

**ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MİCROCOCCLUS LUTEUS VE BACİLLUS PUMİLUS TÜRLERİNİN LİTYUM
GİDERİM KAPASİTELERİNİN BELİRLENMESİ**

Tuğçe USTA

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

**ANKARA
2020**

Her hakkı saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

MİCROCOCCLUS LUTEUS VE BACİLLUS PUMİLUS TÜRLERİNİN LİTYUM GİDERİM KAPASİTELERİNİN BELİRLENMESİ

Tuğçe USTA

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gönül DÖNMEZ

Yapılan tez çalışmasında, Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü Biyoteknoloji Araştırma Laboratuvarı, Kültür Koleksiyonu'ndan *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus* lityum(I) gideriminde biyosorbent olarak kullanılmak üzere alınmıştır. Biyosorpsiyon verimini optimize etmek amacıyla pH 3, 5, 7, 9, 10, başlangıç lityum konsantrasyonu 2.5, 5, 10, 20 mg/L, farklı iyon ilavesi 20 mg/L Mg⁺² ve 40 mg/L Na⁺ ve biyosorbent derişimi 1 ve 2 g/L olarak denenmiştir.

Deneyle sonucunda *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus* biyosorbentlerinin en iyi lityum sorpsiyonunu pH 9'da yaptıkları görülmüştür. Kullanılan biyosorbentler için lityum(I) konsantrasyonlarının artmasıyla biyogiderim veriminin düştüğü gözlemlenmiştir. En düşük lityum(I) konsantrasyonunda, en iyi biyosorpsiyon *Bacillus pumilus* için %33.8, *Micrococcus luteus* için %19.3 bulunmuştur. Biyosorbent konsantrasyonu 2 g/L iken *Bacillus pumilus* %41.1, *Micrococcus luteus* %25.6 biyogiderim yapabilmiştir. Yabancı iyon ilavesinin lityum(I) giderimi üzerinde *Bacillus pumilus* için olumsuz etki gösterirken, *Micrococcus luteus* için ise olumlu etki yarattığı gözlenmiştir.

Yapılan tez çalışmasında matematiksel olarak adsorpsiyon dengesinin tanımlanmasında Freundlich ve Langmuir denge izotermi kullanılmıştır. Model sabitleri hesaplanmıştır ve adsorpsiyon dengesinin her iki adsorpsiyon modeline de uyumlu olduğu görülmüştür.

Deneyle sonucunda günümüzde kullanımı artmakta olan ve geri kazanımı gittikçe önem kazanan lityum(I) iyonunun biyogideriminde *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus*'un önemli bir potansiyele sahip olduğu belirlenmiştir.

Mart 2020, 48 sayfa

Anahtar Kelimeler: Bakteri, *Bacillus pumilus*, *Micrococcus luteus*, Lityum, Biyosorpsiyon

ABSTRACT

Master Thesis

DETERMINATION OF LITHIUM REMOVAL CAPACITY OF *MICROCOCCUS LUTEUS* AND *BACILLUS PUMILUS*

Tuğçe USTA

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Science
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Gönül DÖNMEZ

In this thesis study, *Bacillus pumilus* and *Micrococcus luteus* were provided from Culture Collection of Ankara University, Biology Department, Biotechnology Research Laboratory to be used as biosorbent for lithium(I) removal. In order to optimize biosorption efficiency, initial solution pH 3, 5, 7, 9, 10, initial concentration of lithium 2.5, 5, 10, 20 mg/L, foreign ion addition 20 mg/L Mg⁺² and 40 mg/L Na⁺ and concentration of biosorbent 1 and 2 g/L were investigated.

As a result of these experiments highest lithium sorption capacity for *Bacillus pumilus* and *Micrococcus luteus* has found at pH 9. Increased value of initial lithium(I) concentration had a adverse effect on bioremoval for both biosorbents. It was found that the best biosorption for *Bacillus pumilus* had been the rate of 33.8%; and 19.3% for *Micrococcus luteus*. While biosorbent concentration was 2 g/L, *Bacillus pumilus* was able to uptake lithium(I) 41.1% and 25.6% for *Micrococcus luteus*. It was determined that foreign ion addition has negative impact on lithium(I) bioremoval by *Bacillus pumilus* and positive effect on *Micrococcus luteus*.

In this thesis study, Freundlich and Langmuir isotherms were used to define the adsorption equilibrium mathematically and it has been shown that calculated model constants were compatible with both adsorption model.

At the end of the biosorption studies, it was concluded that *Bacillus pumilus* and *Micrococcus luteus* were successful microorganisms at bioremoval of lithium(I), which is increasingly used today and whose recovery is increasingly important.

March 2020 48 pages

Key Words: Bacteria, *Bacillus pumilus*, *Micrococcus luteus*, Lithium, Biosorption

TEŞEKKÜR

Çalışmalarımın her aşamasında bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyen çok kıymetli hocam, Prof. Dr. Gönül DÖNMEZ'e (Ankara Üniversitesi Biyoloji Bölümü) ve sayın Prof. Dr. Sevgi ERTUĞRUL KARATAY'a (Ankara Üniversitesi Biyoloji Bölümü) teşekkürlerimi sunarım. Tez çalışmam boyunca bilgilerinden yararlandığım sayın Prof. Dr. Zümriye AKSU'ya (Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği) ve Arş. Gör. Dr. Hande GÜNNAN YÜCEL'e (Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği) teşekkürlerimi sunarım. Tezimin deney aşamalarında yardım ve desteklerini esirgemeyen Arş. Gör. Ekin DEMİRAY'a ve arkadaşlarım Hüseyin Kaan KABADAYI, Gülşah Büşra YALÇINKAYA, Gözde BODUR ve İpek ÖZEREN'e teşekkür ederim.

Bana her koşulda destek olan sevgili eşim Onur USTA'ya, tezimin son aşamalarında aramıza katılan biricik kızım Doğa'ya, ilgi ve alakalarını hiçbir zaman esirgemeyen canım aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tuğçe USTA

Ankara, Ağustos 2020

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAYI SAYFASI

ETİK.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTACT.....	iii
TEŞEKKÜR	iv
SİMGELER DİZİNİ	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	3
2.1 Çevre Kirliliği	3
2.1.1 Hava Kirliliği	3
2.1.2 Toprak Kirliliği	4
2.1.3 Su Kirliliği.....	4
2.2 Atık Sular	5
2.3 Metaller	6
2.3.1 Lityum	7
2.3.1.1 Lityum rezervleri	9
2.3.1.2 Kayaçalardan lityum üretimi.....	11
2.3.1.3 Salamuralardan lityum üretimi	11
2.4 Atıksulardan Metal Gideriminde Kullanılan Yöntemler	12
2.4.1 Fizikokimyasal yöntemler	12
2.4.2 Kimyasal çöktürme	12
2.4.3 Koagülasyon flokülasyon.....	13
2.4.4 Elektrokimyasal yöntemler	13
2.4.5 İyon değişimi.....	14
2.4.6 Membran filtrasyon	14
2.4.7 Elektrodializ	15
2.4.8 Biyolojik yöntemler	15
2.5 Biyosorpsiyon	16

2.5.1 Bakteriyel biyosorbentler	18
2.5.1.1 Bacillus	18
2.5.1.2 Micrococcus	19
3. MATERYAL ve YÖNTEM	21
3.1 Materyal	21
3.1.1 Mikroorganizma kaynağı	21
3.1.2 Stok çözeltilerin hazırlanması	21
3.2 Yöntem	22
3.2.1 Melash besiyerinin hazırlanması	22
3.2.2 Bakteriyel biyosorbentin üretilmesi ve biyosorpsiyon deneyi için hazırlanması	22
3.2.3 Biyosorpsiyonun gerçekleştirildiği deney düzeneği	23
3.2.4 pH değerinin biyosorpsiyona etkisi.	23
3.2.5 Lityum(I) konsantrasyonunun biyosorpsiyona etkisi	23
3.2.6 Biyosorbent konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisi	23
3.2.7 Farklı iyonların lityum biyosorpsiyonuna etkisi	23
3.3 Analiz Yöntemleri	24
3.3.1 Atomik adsorpsiyon spektrofotometrisi (AAS)	24
3.3.2 Biyosorpsiyon veriminin hesaplanması.....	24
3.3.3 Biyosorpsiyon denge kapasitesinin hesaplanması.....	24
3.3.4 Lityum(I) biyosorpsiyonunda elde edilen verilerin denge izotermlerine uygulanması.....	25
3.3.4.1 Langmuir izotermi	25
3.3.4.2 Freundlich izotermi.....	26
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	27
4.1 Başlangıç pH Değerinin Biyosorpsiyona Etkisi.....	27
4.2 Başlangıç Lityum(I) Derişiminin Biyosorpsiyona Etkisi.....	28
4.3 Biyosorbent Derişiminin Biyosorpsiyona Etkisi.....	30
4.4 Lityum(I) Biyosorpsiyonuna Yabancı İyon Etkisi	31
4.5 Lityum(I) Adsorpsiyonunun Denge Modellemesi ve Model Sabitlerinin Bulunması	32
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	35
5.1 Tartışma	35

5.1.1 pH değerinin lityum(I) biyosorpsiyonuna etkisi	35
5.1.2 Başlangıç lityum(I) derişiminin biyosorpsiyona etkisi	37
5.1.3 Biyosorbent derişiminin biyosorpsiyona etkisi.....	38
5.1.4 Lityum(I) biyosorpsiyonuna yabancı iyon etkisi.....	38
5.1.5 Lityum(I) adsorpsiyonunun denge modellemesi ve model sabitlerinin bulunması	39
5.1.6 Literatürde lityum(I) adsorpsiyonuyla ilgili yapılmış alışmalar.....	40
5.2 Sonuç	43
KAYNAKLAR	44
ÖZGEÇMİŞ	48



SİMGELER DİZİNİ

C_0	Başlangıçta biyosorpsiyon ortamında bulunan lityum(I) konsantrasyonu (mg/L)
C_f	Biyosorpsiyon ortamından seçilen herhangi bir t anında alınan lityum derişimi (mg/L)
q_m	Maksimum spesifik lityum(I) alımı (mg/g)
X_m	Kurutulmuş hücrenin çözeltideki maksimum derişimi (g/L)
C_{ad}	Seçilen t anında adsorplanmış lityum(I) derişimi (mg/L)
q_{den}	Adsorplanan maddenin denge derişimi (mg/g)
q_m	Adsorbentin maksimum yüzey derişimi (mg/g)
b	Langmuir adsorpsiyon sabiti (L/mg)
C_{den}	Sıvı fazda dengede madde derişimi (mg/L)
K_f	Deneysel olarak hesaplanan adsorpsiyon kapasitesi (mg/g) (L/mg) ^{1/n}
N	Adsorpsiyon yoğunluğu (birimsiz)
X	biyosorbent miktarı
T	sıcaklık
K_F	Freundlich sabiti
R_2	Korelasyon katsayısı
$(NH_4)_2SO_4$	Amonyum sülfat
KH_2PO_4	Mono potasyum fosfat
NaOH	Sodyum hidroksit
NaCl	Sodyum klorür
H_2SO_4	Sülfürik asit
LiCl	Lityum klorür
HNO_3	Nitrik asit
MgCl	Magnezyum klorür
Li_2CO_3	Lityum karbonat
HMnO	Manganik hidroksit
HCl	Hidroklorik asit

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Lityum kullanım alanları % dağılımı	9
Şekil 2.2 Metabolizmaya bağlı olmayan pasif adsorpsiyon mekanizmaları	17
Şekil 4.1 Farklı başlangıç pH değerlerinde B. pumilus ve M. luteus'un yüzde lityum(I) giderim değerleri.....	27
Şekil 4.2 B. pumilus ve M. luteus hücrelerine lityum(I) adsorpsiyonunda farklı başlangıç lityum(I) derişimlerinde elde edilen yüzde lityum(I) kazanım değerleri	29
Şekil 4.3 B. pumilus ve M. luteus biyosorbentlerinin lityum(I) biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç biyosorbent derişimlerinde elde edilen yüzde lityum(I) kazanım değerleri	31
Şekil 4.4 B. pumilus ve M. luteus hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda elde edilen denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması	34

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Atık suların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ve kaynakları	5
Çizelge 4.1 B. pumilus ve M. luteus'un farklı başlangıç lityum(I) derişimlerinde elde edilen yüzde lityum(I) giderim değerleri ve birim biyosorbent başına adsorplanan en yüksek lityum(I) miktarları	30
Çizelge 4.2 B. pumilus ve M. luteus'un farklı biyosorbent konsantrasyonlarında elde edilen yüzde lityum(I) giderim değerleri ve birim biyosorbent başına adsorplanan en yüksek lityum(I) miktarları	31
Çizelge 4.3 B. pumilus ve M. luteus biyosorbentlerinin yabancı iyon ilavesi ile hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyon değerleri	32
Çizelge 4.4 B. pumilus ve M. luteus hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden elde edilen model sabitleri	33
Çizelge 4.5 B. pumilus ve M. luteus hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda hesaplanan deneysel qe değerlerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan qe değerleriyle kıyaslanması.....	33

1. GİRİŞ

Endüstriyel gelişmeler insan yaşantısını kolaylaştırmakla birlikte çevre kontaminantlarının artmasına yol açarak hava, su ve toprak kirliliğinin artmasına neden olmuştur. Kontaminantlar organik ve inorganik olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Organik kontaminantlara tekstil boyaları, tarımda ve haşere kontrolünde kullanılan insektisit, pestisit ve herbisitler, gıda işleme atıkları, petrol hidrokarbonları, kozmetik ve hijyen atıkları örnek olarak verilebilir. İnorganik kontaminantlar metaller, fabrika ve gıda işleme atıkları ve gübrelerdeki bazı bileşikler kapsamaktadır (Handsa vd. 2015).

Elektronik endüstrilerinin gelişimi nedeniyle inorganiklerin, özellikle de iz metallerin ve nadir toprak metallerinin değeri ve kullanımı hızla artmıştır. Artan kullanım hızına yetecek doğal kaynakların bulunmayışı, kıtlık ve makul olmayan fiyat artışını ortaya çıkarmakla birlikte çevre kirliliğine de yol açmaktadır (Swain 2017).

Lityum nadir sayılan bir elementtir. Bir çok kayada ve salamuralarda bulunmasına rağmen konsantrasyonları her zaman çok düşüktür ve sadece küçük bir bölümü ticari olarak kullanıma uygundur. Lityum bulunduran alanların ulaşım zorluğu veya geri kazanımı ve işlenmesinin çok pahalı oluşu lityuma olan ilgiyi arttırmaktadır (Rodriguez ve Contreras 2013). Lityum enerji güvenliğinden günlük yaşantıya, çevre güvenliğinden zihinsel sağlığa kadar çok çeşitli kullanıma sahip önemli bir elementtir (Song vd. 2013). 1940'ların sonlarından bu yana yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır, ancak son zamanlarda lityum-iyon pillerde, yakıt tasarruflu araçlarda, cep telefonu, bilgisayar gibi elektronik aletlerde, ısı transfer kontaklarında, havacılık endüstrisine, cam ve seramiklerde artan kullanımı fiyat artışını meydana getirmiştir (Rodriguez ve Contreras 2013). Ticari olarak kullanılacak miktarın azlığı ve talep artışı nedeniyle lityumun ayrıştırılması, arıtılması ve geri kazanılması için hızlı ve doğru yöntemlerin belirlenmesi esastır (Swain 2017).

Günümüzde kullanılan yöntemlerden en az maliyetli ve en az zahmetli olanı salamuralardan lityum eldesidir. Salamuralardan lityum kazanımı için en önemli parametre magnezyum lityum oranıdır ve bu oranın en çok 6/1 olması beklenmektedir. Bu oranın artması işlem maliyetini de arttırmaktadır (Akgök ve Şahiner 2017).

Bu tez çalışmasının amacı elde edilmesi zahmetli ve maliyetli olan lityumun, *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus* suşları tarafından giderim kapasitesinin belirlenmesi ve ekonomik olmayan lityum elde etme yöntemlerine bir alternatif olarak geliştirilmesidir. Biyosorpsiyon işlemi ile biyolojik olarak yıkılması zor olan metal veya boya gibi kirleticiler sulu ortamlardan biyokütle aracılığıyla alınmaktadır (Aksu 2005).



2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Çevre Kirliliği

Doğal kaynakların ve yaşanan çevrenin kirleticiler ve yanlış kullanım sonucu bozulması ile ortaya çıkan doğal dengenin bozulması durumuna çevre kirliliği denir. İnsan popülasyonundaki artış ve teknolojik gelişmeler çevre kirliliğinin artmasına neden olan en önemli faktörlerdir (Hansda vd. 2015).

Çevre kirliliğini toprak kirliliği, hava kirliliği ve su kirliliği olmak üzere üç çeşit olarak sınıflandırılmaktadır.

2.1.1 Hava Kirliliği

İnsan sağlığını bozacak şekilde veya çevresel dengeleri bozacak ölçüde bileşiminin değişmesiyle kirleticiler maddelerin havada bulunması hava kirliliği olarak tanımlanmaktadır. Kirleticiler, SO₂, NO, CO, O₃, hidrokarbonlar, uçucu organik bileşikler gibi gazlar, asitler, organik kimyasallar, metaller, toprak veya toz gibi partiküllerden oluşmaktadır (Zencirci ve Işıklı 2017).

Son yıllarda ön plana çıkan önemli sorunlardan biri hava kirliliğine bağlı gelişen sağlık problemleridir. Dünya nüfusunun yaklaşık yarısı şehirlerde yaşamaktadır ve şehirlerde yaşayan insanlar hava kirliliğine gün geçtikçe daha çok maruz kalmaktadır. Endüstrileşme ile beraber artan enerji talebinin petrol ve kömür gibi fosil yakıtlar aracılığıyla karşılanması, motorlu araç kullanımının artması, kirliliğin de artmasına neden olan temel faktörlerdir. Kırsal kesimde yaşayan popülasyon aydınlanma, ısınma ve pişirme amaçlı kullandıkları odun, kömür, hayvan dışkısı gibi yakıtların dumanına maruz kalmaktadır (Çilingir 2016). Kirli havanın neden olduğu sağlık problemleri riski dünya çapında dördüncü sırada yer almaktadır (Zencirci ve Işıklı 2017).

2.1.2 Toprak Kirliliği

Toprak kirliliği, öncelikli olarak insan etkinlikleri sonucunda, toprağın fiziksel, kimyasal, biyolojik ve jeolojik yapısının bozulmasıdır. Yanlış tarım tekniklerinin uygulanması, yanlış ve fazla gübre ile bilinçsiz tarım ilaçlarının kullanımı sonucu atık ve artıklarının birikimi toprakta zehirli ve tehlikeli maddeleri arttırmaktadır.

Pestisit, herbisit, insektisit gibi haşere kontrol ilaçları, aşınma sonucu biriken tortular, tarımsal ve mineral atıklar, hayvan dışkısı ve mezbahalardan çıkan atıklar, endüstriyel atıklar toprak kirliliğine etki eden en önemli faktörlerdir. Ayrıca topraklar kirli hava ve suyun taşımış olduğu etkenler tarafından da kirlenerek niteliği değişmektedir (Karaca ve Turgay 2012)

2.1.3 Su Kirliliği

Su kirliliği, kimyasal maddeler, endüstriyel atıklar, böcek ilaçları, tarımsal gübreler veya metaller dahil olmak üzere suya kimyasallar ve tehlikeli yabancı maddeler sokulduğunda meydana gelen kirliliktir. Tüm canlılık suya dayandığından, su kirliliği tüm ekosistemi etkilemektedir (Handsa vd 2015).

Günümüz dünyasında çevre kirliliği büyük ekolojik krizlere yol açmaktadır. Çevre kirliliğine bağlı olarak tatlı su kirliliği de gittikçe artan bir sorun haline gelmektedir. Su, dünya genelinde son derece değerli, ekonomik ve stratejik bir kaynaktır. Az gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde, atıksuyun %95'i, sanayi atıklarının da %70'i arıtılmadan su kaynaklarına verilmektedir. Dünya genelinde 1,4 milyar insan temiz su kullanma imkanlarından mahrum yaşamaktadır. Gelişmekte olan ülkelerde meydana gelen hastalıkların %80' i kirlenmiş sulardan kaynaklanmaktadır. Dünya yüzündeki nehirlerin yarıdan fazlası kirli durumda olması sorunun ciddiyetini ve bundan etkilenebilecek canlı miktarını açıkça göstermektedir, bu nedenle su kaynaklarının tahsisinde, planlanmasında, kullanılmasında ve korunmasında özenli davranılmalıdır. Su kaynaklarının sürdürülebilir

yönetiminde kirliliğin önlenmesi ve arıtma teknolojileri konularının üzerinde durulmalıdır (Özel ve Gemici 2016)

2.2 Atık Sular

Evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmeye maruz kalmış veya özelliklerini kısmen ya da tamamen kaybetmiş sulara atık su denilmektedir. Ev, konut, site, motel ve oteller evsel atık su oluşumuna neden olmaktadır. Evsel atık sular kirli kanalizasyon sularıdır. Sanayide üretim faaliyetleri sonucu ortaya çıkan atık sular endüstriyel atık sularıdır. Nitelikli atık sular çöplüklerden ve sanayi tesislerinden sızıntı olarak çevreye dağılabilmekte ve çeşitli içeriklere sahip olabilmektedir (Anonim 2011).

Atık suların sahip olduğu fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ve onların kaynakları çizelge 2.1’de verilmiştir.

Çizelge 2.1 Atık suların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ve kaynakları (Eltem 2008)

Özellikler	Kaynakları
<i>Fiziksel Özellikler:</i>	
Renk	Evsel ve endüstriyel atıklar, organik maddelerin doğal ayrışması
Koku	Atık suyun dekompoze olması ve endüstriyel atıklar
Katı maddeler	Evsel ve endüstriyel atıklar, toprak erezyonu, akıntı/süzüntü, evlerde kullanılan su
Sıcaklık	Evsel ve endüstriyel atıklar
<i>Kimyasal Özellikler:</i>	
Organik Maddeler	
Karbonhidratlar	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar
Yağlar	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar
Pestisitler	Zirai atıklar
Fenoller	Endüstriyel atıklar
Proteinler	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar
Sümfaktanlar	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar
Buharlaştırılabilir organik bileşikler	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar

Çizelge 2.1 Atık suların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ve kaynakları (Eltem 2008) (devam)

Özellikler	Kaynakları
Kimyasal Özellikler:	
İnorganik Maddeler	
Alkanite	Evsel atıklar, evde kullanılan su, yer altı sularının süzülmesi
Klorlar	Evsel atıklar, evde kullanılan su, yer altı sularının süzülmesi
Ağır Metaller	Endüstriyel atıklar
Azot	Evsel ve zirai atıklar
Fosforlar	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar ve doğal yağmur birikintileri
Ph	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar
Önemli pollutantlar	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar
Kükürt	Evsel, ticari ve endüstriyel atıklar, evlerde kullanılan su
Hidrojen sülfid	Evsel atıkların dekompozisyonu
Metan	Evsel atıkların dekompozisyonu
Oksijen	Süzülmüş yüzey suları, evlerde kullanılan su
Biyolojik Elemanlar:	
Hayvanlar	Açık su kanalları, arıtım tesisleri
Bitkiler	Açık su kanalları, arıtım tesisleri
Algler	Evsel atıklar, yüzey sularının süzülmesi, arıtım tesisleri
Funguslar	Evsel atıklar, yüzey sularının süzülmesi, arıtım tesisleri
Protozoa	Evsel atıklar, yüzey sularının süzülmesi, arıtım tesisleri
Archaea	Evsel atıklar, yüzey sularının süzülmesi, arıtım tesisleri
Bacteria	Evsel atıklar, yüzey sularının süzülmesi, arıtım tesisleri
Virüsler	Evsel atıklar

Atık sularda kirlilik kaynaklarını organik ve inorganik olarak ikiye ayırmak mümkündür. Organik kirleticiler; endüstriyel çözücüler, pestisitler ve gıda işleme atıklarından oluşurken, inorganik kirleticiler; metaller, suni gübreler ve endüstriyel atıklardan oluşmaktadır (Hansda vd 2015).

2.3 Metaller

Metallerin büyük bir kısmının keşfi bundan sadece 250 yıl öncesine dayanmaktadır. Sanayi devrimi öncesinde üretimi ve rafinasyon işlemleri büyük ölçüde insan gücü kullanılarak gerçekleştirilen metaller, endüstriyel düzeyde ancak makinelerin ve ısıtma aparatlarının gelişimiyle birlikte gerçekleşmiştir. Bu gelişmeler ile birlikte hem metallerin kullanımını artmış, hem de metallerin farklı kullanım alanları ortaya çıkmaya başlamıştır.

Demir, kurşun, alüminyum, gümüş, altın, bakır, nikel, çinko ve tungsten gibi metaller günümüzde yaygın şekilde kullanılmaktadır. Bazı metallerin farklı kullanım alanları keşfinden yıllar sonra ortaya çıksa da, bazıları keşfinden itibaren yaygın kullanıma sahip olmuşlardır. Örneğin antik çağlardan beri kullanılan demir, günümüzde köprü yapımı ve yüksek binaların desteklenmesi gibi çeşitli alanlarda da kullanılmaktadır. Benzer olarak bakır da binlerce yıllık kullanımına karşın, modern dünyamızda elektrik iletimi gibi farklı alanlarda kullanılmaya başlanmıştır. Demir ve bakırın aksine, alüminyum ve tungsten gibi metaller ise keşifleriyle birlikte çok çeşitli kullanım alanlarına sahip olmuşlardır (Benvenuto 2016) .

Endüstrideki gelişmelerle birlikte metallerin yarattığı kirlilik günden güne artmakta ve canlılar için tehdit edici bir unsur haline gelmektedir. Atık sularda ve toprakta oluşan ve gittikçe artan metal kirliliği dünya genelinde önemli çevre problemlerden birisi olarak görülmektedir (Nesheli vd 2018).

2.3.1 Lityum

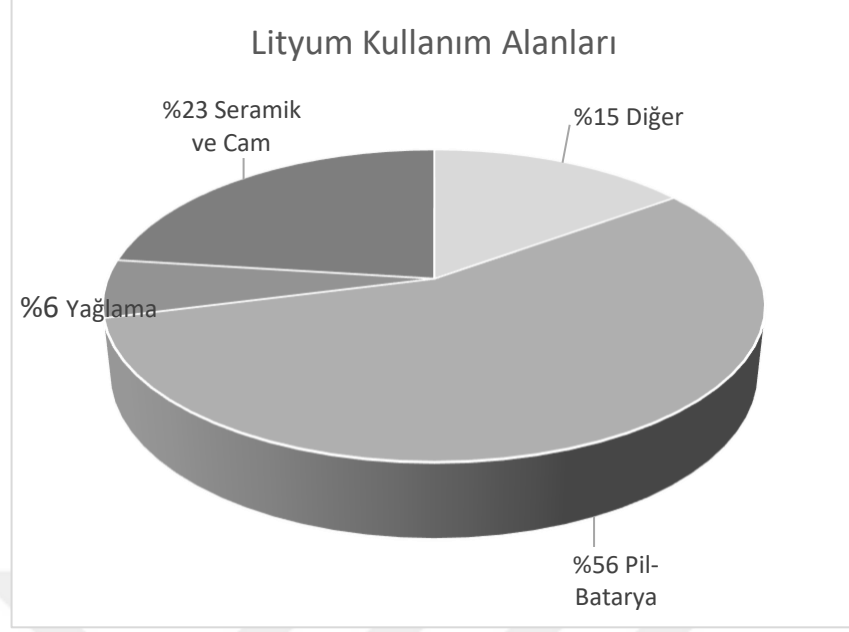
Lityum elementinin ismi mineral olarak keşfinden kaynaklı olarak, Yunanca'da taş anlamına gelen 'lithos' kelimesinden gelmektedir. Diğer alkali metaller gibi bir tane değerlik elektronu bulunmaktadır ve bu elektronu hemen kaybederek pozitif iyon haline geçmektedir. Reaktif yapısından dolayı doğada element olarak değil, tuzlu bileşiklerin bir parçası olarak bulunmaktadır. Lityumun keşfi Johann Arfvedson tarafından 1817'de yapılmış olsa da, ticari olarak ilk kullanımı, 1923 yılında Metallgesellschaft isimli Alman firma tarafından, raylı sistemlerde kullanılmak üzere, lityumklorit formunun elektrolizle izolasyonu sonucu gerçekleştirilmiştir. Lityum bazı volkanik kayalarda, doğal tuz göllerinde bulunur fakat yüksek reaktivitesi nedeniyle serbest olarak bulunmamaktadır. İkinci Dünya Savaşı'ndan sonra lityum üretimi ciddi oranda artmıştır ve nispeten nadir bulunan bir element olarak sayılmaktadır. Dünya'nın element bolluğu sıralamasında lityum 27. sıradadır. Magmatik kayalarda 6 ppm, tortul kayalarda minimum 11,5 ppm, maksimum 60 ppm'e kadar lityum bulunur. Bu küçük sayılarla bile oldukça fazla sayıda lityum elde edilebilmekte, ancak sadece bir kısmı ticari olarak kullanılabilir.

Lityum 1940'ların sonlarından bu yana yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır, ancak son zamanlarda lityum-iyon pillerde, yakıt tasarruflu araçlarda, cep telefonu, bilgisayar gibi elektronik aletlerde, ısı transfer kontaklarında, havacılık endüstrisinde, cam ve seramiklerde kullanımı gittikçe artmaktadır. Lityum elektrikli arabalar için kullanılan bataryalarda kurşun, nikel, kadmiyum gibi son derece toksik ve pahalı olan maddelerin yerini almaktadır. Yüksek özgül ısısının bir sonucu olarak lityum ısı transfer uygulamalarında ve elektrokimyasal potansiyeli sayesinde ise anot elektrik pillerinin yapımında kullanılmaktadır.

Lityum; lityum karbonat ve lityum sitrat gibi lityum tuzları manik ve bipolar depresyon tedavisinde, lityum stereat yüksek sıcaklık uygulamalarında genel amaçlı yağlayıcı olarak, lityum organik bileşenlerin sentezinde koordinasyon sağlayıcı ligand olarak, lityum hidroksit uzay aracı ve denizaltılarda karbondioksiti gidererek havanın arındırılmasında, nükleer teknolojisi ve roket yapımında, alüminyum, kadmiyum, bakır ve manganezli alaşımlarıyla yaygın olarak uçak yapımında, lityum bromür, lityum nitrat gibi diğer bileşenlerle birlikte absorpsiyonlu ısı pompalarında kullanılmaktadır.

Günümüzde şarj edilebilir bataryalarda etkin madde olarak lityumun kullanımı talepte hızlı bir büyüme artışı oluşturmaktadır. Her yıl milyarlarca cep telefonu, kişisel bilgisayar ve elektrikli el aleti üretiminde lityum kullanılmaktadır. Bu da Lityumu yeri doldurulamayan bir element haline getirmektedir (Rodriguez ve Contreras 2013).

Günümüzde lityum kullanım alanlarının dağılımı şekil 2.1'de gösterilmiştir



Şekil 2.1 Lityum kullanım alanları % dağılımı (Anonymus 2019)

Lityumun geri dönüşümle kazanımının zor olması ve tüketiminin de artması nedeniyle Amerika Enerji Bakanlığı konu ile ilgili çalışma yürüten bir firmaya 9,5 milyon dolar teşvikte bulunmuştur ve AR-GE çalışmalarına verilen önem artmıştır. Lityum karbonat üretimi 2017 yılında 228.000 ton iken bu miktarın birkaç yıl içerisinde iki katına çıkması öngörülmektedir. Lityum fiyatları 2015 yılında 6.450 USD/Ton civarında iken, 2017 Aralık ayında bu fiyat yaklaşık 3 katına çıkarak 20,000 USD/Ton' a yaklaşmıştır. Fiyatların önümüzdeki yıllarda daha keskin bir artışa geçeceği öngörülmektedir. Dünyadaki lityum kaynağının fiyat artışıyla birlikte artan arama çalışmaları dikkate alındığında 53 milyon tondan daha fazla olacağı belirlenmiştir (Çelebi ve Dönmez 2018).

2.3.1.1 Lityum rezervleri

Dünyada lityum cevherleşmesi pegmatitler ve sedimanter kayalar ile tuzlu su rezervleri (salamuralar) dır.

Küresel ölçekte lityum rezervlerinin büyük bir bölümünü tuzlu su yatakları oluşturmaktadır. Tuzlu su yatakları kıtasal jeotermal ve petrol yatakları olmak üzere üç çeşittir. Arjantin, Şili ve Bolivya'da yer alan etrafında And dağları bulunan yüksek lityum rezervine sahip bölgeye lityum üçgeni adı verilmektedir. Bolivya dünyanın en büyük

lityum rezervlerine ev sahipliği yapmaktadır. Salar de Uyuni yatağını da içine almakta ve dünya rezervlerinin yaklaşık %50'si burada bulunmaktadır. Salar de Uyuni yatağında Mg/Li oranı çok yüksektir. Bu oran Atacama yatağının yaklaşık 3 katıdır ve bu oran doğrudan buharlaşmaya etki etmektedir. Düşük buharlaşma oranı rafineri sürecini uzatarak, zaman kaybına ve maliyet artışına neden olmaktadır.

Dünya lityum rezervlerinin %26'sını pegmatit tipi yataklar oluşturmaktadır. Bu yataklarda konvansiyonel olarak tabir edilen açık ocak ya da yer altı üretim teknikleri kullanılmaktadır. Pegmatitlerdeki lityum konsantrasyonunun daha yüksek olmasına karşın, lityum çıkarılması salamuralarla karşılaştırıldığında çok maliyetlidir. Kalay ve tantalın pegmatitlerde yan ürün olarak elde edilmesi maliyetleri bir miktar aşağı çekmeyi sağlamaktadır. Pegmatitlerde lityum genellikle spodümen mineralinde bulunmakta, bazen de petalit, lepidolit, ambligonit ve ökropit minerallerinde bulunabilmektedir. Alaska, Kuzey Ontario, Quebec, İrlanda ve Finlandiya'da pegmatit yatakları bulunmaktadır. Dünyanın en büyük pegmatit yatağı %1,6 Avustralya, Greenbushes'de bulunmaktadır. Alaska, Kuzey Ontario, Quebec, İrlanda ve Finlandiya da pegmatit yataklarına sahip yerlerdir.

Dünya lityum rezervlerinin %8'lik bir kısmı killerin içerisinde smektit minerali olarak bulunmaktadır. Hektorit minerali de diğer bir yaygın cevher mineralidir. Bu mineral lityumun yanı sıra magnezyumca da zengindir. Bilinen büyük yataklar, Nevada Krallar vadisinde %0,27 konsantrasyonlu 48 milyon ton rezervli yatak ve Meksika'nın Sonora bölgesindeki %0,3 konsantrasyonlu 43,3 milyon ton rezerve sahip Sonora yatağıdır. Halen dünyanın çeşitli bölgelerinde yapılan arama çalışmaları sonucu rezerv artmaktadır (Akgök ve Şahiner 2017). Diğer bir lityum sedimanter yatak çeşidi olan göl evaporitleri lityum ve boronca zengin jadarit mineralini içermektedir (Çelebi ve Dönmez 2018).

2.3.1.2 Kayaçlardan lityum üretimi

Dünyada lityum üretiminin %50'sini oluşturan çözeltiler üretim maliyetleri açısından da pegmatitlere oranla çok düşüktür. Bu oranın önümüzdeki yıllarda daha da artacağı öngörülmektedir. Lityum sert kayaçlardan üretildikten sonra, kırma-öğütme işleminden geçerek, flotasyonla zenginleştirilir, sonra hidrometalurjik süreçlere tabi tutulur ve liç edilerek, çözeltiden çöktürülerek alınır. Sert kayaç lityum rezervuarları için, lityum içeriğinin yüksek olması ekonomikliği açısından çok önemlidir. Yan ürün olarak alınması maliyetleri önemli miktarda düşürebilmektedir. Sert kayaç depositlerden lityum, tantalum, berilyum ve sezyum dan rafinasyon sonrası yan ürün olarak elde edilebilmektedir. Bu süreçte de yüksek oranda istenmeyen madde içeriği rafinasyon maliyetini artırabilmekte ve üretilebilir olamamaktadır (Akgök ve Şahiner 2017).

2.3.1.3 Salamuralardan lityum üretimi

Lityumlu salamuralar, kayaçlardaki lityumun çözünerek yeraltı sularında toplanması sonucu oluşmaktadır. Lityum konsantrasyonu ppm, litrede miligram veya ağırlık yüzdesi olarak ölçülmektedir. Zenginleştirme işlemi için salamura havuzları inşa edilir ve buralara istenilen mineral pompalanır. Havuzlarda toplanan lityumca zenginleşmiş çözeltiler doğada kendi halinde buharlaşmaya bırakılarak lityumun çökelti içinde kalması sağlanır. Bu süreç iklim şartlarına göre çeşitli sürelerde gerçekleşebilmektedir. Tipik lityum konsantresi % 1-2 arasındadır ve bu konsantre son ürün olarak kullanılmak üzere proses tesisine gönderilmektedir.

Lityumlu salamuraların oluşumunda lityumlu çökeltinin oluşumu için çorak iklim yapısı, lityum oluşumu için volkanik ve tektonik faaliyetlerin gerçekleşmesi, lityum kayaç yapısının oluşması, yeraltı su kaynağının varlığı ve konsantrasyon oluşumu için yeterli bir zamanın geçmesi gibi bir çok faktör rol oynamaktadır.

Rezervlerin oluşması için iklim şartlarının yeterli buharlaşmaya uygun olması, güneş alma süresi, nem oranı, rüzgar şiddeti gibi kriterler de lityum eldesinin maliyetine etki

etmektedir. Tabii ki lityumun saf bulunma oranı çok önemli olup, yüksek saflıktaki maden cevherleri daha ekonomik olmaktadır. Yan ürünlerin eldesi saflığı bozması yönüyle süreci olumsuz etkilemektedir. Özellikle potasyumlu yataklarda yatağın geçirgen bir zemin yapısına sahip olması nedeniyle, yüksek saflıkta bir rezervin işletilebilirliğini engelleyici özellik gösterebilmektedir. Magnezyum/Lityum, Sülfat/Lityum oranları kullanılabilir ürün oluşumuna etki etmesi yönü ile çok önemlidir. Oranların istenmeyen seviyelerde olması ayırıştırma işleminin maliyetini arttırmaktadır (Akgök ve Şahiner 2017).

2.4 Atıksulardan Metal Gideriminde Kullanılan Yöntemler

2.4.1 Fizikokimyasal Yöntemler

Ağır metallerin gideriminde fiziksel yöntemler temel olarak metallerin partiküllü formlarına uygulanmaktadır. Fiziksel ayırma işlemi; mekanik tarama, hidrodinamik sınıflandırma, yüzdürme, manyetik ve elektrostatik ayırma gibi yöntemlerden oluşmaktadır. Fiziksel ayırmanın etkinliği partikül büyüklüğünün dağılımı, partikülün şekli, içerdiği kil oranı, nem oranı, toprağın hümik içeriği, toprak matrisinin heterojenliği, toprak matrisi ve metal kirletici maddeler arasındaki yoğunluk, manyetik özellikler ve partikül yüzeyinin hidrofobik özellikleri gibi çeşitli toprak özelliklerine bağlıdır. Geleneksel kimyasal yöntemler ise kimyasal çöktürme, yüzdürme, adsorpsiyon, iyon değişimi ve elektrokimyasal biriktirmedir. Kimyasal işlemlerin uygulanabilirliğini ve etkinliğini kil silt oranı, hümik, kalsit, demir, kalsiyum, ağır metaller ve anyonların yüksekliği gibi faktörler etkilemektedir(Gunatilake 2015).

2.4.2 Kimyasal Çöktürme

Kimyasal çöktürme uygulanma kolaylığı ile metal gideriminde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Geleneksel olarak uygulanmakta olan kimyasal çöktürme yöntemi hidroksit, sülfid, karbonat ve fosfat gibi çöktürücüler meydana getirmektedir. Bu yöntemin temeli çözülmüş metaller ve koagülantlardan suda çözünemeyen metal çöktürücüleri oluşturmaya dayanmaktadır. Metaller çöktürüldükten ve katılaştırıldıktan sonra kolaylıkla

uzaklaştırılabilmektedir. Çözeltideki metal iyonlarının giderim yüzdesi, pH, sıcaklık, başlangıç derişimi, iyonların yüzdesi gibi parametrelerin değiştirilmesi ile optimum seviyelere çekilebilmektedir. En yaygın kullanılan çökeltme tekniği kısmen basit olması ve düşük maliyeti nedeni hidrositleştirmedir (Fu ve Wang 2011, Ku ve Jung 2001)

2.4.3 Koagülasyon ve Flokülasyon

Koagülasyon ve flokülasyon mekanizması zeta potansiyel ölçümü ile belirtilen kriterlere göre kirletici ve koagülant/ flokülant ajanlar arasındaki etkileşimler sonucu gerçekleşmektedir. Koagülasyon işlemi elektrostatik itme işlemi sayesinde kolloidal partiküllerin net yüzey yükünü azaltmaktadır. Flokülasyon işlemi ilave eklenen organik polimerler tarafından oluşturulan inorganik polimerler ile etkileşimler yoluyla partikül boyutunu büyütme yi sağlamaktadır. Ayrık parçacıklar daha büyük parçacıklar haline topaklandığında ise süzme ya da yüzdürme yolu ile arıtım yapılabilmektedir. Bu yöntemde çamur oluşumu, kimyasalların uygulanması ve oluşan toksik bileşiklerin katı faza aktarılması ana dezavantajlar sayılmaktadır (Lopez-Maldonado 2014).

2.4.4 Elektrokimyasal Yöntemler

Metallerin atıksudan gideriminde kullanılan bir diğer yöntem de katot plağı ve çözünmeyen anottan oluşan bir çözeltiden akım geçirilmesiyle metal taşınmasıdır. Elektronların bir elementten diğerine hareketi esnasında elektrik açığa çıkmakta ve ağır metal içeren atık suların arıtılması için kullanılan elektrokimyasal işlem, ağır metallerin hidroksit olarak zayıf bir asit veya nötralleştirilmiş bir katolit içerisinde çökeltilmesine dayanmaktadır. Atıksuyun elektrokimyasal arıtılması; elektro biriktirme, elektro koagülasyon, elektro flotasyon ve elektro oksidasyonu içermektedir (Shim 2014)

Koagülasyon ve çöktürme kolloidlerin elektrodestabilizasyonu ile kabul edilebilir ölçüde hidroksit formlarının oluşturulmasını sağlamaktadır. Ağır metal çöktürme işleminde en yaygın şekilde elektrolitik oksidasyon ile koagülant oluşumu ve kontaminantların destabilizasyonu ile folk oluşturma yer almaktadır. Elektro koagülasyonda, koagülantların in situ yolla elektrolitik oksidasyondan uygun anot materyali elde edilmesi

ve yüklenmiş iyonik metallerin atıksudaki anyonlarla raksiyona girmesi ile giderim sağlanmaktadır. Kimyasal çöktürme yönteminde yüksek oranda kimyasala ihtiyaç duyulması, metal çöktürme işleminin yavaş olması, yüksek oranda çamur üretimleri nedeniyle uzun süreli çevresel etki yaratması bu yöntemin en büyük dezavantajları sayılmaktadır (Aziz vd. 2008)

2.4.5 İyon Değişimi

Düşük yoğunlukta metal içeren sulu çözeltilerin arıtımında etkin olarak kullanılan bir yöntemdir. Bu yöntemde katyon veya anyon içeren özelleşmiş iyon değiştiriciler metal iyonlarının gideriminde kullanılmaktadır. Reçineler yaygın olarak kullanılan iyon değiştiricilerdir ve çözeltilen absorpladıkları oranda pozitif veya negatif iyonu çözeltiliye bırakmaktadırlar. Katyonik reçinelerde pozitif yüklü bulunan H^+ ve Na^+ gibi iyonlar Ni , Cu ve Zn gibi iyonlarla; anyonik reçinelerde de benzer şekilde hidroksil, klorit gibi iyonlar sülfat, nitrat gibi iyonlarla yer değiştirmektedir (Dizge vd. 2009, Hamdaoui 2009).

2.4.6 Membran Filtrasyon

Membran filtrasyon son zamanlarda atıksu arıtımında dikkat çeken yöntemler arasında sayılmaktadır. Askıdaki katıların, organik ve metal gibi inorganik kontaminantların gideriminde kullanılmaktadır. Kirleticinin büyüklüğüne göre ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz gibi çeşitleri tercih edilmektedir.

Ultrafiltrasyon ağır metalleri ayırmak için kullanılmaktadır. Makromolekül, askıda elementler veya metallerin por büyüklüğü ayarlanarak inorganik çözeltilen ayrılmasını sağlamaktadır bu boyut 5-20 nm arasında değişiklik göstermektedir. Membran karakteristiğine bağlı olarak %90 oranlarında verim ile giderim sağlamaktadır. Ultrafiltrasyon küçük alana ihtiyaç duyması ve az miktarda itici güç gerektirmesi ile avantajlı sayılmaktadır.

Polimer destekli ultrafiltrasyon yöntemi suda çözünebilen polimerik ligandların metal iyonlarına bağlanma yüzeyi oluşturarak makromolekül kompleksleri oluşturmasıyla

atıksu giderimini gerçekleştirir. Bu yöntemin avantajları arasında düşük enerji ihtiyacı, yüksek rakesiyon kinetiği sayılmaktadır. Kompleks ultrafiltrasyon tekniği benzer şekilde gerçekleşmekte ve etkin bir alternatif olarak görülmektedir (Rether ve Schuster 2003)

Ters ozmos iki ortam arasında seçici membran ile yapılan bir ayırım sonucunda istenmeyen kirleticilerin uygulanan basınç ile çözücünün olduğu tarafa geçirilmesidir. Bu işlemden kullanılan membran seçici geçirgen özellikte olduğu için çözücülerini geçirirken, ağır metallere karşı geçirgen değildir. Ters ozmos mekanizması ile bakteriler de dahil olmak üzere çeşitli özellikte kirleticileri ayırmak mümkündür. Ters ozmos mekanizması difüzyon temelli gerçekleşmektedir, dolayısı ile yöntemin etkinliği çözünen madde konsantrasyonuna, basınç ve su akış oranına bağımlıdır (Chen ve Chen 2003)

2.4.7 Elektrodiyaliz

Membran ile ayrılmış iki ortam arasında iyonların bir taraftan diğerine elektriksel potansiyel uygulanarak geçirilmesidir. Kullanılan membranlar ince plastik materyalden oluşan anyonik veya katyonik özelliğe sahiptir. Bu yöntemin en büyük dezavantajı membranların yerleştirilmesidir. Daha yüksek iyon değiştirme kapasitesine sahip olan membranlarda daha yüksek performans elde edilmektedir. Atıksudaki akıntı oranı, sıcaklık ve voltaj konsantrasyonları yöntemin verimliliğini etkilemektedir. Bu yöntem yüksek oranda ağır metal ile kirlenmiş atıksularda avantajlı sayılmaktadır (Mohammadi ve Pironneau 2004).

2.4.8 Biyolojik Yöntemler

Biyolojik giderim yöntemlerinde mikroorganizmalar kilit bir rol oynamaktadır. Aktif çamur, damlamalı filtreler, stabilizasyon havuzları yaygın şekilde kullanılan yöntemlerdir. Aktif çamur sistemleri aralarında en yaygın olarak kullanılan, mikroorganizmalar aracılığı ile organik bileşiklerin inorganik bileşenlerine parçalanmasını havalandırma ve çalkalama yaparak sağlayan ve kalan katıların çökmesiyle işlemin tamamlandığı yapılarıdır. Bakteri içeren aktif çamur sistemleri düzenli olarak altüst edilerek organik dekompozisyon oranı artırılmaktadır (Idris 2010).

Biyosorpsiyon metal gideriminde kullanılan önemli biyolojik yöntemlerden birisidir. Sorpsiyon yönteminde metal iyonları sıvı fazdan sorbent tarafından adsorpsiyon ve çökeltme işlemleri ile katı faza geçiş yapması olaylarını kapsamaktadır. Basit olarak bu işlem katı yüzeye kimyasal ve fiziksel etkileşimler sonucu kirleticinin bağlanması olarak açıklanabilmektedir (Gupta vd. 2010, Aksu ve Dönmez 2005).

2.5 Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon biyolojik bir materyalin atıksularda kirleticileri biriktirme yeteneği olarak tanımlanabilmektedir. Özellikle metal gideriminde biyosorpsiyon etkili bir yöntem olarak görülmektedir. Biyolojik materyal olarak bakteriler, funguslar, algler ve bitkilerin metal adsorpsiyon kapasitelerinin yüksek olduğu bilinmektedir (Hassan vd. 2010, Aksu ve Gülen 2002).

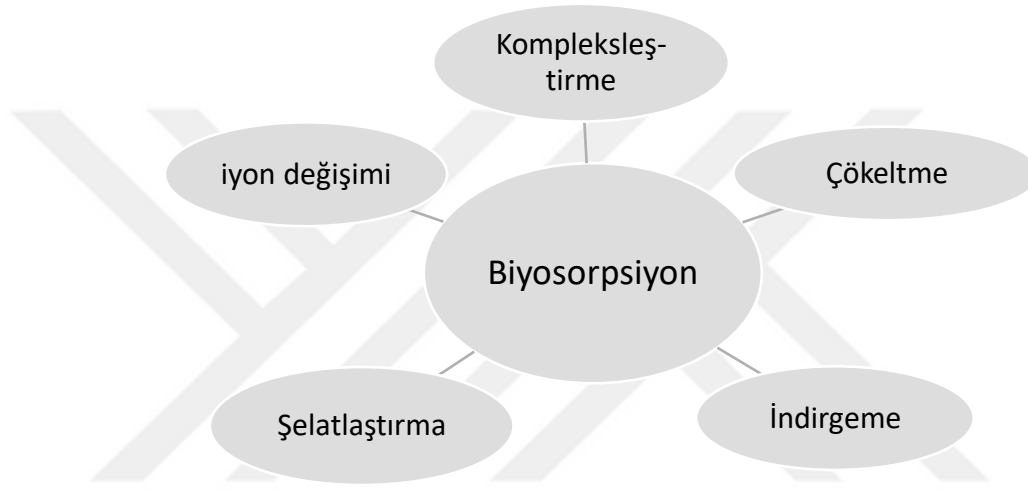
Biyosorpsiyon veya biyoadsorpsiyon metallerin hücreye pasif bir şekilde biyokütle tarafından alınmasıdır (Kratochvil ve Volesky 1998). Hücre yüzeyi ile gerçekleştirilen sorpsiyon mekanizması metabolizmadan bağımsızdır, mikroorganizmanın hücre duvarındaki fonksiyonel gruplar ile metal iyonları arasında fizikokimyasal bazı etkileşimler sonucu gerçekleşmektedir. Biyosorpsiyon ölü biyokütle tarafından gerçekleştirildiği için hızlı bir şekilde metalin giderimini sağlamaktadır. Sıcaklık, metabolik enerji veya inhibitör maddelerin ortamda bulunmasından etkilenmeyişi yönüyle tercih edilen bir yöntemdir (Vijayaraghavan ve Yun 2008, Kadukova ve Vircikova 2005).

Biyosorpsiyon mekanizmasında mikroorganizma gelişimi için besin gereksinimi olmayışı, toksik ortamlardan etkilenmeyişi, düşük işlem maliyeti, sürecin hızlı gerçekleşmesi, kolayca kontrol edilebilmesi, steril ortam ihtiyacının olmayışı, metallerin geri kazanımını sağlaması, biyokütlenin depolanabilirliği, yüksek verime sahip olması gibi özellikleri ile avantajlı sayılmaktadır. Ölü biyokütleyle çalışmaya bağlı olarak süreci iyileştirme olanaklarının sınırlı olması, metalin değerlik iyonunu değiştirme potansiyeli

olmayışı ve sınırlı pratik uygulamalara sahip olması gibi yönleri ile dezavantajlı sayılmaktadır (Feng ve Aldrich 2004).

Biyosorpsiyonun verimi biyosorbent kapasitesi, afinitesi, özgülüğü ile atık sulardaki kimyasal ve fiziksel koşullara bağlıdır.

Biyosorpsiyon sürecinde metabolik olmayan mekanizmalar şekil 2.2’de verilmiştir.



Şekil 2.2 Metabolizmaya bağlı olmayan pasif adsorpsiyon mekanizmaları (Lin vd. 2019)

Hücre yüzeyinde bulunan negatif yüklü karboksil ve fosforil gibi gruplar pozitif yüklü iyonlara bağlanmaktadır. Buralara bağlı protonların metallerle yer değiştirmesi sonucu iyon değişimi gerçekleşmektedir. İyon değişiminde pH fonksiyonel grupları etkilediği için etkili bir parametre olarak kabul edilmektedir. Çözeltide azalan metal iyonlarına karşılık fonksiyonel gruplara bağlı bulunan protonların artışı iyon değişimini doğrulamaktadır.

Kompleksleş-tirme işlemi daha çok organik moleküller ile elektrostatik ve kovalent etkileşimler sonucu gerçekleşmektedir. Metal kompleksleş-tirme işleminde peptidoglikan polimerlerinin karboksil grupları ve fosforik asitlerin fosfat grubu önemli rol

oyunmaktadır. Çökeltme işleminde ekstraselüler polimerler ile metal iyonları arasındaki etkileşim sonucu suda çözünemeyen metal çökeltileri elde edilir (Lin vd 2019).

2.5.1 Bakteriyel biyosorbentler

2.5.1.1 Bacillus

Bacillaceae familyası üyeleri çubuk şekilli, endospor oluşturabilen bakterilerden oluşmaktadır. Anaerobik spor oluşturan bakteriler Clostridium cinsine, aerobik veya fakültatif spor oluşturan formları ise Bacillus cinsine dahil edilmektedir. Bacillus genç kültürleri gram pozitif iken, bazı yaşlı kültürleri gram negatif özellik gösterebilmektedir (Turnbull 1996).

Gram pozitif bakterilerde kalın bir peptidoglikan, teyikoik asit, protein ve polisakkarit tabakası bulunmaktadır. Gram negatif bakterilerin, gram pozitif bakterilere göre daha yüksek biyosorpsiyon kapasitesine sahip olmaları hücre duvarlarındaki farklılıkla açıklanmaktadır (Lin vd. 2017).

Bacillus türlerinin çoğu saprofit olmaktadır. Oluşturdukları sporlar uygun olmayan fiziksel veya kimyasal koşullara direnç kazandırmakla birlikte, aynı zamanda çöllerden, arktik bölgelere kadar geniş yayılım göstermelerini sağlamaktadır. Bacillus cinsi temofilik, psikrofilik, asidofilik, alkalifilik ve halofilik örnekleri mevcuttur ve bu da bir çok mikroorganizmanın hayatta kalamayacağı ortamlarda yaşayabilen türlerinin olmasını sağlamaktadır. Genellikle toprakta ve suda bulunmaktadırlar, ürettikleri metabolit ve antibiyotikler ile patojenik mikroorganizmalarla antagonist aktivite sergilemektedirler. Bacilluslar patojenik veya toksik olmamaları, ucuz olarak elde edilebilmeleri yönüyle sıklıkla tercih edilen mikroorganizmalardır (Turnbull 1996).

Bacillus cinsi uygun olmayan şartlarda oluşturduğu endosporlar; oval, silindirik, yuvarlak veya böbrek şeklinde gözlenebilir. Sporların hücre içerisindeki konumu sentral veya subterminal olabilir. *Bacillus* türlerinin hücre duvarını ve hücre yüzeyini tamamıyla örten katman parakristalin yapılıdır. *Bacillus* türleri genel olarak karbonhidrat yapılı kapsüle sahiptirler (Kalaylı ve Beyatlı 2003).

Bacillus pumilus : Çubuk şekilli, spor oluşturabilen, gram pozitif ve aerobik türlerdir. *B. pumilus* antibakteriyal ve antifungal etkiye sahip olup, bazı bitki köklerinde veya toprakta kolonize halde bulunabilirler. *B. pumilus* tarafından sentezlenen proteazlar ve sahip oldukları antimikrobiyal ve antifungal etki sebebiyle plazmitleri endüstriyel alanlarda yaygın olarak kullanılmaktadır (Pan vd. 2004).

Hüresel olarak özellikleri *B. subtilis*, *B. megaterium* ve *B. cereus* ile benzerlik göstermektedir. Diğer gram pozitif bakterilerde olduğu gibi teyikoik ve lipoteyikoik asit tabakası peptidoglikan çapraz bağlarının dış tabakasını kaplamakta ve adezyon kuvvetlerinin oluşmasında majör rol oynamaktadır. Bu asitler, tekrar eden mono ve disakkarit içeren poliglikozil fosfatlardan oluşmaktadır. Teyikoik asit zincirleri hücreye genel bir negatif yük verir ve bu yüklenme sayesinde Ca^{+2} ve Mg^{+2} gibi çeşitli katyonlar hücreye etkili bir şekilde alınır. Endospor oluşturabilme kabiliyeti sayesinde oligotrofik veya diğer zor ortam koşullarında hayatta kalabilmektedir (Parvathi vd 2009).

B. pumilus kırmızı biber ve buğday gibi bitkilerin rizosferinde, rizobakterileri destekleyici işlev görebilmekte ve mantar enfeksiyonuna karşı da koruyucu etki sağlayabilmektedir. Bazı karideslerin bağırsaklarında bulunarak enfeksiyonları inhibe edici etki gösterebilmektedir (Hill vd 2009). *B. pumilus* ayrıca nitrojen fiksasyonu yapabiliyor olması ile ekosistem biyokimyası üzerinde önemli yere sahiptir.

2.5.1.2 Micrococcus

Micrococcus'lar Micrococcaceae familyasına ait spiral şekilli çok geniş yayılış gösteren cinslerdir. Katalalaz ve oksidaz pozitif, aerobik türlere sahiptir. Hücre kütesinin yaklaşık %50'sini oluşturan hücre duvarına sahiptirler. Genellikle plazmit taşırlar ve genomları G-C içeriğince zengindir.

Micrococcuslar suda, toprakta, insanda, hayvanda ve süt ürünlerinde sıklıkla bulunmaktadır. Genellikle patojenik özellik göstermemekle birlikte insanda bağışıklık sistemini zayıflatıcı etki gösterebilmektedirler.

Micrococcus luteus: Sarı renkli kolonileşme gösterdiğinden ismini latince sarı-turuncu anlamına gelen luteus kelimesinden almaktadır. Dünya genelinde karasal ve sucul ortamlarda geniş bir yayılış göstermektedirler. Genellikle insan da dahil olmak üzere memelilerde bulunan bir bakteridir. İnsanda genellikle yüz, kol ve bacak derilerinde, burun ve boğaz mukusunda sıklıkla rastlanır.

Uzun süre boyunca besinsiz ve susuz hayatlarını devam ettirebilirler. Tuzlu, soğuk veya dehidrasyona neden olabilecek ortamlara karşı toleransları oldukça yüksektir. *Micrococcus luteus*'lar ayrıca bakteriyi sararak koruyan biyofilm oluşturma kapasitesine sahiptirler. Bütün bu özellikleri sayesinde zorlu koşullarda hayatlarını devam ettirme şansına sahip olurlar aynı zamanda dezenfeksiyona direnebilirler. Buna karşın yüksek sıcaklıklara direnç gösteremezler 45  C ve üzeri sıcaklıklarda hayatta kalma şansları düşüktür.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Materyal

3.1.1 Mikroorganizma Kaynağı

Yapılan tez çalışmasında, Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü Biyoteknoloji Araştırma Laboratuvarı kültür koleksiyonunda bulunan *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus* kullanılmıştır.

3.1.2 Stok çözeltilerin hazırlanması

Lityum(I) stok çözeltisi

Deney çalışmasında kullanılmak üzere hazırlanan lityum (I) stok çözeltisinde LiCl (Merck) bileşiği kullanılmıştır. Çözelti 1000 mg/ L derişiminde hazırlanarak, deneylerde kullanılmadan önce HNO₃ ile istenilen pH değerine ayarlanmıştır.

Magnezyum(II) stok çözeltisi

Deney çalışmasında kullanılmak üzere hazırlanan magnezyum (II) stok çözeltisinde MgCl₂.6H₂O (Merck) bileşiği kullanılmıştır. Çözelti 1000 mg/L derişiminde hazırlanarak, deneylerde kullanılmadan önce uygun seyreltmeler yapılmıştır.

Sodyum(I) stok çözeltisi

Deney çalışmasında kullanılmak üzere hazırlanan sodyum (I) stok çözeltisinde NaCl (Merck) bileşiği kullanılmıştır. Çözelti 1000 mg/L derişiminde hazırlanarak deneylerde kullanılmadan önce uygun seyreltmeler yapılmıştır.

3.2 Yöntem

Tez çalışmasında, şeker fabrikası atığı olan melas içeren besi yerinde geliştirilen bakteriler, kurutulduktan sonra biyokütleleri tartılmış, sulu çözeltilerde gerçekleştirdikleri lityum biyosorpsiyonu araştırılmıştır.

3.2.1 Melaslı Besiyerinin Hazırlanması

Tez çalışmasında, bakteriyel izolatların inkübasyonu için melaslı besiyeri kullanılmıştır.

Melaslı besiyeri içeriği: (1 L için) (Aksu ve Dönmez 2005)

1.0 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$,

0.5 g KH_2PO_4 ,

80 ml Melas çözeltisi

920 ml distile su

0.1 M NaOH ile pH değeri 7'ye ayarlandıktan sonra otoklavda 15 dakika $121\text{ }^\circ\text{C}$ 'de steril edilmiştir.

3.2.2 Bakteriyel biyosorbentin üretilmesi ve biyosorpsiyon deneyi için hazırlanması

Melaslı besi yeri otoklavlanarak steril edildikten sonra 250 ml'lik steril erlenlere 100'er ml melaslı besiyerinden dökülmüş ve steril şartlar altında stok kültürlerden alınan 2 farklı bakteriyel izolat, melaslı besiyerine inoküle edilmiştir. Erlenler $30\text{ }^\circ\text{C}$ 'de 100 rpm'lik çalkalamalı inkübatörde inkübasyona bırakılmıştır. Üreme işlemi tamamlanan bakteriler falcon tüplere aktararak 5000 devir/dakikada santrifüj(Hettich EBA 12) edilmiştir. Santrifüjden toplanan pellet kısım etüvde (Nüve FN 400) 24 saat boyunca $60\text{ }^\circ\text{C}$ 'de inaktive edilmiştir. Kurutulmuş bakteriyel hücreler, tartılarak kullanılmıştır. 10 g/L derişimde homojenize bakteri çözeltisi hazırlamak için, 0.1 g kurutulmuş bakteriler üzerine 10 ml saf su eklenerek 5000 rpm'de çalışan homojenizatör (Janke and Kunkel, IKA-Labortechnik, Ultra Turrax T25, Germany)'de 2 dakika süresince parçalama işlemine tabi tutulmuştur.

3.2.3 Biyosorpsiyonun gerçekleştirildiği deney düzeneği

Biyosorpsiyon deneyleri istenilen pH değerlerine getirilerek, 50 ml'lik lityumlu çözelti içeren 150 ml'lik erlenlere 1 gr/L bakteriyel biyosorbent ilave edilerek gerçekleştirilmiştir. Erlenler 25 °C sabit sıcaklık ve 100 rpm çalkalama hızında çalışan çalkalayıcıda (New Brunswick Scientific Innova 4230) tutulmuştur. Çözeltilerin buharlaşmasını ve ortamla olan etkileşimini engellemek için parafilm kullanılmıştır.

3.2.4 pH değerinin biyosorpsiyona etkisi

Yapılan tez çalışmasında 1 g/L bakteriyel biyosorbent içeren ortamlar başlangıç lityum(I) konsantrasyonu 5 mg/L olacak şekilde hazırlanmış ve deneyler pH 3, 5, 7, 9, 10 değerlerinde çalışılmıştır. Deneylerde pH ayarlamaları 0.1 M HNO₃ veya 0.1 M H₂SO₄ ile yapılmıştır.

3.2.5 Lityum(I) konsantrasyonunun biyosorpsiyona etkisi

Deneylerde istenilen lityum konsantrasyonu lityum stok çözeltilerden seyreltme yapılarak elde edilmiştir. Bakteriyel biyosorbentlerin giderim kapasiteleri farklı lityum konsantrasyonlarında (2.5, 5, 10, 20 mg/L) çalışılmıştır.

3.2.6 Biyosorbent konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisi

Çalışmalar ilk olarak 1g/L konsantrasyonda gerçekleştirilmiştir. Daha sonra biyosorbent konsantrasyonları 2 g/L olacak şekilde arttırılmıştır. Elde edilen kuru biyokütleler istenilen konsantrasyon ayarlaması için saf su ile karıştırılmıştır ve karışım homojenize edilmiştir.

3.2.7 Farklı iyonların lityum biyosorpsiyonuna etkisi

Lityum(I) biyosorpsiyonu sodyum ve magnezyum varlığında incelenmiştir. Lityum başlangıç derişimi 2,5 mg/L alınarak, 20 mg/L Mg⁺² ve 40 mg/L Na⁺ ilave edilmiştir.

3.3 Analiz Yöntemleri

3.3.1 Atomik absorpsiyon spektrofotometrisi (AAS)

Yapılan tez çalışması analizleri atomik absorpsiyon spektrofotometrisi (Thermo Scientific ICE 3000 Series) kullanılarak Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği bölümü araştırma laboratuvarında yapılmıştır. Lityum analizi için dalga boyu 670.8 nm'ye, Mg⁺² için 285.2 nm'ye ve Na⁺ için 589.0 nm'ye ayarlanmıştır.

3.3.2 Biyosorpsiyon veriminin hesaplanması

Denge durumunda adsorplanan iyon konsantrasyonunun, başlangıç iyon konsantrasyonuna oranı biyosorpsiyonun verimi olarak tanımlanmaktadır. Eşitliğin formülü 3.3.2' de verilmiştir.

$$\% \text{ Lityum(I) giderimi} = \left(\frac{C_0 - C_f}{C_0} \right) \times 100 \quad (3.2.2)$$

Eşitlik 3.2.2'de gösterilen:

C₀: Başlangıçta biyosorpsiyon ortamında bulunan lityum(I) konsantrasyonu (mg/L)

C_f: Biyosorpsiyon ortamından seçilen herhangi bir t anında alınan lityum derişimi (mg/L)

3.3.3 Biyosorpsiyon denge kapasitesinin hesaplanması

Herhangi bir t zamanında gram başına düşen maksimum lityum(I) alımı için kullanılan formül Eşitlik 3.3.3'de verilmiştir.

$$q_m = (C_0 - C_f) / X_m = C_{ad} / X_m \quad (3.3.3)$$

Eşitlik 3.3.3.'te gösterilen:

q_m: Maksimum spesifik lityum(I) alımı (mg/g)

X_m: Kurutulmuş hücrenin çözeltideki maksimum derişimi (g/L)

C₀: Başlangıçta biyosorpsiyon ortamında bulunan lityum(I) konsantrasyonu (mg/L)

C_{ad} : Seçilen t anında adsorplanmış lityum(I) derişimi (mg/L)

C_f : Seçilen t anında biyosorpsiyon ortamında kalan lityum(I) derişimi (mg/L)

3.3.4 Lityum(I) biyosorpsiyonunda elde edilen verilerin denge izotermine uygulanması

Adsorpsiyon süreci bir denge reaksiyonuna benzemektedir. Çözeltinin adsorplamayı yapan yüzey ile temas ettirilmesi ile başlayan süreç, adsorplayıcının yüzeyindeki derişim ile çözelti dengeye ulaşana kadar devam etmektedir. Dengenin kurulması sonucu çözeltide derişim sabit kalmaktadır. Adsorpsiyon sürecini incelemek için farklı izoterm modelleri geliştirilmiştir. Adsorpsiyon izotermi adsorpsiyon dengesi, kinetiği ve termodinamiği gibi farklı yöntemler kullanarak çeşitlendirilmektedir. Günümüzde sıklıkla kullanılan modeller aşağıda sıralanmaktadır.

- Langmuir izotermi
- Freundlich izotermi
- Sylgin-Frumkin izotermi
- Brunauer- Emmett- Teller izotermi
- Hill izotermi
- Temkin izotermi
- Dubinin Radushkevich-Kaganer izotermi
- Fowler izotermi
- Polanyi denklemi

Lityum(I) biyosorpsiyon kapasitesinin belirlenmesinde Langmuir ve Freundlich modelleri kullanılmıştır.

3.3.4.1 Langmuir izotermi

Langmuir izotermi adsorpsiyonda denge davranışını değerlendirmede ve toplam katı yüzey alanını belirlemek için başarılı bir şekilde kullanılmaktadır. Langmuir izotermine göre adsorpsiyon, adsorplanan maddenin başlangıç konsantrasyonu ile beraber artmaktadır. Yüzeydeki adsorpsiyon ve desorpsiyon hızları eşit olduğunda denge

durumuna ulaşılır. Langmuir izoterminde adsorpsiyon yüzeyi homojen kabul edilmektedir.

Langmuir izoterm denklemleri Eşitlik 3.3.4.1’de gösterilmiştir.

$$q_{den} = \frac{q_m b C_{den}}{1 + b C_{den}} \quad (3.3.4.1)$$

q_{den} : Adsorplanan maddenin denge derişimi (mg/g)

q_m : Adsorbentın maksimum yüzey derişimi (mg/g)

b : Langmuir adsorpsiyon sabiti (L/mg)

C_{den} : Sıvı fazda dengede madde derişimi (mg/L)

3.3.4.2 Freundlich izotermi

Freundlich izotermi adsorpsiyon sürecini ifade etmekte kullanılan ampirik bir denklemdir. Freundlich izotermine göre adsorbentın yüzeyi üzerinde bulunan alanlar heterojendir. Bu yöntem Alman fizikokimyacı Herbert Max Finlay Freundlich tarafından tanımlanmıştır ve Eşitlik 3.3.4.2a ve Eşitlik 3.3.4.2b’de gösterilmiştir.

$$q_{den} = K_f (C_{den})^{1/n} \quad (3.3.4.2a)$$

Freundlich izoterminde Eşitlik 3.3.4.2a’da her iki tarafın logaritması alınarak denklemin lineer hale getirilmesi ile Eşitlik 3.3.4.2b elde edilir

$$\ln q_{den} = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_{den} \quad (3.3.4.2b)$$

Eşitlik 3.3.4.2a ve 3.3.4.2b’de gösterilen:

K_f : Deneysel olarak hesaplanan adsorpsiyon kapasitesi (mg/g) (L/mg)^{1/n}

n : Adsorpsiyon yoğunluğu (birimsiz)

Freundlich izoterminde $\ln q_{den}$ ’e karşı $\ln C_{den}$ grafiğinin eğiminden $1/n$, y eksenini kesim noktasından ise $\ln K_f$ bulunmaktadır. Bu eşitliğe göre genellikle $n > 1$ bulunmaktadır. K_f ve n değerleri büyük ise bu adsorpsiyonun veriminin yüksek olduğunu göstermektedir (Aksu 2004).

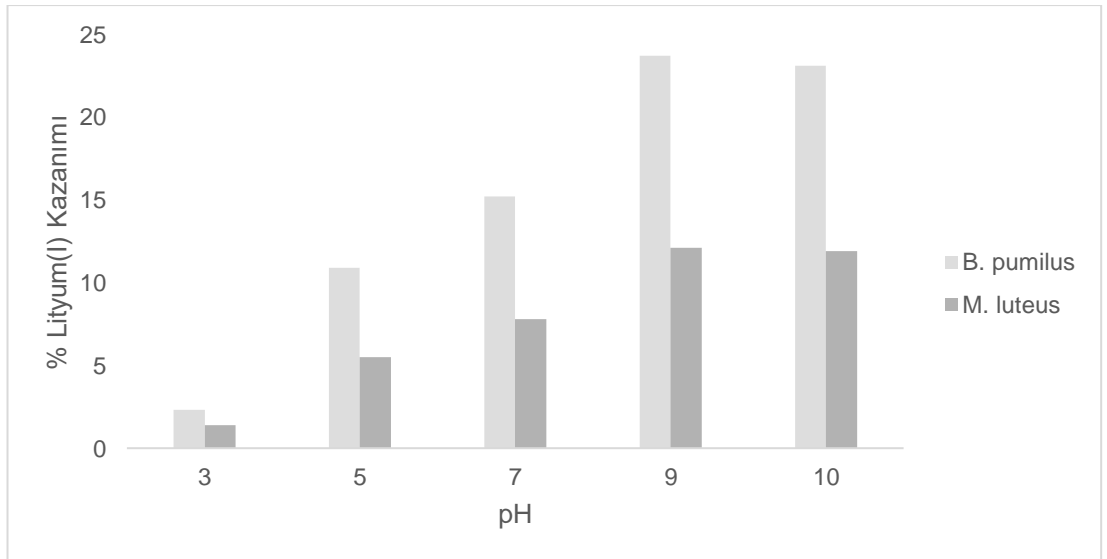
4. ARAŞTIRMA BULGULARI

Yapılan tez çalışmasında, Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü Biyoteknoloji Araştırma Laboratuvarı Kültür Koleksiyonu'nda bulunan *Bacillus pumilus* ve *micrococcus luteus* bakteri izolatları biyosorbent olarak kullanılmıştır. Biyosorbentlerin lityum(I) biyosorpsiyon kapasiteleri karşılaştırılmış ve artırılması amaçlanmıştır. Lityum(I) biyogideriminde ortam pH'sı, başlangıç lityum(I) konsantrasyonu, artan lityum konsantrasyonu, biyosorbent konsantrasyonu etkisi ve yabancı iyon etkisi incelenmiştir.

Yapılan çalışmada ayrıca bakteriyel biyosorbentlerin Lityum(I) biyosorpsiyonunda elde edilen denge verileri ile Langmuir ve Freundlich izotermine uyumluluğu çalışılmıştır.

4.1 Başlangıç pH Değerinin Biyosorpsiyona Etkisi

Bacillus pumilus ve *Micrococcus luteus* bakteriyel izolatlarının lityum(I) biyosorpsiyon kapasiteleri üzerine ortam pH'sının etkisi araştırılmıştır. Başlangıç lityum(I) konsantrasyonu 5 mg/L, biyosorbent konsantrasyonları 1g/L olacak şekilde, ortam pH'sı 3, 5, 7, 9, 10 değerlerinde çalışılmıştır. Bakteriyel izolatların değişen pH değerlerine göre gerçekleştirdikleri biyosorpsiyon değerleri şekil 4.1'de verilmiştir.



Şekil 4.1 Farklı başlangıç pH değerlerinde *B. pumilus* ve *M. luteus*'un yüzde lityum(I) giderim değerleri (T: 25 °C, Co: 5.0 mg/L, X:1g/L, KH: 100 rpm)

B. pumilus için pH 3, 5, 7, 9, 10 lityum(I) yüzde giderim değerleri sırasıyla %2.3, %10.9, %15.2, %23.7, %23.1 olarak analiz edilmiştir.

M. luteus için pH 3, 5, 7, 9, 10 lityum(I) yüzde giderim değerleri sırasıyla %1.4, %5.5, %7.8, %12.1, %11.9 olarak analiz edilmiştir.

B. pumilus ve *M. luteus*'un farklı pH değerlerinde gerçekleştirdikleri lityum(I) biyogiderimi şekil 4.1'de incelendiğinde *B. pumilus*'un tüm pH değerlerinde *M. luteus*'a göre daha yüksek giderim yaptığı görülmektedir.

Her iki biyosorbent için en iyi biyosorpsiyon yapabildikleri pH 9 olarak analiz edilmiştir. Daha sonra gerçekleştirilen deneylerde optimum pH 9 olarak ayarlanmıştır.

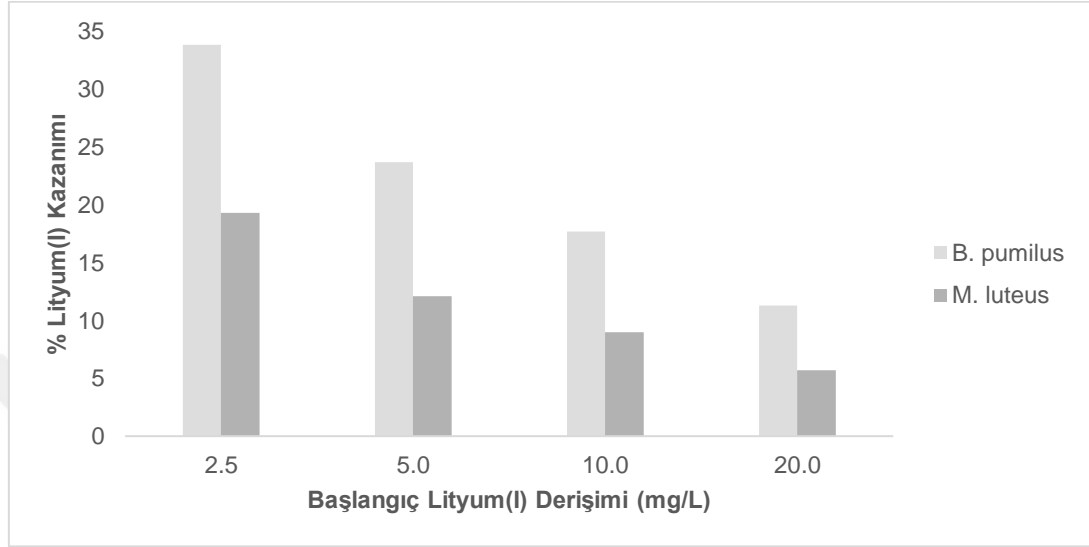
4.2 Başlangıç Lityum(I) Derişiminin Biyosorpsiyona Etkisi

Başlangıç lityum(I) konsantrasyonunun biyosorpsiyona etkisini belirlemek amacıyla pH 9'da, 1 g/L biyosorbent varlığında artan lityum(I) başlangıç derişiminin(2.5, 5, 10, 20 mg/L) etkisi incelenmiştir. Şekil 4.2'de *B. pumilus* ve *M. luteus* için farklı başlangıç lityum(I) konsantrasyonlarıyla elde edilen biyosorpsiyon verileri gösterilmektedir.

B. pumilus ve *M. luteus* hücrelerinde artan lityum(I) konsantrasyonundan biyosorpsiyon veriminin olumsuz etkilendiği analiz edilmiştir. Tüm başlangıç lityum(I) konsantrasyonları için Şekil 4.2 incelendiğinde, *B. pumilus*'un daha yüksek biyogiderime sahip olduğu görülmektedir.

B. pumilus en düşük başlangıç derişimi olan 2.5 mg/L lityum(I) konsantrasyonunda %33.8 ile en yüksek biyosorpsiyonu göstermiştir. 5.0, 10.0, 20.0 mg/L artan başlangıç lityum(I) konsantrasyon değerlerinde sırasıyla %23.7, %17.7, %11.3 biyosorpsiyon gözlenmiştir.

M. luteus en düşük başlangıç derişimi olan 2.5 mg/L lityum(I) konsantrasyonunda %19.3 ile en yüksek biyosorpsiyonu göstermiştir. 5.0, 10.0, 20.0 mg/L artan başlangıç lityum(I) konsantrasyon değerlerinde sırasıyla %12.1, %9.0, %5.7 biyosorpsiyon gözlenmiştir.



Şekil 4.2 *B. pumilus* ve *M. luteus* hücrelerine lityum(I) adsorpsiyonunda farklı başlangıç lityum (I) derişimlerinde elde edilen yüzde lityum(I) kazanım değerleri (T: 25°C, pH: 9.0, X: 1 g/L, KH: 100 rpm)

B. pumilus ve *M. luteus* hücrelerinde farklı başlangıç lityum(I) değerleri ile elde edilen, birim biyosorbent başına en yüksek adsorplanan lityum(I) miktarları çizelge 4.1'de gösterilmiştir. Başlangıç lityum(I) konsantrasyonundaki artışın her iki biyosorbent için lityum giderim yüzdesini azalttığı belirlenmiştir.

Çizelge 4.1 *B. pumilus* ve *M. luteus*'un farklı başlangıç lityum(I) derişimlerinde elde edilen yüzde lityum(I) giderim değerleri ve birim biyosorbent başına adsorplanan en yüksek lityum(I) miktarları

Biyosorbent	Başlangıç Lityum(I) Derişimi (mg/L)	q _m (mg lityum(I)/g biyosorbent)	Lityum(I) biyogiderimi(%)
<i>B. pumilus</i>	2.97	1.005	33.8
	5.96	1.410	23.7
	10.40	1.840	17.7
	20.16	2.280	11.3
<i>M. luteus</i>	2.97	0.573	19.3
	5.96	0.720	12.1
	10.40	0.935	9.0
	20.16	1.160	5.7

(T: 25 °C, pH:9.0, X:1 g/L, KH: 100 rpm)

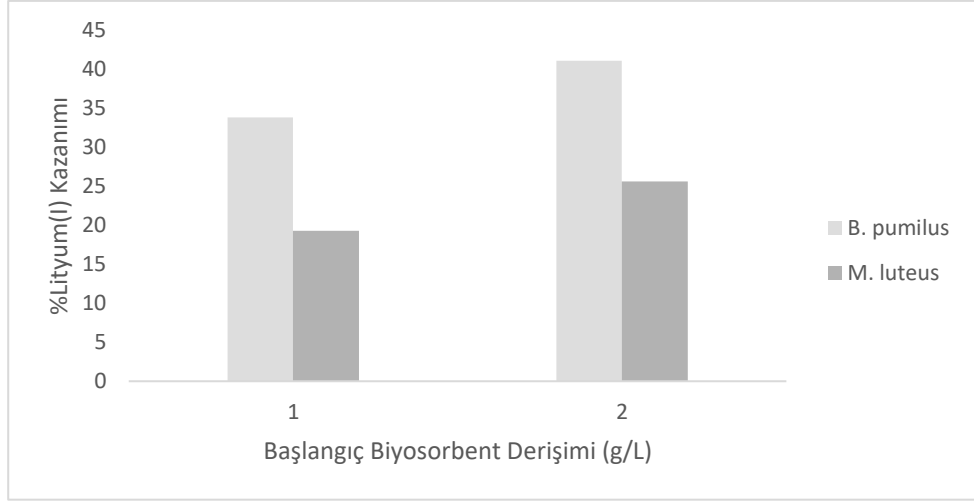
4.3 Biyosorbent Derişiminin Biyosorpsiyona etkisi

Biyosorbent konsantrasyonunun biyogiderim kapasitesine etkisini araştırmak için yapılan deneyler pH 9'da, 2.5 mg/L lityum(I) konsantrasyonunda gerçekleştirilmiştir. Biyosorbent konsantrasyonu *B. pumilus* ve *M. luteus* için 1 ve 2 g/L olarak değiştirilmiştir.

şekil 4.3 incelendiğinde artan biyosorbent konsantrasyonunun biyosorpsiyon verimini arttırdığı görülmektedir.

Başlangıç *B. pumilus* derişimi 1 g/L'den 2 g/L'ye arttırıldığında biyosorpsiyon veriminin %33.8'den %41.1 'e çıktığı gözlemlenmiştir. *M. luteus* derişimi 1g/L'den 2 g/L'ye çıkarıldığında lityum kazanımı %19.3'ten, %25.6'ya yükselmiştir.

Çizelge 4.2'de *B. pumilus* ve *M. luteus* biyosorbent konsantrasyonu artışıının birim biyosorbent başına adsorplanan en yüksek lityum miktarları gösterilmiştir.



Şekil 4.3 *B. pumilus* ve *M. luteus* biyosorbentlerinin lityum(I) biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç biyosorbent derişimlerinde elde edilen yüzde lityum (I) kazanım değerleri

(T: 25 °C, pH: 9.0, X: 1 g/L, KH: 100 rpm)

Çizelge 4.2 *B. pumilus* ve *M. luteus*'un farklı biyosorbent konsantrasyonlarında elde edilen yüzde lityum(I) giderim değerleri ve birim biyosorbent başına adsorplanan en yüksek lityum(I) miktarları

Biyosorbent	Biyosorbent konsantrasyonu (g/L)	q _m (mg Lityum(I)/g biyosorbent)	Lityum(I) Biyogiderimi (%)
<i>B. pumilus</i>	1.0	1.005	33.8
	2.0	0.612	41.1
<i>M. luteus</i>	1.0	0.573	19.3
	2.0	0.380	25.6

(T: 25 °C, pH:9.0, X:1 g/L, KH: 100 rpm)

4.4 Lityum(I) Biyosorpsiyonuna Yabancı İyon Etkisi

Yabancı iyon ilavesinin biyosorpsiyona etkisini ölçmek amacıyla deneyler pH 9'da, 1 g/L biyosorbent konsantrasyonunda, başlangıç lityum(I) derişimi 2.5 mg/L olacak şekilde ayarlandıktan sonra 20 mg/L Mg⁺² ve 40 mg/L Na⁺ ilave edilerek gerçekleştirilmiştir.

Mg₂₊ ve Na₊ ilavesi ile *B. pumilus* lityum(I) biyogiderimi %33.8'den %26.1'e düşmüştür, *M. luteus* lityum(I) biyogiderimi ise %19.3'ten %27.4'e yükselmiştir. Yabancı iyon ilavesi *B. pumilus* için olumsuz etki yaratırken, *M. luteus* için yaratmamıştır.

Çizelge 4.3 *B. pumilus* ve *M. luteus* biyosorbentlerinin yabancı iyon ilavesi ile hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyon değerleri

Biyosorbent	Sadece Lityum(I) Bulunan Ortamda Lityum(I) biyosorpsiyonu (%)	20 mg/L Mg₂₊ ve 40 mg/L Na₊ iyonlarının bulunduğu ortamda Lityum(I) biyosorpsiyonu (%)
<i>B. pumilus</i>	33.8	26.1
<i>M. luteus</i>	19.3	27.4

4.5 Lityum(I) Adsorpsiyonunun Denge Modellemesi ve Model Sabitlerinin Bulunması

B. pumilus ve *M. luteus* hücrelerinin lityum(I) biyosorpsiyonunda dengede birim bakteriyel biyosorbente adsorplanan lityum(I) miktarıyla (q_{den}), çözültide adsorplanmadan kalan lityum(I) (C_{den}) miktarı arasındaki bağlantıyı matematiksel olarak ifade etmek için Freundlich ve Langmuir modelleri kullanılmıştır. Deneysel q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyonun bu modellerden hangisine daha iyi uyum sağladığı araştırılmıştır. Elde edilen minimum % hata değeri adsorpsiyon modeli ile uyumluluğunu göstermektedir.

Elde edilen model sabitleri, çizelge 4.4'te gösterilmiştir. Bulunan model sabitleri kullanılarak hesaplanan q_{den} değerleri çizelge 4.5'te verilmiştir. *B. pumilus* ve *M. luteus* hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda hesaplanan denge verileriyle Langmuir ve

Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması şekil 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.4 *B. pumilus* ve *M. luteus* hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden elde edilen model sabitleri

Biyosorbent	Langmuir			Freundlich		
	q_m (mg/g)	b (L/mg)	R_2	K_F (mg/g (L/mg) ^{1/n})	n_F	R_2
<i>B. pumilus</i>	2.769	0.248	0.996	0.785	2.639	0.994
<i>M. luteus</i>	1.398	0.239	0.992	0.421	2.890	0.994

(T: 25°C, pH: 9.0, X: 1 g kuru hücre/L, KH: 100 rpm)

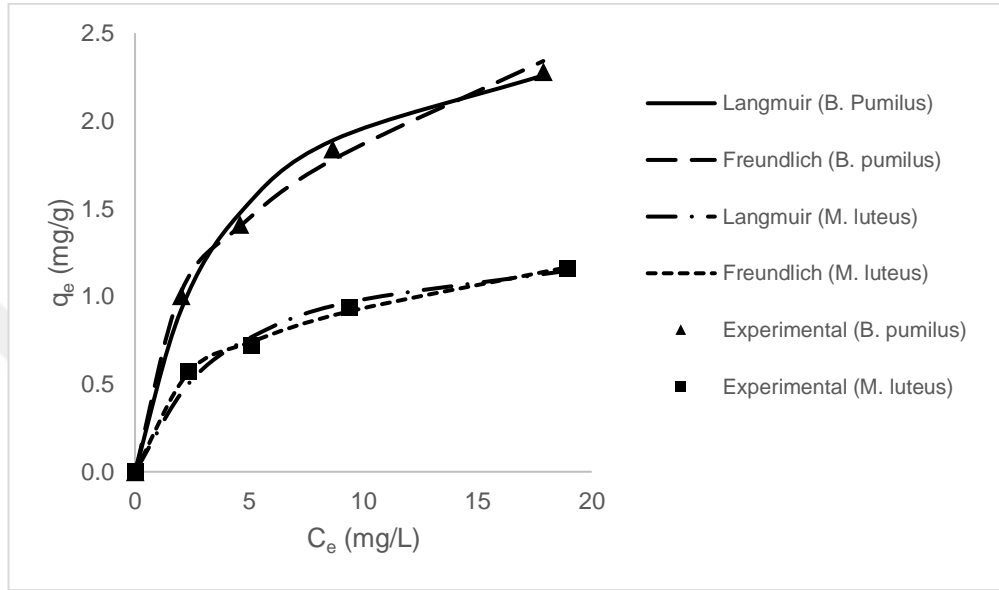
Çizelge 4.5 *B. pumilus* ve *M. luteus* hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda hesaplanan deneysel q_e değerlerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_e değerleriyle kıyaslanması

Biyosorbent	$q_{e,den}$ (mg/g)	$q_{e,teo,L}$ (mg/g)	% Hata	$q_{e,teo,F}$ (mg/g)	% Hata
<i>B. pumilus</i>	1.005	0.920	9.21	1.022	1.70
	1.410	1.472	4.19	1.397	0.94
	1.840	1.889	2.57	1.778	3.47
	2.280	2.259	0.93	2.341	2.59
	Ortalama % hata		4.22		2.17
<i>M. luteus</i>	0.573	0.503	13.78	0.567	1.05
	0.720	0.769	6.37	0.741	2.86
	0.935	0.967	3.27	0.914	2.31
	1.160	1.145	1.32	1.165	0.43
	Ortalama % hata		6.19		1.66

(T: 25°C, pH: 9.0, X: 1 g kuru hücre/L, KH: 100)

Langmuir izoterminde hesaplanan R sabiti, biyosorpsiyon ile olan uyumluluğu göstermektedir. R_2 değerinin 0-1 aralığında bir değere sahip olması biyosorpsiyona uyumlu olduğunu ifade etmektedir (Sadeek vd. 2015). R_2 değeri *B. pumilus* için değeri 0.996, *M. luteus* için 0.992 olarak hesaplanmıştır. Hesaplanan değerler her iki biyosorbentin de Langmuir izotermine uygun olduğunu göstermiştir.

Freundlich izotermine hesaplanan n sabiti 1'den büyük ise biyosorpsiyon uyumluluğunu göstermektedir. Freundlich izotermine n değeri *B. pumilus* için 2.639, *M. luteus* için 2.890 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen veriler her iki biyosorbentin de Freundlich izotermine uygun olduğunu göstermiştir.



Şekil 4.4 *B. pumilus* ve *M. luteus* hücrelerine lityum(I) biyosorpsiyonunda elde edilen denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması

(T: 25°C, pH: 9.0, X: 1 g kuru hücre/L, KH: 100)

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1 Tartışma

Lityum(I) özellikle son yıllarda kullanımı gittikçe yaygınlaşan bir alkali metaldir. Özellikle küçük iyonik çapından dolayı çeşitli ve kullanışlıdır. Lityum kaynaklarının sınırlı oluşu ve önümüzdeki yıllarda kullanım alanlarında beklenen artış sebebiyle lityumun geri kazanımı günümüzde önem taşımaktadır.

Yapılan tez çalışmasında lityum(I) iyonlarının biyokazanımı için *B. pumilus* ve *M. luteus* kullanılmıştır. Biyosorpsiyon sürecinin optimizasyonu için pH (3, 5, 7, 9 ve 10), başlangıç lityum derişimi (2.5, 5, 10 ve 20 mg/L), biyosorbent derişimi (1-2 g/L), farklı iyon ilavesi (20mg/L Mg⁺² ve 40 mg/L Na⁺) parametreleri denenmiştir. Elde edilen veriler karşılaştırılarak Langmuir ve Freundlich denge izotermi uygulanmıştır.

5.1.1 pH değerinin lityum(I) biyosorpsiyonuna etkisi

Biyosorpsiyon süreci hücre yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplar ile metaller arasında gerçekleşen fiziksel adsorpsiyon, iyon değişimi, kompleksleştirme ve çökeltme gibi fizikokimyasal süreçleri kapsamaktadır. Bu sebeple biyosorpsiyon optimizasyonu için pH önemli bir parametredir (Lopez vd. 2000).

Hücre yüzeyinde bulunan negatif yüklü karboksil ve fosforil gibi grupların pozitif yüklü metal iyonlarına bağlanmasıyla iyon değişimi gerçekleşmektedir. Kompleksleştirme işleminde ise metal iyonları organik maddelerle kovalent veya elektrostatik çekimle birleşmektedir. Presipitasyon ekstraselüler polimerler ile metal iyonları arasındaki etkileşimin bir sonucudur. Biyosorpsiyon yöntemleri olan iyon değişimi, kompleksleştirme ve presipitasyon süreçleri pH değişimlerinden etkilenmektedir (Lin vd. 2017).

Yapılan tez çalışmasında farklı pH değerlerinin (3, 5, 7, 9, 10) biyosorpsiyona etkisi araştırılmış ve deneyler 1g/L biyosorbent konsantrasyonunda, 2.5 mg/L lityum(I) varlığında gerçekleştirilmiştir.

Deneyler sonucunda pH 3, 5, 7, 9 ve 10'da sırasıyla *B. pumilus* için %2.3, %10.9, %15.2, %23.7 ve %23.1, *M. luteus* için %1.4, %5.5, %7.8, %12.1 ve %11.9 lityum(I) giderimi elde edilmiştir. Her iki biyosorbent için optimum pH 9 olarak belirlenmiş, bu aşamadan sonra gerçekleştirilen deneyler pH 9'da çalışılmıştır.

Biyosorpsiyon çalışmalarında önemli bir parametre olan pH metal iyonlarının çözeltideki kimyasını ve yüzeydeki fonksiyonel grupları etkilemektedir. Ayrıca H⁺ iyonlarının biyosorbent yüzeyindeki pozitif iyonların yerini aldığı solüsyondaki metal iyonlarının çözünürlüğünü etkiler. Metal katyonların biyosorpsiyon kapasitesi, pH değerlerindeki artışla artmaktadır (Aksu ve Gülen 2002).

Hücre duvarında bulunan aminler, amidler ve karboksilik fonksiyonel gruplar ortam pH'ına bağlı olarak protonize veya deprotonize olabilmektedirler. Artan pH ile birlikte fonksiyonel gruplar deprotonize olana kadar yüzeydeki negatif yüklenme de artmaktadır, bunun sonucunda da katyonların adsorpsiyonu artmaktadır. Aynı zamanda metal alımındaki bu artışın H⁺ iyonları ile katyonlar arasındaki etkin rekabetin sonucu olabileceği düşünülmektedir (Lopez vd. 2000).

Yapılan tez çalışmasında yüksek pH değerlerinde biyosorpsiyon yüzdelerinin yüksek olmasının, hücre yüzeyindeki deprotonizasyon ile ilişkili olduğu ve hücre yüzeyi ile lityum(I) etkileşimini arttırmış olabileceği düşünülmektedir.

Literatürde lityum(I) biyokazanımının bakteriler ile yapılan bir çalışması bulunmadığı için, farklı metal iyonlarının bakteriyel biyosorbentler ile giderimi ve lityum(I) kazanımıyla ilgili çalışmalar incelenmiştir.

Aryal ve Liakopoulou-Kyriakides 2013'te yaptıkları çalışmada Cr(III) biyosorpsiyonunu artan pH (1-5) değerinin olumlu etkilediğini, bu değişimin 5 ile 7 aralığında azaldığını,

daha sonra pH 7’de tekrar artış gösterdiğini ortaya koymuşlardır. Bu düşüşün nedeninin Cr(III) iyonlarının presipitasyonu olabileceği düşünülmektedir.

Selatnia vd. 2004’te *Streptomyces rimosus* ile yaptıkları Fe(III) biyosorpsiyonu çalışmalarında en yüksek değeri pH 10’da elde etmişlerdir ve pH 4 ile yapılan kıyaslama sonucu belirgin bir artış gözlemlemişlerdir. Bu artışın fonksiyonel grubun çözünürlüğü veya deprotonizasyonu ile ilişkili olduğunu düşünmüşlerdir.

Lityum kazanımıyla ilgili adsorpsiyon çalışmaları yapan Kamran vd. 2019 biyosorbent yerine MnO₂ ile desteklenmiş kimyasal modifiye karbon ile çalışmıştır. Yapılan çalışmalarda adsorpsiyon süreci için pH’ın büyük etkiye sahip olduğunu gözlemlemişlerdir. Lityumun nanokompozitlerle adsorpsiyonunu 4-12 aralığındaki pH değerlerinde çalışmışlardır ve optimum pH değerini 12 olarak analiz etmişlerdir.

Bakteriler ile yapılan metal giderim çalışmalarında elde edilen farklı optimum pH değerlerinin bakterilerin yüzey özelliklerindeki değişiklikler ile alakalı olabileceği varsayılmaktadır. Yapılan tez çalışmasında lityum biyogiderimi için optimum pH 9 olarak belirlenmiştir. Belirlenen pH değeri lityum gideriminde alkali pH’ların tercih edildiği diğer çalışmalar ile uyumludur (Park vd. 2014, Zandevakili vd. 2014, Wang vd. 2008).

5.1.2 Başlangıç lityum(I) derişiminin biyosorpsiyona etkisi

Solüsyonda başlangıçta bulunan metal derişimi biyolojik adsorpsiyon üzerinde etkin bir rol oynar. Deneyler pH 9’da, 1 g/L biyosorbent konsantrasyonunda gerçekleştirilmiş, başlangıç lityum(I) konsantrasyonu 2.5, 5, 10 ve 20 mg/L olacak şekilde çalışılmıştır.

Yapılan deneyler sonucu *B. pumilus* ve *M. luteus* için artan başlangıç lityum(I) konsantrasyonunun biyosorpsiyonu olumsuz etkilediği gözlemlenmiştir. Biyosorpsiyon yüzdesi 2.5 mg/L lityum(I) konsantrasyonunda *B. pumilus* için %33.8, *M. luteus* için %19.3 ile en yüksek değerleri göstermiştir. Artan lityum(I) konsantrasyonuna bağlı olarak biyosorpsiyon yüzdesinde düşüş gözlemlenmiş ve en düşük biyosorpsiyon yüzdesi

çalışılan en yüksek başlangıç lityum(I) konsantrasyonu olan %20 mg/L 'de *B. pumilus* için %11.3, *M. luteus* için %5.7 olarak elde edilmiştir.

Başlangıç metal konsantrasyonu biyosorpsiyon çalışmalarında önemli bir parametredir. Bağlanma yüzeylerinin doygunluğu ve hücrenin metal teloransı olmak üzere iki temel nedeni olduğu düşünülmektedir. Eğer metal konsantrasyonu hücrenin direnç kapasitesi ile sınırlı tutulursa, mikroorganizmalar metal iyonları ile etkileşime girmektedir ve limitler aşılmadığı sürece artan metal konsantrasyonlarında biyosorpsiyon yüzdesinin arttığı gözlemlenmektedir fakat başlangıç metal konsantrasyonu hücrenin telorans aralığını aşarsa gereksiz iyonlar sınırlı bulunan bağlanma bölgeleri için yarışarak biyosorpsiyon verimliliğini düşürmektedir. Ek olarak metaller toksik etki gösterebilmekte, hücrenin metabolizmasını ve gelişimini inhibe edebilmektedir (Lin vd. 2017).

5.1.3 Biyosorbent derişiminin biyosorpsiyona etkisi

Başlangıç biyosorbent konsantrasyonu biyosorpsiyon çalışmalarında önemli bir parametredir. Genellikle adsorpsiyon kapasitesi artan biyosorbent ile birlikte, mevcut bulunan biyosorpsiyon yüzeyinde artış gerçekleştiği için artmaktadır. Başlangıç biyosorbent konsantrasyonu 1 g/L ve 2 g/L olarak değiştirilerek lityum(I) biyosorpsiyonu üzerindeki etkileri incelenmiştir.

Yapılan tez çalışmasında *B. pumilus* ve *M. luteus* için artan konsantrasyon biyosorpsiyonu olumlu etkilemiştir. *B. pumilus* için 1 g/L konsantrasyonda biyosorpsiyon % 33.8 iken, 2 g/L konsantrasyonda %41.1 olarak analiz edilmiştir. *M. luteus* için 1 g/L konsantrasyonda biyosorpsiyon %19.3 iken, 2 g/L konsantrasyonda %25.6'ya yükselmiştir.

5.1.4 Lityum(I) biyosorpsiyonuna yabancı iyon etkisi

Mikroorganizmalar genellikle bir çok iyonu adsorplama kapasitesine sahiptir. Katyonik iyonlar hücre yüzeyinde bulunan ortak bağlanma bölgeleri için yarış halindedirler.

Çözeltideki yabancı iyon ilavesi biyosorpsiyona olumlu etki yaratabildiği gibi inhibe edici özellik de gösterebilmektedir.

Göllerde çoğunlukla bulunan katyonlar Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Li^+ ve Mg^{+2} iken, anyonlar Cl^- , SO_4^{2-} ve HCO_3^- iyonlarıdır. Alternatif olarak tuzlu yataklarında yüksek konsantrasyonlarda bulunan lityum eldesi özellikle Mg^{+2} gibi yabancı iyonların varlığı nedeniyle zorlaşmaktadır. Genel olarak Mg^+/Li^+ oranı 40'tan büyüktür ve bu oran bazen 200'lere varabilmektedir (Li vd. 2019).

Yapılan tez çalışmasında lityum(I) biyosorpsiyonuna yabancı iyon etkisini ölçebilmek için, çalışmalar 2.5 mg/L lityum(I) konsantrasyonunda, pH 9'da gerçekleştirilmiş, 20 mg/L Mg^{+2} ve 40 mg/L Na^+ ilave edilmiştir. Yabancı iyon ilavesi *B. pumilus* için olumsuz etki yaratırken, *M. luteus*'un biyosorpsiyon veriminde artış gözlenmiştir.

5.1.5 Lityum(I) adsorpsiyonunun denge modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

Langmuir ve Freundlich izotermi çok çeşitli adsorpsiyon verilerine uyum sağlamaları yönü ile en çok tercih edilen izotermilerdir. İki izotermin denkleminin de doğrusal bir forma dönüştürülebilmesi ve böylelikle grafiksel veya doğrusal regresyonla kolayca ifade edilebilmesi tercih sebebidir (Kinniburgh 1986)

Langmuir izotermi diğer izotermilere göre katı yüzeylerdeki adsorpsiyon bölgelerinde gerçekleşen tutulmanın fiziksel veya kimyasal olup olmadığını daha iyi ifade etmektedir. Bu izoterme göre, adsorpsiyon adsorbatın başlangıç konsantrasyonu ile beraber artar ve yüzey belirli bir doyum noktasına ulaştığında miktar sabit kalmaktadır. Adsorpsiyon verimi adsorplanan konsantrasyonu ve yüzde bulunan adsorpsiyon alanları ile doğru orantılıdır (Çakır vd. 2013)

Freundlich izotermi homojen olmayan yüzey enerjileri için özel bir durumu ifade etmektedir ve yüksek adsorplanan konsantrasyon değerlerine uygun bir modeldir (Yener ve Aksu 1999).

Langmuir izotermine göre *B. pumilus* için R_2 değeri 0.996, q_m değeri 2.769 ve b değeri 0.248 olarak, *M. luteus* için R_2 değeri 0.992, q_m değeri 1.398 ve b değeri 0.239 olarak hesaplanmıştır. Langmuir izotermine göre R_2 değerlerinin 1 e yakın bulunması, lityum(I)'un adsorpsiyon için uyumlu olduğunu göstermektedir.

Freundlich izotermine göre *B. pumilus* için R_2 değeri 0.994, K_F 0.785 ve n_F değeri 2.639 olarak, *M. luteus* için R_2 değeri 0.994, K_F değeri 0.421 ve n_F değeri 2.890 olarak hesaplanmıştır. Freundlich izotermine göre R_2 değerlerinin 1'den büyük değerlerde olması, lityum(I)'un biyosorbent tarafından güçlü adsorpsiyonunu göstermektedir.

5.1.6 Literatürde lityum(I) adsorpsiyonuyla ilgili yapılmış çalışmalar

Tsuruta (2005) yapmış olduğu çalışmada 63 farklı tür bulunan 70 suş (20 bakteri, 18 aktinobakteri, 18 fungus ve 14 maya) ile çalışmıştır. Çalışmada mikroorganizmalardan lityumu biyoakümüle etme yeteneği yüksek olan grubu belirlemeyi amaçlamıştır. Deneyle 5.8 pH değerinde gerçekleştirmiştir. Çalışmada canlıların lityum biyoakümülyasyon yetenekleri arasında belirgin farklılıklar olduğunu gözlemlemiş ve çalışılan mikroorganizmalar içerisinde biyoakümülyasyon kapasitesinin gram pozitif bakterilerde yüksek olduğunu belirlemiştir. En yüksek biyoakümülyasyon değerlerini *Acinetobacter nicotianae* ve *Brevibacterium helovolum* için sırasıyla 125.8 $\mu\text{mol/g}$, 98.1 $\mu\text{mol/g}$ olarak elde etmiştir. Ayrıca çalışmada 3 farklı *Bacillus* suşu kullanılmış ve biyoakümülyasyon değerleri *B. subtilis* IAM1026 için 74.6 $\mu\text{mol/g}$, *B. subtilis* IAM11060 için 65.8 $\mu\text{mol/g}$ ve *B. subtilis* IAM1633 için 66.3 $\mu\text{mol/g}$ olarak elde edilmiştir. Yapılan çalışmada özellikle gram-pozitif bakterilerin biyoakümülyasyon kapasitesinin aktinobakter, gram-negatif, fungus ve mayalara göre yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Gram pozitif bakterilerde bulunan teyikoik asitin, iyonik fosfat grupları sayesinde, yüksek negatif yüke sahip olmasının lityum biyoakümülyasyonu için önemli bir etken olduğu belirtilmiştir. Adsorplanan lityumun kolaylıkla hidroklorik asit ile desorplanabileceği de yapılan çalışma ile ortaya konulmuştur.

Faria vd. (2019) *Lentinus crinitus* miselyumlarına lityum biyoakümülyasyonunu incelemişlerdir. Çalışmalarda LiCO_3 ve LiCl kullanılmış ve başlangıç konsantrasyonları sıfırdan 100 mg/L'ye kadar çıkartarak denemeler yapmışlardır. En iyi biyokütle üretimini 5 mg/L LiCl ilavesinde 7218.89 mg/L olarak elde etmişlerdir. Biyokütledeki en yüksek

lityum konsantrasyonunu ise 25 mg/L Li_2CO_3 ilavesinde 574.72 $\mu\text{g/g}$ olarak elde etmişlerdir. Yapılan çalışmada Pearson korelasyonuna göre Li_2CO_3 miselyum biyokütle oluşumunu inhibe etmesine karşın lityum biyoakümüülasyonunu olumlu etkilemektedir. Çalışmada elde edilen en iyi lityum biyoakümüülasyon yüzdeleri LiCl için %19, Li_2CO_3 için %28'dir. Li_2CO_3 biyoakümüülasyonunun daha fazla olmasını, daha güçlü inhibasyona sahip olması ile açıklamışlardır.,

Kurniawan ve Yamamoto (2015) yaptıkları çalışmada Biwa gölünden doğal olarak elde ettikleri mikrobiyal konsorsiyum biyofilmini lityum biyosorpsiyonunda kullanmışlardır. Polimer karakteristik özellikte olan biyofilmler yüksek sorpsiyon kapasitesine sahip bileşiklerdir çalışmada farklı mevsimlerde(Kasım 2009-Nisan 2010) toplanan biyofilmlerin sorpsiyon kapasiteleri de çalışılmıştır. 2-9 aralığında pH çalışılmış ve pH ayarlamaları HCl ve NaOH kullanımı ile gerçekleştirilmiştir. Elde edilen biyofilmler altı kez PBS (phospate-buffered saline) ile yıkanmış ve $-40\text{ }^\circ\text{C}$ 'de saklanmıştır. Çalışmada LiCl süspansiyona ilave edilmiş ve $25\text{ }^\circ\text{C}$ 'de manyetik karıştırıcıda karıştırılmıştır. Kışın elde edilen biyofilmlerin lityum sorpsiyon kapasitelerinin ilkbahar örneğine kıyasla daha iyi biyosorpsiyon yapabildiği gözlenmiştir. Ayrıca lityumun biyosorpsiyonu ile K^+ , Ca^+ , Mg^{+2} ve Na^+ gibi katyonların desorbe olduğunu gözlemlemişlerdir. Bu durum lityumun adsorpsiyonunda biyofilmdeki negatif yüklü bölgelerde iyon değişimlerinin etkili olduğunu göstermektedir.

Yücel (2017) yaptığı tez çalışmasında adsorbent olarak *Pichia stiptis* mayasını kullanmış ve çalışmanın ilk aşamalarında lityum biyosorpsiyon değerlerinin düşük olması nedeni ile mayanın aktif karbon ve demir(III) varlığında geliştirilmiş hibritinin adsorpsiyonu da incelemiştir. Çalışmada başlangıç pH, başlangıç lityum(I) ve başlangıç adsorbent parametreleri optimize edilmiştir. Optimize pH 10, başlangıç lityum (I) konsantrasyonu 50 mg/L ve biyosorbent derişimi ise 2-2.3 g/L olarak elde edilmiştir. Her adsorbent için adsorpsiyon dengesinin tanımlanmasında Langmuir ve Freundlich izotermleri kullanılmıştır. Ayrıca yapılan tez çalışmasında lityum(I) iyonlarının %100 verimle desorplanabildiği ve adsorbentlerin ardarda beş kez kullanılabileceği gösterilmiştir.

Song vd. (2013) yaptıkları çalışmada lityum(I), stronsiyum(II) ve lantan(III) kazanımı için adsorbent olarak kalsiyum aljinat kullanmışlardır. Adsorpsiyona etki eden başlangıç

konsantrasyonu, pH ve yabancı iyon ilavesi incelenmiştir. Freundlich ve Langmuir izotermelerini kullanmışlardır. Solüsyon pH değişimini 3-11 aralığında gerçekleştirmişler ve lityum için pH 7'nin adsorpsiyon için en iyi sonuç verdiğini, artan başlangıç konsantrasyonunun adsorpsiyon verimini düşürdüğünü gözlemlemişlerdir. 250 ppm başlangıç lityum(I) konsantrasyonunda adsorpsiyon yüzdesi %1.64 iken, 25 ppm başlangıç lityum(I) konsantrasyonunda adsorpsiyon yüzdesi %5.62'ye çıkmıştır. Yabancı iyon olarak aliminyum, demir, magnezyum, sodyum, nikel, çinko gibi katyonlar kullanılmış ve adsorpsiyon üzerinde belirgin bir etkileri ortaya konulamamıştır. Çalışmanın Langmuir ve Freundlich izotermine uyumlu olduğu hesaplanmıştır.

Park vd. (2015) atık su ve deniz suyu ile yaptıkları çalışmalarda HMnO'i lityum adsorbsiyonunda kullanmışlardır. Kullanılan HMnO'ler başlangıçta LiMnO'lerin lityumunun ayrıştırılması ile elde edilmiştir, böylece HMnO'lerin lityum seçiciliği arttırılmıştır. Çalışmada pH, yabancı iyon (Na+, K+, Mg+2 ve Ca+2) ilavesi gibi parametreler incelenmiştir. Adsorbent konsantrasyonu 0.1 mg/L, başlangıç konsantrasyonu 20 mg/L lityum olarak ayarlandıktan sonra 2-10 aralığında pH denemeleri yapılmıştır. Artan pH değerleri yüzeyin daha negatif yüklenmesine sebep olması nedeniyle veya yüksek pH değerlerinin hidrojen iyonlarını nötralize etmesi nedeniyle sorpsiyonu olumlu etkilemiştir. En iyi sonuçlar çalışılan en yüksek pH değeri olan 10'da elde edilmiştir. Yabancı iyon ilavesi sorpsiyon verimini düşürse de belirgin bir azalmaya neden olmamıştır, bunun nedeninin elde edilen HMnO'lerin yüksek lityum seçiciliğinden kaynaklı olabileceğini düşünmüşlerdir ve HMnO'in lityum sorpsiyonunda atık suda ve deniz suyunda kullanılabilirliğinin yüksek olduğu yapılan çalışmada ortaya konulmuştur.

Kamran vd. (2019) yaptıkları çalışmada lityum(I) adsorpsiyonunda MnO₂'çe zenginleştirilmiş aktif karbon nanokompozitleri kullanmıştır. Aktifleştirilmiş karbona farklı derişimlerde (0.1, 0.12, 0.15 ve 2 M) MnO₂ ile muamele etmişlerdir. Çalışmalarda pH etkisini 4-12 aralığında incelemişlerdir. Optimize pH değerinin 12 olduğunu gözlemlemişlerdir. Çalışmalarda lityum(I) desorpsiyonu için HCl kullanmışlardır. Atomik elektron spektroskopisi ile yaptıkları ölçümlere göre en iyi lityum(I) adsorpsiyon yüzdesini %96 olarak 2 M derişimde muamele ettikleri aktifleştirilmiş karbon nanokompozitleri ile elde etmişlerdir.

5.2 Sonuç

Lityum kullanımı günümüzde ciddi bir artış göstermiştir ve bu artışın önümüzdeki yıllarda daha da artacağı öngörülmektedir. Artan lityum kullanımı beraberinde hem çevre kirliliğini hem de talep yetersizliğini gündeme getirecektir. Lityum elementini ortamdan uzaklaştırmak ve kazanımını sağlamak büyük önem taşımaktadır.

Yapılan tez çalışmasında lityum(I) biyosorpsiyonunda kullanılmak üzere ülkemizde izole edilen *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus* kullanılmıştır. Başlangıç biyosorbent derişimi, başlangıç pH, lityum(I) derişimi ve yabancı iyon ilavesi gibi parametrelerin optimizasyonu üzerinde çalışılmıştır.

Literatürde lityum(I) gideriminde biyolojik materyallerin kullanıldığı dört çalışma bulunmaktadır (Tsurata 2005, Kurniawan ve Yamamoto 2015, Yücel 2017, Faria vd. 2019). *Bacillus pumilus* ve *Micrococcus luteus*'un lityum(I) gideriminde kullanıldığı bir çalışmaya rastlanmamıştır. Gerçekleştirilen tez çalışması sonucunda 1g/L biyosorbent varlığında, pH 9'da, başlangıç lityum(I) derişimi 2.5 mg/L iken *Bacillus pumilus* için %33.8, *Micrococcus luteus* için %19.3 verimlilikte biyogiderim gözlemlenmiştir. Her iki biyosorbentin de adsorpsiyon denge modelleri ile uyumlu olduğu gösterilmiştir. Üretim kolaylığı ve ekonomik faktörler dolayısı ile lityum(I) gideriminde biyolojik materyaller tercih edilmiştir. Kullanılan materyallerin kurutulmuş, ölü biyokütleden oluşması ise ortam şartlarına bağımlılığı azaltan bir diğer faktördür. Ayrıca buna ek olarak yapılan çalışmada lityum(I) içeren sulu çözeltilerle muamele süresinin kısa olması ise önemli bir avantajdır.

Ülkemizde ve dünyada lityum(I) giderimi ile alakalı çalışmalar son on beş yılı kapsamaktadır. Yapılan tez çalışması literatüre yapacağı katkı açısından oldukça önemlidir.

KAYNAKLAR

- Akgök, Y. Z., Şahiner, M. 2017. Web Sitesi: <https://www.mta.gov.tr/v3.0/sayfalar/bilgi-merkezi/maden-serisi/Lityum.pdf> , Erişim Tarihi: 14.02.2019.
- Aksu, Z., Balibek, E. 2010. Effect of salinity on metal-complex dye biosorption by *Rhizopus arrhizus*. *Journal of Environmental Management*, 91(7); 1546-1555.
- Aksu, Z. ve Gülen, H. 2002. Binary biosorption of iron(III)-cyanide complex ions on *Rhizopus arrhizus*: modelling of synergistic interaction. *Process Biochemistry*, 38, 161-173.
- Aksu Z. 2005. Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process Biochem*, 40, 997–1026
- Aksu, Z. ve Dönmez, G. 2005. Combined effects of molasses sucrose and reactive dye on the growth and dye bioaccumulation properties of *Candida tropicalis*. *Process Biochem*, 40; 2443–54.
- Anonim. 2011. WebSitesi:
Anonymus 2019. Web sitesi:
<https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2019/mcs2019.pdf> Erişim Tarihi: 10.07.2019.
- Aryal, M. ve Liakopoulou-Kyriakides, M. 2013. Characterization of *Mycobacterium* sp. strain Spyr1 biomass and its biosorption behavior towards Cr(III) and Cr(VI) in single, binary and multi ion aqueous systems. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 89, 559-568.
- Aziz, H. A., Adlan, M. N. ve Ariffin, K. S. 2008. Heavy metals removal from water in Malaysia: Post treatment by high quality limestone. *Bioresource Technology*, 99(6), 1578-1583.
- Benvenuto, M. A. 2016. *Metals and Alloys: Industrial Applications*. Walter de Gruyter GmbH, 153, Berlin.
- Chen, L. ve Chen, Q. 2003. Industrial application of UF membrane in pretreatment for RO system. *Membrane Science and Technology*, 4, 009.
- Çakır, E. Ü., Tosunoğlu, V. ve Bayhan, Y. K. 2013. Ceviz Ağacı Talaşı(*Juglans Regia L.*)'nın Krom(IV) Adsorpsiyonu üzerine etkileri. *Alınteri*, 24(B), 12-19.
- Çelebi, M. N ve Dönmez, Cahit. 2018. Lityum: Batarya Sektörünün Aranılan Elemanı. *Doğal Kaynaklar ve Ekonomi Bülteni* 25, 27-30.
- Çilingir, B. M. 2016. Hava Kirliliği ve Akciğer. *J Contemp Med*, 6, 131-137.
- Çolak, F., Atar, N., Yazıcıoğlu, D., Olgun, A. 2011. Biosorption of lead from aqueous solutions by *Bacillus* strains possessing heavy-metal resistance. *Chemical Engineering Journal*, 173, 422-428.
- Dizge, N., Keskinler, B. ve Barlas, H. 2009. Sorption of Ni(II) ions from aqueous solution by lewattit cation exchange resin. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1), 915-926.
- Dönmez, G. 2002. Bioaccumulation of the reactive textile dyes by *Candida tropicalis* growing in molasses medium. *Enzyme Microbial. Technol.*, 30; 363–366.
- Eltem, R. 2008. Atıksular ve Arıtım, Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Yayınları No:172 (2), İzmir, 188.
- Faria, M. G. I., Avelino, K. V., Valle, J. S., Silva, G. J., Gonçalves, A. C., Dragunski, D. C., Colauto, N. B. ve Linde, G. A. 2019. Lithium bioaccumulation in

- Lentinus crinitus* mycelial biomass as a potential functional food. *Chemosphere*, 235, 538-542.
- Fu, F. ve Wang, Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418.
- Gunatilake, S. K. 2015. Methods of removing heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Multidisciplinary Engineering Science Studies*, 1(1), 12-18.
- Gupta, V. K., Rastogi, A., ve Nayak, A. 2010. Adsorption studies on the removal of hexavalent chromium from aqueous solution using a low cost fertilizer industry waste material. *Journal of Colloid and Interface Science*, 342(1), 135-141
- Hamdaoui, O. 2009. Removal copper(II) from aqueous phase by Purolite C100-MB cation exchange resin in fixed bed columns: Modelling. *Journal of Hazardous Materials*. 161(1), 737-746.
- Handsa, A., Kumar, V. ve Anshumali. 2015. Biosorption of Copper by Bacterial Adsorbents: A Review. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 9 (2), 45-58.
- Hill, J. E., Baiano, J. C. F. ve Barnes, A. C. 2009. Isolation of a novel strain of *Bacillus pumilus* from penaeid shrimp that is inhibitory against marine pathogens. *Journal of Fish Diseases*, 32, 1007-1016.
- http://megep.meb.gov.tr/mte_program_modul/moduller_pdf/Atik%20Sular.pdf, Erişim Tarihi: 15.02.2019
- Idris, A. 2010. Photocatalytic magnetic seperable beads for chromium(VI) reduction. *Water Research*, 44(6), 1683-1688
- Kalaylı, E., Beyatlı, Y. 2003. Bacillus Cinsi Bakterilerin Antimikrobiyal Aktiviteleri, PHB Üretimleri ve Plazmid DNA'ları. *Orlab On-Line Mikrobiyoloji Dergisi*, 1(12), 24-35. Hassan, S. H. A., Awad, Y. M., Kabir, M. H., Oh, S. E. Ve Joo, J. H. 2010. Bacterial Biosorption of heavy metals. *Biotechnology Cracking New Pastures*, MD Publications, 79-110, New Delhi.
- Kamran, U., Heo, Y. J., Lee, J. W. ve Park, S. J. 2019. Chemically modified activated carbon decorated with MnO₂ nanocomposites for improving lithium adsorption and recovery from aqueous media. *Journal of Alloys and Compounds*, 794, 425-434.
- Kamran, U., Heo, Y. J., Lee, W. J. ve Park, S. J. 2019. Chemically modified activated carbon decorated with MnO₂ nanocomposites for improving lithium adsorption and recovery from aqueous media. *Journal of Alloys and Compounds*, 794, 425-434.
- Karaca, A., Turgay, O. C. 2012. Toprak Kirliliği. *Toprak Bilimi ve Bitki Beslenme Dergisi*, 1(1), 13-19.
- Kinniburgh, D. G. 1986. General purpose adsorption isotherms. *Environmental Science Technology*, 20(9), 895-904.
- Kratochvil, D. ve Volesky, B. 1998. Biosorption of Cu from ferruginous wastewater by algal biomass. *Water Research*, 32, 2760-2768.
- Ku, Y. ve Jung, I. L. 2001. Photocatalytic reduction of Cr(VI) in aqueous solution by UV irradiation with the presence of titanium dioxide. *Water Research*, 35(1), 135-142.

- Kurniawan, A. ve Yamamoto, T. 2015. Biosorption of lithium using biofilm matrix of natural microbial consortium. *Microbiology Indonesia*, 9 (3), 106- 112.
- Li, X., Mo, Y., Qing, W., Shao, S., Tang, Y. C. ve Li, J. 2019. Membrane-based Technologies for lithium recovery from water lithium resources: A review. *Journal Membrane Science*, 591, 117317.
- Lin, D., Ji, R., Wang, D., Xiao, M., Zhao, J., Zou, J., Li, Y., Qin, T., Xing, B., Chen, Y., Liu, P., Wu, Z., Wang, L., Zhang, Q., Chen, H., Qin, W., Wu, D., Liu, Y., Liu, Y. ve Li, S. 2019. The research progress in mechanism and influence of biosorption between lactic acid bacteria and Pb(II): A review. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 59 (3), 395-410.
- Lopez Maldonado, E. 2014. Coagulation- flocculation mechanisms in wastewater treatment plants through zeta potential measurements. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 1-10.
- Lopez, A., Lazaro, N., Priego, J. M. ve Marques, A. M. 2000. Effect of pH on the biosorption of nickel and other heavy metals by *Pseudomonas fluorescens* 4F39. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 24, 146-151.
- Mohammadi, B. ve Pironneau, O. 2004. Shape optimization in fluid mechanics. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 36, 255-279.
- Nesheli, M. A., Asgarani E. ve Dabbagh R. 2018. Biosorption potential of Cr(VI) by *Kocuria* sp. ASB107, a radio-resistant bacterium isolated from Ramsar, Iran. *Chemistry and Ecology*, 34(2), 163-176.
- Özel, H. U. Ve Gemici, B. 2016. Bartın Irmağı Kirlilik Profiline Fiziksel Parametrelerle Belirlenmesi. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7(1), 52-58.
- Pan, J., Huang, Q. ve Zhang, Y. 2004. Gene cloning and expression of an alkaline serine protease with dehairing function from *Bacillus pumilus*. *Current Microbiology*, 49 (3), 165-169.
- Park, H., Singhal, N., Jho, E. H. 2015. Lithium sorption properties of HMnO in seawater and wastewater. *Water Research*, 87, 320-327.
- Park, J. M., Nisola, M. G., Beltran, B. A., Torrejos, R. E. C., Seo, G. J., Lee, S. P., Kim, H. ve Chung, W. J. 2014. Recyclable composite nanofiber adsorbent for Li⁺ recovery from seawater desalination retentate. *Chemical Engineering Journal*, 254, 73-81.
- Parvathi, A., Krishna, K., Jose, J., Joseph, N. ve Nair, S. 2009. Biochemical and molecular characterization of *Bacillus pumilus* isolated from coastal environment in Cochin, India. *Brazilian Journal of Microbiology*, 40, 269-275.
- Rether, A. ve Schuster M. 2003. Selective separation and recovery of heavy metal ions using water-soluble N-benzoylthiourea modified PAMAM polymers. *Reactive and Functional Polymers*, 57(1), 13-21.
- Rodriguez, J. A. E. ve Contreras, J. L. S. 2013. An assessment of lithium, In: *Lithium: technology, performance and safety*. Tabarés, F. L. (ed), Nova Publishers, 1-34, New York.
- Sadeek, S. A., Negm, N. A., Hefni, H. H.H., Abdel Wahab, M. M. 2015. Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures. *International Journal of Biological Macromolecules*, 81, 400-409.

- Selatnia, A., Boukazoula, A., Kechid, N., Bakhti, M. Z. ve Chergui, A. 2004. Biosorption of Fe⁺³ from aqueous solution by bacterial dead *Streptomyces rimosus* biomass. *Process Biochemistry*, 39, 1643-1651.
- Shim, H. Y. 2014 Application of electrocoagulation and electrolysis on the precipitation of heavy metals and particulate solids in washwater from soil washing. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 3(04), 130.
- Song, D., Park, S., Kang, H. W., Park, S. B. ve Han, J. 2013. Recovery of Lithium(I), Strontium(II), and Lanthanum(III) Using Ca⁻ Alginate Beads. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 58, 2455-2464.
- Swain, B. 2017. Recovery and recycling of lithium: A review. *Separation and Purification Technology*, 172, 388-403.
- Taştan, B. E. ve Dönmez, G. 2010. Single and Binary Biosorption of Heavy Metal Ions and A reactive dye by *Aspergillus versicolor*. *Commun. Fac. Sci. Univ. Ank. Series B*, 56(1); 13-25.
- Tsuruta, T. 2005. Removal and Recovery of lithium using various microorganisms. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 100(5), 562-566.
- Turnbull, P.C.B. 1996. In: Baron S, editör. *Medical Microbiology*. 4th edition. Galveston (TX): University of Texas Medical Branch at Galveston. Chapter 15.
- Vijayaraghavan, K. Ve Yun, Y. 2009 Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology Advances*, 26, 266-291.
- Wang, L., Meng, G. C., Han, M. ve Ma, W. 2008. Lithium uptake in fixed-pH solution by ion sieves. *Journal of Colloid and Interface Science*, 325, 31-40.
- Yener, J. ve Aksu, Z. 1999. Atıksulardaki fenol ve klorofenollerin aktif karbon ve kurutulmuş aktif çamura adsorpsiyonu. *Tr. Journal of Engineering and Environmental Science*, 23, 93-104.
- Zandevakili, S., Ranjbar, M. ve Ehteshamzadeh, M. 2014. Recovery of lithium from Urmia Lake by a nanostructure MnO₂ ion sieve. *Hydrometallurgy*, 149, 148-152.
- Zencirci, S. A., Işıklı B. 2017. Hava Kirliliği. *Türk Dünyası Uygulama ve Araştırma Merkezi Halk Sağlığı Dergisi*, 2(2), 24-36.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı :Tuğçe USTA
Doğum Yeri :Ankara
Doğum Tarihi :19.07.1991
Medeni Hali :Evli
Yabancı Dili :İngilizce, Almanca

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Tınaztepe Lisesi (2009)
Lisans : Hacettepe Üniversitesi- Eğitim Fakültesi- Biyoloji Eğitimi Anabilim Dalı (Almanca) (2015)