

**T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BAL KABAĞI KABUĞUNDAN ÇİNKO KLORÜR KULLANILARAK AKTİF KARBON
HAZIRLANMASI, KARAKTERİZASYONU VE SİPROFLOKSASİNİN SULU
ÇÖZELTİLERDEN UZAKLAŞTIRILMASINDAKİ ETKİNLİĞİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Serap İNCE

Kimya Anabilim Dalı

Analitik Kimya Bilim Dalı

HAZİRAN 2025

**T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BAL KABAĞI KABUĞUNDAN ÇİNKO KLORÜR KULLANILARAK AKTİF KARBON
HAZIRLANMASI, KARAKTERİZASYONU VE SİPROFLOKSASİNİN SULU
ÇÖZELTİLERDEN UZAKLAŞTIRILMASINDAKİ ETKİNLİĞİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Serap İNCE

Kimya Anabilim Dalı

Analitik Kimya Bilim Dalı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Mustafa İMAMOĞLU

HAZİRAN 2025

Serap İNCE tarafından hazırlanan “Bal kabağı kabuğundan çinko klorür kullanılarak aktif karbon hazırlanması, karakterizasyonu ve siprofloksasinin sulu çözeltilerden uzaklaştırılmasındaki etkinliğinin incelenmesi” adlı tez çalışması 10.06.2025 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı Analitik Kimya Bilim Dalı’nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Jüri Başkanı :	Prof. Dr. Mustafa İMAMOĞLU (Danışman) Sakarya Üniversitesi	
Jüri Üyesi :	Prof. Dr. Hüseyin ALTUNDAĞ Sakarya Üniversitesi	
Jüri Üyesi :	Prof. Dr. Fatih SÖNMEZ Sakarya Uygulamalı Bilimler Üniversitesi	



ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Eğitim-Öğretim Yönetmeliğine ve Yükseköğretim Kurumları Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesine uygun olarak hazırlamış olduğum “BAL KABAĞI KABUĞUNDAN ÇİNKO Klorür kullanılarak aktif karbon hazırlanması, karakterizasyonu ve siprofloksasinin sulu çözeltilerden uzaklaştırılmasındaki etkinliğinin incelenmesi” başlıklı tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın tüm aşamalarında yukarıda belirtilen yönetmelik ve yönergeye uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne göre kaynak olarak gösterdiğimi, bu tezi başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve 20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince Sakarya Üniversitesi’nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Enstitü tarafından belirlenmiş ölçütlere uygun rapor alındığını, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun ortaya çıkması halinde doğabilecek her türlü hukuki sorumluluğu kabul ettiğimi beyan ederim.

28/05/2025

Serap İNCE



TEŞEKKÜR

Yüksek lisans öğrenimim ve tez çalışmalarım boyunca benden değerli bilgilerini esirgemeyen, bana her zaman ve her konuda destek olan değerli danışman hocam sayın Prof. Dr. Mustafa İMAMOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım. Kendisi, akademik gelişimime katkılarıyla yalnızca bir danışman değil, aynı zamanda ilham veren bir eğitmen olmuştur.

Yüksek lisans eğitimim boyunca bilgi ve tecrübelerini paylaşan Sakarya Üniversitesi Kimya Bölümü'nün tüm öğretim üyelerine teşekkürlerimi sunarım.

XRD yorumuyla çalışmama destek olan sayın Prof. Dr. Yasemin TURHAN'a (Balıkesir Üniversitesi) teşekkür ederim.

Ayrıca bu çalışmayı Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü üzerinden BAPK-2024-26-62-3 nolu proje ile destekleyen Sakarya Üniversitesi'ne teşekkür ederim.

Tüm akademik hayatımda daima yanımda olan, sabır ve anlayışla beni destekleyen babam Metin İNCE, annem Kadriye İNCE, abilerim Nejat İNCE ve Vahit Reşat İNCE'ye desteklerinden dolayı sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Serap İNCE



İÇİNDEKİLER

Sayfa

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	v
TEŞEKKÜR	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xi
SİMGELER	xiii
TABLO LİSTESİ	xv
ŞEKİL LİSTESİ	xvii
ÖZET	xix
SUMMARY	xxi
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ	5
3. MATERYAL VE METOD	13
3.1. Kullanılan Cihazlar	13
3.2. Kullanılan Kimyasallar	13
3.3. DeneySEL Yöntem	14
3.3.1. Aktif karbonun (PPAC) sentezlenmesi	14
3.3.2. Manyetik aktif karbonun (PPMAC) sentezlenmesi	15
3.3.3. Sulu çözeltiden adsorpsiyon çalışmaları	15
3.3.4. Aktif karbonun karakterizasyonu	16
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	19
4.1. Karakterizasyon	19
4.1.1. FT-IR analizleri	19
4.1.2. BET yüzey alanı	21
4.1.3. SEM-EDS analizi	22
4.1.4. XRD Analizi	29
4.2. Adsorpsiyon Çalışması Sonuçları	32
4.2.1. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna karıştırma süresinin etkisi	32
4.2.2. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna PPMAC dozu etkisi	34
4.2.3. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna CIP'in başlangıç derişiminin etkisi ...	35
4.2.4. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna pH etkisi	37
4.2.5. CIP'in PPMAC üzerinde adsorpsiyon kinetiğı	38
4.2.6. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyon dengesi	41
5. TARTIŞMA VE ÖNERİLER	45
KAYNAKLAR	49
ÖZGEÇMİŞ	55



KISALTMALAR

%Ads.	: Adsorpsiyon yüzdesi
AC	: Aktif karbon
BET	: Brunauer-Emmet-Teller
CIP	: Siprofloksasin
EDS	: Enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi
FE-SEM	: Alan emisyon taramalı elektron mikroskobu
FT-IR	: Fourier dönüşümlü infrared spektrometresi
HCl	: Hidroklorik asit
NaOH	: Sodyum hidroksit
PP	: Bal kabağı kabuğu
PPAC	: Bal kabağı kabuğundan hazırlanan aktif karbon
PPMAC	: Bal kabağı kabuğundan hazırlanan manyetik aktif karbon
SEM	: Scanning electron microscope (taramalı elektron mikroskobu)
UV-Vis	: Ultraviyole görünür bölge
XRD	: X-ışını kırınımı



SİMGELER

% T	: % Geçirgenlik
%	: Yüzde
μm	: Mikrometre
C_0	: Çözeltideki siprofloksasin (CIP) başlangıç konsantrasyonu [mg/L]
C_e	: Çözeltide adsorplanmadan kalan CIP derişimi [mg/L]
dk.	: Dakika
emu/g	: Elektromanyetik birim/gram
g	: Gram
k_1	: Sahte birinci derece hız sabiti [1/dk]
k_2	: Sahte ikinci derece hız sabiti [g/mg.dk]
K_F	: Freundlich izoterm sabiti [(mg/g) (L/mg) ^{1/n}]
K_L	: Langmuir adsorpsiyon sabiti [mg/L]
K_T	: Denge bağlanma sabiti [L/g]
L	: Litre
ln	: Doğal Logaritma (Natural Logarithm)
m	: Kütle [g]
mg	: Miligram
mL	: Mililitre
mmol	: Milimol
n	: Adsorpsiyon yoğunluğu
°C	: Santigrad derece
pH	: Sulu çözeltideki H ⁺ iyonları aktivitesinin eksi logaritması
pH_{pzc}	: Nötral yük noktasındaki pH
pK_a	: Çözeltinin asit ayrışma sabitinin 10 tabanındaki negatif logaritmasıdır.
q_e	: Aktif karbonun üzerinde adsorplanan CIP miktarı [mg/g]
q_{max}	: Adsorbanın maksimum adsorplama kapasitesi [mg/g]
q_t	: PPMAC'ın gramı başına herhangi bir t anında adsorplanan CIP miktarı
R²	: Korelasyon katsayısı
V	: Çözelti hacmi [L]



TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 4.1. PPACnin çok noktalı BET yüzey alanı ölçümü verileri	22
Tablo 4.2. PPMAC'nin çok noktalı BET yüzey alanı ölçümü verileri	22
Tablo 4.3. PPAC'nin XRD analiz verileri.....	31
Tablo 4.4. PPMAC'nin XRD analiz verileri	32
Tablo 4.5. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna karıştırma süresinin etkisi	33
Tablo 4.6. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna PPMAC dozu etkisi.....	34
Tablo 4.7. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna CIP'in başlangıç derişiminin etkisi ...	36
Tablo 4.8. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna pH etkisi.	37
Tablo 4.9. PPMAC ile CIP Adsorpsiyonuna ait sahte birinci derece ve sahte ikinci derece denklem verileri	39
Tablo 4.10. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyonu için sahte birinci dereceden ve sahte ikinci derece denklemlerin sabitleri ve korelasyon katsayıları.	41
Tablo 4.11. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için Freundlich ve Langmuir izoterm sabitleri ve korelasyon katsayıları.....	44
Tablo 5.1. PPMAC'nin CIP adsorpsiyon kapasitesinin diğer adsorbanlarla karşılaştırılması.	46



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 3.1. PPAC sentez şeması	15
Şekil 4.1. PPAC'nin FT-IR spektrumu	19
Şekil 4.2. PPMAC'nin FT-IR spektrumu	20
Şekil 4.3. CIP'in FT-IR spektrumu.....	20
Şekil 4.4. CIP yüklü PPMAC'in FT-IR spektrumu	21
Şekil 4.5. PPAC'nin 250 büyütme oranındaki SEM görüntüsü.....	23
Şekil 4.6. PPAC'nin 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü.....	23
Şekil 4.7. PPAC'nin 5000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü.....	24
Şekil 4.8. PPAC'nin 10000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü.....	24
Şekil 4.9. PPAC'nin 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü.....	25
Şekil 4.10. PPMAC'nin 250 büyütme oranındaki SEM görüntüsü	26
Şekil 4.11. PPMAC'nin 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü	26
Şekil 4.12. PPMAC'nin 5000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü	27
Şekil 4.13. PPMAC'nin 10000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü	27
Şekil 4.14. PPMAC'nin 25000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü	28
Şekil 4.15. PPAC'nin EDS analizi.....	28
Şekil 4.16. PPMAC'nin EDS analizi	29
Şekil 4.17. PPAC'nin XRD deseni	31
Şekil 4.18. PPMAC'nin XRD deseni.....	32
Şekil 4.19. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun karıştırma süresi ile değişimi	33
Şekil 4.20. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun PPMAC doz etkisiyle değişimi.....	35
Şekil 4.21. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun çözeltinin başlangıç derişimi ile değişimi.....	36
Şekil 4.22. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun çözeltinin pH'sı ile değişimi	38
Şekil 4.23. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyon kinetiği için sahte birinci derece grafiği.	40
Şekil 4.24. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyon kinetiği için sahte ikinci derece grafiği	40
Şekil 4.25. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyon izotermi.	41
Şekil 4.26. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için doğrusal Freundlich izoterm grafiği	43
Şekil 4.27. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için doğrusal Langmuir izoterm grafiği.	43



BAL KABAĞI KABUĞUNDAN ÇİNKO KLORÜR KULLANILARAK AKTİF KARBON HAZIRLANMASI, KARAKTERİZASYONU VE SİPROFLOKSASİNİN SULU ÇÖZELTİLERDEN UZAKLAŞTIRILMASINDAKİ ETKİNLİĞİNİN İNCELENMESİ

ÖZET

Sakarya’da yaygın olarak yetiştirilip ve genellikle tatlı yapımında kullanılan yöresel bir bitki olan bal kabağının özellikle kabukları herhangi bir amaç için kullanılmamakta ve genellikle atık olarak atılmaktadır. Bitkisel atıklardan aktif karbon üretilerek sulu çözeltilerden ilaç kalıntılarının temizlenmesi hem atık yönetimi hem de su kirliliğinin azaltılması için yapılan çalışmalardandır. Bu tezde bitkisel atık olan bal kabağı kabukları, çinko klorür kullanılarak ilk defa aktif karbona (PPAC) dönüştürüldü ve üretilen aktif karbona manyetik özellik kazandırılarak (PPMAC) sulu çözeltilerden siprofloksasin (CIP) giderimindeki etkinliği araştırıldı. Bu amaçla sentezlenen PPAC ve PPMAC’nin karakterizasyonu; BET yüzey alanı, FT-IR, SEM-EDS analizi ve XRD ile yapıldı. Karakterizasyon çalışmalarında PPAC ve PPMAC’nin yüzey alanlarının sırasıyla 946,4 m²/g ve 798,0 m²/g olduğu görüldü. EDS analizinde %84,87’lik bir oranla PPAC’nin yüksek oranda karbon içerdiği bulundu. PPMAC’a ait enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDS) sonuçlarına göre ise Co (% 5,77 ağırlıkça) ve Fe (% 6,71 ağırlıkça) elementlerinin karbon destekli yapıya başarıyla yüklendiğini doğruladı. PPMAC ile CIP adsorpsiyonu kesikli yöntem ile incelendi. Sulu çözeltilerdeki CIP derişimi UV-Vis. spektrofotometre ile belirlendi. Adsorpsiyon deneylerinde sulu fazın pH’sı (3,0-10,0), karıştırma süresi (60-1440 dk.), başlangıç derişimi (10-150 mg/L) ve PPMAC dozu (25-100 mg) gibi adsorpsiyonu etkileyen faktörler araştırıldı. Deneysel çalışmalarda pH’nın CIP adsorpsiyonunda etkili olduğu en verimli pH’nın nötr ve hafif bazik koşullarda gerçekleştiği bulundu. Diğer taraftan karıştırma süresinin artmasıyla CIP adsorpsiyonunun arttığı ve 1440 dk.’lık karıştırma süresinde en yüksek değere ulaştığı bulundu. CIP başlangıç derişiminin artmasının da PPMAC’nin gramı başına adsorplanan CIP miktarını arttırdığı görüldü. Ayrıca adsorpsiyon giderim yüzdesi, adsorban dozu ile doğru orantılı olarak artış gösterdi. PPMAC ile CIP adsorpsiyon kinetiği incelendiğinde sahte ikinci derece kinetik model ile uyumlu olduğu bulundu. PPMAC ile CIP adsorpsiyon izotermelerinin korelasyon katsayıları karşılaştırıldığında Langmuir modelinin daha yüksek R² değeriyle deneysel verilere daha iyi uyum sağladığı görülmektedir. Bu da CIP’in PPMAC yüzeyine tek katmanlı ve homojen bir şekilde adsorbe olduğunu düşündürmektedir. Langmuir izotermine göre hesaplanan adsorpsiyon kapasitesinin ise $q_{max}=69,9$ mg/g olduğu bulunmuştur.

Sonuç olarak; bitkisel atıkların aktif karbon haline getirilmesinin ekonomiye geri dönüşümdeki önemi ve manyetik aktif karbonun normal aktif karbonlarla kıyaslandığında kullanım kolaylıklarının olması gibi faydalarını da göz önüne alındığında balkabağı kabuklarından çinko klorür kullanılarak hazırlanan manyetik aktif karbonun (PPMAC), atık sulardan CIP gideriminde kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.



PREPARATION AND CHARACTERIZATION OF ACTIVATED CARBON FROM PUMPKIN PEEL USING ZINC CHLORIDE AND INVESTIGATION OF ITS EFFICIENCY IN THE REMOVAL OF CIPROFLOXACIN FROM AQUEOUS SOLUTIONS

SUMMARY

Due to global industrialization, population growth, and the expansion of economic activities, the demand for clean water has significantly increased (Das, 2025). As water use and demand rise, the availability of clean water is decreasing due to pollution and other factors (Boretti et al., 2019). Pollution in aquatic ecosystems is increasingly driven by intense human activities, including the chemical, textile, metallurgical, and mining industries, agricultural practices, and the widespread use of non-biodegradable materials, industrial colors, cosmetics, pharmaceuticals, and pesticides (Al-Buriahi et al., 2022; Pascariu et al., 2020; Pltonykova et al., 2020). The growing production and consumption of such pollutants have further degraded water quality. Once introduced into the ecosystem, these pollutants can cause enzymatic, hormonal, and genetic disruptions in humans (Malakootian et al., 2021).

Antibiotics are extensively used in human medicine and veterinary applications to combat bacterial infections, and more recently, they have been employed in cancer therapies (Nguyen et al., 2022; Chandrasekaran et al., 2020). Furthermore, it is predicted that 50% to 90% of antibiotics administered to humans and animals are excreted via feces and urine into the sewage system without undergoing metabolic transformation in the body (Abolghasemi et al., 2025). However, when not effectively degraded or removed from wastewater, they pose a significant ecological threat, with residues infiltrating groundwater, surface water, and even drinking water sources (Igwegbe et al., 2021).

Ciprofloxacin (CIP) is a widely used fluoroquinolone antibiotic prescribed for the treatment of various infections (Zhang et al., 2017; Rehman et al., 2019; Thai et al., 2023). It enters aquatic environments through hospital effluents, animal farm runoff, domestic wastewater, and pharmaceutical manufacturing discharges. Approximately 50% of administered CIP is excreted unmetabolized by humans (Peñafiel et al., 2021). Therefore, its effective removal from wastewater is critical to mitigating its adverse effects on ecosystems and human health (Carabineiro et al., 2011; Igwegbe et al., 2021).

Among the available treatment technologies, adsorption stands out as a simple, ecologically sustainable, and economical approach for wastewater purification (Rashid et al., 2021). In this context, commercial activated carbon is commonly used as an adsorbent for the removal of pharmaceutical residues (Silva et al., 2018). The use of agricultural and industrial wastes as precursors for activated carbon production offers significant economic and environmental advantages (Costa et al., 2021).

Although activated carbon is widely applied in industrial wastewater treatment, its recovery from aqueous media is often challenging and may result in secondary

pollution. Issues such as filter clogging further hinder its large-scale applications (Moosavi et al., 2020). Magnetic separation technology presents a promising alternative to overcome these limitations. Magnetic activated carbon can be efficiently separated from aqueous solutions under an external magnetic field, facilitating adsorbent recovery and reducing operational complications (Jiang et al., 2021).

A review of the literature indicates that magnetic activated carbon has considerable potential, particularly in the treatment of hospital and pharmaceutical industry effluents. The reusability of the material due to its magnetic properties enhances the overall cost-effectiveness of the system. These advantages render the method a viable alternative to conventional water treatment techniques (Li et al., 2024).

In the Sakarya city, pumpkin (*Cucurbita* spp.) is commonly cultivated and traditionally used in desserts. However, its peels are typically discarded as waste. The production of activated carbon from such plant-based waste offers a dual benefit-effective waste management and pharmaceutical pollutant removal from water.

In this study, pumpkin peels were converted into activated carbon (PPAC) using zinc chloride for the first time. Subsequently, magnetic properties were imparted to the material to produce magnetic activated carbon (PPMAC), which was then employed for the removal of ciprofloxacin (CIP) from aqueous medium. The synthesized PPAC and PPMAC were characterized using BET surface area analysis, Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR), scanning electron microscopy with energy-dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDS), and X-ray diffraction (XRD).

Characterization results revealed that the surface areas of PPAC and PPMAC were found to be 946.4 m²/g and 798.0 m²/g, respectively. It can be said that the surface areas of the produced activated carbons are large. According to the literature, typical activated carbons exhibit surface areas ranging between 500–1500 m²/g (Gupta, 2009). Such surface areas enhance adsorption efficiency, especially for removing pharmaceuticals and heavy metals from aqueous solutions. Moreover, elemental analysis confirmed the presence of carbon (C) in both PPAC and PPMAC, along with Fe and Co in PPMAC.

Batch adsorption studies were utilized to evaluate the performance of PPMAC in CIP removal. CIP concentrations in aqueous solutions were determined using UV-Vis spectrophotometry. Effective parameters such as solution pH (3.0–10.0), contact time (60–1440 min), initial CIP concentration (10–150 mg/L), and PPMAC dosage (25–100 mg) were systematically varied. The adsorption efficiency was found to be pH-dependent, with optimal performance under neutral to mildly basic conditions. CIP removal increased with prolonged contact time, reaching maximum efficiency at 1440 min. Higher initial CIP concentrations led to greater adsorption of CIP per gram of PPMAC, and percent removal efficiency positively correlated with the PPMAC dosage.

Adsorption kinetics of CIP onto PPMAC agreed with a pseudo-second-order model, suggesting that chemisorption was the dominant process. Among the adsorption isotherms tested, the Langmuir model exhibited a better fit, suggesting monolayer adsorption on a homogeneous surface. The maximum CIP adsorption capacity (q_{max}) of PPMAC calculated from the Langmuir model was 69.9 mg/g.

In conclusion, the conversion of pumpkin peel-based waste into magnetic activated carbon provides a sustainable and cost-effective solution for wastewater treatment. The PPMAC derived from pumpkin peels with the magnetic properties easily

separated from aqueous resulting strong potential for the removal of ciprofloxacin from waters. Its high adsorption capacity and ease of separation make it a promising alternative to conventional adsorbents in environmental remediation applications.





1. GİRİŞ

Su dünyadaki tüm canlıların yaşamı için hayati önem taşıdığı gibi (Giri, 2021) gıda üretimi ve ekonomik faaliyetler için de olmazsa olmazdır (Rana ve ark., 2025). Dünya çapında sanayileşme, nüfus artışı ve artan ekonomik faaliyet sonucunda; ev, endüstriyel, tarımsal taleplerin artmasıyla beraber suya olan ihtiyaç da artmıştır (Das,2025). UNESCO'nun 2021 yılında yayımlanan Dünya Su Kalkınma Raporu'na göre, son yüzyıl içerisinde dünyada tatlı su kullanımı altı kat arttığı görülmektedir (Lin ve ark., 2022). Fakat su kullanımı ve talebi artarken, su bulunabilirliği; kirlilik, kaynakların azalması, iklim değişikliği vb. nedenlerle daralmaktadır (Boretti ve ark., 2019). Suyun bulunabilirliğinin azalmasının en önemli nedenlerinden biri olan su kirliliği, dünyayı tehdit eden önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir (Badawi ve ark., 2023).

Su kütlelerindeki kirliliğin; kimyasal, tekstil, metalürji ve madencilik endüstrileri, tarımsal faaliyetlerden ve günümüzde temel kullanım alanları haline gelen ilaçlar, endüstriyel boyalar, kozmetikler, pestisitler ve biyolojik olarak parçalanmayan malzemelerin kullanımı gibi aşırı insan faaliyetlerinden dolayı artmaktadır (Al-Buriahi ve ark., 2022; Pascariu ve ark., 2020; Pltonykova ve ark., 2020). Ayrıca bu kirleticilerin artan üretimi ve tüketimi su kaynaklarının kalitesini de bozmuştur. Bu kirleticiler ekosisteme girer ve insanlarda enzimatik, hormonal ve genetik bozukluklara neden olabilirler (Malakootian ve ark., 2021).

Antibiyotikler insan sağlığını iyileştirmek için tıpta ve hayvan tedavisi için veterinerlikte yaygın olarak kullanılan ilaçlardır. Ayrıca son zamanlarda kanser tedavisi alanında da kullanıldığı görülmektedir (Nguyen ve ark., 2022; Chandrasekaran ve ark., 2020). Antibiyotikler, ilaç endüstrisinden, hastanelerden (Abolghasemi ve ark.,2025), tarım ve su ürünleri tesislerinden (Chandrasekaran ve ark.,2020) ve insan kanalizasyonu dahil olmak üzere çeşitli yollarla dünyanın su sistemlerine ulaşır (Al-Buriahi ve ark.,2022). Ayrıca insanlar ve hayvanlar tarafından kullanılan antibiyotiklerin % 50 ila 90 kadarının vücutta metabolize edilmeden dışkı ve idrarla kanalizasyona atılabilmektedir (Abolghasemi ve ark.,2025). Bu

antibiyotikler atık sulardan etkili bir şekilde parçalanmadığı veya ortadan kaldırılmadığı zaman ekosistem için bir tehdit oluşturmakta ve antibiyotik kalıntılarının yeraltı, yüzey ve içme sularına karışabilmektedir (Igwegbe ve ark., 2021).

Siprofloksasin (CIP), özellikle idrar yolu enfeksiyonları ve zatürre gibi bakteriyel enfeksiyonlar olmak üzere cilt, kemik, eklem enfeksiyonları gibi birçok hastalık tedavisinde kullanılan florokinolon sınıfındaki bir antibiyotiktir (Zhang ve ark.,2017; Rehman ve ark.,2019; Thai ve ark.,2023). CIP çevresel sulara hastane atıkları, hayvan çitliği atıkları, evsel atıklar ve ilaç üreticilerinin atık suları ile karışmaktadır. CIP'in yaklaşık %50'si insanlar tarafından metabolize olmadan atılır (Peñañiel ve ark.,2021). CIP'in atık sularda düşük konsantrasyonlarda bile var olması antibiyotiklere dirençli bakterilerin gelişmesine neden olup oradan da organizmaların vücudunda birikip önemli sağlık sorunlarına neden olabilir. Sonuç olarak CIP' in çevre ve insan refahı üzerindeki olumsuz etkilerini azaltmak için atık sulardan etkili bir şekilde uzaklaştırılması gerekmektedir (Carabineiro ve ark.,2011; Igwegbe ve ark.,2021).

Atık sulardaki kirleticilerin uzaklaştırılmasında birçok yöntem kullanılmıştır. Bunların flotasyon, çöktürme, oksidasyon, çözücü ekstraksiyonu, buharlaştırma, karbon adsorpsiyonu, iyon değişimi, membran filtrasyonu, elektrokimya, biyolojik bozunma ve fitoremediasyon gibi çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik teknolojiler olduğu görülmektedir (Crini ve Lichtfouse, 2019). Adsorpsiyonun tüm diğer mevcut teknolojiler arasında atık su arıtımı için basit, sürdürülebilir, uygun maliyetli ve çevre dostu bir teknik olduğu söylenebilir (Rashid ve ark.,2021). Ayrıca CIP'i gidermek için adsorpsiyon yöntemi kullanımının doğru adsorban kullanıldığı sürece iyi bir giderim yüzdesine sahip olduğu görülmektedir (Al-Buriah ve ark.,2022).

Aktif karbon (AC), hem organik hem de inorganik kirleticilerin giderilmesinde etkili bir adsorban olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır. Su arıtımı süreçlerinde, ticari aktif karbon, ilaç kalıntılarının giderilmesi için tercih edilen başlıca adsorban malzemedir. Bununla birlikte, maliyetlerin düşürülmesi ve doğal kaynakların korunması amacıyla, atık malzemelerin aktif karbon üretiminde hammadde olarak kullanılmasına yönelik çalışmalar artmaktadır. Bu yaklaşım hem çevresel sürdürülebilirliği desteklemekte hem de atık yönetimi için alternatif bir çözüm sunmaktadır (Silva ve ark., 2018). Aktif karbon üretiminde tarımsal ve endüstriyel atıkların kullanılması, maliyet etkinliği açısından önemli bir avantaj sağlamaktadır. Bu

tür atıklar, düşük maliyetli hammaddeler olmalarının yanı sıra, aktif karbon sentezi yoluyla katma değerli bir ürüne dönüştürülerek atık bertaraf maliyetlerini de azaltmaktadır (Costa ve ark., 2021)

Aktif karbon, endüstriyel atık su arıtımında yaygın olarak kullanılan bir malzemedir ancak su kütlelerinden ayrılması zor olabilir ve bu durum ikincil kirliliğe neden olabilir. Ayrıca, filtrelerin tıkanması gibi sorunlar, aktif karbonun geniş ölçekli uygulamalarını sınırlayabilir (Moosavi ve ark., 2020). Manyetik ayırma teknolojisi, bu tür sınırlamaları aşmak için umut verici bir çözüm olarak öne çıkmaktadır. Manyetik aktif karbon, manyetik özellikleri sayesinde harici bir manyetik alan altında sulu çözeltiden kolayca ayrılabilir. Bu özellik, aktif karbonun geri kazanımını kolaylaştırır ve filtrelerin tıkanması gibi sorunları azaltır (Jiang ve ark.,2021).

Bu çalışmada, Sakarya’da yaygın olarak yetiştirilen bal kabağının kabuklarından manyetik aktif karbon hazırlanmıştır. Bal kabağı, Sakarya’da yaygın olarak yetiştirilen ve genellikle tatlı yapımında kullanılan yöresel bir bitkidir. Ancak, bal kabağının kabukları herhangi bir amaç için kullanılmamakta genellikle atık olarak atılmaktadır. Bal kabağı kabuklarından literatürde fosforik asit (Özer ve İmamoğlu, 2024) ve sülfürik asit (Özer ve İmamoğlu, 2023) ile aktif karbon hazırlandığı rapor edilmiş, fakat çinko klorür kullanılarak aktif karbon üretimi ile ilgili herhangi bir çalışma yoktur. Bu çalışmada bitkisel atık olan bal kabağı kabukları çinko klorür kullanılarak ilk defa aktif karbona dönüştürülmüş ve üretilen aktif karbona manyetik özellik kazandırılmıştır. Ardından, bu manyetik aktif karbonun sulu çözeltilerden siprofloksasin (CIP) giderimindeki etkinliği araştırılmıştır.



2. LİTERATÜR ÖZETİ

Literatürü incelendiğinde birçok ilaç türünün veya ilaç hammaddesinin atık sulardan bitkisel atıklardan sentezlenen manyetik aktif karbon adsorpsiyonu ile temizlenmesini içeren çalışmalar yapıldığı görülmektedir.

Jmai ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, portakal kabuğundan geri kazanılabilen bir manyetik kompozit (portakal kabuğu kompoziti) sentezlemiş ve bunu sulu çözeltilerden bir endüstriyel ilacın (diklofenak) uzaklaştırılması için bir adsorban olarak uygulamışlardır. Yaptıkları çalışmada, çeşitli parametrelerin (temas süresi, başlangıç pH'ı, başlangıç diklofenak konsantrasyonları ve sıcaklık) portakal kabuğu kompoziti ile diklofenak gideriminin etkinliği üzerindeki etkisini incelemişler ve manyetik portakal kabuğu kompozitinin, çok çeşitli deneysel koşullar altında sulu çözeltilerden diklofenak'ı uzaklaştırmak için umut verici bir malzeme olarak kabul edilebileceğini göstermişlerdir. Çok sayıda teknik kullanılarak yapılan derinlemesine karakterizasyon ve deneysel ve modelleme adsorpsiyon analizleri, diklofenak'ın adsorpsiyon yoluyla gideriminin elverişli, kendiliğinden oluşan, ekzotermik ve esas olarak fiziksel mekanizmaları içeren bir işlem olduğunu göstermektedir (Jmai ve ark.,2025).

Riah ve arkadaşlarının çalışmasına bakıldığında amaçlarının talaştan elde ettikleri yenilikçi aktif karbon malzemeleri (talaş türevi aktif karbon ve manyetik talaş türevi aktif karbon) geliştirmek ve bunların ibuprofeni sudan uzaklaştırmadaki etkinliğini değerlendirmek olduğu görülmektedir. Çalışmada adsorpsiyon performansı, batch adsorpsiyon sisteminde çeşitli koşullar altında değerlendirilmiş, adsorpsiyon davranışlarını ve mekanizmalarını açıklamak ve süreci optimize etmek için pH, karıştırma süresi, sıcaklık ve ilk ibuprofen konsantrasyonunun etkileri araştırılmıştır. Üretim sürecinde, talaş atıkları önce çinko klorür ($ZnCl_2$) ile işlemden geçirilerek talaş türevi aktif karbon elde edilmiştir. Manyetik versiyon olan manyetik talaş türevi aktif karbonun ise demir bileşikleri ($FeCl_3$ ve $FeSO_4$) eklenerek üretildiği görülmüştür. Bu sayede malzeme mıknatısla çekilebilir hale getirilmiştir. Yapılan testlerde her iki malzemenin de çok geniş yüzey alanına sahip olduğu görülmüş olup talaş türevi aktif

karbon için 1425 m²/g (bir tenis kortunun yaklaşık yarısı büyüklüğünde yüzey alanı), manyetik talaş türevi aktif karbonun için ise 1547,5 m²/g olarak bulunmuştur. Çalışmada en uygun asitlik seviyesinin pH 2, karıştırma süresinin 120 dakika ve kullanılacak malzeme miktarının ise bir litre suya 0,2 gram olarak belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda malzemelerin ibuprofen tutma kapasiteleri oldukça yüksek çıktığı görülmüştür. Talaş türevi aktif karbon bir gramıyla 210 miligram ibuprofeni tutabiliyorken, manyetik talaş türevi aktif karbonun ise bir gramıyla 94 miligram ibuprofen tutabilmektedir. Manyetik versiyonun en büyük avantajının, kullanıldıktan sonra basit bir mıknatısla sudan kolayca ayrılabilmesi olduğu belirtilmiş ayrıca etanol ile yıkandığında en az üç kez tekrar kullanılabilir olduğu da çalışmada söylenmektedir. Manyetik özellik sayesinde malzemeyi sudan ayırmanın kolay olması, bu teknolojinin endüstriyel ölçekte uygulanabilirliğini artırdığı ifade edilmiştir. Ayrıca malzemenin tekrar kullanılabilir olması, uzun vadede maliyetleri azaltabileceği söylenmektedir (Riah ve ark.,2025).

Li ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, sudan norfloksasin antibiyotikini uzaklaştırmak için KOH aktıveli manyetize hidrotermal yöntemle basit ve çevre dostu bambu bazlı manyetik biyokömür hazırlamıştır. Karakterizasyon işlemleri için SEM, BET, XRD ve XPS analizleri kullanmış ve norfloksasin konsantrasyonunun, çözelti sıcaklığının, pH'ın ve temas süresinin adsorpsiyon üzerindeki etkisi araştırılarak, norfloksasin adsorpsiyon mekanizmaları hakkında fikir elde edilmiştir. Çalışmaları sonucunda; adsorpsiyon sürecinin hem sahte-ikinci-dereceden kinetik modele hem de Langmuir izoterm modeline uyduğu ve parçacık içi difüzyon modeli ile adsorpsiyon sürecinin çoklu difüzyon adımlarından oluştuğu rapor edilmiştir. Sentezlenen adsorbanın, yeniden kullanılabilirlik, yüksek özgül yüzey alanı, kararlı yapılı olması ve kolay ayrılabilmesi gibi avantajlar sunarak, bambu biyokömürünün norfloksasin adsorpsiyonu üzerine daha fazla araştırma için bir temel oluşturduğu ileri sürülmüştür (Li ve ark.,2025).

Arora ve arkadaşları gerçekleştirdikleri çalışmada, eş-çöktürme yöntemiyle pirinç samanından fosforik asitle aktive edilmiş pirinç samanı biyokömürü ve manyetik pirinç samanı biyokömürü sentezlemişlerdir. Çalışmalarında, sudan tetrasiklinin uzaklaştırılması için en uygun parametreleri belirlemişlerdir. Tetrasiklinin adsorpsiyonu için ideal koşullar bir model aracılığıyla pH 6, tetrasiklinin konsantrasyonu 25 mg/L, adsorban dozu 0,83 g/L, süre 51 dk. ve sıcaklık 28°C olarak

tahmin edilmiştir. Bu optimize koşullar altında, manyetik pirinç samanı biyokömürü ve pirinç samanı biyokömürü için maksimum tetrasiklinin % adsorpsiyon oranları sırasıyla %44,40 ve %70,20 olarak bulunmuştur. Ayrıca, beş kez tekrar kullanım sonrasında adsorbanlarda yalnızca %10'luk bir verim kaybı gözlenmiştir. Langmuir adsorpsiyon izotermine göre, pirinç samanı biyokömürü ve manyetik pirinç samanı biyokömürü için sırasıyla 75,60 mg/g ve 42,90 mg/g tek katmanlı adsorpsiyon kapasitesi elde edilmiştir. Sahte-ikinci-dereceden kinetik model, pirinç samanı biyokömürü ve manyetik pirinç samanı biyokömürü için sırasıyla 0,96 ve 0,90 korelasyon katsayıları (R^2) ile kemisorpsiyonu hız sınırlayıcı adım olarak önerdiği rapor edilmiştir. Termodinamik veriler, kendiliğinden gerçekleşen ve endotermik bir adsorpsiyon sürecini doğruladığı rapor edilmiştir. Bu çalışmada, ayrıca adsorbanların doğal suda etkinliğini ve endüstrilerde maliyet-etkin adsorbanlar olarak kullanım potansiyelini ortaya koyduğu ileri sürülmüştür (Arora ve ark., 2025).

Ng ve arkadaşlarının yaptıkları çalışmada, aloe vera yaprağı atıklarından yeni bir manyetik aktif karbon geliştirerek, suda bir antidepresan türü olan seçici serotonin geri alım inhibitörü ilaçlarının ön-deriştirilmesi için bir adsorban olarak etkinliğini test etmişlerdir. Malzemenin yüksek yüzey alanı ve manyetik davranış gibi istenen özellikleri, çeşitli karakterizasyon teknikleriyle doğrulanmış ve bu da onu verimli adsorpsiyon ve geri kazanım için uygun hale getirmiştir. Temel ekstraksiyon parametreleri optimize edilmiş, manyetik dağıtıcı mikro katı faz ekstraksiyon yönteminin mükemmel hassasiyet ve doğrulukla oldukça etkili olduğu kanıtlanmıştır. Böylece adsorbanın seçici serotonin geri alım inhibitörülerinin eser düzeyde analizi için çok uygun olduğu ifade edilmiştir. Ek olarak, adsorban güçlü bir şekilde yeniden kullanılabilirlik göstererek pratik ve uygun maliyetli olma potansiyelini güçlendirdiği bildirilmiştir. Teknik başarılarının ötesinde, çalışma manyetik katı faz ekstraksiyon yönteminin yeşil kimya ilkeleriyle uyumlu çevresel sürdürülebilirliği ileri sürülmüştür. Verimlilik, doğruluk ve çevresel sorumluluğun birleşimi ile, manyetik aktif karbonun çevresel izleme ve ilaç analizinde daha geniş uygulamalar için umut vadeden bir malzeme olarak konumlandırabileceği, özellikle numune hazırlama aşamaları için yeşil analitik kimya alanına önemli katkılarda bulunabileceği iddia edilmiştir (Ng ve ark.,2025).

Bano ve arkadaşları gerçekleştirdikleri çalışmada, Guazuma ulmifolia türü ağacının biyokömüre (hem saf hem de manyetik biyokömür) dönüşümünü araştırmış ve bu

materyalin ketoprofeni farmasötik atık sulardan adsorpsiyon yöntemiyle uzaklaştırma potansiyelini incelemişlerdir. Çalışmada kullanılan materyaller, SEM-EDS, BET, FT-IR ve XRD gibi tekniklerle ayrıntılı bir şekilde karakterize edilmiştir. Yapılan denge adsorpsiyon deneylerinde, Langmuir modeli, 136,90 mg/g'lık maksimum adsorpsiyon kapasitesi ile diğer modeller (Freundlich, D-R, Temkin) karşısında üstün bir uyum göstermiştir. Adsorpsiyon verileri, 0,993 gibi yüksek bir R^2 değeri ile sahte-ikinci dereceden kinetik modele oldukça yakın bir uyum sergilemiştir. Sabit yataklı adsorpsiyon deneylerinde, en yüksek kolon verimliliği, 10 cm'lik yatak yüksekliği ve 4 mL/dakika akış hızıyla elde edilmiştir. Kirlenici giderimini incelemek için Yoon-Nelson ve Thomas modelleri kullanılmış ve sabit yataklı adsorpsiyon işlemi, ketoprofeni %85,25 oranında uzaklaştırmayı başarmıştır. Çalışmanın bulguları, kolonun verimliliğinin, yatak yüksekliği artırılarak ve suyun akış hızı azaltılarak önemli ölçüde iyileştirilebileceğini gösterdiği vurgulanmıştır (Bano ve ark., 2025).

Hashemi ve Soleimani yaptıkları çalışmada, birlikte çöktürme tekniği kullanarak manyetik aktif karbon adsorbanı sentezlemiş ve sulu ortamdan anilin adsorpsiyonu üzerine deneysel çalışmalar yapmıştır. Çalışmalarında toksik bir bileşik olan anilinin, ilaçlar, pestisitler, boyalar vb. birçok endüstriyel alanda kullanıldığı belirtilmiş ve düşük konsantrasyonlarda bile olsa su yaşamına ve insan sağlığına zarar verdiğinden bahsedilmiştir. Bu doğrultuda yaptıkları manyetik aktif karbon ile sulu ortamdan anilinin adsorpsiyonla temizlenmesi amaçlanmıştır. Çalışmada sentezledikleri aktif karbon ve manyetik aktif karbon adsorbanlarını BET, FT-IR, SEM, VSM (titreşimli numune manyetometresi) ve pH_{pzc} kullanılarak analiz etmişlerdir. BET analizi, manyetik aktif karbon adsorbanının anilin adsorpsiyonu için yeterli yüzey alanına sahip olduğunu ortaya koyduğu bildirilmiştir. Yaptıkları çalışmada, adsorban dozajı, başlangıç anilin konsantrasyonu ve başlangıç pH'ı dahil olmak üzere temel operasyonel parametreler, Tepki Yüzey Yöntemi'nde (RSM) Merkezi Kompozit Tasarım (CCD) yaklaşımı kullanılarak sistematik olarak araştırılmıştır. Sonuçlara göre, optimum adsorpsiyon yüzdesi (%98,01), dozaj 2,9 g/L, pH 7,4, başlangıç konsantrasyonu 52,7 mg/L ve 300 dakikalık temas süresi ile elde edilmiştir. Verileri analiz ettikten sonra, Sips izoterm modelinin ve sahte-ikinci-derece denkleminin veriler için en iyi uyumu sağladığı belirlenmiş ve termodinamik analiz, anilinin incelenen adsorban üzerine adsorpsiyon sürecinin kendiliğinden olduğunu gösterdiği rapor edilmiştir (Hashemi ve Soleimani, 2025).

Hashemzadeh ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmada, çam meyvesi kalıntılarından elde edilen manyetik aktif karbon sulardan tetrasiklin ve parasetamolü uzaklaştırmak için kullanılmıştır. Başlangıç konsantrasyonu, pH, temas süresi, sıcaklık ve adsorban dozajı gibi çeşitli temel parametreleri sistematik olarak araştırılmış ve sulardan maksimum adsorpsiyonun kapasitesi; tetrasiklin için 43,75 mg/g, parasetamol için 41,7 mg/g bulunmuştur. Maksimum adsorpsiyon kapasitesine pH 4 ve 6, başlangıç konsantrasyonu 20 mg/L (25 °C için) ve adsorban dozu 400 mg olduğu şartlarda elde ettikleri görülmektedir. Deneysel verilerinin Langmuir izoterm modeliyle uyumlu olduğu görülmektedir. Ayrıca adsorbanın etanol ve tampon çözelti ile ardışık yıkama ile geri kazanılabildiği görülmektedir. Sonuç olarak yaptıkları çam meyvesinden hazırlanmış manyetik aktif karbon ile sulardan tetrasiklin ve parasetamolü adsorbe ederek çevreye uyumlu, maliyeti düşük, zehirli olmayan ve geri kazanılabilen bir endüstri dostu bir uygulama olduğu rapor edilmiştir (Hashemzadeh ve ark., 2024).

Nazempour ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, yabani bir badem türü olan *Prunus scoparian*ın kabuklarından elde ettikleri yüksek $C\equiv N$ içerikli aktif karbon üzerinde sürdürülebilir Fe_3O_4 nanoparçacıklar sentezlemişlerdir. FE-SEM, EDS, FT-IR, VSM, BET ve XRD analizleriyle morfolojik, dokusal, yapısal ve yüzey özellikleri karakterize edilen nanoparçacığın; nanoboyutlu parçacıklar, uygun yüzey alanı, gözenek hacmi ve OH, COOH, $C\equiv N$ gibi reaktif fonksiyonel gruplar içerdiği belirlenmiştir. Çalışmalarında sentezledikleri yenilikçi malzeme, toksik farmasötikler olan metronidazole asetaminofenin eşzamanlı adsorpsiyonunda kullanılmış ve sırasıyla %79,5 ve %82,16 giderim verimliliği elde edilmiştir. Optimizasyon için merkezi kompozit tasarımı kullanılarak en uygun koşullar (275 saniye temas süresi, 10 mg adsorban miktarı, 17,5 mg/L başlangıç konsantrasyonu, pH 8) belirlenmiştir. Yüksek yüzey alanı sayesinde, gözenekli yapısında hızlı difüzyon ve moleküllerle güçlü etkileşim sunmuştur. Adsorpsiyon kinetiği sahte-ikinci-dereceden model ($R^2 = 0,986$ ve $0,991$), kapasite ise Langmuir modeli ($R^2 = 0,990$ ve $0,972$) ile en iyi şekilde açıklanmıştır. Mekanizma; zayıf Van der Waals kuvvetleri, gözenek dolumu, π - π etkileşimleri, hidrojen bağları ve kompleks oluşumunu içerdiği ifade edilmiştir. Sentezledikleri malzeme sudan hızla ayrılabilen, farmasötik gideriminde geleneksel arıtıma kıyasla ticari ölçekte uygulanabilir bir alternatif sunduğu ileri sürülmüştür (Nazempour ve ark., 2024).

Chekalil ve arkadaşlarının yaptıkları çalışmada, atık çay ve demir oksit nanoparçacıklarının bir arada kullanımıyla sentezledikleri manyetik kompozit, model kirleticiler olan Pb^{2+} , Rodamin B ve parasetamolün sulu çözeltilerden uzaklaştırılmasında nanoadsorban olarak değerlendirilmiştir. Karakterizasyonuna bakıldığında FT-IR, XRD, TGA, BET, TEM ve zeta potansiyel analizleriyle doğrulanmış manyetik kompozit; %54,55 organik içerik, 25,32 m²/g yüzey alanı ve 45,47 emu/g doygunluk manyetizasyonuna sahiptir. Görülen yüksek manyetik duyarlılık sayesinde, basit bir mıknatısla sudan kolayca ayrılabilirdiği söylenmektedir. Adsorpsiyon izoterm ve kinetik çalışmalarında sahte-ikinci-derece modeline uyum gözlenmiştir. Maksimum adsorpsiyon kapasitelerine bakıldığında Rodamin B için 113,63 mg/g, Pb^{2+} için 92,59 mg/g, parasetamol için ise 60,24 mg/g olduğu görülmektedir. Bu değerler ışığında hızlı tutunma, yüksek verim ve manyetik ayrılabilirlik özellikleriyle endüstriyel ölçekte uygulanabilir potansiyel taşıdığı belirtilmiştir (Chekalil ve ark., 2024).

Samadyar ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, su kaynaklarındaki antibiyotik kirliliğine çözüm olarak aloe vera bitkisinin atık kısımlarından yeni bir manyetik nanokompozit malzeme geliştirmeyi amaçlamıştır. Çalışmada, aloe vera atıkları kullanılarak aktif karbon üretilmiş ve bu malzeme çinko oksit (ZnO) ve demir oksit (Fe_3O_4) nanoparçacıkları ile güçlendirilmiştir. Geliştirilen nanokompozit, antibiyotik grubu bir ilaç olan sefaleksinin sudan uzaklaştırılmasında oldukça başarılı sonuçlar vermiştir. Yapılan testlerde en uygun çalışma koşulları pH 3, 1,5 g adsorban dozu ve 60 dakika temas süresi olarak belirlenmiştir. Bu koşullarda, %96'ya varan yüksek bir giderim verimi elde edilmiştir. Malzemenin karakterizasyonu için ileri analiz yöntemleri kullanılmıştır. FT-IR, XRD ve FE-SEM analizleri nanokompozitin başarıyla sentezlendiğini doğrulamıştır. Manyetik özellikler ise titreşimli numune manyetometresi (VSM) ile ölçülmüştür. Çalışmanın en önemli avantajlarından biri, tamamen atık bir malzemeden üretilmiş olması ve manyetik özelliği sayesinde sudan kolayca ayrıştırılabilmesidir. Bu özelliklerin, malzemenin endüstriyel ölçekte kullanımını mümkün kıldığı söylenmiştir (Samadyar ve ark., 2024).

Li ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmada, kullanılmış kahve taveleri atıklarından yüksek verimli bir su arıtma malzemesi geliştirilmiştir. Demir katalizörü kullanılarak 800°C'de CO₂ gazı ile aktive edilen kahve tavelerine, manyetik özellik kazandırılmış ve gözenekli bir yapıya dönüştürülmüştür. Üretilen bu manyetik aktif karbon

malzeme, sulu ortamlardaki lomefloksakin adlı antibiyotiği etkili şekilde uzaklaştırmak için kullanılmıştır. Malzemenin $586 \text{ m}^2/\text{g}$ 'lik geniş yüzey alanı ve $0.327 \text{ cm}^3/\text{g}$ 'lik gözenek hacmi, antibiyotik moleküllerini tutmak için ideal bir yapı sunduğu söylenmiştir. Çalışmada dikkat çeken en önemli bulgu, demirin katalitik etkisiyle gerçekleşen kimyasal dönüşümlerdir. Isıl işlem sırasında demir oksitlerin indirgenip yeniden oksitlenmesi, malzemede gözenek oluşumunu hızlandırmıştır. Bu süreç, $675\text{-}985^\circ\text{C}$ aralığında en verimli şekilde gerçekleştiği rapor edilmiştir. Manyetik zellik kazanan malzemenin, su arıtımı sonrasında basit bir mıknatısla kolayca toplanabildiği belirtilmiştir. $11,59 \text{ emu/g}$ 'lik manyetizasyon değer, bu ayrıştırma işlemini oldukça pratik hale getirdiği ve yapılan deneylerde, geliştirilen malzemenin lomefloksakin antibiyotiğini sudan 95 mg/g kapasiteyle uzaklaştırabildiği görülmüştür. Bu değer, Langmuir izoterm modeliyle uyumlu şekilde doğrulanmıştır. Termodinamik analizler, adsorpsiyon sürecinin kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir. Bu araştırma, atık kahve tavelerinin değerlendirilmesi ve su arıtımında kullanılması açısından önemli bir örnek teşkil etmektedir. Geliştirilen yöntem, düşük maliyetli, evre dostu ve yüksek verimli bir arıtım teknolojisi sunmaktadır. Özellikle hastane atık suları ve ilaç endüstrisi atıklarının arıtımında uygulama potansiyeli bulunduğu iddia edilmiştir. Ayrıca çalışmanın en önemli avantajlarından birinin hem atık değerlendirme hem de su arıtımı ihtiyaını aynı anda karşılayabilmesi olduğu söylenmektedir. Manyetik zellik sayesinde malzemenin tekrar kullanılabilir olması, sistemin ekonomikliğini daha da artırdığı ileri sürülmüştür (Li ve ark., 2024).

Sonuç olarak, aktif karbonun su arıtımındaki etkinliği ve atık temelli alternatiflerin geliştirilmesi, evre kirliliğiyle mücadelede önemli bir adım olarak değerlendirilebilir. Bu tür yenilikçi yaklaşımlar, hem kirleticilerin giderilmesinde yüksek verimlilik sağlamakta hem de sürdürülebilir kaynak yönetimine katkıda bulunmaktadır.



3. MATERİYAL VE METOD

3.1. Kullanılan Cihazlar

Bu tez çalışmasında CIP çözeltilerinin pH değerini ölçmek için Schott marka CG-840 model (Schott AG Mainz, Almanya) pH metre kullanıldı. PPAC üretimi için azot atmosferi altında bir tüp fırın (Protherm PTF 12, Alser Teknik Seramik A.Ş., Ankara, Türkiye) kullanıldı. Aktif karbon partikül boyutuna göre ayırmak için elektrikli titreşimli elek titreştirici (Retsch model AS200, Retsch Technology GmbH, Haan, Almanya) kullanıldı. CIP çözeltisi ile aktif karbon ve manyetik aktif karbon içeren karışımı çalkalamak için sıcaklığı kontrol edilebilen dairesel sallayıcı (IKA, KS 4000i control, Staufen, Almanya) kullanıldı. CIP'in sulu fazdaki derişimini tayin etmek için UV-Vis. spektrofotometre (Shimadzu UV-2600, Shimadzu Corporation, Kyoto, Japonya) kullanıldı. Ölçümlerde kullanılan dalga boyu kuvars küvetlerle 276 nm'dir. CIP derişimini tayin etmek amacıyla, 1 ila 10 mg/L arasında bir seri standart çözelti hazırlandı ve kalibrasyon eğrisinin elde edilmesi için 276 nm'de absorbansları kaydedildi ve ardından bilinmeyen CIP konsantrasyonları aynı koşullar altında ölçüldü. PPMAC ve PPAC'nin titreşim frekansının değişimine bağlı spektrum sinyali, Spectrum Two FT-IR Spektrometresi (PerkinElmer, Waltham, MA, ABD) ile elde edildi. CIP, PPAC, PPMAC ve kullanılan tüm kimyasalların tartımları Ohaus marka (PA214C, OHAUS Corporation, Parsippany, NJ, ABD) hassas terazi ile yapılmıştır. PPMAC hazırlanması sırasında IKA marka RCT Basic model (RCT Basic, IKA, Staufen, Almanya) ısıtıcılı manyetik karıştırıcı kullanılmıştır. Yüzey analizleri için Alan Emisyonlu Taramalı Elektron Mikroskobu (FEG-SEM, FEI Quanta FEG 450, Hillsboro, OR, Amerika) ve x-ışını kırınım cihazı (XRD, Rigaku D/Max/2200/PC, Rigaku Co., Tokyo, Japan) kullanıldı.

3.2. Kullanılan Kimyasallar

Bal kabağı kabukları semt pazarından (Serdivan, Sakarya, Türkiye) alındı. CIP stok çözeltisi (1000 mg/L), Deva Holding (İstanbul, Türkiye) tarafından tedarik edilen toz siprofloksasin. HCl monohidrat bileşiginden hazırlandı. Çalışma çözeltileri ve standart çözeltiler stok çözeltilerden deiyonize su ile seyreltilerek hazırlandı. HCl (0,1 M) ve

NaOH (0,1 M) çözeltileri, CIP çözeltilerinin pH'larının ayarlaması için kullanıldı. PPAC ve PPMAC hazırlanması sırasında kullanılan kimyasallar olan $ZnCl_2$, HCl, $AgNO_3$, NaOH, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ve $Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ Merck firmasından (Merck KGaA, Darmstadt, Almanya) temin edildi. Tez çalışmaları sırasında kullanılan diğer kimyasallar, aksi belirtilmediği sürece Merck'den (Merck KGaA, Darmstadt, Almanya) satın alındı.

3.3. Deneysel Yöntem

Bu tez çalışmasında CIP'in sulardan adsorbe edilmesi için kullanılmak üzere önce bal kabağı aktif karbonu (PPAC) ardından da bal kabağı manyetik aktif karbonu (PPMAC) sentezlenmiştir. Sonrasında ise hazırlanan CIP içeren sulu çözeltilerinden CIP adsorpsiyonu incelenmiştir.

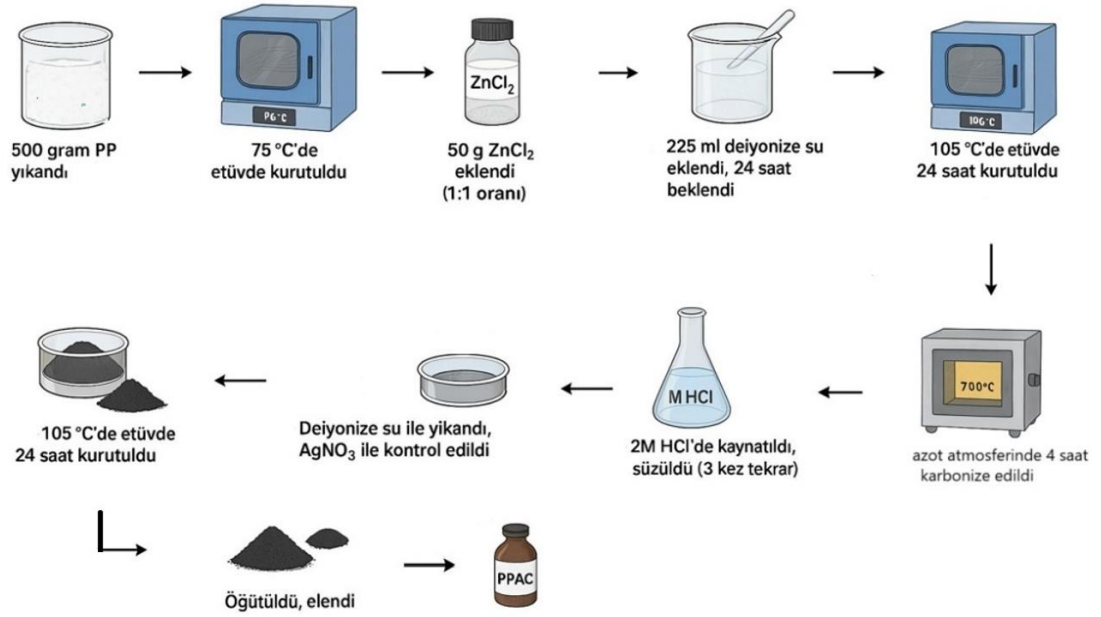
3.3.1. Aktif karbonun (PPAC) sentezlenmesi

Bal kabağı kabukları (PP) deiyonize su ile yıkanarak kirliliklerinden arındırıldı ve sonrasında $75\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de etüvde kurumaya bırakıldı.

Etüvde kuruyan PP'den 50 g alındı ve 50 g $ZnCl_2$ içeren 225 mL sulu çözeltini içine koyulup (kütlece 1:1) 24 saat bekletildi. Ardından PP- $ZnCl_2$ karışımı $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'lik etüve koyuldu ve 24 saat süreyle kurumaya bırakıldı. Daha sonra $700\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de N_2 gazı altında karbonize edildi. Bu işlemin süresi 4 saat olarak yapıldı ve bu işlemin sonucunda bal kabağı kabuğu aktif karbonu (PPAC) elde edildi.

Üretilmiş olan bal kabağı kabuğu aktif karbonu (PPAC) 2 M HCl içinde kaynatıldı ve ardından filtre edildi (üç tekrar). Ardından aktif karbon (PPAC), safsızlıkları gidermek amacıyla deiyonize su ile yıkama sularında klorür iyonları tespit edilmeyinceye kadar yıkandı. Yıkama sularında klorür iyonunun 0,1 M $AgNO_3$ ile kontrol edildi. Süzüntü fazında $AgCl_{(k)}$ çökeltisinin oluşumu gözlenmeyinceye kadar yıkama yapıldı. Daha sonra bal kabağı kabuğu aktif karbonu (PPAC) $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de etüvde 24 saat kurumaya bırakıldı (Karaçetin ve ark., 2014).

Kuruyan PPAC öğütüldü ve elendi. 212 mikrometrenin altındaki aktif karbonlar kahverengi cam şişeye konularak çalışmalarda kullanıldı. PPAC sentez şeması Şekil 3.1 de gösterildi.



Şekil 3.1. PPAC sentez şeması

3.3.2. Manyetik aktif karbonun (PPMAC) sentezlenmesi

Manyetik özellik kazandırılmış bal kabağı aktif karbonu (PPMAC) hazırlamak için 25 mmol $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (6,78g) ve 12,5 mmol $Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ (3,64g) 200 mL deiyonize su içinde çözüldü ve üzerine 5,0 g bal kabağı aktif karbonu (PPAC) ilave edilerek elde edilen süspansiyon 20 dk. boyunca dibi yuvarlak 3 boyunlu balon içerisinde ısıtıcılı manyetik karıştırıcı ile karıştırıldı. Ardından sıcaklık 80-90 °C'ye çıkarıldı ve süspansiyona damla damla 3,0 M NaOH (50 mL) eklendi ve azot gazı altında 120 dk. karıştırıldı. Elde edilen manyetik kompozit bir manyetik alan mıknatısı ile çözeltiden çıkartıldı ve deiyonize su ile yıkama sularının pH'sı 6,5-7,0 olana kadar iyice yıkandı. Çalışmada elde edilen manyetik aktif karbon (PPMAC) fırında 24 saat süreyle 105 °C'de kurutuldu ve çalışmalarda kullanılmak üzere kahverengi cam şişede muhafaza altına alındı (Ozdes ve Duran, 2021; Foroutan ve ark.,2018; Mehrabi ve ark.,2017).

3.3.3. Sulu çözeltiden adsorpsiyon çalışmaları

PPMAC ile CIP adsorpsiyonu kesikli yöntem ile araştırıldı. Bu çalışmalarda, sulu fazın pH'sı, karıştırma süresi, CIP başlangıç derişimi ve PPMAC dozu gibi adsorpsiyonu etkileyen faktörler tetkik edildi.

CIP adsorpsiyonuna karıştırma süresinin etkisinin incelenmesi amacıyla 50 mL hacminde 50 mg/L derişimde CIP çözeltisi hazırlandı. Bu çözeltilere 25 mg PPMAC eklendi ve elde edilen süspansiyonlar farklı sürelerde karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı.

PPMAC doz etkisini araştırmak için 25, 50, 75 ve 100 mg PPMAC ayrı ayrı olarak 50 mL 50 mg/L CIP çözeltisine katıldı ve süspansiyonlar 24 saat süreyle orbital sallayıcı ile karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı.

CIP başlangıç derişiminin CIP adsorpsiyonuna etkisini incelemek amacıyla 50 mL hacminde değişik konsantrasyonlarda CIP çözeltileri hazırlandı. Bu çözeltilere 25 mg manyetik aktif karbon (PPMAC) ilave edildi ve süspansiyonlar 24 saat süreyle karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı.

CIP adsorpsiyonuna pH etkisinin incelenmesi amacıyla pH'sı 3,0 ile 10,0 arasında değişen 50 mL hacminde 50 mg/L CIP içeren bir seri çözelti hazırlanarak içlerine 25 mg PPMAC ilave edildi ve süspansiyonlar 24 saat süreyle karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı.

Tüm deneylerde faz ayırımından sonra sulu fazda kalan CIP derişimi 276 nm'de UV-Vis. spektrofotometre ile belirlendi ve PPMAC üzerinde adsorplanan CIP miktarları mg/g olarak (eşitlik 3.1) hesaplanmıştır.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) V}{m} \quad (3.1)$$

Adsorpsiyon yüzdesi ise eşitlik 3.2. ile hesap edildi.

$$\% \text{ Adsorpsiyon} = \frac{(C_0 - C_e) 100}{C_0} \quad (3.2)$$

Burada; q_e , Aktif karbonun üzerinde adsorplanan CIP miktarı (mg/g); C_0 , çözeltideki siprofloksasin (CIP) başlangıç konsantrasyonu (mg/L); C_e , çözeltide tutulmadan kalan CIP derişimi (mg/L); V , sulu çözelti hacmi (L); m , PPMAC miktarı (g) (İmamoglu ve ark., 2015).

Tüm deneyler 2 tekrarlı olarak yapıldı ve ortalamaları alınarak sunuldu. Ortalamaları verilen adsorpsiyon sonuçlarının yüzde bağlı standart sapmaları %5'in altındadır.

3.3.4. Aktif karbonun karakterizasyonu

Manyetik özellik kazandırılmış bal kabağı kabuğu aktif karbonunun (PPMAC) karakterizasyonu; BET yüzey alanı tayini, FT-IR, SEM-EDS ve XRD ile yapıldı.

Yüzey yapısını tetkik etmek için taramalı elektron mikroskobu enerji dağılımlı x ışını spektroskopisi (SEM-EDS) analizi, FESEM (FEI Quanta FEG 450) kullanılarak gerçekleştirildi. FT-IR spektroskopisi $4000\text{--}450\text{ cm}^{-1}$ dalga boyu aralığında bir FT-IR spektrometresi (Spectrum Two FT-IR Spektrometresi, PerkinElmer) kullanılarak elde edildi. X-ışını kırınımı için XRD (RIGAKU D/Max/2200/PC) kullanıldı.



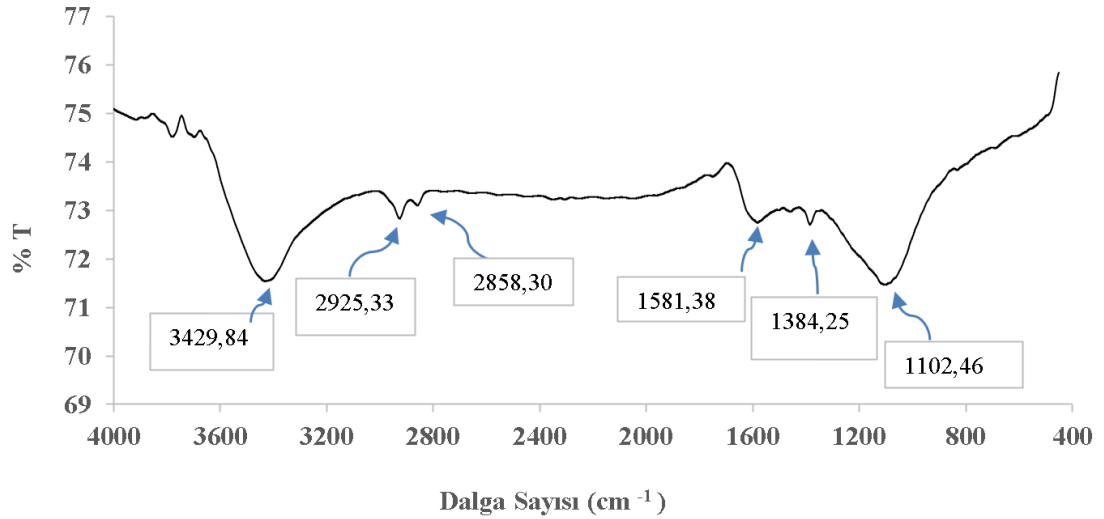


4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1. Karakterizasyon

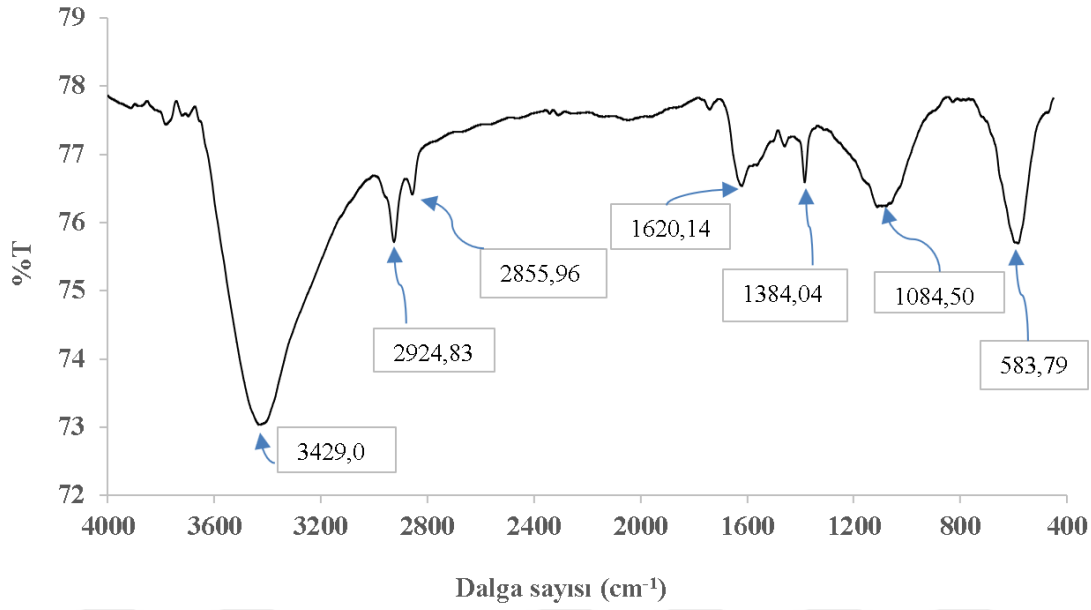
4.1.1. FT-IR analizleri

FT-IR analizi, PPAC, PPMAC, CIP ve CIP yüklenmiş PPMAC yüzeyinde bulunan çeşitli organik fonksiyonel grupların olup olmadığını gözlemlemek amacıyla kullanılmıştır. PPAC için elde edilen FT-IR spektrumu Şekil 4.1.'de, PPMAC için çekilen FT-IR spektrumu Şekil 4.2.'de, CIP'in FT-IR spektrumu Şekil 4.3.'de, PPMAC+CIP (CIP yüklü PPMAC) için çekilen FT-IR spektrumu Şekil 4.4.'de sunulmaktadır.



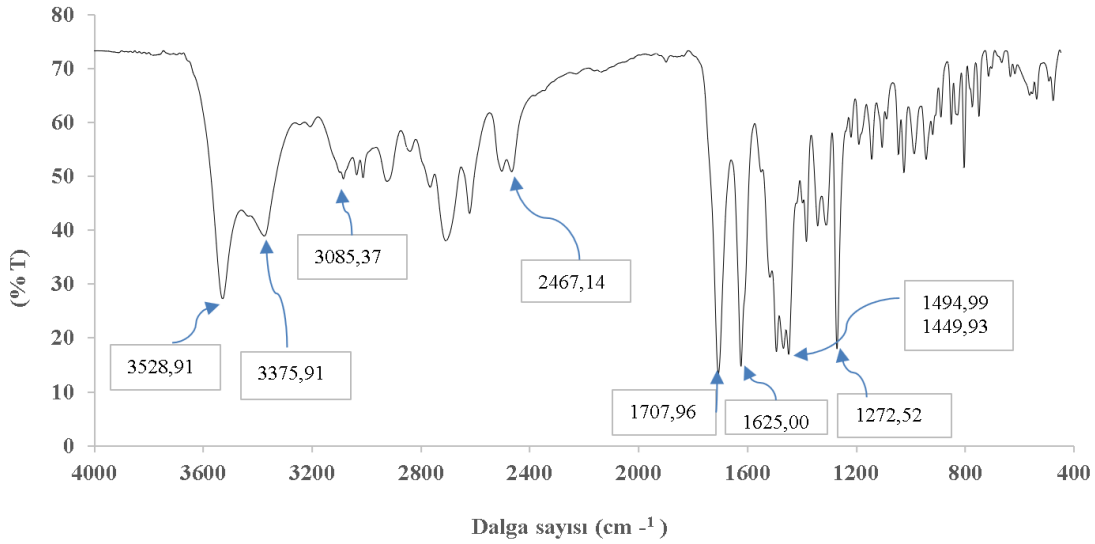
Şekil 4.1. PPAC'nin FT-IR spektrumu

Şekil 4.1. incelendiğinde $3429,84 \text{ cm}^{-1}$ 'de O-H gerilmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. $2925,33$ ve $2858,30 \text{ cm}^{-1}$ 'de C-H gerilme pikleri görülmektedir. $1581,38 \text{ cm}^{-1}$ 'de görülen pik C=C gerilmesi ve $1384,25 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik ise $-\text{CH}_3$ eğilme piki olarak yorumlandı. $1102,46 \text{ cm}^{-1}$ 'de görülen pik ise C-C veya C-O gerilmesinden kaynaklanabilir.



Şekil 4.2. PPMAC'nin FT-IR spektrumu

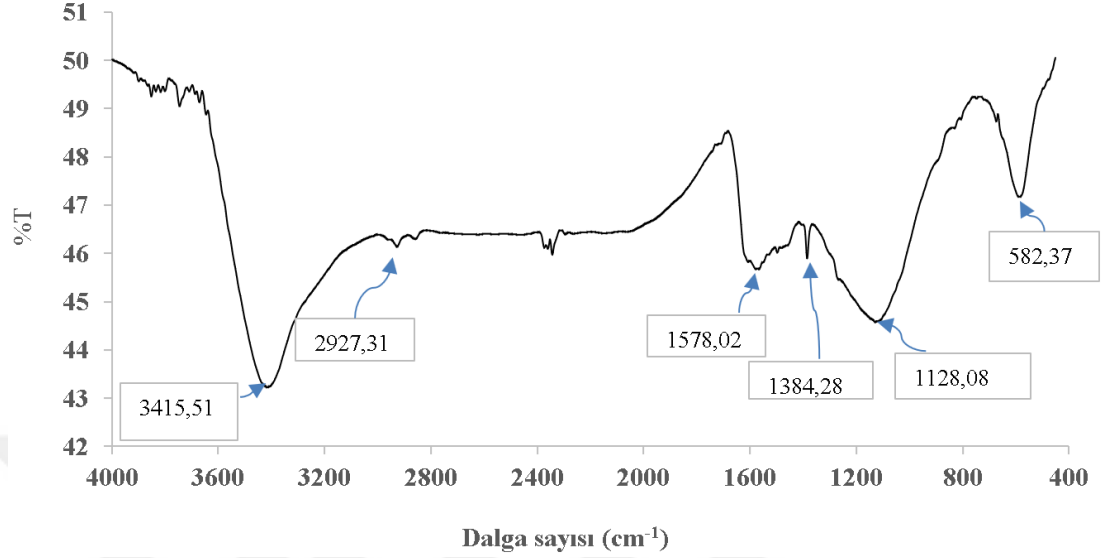
PPMAC'nin FT-IR spektrumunda, PPAC'nin spektrumundan farklı olarak ortaya çıkan 583,79 cm^{-1} 'deki pik, PPMAC yapısında bulunan CoFe_2O_4 bileşiğindeki Fe–O bağının gerilme titreşimi olarak yorumlandı (Reddy ve Lee, 2014; Ozdes ve Duran, 2021).



Şekil 4.3. CIP'in FT-IR spektrumu

Şekil 4.3'de CIP'in spektrumu incelendiğinde 3528,91 cm^{-1} 'de O-H gerilmesi ve 3375,9 cm^{-1} 'de N-H gerilme pikleri görülmektedir. 3085,37 cm^{-1} ile 2467,14 cm^{-1} aralığında görülen pikler C-H gerilmesi olarak yorumlandı. 1707,96 ve 1625,00 cm^{-1} 'de görülen pikler ise sırasıyla karboksil ve kinolin gruplarına ait C=O gerilmeleri

olabilir. 1494,99 ile 1449,93 cm^{-1} arasındaki pikler ise N-H eğilme, C-H eğilme, C=C gerilme ve C-N gerilme pikleri olarak yorumlandı. 1272 cm^{-1} 'de görülen pik ise C-F bağının gerilme titreşimi olabilir (Durgapal ve ark., 2017; Al-Omar, 2005).



Şekil 4.4. CIP yüklü PPMAC'in FT-IR spektrumu

Şekil 4.4. incelendiğinde CIP yüklü PPMAC'in FT-IR spektrumunda 3415,51 cm^{-1} ve 1578,02 cm^{-1} 'de görülen pikler PPMAC spektrumundaki piklere göre genişlemiştir. Ayrıca 1384,28 cm^{-1} 'de C-H, C-O ve C-N gerilmesi olarak yorumlanan bir pik görülmektedir. CIP molekülü karboksilik asit ve keton grubu içerdiğinden, piklerde gözlenen kaymalar ve yeni piklerin görülmesi CIP'in PPMAC üzerinde adsorplandığını göstermektedir.

4.1.2. BET yüzey alanı

BET analizi, gözenekli katıların yüzey alanını belirlemede yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Genellikle 77 K sıcaklıkta sıvı azot ortamında azot gazı adsorpsiyonu esas alınarak gerçekleştirilir (Brunauer ve ark., 1938). PPAC'nin çok noktalı BET yüzey alanı ölçümü ile ilgili veriler Tablo 4.1. de, PPMAC'nin çok noktalı BET yüzey alanı ölçümü ile ilgili veriler Tablo 4.2. de verilmiştir. Her iki adsorban analiz öncesi 6 saat süreyle 106 °C'de degaz edilmiştir. Ölçümde adsorbat olarak azot (X sect. area: 16.2 Å²/molekül) kullanılmıştır, banyo sıcaklığı 77,40 K'dir.

Tablo 4.1. PPAC'nin çok noktalı BET yüzey alanı ölçümü verileri

P/P_0	Hacim [cc/g] STP	$1/(W((P_0/P)^{-1}))$	
$5.5084.10^{-2}$	229.2742	$2.034.10^{-1}$	Alan = 946,4 m ² /g
$7.3541.10^{-2}$	237.5117	$2.674.10^{-1}$	Eğim = 3.684
$9.8920.10^{-2}$	246.6568	$3.561.10^{-1}$	Y- Kesim = $-4.173.10^{-3}$
$1.4986.10^{-1}$	260.6165	$5.412.10^{-1}$	Korelasyon katsayısı = 0.999710
$2.0252.10^{-1}$	271.8970	$7.473.10^{-1}$	C = $-8.817 \times 10^{+2}$

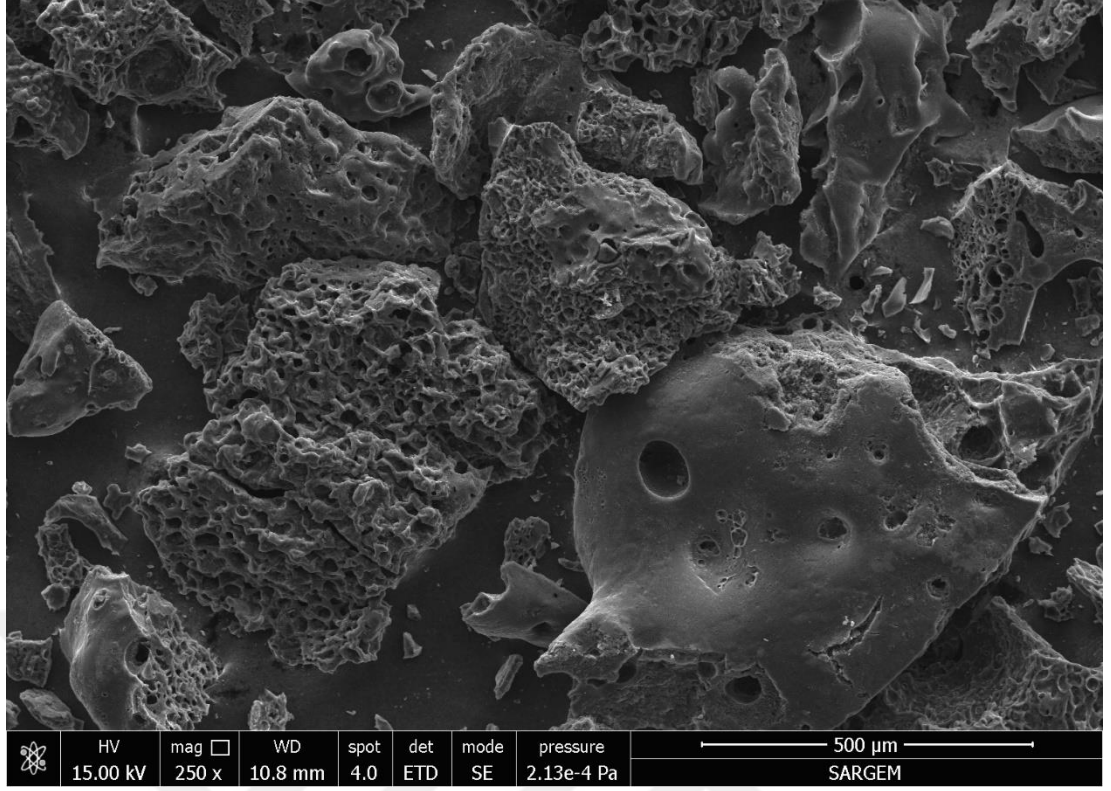
Tablo 4.2. PPMAC'nin çok noktalı BET yüzey alanı ölçümü verileri

P/P_0	Hacim [cc/g] STP	$1/(W((P_0/P)^{-1}))$	
$5.3939.10^{-2}$	190.4134	$2.396.10^{-1}$	Alan = 798,0 m ² /g
$8.0434.10^{-2}$	200.2846	$3.494.10^{-1}$	Eğim = 4.365
$1.0319.10^{-1}$	206.9777	$4.448.10^{-1}$	Y- Kesim = $-1.277.10^{-3}$
$1.4831.10^{-1}$	217.7735	$6.398.10^{-1}$	Korelasyon katsayısı = 0.999754
$1.9756.10^{-1}$	227.2362	$8.669.10^{-1}$	C = $-3.418 \times 10^{+3}$

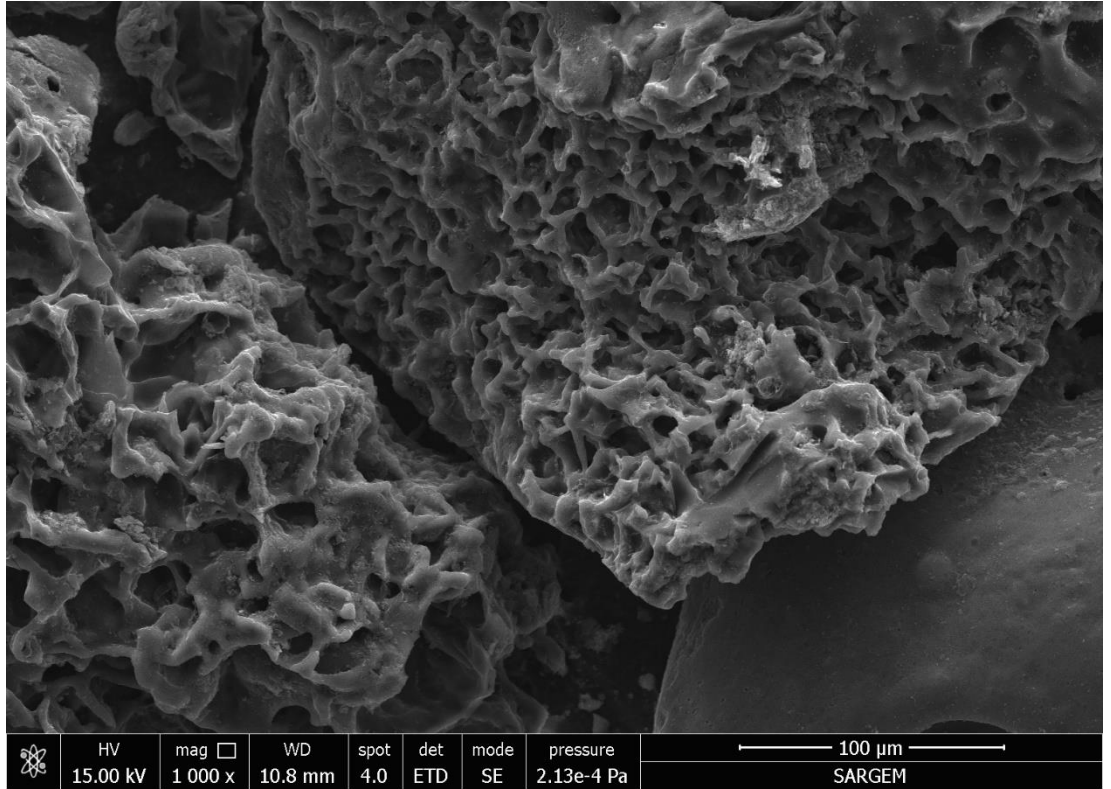
Tablo 4.1. ve Tablo 4.2.'de PPAC ve PPMAC'nin yüzey alanlarının sırasıyla 946,4 m²/g ve 798,0 m²/g olarak verilmektedir. Literatürde tipik aktif karbonlar için yüzey alanı 500-1500 m²/g aralığında bildirilmektedir (Gupta, 2009). Bu değerler göz önüne alındığında üretilmiş olan PPAC ve PPMAC aktif karbonlarının yüksek yüzey alanına sahip oldukları ifade edilebilir. Böylece üretilmiş olan aktif karbonların sulu çözeltilerden ilaç kalıntısı ve ağır metal gibi kirleticilerin adsorpsiyonunda verimli olabileceği düşünülmüştür.

4.1.3. SEM-EDS analizi

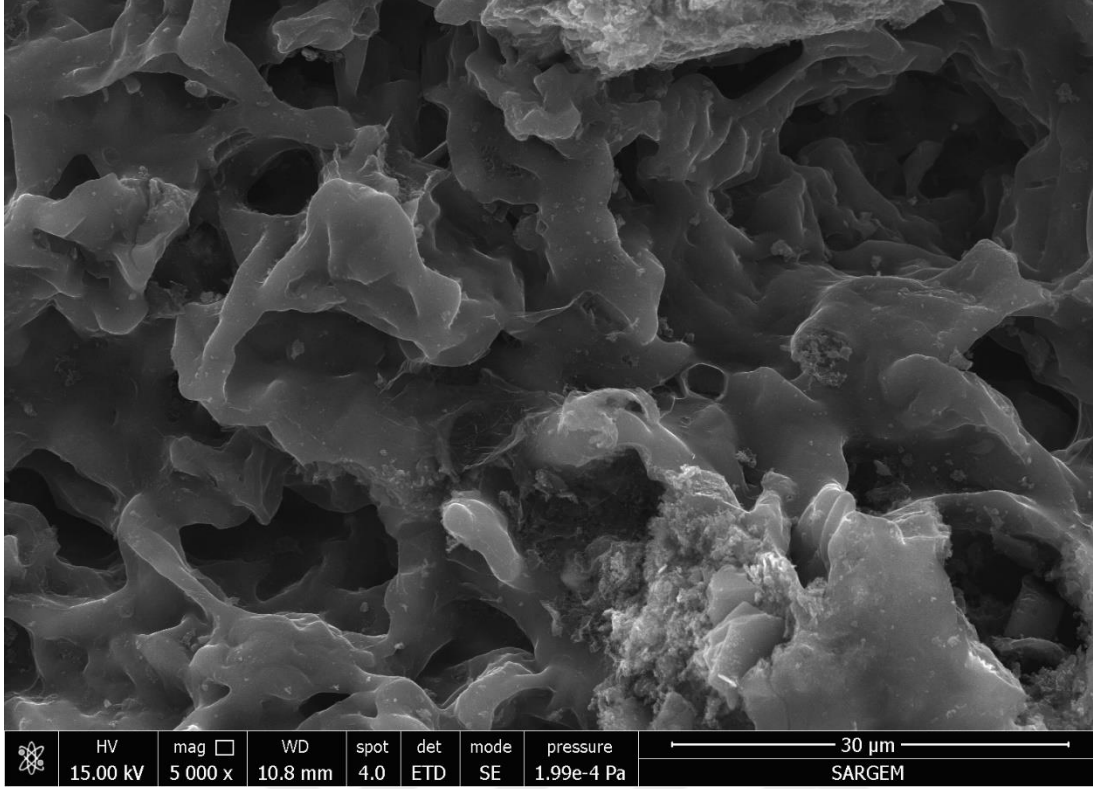
PPAC'nin 250 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.5.'de, 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.6.'de, 5000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.7.'de, 10000 büyütme oranındaki SEM imajı Şekil 4.8.'de, 25000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.9.'da sunulmaktadır.



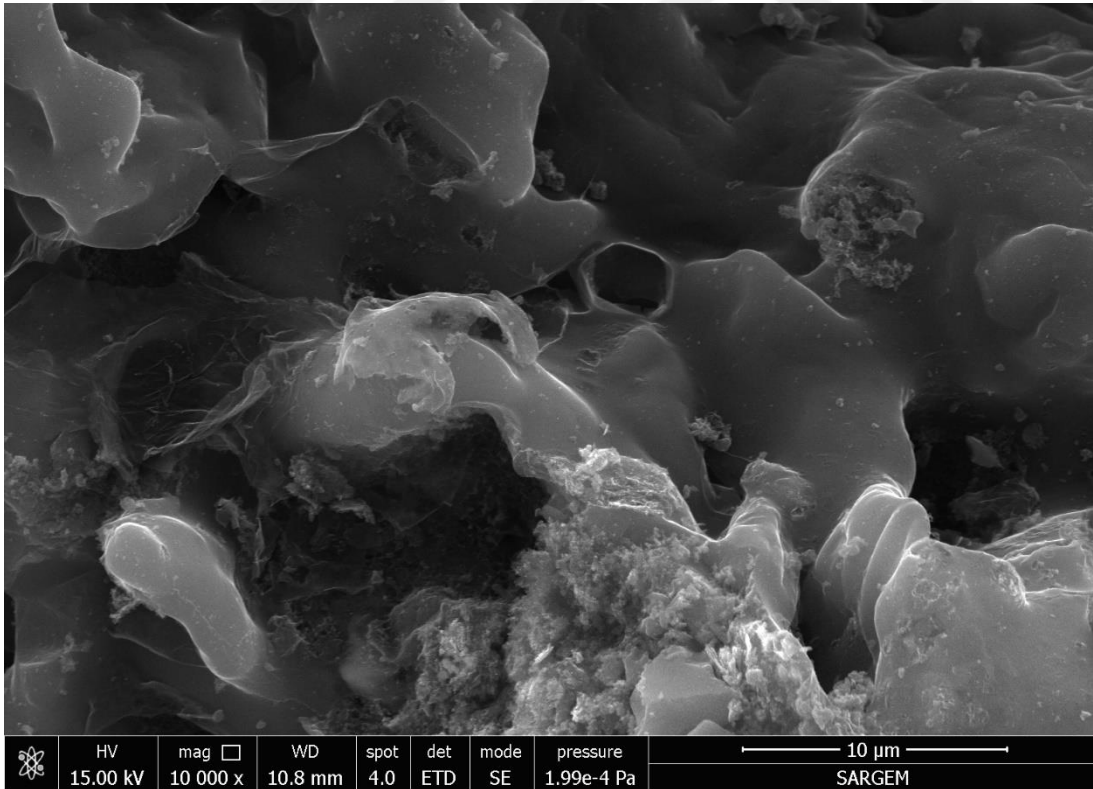
Şekil 4.5. PPAC'nin 250 büyütme oranındaki SEM görüntüsü



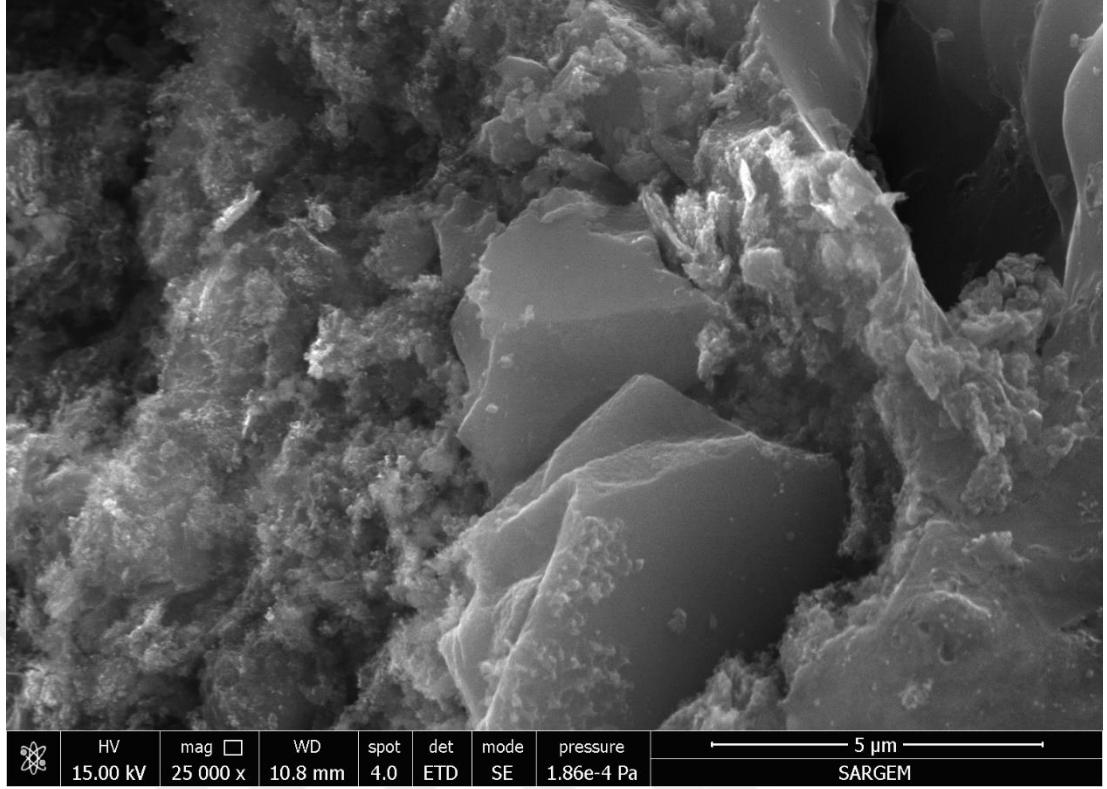
Şekil 4.6. PPAC'nin 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü



Şekil 4.7. PPAC'nin 5000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü

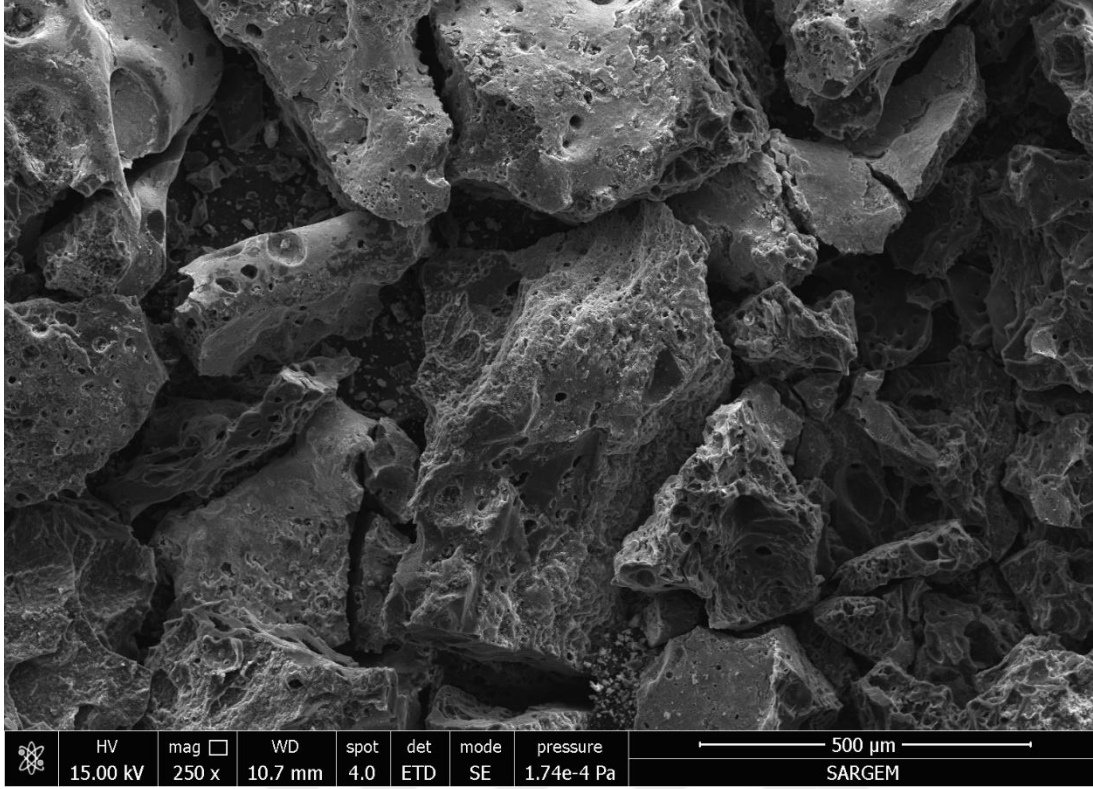


Şekil 4.8. PPAC'nin 10000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü

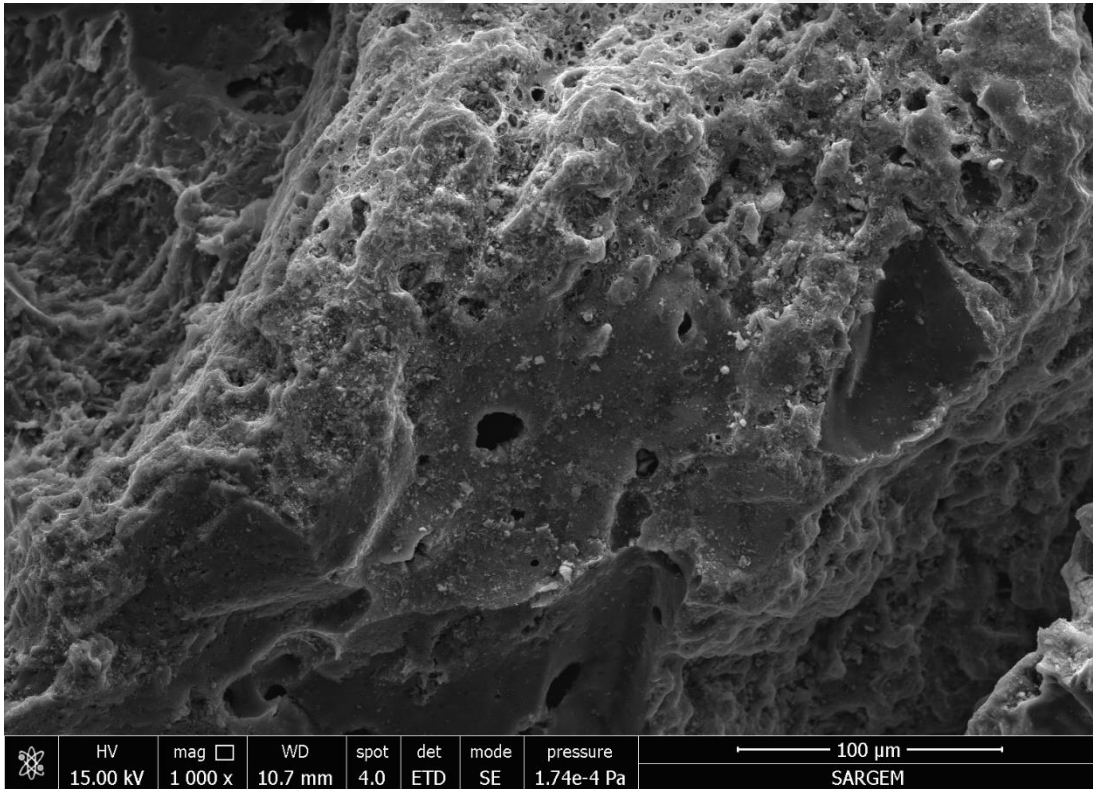


Şekil 4.9. PPAC'nin 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü

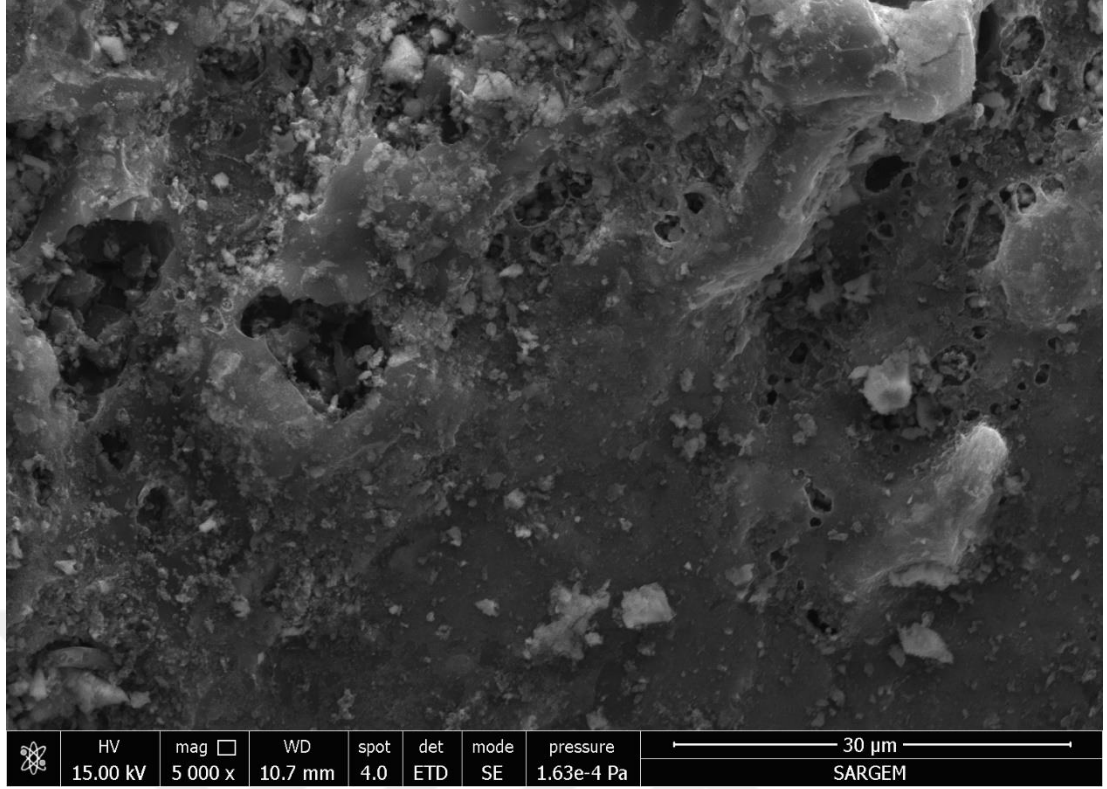
PPMAC'nin 250 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.10.'da, 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.11.'de, 5000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.12.'de, 10000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.13.'da ve 25000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü Şekil 4.14.'da verilmiştir.



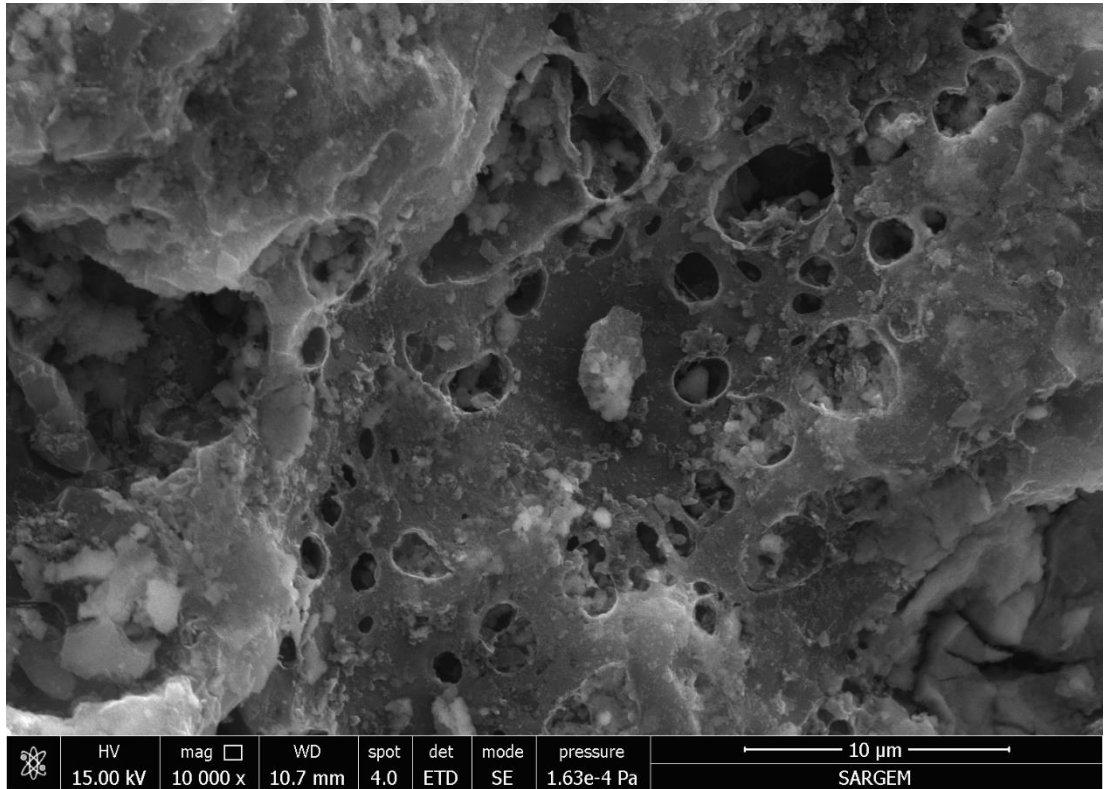
Şekil 4.10. PPMAC'nin 250 büyütme oranındaki SEM görüntüsü



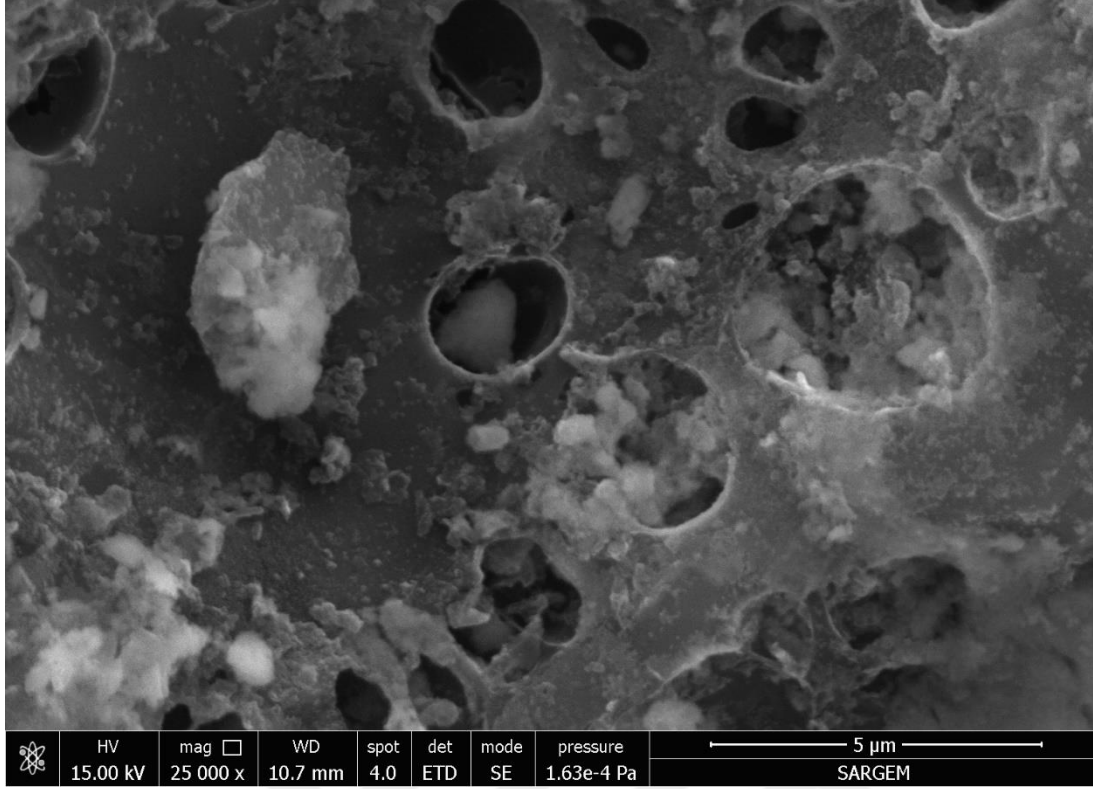
Şekil 4.11. PPMAC'nin 1000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü



Şekil 4.12. PPMAC'nin 5000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü

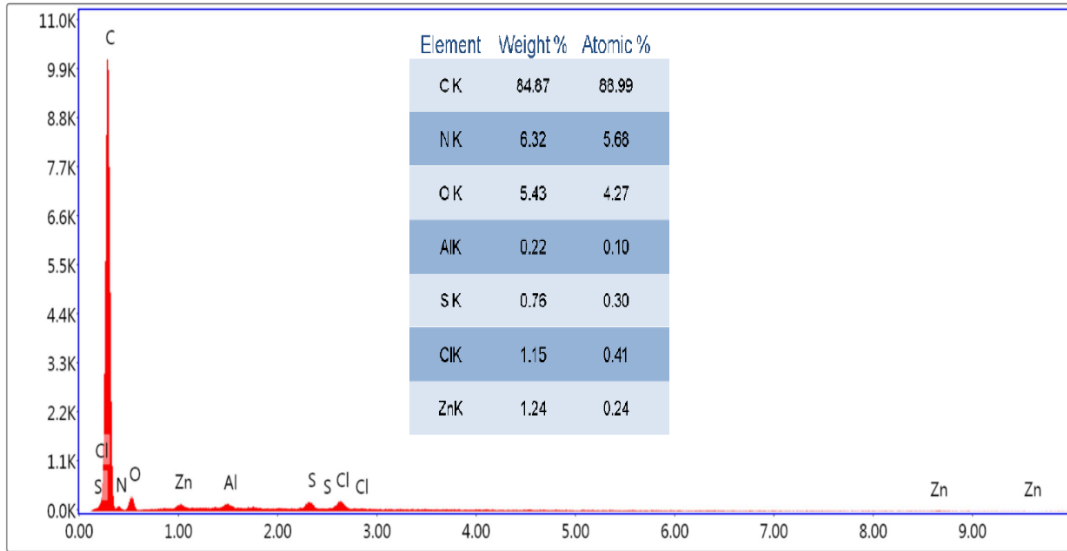


Şekil 4.13. PPMAC'nin 10000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü

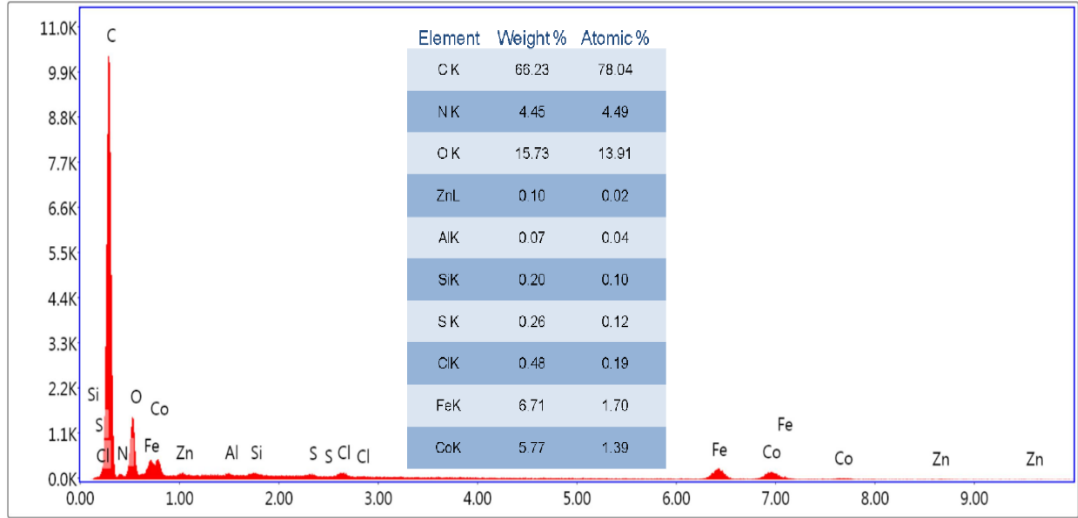


Şekil 4.14. PPMAC'nin 25000 büyütme oranındaki SEM görüntüsü

PPAC'nin EDS analiz sonucu Şekil 4.15.'de, PPMAC'nin EDS analiz sonucu Şekil 4.16.'de verilmiştir.



Şekil 4.15. PPAC'nin EDS analizi



Şekil 4.16. PPMAC'nin EDS analizi

Şekil 4.15.'de EDS analizinde öne çıkan sonuçlar %84,87'lik bir oranla PPAC'nin yüksek oranda karbon içerdiğini ve muhtemelen başarılı bir karbonizasyon gerçekleştiğini gösterir. %5,43'lük oksijen oranı yüzey aktifliğiyle ilgilidir. Oksijen içeriği yüzeydeki fonksiyonel grupları (karboksil, hidroksil, karbonil) gösterir ki bu da muhtemelen karbonizasyona katılamamış numune kısmıyla ilgilidir. Aktivasyon $ZnCl_2$ ile gerçekleştirildiğinden %1,24 lük Zn miktarının bulunması çok olasıdır ve numunede kalıntı olduğunu gösterir. PPAC'nin karbon (C) bazlı bir yapı olduğu ve başarılı bir şekilde karbonlaştırıldığı ve literatürde %70-90 arası karbon içeriği rapor edilmiştir (Ioannidou ve Zabaniotou, 2007).

PPMAC'a ait enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDS) sonuçlarına göre Co (%5,77 ağırlıkça) ve Fe (% 6,71 ağırlıkça) elementlerinin karbon destekli yapıya başarıyla yüklendiğini doğrulamaktadır. Bu oranlar, aktif karbon matrisi üzerinde Co ve Fe'nin dağıldığını ve önemli miktarda bulunduğunun kanıtıdır. Ayrıca örnekte yüksek oranda C (% 66,23), O (%15,73) ve azot (% 4,45) tespit edilmiştir. Bu değerler, karbon iskeletinin azot ve oksijen içeren fonksiyonel gruplar ile zenginleştirilmiş olduğunu ve yüzeyin kimyasal aktifliğinin yüksek olabileceğini göstermektedir.

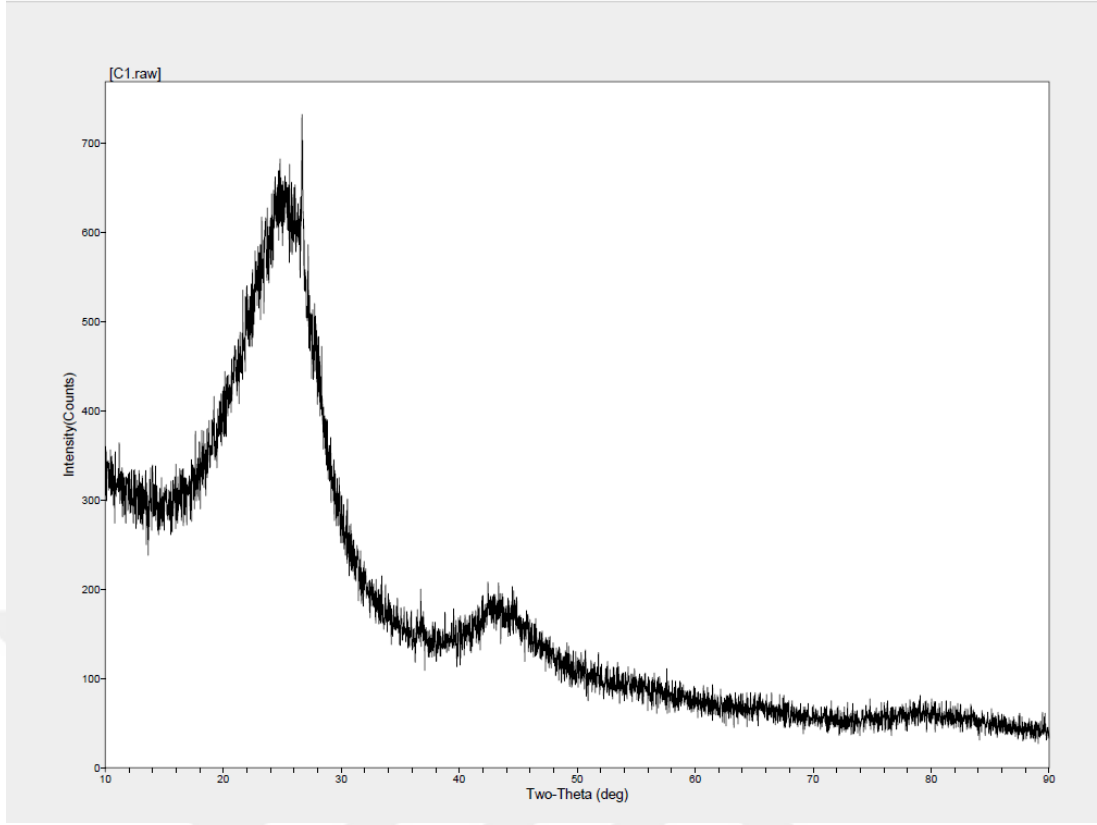
4.1.4. XRD Analizi

PPAC'nin XRD deseni Şekil 4.17.'de ve bu analize ait veriler ise Tablo 4.3.'de verilmektedir. Şekil 4.18.'de PPMAC'nin XRD deseni ve Tablo 4.4.'de ise XRD verileri gösterilmektedir.

Şekil 4.17’de gözlenen $2\theta=26.6-27.2^\circ$ civarındaki pikler grafitik yapılar için karakteristik (002) düzlemine aittir. Bu örneğe ait $2\theta=24.8^\circ$ ’deki pikin varlığı, karbon yapısının grafitik özellikler taşıdığını, ancak pikin geniş olması nedeniyle yapının kristal değil amorf olduğunu göstermektedir. Düşük açılarda ($2\theta=13-14^\circ$) görülen pikler amorf karbonlarda sıkça görülen bozulmuş yapılar ile ilişkilidir. Ek olarak $2\theta=24.8^\circ$ ’de gözlenen pik tipik amorf karbon piklerinden biridir (Destyorini ve ark. 2020). $2\theta=36^\circ$ üzeri açılarda görülen zayıf pikler, EDX’te tespit edilen Zn, Cl gibi elementlerle ilişkili olabilir. $ZnCl_2$ kalıntılarının kristalliği veya ZnO oluşumuna ait piklere atfedilebilir (Rahaa ve Ahmaruzzaman, 2022).

Şekil 4.18’de XRD deseni verilen materyal, PPAC üzerine $FeCl_3.6H_2O$ ve $Co(NO_3)_2.6H_2O$ ilave edilerek hazırlanmıştır. Beklenen hedef yapının kobalt ferrit ($CoFe_2O_4$) yüklü aktif karbonlar olmasıdır. PPMAC’ın kristal yapısı, X-ışını kırınım (XRD) analizi ile belirlenmiştir. Şekil 4.18.’te sunulan XRD deseninde, başta $2\theta=35.82^\circ$ konumunda gözlemlenen ve % 100 yoğunluğa sahip (311) düzlemi olmak üzere, spinal yapıya sahip $CoFe_2O_4$ kristal fazına ait karakteristik kırınım pikleri tespit edilmiştir. Literatürde Jalili ve arkadaşları tarafından yapılan çalışmada (2019) yer alan $CoFe_2O_4$ fazına ait (220), (311), (400), (422), (511) ve (440) düzlemleri sırasıyla yaklaşık olarak $2\theta=30.49^\circ$, 35.82° , 43.47° , 53.83° , 57.35° ve 62.94° açılara karşılık gelmektedir. Bu piklerin tamamı analiz edilen örnekte de gözlemlenmiş olup, $CoFe_2O_4$ kristal fazının başarılı şekilde aktif karbon matrisine eklendiği sonucuna varılmıştır.

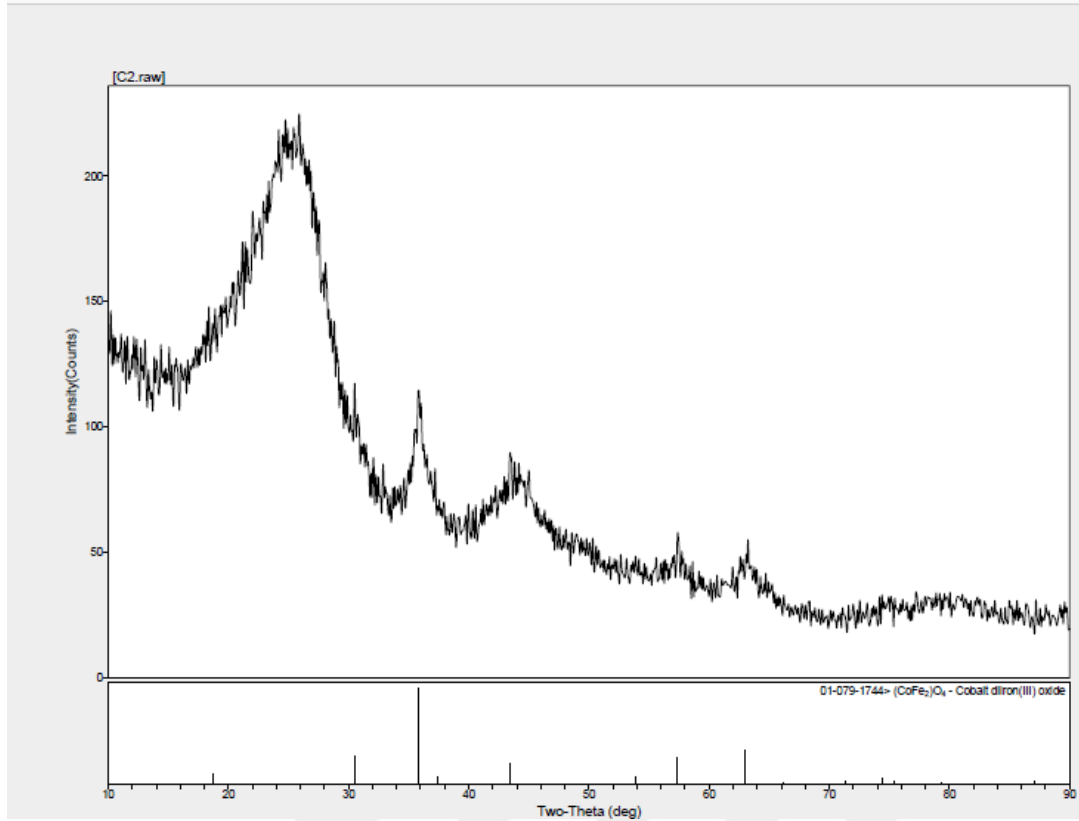
Bu veriler birlikte değerlendirildiğinde, EDS ve XRD analizlerinin birbirini tamamladığı $CoFe_2O_4$ ’ün aktif karbon üzerine başarıyla yüklendiği net şekilde ortaya konmuştur.



Şekil 4.17. PPAC'nin XRD deseni

Tablo 4.3. PPAC'nin XRD analiz verileri

No	2θ (°)	d (Å)	Yoğunluk (Height)
1	13.8	6.39	62
3	24.8	3.58	79
4	26.7	3.33	152 (maks.)
5	27.2	3.27	75
6-10	36.7–51.7°	2.44–1.76 Å	Düşük yoğunlukta ama mevcut



Şekil 4.18. PPMAC'nin XRD deseni

Tablo 4.4. PPMAC'nin XRD analiz verileri

No	2θ (°)	d (Å)	Yoğunluk (Height)
1	35.820	2.5048	100.00
3	36.039	2.4901	82.80
4	43.471	1.119	20.60
5	57.355	0.915	27.60
6	62.939	0.865	35.50
6-10	36.7–51.7°	2.44–1.76 Å	Düşük yoğunlukta ama mevcut

4.2. Adsorpsiyon Çalışması Sonuçları

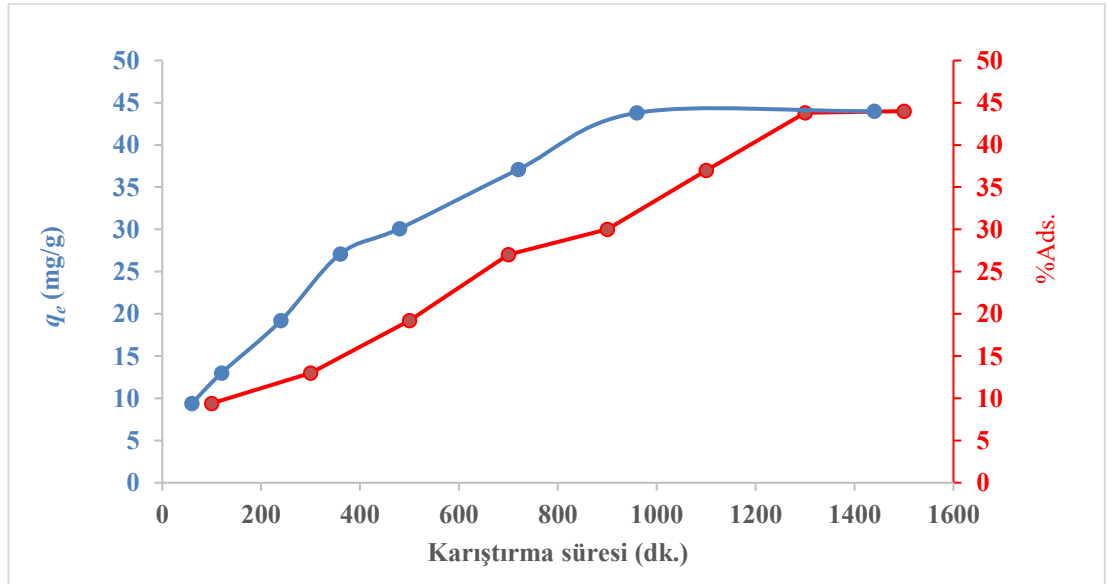
4.2.1. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna karıştırma süresinin etkisi

CIP adsorpsiyonuna karıştırma süresinin etkisinin incelenmesi amacıyla 50 mL hacminde 50 mg/L CIP çözeltisi hazırlandı. Bu çözeltilere 25 mg PPMAC konuldu ve

elde edilen karışımlar farklı sürelerde orbital sallayıcı ile karıştırıldı. İşlem sonunda manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı. Sulu fazda kalan CIP derişimi UV-Vis. spektrofotometre ile belirlendi. Elde edilen sonuçlar Tablo 4.5.'de verildi.

Tablo 4.5. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna karıştırma süresinin etkisi

Karıştırma süresi (dk.)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	%Ads
60	45,3±0,1	9,4±0,1	9,4
120	43,5±0,5	13,0±1,1	13,0
240	40,4±0,2	19,2±0,4	19,2
360	36,5±2,0	27,1±4,0	27,0
480	35,0±2,2	30,1±4,5	30,0
720	31,5±0,2	37,1±0,4	37,0
960	28,1±0,9	43,8±1,8	43,8
1440	28,0±0,2	44,0±0,3	44,0



Şekil 4.19. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun karıştırma süresi ile değişimi

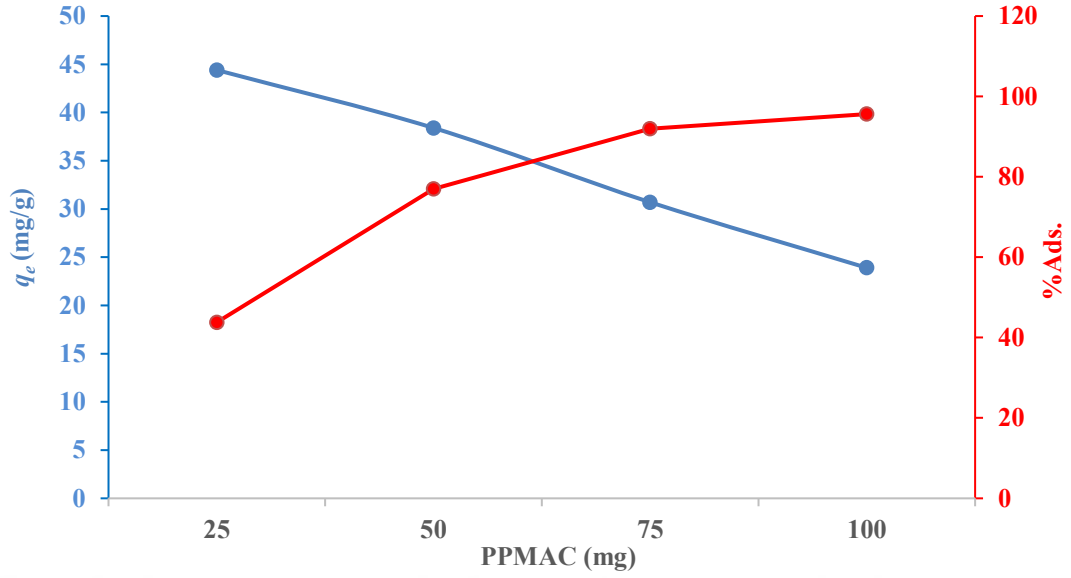
Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun karıştırma süresi ile değişimi Şekil 4.19.'de gösterildi. Karıştırma süresiyle PPMAC' nin gramı başına adsorpladığı CIP miktarlarına baktığımızda 60 dk. sonunda 9,4 mg/g iken 1440 dk.'nın sonunda 44,0 mg/g a çıktığı görülmektedir. Karıştırma süresinin artmasıyla CIP adsorpsiyonu 960 dakikaya kadar arttığı ve daha sonrasında çok az bir artış ile 1440 dakikada dengeye eriştiği gözlenmektedir. Buna sebep olan durumun başlangıçta erişimin kolay olduğu boş PPMAC yüzeyinin olması daha sonra ise CIP' in iç kısımlara ulaşımın zaman alması olabilir (Tünay ve ark.,2022).

4.2.2. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna PPMAC dozu etkisi

CIP adsorpsiyonunda manyetik aktif karbonun (PPMAC) doz etkisini incelemek amacıyla 50 mL hacminde ve 50 mg/L CIP içeren bir seri çözelti hazırlandı. Çözeltilere 25 mg, 50 mg,75 mg ve 100 mg olmak dört farklı PPMAC miktarı ilave edildi ve süspansiyonlar 24 saat süreyle orbital çalkalayıcı ile karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı. Sulu fazda kalan CIP derişimi UV-Vis. spektrofotometre ile belirlendi. Elde edilen sonuçlar Tablo.4.6. de verildi. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun PPMAC doz etkisiyle değişimi Şekil 4.20.de gösterildi.

Tablo 4.6. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna PPMAC dozu etkisi.

Doz (mg)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	%Ads
25	28,1±0,6	44,4±2,0	43,8
50	11,5±1,1	38,4±1,0	77,0
75	4,0±0,1	30,7±0,1	92,0
100	2,2±0,2	23,9±0,1	95,6



Şekil 4.20. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun PPMAC doz etkisiyle değişimi.

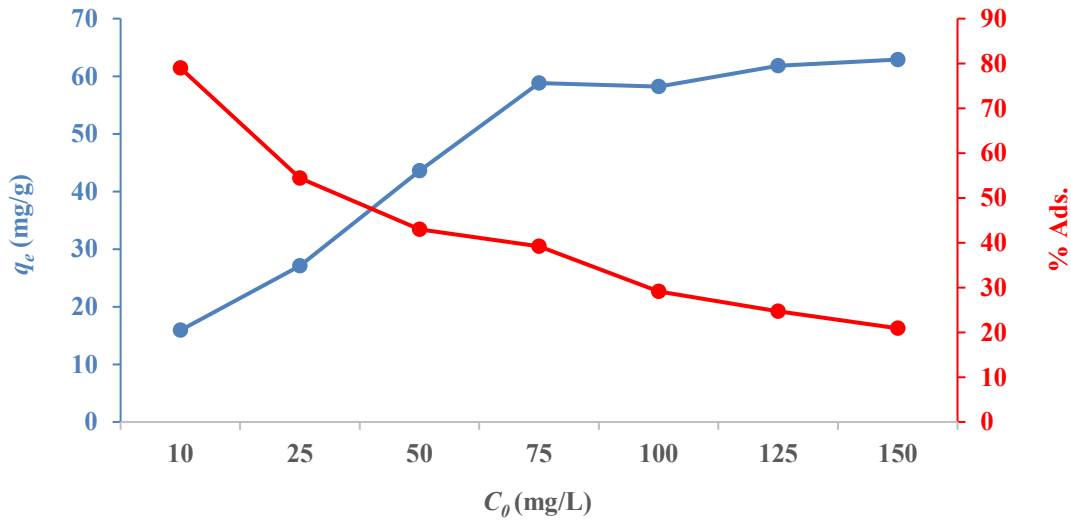
Sonuçlar incelendiğinde PPMAC dozu 25 mg dan 100 mg'a kadar arttırıldığında PPMAC'nin gramı başına adsorpladığı CIP miktarı 44,4 mg/g dan 23,9 mg/g'a düşerken, adsorpsiyon yüzdesinin 43,8'den 95,6'ya kadar çıktığı görülmektedir. Adsorpsiyon giderim yüzdesi, adsorpsiyon kapasitesinin tersine adsorban dozu ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir. PPMAC dozu arttıkça adsorpsiyon yapabilecek alan arttığı için giderim yüzdesinde artış normaldir. Adsorpsiyon yüzdesi artarken PPMAC'nin gramı başına adsorpladığı CIP miktarının düşmesi de bunun sonucu olarak görülebilir (Mondal ve ark.,2008; Rajendran ve ark.,2022)

4.2.3. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna CIP'in başlangıç derişiminin etkisi

CIP başlangıç derişiminin CIP adsorpsiyonuna etkisini incelemek amacıyla 50 mL hacminde değişik konsantrasyonlarda CIP çözeltileri hazırlandı. Bu çözeltilere 25 mg PPMAC ilave edildi ve süspansiyonlar 24 saat süre boyunca orbital sallayıcı ile karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı. Sulu fazda kalan CIP derişimi UV-Vis. spektrofotometre ile belirlendi. Hesaplanan sonuçlar Tablo 4.7.'de verildi.

Tablo 4.7. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna CIP'in başlangıç derişiminin etkisi

C_0 (mg/L)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	%Ads
10	2,1±0,6	15,9±1,2	79,0
25	11,4±0,7	27,1±1,4	54,4
50	28,5±1,1	43,6±3,2	43,0
75	45,6±1,5	58,8±3,1	39,2
100	70,9±0,1	58,2±0,1	29,1
125	94,1±0,4	61,8±0,8	24,7
150	118,6±2,0	62,9±4,0	20,9

**Şekil 4.21.** Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun çözeltinin başlangıç derişimi ile değışimi

Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonunun çözeltinin başlangıç derişimi ile değışimi Şekil 4.21.'de gösterilmektedir. PPMAC üzerine absorbe edilen CIP miktarı(q_e), başlangıç derişimi(C_0) arttıkça artmaktadır. Yüksek derişimlerde adsorban yüzeyine daha fazla molekül çarptığı için birim kütle başına tutulan madde miktarı artmaktadır. Bu artış hızı bir yerden sonra yavaşlamakta çünkü yüzeyde boş yer kalmamaktadır (Ozer ve Imamoglu, 2017; Usanmaz ve ark., 2021). Ancak başlangıç derişimi arttıkça yüzde adsorpsiyonun azaldığı görülmektedir. Örneğin CIP başlangıç derişimi 10 mg/L iken adsorpsiyon verimi %79 fakat CIP başlangıç derişimi 150 mg/L

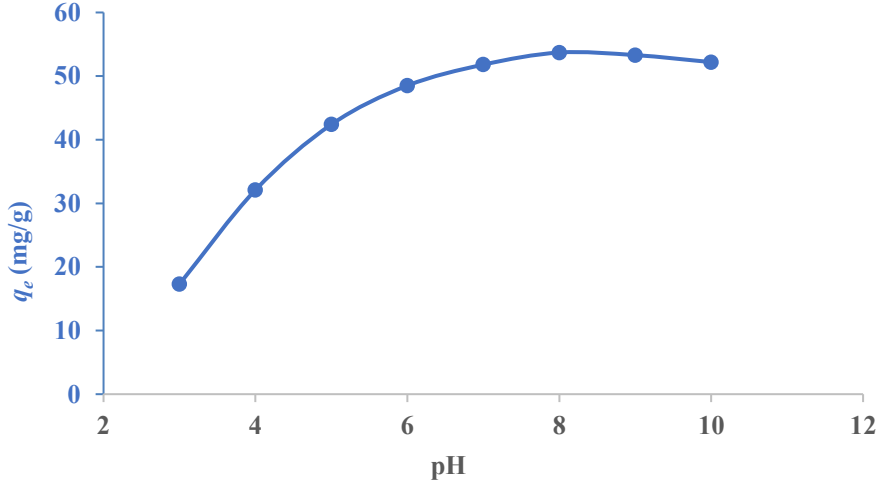
iken bu verimin %20,9'a düştüğü görülmektedir. Düşük CIP derişimlerinde PPMAC yüzeyi yeterli olurken, CIP başlangıç derişimi arttıkça PPMAC yüzeyi doymaya başlamakta ve daha fazla CIP moleküllerini adsorbe edememektedir. Bu nedenle yüzde giderme verimi değerleri, başlangıç derişimi arttıkça azalmaktadır.

4.2.4. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna pH etkisi

CIP adsorpsiyonuna pH etkisinin incelenmesi amacıyla 50 mL hacminde 50 mg/L ve pH'sı 3,0 ile 10,0 arasında değişen bir seri çözelti hazırlanarak içlerine 25 mg PPMAC ilave edildi. Hazırlanan süspansiyonlar 24 saat süreyle orbital çalkalayıcı ile karıştırıldı. Ardından manyetik mıknatıs ile katı ve sıvı faz birbirinden ayrıldı. Sulu fazda kalan CIP derişimi UV-Vis. Spektrofotometre ile belirlendi. Elde edilen hesaplanmış bulgular Tablo 4.8.'da verildi. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonun çözeltinin pH'sı ile değişimi Şekil 4.22.'da gösterildiği gibidir.

Tablo 4.8. PPMAC ile CIP adsorpsiyonuna pH etkisi.

pH	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)
3	41,4±0,1	17,3±0,1
4	34,0±1,1	32,1±2,3
5	28,8±0,8	42,4±1,8
6	25,8±1,6	48,5±3,2
7	24,1±0,4	51,8,±0,7
8	23,2±0,1	53,7±0,1
9	23,4±2,2	53,3±4,5
10	23,9±1,7	52,2±3,5



Şekil 4.22. Sulu çözeltiden PPMAC ile CIP adsorpsiyonun çözeltinin pH'sı ile değişimi

Veriler incelendiğinde PPMAC'in CIP adsorpsiyonunun asidik ortamdan bazik ortama geçildikçe arttığı görülmektedir. pH 7,0 üzerinde ise maksimum düzeye varmıştır. Fakat bu artış pH 8,0'dan sonra değişmiş ve düşüş göstermiştir. İki karakteristik pK_a değerine sahip olan CIP bileşiği, yapısal özellikleri gereği zwitteriyonik bir davranış sergilemektedir. Karboksilik grubun deprotonasyonu sonucunda pH 6,1'in altında katyonik, pH 8,7'nin üzerinde ise anyonik bir form kazanmaktadır. pH değerindeki artışla birlikte, başlangıçta kısmen pozitif yüke sahip olan formun zwitteriyonik yapıya evrilmesi, çözeltideki iyonik rekabetin azalmasına ve elektrostatik çekim kuvvetlerinin artmasına yol açmıştır. Bu mekanizma doğrultusunda CIP'in adsorpsiyon kapasitesinde anlamlı bir artış gözlemlenmiştir (Tunay ve ark., 2024). Sonuçlar bu şekilde olmasına rağmen pH etkisi dışındaki tüm çalışmalar CIP'in orijinal pH değeri ile yapılmıştır.

4.2.5. CIP'in PPMAC üzerinde adsorpsiyon kinetiği

CIP adsorbantının PPMAC üzerindeki adsorpsiyon kinetiği sahte-birinci-derece ve sahte-ikinci-derece eşitlikler kullanılarak araştırıldı.

Sahte-birinci-derece eşitliğinin doğrusal hali eşitlik (4.1)'de verildi (Lagergren, 1998; Senturk ve ark.,2009).

$$\ln (q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (4.1)$$

Bu eşitlikde q_e (mg/g) ve q_t (mg/g) PPMAC'ın gramı başına sırasıyla denge ve herhangi bir t anında tutulan CIP miktarı ve k_1 (1/dk) ise sahte birinci dereceden denklemin sabitidir. k_1 ve q_e değerleri, $\ln (q_e - q_t)$ karşı t arasında ulaşılan doğrusal grafiğin sırasıyla eğiminden ve kesim noktasından hesaplandı.

Sahte-ikinci-derece eşitliğin doğrusal hali (4.2)'deki eşitlik ile verilebilir (Ho ve McKay,1998).

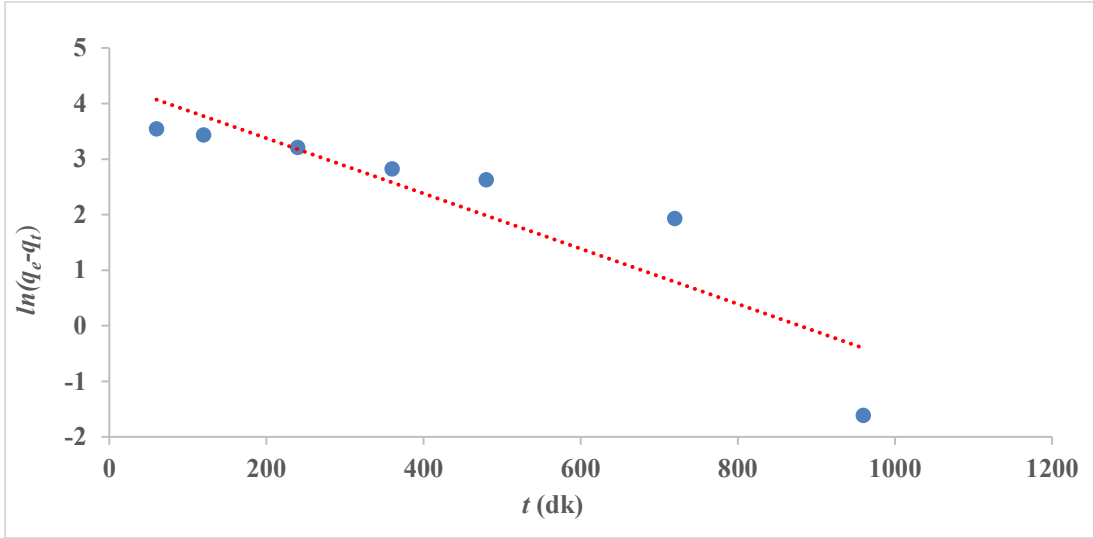
$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (4.2)$$

Bu eşitlikte; k_2 (g/mg.dk) sahte ikinci dereceden denkleminin hız sabitidir. q_e ve k_2 sabitlerini bulmak için t/q_t ' ye karşı t arasında ulaşılan doğrusal grafiğin sırasıyla eğiminden ve kesim noktasından hesaplanarak bulundu. PPMAC ile CIP Adsorpsiyonuna ait sahte birinci derece ve sahte ikinci derece denklem verileri Tablo 4.9.'de listelenmiştir.

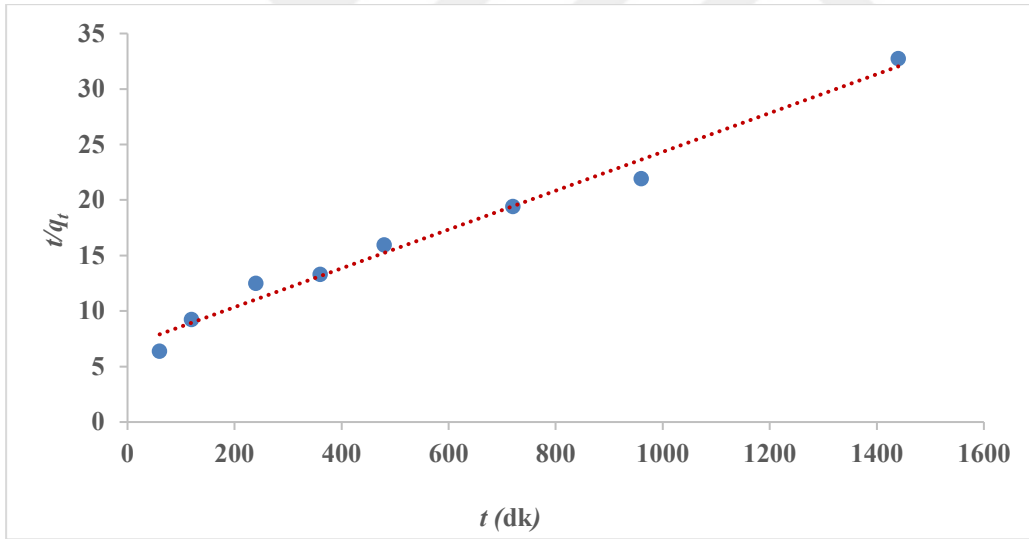
Tablo 4.9. PPMAC ile CIP Adsorpsiyonuna ait sahte birinci derece ve sahte ikinci derece denklem verileri

t (dk)	q_t (mg/g)	$q_e - q_t$	$\ln(q_e - q_t)$	t/q_t
60	9,4	34,6	3,543	6,382
120	13,0	31,0	3,433	9,230
240	19,2	24,8	3,210	12,500
360	27,1	16,9	2,827	13,284
480	30,1	13,9	2,631	15,946
720	37,1	6,9	1,931	19,407
960	43,8	0,2	-1,609	21,917
1440	44,0	0	-	32,727

CIP adsorbatının PPMAC üzerindeki adsorpsiyon kinetiği için sahte-birinci-derece grafiği Şekil 4.23.'de gösterilmektedir. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyon kinetiği için sahte-ikinci-derece grafiği Şekil 4.24.'da gösterilmektedir.



Şekil 4.23. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyon kinetiği için sahte birinci derece grafiği.



Şekil 4.24. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyon kinetiği için sahte ikinci derece grafiği

PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyonu için sahte birinci dereceden ve sahte-ikinci-derece denklemlerin sabitleri ve korelasyon katsayıları (R^2) Tablo 4.10.'da verilmektedir. CIP'in PPMAC üzerinde adsorpsiyonu için her iki kinetik denklemin korelasyon katsayıları mukayese edildiğinde, sahte birinci dereceden korelasyon katsayısının 0,81; sahte ikinci dereceden denklemin korelasyon katsayısının ise 0,98 olduğu görülmektedir. Yani PPMAC ile CIP adsorpsiyonu için sahte-ikinci-derece model ile elde edilen R^2 bire daha yakın bir sonuçtur. Bu da Sahte-ikinci-derece model ile tahmin

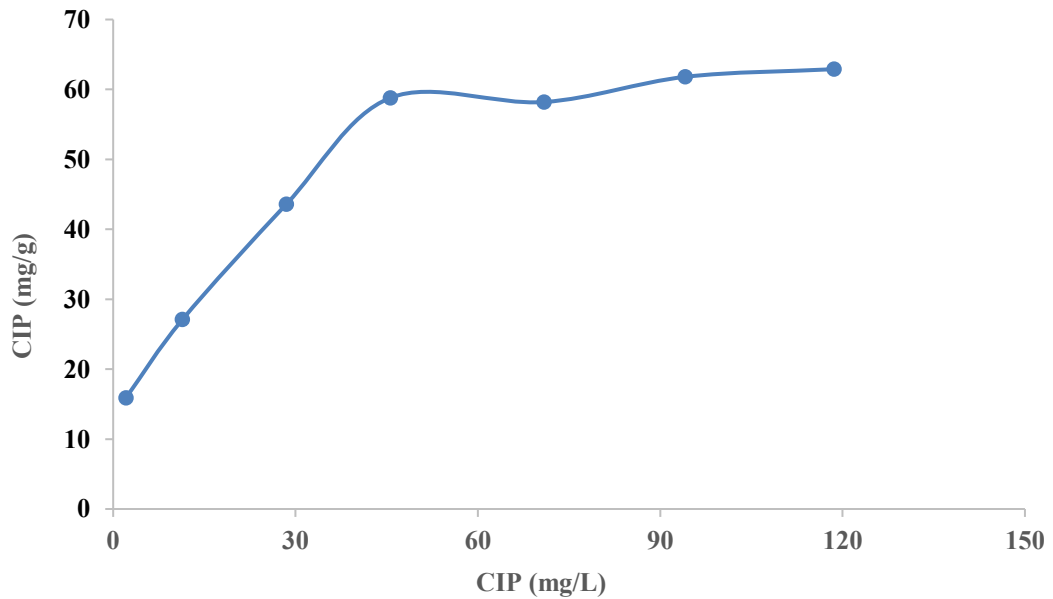
edilen q_e değerinin (q_e hesaplanan), ampirik olarak belirlenen q_e değerine (q_e deneysel) daha yakın olduğunu göstermektedir. Bunlardan dolayı PPMAC ile CIP adsorpsiyon kinetiğinin sahte ikinci derece kinetik eşitliği ile daha uyumlu olduğu sonucuna varılmıştır.

Tablo 4.10. PPMAC üzerinde CIP adsorpsiyonu için sahte-birinci-dereceden ve sahte-ikinci-derece denklemlerin sabitleri ve korelasyon katsayıları.

Adsorban	q_e	Sahte—birinci-derece			Sahte-ikinci-derece		
	deneyssel						
	(mg/g)	$k_1 \times 10^3$	q_e	R^2	$k_2 \times 10^5$	q_e	R^2
		(1/dk)	(mg/g)		(g/mg.dk)	(mg/g)	
CIP	44,0	5,0	79,0	0,8133	4,5	57,1	0,9825

4.2.6. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyon dengesi

PPMAC üzerinde CIP 'in adsorpsiyon izotermi Şekil 4.25.'de gösterilmektedir. Grafik incelendiğinden denge konsantrasyonu 45,6 mg/L olana kadar adsorplanan CIP miktarının arttığı ve daha sonrasında ise denge derişiminin artmasıyla adsorplanan CIP miktarının değişmediği görülmektedir. Bu davranış adsorban yüzeyinde sınırlı sayıda aktif bölgenin bulunduğunu ve bu bölgelerin zamanla dolduğunu göstermektedir. Bu tip bir eğri, tipik bir Langmuir izoterm davranışıyla uyumludur.



Şekil 4.25. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyon izotermi.

PPMAC ile CIP'in adsorpsiyon denge verileri Langmuir ve Freundlich izotermlerine uygulandı.

Freundlich izotermi, heterojen yüzeylerde çok katmanlı adsorpsiyonu açıklamak için kullanılır. Denklemi aşağıdaki eşitlik (Denklem 4.3) ile gösterilmektedir (Freundlich, 1907).

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (4.3)$$

Burada, q_e ; Aktif karbonun üzerinde adsorplanan CIP miktarı (mg/g), C_e ; çözeltide adsorplanmadan kalan CIP derişimi (mg/L), K_F ve n ise Freundlich izoterm eşitliğinin sabitleridir. Bu izotermde bağıl adsorpsiyon kapasitesi ile ilgili sabit K_F ve CIP adsorpsiyonunun şiddetiyle ilgili bir sabit ise n 'dir. n 'nin birden büyük olması halinde adsorpsiyonun verimli bir proses olduğunu ortaya koymaktadır (Berkem, 1994; Roca Jalil ve ark.,2017). Freundlich izoterminin doğrusal formu (Denklem 4.4) eşitliği ile gösterilmektedir.

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (4.4)$$

$\ln q_e$ ile $\ln C_e$ arasında çizilen doğrunun eğimi $1/n$ 'e ve y eksenini kestiği nokta $\ln K_F$ değerine eşittir (Doğan ve ark.,2004; Senturk ve ark.,2009;).

Langmuir'un modeline göre adsorban yüzeyinde tek katmanlı ve homojen bir adsorpsiyon varsayar (Roca Jalil ve ark.,2017; Saad ve ark.,2014). Langmuir izoterminin non-lineer formu (Denklem 4.5) ile ve lineer hali ise (Denklem 4.6) eşitliği ile gösterilmektedir.

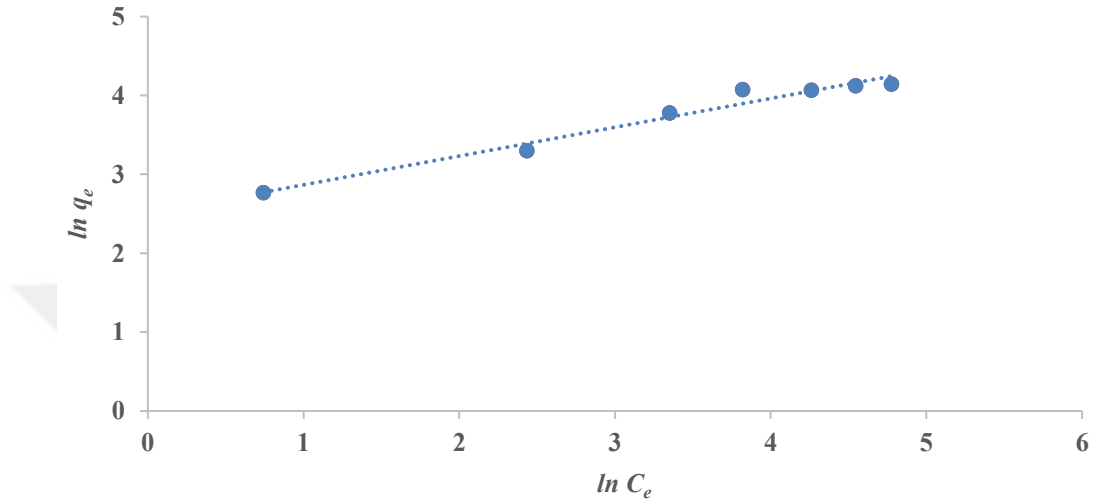
$$q_e = \frac{K_L q_{max} C_e}{1 + K_L C_e} \quad (4.5)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{K_L q_{max}} \quad (4.6)$$

Burada; q_e ; Aktif karbonun üzerinde adsorplanan CIP miktarı (mg/g), C_e ; ; çözeltide tutulmadan kalan CIP derişimi (mg/L)'dir. q_{max} , maksimum tutma kapasitesi (mg/g) ve K_L ise adsorpsiyon enerjisi (L/mg) ile ilgili Langmuir sabitlerdir. C_e 'ye karşı C_e/q_e

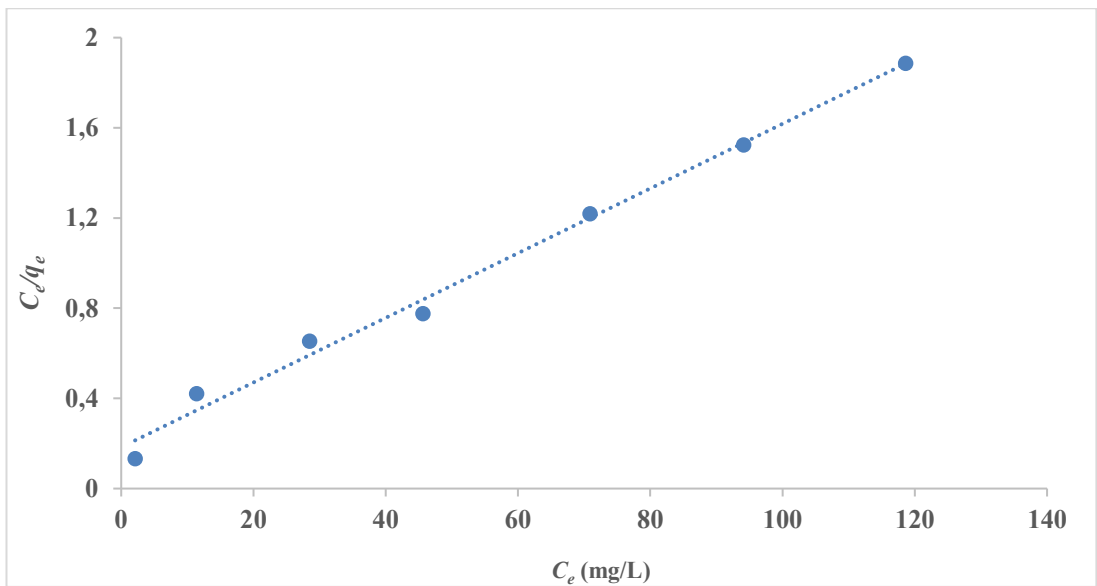
arsasında çizilen grafik bir doğru verir ki bunun eğimi $1/q_{max}$ değerine ve y eksenindeki kesim noktası ise $1/K_L \cdot q_{max}$ değerine eşittir.

PPMAC ile CIP 'in adsorpsiyonu için doğrusal Freundlich izoterm grafiği Şekil 4.26.'de gösterilmiştir.



Şekil 4.26. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için doğrusal Freundlich izoterm grafiği

PPMAC ile CIP' in adsorpsiyonu için doğrusal Langmuir izoterm grafiği Şekil 4.27.'da gösterilmektedir. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için Freundlich ve Langmuir izoterm modellerinin sabitleri ve korelasyon katsayıları Tablo 4.11.'de verilmektedir.



Şekil 4.27. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için doğrusal Langmuir izoterm grafiği.

Tablo 4.11. PPMAC ile CIP'in adsorpsiyonu için Freundlich ve Langmuir izoterm sabitleri ve korelasyon katsayıları

Adsorban	Langmuir sabitleri			Freundlich sabitleri		
	$q_{\max}$ (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2	K_F (mg/g) (L/mg) ^{1/n}	n	R^2
CIP	69,9	0,078	0,9914	12,2	2,7	0,9673

Tablo 4.7.'de verilen Freundlich ve Langmuir izotermlerinin korelasyon katsayıları karşılaştırıldığında, her iki model de sistemin adsorpsiyon davranışını yüksek doğrulukta açıklamakta olsa da Langmuir modelinin daha yüksek R^2 değeriyle ($0,9914 > 0,9673$) deneysel verilere daha iyi uyum sağladığı görülmektedir (Yousefi ve ark., 2021). Bu CIP' in PPMAC yüzeyine tek katmanlı ve homojen bir şekilde adsorbe olduğunu düşündürmektedir. Langmuir izotermine göre hesaplanan adsorpsiyon kapasitesinin ise $q_{\max}=69,9$ mg/g olduğu bulunmuştur.

5. TARTIŞMA VE ÖNERİLER

Bu çalışmada kesikli yöntem (batch yöntemi) ile bal kabağı kabuklarından çinko klorür ile aktif karbon (PPAC) yapıp sonrasında bal kabağı manyetik aktif karbon (PPMAC) sentezlenerek siprofloksasin'in (CIP) sulu çözeltilerden adsorpsiyonu üzerine çalışıldı. PPAC ve PPMAC' nin karakterizasyonu için BET, SEM-EDS, XRD ve FT-IR analizleri yapıldı. Sulu fazda siprofloksasin derişimi UV-Vis. spektrofotometre ile belirlendi. Adsorpsiyon deney çalışmalarında sulu fazın pH'sı, karıştırma süresi, siprofloksasin başlangıç konsantrasyonu ve aktif karbonun doz etkisi gibi CIP giderimini etkileyen parametreler araştırıldı.

Karakterizasyon çalışmalarında PPAC ve PPMAC'nin BET yüzey alanlarının sırasıyla 946,4 m²/g ve 798,0 m²/g olduğu görüldü. EDS analizinde %84,87'lik bir oranla PPAC'nin yüksek oranda karbon içerdiği ve muhtemelen başarılı bir karbonizasyon gerçekleştiği görüldü. PPMAC'a ait enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDS) sonuçlarına göre Co (% 5,77 ağırlıkça) ve Fe (% 6,71 ağırlıkça) elementlerinin karbon destekli yapıya başarıyla yüklendiğini doğruladı.

Adsorpsiyon çalışmalarında pH'nın siprofloksasin adsorpsiyonunda etkili olduğu en verimli pH'nın nötr ve hafif bazik koşullarda gerçekleştiği bulundu. Diğer taraftan karıştırma süresinin artmasıyla siprofloksasin adsorpsiyonunun arttığı ve 1440 dk. sonra en yüksek değere ulaştığı bulundu. Siprofloksasin başlangıç derişiminin artması da manyetik aktif karbonun gramı başına adsorplanan siprofloksasin miktarının arttığı bulundu. Ayrıca adsorpsiyon giderim yüzdesi, adsorban dozu ile doğru orantılı olarak artış göstermiştir.

CIP'in PPMAC üzerine adsorpsiyon kinetiği, sahte ikinci derece kinetik model ile daha uyumlu olarak bulundu. CIP'in PPMAC üzerine adsorpsiyon dengesi Freundlich ve Langmuir izotermi ile incelendi ve her iki izotermin de korelasyon katsayıları 0,95'den büyük olduğu bulundu. Buna göre her iki model de CIP adsorpsiyon davranışını yüksek doğrulukta açıklamakta olsa da Langmuir modelinin daha yüksek R² değeriyle (0,9914>0,9673) deneysel verilere daha iyi uyum sağladığı görülmektedir. Bu da CIP'in PPMAC yüzeyine tek katmanlı ve homojen bir şekilde

adsorbe olduğunu düşündürmektedir. Langmuir izotermine göre hesaplanan adsorpsiyon kapasitesinin ise $q_{max}=69,9$ mg/g olduğu bulunmuştur. Literatürde rapor edilmiş çeşitli adsorbanların CIP adsorpsiyon kapasiteleri bir liste halinde Tablo 5.1’de sunulmaktadır.

Tablo 5.1. PPMAC’nin CIP adsorpsiyon kapasitesinin diğer adsorbanlarla karşılaştırılması.

Adsorban	Adsorpsiyon Kapasitesi (mg/g)	Kaynak
Portakal kabuğundan çinko klorür kullanılarak hazırlanan aktif karbon	181,8	(Koklu ve Imamoglu, 2022)
Fosforik asit aktivasyonlu kabak kabuğu biyokömürü	153,9	(Özer ve İmamoğlu, 2024)
CaMgAl katmanlı çift hidroksit/kırmızı çamur kompoziti	138,16	(Hammood ve Mohammed, 2024)
Jerivá (Syagrus romanzoffiana) atıklarından üretilen aktif karbon	335,8	(de Oliveira Carvalho ve ark., 2019)
Potasyum bikarbonat ve üre içeren folium sikas bazlı aktif karbon	204,08	(Kong ve ark., 2020)
Azolla filiculoides aktif karbon	35,14	(Balarak ve ark., 2021)
Yeni manyetik Fe ₃ O ₄ /Aktif karbon nanokompoziti	156,2	(Zisti ve ark., 2023)
Muz kabuğu biyokömürü	23,3	(Patel ve ark., 2021)
Fonksiyonelleştirilmiş muz sapı aktif karbonu	49,7	(Agboola ve Bello, 2022)
Bambu kömürü	36,02	(Wang ve ark., 2017)
Nar kabuğu aktif karbonu	2,35	(Elsaim, M. H., 2017)
RuO ₂ -Co ₃ O ₄ @g-C ₃ N ₄ nanokompozit	146,66	(Khairy ve ark.,2025)
Bambu biyokömürü	281,19	(Ouyang ve ark.,2025)
Grafen oksit/katmanlı çift hidroksit kompoziti	106,97	(Sikri ve ark.,2025)
PPMAC	69,9	Bu çalışma

Bal kabağı kabuğunda hazırlanmış manyetik aktif karbonun (PPMAC) sulu çözeltilerdeki CIP adsorpsiyon kapasitesinin literatürde rapor edilen kapasitelerin bazılarından yüksek ve bazılarından düşük olduğu görülmektedir. Buna göre hazırlanan PPMAC’nin CIP adsorpsiyon kapasitesinin orta kapasite seviyesinde olduğu söylenebilir.

Elde edilen sonuçlar ışığında bal kabağı kabuğundan $ZnCl_2$ ile hazırlanarak manyetik özellik kazandırılmış aktif karbonun sulu çözeltilerden CIP'in uzaklaştırılması için verimli olduğu söylenebilir. Biyolojik atıkların aktif karbon haline getirilmesinin ekonomiye geri dönüşümdeki önemi ve manyetik aktif karbonun normal aktif karbonlarla kıyaslandığında kullanım kolaylıklarının olması gibi artılarını da düşündüğümüzde, hazırlanan PPMAC'nin sulu çözeltilerden CIP adsorpsiyonunda etkili olduğu ve ticari olarak da kullanılabileceği sonucuna varıldı.





KAYNAKLAR

- 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.
- Agboola, O. S., & Bello, O. S. (2022). Enhanced adsorption of ciprofloxacin from aqueous solutions using functionalized banana stalk. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(12), 5463-5478.
- Akça, İ. K., & Köklü, R. (2023). Removal of Paracetamol by Powdered Activated Carbon Synthesized From Orange Peels. *Sakarya University Journal of Science*, 27(1), 168-180.
- Al-Buriah, A. K., Al-shaibani, M. M., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A. A., Sharma, A., & Ismail, N. (2022). Ciprofloxacin removal from non-clinical environment: A critical review of current methods and future trend prospects. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102725.
- Al-Omar, M. A. (2005). Ciprofloxacin: physical profile. *Profiles Drug Subst. Excip. Related Methodol*, 31, 163-178.
- Arora, B., Dhillayan, D., Yadav, S., Ghotekar, S., Mukherjee, S., Mohan, C., & Kataria, N. (2025). Bio-fabrication of acid-treated and magnetic biochar from rice straw for tetracycline removal from water: response surface methodology study, reusability, and modelling. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-16.
- Badawi, A. K., Salama, R. S., & Mostafa, M. M. M. (2023). Natural-based coagulants/flocculants as sustainable market-valued products for industrial wastewater treatment: a review of recent developments. *RSC advances*, 13(28), 19335-19355.
- Balarak, D., Baniyadi, M., Lee, S. M., & Shim, M. J. (2021). Ciprofloxacin adsorption onto *Azolla filiculoides* activated carbon from aqueous solutions. *Desalination and Water Treatment*, 218, 444-453.
- Balarak, D., Kord Mostafapour, F., & Azarpira, H. (2016). Adsorption kinetics and equilibrium of Ciprofloxacin from aqueous solutions using *Corylus avellana* (Hazelnut) activated carbon. *British Journal of Pharmaceutical Research*.
- Bano, A., Prasad, B., Dave, H., & Prasad, K. S. (2025). A mechanistic insight on non-steroidal anti-inflammatory drug, ketoprofen removal from pharmaceutical wastewater by a magnetic biochar: Batch and fixed bed adsorption studies. *Inorganic Chemistry Communications*, 173, 113802.
- Boretti, A., & Rosa, L. (2019). Reassessing the projections of the world water development report. *NPJ Clean Water*, 2(1), 15.
- Brunauer, S., Emmett, P. H., & Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American chemical society*, 60(2), 309-319.

- Carabineiro, S. A. C., Thavorn-Amornsri, T., Pereira, M. F. R., & Figueiredo, J. L. (2011). Adsorption of Ciprofloxacin on surface-modified carbon materials. *Water research*, 45(15), 4583-4591.
- Chandrasekaran, A., Patra, C., Narayanasamy, S., & Subbiah, S. (2020). Adsorptive removal of Ciprofloxacin and Amoxicillin from single and binary aqueous systems using acid-activated carbon from *Prosopis juliflora*. *Environmental Research*, 188, 109825.
- Costa, R. L. T., do Nascimento, R. A., de Araújo, R. C. S., Vieira, M. G. A., da Silva, M. G. C., de Carvalho, S. M. L., & de Faria, L. J. G. (2021). Removal of non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) from water with activated carbons synthesized from waste murumuru (*Astrocaryum murumuru* Mart.): Characterization and adsorption studies. *Journal of Molecular Liquids*, 343, 116980.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental chemistry letters*, 17, 145-155.
- Das, A. (2025). Surface water potential zones delineation and spatiotemporal variation characteristics of water pollution and the cause of pollution formation in Brahmani River Basin, Odisha. *HydroResearch*, 8, 99-112.
- de Oliveira Carvalho, C., Costa Rodrigues, D. L., Lima, É. C., Santanna Umpierres, C., Caicedo Chaguezac, D. F., & Machado Machado, F. (2019). Kinetic, equilibrium, and thermodynamic studies on the adsorption of ciprofloxacin by activated carbon produced from Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 4690-4702.
- Destyorini, F., Irmawati, Y., Hardiansyah, A., Widodo, H., Yahya, I. N. D., Indayaningsih, N., ... & Uyama, H. (2021). Formation of nanostructured graphitic carbon from coconut waste via low-temperature catalytic graphitisation. *Engineering Science and Technology, an International Journal*, 24(2), 514-523.
- Doğan, M., Alkan, M., Türkyilmaz, A., & Özdemir, Y. (2004). Kinetics and mechanism of removal of methylene blue by adsorption onto perlite. *Journal of hazardous materials*, 109(1-3), 141-148.
- Durgapal, S., Mukhopadhyay, S., & Goswami, L. (2017). Preparation, characterization and evaluation of floating microparticles of ciprofloxacin. *Int. J. Appl. Pharm*, 9, 1-8.
- Elsaim, M. H. (2017). Removal of ciprofloxacin hydrochloride from aqueous solution by pomegranate peel grown in Alziedab agricultural scheme-River Nile State, Sudan. *Biochemistry*, 5(5), 89-96.
- Foroutan, R., Mohammadi, R., Ramavandi, B., & Bastanian, M. (2018). Removal characteristics of chromium by activated carbon/CoFe₂O₄ magnetic composite and Phoenix dactylifera stone carbon. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 35, 2207-2219.
- Freundlich, H. (1907). Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 57(1), 385-470.

- Giri, S. (2021). Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. *Environmental Pollution*, 271, 116332.
- Gupta, V. K. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review. *Journal of environmental management*, 90(8), 2313-2342.
- Hammood, Z. A., & Mohammed, A. A. (2024). Enhanced adsorption of ciprofloxacin from an aqueous solution using a novel CaMgAl-layered double hydroxide/red mud composite. *Results in Engineering*, 23, 102600.
- Hashemi, S. H., & Soleimani, M. (2025). Usage of magnetic activated carbon as a potential adsorbent for aniline adsorption from wastewater. *Scientific Reports*, 15(1), 4570.
- Ho, Y. S., & McKay, G. (1998). Sorption of dye from aqueous solution by peat. *Chemical engineering journal*, 70(2), 115-124.
- Igwegbe, C. A., Oba, S. N., Aniagor, C. O., Adeniyi, A. G., & Ighalo, J. O. (2021). Adsorption of ciprofloxacin from water: a comprehensive review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 93, 57-77.
- Imamoglu, M., Yıldız, H., Altundag, H., & Turhan, Y. (2015). Efficient removal of Cd (II) from aqueous solution by dehydrated hazelnut husk carbon. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 36(2), 284-290.
- Ioannidou, O., & Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 11(9), 1966-2005.
- Jalili, H., Aslibeiki, B., Varzaneh, A. G., & Chernenko, V. A. (2019). The effect of magneto-crystalline anisotropy on the properties of hard and soft magnetic ferrite nanoparticles. *Beilstein journal of nanotechnology*, 10(1), 1348-1359.
- Jiang, W., Zhang, L., Guo, X., Yang, M., Lu, Y., Wang, Y., ... & Wei, G. (2021). Adsorption of cationic dye from water using an iron oxide/activated carbon magnetic composites prepared from sugarcane bagasse by microwave method. *Environmental technology*, 42(3), 337-350.
- Jmai, L., Guiza, S., Jellali, S., Bagane, M., & Jeguirim, M. (2025). Synthesis of a novel biocomposite from orange peels and its application for the removal of diclofenac from aqueous solutions: assessment of adsorption characteristics. *Comptes Rendus. Chimie*, 28(G1), 225-238.
- Karaçetin, G., Sivrikaya, S., & Imamoğlu, M. (2014). Adsorption of methylene blue from aqueous solutions by activated carbon prepared from hazelnut husk using zinc chloride. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 110, 270-276.
- Khairy, M., Aissa, M. A. B., Modwi, A., Masoud, E. M., & Raza, N. (2025). Optimizing aquatic cleanup of ciprofloxacin by means of RuO₂-Co₃O₄@ g-C₃N₄ nanocomposite. *Diamond and Related Materials*, 112268.
- Kılıç, Z. (2020). The importance of water and conscious use of water. *International Journal of Hydrology*, 4(5), 239-241.
- Koklu, R., & Imamoglu, M. (2022). Removal of ciprofloxacin from aqueous solution by activated carbon prepared from orange peel using zinc chloride. *Membrane and Water Treatment*, 13(3), 129-137.

- Kong, J., Zheng, Y., Xiao, L., Dai, B., Meng, Y., Ma, Z., ... & Huang, X. (2020). Synthesis and comparison studies of activated carbons based folium cycas for ciprofloxacin adsorption. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 606, 125519.
- Lagergren, S. (1898). About the theory of so-called adsorption of soluble substance, *Kung Sven. Vetén. Hand.*, 24, 1-39.
- Li, C., Zhang, X., Zhou, C., Yang, F., Liang, J., Gu, H., ... & Li, H. (2025). Performance and mechanism of a novel bamboo-based magnetic biochar composite for efficient removal of norfloxacin. *Advanced Composites and Hybrid Materials*, 8(1), 71.
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: a review. *Frontiers in environmental science*, 10, 880246.
- Malakootian, M., Faraji, M., Malakootian, M., & Nozari, M. (2021). CIProfloxacin removal from aqueous media by adsorption process: A systematic review and meta-analysis. *Desalination and water treatment*, 229, 252-282.
- Mehrabi, F., Vafaei, A., Ghaedi, M., Ghaedi, A. M., Dil, E. A., & Asfaram, A. (2017). Ultrasound assisted extraction of Maxilon Red GRL dye from water samples using cobalt ferrite nanoparticles loaded on activated carbon as sorbent: optimization and modeling. *Ultrasonics sonochemistry*, 38, 672-680.
- Mondal, P., Majumder, C. B., & Mohanty, B. (2008). Effects of adsorbent dose, its particle size and initial arsenic concentration on the removal of arsenic, iron and manganese from simulated ground water by Fe³⁺ impregnated activated carbon. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 695-702.
- Moosavi, S., Lai, C. W., Gan, S., Zamiri, G., Akbarzadeh Pivehzhani, O., & Johan, M. R. (2020). Application of efficient magnetic particles and activated carbon for dye removal from wastewater. *ACS omega*, 5(33), 20684-20697.
- Ng, S. M. H., Raveendran, K., Azman, W. N. A. S. W., Loh, S. H., Ariffin, M. M., & Khalik, W. M. A. W. M. (2025). Carbonaceous materials-based aloe vera leaf waste as magnetic adsorbents for pre-concentration selective serotonin reuptake inhibitor antidepressant drugs from aqueous solutions. *Green Analytical Chemistry*, 12, 100192.
- Nguyen, T. B., Truong, Q. M., Chen, C. W., Chen, W. H., & Dong, C. D. (2022). Pyrolysis of marine algae for biochar production for adsorption of ciprofloxacin from aqueous solutions. *Bioresource technology*, 351, 127043.
- Ouyang, E., Zhang, R., Yang, W., Zhao, R., Wan, Y., Li, S., ... & Hu, Z. (2025). Porous bamboo biochar for adsorption of quinolone antibiotics from aqueous solution: Performance assessment and mechanism insight. *Journal of Water Process Engineering*, 72, 107622.
- Ozdes, D., & Duran, C. (2021). Preparation of melon peel biochar/CoFe₂O₄ as a new adsorbent for the separation and preconcentration of Cu (II), Cd (II), and Pb (II) ions by solid-phase extraction in water and vegetable samples. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 1-19.

- Ozer, C., & Imamoglu, M. (2017). Adsorptive transfer of methylene blue from aqueous solutions to hazelnut husk carbon activated with potassium carbonate. *Desalination and Water Treatment*, 94, 236-243.
- Özer, Ç., & İmamoğlu, M. (2023). Isolation of nickel (II) and lead (II) from aqueous solution by sulfuric acid prepared pumpkin peel biochar. *Analytical Letters*, 56(3), 491-503.
- Özer, Ç., & İmamoğlu, M. (2024). Removal of ciprofloxacin from aqueous solutions by pumpkin peel biochar prepared using phosphoric acid. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(5), 6521-6531.
- Pascariu, P., Gherasim, C., & Airinei, A. (2023). Metal oxide nanostructures (MONs) as photocatalysts for ciprofloxacin degradation. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(11), 9564.
- Patel, M., Kumar, R., Pittman Jr, C. U., & Mohan, D. (2021). Ciprofloxacin and acetaminophen sorption onto banana peel biochars: Environmental and process parameter influences. *Environmental Research*, 201, 111218.
- Peñafiel, M. E., Matesanz, J. M., Vanegas, E., Bermejo, D., Mosteo, R., & Ormad, M. P. (2021). Comparative adsorption of Ciprofloxacin on sugarcane bagasse from Ecuador and on commercial powdered activated carbon. *Science of the Total Environment*, 750, 141498.
- Pltonykova, H., Koepfel, S., Bernardini, F., Tiefenauer-Linardon, S., & de Strasser, L. (2020). The United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change.
- Raha, S., & Ahmaruzzaman, M. (2022). ZnO nanostructured materials and their potential applications: progress, challenges and perspectives. *Nanoscale Advances*, 4(8), 1868-1925.
- Rajendran, S., Priya, A. K., Kumar, P. S., Hoang, T. K., Sekar, K., Chong, K. Y., ... & Show, P. L. (2022). A critical and recent developments on adsorption technique for removal of heavy metals from wastewater-A review. *Chemosphere*, 303, 135146.
- Rana, P., Soni, V., Sharma, S., Poonia, K., Patial, S., Singh, P., ... & Raizada, P. (2025). Harnessing nitrogen doped magnetic biochar for efficient antibiotic adsorption and degradation. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*.
- Rashid, R., Shafiq, I., Akhter, P., Iqbal, M. J., & Hussain, M. (2021). A state-of-the-art review on wastewater treatment techniques: the effectiveness of adsorption method. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 9050-9066.
- Reddy, D. H. K., & Lee, S. M. (2014). Magnetic biochar composite: facile synthesis, characterization, and application for heavy metal removal. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 454, 96-103.
- Rehman, A., Patrick, W. M., & Lamont, I. L. (2019). Mechanisms of ciprofloxacin resistance in *Pseudomonas aeruginosa*: new approaches to an old problem. *Journal of Medical Microbiology*, 68(1), 1-10.
- Riah, A., Bousba, S., Salem, D. B., Allal, H., Benamira, S. B., Allam, M. D., ... & Zaiter, A. (2025). Synthesis and Adsorption Efficiency of Magnetically Separable Sawdust-Based Activated Carbon for Ibuprofen Removal. *Surfaces and Interfaces*, 106134.

- Roca Jalil, M. E., Baschini, M., & Sapag, K. (2017). Removal of ciprofloxacin from aqueous solutions using pillared clays. *Materials*, 10(12), 1345.
- Saad, M. E. K., Khiari, R., Elaloui, E., & Moussaoui, Y. (2014). Adsorption of anthracene using activated carbon and *Posidonia oceanica*. *Arabian Journal of Chemistry*, 7(1), 109-113.
- Senturk, H. B., Ozdes, D., Gundogdu, A., Duran, C., & Soylak, M. (2009). Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption onto organomodified Tirebolu bentonite: Equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Journal of hazardous materials*, 172(1), 353-362.
- Sikri, N., Kumar, S., Behera, B., & Mehta, J. (2025). Graphene oxide/layered double hydroxide composite as highly efficient and recyclable adsorbent for removal of ciprofloxacin from aqueous phase. *Frontiers in Nanotechnology*, 7, 1578620.
- Silva, C. P., Jaria, G., Otero, M., Esteves, V. I., & Calisto, V. (2018). Waste-based alternative adsorbents for the remediation of pharmaceutical contaminated waters: has a step forward already been taken?. *Bioresource technology*, 250, 888-901.
- Thai, T., Salisbury, B. H., & Zito, P. M. (2023). Ciprofloxacin. In *StatPearls* [internet]. StatPearls Publishing.
- Tunay, S., Koklu, R., & Imamoglu, M. (2024). Highly Efficient and Environmentally Friendly Walnut Shell Carbon for the Removal of Ciprofloxacin, Diclofenac, and Sulfamethoxazole from Aqueous Solutions and Real Wastewater. *Processes*, 12(12), 2766.
- Tünay, S., Köklü, R., & İmamoğlu, M. (2022). Removal of diclofenac, ciprofloxacin and sulfamethoxazole from wastewater using granular activated carbon from hazelnut shell: isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Desalination and Water Treatment*, 277, 155-168.
- Usanmaz, S., Özer, Ç., & İmamoğlu, M. (2021). Removal of Cu (II), Ni (II) and Co (II) ions from aqueous solutions by hazelnut husks carbon activated with phosphoric acid. *Desalination and Water Treatment*, 227, 300-308.
- Wang, L., Chen, G., Ling, C., Zhang, J., & Szerlag, K. (2017). Adsorption of ciprofloxacin on to bamboo charcoal: effects of pH, salinity, cations, and phosphate. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 36(4), 1108-1115.
- Yousefi, M., Gholami, M., Oskoei, V., Mohammadi, A. A., Baziar, M., & Esrafil, A. (2021). Comparison of LSSVM and RSM in simulating the removal of ciprofloxacin from aqueous solutions using magnetization of functionalized multi-walled carbon nanotubes: Process optimization using GA and RSM techniques. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105677.
- Zhang, H. L., Tan, M., Qiu, A. M., Tao, Z., & Wang, C. H. (2017). Antibiotics for treatment of acute exacerbation of chronic obstructive pulmonary disease: a network meta-analysis. *BMC Pulmonary Medicine*, 17, 1-11.
- Zisti, F., Chandrika, K., & Balarak, D. (2023). Effective adsorption of ciprofloxacin antibiotic using of novel magnetic Fe₃O₄/Activated carbon nanocomposite from aqueous solution. *Int J Pharm Investigation*, 13(4), 778-783.

ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Serap İNCE

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2004, Sakarya Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü
- **Tezsiz yüksek lisans:** 2005, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Öğretmenliği
- **Yüksek lisans:** Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya EABD, Analitik Kimya ABD, devam ediyor.

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER:

- 2016 yılından beri MEB’ de Kimya ve Kimya Teknolojileri öğretmeni olarak çalışmaktadır.

TEZDEN TÜRETİLEN ESERLER:

Bildiri:

1.) İnce, S., İmamoğlu, M. “Kabak Kabuğundan Üretilen Manyetik Aktif Karbon ile Sulu Çözeltilerden Siprofloksasin Giderimi”, DEUFBE 3rd International Symposium on Graduate Research-2024, 25-27 December 2024, İzmir, TÜRKİYE.