

**ENDÜSTRİYEL İŞLENMİŞ ÇÖREKOTUNUN POSASINDAN
HAZIRLANAN AKTİF KARBONUN ÇEŞİTLİ METAL FERRİT
NANOKOMPOZİTLERİNİN (M(Mn,Co,Cu)Fe₂O₄@AK)
SENTEZLENMESİ, KARAKTERİZASYONU VE ONLARIN
SUDAN BAZI KİRLİLİKLERİ UZAKLAŞTIRMADA
ADSORPTİF PERFORMANSLARININ İNCELENMESİ**

YEKBUN AVŞAR TEYMUR

HAZİRAN 2025

DİYARBAKIR

DİCLE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ENDÜSTRİYEL İŞLENMİŞ ÇÖREKOTUNUN POSASINDAN
HAZIRLANAN AKTİF KARBONUN ÇEŞİTLİ METAL FERRİT
NANOKOMPOZİTLERİNİN (M(Mn,Co,Cu)Fe₂O₄@AK)
SENTEZLENMESİ, KARAKTERİZASYONU VE ONLARIN
SUDAN BAZI KİRLİLİKLERİ UZAKLAŞTIRMADA
ADSORPTİF PERFORMANSLARININ İNCELENMESİ**

YEKBUN AVŞAR TEYMUR

DİCLE ÜNİVERSİTESİ LİSANSÜSTÜ EĞİTİM-ÖĞRETİM VE SINAV
YÖNETMELİĞİNİN BİR PARÇASI OLARAK
KİMYA ANA BİLİM DALINDA
DOKTORA TEZİ
OLARAK HAZIRLANMIŞTIR

HAZİRAN 2025

DİYARBAKIR

**ENDÜSTRİYEL İŞLENMİŞ ÇÖREKOTUNUN POSASINDAN
HAZIRLANAN AKTİF KARBONUN ÇEŞİTLİ METAL FERRİT
NANOKOMPOZİTLERİNİN (M(Mn,Co,Cu)Fe₂O₄@AK) SENTEZLENMESİ,
KARAKTERİZASYONU VE ONLARIN SUDAN BAZI KİRLİLİKLERİ
UZAKLAŞTIRMADA ADSORPTİF PERFORMANSLARININ
İNCELENMESİ**

Yekbun AVŞAR TEYMUR tarafından Dicle Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliği'nin bir parçası olarak hazırlanan bu çalışma, aşağıda bilgileri yazılı jüri üyeleri tarafından değerlendirilerek **Kimya Ana Bilim Dalı**'nda **Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Neslihan DALKILIÇ
Müdür, Fen Bilimleri Enstitüsü

Prof. Dr. Fuat GÜZEL
Danışman, Kimya Bölümü,
Dicle Üniversitesi

Sınav Jürisi:

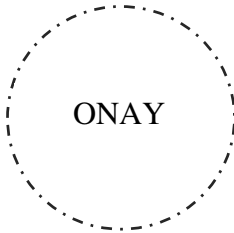
Prof. Dr. Kadir DEMİRELLİ (*)
Kimya Bölümü, Fırat Üniversitesi

Prof. Dr. Fuat GÜZEL (**)
Kimya Bölümü, Dicle Üniversitesi

Prof. Dr. Haluk AYDIN
Kimya Bölümü, Dicle Üniversitesi

Prof. Dr. Abdunnasır YILDIZ
Biyoloji Bölümü, Dicle Üniversitesi

Prof. Dr. Ahmet GÜLTEK
Kimya Bölümü, İnönü Üniversitesi



Savunma Tarihi: 19/06/2025

(*) Jüri Başkanı.

(**) Tez Danışmanı.

Babaannemin şahsında tüm emekçi kadınlara...

Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırlanan bu tez çalışmasında yer alan tüm bilgilerin akademik kurallara ve etik ilkelere uygun olarak elde edildiğini ve sunulduğunu beyan ederim. Ayrıca, bahse konu bu kural ve ilkelerin gerektirdiği üzere, bu çalışmada özgün olmayan tüm bilimsel içerikleri kurallara uygun biçimde alıntılıyıp kaynak gösterdiğimi beyan ederim. Beyanımınla çelişen herhangi bir delil bulunduğu takdirde tüm sorumluluğu üstleneceğimi kabul ederim.

Ad, Soyad: Yekbun AVŞAR TEYMUR

İmza:

TEŞEKKÜR

Lisansüstü eğitimim boyunca akademik bilgi ve birikimini her daim paylaştan, yol gösteren, cesaretlendiren, disiplinli ve planlı çalışma alışkanlığı kazanmamı sağlayan danışmanım Sayın Prof. Dr. Fuat GÜZEL'e,

Çalışmam esnasında sentezlediğim numunelerin süperkapasitör ölçümlerini yaparak katkıda bulunan Sayın Dr. Öğr. Üyesi İ. Işıl GÜRTEN İNAL'a,

Tüm doktora süreci ve laboratuvar çalışmalarındaki desteği için arkadaşım Dr. Filiz KOYUNCU'ya,

Doktoramın deneysel aşamasındayken depremten dolayı hasar gören fakültemize giremediğim dönemde, laboratuvarını tereddüt etmeden benimle paylaşan Arş. Gör. Mert Can GÜZEL'e,

Depremden dolayı hasar gören fakültemize giremediğim dönemde deneysel çalışmalarımı yaparken numunelerimin tartımını almam için cihazlarını kullanmamı sağlayan Sayın Prof. Dr. Göksel KIZIL ve Sayın Dr. Öğr. Üyesi Bircan ÇEKEN TOPTANCI'ya,

Yükseköğretim Kurumu (YÖK)'na "100/2000 Doktora Projesi" kapsamında Biyomalzeme ve Doku Mühendisliği tematik alanında desteklerinden dolayı,

Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumuna (TÜBİTAK) 2211/A Yurt İçi Genel Doktora Burs Programı kapsamında (No: 1649B032004638) desteklerinden dolayı,

Dicle Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü'ne (DÜBAP), bu tez çalışması için sağladıkları finansal destekten dolayı (Proje No: DÜBAP-FBE.22.001),

Lisansüstü eğitimim boyunca her anımda yanımda olan, moral ve motivasyon desteğinde bulunan canım eşime,

Eğitim hayatım süresince beni destekleyen, maddi-manevi tüm imkânları sağlayan canım anneme ve canım babama çok teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	v
İÇİNDEKİLER	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ	ix
TABLolar LİSTESİ.....	xiii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	xv
ÖZET	xix
ABSTRACT.....	xx
1. GİRİŞ	1
1.1 Su Kirleticileri ve Giderme Yöntemleri Hakkında Genel Bilgiler.....	3
1.2 Adsorpsiyon Hakkında Genel Bilgiler	7
1.2.1 Gaz adsorpsiyonu.....	8
1.2.2 Çözültiden adsorpsiyon ve modelleme.....	12
1.2.2.1 Kinetik modelleme.....	13
1.2.2.2 İzoterm modelleme	14
1.2.2.3 Adsorpsiyon termodinamiği	14
1.3 Aktif Karbon Hakkında Genel Bilgiler	16
1.4 Spinel Ferrit Kompozitler Hakkında Genel Bilgiler	17
1.5 Çörekotu Hakkında Genel Bilgiler.....	18
1.6 Çalışmada Kullanılan Su Kirleticileri Hakkında Genel Bilgiler	18
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	20
3. MATERYAL VE METOT	38
3.1 Kullanılan Kimyasallar.....	398
3.2 Çörekotu Posasından Aktif Karbon ve Onun Mangan, Kobalt ve Bakır Ferrit Kompozit Materyallerinin Sentezlenmesi.....	39
3.3 Sentezlenen Materyallerin Bazı Fiziksel ve Kimyasal Yöntemlerle Karakterizasyonu	41

3.4	Senezlenen Materyallerin Kullanılan Kirleticileri Adsorplama Performansına İlişkin Çalışmalar	42
3.5	Desorpsiyon Çalışmaları	43
4.	BULGULAR VE TARTIŞMA	44
4.1	Çörekotu Posasının Termogravimetrik/Diferansiyel Termal Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi	44
4.2	Çörekotu Posası ve Ondan Üretilen Materyallerin Fiziksel ve Kimyasal Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi.....	45
4.2.1	Biyokimyasal bileşen, proksimate ve ultimate analizi.....	45
4.2.2	Çörekotu posasından üretilen materyallerin gözenek yapı analizi	47
4.2.2.1	ÇAK'ın gözenek yapı analizi.....	47
4.2.2.2	MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın gözenek yapı analizi	53
4.2.2.3	CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın gözenek yapı analizi	54
4.2.2.4	CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın gözenek yapı analizi	56
4.2.3	Taramalı elektron mikroskopu-enerji dağıtıcı X-ışını (SEM-EDX) ve elementel haritalama analizi	57
4.2.4	X-ışını difraksiyonu (XRD) spektroskopi analizi	61
4.2.5	Raman spektroskopi analizi	66
4.2.6	Fourier dönüşümlü kızılötesi (FTIR) spektroskopi analizi	70
4.2.7	Boehm titrasyonu ve pH _{YS} analizi	73
4.2.8	VSM analizi	76
4.3	MM, OTS ve Pb(II) Adsorpsiyon Sonuçlarının Değerlendirilmesi.....	79
4.3.1	Adsorplayıcı miktarının etkisi.....	79
4.3.2	ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe ₂ O ₄ -ÇAK tarafından MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının kinetik analizi-kinetik modellemesi	81
4.3.3	ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe ₂ O ₄ -ÇAK tarafından MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının izoterm verilerinin analizi ve modellemesi	94
4.3.4	MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının termodinamik analizi.....	103

4.3.5	MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları sonrasında ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe ₂ O ₄ -ÇAK'a ait SEM/EDX ve elementel haritalama analizi.....	109
4.3.6	MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları sonrasında ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe ₂ O ₄ -ÇAK'a ait FTIR analizi.....	114
4.4	Desorpsiyon Sonuçlarının Değerlendirilmesi	118
4.5	Adsorpsiyon Mekanizması.....	122
5.	SONUÇ VE ÖNERİLER	125
	KAYNAKLAR	134
	ÖZGEÇMİŞ	158

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1 Adsorpsiyon ve desorpsiyon izotermlerinin IUPAC sınıflandırılması	10
Şekil 1.2 IUPAC'nin histerezis sınıflandırması	11
Şekil 1.3 Giles izoterm sınıflandırılması.....	12
Şekil 4.1 ÇP'ye ilişkin TG/DTG eğrileri	44
Şekil 4.2 ÇP'den farklı emdirme oranlarında üretilen AK'lerin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi(a) ve gözenek boyut dağılımı(b) çizimleri	48
Şekil 4.3 ÇP'den farklı karbonizasyon sıcaklıklarında üretilen AK'lerin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi(a) ve gözenek boyut dağılımı(b) çizimleri.....	49
Şekil 4.4 ÇP'den farklı karbonizasyon sürelerinde üretilen AK'lerin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi(a) ve gözenek boyut dağılımı(b) çizimleri.....	50
Şekil 4.5 ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı(iç kısımda) çizimleri.....	52
Şekil 4.6 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı (iç kısımda) çizimleri.....	54
Şekil 4.7 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı(iç kısımda) çizimleri.....	55
Şekil 4.8 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı (iç kısımda) çizimleri.....	57
Şekil 4.9 ÇP'ye ilişkin SEM-EDX görüntüsü.....	58
Şekil 4.10 ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama	58
Şekil 4.11 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama	59
Şekil 4.12 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama	59
Şekil 4.13 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama	60
Şekil 4.14 ÇP'ye ilişkin XRD spektrum çizimi	61
Şekil 4.15 ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi.....	62
Şekil 4.16 MnFe ₂ O ₄ ve MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi	63
Şekil 4.17 CoFe ₂ O ₄ ve CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi	64
Şekil 4.18 CuFe ₂ O ₄ ve CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi	65
Şekil 4.19 ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi.....	66

Şekil 4.20 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi	67
Şekil 4.21 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi	68
Şekil 4.22 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi	69
Şekil 4.23 ÇP ve ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu.....	70
Şekil 4.24 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu	71
Şekil 4.25 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu	72
Şekil 4.26 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu	73
Şekil 4.27 ÇP, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin pH _{YSY} çizimleri.....	75
Şekil 4.28 MnFe ₂ O ₄ ve MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin VSM çizimleri.....	76
Şekil 4.29 CoFe ₂ O ₄ ve CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin VSM çizimleri.....	77
Şekil 4.30 CuFe ₂ O ₄ ve CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin VSM çizimleri.....	78
Şekil 4.31 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri	79
Şekil 4.32 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri.....	80
Şekil 4.33 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri	80
Şekil 4.34 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri	81
Şekil 4.35 ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi.....	82
Şekil 4.36 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi.....	82
Şekil 4.37 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi.....	82
Şekil 4.38 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi.....	83
Şekil 4.39 ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri	84
Şekil 4.40 ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel HoMcKay kinetik çizimleri.....	84

Şekil 4.41 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarınamilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri.....	84
Şekil 4.42 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel HoMcKay kinetik çizimleri.....	85
Şekil 4.43 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri	85
Şekil 4.44 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Ho-McKay kinetik çizimleri.....	85
Şekil 4.45 CuFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri.....	86
Şekil 4.46 CuFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Ho-McKay kinetik çizimleri.....	86
Şekil 4.47 ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri.....	91
Şekil 4.48 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri.....	91
Şekil 4.49 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri.....	92
Şekil 4.50 CuFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri.....	92
Şekil 4.51 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri.....	95
Şekil 4.52 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri.....	95
Şekil 4.53 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri.....	95
Şekil 4.54 CuFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri.....	96

Şekil 4.55 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri	97
Şekil 4.56 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri	97
Şekil 4.57 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri.....	97
Şekil 4.58 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri.....	98
Şekil 4.59 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri	98
Şekil 4.60 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri.....	98
Şekil 4.61 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri.....	99
Şekil 4.62 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri	99
Şekil 4.63 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri	104
Şekil 4.64 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri	105
Şekil 4.65 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri.....	105
Şekil 4.66 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri	106
Şekil 4.67 ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri	110
Şekil 4.68 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri.....	111
Şekil 4.69 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri.....	112

Şekil 4.70 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri.....	113
Şekil 4.71 ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu.....	115
Şekil 4.72 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu.....	116
Şekil 4.73 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu.....	117
Şekil 4.74 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu	118
Şekil 4.75 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b).....	120
Şekil 4.76 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b).....	120
Şekil 4.77 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b).....	121
Şekil 4.78 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b).....	121
Şekil 4.79 ÇAK yüzeyinde MM, OTS, Pb(II)'nin olası bağlanma mekanizması.....	122
Şekil 4.80 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK yüzeyinde MM, OTS, Pb(II)'nin olası bağlanma mekanizması.....	123
Şekil 4.81 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK Yüzeyinde MM, OTS, Pb(II)'nin olası bağlanma mekanizması	123

Şekil 4.82 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK yüzeyinde MM, OTS, Pb(II)'nin olası bağlanma mekanizması.....	124
--	-----



TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 1.1 Çalışmada kullanılan kinetik, izoterm ve termodinamik denklemler	15
Tablo 3.1 MM, OTS ve Pb(II)'nin genel özellikleri	38
Tablo 4.1 ÇP'nin biyokimyasal bileşen, proksimate ve ultimate analiz sonuçları ...	45
Tablo 4.2 ÇP'den üretilen değişik nanogözenekli karbonlu materyallerin proksimate ve ultimate analiz sonuçları.....	47
Tablo 4.3 ÇP'den üretilen AK'lerin gözenek karakteristiklerine üretim koşullarının etkisi	51
Tablo 4.4 ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği	52
Tablo 4.5 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği.....	54
Tablo 4.6 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği.....	55
Tablo 4.7 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği.....	57
Tablo 4.8 ÇP, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe ₂ O ₄ -ÇAK'a ilişkin yüzey nicel analiz sonuçları	74
Tablo 4.9 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler	87
Tablo 4.10 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler.....	88
Tablo 4.11 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler.....	89
Tablo 4.12 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler.....	90
Tablo 4.13 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri.....	92
Tablo 4.14 MnFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri.....	93
Tablo 4.15 CoFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri.....	93
Tablo 4.16 CuFe ₂ O ₄ -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri.....	94
Tablo 4.17 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri.....	100

Tablo 4.18 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri.....	101
Tablo 4.19 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri.....	102
Tablo 4.20 CuFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri.....	103
Tablo 4.21 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler	106
Tablo 4.22 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler	107
Tablo 4.23 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler	108
Tablo 4.24 CuFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler	109
Tablo 5.1 ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması	130
Tablo 5.2 MnFe_2O_4 -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması.....	131
Tablo 5.3 CoFe_2O_4 -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması.....	132
Tablo 5.4 CuFe_2O_4 -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması.....	133

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

Simge	Açıklama
atm	Atmosfer
b	Adsorpsiyon Enerjisi veya Adsorplananın Adsorplanma Eğilimi ile İlgili Langmuir İzoterm Sabiti (L/mg)
c	Adsorpsiyon Isısının, Yoğunlaşma Isısını Aşan Miktarının Ölçüsü Olan BET İzoterm Sabiti
C	Celsius
C _d	Adsorplananın Denge Derişimi (mg/L)
cm	Santimetre
C _o	Adsorplananın Başlangıç Derişimi (mg/L)
g	Gram
K	Kelvin
K _L	Adsorpsiyon denge sabiti
K _F	Adsorplayıcının Adsorplama Eğilimi ile İlgili Freundlich İzoterm Sabiti [(mg/g)(mg/L) ^{-1/n}]
kg	Kilogram
kJ	Kilojoule
L	Litre
M	Molarite
mEq	Milliekivalen
mg	Milligram
mL	Millilitre
n	Adsorplananın Adsorplanma Eğilimi ile İlgili Freundlich İzoterm Sabiti
nm	Nanometre
Oe	Manyetik Alan Şiddetini Ölçmek için Kullanılan CGS Birimi (Oersted)
P	Adsorpsiyon Sonrası Sistemdeki Denge Buhar Basıncı (atm)

P_o	Adsorplananın Deney Sıcaklığındaki Doygun Buhar Basıncı (atm)
Q_a	Adsorpsiyon Aşamasında Adsorplayıcı Üzerinde Tutunan Madde Miktarı(mg/g)
Q_d	Denge Durumunda Adsorplayıcı Miktarı Tarafından Adsorplanan Miktar (mg/g)
Q_m	Tek Tabaka Adsorpsiyon veya Adsorplayıcının Adsorplama Kapasitesi ile İlgili Langmuir İzoterm Sabiti (mg/g)
R^2	Korelasyon
R_L	Ayırma Faktörü
rpm	Dakikadaki Devir Sayısı
V	Hacim
V_m	Adsorplayıcının Tek Tabaka Örtünmesi veya Adsorplayıcının Adsorplama Kapasitesi ile İlgili Langmuir İzoterm Sabiti (mL/g)
λ_{maks}	Maksimum Dalgaboyu

Kısaltma

Açıklama

AK	Aktif karbon
ASTM	Amerikan Test ve Malzeme Kurumu
BET	Brunauer-Emmett-Teller
CoFe ₂ O ₄ -ÇAK	Kobaltferrit Çörekotu Posası Aktif Karbon
Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	Kobalt (II) Nitrat Hekza Hidrat
C ₁₄ H ₁₄ N ₃ NaO ₃ S	Metil oranj
C ₁₀ H ₁₄ O ₄	Fenolftalein
CuCl ₂	Bakır (II) Klorür
CuFe ₂ O ₄ -ÇAK	Bakırferrit Çörekotu Posası Aktif Karbon
ÇP	Çörekotu Posası
ÇAK	Çörekotu Posasından Aktif Karbon
D _P	Ortalama Gözenek Çapı
D-R	Dubinin-Radushkevich
EDX	Enerji Dağılımlı X-Işını Spektroskopisi
FeCl ₃	Demir (III) Klorür

$\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

FT-IR

HCl

Hc

IUPAC

K_2CO_3

ÇAK

MnFe_2O_4 -ÇAK

MnCl_2

MM

Mr

Ms

MSG

NaHCO_3

NaOH

Na_2CO_3

OTS

Pb(II)

$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$

pH_b

pH_s

pH_{YSY}

S_{BET}

SEM

TG/DTG

UV-vis

V_m

V_M

VSM

V_T

DSÖ

XRD

Demir (III) Nitrat Nona Hidrat

Fourier Dönüşümlü Kızılötesi
Spektroskopisi

Hidroklorik asit

Zorlayıcı Alan

Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya
Birliği

Potasyum Karbonat

Çörekotu Posasından Aktif Karbon

Manganferrit Çörekotu Posası Aktif Karbon

Mangan (II) Klorür

Metilen Mavisi

Kalıcı Manyetizasyon

Doygunluk Manyetizasyonu

Medikal Sanayi Gazlar

Sodyum Bikarbonat

Sodyum Hidroksit

Sodyum Karbonat

Oksitetrasiklinhidroklorür

Kurşun İyonu

Kurşun (II) Nitrat

Başlangıç pH Değeri

Son pH Değeri

Yüzey Sıfır Yük pH Değeri

BET Yüzey Alanı

Taramalı Elektron Mikroskobu

Termogravimetrik/Diferansiyel Analiz

Ultraviyole Görünür Bölge

Mikrogözenek Hacmi

Mezogözenek Hacmi

Titreşimli Numune Magnetometresi

Toplam Gözenek Hacmi

Dünya Sağlık Örgütü

X-Işını Difraksiyonu Spektroskopisi

ÖZET

ENDÜSTRİYEL İŞLENMİŞ ÇÖREKOTUNUN POSASINDAN HAZIRLANAN AKTİF KARBONUN ÇEŞİTLİ METAL FERRİT NANOKOMPOZİTLERİNİN (M(Mn,Co,Cu)Fe₂O₄@AK) SENTEZLENMESİ, KARAKTERİZASYONU VE ONLARIN SUDAN BAZI KİRLİLİKLERİ UZAKLAŞTIRMADA ADSORPTİF PERFORMANSLARININ İNCELENMESİ

AVŞAR TEYMUR, Yekbun

Doktora, Kimya Bölümü

Danışman: Prof. Dr. Fuat GÜZEL

Haziran 2025, 182 sayfa

Aktif karbon, yüksek yüzey alanı, gözenekli yapısı ve özel yüzey reaktivitesi nedeniyle hava ve su kirliliği kontrolünde adsorplayıcılar, kimya ve petrokimya endüstrilerinde katalizörler, gıda ve ilaç endüstrilerinde arıtıcılar gibi çeşitli alanlarda kullanılmaktadır. Ayrıca, aktif karbon organik ve inorganik kirleticileri sudan hızla adsorplayabilir. Ancak aktif karbonun yüksek maliyetli olması nedeniyle son zamanlarda özellikle bitkisel kökenli evsel ve endüstriyel atıklardan daha ucuz maliyetli aktif karbon üretme çalışmaları hız kazanmıştır. Fakat aktif karbonu ayırmanın geleneksel yöntemi olan filtrasyon, filtrelerin tıkanmasına veya karbon kaybına neden olabilir. Ayrıca aktif karbon su arıtımında kullanıldıktan sonra proses çamuru ile birlikte atılır ve ikincil kirliliğe neden olur. Son yıllarda, aktif karbonun bu dezavantajlarının üstesinden gelmek için, manyetik aktif karbonun üretilmesine ve ardından manyetik parçacıkların ayrılması için hızlı ve etkili bir teknik olarak kabul edilen manyetik ayırma teknolojisinin uygulanmasına büyük ilgi gösterilmektedir. Bu tez çalışmasında, endüstriyel işlenmiş çörekotu posasından ilk kez K₂CO₃ aktivasyonu ile hazırlanan aktif karbon ve onun değişik manyetik metal ferritnanokompozitleri (M(Mn, Co, Cu)Fe₂O₄@AK) sentezlendi. Sentezlenen adsorplayıcılar, proximate, aproximate, azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon, SEM-EDX, XRD, VSM, Raman, FTIR, Boehm titrasyonu, pH_{pzc}, verim gibi fizikokimyasal analizlerle karakterize edildi. Ayrıca, bunların çevre çalışmalarında kullanılabilirliğini test etmek üzere endüstriyel atık sularda sıkça rastlanan MM boyarmaddesi, Pb(II) ağır metali, OTS antibiyotiği gibi bazı kirleticileri uzaklaştırmada adsorplama performansları incelendi ve kinetik ile izoterm modellemeleri yapıldı. Bundan başka, kirletici kimyasalları geri kazanmak ve/veya atık adsorplayıcıyı yeniden kullanılabilme verimini belirlemek için desorpsiyon çalışmaları yapıldı.

Anahtar Kelimeler: Aktif karbon, Manyetik nanokompozit, Karakterizasyon, Çözültiden adsorpsiyon

ABSTRACT

SYNTHESIS AND CHARACTERIZATION OF VARIOUS METAL FERRITE NANOCOMPOSITES (M(Mn,Co,Cu)Fe₂O₄@AC) OF ACTIVATED CARBON PREPARED FROM THE PULP OF INDUSTRIALLY PROCESSED BLACK CUMIN (*NIGELLA SATIVA*) AND INVESTIGATION OF THEIR ADSORPTIVE PERFORMANCE IN REMOVING SOME IMPURITIES FROM WATER

AVŞAR TEYMUR, Yekbun
PhD in Department of Chemistry
Supervisor: Prof. Dr. Fuat GÜZEL
June 2025, 182 pages

Due to its high surface area, porous structure and special surface reactivity, activated carbon is well used in a variety of areas such as adsorbents in air and water pollution control, catalysts in the chemical and petrochemical industries, and purifiers in the food and pharmaceutical industries. In addition, activated carbon can quickly adsorb organic and inorganic pollutants from water. However, due to the high cost of activated carbon, the efforts to produce cheaper activated carbon, especially from plant-based domestic and industrial wastes, have gained accelerate recently. But filtration, the traditional method for separating activated carbon, may cause the blockage of filters or the loss of carbon. Moreover, activated carbon has been discarded with the process sludge after use in water treatment, resulting in the secondary pollution. In recent years, to overcome the disadvantages of activated carbon, great attention has been paid to the production of magnetic activated carbon followed by the application of magnetic separation technology, which is considered a fast and effective technique for the separation of magnetic particles. In this thesis, activated carbon and its various magnetic metal ferrite nanocomposites (M(Mn, Co, Cu)Fe₂O₄-ÇAK) prepared by K₂CO₃ activation from industrially processed black cumin pulp were synthesized for the first time. The synthesized adsorbents were characterized by physicochemical analyses such as proximate, approximate, nitrogen gas adsorption-desorption, SEM-EDX, XRD, VSM, Raman, FTIR, Boehm titration, pH_{pzc}, and yield. In addition, to test their usability in environmental studies, their adsorption performance in removing some pollutants such as MM dye, Pb(II) heavy metal, and OTS antibiotic, which are frequently found in industrial wastewater, was investigated and kinetic and isotherm modeling was performed. Furthermore, desorption studies were conducted to recover pollutant chemicals and/or determine the efficiency of reusing the waste adsorbent.

Keywords: Activated carbon, Magnetic nanocomposite, Characterization, Adsorption from solution

1. GİRİŞ

Son yıllarda, özellikle az gelişmiş ülkelerde, artan kontrolsüz kentleşmeler ve dünya nüfusunun artmasıyla birlikte artan ihtiyaçlar nedeniyle tekstil, boya, kozmetik, gıda, ilaç gibi çeşitli imalat ve işleme sanayi dalları plansız bir şekilde gelişmektedir. Sayıları artan endüstriyel işletmelerin denetimsizlik sonucu çevreye bıraktığı atıklar, bilinçsiz tüketimin insanlar arasında yaygınlaşması, doğa bilincinin gün geçtikçe azalması çevre kirliliğine neden olmaktadır.

Çevre kirliliğinin en önemli nedenlerinden biri de sanayileşmenin, zehirli atıklar ve sera gazları oluşturarak hava, toprak ve su kalitesini etkilemesidir (Rathod vd., 2024). Su, toprak ve vahşi yaşamın kirlenmesi, bu ekosistemlerdeki bakteriler üzerinde evrimsel baskının artmasına katkıda bulunarak, mikrobiyal toplulukları değiştiren ve türler arasındaki dengeyi bozan direnç genleri rezervuarı yaratır. Bu bozulma, kirlenmiş su ile sulanan ürünlerin tüketilmesi ve hayvanların kirli suya ve toprağa maruz kalmasıyla hayvan popülasyonlarında direnç gelişimine yol açabilen ve zoonotik (hayvandan insana geçen) hastalıkların bulaşma riskini arttıran, zincirleme etkiler yaratan ve kendini sürdürebilen bir mekanizma oluşturabilir (Van Boeckel vd., 2015; Monaco vd., 2025). Dünya ekosistemlerini ve çeşitliliğini koruyan en önemli ve değerli kaynaklardan biri olan su, hemen hemen tüm yaşam formları tarafından tüketilmekte ve bunun yaklaşık %70'i tarım ve diğer ticari amaçlarla kullanılmaktadır (Sharma vd., 2022; Chong vd., 2023). Dünya Sağlık Örgütü (DSÖ), dünya çapında yaklaşık 1,2 milyar insanın güvenli içme suyuna erişemediğini, ayrıca her yıl yaklaşık 1,7 milyon insanın su kirliliğinden öldüğünü bildirmiştir (Gul vd., 2022; Sharma vd., 2022; Alqassem vd., 2024). Su kirliliği genellikle gıda, tekstil, ilaç ve metalurji gibi endüstrilerden çıkan büyük miktardaki arıtılmamış atık suların yüzey ve yeraltı su kaynaklarına deşarj edilmesiyle oluşur (Kumar vd., 2022). Atık su, oksijen tükenmesine, ötrofikasyona ve suda yaşayan canlıların besin zincirlerinin bozulmasına neden olan besin maddeleri, ağır metaller, patojenler ve kimyasallar gibi tüm yaygın kirleticileri taşır. Kirli su kaynaklarından gelen atık suya ön arıtma yapılmadan maruz kalmak kolera, dizanteri ve hepatit gibi su kaynaklı hastalık riskini arttırmaktadır. Dünya Sağlık Örgütü'nün (DSÖ) verilerine göre, karada meydana gelen hastalıkların yaklaşık yüzde 40'ı su kirliliğinden kaynaklanmaktadır (Machineni 2019; Ijaz vd., 2025).

Tatlı su kaynaklarının giderek azalması nedeniyle atık suların arıtım teknolojilerine yönelik talep çok yüksek seviyelere ulaşmıştır. Atık suyun yeniden kullanımı ve geri dönüşümü, su kıtlığının azaltılması, ekosistemlerin korunması ve sürdürülebilir kalkınma sağlanması ile ilgilidir (Kaviya vd., 2022). Sağlıklı, kirlenmemiş topraklar ve temiz su, Dünya'daki tüm yaşamı destekler ve insan sağlığı için gereklidir (Münzel vd., 2025).

Su kaynaklarında bulunan çeşitli kirleticiler; boyalar, ilaçlar, gübreler, yağ, gres vb. gibi organik nitelikte olabileceği gibi ağır metaller gibi inorganik nitelikte de olabilir. Bu bileşiklerin uzun süreli varlığı, kansere, solunum yolu rahatsızlıklarına, kalp atış hızının artmasına neden olarak insan için ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Bu nedenle, bu toksik bileşiklerin atık sudan etkili bir şekilde uzaklaştırılması için ultrafiltrasyon, çözücü ekstraksiyonu, çökeltme, elektroliz, oksidasyon/ozonizasyon, koagülasyon, adsorpsiyon, iyon değişimi, ters ozmoz gibi çeşitli arıtma teknikleri uygulanmaktadır (Akhtar vd., 2025). Bu yöntemler arasında adsorpsiyon, diğerlerine göre düşük maliyet, pratiklik ve yüksek verim gibi avantajları nedeniyle su arıtımında şimdiye kadar etkili ve çevre dostu bir yöntem olarak tercih edilmektedir. Ayrıca bu yöntemin kullanılabilirliğini arttırmak için etkili ve düşük maliyetli adsorplayıcıların üretilmesi ve kullanılması oldukça önemlidir (Zhang vd., 2019; Wu vd., 2021). Bu amaçla, diğer adsorplayıcılara göre çok daha fazla adsorpsiyon kapasitesine sahip olan AK üretiminde sürdürülebilir bir öncül olarak endüstriyel ve tarımsal-endüstriyel katı atıkların değerlendirilmesine olan ilgi her geçen gün artmaktadır (Danish ve Ahmad 2018). AK, yüksek yüzey alanı ve gözenekli yapısından dolayı sulu çözeltilerden çok çeşitli organik ve inorganik kirleticilerin adsorpsiyonu için oldukça uygundur (Divahar vd., 2024). Ancak AK'nın, atık su arıtımında kullanıldıktan sonra proses çamuruyla birlikte atılarak ikincil kirliliğe yol açması ve ayrıştırılmasında kullanılan filtrasyon yöntemindeki filtrelerin tıkanması gibi dezavantajları nedeniyle pratik kullanımını sınırlamaktadır (Shao vd., 2012). Son yıllarda, bu dezavantajları ortadan kaldırmak için manyetik AK'nın sentezlenmesine ve ardından manyetik parçacıkların ayrılmasında hızlı ve etkili bir yöntem olarak kabul edilen manyetik ayırma teknolojisinin uygulanması büyük ilgi çekmektedir (Sirajudheen vd., 2021).

Bu doktora tezi çalışması kapsamında, endüstriyel işlenmiş çörekotunun posasından (ÇP) ilk kez K_2CO_3 aktivasyonunu ile ekonomik, sürdürülebilir ve çevre dostu AK (ÇAK) ve onun değişik manyetik spinel ferrit nanokompozitleri $(Mn/Co/Cu)Fe_2O_4$ -ÇAK sentezlendi. Öncelikle, ÇAK sentezinin optimal koşullarını belirlemek için kimyasal aktivatör emdirme oranı, sıcaklık ve süre parametrelerinin etkileri incelendi. Bu parametrelerin optimizasyonu, her bir koşul için 77 K'de belirlenen azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı eğrilerinden belirlenen BET yüzey alanı (S_{BET}), toplam gözenek hacmi (V_T), mikrogözenek hacmi (V_{mikro}), mezogözenek hacmi (V_{mezo}), mikrogözenek hacim katkısı ($\%V_{mikro}$), mezogözenek hacim katkısı ($\%V_{mezo}$) ve ortalama gözenek yarıçapı (D_p) gibi gözenek parametrelerinin onların gözenek yapılarına olan optimal etkisine bağlı olarak gerçekleştirildi. ÇP için TG/DTG analizi ve ondan üretilen ÇAK, $(Mn/Co/Cu)Fe_2O_4$ -ÇAK için proksimate, ultimate, Boehm titrasyonu ve pH_{YSY} analizi, BET, SEM-EDX ve elementel haritalaması, VSM analizi, Raman spektroskopisi, XRD spektroskopisi, FTIR spektroskopisi gibi fizikokimyasal teknikleri ile karakterize edildi. Ayrıca ÇAK ve $(Mn/Co/Cu)Fe_2O_4$ -ÇAK'ın çevre çalışmalarında kullanılabilirliğini test etmek üzere endüstriyel atık sulara sıkça rastlanan metilen mavisi (MM) boyar maddesi, oksitetrasiklin hidroklorür (OTS) antibiyotiği, kurşun (II) nitrat $Pb(II)$ ağır metali gibi kirleticileri adsorplama performansları incelendi. Bundan başka, kirletici kimyasalları geri kazanmak ve/veya atık adsorplayıcıyı yeniden kullanılabilme verimini belirlemek için desorpsiyon çalışmaları yapıldı.

1.1 Su Kirleticileri ve Giderme Yöntemleri Hakkında Genel Bilgiler

Su kirliliği, kimyasal bileşikler, patojenler, organik ve inorganik maddeler, ısı, çöp, radyoaktif maddeler gibi kirletici olarak adlandırılan çeşitli zararlı maddeler nedeniyle su kaynaklarının kirlenmesi olayı olarak tanımlanmaktadır (Singh 2024). Özellikle boyar madde, antibiyotik, ağır metal üretim ve işlenmesinden kaynaklanan atıklar su kirliliğine yol açan kaynakların başında gelmektedir.

Su kirliliğinin önemli bir kaynağı da tekstil, deri, gıda ve kozmetik gibi çeşitli endüstrilerden kaynaklanan boya kirliliğidir. Boyalar kimyasal yapıları, kökenleri ve uygulamaları gibi çeşitli kriterlere göre sınıflandırılabilirler. Boyalar kimyasal yapılarına göre azo, antrakinin, ftalosiyanın, trifenilmetan, asidik, bazik ve reaktif

olmak üzere üçe ayrılırlar. Köken kaynaklarına göre boyalar doğal boyalar ve sentetik boyalar olarak sınıflandırılabilir. Boyalar tekstil boyaları, deri boyaları, gıda boyaları, mürekkep boyaları ve saç boyaları olarak sınıflandırılabilir (Ciğeroğlu vd., 2024). Boya kirleticileriyle ilişkili çevresel ve sağlık tehlikeleri arasında ışık penetrasyonunun azalması, fotosentezin bozulması, oksijen transferinin engellenmesi, kanserojenlik ve mutagenezi yer almaktadır. Boya kirleticilerinin su kütlelerine atılmadan önce uygun şekilde arıtılması, ciddi sağlık sorunlarının ve çevre risklerinin en aza indirgenmesi için gereklidir (Salahshoori vd., 2024). Organik boyalar, karmaşık aromatik yapıları ve olağanüstü kararlılıkları nedeniyle atık su kirleticileri olarak önemli bir zorluk teşkil etmektedir. Bu maddeler küçük miktarlarda bile hem çevre hem de insan sağlığı üzerinde zararlı etkilere neden olabilir. Yıllık yaklaşık 7×10^5 ton organik boya üretilmekte ve bunun yaklaşık 10^2 tonu atık olarak çevreye salınmaktadır. Su kaynaklarına sentetik boyaların verilmesinde kauçuk, deri, plastik, tekstil, boya, matbaa, kozmetik, kâğıt hamuru ve gıda sanayi gibi sektörler rol oynamaktadır (Bahadi vd., 2024).

Antibiyotikler muhtemelen insan sağlığını iyileştirmek için şu ana kadar geliştirilen en başarılı ilaç ailesidir. En sık kullanılan antibiyotikler fizikokimyasal özelliklerine göre makrolidler, beta-laktamlar, sülfonamidler ve tetrasiklinler olarak sınıflandırılmaktadır (Maghsodian vd., 2022). Bu temel uygulamanın yanı sıra antibiyotikler, hayvan ve bitki enfeksiyonlarının önlenmesi ve tedavisi ile hayvancılıkta büyümenin teşvik edilmesi amacıyla da kullanılmaktadır (Martinez 2009). Antibiyotikler, insanları ve hayvanları bulaşıcı hastalıklardan korumak ve tedavi etmek amacıyla yaygın olarak kullanılmakta olup, dünya çapındaki üretiminin yılda yaklaşık 100,000 tona çıktığı bildirilmektedir (Saremi vd., 2020; Shen vd., 2020). Antibiyotiklerin yaygın kullanımı, bunların çevrede kalıntı olarak sıklıkla tespit edilmesine yol açmaktadır. Antibiyotik kirliliğinin ortamda bulunan bakteriler üzerinde seçici bir baskıya yol açarak ve antibiyotik direnç genlerinin gelişmesini ve yayılmasını teşvik ederek biyolojik çeşitlilik ve ekolojik işleyişi olumsuz yönde etkilediği bilinmektedir (Kovalakova vd., 2020; Brüssow 2024). Antibiyotikler karmaşık yapıları ve biyolojik olarak parçalanmama gibi özellikleri nedeniyle çevrede birikme eğilimindedir. Yapılan araştırmalara göre, insan ve hayvanlar tarafından tüketilen antibiyotik dozlarının %50

ile %90'nın idrar ve dışkı yoluyla tamamen metabolize olmadan kanalizasyon sistemine atıldığı bildirilmiştir (Khan vd., 2021; Abolghasemi vd; 2025).

"Ağır metaller" terimi, nispeten yüksek yoğunluğa sahip olan ve düşük konsantrasyonda bile toksik veya zehirli olan herhangi bir metalik elementi ifade etmektedir (Treatment 2004). Bu metaller yoğunlukları 5 g cm^{-3} 'ten büyük olduğunda sıklıkla "*sessiz katiller (silent killers)*" olarak adlandırılırlar (Orji vd., 2018). Ağır metal kirliliği madencilik, tarım, volkanik patlamalar, endüstriyel faaliyetler, fosil yakıt yakımı ve toksik atık bertarafından kaynaklanmaktadır. Sulu ortamda bulunan en tehlikeli kirleticiler arasında yer alan bu metaller toksik ve kanserojendirler. Bu tehlikeli maddelerin sergilediği toksisite seviyesi, canlı organizmaların bunlara maruz kalma miktarına ve süresine bağlıdır. (Abd Elnabi vd., 2023). Civa, kurşun, arsenik ve kadmiyum gibi metaller özellikle tehlikelidir ve doğal yollarla parçalanmaları zordur. Örneğin, kurşun-asitli akü imalatından veya eski endüstriyel tesislerdeki kurşun içeren boyalardan atık suya kurşun sızabilir. Civa kirliliği, kömürle çalışan elektrik santrallerinden ve atık yakma tesislerinden çıkan atıkların deşarj edilmesi, ayrıca floresan lambalar ve termometreler gibi civa içeren ürünlerin uygunsuz şekilde bertaraf edilmesi yoluyla meydana gelebilir. Gübre ve pestisit kullanımı gibi tarımsal uygulamalar da kadmiyum gibi ağır metallerin su kaynaklarına karışmasına neden olabilirken, toprakta bulunan doğal ağır metal birikintilerinin erozyonu da bu metallerin yüzey akışında ve atık sularda bulunmasına katkıda bulunabilir (Gu vd., 2020; Akhter vd.,2025). Ağır metaller bitkilerde, hayvanlarda ve insanlarda birikerek nörolojik bozukluklara, üreme sorunlarına, kansere yol açarak, ekosistemlere ve biyolojik çeşitliliğe zarar vermektedir (Kadim vd., 2022).

Su kirliliğinin giderilmesinde kimyasal, biyolojik ve fiziksel arıtmalar olmak üzere üç temel yaklaşım vardır. Kimyasal arıtma oksidasyon ve redüksiyon mekanizmalarını, biyolojik arıtma aerobik ve anaerobik mikroplar kullanılarak yapılan dezenfeksiyon ile enzimatik süreçleri, fiziksel arıtma ise adsorpsiyon ve radyasyon mekanizmalarını içermektedir (Marimuthu vd., 2020).

Kimyasal arıtma, atık suyun arıtılması sürecini kolaylaştırmak için bir dizi tepkimede kimyasalların kullanılması anlamına gelir. Kimyasal arıtma teknolojisinde, atık su

içerisinde bulunan çözünmüş kirleticilerin, özel olarak hedeflenen maddeler eklenerek ayrıştırılması sağlanmaktadır. Kimyasal atık su arıtma tekniklerinden bazıları iyon değişimi, koagülasyon, flokülasyon, kimyasal oksidasyon, ileri oksidasyon, ultraviyole (UV) ışık ve ozonla dezenfeksiyon, nötralizasyon ve çöktürmedir. Kimyasal arıtma teknikleri arasında, kimyasal oksidasyon yöntemi, kirleticileri zararsız ve kontrol edilebilir bir forma dönüştürmek için kimyasal oksidanların kullanıldığı yeni bir teknoloji olarak ortaya çıkmıştır (Ahmed vd., 2021). İleri oksidasyon işlemi, genellikle su arıtımında kullanılır ve sıcaklık, basınç, UV ışığı ve oksitleyici maddelerin belirli koşulları altında çalışırlar. Bu işlem, kirlenmiş suyu etkili bir şekilde arıtan hidroksil radikalleri gibi güçlü bir oksitleyici maddenin yerinde üretilmesine dayanmaktadır (Samsami vd., 2020). Yağlı atık suların arıtımında koagülasyon, flokülasyon ve elektrokimyasal teknolojiler kullanılmaktadır. Rafineri atık sularındaki fenolik bileşikler gibi refrakter organik kirleticilerin parçalanmasında heterojen fotokataliz gibi ileri oksidasyon prosesleri kullanılmaktadır (Kato ve Kansha 2024). Kimyasal arıtım, elektrokimyasal teknolojiler hariç, biyolojik ve fiziksel işlemlerle karşılaştırıldığında genellikle daha pahalıdır (Dos Santos vd., 2007).

Biyolojik arıtma, bitkiler, mantarlar, algler vb. gibi organizmaların kullanılarak atık sularındaki kirliliklerin giderildiği en yaygın konvansiyonel su arıtma teknolojilerinden biridir (Girijan ve Kumar 2019). Baskın bakteriler ve mantarlar, organik atıkları kolaylıkla basit forma dönüştürürler. Biyolojik arıtma mikroorganizmaların etkisi ile aerobik ve anaerobik koşullarda olmak üzere iki ana yolla gerçekleştirilir. Aerobik koşullarda mikroplar sıvı atıkların biyolojik içeriğini parçalarlar. Aerobik bakteriler atık su arıtma işlemlerinde sıklıkla kullanılır çünkü bakteriler atık sudaki toksik kirleticileri parçalamak için sudaki serbest oksijeni kullanırlar. Atık su arıtımında çoğunlukla anaerobik bakteriler kullanılarak çamur miktarı sınırlandırılmakta ve metan gazı üretimi sağlanmaktadır (Sathya vd., 2023).

Fiziksel arıtma, kirleticilerin biyokimyasal özelliklerini değiştirmeden atık su içerisindeki kirliliklerin uzaklaştırılması anlamına gelmektedir. Bu tür arıtma mekanizmaları herhangi bir kimyasal veya biyolojik etkenin etkisini göz ardı etmektedir. Fiziksel arıtma yöntemleri olarak; eleme, çökeltme, yüzeyden ayırma, iyon değişimi, termal arıtma, membran, adsorpsiyon teknolojileri kullanılmaktadır. Bu

arıtma yöntemi kütle transferi stratejisine dayanmaktadır. Fiziksel tekniklerin kullanılmasının en büyük avantajı basit ekipmanlar kullanılması, düşük maliyet, daha az kimyasal gereksinimi ve katı atık oluşumunun diğer yöntemlere göre oldukça düşük olmasıdır (Ahmed vd., 2021). Ancak bu yöntemler toksik sonuçlar vermesi, ikincil çamur oluşumu ve kısmi uygulama gibi dezavantajları nedeniyle her zaman uygun değildir. İyon değişimi, su kaynağındaki bir veya daha fazla istenmeyen kirleticinin, aynı elektrik yükünün daha az veya sakıncasız parçacıklarıyla değiştirilerek uzaklaştırıldığı bir atıksu arıtma tekniğidir. Giderilecek kirleticinin yüküne göre katyonik ve anyonik değişim prosesleri olarak sınıflandırılır. İyon değişimi, sudaki kirleticileri gidermede yüksek verimli olması nedeniyle tercih edilmektedir (Thakare ve Jana 2015). Membran teknolojisi, kirleticileri boyutlarına ve niteliklerine göre bir membrandan filtreleme esasına dayanmaktadır. Adsorpsiyon, fiziksel arıtma yaklaşımlarının etkili tekniklerinden biridir. Alümina, zeolitler, AK ve silika jel gibi çok sayıda adsorplayıcı, endüstriyel atık sulardan kirlilik gideriminde yaygın olarak kullanılmaktadır (Akpomie ve Conradie 2020; Cao vd., 2021; Kishor vd., 2021).

1.2 Adsorpsiyon Hakkında Genel Bilgiler

Adsorpsiyon terimi, iki faz arasındaki ara yüzde (sıvı-katı ara yüzü veya gaz-katı ara yüzü) bir maddenin birikmesini ifade eder. Ara yüzeyde biriken maddeye adsorplanan, adsorpsiyonun gerçekleştiği katıya ise adsorplayıcı adı verilir. Adsorpsiyon, kimyasal ve fiziksel adsorpsiyon olmak üzere ikiye ayrılır. Kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon), adsorplanan molekülleri veya iyonları ile adsorplayıcı yüzey arasında genellikle elektron alışverişi nedeniyle oluşan güçlü kimyasal ilişkilerin oluşumu ile gösterilir. Bu nedenle kimyasal adsorpsiyon genellikle tersinmezdir. Fiziksel adsorpsiyon (fizisorpsiyon), adsorplanan ve adsorplayıcı arasındaki zayıf van der Waals parçacık içi bağları ile karakterize edilir. Bu nedenle çoğu zaman tersinirdir (Dąbrowski 2001; Allen ve Koumanova 2005). Fizisorpsiyon, adsorpsiyon yüzeyinde birden fazla adsorplanan tabakasının oluşmasıyla gerçekleşirken kemisorpsiyon ise tek tabakalı olacak şekilde gerçekleşir (Ullah vd., 2024). Adsorplayıcıların, organik bileşikleri, kompleks bileşikleri ve ağır metalleri adsorplamasında elektrostatik etkileşimler, π - π etkileşimleri, asit-baz etkileşimleri ve van der Waals etkileşimleri önemli rol oynamaktadır.

Gaz adsorpsiyonu, gaz moleküllerinin katı yüzeyinde genellikle fiziksel bağlarla tutunmasıdır. Çözültiden adsorpsiyon ise, sıvı çözeltisinde bulunan iyon veya moleküllerin katı yüzeyine tutunmasıdır. Gaz adsorpsiyonu sürecinde, adsorplayıcının yüzey alanı ve gözenekliliği, adsorplayıcı yüzeyindeki aktif noktalar gibi parametreler önemli rol oynarken çözeltiden adsorpsiyonda bu parametrelere ek olarak pH, çalışma sıcaklığı, adsorplayıcı miktarı, adsorplayıcının yüzey yükü, adsorplanan derişimi ve temas süresi gibi parametreler etkilidir (Asghar vd., 2024).

1.2.1 Gaz adsorpsiyonu

Gaz adsorpsiyonu, AK, zeolit, katalizör, metal-organik yapıli malzemelerin özgül yüzey alanını, mikro/mezogözenekliliğini belirlemek için kullanılır. Kolayca bulunabilen ve adsorptif olarak kullanılabilen çok sayıda gaz ve buhar arasında azot evrensel olarak ideal bir adsorplanan olarak kabul edilmektedir. Gözenek boyutu analizi için azot adsorpsiyonunun kullanımı 1940'ların sonlarına dayanmaktadır. Gaz adsorpsiyon manometrisi, sıvı azot sıcaklığında (77 K) azotun adsorpsiyon izotermelerinin belirlenmesinde kullanılan yöntemdir (Sing 2001). Freundlich, Langmuir ve Brunauer-Emmett-Teller (BET) izoterm modelleri, adsorpsiyon izoterm verileri değerlendirilirken yaygın olarak kullanılmaktadır.

Freundlich izoterm modeli: Freundlich izoterm modeli tersinir ve ideal olmayan adsorpsiyon sürecini açıklamaktadır. Bu izoterm modelinde, adsorpsiyon ısısı ve ilgilerinin heterojen yüzey üzerinde eşit olarak dağılmasına gerek yoktur. Langmuir izoterm modelinin aksine Freundlich modeli, çok katmanlı adsorpsiyona uygulanması mümkün olan tek katmanlı oluşumla sınırlı değildir (Freundlich, 1907). Bu adsorpsiyon izoterm modeli gaz fazında heterojen yüzeylere sahip sistemler için uygulanabilir. Denklem 1.1, Freundlich denkleminin çizgisel halini göstermektedir.

$$\ln V = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln P \quad (1.1)$$

Langmuir izoterm modeli: Langmuir izoterm modeli, başlangıçta AK gibi katı faz adsorplayıcılar üzerindeki gaz adsorpsiyonunun tanımlanması için geliştirilmiştir. Langmuir teorisine göre, katı yüzey üzerindeki adsorpsiyon süreci, moleküllerin

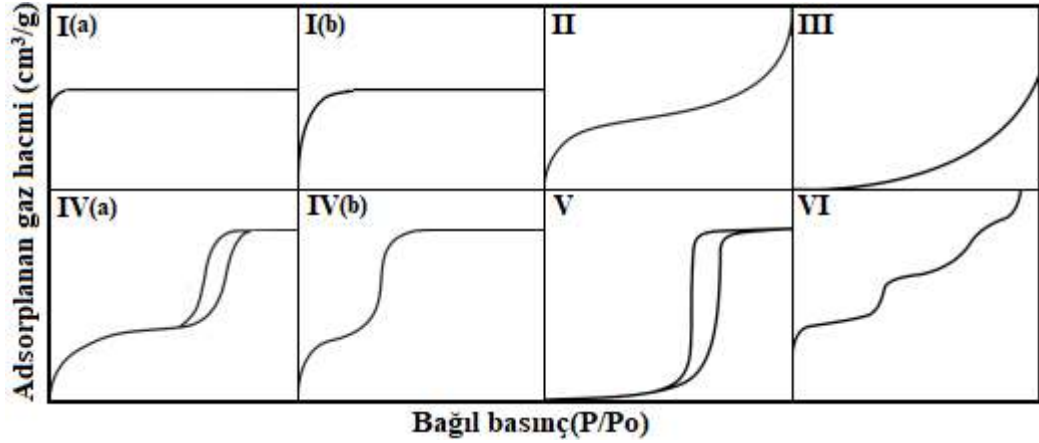
yüzeye sürekli bombardımanı ile bu moleküllerin yüzeyden desorpsiyon veya buharlaşması arasındaki kinetik prensibe dayanmaktadır ve yüzeyde sıfır birikim oranı vardır (Langmuir, 1916). Bu izoterm modelinin bir diğer varsayımı ise adsorpsiyon-desorpsiyon sürecinin tersinir olmasıdır. Bu izoterm modeli, homojen bir yüzeyde tek katmanlı adsorpsiyon olduğunu varsaymaktadır. Denklem 1.2, Langmuir denkleminin çizgisel halini göstermektedir.

$$\frac{P}{V} = \frac{1}{V_m b} + \frac{P}{V_m} \quad (1.2)$$

Brunauer-Emmett-Teller (BET) izoterm modeli: 1938 yılında Brunauer, Emmet ve Teller gaz halindeki maddeler için çok katmanlı adsorpsiyon teorisine dayanan bir adsorpsiyon izotermi önermişler. BET teorisinin temel unsuru, gazın malzemenin yüzeyine adsorpsiyonu ile ilgilidir. BET izotermi başlıca uygulamalarından biri, gözenekli adsorplayıcıların özgül yüzey alanı, gözenek boyutu ve şeklinin tahminidir. BET teorisi Langmuir teorisiyle yakından ilişkilidir. BET teorisinde, tüm katmanların dengede olduğu ve birbirleriyle etkileşime girmediği çok katmanlı bir adsorpsiyon varsayılır, bu nedenle Langmuir denklemi her katman için kullanılabilir (Brunauer vd., 1938). Denklem 1.3, BET denkleminin çizgisel halini göstermektedir.

$$\frac{P}{V(P_o - P)} = \frac{1}{V_m c} + \frac{(c-1)P}{V_m c P_o} \quad (1.3)$$

Brunauer ve arkadaşları fiziksel adsorpsiyon sistemleri için beş tip izoterm tanımlamışlar. Daha sonra Sing tarafından eklenen bir izoterm tipi ile 6 tip adsorpsiyon izotermi tanımlanmıştır (Brunauer vd., 1940; Sing vd., 1985). Şekil 1.1, altı farklı izoterm tipini göstermektedir.



Şekil 1.1 Adsorpsiyon ve desorpsiyon izotermelerinin IUPAC sınıflandırılması

Bu izoterm tipleri aşağıdaki gibi karakterize edilmektedir;

Tip I izotermine mikrogözenekli katılar için iki deseni vardır. **Tip I(a)**, mikro gözenek genişliği ≈ 1 nm'nin altında olan malzemeler için elde edilirken, **Tip I(b)**, hem daha geniş mikro gözenekler hem de dar mezo gözenekler ($\approx 2,5$ nm) içeren katılar için elde edilir.

Tip II izotermi gözeneksiz veya makro gözenekli malzemelere karşılık gelir.

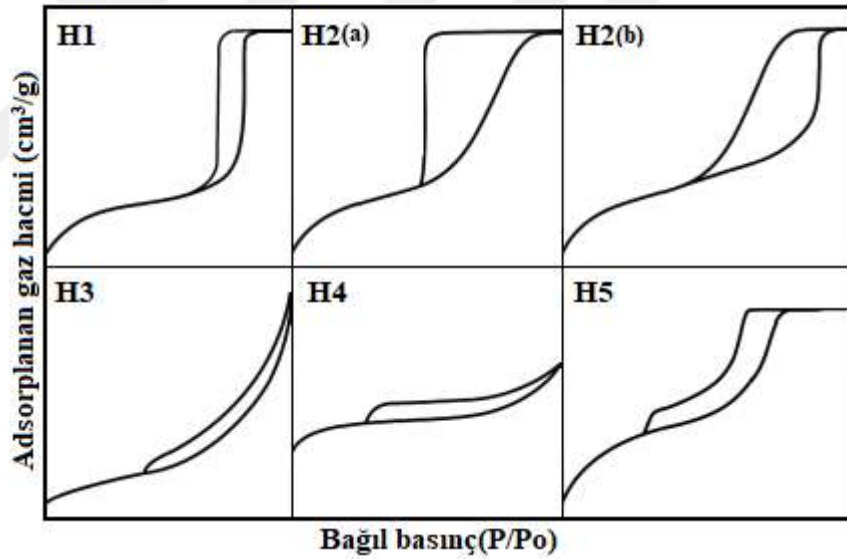
Tip III izotermi adsorplayıcı ile adsorplanan arasındaki etkileşimler zayıf olduğunda edilir.

Tip IV izotermine gözenek genişliği ile ilişkili iki deseni vardır. Gözenek genişlik büyüklüğü, malzemenin adsorpsiyon karakteristiği ve sıcaklığına bağlı olan kritik genişlikten büyükse **Tip IV(a)** elde edilir. Daha küçük genişlikte mezogözeneklere sahip malzemeler için **Tip IV(b)** izotermi gözlemlenir ve bu, mezogözenekli malzemeler için yaygındır.

Tip V izotermine şekli, tip III izotermine şekline benzer şekilde düşük P/P_0 aralıklarında görülür. Bu durum, zayıf adsorplayıcı-adsorplanan etkileşimlerine bağlanmaktadır. Daha yüksek bağıl basınçlarda, tip IV(a) durumunda olduğu gibi histeresis görülebilir. Burada moleküler kümelenmeyi gözeneklerin dolması takip etmektedir.

Tip VI izotermi, oldukça homojen gözeneksiz yüzeylere sahip malzemelerin çok katmanlı adsorpsiyonu için tipiktir. İzoterm, malzemeye, gaza ve sıcaklığa bağlı olarak değişen kademeli bir eğri şeklindedir.

Yüksek basınçta izotermelerin dışbükey şekli, moleküler boyut ölçeğinde adsorbanın kılcallarında yoğunlaşan bileşenlerin sıvı hali ile ilişkilendirilebilir. Kılcal yoğunlaşma mekanizması, polar olmayan moleküllerden oluşan adsorplanan ve iyonik adsorplayıcı içeren sistemlerde çok moleküler bir adsorpsiyon tabakasının oluşmasına neden olur (Ebadi vd., 2009). Fiziksel adsorpsiyon izotermlerinin çok katmanlı aralığında yer alan, tekrarlanabilir, kalıcı histerezis döngüleri genellikle kılcal yoğunlaşma ile ilişkilidir. IUPAC tarafından H1, H2(a,b), H3 ve H4 tipleri olarak sınıflandırılan histerezis döngüleri, Şekil 1.2’de gösterilmektedir (Sing vd., 1985; Thommes vd., 2014; Thommes vd., 2015).



Şekil 1.2 IUPAC'nin histerezis sınıflandırması

H1 Tipi histerezis döngüleri, silikalarda ve mezogözenekli karbonlarda olduğu gibi dar bir aralıkta düzgün mezogözenek gösteren malzemelerde bulunur.

H2 Tipi histerezis döngüleri, karmaşık gözenek yapılarında gözlenir. **H2(a)** döngüsünde gözlenen dik desorpsiyon kolu kaviteye kaynaklı buharlaşmaya atfedilebilir. **H2(b)** histerezis döngüsü gözenek tıkanıklığıyla ilişkilidir, ancak boyun genişliklerinin boyut dağılımı oldukça büyüktür.

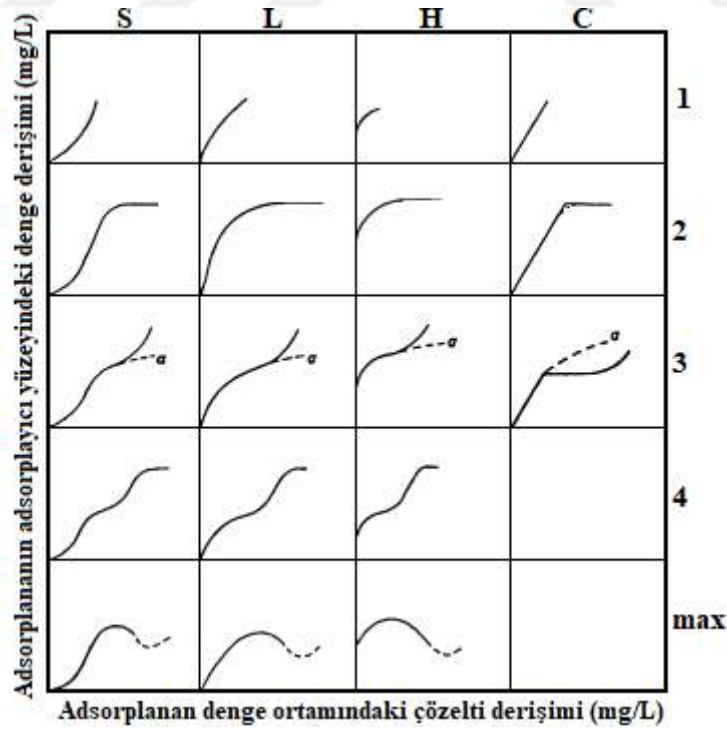
H3 Tipi histerezis döngüsünün adsorpsiyon kolu Tip II izotermine benzer desorpsiyon kolunun alt sınırı kavitasyon kaynaklı P/P_0 'da bulunur.

H4 Tipi histerezis döngüsü adsorpsiyon kolu Tip I ve II'nin bir bileşimidir.

H5 Tipi histerezis hem açık hem de kısmen tıkalı mezo gözenekler içeren belirli gözenek yapılarıyla ilişkilidir.

1.2.2 Çözeltiden adsorpsiyon ve modelleme

Çözeltiden adsorpsiyon, sıvı fazdaki çözünen moleküllerin katı bir adsorplayıcının yüzeyinde birikmesidir ve bu durum özellikle katı-sıvı ara yüzeyinde gerçekleşmektedir (Ruthven 1984). Adsorpsiyon izotermine şekli, adsorplayıcı-adsorplanan arasındaki etkileşimlerin doğasını belirlemek için kullanılan önemli bir deneysel araçtır. Bu amaçla, çözeltiden adsorpsiyon izotermi Giles ve arkadaşları tarafından S, L, H ve C tipleri olmak üzere dört ana gruba sınıflandırılmıştır (Giles vd., 1974). Şekil 1.3, Giles'in izoterm sınıflandırılmasını göstermektedir.



Şekil 1.3 Giles izoterm sınıflandırılması

S Tipi: S-eğrisi "işbirlikçi adsorpsiyonu" gösterir. Bu izoterm tipine göre çözünen moleküller, sıralar veya kümeler halinde adsorplanma eğilimindedir. Düzlemsel aromatik moleküller söz konusu olduğunda, aromatik çekirdeklerin yüzeye dik açı yapacak şekilde hizalanarak birleştiği ifade edilmektedir.

L Tipi: En yaygın görülen izoterm tipidir. Adsorplayıcı yüzeyinde sınırlı sayıda bağlanma bölgesine sahip, genellikle tek katmanlı olan adsorpsiyonu temsil etmektedir. L tipi izotermde, başlangıçta adsorpsiyon oranı yüksektir. Derişim arttıkça adsorpsiyon yavaşlayarak sabit bir maksimum değere ulaşmaktadır. Bu durum, adsorplayıcı yüzeyinin zamanla doygunluğa ulaşmasından dolayı gözlenmektedir. Şekil 1.3’de görüldüğü üzere L tipi izoterm eğrisi, başlangıçta dik bir şekilde yükselmekte ardından yatay bir hâl almaktadır.

H Tipi: Adsorplanan ile adsorplayıcı ilgisinin yüksek olduğu durumda gözlenen izoterm tipidir. Şekil 1.3’deki eğri incelendiğinde, başlangıç eğiminin çok dik olduğu sonrasında hemen doygunluğa ulaştığı görülmektedir. L tipi izoterminden bile daha yüksek başlangıç eğimi göstermektedir. Zıt yüklü bir yüzeye adsorpsiyon yapan iyonik miseller bu tür eğriler verir.

C Tipi: Adsorplayıcı ile adsorplanan arasında sabit bir etkileşimin olduğu izoterm tipidir. Şekil 1.3’de görüldüğü üzere başlangıç eğimi sabittir ve derişim arttıkça doğrusal olarak yükselmektedir. Bu tip izoterm adsorplananın, adsorplayıcının mikro gözeneklerine nüfuz etmesi ile açıklanmaktadır.

1.2.2.1 Kinetik modelleme

Adsorpsiyon süreçlerinde kinetik çalışma, dengeye ulaşmak için gereken süreyi belirlemek ve sürecin hızıyla ilgili sabitleri belirlemek için oldukça önemlidir (Ahmad vd., 2007; Chen vd., 2019). Kinetik modeller, deneysel verilere uyum sağlamak için yaygın olarak kullanılmaktadır ve en iyi uyumu sağlayan model, adsorpsiyon sürecine ilişkin daha detaylı bilgiler sağlamaktadır. Sık kullanılan modeller arasında Lagergren (Lagergren 1898), Ho-McKay (Ho-McKay 1998) ve Weber-Morris (Weber-Morris 1963) kinetik modelleri yer almaktadır (Gao vd., 20221; Zhang vd., 2021). Bu modellere ait doğrusallaştırılmış denklemler Tablo 1.1’de gösterilmiştir.

1.2.2.2 İzoterm modelleme

Adsorpsiyon izotermeleri, sabit sıcaklık koşulları altında adsorplananın ortamda kalan denge ile adsorplanan derişimleri arasındaki nicel ilişkiyi tanımlamaktadır. Adsorplayıcının ilgisini değerlendirmek ve Q_m 'yi hesaplamak için kullanılmaktadır (Kumar vd., 2023). Deneysel denge izoterm verilerinin farklı izoterm modellerinde değerlendirilmesiyle adsorpsiyon mekanizması aydınlatılmaktadır. Yaygın olarak kullanılan modeller arasında Freundlich (Freundlich 1906) ve Langmuir (Langmuir 1918) izoterm modelleri yer almaktadır. Bu modellere ait doğrusallaştırılmış denklemler Tablo 1.1'de gösterilmiştir.

1.2.2.3 Adsorpsiyon termodinamiği

Çalışılan adsorpsiyon sistemlerinin termodinamik davranışını belirlemek için genellikle Tablo 1.1'de belirtilen denklemler kullanılarak, farklı sıcaklıklardaki deneysel verilerin hesaplanmasıyla gerçekleştirilebilir (Liu vd., 2019). Gibbs serbest enerji değişimi (ΔG°), ortalama entalpi değişimi (ΔH°) ve ortalama entropi değişimi (ΔS°) gibi parametreler adsorpsiyon sürecinin tanımlanmasında oldukça önemlidir. Bir adsorpsiyon süreci için ΔG° değerinin negatif ve pozitif olması sırasıyla sürecin kendiliğinden gerçekleştiğini ve gerçekleşmediğini göstermektedir. ΔH° , süreçteki enerji değişimini yansıtır; ΔH° değerinin negatif ve pozitif olması sırasıyla sürecin ekzotermik ve endotermik bir doğada olduğunu göstermektedir. ΔS° , tepkime esnasında sistem düzensizliğindeki değişimi tanımlamaktadır; ΔS° değerinin pozitif ve negatif oluşu sırasıyla düzensizlikteki artmayı ve azalmayı ifade etmektedir (Mei vd., 2025).

Tablo 1.1 Çalışmada kullanılan kinetik, izoterm ve termodinamik denklemler

<i>Kinetik Modeller</i>	<i>Denklem</i>	<i>Grafik</i>	<i>Eğim</i>	<i>Kayma</i>
Lagergren:	$\ln(Q_d - Q_t) = \ln Q_d - k_1 t$	$\ln(Q_d - Q_t)$ vs. t	k_1	$\ln Q_d$
Ho-McKay:	$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{k_2 Q_d^2} + \frac{1}{Q_d} t$	$\frac{t}{Q_t}$ vs. t	$\frac{1}{Q_d}$	$\frac{1}{k_2 Q_d^2}$
Weber-Morris:	$Q_t = k_{id} t^{1/2} + C$	Q_t vs. $t^{1/2}$	k_{id}	C
<i>İzoterm Modeller</i>				
Freundlich:	$\ln Q_d = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_d$	$\ln Q_d$ vs. $\ln C_d$	$\frac{1}{n_F}$	$\ln K_F$
Langmuir:	$\frac{C_d}{Q_d} = \frac{1}{Q_m b} + \frac{1}{Q_m} C_d$	$\frac{C_d}{Q_d}$ vs. C_d	$\frac{1}{Q_m}$	$\frac{1}{Q_m b}$
<i>Termodinamik</i>				
Gibbs-Helmholtz	$\Delta G^0 = -RT \ln K_e^o$			
	$K_e^o = 1000(K_L M_w \gamma); K_L = Q_m \cdot b; \gamma = \frac{C^o}{g_e}$			
	$\ln K_e^o = -\frac{\Delta H^o}{RT} + \frac{\Delta S^o}{R}$	$\ln K_e^o$ vs $\frac{1}{T}$	$\frac{\Delta H^o}{R}$	$\frac{\Delta S^o}{R}$

[†] k_1 (1/dk): Lagergren modeli için hız sabiti; k_2 (g/mg dk): Ho-McKay modeli için hız sabiti; k_{id} (mg/g dk^{1/2}): Weber-Morris modeli için hız sabiti; I (mg/g): Sınır tabakası kalınlığı sabiti; Q_d : Dengeye ulaşıldığındaki adsorpsiyon kapasitesi, Q_t : Herhangi bir t anındaki adsorpsiyon; Q_m (mg/g): Maksimum adsorpsiyon kapasitesi; b : Langmuir sabiti; K_F : Adsorpsiyon kapasitesine bağlı Freundlich denge sabiti; n : Adsorpsiyon yoğunluğuna bağlı Freundlich sabiti; ΔG^0 (kJ/mol): Gibbs serbest enerji değişimi; ΔH^0 (kJ/mol): Ortalama entalpi değişimi; ΔS^0 (kJ/mol K): Ortalama entropi değişimi; K_L : Adsorpsiyon denge sabiti; R (8.314 J/mol/K): Evrensel gaz sabiti and T (K): Mutlak sıcaklık; K_e^o : Boyutsuz denge sabiti; M_w (g/mol): Adsorplananın moleküler ağırlığı; γ : standart koşullar altında seyreltik çözeltiler için 1,0 olduğu varsayılan adsorplananın boyutsal olmayan aktivite katsayısı; C^o : 1 mol/L olarak alınan standart adsorplanan konsantrasyonu; g_e : Seyreltik çözeltiler için denge katsayısı 1'e eşittir.

1.3 Aktif Karbon Hakkında Genel Bilgiler

AK, yüksek yüzey alanına ve gelişmiş iç gözenek yapısına sahip olan karbonca zengin malzemeler ailesinin adıdır. AK'lar, üretildiği öncül madde türüne ve üretim koşullarına bağlı olarak farklı yüzey alanlarına, gözenekliliğe ve yüzey kimyasal özelliklerine sahiptir. Bu özellikler onları birçok uygulama için tercih edilen malzemeler haline getirir. Atık su arıtımında en eski, en yaygın kullanılan ve en popüler adsorplayıcı olarak bilinmektedirler (Danish ve Ahmad 2018). Son yıllarda ilaç, elektrokimyasal cihazlarda elektrot malzemeleri, toprak ıslahı, katalizör desteği, enerji ve gaz depolama gibi çeşitli endüstriyel uygulama alanlarında da önemli bir yere sahip oldukları bilinmektedir (Di Stasi vd., 2021). Bu nedenle AK tüketimi, dünya nüfusu ile birlikte artan talepler karşısında gelişen teknoloji ve kentleşme nedeniyle hızla artmaktadır. AK pazar hacminin 2026 yılına kadar yaklaşık 6,24 milyar ABD dolarına ulaşacağı tahmin edilmektedir (Baytar vd., 2018; Patra vd., 2021). AK'lar, fiziksel aktivasyon ve tek-çift aşamalı kimyasal aktivasyon teknikleri ile üretilmektedir. Lignoselülozik malzemelerin hammadde olarak kullanılması durumunda genellikle tek aşamalı kimyasal aktivasyon tercih edilmektedir. Bu amaçla, hammadde çoğunlukla inorganik asitler (HCl , H_3PO_4 ve H_2SO_4) ve metal tuzları (ZnCl_2 , FeCl_3) gibi toksik ve aşındırıcı aktifleştirici maddelerle emdirildikten sonra karışım termokimyasal bir işleme tabi tutulmaktadır (Theydan vd., 2012; Canales-Flores vd., 2021). Ticari AK'lar genellikle pahalı, yenilenemeyen ve her yerde bulunmayan odun, turba, bitümlü kömür ve antrasit gibi yüksek karbon içeriğine sahip öncül maddelerden üretilmektedir. Özellikle çevre sorunlarının çözümünde adsorplayıcı malzemelere olan talebin artmasıyla birlikte ekonomik maliyetin de artması araştırmacıları son zamanlarda AK üretmek için düşük maliyetli alternatif öncül madde arayışına yöneltmektedir. Atık biyokütlelerden sürdürülebilir AK üretimine ilişkin birçok çalışma literatürde bildirilmiştir. Bunlardan bazıları buğday samanları (Di Stasi vd., 2021), çimen atıkları (Abdulhameed vd., 2021), nar kabukları (Saadi vd., 2022), portakal kabukları (Foo ve Hameed 2012), üzüm çekirdekleri (Okman vd., 2014), kahve kabukları (Mamani vd., 2019) ve diğerleri. Bu çalışmalarda da AK'ların, yüksek yüzey alanı, üstün gözenekli yapı ve yüzey kimyasal özellikleri gibi avantajları nedeniyle sudaki kirleticileri gidermede yüksek performans gösterdiği kanıtlanmıştır. Ancak toz AK'ların ayrıştırılmasında kullanılan geleneksel yöntem olan filtrasyon yöntemi, filtrelerin tıkanmasına veya karbon kaybına neden olmaktadır.

Ayrıca toz AK'lar, çok küçük boyutlu olmaları nedeniyle geleneksel olarak su ve atıksu arıtımında kullanıldıktan sonra proses çamuruyla birlikte atılarak ikincil kirliliğe neden olma dezavantajına sahiptir. Bu dezavantajları ortadan kaldırmak için son zamanlarda AK esaslı manyetik spinel ferrit nanokompozitlerin sentezlenmesine ve daha sonra manyetik ayırma teknolojisi kullanılarak ayrılmasına büyük önem verilmektedir.

1.4 Spinel Ferrit Kompozitler Hakkında Genel Bilgiler

Spinel ferrit malzemeler, genel kimyasal formülü AB_2O_4 olan, spinel yapılarına sahip metal oksitlerdir. Burada A ve B, sırasıyla tetrahedral (A konumu) ve oktahedral (B konumu) konumlarında bulunan çeşitli metal katyonlarını temsil etmektedir. Metal katyonların kristal yapıdaki türleri, miktarları ve yerleşimleri ferritlerin fizikokimyasal özellikleri üzerinde önemli etkiye sahiptir. Manyetik spinel ferrit kompozitler (MFe_2O_4 , M: Zn, Mn, Co, Ni, Cu, ve Mg vb.), yüksek yüzey alanı, gözeneklilik ve özel süpermanyetik davranış gibi özellikleri ve çevrede ikincil kirlilik bırakmadan yüksek adsorpsiyon performansı sergilemesinden dolayı son zamanlarda büyük ilgi görmektedir (Reddy ve Yun 2016; Kefeni ve Mamba 2020).

Kimyasal formülü $MnFe_2O_4$ olan manganez ferrit, en yaygın spinel ferritlerden biridir. Düşük maliyetli, toksik olmayan ve yüksek doyumluk mıknatıslanmasına sahip olan manganez ferrit nanopartikülleri ve bunların türev kompozitleri, bugüne kadar sentetik boyalar, ağır metaller ve antibiyotikler gibi çeşitli kirlleticilerin adsorpsiyonunda kullanılmıştır (Jung vd., 2018; Adel vd., 2021). Manganez ferrit önemli manyetik özelliklere (düşük koersivite, orta derecede doyma mıknatıslanması), iyi kimyasal kararlılığa, yüksek geçirgenliğe ve mekanik sertliğe sahiptir (Dippong vd., 2021).

Kimyasal formülü $CoFe_2O_4$ olan kobalt ferrit, yüksek koersivite, yüksek doyumluk mıknatıslanması ve kimyasal kararlılık özelliklerine sahiptir (Liang vd., 2019; Mmesile vd., 2021). Bu özelliklerden dolayı manyetik depolama ve bir dizi başka uygulama için kullanılabilir. Biyomedikal uygulamalarda manyetik ayırma, manyetik rezonans görüntüleme, manyetik olarak yönlendirilmiş ilaç dağıtımı ve kanser tedavisi için kullanılabilir. Endüstriyel uygulamalarda adsorpsiyon veya fotokatalitik bozunma

yoluyla kirleticilerin giderilmesi için kullanılabilir (Patil ve Kokate 2018; Li vd., 2020).

Kimyasal formülü CuFe_2O_4 olan bakır ferrit, nispeten yüksek Curie sıcaklığı, doyma mıknatıslanması, görünür ışık bölgesinde enerji soğurması, kimyasal kararlılık ve geçirgenlik gibi avantajları nedeniyle çok yönlü bir manyetik malzeme olarak bilinmektedir. Ayrıca su arıtımında, sensörlerde, fotokatalizörlerde ve hava temizleme sistemlerindeki çeşitli uygulamaları nedeniyle özel ilgi görmektedir (Ali vd., 2020).

1.5 Çörekotu Hakkında Genel Bilgiler

Çörekotu (*Nigella Sativa L.*), Ranunculaceae familyasından 14 türü kapsayan tek yıllık bir bitki cinsidir. Dünyanın farklı bölgelerinde, özellikle Akdeniz, Doğu Avrupa, Batı Asya ve Ortadoğu ülkelerinde yaygın olarak yetiştirilmektedir (Tiruppur vd., 2010). Ülkemizde de üretimi oldukça fazladır. İçeriğinde %30-40 yağ, %20-30 protein, %25-40 karbonhidrat bulunmaktadır. Dünyanın birçok yerinde kanser, diyabet, nörolojik rahatsızlıklar, hipertansiyon, astım, baş ağrısı, grip, enfeksiyonlar vb. gibi çeşitli hastalıklara karşı bitkisel tedavi olarak kullanılmaktadır (Mehraj vd., 2022). Çok sayıda tıbbi faydası olduğu tespit edilen çörekotu, son zamanlarda ağırlıklı olarak timokinon ve alfa-hederin gibi biyoaktif bileşenler içeren ekonomik yemeklik yağ elde etmek için yaygın olarak yetiştirilmektedir (Jassey vd., 2022). Bu yağın ölüm hariç her derde deva olduğu inancı son zamanlarda halk arasında daha da yaygınlaşmıştır. 2018 yılında çörek otu yağının pazar büyüklüğü 15 milyon doların üzerindeyken, 2025 yılında önemli bir artış beklenmektedir (Haque vd., 2022). 1 litre çörekotu yağı elde etmek için 2,5-3 kg siyah kimyona ihtiyaç vardır.

1.6 Çalışmada Kullanılan Su Kirleticileri Hakkında Genel Bilgiler

Metilen mavisi (MM), fenotiazin sınıfına ait katyonik bir boyar maddedir. Boya sanayisinde en çok kullanılan boyar maddelerden biri olan metilen mavisi (MM), ipek, yün, pamuk ve kağıdın renklendirilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır. MM, solunum sıkıntısı, karın rahatsızlıkları, körlük, sindirim ve ruhsal bozukluklar gibi insan sağlığı açısından çeşitli risklere yol açmaktadır. Ayrıca bulantı, ishal, kusma, gastrit, sarılık, doku nekrozu ve kalp atış hızında artışa neden olarak dokulardaki erken

hücrelerin ölümüne ve cilt/göz tahri lerine yol açmaktadır. MM boyası içeren atık suyun çevreye deşarj edilmeden önce arıtılması, su kalitesi üzerindeki zararlı etkileri nedeniyle büyük önem taşımaktadır (Khan vd., 2022).

Oksitetrasiklin (OTS), tetrasiklin grubu antibiyotiklerden biridir. Genel olarak d  k fiyatı ve geniş spektrumlu antibakteriyel aktivitesi nedeniyle, hayvanlarda ve insanlarda bağırsak hastalıkları ve solunum yolu enfeksiyonlarının tedavisinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Tran vd., 2020). Ancak OTS, kararlı dört halkalı moleküler yapısıyla yüksek kararlılığa ve d  k biyolojik par alanabilirli e sahiptir. Dolayısıyla insan veya hayvan vücudunda tam olarak sindirilememekte ve par alanamamaktadır. Bunların çoğu dışkı ve idrar yoluyla çevreye atılmakta ve ciddi su kirliliği sorunlarına yol açmaktadır (Zhang vd., 2020).

Kurşun (Pb(II)), genellikle pillerde, boyalarda, fotoğraf malzemelerinde ve patlayıcılarda kullanılan bir ağır metaldir (Yahya vd., 2020). Atmosferde nispeten d  k miktarlarda bulunan, parçalanmayan bir metaldir. Ancak atmosferdeki Pb(II) iyon düzeyleri, kontrolsüz antropojenik faaliyetler madencilik, metalurji ve  elik endüstrilerinin gelişmesi sonucu sürekli artmaktadır (Mitra vd., 2022; Hattali vd., 2023). Pb(II) iyonlarının besin zinciri veya içme suları yoluyla insan vücudunda belirtilen sınır değerden (0,05 mg/L) fazla birikmesi; kansızlık, mide-bağırsak sancısı, karaciğer ve böbrek hastalıkları, beyin hasarı, kanser gibi çeşitli sağlık sorunlarına yol açabilir (Kefeni vd., 2017 Wang vd., 2023).

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Baytar ve arkadaşları, ham madde olarak ayçiçeği kabuğundan ilk kez hem mikrodalga hem de konvansiyonel piroliz yöntemlerini art arda uygulayarak $ZnCl_2$ aktivasyonu ile aktif karbon hazırlamışlar. Mikrodalga gücünün, mikrodalga işlem süresinin, konvansiyonel ısıtma süresinin, konvansiyonel ısıtma sıcaklığının ve $ZnCl_2$ konsantrasyonunun aktif karbonun özellikleri üzerindeki etkilerini araştırmışlar. Hazırlanan aktif karbonların karakterizasyonu için TG/DTG, BET, SEM ve FT-IR analizleri yapmışlar. 500 W mikrodalga gücünde, 30 dakikalık mikrodalga işlem süresinde, 45 dakika aktivasyon süresinde, 500 °C aktivasyon sıcaklığında ve 1:1 $ZnCl_2$ konsantrasyonunda hazırlanan aktif karbonun maksimum yüzey alanının ve toplam gözenek hacminin sırasıyla 1511 m²/g ve 0,35 cm³/g olduğunu belirtmişler. Adsorpsiyonu etkileyen pH, izoterm, kinetik, termodinamik ve desorpsiyon gibi bazı parametreleri araştırmışlar. Ayrıca adsorpsiyon izoterminin tipini belirlemek için Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon izotermelerini kullanmışlar. Aktif karbonun metilen mavisini maksimum adsorplama kapasitesini Langmuir adsorpsiyon izotermi ile 30°C'de 240 mg/g olarak belirtmişler. Kinetik analizi, yalancı birinci mertebeden ve yalancı ikinci mertebeden modeller ile değerlendirmişler. Adsorpsiyon kinetiğinin yalancı birinci mertebeden adsorpsiyona uygunluğunu belirtmişler. ΔH° , ΔG° ve ΔS° termodinamik parametrelerini hesaplamışlar (Baytar vd., 2018).

Abdulhameed ve arkadaşları, çimen atığından K_2CO_3 destekli piroliz yöntemini kullanarak yüksek mezogözenekliliğe sahip aktif karbon üretmişler ve sulu çözeltiden metilen mavisi boyar maddesinin adsorpsiyonunu çalışmışlar. Hazırlanan aktif karbonun karakterizasyonu için BET, XRD, TGA, FTIR gibi analizleri yapmışlar. BET analizi sonucunda aktif karbonun 1245,6 m²/g yüzey alanına sahip olduğunu belirtmişler. Aktif karbonun metilen mavisi adsorpsiyonundan daha yüksek performans elde etmek amacıyla aktif karbon dozu, pH, sıcaklık ve zaman gibi adsorpsiyonun temel parametrelerini Box–Behnken tasarım (BBD) yöntemini kullanılarak optimize etmişler. Adsorpsiyon denge verilerini, Langmuir modelinde değerlendirerek optimize edilmiş işlem sıcaklığı olan 45 °C'de maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 364,2 mg/g olduğunu belirtmişler. Ayrıca sentezledikleri aktif karbon ile metilen mavisi arasındaki yüzey etkileşimlerini incelemişler (Abdulhameed vd., 2021).

Foo ve arkadaşları, alternatif bir öncül madde olarak portakal kabuğunu kullanarak, mikrodalga destekli K_2CO_3 aktivasyonu yoluyla aktif karbon sentezlemişler. Kimyasal emdirme oranı, mikrodalga gücü, mikrodalga ısınlama süresi gibi parametrelerin aktif karbonun verimine ve adsorpsiyon yeteneğine etkisini araştırmışlar. Sentezledikleri aktif karbonun karakterizasyonu için zeta potansiyel ölçümü, BET, SEM, FTIR ve elementel analizleri yapmışlar. Optimum koşullarda, aktif karbon veriminin % 80.99 ve metilen mavisini adsorplama kapasitesinin 382,75 mg/g olduğunu belirtmişler. BET yüzey alanı ve gözenek hacmini sırasıyla 1104,45 m²/g ve 0,615 m³/g olarak tespit etmişler. Denge verilerini Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich, Redlich-Peterson ve Toth izotermi modellerine ve kinetik verileri yalancı birinci mertebeden, yalancı ikinci mertebeden ve Elovich kinetik modellerine uygulamışlar. Sonuç olarak, adsorpsiyon izoterminin Langmuir izoterm modeli ve adsorpsiyon kinetiğinin ise yalancı ikinci mertebeden kinetik modeli ile en iyi uyum sağladığını belirtmişler (Foo vd., 2012).

Abbas ve arkadaşları, hurma çekirdeklerinden mikrodalga destekli K_2CO_3 aktivasyonu ile aktif karbon sentezlemişler. Ham hurma çekirdekleri ve sentezledikleri aktif karbonun metilen mavi boyar maddesini adsorplama yeteneklerini incelemişler. Mikrodalga ısıma süresinin, ısıma gücünün ve emdirme oranının aktif karbonun verimine ve metilen mavisini adsorplama yeteneğine ilişkin etkileri incelemişler. Sentezledikleri aktif karbonun BET yüzey alanı ve toplam gözenek hacmini sırasıyla 1144,25 m²/g ve 0,656 m³/g olarak belirtmişler. Ham hurma çekirdeği ve aktif karbonun denge verilerinin Freundlich ve Temkin izotermine kıyasla Langmuir izotermiyle iyi bir uyum gösterdiğini belirtmişler. Ayrıca ham hurma çekirdeğinin ve aktif karbonun metilen mavi boyar maddesini maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla, 256,15 ve 485,44 mg/g olduğunu bulmuşlar (Abbas vd., 2016).

Novais ve arkadaşları, ilk kez aktivatör olarak ticari sodyum hidroksitin yerine kâğıt hamuru ve kâğıt endüstrisinden gelen alkali atık suyu kullanarak, mantar esaslı aktif karbon üretmişler. Ürettikleri aktif karbonun özgül yüzey alanının 1670 m²/g belirtmişler. Çevre dostu olan bu aktif karbonu, metilen mavisini adsorpsiyonunda kullanmışlar. Metilen mavisini adsorpsiyonunun verimi üzerinde temas süresinin, metilen mavisini başlangıç konsantrasyonunun ve adsorplayıcı miktarının etkisini

incelemişler. Ürettikleri aktif karbonun, metilen mavisini adsorplama kapasitesini 350 mg/g olarak bulmuşlar. İki endüstriyel yan ürün olan alkali atık su ve mantarı kullanarak ürettikleri aktif karbonun, atık sulardan boyar maddeleri gidermek için ucuz ve çevre dostu olduğunu belirtmişler (Novais vd., 2018).

Thabede ve arkadaşları, çörek otu çekirdeğinden karbon (ÇK) hazırlamışlar. Hazırladıkları bu karbonu % 10'luk ve % 20'lik sülfürik asit (H_2SO_4) ile aktive ederek (ÇAK-10) ve (ÇAK-20) olarak adlandırılan yeni adsorplayıcılar elde etmişler. ÇK, ÇAK-10 ve ÇAK-20'nin sulu çözeltiden kurşun ($Pb(II)$) iyonları ve metilen mavisini (MM) boyasının adsorpsiyonunu incelemişler. Adsorplayıcıları, SEM, FTIR, TGA, XRD ve BET analizleri ile karakterize etmişler. Konsantrasyon, temas süresi, sıcaklık ve pH parametrelerinin $Pb(II)$ iyonlarının ve MM boyalarının adsorpsiyonuna olan etkisini incelemişler. ÇK, ÇAK-10 ve ÇAK-20 tarafından maksimum adsorplanan $Pb(II)$ miktarlarını sırasıyla 17.19, 17.71 ve 17.98 mg/g bulmuşlar. ÇK, ÇAK-10 ve ÇAK-20 tarafından maksimum adsorplanan metilen mavi boyar madde miktarını ise 11,63, 12,71 ve 16,85 mg/g bulmuşlar. ÇK, ÇAK-10 ve ÇAK-20 adsorplayıcıları üzerindeki $Pb(II)$ ve MM adsorpsiyon denge verilerinin Freundlich izoterm modeline uyduğunu belirtmişler. Yaptıkları kinetik çalışmalar ile, $Pb(II)$ iyonlarının ve MM boyasının ÇK üzerindeki adsorpsiyonunun yalancı birinci dereceden modele, ÇAK-10 ve ÇAK-20 verilerinin ise yalancı ikinci dereceden modele uyduğunu belirtmişler (Thabede vd., 2020).

Huang ve arkadaşları, ham madde olarak lotus çiçeği sapını kullanarak H_3PO_4 aktivasyonu ile mikrodalga (Mik-LSAK) ve geleneksel ısıtma (LSAK) yöntemleriyle aktif karbonlar sentezlemişler. Mik-LSAK ve LSAK'nin karakteristik ve adsorpsiyon özelliklerini karşılaştırmışlar. Mik-LSAK'ı, 700 W ışıma gücünde ve 15 dakika süresinde mikrodalga fırın içerisinde üretmişler. LSAK'ı ise 450 °C'de 1 saat boyunca kül fırınında tek adımda karbonize ederek üretmişler. Mik-LSAK'ın 1434 m²/g yüzey alanına ve 1,337 cm³/g mikro gözenek hacmine, LSAK'ın ise 1220 m²/g yüzey alanı ve 1,191 cm³/g mikro gözenek hacmine sahip olduğunu belirtmişler. Ayrıca, Mik-LSAK'ın LSAK'dan daha yüksek oranda mezogözenekliliğe sahip olduğunu belirtmişler. Boehm titrasyonu ve FTIR analiz sonuçlarına göre Mik-LSAK'ın daha küçük asidik oksijen fonksiyonelliğine sahip olduğunu belirtmişler. Mik-LSAK'ın

LSAK'a göre daha yüksek pH_{pzc} 'ye sahip olduğunu bulmuşlar. Her iki adsorplayıcı için de adsorpsiyon kinetiğinin, yalancı ikinci dereceden modele ve adsorpsiyon denge verilerinin ise Langmuir izoterm modeline uyduğunu belirtmişler. Mik-LSAK ve LSAK'ın oksitetrasiklin antibiyotiğini maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla 564,97 mg/g ve 537,63 mg/g olarak bulmuşlar. Ayrıca ısıtma yöntemine bağlı olarak aktif karbonların dokusal ve kimyasal özelliklerinde oluşan farklılıkların adsorpsiyon kapasitesi ile ilişkili olduğu tespit etmişler (Huang vd., 2011).

Kan ve arkadaşları, optimum atmosfer koşullarının incelenmesi amacıyla sırasıyla azot (NAK), hava (HAK) ve buhar (BAK) atmosferlerinde çay atığının H_3PO_4 aktivasyonu ile aktif karbonlar hazırlanmışlar. Üç aktif karbonun fizikokimyasal özelliklerini N_2 adsorpsiyon/desorpsiyon ve Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FTIR) ile karakterize etmişler. HAK, NAK ve SAK'ın Brunauer-Emmett-Teller (BET) yüzey alanlarını sırasıyla 880, 824 ve 785 m^2/g olarak belirtmişler. Ayrıca, SAK'ın oksitetrasiklini (OTC) adsorplama kapasitesinin NAK ve HAK'tan daha yüksek olduğunu belirtmişler. Her üç aktif karbonun OTC adsorpsiyonu için denge verilerinin Freundlich izoterm modeliyle, adsorpsiyon kinetiğinin ise yalancı ikinci dereceden kinetik modeliyle uyumluluğunu belirtmişler. Elde ettikleri sonuçlara göre hava atmosferinde hazırlanan aktif karbonun (HAK)'ın en büyük BET yüzey alanına, buhar atmosferinde hazırlanan aktif karbonun (BAK)'ın ise en iyi adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu belirtmişler (Kan vd., 2017).

Giraldo-Gutiérrez ve arkadaşları, şeker kamışı posasından elde ettikleri aktif karbonun sulu çözeltiden Pb(II) ve Cr(VI) adsorpsiyonunu çalışmışlar. Sentezledikleri aktif karbonun maksimum adsorplama kapasitesinin doğrudan karboksilik gruplarla orantılı olduğunu belirtmişler. Çözelti pH'sının adsorpsiyon üzerindeki etkisini incelemişler. Sonuç olarak, adsorpsiyon kapasitesinin çözelti pH'ına önemli ölçüde bağlı olduğu; Pb(II) ve Cr(VI) için en yüksek adsorpsiyonun sırasıyla pH 4 ve pH 5'te gerçekleştiği bulmuşlar (Giraldo-Gutiérrez vd., 2008).

Boudrahem ve arkadaşları, kahve atığından $ZnCl_2$ kimyasal aktivasyonu ile hazırladıkları aktif karbonu seyreltik sulu çözeltilerden Pb(II)'nin adsorpsiyonu için kullanmışlar. Temas süresi, Pb(II)'nin başlangıç konsantrasyonu, çözelti pH'ı, iyonik

şiddet ve sıcaklık gibi parametrelerin adsorpsiyona etkilerini incelemişler. 25 °C sıcaklıkta, çözelti pH'sının 5,8 ve konsantrasyonunun 10 mg/L olduğu sulu çözeltiden aktif karbonun maksimum adsorpladığı Pb(II) miktarını 63 mg/g olarak bulmuşlar. Kinetik verileri, yalancı birinci ve yalancı ikinci dereceden kinetik modellerinde değerlendirilerek yalancı ikinci dereceden modele uyduğunu belirtmişler. Ayrıca adsorpsiyon denge verilerini Langmuir, Freundlich ve Temkin izoterm modellerinde değerlendirmişler. Freundlich izoterm modelinin diğerlerinden daha iyi bir uyum sağladığını belirtmişler. Yaptıkları çalışmadan elde ettikleri sonuçlara göre, kahve atığından ürettikleri aktif karbonun sulu çözeltilerden Pb(II) iyonlarını uzaklaştırmada etkili bir adsorplayıcı olduğunu belirtmişler (Boudrahem vd., 2009).

Mouni ve arkadaşları, kayısı çekirdeğinden H₂SO₄ kimyasal aktivasyonu ile aktif karbon hazırlamışlar. Farklı çözelti konsantrasyonlarında, adsorplayıcı boyutunda ve dozunda Pb²⁺ adsorpsiyonu çalışmalarını yapmışlar. Pb²⁺ iyonu adsorpsiyonunun pH'dan büyük ölçüde etkilendiğini belirtmişler. Kayısı çekirdeğinden hazırlanan aktif karbonun çözelti pH'sı 6,0 iken maksimum Pb²⁺ adsorpsiyon kapasitesini gösterdiğini bulmuşlar. Adsorpsiyon denge verilerini Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon izoterm modelleri ile değerlendirmişler. Denge verilerinin Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine iyi uyum sağladığını belirtmişler. Adsorpsiyon kinetik verilerini, yalancı birinci ve yalancı ikinci dereceden kinetik modellerinde değerlendirilerek yalancı ikinci dereceden modele uyduğunu belirtmişler. Hazırladıkları aktif karbonun maksimum adsorpladığı Pb²⁺ iyonu miktarını 21,38 mg/g olarak bulmuşlar (Mouni vd., 2014).

Sajjadi ve arkadaşları, Antep fıstığı atığından sırasıyla NH₄NO₃ ve NaOH ile iki ardışık kimyasal aktivasyonu ile aktif karbon hazırlamışlar. Önce NH₄NO₃ sonrasında NaOH ile aktivasyon aşamalarında emdirme oranı, aktivasyon süresi ve sıcaklığı değiştirilerek L₂₅ Taguchi deney tasarımını kullanmışlar. Hazırladıkları aktif karbonun Pb(II) adsorpsiyonunun denge, kinetik ve termodinamik yönleri üzerinde kapsamlı bir çalışma gerçekleştirmişler. Sonuç olarak, yüksek Pb(II) adsorpsiyon kapasitesine (190,2 mg/g), yüksek adsorpsiyon hızına ve termodinamik uygunluğuna sahip olan aktif karbonun atık sulardan kurşun gideriminde yararlı bir alternatif olduğuna ulaşmışlar (Sajjadi vd., 2019).

Jawad ve arkadaşları, mısır koçanından H_2SO_4 kimyasal aktivasyonu ile aktif karbon hazırlayarak, sulu çözeltiden metilen mavisi (MM) adsorpsiyonu için adsorplayıcı olarak kullanmışlar. Mısır koçanından sentezledikleri aktif karbonun karakterizasyonunu; FTIR, XRD, Brunauer-Emmett-Teller (BET), pH_{pzc} analizleri ile yapmışlar. Adsorplayıcı dozu (0,02-0,20 g), çözelti pH'ı (3-10), başlangıç MM konsantrasyonları (50-300 mg/L) ve temas süresi (0-360 dakika) gibi parametrelerin adsorpsiyona olan etkilerini incelemişler. Denge verilerinin, Langmuir ve Temkin modellerine kıyasla Freundlich modeli ile iyi bir şekilde uyum sağladığını belirtmişler. Mısır koçanından sentezledikleri aktif karbonun 303 K'de maksimum adsorpladığı MB miktarının 216,6 mg/g olduğunu bulmuşlar. Adsorpsiyon kinetik verilerinin, yalancı birinci dereceden kinetik modeline iyi bir şekilde uyum sağladığını belirtmişler. ΔH° , ΔS° ve ΔG° gibi termodinamik adsorpsiyon parametrelerini hesaplayarak, MB'nin aktif karbon yüzeyine adsorpsiyonunun endotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini belirtmişler (Jawad vd., 2018).

Tuli ve arkadaşları, çay atığını H_3PO_4 , KOH ve $ZnCl_2$ ile ayrı ayrı aktive ederek (H-AK), (K-AK) ve (Z-AK) olarak isimlendirdikleri üç farklı aktif karbon sentezlemişler. Aktivasyon için kullandıkları maddelerin, hazırladıkları aktif karbonların fizikokimyasal ve adsorptif özelliklerine olan etkisini incelemişler. Sentezledikleri aktif karbonların karakterizasyonu için FTIR, FESEM, XRD, TGA, BET, SEM/EDX analizlerini yapmışlar. H-AK'ın metilen mavisini (MM) adsorplama kapasitesinin K-AK ve Z-AK'dan daha yüksek olduğunu bulmuşlar. H-AK ve Z-AK için denge adsorpsiyon verilerinin Freundlich izoterm modeline iyi uyum sağladığını, K-AK için ise Langmuir izoterm modeline uyum sağladığını belirtmişler. Tüm adsorplayıcılar için adsorpsiyon kinetik verilerinin yalancı ikinci dereceden kinetik modeline uyum sağladığını belirtmişler (Tuli vd., 2020).

Jawad ve arkadaşları, tropikal meyve olan mangosten kabuklarından aktif karbon (MSKAK) üretmişler. MSKAK hazırlanmasında mikrodalga destekli H_3PO_4 aktivasyonu işlemini uygulamışlar. Yüzey alanı 681,41 m^2/g olan MSKAK'nin mezogözenekli bir yapıya sahip olduğunu belirtmişler. Sentezledikleri aktif karbonu, metilen mavisi (MM) boya gideriminde adsorplayıcı olarak kullanmışlar. MSKAK'nin MM boyar maddesini maksimum adsorplama kapasitesini 163,6 mg/g olarak

bulmuşlar. Ayrıca termodinamik bulgulardan, adsorpsiyonun kendiliğinden ve endotermik olduğunu belirtmişler (Jawad vd., 2022).

Bouchelkia ve arkadaşları, hurma çekirdeklerinden aktif karbon (HÇAK) üretmişler. Sentezledikleri aktif karbonu, fiziko-kimyasal yöntemlerle karakterize etmişler. HÇAK'yi, metilen mavisinin (MM) giderilmesinde düşük maliyetli bir adsorplayıcı olarak kullanmışlar. HÇAK'nin metilen mavisini maksimum adsorplama kapasitesini 387,606 mg/g olarak bulmuşlar. Yalancı ikinci mertebeden kinetik modelin, adsorpsiyon olgusunu daha iyi tanımladığını belirtmişler. Termodinamik ve mekanizma çalışmaları sonucunda, MM adsorpsiyonunun kendiliğinden, endotermik, esas olarak fiziksel nitelikte olduğunu ve elektrostatik, H-bağları ile birlikte π - π istiflenme etkileşimleri gibi yüzey etkileşimleriyle gerçekleştiğini belirtmişler (Bouchelkia vd., 2023).

Vasiraja ve arkadaşları, Hindistan'da bulunan *Prosopis Juliflora* bitkisinin saplarından $ZnCl_2$ kimyasal aktivasyon yoluyla aktif karbon (PJSK) üreterek, tekstil endüstrisi atıklarından metilen mavisi (MM) boyasının uzaklaştırılmasını çalışmışlar. Verim, pH, iletkenlik, nem içeriği, kül içeriği, uçucu madde ve sabit karbon içeriği gibi fiziko-kimyasal özellikleri hesaplamışlar. Ayrıca SEM/EDX, FTIR, BET analizlerini yapmışlar. BET analizi sonucuna göre PSJK'nın yüzey alanının 85.508 m²/g olduğu belirtmişler. 5,4 dk temas süresi ve 85 mg adsorplayıcı dozajı gibi optimum proses parametrelerinde % 99,05 MM adsorpsiyon verimine ulaştıklarını belirtmişler. Ayrıca kinetik verileri, yalancı birinci mertebeden ve yalancı ikinci mertebeden kinetik modellerde değerlendirmişler. Adsorpsiyon kinetiğinin yalancı ikinci mertebeden modeli ile mükemmel bir uyum gösterdiğini belirtmişler. Denge izoterm verilerini Langmuir ve Freundlich denklemlerinde değerlendirmişler. Langmuir denkleminin denge verilerini en iyi şekilde temsil ettiği bulmuşlar. Ayrıca sentezledikleri adsorplayıcının, MB gideriminde dört ardışık adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsünden sonra %73,34'lük bir yeniden kullanım verimliliği gösterdiğini belirtmişler (Vasiraja vd., 2023).

Sun ve arkadaşları, *Arundo donax* Linn bitkisinden $H_4P_2O_7$ (Pirofosforik asit) aktivasyonu ile aktif karbon hazırlamışlar. Optimum hazırlama koşulları belirlemişler.

Gelişmiş mezogözenekli aktif karbon elde etmişler. Sentezledikleri aktif karbonun 1463 m²/g BET yüzey alanına sahip olduğunu belirtmişler. Optimum karbon üzerinde OTC'nin adsorpsiyon termodinamiğini çalışmışlar. Denge izoterm verilerinin Langmuir modeli denge verilerine en iyi şekilde uyduğunu ve OTC'nin sentezlenen aktif karbon üzerindeki adsorpsiyonunun kendiliğinden ve istemli bir süreç olduğunu belirtmişler (Sun vd., 2013).

Gueu ve arkadaşları, Hindistan cevizi (HA) ve palmye (PA) ağacının çekirdek kabuğundan elde edilen aktif karbonlar üzerinde kurşun (Pb) adsorpsiyonunu çalışmışlar. Başlangıç Pb konsantrasyonunun, temas süresinin ve sıcaklığın adsorpsiyon üzerindeki etkilerini incelemişler. Sentezledikleri her iki aktif karbonun adsorpsiyon kapasitelerinin başlangıç kurşun konsantrasyonuyla arttığını belirtmişler. 60 °C'de Pb iyonunun maksimum adsorplanan miktarlarını HA ve PA için sırasıyla 4,38 ve 3,77 mg/g olduğunu bulmuşlar. Maksimum adsorpsiyonların 60 °C, pH 4 ve 100 mg/L'lik bir Pb başlangıç konsantrasyonunda elde edildiğini belirtmişler (Gueu vd., 2007).

Ahmed ve arkadaşları, aktif karbon yüzeyinde sentezlenen karbon nanofiberlerin kurşun iyonlarını (Pb²⁺) gidermek için kullanmışlar. Karbon nanofiber dozunun, pH'ın, temas süresinin ve karıştırma hızının adsorpsiyon kapasitesine etkisini incelemişler. En iyi koşulların; 0,25 g/L nanofiber dozu, 5,5 pH, 60 dakikalık temas süresi ve 200 rpm karıştırma hızı olduğunu belirtmişler. Ayrıca yarı iletken atık su örneğinden kurşun iyonlarının %67'sinin başarılı bir şekilde uzaklaştırıldığını bulmuşlar (Ahmed vd., 2015).

Yue ve arkadaşları, mısır sapı biyokömürü (MSBK), KOH (HMSBK) ve KMnO₄ (MKSBK) ile modifiye edilmiş mısır sapı biyokömürlerini oksitetrasiklin (OTC) giderimi için kullanmışlar. MSBK, HMSBK ve MKSBK'nın OTC'yi maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla değerleri sırasıyla 26,21, 48,30 ve 200,4 mg/g olarak bulmuşlar. OTC gideriminde çok katmanlı yüzey kemisorpsiyonun baskın olduğunu belirtmişler. Kimyasal adsorpsiyonun esas olarak hidrojen bağları, π - π etkileşimi ve kompleksleşmeye dayandığını ifade etmişler (Yue vd., 2023).

Ashiq ve arkadaşları, metoksi modifiye kaoliniti oksitetrasiklin (OTC)'nin sulu ortamdan uzaklaştırılması ve geri kazanılması için yeni adsorplayıcı olarak kullanmışlar. OTC adsorpsiyonu üzerinde pH, iyonik kuvvet, başlangıç konsantrasyonu ve temas süresinin etkisini incelemek için toplu adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirmişler. Metoksi modifiye kaolinitin, OTC'yi maksimum adsorplama kapasitesini 36 mg/g olarak bulmuşlar (Ashiq vd., 2021).

Song ve arkadaşları, Çin'in Tianjin kentindeki atıksu arıtma tesisinden aktif çamur temin etmişler. Oksitetrasiklinin (OTC) aktif çamur üzerindeki adsorpsiyon mekanizmasını araştırmışlar. Oksitetrasiklinin (OTC) aktif çamur üzerindeki adsorpsiyonunu Langmuir, Freundlich ve Temkin izoterm modellerinde değerlendirmişler. En iyi uyumun Freundlich modeli olduğunu belirtmişler. Aktif çamurun OTC'yi maksimum adsorplama kapasitesini 90,9 mg/g olarak bulmuşlar. Adsorpsiyon sürecinin pH'a oldukça bağımlı olduğu ifade etmişler. FTIR ve XPS analizlerine göre, OTC'nin aktif çamur üzerindeki adsorpsiyon mekanizmalarının kation değişimi ve yüzey kompleksleşmesi olduğunu ifade etmişler (Song vd., 2014).

Harja ve arkadaşları, hidroksiapatit (HA) nanoparçacıklı adsorplayıcı malzeme olarak kullanarak, oksitetrasiklinin (OTC) sulu ortamdan adsorpsiyonu üzerine bir çalışma yapmışlar. Maksimum OTC uzaklaştırma oranını %97,58 olarak bulmuşlar. OTC'nin, HA üzerindeki adsorpsiyonunun yalancı ikinci mertebeden kinetik modeline daha iyi uyum sağladığını belirtmişler. Yüzey kompleksleşmesinin, OTC'nin HA üzerindeki adsorpsiyonunun ana mekanizması olduğunu ifade etmişler. Elde ettikleri sonuçlara göre, adsorplayıcı olarak hidroksiapatit (HA) kullanımının OTC adsorpsiyonu için uygun olduğunu belirtmişler (Harja vd., 2018).

Gao ve arkadaşları, Grafen oksiti (GO), tetrasiklin antibiyotiğinin sulu çözeltiden uzaklaştırılması için kullanmışlar. Tetrasiklinin, π - π etkileşimi ve kation- π bağı yoluyla GO yüzeyine güçlü bir şekilde bağlandığını belirtmişler. Adsorpsiyon izotermi Langmuir ve Temkin modellerinde değerlendirmişler. İzoterm verilerinin Langmuir modeline daha iyi uyum sağladığını ve hesaplanan adsorpsiyon kapasitesinin maksimum değerinin 313 mg/g olduğunu belirtmişler. Ayrıca adsorpsiyon kinetiğinin, yalancı ikinci mertebe modeline mükemmel şekilde

uyduğunu ifade etmişler. Tetrasiklinin GO üzerindeki adsorpsiyon kapasitesinin pH ve Na⁺ konsantrasyonunun artmasıyla azaldığını belirtmişler (Gao vd., 2012).

Zhang ve arkadaşları, sulu çözeltiden oksitetrasiklin (OTC) ve tetrasiklinin (TC) uzaklaştırılması için birlikte çöktürme yöntemini kullanarak Fe₃O₄@grafen (Fe₃O₄@G) manyetik nanokompozitini sentezlemişler. OTC ve TC'nin adsorpsiyon izotermi ve kinetiklerini incelemişler. Ayrıca Fe₃O₄@G dozajının, çözelti pH'ının ve iyon gücünün adsorpsiyon süreci üzerindeki etkisini de değerlendirmişler. Adsorpsiyon denge verilerine göre Langmuir modelinin Freundlich modelinden daha iyi uyduğunu ve iyi bir adsorpsiyon hız sabitiyle adsorpsiyon sürecini tanımlamak için sözde birinci dereceden modelin, sözde ikinci dereceden modele göre daha uygun olduğunu belirtmişler. Fe₃O₄@G'nin göl, musluk ve havuz suyundaki OTC'yi giderim verimlerini sırasıyla %95,45, %96,68, %89,82 ve TC'yi giderim verimlerini ise sırasıyla %98,77, %98,23 ve %89,09 olarak bulmuşlar. Hazırlamış oldukları kompozitin sulu çözeltiden tetrasiklin antibiyotiklerin uzaklaştırılması için umut vadeden bir materyal olarak değerlendirilebileceğini ifade etmişler (Zhang vd., 2017).

Fuat ve Cumali, yabani otlardan elde edilen biyokömür ve manganerit ferrit nanopartiküllerinin (MnFe₂O₄) birlikte kimyasal çöktürme yöntemini kullanarak manyetik olarak ayrılabilen magnetic biyokömür nanokompoziti sentezlenmişler. MYOK'un doygunluk mıknatıslanma değerini 19.7 emu/g olarak bulmuşlar. Ayrıca sulu çözeltiden Pb(II) adsorpsiyonunu çalışmışlar. Optimum adsorpsiyon koşullarını belirlemek amacıyla, çözelti pH'ı, Pb(II) konsantrasyonu, etkileşim süresi ve sıcaklık gibi parametrelerin etkilerini çalışmışlar. Kinetik ve izoterm adsorpsiyon verilerinin sırasıyla Langmuir izoterm ve yalancı ikinci mertebeden kinetik modellerle iyi uyumlu olduğu bulmuşlar. magnetic nanokompoziti'nin maksimum Pb(II) adsorpsiyon kapasitesinin biyokömür'e göre yaklaşık 2,6 kat daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. Adsorpsiyon sırasında gerçekleşen etkileşimin doğasını açıklamak amacıyla hesaplamış oldukları ΔG° , ΔH° , ΔS° gibi termodinamik parametrelerden, sürecin endotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini belirtmişler (Fuat ve Cumali 2021).

Chen ve arkadaşları, Çin'in Hunan eyaletindeki atık su arıtma tesisinden temin ettikleri çamurdan MnFe₂O₄ kompozitleri ile hidrotermal çamur biyokömürü hazırlamışlar.

Özgül yüzey alanının $129,29 \text{ m}^2/\text{g}$ ve doygunluk mıknatıslanma değerinin 29.24 emu/g olduğunu belirtmişler. Sulu fazdan kurşunu adsorbe ettiği maksimum miktarı 174.216 mg/g olarak bulmuşlar (Chen vd.,2021).

Kardar ve arkadaşları, MnFe_2O_4 ve takovit alüminosilikat mineralini birlikte çöktürme yöntemi ile manyetik takovit-alüminosilikat adsorplayıcıyı sentezlemişler. Sentezledikleri nanokompoziti, çeşitli matrislerden Pb^{2+} iyonlarının ön derişimine uygulamışlar. Numune pH'ı, temas süresi, adsorplayıcı miktarı ve numune hacmi gibi ön derişim verimliliğini etkileyen çeşitli parametreleri incelemişler. Ön derişim yönteminin hızlı, basit ve etkili olduğunu belirtmişler. Adsorplayıcının maksimum adsorpsiyon kapasitesini $69,9 \text{ mg/g}$ olarak bulmuşlar. Önerdikleri yöntemin su ve gıda örneklerinde eser miktarda bulunan Pb^{2+} iyonlarının tayininde başarıyla uygulandığını ifade etmişler (Kardar vd., 2016).

Ren ve arkadaşları, homojen mikrokariştirme tekniği ile hidrojen bağı kurularak hızlı ve başarılı bir şekilde CoFe_2O_4 -graphene oksit ($\text{CoFe}_2\text{O}_4\text{-GO}$) hazırlamışlar. Homojen mikro karıştırmanın, iyi dağılılabirliğine en çok katkıda bulunan etken olduğunu belirtmişler. $\text{CoFe}_2\text{O}_4\text{-GO}$ 'yu, Pb(II) adsorpsiyonunda kullanmışlar. $\text{CoFe}_2\text{O}_4\text{-GO}$ 'nun Pb(II) üzerindeki adsorpsiyon davranışını Langmuir izoterm modeli ve Elovich modeli ile tanımlamışlar. 1000 mg/mL 'lik başlangıç Pb(II) konsantrasyonunda ve pH 6'da $\text{CoFe}_2\text{O}_4\text{-GO}$ 'nun maksimum adsorplama kapasitesini $459,8 \text{ mg/g}$ olarak bulmuşlar (Ren vd., 2023).

Gao ve arkadaşları, sudan Pb(II) giderimi için etkili bir adsorplayıcı görevi gören yeni L-sistein modifiyeli MnFe_2O_4 nanokompoziti ($\text{MnFe}_2\text{O}_4\text{-Cys}$) sentezlemişler. Yüksek yerçekimi teknolojisiyle, çarpan akışlı dönen dolgulu yatak (IS-RPB) reaktörünü kullanarak hazırlanan $\text{MnFe}_2\text{O}_4\text{-Cys}$ 'nin, geleneksel karıştırma reaktöre kıyasla daha yüksek kristalliğe ve doygunluk mıknatıslanmaya ($57,16 \text{ emu/g}$) sahip olduğunu belirtmişler. $\text{MnFe}_2\text{O}_4\text{-Cys}$ 'nin BET özgül yüzey alanının $169,63 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirtmişler. Pb(II) 'nin $\text{MnFe}_2\text{O}_4\text{-Cys}$ üzerindeki adsorpsiyon davranışını, sırasıyla yalancı ikinci mertebeden kinetik ve Temkin izoterm modelleri ile uyumlu olduğunu belirtmişler. Maksimum adsorpsiyon kapasitesini $137,45 \text{ mg/g}$ olarak bulmuşlar (Gao vd., 2022).

Ahmed ve Ahmaruzzaman, kimyasal çöktürme tekniğini kullanarak Fe_3O_4 -kömür kompozitini sentezlemişler ve bunu sulu çözeltiden metilen mavisi adsorpsiyonu için kullanmışlar. Sentezledikleri kompozitin, $387,3 \text{ m}^2/\text{g}$ yüzey alanına sahip mezogözenekli bir yapıya sahip olduğunu belirtmişler. Ayrıca kompozitin doygunluk miknatıslanma değerinin $14,85 \text{ emu/g}$ olduğunu belirtmişler. Fe_3O_4 -kömür kompozitinin, metilen mavisini maksimum adsorplama kapasitesini 97.49 mg/g olarak bulmuşlar. Yalancı ikinci dereceden kinetik modelinin ve Temkin izotermine, adsorpsiyon verilerini en iyi şekilde temsil ettiğini belirtmişler (Ahmed ve Ahmaruzzaman 2015).

Fan ve arkadaşları, manyetik kitosan/grafen oksitten oluşan yeni bir manyetik kompozit sentezlemişler. Metilen mavisine karşı manyetik adsorplayıcı olarak kullanmışlar. Manyetik kompozit biyoadsorplayıcıyı SEM, FTIR ve XRD ölçümleri ile karakterize etmişler. Manyetik kitosan/grafen oksit üzerindeki metilen mavisi adsorpsiyonuna pH, temas süresi ve sıcaklık gibi parametrelerin etkisini araştırmışlar. Kinetik verilerin, yalancı ikinci mertebeden kinetik modele uyum sağladığını belirtmişler. Denge verilerinin Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri ile iyi bir şekilde modellenmişler. Maksimum adsorplama kapasitesini $180,8 \text{ mg/g}$ olarak bulmuşlar (Fan vd., 2012).

Rubangakene ve arkadaşları, yeşil bezelye kabuklarından, yeşil bezelye biyokömürünü ve birlikte çöktürme sentez yöntemi ile nano-ferromanyetik yeşil bezelye esaslı biyokömürünü sentezlemişler. Sentezlemiş oldukları malzemeleri, metilen mavisi boyar maddesinin adsorpsiyonunda kullanmışlar. Her bir adsorplayıcının, metilen mavisi giderim kapasitesini, malzeme dozajı ($50\text{-}250 \text{ mg}/150 \text{ mL}$), pH ($2\text{-}12$), başlangıç derişimini ($50\text{-}250 \text{ mg/L}$), temas süresi ($0\text{-}90 \text{ dk}$) ve sıcaklık ($20\text{-}60 \text{ }^\circ\text{C}$) gibi çeşitli parametrelerde değerlendirmişler. Onların sırasıyla 0.6836 , $372,54$ ve $147,88 \text{ m}^2/\text{g}$ BET yüzey alanlarına sahip olduğunu belirtmişler ve ayrıca metilen mavisini maksimum adsorplama miktarlarını $163,93$, $217,4$ ve $175,44 \text{ mg/g}$ olarak bulmuşlar (Rubangakene vd., 2023).

Adeogun, manganer ferrit tozu üzerine desteklenmiş aktif kömürün (AC-MnFe₂O₄), sulu çözeltiden metilen mavisini uzaklaştırılmasındaki potansiyelini araştırmıştır. Başlangıç metilen mavisini derişimini, pH ve sıcaklık gibi çeşitli parametrelerinin adsorpsiyon sürecine olan etkilerini incelemiştir. Metilen mavisinin AC-MnFe₂O₄ üzerindeki adsorpsiyonu için optimum koşulların zamana ve pH'a bağlı olduğunu bulmuştur. Kinetik süreci, sözde ikinci mertebeden modelin, İzoterm sürecini ise Freundlich izoterm modelinin en iyi şekilde açıkladığını göstermiştir. AC-MnFe₂O₄'ün metilen mavisini maksimum adsorplama miktarını 77,4 mg/g olarak bulmuştur (Adeogun 2020).

Tran ve arkadaşları, metilen mavisinin grafen esaslı nanokompozit adsorplayıcı üzerindeki adsorpsiyonu, kinetik ve termal parametreler açısından değerlendirmişler. Basit bir elektrokimyasal yöntem kullanarak atık kuru pil elektrodundan grafen (Gr) hazırlamışlar ve hazırlanan grafeni, basit bir eş-çöktürme yöntemi ile Fe₃O₄/kitosan/grafen nanokompozitinin üretiminde kullanılmışlar. Kinetik verilerinin yalancı ikinci mertebeden modele uyum sağladığını belirtmişler. ΔH°'nin pozitif değeri (27,348 kJ/mol) ile sürecin endotermik nitelikte olduğunu ve ΔG°'nin tüm sıcaklıklardaki negatif değerleri ile de adsorpsiyon olgusunun kendiliğinden meydana geldiğini ifade etmişler (Tran vd., 2020).

Wu ve arkadaşları, atık bambu tozundan polietilenimin ile modifiye edilmiş manyetik gözenekli biyokömürden oluşan yeni bir adsorplayıcı sentezlemişler. Atık sudaki kongo kırmızısının giderilmesinde kullanmışlar. Adsorpsiyon sürecinin, Elovich kinetik modeline uygun olduğunu ve hız kontrol adımının birden fazla aşama ile belirlendiğini ifade etmişler. Ayrıca adsorpsiyon izoterm verilerinden, Adsorpsiyonunun Freundlich izoterm modeline iyi uyduğunu belirlemişler. Termodinamik açıdan adsorpsiyon sürecinin endotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini belirtmişler. Adsorplayıcının maksimum adsorpsiyon kapasitesini 435.9 mg/g olarak bulmuşlar (Wu vd., 2021).

Liang ve arkadaşları, CoFe₂O₄/aktif karbon kompoziti kolay, tek adımlı ve düşük sıcaklıkta geri akışlama yoluyla hazırlamışlar. Kompoziti, gentian mor boyar maddesinin giderilmesinde adsorplayıcı olarak test etmişler. Adsorpsiyon sürecine

iyonik şiddet, sıcaklık, çözelti pH'ı, adsorplayıcı dozajı, temas süresi ve başlangıç GM konsantrasyonunun etkilerini araştırmışlar. Adsorpsiyon sürecini yalancı ikinci mertebeden kinetik model ile tanımlamışlar. Denge adsorpsiyon verilerinin Langmuir modeline iyi uyum sağladığını ve maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 303 K'de 184,2 mg/g olduğu bulmuşlar. Termodinamik verilere göre, adsorpsiyonun kendiliğinden, fiziksel ve endotermik bir süreç olduğunu belirtmişler (Liang vd., 2019).

Al-Musawi ve arkadaşları, çok duvarlı karbon nanotüpü CoFe₂O₄ nanopartikülleri ile kaplayarak MWCNT/CoFe₂O₄ sentezlemişler ve bisfenol A giderimi için adsorplayıcı olarak kullanmışlar. pH (3-11), başlangıç derişimini (25-100 mg/L), adsorplayıcı dozajının (0,1-1,5 g/L), temas süresinin (0-240 dk) ve sıcaklığın (283-328 K) adsorpsiyon üzerindeki etkisini araştırmışlar. Bisfenol A gideriminde, en iyi sonucu (%99) asidik koşullarda (pH=3) elde ettiklerini ve denge durumuna 150 dakikalık temas süresinde ulaştıklarını belirtmişler. Adsorpsiyon izoterm ve kinetik verilerinin sırasıyla Langmuir ve yalancı ikinci mertebeden modellerine uyduğunu ifade etmişler. Sentezlenen nanokompozitin maksimum bisfenol A adsorplama kapasitesinin 328 K'de 416,6 mg/g olduğu bulmuşlar. Optimum koşullar altında %99 oranında bisfenol A giderim verimini elde ettiklerini belirtmişler (Musawi vd., 2022).

Jiang ve arkadaşları, toksik olmayan Suaeda biyokömüründen manyetik biyokömür hazırlamışlar ve sudan oksitetrasiklin uzaklaştırılmasında kullanmışlar. Manyetik biyokömürün adsorpsiyon kapasitesini 82,8 mg/g bulmuşlar. Sentezledikleri manyetik biyokömürün doygunluk mıknaatıslanma değerin 16,2 emu/g olduğunu belirtmişler. Ayrıca, adsorpsiyon mekanizmasının H-bağları, π - π , elektrostatik ve kompleksleşmeyi içerdğini belirtmişler (Jiang vd., 2024).

Feng ve arkadaşları, sarımsak kabuğundan tek aşamalı pirolizle manyetik biyokömür (MASB) sentezlemişler ve paraben, oksitetrasiklin, metronidazol adsorpsiyonu için kullanmışlar ve maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla 415, 822 ve 287 mg/g olarak bulmuşlar (Feng vd., 2022).

Ai ve arkadaşları, manyetik ayırma performansına sahip yeni bir adsorplayıcı olan montmorillonit/CoFe₂O₄ kompozitini, kolay, tek adımlı, düşük sıcaklıkta geri akışlama yöntemiyle hazırlamışlar. Kompozitin adsorpsiyon özelliklerini, adsorbat olarak metilen mavisini kullanarak incelemişler. Çözelti pH'ının, başlangıç derişiminin, temas süresinin ve sıcaklığın etkilerini araştırmışlar. İzoterm ve kinetik verilerinin sırasıyla Langmuir ve yalancı ikinci mertebeden modellerine uyum gösterdiğini ifade etmişler. Maksimum adsorplama kapasiteni 97,75 mg/g olarak bulmuşlar (Ai vd., 2011).

Fan ve arkadaşları, tetraetilenpentamin ile modifiye edilmiş kitosan/CoFe₂O₄ parçacıkları hazırlamışlar. Pb(II) ve Cu(II) iyonlarının adsorpsiyonunu incelemişler. Hazırlamış oldukları parçacıkların doygunluk mknatıslanma değerin 63,83 emu/g olduğunu belirtmişler. Adsorpsiyon kinetiğinin yalancı ikinci mertebeden kinetik modeli ile uyumlu olduğunu ifade etmişler. Adorpsiyon izotermelerini, Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinde değerlendirmişler. Hem Cu(II) hem de Pb(II) adsorpsiyonu için Langmuir modelinin daha iyi uyum sağladığını belirtmişler. Cu(II) ve Pb(II)'yi maksimum adsorplama kapasitesinin sırasıyla 168,1 ve 228,3 mg/g olduğunu bulmuşlar (Fan vd., 2017).

Wang ve arkadaşları, fıstık kabuğundan aktive edici madde olarak hidroklorik asit kullanarak tek adımlı bir yöntemle düşük maliyetli manyetik aktif karbon sentezlemişler. Metilen mavisinin giderilmesindeki etkinliğini araştırmışlar. İzoterm ve kinetik verilerinin sırasıyla Langmuir ve yalancı ikinci mertebeden modellerine uyduğunu ifade etmişler. Denge verilerinin en iyi şekilde Langmuir izotermi ile temsil edildiğini ve 298 K'de maksimum tek tabaka adsorpsiyon kapasitesinin 201,6 mg/g olduğunu bulmuşlar. Termodinamik verilerine göre adsorpsiyonun kendiliğinden ve endotermik bir süreç olduğunu belirtmişler (Wang vd., 2018).

Saning ve arkadaşları, çelik üretimi sonucunda elde edilen demir hurdasından manyetik kompozit üretmişler. Kompoziti, demir hurdası ve ticari aktif karbonu kalsiyum aljinat jeline dahil ederek hazırlamışlar. Hazırladıkları bu manyetik kompoziti atık sulardan metilen mavisi ve kurşun (II) iyonlarını gidermek için kullanmışlar. Adsorplayıcının, Langmuir izoterm modelinden hesaplanan maksimum

adsorpsiyon kapasitesini metilen mavisi için 476,2 mg/g ve kurşun (II) iyonları için 163,9 mg/g olarak bulmuşlar (Saning vd., 2024).

Wang ve arkadaşları, manyetik asfalt esaslı aktif karbonu (MAAK), kolay tek adımlı bir yöntemle hazırlamışlar ve metilen mavisi adsorpsiyonu için kullanmışlar. 2880 m²/g BET yüzey alanına, 1.,809 cm³/g toplam gözenek hacmine ve 15,81 emu/g doygunluk miktarıyla donatılmaya sahip olduğunu belirtmişler. Maksimum metilen mavisi adsorplama kapasitesini 710 mg/g olduğunu bulmuşlar. Langmuir izoterminin ve yalancı ikinci mertebeden kinetik modelin deneysel verilere en iyi şekilde uyduğunu belirtmişler. Elde ettikleri termodinamik parametrelerden adsorpsiyon sürecinin kendiliğinden ve endotermik olduğunu ifade etmişler (Wang vd., 2023).

Huang ve arkadaşları, manyetik grafen oksit ve MgAl katmanlı çift hidroksit nanokompozitini tek kapta basit bir solvotermal yöntemle sentezlemişler. Özgül yüzey alanının 78,1 m²/g olduğunu belirtmişler. Sulu çözeltilerdeki kurşun (Pb²⁺), bakır (Cu²⁺) ve kadmiyum (Cd²⁺) adsorpsiyonunda kullanmışlar. İzoterm ve kinetik verilerinin sırasıyla Langmuir ve yalancı ikinci mertebeden modellerine uyduğunu belirtmişler. Maksimum Pb²⁺, Cu²⁺ ve Cd²⁺ adsorplama kapasitesini sırasıyla 192,3, 23,0 ve 45,1 mg/g olduğunu bulmuşlar (Huang vd., 2018).

Zhou ve arkadaşları, makademya fındık kabuklarından FeCl₃ destekli manyetik biyokömür hazırlamışlar ve sulu çözeltiden Cu²⁺ ve Pb²⁺ giderimi için kullanmışlar. Adsorpsiyon kinetik ve izoterm verilerinin yalancı ikinci mertebeden kinetik ve Langmuir modeliyle iyi uyum gösterdiğini belirtmişler. Adsorplayıcının, Langmuir izoterm modelinden hesaplanan maksimum adsorpsiyon kapasitesini Cu²⁺ için 339,8 mg/g ve Pb²⁺ için 200,4 mg/g olarak bulmuşlar (Zhou vd., 2024).

Yahya ve arkadaşları, badem kabuklarından hazırladıkları aktif karbonu kobalt ferrit destekli manyetik aktif karbona dönüştürerek, atık sudan Cr(II) ve Pb(II) iyonlarının uzaklaştırılmasında kullanmışlar. İzoterm verilerin Freundlich modeline daha iyi uyum sağladığını bulmuşlar. Her iki metal için elde edilen kinetik verilerin yalancı ikinci mertebeye modeline daha iyi uyum sağladığını belirtmişler. Maksimum Pb(II) ve

Cr(II)'yi adsorplama kapasitesini sırasıyla 6,3 ve 23,6 mg/g olarak bulmuşlar (Yahya vd., 2020).

Eniola ve arkadaşları, sulu çözeltiden oksitetrasiklin hidroklorür antibiyotiğinin adsorptif olarak uzaklaştırılması için modifiye edilmiş bakır ferrit/NiMgAl katmanlı çift hidroksit ($\text{CuFe}_2\text{O}_4/\text{NiMgAl-LDH}$) kompoziti geliştirmişler. Çözelti pH'sının, başlangıç derişiminin, tepkime süresinin ve sıcaklığın adsorpsiyona olan etkilerini incelemişler. Hazırlanan malzemelerin maksimum adsorpsiyon kapasitelerini; $\text{CuFe}_2\text{O}_4/\text{NiMgAl-LDH}$ kompoziti (192 mg/g) > NiMgAl-LDH (48,7 mg/g) > CuFe_2O_4 (44,6 mg/g) şeklinde sıralamışlar. Adsorpsiyon kinetik ve izoterm verilerinin yalancı ikinci mertebeden kinetik ve Langmuir modeliyle iyi uyumlu olduğunu belirtmişler. Termodinamik verilerden adsorpsiyon sürecinin kendiliğinden ve endotermik olduğunu belirtmişler (Eniola vd., 2020).

Gao ve arkadaşları, mısır saplarından hazırlamış oldukları biyokömürün, oksitetrasiklin adsorpsiyon kapasitesini arttırmak amacıyla nano-manganezdioksit (nMnO_2) ile modifiye edilmiş biyokömürü sentezlemişler. Biyokömür ile onun modifeye edilmiş hali karşılaştırıldığında oksitetrasilini adsorplama kapasitesini 0,0151 mmol/g'dan 0,0867 mmol/g'a yükseldiğini belirtmişler (Gao vd., 2018).

Roosta ve arkadaşları, aktif karbon üzerine yüklenen altın nanopartikülleri ile adsorpsiyon yoluyla sulu çözeltiden metilen mavisinin uzaklaştırılmasının optimizasyonunu çalışmışlar. Sentezledikleri nanomalzemeyi SEM, XRD ve BET gibi farklı teknikler kullanarak karakterize etmişler. Adsorpsiyon kinetik ve izoterm verilerinin yalancı ikinci mertebeden kinetik ve Langmuir modeliyle iyi uyumlu olduğunu ifade etmişler (Radushkevich vd., 2014).

Lakkaboyana ve arkadaşları, sulu çözeltiden metilen mavisi giderimi için aktif karbon (AK@CuO-NTs) üzerine dekore edilmiş bakır oksit nanotellerinin sentezlemişler. Adsorpsiyon denge deneysel verilerine göre, 328 K'de maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 141,7 mg/g olduğunu ve Langmuir izoterm modeline uygun olduğunu ifade etmişler. Termodinamik sonuçlara göre adsorpsiyon sürecinin kendiliğinden ve endotermik yapıda olduğunu belirtmişler (Lakkaboyana vd., 2019).

Gan ve arkadaşları, iki boyutlu grafen benzeri $\text{TiO}_2@\text{C}$ nanotabakaları hazırlamışlar ve metilen mavisi ile Pb^{2+} adsorpsiyonunda kullanmışlar. $417 \text{ m}^2/\text{g}$ yüzey alanına sahip olduğunu belirtmişler. Maksimum Pb^{2+} ve MM'yi adsorplama kapasitesini sırasıyla 444,8 ve $417 \text{ m}^2/\text{g}$ olarak bulmuşlar (Gan vd., 2019).

Chella ve arkadaşları, grafen manganez ferrit kompoziti ($\text{MnFe}_2\text{O}_4\text{-G}$) solvotermal bir işlemle sentezlemişler. Sulu çözeltiden Pb(II) ve Cd(II) iyonlarının adsorpsiyonunu test etmişler. Pb(II) ve Cd(II) iyonları için maksimum adsorplama kapasitesini sırasıyla 100 ve $76,9 \text{ mg/g}$ olarak bulmuşlar (Chella vd., 2015).

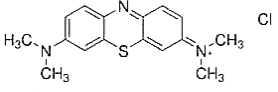
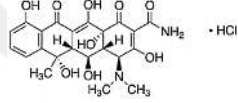
Shi ve arkadaşları, ceviz kabuklarından piroliz işlemiyle biyokömürden gözenekli bir adsorplayıcı hazırlamışlar ve tetrasiklinin uzaklaştırılmasında kullanmışlar. Özgül yüzey alanının $1713,9 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğunu belirtmişler. Maksimum oksitetrasilin adsorplama kapasitesini 607 mg/g olarak bulmuşlar. Yalancı ikinci dereceden kinetik ve Langmuir izoterm modellerinin, adsorpsiyon sürecini tanımlamak için uygun olduğunu belirtmişler (Shi vd., 2023).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1 Kullanılan Kimyasallar

AK üretiminde aktive edici madde olarak K_2CO_3 ; $MnFe_2O_4$ -ÇAK üretimi için $FeCl_3$, $MnCl_2$, $NaOH$; $CoFe_2O_4$ -ÇAK üretimi için $(Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O)$, $(Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O)$, $NaOH$; $CuFe_2O_4$ -ÇAK üretimi için $CuCl_2$, $FeCl_3$, $NaOH$; adsorpsiyon performansını test etmek için adsorplanan olarak MM, OTS, Pb(II); Boehm titrasyonu için $NaHCO_3$, $NaOH$, HCl , Na_2CO_3 , $C_{14}H_{14}N_3NaO_3S$, $C_{10}H_{14}O_4$ kullanıldı. Kimyasallar Sigma-Aldrich şirketinden temin edildi. Ayrıca, MM, OTS ve Pb(II)'nin özellikleri Tablo 3.1'de gösterilmiştir. AK üretiminde kullanılan yüksek saflıktaki azot gazı ile atomik adsorpsiyon cihazında ölçüm alınırken kullanılan yüksek saflıktaki asetilen gazı Diyarbakır MSG firmasından temin edildi.

Tablo 3.1 MM, OTS ve Pb(II)'nin genel özellikleri

	MM	OTS
Kimyasal yapısı:		
Kimyasal sınıfı:	Katyonik boya	Antibiyotik
Molekül formülü:	$C_{16}H_{18}ClN_3S \cdot 3H_2O$	$C_{22}H_{24}N_2O_9 \cdot HCl$
Molekül ağırlığı (g/mol):	319,86	496,89
Çözünürlük (g/L)	43,6	6,9
İyonlaşma:	Bazik	Asidik, bazik, zwitter iyon
Moleküler boyutu (nm)	$1,43 \times 0,61 \times 0,4$	$1,26 \times 0,82 \times 0,53$
λ_{max} (nm):	665	274

	Pb(II)
Kimyasal sınıfı:	Ağır metal
Molekül ağırlığı (g/mol):	207,2
Çözünürlük (g/L)	543
Standart indirgenme potansiyeli (eV):	-0,130
İyonik yarıçap (nm):	0,181
λ_{max} (nm):	283

3.2 Çörekotu Posasından Aktif Karbon ve Onun Mangan, Kobalt ve Bakır Ferrit Kompozit Materyallerinin Sentezlenmesi

Çörekotu posasından aktif karbon materyalinin sentezlenmesi:

Adsorplayıcı olarak kullanılacak AK'nin hazırlanmasında hammadde olarak endüstriyel işlenmiş çörekotu posası kullanıldı. Çörekotu posaları, Diyarbakır'da bulunan yerel bir çörek otu yağı üretim tesisinden temin edildi. Posalar, kirlilikten arındırılmak amacıyla çeşme suyu ile birçok kez yıkandı. Sonrasında ultra saf su ile durulanarak oda sıcaklığında kurutuldu. AK'lerin hazırlanmasında, kimyasal aktivatör olarak K_2CO_3 kullanıldı. AK'nin hazırlama koşullarını optimize etmek için, kimyasal aktivatör emdirme oranı ($g_{K_2CO_3}/g_{ÇP}$), sıcaklık ve sürenin hazırlanan AK'lerin gözenek karakteristiklerine olan etkileri incelendi. Bu etkilerin optimizasyonu, her bir koşul için 77 K'de belirlenen azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı eğrilerinden belirlenen S_{BET} , V_T , V_m , V_M , $\%V_m$, $\%V_M$ ve D_p değerlerine bağlı olarak gerçekleştirildi. AK'lerin hazırlanması aşağıda belirtilen koşullarda gerçekleştirildi.

Kimyasal aktivatörün emdirme oranı etkisini incelemek için; çörek otu posası ile K_2CO_3 kimyasal aktivatörü ağırlıkça ($g_{K_2CO_3}/g_{ÇP}$) (1:1, 2:1, 3:1 ve 4:1) emdirme oranlarında karıştırılarak çamurumsu hale getirildi ve etkileşmenin tamamlanması için etüvde 105 °C sıcaklıkta 24 saat bekletildi. Sonra 500 °C sıcaklıkta ve 100 mL/dk akış hızında %99,9 saflıktaki N_2 gazı ortamında tüp fırında AK'ler hazırlandı. Hazırlanan AK'ler, suda çözünmeyen kül ve diğer safsızlıkların içeriğini gidermek için 0,1 mol/L HCl ile 1 saat 100 °C karıştırıldıktan sonra süzüldü ve ortam pH'sı ultra saf su yaklaşık pH'sına gelinceye kadar yıkandı. Daha sonra bir gece 105°C etüvde kurutuldu ve 100-140 mesh boyut aralığına getirildi. Hazırlanan AK'ler AK1, AK2, AK3, AK4 olarak simgelendirildi.

Karbonizasyon/aktivasyon sıcaklığı etkisini incelemek için; çörek otu posası belirlenen optimal karbonizasyon/aktivasyon emdirme oranı olan 1:1 oranında K_2CO_3 ile doyurularak yine 100 mL/dk akış hızında %99,9 saflıktaki N_2 gazı ortamında sırasıyla 500, 600, 700, 800, 900, 1000 °C sıcaklıklarında karbonize/aktivize edildi. Hazırlanan AK'lar AK500, AK600, AK700, AK800, AK900, AK1000 olarak simgelendi.

Karbonizasyon/aktivasyon süresi etkisini incelemek için; çörek otu posası 1:1 oranında K_2CO_3 ile doyurularak 100 mL/dk akış hızında %99.9 saflıktaki N_2 gazı ortamında belirlenen optimal karbonizasyon/aktivasyon sıcaklığı olan 900 °C’ de sırasıyla 0,5, 1, 2, 3 saat karbonize/aktivize edildi. Hazırlanan AK’ler AK0,5s, AK1,0s, AK2,0s, AK3,0s olarak simgelendi. Bu işlemlerden sonra sentezlenen materyal ÇAK olarak isimlendirildi.

Çörekotu posasından mangan ferrit kompozit materyalinin sentezlenmesi:

Çörekotu posasından mangan ferrit kompozit materyali, mikrodalga destekli birlikte çöktürme yöntemi kullanılarak sentezlendi (Prabhakaran vd., 2018). Öncelikle 2,5 M 20 ml sulu NaOH çözeltisi hazırlandı ve 1:2 mol oranında 40 ml $FeCl_3$ ve $MnCl_2$ çözeltisi karışımı ile karıştırıldı. Bu karışım 100 ml hacimli teflon behere aktarıldı. Manyetik karıştırıcı üzerine alınan teflon beher içerisine 0,39 g ÇAK eklendi ve yarım saat boyunca karıştırıldı. Daha sonra teflon beher, 3 dk boyunca 600 W gücündeki mikrodalga ışınlamasına bırakıldı. Koyu kahve renkli bu karışım süzüldü, yaklaşık pH’ı 7 oluncaya dek ultra saf su ile yıkandı, etüv içerisinde 105 °C’ de 24 saat kurutuldu. Kurutulan numune $MnFe_2O_4$ -ÇAK olarak kodlanarak koyu renkli bir cam malzeme içerisinde muhafaza edildi.

Çörekotu posasından kobalt ferrit kompozit materyalinin sentezlenmesi:

Çörekotu posasından kobalt ferrit kompozit materyali, mikrodalga destekli birlikte çöktürme yöntemi kullanılarak sentezlendi (Prabhakaran vd., 2018). Öncelikle 2,5 M 20 ml sulu NaOH çözeltisi hazırlandı ve 1:2 mol oranında 40 ml $Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$, $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ çözeltisi karışımı ile karıştırıldı. Bu karışım 100 ml hacimli teflon behere aktarıldı. Manyetik karıştırıcı üzerine alınan teflon beher içerisine 0,39 g ÇAK eklendi ve yarım saat boyunca karıştırıldı. Daha sonra teflon beher, 3 dk boyunca 600 W gücündeki mikrodalga ışınlamasına bırakıldı. Koyu kahve renkli bu karışım süzüldü, yaklaşık pH’ı 7 oluncaya dek ultra saf su ile yıkandı, etüv içerisinde 105 °C’ de 24 saat kurutuldu. Kurutulan numune $CoFe_2O_4$ -ÇAK olarak kodlanarak koyu renkli bir cam malzeme içerisinde muhafaza edildi.

Çörekotu posasından bakır ferrit kompozit materyalinin sentezlenmesi:

Çörekotu posasından bakır ferrit kompozit materyali, mikrodalga destekli birlikte çöktürme yöntemi kullanılarak sentezlendi (Prabhakaran vd., 2018). Öncelikle 2,5 M 20 ml sulu NaOH çözeltisi hazırlandı ve 1:2 mol oranında 40 ml FeCl_3 ve CuCl_2 çözeltisi karışımı ile karıştırıldı. Bu karışım 100 ml hacimli teflon behere aktarıldı. Manyetik karıştırıcı üzerine alınan teflon beher içerisine 0,39 g ÇAK eklendi ve yarım saat boyunca karıştırıldı. Daha sonra teflon beher, 3 dk boyunca 600 W gücündeki mikrodalga ışınlamasına bırakıldı. Koyu kahve renkli bu karışım süzüldü yaklaşık pH'ı 7 oluncaya dek ultra saf su ile yıkandı, etüv içerisinde $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ ' de 24 saat kurutuldu. Kurutulan numune CuFe_2O_4 -ÇAK olarak kodlanarak koyu renkli bir cam malzeme içerisinde muhafaza edildi.

3.3 Sentezlenen Materyallerin Bazı Fiziksel ve Kimyasal Yöntemlerle Karakterizasyonu

Çörekotu posasının, AK üretiminde hammadde olarak kullanımını test etmek için proksimate, ultimate ve biyokimyasal bileşen (selüloz, hemiselüloz, lignin ve ekstraktif) analizleri yapıldı. Proksimate analiz ASTM standartlarına göre (D 3172-3175), ultimate analiz ise elementel analiz cihazı (LECO-CHNS-932) ile gerçekleştirildi. Biyokimyasal bileşen içerikleri TAPPI (T264 om-88, T222 om-88 ve T203 om-83) standartlarına göre belirlendi. Ayrıca en düşük karbonizasyon sıcaklığını belirlemek için Shimadzu TGA/DTA-60H model termal gravimetrik (TG/DTG) cihazı kullanılarak termal kararlılık analizi yapılmıştır. S_{BET} , V_T , V_{mic} ve D_P gibi gözenek özellikleri, 77 K 'de N_2 adsorpsiyon-desorpsiyon analiz verileri kullanılarak Micromeritics, TriStar II 3030 Plus model otomatik yüzey alanı ve gözeneklilik analiz cihazı ile elde edildi. Yüzey morfolojisi ve elementel kompozisyon, enerji dağılımlı X-ışını spektrometresi (Beuker-125 eV EDX) ile donatılmış LEO-EVO 40 model taramalı elektron mikroskobu (SEM) kullanılarak analiz edildi. Materyalin kristal yapısı, Rigaku - D/Max 2200 model X Işını kırınımı (XRD) cihazı kullanılarak belirlendi. Grafitleşme durumunun ortaya çıkarılması amacıyla Renishaw model Raman mikroskobu kullanılarak Raman spektroskopik analizi gerçekleştirildi. Yüzey fonksiyonel grupları Perkin Elmer spectrum 100 model FT-IR spektrofotometresi kullanılarak belirlendi. NaHCO_3 , Na_2CO_3 ve NaOH gibi farklı bazik kuvvetteki kimyasallar kullanılarak, Boehm (Boehm 2002) seçici nötralleştirme yöntemi ile

yüzeydeki laktonik, fenolik ve karboksilik gibi asidik grupların miktarları ve bunlar kullanılarak toplam asidik ve toplam bazik miktarları belirlendi. Yüzey yükünün sıfır olduğu durumdaki pH (pH_{YSY}), Khan ve arkadaşları (Khan vd., 2022) tarafından belirtilen metodolojiye göre belirlendi. Kirleticilerin adsorpsiyonundan sonra kullanılan adsorplananların ortamdaki denge derişimleri, onların maksimum dalga boylarında Perkin Elmer-Lamda 25 model UV–Vis ve Perkin Elmer AAnalyst, 100A model atomik absorpsiyon spektrofotometreleri ile belirlendi. Sentezlenen metal ferrit kompozit materyallerin manyetik davranışları, Quantum Design PPMS cihazı kullanılarak oda sıcaklığında ± 30 kOe'lik bir manyetik alanla belirlendi.

3.4 Sentezlenen Materyallerin Kullanılan Kirleticileri Adsorplama Performansına İlişkin Çalışmalar

Adsorpsiyon kapasitesi, 50 mL'lik cam şişelerde MM, OTS ve Pb(II) ile sentetik olarak kirletilmiş su sistemlerinin ayrı ayrı iyileştirilmesi için sıcaklığı ayarlanabilir çalkalayıcı su banyosunda (WiseBath-Wisd-23 modeli) 120 rpm hızında karıştırılarak toplu adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirilerek belirlendi. Temel işlem faktörlerinin adsorpsiyonlarına olan etkisi, parametreler tek tek değiştirilerek, her bir adsorplananın doğal *pH* değerinde MM (5,55), OTS (2,92), Pb(II) (5,06) sabit tutularak araştırıldı. MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonundan sonraki denge derişimleri, AK'nin ve metal ferrit kompozitlerin sıvı ortamdan sırasıyla filtre ve harici bir mıknatıs (0,7 T) ile ayırdıktan sonra λ_{max} 'larında UV-vis ve AAS spektrofotometreleri ile belirlendi. Kinetik çalışmalar, başlangıç derişimleri 650, 700 ve 800 mg/L olan MM, OTS, Pb(II) çözeltilerinin 50 mL'sinde 0,05 g adsorplayıcı içeren adsorpsiyon sistemlerinin, doğal pH'larında, 25 °C'de, 5-360 dakikalık adsorpsiyon zaman aralıklarında 120 rpm'de karıştırılmasıyla gerçekleştirildi.

Bu deneylerin güvenilirliğini arttırmak için deneyler üç kez tekrarlandı ve ortalamaları alınarak, kinetik modelleme ve etkin hız kontrol basamağının belirlenmesi için yaygın olarak kullanılan Lagergren'in yalancı birinci derece, Ho-McKay'in yalancı ikinci derece kinetik ile Weber-Morris'in parçacık içi difüzyon modellerinin Tablo 1.1'deki çizgisel denklemlerinde değerlendirildi. Ayrıca, izoterm modellemesi için ise yaygın olarak kullanılan Freundlich ve Langmuir izoterm modellerinin Tablo 1.1'deki çizgisel denklemlerinde değerlendirildi. Ayrıca, incelenen adsorpsiyon sistemlerinin

termodinamik davranışını belirlemek için Gibbs serbest enerjisi (ΔG° , kJ/mol), ortalama standart entalpi (ΔH° , kJ/mol) ve ortalama standart entropi (ΔS° , kJ/mol K) değişimleri gibi termodinamik parametreler Tablo 1.1’de verilen denklemlerden hesaplandı.

Adsorpsiyon kinetiği ve izoterm verileri açısından en iyi uyumu sağlayan model, ($Q_{d,d}$, ve $Q_{d,h}$, mg/g) ve (N) aşağıda verilen denklemlerde değerlendirilerek (R^2) ve ($\Delta q\%$) gibi istatistiksel parametreler belirlendi (Shi vd., 2023).

$$R^2 = 1 - \left[\sum_{i=1}^n (Q_{d,d} - Q_{d,h})^2 / \sum_{i=1}^n (Q_{d,h})^2 - \left(\left(\sum_{i=1}^n Q_{d,d} \right)^2 / N \right) \right] \quad (3.1)$$

$$\Delta q(\%) = 100 \sqrt{\sum_{i=1}^N [(Q_{d,d} - Q_{d,h}) / Q_{d,d}]^2 / N - 1} \quad (3.2)$$

3.5 Desorpsiyon Çalışmaları

MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarında kullanılan adsorplayıcıların tekrar kullanılabilirliğini belirlemek için toplu adsorpsiyon-desorpsiyon çalışmaları yapıldı. Öncelikle, her bir adsorplanan için 0,5 M’lık HCl, HNO₃ ve CH₃OH çözeltileri ve saf su kullanılarak seri ön desorpsiyon testleri yapılarak etkili bir desorbent seçildi. Daha sonra seçilen desorbent ile adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsü gerçekleştirildi. Adsorpsiyon deneyleri, 0,05 g adsorplayıcı ve 650 mg/L adsorplanan çözeltilerinden 50 mL içeren 100 mL’lik bir balon jodede, 120 rpm karıştırma hızı, doğal pH değeri ve 25 °C sıcaklıkta 2 saat çalkalanarak gerçekleştirildi. Her adsorpsiyon deneyinden sonra ortamdaki kullanılmış adsorplayıcı toplandı ve 105 °C’de etüv içerisinde bir gece kurutuldu. Daha sonra seçilen etkili desorbent ile adsorplayıcı yüzeyindeki adsorplananların uzaklaştırılması için desorpsiyon testleri yapıldı. Bu adsorpsiyon-desorpsiyon testleri döngü sayısı yedi olacak şekilde oyunca tekrarlandı. Adsorpsiyon ve desorpsiyon verimleri aşağıda verilen denklemlerden hesaplanmıştır:

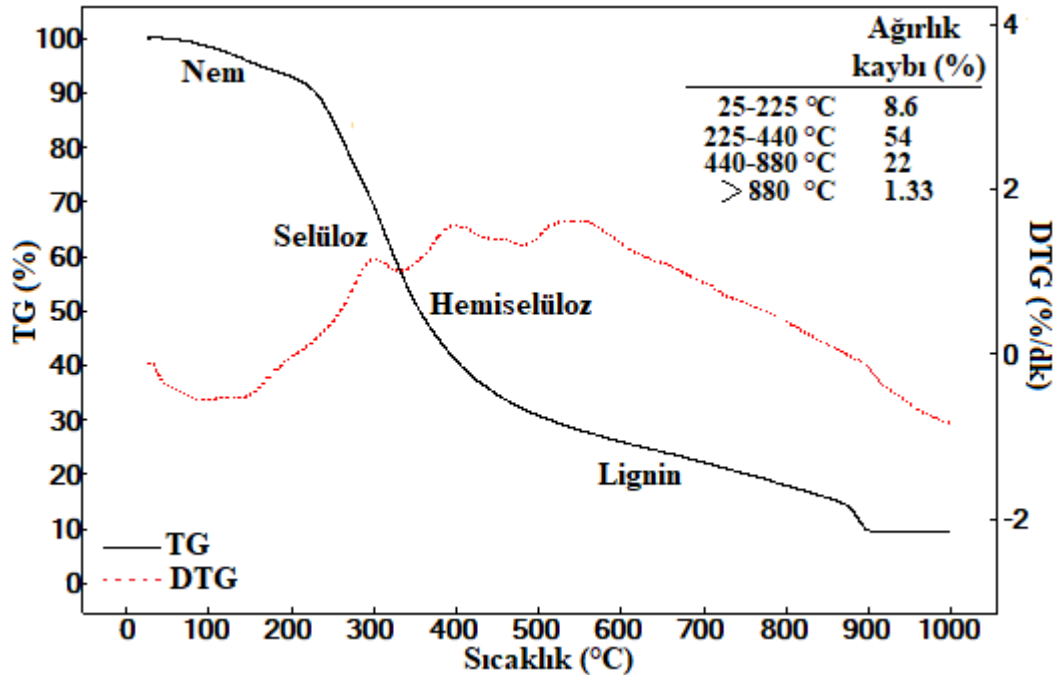
$$\text{Adsorpsiyon verimliliği } (\%) = \frac{(C_0 - C_d)}{C_0} \cdot 100 \quad (3.3)$$

$$\text{Desorpsiyon verimliliği } (\%) = \frac{Q_d}{Q_a} \cdot 100 \quad (3.4)$$

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 Çörekotu Posasının Termogravimetrik/Diferansiyel Termal Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Şekil 4.1, ÇP'nin N₂ gazı akışı altında 25 °C ile 1000 °C arasındaki önemli dört aşamalı ağırlık kaybını gösteren TG/DTG termogramını göstermektedir. İlk aşamadaki (225 °C'nin altında) ağırlık kaybı yaklaşık %8,6 olup, bu esas olarak hammaddenin yüzeyinde bulunan nem ve uçucu bileşiklerin uzaklaştırılmasından kaynaklanmaktadır. Yaklaşık %54'lük bir ağırlık kaybının gözlemlendiği ikinci aşama (225-440 °C aralığında) ise büyük oranda selüloz ve hemiselülozun parçalanması ve çok az miktarda da ligninin oluşmasıyla gerçekleşmektedir. Yaklaşık %22 oranında bir ağırlık kaybının gözlemlendiği üçüncü aşama (440-880 °C aralığında) ise yapıdaki ligninin bozunmasından kaynaklanmaktadır. Dördüncü aşamada (880 °C'nin üstünde) önemli bir ağırlık kaybı (%1,33) gözlenmemektedir. Dolayısıyla, ÇP'den termal olarak kararlı AK üretmek için minimum karbonizasyon sıcaklığının 880 °C olduğuna karar verilmiştir. Ayrıca, DTG termogramında 75-180 °C arasındaki geniş endotermik tepe ve 280-880 °C arasındaki ekzotermik tepeler sırasıyla yapıdan nem ve uçucu maddelerin ayrışmasına, selüloz ve hemiselüloz bileşenlerinin bozunmasına ve lignin yapısının yanmasına karşılık gelmektedir (Loya-González vd., 2019, Koyuncu vd., 2022).



Şekil 4.1 ÇP'ye ilişkin TG/DTG eğrileri

4.2 Çörekotu Posası ve Ondan Üretilen Materyallerin Fiziksel ve Kimyasal Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi

4.2.1 Biyokimyasal bileşen, proksimate ve ultimate analiz

Tablo 4.1’de, ÇP’ye ait biyokimyasal bileşen, proksimate ve ultimate analiz sonuçları görülmektedir. Bu tabloya göre ÇP’nin içerdiği selüloz, hemiselüloz, lignin ve ekstraktif madde içeriği sırasıyla %7,54, %45,81, %21,73, %24,92’dir. Biyokütlenin selüloz, hemiselüloz ve lignin içeriklerinin, AK’nin gözenekliliğine ve sertliğine katkıda bulunan bileşenler olduğu bilinmektedir. AK üretiminde hammadde olarak kullanılacak biyokütlenin toplam selüloz ve hemiselüloz içeriği, lignin içeriğinden fazla ise ürün oldukça gözenekli bir yüzey yapısına sahiptir (Selvaraju ve Bakar, 2017). Buna göre ÇP’nin selüloz ve hemiselüloz içeriği toplamının (%53,35) lignin içeriğinden (%21,73) fazla olması, gözenekli ve yüksek iç yüzey alanına sahip AK üretiminde hammadde olarak kullanılabileceğini göstermektedir. Tablodan görüldüğü üzere ÇP; %7,07 kül, %79,04 uçucu madde ve %8,59 sabit karbon içermektedir. Ultimate analiz sonucuna göre, ÇP’nin beklendiği gibi çoğunlukla %42,85 karbon, %7,57 hidrojen ve %43,34 oksijenden oluştuğu görülmektedir. Bu sonuçlar, ÇP’nin karbon adsorban üretimi için umut verici bir öncül olarak kabul edilebileceğini göstermektedir. Ayrıca, düşük kül içeriği ve makul miktardaki karbon içeriği, ÇP’nin yüksek gözenekliliğe sahip karbon adsorbent üretimi için uygun olduğunu da göstermektedir (Güzel vd., 2015). Tablo 4.1 incelendiğinde, ÇP’nin sabit karbon içeriğinin malzemedeki toplam karbon miktarını gösteren karbon içeriğinden daha düşük olduğu gözlenmektedir. Sabit karbon içeriği, karbonizasyon sırasında uçucu madde ile serbest bırakıldıktan sonra karbonun kalan kısmı olduğu için malzemedeki toplam karbon miktarından daha düşüktür (Almahbashi vd., 2021).

Tablo 4.1 ÇP’nin biyokimyasal bileşen, proksimate ve ultimate analiz sonuçları

Biyokimyasal bileşen	Selüloz ^b	Hemiselüloz ^a	Lignin ^a	Ekstraktif madde ^a			
	7,54	45,81	21,73	24,92			
Proksimate	Nem ^a	Kül ^a	Uçucu madde ^a	Sabit karbon ^b			
	5,30	7,07	79,04	8,59			
Ultimate	C ^a	H ^a	N ^a	S ^a	O ^b	O/C	H/C
	42,85	7,57	5,74	0,50	43,34	1,01	0,18

^a Kuru şekilde, ^b Farktan

Tablo 4.2, ÇP'den üretilen farklı nanogözenekli karbonlu materyallerin proksimate ve ultimate analiz sonuçlarını göstermektedir. ÇP'nin ÇAK'a dönüştürülmesiyle nem, kül, uçucu madde içeriğinin sırasıyla %5,30'dan %0,82'ye, %7,07'den %6,73'e ve %79,04'ten %8,31'e düştüğü ve sabit karbon içeriğinin ise %8,59'dan %84,14'e yükseldiği gözlenmektedir. ÇAK'ın karbon (%) içeriğindeki artış, ÇP'nin K₂CO₃ destekli karbonizasyon işlemiyle ÇAK'a başarılı bir şekilde dönüştürüldüğünü göstermektedir. Ayrıca ultimate analiz sonuçları, ÇP'nin ÇAK'a dönüşmesiyle C, H, N, S ve O miktarlarının sırasıyla %42,85'ten %67,76'ya, %7,57'den %0,44'e, %5,74'ten %0,55'e, %0,50'den %0,04'e ve %43,34'ten %31,21'e değiştiğini göstermektedir. H, N, O ve S içeriğindeki azalma, karbonizasyon sırasında yapıdan uçucu maddelerin uzaklaştırılmasından kaynaklanmaktadır. Benzer gözlemler önceden yapılmış bazı çalışmalarda da bildirilmiştir (Loya-González vd., 2019; Abdulhameed vd., 2021; Saadi vd., 2022). Karbonize ürünlerin C, H, N, S ve O element bileşimleri, aromatikliklerini ve polaritelerini yansıtmaktadır. Genel olarak, karbonize ürünün hammaddesine göre H/C ve O/C oranlarındaki azalma, sırasıyla artan aromatikliği, azalan oksijen içeren fonksiyonel grupları ve azalan polariteyi temsil etmektedir (Tu vd., 2021). Tablo 4.1 ve Tablo 4.2 incelendiğinde, ÇP'nin ÇAK'a dönüşmesiyle H/C ve O/C oranlarının sırasıyla 0,18'den 0,01'e, 1,01'den 0,46'ya düştüğünü gözlenmektedir. Karbonizasyon sırasında H/C ve O/C oranlarında görülen önemli azalma, dehidratasyon ve dekarboksilasyon tepkimeleri sonucu yapının indirgenmesinden kaynaklanmaktadır. Bu azalmalar aromatikliğin arttığını ve yapıdaki polaritenin azaldığını göstermektedir (Liu vd., 2018; Khoshbouy vd., 2019; Xiong vd., 2019). Elde edilen sonuçlara göre ÇP'nin nem içeriği her üç manyetik kompozitten ((Mn/Cu/Co)Fe₂O₄-ÇAK) daha yüksektir. Bunun nedeni, ÇP'nin daha fazla yüzey suyuna sahip olmasıdır. Ayrıca, onların sabit karbon içeriğinin ÇP'den daha düşük olması manyetik özelliğinden kaynaklanmaktadır. Bu durum ÇP'nin manyetik kompozitlere göre daha kararlı dokusal yapıya sahip olduğunu göstermektedir (Saygılı vd., 2015). Karbonlu materyallerin içerdiği kül miktarı, 550-650 °C'de kül fırınında yakma işlemi ile belirlenir. Belirtilen sıcaklık, Fe²⁺/Cu²⁺/Co²⁺/Mn²⁺ iyonlarının uzaklaşması için düşük olduğundan manyetik kompozitlerin kül miktarı yüksek ve sabit karbon miktarı düşük olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, ultimate analiz yapılırken sadece C, H, N, S ve O elementlerinin

analizleri yapılabildiği için manyetik kompozitlerin yapısında var olan Fe, Cu, Co, Mn elementlerinden dolayı O ve O/C içeriği hesaplanamamıştır.

Tablo 4.2 ÇP'den üretilen değişik nanogözenekli karbonlu materyallerin proksimate ve ultimate analiz sonuçları

Proksimate	Nem ^a	Kül ^a	Uçucu madde ^a	Sabit karbon ^b			
ÇAK	0,82	6,73	8,31	84,14			
MnFe ₂ O ₄ -ÇAK	2,39	30,31	2,26	65,04			
CuFe ₂ O ₄ -ÇAK	2,85	37,46	2,45	58,24			
CoFe ₂ O ₄ -ÇAK	2,62	38,06	2,16	57,16			
Ultimate	C ^a	H ^a	N ^a	S ^a	O ^b	O/C	H/C
ÇAK	67,76	0,44	0,55	0,04	31,21	0,46	0,01
MnFe ₂ O ₄ -ÇAK	44,74	0,54	0,42	0,02	-	-	0,01
CuFe ₂ O ₄ -ÇAK	32,24	0,49	0,41	0,03	-	-	0,01
CoFe ₂ O ₄ -ÇAK	42,16	0,48	0,39	0,02	-	-	0,01

^a Kuru şekilde, ^b Farktan

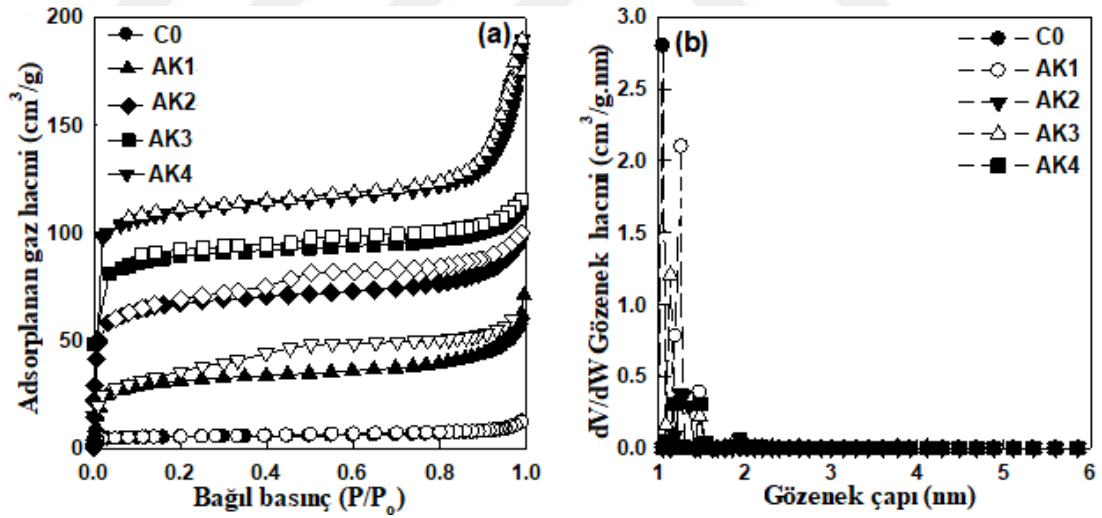
4.2.2 Çörekotu posasından üretilen materyallerin gözenek yapı analizi

Karbonlu materyallerin gözenek özelliklerinin belirlenmesi uygulama alanı açısından önemlidir. AK'nin N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve histerezis şekilleri, adsorpsiyon ve diğer uygulamalarda kullanılabilecek bir gözenek yapısına sahip olup olmadığı hakkında ön bilgi sağlar.

4.2.2.1 ÇAK'ın gözenek yapı analizi

AK'nin üretim koşulları, üretilen AK'lerin N₂ gazı adsorpsiyon desorpsiyon izotermi ve gözenek boyutu dağılım eğrilerinden (Şekil 4.2(a,b), Şekil 4.3(a,b), Şekil 4.4(a,b)) belirlenen S_{BET} , V_T ve D_P gibi gözenek özellikleri (Tablo 4.3) üzerinde farklı emdirme oranı, karbonizasyon sıcaklığı ve süresi gibi işlem değişkenlerinin maksimum etkilerine göre optimize edildi. Karbonizasyon sıcaklığı (500 °C) ve süresi (1 saat) sabit tutularak farklı emdirme oranı değerlerinde (0:1, 1:1, 2:1, 3:1 ve 4:1 K₂CO₃/ÇP, g/g) üretilen AK'lerin S_{BET} , V_T ve D_P değerlerinin değişimi Tablo 4.3'de gösterilmiştir. AK'nin S_{BET} , V_T ve D_P değerleri emdirme oranının 0:1'den 1:1'e çıkarılmasıyla sırasıyla 19'dan 410 m²/g'a, 0,016'den 0,267 cm³/g'a ve 0,8'den 2,2 nm'ye artarken, daha yüksek emdirme oranlarında da azalma gözlenmiştir. Bu artışlar şu şekilde açıklanabilir: Aktivasyon maddesi K₂CO₃, aşağıdaki tepkime

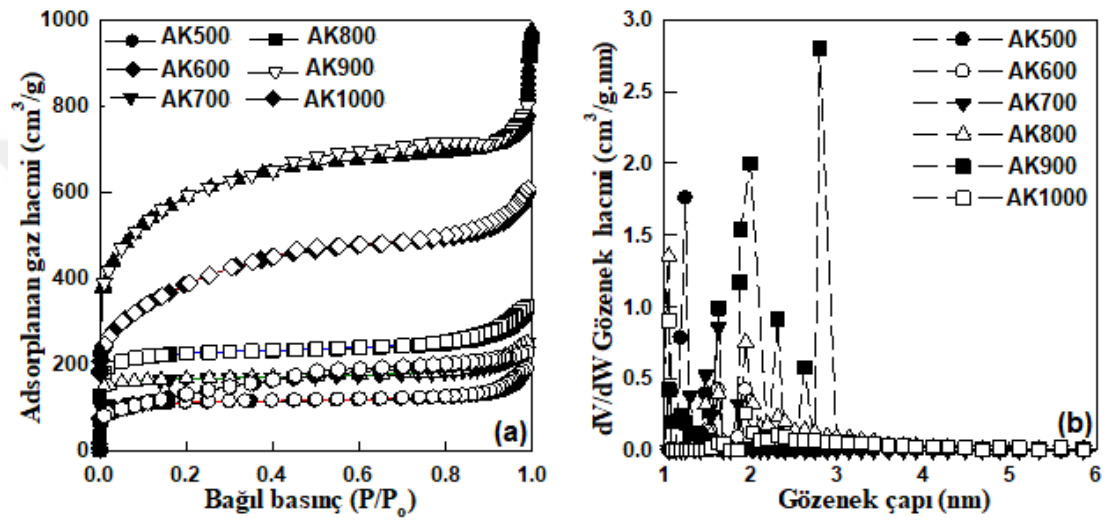
denklemlerinde (Denklem 4.1-4.3) belirtildiği gibi, 750 °C'den (potasyumun bozunma sıcaklığı) daha yüksek bir sıcaklıkta, karbon atomları tarafından K, K₂O, CO ve CO₂ formlarına indirgenmektedir (Foo ve Hameed, 2012; Loya-González vd., 2019). Oluşan metalik potasyumun karbon katmanlarına nüfuz etmesi ve yapıdan gaz halindeki ürünlerin salınması, mevcut gözeneklerin genişlemesine ve/veya yeni gözeneklerin oluşmasına neden olmaktadır (Deng vd., 2010; Marrakchi vd., 2017). 1:1'in üzerindeki emdirme oranlarında üretilen AK'lerin gözenek özelliklerindeki azalmalar büyük olasılıkla yüzeylerinde biriken metalik potasyumun gözenek duvarlarının tahribatı sonucu gözenek yapılarının bozulmasından kaynaklanmaktadır (Deng vd., 2010; Foo ve Hameed, 2012). Bundan dolayı sonraki aşamalarda yapılan optimizasyon deneyleri için emdirme oranı 1:1 olarak seçilmiştir.



Şekil 4.2 ÇP'den farklı emdirme oranlarında üretilen AK'lerin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi(a) ve gözenek boyut dağılımı(b) çizimleri

Emdirme oranı (1:1 K₂CO₃/ÇP, g/g) ve süre (1 saat) sabit tutularak farklı sıcaklıklarda (500, 600, 700, 800, 900 ve 1000 °C) üretilen AK'lerin S_{BET}, V_T ve D_P değerlerinin değişimi Tablo 4.3'de gösterilmiştir. 500 ile 900 °C arasındaki karbonizasyon sıcaklıklarında AK'lerin S_{BET}, V_T ve D_P değerleri sırasıyla 410 ile 2211 m²/g, 0,267 ile 1,262 cm³/g ve 2,2 ile 2,8 nm arasında artmaktadır. Bu artış, yeni gözeneklerin

oluşması, lignoselülozik yapının bozulması ve artan sıcaklıkla ÇP yapısındaki uçucu maddelerin ortadan kalkması nedeniyle olabilir (Zhou vd., 2017). Ancak 900 °C'nin üzerindeki sıcaklıkta S_{BET} , V_T ve D_P sırasıyla 2211'den 472 m^2/g 'ye, 1,262'den 0,322 cm^3/g 'a ve 2,8'den 1,8 nm'ye düşmüştür. Bu azalma, karbonizasyon sıcaklığının artmasıyla gözenek duvarlarının büzülmesinden ve/veya tahrip olmasından kaynaklanıyor olabilir (Lua vd., 2006). Bundan dolayı AK üretimi için optimum sıcaklık 900 °C olarak belirlenmiştir.

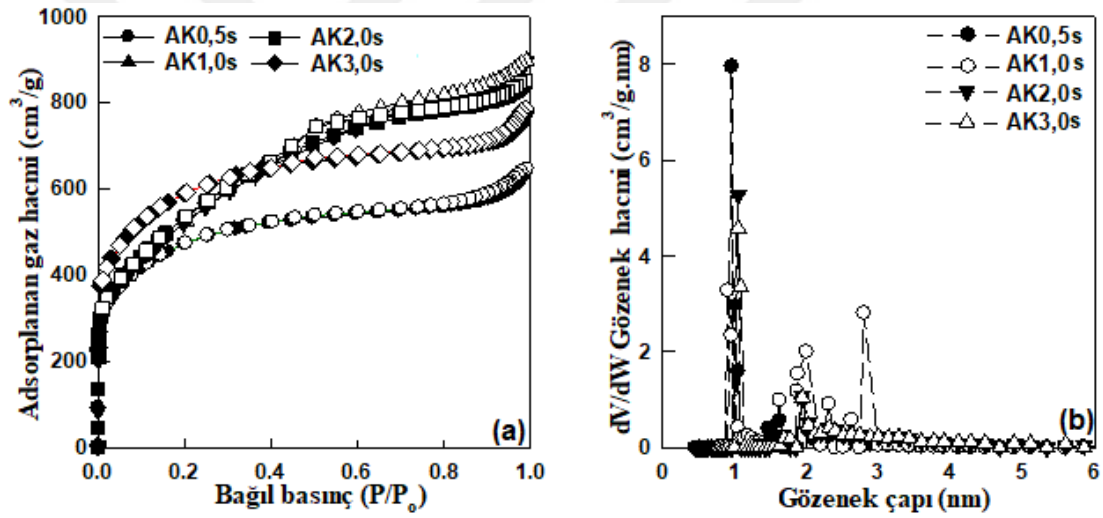


Şekil 4.3 ÇP'den farklı karbonizasyon sıcaklıklarında üretilen AK'lerin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi(a) ve gözenek boyut dağılımı(b) çizimleri

Emdirme oranı (1:1 $K_2CO_3/\text{ÇP}$, g/g) ve karbonizasyon sıcaklığı (900 °C) sabit tutularak farklı sürelerde (0,5, 1,0, 2,0 ve 3,0 saat) üretilen AK'lerin S_{BET} , V_T ve D_P değerlerinin değişimi Tablo 4.3'de gösterilmiştir. Karbonizasyon süresinin 0,5 saatten 1,0 saate çıkarılmasıyla AK'lerin S_{BET} , V_T ve D_P değerleri sırasıyla 1733'ten 2211 m^2/g 'a, 0,909'dan 1,262 cm^3/g 'a ve 2,1'den 2,8 nm'ye yükselmiştir. Bu durum, karbonizasyon süresinin uzaması sonucu numune yapısından karbonun uzaklaşmasından dolayı yeni mikro ve mezo gözeneklerin oluşması ile açıklanabilir. Karbonizasyon süresinin 1,0 saatten 3,0 saate çıkarılmasıyla S_{BET} , V_T ve D_P sırasıyla 2211'den 1896 m^2/g 'a, 1,262'den 1,139 cm^3/g 'a ve 2,8'den 2,1 nm'ye düşmüştür. Bu azalmanın büyük olasılıkla yüksek sıcaklığın, uzun süreli karbonizasyon süresince gözeneklerin büzülmesi veya gözenek duvarlarının tahribatı üzerinde daha fazla etkiye sahip olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer gözlemler, bazı

araştırmacılar tarafından da vurgulanmıştır (Lua vd., 2006; Pallarés vd., 2018). Bundan dolayı AK üretimi için optimum süre 1,0 saat olarak belirlenmiştir.

Ayrıca, üretim koşullarının AK'lerin verimleri üzerindeki etkisi Tablo 4.3'de sunulmuştur. Emdirme oranının 1:1'den 4:1 g/g'ye, karbonizasyon sıcaklığının 500'den 1000 °C'ye ve karbonizasyon süresinin 0,5'ten 3,0 saate çıkarılmasıyla verim düşmektedir. Daha önce de belirttiğimiz gibi bu azalmalar, ÇP ile K₂CO₃ arasındaki yüksek sıcaklıklardaki reaksiyonlar sırasında karbonlu malzemenin CO ve CO₂'ye dönüşmesi sonucu önemli miktarda karbon kaybı yaşanmasından kaynaklanmaktadır. Benzer gözlemler bazı araştırmacılar tarafından da bildirilmiştir (Danish vd., 2014; Basaleh ve Al-Malack, 2018).



Şekil 4.4 ÇP'den farklı karbonizasyon sürelerinde üretilen AK'lerin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi(a) ve gözenek boyut dağılımı(b) çizimleri

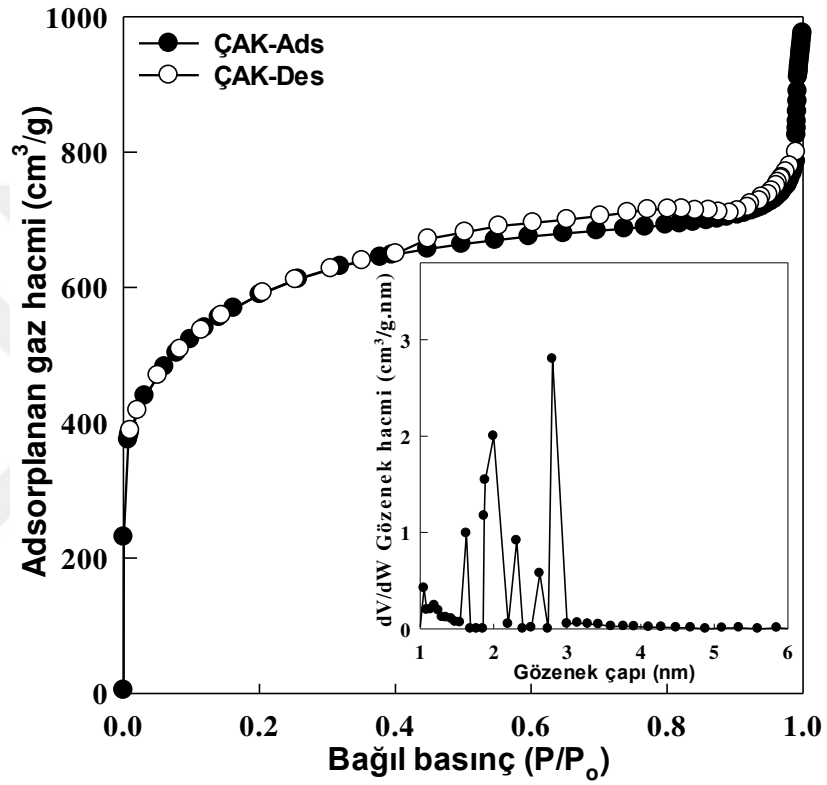
Tablo 4.3 ÇP'den üretilen AK'lerin gözenek karakteristiklerine üretim koşullarının etkisi

Üretim koşulları			Numune kodu	Gözenek karakteristikleri							
EO (g/g)	S (°C)	Z (sa)		S_{BET} (m ² /g)	V_T (cm ³ /g)	V_m (cm ³ /g)	V_m (%)	V_M (cm ³ /g)	V_M (%)	D_P (nm)	Verim (%)
Emdirme oranının etkisi											
-	500	1,0	Char	19	0,016	0,006	35,95	0,010	64,05	2,8	22,8
1,0	500	1,0	AK1,0	410	0,267	0,159	59,6	0,108	40,4	2,2	22,8
2,0	"	"	AK2,0	329	0,167	0,110	65,9	0,057	34,1	2,1	18,7
3,0	"	"	AK3,0	256	0,138	0,095	68,8	0,043	31,2	2,0	12,6
4,0	"	"	AK4,0	117	0,090	0,068	75,6	0,022	24,4	1,9	11,7
Karbonizasyon sıcaklığının etkisi											
1,0	600	"	AK600	556	0,359	0,245	68,3	0,114	31,8	2,4	17,4
"	700	"	AK700	815	0,484	0,336	69,4	0,148	30,6	2,2	14,7
"	800	"	AK800	1455	0,902	0,483	53,5	0,419	46,5	2,4	11,1
"	900	"	AK900	2211	1,262	0,502	39,8	0,760	60,2	2,8	5,8
"	1000	"	AK1000	472	0,322	0,129	40,1	0,193	59,9	1,8	0,6
Karbonizasyon süresinin etkisi											
"	900	0,5	AK0,5s	1733	0,909	0,615	67,6	0,294	32,4	2,1	6,9
"	"	2,0	AK2,0s	1942	1,195	0,535	44,8	0,659	55,2	2,6	5,1
"	"	3,0	AK3,0s	1896	1,139	0,794	69,7	0,345	30,3	2,1	2,2

EO: emdirme oranı, S: sıcaklık Z: zaman

Özetle, Tablo 4.3'den de anlaşılabacağı üzere en yüksek S_{BET} (2211 m²/g), V_T (1,262 cm³/g) ve D_P (2,8 nm) değerlerine sahip AK'ye, emdirme oranı 1:1, karbonizasyon sıcaklığı 900 °C ve karbonizasyon süresi 1 saat koşullarında ulaşılmıştır. Optimum koşullarda üretilen ürün ÇAK olarak isimlendirilmiştir. ÇAK'ın gözenek karakteristiği Tablo 4.4'de gösterilmiştir. ÇAK'ın N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyutu dağılımları (iç kısımdaki küçük şekil) Şekil 4.5'de gösterilmektedir. Bu eğrilerden belirlenen S_{BET} (2211 m²/g), V_T (1,262 cm³/g), D_P (2,8 nm), mikro gözeneklilik ($V_{mik} / V_T \times 100$) (%39,8) ve mezo gözeneklilik ($100 - (\%V_{mik})$) (%60,2) gibi gözenek özellikleri Tablo 4.4'de belirtilmiştir. Şekil 4.5 incelendiğinde, ÇAK'ın N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izoterminden, düşük bağıl basınçlarda (P/P_0) (<0,4) adsorplanan hacimde ani bir artışla ve orta P/P_0 'dan (0,4-0,90) itibaren kademeli olarak genişleyen bir histerezis döngüsü (H4) ile Tip-I ve Tip-IV karışımına benzediği görülebilir. IUPAC sınıflandırmasına göre, Tip I izotermi genellikle mikro gözenekli (<2 nm) malzemeleri temsil ederken, Tip IV ve H4 histerezis halkası mezo gözenekli

(2–50 nm) malzemeleri temsil etmektedir (Sing vd., 1985; Tran vd., 2020). Bu durum, Şekil 4.5’de (iç kısımdaki küçük şekil) gösterilen 0,1 ile 5,9 nm arasında değişen bir gözenek boyutuna ve 2,8 nm’lik bir D_p ’ye (Tablo 4.4) sahip olması gerçeğiyle desteklenmektedir. Bu sonuçlar, ÇP’nin gelişmiş mikro ve/veya mezogözenekli yüksek iç yüzey alanlı ticari AK üretiminde alternatif bir hammadde olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.5 ÇAK’a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı(iç kısımda) çizimleri

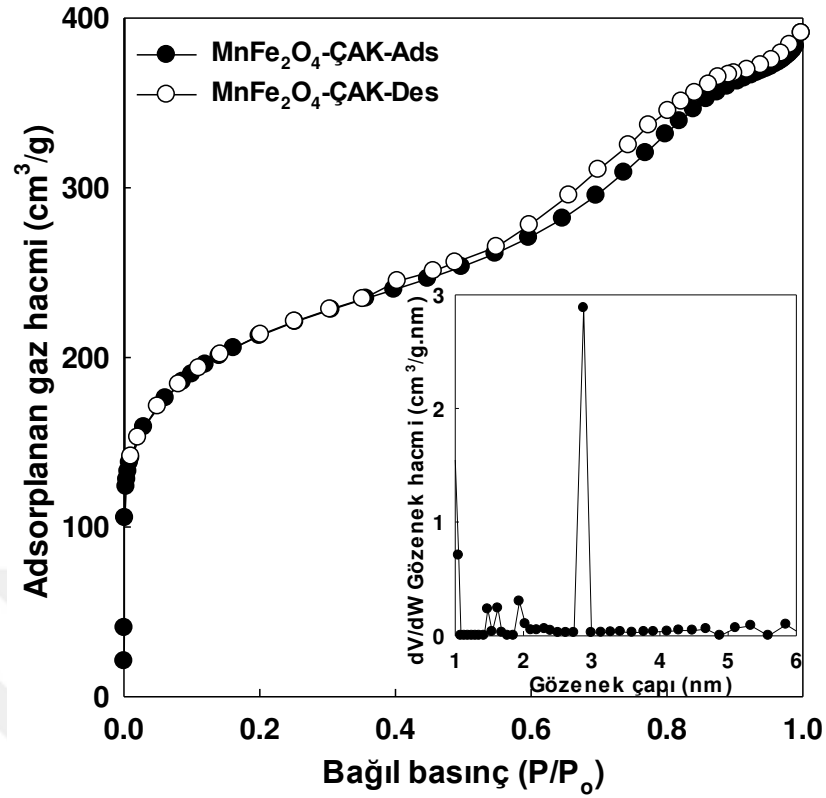
Tablo 4.4 ÇAK’ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği

S_{BET} (m^2/g)	V_T (cm^3/g)	V_m (cm^3/g)	V_m (%)	V_M (cm^3/g)	V_M (%)	D_p (nm)	Verim (%)
2211	1,262	0,502	39,8	0,760	60,2	2,8	5,8

4.2.2.2 MnFe₂O₄-ÇAK'ın gözenek yapı analizi

MnFe₂O₄-ÇAK'ın 77 K'deki N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyutu dağılımı (iç kısımdaki küçük şekil) eğrileri Şekil 4.6'da gösterilmektedir. Bu şekildeki analiz verilerinden belirlenen gözenek özellikleri de Tablo 4.5'de verilmektedir. Şekil 4.6 incelendiğinde, MnFe₂O₄-ÇAK'ın N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izoterminin, mikro ve mezo gözeneklerin bir arada varlığını belirten Tip I ve Tip IV ile sırasıyla H3 histerezis döngüsüne sahip mezo gözeneklerin baskınlığını yansıtan Tip IV'e benzediği görülmektedir.

Bu tablodan, MnFe₂O₄-ÇAK'ın S_{BET} , V_T , V_{mik} , V_{mez} , V_{mik} (%) ve V_{mez} (%) değerlerinin sırasıyla 781 m²/g, 0,553 cm³/g, 0,167 cm³/g, 0,386 cm³/g, %30,2 ve %69,8 olduğu görülmektedir. Tablo 4.4 ve Tablo 4.5'deki değerler kıyaslandığında, ÇAK'ın MnFe₂O₄-ÇAK'a dönüştürülmesi durumunda S_{BET} , V_T , V_{mik} , V_{mez} ve V_{mik} (%) değerlerinin sırasıyla 2211'den 781 m²/g'a, 1,262'den 0,553 cm³/g'a, 0,502'den 0,167 cm³/g'a, 0,760'tan 0,386 cm³/g'a ve %39,8'den %30,2'ye düştüğü görülebilir. Bu azalmalar, MnFe₂O₄ nanopartiküllerinin ÇAK'ın açık gözeneklerini tıkamasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca, V_{mes} (%) ve D_p değerleri sırasıyla %60,2'den %69,8'e ve 2,8'den 2,9 nm'ye yükseldiği görülmektedir. Bu artışın ise MnFe₂O₄ nanopartiküllerinin mikro gözeneklere girmesi sonucu oluşan genişlemeden kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.6 MnFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı (iç kısımda) çizimleri

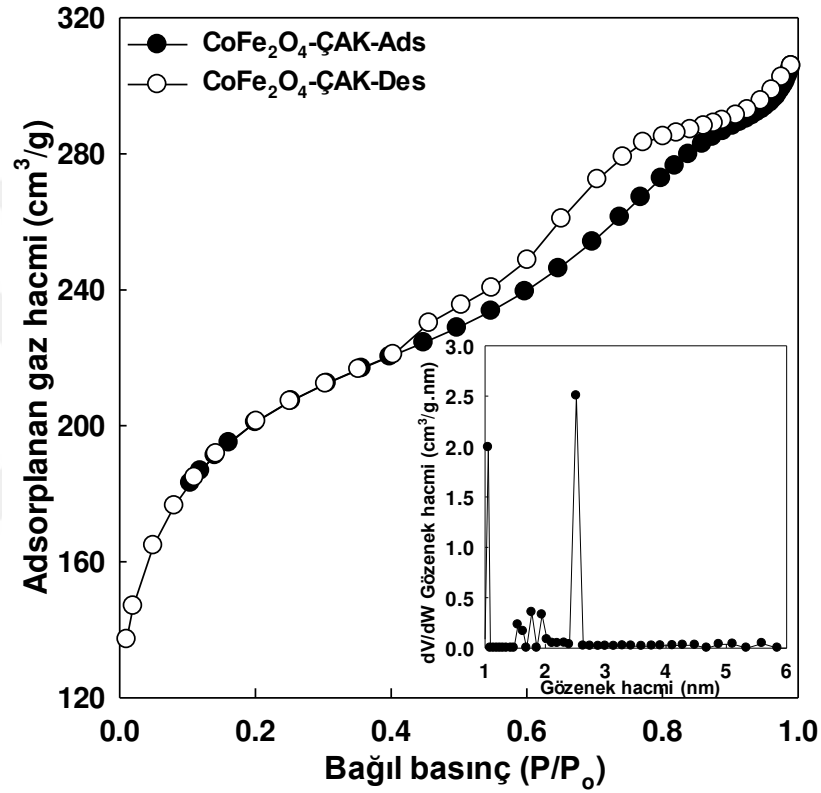
Tablo 4.5 MnFe₂O₄-ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği

S_{BET} (m ² /g)	V_T (cm ³ /g)	V_m (cm ³ /g)	V_m (%)	V_M (cm ³ /g)	V_M (%)	D_p (nm)	Verim (%)
781	0,553	0,167	30,2	0,386	69,8	2,9	16,2

4.2.2.3 CoFe₂O₄-ÇAK'ın gözenek yapı analizi

CoFe₂O₄-ÇAK'ın 77 K'deki N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyutu dağılımı (iç kısımdaki küçük şekil) eğrileri Şekil 4.7'de gösterilmektedir. Bu şekildeki analiz verilerinden belirlenen gözenek özellikleri de Tablo 4.6'da verilmektedir. Şekil 4.7 incelendiğinde, CoFe₂O₄-ÇAK'ın N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi, Tip I ve Tip IV'ün bir karışımı olduğu ve H3 histeresis döngüsüne sahip mezo gözeneklerin varlığına işaret ettiği, sırasıyla mikro ve mezo gözeneklerin bir arada olduğunu gösterdiği görülmektedir. Bu durum, Tablo 4.6'da listelenen gözenek özellikleriyle doğrulanmaktadır. Bu tablodan, CoFe₂O₄-ÇAK'ın S_{BET} , V_T , V_{mik} , V_{mez} , V_{mik} (%), V_{mez} (%) ve D_p değerlerinin sırasıyla 729 m²/g, 0,426 cm³/g, 0,164 cm³/g, 0,262 cm³/g,

%38,5, %61,5 ve 2,4 nm olduğu görülmektedir. Tablo 4.4 ve Tablo 4.6'daki değerler kıyaslandığında, ÇAK'ın CoFe_2O_4 -ÇAK'a dönüştürülmesi durumunda S_{BET} , V_T , V_{mik} , V_{mez} ve V_{mik} (%) değerlerinin sırasıyla 2211'den 729 m^2/g 'a, 1,262'den 0,426 cm^3/g 'a, 0,502'den 0,164 cm^3/g 'a, 0,760'tan 0,262 cm^3/g 'a ve %39,8'den %38,5'e düştüğü görülebilir. Bu azalmalar, CoFe_2O_4 nanopartiküllerinin ÇAK'ın açık gözeneklerini tıkamasından kaynaklanmaktadır.



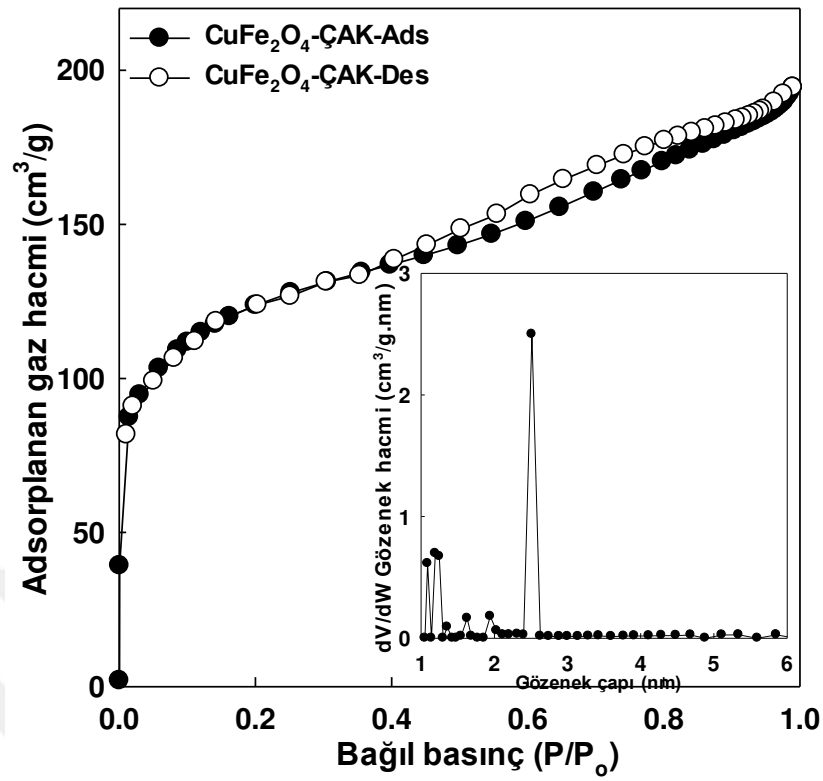
Şekil 4.7 CoFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı (iç kısımda) çizimleri

Tablo 4.6 CoFe_2O_4 -ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği

S_{BET} (m^2/g)	V_T (cm^3/g)	V_m (cm^3/g)	V_m (%)	V_M (cm^3/g)	V_M (%)	D_p (nm)	Verim (%)
729	0,426	0,164	38,5	0,262	61,5	2,4	16,2

4.2.2.4 CuFe₂O₄-ÇAK'ın gözenek yapı analizi

CuFe₂O₄-ÇAK'ın 77 K'deki N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyutu dağılımı (iç kısımdaki küçük şekil) eğrileri Şekil 4.8'de gösterilmektedir. Bu şekildeki analiz verilerinden belirlenen gözenek özellikleri de Tablo 4.7'de verilmektedir. Şekil 4.8 incelendiğinde, CuFe₂O₄-ÇAK'ın N₂ adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi, IUPAC'ın katıların gözenek yapıları ve dağılımlarına göre izoterm ve gözenek boyutu dağılımı histerezis döngüsü sınıflandırmasından H3 histerezis döngüsüne sahip, Tip II ve Tip IV izoterm tiplerinin bir karışımını yansıttığı görülmektedir (Sing vd., 1985). Bu durum, Tablo 4.7'de listelenen gözenek özellikleriyle doğrulanmaktadır. Bu tablodan, CuFe₂O₄-ÇAK'ın S_{BET} , V_T , V_{mik} , V_{mez} , V_{mik} (%), V_{mez} (%) ve D_p değerlerinin sırasıyla 455 m²/g, 0,280 cm³/g, 0,099 cm³/g, 0,181 cm³/g, %35,5, %64,5 ve 2,5 nm olduğu görülmektedir. Bunlar, mezo gözeneklerin baskın olduğu bir dokusal yapıya sahip olduğunu göstermektedir. Ayrıca bu dokusal özellikler, makromoleküler organik kimyasallarla kirlenmiş suların arıtılmasında etkili bir adsorbent olacağını da göstermektedir. Tablo 4.4 ve Tablo 4.7'deki değerler kıyaslandığında, ÇAK'ın CuFe₂O₄-ÇAK'a dönüştürülmesi durumunda S_{BET} , V_T , V_{mik} , V_{mez} ve V_{mik} (%) değerlerinin sırasıyla 2211'den 455 m²/g'a, 1,262'den 0,280 cm³/g'a, 0,502'den 0,099 cm³/g'a, 0,760'tan 0,181 cm³/g'a ve %39,8'den %35,5'e düştüğü görülebilir. Bu azalmalar, CuFe₂O₄ nanopartiküllerinin ÇAK'ın açık gözeneklerini tıkamasından kaynaklanmaktadır.



Şekil 4.8 CuFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin azot gazı adsorpsiyon-desorpsiyon izotermi ve gözenek boyut dağılımı (iç kısımda) çizimleri

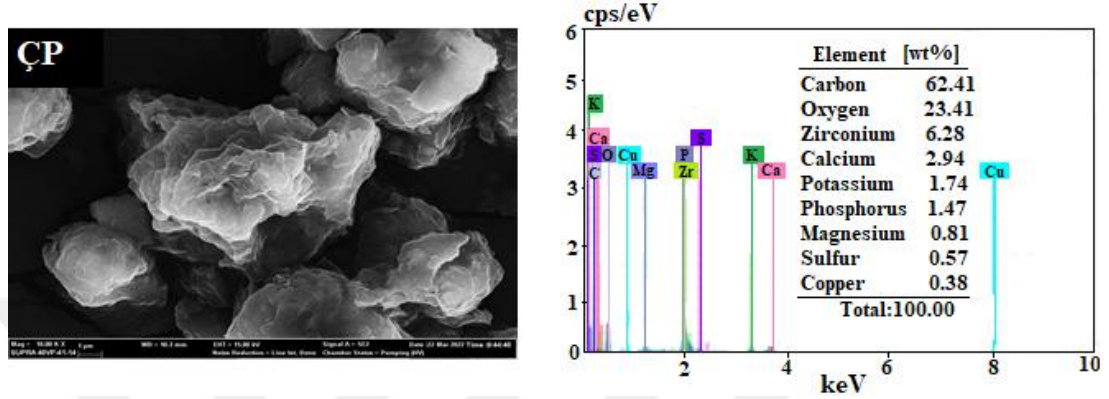
Tablo 4.7 CuFe₂O₄-ÇAK'ın optimal koşullardaki gözenek karakteristiği

S_{BET} (m ² /g)	V_T (cm ³ /g)	V_m (cm ³ /g)	V_m (%)	V_M (cm ³ /g)	V_M (%)	D_p (nm)	Verim (%)
455	0,280	0,099	39,58	0,181	64,5	2,5	18,4

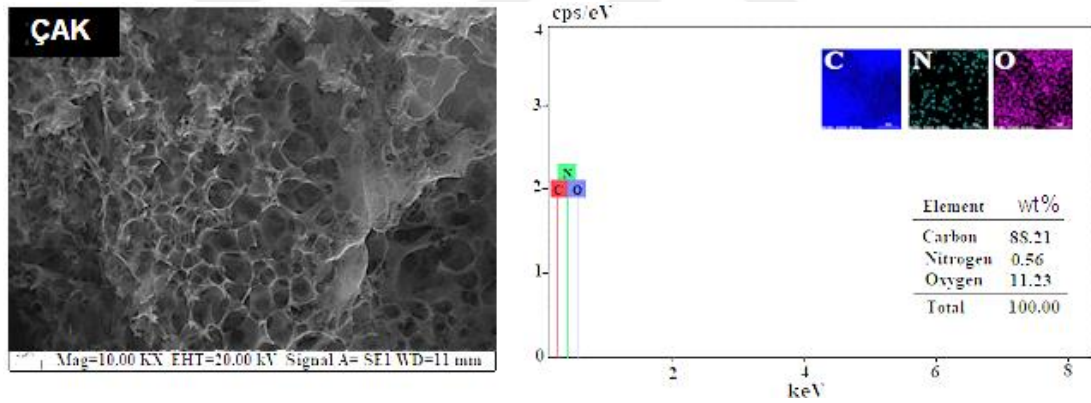
4.2.3 Taramalı elektron mikroskobu-enerji dağıtıcı X-ışını (SEM-EDX) ve elementel haritalama analizi

ÇP, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın SEM görüntüleri, EDX spektrumları ve elementel haritalamaları Şekil 4.9-4.13'de gösterilmektedir. Şekil 4.9'daki ÇP'ye ait SEM görüntüsü incelendiğinde, ÇP'nin gözeneksiz ve düzensiz yumuşak bir yüzeye sahip olduğu görülmektedir. Şekil 4.10'daki ÇAK'a ait SEM görüntüsü incelendiğinde, ÇAK'ın çeşitli boyutlarda açık gözeneklere sahip bal peteği benzeri bir yüzeye sahip olduğu görülebilir. Bu gözenekler, karbonizasyon sırasında selüloz ve hemiselülozun termal ayrışmasıyla uçucu maddelerin (CO, CO₂, H₂, CH₄) ve karbon olmayan elementlerin (Zr, Ca, K, P, Mg, S, Cu) kül olarak ortamdaki uzaklaştırılması sonucu oluşan boşluklardır. ÇAK'ın bu açık gözenekleri, mikro ve

mezo gözenekli yapılara açılan kapıcık görevini görmektedir. Bu gözenek yapısı adsorpsiyon, kataliz ve elektrokimyasal enerji depolama uygulamalarında kullanılabileceğini göstermektedir. SEM-EDX görüntüleri, ÇAK'ın gözenek parametre sonuçları tarafından da desteklenmektedir.

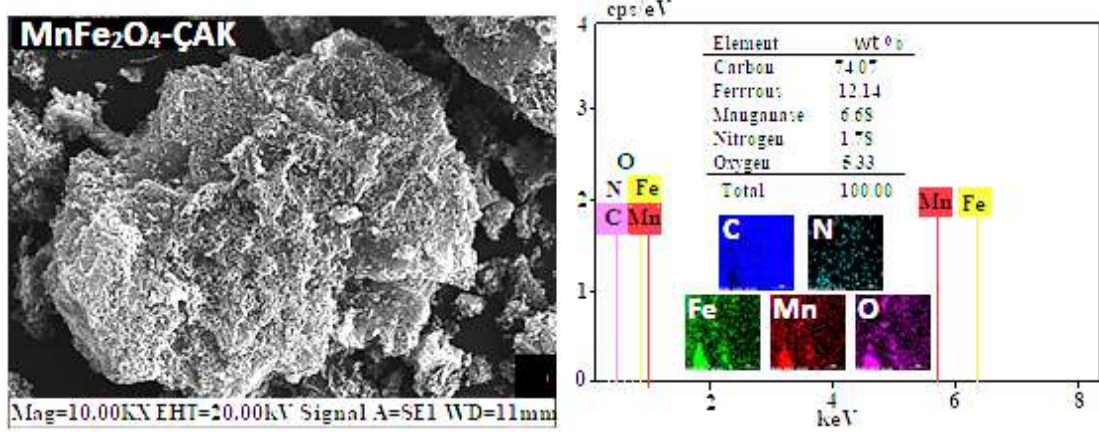


Şekil 4.9 ÇP'ye ilişkin SEM-EDX görüntüsü



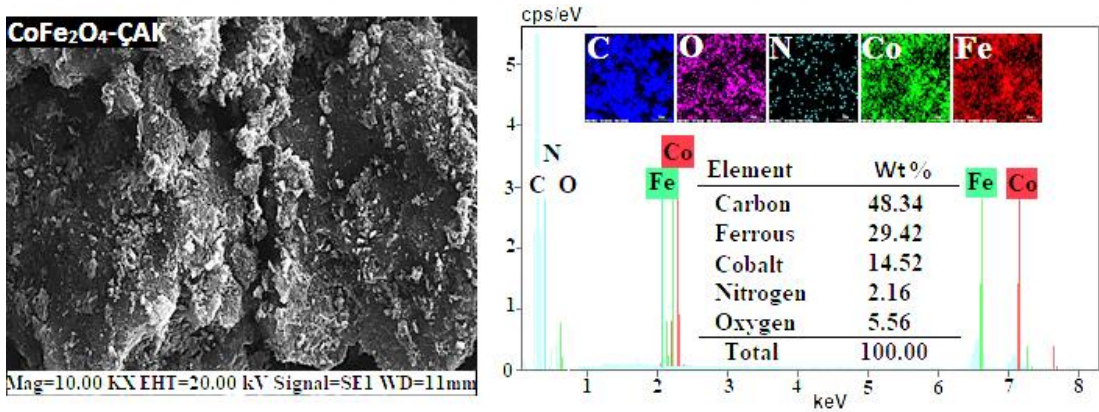
Şekil 4.10 ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama

Ayrıca, Şekil 4.9 ve Şekil 4.10'da ÇP ve ÇAK'ın elementel bileşimini gösteren EDX spektrumları görülmektedir. ÇP'nin yüksek oranda karbon (%62,41) ve oksijen (%23,41 ağırlık) içermesi de onun AK üretimi için uygun bir hammadde olduğunu göstermektedir. Ayrıca, karbonizasyon sonrası oksijen ve diğer elementlerin miktarı azalırken karbon miktarı artmıştır, bu da karbonca zengin bir yapının oluştuğunu desteklemektedir.



Şekil 4.11 MnFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama

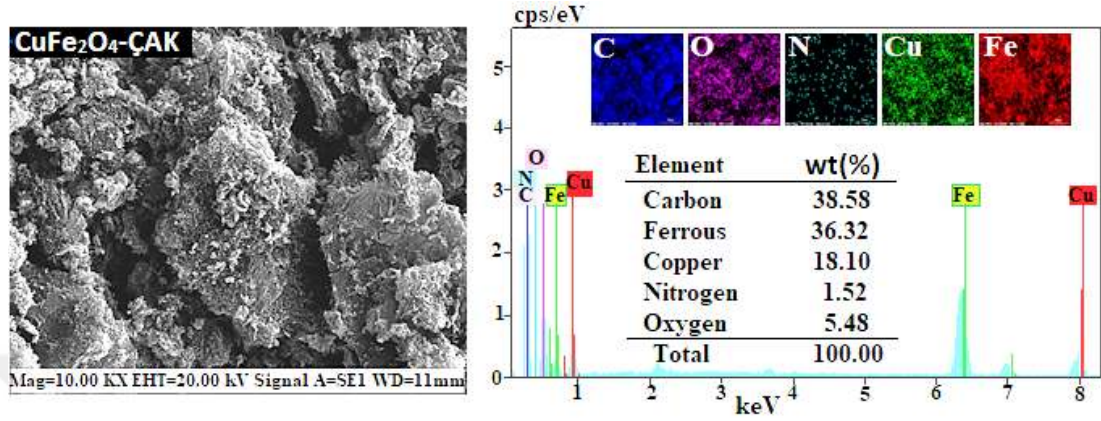
Şekil 4.11'deki SEM görüntüsü incelendiğinde, MnFe₂O₄-ÇAK'a ait olan gözenek kapıcıklarının MnFe₂O₄ ile kaplandığı ve açık renkli pürüzlü bir yüzeye sahip olduğu görülmektedir. Bu durum, EDX spektrumlarında ve element haritalama görüntülerinde Fe (%12,14) ve Mn (%6,68) elementlerinin varlığıyla da desteklenmektedir. Benzer gözlemler, daha önce bazı araştırmacılar tarafından yürütülen çalışmalarda da kaydedilmiştir (Podder ve Majumder, 2016; Rambabu vd., 2020; Minale vd., 2021).



Şekil 4.12 CoFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama

Şekil 4.12'de verilen CoFe₂O₄-ÇAK'a ait SEM görüntüsü incelendiğinde farklı genişliklerde, düzensiz dağılmış gözenekler içeren bir yüzey gözlenmektedir. Aynı zamanda ÇAK yüzeyinin daha koyu olması, CoFe₂O₄ nanopartiküllerinin yüzeyde belirli bölgelerde kümelenmesi sonucu yüzeyin daha parlak görünmesini sağlaması, CoFe₂O₄-ÇAK'ın başarıyla sentezlendiğini göstermektedir. Ayrıca, EDX spektrumu ve elementel haritalama görüntüleri incelendiğinde, ÇAK'ın ana elementleri olan

karbon (%48,34) ve oksijen (%5,56) elementlerinin yanı sıra demir (%29,42) ve kobalt (%14,52) elementlerinin bulunması da yüzeyin CoFe_2O_4 ile kaplandığını doğrulamaktadır.

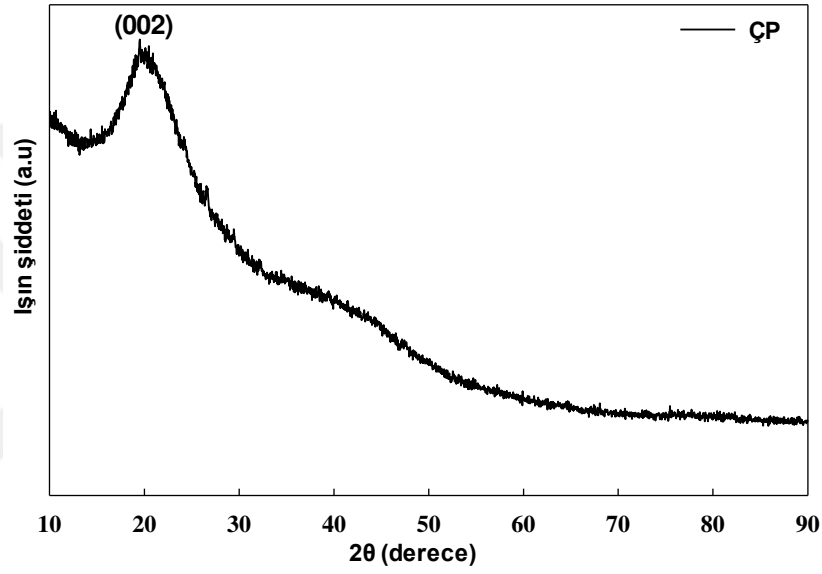


Şekil 4.13 CuFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin SEM-EDX görüntüsü ve elementel haritalama

Şekil 4.13'de verilen CuFe_2O_4 -ÇAK'a ait SEM görüntüsü incelendiğinde, yüzeyin çeşitli boyutlarda gözenekler içerdiği gözlenmektedir. ÇAK'ın koyu renkli yüzeyinin, yüzeyde CuFe_2O_4 nanopartiküllerinin kümelenmesi nedeniyle daha parlak görünmesi, CuFe_2O_4 -ÇAK'ın başarıyla sentezlendiğini göstermektedir. Ayrıca, EDX spektrumunda ve elementel haritalama görüntüsünde, ÇAK'a ait temel elementler olan C (%38,58) ve O (%5,48) elementlerinin yanı sıra Fe (%36,32) ve Cu (%18,10) elementlerinin de bulunması, yüzeyin CuFe_2O_4 nanopartikülleri ile kaplı olduğunu doğrulamaktadır.

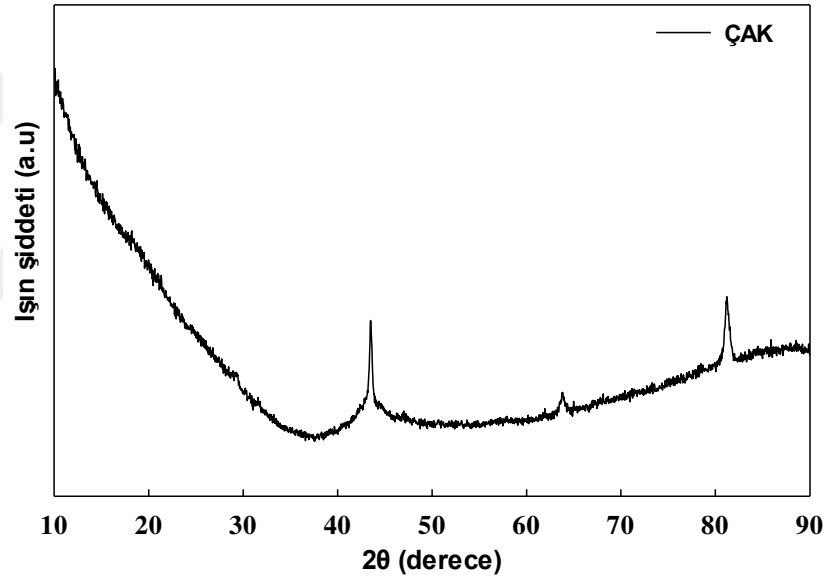
4.2.4 X-ışını difraksiyonu (XRD) spektroskopi analizi

ÇP, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın $10^\circ < 2\theta < 90^\circ$ aralığındaki XRD spektrumları Şekil 4.14-4.18'de gösterilmektedir. Şekil 4.14'deki ÇP'ye ait XRD spektrumu incelendiğinde, $2\theta = 17,3-26,5^\circ$ aralığında geniş bir kırınım açısına sahip olduğu gözlenmektedir. Bunun doğada bulunan lignoselülozik malzemelerdeki karbonun hekzagonal yapısının kristaliyografik düzlemine (002) karşılık geldiği bilinmektedir (JCPDF Kartı, No.04-018-7559).



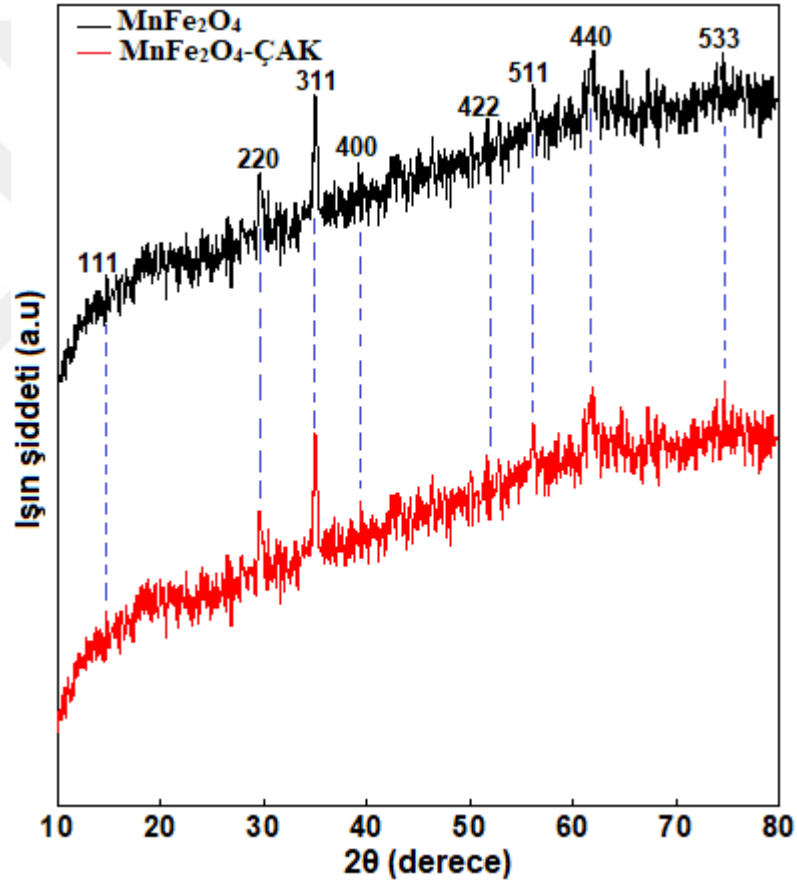
Şekil 4.14 ÇP'ye ilişkin XRD spektrum çizimi

Şekil 4.15'deki ÇAK'a ait XRD spektrumu incelendiğinde, ÇP'ye ait olan açılı tepesinin ortadan kalktığı ve bunun yerine $2\theta = 40-85^\circ$ aralığındaki grafit karbonu yansıtan yeni keskin kırınım açılı tepelerinin ortaya çıktığı gözlenmektedir. ÇAK'da bu açılı tepesinin kaybolması, büyük olasılıkla yüksek sıcaklıktaki karbonizasyon sırasında lignoselülozik yapının tamamen bozulmasından kaynaklanmaktadır. Bu durum, gelişmiş gözenekliliğe sahip karbonlu bir malzeme olduğunu desteklemektedir. Yeni piklerin oluşması karbonun amorf halden kristal hale geçtiğini göstermektedir. Benzer gözlemler, daha önce bazı araştırmacılar tarafından yürütülen çalışmalarda da bildirilmiştir (Vidovix vd., 2019; Salomón vd., 2022; Gohr vd., 2022).



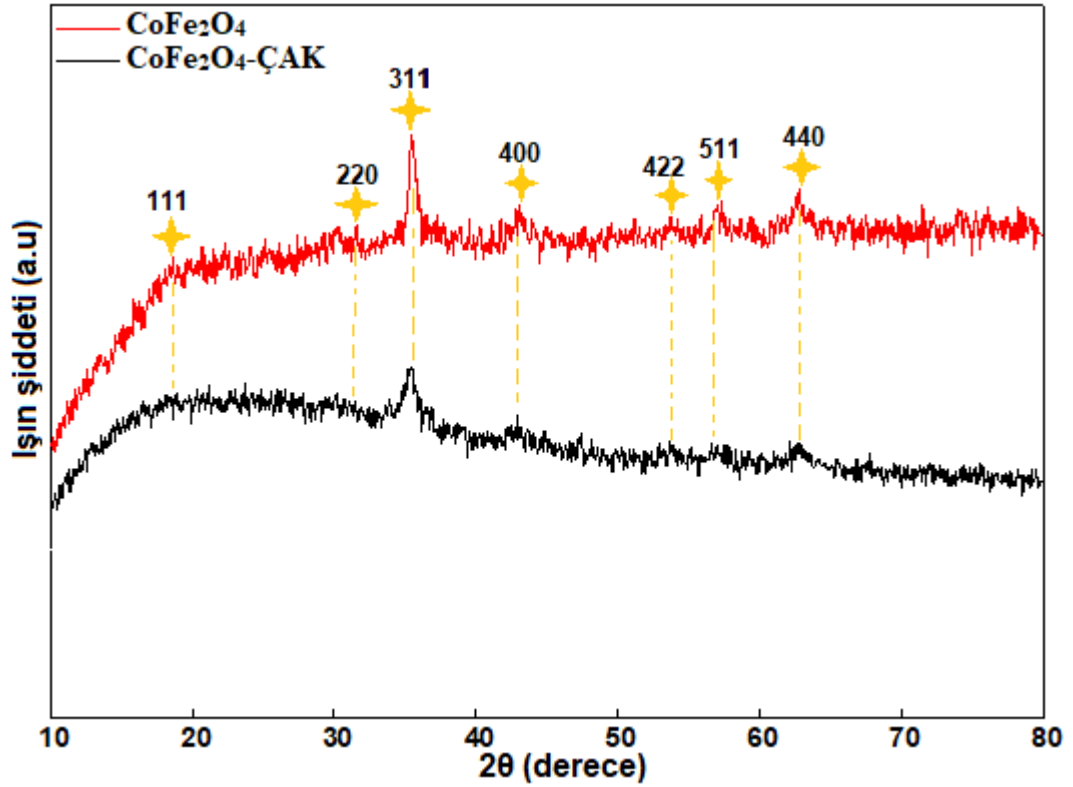
Şekil 4.15 ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi

Şekil 4.16 MnFe_2O_4 ve MnFe_2O_4 -ÇAK'a ait $2\theta=10-80^\circ$ aralığındaki XRD spektrumunu göstermektedir. Bu şekilden, MnFe_2O_4 ve MnFe_2O_4 -ÇAK'ın XRD modellerinin hemen hemen benzer olduğu görülmektedir. Ayrıca, $2\theta = 17,9^\circ, 29,7^\circ, 35,1^\circ, 43,3^\circ, 51,7^\circ, 56,2^\circ, 61,8^\circ$ ve $74,6^\circ$ 'nin karakteristik tepe noktalarının, sırasıyla (111), (220), (311), (400), (422), (511), (440) ve (533) spinel MnFe_2O_4 kristal düzlemleriyle (JCPDF kart No. 73-1964) iyi bir uyum içerisinde olduğu görülmektedir (Chen vd., 2019; Rambabu vd., 2020). Bu durum, ÇAK ve MnFe_2O_4 'in mikrodalga destekli kimyasal birlikte-çöktürme yoluyla MnFe_2O_4 -ÇAK'a başarılı bir şekilde dönüştürüldüğünü doğrulamaktadır.



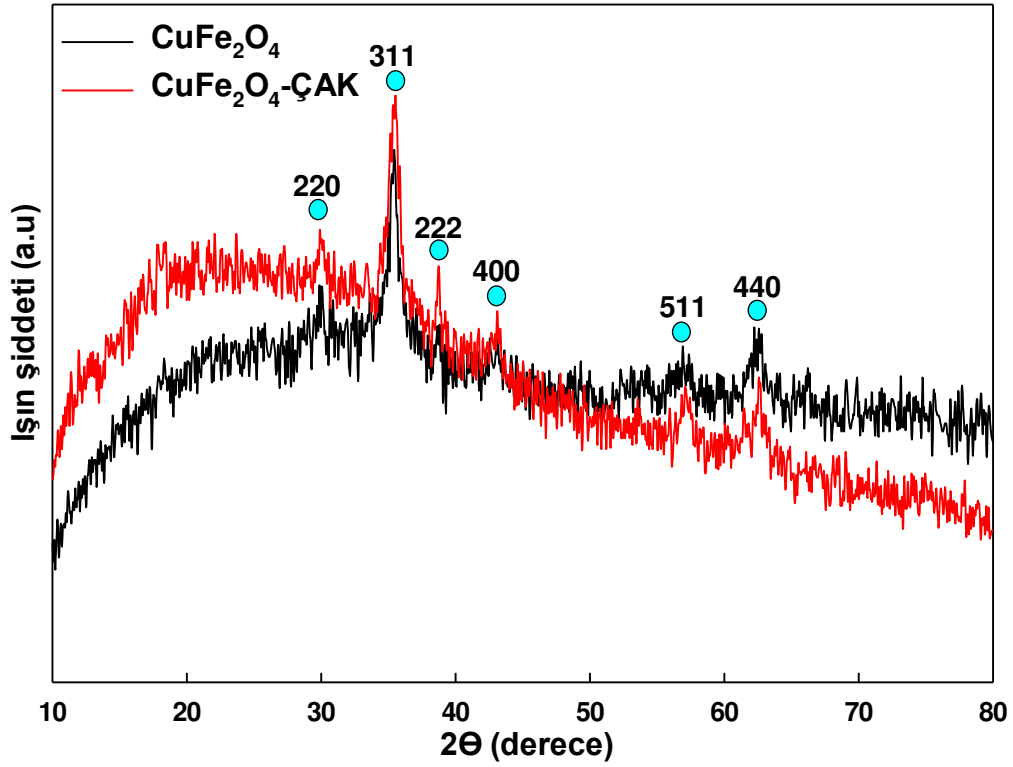
Şekil 4.16 MnFe_2O_4 ve MnFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi

Şekil 4.17, CoFe_2O_4 ve CoFe_2O_4 -ÇAK'a ait $2\theta=10-80^\circ$ aralığındaki XRD spektrumunu göstermektedir. Bu şekilden, XRD spektrumlarının hemen hemen örtüştüğü görülmektedir. Ayrıca, $2\theta = 18.9^\circ, 30.4^\circ, 35.3^\circ, 43.7^\circ, 54.1^\circ, 57.3^\circ$ ve 62.8° 'nin karakteristik tepe noktalarının, sırasıyla (111), (220), (311), (400), (422), (511) ve (440) kübik spinel CoFe_2O_4 kristal düzlemleriyle (JCPDS kart no. 22-1086) iyi bir uyum içerisinde olduğu görülmektedir. Bundan başka, 23,1 ve 43,5'lik iki farklı kırınım açılarının bazı araştırmacılar tarafından yapılan çalışmalarda da sentezlenen CoFe_2O_4 yüklü karbonlu malzemelerde gözlenen kompozit yapıdaki AK'ye ait olduğu belirtilmiştir (Karthikeyan vd., 2020; Wu vd., 2021).



Şekil 4.17 CoFe_2O_4 ve CoFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi

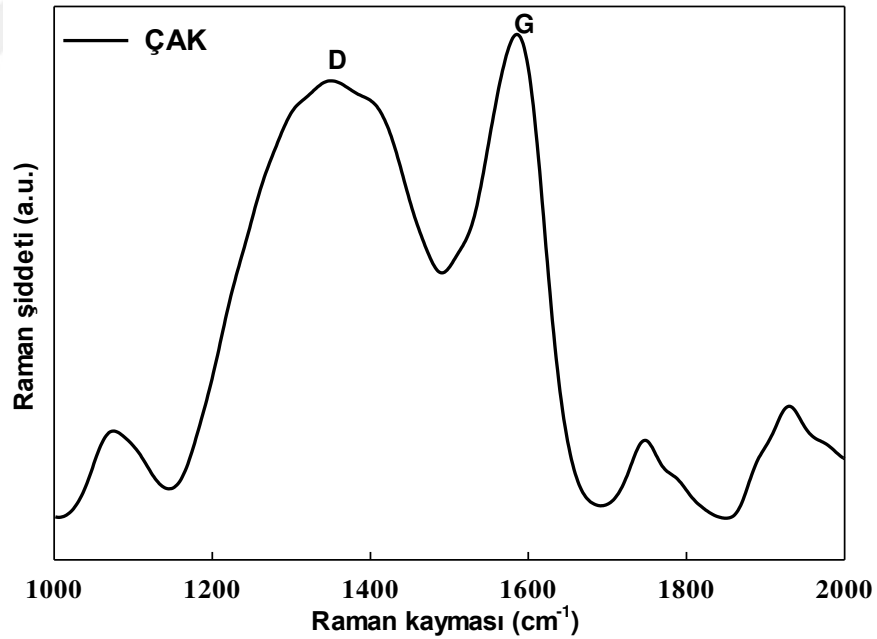
Şekil 4.18, CuFe_2O_4 ve CuFe_2O_4 -ÇAK'a ait $2\theta=10-80^\circ$ aralığındaki XRD spektrumunu göstermektedir. Bu şekilden, $2\theta = 29.93^\circ, 35.41^\circ, 38.87^\circ, 43.07^\circ, 57.21^\circ$ ve 62.63° 'deki karakteristik tepe noktalarının sırasıyla (220), (311), (222), (400), (511) ve (440) spinel CuFe_2O_4 kristal düzlemleriyle (JCPDS No. 25-0283) iyi bir uyum içerisinde olduğu görülmektedir (Zhang vd., 2007; Leichtweis vd., 2021; Wendari vd., 2023). Bu durum, AK'nin CuFe_2O_4 nanopartikülleri ile manyetik nanokompozite dönüşümünün başarılı bir şekilde gerçekleştiğini doğrulamaktadır. Ayrıca, $21,3-24,6^\circ$ arasındaki zayıf pikler, muhtemelen sentez işlemi sırasında çok az miktarda Cu(II) oksitin (CuO)'ya indirgenmesinden kaynaklanan (Cu_2O)'nun varlığını göstermektedir (Zhang vd., 2007).



Şekil 4.18 CuFe_2O_4 ve CuFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin XRD spektrum çizimi

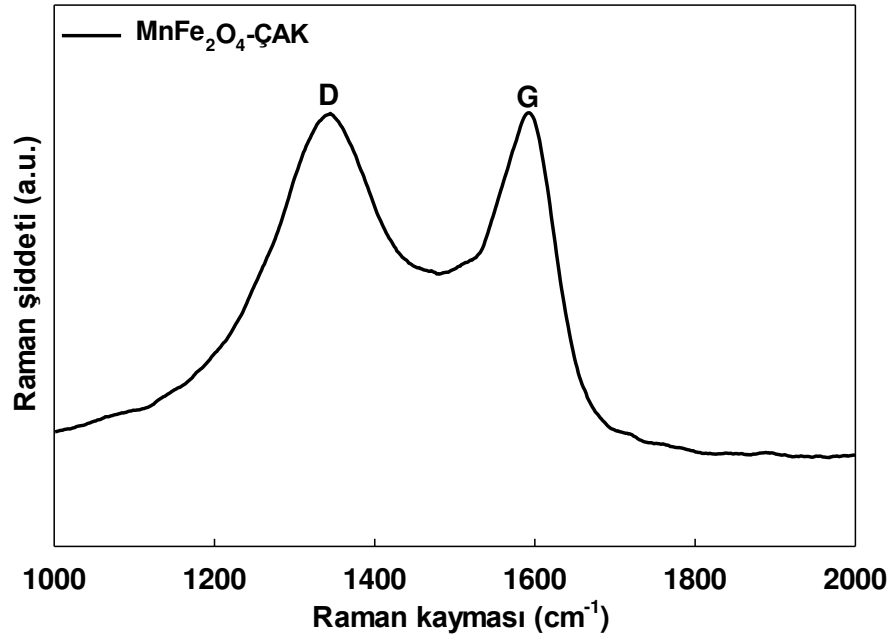
4.2.5 Raman spektroskopi analizi

ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın grafitleşme derecesini değerlendirmek için kaydedilen Raman spektrumları Şekil 4.19-4.22'de gösterilmektedir. Şekil 4.19'daki ÇAK'a ait Raman spektrumu incelendiğinde, 1347 cm⁻¹ (*D*-bant) ve 1689 cm⁻¹ (*G*-bant) seviyelerinde iki belirgin pik gözlenmektedir. *D*- ve *G*-bantları, sırasıyla düzensiz veya kusurlu karbon yapılarının ve bazı düzenli katmanlı grafit sp² hibritleşmiş karbon atomlarının varlığını belirtmektedir (Huang vd., 2019). Şekilden, ÇAK'ın Raman spektrumunda güçlü *D* bandıyla birlikte gözlenen geniş tepeli *G* bandı, onun amorf yapıda olduğunu göstermektedir. Ayrıca, *D*- ve *G*-piklerinin yoğunluk oranları (*I_D/I_G*) kullanılarak grafitleşme derecesi belirlenmektedir (Choi vd., 2019). ÇAK için bu oran 0,80 olarak bulunmuştur. Bu düşük *I_D/I_G* değeri, düşük grafitli düzensiz karbon yapısına sahip olduğunu göstermektedir. Bunun nedeni, daha önce yapılan bir çalışmada da belirtildiği gibi büyük olasılıkla yüzeyinde daha fazla aromatik yapı ve oksijen açısından zengin fonksiyonel grupların oluşumuna yol açan daha az karbon içeren kusur bulunmasındandır (Oginni vd., 2019).



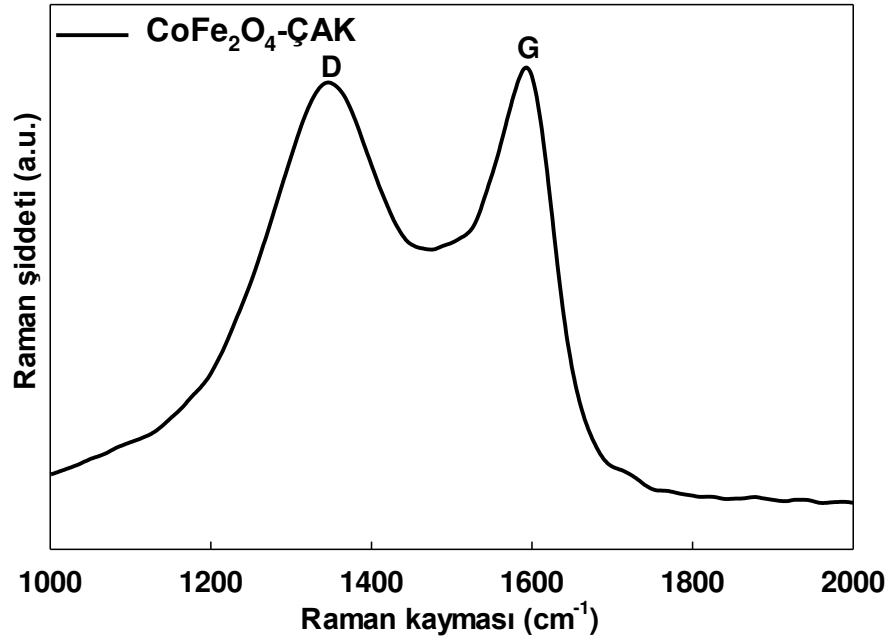
Şekil 4.19 ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi

Şekil 4.20, MnFe_2O_4 -ÇAK'ın düzensiz yapısını yansıtan Raman spektrumunu göstermektedir. Bu şekilden, 1382 cm^{-1} (*D*-bant) ve 1610 cm^{-1} (*G*-bant) seviyelerinde iki geniş ve keskin belirgin pik gözlenmektedir. *D*- ve *G*- bantları sırasıyla, sp^3 hibritleşmiş karbonun gerilme titreşimine ve halkalar ile zincirlerdeki tüm sp^2 atom çiftlerinin uzayan C-C bağına karşılık gelmektedir (Cuesta vd., 1994; Medhat vd., 2021). MnFe_2O_4 -ÇAK ve ÇAK'a ait *D* bantlarını kıyasladığımızda hafif bir tepe kayması gözlenmektedir. Bu kayma, ÇAK yüzeyine yüklenen MnFe_2O_4 nanopartiküllerinden kaynaklanmaktadır. Ayrıca yapısal düzensizlik derecesini ifade eden yoğunluk oranı (I_D/I_G) 0,85 olarak hesaplanmıştır. Bu orandaki artış, ÇAK yapısının MnFe_2O_4 nanopartiküllerinin yüklenmesiyle daha düzensiz ve kusurlu bir yapıya dönüştüğünü göstermektedir (Rambabu vd., 2020; Wen vd., 2021).



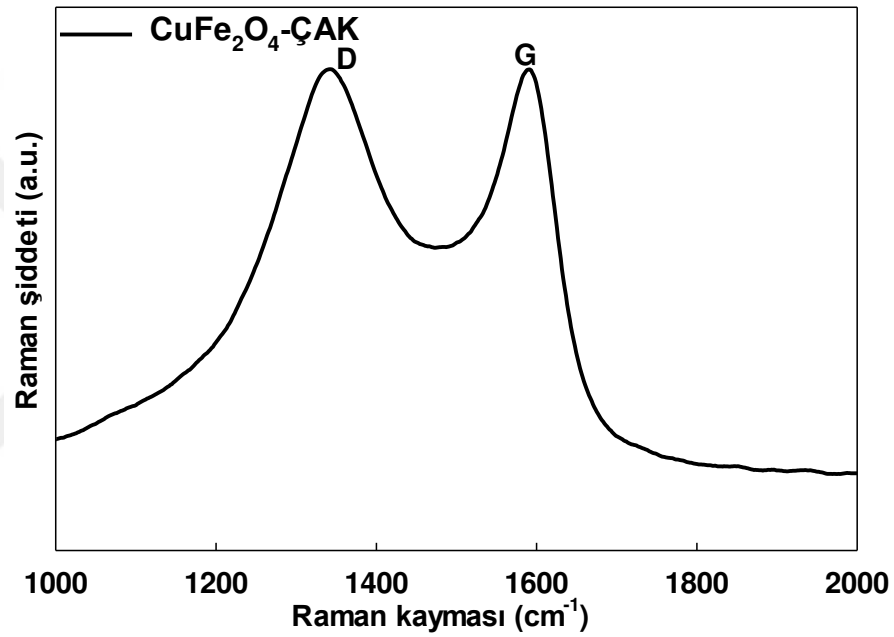
Şekil 4.20 MnFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi

Şekil 4.21, CoFe₂O₄-ÇAK'ın Raman spektrumunu göstermektedir. Bu şekilden, 1352 cm⁻¹ (*D*-bant) ve 1589 cm⁻¹ (*G*-bant) seviyelerinde iki geniş ve keskin belirgin pik gözlenmektedir. *D*-bandı, hekzagonal simetrisinin kaybından kaynaklanan düzensizlik nedeniyle saçılmaya neden olan sp³ yapısal kusurlarından kaynaklanmaktadır (Asadi vd., 2022). *G*-bandı, sp² hibrit yüzeyindeki karbon atomlarının gerilme titreşimini tanımlamaktadır (Liao vd., 2021). Ayrıca grafitleşme derecesini gösteren yoğunluk oranı (*I_D/I_G*) 0,85 olarak hesaplanmıştır. Bu oranın ÇAK'a göre artması, CoFe₂O₄-ÇAK'ın daha düzensiz ve kusurlu bir yapıya sahip olduğunu göstermektedir. Bu durum, ÇAK yapısında CoFe₂O₄ nanopartiküllerinin bulunmasından kaynaklanmaktadır.



Şekil 4.21 CoFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi

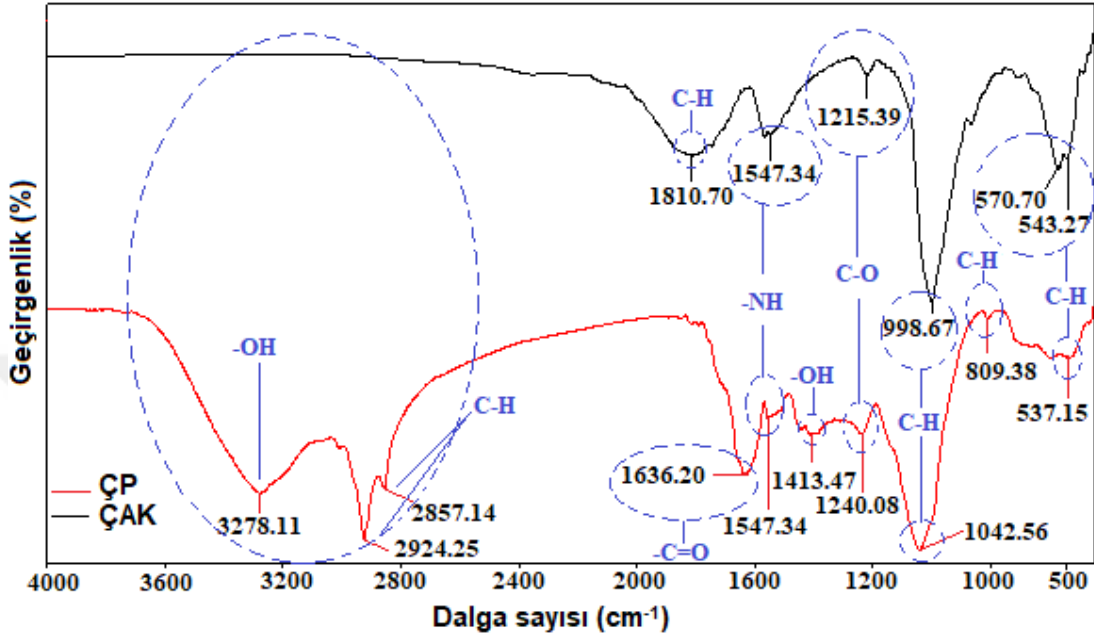
Şekil 4.22, CuFe_2O_4 -ÇAK'ın Raman spektrumunu göstermektedir. Bu şekilden, 1342 cm^{-1} (D -bant) ve 1589 cm^{-1} (G -bant) seviyelerinde iki geniş ve keskin pik olduğu görülmektedir. D -bandı, düzlem dışı titreşimden kaynaklanan grafit yapıdaki bir kusuru temsil ederken, G -bandı sp^2 orbitalindeki C-C bağının düzlem içi titreşiminden kaynaklanmakta ve grafit yapıyı göstermektedir (Cuesta vd., 1994; Avraham vd., 2024). Ayrıca, yapısal bozukluğun derecesini gösteren yoğunluk oranı (I_D/I_G), 0,84 olarak hesaplanmıştır. Bu oranının ÇAK'a göre artması, CuFe_2O_4 -ÇAK'ın daha düzensiz ve kusurlu bir yapıya sahip olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.22 CuFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin Raman spektrum çizimi

4.2.6 Fourier dönüşümlü kızılötesi (FTIR) spektroskopi analizi

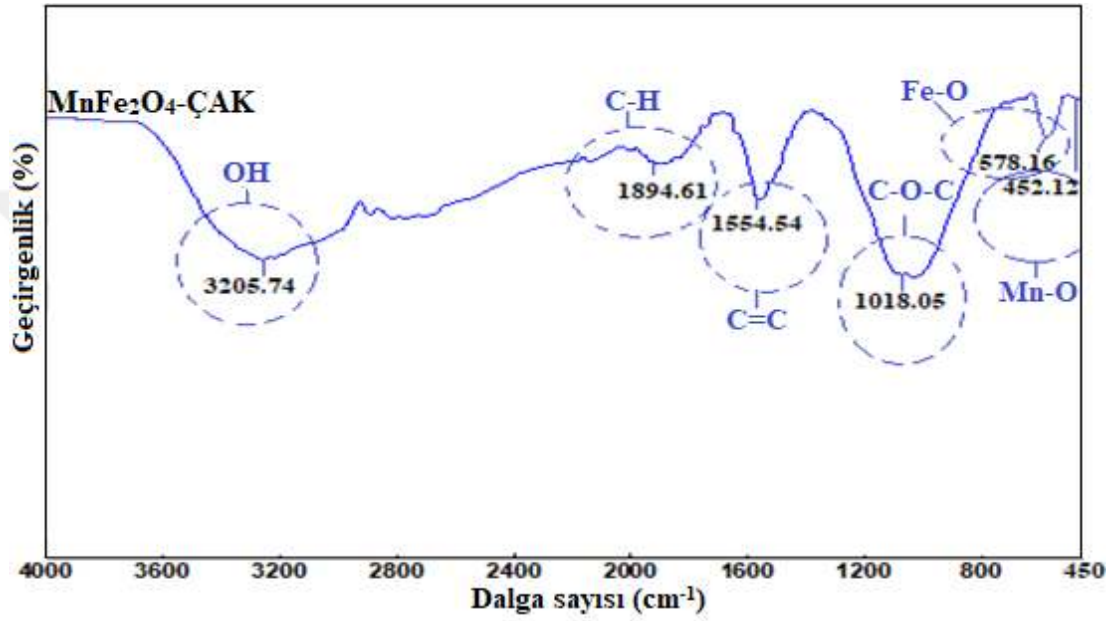
Şekil 4.23-4.26, ÇP, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın FTIR spektrumlarını göstermektedir.



Şekil 4.23 ÇP ve ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

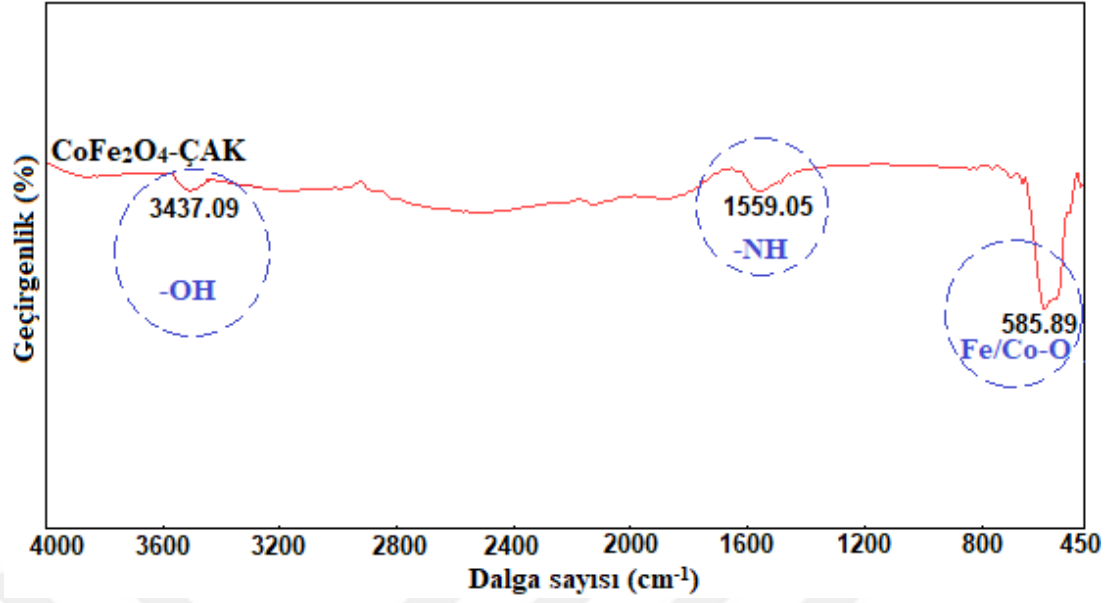
Şekil 4.23, ÇP ve ÇAK'a ait FTIR spektrumlarını göstermektedir. 3278,11 cm⁻¹'deki pik, ÇP'nin selülozik yapısından kaynaklanan hidroksil gruplarının (OH) gerilme titreşiminden kaynaklanmaktadır (Thabede vd., 2020). ÇP'ye ait spektrumda gözlenen 2924,25 ve 2857,14 cm⁻¹'deki spektrumlar metil gruplarının C-H simetrik ve asimetrik gerilme titreşimlerinden kaynaklanmaktadır (Puziy vd., 2002). ÇAK'da bu iki pikin olmaması K₂CO₃ aktivasyonu ile hidrojenin uzaklaştırılmasından kaynaklanmaktadır. Tablo 4.1-4.2'de verilen ultimate analiz sonucundaki verilerden ÇP ve ÇAK'ın hidrojen içeriği farkının ÇP'nin hidrojen içeriğine bölünmesiyle hesaplanan %94,19'lük azalma bunu doğrulamaktadır (Mahmood vd., 2017). ÇAK'a ait 1810,70 cm⁻¹'deki pik, polar fonksiyonel grupların neden olduğu aromatik halkadaki C-H gerilme titreşimiyle ilişkilidir (Puziy vd., 2002). ÇP'ye ait 1636,20 cm⁻¹ pik ve her iki numuneye ait 1547,34 cm⁻¹'deki pikler, sırasıyla (-C=O) ve (-NH) amid grubunun asimetrik-simetrik gerilme titreşimlerinden kaynaklanmaktadır. ÇP'ye ait 1413,47 cm⁻¹'deki pik karboksilik grubun -OH gerilmesinden kaynaklanırken, ÇP'ye ait 1240,08 cm⁻¹'deki pik ve ÇAK'ın 1215,39 cm⁻¹'deki piki C-O gerilme titreşimlerinden

kaynaklanmaktadır (Siddiqui vd., 2018). ÇP'ye ait $1042,56 \text{ cm}^{-1}$ ve ÇAK'a ait $998,67 \text{ cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler, lignin yapısındaki aromatik C-H düzlem içi bükülme titreşimleridir (Üner vd., 2018). ÇP'ye ait $809,38 \text{ cm}^{-1}$ 'deki spektrum C-H türevlerinden kaynaklanmaktadır (Ovchinnikov vd., 2016). Ayrıca, ÇP'ye ait $537,15 \text{ cm}^{-1}$, ÇAK'a ait $570,70$ ve $543,27 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pikler aromatik halkadaki düzlem dışı C-H bükülme titreşimlerinden kaynaklanmaktadır (Cruz vd., 2017).



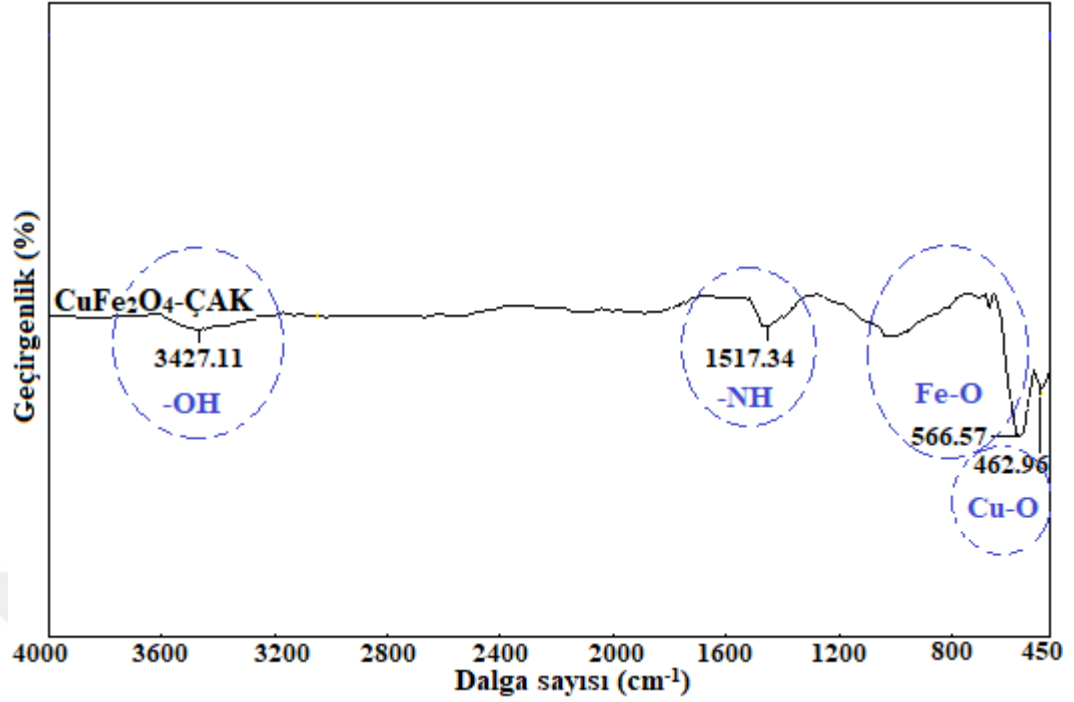
Şekil 4.24 MnFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

Şekil 4.24, MnFe_2O_4 -ÇAK'a ait FTIR spektrumlarını göstermektedir. MnFe_2O_4 -ÇAK'a ait spektrum incelendiğinde, $3205,74 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pikin O-H gerilme ve bükülmesine ait olduğu gözlenmektedir (Niu vd., 2020). Ayrıca, $1894,61 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik aromatik halkanın C-H gerilme titreşimine, $1554,54 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik C=C gerilme titreşimine, $1018,05 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik C-O-C gerilme titreşimine aittir (Puziy vd., 2002; Rambabu vd., 2020; Wang vd., 2021). $578,16 \text{ cm}^{-1}$ 'deki güçlü pik ve $452,12 \text{ cm}^{-1}$ 'deki zayıf pik sırasıyla, oktahedral ve tetrahedral bölgelerdeki Fe-O ve Mn-O bağ titreşimlerine atfedilebilir (Kumar vd., 2014; Jung vd., 2018; Pang vd., 2019). Bu durum, MnFe_2O_4 nanopartiküllerinin karbon matrisiyle başarılı bir şekilde birleştiğini ve dolayısıyla MnFe_2O_4 -ÇAK'ın başarılı bir şekilde sentezlendiğini doğrulamaktadır.



Şekil 4.25 CoFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

Şekil 4.25, CoFe₂O₄-ÇAK'a ait FTIR spektrumlarını göstermektedir. 3437,1 cm⁻¹'deki pik -OH gerilme titreşimidir. 1559,05 cm⁻¹' deki pik, amid grubunun (-NH) gerilme titreşimine atfedilmektedir. 585.89 cm⁻¹'deki keskin pik, spinel oksitlerin Fe/Co-O tetrahedral gerilme bölgesine aittir (Mahmoud vd., 2022). Bu durum, CoFe₂O₄-ÇAK'ın başarıyla sentezlendiğini doğrulamaktadır.



Şekil 4.26 CuFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

Şekil 4.26, CuFe₂O₄-ÇAK'a ait FTIR spektrumlarını göstermektedir. 3427,11 cm⁻¹'deki pik -OH gerilme titreşimine aittir. 1517,34 cm⁻¹'deki tepe noktası amid gruplarının gerilme titreşimine (-NH) aittir. 566,57 cm⁻¹'deki ve 462,96 cm⁻¹'deki pikler, sırasıyla Fe-O ve Cu-O metal-oksijen bağlarının spinel yapılarına atfedilir (Rouhani vd., 2018). Bu durum, CuFe₂O₄-ÇAK'ın başarıyla sentezlendiğini doğrulamaktadır.

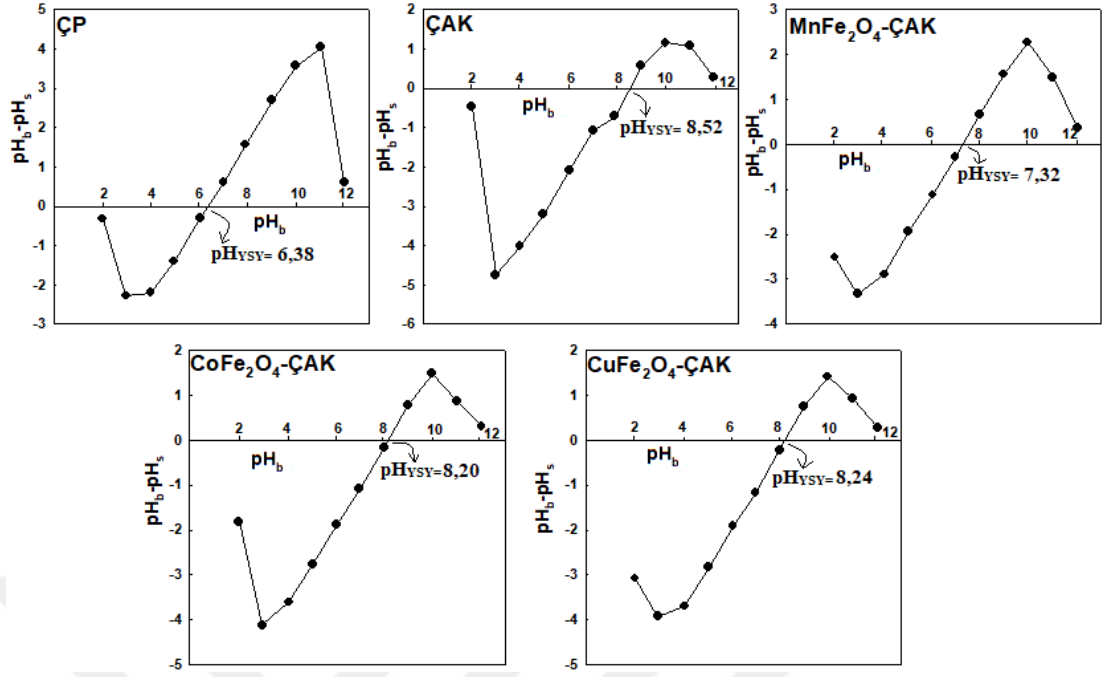
4.2.7 Boehm titrasyonu ve pH_{YSY} analizi

ÇP, ÇAK ve (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplar, nicel olarak Boehm titrasyonu ile belirlenir. Tablo 4.8, ÇP, ÇAK ve (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'a ilişkin Boehm titrasyonu analiz sonuçları ile Şekil 4.27'den belirlenen pH_{YSY} değerlerini göstermektedir. Boehm titrasyon verileri incelendiğinde, ÇP'nin 0,53 mEq/g karboksilik, 0,22 mEq/g fenolik, 0,42 mEq/g laktonik grupları içerdiği ve 1,17 mEq/g toplam asitlik ile 1,01 mEq/g toplam bazlığa ve 6,38 pH_{YSY} değerlerine sahip olduğu görülmektedir. Bu veriler, ÇP'nin yüzeyinin zayıf asidik olduğunu göstermektedir. Bunu pH_{YSY} değeri de doğrulamaktadır. Aynı tablodan ÇAK'a ilişkin veriler incelendiğinde, 0,47 mEq/g karboksilik, 0,20 mEq/g fenolik, 0,41 mEq/g laktonik grupları içerdiği ve 1,08 mEq/g toplam asitlik ile 1,19 mEq/g toplam bazlığa ve 8,52 pH_{YSY} değerlerine sahip olduğu görülmektedir. Bu veriler, ÇAK'ın yüzeyinin

bazik olduğunu göstermektedir. Bunu onun pH_{YSY} değeri de doğrulamaktadır. $MnFe_2O_4$ -ÇAK'a ilişkin sonuçlar incelendiğinde, 0,52 mEq/g karboksilik, 0,08 mEq/g fenolik, 0,51 mEq/g laktonik gruplar içerdiği ve 1,11 mEq/g toplam asitlik ile 1,13 mEq/g toplam bazlığa ve 7,32 pH_{YSY} değerlerine sahip olduğu görülmektedir. Bu veriler yüzeyin nötral olduğunu belirtmektedir. $CoFe_2O_4$ -ÇAK'a ilişkin sonuçlar incelendiğinde, 0,54 mEq/g karboksilik, 0,01 mEq/g fenolik, 0,51 mEq/g laktonik grupları içerdiği ve 1,06 mEq/g toplam asitlik ile 1,07 mEq/g toplam baziklik ve 8,20 pH_{YSY} değerlerine sahip olduğu görülmektedir. Bu sonuçlar, $CoFe_2O_4$ -ÇAK'ın yüzeyinin zayıf bazik karaktere sahip olduğunu belirtmektedir. $CuFe_2O_4$ -ÇAK'a ilişkin sonuçlar incelendiğinde, 0,53 mEq/g karboksilik, 0,01 mEq/g fenolik, 0,50 mEq/g laktonik gruplar içerdiği ve 1,04 mEq/g toplam asitlik ile 1,18 mEq/g toplam baziklik değerlerine ve pH_{YSY} değerinin 8,24 olduğu görülmektedir. Bu sonuçlar da $CuFe_2O_4$ -ÇAK'ın yüzeyinde ağırlıklı olarak bazik grupların bulunduğunu göstermektedir.

Tablo 4.8 ÇP, ÇAK, $(Mn/Co/Cu)Fe_2O_4$ -ÇAK'a ilişkin yüzey nicel analiz sonuçları

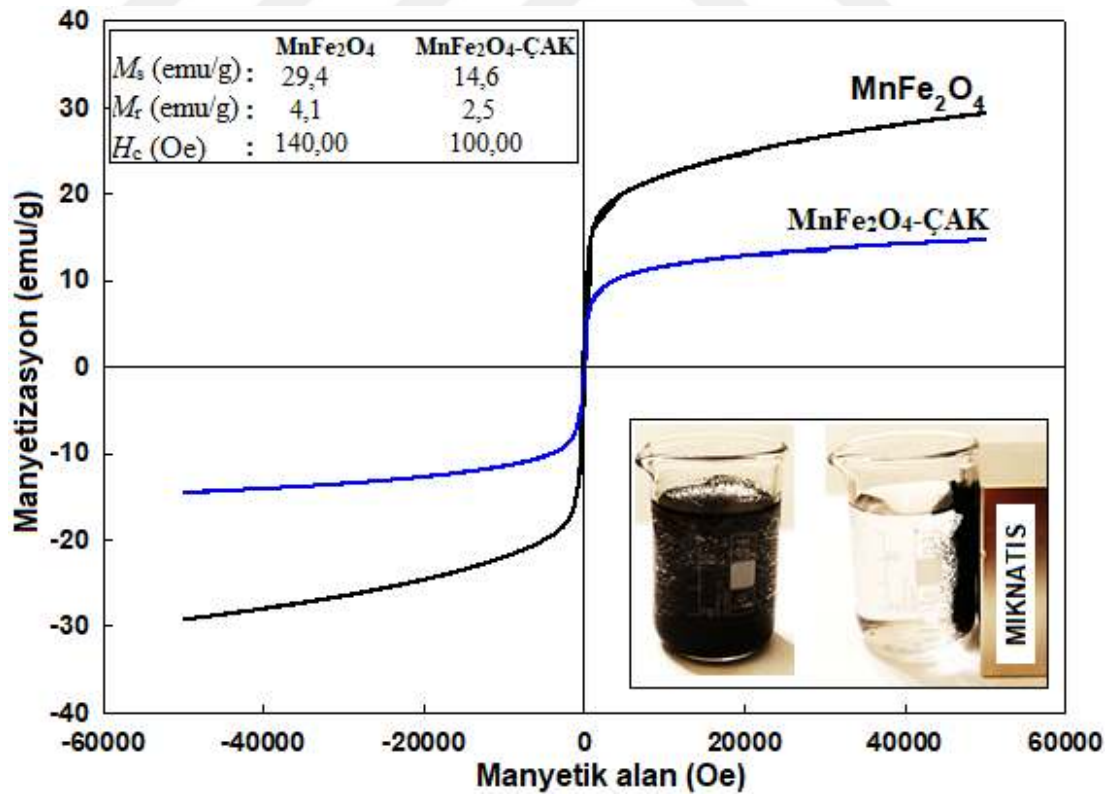
	Fonksiyonel gruplar (mEq/g)			Toplam asitlik (mEq/g)	Toplam baziklik (mEq/g)	pH_{YSY}
	Karboksilik	Fenolik	Laktonik			
ÇP	0,53	0,22	0,42	1,17	1,01	6,38
ÇAK	0,47	0,20	0,41	1,08	1,19	8,52
$MnFe_2O_4$ -ÇAK	0,52	0,08	0,51	1,11	1,13	7,32
$CoFe_2O_4$ -ÇAK	0,54	0,01	0,51	1,06	1,07	8,20
$CuFe_2O_4$ -ÇAK	0,53	0,01	0,50	1,04	1,18	8,24



Şekil 4.27 ÇP, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'a ilişkin pH_{YSV} çizimleri

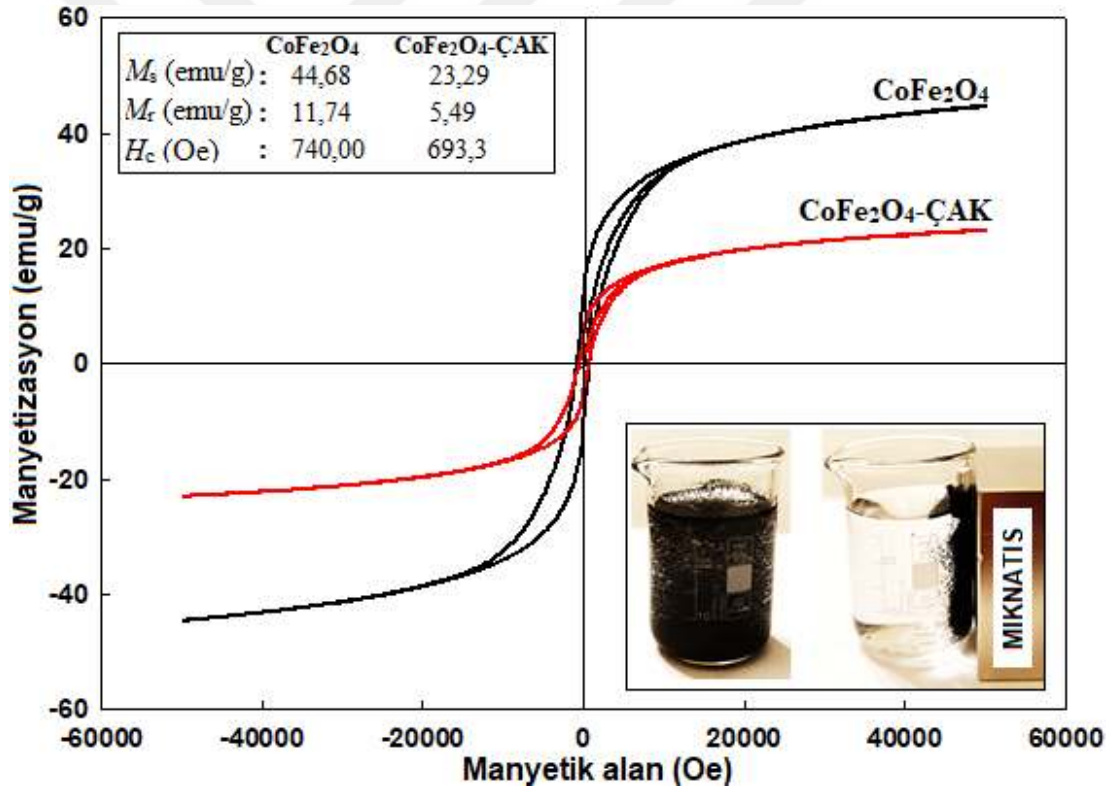
4.2.8 VSM analizi

Şekil 4.28-30, sentezlenen MnFe_2O_4 , CoFe_2O_4 , CuFe_2O_4 , MnFe_2O_4 -ÇAK, CoFe_2O_4 -ÇAK ve CuFe_2O_4 -ÇAK numunelerinin manyetik davranışını gösteren manyetik histerezis döngüleri ve bunlardan belirlenen onların M_s , M_r ve H_c değerlerini (şekillerin iç kısımlarında) göstermektedir. Şekil 4.28 incelendiğinde, MnFe_2O_4 ve MnFe_2O_4 -ÇAK nanopartiküllerinin M_s , M_r ve H_c değerlerinin sırasıyla 29,4'ten 14,6 emu/g'a, 4,1'den 2,5 emu/g'a ve 140,0'dan 100,0 Oe'ye düştüğü görülmektedir. Bu azalmalar büyük olasılıkla, sentez koşulları altında manyetik olmayan manganez (III) oksit (Mn_2O_3) oluşumu ile MnFe_2O_4 -ÇAK'a manyetik özellik kazandıran MnFe_2O_4 nanopartiküllerinin sayısındaki azalmadan kaynaklanmaktadır (Shao vd., 2012). Ayrıca, MnFe_2O_4 -ÇAK'ın manyetik davranışı, Şekil 4.28'in iç kısmındaki küçük fotoğrafta görüldüğü gibi harici bir mıknatısla test edilmiştir. Yapılan bu test sonucunda, MnFe_2O_4 -ÇAK'ın 15 saniye gibi kısa sürede cam kabın yüzeyine doğru tamamen toplandığı gözlemlenmiştir. Bu da güçlü manyetik özelliklere sahip olduğunu desteklemektedir.



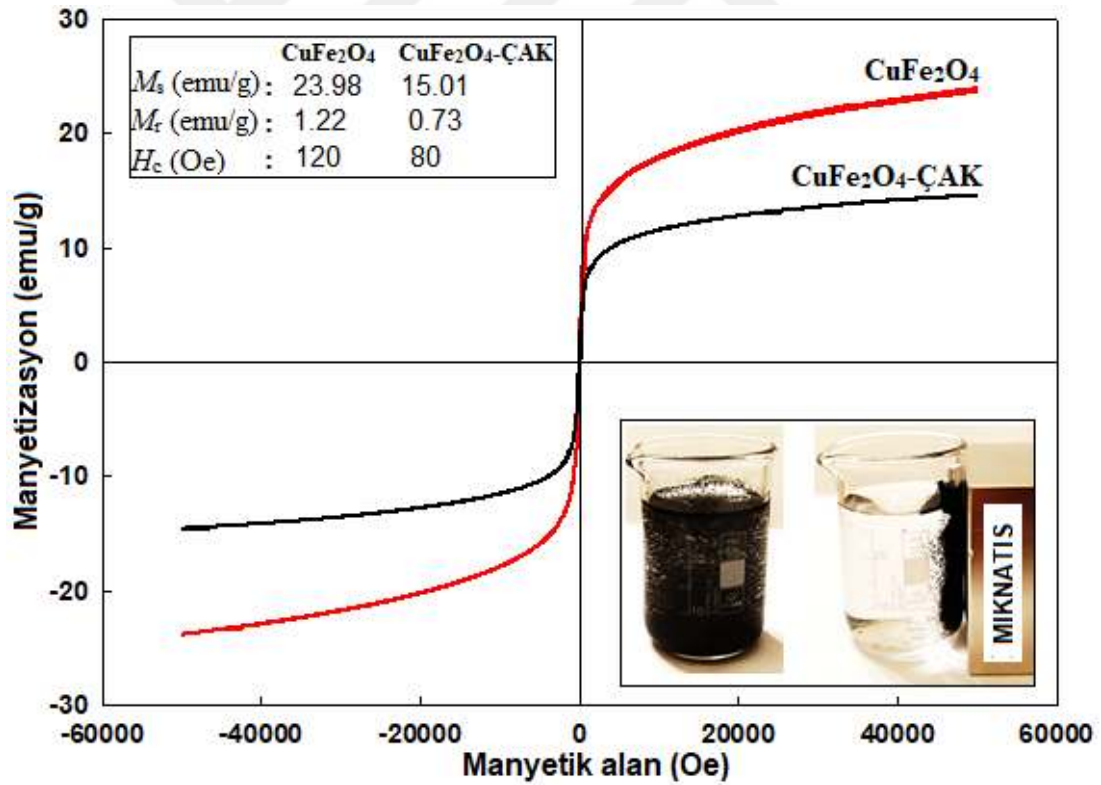
Şekil 4.28 MnFe_2O_4 ve MnFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin VSM çizimleri

Şekil 4.29 incelendiğinde, CoFe_2O_4 ve CoFe_2O_4 -ÇAK'ın M_s , M_r ve H_c değerlerinin sırasıyla 44,68 ve 23,29 emu/g, 11,74 ve 5,49 emu/g ve 740,0 ve 693,3 Oe olduğu görülmektedir. CoFe_2O_4 nanopartiküllerine kıyasla CoFe_2O_4 -ÇAK'ın bu değerlerinin düşük olmasının nedeni daha önce bazı araştırmacılar tarafından yapılan çalışmalarda da belirtildiği gibi kompozitin yapısında bulunan manyetik olmayan aktif karbonun varlığından kaynaklanmaktadır (Liang vd., 2019; Al-Musawi vd., 2022). Ayrıca, CoFe_2O_4 -ÇAK'ın manyetik davranışı, Şekil 4.29'ın iç kısmındaki küçük fotoğrafta görüldüğü gibi harici bir mıknatısla test edilmiştir. Yapılan bu test sonucunda, CoFe_2O_4 -ÇAK'ın 15 saniye gibi kısa sürede cam kabın yüzeyine doğru tamamen toplandığı gözlemlenmiştir. Bu da güçlü manyetik özelliklere sahip olduğunu desteklemektedir.



Şekil 4.29 CoFe_2O_4 ve CoFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin VSM çizimleri

Şekil 4.30 incelendiğinde, CuFe_2O_4 ve CuFe_2O_4 -ÇAK'ın S-şeklindeki manyetik histerezis halkaları olduğu gözlenmektedir. Bu onun süperparamanyetik davranış sergileyeceğini göstermektedir (Karimipourfard vd., 2019). Ayrıca, CuFe_2O_4 ve CuFe_2O_4 -ÇAK nanokompozitinin M_s , M_r ve H_c değerlerinin sırasıyla 23,98 ve 15,01 emu/g, 1,22 ve 0,73 emu/g ve 120,0 ve 80,0 Oe olduğu gözlenmektedir. Daha önceki çalışmalarda da belirtildiği gibi, CuFe_2O_4 -ÇAK'ın bu değerlerinin CuFe_2O_4 'den düşük olmasının nedeni sentez sırasında bakır (II) oksit (CuO) ve kuprit (Cu_2O) gibi manyetik olmayan bakır oksitlerin oluşmasından kaynaklanmaktadır (Zhang vd., 2007; Kodasma vd., 2020). Ayrıca, CuFe_2O_4 -ÇAK'ın manyetik davranışı, Şekil 4.30'ın iç kısmındaki küçük fotoğrafta görüldüğü gibi harici bir mıknatısla test edilmiştir. Yapılan bu test sonucunda, CuFe_2O_4 -ÇAK'ın 15 saniye gibi kısa sürede cam kabın yüzeyine doğru tamamen toplandığı gözlemlenmiştir. Bu da güçlü manyetik özelliklere sahip olduğunu desteklemektedir.

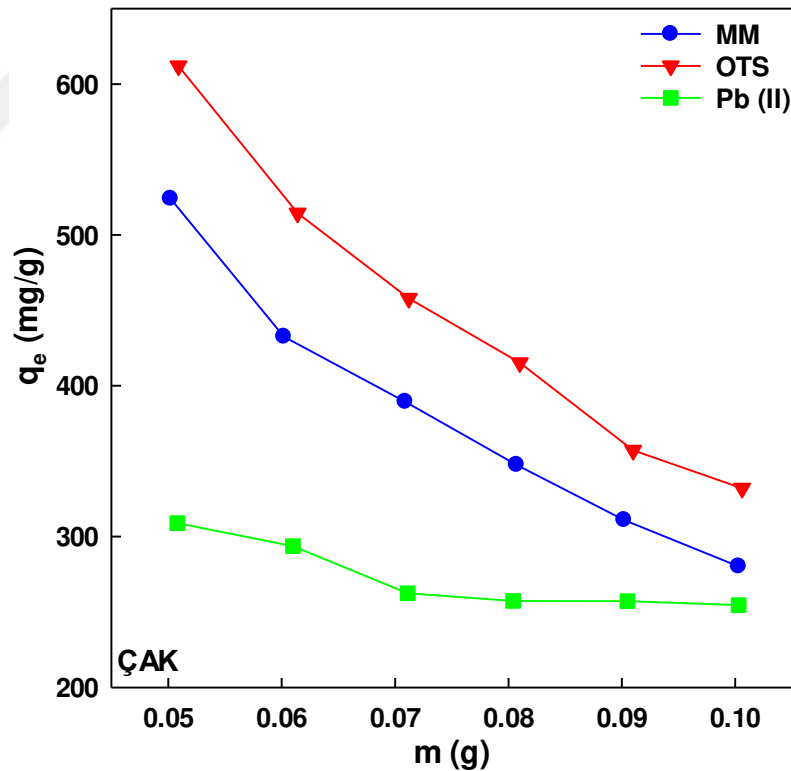


Şekil 4.30 CuFe_2O_4 ve CuFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin VSM çizimleri

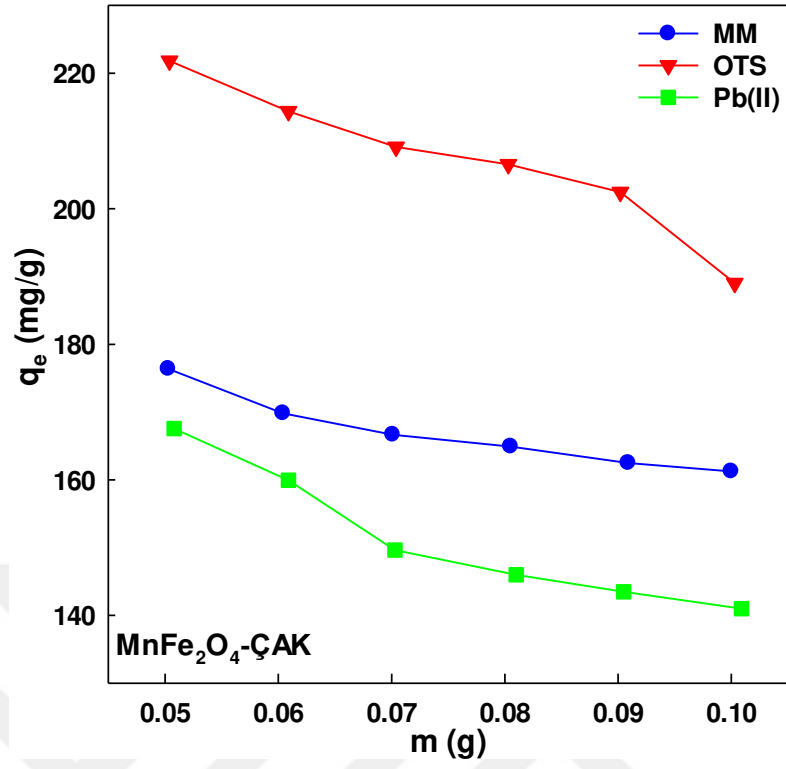
4.3 MM, OTS, Pb(II) Adsorpsiyon Sonuçlarının Değerlendirilmesi

4.3.1 Adsorplayıcı miktarının etkisi

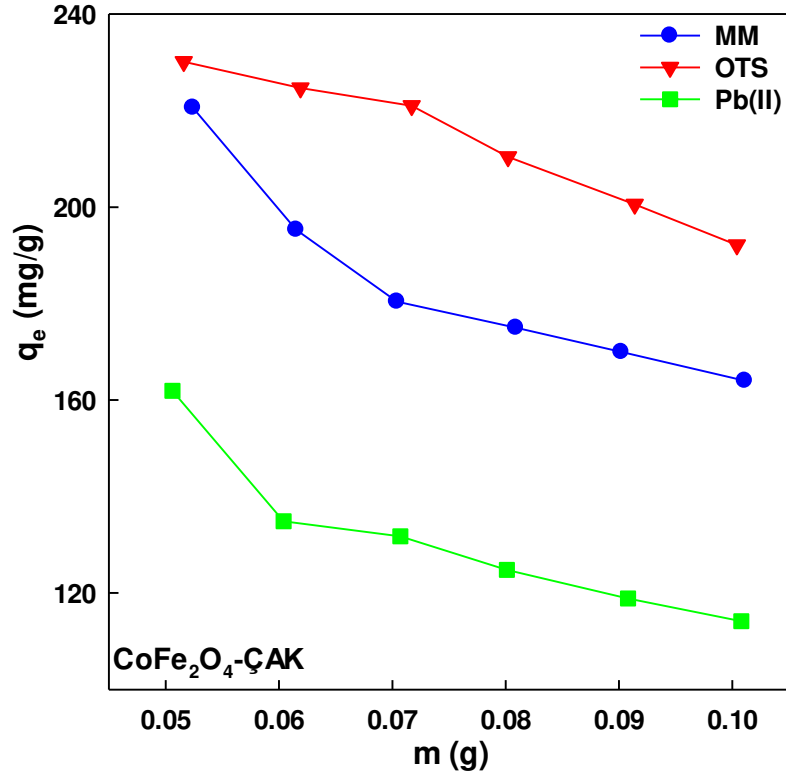
ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK dozajlarının kullanılan kirleticilerin (MM, OTS, Pb(II)) sudan giderimine olan etkisi Şekil 4.31-4.34'de gösterilmektedir. Bu şekiller incelediğinde, ÇAK ve (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK miktarı 0,05 g'dan 0,1 g'a çıktıkça MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorbe edilen miktarlarının (Q_d) azaldığı gözlenmektedir. Bu azalma, adsorplayıcı dozajının artmasıyla birlikte adsorpsiyon bölgelerinin örtüşmesi veya kümelenmesi nedeniyle MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının bağlanabileceği toplam adsorpsiyon yüzey alanındaki azalmadan kaynaklanıyor olabilir. Daha önce yayınlanmış çalışmalarda da benzer gözlemler bildirilmiştir (Sun vd., 2021; Gohr vd., 2022; Farooq vd., 2022). Bu sonuçlardan yola çıkılarak, bundan sonraki çalışmalarda maksimum ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK dozajı 0,05 g olarak seçildi.



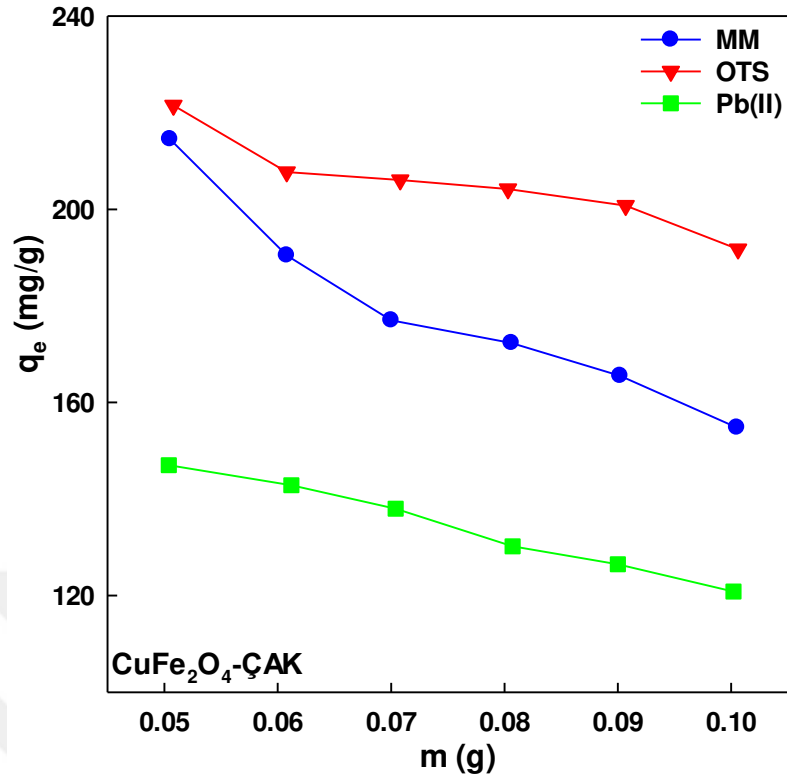
Şekil 4.31 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri



Şekil 4.32 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri



Şekil 4.33 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri

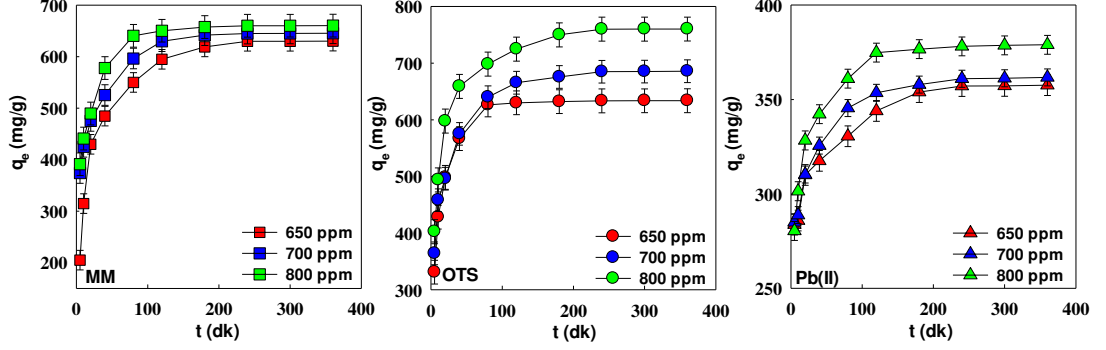


Şekil 4.34 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına adsorplayıcı miktarının etkisi çizimleri

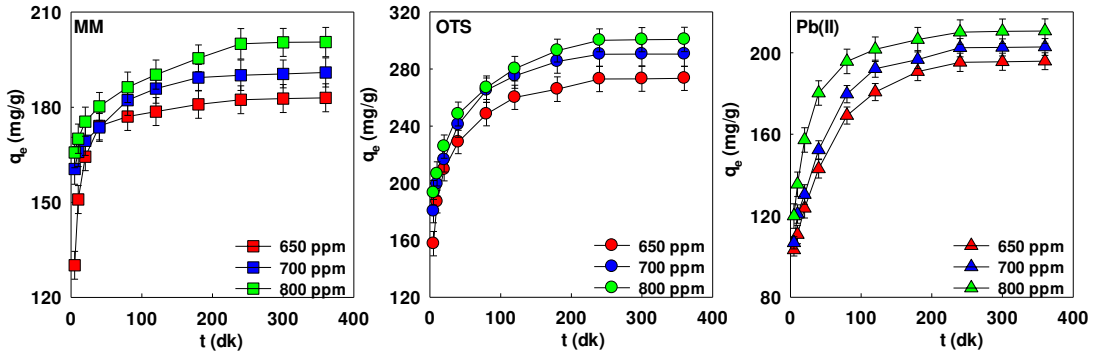
4.3.2 ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK tarafından MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının kinetik analizi-kinetik modellemesi

Şekil 4.35-4.38’de ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK’ın MM, OTS, Pb(II) kirleticilerinin gideriminde kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi gösterilmektedir. Bu şekiller incelendiğinde ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK tarafından MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının adsorbe edilen miktarı (Q_t), 120 dakikaya kadar hızla, 180 dakikaya kadar ise yavaş bir şekilde artmakta ve daha sonra hemen hemen değişmemektedir. Bu değişim büyük olasılıkla adsorplayıcı yüzeyinde, adsorplanan maddenin tutunabileceği çok sayıda boş aktif bağlanma bölgelerinin bulunmasından dolayı başlangıçta adsorpsiyonun hızlı olmasından ve daha sonra yüzeyin adsorplanan iyonlarla doygunluğa ulaşması nedeniyle denge adsorpsiyon zamanına kadar yavaşlamasındandır. Ayrıca, Şekil 4.35-4.38’ den görüldüğü gibi MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının başlangıçtaki kirletici derişimleri 650’den 800 mg/L’ye çıktıkça, bunların ÇAK ve (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK tarafından adsorplanan miktarları artmaktadır. Bu artış, kirletici derişimlerinin artmasıyla çözelti fazından adsorplayıcı yüzeyine doğru kütle yönelimine karşı direncini aşacak şekilde yürütücü kuvvetin önemli ölçüde artmasından kaynaklanıyor olabilir. Benzer gözlemler, daha önce farklı araştırmacılar

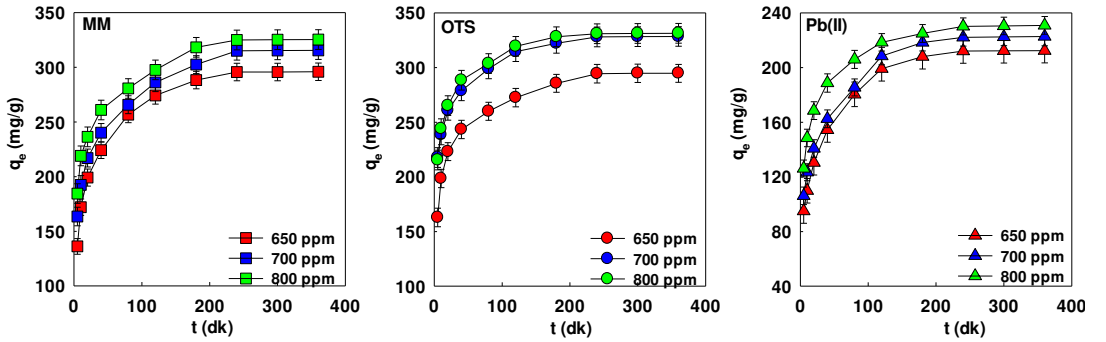
tarafından yayınlanan çalışmalarda da kaydedilmiştir (Nasuha vd., 2010; Maneerung vd., 2016; Minale vd., 2021; Sun vd., 2021; Farooq vd., 2022).



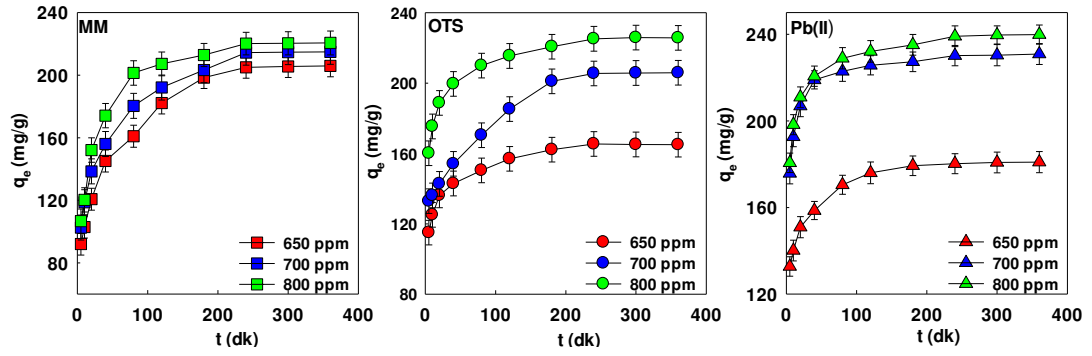
Şekil 4.35 ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi



Şekil 4.36 MnFe₂O₄-ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi

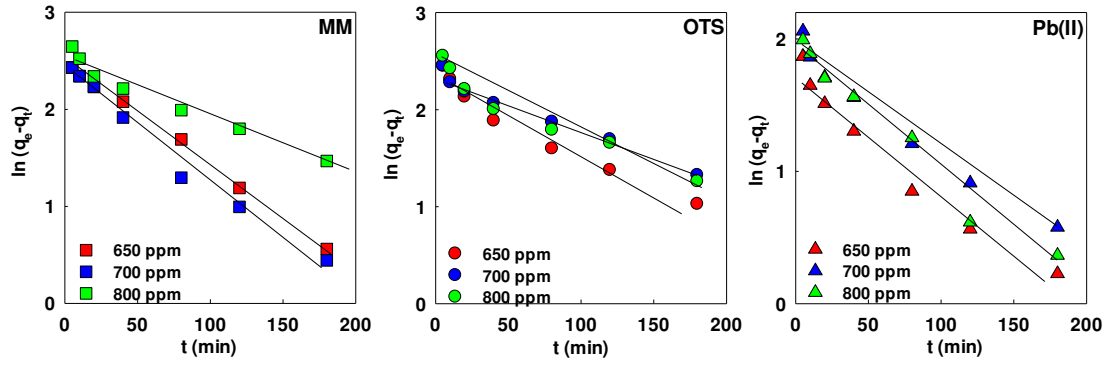


Şekil 4.37 CoFe₂O₄-ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi

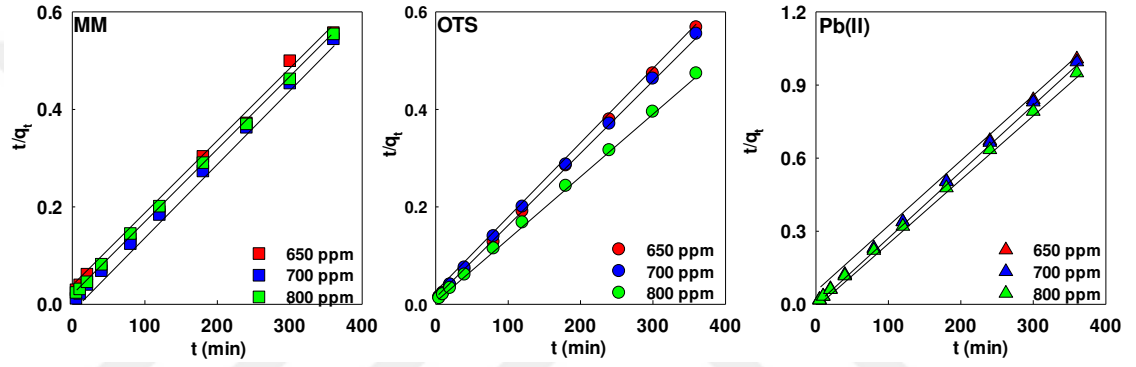


Şekil 4.38 CuFe₂O₄-ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonuna kirletici derişimlerinin/adsorpsiyon süresinin etkisi

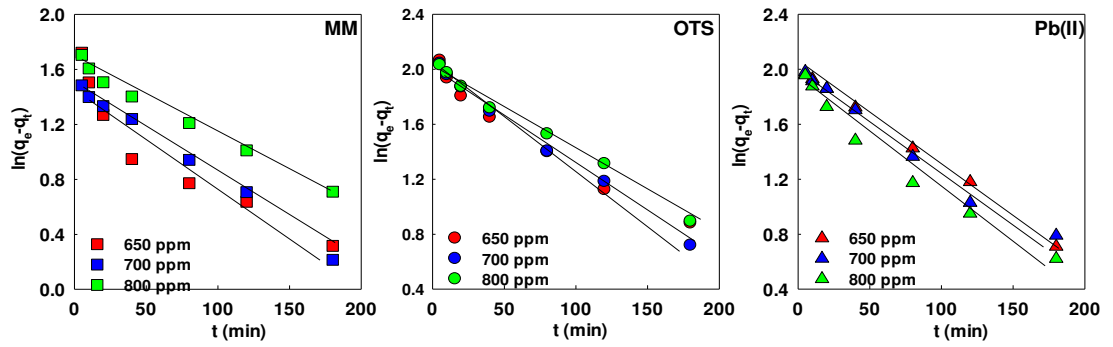
Şekil 4.35-4.38, incelenen adsorpsiyon sistemlerine ait farklı adsorpsiyon sürelerinde ve derişimlerdeki doğrusal olmayan kinetik eğrilerini göstermektedir. Bu şekillerdeki kinetik bulgular, Tablo 1.1' de verilen Lagergren ve Ho-McKay kinetik modellerinin doğrusal denklemlerinde değerlendirilmiştir. Şekil 4.35-4.38'deki kinetik verilerin, kullanılan kinetik modellerin doğrusal denklemlerinde değerlendirilmesiyle çizilen doğrusal çizimlerden (Şekil 4.39-4.46) kinetik parametreler, $\Delta q(\%)$ ve R^2 değerleri belirlenmiş ve Tablo 4.9-4.12'da verilmiştir. Bu tablodan, çalışılan adsorpsiyon sistemlerinin en yüksek R^2 ve düşük $\Delta q(\%)$ değerleri ile Ho-McKay kinetik modeline uyduğu görülmektedir. Ayrıca, her adsorpsiyon sistemi için belirlenen deneysel adsorplanan miktarlar (Q_d) ile Ho-McKay kinetik modelinden hesaplanan adsorplanan miktarların (Q_h) birbirine çok daha yakın olması, bunların bu modele uyduğunu doğrulamaktadır.



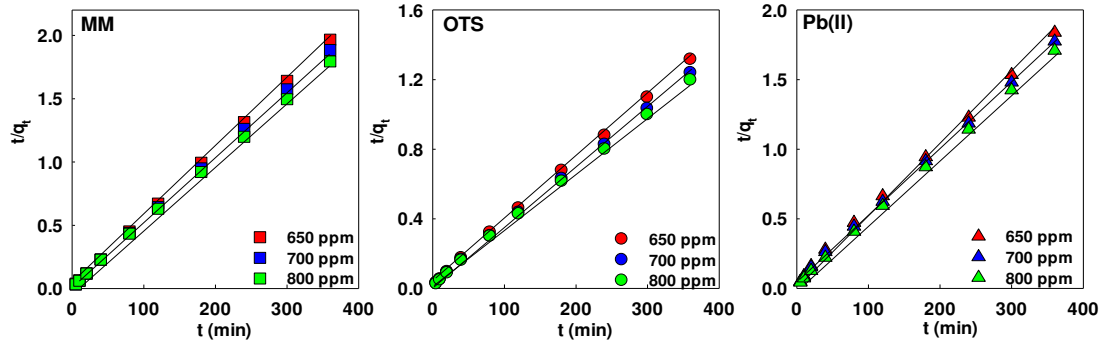
Şekil 4.39 ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri



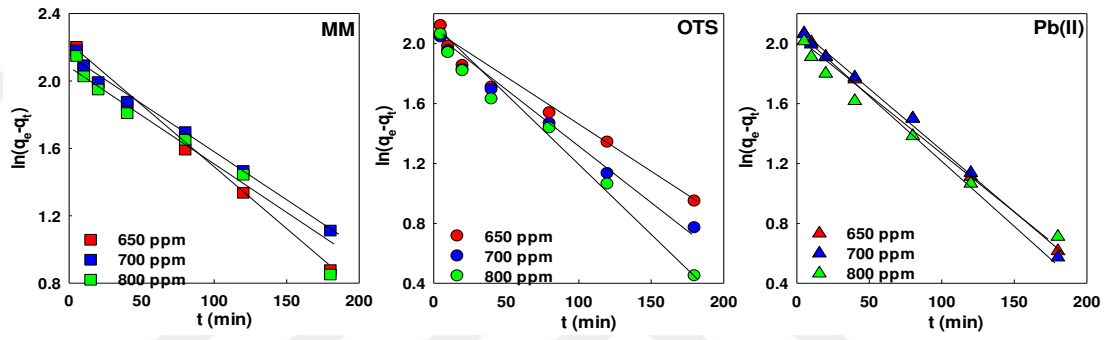
Şekil 4.40 ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Ho-McKay kinetik çizimleri



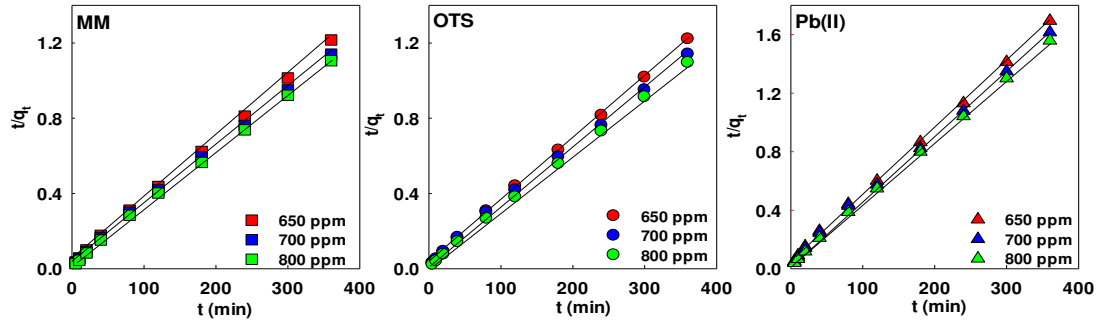
Şekil 4.41 $MnFe_2O_4$ -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri



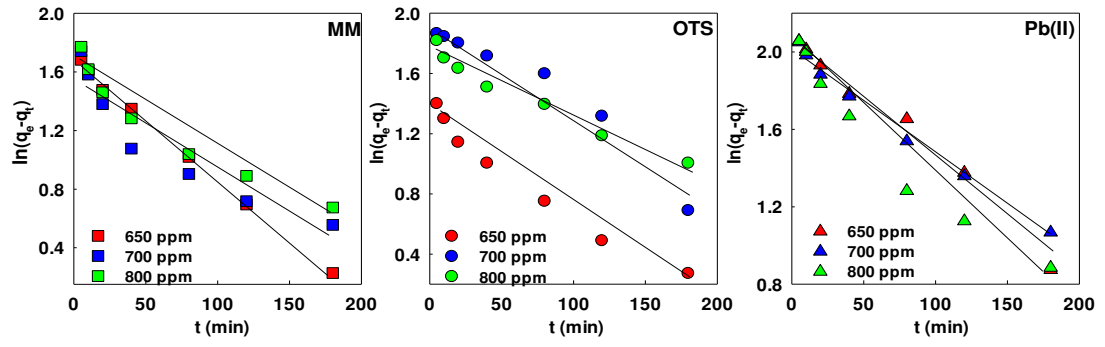
Şekil 4.42 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Ho-McKay kinetik çizimleri



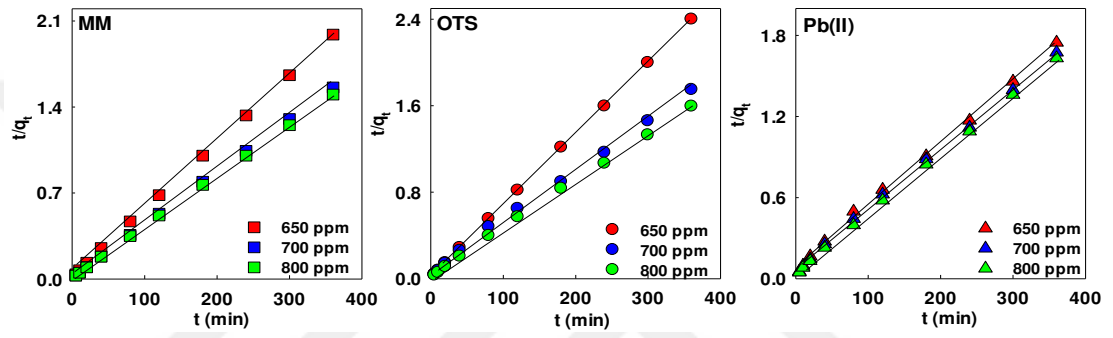
Şekil 4.43 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri



Şekil 4.44 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Ho-McKay kinetik çizimleri



Şekil 4.45 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Lagergren kinetik çizimleri



Şekil 4.46 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Ho-McKay kinetik çizimleri

Tablo 4.9 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerdeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler

Modeller:		Lagergren				Ho-McKay			
C _b	Q _{d,d}	Q _{d,h}	k ₁ ×10 ⁻²	R ²	Δq%	Q _{d,h}	k ₂ ×10 ⁻³	R ²	Δq%
MM									
650	646	299	2,4	0,9977	5,71	667	3,0	0,9998	1,32
700	660	261	2,7	0,9824	5,05	669	2,3	0,9999	0,81
800	648	350	1,5	0,9623	4,42	716	1,1	0,9995	0,14
OTS									
650	634	214	1,8	0,9561	3,72	625	3,8	0,9999	1,71
700	649	228	1,3	0,9724	3,17	667	1,9	0,9994	1,05
800	760	265	1,5	0,9413	2,88	769	1,6	0,9998	0,61
Pb(II)									
650	358	54	2,1	0,9609	5,15	357	15,1	0,9999	1,31
700	362	86	1,8	0,9695	4,45	370	8,0	0,9998	0,84
800	378	91	2,2	0,9711	3,39	385	7,4	0,9997	0,54

† (C_b: mg/L; Q_{d,d}: mg/g; Q_{d,h}: mg/g; k₁: 1/min; k₂: g/mg min)

Table 4.10 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler

Modeller:		Lagergren				Ho-McKay			
C _b	Q _{d,d}	Q _{d,h}	k ₁ ×10 ⁻²	R ²	Δq%	Q _{d,h}	k ₂ ×10 ⁻³	R ²	Δq%
MM									
650	183	30	1,7	0,8764	5,81	185	20,7	0,9998	1,77
700	190	31	1,6	0,9858	4,67	192	18,4	0,9997	0,97
800	200	45	1,2	0,9869	3,76	205	9,9	0,9997	0,88
OTS									
650	273	95	1,5	0,9692	6,51	277	5,3	0,9998	1,93
700	290	106	1,7	0,9849	5,38	294	5,0	0,9997	1,17
800	300	105	1,4	0,9833	4,22	303	4,5	0,9995	0,88
Pb(II)									
650	195	100	1,6	0,9889	5,87	204	4,2	0,9992	1,34
700	202	95	1,7	0,9834	4,99	208	4,7	0,9995	1,01
800	210	77	1,7	0,9681	4,10	212	7,2	0,9999	0,55

† (C_b: mg/L; Q_{d,d}: mg/g; Q_{d,h}: mg/g; k₁: 1/min; k₂: g/mg min)

Table 4.11 CoFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler

Modeller:		Lagergren				Ho-McKay			
C _b	Q _{d,d}	Q _{d,h}	k ₁ ×10 ⁻²	R ²	Δq%	Q _{d,h}	k ₂ ×10 ⁻³	R ²	Δq%
MM									
650	295	148	1,3	0,9941	5,71	300	2,8	0,9905	2,01
700	315	150	1,5	0,9915	5,05	322	3,1	0,9989	1,55
800	325	154	1,7	0,9734	4,42	333	3,4	0,9992	0,91
OTS									
650	294	103	1,4	0,9741	3,72	303	4,1	0,9995	1,71
700	328	108	1,6	0,9823	3,17	333	5,1	0,9998	1,05
800	331	110	2,0	0,9879	2,88	344	5,8	0,9997	0,61
Pb(II)									
650	212	125	1,7	0,9876	5,15	222	3,5	0,9993	1,31
700	222	126	1,9	0,9859	4,45	232	3,5	0,9991	0,84
800	230	131	2,0	0,9885	3,39	238	5,2	0,9997	0,54

† (C_b: mg/L; Q_{d,d}: mg/g; Q_{d,h}: mg/g; k₁: 1/min; k₂: g/mg min)

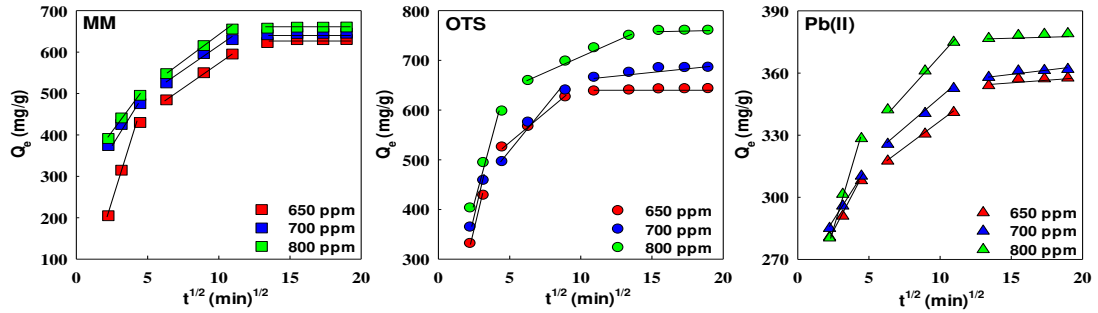
Table 4.12 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin kinetik parametreler

Modeller:		Lagergren				Ho-McKay			
C _b	Q _{d,d}	Q _{d,h}	k ₁ ×10 ⁻²	R ²	Δq%	Q _{d,h}	k ₂ ×10 ⁻³	R ²	Δq%
MM									
650	180	35	1,8	0,9977	4,99	181	13,3	0,9998	1,98
700	230	42	1,4	0,8701	4,06	232	16,8	0,9997	1,12
800	239	48	1,3	0,9238	3,33	243	12,3	0,9998	0,52
OTS									
650	150	20	1,5	0,9645	3,87	151	2,7	0,9998	1,91
700	205	89	1,4	0,9449	3,41	212	4,2	0,9981	1,22
800	225	55	1,0	0,9673	3,22	226	7,0	0,9993	0,74
Pb(II)									
650	205	121	1,4	0,9849	5,34	212	3,0	0,9980	1,66
700	214	104	1,2	0,9893	4,99	222	3,4	0,9987	1,32
800	220	98	1,5	0,9498	3,54	227	4,6	0,9998	0,87

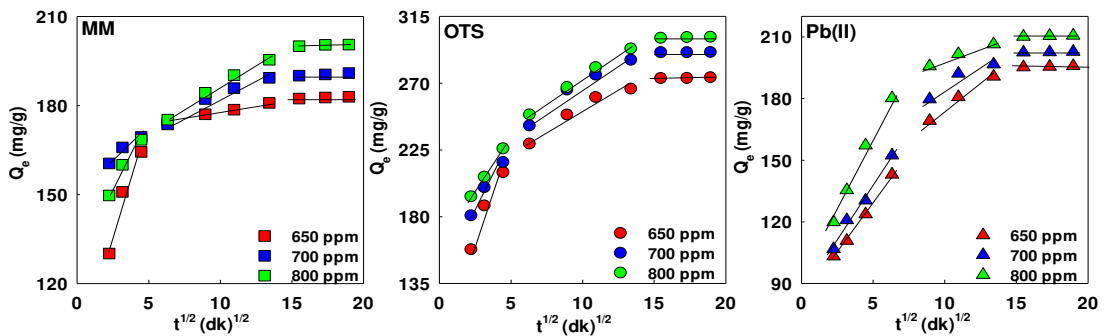
† (C_b: mg/L; Q_{d,d}: mg/g; Q_{d,h}: mg/g; k₁: 1/min; k₂: g/mg min)

Lagergren ve Ho-McKay kinetik modelleri adsorpsiyon sürecindeki etkin hız adımını belirleyemediğinden, buna ilişkin kinetik veriler Weber Morris (Weber ve Morris 1963) teorisine dayalı parçacık içi difüzyon modelinde analiz edilmektedir. Genel olarak, adsorpsiyon sürecinin hızı sınır tabakası difüzyonu veya parçacık içi difüzyon adımlarıyla kontrol edilir (Lee vd., 2022). Bu modele göre, çizilen grafik orijinden geçen düz bir doğru şeklindeyse, hızı kontrol eden adımın yalnızca parçacık içi difüzyon adımının ve aksi durumda ise diğer adımların da etkili olduğu karmaşık bir mekanizma üzerinden gerçekleştiği ifade edilmektedir (Gao vd., 2013). Ayrıca *C* değerinin sıfıra yakın olması da mekanizmada parçacık içi difüzyon adımının daha etkin hız kontrol adımı olduğunu, aksi takdirde diğer adımların da etkili olduğunu belirtilmiştir (Ahmed vd., 2017). Şekil 4.35-4.38'deki kinetik veriler, Tablo 1.1'de verilen Weber-Morris'in parçacık içi difüzyon modeli denkleminde değerlendirilerek Şekil 4.47-4.50 çizilmiştir. Bu şekillerin, incelenen zaman aralıklarında orijinden geçmeyen üç adımlı grafiklerden oluştuğu görülebilir. Bu durum, sadece parçacık içi

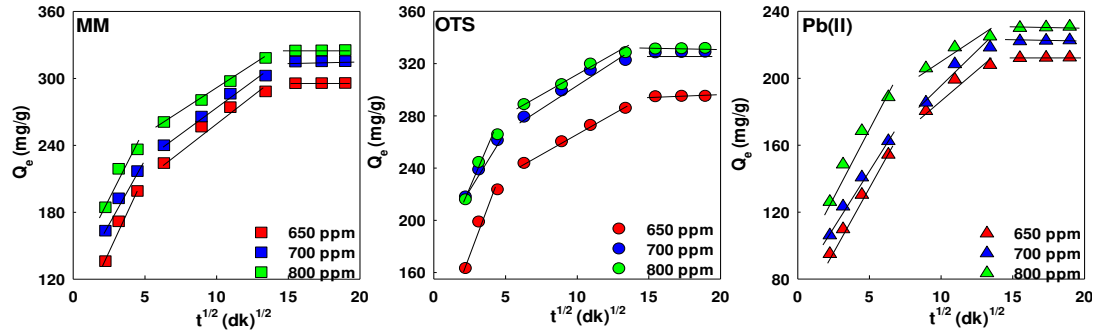
difüzyon adımının değil, aynı zamanda diğer adımların da adsorpsiyon mekanizmasında hız kontrol adımı olarak etkili olduğunu göstermektedir. Bu şekillerdeki ikinci doğrusal çizgilerin eğim ve kesişim değerlerinden sırasıyla k_{id} ve C parametreleri hesaplanmış olup Tablo 4.13-4.16’da verilmiştir. Bu tablo incelendiğinde, sınır tabaka kalınlığını yansıtan k_{id} ve C sabiti değerleri MM, OTS ve Pb(II) derişimlerinin artmasıyla birlikte artmaktadır. k_{id} değerlerinin artması, büyük olasılıkla, derişimle artan sınır tabaka kalınlığının etkisini azaltmak için yürütücü kuvvetin artmasından kaynaklanmaktadır. Bu da, MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının çözelti ortamından adsorplayıcı yüzeyine yönelmesini engellemektedir (Tan vd., 2008). Ayrıca, C değerlerinin sıfırdan büyük olmaları ve artan adsorplanan derişimiyle birlikte artması da hız kontrol adımında sadece parçacık içi difüzyon adımın etkili olmadığını desteklemektedir. Sonuç olarak, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK üzerindeki MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının hız kontrol basamağında sadece parçacık içi difüzyon adımının etkili olmadığı diğer adımlarının da etkili olduğu ifade edilebilir.



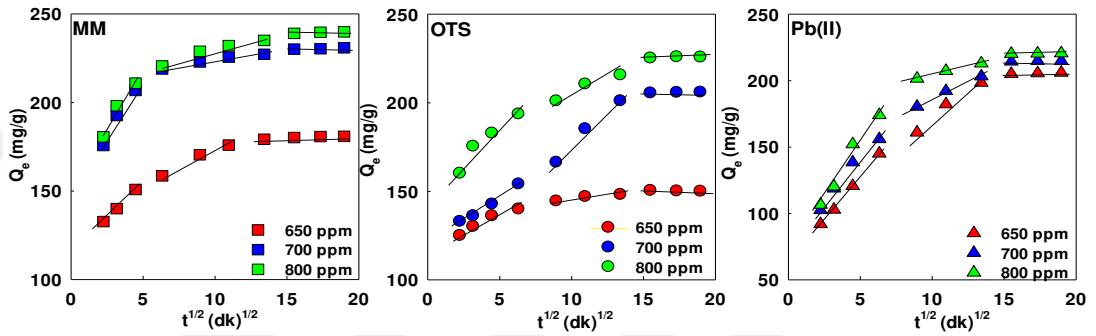
Şekil 4.47 ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri



Şekil 4.48 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri



Şekil 4.49 CoFe₂O₄-ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri



Şekil 4.50 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde değişik MM, OTS ve Pb(II) derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin çizgisel Weber-Morris kinetik çizimleri

Table 4.13 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri

C_b	650	700	800
MM			
k_{id}	5,6	7,3	7,9
C	275	296	300
R^2	0,9926	0,9994	0,9996
OTS			
k_{id}	4,7	14,8	18,1
C	410	412	476
R^2	0,9805	0,9932	0,9865
Pb(II)			
k_{id}	5,0	7,6	7,9
C	275	296	301
R^2	0,9926	0,9924	0,9996

Table 4.14 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri

C_b	650	700	800
MM			
k_{id}	0,9	1,3	2,8
C	168	166	158
R^2	0,9948	0,9986	0,9865
OTS			
k_{id}	3,8	4,5	5,8
C	198	215	216
R^2	0,9464	0,9962	0,9945
Pb(II)			
k_{id}	4,7	3,7	2,3
C	127	148	174
R^2	0,9904	0,9909	0,9845

Table 4.15 CoFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimlerindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri

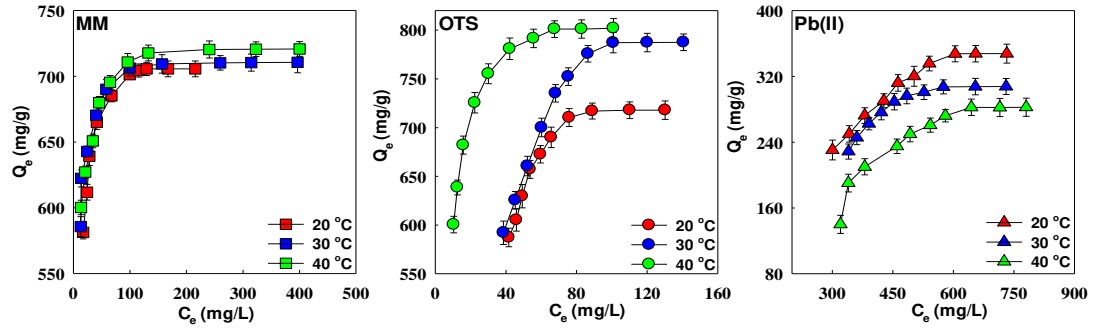
C_b	650	700	800
MM			
k_{id}	10,9	8,9	8,1
C	156	185	209
R^2	0,9905	0,9911	0,9981
OTS			
k_{id}	7,0	6,7	6,0
C	206	230	245
R^2	0,9881	0,9894	0,9928
Pb(II)			
k_{id}	9,7	9,9	6,4
C	93	99	148
R^2	0,9896	0,9944	0,9897

Table 4.16 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik başlangıç derişimindeki adsorpsiyonlarına ilişkin Weber-Morris kinetik parametreleri

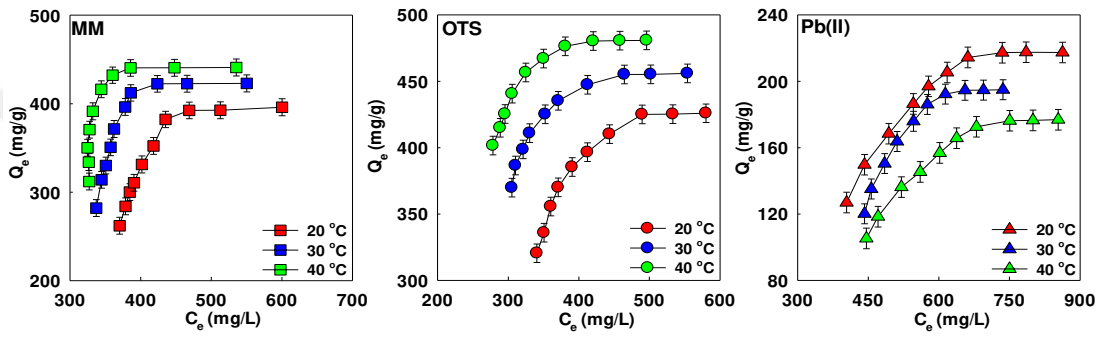
C_b	650	700	800
MM			
k_{id}	3,7	1,1	2,0
C	135	211	209
R^2	0,9828	0,9697	0,9446
OTS			
k_{id}	1,1	7,6	3,2
C	133	98	173
R^2	0,9404	0,9879	0,9504
Pb(II)			
k_{id}	8,3	5,0	2,5
C	88	135	178
R^2	0,9821	0,9946	0,9958

4.3.3 ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK tarafından MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının izoterm verilerinin analizi ve modellenmesi

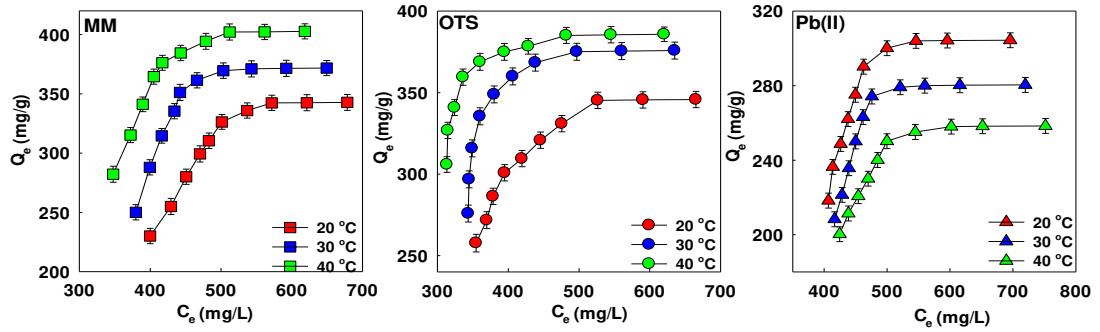
Adsorpsiyon izoterminin şekli, adsorplayıcı ile adsorplanan arasındaki etkileşimlerin doğasını belirlemek için kullanılan önemli bir deneysel araçtır. Bu amaçla çözeltiden adsorpsiyon izotermi, Giles ve arkadaşları tarafından S , L , H ve C -tipleri olmak üzere dört ana grupta sınıflandırılmıştır (Giles vd., 1974). Şekil 4.51-4.54, ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın 20, 30 ve 40 °C sıcaklıklarındaki MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyon sistemlerinin doğrusal olmayan izoterm çizimlerini göstermektedir. Bu çizimlerin, belirtilen sınıflandırmalardan L -tipi izotermine benzediği, bu ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK ile MM, OTS ve Pb(II) arasında yüksek bir afinite olduğunu doğrulamaktadır.



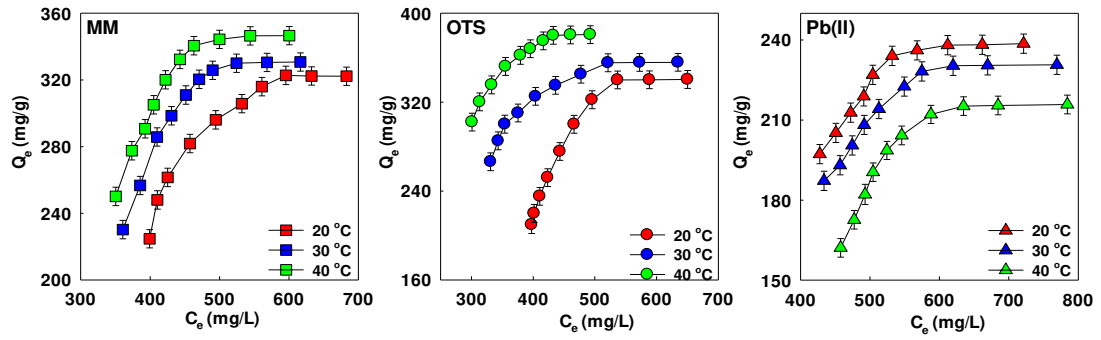
Şekil 4.51 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri



Şekil 4.52 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri

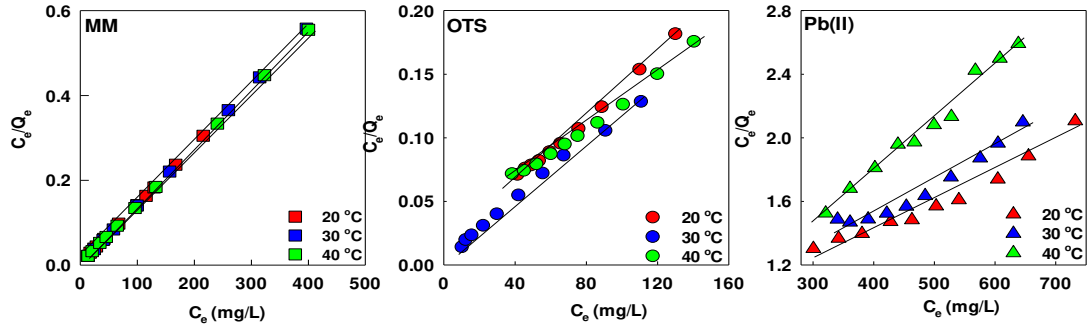


Şekil 4.53 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri

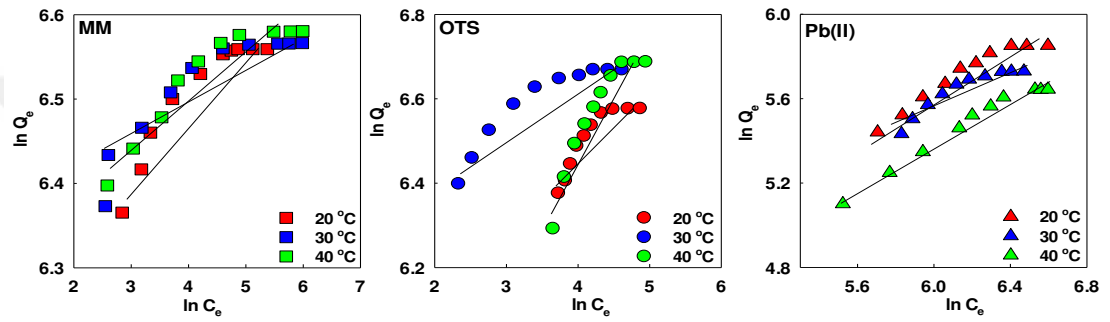


Şekil 4.54 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki izoterm çizimleri

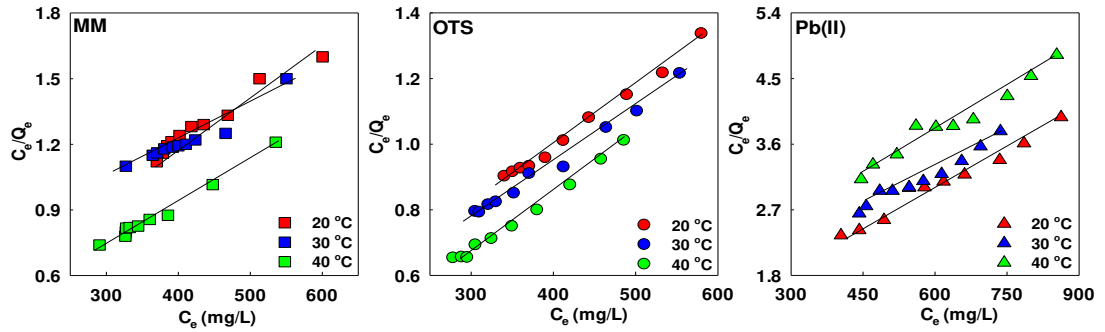
Şekil 4.51-4.54'deki denge adsorpsiyon verilerinin en iyi uyum sağladığı modeli belirlemek için, Tablo 1.1'de verilen yaygın olarak kullanılan Freundlich (Freundlich 1906), Langmuir (Langmuir 1918) izoterm modellerinde değerlendirilmesiyle çizilen doğrusal çizimlerden (Şekil 4.55-4.62) izoterm parametreler belirlenmiş ve Tablo 4.17-4.20'de verilmiştir. K_F ve n , sırasıyla adsorbanın adsorpsiyon kapasitesine ve adsorpsiyon afinitesine ait Freundlich sabitleridir. Q_m ve K_L , sırasıyla adsorbanın birim ağırlığı başına adsorplanan maksimum kirletici miktarı ve adsorpsiyon enerjisine bağlı olarak adsorpsiyon dengesi ile ilişkili Langmuir izoterm sabitleridir. Genel olarak, bir adsorpsiyon sistemi için $1/n$ ve R_L değerinin 1'den küçük veya 1'den büyük olması, kirleticinin adsorban üzerinde sırasıyla istemli ve istemsiz şekilde adsorplandığını göstermektedir (Ji vd., 2019). Tablo 4.17-4.20 incelendiğinde, çalışılan adsorpsiyon sistemlerinin yüksek R^2 ve düşük Δq (%) değerleri ile Langmuir izoterm modeline uyduğu görülmektedir. ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın MM ve OTS için Q_m değerlerinin sistem sıcaklığının artmasıyla artması, Pb(II) için ise azalması, bunların adsorpsiyonunun sırasıyla endotermik ve ekzotermik doğada olduğunu göstermektedir. Ayrıca her kirletici için, Freundlich izotermindeki $1/n$ ve Langmuir izotermindeki R_L değerlerinin birden küçük olması ve bu değerlerin sıcaklık arttıkça MM ve OTS için azalması, Pb(II) için ise artması sırasıyla yüksek sıcaklıklarda adsorpsiyon işleminin istemli ve istemsiz olduğunu belirtmektedir.



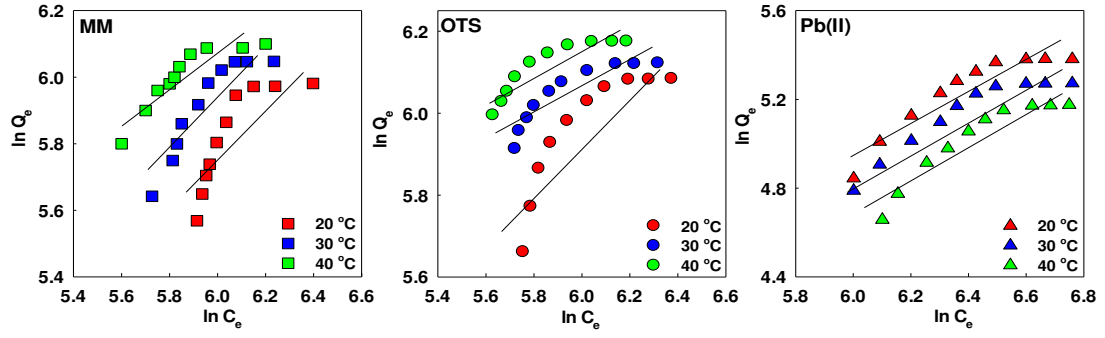
Şekil 4.55 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri



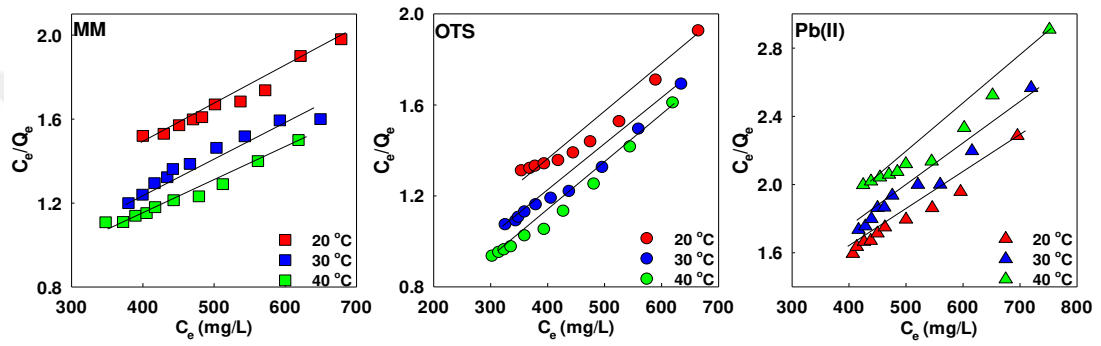
Şekil 4.56 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri



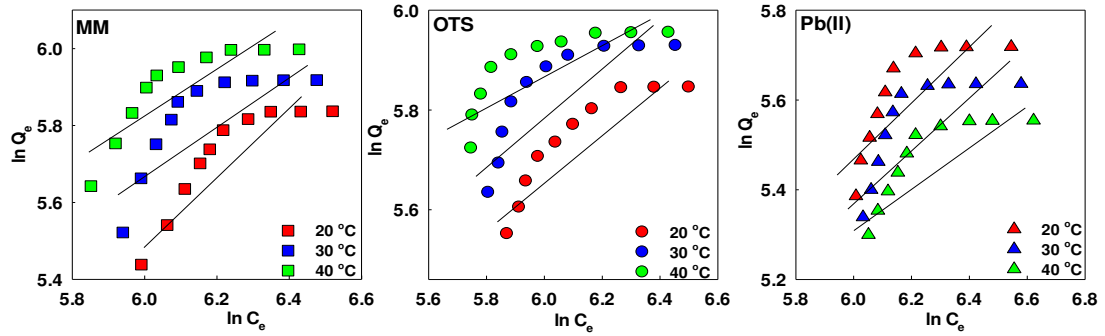
Şekil 4.57 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri



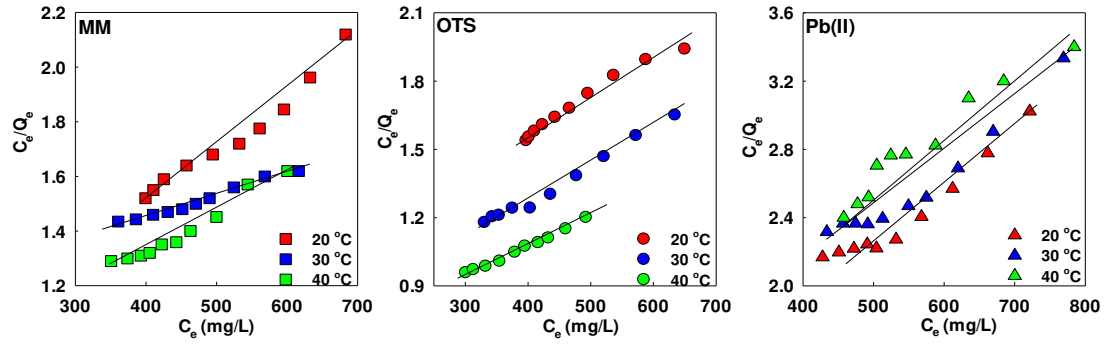
Şekil 4.58 MnFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri



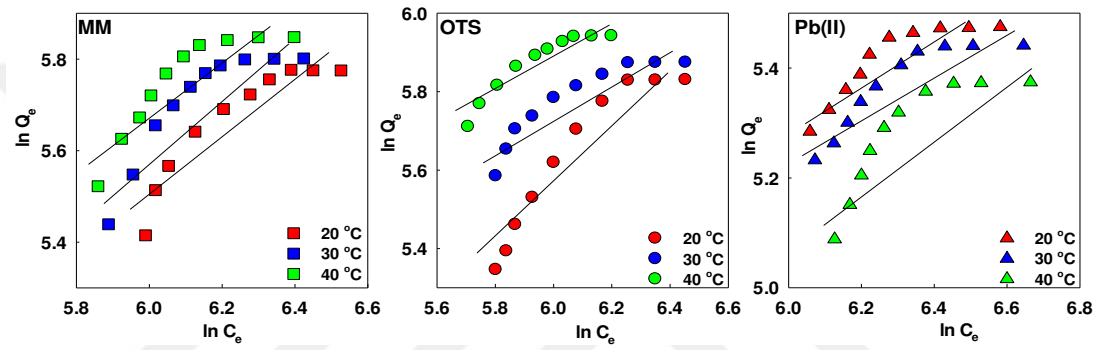
Şekil 4.59 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri



Şekil 4.60 CoFe_2O_4 -ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri



Şekil 4.61 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Langmuir izoterm çizimleri



Şekil 4.62 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına ilişkin değişik sıcaklıklardaki Freundlich izoterm çizimleri

Tablo 4.17 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri

Modeller:		Freundlich			Langmuir				
T	K_F	$1/n$	R^2	$\Delta q\%$	Q_m	K_L	R^2	$\Delta q\%$	R_L
MM									
293	490	0,07	0,8776	3,96	714	0,291	0,9996	1,01	0,004
303	548	0,05	0,8235	2,90	734	0,441	0,9998	0,76	0,003
313	554	0,04	0,8541	2,66	752	0,335	0,9996	0,33	0,002
OTS									
293	289	0,28	0,8650	4,12	833	0,060	0,9952	1,45	0,021
303	496	0,20	0,8450	3,01	909	0,191	0,9960	0,97	0,006
313	212	0,11	0,8531	2,96	911	0,230	0,9912	0,57	0,005
Pb(II)									
293	6	0,44	0,8137	5,52	556	0,007	0,9977	1,63	0,338
303	10	0,52	0,8758	3,91	476	0,003	0,9955	0,90	0,525
313	19	0,62	0,9755	2,77	303	0,003	0,9938	0,64	0,543

[†] T: K; K_F : (mg/g)(L/mg)^{1/n}; Q_m : mg/g; K_L : L/mg

Tablo 4.18 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri

Modeller:		Freundlich			Langmuir				
T	K_F	$1/n$	R^2	$\Delta q\%$	Q_m	K_L	R^2	$\Delta q\%$	R_L
MM									
293	2	0,84	0,7025	5,07	500	0,032	0,9665	1,77	0,69
303	3	0,81	0,8418	4,67	526	0,011	0,9691	1,32	0,43
313	7	0,43	0,8098	4,22	588	0,335	0,9859	0,89	0,34
OTS									
293	11	0,59	0,7551	6,88	555	0,062	0,9924	1,99	0,265
303	65	0,31	0,7967	5,12	588	0,066	0,9893	1,56	0,263
313	77	0,29	0,8012	4,65	591	0,011	0,9925	1,33	0,161
Pb(II)									
293	2	0,65	0,8534	5,66	294	0,004	0,9963	1,87	0,571
303	3	0,68	0,8771	4,86	278	0,003	0,9852	1,41	0,627
313	1	0,77	0,8769	3,34	263	0,002	0,9701	1,18	0,698

[†] T: K; K_F : (mg/g)(L/mg)^{1/n}; Q_m : mg/g; K_L : L/mg

Tablo 4.19 CoFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri

Modeller:		Freundlich			Langmuir				
T	K_F	$1/n$	R^2	$\Delta q\%$	Q_m	K_L	R^2	$\Delta q\%$	R_L
MM									
293	3	0,73	0,7771	4,99	588	0,021	0,9598	1,64	0,58
303	7	0,61	0,7387	4,13	625	0,024	0,9506	1,33	0,52
313	12	0,55	0,7219	2,89	667	0,026	0,9733	0,98	0,49
OTS									
293	20	0,44	0,8121	3,85	556	0,028	0,9064	1,33	0,519
303	32	0,38	0,7626	3,45	666	0,036	0,9791	1,02	0,429
313	75	0,26	0,8322	2,59	775	0,048	0,9849	0,89	0,355
Pb(II)									
293	9	0,54	0,7449	5,34	455	0,003	0,9746	1,56	0,099
303	13	0,46	0,7762	4,88	400	0,004	0,9641	1,32	0,498
313	17	0,41	0,7899	3,67	370	0,003	0,9501	1,21	0,535

[†] T: K; K_F : (mg/g)(L/mg)^{1/n}; Q_m : mg/g; K_L : L/mg

Tablo 4.20 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonlarına ilişkin izoterm parametreleri

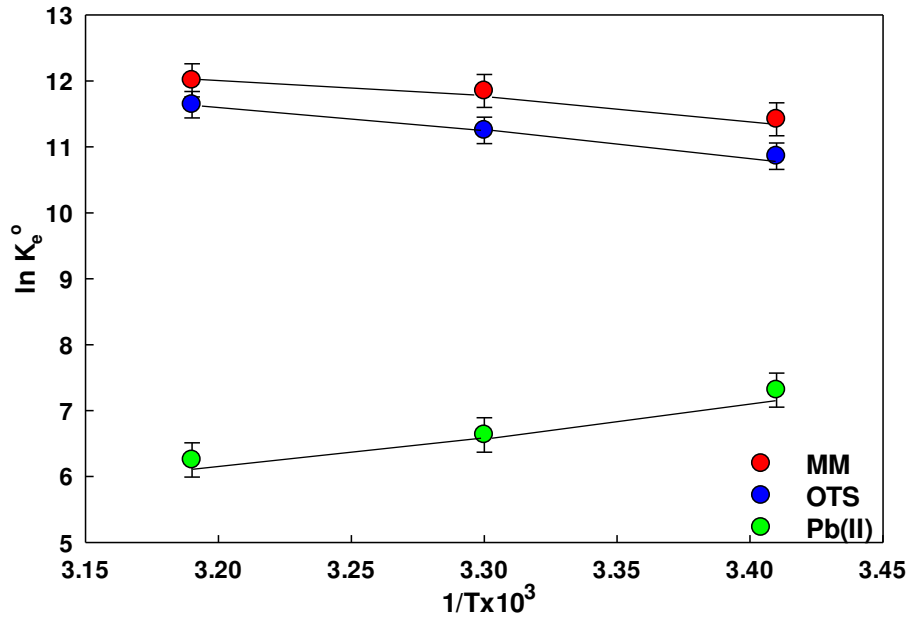
Modeller:		Freundlich			Langmuir				
T	K_F	$1/n$	R^2	$\Delta q\%$	Q_m	K_L	R^2	$\Delta q\%$	R_L
MM									
293	5	0,64	0,8499	3,88	526	0,025	0,9639	1,88	0,55
303	6	0,62	0,7695	3,68	556	0,038	0,9689	1,13	0,44
313	9	0,58	0,7764	2,24	625	0,064	0,9631	0,99	0,31
OTS									
293	20	0,44	0,8121	3,85	556	0,028	0,9064	1,33	0,519
303	32	0,38	0,7626	3,45	666	0,036	0,9791	1,02	0,429
313	75	0,26	0,8322	2,59	669	0,048	0,9849	0,89	0,355
Pb(II)									
293	23	0,35	0,7794	4,16	345	0,004	0,9325	2,98	0,547
303	18	0,38	0,7971	3,44	333	0,003	0,9324	1,69	0,578
313	8	0,50	0,7325	2,70	323	0,002	0,9539	1,32	0,627

† T: K; K_F : (mg/g)(L/mg)^{1/n}; Q_m : mg/g; K_L : L/mg

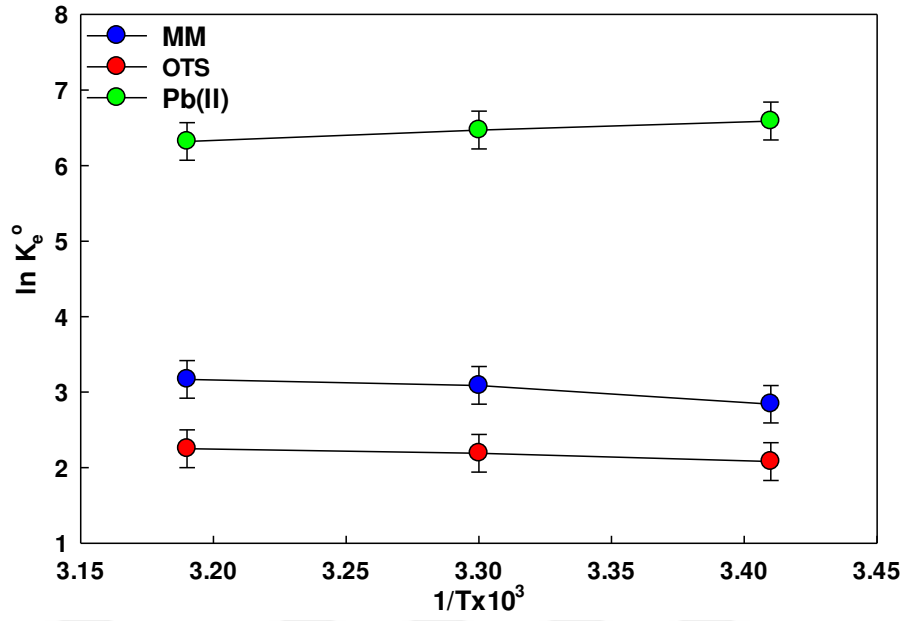
4.3.4 MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarının termodinamik analizi

Termodinamik parametreler, incelenen adsorpsiyon sürecinin endotermik ve/veya ekzotermik ve kendiliğinden olup olmadığı hakkında bilgi verir. İncelenen adsorpsiyon sistemleri için Gibbs serbest enerji değişimi (ΔG°), ortalama entalpi değişimi (ΔH°) ve ortalama entropi değişimi (ΔS°) termodinamik parametreleri, Tablo 1.1'de verilen denklemlerde değerlendirilerek ve buna göre çizilen van't Hoff grafiklerinin (Şekil 4.63-4.66) eğim ve kesişim değerlerinden belirlendi ve Tablo 4.21-4.24'te verildi. Tabloda verilen çalışılan adsorpsiyon sistemleri için ΔG° değerlerinin negatif olması işlemlerin kendiliğinden gerçekleştiğini vurgulamaktadır. Ayrıca, MM ve OTS için bu değerlerin mutlak büyüklüklerinin sıcaklık arttıkça arttığı, Pb(II) için ise azaldığı görülmektedir. Bu durum, sıcaklık artışıyla birlikte adsorpsiyonun sırasıyla daha istemli ve istemsiz olduğunu doğrulamaktadır. Bu bulgular, Tablo 4.17-4.20'de verilen Q_m değerlerinin yüksek sıcaklıklarda MM ve OTS için daha yüksek, Pb(II) için ise daha düşük olması gerçeğiyle tutarlıdır. ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK

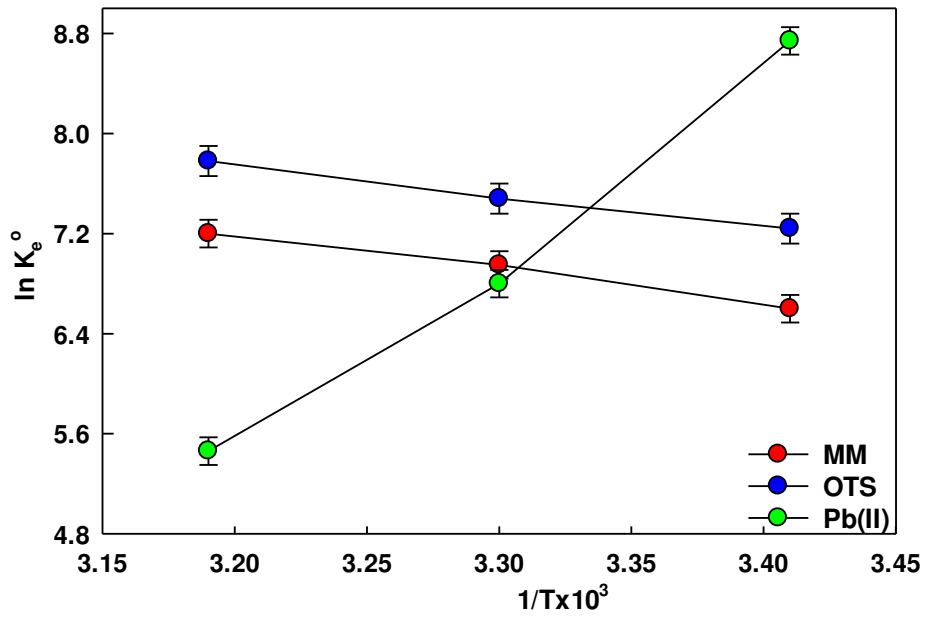
üzerinde MM ve OTS için ortalama ΔH° değerleri pozitif, Pb(II) için ise negatiftir. Bu da adsorpsiyon süreçlerinin sırasıyla endotermik ve ekzotermik nitelikte olduğunu ifade etmektedir. Ayrıca, Tablo 4.17-4.20’de verilen Q_m değerlerinin sıcaklık arttıkça MM ve OTS için artması, Pb(II) için ise azalması bu durumu doğrulamaktadır. Ayrıca, çalışılan sistemler için düzensizliğin ölçüsü olan ΔS° değerleri MM ve OTS için pozitif, Pb(II) için ise negatiftir. Bu da adsorpsiyon sistemlerindeki düzensizliğin sırasıyla arttığını ve azaldığını göstermektedir. Ayrıca, pozitif ve negatif ΔS° değerleri adsorpsiyon sistemlerinde adsorban-çözelti ara yüzünde sırasıyla güçlü ve zayıf afiniteyi yansıtmaktadır (Xu vd., 2020). Tablo 4.17-4.20’de verilen Q_m değerlerinin MM ve OTS için Pb(II)’den daha yüksek olması da bu durumu doğrulamaktadır. Benzer gözlemler bazı araştırmacılar tarafından da bildirilmiştir (Oleszczuk vd., 2009; Xu vd., 2020).



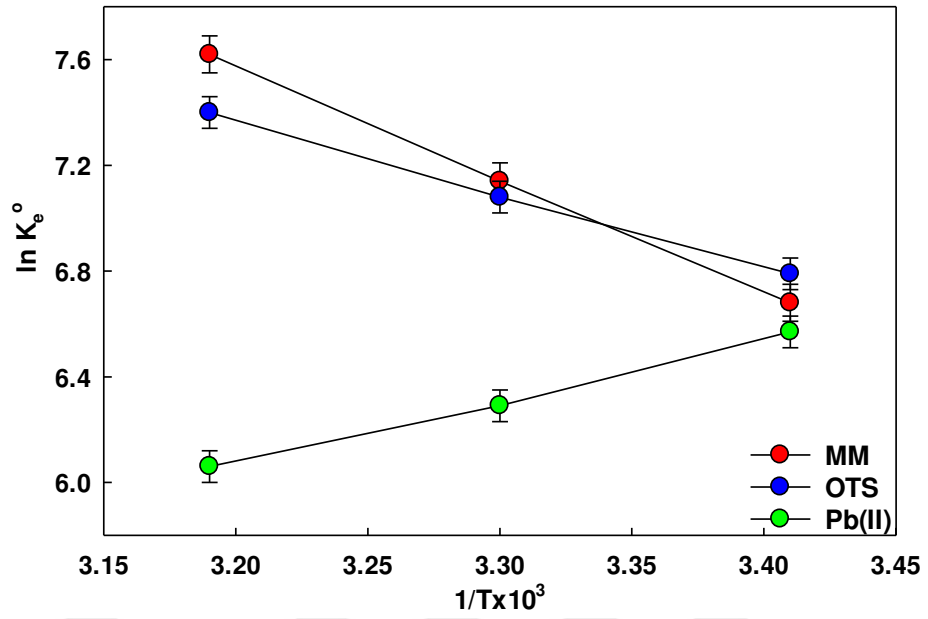
Şekil 4.63 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri



Şekil 4.64 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri



Şekil 4.65 CoFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri



Şekil 4.66 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarına van't Hoff çizimleri

Tablo 4.21 ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler

T (K)	Termodinamik parametreler		
	ΔG° (kJ/mol)	ΔH° (kJ/mol)	ΔS° (kJ/mol K)
MM			
293	-27,81	18,89	0,11
303	-29,35		
313	-31,01		
OTS			
293	-25,21	47,99	0,25
303	-28,80		
313	-30,20		
Pb(II)			
293	-17,81	-40,06	-9,24
303	-16,26		
313	-16,20		

Tablo 4.22 MnFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler

T (K)	Termodinamik parametreler		
	ΔG° (kJ/mol)	ΔH° (kJ/mol)	ΔS° (kJ/mol K)
MM			
293	-4,73	12,47	0,05
303	-5,29		
313	-5,91		
OTS			
293	-19,56	21,92	0,14
303	-20,35		
313	-22,41		
Pb(II)			
293	-16,29	-17,76	-0,01
303	-16,05		
313	-15,93		

Tablo 4.23 CoFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler

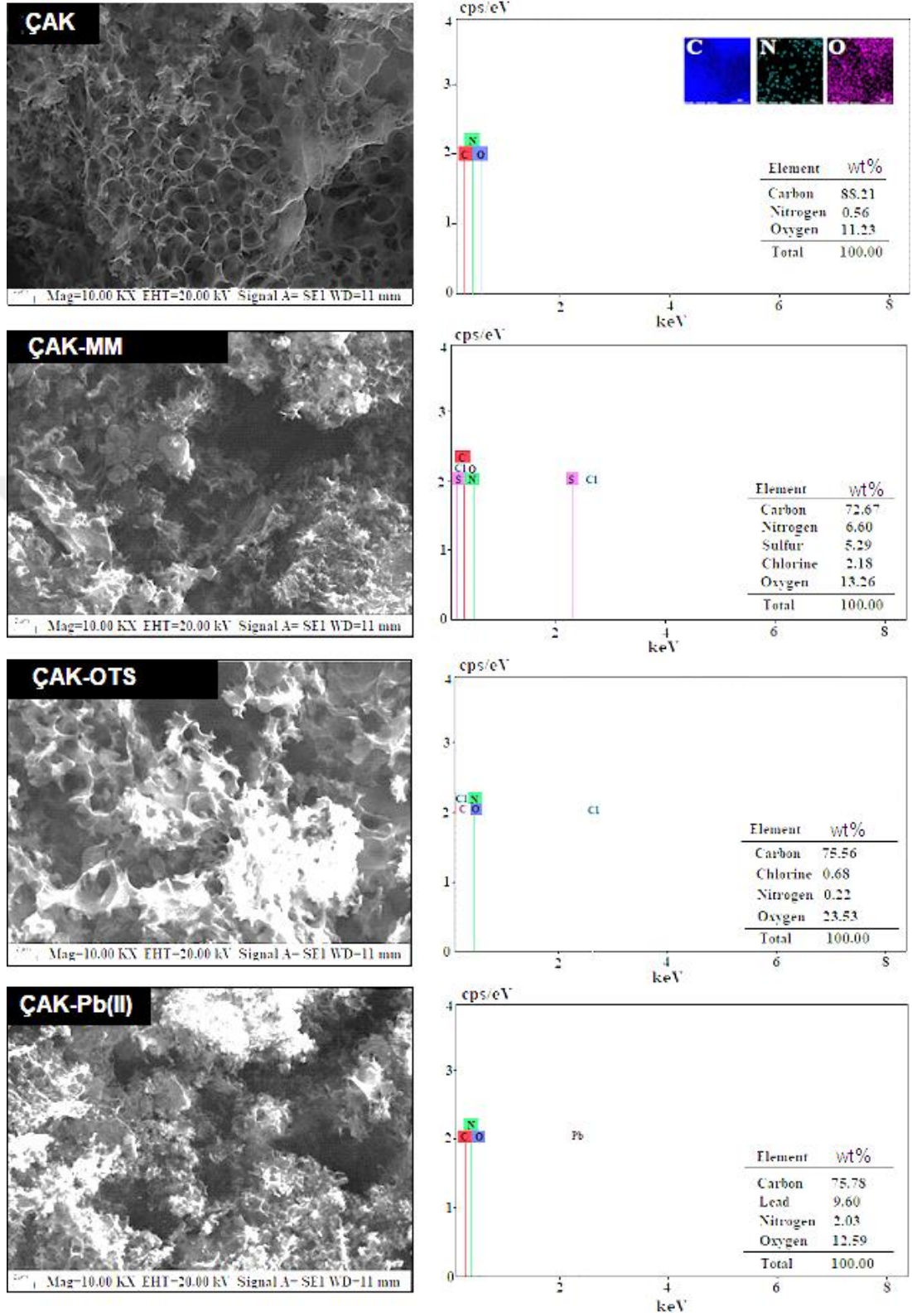
T (K)	Termodinamik parametreler		
	ΔG° (kJ/mol)	ΔH° (kJ/mol)	ΔS° (kJ/mol K)
MM			
293	-15,9	7,94	0,08
303	-16,7		
313	-17,5		
OTS			
293	-17,6	20,4	0,12
303	-18,8		
313	-19,3		
Pb(II)			
293	-19,4	-42,4	-0,21
303	-17,1		
313	-16,7		

Tablo 4.24 CuFe₂O₄-ÇAK üzerinde MM, OTS ve Pb(II)'nin adsorpsiyonlarına ilişkin termodinamik parametreler

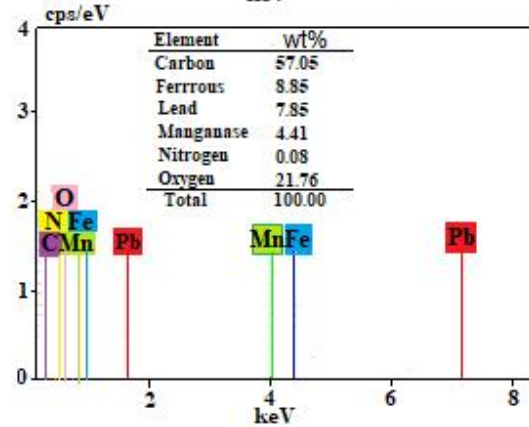
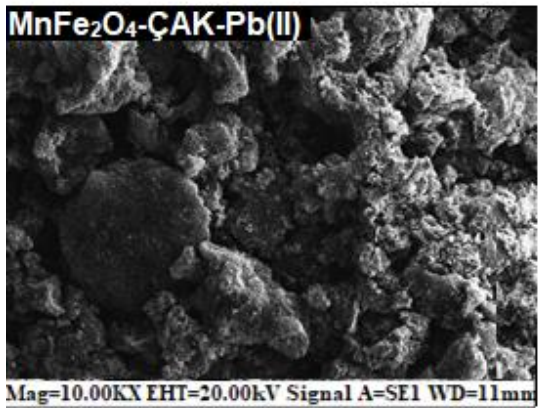
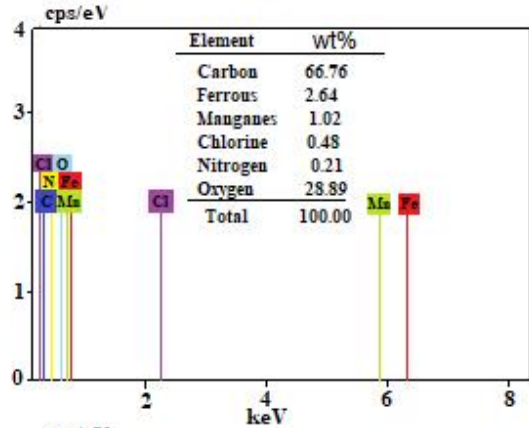
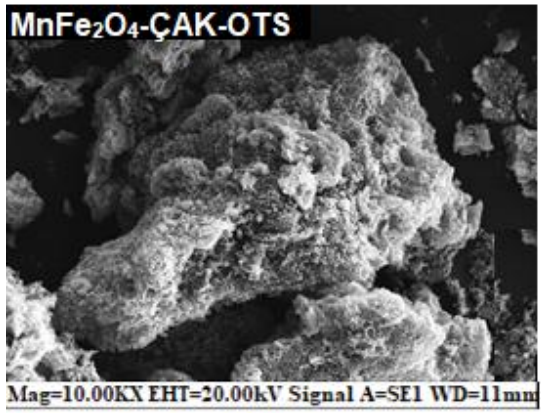
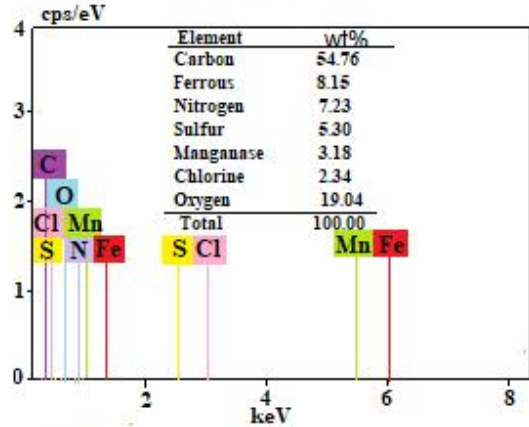
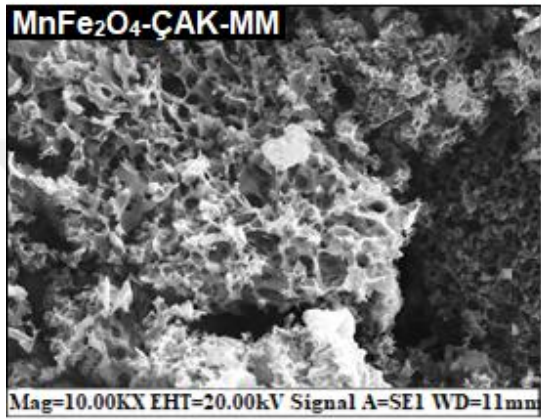
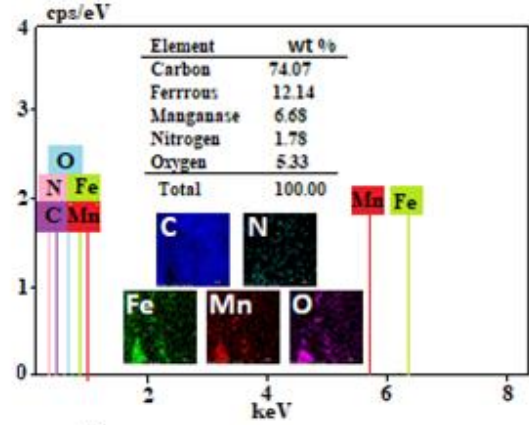
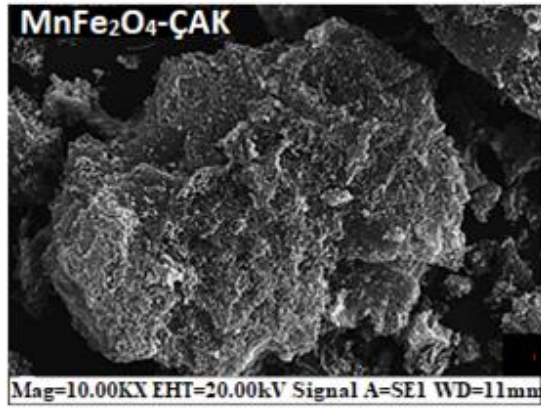
T (K)	Termodinamik parametreler		
	ΔG° (kJ/mol)	ΔH° (kJ/mol)	ΔS° (kJ/mol K)
MM			
293	-16,3	35,5	0,02
303	-17,9		
313	-19,8		
OTS			
293	-16,5	23,1	0,13
303	-17,8		
313	-18,9		
Pb(II)			
293	-16,3	-19,3	-0,01
303	-16,0		
313	-15,8		

4.3.5 MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları sonrasında ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'a ait SEM/EDX ve elementel haritalama analizi

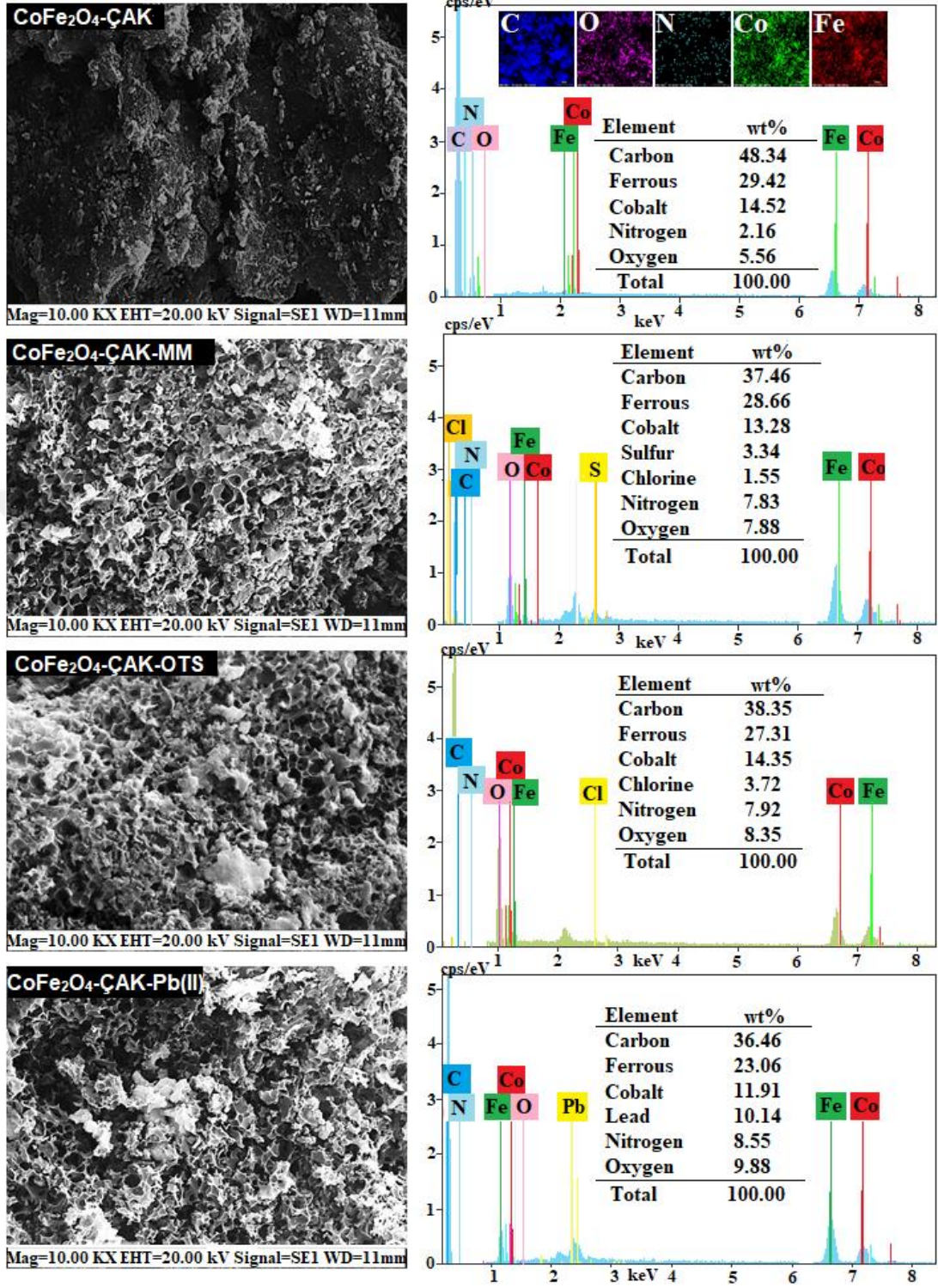
Şekil 4.67-4.70, MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonundan önce ve sonra ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın SEM-EDX görüntülerini göstermektedir. Her bir adsorplananın adsorpsiyonundan sonra adsorplayıcıların SEM görüntüleri, değişik boyuttaki gözenek kapıcıklarının kapanması sonucu yüzey görüntüsünün koyu renkten açık renge dönmesi adsorpsiyonu doğruladığını göstermektedir. ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonu sonrası EDX spektrumlarında, karbon ve oksijen elementlerinin yanı sıra her birinin yapısında sırasıyla kükürt, klor ve kurşun spektrumlarının bulunması da onların adsorplandığını doğrulamaktadır.



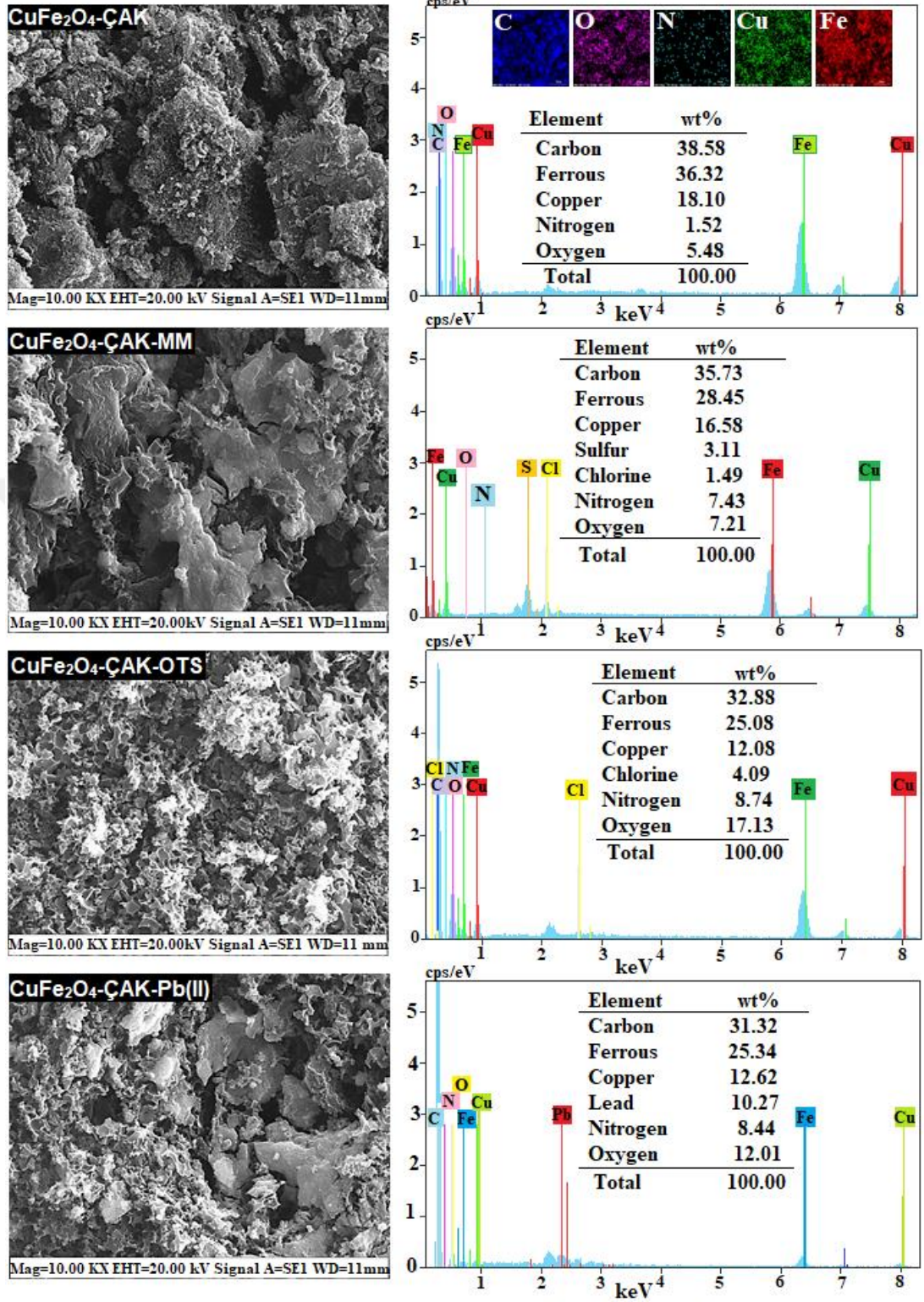
Şekil 4.67 ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri



Şekil 4.68 MnFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri



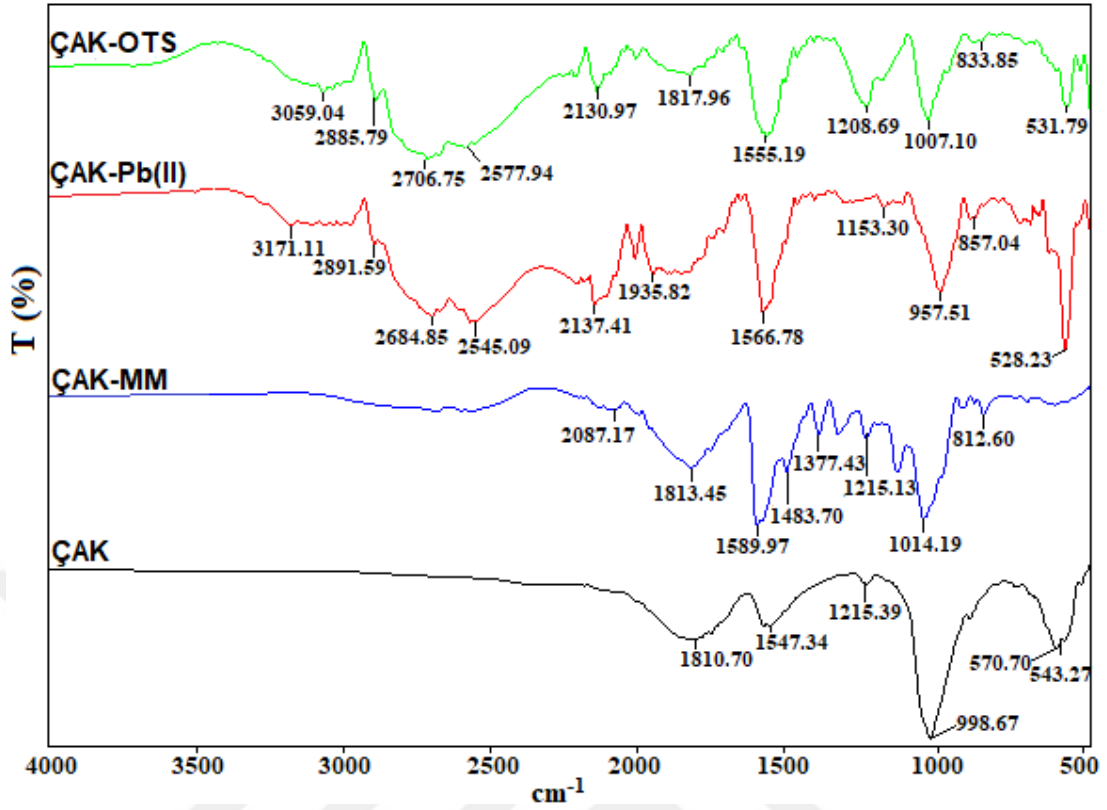
Şekil 4.69 CoFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri



Şekil 4.70 CuFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrasına ait SEM-EDX görüntüleri

4.3.6 MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları sonrasında ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'a ait FTIR analizi

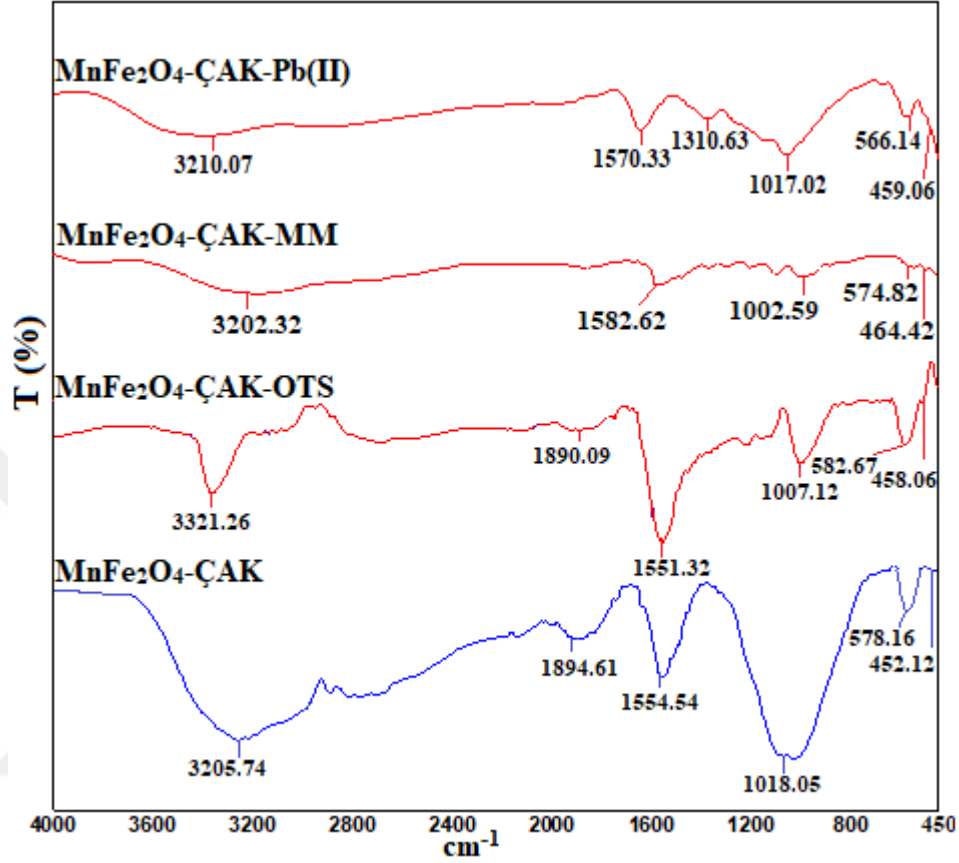
Şekil 4.71-4.74, MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları öncesi ve sonrası ÇAK, (Mn/Co/Cu)Fe₂O₄-ÇAK'ın FTIR spektrumlarını göstermektedir. Şekil 4.71 incelendiğinde, ÇAK'ın daha önceden bölüm 4.2.6'da belirttiğimiz gibi FTIR spektrumundaki 1810,70, 1547,34, 1215,39, 998,67 ve 570,70 ile 543,27 cm⁻¹ tepe noktaları sırasıyla C-H gerilme titreşimi, N-H simetrik gerilme titreşimi, C-O gerilme titreşimi, lignin yapısında aromatik C-H düzlem içi bükülme titreşimi ve aromatik halkada C-H düzlem dışı bükülme titreşimleri ile ilişkilidir (Wu vd., 2020). MM adsorpsiyonu sonrasındaki FTIR spektrumundaki piklerde kaymalar gözlenmektedir. 1377,43 ve 1215,13 cm⁻¹'deki pikler sırasıyla aromatik nitro bileşiği ve S=O gerilme titreşimine aittir. Bu pikler, ÇAK yüzeyinde MM moleküllerinin varlığını göstermektedir (Nasuha vd., 2010). OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları sonrasına ait olan FTIR spektrumundaki pik yoğunluğunun arttığı görülmektedir. OTS yüklü ÇAK'a ait olan 3059,04 cm⁻¹'deki pik, simetrik N-H gerilme titreşiminden, 2885,79 cm⁻¹'deki pik ise C-H gerilme titreşiminden kaynaklanmaktadır (Cruz vd., 2017). Ayrıca, pik yoğunluğundaki değişim, ÇAK ile oksitetrasiklin arasındaki yüzey adsorpsiyonunu ve hidrojen bağı göstermektedir (Petit ve Puskar 2018). Pb(II) yüklü ÇAK'a ait 3171,11 cm⁻¹'deki pik, asimetrik N-H gerilme titreşiminden kaynaklanırken, 2891,59'daki pik ise CH₃ simetrik gerilmesinden kaynaklanmaktadır. Ayrıca, OTS ve Pb(II) yüklü ÇAK'ın FTIR piklerinin yoğunluğundaki artış, bunların ÇAK üzerinde adsorpsiyonunu doğrulamaktadır (Eniola vd., 2020).



Şekil 4.71 ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

Şekil 4.72 incelendiğinde MnFe_2O_4 -ÇAK'a ait olan 3205,74, 1554,54, 1018,05, 578,16 ve 452,12 cm^{-1} 'deki O-H, C=C, C-O-C, Fe-O ve Mn-O piklerinin MM adsorpsiyonu sonrasında sırasıyla 3202,32, 1582,62, 1002,59, 574,82 ve 464,42 cm^{-1} 'e kaydığı gözlenmektedir. Bu durum, MM ile MnFe_2O_4 -ÇAK üzerindeki fonksiyonel gruplar arasındaki etkileşimi doğrulamaktadır (Gautam vd., 2017; Adeogun 2019). OTS adsorpsiyonundan sonraki pikler incelendiğinde O-H gerilme ve bükülme piki olarak atfedilen MnFe_2O_4 -ÇAK'a ait olan 3205,74'deki pikin, 3321,26 cm^{-1} 'e kaydığı gözlenmektedir. Ayrıca, 1894,61, 1554,54 ve 1018,05 cm^{-1} 'deki C-H, C=C ve C-O-C piklerinin, OTS adsorpsiyonundan sonra sırasıyla 1890,09, 1551,32 ve 1007,12 cm^{-1} 'e kaydığı gözlenmektedir. Yeni piklerin oluşması ve mevcut piklerin kayması, OTS'nin MnFe_2O_4 -ÇAK tarafından adsorpsiyonunu doğrulamaktadır (Puziy vd., 2002; Niu vd., 2020; Rambabu vd., 2020; Wang vd., 2021). Pb(II) adsorpsiyonu sonrasında ise MnFe_2O_4 -ÇAK'a ait olan 3205,74 pikin 3210,07 cm^{-1} 'e kaydığı görülmektedir. Bu durum O-H ve Pb(II) etkileşiminden kaynaklanıyor olabilir. Ayrıca, 1554,54, 1018,05 ve 578,16 cm^{-1} 'deki C = C, C-O-C ve Fe-O tepe noktaları, Pb(II) adsorpsiyonundan

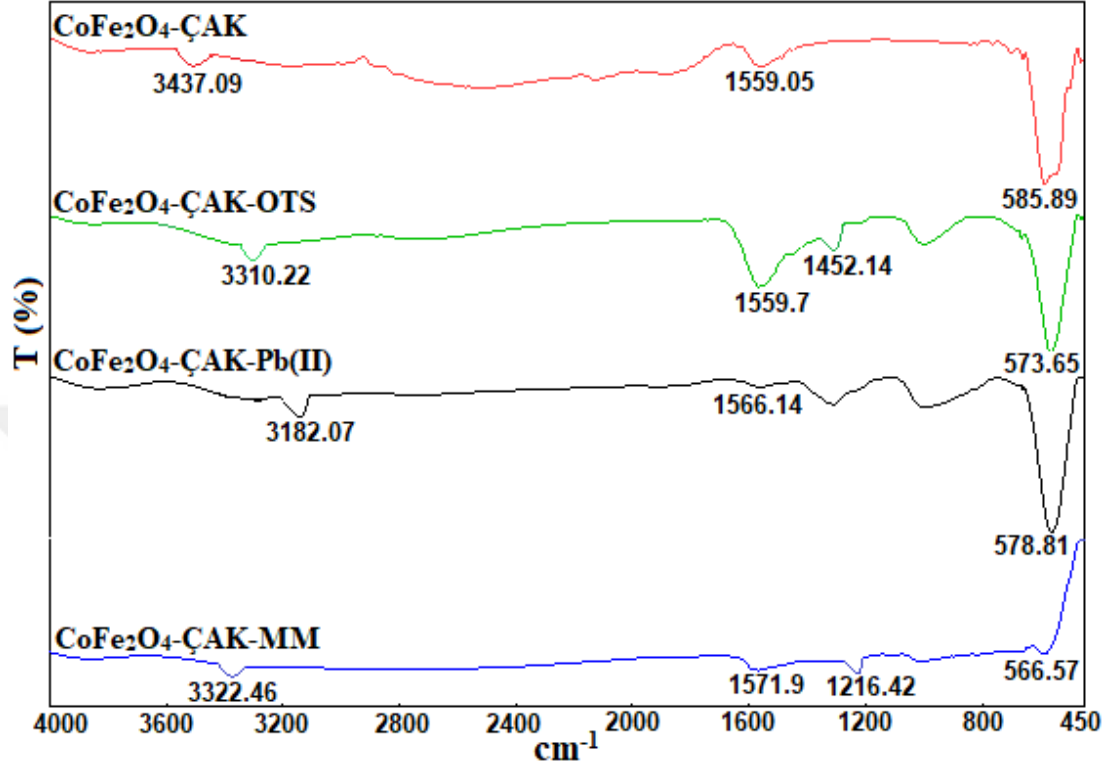
sonra sırasıyla 1570,33, 1017,02 ve 566,14 cm^{-1} 'e kaydığı gözlenmektedir (Hu vd., 2019; Niu vd., 2020; Suwunwong vd., 2021).



Şekil 4.72 MnFe₂O₄-ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki MnFe₂O₄-ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

Şekil 4.73'deki CoFe₂O₄-ÇAK'ın adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumları karşılaştırıldığında, 3437,09 cm^{-1} 'deki -OH gerilme pikinin MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonundan sonra sırasıyla 3322,46, 3310,22 ve 3182,07 cm^{-1} 'e kaydığı gözlenmektedir. MM adsorpsiyonu sonrasında gözlenen 1216,42 cm^{-1} 'deki tepe noktasının S=O gerilme titreşimine bağlı olduğu düşünülmektedir (Nasuha vd., 2010). Bu pik MM'nin CoFe₂O₄-ÇAK yüzeyinde adsorbe edildiğini göstermektedir. OTS adsorpsiyonu sonrasında gözlenen 1559,7 ve 1452,14 cm^{-1} 'deki pikler, sırasıyla OTS molekülünün amid grubuna karşılık gelen C=O ve N-H bağlarının gerilme titreşimine bağlanabilir (Rakshit vd., 2013). CoFe₂O₄-ÇAK'ın 3437,09 cm^{-1} 'deki -OH gerilme tepe noktasının Pb(II) adsorpsiyonundan sonra 3182,07 cm^{-1} 'e kayması, Pb(II) ve O-H arasındaki etkileşimden kaynaklanıyor olabilir (Hu vd., 2019). Yeni spektrumların

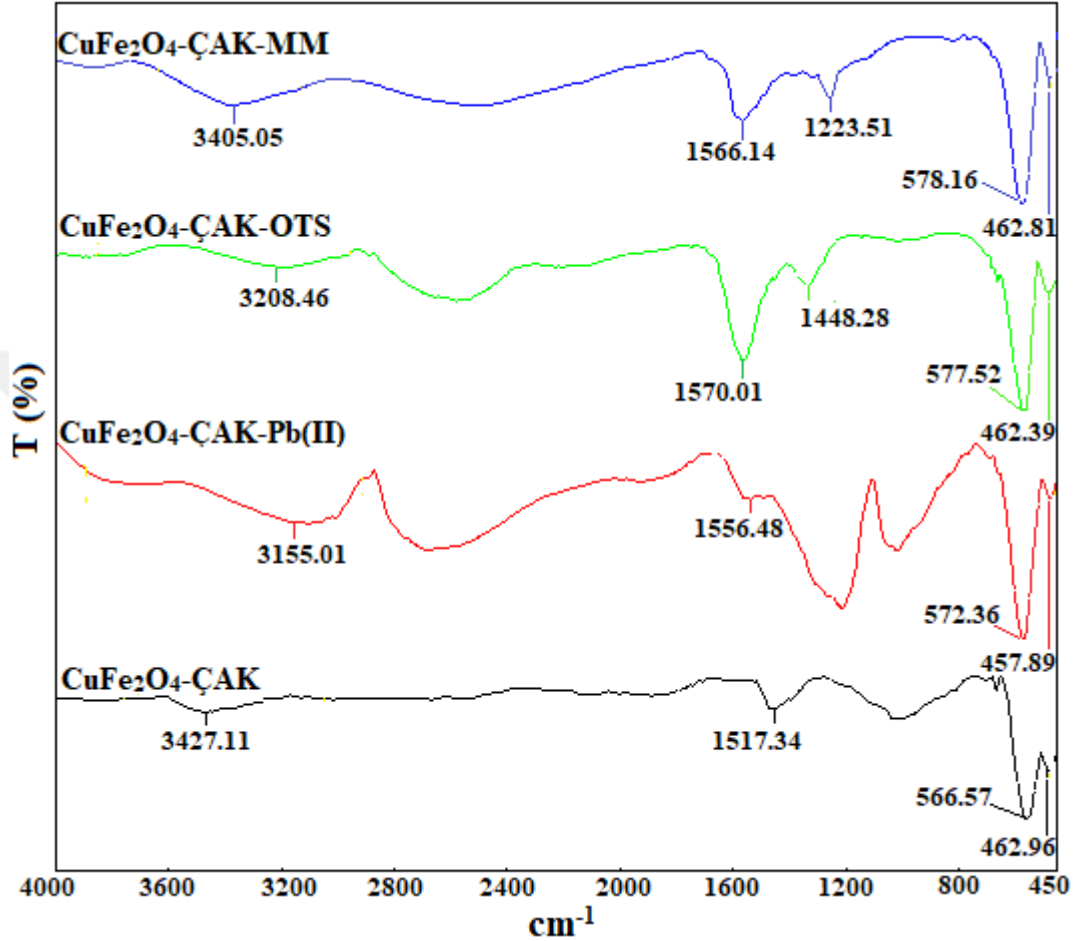
oluşumu ve mevcut spektrumların kayması, CoFe_2O_4 -ÇAK ile MM, OTS, Pb(II) molekülleri arasında iyi bir etkileşim olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.73 CoFe_2O_4 -ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki CoFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

Şekil 4.74'deki CuFe_2O_4 -ÇAK'ın adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumları incelendiğinde, -OH gerilme piki olarak atfedilen CuFe_2O_4 -ÇAK'a ait olan $3427,11 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pikin MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonlarından sonra sırasıyla $3405,05$, $3208,46$, $3155,01 \text{ cm}^{-1}$ 'e kaydığı gözlenmektedir. MM adsorpsiyonu sonrasında gözlenen $1223,51 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik S=O gerilme titreşimine atfedilmektedir (Nasuha vd., 2010). Bu pik MM'nin CuFe_2O_4 -ÇAK yüzeyinde adsorbe edildiğini göstermektedir. OTS adsorpsiyonu sonrasında gözlenen $1570,01 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik, OTS molekülünün amid grubuna karşılık gelen N-H bağının gerilme titreşimine ait olabilir. Ayrıca $1448,28 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik, OTS molekülünün metil gruplarına atfedilebilir (Eniola vd., 2020). CuFe_2O_4 -ÇAK'ın $3427,11 \text{ cm}^{-1}$ 'deki -OH gerilme pikinin Pb(II) adsorpsiyonundan sonra $3155,01 \text{ cm}^{-1}$ 'e kayması, Pb(II) ile O-H arasındaki etkileşimden kaynaklanıyor olabilir (Hu vd., 2019). Ayrıca CuFe_2O_4 -ÇAK spektrumunda gözlenen Fe-O ve Cu-O'ya ait piklerin MM, OTS ve Pb(II)

adsorpsiyonlarından sonra kaydığı gözlenmiştir. Yeni spektrumların oluşması ve mevcut spektrumların kayması, onların CuFe_2O_4 -ÇAK yüzeyinde adsorbe edildiğini doğrulamaktadır.

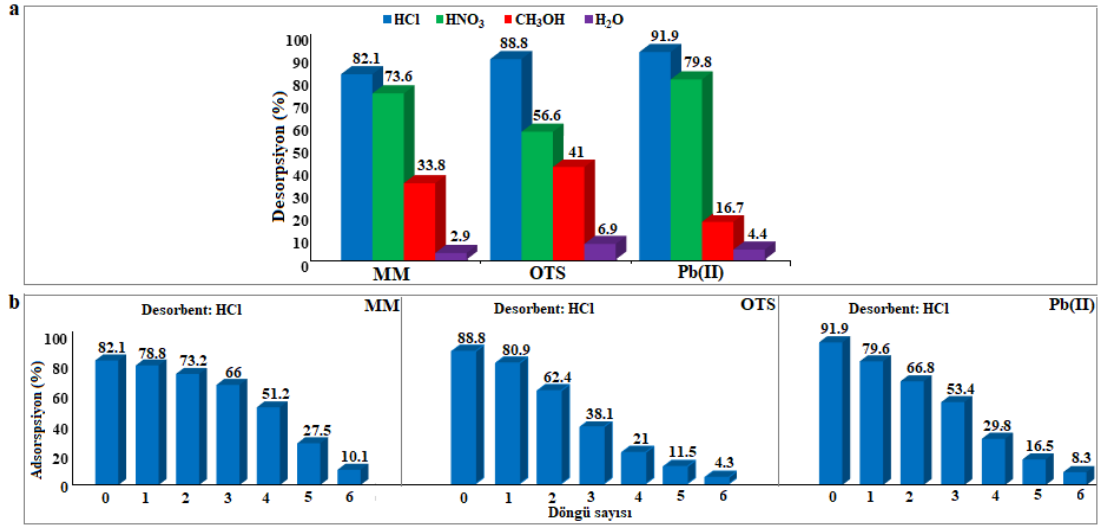


Şekil 4.74 CuFe_2O_4 -ÇAK ve MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonları sonrasındaki CuFe_2O_4 -ÇAK'a ilişkin FTIR spektrumu

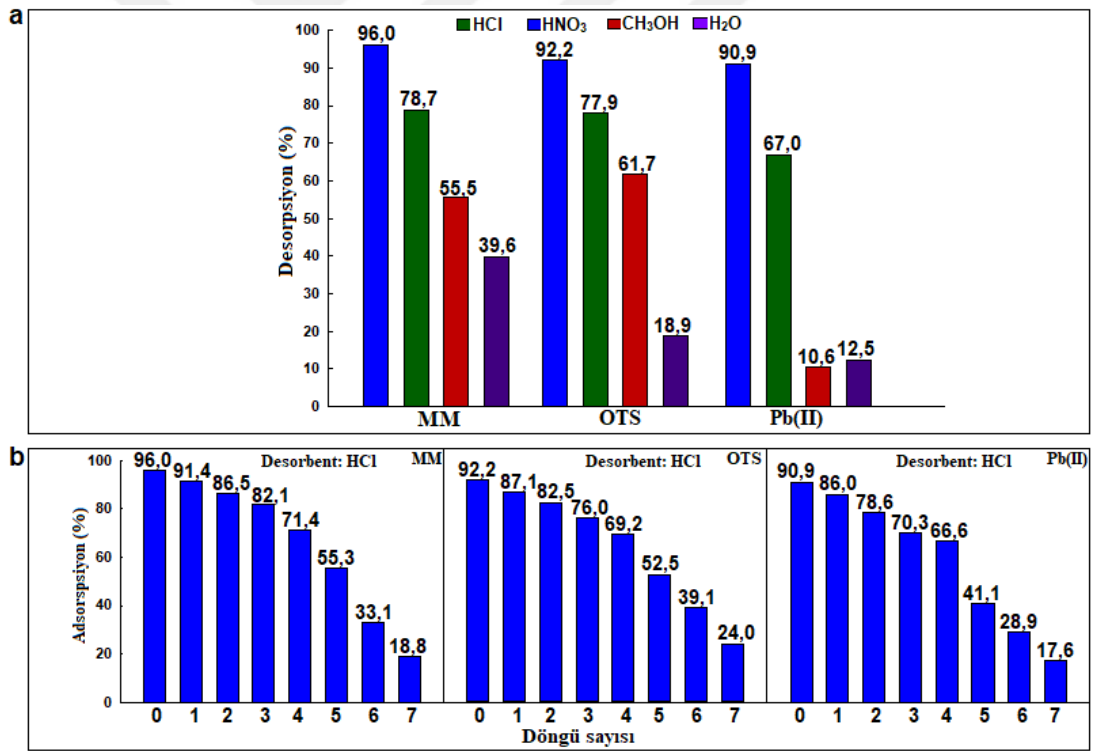
4.4 Desorpsiyon Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Bir adsorplayıcının tekrar kullanılabilirliği, onun uygulamalarda çevre dostu haline gelmesi için çok önemli özelliğidir (Sirajudheen vd., 2021). Şekil 4.75(a), ÇAK tarafından adsorplanan MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının desorpsiyonu için etkili kimyasal desorbent seçimi çalışmalarından elde edilen HCl ile desorpsiyon verimlilik yüzdelерinin sırasıyla %82,1, %88,8 ve %91,9 olduğunu göstermektedir. Şekil 4.76(a), MnFe_2O_4 -ÇAK tarafından adsorplanan MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının desorpsiyonu için etkili desorbent seçimi çalışmalarından belirlenen HCl ile maksimum desorpsiyon verimlerini sırasıyla %96,0, %92,2 ve %90,9 olduğunu göstermektedir. Şekil 4.77(a),

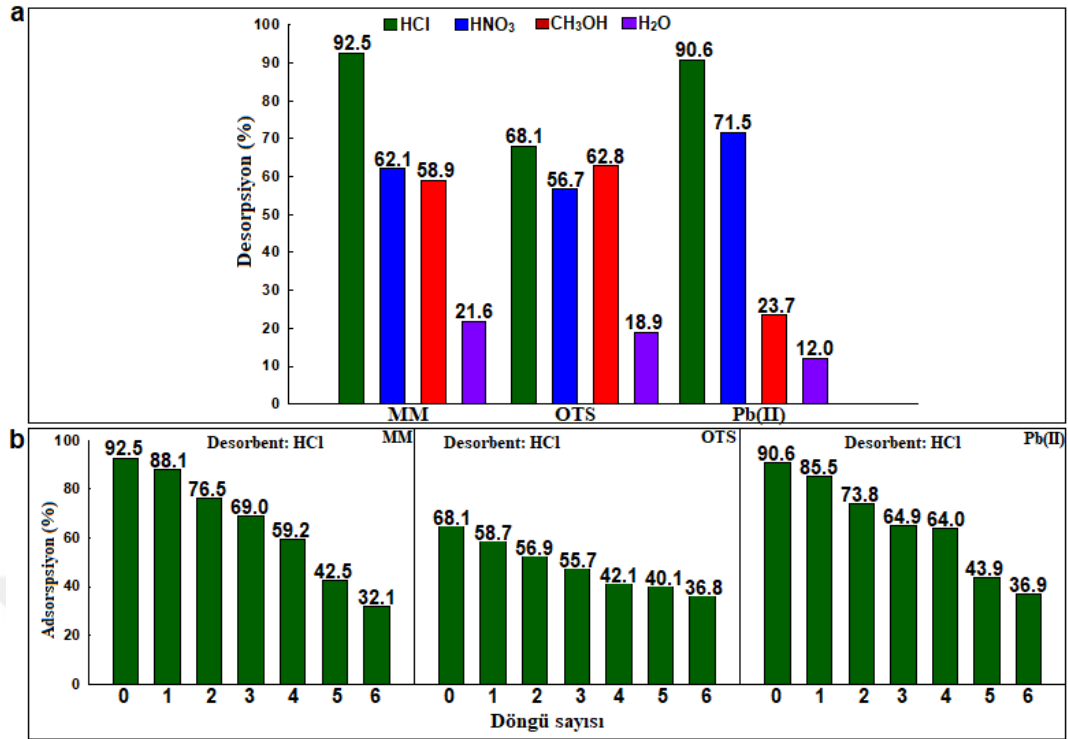
CoFe₂O₄-ÇAK tarafından adsorplanan MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının desorpsiyonu için etkili desorbent seçimi çalışmalarından belirlenen HCl ile maksimum desorpsiyon verimlerini sırasıyla %92,5, %68,1 ve %90,6 olduğunu göstermektedir. Şekil 4.78(a), CuFe₂O₄-ÇAK tarafından adsorplanan MM, OTS ve Pb(II) iyonlarının desorpsiyonu için etkili desorbent seçimi çalışmalarından belirlenen HCl ile maksimum desorpsiyon verimlerini sırasıyla %94,2, %77,0 ve %93,1 olduğunu göstermektedir. Bu verilerden yola çıkarak incelenen kirleticiler için etkili kimyasal desorbent olarak HCl seçilmiştir. HCl'in etkili çözücü olması, muhtemelen sulu ortama verdiği yüksek elektronegatifliğe sahip klorür iyonları tarafından yüzeyden tuzlar halinde uzaklaştırılmasından kaynaklanmaktadır. Şekil 4.75(b), her kirletici için HCl ile yedi kez gerçekleştirilen adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsü grafiklerini göstermektedir. Bu şekil, ÇAK'ın MM ve OTS için dört defa, Pb(II) için ise üç defa yüksek yeniden kullanılabilirliğe sahip olduğunu ve sonraki döngülerde kademeli olarak azaldığını göstermektedir. Şekil 4.76(b), HCl ile sekiz kez gerçekleştirilen MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsünü göstermektedir. Bu şekil, MnFe₂O₄-ÇAK'ın MM ve OTS için beş defa, Pb(II) için ise dört defa yüksek verimli yeniden kullanılabilirliğe sahip olduğunu, sonraki döngülerde ise bu oranın giderek azaldığını göstermektedir. Şekil 4.77(b), HCl ile yedi kez gerçekleştirilen MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsünü göstermektedir. Bu şekil, CoFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) için dört defa yüksek yeniden kullanılabilirliğe sahip olduğunu ve sonraki döngülerde kademeli olarak azaldığını göstermektedir. Şekil 4.78(b), HCl ile sekiz kez gerçekleştirilen MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsünü göstermektedir. Bu şekil, CuFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II) için dört defa yüksek yeniden kullanılabilirliğe sahip olduğunu ve sonraki döngülerde kademeli olarak azaldığını göstermektedir. Bu azalmaların muhtemelen adsorpsiyon-desorpsiyon döngü sayısının artmasıyla yüzeydeki adsorpsiyon yerlerinin aşınması sonucu adsorpsiyon özelliğinin giderek kaybolmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



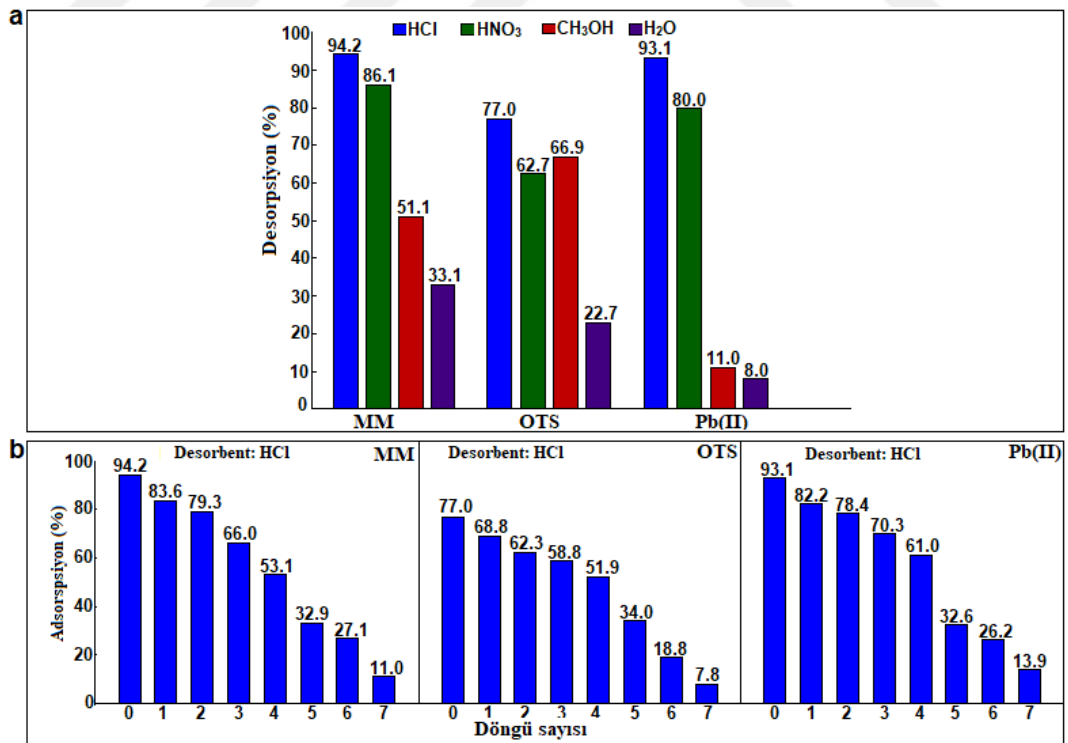
Şekil 4.75 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b)



Şekil 4.76 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin MnFe₂O₄-ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b)



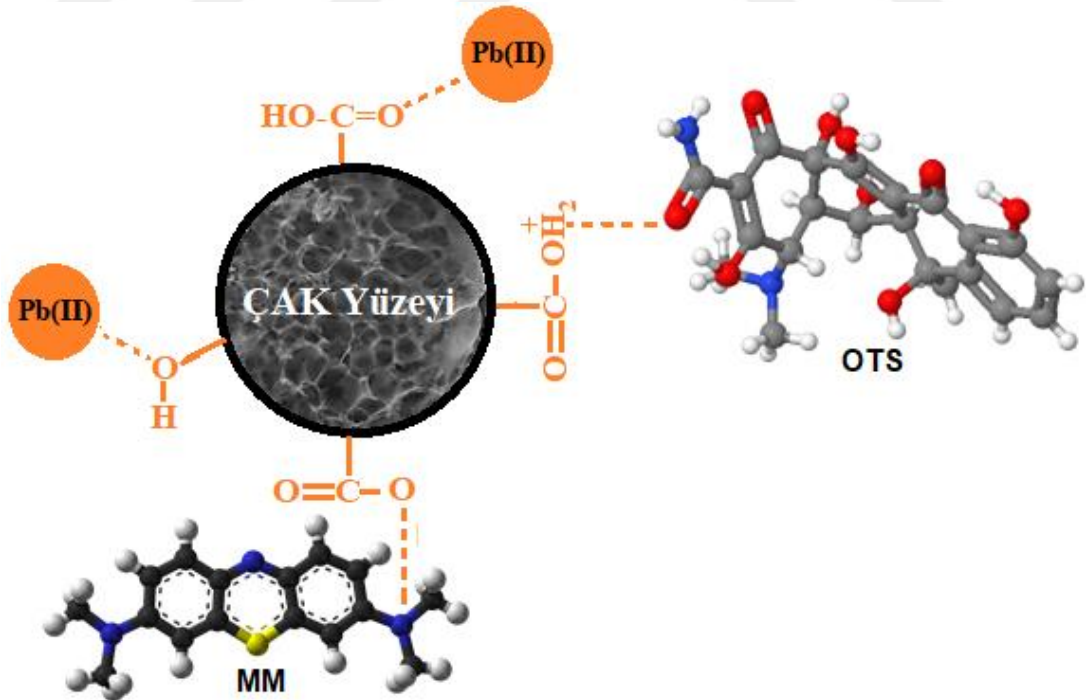
Şekil 4.77 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin CoFe₂O₄-ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b)



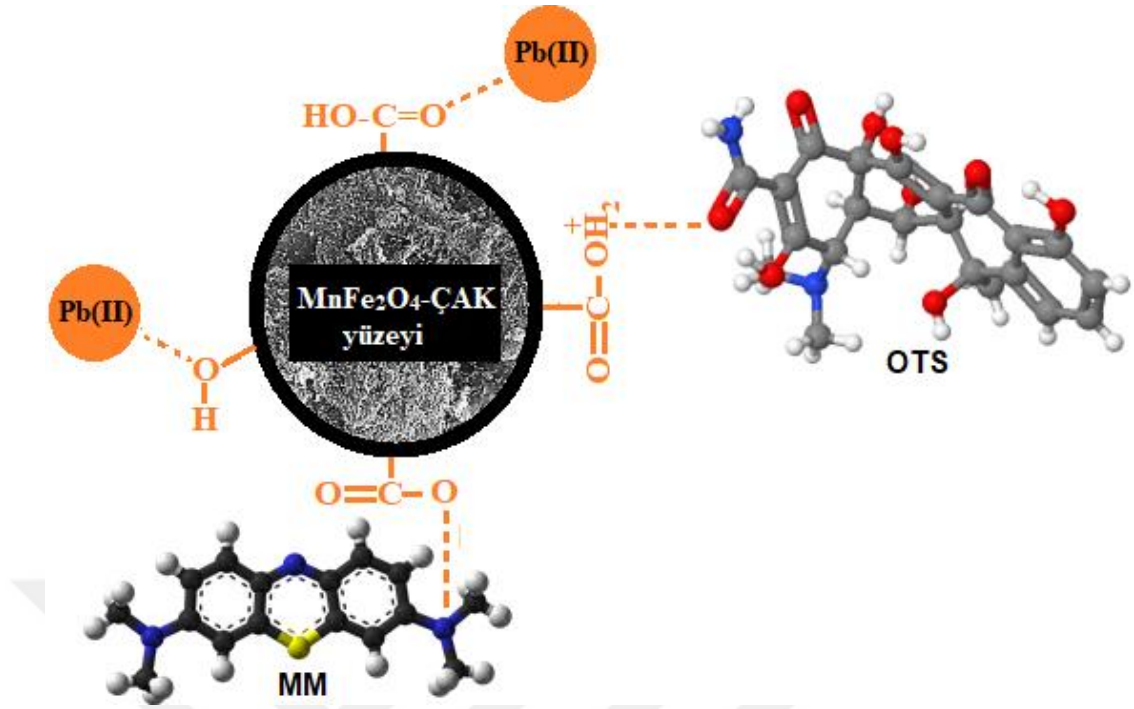
Şekil 4.78 Farklı desorbentlerin MM, OTS, Pb(II)'nin desorpsiyon verimleri (a) ve MM, OTS, Pb(II)'nin CuFe₂O₄-ÇAK'ın adsorpsiyon verimlilikleri için yeniden kullanılabilirlik döngüleri üzerindeki etkisi (b)

4.5 Adsorpsiyon Mekanizması

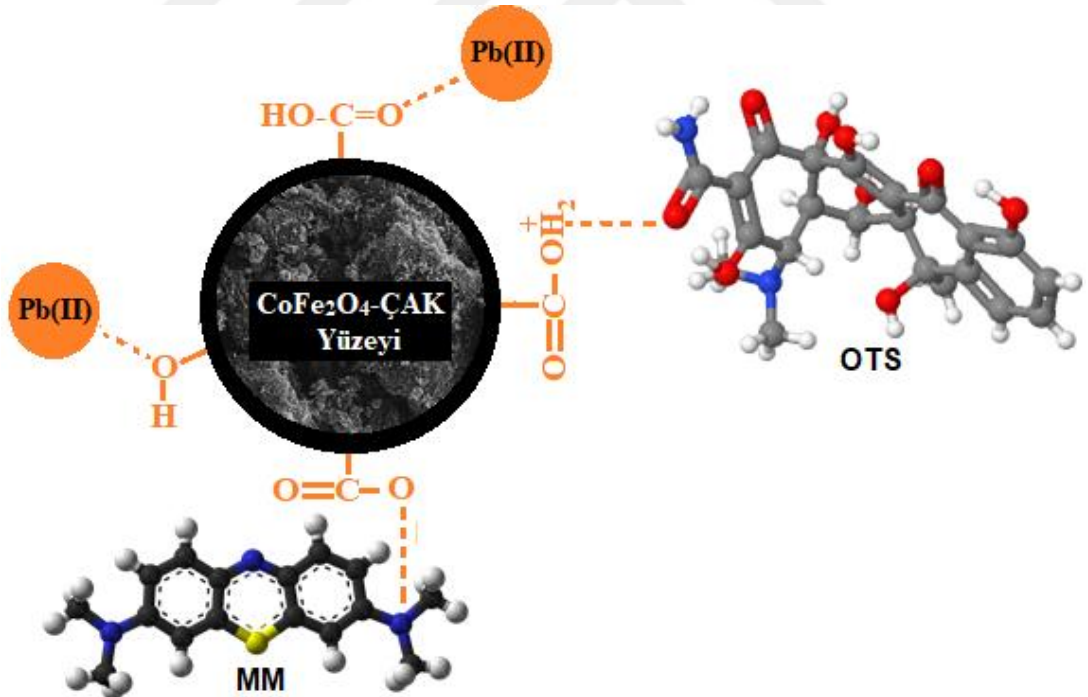
Adsorpsiyon mekanizması, yüzey sıfır yükü (pH_{YSY}) ve ortam pH değerlerine bağlı olarak yüzey özelliklerinin değişmesi ile açıklanabilir. Ortam pH'sının pH_{YSY} değerinden büyük veya küçük olmasına bağlı olarak adsorplayıcı yüzeyi sırasıyla negatif ve pozitif olarak yüklenir (Al-Degs vd., 2000). Tablo 4.8'e baktığımızda ÇAK, $MnFe_2O_4$ -ÇAK, $CoFe_2O_4$ -ÇAK ve $CuFe_2O_4$ -ÇAK'ın pH_{YSY} değerleri sırasıyla 8,52, 7,32, 8,20 ve 8,34'dür. Bu nedenle, incelenen kirleticilerin adsorpsiyonu ÇAK, $MnFe_2O_4$ -ÇAK, $CoFe_2O_4$ -ÇAK ve $CuFe_2O_4$ -ÇAK'ın pH_{YSY} değerlerinden daha düşük bir pH'da gerçekleştiğinden adsorplayıcıların yüzeyi pozitifdir. MM, OTS ve $Pb(II)$ sırasıyla MM^+ , OTS^+ , Pb^{2+} formundadır yani adsorpsiyonun gerçekleştiği pH'larda pozitif yüklüdürler (Yue vd., 2023). Buna göre, pozitif yüklü kirletici iyonlar, adsorplayıcı yüzeylerindeki protonlanmış hidroksil ve/veya karboksil grupları tarafından itilir ve bunların adsorpsiyonu muhtemelen yüzeydeki protonlar arasındaki iyon değişimi yoluyla gerçekleşmektedir. Bu bilgiler doğrultusunda, Şekil 4.79-4.82'de ÇAK, $MnFe_2O_4$ -ÇAK, $CoFe_2O_4$ -ÇAK ve $CuFe_2O_4$ -ÇAK yüzeyleri ile MM, OTS ve $Pb(II)$ 'nin olası bağlanma mekanizması gösterilmektedir.



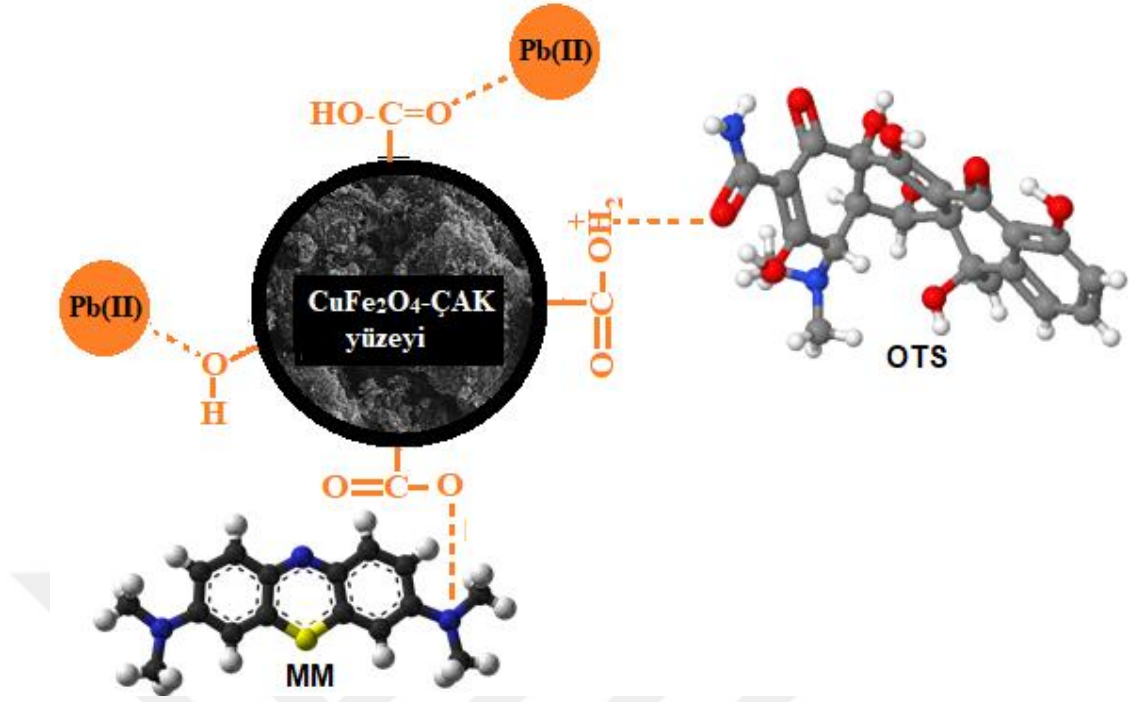
Şekil 4.79 ÇAK yüzeyinde MM, OTS, $Pb(II)$ 'nin olası bağlanma mekanizması



Şekil 4.80 MnFe₂O₄-ÇAK yüzeyinde MM, OTS, Pb(II)'nin olası bağlanma mekanizması



Şekil 4.81 CoFe₂O₄-ÇAK Yüzeyinde MM, OTS, Pb(II)'nin olası bağlanma mekanizması



Şekil 4.82 CuFe_2O_4 -ÇAK yüzeyinde MM, OTS, Pb(II) 'nin olası bağlanma mekanizması

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu doktora tezi çalışması kapsamında elde edilen sonuçlar özetçe aşağıdaki şekilde vurgulanabilir.

ÇP ve ÇAK'ın karakterizasyon ve adsorpsiyon incelemelerine ilişkin çıktılar:

- ÇP, düşük kül, yüksek sabit karbon ve yüksek uçucu madde içeriği nedeniyle AK üretiminde umut vadeden bir öncül maddedir.
- ÇP, tek aşamalı K_2CO_3 kimyasal aktivatör destekli karbonizasyon yöntemi ile optimize edilmiş koşullar (emdirme oranı: 1:1 gÇP/g K_2CO_3 ; karbonizasyon sıcaklığı: 900 °C; karbonizasyon süresi: 1 saat) altında yüksek kaliteli AK (ÇAK)'a başarıyla dönüştürüldü.
- ÇP'nin 0,18 olan H/C oranının karbonizasyon işlemi sonrasında 0,06'ya düşmesi, karbon tabakasının aromatisasyonunun arttığını, dolayısıyla grafitleşmenin arttığını göstermektedir. Ayrıca, düşük özgül O/C oranı (0,46) ve (O + N)/C oranı (0,47), sırasıyla yüksek yüzey hidrofobiklikliğini ve yüzeydeki polar grupların varlığını göstermektedir.
- XRD ve Raman analiz sonuçları ÇAK'ın grafitli yapıya sahip karbonlu bir malzeme olduğunu göstermiştir.
- ÇAK'ın N_2 adsorpsiyon-desorpsiyon izoterminin geniş histerezis eğrisine sahip Tip I ve Tip IV'ün kompozisyonuna benzemesi, mezogözenekli bir yapıya sahip olduğunu göstermektedir.
- N_2 gazı adsorpsiyon-desorpsiyon analiz sonuçları, ÇAK'ın 2211 m²/g S_{BET} , 1.262 cm³/g V_T , %39.8 mikrogözeneklilik, %60.2 mezogözeneklilik ve 2.8 nm D_p gözenek özelliklerine sahip olduğunu göstermiştir.
- ÇAK'ın FT-IR spektrumları, Boehm titrasyon analiz sonuçları ve pH_{YSY} değeri bazik yüzey özelliğine sahip olduğunu ortaya koymuştur.
- Mevcut çalışma bulguları, ÇAK'ın sulu ortamdan MM, OTS ve Pb(II) iyonlarını gidermede oldukça etkili bir adsorplama yeteneğine sahip olduğunu vurgulamaktadır.
- İncelenen deneysel değişkenlerin, ÇAK ile incelenen kirleticilerin adsorpsiyonu üzerindeki etkisine göre optimal giderim koşulları, her adsorpsiyon sistemi için 0,05 g ÇAK dozu, 180 dakikalık adsorpsiyon süresi, MM ve OTS için 313 K, Pb(II) için 293 K ortam sıcaklığı olarak belirlendi.

- ÇAK-MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonuna ait kinetik veriler Ho-McKay modeline uymaktadır ve bu durum $Q_{t,d}$ değerlerinin $Q_{t,h}$ değerleriyle uyumlu olmasıyla doğrulanmaktadır. Her bir kirleticinin adsorpsiyon hızı, sadece gözenek içi difüzyon adımını değil diğer adımları da etkilemektedir.
- ÇAK'ın her kirletici için farklı sıcaklıklardaki izoterm sonuçları Langmuir izoterm modeline oldukça iyi uyum göstermektedir ve bu modelden MM, OTS ve Pb(II)'nin maksimum adsorbe edilen miktarları sırasıyla 751,9, 910,1 ve 555,6 mg/g olarak belirlenmiştir.
- Termodinamik parametreler, MM ve OTS ile Pb(II) adsorpsiyon süreçlerinin kendiliğinden, sırasıyla endotermik ve ekzotermik olduğunu göstermiştir.
- ÇAK, MM ve OTS adsorpsiyonları için dört defaya kadar, Pb(II) adsorpsiyonu için ise üç defaya kadar yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip bir adsorplayıcı olarak yeniden kullanıldı.

Sonuç olarak, bu çalışmadaki bulgular, ÇP'nin su arıtımı uygulamalarında yüksek yüzey alanlı mezogözenekli ÇAK üretmek için sürdürülebilir bir kaynak olarak uygulanabilirliğini göstermektedir.

MnFe₂O₄-ÇAK'ın karakterizasyon ve adsorpsiyon incelemelerine ilişkin çıktılar:

- ÇAK'ın MnFe₂O₄-ÇAK'a dönüşümü S_{BET} , V_T , D_P ve V_{mez} (%) gibi gözenek parametrelerin azaltmıştır.
- MnFe₂O₄-ÇAK 'ın S_{BET} değeri 781 m²/g, D_P değeri 2,9 nm, V_{mez} (%) değeri %69,8 ve doygun mıknaatıslanma değeri 14,6 emu/g'dır.
- İncelenen deneysel değişkenlerin, MnFe₂O₄-ÇAK ile incelenen kirleticilerin adsorpsiyonu üzerindeki etkisine göre optimum giderim koşulları, her adsorpsiyon sistemi için 0,05 g MnFe₂O₄-ÇAK dozu, 180 dakikalık adsorpsiyon süresi, MM ve OTS için 313 K, Pb(II) için 293 K ortam sıcaklığı olarak belirlendi.
- MnFe₂O₄-ÇAK-MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonuna ait kinetik veriler Ho-McKay modeline uymaktadır.
- MnFe₂O₄-ÇAK'ın her bir adsorlananın adsorpsiyonunda hız kontrol adımı, sadece madde içi difüzyon adımının değil, aynı zamanda diğerlerinin de etkili olduğu karmaşık bir mekanizma yoluyla gerçekleşmektedir.

- MnFe_2O_4 -ÇAK'ın kullanılan adsorplananlar için farklı sıcaklıklardaki izoterm sonuçları Langmuir izoterm modeline oldukça iyi uyum göstermektedir ve bu modelden MM, OTS ve Pb(II)'nin maksimum adsorbe edilen miktarları sırasıyla 588, 591 ve 294 mg/g olarak belirlenmiştir.
- Termodinamik parametreler, MnFe_2O_4 -ÇAK 'ın MM ile OTS ve Pb(II) adsorpsiyon süreçlerinin kendiliğinden, sırasıyla endotermik ve ekzotermik olduğunu göstermiştir.
- MnFe_2O_4 -ÇAK, harici bir mıknatıs kullanılarak birkaç saniye içerisinde herhangi bir ikincil kirlilik bırakmadan adsorpsiyon sisteminden tamamen uzaklaşmaktadır.
- MnFe_2O_4 -ÇAK, MM ve OTS adsorpsiyonları için beş defaya kadar, Pb(II) adsorpsiyonu için ise dört defaya kadar yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip bir adsorplayıcı olarak yeniden kullanıldı.

CoFe₂O₄-ÇAK'ın karakterizasyon ve adsorpsiyon incelemelerine ilişkin çıktılar:

- CoFe₂O₄-ÇAK'ın, S_{BET} değeri 729 m²/g, D_p değeri 2,4 nm, V_{mez} (%) değeri %61,5 ve doygun mıknatıslanma değeri 23,9 emu/g'dır.
- İncelenen deneysel değişkenlerin, CoFe₂O₄-ÇAK ile incelenen kirleticilerin adsorpsiyonu üzerindeki etkisine göre optimum giderim koşulları, her adsorpsiyon sistemi için 0,05 g CoFe₂O₄-ÇAK dozu, 180 dakikalık adsorpsiyon süresi, MM ve OTS için 313 K, Pb(II) için 293 K ortam sıcaklığı olarak belirlendi.
- CoFe₂O₄-ÇAK-MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonuna ait kinetik veriler Ho-McKay modeline uymaktadır.
- CoFe₂O₄-ÇAK'ın her bir adsorlananın adsorpsiyonunda hız kontrol adımı, sadece madde içi difüzyon adımının değil, aynı zamanda diğerlerinin de etkili olduğu karmaşık bir mekanizma yoluyla gerçekleşmektedir.
- CoFe₂O₄-ÇAK'ın her kirletici için farklı sıcaklıklardaki izoterm sonuçları Langmuir izoterm modeline oldukça iyi uyum göstermektedir ve bu modelden MM, OTS ve Pb(II)'nin maksimum adsorbe edilen miktarları sırasıyla 667, 775 ve 455 mg/g olarak belirlenmiştir.

- Termodinamik parametreler, CoFe_2O_4 -ÇAK 'ın MM ile OTS ve Pb(II) adsorpsiyon süreçlerinin kendiliğinden, sırasıyla endotermik ve ekzotermik olduğunu göstermiştir.
- CoFe_2O_4 -ÇAK, harici bir mıknatıs kullanılarak birkaç saniye içerisinde herhangi bir ikincil kirlilik bırakmadan adsorpsiyon sisteminden tamamen uzaklaşmaktadır.
- CoFe_2O_4 -ÇAK, MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları için dört defaya kadar yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip bir adsorplayıcı olarak yeniden kullanıldı.

CuFe_2O_4 -ÇAK'ın karakterizasyon ve adsorpsiyon incelemelerine ilişkin çıktılar:

- CuFe_2O_4 -ÇAK'ın, S_{BET} değeri $455 \text{ m}^2/\text{g}$, D_p değeri $2,5 \text{ nm}$, V_{mez} (%) değeri %64,5 ve doygun mıknatıslanma değeri $15,01 \text{ emu/g}$ 'dır.
- İncelenen deneysel değişkenlerin, CuFe_2O_4 -ÇAK ile incelenen kirleticilerin adsorpsiyonu üzerindeki etkisine göre optimum giderim koşulları, her adsorpsiyon sistemi için $0,05 \text{ g}$ CuFe_2O_4 -ÇAK dozu, 180 dakikalık adsorpsiyon süresi, MM ve OTS için 313 K , Pb(II) için 293 K ortam sıcaklığı olarak belirlendi.
- CuFe_2O_4 -ÇAK-MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonuna ait kinetik veriler Ho-McKay modeline uymaktadır.
- CuFe_2O_4 -ÇAK-MM, OTS, Pb(II) adsorpsiyonuna ait kinetik veriler Ho-McKay modeline uymaktadır.
- CuFe_2O_4 -ÇAK'ın her bir adsorlananın adsorpsiyonunda hız kontrol adımı, sadece madde içi difüzyon adımının değil, aynı zamanda diğerlerinin de etkili olduğu karmaşık bir mekanizma yoluyla gerçekleşmektedir.
- CuFe_2O_4 -ÇAK'ın her kirletici için farklı sıcaklıklardaki izoterm sonuçları Langmuir izoterm modeline oldukça iyi uyum göstermektedir ve bu modelden MM, OTS ve Pb(II)'nin maksimum adsorbe edilen miktarları sırasıyla 625 , 669 ve 345 mg/g olarak belirlenmiştir.
- Termodinamik parametreler, CuFe_2O_4 -ÇAK 'ın MM ile OTS ve Pb(II) adsorpsiyon süreçlerinin kendiliğinden, sırasıyla endotermik ve ekzotermik olduğunu göstermiştir.

- CuFe_2O_4 -ÇAK, harici bir mıknatıs kullanılarak birkaç saniye içerisinde herhangi bir ikincil kirlilik bırakmadan adsorpsiyon sisteminden tamamen uzaklaşmaktadır.
- CuFe_2O_4 -ÇAK, MM, OTS ve Pb(II) adsorpsiyonları için dört defaya kadar yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip bir adsorplayıcı olarak yeniden kullanıldı.

Tablo 5.1-5.4'te, ÇAK, $(\text{Mn/Co/Cu})\text{Fe}_2\text{O}_4$ -ÇAK'ın MM, OTS ve Pb(II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen diğer adsorplayıcılarla bir karşılaştırılması verilmiştir. ÇAK, $(\text{Mn/Co/Cu})\text{Fe}_2\text{O}_4$ -ÇAK'ın sulu çözeltilerden MM, OTS ve Pb(II) kirleticilerini adsorplama kapasitesi, bu tablolarda belirtilen diğer adsorplayıcılarla karşılaştırıldığında çok daha iyi olduğu görülmektedir. Bu karşılaştırmadan, hazırlanan $(\text{Mn/Co/Cu})\text{Fe}_2\text{O}_4$ -ÇAK'ın ortamda ikincil kirlilik yaratmadan sudan MM, OTS ve Pb(II)'yi gidermedeki üstün performansından dolayı atık su arıtımında sürdürülebilir ve ucuz çevre dostu bir adsorplayıcı olarak kullanılabilir.

Table 5.1 ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması

Adsorplanan	Adsorplayıcı	T (K)	pH	Q_m (mg/g)	Referans
MM	ÇAK	313	5,5	752	Bu çalışma
	Mısır koçanı-AK	333	5,6	217	Jawad vd.,2018
	Çay atığı-AK	298	-	357	Tuli vd., 2020
	Mangosten kabukları-AK	298	6,0	164	Jawad vd., 2022
	Hurma çekirdeği-AK	298	7,0	501	Bouchelkia vd., 2023
OTS	ÇAK	313	2,9	911	Bu çalışma
	Lotus sapı-AK	298	2,8	565	Huang vd., 2011
	Çay atığı-AK	313	-	374	Kan vd., 2017
	Çok duvarlı karbon nanotüpler	295	7,0	190	Oleszczuk vd., 2009
Pb(II)	ÇAK	293	5,1	556	Bu çalışma
	Hindistan cevizi kabuğu-AK	333	4,0	4	Gueu vd., 2007
	Kahve atığı-AK	298	5,8	63	Boudrahem vd., 2009
	Karbon nanotüp	298	5,0	17	Li vd., 2002
	Karbon nanofiber	298	5,5	167	Ahmed vd., 2015

†AK: Aktif karbon

Table 5.2 MnFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması

Adsorplanan	Adsorplayıcı	T (K)	pH	Q _m (mg/g)	Referans
MM	MnFe ₂ O ₄ -ÇAK	313	5,5	588	Bu çalışma
	Mısır koçanı-AK	333	5,6	217	Jawad vd.,2018
	Çay atığı-AK	298	-	357	Tuli vd., 2020
	MnFe ₂ O ₄ -AK	333	4,0	77	Adeogun vd., 2020
	Manyetik MWNC-AK	298	7,0	12	Gong vd., 2019
OTS	MnFe ₂ O ₄ -ÇAK	313	2.9	591	Bu çalışma
	Mısır sapı-BC	318	3,0	26	Yue vd., 2023
	Kaolinit	293	6,0	36	Ashiq vd., 2021
	Çay Atığı-AK	313	-	374	Kan vd., 2017
Pb(II)	MnFe ₂ O ₄ -ÇAK	293	5,1	294	Bu çalışma
	Hindistan cevizi kabuğu-AK	333	4,0	4	Gueu vd., 2007
	Kahve atığı-AK	298	5,8	63	Boudrahem vd., 2009
	Karbon nanotüp	298	5,0	17	Li vd., 2002
	Karbon nanofiber	298	5,5	167	Ahmed vd., 2015

†AK: Aktif karbon, †BC: Biochar

Table 5.3 CoFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması

Adsorplanan	Adsorplayıcı	T (K)	pH	Q _m (mg/g)	Referans
MM	CoFe ₂ O ₄ -ÇAK	313	5,5	667	Bu çalışma
	Manyetik MWCN	298	7,0	12	Gong vd., 2009
	Manyetik AK/Alg	298	7,0	476	Saning vd., 2024
	Manyetik fıstık kabuğu	333	6,5	202	Wang 2018
	Manyetik Asfalt-AK	298	-	710	Wang 2023
OTS	CoFe ₂ O ₄ -ÇAK	313	2.9	775	Bu çalışma
	Fe ₃ O ₄ @Grafen	298	7,0	336	Yue vd., 2023
	K ₂ FeO ₄ -BC	298	6,0	115	Tian vd., 2023
	Mg-Fe/ suaeda-BC	303	-	83	Jiang vd., 2024
Pb(II)	CoFe ₂ O ₄ -ÇAK	293	5,1	455	Bu çalışma
	CoFe ₂ O ₄ -Çitosan	303	6,0	228	Fan vd., 2017
	Manyetik AK/Alg	298	5,0	164	Saning vd., 2024
	CoFe ₂ O ₄ -Badem Kabuğu AK	333	5,0	6,0	Yahya vd., 2020

[†]AK: Aktif karbon; CoF: CoFe₂O₄; GO: grafen oksit; BC: Biochar; MWCNT: çok duvarlı nanotüpü

Table 5.4 CuFe₂O₄-ÇAK'ın MM, OTS ve Pb (II)'yi maksimum adsorplama kapasitelerinin literatürde bildirilen bazı ticari ve diğer biyokütle esaslı karbonlu adsorplayıcılarla karşılaştırılması

Adsorplanan	Adsorplayıcı	T (K)	pH	Q _m (mg/g)	Referans
MM	CuFe ₂ O ₄ -ÇAK	313	5,5	625	Bu çalışma
	Au yüklü-AK	333	-	104	Roosta vd., 2014
	Cu-MOF	298	-	99	Lau vd., 2015
	CuO nanotelleri-AK	333	-	14	Lakkaboyana vd., 2019
	TiO ₂ @C nanotabaka	298	-	441	Gan vd., 2019
OTS	CuFe ₂ O ₄ -ÇAK	313	2,9	669	Bu çalışma
	CuF/NiMgAl-LDH	323	4,0	192	Eniola vd., 2020
	Fe ₃ O ₄ @Graphene	313	2,9	336	Zhang vd., 2017
	MnO ₂ /Mısır sapı BC	303	7,0	40	Gao vd., 2018
Pb(II)	CuFe ₂ O ₄ -ÇAK	293	5,1	345	Bu çalışma
	TiO ₂ @C nanotabaka	333	-	4,0	Gan vd., 2019
	Fe ₃ O ₄ @Çitosan	298	-	63	Chella vd., 2015
	MnF/grafen	298	-	17	Chella vd., 2015

[†]CuF: CuFe₂O₄; MnF: MnFe₂O₄; AK: Aktif karbon; BC: Biochar; LDH: Katmanlı çift hidroksit

KAYNAKLAR

- Abbas, A. F., ve/and Ahmed, M. J. (2016). Mesoporous activated carbon from date stones (*Phoenix dactylifera* L.) by one-step microwave assisted K_2CO_3 pyrolysis. *Journal of Water Process Engineering*, 9, 201-207. doi:org/10.1016/j.jwpe.2016.01.004.
- Abd Elnabi, M. K., Elkaliny, N. E., Elyazied, M. M., Azab, S. H., Elkhalfa, S. A., Elmasry, S.,... Mahmoud, Y. A. G. (2023). Toxicity of heavy metals and recent advances in their removal: a review. *Toxics*, 11(7), 580. doi:org/10.3390/toxics11070580.
- Abdulhameed, A. S., Hum, N. N. M. F., Rangabhashiyam, S., Jawad, A. H., Wilson, L. D., Yaseen, Z. M.,... ALOthman, Z. A. (2021). Statistical modeling and mechanistic pathway for methylene blue dye removal by high surface area and mesoporous grass-based activated carbon using K_2CO_3 activator. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105530. doi:org/10.1016/j.jece.2021.105530.
- Abdulhameed, A. S., Hum, N. N. M. F., Rangabhashiyam, S., Jawad, A. H., Wilson, L. D., Yaseen, Z. M.,... ALOthman, Z. A. (2021). Statistical modeling and mechanistic pathway for methylene blue dye removal by high surface area and mesoporous grass-based activated carbon using K_2CO_3 activator. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105530. doi:org/10.1016/j.jece.2021.105530.
- Abdulhameed, A. S., Hum, N. N. M. F., Rangabhashiyam, S., Jawad, A. H., Wilson, L. D., Yaseen, Z. M.,... ALOthman, Z. A. (2021). Statistical modeling and mechanistic pathway for methylene blue dye removal by high surface area and mesoporous grass-based activated carbon using K_2CO_3 activator. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105530. doi:org/10.1016/j.jece.2021.105530.
- Abolghasemi, S., Nasiri, A., Hashemi, M., Rajabi, S.,... Rahimi, F. (2025). Magnetic nanocomposites: innovative adsorbents for antibiotics removal from aqueous environments—a narrative review. *Applied Water Science*, 15(2), 30. doi:org/10.1007/s13201-025-02360-1.
- Adel, M., Ahmed, M. A., ve/and Mohamed, A. A. (2021). A facile and rapid removal of cationic dyes using hierarchically porous reduced graphene oxide decorated with manganese ferrite. *FlatChem*, 26, 100233. doi:org/10.1016/j.flatc.2021.100233.
- Adeogun, A. I. (2019). Removal of methylene blue dye from aqueous solution using activated charcoal modified manganese ferrite (AC-MnFe₂O₄): Kinetics, isotherms, and thermodynamics studies. *Particulate Science and Technology*. doi:org/10.1080/02726351.2019.1626516.
- Adeogun, A. I. (2020). Removal of methylene blue dye from aqueous solution using activated charcoal modified manganese ferrite (AC-MnFe₂O₄): kinetics, isotherms, and thermodynamics studies. *Particulate Science and Technology*, 38(6), 756-767. doi:org/10.1080/02726351.2019.1626516.

- Ahmad, A. A., Hameed, B. H.,... Aziz, N. (2007). Adsorption of direct dye on palm ash: Kinetic and equilibrium modeling. *Journal of hazardous materials*, 141(1), 70-76. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.094.
- Ahmed, M. J. K., ve/and Ahmaruzzaman, M. (2015). A facile synthesis of Fe₃O₄-charcoal composite for the sorption of a hazardous dye from aquatic environment. *Journal of Environmental Management*, 163, 163-173. doi:org/10.1016/j.jenvman.2015.08.011.
- Ahmed, M. J., Islam, M. A., Asif, M.,... Hameed, B. H. (2017). Human hair-derived high surface area porous carbon material for the adsorption isotherm and kinetics of tetracycline antibiotics. *Bioresource Technology*, 243, 778-784. doi:org/10.1016/j.biortech.2017.06.174.
- Ahmed, S. F., Mofijur, M., Nuzhat, S., Chowdhury, A. T., Rafa, N., Uddin, M. A.,... Show, P. L. (2021). Recent developments in physical, biological, chemical, and hybrid treatment techniques for removing emerging contaminants from wastewater. *Journal of hazardous materials*, 416, 125912. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2021.125912.
- Ahmed, Y. M., Al-Mamun, A., Al Khatib, M. A. F. R., Jameel, A. T.,... AlSaadi, M. A. H. A. R. (2015). Efficient lead sorption from wastewater by carbon nanofibers. *Environmental chemistry letters*, 13, 341-346. doi:10.1007/s10311-015-0509-3.
- Ai, L., Zhou, Y.,... Jiang, J. (2011). Removal of methylene blue from aqueous solution by montmorillonite/CoFe₂O₄ composite with magnetic separation performance. *Desalination*, 266(1-3), 72-77. doi:org/10.1016/j.desal.2010.08.004.
- Akhtar, M., Sarfraz, M., Ahmad, M., Raza, N.,... Zhang, L. (2025). Use of low-cost adsorbent for waste water treatment: Recent progress, new trend and future perspectives. *Desalination and Water Treatment*, 321, 100914. doi:org/10.1016/j.dwt.2024.100914.
- Akhter, F., Pinjaro, M. A., Ahmed, J., Ahmed, M., Arain, H. J., Ahsan, M. J.,... Sanjrani, I. A. (2025). Recent advances and synthesis approaches for enhanced heavy metal adsorption from wastewater by silica-based and nanocellulose-based 3D structured aerogels: a state of the art review with adsorption mechanisms and prospects. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(5), 6585-6614. doi:org/10.1007/s13399-024-05469-6.
- Akpomie, K. G., ve/and Conradie, J. (2020). Advances in application of cotton-based adsorbents for heavy metals trapping, surface modifications and future perspectives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 201, 110825. doi:org/10.1016/j.ecoenv.2020.110825.
- Al-Degs, Y., Khraisheh, M. A., Allen, S. J.,... Ahmad, M. N. (2000). Effect of carbon surface chemistry on the removal of reactive dyes from textile effluent. *Water research*, 34(3), 927-935. doi:org/10.1016/S0043-1354(99)00200-6.

- Ali, R. M., Elkatory, M. R.,... Hamad, H. A. (2020). Highly active and stable magnetically recyclable CuFe_2O_4 as a heterogenous catalyst for efficient conversion of waste frying oil to biodiesel. *Fuel*, 268, 117297. doi:org/10.1016/j.fuel.2020.117297.
- Allen, S. J., ve/and Koumanova, B. (2005). Decolourisation of water/wastewater using adsorption. *Journal of the university of chemical technology and metallurgy*, 40(3), 175-192.
- Almahbashi, N. M. Y., Kutty, S. R. M., Ayoub, M., Noor, A., Salihi, I. U., Al-Nini, A.,... Ghaleb, A. A. S. (2021). Optimization of preparation conditions of sewage sludge based activated carbon. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(2), 1175-1182. doi:org/10.1016/j.asej.2020.07.026.
- Al-Musawi, T. J., Mengelizadeh, N., Ganji, F., Wang, C.,... Balarak, D. (2022). Preparation of multi-walled carbon nanotubes coated with CoFe_2O_4 nanoparticles and their adsorption performance for Bisphenol A compound. *Advanced Powder Technology*, 33(2), 103438. doi:org/10.1016/j.appt.2022.103438.
- Alqassem, B., Banat, F., Palmisano, G.,... Haija, M. A. (2024). Emerging trends of ferrite-based nanomaterials as photocatalysts for environmental remediation: A review and synthetic perspective. *Sustainable Materials and Technologies*, e00961. doi:org/10.1016/j.susmat.2024.e00961.
- Asadi, R., Abdollahi, H., Boroumand, Z., Kisomi, A. S., Darvanjooghi, M. H. K., Magdoui, S.,... Brar, S. K. (2022). Intelligent modelling for the elimination of lanthanides (La^{3+} , Ce^{3+} , Nd^{3+} and Eu^{3+}) from aqueous solution by magnetic CoFe_2O_4 and CoFe_2O_4 -GO spinel ferrite nanocomposites. *Environmental Pollution*, 309, 119770. doi:org/10.1016/j.envpol.2022.119770.
- Asghar, N., Hussain, A., Nguyen, D. A., Ali, S., Hussain, I., Junejo, A.,... Ali, A. (2024). Advancement in nanomaterials for environmental pollutants remediation: a systematic review on bibliometrics analysis, material types, synthesis pathways, and related mechanisms. *Journal of Nanobiotechnology*, 22(1), 26. doi:org/10.1186/s12951-023-02151-3.
- Ashiq, A., Walpita, J.,... Vithanage, M. (2021). Functionalizing non-smectic clay via methoxy-modification for enhanced removal and recovery of oxytetracycline from aqueous media. *Chemosphere*, 276, 130079. doi:org/10.1016/j.chemosphere.2021.130079.
- Avraham, E. S., Malik, B., Yarmolenko, A., Konar, R., Remennik, S., Taguri, G. C.,... Nessim, G. D. (2024). High performance, binder-free electrodes with single atom catalysts on doped nanocarbons for electrochemical water splitting synthesized using one-step thermally controlled delamination of thin films. *Journal of Materials Chemistry A*, 12(39), 26749-26761. doi:10.1039/D4TA04701J.
- Bahadi, S. A., Drmash, Q. A.,... Onaizi, S. A. (2024). Adsorptive removal of organic pollutants from aqueous solutions using novel GO/bentonite/ MgFeAl -LTH nanocomposite. *Environmental Research*, 248, 118218. doi:org/10.1016/j.envres.2024.118218.

- Basaleh, A. A., ve/and Al-Malack, M. H. (2018). Utilization of municipal organic solid waste for production of activated carbon in Saudi Arabia. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 43, 3585-3599. doi:org/10.1007/s13369-018-3075-8.
- Baytar, O., Şahin, Ö.,... Saka, C. (2018). Sequential application of microwave and conventional heating methods for preparation of activated carbon from biomass and its methylene blue adsorption. *Applied Thermal Engineering*, 138, 542-551. doi:org/10.1016/j.applthermaleng.2018.04.039.
- Boehm, H. P. (2002). Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment. *Carbon*, 40(2), 145-149. doi:org/10.1016/S0008-6223(01)00165-8.
- Bouchelkia, N., Tahraoui, H., Amrane, A., Belkacemi, H., Bollinger, J. C., Bouzaza, A.,... Mouni, L. (2023). Jujube stones based highly efficient activated carbon for methylene blue adsorption: Kinetics and isotherms modeling, thermodynamics and mechanism study, optimization via response surface methodology and machine learning approaches. *Process Safety and Environmental Protection*, 170, 513-535. doi:org/10.1016/j.psep.2022.12.028.
- Boudrahem, F., Aissani-Benissad, F.,... Aït-Amar, H. (2009). Batch sorption dynamics and equilibrium for the removal of lead ions from aqueous phase using activated carbon developed from coffee residue activated with zinc chloride. *Journal of environmental management*, 90(10), 3031-3039. doi:org/10.1016/j.jenvman.2009.04.005.
- Brunauer, S., Deming, L. S., Deming, W. E.,... Teller, E. (1940). On a theory of the van der Waals adsorption of gases. *Journal of the American Chemical society*, 62(7), 1723-1732. doi:org/10.1021/ja01864a025.
- Brunauer, S., Emmett, P. H.,... Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American chemical society*, 60(2), 309-319. doi:org/10.1021/ja01269a023.
- Brüssow, H. (2024). The antibiotic resistance crisis and the development of new antibiotics. *Microbial Biotechnology*, 17(7), e14510. doi:org/10.1111/1751-7915.14510.
- Canales-Flores, R. A.,... Prieto-García, F. (2020). Taguchi optimization for production of activated carbon from phosphoric acid impregnated agricultural waste by microwave heating for the removal of methylene blue. *Diamond and Related Materials*, 109, 108027. doi:org/10.1016/j.diamond.2020.108027.
- Cao, G., Wang, R., Ju, Y., Jing, B., Duan, X., Ao, Z.,... Ho, S. H. (2021). Synchronous removal of emulsions and soluble organic contaminants via a microalgae-based membrane system: performance and mechanisms. *Water Research*, 206, 117741. doi:org/10.1016/j.watres.2021.117741.
- Chella, S., Kollu, P., Komarala, E. V. P., Doshi, S., Saranya, M., Felix, S.,... Grace, A. N. (2015). Solvothermal synthesis of MnFe₂O₄-graphene composite— Investigation of its adsorption and antimicrobial properties. *Applied Surface Science*, 327, 27-36. doi:org/10.1016/j.watres.2021.117741.

- Chen, L., Zuo, L., Jiang, Z., Jiang, S., Liu, K., Tan, J.,... Zhang, L. (2019). Mechanisms of shale gas adsorption: Evidence from thermodynamics and kinetics study of methane adsorption on shale. *Chemical Engineering Journal*, 361, 559-570. doi:org/10.1016/j.cej.2018.11.185.
- Chen, Q., Zheng, J., Yang, Q., Dang, Z.,... Zhang, L. (2019). Insights into the glyphosate adsorption behavior and mechanism by a MnFe₂O₄@ cellulose-activated carbon magnetic hybrid. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 11(17), 15478-15488. doi:org/10.1021/acsami.8b22386.
- Chen, Y., Xu, F., Li, H., Li, Y., Liu, Y., Chen, Y.,... Chen, L. (2021). Simple hydrothermal synthesis of magnetic MnFe₂O₄-sludge biochar composites for removal of aqueous Pb²⁺. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 156, 105173. doi:org/10.1016/j.jaap.2021.105173.
- Choi, S. W., Tang, J., Pol, V. G.,... Lee, K. B. (2019). Pollen-derived porous carbon by KOH activation: effect of physicochemical structure on CO₂ adsorption. *Journal of CO₂ Utilization*, 29, 146-155. doi:org/10.1016/j.jcou.2018.12.005.
- Chong, Z. T., Soh, L. S.,... Yong, W. F. (2023). Valorization of agriculture wastes as biosorbents for adsorption of emerging pollutants: Modification, remediation and industry application. *Results in Engineering*, 17, 100960. doi:org/10.1016/j.rineng.2023.100960.
- Ciğeroğlu, Z., El Messaoudi, N., Şenol, Z. M., Başkan, G., Georgin, J.,... Gubernat, S. (2024). Clay-based nanomaterials and their adsorptive removal efficiency for dyes and antibiotics: a review. *Materials Today Sustainability*, 26, 100735. doi:org/10.1016/j.mtsust.2024.100735.
- Cruz, G. J. F., Kuboňová, L., Aguirre, D. Y., Matějová, L., Peikertová, P., Troppová, I.,... Obalová, L. (2017). Activated carbons prepared from a broad range of residual agricultural biomasses tested for xylene abatement in the gas phase. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 5(3), 2368-2374. doi:org/10.1021/acssuschemeng.6b02703.
- Cuesta, A., Dhamelincourt, P., Laureyns, J., Martínez-Alonso, A.,... Tascón, J. D. (1994). Raman microprobe studies on carbon materials. *Carbon*, 32(8), 1523-1532. doi:org/10.1016/0008-6223(94)90148-1.
- Dąbrowski, A. (2001). Adsorption—from theory to practice. *Advances in colloid and interface science*, 93(1-3), 135-224. doi:org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8.
- Danish, M., ve/and Ahmad, T. (2018). A review on utilization of wood biomass as a sustainable precursor for activated carbon production and application. *Renewable and sustainable energy reviews*, 87, 1-21. doi:org/10.1016/j.rser.2018.02.003.
- Danish, M., Hashim, R., Ibrahim, M. M.,... Sulaiman, O. (2014). Optimized preparation for large surface area activated carbon from date (Phoenix dactylifera L.) stone biomass. *Biomass and bioenergy*, 61, 167-178. doi:org/10.1016/j.biombioe.2013.12.008.

- Deng, H., Li, G., Yang, H., Tang, J.,... Tang, J. (2010). Preparation of activated carbons from cotton stalk by microwave assisted KOH and K₂CO₃ activation. *Chemical Engineering Journal*, 163(3), 373-381. doi:org/10.1016/j.cej.2010.08.019.
- Di Stasi, C., Greco, G., Canevesi, R. L., Izquierdo, M. T., Fierro, V., Celzard, A.,... Manyà, J. J. (2021). Influence of activation conditions on textural properties and performance of activated biochars for pyrolysis vapors upgrading. *Fuel*, 289, 119759. doi:org/10.1016/j.fuel.2020.119759.
- Dippong, T., Levei, E. A., Goga, F.,... Cadar, O. (2021). Influence of Mn²⁺ substitution with Co²⁺ on structural, morphological and coloristic properties of MnFe₂O₄/SiO₂ nanocomposites. *Materials Characterization*, 172, 110835. doi:org/10.1016/j.matchar.2020.110835.
- Divahar, R., Meenambal, T., Mary, J. S., Raj, P. A., Sangeetha, S. P.,... Anand, S. A. (2024). Lemon peel activated carbon: A sustainable solution for lead ion removal from E-waste bioleachate. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 6, 100094. doi:org/10.1016/j.scenv.2024.100094.
- Dos Santos, A. B., Cervantes, F. J.,... Van Lier, J. B. (2007). Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresource technology*, 98(12), 2369-2385. doi:org/10.1016/j.biortech.2006.11.013.
- Ebadi, A., Soltan Mohammadzadeh, J. S.,... Khudiev, A. (2009). What is the correct form of BET isotherm for modeling liquid phase adsorption?. *Adsorption*, 15, 65-73. doi:10.1007/s10450-009-9151-3.
- Eniola, J. O., Kumar, R., Al-Rashdi, A. A.,... Barakat, M. A. (2020). Hydrothermal synthesis of structurally variable binary CuAl, MnAl and ternary CuMnAl hydroxides for oxytetracycline antibiotic adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(2), 103535. doi:org/10.1016/j.jece.2019.103535.
- Eniola, J. O., Kumar, R., Mohamed, O. A., Al-Rashdi, A. A.,... Barakat, M. A. (2020). Synthesis and characterization of CuFe₂O₄/NiMgAl-LDH composite for the efficient removal of oxytetracycline antibiotic. *Journal of Saudi Chemical Society*, 24(1), 139-150. doi:org/10.1016/j.jscs.2019.11.001.
- Fan, C., Li, K., Li, J., Ying, D., Wang, Y.,... Jia, J. (2017). Comparative and competitive adsorption of Pb (II) and Cu (II) using tetraethylenepentamine modified chitosan/CoFe₂O₄ particles. *Journal of Hazardous Materials*, 326, 211-220. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.036.
- Fan, L., Luo, C., Sun, M., Li, X., Lu, F.,... Qiu, H. (2012). Preparation of novel magnetic chitosan/graphene oxide composite as effective adsorbents toward methylene blue. *Bioresource technology*, 114, 703-706. doi:org/10.1016/j.biortech.2012.02.067.
- Farooq, S., Al Maani, A. H., Naureen, Z., Hussain, J., Siddiqua, A.,... Al Harrasi, A. (2022). Synthesis and characterization of copper oxide-loaded activated carbon nanocomposite: Adsorption of methylene blue, kinetic, isotherm, and

- thermodynamic study. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102692. doi:org/10.1016/j.jwpe.2022.10269.
- Feng, Z., Zhai, X.,... Sun, T. (2022). Sustainable and efficient removal of paraben, oxytetracycline and metronidazole using magnetic porous biochar composite prepared by one step pyrolysis. *Separation and Purification Technology*, 293, 121120. doi:org/10.1016/j.seppur.2022.121120.
- Foo, K. Y., ve/and Hameed, B. H. (2012). Preparation, characterization and evaluation of adsorptive properties of orange peel based activated carbon via microwave induced K₂CO₃ activation. *Bioresource technology*, 104, 679-686. doi:org/10.1016/j.biortech.2011.10.005.
- Freundlich, H. (1906). Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 57(1), 385-470. doi:org/10.1515/zpch-1907-5723.
- Fuat, G., ve/and Cumali, Y. (2021). Synthesis, characterization, and lead (II) sorption performance of a new magnetic separable composite: MnFe₂O₄@ wild plants-derived biochar. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104567. doi:org/10.1016/j.jece.2020.104567.
- Gan, W., Shang, X., Li, X. H., Zhang, J.,... Fu, X. (2019). Achieving high adsorption capacity and ultrafast removal of methylene blue and Pb²⁺ by graphene-like TiO₂@ C. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 561, 218-225. doi:org/10.1016/j.colsurfa.2018.10.079.
- Gao, L., Li, Z., Yi, W., Li, Y., Zhang, P., Zhang, A.,... Wang, L. (2021). Impacts of pyrolysis temperature on lead adsorption by cotton stalk-derived biochar and related mechanisms. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105602. doi:org/10.1016/j.jece.2021.105602.
- Gao, M., Zhang, Y., Gong, X., Song, Z.,... Guo, Z. (2018). Removal mechanism of di-n-butyl phthalate and oxytetracycline from aqueous solutions by nano-manganese dioxide modified biochar. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 7796-7807. doi:org/10.1007/s11356-017-1089-5.
- Gao, Y., Li, Y., Zhang, L., Huang, H., Hu, J., Shah, S. M.,... Su, X. (2012). Adsorption and removal of tetracycline antibiotics from aqueous solution by graphene oxide. *Journal of colloid and interface science*, 368(1), 540-546. doi:org/10.1016/j.jcis.2011.11.015.
- Gao, Y., Qi, G., Yan, W., Guo, D., Jiao, W.,... Liu, Y. (2022). Preparation of L-cysteine modified MnFe₂O₄ nanoparticles based on high-gravity technology and application for the removal of lead. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107193. doi:org/10.1016/j.jece.2022.107193.
- Gao, Y., Yue, Q., Gao, B., Sun, Y., Wang, W., Li, Q.,... Wang, Y. (2013). Comparisons of porous, surface chemistry and adsorption properties of carbon derived from *Enteromorpha prolifera* activated by H₄P₂O₇ and KOH. *Chemical Engineering Journal*, 232, 582-590. doi:org/10.1016/j.cej.2013.08.011.

- Gautam, S., Shandilya, P., Priya, B., Singh, V. P., Raizada, P., Rai, R.,... Singh, P. (2017). Superparamagnetic MnFe₂O₄ dispersed over graphitic carbon sand composite and bentonite as magnetically recoverable photocatalyst for antibiotic mineralization. *Separation and Purification Technology*, 172, 498-511. doi:org/10.1016/j.seppur.2016.09.006.
- Giles, C. H., D'Silva, A. P.,... Easton, I. A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm part. II. Experimental interpretation. *Journal of colloid and interface science*, 47(3), 766-778. doi:org/10.1016/0021-9797(74)90253-7.
- Giles, C. H., Smith, D.,... Huitson, A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. *Journal of colloid and interface science*, 47(3), 755-765. doi:org/10.1016/0021-9797(74)90252-5.
- Giraldo-Gutiérrez, L., ve/and Moreno-Piraján, J. C. (2008). Pb (II) and Cr (VI) adsorption from aqueous solution on activated carbons obtained from sugar cane husk and sawdust. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 81(2), 278-284. doi:org/10.1016/j.jaap.2007.12.007.
- Girijan, S., ve/and Kumar, M. (2019). Immobilized biomass systems: an approach for trace organics removal from wastewater and environmental remediation. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 12, 18-29. doi:org/10.1016/j.coesh.2019.08.005.
- Gohr, M. S., Abd-Elhamid, A. I., El-Shanshory, A. A.,... Soliman, H. M. (2022). Adsorption of cationic dyes onto chemically modified activated carbon: Kinetics and thermodynamic study. *Journal of Molecular Liquids*, 346, 118227. doi:org/10.1016/j.molliq.2021.118227.
- Gong, J. L., Wang, B., Zeng, G. M., Yang, C. P., Niu, C. G., Niu, Q. Y.,... Liang, Y. (2009). Removal of cationic dyes from aqueous solution using magnetic multi-wall carbon nanotube nanocomposite as adsorbent. *Journal of hazardous materials*, 164(2-3), 1517-1522. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.072.
- Gu, S., Fu, B.,... Ahn, J. W. (2020). Simultaneous removal of residual sulfate and heavy metals from spent electrolyte of lead-acid battery after precipitation and carbonation. *Sustainability*, 12(3), 1263. doi:org/10.3390/su12031263.
- Gueu, S., Yao, B., Adouby, K.,... Ado, G. (2007). Kinetics and thermodynamics study of lead adsorption on to activated carbons from coconut and seed hull of the palm tree. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 4, 11-17.
- Gul, A., Ma'amor, A., Khaligh, N. G.,... Julkapli, N. M. (2022). Recent advancements in the applications of activated carbon for the heavy metals and dyes removal. *Chemical Engineering Research and Design*, 186, 276-299. doi:org/10.1016/j.cherd.2022.07.051.
- Güzel, F., Saygılı, H., Saygılı, G. A.,... Koyuncu, F. (2015). New low-cost nanoporous carbonaceous adsorbent developed from carob (*Ceratonia siliqua*) processing industry waste for the adsorption of anionic textile dye: Characterization,

- equilibrium and kinetic modeling. *Journal of Molecular Liquids*, 206, 244-255. doi:org/10.1016/j.molliq.2015.02.037.
- Haque, M., Singh, R., Nadeem, A., Rasool, S., Wani, J. A., Khan, A.,... Zehra, U. (2022). *Nigella sativa*: A promise for industrial and agricultural economic growth. In *Black seeds (Nigella sativa)* (pp. 439-460). Elsevier. doi:org/10.1016/B978-0-12-824462-3.00010-X.
- Harja, M., ve/and Ciobanu, G. (2018). Studies on adsorption of oxytetracycline from aqueous solutions onto hydroxyapatite. *Science of the Total Environment*, 628, 36-43. doi:org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.027.
- Hattali, A., Bouras, O.,... Hanini, S. (2023). Sorption efficiency of Pb^{2+} ions using (bio) nano-composite magnetic gelled beads. *Materials Today: Proceedings*, 78, 760-766. doi:org/10.1016/j.matpr.2022.10.233.
- Ho, Y. S., ve/and Mckay, G. (1998). Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by wood. *Process safety and environmental protection*, 76(2), 183-191. doi:org/10.1205/095758298529326.
- Hu, L., Yang, Z., Cui, L., Li, Y., Ngo, H. H., Wang, Y.,... Du, B. (2016). Fabrication of hyperbranched polyamine functionalized graphene for high-efficiency removal of Pb (II) and methylene blue. *Chemical Engineering Journal*, 287, 545-556. doi:org/10.1016/j.cej.2015.11.059.
- Huang, G. G., Liu, Y. F., Wu, X. X.,... Cai, J. J. (2019). Activated carbons prepared by the KOH activation of a hydrochar from garlic peel and their CO₂ adsorption performance. *New Carbon Materials*, 34(3), 247-257. doi:org/10.1016/S1872-5805(19)60014-4.
- Huang, L., Sun, Y., Wang, W., Yue, Q.,... Yang, T. (2011). Comparative study on characterization of activated carbons prepared by microwave and conventional heating methods and application in removal of oxytetracycline (OTC). *Chemical Engineering Journal*, 171(3), 1446-1453. doi:org/10.1016/j.cej.2011.05.041.
- Huang, Q., Chen, Y., Yu, H., Yan, L., Zhang, J., Wang, B.,... Xing, L. (2018). Magnetic graphene oxide/MgAl-layered double hydroxide nanocomposite: one-pot solvothermal synthesis, adsorption performance and mechanisms for Pb^{2+} , Cd^{2+} , and Cu^{2+} . *Chemical Engineering Journal*, 341, 1-9. doi:org/10.1016/j.cej.2018.01.156.
- Ijaz, S., Kausar, A., Iqbal, M., El Messaoudi, N., Miyah, Y., Knani, S.,... Graba, B. (2025). Advances in extraction of silica from rice husk and its modification for friendly environmental wastewater treatment via adsorption technology. *Journal of Water Process Engineering*, 71, 107187. doi:org/10.1016/j.jwpe.2025.107187.
- Jassey, A., Imtiyaz, Z., Jassey, S., Imtiyaz, M.,... Rasool, S. (2022). Antiviral effects of black seeds: Effect on COVID-19. In *Black Seeds (Nigella Sativa)* (pp. 387-404). Elsevier. doi:org/10.1016/B978-0-12-824462-3.00004-4.
- Jawad, A. H., Mohammed, S. A., Mastuli, M. S.,... Abdullah, M. F. (2018). Carbonization of corn (*Zea mays*) cob agricultural residue by one-step activation

with sulfuric acid for methylene blue adsorption. *Desalination and Water Treatment*, 118, 342-351. doi:org/10.5004/dwt.2018.22680.

- Jawad, A. H., Saber, S. E. M., Abdulhameed, A. S., Reghioua, A., ALothman, Z. A.,... Wilson, L. D. (2022). Mesoporous activated carbon from mangosteen (*Garcinia mangostana*) peels by H₃PO₄ assisted microwave: Optimization, characterization, and adsorption mechanism for methylene blue dye removal. *Diamond and Related Materials*, 129, 109389. doi:org/10.1016/j.diamond.2022.109389.
- Ji, B., Wang, J., Song, H.,... Chen, W. (2019). Removal of methylene blue from aqueous solutions using biochar derived from a fallen leaf by slow pyrolysis: Behavior and mechanism. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103036. doi:org/10.1016/j.jece.2019.103036.
- Jiang, W., Cai, Y., Liu, D., Yu, X.,... Wang, Q. (2024). Enhanced adsorption performance of oxytetracycline in aqueous solutions by Mg-Fe modified suaeda-based magnetic biochar. *Environmental Research*, 241, 117662. doi:org/10.1016/j.envres.2023.117662.
- Jung, K. W., Lee, S. Y.,... Lee, Y. J. (2018). Facile one-pot hydrothermal synthesis of cubic spinel-type manganese ferrite/biochar composites for environmental remediation of heavy metals from aqueous solutions. *Bioresource technology*, 261, 1-9. doi:org/10.1016/j.biortech.2018.04.003.
- Kadim, M. K., ve/and Risjani, Y. (2022). Biomarker for monitoring heavy metal pollution in aquatic environment: An overview toward molecular perspectives. *Emerging Contaminants*, 8, 195-205. doi:org/10.1016/j.emcon.2022.02.003.
- Kan, Y., Yue, Q., Li, D., Wu, Y.,... Gao, B. (2017). Preparation and characterization of activated carbons from waste tea by H₃PO₄ activation in different atmospheres for oxytetracycline removal. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 71, 494-500. doi:org/10.1016/j.jtice.2016.12.012.
- Kardar, Z. S., Beyki, M. H.,... Shemirani, F. (2016). Takovite-aluminosilicate@ MnFe₂O₄ nanocomposite, a novel magnetic adsorbent for efficient preconcentration of lead ions in food samples. *Food Chemistry*, 209, 241-247. doi:org/10.1016/j.foodchem.2016.04.013.
- Karimipourfard, D., Eslamloueyan, R.,... Mehranbod, N. (2019). Novel heterogeneous degradation of mature landfill leachate using persulfate and magnetic CuFe₂O₄/RGO nanocatalyst. *Process Safety and Environmental Protection*, 131, 212-222. doi:org/10.1016/j.psep.2019.09.009.
- Karthikeyan, P., Vigneshwaran, S., Preethi, J.,... Meenakshi, S. (2020). Preparation of novel cobalt ferrite coated-porous carbon composite by simple chemical coprecipitation method and their mechanistic performance. *Diamond and Related Materials*, 108, 107922. doi:org/10.1016/j.diamond.2020.107922.

- Kato, S., ve/and Kansha, Y. (2024). Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(39), 51064-51097. doi:org/10.1007/s11356-024-34584-0.
- Kaviya, S. (2022). Recent advances in water treatment facilities for wastewater reuse in the urban water supply. *Current Directions in Water Scarcity Research*, 6, 361-379. doi:org/10.1016/B978-0-323-91838-1.00027-0.
- Kefeni, K. K., ve/and Mamba, B. B. (2020). Photocatalytic application of spinel ferrite nanoparticles and nanocomposites in wastewater treatment. *Sustainable materials and technologies*, 23, e00140. doi:org/10.1016/j.susmat.2019.e00140.
- Kefeni, K. K., Mamba, B. B.,... Msagati, T. A. (2017). Application of spinel ferrite nanoparticles in water and wastewater treatment: a review. *Separation and Purification Technology*, 188, 399-422. doi:org/10.1016/j.seppur.2017.07.015.
- Khan, A. H., Aziz, H. A., Khan, N. A., Hasan, M. A., Ahmed, S., Farooqi, I. H.,... Mahtab, M. S. (2021). Impact, disease outbreak and the eco-hazards associated with pharmaceutical residues: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-12. doi:org/10.1007/s13762-021-03158-9.
- Khan, I., Saeed, K., Zekker, I., Zhang, B., Hendi, A. H., Ahmad, A.,... Khan, I. (2022). Review on methylene blue: Its properties, uses, toxicity and photodegradation. *Water*, 14(2), 242. doi:org/10.3390/w14020242.
- Khan, T. A., Nouman, M., Dua, D., Khan, S. A.,... Alharthi, S. S. (2022). Adsorptive scavenging of cationic dyes from aquatic phase by H₃PO₄ activated Indian jujube (*Ziziphus mauritiana*) seeds based activated carbon: Isotherm, kinetics, and thermodynamic study. *Journal of Saudi Chemical Society*, 26(2), 101417. doi:org/10.1016/j.jscs.2021.101417.
- Khoshbouy, R., Takahashi, F.,... Yoshikawa, K. (2019). Preparation of high surface area sludge-based activated hydrochar via hydrothermal carbonization and application in the removal of basic dye. *Environmental Research*, 175, 457-467. doi:org/10.1016/j.envres.2019.04.002.
- Kishor, R., Purchase, D., Saratale, G. D., Saratale, R. G., Ferreira, L. F. R., Bilal, M.,... Bharagava, R. N. (2021). Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105012. doi:org/10.1016/j.jece.2020.105012.
- Kodasma, R., Palas, B., Ersöz, G.,... Atalay, S. (2020). Photocatalytic activity of copper ferrite graphene oxide particles for an efficient catalytic degradation of Reactive Black 5 in water. *Ceramics International*, 46(5), 6284-6292. doi:org/10.1016/j.ceramint.2019.11.100.
- Kovalakova, P., Cizmas, L., McDonald, T. J., Marsalek, B., Feng, M.,... Sharma, V. K. (2020). Occurrence and toxicity of antibiotics in the aquatic environment: A review. *Chemosphere*, 251, 126351. doi:org/10.1016/j.chemosphere.2020.126351.

- Koyuncu, F., Güzel, F.,... İnal, İ. I. G. (2022). High surface area and supermicroporous activated carbon from capsicum (*Capsicum annuum* L.) industrial processing pulp via single-step KOH-catalyzed pyrolysis: Production optimization, characterization and its some water pollutants removal and supercapacitor performance. *Diamond and Related Materials*, 124, 108920. doi:org/10.1016/j.diamond.2022.108920.
- Kumar, A., Patra, C., Kumar, S.,... Narayanasamy, S. (2022). Effect of magnetization on the adsorptive removal of an emerging contaminant ciprofloxacin by magnetic acid activated carbon. *Environmental Research*, 206, 112604. doi:org/10.1016/j.envres.2021.112604.
- Kumar, P., Patel, A. K., Singhania, R. R., Chen, C. W., Saratale, R. G.,... Dong, C. D. (2023). Enhanced copper (II) bioremediation from wastewater using nano magnetite (Fe₃O₄) modified biochar of *Ascophyllum nodosum*. *Bioresource Technology*, 388, 129654. doi:org/10.1016/j.biortech.2023.129654.
- Kumar, S., Nair, R. R., Pillai, P. B., Gupta, S. N., Iyengar, M. A. R.,... Sood, A. K. (2014). Graphene oxide–MnFe₂O₄ magnetic nanohybrids for efficient removal of lead and arsenic from water. *ACS applied materials & interfaces*, 6(20), 17426-17436. doi:org/ 10.1021/am504826q.
- Lagergren, S. (1898). About the theory of so-called adsorption of soluble substances.
- Lakkaboyana, S. K., Khantong, S., Asmel, N. K., Yuzir, A.,... Wan Yaacob, W. Z. (2019). Synthesis of copper oxide nanowires-activated carbon (AC@ CuO-NWs) and applied for removal methylene blue from aqueous solution: kinetics, isotherms, and thermodynamics. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*, 29, 1658-1668. doi:org/10.1007/s10904-019-01128-w.
- Langmuir, I. (1916). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids. *Journal of the American chemical society*, 38(11), 2221-2295. doi:org/10.1021/ja02268a002.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40(9), 1361-1403. doi:org/10.1021/ja02242a004.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40(9), 1361-1403. doi:org/10.1021/ja02242a004.
- Lau, Y. Y., Wong, Y. S., Teng, T. T., Morad, N., Rafatullah, M.,... Ong, S. A. (2015). Degradation of cationic and anionic dyes in coagulation–flocculation process using bi-functionalized silica hybrid with aluminum-ferric as auxiliary agent. *RSC Advances*, 5(43), 34206-34215. doi:org/10.1039/C5RA01346A.
- Lee, S. Y., Kim, H., Jang, H., Hwang, M. J., Lee, K. B., Choi, J. W.,... Jung, K. W. (2022). Fabrication of manganese ferrite (MnFe₂O₄) microsphere-coated magnetic biochar composite for antimonate sequestration: characterization, adsorption behavior, and mechanistic understanding. *Applied Surface Science*, 578, 152005. doi:org/ 10. 1016/j.apsusc. 2021. 152005.

- Leichtweis, J., Silvestri, S., Welter, N., Vieira, Y., Zaragoza-Sánchez, P. I., Chávez-Mejía, A. C.,... Carissimi, E. (2021). Wastewater containing emerging contaminants treated by residues from the brewing industry based on biochar as a new CuFe_2O_4 /biochar photocatalyst. *Process Safety and Environmental Protection*, 150, 497-509. doi:org/10.1016/j.psep.2021.04.041.
- Li, Y. H., Wang, S., Wei, J., Zhang, X., Xu, C., Luan, Z.,... Wei, B. (2002). Lead adsorption on carbon nanotubes. *Chemical physics letters*, 357(3-4), 263-266. doi:org/10.1016/S0009-2614(02)00502-X.
- Li, Z., Dai, J., Cheng, C.,... Suo, Z. (2020). Synthesis and magnetic properties of chromium doped cobalt ferrite nanotubes. *Materials Research Express*, 7(8), 086102. doi:10.1088/2053-1591/abae26.
- Liang, Y. D., He, Y. J., Wang, T. T.,... Lei, L. H. (2019). Adsorptive removal of gentian violet from aqueous solution using CoFe_2O_4 /activated carbon magnetic composite. *Journal of water process engineering*, 27, 77-88. doi:org/10.1016/j.jwpe.2018.11.013.
- Liao, Z., Su, H. Y., Cheng, J., Sun, G. T., Zhu, L.,... Zhu, M. Q. (2021). CoFe_2O_4 -mesoporous carbons derived from *Eucommia ulmoides* wood for supercapacitors: Comparison of two activation method and composite carbons material synthesis method. *Industrial Crops and Products*, 171, 113861. doi:org/10.1016/j.indcrop.2021.113861.
- Liu, L., Huang, Y., Zhang, S., Gong, Y., Su, Y., Cao, J.,... Hu, H. (2019). Adsorption characteristics and mechanism of Pb (II) by agricultural waste-derived biochars produced from a pilot-scale pyrolysis system. *Waste Management*, 100, 287-295. doi:org/10.1016/j.jwpe.2018.11.013.
- Liu, X., Hu, Q., Fang, Z., Zhang, X.,... Zhang, B. (2009). Magnetic chitosan nanocomposites: a useful recyclable tool for heavy metal ion removal. *Langmuir*, 25(1), 3-8. doi:org/10.1021/la802754t.
- Liu, Y., Ma, S.,... Chen, J. (2018). A novel pyro-hydrochar via sequential carbonization of biomass waste: Preparation, characterization and adsorption capacity. *Journal of Cleaner Production*, 176, 187-195. doi:org/10.1016/j.jclepro.2017.12.090.
- Loya-González, D., Loredó-Cancino, M., Soto-Regalado, E., Rivas-García, P., de Jesús Cerino-Córdova, F., García-Reyes, R. B.,... Estrada-Baltazar, A. (2019). Optimal activated carbon production from corn pericarp: a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 219, 316-325. doi:org/10.1016/j.jclepro.2019.02.068.
- Lua, A. C., Lau, F. Y.,... Guo, J. (2006). Influence of pyrolysis conditions on pore development of oil-palm-shell activated carbons. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 76(1-2), 96-102. doi:org/10.1016/j.jaap.2005.08.001.
- Machineni, L. (2019). Review on biological wastewater treatment and resources recovery: attached and suspended growth systems. *Water science and technology*, 80(11), 2013-2026. doi:org/10.2166/wst.2020.034.

- Maghsodian, Z., Sanati, A. M., Mashifana, T., Sillanpää, M., Feng, S., Nhat, T.,... Ramavandi, B. (2022). Occurrence and distribution of antibiotics in the water, sediment, and biota of freshwater and marine environments: a review. *Antibiotics*, 11(11), 1461. doi:org/10.3390/antibiotics11111461.
- Mahmood, T., Ali, R., Naeem, A., Hamayun, M.,... Aslam, M. (2017). Potential of used *Camellia sinensis* leaves as precursor for activated carbon preparation by chemical activation with H₃PO₄; optimization using response surface methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 548-563. doi:org/10.1016/S0008-6223(01) 00317-7.
- Mahmoud, M. E., Abouelanwar, M. E., Mahmoud, S. E. M.,... Salam, M. A. (2022). Adsorption behavior of silver quantum dots by a novel super magnetic CoFe₂O₄-biochar-polymeric nanocomposite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 606, 1597-1608. doi:org/10.1016/j.jcis.2021.08.102.
- Mamaní, A., Ramírez, N., Deiana, C., Giménez, M.,... Sardella, F. (2019). Highly microporous sorbents from lignocellulosic biomass: Different activation routes and their application to dyes adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103148. doi:org/10.1016/j.jece.2019.103148.
- Maneerung, T., Liew, J., Dai, Y., Kawi, S., Chong, C.,... Wang, C. H. (2016). Activated carbon derived from carbon residue from biomass gasification and its application for dye adsorption: kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Bioresour. technology*, 200, 350-359. doi:org/10.1016/j.biortech.2015.10.047.
- Marimuthu, S., Antonisamy, A. J., Malayandi, S., Rajendran, K., Tsai, P. C., Pugazhendhi, A.,... Ponnusamy, V. K. (2020). Silver nanoparticles in dye effluent treatment: A review on synthesis, treatment methods, mechanisms, photocatalytic degradation, toxic effects and mitigation of toxicity. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 205, 111823. doi:org/10.1016/j.jphotobiol.2020.111823.
- Marrakchi, F., Bouaziz, M.,... Hameed, B. H. (2017). Adsorption of acid blue 29 and methylene blue on mesoporous K₂CO₃-activated olive pomace boiler ash. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 535, 157-165. doi:org/10.1016/j.colsurfa.2017.09.014.
- Martinez, J. L. (2009). Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environmental pollution*, 157(11), 2893-2902. doi:org/10.1016/j.envpol.2009.05.051.
- Medhat, A., El-Maghrabi, H. H., Abdelghany, A., Menem, N. M. A., Raynaud, P., Moustafa, Y. M.,... Nada, A. A. (2021). Efficiently activated carbons from corn cob for methylene blue adsorption. *Applied Surface Science Advances*, 3, 100037. doi:org/10.1016/j.apsadv.2020.100037.
- Mehraj, T., Elkanayati, R. M., Farooq, I.,... Mir, T. M. (2022). A review of *Nigella sativa* and its active principles as anticancer agents. *Black Seeds (Nigella Sativa)*, 91-118. doi:org/10.1016/B978-0-12-824462-3.00012-3.

- Mei, Y., Zhuang, S.,... Wang, J. (2025). Adsorption of heavy metals by biochar in aqueous solution: A review. *Science of The Total Environment*, 968, 178898. doi:org/10.1016/j.scitotenv.2025.178898.
- Minale, M., Guadie, A., Liu, Y., Meng, Y., Wang, X.,... Zhao, J. (2021). Insight into adsorption behavior of chlortetracycline and cadmium in aqueous solution using a novel manganese ferrite loaded swine manure hydrochar. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106785. doi:org/10.1016/j.jece.2021.106785.
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A.,... Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University-Science*, 34(3), 101865. doi:org/10.1016/j.jksus.2022.101865.
- Mmelesi, O. K., Masunga, N., Kuvarega, A., Nkambule, T. T., Mamba, B. B.,... Kefeni, K. K. (2021). Cobalt ferrite nanoparticles and nanocomposites: Photocatalytic, antimicrobial activity and toxicity in water treatment. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 123, 105523. doi:org/10.1016/j.mssp.2020.105523.
- Monaco, A., Caruso, M., Bellantuono, L., Gatti, R. C., Fania, A., Lacalamita, A.,... Bellotti, R. (2025). Measuring water pollution effects on antimicrobial resistance through explainable artificial intelligence. *Environmental Pollution*, 367, 125620. doi:org/10.1016/j.envpol.2024.125620.
- Mouni, L., Belkhir, L., Zouggaghe, F.,... Tafer, M. (2014). Removal of Pb (II) from aqueous solution by adsorption using activated carbon developed from Apricot stone: equilibrium and kinetic. *Desalination and Water Treatment*, 52(34-36), 6412-6419. doi:org/10.1080/19443994.2013.812992.
- Münzel, T., Hahad, O., Lelieveld, J., Aschner, M., Nieuwenhuijsen, M. J., Landrigan, P. J.,... Daiber, A. (2025). Soil and water pollution and cardiovascular disease. *Nature Reviews Cardiology*, 22(2), 71-89. doi:org/10.1038/s41569-024-01068-0.
- Nasuha, N., Hameed, B. H.,... Din, A. T. M. (2010). Rejected tea as a potential low-cost adsorbent for the removal of methylene blue. *Journal of hazardous materials*, 175(1-3), 126-132. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.138.
- Niu, Z., Feng, W., Huang, H., Wang, B., Chen, L., Miao, Y.,... Su, S. (2020). Green synthesis of a novel Mn–Zn ferrite/biochar composite from waste batteries and pine sawdust for Pb 2+ removal. *Chemosphere*, 252, 126529. doi:org/10.1016/j.chemosphere.2020.126529.
- Novais, R. M., Caetano, A. P., Seabra, M. P., Labrincha, J. A.,... Pullar, R. C. (2018). Extremely fast and efficient methylene blue adsorption using eco-friendly cork and paper waste-based activated carbon adsorbents. *Journal of cleaner production*, 197, 1137-1147. doi:org/10.1016/j.jclepro.2018.06.278.
- Oginni, O., Singh, K., Oporto, G., Dawson-Andoh, B., McDonald, L.,... Sabolsky, E. (2019). Influence of one-step and two-step KOH activation on activated carbon

- characteristics. *Bioresource technology reports*, 7, 100266.
doi:org/10.1016/j.biteb.2019.100266.
- Okman, I., Karagöz, S., Tay, T.,... Erdem, M. (2014). Activated carbons from grape seeds by chemical activation with potassium carbonate and potassium hydroxide. *Applied Surface Science*, 293, 138-142.
doi:org/10.1016/j.apsusc.2013.12.117.
- Oleszczuk, P., Pan, B.,... Xing, B. (2009). Adsorption and desorption of oxytetracycline and carbamazepine by multiwalled carbon nanotubes. *Environmental science & technology*, 43(24), 9167-9173.
doi:org/10.1021/es901928q.
- Orji, O. A., Edosa, I. V. O., Ogbemudia, I., Omokaro, S. O.,... Elenwo, C. E. (2018). Assesement of Some Heavy Metals in Soils and Plants Growth in Dumpsites. *IOSR J. of Environ. Sci., Toxi. and Food Tech*, 12(3), 17-23.
doi:10.9790/2402-1203031723.
- Ovchinnikov, O. V., Evtukhova, A. V., Kondratenko, T. S., Smirnov, M. S., Khokhlov, V. Y.,... Erina, O. V. (2016). Manifestation of intermolecular interactions in FTIR spectra of methylene blue molecules. *Vibrational Spectroscopy*, 86, 181-189. doi:org/10.1016/j.vibspec.2016.06.016.
- Pallarés, J., González-Cencerrado, A.,... Arauzo, I. (2018). Production and characterization of activated carbon from barley straw by physical activation with carbon dioxide and steam. *Biomass and bioenergy*, 115, 64-73.
doi:org/10.1016/j.biombioe.2018.04.015.
- Pang, Y., Kong, L., Chen, D.,... Yuvaraja, G. (2019). Rapid Cr (VI) reduction in aqueous solution using a novel microwave-based treatment with MoS₂-MnFe₂O₄ composite. *Applied Surface Science*, 471, 408-416.
doi:org/10.1016/j.apsusc.2018.11.180.
- Patil, B. A., ve/and Kokate, R. D. (2018). Synthesis and design of magnetic parameters by Ti doping in cobalt ferrite nanoparticles for nanoelectronics applications. *Procedia Manufacturing*, 20, 147-153.
doi:org/10.1016/j.promfg.2018.02.021.
- Patra, B. R., Nanda, S., Dalai, A. K.,... Meda, V. (2021). Taguchi-based process optimization for activation of agro-food waste biochar and performance test for dye adsorption. *Chemosphere*, 285, 131531.
doi:org/10.1016/j.chemosphere.2021.131531.
- Petit, T., ve/and Puskar, L. (2018). FTIR spectroscopy of nanodiamonds: Methods and interpretation. *Diamond and Related Materials*, 89, 52-66.
doi:org/10.1016/j.diamond.2018.08.005.
- Podder, M. S., ve/and Majumder, C. B. (2016). Studies on the removal of As (III) and As (V) through their adsorption onto granular activated carbon/MnFe₂O₄ composite: isotherm studies and error analysis. *Composite Interfaces*, 23(4), 327-372. doi:org/10.1080/09276440.2016.1137715.

- Prabhakaran, T., Mangalaraja, R. V.,... Denardin, J. C. (2018). Controlling the size and magnetic properties of nano CoFe₂O₄ by microwave assisted co-precipitation method. *Materials Research Express*, 5(2), 026102. doi:org/10.1088/2053-1591/aaa73f.
- Puziy, A. M., Poddubnaya, O. I., Martinez-Alonso, A., Suárez-García, F.,... Tascón, J. M. D. (2002). Synthetic carbons activated with phosphoric acid: I. Surface chemistry and ion binding properties. *Carbon*, 40(9), 1493-1505. doi:org/10.1016/S0008-6223(01)00317-7.
- Rakshit, S., Elzinga, E. J., Datta, R.,... Sarkar, D. (2013). In situ attenuated total reflectance Fourier-transform infrared study of oxytetracycline sorption on magnetite. *Journal of environmental quality*, 42(3), 822-827. doi:org/10.2134/jeq2012.0412.
- Rambabu, K., Bharath, G., Hai, A., Luo, S., Liao, K., Haija, M. A.,... Naushad, M. (2020). Development of watermelon rind derived activated carbon/manganese ferrite nanocomposite for cleaner desalination by capacitive deionization. *Journal of cleaner production*, 272, 122626. doi:org/10.1016/j.jclepro.2020.122626.
- Rathod, S. V., Saras, P.,... Gondaliya, S. M. (2024). Environmental pollution: threats and challenges for management. In *Eco-Restoration of Polluted Environment* (pp. 1-34). CRC Press. doi:org/10.1201/9781003423393-1.
- Reddy, D. H. K., ve/and Yun, Y. S. (2016). Spinel ferrite magnetic adsorbents: alternative future materials for water purification?. *Coordination Chemistry Reviews*, 315, 90-111. doi:org/10.1016/j.ccr.2016.01.012.
- Ren, H., Li, H., Fan, H., Qi, G.,... Liu, Y. (2023). Facile synthesis of CoFe₂O₄-graphene oxide nanocomposite by high-gravity reactor for removal of Pb (II). *Separation and Purification Technology*, 305, 122472. doi:org/10.1016/j.seppur.2022.122472.
- Roosta, M., Ghaedi, M., Daneshfar, A., Sahraei, R.,... Asghari, A. (2014). Optimization of the ultrasonic assisted removal of methylene blue by gold nanoparticles loaded on activated carbon using experimental design methodology. *Ultrasonics sonochemistry*, 21(1), 242-252. doi:org/10.1016/j.ultsonch.2013.05.014.
- Rouhani, S., Rostami, A., Salimi, A.,... Pourshiani, O. (2018). Graphene oxide/CuFe₂O₄ nanocomposite as a novel scaffold for the immobilization of laccase and its application as a recyclable nanobiocatalyst for the green synthesis of arylsulfonyl benzenediols. *Biochemical Engineering Journal*, 133, 1-11. doi:org/10.1016/j.bej.2018.01.004.
- Rubangakene, N. O., Elkady, M., Elwardany, A., Fujii, M., Sekiguchi, H.,... Shokry, H. (2023). Effective decontamination of methylene blue from aqueous solutions using novel nano-magnetic biochar from green pea peels. *Environmental Research*, 220, 115272. doi:org/10.1016/j.envres.2023.115272.

- Ruthven, D. M. (1984). *Principles of adsorption and adsorption processes*. John Wiley & Sons.
- Saadi, W., Rodríguez-Sánchez, S., Ruiz, B., Najar-Souissi, S., Ouederni, A.,... Fuente, E. (2022). From pomegranate peels waste to one-step alkaline carbonate activated carbons. Prospect as sustainable adsorbent for the renewable energy production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(1), 107010. doi:org/10.1016/j.jece.2021.107010.
- Sajjadi, S. A., Meknati, A., Lima, E. C., Dotto, G. L., Mendoza-Castillo, D. I., Anastopoulos, I.,... Hosseini-Bandegharai, A. (2019). A novel route for preparation of chemically activated carbon from pistachio wood for highly efficient Pb (II) sorption. *Journal of Environmental Management*, 236, 34-44. doi:org/10.1016/j.jenvman.2019.01.087.
- Salahshoori, I., Wang, Q., Nobre, M. A., Mohammadi, A. H., Dawi, E. A.,... Khonakdar, H. A. (2024). Molecular simulation-based insights into dye pollutant adsorption: a perspective review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 103281. doi:org/10.1016/j.cis.2024.103281.
- Salomón, Y. L., Georgin, J., Franco, D. S., Netto, M. S., Piccilli, D. G., Foletto, E. L.,... Dotto, G. L. (2022). Adsorption of atrazine herbicide from water by diospyros kaki fruit waste activated carbon. *Journal of Molecular Liquids*, 347, 117990. doi:org/10.1016/j.molliq.2021.117990.
- Samsami, S., Mohamadizani, M., Sarrafzadeh, M. H., Rene, E. R.,... Firoozbahr, M. (2020). Recent advances in the treatment of dye-containing wastewater from textile industries: Overview and perspectives. *Process safety and environmental protection*, 143, 138-163. doi:org/10.1016/j.psep.2020.05.034.
- Saning, A., Thanachayanont, C., Suksai, L., Watcharin, W., Techasakul, S., Chuenchom, L.,... Dechtrirat, D. (2024). Green magnetic carbon/alginate biocomposite beads from iron scrap waste for efficient removal of textile dye and heavy metal. *International Journal of Biological Macromolecules*, 261, 129765. doi:org/10.1016/j.ijbiomac.2024.129765.
- Saremi, F., Miroliaei, M. R., Nejad, M. S.,... Sheibani, H. (2020). Adsorption of tetracycline antibiotic from aqueous solutions onto vitamin B6-upgraded biochar derived from date palm leaves. *Journal of Molecular Liquids*, 318, 114126. doi:org/10.1016/j.molliq.2020.114126.
- Sathya, R., Arasu, M. V., Al-Dhabi, N. A., Vijayaraghavan, P., Ilavenil, S.,... Rejiniemon, T. S. (2023). Towards sustainable wastewater treatment by biological methods—A challenges and advantages of recent technologies. *Urban Climate*, 47, 101378. doi:org/10.1016/j.uclim.2022.101378.
- Saygılı, G. A., Saygılı, H., Koyuncu, F.,... Güzel, F. (2015). Development and physicochemical characterization of a new magnetic nanocomposite as an economic antibiotic remover. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 441-451. doi:org/10.1016/j.psep.2014.10.005.

- Selvaraju, G., ve/and Bakar, N. K. A. (2017). Production of a new industrially viable green-activated carbon from Artocarpus integer fruit processing waste and evaluation of its chemical, morphological and adsorption properties. *Journal of cleaner production*, 141, 989-999. doi:org/10.1016/j.jclepro.2016.09.056.
- Shao, L., Ren, Z., Zhang, G.,... Chen, L. (2012). Facile synthesis, characterization of a MnFe₂O₄/activated carbon magnetic composite and its effectiveness in tetracycline removal. *Materials Chemistry and Physics*, 135(1), 16-24. doi:org/10.1016/j. matchemphys.2012.03.035.
- Sharma, A., Mangla, D.,... Chaudhry, S. A. (2022). Recent advances in magnetic composites as adsorbents for wastewater remediation. *Journal of Environmental Management*, 306, 114483. doi:org/10.1016/j.jenvman.2022.114483.
- Shen, Q., Wang, Z., Yu, Q., Cheng, Y., Liu, Z., Zhang, T.,... Zhou, S. (2020). Removal of tetracycline from an aqueous solution using manganese dioxide modified biochar derived from Chinese herbal medicine residues. *Environmental Research*, 183, 109195. doi:org/10.1016/j.envres.2020.109195.
- Shi, Q., Wang, W., Zhang, H., Bai, H., Liu, K., Zhang, J.,... Zhu, W. (2023). Porous biochar derived from walnut shell as an efficient adsorbent for tetracycline removal. *Bioresource Technology*, 383, 129213. doi:org/10.1016/j.biortech.2023.129213.
- Siddiqui, S. I., Rathi, G.,... Chaudhry, S. A. (2018). Acid washed black cumin seed powder preparation for adsorption of methylene blue dye from aqueous solution: thermodynamic, kinetic and isotherm studies. *Journal of Molecular Liquids*, 264, 275-284. doi:org/10.1016/j.molliq.2018.05.065.
- Sing, K. (2001). The use of nitrogen adsorption for the characterisation of porous materials. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 187, 3-9. doi:org/10.1016/S0927-7757(01)00612-4.
- Sing, K. S. (1985). Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity (Recommendations 1984). *Pure and applied chemistry*, 57(4), 603-619. doi:org/10.1351/pac198557040603.
- Singh, S. (2024). Water pollution in rural areas: Primary sources and associated health issues. In *Water Resources Management for Rural Development* (pp. 29-44). Elsevier. doi:org/10.1016/B978-0-443-18778-0.00011-8.
- Sirajudheen, P., Karthikeyan, P., Ramkumar, K., Nisheetha, P.,... Meenakshi, S. (2021). Magnetic carbon-biomass from the seeds of Moringa oleifera@ MnFe₂O₄ composite as an effective and recyclable adsorbent for the removal of organic pollutants from water. *Journal of Molecular Liquids*, 327, 114829. doi:org/10.1016/j.molliq.2020.114829.
- Song, X., Liu, D., Zhang, G., Frigon, M., Meng, X.,... Li, K. (2014). Adsorption mechanisms and the effect of oxytetracycline on activated sludge. *Bioresource Technology*, 151, 428-431. doi:org/10.1016/j.biortech.2013.10.055.

- Sun, T., Xu, Y., Sun, Y., Wang, L., Liang, X.,... Jia, H. (2021). Crayfish shell biochar for the mitigation of Pb contaminated water and soil: Characteristics, mechanisms, and applications. *Environmental Pollution*, 271, 116308. doi:org/10.1016/j.envpol.2020.116308.
- Sun, Y., Yue, Q., Gao, B., Wang, Y., Gao, Y.,... Li, Q. (2013). Preparation of highly developed mesoporous activated carbon by H₄P₂O₇ activation and its adsorption behavior for oxytetracycline. *Powder technology*, 249, 54-62. doi:org/10.1016/j.powtec.2013.07.029.
- Suwunwong, T., Danwittayakul, P., Thanomsilp, C., Siriwat, P., Chantrapromma, S.,... Phoungthong, K. (2021). The removal of Pb²⁺ ion by MnFe₂O₄/waste tea leaves biochar and mechanism of adsorption. *Materials Research Express*, 8(1), 015505. doi:org/ 10.1088/ 2053- 1591/ abd4b2.
- Tan, I. A. W., Ahmad, A. L.,... Hameed, B. H. (2008). Adsorption of basic dye on high-surface-area activated carbon prepared from coconut husk: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of hazardous materials*, 154(1-3), 337-346. doi:org/ 10. 1016/j. jhazm at. 2007. 10.031.
- Thabede, P. M., Shooto, N. D.,... Naidoo, E. B. (2020). Removal of methylene blue dye and lead ions from aqueous solution using activated carbon from black cumin seeds. *South African Journal of chemical engineering*, 33(1), 39-50. doi:org/10.1016/j.sajce.2020.04.002.
- Thabede, P. M., Shooto, N. D., Xaba, T.,... Naidoo, E. B. (2020). Adsorption studies of toxic cadmium (II) and chromium (VI) ions from aqueous solution by activated black cumin (*Nigella sativa*) seeds. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 104045. doi:org/10.1016/j.jece.2020.104045.
- Thakare, Y. N., ve/and Jana, A. K. (2015). Performance of high density ion exchange resin (INDION225H) for removal of Cu (II) from waste water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), 1393-1398. doi:org/10.1016/j.jece.2015.01.002.
- Theydan, S. K., ve/and Ahmed, M. J. (2012). Adsorption of methylene blue onto biomass-based activated carbon by FeCl₃ activation: Equilibrium, kinetics, and thermodynamic studies. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 97, 116-122. doi:org/10.1016/j.jaap.2012.05.008.
- Thommes, M., ve/and Cychosz, K. A. (2014). Physical adsorption characterization of nanoporous materials: progress and challenges. *Adsorption*, 20(2), 233-250. doi:10.1007/s10450-014-9606-z.
- Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A. V., Olivier, J. P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J.,... Sing, K. S. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry*, 87(9-10), 1051-1069. doi:org/10.1515/pac-2014-1117.
- Tian, H., Peng, S., Zhao, L., Chen, Y.,... Cui, K. (2023). Simultaneous adsorption of Cd (II) and degradation of OTC by activated biochar with ferrate: Efficiency and

- mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 447, 130711. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2022.130711.
- Tiruppur Venkatachallam, S. K., Pattekhan, H., Divakar, S.,... Kadimi, U. S. (2010). Chemical composition of *Nigella sativa* L. seed extracts obtained by supercritical carbon dioxide. *Journal of food science and technology*, 47, 598-605. doi:10.1007/s13197-010-0109-y.
- Tran, H. V., Hoang, L. T.,... Huynh, C. D. (2020). An investigation on kinetic and thermodynamic parameters of methylene blue adsorption onto graphene-based nanocomposite. *Chemical Physics*, 535, 110793. doi:org/10.1016/j.chemphys.2020.110793.
- Tran, M. L., Deng, S. W., Fu, C. C.,... Juang, R. S. (2020). Efficient removal of antibiotic oxytetracycline from water using optimized montmorillonite-supported zero-valent iron nanocomposites. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(24), 30853-30867. doi:org/10.1007/s11356-020-09356-1.
- Tran, T. H., Le, A. H., Pham, T. H., Nguyen, D. T., Chang, S. W., Chung, W. J.,... Nguyen, D. D. (2020). Adsorption isotherms and kinetic modeling of methylene blue dye onto a carbonaceous hydrochar adsorbent derived from coffee husk waste. *Science of the Total Environment*, 725, 138325. doi:org/10.1016/j.scitotenv.2020.138325.
- Treatment, L. W. Water treatment, Published by Lenntech, Rotterdamseweg, Netherland 2004. Reference Available from: www.excelwater.com/thp/filters/Water-Purification.htm.
- Tu, W., Liu, Y., Xie, Z., Chen, M., Ma, L., Du, G.,... Zhu, M. (2021). A novel activation-hydrochar via hydrothermal carbonization and KOH activation of sewage sludge and coconut shell for biomass wastes: Preparation, characterization and adsorption properties. *Journal of Colloid and Interface Science*, 593, 390-407. doi:org/10.1016/j.jcis.2021.02.133.
- Tuli, F. J., Hossain, A., Kibria, A. F., Tareq, A. R. M., Mamun, S. M.,... Ullah, A. A. (2020). Removal of methylene blue from water by low-cost activated carbon prepared from tea waste: A study of adsorption isotherm and kinetics. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 14, 100354. doi:org/10.1016/j.enmm.2020.100354.
- Ullah, S., Shah, S. S. A., Altaf, M., Hossain, I., El Sayed, M. E., Kallel, M.,... Nazir, M. A. (2024). Activated carbon derived from biomass for wastewater treatment: Synthesis, application and future challenges. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 106480. doi:org/10.1016/j.jaap.2024.106480.
- Üner, O., ve/and Bayrak, Y. (2018). The effect of carbonization temperature, carbonization time and impregnation ratio on the properties of activated carbon produced from *Arundo donax*. *Microporous and mesoporous Materials*, 268, 225-234. doi:org/10.1016/j.micromeso.2018.04.037.
- Van Boeckel, T. P., Brower, C., Gilbert, M., Grenfell, B. T., Levin, S. A., Robinson, T. P.,... Laxminarayan, R. (2015). Global trends in antimicrobial use in food

- animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18), 5649-5654. doi:org/10.1073/pnas.150314111.
- Vasiraja, N., Prabhahar, R. S. S.,... Joshua, A. J. J. O. C. P. (2023). Preparation and Physio-Chemical characterisation of activated carbon derived from prosopis juliflora stem for the removal of methylene blue dye and heavy metal containing textile industry effluent. *Journal of cleaner production*, 397, 136579. doi:org/10.1016/j.jclepro.2023.136579.
- Vidovix, T. B., Quesada, H. B., Januário, E. F. D., Bergamasco, R.,... Vieira, A. M. S. (2019). Green synthesis of copper oxide nanoparticles using Punica granatum leaf extract applied to the removal of methylene blue. *Materials Letters*, 257, 126685. doi:org/10.1016/j.matlet.2019.126685.
- Wang, F. (2018). A novel magnetic activated carbon produced via hydrochloric acid pickling water activation for methylene blue removal. *Journal of Porous Materials*, 25, 611-619. doi:10.1007/s10934-017-0474-2.
- Wang, H., Wang, S., Wang, S., Fu, L.,... Zhang, L. (2023). Efficient metal-organic framework adsorbents for removal of harmful heavy metal Pb (II) from solution: Activation energy and interaction mechanism. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(2), 109335. doi:org/10.1016/j.jece.2023.109335.
- Wang, Q., Fagbohun, E. O., Zhu, H., Hussain, A., Wang, F.,... Cui, Y. (2023). One-step synthesis of magnetic asphalt-based activated carbon with high specific surface area and adsorption performance for methylene blue. *Separation and Purification Technology*, 321, 124205. doi:org/10.1016/j.seppur.2023.124205.
- Wang, Y., Lin, C., Liu, X., Ren, W., Huang, X., He, M.,... Ouyang, W. (2021). Efficient removal of acetochlor pesticide from water using magnetic activated carbon: Adsorption performance, mechanism, and regeneration exploration. *Science of the Total Environment*, 778, 146353. doi:org/10.1016/j.scitotenv.2021.146353.
- Weber Jr, W. J., ve/and Morris, J. C. (1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the sanitary engineering division*, 89(2), 31-59. doi:org/10.1061/ JSEDAI.0000430.
- Wen, Z., Xi, J., Lu, J., Zhang, Y., Cheng, G., Zhang, Y.,... Chen, R. (2021). Porous biochar-supported MnFe₂O₄ magnetic nanocomposite as an excellent adsorbent for simultaneous and effective removal of organic/inorganic arsenic from water. *Journal of hazardous materials*, 411, 124909. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2020.124909.
- Wendari, T. P., Atmoko, H. M., Stiadi, Y.,... Putri, Y. E. (2023). CuFe₂O₄/activated carbon nanocomposite for efficient photocatalytic degradation of dye: Green synthesis approaches using the waste of oil palm empty bunches and bio-capping agent. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 7, 100305. doi:org/10.1016/j.csee.2023.100305.
- Wu, J., Yang, J., Huang, G., Xu, C.,... Lin, B. (2020). Hydrothermal carbonization synthesis of cassava slag biochar with excellent adsorption performance for

- Rhodamine B. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119717. doi:org/10.1016/j.jclepro.2019.119717.
- Wu, Z., Wang, X., Yao, J., Zhan, S., Li, H., Zhang, J.,... Qiu, Z. (2021). Synthesis of polyethyleneimine modified CoFe₂O₄-loaded porous biochar for selective adsorption properties towards dyes and exploration of interaction mechanisms. *Separation and Purification Technology*, 277, 119474. doi:org/10.1016/j.seppur.2021.119474.
- Xiong, J. B., Pan, Z. Q., Xiao, X. F., Huang, H. J., Lai, F. Y., Wang, J. X.,... Chen, S. W. (2019). Study on the hydrothermal carbonization of swine manure: The effect of process parameters on the yield/properties of hydrochar and process water. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 144, 104692. doi:org/10.1016/j.jaap.2019.104692.
- Xu, Q., Zhou, Q., Pan, M.,... Dai, L. (2020). Interaction between chlortetracycline and calcium-rich biochar: Enhanced removal by adsorption coupled with flocculation. *Chemical Engineering Journal*, 382, 122705. doi:org/10.1016/j.cej.2019.122705.
- Yahya, M. D., Obayomi, K. S., Abdulkadir, M. B., Iyaka, Y. A.,... Olugbenga, A. G. (2020). Characterization of cobalt ferrite-supported activated carbon for removal of chromium and lead ions from tannery wastewater via adsorption equilibrium. *Water Science and Engineering*, 13(3), 202-213. doi:org/10.1016/j.wse.2020.09.007.
- Yue, T., Cao, X., Liu, Q., Bai, S., Zhang, F.,... Liu, L. (2023). Enhancement on removal of oxytetracycline in aqueous solution by corn stover biochar: Comparison of KOH and KMnO₄ modifications. *Chemical Engineering Research and Design*, 190, 353-365. doi:org/10.1016/j.cherd.2022.12.049.
- Zhang, C., Ouyang, Z., Yang, Y., Long, X., Qin, L., Wang, W.,... Lai, C. (2022). Molecular engineering of donor-acceptor structured g-C₃N₄ for superior photocatalytic oxytetracycline degradation. *Chemical Engineering Journal*, 448, 137370. doi:org/10.1016/j.cej.2022.137370.
- Zhang, D., Zhang, K., Hu, X., He, Q., Yan, J.,... Xue, Y. (2021). Cadmium removal by MgCl₂ modified biochar derived from crayfish shell waste: Batch adsorption, response surface analysis and fixed bed filtration. *Journal of Hazardous Materials*, 408, 124860. doi:org/10.1016/j.jhazmat.2020.124860.
- Zhang, G., Qu, J., Liu, H., Cooper, A. T.,... Wu, R. (2007). CuFe₂O₄/activated carbon composite: a novel magnetic adsorbent for the removal of acid orange II and catalytic regeneration. *Chemosphere*, 68(6), 1058-1066. doi:org/10.1016/j.chemosphere.2007.01.081.
- Zhang, L., Li, W., Cao, H., Hu, D., Chen, X., Guan, Y.,... Gao, H. (2019). Ultra-efficient sorption of Cu²⁺ and Pb²⁺ ions by light biochar derived from Medulla tetrapanacis. *Bioresource Technology*, 291, 121818. doi:org/10.1016/j.biortech.2019.121818.

- Zhang, Y., Jiao, Z., Hu, Y., Lv, S., Fan, H., Zeng, Y.,... Wang, M. (2017). Removal of tetracycline and oxytetracycline from water by magnetic Fe₃O₄@graphene. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 2987-2995. doi:10.1007/s11356-016-7964-7.
- Zhou, J., He, Y., Huang, L., Xu, A., Zhao, Y., Wang, J.,... Huang, Z. (2024). Preparation of magnetic biochar from macadamia nutshell pretreated by FeCl₃-assisted mechanochemical activation for adsorption of heavy metals. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(4), 113122. doi:org/10.1016/j.jece.2024.113122.
- Zhou, L., Yu, Q., Cui, Y., Xie, F., Li, W., Li, Y.,... Chen, M. (2017). Adsorption properties of activated carbon from reed with a high adsorption capacity. *Ecological Engineering*, 102, 443-450. doi:org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.036.



ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Soyad, Ad	AVŞAR TEYMUR, Yekbun
Web sayfası (Research Gate, Academia, vs.)	https://www.researchgate.net/profile/Yekbun-AVŞAR-TEYMUR

Eğitim Bilgileri

Derece	Kurum	Mezuniyet Yılı
Yüksek Lisans	Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü	2019
Lisans	Dicle Üniversitesi Kimya Öğretmenliği	2014
Lise	Mehmet Akif Ersoy Anadolu Lisesi	2009

İş Deneyimi

Dönem (Yıl)	Şirket, Kurum	Görev
-		

Yabancı Dil

İngilizce

Yayınlar

1. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Filiz Koyuncu, Gülbahar Akkaya Saygılı. (2020). Use of a novel bio-magnetic nanocomposite synthesized from industrial tomato processing waste for methylene blue removal: sorption optimization, kinetic and isotherm studies. *Cellulose*, 27(16), 9577-9591.
2. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel. (2020). Using of magnetized and non-magnetized tomato industrial processing solid waste in remediation of Reactive Blue 19 dye aqueous solution. *International Journal of Phytoremediation*, 22(13), 1420-1430.
3. Filiz Koyuncu, **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, (2022). Application of an industrial agricultural waste-based activated carbon in the treatment of water contaminated with Reactive Blue 19 dye: Optimization, kinetic, equilibrium and recyclability analyses. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 1-12.
4. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Işıl Gurten İnal, High surface area mesoporous carbon from black cumin (*Nigella sativa*) processing industry solid residues via single-stage K₂CO₃ assisted carbonization method: Production

optimization, characterization, and its some water pollutants removal and supercapacitor performance, **Diamond and Related Materials**, 135, 109815 (2023)

5. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Ultra-efficient removal of methylene blue, oxytetracycline, and lead(II) by activated carbon derived from black cumin (*Nigella sativa*) processing solid waste, **Journal of Water Process Engineering**, 54, 103940 (2023)

6. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Microwave-assisted synthesis, characterization, and oxytetracycline antibiotic sorption performance of a novel magnetic nanohybrid material: MnFe₂O₄@black cumin solid waste-derived activated carbon, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 12, 112641 (2024)

7. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Filiz Koyuncu, Adsorptive performance of new Mn-Fe@activated carbon magnetic nanohybrid material synthesized from black cumin (*Nigella sativa*) industrial processing wastes for lead removal, **Biomass Conversion and Biorefinery**, 15, 10917-10932 (2025)

8. Filiz Koyuncu, **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, (2024). Red pepper (*Capsicum annuum* L.) industrial processing pulp-driven nanoporous carbon sorbent for the removal of methylene blue, diclofenac, and copper (II). *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(4), 5651-5664.

9. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Ultra-effective removal of methylene blue dye and lead heavy metal from aqueous solution using novel Co and Fe co-doped magnetic activated carbon nanohybrid material from *Nigella sativa* (*Nigella sativa* L.) industrial processing wastes, **Environmental Science and Pollution Research**, (Baskıda)

10. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Microwave-assisted synthesis, characterization, and oxytetracycline antibiotic removal performance of a novel magnetic separable carbonaceous nanocomposite, **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, (Baskıda)

Bildiriler

1. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Gülbahar AKKAYA SAYĞILI, Fabrication and Characterization of Biomagnetic Composite Material, **International Symposium on Innovative Technologies in Engineering and Science**, 22-24 Nov 2019 (ISITES2019 SanliUrfa - Turkey).

-
2. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Gülbahar AKKAYA SAYĞILI, Bioremoval of Hazardous Dyes by Tomato Processing Waste: Kinetic and Isotherm Studies, **International Engineering and Science Symposium**, 20-22 June 2019 (Siirt-Turkey)
 3. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Gülbahar AKKAYA SAYĞILI, Application of TW/Fe₃O₄ as a Novel Dye Remover for Wastewater Treatment, **International Engineering and Science Symposium**, 20-22 June 2019 (Siirt- Turkey)
 4. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, High surface area and mesoporous activated carbon from black cumin: production optimization, characterization and its some water pollutants removal performance, **Dicle University 1 St International Symposium on Graduate Researches in Science**, 19-20 October 2023- Diyarbakır-Turkey.
 5. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Production and Characterization of a New Magnetic Nanocomposite from Black Cumin Solid Waste-Derived Activated Carbon, **Dicle University 2 St International Symposium on Graduate Researches in Science**, 22-23 May 2024- Diyarbakır-Turkey.
 6. **Yekbun Avşar Teymur**, Fuat Güzel, Oxytetracycline Antibiotic Removal onto Black Cumin Based Magnetic Activated Carbon: Kinetic and Isotherm Studies, **Dicle University 2 St International Symposium on Graduate Researches in Science**, 22-23 May 2024- Diyarbakır-Turkey.
-

DİCLE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
TEZ BENZERLİK BİLDİRİMİ FORMU

Öğrencinin Adı, Soyadı	Yekbun AVŞAR TEYMUR		
Öğrenci No	19803605		
Ana Bilim Dalı	Kimya		
Program Türü	Proje ☐	Yüksek Lisans ☐	Doktora ☒
Tez Danışmanı (Ünvanı, Adı, Soyadı)	Prof. Dr. Fuat GÜZEL		
(Varsa) II. Tez Danışmanı (Ünvanı, Adı, Soyadı)	-		
Tez Başlığı	Endüstriyel İşlenmiş Çörekotunun Posasından Hazırlanan Aktif Karbonun Çeşitli Metal Ferrit Nanokompozitlerinin (M(Mn,Co,Cu)Fe ₂ O ₄ @AK) Sentezlenmesi, Karakterizasyonu ve Onların Sudan Bazı Kirlilikleri Uzaklaştırmada Adsorptif Performanslarının İncelenmesi		
RAPOR BİLGİLERİ			
Raporlama Aşaması	Tez Savunma Sınavı Öncesi		
Sayfa Sayısı	134		
Raporlama Tarihi	25/06/2025		
Benzerlik Oranı (%)	%12		

Yukarıda bilgileri verilen tez çalışmamın toplam 134 sayfalık kısmına ilişkin, 25/06/2025 tarihinde tez danışmanım tarafından Turnitin isimli intihal tespit programından aşağıda belirtilen filtrelemeler uygulanarak alınmış olan intihal raporuna göre, tezimin benzerlik oranı %12 olarak tespit edilmiştir.

Uygulanan filtrelemeler:

- ☒Başlangıç Bölümleri (Kabul ve Onay sayfası, Teşekkür sayfası, Özet/Abstract) hariç
☒Kaynaklar hariç
☐Alıntılar hariç/dâhil
☐Diğer (Açıklayınız)

Tezimin benzerlik oranı, Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü İntihal Raporu Uygulama Esaslarında belirtilen üst sınır benzerlik oranını aşmamaktadır. Benzerlik oranım üst sınır benzerlik oranının altında olsa dahi aksinin tespit edilmesi durumunda her türlü yasal sorumluluğu kabul ettiğimi ve hukuki sonuçlarına razı olduğumu bildirir, gereğini arz ederim.

Öğrencinin Adı, Soyadı: Yekbun AVŞAR TEYMUR

Tarih:27/06/2025

İmza:

Danışman Adı, Soyadı:

Prof. Dr. Fuat GÜZEL

Tarih:27/06/2025

İmza:

Ana Bilim Dalı Başkanı Adı, Soyadı:

Prof. Dr. Berrin ZİYADANOĞULLARI

Tarih:27/06/2025

İmza: