

ÇANKIRI KARATEKİN ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

BİYOKÜTLE ATIKLARININ METİLEN MAVİ ADSORPSİYON  
KAPASİTELERİNİN İNCELENMESİ

Tiba Saleh Ghani AL-OKAİDAT

KİMYA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ÇANKIRI  
2024

Her hakkı saklıdır

## TEZ ONAYI

Tiba Saleh Ghani AL-OKAIDAT tarafından hazırlanan “**Biyokütle Atıklarının Metilen Mavi Adsorpsiyon Kapasitelerinin İncelenmesi**” adlı tez çalışması 26/07/2024 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Anabilim Dalında **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

**Danışman** : Dr. Öğr. Üyesi Muhammed Bora AKIN

### Jüri Üyeleri :

**Başkan** : Dr. Öğr. Üyesi Muhammed Bora AKIN  
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı  
Çankırı Karatekin Üniversitesi

**Üye** : Doç. Dr. Özlem DOĞAN AYDENİZ  
Biyomühendislik Anabilim Dalı  
Yıldız Teknik Üniversitesi

**Üye** : Dr. Öğr. Üyesi Zehra Gülten YALÇIN  
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı  
Çankırı Karatekin Üniversitesi

**Yukarıdaki sonucu onaylarım**

**Prof. Dr. Ersoy YILMAZ**

**Enstitü Müdürü**

## ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Çankırı Karatekin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğine göre hazırlamış olduğum **“Biyokütle Atıklarının Metilen Mavi Adsorpsiyon Kapasitelerinin İncelenmesi”** konulu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne göre kaynak olarak gösterdiğimi, tezin Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü’nden başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve bu çalışmamın Çankırı Karatekin Üniversitesi tarafından kullanılan “Bilimsel İntihal Tespit Programı”yla tarandığını, “intihal içermediğini” beyan ederim. Çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması halinde ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara razı olduğumu bildiririm. Çankırı Karatekin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca gereğinin yapılmasını arz ederim (26/07/2024).

**Tiba Saleh Ghani AL-OKAIDAT**

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

### BİYOKÜTLE ATIKLARININ METİLEN MAVİ ADSORPSİYON KAPASİTELERİNİN İNCELENMESİ

Tiba Saleh Ghani AL-OKAIDAT

Çankırı Karatekin Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Muhammed Bora AKIN

Bu çalışma, adsorban olarak kullanılan bazı organik bazlı atıkların sulu ortamda Metilen Mavi (Methylene Blue - MB) adsorpsiyon kapasitesini araştırmaktadır. Biyokütle atığı olarak Akçaağaç (*Acer Platanoides*) yaprağı, muz kabuğu, limon kabuğu ve nar kabuğu kullanılmaktadır. Bu malzemeler yıkandıktan sonra kurutulmuş ve boyut küçültme işlemi uygulanmıştır. Hiçbir kimyasal işlem uygulanmamıştır. MB giderim verimliliği incelenirken parametre olarak, başlangıç boya konsantrasyonu (10, 25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 750, 1000 mg/L), sıcaklık (5 °C, 25 °C ve 40 °C), temas süresi (0, 2, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180, 240, 300, 360, 420, 1440 dakika) ve adsorban miktarı (0.3, 0.5, 1.0, 2.5 g/L) incelenmektedir. MB konsantrasyon ölçümleri için UV spektrofotometre kullanılmıştır. Boyar madde çözeltilerindeki zamanla gerçekleşen konsantrasyon değişimleri kullanılarak adsorpsiyon kapasitesi,  $q_e$  ve % verim değerleri tespit edilmiştir. Yapılan çalışma ile incelenen biyokütle atıklarının adsorban olarak kullanımında boya giderimi için optimum koşulları hakkında bilgi sunulmakta ve etkili ve çevre dostu adsorban olarak kullanılabilirlikleri gözler önüne serilmektedir.

**2024, 92 sayfa**

**ANAHTAR KELİMELELER:** Adsorban, Adsorpsiyon, Metilen mavisi, Biyokütle, Atık, Akçaağaç yaprağı, Muz kabuğu, Nar kabuğu, Limon kabuğu

## ABSTRACT

Master of Science Thesis

### INVESTIGATION OF METHYLENE BLUE ADSORPTION CAPACITIES OF BIOMASS WASTES

Tiba Saleh Ghani AL-OKAIDAT

Çankırı Karatekin University  
Graduate School of Natural and Applied Sciences  
Department of Chemical Engineering

Advisor: Asst. Prof. Dr. Muhammed Bora AKIN

This study investigates the adsorption capacity of some organic-based wastes used as adsorbents for Methylene Blue (MB) in an aqueous environment. Biomass waste such as maple (*Acer Platanoides*) leaf, banana peel, lemon peel, and pomegranate peel are used. These materials were washed, dried, and size-reduced. No chemical treatment was applied. While examining the MB removal efficiency, parameters such as initial dye concentration (10, 25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 750, 1000 mg/L), temperature (5 °C, 25 °C, and 40 °C), contact time (0, 2, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180, 240, 300, 360, 420, 1440 minutes), and adsorbent amount (0.3, 0.5, 1.0, 2.5 g/L) were examined. UV spectrophotometer was used for MB concentration measurements. Adsorption capacity,  $q_e$ , and % efficiency values were determined using the concentration changes occurring over time in the dye solutions. This study provides information on the optimal conditions for dye removal using the investigated biomass wastes as adsorbents and demonstrates their potential as effective and environmentally friendly adsorbents.

**2024, 92 pages**

**Keywords:** Adsorbent, Adsorption, Methylene blue, Biomass, Waste, Maple leaf, Banana peel, Pomegranate peel, Lemon peel

## ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Tez danışmanım Dr. Öğr. Üyesi Muhammed Bora AKIN'e sabrı, rehberliği ve anlayışı için teşekkür ederim.

**Tiba Saleh Ghani AL-OKAIDAT**

**Çankırı, Temmuz 2024**



## İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT .....	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER .....	iv
SİMGELER DİZİNİ .....	vii
KISALTMALAR DİZİNİ .....	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ .....	xi
1. GİRİŞ.....	1
1.1 Boyarmaddeler .....	3
1.1.1 Metilen mavisi .....	5
1.2 Atıksulardan Boyaların Giderilmesinin Önemi.....	6
1.3 Boyaları Giderme Yöntemleri.....	8
1.3.1 Biyolojik arıtma .....	9
1.3.2 Kimyasal arıtma.....	11
1.3.3 Fiziksel arıtma.....	11
1.4 Adsorpsiyon .....	12
1.4.1 Fiziksel adsorpsiyon .....	15
1.4.2 Kimyasal adsorpsiyon .....	16
1.4.3 İyonik (Elektrostatik) Adsorpsiyon .....	16
1.5 Adsorpsiyonu Etkileyen Faktörler .....	16
1.6 Adsorpsiyon İzotermleri.....	18
1.6.1 Langmuir adsorpsiyon izotermi .....	18
1.6.2 Freundlich adsorpsiyon izotermi.....	19
1.7 Adsorban.....	20
1.7.1 Adsorban türleri .....	21
1.8 Gıda Atıkları ve Çevre Üzerindeki Etkileri.....	22
1.9 Çalışmanın Önemi .....	24
1.10 Çalışmanın Amaçları .....	25
2. LİTERATÜR TARAMASI.....	26

<b>3. MATERYAL VE YÖNTEM</b> .....	<b>34</b>
<b>3.1 Malzemeler</b> .....	<b>34</b>
<b>3.2 Boyalar</b> .....	<b>35</b>
<b>3.2.1 Metilen Mavisi</b> .....	<b>35</b>
<b>3.3 Cihazlar</b> .....	<b>36</b>
<b>3.3.1 Manyetik Karıştırıcı (IKA)</b> .....	<b>36</b>
<b>3.3.2 UV Spektrofotometre (Shimadzu)</b> .....	<b>37</b>
<b>3.3.3 Soğutmalı sirkülatör (CLS-Scientific)</b> .....	<b>38</b>
<b>3.3.4 Hassas Terazî Cihazı (A&amp;D)</b> .....	<b>39</b>
<b>3.3.5 Vakum etüvü (Wiseven)</b> .....	<b>40</b>
<b>3.4 Adsorpsiyon Deneyleri</b> .....	<b>41</b>
<b>3.4.1 Kalibrasyon eğrisi</b> .....	<b>42</b>
<b>3.4.2 Adsorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi</b> .....	<b>42</b>
<b>3.4.3 Adsorban miktarının etkisi</b> .....	<b>43</b>
<b>3.4.4 Temas süresinin etkisi</b> .....	<b>43</b>
<b>3.4.5 Sıcaklığın etkisi</b> .....	<b>44</b>
<b>4. BULGULAR VE TARTIŞMA</b> .....	<b>45</b>
<b>4.1 Kalibrasyon eğrisi</b> .....	<b>45</b>
<b>4.2 Akçaağaç Yapraklarının MB Adsorpsiyon Kabiliyetinin İncelenmesi</b> .....	<b>46</b>
<b>4.2.1 Başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun etkisi</b> .....	<b>46</b>
<b>4.2.2 Adsorbanın etkisi</b> .....	<b>47</b>
<b>4.2.3 Temas Süresinin Etkisi</b> .....	<b>48</b>
<b>4.2.4 Sıcaklığın etkisi</b> .....	<b>50</b>
<b>4.2.5 İzoterm incelemeleri</b> .....	<b>51</b>
<b>4.3 Limon kabuklarının MB Adsorpsiyon Kabiliyetinin İncelenmesi</b> .....	<b>54</b>
<b>4.3.1 Başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun etkisi</b> .....	<b>54</b>
<b>4.3.2 Adsorbanın etkisi</b> .....	<b>55</b>
<b>4.3.3 Temas süresinin etkisi</b> .....	<b>57</b>
<b>4.3.4 Sıcaklığın etkisi</b> .....	<b>58</b>
<b>4.3.5 İzoterm incelemeleri</b> .....	<b>59</b>
<b>4.4 Muz kabuklarının MB Adsorpsiyon Kabiliyetinin İncelenmesi</b> .....	<b>61</b>
<b>4.4.1 Başlangıç boyamadde konsantrasyonunun etkisi</b> .....	<b>61</b>

4.4.2 Adsorban miktarının etkisi.....	62
4.4.3 Temas süresinin etkisi .....	64
4.4.4 Sıcaklığın etkisi .....	65
4.4.5 İzoterm incelemeleri .....	67
4.5 Nar kabuğunun MB Adsorpsiyon Kabiliyetinin İncelenmesi.....	68
4.5.1 Başlangıç boyamaddesi konsantrasyonunun etkisi .....	68
4.5.2 Adsorban miktarının etkisi.....	69
4.5.3 Temas süresinin etkisi .....	70
4.5.4 Sıcaklığın etkisi .....	71
4.5.5 İzoterm incelemeleri .....	73
4.6 Çalışmada kullanılan organik bazlı adsorbanların karşılaştırılması .....	74
5. SONUÇ VE ÖNERİLER .....	78
KAYNAKLAR .....	81
ÖZGEÇMİŞ.....	91

## SİMGELER DİZİNİ

$m$	Adsorban miktarı
$q_e$	Adsorbanın birim kütlesi başına adsorbe edilen boya miktarı
$1/n$	Adsorpsiyonun etkinliğinin göstergesi
$\beta$	Beta
$C_e$	Boyarmadde denge konsantrasyonu
$V$	Çözelti hacmi
$\lambda$	Dalgaboyu
$K_F$	Freundlich adsorban kapasitesi
$K_L$	Langmuir adsorban kapasitesi
$\lambda_{max}$	Maksimum dalgaboyu
$q_{max}$	Maksimum tek katmanlı adsorpsiyon kapasitesi

## KISALTMALAR DİZİNİ

CBAMs	Karbon bazlı adsorban malzemeler (Carbon-based adsorban materials)
CB	Cibacron mavisi (Cibacron blue)
CR	Kongo kırmızısı (Congo red)
FAO	Gıda ve Tarım Örgütü (Food and agriculture organization)
MB	Metilen mavi (Methylene blue)



## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1 Boyaların sınıflandırılması ve potansiyel endüstriyel kullanımları (Al-Tohamy <i>et al.</i> 2022) .....	5
Şekil 1.2 MB'nin kimyasal yapısı (Chowdhury <i>et al.</i> 2020) .....	6
Şekil 1.3 MB moleküler modeli (Khan <i>et al.</i> 2022).....	6
Şekil 1.4 Ortalama bir baskı ve boyama tesisinin atık su akış şeması (Tan <i>et al.</i> 2000) ..	9
Şekil 1.5 Arıtma yöntemleri (Bagotia <i>et al.</i> 2021).....	12
Şekil 1.6 Boyarmadde içeren suların arıtılmasında adsorpsiyon, iyon değişimi ve membran kullanımı (Al-Tohamy <i>et al.</i> 2022) .....	14
Şekil 1.7 Adsorpsiyonu etkileyen faktörler (Rápó and Tonk 2021) .....	18
Şekil 1.8 Adsorbanların hiyerarşisi (Yousef <i>et al.</i> 2020).....	22
Şekil 3.1 Akçaağaç yaprakları.....	34
Şekil 3.2 MB'nin kimyasal formülünün açık gösterimi.....	35
Şekil 3.3 MB stok çözeltisi .....	36
Şekil 3.4 Manyetik karıştırıcı IKA* C-MAG HS7 .....	37
Şekil 3.5 Shimadzu UV-1800 UV spektrofotometre .....	38
Şekil 3.6 CLS Scientific soğutmalı sirkülatörlü banyo.....	39
Şekil 3.7 A&D analitik terazi.....	40
Şekil 3.8 Nar ve muz kabuklarının kurutulması işlemi sırasında vakum etüvü.....	41
Şekil 4.1 MB için kalibrasyon eğrisi.....	45
Şekil 4.2 Başlangıç boya konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesine etkisi.....	46
Şekil 4.3 Adsorban miktarının boyarmadde konsantrasyonuna etkisi .....	47
Şekil 4.4 Adsorban miktarının % verim ve adsorban kapasitesine etkisi .....	48
Şekil 4.5 Temas süresinin boyarmadde konsantrasyonuna etkisi .....	49
Şekil 4.6 Temas süresinin adsorban kapasitesine etkisi.....	49
Şekil 4.7 Sıcaklığın denge konsantrasyonuna etkisi .....	50
Şekil 4.8 Sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesine etkisi.....	51
Şekil 4.9 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği .....	52
Şekil 4.10 Lineerleştirilmiş Freundlich İzoterm grafiği.....	53
Şekil 4.11 Boyarmadde başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesine etkisi .....	55
Şekil 4.12 Adsorban miktarının a) konsantrasyona ve b) % verim ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi.....	56
Şekil 4.13 Temas süresinin a) konsantrasyon ve b) adsorban kapasitesine etkisi .....	57
Şekil 4.14 Sıcaklığın a) konsantrasyon ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi .....	58
Şekil 4.15 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği .....	59
Şekil 4.16 Lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiği.....	60
Şekil 4.17 Boyarmadde başlangıç konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesine etkisi .....	62
Şekil 4.18 Adsorban miktarının a) konsantrasyon ve b) % verim ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi.....	64

Şekil 4.19 Temas süresinin a) konsantrasyon ve b) adsorban kapasitesine etkisi .....	65
Şekil 4.20 Sıcaklığın a) konsantrasyon ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi .....	66
Şekil 4.21 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği .....	67
Şekil 4.22 Lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiği.....	68
Şekil 4.23 Boyarmadde başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesine etkisi .....	69
Şekil 4.24 Adsorban miktarının a) konsantrasyon ve b) % verim ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi.....	70
Şekil 4.25 Temas süresinin a) konsantrasyona ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi ....	71
Şekil 4.26 Sıcaklığın a) konsantrasyon ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi .....	72
Şekil 4.27 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği .....	73
Şekil 4.28 Lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiği.....	74



## ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1 Kimyasal türü ve kullanılan boya grubu tekniği (Razam 2021) .....	4
Çizelge 1.2 Boyaların uzaklaştırılması için mevcut ve yeni ortaya çıkan başlıca prosesler (Crini 2006).....	10
Çizelge 4.1 Deneylerde kullanılan parametreler ve seviyeleri.....	45
Çizelge 4.2 Çalışmada kullanılan adsorbanların karşılaştırılması .....	75
Çizelge 4.3 Elde edilen izoterm parametreleri karşılaştırılması .....	76



## 1. GİRİŞ

Birçok endüstride üretimin neredeyse her aşamasında su, gıda, plastik, deri, tekstil, boya ve kağıt atıkları önemli bir çevresel sorun oluşturmaktadır. Özellikle üretilen atık su kolayca temiz su kaynaklarını ve çeşitli çevreleri kanserojen bileşikler ile kirletebildiğinden, insan sağlığına ve çevreye önemli riskler teşkil eder (Al-Tohamy *et al.* 2022).

Artan endüstriyel faaliyetler, su kütlelerine giren sentetik boya miktarını artırarak alarm verici bir çevre sorunu yarattığı için bu tür organik bileşikler, tekstil, deri işleme, kozmetik, ilaç ve gıda üretimi gibi geniş alanlarda kullanılan ürünlerin estetik özellikleri için vazgeçilmezdir. Ancak, bunların çoğu yetersiz atık yönetimi uygulamaları nedeniyle öncelikle sucul ekosistemlere boşaltılmaktadır; dolayısıyla, bu durum su kirliliği ile ilgili endişeleri artırmaktadır (Rafatullah *et al.* 2010).

Sentetik boyaların kullanımı, tüm doğal bozunma faktörlerine dirençli oldukları için çevrede uzun süre kalma eğiliminde oldukları için kötü bir üne sahiptir. Bu tür boya kirliliğinin çevre sistemine birçok etkisi vardır. Su kalitesinin ve şeffaflığının düşmesine ek olarak, bu boyalar sucul bitkilerdeki fotosentetik faaliyetleri engelleyerek deniz biyotasına toksik etkilerde bulunabilir ve birçok diğer organizmaya zarar verebilir (Crini and Lichtfouse 2019).

Su kaynaklarının boyalarla kirlenmesi önemli bir çevresel sorundur. Boyaların neden olduğu kirliliği azaltmak için maliyet etkin ve etkili tekniklere ihtiyaç vardır. Son zamanlarda, su bazlı çözeltilerden renkleri gidermek için gıda atığı bileşenlerini kullanmaya yönelik artan bir ilgi bulunmaktadır (Taifi *et al.* 2022).

Tüm bu süreçler, ekosistemin besin ağındaki bozulmalara ve hatta ekolojik dengesizliklere yol açabilir. İnsan popülasyonlarında, bu tür etkiler kontamine su ve gıda maddelerinin tüketimi yoluyla ortaya çıkar. Bu durum, bazı maddelerin kanserojen ve

mutajen özelliklere sahip olabileceği için ciddi sağlık endişelerini artırabilir (Saratale *et al.* 2011).

Sentetik boyalar arasında, özellikle metilen mavisi (MB), Kongo kırmızısı ve parlak siyahın son derece dirençli olduğu ve büyük bir ekolojik ayak izi bıraktığı belirtilmektedir. Bu nedenle, bu tür boyalar için uygun iyileştirme tekniklerinin acil olarak geliştirilmesi gerekmektedir (Yagub *et al.* 2014).

Boyalar genellikle biyolojik olarak parçalanamaz ve çevresel koşullara karşı direnç gösterirler. Atık su arıtımı için birçok kimyasal ve fiziksel yaklaşım arasında, aktif karbon üzerine adsorpsiyonun en etkili yöntem olarak kabul edildiği kanıtlanmıştır. Bu yöntemin etkinliği, tasarımının basitliği ve çeşitli maddeleri verimli bir şekilde absorbe edebilme yeteneğine dayanmaktadır. Ancak, ticari olarak temin edilebilen aktif karbonlar genellikle yüksek maliyetlidir. Yenilenemez ve maliyetli başlangıç malzemelerinin kirlilik kontrol uygulamalarında kullanımını gereksiz olarak görülebilir, özellikle kömür gibi. Sonuç olarak, sürdürülebilir ve maliyet etkin kaynaklardan, genellikle endüstriyel ve tarımsal yan ürünlerden aktif karbonlar üretme araştırmalarına artan ilgi gösterilmektedir. Bu nedenle, öncelikle atık su arıtımı uygulamalarına odaklanılmaktadır (Tan *et al.* 2007).

Su kirliliğini azaltma çabaları kapsamında, gıda atıklarının çeşitli uygulamalarda kullanılarak atık yönetimde sürdürülebilirlik sağlanması da bir yöntemdir (Katheresan *et al.* 2018).

Mevcut çalışma, suda kirlilik oluşturan boyarmaddenin çeşitli organik atıkların adsorban olarak kullanım kapasitesini değerlendirmeyi amaçlamaktadır.

## 1.1 Boyarmaddeler

Boyarmaddeler, kullanım amaçlarına, uygulama tekniklerine ve kimyasal yapılarına göre çeşitli kategorilere ayrılabilir. Genellikle azo boyalar, antrakinin boyalar, ftalosiyanın boyalar gibi terimler kullanılır. Örneğin, pamuk üzerinde reaktif boyalar tercih edilirken, polyester üzerinde ise disperse boyalar tercih edilir. Bazı durumlarda, polyester için azo disperse boya veya pamuk için ftalosiyanın reaktif boya gibi terimler birbirinin yerine kullanılabilir (Hunger 2007).

Boyarın kategorize edilebileceği bir diğer yol kimyasal yapılarıdır. Bu sistem, renklerin kimyasını vurgulamak için yaygın olarak kullanılmaktadır. En önemli kimyasal ve ticari boyaları kapsayan aşağıdaki sınıflandırmada bulunan liste de eksiksiz değildir (Gordon and Gregory 2012).

- Azo boyalar
- Antrakinin boyalar
- İndigo boyama
- Polimetin boyalar
- Karbenyum boyalar
- Nitro pigmentler

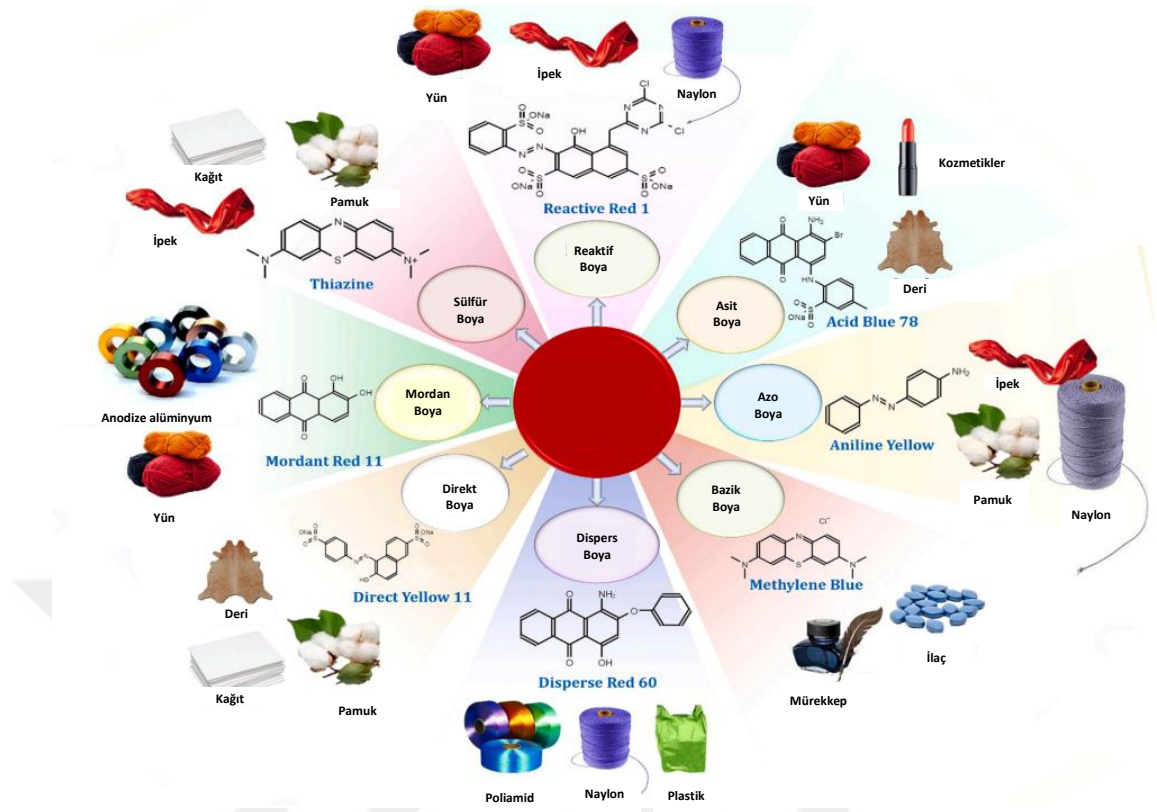
Boyarlar, anyonik, katyonik ve noniyonik olmak üzere üç gruba ayrılır ve her grupta birçok farklı boya bulunur. Anyonik boyalar genellikle direkt, reaktif ve asidik boyalar olarak sınıflandırılırken; katyonik ve noniyonik boyalar sırasıyla bazik ve disperse boyalar olarak bilinir. Örneğin, MB, giyim sektörü dışında birçok kimyasal, biyolojik ve tıbbi uygulamada sıklıkla kullanılan bir boyadır. Katyonik bir boya olan MB'nin karmaşık yapısı, çıkarılmasını zorlaştırabilir. (Kadhom *et al.* 2020). Çizelge 1.1'de kullanılan boya türleri ve gruplarını göstermektedir (Razam 2021).

**Çizelge 1.1** Kimyasal türü ve kullanılan boya grubu tekniği (Razam 2021)

Sınıf	Uygulama Yöntemi	Kimyasal Tip	Örnek*
<b>Asit</b>	Renkli anyonların düşük pH'ta yün, naylon ve ipeğe uygulanması.	Azo, Antrakinin, Ön Metalize ve Trifenilmetan	Acid Blue 45
<b>Azoik</b>	Diazonyum tuzu (azoik diazo bileşeni) ile naftol arasındaki reaksiyon, substratta çözünmeyen azo boyalar oluşturur (azoik birleştirme bileşeni).	Monoazo, Diazo ve Poliazo	Methyl Orange, Methyl Red, Congo Red
<b>Temel</b>	Geçmişte, tannik asit ile işlem görmüş pamuk ve proteinli liflerde renkli katyonlar da kullanılırdı.	Siyanin, hemosiyanin, diazhemosiyanin, difenilmetan, triarylmetan, azo, azin, ksanten, akridin, oksazin, antrakinin	Methylene Blue, Toluidine Blue, Thionine, and Crystal Violet
<b>Gıda</b>	Gıda maddelerini renklendirmek için kullanılan maddeler.	Beta-karoten, Antosiyanin, Karminik Asit	Brilliant Blue FCF and Allura Red AC
<b>Kükürt</b>	Aromatik aminlerin ve fenollerin kükürt veya sodyum polisülfür ile ısıtılmasıyla ucuz polimerik boyalar yapılır.	Belirsiz yapılar	Sulphur Black 1
<b>Tepkisel</b>	Substrat ile kovalent bağlar oluşturmak için yan zincirleri olan renkli bileşikler; selülozu çok hızlı (dayanıklı) bir şekilde boyamak için kullanılır.	Azo, antrakinin, ftalosiyanin, formazan, oksazin, bazik	Reactive Blue 3
<b>Vat</b>	Çözünür bir bileşik olarak pamukta kullanılır; oksitlenerek çözünmeyen, tamamen renkli bir boya formuna dönüşür.	Antrakinin (polisiklik kinonlar dahil), indigoidiler	Vat Blue 4

\*Örnek isimlerinde boyaların orijinal isimleri İngilizcedir.

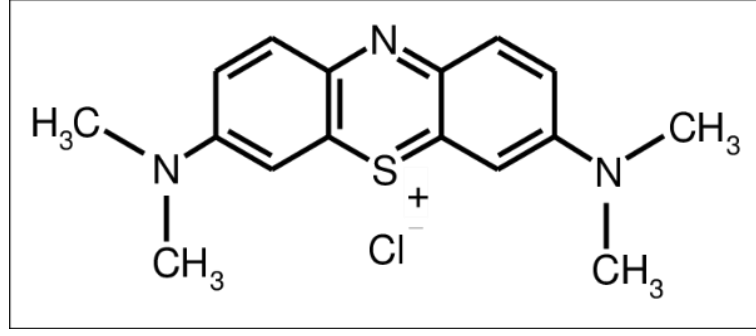
Raporlara göre, sentetik boyaların yaklaşık %12'si, metil turuncusu, metil kırmızısı, MB, rodamine B, remazol parlak mavi, Kongo kırmızısı ve diğer birkaç boya dahil olmak üzere, endüstrilerin işleme aşamalarında kaybolmaktadır. Dünya genelindeki toplam boya üretiminin %20'sinden fazlası, boyama süreci sırasında kaybolmakta ve işlem görmeksizin su kütlelerine bırakılarak çevreyi ciddi ölçüde kirletmektedir. Tüm bu boya kirleticilerinin kanserojenlik, mutajenlik potansiyelleri ve göreceli toksisiteleri oldukça yüksektir (Hanafi and Sapawe 2020). Şekil 1.1, boyaların sınıflandırmasını ve potansiyel endüstriyel kullanımlarını göstermektedir.



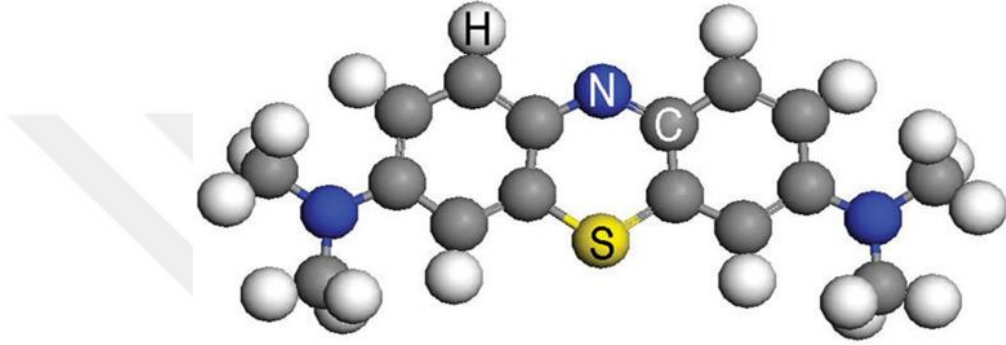
Şekil 1.1 Boyaların sınıflandırılması ve potansiyel endüstriyel kullanımları (Al-Tohamy *et al.* 2022)

### 1.1.1 Metilen mavisi

MB, aromatik heterosiklik bir bazık boya olup moleküler ağırlığı 319.85 g/mol'dir (Şekil 1.2). Bu madde, katyonik özellikler gösteren ve kimyasal formülü  $C_{16}H_{18}N_3ClS$  olan bilinen bir birincil tiyazin boyasıdır. MB'nin maksimum absorpsiyon dalga boyu ( $\lambda_{max}$ ) 665 nm olarak ölçülmüştür. Yüksek su çözünürlüğü sayesinde, oda sıcaklığında suda çözünerek kararlı bir çözelti oluşturur. Pozitif yüklü bir molekül olan MB, polimetin boya sınıfına dahildir ve bir amino otokrom birimi içerir (Şekil 1.3) Amino otokrom, bir veya daha fazla amino grubu içeren ve bu grupların moleküle özgü optik özellikler kazandıran kromoforik bir yapıya verilen isimdir (Khan *et al.* 2022).



Şekil 1.2 MB'nin kimyasal yapısı (Chowdhury *et al.* 2020)



Şekil 1.3 MB moleküler modeli (Khan *et al.* 2022)

MB'nin sudaki çözünürlüğü, bilimsel uygulamalarda geniş bir kullanım alanı sunmasına rağmen, hem insan sağlığına hem de çevreye zararlı etkileri bulunmaktadır. Toksik ve mutajenik özellikleri nedeniyle kanserojen bir boya olarak değerlendirilir. Ayrıca, özellikle merkezi sinir sistemine kronik toksisiteye neden olacak şekilde insan sağlığı için tehlikeler arz eder. (Tsade *et al.* 2021).

Metilen Mavisine akut olarak maruz kalan kişilerde, kalp atış hızında artış, kusma, şok, Heinz cisimciklerinin oluşumu, siyanoz, sarılık, kuadripleji ve doku nekrozu gibi çeşitli belirtiler görülebilir (Rastogi 2008).

## 1.2 Atıksulardan Boyaların Giderilmesinin Önemi

Boya içeren atık sular, su kirliliğinin en belirgin göstergelerinden biri olarak kabul edilir ve genellikle ilk keşfedilen atık su kirleticisidir. Bu tür parlak renkli atık suların deşarjı,

alıcı suyollarına hemen etki eder. Sentetik boyaların yaygın kullanımı ve büyük ölçekli üretimi, halk sağlığı ve çevre için gerçek bir tehdit oluşturmaktadır (Sharma *et al.* 2021).

Su kirliliğine neden olan işletmeler arasında, tekstil atıkları, boyama işleminden sonra çevreye salınmaktadır. Tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar, görsel olarak belirgin ve yüksek renklilikte atık sular üretir. Rajendran ve diğerleri tarafından yapılan araştırmalara göre, birçok renk 1 mg/L gibi düşük konsantrasyonlarda bile suda görülebilmektedir (Sharma *et al.* 2021).

Tekstil, kauçuk, plastik, baskı, deri, kozmetik ve diğer sektörlerde ürünlerin renklendirilmesi için boyalar yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu durum, büyük miktarlarda renkli atık suyun üretilmesine neden olmaktadır. Yıllık olarak 105 tonun üzerinde boya malzemesi üretilmekte ve ticari olarak 10.000'den fazla boya çeşidi sunulmaktadır. Üretilen boyaların her yıl yaklaşık %2'si, ilgili endüstrilerin atık sularına karışmaktadır (Bharathi and Ramesh 2013). Tekstil terbiye endüstrisinin atık suları, çeşitli istenmeyen kimyasallar ve boylarla kirlenmektedir (Tan *et al.* 2000). Bu nedenle, su kirliliğinin yönetimi büyük önem kazanmıştır. Boyalar, su kirliliğinden yalnızca kısmen sorumlu olmalarına rağmen, parlaklıkları sayesinde çok küçük miktarlarda bile kolayca fark edilirler. Hükümet düzenlemeleri giderek sıkılaştırılmakta ve tekstil endüstrisinin atık sularını daha yüksek standartlarda işlemesi zorunlu hale getirilmektedir. Şu anda, boyalar atık sulardan çoğunlukla fizikokimyasal yöntemler kullanılarak çıkarılmaktadır. Bu teknikler genellikle maliyetli olup, boyalar çıkarıldıktan sonra dahi yoğun çamur birikimi ciddi bir bertaraf sorunu oluşturmaktadır (Robinson *et al.* 2001). Boyalar, ekosistemin işlevselliği ve sucul bitkilerin oksijen sağlamak için gerçekleştirdikleri fotosentetik süreçler için hayati öneme sahip olan güneş ışınlarının suya nüfuz etmesini engellemektedir (Chung *et al.* 1993). Bu nedenle, bu boyanın türevlerinden biri, sucul yaşam ve insan sağlığı için yüksek risk taşıyan, çözüldüğünde toksik, kanserojen veya mutajenik özellikler gösteren bir atık oluşturmaktadır (Forgacs *et al.* 2004).

Atık su akışlarında bulunan boya moleküllerinin çevreye bırakılmadan önce uzaklaştırılması gerekmektedir; bu durum, hem kısa hem de uzun vadeli sonuçlar

doğurabilir. Doğrudan temas, sucul yaşam için ciddi sonuçlarla ilişkilendirilmektedir. Diğer yandan, insanlar üzerinde yapılan gözlemler, cilt tahrişlerinden kansere kadar değişen hastalıklarla bağlantılıdır. Boya içeren akışların artırılması için birçok yöntem belgelenmiş olmasına rağmen, en etkili yöntemin belirlenmesine yönelik araştırmalar devam etmektedir. Dolayısıyla, bu bölüm boyalar, zararlı etkileri ve küresel arıtma yaklaşımları hakkında kapsamlı bilgiler sunmakta, ayrıca boya içeren atık suların arıtılmasındaki son gelişmeleri ve halihazırda kullanılan yöntemlerin karşılaştırmalı bir incelemesini yapmaktadır (Maheshwari *et al.* 2021).

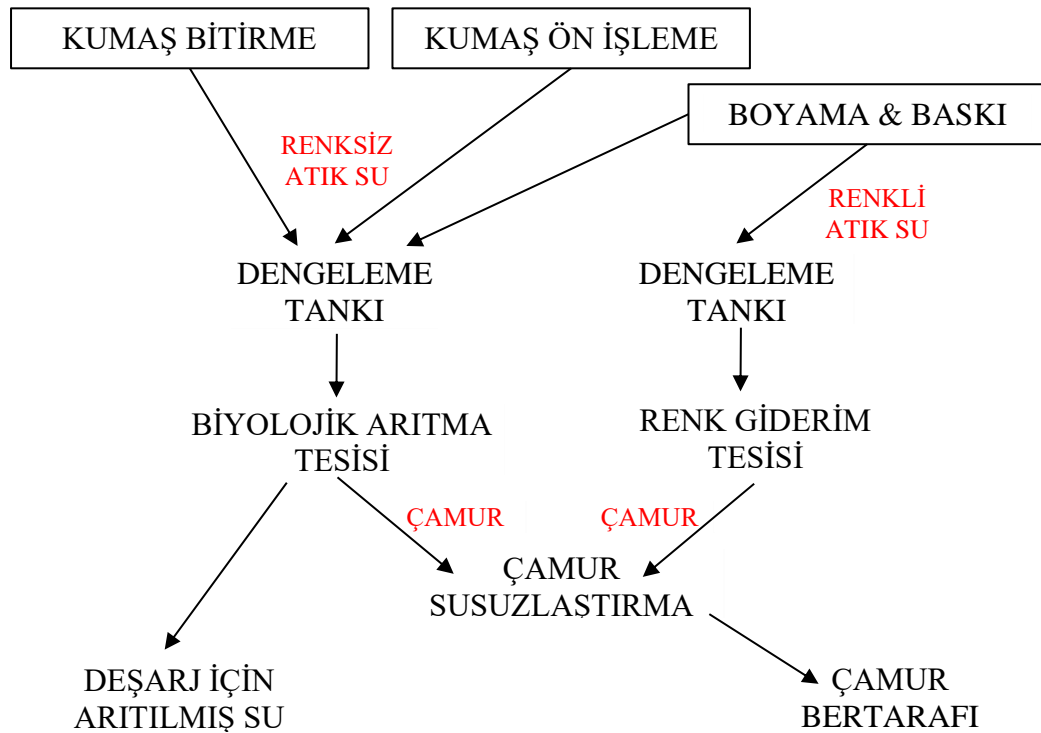
Bu kirleticilerin su kütlelerinde birikmesinin artması, ekosistemlerin yaşam destekleme kapasitesini tehdit ederek tüm ekosistemler üzerinde alarm verici boyutlara ulaşabilecek etkilere neden olabilir. Bu nedenle, sucul ortamlardan bu tehlikeli boyaların yayılmasını hafifletmek için geniş kapsamlı düzenleyici önlemler, yenilikçi iyileştirme teknolojileri ve ekolojik bütünlüğü ile insan sağlığını korumaya yönelik artan kamu farkındalığı gerekmektedir. Bu durum, biyoakümülyasyon ve biyomagnifikasyon sonuçlarını da içerir, bu da toksik boyaların tehdidini önemli ölçüde artırabilir (Asif *et al.* 2023).

Boyayla ilişkili su kirliliği, en acil ve zorlayıcı sorunlardan biri olarak öne çıkmıştır. Yüksek kaliteli temiz su kaynaklarının kıtlığı ve halk sağlığının korunması gerekliliği, suyun yeniden kullanımı ve endüstriyel atıkların temizlenmesi için ileri arıtma tekniklerinin ve süreç içi su tasarruf sistemlerinin uygulanmasını zorunlu kılmaktadır. Son zamanlarda, atık su ile kirlenmiş suyun arıtılmasında kullanılmak üzere birçok kimyasal, fiziksel ve biyolojik yöntem geliştirilmiştir (Mashkoo *et al.* 2020). Şekil 1.4'de ortalama bir baskı ve boyama tesisinin atık su akış şeması verilmektedir.

### **1.3 Boyaları Giderme Yöntemleri**

Günümüzde, tekstil endüstrilerinden deşarj edilen atık suların temizlenmesi için uygun maliyetli ve etkili yollar oluşturmak, su kütlelerindeki sucul yaşamı korumak adına ana odak noktasıdır (Bhatia *et al.* 2017).

Renklerin organik moleküller olarak dirençli yapısı, onları aerobik sindirime karşı dayanıklı kılarak atık suların arındırılmasını son derece zorlaştırmaktadır. Bu moleküller ısıya, ışığa ve oksitleyici maddelere karşı da dayanıklıdır. Atık sulardan boyaların uzaklaştırılması için çeşitli yöntemler bulunmaktadır; bunlar arasında biyolojik arıtmalar, kimyasal yöntemler ve fiziksel yöntemler yer almaktadır. Boyaların uzaklaştırılması için mevcut ve geliştirilmekte olan ana süreçler Çizelge 1.2’de gösterilmektedir (Crini 2006).



Şekil 1.4 Ortalama bir baskı ve boyama tesisinin atık su akış şeması (Tan *et al.* 2000)

### 1.3.1 Biyolojik arıtma

Biyolojik teknikler, biyo-iyileştirme gibi yöntemlerle renkleri parçalayarak, tekstil atık sularından boyaları en düşük maliyetle ve en kısa operasyon süresiyle uzaklaştırmanın çevre dostu bir yolunu sunar. Algler, bakteriler, mantarlar ve mayalar gibi biyolojik materyaller, çeşitli yapay boyaları hem absorbe edebilme hem de yok edebilme özelliklerine sahiptir (Bhatia *et al.* 2017).

Biyolojik süreçlerin dezavantajları arasında, mikroorganizmaların büyümesini engelleyen ağır ve zehirli metallerin varlığı bulunmaktadır. Ayrıca, çoğu boyanın biyolojik olarak parçalanamaz olması nedeniyle ek arıtma yöntemleri gereklidir (Mokif 2019). Bu süreçler, anaerobik ve aerobik sindirim yöntemlerini içermektedir (Patra *et al.* 2021).

**Çizelge 1.2** Boyaların uzaklaştırılması için mevcut ve yeni ortaya çıkan başlıca prosesler (Crini 2006)

	Teknoloji	Avantajları	Dezavantajları
<b>Geleneksel arıtma süreçleri</b>	Koagülasyon Flokülasyon	Basit, ekonomik olarak uygulanabilir	Yüksek çamur üretimi, taşıma ve bertaraf problemleri
	Biyodegradasyon	Ekonomik olarak çekici, halk tarafından kabul edilebilir arıtma	Yavaş süreç, optimal bir çevre oluşturmak için gerekli bakım ve beslenme gereksinimleri
	Aktif karbon üzerine adsorpsiyon	En etkili adsorban, büyük kapasite, yüksek kaliteli arıtılmış su üretir	Dağınık ve vat boyalarına karşı etkisiz, rejenerasyon pahalıdır ve adsorbanın kaybına neden olur, tahrip edici olmayan süreç
<b>Kurulmuş geri kazanım süreçleri</b>	Membran ayrımları	Tüm boya türlerini giderir, yüksek kaliteli arıtılmış su üretir	Yüksek basınç gerektirir, pahalıdır, büyük hacimleri arıtma kapasitesi yoktur
	İyon değişimi	Rejenerasyonda sorbent kaybı yoktur, etkilidir	Ekonomik kısıtlamalar, dağınık boyalar için etkili değildir
	Oksidasyon	Hızlı ve etkili süreç	Yüksek enerji maliyeti, kimyasal gerektirir
<b>Gelişmekte olan giderim süreçleri</b>	İleri oksidasyon süreci	Çamur üretimi yok, kimyasal tüketimi az veya hiç yok, dirençli boyalar için etkili	Ekonomik olarak uygulanabilir değil, yan ürünlerin oluşumu, teknik kısıtlamalar
	Seçici biyoadsorbanlar	Ekonomik olarak çekici, rejenerasyon gerekli değil, yüksek seçicilik	Kimyasal modifikasyon gerektirir, tahrip edici olmayan süreç
	Biyokütle	Düşük işletme maliyeti, iyi verimlilik ve seçicilik, mikroorganizmalara toksik etkisi yok	Yavaş süreç, performans bazı dış faktörlere bağlıdır (pH, tuzlar)

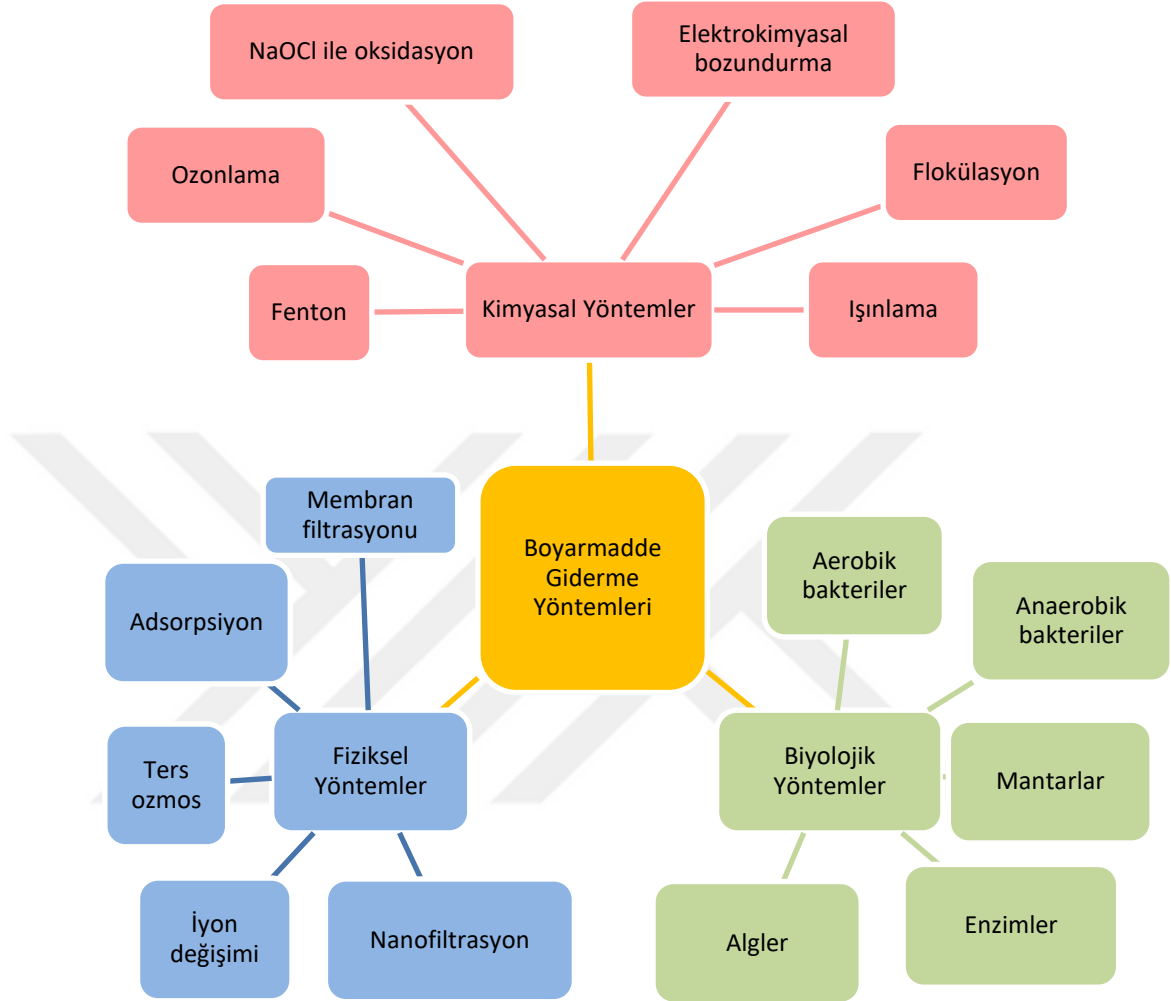
### 1.3.2 Kimyasal arıtma

Bu yöntem, boya giderimini sağlamak için kimyasal teorilerin uygulanmasını içerir. Biyolojik ve fiziksel yöntemlere kıyasla, endüstriler tarafından tercih edilen bir yöntem olmamaktadır; çünkü kurulumu ve işletilmesi daha maliyetli olup, yüksek enerji tüketimi ve kimyasallar ile reaktiflere yapılan yüksek yatırımları gerektirir. Ayrıca, boya giderimi işlemi sırasında üretilen ikincil toksik kirleticilerin bertaraf edilmesi, bu yöntemin başlıca dezavantajlarından biridir (Adesanmi *et al.* 2022).

Kimyasal tekniklerin bazı dezavantajları arasında, büyük ölçekli kimyasal ve reaktif kullanımı, çöktürme maliyetleri ve çamur oluşumu ile bertarafı yer almaktadır. Çoğu kimyasal boya giderim tekniği, biyolojik ve fiziksel boya giderim tekniklerine kıyasla daha maliyetli olduğundan, işletmeler için çekici değildir. Bunun nedeni, kimyasal boya giderimi için kullanılan reaktörlerin veya ekipmanların işletilmesi için gereken yüksek elektrik enerjisi tüketimidir (Bagotia *et al.* 2021). Kimyasal yöntemler arasında oksidasyon, ozonlama, fotokimyasal ve elektrokimyasal bozunma gibi teknikler bulunmaktadır (Patra *et al.* 2021).

### 1.3.3 Fiziksel arıtma

Pıhtılaşma-flokülasyon, adsorpsiyon, iyon değişimi, ters ozmoz, membran filtrasyonu, nano ve ultra filtrasyon gibi geleneksel fiziksel renk giderim tekniklerinin örnekleri arasında yer almaktadır. Fiziksel yöntemler, kurulumu ve işletilmesi kolay olduğu için en popüler arıtma seçeneklerinden biridir ve genel olarak pigmentlerin giderilmesinde etkilidir (Adesanmi *et al.* 2022). Sonuç olarak, katı-sıvı arayüzünde gerçekleşen fiziksel adsorpsiyon süreci, hem pratik hem de çevresel nedenlerle kirleticilerin giderilmesinde etkili bir yöntem olarak bilinmektedir (Rojas *et al.* 2014). İlgili arıtma yöntemleri Şekil 1.5’de gösterilmiştir. Şekil 1.6’da fiziksel yöntemlerde, tekstil boya atıklarının arıtılması için sırasıyla adsorpsiyon, iyon değişimi ve membran filtrasyonu temsili olarak gösterilmektedir.



Şekil 1.5 Arıtma yöntemleri (Bagotia *et al.* 2021)

#### 1.4 Adsorpsiyon

Adsorpsiyon bilimi ve teknolojisinin gelişimi, pratik uygulamalar ve endüstriyel ihtiyaçlar kadar, bu alanın tarihini anlamayı da gerektirir. Bu, mevcut prosedürlerin ve gelecekteki potansiyel gelişmelerin önceki bulgulardan yararlanabilmesi açısından önemlidir. Ayrıca, birçok durumda, teorik kavramların, sonuçların ve tipik terminolojinin anlaşılması şarttır (Dąbrowski and Science 2001). Adsorpsiyon teknolojisi, kullanım kolaylığı, düşük maliyet, bol adsorpsiyon kaynakları ve yüksek verimlilik gibi avantajları

nedeniyle daha pratik ve uygulanabilir bir yöntem olarak öne çıkmaktadır (Cao *et al.* 2018).

Adsorpsiyon süreci, adsorbe olmuş moleküllerin veya iyonların katı bir adsorban yüzeyine çekilmesiyle yüzeyde gerçekleşir. Bir malzemenin yüzeyde daha yüksek moleküler yoğunluklarda birikmesi sürecine adsorpsiyon denir. Adsorpsiyon, kimyasal adsorpsiyon (chemisorption), fiziksel adsorpsiyon (physisorption) ve iyonik adsorpsiyon (ionic) olmak üzere üç türde sınıflandırılmaktadır. Bu sınıflandırma, boya molekülünün adsorban yüzeyine nasıl adsorbe edildiğine bağlıdır (Al-Tohamy *et al.* 2022).

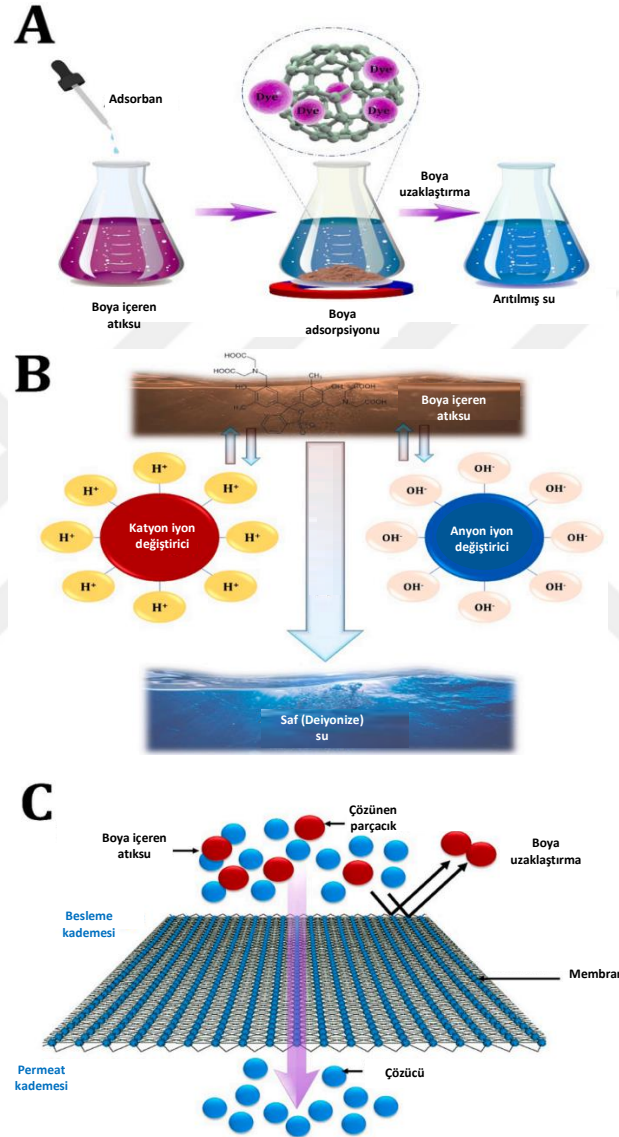
Adsorpsiyon tekniklerinin, biyolojik yöntemlerin etkisiz kaldığı dirençli kirleticileri etkin bir şekilde ortadan kaldırma yeteneği, son yıllarda atık su arıtımında kullanımını artırmıştır. Bu teknikler, ekonomik açıdan uygulanabilir olmanın yanı sıra mükemmel kalitede su üretme kapasitesine sahiptir. Adsorpsiyon mekanizmaları kimyasal, fiziksel ve iyonik olarak sınıflandırılmaktadır (Adeyemo *et al.* 2012).

Adsorpsiyon mekanizmasının üç aşaması şu şekildedir:

- Kirleticiler, hacimsel çözeltiden adsorbanin aktif bölgelerine doğru hareket eder.
- Kirleticiler, adsorbanin içyapısı boyunca ilerleyerek adsorpsiyon noktalarına ulaşır.
- Adsorbat, adsorbanin gözenekleri ve kanallarının iç yüzeyine hızla yapışır. Bu süreç, üçüncü aşamada hızlı ve en az dirençle gerçekleşir (Pourhakkak *et al.* 2021).

Adsorpsiyon sırasında, moleküllerin adsorban yüzey atomlarıyla bağlanması nedeniyle bazı özgürlük derecelerinin kaybı yaşanır ve bu durum entropi değişim ( $\Delta S$ ) değerinde bir azalma ile sonuçlanır. Adsorpsiyon, desorpsiyon ve absorpsiyon, birbirinden farklı süreçlerdir. Desorpsiyon, adsorpsiyonun tersi olan bir süreçtir ve adsorbe olmuş moleküllerin, atomların veya iyonların adsorban yüzeyden ayrılmasını sağlar (Aljamali *et al.* 2021).

Kimyasal bağlar, kimyasal adsorpsiyon süreciyle ilişkilendirilirken, van der Waals kuvvetleri fiziksel adsorpsiyon için temel esas olarak kabul edilir. Adsorpsiyon sürecinin önemi, bilim insanlarını çeşitli alanlarda daha fazla bilgi edinmeye teşvik etmekte ve bu nedenle çok sayıda teorik ve deneysel araştırma yürütülmektedir (Majd *et al.* 2022).



**Şekil 1.6** Boyarmadde içeren suların arıtılmasında adsorpsiyon, iyon değişimi ve membran kullanımı (Al-Tohamy *et al.* 2022)

### 1.4.1 Fiziksel adsorpsiyon

Fiziksel adsorpsiyon, katı faz yüzeyi ile adsorbe edilen maddenin molekülleri arasındaki çekim kuvvetleri nedeniyle meydana gelir (Demir 2014). Bu süreçte, moleküller arasındaki zayıf etkileşim kuvvetleri, van der Waals kuvvetleri olarak adlandırılır ve bir yüzeye yapışmayı sağlar. Fiziksel adsorpsiyon, zayıf bağların bir arada tutulduğu durumlarda gerçekleşir, adsorpsiyon ısısı yaklaşık olarak 10 kcal/mol'den azdır ve sıcaklık ile ters orantılıdır. Adsorpsiyonun gerçekleşebilmesi için sıcaklığın kaynama noktasının altında olması gerekir. Adsorban miktarı, adsorban basıncı ile doğru orantılıdır ve bu süreç çok hızlıdır; genellikle çok katmanlı adsorpsiyon şeklinde gerçekleşir ve adsorbe edilen gaz fazı, sıcaklığı artırarak ve basıncı azaltarak kolayca desorbe edilebilir (Elmas 2014).

Fiziksel adsorpsiyon, deneysel olarak araştırılması ve teorik olarak anlaşılması en basit adsorpsiyon türüdür. Bunun nedenlerinden bazıları şunlardır: Adsorbe edilen sıvı ile substrat önemli ölçüde bozulmaz. Adsorbe edilen tabaka ile dengede olan mevcut sıvı, zayıf bağlanma nedeniyle genellikle ölçülebilir bir basınca sahiptir, bu da termodinamik bir özellik sağlar (Majd *et al.* 2022). Sıcaklık, adsorpsiyonda önemli bir faktördür çünkü fiziksel adsorpsiyon, uygun koşullar sağlandığında, adsorban malzemenin kaynama noktasına yakın veya daha düşük sıcaklıklarda bile meydana gelebilirken, kimyasal adsorpsiyon daha yüksek sıcaklıklarda gerçekleşir (Aljamali *et al.* 2021).

Önceki çalışmalarda, adsorpsiyon tekniklerinin pigmentleri atık sudan fiziksel olarak uzaklaştırabileceği incelenmiştir. Kömür, turba, aktif karbon ve uçucu kül gibi adsorbanler örnek malzemeler arasında yer almaktadır. Çalışmalar ayrıca, pirinç kabuğu, mısır koçanı ve bagasse lifleri gibi doğal adsorbanlerin, aktif kömürden daha uygun maliyetli ve etkili olduğunu ortaya koymuştur (Nigam *et al.* 2000).

Araştırmacılar tarafından tercih edilen fiziksel adsorpsiyon yönteminin avantajları arasında, neredeyse hiç bağlayıcı maddeye ihtiyaç duyulmaması ve aktivasyon adımlarının minimum düzeyde gerçekleştirilmesi yer alır. Uygun bir adsorban bulunduğunda, bu yöntem basit ve ucuz bir şekilde uygulanabilir (Abak 2008).

### 1.4.2 Kimyasal adsorpsiyon

Bu tür adsorpsiyon, adsorbe edilmiş atomlar veya moleküllerle kimyasal bağlar oluşturma eğiliminde olan yüzeylerde gerçekleşir. Bu adsorpsiyon adsorban yüzeyi ile malzemesi arasında meydana gelen kimyasal reaksiyonun ilk adımı olarak yüksek aktivasyon enerjisi ve ayrıca gerçekleşmesi için yüksek sıcaklıklar (40 kJ/mol'den büyük enerjiler) gerektirmektedir. Bunun yanı sıra, bu tür adsorpsiyon spesifik, geri dönüşümsüz ve katman sınırlıdır (Webb 2003).

### 1.4.3 İyonik (Elektrostatik) Adsorpsiyon

Elektrostatik kuvvetlerin etkisi altında, iyonlar yüzeye yüklenir ve yüzeyin belirli bölgelerine yapışır. Adsorbanlar ile burada, kondensatların iyonik gücü önemlidir. İyonlar eşit şekilde yüklü ise, daha küçük yüzeylere tercihli olarak yapışmaktadır (Demir ve Yalçın 2014).

## 1.5 Adsorpsiyonu Etkileyen Faktörler

Boya adsorpsiyonunu etkileyen birçok parametre vardır; bunlar arasında pH, sıcaklık, adsorban dozu, başlangıç boya konsantrasyonu, partikül boyutu ve karıştırma hızı bulunmaktadır (Şekil 1.7). Bu unsurlar, adsorpsiyon sürecinin verimliliğini etkiler ve dolayısıyla laboratuvar çalışmalarında en iyi ayarların belirlenmesinde kritik öneme sahiptir (Rápó and Tonk 2021).

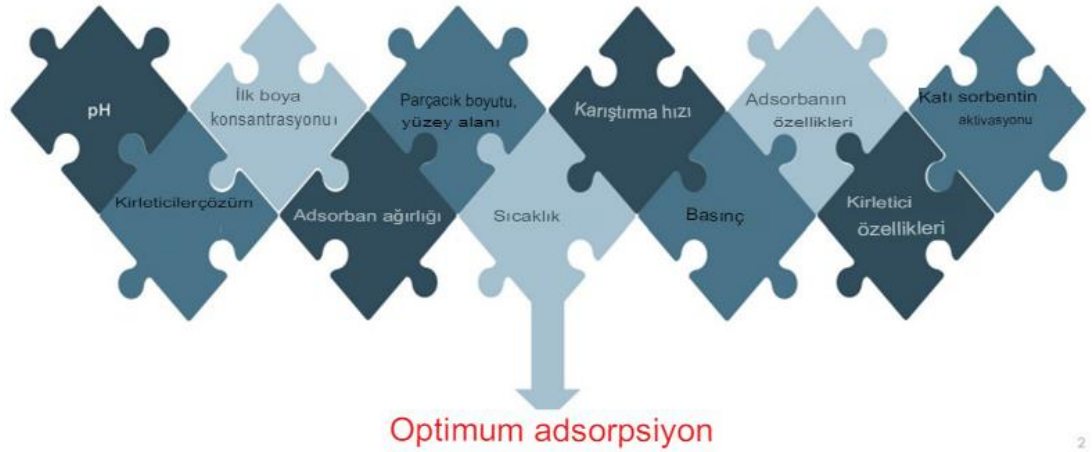
**pH'nin Etkisi:** Boya çözeltisinin pH değeri, adsorpsiyon sürecinde başlıca bir parametredir. Adsorban kapasitesi ve süreç verimliliği bu faktöre bağlıdır. pH, kirletici çözeltinin kimyasını, adsorbanın fonksiyonel grup aktivitesini, iyon rekabetini ve yüzey yükünü etkilemektedir, dolayısıyla su ortamının pH değeri adsorban özellikleri ve boya molekülünün adsorpsiyonunu ve ayrışmasını belirleyicidir (Rápó and Tonk 2021).

**Adsorban Dozunun Etkisi:** Araştırmalar, biyokütle dozunun atıksudan boya ve metal iyonlarının giderilmesindeki etkinliğini artırdığını göstermiştir. Biyosorbent dozu arttıka, biyokütlenin maksimum adsorpsiyon kapasitesi azalmakta, bu durum üst üste gelen adsorpsiyon siteleri nedeniyle toplam yüzey alanının azalmasına neden olmaktadır. Çeşitli bilim insanları, anyonik ve katyonik boyaların giderilmesinde farklı adsorban dozlarının etkinliğini değerlendirerek en maliyet etkin seçeneği belirlemiştir (Jadhav and Jadhav 2021).

**Sıcaklığın Etkisi:** Ortam sıcaklığının adsorpsiyon üzerindeki etkisi, yöntemin endotermik veya ekzotermik olmasına bağlı olarak değişmektedir. Endotermik bir süreçte sıcaklık arttıka adsorbanın gözenekleri genişler ve yüzeyde adsorbe edilen madde miktarı artar. Ekzotermik bir süreçte ise sıcaklık arttıka adsorbanın gözenek boyutları ve yüzeyde adsorbe edilen madde miktarı azalır (Elbağlı 2016).

**Karıştırma Hızının Etkisi:** Hem yüksek hem de düşük karıştırma hızlarında adsorbanın adsorpsiyon kapasitesi azalırken, uygun karıştırma hızlarında yüksek verim elde edilir. Düşük karıştırma hızında, adsorban yüzeyinde sıvı film kalınlığı artar, bu da difüzyon hızını yavaşlatarak adsorpsiyon kapasitesini azaltır. Ancak, uygun karıştırma hızında, film difüzyonundan gözenek difüzyonuna geçiş sağlanarak adsorpsiyon kapasitesi artırılır (Ekici 2007).

**Partikül Boyutunun Etkisi:** Adsorban yüzey alanının büyüklüğü, adsorpsiyon kapasitesi ile doğru orantılıdır. Daha büyük yüzey alanı daha fazla adsorban ile temas sağlar ve böylelikle adsorpsiyon kapasitesi artar (Kayacan 2007).



Şekil 1.7 Adsorpsiyonu etkileyen faktörler (Rápó and Tonk 2021)

## 1.6 Adsorpsiyon İzotermi

Bir maddenin sabit bir sıcaklıkta yüzeye bağlanan miktarı ile bu maddenin gaz fazındaki veya çözeltideki konsantrasyonu arasındaki ilişkiyi gösteren denklemler, adsorpsiyon izotermi olarak adlandırılmaktadır (Muslu 2000). Adsorban, adsorbe edilen madde ve sıcaklık sabit tutulduğunda, gaz fazından adsorpsiyon basınca, çözeltiden adsorpsiyon ise konsantrasyona bağlıdır. Adsorpsiyon, bir denge reaksiyonuna benzer şekilde işler ve çözeltide kalan çözücü konsantrasyonu ile yüzeyde tutulan çözücü konsantrasyonu arasında dinamik bir denge sağlanana kadar devam eder. Bu denge durumunda, çözücü katı ve sıvı fazlar arasında belirli bir dağılım gösterir. Dağılım oranı, adsorpsiyon sürecindeki denge durumunun bir ölçüsüdür. Adsorpsiyon dengesini göstermek için, adsorban birim ağırlığı başına adsorbe edilen çözücü miktarı, sabit sıcaklıkta denge durumunda çözeltide kalan çözücü konsantrasyonuna karşı grafiğe dönüştürülür (Yalçuk 1999).

### 1.6.1 Langmuir adsorpsiyon izotermi

Langmuir izotermi, homojen bir yüzeyde gerçekleştiğini varsayar ve adsorpsiyon bölgelerinin eşit miktar ve enerjiye sahip olduğunu öne sürer. Bu model, adsorpsiyonun tamamen tek bir katmanla sınırlı olduğunu ve yüzeyde adsorbat taşınmasının olmadığını kabul eder (Vargas *et al.* 2011). Her bir adsorpsiyon bölgesinde yalnızca bir boya

molekölü tutulabilir ve adsorbanın sınırlı bir kapasitesi vardır (Crini and Badot 2008). Langmuir izotermine ait eşitlik Denklem (1.1)'de verilmektedir (Langmuir 1918, Tekin ve Açıklık 2022).

$$q_e = \frac{q_{max} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (1.1)$$

Burada,  $q_e$  denge durumunda adsorban birim ağırlığı başına adsorbe edilen adsorbat miktarı,  $C_e$  adsorbatın denge konsantrasyonu,  $q_{max}$  maksimum tek katmanlı adsorpsiyon kapasitesi ve  $K_L$  bağlanma bölgelerinin afinitesi ile ilgili olan Langmuir sabitidir.

### 1.6.2 Freundlich adsorpsiyon izotermi

Freundlich izoterm modeli, esas olarak sıvı çözeltilerdeki adsorpsiyon için kullanılır, ancak bu yaklaşım gaz adsorpsiyonu için de faydalıdır (Yang *et al.* 2018). Denklem (1.2)'de verilen Freundlich izotermi, doyumluk durumunda katı ve sulu fazlar arasındaki çözünen madde dağılımını tanımlamak amacıyla kullanılır. Bu modelde, adsorbanın bölge enerjileri üstel olarak değişmektedir ve yüzey adsorpsiyonu hız sınırlayıcı bir adım değildir. Ayrıca, korelasyon katsayısı doğrusal ilişkinin gücü ile ilişkili değildir (Mahmoodi and Data 2011).

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (1.2)$$

Burada,  $q_e$  Denge durumunda, adsorban birim ağırlığı başına adsorbe edilen adsorbat miktarı,  $C_e$  adsorbatın denge konsantrasyonu,  $K_F$  adsorpsiyon kapasitesini temsil eden Freundlich sabiti ve  $1/n$  ise adsorpsiyonun yoğunluğunu veya heterojenliğini belirten sabittir.

## 1.7 Adsorban

Adsorbanlar, form olarak tozlar, peletler, boncuklar ve granüller gibi çeşitlilik gösterir. Bu malzemeler, toplam hacmin %50'sine kadarını oluşturabilecek ince gözenekli yapılar içerir. Gözenekli adsorbanlar, geniş yüzey alanlarına sahiptir ve karbon bazlı, inorganik, sentetik veya doğal kaynaklardan elde edilirler; ayrıca moleküler elek (sieve) kapasitesine de sahiptirler (El-Naas and Alhajja 2011).

Arzu edilen adsorban özellikleri arasında geniş yüzey alanı, yüksek adsorpsiyon kapasitesi, geniş gözenek boyutu dağılımı, kolay erişilebilirlik, mekanik kararlılık, kimyasal uyumluluk, çevre dostu doğa, kolay yenilenme potansiyeli ve yüksek seçicilikle çeşitli boya türlerini uzaklaştırma yeteneği yer almaktadır (Aragaw and Bogale 2021).

Adsorbanlar, sıvı veya gaz fazından çevreye potansiyel zarar verebilecek kirleticilerin uzaklaştırılmasında kullanılan malzemelerdir. Araştırmacılar, ticari adsorbanlara kıyasla doğada bol miktarda bulunan ve daha az işleme ihtiyaç duyan ekonomik adsorbanlar üzerinde çalışmaktadırlar (Pandit *et al.* 2021).

Adsorbanın fizikokimyasal özellikleri, adsorptif kirletici giderme etkinliğini büyük ölçüde etkiler. Uygun bir adsorbanın özellikleri arasında uzun ömürlülük, yüksek seçicilik, yüksek adsorpsiyon kapasitesi ve düşük maliyet yer alır. Adsorbanlar, aktif yüzey alanı, gözenek çapları, gözenek dağılımı ve yüzey fonksiyonel grupları açısından farklılık gösterir. IUPAC'a göre, gözenek çapları üç ana kategoride sınıflandırılır: makrogözenekler (50 nm'den büyük), mezogözenekler (en fazla 50 nm olan geçiş gözenekleri) ve mikrogözenekler (2 nm'den küçük).

Organik ve inorganik kirleticilerin giderilmesi için kullanılan çeşitli ticari adsorbanlar arasında, en yaygın kullanılanlar aktif alümina, silika jel, aktif karbon, moleküler elek karbonu veya zeolitler ve polimerik adsorbanlardır (Pourhakkak *et al.* 2021).

### 1.7.1 Adsorban türleri

Adsorbanlar, çeşitli formlarda kategorize edilebilir ve en yaygın olanları belirli gruplara ayrılır. Bu gruplar; doğal malzemeler (talaş, odun, fuller's earth, boksit), işlem görmüş doğal malzemeler (aktif karbon, aktif alümina, silika jel), üretilmiş malzemeler (polimer reçineler, zeolitler, alümina-silikatlar) ve tarımsal katı atıklar ile endüstriyel yan ürünler (hurma çekirdekleri, uçucu kül, kırmızı çamur) şeklinde sıralanır. Ayrıca, biyolojik kökenli adsorbanlar (kitosan, mantarlar, bakteriyel biyokütle) da kullanılan malzemeler arasındadır.

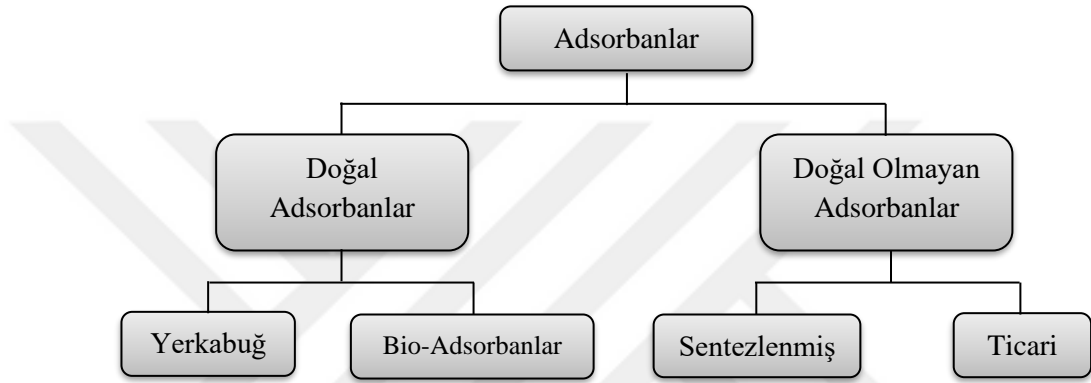
Doğal adsorbanlar, genellikle karbon, kil, kil mineralleri, zeolitler ve cevherler gibi malzemelerden oluşur. Bu malzemeler, maliyet etkinliği, bol bulunurluk ve erişilebilirlik açısından avantajlıdır. Öte yandan, sentetik adsorbanlar genellikle tarımsal ürünler, evsel atıklar, endüstriyel atıklar, kanalizasyon çamurundan ve polimerlerden elde edilir (Rápó and Tonk 2021).

Adsorbanlar, doğal ve sentetik olarak iki ana kategoriye ayrılır. Doğal adsorbanlar arasında, kil ve zeolit gibi malzemeler hem ekonomik hem de yaygın olarak bulunan seçeneklerdir. Sentetik adsorbanlar ise, evsel, endüstriyel ve tarımsal atıklardan üretilir ve bu süreç, adsorbanların yüzey alanını ve gözenekliliğini artırarak adsorpsiyon kapasitelerini güçlendirir (Ho 2022).

Aktif karbon, kil mineralleri, biyokütle, endüstriyel yan ürünler ve sentetik polimerler gibi adsorbanlar, özellikle yüksek yüzey alanı ve adsorpsiyon kapasitesi nedeniyle sıklıkla kullanılmaktadır. Her adsorbanın avantajları ve sınırlamaları göz önünde bulundurularak seçilir (Aragaw and Bogale 2021).

Killer, ucuz ve kolayca erişilebilir olmalarının yanı sıra renklerin adsorpsiyonunda etkili olmalarına rağmen genel adsorpsiyon kapasiteleri sınırlıdır (Alshameri *et al.* 2019). Atık sularından boyar maddelerin etkin bir şekilde adsorpsiyonu için polimerler kullanılır (Dutta *et al.* 2021).

Tarımsal ve diğer doğal kaynaklardan elde edilen belirli atık ürünler, uygun maliyetli ve etkili adsorbanlar için alternatifler sunar. Keten tohumu küspesi, ayçiçeği sapları, muz kabukları, portakal kabukları, limon kabukları ve sumak yaprakları gibi malzemeler, doğal halleriyle tekstil atık suyundan ağır metalleri ve renkli akıntıları adsorbe etmek için kullanılmıştır. Bu malzemeler, ekonomik olmalarının yanı sıra düşük işlem gereksinimleri ile de avantaj sağlar (Jadhav and Jadhav 2021). Çeşitli adsorban gruplarının genel bir görünümü Şekil 1.8’de sunulmuştur.



**Şekil 1.8** Adsorbanların hiyerarşisi (Yousef *et al.* 2020)

## 1.8 Gıda Atıkları ve Çevre Üzerindeki Etkileri

Dünya çapında gıda üretiminin üçte biri, yani yılda 1,3 milyar ton israf edilmektedir. Tarımsal arazi kullanımındaki dönüşüm, biyolojik çeşitliliği tehdit eden başlıca faktörlerden biri olarak kabul edilmektedir. Artan insan nüfusunu beslemek için gıda israfını azaltmaya yönelik araştırmalar devam etmektedir. Gıda atıklarının diğer türleri arasında, tarlalarda çürümeye terk edilen büyük miktarda karkaslar ile çöp kutularına atılan veya hasattan sonra çöpe atılan gıdalar yer almaktadır (Newsome and Van 2017). Bazı ülkelerde gıda atıkları, toplam katı atık hacminin %50’sine kadar ulaşabilmektedir. Bu durum, gıda atıklarının çevresel etkisini azaltmak ve çöplüklere giden atık miktarını minimize etmek için bu atıkların uygun bir şekilde yönetilmesinin zorunluluğunu ortaya koymaktadır (Al-Rumaihi *et al.* 2020).

Gıda atıklarının katma değerli ürünlere dönüştürülmesine olan ilgi giderek artmaktadır. Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) tarafından yakın zamanda yayımlanan bir araştırmaya göre, gelişmekte olan ülkelerde gıda atıklarının geri dönüşümünün ekonomik değeri yaklaşık 310 milyar ABD doları, gelişmiş ülkelerde ise 680 milyar ABD doları olarak tahmin edilmektedir (Sridhar *et al.* 2022).

Gıda israfı gerçekleştiğinde, gıda tedarik zincirinin yukarı akışında gerçekleştirilen tüm işlemler ve emisyonlar da gereksiz hale gelir. Aşırı üretim ve yukarı akış işleme süreçleri, gıda tedarik zincirinde oluşan kaçınılmaz atıklar nedeniyle gereksiz çevresel etkilere yol açmaktadır. Başka bir deyişle, gıda israfı, gıda tedarik zincirinin yukarı akışında gerçekleştirilen tüm işlemleri ve emisyonları anlamsız hale getirmektedir (Scherhauser *et al.* 2018).

Bakteriler, mantarlar, algler, endüstriyel atıklar, tarımsal atıklar ve diğer polisakkarit bazlı malzemeler gibi birçok biosorban, boyaların giderilmesinde etkili bir şekilde kullanılmaktadır (Angelova *et al.* 2016). Atık sudan organik bileşenleri, metalleri, tehlikeli elementleri ve boyaları etkili bir şekilde adsorbe etmek için biyolojik atıklar kullanılabilir. Bu biyolojik atıklar, bol miktarda bulunmaları, düşük maliyetli olmaları, yüksek emilim kapasitesine sahip olmaları ve geri dönüştürülebilir özellikleri nedeniyle geleneksel malzemelere kıyasla birçok avantaj sunmaktadır (Kadhon *et al.* 2020).

Gıda atıklarının değerli bir kaynak haline gelmesinin başlıca nedenleri, bu atıkların bolluğu ve düşük maliyetidir. Gıda atıkları ekonomisini yeniden değerlendirmek, gıda atıklarının %42'sinin meyve ve sebzelerden oluştuğunu, bunu süt ürünleri, tahıllar ve hububatların takip ettiğini ortaya koymuştur. Meyve ve sebze kabukları, hasat sonrası aşamada başlayan atıkların ana kaynağını oluşturmaktadır (Sridhar *et al.* 2022). Atık ürünler ile belediye ve endüstriyel atıklar, atık sudan renklerin giderilmesinde kullanılabilir. Ancak, endüstriyel ortamlarda adsorpsiyonu etkileyen ana faktörler, atık malzemelerin mevcudiyeti ve adsorpsiyon tekniğinin uygunluğudur. Maliyet, atık su hacmi ve mevcut alan gibi faktörler de dikkate alınmalıdır. Tarımsal katı atıkların atık su arıtımında kullanılması, katı atık bertarafı sorununa çözüm sağlayarak hem ekonomiye

hem de çiftçilere fayda sağlayabilir ve çevrenin iyileştirilmesine katkıda bulunabilir (Nguyen *et al.* 2013).

Tarım üretim sürecinde ortaya çıkan organik materyaller, topluca tarımsal atık olarak adlandırılmaktadır. Bu atıklar, çoğunlukla bitki artıkları, hayvan ve kümes hayvanlarının gübresi, tarım ve yan ürünlerin işlenmesinden kaynaklanan atıklar ve kırsal hanelerden gelen çöplerden oluşmaktadır. “Tarımsal atık” terimi, esas olarak ekin sapları ve hayvan gübresini ifade eder ve günlük yaşamımızdan kaynaklanır. Bu atıklar, adsorpsiyon süreçlerinde etkin bir şekilde kullanılabilir (Dai *et al.* 2018).

Öte yandan, tarımsal atıklardan elde edilen kabuk bazlı adsorbanlar, farklı tarımsal atıkların inorganik ve organik bileşenlerinin bir kombinasyonunu içerir. Bu tarımsal atık malzemelerin bileşimi, hidroksil, karboksil, amino ve nitro gibi çeşitli fonksiyonel grupları içermektedir. Tarımsal atıklardan elde edilen kabuk bazlı malzemeler, laboratuvar koşullarına bağlı olarak fonksiyonel grupların ayrışabileceği veya bir arada kalabileceği özelliklere sahip olup, belirli boyaların (iyonik veya non-iyonik) giderilmesinde etkili adsorbanlar olarak kullanılabilir (Nayagam and Prasanna 2022).

Etkin adsorbanların, çeşitli atık su koşullarında çalışabilme yeteneği, ekonomik olması, geniş bir kirletici yelpazesini giderme kapasitesi, yüksek özgül yüzey alanı ve gözeneklilik, farklı konsantrasyonlar için yüksek seçicilik, mükemmel dayanıklılık, yeniden kullanılabilirlik ve kolay yenilenebilirlik, hızlı kinetik özellikler ve yaygın bulunabilirlik gibi özelliklere sahip olması gerekmektedir (Rápó and Tonk 2021)

## 1.9 Çalışmanın Önemi

Organik atıklardan üretilen adsorbanların kullanımı üzerine yapılan bu çalışma, birkaç önemli nedenle kritik öneme sahiptir. Bu çalışma, tekstil, deri işleme ve kağıt üretimi gibi endüstrileri etkileyen boya kirliliğinin çevresel zararlarını ele alırken, maliyet etkin adsorbanlar üreterek atık yönetimine katkıda bulunmaktadır. Bu eylem, atık bertarafı ile ilgili maliyetleri azaltmakla kalmaz, aynı zamanda geleneksel adsorbanlara kıyasla daha

uygun maliyetli seçenekler sunarak yeniden işlenmiş atık merkezli yeni pazarların öncülüğünü yapma potansiyeline sahiptir. Gıda atıklarından maliyet etkin adsorbanlar geliştirmek, atık bertarafı ile ilgili harcamaları azaltarak pahalı ve yenilenemez alternatiflere daha ucuz ikameler sağlayarak mali avantajlar da sunmaktadır. Bu parasal tasarruflar ve yeniden işlenmiş atık merkezli yeni endüstrilere yol açma potansiyeline sahiptir. Boya adsorpsiyonu için yeni malzemelerin araştırılması, özellikle temiz suya erişimin kısıtlı olduğu ve endüstriyel boya kirliliği sorunları olan bölgelerde su arıtma teknolojilerine uygulanabilir yeniliklere yol açabilir. Bu keşif, geri dönüşüm ve yeniden kullanımı çevre dostu ve kaynak verimli bir şekilde teşvik ederek sürdürülebilirlik hedeflerine yardımcı olmaktadır.

### **1.10 Çalışmanın Amaçları**

Organik atıklardan türetilen adsorbanlar kullanarak atık suda bulunan MB'nin adsorpsiyonu yapılmaktadır. Organik atıklar kullanılarak sudaki kirliliğin giderilmesi iki yönlü çevresel etki barındırmaktadır. Bu doğrultuda herhangi bir pH değişimi yapmaksızın organik atıkların adsorpsiyon kapasitesinin bulunması temel amaçtır. İkincil amaç olarak ise optimum adsorpsiyon sağlanan şartların tespit edilmektedir. Bu yolda ilerlerken Langmuir ve Freundlich izotermeleri kullanılarak adsorpsiyonun hangi özellikleri taşıdığı da ortaya konulmaktadır.

## 2. LİTERATÜR TARAMASI

Endüstriyel kirleticiler, özellikle boyalar ve ara ürünler, su kütlelerine boşaltıldığında bu suları insan tüketimi için uygunsuz hale getirir. Gıda atıkları, iş ve yerleşim komplekslerinin yakınında birikerek bozundukça hava kirliliğine neden olur. Atık su akışlarından boyaların uzaklaştırılması sorununu çözmek için yeni yaklaşımlara ihtiyaç duyulmaktadır.

Sridhar *et al.* (2022), gıda atıklarının boyaların uzaklaştırılması için etkili adsorbanlar olarak kullanılmasını ele almıştır. Çalışmalarında, gıda atıklarından türetilen adsorbanların etkinliği üzerine analiz yapmış ve bu süreci etkileyen çeşitli faktörleri (pH, sıcaklık, temas süresi, adsorban dozu, partikül boyutu ve iyonik güç) dikkate almıştır. Ayrıca, modelleme performansını artırmak amacıyla bilgi ve iletişim teknolojisi yaklaşımlarının adsorpsiyon izotermi ve kinetik modellerle entegrasyonunu önermiştir. Adsorbanların yeniden kullanılabilirliği, substrat kullanımının etkinliği ve gıda atıklarının uzun vadeli sürdürülebilirliği açısından kullanılmasının önemini vurgulamıştır.

Aktif karbon, boyaların uzaklaştırılması için mükemmel bir adsorban olmasına rağmen, yüksek maliyeti ve yenilenme zorlukları, yaygın kullanımını engellemektedir. Bu sorunu çözmek için, uygun maliyetli, bol ve yenilenebilir bir adsorban olarak yer fıstığı kabuğu (*Canavalia ensiformis*) kullanılmaktadır. Ali *et al.* (2020), MG boya giderimi üzerindeki boya konsantrasyonu, sıcaklık ve adsorban dozu etkisini araştırmış ve en yüksek giderim verimliliğinin 25 mg/L boya konsantrasyonu, 60 °C sıcaklık ve 100 mg adsorban dozu ile elde edildiğini bulmuştur. Sonuçlar, işlem görmemiş adsorbanın %84.85 verim elde ederken, işlem görmüş adsorbanın %91.83 verime ulaştığını göstermiştir. İşlem görmüş yer fıstığı kabuğunun etkileyici giderim verimliliği nedeniyle uygun maliyetli bir adsorban olarak büyük potansiyel taşıdığını ortaya koymuştur.

Ghabi *et al.* (2021), tarımın yan ürünü olan kül tohumu kullanarak düşük maliyetle Cibacron Blue (CB) boyasını etkili bir şekilde uzaklaştırabilen umut verici bir biyosorban sunmuştur. Biyomateryali karakterize etmek için kullanılan teknikler arasında taramalı

elektron mikroskobu, Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi, termal gaz analizi ve pH<sub>pzc</sub> (pH of zero point charge) bulunmaktadır. Oda sıcaklığında yapılan kesikli mod adsorpsiyon denemelerinde, 2 g/L kül tohumu dozu kullanarak CB boya giderim oranı %95'in üzerine çıkmıştır. Deneysel verilere en iyi uyum gösteren model pseudo-second-order modeli olmuştur. CB boya adsorpsiyon izoterm verileri teorik modeller kullanarak incelendiğinde, gerçek gazla ilişkili monolayer modelinin (MMRG) daha doğru sonuçlar verdiği görülmüş, sistem negatif entalpi ve serbest entalpi gösterdiğinden, CB adsorpsiyonunun hem fiziksel kuvvetler hem de kendiliğinden süreçler tarafından yönlendirildiği anlaşılmıştır. Materyalin endüstriyel atık sulardan CB boyasını başarılı bir şekilde uzaklaştırma yeteneği, onu çok umut verici bir adsorban yapmaktadır.

Srinivasan *et al.* (2021), tarımsal atıklardan elde edilen bir adsorbanın renk giderimindeki etkinliğini araştırmışlardır. Çalışmada, karıştırma süresi, başlangıç boya konsantrasyonu, adsorban dozu, pH ve sıcaklık gibi çeşitli parametreler incelenmiştir. Adsorpsiyon verileri Langmuir ve Freundlich izotermi kullanılarak değerlendirilmiş ve Langmuir izoterminin iyi bir uyum sağladığı belirlenmiştir. Ayrıca, kinetik veriler pseudo first-order ve pseudo second-order kinetik modelleri ile analiz edilmiş ve pseudo second-order kinetik modelin deneysel verilere daha iyi uyum sağladığı görülmüştür.

Giwa *et al.* (2022), tarımsal atıklardan elde edilen bir adsorbanın renk giderimindeki etkinliğini araştırmışlardır. Çalışmada, karıştırma süresi, başlangıç boya konsantrasyonu, adsorban dozu, pH ve sıcaklık gibi çeşitli parametreler analiz edilmiştir. Adsorpsiyon verileri Langmuir ve Freundlich modelleri kullanılarak değerlendirilmiş ve Langmuir izoterminin deneysel verilere iyi uyum sağladığı belirlenmiştir. Ayrıca, kinetik veriler pseudo first-order ve pseudo second-order kinetik modelleri ile incelenmiş ve pseudo second-order kinetik modelin deneysel verilere daha iyi uyum sağladığı bulunmuştur.

Vasuki *et al.* (2017), Hindistan cevizi kabuğu (CSC) ve palmye meyvesi kabuğundan (PFSC) türetilen aktif karbon kullanarak sulu çözeltilerden Safranin ve Amarant boyalarının adsorpsiyonunu araştırmıştır. Çalışmada, adsorpsiyon süreci kesikli mod deneyleri kullanılarak incelenmiştir. Ampirik bulgular, CSC'nin her iki boya için de PFSC'ye kıyasla daha yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu göstermiştir.

Kinetik veriler, hem pseudo-second-order kinetik modeli hem de intra-partikül difüzyon modeli ile uyumlu olup, yüksek renk konsantrasyonlarına sahip atık suların azaltılmasındaki zorlukları vurgulamıştır.

Grigoras *et al.* (2022), kiraz taşı atığını kitosan ile birleştirerek yeni bir kompozit malzeme oluşturmuş ve bu malzemenin organik bir renk olan Acid Red 66'yı adsorbe etme ve uzaklaştırma yeteneğini değerlendirmiştir. Çalışmada, kompozit malzemenin belirli koşullar altında renkli sıvı atıkların su içinde etkili bir şekilde arıtılması için pratik bir yöntem olduğu belirtilmiştir. İdeal koşullar sağlandığında, adsorban pH 2'de, belirli bir adsorban konsantrasyonu ve belirlenen çalışma sıcaklığında, istenilen kirletici olan Acid Red 66'nın %95'ten fazlasını etkili bir şekilde gidermiştir.

Douinat *et al.* (2021), *Olea europaea* yapraklarından üretilen adsorbanların, simüle edilmiş suda Rosaniline Base ve Chrysoidine R'nin giderilmesindeki etkinliğini araştırmıştır. Yapraklar, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ve KOH çözeltilerine daldırılarak ve ardından 500°C'de 2 saat süreyle pirolize tabi tutularak adsorbanların sentezlenmesini gerçekleştirmişlerdir. Çalışmanın amacı, boyaların adsorpsiyonunu etkileyen operasyonel unsurları analiz etmektir. Denge verilerini adsorpsiyon izotermeleri kullanarak değerlendirmişler ve adsorpsiyon kapasitesindeki iyileştirmeleri göstermek için Langmuir modelini kullanmışlardır. Üretilen adsorbanları kimyasal ve fizikokimyasal yöntemlerle karakterize etmişler ve adsorpsiyon mekanizmasının pseudo-second-order kinetik modeline uyumlu olduğunu belirlemişlerdir. Sorpsiyon sürecinin intra-partikül difüzyon tarafından yönetildiği sonucuna varmışlardır. Termodinamik analiz, her iki boyanın da adsorpsiyonunun kendiliğinden olduğunu ve ısı salınımı gösterdiğini ortaya koymuştur. Sonuç olarak, aktif *Olea europaea* yapraklarının tekstil atık sularından tehlikeli kirleticilerin uzaklaştırılması için etkili bir yöntem olabileceğini önermişlerdir.

Pascual *et al.* (2021), fiziksel ve kimyasal olarak değiştirilmiş portakal ve limon mesokarpının, tekstil boyama atık sularından katyonik ve anyonik renkleri gidermek için doğal adsorbanlar olarak kullanıldığını belirtmektedir. Bu çalışmada, mesokarpın adsorpsiyon verimlilikleri kesikli ve sürekli üretim operasyonlarıyla simüle edilmiş ve optimum çalışma parametreleri belirlenerek en yüksek adsorpsiyon verimlerinin elde

edildiği gözlemlenmiştir. Bulgular, bu mesokarpların su bazlı çözeltilerden boyaların etkili bir şekilde giderilmesinde, yeniden kullanılabilir ve geri kazanılabilir olduklarını güvenilir bir şekilde ortaya koymaktadır.

Hidrotermal karbonizasyon, daha az zaman ve enerji gerektiren ancak son derece etkili adsorbanlar üreten daha verimli bir alternatif sunmaktadır. Solih *et al.* (2023), avokado çekirdekleri kullanılarak oluşturulan adsorbanların asidik pH koşullarında %80 renk giderme oranına ulaşabildiğini göstermiştir. Bu çalışma, avokado çekirdeklerinden türetilen hidrokarbonların, boya ile kirlenmiş atık suların arıtılması için çevre dostu bir adsorban olabileceğini vurgulamaktadır.

Azari *et al.* (2020), sulu çözeltilerden boya giderimi için karbon bazlı adsorban malzemelerin (CBAM'ler) adsorpsiyon özelliklerini incelemiştir. Çalışma boyunca yapılan analizler, boyaların giderim verimliliğinin %79.9 ile %93.7 arasında değiştiğini ve adsorpsiyon kapasitelerinin farklı malzemeler arasında önemli ölçüde değiştiğini ortaya koymuştur. Grafen ile ilişkili malzemeler, 320 mg/g'ı aşan en yüksek maksimum adsorpsiyon kapasitesini göstermiştir. Pseudo-second-order kinetik modeli ve Langmuir izotermi, sırasıyla %88.7 ve %74 oranında en uyumlu modeller olarak belirlenmiştir. Etki analizi ve yayın yanlılığı minimal olarak değerlendirilmiş, Baujat grafiği analizi ise bireysel çalışmaların genel sonuçlar üzerinde önemsiz etkisi olduğunu göstermiştir. Egger ve Begg'in yayın yanlılığı testleri, anlamlı olmayan sonuçlar vermiş ve bu da güçlü ve yanlılık içermeyen bir veri toplama sürecinin benimsenmesini önermiştir. İnceleme, CBAM'lerin boya giderimindeki etkinliğini vurgulamış ve adsorpsiyonu etkileyen faktörlerin kapsamlı bir analizini sunmuştur. Bulgular, özellikle grafen bazlı malzemelerin su arıtma teknolojilerinde kullanımını teşvik ederek geliştirilmesini desteklemiştir.

Muisa *et al.* (2020), su arıtma tesislerinden elde edilen alum çamuru atık materyali kullanarak sulu ortamdan fosfor adsorpsiyonunu ve alum çamuru özellikleri ile engelleyici faktörler hakkında bir meta-analiz sunmuştur. Makale, ham alum çamurunun yeniden kullanımı ve geri dönüşümüyle ilgili olarak katma değerli alum çamuru bazlı adsorbanların sentezine geçişi incelemiştir. Bu adsorbanlar, hem filtre ortamı olarak hem

de adsorban olarak etkinliği artırma potansiyeline sahip olarak metal sızıntısını azaltma kapasitesini vurgulamıştır. Ayrıca, fosforun tarım topraklarında yeniden kullanımını için de katma değerli ürünler sağlayabileceğini öne sürmüşlerdir.

Asim *et al.* (2019), yerel bir atık biyokütle olan kimyasal olarak işlem görmüş hindistancevizi lifinin (CC), sudan MB giderimi için bir adsorban olarak kullanımını araştırmıştır. Lif, asit ve baz ile muamele edilerek su ve nem emilimini artırmış ve boya gideriminin etkinliği üzerindeki etkileri çeşitli tekniklerle değerlendirilmiştir, bunlar arasında X-ışını kırınımı, taramalı elektron mikroskopu, X-ışını fotoelektron spektroskopisi, Fourier Dönüşümlü Kızılötesi spektroskopisi ve Termogravimetrik analiz yer almaktadır. En optimal örnek, sırasıyla 0.05 mM ve 0.03 mM konsantrasyonlarında %92.36 ve %91.62 MB giderim oranlarına ulaşmıştır. Çalışma, CC'nin su bazlı çözeltilerden etkili boya giderimi için maliyet etkin ve kolayca değiştirilebilir bir atık biyokütle olarak potansiyelini öne sürmüştür.

Pavlovic *et al.* (2015), kahve, çay, marul ve narenciye gibi restoran atıklarının MB boyası için adsorban olarak kullanımını araştırmıştır. Çalışmada, ön işlem yapılmadan adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimlilikleri değerlendirilmiştir. Kahve atığı en yüksek kapasiteyi göstermiş, onu çay, marul ve narenciye atıkları takip etmiştir. Boya giderim verimliliği, özellikle daha yüksek konsantrasyonlarda artmıştır. Bulgular, özellikle marul atığı için umut verici olmuştur çünkü genellikle adsorpsiyon uygulamalarında kullanılmaktadır. Araştırma, restoran atıklarının birçok işletmede kirlenmiş suyun arıtılması için geniş çapta kullanılabileceğini ortaya koymuştur.

Jain *et al.* (2003a), çelik ve gübre endüstrilerinin atık malzemelerinden türetilen ucuz adsorbanların kullanımını incelemiştir. Çalışmanın amacı, su bazlı çözeltilerden etil oranj, metanil sarı ve asit mavisi 113 gibi anyonik boyaların gideriminde bu adsorbanların etkinliğini belirlemektir. Bulgular, çelik endüstrilerinden elde edilen yüksek fırın tozu, çamur ve cüruf gibi inorganik atıkların biyolojik malzemelerin giderimi için uygun olmadığını göstermiştir. Ancak, gübre sektöründen elde edilen karbon bulamacından türetilen karbonlu adsorbanın, bu renklerin 198, 211 ve 219 mg/g'ını adsorbe etme yeteneğine sahip olduğunu bulmuş ve adsorpsiyon izotermi Langmuir modeline uyumlu

olup, ekzotermik ve fiziksel karakterde olduğunu belirtmiştir. Kinetik veriler, Lagergren denklemi ile uyum göstermiş ve birinci derece bir süreci önermiştir. Karbonlu adsorban, sıradan aktif kömürle karşılaştırıldığında yaklaşık %80 verimlilik sergileyerek, atık suyun rengini gidermek için uygun maliyetli bir alternatif olarak kendini kanıtlamıştır.

Jain *et al.* (2003b), yüksek fırın tozu, çamur, cüruf ve karbon bulamacı gibi atık malzemeler kullanarak düşük maliyetli adsorbanlar üretmiştir. Özellikle karbon bulamacından türetilen karbonlu adsorban, 380 m<sup>2</sup>/g'lık belirgin bir yüzey alanı sergileyerek diğer üç adsorbandan daha iyi performans göstermiştir. Çalışma, chrysoidine G, kristal violet ve meldola mavisinin çeşitli adsorbanlar üzerindeki adsorpsiyonunu incelemiştir, bu bağlamda karbonlu adsorbanın önemli bir boya giderim kapasitesine sahip olduğunu ve değerli bir malzeme olduğunu ortaya koymuştur. Adsorpsiyon izotermi Langmuir denklemi ile uyumlu olup, adsorpsiyon sürecinin birinci derece kinetikler tarafından yönetildiğini ve gözenek difüzyonu ile düzenlendiğini göstermiştir. Karbonlu adsorban, normal aktif kömür ile karşılaştırıldığında %70-80 kapasite sergileyerek çözeltilerden boyaların gideriminde etkinliğini ve uygunluğunu göstermiştir.

Maiti *et al.* (2007), tarımsal yan ürünlerden olan hardal sapı, jüt sapı, susam sapı, buğday samanı, bagasse ve pirinç kabuğu gibi materyallerin aktif karbon üretiminde optimal kullanımını incelemiştir. Çalışma, 325 °C'ye kadar sıcaklıklarda iki aşamalı bir karbonizasyon prosedürü ve ardından çinko klorür ile kimyasal aktivasyon içermektedir. Bu süreçte aktivasyonun sıcaklık, süre ve emprenye oranı üzerindeki etkileri detaylı olarak araştırılmıştır. Çalışma, boya endüstrisi atıklarının arıtımı için kesikli adsorpsiyon yaklaşımını MB (metilen mavisinin) referans standart olarak kullanarak gerçekleştirmiştir. Adsorpsiyon verileri, Freundlich ve Langmuir adsorpsiyon izotermi ile modellenmiş, ayrıca kinetik denklemler ve intra-partikül difüzyon modeli ile değerlendirilmiştir. Elde edilen bulgular, bu tarımsal yan ürünlerden elde edilen aktif karbonların, pahalı ticari aktif kömürler için uygun maliyetli alternatifler olarak atık su arıtımında kullanılabileceğini göstermiştir.

Gupta *et al.* (2016), patates bitkisi yan ürünlerinin MB ve malakit yeşili boyalarını sudan uzaklaştırmak için adsorban olarak kullanımının etkinliğine odaklanmışlardır. Adsorban

malzemelerin karakterizasyonu için taramalı elektron mikroskobu ve Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi kullanılmıştır. Fiziko-kimyasal parametrelerin adsorpsiyon sürecine etkisi kesikli çalışmalarla araştırılmış ve adsorpsiyon kinetikleri yalancı-ikinci derece ve yalancı-birinci derece modelleri kullanılarak incelenmiştir. Yüzey adsorpsiyonu ve intra-partikül difüzyonun adsorpsiyon kinetiklerini pseudo-second order modeliyle doğru bir şekilde yansıttığı gözlemlenmiştir. Denge verilerinin analizinde Freundlich ve Langmuir izoterm modelleri kullanılmıştır. Ayrıca adsorpsiyon sistemlerinin termodinamik özellikleri değerlendirilmiş ve hesaplanmıştır.

Gao *et al.* (2016), kirli sudan tehlikeli boya gidermek amacıyla NaOH aktivasyonuna tabi tutularak yenilikçi bir boya adsorbanı geliştirmişlerdir. Sentezlenen adsorbanların morfolojisi, yapısı ve yüzey alanı, taramalı elektron mikroskobu, X-ışını toz kırınımı ve BET ölçümleri kullanılarak analiz edilmiştir. MB ve asit fuchsin boya boyalarının su çözeltilerinden adsorbe edilme kapasiteleri incelenerek adsorpsiyon performansları değerlendirilmiştir. Adsorbanların kullanım koşulları (boya türü, konsantrasyonu, süresi ve pH seviyesi) altında adsorpsiyon kapasiteleri karşılaştırılmıştır. Sonuçlar, modifiye edilmiş adsorbanların boya ile kirlenmiş atık suların arıtılmasında etkili ve ekonomik bir yöntem sunabileceğini göstermektedir.

Rangabhashiyam *et al.* (2013), tarımsal atık ürünlerinin çeşitli renkleri adsorbe etme yeteneklerini ve farklı kökenlerini incelemişlerdir. Bu çalışma, bu atık malzemelerin su kütlelerine salınan zararlı boya bileşiklerini gidermek için kullanılma potansiyelini vurgulamıştır. Tarımsal yöntemlerle elde edilen bu atık ürünler, doğal olarak parçalanabilme ve maliyet etkin olma özelliklerine sahiptir. Bu atık ürünler doğal olarak veya aktivasyon süreçleriyle modifiye edilerek tekstil işlemlerinden gelen boya boyalarının adsorpsiyonu için değerli bir kaynak olarak kullanılabilir.

Rattan *et al.* (2007), atık su arıtımında pahalı tekniklerin alternatifini olarak, ekonomik ve çevre dostu bir yöntem olarak inek dışkısı keklerinin kullanımını incelemiş ve Reaktif Blue 221, Acidoll Yellow 2GNL ve Olive BGL gibi boya boyaları gidermek için kullanılan inek dışkısı keklerinden elde edilen külü herhangi bir ön işlem yapmadan kullanmışlardır. Adsorpsiyon sürecini farklı pH seviyeleri ve adsorpsiyon maddesi konsantrasyonları

altında gerçekleştirmişlerdir. Çalışmanın uygunluğunu belirlemek için Langmuir ve Freundlich izoterm modellerini kullanmışlardır.

Chaiyapongputti *et al.* (2014), altı reaktif boyayı adsorbe etmek için tamarind tohumu testasını adsorban malzemesi olarak kullanmışlardır. Lignin, selüloz ve hemiselülozdan oluşan testa, mekanik karıştırma olmaksızın pH 2'den yüksek verimlilikle adsorpsiyon yapmıştır ve Procion Navy H-ER boyasının maksimum 66,3 mg/g adsorpsiyon kapasitesini göstermiştir. İlk saatte hızlı bir adsorpsiyon hızı gözlenmiş ve üç saat sonra dengeye ulaşılmıştır. Bu çalışma, tamarind tohumu testasının sürdürülebilir ve etkili bir adsorban malzemesi olarak potansiyelini vurgulamaktadır.

Shin (2012), çeşitli tarımsal atık adsorbanları ve boya türlerini analiz ederek, çeşitli boya kirleticileri içeren atık sularla ilgili çevresel sorunları vurgulamış ve tarımsal yan ürünlerden elde edilen karbon bazlı adsorbanlar üzerine yapılan çalışmaların, tarımsal atıklardan türetilen ucuz adsorbanların boyaları giderme konusunda mükemmel yeteneklere sahip olduğunu göstermiştir. Araştırmacılar, bu çevre dostu adsorbanları, atık sudan boyaların giderilmesinde aktif karbon için potansiyel bir alternatif olarak araştırmaktadır.

Rodríguez *et al.* (2012), bentonit, fuller's earth, kaolinit, hidrotalsit ve yüksek saflıkta hidrotalsit Syntal HSA 696 gibi farklı inorganik malzemeler üzerinde iki boyanın adsorpsiyon kapasitesini değerlendirmişlerdir. Sonuç olarak, bentonit, fuller's earth ve kaolinitin MB için daha yüksek adsorpsiyon yeteneğine sahip olduğunu, ancak hidrotalsit ve Syntal HSA 696'nın Orange II (OII) için üstün adsorpsiyon gösterdiğini ortaya koymuşlardır.

Bu çalışmada, Çankırı Karatekin Üniversitesi kampüsünde bulunan Akçaağaç (*Acer platanoides*) bitkisi yaprakları, muz kabukları, nar kabukları, limon kabukları ve yumurta kabukları gibi çeşitli organik atıklar kullanarak, boyarmadde adsorpsiyon sürecindeki etkinlikleri incelenmektedir. Organik atıkların çeşitli renkleri atık sudan ne kadar iyi absorbe edebileceğini öğrenmek için, adsorban olarak değerlendirilen kabuk ve yapraklar kullanılmaktadır.

### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu çalışma organik atıklar olarak atık yaprak, muz, limon ve nar kabuklarının etkili birer adsorban olarak MB boyar maddesinin su kaynaklarından uzaklaştırılmasındaki yeteneklerini açığa çıkarılmasını amaçlamaktadır.

#### 3.1 Malzemeler

Adsorban olarak incelenecek malzemeler, atık olmaları nedeniyle, ucuz ve boldur. Herhangi bir kimyasal işlemden geçirilmeden incelenmelerinin temelinde doğaya kirletici salınmasının önlenmesi ve doğal halleriyle boya adsorpsiyonundaki etkilerinin incelenmesidir. Dört farklı malzeme adsorban olarak incelenmiştir: ağaç yaprağı, muz kabuğu, nar kabuğu ve limon kabuğu. Her malzeme sadece yıkanmış, kurutulmuş ve tane boyutu küçültme amacıyla havan-agar seti ile ezilmiş-öğütülmüştür.

**Kurutulmuş yapraklar:** Deneyde kullanılmak üzere yapraklar Çankırı Karatekin Üniversitesi kampüsünde Akçaağaç (*Acer platanoides*) türüne ait ağaçların dökülen yaprakları toplanarak temin edilmiştir (Şekil 3.1). Yapraklar sonbahar mevsiminde toplanmış, laboratuvarında yıkanarak temizlenmiş, havayla kurutularak eşit nem içeriğine getirilmiş ve temas yüzey alanını artırmak amacıyla boyut küçültme işlemi uygulanmıştır. Elde edilen bioadsorban, hava geçirmez kaplarda saklanmıştır.



Şekil 3.1 Akçaağaç yaprakları

**Muz Kabukları:** Taze muz kabukları toplanmış, distile su ile yıkanmış ve 80 °C’de bir etüvde 24 saat süreyle kurutulmuştur. Kurutulmuş kabuklar, kaba bir toz haline getirilmiştir.

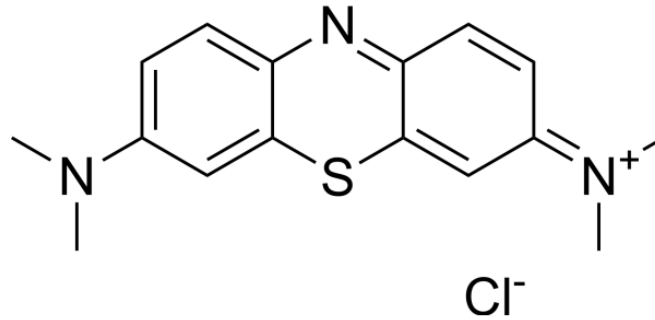
**Nar Kabukları:** Kabuklar yıkanmış 80 °C’de bir vakum etüvünde 24 saat süreyle kurutulmuştur. Son olarak, kurutulmuş kabuklar ezilerek toz haline getirilmiştir.

**Limon Kabukları:** Limon kabukları, yıkanmış ardından 80 °C’de 24 saat süreyle kurutulmuştur. Temas alanını artırmak amacıyla ezilerek ince bir toz haline getirilmiştir.

## 3.2 Boyalar

### 3.2.1 Metilen Mavisi

MB’nin çarpıcı kimyasal özellikleri, adsorpsiyon çalışmalarındaki önemini ortaya koymaktadır.  $C_{16}H_{18}ClN_3S$  kimyasal formülü ile karakterize edilen MB, moleküler ağırlığı 319.85 g/mol’dür. Katı halde mavi bir toz olarak görülen bu boya, su içinde yüksek çözünürlüğe sahip olup canlı bir mavi çözüm oluşturur. MB, atık sulardan kirleticilerin uzaklaştırılmasıyla ilgili çalışmalarda dikkate değerdir çünkü suyun katyonik boyalardan arındırılmasında mükemmel bir model molekül olarak kullanılarak çeşitli adsorbanların etkinliğini değerlendirmek için kullanılmaktadır. Stabil katyonik boyanın suda kolay görünürlüğü ve ölçümü nedeniyle tercih edilmesi, adsorban kapasitesinin ve kinetiğinin belirlenmesini kolaylaştırmaktadır (Şekil 3.2).



**Şekil 3.2** MB’nin kimyasal formülünün açık gösterimi

Deneylelerden kullanılan MB, Sigma-Aldrich tarafından üretilmiştir. Boya stok çözeltisi, 1 g/L konsantrasyonunda 1 L olarak hazırlanmış ve deneylelerde bu stok çözeltisinden seyreltme yoluyla elde edilen çözeltiler kullanılmıştır (Şekil 3.3). MB konsantrasyonunun belirlenmesi için ölçülen absorbanans değerlerinin ölçümünde UV spektrofotometrede en yüksek şiddete karşılık gelen dalga boyu, ( $\lambda$ ) değeri olan 665 nm seçilmiştir.



**Şekil 3.3** MB stok çözeltisi

### **3.3 Cihazlar**

#### **3.3.1 Manyetik Karıştırıcı (IKA)**

Kullanılan cihaz, Şekil 3.4'te gösterilen IKA C-MAG HS7'dir. Bu manyetik karıştırıcı, ısıtma fonksiyonu ile donatılmış olup, çözünme, karıştırma ve hassas sıcaklık kontrolü gerektiren kimyasal reaksiyonlar gibi geniş bir laboratuvar uygulaması yelpazesi için kullanılabilir. Her kap için ısıtma plakaları seramikten yapılmış olup, mükemmel kimyasal dirence ve kolay temizlenebilirliğe sahiptir. Isıtma sıcaklık aralığı 50 – 500 °C

kadar olup, yüksek sıcaklık artıklarında deneyler yapmak için uygundur. Karıştırıcı, 10 litreye kadar H<sub>2</sub>O hacmiyle 100 - 1500 rpm arasında karıştırma hızıyla çalışabilir.



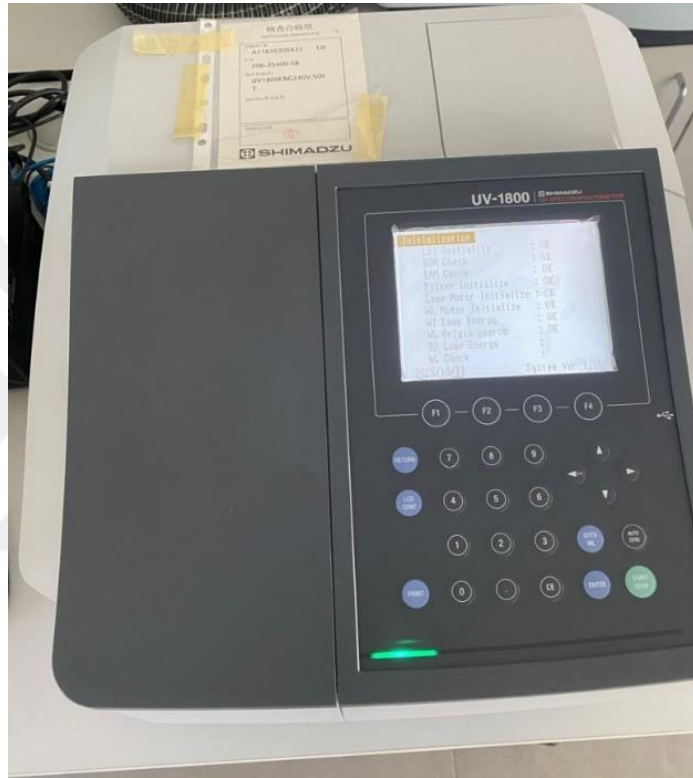
**Şekil 3.4** Manyetik karıştırıcı IKA\* C-MAG HS7

Cihaz, ısıtma plakasının sıcaklığını 550 °C ile sınırlayan bir güvenlik devresi de dahil olmak üzere bir dizi güvenlik özelliği sunar ve bu özellik aletin aşırı ısınmasını önlemektedir. Plaka sıcaklığı 50 °C'nin üzerindeyse, "HOT" üst gösterge ışığı yanmaya devam etmekte olup, böylece kullanıcıyı yanma riski konusunda uyarır. Cihazın dijital ekranı, sıcaklık ve karıştırma hızının hassas bir şekilde ayarlanmasına yardımcı olur bu da verilerin tekrarlanabilirliği açısından deneyin doğru sonuçlanmasını sağlar.

### 3.3.2 UV Spektrofotometre (Shimadzu)

Shimadzu UV Spektrofotometresi, boya adsorpsiyon deneylerinde kullanılmaktadır (Şekil 3.5). Konsantrasyon belirleme, kinetik çalışmalar, saflık testi ve farmasötik analiz gibi birçok alanda kullanılan, güvenilirlik, hassasiyet ve kullanıcı dostu tasarımı ile tanınmış bir cihazdır. Kimya, biyoloji, farmakoloji ve çevre bilimlerinde yaygın olarak

kullanılır. Laboratuvarlarda, Shimadzu UV Spektrofotometresi, belirli bir kimyasal örnek üzerinden ultraviyole ışığın absorpsiyonu veya geçişini belirlemek için hayati bir araçtır. Bu araç, bir çözelti içindeki maddelerin konsantrasyonu hakkında bilgi edinmek ve bir kimyasalın kinetiğini analiz etmek amacıyla kullanılır ve UV spektrofotometre, 190 nm ile 1100 nm arasındaki spektrumunu ölçebilir, bu da ultraviyole ve görünür ışığı kapsamaktadır.



**Şekil 3.5** Shimadzu UV-1800 UV spektrofotometre

### 3.3.3 Soğutmalı sirkülator (CLS-Scientific)

CLS Scientific Soğutmalı Sirkülatorlu Banyo, hassas sıcaklık kontrolü gerektiren çeşitli çalışmalarda vazgeçilmez bir laboratuvar ekipmanıdır. Bu nedenle, stabil ve uniform koşullar gerektiren yüksek sıcaklık ve düşük sıcaklık deneyleri kullanılmaktadır. -20 °C ile 100 °C arasında çalışma sıcaklığı aralığına sahiptir. Ayrıca güçlü soğutma mekanizmaları ve hızlı sıcaklık artışı ile güçlü ve hızlı soğutma ve ısıtma sağlanmaktadır. Cihazlar, genellikle  $\pm 0.01$  °C aralığında sıcaklık stabilitesi arayarak, güçlü sıcaklık stabilitesi ve yüksek pompa kapasitesi sağlayarak, uniform dağılım ve stabil harici

dolaşımı garanti eder. Parametre ayarları, sıcaklık kontrolü ve işletimi ile kullanımı kolay ve sezgisel olarak anlaşılabilir (Şekil 3.6).



**Şekil 3.6** CLS Scientific soğutmalı sirkülatörlü banyo

CLS Scientific Soğutmalı Sirkülatörlü Banyo, kimyasal sentez, numune depolama, termal döngü ve malzeme testlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Güvenilirlikleri, ileri teknoloji ve hassas sıcaklık kontrolü ile tanınırlar ve moleküler biyolojiden endüstriyel ürün testine kadar geniş bir bilimsel uygulama yelpazesi için uygundur. Üretici CLS Scientific olup, çeşitli modeller farklı hacim kapasiteleri ve ileri programlama yetenekleri, uzaktan kontrol operasyonları ve entegre güvenlik özellikleri gibi ek özellikler sunmaktadır.

#### **3.3.4 Hassas Terazi Cihazı (A&D)**

HR-AZ Serisi Standart Seviye Analitik Teraziler, laboratuvarlar, çevresel ve kalite kontrol görevlerinde hassas tartım için tasarlanmış yüksek hassasiyetli terazilerdir. Bu teraziler, 0.1 mg (0.0001 g) yüksek okunabilirlik ile geniş bir tartım kapasitesi sunarak doğru ölçümler sağlamaktadır. Yaklaşık 2 saniye gibi hızlı bir dengeleme süresine sahip

olup, hızlı ve verimli ölçümler yapılmasına olanak tanımlar ve kompakt tasarımı sayesinde sınırlı alanlara sahip yerler için idealdir (Şekil 3.7).



Şekil 3.7 A&D analitik terazi

### 3.3.5 Vakum etüvü (Wiseven)

Vakum etüvü, azalan basınç koşulları altında numunelerden uçucu maddeleri, nemi ve çözücülerini uzaklaştırmak için kullanılan kritik bir laboratuvar ekipmanıdır. Vakum etüvü, ortam sıcaklığının 5 °C üzerinde başlayan ve 300 °C'ye kadar çıkabilen bir sıcaklık aralığında çalışabilir ve 10 mbar'a kadar düşen azaltılmış basınç ortamını koruyabilir. Üniform ısı dağılım teknolojisi ile donatılmış olup, eşit ve tutarlı kurutma sağlamaktadır. Deneyde kullanılan vakum etüvü, ısıya duyarlı malzemelerin kurutulması ve numune hazırlığı için kullanılmaktadır (Şekil 3.8).



**Şekil 3.8** Nar ve muz kabuklarının kurutulması işlemi sırasında vakum etüvü

### **3.4 Adsorpsiyon DeneYleri**

DeneYler 50 mL'lik hacimde başlangıç konsantrasyonu belli (10, 25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 750, 1000 mg/L) olan çözeltinin seçilen sıcaklığa (5, 25, 40 °C) getirilmesi sonrasında başlanmaktadır. Sıcaklık ayarlaması sonrası kullanılacak adsorban miktarı (0.3, 0.5, 1, 2.5 g/L) tartılarak çözeltiliye eklenmektedir. Temas süresinin incelendiği deneYlerde seviye olarak 0, 2, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180, 240, 300, 360, 420, 1440 dk seçilirken, diğEr parametrelerin incelendiği deneYlerde süre 1440 dk olarak seçilmiştir. DeneYlerde kullanılan parametre ve seviyeler Çizelge 3.1'de özetlenmektedir. Bu parametre ve seviye kullanımı ile kullanılan adsorbanların boya giderim verimliliğinin çeşitli koşullar altında test edilmesi için sistematik bir yaklaşım sunmaktadır. Çizelge 3.1 incelendiğinde görölmektedir ki, farklı boyarmadde başlangıç seviyelerinde adsorbanın kapasitesi değerlendirilmektedir. Sıcaklığın adsorpsiyon verimliliği üzerindeki etkisini değerlendirmek için çeşitli sıcaklıklar seçilmiştir. Etkili boya giderimi için gerekli olan optimum miktarı belirlemek amacıyla farklı adsorban miktarları kullanılmakta olup, temas süresinin etkisini görmek için çeşitli sürelerde örnekler alınarak adsorpsiyon sürecinde temas süresinin etkisi ortaya çıkarılmaktadır.

Deneyleerde konsantrasyon ölçümleri yapılarak boya giderimi incelenmektedir. Bunun için UV spektrofotometrede MB boyarmaddesinin absorbanı ölçülmektedir. Bu ölçümde kullanılan dalga boyu, doğru izleme için kritik öneme sahiptir. MB için kullanılan dalga boyu 665 nm'dir.

Bu dalgaboyunda ayarlanan cihaz ile ölçülen numunelerdeki absorban değerlerinin konsantrasyona çevrilebilmesi için önceden bir kalibrasyon doğrusu oluşturulmuştur. Bu kalibrasyon doğrusu kullanılarak tüm deneyleerde elde edilen absorban değerleri konsantrasyon değerlerine dönüştürülmüştür.

**Çizelge 3.1** Parametreler ve seviyeler

Parametre	Seviye
Sıcaklık (°C)	5, 25*, 40
Adsorban Dozu (g/L)	0.3, 0.5*, 1, 2.5
MB Konsantrasyonu (mg/L)	10, 25, 50, 100, 200*, 300, 400, 500, 750, 1000
Zaman (dk)	0, 2, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180, 240, 300, 360, 420, 1440*

\* Bir parametre incelenirken sabit tutulan parametreye ait seviye

### 3.4.1 Kalibrasyon eğrisi

Kalibrasyon eğrisi oluşturmak için, konsantrasyonları 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 ve 10 mg/L olan on farklı çözelti hazırlanmaktadır. Her çözülden alınan numuneler 665 nm'de ölçülmekte ve böylece absorban değerine karşılık konsantrasyon değeri olan bir grafik elde edilmektedir. Bu grafikteki noktalara doğru uydurarak elde edilen denklem sayesinde yapılan deneyleerdeki absorban değerleriyle konsantrasyonlar hesaplanabilmektedir.

### 3.4.2 Adsorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi

Bu deney için, metilen mavisi ile farklı konsantrasyonlarda (10, 25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 750 ve 1000 mg/L) 50 mL hacimlerinde çözümler hazırlanır. İlk olarak, her bir çözeltinin absorbanı UV spektrofotometre kullanılarak ölçülür. Sonrasında, adsorban herbir çözüme eklenmek üzere hassas terazi kullanılarak 25'er mg tartılır. 1440 dk geçmesinin ardından, çözümlerden alınan numuneler UV spektrometrede ölçülerek

absorbans değeri kaydedilmektedir. Kalibrasyon eğrisi kullanılarak elde edilen absorbans değerleri konsantrasyona çevrilmektedir. Bilinen değerler kullanılarak adsorbanın adsorpsiyon kapasitesi,  $q_e$  Denklem (3.1) ile hesaplanmaktadır.

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

Burada,

$q_e$  = Adsorbanın adsorpsiyon kapasitesi (mg/g, mol/g),

$C_0$  = Adsorplanan maddenin (Adsorbatın) başlangıç derişimi (mg/L, mol/L),

$C_e$  = Adsorbatın denge anındaki derişimi (mg/L, mol/L),

$V$  = Çözelti hacmi (L),

$m$  = Adsorban miktarı (g).

Adsorban için % Verim hesabı Denklem (3.2) kullanılarak yapılmaktadır.

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

### 3.4.3 Adsorban miktarının etkisi

Adsorban miktarının adsorpsiyon üzerindeki etkisini araştırmak için 50 mL'lik 200 mg/L MB içeren çözeltiler kullanılmıştır. Başlangıçtaki MB absorbans değerleri ölçülerek kaydedilir ve sonrasında çözeltilere adsorban (15, 25, 50, 125 mg) tartılarak eklenir. 1440 dk süren deney sonrasında çözeltiler UV spektrofotometre kullanılarak absorbans değeri ölçülerek kaydedilmektedir.

### 3.4.4 Temas süresinin etkisi

Temas süresinin adsorpsiyon üzerindeki etkisini ortaya çıkarmak amacıyla yapılan deneylerde, 200 mg/L metilen mavisi konsantrasyonuna sahip 50 mL'lik çözeltiler

kullanılmıştır. Bunun için belirli zaman aralıklarında (0, 2, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180, 240, 300, 360, 420, 480, 1440 dakika) ölçümler yapılmaktadır. Bu metodoloji, temas süresinin adsorpsiyon etkinliği üzerindeki etkisini ortaya koymaktadır.

### **3.4.5 Sıcaklığın etkisi**

Sıcaklığın adsorpsiyon üzerindeki etkisinin bulunduğu deneylerde sıcaklık (5, 25 ve 40 °C) ayarlanmış, 50 mL hacminde ve 200 mg/L MB konsantrasyonuna sahip çözelti kullanılmaktadır. Adsorban eklenmeden önce absorbans ölçülür ve sonrasında 25 mg adsorban eklenmektedir. 1440 dk boyunca deney sürdürülür ve sonrasında absorbans ölçülerek kaydedilir. Bu sayede adsorpsiyon üzerindeki sıcaklık etkisini değerlendirmek mümkün olmaktadır.



#### 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

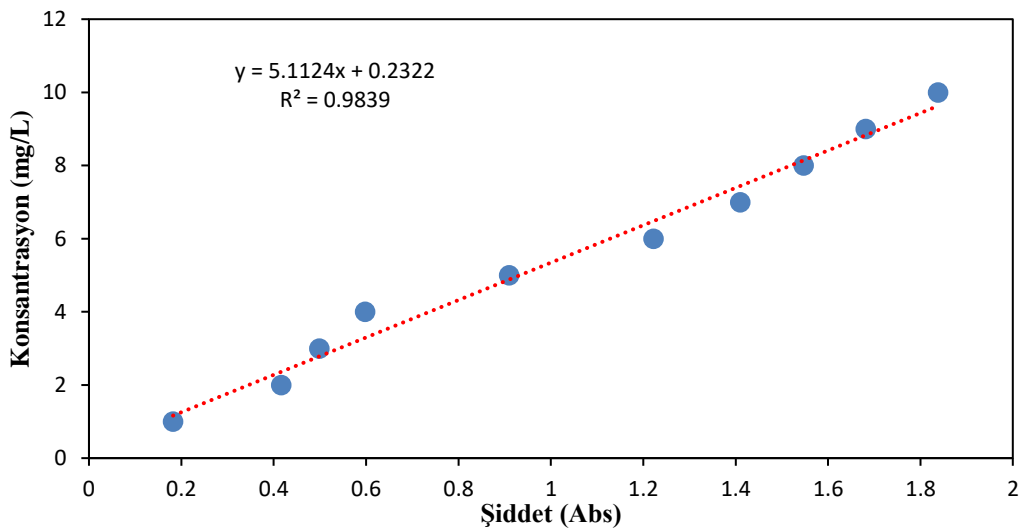
Çizelge 4.1’de deneylerde kullanılan parametreler ve bu parametreler için seçilen seviyeler gösterilmektedir. Deneylerde yapılan ölçümler absorbans değerlerinden oluştuğu için boyarmadde konsantrasyon değerlerine geçiş için kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur.

Çizelge 4.1 Deneylerde kullanılan parametreler ve seviyeleri

Parametreler	Sıcaklık (°C)	Adsorban Dozajı (g/L)	MB Konsantrasyonu (mg/L)	Zaman (dk)
Seviyeler	5, 25, 40	0.3, 0.5, 1, 2.5	10, 25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 750, 1000	0, 2, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 180, 240, 300, 360, 420, 1440

##### 4.1 Kalibrasyon eğrisi

1 g MB 1 L suda çözülmesiyle hazırlanan MB stok çözeltisinden alınan örnekler, kalibrasyon grafiği oluşturmak amacıyla çeşitli konsantrasyonlara seyreltilmiş ve UV spektrofotometrede 665 nm dalga boyunda ölçülmüştür. Bu ölçümler sonucunda oluşturulan kalibrasyon eğrisi Şekil 4.1’de verilmektedir.



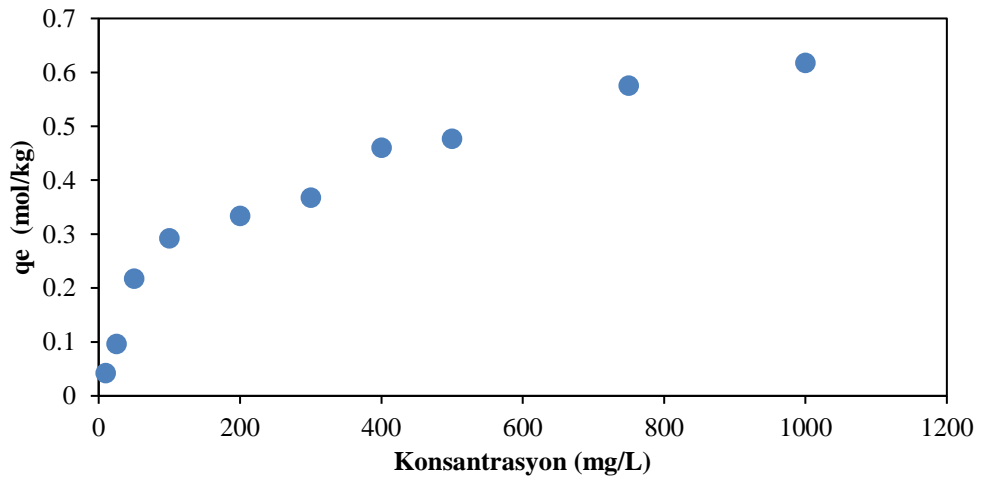
Şekil 4.1 MB için kalibrasyon eğrisi

Uydurulan kalibrasyon eğrisinin  $R^2$  değeri 0.9839 olup, elde edilen denklem ise Konsantrasyon (mg/L) =  $5.1124 \cdot \text{Absorbans} + 0.2322$  olarak bulunmuştur.

## 4.2 Akçaağaç Yapraklarının MB Adsorpsiyon Kapiliyetinin İncelenmesi

### 4.2.1 Başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun etkisi

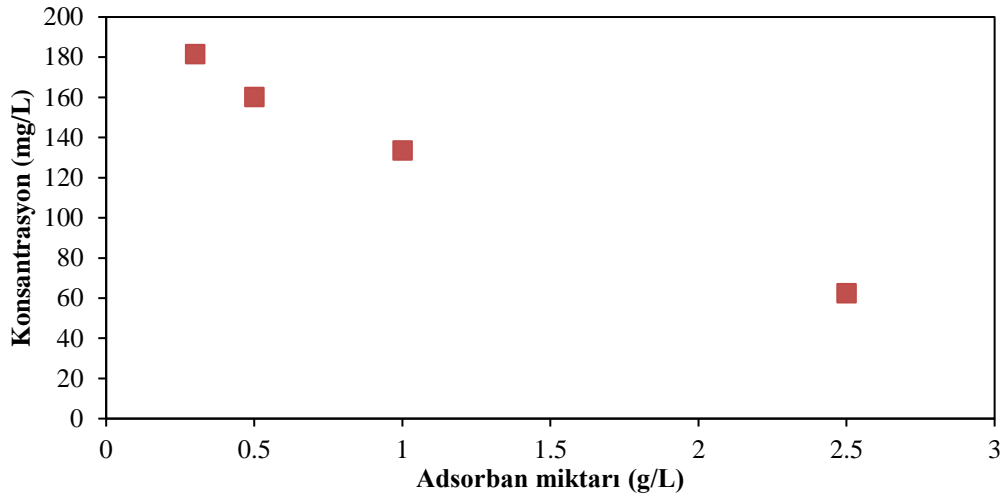
Şekil 4.2’de gösterilen verilerle, adsorpsiyon kapasitesinin ( $q_e$ , mol/kg) farklı konsantrasyon (mg/L) değerlerine bağlı olarak nasıl değiştiği gösterilmektedir. Görüldüğü üzere, konsantrasyon arttıkça adsorpsiyon kapasitesi de artmaktadır. Bu artış, düşük konsantrasyon bölgelerinde daha belirgin, daha yüksek konsantrasyonlarda artış hızının yavaşladığı gözlenmektedir. Konsantrasyon 10 mg/L’den 1000 mg/L’ye çıktığında,  $q_e$  değeri 0.0423 mol/kg’den 0.6177 mol/kg’ye yükselmiştir. Bu, yaklaşık 14.6 katlık bir artışa işaret eder ve adsorbanın etkili bir şekilde adsorbat moleküllerini yakalayabildiğini göstermektedir. Grafik, adsorbanın yüzeyine tutunan molekül sayısının, çözeltideki konsantrasyonun bir fonksiyonu olarak doğrusal olmayan bir artış gösterdiğini ortaya koymaktadır. Özellikle 10-200 mg/L aralığında  $q_e$  değerleri hızlı bir artış gösterirken, 400 mg/L’den sonra bu artış daha yavaş bir eğilim sergilemektedir. Bu durum, adsorban yüzeyinin başlangıçta daha fazla aktif yüzey alanına sahip olduğunu ve yüksek konsantrasyonlarda yüzeyin doyuma yaklaştığını göstermektedir.



Şekil 4.2 Başlangıç boya konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.2.2 Adsorbanın etkisi

Şekil 4.3'te sunulan görülen dört veri noktası, adsorban miktarının arttıkça konsantrasyonun sırasıyla 181.55 mg/L, 160.08 mg/L, 133.51 mg/L ve 62.38 mg/L değerlerini vererek azaldığını göstermektedir. Bu azalma, adsorban miktarının artmasının daha fazla çözeltideki MB boyarmaddesini adsorbe ederek çözelti içerisindeki konsantrasyonu önemli ölçüde düşürdüğünü kanıtlamaktadır.

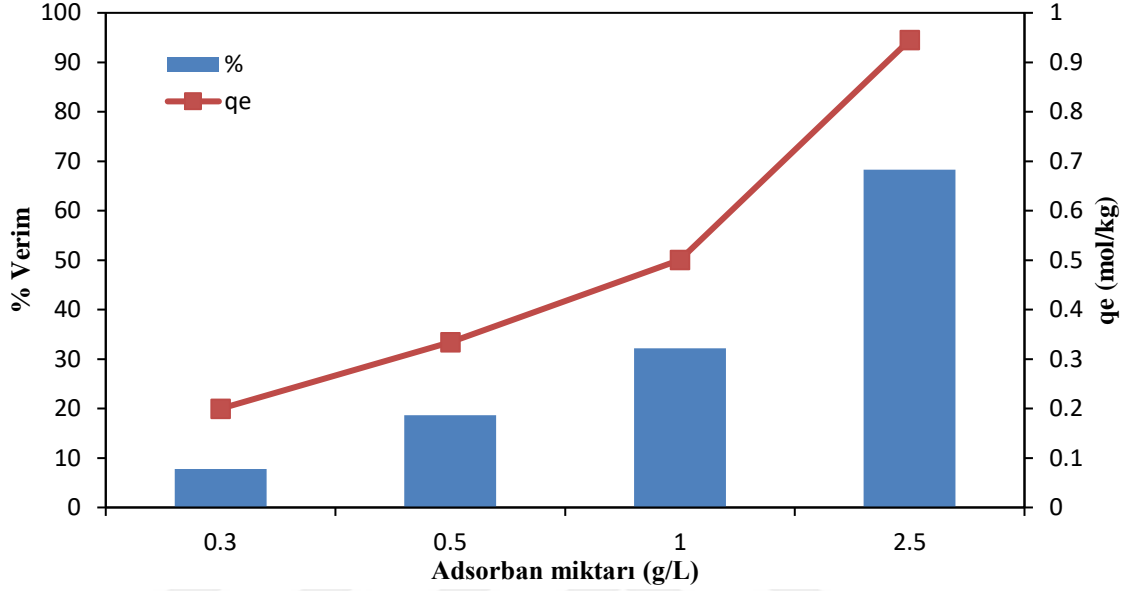


Şekil 4.3 Adsorban miktarının boyarmadde konsantrasyonuna etkisi

Şekil 4.4'te verilen grafikte, adsorban miktarının artmasıyla birlikte % verimin önemli ölçüde arttığını göstermektedir. Adsorban miktarı 0.3 g/L iken % verim 7.77 olarak ölçülmüşken, adsorban miktarının 0.5 g/L'ye çıkmasıyla % verim 18.68'e yükselmiştir. Bu artış, adsorban miktarının 1 g/L'ye çıkarılmasıyla % verimin 32.18'e, 2.5 g/L'ye çıkarılmasıyla ise % verimin 68.31'e ulaşmasıyla daha da belirgin hale gelmektedir. Bu sonuçlar, adsorban miktarının artırılmasının, sistemin verimini önemli ölçüde yükselttiğini ve daha etkili bir adsorpsiyon süreci sağladığını göstermektedir.

Adsorpsiyon kapasitesi ( $q_e$ ) de adsorban miktarının artmasıyla birlikte yükselmektedir. Veriler, adsorban miktarının 0.3 g/L iken  $q_e$ 'nin 0.199 olduğunu, 0.5 g/L'ye çıkarıldığında 0.334'e yükseldiğini göstermektedir. Adsorban miktarı 1 g/L'ye çıkarıldığında  $q_e$  0.500'e, 2.5 g/L'ye çıkarıldığında ise 0.945'e ulaşmaktadır. Bu sonuçlar, adsorban miktarının artırılmasının, adsorbanın birim kütlesi başına adsorbe ettiği madde

miktarını artırarak sistemin adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde yükselttiğini ortaya koymaktadır. Bu bulgular, adsorban miktarının optimizasyonunun, adsorpsiyon süreçlerinin etkinliğini artırmak için önemli olduğunu göstermektedir.

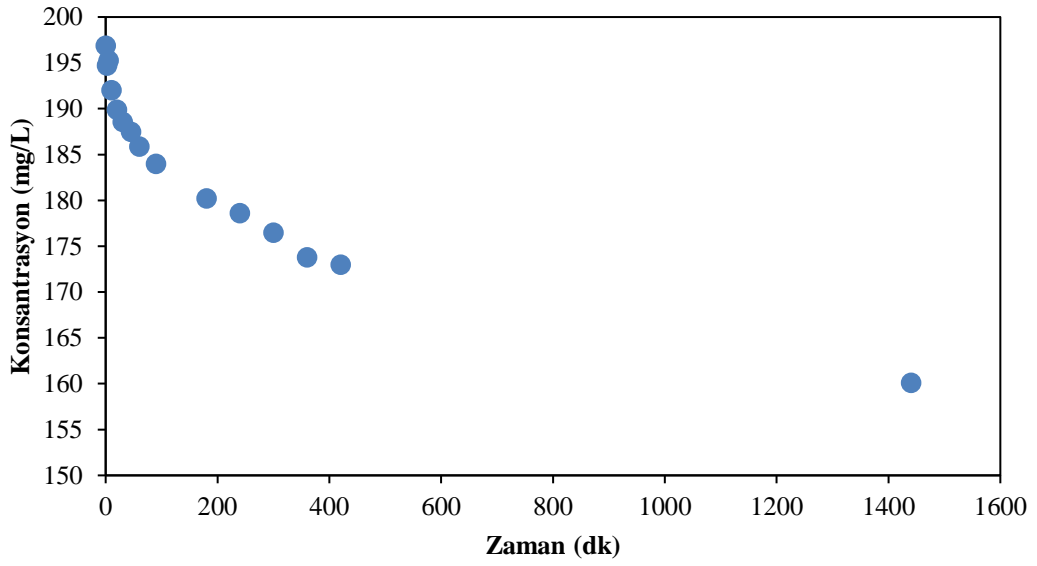


Şekil 4.4 Adsorban miktarının % verim ve adsorban kapasitesine etkisi

#### 4.2.3 Temas Süresinin Etkisi

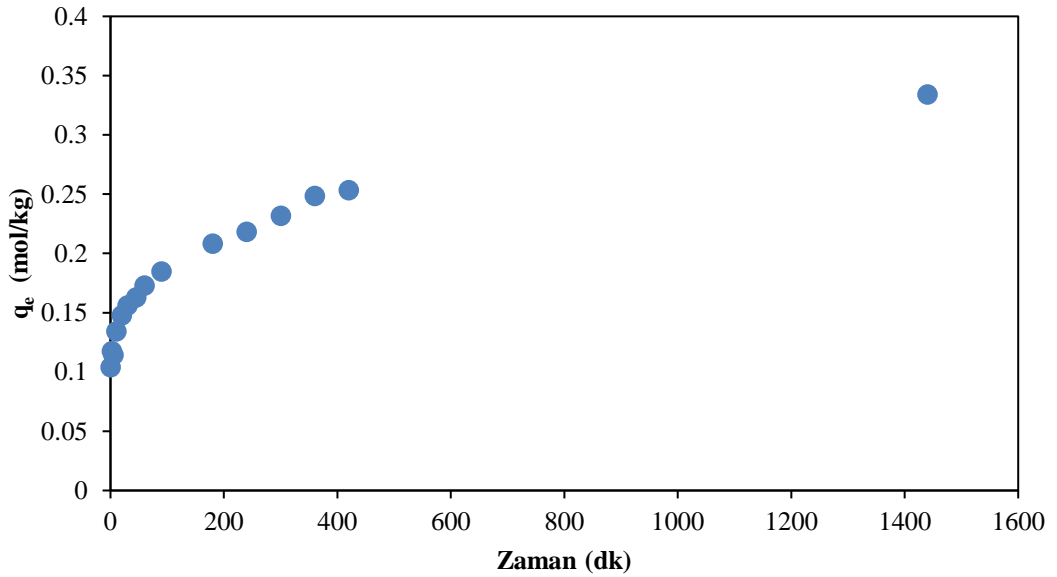
Şekil 4.5’de gösterilen verilere göre, zaman ilerledikçe konsantrasyonun azaldığı belirgin bir şekilde gözlemlenmektedir. Başlangıçta yaklaşık 196.85 mg/L olan konsantrasyon, zaman geçtikçe kademeli olarak düşmüş ve 1440. dakikada 160.08 mg/L’ye ulaşmıştır. Bu azalma, adsorbanın zamanla çözelti içerisindeki maddeleri adsorbe etmeye devam ettiğini ve konsantrasyonun giderek azaldığını göstermektedir.

İlk 200 dakika içerisinde konsantrasyon hızlı bir şekilde düşerek 183.97 mg/L seviyelerine gelmiştir. 200. dakikadan sonra azalma daha yavaş bir hızda devam etmiş ve 1440. dakikaya kadar istikrarlı bir düşüş gözlemlenmiştir. Bu durum, adsorpsiyon sürecinin başlangıçta hızlı gerçekleştiğini, ancak zamanla daha yavaş ve dengeye yaklaşan bir hale geldiğini göstermektedir.



**Şekil 4.5** Temas süresinin boyarmadde konsantrasyonuna etkisi

Şekil 4.6'de, zaman ilerledikçe adsorpsiyon kapasitesinin ( $q_e$ ) arttığı açıkça görülmektedir. Başlangıçta düşük olan adsorpsiyon kapasitesi, zamanla kademeli olarak artmış ve yaklaşık 1440. dakikada en yüksek değeri olan 0.35 mmol/kg'ye ulaşmıştır. Bu artış, adsorbanın çözeltideki maddeleri zamanla daha fazla adsorbe ettiğini ve kapasitesinin dolduğunu göstermektedir.

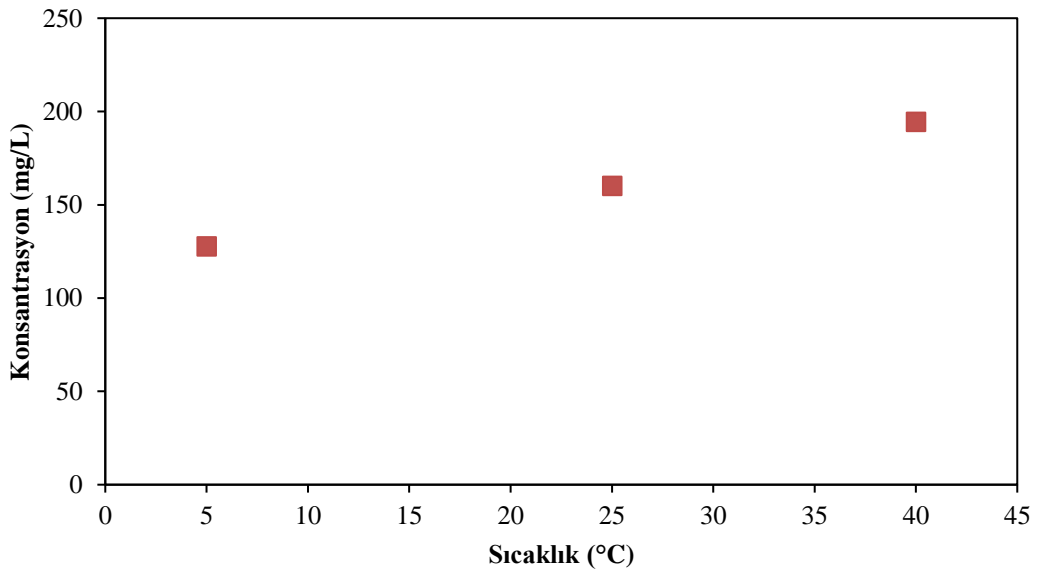


**Şekil 4.6** Temas süresinin adsorban kapasitesine etkisi

İlk 200 dakika içerisinde  $q_e$ 'nin hızlı bir şekilde arttığı gözlemlenmiş ve bu dönem adsorpsiyon sürecinin başlangıçta hızlı gerçekleştiğini ve adsorban yüzeyinin hızla dolduğunu işaret ederken, 200. dakikadan sonra artış daha yavaş ve stabil bir hale gelmiş ve 1440. dakikaya kadar düzenli bir şekilde devam etmiştir. Bu durum, adsorpsiyon sürecinin zamanla daha yavaş bir hızda devam ettiğini ve adsorpsiyon kapasitesinin dolma noktasına yaklaştığını göstermektedir.

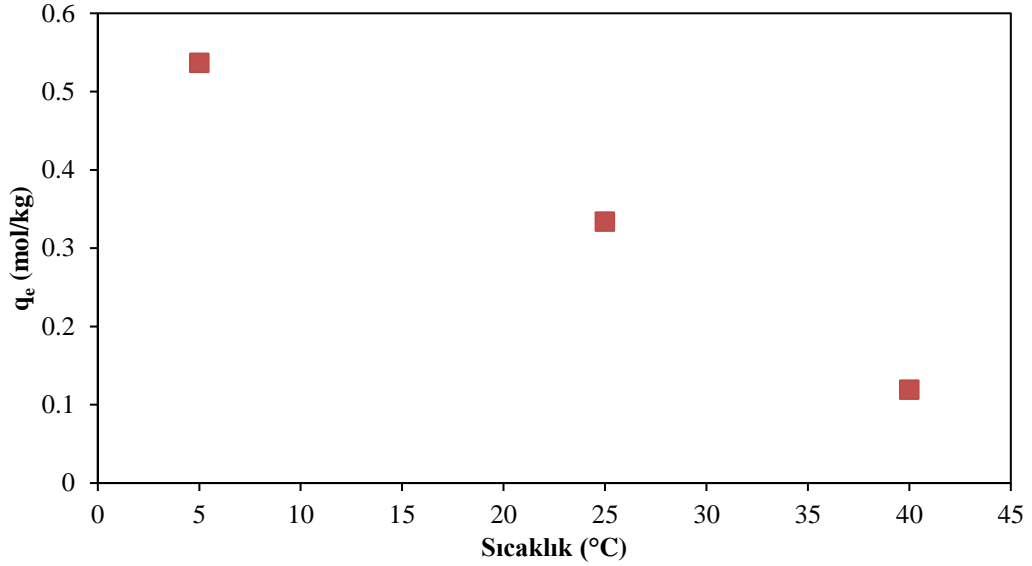
#### 4.2.4 Sıcaklığın etkisi

Sıcaklık arttıkça çözelti içerisindeki boyar madde denge konsantrasyonu yükselmektedir. Belirli sıcaklık değerleri için ölçülen konsantrasyonlar 5 °C'de 127.66 mg/L, 25 °C'de 160.08 mg/L ve 40 °C'de 194.38 mg/L olarak kaydedilmiştir (Şekil 4.7). Bu durum artan sıcaklıkla adsorpsiyonun azaldığına işaret etmektedir. Şekil 4.8 incelendiğinde görülmektedir ki, sıcaklığın artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin azaldığını, yani yüksek sıcaklıklarda adsorpsiyon sürecinin etkinliğinin düştüğünü göstermektedir. Artan sıcaklık, adsorban yüzeyindeki bağlanma noktalarının enerjisini artırarak çözeltideki maddelerin desorpsiyonunu kolaylaştırmakta ve bu da adsorpsiyon kapasitesinin düşmesine neden olmaktadır.



Şekil 4.7 Sıcaklığın denge konsantrasyonuna etkisi

Belirli sıcaklık değerleri için ölçülen adsorpsiyon kapasitesi değerleri, 5 °C'de  $q_e$  0.537 mol/kg, 25 °C'de  $q_e$  0.334 mol/kg ve 40 °C'de  $q_e$  0.120 mol/kg olarak kaydedilmiştir (Şekil 4.8).



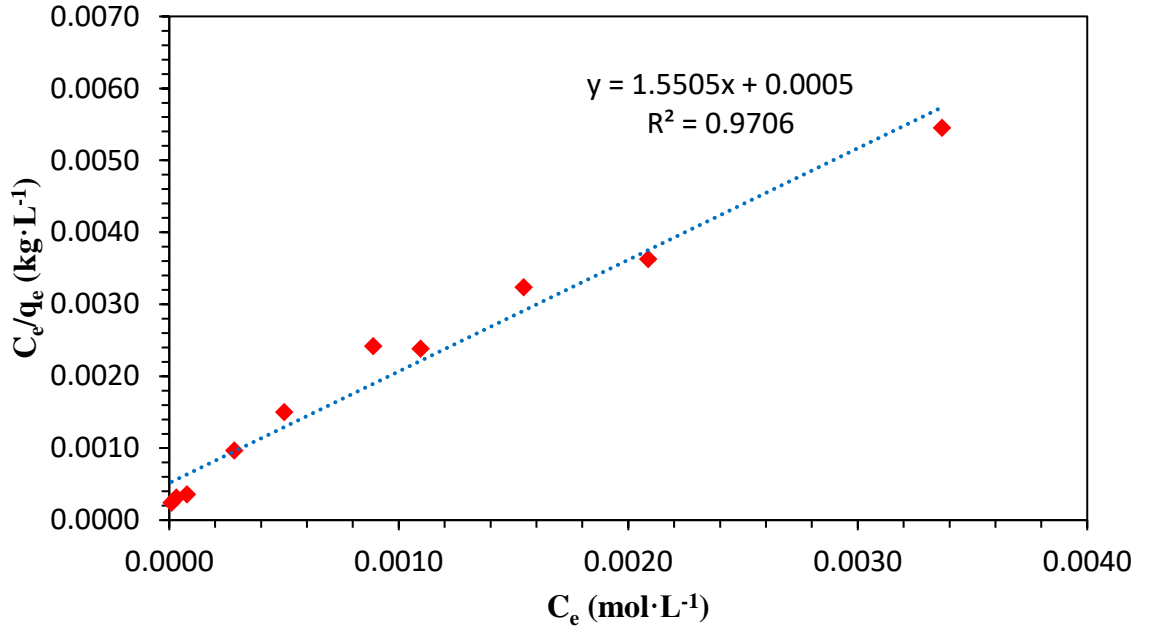
Şekil 4.8 Sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.2.5 İzoterm incelemeleri

Çalışmada kuruyarak dökülen yaprakların adsorban olarak metilen mavi adsorpsiyonu için Langmuir ve Freundlich izotermine ne kadar uygun oldukları incelenmiştir.

Langmuir izoterm modelinin sistemdeki adsorpsiyon sürecini oldukça iyi bir şekilde tanımladığını göstermektedir. Lineer regresyon denklemi olan  $y = 1.5505x + 0.0005$ , eğimin ve y kesişim noktasının belirlenmesiyle adsorpsiyon kapasitesi ve adsorpsiyon enerjisi hakkında bilgi verir (Şekil 4.9).

Yüksek bir  $R^2$  değeri (0.9706), modelin deneysel verilerle iyi bir uyum gösterdiğini ve adsorpsiyon sürecinin Langmuir izoterm modeline uygun olduğunu göstermektedir. Bu, adsorpsiyonun tek katmanlı olduğunu ve adsorban yüzeyinde belirli sayıda aktif merkez bulunduğunu, bu merkezlerin homojen bir şekilde dağıldığını ve her bir merkezin adsorplanan molekül için eşit enerjide olduğunu ima eder.



Şekil 4.9 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği

Langmuir adsorpsiyon modeli, maksimum adsorpsiyonun adsorban yüzeyinde adsorplanan moleküller arasında hiçbir yan etkileşim olmadan çözünen moleküllerin doymuş bir tek tabakasına karşılık geldiğini varsaymaktadır. Langmuir modeli, Denklem (4.1) ile verilirken Denklem (4.2) ile doğrusallaştırılmış ifade verilmektedir.

$$q_e = \frac{K_L \cdot q_{max} \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (4.1)$$

Burada,  $q_e$  denge durumundaki adsorplanan madde miktarını (mol/kg),  $q_{max}$  maksimum adsorpsiyon kapasitesini (mol/kg),  $K_L$  Langmuir sabitini (L/mol) ve  $C_e$  denge konsantrasyonunu (mol/L) ifade eder.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L \cdot q_{max}} + \frac{C_e}{q_{max}} \quad (4.2)$$

$C_e/q_e$  değerlerine karşılık  $C_e$  grafiğinde elde edilen lineer bir doğrunun eğimi ve y eksenindeki kesişimini kullanarak Langmuir sabitlerini belirlemek mümkündür. Eğimin ( $1/q_{max}$ ) ve y kesişiminin ( $1/K_L \cdot q_{max}$ ) olduğu bu denklemde, grafikteki verilere göre

hesaplamalar sonucunda,  $q_{\max}$  0,6450 mol/kg ve  $K_L$  ise 3003.58 L/mol olarak bulunmuştur.

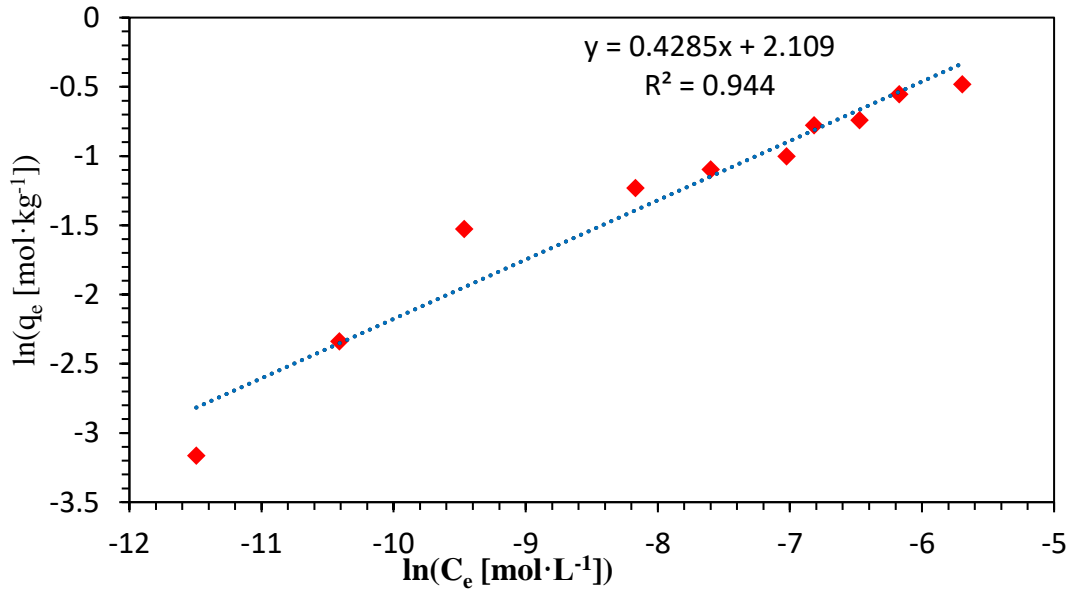
Langmuir izoterminin temel özelliği, boyutsuz bir ayırma faktörü olan  $R_L$  ile açıklanabilir.  $R_L$  Denklem (4.3) ile hesaplanabilir:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_0} = 0.332$$

$R_L$  değeri izoterm türünü belirtirken, geri döndürülebilir ( $R_L=0$ ), uygun ( $0 < R_L < 1$ ), doğrusal ( $R_L=1$ ) veya uygun olmayan ( $R_L > 1$ ) olarak ifade edilmektedir. Bulunan değer 0.332 adsorpsiyonun uygun olduğunu göstermektedir.

Freundlich izotermi Denklem (4.3)'te verilmiştir ve Şekil 4.10 lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiğini göstermektedir ve uydurulan eğrinin  $R^2$  değeri 0.944'dür.

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



Şekil 4.10 Lineerleştirilmiş Freundlich İzoterm grafiği

Burada  $C_e$  denge konsantrasyonunu,  $K_F$  Freundlich sabiti (L/kg) ve  $1/n$  ise adsorpsiyon yoğunluğunu gösteren boyutsuz bir sabittir. Freundlich izotermi, heterojen sistemleri tanımlayan ampirik bir denklemdir. Freundlich denkleminin doğrusal formu, Denklem (4.4) ile ifade edilmektedir.

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

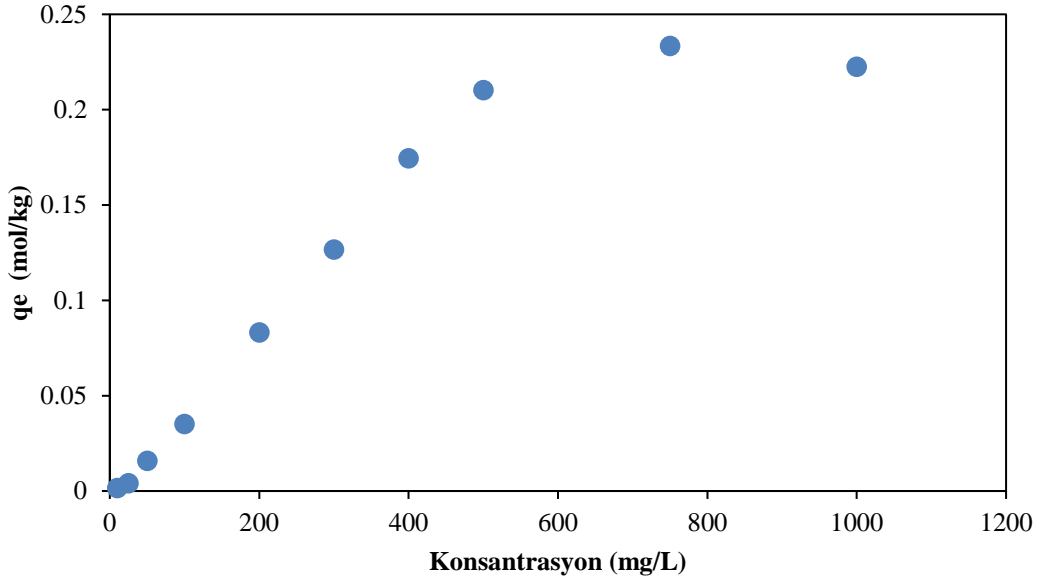
Bu bağlamda,  $1/n$  1 değerini aldığı anda, adsorpsiyon lineerdir ve adsorban yüzeyindeki tüm bağlanma noktaları enerji bakımından eşittir.  $1/n < 1$  ise, adsorpsiyon süreci kolay gerçekleşir anlamını taşır. Bu durumda düşük konsantrasyonlarda adsorpsiyon yüksek olur, ve bu, adsorban yüzeyindeki bağlanma noktalarının heterojenliğini ve yüksek enerji seviyelerindeki bağlanma noktalarının varlığını göstermektedir. Tersine durumda ( $>1$ ), adsorpsiyon süreci zor gerçekleşmektedir. Burada  $K_F$  ve  $1/n$  değerleri, Şekil 4.10'deki grafiğin kesişim noktası ve eğiminden hesaplanmış olup, sırasıyla 8.24 L/kg ve 0.4285 olarak elde edilmiştir.

### 4.3 Limon kabuklarının MB Adsorpsiyon Kapasitesinin İncelenmesi

#### 4.3.1 Başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun etkisi

Bu çalışmada farklı konsantrasyonlar için 0.5 g/L adsorban kullanılarak adsorpsiyon kapasiteleri ( $q_e$ ) incelenmiştir. Çalışmada incelenen konsantrasyonlar için elde edilen  $q_e$  değerleri Şekil 4.11'de verilmiştir. Başlangıç konsantrasyonları arasında en yüksek adsorpsiyon kapasitesi, 750 mg/L konsantrasyonunda 0.2334 mol/kg olarak elde edilmiştir.  $q_e$  değerinde, 750 mg/L başlangıç konsantrasyonuna kadar hızlı bir artış gözlemlenmiştir. 200 mg/L, çalışma konsantrasyonu olarak seçilmiş ve diğer parametreleri incelemek için bu konsantrasyon kullanılmıştır. Grafikteki veriler, adsorban konsantrasyonunun artışıyla adsorpsiyon kapasitesinin önce hızla arttığını, sonrasında ise belirli bir konsantrasyon değerinden sonra nispeten sabit kaldığını belirtmektedir. Bu, adsorbanın doygunluğa ulaştığını ve artık ek adsorbatı bağlama kapasitesinin sınırlı olduğunu gösterir. İlk baştaki keskin artış, adsorbanın yüksek kullanılabilir yüzey alanına

ve adsorbat moleküllerini bağlama afinitesine işaret eder. Daha sonraki düzleşme ise tüm aktif sitelerin dolmuş olabileceğini ve ekstra adsorbatın bu yüzeylerde yer bulamayacağını ifade eder.



**Şekil 4.11** Boyarmadde başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesine etkisi

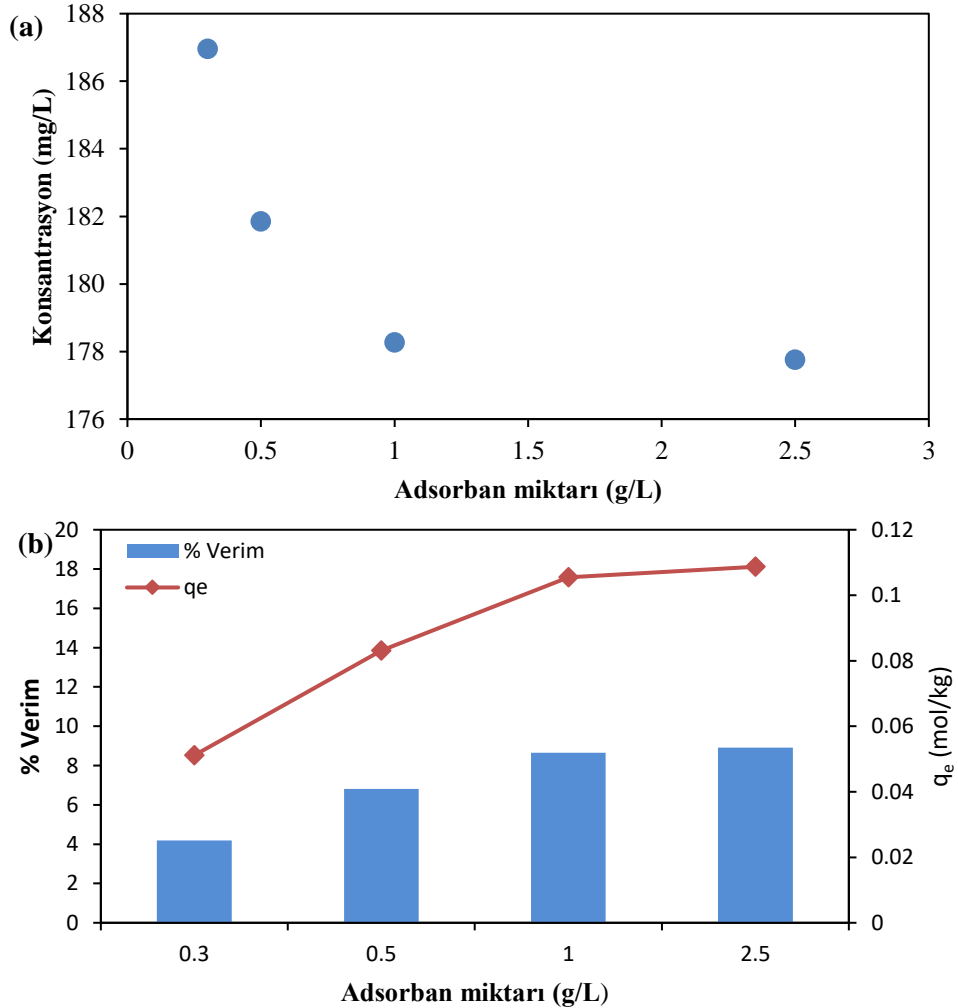
#### 4.3.2 Adsorbanın etkisi

Şekil 4.12a'da adsorban miktarı arttıkça konsantrasyonun genel bir düşüş eğilimi gösterdiğini açıkça ortaya koymaktadır. Başlangıçta, adsorban miktarı 0.3 g/L iken konsantrasyon 186.96 mg/L'dir. Adsorban miktarı 0.5 g/L'ye çıktığında, konsantrasyon hafifçe azalarak 181.85 mg/L'ye düşer. Adsorban miktarı 1 g/L olduğunda bu düşüş 178.271 mg/L'ye kadar devam eder. En düşük konsantrasyon, adsorban miktarı 2.5 g/L olduğunda 177.76 mg/L ile gözlemlenir. Bu veriler, adsorbanın eklenmesiyle çözelti içindeki kirliliğin veya istenmeyen maddelerin daha etkili bir şekilde adsorplanarak azaltıldığını göstermektedir.

Adsorpsiyon verimi, adsorban miktarı arttıkça önemli bir artış göstermektedir. Adsorban miktarı 0.3 g/L olduğunda verim yüzdesi %4.19 iken, adsorban miktarı 0.5 g/L'ye çıktığında bu oran %6.81'e yükselmiştir. Adsorban miktarının 1 g/L'ye ulaştığında, verim yüzdesi %8.65 olarak ölçülmüştür. En yüksek verim, 2.5 g/L adsorban miktarında %8.91

ile gözlemlenmiştir. Bu eğilim, adsorban miktarının artmasıyla adsorpsiyon sürecinin daha etkili olduğunu ancak 1 g/L değerinden sonra artışın yavaşladığını göstermektedir (Şekil 4.12b).

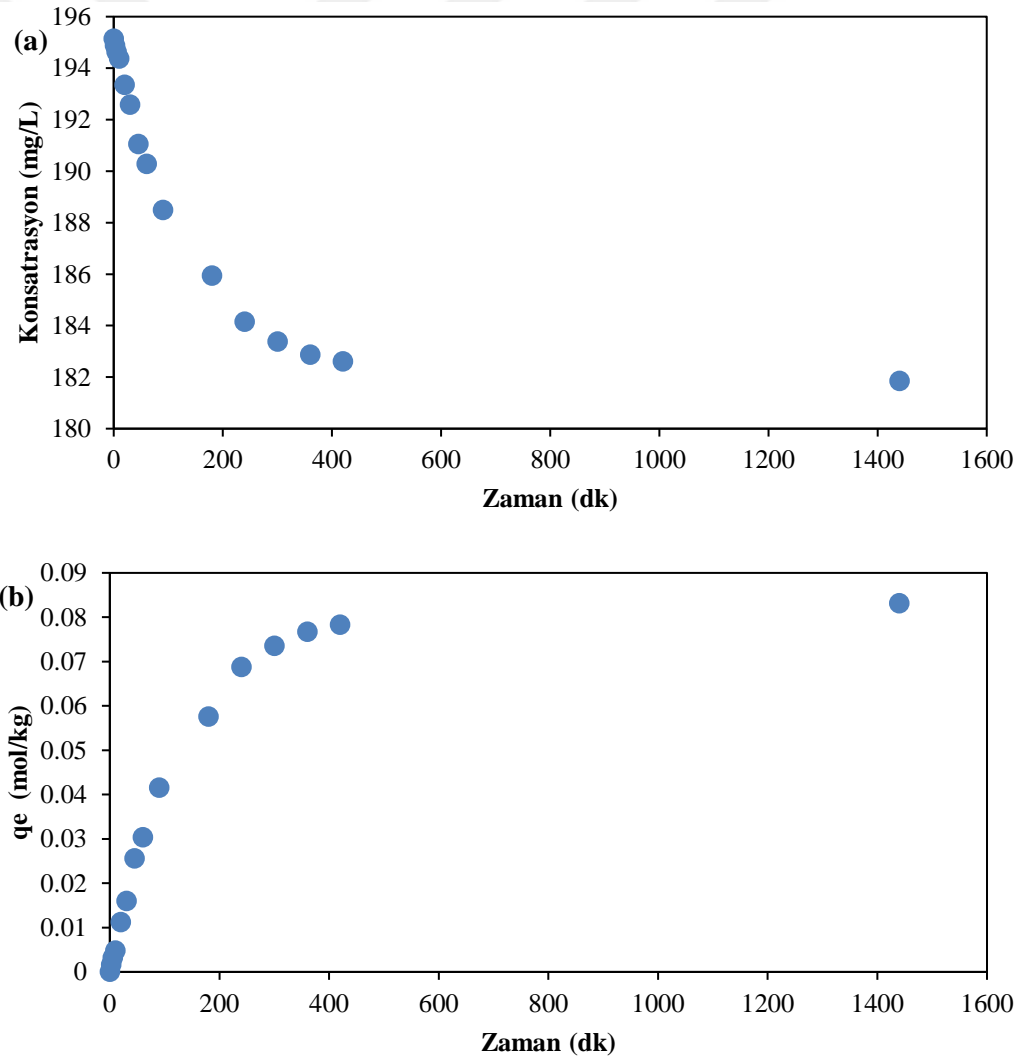
Bununla birlikte adsorban miktarı 0.3 g/L iken  $q_e$  değeri 0.051 mol/kg'dir. Bu değer, adsorban miktarı 0.5 g/L olduğunda 0.083 mol/kg'ye yükselmiştir. Adsorban miktarı 1 g/L olduğunda  $q_e$  değeri 0.105 mol/kg olarak kaydedilmiş ve 2.5 g/L'de ise  $q_e$  değeri en yüksek noktası olan 0.109 mol/kg'a ulaşmıştır. Bu artış, adsorban miktarının artmasıyla birim kütleye düşen adsorbat miktarının arttığını gösterir, bu da adsorpsiyon sürecinin daha verimli hale geldiğine işaret eder (Şekil 4.12b).



Şekil 4.12 Adsorban miktarının a) konsantrasyona ve b) % verim ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi

### 4.3.3 Temas süresinin etkisi

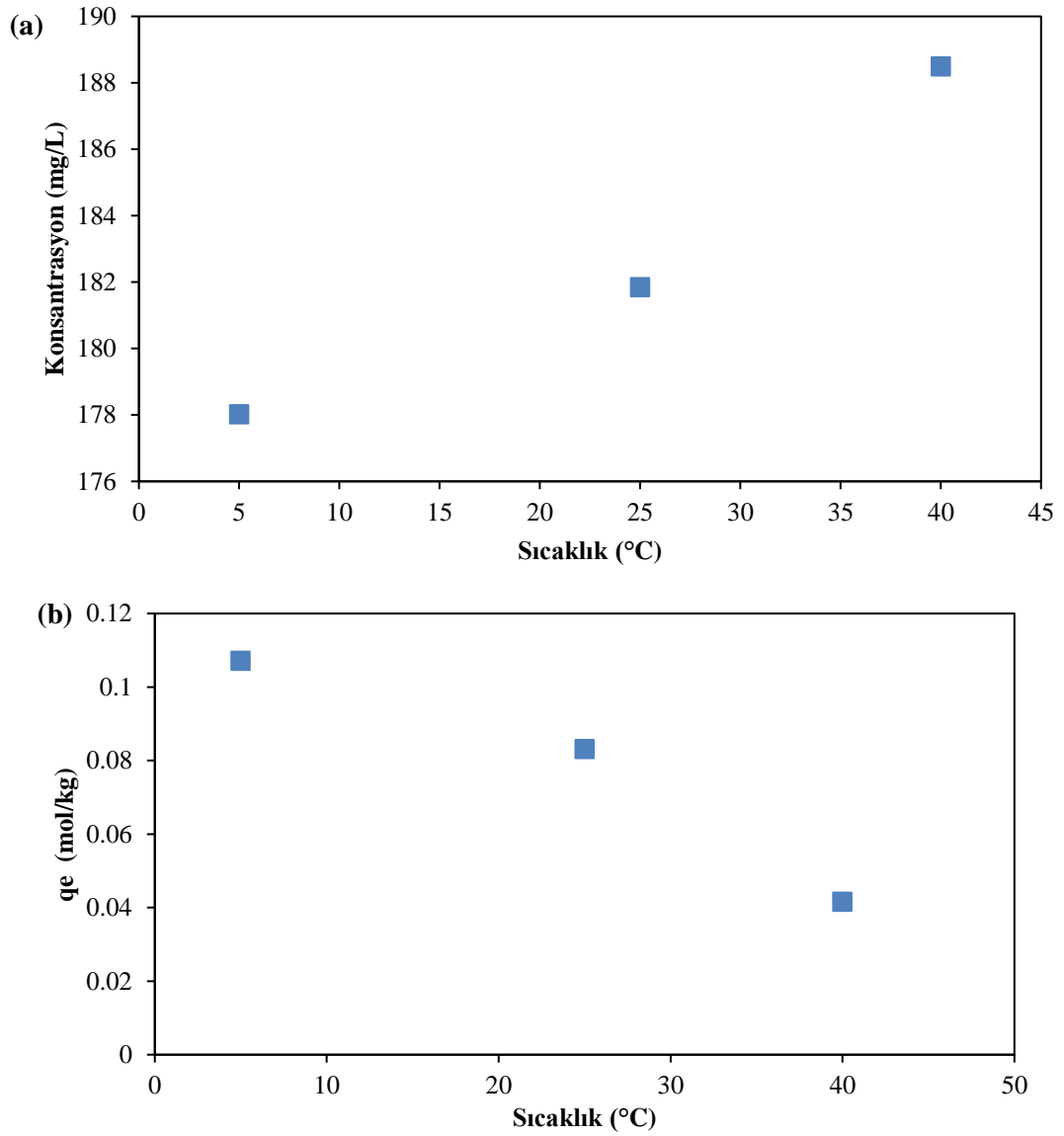
Zamanın  $q_e$  üzerindeki etkisini inceleyen deneyde, başlangıç konsantrasyonu olarak 200 mg/L seçilmiştir. Seçilen konsantrasyonda  $q_e$  değerini bulmak için belirli zamanlarda alınan numuneler ölçülerek konsantrasyon değerleri belirlenip (Şekil 4.13a) incelendiğinde konsantrasyonun zamanla azaldığı ve bunun da adsorbanın işini yaptığını gösterdiği anlaşılmıştır. 1440 dakikanın sonunda boya konsantrasyonu 181.85 mg/L'ye düşmüştür. Konsantrasyonlar kullanılarak yapılan hesaplama ve  $q_e$  değerinin zamanla değişimini göstermektedir (Şekil 4.13b). 1440 dakikanın sonunda başlangıç boya konsantrasyonu 200 mg/L olduğunda  $q_e$  değeri 0.0831 mol/kg olmaktadır.



Şekil 4.13 Temas süresinin a) konsantrasyon ve b) adsorban kapasitesine etkisi

#### 4.3.4 Sıcaklığın etkisi

Şekil 4.14'te sıcaklığın çözelti konsantrasyonu ve  $q_e$  üzerindeki etkisini göstermektedir. Şekil 4.14a incelendiğinde, sıcaklık arttıkça konsantrasyonun genel olarak arttığı gözlemlenmektedir. 5 °C'de konsantrasyon 178.02 mg/L iken, sıcaklık 25 °C'ye yükseldiğinde konsantrasyon 181.85 mg/L'ye çıkmaktadır. En dikkat çekici artış, 40 °C'de gerçekleşmiş ve konsantrasyon 188.50 mg/L'ye ulaşmıştır. Bu artış adsorbanın sıcaklık artışıyla adsorpsiyon kabiliyetinin azaldığına işaret etmektedir.

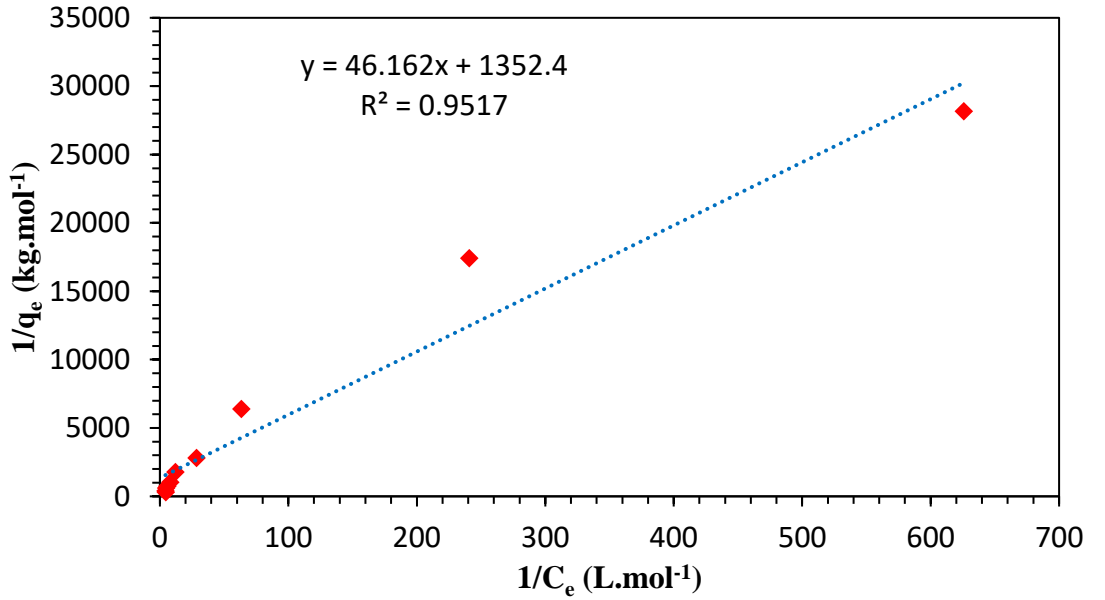


Şekil 4.14 Sıcaklığın a) konsantrasyon ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi

Sıcaklığın  $q_e$  üzerindeki etkisi incelendiğinde,  $q_e$  değerleri sırasıyla 5 °C’de 0.1070 mol/kg, 25 °C’de 0.0831 mol/kg ve 40 °C’de 0.0415 mol/kg olarak elde edilmiştir. Elde edilen verilere göre sıcaklık arttıkça  $q_e$  değeri azalmaktadır (Şekil 4.14b).

#### 4.3.5 İzoterm incelemeleri

Denklem (4.5) verilen Langmuir izotermine lineerleştirilmesi Şekil 4.15’te hazırlanan grafikte gösterilmektedir.



Şekil 4.15 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği

Denge durumunda daha fazla adsorpsiyonun gerçekleşmeyeceği bir doygunluk noktası elde edilmektedir. Denklem (4.5), Langmuir izoterm ifadelerinin doğrusal hale getirilmiş halini göstermektedir.

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

Langmuir izoterm eğrisinden:  $q_{max} = \frac{1}{\text{Kesim noktası}}$  ;  $K_L = \frac{1}{q_{max} \cdot \text{Eğim}}$  denklemleri kullanılarak parametreler hesaplanır.

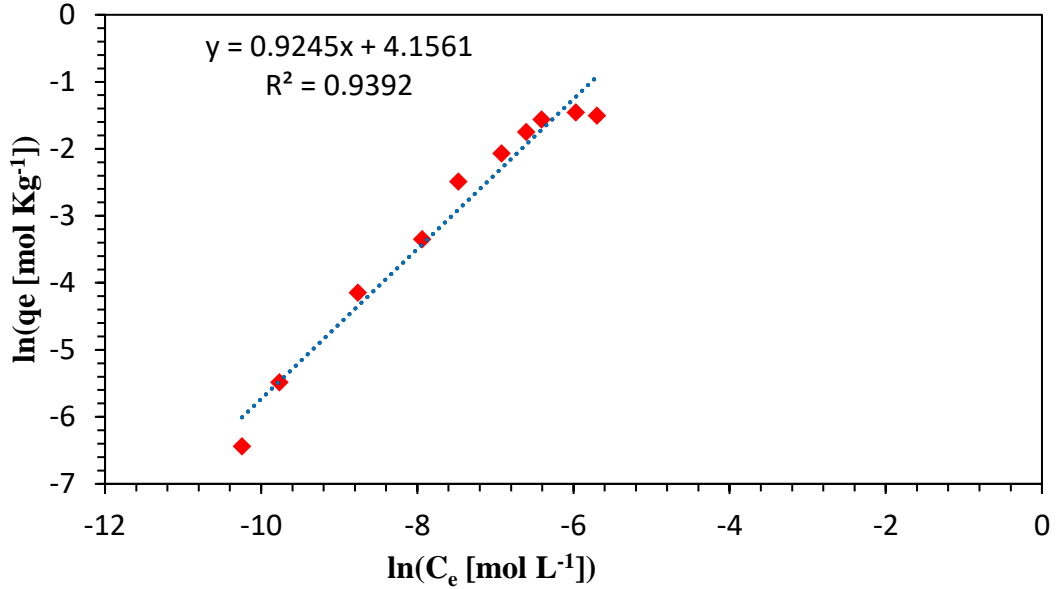
$$q_{\max} = \frac{1}{\text{Kesim noktası}} = \frac{1}{1352.4} = 0.000739 \text{ mol/kg}$$

$$K_L = 1/K_L = 1/(q_{\max} \cdot \text{eğim})$$

$$K_L = \frac{1}{0.000739 \cdot 46.162} = \frac{1}{0.0341} = 29.326 \text{ L/mol}$$

Bulunan değerler, adsorbanın belirli homojen bölgelerinde gerçekleştiği varsayımını destekler. Bu, adsorbanın adsorbat için sınırlı bir kapasiteye sahip olduğu gerçeğine dayanan tek tabaka adsorpsiyonunu açıklar. RL değeri 0.981 olarak hesaplanmıştır.

Şekil 4.16'da Freundlich izotermi için lineerleştirme yapılmış ve doğru uydurulmak üzere grafik çizilmiştir.



Şekil 4.16 Lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiği

Freundlich izotermi, heterojen sistemleri tanımlayan ampirik bir denklemdir. Freundlich Denklem'inin doğrusal formu, Denklem (4.6) olarak ifade edilmektedir:

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (4.6)$$

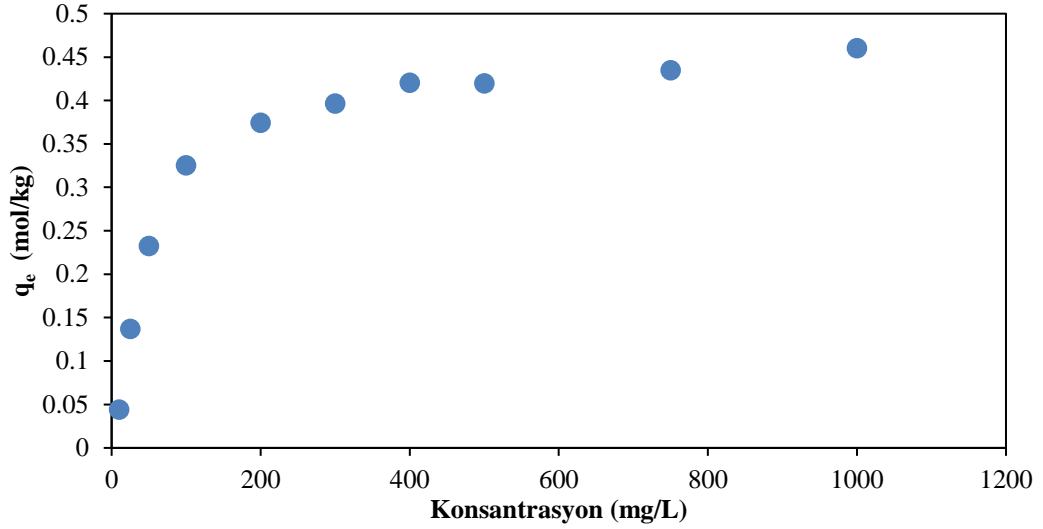
Burada,  $K_F$  = Freundlich adsorban kapasitesi.

Bu bağlamda üssün büyüklüğü olan  $1/n$ , adsorpsiyonun uygunluğunu göstermektedir.  $1/n = 0.9245$  değeri, 1'e yakın olup, adsorpsiyon süreci daha kolay ve etkin olma koşulunu temsil etmektedir.  $K_F$  ve  $n$  değerleri, grafiğin kesişim noktası ve eğiminden hesaplanmış olup,  $K_F = 63.819$  L/kg olarak elde edilmiştir.

#### **4.4 Muz kabuklarının MB Adsorpsiyon Kapiliyetinin İncelenmesi**

##### **4.4.1 Başlangıç boyamadde konsantrasyonunun etkisi**

Yapılan deneyler sonucunda, farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesi ( $q_e$ ) üzerindeki etkisi incelenmiştir. Elde edilen veriler, Şekil 4.17'de grafiksel olarak sunulmuştur. Grafik, başlangıç konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi ( $q_e$ ) üzerindeki değişimini açıkça göstermektedir. İnceleme sonucu başlangıç konsantrasyonunun artışıyla adsorpsiyon kapasitesinin ( $q_e$ ) arttığını ortaya koymuştur. 10 mg/L konsantrasyonda  $q_e$  değeri 0.044 mol/kg iken, 1000 mg/L konsantrasyonda  $q_e$  değeri 0.460 mol/kg'ye kadar çıkmaktadır. Deney sonuçları, düşük konsantrasyon seviyelerinde  $q_e$  değerlerinin daha düşük olduğunu, ancak konsantrasyon arttıkça  $q_e$  değerlerinin düzenli bir şekilde arttığını göstermektedir. Bu bulgular, konsantrasyonun adsorpsiyon kapasitesi üzerindeki etkisini net bir şekilde ortaya koymakta ve yüksek başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesini artırdığını göstermektedir.



**Şekil 4.17** Boyarmadde başlangıç konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.4.2 Adsorban miktarının etkisi

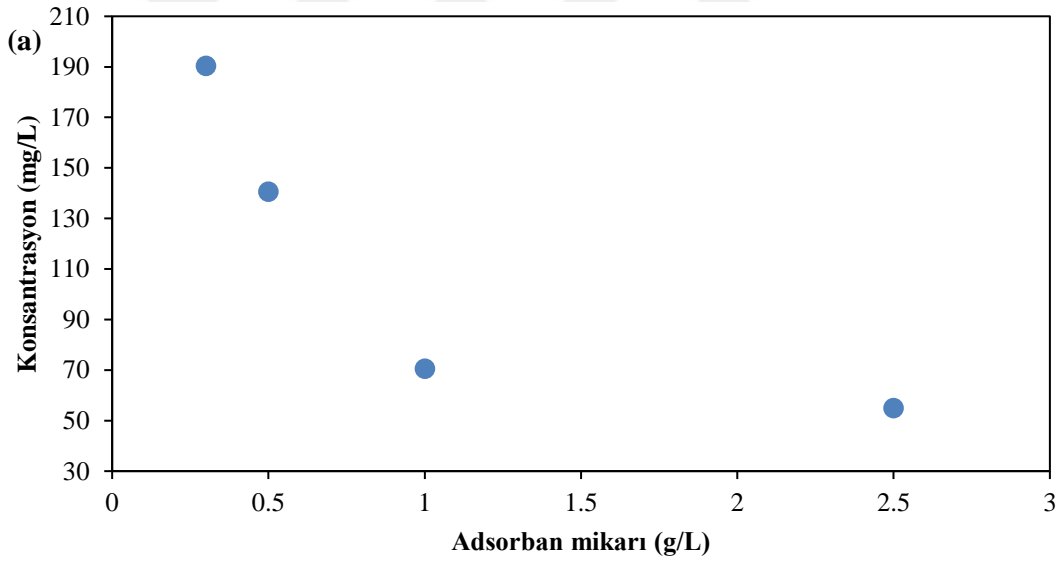
Deneyle sonuçunda, adsorban miktarının (g/L) konsantrasyon (mg/L) üzerindeki etkisi incelenmiştir. Şekil 4.18a bu ilişkiyi göstermektedir. Sonuçlara göre, adsorban miktarı arttıkça çözeltideki konsantrasyon azalmaktadır. Adsorban miktarı 0.5 g/L iken konsantrasyon 190.29 mg/L, 1.0 g/L iken 140.49 mg/L, 1 g/L iken 70.43 mg/L ve 2.5 g/L iken 54.87 mg/L olarak ölçülmüştür. Sonuçlara göre, adsorban miktarı arttıkça çözeltideki konsantrasyon azalmaktadır. Bu durum, adsorban miktarının artmasıyla birlikte daha fazla maddenin adsorbe edildiğini ve böylece çözeltideki konsantrasyonun azaldığını göstermektedir.

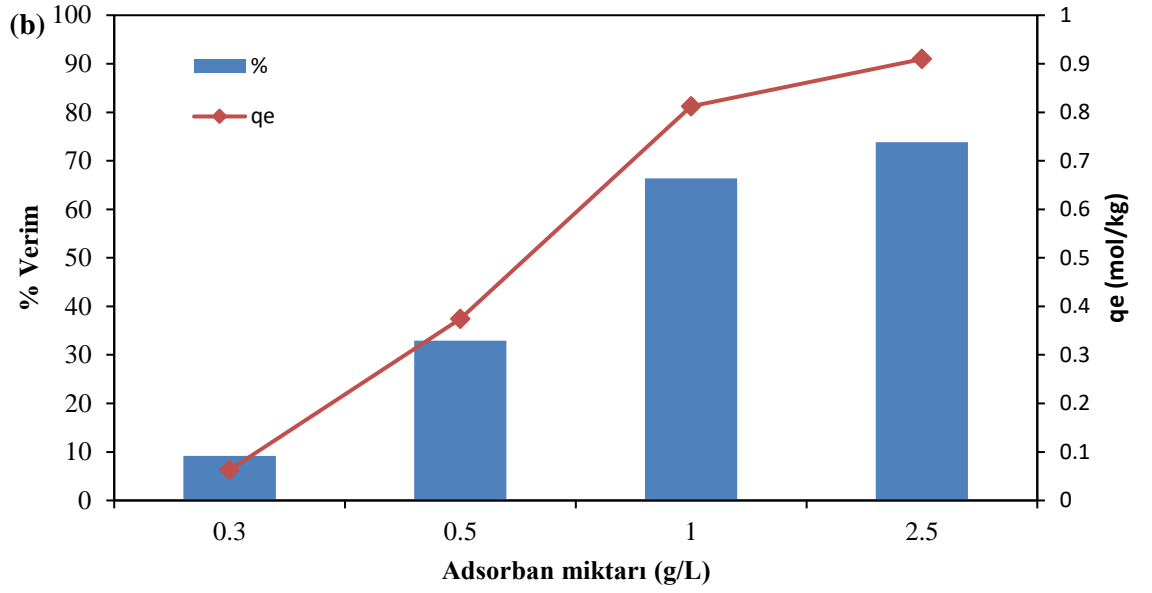
Veriler, adsorban miktarı ile çözeltideki konsantrasyon arasında ters orantılı bir ilişki olduğunu ortaya koymaktadır. Adsorban miktarının artırılması, çözeltideki istenmeyen maddelerin daha etkin bir şekilde uzaklaştırılmasını sağlamaktadır. Bu, adsorban miktarının kontrol edilmesinin, istenilen konsantrasyon seviyelerine ulaşmak için önemli bir parametre olduğunu göstermektedir.

Verilere göre, adsorban miktarının artması, yüzde verimde önemli bir artışa neden olmaktadır. Örneğin, 0.3 g/L adsorban miktarında yüzde verim %9.15 olarak ölçülürken, 0.5 g/L adsorban miktarında bu değer %32.93'e yükselmiştir. Adsorban miktarının 1 g/L

olması durumunda yüzde verim %66.37'ye çıkarken, 2.5 g/L adsorban miktarında yüzde verim %73.81 olarak tespit edilmiştir. Bu sonuçlar, adsorban miktarının artırılmasının çözeltideki istenmeyen maddelerin uzaklaştırılmasında daha yüksek bir verim sağladığını göstermektedir. Yüzde verimdeki bu artış, adsorban miktarının artırılmasıyla daha fazla maddenin adsorbe edilmesinden kaynaklanmaktadır.

Adsorban miktarı arttıkça,  $q_e$  değeri 0.3 g/L'de 0.0628 mol/kg, 0.5 g/L'de ise 0.3742 mol/kg olur.  $q_e$  değeri, 1 g/L adsorban miktarında 0.8122 mol/kg iken, 2.5 g/L adsorban miktarında bu değer tekrar artarak 0.9096 mol/kg'a ulaşır (Şekil 4.18). En yüksek adsorpsiyon yüzdesinin %66.37 ile 1 g/L adsorban kullanımı ile elde edildiği ve bu değere en yakın değer %73.8 ile 2.5 g/L adsorban kullanımı ile elde edildiği görülmektedir. Verilere göre, adsorban miktarının artması, adsorpsiyon kapasitesinde ( $q_e$ ) düzenli bir artışa neden olmaktadır (Şekil 4.18b).

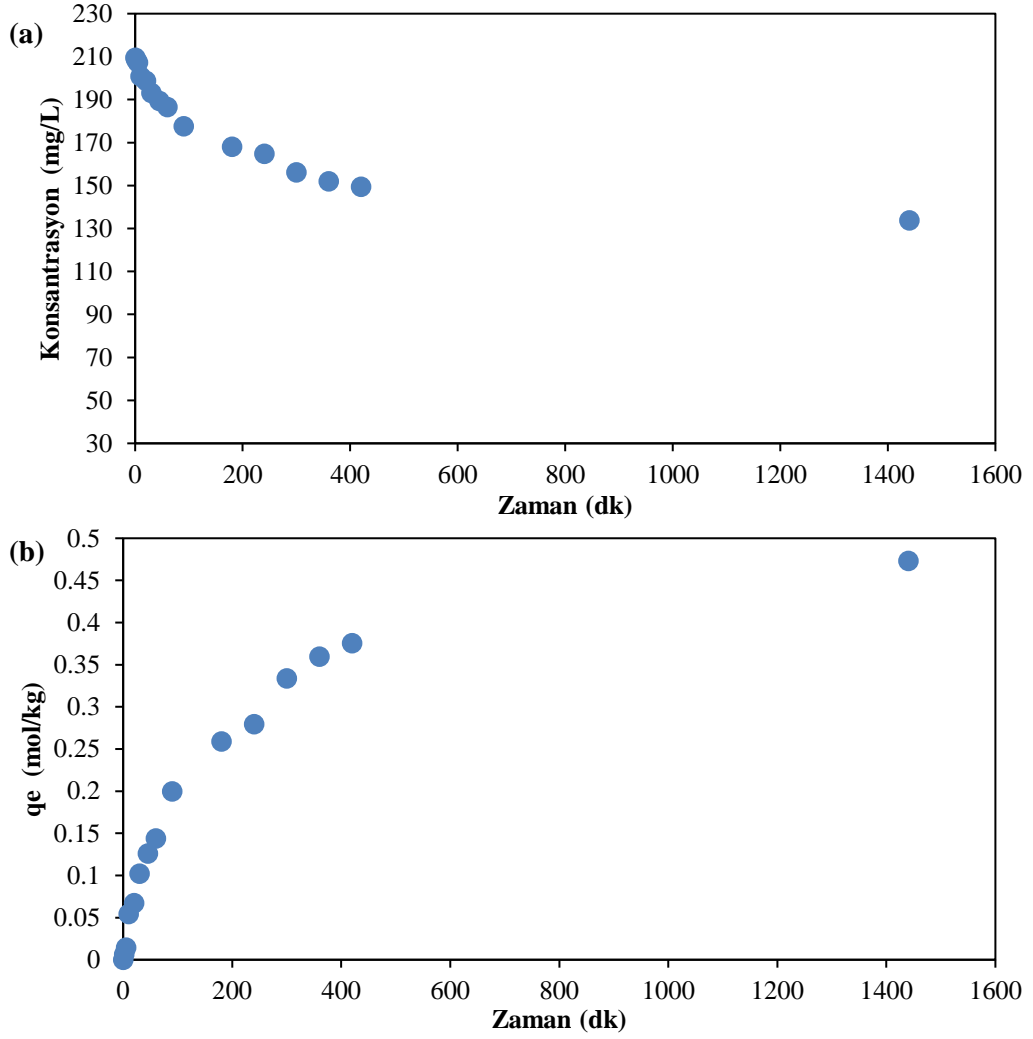




**Şekil 4.18** Adsorban miktarının a) konsantrasyon ve b) % verim ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.4.3 Temas süresinin etkisi

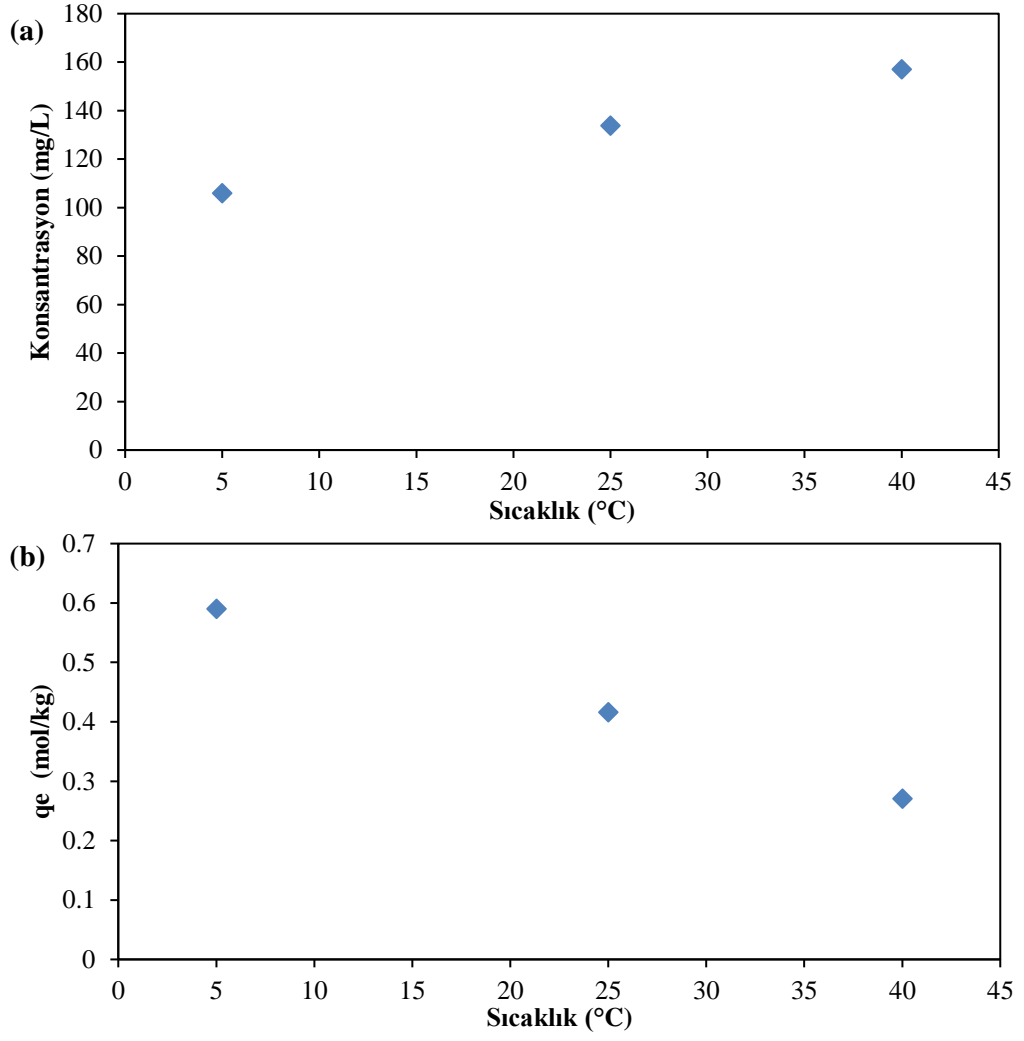
Temas süresinin konsantrasyon ve  $q_e$  üzerindeki etkisini inceleyen deneylerde, başlangıç konsantrasyonu olarak 200 mg/L seçilmiştir. Seçilen konsantrasyonda  $q_e$  değerini bulmak için belirli zamanlarda alınan numuneler ölçülerek konsantrasyon değerleri belirlenmiştir. Şekil 4.19a incelendiğinde konsantrasyonun zamanla azaldığı ve bu durum da adsorbanın çalıştığının işaretidir. 1440 dakikanın sonunda boyarmadde konsantrasyonu 133.8 mg/L'ye düşmektedir (Şekil 4.19a). Konsantrasyonlar kullanılarak yapılan hesaplama,  $q_e$  değerinin zamanla değişimini göstermektedir. 200 mg/L başlangıç boya konsantrasyonu ile 1440 dakikanın sonunda,  $q_e$  değeri 0.4731 mol/kg olmaktadır (Şekil 4.19b).



Şekil 4.19 Temas süresinin a) konsantrasyon ve b) adsorban kapasitesine etkisi

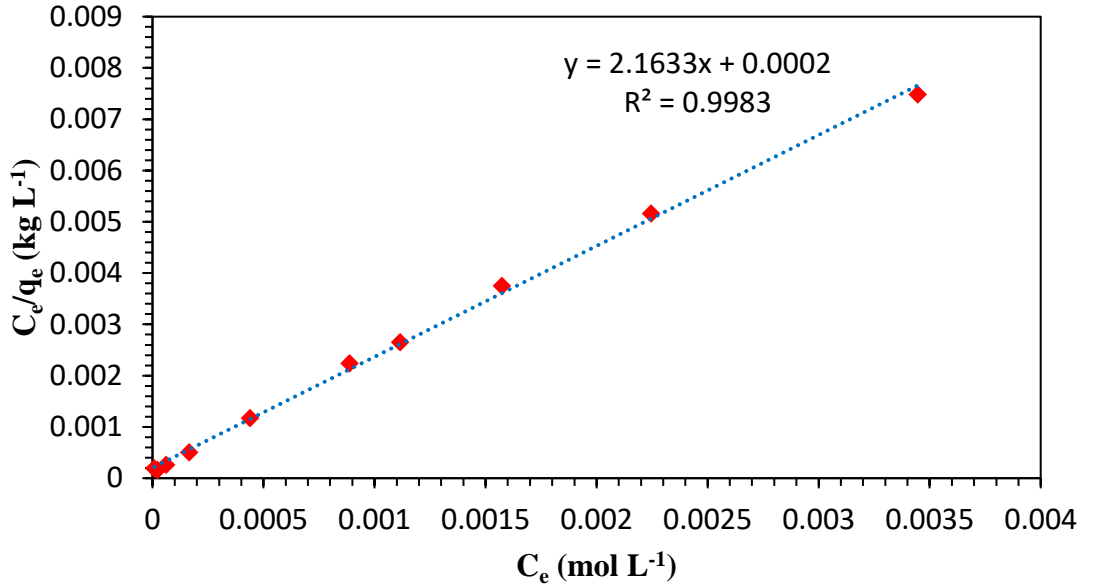
#### 4.4.4 Sıcaklığın etkisi

Sıcaklığın adsorpsiyon üzerindeki etkisini inceleyen deneyler 5 °C, 25 °C ve 40 °C sıcaklıklarında gerçekleştirilmiştir. 5 °C sıcaklıkta konsantrasyon 105.93 mg/L iken, 25 °C sıcaklıkta bu değer 133.79 mg/L'ye yükselmiştir. Sıcaklığın 40 °C'ye çıkarılması durumunda ise konsantrasyon 157.06 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 4.20a). Verilere göre, sıcaklık arttıkça konsantrasyon da artmaktadır. Bu durumda adsorbanın artan sıcaklıkla işlevini yitirdiği sonucu çıkmaktadır.  $q_e$  değerleri sırasıyla 5 °C'de 0.5903 mol/kg, 25 °C'de 0.4166 mol/kg ve 40 °C'de 0.2706 mol/kg olarak elde edilmiştir. Elde edilen verilere göre, sıcaklık arttıkça  $q_e$  değeri azalmaktadır (Şekil 4.20b).



Şekil 4.20 Sıcaklığın a) konsantrasyon ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.4.5 İzoterm incelemeleri



Şekil 4.21 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği

Langmuir adsorpsiyon modeli, maksimum adsorpsiyonun, adsorban yüzeyinde adsorplanan moleküller arasında hiçbir yan etkileşim olmadan çözünen moleküllerin doymuş bir tek tabakasına karşılık geldiğini varsaymaktadır. Langmuir modelinin doğrusal ifadesi, Denklem (4.1) ve Denklem (4.2) ile verilmektedir.

$C_e/q_e$  ile denge konsantrasyonu ( $C_e$ ) grafiğinde (Şekil 4.21) uydurulan eğrinin  $R^2$  değerinin 0.9983 elde edilmesi, adsorpsiyonun Langmuir modeline uyduğunu göstermektedir.

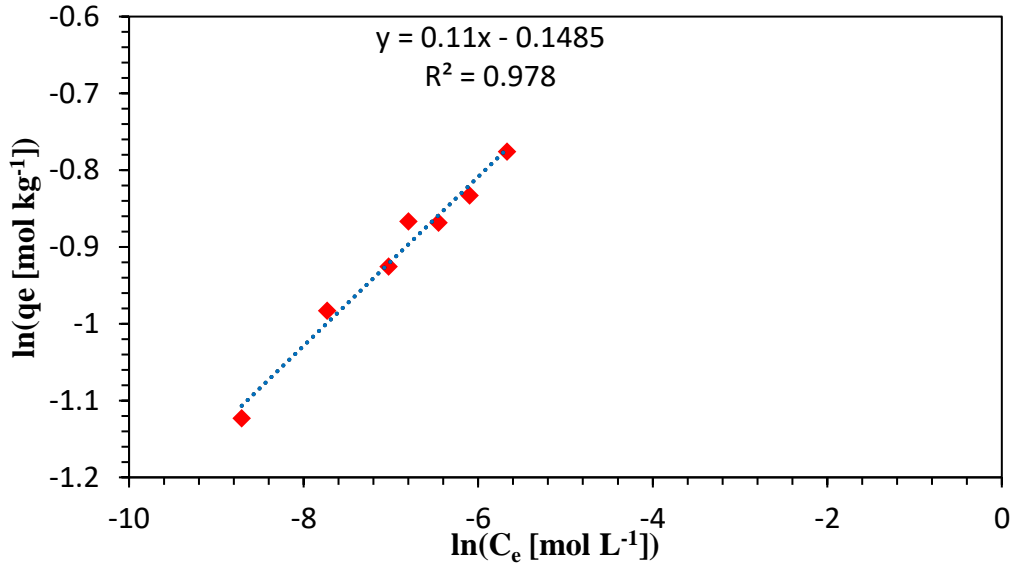
Langmuir sabitleri  $q_{\max} = 0.4622$  mol/kg ve  $K_L = 10631.53$  L/mol olarak bulunmuştur.

Langmuir izoterminin temel özelliği, boyutsuz bir ayırma faktörü olan  $R_L$  ile açıklanabilir ve Denklem (4.3) ile ifade edilmektedir:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_e} = \frac{1}{1 + (10631.53 \cdot 0.00067)} = 0,1231$$

Bulunan  $R_L$  değeri, izotermin tipinin olumlu ( $0 < R_L < 1$ ) olduğunu göstermektedir.

Şekil 4.22'deki eğim kullanılarak bulunan  $1/n$ , adsorpsiyonun uygunluğunu göstermektedir. Bulunan eğimin  $1/n$  değerini vermesi ve bu değer 1.11 olması, ( $1/n > 1$ ), adsorpsiyon süreci zor gerçekleşeceğini ifade etmektedir.  $K_F$  değeri, grafiğin kesim noktası kullanılarak hesaplanmıştır. Böylece bulunan  $K_F$  değeri 0.862 L/kg'dır.

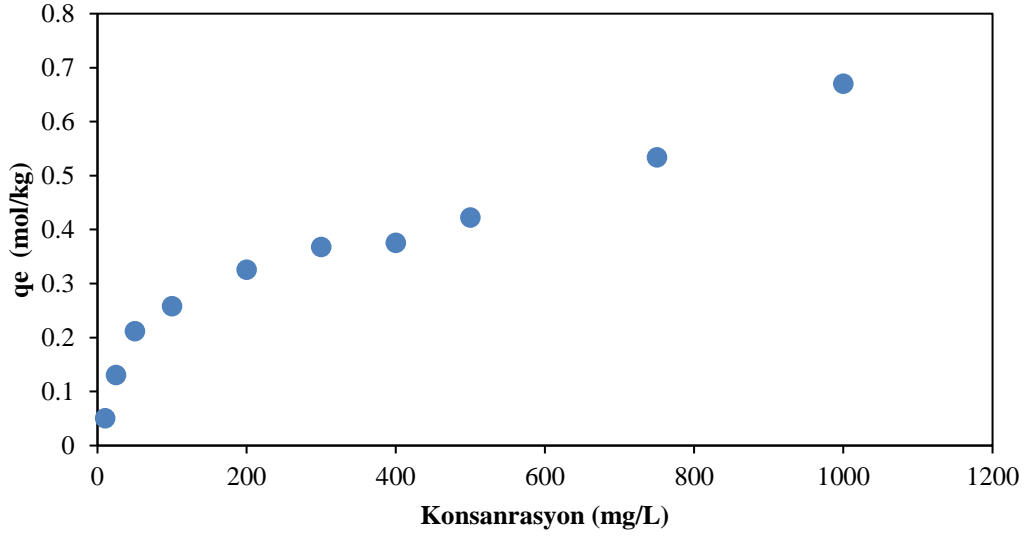


Şekil 4.22 Lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiği

## 4.5 Nar kabuğunun MB Adsorpsiyon Kapiliyetinin İncelenmesi

### 4.5.1 Başlangıç boyamadde konsantrasyonunun etkisi

Çalışmada incelenen konsantrasyonlar için elde edilen  $q_e$  değerleri Şekil 4.23'de verilmiştir. Başlangıç konsantrasyonları arasında en yüksek adsorpsiyon kapasitesi, 1000 mg/L'de 0.6700 mol/kg olarak elde edilmiştir.  $q_e$  değerinde, 200 mg/L başlangıç konsantrasyonuna kadar hızlı bir artış gözlemlenmiştir. 200 mg/L, çalışma konsantrasyonu olarak seçilmiş ve diğer parametreleri incelemek için bu konsantrasyon kullanılmıştır.



**Şekil 4.23** Boyarmadde başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon kapasitesine etkisi

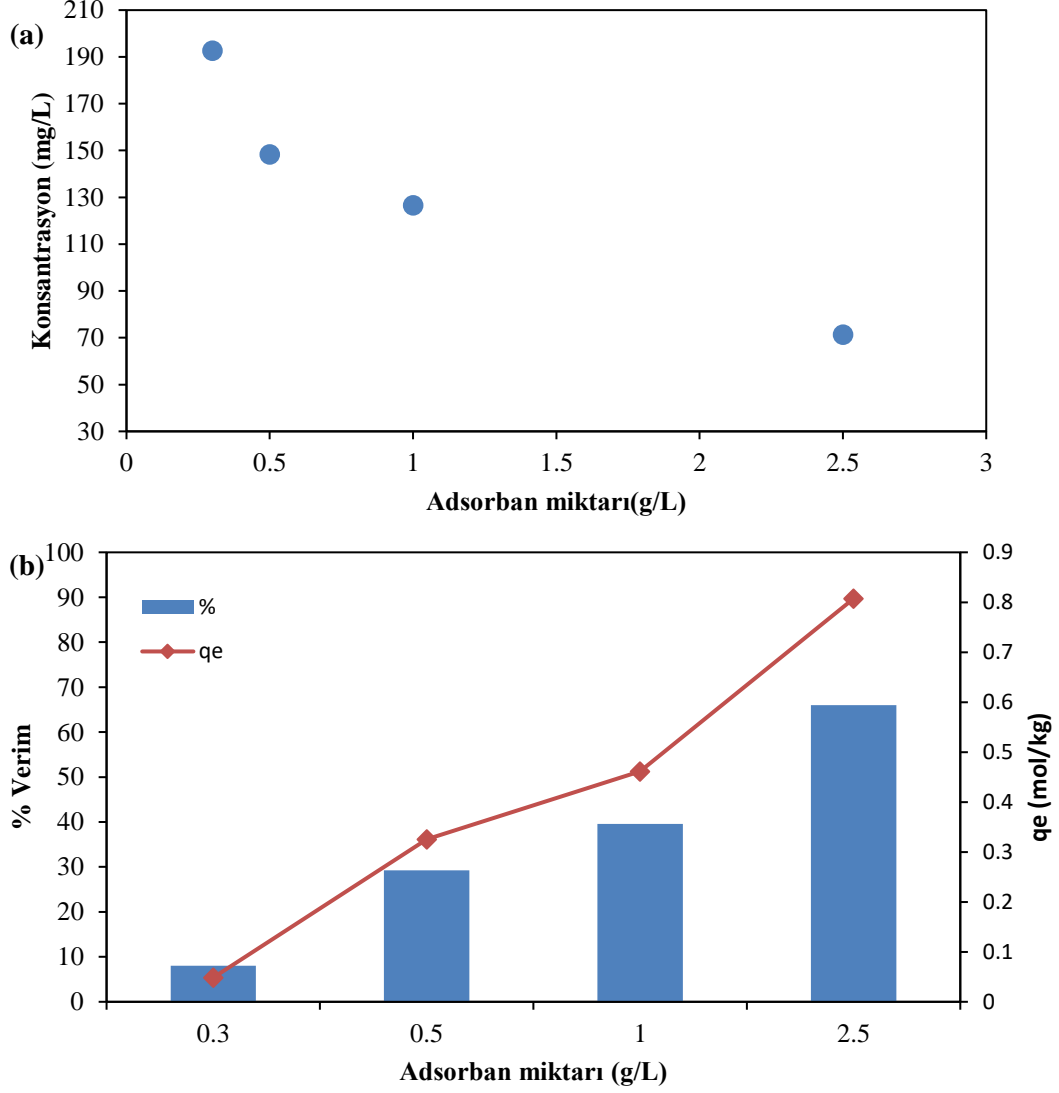
#### 4.5.2 Adsorban miktarının etkisi

Şekil 4.24a'da adsorban miktarının artmasıyla birlikte çözeltideki maddelerin konsantrasyonundaki değişim gösterilmektedir. Görüldüğü üzere, adsorban miktarı arttıkça çözeltideki maddelerin konsantrasyonu belirgin bir şekilde azalmaktadır. Bu durum, adsorbanın çözeltideki maddeleri etkin bir şekilde adsorbe ettiğini ve yüksek adsorban miktarlarının daha fazla madde giderimi sağladığını göstermektedir.

Grafikteki veriler incelendiğinde, en yüksek konsantrasyonun yaklaşık 0.3 g/L adsorban miktarında 192.59 mg/L olduğu, 0.5 g/L adsorban miktarında konsantrasyonun 148.27 mg/L'ye düştüğü, 1.0 g/L adsorban miktarında ise 126.53 mg/L'ye indiği görülmektedir. En düşük konsantrasyon ise yaklaşık 2.5 g/L adsorban miktarında 71.24 mg/L olarak gözlemlenmiştir. Bu sonuç, adsorban miktarının arttıkça, çözeltideki maddelerin daha fazla adsorbe edilerek konsantrasyonun azaldığını ortaya koymaktadır.

Adsorban miktarı arttıkça,  $q_e$  değeri 0.3 g/L'de 0.0484 mol/kg, 0.5 g/L'de ise 0.3255 mol/kg olur.  $q_e$  değeri, 1 g/L adsorban miktarında 0.4615 mol/kg iken, 2.5 mg/L adsorban miktarında bu değer tekrar artarak 0.8072 mol/kg'a ulaşır (Şekil 4.24). En yüksek adsorpsiyon yüzdesinin %39.59 ile 1 g/L adsorban kullanımı ile elde edildiği ve bu değere

en yakın değerin %65.98 ile 2.5 g/L adsorban kullanımı ile elde edildiği görülmektedir (Şekil 4.24b).

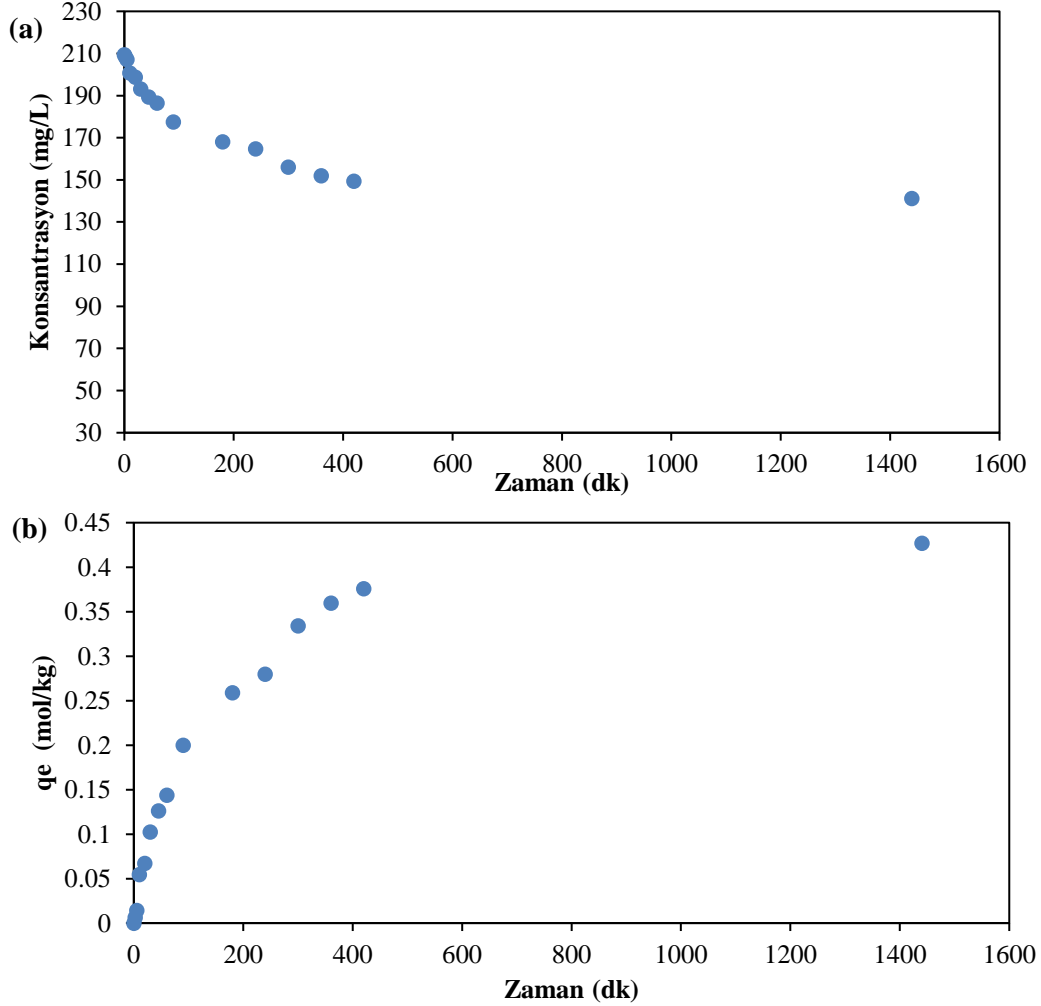


Şekil 4.24 Adsorban miktarının a) konsantrasyon ve b) % verim ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.5.3 Temas süresinin etkisi

Temas süresinin konsantrasyon ve  $q_e$  üzerindeki etkisini inceleyen deneylerde belirli zamanlarda alınan numuneler ölçülerek konsantrasyon değerleri belirlenmiştir. Şekil 4.25a incelendiğinde, konsantrasyonun zamanla azaldığı ve bunun da adsorbanın işini yaptığını gösterdiği anlaşılmaktadır. 1440 dakikanın sonunda boya konsantrasyonu 141.2

mg/L'ye düşmüştür. Konsantrasyonlar kullanılarak yapılan hesaplama,  $q_e$  değerinin zamanla değişimini göstermektedir (Şekil 4.25b). 1440 dakikanın sonunda başlangıç boya konsantrasyonu 200 mg/L olduğunda,  $q_e$  değeri 0.4267 mol/kg olmaktadır.



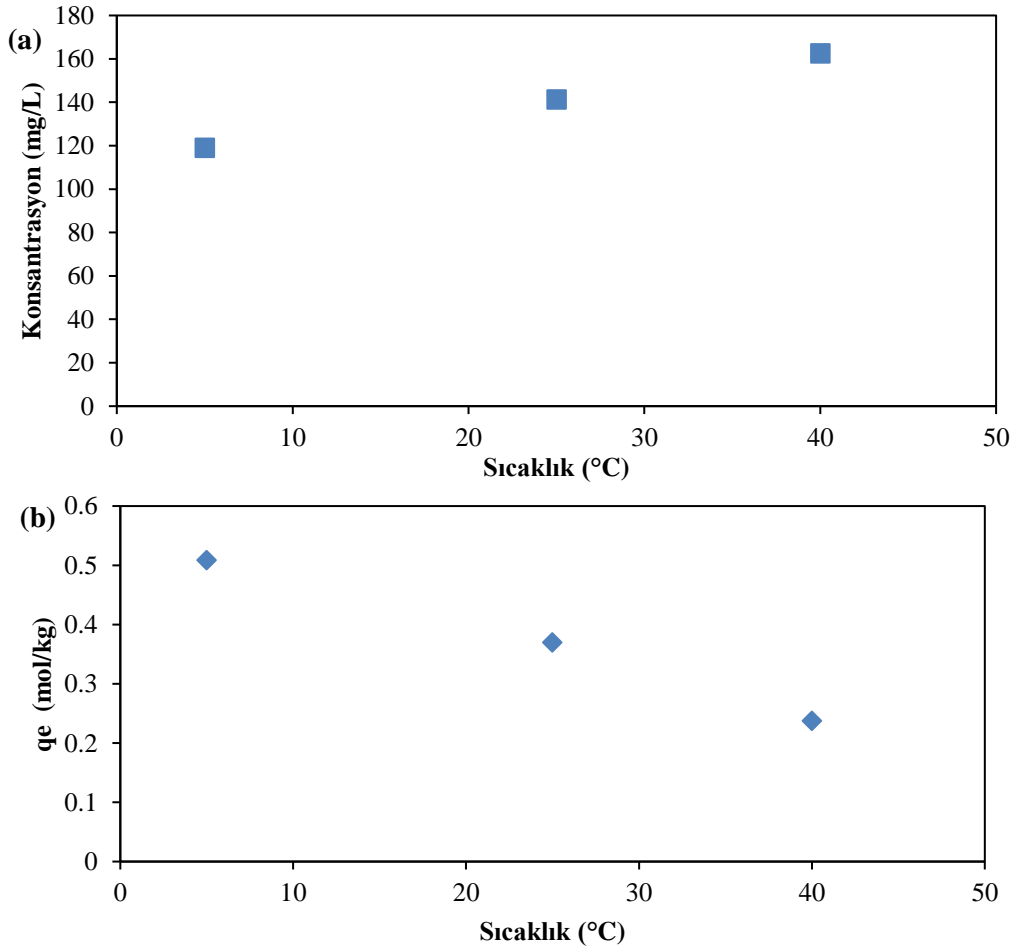
Şekil 4.25 Temas süresinin a) konsantrasyona ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.5.4 Sıcaklığın etkisi

Şekil 4.25a'da sıcaklığın artmasıyla birlikte çözeltideki maddelerin konsantrasyonundaki değişim gösterilmektedir. Görüldüğü üzere, sıcaklık arttıkça çözeltideki maddelerin konsantrasyonu değişmektedir. Bu durum, sıcaklığın çözeltideki maddelerin adsorpsiyon süreci üzerindeki etkisini değerlendirmek için kritik bir parametre olduğunu göstermektedir.

Grafikteki veriler incelendiğinde, 5 °C sıcaklıkta çözeltilerdeki madde konsantrasyonunun 118.97 mg/L, 25 °C sıcaklıkta 141.21 mg/L, 40 °C sıcaklıkta ise 162.43 mg/L olduğu görülmektedir. Bu sonuçlar, sıcaklık arttıkça çözeltilerdeki maddelerin adsorpsiyonunun sıcaklık artışıyla azaldığını göstermektedir.

Sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi üzerindeki etkisini inceleyen deneylerde  $q_e$  değerleri sırasıyla 5 °C'de 0.1070 mol/kg, 25 °C'de 0.0835 mol/kg ve 40 °C'de 0.0415 mol/kg olarak elde edilmiştir. Elde edilen verilere göre, sıcaklık arttıkça  $q_e$  değeri azalmaktadır (Şekil 4.26b).

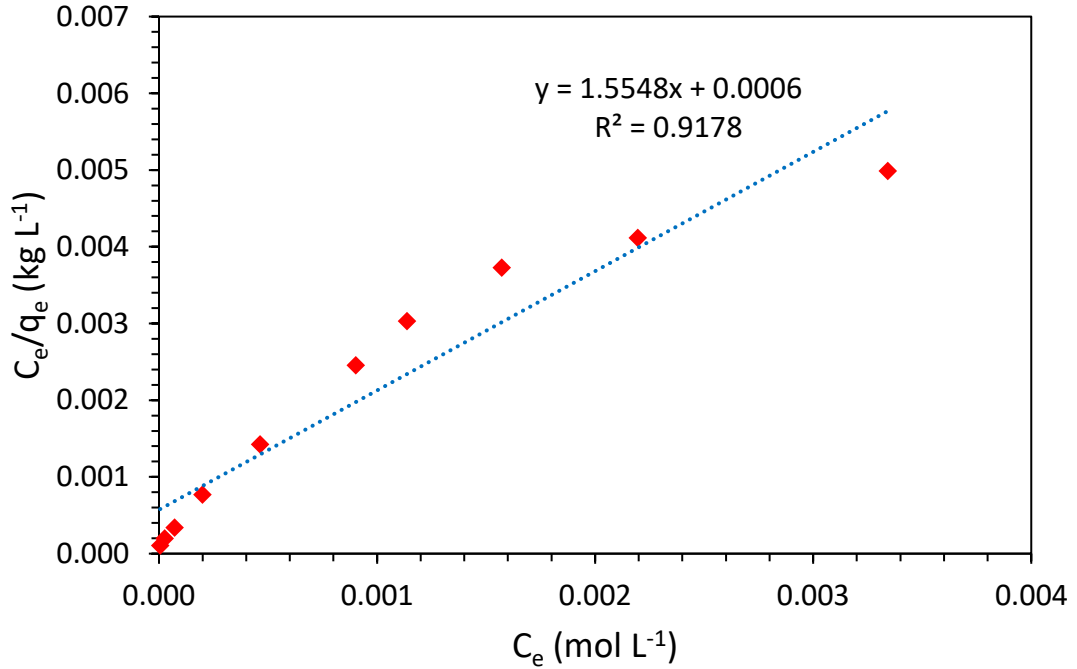


Şekil 4.26 Sıcaklığın a) konsantrasyon ve b) adsorpsiyon kapasitesine etkisi

#### 4.5.5 İzoterm incelemeleri

Langmuir adsorpsiyon modeli, maksimum adsorpsiyonun adsorban yüzeyinde adsorplanan moleküller arasında hiçbir yan etkileşim olmadan çözünen moleküllerin doymuş bir tek tabakasına karşılık geldiğini varsaymaktadır. Langmuir modelinin doğrusal ifadesi, Denklem (4.1) ve Denklem (4.2) ile belirlenmektedir.

$C_e/q_e$  ile denge konsantrasyonu ( $C_e$ ) grafiği (Şekil 4.27), adsorpsiyonun Langmuir modeline uyduğunu göstermektedir. Langmuir sabitleri  $q_{max}$  ve  $K_L$ , grafiğin eğimi ve kesişim noktasından belirlenmiş olup şu şekilde elde edilmiştir.



Şekil 4.27 Lineerleştirilmiş Langmuir izoterm grafiği

$Q_{max}$  eğimden ve  $K_L$  kesişim noktasından hesaplanmıştır.

$$Q_{max} = \frac{1}{\text{eğim}} = \frac{1}{1.5548} = 0.6432 \text{ mol/kg ve } K_L = 2716.72 \text{ L/mol bulunmuştur.}$$

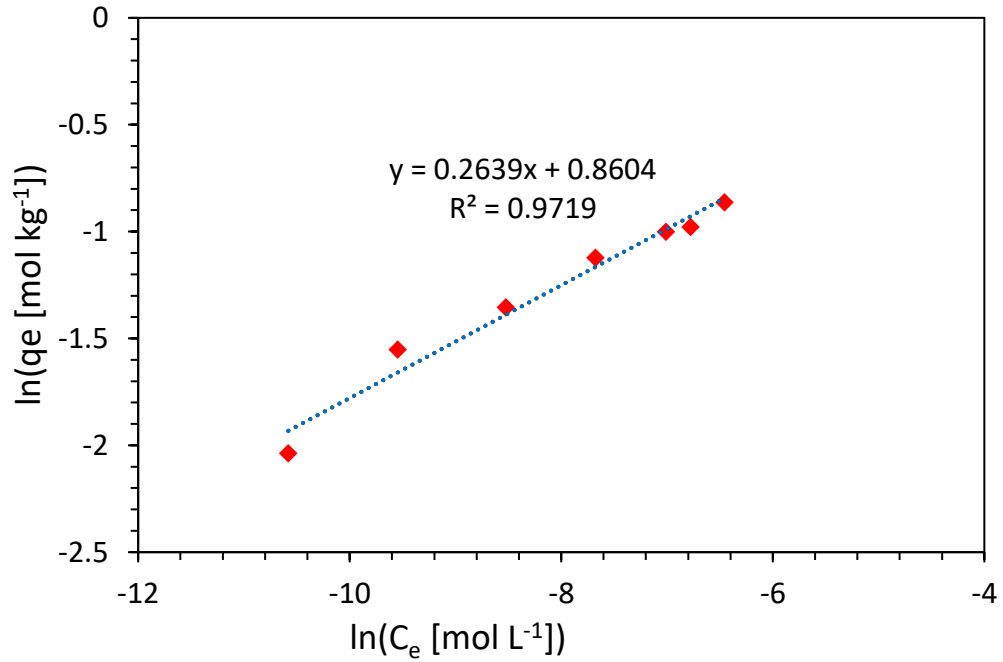
Langmuir izoterminin temel özelliği, boyutsuz bir ayırma faktörü olan  $R_L$  ile açıklanabilir.

Denklem (4.3)'ten  $R_L$  aşığıdaki gibi hesaplanabilir:

$$R_L = 1/(1 + (2716.72 * 0.00067)) = 0.3547$$

Bulunan  $R_L$  değeri, izotermin uygun ( $0 < R_L < 1$ ), olduğunu bildirmektedir.

Şekil 4.28'de verilen lineerleştirilmiş Freundlich çözümlmesine uydurulan eğri sayesinde  $1/n$  ve  $K_F$  değerleri sırasıyla 0.2639 ve 2.364 L/kg olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.28 Lineerleştirilmiş Freundlich izoterm grafiği

#### 4.6 Çalışmada kullanılan organik bazlı adsorbanların karşılaştırılması

Çalışmada kullanılan Akçağaç yaprakları, muz, nar ve limon kabuklarından sadece kurutma yoluyla elde edilen adsorbanların hepsinde de giderim gerçekteğiği görülmektedir. Çalışmada akla gelen ilk soru bu malzemelerin hangisinin daha iyi bir

adsorban olduğudur. Çizelge 4.2’de özet veriler paylaşılmaktadır. Bu verilerle özet çizelge oluşturulurken parametreleri yorumlamak amacıyla adsorpsiyon kapasitelerinin en yüksek olduğu seviyeler kullanılmıştır.

**Çizelge 4.2** Çalışmada kullanılan adsorbanların karşılaştırılması

Malzeme	MB Adsorpsiyon kapasitesi, $q_e$ (mol/kg)			
	1000 mg/L boyarmadde konsantrasyonunda	2.5 g/L adsorban kullanımındaki	1440 dk temas süresinde	5 °C’deki sıcaklıkta
Akçaağaç Yaprakları	0.6177	0.9448	0.3339	0.5366
Limon Kabukları	0.2224	0.1086	0.0831	0.107
Muz Kabukları	0.4603	0.9096	0.4731	0.5903
Nar Kabukları	0.6700	0.8072	0.4267	0.5087

1000 mg/L boyarmadde konsantrasyonunda adsorpsiyon kapasitesi değerlendirildiğinde, Akçaağaç yapraklarının 0.6177 mol/kg ile en yüksek kapasiteye sahip olduğu görülmektedir. Bunu sırasıyla 0.67 mol/kg ile nar kabukları, 0.4603 mol/kg ile muz kabukları ve 0.2224 mol/kg ile limon kabukları takip etmektedir. Bu veriler, Akçaağaç yapraklarının bu konsantrasyonda en etkin adsorban olduğunu göstermektedir.

2.5 g/L adsorban kullanımı sırasında en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.9448 mol/kg ile Akçaağaç yapraklarında gözlemlenmiştir. Bunu 0.9096 mol/kg ile muz kabukları, 0.8072 mol/kg ile nar kabukları ve 0.1086 mol/kg ile limon kabukları izlemektedir. Akçaağaç yaprakları ve muz kabukları bu kategoride en yüksek performansı sergilemişlerdir.

1440 dakika temas süresinde en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.4731 mg/g ile muz kabuklarında görülmüştür. Akçaağaç yaprakları 0.3339 mol/kg ile ikinci sırada yer alırken, nar kabukları 0.4267 mol/kg ve limon kabukları 0.0831 mol/kg ile sıralanmıştır. Muz kabukları bu süre zarfında en yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahiptir.

5 °C sıcaklıkta yapılan ölçümlerde, muz kabuklarının 0.5903 mol/kg ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu görülmektedir. Bunu 0.5366 mol/kg ile Akçaağaç yaprakları, 0.5087 mol/kg ile nar kabukları ve 0.107 mol/kg ile limon kabukları takip etmektedir. Bu sıcaklıkta muz kabukları en etkin adsorban olarak öne çıkmaktadır.

Çalışmada yapılan Langmuir ve Freundlich izoterm incelemeleri sonucu elde edilen Çizelge 4.3'te verilmektedir. Langmuir izoterm modeli sonuçlarına göre, akçaağaç yaprakları ve muz kabukları, sırasıyla 3003.58 L/mol ve 10631.53 L/mol gibi yüksek  $K_L$  (L/mol) değerleri ile en güçlü adsorpsiyon kapasitelerini göstermiştir. Bu sonuçlar, bu biyosorbentlerin adsorpsiyon sırasında yüksek afiniteye sahip olduğunu göstermektedir. Limon kabukları ise daha düşük bir  $K_L$  değeri (29.326 L/mol) ile daha düşük bir adsorpsiyon kapasitesi sergilemiştir. Ayrıca,  $q_{max}$  (mol/kg) değerleri de akçaağaç yaprakları ve nar kabukları için sırasıyla 0.6450 ve 0.6432 mol/kg ile en yüksek olarak bulunmuştur. Limon kabukları için  $q_{max}$  değeri 0.000739 mol/kg olarak hesaplanmıştır.

**Çizelge 4.3** Elde edilen izoterm parametreleri karşılaştırılması

Model	Parametre	Akçaağaç Yaprakları	Limon Kabukları	Muz Kabukları	Nar Kabukları
Langmuir İzoterm Modeli	$K_L$ (L/mol)	3003.58	29.326	10631.53	2716.72
	$q_{max}$ (mol/kg)	0.6450	0.000739	0.4622	0.6432
	$R_L$	0.332	0.981	0.1231	0.3547
	$R^2$	0.9706	0.9517	0.9983	0.9178
Freundlich İzoterm Modeli	$K_F$ (L/kg)	8.24	63.819	0.862	2.364
	1/n	0.4285	0.9245	1.11	0.2639
	$R^2$	0.944	0.9392	0.978	0.9719

Adsorpsiyon sürecinin uygunluğunu belirten  $R_L$  değerleri incelendiğinde, limon kabukları 0.981 ile en yüksek uygunluk değerine sahipken, muz kabukları 0.1231 ile en düşük uygunluk değerine sahiptir. Bu durum, limon kabuklarının adsorpsiyon sürecinde daha kararlı bir performans sergilediğini göstermektedir. Langmuir izoterm modeli için

elde edilen  $R^2$  değerleri, tüm biyosorbentler için yüksek uyum sağlamış ve modelin veriye iyi uyduğunu göstermiştir.

Freundlich izoterm modeli parametreleri incelendiğinde, limon kabukları 63.819 L/kg ile en yüksek  $K_F$  değerine sahipken, muz kabukları 0.862 L/kg ile en düşük  $K_F$  değerine sahip olmuştur. Ayrıca, muz kabukları için 1.11 ile en yüksek  $1/n$  değeri hesaplanmış, bu da yüzey heterojenliğinin yüksek olduğunu göstermiştir. Freundlich modeli için  $R^2$  değerleri, modellenen verilerin biyosorbentler için uygunluğunu doğrulamaktadır.

## 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tezde, su ortamında farklı boyaların etkili şekilde giderilmesi üzerinde hammadde bitki materyallerinin (ağaç yaprakları, limon kabukları, muz kabukları ve nar kabukları gibi) adsorban olarak etkisini belirlemek için metilen mavisinin deneysel adsorpsiyonu başarıyla kullanılmıştır.

Konsantrasyonların etkisi incelendiğinde, başlangıç konsantrasyonu arttıkça biyokütle atıklarının adsorpsiyon kapasitesinin arttığı gözlemlenmiştir. Bu artış, düşük konsantrasyon aralığında daha belirgindir; burada adsorbanın düşük konsantrasyonlarda adsorbat moleküllerini yakalamada etkili olduğu, ancak konsantrasyon arttıkça yüzey doyumu nedeniyle verimliliğinin giderek azaldığı sonucuna varılabilmektedir.

Akçaağaç yapraklarının  $q_e$  değerleri 10 mg/L'den 200 mg/L'ye hızla artarak 0.0423 mol/kg'dan 0.6177 mol/kg'a yükselmiş ve bu, yaklaşık 14.6 katlık önemli bir artışı göstermiştir.

Muz kabukları için 10 mg/L konsantrasyonunda  $q_e$  değeri yaklaşık 0.044 mol/kg iken, bu değer 1000 mg/L konsantrasyonunda 0.460 mol/kg'a yükselmiştir

Limon kabukları için, 0.5 g/L kullanılarak, boyarmadde başlangıç konsantrasyonu 200 mg/L ve 25 °C'de  $q_e$  değeri 0.0831 mol/kg olarak bulunmuştur. Bu sonuçlar, aynı şartlarda diğer biyokütlerle kıyaslandığında en düşük sonucu vermektedir..

Nar kabukları 0.5 g/L kullanıldığında, 25 °C'de 1000 mg/L boyarmadde başlangıç konsantrasyonda en yüksek adsorpsiyon kapasitesi olan 0.6700 mol/kg'a ulaşılmıştır. Bu değerden sonra en yüksek adsorban kapasitesi 0.6177 mol/kg değeri ile Akçaağaç yapraklarında görülmektedir.

Tüm biyokütle atıklarının miktarının artırılmasının adsorpsiyon verimliliği ve kapasitesinde önemli bir iyileşmeye yol açtığını göstermiştir. 2.5 g/L yaprak kullanılarak,

en yüksek adsorpsiyon verimliliği %68.31 ve en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.945 mol/kg elde edilmiştir. 2.5 g/L limon kabuğu kullanıldığında, en yüksek adsorpsiyon verimliliği %8.91 ve en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.109 mol/kg elde edilmiştir. Muz kabukları için, 2.5 g/L adsorban kullanıldığında en yüksek adsorpsiyon verimliliği %73.81 ve en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.9096 mol/kg elde edilmiştir. Nar kabukları için, 2.5 g/L kullanıldığında en yüksek adsorpsiyon verimliliği %65.98 ve en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.8072 mol/kg elde edilmiştir. Çalışma, Akçaağaç yapraklarının ve muz kabuklarının bu adsorban kategorisinde en yüksek performansı gösterdiği sonucuna varmıştır.

Temas süresi incelendiğinde genel olarak 200 dakika boyunca adsorpsiyonun hızlı gerçekleştiği, daha sonra boyarmadde konsantrasyonunun azalsa da bu azalmanın yavaşladığı görülmektedir. İlk 200 dakika etkili ve hızlı adsorpsiyon için optimal dönem olarak kabul edilmiş, 1440 dakika tam adsorpsiyon sağlamak ve dengeye ulaşmak için sabit değer olarak kabul edilmiştir. Dört adsorban arasında yapılan karşılaştırma sonucunda, 1440 dakika temas süresi sonunda en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 0.4731 mol/kg ile muz kabukları kullanılarak elde edilmiştir.

Artan sıcaklıkla tüm biyokütle atıklarının adsorpsiyon kapasitelerinin düştüğünü göstermektedir ve bu durum, artan moleküler kinetik enerji nedeniyle adsorban ve adsorbat molekülleri arasındaki etkileşimin azalmasından kaynaklanıyor olabilir. Adsorbanlar arasındaki karşılaştırma, en yüksek kapasitelerin tespit edildiği sıcaklık olan 5 °C için yapıldığında sıcaklıkta muz kabuklarının en yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu ve bu değer 0.5903 mol/kg olduğunu göstermiştir.

Sonuç olarak, biyokütle atıklarından elde edilen adsorbanların, atık sudan boya kirliliğini gidermede geleneksel adsorbanlara ekonomik ve etkili alternatifler olduğu görülmektedir. Boyarmadde başlangıç konsantrasyonu, sıcaklık, temas süresi ve adsorban dozu gibi adsorpsiyon koşullarını optimize ederek, adsorpsiyon süreçlerinde yüksek verimlilik elde edilebilmektedir. İleride yapılacak çalışmalar için bazı öneriler aşağıda bildirilmektedir:

- Çalışmada mevcut adsorbanların adsorbsiyon kapasiteleri farklı boyarmaddeler ile araştırılmalıdır.
- Malzemelerin endüstriyel uygulamalardaki fizibilitesi değerlendirilmelidir.
- Adsorbsiyon süreçlerini daha fazla açıklığa kavuşturmak için kinetik inceleme yapılmalıdır.



## KAYNAKLAR

- Abak, H. 2008. Sulu çözeltilerden metilen mavisinin fındık kabuğu yüzeyine adsorpsiyon ve adsorpsiyon kinetiği. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, 92 sayfa Balıkesir.
- Adesanmi, B. M., Hung, Y.-T., Paul, H. H., & Huhnke, C. R. 2022. Comparison of dye wastewater treatment methods: A review. *GSC Advanced Research and Reviews*, 10(2), 126–137.
- Adeyemo, A. A., Adeoye, I. O., & Bello, O. S. 2012. Metal organic frameworks as adsorbents for dye adsorption: overview, prospects and future challenges. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 94(10), 1846–1863.
- Ali, A., Ing, A. W. C., Abdullah, W.R.W., Hamzah, S., Fazureen, A., & Azaman, F. 2020. Preparation of High-Performance Adsorbent from Low-Cost Agricultural Waste (Peanut Husk) Using Full Factorial Design: Application to Dye Removal. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 10(6), 6619–6628.
- Aljamali, N. M., Aldujaili, R. A. B., & Alfatlawi, I. O. 2021. Physical and chemical adsorption and its applications. *International Journal of Thermodynamics and Chemical Kinetics*, 7(2), 1–8.
- Al-Rumaihi, A., McKay, G., Mackey, H. R., & Al-Ansari, T. 2020. Environmental impact assessment of food waste management using two composting techniques. *Sustainability*, 12(4), 1595.
- Alshameri, A., Wei, X., Wang, H., Fuguo, Y., Chen, X., He, H., Yan, C., & Xu, F. 2019. A review of the role of natural clay minerals as effective adsorbents and an alternative source of minerals. In K. S. Essa (Ed.), *Minerals*. IntechOpen, 3, 49-64.
- Al-Tohamy, R., Ali, S. S., Li, F., Okasha, K. M., Mahmoud, Y. A.-G., Elsamahy, T., Jiao, H., Fu, Y., & Sun, J. 2022. A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 231, 113160.
- Angelova, R., Baldikova, E., Pospiskova, K., Maderova, Z., Safarikova, M., & Safarik, I. 2016. Short communication: Adsorption of five water-soluble dyes from aqueous

- solutions using magnetically responsive brown algae *Sargassum horneri*. *Journal of Cleaner Production*, 137, 189-194.
- Aragaw, T. A., & Bogale, F. M. 2021. Biomass-based adsorbents for removal of dyes from wastewater: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 764958.
- Aruna, Y., Bagotia, N., Sharma, A. K., & Kumar, S. 2021. A review on modified sugarcane bagasse biosorbent for removal of dyes. *Chemosphere*, 268, 129309.
- Asif, N., Ahmad, R., Fatima, S., Shehzadi, S., Siddiqui, T., Zaki, A., & Fatma, T. 2023. Toxicological assessment of *Phormidium* sp. derived copper oxide nanoparticles for its biomedical and environmental applications. *Scientific Reports*, 13(1), 6246.
- Asim, N., Amin, M. H., Alghoul, M. A., Sulaiman, S. N. A., Razali, H., Akhtaruzzaman, M., Amin, N., Sopian, K. 2019. Developing of Chemically Treated Waste Biomass Adsorbent for Dye Removal. *Journal of Natural Fibers*, 18(7), 968–977.
- Azari, A., Nabizadeh, R., Nasserri, S., Mahvi, A. H., & Mesdaghinia, A. R. 2020. Comprehensive systematic review and meta-analysis of dyes adsorption by carbon-based adsorbent materials: Classification and analysis of last decade studies. *Chemosphere*, 250, 126238.
- Bharathi, K. S., & Ramesh, S. T. 2013. Removal of dyes using agricultural waste as low-cost adsorbents: A review. *Applied Water Science*, 3, 773–790.
- Bhatia, D., Sharma, N. R., Singh, J., & Kanwar, R. S. 2017. Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(19), 1836-1876.
- Cao, Y.-L., Pan, Z.-H., Shi, Q.-X., & Yu, J.-Y. 2018. Modification of chitin with high adsorption capacity for methylene blue removal. *International Journal of Biological Macromolecules*, 114, 392-399.
- Chaiyapongputti, P., Sae-Bae, P., Setthayanond, J., & Munsuwan, P. 2014. Development of adsorbent material from tamarind-seed testa for reactive dye adsorption. *Applied Mechanics and Materials*, 535, 650–653.
- Chowdhury, M., Azam, F., & Hasan, M. K. 2020. Removal of methylene blue using a low-cost tea waste. *Journal of Water and Environmental Sciences*, 4(1), 528-535.
- Chung, K. T., & Stevens Jr, S. E. 1993. Degradation of azo dyes by environmental microorganisms and helminths. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(11), 2121-2132.

- Crini, G. 2006. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresource Technology*, 97(9), 1061-1085.
- Crini, G., & Badot, P.-M. 2008. Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: A review of recent literature. *Progress in Polymer Science*, 33(4), 399-447.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. 2019. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 145-155.
- Çatlıoğlu, F., Akay, S., Gözmen, B., Turunç, E., Anastopoulos, I., Kayan, B., Kalderis, D. 2020. Fe-modified hydrochar from orange peel as adsorbent of food colorant Brilliant Black: Process optimization and kinetic studies. *International journal of Environmental Science and Technology*, 17, 1975-1990.
- Dąbrowski, A. 2001. Adsorption—from theory to practice. *Advances in Colloid and Interface Science*, 93(1-3), 135-224.
- Dai, Y., Sun, Q., Wang, W., Lu, L., Liu, M., Li, J., & Xu, J. 2018. Utilizations of agricultural waste as adsorbent for the removal of contaminants: A review. *Chemosphere*, 211, 235-253.
- Demir, E., & Yalçın, H. 2014. Adsorbentler: Sınıflandırma, özellikler, kullanım ve öngörüler. *Türkiye Bilimsel Derlemeler Dergisi*, 2, 70-79.
- Demir, M. 2014. Deniz ve tatlı su makrofitleri üzerine etidyum bromür'ün adsorpsiyonu ve adsorpsiyon kinetiğinin belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, 89 sayfa, Adana.
- Douinat, O., Bestani, B., Benderdouche, N., & Boucherdoud, A. 2021. Use of *Olea europaea* leaves-based activated carbon for pollutant removal from liquid effluents. *Desalination and Water Treatment*, 210, 258-272.
- Dutta, S., Gupta, B., Srivastava, S. K., & Gupta, A. K. 2021. Recent advances on the removal of dyes from wastewater using various adsorbents: A critical review. *Materials Advances*, 2(14), 4497-4531.
- Edik, E. 2016. Sulardan arsenik gideriminin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Aksaray Üniversitesi, 104 sayfa, Aksaray.
- Ekici, S. H. 2007. Kayısı çekirdeğinden elde edilen aktif karbonla sulardan fosfat ve bakır (II) giderimi, Yüksek Lisans Tezi. Fırat Üniversitesi, 74 sayfa, Elazığ.

- Elbağlı, O. G. 2016. Aktif karbon-kil-aljinat kompozit malzemesinin sentezi, karakterizasyonu ve adsorban özelliklerinin belirlenmesi: Metilen mavisi boyar maddesinin adsorpsiyonunun araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, 130 sayfa, Mersin.
- Elmas, A. 2014. Çinkonun perlit ve kitosan modifiye perlit ile adsorpsiyonu ve adsorpsiyon özelliklerinin karşılaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, 94 sayfa, İstanbul.
- El-Naas, M. H., & Alhaija, M. A. 2011. Modeling of adsorption processes (Chapter 12). In: Mathematical Modelling C. R. Brennan (Ed.), pp 579-600. Nova Publishers Inc.
- Forgacs, E., Cserhádi, T., & Oros, G. 2004. Removal of synthetic dyes from wastewaters: A review. *Environment International*, 30(7), 953-971.
- Gao, X., Dai, Y., Zhang, Y., Zhai, X., & Fu, F. 2016. Effective dye removal from wastewater using a novel low-cost NaOH modified fly ash. *Clays and Clay Minerals*, 64(6), 695-705.
- Giwa, A.-R. A., Wewers, F., Kayi, L., & Aderibigbe, D. O. 2022. Preparation of eco-friendly adsorbents from port jackson (*Acacia saligna*) and its application in removal of basic dyes. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 27(1), 1-8.
- Gordon, P. F., & Gregory, P. 2012. *Organic Chemistry in Colour*. Springer Study Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Grabi, H., Lemlikchi, W., Derridj, F., Lemlikchi, S. & Trari, M. 2023. Efficient native biosorbent derived from agricultural waste precursor for anionic dye adsorption in synthetic wastewater. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13, 171-188.
- Grigoraş, C.-G., Simion, A.-I., Favier, L., & Gavrilă, L. 2022. Evaluation of three operational parameters in adsorption process of organic dyes. In: 2022 E-Health and Bioengineering Conference (EHB), pp. 1-4, Iasi, Romania.
- Gupta, N., Kushwaha, A. K., & Chattopadhyaya, M. C. 2016. Application of potato (*Solanum tuberosum*) plant wastes for the removal of methylene blue and malachite green dye from aqueous solution. *Arabian Journal of Chemistry*, 9(Supplement 1), S707-S716.

- Hanafi, M. F., & Sapawe, N. 2020. A review on the water problem associated with organic pollutants derived from phenol, methyl orange, and remazol brilliant blue dyes. *Materials Today: Proceedings*, 31, A141-A150.
- Ho, S. J. 2022. Low-cost adsorbents for the removal of phenol/phenolics, pesticides, and dyes from wastewater systems: A review. *Water*, 14(20), 3203.
- Hunger, K. 2007. *Industrial dyes: Chemistry, properties, applications*. John Wiley & Sons.
- Jadhav, A. C., & Jadhav, N. C. 2021. Treatment of textile wastewater using adsorption and adsorbents. In: *Sustainable technologies for textile wastewater treatments*, pp. 235-273, Elsevier.
- Jain, A. K., Gupta, V. K., Bhatnagar, A., & Suhas. 2003a. A comparative study of adsorbents prepared from industrial wastes for removal of dyes. *Separation Science and Technology*, 38(2), 463-481.
- Jain, A. K., Gupta, V. K., Bhatnagar, A., & Suhas. 2003b. Utilization of industrial waste products as adsorbents for the removal of dyes. *Journal of Hazardous Materials*, 101(1), 31-42.
- Kadhom, M., Albayati, N., Alalwan, H., & Al-Furaiji, M. 2020. Removal of dyes by agricultural waste. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 16, 100259.
- Katheresan, V., Kansedo, J., & Lau, S. Y. 2018. Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 4676-4697.
- Kayacan, S. 2007. Kömür ve koklarla sulu çözeltilerden boyar maddelerin uzaklaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Aksaray Üniversitesi, 84 sayfa, Aksaray.
- Khan, I., Saeed, K., Zekker, I., Zhang, B., Hendi, A. H., Ahmad, A., & Shah, L. A. 2022. Review on methylene blue: Its properties, uses, toxicity and photodegradation. *Water*, 14(2), 242.
- Kumaran, S., Ngo, A. C. R., Schultes, F. P., Saravanan, V. S., & Tischler, D. 2022. In vitro and in silico analysis of Brilliant Black degradation by Actinobacteria and a Paraburkholderia sp. *Journal of Genetics and Genomics*, 114(2), 110266.
- Langmuir, I. 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9), 1361-1403.

- Maheshwari, K., Agrawal, M., & Gupta, A. B. 2021. Dye pollution in water and wastewater. In: *Novel Materials for Dye-containing Wastewater Treatment*. Springer Singapore.
- Mahmoodi, N. M. 2011. Equilibrium, kinetics, and thermodynamics of dye removal using alginate in binary systems. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 56(6), 2802-2811.
- Maiti, S., Purakayastha, S., & Ghosh, B. 2007. Production of low-cost carbon adsorbents from agricultural wastes and their impact on dye adsorption. *Chemical Engineering Communications*, 195(4), 386-403.
- Majd, M. M., Kordzadeh-Kermani, V., Ghalandari, V., Askari, A., & Sillanpää, M. 2022. Adsorption isotherm models: A comprehensive and systematic review (2010–2020). *Science of The Total Environment*, 812, 151334.
- Mashkoor, F., & Nasar, A. 2020. Magsorbents: Potential candidates in wastewater treatment technology—A review on the removal of methylene blue dye. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 500, 166408.
- Mokif, L. A. 2019. Removal methods of synthetic dyes from industrial wastewater: A review. *Modern Environmental Science and Engineering*, 5(1), 23-40.
- Muisa, N., Nhapi, I., Ruziwa, W., & Manyuchi, M. M. 2020. Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 35, 101187.
- Muslu, Y. 2000. Çözümlü problemlerle temel prosesler. *Aktif Yayınevi*.
- Nayagam, J. O. P., & Prasanna, K. 2022. Utilization of shell-based agricultural waste adsorbents for removing dyes: A review. *Chemosphere*, 291, 132737.
- Newsome, T. M., & Van Eeden, L. M. 2017. The effects of food waste on wildlife and humans. *Sustainability*, 9(7), 1269.
- Nguyen, T., Ngo, H., Guo, W., Zhang, J., Liang, S., Yue, Q., & Nguyen, T. 2013. Applicability of agricultural waste and by-products for adsorptive removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 148, 574-585.
- Nigam, P., Armour, G., Banat, I. M., Singh, D., & Marchant, R. 2000. Physical removal of textile dyes from effluents and solid-state fermentation of dye-adsorbed agricultural residues. *Bioresource Technology*, 72(3), 219-226.

- Oladoye, P. O., Bamigboye, M. O., Ogunbiyi, O. D., & Akano, M. T. 2022. Toxicity and decontamination strategies of Congo red dye. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100844.
- Onay, M. & Özdemir, Ç. S. 2022. Equilibrium studies for dye adsorption onto red clay. *Naturengs*, 3(2), 36-45.
- Pandit, P., Singha, K., Maity, S., Maiti, S., & Kane, P. 2021. Treatment of textile wastewater by agricultural waste biomasses. In: *Sustainable Technologies for Textile Wastewater Treatments*, pp. 137-156, Elsevier.
- Pascual, G., Moliner, M. R., Canal, J. M., & Garcia-Raurich, J. 2021. Orange-based and lemon-based adsorbents with controlled grain for an efficient elimination of cationic and anionic dyes from textile dyeing wastewater. *Pigment & Resin Technology*, 50(5), 475.
- Patra, B. R., Nanda, S., Dalai, A. K., & Meda, V. 2021. Taguchi-based process optimization for activation of agro-food waste biochar and performance test for dye adsorption. *Chemosphere*, 285, 131531.
- Paul Nayagam, J. O., & Prasanna, K. 2022. Utilization of shell-based agricultural waste adsorbents for removing dyes: A review. *Chemosphere*, 291, 132737.
- Pavlovic, M., Nikolic, I., Milutinovic, M., Dimitrijevic-Brankovic, S., Siler-Marinkovic, S., & Antonovic, D. 2015. Plant waste materials from restaurants as the adsorbents for dyes. *Chemical Industry*, 69(6), 667-677.
- Pourhakkak, P., Taghizadeh, M., Taghizadeh, A., Ghaedi, M., & Haghdoost, S. 2021. Adsorption: Fundamental processes and applications. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 33, 71-210.
- Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., & Ahmad, A. 2010. Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 70-80.
- Rangabhashiyam, S., Anu, N., & Selvaraju, N. 2013. Sequestration of dye from textile industry wastewater using agricultural waste products as adsorbents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 629-641.
- Rani, K., Naik, A., Chaurasiya, R. S., & Raghavarao, K. 2017. Removal of toxic Congo red dye from water employing low-cost coconut residual fiber. *Water Science and Technology*, 75(9), 2225-2236.

- Rápó, E., & Tonk, S. 2021. Factors affecting synthetic dye adsorption; desorption studies: A review of results from the last five years (2017–2021). *Materials*, 26(17), 5419.
- Rastogi, K., Sahu, J., Meikap, B., & Biswas, M. 2008. Removal of methylene blue from wastewater using fly ash as an adsorbent by hydrocyclone. *Journal of Hazardous Materials*, 158(2-3), 531-540.
- Rattan, V. K., Singh, H., & Purai, A. 2007. Removal of dyes by biosorption on biomass ash. *Carbon Letters*, 8(1), 1–5.
- Razam, M. A. 2021. Synthesis of chitosan activated carbon composite for adsorption of brilliant black BN dye from aqueous solution (Project report). Universiti Sains Malaysia, Pusat Pengajian Kejuruteraan Kimia.
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., & Nigam, P. 2001. Remediation of dyes in textile effluent: A critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, 77(3), 247-255.
- Rodríguez, A., Ovejero, G., Mestanza, M., & García, J. 2012. Dyes adsorption on low cost adsorbents: Inorganic materials. *Desalination and Water Treatment*, 45(1-3), 191–205.
- Rojas, G. E., López Medina, R., May Lozano, M., Hernández Pérez, I., Valero, M. J., & Maubert Franco, A. M. 2014. Adsorption of azo-dye orange II from aqueous solutions using a metal-organic framework material: Iron-benzenetricarboxylate. *Materials*, 7(12), 8037-8057.
- Saratale, R. G., Saratale, G. D., Chang, J.-S., & Govindwar, S. P. 2011. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review. *Journal of Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 42(1), 138-157.
- Scherhauser, S., Moates, G., Hartikainen, H., Waldron, K., & Obersteiner, G. 2018. Environmental impacts of food waste in Europe. *Waste Management*, 77, 98-113.
- Sharma, J., Sharma, S., & Soni, V. 2021. Classification and impact of synthetic textile dyes on aquatic flora: A review. *Regional Studies in Marine Science* 45(1),101802.
- Shin, H. D. 2012. Utilization of agricultural residues as low-cost adsorbents for the removal of dyes from aqueous solution. *Journal of the Korean Institute of Resources Recycling*, 21(2), 9–16.

- Solih, F. A., Aziz, A., & Buthiyappan, A. 2023. Prospects of green adsorbent produced from avocado seed via hydrothermal carbonization for treatment of dye wastewater. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1281(1), 012019.
- Sridhar, A., Ponnuchamy, M., Kapoor, A., & Prabhakar, S. 2022. Valorization of food waste as adsorbents for toxic dye removal from contaminated waters: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127432.
- Srinivasan, P., John Bosco, A., Kalaivizhi, R., Arockia Selvi, J., & Sivakumar, P. 2021. Adsorption isotherm and kinetic study of Direct Orange 102 dyes on TNJ activated carbon. *Materials Today: Proceedings*, 34, 389-394.
- Taifi, A., Alkadir, O. K. A., Aljeboree, A. M., Al Bayaa, A. L., Alkaim, A. F., & Abed, S. A. 2022. Environmental removal of reactive blue 49 dye from aqueous solution by (lemon peels as activated carbon): A model of low-cost agricultural waste. Paper presented at the *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1029(1):012010.
- Tan, B. H., Teng, T. T., & Omar, A. M. 2000. Removal of dyes and industrial dye wastes by magnesium chloride. *Water Research*, 34(2), 597-601.
- Tan, I., Hameed, B., & Ahmad, A. 2007. Equilibrium and kinetic studies on basic dye adsorption by oil palm fibre activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 127(1-3), 111-119.
- Tekin, B., & Açıkel, U. 2022. Adsorption isotherms for removal of heavy metal ions (copper and nickel) from aqueous solutions in single and binary adsorption processes. *Gazi University Journal of Science*, 36(2), 495-509.
- Tsade, K. H., Anshebo, S. T., Sabir, F. K., & Workineh, G. A. 2021. Removal of methylene blue dye from wastewater using periodiated modified nanocellulose. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(4), 1-16.
- Vargas, A. M., Cazetta, A. L., Kunita, M. H., Silva, T. L., & Almeida, V. C. 2011. Adsorption of methylene blue on activated carbon produced from flamboyant pods (*Delonix regia*): Study of adsorption isotherms and kinetic models. *Chemical Engineering Journal*, 168(2), 722-730.
- Vasuki, Dr., Elamathi, T., & Nandhine, D. K. R. 2017. A study on adsorption of safranin and amaranth dyes from aqueous solution using activated carbon prepared from

- coconut shell and palmyra fruit nut shell- a comparative view. *Journal of Advanced Applied Scientific Research*, 1(7).
- Webb, P. A. 2003. Introduction to chemical adsorption analytical techniques and their applications to catalysis. MIC Technical Publications, 13, 1-4.
- Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., & Ang, H. M. 2014. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 209, 172-184.
- Yalçuk, A. 1999. Sürekli karşılaştırmalı reaktörlerde *Rhizopus Arrhizus* ile çoklu metal karışımlarının yarışmalı biyosorpsiyonun incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, 191 sayfa, Ankara.
- Yang, B., Xu, H., Wang, J., Yan, D., Zhong, Q., & Yu, H. 2018. Performance evaluation of anaerobic baffled reactor (ABR) for treating alkali-decrement wastewater of polyester fabrics at incremental organic loading rates. *Water Science and Technology*, 77(10), 2445-2453.
- Yousef, R., Qiblawey, H., & El-Naas, M. H. 2020. Adsorption as a process for produced water treatment: A review. *Processes*, 8(12), 1657.

## ÖZGEÇMİŞ

### Kişisel Bilgiler

Adı ve Soyadı : Tiba Saleh Ghani AL-OKAIDAT

### Eğitim

Yüksek Lisans	Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı	2021-2024
Lisans	Baghdad Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümü	2015-2019

### İş Deneyimi

Yıl	Kurum	Görev
2013-Halen	Yüksek Öğretim Bakanlığı ve Bilimsel Araştırma-Irak,	Arş. Görevlisi

### Akademik Aktiviteler

1. Al-Okaidat, T. S., Al-Maswari, A. A., & Akin, M. B. (2023). Eco-Friendly Approach: Dried Lemon Peel as an Adsorbent for Methylene Blue in Aqueous Solutions, In: Proceedings of IKSTC 2023 - 2nd International Karatekin Science and Technology Conference, pp. 214–216, Çankırı.
2. Al-Okaidat, T. S., Alloh, S., & Akin, M. B. (2023). The Performance of Waste Banana Peels in the Removal of Congo Red in Wastewater, In: Proceedings of IKSTC 2023 - 2nd International Karatekin Science and Technology Conference, pp. 377–379, Çankırı.
3. Al-Okaidat, T. S., Eyupoglu, V., & Akin, M. B. (2023). Investigation of Methylene Blue Adsorption from Aqueous Solutions by Dried Leaves, In: Proceedings of IKSTC 2023 - 2nd International Karatekin Science and Technology Conference, pp. 267–270, Çankırı.
4. Al-Okaidat, T. S., Minso, E., & Akin, M. B. (2023). Exploring the Adsorption Efficiency of Dried Banana Peel Against Methylene Blue in Water, In: Proceedings of IKSTC 2023 - 2nd International Karatekin Science and Technology Conference, pp. 145–149, Çankırı.
5. Al-Okaidat, T. S., Moulenda, J. B., & Akin, M. B. (2023). Pomegranate Peel Waste: A Study on Methylene Blue Adsorption in Wastewater, In: Proceedings of IKSTC 2023 - 2nd International Karatekin Science and Technology Conference, pp. 71–74. Çankırı.

6. Al-Okaidat, T., Jumbaz, S., & Akin, M. B. (2023). Banana Peel as an Adsorbant for Brilliant Black Removal in Aqueous Solutions, In: Proceedings of IKSTC 2023 - 2nd International Karatekin Science and Technology Conference, pp. 34–37. Çankırı.

