

T.C.
BİLECİK ŞEYH EDEBALI ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
KİMYA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**MAKROALG BİYOKÜTLESİNDEN ELDE EDİLEN AKTİF KARBONLARIN
ATIK SULARDAN BOYAR MADDE GİDERİMİNDE DEĞERLENDİRİLMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MELDA GÜLER

TEZ DANIŞMANI
DR. ÖĞR.ÜYESİ YUNUS EMRE ŞİMŞEK

BİLECİK, 2024

10662010

T.C.
BİLECİK ŞEYH EDEBALI ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
KİMYA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**MAKROALG BİYOKÜTLESİNDEN ELDE EDİLEN AKTİF KARBONLARIN
ATIK SULARDAN BOYAR MADDE GİDERİMİNDE DEĞERLENDİRİLMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MELDA GÜLER

TEZ DANIŞMANI
DR. ÖĞR.ÜYESİ YUNUS EMRE ŞİMŞEK

BİLECİK, 2024

10662010

BEYAN

Makroalg Biyokütlesinden Elde Edilen Aktif Karbonların Atık Sulardan Boyar Madde Gideriminde Değerlendirilmesi adlı yüksek lisans tezinin hazırlık ve yazımı sırasında bilimsel araştırma ve etik kurallarına uyduğumu, başkalarının eserlerinden yararlandığım bölümlerde bilimsel kurallara uygun olarak atıfta bulunduğumu, kullandığım verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı, tezin herhangi bir kısmının Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunulmadığını, aksinin tespit edileceği muhtemel durumlarda doğabilecek her türlü hukuki sorumluluğu kabul ettiğimi ve vermiş olduğum bilgilerin doğru olduğunu beyan ederim.

Bu çalışmanın, Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP), TÜBİTAK veya benzeri kuruluşlarca desteklenmesi durumunda; projenin ve destekleyen kurumun adı proje numarası ile birlikte, ETİK KURUL onayı alınması durumunda ise ETİK KURUL tarih karar ve sayı bilgilerinin beyan edilmesi gerekmektedir.	
DESTEK ALINMIŞTIR	X
DESTEK ALINMAMIŞTIR	
Destek alındı ise;	
Destekleyen kurum; Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi BAP	
Desteğin Türü	Proje Numarası
1- BAP (Bilimsel Araştırma Projesi)	X
2- TÜBİTAK	BAP: 2018- 01. BŞEÜ. 03-07
Diğer;.....	
ETİK KURUL onayı var ise;	
ETİK KURUL karar tarih/sayı:	/...

Melda GÜLER

Tarih

.....

İmza

.....

ÖN SÖZ

Yüksek lisans çalışmam süresince, bilimsel konularda benden yardımlarını esirgemedi beni yönlendiren değerli danışman hocam Sayın Dr. Öğr. Üyesi Yunus Emre Şimşek'e katkı ve emekleri için teşekkürlerimi ve saygılarımı sunarım.

Beni bugünlere getirerek her konuda desteklerini benden esirgemeyen kıymetli babam Ahmet BİRİNCİ'ye ve şefkatiyle beni saran annem Necibe BİRİNCİ' ye, bana her zaman güç ve moral veren ablam Mine TUNA' ya ve abim Mesut BİRİNCİ' ye, her aşamada beni teşvik edip yanımda olan ve beni her zaman gülümseten değerli eşim Yüksel GÜLER'e en derin duygularıyla teşekkür ederim.

Ayrıca Yüksek Lisans Tez Çalışmamı destekleyen Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Bilimsel Araştırma Koordinatörlüğüne teşekkürlerimi sunarım.

Melda GÜLER

2024

ÖZET

MAKROALG BİYOKÜTLESİNDEN ELDE EDİLEN AKTİF KARBONLARIN ATIK SULARDAN BOYAR MADDE GİDERİMİNDE DEĞERLENDİRİLMESİ

Günümüzde büyük miktarlarda boyar madde nehirlerle, göllere, denizlere ve toprağa kontrolsüz bir şekilde salınmakta, çevre ve insan sağlığı için çok ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Adsorpsiyon düşük maliyetli ve yüksek giderim kapasitesine sahip bir fiziksel yöntem olarak boyar maddelerin gideriminde kullanılmaktadır.

Bu tez çalışmasında, *Vallisneria Spiralis* makroalginden üç farklı yöntem ile üretilen aktif karbonların adsorpsiyon ile kongo kırmızısı boyar madde giderimi çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon çalışmaları üç farklı tipte aktif karbon üretimi ve karakterizasyonu içermektedir. Üretilen aktif karbonlar algin 500 °C’de termal bozundurulması (HAM), geleneksel olarak fosforik asit (H₃PO₄) aktivasyonu ve mikrodalga fosforik asit (H₃PO₄) aktivasyonu olarak gerçekleştirilmiştir. Farklı aktif karbon üretim yöntemlerinin aktif karbon üzerindeki etkileri ayrıntılı bir biçimde Elementel Analiz, FTIR, SEM-Mapping, TEM, BET ve Raman Spektroskopisi ile karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalar sonucunda aktif karbonların yüzey morfolojilerinin ve kompozisyonlarının değiştiği görülmüştür. İkinci aşamada üretilen aktif karbonların kongo kırmızısı boyar madde giderimindeki etkinliği araştırılmıştır. Adsorpsiyon çalışmalarını etkileyen parametreler pH, adsorban miktarı, sıcaklık, ilk boyar madde derişimi ve zaman olarak seçilmiş ve tüm deneyler kesikli reaktör sisteminde gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar değerlendirildiğinde çalışılan tüm sıcaklıklarda mikrodalga aktivasyonunun en yüksek giderim kapasitesine sahip olduğu görülmüştür. Yapılan kinetik çalışmalar sonucunda sıcaklığın giderim kapasitesi üzerinde fazla bir etkiye sahip olmadığı görülmüştür. İzoterm çalışmalarında literatürde rastlanan farklı tipte modeller için izoterm çalışmaları yürütülmüştür. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda adsorpsiyonun en yüksek Regresyon Katsayısı (R²) her üç aktif karbon için Sips modeline uyduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Yapılan çalışma kapsamında elde edilen veriler incelendiğinde aktif karbonların boyar madde gideriminde etkin olduğu, özellikle kısa sürede mikrodalga ile aktive edilen ve üretilen adsorban kullanılması durumunda ise yüksek giderim kapasitelerine ulaşıldığı söylenebilmektedir.

Anahtar kelimeler: Makroalg, Aktif Karbon, Adsorpsiyon, Karakterizasyon, Kongo Kırmızısı

ABSTRACT

ASSESSMENT OF ACTIVATED CARBONS OBTAINED FROM MACROALGAE BIOMASS IN THE REMOVAL OF DYE FROM WASTEWATER

Nowadays large amounts of dyes are released into rivers, lakes, seas and soil in an uncontrolled manner and pose a serious threat to the environment and human health. Adsorption is used in the removal of dyes as a physical method with low cost and high removal capacity.

In this thesis, studies on the removal of congo red dye by adsorption of activated carbons produced from *Vallisneria Spiralis* macroalgae by three different methods were examined. Adsorption studies included three different types of activated carbon production and characterization. The activated carbons produced were carried out by thermal degradation (HAM) of algae at 500 °C, conventional phosphoric acid (H₃PO₄) activation and microwave phosphoric acid (H₃PO₄) activation. The effects of different activated carbon production methods on activated carbon were characterized in detail by Elemental Analysis, FTIR, SEM-Mapping, TEM, BET and Raman Spectroscopy. As a result of these studies, it was observed that the surface morphologies and compositions of activated carbons changed. In the second stage, the effectiveness of the activated carbons produced in the removal of congo red dye was investigated. The parameters affecting the adsorption studies were selected as pH, biosorbent amount, temperature, initial dye concentration and time, and all experiments were carried out in the batch reactor system. When the results were evaluated, it was seen that microwave activation had the highest removal capacity at all temperatures studied. In the kinetic studies, it was seen that temperature did not have much effect on the removal capacity. In isotherm studies, isotherm studies were carried out for different types of models found in the literature. As a result of the experimental studies, it was concluded that the highest Regression Coefficient (R²) of adsorption fit the Sips model for all three activated carbons.

When the data obtained within the scope of the study were examined, it could be said that the activated carbons were effective in dye removal, and especially in the case of using biosorbents activated and produced by microwave in a short time, high removal capacities were achieved.

Keywords: Macroalgae, Activated Carbon, Adsorption, Characterization, Congo Red

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖN SÖZ.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
TABLolar LİSTESİ.....	viii
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	x
GRAFİKLER LİSTESİ.....	xi
KISALTMALAR VE SİMGELER LİSTESİ.....	xvi
1.GİRİŞ.....	1
2.TEKSTİL ATIK SULARI	3
2.1. Atık Sularda Tekstil Boyar Maddenin Karakterizasyonu	6
2.2. Tekstil Boyar Maddelerinin Çevre ve Canlılar Üzerindeki Etkisi	6
2.3. Tekstil Atık Sularından Boyar Madde Giderim Yöntemleri	7
2.3.1. Fizikokimyasal Yöntemler	8
2.3.2. Biyolojik Yöntemler	8
2.4. Farklı Ajanlar ile Tekstil Boyar Maddelerinin Bozundurulması	9
2.4.1. Mantar Suşlar (Strain) ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması	10
2.4.2. Maya Suşları ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması ...	11
2.4.3. Bakteri Suşları ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması.	12
2.4.4. Alg Suşları ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması.....	13
2.4.5. Aerobik Koşullarda Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması	15
2.4.6. Anaerobik Koşullarda Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması	16

2.4.7. Enzim ve Bitkiler ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması	16
2.4.8. Nanomateryal Tabanlı Remisayon ile Boyar Madde Giderimi	17
2.4.9. Atık Sulardaki Boyar Madde Giderimindeki Adsorpsiyon Çalışmaları	17
3. ADSORPSİYON.....	19
3.1. Adsorpsiyon İzotermi	20
3.1.1. Langmuir İzotermi	20
3.1.2. Freundlich İzotermi.....	21
3.1.3. Redlich-Peterson Modeli.....	21
3.1.4. Temkin İzotermi	22
3.2. Adsorpsiyon Kinetiği.....	22
3.2.1. Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model (Pseudo I. Derece)	22
3.2.2. Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model (Pseudo II. Derece)	22
3.2.3. Partikül İçi Difüzyon Modeli.....	23
3.2.4. Elovich Eşitliği	23
3.3. Adsorpsiyon Sürecine Etki Eden Faktörler	23
3.3.1. Adsorban Miktarı.....	23
3.3.2. pH.....	24
3.3.3. Sıcaklığın Etkisi	24
3.3.4. Temas Süresinin Etkisi.....	24
4. KONGO KIRMIZISI.....	26
5. MAKROALGLER	30
5.1. Algal Biyokütlenin Adsorban Olarak Kullanılması.....	35
5.2. Algal Biyokütleden Aktif Karbon Eldesi.....	35

6. LİTERATÜR ÖZETİ	37
7. DENEYSEL ÇALIŞMALAR.....	42
7.1. Kongo Kırmızısı'nın Boyar Madde Gideriminde Adsorbanın Belirlenmesi ve Hazırlanması	42
7.2. Boyut Küçültme ve Elek Analizi	42
7.3. Ham Maddenin ve Adsorbanların Elementel Analizi.....	42
7.4. Ham Madde ve Adsorbanların Fonksiyonel Grupların Belirlenmesi	42
7.5. Ham Maddenin ve Adsorbanların Yüzey Alanı Analizi.....	42
7.6. Ham Maddenin ve Adsorbanların Yüzey Morfolojisi	43
7.7. Ham Maddenin ve Adsorbanların Raman Spektroskopisi	43
7.8. Adsorpsiyon Çözeltisi Derişiminin Belirlenmesi	43
7.9. Kullanılan Malzemeler ve Çözeltiler	43
7.10. Ham Maddeden Aktif Karbon Üretimi ve Adsorpsiyon Çalışmaları.....	43
8. DENEYSEL ÇALIŞMALARDAN ELDE EDİLEN SONUÇLAR.....	46
8.1. pH Etkisi.....	46
8.2. Adsorban Miktarı.....	47
8.3. Adsorpsiyon Kinetiği.....	48
8.3.1. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Sanki Birinci Dereceden Kinetik Eşitlikle Modellenmesi	50
8.3.2. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Sanki İkinci Dereceden Kinetik Eşitlikle Modellenmesi	55
8.3.3. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Partiküller Arası Difüzyon Kinetik Eşitliği ile Modellenmesi	60
8.3.4. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Elovich Kinetik Eşitliği ile Modellenmesi	64
8.3.5. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesi Adsorpsiyon Kinetik Verileri Parametrelerinin Hesaplanması	69

8.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri	74
8.4.1. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Farklı İzoterm Modelleri ile Modellenmesi	74
8.4.2. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesi Adsorpsiyonunun İzoterm Modelleri Parametrelerinin Hesaplanması	79
8.5. Biyokütle Karakterizasyonu	89
8.5.1. Adsorbanların Elementel Analiz Sonuçları	89
8.5.2. Adsorbanların FTIR Analizleri.....	90
8.5.3. Adsorbanların Yüzey Analizi (BET)	94
8.5.4. Adsorbanların Raman Spektrum analizi	95
8.5.5. Adsorbanların SEM ve Geçirimli Elektron Mikroskobu (TEM) Görüntüleri	95
9. SONUÇ, TARTIŞMALAR VE ÖNERİLER.....	103
KAYNAKÇA	105

TABLÖLAR LİSTESİ

Sayfa

Tablo 2.1. İçerdiği Kromofor Grubuna Göre Boyaların Sınıflandırılması ve Örnekleri.....	4
Tablo 2.3. Biyolojik, Fiziksel ve Kimyasal Boyar Madde Bozundurma Süreçlerinin Karşılaştırılması	9
Tablo 2.4. Çeşitli Mantar Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri.....	11
Tablo 2.7. Çeşitli Alg Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri	14
Tablo 2.8. Aerobik Koşullarda Bakteri Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri.....	15
Tablo 2.9. Anaerobik Koşullarda Bakteri Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri.....	16
Tablo 4.1. Kongo Kırmızısı'nın Fiziko- Kimyasal Özellikleri	26
Tablo 8.1. Ham Madde Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 25 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	69
Tablo 8.2. Geleneksel Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 25 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	70
Tablo 8.3. Mikrodalga Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 25 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	70
Tablo 8.4. Ham Madde Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 35 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	71
Tablo 8.5. Geleneksel Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 35 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	71
Tablo 8.6. Mikrodalga Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 35 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	72
Tablo 8.7. Ham Madde Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 45 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	72
Tablo 8.8. Geleneksel Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 45 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	73

Tablo 8.9. Mikrodalga Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 45 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu	73
Tablo 8.10. 25 °C'de Ham Maddenin Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları	80
Tablo 8.11. 35 °C'de Ham Maddenin Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları	81
Tablo 8.12. 35 °C'de Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları.....	84
Tablo 8.13. 45 °C'de Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları.....	85
Tablo 8.14. 25 ° C'de Mikrodalga Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları	86
Tablo 8.15. 35 °C'de Mikrodalga Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları	87
Tablo 8.16. 45 °C'de Mikrodalga Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları	88
Tablo 8.17. Kongo Kırmızısı Boyar Madde Gideriminde Kullanılan Adsorbanların Elementel Analiz Sonuçları (% Ağırlıkça).....	89
Tablo 8.18. Ham Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları.....	91
Tablo 8.19. Geleneksel Yöntem ile Üretilen Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları	92
Tablo 8.20. Mikrodalga Yöntemi ile Üretilen Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları	93
Tablo 8.21. Kongo Kırmızısı Boyar Madde Gideriminde Kullanılan Adsorbanların Yüzey Özellikleri.....	94
Tablo 8.22. Mikrodalga Yöntemi ile Üretilen Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları.....	93
Tablo 8.23. Kongo Kırmızısı Boyar Madde Gideriminde Kullanılan Adsorbanların Yüzey Özellikleri.....	94

ŞEKİLLER LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Boyar Madde Giderim Yöntemleri	7
Şekil 5.1. <i>Valisneria Spiralis</i>	32
Şekil 5.2. <i>Valisneria Spiralis</i>	33
Şekil 5.3. Aktif Karbon Yapısındaki Fonksiyonel Gruplar	36
Şekil 8.1. Mikrodalga ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Öncesi SEM ve SEM	96
Şekil 8.2. Mikrodalga ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Sonrası SEM ve SEM Mapping Görüntüleri	97
Şekil 8.3. Geleneksel Yöntem ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Öncesi SEM ve SEM Mapping Görüntüleri.....	98
Şekil 8.4. Geleneksel Yöntem ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Sonrası SEM ve SEM Mapping Görüntüleri.....	99
Şekil 8.5. Ham Adsorbanın Adsorpsiyon Öncesi SEM ve SEM Mapping Görüntüleri	100
Şekil 8.6. Ham Adsorbanın Adsorpsiyon Sonrası SEM ve SEM Mapping Görüntüleri	101
Şekil 8.7. (a) Ham (b) Geleneksel (c) Mikrodalga Aktivasyonu ile Üretilen Adsorbanların TEM Görüntüleri	102

GRAFİKLER LİSTESİ

Sayfa

Grafik 8.1. Farklı pH Boyar Madde Derişimlerinde Adsorplanan Boyar Maddenin % Giderimi.	46
Grafik 8.2. Farklı Adsorban Miktarlarının Boyar Madde Giderimine Etkisi.	47
Grafik 8.3. Ham Maddenin Sıcaklık ve Zamana Bağlı Olarak Adsorban Kapasitesi.....	48
Grafik 8.4. Geleneksel Yöntem ile Aktive Edilerek Üretilen Adsorbanın Sıcaklık ve Zamana Bağlı Olarak Adsorban Kapasitesi.	49
Grafik 8.5. Mikrodalga Aktivasyonu ile Üretilen Adsorbanın Ham Maddenin Sıcaklık ve Zamana Bağlı Olarak Adsorban Kapasitesi.	49
Grafik 8.6. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.....	51
Grafik 8.7. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.....	51
Grafik 8.8. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.....	52
Grafik 8.9. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	52
Grafik 8.10. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	53
Grafik 8.11. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	53
Grafik 8.12. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	54

Grafik 8.13. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	54
Grafik 8.14. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	55
Grafik 8.15. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	55
Grafik 8.16. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	56
Grafik 8.17. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	56
Grafik 8.18. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	57
Grafik 8.19. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	57
Grafik 8.20. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	58
Grafik 8.21. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	58
Grafik 8.22. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	59
Grafik 8.23. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.	59

Grafik 8.24. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	60
Grafik 8.25. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	60
Grafik 8.26. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	61
Grafik 8.27. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	61
Grafik 8.28. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	62
Grafik 8.29. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	62
Grafik 8.30. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	63
Grafik 8.31. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	63
Grafik 8.32. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.	64
Grafik 8.33. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	64
Grafik 8.34. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	65
Grafik 8.35. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	65

Grafik 8.36. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	66
Grafik 8.37. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	66
Grafik 8.38. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	67
Grafik 8.39. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	67
Grafik 8.40. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	68
Grafik 8.41. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.	68
Grafik 8.42. Ham Maddenin 25 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	75
Grafik 8.43. Ham Maddenin 35 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	75
Grafik 8.44. Ham Maddenin 45 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	76
Grafik 8.45. Geleneksel Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 25 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	76
Grafik 8.46. Geleneksel Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 35 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	77
Grafik 8.47. Geleneksel Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 45 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	77
Grafik 8.48. Mikrodalga Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 25 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	78
Grafik 8.49. Mikrodalga Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 35 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	78
Grafik 8.50. Mikrodalga Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 45 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.....	79

Grafik 8.51. Adsorpsiyon Öncesi (a) Ham, (b) Geleneksel ve (c) Mikrodalga Adsorbanlarının ve Adsorpsiyon Sonrası (d) Ham, (e) Geleneksel ve (f) Mikrodalga Adsorbanlarının FTIR Spektrumlar	90
Grafik 8.52. Adsorbanların Raman Spektrumu.....	95



KISALTMALAR VE SİMGELER LİSTESİ

α : Başlangıç Adsorpsiyon Hızı

a_R : Redlich–Peterson İzoterm Sabiti

b_{TM} : Adsorbsiyon Isısına Bağlı Sabit

β : Desorpsiyon Sabiti

β : Redlich–Peterson İzoterm Üssü

C_e : Denge Sabiti

C_{eq} : Denge Konsantrasyonu

C_0 : İlk Derişim

C_t : Boyar Madde Çözeltisi

q : Adsorpsiyon Kapasitesi

q_{eq} : Adsorbentin Gramı Başına Adsorplanan Madde Miktarı

q_{ML} : Langmuir İzoterm Maksimum Adsorpsiyon Kapasitesi

q_t : Herhangi Bir t Anındaki Adsorplanan Madde Miktarı

k_i : Parçacık İçi Difüzyon Modelinin Hız Sabiti

K_L : İzoterm Sabiti

K_R : Redlich–Peterson İzoterm Sabiti

K_{TM} : Temkin İzotermi Denge Bağlama Sabiti

k_1 : Sanki Birinci Dereceden Hız Sabiti

k_2 : Hız Sabiti

R^2 : Regresyon Katsayısı

μm : Mikrometre

BET : Brunauner Emmett-Teller

BOİ : Biyolojik Oksijen İhtiyacı

Dk : Dakika

FTIR : Fourier Dönüşüm Kızılötesi Spektroskopisi

KOI : Kimyasal Oksijen İhtiyacı

Ppm : Milyonda Bir

R : Evrensel Gaz Sabiti

rpm : Devir/Dakika

SEM : Taramalı Elektron Mikroskobu

t : Temas Süresi

T : Sıcaklık

TÇS : Toplam Çözünmüş Katı

V: Boyar Madde Çözelti Hacmi

W : Adsorban Miktarı

1.GİRİŞ

Günümüzde yer alan nüfus ve sanayileşmedeki artış, endüstriyel ve kentsel atıkların hızlı artışına neden olmaktadır. Kentsel ve endüstriyel atıkların doğaya herhangi bir denetim olmadan atılması, çevre kirliliğini gözle görülür şekilde arttırmakla beraber ağır metallerin de canlı bir organizma yapısında birikerek bunların da doğaya aktarılmasına neden olmaktadır. Kirlenen hava ve toprak yağışların da etkisiyle son derece toksik kirleticileri sulara bırakarak hayvanları, bitkileri ve de tarım ürünlerini azımsanmayacak ölçüde zehirlemektedir. Sağlığı bu denli etkileyen atıklar doğal dengenin de bozulmasına sebep olmaktadır.

Deri, kâğıt, gıda teknolojisi ve tekstil gibi birçok endüstri alanında geniş çaplı yer alan boyar maddelerin sentetik kökenli olması, kompleks aromatik moleküler yapıda yer alması ve farklı fonksiyonel gruplar içermesi bu maddelerin kararlı yapıda olmasını sağlamaktadır. Bu da boyar maddelerin biyolojik açıdan bozunabilirliğini güç hale getirmiştir. Boyar maddelerin atık sulardan giderilme çalışmaları son yıllarda hız kazanmıştır. Boyar maddelerin atık sulardan giderilmesinde üç ana yöntem kullanılmaktadır. Bu yöntemler fiziksel (adsorpsiyon, çöktürme, filtreleme, nanofiltreleme, flotasyon, koagülasyon, kristalizasyon ve santrifüjleme), kimyasal (adsorpsiyon, elektrokoagülasyon, membran, ozonlama ve adsorpsiyon) ve biyolojik (aerobik, anaerobik, aktif çamur, oksidasyon havuzu ve septik tank) arıtım yöntemleridir (Poerio vd., 2019).

Adsorpsiyon yoğun fazdaki sıvıdan katı yüzeyine bir molekülün transferine neden olan yüzey süreci olarak tanımlanmaktadır. Bu süreç fiziksel ya da kimyasal bağlarla olmaktadır. Genelde adsorpsiyon süreci tersinirdir. Fiziksel ya da kimyasal adsorpsiyon gaz veya sıvı fazdaki yüzeye tutunan madde miktarını belirten bazı eşitlikler aracılığıyla kimyasal dengede olarak tanımlanmaktadır. Bu eşitliklere adsorpsiyon sürecini etkileyen sıcaklık, ilk kirletici derişimi ve pH gibi parametrelere bağlı olan adsorpsiyon izotermi (Langmuir ve Freundlich gibi) denilmektedir. Adsorpsiyon jeosfer, hidrosfer ve atmosfer arasındaki değişimleri düzenleyerek ekolojide temel bir rol oynamaktadır.

Yüksek yüzey alanı ve güçlü bağlanma kapasitelerinden dolayı alg biyokütlesi atık sulardaki kirleticiler için en yüksek elektrostatik çekim kuvvetine sahiptir (Khan vd., 2022). Algler atık sular adsorpsiyonunda doğrudan ölü, canlı ya da kültürlenmiş ortamda kullanılabileceği gibi bazı modifikasyonlar (asidik, bazik, halid, metal ve metal oksit, UV ve peroksit) ve aktif karbon (ön işlem ve fiziksel/kimyasal modifikasyonlar) ile adsorpsiyon kapasiteleri arttırabilmektedir (Wang vd., 2023).

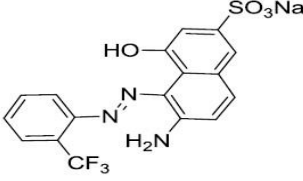
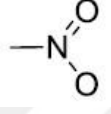
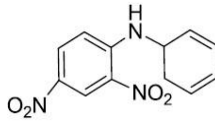
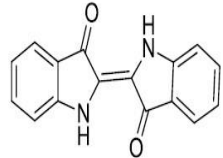
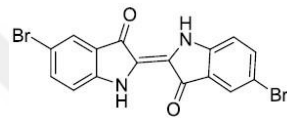
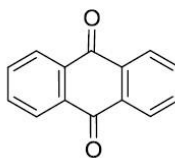
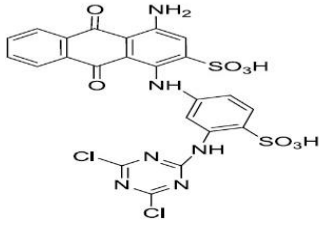
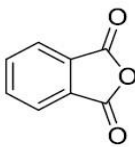
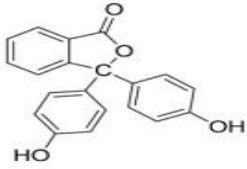
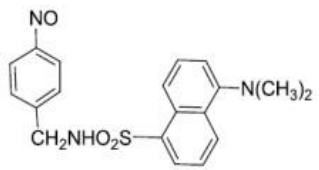
Bu çalışmanın amacı algal biyokütlenin (*Vallineria Spiralis*) farklı modifikasyonlar yardımı ile aktif karbon üretimi gerçekleştirilerek elde edilen adsorbanların kongo kırmızısı boyar madde gideriminde kullanılabilirliğinin araştırılmasıdır. Elde edilen aktif karbonların kimyasal ve morfolojik özellikleri Elementel analiz, FTIR, XRD, BET, SEM-EDX Mapping, TEM ve Raman Spektroskopisi karakterizasyon yöntemleri ile belirlenmiştir. Ayrıca kongo kırmızısı boyar maddesinin adsorpsiyon kinetik ve izoterm çalışmalarında yer verilmiştir.



2.TEKSTİL ATIK SULARI

Son on yılda tekstil endüstrisi uluslararası ticaretin temel bir bileşeni olarak hızlı bir şekilde büyümeye devam etmektedir. Bu büyümenin sonucu olarak tekstil üretimindeki kontrolsüz bir şekilde sulu ortama salınan kirleticiler (tekstil boyaları) son derece toksik olup canlı eko sistemi ciddi bir biçimde tehdit etmektedir (Atkar vd., 2021; Mitra vd., 2022). Tekstil boyaları kimyasal yapısına bağlı olarak azo, antrakinin, ksanten, indigo, difenilmetan, trifenilmetan, ftalosiyenin, nitratlı/nitrosatlı ve polimetin içeren geniş bir kimyasal grubu oluşturmaktadır (Hossain vd., 2022). Genelde tekstil boyar madde sınıflandırılması pigmentler ve boyalar olarak iki gruba ayrılırlar. Birçoğu organik bileşikler olup yapısında aromatik gruplar bulunduran boyalar, kullanıldığı sırada kristalleri çözündürülerek oluşturulan boyar maddelerdir. Organik boyaları, oksokrom ve kromojen grupları oluşturur. Kromojen denilen organik boyalar, renkli bileşikler, aromatik halkalar veya bir konjuge çift bağlı alifatik zincirlerden oluşur. Boyanın renginin oluşmasında etkili olan ve elyafa tutunmayı sağlayan grup ise oksokrom gruplarıdır. Belirli grupların moleküle bağlanması ile aromatik halkaların mor ötesi ışınlar bölgesinde olan absorpsiyonu, görünür spektrum bölgesine kayabilir. Bu şekilde etki gösteren gruplara “kromofor grup” denir. Kromofor grup içeren aromatik halkalı sistemlere “kromojen grup” denir. Kromojen gruplara oksokrom ya da antiokskrom grupların bağlanmasıyla boyar maddeler oluşur. Tablo 2.1’de kromofor grubuna ait sınıflandırma örneği verilmiştir. Çeşitli tekstil boyaları arasında metilen yeşili, asit mavisi, arbutin (basic violet), reaktif kırmızı, reaktif sarı ve malasit yeşili en sık kullanılan tekstil boyar maddeleridir. Her yıl ortalama 100 üzerinde boya tipi olarak 700000-1000000 ton boya üretilmekte ve tekstil sanayinde kullanılmaktadır. Kullanılan boyaların yaklaşık % 10’unun atık su olarak çevreye salındığı düşünülmektedir (Panhwar vd., 2023). Ülkelere göre tekstil atık suları üretim ve deşarj verileri Tablo 2.2’de gösterilmiştir.

Tablo 2.1. İçerdiği Kromofor Grubuna Göre Boyaların Sınıflandırılması ve Örnekleri

SINIF	KROMOFOR	ÖRNEK
AZO BOYALAR	$-N=N-$	 Acid Red 337
NİTRO BOYALAR		 Dispers Yellow 14
İNDİGO BOYALAR		 C.I. Vat Blue 35
ANTRAKİNON BOYALAR		 Reactive Blue 4
FİTALEYN BOYALAR		 Fenoftaleyn
NİTROZO BOYALAR	$-N=O$	 DNSBA-NO

Kaynak: (Mergen, 2018)

Tablo 2.2. Ülkeler Bazında Tekstil Endüstrisi Atık Su Üretim ve Deşarjı (Bin ton)

Country	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Austria	1.1		1.1		1.1		2.15		1.79
Belgium			4.48	4.15	4.07	4.24			
Canada		2.8		6.5					
Chile	1.0058	0.736	0.2						
Denmark	0.419	0.382	0.255	0.243	0.208	0.211	0.246	0.216	0.218
Finland	0.3								
Germany	24.47	24.89	23	21.32	21.42	21.18	20.8		
Korea	32.443	41.384	28.913	29.504	27.798	23.699	21.897		
Latvia	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lithuania	1.064	1.031	1.174	1.116	1.128	1.148	1.726	1.4	1.701
Netherlands	3.1		5.3						
Poland	0.6	0.4	0.3	0.1	0.3	0.3	0.495	0.551	0.524
Slovak Repuclic	0.2	0.1	0.2	0.2	0	0	0.011	0.012	0.011
Slovenia	0.7	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7
Spain	13	12.2	11.9	11.5	11.1	10.8	10.5		
Sweden	2					2			
Turkey	79.9		149.4		166.41		166.67		197.01

Kaynak: (OECD Elektronik internet sitesi, 2024)

2.1. Atık Sularda Tekstil Boyar Maddenin Karakterizasyonu

Tekstil boyar madde atık suları renk, pH, sıcaklık, tuz oranı, alkali, halojen, hidrokarbonlar, amin, BOİ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), TÇS (Toplam Çözünmüş Katı), çeşitli derişimlerde serbest iyonik ve biyolojik bağı nitrojen ve fosfor miktarlarına göre karakterize edilir (Kiguchi vd., 2016; Pathak vd., 2014). Ayrıca bu atık sularda krom, kadmiyum, bakır, nikel, arsenik, çinko, kurşun ile organik molekülleride içermektedir. Boyar madde kaynağına bağı olarak TÇS miktarı 2900-3100 mg/L, BOİ 80-6000 mg/L, KOİ 150-30000 mg/L, toplam nitrojen 21-57 mg/L ve toplam fosfor 1-97 mg/L aralıklarında değışmektedir (Kehinde ve Aziz, 2014).

2.2. Tekstil Boyar Maddelerinin Çevre ve Canlılar Üzerindeki Etkisi

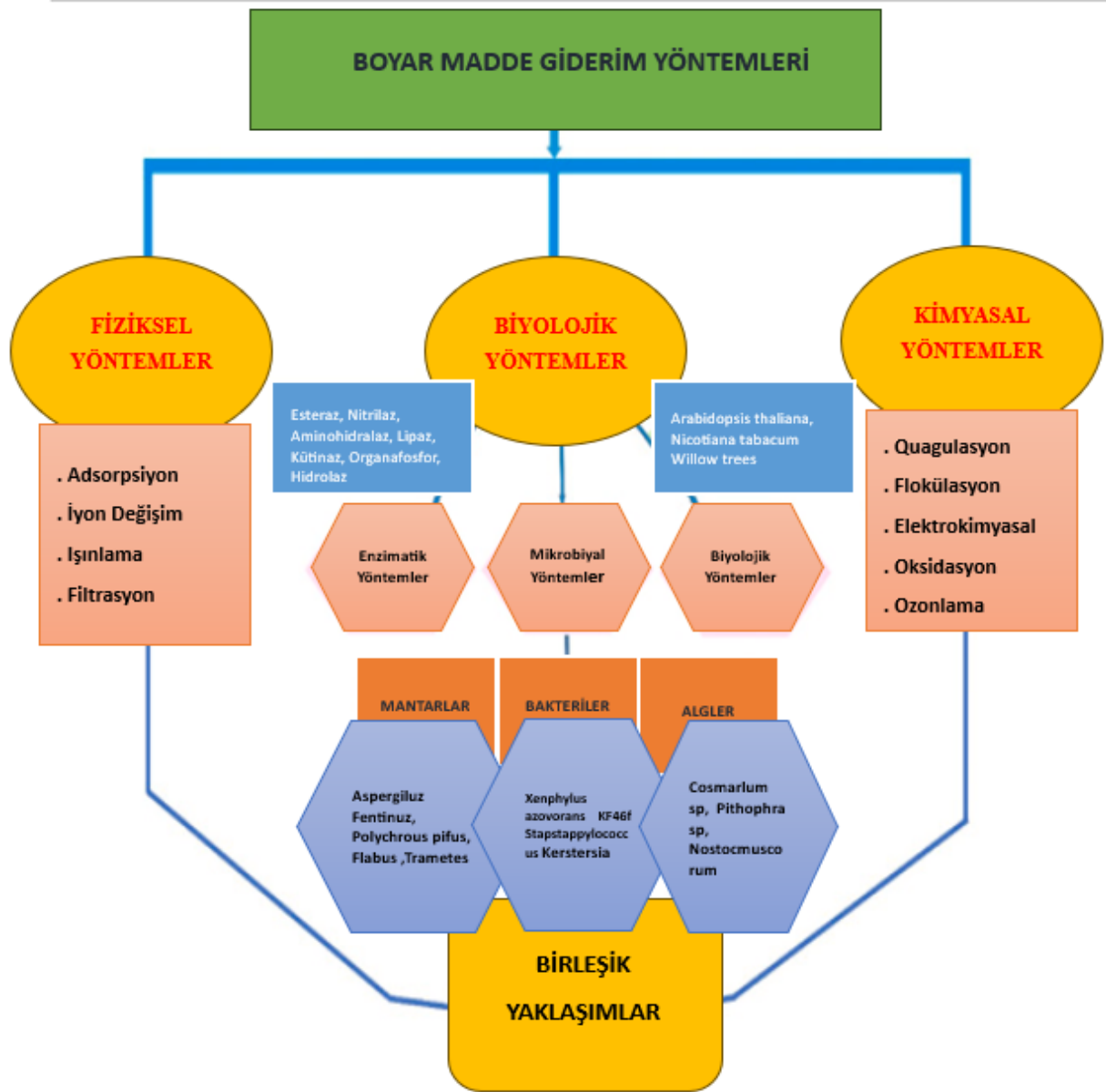
Tekstil endüstrisi birkaç zehirli ve karsinojenik bileşikler üretmekte ve bunları kontrolsüz bir şekilde çevreye salmaktadır. Bu bileşikler çevreye, bitkilere, hayvanlara ve hatta insanlara farklı zararlı etkilere sahip olmaktadır. Boyar maddeler sulu toksisiteyi artırarak flora ve fauna üzerinde; fotosentez aktivitesi, toprak kalitesini ve bitki gelişimini azaltarak bitki türlerinde; BOİ ve KOİ azaltarak sulu ortamdaki hayvanlar üzerinde ve karsinojenik etkileri ile insanlara zarar verdikleri bilinmektedir (Sornaly vd., 2024). Örneğin tekstil atık suları doğrudan sulamada kullanılıyorsa klorofil, protein ve karbonhidrat sentezlerini engelleyerek mutajenik, teratojenik ve karsinojenik doğasından dolayı bitki gelişimini engellemektedir (Wang vd., 2019). Benzer şekilde atık sulardaki ağır metaller ise tohum çimlenme ve fide gelişimi üzerinde olumsuz etkilere sahiptir (Bhatia vd., 2017). İşlenmemiş ya da kısmen işlenmiş tekstil atık suları doğrudan sulu ortama salındıklarında suyun rengini değıştirerek güneş ışığını engelleyerek sucul bitkilerin fotosentez aktivitesini ve sudaki çözünmüş oksijen miktarını azaltarak anoksik koşulları oluşturarak sulu fauna ve flora yaşam için ölümcül etkilere sebebiyet vermektedir (Saxena vd., 2019).

Ayrıca insan ve hayvan sağığına son derece zararlı zor ayrışabilir organik kirleticilerde (katkı maddeleri, dioksinler, deterjanlar, pestisitler, fenoller, yüzey aktif maddeler, renk sabitleyiciler, bağlayıcı tuzlar, formaldehit ve apreleyiciler) tekstil atık sularında bulunmaktadır (Osman vd., 2022). Tekstil atık sularının yaklaşık % 5'i çevreye son derece zararlı ve % 10'u ise insan sağığına potansiyel toksik etkilere sahip olduğı düşünölmektedir. Uzun süreli boyar maddelere maruz kalmak ise sağığına son derece zararlıdır. Reaktif boyalarda karşılaşılan en büyük tehlike kuru boyar maddenin solunmasıdır. Bazı durumlarda kişinin bağıışıklık sistemini

etkiler ve ikincil maruz kalmada ise şiddetli kaşıntı, göz sulanması, hapşırma nöbetleri ve bronşit astıma neden olur (Idris vd., 2004).

2.3. Tekstil Atık Sularından Boyar Madde Giderim Yöntemleri

Tekstil boyar maddelerinin giderimi fiziksel,biyolojik ve kimyasal olarak üç farklı yöntem ile gerçekleşmekte be bu yöntemler detaylı olarak Şekil 2.1’ de verilmiştir.



Şekil 2.1. Boyar Madde Giderim Yöntemleri

2.3.1. Fizikokimyasal Yöntemler

Fizikokimyasal yöntemlerin kullanılması en pratik yaklaşım olsa da yan ürünler oluşturması ve arıtım sonucu arıtım çamurunun (sludge) tekrar kullanılamaması ve maliyet yönünden bazı dezavantajlara sahiptir. Ayrıca bu yöntemler yüksek enerji ihtiyacı ve uzun alıkonma zamanlarına da sahiptirler (Deshpande vd., 2020). Dağılım rengi ve sülfür boyalarının uzaklaştırılması için koagülasyon ve flokülasyon teknikleri kullanılmaktadır. Demir (II) sülfat ve demir (III) sülfat, alüminyum sülfat, kalsiyum klorür, bakır sülfat; penta etilen, heksamın ve etil dienklorit gibi kopolimerler gibi koagülantlar (pıhtılaştırıcılar) koagülasyon arıtım yöntemlerinde kullanılmaktadır. Koagülasyon ile arıtım yönteminde pH değerini sabit bir değerde tutmak çok pahalı olup susuzlaştırma, tekrar ayarlama, yüzer madde üzerindeki kalıntılar, çökeltme maliyetleri, atık çamur oluşumu ve sistemin boşaltılması süreç üzerindeki en büyük engellerdendir (Yang vd., 2019).

Tekstil boyar madde bozundurmada (degradation) fizikokimyasal tekniklerinin kullanılması tehlikeli kimyasalların oluşmasına neden olabilmektedir. Azo boyalarının bozundurulması nitroaromatik ürünlerin oluşmasına neden olabilir. Bu ürünler karsinojenik ve mutajenik özelliklerinden dolayı insan sağlığı ve çevre üzerinde ciddi tehditler oluşturmaktadır (Ngo ve Tischler, 2022). Ayrıca yüksek sıcaklık ortamında bozunmanın tam gerçekleşmediği durumlarda son derece toksik polisiklik aromatiklerin oluşmasına da sebep olmaktadır. Rayaroth ve arkadaşlarının yaptıkları çalışmada ozonlama ve ileri oksidasyon süreçlerinde bazı fizikokimyasal arıtım tesislerinde kanser ile yakından ilişkili aromatik aminlerin oluştuklarını belirtmişlerdir (Rayaroth vd., 2022).

2.3.2. Biyolojik Yöntemler

Biyolojik yöntemler biyolojik iyileştirme (bioremediation) gibi biyolojik süreçlerin kullanılarak tekstil boyalarının bozundurulması yöntemidir. Bu yöntem tekstil atık boyar maddelerinin minimal bir değer ve optimal zamanla giderim yöntemi olarak yeşil teknoloji olarak karşımıza çıkmaktadır (Bhagat vd., 2023). Biyo tabanlı yöntemler atık sulardaki boyar maddelerin bozundurulmasında ekonomik olarak makul yatırım ve işletme maliyeti, çevreye zararsız ve çok az miktarlarda aktif çamur yan ürünleri üretmesi bakımından bazı avantajlara sahiptir. Biyolojik yöntemlerde çeşitli sentetik boyaları absorplayıp sonrasında parçalayan ve böylece atık suyu toksikleştiren bakteriler, mantarlar, mayalar ve algler gibi mikroplar kullanılmaktadır (Srivastava vd., 2022). Bu mikroorganizmalar zararlı boyar maddelerin renk giderimi ve parçalanmasını içeren katabolik enzimler üretmektedirler. Azo boyaların

katabolizmi iki adımda gerçekleşmektedir. İlk adımda azo boya amin oluşturan azo bağının yıkımı ve ikinci adımda ise aromatik aminlerin aerobik koşullarda küçük toksik olmayan moleküllere parçalanmasıdır (Popli ve Patel, 2015). Tablo 2.3’de biyolojik giderim süreçlerinin diğer süreçler ile karşılaştırılması özetlenmiştir. İlk aşamada anerobik koşullarda genellikle Bacteroides, Eubacteria ve Clostridium mikroorganizmaları kullanılmaktadır.

Tablo 2.3. Biyolojik, Fiziksel ve Kimyasal Boyar Madde Bozundurma Süreçlerinin Karşılaştırılması

Biyolojik	Fiziksel	Kimyasal	Referans
Yüksek etkinlikte azo ve antrokinon boyalarının renk giderilmesi	Tüm boyalar için ortalama adsorpsiyon kapasitesi	Çözülebilir ve çözünmez boyaların ortalama renk giderimi	(Nachiyar vd., 2023)
Fiziksel ve kimyasal yöntemlerden daha az	Yüksek işletme maliyeti	Nispeten daha yüksek	(Sheldon vd., 2021)
Biyogaz üretimi	Derişik atık çamuru üretimi	Derişik toksik atık çamuru üretimi	(Ferrentino vd., 2023)
Düşük maliyetlerinden dolayı büyük ölçekli uygulamalar	Yüksek çalışma maliyeti	Yüksek çalışma ve bakım maliyeti	(Mazzei ve Specchia, 2023)
Azo boyaların uzaklaştırılmasında sınırlı bakteriler kullanır	Daha fazla adsorbana ihtiyaç duyar	Toksik etkilere sahip kimyasallar kullanır	(Mogili vd., 2022)

2.4. Farklı Ajanlar ile Tekstil Boyar Maddelerinin Bozundurulması

Tekstil endüstrisinin neden olduğu boyar maddelerin çevresel etkilerinin azaltılmasında farklı türde biyolojik ajanlar kullanılmaktadır. Bakteriler, mantarlar ve algler kompleks boyar molekülleri parçalayarak daha az zararlı maddelere dönüştürmüş olurlar. Alt Bölüm 2.4.1-4 bu ajanlar ve bu ajanlar ile yapılan literatür çalışmaları açıklanmıştır.

2.4.1. Mantar Suşlar (Strain) ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Çeşitli mantar türleri atık sulardaki boyar maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılmaktadır. Aerobik ve anaerobik arıtım tekniklerinin birlikte kullanılması boyar maddelerin bozundurulmasında ümit verici sonuçlara yol açmıştır. Şu anki kullanılan fiziksel ve kimyasal yöntemlerden çok daha etkin olduğu literatürde gösterilmiştir (Dahiya ve Nigam, 2020). Örneğin çeşitli nitrojen ve karbon kaynakları üzerinde hızlı adaptasyonu ve metabolizmalarından dolayı ipliksi *Filamentous* mantarların canlı bitkiler, toprak ve organik atıkları içeren ekolojik boşluğu dolduracağı düşünülmektedir. Mantarlar tarafından üretilen hücre içi ve hücre dışı enzimler boyar maddeleri, organik atıkları, steroid bileşikleri ve poliaromatik bileşikleri parçalama potansiyeline sahiptir. Mamev ve Zvyagilskaya bir çalışmada azo boyaların bozundurulmasında beyaz kök mantarlarını kullanmışlardır. Boyaların giderimini (% 100) çok ucuz ve doğal bir yöntem ile giderimi gerçekleştirmişlerdir (Mamaev ve Zvyagilskaya, 2021).

İleri arıtma yöntemleri ağır metallerin atık sulardan arıtımında kullanılır. Bunların başlıcaları ise; elektrodiyaliz, iyon değişimi, çökeltme, ultrafiltrasyon, biyoremediasyon ve adsorpsiyondur. *Phanerochaete Chrysosporium* polisiklik aromatik hidrokarbonları içeren tekstil, kâğıt ve kâğıt endüstrilerinden gelen reaktif mavi 4 boyar maddenin bozundurulmasında çok etkili bir tür olduğu gösterilmiştir. Bazı mantar suşlarının boyar madde bozundurulmasına ilişkin çalışmaların kısa bir özeti Tablo 2.4’de gösterilmiştir.

Tablo 2.4. Çeşitli Mantar Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri

Mantar Suş	Boyar Madde	Renk Giderme Etkinliği (%)	Kuluçka (Incubation) Süresi	Referans
<i>Aspergillus Flavus</i>	Malasit Yeşili	97.43	6 gün	(Ali vd., 2009)
<i>Alternaria Solani</i>	Malasit Yeşili	96.91	6 gün	(Ali vd., 2009)
<i>Aspergillus Niger</i>	Kırmızı Azo Boya	99.69	-	(Mahmoud vd., 2017)
<i>Lentinus Polychrous</i>	Indigo Karmin	96.6	3 saat	(Sarnthima vd., 2009)
	Remazol Parlak Mavi R	57.6	1 saat	
	Bromofenol Mavi	36.7	16 saat	
	Metil Kırmızı	38	16 saat	
	Tripan Mavi	70	24 saat	
<i>Trametes Sp. SQ01</i>	Bromofenol	100	7 gün	(Yang vd., 2009)
	Hızlı Mavi RR	~100	4 gün	
	Kongo Kırmızısı	~100	5 gün	
	Amido Siyah	~100	6 gün	
	Turuncu G	~100	6 gün	
	Remazol Parlak Mavi R	~100	7 gün	
	Kristal Viyole	37	7 gün	

2.4.2. Maya Suşları ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Maya araştırmaların çoğu adsorpsiyon üzerine odaklanmıştır. Mayaların bakteriler ve ipliksi mantarların istenmeyen koşullarda hızlı gelişmesi gibi istenmeyen durumlara karşı gösterdiği dirençten dolayı bakteriler ve mantarlara karşı bazı avantajlara sahiptir (Van Wylick vd., 2021). *Galactomyces Geotrichum*, *Saccharomyces Cerevisiae* ve *Trichosporon Beigelii* gibi mantar türleri çok büyük boyar madde derişimlerinde bile yüksek bozundurma kapasitesine sahiptirler (Jadhav vd., 2008). *Trichosporon Beigelii* çeşitli tipte azo boyalarda- NCIM-3326 deniz mavisi HER (% 100), kırmızı HE7B (% 85), altın sarı 4BD (% 60), yeşil HE4BD (% 70) ve turuncu HE2R (% 50) bozundurma kapasitesine sahiptir. Ancak giderim hızları çok yavaştır (Qu vd., 2012). *Candida Zeylanoides* birkaç tipte azo boyalarda % 46-67 bozundurma oranına

(22 saatte) sahiptir (Khan vd., 2013). Çeşitli mayaların boyar madde giderim etkinlikleri Tablo 2.5’de verilmiştir.

Tablo 2.5. Çeşitli Maya Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri

Maya Suş	Boyar Madde	Renk Giderme Etkinliği (%)	Kuluçka (İncubation) Süresi	Referans
<i>Candida Krusei</i>	Reaktif Parlak Kırmızı K-2BP	98	24 saat	(Yu ve Wen, 2005)
<i>Pseudozyma Rugulosa</i>	Reaktif Parlak Kırmızı K-2BP	99	24 saat	
<i>Trichosporon Beigelii</i>	Deniz Mavisi HER	100	24 saat	(Saratale vd., 2009)
	Altın Sarı 4BD	60	24 saat	
	Malasit Yeşil	90	24 saat	
	Turuncu HE2R	50	24 saat	
	Yeşil HE4BD	70	24 saat	
	Kırmızı HE7B	85	24 saat	
<i>Sterigmatomyces Halophilus</i>	Reaktif Siyah	100	24 saat	(Al-Tohamy vd., 2020)
<i>Phanerochaete Chrysosporium</i>	Direk Sarı	82	10 gün	(De Almeida vd., 2021)

2.4.3. Bakteri Suşları ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Tarihsel olarak bakterilerin boyar madde bozundurulmasında kullanılması 1970 yıllara kadar gitmektedir. Bu yıllarda *Bacillus Subtilis* kültürleri ile azo boyaların bozundurulması gerçekleştirilmiştir (Kumar vd., 2020). Mantarların aksine bakteriler ile bozundurma daha hızlı sürelerde olmaktadır. Azo boyalarda azoredüktas enzimlerinin yardımıyla anaerobik koşullarda azo bağı (-N=N-) parçalanarak potansiyel olarak tehlikeli ara ürünler (aromatik aminler) oluştuğu bilinmektedir. Bu ara ürün metabolitleri ya aerobik ya anaerobik koşullarda tekrar parçalanarak toksik olmayan ürünlere dönüşmekte ve bozunma süreci tamamlanmış olmaktadır (Imran vd., 2016). *Bacillus Subtilis*, *Clostridium Perfringens*, *Proteus Sp.*, *Pseudomonas*

Aeruginosa ve *Pseudomonas Putida* gibi bakterilerin etkili bir biçimde özellikle azo boyaların bozundurulmasında etkin olduğu literatürde gösterilmiştir (Krithika vd., 2021). Tablo 2.6’da gösterildiği gibi *Klebsiella Pneumonia*, *Enterococcs Sp* ve *Escherichia Coli* gram negatif bakterilerin çeşitli boyar madde bozundurulmasında ümit verici sonuçlara ulaşılmıştır.

Tablo 2.6. Çeşitli Bakteri Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri

Bakteri Suş	Boyar Madde	Renk Giderime Etkinliği (%)	Referans
<i>Bacillus Endophyticus</i> VITABR13	Asit Kırmızı 128	100	(Prasad ve Rao, 2011)
<i>Shewanella</i> <i>Decolorationis S12</i>	Asit Kırmızı 128	100	(Xu vd., 2007)
<i>Shewanella Sp. Strain</i> IFN4	Reaktif Siyah 4	60.2	(Hsueh vd., 2009)
<i>Bacillus Subtilis</i>	Kristal Violet	75	(Ali ve Akthar, 2014)
<i>Pseudomonas Aeruginosa</i>			(Hemapriya ve Vijayanand, 2014)
<i>Clostridium Perfringens</i>			(Li vd., 2020)
<i>Enterobacter Sp, Laccase</i>			(Sapna ve Jitender, 2011)
<i>Streptococcus Coelicolor</i> Suş SPR7	Metilen Mavisi	97.5	(Preethi ve Pathy, 2022)
<i>Pseudomonas Aeruginosa</i>	Reaktif Siyah	80	(Franca vd., 2020)

2.4.4. Alg Suşları ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Günümüzde tekstil atık sularından boyar maddelerin bozundurulmasında fotosentetik organizmalar olan algler sıklıkla kullanılmaktadır. Çeşitli alg ve mikroalg cinsleri (genera) boyaların parçalanması ve mineralleştirilmesi üzerine yapılan çalışmalar son yıllarda hız kazanmıştır. Bu organizmalar bakteri ve mantarların fazladan karbon kaynağına ihtiyaç duymadıklarından dolayı boyar madde gideriminde daha etkilidirler. Alglerin mikсотrofi yeteneği atmosferik karbon dioksitin ve karbon kaynağı olarak boya atık suyundaki organik karbonun eş zamanlı olarak kullanmasını mümkün kılmaktadır. Alglerin devasa deniz taban boşluğuna yayılmış olmaları ve bağlanma yeteneklerinden dolayı algler adsorban olarak da

kullanılabilmektedir. Algler boyar maddeyi oluşturan kromofor grubunu kullanarak biyokütle içerisinde yarıklar oluşturarak CO₂ ve H₂O moleküllerinin ortaya çıkmasını sağlar ve sonrasında kromof grubu alg biyokütlesine tutunmuş olur. Litaratürdeki araştırmalar *Chlorella Pyrenoidosa* alginin metilen mavisi, *Spirogyra Rhizopus* alginin asit pembe 247 ve *Osmarium Sp*, *Pithophora Sp*, *Nostoc muscorum*, *Ulva lactuca*, *Sargassum* ve *Desmodesmus Sp*. azo boyalarını bozundurarak aromatik aminlere ve sonrasında doğal bileşiklere katabolize ettiklerini göstermiştir. Tablo 2.7’de literatürdeki alg ile yapılan biyobozundurma çalışmaları gösterilmiştir.

Tablo 2.7. Çeşitli Alg Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri

Alg Suş	Boyar Madde	Renk Giderme Etkinliği (%)	Kuluçka (Incubation) Süresi	Referans
<i>Cosmarium Sp.</i>	Malasit Yeşili	87.1	1 gün	(Daneshvar vd., 2007)
<i>Chroococcus Minutus</i>	Amido Siyah	55	26 gün	(Parikh ve Madamwar, 2005)
<i>Scenedesmus Bijugatus</i>	Tartrazin	68	6 gün	(Parikh ve Madamwar, 2005)
<i>Phormidium Ceylanicum</i>	FF Gök Mavisi	80	26 gün	(Parikh ve Madamwar, 2005)
	Asit Kırmızı 89	89	26 gün	
<i>Chlorella Vulgaris</i>	Remazol Siyah B	53.2	-	(Acuner ve Dilek, 2004)
	Tektilon Sarı 2G	63-69	-	
<i>Shewanella</i>	Antrakininon	89-97	-	(Acuner ve Dilek, 2004)

2.4.5. Aerobik Koşullarda Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Birkaç bakteri suşunun azo boyalarda aerobik koşullarda boyar maddelerin bozundurulmasında kullanılabileceği literatürde gösterilmiştir. (Tablo 2.8). Aerobik koşullar altında azo redüktas (indirgeme enzimi) eşliğinde pH ve sıcaklık gibi farklı faktörlere bağlı olarak mikroorganizmalar toksik olmayan boyaların mineralleştirerek biyobozunmasını da sağlayabilmektedirler.

Tablo 2.8. Aerobik Koşullarda Bakteri Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri

Aerobik Bakteri Suşu	Boyar Madde	Renk Giderme Etkinliği (%)	Kuluçka (Incubation) Süresi	Referans
<i>K1ebsilella Pneumoniae R5-13</i>	Metil Kırmızı	100	168 saat	(Mustafa vd., 2021)
<i>E. Coli Dh5a ve Pseudomonas Luteola</i>	Reaktif Kırmızı 22	100	25 saat	(Chen ve Chang, 2007)
<i>Bacillus Subtilis</i>	Reaktif Mavi	60	3 gün	(Barathi vd., 2020)
<i>Aeromonas Hydrophila</i>	Reaktif Kırmızı 198	60.2	-	(Hsueh vd., 2009)
	Reaktif Siyah 5	80.9	-	
	Reaktif Kırmızı 141	66.5	-	
	Reaktif Mavi 171	36	-	

2.4.6. Anaerobik Koşullarda Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Anaerobik koşullarda bakteri suşları, boyaların bozundurulması için organik karbon enerji kaynağına ihtiyaç duyarlar. *Eubacterium Sp.*, *Butyrivibrio Sp.*, *Sphingomonas Xenophaga BN6*, *Bacteroides Sp.* ve *Clostridium Sp.* gibi anaerobik bakteri suşları boyaların bozundurulmasında çevre dostu olarak karşımıza çıkmaktadır (Sornaly vd., 2024). Anaerobik çevrelerde renk giderimi için basit substratlar- tapiyoka (bir tür manyok kökünden elde edilen nişasta) ya da kompleks substratlar -asetat, glukoz, nişasta ve etanol ve karbon kaynağı olarak peynir altı suyu, manyok (cassava) unu kullanılarak boyaların basit maddelere bozundurulması sağlanmaktadır (Melgoza vd., 2004). Anaerobik bakteri ortamında biyo bozundurulması üzerine yapılan bazı çalışmalar Tablo 2.9’da verilmiştir.

Tablo 2.9. Anaerobik Koşullarda Bakteri Suşlarının Tekstil Boyar Madde Renk Giderim Kapasiteleri

Anaerobik Bakteri Suşu	Boyar Madde	Renk Giderme Etkinliği (%)	Kuluçka (İncubation) Süresi	Referans
<i>Pseudomonas Aeruginosa</i>	Remozol Turuncu	94	24 saat	(Sarayu ve Sandhya, 2010)
<i>Micrococcus Glutamicus NCIM 2168</i>	Reaktif Yeşil 19A	100	42 saat	(Saratale vd., 2009)
<i>Pseudomonas Sp</i>	Reaktif Mavi 13	95	70 saat	(Lin vd., 2010)
<i>Oerskovia Paurometabola</i>	Asit Kırmızı	91	1 gün	(Garg vd., 2020)

2.4.7. Enzim ve Bitkiler ile Tekstil Boyar Maddelerinin Biyobozundurulması

Birkaç enzim atık sulardaki farklı tekstil boyalarının bozundurulması, renk giderilmesi ve toksikleştirme yeteneklerine sahiptir. Lakkaz, peroksidaz, azo-redüktazlar ve polifenol oksidazların boya giderim kapasitelerine sahiptirler. Pamuk mavisi, metil viyole ve kristal viyole lakkaz enzimleri ile parçalanabilmektedir (Bharagava vd., 2018). *Bacillus Circulans* BWL1061 bakteri azo-redüktaz enziminin metil turuncunun bozundurulmasında kullanılmıştır

(Min vd., 2020). Ayrıca trisonaz, lignin peroksidaz, polifenol oksidaz ve peroksidaz boyar madde içeren atık sularda etkin bir biçimde kullanılabilen diğer enzimlerdir (Kurade vd., 2012).

Çoğu endüstriyel atık su boyalarının bozundurulması ve mineralleştirme işleminde yeni, çevre dostu, maliyet etkin ve etkili bir yöntem olarak fitoremediasyon (canlı bitkiler kullanılarak giderim) kullanılabilmektedir. Bu yöntem ayrıca baz, tuz, organik ve inorganik kirleticiler, asitler, yüzey aktif maddeler, dağıtıcılar, fenoller ve ağır metallerin giderilmesinde de çeşitli bitki türleri ve enzimatik sistemleri ile giderim sağlanabilmektedir (Khandare ve Govindwar, 2015). Örneğin negatif bir bakteri olan *P. Putida* ve *P. Grandiflora* (büyük manolya) bitkisinin birlikte kullanılması (konsorsiyum) ile sülfanot boyası olan direk kırmızı 5B boyar madde bozundurulmasında % 100 etkinliğe ulaşılmıştır. Konsorsiyum olmadan ise *P. Putida* 96 saatte % 92 ve *P. Grandiflora* % 81 giderim kapasitelerinde kalmıştır (Khandare vd., 2013). Metabolik yollar, enzimler, genler ve genetik olarak tasarlanan bitkiler ile çalışmalar sürmekte ve biyoremediasyon ile giderim için umut verici sonuçlara ulaşılabileceği düşünülmektedir.

2.4.8. Nanomateryal Tabanlı Remisyon ile Boyar Madde Giderimi

Nanoteknoloji enerji, tarım, tıp ve çevre gibi birkaç sektör ve sanayide kullanılmaktadır. Nanopartikül üreten süreçlerde çevre dostu mikroorganizmaların boyar madde gideriminde kullanılması son yıllarda literatürde sıklıkla karşımıza çıkmaktadır. İleri nanomateryaller istisnai özellikleri ve yüksek yüzey alanı hacim oranına sahip olduğundan giderim çalışmalarında yeni bir yaklaşım sunmaktadır (Rather vd., 2023). Karbon tabanlı grafen ve karbon nanotüpler gibi adsorpsiyon veya fotokatalitik bozundurma aracılığıyla boyar madde gideriminde kullanılabilmektedir. Wu ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada çapraz bağlı glutaral aldehit/ nanosilika partiküllerini (CHS-GLA/n-Silica) sentezleyerek AR 88 azo boyar madde gideriminde kullanmışlardır. Yapılan adsorpsiyon çalışması sonucunda adsorban miktarı 0.092 g/L, pH 4.0'da ve 44,7 dakikalık (dk) temas süresi sonunda boyar madde giderimi %87,3 ve kapasitenin 115,9 mg/g ulaştıklarını göstermişlerdir (Wu vd., 2024).

2.4.9. Atık Sulardaki Boyar Madde Giderimindeki Adsorpsiyon Çalışmaları

Adsorpsiyon boyar madde ve ağır metal giderimi için kullanılan bir yöntemdir. Ucuz, maliyet etkin, yüksek giderim kapasitesine sahip, besleyici gereksinimi olmayan ve adsorbanın tekrar kullanılabilirliği açısından biyolojik giderim yöntemi olarak bu avantajlara sahiptir. İnert, canlı ya da ölü olarak tekstil atık sularında boyar madde giderimi için adsorban olarak mantarlar, mayalar, bakteriler ve alg biyokütleleri doğrudan ya da bazı modifikasyonlar yardımıyla kullanılabilmektedir. Bu mikroorganizmaların biyolojik adsorpsiyon sınırları boyar

ve adsorban arasında olan fonksiyonel grupları (amino, karboksil, hidroksil, fosfat ve öteki yüklü gruplar) içeren hücre duvarındaki hetero-polisakkarit ve lipid içeriğine bağlıdır (Robinson vd., 2002). Adsorpsiyon etkinliği boyar madde pH'ı, sıcaklığı, iyon derişimi, temas süresi, boyar madde derişimi, adsorban miktarı, boyar maddesinin yapısına bağlı olarak değişmektedir. Bölüm 5 ve 6'da alglerin adsorpsiyon çalışmaları hakkında geniş bir bilgi verilmektedir.



3. ADSORPSİYON

Adsorpsiyon işlemi, bir fazda bulunan iyon ya da moleküllerin, diğer bir fazın yüzeyinde yoğunlaşması, konsantre olması olarak tanımlanabilir. Havada veya suda bulunan kirleticilerin aktif karbon yüzeyinde adsorpsiyonu, suyun iyileştirilmesinde veya kirlenmiş olan havanın sıklıkla temizlenmesinde kullanılmaktadır. Birikim gösteren maddeye adsorbant, adsorplayan katıya da adsorban denilmektedir. Adsorpsiyon, madde miktarı, prosesinin hızı adsorplanan madde miktarı ve adsorbanın yüzey özelliklerine bağlıdır. Genelde sulu çözeltilerden çeşitli maddelerin veya gaz fazından herhangi bir maddenin gideriminde aktif karbon gibi yüzey alanı büyük olan adsorbanlar kullanılmaktadır. Gazların adsorpsiyonu sırasında basınç yükseltildiğinde, adsorban daha fazla miktarda gaz adsorplayacaktır. Çözeltilerin adsorpsiyonu için de aynı kural geçerlidir. Çözeltiden adsorpsiyonda, adsorbe olacak maddenin doğası ve çözelti içerisindeki konsantrasyonu çok önemlidir (Karadas, 2004; Alkan ve Dogan, 2001).

Fiziksel ve kimyasal olarak iki tipte adsorpsiyon vardır. Fiziksel adsorpsiyon katı molekülleri ile adsorplanan yüzey molekülleri arasında moleküler arası kuvvetlerin aracılığıyla olan tersinir bir süreçtir (Guan vd., 2023). Moleküler arası katı-sıvı kuvvetleri akışkanın moleküler arası kuvvetlerinden büyük olursa yoğunlaşma katı yüzeyinde meydana gelebilmektedir. Yoğunlaşma çözünenin normal sıvılaşma ısısından biraz daha büyük bir enerji salmaktadır. Adsorplanan madde katının kristal örgüsüne (lattice) nüfus etmeyip sadece katı yüzeyinde kalır.

Kimyasal adsorpsiyonda ise yüzeye tutunan molekül kimyasal adsorpsiyon sırasında elektron yük dağılımına maruz kalır ve mevcut kuvvetler kimyasal bir bağın oluşmasına neden olur (Boujaady vd., 2016).

Adsorpsiyon işleminde çok sayıda adsorbent kullanılmaktadır. Bunlar arasında tüm dünyada atık su arıtımında en yaygın olarak kullanılan aktif karbondur. Aktif karbon aynı zamanda inorganik maddelerin giderim performansını artırmak amacıyla karmaşık yapılar içermektedir. Fakat maliyetinin yüksekliği, kullanımında kısıtlamalara sebep olmaktadır. Bu durum maliyet açısından uygun olmadığı için küçük ölçekli sanayilerde aktif karbon kullanımını sınırlamaktadır (Babel ve Kurniawan, 2003).

Belirtilmiş olan dezavantajlara bağlı olarak son yıllarda aktif karbon yerine alternatif olabilecek tarımsal, doğal ve endüstriyel atıklardan elde edilen adsorbentler kullanılmaktadır. Bu adsorbentler düşük maliyetleri, arıtımda gösterdikleri yüksek metal bağlama kapasitesine

ve verimlere sahip olmaları nedeniyle dikkat çekmektedirler. Ağır metal gideriminde üstün metal bağlama kapasiteli, doğal bir adsorbent olan kitosan ve kitin çok kullanılmaktadır. Kitosan ve kitin, Asya ülkeleri olan Çin, Tayland ve Japonya’ da karides, yengeç gibi bazı deniz ürünlerinin atıklarından elde edilmektedir. Bu tür atıklar bol miktarda bulunduğundan kitosan ve kitin düşük maliyetlidir (Rorrer ve Way, 2002).

3.1. Adsorpsiyon İzotermi

Derişim (sıvı faz) ya da basıncın (gaz faz) bir fonksiyonu olarak adsorpsiyon izotermi adsorbanın birim ağırlık başına adsorplanan maddenin değişimini (kütle ya da hacim cinsinden) gösteren deneysel eğrilerdir. Genelde bu eğriler matematiksel eşitlikler biçiminde ifade edilmektedir (Idris vd., 2004). İzoterm; molekül tarafından adsorban yüzeyinin kaplama hızının belirlenmesinde, olabilecek adsorpsiyon tipinin belirlenmesinde ve adsorbanın tutulması için en uygun adsorbanın seçilmesinde kullanılmaktadır. Ancak adsorpsiyon mekanizması sadece adsorpsiyon izoterminden anlaşılamamakta ve mekanizma için ayrıntılı analizin gerçekleşmesi gerekmektedir.

Başlıca izoterm çeşitleri; Langmuir, Freundlich, Temkin, D-R, Hill, Sips, Redlich-Peterson izotermidir. En fazla kullanılan izoterm ise Henry, Freundlich, Tepkin ve Langmuir izotermidir. Bu izotermilerin açıklamaları Bölüm 3.1.1-4’te verilmiştir.

3.1.1. Langmuir İzotermi

Langmuir modeline göre, adsorbent yüzeyinde sabit sayıda aktif adsorpsiyon merkezi vardır ve bu merkezlerin hepsi aynı enerji düzeyindedir. Adsorplanan bileşenler adsorbent yüzeyinde tek bir doymuş tabaka oluşturur. Ayrıca bu modele göre adsorpsiyon dengesi dinamik bir dingedir ve yüzeye tutunmuş moleküller birbirleriyle etkileşim göstermezler. Langmuir modeli genelde seyreltik çözeltideki adsorpsiyonda iyi sonuç vermektedir (Tatlı, 2003). Langmuir modeli aşağıdaki eşitlikle ifade edilir.

$$q_e = \frac{q_{m,L} k_L C_e}{1 + k_L C_e} \quad (3.1)$$

Bu eşitlikte $q_{m,L}$ Langmuir izoterm maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mg/g), k_L izoterm sabiti ve C_e denge sabitidir (L/g).

3.1.2. Freundlich İzotermi

Freundlich izotermi deneysel sonuçlara dayanan ve Herber Freundlich tarafından önerilmiş bir modeldir. Bu model kaba (rough) ve çok merkezli (multisite) yüzeylerin adsorpsiyon çalışmalarında kullanılabilmektedir. Model eşitliği 3.2 de gösterilmiştir.

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n_f}} \quad (3.2)$$

Burada K_F ve n_f adsorpsiyon potansiyeli ve güç sabitleridir. Freundlich izotermi yüzeyin heterojenliğini tanımlayabilmektedir. Örneğin $n_f = 1$ tutunan homojen bir yüzey olduğu ve adsorplanan merkezlerin yüzdesini adsorpsiyonla orantılı olduğunu göstermektedir. Freundlich modelinin doğrusallaştırılmış şekli aşağıdaki formülde verilmiştir.

$$\ln q_e = \ln K_F + (1/n_f) \ln C_e \quad (3.3)$$

$\ln (q_e)$ 'ye karşı $\ln (C_e)$ grafiğinin eğiminden $1/n_f$, y ekseninin kesim noktasından ise $\ln(K_F)$ bulunur. $\ln K_F$ ve n değerlerinin büyük olması, sorbentin, adsorpsiyona eğilimi ve adsorplama kapasitesinin yüksek olduğunu göstermektedir. Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modelleri matematiksel olarak seyreltik çözeltilerdeki adsorpsiyonu karakterize ettiklerinden, ortalama derişim aralıklarında adsorpsiyon verileri her iki izoterme de uygunluk gösterir (Tatlı, 2003).

3.1.3. Redlich-Peterson Modeli

Redlich-Peterson izotermi, ampirik formülünde üç parametre içeren hem Langmuir hem de Freundlich izotermilerinin özelliklerini taşıyan hibrid bir izotermdir ve eşitlik 3.4 ile ifade edilmektedir.

$$q_{eq} = \frac{K_R C_{eq}}{1 + a_R C_{eq}^\beta} \quad (3.4)$$

Yukarıdaki denklemde,

C_{eq} : Denge konsantrasyonu (mg/ l)

q_{eq} : Adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g)

K_R : Redlich–Peterson izoterm sabiti (l/g)

a_R : Redlich–Peterson izoterm sabiti (L/mg) ^{β}

β : Redlich–Peterson izoterm üssüdür.

Bu izoterm modelinde payda konsantrasyonla lineer bir ilişki varken paydada ise üstel bir ilişki bulunmaktadır. İzotermin çok yönlü olmasından dolayı hem heterojen hem de homojen sistemler için uygulanabilmektedir. Ayrıca bu izoterm heterojen yüzeyler için denge halini ifade eder ve heterojenlik sabiti olan β değeri ile belirtilir (Bellot ve Condoret, 1993).

3.1.4. Temkin İzotermi

Adsorban ve adsorbans arasındaki etkileşimleri göz önüne alan ve bir faktör içeren Temkin modeli adsorpsiyonun çok katmalı bir adsorpsiyon olduğu varsayımına dayanmaktadır. Temkin modeli çok düşük ve çok yüksek derişimlerde doğru sonuç vermemekte ve diferansiyel adsorpsiyonunun yüzeye tutunan moleküllerin artışı ile doğrusal olarak değiştiği varsayımına dayanmaktadır (Kim vd., 2004). Temkin izotermi eşitlik 3.5’de gösterilmiştir.

$$q_e = \frac{RT}{b_{TM}} \ln K_{TM} C_e \quad (3.5)$$

Bu eşitlikte K_{TM} = Temkin izotermi denge bağlama sabiti, b_{TM} adsorbsiyon ısısına bağlı sabit, R evrensel gaz sabiti (8.314 J/ mol K), T sıcaklık (K) dir.

3.2. Adsorpsiyon Kinetiği

Arıtma tesisi tasarımında kinetik parametrelerin bilinmesi büyük önem taşımaktadır. Reaksiyon kinetik modelleri zamanla yüzeye bağlanan adsorbanın miktarına bağlı olarak hesaplanan modellerden oluşmaktadır. Bu modellerin büyük bir çoğunluğu birincil ve ikincil reaksiyon kinetiğine dayanmaktadır. Literatürde sıklıkla karşılaşılan modeller 3.2.1-4 arasında açıklanmıştır.

3.2.1. Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model (Pseudo I. Derece)

Yalancı birinci dereceden kinetik model Lagergren tarafından geliştirilmiştir ve aşağıdaki gibi ifade edilmiştir (Bensalah vd., 2023)

$$\log(q_{eq}-q_t) = \log q_{eq} - \frac{k_1}{2,303} t \quad (3.6)$$

Bu eşitlikte; q_{eq} : Dengedeki adsorplanan madde miktarı (mg/g) q_t : Herhangi bir t anındaki adsorplanan madde miktarı (mg/g) k_1 : Sanki birinci dereceden hız sabiti (dk^{-1}) ve t temas süresidir (dk.)

3.2.2. Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model (Pseudo II. Derece)

Yalancı ikinci dereceden kinetik model Y.S. Ho tarafından geliştirilmiştir ve aşağıdaki gibi ifade edilmiştir (Liang ve Liang, 2023).

$$\frac{t}{q_t} = \left[\frac{1}{k_2 q_{eq}^2} \right] + \frac{1}{q_{eq}} t \quad (3.7)$$

Bu eşitlikte q_{eq} : Denge anında ki adsorplanan madde miktarı, q_t : t zamanında adsorplanan madde miktarı (mg/g) ve k_2 : hız sabitidir (g/mg. dk).

3.2.3. Partikül İçi Difüzyon Modeli

Boyd modeli olarak da bilinen partikül içi difüzyon modeli hız sınırlayıcı adımı, partikül içi difüzyonu ve dış difüzyonun analiz edilmesinde kullanılmaktadır. Bu modelin eşitliği 3.8'de gösterilmiştir.

$$q_t = k_i t^{\frac{1}{2}} + C \quad (3.8)$$

Burada q_t : t zamanında adsorplanan madde miktarı (mg/ g), k_i (mg g⁻¹dk^{-1/2}) parçacık içi difüzyon modelinin hız sabiti ve C sabittir.

3.2.4. Elovich Eşitliği

Langmuir teorisinin aksine adsorpsiyon hızı artan yüzeye tutunan moleküllerin sayısı ile doğrusal azalması ilkesine dayanan bu model eşitlik 3.9'de gösterilmiştir.

$$q_t = \beta \ln(\alpha\beta) + \beta \ln t \quad (3.9)$$

(3.8) eşitliğinde q_t t zamanında ki adsorplanan miktar, α (mg/g.dk), başlangıç adsorpsiyon hızı ve β (g/mg), desorpsiyon sabitidir.

3.3. Adsorpsiyon Sürecine Etki Eden Faktörler

Algal biyokütle kullanılarak adsorpsiyon ile boyar madde giderim kapasitesi adsorban miktarı, çözelti pH, temas süresi, ilk boyar madde derişimi (çözelti derişimi) ve sıcaklık parametrelerine bağlıdır. Bu parametreler Bölüm 3.3.1-4'de kısaca açıklanmıştır.

3.3.1. Adsorban Miktarı

Adsorban miktarının boyar madde giderim etkinliği ve adsorpsiyon kapasitesi üzerinde doğrudan bir etkiye sahiptir. Adsorban miktarı alg biyokütlesindeki boyar madde bağlanma bölgeleri ile yakından ilişkilidir. Adsorban miktarı arttıkça adsorban yüzeyinde daha fazla aktif bölge oluşacağından adsorban miktarının artışı genelde boyar madde giderim yüzdesini artırmaktadır. Bazı durumlarda adsorban miktarı artışı boyar madde giderim yüzdesini azaltmaktadır. Bunun sebebi adsorban ve adsorbat arasındaki derişim gradyeninden kaynaklanmaktadır (Zaib vd., 2016; Montazer-Rahmati vd., 2011).

3.3.2. pH

Adsorpsiyonu etkileyen en önemli faktörlerden biri de pH'dır. Adsorpsiyon işleminin gerçekleşeceği ortamın asidik ya da bazik olması yani, hidrojen (H^+) ve hidroksil (OH^-) iyonlarının kuvvetli bir şekilde yüzeye tutunmalarından dolayı, diğer iyonların adsorblanması, çözeltinin pH değerinden etkilenmektedir. Adsorpsiyon işleminde farklı iyonlar farklı pH değerlerinde adsorbe olabilirler. Örneğin katyonik iyonların yüksek pH değerlerinde adsorbe olmaları beklenirken, anyonik iyonların düşük pH değerlerinde adsorbe olmaları beklenir. Bunun sebebi adsorbat yüzeyinin negatif veya pozitif yüklenmesi ile ilgilidir. Genel olarak organik kirleticilerin sudan adsorplanması, azalan pH değeri ile birlikte artmaktadır. pH parametresinin etkisi, adsorplayıcının cinsine, çözeltideki davranışına ve adsorplanan iyonların cinsine göre değişmektedir (Kılıç, 2004; Rorrer ve Way, 2002). *Fucus vesiculosus* alginin metilen mavisi boyar madde gideriminde pH etkisi kesikli bir sistemde incelenmiştir. İlk boyar madde derişimi 100 ppm, adsorban miktarı 100 mg/L ve sıcaklık 45 °C'de optimum pH 8 olarak belirlenmiş ve boyar madde giderim kapasitesi 200 mg/g olduğu gösterilmiştir. *S. Filipendula* alginin kadmiyum ağır metal giderimindeki pH etkisi Verma ve arkadaşları tarafından ayrıntılı bir biçimde incelenmiştir. Deneysel çalışmalar sonucunda optimum pH 5.7'de maksimum adsorpsiyon kapasitesi 103,5 mg/g ve giderim % 99,5' değerine ulaşılmıştır.

3.3.3. Sıcaklığın Etkisi

Adsorpsiyon sürecinde sıcaklık genelde sulu çözeltiden adsorbatın tutunma kapasitesini arttırmaktadır. Bunun nedeni sıcaklık artışı ile birlikte adsorban aktif bölgelerin artışı ve artan difüzyon aktivitesi, adsorban gözeneklerinin büyümesi, adsorban yüzeyindeki difüzyon sınır katmanı kalınlığının azalması, artan boyar madde iyonları hareketi ve daha yüksek adsorban yüzey aktivitesidir (Rangabhashiyam ve Selvaraju, 2015). Sıcaklık etkisinin boyar madde giderim kapasitesi üzerine Mazbali ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada Direk sarı 12 boyar maddesi *Spirulina Algae* ile adsorpsiyon süreci ile giderilmiştir. En yüksek giderim kapasitesi 25 °C'de 71,42 mg/g olarak bulunmuştur (Marzbali vd., 2017).

3.3.4. Temas Süresinin Etkisi

Adsorpsiyon süreci ilerledikçe adsorban adsorbatın ile doygun hale gelir ve bundan sonra desorpsiyon süreci başlar. Denge anında adsorpsiyon hızı desorpsiyon hızına eşit olacaktır. Adsorpsiyon süreci dengeye ulaştığı an biyokütle adsorbat üzerinde bağlanma siteleri ortadan kalkacaktır. Adsorpsiyon çalışmalarında denge anının belirlenmesi adsorpsiyon optimizasyon çalışmaları için önemli bir rol oynamaktadır (Zaib vd., 2016).

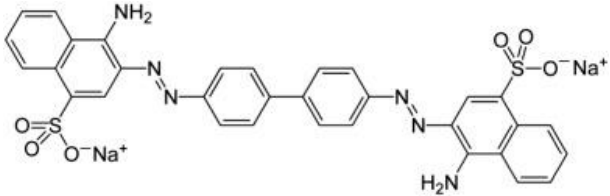
Adsorpsiyon üzerine etki eden parametrelere Bölüm 6 Literatür Özeti Bölümünde yer verilmiştir.



4. KONGO KIRMIZISI

Kongo kırmızısı 1-naftalenesulfonil asit, 3,3-(4,4'-bifenilebis (azo)) bis (4-amino-) disodyum sülfat tuzu sentetik anyonik azo boyasıdır. Genelde kauçuk, plastik, tekstil, kâğıt, baskı ve boyama endüstrilerinde yoğun olarak kullanılmaktadır (Costa vd., 2020: 109213). Kongo kırmızısı stabil aromatik yapıda (biyo bozunmaz) olup insan sağlığı sulu canlılar üzerinde son derece zararlıdır. Bu yüzden kongo kırmızısı akıntıları çevreye salınmadan önce hızlı bir şekilde sulu ortamdan giderilmesi gerekmektedir. Kongo kırmızısının fiziko-kimyasal özellikleri Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1. Kongo Kırmızısı’nın Fiziko- Kimyasal Özellikleri

Fiziko-Kimyasal Özellikler	Parametreler ve Değerler
Renk İndeks Numarası	22120
Renk	Renksiz
Suda Çözünürlük	10 mg/L
Yoğunluk	0.995 g/cm ³ (25°C)
Formül	C ₃₂ H ₂₂ N ₆ Na ₂ O ₆ S ₂
Molar Kütle	696,665 g/mol
pH	6.7
Pka	4.1 (25°C)
Maksimum Dalga Boyu (nm)	497 nm, 488 nm, 595 nm
Farklı Ortamlarda Renk	Mavi (pH3), Kırmızı (pH 5.2)
Katı/ Toz	Kırmızı Kahverengi
Kimyasal Yapısı	

Kaynak: (Zheng vd., 2021)

Organik boyalar oksokrom ve kromoforik maddeleri yapısında bulundurduğundan 400-750 nm görünür bölgede ışığı absorplarlar. Tekstil ve dokuma üretiminde kullanılan boyalar kromofor, azo, indigo, arilmetan ve antrakuinon yapılarındadır. Kromofor 400-750 nm dalga boyundaki ışığı absorplayan konjuge çift bağ kromojenik kısmı tanımlamaktadır. Oksokrom ise ışık absorplama yoğunluğu ve $-OH$, $-NH_2$, $-COOH$ vd., gibi kromofor dalga boyunu değiştirme yeteneği olan moleküldeki fonksiyonel grup ya da fonksiyonel grup parçalarını (moieties) tanımlamaktadır. Oksokrom ve kromoforik fonksiyonel gruplar ($-SO_3^{2-}$, benzen halkası ve $-NH_2$) kongo kırmızısının boyar madde olarak kullanılmasını sağlamaktadırlar (Jiang vd., 2021).

Tekstil endüstrisi için sentezlenen organik boyaların büyük bir kısmını azo boyaları oluşturmakta ve bu boyaların yaklaşık % 15'i boyama ve ağartma süreçleri sırasında çevreye kontrolsüz bir şekilde salınmaktadır. Salınan bu boyalar sucul hayvanlar ve üzerinde biyo birikime neden olmaktadır. Hernández-Zamora ve Martínez-Jerónimo tarafından yapılan bir çalışmada kongo kırmızısı boyar maddesinin *Chlorella Vulgaris* alginde fotosentetik mekanizma ve alg gelişimini olumsuz etkilediklerini belirtmişlerdir (Hernández-Zamora ve Martínez-Jerónimo, 2019). Sulu flora üzerinde kongo kırmızısı etkileri üzerinde yapılan bir çalışmada ise (Hernández-Zamora vd., 2016) *Ceriodaphnia Dubia* için ölümcül dozun (LC_{50}) 13,58 mg/L derişiminde 48 saat içerisinde oluşabildiği gösterilmiştir. Kongo kırmızısı insan sağlığını da ciddi olarak etkilemektedir. Yüksek derişimlerde insan vücudunda genotoksik, hemotoksik ve nörotoksik etkilere sahiptir. Düşük dozlarda göz, cilt, solunum ve üreme organlarını etkilemektedir (Siddiqui vd., 2023).

Atık sulardan kongo kırmızısının uzaklaştırılması için fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler üzerine yapılan çalışmalar devam etmektedir. Adsorpsiyon ile giderim çalışmalarında adsorban olarak doğal atıklar, kentsel atıklar, aktif karbon, turba, zeolitler, metal organikler, nanopartiküller, algler ve killer kullanılmaktadır. Ozola-Daviadene ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada modifiye edilmiş bentonitin pH 2'de 24 °C'de 24 saatlik temas süresi sonunda maksimum adsorpsiyon kapasitesi 150 mg/g'a ulaşmışlardır (Ozola-Daviadene vd., 2021). Tik ağacı yapraklarının pH 6'da ve 150 dk temas süresi boyunca kongo kırmızısı giderim kapasitesi 33,33 mg/g'dır (Gedam vd., 2019). l-cysteine/RGO/PANI nanopartikülleri kullanılarak yapılan bir diğer adsorpsiyon çalışmasında 50 °C'de maksimum giderim kapasitesi 56.57 mg/g'dır (Razzaq vd., 2021).

Mikrofiltrasyon tekniği 0.1–10 µm gözenek aralığına sahip membran kullanılarak gerçekleştirilen fiziksel giderim işlemidir. Polipropilen lifleri kullanılarak üretilen bir mebranda

kongo kırmızısı gideriminin % 99,8 olduğu gösterilmiştir (Yu vd., 2021). Benzer şekilde 0.1 μm 0.01 μm gözenek aralığına sahip ultra filtrasyonlar kullanılarak kongo kırmızısı boya giderim çalışmaları literatürde mevcuttur. Çinko oksit modifiyeli PSF/PVA Ultrafiltrasyon membranları kullanılarak kongo kırmızısında giderim % 53,5 olduğu Khumalo ve arkadaşları tarafından gösterilmiştir (Khumalo vd., 2019). Ters ozmoz 0.0001 μm daha büyük gözenek aralığına sahip ve çalışma basıncı 1000–5000 kPa olan bir ayırma yöntemi olarak karşımıza çıkmaktadır. Zhang ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada 1000 kPa basınç ve $202.51 \pm 9.63 \text{ Lm}^{-2}\text{h}^{-1}$ test koşullarında kongo kırmızısı gideriminin % 97,93 olarak belirtmişlerdir (Zhang vd., 2019). Koagülantlar atık sulardaki yoğunluğunu artırarak yer çekimi ile çökmesini sağlayan koagülasyon arıtım yönteminin bir parçasıdır. Koagülanlar olarak çeşitli metal tuzları kullanılarak giderim sağlanmaktadır. Demir (II) sülfat, demir (III) klorit ve demir (II) klorit sülfat koagülasyonları ile azo boyalarının başarılı bir biçimde giderilebildiği literatürde belirtilmiştir (Badawi ve Zaher, 2021).

Kimyasal giderim yöntemleri organik kirleticilerin mineralleştirilmesi aracılığıyla atık sulardan tehlikeli atıkların toksik olmayan maddelere dönüştürülmesi esasına dayanmaktadır. Bu yöntemlerde kimyasal re ajanlar ve reaksiyonlar ile kirleticinin kimyasal özellikleri değiştirilmiş ve elde edilen son ürünler kullanım değerine sahip ve yeşil (eco-friendly) ürünlerdir (Alfred vd., 2020). Kimyasal ayırma yöntemleri Fotokimyasal olmayan yöntemler (Ozonlama ve Fenton) ve Fotokimyasal yöntemler (Foto-Fenton, UV Oksidasyon, Fotokataliz) olarak iki ana gruba ayrılabilir.

Ozonlama H_2O_2 ya da $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ gibi oksitleyicilerin kullanıldığı bir arıtım yöntemidir. Tekstil ve kâğıt endüstrisi atık suları gibi çok büyük miktarlarda kongo kırmızısı ile kirlenmiş atık suların giderilmesinde bu yöntem çok uzun sürelerle gerek duyduğu, yüksek işletme maliyeti ve ozonun yüksek derece toksik olduğundan pek tercih edilmemektedir. Bu sebeplerden dolayı ozonlama ile kongo kırmızısı giderim çalışmalarının literatürde çok az olduğu bilinmektedir. Gosmawi ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada ozon reaktörü kullanılarak sentetik kongo kırmızısı olan atık sulardan bu kirleticinin uzaklaştırılması çalışılmış ve 6 saat süresi sonunda % 92’lik bir giderime ulaşılmıştır (Goswami vd., 2020).

Fotokataliz kimyasal dönüşümün fotojenik bir enerji kaynağı olarak katı bir katalizörün kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar ile kirleticilerin uzaklaştırıldığı fotokimyasal bir yöntemdir. Harun ve arkadaşlarının yaptıklarının bir çalışmada TiO_2 katalizörü eşliğinde UV ve doğrudan güneş ışığı kaynağı kullanılarak kongo kırmızısının gideriminin sırasıyla % 66,69 ve % 64,72 ulaşılabildiğini ifade etmişlerdir (Harun vd., 2018).

Biyolojik yöntemler atık sulardan azo türde boyaların toksik olmayan ya da daha toksik maddelere dönüştürölme yöntemleridir. Bu yöntem mikrobiyal sistemlerdeki enzimatik reaksiyonlar aracılığıyla olmaktadır. Bozundurma ürünlerinin farklı enzimatik yolları hekzan oksidaz, lignin proksidaz, lakaz ve NADH-DCIP redüktazı içermektedir. Bu yöntemde bakteriler, mayalar, mantarlar, gram pozitif bakteriler (aktinomisitler) ve algler gibi mikroplar kullanılmaktadır. Bölüm 2.3.2’de biyolojik yöntemler kısaca açıklanmıştır.

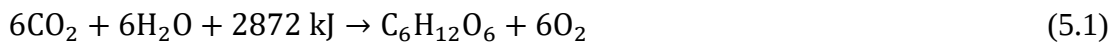


5. MAKROALGLER

Dünya tarafından emilen toplam güneş enerjisi yılda yaklaşık 3.850.000 eksa joule'dur ve bu bir saat içinde, dünyanın bir yılda kullandığından daha fazla enerjidir. Doğanın, enerjiyi ilginç bir süreçte yakalamak için çok harika ve ilginç stratejisi olan fotosentez hakkında daha fazla bilgi için öncelikle fototrofi hakkında bilgi edinmek gerekir. Fototrofi, organizmaların fotonları yakalayıp adenosin trifosfat (ATP) formunda enerjiyi kimyasal enerji olarak depoladığı süreçtir. ATP, metabolizma için hücrelerde kimyasal enerji taşıyıcı ve üç ana fototrofi türü vardır; oksijenik fotosentez, anoksijenik fotosentez ve rodopsin bazlı fototrofi. Fotosentezin karbondioksiti güneş enerjisi kullanarak farklı organik bileşiklere dönüştüren kimyasal bir işlem olduğu bilinmektedir. Oksijenik fotosentez ve anoksijenik fotosentez, ışığın varlığında ve yokluğunda farklı reaksiyonlara girmesidir ve sırasıyla açık ve koyu reaksiyonlar olarak adlandırılmaktadır. Oksijenik fotosentezde; ışık enerjisi, oksijen üretimi olmadan yakalanır ve ATP olarak depolanmaktadır. Bu olay ise suyun birincil elektron vericisi olarak kullanılmadığı anlamına gelmektedir (Liu vd., 2022).

Fototrofik yeşil bakteriler, fototrofik mor bakteriler ve heliobakteriler anojenik fotosentezi kullanan üç bakteri grubudur. Anojenik fototrofiller, bakterioklorofiller adı verilen fotosentetik pigmentlere sahiptir. Bakterioklorofil a ve b, eterde sırasıyla; 775 nm ve 790 nm'de maksimum dalga boyu emilimine sahiptir ve oksijenik fototroplardan farklı olarak, anojenik fotosentez sadece tek bir fotosistem kullanarak çalışmaktadır. Bu, onları sadece döngüsel elektron akışı ile sınırlandırır ve bu nedenle H₂O oksitlenmesinden O₂ üretemezler. Bitkilerde, alglerde ve siyanobakterilerde fotosentetik işlemler, atmosfere sadece karbondioksitin (CO₂) sabitlenmesiyle değil, aynı zamanda atmosfere moleküler oksijenin salınması ile de sonuçlanan bu işlem oksijen fotosentezi olarak bilinir (Liu vd., 2022).

Ekosistemdeki fotosentezin basit brüt denklemini aşağıdaki gibi ifade etmek mümkündür:



Organizmaların temel birimi hücredir. DNA, RNA, protein, polisakkarid, lipid ve fosfolipid gibi ana yapı taşlarından oluşurlar. Fakat hücreler, yapılaşmada organizmadan organizmaya çok farklılık gösterirler. Prokaryotik hücreler, eskiden gelen organizmanın evrimini kanıtlayan kalıntılar, belirtiler içerir ve prokaryotların gelişmiş ve evrimleşmiş hali olan ökaryotik organizmalara karşı bağımsız üniteler halinde ortaya çıkmışlardır.

Ökaryotik organizmaların gerçek bir çekirdekleri (karyon veya nucleus) vardır. Birtakım kromozomlara dağılmış olarak genom ve karyonun içindedir. Dairesel kapalı bir şekilde dizilmiş DNA molekülleri içinde ve ökaryotik organizmaların organellerinde, mitokondrilerinde, kloroplastlarında (bitkiler) bu genomların çok küçük birer parçaları bulunur. Prokaryotik organizmalarda ise membran tarafından çepeçevre çevrelenmiş bir çekirdek yoktur. DNA dairesel kapalı bir çubuk şeklinde, zararsız serbest olarak sitoplazmanın içinde bulunur ve bakteri kromozomu hücrenin çoğalması için gerekli olan tüm bilgileri içermektedir. Organelleri yoktur ve bunun yanında ribozomları ökaryotiklere kıyasla çok küçüktür. Hayvanlar ve bitkiler yaşamak için mutlaka oksijene ihtiyaç duyarlarken, prokaryotik organizmaların birçok grubu havasız ortamda da yaşayabilmektedir. Büyümeleri ve yaşamaları için ihtiyacı olan enerjiyi anaerobik solunum veya fermentasyon yolu ile kazanmakta ya da temin etmektedirler (Filiz, 2007).

Algler su ortamında primer üretici canlılardır ve besin zincirinin önemli bir parçasını oluştururlar. Ekolojik olarak algler yeryüzünün her yerinde bulunabilirler. Fakat % 70'inin asıl yayılım alanı sulardır. Gövde ya da benzer işlevlere sahip yapıları ile deniz, göl ve nehirlerde, karada ise; toprak, ağaç ve kayalara tutunarak yaşayabilirler. Hayvan ve bitkilerle simbiyotik yaşam kurabilirler. Buzla kaplı alanlarda, 70°C veya daha yüksek sıcaklıktaki kaynak sularında, çok tuzlu su ortamlarında, düşük ışık yoğunluğu ve yüksek basınç altındaki göl ve deniz ortamlarında kısaca fotosentez yapmak için ışık bulabildikleri her yerde yaşayabilirler (Akar ve Cebeci, 2010).



Şekil 5.1. *Valisneria spiralis*

Algler basit yapılı, klorofil içeren, tek hücreli veya çok hücreli olabilen ya da gruplar halinde koloni oluşturabilen organizmalardır. Boyutları 3-10 μ 'dan 70 cm uzunluğa kadar çıkabilir. Günde 50 cm'ye kadar uzayabildikleri bilinmektedir. Algler vejetatif üreme, eşeyli üreme ve eşeysiz üreme olarak üç farklı üreme sistemine sahiptirler. Bunların içinde en yaygın olanı vejetatif üremedir. Bazı türlerde ise hücreler büyüyerek koloni oluşturur ve daha sonra normal büyüme sonucu bölünürler. Bazı türlerde ise vejetatif üreme tallusun büyümesi veya ana bitkinin büyümesiyle gerçekleşir. En basit şekilli türlerde vejetatif hücreler birbirine benzerlik gösterir. Her hücre bireysel olarak ikiye bölünme suretiyle çoğalabilir veya sporosit ve gametosite dönüşerek spor ve gamet verirler. Alglerdeki bu yapı “arketallus” veya “ilkel tallus” olarak adlandırılır. Bölünmeden sonra oluşan hücrelerin bir arada kalması sonucu tipik arketallus oluşur (Aktar ve Cebe, 2010).



Şekil 5.2. *Valisneria Spiralis*

Farklı alg grupları birbirleriyle karşılaştırıldığında sitolojik, morfolojik, biyokimyasal özellikleri, üreme şekli ve hayat devirleri yönünden aralarında farklılıkların olduğu görülür. Algler yapısal olarak prokaryotik (mikroalg) ve ökaryotik (makroalg) olmak üzere iki büyük gruba ayrılmaktadır. Mikroalgler Mavi-yeşil algler (*Cyanophyta*) olarak bilinirler. Makroalgler ise kamçı taşımalarına veya pigmentasyonlarına göre; kahverengi algler (*Phaeophyta*), kırmızı algler (*Rhodophyta*), yeşil algler (*Chlorophyta*), diatomeler (*Chrysophyta*) ve kamçılı algler (*Flagellata*) olarak sınıflandırılmaktadır.

Alglerin biyokimyasal özellikleri çeşitlendirilebilir. Pigment maddeleri bunun başlıcalarındandır ve 3 grupta incelenmektedir:

- a) Klorofil:** Klorofil a bütün alg gruplarında bulunmaktadır. Klorofil b yeşil alglerde, klorofil c esmer alglerde, klorofil d ise kırmızı alglerde mevcuttur.
- b) Sarı-kahverengi karotenoit maddeler:** Karoten çeşitli alg gruplarında, karoten türevi ksantofil ise Chromophycophyta (Chromophyta) 'da bulunmaktadır.
- c) Mavi, kırmızı renkli ve suda eriyebilen fikobilinler:** Mavi renkli fikosiyanin ve kırmızı renkli fikoeritrin, Cyanophyceae ve Rhodophyceae'de mevcuttur (Sudhakar vd., 2018).

Alglerde fotosentetik faaliyetlere göre çeşitli maddeler depolanmaktadır ve nişasta, tipik bir depo maddesidir. Lügol ile boyandığında mavi-kahverengini almakta ve plastidlerde bulunmaktadır. *Cyanophyceae* üyelerinde granül halinde bulunan glikojen lügol ile kahverengi-kırmızıya boyanır. Laminarin ise kahverengi algler tarafından vakuolde oluşturulmaktadır. Yağlar ise bütün alg grupları tarafından özellikle de *Chromophyta* üyelerince üretilmektedir (Aktar ve Cebe, 2010).

Karbonhidratlar, proteinler ve lipitler gibi biyomoleküller, ağır metal iyonlarıyla reaksiyona girebilen algal biyokütlenin hücre duvarı yüzeyine dağılır. Algal biyokütlenin yüzeyi; amid, karboksilat, tiyol, fosfat ve biyomoleküller tarafından oluşturulan hidroksit gibi farklı fonksiyonel gruplar nedeniyle mozaik formu olarak adlandırılır. Protein monomeri, amino fonksiyonel grubunu sağlayan amino asitlerdir ve polisakkaritler, amino, karboksil grupları ve sülfat gibi fonksiyonel grupları sağlar. Karbonhidratlar, proteinler ve lipitlerin fonksiyonel grupları arasında amino, karboksil, tiyoeter, sülfidril, imidazol grup histidin, oksijen, fosfat, fenolik, peptit bağının azotu ve amid kısımları metalik iyonlarla koordinasyondan sorumludur (Rangabhashiyam ve Balasubramanian, 2019).

Denizlerin en önemli canlı kaynaklarından biri alglerdir. Alglerden tıp, eczacılık, kozmetik, gıda, tarım ve endüstri alanlarında faydalanılmaktadır. Ayrıca algler diğer deniz canlıları için büyük bir önem taşımaktadır. Toprağın az, nüfusun fazla olduğu Uzak Doğu ülkelerinde alglerin 17.yy'dan bu yana önemli gıda kaynağı olduğu bilinmektedir. Bugüne kadar Batı Avrupa ülkeleri ile Amerika Birleşik Devletleri'nde algler doğrudan gıda olarak tüketilmemiş fakat biyokimyasal ve teknolojik araştırmaların yarattığı yeni olanaklarla pek çok alanda kullanılmıştır. Bunun sonucunda pek çok ülkede alglere dayalı bir endüstri gelişmiştir. Ayrıca alg endüstrisinin kaynak sorunu ile karşılaşmaması için denizde doğal olarak üreyen alglerden faydalanmanın yanında bu alglerin kültürlerinden de yararlanma yoluna gidilmiştir (Aktar ve Cebe, 2010).

Ülkemiz denizlerinde dağılım gösteren, bileşimleri yönünden ekonomik önem taşıyan türler üzerinde yapılan araştırmalarda alglerden aljinik asit, agar, karajenan, B12 vitamini, bazı organik asitler ve selüloz elde edilmiştir. Ayrıca hayvan yemi elde edilebilecek, gübre olarak kullanılabilir ve kozmetikte faydalanılabilecek türlerin kıyılarımızda varlığı saptanmıştır. Bunun yanı sıra son teknolojik gelişmelerle birlikte algler ile atık su bertarafı da gerçekleştirilir (Aktar ve Cebe, 2010).

5.1. Algal Biyokütlenin Adsorban Olarak Kullanılması

Algler, boyar maddelerin sulu çözeltilerden uzaklaştırılması için ham, ön işlem görmüş ve hareketsizleştirilmiş gibi çeşitli şekillerde kullanılan bir adsorbent kaynağıdır. Alglerden elde edilmemiş adsorbent preparasyonunun şekli, ham algal biyokütlenin kolay yıkama, kurutma ve eleme işlemlerinden dolayı basit bir yaklaşımı ifade etmektedir. Biyokütlenin ön işlemiyle elde edilen adsorbanın ağır metaller giderim potansiyelinin değerlendirmesi, fiziksel veya kimyasal yöntemler içermektedir. Yosun immobilizasyonu, biyokütlenin kitin, kitosan, aljinat veya selüloz türevlerinde tutulmasıyla gerçekleştirilebilir. Biyokütle immobilizasyon işlemi, uygun ebattaki katı yapıların avantajları, rejenerasyondan sonra tekrar kullanılan biyokütle, kolay ayrıştırma işlemi, iyi mekanik dayanım, yüksek sağlamlık ve gözenekli doğanın daha iyi çıkarılmasını sağlamaktadır (Rangabhashyam ve Balasubramanian, 2019).

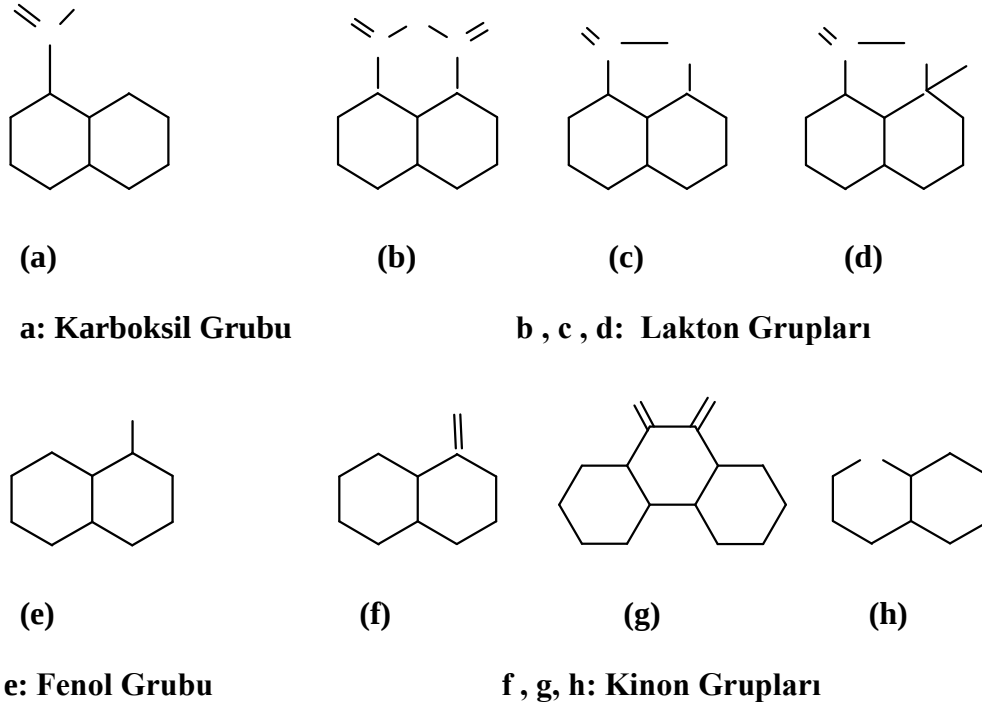
5.2. Algal Biyokütleden Aktif Karbon Eldesi

Aktif karbon atık biyokütleden elde edilen katı, karbonlu ve ısıya dayanıklı bir maddedir. Biyokütlenin aktif karbona dönüştürme süreci piroliz, gazlaştırma, torefaksyon, hidrotermal karbonizasyon ve flash (hızlı) karbonizasyondur (Gautam vd., 2021; Gautam vd., 2015; Abdulyekeen vd., 2021). Hazırlanmasının kolay olması, büyük spesifik yüzey alanı, yüksek gözeneklilik, yüksek katyon değiştirme kapasitesi, stabilite ve tekrar dönüştürülebilme özelliklerinden dolayı aktif karbonların geniş bir kullanım alanına sahiptir. Bu alanlar toprak ıslahı, gaz saflaştırma, kirleticilerin uzaklaştırılmasında, yakıt ve enerji depolamada, katalizör ve katalizör desteği, elektrot destek malzemesi yapımında, gübre olarak katkı maddesi ya da doğrudan kullanılarak, ilaç, gıda ve kozmetik sanayinde kullanılabilmektedir (Osman vd., 2022). Algler diğer karasal ya da sucul bitkiler ile karşılaştırıldığında hızlı büyüme, işlenmiş bir toprağa gerek duymaması, acı, tuzlu ya da atık sularda yetişebilme, az besleyiciye ihtiyaç duyması ve çok daha fazla CO₂ tüketmesi gibi bazı avantajlara sahiptir.

Aktif karbon, kullanımı en yaygın olan adsorbandır. Şekline ve boyutuna göre aktif karbon; toz, granüler, ipliksi ve kumaş aktif karbon olmak üzere dört gruba ayrılır. Aktif karbon elde edildiği kaynağa göre farklı kimyasal aktiflik ve fizikokimyasal özellikler kazanır.

Kullanılan başlangıç maddesine bağlı olarak, aktif karbonlar % 1–20 arasında mineral madde içerebilir. Aktif karbondaki mineral madde içeriğini silikatlar, alüminatlar, eser miktardaki kalsiyum, magnezyum, demir, potasyum, sodyum, çinko, kurşun, bakır ve vanadyum gibi anorganik maddeler oluşturmaktadır. (Belala vd., 2011).

Aktif karbonun adsorplama kapasitesi sadece gözenek yapısı ile değil, ayrıca yüzeyin kimyasal doğasıyla da tanımlanmaktadır. Aktif karbonun yapısındaki grafit kristalitlerinin kenar bölgelerinde, oksijen içerikli doymamış karbon grupları bağlıdır. Aktif karbonda bulunan başlıca fonksiyonel gruplar Şekil 5.3’de gösterilmiştir.



Şekil 5.3. Aktif Karbon Yapısındaki Fonksiyonel Gruplar

Kaynak: (Jahromi ve Ghahreman, 2019)

6. LİTERATÜR ÖZETİ

Boyar madde giderimine ilişkin literatür çalışmalarının incelenmesi sonucunda adsorpsiyon ile giderime dair pek çok çalışmanın olduğu görülmüştür. Bu tezin ana konusunu oluşturan algler (ölü, canlı, hareketsiz-immobilize) ya da alglerden üretilen aktif karbonlar ile boyar madde giderimine ilişkin yapılan çalışmalara bu bölümde yer verilmiştir.

Boukarma ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada *Fucus Spiralis*, *Ulva Intestinalis*, ve *Corallina Officinalis* makroalglerinin kristal violet boyar madde giderimi kesikli adsorpsiyon sisteminde gerçekleştirilmiş ve işlenmemiş alglerin giderim kapasiteleri sırasıyla 25 °C’de 53 mg/g, 55 mg/g, ve 97 mg/g olarak hesaplanmıştır. Ayrıca izoterm çalışmaları sonucunda boyar madde gideriminin *Fucus Spiralis* algi için Langmuir izotermi *Corallina Officinalis* ve *Ulva Intestinalis* algi için Freundlich izotermine uyduğu kinetik çalışmalar sonucunda ise Sanki ikinci dereceden kinetik modele uyduğu belirtilmiştir (Boukarma vd., 2024).

Sargassum makroalginin CO₂ fiziksel aktivasyonu ile 500 °C’de hazırlanan aktif karbonlar malasit yeşili ve metilen mavisi adsorpsiyon için hazırlanmıştır. Boyar madde çözelti sıcaklığının ve pH’nın bu boyar maddelerin giderilmesinde en önemli parametreler olduğu gösterilmiş ve maksimum adsorpsiyon kapasitesi malasit yeşili ve metilen mavisi için sırasıyla 500 ve 204,8 mg/g olduğu, Langmuir izotermi ve sanki ikinci dereceden kinetik modelin en uygun modellere uygun olduğu gösterilmiştir (Jafarian vd., 2023).

Fucus Vesiculosus algi kullanılarak metilen mavisi giderim çalışmalarında 100 mg/L ilk boyar madde derişiminde, pH 8’de 45°C’de 420 dk temas süresi optimum koşullarında 200 mg/g maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşılmıştır. Ayrıca metilen mavisi adsorpsiyonu Langmuir izotermine ve kinetik modelin ise Sanki İkinci dereceden kinetik modele uygun olduğu belirtilmiştir (Yadav vd., 2022).

Shaikh ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada etanol ile emdirilmiş *Spirogyra Sp* alginden 350 °C’ de aktif karbonlar üretilmiştir. Elde edilen aktif karbonlar Ag(NO)₃ çözeltisi kullanılarak alg tabanlı nanokompozit adsorbanlar sentezlenmiştir. Elde edilen adsorbanlar kullanılarak 60 dk temas süresi, pH 6 ve 0.5 g/L adsorban miktarında kongo kırmızısı giderimi % 95.92 (q_e=34.53 mg/g) olarak bulunmuştur. Elde edilen modifikasyonun giderim kapasitesine artışı BET, FESEM-EDX, FTIR, XRD ve XPS analizleri ışığında incelenmiş ve doplamanın yüzey fonksiyonel grupların artışına (–OH, NH, C O, C C, SO ve CH) neden olduğu belirtilmiştir (Shaikh vd., 2022).

Chlorella Sp. alginin ıslak torefikasyonu sonucu üretilen aktif karbonlar iki farklı tipte, katyonik boyar madde metilen mavisi ve anyonik boyar madde kongo kırmızısı gideriminde kullanılmıştır. Kesikli sistemde metilen mavisi ve kongo kırmızısı için optimum adsorban miktarı sırasıyla 1 g/L ve 2 g/L olarak belirlenmiş ve 120 saatli denge temas süresi sonucunda metilen mavisi giderimi 113 mg/g iken kongo kırmızısı için 4 saatlik denge temas süresi sonunda adsorpsiyon kapasitesi 164,35 mg/g olarak bulunmuştur. Ayrıca her iki boyar madde için Langmuir izotermi boyar madde giderim için en uygun model olduğu regresyon analizi ile gösterilmiştir (Yu vd., 2021).

Algin farklı türde Remazol boyar madde giderimine ilişkin yapılan bir çalışmada *Ulva Lactuca* alginden 300 °C’de elde edilen aktif karbonlardan remazol parlak mavi R, remazol parlak turuncu 3R, remazol parlak menekşe (violet) 5R ve remazol siyah B boyar madde giderim çalışmaları sonucunda giderim kapasiteleri sırasıyla 0.301, 0.292, 0.265, 0.224 mmol/g olduğu belirtilmiştir (Gokulan vd., 2019).

Adsorban olarak *Chlorella Pyrenoidosa* mikroalginin kullanıldığı rhodamine B boyar maddesinin giderimi üzerine yapılan bir çalışmada Sanki-Birinci, Sanki-İkinci ve Elovich kinetik modelleri kullanılarak 20-500 mg/L ilk derişim aralığında kesikli adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. 100 mg/L ilk derişim, pH 8 ve 25 °C sıcaklıkta en yüksek adsorpsiyon kapasitesine 63,14 mg/g ulaşılmıştır. Yapılan kinetik çalışmalar sonucunda 20, 100, 200, 300, 400 ve 500 mg/L ilk boyar madde derişimlerinin tümünde adsorpsiyon kinetiğinin Sanki-İkinci dereceden modele uygun olduğu görülmüştür (Da Rosa vd., 2018).

Taze su mikroalgi olan *Coelastrella Sp* mikroalgi rhodamine B boyar madde giderimindeki etkinliği araştırılmıştır. İlk boyar derişimi, sıcaklık ve pH deneysel parametreler olarak seçilmiş ve 100 mg/L ilk boyar madde derişiminde, 30 °C’de ve pH 8’de maksimum % 80 boyar madde giderimine ulaşılmıştır (Baldev vd., 2013).

Bir tür yeşil alg olan *Cosmarium* trifenil metan boyası olan malasit yeşil boya gideriminde kullanılmıştır. Giderim işleminde kullanılan deneysel parametreler sıcaklık, pH, boya derişimi ve alg miktarı olarak belirlenmiştir. 25 °C, 100 ppm boyar madde derişiminde giderim % 98’e ulaşılmıştır (Daneshvar vd., 2007).

Aspergillus Carbonarius ve *Penicillium Glarum* mikroalgi ve mayasının kongo kırmızısı boyar maddesinde giderim çalışmaları Bouras ve arkadaşları tarafından yapılmıştır. Adsorpsiyon deneysel parametreleri boyar madde çözelti pH ve derişimi, temas süresi ve sıcaklık olarak seçilmiştir. 50 mg/L boyar madde derişiminde 180 dk temas süresinde ve

30 °C’de optimum koşullarda boyar madde giderimi *Aspergillus Carbonarius* ve *Penicillium Glarum* adsorbanları için sırasıyla 99.01 mg/g ve 101.01 mg/g olarak bulunmuştur. Ayrıca kongo kırmızısı için kullanılan bu adsorbanların kimyasal karakterizasyonu Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM), Fourier Dönüşüm Kızılötesi Spektroskopisi (FTIR) ve Brunauner-Emmett-Teller (BET) analizleri ile gerçekleştirilmiştir (Bouras vd., 2017).

Spirulina Platensis alginin 450 °C piroliz sıcaklığında elde edilen aktif karbonlardan kongo kırmızısı boyar maddesi giderim çalışmaları sonucunda % 86,90 giderim verimine ulaşılmıştır (Nautiyal vd., 2016).

Tekstil atık sularından renk giderimi üzerine yapılan bir çalışmada *Chlorella Vulgaris* mikroalgi kullanılmıştır. *Chlorella Vulgaris* endüstriyel atık suların bulunduğu ortama kaltive edilmiş ve maksimum hücresel derişimler ve maksimum gelişim hızları sırasıyla % 5 ve %17,5 olarak bulunmuştur. Bu maksimum koşullarda en yüksek renk giderimine % 75,68 oranında ulaşılmıştır (El Kassas ve Mohamed, 2014).

Cardoso ve arkadaşlarının yaptığı bir çalışmada *Spirulina Platensis* makroalgi kullanılarak endüstriyel atık sularında reaktif red120 boyar maddesinin giderim çalışmalarını yürütmüşlerdir. Maksimum boyar madde adsorpsiyon kapasitesi pH 2’de ve 25 °C’de 482,2 mg/g olarak bulunmuştur. Termodinamik çalışmalar adsorpsiyon sürecinin egzotermik ve kendiliğinden olduğunu göstermektedir. (Cardoso vd., 2012).

Benzer bir diğer çalışmada ise metilen mavisi gideriminde *Ulothrix Sp.* algi kullanılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda optimum koşullar pH 7.9, sıcaklık 25 °C, temas süresi 30 dk, adsorban miktarı 0.1 g/100 mL ve boyar madde derişimi 90 mg/L’de maksimum adsorpsiyon kapasitesi 86,1 mg/g olduğu gösterilmiştir (Doğar vd., 2010).

Chlorella Vulgaris algi kullanılarak Supranol kırmızı 3BW, Lanaset 2GA ve Levafix deniz mavisi EBNA tekstil boyar maddelerinin giderimi çalışmaları Lim ve arkadaşları tarafından yapılmıştır. Supranol kırmızı 3BW boyar madde ilk derişiminin 2,77 mg/L’den 45,37 mg/L çıkarılması ile birim alg miktarı başına adsorplanan boyar madde miktarını (q) 2,54 mg/L’den 35,62 mg/L’e yükselmiştir. Lanaset 2GA boyar madde ilk derişimi 3,12 mg/L’den 45,92’e mg/L’e yükseltilmiştir ve q değerini 2,88 2,88 mg/L’den 44,98 mg/L’e yükseltmiş, Levafix deniz mavisi EBNA ilk derişiminin 4,68 mg/L’den 47,61 mg/L’e yükseltilmesi ise q değerini benzer şekilde 4,25 mg/L’den 45,92 mg/L’e yükseltmiştir. Bu çalışmada ilk boyar madde derişiminin kullanılması ile literatürde sık karşılaşılan Langmuir ve Freundlich izotermelerinin araştırılmasını mümkün kılmıştır. Üç boyar maddenin Freundlich izotermine

uyduğu ve Freundlich izoterm parametrelerinin supranol kırmızı 3BW için Kf 1.20 ve n 0.99, lanaset 2GA için Kf 1.28 ve n 1 ve lefax deniz mavisi EBNA boyar maddesi için Kf 1.04 ve n için 0.96 değeri hesaplanmıştır (Lim vd., 2010).

Naftol tipi azo boyaların (reaktif siyah 5, Reaktif mavi 171, Reaktif yeşil 19, reaktif kırmızı 198 ve Reaktif kırmızı 141 ve naftol tipte olmayan boyar maddelerin Direk sarı 86 ve Reaktif sarı 84) moleküler yapılarının adsorpsiyon giderimindeki etkisi araştırılmıştır. *Aeromonas Hydrophilia* makroalgi kullanılarak azo boyalarında ki yer değişimli (substituent) atomun elektronik karakteristiği ve aromatik halkadaki yer değişimli atomların konumlarının renk gideriminde önemli etkilere sahip olduğu bulunmuştur. 100 mg/L boyar madde derişimlerinde Reaktif kırmızı 198 için en yüksek giderim % 86 iken en düşük giderim reaktif yeşil 19 boyar maddesinde % 7 olarak bulunmuştur (Hsueh vd., 2009).

Lin ve arkadaşlarının yaptığı bir çalışmada *Pseudomonas* makroalgi kullanılarak Reaktif mavi 13 boyar maddesinin giderim çalışmasını gerçekleştirmişlerdir. 35 °C’de pH 7’de 70 saatlik bir adsorpsiyon süreci sonunda boyar madde giderimi % 99.87 olarak bulunmuştur. (Lin vd., 2010)

Scenedesmus Quadricauda mikroalgin (Sq) ve aynı algin immobilize edilmiş (ISq) adsorbanlarıyla Remazol parlak mavi R boyar maddesinin gideriminde kullanılmıştır. Her iki tip alg için 150 mg/L ilk boyar derişiminde 30 °C’de ve pH 2’de en yüksek boyar madde giderimine ulaşılmıştır. Sq algi için en yüksek adsorban kapasitesi 45,7 mg/g iken ISq algi için bu değer 48,3 mg/g olarak bulunmuştur. Ayrıca Langmuir, Freundlich, Temkin, Dubini-Radushkevich ve Flory-Huggins izoterm modellerinin adsorpsiyon verileri ile uygunluğu araştırılmıştır. Sq ve ISq algi için en uygun modelin Langmuir izotermi ile açıklanabileceği gösterilmiştir. Ayrıca yapılan adsorpsiyon kinetik çalışmasında, deneysel verilerin Sanki-İkinci Dereceden kinetik modele uyduğu gösterilmiştir. Sq algi için kinetik model parametreleri $k=2.4 \times 10^2$ g/mgdak ve $q=45,7$ mg/g iken immobilize edilmiş alg için (ISq) bu değerler sırasıyla $k=2.5 \times 10^2$ g/mgdak ve $q=48,3$ mg/g olarak hesaplanmıştır (Ergene vd., 2009).

Rhodopseudomonas Palustris makroalgi kullanılarak reaktif parlak kırmızı X-3B boyar maddesinin giderim çalışmaları Liu ve arkadaşları tarafından gerçekleştirilmiştir. Deneyler sırasında sıcaklık ve boyar madde çözelti sıcaklığı deneysel değişkenler olarak seçilmiştir. Optimum pH 7’de ve 35 °C’de makroalgin adsorban kapasitesi 1250 mg/L olarak bulunmuştur (Liu vd., 2006).

Candida Oleophila mikroalgi kullanılarak reaktif siyah 5 boyar madde giderim çalışması Lucas ve arkadaşları tarafından yapılmıştır. 24 saatlik süreç sonucunda algin boyar madde adsorban kapasitesi 180 mg/g olarak bulunmuştur (Lucas vd., 2006).

Özer ve arkadaşlarının yaptığı bir çalışmada yeşil makroalg *Spigoyra Rhizopus* kullanılarak asit kırmızı 274 boyar maddesinin giderimini araştırmışlardır. Tüm deneyler kesikli tipte reaktörde farklı pH, sıcaklık ilk boyar madde derişimi ve adsorban miktarlarında yürütölmüştür. Optimum boyar madde giderimi koşullarına pH 3, boyar madde çözelti sıcaklığı 30 °C’de adsorban/alg miktarı 0.5 g/L olarak bulunmuştur. Ayrıca adsorplanan miktar (q) ilk derişim ile (C0) ilişkisi doğrusal modeli eşitliği $q=0.9724 \times C_0$ olarak verilmiştir (Özer vd., 2006).

Spigoyra mikroalgi kullanılarak reaktif sarı 22 boyar maddesi giderim çalışmaları kesikli bir reaktörde 0-120 dk temas süresi, pH 1-7 değışkenleri kullanılarak incelenmiştir. Temas süresinin 70 dk süreden sonra boyar madde giderimine olan etkisi olmamakla birlikte, pH’ın 1’den 7 çıkarılması boyar madde gideriminde bir artışa neden olmuştur. Optimum koşullarda uzaklaştırılan boyar madde miktarı 22 mg/L olarak hesaplanmıştır (Mohan vd., 2003).

7. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

7.1. Kongo Kırmızısı Boyar Madde Gideriminde Adsorbanın Belirlenmesi ve Hazırlanması

Kongo kırmızısı boyar madde gideriminde kullanılacak adsorbanın belirlenmesi amacıyla geniş bir literatür çalışması yapılmıştır. Literatürde boyar madde adsorban olarak kullanılmamış bir makroalg olarak *Vallisneria Spiralis* seçilmiştir. Seçilen bu adsorbanın adsorpsiyon ile boyar madde gideriminde literatüre büyük bir katkı sağlayacağı düşünülmektedir.

2017 yılı mayıs ayında Marmara Denizinden toplanan bu algler Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Laboratuvarında saf su ile yıkanmış ve sonrasında etüvde 45 °C’de 10 gün boyunca kurutulmuştur.

7.2. Boyut Küçültme ve Elek Analizi

Kurutulan ham madde el tipi robotta öğütülmüş ve numune Retsch marka elek setinde elenmiştir. Adsorpsiyon ve aktif karbon üretim çalışmalarında 100 µm (mikrometre) parçacık boyutunda ham madde kullanılmıştır.

7.3. Ham Maddenin ve Adsorbanların Elementel Analizi

Ham maddenin ve üretilen aktif karbon adsorbanların içerdiği karbon, azot, hidrojen ve oksijen miktarlarını belirlemek için uygulanan elementel analiz, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarında “LECO CHN 628” cihazında yapılmıştır.

7.4. Ham Madde ve Adsorbanların Fonksiyonel Grupların Belirlenmesi

Ham maddenin fonksiyonel ve üretilen aktif karbon adsorbanların fonksiyonel gruplarının belirlenmesi amacıyla Fourier Transform Infrared Spektroskopisi (FTIR) kullanılmıştır. Ham maddenin FTIR Spektrumu Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Kimya Mühendisliği laboratuvarında “Agilent Cary 630 FTIR Spectrometer” kullanılıp 2,0 cm⁻¹ çözünürlüğünde 500-4000 cm⁻¹ dalga boyu aralığında alınmıştır.

7.5. Ham Maddenin ve Adsorbanların Yüzey Alanı Analizi

Ham maddenin ve üretilen aktif karbon adsorbanların yüzey analizi (BET) Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarında “Micrometrics ASAP 2020 Plus Physisorption” cihazında gerçekleştirilmiştir.

7.6. Ham Maddenin ve Adsorbanların Yüzey Morfolojisi

Ham maddenin ve üretilen aktif karbon adsorbanların yüzey morfolojik analizleri Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarında “SEM Zeiss-Supra 40Vp Gemini” SEM ve Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezinde “Hitachi HT 7800TEM” Geçirimli Elektron Mikroskobu kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

7.7. Ham Maddenin ve Adsorbanların Raman Spektroskopisi

Ham madde ve üretilen adsorbanların Raman Spektroskopisi analizleri Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezinde “Renishaw inVia Raman Microscope” cihazında gerçekleştirilmiştir.

7.8. Adsorpsiyon Çözeltisi Derişiminin Belirlenmesi

Adsorpsiyon işlemi sonucu çözelti derişimi Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Kimya Mühendisliği laboratuvarında bulunan “Agilent Technologies Carry 60 UV-Vis” Ultraviyole Spektroskopisinde (UV) 496 nm dalga boyunda okumalar yapılarak hesaplanmıştır.

7.9. Kullanılan Malzemeler ve Çözeltiler

Bu çalışmada Merck marka kongo kırmızısı boyar maddesi satın alınarak çalışılmak istenen derişimler hazırlanmıştır. Çözeltilerin pH ayarlaması “Mettler Toledo S-210 U” tipi pH metre kullanılmış, çözeltilerin pH ayarı 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH çözeltileri kullanılarak ayarlanmıştır.

7.10. Ham Maddeden Aktif Karbon Üretimi ve Adsorpsiyon Çalışmaları

Bu çalışmada aktif karbon üretimi üç farklı şekilde yapılmıştır. Geleneksel olarak bilinen aktivasyon işleminde 20 g ham maddeye 1:2 emdirme oranında 300 ml fosforik asit ilave edilmiş ve bu şekilde 70 °C’de sıcak su banyosunda 5 saat orta çalkalama hızında bekletilmiştir. Bu sıcaklıkta aktive olan ham madde Whatman filtre kağından (Grade 2) süzölmüş ve aktive olan ham madde etüvde 45 °C’de 2 gün bekletilmiştir. Bu çalışmada kullanılan bir diğer yöntemde ise mikrodalga aktivasyon işlemi kullanılmıştır. 20 g ham madde 1:2 emdirme oranında 300 ml fosforik asit ilave yapılmış ve bu çözelti ev tipi mikrodalga fırında 6 dk boyunca 600 W mikrodalga enerjisine maruz bırakılmıştır. Mikrodalga ile aktive olan ham madde geleneksel aktivasyon işleminde olduğu gibi Whatman filtre kağından (Grade 2) süzölmüş ve aktive olan ham madde etüvde 45 °C’de 2 gün bekletilmiştir. Ham (İşlem görmemiş/aktive edilmemiş), geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu işleminden geçirilen

numuneler Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Kimya Mühendisliği laboratuvarında bulunan Parr marka tübüler reaktörde 500 °C’de 90 dk boyunca karbonize edilmiştir. Elde edilen aktif karbonlar pH yaklaşık 7 olana kadar ultra saf su ile yıkanmış ve ardından 100 °C’de etüvde bir gün bekletilmiştir.

Adsorpsiyon yöntemi ile kongo kırmızısı boyar madde gideriminde üç tipte adsorban kullanılmıştır. Bu adsorbanlar işlem görmemiş ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile ham maddeden üretilen aktif karbon adsorbanlarıdır.

Adsorban çalışmalarında “DLAB MS-H-S10 10 Channel Classic Hot Plate Magnetic Stirrer” tipi çoklu manyetik karıştırıcı kullanılmıştır. İlk olarak 100 ppm kongo kırmızısı boyar madde derişimine sahip 100 mL hacimdeki boya çözeltisine ayrı ayrı 0.1 g ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanları ilave edilmiş, 25 °C’de pH 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 ve 12 değişkenleri kullanılarak 120 dk boyunca 500 rpm hızında karıştırılmıştır. Bu deneyler sonucunda optimum pH bulunmuştur. Bulunan optimum pH’da ham madde, geleneksel ve mikrodalga yardımı ile elde edilen aktif karbonlar 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7 ve 0.8 adsorban miktarlarında 25 °C’de 500 rpm karıştırma hızında adsorpsiyon işlemi gerçekleştirilmiş ve optimum adsorban miktarı bulunmuştur. Ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile elde edilen adsorbanların kongo kırmızısı boyar madde kinetik çalışması, 25, 35 ve 45 °C’de 120 dk boyunca tekrar edilmiştir. Kongo kırmızısı boyar maddesinin literatürde verilen modellere uygunluğunda istatistiksel yöntem olarak R^2 kullanılmıştır.

Adsorpsiyon deneysel çalışmaların son aşamasını oluşturan adsorpsiyon izoterm çalışmaları optimum pH ve adsorban miktarında 100 mL boyar madde çözeltisi için 50, 100, 150, 200 ve 250 ppm boyar madde derişimlerinde 25 °C, 35 °C ve 45 °C’de gerçekleştirilmiş ve literatürdeki sık karşılaşılan modellere uygunluğu araştırılmıştır. Adsorpsiyon hesaplamalarında aşağıdaki iki eşitlik kullanılmıştır.

$$\text{Adsorpsiyon kapasitesi, } q = \frac{C_0 - C_t}{W} \times V \quad (7.1)$$

$$\text{Giderim (\%)} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (7.2)$$

q: Adsorbsiyon kapasitesi, (mg/g)

C₀: İlk derişim, (ppm)

C_t: Adsorpsiyon sonrası boyar madde çözeltisi derişimi, (ppm)

W: Adsorban miktarı, (g)

V: Boyar madde çözelti hacmidir (L).

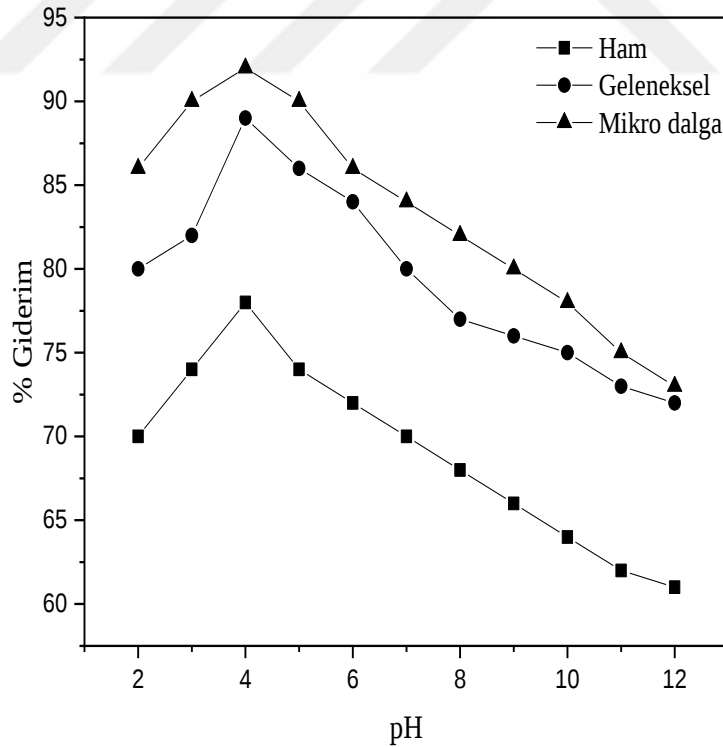


8. DENEYSEL ÇALIŞMALARDAN ELDE EDİLEN SONUÇLAR

Bu çalışmada *Valisneria Spiralis* yosunları yardımıyla kongo kırmızısı boyar maddesi içeren çözeltiden adsorpsiyon yöntemi uygulanarak boyar madde giderimi gerçekleştirilmiştir. Belli bir partikül boyutuna sahip adsorbanın, değişik pH adsorban miktarındaki optimum değerler belirlenmiştir. Ayrıca adsorpsiyon kinetiği ve izotermi literatürde sıklıkla karşılaşılan modellerle açıklanmıştır. Boyar madde ile yüklenmiş adsorbanın ve ham maddenin karakterizasyon işlemleri de gerçekleştirilmiştir.

8.1. pH Etkisi

Boyar madde çözeltisinin pH değeri adsorpsiyon ile gideriminde önemli bir parametredir. pH hem adsorbanın hem de boyar moleküllerinin iyonlaşma derecesini etkilemektedir (Bağda vd., 2017; Chu vd., 2014). Stok çözeltisinden seyreltilerek hazırlanmış 100 ppm boyar madde çözeltisinden, 100 mL hacmindeki boyar madde çözeltisi ve 0,1g ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanları 25 °C’de pH 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 ve 12 değişkenleri kullanılarak 120 dk boyunca 500 rpm (devir/dk) hızında karıştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar Grafik 8.1’de verilmiştir.

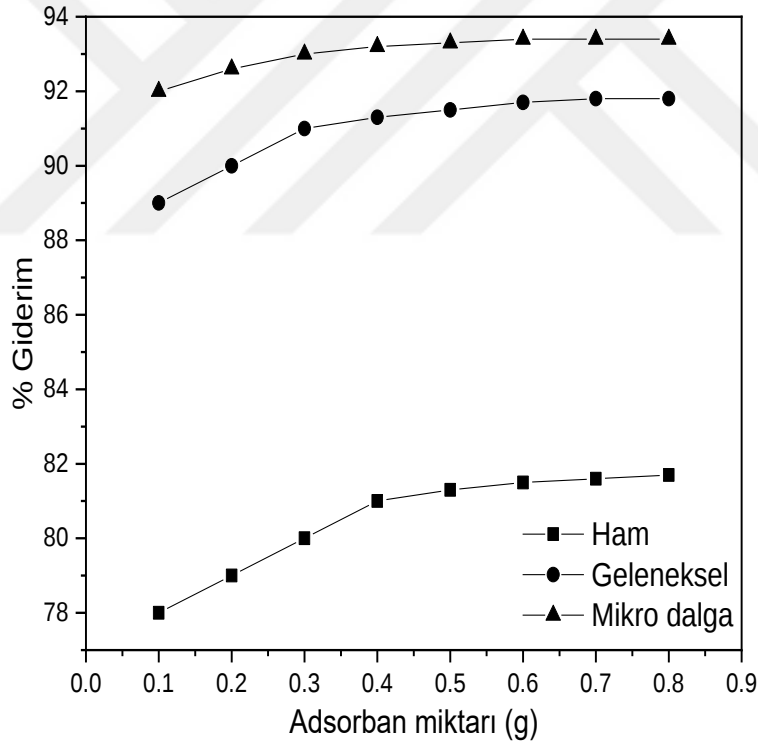


Grafik 8.1. Farklı pH Boyar Madde Derişimlerinde Adsorplanan Boyar Maddenin % Giderimi.

Grafik 8.1’de görüldüğü gibi tüm adsorbanlar için en yüksek giderime pH 4’te ulaşılmıştır. Bu sonuçlara dayanarak tüm adsorpsiyon deneylerinde optimum pH 4 olarak belirlenmiştir. Afhkami ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada bir dizi manyetik $Ni_{1-x}Zn_xFe_2O_4$ adsorbanları hazırlamışlardır. Elde edilen adsorban olarak en yüksek kongo kırmızısı $Ni_{0.5}Zn_{0.5}Fe_2O_4$ adsorbanı olarak bulunmuş ve optimum pH=4 olarak deneysel çalışmalarda belirtilmiştir (Afhkami vd., 2015)

8.2. Adsorban Miktarı

Endüstriyel atık sulardan kongo kırmızısı boyar maddesinin giderimi amacıyla yapılan bu çalışmada adsorban miktarının adsorpsiyon sürecine etkisi incelenmiştir. Optimum pH’da hammadde, geleneksel ve mikrodalga yardımı ile elde edilen aktif karbonlar 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7 ve 0.8 adsorban miktarlarında 25 °C’de 500 rpm karıştırma hızında adsorpsiyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar Grafik 8.2’de gösterilmiştir.



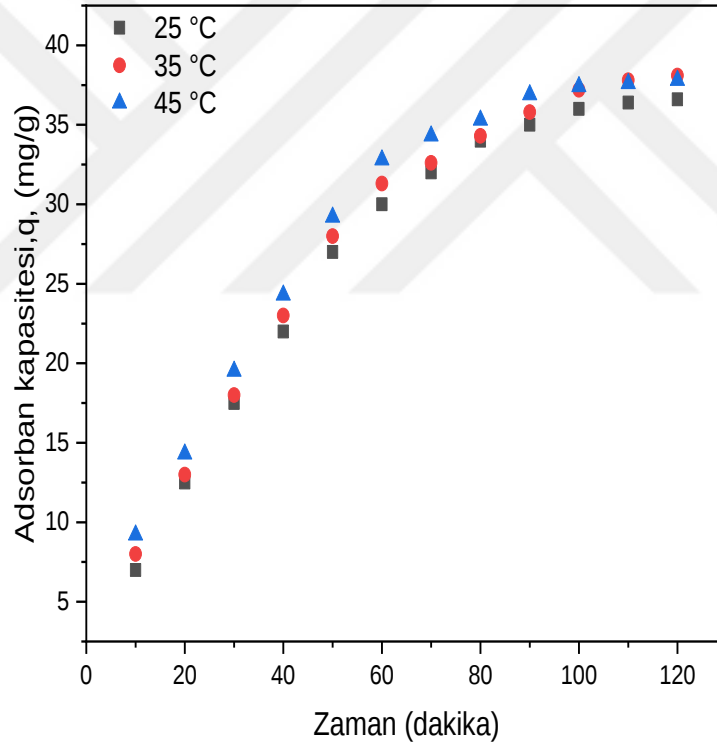
Grafik 8.2. Farklı Adsorban Miktarlarının Boyar Madde Giderimine Etkisi.

Optimum adsorban miktarı ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanları için 0.4 g olduğu bulunmuştur. Bu adsorban miktarı değerinden daha yüksek adsorban miktarlarında önemli bir giderim değişimi gözlenmemiştir. Dolayısıyla adsorpsiyon kinetik ve izoterm çalışmalarında her üç aktivasyon için 0.4 g adsorban

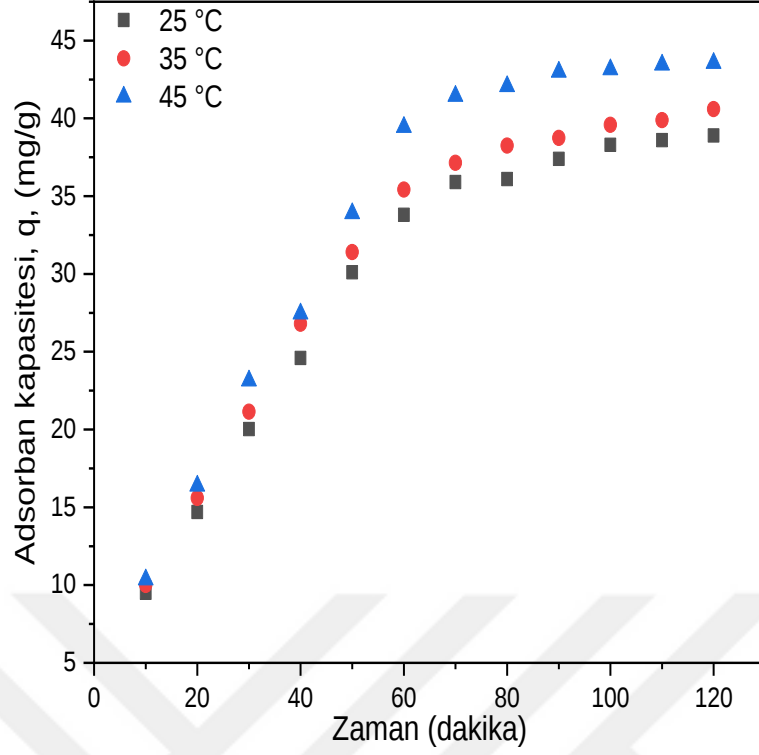
miktarı ile çalışılmaya karar verilmiştir. Yu ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada *Chlorella* Sp. mikroalginden üretilen aktif karbonun kongo kırmızısı adsorpsiyon çalışmalarında da benzer sonuçlara ulaşılmıştır. Adsorban miktarı 2 g/L sonrası kongo kırmızısı gideriminde adsorban miktarının önemli bir etkisi olmadığı gösterilmiştir (Yu vd., 2021).

8.3. Adsorpsiyon Kinetiği

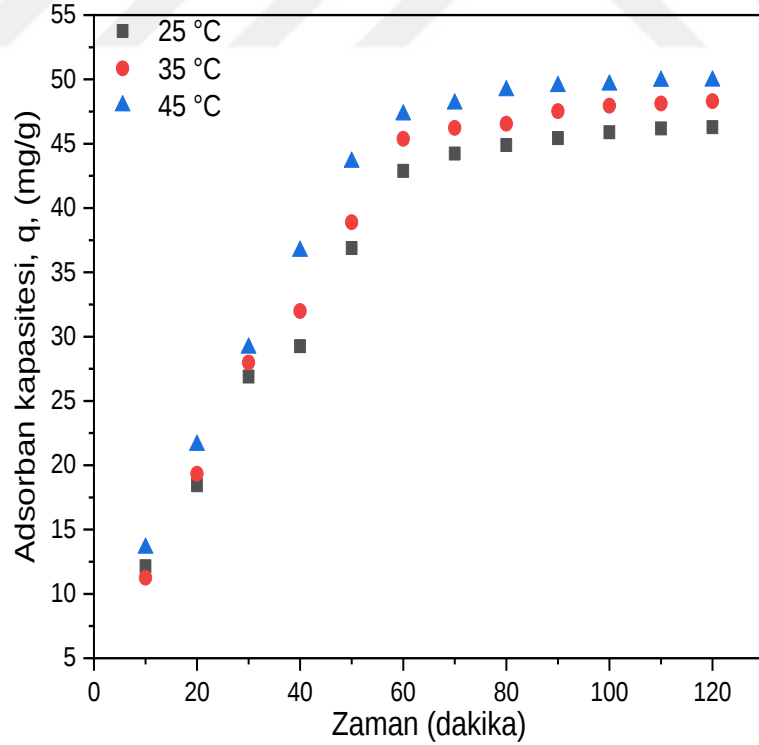
Kongo kırmızısı boyar maddesinin adsorpsiyon kinetiğinin araştırılması için pH 4, ilk boyar madde derişimi 100 ppm’de 0.4 g adsorban miktarlarında 25, 35 ve 45 °C’de adsorpsiyon ile boyar madde giderimi çalışmaları yapılmıştır. Her bir sıcaklık ve hammadde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile elde edilen adsorbanlar için 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110 ve 120 dk için adsorban kapasiteleri hesaplanmıştır.



Grafik 8.3. Ham Maddenin Sıcaklık ve Zamana Bağlı Olarak Adsorban Kapasitesi.



Grafik 8.4. Geleneksel Yöntem ile Aktive Edilerek Üretilen Adsorbanın Sıcaklık ve Zamana Bağlı Olarak Adsorban Kapasitesi.



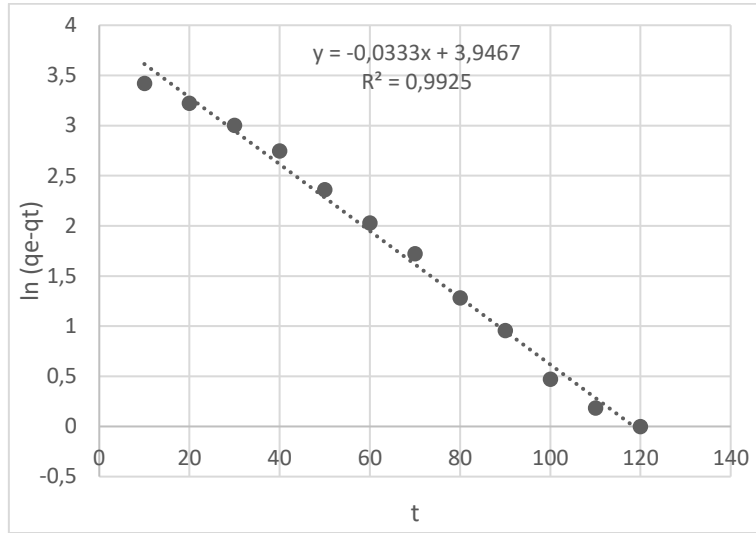
Grafik 8.5. Mikrodalga Aktivasyonu ile Üretilen Adsorbanın Ham Maddenin Sıcaklık ve Zamana Bağlı Olarak Adsorban Kapasitesi.

Grafik 8.3’de görüldüğü gibi ham maddenin adsorban kapasitesi 25 °C’de 36,6 mg/g iken 35 °C’de 37,8 mg/g olarak bulunmuştur. Şekil 8.4’de geleneksel yöntem ile aktive edilerek üretilen adsorbanın adsorban kapasitesi 25 °C’de 38,9 mg/g iken 35 °C’de 43,56 mg/g olduğu gözlenmiştir. Benzer şekilde Şekil 8.5’de mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorban kapasiteleri incelendiğinde 25 °C’deki adsorban kapasitesi 46,28 mg/g iken sıcaklığın 35 °C’ye yükseltilmesi adsorban kapasitesini 49,88 mg/g’a yükseltmiştir. Sıcaklık ve zamana bağlı olarak adsorban kapasiteleri çalışmasında tüm adsorbanlar için tüm sıcaklıklarda 60 dk sonunda kimyasal dengeye ulaştığı gözlenmiştir. Ayrıca ham maddenin adsorban kapasitesinin sıcaklık ile çok az değiştiği gözlenmiştir.

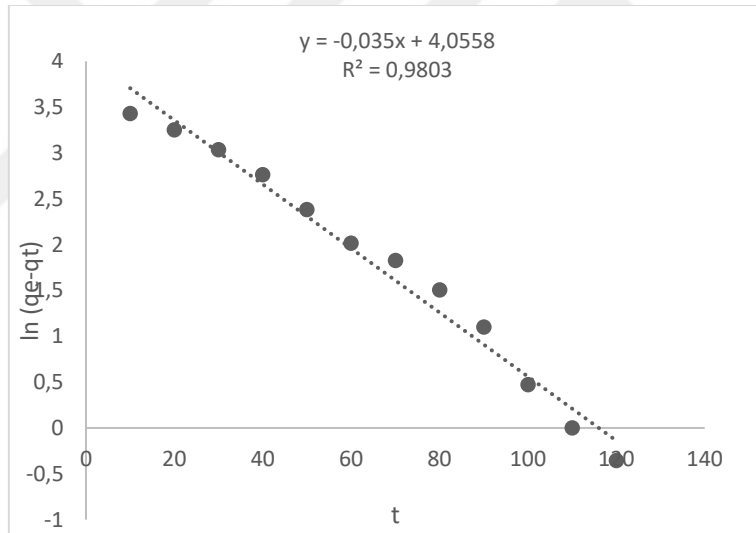
Adsorpsiyon kinetiğinin incelenmesi adsorpsiyon süreçlerinde kullanılan ekipmanların tasarımında, modellenmesinde ve optimizasyonunda kullanılmaktadır. Yapılan bu Yüksek lisans çalışmasında literatürde sık karşılaşılan Sanki Birinci Dereceden (Pseudo-First Order), Sanki İkinci Dereceden (Pseudo-Second Order), Partiküller Arası Difüzyon (Intra-particle) ve Elovich kinetik modelleri seçilmiş ve en uygun kinetik modellerin belirlenmesinde (R^2) istatistiksel yöntemi kullanılmıştır.

8.3.1. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Sanki Birinci Dereceden Kinetik Eşitlikle Modellenmesi

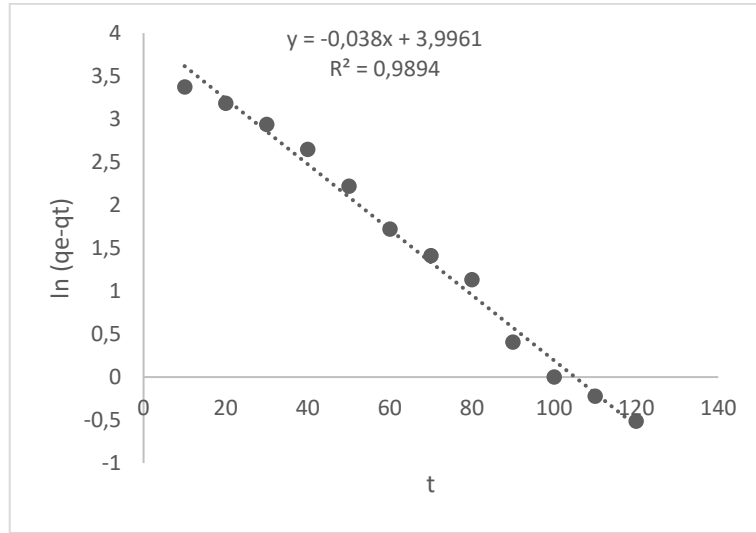
Kongo kırmızısı boyar maddesinin kinetik eşitlikle modellenmesinde kullanılan ilk yöntem Sanki-Birinci dereceden kinetik eşitlikle modellenmesidir. DeneySEL veriler Eşitlik (3.6)’de yerine konularak bulunur. t' ye karşın $\ln(q_e - q_t)$ grafiğe geçirilmiş ve sonuçlar Grafik 8.6-14’de gösterilmiştir.



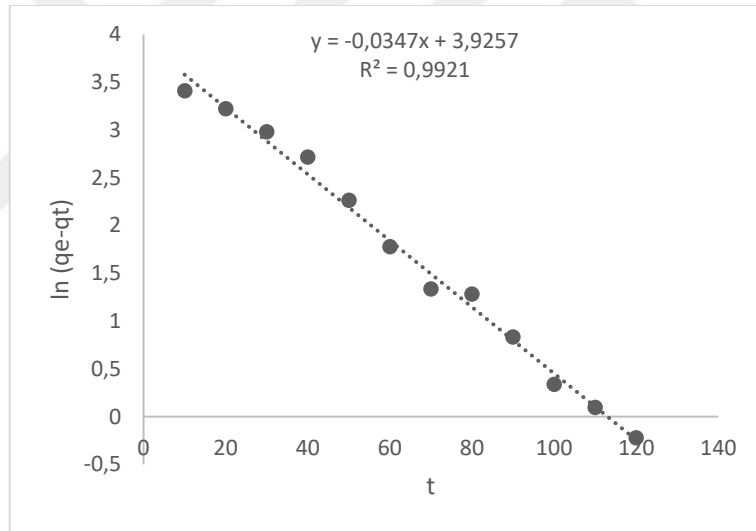
Grafik 8.6. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi



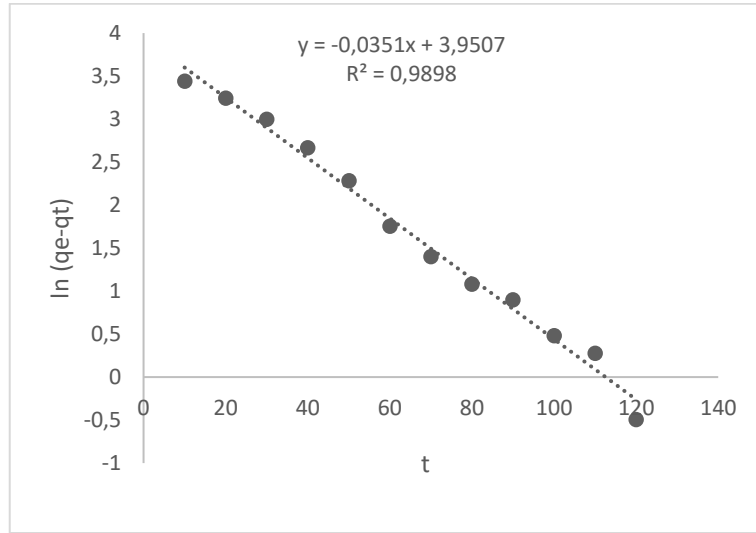
Grafik 8.7. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



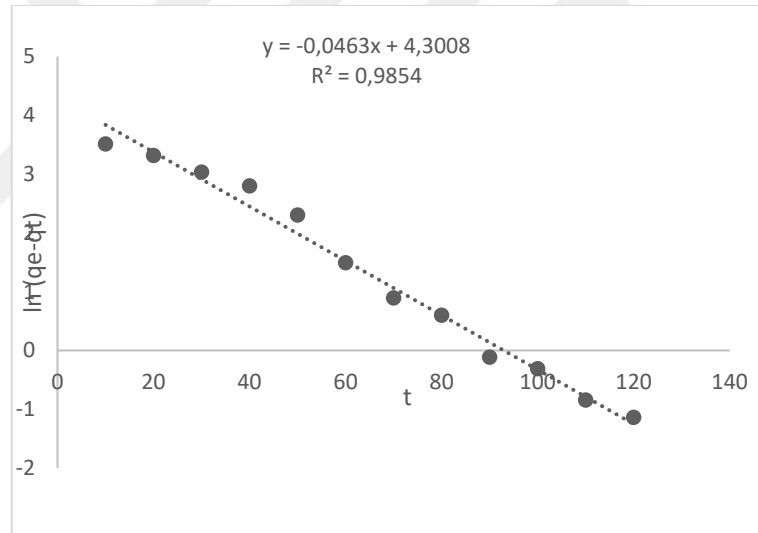
Grafik 8.8. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



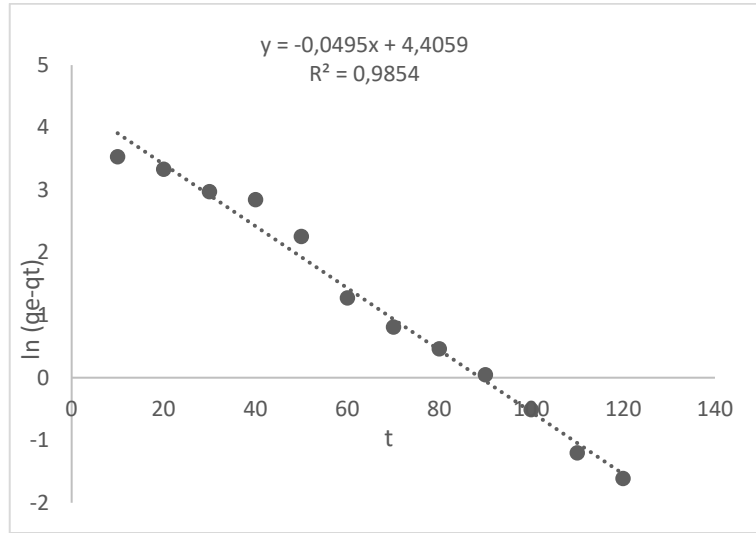
Grafik 8.9. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



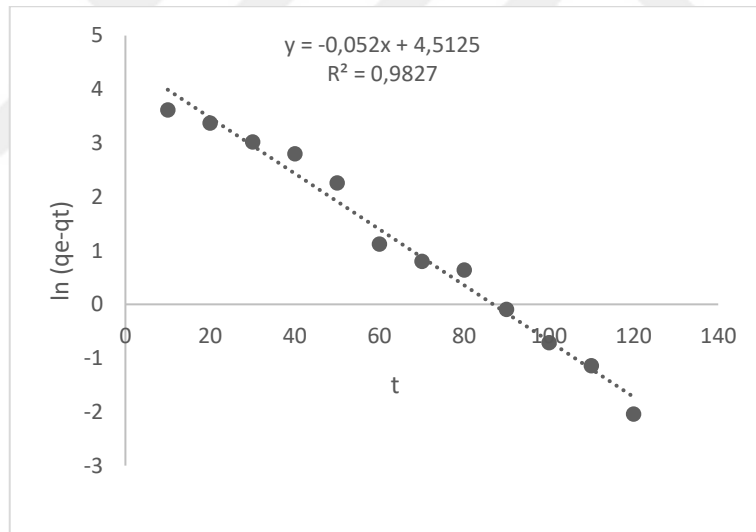
Grafik 8.10. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



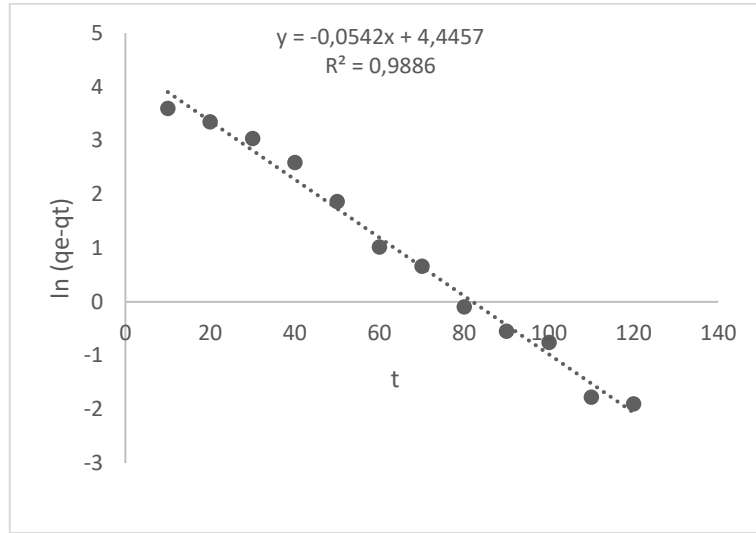
Grafik 8.11. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



Grafik 8.12. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



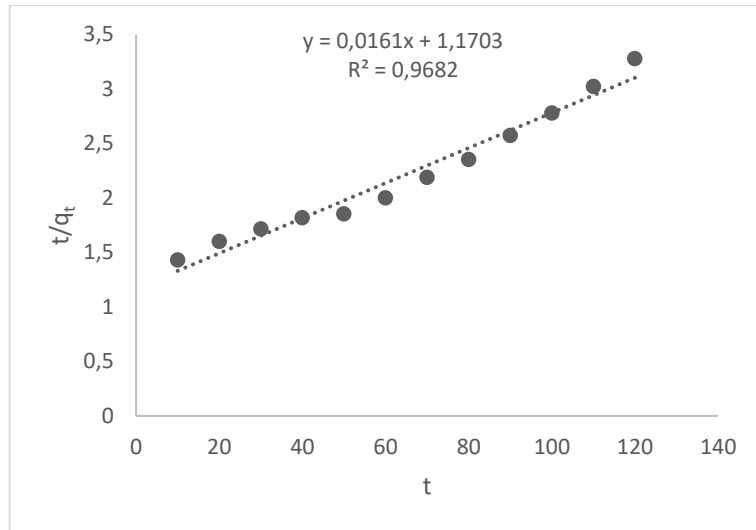
Grafik 8.13. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



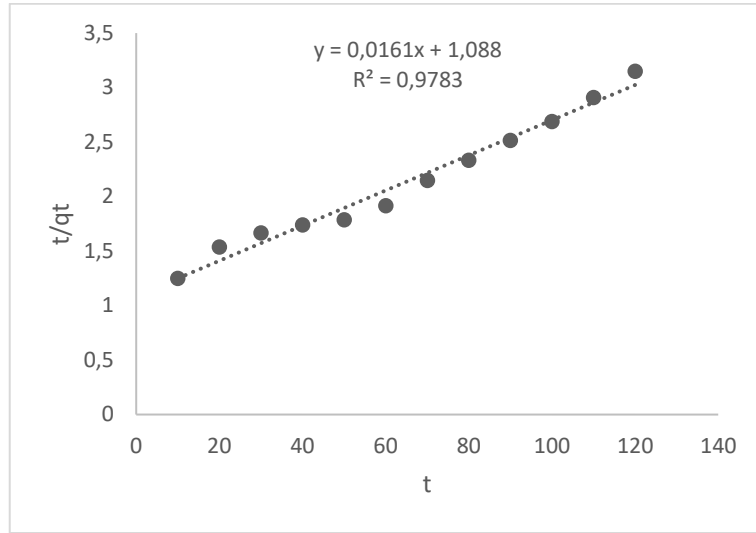
Grafik 8.14. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki Birinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.

8.3.2. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Sanki İkinci Dereceden Kinetik Eşitlikle Modellenmesi

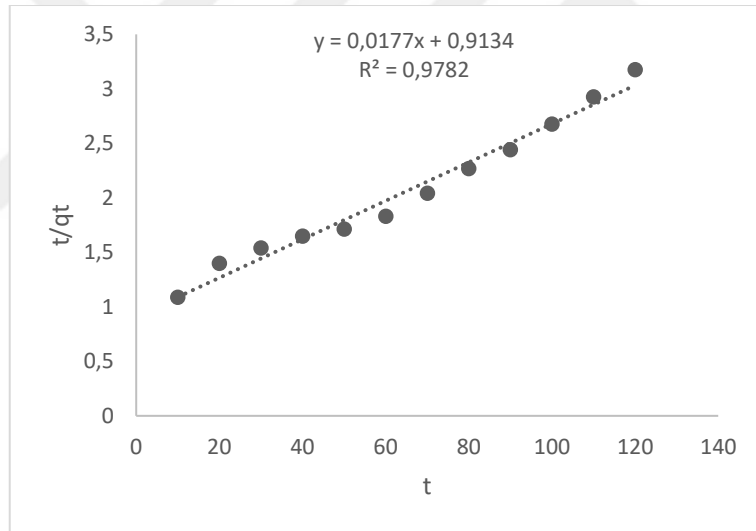
Kongo kırmızısı boyar maddesinin kinetik eşitlikle modellenmesinde kullanılan ikinci yöntem sanki ikinci dereceden kinetik eşitlikle modellenmesidir. Deneysel veriler Eşitlik (3.7)'de yerine konularak bulunur. t 'ye karşı $\frac{t}{q_t}$ grafiğe geçirilmiş ve sonuçlar Grafik 8.15-23'te gösterilmiştir.



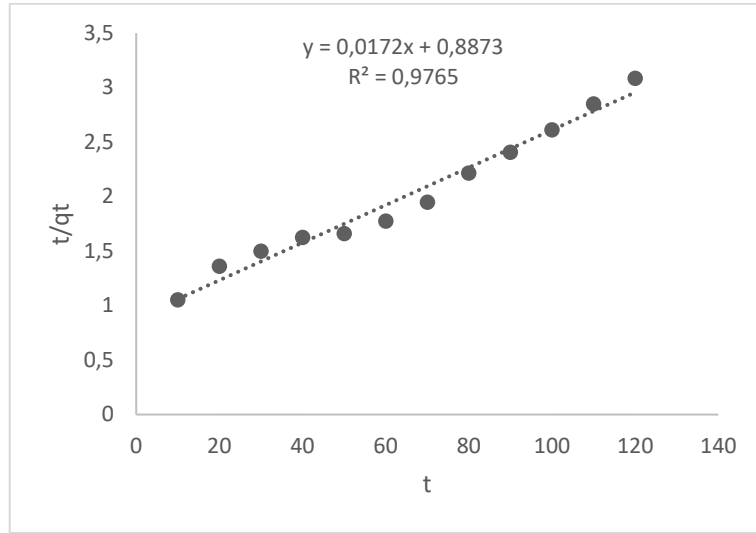
Grafik 8.15. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



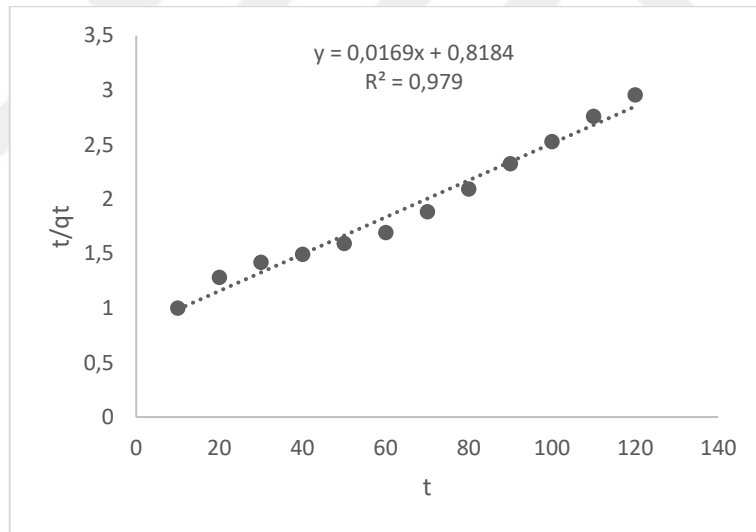
Grafik 8.16. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



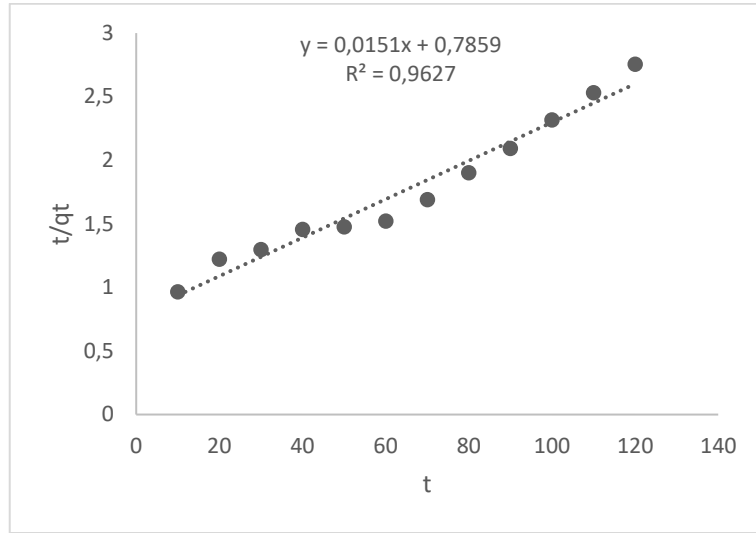
Grafik 8.17. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



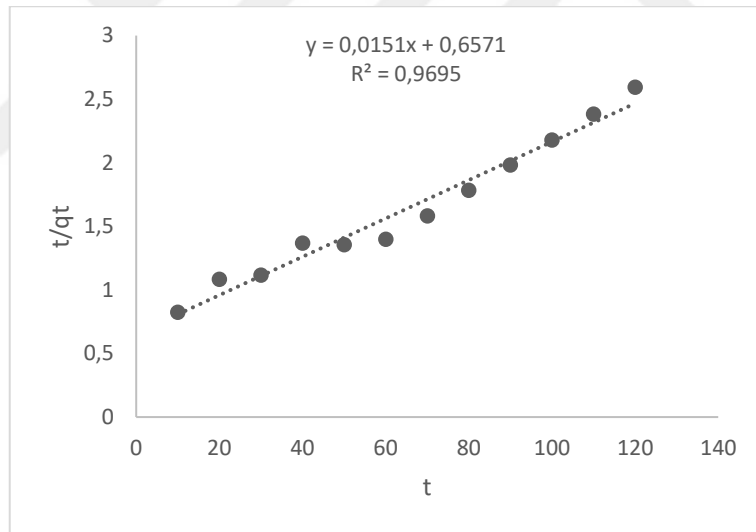
Grafik 8.18. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbanına Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



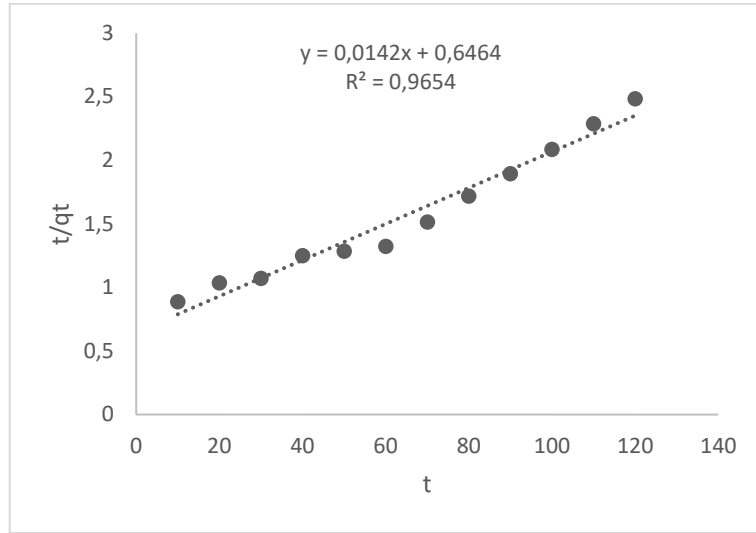
Grafik 8.19. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbanına Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



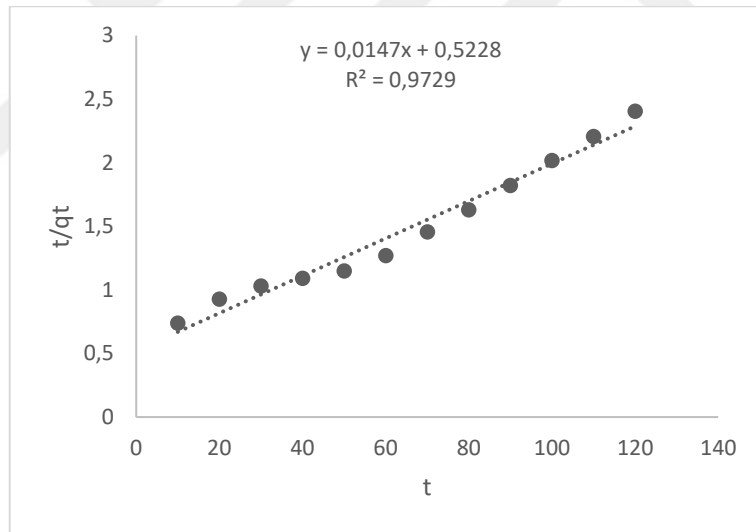
Grafik 8.20. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbanına Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



Grafik 8.21. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbanına Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



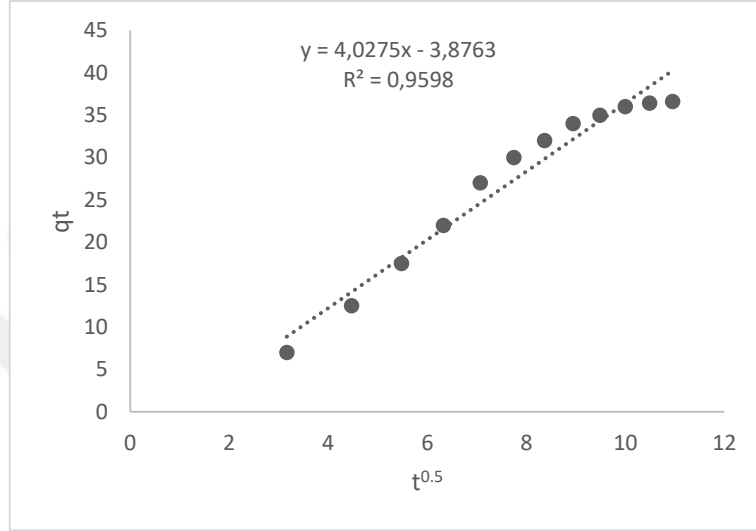
Grafik 8.22. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbanına Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.



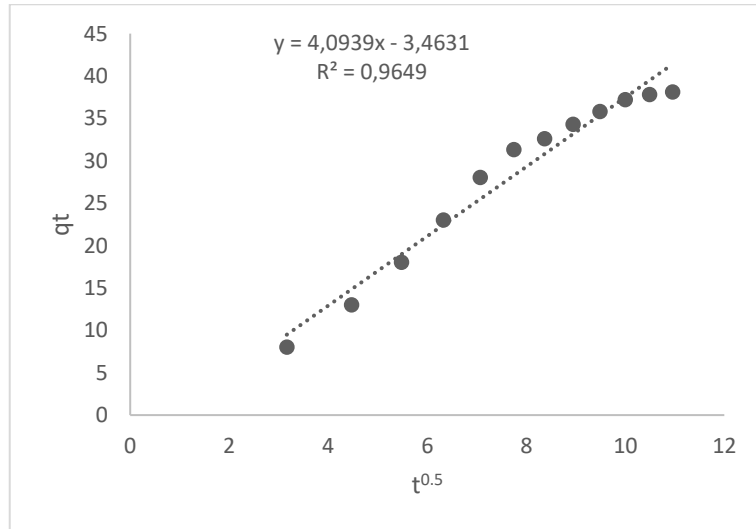
Grafik 8.23. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbanına Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Sanki-İkinci Dereceden Eşitlikle Modellenmesi.

8.3.3. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Partiküller Arası Difüzyon Kinetik Eşitliği ile Modellenmesi

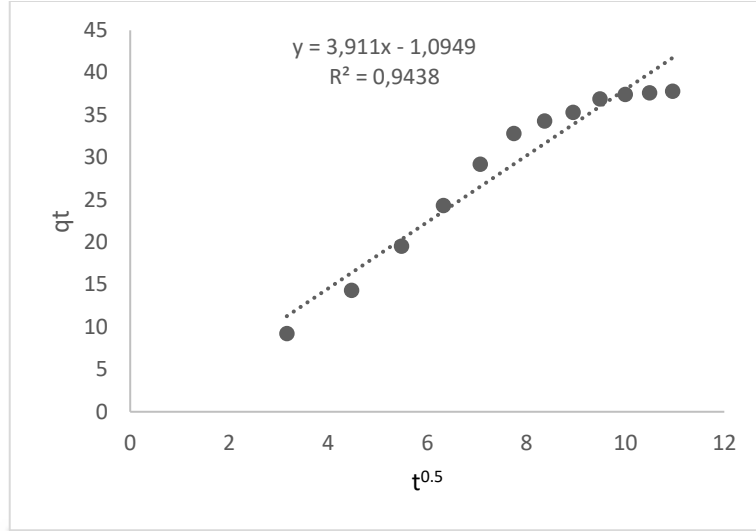
Kongo kırmızısı boyar maddesinin kinetik eşitlikle modellenmesinde kullanılan üçüncü yöntem partiküler arası difüzyon kinetik eşitliği ile modellenmesidir. DeneySEL veriler Eşitlik 3.8’de yerine konularak bulunur. $t^{0.5}$ ’ye karşı q_t grafiğe geçirilmiş ve sonuçlar Grafik 8.24-32’de gösterilmiştir.



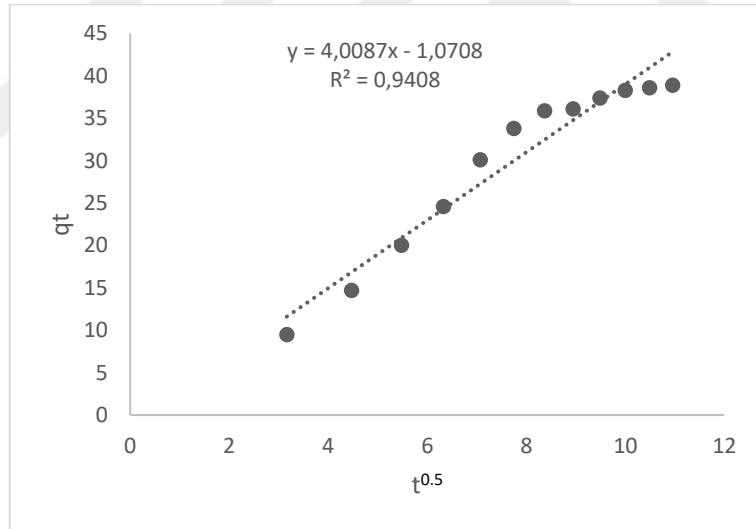
Grafik 8.24. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



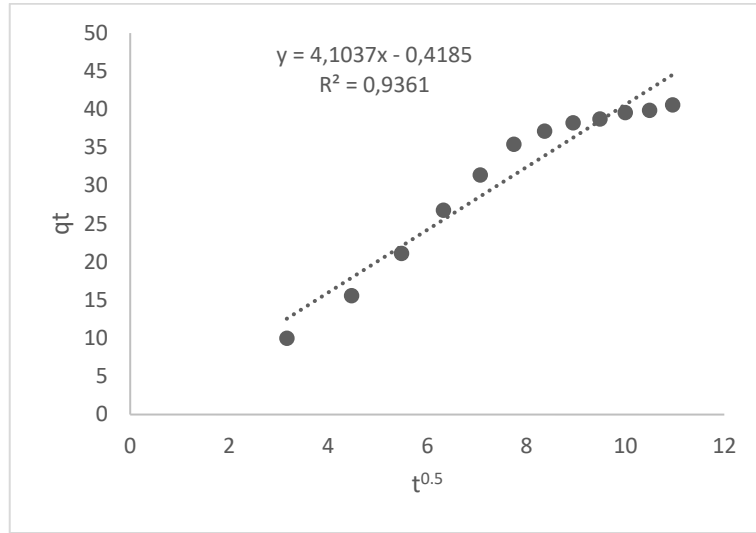
Grafik 8.25. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



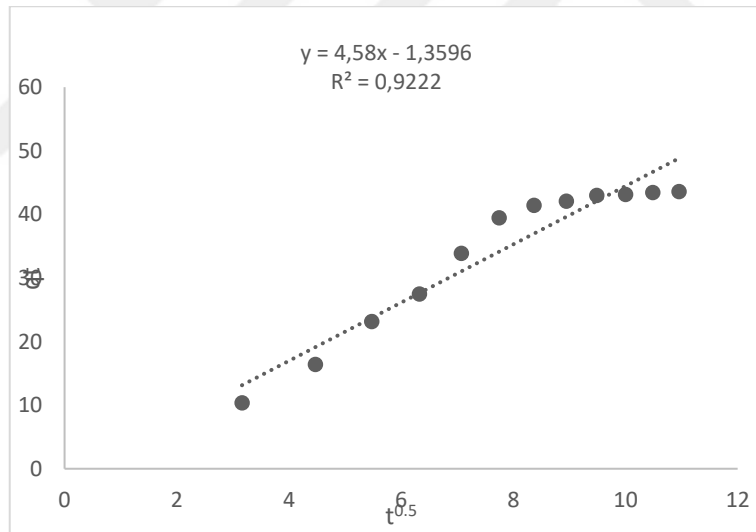
Grafik 8.26. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



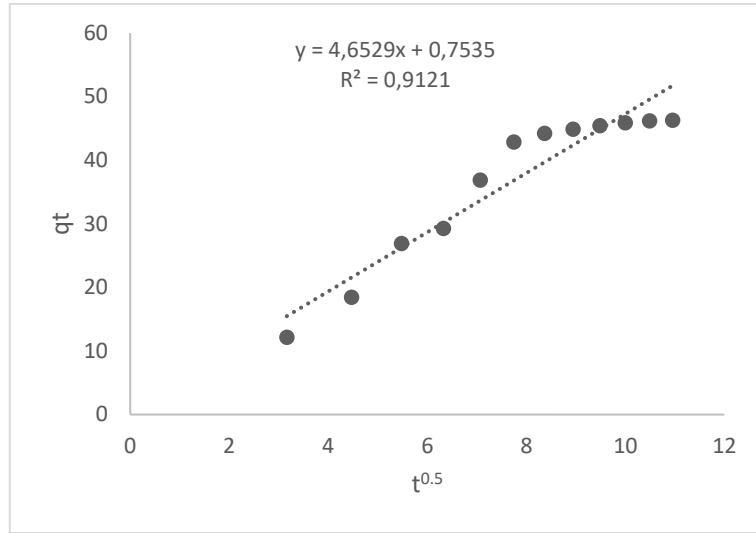
Grafik 8.27. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



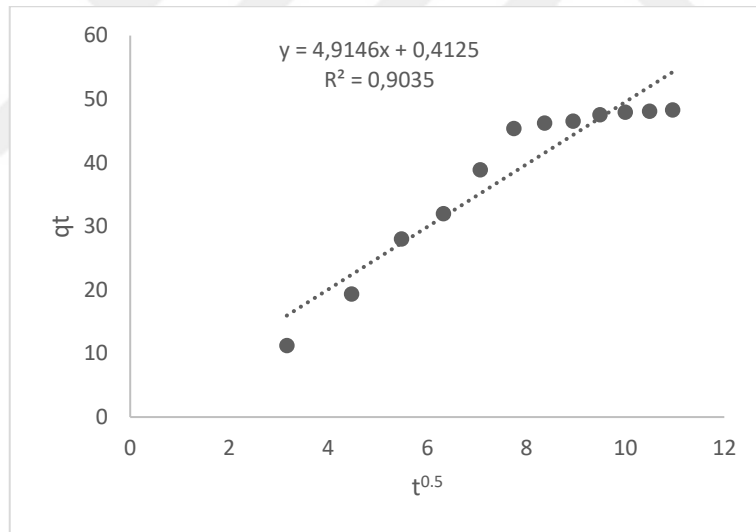
Grafik 8.28. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



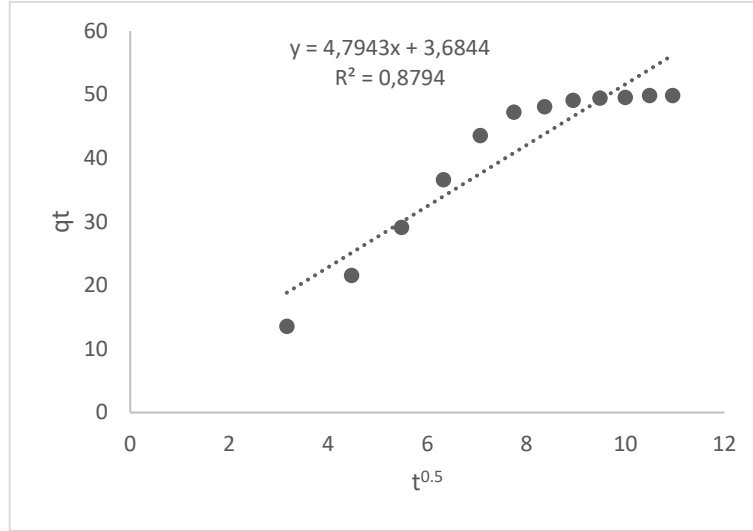
Grafik 8.29. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



Grafik 8.30. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



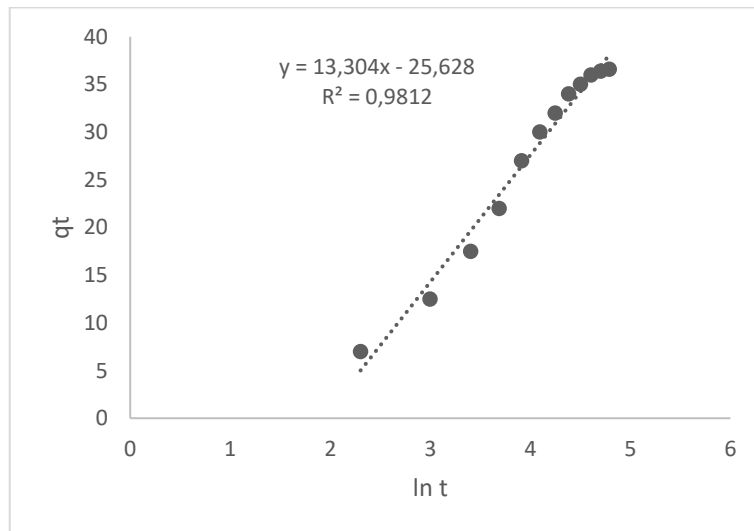
Grafik 8.31. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.



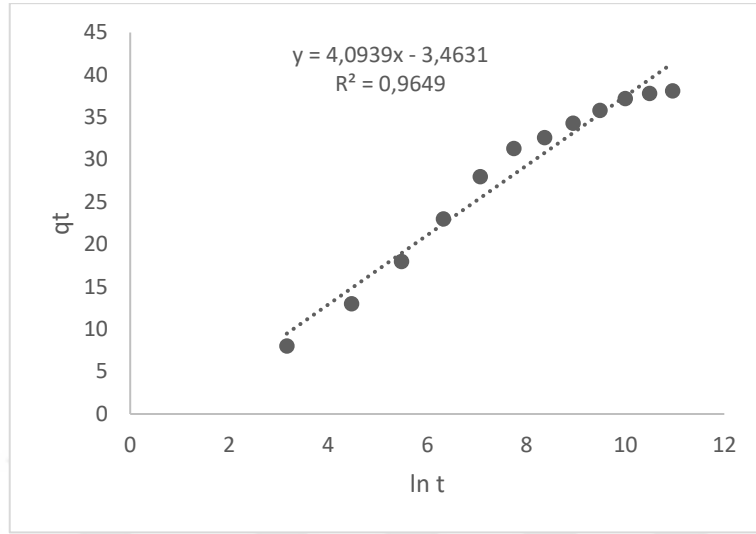
Grafik 8.32. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Partiküller Arası Difüzyon Eşitliği ile Modellenmesi.

8.3.4. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Elovich Kinetik Eşitliği ile Modellenmesi

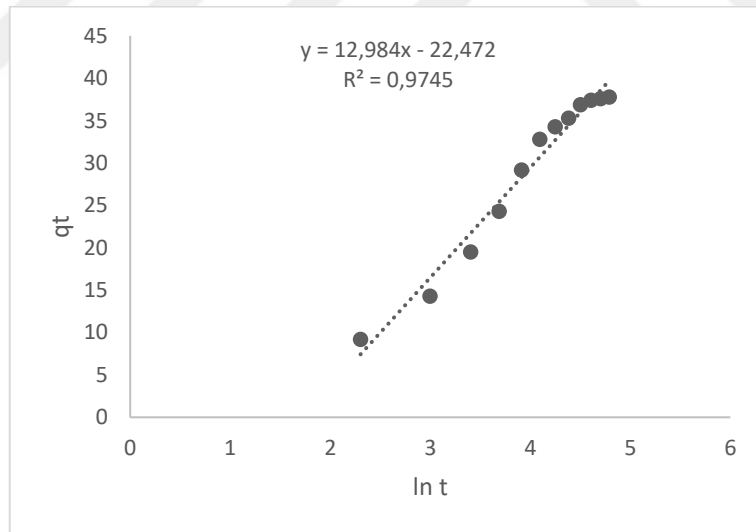
Kongo kırmızısı boyar maddesinin kinetik eşitlikle modellenmesinde kullanılan sonuncu yöntem Elovich kinetik eşitliği ile modellenmesidir. Deneysel veriler Eşitlik 3.12’de yerine konularak bulunur. $\ln(t)$ karşı q_t grafiğe geçirilmiş ve sonuçlar Grafik 8.33-41’de gösterilmiştir.



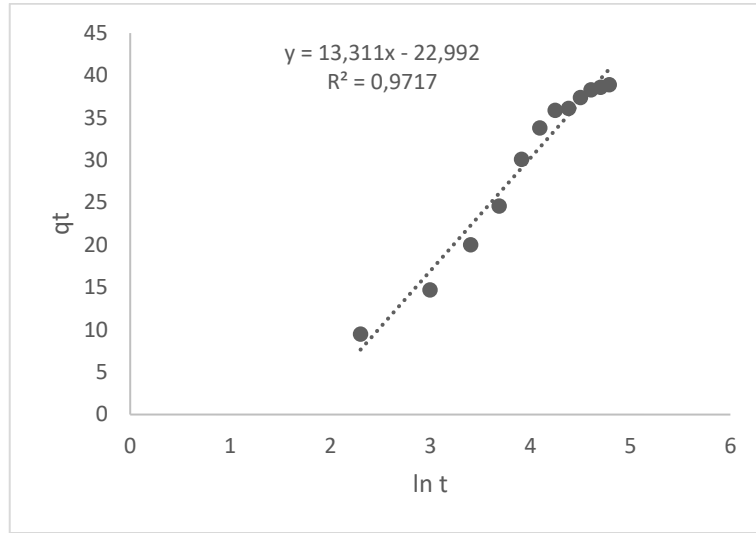
Grafik 8.33. 25 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



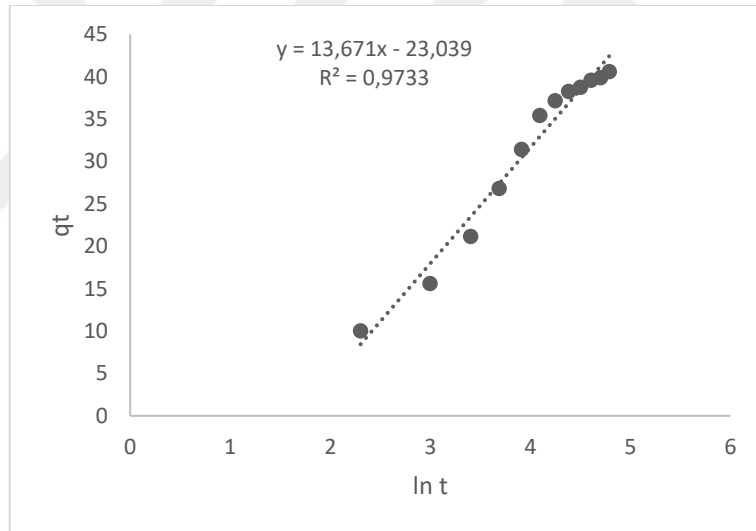
Grafik 8.34. 35 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



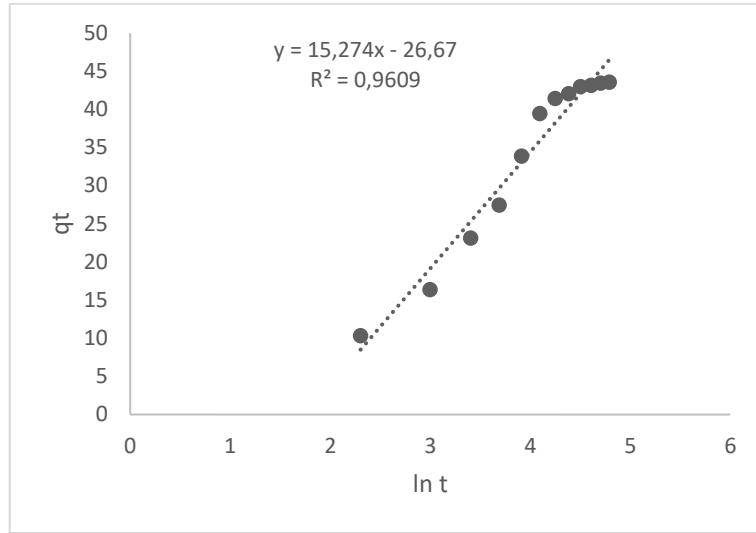
Grafik 8.35. 45 °C Ham Madde İçin Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



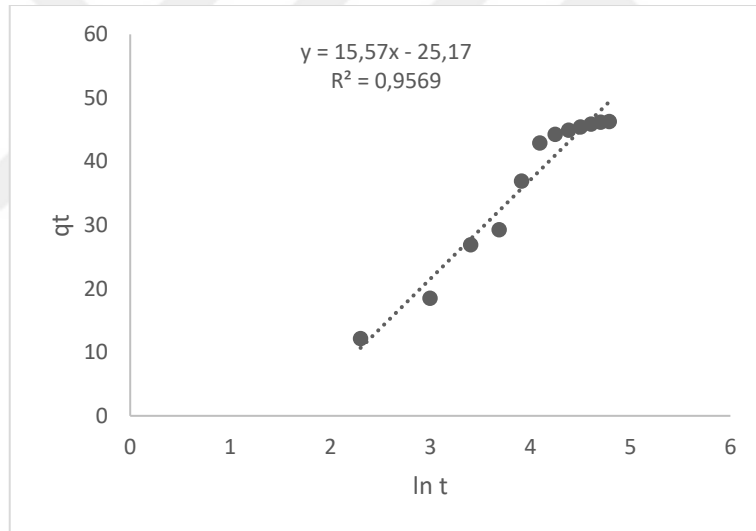
Grafik 8.36. 25 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



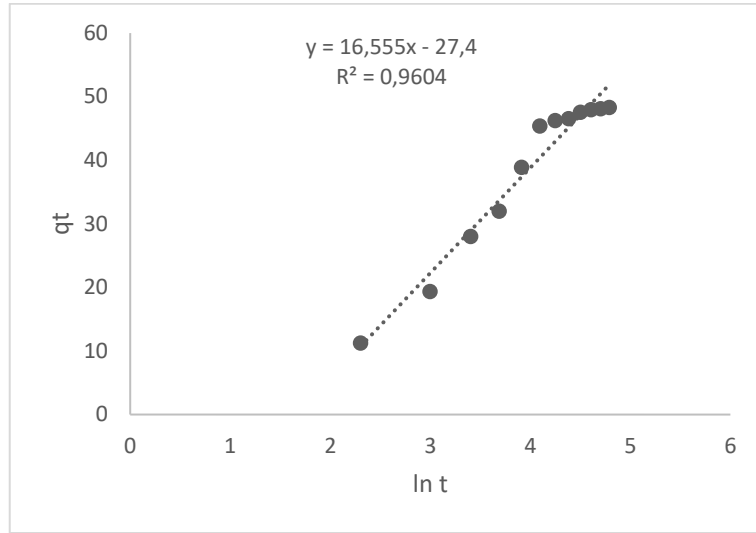
Grafik 8.37. 35 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



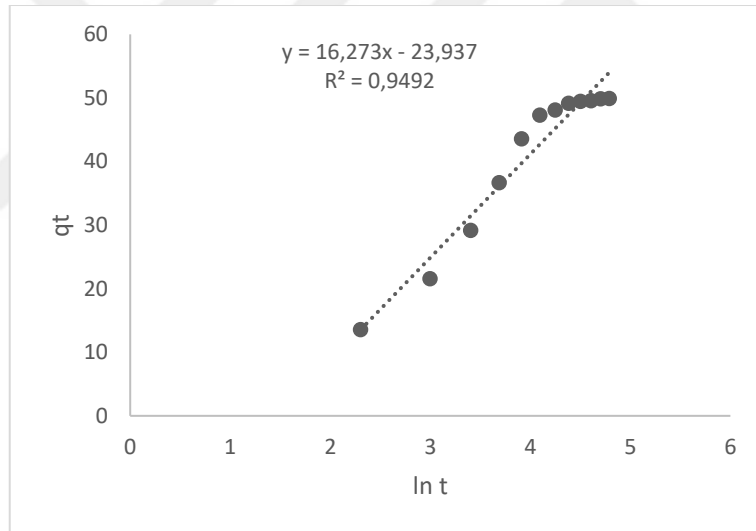
Grafik 8.38. 45 °C Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



Grafik 8.39. 25 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



Grafik 8.40. 35 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.



Grafik 8.41. 45 °C Mikrodalga Aktivasyonu Kullanılarak Elde Edilen Aktif Karbon Adsorbana Ait Adsorpsiyon Denge Çalışma Verilerinin Elovich Eşitliği ile Modellenmesi.

8.3.5. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesi Adsorpsiyon Kinetik Verileri Parametrelerinin Hesaplanması

Kongo kırmızısı boyar maddesinin sanki-birinci, sanki-ikinci, partiküler arası difüzyon ve Elovich eşitlikleri ile modellenmesi sonucunda elde edilen her bir modele ait kinetik parametreler Tablo 8.1-9'de gösterilmiştir.

Tablo 8.1. Ham Madde Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 25 °C'deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Ham Madde			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	51.76	0.0333	0.9925
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	62.11	2.21x10 ⁻⁴	0.9682
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0,5} + C_i$	-1.0708	4.0087	0.9408
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	1.9356	0.0752	0.9812

Tablo 8.2. Geleneksel Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 25 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Geleneksel Aktivasyon			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	50.69	0.0347	0.9921
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	58.14	3.33x10 ⁻⁴	0.9765
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	0.7535	4.6259	0.9480
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	2.3684	0.0751	0.9717

Tablo 8.3. Mikrodalga Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 25 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Mikrodalga Aktivasyon			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	81.93	0.0495	0.9854
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	66.22	3.47x10 ⁻⁴	0.9695
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	0.7535	4.6529	0.9121
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	7.1925	0.0642	0.9569

Tablo 8.4. Ham Madde Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 35 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Ham Madde			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	51.76	0.0333	0.9925
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	62.11	2.21x10 ⁻⁴	0.9682
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	-1.0708	4.0087	0.9408
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	1.9356	0.0752	0.9812

Tablo 8.5. Geleneksel Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 35 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Geleneksel Aktivasyon			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	50.69	0.0347	0.9921
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	58.14	3.33x10 ⁻⁴	0.9765
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	0.7535	4.6259	0.9480
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	2.3684	0.0751	0.9717

Tablo 8.6. Mikrodalga Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 35 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Mikrodalga Aktivasyon			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	81.93	0.0495	0.9854
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	66.22	3.47x10 ⁻⁴	0.9695
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	0.7535	4.6529	0.9121
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	7.1925	0.0642	0.9569

Tablo 8.7. Ham Madde Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 45 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Ham Madde			
Kinetik Model	Parametreler		R ²
Sanki Birinci Dereceden	q _e	k ₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	54.39	0.0380	0.9894
Sanki İkinci Dereceden	q _e	k ₂	R ²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	56.49	3.43x10 ⁻⁴	0.9782
Partikül İçi Difüzyon	C _i	k _{id}	R ²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	1.0949	3.9110	0.9438
Elovich	α	β	R ²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	2.3017	0.0770	0.9745

Tablo 8.8. Geleneksel Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 45 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Geleneksel Aktivasyon			
Kinetik Model	Parametreler		R²
Sanki Birinci Dereceden	q_e	k₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	73.79	0.0463	0.9854
Sanki İkinci Dereceden	q_e	k₂	R²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	66.23	2.90x10 ⁻⁴	0.9627
Partikül İçi Difüzyon	C_i	k_{id}	R²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	-1.3596	4.5800	0.9222
Elovich	α	β	R²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	2.6725	0.0654	0.9604

Tablo 8.9. Mikrodalga Aktivasyonu Yardımı ile Üretilen Aktif Karbonların 45 °C’deki Kinetik Çalışmaları Sonucu

Mikrodalga Aktivasyon			
Kinetik Model	Parametreler		R²
Sanki Birinci Dereceden	q_e	k₁	
$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	54.39	0.0380	0.9894
Sanki İkinci Dereceden	q_e	k₂	R²
$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	68.03	4.13x10 ⁻⁴	0.9729
Partikül İçi Difüzyon	C_i	k_{id}	R²
$q_t = k_{id}(t)^{0.5} + C_i$	3.6844	4.7943	0.8794
Elovich	α	β	R²
$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	3.7308	0.0615	0.9492

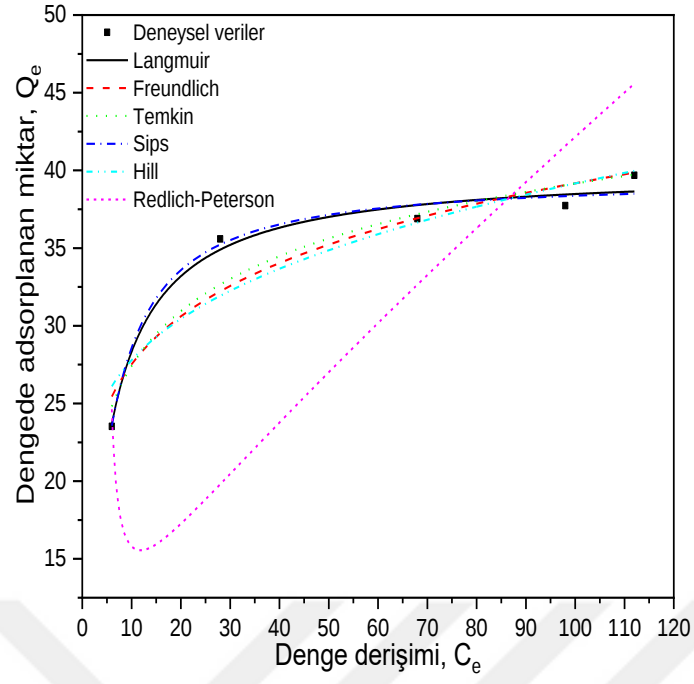
Tablo 8.1-9 incelendiğinde ham maddenin 25 °C, 35 °C ve 45 °C’de en yüksek R^2 değeri sırasıyla 0.9925, 0.9803 ve 0.9894 değerlerine sanki birinci dereceden kinetik modele en iyi şekilde uyduğu görülmektedir. Geleneksel aktivasyon yöntemi ile elde edilen aktif karbon adsorbanların 25 °C, 35 °C ve 45 °C’deki en yüksek R^2 değeri sanki birinci dereceden kinetik modelde sırasıyla 0.9921, 0.9921 ve 0.9854 olduğu görülmektedir. Benzer şekilde mikrodalga aktivasyonu ile elde edilen aktif karbon adsorbanların en yüksek R^2 değerine sanki-birinci dereceden kinetik modelde sırasıyla 0.9854, 0.9827 ve 0.9894 ulaştığı görülmektedir.

8.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

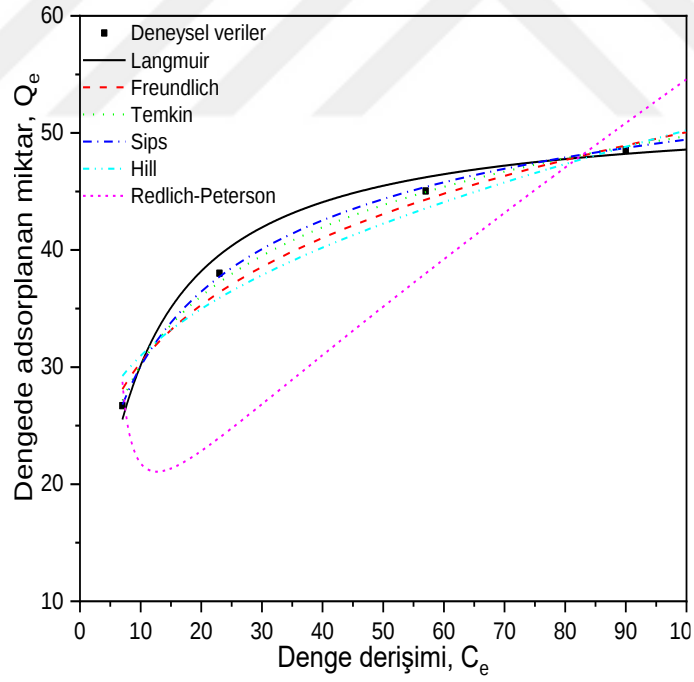
Kongo kırmızısı boyar madde izoterm çalışmaları ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile elde edilen adsorbanlar için optimum pH 4’de ve her bir adsorban için 0.4 g adsorban miktarında 100 mL boyar madde çözeltisi için 50, 100, 150, 200 ve 250 ppm boyar madde derişimlerinde 25 °C, 35 °C ve 45 °C’de gerçekleştirilmiştir. Literatürde en sık karşılaşılan Langmuir, Freundlich, Temkin, Sips, Hill ve Redlich-Peterson izoterm modelleri kullanılarak kongo kırmızısı boyar maddesinin izoterm modeli araştırılmıştır. Her ne kadar Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri doğrusal forma (liner) dönüştürülebilse de Temkin, Sips, Hill ve Redlich-Peterson izoterm formları doğrusal forma dönüştürülememektedir. Bu yüzden doğrusal olmayan izoterm modellerinin parametrelerinin belirlenmesinde Levenberg-Marquardt algoritmaları kullanılmıştır. Bu algoritma için yazılan kod MATLAB R2013’a oluşturulmuştur.

8.4.1. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesinin Farklı İzoterm Modelleri ile Modellenmesi

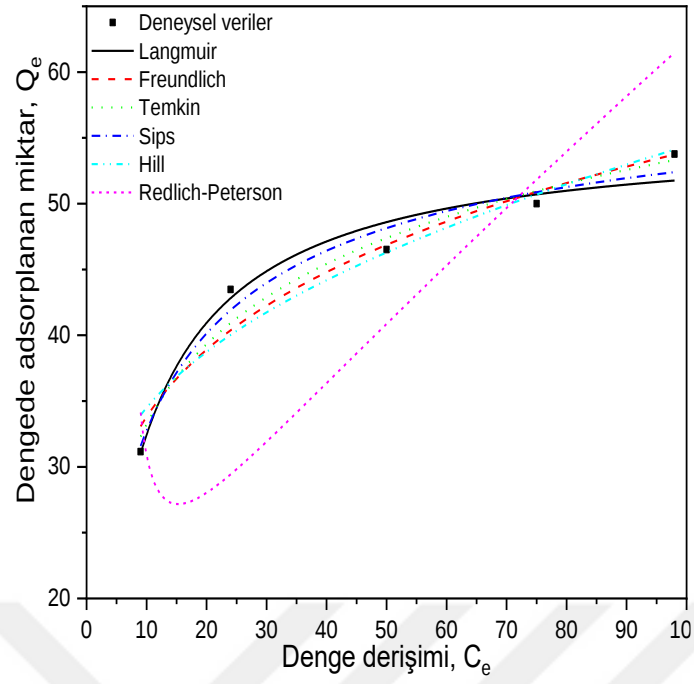
Deneyisel veriler kullanılarak ham maddenin, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorbanların kongo kırmızısı boyar maddesine ait izoterm grafikleri Grafik 8.42-50’de gösterilmiştir.



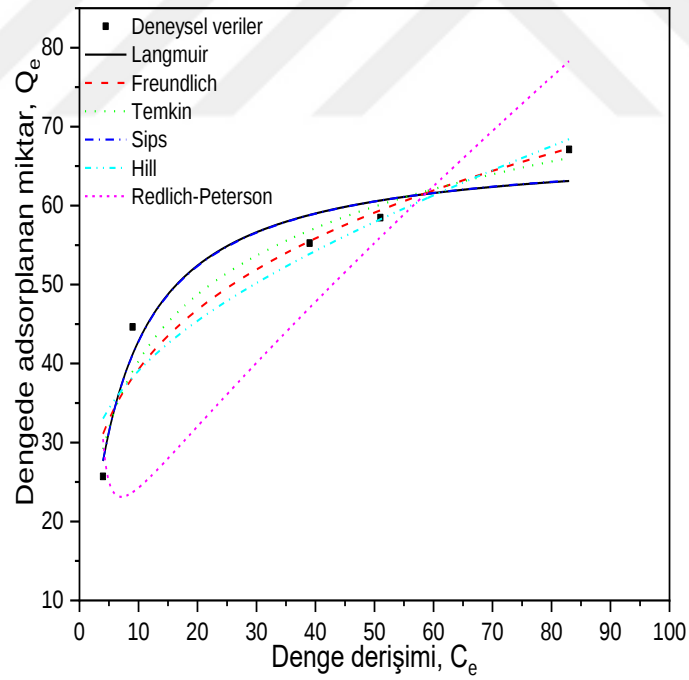
Grafik 8.42. Ham Maddenin 25 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.



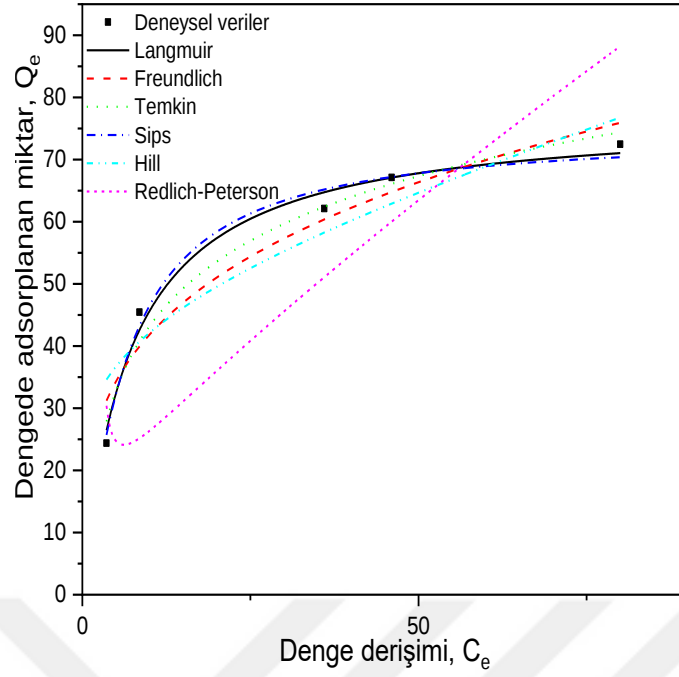
Grafik 8.43. Ham Maddenin 35 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.



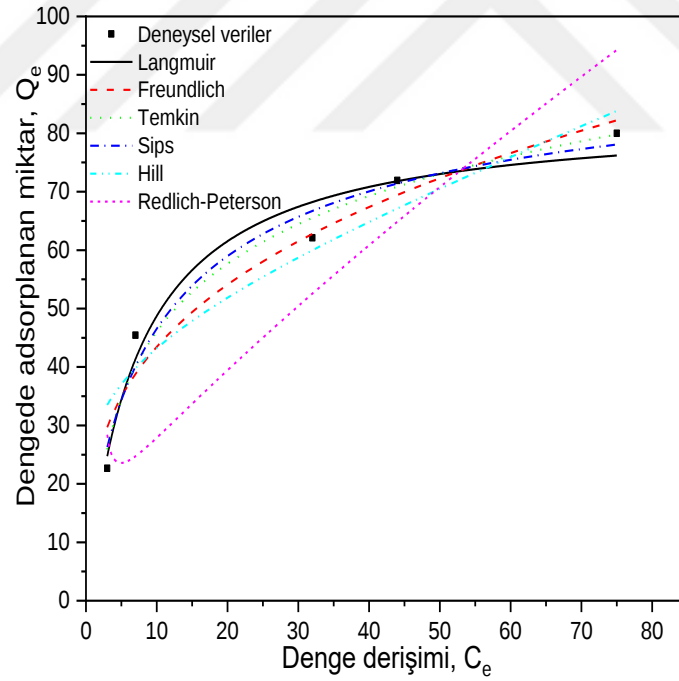
Grafik 8.44. Ham Maddenin 45 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.



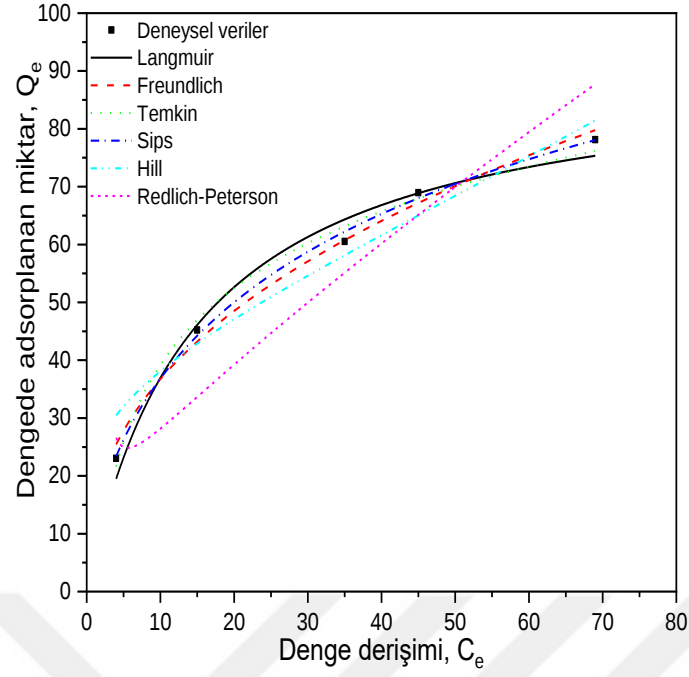
Grafik 8.45. Geleneksel Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 25 °C'deki Önerilen İzoterm Modelleri.



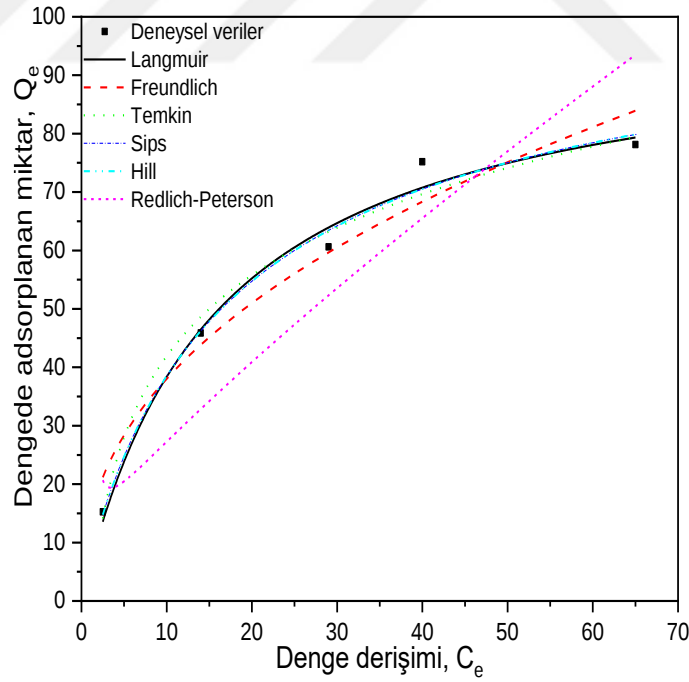
Grafik 8.46. Geleneksel Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 35 °C’deki Önerilen İzoterm Modelleri



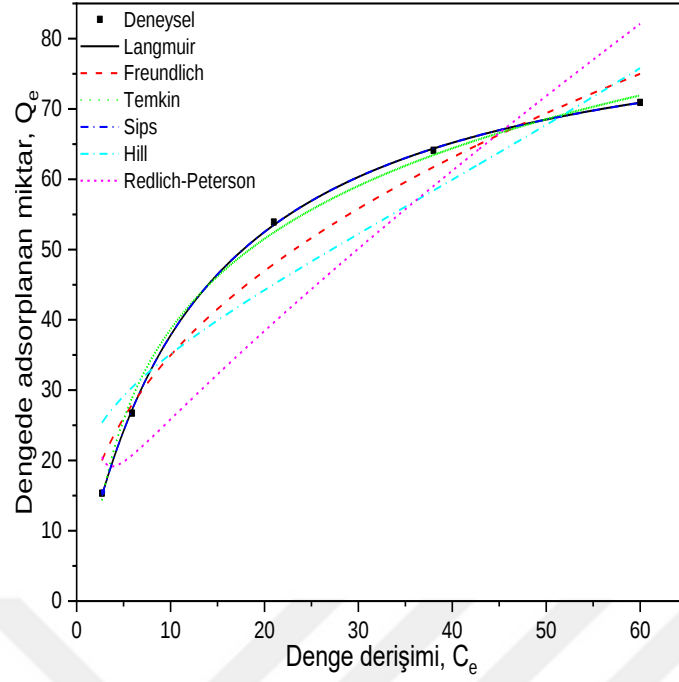
Grafik 8.47. Geleneksel Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 45 °C’deki Önerilen İzoterm Modelleri.



Grafik 8.48. Mikrodalga Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 25 °C’deki Önerilen İzoterm Modelleri.



Grafik 8.49. Mikrodalga Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 35 °C’deki Önerilen İzoterm Modelleri.



Grafik 8.50. Mikrodalga Aktivasyon ile Üretilen Aktif Karbon Adsorbanların 45 °C’deki Önerilen İzoterm Modelleri.

8.4.2. Kongo Kırmızısı Boyar Maddesi Adsorpsiyonunun İzoterm Modelleri Parametrelerinin Hesaplanması

Yapılan bu çalışmada deneysel verilerin önerilen modellere uygunluğunun belirlenmesinde kullanılan istatistiksel yöntem ile model parametreleri Tablo 8.10-18’de gösterilmiştir.

Tablo 8.10. 25 °C’de Ham Maddenin Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 40.08	K_L 0.24		0.9828
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 6.52	K_F 19.33		0.8983
Temkin $q_e = B \ln(K_T) B \ln(C_e)$	B 5.099	K_T 0.0463		0.9270
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 39.49	n 1.11	K_S 0.1995	0.9836
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 0.39	n 0.0018	K_D 0.9815	0.8672
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1.0086	n 0.0058	K_{RP} 0.0077	0.9319

Tablo 8.11. 35 °C’de Ham Maddenin Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 52.12	K_L 0.1371		0.9803
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 4.61	K_F 18.44		0.9844
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 8.4943	K_T 0.2867		0.9776
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 64.5137	n 0.5751	K_S 0.2329	0.9991
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 1.53	n 0.0086	K_D 0.9319	0.9613
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1.0152	n 0.0098	K_{RP} 0.0161	0.1634

Tablo 8.12. 45 °C’de Ham Maddenin Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 55.52	K_L 0.14		0.9687
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 4.92	K_F 21.17		0.9521
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 8.8046	K_T 0.2297		0.9675
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 60.8266	n 0.7332	K_S 0.2157	0.9735
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 1.7802	n 0.0086	K_D 0.9299	0.9319
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1.0242	n 0.0138	K_{RP} 0.0243	0.0019

Tablo 8.13. 25 °C’de Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 67.49	K_L 0.1763		0.9519
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 3.93	K_F 21.86		0.9295
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 12.1602	K_T 0.3636		0.9506
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 67.6922	n 0.9898	K_S 0.1757	0.9512
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 1.7382	n 0.0093	K_D 0.9352	0.9032
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1	n 1.84x10 ⁻⁸	K_{RP} 6.01x10 ⁻³	0.3478

Tablo 8.14. 35 °C’de Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 77.17	K_L 0.14		0.9859
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 3.49	K_F 21.63		0.9362
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 14.9944	K_T 0.5606		0.9744
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 74.45	n 1.1258	K_S 0.1247	0.9866
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 1.7794	n 0.0095	K_D 0.9317	0.8839
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1.0029	n 0.0035	K_{RP} 0.0137	0.4319

Tablo 8.15. 45 °C’de Geleneksel Yöntem Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 83.43	K_L 0.1405		0.9650
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 3.1589	K_F 20.96		0.9481
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 16.74	K_T 0.6389		0.9751
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 96.02	n 0.7602	K_S 0.1634	0.9680
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 0.07	n 4.09x10 ⁻⁴	K_D 0.9974	0.9081
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 0.9885	n 0.0197	K_{RP} 0.0958	0.6135

Tablo 8.16. 25 ° C’de Mikrodalga Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 91.45	K_L 0.07		0.9812
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 2.49	K_F 14.57		0.9916
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 19.16	K_T 1.2933		0.9912
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 153.56	n 0.0766	K_S 0.6146	0.9974
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 0.56	n 0.0041	K_D 0.9763	0.9504
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1	n 1.30x10 ⁻⁸	K_{RP} 5.83x10 ⁻⁸	0.8491

Tablo 8.17. 35 °C’de Mikrodalga Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 98.44	K_L 0.06		0.9866
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 2.37	K_F 14.37		0.9544
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 20.0391	K_T 1.2355		0.9819
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 104.78	n 0.9122	K_S 0.0711	0.9874
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 104.77	n 0.9122	K_D 14.0563	0.9874
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1.0017	n 0.0069	K_{RP} 0.0384	0.7736

Tablo 8.18. 45 °C’de Mikrodalga Aktivasyonu ile Elde Edilen Adsorbana Ait Adsorpsiyon İzoterm Sonuçları

İzoterm Modeli	Parametreler			R ²
Langmuir $q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_m 85.96	K_L 0.08		0.9998
Freundlich $q_e = K_F (C_e)^{1/n}$	n 2.35	K_F 13.11		0.9652
Temkin $q_e = B \ln(K_T) + B \ln(C_e)$	B 18.5654	K_T 1.2465		0.9960
Sips $q_e = \frac{q_s K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$	q_s 85.7797	n 1.0032	K_S 0.0782	0.9998
Hill $q_e = \frac{q_H C_e^n}{K_D + C_e^n}$	q_H 1.5444	n 0.0136	K_D 0.9265	0.8929
Redlich-Peterson $q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_R C_e^n}$	a_R 1.0032	n 0.0099	K_{RP} 0.0499	0.8203

Tablo 8.10-18 incelendiğinde ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile elde edilen aktif karbon adsorbanların adsorpsiyon izoterm sonuçlarından en yüksek R² değerine Sips izotermine uyduğu görülmektedir. Sips izoterm modeli Freundlich ve Langmuir izoterm modellerini birleştiren ve heterojen adsorpsiyon sürecini tahmin etmekte kullanılmaktadır. Sips izotermindeki üstel n değeri 1’e eşit olduğu zaman bu izoterm Langmuir eşitliği şeklini almaktadır. Aynı zamanda eğer Sips izotermindeki K_s ve C_e parametreleri sıfırsa bu izoterm modeli Freundlich model ile aynı olmaktadır. Sips izotermine hesaplanan q_s değeri maksimum adsorpsiyon kapasitesini göstermektedir (Tanzifi vd., 2018).

8.5. Biyokütle Karakterizasyonu

Kongo kırmızısı boyar madde gideriminde kullanılan ham maddenin ve geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanların kimyasal yapıları ve adsorban yüzey özellikleri alt bölüm (8.5.1-7)'de ayrıntılı olarak incelenmiştir.

8.5.1. Adsorbanların Elementel Analiz Sonuçları

Kongo kırmızısı boyar madde gideriminde kullanılan ham maddenin ve geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanların elementel analiz sonuçları Tablo 8.19'te verilmiştir.

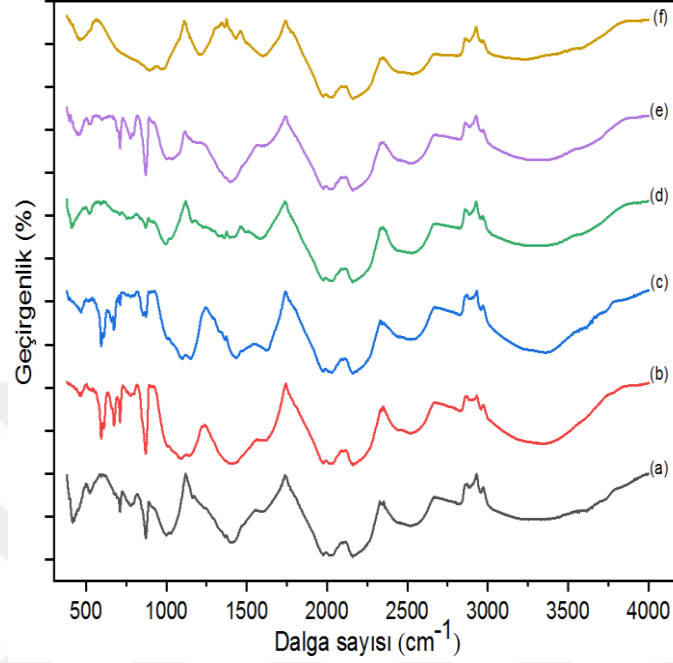
Tablo 8.19. Kongo Kırmızısı Boyar Madde Gideriminde Kullanılan Adsorbanların Elementel Analiz Sonuçları (% Ağırlıkça)

Adsorban	Karbon	Hidrojen	Azot	Oksijen
Ham Madde	25.9	1.84	0.91	71.35
Geleneksel	44.63	2.02	0.69	52.66
Mikrodalga	63.58	2.76	0.32	33.34

Tablo 8.19 incelendiğinde ham maddenin ve geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanlarının karbon ve oksijen içeriğinin çok yüksek olduğu görülmektedir. Bunun nedeni ise bu adsorbanların yüzey fonksiyonel gruplarının yüksek miktarlarda karboksilik asit içermeleri olduğu düşünülmektedir.

8.5.2. Adsorbanların FTIR Analizleri

Üretilen adsorbanların adsorpsiyon öncesi ve kongo kırmızısı giderimi sonrası FTIR Spektrumları Grafik 8.51’de ve titreşim gruplarının ayrıntılı analizi Tablo 8.20’de gösterilmiştir



Grafik 8.51. Adsorpsiyon Öncesi (a) Ham, (b) Geleneksel ve (c) Mikrodalga Adsorbanlarının ve Adsorpsiyon Sonrası (d) Ham, (e) Geleneksel ve (f) Mikrodalga Adsorbanlarının FTIR Spektrumlar

Tablo 8.20. Ham Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları

HAM			
Adsorpsiyon Öncesi (FTIR Pikleri Cm^{-1})	Adsorpsiyon Sonrası (FTIR Pikleri Cm^{-1})	Titreşim Modu	Referanslar
417	413	CrO_4^{2-} makaslama	(Kendix vd., 2010)
523	517	PO_4^{3-} makaslama	(Radev vd., 2010)
779	777	Polisiklik aromatik düzlem dışı C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
871	871	Polisiklik aromatik düzlem dışı C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
1000	1000	Hidroksil, ester ve ether grupları C–O gerilme	(Alshuiael ve Al-Ghouti, 2020)
1405	1401	Karboksilat grubunabağlı –C–OH	(Khan vd., 2013)
2816	2819	Alifatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
2958	2959	Aromatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
3332	3313	–OH ve –NH	(Khan vd., 2013)

Tablo 8.21. Geleneksel Yöntem ile Üretilen Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları

GELENEKSEL			
Adsorpsiyon Öncesi (FTIR Pikleri Cm^{-1})	Adsorpsiyon Sonrası (FTIR Pikleri Cm^{-1})	Titreşim Modu	Referanslar
459	454	PO_4^{3-} burulma	(Radev vd., 2010)
594	597	Alkan C–H	(Poopisut vd., 2023)
711	711	Aromatik halka C–H gerilme	(Mujtaba vd., 2021)
871	871	Polisiklik aromatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
1001	1001	Hidroksil, ester ve ether grupları C–O gerilme	(Alshuiael ve Al-Ghouti, 2020)
1405	1399	Ester ya da karboksilik C=O	(Wei vd., 2023)
2828	2821	Alifatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
2958	2961	Aromatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
3347	3333	–OH ve –NH	(Khan vd., 2013)

Tablo 8.22. Mikrodalga Yöntemi ile Üretilen Adsorbanların Kongo Kırmızısı Giderimi
Öncesi ve Sonrası FTIR Titreşim Modları

MİKRODALGA			
Adsorpsiyon Öncesi (FTIR Pikleri Cm ⁻¹)	Adsorpsiyon Sonrası (FTIR Pikleri Cm ⁻¹)	Titreşim Modu	Referanslar
468	459	PO ₄ ³⁻ burulma	(Radev vd., 2010)
594	595	Alkan C–H	(Poopisut vd., 2023)
674	674	Alken grubu C=C	(Poopisut vd., 2023)
873	875	Polisiklik aromatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
1006	1005	Hidroksil, ester ve ether grupları C–O gerilme	(Alshuiael ve Al-Ghouti, 2020)
1099	1098	Aromatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
1151	1149	Eter grubu C–O	(Poopisut vd., 2023)
1435	1434	Karbonil grup C–H alifatik gerilme	(Farobie vd., 2022)
1623	1621	C=C halka gerilme ve karboksil C=O gerilme	(Grimm vd., 2024)
2823	2826	Alifatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
2957	2959	Aromatik C–H gerilme	(Farobie vd., 2022)
3359	3354	–OH ve –NH	(Khan vd., 2013)

Adsorpsiyon öncesi üretilen adsorbanların FTIR spektrumları incelendiğinde alifatik, aromatik, hidroksil, eter, ester ve karboksilik gruplardan oluştuğu görülmektedir. Adsorpsiyon sonrası ise üç adsorbanın spektrumlarında belirgin bir değişiklik olmadığı ve fonksiyonel grup piklerinde kaymalar olduğu görülmektedir. Khan ve arkadaşlarının yaptıkları bir çalışmada makroalgden üretilen aktif karbonların kongo kırmızısı boyar madde giderimindeki etkisi incelenmiştir (Khan vd., 2023). Yapılan çalışmadaki FTIR sonuçları ile burada sunulan sonuçların benzer olduğu ve pik kaymalarının kongo kırmızısı boyar madde ile aktif karbon yüzeyi arasında ki elektrostatik etkileşim ile yüzeye bağlandığı görülmektedir.

8.5.3. Adsorbanların Yüzey Analizi (BET)

Ham maddenin geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorbanların yüzey analiz sonuçları Tablo 8.23'te verilmiştir. Ham maddenin yüzey alanı $3.56 \text{ m}^2/\text{g}$ iken geleneksel aktivasyon yöntemi ile üretilen aktif karbon adsorbanının yüzey alanı $26.61 \text{ m}^2/\text{g}$ a yükselmiştir. Ham maddenin mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbon adsorbanının yüzey alanı ise $92.59 \text{ m}^2/\text{g}$ 'a yükseldiği görülmektedir. Mikrodalga aktivasyonu ile üretilen aktif karbonun yüzey alanının çok daha yüksek olduğu ve bu aktivasyon türünün yüksek yüzey alanlara sahip aktif karbon üretmede daha iyi sonuçlar vereceği düşünülmektedir.

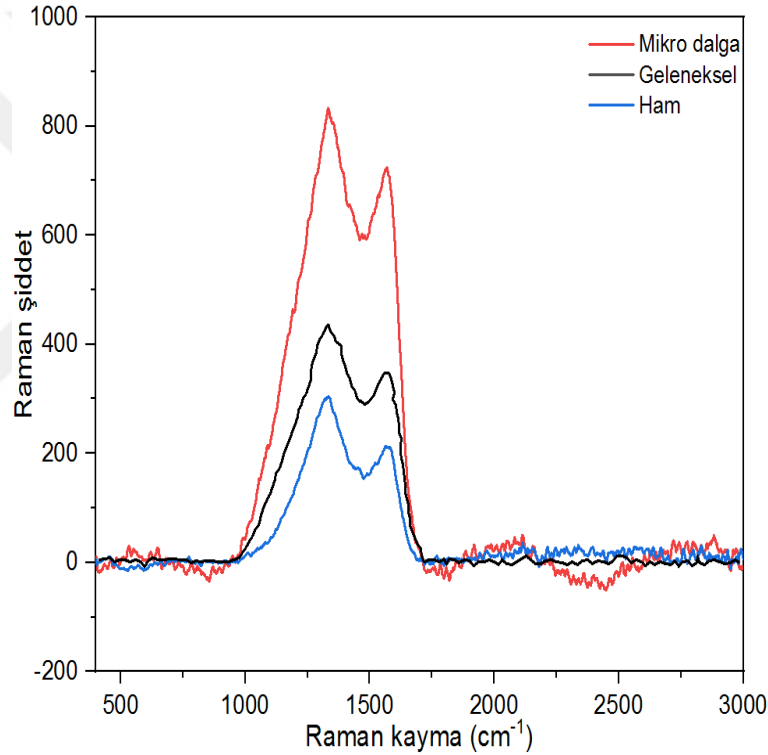
Tablo 8.23. Kongo Kırmızısı Boyar Madde Gideriminde Kullanılan Adsorbanların Yüzey Özellikleri

Adsorban	$S_{\text{BET}} (\text{m}^2/\text{g})$	$S_{\text{Mic}} (\text{m}^2/\text{g})$	$S_{\text{Mez}} (\text{m}^2/\text{g})$	$V_{\text{Top}} (\text{m}^3/\text{g})$	$V_{\text{Mic}} (\text{m}^3/\text{g})$	$V_{\text{Mez}} (\text{m}^3/\text{g})$
Ham Madde	3.56	1.26	2.30	0.010571	0.000573	0.009998
Geleneksel	26.61	10.19	16.42	0.065140	0.004656	0.060484
Mikrodalga	92.59	64.49	28.10	0.074853	0.029957	0.044896

S_{BET} : Toplam BET yüzey alanı, S_{Mic} : mikrogözenek yüzey alanı, S_{Mez} : mezogözenek yüzey alanı, V_{Top} : toplam gözenek hacmi, V_{Mic} : mikrogözenek hacmi, V_{Mez} : mezogözenek hacmi

8.5.4. Adsorbanların Raman Spektrum analizi

Ham maddenin, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorbanların Raman Spektroskopisi sonuçları Grafik 8.52’de verilmiştir. Grafik 8.52’de görüldüğü gibi geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorbanlara ait iki pik görülmektedir. Bu iki pik düzensiz grafen katmalarından oluşan amorf karbon bölgeciklerine (domain) aittir. Yaklaşık olarak 1391 cm^{-1} (D-bant) ve 1604 cm^{-1} (G-Bant) oranı düşük karbon grafitik dereceli karbonun gözenekli doğasının niteliğini vermektedir. Bu oran karbon nanotüpler gibi malzemelerde 100’ün üzerindedir (Tian vd., 2016). Yapılan bu çalışmada D-Bant ve G-Bant oranları ham madde, geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu için sırasıyla 1.44, 1.21 ve 1,15 olarak hesaplanmıştır. En yüksek grafitleşme derecesine mikrodalga aktivasyonunda ulaşılmıştır.

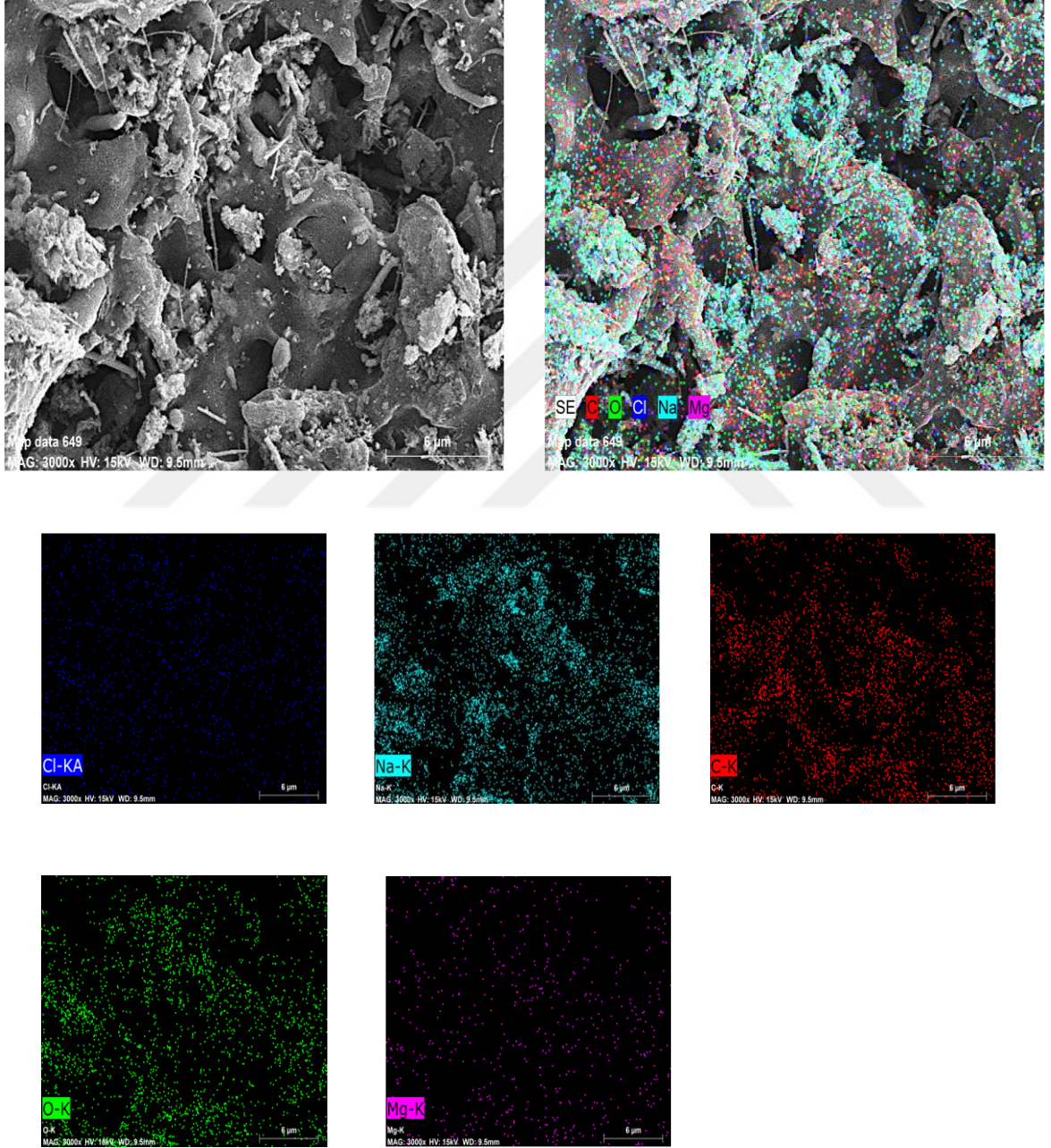


Grafik 8.52. Adsorbanların Raman Spektrumu

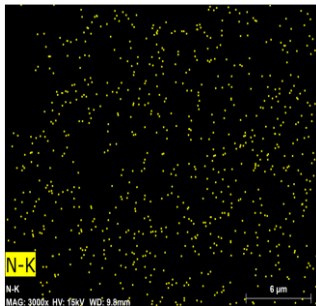
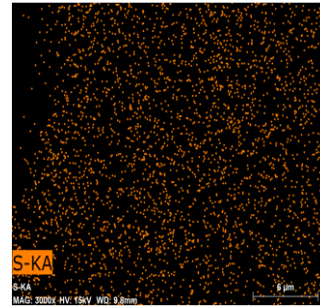
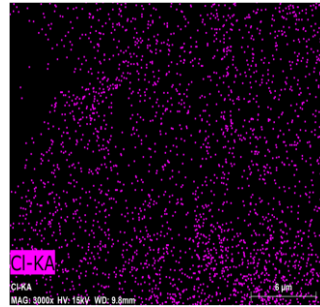
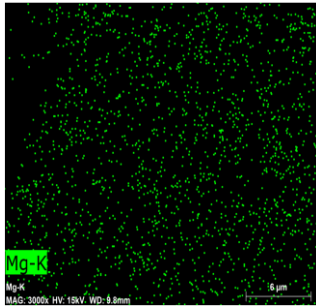
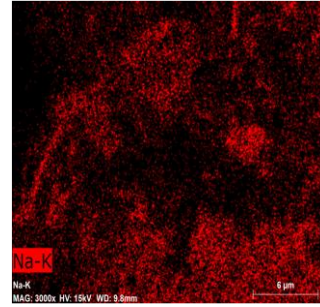
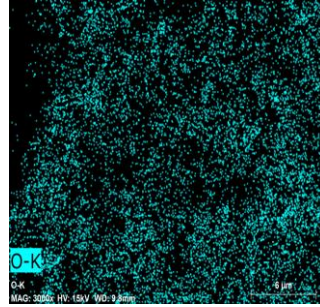
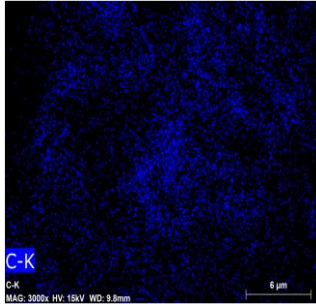
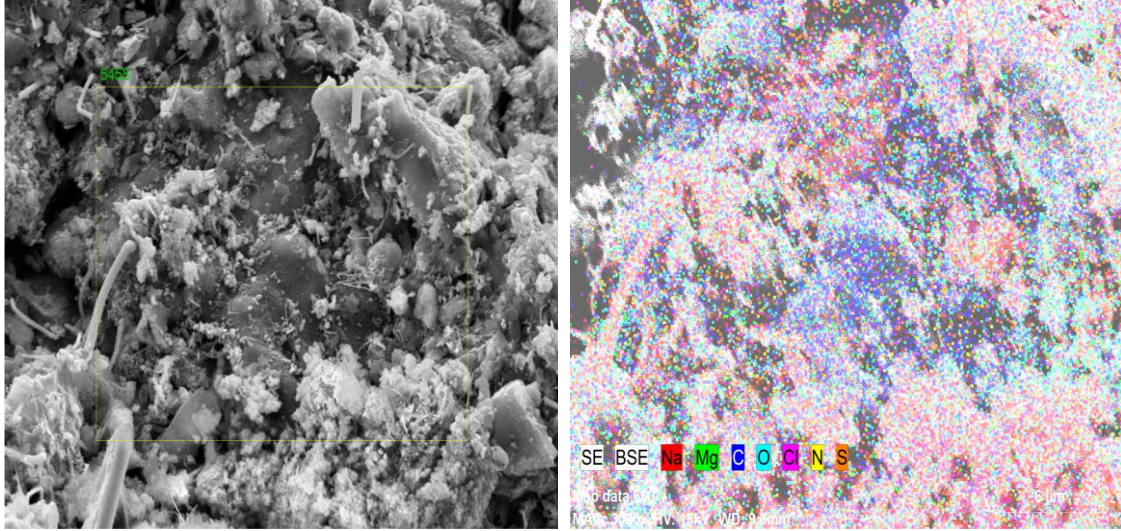
8.5.5. Adsorbaların SEM ve Geçirimli Elektron Mikroskobu (TEM) Görüntüleri

Kongo kırmızısı boyar maddesinin gideriminde kullanılan ham madde, geleneksel ve mikrodalga adsorbanlarına ait adsorpsiyon öncesi ve sonrası SEM görüntüleri Şekil 8.1-8’de gösterilmiştir. Ham maddenin ve geleneksel aktivasyon ile üretilen aktif karbon adsorbanların yüzeylerinin düzensiz bir yapıya sahip oldukları fakat mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorbanların bal peteği biçiminde gözeneklere sahip olduğu açıkça görülmektedir. Üretilen adsorbanların adsorpsiyon öncesi SEM-Mapping görüntüleri incelendiğinde yapıların karbon,

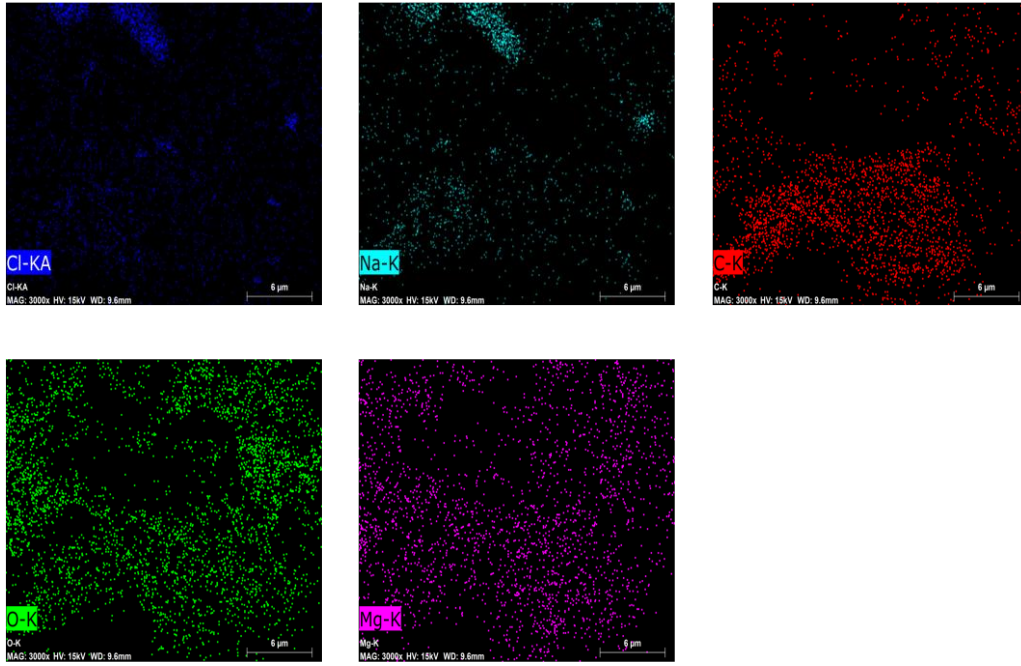
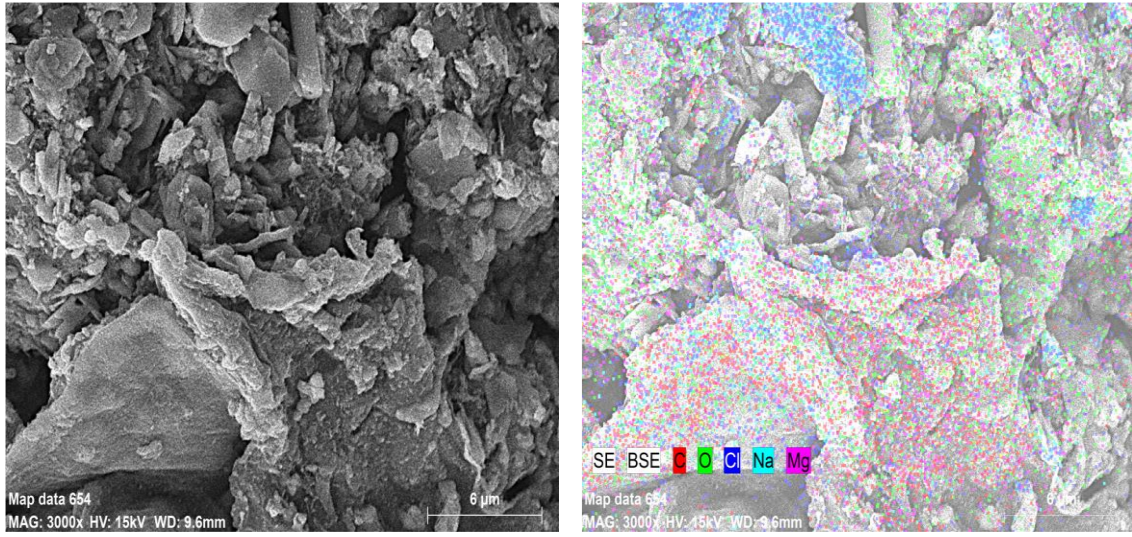
oksijen, klor, sodyum ve magnezyum elementlerin olduğu görülmektedir. Adsorpsiyon sonrası ise yapılarda oksijen, klor, sodyum ve magnezyum elementlerin yanında kükürt ve azot elementlerin olduğu; bu elementlerin aktif karbon yüzeyindeki kongo kırmızısı boyar maddesinde bulunan elementler olduğu açıktır. Şekil 8.7 (a-c)'de kullanılan üç tipte adsorbanın TEM görüntüleri verilmiştir. Tüm adsorbanların düz bir yüzeye ve bazı amorf karbon tabakalı bir yapıya sahiptir. Bu yapıların Raman Spektroskopisindeki görülen pikler ile doğrulanmıştır.



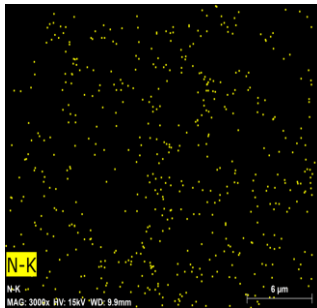
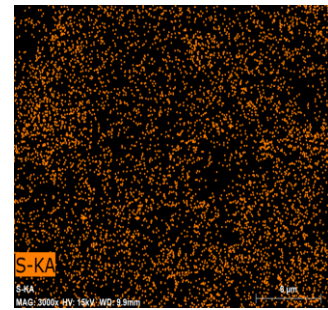
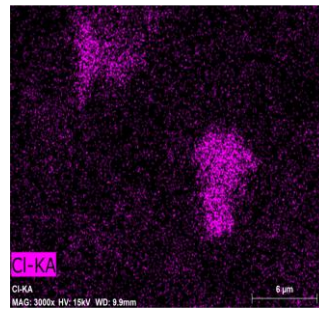
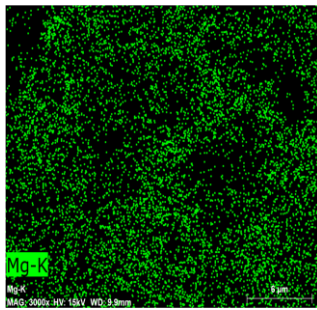
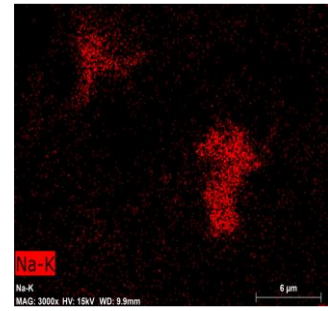
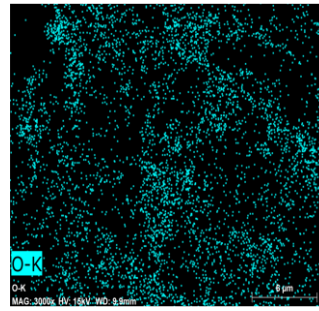
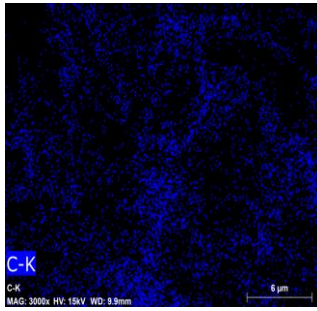
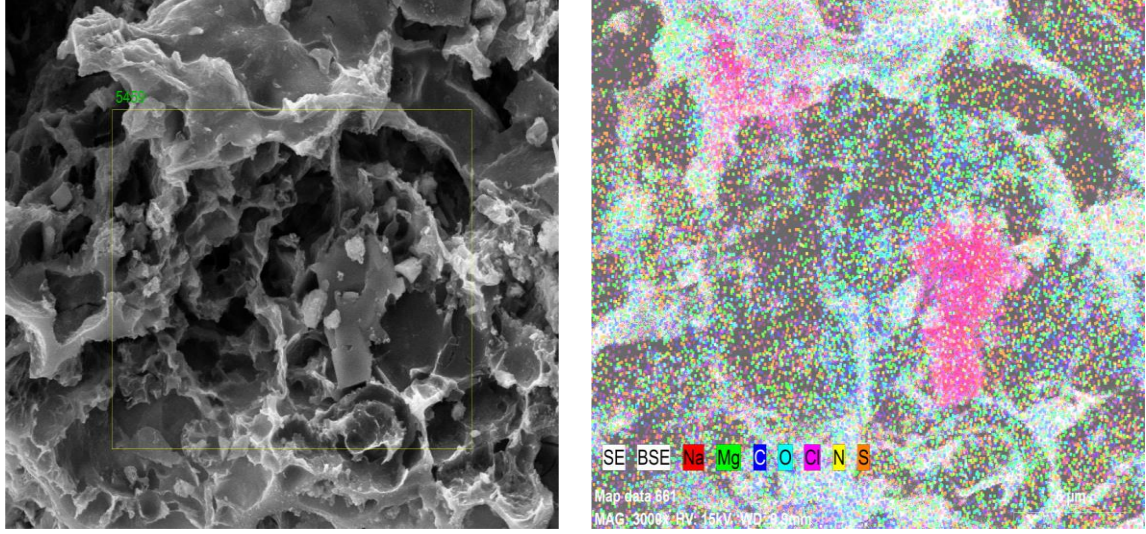
Şekil 8.1. Mikrodalga ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Öncesi SEM ve SEM Mapping Görüntüleri



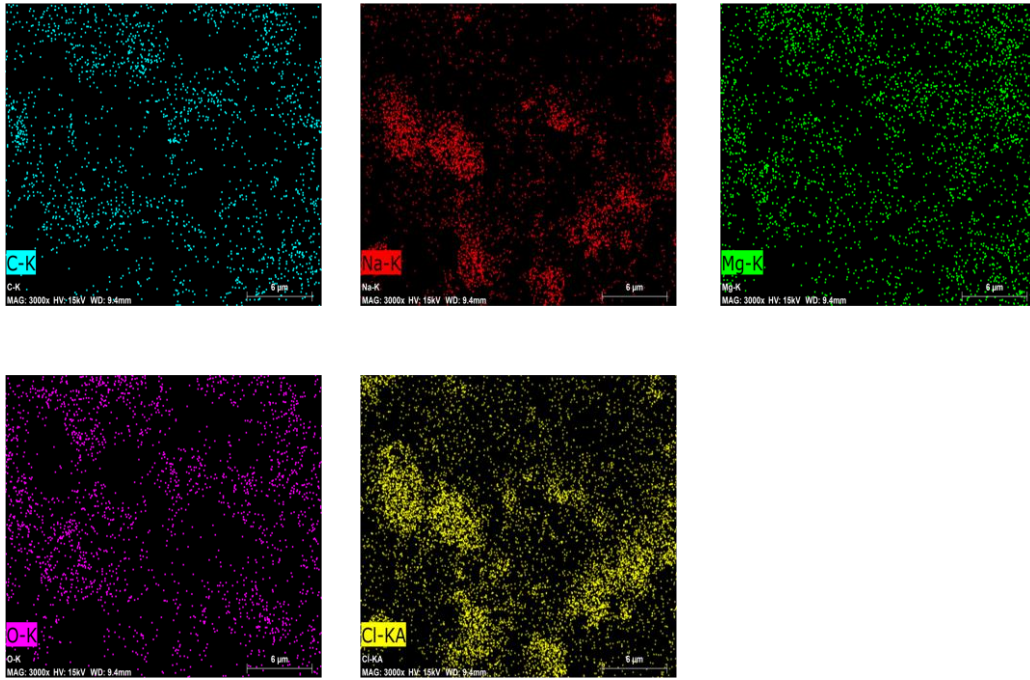
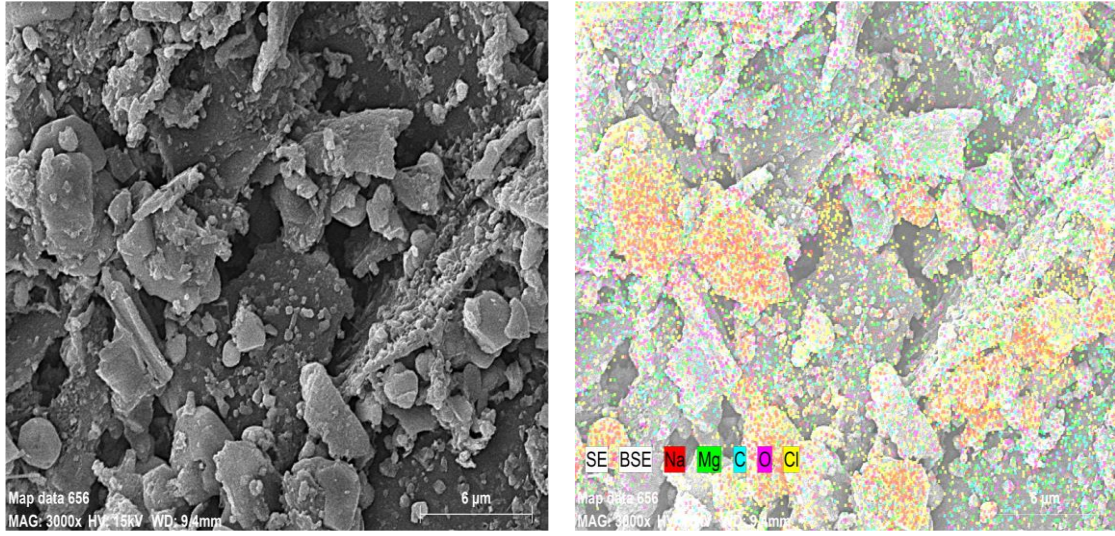
Şekil 8.2. Mikrodalga ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Sonrası SEM ve SEM Mapping Görüntüleri



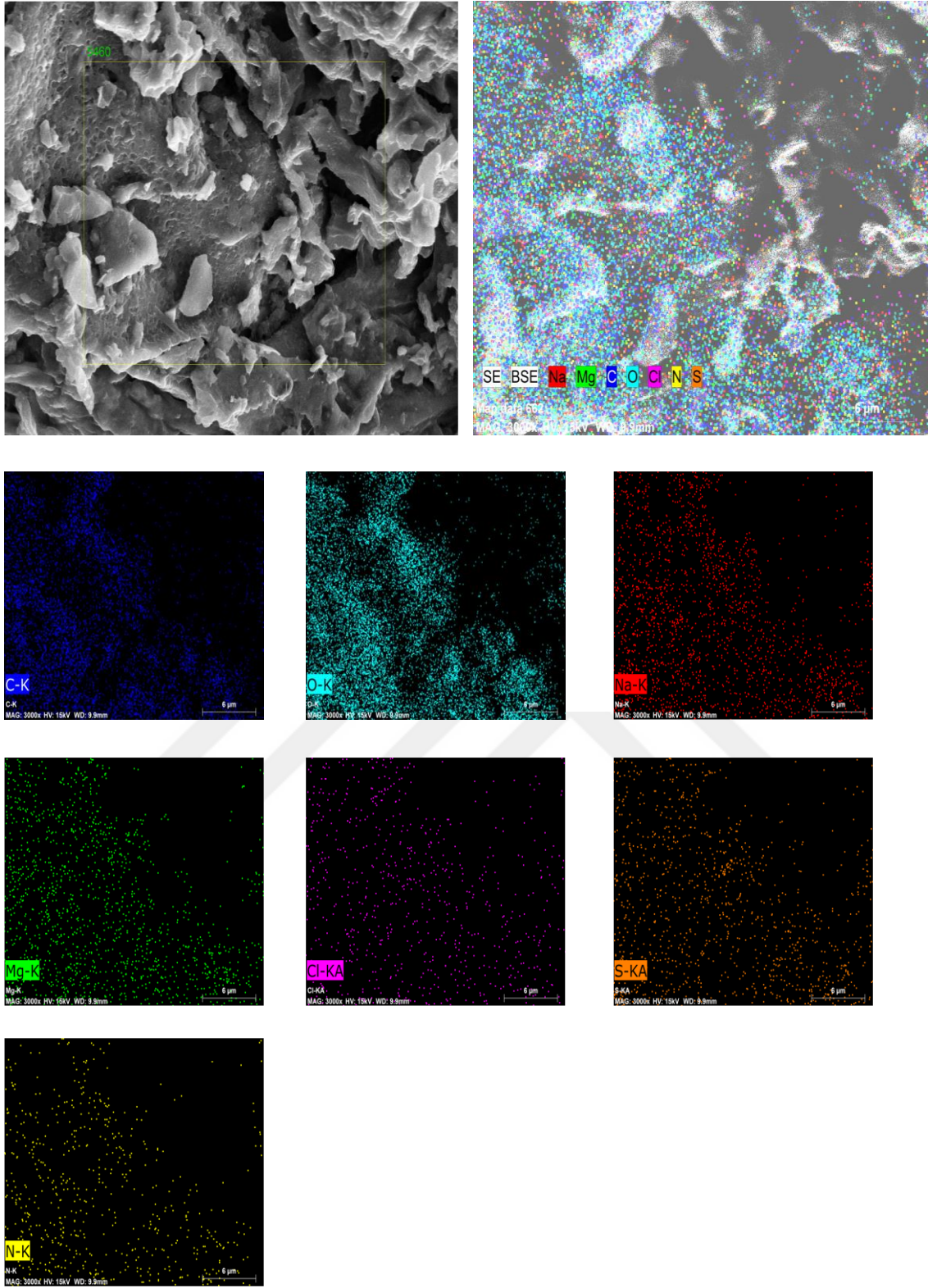
Şekil 8.3. Geleneksel Yöntem ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Öncesi SEM ve SEM Mapping Görüntüleri



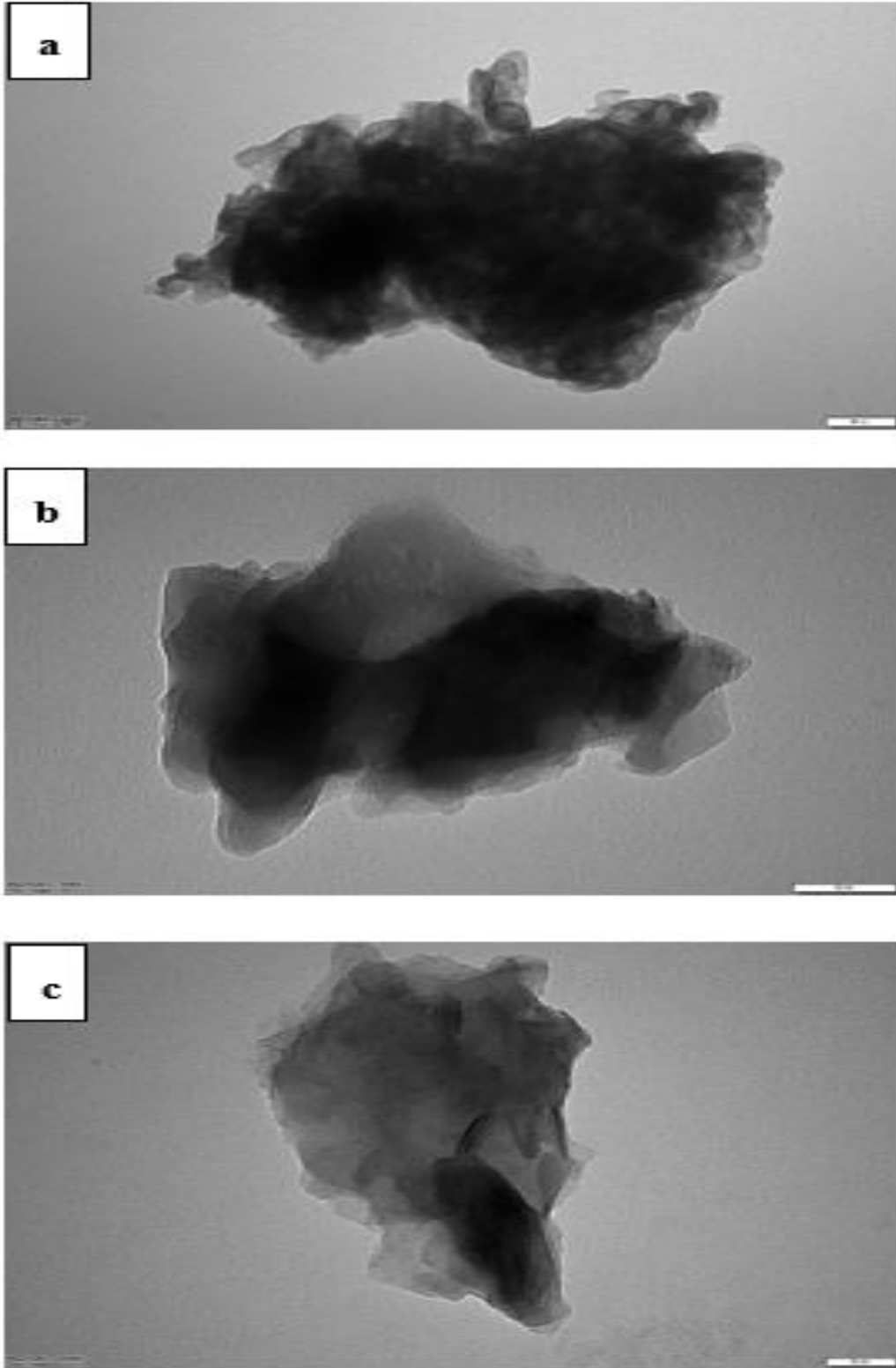
Şekil 8.4. Geleneksel Yöntem ile Üretilen Adsorbanın Adsorpsiyon Sonrası SEM ve SEM Mapping Görüntüleri



Şekil 8.5. Ham Adsorbanın Adsorpsiyon Öncesi SEM ve SEM Mapping Görüntüleri



Şekil 8.6. Ham Adsorbanın Adsorpsiyon Sonrası SEM ve SEM Mapping Görüntüleri



Şekil 8.7. (a) Ham (b) Geleneksel (c) Mikrodalga Aktivasyonu ile Üretilen Adsorbanların TEM Görüntüleri

9. SONUÇ, TARTIŞMA VE ÖNERİLER

Son yıllarda algler kullanılarak atık sulardan kirleticilerin uzaklaştırılmasında adsorpsiyon etkili, ekonomik ve doğa dostu bir yaklaşım olarak öne çıkmaktadır. Boyar madde gibi kirleticilerin giderilmesinde alg adsorbanları ham, ön işlem, immobilize ya da aktif karbon olarak kullanılmaktadır. Adsorban miktarı (alg miktarı), pH, temas süresi, sıcaklık, ilk boyar madde derişimi çalışmaları adsorpsiyon sürecinin optimizasyonu için kritik bir aşamadır. Ayrıca kinetik ve izoterm çalışmaları sürecin laboratuvar ortamından endüstriyel ölçekte kullanılması için gerekli deneysel verileri sağlamaktadır.

Yapılan bu çalışmada kongo kırmızısı boyar maddesinin adsorpsiyon yöntemi ile giderilmesinde Marmara Denizinden toplanan algler üç farklı aktif karbon üretim tekniği ile adsorbanlar üretilmiştir. Adsorpsiyon için hazırlanan adsorbanların özellikleri XRD, BET, SEM, TEM, FTIR ve Raman karakterizasyon yöntemleri ile ayrıntılı bir biçimde analizleri gerçekleştirilmiştir.

Aktif karbonların adsorpsiyon ile kongo kırmızısı boyar madde giderimi çalışmalarında, adsorban miktarı, pH, sıcaklık ve ilk boyar madde derişimi etkileri incelenmiştir. Ayrıca ayrıntılı bir şekilde adsorpsiyon kinetiği ve izoterm çalışmaları yapılmıştır.

Elementel analiz sonuçları incelendiğinde işlem görmeden üretilen aktif karbonların (HAM) karbon, hidrojen ve oksijen içeriği sırasıyla % 25,90, % 1,84 ve 71,37 iken, işlem görmüş ve geleneksel yöntem ile üretilen adsorbanın karbon, hidrojen ve oksijen içeriği sırasıyla % 44,63, % 2,03 ve % 52,64; mikrodalga sentezi ile üretilen adsorbanın karbon, hidrojen ve oksijen içeriği sırasıyla % 63,58, % 2,76 ve % 33,34 olarak bulunmuştur. Mikrodalga ile üretilen adsorbanın karbon ve hidrojen elementlerince zengin ve oksijence daha az elementler oluştuğu görülmektedir.

BET analizlerinde ise ham yöntem ile üretilen adsorbanın yüzey alanı 3.56 g/m², geleneksel yöntemde 26.61 g/m² iken mikrodalga aktivasyonu ile adsorban yüzey alanı 92.59 g/m² yükselmiştir.

SEM analizlerinde işlem görmemiş ham adsorbanın düzensiz bir yapıya sahip olduğu ve mikrodalda aktivasyonu ile adsorbanın yüzey gözeneklerinin bal peteği formuna dönüştüğü görülmektedir. SEM-Mapping analizleri adsorpsiyon öncesi ve sonrası büyük bir benzerlik göstermektedir. Adsorpsiyon öncesi adsorbanların karbon, oksijen, sodyum, magnezyum ve klor elementlerinden oluşurken adsorpsiyon sonrası kongo kırmızısının yüzeye tutunması ile element dağılımında fazladan kükürt ve azot elementlerinin varlığı saptanmıştır.

FTIR analizlerinde her üç tipte üretilen adsorbanların alifatik, aromatik, hidroksil, eter, ester ve karboksilik fonksiyonel gruplardan oluştuğu ve adsorpsiyon sonrasında bazı fonksiyonel gruplarda beklenen bir şekilde pik kaymaları olduğu görülmektedir.

XRD analizlerinde ise adsorpsiyon öncesi ve sonrası adsorbanların karakteristik pikleri korunduğu bulunmuştur.

Deneyisel çalışmalarda pH etkisini incelemek amacıyla geniş bir pH aralığında çalışılmıştır. Her üç adsorban için pH 4 optimum nokta olduğu deneyisel çalışmalarda bulunmuştur. pH 4 ham adsorban için yaklaşık % 77, geleneksel yöntem ile üretilen adsorban için % 89 ve mikrodalga aktivasyonu için % 92 oranında giderime ulaşılmıştır.

Optimum pH noktasında adsorban miktarının giderim etkisi incelendiğinde her üç tip adsorban için benzer adsorban miktarına ulaşılmıştır (0,4 mg/g). Optimum pH ve adsorban miktarında farklı temas sürelerinde ve 25 °C, 35 °C ve 45 °C sıcaklıklarda kinetik çalışmalar yapılmıştır. İşlem görmemiş adsorban için sıcaklığın giderim kapasitesi üzerinde fazla bir etkisi olmadığı ancak geleneksel ve mikrodalga aktivasyonu ile üretilen adsorbanların giderim kapasiteleri 45 °C’de en yüksek değerine ulaştığı görülmektedir.

İzoterm çalışmalarında literatürde rastlanan farklı tipte modeller için izoterm çalışmaları yürütülmüştür. Yapılan deneyisel çalışmalar sonucunda en yüksek R^2 her üç adsorban için Sips modeline uyduğu Doğrusal Olmayan Regresyon hesaplamaları sonucunda bulunmuştur.

Yapılan çalışma kapsamında elde edilen veriler incelendiğinde adsorbanların boyar madde gideriminde etkin olduğu özellikle kısa sürede mikrodalga ile aktive edilen ve üretilen adsorban kullanılması durumunda ise yüksek giderim kapasitelerine ulaşıldığı söylenebilmektedir.

KAYNAKÇA

- Abdulyekeen, K. A., Umar, A. A., Patah, M. F. A., & Daud, W. M. A. W.** (2021). Torrefaction of biomass: Production of enhanced solid biofuel from municipal solid waste and other types of biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 150, 111436.
- Acuner, E., & Dilek, F. B.** (2004). Treatment of tectilon yellow 2G by *Chlorella vulgaris*. *Process Biochemistry*, 39(5), 623-631.
- Afkhami, A., Sayari, S., Moosavi, R., & Madrakian, T.** (2015). Magnetic nickel zinc ferrite nanocomposite as an efficient adsorbent for the removal of organic dyes from aqueous solutions. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 920-924.
- Aktar, S., & Cebe, G. E.** (2010). Alglerin Genel Özellikleri, Kullanım Alanları ve Eczacılıktaki Önemi, *Ege Üniversitesi, Eczacılık Fakültesi*, Ankara Ecz. Fak. Derg. 39 (3) 237-264.
- Alfred, M. O., Omorogie, M. O., Bodede, O., Moodley, R., Ogunlaja, A., Adeyemi, O. G., ... & Unuabonah, E. I.** (2020). Solar-active clay-TiO₂ nanocomposites prepared via biomass assisted synthesis: Efficient removal of ampicillin, sulfamethoxazole and artemether from water. *Chemical Engineering Journal*, 398, 125544.
- Ali, H., Ahmad, W., & Haq, T.** (2009). Decolorization and degradation of malachite green by *Aspergillus flavus* and *Alternaria solani*. *African Journal of Biotechnology*, 8(8).
- Ali, S. A. M., & Akthar, N.** (2014). A study on bacterial decolorization of crystal violet dye by *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* and *Proteus vulgaris*. *Res Article Biol Sci*, 4, 89-96.
- Alkan, M., & Doğan, M.** (2001). Adsorption of copper (II) onto perlite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 243(2), 280-291.
- Alshuiael, S. M., & Al-Ghouti, M. A.** (2020). Multivariate analysis for FTIR in understanding treatment of used cooking oil using activated carbon prepared from olive stone. *Plos One*, 15(5).
- Al-Tohamy, R., Kenawy, E. R., Sun, J., & Ali, S. S.** (2020). Performance of a newly isolated salt-tolerant yeast strain *Sterigmatomyces halophilus* SSA-1575 for azo dye decolorization and detoxification. *Frontiers in Microbiology*, 11, 1163.

- Atkar, A., Pabba, M., Sekhar, S. C., & Sridhar, S.** (2021). Current limitations and challenges in the global textile sector. In *Fundamentals of Natural Fibres and Textiles* (pp. 741-764). Woodhead Publishing.
- Babel, S., & Kurniawan, T. A.** (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 97(1-3), 219-243.
- Badawi, A. K., & Zaher, K.** (2021). Hybrid treatment system for real textile wastewater remediation based on coagulation/flocculation, adsorption and filtration processes: Performance and economic evaluation. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101963.
- Bağda, E., Tuzen, M., & Sari, A.** (2017). Equilibrium, thermodynamic and kinetic investigations for biosorption of uranium with green algae (*Cladophora hutchinsiae*). *Journal of Environmental Radioactivity*, 175, 7-14.
- Baldev, E., MubarakAli, D., Ilavarasi, A., Pandiaraj, D., Ishack, K. S. S., & Thajuddin, N.** (2013). Degradation of synthetic dye, Rhodamine B to environmentally non-toxic products using microalgae. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 105, 207-214.
- Barathi, S., Aruljothi, K. N., Karthik, C., & Padikasan, I. A.** (2020). Optimization for enhanced ecofriendly decolorization and detoxification of Reactive Blue160 textile dye by *Bacillus subtilis*. *Biotechnology Reports*, 28, e00522.
- Belala, Z., Jeguirim, M., Belhachemi, M., Addoun, F., & Trouvé, G.** (2011). Biosorption of basic dye from aqueous solutions by Date Stones and Palm-Trees Waste: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Desalination*, 271(1-3), 80-87.
- Bellot, J. C., & Condoret, J. S.** (1993). Modelling of liquid chromatography equilibria. *Process Biochemistry*, 28(6), 365-376.
- Bensalah, J., Galai, M., Ouakki, M., El Amri, A., Hanane, B., Habsaoui, A., ... & Rifi, E. H.** (2023). A combined experimental and thermodynamics study of mild steel corrosion inhibition in 1.0 M hydrochloric solution by the cationic polymer Amberlite® IRC-50 resin extract. *Chemical Data Collections*, 43, 100976.
- Bhagat, S. K., Pilario, K. E., Babalola, O. E., Tiyasha, T., Yaqub, M., Onu, C. E., ... & Yaseen, Z. M.** (2023). Comprehensive review on machine learning methodologies for modeling dye removal processes in wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 385, 135522.

Bharagava, R. N., Mani, S., Mulla, S. I., & Saratale, G. D. (2018). Degradation and decolourization potential of an ligninolytic enzyme producing *Aeromonas hydrophila* for crystal violet dye and its phytotoxicity evaluation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156, 166-175.

Bhatia, D., Sharma, N. R., Singh, J., & Kanwar, R. S. (2017). Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(19), 1836-1876.

Boukarma, L., Aziam, R., Aboussabek, A., El Qdhy, S., Zerbet, M., Sinan, F., & Chiban, M. (2024). Novel insights into crystal violet dye adsorption onto various macroalgae: Comparative study, recyclability and overview of chromium (VI) removal. *Bioresource Technology*, 394, 130197.

Bouras, H.D., Yeddou, A. R., Bouras, N., Hellel, D., Holtz, M. D., Sabaou, N., ... & Nadjemi, B. (2017). Biosorption of Congo red dye by *Aspergillus carbonarius* M333 and *Penicillium glabrum* Pg1: Kinetics, equilibrium and thermodynamic studies. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 80, 915-923.

Cardoso, N. F., Lima, E. C., Royer, B., Bach, M. V., Dotto, G. L., Pinto, L. A., & Calvete, T. (2012). Comparison of *Spirulina platensis* microalgae and commercial activated carbon as adsorbents for the removal of Reactive Red 120 dye from aqueous effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 241, 146-153.

Chen, B. Y., & Chang, J. S. (2007). Assessment upon species evolution of mixed consortia for azo dye decolorization. *Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers*, 38(3-4), 259-266.

Chu, S. Y., Xiao, J. B., Tian, G. M., & Wong, M. H. (2014). Preparation and characterization of activated carbon from aquatic macrophyte debris and its ability to adsorb anthraquinone dyes. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20(5), 3461-3466.

Costa, W. D., da Silva Bento, A. M., de Araújo, J. A. S., Menezes, J. M. C., da Costa, J. G. M., da Cunha, F. A. B., ... & Teixeira, R. N. P. (2020). Removal of copper (II) ions and lead (II) from aqueous solutions using seeds of *Azadirachta indica* A. Juss as bioadsorbent. *Environmental Research*, 183, 109213.

- Da Rosa, A. L. D., Carissimi, E., Dotto, G. L., Sander, H., & Feris, L. A.** (2018). Biosorption of rhodamine B dye from dyeing stones effluents using the green microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1302-1310.
- Dahiya, D., & Nigam, P. S.** (2020). Waste management by biological approach employing natural substrates and microbial agents for the remediation of dyes' wastewater. *Applied Sciences*, 10(8), 2958.
- Daneshvar, N., Ayazloo, M., Khataee, A. R., & Pourhassan, M. J. B. T.** (2007). Biological decolorization of dye solution containing Malachite Green by microalgae *Cosmarium* sp. *Bioresource Technology*, 98(6), 1176-1182.
- De Almeida, A. P., Macrae, A., Ribeiro, B. D., & do Nascimento, R. P.** (2021). Decolorization and detoxification of different azo dyes by *Phanerochaete chrysosporium* ME-446 under submerged fermentation. *Brazilian Journal of Microbiology*, 52, 727-738.
- Deshpande, B. D., Agrawal, P. S., Yenkie, M. K. N., & Dhoble, S. J.** (2020). Prospective of nanotechnology in degradation of waste water: A new challenges. *Nano-Structures & Nano-Objects*, 22, 100442.
- Doğar, Ç., Gürses, A., Açıkyıldız, M., & Özkan, E.** (2010). Thermodynamics and kinetic studies of biosorption of a basic dye from aqueous solution using green algae *Ulothrix* sp. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 76(1), 279-285.
- El Boujaady, H., Mourabet, M., El Rhilassi, A., Bennani-Ziatni, M., El Hamri, R., & Taitai, A.** (2016). Adsorption of a textile dye on synthesized calcium deficient hydroxyapatite (CDHAp): Kinetic and thermodynamic studies. *J. Mater. Environ. Sci*, 7(11), 4049-4063.
- El-Kassas, H. Y., & Mohamed, L. A.** (2014). Bioremediation of the textile waste effluent by *Chlorella vulgaris*. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(3), 301-308.
- Ergene, A., Ada, K., Tan, S., & Katircioğlu, H.** (2009). Removal of Remazol Brilliant Blue R dye from aqueous solutions by adsorption onto immobilized *Scenedesmus quadricauda*: Equilibrium and kinetic modeling studies. *Desalination*, 249(3), 1308-1314.
- Farobie, O., Amrullah, A., Bayu, A., Syaftika, N., Anis, L. A., & Hartulistiyoso, E.** (2022). In-depth study of bio-oil and biochar production from macroalgae *Sargassum* sp. via slow pyrolysis. *RSC Advances*, 12(16), 9567-9578.

Ferrentino, R., Langone, M., Fiori, L., & Andreottola, G. (2023). Full-scale sewage sludge reduction technologies: a review with a focus on energy consumption. *Water*, 15(4), 615.

Filiz, E. (2007). *Doğal Kaynaklardan Elde Edilen Adsorbanlarla Sulardan Ağır Metal Giderimi* (Doctoral dissertation, Fen Bilimleri Enstitüsü).

Franca, R. D. G., Vieira, A., Carvalho, G., Oehmen, A., Pinheiro, H. M., Crespo, M. T. B., & Lourenco, N. D. (2020). *Oerskovia paurometabola* can efficiently decolorize azo dye Acid Red 14 and remove its recalcitrant metabolite. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 191, 110007.

Garg, N., Garg, A., & Mukherji, S. (2020). Eco-friendly decolorization and degradation of reactive yellow 145 textile dye by *Pseudomonas aeruginosa* and *Thiosphaera pantotropha*. *Journal of Environmental Management*, 263, 110383.

Gautam, P. K., Gautam, R. K., Banerjee, S., Lofrano, G., Sanroman, M. A., Chattopadhyaya, M. C., & Pandey, J. D. (2015). Preparation of activated carbon from Alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*) and its application for tartrazine removal: Isotherm, kinetics and spectroscopic analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(4), 2560-2568.

Gautam, R. K., Goswami, M., Mishra, R. K., Chaturvedi, P., Awashthi, M. K., Singh, R. S., ... & Pandey, A. (2021). Biochar for remediation of agrochemicals and synthetic organic dyes from environmental samples: A review. *Chemosphere*, 272, 129917.

Gedam, V. V., Raut, P., Chahande, A., & Pathak, P. (2019). Kinetic, thermodynamics and equilibrium studies on the removal of Congo red dye using activated teak leaf powder. *Applied Water Science*, 9(3), 55.

Gokulan, R., Prabhu, G. G., & Jegan, J. (2019). Remediation of complex remazol effluent using biochar derived from green seaweed biomass. *International Journal of Phytoremediation*, 21(12), 1179-1189.

Goswami, M., Chaturvedi, P., Sonwani, R. K., Gupta, A. D., Singhania, R. R., Giri, B. S., ... & Singh, R. S. (2020). Application of Arjuna (*Terminalia arjuna*) seed biochar in hybrid treatment system for the bioremediation of Congo red dye. *Bioresource Technology*, 307, 123203.

- Grimm, A., dos Reis, G. S., Dinh, V. M., Larsson, S. H., Mikkola, J. P., Lima, E. C., & Xiong, S.** (2024). Hardwood spent mushroom substrate-based activated biochar as a sustainable bioresource for removal of emerging pollutants from wastewater. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(2), 2293-2309.
- Guan, Q., Jiang, J., Huang, Y., Wang, Q., Liu, Z., Ma, X., ... & Xia, Y.** (2023). The landscape of micron-scale particles including microplastics in human enclosed body fluids. *Journal of Hazardous Materials*, 442, 130138.
- Harun, N. H., Rahman, M. A., Kamarudin, W. W., Irwan, Z., Muhammad, A., Akhir, N. E. F. M., & Yaafar, M. R.** (2018). Photocatalytic degradation of Congo red dye based on titanium dioxide using solar and UV lamp. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 10(1S), 832-846.
- Hemapriya, J., & Vijayanand, S.** (2014). Eco-friendly bioremediation of a triphenylmethane dye by textile effluent adapted bacterial strain vp-64. 983-992
- Hernández-Zamora, M., & Martínez-Jerónimo, F.** (2019). Congo red dye diversely affects organisms of different trophic levels: a comparative study with microalgae, cladocerans, and zebrafish embryos. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 11743-11755.
- Hernández-Zamora, M., Martínez-Jerónimo, F., Cristiani-Urbina, E., & Cañizares-Villanueva, R. O.** (2016). Congo red dye affects survival and reproduction in the cladoceran *Ceriodaphnia dubia*. Effects of direct and dietary exposure. *Ecotoxicology*, 25, 1832-1840.
- Hossain, M. S., Paul, G. K., Mahmud, S., Saleh, M. A., Uddin, M. S., Dutta, A. K., ... & Biswas, S. K.** (2022). Mixed dye degradation by *Bacillus pseudomycoides* and *Acinetobacter haemolyticus* isolated from industrial effluents: A combined affirmation with wetlab and in silico studies. *Arabian Journal of Chemistry*, 15(9), 104078.
- Hsueh, C. C., Chen, B. Y., & Yen, C. Y.** (2009). Understanding effects of chemical structure on azo dye decolorization characteristics by *Aeromonas hydrophila*. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 995-1001.
- Idris, A., Inanc, B., & Hassan, M. N.** (2004). Overview of waste disposal and landfills/dumps in Asian countries. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 6, 104-110.

- Imran, M., Arshad, M., Negm, F., Khalid, A., Shaharoona, B., Hussain, S., ... & Crowley, D. E.** (2016). Yeast extract promotes decolorization of azo dyes by stimulating azoreductase activity in *Shewanella* sp. strain IFN4. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124, 42-49.
- Jadhav, U. U., Dawkar, V. V., Ghodake, G. S., & Govindwar, S. P.** (2008). Biodegradation of Direct Red 5B, a textile dye by newly isolated *Comamonas* sp. UVS. *Journal of Hazardous Materials*, 158(2-3), 507-516.
- Jafarian, S., Bolouk, A. M. L., Norouzian, R. S., Taghavi, S., Mousavi, F., Kianpour, E., & Signoretto, M.** (2023). Sargassum macro-algae-derived activated bio-char as a sustainable and cost-effective adsorbent for cationic dyes: A joint experimental and DFT study. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 678, 132397.
- Jahromi, F. G., & Ghahreman, A.** (2019). Effect of surface modification with different acids on the functional groups of AF 5 catalyst and its catalytic effect on the atmospheric leaching of enargite. *Colloids and Interfaces*, 3(2), 45.
- Jiang, H., Hu, X., Khan, A., Yao, J., & Tahir Hussain, M.** (2021). Dyeing mechanism and photodegradation kinetics of gardenia yellow natural colorant. *Textile Research Journal*, 91(7-8), 839-850.
- Karadaş, M.** (2004). *Perlit'in Bazı Yüzey Aktif Madde Çözeltilerindeki Elektrokinetik ve Adsorpsiyon Özellikleri* (Master's thesis, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Kehinde, F., & Aziz, H. A.** (2014). Textile waste water and the advanced oxidative treatment process, an overview. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 3(8), 15310-15317.
- Kendix, E. L., Prati, S., Mazzeo, R., Joseph, E., Sciutto, G., & Fagnano, C.** (2010). Far infrared spectroscopy in the field of cultural heritage. *Preservation Science*, 7, 8-13.
- Khan, A. A., Mukherjee, S., Mondal, M., Boddu, S., Subbaiah, T., & Halder, G.** (2022). Assessment of algal biomass towards removal of Cr (VI) from tannery effluent: a sustainable approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(41), 61856-61869.
- Khan, A. A., Naqvi, S. R., Ali, I., Farooq, W., Anjum, M. W., AlMohamadi, H., ... & Liew, R. K.** (2023). Algal biochar: a natural solution for the removal of Congo red dye from textile wastewater. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 105312.

- Khan, R., Bhawana, P., & Fulekar, M. H.** (2013). Microbial decolorization and degradation of synthetic dyes: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12, 75-97.
- Khandare, R. V., & Govindwar, S. P.** (2015). Phytoremediation of textile dyes and effluents: current scenario and future prospects. *Biotechnology Advances*, 33(8), 1697-1714.
- Khandare, R. V., Kabra, A. N., Awate, A. V., & Govindwar, S. P.** (2013). Synergistic degradation of diazo dye Direct Red 5B by *Portulaca grandiflora* and *Pseudomonas putida*. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10, 1039-1050.
- Khumalo, N. P., Vilakati, G. D., Mhlanga, S. D., Kuvarega, A. T., Mamba, B. B., Li, J., & Dlamini, D. S.** (2019). Dual-functional ultrafiltration nano-enabled PSf/PVA membrane for the removal of Congo red dye. *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100878.
- Kiguchi, O., Sato, G., & Kobayashi, T.** (2016). Source-specific sewage pollution detection in urban river waters using pharmaceuticals and personal care products as molecular indicators. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(22), 22513-22529.
- Kiliç, M.** (2004). Kurşun (II) ve Cıva (II) İyonlarının Biyokütle Üzerine Adsorpsiyonunun İncelenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi İnşaat Mühendisliği Anabilim Dalı Doktora Tezi*.156
- Kim, Y., Kim, C., Choi, I., Rengaraj, S., & Yi, J.** (2004). Arsenic removal using mesoporous alumina prepared via a templating method. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 924-931.
- Krithika, A., Gayathri, K. V., Kumar, D. T., & Doss, C. G. P.** (2021). Mixed azo dyes degradation by an intracellular azoreductase enzyme from alkaliphilic *Bacillus subtilis*: a molecular docking study. *Archives of Microbiology*, 203, 3033-3044.
- Kumar, A., Kumar, A., Singh, R., Singh, R., Pandey, S., Rai, A., ... & Rahul, B.** (2020). Genetically engineered bacteria for the degradation of dye and other organic compounds. In *Abatement of Environmental Pollutants* (pp. 331-350). Elsevier.
- Kurade, M. B., Waghmode, T. R., Kagalkar, A. N., & Govindwar, S. P.** (2012). Decolorization of textile industry effluent containing disperse dye Scarlet RR by a newly developed bacterial-yeast consortium BL-GG. *Chemical Engineering Journal*, 184, 33-41.

- Li, Z., Chen, Z., Zhu, Q., Song, J., Li, S., & Liu, X.** (2020). Improved performance of immobilized laccase on Fe₃O₄@ C-Cu²⁺ nanoparticles and its application for biodegradation of dyes. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 123088.
- Liang, J., & Liang, K.** (2023). Nanobiohybrids: Synthesis strategies and environmental applications from micropollutants sensing and removal to global warming mitigation. *Environmental Research*, 232, 116317.
- Lim, S. L., Chu, W. L., & Phang, S. M.** (2010). Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *Bioresource Technology*, 101(19), 7314-7322.
- Lin, J., Zhang, X., Li, Z., & Lei, L.** (2010). Biodegradation of Reactive blue 13 in a two-stage anaerobic/aerobic fluidized beds system with a *Pseudomonas* sp. isolate. *Bioresource Technology*, 101(1), 34-40.
- Liu, G. F., Zhou, J. T., Wang, J., Song, Z. Y., & Qv, Y. Y.** (2006). Bacterial decolorization of azo dyes by *Rhodopseudomonas palustris*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 22, 1069-1074.
- Liu, W., Bai, H., Gao, W., Chen, Z., Liu, Z., Chen, Z., & Chen, J.** (2022). Renewable magnetic alginate-graphene oxide hybrid for efficient cationic dye removal. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 39(10), 2792-2799.
- Lucas, M. S., Amaral, C., Sampaio, A., Peres, J. A., & Dias, A. A.** (2006). Biodegradation of the diazo dye Reactive Black 5 by a wild isolate of *Candida oleophila*. *Enzyme and Microbial Technology*, 39(1), 51-55.
- Mahmoud, M. S., Mostafa, M. K., Mohamed, S. A., Sobhy, N. A., & Nasr, M.** (2017). Bioremediation of red azo dye from aqueous solutions by *Aspergillus niger* strain isolated from textile wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(1), 547-554.
- Mamaev, D., & Zvyagilskaya, R.** (2021). *Yarrowia lipolytica*: A multitalented yeast species of ecological significance. *FEMS Yeast Research*, 21(2), foab008.
- Marzbali, M. H., Mir, A. A., Pazoki, M., Pourjamshidian, R., & Tabeshnia, M.** (2017). Removal of direct yellow 12 from aqueous solution by adsorption onto spirulina algae as a high-efficiency adsorbent. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(2), 1946-1956.
- Mazzei, H. G., & Specchia, S.** (2023). Latest insights on technologies for the treatment of solid medical waste: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(2), 109309.

Melgoza, R. M., Cruz, A., & Buitrón, G. (2004). Anaerobic/aerobic treatment of colorants present in textile effluents. *Water Science and Technology*, 50(2), 149-155.

Mergen, C. (2018). *Aktif Karbon, Amberlyst ve Doğal Biyokütle Kullanılarak Bromocresol Purple Boyasının Atık Sularda Giderim Koşullarının İncelenmesi* (Master's thesis, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü) s.20

Min, D., Cheng, L., Liu, D. F., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2020). Electron transfer via the non-Mtr respiratory pathway from *Shewanella putrefaciens* CN-32 for methyl orange bioreduction. *Process Biochemistry*, 95, 108-114.

Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., ... & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University-Science*, 34(3), 101865.

Mogili, N. V., Murugesan, N., Ayothiraman, S., Gautam, R., Deshavath, N. N., & Erva, R. R. (2022). Biohydrogen production from wastewater and organic solid wastes. In *Waste-to-Energy Approaches Towards Zero Waste* (pp. 165-195). Elsevier.

Mohan, S. V., Rao, N. C., Prasad, K. K., & Karthikeyan, J. (2002). Treatment of simulated Reactive Yellow 22 (Azo) dye effluents using *Spirogyra* species. *Waste Management*, 22(6), 575-582.

Montazer-Rahmati, M. M., Rabbani, P., Abdolali, A., & Keshtkar, A. R. (2011). Kinetics and equilibrium studies on biosorption of cadmium, lead, and nickel ions from aqueous solutions by intact and chemically modified brown algae. *Journal of Hazardous Materials*, 185(1), 401-407.

Mujtaba, G., Hayat, R., Hussain, Q., & Ahmed, M. (2021). Physio-chemical characterization of biochar, compost and co-composted biochar derived from green waste. *Sustainability*, 13(9), 4628.

Mustafa, G., Zahid, M. T., Ali, S., Abbas, S. Z., & Rafatullah, M. (2021). Biodegradation and discoloration of disperse blue-284 textile dye by *Klebsiella pneumoniae* GM-04 bacterial isolate. *Journal of King Saud University-Science*, 33(4), 101442.

Nachiyar, C. V., Rakshi, A. D., Sandhya, S., Jebasta, N. B. D., & Nellore, J. (2023). Developments in treatment technologies of dye-containing effluent: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 7, 100339.

Nautiyal, P., Subramanian, K. A., & Dastidar, M. G. (2016). Adsorptive removal of dye using biochar derived from residual algae after in-situ transesterification: alternate use of waste of biodiesel industry. *Journal of Environmental Management*, 182, 187-197.

Ngo, A. C. R., & Tischler, D. (2022). Microbial degradation of azo dyes: approaches and prospects for a hazard-free conversion by microorganisms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(8), 4740.

OECD Data Explorer (OECD) Elektronik internet sitesi (2024). *Ülkeler Bazında Tekstil Endüstrisi Atık Su Üretim ve Deşarjı* [Erişim: 31.07.2024, <https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode>]

Osman, A. I., Fawzy, S., Farghali, M., El-Azazy, M., Elgarahy, A. M., Fahim, R. A., ... & Rooney, D. W. (2022). Biochar for agronomy, animal farming, anaerobic digestion, composting, water treatment, soil remediation, construction, energy storage, and carbon sequestration: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(4), 2385-2485.

Ozola-Davidane, R., Burlakovs, J., Tamm, T., Zeltkalne, S., Krauklis, A. E., & Klavins, M. (2021). Bentonite-ionic liquid composites for Congo red removal from aqueous solutions. *Journal of Molecular Liquids*, 337, 116373.

Özer, A., Akkaya, G., & Turabik, M. (2006). The removal of Acid Red 274 from wastewater: combined biosorption and biocoagulation with *Spirogyra rhizopus*. *Dyes and Pigments*, 71(2), 83-89.

Panhwar, A., Jatoi, A. S., Mazari, S. A., & Kandhro, A. (2023). Water resources contamination and health hazards by textile industry effluent and glance at treatment techniques: A review. *Waste Management Bulletin*.1(4). (158-163)

Parikh, A., & Madamwar, D. (2005). Textile dye decolorization using cyanobacteria. *Biotechnology Letters*, 27, 323-326.

Pathak, V. V., Singh, D. P., Kothari, R., & Chopra, A. K. (2014). Phycoremediation of textile wastewater by unicellular microalga *Chlorella pyrenoidosa*. *Cellular and Molecular Biology*, 60(5), 35-40.

- Pavithra, K. G., & Jaikumar, V. J. J. O. I.** (2019). Removal of colorants from wastewater: A review on sources and treatment strategies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 75, 1-19.
- Poerio, T., Piacentini, E., & Mazzei, R.** (2019). Membrane processes for microplastic removal. *Molecules*, 24(22), 4148.
- Poopisut, P., Boonyanan, P., Boontawan, P., Sukjit, E., Promsompao, N., Chollacoop, N., ... & Boontawan, A.** (2023). Oleaginous yeast, *Rhodotorula paludigena* CM33, platform for bio-oil and biochar productions via fast pyrolysis. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 16(1), 17.
- Popli, S., & Patel, U. D.** (2015). Destruction of azo dyes by anaerobic–aerobic sequential biological treatment: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 405-420.
- Prasad, A., & Rao, K. V. B.** (2011). Physicochemical analysis of textile effluent and decolorization of textile azo dye by *Bacillus Endophyticus* strain VITABR13. *The IIOAB Journal*, 2(2), 55-62.
- Preethi, S., & Pathy, R.** (2022). Exploring prospective forested wetland—Actinomycetes for biodeterioration of genotoxic textile azo dyes. *Indian Journal of Experimental Biology (IJEB)*, 58(05), 344-354.
- Radev, L., Hristov, V., Fernandes, M., & Salvado, I.** (2010). Organic/inorganic bioactive materials part IV: In vitro assessment of bioactivity of gelatin-calcium phosphate silicate/wollastonite hybrids. *Open Chemistry*, 8(2), 278-284.
- Rangabhashiyam, S., & Balasubramanian, P.** (2019). Characteristics, performances, equilibrium and kinetic modeling aspects of heavy metal removal using algae. *Bioresource Technology Reports*, 5, 261-279.
- Rangabhashiyam, S., & Selvaraju, N.** (2015). Evaluation of the biosorption potential of a novel *Caryota urens* inflorescence waste biomass for the removal of hexavalent chromium from aqueous solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 47, 59-70.
- Rather, M. A., Bhuyan, S., Chowdhury, R., Sarma, R., Roy, S., & Neog, P. R.** (2023). Nanoremediation strategies to address environmental problems. *Science of the Total Environment*, 886, 163998.

Rayaroth, M. P., Aravindakumar, C. T., Shah, N. S., & Boczkaj, G. (2022). Advanced oxidation processes (AOPs) based wastewater treatment-unexpected nitration side reactions-a serious environmental issue: A review. *Chemical Engineering Journal*, 430, 133002.

Razzaq, S., Akhtar, M., Zulfiqar, S., Zafar, S., Shakir, I., Agboola, P. O., ... & Warsi, M. F. (2021). Adsorption removal of Congo red onto L-cysteine/rGO/PANI nanocomposite: equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. *Journal of Taibah University for Science*, 15(1), 50-62.

Robinson, T., Chandran, B., & Nigam, P. (2002). Removal of dyes from a synthetic textile dye effluent by biosorption on apple pomace and wheat straw. *Water Research*, 36(11), 2824-2830.

Rorrer, G. L., & Way, J. D. (2002). Chitosan beads to remove heavy metal from wastewater. *Dalwoo-ChitoSan (May 2002)*. (<ftp://dalwoo.com/chitosan/rorrer.html>).

Sapna Kochher, S. K., & Jitender Kumar, J. K. (2011). Microbial decolourization of crystal violet by *Bacillus subtilis*. 82-86

Saratale, R. G., Saratale, G. D., Kalyani, D. C., Chang, J. S., & Govindwar, S. P. (2009). Enhanced decolorization and biodegradation of textile azo dye Scarlet R by using developed microbial consortium-GR. *Bioresource Technology*, 100(9), 2493-2500.

Sarayu, K., & Sandhya, S. (2010). Aerobic biodegradation pathway for Remazol Orange by *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 160, 1241-1253.

Sarnthima, R., Khammuang, S., & Svasti, J. (2009). Extracellular ligninolytic enzymes by *Lentinus polychrous* Lév. under solid-state fermentation of potential agro-industrial wastes and their effectiveness in decolorization of synthetic dyes. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 14, 513-522.

Saxena, G., Kishor, R., Purchase, D., & Bharagava, R. N. (2019). Chandra R, Dubey NK, Kumar V: Phytoremediation of environmental pollutants: 2017| CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton/London/New York| 510 pp, 127 figs| Hardback ISBN 9781138062603, 200 USD, 150.00 GBP| eBook ISBN 9781315161549, 52.16 USD, 37.79 GBP.

Shaikh, W. A., Chakraborty, S., Islam, R. U., Ghfar, A. A., Naushad, M., Bundschuh, J., ... & Mondal, N. K. (2022). Fabrication of biochar-based hybrid Ag nanocomposite from algal biomass waste for toxic dye-laden wastewater treatment. *Chemosphere*, 289, 133243.

Sheldon, R. A., Basso, A., & Brady, D. (2021). New frontiers in enzyme immobilisation: robust biocatalysts for a circular bio-based economy. *Chemical Society Reviews*, 50(10), 5850-5862.

Siddiqui, S. I., Allehyani, E. S., Al-Harbi, S. A., Hasan, Z., Abomuti, M. A., Rajor, H. K., & Oh, S. (2023). Investigation of Congo red toxicity towards different living organisms: a review. *Processes*, 11(3), 807.

Sornaly, H. H., Ahmed, S., Titin, K. F., Islam, M. N., Parvin, A., Islam, M. A., ... & Biswas, S. K. (2024). The utility of bioremediation approach over physicochemical methods to detoxify dyes discharges from textile effluents: A comprehensive review study. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 39, 101538.

Srivastava, A., Rani, R. M., Patle, D. S., & Kumar, S. (2022). Emerging bioremediation technologies for the treatment of textile wastewater containing synthetic dyes: a comprehensive review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 97(1), 26-41.

Sudhakar, K., Mamat, R., Samykano, M., Azmi, W. H., Ishak, W. F. W., & Yusaf, T. (2018). An overview of marine macroalgae as bioresource. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 91, 165-179.

Tanzifi, M., Yarakı, M. T., Kiadehi, A. D., Hosseini, S. H., Olazar, M., Bharti, A. K., ... & Kazemi, A. (2018). Adsorption of Amido Black 10B from aqueous solution using polyaniline/SiO₂ nanocomposite: Experimental investigation and artificial neural network modeling. *Journal of Colloid and Interface Science*, 510, 246-261.

Tatlı, İ. A. (2003). Çeşitli tekstil boyarmaddelerin adsorpsiyon/biyosorpsiyonunun karşılaştırılmalı olarak kesikli sistemde incelenmesi. *Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi*. 12-15

Tian, Z., Qiu, Y., Zhou, J., Zhao, X., & Cai, J. (2016). The direct carbonization of algae biomass to hierarchical porous carbons and CO₂ adsorption properties. *Materials Letters*, 180, 162-165.

Van Wylick, A., Monclaro, A. V., Elsacker, E., Vandeloock, S., Rahier, H., De Laet, L., ... & Peeters, E. (2021). A review on the potential of filamentous fungi for microbial self-healing of concrete. *Fungal Biology and Biotechnology*, 8(1), 16.

Wang, H., Zhong, Y., Yu, H., Aprea, P., & Hao, S. (2019). High-efficiency adsorption for acid dyes over $\text{CeO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ synthesized by a facile method. *Journal of Alloys and Compounds*, 776, 96-104.

Wang, Y., Ma, C., Kong, D., Lian, L., & Liu, Y. (2023). Review on application of algae-based biochars in environmental remediation: Progress, challenge and perspectives. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 111263.

Wei, Z., Xu, Y., Wei, Y., Liu, Y., Niu, S., & Wang, J. J. (2023). Application of magnesium and biosurfactant functionalized biochar composite in treating cyanobacteria in phosphorus and crude oil contaminated water. *Biochar*, 5(1), 50.

Wu, R., Abdulhameed, A. S., ALOthman, Z. A., Yong, S. K., Wilson, L. D., Jawad, A. H., & Algburi, S. (2024). Chitosan-Schiff base nano silica hybrid system for azo acid dye removal: Multivariable optimization, desirability function, and adsorption mechanism. *Inorganic Chemistry Communications*, 162, 112237.

Xu, M., Guo, J., & Sun, G. (2007). Biodegradation of textile azo dye by *Shewanella decolorationis* S12 under microaerophilic conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76, 719-726.

Yadav, M., Thakore, S., & Jadeja, R. (2022). Removal of organic dyes using *Fucus vesiculosus* seaweed bioadsorbent an ecofriendly approach: Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4, 67-77.

Yang, K., Liu, Y., Li, Y., Cao, Z., Zhou, C., Wang, Z., ...& Xu, X. (2019). Applications and characteristics of Fe-Mn binary oxides for Sb (V) removal in textile wastewater: selective adsorption and the fixed-bed column study. *Chemosphere*, 232, 254-263.

Yang, X. Q., Zhao, X. X., Liu, C. Y., Zheng, Y., & Qian, S. J. (2009). Decolorization of azo, triphenylmethane and anthraquinone dyes by a newly isolated *Trametes* sp. SQ01 and its laccase. *Process Biochemistry*, 44(10), 1185-1189.

Yu, K. L., Lee, X. J., Ong, H. C., Chen, W. H., Chang, J. S., Lin, C. S., ... & Ling, T. C. (2021). Adsorptive removal of cationic methylene blue and anionic Congo red dyes using wet-torrefied microalgal biochar: Equilibrium, kinetic and mechanism modeling. *Environmental Pollution*, 272, 115986.

Yu, Z., & Wen, X. (2005). Screening and identification of yeasts for decolorizing synthetic dyes in industrial wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 56(2), 109-114.

Zaib, M., Athar, M. M., Saeed, A., Farooq, U., Salman, M., & Makshoof, M. N. (2016). Equilibrium, kinetic and thermodynamic biosorption studies of Hg (II) on red algal biomass of *Porphyridium cruentum*. *Green Chemistry Letters and Reviews*, 9(4), 179-189.

Zhang, Y., Yu, W., Li, R., Xu, Y., Shen, L., Lin, H., ... & Wu, G. (2019). Novel conductive membranes breaking through the selectivity-permeability trade-off for Congo red removal. *Separation and Purification Technology*, 211, 368-376.

Zheng, Y., Cheng, B., Fan, J., Yu, J., & Ho, W. (2021). Review on nickel-based adsorption materials for Congo red. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123559.