

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Sulu Çözeltiden Basic Blue 41 Giderilmesinde Antep Fıstığı
Kabuğundan Elde Edilmiş Aktif Karbonun Kullanılması**

Mehmet Fatih ATLI

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Ocak, 2026

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZ ONAYI

**Sulu Çözeltiden Basic Blue 41 Giderilmesinde Antep Fıstığı
Kabuğundan Elde Edilmiş Aktif Karbonun Kullanılması**

Mehmet Fatih ATLI

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Bu Yüksek Lisans Tezi 29/12/2025 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından Değerlendirilmiş ve Oy Birliği ile Kabul Edilmiştir.

Jüri : Prof. Dr. Belgin BAYAT
: Prof. Dr. Güray KILINÇÇEKER
: Dr. Öğr. Üye. Onur IŞIK

Bu Tez Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Hazırlanmıştır.

Tez No:

Prof. Dr. Sadık DİNÇER
Enstitü Müdürü

Bu çalışma Ç.Ü. Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.
Proje No: FYL- 2023-16487

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

İÇİNDEKİLER

ÖZ	I
ABSTRACT.....	II
TEŞEKKÜR.....	III
ÇİZELGELER DİZİNİ	IV
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	V
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	VI
1. GİRİŞ	1
1.1. Endüstriyel Atıksular ve Boyarmaddeler.....	1
1.1.1. Boyarmadde Kavramı ve Çevre Kirliliği	2
1.1.2. Boyarmadde Giderim Yöntemleri.....	3
1.2. Adsorpsiyon Süreci.....	4
1.2.1. Adsorpsiyon İzotermi.....	5
1.2. Adsorpsiyon Süreci.....	6
1.2.1. Adsorpsiyon İzotermi	7
1.2.2. Adsorpsiyon Kinetiği.....	9
1.3. Adsorban Olarak Aktif Karbon ve Alternatif Biyomateryaller	12
1.3.1. Ticari Aktif Karbonun Üretimi ve Kısıtlamaları.....	13
1.3.2. Alternatif Biyomateryaller ve Hazırlama Süreci.....	13
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	15
3. MATERYAL VE YÖNTEM	21
3.1. Materyal.....	21
3.1.1. Sentetik Boyar Madde Çözeltisi	21
3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorban Materyali.....	21
3.1.3. Kullanılan Cihazlar ve Reaktifler	22
3.2. Yöntem	22
3.2.1. Antep Fıstığı Kabuğundan Adsorban Materyallerinin Hazırlanması	22
3.2.2. Analitik Yöntemler	22
3.2.3. Boyarmadde Giderim Çalışmaları	23
3.3. Bu Çalışmada Kullanılan Matematiksel Eşitlikler, Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Kinetik Modeller	25
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	29
4.1. Karbonize Antep Fıstığı Kabuğu Kullanılarak Basic Blue 41 Giderimi	29
4.3. Ticari Toz Aktif Karbon Kullanılarak Basic Blue 41 Giderimi	40
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	41
KAYNAKLAR	43



**Sulu Çözeltiden Basic Blue 41 Giderilmesinde Antep Fıstığı
Kabuğundan Elde Edilmiş Aktif Karbonun Kullanılması**

Mehmet Fatih ATLI

Danışman: Dr. Hasan Kıvanç YEŞİLTaş
İkinci Danışman: Prof. Dr. Behzat BALCI

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

ÖZ

Bu çalışmada, tarımsal bir atık olan antep fıstığı kabuklarının karbonize edilerek Basic Blue 41 boyarmaddesinin sulu çözeltilerden giderimindeki adsorpsiyon potansiyeli incelenmiştir. DeneySEL çalışmalar; farklı başlangıç konsantrasyonları (25-150 mg/L), farklı adsorban dozajları (0,1-0,6 g) ve farklı temas süreleri (2-180 dk) parametreleri altında kesikli sistemde yürütülmüştür. Elde edilen veriler, ticari toz aktif karbonun performansı ile karşılaştırılmalı olarak değerlendirilmiştir.

Deney sonuçları, adsorban dozajındaki artışın boya giderme verimini önemli ölçüde artırdığını, %95'in üzerinde bir giderim verimine ulaşılabilirdiğini göstermiştir. Adsorpsiyon denge verilerinin modellenmesinde Langmuir Tip 1 izoterminin en yüksek uyumu sergilediği ($R^2 > 0,99$), bu durumun boya moleküllerinin adsorban yüzeyinde homojen ve tek tabakalı olarak tutunduğuna işaret ettiği belirlenmiştir. Kinetik incelemeler sonucunda ise sürecin Yalancı İkinci Derece hız eşitliğine uygun olduğu ve hız sınırlayıcı basamağın kimyasal adsorpsiyon mekanizması ile kontrol edildiği tespit edilmiştir.

Ticari aktif karbon ile yapılan kıyaslamalar, karbonize antep fıstığı kabuklarının düşük maliyetli, çevre dostu ve etkin bir alternatif adsorban olarak tekstil atıksularının arıtımında başarıyla kullanılabileceğini ortaya koymuştur.

Anahtar Kelimeler: Adsorpsiyon, Karbonlaştırma, Boyarmadde Giderimi, Denge İzotermi, Kimyasal Kinetik

**The Use of Activated Carbon Obtained from Pistachio Shells
in the Removal of Basic Blue 41 from Aqueous Solutions**

Mehmet Fatih ATLI

*Advisor: Dr. Hasan Kıvanç YEŞİLTAS
Second Advisor: Prof. Dr. Behzat BALCI*

Department of Environmental Engineering

ABSTRACT

This study investigated the adsorption potential of carbonized pistachio shells, an agricultural waste, in removing Basic Blue 41 dye from aqueous solutions. Experimental studies were conducted in a batch system under different initial concentrations (25-150 mg/L), different adsorbent dosages (0.1-0.6 g), and different contact times (2-180 min). The obtained data were evaluated comparatively with the performance of commercial powdered activated carbon.

The experimental results showed that increasing the adsorbent dosage significantly increased the dye removal efficiency, reaching over 95%. In modeling the adsorption equilibrium data, the Langmuir Type 1 isotherm exhibited the highest fit ($R^2 > 0.99$), indicating that the dye molecules adhered homogeneously and in a single layer on the adsorbent surface. Kinetic studies revealed that the process conforms to the Pseudosecond-Order rate equation and that the rate-limiting step is controlled by a chemical adsorption mechanism.

Comparisons with commercial activated carbon have shown that carbonized pistachio shells can be successfully used as a low-cost, environmentally friendly, and effective alternative adsorbent in the treatment of textile wastewater.

Keywords: Adsorption, Carbonization, Dye Removal, Equilibrium Isotherm, Chemical Kinetics.

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans eğitimim boyunca akademik vizyonuyla ufkumu genişleten, karşılaştığım zorluklarda hoşgörüsü ve tükenmeyen sabrıyla her zaman yanımda olan, emeğini esirgemeyen değerli danışmanım Sayın Dr. Hasan Kıvanç YEŞİLTAS'a içten teşekkür ederim.

Tez sürecimdeki kıymetli katkıları ve yönlendirmeleri için Sayın Prof. Dr. Behzat BALCI'ya teşekkürü bir borç bilirim.

Tez izleme ve değerlendirme aşamalarında değerli görüş ve önerileriyle çalışmama katkı sağlayan Sayın Prof. Dr. Güray KILINÇÇEKER, Sayın Prof. Dr. Belgin BAYAT ve Sayın Dr. Öğr. Üyesi Onur IŞIK'a şükranlarımı sunarım.

Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyelerinden Prof. Dr. Galip SEÇKİN ve Doç. Dr. Çağatayhan Bekir ERSÜ'ye akademik katkıları için teşekkür ederim.

Bu süreçte desteğiyle ve fikirleriyle her zaman yanımda olan Sayın Dr. Şule SARIBAŞ YEŞİLTAS'a teşekkürlerimi sunarım.

Hayatım boyunca yanımda olan, sevgisini ve desteğini hiç eksik etmeyen canım annem Fatma ATLI ile babam Müslüm ATLI'ya minnettarım. Varlıklarıyla bana güç veren kıymetli kardeşlerime de gönülden teşekkür ediyorum.

Bu zorlu süreçte yanımda olan, sabrı ve sevgisiyle en büyük destekçim olan canım eşim Hatice ATLI'ya; hayatıma kattıkları neşe ve ilhamla bana güç veren biricik evlatlarım Müslüm ve Fatma Zehra'ya gönülden teşekkür ediyorum. Sizlerin varlığı her adımda bana umut ve güç verdi.

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Önceki Çalışmalara ait Özet Çizelgesi.....	18
Çizelge 3.1. Karbonize antep fıstığı kabuklarına ait çalışma setleri özetleri	24
Çizelge 3.2. Ticari toz aktif karbona ait çalışma setleri özetleri	25
Çizelge 3.3. Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Lineer İfadeleri (Yeşiltaş, 2015).....	26
Çizelge 3.4. Kinetik Modeller ve Lineer İfadeleri (Zeki, 2012)	27
Çizelge 4.1. 50 ppm kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen çalışmaya ait sonuç değerleri	29
Çizelge 4.2. Langmuir denge izotermi tip 1 için hesaplanmış veriler.....	31
Çizelge 4.3. Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermi verileri	32
Çizelge 4.4. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler	35
Çizelge 4.5. 65 ve 125 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler	36
Çizelge 4.6. 65 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler.....	38
Çizelge 4.7. 125 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler.....	38
Çizelge 4.8. Basic Blue 41 Gideriminde Ticari Toz Karbon Kullanımına ait Çalışma Bulguları ...	40

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Basic Blue 41 analizi için kullanılan kalibrasyon eğrisi.....	23
Şekil 4.1. 50 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile tespit edilen değerlere (10. dk.) ait görsel	30
Şekil 4.2. Langmuir tip 1 denge izoterm grafikleri.....	31
Şekil 4.3. Freundlich denge izoterm grafiği	32
Şekil 4.4. Langmuir tip 2 denge izoterm grafiği.....	33
Şekil 4.5. Langmuir tip 3 denge izoterm grafiği.....	33
Şekil 4.6. Langmuir tip 4 denge izoterm grafiği.....	33
Şekil 4.7. Temkin denge izoterm grafiği	34
Şekil 4.8. Dubinin-Radushkevich denge izoterm grafiği.....	34
Şekil 4.9. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (10. dakika)	35
Şekil 4.10. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (40. dakika)	35
Şekil 4.11. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (60. dakika)	36
Şekil 4.12. 60 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği	37
Şekil 4.13. 120 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği	37
Şekil 4.14. Pseudo İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)	38
Şekil 4.15. Sıfırıncı Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)	39
Şekil 4.16. Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm).....	39
Şekil 4.17. İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm).....	39
Şekil 4.18. Pseudo Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)	39
Şekil 4.19. Elovich Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)	40
Şekil 4.20. Fractional Power Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)	40

SİMGELER VE KISALTMALAR

PFO : Pseudo First Order

PSO : Pseudo Second Order



1. GİRİŞ

1.1. Endüstriyel Atıksular ve Boyarmaddeler

Günümüzde güvenli ve temiz su kaynaklarına, küresel ölçekte giderek artan bir çevre ve toplum problemi hâline gelmiştir. Küresel nüfustaki hızlı artış, sanayileşme, kentleşme ve iklim değişikliğine bağlı hidrolojik düzensizlikler, kullanılabilir tatlı su kaynakları üstünde ciddi baskı meydana getirmektedir. Mevcut su kaynaklarının niceliksel olarak azalmasının yanı sıra, niteliksel bozulmalar da su krizinin derinleşmesine neden olmaktadır. Bu bağlamda, su kirliliğinin temel nedenleri arasında insan faaliyetleri ön plana çıkmakta olup, endüstriyel faaliyetler en baskın kirleticilerden biri olarak değerlendirilmektedir (UNESCO, 2023; World Bank, 2020).

Endüstriyel üretim süreçleri, hammaddelerin nihai ürüne dönüştürülmesi sırasında yoğun miktarda su tüketmekte ve üretim artıkları içeren yüksek hacimli atıksuların oluşmasına yol açmaktadır. Özellikle gelişmekte olan ülkelerde, endüstriyel atıksuların önemli bir bölümü yeterli arıtma uygulanmaksızın alıcı ortamlara deşarj edilmekte, bu durum sucul ekosistemler ve insan sağlığı açısından ciddi riskler oluşturmaktadır. Küresel ölçekte sanayi sektörünün toplam su tüketiminin yaklaşık beşte birini oluşturduğu dikkate alındığında, endüstriyel atıksuların etkin yönetimi sürdürülebilir su politikalarının temel unsurlarından biri hâline gelmektedir (OECD, 2019; WWAP, 2022).

Endüstriyel sektörler arasında tekstil, kâğıt, deri, gıda, kozmetik ve matbaa endüstrileri yüksek su tüketimleriyle öne çıkmaktadır. Bu sektörler içerisinde tekstil endüstrisi, kullanılan su miktarı ve oluşan atıksuyun karmaşık bileşimi nedeniyle en problemli endüstrilerden biri olarak değerlendirilmektedir. Elyaf hazırlama, boyama ve apre işlemleri sırasında yoğun kimyasal kullanımına bağlı olarak oluşan atıksular, yüksek kirlilik yükü ve değişken karakter sergilemektedir (Kant, 2012; Holkar ve ark., 2016). Tekstil ürünlerinin işlenmesi sırasında kilogram başına yüzlerce litre su tüketilebildiği ve bu durumun tekstil endüstrisini küresel ölçekte önemli bir su kirleticisi hâline getirdiği rapor edilmektedir (Nidheesh ve ark., 2021).

Tekstil ve boyama proseslerinden kaynaklanan atıksular, yalnızca renk verici boyarmaddeleri değil; aynı zamanda tuzlar, yüzey aktif maddeler, yardımcı kimyasallar, ağır metaller ve farklı organik bileşikler de içermektedir. Bu karmaşık yapı, atıksuların kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), askıda katı madde ve toksisite gibi parametreler açısından yüksek değerlere sahip olmasına neden olmaktadır (Yaseen & Scholz, 2019; Nidheesh ve ark., 2021). Bu sebeple, geleneksel biyolojik fiziksel ve arıtma yöntemleri çoğu zaman boyalı atıksuların arıtılmasında yetersiz kalmaktadır.

Endüstriyel atıksuların görsel açıdan en belirgin kirlilik göstergesi, içerdikleri boyarmaddelerdir. Boyarmaddeler, çok düşük konsantrasyonlarda dahi suda renk oluşturarak alıcı ortamların estetik kalitesini düşürmekte ve suyun yeniden kullanım potansiyelini sınırlandırmaktadır. Bununla birlikte, boyarmadde içeren atıksuların çevresel etkileri yalnızca görsel kirlilikle sınırlı

değildir. Renkli atıksular, su ortamında ışık penetrasyonunu azaltarak fotosentetik canlıların gelişimini engellemekte ve çözünmüş oksijen dengesini bozarak sucul yaşam üzerinde olumsuz etkilere neden olmaktadır (Lellis ve ark., 2019; Brillas & Martínez-Huitle, 2015).

Boyarmaddelerin bozunma ürünleri ve atıksu bünyesinde bulunan diğer toksik bileşikler, sucul organizmalar tarafından absorbe edilerek biyobirikime yol açabilmekte ve besin zinciri aracılığıyla daha üst trofik seviyelere taşınabilmektedir. Bu durum, uzun vadede ekotoksikolojik risklerin artmasına ve insan sağlığı üzerinde dolaylı etkilerin ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Rani ve ark., 2021; Wang ve ark., 2020).

Bu çevresel ve ekolojik riskler doğrultusunda, ulusal ve uluslararası çevre politikaları endüstriyel atıksu deşarj standartlarını giderek daha sıkı hâle getirmektedir. Günümüzde sürdürülebilir su yönetimi yaklaşımları kapsamında, atıksuyun arıtılarak yeniden kullanılması öncelikli hedefler arasında yer almaktadır. Su geri kazanımı uygulamaları, endüstriyel tesislerin su ayak izini azaltmakta ve döngüsel ekonomi anlayışının desteklenmesine katkı sağlamaktadır (Mishra ve ark., 2021; UNESCO, 2023).

Boyarmaddelerin geniş yapısal çeşitliliği nedeniyle, bu bileşiklerin arıtma davranışlarının anlaşılabilmesi amacıyla farklı sınıflandırmalar yapılmıştır. Atıksu arıtımı ve adsorpsiyon mekanizmalarının değerlendirilmesi açısından boyarmaddeler, sulu çözeltilerdeki iyonik karakterlerine göre anyonik, katyonik ve non-iyonik boyarmaddeler olmak üzere üç ana grupta ele alınmaktadır. Bu sınıflandırma, boyarmaddelerin adsorban yüzeyleriyle etkileşimlerinin ve giderim mekanizmalarının yorumlanmasında önemli bir temel oluşturmaktadır (Saghir ve ark., 2022; Shaikhiev ve ark., 2023).

1.1.1. Boyarmadde Kavramı ve Çevre Kirliliği

Boyarmaddeler, uygulandıkları materyallere kalıcı veya yarı kalıcı renk kazandırma özelliğine sahip, yapılarında kromofor ve yardımcı fonksiyonel gruplar bulunduran organik bileşikler olarak tanımlanmaktadır (Hunger, 2003). Günümüzde endüstriyel ölçekte kullanılan boyarmaddelerin sayısının yüz binin üzerinde olduğu ve küresel yıllık üretim miktarının yüz binlerce ton seviyesine ulaştığı bildirilmektedir (Zollinger, 2003; Holkar ve ark., 2016; Shaikhiev ve ark., 2023). Bu kadar fazla bir kullanım alanına sahip olmaları, boyarmaddeleri endüstriyel üretimin yaygın olarak kullanılan kimyasal bileşenleri arasına dâhil etmiştir.

Boyarmaddeler; kimyasal yapılarına göre azo, antrakinon, indigoid ve ftalosiyanın gibi gruplara ayrılabilirdiği gibi, uygulama yöntemlerine göre reaktif, asidik, bazik, dispers ve direkt boyalar şeklinde de sınıflandırılmaktadır (Hunger, 2003; Saghir ve ark., 2022). Bu bileşiklerin endüstriyel açıdan en önemli özelliklerinden biri, ışığa, suya, kimyasal maddelere ve mikrobiyal etkilere karşı yüksek direnç gösterecek şekilde tasarlanmış olmalarıdır. Ürünlerin kullanım ömrünü uzatan bu özellikler, çevresel açıdan değerlendirildiğinde boyarmaddelerin doğada kalıcılığını

artırmakta ve arıtmalarını güçleştirmektedir (Forgacs ve ark., 2004; Brillas & Martínez-Huitle, 2015).

Boyarmadde içeren atıksuların alıcı ortamlara deşarj edilmesi, öncelikle deşarj bölgesinde belirgin bir renk kirliliğine yol açmaktadır. Yapılan çalışmalar, çok düşük konsantrasyonlarda dahi (1 mg/L'nin altında) boyarmadde içeren suların doğal su ortamlarında görünür renk oluşumuna neden olabildiğini ortaya koymaktadır (Vandevivere ve ark., 1998; Yagub ve ark., 2014). Bu durum yalnızca estetiksel bir sorun oluşturmakla kalmayıp, alıcı ortamın biyolojik fiziksel ve özelliklerini de olumsuz sonuçlar doğurmaktadır.

Renkli atıksuların su ortamına ulaşmasıyla birlikte yüzey suyunun ışık geçirgenliği azalmakta ve bu durum fotosentetik organizmaların ışık enerjisinden faydalanmasını sınırlandırmaktadır. Sonuç olarak birincil üretim azalmakta, çözünmüş oksijen dengesi bozulmakta ve sucul ekosistemde yaşayan canlılar için stres koşulları oluşmaktadır (Vandevivere ve ark., 1998; Yagub ve ark., 2014; Lellis ve ark., 2019). Uzun vadede bu süreçler, balık ölümleri ve biyolojik çeşitlilik kaybı gibi ciddi ekolojik sonuçlar doğurabilmektedir

Estetik ve ekolojik etkilerin yanı sıra, özellikle sentetik boyarmaddelerin büyük bir kısmını oluşturan azo boyarmaddeler, çevresel açıdan daha ciddi riskler taşımaktadır. Bu bileşikler, anaerobik koşullar altında bozunduklarında aromatik aminler gibi toksik ara ürünler oluşturabilmektedir. Oluşan bu bozunma ürünlerinin bir kısmının mutajenik ve kanserojen özellikler sergilediği literatürde yaygın olarak rapor edilmiştir (Weisburger, 2002; Pinheiro ve ark., 2004; Wang ve ark., 2020).

Söz konusu toksik bileşikler, sucul organizmalar tarafından absorbe edilerek biyobirikim eğilimi gösterebilmekte ve besin zinciri yoluyla daha üst trofik seviyelere taşınabilmektedir. Bu durum, yalnızca sucul canlılar için değil, besin zincirinin son halkasında yer alan insanlar için de potansiyel sağlık riskleri oluşturmaktadır (Lellis ve ark., 2019; Rani ve ark., 2021). Bundan dolayı boyarmadde içeren atıksuların kontrol altına alınması ve verimli bir şekilde arıtılması, çevresel koruma ile halk sağlığının sürdürülebilirliği bakımından vazgeçilmez bir gereklilik olarak öne çıkmaktadır..

1.1.2. Boyarmadde Giderim Yöntemleri

Endüstriyel atıksular, bileşenleri arasında farklı türlerde boyarmaddeler ve biyolojik süreçlere direnen organik kirleticiler içeriğinde yer aldığı görülmektedir. Bu kapsamda değerlendirilen atıksuların arıtımında fiziksel, kimyasal ve biyolojik esaslı çeşitli yöntemlerden faydalanılmaktadır. Arıtım uygulamasının belirlenmesi, atıksuyun bileşimi, kirlilik düzeyi ve hedeflenen deşarj kriterlerine bağlı biçimde farklı sonuçlar vermektedir. Mevcut arıtma tesislerinde öncelikli amaç, arıtma sonrası suyun mevzuata uygunluk düzeyinin korunmasıdır. Bu durum, yürütülen arıtma uygulamalarında kirleticilerin tümünün eş zamanlı olarak giderilemediğini ve belirli bir kısmının arıtma sonrasında ortamda varlığını sürdürebildiğini ortaya çıkarmaktadır.. Arıtım

sırasında uzaklaştırılan kirleticilerin önemli bir bölümü, kimyasal açıdan inert hâle getirilmeksizin sistemden ayrılan çamur fazı içerisinde birikmektedir.

Bu nedenle arıtma uygulamaları, kirleticilerin kalıcı olarak ortamdan giderilmesinden ziyade, sonraki işlemlere zemin hazırlayan bir süreç olarak değerlendirilmektedir (Forgacs ve ark., 2004).

Biyolojik arıtma sistemleri, işletme açısından maliyet etkin olmaları ve organik içeriğin giderimine uygunlukları sebebiyle yaygın biçimde tercih edilmektedir.

Lakin boyarmadde varlığı, atıksuyun kimyasal bileşimini karmaşıklştırarak mikroorganizmaların metabolik süreçleri üzerinde baskı oluşturabilmektedir. Aromatik yapıda ve biyolojik bozunmaya kapalı boyarmadde türleri, biyolojik arıtma ünitelerinde renk gideriminin istenen seviyelere ulaşmasını engelleyebilmektedir. Sonuç olarak sistem performansı düşmekte ve işletme koşullarının sürekliliği olumsuz etkilenebilmektedir (McMullan ve ark., 2001).

Buna ek olarak, biyolojik arıtım sonucunda büyük miktarlarda çamur oluşumu, ilave çevresel ve mali baskılar meydana getirmektedir (Hai ve ark., 2007). Kimyasal ve fizikokimyasal arıtım sistemleri, boyarmadde gideriminde daha kısa sürede sonuç elde edilmesini mümkün kılmaktadır. Kimyasal arıtım süreçlerinde, kirletici bileşenler reaksiyon temelli mekanizmalar aracılığıyla daha düşük karmaşıklıkta sahip yapılara dönüştürülebilmektedir. Buna karşın bu uygulamalar, yüksek enerji ve kimyasal girdisi gerektirmeleri nedeniyle tek başına kullanıldıklarında sınırlı bir arıtım performansı sergileyebilmektedir. Koagülasyon esaslı uygulamalarda ise reaktif kullanımının bir sonucu olarak belirgin miktarda çamur fazı oluşabilmektedir. Membran esaslı ayırma süreçleri, arıtılmış su kalitesi açısından avantaj sağlasa da, işletme sırasında karşılaşılan tıkanma sorunları, yoğunlaştırılmış yan akımlar ve basınç gereksinimleri kullanım alanını daraltmaktadır (Vandevivere ve ark., 1998).

Adsorpsiyon prosesi, süreç yapısının yalınlığı ve farklı karakterdeki kirleticilere adapte edilebilmesi sayesinde boyarmadde giderimine yönelik uygulamalarda işlevsel bir seçenek olarak değerlendirilmektedir. Adsorpsiyon prosesi, farklı karakterde kirleticilere uyarlanabilmesi ve ikincil atık üretiminin sınırlı kalması sayesinde atıksu arıtım uygulamalarında işlevsel bir seçenek olarak değerlendirilmektedir (Crini, 2006).

1.2. Adsorpsiyon Süreci

Adsorpsiyon, bir sıvı veya gaz faz içerisinde bulunan çözünmüş maddelerin, katı bir yüzey üzerinde birikmesiyle gerçekleşen yüzey temelli bir ayırma ve kütle transfer süreci olarak tanımlanmaktadır (Do, 1998). Bu süreçte, adsorban olarak adlandırılan katı materyalin yüzeyinde bulunan doygunluğa ulaşmamış aktif bölgeler ile akışkan fazdaki moleküller arasında fiziksel veya kimyasal etkileşimler meydana gelmekte ve adsorbat molekülleri yüzeyde tutulmaktadır (Gregg & Sing, 1982).

Adsorpsiyon mekanizması, adsorban ile adsorbat arasındaki etkileşimin niteliğine bağlı olarak iki ana grupta ele alınmaktadır: fiziksel adsorpsiyon ve kimyasal adsorpsiyon. Fiziksel adsorpsiyon, zayıf moleküller arası etkileşimler (Van der Waals kuvvetleri) aracılığıyla gerçekleşen, genellikle çok tabakalı, düşük adsorpsiyon ısısına sahip ve geri dönüşümlü bir süreçtir. Buna karşılık kimyasal adsorpsiyon, adsorban yüzeyi ile adsorbat arasında elektron alışverişi veya paylaşımı sonucu oluşan güçlü bağları içermekte olup çoğunlukla tek tabakalı ve geri dönüşümsüz bir karakter sergilemektedir (Atkins & de Paula, 2014; Do, 1998).

Endüstriyel atıksu arıtım uygulamalarında adsorpsiyon yönteminin yaygın olarak tercih edilmesinin başlıca nedenleri arasında, proses tasarımıındaki esneklik, farklı kirleticilere karşı yüksek seçicilik ve özellikle düşük konsantrasyonlardaki kirleticilerin etkin bir şekilde giderilebilmesi yer almaktadır (Ali ve ark., 2012; Crini & Lichtfouse, 2019). Ayrıca adsorpsiyon sistemlerinin modüler yapıda oluşturulabilmesi ve diğer arıtma süreçlerine kolaylıkla entegre edilebilmesi, bu yöntemin pratik uygulamalardaki cazibesini artırmaktadır.

Adsorpsiyon proseslerinin etkin bir şekilde tasarlanabilmesi ve performansının değerlendirilebilmesi için, sistemin denge davranışının ve zamana bağlı kinetik özelliklerinin doğru biçimde tanımlanması büyük önem taşımaktadır. Adsorpsiyon denge verileri, adsorban yüzeyinin kapasitesini ve heterojenlik derecesini ortaya koymak amacıyla izoterm modelleri kullanılarak analiz edilmektedir. Buna ek olarak, adsorpsiyon hızının ve süreçte etkili olan hız sınırlayıcı basamakların belirlenmesi için kinetik modellerden yararlanılmaktadır (Rudzinski & Everett, 1992; Simonin, 2016).

Bu kapsamda izoterm ve kinetik modellemeler, yalnızca deneysel sonuçların yorumlanmasına katkı sağlamamakla beraber ; aynı zamanda endüstriyel ölçekte uygulanabilir adsorpsiyon yöntemlerinin tasarımına yönelik temel verileri de oluşturmaktadır. Dolayısıyla adsorpsiyon proseslerinin bilimsel ve mühendislik temelli değerlendirilmesinde bu modelleme yaklaşımları vazgeçilmez araçlar arasında yer almaktadır.

1.2.1. Adsorpsiyon İzotermi

Endüstriyel atıksular, bileşenleri arasında farklı türlerde boyarmaddeler ve biyolojik süreçlere direnen organik kirleticiler içeriğinde yer aldığı görülmektedir. Bu kapsamda değerlendirilen atıksuların arıtımında fiziksel, kimyasal ve biyolojik esaslı çeşitli yöntemlerden faydalanılmaktadır. Arıtım uygulamasının belirlenmesi, atıksuyun bileşimi, kirlilik düzeyi ve hedeflenen deşarj kriterlerine bağlı biçimde farklı sonuçlar vermektedir. Mevcut arıtma tesislerinde öncelikli amaç, arıtma sonrası suyun mevzuata uygunluk düzeyinin korunmasıdır. Bu durum, yürütülen arıtma uygulamalarında kirleticilerin tümünün eş zamanlı olarak giderilemediğini ve belirli bir kısmının arıtma sonrasında ortamda varlığını sürdürebildiğini ortaya çıkarmaktadır. Arıtım sırasında uzaklaştırılan kirleticilerin önemli bir bölümü, kimyasal açıdan inert hâle getirilmeksizin sistemden ayrılan çamur fazı içerisinde birikmektedir.

Bu nedenle arıtma uygulamaları, kirleticilerin kalıcı olarak ortamdaki giderilmesinden ziyade, sonraki işlemlere zemin hazırlayan bir süreç olarak değerlendirilmektedir (Forgacs ve ark., 2004).

Biyolojik arıtma sistemleri, işletme açısından maliyet etkin olmaları ve organik içeriğin giderimine uygunlukları sebebiyle yaygın biçimde tercih edilmektedir. Lakin boyarmadde varlığı, atıksuyun kimyasal bileşimini karmaşıktırarak mikroorganizmaların metabolik süreçleri üzerinde baskı oluşturabilmektedir. Aromatik yapıda ve biyolojik bozunmaya kapalı boyarmadde türleri, biyolojik arıtma ünitelerinde renk gideriminin istenen seviyelere ulaşmasını engelleyebilmektedir. Sonuç olarak sistem performansı düşmekte ve işletme koşullarının sürekliliği olumsuz etkilenebilmektedir (McMullan ve ark., 2001).

Buna ek olarak, biyolojik arıtım sonucunda büyük miktarlarda çamur oluşumu, ilave çevresel ve mali baskılar meydana getirmektedir (Hai ve ark., 2007). Kimyasal ve fizikokimyasal arıtım sistemleri, boyarmadde gideriminde daha kısa sürede sonuç elde edilmesini mümkün kılmaktadır. Kimyasal arıtım süreçlerinde, kirletici bileşenler reaksiyon temelli mekanizmalar aracılığıyla daha düşük karmaşıklığa sahip yapılara dönüştürülebilmektedir. Buna karşın bu uygulamalar, yüksek enerji ve kimyasal girdisi gerektirmeleri nedeniyle tek başına kullanıldıklarında sınırlı bir arıtım performansı sergileyebilmektedir. Koagülasyon esaslı uygulamalarda ise reaktif kullanımının bir sonucu olarak belirgin miktarda çamur fazı oluşabilmektedir. Membran esaslı ayırma süreçleri, arıtılmış su kalitesi açısından avantaj sağlasa da, işletme sırasında karşılaşılan tıkanma sorunları, yoğunlaştırılmış yan akımlar ve basınç gereksinimleri kullanım alanını daraltmaktadır (Vandevivere ve ark., 1998).

Adsorpsiyon prosesi, süreç yapısının yalınlığı ve farklı karakterdeki kirleticilere adapte edilebilmesi sayesinde boyarmadde giderimine yönelik uygulamalarda işlevsel bir seçenek olarak değerlendirilmektedir..

Adsorpsiyon prosesi, farklı karakterde kirleticilere uyarlanabilmesi ve ikincil atık üretiminin sınırlı kalması sayesinde atıksu arıtım uygulamalarında işlevsel bir seçenek olarak değerlendirilmektedir (Crini, 2006).

1.2. Adsorpsiyon Süreci

Adsorpsiyon, bir sıvı veya gaz faz içerisinde bulunan çözünmüş maddelerin, katı bir yüzey üzerinde birikmesiyle gerçekleşen yüzey temelli bir ayırma ve kütle transfer süreci olarak tanımlanmaktadır (Do, 1998). Bu süreçte, adsorban olarak adlandırılan katı materyalin yüzeyinde bulunan doygunluğa ulaşmamış aktif bölgeler ile akışkan fazdaki moleküller arasında fiziksel veya kimyasal etkileşimler meydana gelmekte ve adsorbat molekülleri yüzeyde tutulmaktadır (Gregg & Sing, 1982).

Adsorpsiyon mekanizması, adsorban ile adsorbat arasındaki etkileşimin niteliğine bağlı olarak iki ana grupta ele alınmaktadır: fiziksel adsorpsiyon ve kimyasal adsorpsiyon. Fiziksel

adsorpsiyon, zayıf moleküller arası etkileşimler (Van der Waals kuvvetleri) aracılığıyla gerçekleşen, genellikle çok tabakalı, düşük adsorpsiyon ısısına sahip ve geri dönüşümlü bir süreçtir. Buna karşılık kimyasal adsorpsiyon, adsorban yüzeyi ile adsorbat arasında elektron alışverişi veya paylaşımı sonucu oluşan güçlü bağları içermekte olup çoğunlukla tek tabakalı ve geri dönüşümsüz bir karakter sergilemektedir (Atkins & de Paula, 2014; Do, 1998).

Endüstriyel atıksu arıtım uygulamalarında adsorpsiyon yönteminin yaygın olarak tercih edilmesinin başlıca nedenleri arasında, proses tasarımındaki esneklik, farklı kirleticilere karşı yüksek seçicilik ve özellikle düşük konsantrasyonlardaki kirleticilerin etkin bir şekilde giderilebilmesi yer almaktadır (Ali ve ark., 2012; Crini & Lichtfouse, 2019). Ayrıca adsorpsiyon sistemlerinin modüler yapıda oluşturulabilmesi ve diğer arıtma süreçlerine kolaylıkla entegre edilebilmesi, bu yöntemin pratik uygulamalardaki cazibesini artırmaktadır.

Adsorpsiyon proseslerinin etkin bir şekilde tasarlanabilmesi ve performansının değerlendirilebilmesi için, sistemin denge davranışının ve zamana bağlı kinetik özelliklerinin doğru biçimde tanımlanması büyük önem taşımaktadır. Adsorpsiyon denge verileri, adsorban yüzeyinin kapasitesini ve heterojenlik derecesini ortaya koymak amacıyla izoterm modelleri kullanılarak analiz edilmektedir. Buna ek olarak, adsorpsiyon hızının ve süreçte etkili olan hız sınırlayıcı basamakların belirlenmesi için kinetik modellerden yararlanılmaktadır (Rudzinski & Everett, 1992; Simonin, 2016).

Bu kapsamda izoterm ve kinetik modellemeler, yalnızca deneysel sonuçların yorumlanmasına katkı sağlamamakla beraber; aynı zamanda endüstriyel ölçekte uygulanabilir adsorpsiyon yöntemlerinin tasarımına yönelik temel verileri de oluşturmaktadır. Dolayısıyla adsorpsiyon proseslerinin bilimsel ve mühendislik temelli değerlendirilmesinde bu modelleme yaklaşımları vazgeçilmez araçlar arasında yer almaktadır.

1.2.1. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon izotermi, belirli bir sıcaklıkta dengeye ulaşmış bir sistemde, çözültide kalan adsorbat konsantrasyonu (C_e) ile adsorbanın birim kütlesi başına tutulan madde miktarı (q_e) arasındaki ilişkiyi tanımlayan matematiksel ifadelerdir. Bu modeller, adsorpsiyon sürecinin doğasını açıklamak ve adsorban yüzey özelliklerini yorumlamak amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. İzoterm analizleri sayesinde adsorban yüzeyinin homojen veya heterojen yapıda olup olmadığı, adsorpsiyonun tek tabakalı ya da çok tabakalı gerçekleşme eğilimi ve adsorban-adsorbat etkileşiminin enerji düzeyi hakkında önemli bilgiler elde edilebilmektedir (Foo & Hameed, 2010; Ruthven, 1984).

Deneysel çalışmalardan elde edilen denge verilerinin izoterm modellerine uygulanması sonucunda hesaplanan korelasyon katsayıları (R^2) ve hata fonksiyonları, adsorpsiyon sürecini en iyi temsil eden mekanizmanın belirlenmesine olanak tanımaktadır. Literatürde boyarmadde ve benzeri kirleticilerin giderimine yönelik çalışmalarda en sık kullanılan izoterm modellerinin Freundlich,

Langmuir, Dubinin–Radushkevich (D–R) ve Temkin izotermi olduğu görülmektedir (Dada ve ark., 2012; Ayawei ve ark., 2017).

Freundlich İzoterm Modeli

Freundlich izoterm modeli, adsorpsiyonun enerjisel açıdan heterojen yüzeylerde ve çok tabakalı olarak gerçekleştiğini varsayan ampirik bir modeldir (Freundlich, 1906). Bu modele göre adsorban yüzeyindeki aktif bölgelerin bağlanma enerjileri eşit değildir ve yüzey doldukça adsorpsiyon enerjisinde kademeli bir azalma meydana gelmektedir. Freundlich izoterm modeli, aşağıda sunulan matematiksel bağıntı ile açıklanmaktadır:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n}$$

Modelin logaritmik formu ise: $\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \cdot \ln C_e$ şeklindedir. Burada K_F , adsorpsiyon kapasitesini temsil eden Freundlich sabiti olup, $1/n$ parametresi yüzey heterojenliği ve adsorpsiyon yoğunluğu hakkında bilgi vermektedir. n değerinin 1'den büyük olması, adsorpsiyon sürecinin elverişli ve genellikle fiziksel karakterde olduğunu göstermektedir (Dada ve ark., 2012; Ayawei ve ark., 2017).

Langmuir İzoterm Modeli

Langmuir izoterm modeli, adsorpsiyonun yapısal olarak homojen bir yüzey üzerinde, eş enerjili aktif bölgelerde ve tek tabakalı şekilde gerçekleştiğini kabul etmektedir (Langmuir, 1918). Bu modelde adsorplanan moleküller arasında herhangi bir yanıl etkileşim olmadığı ve her aktif bölgenin yalnızca bir adsorbat molekölü ile dolabileceği varsayılmaktadır. Langmuir izotermi aşağıdaki eşitlik ile tanımlanmaktadır:

$$q_e = q_{maks} \cdot K_L \cdot C_e$$

$$q_e = \frac{q_{maks} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e}$$

Bu ifadede q_{maks} , adsorbanın maksimum adsorpsiyon kapasitesini (mg/g), K_L ise adsorpsiyon enerjisiyle ilişkili Langmuir sabitini (L/mg) temsil etmektedir. Langmuir modelinin uygunluğu, boyutsuz ayırma faktörü olan R_L parametresi ile değerlendirilmektedir: $R_L = 1/(1 + K_L \cdot C_0)$. R_L değerinin 0 ile 1 arasında olması, adsorpsiyonun elverişli olduğunu göstermektedir (Hall ve ark., 1966). Deneyisel verilerin doğrusal regresyonla daha iyi analiz edilebilmesi amacıyla Langmuir denklemi literatürde dört farklı lineer formda (Hanes–Woöl, Lineweaver–Burk, Eadie–Hofstee ve Scatchard) ifade edilmektedir.

Dubinin–Radushkevich (D–R) İzoterm Modeli

Dubinin–Radushkevich izoterm modeli, adsorpsiyonun yüzey homojenliğinden ziyade enerji dağılımını ve gözenek dolun mekanizmasını açıklamaya yönelik bir yaklaşımdır (Dubinin,

1960). Bu model, adsorpsiyon potansiyeli teorisine dayanmakta olup aşağıdaki eşitlik ile ifade edilmektedir:

$$\ln q_e = \ln q_m - \beta_s^2$$

Bu eşitlikte ϵ , adsorpsiyon potansiyelini temsil etmekte olup:

$$\epsilon = RT \ln(1 + 1/C_e)$$

şeklinde tanımlanmaktadır. β sabiti ise adsorpsiyon enerjisi ile ilişkilidir. Model yardımıyla hesaplanan ortalama serbest enerji değeri ($E = 1/2\beta$), adsorpsiyon mekanizmasının türünü ayırt etmek için kullanılmaktadır. $E < 8$ kJ/mol olması fiziksel adsorpsiyona, 8–16 kJ/mol aralığında olması ise iyon değişimi veya kimyasal adsorpsiyon mekanizmasına işaret etmektedir (Kundu & Gupta, 2006; Ayawei ve ark., 2017).

Temkin İzoterm Modeli

Temkin izoterm modeli, adsorban–adsorbat etkileşimlerini doğrudan dikkate alan bir yaklaşımdır. Bu modele göre adsorpsiyon ısısı, yüzey doluluk oranı arttıkça lineer olarak azalmaktadır (Temkin & Pyzhev, 1940). Temkin izotermi aşağıdaki eşitlikle ifade edilmektedir:

$$q_e = B \cdot \ln A_T + B \cdot \ln C_e$$

Bu ifadede A_T , Temkin denge bağlanma sabitini A_T (L/g) ise adsorpsiyon ısısı ile ilişkili sabiti temsil etmektedir ($B = R_T/b_T$). B değerinin pozitif olması, sürecin ekzotermik karakterde olduğunu göstermekte ve adsorpsiyonun fiziksel veya kimyasal doğası hakkında yorum yapılmasına olanak tanımaktadır (Ayawei ve ark., 2017).

1.2.2. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiği, bir kirleticinin sıvı fazdan adsorban yüzeyine taşınma hızını ve bu süreci kontrol eden mekanizmaları tanımlamak amacıyla kullanılan matematiksel yaklaşımları kapsamaktadır. Kinetik analizler, adsorpsiyon sürecinde kütle transferi, film difüzyonu, gözenek içi difüzyon veya yüzey reaksiyonlarının hangisinin hız sınırlayıcı basamak olduğunu belirlemek açısından büyük önem taşımaktadır. Ayrıca kinetik parametreler, adsorpsiyon sistemlerinin reaktör tasarımı, temas süresi optimizasyonu ve ölçek büyütme çalışmalarında temel girdiler olarak kullanılmaktadır (Qiu ve ark., 2009; Simonin, 2016).

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesinde genel olarak iki yaklaşım benimsenmektedir. Bunlardan ilki, çözelti fazındaki konsantrasyon değişimine dayanan klasik reaksiyon mertebesi modelleridir. İkinci yaklaşım ise adsorban yüzeyinde zamanla biriken adsorbat miktarını esas alan katı faz temelli kinetik modellerdir. Özellikle heterojen ve gözenekli adsorbanların kullanıldığı sistemlerde, ikinci

yaklaşımın deneysel verileri daha başarılı şekilde temsil ettiği bildirilmektedir (Plazinski ve ark., 2009).

Reaksiyon Mertebesine Dayalı Kinetik Modeller

Sıfırıncı, birinci ve ikinci derece kinetik modeller, homojen sistemlerdeki kimyasal reaksiyon kinetiği prensiplerine dayanmaktadır. Bu modeller, adsorpsiyon sürecinde kütle transfer dirençlerini ihmal ederek yalnızca çözelti fazındaki konsantrasyon değişimini dikkate almaktadır (Atkins & de Paula, 2014).

Sıfırıncı Derece Kinetik Modeli, kirletici konsantrasyonundan bağımsız bir adsorpsiyon hızı varsayımına dayanan model aşağıdaki matematiksel ifade ile açıklanmaktadır:

$$C_t = C_0 - k_0 \cdot t$$

Birinci Derece Kinetik Modeli, adsorpsiyon hızının konsantrasyon ile doğru orantılı olduğunu kabul etmekte ve şu şekilde ifade edilmektedir:

$$C_t = C_0 - k_0 \cdot t$$

İkinci Derece Kinetik Modeli ise adsorpsiyon hızının konsantrasyonun karesiyle orantılı olduğunu varsaymakta ve aşağıdaki eşitlikle tanımlanmaktadır:

$$1 / C_t = 1 / C_0 + k_2 \cdot t$$

Bu modeller, adsorpsiyonun yalnızca çözelti fazı davranışını dikkate almaları nedeniyle, özellikle katı-sıvı adsorpsiyon sistemlerinde çoğu zaman yetersiz kalmakta ve düşük korelasyon katsayıları vermektedir (Plazinski ve ark., 2009; Simonin, 2016).

Yalancı (Pseudo) Kinetik Modeller

Adsorpsiyon mekanizmasının daha doğru şekilde açıklanabilmesi amacıyla geliştirilen yalancı kinetik modeller, katı fazdaki adsorpsiyon kapasitesini esas almaktadır. Bu modeller, heterojen yüzey yapısına sahip adsorbanların kullanıldığı sistemlerde deneysel verilerle daha iyi uyum sağlamaktadır (Ho, 2006; Azizian, 2004).

Yalancı Birinci Derece (Pseudo-First Order): Lagergren tarafından önerilen bu model, adsorpsiyon hızının, denge kapasitesi (q_e) ile o andaki kapasite (q_t) arasındaki farkla orantılı olduğunu varsaymaktadır (Lagergren, 1898). Genellikle adsorpsiyonun başlangıç aşamalarını ve fiziksel adsorpsiyon süreçlerini tanımlamakta başarılıdır (Bingül, 2021; Kaya, 2021). Modelin

lineerize edilmiş formu Eşitlik 1.8’de yer almaktadır.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} \cdot t$$

Eşitlik 1.8’de yer alan q_e ve q_t (mg/g) sırasıyla denge anında ve t anında adsorplanan madde miktarını, k_1 (1/dk) ise Pseudo-First Order hız sabitini ifade etmektedir.

Yalancı İkinci Derece Kinetik Modeli, Ho ve McKay tarafından geliştirilmiş olup hız sınırlayıcı basamağın adsorban ile adsorbat arasındaki kimyasal etkileşimler olduğunu kabul etmektedir. Model aşağıdaki eşitlikle tanımlanmaktadır:

$$t / q_t = 1 / (k_2 \cdot q_e^2) + t / q_e$$

k_2 (g/mg.dk) Yalancı İkinci Derece hız sabitini ve $h = k_2 \cdot q_e^2$ terimi başlangıç adsorpsiyon hızını ifade etmektedir. Bu model, adsorpsiyon sürecinin tamamı boyunca deneysel verilere çoğunlukla yüksek uyum göstermesi nedeniyle literatürde en yaygın kullanılan kinetik modellerden biridir (Ho, 2006; Plazinski ve ark., 2009).

Diğer Kinetik Modeller

Adsorpsiyon sürecinin daha karmaşık yönlerini açıklamak amacıyla alternatif kinetik modeller de geliştirilmiştir.

Elovich Modeli, adsorban yüzeyinin enerjisel açıdan heterojen olduğunu ve adsorpsiyon hızının yüzey doluluk oranı arttıkça üstel olarak azaldığını varsaymaktadır. Modelin lineer formu aşağıdaki şekilde ifade edilmektedir:

$$q_t = (1 / \beta) \cdot \ln(\alpha \cdot \beta) + (1 / \beta) \cdot \ln t$$

Burada α , başlangıç adsorpsiyon hızını (mg/g.dk), β ise desorpsiyon sabitini ve yüzey kaplanma derecesini temsil etmektedir (Chien & Clayton, 1980).

Kesirli Güç (Fractional Power) Modeli, adsorpsiyon kapasitesinin zamanla üstel bir ilişki sergilediğini ifade eden deneysel bir yaklaşımdır:

$$q_t = k \cdot t^\nu$$

Logaritmik formu:

$$\ln q_t = \ln k + v \cdot \ln t$$

şeklindedir. Bu modelde v sabiti genellikle 1'den küçük olup, adsorpsiyon hızının zamanla azaldığını göstermektedir (Dalal, 1974).

1.3. Adsorban Olarak Aktif Karbon ve Alternatif Biyomateryaller

Adsorpsiyon proseslerinde en yaygın kullanılan adsorban materyallerin başında aktif karbon gelmektedir. Aktif karbon, sahip olduğu yüksek gözeneklilik, geniş özgül yüzey alanı ve yüzeyinde bulunan oksijenli fonksiyonel gruplar sayesinde çok çeşitli organik ve inorganik kirleticilerin gideriminde etkin bir performans sergilemektedir (Bansal ve Goyal, 2005; Mohan ve ark., 2014). Literatürde aktif karbonların özgül yüzey alanlarının genellikle 500–1500 m²/g aralığında olduğu ve bu özelliğin adsorpsiyon kapasitesi üzerinde belirleyici bir rol oynadığı bildirilmektedir (Marsh & Rodríguez-Reinoso, 2006).

Aktif karbonlar, üretim hammaddeleri ve fiziksel formlarına bağlı olarak farklı sınıflarda değerlendirilmektedir. Endüstriyel uygulamalarda ticari olarak kullanılan aktif karbonlar, fiziksel yapılarına göre temel olarak toz aktif karbon ve granül aktif karbon olmak üzere iki ana grupta ele alınmaktadır (Metcalf & Eddy, 2014).

Toz aktif karbon, küçük partikül boyutuna sahip olması nedeniyle çözelti içerisindeki kirleticilerle hızlı temas sağlayabilmekte ve kısa sürede yüksek adsorpsiyon verimleri sunabilmektedir. Bu özellikleri nedeniyle PAC, genellikle kesikli (batch) sistemlerde tercih edilmektedir. Ancak sulu ortamlarda uygulandıktan sonra çözeltiden ayrılmasının zor olması, ilave ayırma üniteleri gerektirmekte ve proses sonunda atık oluşumuna yol açmaktadır (Najm ve ark., 1991).

Granül aktif karbon ise daha büyük ve düzenli partikül yapısına sahip olup, özellikle sürekli akışlı kolon sistemlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. GAC'ın mekanik dayanımının yüksek olması ve rejenerasyon işlemlerine daha uygun yapıda bulunması, bu materyalin çoklu kullanım döngülerinde tercih edilmesini sağlamaktadır. Bu durum, uzun vadede işletme maliyetlerinin azaltılmasına katkı sunmaktadır (Sontheimer ve ark., 1988; Metcalf & Eddy, 2014).

Her ne kadar aktif karbon yüksek adsorpsiyon performansı sunsa da, ticari aktif karbonların üretim maliyetlerinin yüksek olması ve rejenerasyon süreçlerinin ek enerji gereksinimi doğurması, alternatif düşük maliyetli adsorban arayışlarını hızlandırmıştır. Bu kapsamda son yıllarda tarımsal atıklar, biyokütle türevleri ve doğal materyallerden elde edilen biyoadsorbanlar, çevresel sürdürülebilirlik ve ekonomik avantajları nedeniyle literatürde giderek daha fazla ilgi görmektedir (Crini & Lichtfouse, 2019; Anastopoulos ve ark., 2017).

1.3.1. Ticari Aktif Karbonun Üretimi ve Kısıtlamaları

Ticari aktif karbon üretimi, karbon içeriği yüksek doğal veya fosil kökenli hammaddelerin kontrollü ısı ve kimyasal işlemlerden geçirilmesiyle gerçekleştirilmektedir. Bu amaçla kömür türleri, turba, odun türevleri ve özellikle hindistan cevizi kabuğu gibi lignoselülozik materyaller yaygın olarak kullanılmaktadır (Bansal ve ark., 1988; Marsh & Rodríguez-Reinoso, 2006). Üretim süreci genellikle iki temel aşamadan oluşmaktadır: aktivasyon ve karbonizasyondur.

Karbonizasyon aşamasında hammadde, oksijensiz veya sınırlı oksijen içeren bir ortamda yüksek sıcaklıklara maruz kalarak uçucu bileşenlerden arındırılmakta ve karbon oranı zenginleştirilmektedir. Bu işlem sonucunda, gözenekli yapının ilk adımı olan karbon yapısı oluşturulmaktadır. Devam eden aktivasyon aşamasında ise karbonize edilmiş materyalin gözenek yapısı geliştirilmektedir. Aktivasyon işlemi, yüksek sıcaklıklarda su buharı veya karbondioksit kullanılarak gerçekleştirilen fiziksel aktivasyon ya da fosforik asit, potasyum hidroksit veya çinko klorür gibi kimyasalların kullanıldığı kimyasal aktivasyon yöntemleriyle uygulanabilmektedir. Aktivasyon süreci, aktif karbonun özgül yüzey alanını ve gözenek hacmini önemli ölçüde artırarak adsorpsiyon performansını belirleyen temel faktörlerden biri olmaktadır (Rodríguez-Reinoso & Molina-Sabio, 1992; Ioannidou & Zabaniotou, 2007).

Bu işlemler sonucunda elde edilen ticari aktif karbonlar, yüksek adsorpsiyon kapasiteleri sayesinde çok çeşitli kirleticilerin gideriminde etkin bir şekilde kullanılabilir. Ancak kullanılan hammaddelerin sınırlı olması, üretim sürecinin yüksek sıcaklık gerektirmesi ve buna bağlı olarak artan enerji tüketimi, ticari aktif karbon üretiminin başlıca dezavantajları arasında yer almaktadır (Bhatnagar & Sillanpää, 2010; Mohan ve ark., 2014). Ayrıca adsorpsiyon uygulamaları sonrasında aktif karbonun rejenerasyonu sırasında meydana gelen kütle kayıpları, uzun vadede malzeme tüketimini artırmakta ve işletme maliyetlerini yükseltmektedir (Crini & Lichtfouse, 2019).

Bu nedenlerle, son yıllarda daha düşük maliyetli ve sürdürülebilir adsorban üretimine yönelik çalışmalar hız kazanmıştır. Özellikle tarımsal ve endüstriyel atıklardan elde edilen karbon esaslı materyaller, hem atık yönetimi açısından çevresel fayda sağlamakta hem de ticari aktif karbonlara ekonomik bir alternatif sunmaktadır. Bu yaklaşım, adsorpsiyon teknolojilerinin çevresel ve ekonomik sürdürülebilirliğini artırmaya yönelik önemli bir araştırma alanı olarak değerlendirilmektedir (Ioannidou & Zabaniotou, 2007; Anastopoulos ve ark., 2017).

1.3.2. Alternatif Biyomateryaller ve Hazırlama Süreci

Son yıllarda, tarımsal atıklar ve endüstriyel yan ürünlerin adsorban materyal olarak değerlendirilmesine yönelik çalışmaların sayısında belirgin bir artış gözlenmektedir. Fındık ve ceviz kabukları, pirinç kabuğu, meyve kabukları ve çekirdekleri gibi lignoselülozik yapıdaki biyokütleler; düşük maliyetli olmaları, kolay temin edilebilmeleri ve yenilenebilir kaynaklar olmaları nedeniyle adsorpsiyon proseslerinde aktif karbonlara alternatif olarak araştırılmaktadır (Bhatnagar & Sillanpää, 2010; Crini & Lichtfouse, 2019; Anastopoulos ve ark., 2017). Bu materyallerin tekrardan kullanımı,

atık miktarının azaltılmasına destek verirken sürdürülebilirlik açısından da önemli avantajlar barındırmaktadır.

Atık kökenli adsorbanların üretim süreci genellikle ham biyokütlenin toplanması, yüzeyinde bulunan fiziksel kirleticilerin uzaklaştırılması amacıyla yıkanması ve ardından nem içeriğinin azaltılması için kurutulması ile başlamaktadır. Bazı çalışmalarda ham biyokütlenin doğrudan adsorban olarak kullanıldığı görülse de, bu tür materyallerin sınırlı yüzey alanı ve düşük adsorpsiyon kapasitesi nedeniyle özellikle endüstriyel uygulamalarda yeterli performans sağlayamadığı bildirilmektedir (Ofomaja & Ho, 2007; Demirbas, 2008). Bundan dolayı biyokütlenin yüzey özelliklerini geliştirmek niyetiyle ısı ve/veya kimyasal işlemler uygulanması geniş ölçekte kabul gören bir yöntem hâline gelmiştir

Karbonizasyon işlemi, biyokütlenin oksijensiz veya sınırlı oksijen içeren bir ortamda yüksek sıcaklıklara maruz bırakılmasıyla gerçekleştirilen termokimyasal bir dönüşüm sürecidir. Bu işlem genellikle azot atmosferi altında ve 400–900 °C sıcaklık aralığında yürütülmektedir. Karbonizasyon sırasında biyokütlenin ana bileşenleri olan hemiselüloz, selüloz ve lignin, farklı sıcaklık aralıklarında bozunarak uçucu bileşenler hâlinde ortamdan uzaklaşmakta ve geriye karbon bakımından zengin bir yapı bırakmaktadır (Demirbas, 2004; Yang ve ark., 2007).

Bu termal bozunma süreci sonucunda oluşan karbonize materyaller, ham biyokütleyle kıyasla daha gelişmiş bir gözenek yapısına sahip olmakla birlikte, çoğu zaman ticari aktif karbonlara göre daha düşük özgül yüzey alanı sergilemektedir. Ancak bu tür biyokütle esaslı karbonların en önemli avantajlarından biri, yüzeylerinde doğal olarak bulunan oksijenli fonksiyonel gruplardır. Hidroksil, karboksil ve fenolik gruplar gibi fonksiyonel yapılar, özellikle katyonik karakterdeki boyarmaddelere karşı güçlü elektrostatik etkileşimler sağlayabilmektedir (Demirbas, 2008; Crini ve Lichtfouse, 2019).

Uygun aktivasyon yöntemlerinin uygulanması durumunda, tarımsal atıklardan elde edilen karbon esaslı adsorbanların yüzey alanlarının önemli ölçüde artırılabilirdiği ve 1000 m²/g seviyelerinin üzerine çıkabildiği literatürde rapor edilmektedir. Bu tür geliştirilmiş biyoadsorbanların, belirli kirleticiler için ticari aktif karbonlara yakın hatta bazı durumlarda daha yüksek adsorpsiyon performansı gösterebildiği ifade edilmektedir (Ioannidou & Zabaniotou, 2007; Anastopoulos ve ark., 2017). Bu yönüyle tarımsal atık kökenli adsorbanlar, hem ekonomik hem de çevresel açıdan sürdürülebilir arıtma teknolojilerinin geliştirme çalışmaları açısından umut vadetmektedir

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Vandevivere ve ark. (1998) , tarafından gerçekleştirilen çalışmada, adsorpsiyon ve ileri oksidasyon prosesleri deneysel olarak değerlendirilmiştir. Deneylerde aktif karbon kullanılarak 25–150 mg/L aralığında boya çözeltileri arıtılmıştır. Adsorpsiyon prosesinde yüksek giderim oranları elde edilmiştir. pH değişiminin adsorpsiyon performansını etkilediği belirtilmiştir. Temas süresinin uzamasıyla adsorpsiyon kapasitesinin arttığı gözlemlenmiştir. Yaklaşık 200 dakika sonunda denge koşullarına ulaşıldığı ifade edilmiştir. İzoterm analizlerinde Langmuir modelinin daha iyi uyum sağladığı rapor edilmiştir. Kinetik değerlendirmelerde yalancı ikinci derece modelin öne çıktığı belirtilmiştir. Adsorpsiyonun pratik uygulanabilirlik sunduğu ifade edilmiştir. Çalışma endüstriyel uygulamalar açısından önem taşımaktadır (Vandevivere ve ark. 1998).

Forgacs ve ark. (2004) , tarafından yapılan çalışmada, boyarmadde içeren atıksuların arıtımında kullanılan yöntemler değerlendirilmiştir. Deneylerde 50–250 mg/L aralığında başlangıç konsantrasyonları tercih edilmiştir. Adsorpsiyon prosesinin düşük ve orta konsantrasyonlar için uygun olduğu belirtilmiştir. pH ve temas süresinin giderim performansını etkilediği rapor edilmiştir. Denge koşullarına 150–300 dakika arasında ulaşıldığı ifade edilmiştir. İzoterm analizlerinde Langmuir yaklaşımının deneysel verileri daha iyi temsil ettiği belirtilmiştir. Kinetik analizlerde yalancı ikinci derece modelin baskın olduğu rapor edilmiştir. Adsorpsiyonun kararlı sonuçlar sunduğu ifade edilmiştir. İşletme açısından avantajlı bir yöntem olduğu belirtilmiştir. Çalışma literatüre katkı sağlamıştır (Forgacs ve ark. 2004).

Bhatnagar ve Sillanpää (2010) , tarafından gerçekleştirilen çalışmada, ticari aktif karbon kullanılarak boyarmadde giderimi değerlendirilmiştir. Deneylerde 10–300 mg/L aralığında başlangıç konsantrasyonları kullanılmıştır. pH değişiminin giderim performansı üzerindeki etkisi incelenmiştir. Adsorpsiyonun ilk aşamada hızlı ilerlediği belirtilmiştir. Yaklaşık 240 dakika sonunda dengeye ulaşıldığı rapor edilmiştir. Langmuir izoterm modeline göre adsorpsiyon kapasitesi hesaplanmıştır. Kinetik analizlerde yalancı ikinci derece modelin daha yüksek uyum sağladığı belirtilmiştir. Rejenerasyon sonrasında kapasite kaybı gözlemlenmiştir. Ekonomik sınırlamalar vurgulanmıştır. Çalışma alternatif adsorban ihtiyacını ortaya koymuştur (Bhatnagar ve Sillanpää 2010) .

Gupta ve Suhas (2009) , tarafından yürütülen çalışmada, tarımsal atık kökenli adsorbanlar kullanılarak boyarmadde giderimi incelenmiştir. Deneylerde 25–200 mg/L aralığında boya konsantrasyonları tercih edilmiştir. pH ve temas süresi etkileri değerlendirilmiştir. Adsorpsiyonun 180–300 dakika arasında dengeye ulaştığı belirtilmiştir. Langmuir izoterm modelinin daha iyi uyum sağladığı ifade edilmiştir. Kinetik verilerin yalancı ikinci derece modele uyduğu rapor edilmiştir. Giderim verimleri yüksek bulunmuştur. Tarımsal atıkların ekonomik avantaj sunduğu vurgulanmıştır. Çalışma sürdürülebilirlik açısından önemlidir. Literatüre katkı sağlamıştır (Gupta ve Suhas 2009) .

Ioannidou ve Zabaniotou (2010) , tarafından gerçekleştirilen çalışmada, tarımsal atıklardan üretilen aktif karbonlar değerlendirilmiştir. Gözenek yapısı ve yüzey fonksiyonel grupları incelenmiştir. Adsorpsiyon deneyleri farklı boyarmaddelerle gerçekleştirilmiştir. pH değişiminin giderim üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Temas süresi arttıkça adsorpsiyon kapasitesinin yükseldiği belirtilmiştir. İzoterm analizleri yapılmıştır. Langmuir modelinin deneysel verileri iyi temsil ettiği rapor edilmiştir. Kinetik değerlendirmelerde yalancı ikinci derece modelin baskın olduğu ifade edilmiştir. Sürdürülebilir adsorban üretimi vurgulanmıştır. Çalışma çevresel açıdan önem taşımaktadır (Ioannidou ve Zabaniotou 2010) .

Hashemian ve Shayegan (2014) , tarafından yapılan çalışmada, Antep fıstığı kabuğundan elde edilen aktif karbon kullanılmıştır. Metilen mavisi giderimi deneysel olarak incelenmiştir. Deneylerde 20–150 mg/L aralığında başlangıç konsantrasyonları kullanılmıştır. Optimum pH değerlerinin alkali aralıkta olduğu belirtilmiştir. Adsorpsiyonun 240–360 dakika arasında dengeye ulaştığı rapor edilmiştir. Langmuir izoterm modeline göre kapasite hesaplanmıştır. Kinetik analizlerde yalancı ikinci derece modelin uygun olduğu ifade edilmiştir. Giderim verimlerinin yüksek olduğu rapor edilmiştir. Fıstık kabuğunun adsorban potansiyeli vurgulanmıştır. Çalışma uygulamaya yönelik sonuçlar sunmuştur (Hashemian ve Shayegan 2014) .

Rahdar ve ark. (2018) , tarafından yürütülen çalışmada, farklı adsorbanlarla boyarmadde giderimi incelenmiştir. Deneylerde 10–100 mg/L aralığında başlangıç konsantrasyonları kullanılmıştır. pH 2–10 aralığında yapılan deneylerde optimum değerler belirlenmiştir. Adsorpsiyonun 120–240 dakika içerisinde dengeye ulaştığı rapor edilmiştir. Giderim verimlerinin %85–97 aralığında değiştiği belirtilmiştir. İzoterm analizlerinde Langmuir modelinin öne çıktığı ifade edilmiştir. Kinetik veriler yalancı ikinci derece modele uyum göstermiştir. Parametre optimizasyonunun önemi vurgulanmıştır. Çalışma proses tasarımı katkı sağlamıştır. Literatüre önemli veriler sunmuştur (Rahdar ve ark. 2018).

Ihsanullah ve ark. (2020) , tarafından yapılan çalışmada, düşük maliyetli adsorbanlar kullanılarak boyarmadde giderimi değerlendirilmiştir. Deneylerde 20–250 mg/L aralığında başlangıç konsantrasyonları tercih edilmiştir. pH ve temas süresi etkileri incelenmiştir. Adsorpsiyonun 150–300 dakika arasında dengeye ulaştığı belirtilmiştir. Langmuir izoterm modeline göre kapasite hesaplanmıştır. Kinetik değerlendirmelerde yalancı ikinci derece modelin baskın olduğu ifade edilmiştir. Giderim verimlerinin yüksek olduğu rapor edilmiştir. Ekonomik adsorbanların potansiyeli vurgulanmıştır. Çalışma uygulama açısından önem taşımaktadır. Literatüre katkı sağlamıştır (Ihsanullah ve ark. 2020) .

Barjasteh-Askari ve ark. (2021) , tarafından yürütülen çalışmada, demir ile modifiye edilmiş biyosorbentler kullanılmıştır. Anyonik boyarmadde giderimi deneysel olarak değerlendirilmiştir. Yüzey yük özellikleri analiz edilmiştir. pH değişiminin giderim performansını etkilediği belirtilmiştir. Adsorpsiyonun yaklaşık 180 dakika sonunda dengeye ulaştığı rapor edilmiştir. Langmuir izoterm modeline göre kapasite hesaplanmıştır. Kinetik analizlerde yalancı ikinci derece

modelin uygun olduğu ifade edilmiştir. Manyetik özellik sayesinde geri kazanım sağlandığı belirtilmiştir. Modifikasyonun performansı artırdığı vurgulanmıştır. Çalışma uygulamaya yönelik sonuçlar sunmuştur (Barjasteh-Askari ve ark. 2021) .

Enache ve ark. (2023) , tarafından yürütölen çalışmada, merserize edilmiş fıstık kabuğu biyosorbenti kullanılarak katyonik Brilliant Green boyasının giderimi incelenmiştir. Adsorban %5 NaOH çözeltisi içerisinde 48 saat süreyle ön işleme tabi tutulmuştur. Deneylerde 5–25 mg/L aralığında başlangıç konsantrasyonları tercih edilmiştir. Adsorpsiyonun ilk 30 dakika içerisinde hızlı ilerlediğı belirtilmiştir. Yaklaşık 120 dakika sonunda dengeye ulaşıldığı rapor edilmiştir. Kinetik veriler sözde birinci derece modele uyum göstermiştir. RSM optimizasyonu ile %98,78 giderim verimi elde edilmiştir. Sips izoterm modeli denge verilerini iyi temsil etmiştir. Termodinamik analizler sürecin kendiliğinden ve ekzotermik olduğunu göstermiştir. Mekanizmanın iyon değişimine dayandığı ifade edilmiştir (Enache ve ark. 2023) .

Kaya ve Şahin (2022) , tarafından gerçekleştirilen çalışmada, kuaternize edilmiş fıstık kabuğu tozu kullanılarak Acid Orange 7 boyasının giderimi değerlendirilmiştir. Adsorban sentezi alkali koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Deneylerde 50 mg/L başlangıç konsantrasyonu kullanılmıştır. pH 2–10 aralığında yapılan deneylerde pH etkisinin sınırlı olduğu belirtilmiştir. Adsorpsiyonun yaklaşık 360 dakika içerisinde dengeye ulaştığı rapor edilmiştir. Giderim veriminin %98,42 seviyesinde olduğu ifade edilmiştir. Langmuir izoterm modeli maksimum kapasiteyi açıklamıştır. Kinetik analizler yalancı ikinci derece modele uyum göstermiştir. Tekrar kullanım testlerinde düşük kapasite kaybı gözlenmiştir. Çalışma fıstık kabuğu bazlı adsorbanların etkinliğini ortaya koymuştur (Kaya ve Şahin 2022) .

Bu tez çalışmasının önceki çalışmalar başlığında yer alan araştırmara ait özet tablosu Çizelge 2.1’de yer almaktadır.

Çizelge 2.1. Önceki Çalışmalara ait Özet Çizelgesi

Referans	Giderimi Çalışılan Kirlenici	Malzemenin Üretim (Hazırlık) Süreci	Çalışmada Sürdürülen Deneysel Setler (*)	En Uygun Koşullar ve Sonuçları (*)	En Yüksek Giderim Verimi (%)	Adsorpsiyon Kapasitesi ($q_{\max}$ veya q_e)	En Uygun İzoterm Modeli ve Sonuçları	En Uygun Kinetik Modeli Sonuçları
Kaya ve Şahin (2022)	Acid Orange 7 (AO7) (Anyonik azo boya)	Fıstık kabuğu tozu (PSP), N-(3-kloro-2-hidroksipropil) trimetilamonyum klorür ile kuaternize edilmiştir.	C_0 (50–500 mg/L) m (0,10–1,40 g/L) t (0–600 dk) Tuz (0,01–0,50 M) pH (2–10)	C_0 : 50 mg/L t: 360 dk	98,42	$q_{\max} = 215,5$ mg/g	Langmuir ($R^2=0,9997$)	Sözde ikinci derece ($R^2=0,997$)
Enache ve ark. (2023)	Brilliant Green (BG) (Katyonik boya)	Fıstık kabuğu, %5 NaOH çözeltisinde 48 saat merserize edilmiştir.	C_0 (5–25 mg/L) m (1–5 g/L) t (0–180 dk) pH (3–9)	C_0 : 10,1 mg/L m: 4 g/L t: 120 dk	98,78	$q_e = 52,42$ mg/g	Sips ($R^2>0,98$)	Sözde birinci derece
Hashemian ve Shayegan (2014)	Metilen Mavisi (MB) (Katyonik boya)	Antep fıstığı kabuğu karbonize edilmiş ve KOH ile kimyasal olarak aktive edilmiştir.	C_0 (20–150 mg/L) m (0,5–2 g/L) t (0–400 dk) pH (3–11)	pH: 8 t: 300 dk	>90	$q_{\max} \approx 210$ mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece
Gupta ve Suhas (2009)	Metilen Mavisi, Congo Red (Katyonik/Anyonik boyalar)	Fındık kabuğu, pirinç kabuğu ve benzeri lignoselülozik tarımsal atıklar öğütülerek kullanılmıştır.	C_0 (25–200 mg/L) t (0–300 dk) pH (3–9)	pH: 6–7 t: 240 dk	85–98	$q_{\max} = 80–300$ mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece
Bhatnagar ve Sillanpää (2010)	Reactive Black 5, Acid Blue 25 (Azo ve asidik boyalar)	Ticari granüler aktif karbon fiziksel adsorban olarak kullanılmıştır.	C_0 (10–300 mg/L) t (0–300 dk) pH (2–10)	t: 240 dk	85–95	$q_{\max} = 250–400$ mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece

Rahdar ve ark. (2018)	Reactive Blue 19, Direct Red 80 (Reaktif ve direkt boyalar)	Ticari aktif karbon ve doğal kil bazlı adsorbanlar kullanılmıştır.	C_0 (10–100 mg/L) t (0–240 dk) pH (2–10)	t: 180 dk	85–97	—	Langmuir	Sözde ikinci derece
Ihsanullah ve ark. (2020)	Metilen Mavisi, Malachite Green (Kasyonik boyalar)	Biyokömür, kil ve tarımsal atık kökenli adsorbanlar hazırlanmıştır.	C_0 (20–250 mg/L) t (0–300 dk) pH (3–9)	t: 240 dk	80–98	$q_{max} = 100–350$ mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece
Barjasteh-Askari ve ark. (2021)	Congo Red (Anyonik azo boya)	Biyosorbent yüzeyi Fe_3O_4 nanoparçacıkları ile manyetik olarak modifiye edilmiştir.	C_0 (25–150 mg/L) t (0–240 dk) pH (4–8)	pH: 6 t: 180 dk	—	$q_{max} = 180–260$ mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece
Ioannidou ve Zabaniotou (2010)	Metilen Mavisi (Kasyonik boya)	Zeytin çekirdeği ve fındık kabuğundan aktif karbon üretelmiştir.	C_0 (20–200 mg/L) t (0–300 dk)	t: 240 dk	—	—	Langmuir	Sözde ikinci derece
Vandevivere ve ark. (1998)	Azo boyalar	Ticari toz aktif karbon kullanılmıştır.	C_0 (25–150 mg/L) pH (4–8) t (0–300 dk)	pH: 6 t: 200 dk	80–95	120–180 mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece
Forgacs ve ark. (2004)	Reactive Black 5, Acid Red 18	Granüler aktif karbon kullanılmıştır.	C_0 (50–250 mg/L) pH (3–9) t (0–300 dk)	t: 240 dk	75–90	100–220 mg/g	Langmuir	Sözde ikinci derece

* C_0 : Başlangıç çözelti konsantrasyonu, m: adsorban miktarı, t: temas süresi, T: sıcaklık, tuz: tuz konsantrasyonu



3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Sentetik Boyar Madde Çözeltilisi

Bu çalışmada karbonlaştırılmış antep fıstığı kabuğu ile Basic Blue 41 boyarmaddesinin giderimi araştırılmıştır. Basic Blue 41 (C.I. 11105), tekstil endüstrisinde özellikle poliakrilonitril (akrilik) elyafların boyanmasında yaygın olarak kullanılan, mono-azo yapısına sahip katyonik bir boyarmaddedir (Karagöz ve Tay, 2018; Muftuoğlu, Yıldız, Unal ve Koparal, 2003). Kimyasal yapısında bulunan pozitif yüklü gruplar sayesinde, negatif yüklü bölgelere sahip elyaflarla güçlü elektrostatik bağlar kurarak yüksek renk verimi ve ışık haslığı sağlar (Alemu, Taddesse ve Teju, 2024).

Çevresel açıdan değerlendirildiğinde, Basic Blue 41 ve benzeri sentetik boyarmaddeler, aromatik halka yapıları nedeniyle biyolojik bozunmaya karşı oldukça dirençlidir ve "inatçı" (recalcitrant) kirleticiler sınıfında yer alır (Slama ve ark., 2021). Bu boyarmaddelerin arıtılmadan su kaynaklarına deşarj edilmesi, suyun ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentetik aktiviteyi engeller ve suda çözünmüş oksijen miktarını düşürür; ayrıca sudaki canlılar için toksik, mutajenik ve kanserojenik etkiler yaratma potansiyeli taşır (Karagöz ve Tay, 2018). Bu nedenle, Basic Blue 41'in atık sulardan adsorpsiyon gibi yöntemlerle giderimi, çevre mühendisliği literatüründe sıkça çalışılan önemli bir konudur (Muftuoğlu ve ark., 2003).

3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorban Materyali

Bu çalışmada kullanılan antep fıstığı kabukları Şanlıurfa ilinde tarımsal faaliyet gösteren bir işletmeden temin edilmiştir. Antep fıstığı (*Pistacia vera L.*) işleme endüstrisinin bol miktarda açığa çıkan bir yan ürünü olan fıstık kabuğu, kimyasal yapısı itibarıyla yüksek oranda hemiselüloz, selüloz ve lignin içeren lignoselülozik bir biyokütledir (Yang ve Lua, 2006). Bu materyal, diğer tarımsal atıklara kıyasla sahip olduğu yüksek yoğunluk, mekanik sertlik ve nispeten düşük kül içeriği ile karakterize edilir; bu özellikler onu endüstriyel uygulamalar ve malzeme bilimi çalışmaları için dayanıklı ve kararlı bir hammadde haline getirir (Foo ve Hameed, 2012). Sahip olduğu zengin fonksiyonel gruplar (hidroksil, karboksil, fenolik vb.), yüzey modifikasyonlarına elverişli olmasını sağlayarak ham haliyle bile belirli kirleticilerle etkileşime girmesine olanak tanır.

Fıstık kabuğunun yüzey alanını artırmak ve gözenek yapısını geliştirmek amacıyla uygulanan karbonlaştırma işlemi, materyalin inert bir atmosfer altında (genellikle azot gazı eşliğinde) yüksek sıcaklıklarda ısıtılmasına tabi tutulmasını kapsar (Lua ve Yang, 2004). Bu süreçte uçucu bileşenlerin uzaklaştırılmasıyla karbonca zengin, gözenekli bir yapı elde edilir; bu yapı daha sonra kimyasal veya fiziksel aktivasyon yöntemleriyle "aktif karbon"a dönüştürülebilir. Karbonlaştırma ve aktivasyon süreçleri sonucunda elde edilen yüksek yüzey alanlı ve mikrogözenekli yapı, Antep fıstığı kabuğunu özellikle atık sulardan sentetik boyarmaddelerin, ağır metallerin ve organik kirleticilerin

gideriminde kullanılan düşük maliyetli ve yüksek verimli bir adsorban adayı konumuna getirmektedir (Acemioglu, 2004).

3.1.3. Kullanılan Cihazlar ve Reaktifler

Bu çalışmada Basic Blue 41 boyarmaddesi ölçümleri için Hach marka DR-6000 model UV-Spektrofotometre, pH ölçümleri için WTW 3110i pH metre ile laboratuvar çalışmalarının sürdürülmesi için santrifüj cihazı, Proterm marka kül fırını, Nuve marka etüv, Shimadzu marka hassas terazi ve Velp marka ARE 5 model manyetik karıştırıcı kullanılmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Antep Fıstığı Kabuğundan Adsorban Materyallerinin Hazırlanması

Bu çalışmada kullanılan Antep fıstığı kabukları, Şanlıurfa ilinde yürütülen tarımsal faaliyetler sonucunda atık materyal olarak temin edilmiştir. Deneysel kullanımdan önce kabuklar, fiziksel ve kimyasal safsızlıkların giderilmesi amacıyla çok aşamalı bir ön işleme tabi tutulmuştur. Bu kapsamda örnekler öncelikle şebeke suyu ile yıkanmış, ardından saf su kullanılarak ikinci bir yıkama gerçekleştirilmiştir. Yıkama sonrası materyal ortam koşullarında bekletilmiş, devamında 105 °C sıcaklıktaki etüvde 24 saat süreyle kurutularak nem içeriği uzaklaştırılmıştır. Kurutulan örnekler, çevresel nemden etkilenmemeleri için desikatörde muhafaza edilmiştir.

Karbonlaştırma aşamasında, desikatörden alınan ham kabuklar porselen krozeler içerisine aktarılmış ve 600 °C sıcaklığa ayarlanmış kül fırınında 1 saat süreyle ısıtılma tabi tutulmuştur. Bu işlem sonucunda organik yapının karbonize edilmesi sağlanmıştır. Isıtılma sonrası soğutulan materyal saf su ile tekrarlı şekilde yıkanmış ve tekrar 105 °C’de 24 saat boyunca kurutma işlemine alınmıştır. Kurutma işleminin tamamlanmasının ardından karbonize edilen numuneler desikatörde bekletilmiştir.

Oda sıcaklığına ulaşan ve piroliz sürecini tamamlayan karbonize materyal, havan yardımıyla mekanik olarak öğütülerek ince toz haline getirilmiştir. Elde edilen karbonize Antep fıstığı kabuğu tozu, bu araştırma kapsamında gerçekleştirilen boyarmadde giderim deneylerinde kullanılmak üzere hazırlanmıştır.

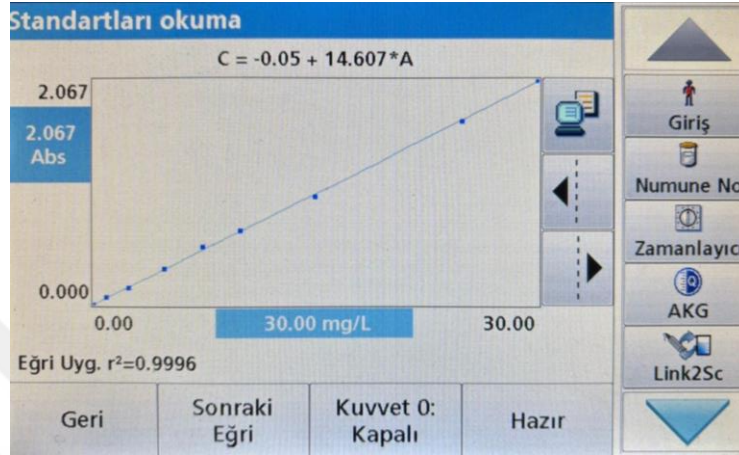
3.2.2. Analitik Yöntemler

Basic Blue 41 boyarmaddesinin konsantrasyon analizleri, Hach marka DR6000 model UV-VIS spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Kalibrasyon eğrisinin oluşturulabilmesi amacıyla 1; 2,5; 5; 7,5; 10; 15 ve 25 ppm derişimlerde Basic Blue 41 çözeltileri balon jojelerde hazırlanmıştır. Hazırlanan standart çözeltilerin 600 nm dalga boyunda absorbans ölçümleri alınmış ve elde edilen değerler cihaz yazılımına kaydedilmiştir. Kalibrasyon çalışması sonucunda elde edilen kalibrasyon denklemi ($R^2 = 0,9996$) Eşitlik 3.1’de verilmiş olup, buna ait kalibrasyon grafiği Şekil 3.1’de sunulmuştur.

Bu çalışma kapsamında gerçekleştirilen pH ölçümleri ise pH 4,01; pH 7,00 ve pH 10,00 tampon çözeltileri kullanılarak kalibre edilen WTW 3110i model pH metre ile yapılmıştır. Ölçümler, Standart Methods 4500-H⁺ B yöntemine uygun olarak gerçekleştirilmiştir.

$$\text{Konsantrasyon} = -0,05 + (\text{adsorbans}).14,607$$

(Eşitlik 3.1)



Şekil 3.1. Basic Blue 41 analizi için kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.2.3. Boyarmadde Giderim Çalışmaları

Bu çalışmada, Basic Blue 41 boyarmaddesinin sentetik sulu ortamdan uzaklaştırılmasında, tarımsal faaliyetler sonucunda atık olarak elde edilen ve piroliz işlemine tabi tutulmuş ham Antep fıstığı kabuğu ile karşılaştırma amacıyla ticari toz aktif karbon adsorban olarak kullanılmıştır. Karbonize Antep fıstığı kabuğu ile yürütülen boyarmadde giderim deneyleri kapsamında; boyarmadde derişiminin sabit tutulup adsorban miktarının değiştirildiği, adsorban miktarının sabit tutulup boyarmadde derişiminin değiştirildiği ve zamana bağlı giderim davranışının incelendiği farklı deneysel setler oluşturulmuştur. Ayrıca elde edilen deneysel veriler, adsorpsiyon denge izotermi ve kinetik modellere uygulanmıştır (Bkz. Bölüm 3.3).

Karbonize Antep fıstığı kabuğu kullanılarak gerçekleştirilen ilk deneysel çalışmada, 50 ppm başlangıç boyarmadde derişimine sahip 100 mL çözelti hacmi ile çalışılmıştır. Bu deney setinde 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 ve 0,6 g adsorban dozları kullanılmış, deneyler 180 rpm karıştırma hızında ve ortam sıcaklığında (24 °C) yürütülmüştür. Giderim sürecinin izlenebilmesi amacıyla 10., 40. ve 60. dakikalarda çözeltilerden numune alınmış, santrifüj işlemi sonrası Basic Blue 41 derişimleri spektrofotometrik yöntemle belirlenmiş ve elde edilen sonuçlar kaydedilmiştir.

İkinci deneysel sette ise adsorban miktarı 0,3 g olarak sabit tutulmuş ve 25, 50, 75, 100, 125 ve 150 ppm başlangıç boyarmadde derişimlerine sahip 100 mL çözeltiler hazırlanmıştır. Deneyler 180 rpm karıştırma hızında ve 24 °C ortam sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Belirlenen sürelerde (10., 40. ve 60. dakikalar) alınan numunelerin Basic Blue 41 konsantrasyonları spektrofotometre kullanılarak ölçülmüş ve sonuçlar kayıt altına alınmıştır.

Karbonize Antep fıstığı kabuğu ile yürütülen son deneysel set kapsamında ise 65 ve 125 ppm başlangıç boyarmadde konsantrasyonlarına sahip 100 mL çözelti hacimleri ile çalışılmıştır. Bu çalışmada 0,3 g adsorban kullanılmış ve deneyler 180 rpm karıştırma hızında, oda sıcaklığında (24 °C) sürdürülmüştür. Zamanla giderim kinetiğinin belirlenmesi amacıyla 2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150. ve 180. dakikalarda numuneler alınarak spektrofotometrik ölçümler yapılmış ve sonuçlar not edilmiştir. Üç farklı deneysel sete ait özet bilgiler Çizelge 3.1’de sunulmuştur.

Çizelge 3.1. Karbonize antep fıstığı kabuklarına ait çalışma setleri özetleri

Deney Seti	Basic Blue 41 başlangıç konsantrasyonu (mg/L)	Kullanılan Adsorban Miktarı (g)	Çözelti Hacmi (mL)	Karıştırma hızı (rpm) ve sıcaklık (°C)	Ölçüm süresi (dak.)
1	50	0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 ve 0,6	100	180 ve 24	10., 40. ve 60.
2	25, 50, 75, 100, 125 ve 150	0,3	100	180 ve 24	10., 40. ve 60.
3	65	0,3	100	180 ve 24	2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150. ve 180.
	125	0,3	100	180 ve 24	2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150. ve 180.

Ticari toz aktif karbon kullanılarak yürütülen kristal viyole (Basic Blue 41) giderim deneylerinde, 65 ve 125 ppm başlangıç boyarmadde derişimlerine sahip çözeltilerden 100 mL hacim alınmış ve adsorban miktarı 0,06 g olarak belirlenmiştir. Deneyler, 180 rpm karıştırma hızında ve ortam sıcaklığında (24 °C) gerçekleştirilmiştir. Giderim sürecinin izlenebilmesi amacıyla 10., 40. ve 60. dakikalarda çözeltilerden numuneler alınmış; alınan numunelerdeki Basic Blue 41 konsantrasyonları ölçülerek elde edilen veriler kaydedilmiştir. Ticari toz aktif karbon ile gerçekleştirilen deneysel çalışmalara ait özet bilgiler Çizelge 3.2’de sunulmuştur

Çizelge 3.2. Ticari toz aktif karbona ait çalışma setleri özetleri

Deney Seti	Ticari Toz Aktif Karbon	
Kristal viyole başlangıç konsantrasyonu (mg/L)	65	125
Kullanılan Adsorban Miktarı (g)	0,06	
Çözelti Hacmi (mL)	100	
Karıştırma hızı (rpm) ve sıcaklık (°C)	180 ve 24	
Ölçüm süresi (dak.)	10., 40. ve 60.	

3.3. Bu Çalışmada Kullanılan Matematiksel Eşitlikler, Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Kinetik Modeller

Giderim çalışmalarında, arıtım öncesi ortamda bulunan madde miktarı ile proses sonunda ortamdaki uzaklaştırılan madde miktarının nicel olarak ortaya konabilmesi amacıyla verim hesaplaması yapılmaktadır. Bu hesaplamada, su, atıksu veya çözelti içerisinde giderilmesi hedeflenen parametre ya da parametrelerin başlangıçtaki derişimleri ile belirlenen reaksiyon süresi sonunda ölçülen derişimleri esas alınmaktadır. Başlangıç ve son durum arasındaki fark belirlenerek sistemden uzaklaştırılan madde miktarı hesaplanmakta ve elde edilen sonuçlar yüzde (%) cinsinden ifade edilmektedir. Verim hesabında kullanılan matematiksel bağıntı Eşitlik 3.2’de sunulmuştur.

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

Eşitlik 3.2’de yer alan C0C_0C0 terimi, su, atıksu veya deney ortamında giderim işlemi öncesinde bulunan parametrenin başlangıç konsantrasyonunu ifade etmektedir. CeC_eCe parametresi ise giderim süreci tamamlandığında, belirli bir reaksiyon süresi sonunda ortamda kalan aynı parametrenin konsantrasyonunu temsil etmektedir.

Adsorpsiyon çalışmalarında, kullanılan adsorban miktarına karşılık ortamdaki uzaklaştırılan madde miktarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır. Bu hesaplama sayesinde adsorbanın etkinliği değerlendirilmekte ve farklı adsorbanlar arasında performans karşılaştırmaları yapılabilmektedir. Ayrıca sistem tasarımı açısından da kritik olan bu parametre, literatürde genellikle q_{eq} sembolü ile tanımlanmaktadır. Adsorpsiyon kapasitesini ifade eden bu parametreye ait matematiksel bağıntı Eşitlik 3.3’te sunulmuştur.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \quad (\text{Eşitlik 3.3})$$

Eşitlik 3.3’te yer alan C0C_0C0 parametresi, su, atıksu veya deney ortamında giderim işlemi öncesinde bulunan başlangıç konsantrasyonunu; CeC_eCe parametresi, giderim sürecinin sonunda belirli bir zaman diliminde ortamda kalan aynı parametrenin konsantrasyonunu ifade etmektedir.

Denkleimde bulunan mmm terimi ise çalışmada kullanılan adsorban miktarını gram (g) cinsinden temsil etmektedir.

Adsorpsiyon süreçlerinden elde edilen deneysel sonuçların daha anlamlı şekilde yorumlanabilmesi ve giderim mekanizmasının daha iyi anlaşılabilmesi amacıyla, aktivasyon uygulanmamış karbonize Antep fıstığı kabuklarına ait veriler adsorpsiyon denge izotermi ve kinetik modellere uyarlanmıştır. Bu kapsamda Freundlich, Langmuir izoterminin dört farklı tipi, Dubinin–Radushkevich ve Temkin izoterm modelleri ile sıfırıncı derece, birinci derece, ikinci derece, yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece, Elovich ve fractional power kinetik modelleri deneysel verilere uygulanmıştır. Adsorpsiyon izotermi ve kinetik modellere ait matematiksel ifadeler ve doğrusal formlar sırasıyla Çizelge 3.3 ve Çizelge 3.4’te sunulmuştur (Yeşiltaş, 2015; Zeki, 2012).

Çizelge 3.3. Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Lineer İfadeleri (Yeşiltaş, 2015)

İzoterm	Eşitlik	Lineer İfade	Plot	Parametreler
Freundlich	$q_e = K_f(C_e)^{1/n}$	$\ln q_e = \ln K_f + n^{-1} \ln C_e$	$\ln q_e$ e karşı $\ln C_e$	$K_f = e^{KN}$ $1/n = E$
Langmuir	$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{(1 + K_L C_e)}$	Tip (I) $C_e/q_e = (1/K_L q_m) + (C_e/q_m)$	C_e/q_e e karşı C_e	$q_m = E^{-1}$ $K_L = E/KN$
		Tip (II) $1/q_e = (1/K_L q_m C_e) + (1/q_m)$	$1/q_e$ e karşı $1/C_e$	$q_m = (KN)^{-1}$ $K_L = \frac{KN}{E}$
		Tip (III) $q_e = q_m - (1/K_L)q_e/C_e$	q_e e karşı q_e/C_e	$q_m = KN$ $K_L = E^{-1}$
		Tip (IV) $q_e / C_e = K_L q_m - K_L q_e$	q_e/C_e e karşı q_e	$q_m = \frac{KN}{E}$ $K_L = -E$
Temkin	$q_e = q_m \ln(K_T C_e)$	$q_e = q_m \ln K_T + q_m \ln C_e$	q_e e karşı $\ln C_e$	$q_m = E$ $K_T = e^{KN/E}$
D-R	$q_e = q_m e^{(-D\varepsilon^2)}$	$\ln q_e = \ln q_m - D\varepsilon^2$	$\ln q_e$ e karşı ε^2	$q_m = e^{KN/E}$ $D = -E$

$$\varepsilon = RT \ln(1 + C_e)$$

KN= Kesim Noktası

E= Eğim

Çizelge 3.4. Kinetik Modeller ve Lineer İfadeleri (Zeki, 2012)

Modeller	Denklem	Lineer Açıklaması	Plot	Parametreler
Elovich	$q_t = \beta \ln(\alpha \beta t)$	$q_t = \beta \ln(\alpha \beta) + \beta \ln t$	$\frac{q_t}{\ln t}$ vs $\ln t$	$\beta = E$ $\alpha = \frac{1}{E} e^{\left(\frac{KN}{E}\right)}$
Fractional Power	$q_t = kt^v$	$\ln q_t = \ln k + v \ln t$	$\frac{\ln q_t}{\ln t}$ vs $\ln t$	$k = e^{KN}$ $v = E$
Sıfırıncı Derece	$q_t = q_e - k_0 t$	$q_t = q_e - k_0 t$	$\frac{q_t}{t}$ vs t	$q_e = KN$ $k_0 = -E$
Birinci Derece	$q_t = q_e \exp(k_1 t)$	$\ln \frac{q_e}{q_t} = k_1 t$	$\frac{\ln q_t}{t}$ vs t	$q_e = KN$ $k_1 = -E$
Pseudo Birinci Derece	$q_t = q_e [1 - e^{(-k_{1p} t)}]$	$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_{1p} t$	$\frac{\ln(q_e - q_t)}{t}$ vs t	$q_e = e^{KN}$ $k_{1p} = -E$
İkinci Derece	$q_t = q_e / (1 + q_e k_2 t)$	$q_t^{-1} = q_e^{-1} + k_2 t$	$\frac{q_t^{-1}}{t}$ vs t	$q_e = KN^{-1}$ $k_2 = E$
Pseudo İkinci Derece	$q_t = \frac{k_{2p} q_e^2 t}{(1 + q_e k_{2p} t)}$	Tip(I) $t/q_t = 1/k_{2p} q_e^2 + t/q_e$	$\frac{t/q_t}{t}$ vs t	$q_e = E^{-1}$ $k_{2p} = E^2 / KN$
		Tip(II) $\frac{1}{q_t} = \left(\frac{1}{k_{2p} q_e^2} \right) \left(\frac{1}{t} \right) + \left(\frac{1}{q_e} \right)$	$\frac{1/q_t}{1/t}$ vs $1/t$	$q_e = KN^{-1}$ $k_{2p} = KN^2 / E$
		Tip(III) $q_t = q_e - (1/k_{2p} q_e) q_t / t$	$\frac{q_t}{q_t/t}$ vs q_t/t	$q_e = KN$ $k_{2p} = 1/(E * KN)$
		Tip(IV) $\frac{q_t}{t} = k_{2p} q_e^2 - k_{2p} q_e q_t$	$\frac{q_t/t}{q_t}$ vs q_t	$q_e = -KN/E$ $k_{2p} = E^2 / KN$



4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Karbonize Antep Fıstığı Kabuğu Kullanılarak Basic Blue 41 Giderimi

Ham Antep fıstığı kabuklarının herhangi bir kimyasal veya fiziksel aktivasyon uygulanmaksızın karbonize edilmesiyle elde edilen adsorban kullanılarak gerçekleştirilen boyarmadde giderim deneylerinde, 50 ppm başlangıç Basic Blue 41 konsantrasyonuna sahip çözeltiler ile çalışılmıştır. Bu kapsamda 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 ve 0,6 g adsorban dozları kullanılmış ve temas süresinin sonunda çözeltide kalan Basic Blue 41 konsantrasyonları belirlenmiştir. Ayrıca her bir adsorban miktarı için elde edilen giderim verimleri ile birim adsorban kütlesi başına adsorplanan madde miktarları hesaplanmıştır. Elde edilen deneysel sonuçlar Çizelge 4.1’de sunulmuştur.

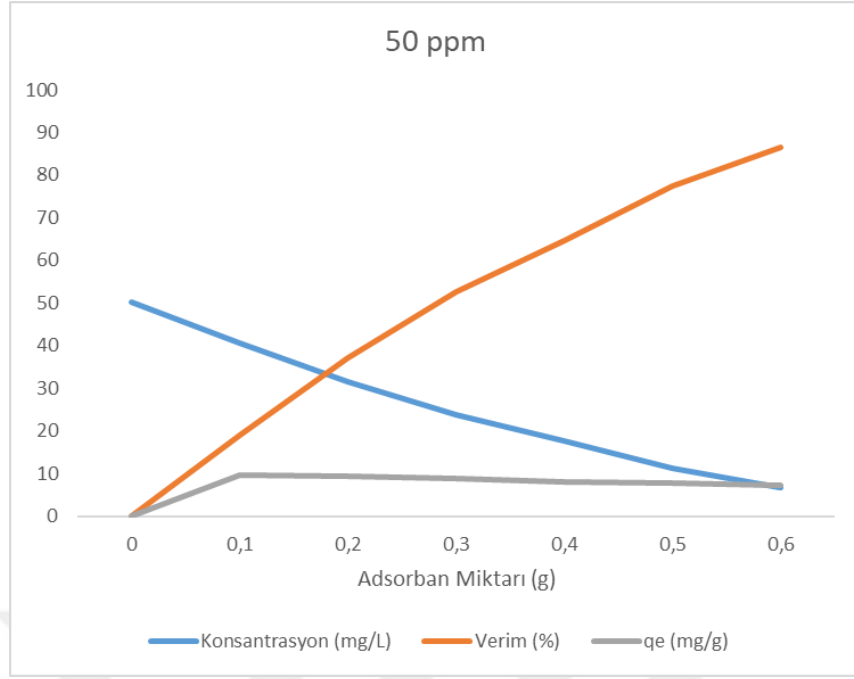
Söz konusu deneyler, 180 rpm karıştırma hızında, oda sıcaklığında (24 °C) ve 100 mL çözelti hacmi kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.1. 50 ppm kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen çalışmaya ait sonuç değerleri

Adsorban (g)	Konsantrasyon (mg/L)			Verim (%)			q _e (mg/g)		
	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk
0	50,28	-	-	-	-	-	-	-	-
0,1	40,72	38,32	38,40	19,01	23,79	23,62	9,56	11,96	11,88
0,2	31,6	25,05	22,62	37,15	50,18	55,01	9,34	12,62	13,83
0,3	23,88	19,16	16,66	52,51	61,90	66,87	8,80	10,37	11,21
0,4	17,76	10,02	6,94	64,68	80,07	86,20	8,13	10,07	10,84
0,5	11,34	4,69	3,02	77,45	90,67	93,99	7,79	9,12	9,45
0,6	6,74	2,65	2,04	86,60	94,73	95,94	7,26	7,94	8,04

Çizelge 4.1 değerlendirildiğinde, 50 ppm başlangıç konsantrasyonuna sahip deneysel çalışmada kullanılan en yüksek adsorban dozu olan 0,6 g için giderim veriminin %94,73 olduğu belirlenmiştir. Elde edilen bu sonuçlar doğrultusunda, başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun değişken olarak incelendiği bir sonraki deneysel setin oluşturulmasında adsorban miktarı 0,3 g olarak seçilmiştir.

Şekil 4.1’de ise 50 ppm başlangıç konsantrasyonuna sahip Basic Blue 41 çözeltisi için 10 dakikalık temas süresi sonunda belirlenen kristal viyole konsantrasyonu ile bu ölçüm değerine karşılık gelen giderim verimi ve adsorpsiyon kapasitesi değerleri kullanılarak oluşturulan grafiksel gösterimler sunulmaktadır.



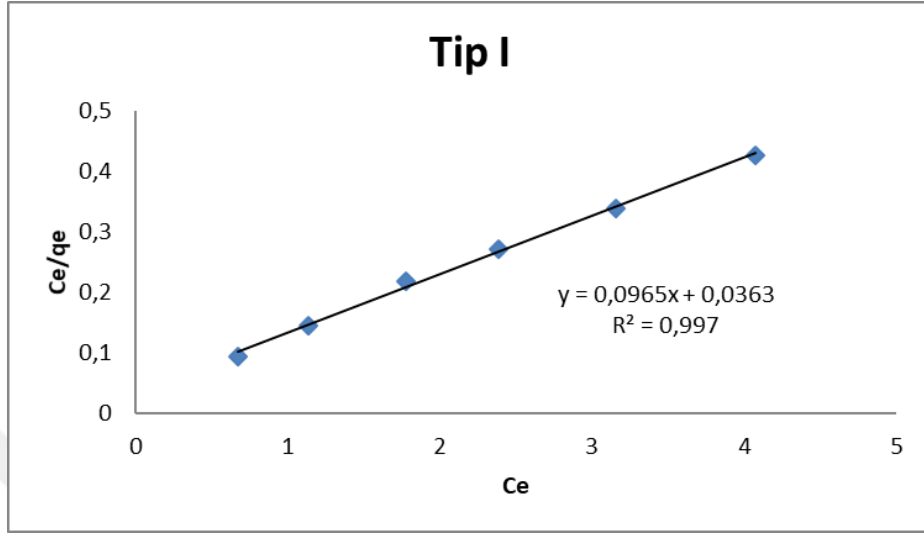
Şekil 4.1. 50 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile tespit edilen değerlere (10. dk.) ait görsel

Bu çalışmada, adsorban dozunun değişken tutulduğu ve boyarmadde konsantrasyonunun sabit olduğu koşullar altında yürütülen Basic Blue 41 giderim deneylerinden elde edilen veriler, Freundlich, Langmuir izoterminin dört farklı tipi, Temkin ve Dubinin–Radushkevich izoterm modellerine uygulanmıştır. İzoterm hesaplamaları yapılırken, çözelti hacmi 100 mL esas alınarak gerekli dönüşümler gerçekleştirilmiştir.

Gerçekleştirilen denge izotermi analizleri sonucunda, 50 ppm başlangıç boyarmadde konsantrasyonu için elde edilen deneysel verilerin Langmuir denge izotermi Tip 1 modeli ile uyum gösterdiği belirlenmiştir. Bu bulgu, adsorpsiyon olayının adsorban yüzeyinde homojen özellikte ve tek tabakalı (monolayer) bir yapı oluşturarak gerçekleştiğini göstermektedir. Langmuir izotermi Tip 1'e ait hesaplanan parametreler Çizelge 4.2'de sunulmuş olup, bu modele karşılık gelen grafiksel sonuçlar ise Şekil 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Langmuir denge izotermi tip 1 için hesaplanmış veriler

Konsantrasyon	Model	q_{maks}	K_L	R^2
50 ppm	Langmuir Tip 1	10,36 mg/g	0,266 L/mg	0,997

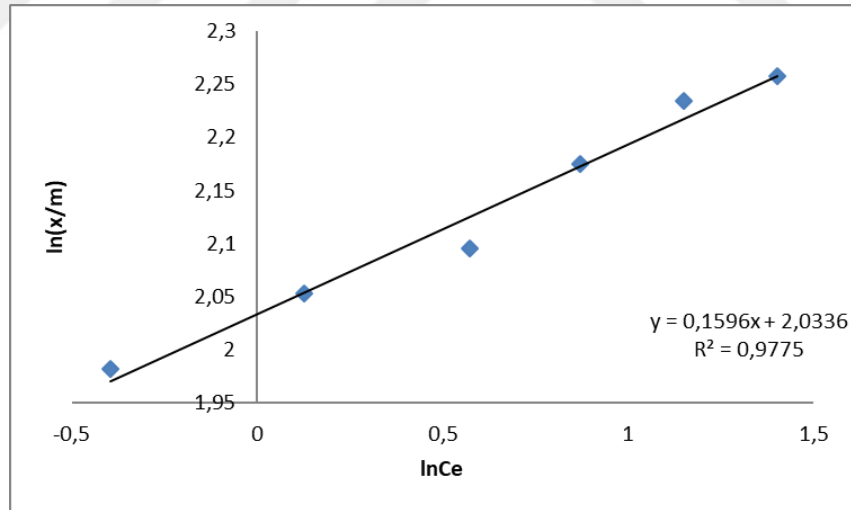


Şekil 4.2. Langmuir tip 1 denge izoterm grafikleri

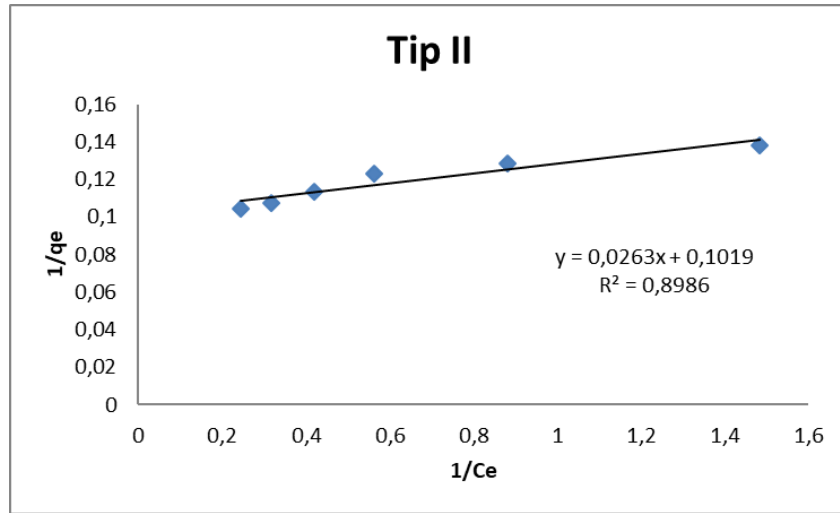
Freundlich izotermi ile birlikte Langmuir izoterminin Tip 2, Tip 3 ve Tip 4 formları ile Temkin ve Dubinin–Radushkevich denge izotermi incelenildiğinde, elde edilen korelasyon katsayısı (R^2) değerlerinin sırasıyla 0,8296; 0,6761; 0,6135; 0,6135; 0,8054 ve 0,6692 olduğu belirlenmiştir. Söz konusu denge izoterm modellerine ait hesaplanan parametreler Çizelge 4.3’te sunulmakta olup, bu modellere karşılık gelen grafiksel gösterimler ise Şekil 4.3 ile Şekil 4.7 arasında yer almaktadır.

Çizelge 4.3. Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermleri verileri

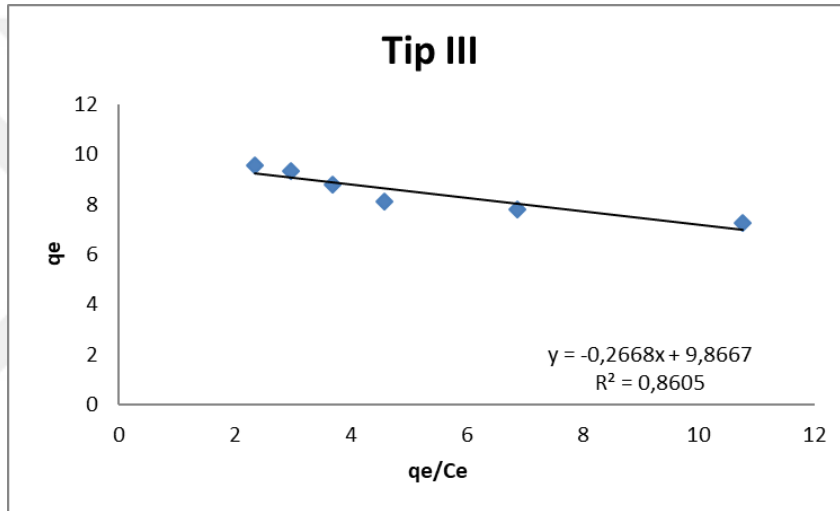
Model	Parametreler	R ²
Langmuir Tip 1	$q_{\max} = 10,3579 \text{ mg/g}$ $K_L = 0,266 \text{ L/mg}$	0,9970
Langmuir Tip 2	$q_{\max} = 9,82 \text{ mg/g}$ $K_L = 0,312 \text{ L/mg}$	0,9886
Langmuir Tip 3	$q_{\max} = 9,98 \text{ mg/g}$ $K_L = 0,256 \text{ L/mg}$	0,8505
Langmuir Tip 4	$q_{\max} = 10,06 \text{ mg/g}$ $K_L = 0,309 \text{ L/mg}$	0,8404
Freundlich	$K_F = 7,60$ $n = 5,015$	0,9775
Temkin	$A = 271,21 \text{ L/g}$ $B = 1,3586$ $b = 1819,5 \text{ J/mol}$	0,9488
Dubinin-Radushkevich	$q_s = 10,23 \text{ mg/g}$ $E = 500 \text{ kJ/mol}$	0,8246



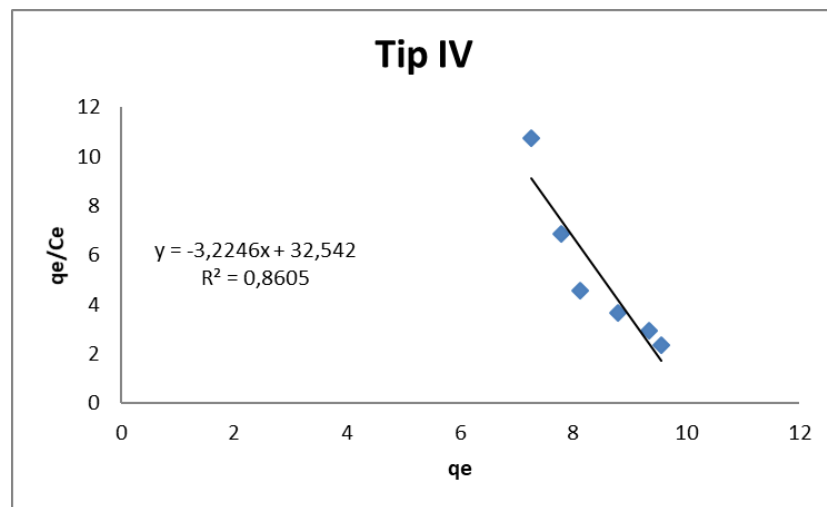
Şekil 4.3. Freundlich denge izoterm grafiği



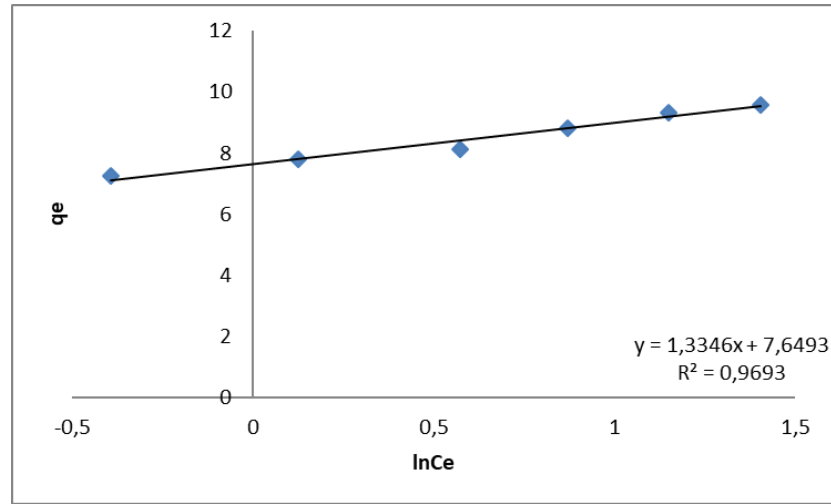
Şekil 4.4. Langmuir tip 2 denge izoterm grafiği



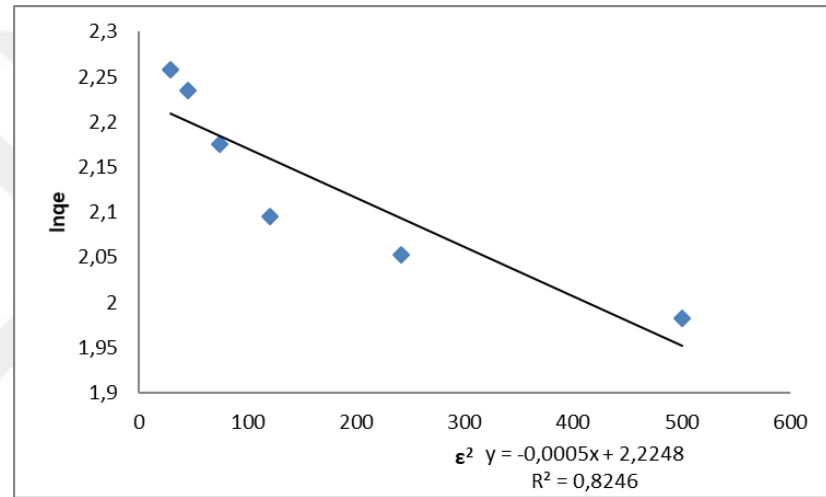
Şekil 4.5. Langmuir tip 3 denge izoterm grafiği



Şekil 4.6. Langmuir tip 4 denge izoterm grafiği



Şekil 4.7. Temkin denge izoterm grafiği



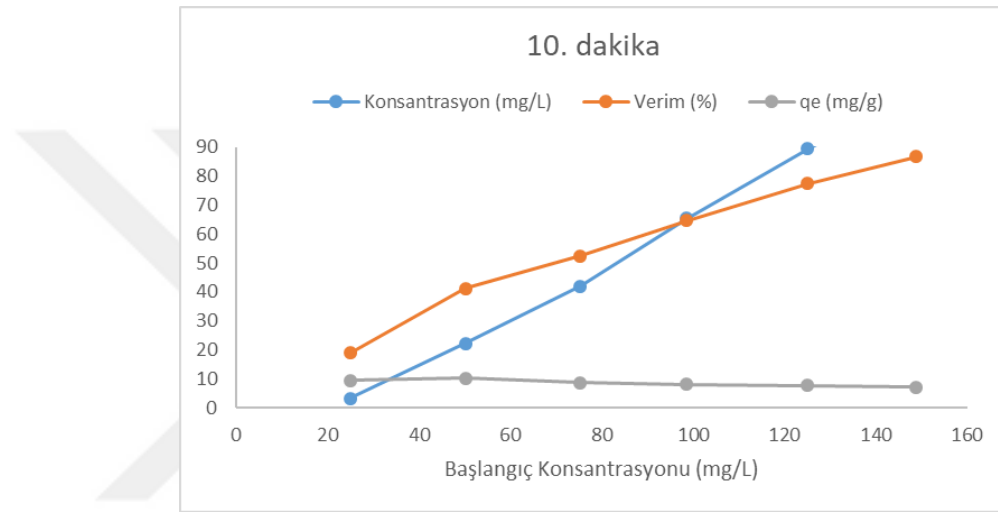
Şekil 4.8. Dubinin-Radushkevich denge izoterm grafiği

25, 50, 75, 100, 125 ve 150 ppm başlangıç boyarmadde derişimlerine sahip çözeltilerden 100 mL hacim alınarak ve adsorban miktarı 0,3 g olacak şekilde yürütölen Basic Blue 41 giderim deneylerinden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.4'te sunulmuştur. Deneyler 180 rpm karıştırmada ve oda sıcaklığında (24 °C) gerçekleştirilmiştir. Giderim sürecinin izlenebilmesi amacıyla 10., 40. ve 60. dakikalarda çözeltilerden numuneler alınmış ve Basic Blue 41 konsantrasyonları ölçölmüştür.

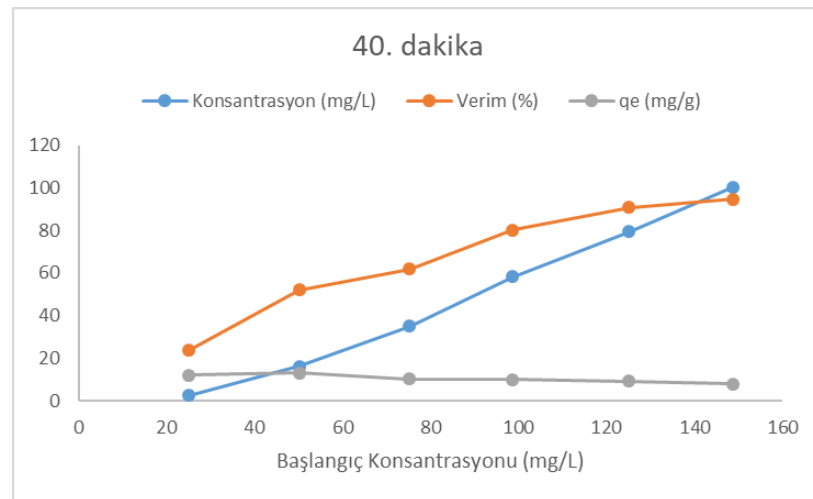
Ölçüm sonuçları doğrultusunda çözeltilerde kalan Basic Blue 41 derişimleri, kullanılan adsorban miktarına karşılık elde edilen giderim verimleri ve birim adsorban kütle başına adsorplanan madde miktarları hesaplanmış ve ilgili veriler Çizelge 4.4'te verilmiştir. Bu deneysel sonuçlara ait grafiksel gösterimler ise Şekil 4.9 ile Şekil 4.11 arasında sunulmaktadır..

Çizelge 4.4. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler

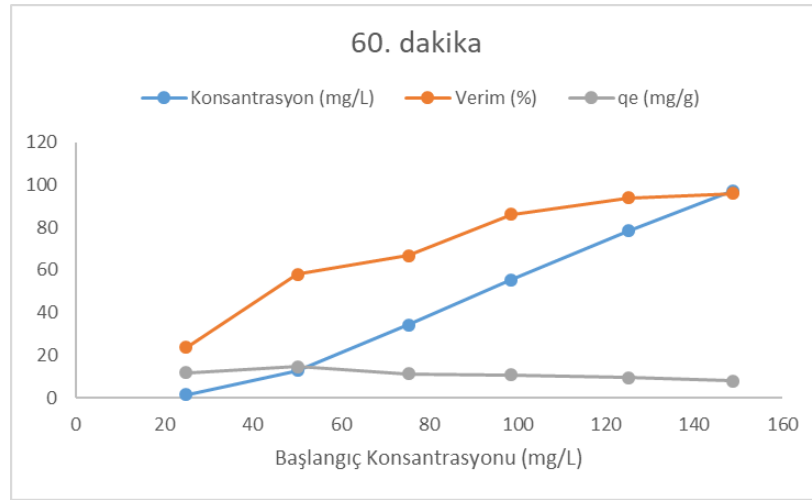
Başlangıç (mg/L)	Konsantrasyon (mg/L)			Verim (%)			q _e (mg/g)		
	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk
24,96	3,29	2,48	1,50	19,01	23,79	23,63	9,56	11,96	11,88
50,23	22,24	16,32	12,78	41,13	52,19	58,00	10,34	13,12	14,58
75,30	41,92	35,00	34,32	52,51	61,90	66,87	8,80	10,37	11,21
98,65	65,50	58,15	55,44	64,68	80,07	86,20	8,13	10,07	10,84
125,10	89,45	79,40	78,50	77,45	90,67	93,99	7,79	9,12	9,45
148,86	109,5	100,30	97,20	86,60	94,73	95,94	7,26	7,94	8,04



Şekil 4.9. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (10. dakika)



Şekil 4.10. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (40. dakika)



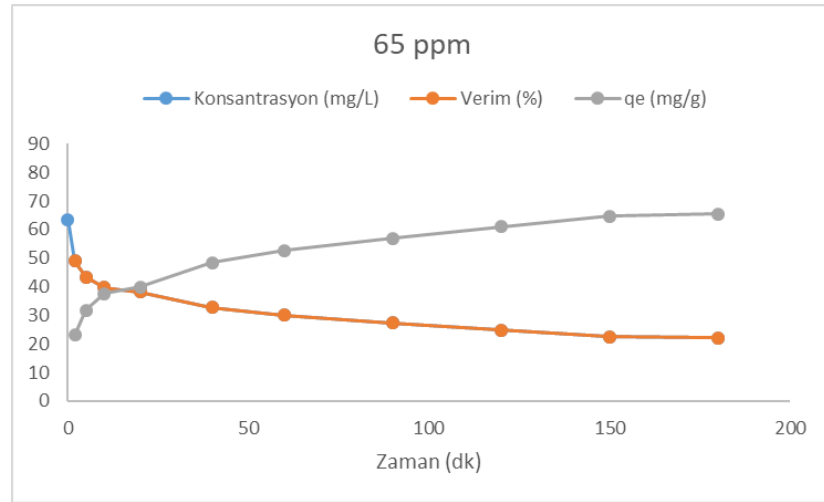
Şekil 4.11. Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (60. dakika)

65 ve 125 ppm başlangıç boyarmadde konsantrasyonlarına sahip çözeltilerle gerçekleştirilen kinetik çalışmalar kapsamında, 2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150. ve 180. dakikalarda numuneler alınmış ve elde edilen kinetik veriler Çizelge 4.5'te sunulmuştur. Deneyler, 100 mL çözelti hacmi ve 0,3 g adsorban kullanılarak, oda sıcaklığında (24 °C) yürütülmüştür.

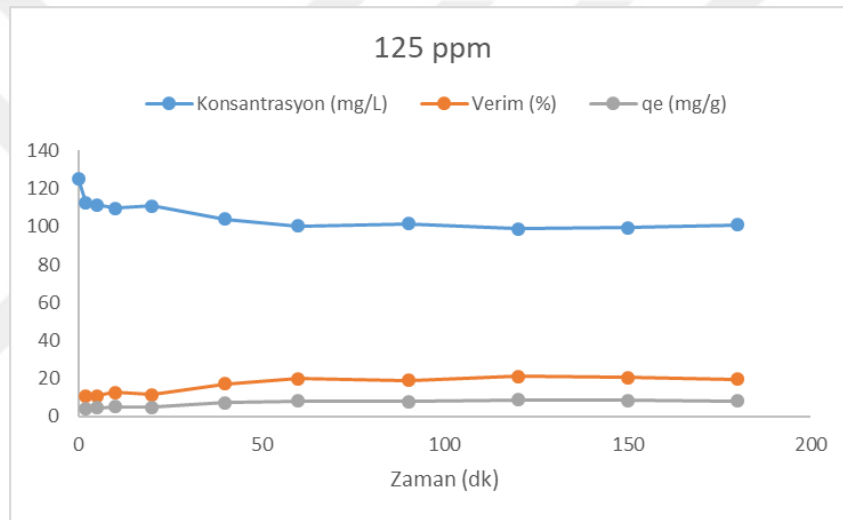
Kinetik deneyler sonucunda elde edilen verilere ait grafiksel gösterimler ise Şekil 4.12 ve Şekil 4.13'te verilmiştir.

Çizelge 4.5. 65 ve 125 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler

Dakika	63,6 ppm			125,4 ppm		
	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	qe (mg/g)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	qe (mg/g)
2	48,92	23,08	4,89	112,26	10,48	4,38
5	43,4	31,76	6,73	111,52	11,07	4,63
10	39,68	37,61	7,97	109,56	12,63	5,28
20	38,16	40,00	8,48	110,76	11,67	4,88
40	32,82	48,40	10,26	103,8	17,22	7,20
60	30,08	52,70	11,17	100,4	19,94	8,33
90	27,36	56,98	12,08	101,52	19,04	7,96
120	24,75	61,08	12,95	98,9	21,13	8,83
150	22,45	64,70	13,72	99,5	20,65	8,63
180	22,02	65,38	13,86	100,9	19,54	8,17



Şekil 4.12. 60 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği



Şekil 4.13. 120 ppm başlangıç Basic Blue 41 çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği

Basic Blue 41 giderimine ilişkin olarak Çizelge 4.5'te sunulan deneysel ölçüm sonuçları; sıfırıncı derece, birinci derece, ikinci derece, yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece, Elovich ve fractional power kinetik modellerine uygulanmıştır. Kinetik değerlendirmeler yapılırken hesaplamalar, 100 mL çözelti hacminde bulunan madde miktarı esas alınarak gerçekleştirilmiştir.

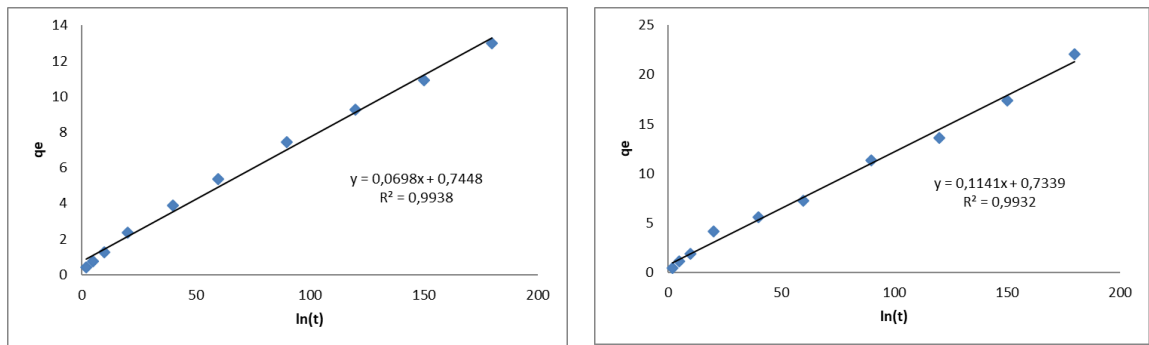
65 ve 125 ppm başlangıç konsantrasyonlarına sahip çözeltilerle yürütülen kinetik çalışmalar sonucunda elde edilen verilerin modellere uyarlanmasıyla, adsorpsiyon sürecinin yalancı ikinci derece (pseudo-second-order) kinetik modele uygunluk gösterdiği belirlenmiştir. Bu modele ait korelasyon katsayıları (R^2) 65 ppm ve 125 ppm için sırasıyla 0,9938 ve 0,9932 olarak hesaplanmıştır. Yalancı ikinci derece kinetik modele ait hız sabitleri ve ilgili parametreler, 65 ppm ve 125 ppm konsantrasyonları için sırasıyla Çizelge 4.6 ve Çizelge 4.7'de sunulmuştur. Kinetik modellere ilişkin grafiksel sonuçlar ise Şekil 4.14 ile Şekil 4.20 arasında yer almaktadır.

Çizelge 4.6. 65 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler

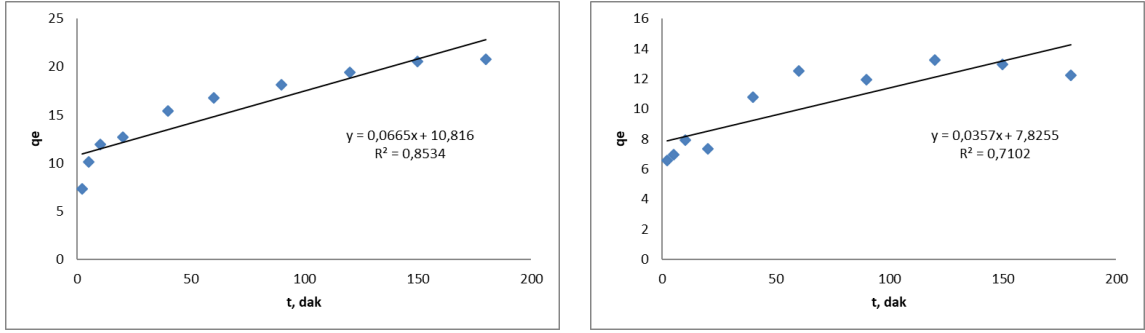
Kinetik Model	Parametreler	R ²
Sıfırıncı Derece	$k_0 = 0,1330 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,8534
Birinci Derece	$k_1 = 0,0042 \text{ dk}^{-1}$	0,9198
İkinci Derece	$k_2 = 0,0001 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,9653
Yalancı Birinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 9,17 \text{ mg/g}$; $k_{1p} = 0,0232 \text{ dk}^{-1}$	0,9272
Yalancı İkinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 14,34 \text{ mg/g}$; $k_{2p} = 0,0065 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,9938
Elovich	$\alpha = 10,25 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$; $\beta = 0,50 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1}$	0,9857
Fractional Power	$k = 4,49$; $v = 0,2216$	0,7441

Çizelge 4.7. 125 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler

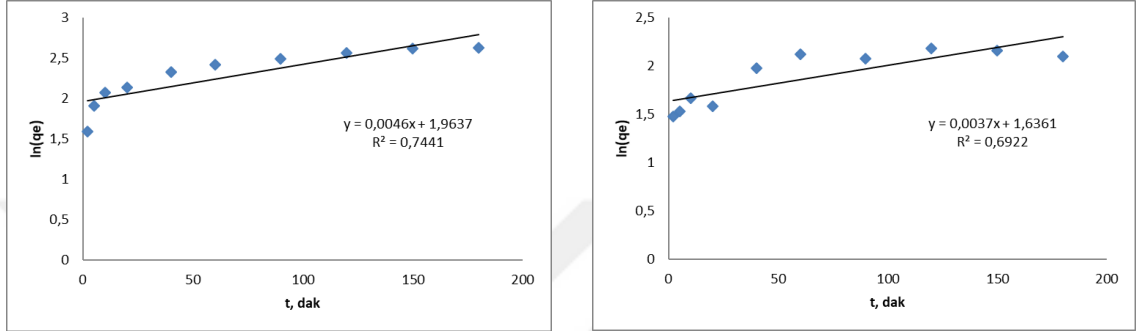
Kinetik Model	Parametreler	R ²
Sıfırıncı Derece	$k_0 = 0,0714 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,7102
Birinci Derece	$k_1 = 0,0007 \text{ dk}^{-1}$	0,7129
İkinci Derece	$k_2 = 0,0000 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,7154
Yalancı Birinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 4,42 \text{ mg/g}$; $k_{1p} = 0,0340 \text{ dk}^{-1}$	0,9714
Yalancı İkinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 8,76 \text{ mg/g}$; $k_{2p} = 0,0177 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,9932
Elovich	$\alpha = 16,44 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$; $\beta = 0,91 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1}$	0,8721
Fractional Power	$k = 3,59$; $v = 0,1746$	0,6922



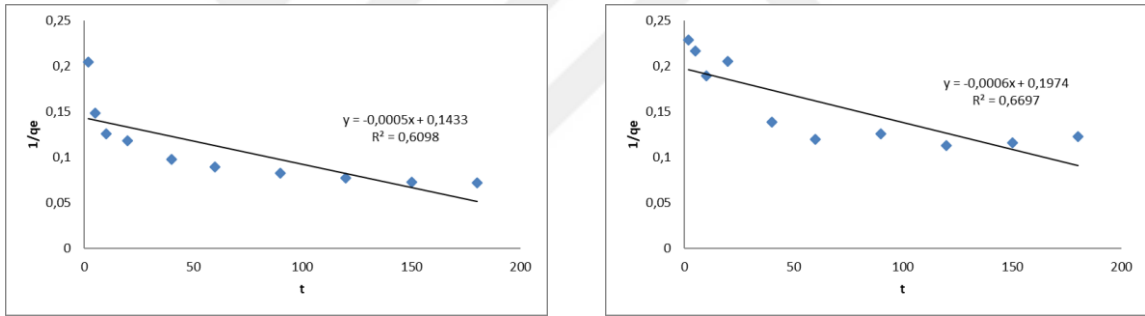
Şekil 4.14. Pseudo İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)



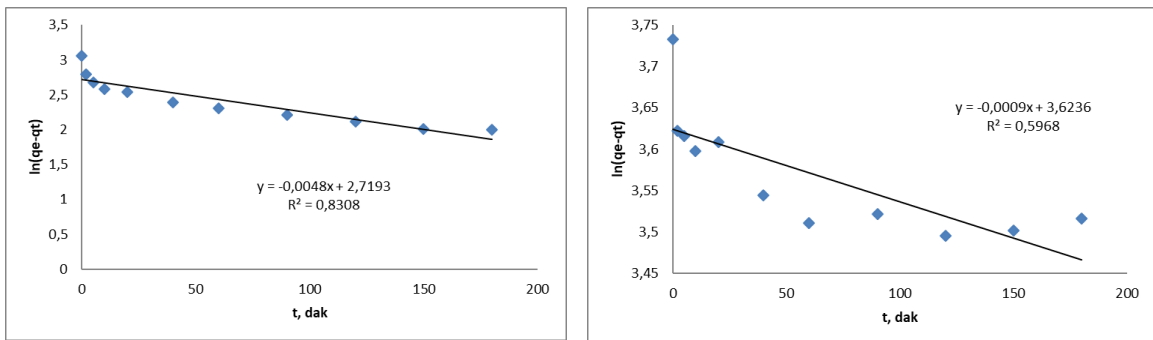
Şekil 4.15. Sıfırıncı Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)



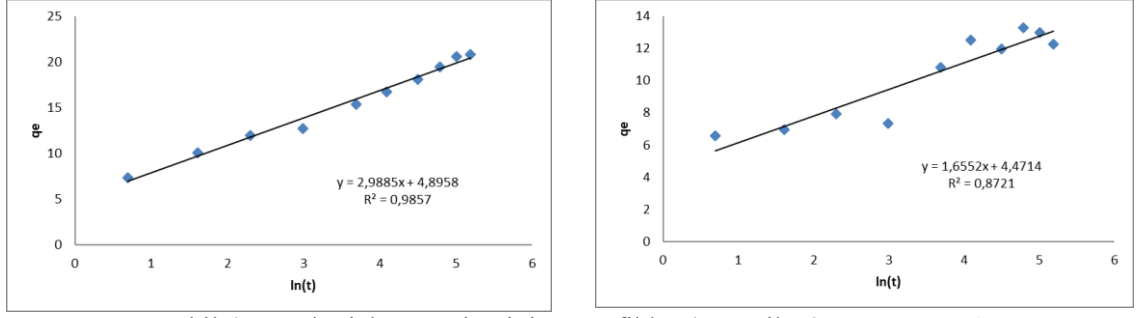
Şekil 4.16. Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)



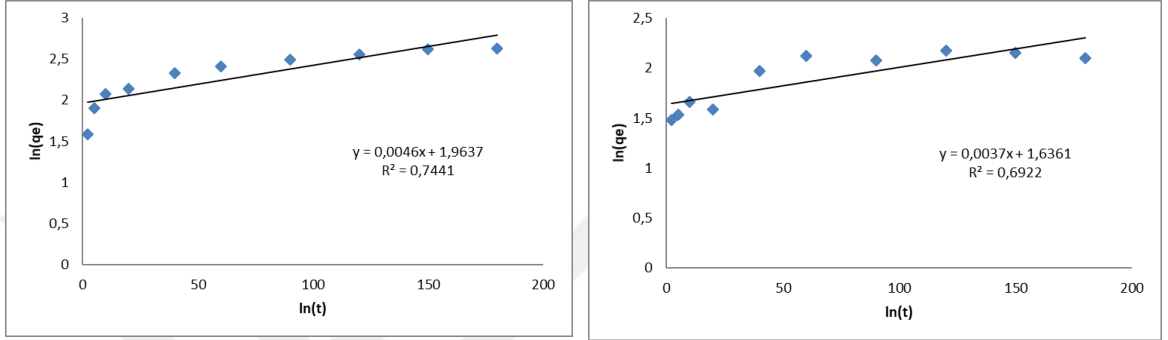
Şekil 4.17. İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)



Şekil 4.18. Pseudo Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)



Şekil 4.19. Elovich Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)



Şekil 4.20. Fractional Power Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 65 ve 125 ppm)

4.3. Ticari Toz Aktif Karbon Kullanılarak Basic Blue 41 Giderimi

Ham Antep fıstığı kabuklarının 1 saatlik piroliz işlemi sonrasında elde edilen adsorban materyalin performansı, ticari toz aktif karbon ile karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir. Karşılaştırma çalışmaları, Basic Blue 41 boyarmaddesinin giderimi esas alınarak yürütülmüş olup, ticari toz aktif karbon ile gerçekleştirilen deneylere ait ölçüm sonuçları Çizelge 4.8’de sunulmuştur. Deneysel çalışmalar kapsamında, 0,06 g adsorban kullanılarak hazırlanan sistemlerde 10., 40. ve 60. dakikalarda çözeltilerden numuneler alınmıştır. Alınan numuneler santrifüj işlemine tabi tutulmuş ve ardından Basic Blue 41 konsantrasyonları ölçülerek analiz süreci tamamlanmıştır.

Çizelge 4.8. Basic Blue 41 Gideriminde Ticari Toz Karbon Kullanımına ait Çalışma Bulguları

Başlangıç (mg/L)	Konsantrasyon (mg/L)			Verim (%)			qe (mg/g)		
	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk
63,6	17,28	11,55	9,96	72,83	81,84	84,34	77,20	86,75	89,40
125,4	80,7	64,44	61,02	35,65	48,61	51,34	74,50	101,60	107,30

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, tarımsal bir atık olan Antep fıstığı kabuklarının herhangi bir kimyasal aktivasyon uygulanmadan sadece karbonizasyon işlemi ile düşük maliyetli bir adsorbana dönüştürülmesi ve sulu çözeltilerden Basic Blue 41 boyarmaddesinin gideriminde kullanılması araştırılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda, karbonize antep fıstığı kabuklarının Basic Blue 41 boyarmaddesinin gideriminde oldukça etkili bir düşük maliyetli adsorban olduğu tespit edilmiştir. Adsorban dozajının artırılmasıyla birlikte toplam giderim verimi %19 seviyelerinden %96'ya kadar yükselmiştir. Ancak, birim adsorban başına düşen madde miktarı (q_e) incelendiğinde, dozaj artışının kapasiteyi düşürdüğü gözlemlenmiştir. Bu durum, adsorban miktarındaki artışla birlikte aktif bölgelerin bir kısmının boş kalmasından veya tanecikler arası agregasyondan kaynaklanmaktadır.

Denge verilerinin matematiksel modellemesi sonucunda, sistemin Langmuir Tip 1 izotermine tam uyum sağladığı belirlenmiştir. Bu bulgu, adsorpsiyonun fıstık kabuğu yüzeyinde homojen bir dağılım sergilediğini ve her bir aktif bölgenin yalnızca tek bir boya molekülü ile etkileşime girdiğini (tek tabakalı tutunma) kanıtlamaktadır. Maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşıldıktan sonra yüzeyde daha fazla birikme olmaması, bu materyalin belirli konsantrasyon aralıklarında oldukça stabil bir performans sergilediğini göstermektedir.

Kinetik analizler ise sürecin Yalancı İkinci Derece modeline göre ilerlediğini ortaya koymuştur. Bu modelin yüksek korelasyon katsayıları (R^2), hız sınırlayıcı basamağın fiziksel bir tutunmadan ziyade kimyasal bir etkileşim (kemisorpsiyon) olduğunu işaret etmektedir. Başlangıçta çok hızlı gerçekleşen adsorpsiyon hızı, zamanla yüzeydeki boş bölgelerin dolmasıyla azalmış ve yaklaşık 120-180 dakikalık süreler sonunda dengeye ulaşmıştır. Ticari aktif karbon ile yapılan karşılaştırmalı testler, karbonize fıstık kabuğunun hem ekonomik hem de performans açısından güçlü bir alternatif olduğunu desteklemiştir.

Bu çalışmanın ilerletilmesi adına, adsorpsiyon sürecinin sıcaklığa bağlı değişimini inceleyen termodinamik çalışmaların yapılması büyük önem arz etmektedir. Farklı sıcaklıklarda elde edilecek verilerle hesaplanacak olan entalpi ve serbest enerji değerleri, sürecin kendiliğinden gerçekleşip gerçekleşmediğini ve ısı veren (ekzotermik) bir yapıda olup olmadığını belirleyecektir. Bu bilgiler, sürecin endüstriyel ölçekteki enerji maliyetlerini öngörmek için kritiktir.

Ayrıca, adsorbanın yüzey yapısındaki değişimleri daha iyi anlamak için SEM ve FT-IR gibi karakterizasyon tekniklerinden faydalanılması önerilir. Gözenek yapısının ve yüzeydeki fonksiyonel grupların analiz edilmesi, boya moleküllerinin yüzeye hangi mekanizmalarla bağlandığını (iyon değişimi, hidrojen bağı vb.) görsel ve kimyasal olarak kanıtlayacaktır. Bu analizler, bildirinin bilimsel niteliğini ve güvenilirliğini önemli ölçüde artıracaktır.

Son olarak, ekonomik sürdürülebilirlik açısından "desorpsiyon" çalışmaları yürütülmelidir. Doygunluğa ulaşan fıstık kabuklarının uygun çözücülerle temizlenip tekrar kullanılıp

kullanılamayacağı araştırılmalıdır. Eğer adsorban birden fazla döngüde yüksek verim sunabilirse, tekstil endüstrisi için atık yönetimi maliyetlerini minimize eden, çevre dostu ve dairesel ekonomi modeline uygun bir çözüm sunulmuş olacaktır.



KAYNAKLAR

- Acemioğlu, B., 2004. Adsorption of Congo red from aqueous solution onto calcium-rich fly ash. *Journal of Colloid and Interface Science*, 274(2): 371-379.
- Alemu, A., Tadesse, A. M., ve Teju, E., 2024. Removal of Basic Blue 41 dye from aqueous solution using activated carbon prepared from *Eichhornia crassipes*. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104.
- Ali, I., Asim, M., ve Khan, T. A., 2012. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. *Journal of Environmental Management*, 113: 170-183.
- Anastopoulos, I., Karapetis, L., Millington, C., ve Kyzas, G. Z., 2017. Agricultural biomass/waste as adsorbents for toxic metal decontamination of aqueous solutions. *Journal of Molecular Liquids*, 242: 213-219.
- Atkins, P., ve de Paula, J., 2014. *Physical Chemistry: Thermodynamics, Structure, and Change* (10. Baskı). Oxford University Press.
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., ve Wankasi, D., 2017. Modelling and interpretation of adsorption isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017: 3039817.
- Azizian, S., 2004. Kinetic models of sorption: a theoretical analysis. *Journal of Colloid and Interface Science*, 276(1): 47-52.
- Bansal, R. C., Donnet, J. B., ve Stoeckli, F., 1988. *Active Carbon*. Marcel Dekker, New York.
- Bansal, R. C., ve Goyal, M., 2005. *Activated Carbon Adsorption*. CRC Press.
- Barjasteh-Askari, F., Davar, F., ve Loghmani, M. H., 2021. Synthesis of magnetic Fe₃O₄/chitosan/poly(vinyl alcohol) nanocomposite for removal of Congo red from aqueous solution. *International Journal of Biological Macromolecules*, 168: 122-137.
- Bhatnagar, A., ve Sillanpää, M., 2010. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—a review. *Chemical Engineering Journal*, 157(2-3): 277-296.
- Bingöl, Z., 2021. *Tarımsal Atıkların Adsorban Olarak Kullanımı ile Sulu Çözeltilerden Boyarmadde Giderimi*. Yüksek Lisans Tezi.
- Brillas, E., ve Martínez-Huitle, C. A., 2015. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 166: 603-643.
- Chien, S. H., ve Clayton, W. R., 1980. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(2): 265-268.
- Crini, G., 2006. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource Technology*, 97(9): 1061-1085.
- Crini, G., ve Lichtfouse, E., 2019. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1): 145-155.

- Dada, A. O., Olalekan, A. P., Olatunya, A. M., ve Dada, O., 2012. Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin–Radushkevich isotherms studies of equilibrium sorption of Zn^{2+} unto phosphoric acid modified rice husk. *IOSR Journal of Applied Chemistry*, 3(1): 38-45.
- Dalal, R. C., 1974. Desorption of soil phosphate by anion-exchange resin. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 5(6): 531-538.
- Demirbas, A., 2004. Effect of initial moisture content on the yields of oily products from pyrolysis of biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 71(2): 803-815.
- Demirbas, A., 2008. Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2-3): 220-229.
- Do, D. D., 1998. *Adsorption Analysis: Equilibria and Kinetics*. Imperial College Press.
- Dubinin, M. M., 1960. The potential theory of adsorption of gases and vapors for adsorbents with energetically non-uniform surfaces. *Chemical Reviews*, 60(2): 235-241.
- Enache, A. C., Chiriac, V., ve Muntean, S. G., 2023. Adsorption of Brilliant Green onto mercerized pistachio shell: Optimization, equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Materials*, 16(3): 1021.
- Foo, K. Y., ve Hameed, B. H., 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1): 2-10.
- Foo, K. Y., ve Hameed, B. H., 2012. Preparation and characterization of activated carbon from pistachio nut shells via microwave-induced chemical activation. *Biomass and Bioenergy*, 34: 56-62.
- Forgacs, E., Cserhádi, T., ve Oros, G., 2004. Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environment International*, 30(7): 953-971.
- Freundlich, H. M. F., 1906. Over the adsorption in solution. *Journal of Physical Chemistry*, 57: 385-470.
- Gregg, S. J., ve Sing, K. S. W., 1982. *Adsorption, Surface Area and Porosity* (2. Baskı). Academic Press, London.
- Gupta, V. K., ve Suhas, 2009. Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review. *Journal of Environmental Management*, 90(8): 2313-2342.
- Hai, F. I., Yamamoto, K., ve Fukushi, K., 2007. Hybrid treatment systems for dye wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(4): 315-377.
- Hall, K. R., Eagleton, L. C., Acrivos, A., ve Vermeulen, T., 1966. Pore-and solid-diffusion kinetics in fixed-bed adsorption under constant-pattern conditions. *Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals*, 5(2): 212-223.
- Hashemian, S., ve Shayegan, A. A., 2014. Adsorption of Methylene Blue from aqueous solutions by pistachio shell waste. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20(5): 3326-3332.

- Ho, Y. S., 2006. Review of second-order models for adsorption systems. *Journal of Hazardous Materials*, 136(3): 681-689.
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., ve Pandit, A. B., 2016. A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182: 351-366.
- Hunger, K., 2003. *Industrial Dyes: Chemistry, Properties, Applications*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Ihsanullah, I., ve ark., 2020. Adsorptive removal of methylene blue and malachite green from aqueous solution by pistachio shell-derived activated carbon. *Separation Science and Technology*, 55.
- Ioannidou, O., ve Zabaniotou, A., 2007. Agricultural residues as precursors for activated carbon production—a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(9): 1966-2005.
- Kant, R., 2012. Textile dyeing industry: an environmental hazard. *Natural Science*, 4(1): 22-26.
- Karagöz, S., ve Tay, T., 2018. Removal of Basic Blue 41 using char and activated carbon prepared from agro-industrial waste. *Desalination and Water Treatment*, 103: 283-292.
- Kaya, M., ve Şahin, K., 2022. Removal of Acid Orange 7 from aqueous solution using quaternized pistachio shell powder. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102.
- Kundu, S., ve Gupta, A. K., 2006. Arsenic adsorption onto iron oxide-coated cement (IOCC): regression analysis of equilibrium data with several isotherm models and their optimization. *Chemical Engineering Journal*, 122(2): 93-106.
- Lagergren, S., 1898. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*, 24(4): 1-39.
- 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.
- Lellis, B., Fávaro-Polonio, C. Z., Pamphile, J. A., ve Polonio, J. C., 2019. Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation*, 3(2): 275-290.
- Lua, A. C., ve Yang, T., 2004. Effect of activation temperature on the textural and chemical properties of potassium hydroxide activated carbon prepared from pistachio-nut shell. *Journal of Colloid and Interface Science*, 274(2): 594-601.
- Marsh, H., ve Rodríguez-Reinoso, F., 2006. *Activated Carbon*. Elsevier.
- McMullan, G., Meehan, C., Conneely, A., Kirby, N., Robinson, T., Nigam, P., ... ve Smyth, W. F., 2001. Microbial decolourisation and degradation of textile dyes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56(1-2): 81-87.
- Metcalf, L., ve Eddy, H. P., 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5. Baskı). McGraw-Hill Education.

- Mishra, S., Cheng, L., ve Maiti, A., 2021. The utilization of agro-biomass/byproducts for effective bio-removal of dyes from dyeing wastewaters: A comprehensive review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1): 104901.
- Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S., ve Pittman Jr, C. U., 2014. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent—a critical review. *Bioresource Technology*, 160: 191-202.
- Muftuoglu, F., Yildiz, Y., Unal, O., ve Koparal, A. S., 2003. Adsorption of Basic Blue 41 from aqueous solution on raw and modified sepiolite. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38(10): 2341-2358.
- Najm, I. N., Snoeyink, V. L., ve Richard, Y., 1991. Effect of initial concentration of a SOC in natural water on its adsorption by activated carbon. *Journal of American Water Works Association*, 83(8): 57-63.
- Nidheesh, P. V., Zhou, M., ve Oturan, M. A., 2018. An overview on the removal of synthetic dyes from water by electrochemical advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 197: 210-227.
- Ofomaja, A. E., ve Ho, Y. S., 2007. Effect of pH on cadmium biosorption by coconut copra meal. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2): 356-362.
- Pinheiro, H. M., Touraud, E., ve Thomas, O., 2004. Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on kinetic and monitoring considerations. *Dyes and Pigments*, 61(2): 121-139.
- Plazinski, W., Rudzinski, W., ve Plazinska, A., 2009. Theoretical models of sorption kinetics including a surface reaction mechanism: a review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 152(1-2): 2-13.
- Qiu, H., Lv, L., Pan, B. C., Zhang, Q. J., Zhang, W. M., ve Zhang, Q. X., 2009. Critical review in adsorption kinetic models. *Journal of Zhejiang University-Science A*, 10(5): 716-724.
- Rahdar, S., Rahdar, A., ve Ahmadi, S., 2019. Adsorption of methylene blue from aqueous solution by modified Pistacia khinjuk hulls: equilibrium, kinetics, and thermodynamics. *Desalination and Water Treatment*, 164: 290-299.
- Rani, B., Warren, J., ve Kumar, V., 2021. Ecotoxicological effects of textile dyes on water quality and aquatic life: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19.
- Rodríguez-Reinoso, F., ve Molina-Sabio, M., 1992. Activated carbons from lignocellulosic materials by chemical and/or physical activation: an overview. *Carbon*, 30(7): 1111-1118.
- Rudzinski, W., ve Everett, D. H., 1992. *Adsorption of Gases on Heterogeneous Surfaces*. Academic Press.
- Ruthven, D. M., 1984. *Principles of Adsorption and Adsorption Processes*. John Wiley & Sons.
- Saghir, S., ve ark., 2022. Efficient removal of anionic and cationic dyes from aqueous environment using biomass-based adsorbents. *Journal of Saudi Chemical Society*, 26.

- Shaikhiev, I., ve ark., 2023. Adsorption of dyes from wastewater using agro-industrial wastes: A review. *Water*, 15.
- Simonin, J. P., 2016. On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics. *Chemical Engineering Journal*, 300: 254-263.
- Slama, H. B., Chenari Bouket, A., Pourhassan, Z., Alenezi, F. N., Silini, A., Cherif-Silini, H., ... ve Belbahri, L., 2021. Diversity of synthetic dyes from textile industry, discharge impacts and treatment methods. *Applied Sciences*, 11(14): 6255.
- Sontheimer, H., Crittenden, J. C., ve Summers, R. S., 1988. *Activated Carbon for Water Treatment*. DVGW-Forschungsstelle, Karlsruhe.
- Temkin, M. J., ve Pyzhev, V., 1940. Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts. *Acta Physicochimica URSS*, 12: 217-222.
- Vandevivere, P. C., Bianchi, R., ve Verstraete, W., 1998. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 72(4): 289-302.
- Wang, J., Ma, X., ve Liu, Y., 2020. Ecological risk assessment of azo dyes and their intermediates in the aquatic environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 192: 110298.
- Weisburger, J. H., 2002. Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 506: 9-20.
- Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., ve Ang, H. M., 2014. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 209: 172-184.
- Yang, H., Yan, R., Chen, H., Lee, D. H., ve Zheng, C., 2007. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel*, 86(12-13): 1781-1788.
- Yang, T., ve Lua, A. C., 2006. Texture and surface chemistry of activated carbons prepared from pistachio shells. *Journal of Colloid and Interface Science*, 295(2): 444-453.
- Yaseen, D. A., ve Scholz, M., 2019. Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(2): 1193-1226.
- Yeşiltaş, H.K., 2015. Çift Katmanlı Hidroksitler ile Fosfor Gideriminin Araştırılması. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimler Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Zeki Ö., 2012. Dimetil Tereftalat Üretim Endüstrisi Atıksularından Asetik Asitin İyon Değiştirme Yöntemiyle Giderimin Araştırılması. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimler Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Zollinger, H., 2003. *Color Chemistry: Syntheses, Properties, and Applications of Organic Dyes and Pigments*. Wiley-VCH.



ÖZGEÇMİŞ

Soyadı, Adı : ATLI, Mehmet Fatih
Uyruk : Türkiye Cumhuriyeti

Eğitim

Derece	Kurum	Mezuniyet Yılı
Lisans	: Ç.Ü. M.F. Çevre Mühendisliği Bölümü	2016
Ortaöğretim	: Yahya Kemal Beyatlı Anadolu Lisesi	2012

Çalışma Tecrübesi

Yıl	İşyeri	Unvan
2024-Halen	: Ortak Sağlık Güvenlik Birimi	İş Güvenliği Uzmanı