



T.C.
KAHRAMANMARAŞ SÜTÇÜ İMAM ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BALIK PULUNDAN HİDROKSİAPATİT ELDESİ
VE SULARDAN KURŞUN GİDERİMİNDE
KULLANILMASI**

ERTUĞRUL ATICI

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

KAHRAMANMARAŞ 2018

**T.C.
KAHRAMANMARAŞ SÜTÇÜ İMAM ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BALIK PULUNDAN HİDROKSİAPATİT ELDESİ
VE SULARDAN KURŞUN GİDERİMİNDE
KULLANILMASI**

ERTUĞRUL ATICI

**Bu tez,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
YÜKSEK LİSANS
derecesi için hazırlanmıştır.**

KAHRAMANMARAŞ 2018

Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü öğrencisi Ertuğrul ATICI tarafından hazırlanan “Balık pulundan hidroksiapatit eldesi ve sulardan kurşun gideriminde kullanılması” adlı bu tez, jürimiz tarafından 06/07/2018 tarihinde oy birliği ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Doç. Dr. Yağmur UYSAL (DANIŞMAN)
Çevre Mühendisliği Bölümü
Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi

Prof. Dr. Esin İSPİR (ÜYE)
Kimya Bölümü
Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi

Dr. Öğr. Üyesi İlknur ŞENTÜRK (ÜYE)
Çevre Mühendisliği Bölümü
Cumhuriyet Üniversitesi

Yukarıdaki imzaların adı geçen öğretim üyelerine ait olduğunu onaylarım.

Doç. Dr. Mustafa ŞEKKELİ
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

TEZ BİLDİRİMİ

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada, alıntı yapılan her türlü kaynağa eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

Ertuğrul ATICI

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

**BALIK PULUNDAN HİDROKSİAPATİT ELDESİ VE SULARDAN KURŞUN
GİDERİMİNDE KULLANILMASI
(YÜKSEK LİSANS TEZİ)
ERTUĞRUL ATICI**

ÖZET

Kurşun (Pb^{+2}) iyonları, insan ve çevre riski perspektifinde yüksek öncelikli tehlikeli bir ağır metal olarak sınıflandırılmıştır. Kurşun, birçok endüstriyel atık sularda yaygın olarak bulunduğu için dünya çapında önemli bir kirletici ağır metal iyonu olarak kabul edilmektedir. Bu sebeple, gerek Çevre Mevzuatı ve gerek kamusal çevre sorunları göz önüne alındığında, endüstriyel atık sulardan ağır metallerin uzaklaştırılması için yeni tekniklerin arayışı teşvik edilmektedir.

Adsorpsiyon prosesi, atık sulardan ağır metal giderimi için başlıca tekniklerden biri olarak öne çıkmıştır. Sulu ortamlardan kurşun iyonlarının uzaklaştırılması için günümüze kadar yapılan çalışmalarda birçok adsorbent hammaddeler halinde veya modifiye edilmiş yüzeyler şeklinde kullanılmıştır. Bu çalışmaların ortak özelliği, kurşun iyonlarının atıksulardan adsorpsiyonu için nispeten verimli, düşük maliyetli ve kolayca bulunabilen adsorbanları bulmayı amaçlamalarıdır.

Bu çalışmada, balık pulundan elde edilen hidroksiapatit adsorbent olarak kullanılmış ve sulardan kurşun iyonlarının giderimindeki etkinliği araştırılmıştır. Bu amaçla farklı Pb^{+2} iyonu konsantrasyonlarında hazırlanan sulu çözeltilerde analizler yürütülerek optimum pH, optimum adsorban dozu, optimum süre ve optimum başlangıç konsantrasyonu değerleri belirlenmiştir. Yapılan kesikli adsorpsiyon deneylerinde hidroksiapatitin Pb^{+2} iyonları için optimum giderim koşulları pH 4, adsorbent dozu 7,5 g/L, süre 60 dakika ve başlangıç Pb^{+2} konsantrasyonu 50 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu deneysel şartlar altında maksimum kurşun iyonu giderim verimi %90 olarak elde edilmiştir. Yapılan çalışmada atık balık pullarından elde edilen hidroksiapatit ile kurşun gideriminin, hidroksiapatitin elde edilmesinin kolay olması ve yüksek oranda giderim verimine ulaşılması bakımında oldukça avantajlı olduğu belirlenmiş ve çoğu adsorpsiyon yöntemine göre daha yüksek verim elde edilmiştir.

Anahtar Kelime: Adsorpsiyon, Ağır metal giderimi, Atıksu, Balık pulu, Hidroksiapatit, Kurşun giderimi

Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Temmuz/2018
Danışman: Doç. Dr. Yağmur UYSAL

Sayfa sayısı 62,

REMOVAL OF LEAD FROM WATER WITH ADSORPTION PROCESS BY USING HYDROXYAPATITE OBTAINED FROM FISH FLAKES

(M.Sc. THESIS)

ERTUĞRUL ATICI

ABSTRACT

Lead (Pb) ions have been classified as a high priority dangerous heavy metal in terms of human and environmental risk. Lead ions are present commonly in many industrial wastewaters, so they are considered as one of the important contaminant worldwide. For this reason, when environmental protection legislation and public environmental issues are taken into consideration, to search for new techniques for the removal of heavy metals from industrial waste water is encouraged.

The adsorption process has emerged as one of the main techniques for heavy metal removal from waste water. Many studies have been carried out to remove lead ions from aqueous media, and many adsorbents have been used as raw materials or as modified surfaces. The common feature of these studies is to find adsorbents that are relatively efficient, low cost and easily available for the adsorption of lead ions from wastewater.

In this study, hydroxyapatite obtained from fish flakes was used as an adsorbent, and its effect on the removal of lead ions from water was investigated. For this purpose, experiments were carried out in the aqueous solutions prepared at different Pb^{+2} ion concentrations to determine optimum pH, adsorbent dose, time and initial lead concentration values. Optimum removal conditions for Pb^{+2} with hydroxyapatite were determined as pH 4, adsorbent dose of 7.5 g/L, optimum time of 60 min, and optimum initial concentration of 50 mg/L. Under these experimental conditions, the maximum lead ion removal efficiency was obtained as 90%. According to results of the study, hydroxyapatite obtained from fish scales was found to be useful material to remove lead ions from wastewater by adsorption method in order to reach high efficiency values when compared with many adsorbent materials.

Keywords: Adsorption, Fish flake, Heavy metal, Hydroxyapatite, Lead, Removal, Wastewater

University of Kahramanmaraş Sütçü İmam
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering , July / 2018
Supervisor: Doç. Dr. Yağmur UYSAL

Number of pages 62,

TEŞEKKÜR

Bu tez alıőması sűresince engin bilgi ve tecrűbelerinden faydalandıđım ve alıőmamın her aőamasında sađladıđı bilimsel katkılardan dolayı Doç. Dr. Yađmur UYSAL'a, ve bana her konuda destek olan yűksek lisansta beraber olduđum arkadaőlarım teőekkűr ederim.

Son olarak, bu gűnlere gelmemde her tűrlű maddi ve manevi desteklerini gűrdűđűm aileme sonsuz teőekkűrlerimi sunarım.

Ertuğrul ATICI

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
TABLolar DİZİNİ	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	viii
Bölüm 1.01 Singeler	viii
Bölüm 1.02 Kısaltmalar	ix
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMALARI.....	2
2.1. Ağır Metaller	2
2.1.1. Kurşun (Pb)	3
2.2. Atıksulardan Ağır Metal Giderim Yöntemleri	6
2.3. Kesikli Adsorpsiyon Yöntemi.....	7
2.3.1. Adsorpsiyon Türleri	8
2.3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler	9
2.3.3. Adsorpsiyon İzotermi.....	9
2.3.4. Adsorpsiyon Kinetiği	12
2.4. Hidroksiapatit	14
3. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	17
4. MATERYAL ve METOD.....	19
4.1. Materyal	19
4.1.1. Adsorbent (Balık Pulundan Elde edilen Hidroksiapatit).....	19
4.1.2. Kullanılan Kimyasallar	19
4.1.3. Araç ve Gereçler.....	19

4.2.	Metod	20
4.2.1.	Adsorbentin Sentezlenmesi	20
4.2.2.	Adsorbent Karakterizasyonu	20
4.2.3.	Kesikli Adsorpsiyon Deneyleri	20
4.2.4.	Adsorpsiyon İzotermi	21
4.2.5.	Adsorpsiyon Kinetiği	21
5.	BULGULAR ve TARTIŞMA	22
5.1.	Adsorbentin Karakterizasyonu	22
5.1.1.	SEM Yüzey Analizi	22
5.1.2.	EDX Analizi	23
5.1.3.	FTIR Yapı Analizi.....	28
5.2.	Pb(II) Adsorpsiyon Deneyleri	29
5.2.1.	pH Etkisi.....	29
5.2.2.	Adsorbent Dozunun Etkisi	31
5.2.3.	Temas Süresinin Etkisi	32
5.2.4.	Başlangıç Konsantrasyonunun Etkisi.....	33
5.3.	Adsorpsiyon İzoterm Modelleri	34
5.4.	Adsorpsiyon Kinetiği	36
6.	SONUÇLAR ve ÖNERİLER.....	39
7.	KAYNAKLAR.....	41
	ÖZGEÇMİŞ	48

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2. 1.Adsorpsiyon işleminin şematik gösterimi.....	8
Şekil 2. 2.Katı-Sıvı adsorpsiyon olayı.....	8
Şekil 2. 3.HAp'ın moleküler yapısı.....	14
Şekil 2. 4.Toz halde hidroksiapatit.....	15
Şekil 5. 1.Adsorpsiyon Öncesi-Sonrası 5000 kat SEM görüntüleri.....	22
Şekil 5. 2.Adsorpsiyon Öncesi-Sonrası 10000 kat SEM görüntüleri.....	22
Şekil 5. 3.Adsorpsiyon Öncesi-Sonrası 20000 kat SEM görüntüleri.....	23
Şekil 5. 4.Adsorpsiyon öncesi EDX sonucu	24
Şekil 5. 5.Adsorpsiyon sonrası EDX analiz sonucu.....	25
Şekil 5. 6.Adsorpsiyon sonrası EDX analiz sonucu.....	26
Şekil 5. 7.Adsorpsiyon sonrası EDX analiz sonucu.....	27
Şekil 5. 8.Hidroksiapatit partiküllerinin FTIR analizi.....	28
Şekil 5. 9.Hidroksiapatit partiküllerinin adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR analizi.....	29
Şekil 5. 10.Pb(II) gideriminde pH 'ın etkisi	30
Şekil 5. 11. Pb(II) giderimin de adsorbent dozunun etkisi.....	31
Şekil 5. 12.Pb(II) gideriminde sürenin etkisi	32
Şekil 5. 13.Pb(II) giderimin de başlangıç konsantrasyonunun etkisi.....	33
Şekil 5. 14.Langmuir izoterm modeli grafiği.....	34
Şekil 5. 15.Freundlich izoterm modeli grafiği	35
Şekil 5. 16.Dubinin–Radushkevich (D-R) izoterm modeli grafiği	36
Şekil 5. 17.Birinci derece kinetik grafiği	37
Şekil 5. 18.İkinci derece kinetik grafiği	37
Şekil 5. 19.Partikül içi difüzyon grafiği	38

TABLolar DİZİNİ

Tablo2.1.Kurşun (Pb^{+2}) 'un Özellikleri.....	3
Tablo2.2.Kurşun için belirlenen içme suyu standartları.....	4
Tablo2.3.Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kurşun için kalite kriterleri	5
Tablo2.4.Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre kurşun için alıcı ortam deşarj standartları	5
Tablo2.5.İzoterm uygunluk durumuna karşın değerler.....	11
Tablo5.1.Langmuir izoterm modeli verileri	35
Tablo5.2.Freundlich izoterm modeli verileri	35
Tablo5.3.Dubinin–Radushkevich (D-R) izoterm modeli verileri	36
Tablo5.4.Adsorpsiyon kinetik verileri	38
Tablo5.5.Adsorpsiyon çalışmasında en verimli şartlar	38

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Bölüm 1.01 Simgeler

%	: Yüzde
g	: Gram
mg	: Miligram
ppm	: Milyonda bir
L	: Litre
°C	: Derece Santigrat
cm³	: Santimetre küp
Pa	: Pascal
mPa	: Milipascal
µL	: Mikrolitre
µg:	: Mikrogram
ng	: Nanogram
Fe₃O₄	: Manyetit
EC50	: Etkili Konsantrasyon
IC50	: Etkili İnhibisyon
CO₂	: Karbondioksit

Bölüm 1.02 Kısaltmalar

BET	: Brunauer, Emmet ve Teller
FTIR	: Fourier Dönüşümlü Infrared Spektrofotometre
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu
TS	: Türk Standartları
TSE	: Türk Standartları Enstitüsü
USEPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü
AB	: Avrupa Birliği
CEPA	: Kanada Çevre Koruma Ajansı
NFNEC	: Karboksilatlanmış Nonilfenol Etoksilat
AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
HPLC	: Yüksek Performanslı Sıvı Kromatografisi
UV	: Ultraviyole
LC/MS/MS	: Sıvı Kromatografisi-Kütle Spektrometresi
UAKM	:Uçucu Askıda Katı Madde
HAp	:Hidroksiapatit
Pb	:Kurşun
ICO-OES	: İndüktif eşleşmiş plazma - Optik Emisyon Spektrometresi

1. GİRİŞ

Çevre kirliliği, ekosistem ve insan sağlığı üzerinde istenmeyen olumsuz etkilere neden olduğundan dolayı dikkat çekilmesi gereken önemli bir problemdir. Endüstriyel gelişmelerin artması, kimyasal atıkların çeşitliliğinin çoğalması ve tarımda kullanılan ilaçların artması ile bitkiler, hayvanlar ve insanlar için ciddi tehdit unsuru oluşturan çevre kirliliği ortaya çıkmaktadır. Bu da zamanla çeşitli bitki ve hayvan türlerinin yok olması, insan vücudunda karsinogenez, mutagenез, teratojenез, solunum hastalıkları ve kansere neden olmaktadır (Solomon ve ark., 2012).Çevre kirliliğinde en önemli problemi oluşturan unsur, yüzey sularının hızla kirlenmesidir (Huggett ve Stoddard, 2011).

Su; yeryüzünde yaşamın varlığı için en temel kaynaktır. Ancak, sanayileşme ve modernleşmenin artması, temiz su kaynaklarının gün geçtikçe kirlenmesine sebep olmaktadır. Ağır metaller, boyalar, ilaçlar, yüzey aktif maddeler, pestisitler, kişisel bakım ürünleri ve buna benzer birçok madde su kaynaklarını kirletmektedir ve bu kirleticilerin çoğunluğu insan ve hayvanlar için çevresel olarak tehlikeli maddelerdir. Ağır metaller, toksisiteleri ve biyobirikimleri nedeni ile insan ve su yaşamı için tehdit oluşturmaktadır (Da, 2017). Ağır metallere kaynaklı su kirliliği, insan sağlığını ve ekolojik dengeyi doğrudan tehdit eden kirliliklerden birisidir (Wu ve ark., 2018). Bu nedenle ağır metal içeren endüstriyel atıksuların alıcı ortama deşarjından önce arıtılması büyük önem arz etmektedir (Pirouz ve ark., 2015).

Cr, Cu, Cd, Co, Ni, Pb, As, Zn, Mn, Se, Ag gibi ağır metaller taşıyan endüstriler çevre için en tehlikeli olandır (Ahmad ve ark., 2011). Günümüzde, sulardan kaynaklı kirleticilere esas olarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere birçok yöntem uygulanarak uzaklaştırılması mümkündür. Bununla birlikte bu giderim yöntemleri çoğu zaman karmaşık ve zaman alıcıdır. Bu nedenle alternatif arıtım yöntemleri geliştirilmektedir (Ma ve ark., 2013).

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMALARI

2.1. Ağır Metaller

Fiziksel özellik bakımından 5 g/cm^3 'ten daha yüksek konsantrasyona sahip olan metaller "Ağır Metal" olarak tanımlanır. Ağır metaller yeryüzünde doğal olarak bulunan bileşiklerdir (Ho ve Ofomaja., 2006). Kurşun, Kadmiyum, Krom, Demir, Kobalt, Bakır, Nikel, Civa ve Çinko olmak üzere çeşitli ağır metaller bulunmaktadır. Bozunuma uğramaları oldukça güçtür. Vücuda hava, besin, temas ve içme suyu ile girebilirler. (Alwan ve ark., 2010). Su içerisindeki ağır metallerin fazlalığı merkezi sinir sisteminde tahrişe ve böbrek ve karaciğere zarar verir (Futalan ve ark., 2011). Kurşun, arsenik ve kadmiyum birçok hastalığa neden olan en zehirli ağır metallerdir (Chen ve ark., 2010) .

Ağır metal kirliliği bulunduran endüstriler, alıcı ortama deşarj etmeden önce arıtılmalıdırlar. Bu arıtım metodları nötralizasyon, kimyasal çöktürme, iyon değiştirme, ters osmoz, elektrodializ, membran filtrasyonu ve adsorpsiyon yöntemleri uygulanabilmektedir (Wang ve ark., 2017). Bu yöntemlerin birçoğu yüksek maliyetleri ve ikincil arıtma işlemi gerektiren atıklar ürettikleri için kullanım alanları kısıtlıdır (Boamah, 2015). Son zamanlarda hem üretilen atık su miktarını azaltmak hem de arıtılmış suyun kalitesini arttırmak için daha ucuz ve daha etkili yöntemler üzerinde çalışılmıştır. Atıksulardan toksik maddelerin uzaklaştırılmasında adsorpsiyon, yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir (Yang ve ark., 2013).

Adsorpsiyon, alternatif bir arıtım yöntemi olarak kullanılmaktadır ve son zamanlarda yüksek adsorban kapasiteli ve düşük maliyetli adsorbentlerin araştırılması önem kazanmıştır. Adsorbentler, mineral, organik veya biyolojik kökenli, zeolitler, endüstriyel yan ürünler, tarımsal atıklar, biyokütle ve polimerik malzemeler olabilirler (Kurniawan ve ark., 2006).

Çevre kirliliği bakımından sorun oluşturan ağır metallerden biri de kurşundur (Bereket, 1997). Kurşun; piller, yakıtlar, metal kaplama, radyasyon koruma malzemesi, benzin katkısı, akümülatörlerin üretiminde gibi birçok alanda yaygın olarak kullanılan ağır metallerden biridir (Li ve ark., 2015). Kurşun iyonlarının, toksik olması ve kolay bozunur olmaması nedeniyle çevre ve insan sağlığı üzerinde önemli zararlı etkileri vardır. İnsan vücudunda kurşunun birikmesi anemi, karaciğer yetmezliği ve ensefalopatiye neden olabilmektedir (Brudey ve ark., 2016).

2.1.1. Kurşun (Pb)

Kurşun, otomobil üretimi, boyalar, piller gibi endüstriyel atıklardan kaynaklanan tehlikeli bir ağır metaldir (Lingamdinne ve ark., 2017). Atıksulardan çıkan kurşun iyonları, biyolojik birikim eğilimleri, toksisitesi, kalıcılığı ve bozunumu zor olması nedeni ile çevre kirliliğine neden olan önemli ağır metallere biridir. Kurşun vücuda solunum, içme suyu ve gıda yoluyla girmektedir. Vücuda giren kurşun, ciğerlerde adsorplanarak kana karışır. Kan yoluyla da karaciğer, böbrek, beyin ve kas gibi dokulara taşınır. Kurşunun çoğu kemiklerde depolanmaktadır. Ayrıca anne karnındaki cenine ve anne sütüne de geçebilmektedir. Kandaki kurşun seviyesi 40 mg/L seviyesini aşınca tansiyonu artırıcı etkisi de vardır (Han ve ark., 2006). İnsan vücudunda kurşun birikimi, üreme sorunlarına ve merkezi sinir sistemi hasarına neden olmaktadır. Özellikle çocukluk çağında olanlara fiziksel ve zihinsel aktivitelerde gecikmeye neden olur. Ayrıca kanserojen ve nörolojik etkileri ölüme sebep olabilmektedir (Suguna ve ark., 2014). Kurşun, doğada (PbS), (Pb₃(PO₄)₂, Pb₄O(PO₄)₂, Pb₅(PO₄)₃OH), (PbCO₃) bileşikler şeklinde bulunabilir. Tablo 2.1'de kurşun iyonunun özellikleri verilmektedir.

Günümüzde kurşunun en sık kullanıldığı endüstrilerden biri akü ve radyatör üretimi ve kullanımı ile birlikte otomobil endüstrisidir. Kurşun, madencilik ve işlenmesi, akümülatör, alkali üretimi, kaynak-lehim işleri, kurşun içerikli boya üretimi, matbaa, seramik kaplama, plastik endüstrisinde kullanılması sonucu alıcı ortama deşarjı gerçekleşmektedir. Pb(II) iyonu düşük konsantrasyonlarda bile alıcı ortama deşarjında canlılar için oldukça büyük bir toksik etkilere sahip ağır metaldir (Trivunac ve Stevanovic, 2012).

Tablo 2. 1.Kurşun (Pb⁺²) 'un Özellikleri (DPT, 2001)

Atomik Özellikleri		Mekanik Özellikleri	
Atom ağırlığı	207,21	Sertlik	1,5
Atom Numarası	82	Brinell sertliği (Pb)	3,2-4,5
Periyodik durumu	4. grup; 6. periyot	Brinell Sertliği (kimyasal Pb)	4,5-6,0
Sembolü	Pb	Külçe Pb gerilme direnci (oda sıcaklığında 2,5 cm ² için)	2000
Kristal sistemi	Regüler		3600

Valans değeri	2 veya 4	Haddelenmiş Pb gerilme direnci (150 °C'de)	15200
Sabit izotopları	204;206;207;208	Haddelenmiş Pb gerilme direnci (-750 °C'de)	
Radyoaktif izotopları	209;210;211;214		
Kütleli Özellikleri		Elektriksel Özellikler	
Özgül ağırlık (20 °C'de)	11,34	20 °C'de elektrik direnci	20,65 cm ² /μΩ
327,40 °C'de katı Pb yoğunluğu	11,005	100 °C'de elektrik direnci	27,02 cm ² /μΩ
327,40 °C'de sıvı Pb yoğunluğu	10,686	İzafi elektrik İletkenliği (Cu=100)	7,82
Buhar Pb Yoğunluğu (Hidrojen=1'egöre)	103,6	İzafi elektrik Direnci (Cu=100)	1,280
Termal Özellikler			
Erime noktası	327,4 °C	Kaynama noktası (1 atm)	1525 °C
Buhar basıncı (2100 °C)	11,7 atm	İzafi ısı iletkenliği (Ag=100)	8,2
0 °C'de termal kapasite	0,0303 g/kal	327,4 °C'de termal kapasite	0,340 gr/kal
0 °C'de ısı iletkenliği, cm ² , cm,	0,083 °C/kal	100 °C'de ısı iletkenliği, cm ² , cm,	0,081 °C/kal

Kurşun için Dünya Sağlık Örgütü ve Türk Standartları Enstitüsü tarafından belirlenmiş olan içme suyu standartları Tablo 2.2'te verilmektedir (Who, 2011).

Tablo 2. 2. Kurşun için belirlenen içme suyu standartları (TS 266, 2005).

Parametre	Dünya Sağlık Örgütü	Türk Standartları Enstitüsü	
		Sınır değeri	Maksimum değeri
Kurşun (mg/L)	0,010	0,010	0,010

Kurşun için kıta için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilmiş olan su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri Tablo 2.3 'te ve belirli endüstriler için alıcı ortam deşarj standartları Tablo 2.4 'te verilmektedir.

Tablo 2. 3.Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kurşun için kalite kriterleri (SKKY, 2004).

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıflar			
	1. sınıf	2. sınıf	3. sınıf	4. sınıf
Kurşun (µg Pb/L)	10	20	50	> 50

Tablo 2. 4.Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre kurşun için alıcı ortam deşarj standartları (SKKY, 2004).

SEKTÖR	Kurşun konsantrasyonu (mg/L)	
	Anlık Numune 2 saatlik	Kompozit numune 24 saatlik
Maden Sanayi	0,5	-
Cam Sanayi Atıksularının Alıcı Ortama Deşarj Standardı	-	1
Petrol Sanayi (Hidrokarbon Üretim Tesisleri)	1	0,5
Kimya Sanayi (Boya, Boya Hammadde ve Yardımcı Madde Üretimi ve Benzerleri)	2	1
Kimya Sanayi (Petrokimya ve Hidrokarbon Üretim Tesisleri)	1	0,5
Metal Sanayi (Demir-Çelik Üretimi)	1	0,5
Metal Sanayi (Genelde Metal Hazırlama ve İşleme)	2	1
Metal Sanayi (Sırlama, Emayeleme, Mineleme Tesisleri)	1	-
Metal Sanayi (Metal Taşlama ve Zımparalama Tesisleri)	1	-
Metal Sanayi (Laklama/Boyama)	1	1
Metal Sanayi (Alüminyum Hariç Olmak Üzere Demir Dışı Metal Üretimi)	2	-
Metal Sanayi (Demir ve Demir Dışı Dökümhane ve	2	-

Metal Şekillendirme)		
Taşıt Fabrikaları (Otomobil, Kamyon, Traktör, Minibüs, Bisiklet, Motosiklet ve Benzeri Taşıt Aracı Üreten Fabrikalar)	0,3	-

2.2. Atıksulardan Ağır Metal Giderim Yöntemleri

Ağır metal iyonu içeren atıksular için çeşitli giderim yöntemleri bulunmaktadır. Bu yöntemleri nötralizasyon, kimyasal çöktürme, iyon değiştirme, ters osmoz, elektrodiyaliz, membran filtrasyonu ve adsorpsiyon olarak sıralayabiliriz (İleri, 2000; Boamah, 2015).

Nötralizasyon;

Atıksuyun asitlik veya baziklik değerlerini sabitleme işlemidir. Fazla asidik ve bazik sular çevreye kirlilik oluşturur. Atıksuyun alıcı ortama deşarjı sağlanmadan önce nötr hale getirilmesi gerekmektedir. Suyun pH'ını nötr hale getirme sonraki arıtım işlemi için arıtım veriminin yüksek olmasına destek olmaktadır (Silverman, 2012).

Kimyasal Çöktürme;

Çözelti içerisinde bir takım kimyasallar eklenerek çözelti içerisinde bulunan iyonlar ile eklenen kimyasal maddelerin reaksiyona girmesi sağlanır. Daha sonra oluşan çökelek filtrasyon işlemi ya da santrifüjleme ile atıksudan uzaklaştırılır (Suntako, 2015).

İyon Değişirme;

İyon değişimi yönteminde reçineler kullanılarak, reçine üzerindeki elektrostatik kuvvetlerle tutulan iyonlar çözeltide bulunan metal iyonlarıyla yer değiştirir. Bu yöntemle kayda değer miktarda ağır metal geri kazanımı gerçekleştirilebilmektedir. Yüksek maliyet ve belirli iyonların giderilmesi sistemin dezavantajlarından (Kurniawan ve ark., 2006).

Ters Osmoz;

Ters osmoz, en yüksek seviyede filtrasyon işleminin gerçekleştirildiği yöntemdir (Kratochil ve Volesky, 1998). Sistem içerisinde yarı geçirgen zarlar yardımı ile osmotik basınçtan daha yüksek bir basınç verilerek tersine bir akım gerçekleşir ve iyonlar yoğun taraftan az yoğun tarafa geçer. Ters osmoz tek başına başarılı bir giderim uygulayamamaktadır (Nghiem ve Fjioka, 2016).

Elektrodiyaliz;

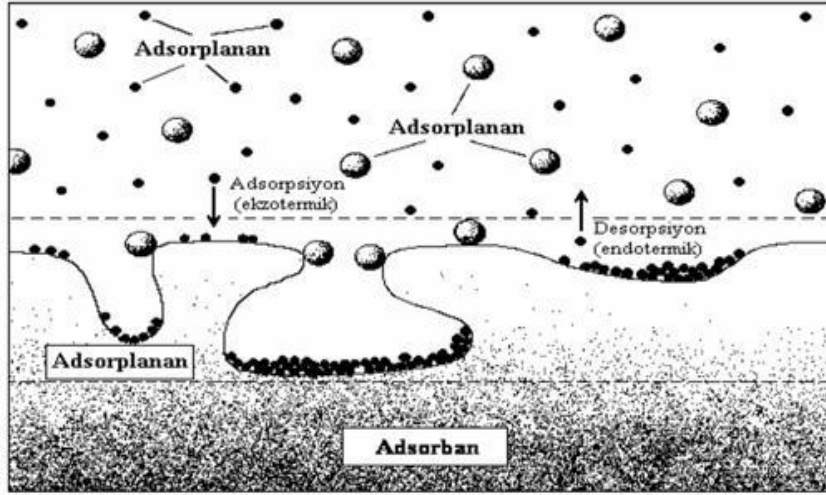
Elektrodiyaliz, elektrik yüklü seçici geçirgen membran kullanılarak ortama elektrik verilmesiyle oluşan anot ve katot kutuplaşmasıyla ortamdaki iyonların katot ve anota doğru hareket etmesiyle arıtımın gerçekleşme işlemidir (Haddad, 2017). Elektrik yüklü membranlar ve elektriksel potansiyel farkını kullanarak ayırma sağlayan ve daha çok ağır metal geri kazanımında, pH kontrolünde, meyve sularının asitliğinin giderilmesinde ve tuzlu su arıtımında kullanılan bir yöntemdir. Bu sistemin işletme maliyeti; enerji tüketimi, besleme akış hızı ve hücre büyüklüğü gibi tasarım parametreleri kullanılarak tasarlanan tesisin yatırım maliyetine bağlıdır (Salt ve Dinçer, 2006).

Membran Filtrasyonu;

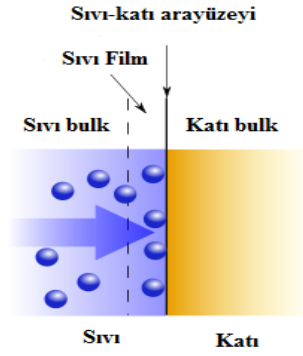
Membran filtrasyonu işleminde yarı geçirgen bir membran kullanılarak metallerin sudan ayrılması sağlanır. Yalnızca askıda kalan katı ve organik bileşiklerin giderimi değil, ağır metaller gibi maddelerin giderimi de bu yöntemle mümkündür. Partikül büyüklüğüne bağlı olarak mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon gibi membran filtrasyon teknikleri uygulanabilir. Bu yöntemler ağır metal gideriminde yardımcı prosesler olarak değerlendirilmektedir (Fırat, 2007).

2.3. Kesikli Adsorpsiyon Yöntemi

Bir fazda üzerinde bulunan iyonların bir diğer fazın yüzeyinde yoğunlaşması ve tutunmasına adsorpsiyon denir (Şahan, 2007). Adsorbent olarak çeşitli doğal ve sentetik maddeler kullanılmaktadır. Bunlar arasında aktif karbon, metal hidroksitler, tarım atıkları, kimyasal olarak modifiye edilmiş odun kökenli maddeler, polietilen tereftalat lifi gibi selülozik ve polimerik malzemeler, hidroksiapatit, nano partiküller ve reçineler sayılabilir (Bulakhe ve ark., 2013). Şekil 2.1’de adsorpsiyon işleminin şematik olarak gösterimi ve Şekil 2.2’de Katı-Sıvı olarak adsorpsiyon işlemi verilmektedir.



Şekil 2. 1. Adsorpsiyon işleminin şematik gösterimi



Şekil 2. 2. Katı-Sıvı adsorpsiyon olayı

2.3.1. Adsorpsiyon Türleri

Adsorplayan madde yüzeyi ile adsorplanan kimyasal arasındaki çekim kuvvetlerine bağlı olarak adsorpsiyon; fiziksel, kimyasal ve iyonik olarak üçe ayrılmaktadır.

Fiziksel Adsorpsiyon;

Fiziksel adsorpsiyon ekzotermik bir işlemdir. Adsorbent madde ile adsorplanacak madde arasında fiziksel olarak çekim kuvveti oluşur ve bu çekim zayıf Van der Waals kuvvetleridir. Genellikle enerji 80 kJ/mol'ü aşmamaktadır. Adsorplama işlemi fiziksel çekim kuvvetli olduğu için geri kazanımı kolaydır (Wang ve ark., 2017)

Kimyasal Adsorpsiyon;

Kimyasal adsorpsiyon, fiziksel adsorpsiyona nazaran yaklaşık 100 kat daha güçlü bir etkileşim içinde olan adsorpsiyon türüdür. 600-800 kJ/mol olan kimyasal bağlar ile etkileşim göstermektedir. Kimyasal bir süreç olduğu için sıcak ile doğrudan bağlantılıdır. Sıcaklığın

değişimi ile adsorbent maddeler farklı miktarlarda enerjiye sahip olurlar. Bu adsorpsiyon türünde adsorplama işlemi güçlü olduğu için geri kazanımı zordur (He ve ark., 2014).

İyonik Adsorpsiyon;

Adsorpsiyon işlemi; adsorbent ile adsorlanan maddelerin iyonları arasındaki zıt kutupların birbirini çekmesi ile oluşan bir elektriksel kuvvet söz konusudur (Sang ve ark., 2012).

2.3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler

Sıcaklık;

Sıcaklık; adsorpsiyon işleminin hızını ve adsorbent ile adsorlanan madde arasındaki çekim kuvvetini doğrudan etkiler.

pH;

Çözeltinin pH'ı adsorbent ile adsorlanan madde iyonları arasında çekim kuvvetini etkileyen bir faktördür.

Adsorbentin Özellikleri;

Adsorbentin, gözenek çapı ve dağılımı, yüzey alanı ve adsorbentin partikül boyutu adsorplama işleminde etkili olan bir faktördür.

Adsorblanacak Maddenin Yapısı;

Adsorplanacak olan maddenin çözünür olup olmaması ve molekül ağırlığı adsorpsiyon işleminin verimi etkileyen unsurdur.

Temas Süresi;

Adsorbent ile adsorlanan maddenin temas etme süresi adsorpsiyon işleminin dengeye gelerek optimumu belirlemede etkili olan bir unsurdur.

2.3.3. Adsorpsiyon İzotermi

Sabit sıcaklıkta adsorbent tarafından adsorlanan madde miktarı ile denge konsantrasyonu arasındaki bağlantıya adsorpsiyon izotermi denir. Adsorpsiyon izotermi, adsorbentin kapasitesi ve adsorpsiyon enerjisi, adsorpsiyonun ne türde olduğu gibi önemli

bilgiler verir. Adsorpsiyon izoterminde; adsorbent madde tarafından tutulan madde miktarı, tutulan maddenin derişiminin ve sıcaklığın birer fonksiyonudur. Adsorpsiyon dengesi verileri izotermler, izobarlar ve izotermler cinsinden çizilebilir. Bir adsorpsiyon süreci en iyi şekilde izotermlerden hesaplanabilir. En yaygın olarak kullanılan Freundlich ve Langmuir izotermleridir (Ergüvençler, 2015).

Langmuir İzotermi;

Langmuir, adsorpsiyon izoterm modelinde adsorbentın yüzeyinde, tek tabakalı adsorpsiyon vardır ve adsorbant ile adsorbent arasında etkileşimi yoktur (Hamdaoui ve Naffrechoux, 2007). Adsorplanan molekül bitişğinde bulunan diğer başka bir başka molekül ile etkileşim halinde değildir. Langmuir izoterminde adsorplanmakta olan madde başlangıç konsantrasyonu ile birlikte adsorpsiyon işlemi lineer olarak artmaktadır. Maksimum doygunluk noktasına ulaştığı zaman, yüzeyde tek bir tabaka ile kaplanır ve adsorpsiyon işleminin enerjisi sabittir. Langmuir izoterm modeline ait lineer olmayan eşitlik denklem 2.1 de verilmiştir (Kumar ve ark. 2010).

$$q_e = q_m \cdot b \cdot C_e / (1 + b \cdot C_e) \quad (2.1)$$

Bu eşitliğin doğrusal formülü ise;

$$q_e = (1/b \cdot q_m \cdot C_e) + (1/q_m) \quad (2.2)$$

Bu eşitlikte;

C_e : Adsorpsiyon sonrasında çözültide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)

q_e : Birim adsorbant üzerinde adsorplanan madde miktarı (mg/g)

q_m : Yüzeyde tam bir tabaka oluşturmak için adsorplayıcının birim kütleğinde adsorplanan madde miktarı, (mg/g)

b : Adsorpsiyon net entalpisi ile ilgili sabit (L/mg)

Adsorpsiyon işleminin elverişliliğini bulabilmek için Webber ve Chakravorti tarafından tanımlanmakta olan boyutsuz ayırma yani *R_L* sabiti 2.3 denkleminde hesaplanır ve bu sabitin 0 ile 1 arasında bir değere sahip olması adsorpsiyon işleminin uygunluk durumunun sağlandığını göstermektedir.

$$R_L = 1 / (1 + b \cdot C_0) \quad (2.3)$$

Burada;

C_0 : Başlangıç konsantrasyonu (mg/L)

b : Adsorpsiyon net entalpisi ile ilgili sabit

R_L : Langmuir bir sabittir. (Değerin izoterm tipinin elverişli olup olmadığını göstermektedir.)

Tablo 2. 5. İzoterm uygunluk durumuna karşın değerler.

R_L Değerleri	İzoterm tipi
$R_L > 1$	Elverişli olmayan
$R_L = 1$	Lineer
$0 < R_L < 1$	Elverişli
$R_L = 0$	Tersinmez

Freundlich İzotermi;

Freundlich izoterm modeli, adsorpsiyon prosesini ifade eden bir ampirik denklemden oluşmaktadır. Freundlich izoterminde, Langmuir izoterminden yola çıkılmış, bazı varsayımlar ve gelişimler yapılarak bu eşitlik elde edilmiştir. Freundlich izoterm modelinin adsorpsiyon işleminde doğrusal olmayan denklemi 2.4 eşitliğinde verilmektedir;

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (2.4)$$

Bu eşitliğin doğrusal formu ise;

$$\ln q_e = \ln K_F + (1/n) \cdot \ln C_e \quad (2.5)$$

Bu eşitlikte;

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözültide kalan boyar madde konsantrasyonu (mg/L)

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

K_F : Adsorbat ile adsorban arasındaki ilişkinin gücünü gösterir (mg/g).

n : Adsorpsiyon yoğunluğunun bir ifadesidir. n değeri, heterojenite faktörüdür ve 0-1 aralığında değerler alır. Yüzey ne kadar heterojense, n değeri o kadar sıfıra yakın olur. Ayrıca $1/n$ değerlerinin 1-10 arasında olması iyi bir adsorpsiyon olduğunun bir göstergesidir (Hanab ve ark., 2009).

Dubin-Radushkevich (D-R) İzotermi;

D-R izoterm modelinde adsorpsiyon enerjisi (E), adsorpsiyon işleminin fiziksel ve kimyasal özellikleri hakkında bilgi verir (Messina ve Schulz, 2006).

Radushkevich (1949) ve Dubinin (1965) adsorpsiyon eğrisinin adsorbentın gözenekli yapısıyla ilişkili olduğunu bildirmiştir (Ho ve Ofomaja, 2006). D-R izotermi, aynı tip gözenekli yapılarla gerçekleşen adsorpsiyon işlemlerini açıklar. Bu yönüyle, Langmuir izotermi ile benzerlik gösterir.

$$E = R.T.\ln(1+1/C_e) \quad (2.6)$$

$$\ln q_e = \ln Q_s - B.E^2 \quad (2.7)$$

Burada;

q_e: Birim adsorban üzerinde adsorplanan madde miktarı (mg/g)

Q_s: Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

B: D-R izoterm sabiti

E: Polanyi potansiyeli (kJ/mol)

R: Evrensel gaz sabiti (8,314 j)

T: Sıcaklık (K)

2.3.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon işlemi, zamana bağlı bir süreçtir. Adsorbent ve adsorbant ile doygunluğa ulaştığı ana dek geçen süre denge temas süresi olarak adlandırılır. Çözülden kirletici gideriminde etkin adsorplayıcı madde seçilirken adsorplama hızı önemli bir parametredir.

Bu çalışmada, dengedeki adsorpsiyon kapasitesi (q_e) ve Pb(II) giderim verimi (η), V; çözelti hacmi (L), M adsorbent dozu (g) C_0 ve C_e sırasıyla başlangıç konsantrasyonu ve son konsantrasyon (mg/L) olmak üzere verilen denklemlere göre Eşitlik 2.8 ve 2.9'da hesaplanmıştır;

$$q_e = (C_0 - C_e) \cdot V/M \quad (2.8)$$

$$\eta = [(C_0 - C_e)/C_e].100\% \quad (2.9)$$

Birinci Derece Kinetik Denklemi;

Langergren tarafından geliştirilmiş yalancı birinci derece hız ifadesi 2.10 denklem ile verilmektedir;

$$\log (q_e - q_t) = \log q_e - (k_1.t/2,303) \quad (2.10)$$

Burada;

q_e: Denge meydana geldiği zaman adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

q_t: t zamanında birim adsorban üzerine adsorplanan adsorbat miktarı (mg/g)

t: Zaman (dakika)

k₁: Langergren adsorpsiyon hız sabiti (dakika⁻¹)

Bu eşitliğe göre t'ye karşı log(q_e-q_t) grafiğinin eğiminden k₁ hız sabiti kesişim noktasından q_e değeri hesaplanır (Acemioğlu, 2004b)

İkinci Derece Kinetik Denklemi;

Ho ve McKay yapmış olduğu çalışmalar doğrultusunda geliştirmiş oldukları ikinci derece kinetik hız ifadesi 2.11 denklemi ile verilmektedir (Ho ve Mackay, 1999);

$$t/q_t = (1/k_2.q_e^2)+(t/q_e) \quad (2.11)$$

Burada;

k₂: Yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dakika)

q_e: Denge meydana geldiği zaman adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

q_t: Herhangi bir zamandaki adsorbe edilmiş olan madde miktarı (mg/g)

t: Zaman (dakika)

Bu eşitliğe göre t'ye karşı t/q_t grafiğinin eğiminden k₂ ve kesişim noktasından q_e değeri hesaplanabilir.

Partikül İçi Difüzyon Modeli;

Weber ve Morris tarafından geliştirilmiş olup ve 2.12 denklemdeki gibi ifade edilmiştir (Doğan ve Alkan, 2003).

$$q_e = k_p \cdot t + C \quad (2.12)$$

q_t : t zamanı süresince adsorplanan madde miktarı (mg/g)

k_p : Partikül içi difüzyon modeli için hız sabiti (mg/g d^{1/2})

$t^{1/2}$: Yarı zaman (dak^{1/2})

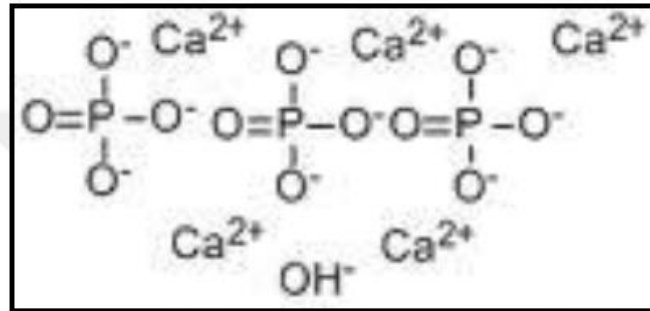
C : Partikül içi difüzyon modeli için denge oran sabiti

Weber-Morris modeline göre; adsorpsiyon işleminde gözenek difüzyonu gerçekleştiği görülüyorsa, $t^{1/2}$ değerleri q_t değerlerine karşılık gelen grafiğe geçirildiğinde orijinden geçmekte olan bir doğru elde edilir. Hız sabiti k_p , q_t 'nin $t^{1/2}$ karşı çizilen grafiğinin eğiminden hesaplanır. C ise kesim noktasıdır (Waranusantigul ve ark. 2003).

2.4. Hidroksiapatit

Apatitler, çeşitli doğal ve endüstriyel süreçlerde önemli materyallerdir. Apatit mineralleri floroapatit [$Ca_5(PO_4)_3F$], kloroapatit [$Ca_5(PO_4)_3Cl$] ve hidroksiapatit [$Ca_5(PO_4)_3OH$] olarak bilinmektedir. Gübre üretiminde ve kontamine toprakların iyileştirilmesinde hammadde olarak kullanılırlar (Manning, 2008). Yüksek adsorpsiyon kapasitesi ve düşük su çözünürlüğü nedeniyle, hidroksiapatit atık sulardaki ağır metaller, boyalar ve diğer kirleticiler için iyi bir adsorbandır (Ciobanu ve ark., 2012).

Hidroksiapatit (HAp) ($Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$), kimyasal benzerlikleri nedeni ile herhangi bir yan etkisi olmaksızın, sağlıklı kemik dokusuyla aktif bağlanma yeteneğine bağlı olarak kemik ve diş implantlarının hazırlanmasında yaygın olarak kullanılmaktadır. Biyouyumluluk HAp'in yapı ve yüzey özelliklerine göre belirlenir. Hidroksiapatit yüzeyi üzerindeki çok sayıda OH grubu, onu oldukça hidrofil malzeme yapar (Holst ve Cooper, 2010). Şekil 2.3'te HAp'in moleküler yapısı verilmektedir.



Şekil 2. 3.HAp'in moleküler yapısı (<http://www.lookchem.com/Hydroxyapatite>)

HAp çoğunlukla toz halinde hazırlanmaktadır. Şekil 2.4 'da HAp'e ait bir görüntü verilmektedir (Googerdchian, 2012).



Şekil 2. 4.Toz halde hidroksiapatit

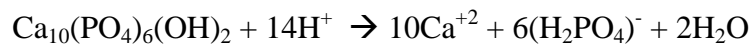
Ağır metallerin HAp ile giderilmesinde çeşitli mekanizmalar öne sürülmektedir. Bunlardan bazıları; HAp yüzeyinde iyon değişimi, yüzey kompleksleşmesi, HAp'in çözünmesini takiben ağır metallerden fosfat çökmesi ve bununla birlikte beraber çökme şeklindedir.

Mavropoulos yapmış olduğu bir çalışmada XRD analizinin sonucuna göre HAp ile Pb^{2+} gideriminin HAp 'in çözünerek yeni bir kurşun-kalsiyum fosfat katı çözeltisinin $Pb(10-x)Ca_x(PO_4)_6(OH)_2$ ($PbCaHAp$) oluşması ile kontrol edildiğini öne sürmüştür (Mavropoulos ve ark., 2002).

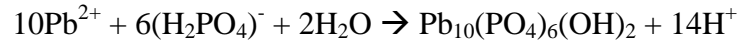
HAp ile Pb^{2+} 'nın giderilmesinde net bir mekanizma günümüze kadar geçen süreçte belirlenmemiş olup iki teori öne sürülmektedir. Bunların birincisi çözünerek çöktürme işleminin uygulanması, ikincisi ise iyon değişimi olarak ifade edilmektedir.

Birinci teori: HAp sulu ortama bırakıldığında çözünerek ortamda fosfat iyonlarının $(PO_4)^{3-}$ serbest kalmasını sağlamak ve daha sonra Pb^{2+} iyonları ile reaksiyona girmesi sağlanarak piromorfite halinde $[(Pb_{10}(PO_4)_6(OH)_2)]$ çökmesidir. Reaksiyon denklemi aşağıda verilmektedir (Arnich ve ark., 2003).

HAp'in çözünmesi:

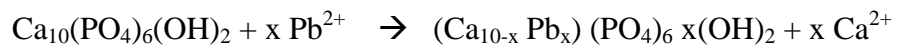


Piromorfitin çökmesi:



İkinci teori: Pb^{2+} iyonlarının öncelik olarak HAp'in yüzeyine tutunma işlemi sağlanmakta, daha sonra HAp içerisine difüze olarak Ca^{2+} iyonları ile katyon değişimi gerçekleşmektedir. Reaksiyon denklemi aşağıda verilmektedir (Arnich ve ark., 2003).

İyon değişimi:



3. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Nanohidroksiapatit-aljinat kompozit adsorbentleri kullanılarak kurşun sorpsiyon özelliklerinin incelemeye alındığı bir çalışmada aljinat bilyeleri ve filmleri olmak üzere iki farklı türde adsorbent kullanılmıştır. Bu iki adsorbent ile saf HAp kullanılarak yapılan bu deneylerde kurşun (II) gideriminin kıyaslaması yapılmıştır. Ağırlıkça % 50 nHAp içeren bir film formundaki adsorbentlerin 6 saat sonunda dengeye ulaşmasında adsorpsiyon işlem kapasitesi 270,3 mg/g olarak bulunmuştur. Bu çalışmada kullanılmakta olan kompozit adsorbentlerin adsorpsiyon işlem prosesindeki dinamik bir şekilde davranışının yalancı ikinci derece kinetik modeline uygunluğu ve denge verilerinin Langmuir izoterm modeline uygun olduğu kanıtlanmıştır. Sonuç olarak bu çalışmada nHAp ve aljinat kompozit filmlerinin adsorpsiyon deneylerinde kurşun (II) uzaklaştırılmasında uygun bir adsorbent olduğu savunulmuştur (Googerdchian ve ark., 2012).

Diğer farklı bir çalışmada sulu çözeltilerden nitrobenzen giderimi için HAp-jelatin nanokompozit adsorbenti hazırlanarak adsorpsiyon işlemleri yapılmıştır. Nitrobenzen gideriminde optimumları belirlemek için temas süresi, adsorbent dozu, sıcaklık, pH, iyonik güç, hümik asit, çözücü etkisinin yanı sıra adsorpsiyon dengesi için termodinamik parametreler araştırılmıştır. Adsorpsiyon işlemlerinin hızlı olduğu ve sadece ilk 1 dakika sonrasında dengeye geldiği belirlenmiştir. Adsorbent dozu miktarının artmasıyla doğru orantılı bir şekilde giderimin arttığı, sıcaklık ve pH arttıkça da ters orantılı olarak giderim veriminin azaldığı gözlemlenmiştir. Adsorpsiyon deneysel verilerinin hem Langmuir izoterm modeline hem de Freundlich izoterm modellerine uyum sağladığı gözlemlenmiş ve max adsorpsiyon kapasitesi 42.373 mg/g olarak bulunmuştur (Wei ve ark., 2014).

Kitosan/Hidroksiapatit(Cs/HAp) nano elyaf membranı elektro lif çekim yöntemi ile hazırlanmıştır. Bu adsorpsiyon çalışmasında sulu çözeltilerden hazırlanan adsorbent ile kurşun, kobalt ve nikel iyonlarının giderimi çalışılmıştır. Hazırlanmış olan nano elyaf membranlar FTIR, SEM ve BET analiz sonuçlarına bakılarak karakterize edilmiştir. Optimum şartlarda (18.90 kV volt, akımın geçtiği giriş çıkış noktaları arası uzaklık 15.60 cm ve akış hızı 0.43 mL/sa) min deneyde kullanılmakta olan elyaf çapı 198 nm olarak bulunmuştur. Bu değerlerin BDD analiz sonuçlarına göre nano elyafın çapı 200,6 nm olarak belirlenmiş ve uyumlu olduğu belirlenmiştir. Temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve sıcaklığın etkileri belirlenmesi için kesikli sistem kullanılarak araştırılmıştır. Kinetik çalışmaları ve denge

çalışmalarının verileri sırası ile yalancı ikinci derece ve Langmuir izoterm modellerine uyum sağladığı bulunmuştur (Aliabadi ve ark., 2013).

Diğer farklı bir çalışmada adsorpsiyon çalışması için nano hidroksiapatit ile kitin ve kitosandan polimerik kompozitler elde edilerek sulu çözeltilerden Cu (II) uzaklaştırılması araştırılmıştır. Adsorpsiyon işlem kapasiteleri min temas süresileri belirlenerek 30 dakika için sırasıyla n-HAp için 4,7 mg/g, n-HAp/kitin (n-HApC) için 5,4 mg/g ve nHAp/kitosan (nHAp-Cs) için 6,2 mg/g olarak bulunmuştur. Kesikli sistem adsorpsiyon çalışmaları; temas süresi, pH ve metal iyonu seçiciliği gibi çeşitli denge verilerini optimize etmek için yürütülmüş ve adsorbentler FTIR, TEM, XRD, SEM ve EDS analizlerinin sonucuna göre karakterize edilmiştir (Gandhi ve ark., 2011).

Farklı bir adsorpsiyon çalışmasında, Pb(II) 'nin kitosan ve çapraz bağlı kitosan bilyelere adsorpsiyonu incelenmiştir. Bu çalışmada çapraz bağlayıcı ajan olarak epiklorohidrin (ECH) kullanılmıştır. Adsorpsiyon işlemlerinde optimum pH, karıştırma süresi, adsorbent dozu ve başlangıç konsantrasyonunun etkisi incelenmiştir. Pb(II) çözeltisinin adsorpsiyon dengesine ulaştığı deneysel verileri Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiştir. Pb(II) 'nin kitosan bilyelerine tutulumu 72.89 mg Pb(II)/g kitosan, çapraz bağlı kitosan bilyelerine tutulumu ise 39.42 mg Pb (II)/g kitosan olarak bulunmuştur (Gyananath ve Balhal, 2011).

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Materyal

4.1.1. Adsorbent (Balık Pulundan Elde edilen Hidroksiapatit)

Adsorbent maddenin hazırlanmasında kullanılmak üzere balık halinden atık olarak kullanılan balık pulları kullanılmıştır. Balık pulları Kahramanmaraş balık halinden temin edilmiştir.

4.1.2. Kullanılan Kimyasallar

Atıksulardan kurşun giderim deneylerinde, 1000 mg/L standart Lead (II) Nitrate ($Pb(NO_3)_2$) çözeltisi (Merck) kullanılmıştır. Farklı derişimlerde Pb(II) konsantrasyonlarını içeren çözeltiler stok kurşun nitrat çözeltisinden seyreltilerek elde edilmiştir. pH ayarlamaları HCl ve HaOH (Merck) kimyasalları kullanılarak yapılmıştır. Deneyler için kullanılan tüm kimyasallar analitik saflıkta olup tüm deneyler saf su kullanılarak yürütülmüştür.

4.1.3. Araç ve Gereçler

Manyetik Karıştırıcı: Adsorbentin sentezi sırasında homojen karışım elde edilmesi için ve adsorbentin hazırlanmasında kullanılmıştır.

pH Metre: Hazırlanan Pb(II) çözeltilerinin pH değerlerini ölçmek için kullanılmıştır.

Desikatör: Hazırlanan Hidroksiapatit 'in saklanması için ve nem-kuruluk dengesini sağlamak için kullanılmıştır.

Hassas Terazî: Ağırlık ölçümlerinde kullanılmıştır.

Etüv: Hidroksiapatit sentezinde ısı işlem uygulanarak kurutma işleminde kullanılmıştır.

Şırınga Filtre: Adsorpsiyon işleminden sonra çözeltinin filtrasyonu için kullanılmıştır.

Orbital Karıştırıcı: Kesikli adsorpsiyon deneyleri için kullanılmıştır.

Termometre: Adsorbentin sentezinde sıcaklık ölçümleri için kullanılmıştır.

ICP-OES: Pb(II) konsantrasyonlarının ölçümü için kullanılmıştır.

SEM: Adsorbentin karakterizasyonunda kullanılmıştır.

EDX: Adsorbentin karakterizasyonunda kullanılmıştır.

FTIR: Adsorbentin karakterizasyonunda kullanılmıştır.

4.2. Metod

4.2.1. Adsorbentin Sentezlenmesi

Hidroksiapatit adsorbentinin elde edilmesi için öncelikle 50g balık puluna 50mL 0,1M HCl ilave edilerek manyetik karıştırıcıda oda sıcaklığında 15 dakika boyunca karıştırılmıştır. Karıştırma işlemi bittikten sonra saf su ile yıkama işlemi gerçekleştirilmiş ve %5'lik NaOH çözeltisi ile 70 °C sıcaklıkta 3 saat boyunca karımaya bırakılmıştır. 3 saatin sonunda oluşan çökelek saf su ile birkaç defa yıkanarak etüvde 60 °C sıcaklıkta kurutulmuştur. Edilen maddeye %50'lik NaOH çözeltisi ilave edilerek 100 °C derecede 1 saat boyunca manyetik karıştırıcıda karışmaya bırakılmıştır. Oluşan adsorbent çözeltisi nötr olana kadar saf su ile yıkanmıştır. Nötr hale gelen adsorbent etüvde kurutulmuş ve elde edilen hidroksiapatit adsorbenti +4 °C'de muhafaza edilerek adsorpsiyon deneyleri için kullanılmıştır (Tang ve ark., 2016).

4.2.2. Adsorbent Karakterizasyonu

Yapılan çalışmada; FTIR (Fourier Transform Infrared Spektrometresi) spektrum cihazı ile 400–4000 cm⁻¹ dalga boyları arasında hidroksiapatitin (Ca₁₀(PO₄)₆(OH)₂) spektrumları alınmıştır. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ile görüntüleri alınıp adsorbentin yüzey morfolojisi ve boyutu belirlenmiştir.

4.2.3. Kesikli Adsorpsiyon Deneyleri

Tüm deneyler orbital karıştırıcıda 250 rpm hızında ve oda sıcaklığında (25±1°C) yürütülmüştür. Hazırlanan çözeltilerin pH'sı 0.1M NaOH ve 0.1M HCl ile ayarlanmıştır. Reaksiyondan sonra çözelti 0.45µm gözenek çaplı şırınga filtre yardımıyla filtre edilmiştir.

Kesikli adsorpsiyon çalışmalarında sırasıyla pH, adsorbent dozu, temas süresi ve başlangıç Pb(II) konsantrasyonu çalışmaları yapılmıştır. Çalışmaların ilk aşamasında pH değerini bulmak için 10 ve 50 mg/L başlangıç Pb(II) konsantrasyonuna sahip numuneler hazırlanarak 12,5 g/L hidroksiapatit adsorbenti eklenmiş ve 150 dakika karıştırma süresinde farklı pH (2-9) değerlerinde çalışılmıştır. Optimum adsorbent dozunun belirlenmesi amacı ile diğer değişkenler sabit tutularak (pH: 4, Pb⁺²: 10-50 mg/L), farklı adsorbent dozlarında (2,5-22,5 g/L) deneyler yürütülmüştür. Başlangıç kurşun konsantrasyonunun etkisini belirlemek için yapılan deneylerde diğer değişkenler sabit tutularak (pH: 4, adsorbent dozu:7,5 g/L) farklı Pb⁺² konsantrasyonlarında (5-200 mg/L) numuneler üzerinde deneyler gerçekleştirilmiştir. Son olarak karıştırma süresinin etkisinin belirlenmesi amacı ile diğer

değişkenler sabit tutularak (pH:4, Pb⁺²: 10-50 mg/L, adsorbent dozu:7,5 g/L,) farklı sürelerde (15-360 dakika) numuneler üzerinde deneyler gerçekleştirilmiştir.

4.2.4. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon izotermi belirlemek için 40 mL'lik farklı Pb(II) konsantrasyonlarına sahip (5-200 mg/L) numuneler hazırlanılarak sabit sıcaklıkta, pH 4 ve adsorbent dozu 7,5 g/L değerleri sabit tutularak çalışmalar yürütülmüştür. Elde edilen veriler kaydedilerek farklı izoterm hesaplamaları yapılmıştır.

4.2.5. Adsorpsiyon Kinetiği

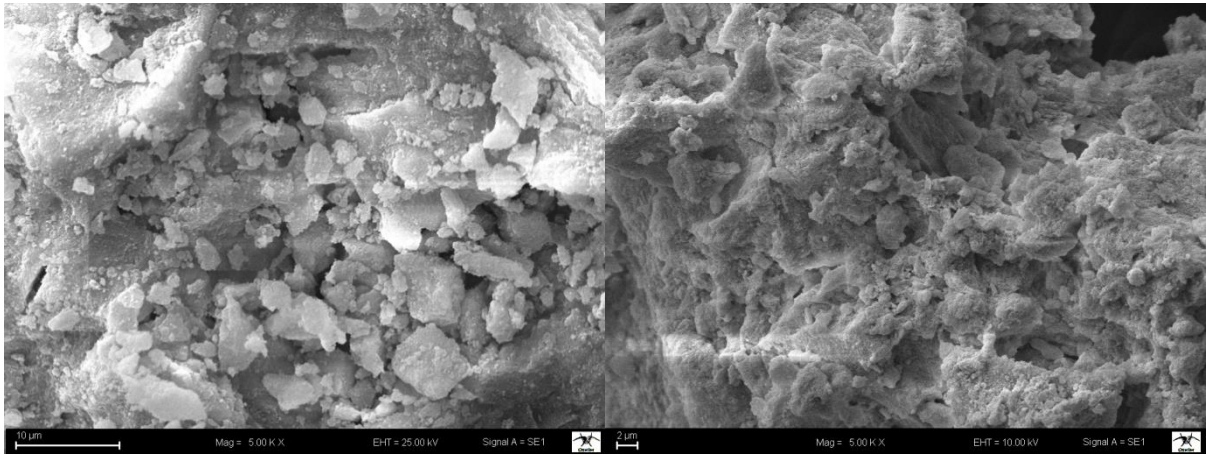
Adsorpsiyon kinetiği belirlenmesi için sabit sıcaklıkta pH 4'te 7,5 g/L hidroksiapatit adsorbent dozu ile 5–150 mg/L arasındaki farklı Pb(II) başlangıç konsantrasyonlarıyla adsorpsiyon deneyleri orbital karıştırıcıda yürütülmüştür. Deneyler 15-90 dakika sonra sonlandırılmış ve hidroksiapatit ayırıldıktan sonra Pb(II) konsantrasyonları ölçülmüştür ve veriler kaydedilmiştir.

5. BULGULAR VE TARTIŞMA

5.1. Adsorbentin Karakterizasyonu

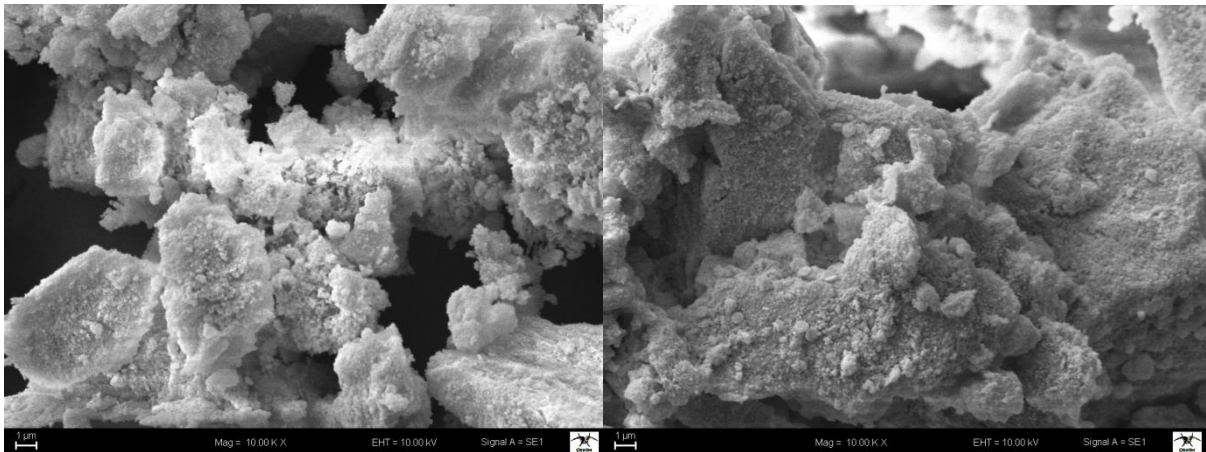
5.1.1. SEM Yüzey Analizi

Taramalı elektron mikroskopundan balık pulundan elde edilen hidroksiapatit adsorbentinin yüzey analizi incelenmiştir. Hidroksiapatit partikülleri hem adsorpsiyon öncesi hem de adsorpsiyon sonrası 250, 500, 1000, 5000, 10000 ve 20000 kat oranlarında büyütülmüş SEM görüntüleri Şekil 5.1, 5.2 ve 5.3 'te verilmiştir.



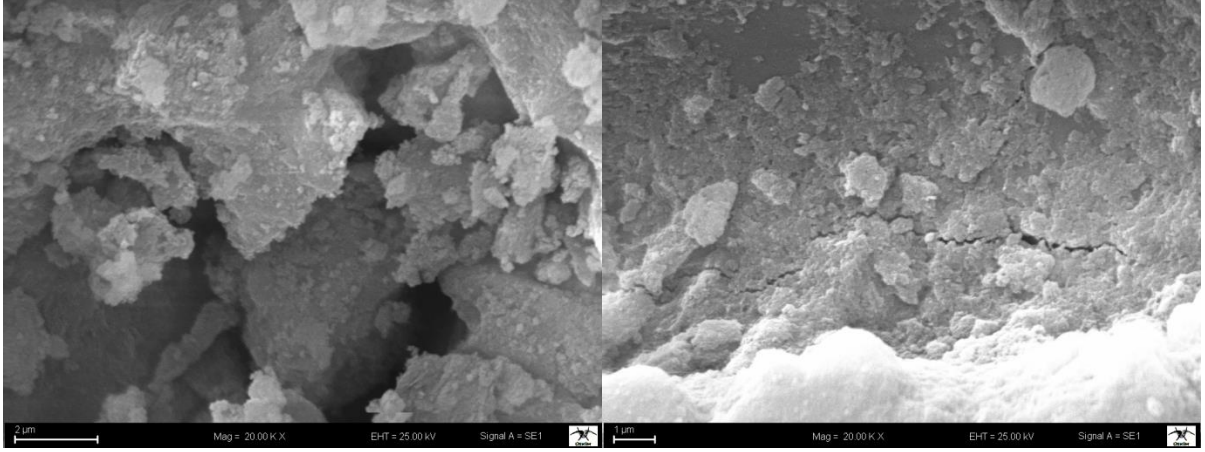
Şekil 5. 1.Adsorpsiyon Öncesi-Sonrası 5000 kat SEM görüntüleri

(Sol=Ads. Öncesi, Sağ=Ads. Sonrası)



Şekil 5. 2.Adsorpsiyon Öncesi-Sonrası 10000 kat SEM görüntüleri

(Sol=Ads. Öncesi, Sağ=Ads. Sonrası)



Şekil 5. 3.Adsorpsiyon Öncesi-Sonrası 20000 kat SEM görüntüleri

(Sol=Ads. Öncesi, Sağ=Ads. Sonrası)

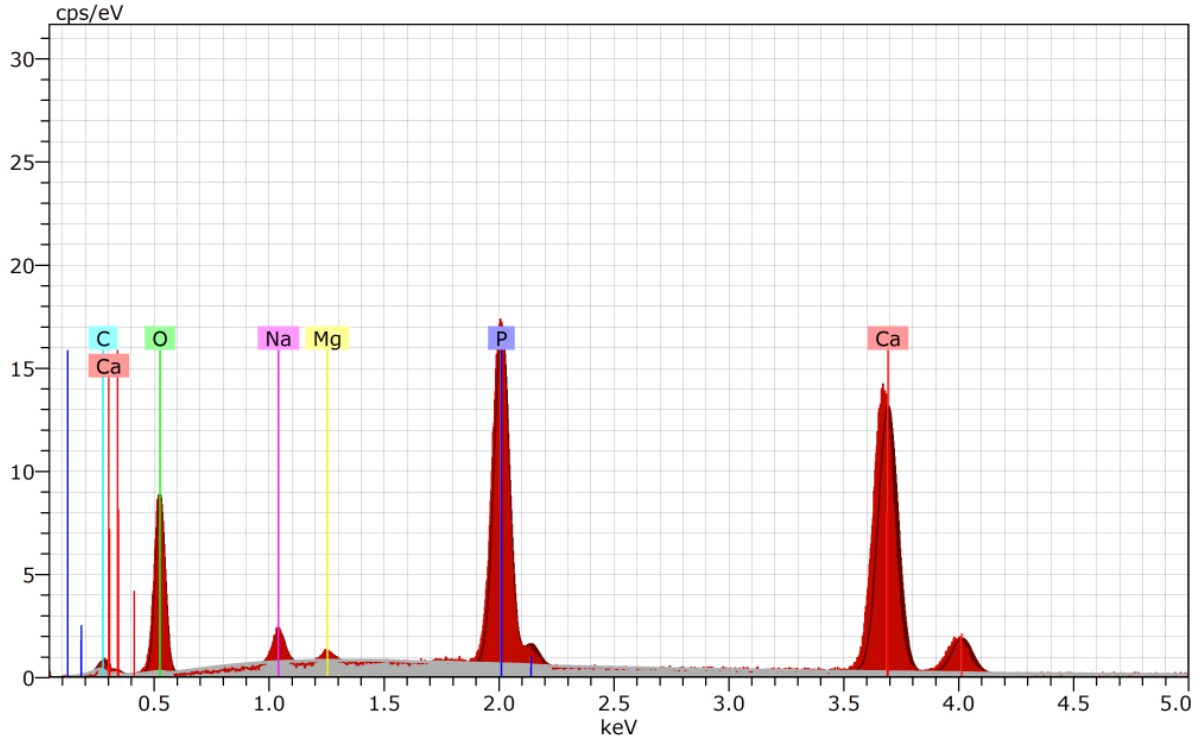
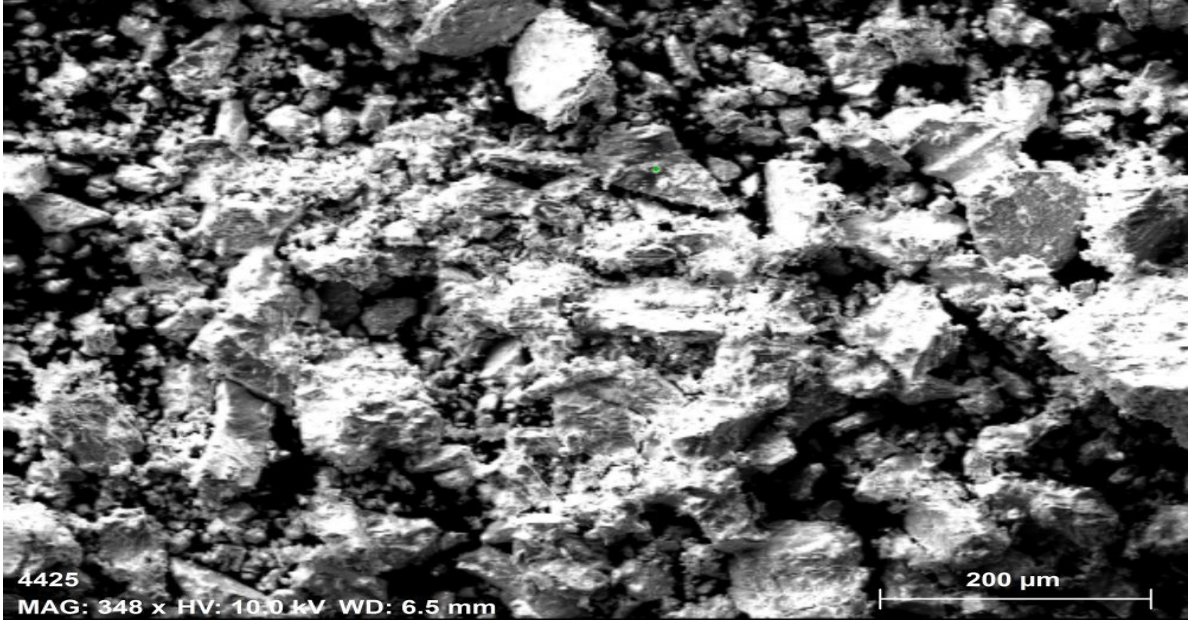
SEM görüntülerinden hidroksiapatitlerin pürüzlü bir yüzeye ve gözenekli bir yapıda oldukları görülmektedir. SEM görüntülerinden her bir hidroksiapatit partiküllerinin farklı boyutta yarıçapa sahip olduğu görülmektedir. Ayrıca SEM görüntülerinden 250 ve 500 kat oranında büyütülmüş görüntülerinde hidroksiapatit partiküllerinin deniz kabuklarındaki gibi girintili çıkıntılı bir yapıda oldukları ve dağınık halde buldukları görülmektedir.

5.1.2. EDX Analizi

Bu analiz raporunda oluşturulan SEM görüntülerinden taramalı elektron mikroskobundaki enerji seviyesini arttırarak hidroksiapatit partiküllerinin bir noktasının üzerine elektron düşürülmesiyle elde edilmiş olan hidroksiapatit adsorbent maddesinin yapısal olarak analizi yapılmaktadır. Adsorpsiyon öncesi elde edilen EDX analiz sonuçları Şekil 5.4'te verilmektedir.

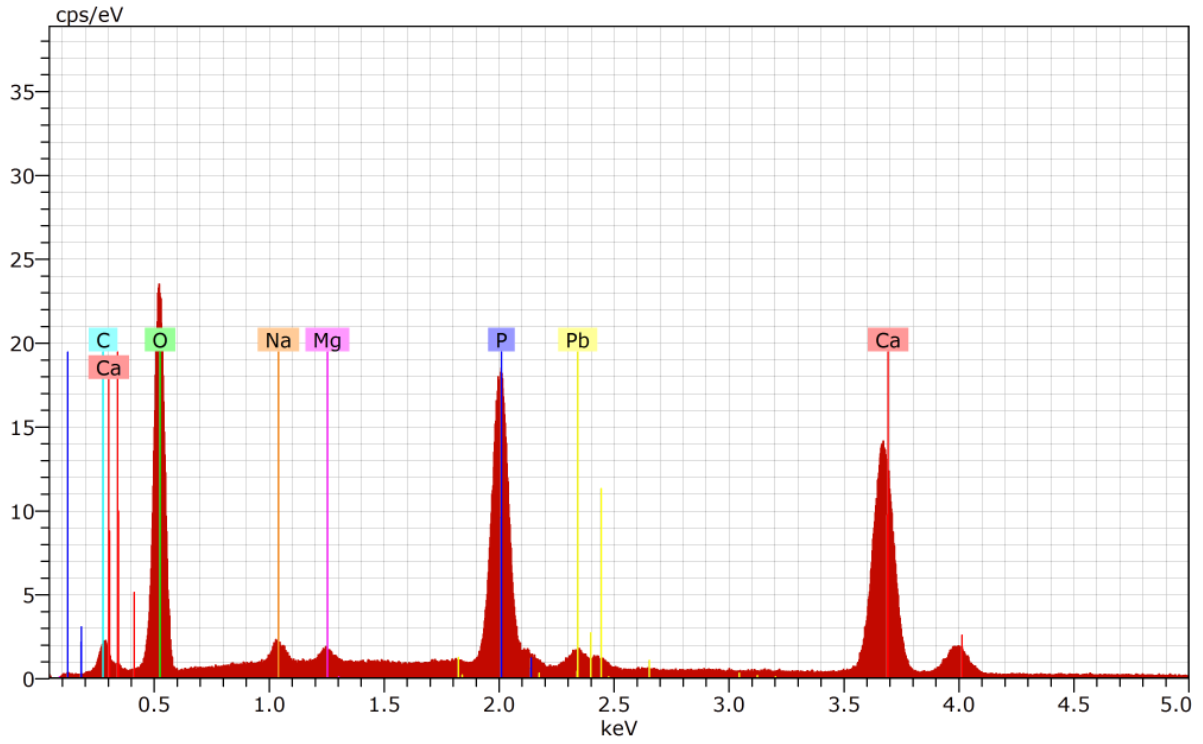
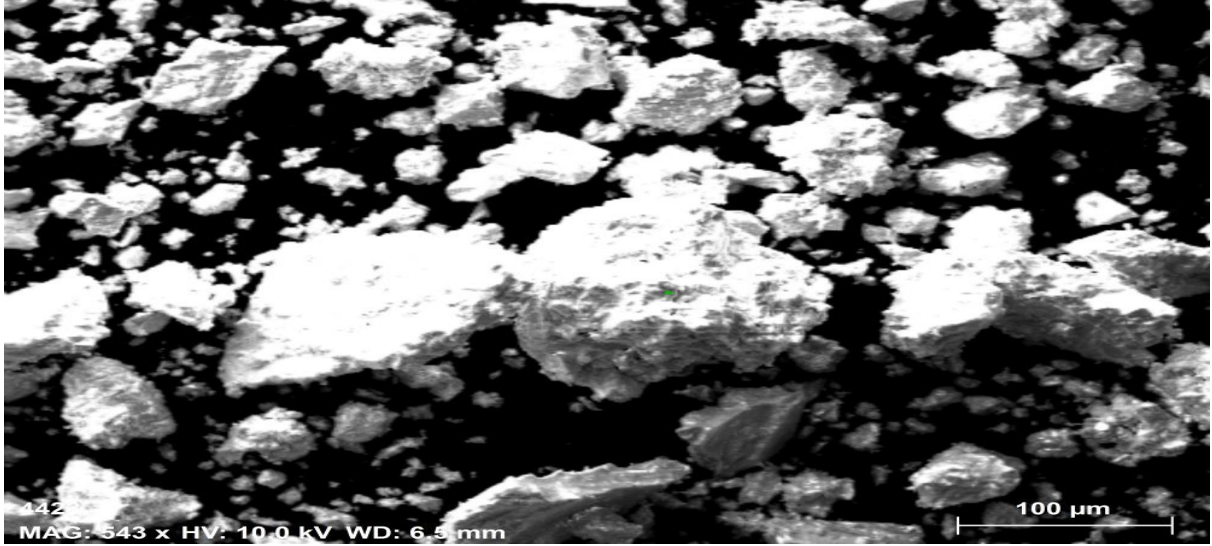
Spectrum: Acquisition

Element	Series	unn. C [wt.%]	norm. C [wt.%]	Atom. C [at.%]	Error [wt.%]
Oxygen	K-series	20.54	25.01	42.66	2.6
Calcium	K-series	43.39	52.85	35.98	1.5
Phosphorus	K-series	15.86	19.32	17.02	0.6
Carbon	K-series	0.76	0.93	2.11	0.2
Sodium	K-series	1.27	1.55	1.84	0.1
Magnesium	K-series	0.29	0.35	0.39	0.0
Total:		82.11	100.00	100.00	



Şekil 5. 4.Adsorpsiyon öncesi EDX sonucu

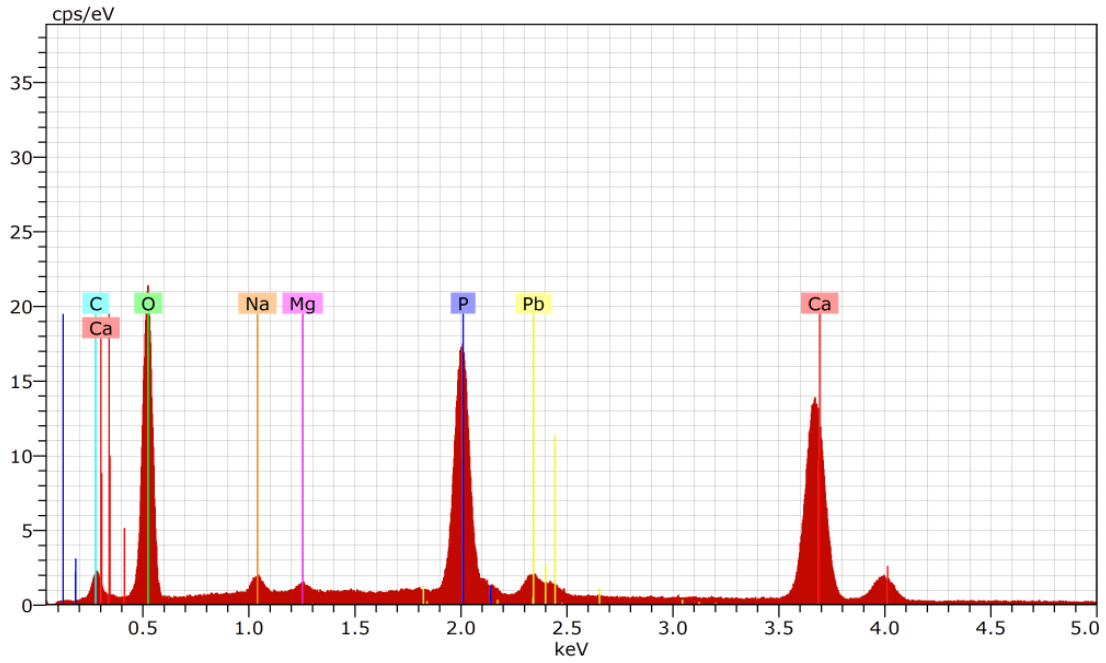
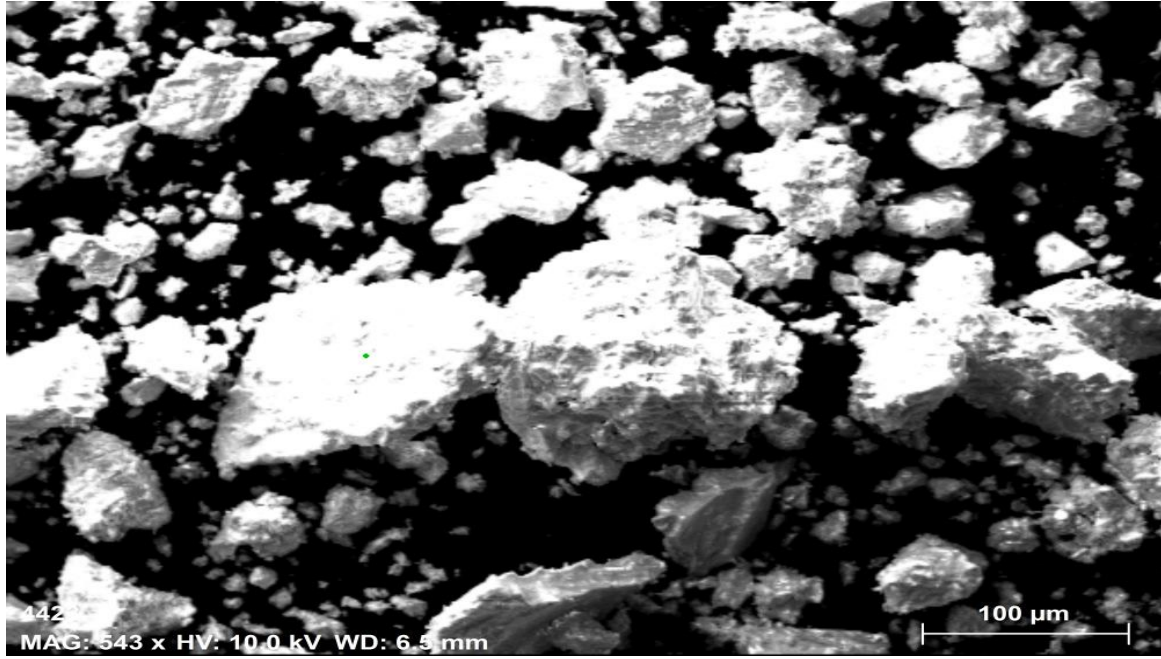
Adsorpsiyon öncesi analiz sonucunda hidroksiapatitin yapısında bulunan iyon miktarları belirlenerek adsorbent madde karakterize edilmiştir. EDX analizine göre hidroksiapatitin her bir parçasında farklılıklar gözlemlenmiştir. Bunun sebebi ise taramalı elektron mikroskobunun özelliğinden kaynaklıdır. Adsorpsiyon sonrası EDX analizleri Şekil 5.5, 5.6 ve 5.7 'de verilmektedir.



Spectrum: Acquisition

Element	Series	unn. C [wt.%]	norm. C [wt.%]	Atom. C [at.%]	Error [wt.%]
Oxygen	K-series	32.21	38.32	58.05	3.7
Calcium	K-series	33.33	39.66	23.98	1.1
Phosphorus	K-series	12.73	15.14	11.85	0.5
Carbon	K-series	1.80	2.14	4.32	0.3
Sodium	K-series	0.78	0.93	0.98	0.1
Magnesium	K-series	0.36	0.43	0.43	0.0
Lead	M-series	2.84	3.38	0.39	0.1
Total:		84.04	100.00	100.00	

Şekil 5. 5.Adsorpsiyon sonrası EDX analiz sonucu

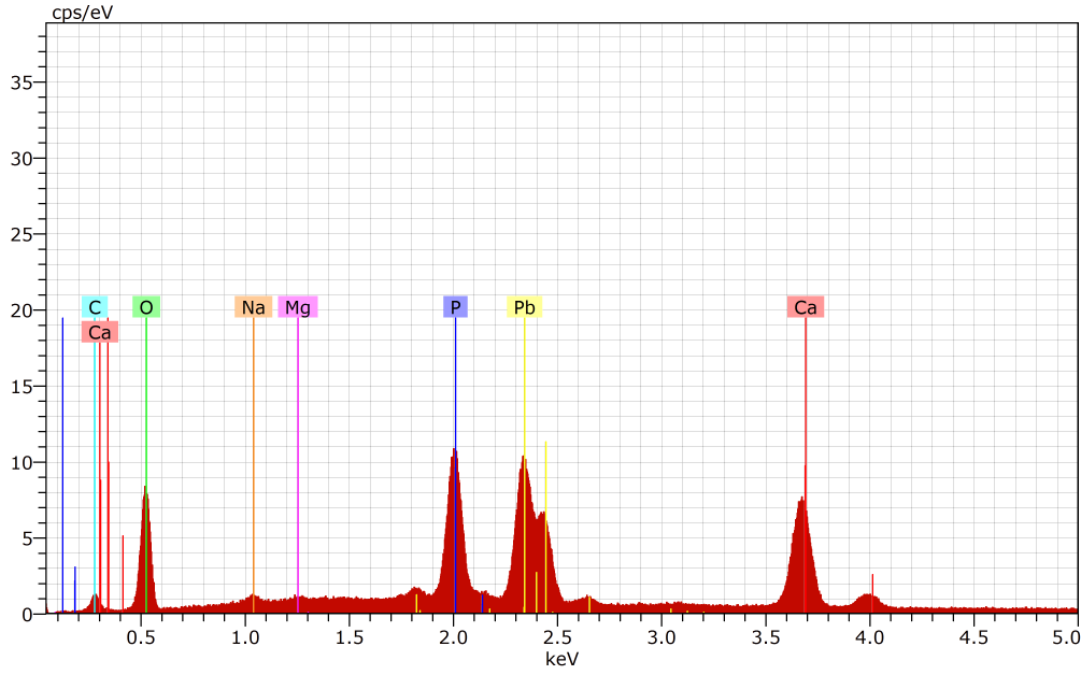
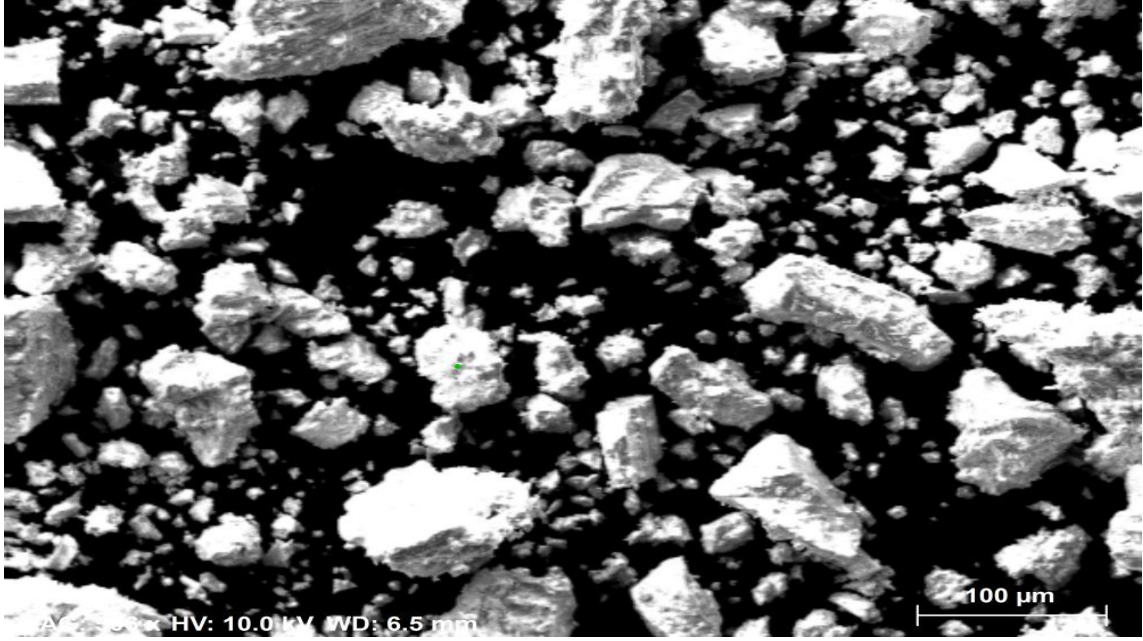


Spectrum: Acquisition

Element	Series	unn. C [wt.%]	norm. C [wt.%]	Atom. C [at.%]	Error [wt.%]
Oxygen	K-series	30.15	35.93	56.08	3.5
Calcium	K-series	34.73	41.40	25.79	1.2
Phosphorus	K-series	12.52	14.92	12.03	0.5
Carbon	K-series	1.85	2.21	4.59	0.3
Sodium	K-series	0.57	0.68	0.74	0.1
Lead	M-series	3.91	4.66	0.56	0.2
Magnesium	K-series	0.16	0.19	0.20	0.0

Total: 83.89 100.00 100.00

Şekil 5. 6.Adsorpsiyon sonrası EDX analiz sonucu



Spectrum: Acquisition

Element	Series	unn. C [wt.%]	norm. C [wt.%]	Atom. C [at.%]	Error [wt.%]
Oxygen	K-series	10.45	13.35	37.39	1.3
Calcium	K-series	23.81	30.42	34.01	0.8
Phosphorus	K-series	8.90	11.37	16.45	0.4
Lead	M-series	34.56	44.16	9.55	1.3
Carbon	K-series	0.54	0.69	2.59	0.1
Sodium	K-series	0.00	0.00	0.00	0.0
Magnesium	K-series	0.00	0.00	0.00	0.0

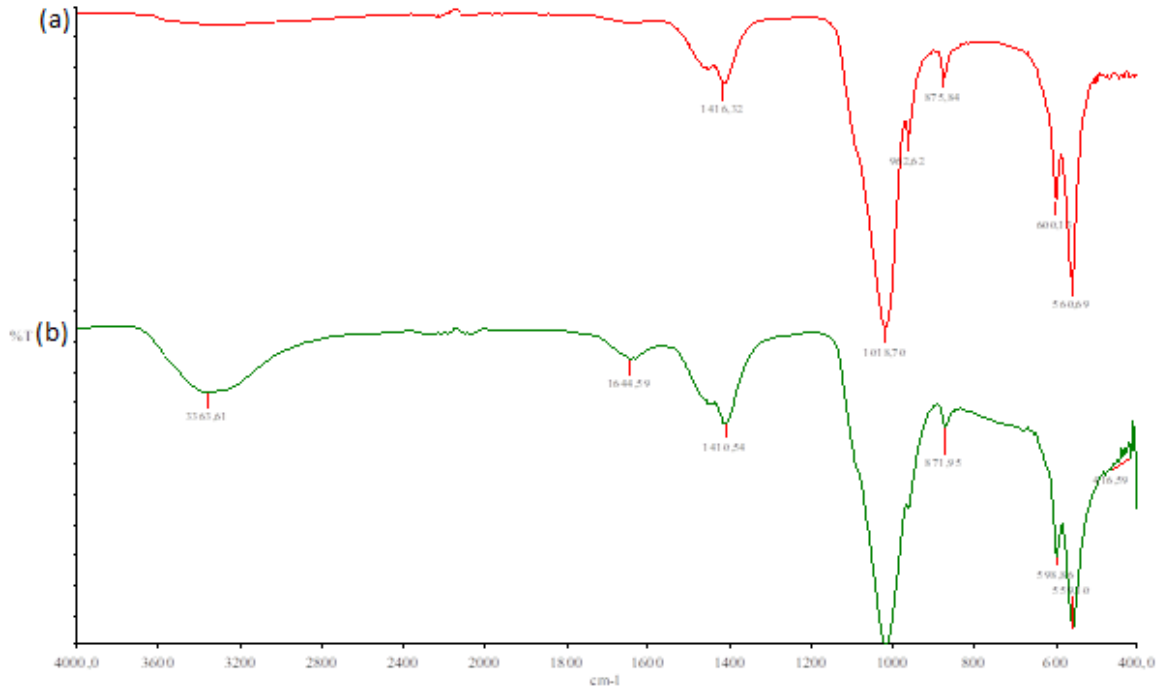
Total: 78.26 100.00 100.00

Şekil 5. 7. Adsorpsiyon sonrası EDX analiz sonucu

EDX analizi sonuçları, adsorpsiyon sonrası kurşun iyonlarının tutulduğunu ve bu durumda adsorpsiyon işleminin başarılı bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Taramalı elektron mikroskobundan yapılan analizin sonucunda görüldüğü gibi her partikül yapısının farklılık gösterdiği görülmektedir. Bunun sebebi, her partikülün birbirinden farklı yapıda olmasından ve taramalı elektron mikroskobunun noktasal analiz yapmasından kaynaklanmış olması muhtemeldir. Kısaca örnek verecek olursak 10 mikronluk bir partikülün yüzey alanından 1 mikron kadar bile olmayan bir alanını analiz edilmesinden kaynaklanmaktadır. Bu durum, aynı partikülün farklı noktalarından analiz yapıldığında farklı değerlerin alınabileceğini göstermektedir.

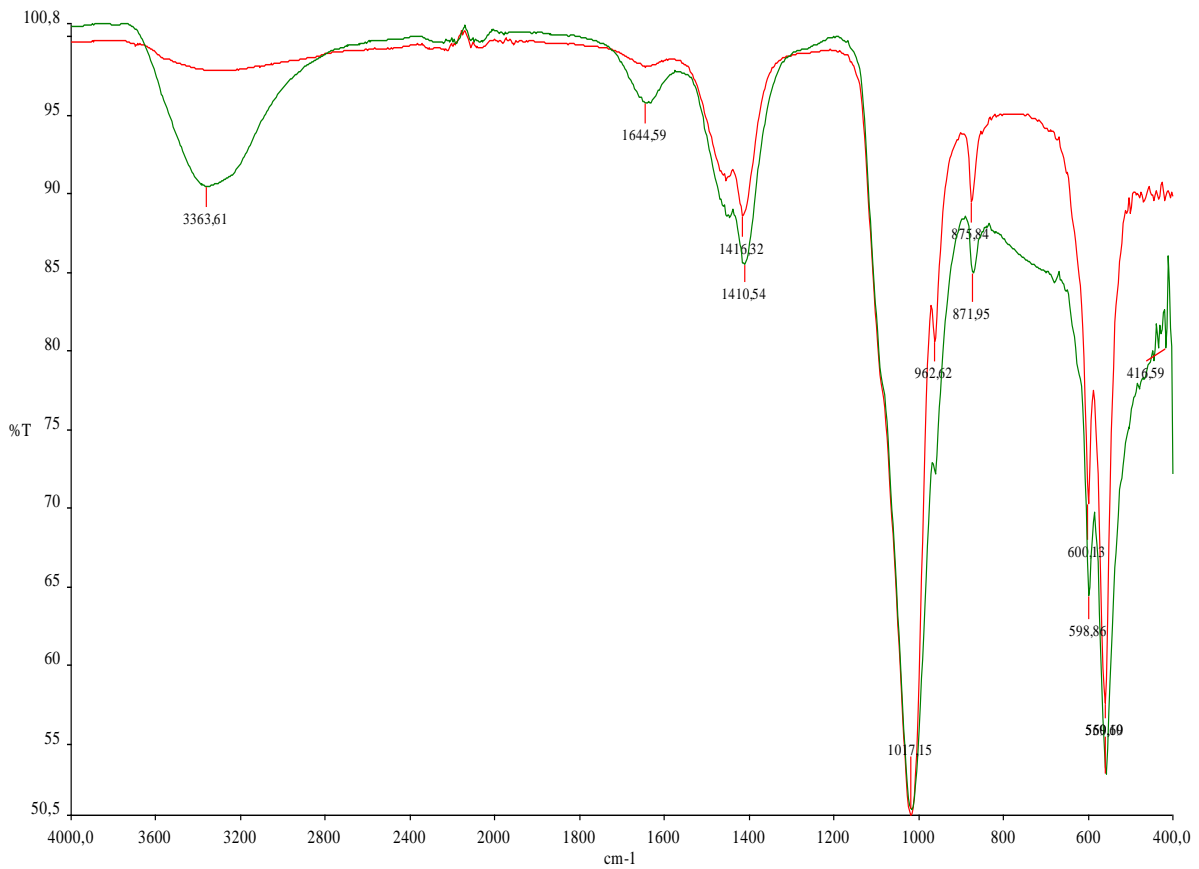
Analiz sonucunda hidroksiapatitin yapısında hangi maddeden ne kadar oranda bulunduğu görülmektedir. Burda görülen bazı C, Mg ve Na gibi maddelerin hidroksiapatitin yapısında bulunmadığı halde analizde görülmesi, adsorbent madde sentezlenirken veya analiz yapılırken havada bulunan CO₂'in adsorbent madde üzerinde yapışarak kirlilik oluşturmasından kaynaklı olabilmektedir.

5.1.3. FTIR Yapı Analizi



Şekil 5. 8.Hidroksiapatit partiküllerinin FTIR analizi (a:Ads. Sonrası, b:Ads. Öncesi)

Şekil 5.8’de HAp’ın FTIR spektrumu incelendiğinde; 416-560-600 cm^{-1} dalga boylarındaki adsorpsiyon bantlarının düşük fosfat bantlarına, 962 ve 1090 cm^{-1} ’deki adsorpsiyon bantlarının yüksek fosfat bantlarına karşılık geldiğini gösterebilir (Chen ve Chang, 2012). 3570 cm^{-1} dalga boyundaki pikler O-H grubuna ait olduğunu gösterebilir. Hidrojen bağının oluşumu piklerin genişlemesine ve daha düşük dalga sayısına neden olabilmektedir. (LeGeros, 1979). 871 cm^{-1} ve 1417 cm^{-1} dalga boyunda $(\text{CO}_3)^{2-}$ (karbonat) piki görülebilmektedir (Farris, 2010). Şekil 5.9 ’da ise hidroksiapatit partiküllerinin adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumu çakışık halde verilmiştir.



Şekil 5. 9.Hidroksiapatit partiküllerinin adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR analizi

5.2. Pb(II) Adsorpsiyon Deneyleri

5.2.1. pH Etkisi

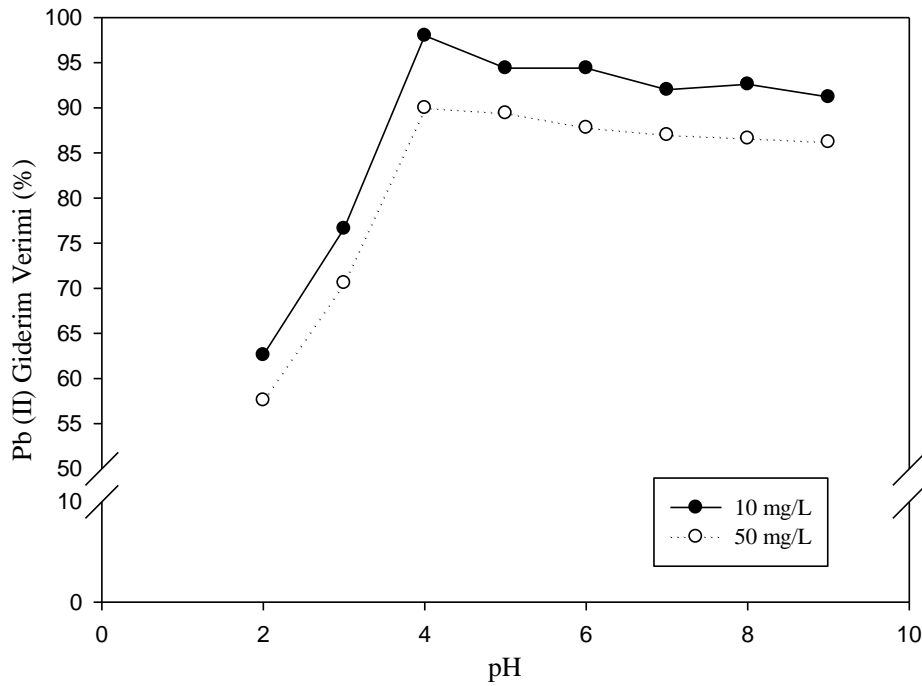
Farklı pH değerlerinin hidroksiapatit partikülleri ile Pb(II) giderim veriminin etkisini belirlemek için pH 2 ila 9 değerleri arasında deneyler yürütülmüştür. Şekil 5.10 ‘da farklı pH değerlerindeki Pb(II) % giderim verimleri gösterilmiştir. Pb^{2+} miktarı C_0 : 10-50 mg/L; temas

süresi: 150 dak, karıştırma hızı: 250 devir/dak, adsorbent derişimi: 12,5 g/L olarak deneyler yapılmıştır.

pH'ın Pb^{2+} adsorpsiyonuna etkisinin incelendiği deneylerde pH 5 ve altındaki pH'larda (3 ve 4) çalışılmıştır. Bunun sebebi; pH 5'in altında metallerin baskın türlerinin iki değerlikli olması, metallerin tamamıyla çözültide çözünebilir olması ve bu yüzden çökelmenin olmamasıdır (Haşimi, 2006).

Yapılan deneyler sonucunda en yüksek giderim pH 4'te gerçekleşmiştir. Düşük pH'larda (pH 3) Pb^{2+} iyonları aktif adsorpsiyon sitelerine yerleşmek isteyen H^+ iyonları ile yarış halindedir. Bu da Pb^{2+} adsorpsiyonunu azaltmaktadır. Yüksek pH'larda ise (pH>5.5) kurşun $Pb(OH)_2$ halinde çökmektedir (Gupta ve ark., 2012).

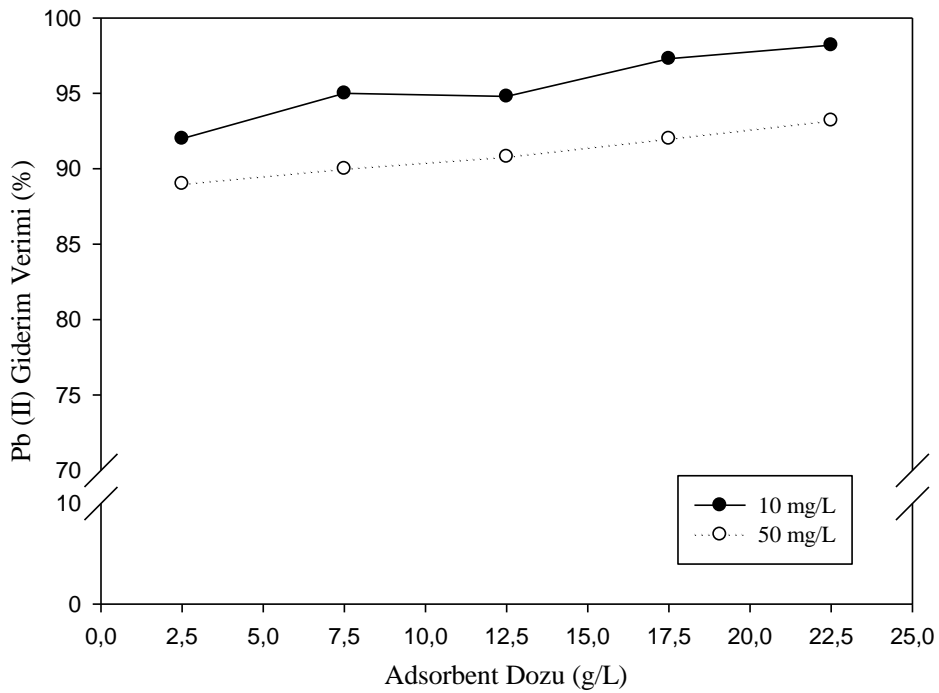
Yapılan bu çalışmada; Pb^{2+} 'nın kompozit HAp giderim mekanizmasının değişkenlik gösterdiğini, Pb^{2+} gideriminin çözülti pH'ına bağlı olduğunu belirtmiştir. pH 2 ve 3'te baskın olan giderim mekanizmasının HAp'ın çözünmesi ve bunu takiben hidroksiromorfitin çökmesi olduğu belirtilmiş, pH 4 ve 5'te HAp'ın yapısındaki Ca^{2+} ile Pb^{2+} 'nın katyon değişim reaksiyonuyla yer değiştirdiği ifade edilmiştir (Jang ve ark., 2008).



Şekil 5. 10. Pb(II) gideriminde pH 'ın etkisi (pH:2-9, C_0 : 10-50 mg/L, HAp: 12,5 g/L, Süre:150 dk)

5.2.2. Adsorbent Dozunun Etkisi

Adsorbent derişiminin etkisinin belirlenmesi amacıyla 40 mL, 10-50 mg/L Pb çözeltilerine pH 4'te, 250 devir/dak karıştırma hızında, 2,5-22,5 g/L adsorbentler eklenerek 150 dakika temas süresinde çözeltilerden numuneler alınmış, seyreltme ve şırınga filtrelerden geçirme işlemlerinden sonra Pb²⁺ derişimleri belirlenmiştir. Pb²⁺ adsorpsiyonuna etkisi Şekil 5.11'de farklı adsorbent derişimlerinde HAp kompozit hidroksiapatitlerin birim kütleleri başına giderilen Pb²⁺ miktarları gösterilmektedir.



Şekil 5. 11. Pb(II) gideriminin de adsorbent dozunun etkisi (pH:4, C₀: 10-50 mg/L, HAp: 2,5-22,5 g/L, Süre:150 dk)

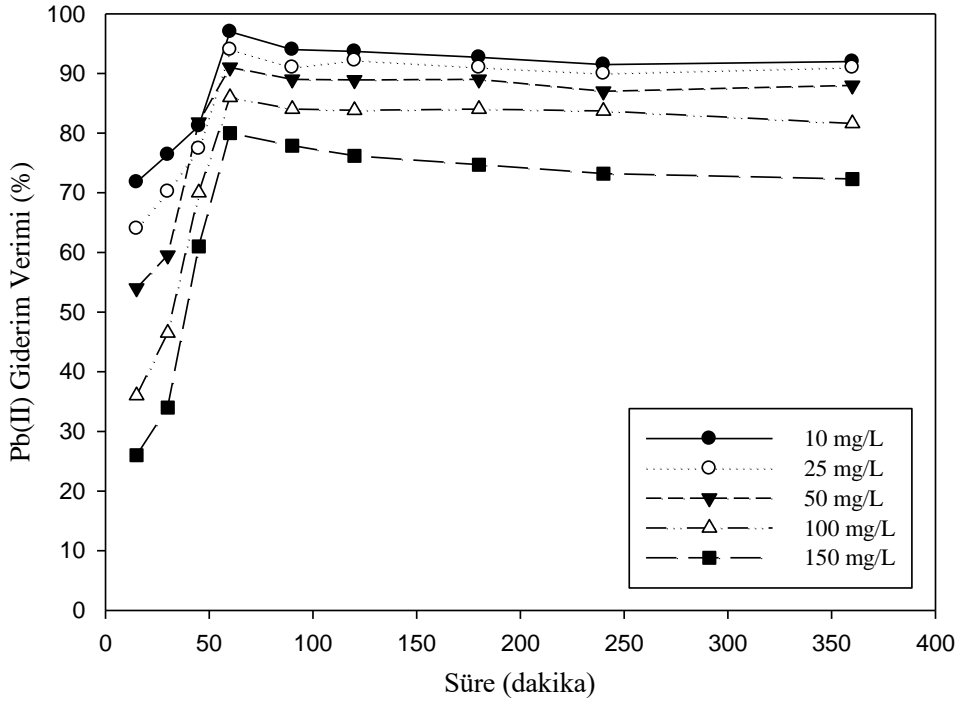
Yapılan bu çalışmada 2,5-22,5 g/L adsorbent derişimleri kullanılmış ve en yüksek giderim 22,5 g/L derişiminde adsorbent içeren Pb çözeltilerinde gerçekleşmiştir. Başlangıç Pb²⁺ derişimi 50 mg/L olan çalışmada 2,5 g/L derişimindeki adsorbentin ortamdaki Pb²⁺ iyonlarını gidermekte yetersiz kaldığı, 22,5 g/L derişimindeki adsorbentin ise en yüksek giderimi gerçekleştirdiği görülmektedir (Şekil 5.11).

HAp kompozit adsorbenti ile nitrobenzen gideriminin araştırıldığı bir çalışmada 1-15 g/L arasındaki derişimlerde adsorbent kullanılmıştır. Adsorbent derişiminin artmasıyla Pb²⁺ iyonları için elverişli yüzey alanları ve adsorpsiyon bölgelerinin arttığı böylelikle giderim veriminin arttığı ifade edilmiştir. Ancak, adsorbent derişiminin artmasıyla giderim veriminin

artmasına rağmen adsorpsiyon kapasitesinin ise azaldığı (q_m) belirtilmiştir (Wei ve ark., 2014).

5.2.3. Temas Süresinin Etkisi

Adsorpsiyon deneylerinde sürenin etkisi Şekil 5.12 'de verilmektedir.

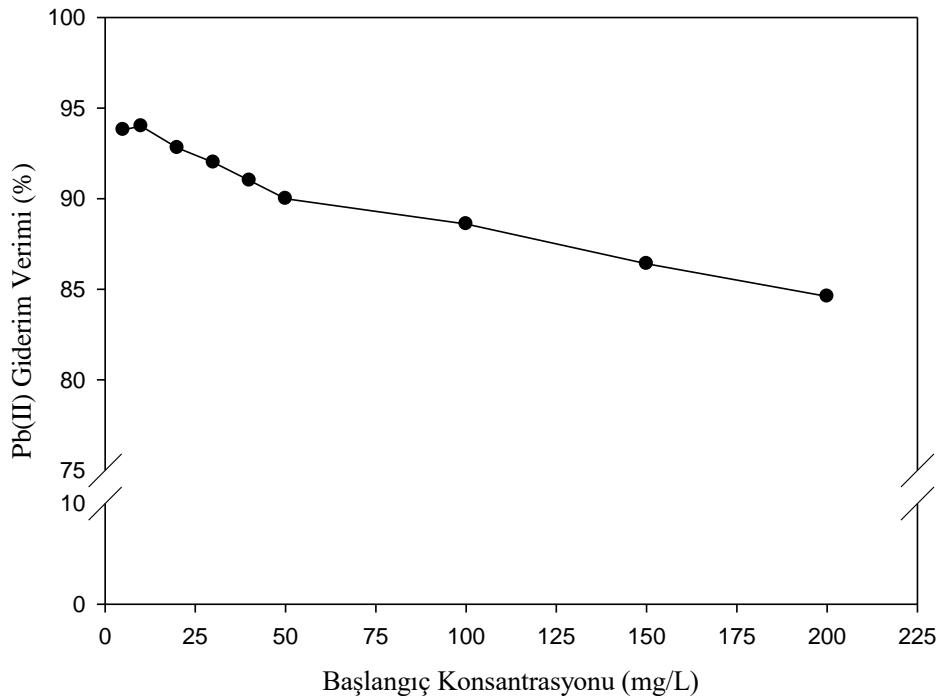


Şekil 5. 12.Pb(II) gideriminde sürenin etkisi (pH:4, C_0 : 10-150 mg/L, HAp: 7,5 g/L, Süre:15-360 dk)

Elde edilen sonuçlara göre adsorpsiyon için optimum temas süresi 60 dk olarak bulunmuştur. Yapılan çalışmada 60. dakikaya kadar Pb^{2+} giderim verimi artmaktadır. 60. dakikanın sonunda adsorbentın aktif bölgeleri doymunluğa ulaşmakta ve daha fazla Pb^{2+} giderimi olmamaktadır.

Kurşun giderimi ile ilgili daha önce yapılan çalışmalarda kullanılan adsorbentler için Pb^{2+} giderimi farklı temas sürelerinde dengeye ulaşmaktadır. Yapılan bir çalışmada HAp kompozit adsorbentleri ile yapılan Pb^{2+} adsorpsiyonu 40 dak temas süresi sonucunda dengeye gelirken (Gupta ve ark., 2012) başka bir çalışmada doğal hayvan kemiğinden elde edilen HAp adsorbentleri ile Pb^{2+} adsorpsiyonu 60 dak temas süresi sonucunda dengeye gelmiştir (Hasret, 2010).

5.2.4. Başlangıç Konsantrasyonunun Etkisi



Şekil 5. 13. Pb(II) gideriminin de başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH:4, C₀: 5-200 mg/L, HAp: 7,5 g/L, Süre:60 dk)

Başlangıç Pb²⁺ derişiminin etkisinin belirlenmesi amacıyla 40 mL, 5-200 mg/L Pb çözeltilerinde pH 4'te, 250 devir/dak karıştırma hızında, 7,5 g/L adsorbent kullanılarak 60 dakikalık temas süresinde çözeltilerden numuneler alınmış, seyreltme ve şırınga filtrelerden geçirme işlemlerinden sonra Pb²⁺ derişimleri belirlenmiştir. Başlangıç derişiminin Pb²⁺ adsorpsiyonuna etkisi Şekil 5.13'te gösterilmektedir.

Şekilde görüldüğü gibi Pb(II) konsantrasyonu arttıkça verim azalmaktadır. En yüksek verim 10 mg/L 'de görülmektedir. Bu çalışmada optimum olarak 50 mg/L belirlenmiştir ve verim %90'larda görülmektedir.

Yapılan çalışmada başlangıç metal derişimi arttıkça birim adsorbent başına giderilen metal miktarı azalmaktadır. En yüksek giderim başlangıç derişiminin 10 mg/L olduğu Pb²⁺ çözeltilerinde gerçekleşmiştir. Çözeltideki metal iyonu derişimi arttıkça yüzeye ulaşan metal miktarı artarken belirli bir derişimden sonra yüzeydeki aktif bölgeler metal iyonları ile dolu hale geldiği için adsorpsiyon kapasitesi azalmaya başlamaktadır (Özsoy, 2007).

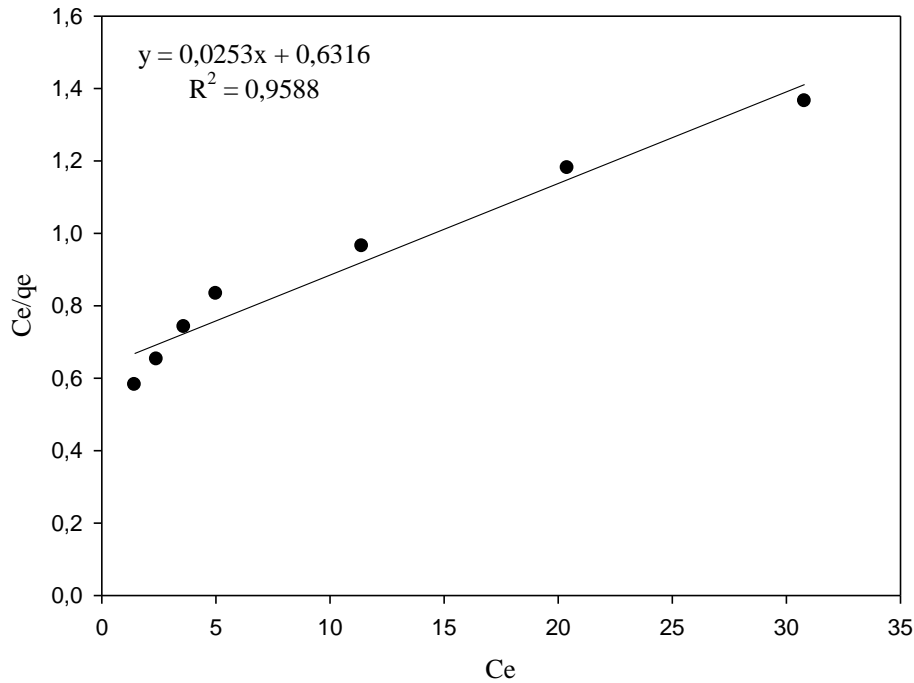
Bütün (2006) tarafından yapılan çalışmada Pb^{2+} 'nin atkestanesi ile adsorpsiyonunda üç farklı derişimde (5-10-15 mg/L) çalışılmış ve derişimin artmasıyla Pb^{2+} gideriminin azaldığı bulunmuştur.

5.3. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

Hidorksiapatit ile Pb(II) giderimin de adsorpsiyon işlemini karakterize edebilmek için Langmuir, Freundlich ve Dubinin–Radushkevich (D-R) İzotermi izoterm modellerinden yararlanılmıştır.

Adsorpsiyon izotermelerini belirlemek için 5-200 mg/L Pb(II) konsantrasyonunda pH 4 'te 7,5 g/L hidroksiapatit adorbent dozu kullanılarak 60 dakika boyunca orbital karıştırıcıda adsorpsiyon işlemine tabi tutularak deneyler yürütülmüştür. Elde edilen verilere dayanarak adsorpsiyon izoterm modelinin Langmuir, Freundlich ve Dubinin–Radushkevich (D-R) İzotermi izoterm modelinde sabitleri hesaplama işlemleri yapılmış olup adsorpsiyon işleminin hangi izoterm modeline uygun olduğu bulunmuştur.

Langmuir İzotermi



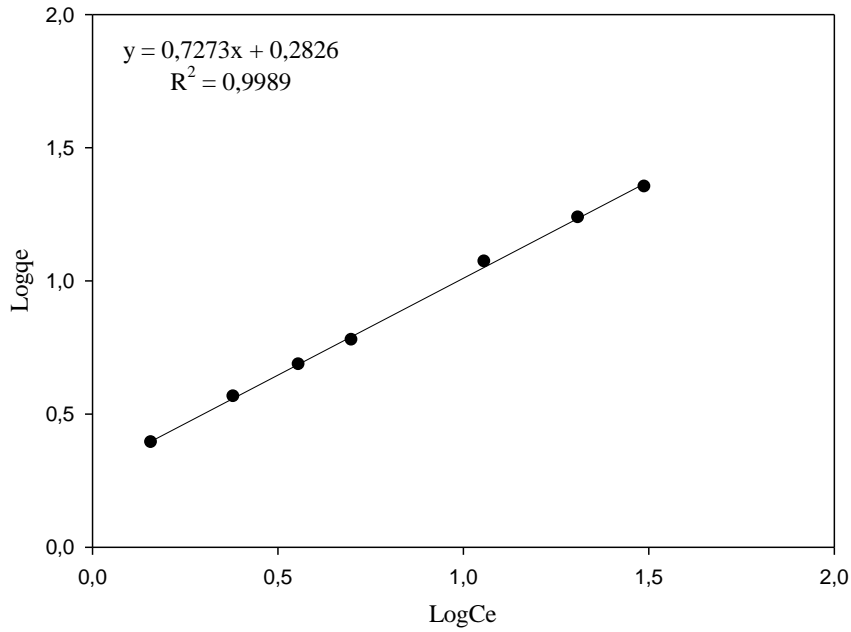
Şekil 5. 14.Langmuir izoterm modeli grafiği

Oluşturulan Langmuir izoterm grafiğinde kolerasyon katsayısı $R^2=0,9588$ olarak bulunmuştur. Hesaplamalar doğrultusunda Tablo 5.1 'de sonuçlar verilmektedir.

Tablo 5. 1.Langmuir izoterm modeli verileri

qm(mg/g)	b(L/mg)	R²	R_L
39,52	0,04	0,9588	0,33

Freundlich İzotermi



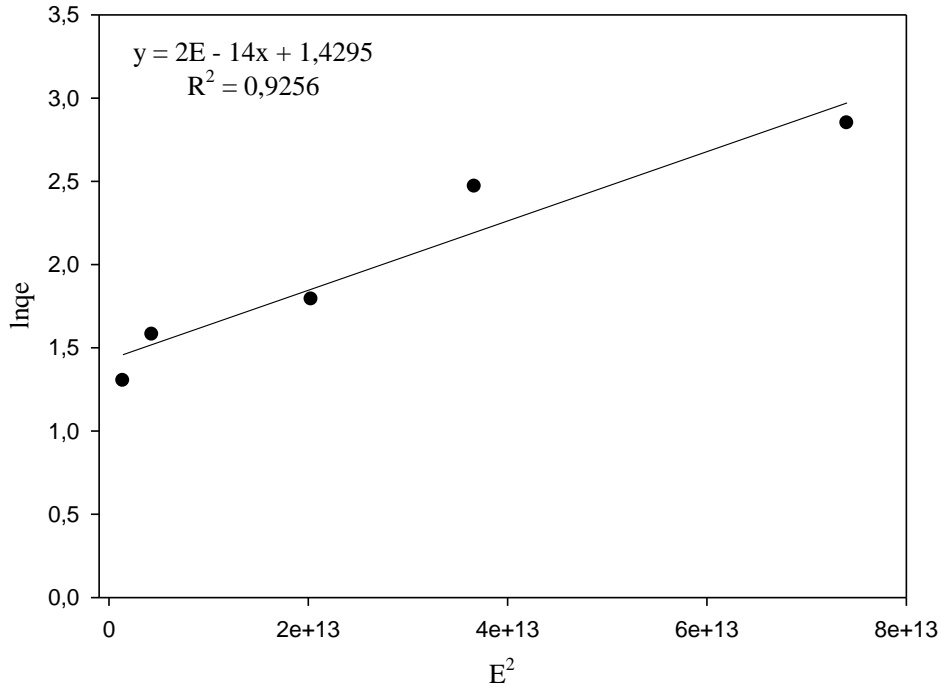
Şekil 5. 15.Freundlich izoterm modeli grafiği

Oluşturulan Freundlich izoterm modelinde kolerasyon katsayısı $R^2=0,9989$ olarak bulunmuştur. Kolerasyon katsayısına bakarak Freundlich izoterm modeline uyum gösterdiği görülmüştür. Hesaplamalar doğrultusunda Tablo 5.2 'de sonuçlar verilmektedir.

Tablo 5. 2.Freundlich izoterm modeli verileri

n	K_F(mg/g)	R²
1,37	1,91	0,9989

Dubinin–Radushkevich (D-R) İzotermi



Şekil 5. 16.Dubinin–Radushkevich (D-R) izoterm modeli grafiği

Oluşturulan Dubinin–Radushkevich (D-R) İzotermi modelinde kolerasyon katsayısı $R^2=0,9256$ olarak bulunmuştur. $E=5$ kJ/mol olarak bulunmuştur. Bu durum Polanyi potansiyelinde ifade edilene göre E değeri 8-16 kJ/mol değerleri arasında bir değer alır ve 8 kJ/mol 'ün altında ise adsorpsiyon işlemi fiziksel 8 kJ/mol 'den büyük ise adsorpsiyon işlemi kimyasal olarak ifade edilir. Bu çalışmaya göre adsorpsiyon işlemi fiziksel olduğu söylenebilir. Hesaplamalar doğrultusunda Tablo 5.3 'te sonuçlar verilmektedir.

Tablo 5. 3.Dubinin–Radushkevich (D-R) izoterm modeli verileri

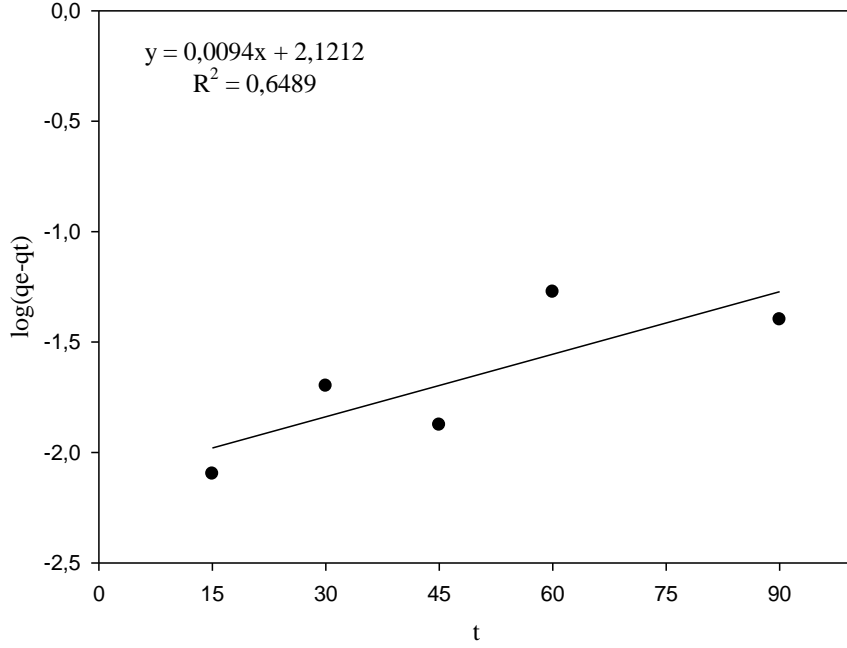
Q_s (mg/g)	B (mol ² /j ²)	E (kJ/mol)	R^2
3,66	2×10^{-8}	5	0,9256

5.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Hidroksiapatit partikülleri ile adsorpsiyon yöntemiyle Pb(II) giderim çalışmalarında adsorpsiyon kinetiği çalışmalarında birinci derece kinetik ve ikinci derece kinetik modellerine göre incelendi ve partikül içi difüzyon modeli incelendi. Çalışmalarda her bir Pb(II)

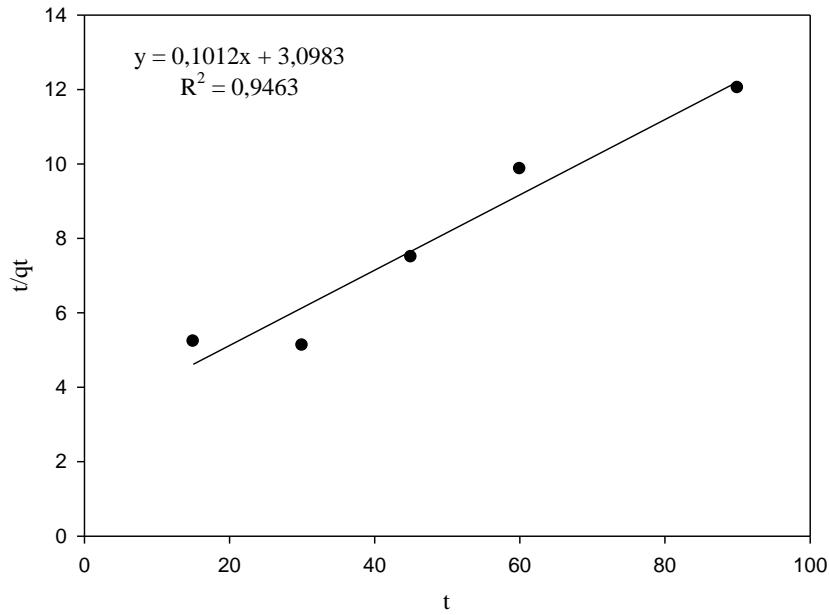
konsantrasyonlarında (10-150 mg/L) her bir süre için (15-90 dakika) pH 4 ve adsorbent dozu 7,5 g/L için ayrı ayrı verilerde incelenmiştir.

Birinci derece kinetik çalışması;



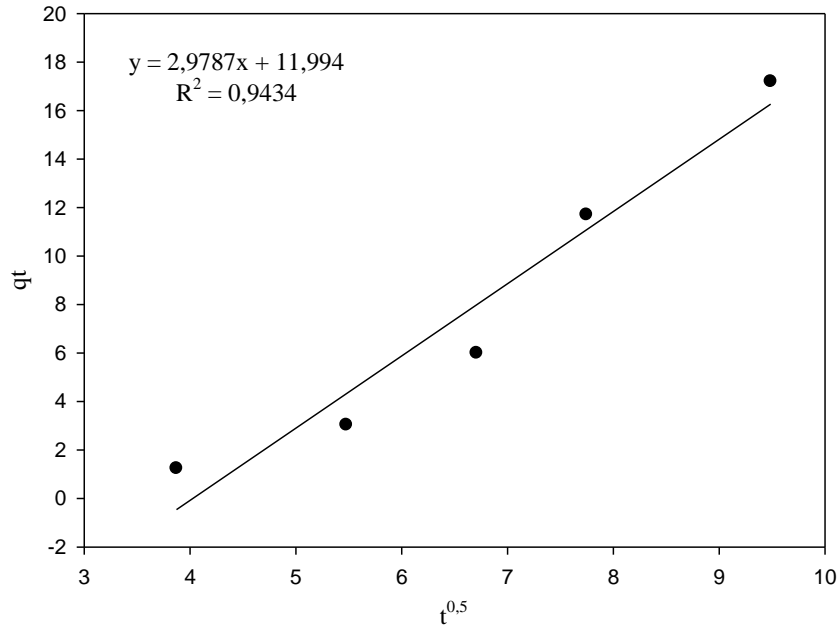
Şekil 5. 17.Birinci derece kinetik grafiği

İkinci derece kinetik çalışması;



Şekil 5. 18.İkinci derece kinetik grafiği

Partikül içi difüzyon modeli çalışması



Şekil 5. 19.Partikül içi difüzyon grafiği

Tablo 5.4'te görüldüğü gibi kinetik verileri ve R^2 ler sırası ile 0,6489, 0,9463 ve 0,9434 olarak belirlenmiştir. Bu durum göz önüne alındığında adsorpsiyon işlemlerinin ikinci dereceden izoterm modeline uyum gösterdiği anlaşılmıştır.

Tablo 5. 4.Adsorpsiyon kinetik verileri

Birinci dereceden kinetik verileri			İkinci dereceden kinetik verileri			Partikül içi difüzyon verileri		
$k_1(1/d)$	$q_e(mg/g)$	R^2	$k_2(g/mg.d)$	$Q_e(mg/g)$	R^2	$k_p(mg/g.d^{1/2})$	C	R^2
0,02	18,74	0,6489	$1,9 \times 10^{-3}$	9,88	0,9463	0,76	11,994	0,9434

Adsorpsiyon deneylerinde en verimli şartlar Tablo 5.5'te verilmektedir.

Tablo 5. 5.Adsorpsiyon çalışmasında en verimli şartlar

Şartlar	Pb(II) Giderimi
pH	4
Hidroksiapatit Dozu (g/L)	7,5
Temas Süresi (dk)	60
Adsorpsiyon İzotermi	Freundlich İzotermi
Adsorpsiyon Kinetiği	İkinci Derece Kinetik

6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada balık pulundan sentezlenmiş hidroksiapatit partikül maddesi ile sentetik olarak hazırlanmış çözeltiden Pb(II) giderimi araştırılmıştır. Pb(II) giderimi için giderim yöntemlerinden biri olarak kesikli adsorpsiyon yöntemleri yürütülmüştür. İlk olarak adsorbant maddesi olan hidroksiapatit elde edilerek adsorpsiyon çalışmalarına başlanmıştır. Çalışmaların devamında hidroksiapatit adsorbentinin karakterizasyon işlemleri yapılmıştır. Adsorbent maddenin karakterizasyon işlemlerinde hem adsorpsiyon öncesi hem de adsorpsiyon sonrası hidroksiapatit partiküllerin FTIR, SEM ve EDX analizleri yapılmıştır.

Adsorpsiyon çalışması sırası ile pH, adsorbent dozu, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve son olarak her bir başlangıç konsantrasyonu için temas süresi çalışılarak adsorpsiyon deneylerinin aşamaları tamamlanmıştır.

İlk olarak bu çalışmanın pH deneylerinde 2-9 pH çalışmasında optimum olarak belirlenen pH 4 olarak belirlenmiş ve pH çalışmasının verimi ise %90 olarak belirlenmiştir.

Sonraki çalışmada ise adsorbent dozunun belirleme çalışması yapılarak 2,5-22,5 g/L aralığında hidroksiapatit partikülleri çalışması yürütülmüştür. Bu çalışmada optimum adsorbent dozu 7,5 g/L olarak belirlenmiştir. Verim %90'larda gözlemlenmiştir.

Çalışmanın diğer bir aşamasında temas süresi belirleme çalışması yapılarak 15-360 dakika aralığında çalışılmıştır. Optimum temas süresi 60 dakika olarak belirlenmiştir. Verim %90 olarak kaydedilmiştir.

Son olarak başlangıç Pb(II) konsantrasyon çalışması yapılmıştır. Bu çalışmada 5-200 mg/L aralıklarında Pb(II) konsantrasyonu çalışılmıştır. Bu çalışmanın sonunda optimum başlangıç konsantrasyonu 50 mg/L olarak belirlenmiş verim ise %90 olarak kaydedilmiştir.

Adsorpsiyon çalışmalarında elde edilmiş olan adsorbent maddenin karakterizasyon işleminde FTIR, SEM, EDX analizleri yapılmıştır. Adsorbent karakterizasyon çalışmasında adsorpsiyon işleminin başarılı bir şekilde gerçekleştiği görülmektedir.

Adsorpsiyon işlemi verilerine göre Langmuir, Freundlich ve Dubinin–Radushkevich (D-R) izoterm modelleri çalışılmıştır. Kolerasyon katsayıları sırasıyla 0,9588, 0,9989 ve 0,9256 olarak bulunmuştur. Bu durum göz önünde bulundurulduğunda en uygun izoterm modeli Freundlich izoterm modeli uygun olduğu görülmektedir.

Adsorpsiyon verilerine göre adsorpsiyon kinetiği çalışmaları yapılmıştır. Birinci derece kinetik ve ikinci derece kinetik çalışması yapılmış ve bu verilere göre kolerasyon katsayıları sırasıyla 0,6489 ve 0,9463 olarak bulunmuştur. Bu durumda adsorpsiyon işleminin ikinci derece kinetiğine uyum sağladığı gözlemlenmiştir. Bunun dışında partikül içi difüzyon modeli çalışması yapılmıştır. Bu alışama da kolerasyon katsayısı 0,9434 olarak bulunmuştur.

7. KAYNAKLAR

- Acemioğlu, B., 2004b. Removal of Fe (II) ions from aqueous solution by calabrian pinebark wastes. *Bioresource Technology* 93, 99-102.
- Ahmad M.A. , R. Alrozi, 2011. Removal of malachite green dye from aqueous solution using rambutan peel-based activated carbon: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies *Chem. Eng. J.*, 171, pp. 510-516
- Aliabadi, M., Irani, M., Ismaeili, J., Najafzadeh, S., 2013. Design and evaluation of chitosan/hydroxyapatite composite nanofiber membrane for the removal of heavy metal ions from aqueous solution, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*.
- Alwan G.M. , F.A. Mehdi, A.A. Arazak, N. Manual, 2010. Operation and Ph Control of A Wastewater Treatment Unit Using Labview Eng. *Technol. J.*, 28 (17), pp. 5525-5546
- Arnich, N., Lanhers, M. C., Laurensot, F., Podor, R., Montiel, A., Burnel, D., 2003. In vitro and in vivo studies of lead immobilization by synthetic hydroxyapatite, *Environmental Pollution* 124, 139–149.
- Bereket, G., Aroğuz, A. Z., Özel, M. Z., 1997. Removal of Pb(II) , Cd(II) , Cu(II) , and Zn(II) from Aqueous Solutions by Adsorption on Bentonite, *Journal of Colloid and InterfaceScience*, 187, 338–343.
- Boamah P.O. , 2015. Sorption of heavy metal ions onto carboxylate chitosan derivatives—A mini-review *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 116, pp. 113-120
- Brudey T., L. Largette, C. Jean-Marius, T. Tant, P.C. Dumesnil, P. Lodewyckx Adsorption of lead by chemically activated carbons from three lignocellulosic precursors *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 120 (2016), pp. 450-463
- Bulakhe R.N., Shinde N.M., Thorat R.D., Nikam S.S., Lokhande C.D., 2013. Deposition of copper iodide thin films by chemical bath deposition (CBD) and successive ionic layer adsorption and reaction (SILAR) methods. *SciVerse Science Direct Current Applied Physics*, 13, 1661-1667.

- Bütün, M. 2006. Sulardaki Kurşun İyonunun Dolgulu Kolonlarda Atkestanesi ile Adsorpsiyonu, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 147s.
- Chen L., L. Lü, W. Shao, F. Luo, 2010. Equilibrium and Kinetic Modeling of Pb(II) Biosorption by a Chemically Modified Orange Peel Containing Cyanex 272 Journal of Chemical & Engineering Data, 55 (10), pp. 4147-4153
- Chen, J.P., Chang, F.N., 2012. Preparation and characterization of hydroxyapatite/gelatin composite membranes for immunoisolation, Applied Surface Science 262 176– 183.
- Ciobanu G., S. Ilisei, C. Luca, G. Carja, O.Ciobanu, 2012. The effect of vitamins to hydroxyapatite growth on porous polyurethane substrate Prog. Org. Coat., 74 (4), pp. 648-653, 10.1016/j.porgcoat.2011.09.025
- Da E. , 2017. Adsorption of heavy metals on functionalized-mesoporous silica: A review Microporous and Mesoporous Materials.
- Doğan, M., Alkan, M., 2003. Adsorption kinetices of methyl violet onto perlite. Chemosphere 50(4), 517-528.
- DPT, 2001. Sekizinci Beş Yıllık kalkınma Planı, ‘‘Madencilik ÖİK Raporu Metal Madenler Alt Komisyonu Kurşun-Çinko-Kadmiyum Çalışma Grubu Raporu’’ Ankara, 69-75.
- Ergüvenerler, F. 2015. Doğal Atık Adsorbanlar Kullanarak Sulardan Toksik Metal Giderimi, Celal Bayar Üniv., Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya, Manisa, 78, (Yüksek Lisans Tezi)
- Farris, S., Song, J., Huang, Q., 2010. Alternative Reaction Mechanism for the Cross Linking of Gelatin with Glutaraldehyde, Journal of Agricultural Food Chemistry, 58, 998– 1003.
- Fırat, B., 2007. Atık Sulardan Kurşun (II) ve Bakır(II) İyonlarının Yumurta Kabuğu ile Uzaklaştırılması ve Optimum Koşulların Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Futalan C.M. , C.-C. Kan, M.L. Dalida, C. Pascua, M.-W. Wan, 2011. Fixed-bed column studies on the removal of copper using chitosan immobilized on bentonite Carbohydrate Polymers, 83 (2), pp. 697-704

- Gandhi, M.R., Kousalya, G.N., Meenakshi, S., 2011. Removal of copper(II) using chitin/chitosan nano-hydroxyapatite composite, *International Journal of Biological Macromolecules* 48: 119–124.
- Googerdchian, F., Moheb, A., Emadi, R., 2012. Lead sorption properties of nanohydroxyapatite–alginate composite adsorbents, *Chemical Engineering Journal* 200–202, 471–479.
- Gupta, P., Vermani, K., Garg, S., 2012. Hydrogels from controlled release to pH-responsive drug delivery, *Drug Discovery Today*, 7: 569-579.
- Gyananath, G., Balhal, D. K., 2012. Removal Of Lead (II) From Aqueous Solutions By Adsorption Onto Chitosan Beads, *Cellulose Chemistry And Technology*, 46 (1-2), 121-124.
- Haddad M., S. Mikhaylin, L. Bazinet, O. Savadogo, J. Paris, 2017. Electrochemical acidification of kraft black liquor: effect of fouling and chemical cleaning on ion exchange membrane integrity *ACS Sustain. Chem. Eng.*, 5, pp. 168-178
- Hamdaoui, O., Naffrechoux, E., 2007. Modeling of adsorption isotherms of phenol and chlorophenols onto granular activated carbon Part I. Two-parameter models and equations allowing determination of thermodynamic parameters. *Journal of Hazardous Materials*. 147, 381–394.
- Han, R., Li, H., Li, Y., Zhang, J., Xiao, H., Shi, J., 2006. Biosorption of copper and lead ions by waste beer yeast, *Journal of Hazardous Materials*, 137, 1569-1576.
- Hanab, R., Zhanga, J., Hana, P., Wanga, Y., Zhaob, Z., Tanga, M., 2009. Study of equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters about methylene blue adsorption onto natural zeolite, *Chemical Engineering Journal*, 145, 496–504
- Hasret, E., 2010. Hidroksiapatit Sentezi, Karakterizasyonu ve Adsorban Özelliğinin İncelenmesi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi.

- Haşimi, D., Ü., 2006. Metallerin Aljinat Bilyelerine Adsorplanma Mekanizmasının ve Kinetiğinin İncelenmesi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü ve Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- He X.B., Lyu J.H., Zhou H., Zhuang G.L., Zhong X., Wang, J. G., & Li, X. N. 2014. Density functional theory study of p-chloroaniline adsorption on Pd surfaces and clusters. *International Journal of Quantum Chemistry*, 114, 895–899. DOI: 10.1002/qua.24681
- Ho Y.S., Ofomaja, A.E., 2006. Pseudo-second-order model for lead ion sorption from aqueous solutions onto palm kernel fiber , *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 137-142.
- Ho, Y.S., Mackay, G., 1999. Pseudo Second Order model for sorption proses. *Process Biochemistry* 34, 451-465.
- Holst J.R., A.I. Cooper, 2010. Ultrahigh surface area in porous solids *Adv. Mater.*, 22, pp. 5212-5216
- Huggett D.B., K.I. Stoddard, 2011. Effects of the artificial sweetener sucralose on *Daphnia magna* and *Americamysis bahia* survival, growth and reproduction *Food Chem. Toxicol.*, 49 (10), pp. 2575-2579)
- İleri R., 2000. Çevre Biyoteknolojisi. 1. Baskı. Adapazarı: Değişim Yayınları: 501-22.
- Jang, S.H., Jeong, Y.G., Min, B. G., Lyoo, W. S., Lee, S.C., 2008. Preparation and lead ion removal property of hydroxyapatite/polyacrylamide composite hydrogels, *Journal of Hazardous Materials* 159: 294–299.
- Kratochil, D., ve Volesky, B., 1998. *Advances In The Biosorption of Heavy Metals*, *Trends in Biotechnology*, 16:291-300.
- Kumar, P.S., Ramalingam, S., Senthamarai, C., Niranjanaa, M., Vijayalakshmi, P., Sivanesan, S., 2010. Adsorption of dye from aqueous solution by cashew nut shell: Studies on equilibrium isotherm, kinetics and thermodynamics of interactions. *Desalination*, Article in press.
- Kurniawan T.A., G.Y.S. Chan, W.H. Lo, S. Babel, 2006. Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals *Chem. Eng. J.*, 118, pp. 83-98.

- Kurniawan, A.T., Chan, G.Y.S., Lo, W.H. ve Babel, S., 2006. Physico-Chemical Treatment Techniques For Wastewater Laden With Heavy Metals, *Chemical Engineering Journal*, 118, 83-98.
- LeGeros, R. Z. 1979. Hydroxyapatite and related materials, ed. Brown, P. W. & Constanz, B. Boca Raton: CRC Press.
- Li Z., Y. Ge, L. Wan, 2015. Fabrication of a green porous lignin-based sphere for the removal of lead ions from aqueous media, *J. Hazard. Mater.* 285. 77–83.
- Lingamdinne L.P., Y.-Y.Chang, J.-K. Yang, J. Singh, E-H. Choi, M. Shiratani, J.R. Koduru, P. Attri, 2017. Biogenic reductive preparation of magnetic inverse spinel iron oxide nanoparticles for the adsorption removal of heavy metals *Chem. Eng. J.*, 307, pp. 74-84
- Ma Y. , Q. Ding, L. Yang, L. Zhang, Y. Shen, 2013. Ag nanoparticles as multifunctional SERS substrate for the adsorption, degradation and detection of dye molecules *Appl. Surf. Sci.*, 265, pp. 346-351
- Manning D.A.C., 2008. Phosphate minerals, environmental pollution and sustainable agriculture *Elements*, 4 (2), pp. 105-108
- Mavropoulos E, Rossi AM, Costa AM, Perez CAC, Moreira JC. 2002. Studies on the mechanisms of lead immobilization by hydroxyapatite, *Environmental Science and Technology*, 36:1625–9.
- Messina, P. V., Schulz, P. C., 2006. Adsorption of Reactive Dyes on Titania- Silica Mesoporous Materials, *J. of Colloid and Interface Science*, 299: 305-320.
- Ng, K.S, Ujang Z., Clech L.P., 2004. Arsenic Removal Technologies for Drinking Water Treatment *Environmental Science and Bio/Technology* 3, 43-53.
- Nghiem L.D. , T. Fujioka, 2016. Removal of emerging contaminants for water reuse by membrane technology N. Hankins, R. Singh (Eds.), *Emerging Membrane Technology for Sustainable Water Treatment*, Elsevier, Oxford, pp. 217-247

- Özsoy, H.D., 2007. Palmiye Kını ve Susam Kozasının Adsorbent Olarak Kullanımı ile Sulu Çözeltilerinden Krom İyonlarının Gideriminin Araştırılması, Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 254 s.
- Pirouz M.J., M.H. Beyki, F. Shemirani, 2015. Anhydride functionalised calcium ferrite nanoparticles: a new selective magnetic material for enrichment of lead ions from water and food samples Food Chem., 170, pp. 131-137
- Salt Y. ve Dinçer, S., 2006. Özel Ayırma İşlemlerinde Bir Seçenek: Membran Prosesleri, Sigma, Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 4.
- Sang, H. I., Hi-Jung K., Sungwoo K., Sang-Wook K., Sang I. S., 2012. Improved air stability of PbS-sensitized solar cell by incorporating ethanedithiol during spinassisted successive ionic layer adsorption and reaction. Organic Electronics, 13, 2352 - 2357.
- Silverman D. , 2012. Neutralization Cambridge University Press, Cambridge.
- Solomon G. Prasuna, V. Pavani, A. Nageswara Rao, 2012. Food chain bioaccumulation of lead in *Chrissia halyi* (Ferguson 1969) using cladophora as feed Eur. J. Exp. Biol., 2 (1), pp. 83-87.
- Suguna M., N.S. Kumar, V. Sreenivasulu, A. Krishnaiah, 2014. Removal of Pb(II) from aqueous solutions by using chitosan coated zero valent iron nanoparticles Sep. Sci. Technol., 49, pp. 1613-1622
- Suntako R., 2015. Effect of zinc oxide nanoparticles synthesized by a precipitation method on mechanical and morphological properties of the CR foam Bull. Mater. Sci., 38, pp. 1033-1038
- Şahan, A., 2007. Farmosetik Maddelerin Aktif Çamur Arıtma Prosesinde Abiyotik Gideriminin İncelenmesi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği, Adana, 79 s, (Yüksek Lisans Tezi)
- Tang M., Weeraphat, P. Suntornsaratoon, N. Charoenphandhu Jirawan, Thongbunchoo, N. Krishnamra., 2016. Hydroxyapatite from fish scale for potential use as bone scaffold or regenerative material. pp. 183-189

- Trivunac, K.V., Stevanović S.M., 2012. Lead Removal by Complexation-Microfiltration Process Hem. ind., 66 (4) 461–467.
- Wang W. , L. Fan , G. Wang , Y. Li, 2017. CO₂ SO₂ alkali metalleri ile sorpsiyon CaO (100) yüzeyi katkı: DFT-D çalışma Baş. Sörf. Sci. , 425, sayfalar 972 - 977
- Wang Y., L. Hu, G. Zhang, T. Yan, L. Yan, Q. Wei, B. Du, 2017. Removal of Pb(II) and methylene blue from aqueous solution by magnetic hydroxyapatite-immobilized oxidized multi-walled carbon nanotubes J. Colloid Interf. Sci., 494, pp. 380-388
- Waranusantigul, P., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Upatham, E.S. 2003. Kinetics of basic dye (methylene blue) biosorption by giant duckweed (Spirodela polyrrhiza) Environmental Pollution, 125 : 385-392.
- Wei, W., Sun, R., Jin, Z., Cui, J., Wei, Z., 2014. Hydroxyapatite–gelatin nanocomposite as a novel adsorbent for nitrobenzene removal from aqueous solution, Applied Surface Sign.
- Wu Y. , F. Yang, X. Liu, G. Tan, D. Xiao, 2018. Fabrication of N, P-codoped reduced graphene oxide and its application for organic dye removal Appl. Surf. Sci., 435, pp. 281-289
- Yang W., P. Ding, L. Zhou, J. Yu, X. Chen, F. Jiao, 2013. Preparation of diamine modified mesoporous silica on multi-walled carbon nanotubes for the adsorption of heavy metals in aqueous solution Appl. Surf. Sci., 282, pp. 38-45

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı, soyadı : Ertuğrul ATICI
Uyruğu : T.C.
Doğum tarihi ve yeri : 12.09.1990, ADANA/Seyhan
Medeni hali : Bekar
e-posta : gazi1590@gmail.com

Eğitim

Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet tarihi
Yüksek lisans	KSÜ / Çevre Mühendisliği Bölümü	2018
Lisans	KSÜ/ Çevre Mühendisliği Bölümü	2016
Lise	Enver Kurttepelı Lisesi/Adana	2007

İş Denevimi

Yıl	Yer	Görev
-----	-----	-------

Yabancı Dil

İngilizce

Yayınlar

1. Y. Uysal, A. Canbakış, E. Atıcı, A. Dizle, Y. Arıkan, “Color Removal from Textile Wastewater by Using Fish Scales as Natural Adsorbent”, Book of Abstracts of the Sixth International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning & Economics, Thessaloniki, Greece, June 25-30, 2017, p. 177-189, ISBN: 978-618-5271-15-2.
2. Y. Uysal, B. Üstünyıldız, İ. Akgürbüz, Y. Arıkan, A. Canbakış, E. Atıcı, A. Dizle, “Gelatin And Drug Capsule Production From Wasted Fish Scales” 2nd International Conference On Civil and Environmental Engineering, 8– 10 May 2017 DoubleTree by Hilton Hotel Avanos–Cappadocia, Nevşehir, Turkey, Conference E- Book: p. 118.

Hobiler

Müzik dinlemek, kitap ve makale okumak, bilgisayar programcılığı, sosyal medya, doğa ve hayvan fotoğrafçılığı.