



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

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**KİMYASAL OLARAK MODİFİYE EDİLMİŞ *Zostera marina* L.
BİYOATIKLARINI KULLANARAK SUCUL ORTAMINDAN MODEL BİR
BİYOSİDAL AJANIN BİYOSORPSİYONU**

HATİCE KAÇAR

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

**Şanlıurfa
2025**



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

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**KİMYASAL OLARAK MODİFİYE EDİLMİŞ *Zostera marina* L.
BİYOATIKLARINI KULLANARAK SUCUL ORTAMINDAN MODEL BİR
BİYOSİDAL AJANIN BİYOSORPSİYONU**

HATİCE KAÇAR

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI
Tez Danışmanı: Prof. Dr. FATİH DENİZ**

**Şanlıurfa
2025**

TEŐEKKÖR

Tez çalışmam boyunca bilgi ve tecrübelerini benimle paylaşan hocam Prof. Dr. Fatih DENİZ'e,

Her zaman yanımda olup girdiđim bu yolda beni destekleyen aileme,

Hayatın her aşamasında desteğini hiç eksiltemeyen eşim Mehmet şah KAÇAR ve sonsuz mutluluk kaynağım canım oğlum Adem KAÇAR'a,

Görüş ve deneyimleri ile her zaman destek olan meslektaşım Mazlum YAPICI'ya;
Teőekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ	iii
ÇİZELGELER DİZİNİ	iv
SİMGELER	v
KISALTMALAR	vi
1. GİRİŞ	1
1.1. Sentetik Boyalar	3
1.1.1. Malakit yeşili	3
1.1.1.1. Malakit yeşilinin kullanım alanları	4
1.1.1.2. Malakit yeşilinin ekotoksikolojik etkileri	4
1.1.2. Sentetik boyaların olumsuz etkileri	5
1.1.3. Sentetik boya giderim yöntemleri	6
1.1.3.1. Adsorpsiyon	6
1.1.3.2. İyon değişimi	6
1.1.3.3. Membran filtrasyonu	7
1.1.3.4. Koagülasyon-Flokülasyon	7
1.1.3.5. İleri Oksidasyon prosesleri	7
1.1.3.6. Biyosorpsiyon	8
1.2. Biyosorpsiyon İzotermi	10
1.2.1. Langmuir izotermi	10
1.2.2. Freundlich izotermi	11
1.2.3. Dubinin-Radushkevich izotermi	11
1.3. Biyosorpsiyon Termodinamiği	12
1.4. Z. marina L.	13
1.5. Biyosorpsiyon Kinetiği	14
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	16
3. GEREÇ VE YÖNTEM	19
3.1. GEREÇ	19
3.1.1. Z. marina L.	19
3.1.2. Malakit yeşili	19
3.1.3. Kullanılan kimyasallar ve cihazlar	20
3.2. YÖNTEM	21
3.2.1. Biyosorbentin hazırlanması	21
3.2.2. Malakit yeşili çözeltisinin hazırlanması	21
3.2.3. Karakterizasyon çalışmaları	21
3.2.3.1. SEM analizi	21
3.2.3.2. FTIR analizi	21
3.2.4. Biyosorpsiyon çalışmaları	22
3.2.5. Optimizasyon çalışmaları	22
3.2.5.1. Temas süresinin etkisi	22
3.2.5.2. pH'ın etkisi	23
3.2.5.3. Sıcaklığın etkisi	23
3.2.5.4. Biyosorbent miktarının etkisi	23
3.2.5.5. Başlangıç sentetik boya konsantrasyonunun etkisi	23
3.2.6. Biyosorpsiyon izoterm çalışması	24
3.2.7. Biyosorpsiyon termodinamiği çalışması	24
3.2.8. Biyosorpsiyon kinetiği çalışması	24
3.2.9. DeneySEL verilerin değerlendirilmesi ve istatistiksel analiz	24
4. BULGULAR	25
4.1. SEM Analizi	25
4.2. FTIR Analizi	26

4.3. Temas Süresinin Etkisi	27
4.4. pH Etkisi	28
4.5. Sıcaklık Etkisi	29
4.6. Biyosorbent Miktarının Etkisi	30
4.7. Başlangıç Sentetik Boya Konsantrasyonunun Etkisi	31
4.8. Biyosorpsiyon İzotermi	32
4.9. Biyosorpsiyon Termodinamiği	34
4.10. Biyosorpsiyon Kinetiği	35
4.11. Biyosorbentin Malakit Yeşili Giderim Yeteneğinin Karşılaştırılması	37
5. TARTIŞMA	38
6. SONUÇLAR	41
7. ÖNERİLER	42
KAYNAKLAR	43
ÖZGEÇMİŞ	54

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KİMYASAL OLARAK MODİFİYE EDİLMİŞ *Zostera marina* L. BİYOATIKLARINI KULLANARAK SUCUL ORTAMINDAN MODEL BİR BİYOSİDAL AJANIN BİYOSORPSİYONU

HATİCE KAÇAR

HARRAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

Tez Danışman: Prof. Dr. FATİH DENİZ

Yıl: 2025, Sayfa : 54

Sodyum hidroksit ile aktive edilen *Zostera marina* L. biyokütlesinin, model bir biyosidal ajan olan malakit yeşili sentetik boyasının biyosorpsiyonu incelenmiştir. Aktive edilmiş olan biyosorbentin biyosorpsiyon yeteneği, karakterizasyon, optimizasyon, izoterm, kinetik ve termodinamik çalışmalar ile yorumlanmıştır. pH, sıcaklık, biyosorbent miktarının artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalma, başlangıç sentetik boya konsantrasyonunun artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinde artış olduğu tespit edilmiştir. Denge izoterm verileri en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve optimum koşullarda (t: 360 dk., pH: 4, T: 25 °C, m:10 mg ve C₀:15 mg L⁻¹) maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 103.834 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Karakterizasyon çalışmaları, biyosorbentin düzensiz bir yüzey morfolojisine ve farklı aktif fonksiyonel gruplara sahip olduğunu göstermiştir. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun endotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir. Deneysel veriler, kinetik olarak yalancı ikinci mertebe kinetik modeliyle iyi bir biçimde ifade edilmiştir. Sonuçlar, sodyum hidroksit ile aktive edilen *Z. marina* L. biyoatığının, sucul sistemlerden biyosit gideriminde ekonomik ve çevre dostu bir biyosorbent olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

ANAHTAR KELİMELEER: bioatık, biyosidal ajan, malachite green, biyosorpsiyon, *Zostera marina* L.

ABSTRACT

MASTER THESIS

BIOSORPTION OF A MODEL BIOCIDAL AGENT FROM AQUATIC ENVIRONMENT USING CHEMICALLY MODIFIED *Zostera marina* L. BIOWASTES

HATİCE KAÇAR

HARRAN UNIVERSITY
GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING

Thesis Supervisor: Prof. Dr. FATİH DENİZ

Year: 2025, Page : 54

The biosorption of malachite green synthetic dye, a model biocidal agent, on sodium hydroxide-activated *Zostera marina* L. biomass was investigated. The biosorption ability of the activated biosorbent was interpreted by characterization, optimization, equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. It was found that the biosorption capacity decreased with increasing pH, temperature and biosorbent amount, while the biosorption capacity increased with increasing initial synthetic dye concentration. The equilibrium isotherm data showed the best fit to the Langmuir isotherm model and the maximum biosorption capacity was found as 103.834 mg g⁻¹ under optimum conditions (t: 360 min, pH: 4, T: 25 °C, *m*: 10 mg and C₀: 15 mg L⁻¹). Characterization studies showed that the biosorbent had an irregular surface morphology and different active functional groups. Thermodynamic data showed that the biosorption was endothermic and spontaneous. The experimental data were well expressed by the pseudo-second-order kinetic model. The results showed that *Z. marina* L. biowaste activated with sodium hydroxide can be used as an economical and environmentally friendly biosorbent for biocide removal from aquatic systems.

KEYWORDS: biowaste, biyosidal agent, malachite green, biosorption, *Zostera marina* L.

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Malakit yeşili boyasının kimyasal yapısı	4
Şekil 1.2. Z. marina L. bitkisi	14
Şekil 3.5. Z. marina L. bitkisinin fiziksel görünümü	19
Şekil 4.1. Biyosorbentin sentetik boya biyosorpsiyonundan önce (a) ve sonra (b) SEM görüntüsü	25
Şekil 4.2. Biyosorbentin sentetik boya biyosorpsiyonundan önce (kırmızı) ve sonra (yeşil) FTIR spektrumu	26
Şekil 4.3. Temas süresinin biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (t: 0-360 dk, pH: 6, T: 24 °C, m: 10 mg ve Co: 5-15 mg/L)	27
Şekil 4.4. pH'nın biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (pH: 4-8, t: 120 dk, T: 24 °C, m: 10 mg ve Co: 7.5 mg/L)	28
Şekil 4.5. Sıcaklığın biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (T: 25-45 °C, t: 120 dk, pH: 6, m: 10 mg ve Co: 10 mg/L)	29
Şekil 4.6. Biyosorbent miktarın biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (m: 10-30 mg, t: 120 dk, pH: 6, T: 24 °C ve Co: 12.5 mg/L)	30
Şekil 4.7. Başlangıç sentetik boya konsantrasyonunun biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (Co: 5-15 mg/L, t: 120 dk, pH: 6, T: 24 °C ve m: 10 mg)	31
Şekil 4.8. İzoterm modelleri	33
Şekil 4.9. Kinetik modeller	36
Şekil 4.10. Partikül içi difüzyon modeli	36

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1.	Dağılma sabiti ile biyosorpsiyon elverişliliği ilişkisi	11
Çizelge 3.1.	Malakit yeşilinin fizikokimyasal özellikleri	20
Çizelge 4.1.	Sentetik boya biyosorpsiyon prosesi izoterm modelleme verileri	32
Çizelge 4.2.	Sentetik boya biyosorpsiyon prosesi termodinamik modelleme verileri	34
Çizelge 4.3.	Sentetik boya biyosorpsiyon prosesi kinetik modelleme verileri	35
Çizelge 4.4.	Malakit yeşili giderim yeteneği açısından biyosorbent malzemelerin karşılaştırılması	37

SİMGELER

%: Yüzde

K: Kelvin Cinsinden Sıcaklık

° : °C Sıcaklık (Santigrad derece)

KISALTMALAR

cm : Santimetre

dk : Dakika

DNA : Deoksiribo Nükleik Asit

FTIR : Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi

L : Litre

M : Molarite

m : metre

mg : mili gram

mL : Mililitre

nm : Nanometre

SEM : Taramalı Elektron Mikroskobu

1. GİRİŞ

Su, tekstil, kozmetik, kağıt, gıda ve deri gibi birçok endüstriyel faaliyette büyük miktarlarda tüketilmektedir. Aynı zamanda, boya maddeleri de bu endüstriyel işlemlerde son ürünler için renklendirici ajan olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Boyama işlemi sırasında, proses sularında önemli oranlarda (% 10-15) bağlanmamış formda boya kaldığı tahmin edilmektedir ve bu yüzden de büyük hacimlerde renkli endüstriyel atıksu oluşturulmaktadır. Boyalar, genellikle sentetik orjinli kompleks aromatik moleküler yapıya sahip organik bileşiklerdir ve hem biyota hem de çevre sağlığına ciddi zararlı etkileri olan ana kararlı kirletici kaynaklarından biri olarak kabul edilmektedirler. Bu zararlı etkilerden bazıları; sucul floranın fotosentetik etkinliğinin azalması, tehlikeli degradasyon yan ürünlerinin oluşumu, toksik, alerjik, kanserojenik, mutajenik ve teratojenik aktiviteler, insan ve diğer canlı organizmalarda çeşitli hastalıkların oluşumu, su kütlesinin kalite ve estetik görünümünün bozulması, suda gaz çözünürlüğünün azalması ve sucul ortama güneş ışığının girmesinin engellenmesidir (Santos ve Boaventura, 2016; Rangabhashiyam ve ark., 2018). Bu nedenle, boya kullanan endüstriler için bu renklendirici maddelerin alıcı su sistemlerine deşarj edilmeden önce atıksulardan arındırılması, birincil öncelikli bir konudur.

Endüstriyel atıksulardan boyaların uzaklaştırılması için membran separasyon, ozonasyon, koagülasyon/flokülasyon ve anaerobik/aerobik arıtma uygulamaları gibi çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler geliştirilmiş olmasına rağmen, biyosorpsiyon teknolojisi, yüksek performansı, düşük işletme maliyeti ve tasarım ve işletim kolaylığı nedeniyle renkli atıksular için en başarılı arıtım yaklaşımı olarak kabul edilmektedir. Bu proste, katı bir biyosorbent materyali, boya maddelerini tutmak için kullanılmaktadır ve atıksudan kirletici moleküllerin uzaklaştırılması, fiziksel ve/veya kimyasal çekim kuvvetleri vasıtasıyla sağlanmaktadır. Geliştirilmiş gözenek yapısı ve geniş yüzey alanı gibi mükemmel yapısal özellikleri nedeniyle aktif karbon, bu arıtım teknolojisinde dünyanın en yaygın kullanılan materyalidir. Bununla birlikte, yüksek üretim maliyeti ve düşük rejenerasyon kapasitesi, geniş çaplı arıtım uygulamalarında kullanımını kısıtlamaktadır (Cardoso ve ark., 2011). Aktif karbon kullanımındaki bu tür problemler, çevre bilimcileri ve mühendisleri, alternatif biyosorbent materyali geliştirmeye yönlendirmiştir. Bu nedenle, son çalışmalar, renkli endüstriyel atıksuların biyoremediasyonu için düşük maliyetli ve aynı zamanda yüksek verimli biyosorbent malzemesi araştırmaya odaklanmıştır.

Bu bağlamda, daha çevreci bir yaklaşım olarak, atık biyomas materyalleri gibi doğal biyomalzeme kaynaklarından elde edilen biyosorbentler, düşük maliyet, yüksek performans, çevre dostu olma, kolay biyolojik degradasyon, bol olma, kolay erişilebilme, minimum işlem gereksinimi, farklı boyutlarda gözenek mevcudiyeti, iyi rejenerasyon kapasitesi, çeşitli fonksiyonel grupların varlığı, düzensiz yüzey morfolojisi, yenilenebilme ve sürdürülebilirlik gibi birçok özelliklerinden dolayı, araştırmacılar arasında büyük ilgi görmektedir (Albadarin ve ark., 2018; Nayak ve Pal, 2018).

Deniz çayırları (angiosperm, monokotiledon), dünyanın birçok kıyısal bölgesinde kritik öneme sahip çayır ekosistemlerini oluşturan denizsel çiçekli bitkilerdir. *Zostera marina* L., kuzey yarım kürenin ılıman sığ kıyı bölgelerinde bulunan en yaygın deniz çayırı türüdür. Ekolojik mühendisler olarak, *Z. marina* L. deniz çayırı ekosistemleri, hem insanlar hem de diğer canlılar için, biyomonitör özellikleri sayesinde su kalitesini yansıtmaya, faunal tüketiciler için doğrudan bir besin kaynağı olma, kompleks besin ağları oluşturma, birçok deniz türüne habitat sağlama, karbon bağlama ve depolama vasıtasıyla iklimi düzenleme, sediment stabilitesini artırarak kıyısal erozyonu önleme, besin döngüsü, biyolojik çeşitliliğin korunması ve geliştirilmesi, dalga zayıflatma ve su kalitesini iyileştirme gibi birçok ekolojik ve ekonomik fonksiyona önemli katkılar sağlamaktadır (Sousa ve ark., 2017; Kuusemaa ve ark., 2018). Diğer taraftan, *Z. marina* L. çayırılık alanlarından kaynaklanan yapraksı atıklar, kıyı şeridi boyunca büyük miktarlarda birikmekte ve özellikle turistik bölgelerde, çevresel, estetik, hijyenik ve sosyoekonomik problemlere neden olmaktadır. Bu nedenle, bu bitkisel atıklar, genellikle toplanmakta ve yakılmaktadır ki bu da önemli ölçüde kaynak kaybına ve potansiyel çevre kirliliğine neden olmaktadır.

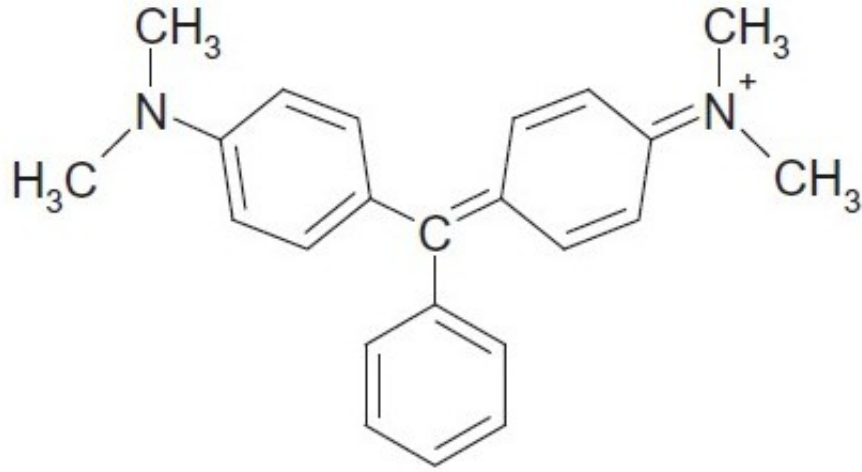
Bu çalışmada amacımız, bu atık biyomateryalin, hem bahsedilen sorunların giderilmesine hem de renkli endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımı için yeşil nesil alternatif bir biyosorbent materyali olarak değerlendirilmesine yönelik kullanışlı bir biyoteknolojik araç haline getirilmesidir. Bu biyolojik atıklar, sucul ortamdan boya giderimi için şimdiye kadar hiç kullanılmamıştır. pH, biyosorbent miktarı, boya konsantrasyonu ve temas süresi gibi ana işletme parametreleri, malakit yeşili biyosorpsiyonunu en üst düzeye çıkarmak için kesikli proses deney düzeni kullanılarak optimize edilmiştir. Biyosorbentin boya arıtım davranışı, kinetik, izoterm, termodinamik ve karakterizasyon çalışmaları ile araştırılmıştır.

1.1. Sentetik Boyalar

Sentetik boyalar, tekstil işleme endüstrilerinde yaygın olarak kullanılan ve uygulandıkları malzemelere kimyasal olarak bağlanabilen materyallerdir (Keharia ve Madamwar, 2003). Tarihsel süreçte, ilk boya kullanımları M.Ö. 3500 yıllarına kadar dayanmaktadır. İnsan yapımı ilk organik boya 1856 yılında W. H. Perkins tarafından üretilmiş ve daha sonraki süreçlerde çok farklı sentetik boya çeşidi sentezlenmesiyle günümüzde dünya çapında üretilen tahmini boya ve pigment sayısı 100.000'i aşmıştır (Sudarshan ve ark., 2023). Ticari sentetik boyalar yıllık 7×10^5 metrik ton tüketim ile tekstil, deri, kağıt baskı, boya, gıda, kozmetik, pigment, plastik ve ilaç endüstrileri gibi çeşitli endüstrilerde uygulama alanı bulmaktadır (Sudarshan ve ark., 2023). Sentetik boyalar, belirli kromoforik gruplarının kimyasal yapısına göre difenilmetan türevleri, trifenilmetan bileşikleri, oksazin bileşikleri, ksanten bileşikleri ve azo boyaları olarak molekül yüklerine göre ise, iyonik (asidik), katyonik (bazik) ve iyonik olmayan boyalar olarak sınıflandırılabilen aromatik organik bileşiklerdir (Forgacs ve ark., 2004). Günlük hayatımızın birçok alanında karşılaştığımız sentetik boyalar, sentetik kökenleri ve biyolojik olarak parçalanma yeteneklerini azaltan karmaşık moleküler yapıları nedeniyle sucul sistemler ve çevre için ciddi tehlikelere neden olmaktadır (Affat, 2021).

1.1.1. Malakit yeşili

Malakit yeşili, trifenilmetan grubunda yer alan sentetik bir boyadır (Yalvaç, 2018). Moleküler formülü $C_{23}H_{25}ClN_2$, moleküler ağırlığı 364.9 g mol^{-1} ve erime noktası $158-160^\circ\text{C}$ 'dir (Alexander ve ark. 2016). Malakit yeşili kimyasal yapısı şekil 1.1.'de (Alexander ve ark. 2016) verilmiştir. İyonlaşma sabiti (pK) 6.90 olup; pH 4.0'da % 100, pH 6.9'da % 50, pH 7.4'te % 25 ve pH 10.1'de % 0 iyonize olmaktadır (Srisvastava ve ark. 2004). Malakit yeşili, metalik parlaklığa sahip yeşil kristallerden oluşmakta (Alexander ve ark. 2016) ve Anilin yeşili, Elmas yeşili B veya Victroia yeşili B olarak da isimlendirilebilmektedir (Yıldız, 2020). Su ve alkolde iyi bir çözünürlüğe sahiptir (Alexander ve ark. 2016). Malakit yeşili diğer trifenilemetanlar grubundaki boyalar gibi, boya tuzu ve karbinol veya psödobaz olarak iki iyonik formda bulunabilmektedir (Srisvastava ve ark. 2004). Ayırıştırma amacıyla ısıtıldığında nitrojen oksit ve hidrojen klorür gibi toksik dumanlar oluşturabilmekte (Alexander ve ark. 2016) olan malakit yeşili sentetik boyası zehirli bir kimyasal madde olup insan metabolizmasında lökomalakit'e dönüşebilmektedir. Lökomalakit formu yüksek bir zehirlilik etkisine sahip ve vücutta uzun bir süre kalabilmektedir (Yıldız, 2022).



Şekil 1.1. Malakit yeşili boyasının kimyasal yapısı

1.1.1.1. Malakit yeşilinin kullanım alanları

Malakit yeşili sentetik boyası yaygın bir kullanım alanına sahiptir. Malakit yeşili; İpek, yün, deri, kağıt, akrilik endüstrilerinde renklendirici madde, balık çiftliklerinde mantar, ektoparazit ve dezenfektan madde olarak kullanılmaktadır (Srivastava ve ark., 2004; Stammati ve ark., 2005; Mittal, 2006; Ayed ve ark., 2009; Pipoyan ve ark., 2020). Malakit yeşili ve türevlerinin aynı zamanda; kriminal vakalarda görünmeyen kan lekelerinin belirginleştirilmesi amacıyla kullanımları mevcuttur (Alioğlu, 2013).

1.1.1.2. Malakit yeşilinin ekotoksikolojik etkileri

De Freitas ve ark. (2024), Malakit yeşili kalıntılarının, *Oreochromis niloticus* ve *Piaractus mesopotamicus* balık türlerinin vücut dokularındaki birikim miktarları araştırılmıştır. Çalışmada; malakit ve lökomalakit yeşili kalıntılarının, maruziyetten sonraki 32. günde *Piaractus mesopotamicus* ve *Oreochromis niloticus* filetolarında sırasıyla 3284 ng g⁻¹, 432 ng g⁻¹ konsantrasyon değerlerinde birikime ortaya koyduğu bildirilmiştir.

Sharmaa ve ark. (2023), Malakit yeşilinin, *Eichhornia crassipes* biyokimyası ve fotosistem II fotokimyası üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Malakit yeşili maruziyetinin *Eichhornia crassipes* fotosentez performansında düşüşe neden olduğu ve bu nedenle boya içeren atıksuların su ortamına salınmasının önlenmesi amacıyla katı düzenlemelere ihtiyaç duyulduğu bildirilmiştir.

De Almada Vilhena ve ark. (2023), Malakit yeşilinin, memeli hücreleri üzerine sitotoksik ve genotoksik etkileri araştırılmıştır. Malakit yeşilinin DNA kırılmalarına ve aynı zamanda yüksek malakit yeşili konsantrasyonlarının vitro apoptoz ve nekroza neden olduğu bildirilmiştir.

Heydari ve ark. (2022), Malakit yeşilinin *Oncorhynchus mykiss* üzerindeki histopatolojik etkileri incelenmiştir. Malakit yeşilinin, *Oncorhynchus mykiss* alabalığının karaciğer, solungaç ve böbrek dokusu üzerinde yıkıcı etkiler gösterdiği söylenmiştir.

Ma ve ark. (2020), Malakit yeşili boyası ile muamele edilen zebra balığı (*Danio rerio*) yumurtalarının transkriptom analizi gerçekleştirilmiştir. Malakit yeşili boyasının organizmaların metabolizmasını etkileyebildiği ve balık yumurtalarında genetik toksisiteye neden olduğu bildirilmiştir.

Kanhere ve ark. (2014), Malakit yeşili boyasının hedef olamayan su canlıları üzerindeki sitotoksik ve genotoksik etkilerini incelemişlerdir. Malakit yeşili maruziyeti ile *Chlorella pyrenoidosa*'da DNA hasarı ve hücrel zehirliliğe neden olduğu tespit edilmiştir.

1.1.2. Sentetik boyaların olumsuz etkileri

Sentetik boyalar, küresel gıda tedarik zincirinde oldukça yaygın bir kullanım yelpazesine sahiptir. Bu boyalar, ABD'de gıdalarda kullanılan tüm boyaların % 90'ını oluşturmakta ve Red 40 açık ara en yaygın boya olarak göze çarpmaktadır. ABD'de çocuklara yönelik pazarlanan gıdaların % 40'ından fazlası bu tür boyaları içermektedir. Red 40 azo boyası işlenmiş gıdalarda içecekler, dondurulmuş ürünler, toz karışımlar, jelatin ürünleri, şekerlemeler, kremler, jöleler, baharatlar, soslar ve fırınlanmış ürünler için bir renklendirici olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Red 40'ın özellikle, değişen bağırsak mikrobiyotasına ve ardından distal kolonda inflamasyona yol açan DNA hasarına yol açmaktadır (Zhang ve ark., 2023).

Tekstil endüstrilerinden arıtılmadan deşarj edilen atık sular çok çeşitli organik kirletici içermekte ve canlılar üzerinde toksik sonuçları olan ciddi ekotoksikolojik riskler barındırmaktadır. Azo boyalar, insanlar ve ekolojik yırtıcılar üzerinde zararlı etkisi olan önemli su kirleticileri olarak karşımıza çıkmaktadır. Aromatik aminler alerjik dermatite neden olabilmektedir (Hemashenpagam ve Selvajeyanthi, 2023).

Tanımlanmış davranış bozuklukları olan veya olmayan çocuklarda sentetik gıda boyaları ve nörodavranışsal sonuçları üzerine yapılan epidemiyolojik araştırmalar ve sentetik gıda boyalarına maruz kalan laboratuvar hayvanların üzerindeki nörodavranışsal etkileri incelenmiştir. Sonuçlar, insan klinik deneyleri ve hayvan toksikolojisi literatürü birlikte, sentetik gıda boyaları ile çocuklarda davranışsal etkiler arasında bir ilişki olduğunu desteklemektedir (Miller ve ark., 2022).

Yasal olarak 1880'lerden günümüze kadar, sentetik boyalar yiyecekleri müşteriler için daha çekici hale getirmek için gıda maddelerine ve meşrubatlara eklenmektedir. Ancak, bazı sentetik renklendiriciler aşırı tüketime bağlı olarak patojenik etki gösterebilmektedir (Affat, 2021).

1.1.3. Sentetik boya giderim yöntemleri

1.1.3.1. Adsorpsiyon

Adsorplanabilen molekül veya iyonların katı bir yüzeye tutunması olarak tanımlanmaktadır (Yapici, 2022). Adsorpsiyon işlemi fiziksel veya kimyasal olmak üzere 2 şekilde gerçekleşmekte olup adsorpsiyon tipi molekül veya iyonların katı yüzey üzerine tutunma biçiminden kaynaklanmaktadır (Burakov ve ark., 2018). Adsorpsiyon işlemi; Van der Waals kuvvetleri, hidrojen bağları, hidrofobik, hidrofilik ve elektrostatik etkileşimler gibi çeşitli kuvvetler ile gerçekleşmektedir (Mudhoo ve ark., 2020). Adsorpsiyon işlemlerinde aktif karbon, silika jel ve zeolitler en yaygın adsorbent gruplarındandır (Jadhav, 2021).

1.1.3.2. İyon değişimi

İyon değişimi yöntemi; çözünmeyen katı fazdaki fonksiyonel gruplar ile çözünebilen yüklü bir iyonla değiştirildiği geri dönüşümlü bir kimyasal işlemidir (Gupta ve ark. 2009). Katyon ve anyon iyon değiştiriciler, pozitif ya da negatif yüklü türleri değiştirme şekillerine göre sınıflandırılmaktadır. Güçlü asidik ve güçlü bazik iyon değiştiriciler iyonize halde bulundukları için hemen hemen tüm pH değerlerinde (pH 0-14) etkili, zayıf asidik değiştiriciler genellikle pH 5-14 aralığındaki değerlerde etkili ve zayıf bazik değiştiriciler ise, pH 0-9 aralığındaki etkilidir (Levan ve ark. 1997). İyon değişimi, petrol ve kimya endüstrileri, su yumuşatma işlemi ve gıda endüstrisinde ayırma ve arıtma dahil olmak üzere birçok endüstriyel sektörde yaygın olarak uygulanmaktadır (Shaïdan ve ark. 2012).

1.1.3.3. Membran filtrasyonu

Membran filtrasyon yöntemi; büyük gözeneklere sahip olan maddelerin membranların arkasında hapsolması prensibine dayanmaktadır. Bu yöntem, basit ve etkili olmasına rağmen, membranların periyodik olarak değiştirilmesi gereklilik arz etmektedir (Al-Tohamy ve ark., 2022). Membran filtrasyon teknolojileri kullanılan membran gözenek boyutlarına göre mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters ozmoz olarak sınıflandırılmaktadır (Al-Tohamy ve ark., 2022). Mikrofiltrasyon, 0.1-10 μm arasında değişen gözenek boyutlarına sahip membran bazlı bir filtrasyon işlemidir. Ultrafiltrasyon, membran çapları 0.1-0.001 μm arasında değişen gözenek boyutlarına sahip membran bazlı bir filtrasyon işlemidir. Nanofiltrasyon, membran çapı 0.5-0.2 nm arasında değişen gözenek boyutlarına sahip membran bazlı bir filtrasyon işlemidir (Al-Tohamy ve ark., 2022). Ters ozmoz, düşük katı konsantrasyonuna sahip suyun, doğal olarak oluşan ozmotik basınçla bir membrandan daha yüksek konsantrasyona sahip bir alana akması ve membranın her iki tarafındaki çözünen madde konsantrasyonunu eşitlenmesi işlemidir (Özkan, 2019).

1.1.3.4. Koagülasyon-Flokülasyon

Koagülasyon-Flokülasyon yöntemi; hızlı karışım esnasında koagülantlar eklenmesi ile ince dağılmış parçacıkların yükü nötrleştirilmesi ve sonuç olarak kolayca ayrılabilen büyük parçacıklar oluşturmak için flokülanların eklenmesi işlemine dayanır (Zarei Mahmudabadi ve ark., 2018). Yaygın olarak kullanılan koagülantlar; Ferrik klorür, feröz sülfat, ferrik klorür sülfat, magnezyum karbonat, flokülanlar; Alüminyum demir sülfat ve demir klorür olarak sıralanabilir (Al-Tohamy ve ark., 2022).

1.1.3.5. İleri Oksidasyon prosesleri

İleri oksidasyon prosesleri organik kirleticileri hızlı bir şekilde parçalamak ve çamur oluşmadan giderebilmek amacıyla geliştirilen teknolojilerdir (Zhao ve ark., 2022). İleri oksidasyon prosesleri arasında heterojen ve homojen fotokataliz, Fenton ve Fenton benzeri süreçler, ozonlama, ultrason, mikrodalga ve γ -ışınlama kullanımı, elektrokimyasal süreçler ve ıslak oksidasyon süreçleri bulunur (Dewil ve ark., 2017). Geleneksel teknolojilere kıyasla ikincil bir atık akışı oluşturmaktan dirençli bileşenleri etkili bir şekilde parçalamaları avantaj oluştururken, pH'a bağımlı olma ve toksik yan ürünler üretme dezavantajları oluşturmaktadır (Zhao ve ark., 2022).

1.1.3.6. Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon; biyolojik kökenli materyaller ile sulu ortamdan seçilmiş iyon veya molekülleri bağlama veya yoğunlaştırma yeteneği olarak tanımlanabilir (Volesky, 2007). Başka bir deyişle; sulu çözeltilerdeki iyonların biyokütle yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplara bağlanması sürecidir (Michalak ve ark., 2013). Biyosorbent ana fonksiyonel grupları karboksil, fosfonat, sülfonat, amin, amid ve hidroksil grupları olarak öne çıkmaktadır (Esposito ve ark., 2002; Brazesh ve ark., 2021). Biyosorpsiyon mekanizmasında biyosorplayan madde (biyosorbent), biyosorplanan madde (biyosorbat) olarak isimlendirilmektedir (Tarım, 2005). Bu işlem, iyon değişimi, emilim, indirgeme reaksiyonları, yüzey kompleksleşmesi ve fiziksel adsorpsiyon gibi çeşitli mekanizmalara dayanan ve fiziko-kimyasal olarak bağımsız gerçekleşen bir işlemdir (Fomina ve Gadd, 2014; Brazesh ve ark., 2021). En yaygın kullanılan biyosorbentler; alg, bakteri, endüstriyel atıklar, mantar ve tarımsal atıklar malzemelerdir (Vijayaraghavan ve Yun, 2008; Brazesh ve ark., 2021). Atıl durumda olan biyolojik atıklarla gerçekleştirilmesi biyosorpsiyonun geleneksel arıtma yöntemlerine göre düşük maliyet, yüksek verimlilik ve besin ihtiyacının olmaması avantajlarını sağlamaktadır (Michalak ve ark., 2013).

Biyosorpsiyonu Etkileyen Faktörler

Temas süresi

Optimum biyosorpsiyon kapasitesine ulaşmak için gerekli olan süreyi temsil etmektedir (Yapici, 2022). Biyosorpsiyon prosesinde; temas süresinin artışıyla, biyosorbent ile çözelti içerisindeki moleküller arasında etkileşimin artması ve biyosorbent yüzeyinde bulunan boşlukların zaman içerisinde dolması ile biyosorpsiyon kapasitesinde artış meydana gelmektedir (Li ve ark., 2018; Yapici, 2022). Biyosorbent yüzeyindeki boşlukların optimum seviyede doyuma ulaşmasından sonra biyosorpsiyon durma eğilimi gösterir ve bu duruş noktasındaki süre, denge-temas süresini temsil eder.

pH

Düşük pH değerlerinde biyosorbentin mevcut aktif bağlanma bölgeleri için düşük pH değerlerinde biyosorpsiyon ortamında çok fazla H^+ mevcuttur (Al-Degs ve ark., 2008). Yüksek H^+ konsantrasyonu, biyosorbent üzerinde bulunan fonksiyonel grupların protonasyonunu sağlamaktadır (Arslan, 2011). Bu, elektrostatik itme nedeniyle biyosorbentin boya biyosorpsiyon potansiyelini düşürmektedir. Bunun tersine, yüksek pH değerlerinde, biyosorbent üzerindeki fonksiyonel gruplar, OH^- sayısındaki artışın neden olduğu için pozitif yük yoğunluğundaki azalmadan dolayı deprotonasyona uğramaktadır (Duman, 2023).

Sıcaklık

Biyosorpsiyonun ekzotermik veya endotermik koşullarda gerçekleşmesi durumuna bağlı olarak sıcaklık değişimleri biyosorpsiyon kapasitesinde değişiklikler meydana getirebilmektedir (İşgören, 2024). Endotermik şartlarda sıcaklık artışıyla birlikte biyosorpsiyon kapasitesinde artış meydana gelmektedir (Hamutoğlu ve ark., 2012). Ekzotermik şartlarda sıcaklık artışıyla birlikte biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmektedir (İşgören, 2024).

Biyosorbent miktarı

Biyosorbent miktarının artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmektedir. Biyosorbent miktarının optimum miktarının üzerine çıkarılması ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalması, biyosorbentin topaklaşması sonucu biyosorbent yüzey alanının azalması veya aktif bağlanma bölgelerine bağlanabilecek kirletici miktarının azlığından kaynaklanmaktadır (Rangabhashiyam ve ark., 2018: Yapici, 2022).

Başlangıç konsantrasyonu

Başlangıç konsantrasyonunun artışı ile biyosorpsiyon kapasitesi artış göstermektedir (Bayça, 2024). Başlangıçta yüksek boya konsantrasyonunun, biyosorpsiyon ortamı ile biyosorbent arasındaki boya moleküllerinin kütle transfer direncinin üstesinden gelmek için daha büyük bir itici güç sağlamasından dolayı biyosorpsiyon kapasitesinde artış meydana gelmektedir (Rangabhashiyam ve ark., 2018).

1.2. Biyosorpsiyon İzotermi

1.2.1. Langmuir izotermi

Bu izoterm modeli, kirletici maddenin biyosorbent yüzeyinde tek tabaka halinde ve belirli homojen bölgelerde gerçekleşmesi kabulüne dayanmaktadır (Korkmaz, 2019). Langmuir izotermi matematiksel olarak denklem 1.1 ile ifade edilmektedir (Langmuir, 1918).

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (1.1)$$

q_e : Denge halinde biyosorplanan madde miktarı (mg g^{-1})

q_m : Maksimum biyosorpsiyon kapasitesi (mg g^{-1})

K_L : Biyosorpsiyon enerjisi ile ilgili Langmuir denge sabiti (L mg^{-1})

C_e : Denge durumundaki çözelti konsantrasyonu (mg L^{-1})

Biyosorpsiyon işleminin uygunluğunu tespit etmek için R_L değeri matematiksel olarak denklem 1.2 ile ifade edilmektedir (Özgül, 2021). R_L değeri ile biyosorpsiyonun elverişliliği arasındaki ilişki çizelge 1.1.'de verilmiştir (Yapici, 2022).

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (1.2)$$

R_L : Dağılma sabiti

C_0 : Başlangıç konsantrasyonu (mg L^{-1})

Çizelge 1.1. Dağılma sabiti ile biyosorpsiyon elverişliliği ilişkisi

Dağılma sabiti (R_L)	İzoterm tipi
$R_L=0$	Tersinmez
$0<R_L<1$	Uygun
$R_L=1$	Lineer
$R_L>1$	Uygun değil

1.2.2. Freundlich izotermi

Freundlich izoterm modeli, belirli bir miktarda biyosorbent tarafından biyosorplanan madde miktarının öncelikle hızlı bir biçimde artacağı ve sonrasında katı yüzeyin doyması ile biyosorpsiyon hızında azalma olacağı prensibine dayanmaktadır (Yapici, 2022). Bu izoterm modeline göre; biyosorbent yüzeyinde var olan biyosorplama yüzeyleri heterojen bir yapıya sahiptir (Özgül, 2021). Freundlich izotermi matematiksel olarak denklem 1.3 ile ifade edilmektedir (Freundlich, 1906).

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n_F}} \quad (1.3)$$

q_e : Denge halinde biyosorplanan madde miktarı (mg g^{-1})

K_F : Biyosorpsiyon kapasitesi ile ilgili Freundlich sabiti ($\text{mg g}^{-1} (\text{L mg}^{-1})^{1/n_F}$)

C_e : Denge durumundaki çözelti konsantrasyonu (mg L^{-1})

n_F : Biyosorpsiyon yoğunluğu ile ilgili Freundlich sabiti

1.2.3. Dubinin-Radushkevich izotermi

Bu izoterm modeli kullanılarak elde edilen serbest biyosorpsiyon enerjisi, biyosorpsiyon türü hakkında bilgi vermekte ve matematiksel olarak denklem 1.4 ve 1.5 ile ifade edilmektedir (Dubinin ve Radushkevich, 1947).

$$q_e = q_m e^{-B\varepsilon^2} \quad (1.4)$$

q_e : Denge halinde biyosorplanan madde miktarı (mg g^{-1})

q_m : Maksimum biyosorpsiyon kapasitesi (mg g^{-1})

B : Biyosorpsiyon enerjisi ile ilgili sabit ($\text{mol}^2 \text{kJ}^{-2}$)

$\mathcal{E}$: Polanyi potansiyeli (mol kJ^{-1})

$$E = \frac{1}{\sqrt{2B}} \quad (1.5)$$

E : Ortalama serbest enerji (kJ mol^{-1})

- $8 \leq E \leq 16 \text{ kJ mol}^{-1}$ ise; biyosorpsiyon iyon değişimi ile gerçekleşmektedir.
- $E < 8 \text{ kJ mol}^{-1}$ ise; biyosorpsiyon fiziksel olarak gerçekleşmektedir.
- $E > 8 \text{ kJ mol}^{-1}$ ise; biyosorpsiyon kimyasal olarak gerçekleşmektedir (Dal, 2019).

1.3. Biyosorpsiyon Termodinamiği

Termodinamik parametreler, sıcaklığa bağlı değişimlerin incelenmesi amacıyla hesaplanmaktadır (Dal, 2019). Gibbs serbest enerjisi değişimi matematiksel olarak denklem 1.6 ile ifade edilmektedir (Aydın, 2018).

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_D \quad (1.6)$$

ΔG° : Gibbs serbest enerjisi değişimi (kJ mol^{-1})

T : Sıcaklık (K)

R : Gaz sabiti ($\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$)

K_D : Dağılım katsayısı

Van't Hoff eşitliği denklem 1.7 ile ifade edilmektedir (Aydın, 2018).

$$\ln K_D = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (1.7)$$

ΔS° : Entropi değişimi ($\text{kJ mol}^{-1} \text{K}^{-1}$)

ΔH° : Entalpi değişimi (kJ mol^{-1})

- $\Delta H^\circ < 0$ ise; biyosorpsiyon prosesi ekzotermik olarak gerçekleşmektedir.
- $\Delta H^\circ > 0$ ise; biyosorpsiyon prosesi endotermik olarak gerçekleşmektedir.
- $\Delta G^\circ < 0$ ise; biyosorpsiyon prosesi spontan gerçekleşmektedir.
- $\Delta S^\circ < 0$ ise; ara yüzeyde yapısal değişikliğin olmadığını gösterir.
- $\Delta S^\circ > 0$ ise; ara yüzeyde düzensizliğin arttığını göstermektedir.

1.4. *Z. marina* L.

Deniz çayırı olarak bilinen *Z. marina* L. bitkisi kuzey yarım kürenin ılıman bölgeleri, Atlantik ve pasifiğin kuzeyinde ve aynı zamanda Karadeniz ve Akdeniz’de yayılım gösteren bir türdür (Ettinger ve ark., 2017; Aydın, 2019). *Z. marina* L. tamamıyla su altında bulunan çiçekli deniz bitkileridir (Ettinger ve ark., 2017). Bu türün yaklaşık olarak 70 – 100 milyon yıl önce deniz ortamına adapte olduğu düşünülmektedir (Les ve ark., 1997). *Z. marina* L. kara bitkileri gibi kök, gövde, üreme organı ve iletim demetlerine sahip ve aseksüel klonal çoğalma ya da eşeyli üreyerek olarak çoğalmaktadırlar (Aydın, 2019). Yaprak uzunlukları 0.2-0.5 m ve yaprak genişlikleri 4-10 mm aralığında olup dünyadaki en uzun polenleri bu bitki tarafından üretilmektedir (Aydın, 2019). *Z. marina* L. bitkisi şekil 1.2’de verilmiştir. Dünya yüzeyinde, yaklaşık olarak 60 tane deniz çayırı türü tespit edilmiş olup en geniş tür popülasyon yoğunluğu Hint- Batı Pasifik bölgesinde yer aldığı bildirilmiştir (Aydın, 2019). Geniş yayılımlarından dolayı önemli bir yoğunlukta birçok balık ve kabuklu deniz hayvanı türlerine yaşam alanı sağlamaktadır (Ettinger ve ark., 2017; Li ve ark., 2022). Bu bitkilerin yapısında birçok farklı fenolik asit türü (zosterik asit, kafeik asit, kumarik, ferulik asit ve rozmarinik asit) bulunmaktadır (Grignon-Dubois ve Rezzonico, 2018; Dybsland ve ark., 2021). *Z. marina* L.; besin takviyesi, ilaçlar, kozmetikler, antimikrobiyaller ve antifouling ajanları gibi biyoaktif doğal ürünlerin üretiminde kullanılmaktadır (Li ve ark., 2022).



Şekil 1.2. Z. marina L. bitkisi

1.5. Biyosorpsiyon Kinetiği

Kinetik çalışmalar, biyosorpsiyon prosesinin hızını etkileyen biyosorpsiyon basamaklarının anlaşılması amacıyla gerçekleştirilmektedir (Abak, 2008). Literatürde; farklı kinetik modeller mevcut olup çalışmamızda biyosorpsiyon kinetiği, 4 farklı kinetik model ile araştırılmıştır.

Yalancı birinci derece kinetik model matematiksel olarak denklem 1.8 ile ifade edilmektedir (Lagergren, 1898).

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (1.8)$$

k_1 : Biyosorpsiyon hız sabiti (dk^{-1})

q_e : Denge biyosorpsiyon kapasitesi ($mg\ g^{-1}$)

Yalancı ikinci derece kinetik model matematiksel olarak denklem 1.9 ile ifade

edilmektedir (Ho, 2006).

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad (1.9)$$

k_2 : Hız sabiti (dk^{-1})

q_e : Denge kapasitesi (mg g^{-1})

Elovich kinetik model matematiksel olarak denklem 1.10 ile ifade edilmektedir (Chien ve Clayton, 1980)

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(1 + \alpha \beta t) \quad (1.10)$$

α : Başlangıç hızı ($\text{mg g}^{-1} \text{dk}^{-1}$)

β : Desorpsiyon sabiti (g mg^{-1})

t : Zaman (dk.)

Partikül içi difüzyon modeli matematiksel olarak denklem 1.11 ile ifade edilmektedir (Weber ve Morris, 1963).

$$q_t = k_p t^{\frac{1}{2}} + C \quad (1.11)$$

k_p : Hız sabiti ($\text{mg g}^{-1} \text{dk}^{-1/2}$)

C : Partikül içi difüzyon kolerasyon sabiti

$t^{1/2}$: Yarılanma süresi ($\text{dk}^{1/2}$)

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Teweldebrihan ve ark. (2025), *Cordia africana* yapraklarının sulu çözeltilerden malakit yeşili boyasının biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH, temas süresi ve başlangıç konsantrasyonunun malakit yeşili biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. Denge izoterm verileri en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 6.25 mg g^{-1} olarak bulunmuştur. Kinetik modelleme sonuçları, biyosorpsiyon prosesinin, yalancı ikinci mertebe kinetik modeliyle iyi bir biçimde tanımlandığını göstermiştir.

Yıldız ve Yüksel (2025), Sodyum hidroksit ile aktive edilen atık balık pullarının metilen mavisi boyası üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; pH ve başlangıç konsantrasyonunun metilen mavisi biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. Biyosorbentin yüzey morfolojisi için SEM ve fonksiyonel grupları tespit etmek için FTIR analizleri gerçekleştirilmiştir. Denge izoterm verileri Langmuir izoterm modeli ile uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 344.82 mg g^{-1} olarak bulunmuştur. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun fiziksel ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir.

Jawad ve ark. (2025), *Olea europaea* çekirdek tozu biyomasının sulu çözeltilerden Methyl Violet 2B boyasının biyosorpsiyonunu incelemiştir. *Olea europaea* çekirdeği tozunun temel özellikleri SEM-EDX, FTIR ve pH_{pzc} yöntemleri kullanılarak analiz edilmiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH ve temas süresinin Methyl Violet 2B biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. *Olea europaea* biyomasının optimum koşullar altında (t 173.9 dk., pH 9.3 ve m 0.09 g) renk giderim verimi % 94.57 olarak bulunmuştur. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun ekzotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir.

Eyüpoğlu ve ark. (2025), *Macrolepiota procera* biyomasının metilen mavisi boyası üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH ve temas süresi metilen mavisi biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. Metilen mavisi boyasının ortamdan uzaklaştırılmasında uygun pH değerinin 9 olduğu bulunmuştur. Maksimum biyosorpsiyon kapasitesi, 25 °C’de elde edilmiştir. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir.

Keskin ve ark. (2024), Ölü *Cladosporium cladosporioides* biyomasının Acid Violet 90 ve Reactive Yellow 145 sentetik boya ları üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. *Cladosporium cladosporioides* biyomasının optimum koşullar altında (pH 4, t 60 dk. ve C_0 50 mg L⁻¹) renk giderim verimi her iki boya için de % 100 olarak bulunmuştur.

Erden (2024), *Boletus edulis* biyomasının Direct Blue 2 boyası üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve sıcaklığın Direct Blue 2 biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. *Boletus edulis* biyomasının maksimum biyosorpsiyon kapasitesi, optimum koşullar altında (pH 3, T 25 °C ve C_0 200 mg L⁻¹) 136.149±0.801 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Denge izoterm verileri en iyi Freundlich izoterm modeline uygunluk gösterdiği ve termodinamik verilerden hareketle biyosorpsiyonun ekzotermik olarak gerçekleştiği bildirilmiştir.

Gözükızıl ve Özbay (2024), Ayçiçeği küspesinin sulu çözeltilerden Remazol Red RR boyasının biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve sıcaklığın Remazol Red RR biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. Biyosorpsiyon denge verilerinin matematiksel olarak tanımlanması amacıyla Freundlich ve Langmuir adsorpsiyon izotermi kullanılmıştır. Denge izoterm verileri en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk gösterdiği ve termodinamik verilerden hareketle biyosorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiği bildirilmiştir. Ayçiçeği küspesi biyomasının, optimum koşullar altında (pH 2, T 25 °C, t 60 dk. ve C_0 100 mg L⁻¹) renk giderim verimi % 70 olarak bulunmuştur. Deneysel veriler, kinetik olarak yalancı ikinci mertebe kinetik modeliyle iyi bir biçimde ifade edilmiştir.

Gherraby ve ark. (2024), *Aptenia cordifolia* tozunun metilen mavisi boyası üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve sıcaklığın metilen mavisi biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. Metilen mavisi boyasının *Aptenia cordifolia* tozunun üzerine biyosorpsiyonu, 120 dk. içinde dengeye ulaşmıştır. Sonuçlar, pH'nın artışıyla birlikte biyosorpsiyon kapasitesinin orantılı olarak arttığını göstermiştir. Denge izoterm verileri en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 51.82 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun endotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir.

Hashem ve ark. (2024), Kayısı çekirdek kabuklarının Acid Blue 193 üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada; biyosorbent dozu, pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve sıcaklığın Acid Blue 193 biyosorpsiyonu üzerine etkileri araştırılmıştır. Acid Blue 193 boyasının kayısı çekirdeği kabukları üzerine biyosorpsiyonu, 120 dk. içinde dengeye ulaşmıştır. Deneysel veriler, en iyi olarak yalancı birinci mertebe kinetik modeliyle, denge verileri ise Temkin izoterm modeliyle uygunluk göstermiştir.

Sguillar ve ark. (2024), *Taonia atomaria* mikroalg biyomasının Toluidine Blue ve Basic Yellow 28 boyaları üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Denge izoterm verilerinin toluidin mavisi ve bazik sarı 28 boyaları için en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 140.84 mg g⁻¹ ve 104.16 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Deneysel veriler, kinetik olarak yalancı ikinci mertebe kinetik modeliyle iyi bir biçimde ifade edilmiştir.

Şenol ve ark. (2024), Badem kabuğunun sulu çözeltilerden Rhodamine B boyasının biyosorpsiyonunu incelemiştir. Denge izoterm verileri en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 14.70 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun endotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir.

Lemos ve ark. (2023), Üzüm sapının doğal ve endüstriyel atıksulardan malakit yeşili üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. pH ve biyosorbent dozunun biyosorpsiyon kapasitesi ve giderim yüzdesi üzerine etkileri araştırılmıştır. Denge izoterm verileri en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 214.2 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun ekzotermik ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir.

Kusuma ve ark. (2023), Sodyum hidroksit ile aktive edilen karanfil yapraklarının metilen mavisi boyası üzerine biyosorpsiyonunu incelemiştir. Denge izoterm verileri hem Langmuir hem de Freundlich izoterm modeli ile uygunluk göstermiş ve maksimum biyosorpsiyon kapasitesi 9.80 mg g⁻¹ olarak bulunmuştur. Termodinamik veriler, biyosorpsiyonun endotermik ve kendiliğinden gerçekleşmediğini göstermiştir. Ayrıca Çalışmada, sürecin yüksek biyosorpsiyon enerjisine sahip olan kimyasal sorpsiyon içerdiği bildirilmiştir.

3. GEREÇ VE YÖNTEM

3.1. GEREÇ

3.1.1. *Z. marina* L.

Biyosorpsiyon çalışmalarında biyosorbent olarak kullanılmak üzere *Z. marina* L. bitkisi Karadeniz Bölgesinden (Sinop ili) temin edilmiştir. *Z. marina* L. bitkisinin fiziksel görünümü şekil 3.1.'de verilmiştir.

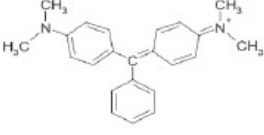


Şekil 3.5. *Z. marina* L. bitkisinin fiziksel görünümü

3.1.2. Malakit yeşili

DeneySEL çalışmaların gerçekleştirilmesi amacıyla kullanılan malakit yeşili boyası parlak metalik bir renge sahiptir. Malakit yeşili biyosidi Carlo Erba firmasından temin edilmiştir. Malakit yeşili sentetik boyasının fizikokimyasal özellikleri çizelge 3.1.'de (Srivastava ve ark., 2004; White ve ark., 2012; Alexander ve ark., 2016) verilmiştir.

Çizelge 3.1. Malakit yeşilinin fizikokimyasal özellikleri

Sınıfı	Trifenilemetan
CAS Numarası	569-64-2
Kimyasal Formülü	$C_{23}H_{25}ClN_2$
Yapısal Formülü	
Molekül Ağırlığı	364,9 g mol ⁻¹
Erime Noktası	158-160 °C
pK	6,90
Dalga Boyu	617 nm
Çözünürlük	Su ve alkolde ile çözünür.
Fiziksel Görünümü	Metalik parlak yeşil
Metabolitleri	Lökomalakit yeşili

3.1.3. Kullanılan kimyasallar ve cihazlar

- Sodyum hidroksit (NaOH)
- Hassas terazi
- Hidroklorik asit (HCl)
- pH metre
- Açık hava orbital çalkalayıcı
- Taramalı elektron mikroskobu (SEM)
- UV-vis spektrofotometre
- Fourier dönüşümlü kızılötesi spektrometresi (FTIR)
- Etüv
- Santrifüj

3.2. YÖNTEM

3.2.1. Biyosorbentin hazırlanması

Z. marina L. bitkisinin biyolojik atığı musluk suyu ile yıkandıktan sonra safsızlıklarının giderilmesi amacıyla distile su ile yıkanmıştır. Safsızlıkları giderilmiş olan bitki etüvde 80 °C’de kurutulduktan sonra laboratuvar öğütücüsü ile parçalanmış ve 0.5 mm'lik standart bir elekten geçirilmiştir. İstenilen boyuta getirilmiş malzemeden 1 g numune alınarak 100 mL NaOH (0.3 M) çözeltisi ile oda koşullarında 24 saat boyunca muamele edilip yüzeydeki kimyasal kalıntıların giderilmesi amacıyla 2-3 kez distile su ile yıkanmıştır. Yıkanan malzeme sabit ağırlığa gelinceye kadar etüvde 80 °C’de kurutulmuştur. Aktifleştirilen biyosorbent malzeme deneysel çalışmalarda kullanılmak üzere hava geçirmeyen kapalı cam bir kapta muhafaza edilmiştir.

3.2.2. Malakit yeşili çözeltisinin hazırlanması

Malakit yeşili boyası distile su ile çözündürülerek 1 g L⁻¹ stok boya çözeltisi hazırlanmış ve karanlık bir ortamda muhafaza edilmiştir. Deneysel çalışmalarda kullanılacak olan çözeltiler, stok çözeltinin farklı hacimlerde distile su ile seyreltilmesiyle elde edilmiştir.

3.2.3. Karakterizasyon çalışmaları

3.2.3.1. SEM analizi

Biyosorbentin, biyosorpsiyondan önce ve biyosorpsiyondan sonraki yüzey özelliklerini belirlemek amacıyla SEM analizi gerçekleştirilmiştir.

3.2.3.2. FTIR analizi

Biyosorpsiyon sürecinde aktif rol alan fonksiyonel grupların belirlenmesi amacıyla, biyosorpsiyon öncesi ve biyosorpsiyon sonrası biyosorbent numunelerinin 4000-400 cm⁻¹ dalga boyunda FTIR analizleri gerçekleştirilmiştir.

3.2.4. Biyosorpsiyon çalışmaları

Z. marina L. bitkisinin aktivasyonu ile hazırlanan biyosorbent tarafından biyosorplanan malakit yeşili miktarı (q_e), denklem 3.1 kullanılarak hesaplanmıştır (Yapıcı, 2022).

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

q_e : Denge halinde biyosorplanan madde miktarı (mg g⁻¹)

C_0 : Başlangıç konsantrasyonu (mg L⁻¹)

C_e : Denge durumundaki çözelti konsantrasyonu (mg L⁻¹)

V : Çözelti hacmi (mL)

m : Biyosorbent miktarı (g)

Kesikli deneysel çalışmalar; 100 mL malakit yeşili solüsyonu içeren bir dizi konik deney şişesinin orbital çalkalayıcıda 150 rpm hızında çalkalanmasıyla yürütülmüştür. Çalkalama işlemlerinden sonra numunelerden 1-2 mL'lik numuneler alınıp santrifüj edilmiştir. Sulu çözeltilerdeki malakit yeşili konsantrasyonu UV-vis spektrofotometre (617 nm) ile analiz edilmiştir.

3.2.5. Optimizasyon çalışmaları

3.2.5.1. Temas süresinin etkisi

Temas süresinin biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla; başlangıç konsantrasyonu (5-15) mg L⁻¹ ve pH 6 olan 100 mL hacmindeki malakit yeşili boya çözeltileri kapaklı cam erlenmeyer şişelerine eklendikten sonra üzerine 10 mg biyosorbent ilave edilmiştir. Hazırlanan numuneler; 24 °C'de 0-360 dk. değerlerinde orbital çalkalayıcıda çalkalanıp santrifüj edildikten sonra UV-vis spektrofotometre kullanılarak son konsantrasyon değerleri belirlenmiştir.

3.2.5.2. pH'ın etkisi

Boya pH'sının biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla; başlangıç konsantrasyonları 7.5 mg L^{-1} malakit yeşili çözeltilerinin pH değerleri 0.1 M NaOH ve 0.1 M HCl ile pH (4-8)'e ayarlandıktan sonra çözeltilerden 100 mL'lik numuneler alınarak kapaklı cam erlenmeyer şişelerine eklenmiş ve üzerine 10 mg biyosorbent ilave edilmiştir. Hazırlanan numuneler; 24°C 'de 120 dk. boyunca orbital çalkalayıcıda çalkalanıp santrifüj edildikten sonra UV-vis spektrofotometre kullanılarak son konsantrasyon değerleri belirlenmiştir.

3.2.5.3. Sıcaklığın etkisi

Sıcaklığın biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla; başlangıç konsantrasyonları 10 mg L^{-1} ve pH 6 olan 100 mL hacmindeki malakit yeşili boya çözeltileri kapaklı cam erlenmeyer şişelerine eklendikten sonra üzerine 10 mg biyosorbent ilave edilmiştir. Hazırlanan numuneler; $(25-45)^\circ\text{C}$ sıcaklık değerlerinde 120 dk. boyunca orbital çalkalayıcıda çalkalanıp santrifüj edildikten sonra UV-vis spektrofotometre kullanılarak son konsantrasyon değerleri belirlenmiştir.

3.2.5.4. Biyosorbent miktarının etkisi

Biyosorbent miktarının biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla; başlangıç konsantrasyonları 12.5 mg L^{-1} ve pH 6 olan 100 ml hacmindeki malakit yeşili boya çözeltileri kapaklı cam erlenmeyer şişelerine eklendikten sonra üzerine farklı miktarlarda (10-30 mg) biyosorbent numuneleri ilave edilmiştir. Hazırlanan numuneler; 24°C 'de 120 dk. boyunca orbital çalkalayıcıda çalkalanıp santrifüj edildikten sonra UV-vis spektrofotometre kullanılarak son konsantrasyon değerleri belirlenmiştir.

3.2.5.5. Başlangıç sentetik boya konsantrasyonunun etkisi

Boya sentetik boya başlangıç konsantrasyonunun biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla; başlangıç konsantrasyonları $(5-15 \text{ mg L}^{-1})$ ve pH 6 olan 100 mL hacmindeki malakit yeşili boya çözeltileri kapaklı cam erlenmeyer şişelerine eklendikten sonra üzerine 10 mg biyosorbent ilave edilmiştir. Hazırlanan numuneler; 24°C 'de 120 dk. boyunca orbital çalkalayıcıda çalkalanıp santrifüj edildikten sonra UV-vis spektrofotometre kullanılarak son konsantrasyon değerleri belirlenmiştir.

3.2.6. Biyosorpsiyon izoterm çalışması

Biyosorpsiyon izotermi; Langmuir, Freundlich ve Dubinin-Radushkevich izoterm modelleri kullanılarak incelenmiştir.

3.2.7. Biyosorpsiyon termodinamiği çalışması

Biyosorpsiyonun fiziksel, kimyasal veya hem fiziksel hem kimyasal olarak gerçekleşip gerçekleşmediğini tespit etmek biyosorpsiyon termodinamiği incelenmiştir.

3.2.8. Biyosorpsiyon kinetiği çalışması

Biyosorpsiyon kinetiği; yalancı birinci mertebe, yalancı ikinci mertebe, Elovich ve partikül içi difüzyon modelleri kullanılarak incelenmiştir.

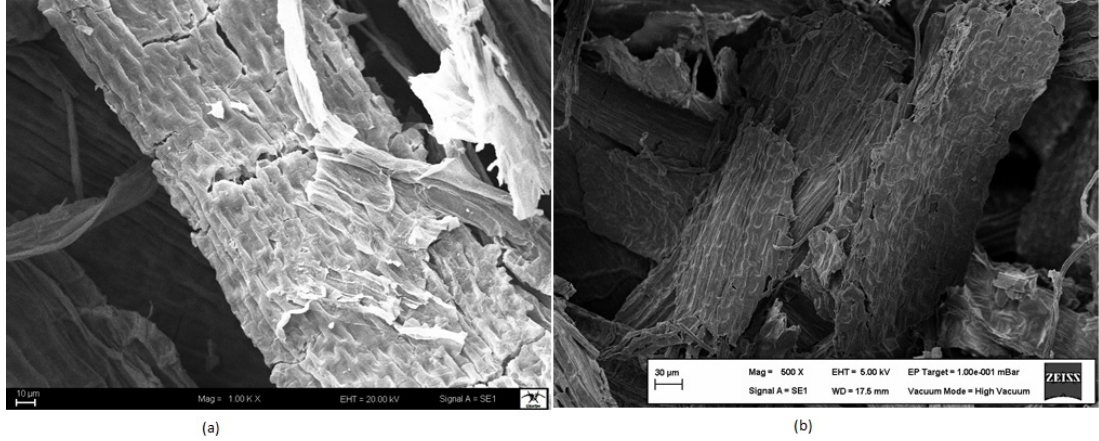
3.2.9. Deneysel verilerin değerlendirilmesi ve istatistiksel analiz

Biyosorpsiyon çalışmaları, tutarlı, doğru ve tekrarlanabilir deneysel veriler elde edebilmek için en az iki kez yapılmış ve elde edilen ortalama değerler kullanılmıştır. Biyosorpsiyon sistemi matematik modelleme çalışmaları, SigmaPlot yazılım paketi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Kullanılan modellerin, deneysel verilere uygunluk derecesini belirlemek için determinasyon katsayısı (R^2) ve standart hata (SE) analizleri kullanılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. SEM Analizi

Biyosorbentin, biyosorpsiyondan önce ve biyosorpsiyondan sonraki yapısal değişimleri ve morfolojik özelliklerinin belirlenmesi amacıyla SEM analizleri yapılmıştır. Biyosorbentin biyosorpsiyon öncesi ve biyosorpsiyon sonrası yüzeyi görüntüleri şekil 4.1.'de verilmiştir.

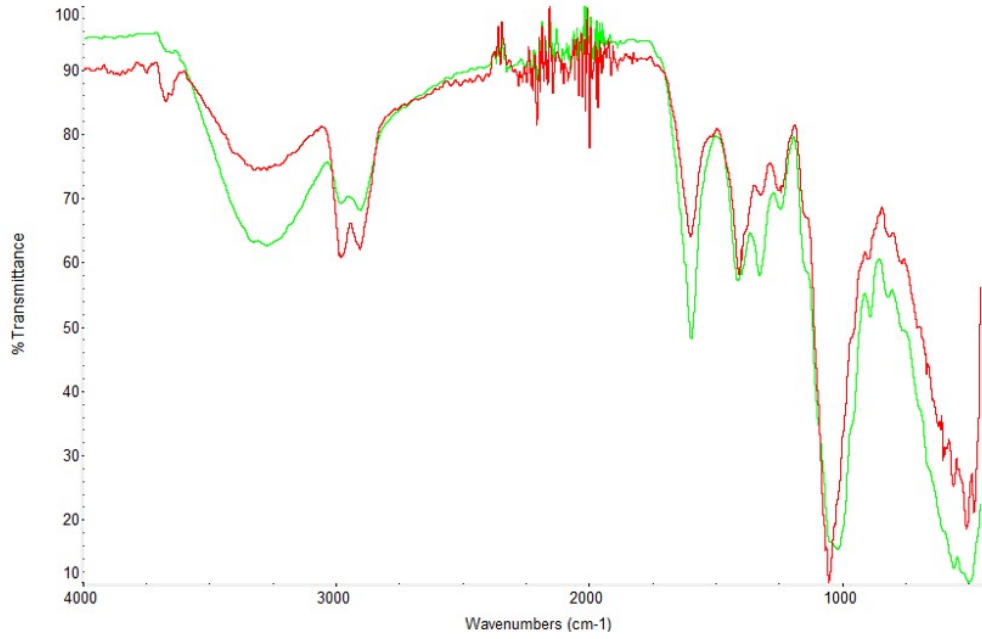


Şekil 4.1. Biyosorbentin sentetik boya biyosorpsiyonundan önce (a) ve sonra (b) SEM görüntüsü

Şekil 4.1.'de, biyosorbentin biyosorpsiyon öncesinde çok sayıda boşluk ve çatlak içeren bir yüzeye sahip olduğu görülmektedir. Biyosorbentin biyosorpsiyondan sonra yüzeyinde kapalı gözenek yapıların olduğu görülmektedir.

4.2. FTIR Analizi

Biyosorbent yüzeyinde yer alan ve biyosorpsiyonda etkin rol oynayan fonksiyonel grupları tespit etmek ve ayrıca biyosorpsiyon mekanizmasını açıklayabilmek amacıyla FTIR analizleri yapılmıştır. Biyosorbentin, biyosorpsiyon öncesi ve sonrası ait FTIR spektrumları şekil 4.2.'de verilmiştir.

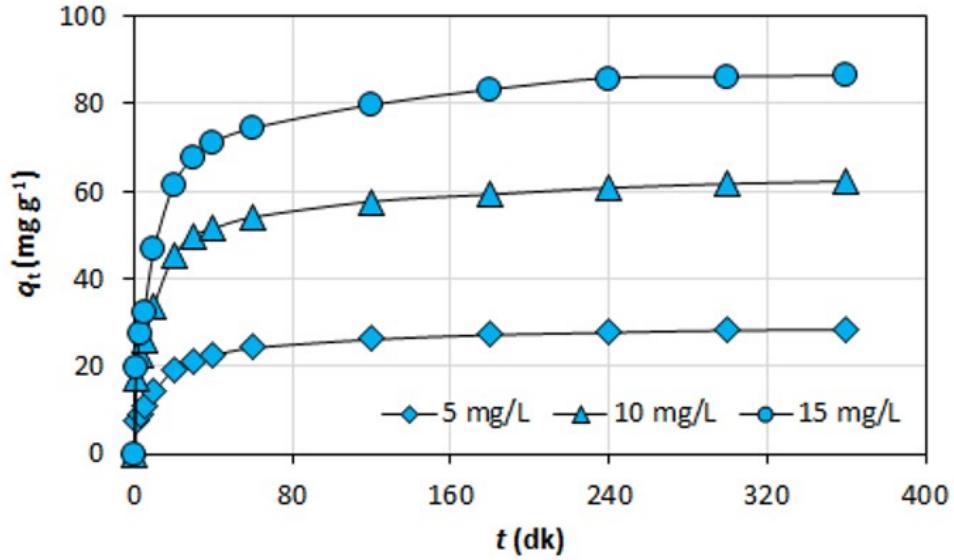


Şekil 4.2. Biyosorbentin sentetik boya biyosorpsiyonundan önce (kırmızı) ve sonra (yeşil) FTIR spektrumu

Şekil 4.2.'de görüldüğü üzere, biyosorbent yüzeyinde farklı fonksiyonel gruplar bulunmaktadır. Biyosorpsiyon sonrasında, biyosorbent yüzeyindeki bantların pozisyonlarında ve yoğunluklarında çeşitli değişikliklerin meydana geldiği görülmektedir.

4.3. Temas Süresinin Etkisi

Farklı boya konsantrasyonu ($5\text{--}15\text{ mg L}^{-1}$) değerlerinde, temas süresinin ($0\text{--}360\text{ dk.}$) biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi incelenmiştir. Temas süresinin biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisi şekil 4.3.'te verilmiştir.

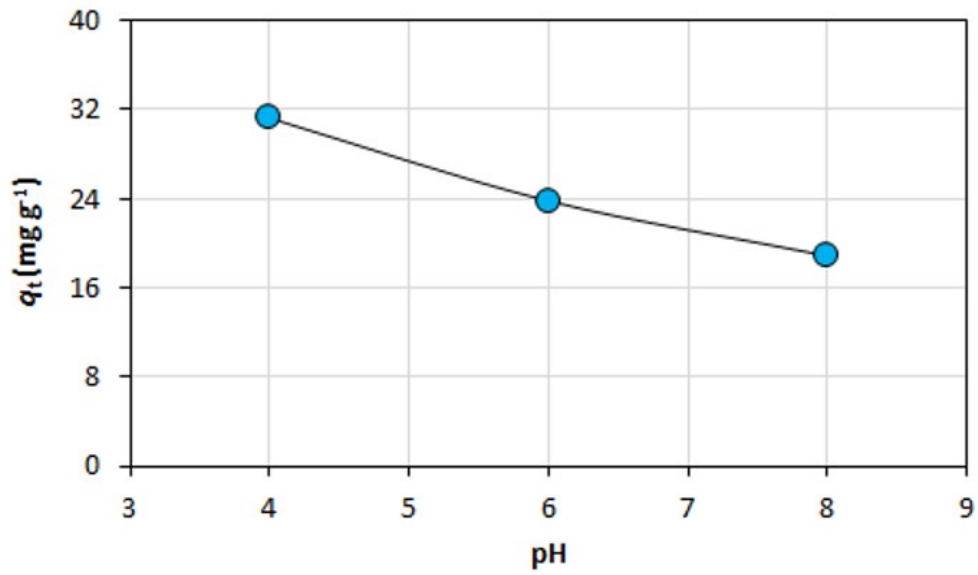


Şekil 4.3. Temas süresinin biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (t: $0\text{--}360\text{ dk.}$, pH: 6, T: $24\text{ }^{\circ}\text{C}$, m: 10 mg ve C_0 : $5\text{--}15\text{ mg/L}$)

Şekil 4.3.'te görüldüğü üzere, temas süresinin artışıyla biyosorpsiyon kapasitesi arttığı ve 360 dk. 'da dengeye ulaştığı, daha yüksek temas sürelerinde biyosorpsiyon kapasitesinde kayda değer bir değişim olmadığı görülmektedir.

4.4. pH Etkisi

Çözelti pH'sının biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla seçilen 3 farklı pH değeri (4-8) ile incelenmiş ve analiz sonuçları şekil 4.4.'de verilmiştir.

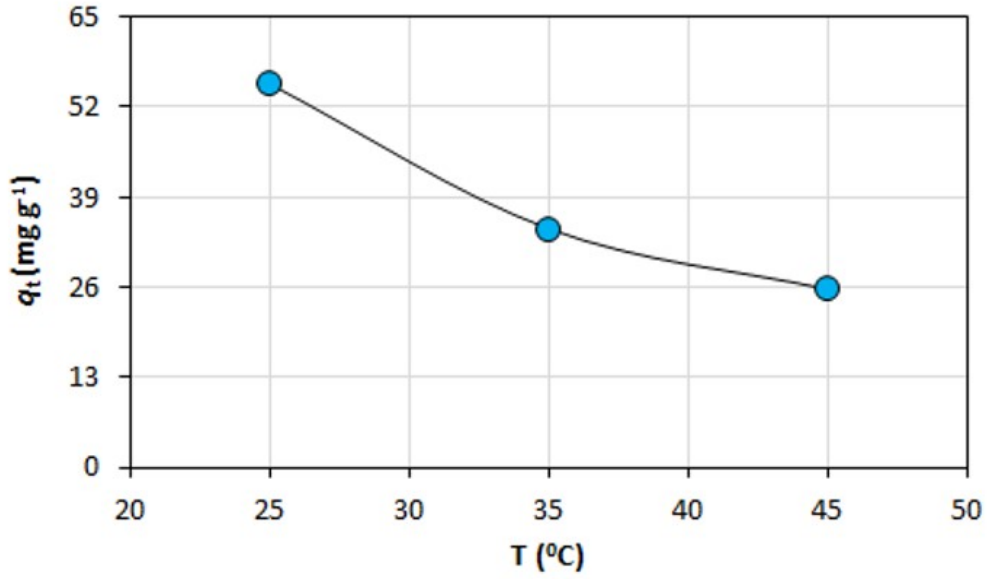


Şekil 4.4. pH'nın biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (pH: 4-8, t: 120 dk, T: 24 °C, m: 10 mg ve Co: 7.5 mg/L)

Şekil 4.4.'te görüldüğü üzere, çözelti pH'sının 4'ten 8'e çıkartılmasıyla biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmiştir. Maksimum biyosorpsiyon kapasitesine pH 4 değerinde ulaşılmıştır. Elde edilen verilerden hareketle; pH değerinin boya biyosorpsiyonunda etkin bir rol oynadığı görülmektedir.

4.5. Sıcaklık Etkisi

Sıcaklığın biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla seçilen 3 farklı sıcaklık değeri (25-45 °C) ile incelenmiş ve analiz sonuçları şekil 4.5.'te verilmiştir.

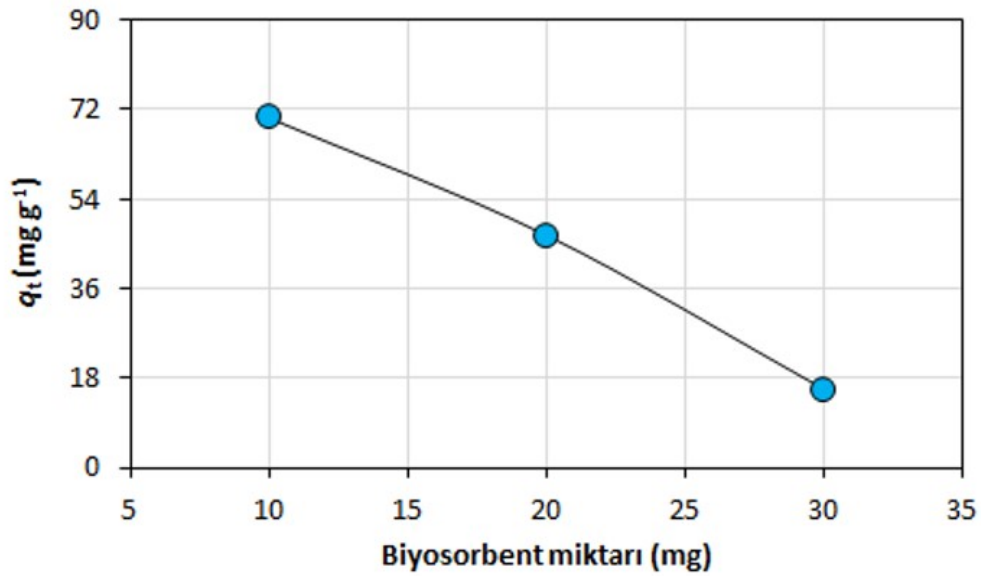


Şekil 4.5. Sıcaklığın biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (T: 25-45 °C, t: 120 dk, pH: 6, m: 10 mg ve Co: 10 mg/L)

Şekil 4.5.'te görüldüğü üzere, biyosorpsiyon sıcaklığının 25 °C'den 45 °C'ye çıkartılması ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmiştir. Maksimum biyosorpsiyon kapasitesine 25 °C değerinde ulaşılmıştır.

4.6. Biyosorbent Miktarının Etkisi

Biyosorbent miktarının biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla seçilen 3 farklı biyosorbent değeri (10-30 mg) ile incelenmiş ve analiz sonuçları şekil 4.6.'da verilmiştir.

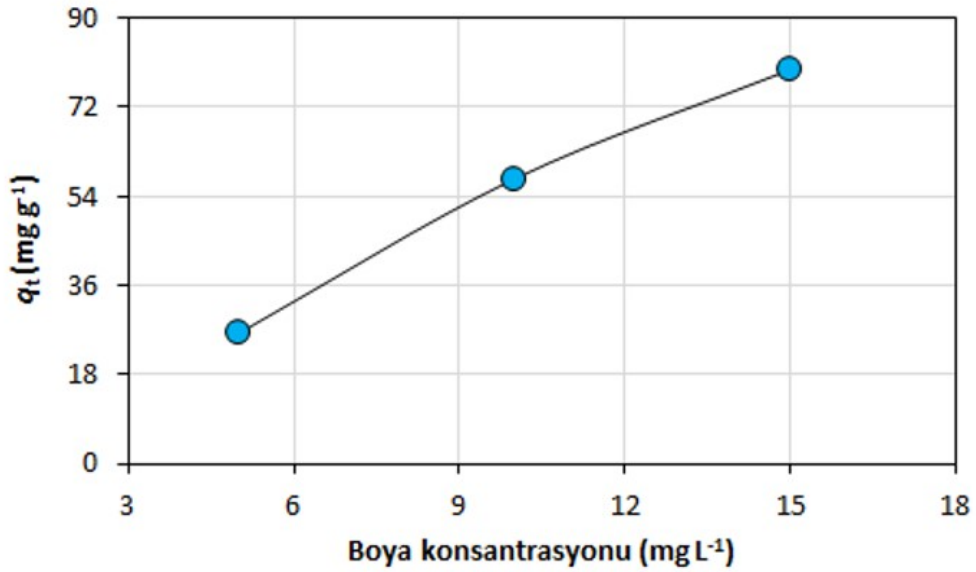


Şekil 4.6. Biyosorbent miktarın biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (m: 10-30 mg, t: 120 dk, pH: 6, T: 24 °C ve Co: 12.5 mg/L)

Şekil 4.6.'da görüldüğü üzere, biyosorbent miktarının 10 mg'den 30 mg'ye çıkartılmasıyla biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmiştir. Maksimum biyosorpsiyon kapasitesine 10 mg değerinde ulaşılmıştır.

4.7. Başlangıç Sentetik Boya Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç konsantrasyonunun biyosorpsiyon kapasitesi üzerine etkisini belirlemek amacıyla seçilen 3 farklı konsantrasyon değeri ($5\text{-}15\text{ mg L}^{-1}$) ile incelenmiş ve analiz sonuçları şekil 4.7.'de verilmiştir.



Şekil 4.7. Başlangıç sentetik boya konsantrasyonunun biyosorpsiyon prosesi üzerine etkisi (C_0 : $5\text{-}15\text{ mg/L}$, t : 120 dk, pH: 6, T : $24\text{ }^{\circ}\text{C}$ ve m : 10 mg)

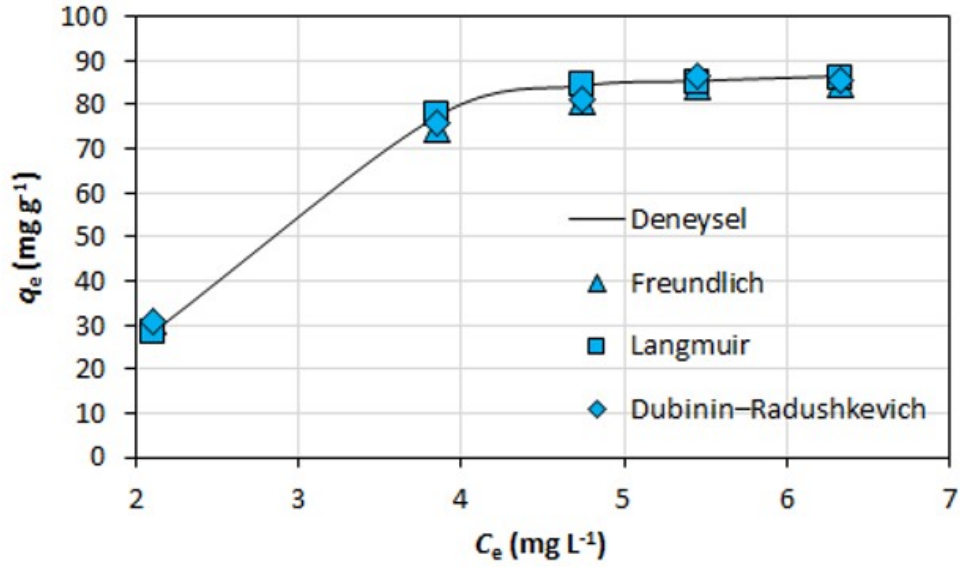
Şekil 4.7.'de görüldüğü üzere, başlangıç konsantrasyonunun 5 mg L^{-1} 'den 15 mg L^{-1} 'e çıkartılmasıyla biyosorpsiyon kapasitesinde artış meydana gelmiştir. Maksimum biyosorpsiyon kapasitesine 15 mg L^{-1} değerinde ulaşılmıştır.

4.8. Biyosorpsiyon İzotermi

Z. marina L. biyosorbenti tarafından sulu çözeltiden malakit yeşili giderimi, Langmuir, Freundlich ve Dubinin-Radushkevich izotermi ile modellenmiştir. Denge modelleme çalışmalarından elde edilen veriler çizelge 4.1.'de verilmiştir. İlgili izoterm modelleri şekil 4.8.'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Sentetik boya biyosorpsiyon prosesi izoterm modelleme verileri

Model	Parametre	Değer
	<i>DeneySEL</i> q_e (mg g ⁻¹)	86.342
Freundlich	K_F (mg g ⁻¹ (L mg ⁻¹) ^{1/n_F})	16.866
	n_F (-)	1.115
	R^2	0.9676
	SE	7.391
Langmuir	q_m (mg g ⁻¹)	103.834
	K_L (L mg ⁻¹)	0.034
	R_L (-)	0.660-0.853
	R^2	0.9953
	SE	2.799
Dubinin-Radushkevich	q_m (mg g ⁻¹)	102.843
	E (kJ mol ⁻¹)	0.588
	R^2	0.9727
	SE	6.783



Şekil 4.8. İzoterm modelleri

Çizelge 4.1.'de görüldüğü üzere, determinasyon katsayısı (R^2) ve standart hata SE analizlerinin sonuçları, biyosorpsiyon en iyi Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermiş ve maksimum tek tabaka biyosorpsiyon kapasitesi 103.834 mg g⁻¹ olarak hesaplanmıştır.

4.9. Biyosorpsiyon Termodinamiği

Gibbs serbest enerji değişimi, entalpi değişimi ve entropi değişimi parametreleri, su ortamından biyosidal maddenin arıtımı için aktive edilmiş biyosorbentin termodinamik davranışını incelemek için kullanılmıştır. Termodinamik çalışmanın bulguları çizelge 4.2.'de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Sentetik boya biyosorpsiyon prosesi termodinamik modelleme verileri

Parametre	Sıcaklık (K)	Değer
ΔG° (kJ mol ⁻¹)	298	-6.003
	308	-5.658
	318	-5.653
ΔH° (kJ mol ⁻¹)		-11.206
ΔS° (kJ mol ⁻¹ K ⁻¹)		-0.018

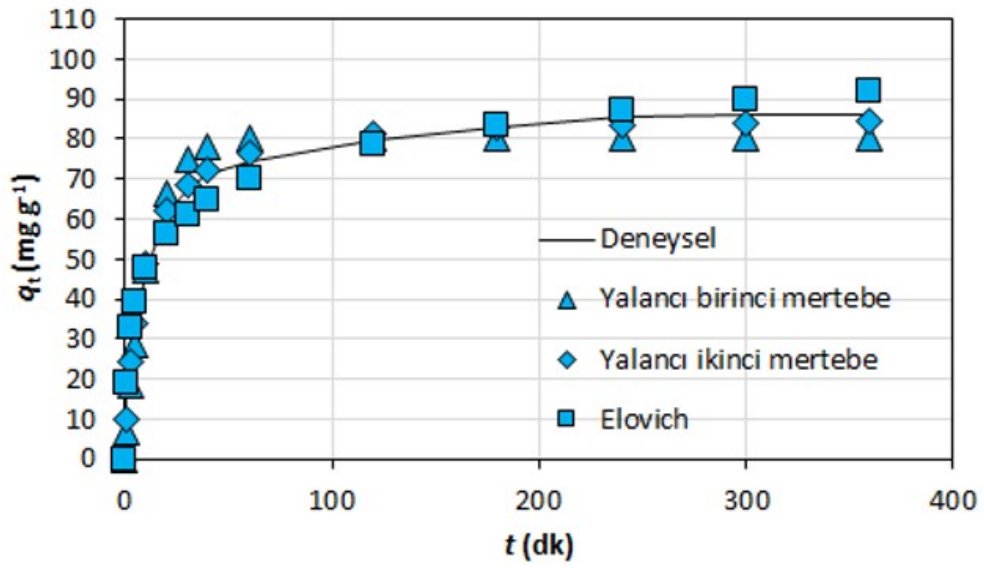
Çizelge 4.2.'de görüldüğü üzere, Gibbs serbest enerjisi değişimi (ΔG°) değeri 0 ile -20 kJ mol⁻¹ aralığındadır. Entalpi değişimi (ΔH°) değeri negatif ve 40 kJ mol⁻¹'den düşük ve Entropi değişimi (ΔS°) değeri negatiftir.

4.10. Biyosorpsiyon Kinetiği

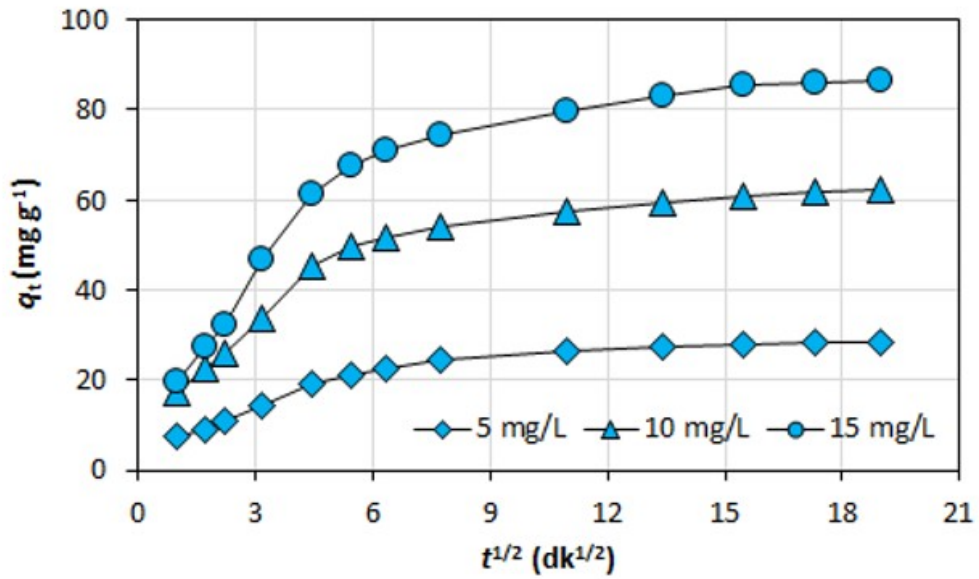
Kinetik çalışmalar, yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece, Elovich ve parçacık içi difüzyon modelleri ile gerçekleştirilmiştir. Kinetik modelleme çalışmasının verileri çizelge 4.3.'te verilmiştir. Yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece, Elovich kinetik modelleri şekil 4.9.'da verilmiştir. Farklı başlangıç sentetik boya konsantrasyonu değerleri için parçacık içi difüzyon modeli şekil 4.10'da verilmiştir.

Çizelge 4.3. Sentetik boya biyosorpsiyon prosesi kinetik modelleme verileri

Model	Parametre	Değer
	<i>Deneyssel</i> q_e (mg g ⁻¹)	86.342
Yalancı birinci merteye	q_e (mg g ⁻¹)	80.430
	k_1 (dk ⁻¹)	0.088
	R^2	0.9505
	SE	6.597
Yalancı ikinci merteye	q_e (mg g ⁻¹)	86.354
	k_2 (g mg ⁻¹ dk ⁻¹)	0.001508
	R^2	0.9868
	SE	3.410
Elovich	α (mg g ⁻¹ dk ⁻¹)	12.421
	β (g mg ⁻¹)	0.081
	R^2	0.9760
	SE	4.596
Parçacık içi difüzyon	C (mg g ⁻¹)	28.894
	k_p (mg g ⁻¹ dk ^{-1/2})	3.853
	R^2	0.7479
	SE	14,881



Şekil 4.9. Kinetik modeller



Şekil 4.10. Partikül içi difüzyon modeli

Çizgelge 4.3.'te görüldüğü üzere, determinasyon katsayısı (R^2) ve standart hata SE analizlerinin sonuçları, biyosorpsiyonun en iyi yalancı ikinci derece model ile açıklandığını görülmektedir.

4.111. Biyosorbentin Malakit Yeşili Giderim Yeteneğinin Karşılaştırılması

Farklı biyosorbentlerin malakit yeşili giderim yeteneği çizelge 4.4.'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. Malakit yeşili giderim yeteneği açısından biyosorbent malzemelerin karşılaştırılması

Materyal	Giderim verimi (mg g ⁻¹)	Kaynak
Manyetik litchi perikarpları	70.42	(Zheng ve ark. 2015)
Rattan talaşı	62.71	(Hameed ve El-Khaiary 2008)
Ceviz kabuğu	90.8	(Dahri ve ark. 2014)
<i>Casuarina equisetifolia</i> iğnesi	77.6	(Dahri ve ark. 2015)
Nar kabuğu	31.45	(Gunduz ve Bayrak 2017)
Yulaf kabuğu	83	(Banerjee ve ark. 2016)
<i>Annona squamosa</i> 'nın aktive edilmiş tohumu	25.91	(Santhi ve ark. 2016)
Yağdan arındırılmış kahve çekirdeği	55.3	(Baek ve ark. 2010)
Mısır koçanı	80.64	(Sonawane ve Shrivastava 2009)
<i>Z. marina</i> L. bitkisinin aktive edilmiş atığı	103.834	Bu çalışma

Çizelge 4.4.'te görüldüğü üzere, çalışmamızda kullanılan *Z. marina* L.'nin literatürde daha önce bildirilen diğer materyallere kıyasla biyosidal kirlilik için büyük bir iyileştirme potansiyeline sahip olduğu görülmektedir.

5. TARTIŞMA

Biyosorbentin, biyosorpsiyon öncesinde düzensiz bir yüzey morfolojisine sahip olması, geniş bir iç yüzey alanı oluşturduğu için biyosorbentin boya alım kapasitesinde artış meydana getirmektedir (Albadarin, 2018). Biyosorpsiyondan sonra biyosorbent yüzeyinde meydana gelen bu morfolojik değişimler biyosorbent yüzeyinin malakit yeşili molekülleri tarafından kaplandığını göstermektedir (Şekil 4.1.) (Zhang ve ark., 2008; Saha ve ark., 2010).

3650 cm^{-1} ve 3300 cm^{-1} bantlar sırasıyla O-H ve N-H gruplarının varlığını (Liu ve ark., 2019), 2700-3000 cm^{-1} arası bantlar C-H grubunun, 1600 cm^{-1} 'deki bant C=O veya C=C gruplarının (Gündüz ve Bayrak, 2017; Stavrinou ve ark., 2018), 1200-1500 cm^{-1} arası bantlar C-N ve C-O gruplarının (Ahmed ve ark., 2017), 1050 cm^{-1} 'deki bant C-O-C grubunun (Nasab ve ark., 2019) ve 750-900 cm^{-1} arası bantlar C-H grubunun (İslam ve ark., 2015) varlığını göstermektedir (Şekil 4.2.). Biyosorpsiyon sonrasında, biyosorbent yüzeyindeki bantların pozisyonlarında ve yoğunluklarındaki değişiklikler, biyosorbent yüzeyindeki aktif grupların malakit yeşili moleküllerinin tutulmasında rol oynadığını göstermektedir.

Biyosorpsiyon başlangıcında, temas süresinin artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinin yükselmesi; biyosorbent yüzeyinde yer alan boş aktif bölgelerin fazlalığından kaynaklanmaktadır (Çakar ve ark., 2024). Temas süresinin 360. dk.'dan sonra belirgin bir artış göstermemesi biyosorbentin mevcut koşullar altında doyum noktasına ulaşmasından ileri gelmektedir (Şekil 4.3.) (Gündüz ve Bayrak, 2017).

Asidik koşullar altında; katyonik boyaların biyosorbentler ile giderildiği mekanizmalarda protonlaşmış fonksiyonel gruplar ile katyonik moleküller arasında itici kuvvetlerin etkisiyle biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmektedir (Bayram ve ark., 2022). Bazik koşullarda ise; deprotonlanmış fonksiyonel gruplar ile katyonik moleküller arasındaki çekim nedeniyle biyosorplama kapasitesinde artış meydana gelmektedir. Malakit yeşili katyonik bir boya olmasına rağmen, pH değerinin artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmiştir (Şekil 4.4.). Bu azalma, biyosorpsiyon çalışmasının sadece elektrostatik çekim ile gerçekleşmediği, elektrostatik çekim yanı sıra hidrofobik-hidrofobik etkileşimler ve hidrojen bağları gibi mekanizmalarında etkili olabileceğini göstermektedir (Al-Degs ve ark., 2008; Dahri ve ark., 2015).

Biyosorpsiyon sıcaklığının 25 °C'den 45 °C'ye çıkartılması ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalma meydana gelmiştir. Maksimum biyosorpsiyon kapasitesine 25 °C değerinde ulaşılmıştır (Şekil 4.5.). Biyosorpsiyon çalışmasında sıcaklığın artışı ile biyosorplama kapasitesinde azalma prosesin ekzotermik olarak gerçekleştiğini göstermektedir (Hamutoğlu ve ark., 2012).

Biyosorpsiyon kapasitesindeki azalma sabit konsantrasyon değerinde yüksek miktarda biyosorbentin kısmi olarak üst üste birikmesi sonucu biyosorbentin yüzey alanında meydana gelen azalma (Gündüz ve Bayrak, 2017; Turan, 2024) veya biyosorbentin mevcut bağlanma alanlarına bağlanabilecek boya miktarının yetersizliğinden (Şekil 4.6.) (Saha ve ark., 2010; Rangabhashiyam ve ark., 2018) kaynaklanmaktadır.

Biyosorpsiyon kapasitesindeki artış, malakit yeşili boyası molekülleri ile biyosorbentin bağlanma bölgeleri arasındaki çarpışma olasılığının artması (Saha ve ark., 2010; Rangabhashiyam ve ark., 2018) ile iki faz arasındaki kütle transferi sürecindeki dirence karşı bir itici güç görevi oluşturmasından kaynaklanmaktadır (Şekil 4.7.) (Rangabhashiyam ve ark., 2018).

Langmuir izoterm modeli, kirletici biyosorpsiyonunun, biyosorbentin homojen yüzeyinde gerçekleştiğini ve kirletici madde gideriminin, tek basamaklı bir biyosorpsiyon işleminden kaynaklandığını ifade etmektedir (Korkmaz, 2019). Langmuir dağılım sabiti (R_L) değeri 0-1 aralığında olduğu için malakit yeşili biyosorpsiyon sisteminin, uygun bir arıtma prosesi olduğunu göstermektedir (Yapici, 2022). Ortalama serbest enerji (E) değerinin 8 kJ mol⁻¹'den düşük olması biyosorpsiyonun fiziksel mekanizmalar ile kontrol edilebileceğini gösterir (Agarwal ve ark., 2017).

Termodinamik çalışmalardan elde edilen Gibbs serbest enerjisi değişimi (ΔG°) değerinin 0 ile -20 kJ mol⁻¹ aralığında olması biyosorpsiyonun fiziksel ve kendiliğinden gerçekleştiğini göstermektedir (Wakkel ve ark., 2019). Entalpi değişimi (ΔH°) değerinin negatif olması biyosorpsiyonun ekzotermik olarak gerçekleştiğini aynı zamanda 40 kJ mol⁻¹'den düşük olması fiziksel bir olay söz konusu olduğunu göstermektedir (Liu ve ark., 2019; Wakkel ve ark., 2019; Yapici, 2022). Ayrıca, Entropi değişimi (ΔS°) değerinin negatif olması biyosorbent/biyosit ara yüzeyinde düzensizlik ve rastgelelikte düşüş olduğunu gösterir (Wakkel ve ark., 2019; Yapici, 2022).

Yalancı ikinci derece model, biyosorpsiyon sürecinin elektron değişimi veya paylaşımını içeren bir kimyasal mekanizma tarafından yönetildiğini göstermektedir (Jin ve ark., 2019). Parçacık içi difüzyon eğrileri, orijin noktasından geçmemiş ve düz değildir ve bu durum parçacık içi difüzyonun boya gideriminde tek kontrol adımının olmadığını göstermektedir (Sebeia ve ark., 2019).

6. SONUÇLAR

Çalışmada; *Z. marina* L. atıklarının sodyum hidroksit ile aktivasyonu sonucunda elde edilen biyosorbentin, yapılan karakterizasyon çalışmaları sonucunda düzensiz bir yüzeye sahip olduğu ve yüzeyinde farklı fonksiyonel olduğu tespit edilmiştir.

Biyosorpsiyon çalışmalarında; sıcaklık, pH ve biyosorbent miktarının artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinde azalma, başlangıç sentetik boya konsantrasyonunun artışı ile biyosorpsiyon kapasitesinde artış olduğu tespit edilmiştir.

Biyosorpsiyon çalışmalarından elde edilen sonuçlar Freundlich, Langmuir ve Dubinin- Radushkevich izotermine uygulanmış ve deneysel denge verileri için en uygun izotermin Langmuir izotermi olduğu tespit edilmiştir.

Optimum koşullarda (t 360 dk., pH 4, T: 25 °C, *m* 10 mg ve *C*₀ 15 mg L⁻¹) maksimum tek tabaka biyosorpsiyon kapasitesi 103.834 mg g⁻¹ olarak elde edilmiştir.

Biyosorpsiyon prosesinin termodinamik açıdan spontan, fiziksel ve ekzotermik olarak gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Biyosorpsiyon kinetiği en iyi yalancı ikinci derece model ile tanımlanmıştır.

Elde edilen sonuçlar, *Z. marina* L. biyoatığının, bu tür kirletici ajanlarla kontamine edilmiş ortamların biyoremediasyonu için ümit verici, alternatif ekonomik bir biyosorbent olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

7. ÖNERİLER

Desorpsiyon çalışmaları ile biyosorbentin geri kazanım ve tekrar kullanım yetenekleri araştırılabilir.

Bu tez çalışmasında; tek çeşit boyar maddenin bulunduğu sentetik atıksu kullanılmıştır. Endüstriyel atıksuların birden fazla boya çeşidi içerdiği göz önünde bulundurularak tek bir boya çözeltisi yerine, birbirinden farklı iki, üç veya daha fazla boya çeşidi içeren çözeltilerin arıtılması araştırılabilir.

Mevcut biyosorbent ile farklı tür boya, mikro kirletici veya ağır metallerin biyosorpsiyon kapasiteleri araştırılabilir.

Biyosorbentin, saha bazlı arıtım proseslerinde kullanımı için detaylı çalışmalar yapılabilir.

KAYNAKLAR

- Abak, H. (2008). Sulu çözeltilerden metilen mavisinin fındık kabuğu yüzeyine adsorpsiyon ve adsorpsiyon kinetiği. Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir, 92 s.
- Affat, S. S. (2021). Classifications, advantages, disadvantages, toxicity effects of natural and synthetic dyes: a review. *University of Thi-Qar Journal of Science*, 8, 130-135.
- Agarwal, S., Gupta, V. K., Ghasemi, M. and Azimi-Amin, J. (2017). *Peganum harmala*-L seeds adsorbent for the rapid removal of noxious brilliant green dyes from aqueous phase. *Journal of Molecular Liquids*, 231, 296-305. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.01.097>
- Ahmed, M. J., Islam, M. A., Asif, M. and Hameed, B. H. (2017). Human hair-derived high surface area porous carbon material for the adsorption isotherm and kinetics of tetracycline antibiotics. *Bioresource Technology*, 243, 778-784. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.174>
- Al-Degs, Y. S., El-Barghouthi, M. I., El-Sheikh, A. H. and Walker, G. M. (2008). Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon. *Dyes and Pigments*, 77, 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2007.03.001>
- Al-Tohamy, R., Ali, S. S., Li, F., Okasha, K. M., Mahmoud, Y. A. G., Elsamahy, T. and Sun, J. (2022). A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 231, 113160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113160>
- Albadarin, A. B., Solomon, S., Abou Daher, M. and Walker, G. (2018). Efficient removal of anionic and cationic dyes from aqueous systems using spent Yerba Mate "*Ilex paraguariensis*". *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 82, 144-155. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.11.012>
- Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M. and Wallace, H. (2016). Malachite green in food. *Efsa Journal*, 14(7), 1-80. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4530>
- Alioğlu, E. (2013). Katyonik boyarmaddelerin aktif kömür üzerinde adsorpsiyonu. İstanbul Marmara Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 94s.
- Arslan, S. (2011). Sulu ortamdan Reaktif Kırmızı 198 boyarmaddesinin giderimi için *Thamnidium elegans* fungal biyokütlesinin biyosorpsiyon özelliklerinin incelenmesi. Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 118 s.
- Aydın, E. (2019). Aseptik *Z. marina* L. bitkisinin eldesi ve tohumlarının fizyolojik karakterinin belirlenmesi. İzmir Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü,

Yüksek Lisans Tezi, İzmir, 92 s.

- Aydın, P. (2018). Bitkisel biyokütle üzerine pasif immobilize *Phlebia gigantea*'nın Pb^{2+} biyosorpsiyonu karakteristikleri. Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 106 s.
- Ayed, L., Chaieb, K., Cheref, A. and Bakhrouf, A. (2009). Biodegradation of triphenylmethane dye Malachite Green by *Sphingomonas paucimobilis*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 25, 705-711. <https://doi.org/10.1007/s11274-008-9941-x>
- Baek MiHwa, B. M., Ijagbemi, C. O., O SeJin, O. S. and Kim DongSu, K. D. (2010). Removal of malachite green from aqueous solution using degreased coffee bean. *Journal of Hazardous Materials*, 176(1-3), 820-828. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.11.110>
- Banerjee, S., Sharma, G. C., Gautam, R. K., Chattopadhyaya, M. C., Upadhyay, S. N. and Sharma, Y. C. (2016). Removal of Malachite Green, a hazardous dye from aqueous solutions using Avena sativa (oat) hull as a potential adsorbent. *Journal of Molecular Liquids*, 213, 162-172. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.11.011>
- Bayça, F. (2024). Metilen mavisi boyar maddesinin sulu çözeltilerden doğal limonitik laterit ile uzaklaştırılması. *Uluslararası Mühendislik Araştırma ve Geliştirme Dergisi*, 16(1), 141-149. <https://doi.org/10.29137/umagd.1372506>
- Bayram, O., Köksal, E., Göde, F. ve Pehlivan, E. (2022). Decolorization of water through removal of methylene blue and malachite green on biodegradable magnetic *Bauhinia variagata* fruits. *International Journal of Phytoremediation*, 24(3), 311-323. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1937931>
- Brazesh, B., Mousavi, S. M., Zarei, M., Ghaedi, M., Bahrani, S. and Hashemi, S. A. (2021). Biosorption. *In Interface Science and Technology* 33, 587-628. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00003-5>
- Burakov, A. E., Galunin, E. V., Burakova, I. V., Kucherova, A. E., Agarwal, S., Tkachev, A. G. and Gupta, V. K. (2018). Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 702-712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.034>
- Cardoso, N. F., Pinto, R. B., Lima, E. C., Calvete, T., Amavisca, C. V., Royer, B. and Pinto, I. S. (2011). Removal of remazol Black B textile dye from aqueous solution by adsorption. *Desalination*, 269(1-3), 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.047>
- Chien, S. H. and Clayton, W. R. (1980). Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(2), 265-268. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400020013x>

- Çakar, M. M., Milčić, N., Andreadaki, T., Charnock, S., Fessner, W. D. and Blažević, Z. F. (2024). Kinetic characterization of two neuraminic acid synthases and evaluation of their application potential. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 108, 446. <https://doi.org/10.1007/s00253-024-13277-1>
- Dahri, M. K., Kooh, M. R. R. and Lim, L. B. (2015). Application of *Casuarina equisetifolia* needle for the removal of methylene blue and malachite green dyes from aqueous solution. *Alexandria Engineering Journal*, 54(4), 1253-1263. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.07.005>
- Dahri, M. K., Kooh, M. R. R. and Lim, L. B. (2014). Water remediation using low cost adsorbent walnut shell for removal of malachite green: equilibrium, kinetics, thermodynamic and regeneration studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3), 1434-1444. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.008>
- Dal, S. (2019). Normal ve işlenmiş göknar kozaları ile sentetik sulu çözeltilerden Cd^{2+} , Hg^{2+} iyonlarının biyosorpsiyon giderim verimleri, kapasiteleri, seçicilik, termodinamik çalışmaları ve biyosorpsiyon kinetikleri. Erzurum Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Erzurum, 181 s.
- De Almada Vilhena, A. O., Lima, K. M., de Azevedo, L. F., Rissino, J. D., de Souza, A. C., Nagamachi, C. Y. and Pieczarka, J. C. (2023). The synthetic dye malachite green found in food induces cytotoxicity and genotoxicity in four different mammalian cell lines from distinct tissuesw. *Toxicology Research*, 12(4), 693-701. <https://doi.org/10.1093/toxres/tfad059>
- De Freitas, L. V. P., Silveira, J. G. F., Damaceno, M. A., Campanharo, S. C., da Silva, A. F. B., Portela, A. C. V. and Paschoal, J. A. R. (2024). Evaluating the persistence of malachite green residues in *Tilapia* and *Pacu* fish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 106, 104382. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2024.104382>
- Dewil, R., Mantzavinos, D., Poullos, I. and Rodrigo, M. A. (2017). New perspectives for advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 195, 93-99. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.010>
- Dubin, M. M. and Radushkevich L. V. 1947. Equation of the characteristic curve of activated charcoal. Proc. Acad. Sci. Phys. Chem. Sec. USSR. 55, 331-333.
- Duman, N. (2023). Atık biyokütleyle immobilize *Mucor plumbeus* hücrelerinin reaktif boyarmadde biyosorpsiyon özellikleri. Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 93 s.
- Dybsland, C. S., Bekkby, T., Enerstvedt, K. H., Kvalheim, O. M., Rinde, E. and Jordheim, M. (2021). Variation in Phenolic Chemistry in *Zostera marina* L. Seagrass along Environmental Gradients. *Plants* 2021, 10, 334. <https://doi.org/10.3390/plants10020334>
- Erden, E. (2024). *Boletus edulis* biyokütlesi ile Direct Blue 2 boyar maddesinin giderimi: sorpsiyon kinetikleri ve izoterm karakteristiği. *Karadeniz Fen*

- Esposito, A., Pagnanelli, F. and Vegliò, F. (2002). pH-related equilibria models for biosorption in single metal systems. *Chemical Engineering Science*, 57(3), 307-313. [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(01\)00399-2](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(01)00399-2)
- Ettinger, C. L., Voerman, S. E., Lang, J. M., Stachowicz, J. J. and Eisen, J. A. (2017). Microbial communities in sediment from *Zostera marina* L. patches, but not the *Z. marina* L. leaf or root microbiomes, vary in relation to distance from patch edge. *PeerJ*, 5, e3246. <https://doi.org/10.7717/peerj.3246>
- Eyüpoglu, V., Akin, M. B., Kaya, S., Çaylak, O., Berisha, A. ve Çetinkaya, S. (2025). Effective removal of methylene blue dye from aqueous solution using *Macrolepiota procera* mushroom: Experimental and theoretical studies. *Journal of Molecular Liquids*, 418, 126714. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.126714>
- Fomina, M., and Gadd, G. M. (2014). Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource Technology*, 160, 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>
- Forgacs, E., Cserháti, T. and Oros, G. (2004). Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environment International*, 30(7), 953-971. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.001>
- Freundlich, H. M. F. (1906). Over the Adsorption in Solution. *J. Phys. Chem*, 57(385471), 1100-1107.
- Gherraby, Y., Rachdi, Y., El Alouani, M., Aouan, B., Bassam, R., Cherouaki, R. and Belaouad, S. (2024). Application of *Aptenia cordifolia* powder as a biosorbent for methylene blue retention from an aqueous medium: Isotherm, kinetic, and thermodynamic investigations. *Desalination and Water Treatment*, 318, 100263. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100263>
- Gözükızıl, M. F. ve Özbay, N. (2024). Ayçiçeği biyosorbenti kullanılarak Remazol Red RR boyar maddesi içeren tekstil atık sularından biyosorpsiyon yöntemiyle renk gideriminin optimizasyonu ve kinetik modellenmesi. *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 30(5), 700-706. <https://doi.org/10.5505/pajes.2023.89657>
- Grignon-Dubois, M. and Rezzonico, B. (2018). Phenolic chemistry of the seagrass *Zostera noltei* Hornem. Part 1: First evidence of three infraspecific flavonoid chemotypes in three distinctive geographical regions. *Phytochemistry*, 146, 91-101. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2017.12.006>
- Gupta, V. K., Carrott, P. J. M., Ribeiro Carrott, M. M. L. and Suhas. (2009). Low-cost adsorbents: growing approach to wastewater treatment—a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(10), 783-842. <https://doi.org/10.1080/10643380801977610>
- Gündüz, F. ve Bayrak, B. (2017). Biosorption of malachite green from an aqueous solution using pomegranate peel: equilibrium modelling, kinetic and

- thermodynamic studies. *Journal of Molecular Liquids*, 243, 790-798. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.08.095>
- Hameed, B. H. and El-Khaiary, M. I. (2008). Malachite green adsorption by rattan sawdust: Isotherm, kinetic and mechanism modeling. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2-3), 574-579. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.054>
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Cansaran-Duman, D. ve Aras, S. (2012). Biyosorpsiyon, Adsorpsiyon, Fitoremediasyon Yöntemleri ve Uygulamaları. *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69(4), 235-253.
- Hashem, A., Aniagor, C. O., Morsy, O. M., Abou-Okeil, A. and Aly, A. A. (2024). Apricot seed shell: an agro-waste biosorbent for acid blue193 dye adsorption. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(11), 12283-12296. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03272-9>
- Hemashenpagam, N. and Selvajeyanthi, S. (2023). Textile dyes and their effect on human beings. In *Nanohybrid materials for treatment of textiles dyes* (pp. 41-60). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-99-3901-5_3
- Heydari, M., Yaghoobi, Z., Hosseini, S., Mahdavi, J., Movahedinia, A., Amini, Z. and Rouzbehani, S. (2022). Determination of median lethal concentration (LC₅₀) and histopathological effects of malachite green on *Oncorhynchus mykiss*. *Sustainable Aquaculture and Health Management Journal*, 8(1), 41-60. <http://ijaah.ir/article-1-256-en.html>
- Ho, Y. S. (2006). Review of second-order models for adsorption systems. *Journal of Hazardous Materials*, 136(3), 681-689. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.12.043>
- İşgören, M. (2024). Kozalak sapı tozu kullanarak sulu çözeltilerden telon blue boyası adsorpsiyonu: izoterm, kinetik modelleri ve adsorpsiyon ısısı. *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 31(3), 0-0.
- Islam, M. A., Tan, I. A. W., Benhouria, A., Asif, M. and Hameed, B. H. (2015). Mesoporous and adsorptive properties of palm date seed activated carbon prepared via sequential hydrothermal carbonization and sodium hydroxide activation. *Chemical Engineering Journal*, 270, 187-195. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.01.058>
- Jadhav, A. C. and Jadhav, N. C. (2021). Treatment of textile wastewater using adsorption and adsorbents. In *Sustainable Technologies for Textile Wastewater Treatments*, 1, 235-273. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85829-8.00008-0>
- Jawad, A. H., Deris, R. R. R., Agha, H. M., Hapiz, A., Wu, R. and ALOthman, Z. A. (2025). Olive (*Olea europaea*) stone powder as a sustainable biosorbent for Methyl Violet 2B dye removal: multivariable optimization with desirability functions. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-06480-7>

- Jin, Y., Zeng, C., Lü, Q. F. and Yu, Y. (2019). Efficient adsorption of methylene blue and lead ions in aqueous solutions by 5-sulfosalicylic acid modified lignin. *International Journal of Biological Macromolecules*, 123, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.10.213>
- Kanhere, J., Gopinathan, R. and Banerjee, J. (2014). Cytotoxicity and genotoxicity of malachite green on non-target aquatic organisms: *Chlorella pyrenoidosa* and *Daphnia magna*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 1-8. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2134-3>
- Keharia, H. and Madamwar, D. (2003). Bioremediation concepts for treatment of dye containing wastewater: a review. *Indian Journal of Experimental Biology*, 41(1), 1068-1075.
- Keskin, C. S., Keskin, S. Y. ve Topcu, M. C. (2024). Simultaneous biosorption of acid violet and reactive yellow dyes by *Cladosporium cladosporioides*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 26(10), 3469-3480. <https://doi.org/10.1007/s10098-024-02811-4>
- Korkmaz, K. (2019). Yeni bir gıda atığı kullanarak sulu çözeltilerden biyosorpsiyon metoduyla bazı kirliliklerin giderimi. Batman Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Batman, 107 s.
- Kumar, A., Singh, R., Upadhyay, S. K., Kumar, S. and Charaya, M. U. (2021). Biosorption: The removal of toxic dyes from industrial effluent using phytobiomass-A review. *Plant Arch*, 21(1), 1320-1325. <https://doi.org/10.51470/plantarchives.2021.v21.s1.207>
- Kusuma, H. S., Aigbe, U. O., Ukhurebor, K. E., Onyancha, R. B., Okundaye, B., Simbi, I. and Balogun, V. A. (2023). Biosorption of methylene blue using clove leaves waste modified with sodium hydroxide. *Results in Chemistry*, 5, 100778. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2023.100778>
- Kuusemäe, K., von Thenen, M., Lange, T., Rasmussen, E. K., Pothoff, M., Sousa, A. I. and Flindt, M. R. (2018). Agent Based Modelling (ABM) of eelgrass (*Z. marina* L.) seedbank dynamics in a shallow Danish estuary. *Ecological Modelling*, 371, 60-75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.01.001>
- Lagergren, S. (1898). About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*, 24(4), 1-39. <https://sid.ir/paper/563615/en>
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40(9), 1361-1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>
- Lemos, E. S., Fiorentini, E. F., Bonilla-Petriciolet, A. and Escudero, L. B. (2023). Malachite green removal by grape stalks biosorption from natural waters and effluents. *Adsorption Science & Technology*, 2023(1), 6695937. <https://doi.org/10.1155/2023/6695937>
- Les, D. H., Cleland, M. A. and Waycott, M. (1997). Phylogenetic studies in

- Alismatidae, II: evolution of marine angiosperms (seagrasses) and hydrophily. *Systematic Botany*, 22, 443-463. <https://doi.org/10.2307/2419820>
- Levan, M. D., Carta, G., and Yon, C. M. (1997). Adsorption and ion exchange. *Energy*, 16, 1-17.
- Li, C., Wang, X., Meng, D. and Zhou, L. (2018). Facile synthesis of low-cost magnetic biosorbent from peach gum polysaccharide for selective and efficient removal of cationic dyes. *International Journal of Biological Macromolecules*, 107, 1871-1878. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.10.058>
- Li, Y., Rárová, L., Scarpato, S., Çiçek, S. S., Jordheim, M., Štenclová, T. and Zidorn, C. (2022). Seasonal variation of phenolic compounds in *Zostera marina* L. (Zosteraceae) from the Baltic Sea. *Phytochemistry*, 196, 113099. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2022.113099>
- Liu, J., Chen, F., Li, C., Lu, L., Hu, C., Wei, Y. and Huang, Q. (2019). Characterization and utilization of industrial microbial waste as novel adsorbent to remove single and mixed dyes from water. *Journal of Cleaner Production*, 208, 552-562. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.136>
- Ma, R., Fang, W., Zhang, H., Sun, J., Su, H., Chen, T. and Hu, K. (2020). Transcriptome analysis of zebra fish (*Danio rerio*) eggs following treatment with malachite green. *Aquaculture*, 514, 734500. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734500>
- Michalak, I., Chojnacka, K. and Witek-Krowiak, A. (2013). State of the art for the biosorption process—a review. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 170, 1389-1416. <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0269-0>
- Miller, M. D., Steinmaus, C., Golub, M. S., Castorina, R., Thilakartne, R., Bradman, A. and Marty, M. A. (2022). Potential impacts of synthetic food dyes on activity and attention in children: a review of the human and animal evidence. *Environmental Health*, 21, 45. <https://doi.org/10.1186/s12940-022-00849-9>
- Mittal, A. (2006). Adsorption kinetics of removal of a toxic dye, Malachite Green, from wastewater by using hen feathers. *Journal of Hazardous Materials*, 133(1-3), 196-202. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.017>
- Mudhoo, A., Ramasamy, D. L., Bhatnagar, A., Usman, M. and Sillanpää, M. (2020). An analysis of the versatility and effectiveness of composts for sequestering heavy metal ions, dyes and xenobiotics from soils and aqueous milieus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 197, 110587. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110587>
- Nasab, S. G., Semnani, A., Teimouri, A., Yazd, M. J., Isfahani, T. M. and Habibollahi, S. (2019). Decolorization of crystal violet from aqueous solutions by a novel adsorbent chitosan/nanodiopside using response surface methodology and artificial neural network-genetic algorithm. *International*

- Journal of Biological Macromolecules*, 124, 429-443.
<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.11.148>
- Nayak, A. K. and Pal, A. (2018). Rapid and high-performance adsorptive removal of hazardous acridine orange from aqueous environment using *Abelmoschus esculentus* seed powder: single-and multi-parameter optimization studies. *Journal of Environmental Management*, 217, 573-591.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.137>
- Özgül, Ö. (2021). Reaktif boyalardan Reaktif Blue 221 (RB 221)'in *Aspergillus niger* ile biyosorpsiyonunun kesikli sistemde araştırılması. Elazığ Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Elazığ, 90 s.
- Özkan, F. (2019). Yenilenebilir enerji destekli ters ozmos deniz suyu desalinasyon sistemlerinin tekno-ekonomik analizi. Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Niğde, 100 s.
- Pipoyan, D., Stepanyan, S., Beglaryan, M., Stepanyan, S. and Mantovani, A. (2020). Health risk assessment of toxicologically relevant residues in emerging countries: A pilot study on Malachite Green residues in farmed freshwater fish of Armenia. *Food and Chemical Toxicology*, 143, 111526.
<https://doi.org/10.1016/j.fct.2020.111526>
- Rangabhashiyam, S., Lata, S. and Balasubramanian, P. (2018). Biosorption characteristics of methylene blue and malachite green from simulated wastewater onto *Carica papaya* wood biosorbent. *Surfaces and Interfaces*, 10, 197-215. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2017.09.011>
- Saha, P., Chowdhury, S., Gupta, S., Kumar, I. and Kumar, R. (2010). Assessment on the removal of malachite green using tamarind fruit shell as biosorbent. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 38(5-6), 437-445.
<https://doi.org/10.1002/clen.200900234>
- Santhi, T., Manonmani, S., Vasantha, V. S. and Chang, Y. T. (2016). A new alternative adsorbent for the removal of cationic dyes from aqueous solution. *Arabian Journal of Chemistry*, 9, 466-474.
<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.06.004>
- Santos, S. C. and Boaventura, R. A. (2016). Adsorption of cationic and anionic azo dyes on sepiolite clay: equilibrium and kinetic studies in batch mode. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(2), 1473-1483.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.02.009>
- Sebeia, N., Jabli, M., Ghith, A., El Ghoul, Y. and Alminderej, F. M. (2019). *Populus tremula*, *Nerium oleander* and *Pergularia tomentosa* seed fibers as sources of cellulose and lignin for the bio-sorption of methylene blue. *International Journal of Biological Macromolecules*, 121, 655-665.
<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.10.070>
- Sguillar, M., Lakhmiri, R., Eladnani, I., Oukharaz, N. A., El Fargani, H., Laabd, M. and Cherkaoui, O. (2024). A novel biosorbent-based marine macroalgal

- biomass for efficient removal of toluidine blue and basic yellow 28 dyes-contaminated waters. *Chemical Physics Letters*, 843, 141234. <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2024.141234>
- Shaidan, N. H., Eldemerdash, U. and Awad, S. (2012). Removal of Ni (II) ions from aqueous solutions using fixed-bed ion exchange column technique. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(1), 40-45. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2011.06.006>
- Sharma, J., Shah, G., Strasser, R. J. and Soni, V. (2023). Effects of malachite green on biochemistry and photosystem II photochemistry of *Eichhornia crassipes*. *Functional Plant Biology*, 50(8), 663-675.
- Sonawane, G. H. and Shrivastava, V. S. (2009). Kinetics of decolourization of malachite green from aqueous medium by maize cob (*Zea mays*): An agricultural solid waste. *Desalination*, 247(1-3), 430-441. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.006>
- Sousa, A. I., Valdemarsen, T., Lillebø, A. I., Jørgensen, L. and Flindt, M. R. (2017). A new marine measure enhancing *Z. marina* L. seed germination and seedling survival. *Ecological Engineering*, 104, 131-140. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.004>
- Srivastava, S., Sinha, R. and Roy, D. (2004). Toxicological effects of malachite green. *Aquatic Toxicology*, 66(3), 319-329. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2003.09.008>
- Stammati, A., Nebbia, C., De Angelis, I., Albo, A. G., Carletti, M., Rebecchi, C. and Dacasto, M. (2005). Effects of malachite green (MG) and its major metabolite, leucomalachite green (LMG), in two human cell lines. *Toxicology in Vitro*, 19(7), 853-858. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2005.06.021>
- Stavrinou, A., Aggelopoulos, C. A. and Tsakiroglou, C. D. (2018). Exploring the adsorption mechanisms of cationic and anionic dyes onto agricultural waste peels of banana, cucumber and potato: Adsorption kinetics and equilibrium isotherms as a tool. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(6), 6958-6970. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.063>
- Sudarshan, S., Harikrishnan, S., RathiBhuvaneswari, G., Alamelu, V., Aanand, S., Rajasekar, A. and Govarthanan, M. (2023). Impact of textile dyes on human health and bioremediation of textile industry effluent using microorganisms: current status and future prospects. *Journal of Applied Microbiology*, 134(2), 1-23. <https://doi.org/10.1093/jambio/lxac064>
- Şenol, Z. M., Messaoudi, N. E., Fernine, Y. ve Keskin, Z. S. (2024). Bioremoval of Rhodamine B dye from aqueous solution by using agricultural solid waste (almond shell): experimental and DFT modeling studies. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(15), 17927-17940. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-03781-1>
- Tarım, Y. (2005). Organik kökenli tekstil boyalarının sulu ortamlardan

- uzaklaştırılmasında *Trametes trogiinin* kullanılması. Kırıkkale Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Kırıkkale, 67 s.
- Teweldebrihan, M. D., Gnaro, M. A. and Dinka, M. O. (2025). Adsorptive removal of malachite green dye from aqueous solution using *Cordia africana* leaf as biosorbent. *Modeling Earth Systems and Environment*, 11(2), 86. <https://doi.org/10.1007/s40808-025-02289-z>
- Turan, N. (2024). Boyarmadde gideriminde ateş diken (Pyracantha coccinea L.) bitkisinin biyosorpsiyon potansiyelinin araştırılması. Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Nevşehir, 81 s.
- Vijayaraghavan, K. and Yun, Y. S. (2008). Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology Advances*, 26(3), 266-291. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.02.002>
- Volesky, B. (2007). Biosorption and me. *Water Research*, 41(18), 4017-4029. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.062>
- Wakkal, M., Khiari, B. and Zagrouba, F. (2019). Textile wastewater treatment by agro-industrial waste: equilibrium modelling, thermodynamics and mass transfer mechanisms of cationic dyes adsorption onto low-cost lignocellulosic adsorbent. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 96, 439-452. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2018.12.014>
- Weber Jr, W. J. and Morris, J. C. (1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 89(2), 31-59. <https://doi.org/10.1061/JSEDAI.0000430>
- White, C. R., Davies, S. J. and Henry, T. B. (2012). Malachite green toxicity and effects on reproductive success in zebrafish *Danio rerio*. *Zebrafish*, 9(3), 135-139. <https://doi.org/10.1089/zeb.2012.0762>
- Yapici, M. (2022). Koyun gübresinden aktif karbon üretimi ve naproksen sodyum mikrokirleticisinin adsorpsiyonu. Şanlıurfa Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Şanlıurfa, 106 s.
- Yıldız, H. (2022). Mikrodalga destekli impregnasyon yöntemi ile atık biyokütleden sentezlenen aktif karbon kullanılarak boyar madde ve uçucu organik bileşik adsorpsiyonu. Şanlıurfa Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Şanlıurfa, 153 s.
- Yıldız, H. ve Yüksel, A. Y. (2025). A novel biosorbent material from waste fish scales (*Cyprinus carpio*) for biosorption of toxic dyes in aquatic environments. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(1), 1535-1548. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05900-y>
- Yıldız, M. (2020). Tekstil endüstrisinde kullanılan malahit yeşili boyar maddesinin illit minerali ile giderimi. Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir, 114 s.
- Zarei Mahmudabadi, T., Ebrahimi, A. A., Eslami, H., Mokhtari, M., Salmani, M. H.,

- Ghaneian, M. T. and Pakdaman, M. (2018). Optimization and economic evaluation of modified coagulation–flocculation process for enhanced treatment of ceramic-tile industry wastewater. *AMB Express*, 8, 1-12. <https://doi.org/10.1186/s13568-018-0702-4>
- Zhang, J., Li, Y., Zhang, C. and Jing, Y. (2008). Adsorption of malachite green from aqueous solution onto carbon prepared from *Arundo donax* root. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 774-782. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.036>
- Zhang, Q., Chumanovich, A. A., Nguyen, I., Chumanovich, A. A., Sartawi, N., Hogan, J. and Hofseth, L. J. (2023). The synthetic food dye, Red 40, causes DNA damage, causes colonic inflammation, and impacts the microbiome in mice. *Toxicology Reports*, 11, 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2023.08.006>
- Zhao, H., Cao, P., Lu, L., Li, F., Pang, C. H. and Wu, T. (2022). Co-regulation of dispersion, exposure and defect sites on CeO₂ (111) surface for catalytic oxidation of Hg⁰. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 126566. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126566>
- Zheng, H., Qi, J., Jiang, R., Gao, Y. and Li, X. (2015). Adsorption of malachite green by magnetic litchi pericarps: a response surface methodology investigation. *Journal of Environmental Management*, 162, 232-239. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.057>

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

İsim Soyisim : HATİCE KAÇAR
Doğum Tarihi : 1993-04-01
Doğum Yeri : BATMAN
Telefon : 05530728846
E-Posta : haticebural@gmail.com

EĞİTİM BİLGİLERİ

Okul	Bölüm	Baş. Yılı	Bit. Yılı
BATMAN İMKB LİSESİ	LİSE	2007	2011
HARRAN ÜNİVERSİTESİ	ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ	2013	2017
YENİ YÜZYIL ÜNİVERSİTESİ	İŞ SAĞLIĞI VE GÜVENLİĞİ ANA BİLİM DALI TEZSİZ YÜKSEK LİSANS	2017	2018

YAYINLAR

Deniz, F. and Bural, H. (2021). Sustainable environmental remediation approach for biocide removal from water medium: a model biosorption study using activated biological waste. *International Journal of Phytoremediation*, 23(2), 111-118. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1798872>

PROJE

Geç Olmadan (Avrupa Birliği, AB Bilgi ve Bilim Virüsü işbirliği ile); İklim için 19 ilde 1900 üniversiteli ile 'Geç Olmadan' harekete geçiyoruz.