

**YÜZEY MODİFİYELİ *Rhizopus arrhizus* VE ŞEKER
PANCARI KÜSPESİNİN ANYONİK VE KATYONİK
BOYARMADDE BİYOSORPSİYONUNDA
KULLANILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

**INVESTIGATION OF THE USE OF SURFACE-MODIFIED
Rhizopus arrhizus and SUGAR BEET PULP FOR THE
BIOSORPTION OF THE ANIONIC AND CATIONIC DYES**

GÜLŞAH ARSLAN

Hacettepe Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim – Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin

KİMYA Mühendisliği Anabilim Dalı için öngördüğü

YÜKSEK LİSANS TEZİ

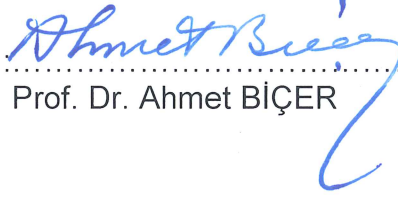
olarak hazırlanmıştır.

2013

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'ne,

Bu çalışma jürimiz tarafından **KİMYA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI'nda**
YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Başkan


Prof. Dr. Ahmet BİÇER

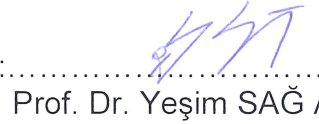
Üye (Danışman)


Prof. Dr. Zümriye AKSU

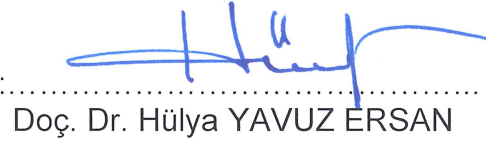
Üye


Prof. Dr. Nurdan SARAÇOĞLU

Üye


Prof. Dr. Yeşim SAĞ AÇIKEL

Üye


Doç. Dr. Hülya YAVUZ ERSAN

ONAY

Bu tez Hacettepe Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliği'nin ilgili maddeleri uyarınca yukarıdaki jüri üyeleri tarafından .../.../..... tarihinde uygun görülmüş ve Enstitü Yönetim Kurulunca .../.../..... tarihinde kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Fatma SEVİN DÜZ
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

YÜZEY MODİFİYELİ *Rhizopus arrhizus* VE ŞEKER PANCARI KÜSPESİNİN ANYONİK VE KATYONİK BOYARMADDE BİYOSORPSİYONUNDA KULLANILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Gülşah ARSLAN

ÖZ

Bu tez çalışmasında reaktif boyarmaddelerden anyonik yapıdaki Remazol Black B (RBB) ve katyonik yapıdaki Methylene Blue (MB) boyarmaddelerinin sadece kurutulmuş ve farklı derişimlerdeki katyonik yapıdaki cetyl trimethylammonium bromide (CTAB) yüzey aktif maddesi ile muamele edilmiş *Rhizopus arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonu 25°C sıcaklıkta kesikli karıştırmalı sistemde incelenmiştir.

RBB'nin sadece kurutulmuş *R. arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda en uygun çalışma pH değeri 2.0 olarak saptanmışken, 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi adsorbent olarak kullanıldığında RBB için en uygun çalışma pH değerinin 8.0'e kaydığı gözlenmiştir. Kurutulmuş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentler için hem pH 2.0'de hem pH 8.0'de, 20 g/l CTAB'la muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentler için pH 8.0'de başlangıç RBB derişiminin artmasıyla adsorpsiyon hız ve kapasitesinin belli bir değere kadar arttığı, adsorpsiyon veriminin ise azaldığı saptanmıştır. pH 2.0'de kurutulmuş *R. arrhizus* için en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 435.0 mg/g iken, pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* için bu değer 125.0 mg/g bulunmuştur. pH 2.0'de kurutulmuş şeker pancarı küspesi için en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 45.5 mg/g iken, pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesiyle bu değer 333.3 mg/g olarak tespit edilmiştir. Buna göre, her iki biyosorbent için de biyosorbent yüzeyinin CTAB yüzey aktif maddesiyle kalıcı katyonik kaplanması çalışma pH'ını 2.0'den 8.0'e kaydırıldığı ve şeker pancarı küspesinin pH 8.0'deki boyarmadde adsorpsiyon hız ve kapasitesini oldukça fazla arttırdığı söylenebilir.

MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda ise en uygun çalışma pH değeri 8.0 olarak saptanmıştır. Muamelesiz *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi

biyosorbentleri için en yüksek adsorpsiyon kapasitesi değerleri sırasıyla 224.1 mg/g ve 242.1 mg/g olarak gözlenmişken, 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentler için bu değerlerin sırasıyla 58.1 mg/g ve 19.0 mg/g'ye düştüğü gözlenmiştir. Buna göre, her iki biyosorbent için yüzeyinin katyonik kaplanması katyonik yapıdaki MB'nun adsorplama hız ve kapasitesini büyük ölçüde düşürmüştür.

Her bir kirlenici-biyosorbent sistemi için, adsorpsiyon dengesinin matematiksel olarak tanımlanmasında Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modelleri kullanılmış, model sabitleri hesaplanarak adsorpsiyon dengesinin hangi modele en iyi uyduğu belirlenmiştir. Ayrıca kinetik verilerin birinci ve ikinci derece ile doygunluk tipi kinetik modellere uygunluğu araştırılarak, her bir modele ait kinetik sabitler de bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Remazol Black B (RBB), Methylene Blue (MB), *R. arrhizus*, Şeker pancarı küspesi, Yüzey modifikasyonu, Cetyl trimethylammonium bromide (CTAB), Adsorpsiyon, Biyosorpsiyon

Danışman: Prof. Dr. Zümriye AKSU, Hacettepe Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

INVESTIGATION OF THE USE OF SURFACE-MODIFIED *Rhizopus arrhizus* and SUGAR BEET PULP FOR THE BIOSORPTION OF THE ANIONIC AND CATIONIC DYES

Gülşah ARSLAN

ABSTRACT

In this thesis study, biosorption of Remazol Black B (RBB), an anionic reactive dye and Methylene Blue (MB), a cationic dye, onto *Rhizopus arrhizus* and dried sugar beet pulp biosorbents prepared by only drying and by treating with cetyl trimethylammonium bromide (CTAB), a cationic surfactant, at different concentrations, was investigated in a stirred batch system at 25°C.

For RBB adsorption, as the optimum pH values were determined as 2.0 by dried *R. arrhizus* and dried sugar beet pulp biosorbents, it was observed that the optimum pH value shifted to 8.0. when 20 g/l CTAB treated *R. arrhizus* and sugar beet pulp biosorbents were used. It was obtained that the adsorption rate and capacity increased to a certain value, and the adsorption efficiency decreased with increasing initial RBB concentration for both dried *R. arrhizus* and dried sugar beet pulp biosorbents at pH 2.0 and pH 8.0, and for both 20 g/l CTAB treated *R. arrhizus* and sugar beet pulp biosorbents at pH 8.0. While the highest adsorption capacity for dried *R. arrhizus* was determined as 435.0 mg/g at pH 2.0, and as 125.0 mg/g for 20 g/l CTAB treated *R. arrhizus* at pH 8.0, these values were figured out as 45.5 mg/g for dried sugar beet pulp at pH 2.0, and as 333.3 mg/g for the 20 g/l CTAB treated sugar beet pulp at pH 8.0. As a result, it can be said that permanent cationic coating of the biosorbent surface by CTAB surfactant shifted the working pH from 2.0 to 8.0 for both biosorbents and it increased the dye adsorption rate and capacity of sugar beet pulp much more significantly at pH 8.0.

In MB adsorption by dried and 20 g/l CTAB treated *R. arrhizus* and sugar beet pulp biosorbents, the optimum working pH value was determined as 8.0. While the highest adsorption capacity values were determined as 224.1 mg/g and 242.1 mg/g, for the untreated *R. arrhizus* and sugar beet pulp biosorbents respectively, those values were decreased to 58.1 mg/g ve 19.0 mg/g for the 20 g/l CTAB treated *R. arrhizus* and sugar beet pulp biosorbents, respectively. As a result, the cationic coating of

each biosorbent surface significantly reduced the adsorption rate and capacity of MB dye, which has a cationic structure .

For each contaminant–biosorbent system, Langmuir and Freundlich adsorption models were employed to describe the adsorption equilibrium mathematically, the model constants were determined and the most suitable model describing the equilibrium data was chosen. Furthermore, the suitability of kinetic data to the first and second and saturation type kinetic models were investigated, and kinetic constants of each model were determined.

Key Words: Remazol Black B (RBB), Methylene Blue (MB), *R. arrhizus*, Sugar beet pulp, Surface modification, Cetyl trimethylammonium bromide (CTAB), Adsorption, Biosorption

Advisor: Prof. Dr. Zümriye AKSU, Hacettepe University, Department of Chemical Engineering

Çok değerli aileme...

TEŞEKKÜR

Tez çalışmalarımın engin bilgi ve tecrübesiyle ışık tutan, yoğun iş temposuna rağmen bana her zaman vakit ayıran, öğrettikleriyle mesleki anlamda gelişmeye yardımcı olan çok değerli hocam Prof. Dr. Zümriye AKSU'ya,

Hem yardımsever ve güleryüzlü, hem de akademik anlamda başarılı, bilgi ve tecrübelerini paylaşarak bana yardımcı olan değerli Arş. Gör. S. Pınar KODAL ve Arş. Gör. Hande YÜCEL'e,

Her türlü olanağından yararlandığım Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümüne,

Lisans eğitimimin başlarında tanıştığım, mutluluğumu ve üzüntümü her zaman paylaşan ve destek olan, bana her zaman sevgi ve saygıyla yaklaşan, tanıdığım için kendimi şanslı hissettiğim sevgili dostum Ayşegül ÖZTÜRK'e,

Üniversite hayatında tanıdığım, hayatıma renk katan, iyi niyet ve güleryüzlerini esirgemeyen, güzel anlar yaşadığım sevgili arkadaşlarım Cemre AVŞAR, Cihan CAN, Ezgi DABBAĞ, Tolga Nail SEVİNDİK, Fatih PEKER, Arş. Gör. Erdem ALP, Alev SONKAYA, Hilal Hürriyet METLEK, Selen YÜCESOY, Tuba YÜCEER, İrem Sıla BİNGÖL, Ebru DOĞANGÜN, Serdar SÜRAT, Ceren DEMİRTAŞ, Merve TUNÇBİLEK'e,

Hayatımın en önemli yerine sahip olan, hem iyi bir insan olmam için uğraşan hem de başarılı olmam için ellerinden geleni yapan, tecrübe ve görüşlerine çok önem verdiğim ve güvendiğim, fedakarlıklarına minnettar olduğum, çok derinden sevdiğim ebeveynlerim Ali Metin ARSLAN ve Nuray ARSLAN'a,

Varlığı mutluluk sebebim olan, desteğe ihtiyaç duyduğum anlarımda beni hiç yalnız bırakmayan, başarılarıyla gurur duyduğum, çok ama çok sevdiğim biricik kardeşim Melike ARSLAN'a

Sonsuz teşekkür ederim...

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZ	i
ABSTRACT.....	iii
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xviii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xxviii
1. GİRİŞ.....	1
2. TEMEL BİLGİLER	3
2.1. Boyarmaddeler	3
2.1.1. Boyarmaddelerin sınıflandırılması.....	4
2.1.2. Reaktif boyarmaddeler	4
2.2. Atıksular.....	8
2.2.1. Atıksuların arıtım yöntemleri.....	9
2.2.2. Tekstil endüstrisi atıksuları	11
2.2.3. Tekstil endüstrisi atıksularının arıtım yöntemleri	13
2.3. Adsorpsiyon	14
2.3.1. Adsorpsiyon mekanizmaları	15
2.3.2. Adsorpsiyonu etkileyen faktörler.....	16
2.4. Biyosorpsiyon	17
2.4.1. Biyosorpsiyona etki eden faktörler.....	17
2.4.2. Biyosorbentler	17
2.4.3. Biyosorbent hazırlama teknikleri.....	19
2.5. Yüzey Aktif Maddeler	20
2.6. Tez Konusu ile İlgili Son Yıllarda Yapılan Çalışmalar	22
3. DENEY SİSTEMİNİN MATEMATİKSEL TANIMLANMASI.....	25
3.1. Adsorpsiyon Hızı.....	25
3.2. Adsorpsiyon Verimi	25
3.3. Adsorpsiyon Dengesinin Modellenmesi	26
3.4. Biyosorpsiyon Kinetiğinin Matematiksel Modellenmesi.....	28
3.4.1. Sorbent kapasitesi (q) temel alınarak biyosorpsiyonun kinetik modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması	29

4. DENEY SİSTEMİ ve YÖNTEMLERİ	31
4.1. <i>R. arrhizus</i> 'un Üretilmesi.....	31
4.2. Biyosorbentlerin Hazırlanması	31
4.2.1. Kurutulmuş biyosorbentlerin hazırlanması	31
4.2.2. Yüzey modifikasyonlu biyosorbentlerin hazırlanması	32
4.3. Remazol Black B ve Methylene Blue Boyarmadde Çözeltilerinin Deneysel Çalışmalar için Hazırlanması	33
4.4. Çalışmalarda Kullanılan Deney Düzeneği.....	33
4.5. Deneylerin Yapılışı.....	33
4.5.1. Yüzey modifikasyonsuz biyosorbentlerle deneylerin yapılışı.....	33
4.5.2. Yüzey modifikasyonlu biyosorbentler kullanılan deneylerin yapılışı.....	34
4.6. Analiz Yöntemleri.....	35
4.6.1. Remazol Black B analizi.....	35
4.6.2. Methylene Blue analizi	35
5. DENEYSEL SONUÇLAR.....	36
5.1. Remazol Black B Anyonik Boyarmaddesi'nin Biyosorpsiyonu	36
5.1.1. <i>Rhizopus arrhizus</i> çalışmaları.....	36
5.1.1.1. Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> ile yapılan çalışmalar	36
5.1.1.2. Yüzey modifikasyonlu <i>R. arrhizus</i> ile yapılan çalışmalar	48
5.1.2. Kurutulmuş şeker pancarı küspesi çalışmaları.....	58
5.1.2.1. Yüzey modifikasyonsuz şeker pancarı küspesi ile yapılan çalışmalar	58
5.1.2.2. Yüzey modifikasyonlu şeker pancarı küspesiyle yapılan çalışmalar	69
5.2. Metilen Mavisi Katyonik Boyarmaddesinin Biyosorpsiyonu	77
5.2.1. <i>R. arrhizus</i> çalışmaları.....	77
5.2.1.1. Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> ile yapılan çalışmalar	77
5.2.1.2. Yüzey modifikasyonlu <i>R. arrhizus</i> ile yapılan çalışmalar	85
5.2.2. Kurutulmuş şeker pancarı küspesi çalışmaları	93
5.2.2.1. Yüzey modifikasyonsuz şeker pancarı küspesi ile yapılan çalışmalar	93
5.2.2.2. Yüzey modifikasyonlu şeker pancarı küspesi ile yapılan çalışmalar	100

6. SONUÇLARIN TARTIŞILMASI	109
KAYNAKLAR.....	120
EK 1. REMAZOL BLACK B (RBB) TAYİNİ.....	124
EK 2. METHYLENE BLUE (MB) TAYİNİ.....	125
ÖZGEÇMİŞ	126

ÇİZELGELER DİZİNİ

ÇİZELGE

SAYFA

Çizelge 2.1. Kromofor'daki renk verici gruplar	3
Çizelge 2.2. RBB'nin fiziksel ve kimyasal özellikleri	7
Çizelge 2.3. MB'nun fiziksel ve kimyasal özellikleri	8
Çizelge 2.4. Tekstil işleme kategorilerinden kaynaklanan kirlilik yükü	12
Çizelge 2.5. Boyama atıksularının karakteristikleri	13
Çizelge 2. 6. Kuru şeker pancarı küspesinin bileşimi	19
Çizelge 2. 7. CTAB'ın özellikleri	22
Çizelge 4.1. <i>R. arrhizus</i> 'un üretiminde kullanılan sıvı besin ortamı bileşenleri	31
Çizelge 5.1. RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($C_0=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	37
Çizelge 5.2. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	39
Çizelge 5.3. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları ($T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	40
Çizelge 5.4. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan teorik q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	42
Çizelge 5.5. pH 8.0'de RBB'nin <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	42

Çizelge 5.6.	pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	45
Çizelge 5.7.	pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	46
Çizelge 5.8.	pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları.....	48
Çizelge 5.9.	RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış <i>R. arrhizus</i> biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH'larında elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	50
Çizelge 5.10.	pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	52
Çizelge 5.11.	pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	53
Çizelge 5.12.	pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	54
Çizelge 5.13.	pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	56

Çizelge 5.14. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları.....	57
Çizelge 5.15. RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Tanecik Boyut Aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm).....	59
Çizelge 5.16. pH 2.0'de RBB'nin şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda adsorbent tanecik boyut aralığının, adsorpsiyon hızına, dengede birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına, dengeye ulaşma süresine ve % RBB giderimine etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	59
Çizelge 5.17. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	61
Çizelge 5.18. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	62
Çizelge 5.19. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	63
Çizelge 5.20. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	64
Çizelge 5.21. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	67

Çizelge 5.22. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	68
Çizelge 5.23. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları.....	69
Çizelge 5.24. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH'larında elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	71
Çizelge 5.25. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	72
Çizelge 5.26. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	73
Çizelge 5.27. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	74
Çizelge 5.28. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	76
Çizelge 5.29. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabiti ve korelasyon katsayısı	77

Çizelge 5.30. MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	79
Çizelge 5.31. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	80
Çizelge 5.32. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	81
Çizelge 5.33. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	82
Çizelge 5.34. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	84
Çizelge 5.35. pH 8.0'de MB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları	85
Çizelge 5.36. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış <i>R. arrhizus</i> biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH'larında elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimlerinin karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	87
Çizelge 5.37. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	88

Çizelge 5.38. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	89
Çizelge 5.39. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q _{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q _{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	90
Çizelge 5.40. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q _{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	92
Çizelge 5.41. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları	93
Çizelge 5.42. MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (C ₀ = 100 mg/l, T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	94
Çizelge 5.43. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	96
Çizelge 5.44. pH 8.0'de MB'nun şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	96
Çizelge 5.45. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q _{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden hesaplanan q _{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	97

Çizelge 5.46. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	99
Çizelge 5.47. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları.....	100
Çizelge 5.48. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	102
Çizelge 5.49. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	103
Çizelge 5.50. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	104
Çizelge 5.51. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden hesaplanan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	105
Çizelge 5.52. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	107
Çizelge 5.53. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları.....	108

Çizelge 6.1.	pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen başlangıç adsorpiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	110
Çizelge 6.2.	pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda elde edilen Langmuir ve Freundlich sabitlerinin karşılaştırılması.....	114
Çizelge 6.3.	pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitlerinin karşılaştırılması	115
Çizelge 6.4.	pH 8.0'de MB'nin sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda 100 mg/l başlangıç MB derişiminde elde edilen başlangıç adsorpiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	116
Çizelge 6.5.	pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış <i>R. arrhizus</i> ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen Langmuir ve Freundlich sabitlerinin karşılaştırılması	118
Çizelge 6.6.	pH 8.0'de MB'nin sadece kurutulmuş ve CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitlerinin karşılaştırılması	118

ŞEKİLLER DİZİNİ

ŞEKİL	SAYFA
Şekil 2.1. RBB'nin kimyasal yapısı.....	7
Şekil 2.2. MB'nun kimyasal yapısı.....	8
Şekil 2.3. Baş ve kuyruk kısım	20
Şekil 2.4. Hava-su ara yüzeyi.....	20
Şekil 2.5. Yüzey aktif madde türleri.....	21
Şekil 2. 6. CTAB'ın Kimyasal Yapısı	22
Şekil 5.1. RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	37
Şekil 5.2. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri ($T= 25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	38
Şekil 5.3. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri ($T= 25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	39
Şekil 5.4. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	41

Şekil 5.5. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	41
Şekil 5.6. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	43
Şekil 5.7. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	43
Şekil 5.8. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	44
Şekil 5.9. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	45
Şekil 5.10. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen 1/r _{ad} 'a karşı 1/C ₀ grafiği (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	47
Şekil 5.11. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda elde edilen 1/r _{ad} 'a karşı 1/C ₀ grafiği (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	47

- Şekil 5.12. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemleri uygulanmış *R. arrhizus* biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 49
- Şekil 5.13. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 51
- Şekil 5.14. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 53
- Şekil 5.15. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 55
- Şekil 5.16. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 56
- Şekil 5.17. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği ($T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 57
- Şekil 5.18. RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm) 58

- Şekil 5.19. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 60
- Şekil 5.20. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 61
- Şekil 5.21. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 62
- Şekil 5.22. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 63
- Şekil 5.23. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 65
- Şekil 5.24. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 65

- Şekil 5.25. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 66
- Şekil 5.26. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 67
- Şekil 5.27. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şekerpancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiğı ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm) 68
- Şekil 5.28. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şekerpancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiğı ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm) 69
- Şekil 5.29. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_0=100\text{ mg/l}$, $T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm) 70
- Şekil 5.30. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değışim eğrileri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, tanecik boyut aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 72
- Şekil 5.31. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1\text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 74

Şekil 5.32. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	75
Şekil 5.33. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	76
Şekil 5.34. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şekerpancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen 1/r _{ad} 'a karşı 1/C ₀ grafiği (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	77
Şekil 5.35. MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi (C ₀ =100 mg/l, T=25°C, X ₀ =1g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	78
Şekil 5.36. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	80
Şekil 5.37. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	81
Şekil 5.38. pH 8.0'de MB'nun <i>R. arrhizus</i> 'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X ₀ =1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).....	83

- Şekil 5.39. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 84
- Şekil 5.40. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiği ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 85
- Şekil 5.41. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemleri uygulanmış *R. arrhizus* biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi ($C_0=100$ mg/l, $T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 86
- Şekil 5.42. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 88
- Şekil 5.43. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 89
- Şekil 5.44. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 91

- Şekil 5.45. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 92
- Şekil 5.46. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiği ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 93
- Şekil 5.47. MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi ($C_0=100$ mg/l, $T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 94
- Şekil 5.48. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri ($T= 25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)..... 95
- Şekil 5.49. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 97
- Şekil 5.50. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 98
- Şekil 5.51. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 99

- Şekil 5.52. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiği (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 100
- Şekil 5.53. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi ($C_0=100$ mg/l, T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 101
- Şekil 5.54. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Tanecik Boyut Aralığı=500-707 µm, Karıştırma Hızı=100 rpm) 103
- Şekil 5.55. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 104
- Şekil 5.56. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 106
- Şekil 5.57. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm) 107

Şekil 5.58. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	108
Şekil 6.1. pH 2.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda, 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	112
Şekil 6.2. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	112
Şekil 6.3. pH 8.0'de MB'nin kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i> ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, 100 mg/l başlangıç MB derişiminde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)	117
Şekil E.1. Remazol Black B derişiminin tayini için kullanılan çalışma doğrusu	124
Şekil E.2. Methylene Blue derişiminin tayini için kullanılan çalışma doğrusu	125

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

- b** : Langmuir adsorpsiyon modelindeki adsorpsiyon entalpisi ile ilgili sabit (l/mg)
- C** : Herhangi bir anda, adsorpsiyon ortamında adsorplanmadan kalan bileşen derişimi (mg/l)
- C_{ad}** : Herhangi bir anda, adsorpsiyon ortamında adsorplanmadan kalan bileşen derişimi (mg/l)
- C_{ad,den}** : Dengede, birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan kirletici derişimi (mg/l)
- C_{den}** : Biyosorpsiyon ortamında dengede adsorplanmadan kalan bileşen derişimi (mg/l)
- C_o** : Biyosorpsiyon ortamına eklenen başlangıç bileşen derişimi (mg/l)
- C_{o,RBB}** : RBB' nin başlangıç derişimi (mg/l)
- C_{o,CTAB}** : CTAB'ın başlangıç derişimi (mg/l)
- CTAB** : Cetyl Trimethyl Ammonium Bromide
- k** : Doygunluk tipi hız sabiti (l/g.dak)
- k_o** : Doygunluk tipi hız sabiti (l/mg)
- k_{1,ad}** : Birinci derece adsorpsiyon sabiti (1/dak)
- k_{2,ad}** : İkinci derece adsorpsiyon sabiti (g/mg.dak)
- K_F** : Sıcaklığa, adsorbente ve adsorplanan bileşene bağlı olarak, adsorpsiyon kapasitesinin büyüklüğünü gösteren Freundlich adsorpsiyon sabiti ($l^n \text{ mg}^{1-1/n} / \text{g}$)
- MB** : Methylene Blue

- n** : Freundlich adsorpsiyon modelindeki adsorpsiyon derecesini gösteren sabit
- q** : Adsorpsiyon ortamında herhangi bir zamanda adsorbent adsorpladığı bileşen derişimi (mg/l)
- q_{den}** : Dengeye birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan bileşen miktarı (mg/g)
- q_{den,den}** : Deneysel olarak bulunan, bileşenin dengede birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan miktarı (mg/g)
- q_{den,Lang}** : Langmuir Modeli kullanılarak bulunan, bileşenin dengede birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan miktarı (mg/g)
- q_{den,Freund}** : Freundlich Modeli kullanılarak bulunan, bileşenin dengede birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan miktarı (mg/g)
- Q°** : Langmuir adsorpsiyon modelinde yüzeyde tam bir tek tabaka oluşturmak için, adsorbent birim kütlesi başına adsorplanan bileşen miktarı (mg/g)
- r_{ad}** : Adsorpsiyon hızı (mg/g.dak)
- R²** : Korelasyon katsayısı
- RBB** : Remazol Black B
- ŞPK** : Şeker pancarı küspesi
- t** : Zaman (dak)
- t_{den}** : Dengeye ulaşma süresi (dak)
- T** : Sıcaklık (°C)
- X** : Adsorbent çözeltideki derişimi (g/l)
- X_o** : Adsorbent çözeltideki başlangıç derişimi (g/l)

1. GİRİŞ

Günümüzde sanayileşmenin gelişmesine ve artmasına bağlı olarak çevre kirliliği geleceğimizi tehdit eden önemli sorunlardan biri haline gelmiştir. Özellikle su kirliliği çevre kirliliklerinin önemli kısmını oluşturmaktadır.

Son yıllarda kullanım alanları gittikçe artan reaktif tekstil boyarmaddeleri alıcı sulara verildiklerinde öncelikle gözle görülebilen kirlilik yaratmaktadır. Bununla birlikte su içindeki ekolojik dengeyi bozmaktadır. Çünkü, reaktif boyarmaddeler su içine ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentetik aktiviteyi olumsuz etkilemektedir. Ayrıca, reaktif tekstil boyarmaddeleri insan sağlığına kanserojen etkilerde bulunmakta ve sudaki estetik görünümü bozmaktadır. Bu olumsuz etkileri azaltmak adına son yıllarda kirliliği kontrolü oldukça önem kazanmıştır.

Günümüzde tekstil atıksularının arıtımında koagülasyon, iyon değiştirme, klorlama ve ozonlama gibi kimyasal yöntemler kullanılmaktadır. Ancak bu yöntemlerin maliyetlerinin yüksek olması ve arıtım sonunda meydana gelen çok miktardaki konsantre çamurun bertarafı bazı problemlere neden olmaktadır. Bu nedenle daha ekonomik, kullanışlı ve etkili alternatif arıtım yöntemleri arayışları ortaya çıkmıştır. Adsorpsiyon yöntemi ise bu arayışlara cevap veren en etkili yöntemlerden olup, son yıllarda bu yöntem üzerinde çeşitli çalışmalar yapılmaktadır. Biyolojik adsorpsiyon (biyosorpsiyon) düşük işletme maliyeti, yüksek verimi, minimum miktarda atık oluşturması ve zararlı yan ürünler oluşturmaması yönüyle oldukça avantajlı bir yöntemdir. Canlı veya ölü fungus, maya, alg, bakteri gibi mikroorganizmaların organik kirleticileri yüksek kapasitede adsorplama özelliği olduğu bilinmektedir. Bu özelliğe dayanarak tekstil boyarmaddelerinin alıcı sulardan yüksek oranlarda uzaklaştırılması sağlanabilir. Bu biyosorbentler dışında şeker pancarı küspesi gibi tarımsal atıklar da biyosorpsiyonda yaygın olarak kullanılmaktadır. Tarımsal atıkların biyosorbent olarak tercih edilmelerinin nedeni ucuz ve doğada bol miktarda bulunmalarıdır.

Bu tez çalışmasında tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan anyonik yapıdaki Remazol Black B (RBB) ve katyonik yapıdaki Methylene Blue (MB)'nun kurutulmuş *Rhizopus arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonu 25°C sıcaklıkta kesikli sistemde incelenmiştir. Ayrıca, her bir biyosorbent katyonik

yapıdaki yüzey aktif maddelerden cetyl trimethylammonium bromide (CTAB) ile farklı derişimlerde yüzey modifikasyonuna uğratılarak RBB ve MB'nun kesikli sistem biyosorpsiyonunda da kullanılmıştır. Kurutulmuş ve modifiye edilmiş her bir biyosorbent ve boyarmadde için başlangıç pH'ının ve başlangıç boyarmadde derişimlerinin adsorpsiyon hız ve verimine etkileri araştırılmıştır. Her bir sistem için elde edilen denge ve kinetik verilerin çeşitli denge ve kinetik modellere uygunluğu araştırılarak her bir model için model sabitleri saptanmıştır.

2. TEMEL BİLGİLER

2.1. Boyarmaddeler

Boyarmadde; kumaş, elyaf gibi malzemelere kendiliğinden veya uygun reaksiyon maddeleri sayesinde afinitesi olan, birlikte muamele edildikleri materyale renklilik kazandıran kimyasal maddelerdir (Akın, 2006).

Renk, madde üzerine düşen ışınların absorpsiyon ve yansıma değerleri ile ilgili olarak ortaya çıkar. Bir bileşiğin üzerine düşen ışınların absorbe edilmesi, bunun enerjisinin bileşiğin moleküllerindeki elektronların aktifleşmesi için gerekli enerjiye tekabül etmesiyle mümkündür. Yani; elektronlar, aktifleşmeleri için gerekli enerjiye tekabül eden ışınları absorbe ederler, geri kalanını yansıtırlar (Akın, 2006).

Boyarmaddeler 400-700 nm arasında görünür ışığı absorbe edebilme yetenekleriyle karakterize edilirler. Normalde bütün hidrokarbonlar renksizdirler. Ancak bunlara kromofor adı verilen doymamış gruplar bağlanırsa renkli görünürler. Kromofor grup bağlanmış hidrokarbonlara ise “kromojen” adı verilir.

Renk verici anlamındaki kromofor gruplar kimyasal yapılarına göre 7 çeşide ayrılabilir (Çizelge 2.1.). Basit aromatik yapıya renk veren kromofor gruplar yer değiştirebilir ve görünür spektrumda absorpsiyon bantlarının gözlenmesini sağlarlar (Erkurt, 2006).

Çizelge 2.1. Kromofor'daki renk verici gruplar

Kimyasal Yapı Grupları	İçerdikleri Gruplar
Nitroso grubu	-NO
Nitro grubu	-NO ₂
Azo grubu	-N=N-
Etilen grubu	=C=C=
Karbonil grubu	=C=O
Karbon-azot grubu	=C=NH ve -CH=N-
Kükürt grubu	=C=S ve ≡C-S-S-

Boyarmaddeler genellikle sentetik olarak üretilen, kararlı ve biyobozunmaya karşı dayanıklı kompleks aromatik moleküler yapılara sahiptir ve tekstil, çözücü, kağıt, baskı, yemek, kozmetik gibi endüstriyel proseslerde yaygın olarak kullanılırlar. Bozucu şartlara dirençli moleküller olarak tasarlanmalarına rağmen, yapılarındaki

azobağların kırılmasıyla toksik aromatik amin bileşikleri üretebilirler (Akar et al., 2010a).

Tekstil endüstrisi, Türkiye'nin en önemli sektörlerinden biri olmakla birlikte atık üretiminin de fazla olduğu sektörlerdendir. Bu endüstride; tabii ve fabrikasyon ipliklerinin hazırlanması, dokuma, örme veya başka yöntemlerle kumaş, triko, halı gibi tekstil ürünleri haline getirilmesi, iplik ve kumaşlara boya, baskı, apre gibi terbiye işlemleri uygulanır (Eren, 2002).

2.1.1. Boyarmaddelerin sınıflandırılması

Boyarmaddeler çok çeşitli şekillerde sınıflandırılabilirler; ancak en temel olarak kimyasal yapılarına göre organik ve inorganik boyarmaddeler olmak üzere iki sınıfa ayrılırlar. Ayrıca, çözünürlük, boyama özellikleri, kullanım yerleri de temel alınarak sınıflandırma yapılabilir. Bundan başka boyarmaddelerin sınıflandırılmasında "Boyarmaddenin uygulama metodu" da esas alınabilir. Bu sınıflandırmaya göre boyarmaddeler:

1. Anyonik Boyarmaddeler

- Direkt Boyarmaddeler
- Asit Boyarmaddeler
- Metal Kompleks Boyarmaddeler
- Reaktif Boyarmaddeler

2. Katyonik Boyarmaddeler

- Temel (basic) Boyarmaddeler

3. İyonik Olmayan Boyarmaddeler

- Dağılıcı/Yayılcı (disperse) Boyarmaddeler

şeklinde verilebilir (Aksu et al., 2005a; Aksu, 2005b)

2.1.2. Reaktif boyarmaddeler

Reaktif boyarmaddeler Türkiye'de en fazla tüketilen boyarmaddelerdendir. Yıllık tüketilen tekstil boyarmaddelerinin neredeyse %45'ini reaktif boyarmaddeler oluşturmakta ve bu boyarmaddeler pamuklu, keten, yün, ipek gibi doğal kumaşların %80'inin renklendirilmesinde ve ayrıca viskon, poliamid, poliakrilik elyafların boyanmasında kullanılmaktadır (Bakır, 2006). Reaktif boyarmaddelerin

en önemli özelliği yapılarında kovalent bağ oluşturabilen bir veya iki reaktif grup bulundurmalarıdır. Bu boyarmaddelerin reaktif grupları boyanacak kumaştaki selüloz substratı üzerindeki iyonize olmuş hidroksil grupları ile reaksiyona girer. Bununla birlikte alkali boyama şartlarında boya banyosunda bulunan hidroksil iyonları selüloz substratı ile reaksiyona girmeyen boyarmaddeler ile hidrolize boyarmaddeleri de oluşturmaktadır. Böylece başlangıç boyarmadde derişimini %10-15'lik kısmı boya banyolarından direk atıksulara verilerek oldukça renkli atıksuların oluşumuna yol açabilirler (Erkurt, 2006). Tekstil endüstrisi atıksuları genellikle 5-1500 mg/l derişim aralığında reaktif boyarmadde içerebilmektedir (Güngörmedi ve diğ., 2009). Bu boyarmaddeler; kimyasal yapıları ve molekül boyutları nedeniyle biyolojik indirgenmeye dayanıklıdır. Bu nedenle alıcı ortamlarda reaktif boyarmaddeler tekstil atıksularında problem yaratan bileşikler olarak tanımlanır. Dolayısıyla boyarmadde ile kontamine olmuş endüstriyel çıkış sularının iyileştirilmesi, çevre sağlığı açısından büyük önem taşımaktadır (Erkurt, 2006).

Reaktif boyarmaddeler molekül ağırlıkları genellikle 69-221 gr/mol arasında değişen küçük ve basit molekül yapılarına sahip maddelerdir. Küçük partikül özelliği boyarmaddenin life hızlı bir şekilde nüfuz etmesini sağlar (Bakır, 2006).

Genel olarak bir reaktif boyarmaddenin yapısı aşağıdaki şekilden açıklanabilir.



Burada;

S: Suda çözünebilen grup (Sülfonik asit grupları)

C: Moleküle renk veren grup (Sarı, turuncu ve kırmızı boyarmaddeler monoazo yapısında, mor koyu kırmızı ve lacivert boyarmaddeler diazo yapısında, parlak ve açık mavi renkler ise antrakinon ve flalosiyanın türevleri)

B: Köprü bağları (Moleküldeki renkli grup ile reaktif grubu birbirine bağlayan -NH-, -CO-, -SO₂- gibi gruplar)

R: Reaktif grubu göstermektedir (Bakır, 2006).

Reaktif boyarmaddeler reaktivliklerine göre yüksek, orta ve düşük reaktivliğe sahip boyarmaddeler olmak üzere üçe ayrılırlar.

Yüksek reaktivliğe sahip boyarmaddeler; vinilsülfon, diklorotriazin, difloroprimidin, dikloroprimidin gibi reaktif grup içeren boyarmaddelerdir ve bu boyarmaddelerin kullanım sıcaklığı 20-40°C arasındadır. Reaktivlik yüksek olduğu için sıcaklığı yükseltmeden ve alkali ilavesini arttırmadan elyaf ile çok kolay reaksiyona girerler. Bu boyarmaddelerin avantajları;

- Daha hızlı boyama yapmak,
- Daha az kimyasal madde tüketimi,
- Daha az enerji tüketimi,
- Yüksek boyarmadde verimi,
- Tekrarlanabilme olanağının daha iyi olması,
- Aynı zamanda düşük substantiviteyi yüzünden yıkanmalarının çok kolay olmasıdır. Yüksek sıcaklıkta durulama yeterlidir.

Az reaktivliğe sahip sıcakta boyayan boyarmaddeler; monoklorotriazin (MCT) veya triklorprimidin (TCP) grubu içerirler. Bunlara örnek markalat, procion, II EXL, Cibakron E, Drimaren X/XN, Basilen E/P verilebilir. Bu boyarmaddelerle boyama sıcaklıkları 60-80°C arasındadır, reaksiyon kabiliyetleri zayıf olduğu için sıcaklığı yükseltmek ve alkali ilavesini artırmakla aktivite sağlanır. Sıcak boyamada sıcaklığın yüksekliği nedeni ile çok düzgün boyamalar elde edilir ve boyarmadde nüfuzu mükemmeldir.

Bunların en büyük avantajları ;

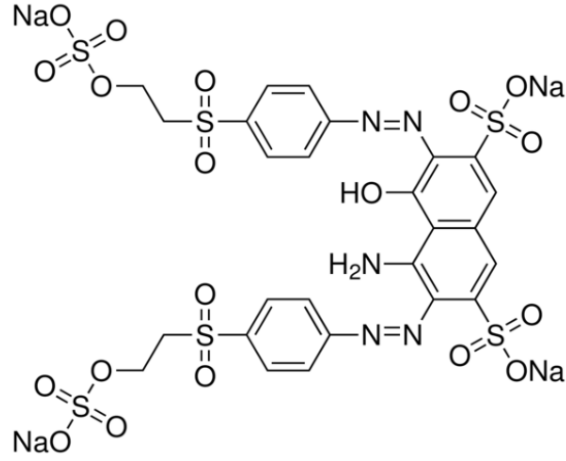
- Hidroliz tehlikesinin az olması,
- Daha iyi nüfuz etmeleridir.

Tez çalışmasında tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan ve anyonik bir reaktif boyarmadde olan Remazol Black B (RBB) ve katyonik bir boyarmadde olan Methylene Blue (MB) boyarmaddeleri kullanılmıştır.

Remazol Black B (RBB)

RBB, yapısında reaktif grup olarak 2 adet vinilsülfon grubu içeren ticari bir diazo boyarmadde (Aksu and Akın, 2010a). Diğer adlandırma biçimleri ise; Begazol

Black B, Reactive Black 5, Dimi-raBlack B, Celmazol Black B, Cavalite Black B, Adizol Black B şeklindedir. Yapısında ağır metal içermeyen bu anyonik boyarmaddenin kimyasal yapısı Şekil 2.1.'de, kimyasal ve fiziksel özellikleri ise Çizelge 2.2.'de verilmiştir.



Şekil 2.1. RBB'nin kimyasal yapısı

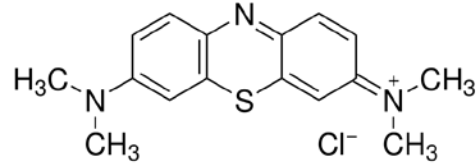
Çizelge 2.2. RBB'nin fiziksel ve kimyasal özellikleri

Molekül formülü	$C_{26}H_{21}N_5Na_4O_{19}S_6$
Molekül ağırlığı	991.816 g/mol
Erime noktası	>300°C
UV dalga boyu	598 nm
pH	10 g/L suda 4,5
Sudaki çözünürlüğü	>100 g/L (25°C)
Yoğunluğu	600 kg/m ³

Methylene Blue (MB)

Katyonik yapıdaki Methylene Blue, parlak yeşilimsi mavi renkte bir boyarmadde olup, dimetilanilinden elde edilir. Özellikle keten, kenevir ve jüt gibi yumuşak nebati lifleri boyamakta çok kullanılır. Ayrıca az da olsa kağıt, deri ve mordanlanmış pamuğu boyamada yükseltgenme-indirgenme reaksiyonlarında

indikatör (belirteç) olarak kullanım yeri bulur. Diğer adlandırma biçimleri; Basic Blue 9, C.I. 52015, Methylene Blue trihydrate, 3,7- Bis(dimethylamino) phenazathionium chloride trihydrate şeklindedir. MB'nun kimyasal yapısı Şekil 2.2.'de gösterilmiş, diğer kimyasal ve fiziksel özellikleri ise Çizelge 2.3.'te verilmiştir.



Şekil 2.2. MB'nun kimyasal yapısı

Çizelge 2.3. MB'nun fiziksel ve kimyasal özellikleri

Molekül Formülü	$C_{16}H_{18}N_3SCl \cdot 3H_2O$
Molekül Ağırlığı	319.85 g/mol
Erime Noktası	100-110 °C
UV dalgaboyu	663 nm
pH	3-4.5
Sudaki çözünürlüğü	Az çözünen
Özgül ağırlığı	1.230

2.2. Atıksular

Hızlı sanayileşme, nüfus artışı ve yeterli arıtım tesisinin bulunmaması sonucunda oluşan çevre kirliliği dünyada olduğu gibi artan boyutlarıyla ülkemizde de önemini hissettirmektedir. Su kirliliği; su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen, biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlarla kullanılması da engelleyici bozulmalar oluşturacak madde veya enerji atıklarının boşaltılmasını ifade etmektedir (Özer ve diğ., 1996).

Bu ifadeden hareketle atıksu; evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş veya özellikleri kısmen veya tamamen değişmiş sular ile maden ocakları ve cevher hazırlama tesislerinden kaynaklanan sular ve yapılaşmış kaplamalı ve kaplamasız şehir bölgelerinden cadde, otopark ve benzeri alanlarda yağışlarda yüzey veya yüzey altı akışa dönüşmesi sonucunda oluşan sulara denir (19919 No'lu Resmi Gazete, 1988).

Atıksuyun içerdiği çözülmüş organik maddeler, toksik maddeler, azotlu ve fosforlu maddeler suyun kimyasal özelliğini etkileyen maddelerdir. Diğer taraftan sularda bulunabilecek tek hücreli veya çok hücreli mikroorganizmalar ise atıksuların biyolojik özellikleri ile ilgili parametrelerdir. Özellikle tekstil, kozmetik, boya, kağıt, deri, gıda, plastik gibi birçok endüstriyel atıksuların neden olduğu organik (proteinler, karbonhidratlar, yağ, gres, sürfaktanlar, fenoller, pestisidler, klorlu bileşikler vb.), inorganik (krom, çinko, kurşun, nikel, bakır, arsenik, civa, antimon, kadmiyum vb.) ve çeşitli boyarmadde kirlilikleri insan sağlığını ve ekolojik dengeyi tehdit etmektedir (Kertmen, 2006).

2.2.1. Atıksuların arıtım yöntemleri

Sular çeşitli amaçlarla kullanıldıktan sonra kirlenerek atıksu haline dönüşür. Buna bağlı olarak kaybettiği kimyasal, fiziksel ve bakteriyolojik özelliklerinin tümünü veya bir kısmını doğal özelliklerini değiştirmeyecek şekilde geri kazanması için bazı fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma işlemlerinin biri veya birkaçı kullanılır. Buna atıksu arıtımı denir.

Atıksu arıtımı tanımda da belirtildiği üzere genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler olmak üzere üç grupta incelenirler.

Fiziksel arıtım yöntemleri

Fiziksel arıtım prosesleri, atıksuyun içerdiği askıda kolloidal partikülleri ve diğer iri katı maddeleri sudan ayırarak, ileriki proseslere arıtılmak üzere hazırlayan yöntemlerdir. Bu yöntemler aşağıdaki gibi sıralanabilir.

- i) Izgara ve kalbur yardımı ile büyük boyutlu asılı katı taneciklerin ayrılması
- ii) Kum tutucular yardımı ile büyük boyutlu asılı katı taneciklerin ayrılması
- iii) Yağ tutucular yardımı ile suda yüzen maddelerin ayrılması

- iv) Çöktürme havuzlarında kendi ağırlığı ile çökebilen ince maddelerin ayrılması ve yüzdürme yöntemi ile hafif maddelerin yüzeyden alınması
- v) Nötralleştirme (Bakır, 2006).

Kimyasal arıtım yöntemleri

Kimyasal arıtma prosesleri atıksudaki bileşiklerin kimyasal yapısını değiştirerek onları arıtmaya yarar. Kimyasal arıtma proseslerinde daha az zararlı veya zararsız atıklar oluşur.

Kimyasal arıtım yöntemleri şu şekilde sıralanabilir.

- pH ve nötralizasyon
- Pıhtılaştırma ve topaklaştırma
- Yumaklaştırma
- Kimyasal çöktürme
- Dezenfeksiyon

Atıksuların daha ileri düzeyde arıtılması amacı ile kullanılan fizikokimyasal yöntemler

arasında

- Adsorpsiyon
- İyon değiştirme
- Ekstraksiyon
- Ters osmoz
- Elektrodializ

sayılabilir (Bakır, 2006).

Biyolojik arıtım yöntemleri

Biyolojik arıtım, endüstriyel proseslerden alıcı sistemlere transfer olan organikler için en önemli giderim prosesidir. Organik kirleticilerin giderilmesinde genel olarak aerobik (aktif çamur prosesi) ve anaerobik prosesler kullanılmaktadır. Biyolojik arıtma sistemleri kimyasal ve fiziksel arıtma yöntemlerine göre daha az çamur üretmesi, maliyetinin daha düşük olması veya alıcı ortamlar için zararlı yan ürünlerin oluşmaması gibi özelliklerinden dolayı atıksu arıtımı için ideal çözüm olarak kabul edilmektedir (Kocaer ve diğ., 2002).

2.2.2. Tekstil endüstrisi atıksuları

Türkiye son yirmi yıl içinde tekstil boyama ve apreleme endüstrisinde önemli bir büyüme gerçekleştirmiştir. Bu büyüme sonucunda, farklı boylarla yardımcı kimyasalları içeren, kompleks yapılarından dolayı biyolojik ve fizikokimyasal arıtma prosesleri ile arıtılmayan atıksular ortaya çıkmıştır (Akgün ve Söğüt, 2008).

Arıtmada en önemli sorun bu atıksuların içerdiği boyarmaddelerin fiziksel ve kimyasal özelliklerinden kaynaklanmaktadır. Tekstil atıksularında renk giderimi yapılmadan alıcı ortama verilen atıksular önemli çevre problemlerine neden olmaktadır. Sulak alanlara karışan boyarmaddelerin gözle görülen ilk etkileri suyun renginde meydana gelen değişme ve buna bağlı olarak su içerisindeki fotosentez olayının durması ya da çok azalmasıdır. Fotosentezin olmaması, suyun içerisindeki çözünmüş oksijen miktarının azalmasına ve dolayısıyla aerobik mikroorganizmaların yerini anaerobik mikroorganizmaların almasına, sonuç olarak da kötü kokulu bileşiklerin oluşmasına sebep olmaktadır. Ayrıca oksijen azlığı, oksijene gereksinimi olan diğer canlıların yaşamları için de önemli oranda tehlike oluşturmaktadır. Bununla birlikte bazı boyarmaddelerin mutajenik ve/veya kanserojenik etkilere sahip olması canlı hayatını tehdit eden diğer unsurlardandır.

Boyarmaddeler suda çözünmüş halde bulduklarından suda oluşturdukları renk gerçek renktir. Bu atıksuların bileşimi ve pH'ı kullanılan boyalara ve kullanıma yöntemlerine bağlıdır. Çoğu boyalar düşük BOİ değerlerini göstermekle birlikte atıksuya organik bileşikler ve renk ilave ettiklerinden bu hali ile deşarjı istenmeyen atıksulardır. Hacmi ve kompozisyonu göz önüne alındığında tekstil endüstrisinden kaynaklanan atıksular diğer endüstriyel sektörlere oranla daha fazla kirletici özelliğe sahiptir (Akgün ve Söğüt,2008).

Ülkemizde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde, deşarj standartlarında renkle ilgili parametre olmamasından dolayı, bu atıksuların arıtımında daha çok KOİ, BOİ ve AKM giderimi amaçlanmaktadır. Buna karşın ABD ve Avrupa birliği ülkelerinde renkle ilgili kesin deşarj sınırlamaları getirilmesinden dolayı son yıllarda tekstil atıksularının arıtılmasında kullanılan bütün arıtma teknolojileri renk giderimi üzerine yoğunlaşmıştır (Tezer, 2002).

Tekstil endüstrisi atıksuları içerikleri boyarmadde ve diğer kimyasallardan dolayı oldukça değişkenlik göstermektedir. Çizelge 2.4.'te değişik tekstil işleme kategorilerinden kaynaklanan kirlilik yükü gösterilmektedir (Akın, 2006).

Çizelge 2.4. Tekstil işleme kategorilerinden kaynaklanan kirlilik yükü

Parametre	1	2	3	4	5	6	7
BOİ/KOİ	0.2	0.29	0.35	0.54	0.35	0.3	0.31
BOİ (mg/L)	6000	300	650	650	350	300	250
AKM (mg/L)	8000	130	200	300	300	120	75
KOİ (mg/L)	300000	1040	1000	1200	1000	1000	800
Yağ ve gres (mg/L)	5500	-	-	14	53	-	-
Krom (mg/L)	0.05	4	0.014	0.04	0.05	0.42	0.27
Fenol (mg/L)	1.5	0.5	-	0.04	0.24	0.13	0.12
Sülfid (mg/L)	0.2	0.12	8	3	0.2	0.14	0.09
Renk (ADMI)	2000	1000	-	325	400	600	600
pH	8	7	10	10	8	8	13
Sıcaklık (°C)	28	62	21	37	39	20	38
Su kullanımı (L/kg)	36	33	13	113	150	69	150

Kategorilerin tanımı:

- 1- Ham yün yıkama
- 2- İplik ve kumaş üretimi
- 3- Yün işleme
- 4- Dokunmuş kumaş işleme
- 5- Kumaş örgü bitirme
- 6- Halı üretimi
- 7- İplik boyama ve bitirme işlemi (Tezer, 2002)

Boyalı atıksuların karakterizasyonu, boyaların kimyasal yapısındaki farklılıklardan ve boyama prosesinin değişim göstermesinden dolayı oldukça zordur. Çizelge

2.5.'te ise farklı boyaların kullanıldığı ve farklı elyafların boyandığı boyahane atıksularının karakterizasyonuna ilişkin bazı değerler sunulmuştur.

Çizelge 2.5. Boyama atıksularının karakteristikleri

Boya türü	Elyaf çeşidi	Renk ADMI	BOİ, mg/l	TOK, mg/l	AKM, mg/l	ÇKM, mg/l	pH
Asit	Poliamid	4000	240	315	14	2028	5.1
1:2 Metal kompleks	Poliamid	370	570	400	5	3945	6.8
Bazik	Akrilik	5600	210	255	13	1469	4.5
Direkt	Viskoz	12500	15	140	26	2669	6.6
Reaktif (kesikli proses)	Pamuklu	3890	0	150	32	12500	11.2
Reaktif (sürekli proses)	Pamuklu	1390	102	230	9	691	9.1
Vat	Pamuklu	1910	294	265	41	3945	11.8
Dispers (yüksek sıcaklık)	Polyester	1245	198	360	76	1700	10.2

ADMI: Amerikan Boya İmalatçıları Enstitüsü renk birimi

BOİ: Biyolojik Oksijen İhtiyacı

TOK: Toplam Organik Karbon

AKM: Askıda Katı Madde

ÇKM: Çözünmüş Katı Madde (Kocaer ve Alkan, 2002).

2.2.3. Tekstil endüstrisi atıksularının arıtım yöntemleri

Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında birçok yöntem kullanılır. Bu yöntemler arasında fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler sayılabilir.

Fiziksel yöntemler;

- Adsorpsiyon
- Membran Filtrasyonu
- İyon Değişimi

gibi yöntemlerdir.

Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılan kimyasal yöntemler aşağıda sıralanmıştır.

1. Oksidasyon

- H_2O_2 -Fe(II) Tuzları (Fenton ayırıcı)

- Ozon
- Fotokimyasal Yöntem
- Sodyum Hipoklorit (NaOCl)
- Elektrokimyasal yöntem

2. Kimyasal Floklaştırma ve Çöktürme Yöntemi

3. Cucurbituril ile Arıtım

gibi yöntemler sayılabilir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Biyolojik arıtım yöntemleri, kimyasal ve fiziksel yöntemlere göre oldukça avantajlıdır. Bunun nedeni fiziksel ve kimyasal yöntemlerin yüksek maliyetli olmaları ve her boyarmadde arıtımında kullanılamamalarına bağlı olarak uygulama alanlarının sınırlı olmalarıdır. Son yıllarda yapılan çalışmalar sonucunda birçok mikroorganizma türünün atıksulardaki boyarmadde gideriminde etkin bir şekilde kullanılabileceği saptanmıştır. Bu yüzden biyoteknolojik yöntemler ön plana çıkmaya başlamıştır. Kullanılan biyolojik yöntemler aşağıda verilmiştir:

- Aerobik yöntem (aktif çamur prosesi)
- Anaerobik yöntem

Ancak son yıllarda biyolojik yöntemlerde;

- Biyodegradasyon
- Biyoakümülyasyon
- Biyosorpsiyon

gibi yeni teknikler de kullanılmaya başlanmıştır.

2.3. Adsorpsiyon

Atomların, iyonların ve moleküllerin bir katı yüzeye tutunması olayına adsorpsiyon, tutunan taneciklerin yüzeyden ayrılmasına desorpsiyon, moleküllerin yüzeyine tutundukları katıya adsorbent, katı adsorbent yüzeye tutunan maddeye ise adsorbat denir. Katı örgüsü içinde bulunan iyonlar çekim kuvvetlerince dengelenmiştir. Ancak katı yüzeyindeki atomların dengelenmemiş kuvvetleri, çözültideki maddeleri katı yüzeyine çekerler ve yüzey kuvvetleri dengelenmiş olur. Bu şekilde çözültideki maddelerin katı yüzeyine adsorpsiyonu gerçekleşir. Yani bu

olay, maddenin ara yüzeyinde bulunan moleküller arasındaki kuvvetlerin dengelenmemiş olmasından ve Van der Waals kuvvetlerinden ileri gelir (<http://yunus.hacettepe.edu.tr/~emrecan/tez/adsorpsiyon.htm>, Ocak 2011).

Adsorpsiyon, adsorbatın bir yüzeye birikimi ve konsantrasyon olmasını içeren bir süreç olup, sıcaklık ve basınç farkı olmasa dahi kendiliğinden gerçekleşebilir. Sonuç olarak, adsorpsiyon serbest entalpisi daima negatif işaretli olur. Bununla birlikte, sıvı ya da gaz ortamlarda bulunan tanecikler katı yüzeylere tutunduklarında daha düzenli hale geçtiklerinden adsorpsiyon sırasındaki entropi değişimi de daima negatif işaretli olur (Kodal, 2010).

Adsorpsiyon, ağır metal iyonlarının veya boyarmaddelerin gideriminde sıklıkla kullanılan bir yöntem olup, endüstriyel atıksuların arıtılmasında standart adsorbent olarak aktif karbon kullanılmaktadır. Ancak, yüksek maliyet, rejenerasyon ve kullanılan karbonun bertaraf problemlerinden dolayı çok geniş ölçeklerde kullanılamamaktadır ve sonuç olarak alternatif adsorbent/biyosorbent türleri aranmaktadır (Nakiboğlu, 2005; Aksu and Işoğlu, 2006).

2.3.1. Adsorpsiyon mekanizmaları

Adsorplayan madde yüzeyi ile adsorplanan kimyasal arasındaki çekim kuvvetlerine bağlı olarak gerçekleşen üç tür adsorpsiyon işlemi tanımlanmaktadır.

Fiziksel adsorpsiyon

Katı yüzey ile adsorplanan madde molekülleri arasındaki çekim kuvvetleri sonucu oluşan adsorpsiyon olayıdır. Adsorpsiyon sırasında moleküller arasında elektron alışverişi veya elektron paylaşımı olmaz. Fiziksel adsorpsiyonda zayıf van der Waals kuvvetleri etkili olduğundan adsorpsiyon tersinir karakterdedir ve adsorplanan moleküllerin desorpsiyonu söz konusudur.

Kimyasal adsorpsiyon

Adsorplanan madde ile katı yüzey arasındaki fonksiyonel grupların kimyasal etkileşimi ile oluşan adsorpsiyondur. Adsorplanan ve adsorplayan moleküller arasında elektron alışverişi veya paylaşımı olduğundan kuvvetli kimyasal bağlar oluşur ve katı yüzeye adsorbe olmuş moleküllerin uzaklaştırılması zor olur. Buna

bağlı olarak adsorpsiyon tersinmez karakterdedir. Adsorpsiyon sırasında açığa çıkan ısı reaksiyon ısısından daha büyüktür.

İyonik adsorpsiyon

Elektrostatik çekim kuvvetlerinin etkisi ile iyonlar yüzeydeki yüklü bölgelere tutunmaktadır. Burada adsorplayan ile adsorplananın iyonik güçleri önemlidir. İyonlar eş yüklü ise daha küçük olan tercihli olarak yüzeye tutulur. Çoğu adsorpsiyon olayında bu üç mekanizma birlikte veya ardarda gözlenir (Gupta and Suhas, 2009; <http://yunus.hacettepe.edu.tr/~emrecan/tez/adsorpsiyon.htm>, Ocak 2011)

2.3.2. Adsorpsiyonu etkileyen faktörler

Adsorpsiyon birçok parametre ile doğru veya ters orantılı olarak değişmektedir. Adsorpsiyona etki eden parametreler başlıca üç grup altında incelenir.

Adsorbentın özellikleri

Adsorbentın moleküler yapısı, yüzey yükü, yüzey alanı gibi özellikleri adsorpsiyon hızı ve kapasitesini etkileyen en önemli parametrelerdir. Adsorbentın gözenekli bir yapıya sahip olması tercih nedenidir. (Weber, 1972; Treybal, 1980; Metcalf and Eddy, 1991, Crini, 2006).

Adsorplananın özellikleri

Adsorplananın kimyasal yapısı, moleküler boyut, moleküldeki fonksiyonel gruplar, yükü, çözünürlüğü, derişimi ve polarite gibi özellikleri adsorpsiyon hız ve kapasitesini etkilemektedir. Genellikle adsorplanan maddenin derişimi arttıkça adsorbentın aktif merkez sayısına bağlı olarak adsorpsiyon hızı artar. Adsorplanan maddenin çözünürlüğü, adsorpsiyon dengesi için kontrol edici bir faktördür. Çözünürlük arttıkça çözücü-çözünen bağı kuvvetlenir, adsorpsiyon derecesi azalır. İyonlaşma arttıkça, adsorpsiyon azalır. Yüklü türler için adsorpsiyon minimum, nötral olanlar için maksimumdur (Harward, 1964; Ross et al., 1964; Hassler, 1974; Oğuz, 1986; Aksu, 1988).

Adsorpsiyon çözeltilisinin özellikleri

Adsorplananın yer aldığı çözeltilinin pH, sıcaklık, ortamda bulunan diğer anyon ve katyon derişimleri, ortamın iyonik gücü gibi özellikleri adsorpsiyon hız ve kapasitesini doğrudan etkilemektedir. Adsorpsiyon tepkimeleri ekzotermik yani reaksiyon sırasında dışarıya ısı veren tepkimelerdir. Bunun neticesinde adsorpsiyon verimi ile sıcaklık arasında ters orantı vardır. Fiziksel adsorpsiyon sırasında açığa çıkan ısı yoğunlaşma veya kristalleşme ısı ile eşdeğerde, kimyasal adsorpsiyon sırasında açığa çıkan ısı ise kimyasal reaksiyon ısısına eşdeğerdedir. Çözeltilinin pH'ına bağlı olarak miktarları değişen hidronyum iyonları oldukça kuvvetli adsorplanır.

2.4. Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon, ağır metaller veya boyarmaddeler gibi organik veya inorganik kirleticilerin biyolojik malzemeler (mikroorganizmalar, mikrobiyal ürünler, tarımsal artıklar vb.) tarafından aktif ya da pasif alınımı olarak tanımlanabilir. Doğal ya da kontrol edilemeyen durumlarda biyosorpsiyon aktif ve pasif taşınım mekanizmaların bir kombinasyonu biçiminde ortaya çıkar (Aksu et al. 2008). Biyosorpsiyonda iyon değişimi, kompleksleşme, şelatlama, mikroçökeltme gibi çeşitli pasif fizikokimyasal mekanizmalar sayesinde kirleticilerin uzaklaştırılması sağlanır (Güngörmedi ve diğ., 2009).

2.4.1. Biyosorpsiyona etki eden faktörler

Biyosorpsiyon hem hızlı bir süreç hem de oldukça seçicidir. Biyosorpsiyon hız ve kapasitesi, mikroorganizma türü, yüzey özellikleri, yüzey alanı, adsorplanan bileşenin cinsi ve özellikleri, ortam pH ve sıcaklığı diğer bileşenlerin varlığı gibi pek çok özellikten etkilenir. Kısacası adsorpsiyonu etkileyen tüm parametreler biyosorpsiyonu da etkiler.

2.4.2. Biyosorbentler

Biyosorpsiyon prosesinde kullanılan adsorbentler biyosorbent olarak adlandırılır. Biyolojik kökenli pek çok malzeme biyosorbent olarak kullanılabilir. Bunların arasında mikroorganizmalar (bakteriler, algler, mayalar, küf mantarları), mikroorganizmalardan elde edilen kitin, kitosan, aljinat gibi ürünler, tarımsal

a(r)tıklar (şeker pancarı küspesi, buğday kepeği, fındık kabuğu vb.) sayılabilir. Bu malzemeler düşük maliyetleri, kolay bulunabilirlikleri, asidik ve bazik koşullarda yapılarının bozulmaması vb. nedenlerden dolayı boyarmadde biyosorpsiyon çalışmalarında tercih edilmektedir.

Bu tez çalışmasında küf mantarlarından *R. arrhizus* ve tarımsal artıklardan şeker pancarı küspesi biyosorbent olarak RBB ve MB'nun adsorpsiyonunda kullanılmıştır.

Rhizopus arrhizus

R. arrhizus, spor oluşturan bir küf mantarı türü olup, uygun üreme sıcaklığı 30-35°C arasında değişir. Patates, dekstroz agar, malt özütü, soya pepton içeren besi ortamlarında özellikle pH 5,4-5,6 arasında aerobik olarak ürerler. Besin ortamı çok asidik olmadığı sürece her pH da ürerler. Koloniler üreme periyodunun değişik evrelerinde beyazdan kahverengiye dönüşerek ve sıvı besin ortamının yüzeyinde yaklaşık 10 mm yüksekliğinde küf oluşturarak ürerler (Kodal, 2010).

R. arrhizus'un hücre duvarı kitin, asidik polisakkaritler, lipitler, aminoasitler, glukanlar ve diğer hücre sel bileşenler içeren organik bileşiklerden oluşur ve bu organik bileşenler sayesinde yüzey adsorpsiyonu, iyon değişimi, mikro çökeltme, kompleksleşme ve şelatlama gibi mekanizmalarla kirleticilerin pasif alınımı sağlanır. Her yıl binlerce ton *R. arrhizus* lipaz, fumarik asit, steroidler gibi endüstriyel fermentasyon prosesleri sonucunda atık olarak açığa çıkar (Aksu and Gülen, 2002).

Şeker pancarı küspesi

Şeker endüstrisinin bir yan ürünü olan pancar küspesi, şeker eldesinde pancarın kıyılmasından ve şekerin ekstraksiyonundan sonra kalan posa kısmıdır ve yapısı temel olarak suda çözünmeyen hemiselüloz ve pektin gibi karbonhidratlardan ibarettir. Şeker pancarı küspesi doğal bir polisakkarit olup, bileşimi üretildiği bölgelere göre farklılık göstermekle birlikte, %20'si selülozik ve %40'dan fazlası kompleks heteropolisakkarit peptik yapılardan oluşmaktadır. Peptik yapı, karboksil grupları taşıyan poligalakturonik asitleri, arabinozu, galaktozu ve ramnozu ihtiva etmektedir. Çizelge 2.6.'da kuru şeker pancarı küspesinin bileşimi verilmiştir (Yılmaz, 2011).

Çizelge 2. 6. Kuru şeker pancarı küspesinin bileşimi

Bileşim maddeleri	%
Su	10.5- 13.4
Ham protein	8.0-8.6
Ham yağ	0.3-0.6
Ham selüloz	13.6-16.2
Azotsuz maddeler	56.4-59.4
Kül	3.4-4.0
Nişasta değeri	52.1-55.2

2.4.3. Biyosorbent hazırlama teknikleri

Kirleticilerin biyokütle yüzeyine biyosorpsiyonunda, biyosorbente çeşitli ön muamele işlemleri uygulanarak, biyosorbent yüzeyindeki aktif merkezlerin sayısı çoğaltılabilir, farklı kirletici bağlama merkezleri açığa çıkarılabilir veya adsorpsiyonu engelleyen yüzey karakteristiklerinin/gruplarının uzaklaştırılması sağlanabilir ve böylece biyosorbentin adsorpsiyon kapasitesi artırılabilir. Ön muamele işlemleri fiziksel ve kimyasal olmak üzere ikiye ayrılır.

Fiziksel ön iyileştirme teknikleri arasında

- Kurutma,
- Vakum ve dondurarak kurutma,
- Kaynatma veya ısıtma,
- Otoklavlama,
- Mekanik parçalama sayılabilir.

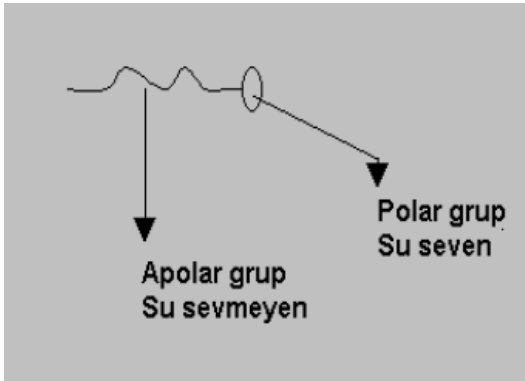
Kimyasal ön iyileştirme teknikleri arasında ise

- Yüzey aktif maddeler,
- Organik maddeler (formaldehit, etanol, aseton),
- İnorganik maddeler (NaOH, H₂SO₄, HNO₃, CaCl₂) ile muamele sayılabilir.

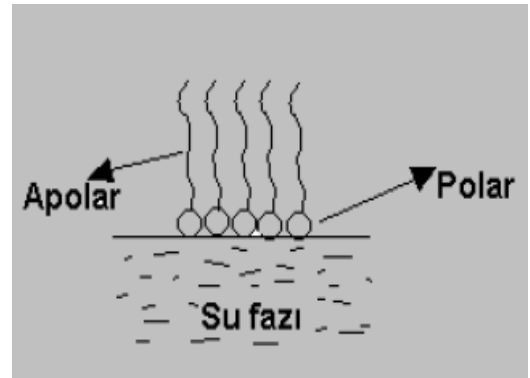
Yüklü yüzey aktif maddelerle muamele sonucu biyokütle üzerindeki ters yük değiştirilerek adsorpsiyonun pH'a bağlılığı ortadan kaldırılabilir (Aksu and Akın, 2010).

2.5. Yüzey Aktif Maddeler

Suda veya sulu bir çözeltide çözüldüğünde yüzey gerilimini çoğunlukla azaltan, aynı zamanda da iki sıvı arasındaki yüzeylerarası gerilimi de etkileyen kimyasal bileşiklerdir. Yüzey aktif maddeler su içinde kendi kendine "oto-organize" olabilen kimyasallar olup, suyu seven (hidrofilik) ve suyu sevmeyen (hidrofobik) kısımlardan oluşur (Şekil 2.3. ve Şekil 2.4.) (wikipedia).



Şekil 2.3. Başı ve kuyruk kısmı



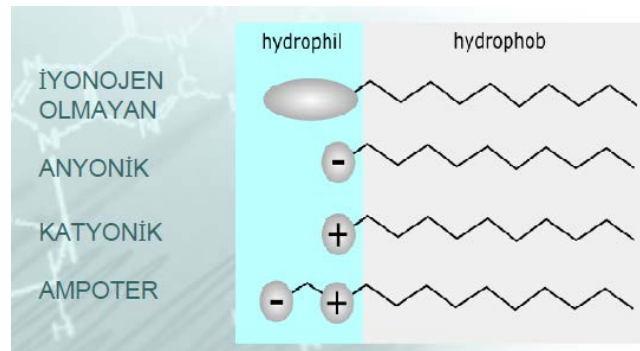
Şekil 2.4. Hava-su ara yüzeyi

Pek çok maddede hidrofobik kısım, 8-12 karbondan oluşan, düz veya çok az dallanmış bir hidrokarbondur. $C_{12}H_{25}^-$, $C_9H_{19}.C_6H_4^-$ örneğinde olduğu gibi, belirli bazı bileşiklerde karbon atomlarının bir kısmının yerini bir benzen halkası alabilir. Hidrofilik fonksiyonel grup çok değişik olabilir. $-CSO_3^-$ veya SO_3^- örneklerinde olduğu gibi anyonik, $-N(CH_3)^+$ veya $C_5H_5N^+$ örneğinde olduğu gibi katyonik, $-N(CH_3)(CH_2)_2COO^-$ örneğinde olduğu gibi anyonik ve katyonik, $-N(CH_3)O$ örneğinde olduğu gibi semipolar veya $-(OCH_2CH)_nOH$ örneğinde olduğu gibi iyonik olmayan (noniyonik) bir yapıda olabilir. Buna göre de petrolden elde edilen lineer alkil benzen sulfonatlar ile, hayvansal ve bitkisel yağlardan elde edilen sülfatların oluşturduğu anyonik yüzey aktif maddeler, en yaygın kullanılan bileşiklerdir. Diğer örnekler alkilbenzen-eter sülfonat, yağ alkolu-etilen oksid sülfat, alkil gliserin-eter sulfonat, izotiyonatm alkil esterleri ve metilalkil lauratlardır. Setiltrimetilamonyum bromürün bir örnek oluşturduğu kuarterner trimetilalkilamonyum halojenürler ise en yaygın katyonik yüzey aktif maddelerdir (wikipedia).

Yüzey aktif maddeler dört gruba ayrılır. Bunlar;

- **Anyonik aktif maddeler:** Çamaşır-bulaşık deterjanları, halı yıkama şampuanı vs. gibi sentetik temizlik maddelerinde kullanılır. Etkisi ve çözünürlüğü sıcaklıkla artar. Bu yüzden hafif kirleri çıkarıcı özelliğinden dolayı güvenlidir. Örneğin; Sabun.
- **Katyonik aktif maddeler:** Kir çıkarma özelliği zayıf olan katyonikler aynı zamanda pahalıdır. Birbirini nötralize edeceğinden anyoniklerle birlikte kullanılmaz. Daha çok yıkama sonrası işlemlerine uygun olan katyonikler genellikle çamaşır yumuşatıcı ve çamaşır suyu gibi dezenfektanlarda kullanılır. Antiseptik özelliğinden dolayı katyonikle temizlenen sert zeminler daha geç toz tutar.
- **Non-iyon aktif maddeler:** Anyonik ve katyoniklere oranla daha pahalı olan non-iyonik yüzey aktifler, güçlü kir çıkarma özelliğine sahiptir. Non-iyoniklerin su sertliğinden ve düşük sıcaklıktan etkilenmemesi, yağ bazlı kirleri en iyi şekilde çıkarması ve sentetikler için uygun olması diğer önemli özellikleridir. Hem anyonik, hem katyonik ile birlikte bulunabilir.,
- **Amfoterik aktif maddeler:** Amfoterik maddelerin yapısı oldukça karışıktır ve en az kullanılan yüzey aktif maddedir. Temizleme gücü yüksek ve cilde zararsızdır. Daha çok kozmetik sanayisinde kullanılmaktadır (<http://www.iyzi.net/genel-kultur/yuzey-aktif-maddeler-nelerdir.html>)

Şekil 2.5.'te yüzey aktif maddelerin türleri gösterilmiştir.

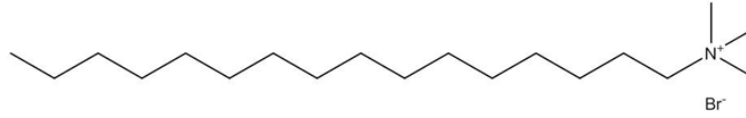


Şekil 2.5. Yüzey aktif madde türleri

Bu tez çalışmasında *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesinin yüzey modifikasyonu katyonik bir yüzey aktif madde olan ile yapılmıştır.

Cetyltrimethylammonium bromide (CTAB)

CTAB molekül formülü $C_{19}H_{42}BrN$ olan katyonik bir yüzey aktif maddedir. CTAB'ın IUPAC adı hexadecyl-trimethyl-ammonium bromidedir. Diğer adlandırma biçimleri ise cetyltrimethylammonium bromide ve hexadecyltrimethylammonium bromide şeklindedir. CTAB'ın kimyasal yapısı Şekil 2.6.'da gösterilmiştir. CTAB da herhangi bir yüzey aktif madde gibi sulu çözeltilerde miseller oluşturur. Cetyltrimethylammonium katyonu bakteri ve funguslara karşı etkili bir antiseptiktir. DNA ekstraksiyonunda tampon çözelti olarak, altın nanopartiküllerin sentezlenmesinde ve ayrıca saç bakım ürünlerinde de sıklıkla kullanılan CTAB'ın fiziksel özellikleri Çizelge 2.7.'de verilmiştir (wikipedia).



Şekil 2. 6. CTAB'ın Kimyasal Yapısı

Çizelge 2. 7. CTAB'ın özellikleri

Molekül Formülü	$C_{19}H_{42}BrN$
Molekül Ağırlığı	364.45 g/mol
Görünüm	Beyaz Toz
Erime Noktası	237–243°C (bozunma)

2.6. Tez Konusu ile İlgili Son Yıllarda Yapılan Çalışmalar

Çeşitli anyonik ve katyonik boyarmaddelerin doğal veya çeşitli ön işlemlere tabi tutularak hazırlanmış biyosorbentlere adsorpsiyonuyla ilgili son 10 yılda yapılmış çok fazla sayıdaki çalışmadan birkaç tanesi aşağıda özetlenmiştir.

O'Mahony ve arkadaşları (2002) yaptıkları bir çalışmada, yaygın olarak kullanılan üç reaktif boyarmaddenin sulu çözeltilerden biyosorpsiyonunda, kurutulmuş *R. arrhizus'u* kullanmışlardır. Biyokütlenin pH 2.0'de en yüksek 200.0 mg/g'lık Reactive Orange 16 boyarmaddesinin giderimini sağladığını gözlemişlerdir.

Low ve arkadaşları (2008) yaptıkları bir çalışmada, Acid Orange 8 (AO8), Acid Blue 45 (AB45) ve Reactive Orange 16 (RO16) anyonik boyarmaddelerinin uzaklaştırılmasında *Penicillium chrysogenum* miselyumunu kullanmışlardır. Biyokütle yüzeyi polyethylenimine ile modifiye edilmiş, anyonik boyarmadde adsorpsiyonunun artırılması için ise glutaraldehit ile çapraz bağlanmıştır. AO8, AB45 ve RO16 boyarmaddelerinin en yüksek adsorpsiyon kapasiteleri modifiyesiz biyoküteller için sırasıyla 33.0; 18.0 ve 25.0 mg/g, yüzey modifiyeli biyoküteller için ise sırasıyla 352.0; 196.0 ve 338.0 mg/g olarak ölçülmüştür.

Güngörmedi ve arkadaşları (2009) yaptıkları bir çalışmada, Reaktif Red 198 boyarmaddesinin *Trametes versicolor* kuru biyokütlesine biyosorpsiyonunu incelemişler ve 35°C sıcaklıkta, pH 2.0'de, 75 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde en yüksek % 92.6'lık verim elde etmişlerdir.

Tunç ve arkadaşları (2009) yaptıkları bir çalışmada, Remazol Black B (RB5) boyarmaddesinin gideriminde pamuk fabrikası atıklarından pamuk sapı ve pamuk gövdesinin kullanımını araştırmışlardır. Langmuir denge modeline göre pH 1.0'de pamuk sapı ve pamuk gövdesine en yüksek RB5 biyosorpsiyonunu sırasıyla 35.7 mg/g ve 50.9 mg/g olarak bulmuşlardır.

Mao ve arkadaşları (2009) yaptıkları bir çalışmada, *Corynebacterium glutamicum* biyokütlesi üzerine polyethylenimin (PEI)'nin çapraz bağlanmasının biyosorpsiyon kapasitesine etkisini araştırmışlardır. PEI modifiyeli *C. Glutamicum'a* en yüksek RR4 adsorpsiyon kapasitesi 485.1 mg/g, modifiyesiz biyoküttelede ise 171.9 mg/g olarak ölçülmüştür.

Akar ve arkadaşları (2010a) yaptıkları bir çalışmada, *Pyracantha coccinea* biyokütlesinin yüzey modifikasyonunda hegzadecylethyldimethyl ammonium bromide (HDEDMABr) katyonik yüzey aktif maddesini kullanmışlardır. Kurutulmuş doğal biyokütle ile modifiyeli biyokütle karşılaştırıldığında, Acid Red 44 (AR44)

boyarmaddesinin modifiyeli biyosorbentle 105.0 mg/g'lık en yüksek biyosorpsiyon kapasitesine sahip olduğu saptanmıştır.

Aksu ve arkadaşları (2010b) yaptıkları bir diğer çalışmada, katyonik boyarmadde Methylene Blue'nun *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonuna, çözelti ortamına değişen derişimlerde anyonik yüzey aktif madde sodium dodecylsulfate (SDS)'nin eklenmesinin etkisini incelemişlerdir. Fungus, SDS'li ve SDS'siz ortamda en yüksek MB giderimini pH 10.0'da sağlamıştır. Yüzey aktif madde içermeyen biyosorpsiyon ortamında en yüksek boyarmadde giderimi 370.3 mg/g olarak ölçölmüşken, ortama 1mM SDS eklenmesiyle bu değer 1666.6 mg/g'a yükselmiştir.

Akar ve Divriklioğlu (2010b) yaptıkları diğer bir çalışmada, kirlenmiş çözeltilerdeki Reactive Red 2 boyarmaddesinin yüzey modifikasyonlu makro funguslarla (*A. Bisporus*) giderimini araştırmışlardır. Kesikli sistemde çözeltiden 141.5 mg/g boyarmadde nispeten kısa sürede uzaklaştırılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda biyokütlenin CTAB ile modifiye edilmesinin biyosorpsiyon için gerekli olan biyosorbent miktarını azalttığı görölmüşür.

Aksu ve Akın'ın (2010a) yaptıkları başka bir çalışmada ise, canlı ve ön işleme tabi tutulmuş (kurutulmuş, otoklavlanmış, asit (H₂SO₄) ile muamele edilmiş, baz (NaOH) ile muamele edilmiş) aktif çamur sulu çözeltilerdeki Remazol Black B'nin biyosorpsiyon kapasitelerini karşılaştırmışlardır. Deneysel sonuçlara göre tüm iyileştirme yöntemlerinin aktif çamurun boyarmadde biyosorpsiyon kapasitesini düşürdüğünü gözlemişler, pH 2.0'de canlı aktif çamur biyosorbentiyle 134.8 mg/g'lık RBB adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

3. DENEY SİSTEMİNİN MATEMATİKSEL TANIMLANMASI

3.1. Adsorpsiyon Hızı

Adsorpsiyon hızı, birim adsorbent kütlesi tarafından adsorplanan boyarmadde miktarına (q) karşı zaman grafiğinden, t=0 anında çizilen teğetin eğimi olarak tanımlanır. (Eşitlik 3.1.)

$$r_{ad} = \frac{dq}{dt} \quad (3.1.)$$

Burada,

r_{ad} : Adsorpsiyon hızı [mg/(g.dk)],

q: Birim adsorbent kütlesi tarafından adsorplanan boyarmadde miktarı (mg/g),

t: zaman (dk)

dır. q ise Eşitlik 3.2. ile tanımlanabilir:

$$q = \frac{C_o - C}{X_o} \quad (3.2.)$$

Burada,

C_o : Başlangıç boyarmadde derişimi (mg/l),

C: Herhangi bir anda adsorpsiyon ortamında adsorplanmadan kalan boyarmadde derişimi (mg/l),

X_o : Adsorbentin çözeltildeki derişimi (g/l)'dir.

3.2. Adsorpsiyon Verimi

Adsorpsiyon verimi, boyarmadde adsorpsiyonunda, dengede, adsorbentin adsorpladığı boyarmadde derişiminin, başlangıç boyarmadde derişimine oranı olarak tanımlanmıştır. (Eşitlik 3.3.).

$$\% \text{Adsorpsiyon} = \frac{C_{ad,den}}{C_o} \quad (3.3.)$$

Burada,

$C_{ad,den}$: Dengede, adsorbentin adsorpladığı boyarmadde derişim (mg/l)'dir.

3.3. Adsorpsiyon Dengesinin Modellenmesi

Adsorpsiyon bir denge sürecidir ve adsorplananın çözültide kalan derişimi ile katı yüzeye tutunan derişimi arasında dinamik bir denge oluşana kadar devam eder. Dengenin bu durumunda adsorplananın katı ve sıvı fazları arasında belirli bir dağılım vardır. Adsorbentin birim kütlesine adsorplanan madde miktarı artan derişimle doğrusal olmayan artış gösterir. Bu durumda adsorpsiyon dengesini belirtmek için, sabit sıcaklıkta dengede çözültide kalan kirletici derişimine karşı, biyosorbentin birim kütlesinde adsorplanan miktarı grafiğe geçirilip adsorpsiyon izoterm eğrileri elde edilir. Bu eğriler 'denge izotermi' olarak adlandırılır ve denge modellerinin oluşturulmasında ve adsorpsiyon sistemlerinin tasarlanmasında çok önemli rol oynarlar. Belli şartlardaki izoterm bir modele uyarken başka şartlarda ise aynı modele uymamaktadır. Tek bir adsorpsiyon süreci için uygulanabilir tek bir denge modeli bulunmamaktadır.

Adsorpsiyon dengesinin tanımlanmasında Langmuir ve Freundlich başta olmak üzere pek çok model geliştirilmiştir. Model sabitlerinin belirlenmesinde en genel yöntem, zamana bağlı olarak adsorplananın derişimindeki değişimleri ölçmektir.

Langmuir modeli

Langmuir modeline göre, adsorbent yüzeyinde sabit sayıda aktif adsorpsiyon merkezi vardır, bu merkezlerin hepsi aynı enerji düzeyindedir ve adsorplanan bileşenler adsorbent yüzeyinde doygun tek bir tabaka oluşturur. Ayrıca bu modele göre adsorpsiyon dengesi dinamik bir dengedir ve yüzeye tutunmuş moleküller birbirleriyle etkileşim göstermezler.

Langmuir modeli Eşitlik 3.4. ile ifade edilir:

$$q_{den} = \frac{Q^{\circ} b C_{den}}{1 + b C_{den}} \quad (3.4.)$$

Burada,

q_{den} : Dengede, birim adsorbent kütlesi tarafından adsorplanan boyarmadde miktarı (mg/g),

C_{den} : Dengede, adsorplanmadan çözültide kalan kirletici derişimi (mg/l),

b : Adsorpsiyon entalpisi ile ilgili kirleticinin adsorbente ilgisi ve aralarındaki bağı kuvvetliliğini gösteren bir sabit (l/mg),

Q° : Yüzeyde tam bir tek tabak oluşturmak için, adsorbentin birim kütlesi başına adsorplanan bileşen miktarı (mg/g)'dır.

Eşitlik 3.4.'ün doğrusallaştırılmasıyla Eşitlik 3.5. elde edilir:

$$\frac{C_{den}}{q_{den}} = \frac{C_{den}}{Q^{\circ}} + \frac{1}{bQ^{\circ}} \quad (3.5.)$$

C_{den}/q_{den} 'e karşı C_{den} grafiğinin eğimi $1/Q^{\circ}$ 'ı, y eksenini kesim noktası $1/bQ^{\circ}$ 'ı verir. Q° ve b 'nin büyüklüğü yüksek adsorpsiyon kapasitesine işaret eder. Adsorpsiyon çok az, yani $bC_{den} \ll 1$ ise, dengede birim adsorbent başına adsorplanan madde miktarı, çözültide adsorplanan madde miktarı ile orantılıdır. Bu durumda Eşitlik 3.4. Eşitlik 3.6.'ya dönüşür.

$$q_{den} = Q^{\circ} b C_{den} \quad (3.6.)$$

Adsorpsiyonun fazla olduğu durumda ise $bC_{den} \gg 1$ olup, dengede birim adsorbent başına adsorplanan madde miktarı sabit kalır ve Eşitlik 3.7. ile ifade edilir.

$$q_{den} = Q^{\circ} \quad (3.7.)$$

Langmuir modeli, seyreltik çözültilerdeki adsorpsiyonlarda iyi sonuç verir.

Freundlich modeli

Adsorpsiyon ısısına bağı olarak değişen heterojen yüzey enerjileri için Freundlich modeli tanımlanmıştır. Bu model Langmuir adsorpsiyon eşitliğindeki enerji ile ilgili terimin (b), yüzey örtüsünün (q) bir fonksiyonu olarak değiştii özel bir durumu ifade eder ve Eşitlik 3.8. ile tanımlanır:

$$q_{den} = K_F C_{den}^{1/n} \quad (3.8.)$$

Burada,

K_F : Sıcaklığa, biyosorbent özelliğine ve adsorplanan bileşene bağlı olarak, adsorpsiyon kapasitesinin büyüklüğünü gösteren adsorpsiyon sabiti ($l^{1/n}mg^{1-1/n}/g$),

n : Adsorpsiyon şiddetini gösteren adsorpsiyon derecesidir.

Eşitlik 3.8.'in doğrusallaştırılmış şekli Eşitlik 3.9. ile verilir:

$$\ln q_{den} = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_{den} \quad (3.9.)$$

$\ln q_{den}$ 'e karşı $\ln C_{den}$ grafiğinin eğiminden $1/n$, y eksenini kesim noktasından ise $\ln K_F$ bulunur. Freundlich eşitliğinde $n > 1$ olup n ve K_F parametreleri genellikle sıcaklık artışıyla azalır. K_F ve n değerlerinin büyük olması, adsorbent, adsorpsiyona eğilimli ve adsorplama kapasitesinin yüksek olduğunu gösterir.

Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modelleri matematiksel olarak seyreltik çözeltilerden adsorpsiyonu karakterize ettiklerinden, ortalama derişim aralıklarında adsorpsiyon verileri her iki izoterme de uygunluk gösterir. Heterojen yüzeylerdeki değişik aktif bağlanma merkezlerini içerdiğinden dolayı Freundlich modeli, Langmuir modelinden daha gerçekçi bir yaklaşımdır.

3.4. Biyosorpsiyon Kinetiğinin Matematiksel Modellenmesi

Kimyasal reaksiyon ve kütle aktarımı gibi potansiyel hız kontrol basamaklarını ve biyosorpsiyon mekanizmasını araştırmak üzere, çeşitli kinetik modeller kullanılmaktadır. Kesikli karıştırmalı bir sistemde biyosorbent, serbest tanecik süspansiyonu olarak kullanıldığı zaman, adsorbent yüzeyindeki tüm bağlama merkezleri adsorplanacak bileşenlerin tutulması için kolay taşınabilir hale gelir. Bundan dolayı bu tür sistemlerin mühendislik analizlerinde, biyosorpsiyon dış film difüzyonunun etkisi –çok düşük olduğu varsayılarak- ihmal edilir. Ölçülen derişimlerin yüzey derişimine eşit olduğu kabul edilerek, aşağıda önerilen birinci ve ikinci derece kinetik modellerle doygunluk tipi kinetik model biyosorpsiyon hız sabitlerinin hesaplanmasında kullanılabilir.

3.4.1. Sorbent kapasitesi (q) temel alınarak biyosorpsiyonun kinetik modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

Aşağıda önerilen birinci ve ikinci derece kinetik modellerden yararlanarak, tüm adsorpsiyon basamaklarını içeren adsorpsiyon hız sabitleri hesaplanabilir.

Birinci derece kinetik

Lagergren'in adsorbent kapasitesini temel alarak önerdiği birinci derece kinetik model Eşitlik 3.10.'da verilmiştir.

$$\frac{dq}{dt} = k_{1,ad} (q_{den} - q) \quad (3.10.)$$

Burada $k_{1,ad}$ birinci derece adsorpsiyon hız sabiti (1/dak) dır. $t=0$ 'da $q=0$ ve $t=t'$ 'de $q=q$ sınır koşulları uygulanarak Eşitlik 3.10.'nun integrali alındığında Eşitlik 3.11. elde edilir.

$$\log(q_{den} - q) = \log q_{den} - \frac{k_{1,ad}}{2.303} t \quad (3.11.)$$

Bu kinetik modelin uygulanabilirliği; $\log(q_{den}-q)$ 'ya karşı t grafiğinin bir doğru vermesiyle uygundur. q_{den} ve $k_{1,ad}$ değerleri doğrunun eğimi ve y eksenini kesim noktasından hesaplanabilir. Ancak bu model, pek çok durumda toplam adsorpsiyon süresi için geçerli değildir, genellikle adsorpsiyon prosesinin ilk 20-30 dakikası için uygulanabilir. Ayrıca, doğru deneysel q_{den} değerlerinin tayini $t=\infty$ 'da mümkün olacağından birinci derece kinetik model iyi uyum göstermeyebilir (Akın, 2006).

İkinci derece kinetik

İkinci derece kinetik model, katı fazın adsorpsiyon kapasitesi temeline dayanır. Bu model, tüm adsorpsiyon süresince olan davranışı tahmin eder ve hız kontrol basamağı olan adsorpsiyon mekanizmasıyla uyum halindedir. İkinci derece kinetik model Eşitlik 3.12. ile gösterilir:

$$\frac{dq}{dt} = k_{2,ad} (q_{den} - q)^2 \quad (3.12.)$$

Burada $k_{2,ad}$ ikinci derece adsorpsiyon sabitidir (g/mg.dak) $t=0$ 'da $q=0$ ve $t=t'$ 'de $q=q$ sınır koşulları uygulanarak Eşitlik 3.12. integre edildiğinde Eşitlik 3.13. bulunur:

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_{2,ad} q_{den}^2} + \frac{1}{q_{den}} t \quad (3.13.)$$

t/q 'ya karşı t doğrusunun eğiminden ve y eksenini kesim noktasından q_{den} ve $k_{2,ad}$ değerleri hesaplanabilir.

3.4.2. Başlangıç derişimine (C_o) bağlı olarak adsorpsiyonun kinetik modellenmesi (doygunluk tipi kinetik) ve model sabitlerinin hesaplanması

Çözeltideki düşük adsorplanan bileşen derişimlerinde adsorpsiyon hızının başlangıç derişimi ile,

$$r_{ad} = kC_o \quad (3.14.)$$

şeklinde birinci dereceden değişmesi, yüksek derişimlerde ise hızın derişimden bağımsız ve sabit bir değere ulaşması nedeniyle Eşitlik 3.15. adsorpsiyon hızının tanımında kullanılmıştır.

$$r_{ad} = \frac{kC_o}{1+k_o C_o} \quad (3.15.)$$

Bu tür hız eşitliği "doygunluk tipi kinetik" olarak tanımlanmaktadır. Burada, k [l/(g.dak)] ve k_o (l/mg) doygunluk tipi hız sabitlerini tanımlar. Bu hız eşitliğinin doğrusallaştırılmış şekli Eşitlik 3.16. ile verilir.

$$\frac{1}{r_{ad}} = \frac{1}{k} \frac{1}{C_o} + \frac{k_o}{k} \quad (3.16.)$$

$1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiğinin y eksenini kesim noktası k_o/k 'yı, eğimi ise $1/k$ 'yı verir (Akın, 2006).

4. DENEY SİSTEMİ ve YÖNTEMLERİ

4.1. *R. arrhizus*'un Üretilmesi

Deneyisel çalışmalarda kullanılan *Rhizopus arrhizus*, Amerika Birleşik Devletleri Tarım Bakanlığı Kültür Koleksiyonu (USDA)'dan liyofilize halde getirilmiştir. *R. arrhizus*, otoklavlanarak steril hale getirilmiş ve bileşenleri Çizelge 4.1.'de verilmiş yapay besin ortamında, 30°C'da ve pH 5.5-6.0'da, 10 gün süre ile üremeye bırakılmıştır.

Çizelge 4.1. *R. arrhizus*'un üretiminde kullanılan sıvı besin ortamı bileşenleri

Bileşen	Derişim (g/l)
Soya Pepton	2.7
Malt Özütü	8.5

4.2. Biyosorbentlerin Hazırlanması

Deneyisel çalışmalarda biyosorbent olarak kurutulmuş ve CTAB ile ön muamele edilmiş *R. arrhizus* küf mantarı ve şeker pancarı küspesi kullanılmıştır.

4.2.1. Kurutulmuş biyosorbentlerin hazırlanması

R. arrhizus'un deneysel çalışmalar için hazırlanması

Üremesi tamamlanan *R. arrhizus* pelletleri, adsorpsiyon çalışmalarında kullanılmak üzere sıvı besin ortamından ayrılmış, ardından üzerinde taşıdığı sporelerden ve siyah suyundan arındırmak üzere saf suyla 4-5 defa yıkanmıştır. Yıkanan ve süzölen küf mantarları ters çevrilerek üzerlerine yaklaşık 25-30 ml %1'lik formaldehit çözeltisi koyularak 1 saat süreyle bekletilmiştir. Bu işlem de tamamlandıktan sonra küf mantarları formaldehitten süzölerek ayrılmış ve petri kaplarına alınmıştır. Son olarak etüvde yaklaşık 80°C'da sabit tartıma gelene kadar kurutulmuştur.

Kurutulmuş küf mantarı pelletleri baget ve havan yardımıyla parçalanmış ve sonra 10 g/l derişimde olacak şekilde üzerlerine saf su eklenerek 4000 rpm'de çalışan homojenizatör (Heidolph DIAX 900)'de 25-30 dakika süre ile parçalama işlemine tabi tutulmuştur. Mikroorganizma çözeltisi daha sonra biyosorpsiyon işlemlerinde biyosorbent olarak kullanılmak üzere buzdolabında saklanmıştır.

Şeker pancarı küspesinin deneysel çalışmalar için hazırlanması

Önceden Ankara Şeker Fabrikasından temin edilmiş ve laboratuarda saf sudan geçirildikten sonra 85°C'de sabit tartıma gelinceye kadar kurutulmuş, öğütülmüş ve elek analizi yapılarak boyutlandırılmıştır. Boyutlandırılan kurutulmuş şeker pancarı küspeleri nem almayacak şekilde ağızları sıkıca kapalı kaplara konularak muhafaza edilmiştir.

4.2.2. Yüzey modifikasyonlu biyosorbentlerin hazırlanması

R. arrhizus'un deneysel çalışmalar için hazırlanması

Daha önceden kurutulmuş ve parçalanmış *R. arrhizus*'un yüzey modifikasyon işlemi dört farklı derişimdeki CTAB çözeltileriyle yapılarak dört farklı yüzey modifikasyonlu biyosorbent elde edilmiştir. Bu amaçla kurutulmuş ve parçalanmış küf mantarlarına sırasıyla 5, 10, 15 ve 20 g/l lik CTAB çözeltilerinden 1 g kuru küf mantarına 100 ml olacak şekilde eklenmiş ve beherlerin ağızları kapatılarak, oda sıcaklığında 150 rpm dönüş hızında çalışan karıştırıcıda bir gün süreyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmıştır. Bir günün sonunda elde edilen karışım santrifüjlenerek katı ve sıvı kısım ayrılmış, sıvı kısım atıldıktan sonra katı kısım saf suyla yıkanmıştır. Bu işlem 3 kez arka arkaya tekrar edilmiş ve böylece fazla yüzey aktif maddesi biyokütleden uzaklaştırılmıştır. Süzülen katı kısım petri kabına dökülmüş ve etüvde yaklaşık 80°C'de sabit tartıma gelene kadar (2-3 gün) kurutulmuştur. Kurutulmuş biyosorbentler petri kabından kazınmış ve cam baget yardımıyla ufalanmıştır. Hazırlanan yüzey modifikasyonlu biyosorbent nem almayacak şekilde ağızları sıkıca kapalı kaplara konularak oda koşullarında muhafaza edilmiş ve adsorpsiyon ortamına doğrudan 1 g/l derişim sağlanacak şekilde aktarılmıştır.

Şeker pancarı küspesinin deneysel çalışmalar için hazırlanması

Kurutulmuş ve boyutlandırılmış şeker pancarı küspesinin yüzey modifikasyon işlemleri, üç farklı boyut aralığında sınıflandırılan şeker pancarı küspesine yine üç farklı derişimde CTAB çözeltileri eklenerek yapılmıştır. Kurutulmuş şeker pancarı küspesine sırasıyla 10, 15 ve 20 g/l lik CTAB çözeltilerinden 1 g kuru küspe/100 ml CTAB çözeltisi olacak şekilde eklenmiş ve her beherin ağızı kapatılarak oda

sıcaklığında 150 rpm dönüş hızında çalışan karıştırıcıda bir gün süreyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmıştır. Bir günün sonunda elde edilen karışım santrifüjlenerek katı ve sıvı kısım ayrılmış, sıvı kısım atıldıktan sonra katı kısım saf suyla yıkanmıştır. Bu işlem 3 kez arka arkaya tekrar edilmiş ve böylece fazla yüzey aktif maddesi biyokütleden uzaklaştırılmıştır. Süzülen katı kısım petri kabına dökülmüş ve etüvde yaklaşık 80°C'de sabit tartıma gelene kadar (2-3 gün) kurutulmuştur. Kurutulmuş biyosorbentler petri kabından kazınmış ve cam baget yardımıyla ufalanmıştır. Hazırlanan yüzey modifikasyonlu biyosorbent nem almayacak şekilde ağızları sıkıca kapalı kaplara konularak oda koşullarında muhafaza edilmiş ve adsorpsiyon ortamına doğrudan 1 g/l derişim sağlanacak şekilde aktarılmıştır.

4.3. Remazol Black B ve Methylene Blue Boyarmadde Çözeltilerinin Deneysel Çalışmalar için Hazırlanması

Deneysel çalışmalarda kullanılmak üzere DyStar Firmasından temin edilen RBB'den 1000 mg/l'lik stok çözelti hazırlanmış ve buzdolabında saklanmıştır. İstenen derişimlerdeki RBB çözeltileri bu stok çözeltiden seyreltilerek hazırlanmıştır. Aynı şekilde istenen derişimlerdeki MB çözeltileri de önceden hazırlanmış 1000 mg/l'lik stok çözeltiden seyreltilerek elde edilmiştir.

4.4. Çalışmalarda Kullanılan Deney Düzeneği

Tüm deneysel çalışmalarda, 100 ml çalışma hacmine sahip 250 ml'lik erlenlerde 100 rpm dönüş hızında ve 25°C sabit sıcaklıkta çalışan inkübatörde (Medline SI-600 R) kesikli olarak gerçekleştirilmiştir. Deney sırasında çözeltilerin buharlaşmalarının önlenmesi amacıyla erlenlerin ağızı alüminyum folyo ile kapatılmıştır.

4.5. Deneylerin Yapılışı

4.5.1. Yüzey modifikasyonsuz biyosorbentlerle deneylerin yapılışı

Kurutulmuş *R. arrhizus* ile yapılan deneyler

Deneysel çalışmalarda kullanılmak üzere buzdolabında muhafaza edilen 10 g/l'lik *R. arrhizus* çözeltilerinden 10 ml alınarak, pH'ı istenen değere ayarlanmış, 90 ml boyarmadde çözeltisine eklenerek böylece çalışma hacminin 100 ml, çözeltideki

biyosorbent derişiminin ise 1 g/l olması sağlanarak deney başlatılmıştır. Biyosorbent, boyarmadde çözeltilisine eklenmeden önce bir miktar boyarmadde çözeltilisi ortamdan alınıp uygun oranda seyreltikten sonra başlangıç boyarmadde derişimi ölçülmüştür. Bu veri t=0 anındaki boyarmadde derişimi olarak belirlenmiştir. Sistem dengeye gelene kadar önce 5-10 dakikada bir, birinci saatten itibaren de saatte bir defa olmak üzere yaklaşık 24 saat ölçüm alınmıştır. Alınan örnekler 5000 rpm'de 5 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Bu işlemin ardından, sıvı kısımdan bir miktar çözelti alınarak ve uygun oranda seyreltilerek UV-Visible Spektrofotometrede adsorplanmadan kalan boyarmadde derişimi tayin edilmiştir.

Kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile yapılan deneyler

Deneyisel çalışmalarda kullanılmak üzere uygun ortamda muhafaza edilen çeşitli boyut aralıklarındaki kurutulmuş şeker pancarı küspesinden 0,1 g alınarak, pH'ı istenen değere ayarlanmış, 100 ml hacmindeki ve çalışılacak derişimdeki boyarmadde çözeltilisine eklenerek deney başlatılmıştır. Biyosorbent, boyarmadde çözeltilisine eklenmeden önce bir miktar boyarmadde çözeltilisi ortamdan alınıp uygun oranda seyreltikten sonra başlangıç boyarmadde derişimi ölçülmüştür. Bu veri t=0 anındaki boyarmadde derişimi olarak belirlenmiştir. Sistem dengeye gelene kadar önce 5-10 dakikada bir, birinci saatten itibaren de saatte bir defa olmak üzere yaklaşık 24 saat ölçüm alınmıştır. Alınan örnekler 5000 rpm'de 5 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Bu işlemin ardından, sıvı kısımdan bir miktar çözelti alınarak ve uygun oranda seyreltilerek UV-Visible Spektrofotometrede adsorplanmadan kalan boyarmadde derişimi tayin edilmiştir.

4.5.2. Yüzey modifikasyonlu biyosorbentler kullanılan deneylerin yapılışı

Deneyisel çalışmalarda kullanılmak üzere önceden 5, 10, 15 veya 20 g/l CTAB ile modifikasyon işlemi uygulanmış *R. arrhizus*'tan veya 10, 15 veya 20 g/l CTAB ile modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesinden 0,1 g alınarak, pH'ı uygun değerlere ayarlanmış, 100 ml çalışma hacminde ve istenilen derişimlerdeki boya çözeltilisine eklenerek deney başlatılmıştır. Biyosorbent, boyarmadde çözeltilisine eklenmeden önce bir miktar boyarmadde çözeltilisi ortamdan alınıp uygun oranda seyreltikten sonra başlangıç boyarmadde derişimi ölçülmüştür. Bu

veri $t=0$ anındaki boyarmadde derişimi olarak belirlenmiştir. Sistem dengeye gelene kadar önce 5-10 dakikada bir, birinci saatten itibaren de saatte bir defa olmak üzere yaklaşık 24 saat ölçüm alınmıştır. Alınan örnekler 5000 rpm'de 5 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Bu işlemin ardından, sıvı kısımdan bir miktar çözelti alınarak ve uygun oranda seyreltilerek UV-Visible Spektrofotometrede adsorplanmadan kalan boyarmadde derişimi tayin edilmiştir.

4.6. Analiz Yöntemleri

4.6.1. Remazol Black B analizi

Deney sırasında ortamda adsorplanmadan kalan RBB derişimi uygun oranda seyreltme yapılarak spektrofotometrik olarak 598 nm'de tayin edilmiştir. Referans olarak su kullanılmıştır (Ek 1).

4.6.2. Methylene Blue analizi

Deney sırasında ortamda adsorplanmadan kalan MB derişimi uygun oranda seyreltme yapılarak spektrofotometrik olarak 663 nm'de tayin edilmiştir. Referans olarak su kullanılmıştır (Ek 2).

5. DENEYSEL SONUÇLAR

Bu tez çalışmasında tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan anyonik yapıdaki Remazol Black B (RBB) ve katyonik yapıdaki Methylene Blue (MB)'nin kurutulmuş *Rhizopus arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonu 25°C sıcaklıkta kesikli sistemde incelenmiştir. Ayrıca, her bir biyosorbent katyonik yapıdaki yüzey aktif maddelerden cetyl trimethylammonium bromide (CTAB) ile farklı derişimlerde yüzey modifikasyonuna uğratılarak RBB ve MB'nun kesikli sistem biyosorpsiyonunda da kullanılmıştır. Kurutulmuş ve modifiye edilmiş her bir biyosorbent ve boyarmadde için başlangıç pH'ının ve başlangıç boyarmadde derişimlerinin adsorpsiyon hız ve verimine etkileri araştırılmıştır. Her bir sistem için elde edilen denge verilerinin Langmuir ve Freundlich modellerine, kinetik verilerin ise birinci derece, ikinci derece ve doyunluk tipi kinetik modellere uygunluğu araştırılarak her bir model için model sabitleri saptanmıştır.

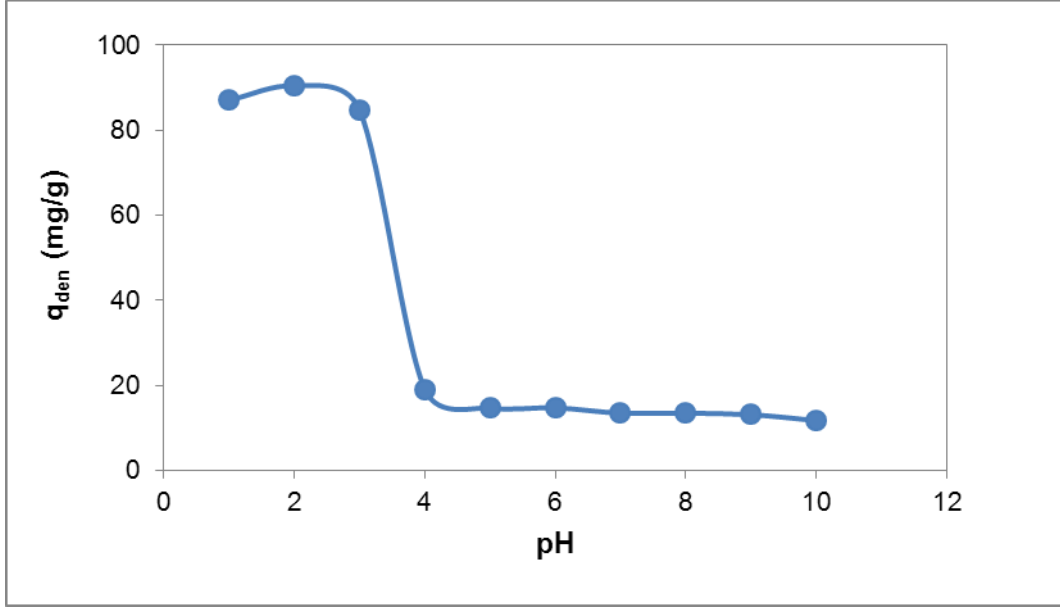
5.1. Remazol Black B Anyonik Boyarmaddesi'nin Biyosorpsiyonu

5.1.1. *Rhizopus arrhizus* çalışmaları

5.1.1.1. Kurutulmuş *R. arrhizus* ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

Kurutulmuş *R. arrhizus* fungusuna RBB'nin biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç adsorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına ve % RBB giderimi üzerine etkisi, 100 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 1.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiş ve adsorpsiyonun en yüksek kapasitede (90.6 mg/g) gerçekleştiği pH değerinin Şekil 5.1.'den de görüldüğü üzere 2.0 olduğu saptanmıştır. Çizelge 5.1.'de ise farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderim değerleri verilmiştir. Çizelgeden pH 2.0'de en yüksek hız ve giderim verimlerinin elde edildiği görülmektedir.



Şekil 5.1. RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'nın dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

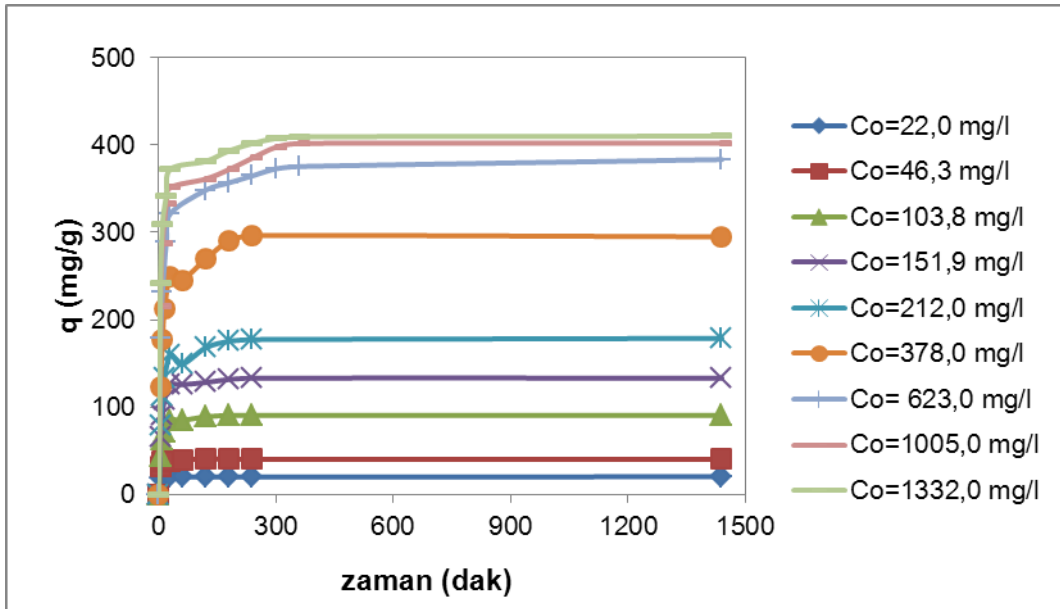
Çizelge 5.1. RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($C_o= 100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi
1.0	14.35	87.1	87.1
2.0	12.45	90.6	87.3
3.0	10.12	84.9	80.8
4.0	1.83	19.2	16.7
5.0	1.05	14.8	12.8
6.0	0.74	15.0	12.9
7.0	0.55	13.6	11.8
8.0	0.28	13.5	11.8
9.0	0.27	13.2	11.0
10.0	0.29	11.8	10.2

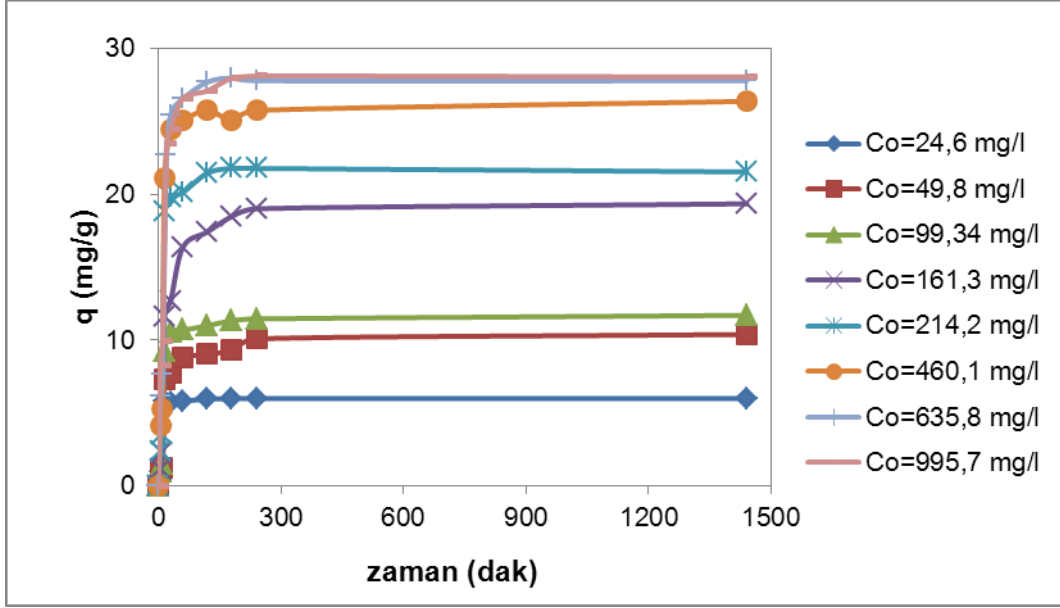
Başlangıç RBB derişiminin etkisi

Kurutulmuş *R. arrhizus*'a RBB biyosorpsiyonunda başlangıç RBB derişiminin biyosorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 2.0 ve pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimleri sırasıyla 25-1350 mg/l ve 25-1000 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç RBB derişimlerinde birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri

Şekil 5.2. ve Şekil 5.3.'te verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad} , q_{den} ve % RBB giderim değerleri ise Çizelge 5.2.'de sunulmuştur. Şekil 5.2. ve Şekil 5.3.'ten her iki pH değerinde ve çalışılan tüm derişimlerde adsorpsiyon süresi arttıkça birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının belli bir değere kadar hızla artış gösterdiği, ancak belli bir noktadan sonra zaman parametresinin adsorplanan boyarmadde miktarına etkisinin kalmadığı, yani denge değerlerine ulaşıldığı ve bu değerlerin değişmediği görülmektedir. Şekillerden ayrıca, tüm başlangıç boyarmadde derişimleri için dengenin boyarmadde derişimine bağlı olarak yaklaşık 3-6 saat arasında oluştuğu, her iki pH değerinde de başlangıç RBB derişiminin 1300 mg/l'ye kadar arttıkça dengede adsorplanan boyarmadde miktarının arttığı, yüksek boyarmadde derişimlerdeki artışın ise çok fazla olmadığı gözlenmektedir. Çizelgelerden pH 2.0'de 1332.2 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde kurutulmuş *R. arrhizus*'ün en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasitesi 410.2 mg/g iken, pH 8.0'de 995.7 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde fungusun en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasitesi 28.0 mg/g olarak görülmektedir. pH 2.0'de elde edilen hız, kapasite ve verim değerlerinin pH 8.0'de elde edilenlerden çok daha yüksek olduğu da gözden kaçırılmamalıdır.



Şekil 5.2. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.3. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri ($T = 25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1 \text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.2. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1 \text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH=2.0			
C_0 (mg/l)	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB Giderimi
21.9	3.81	20.1	91.4
46.3	6.33	40.1	86.6
103.8	12.45	90.6	87.3
151.9	13.64	133.2	87.7
212.0	16.91	178.7	84.3
398.0	24.61	295.0	74.1
623.3	30,05	383.5	61.5
1005.2	43.12	402.1	39.0
1332.2	53.01	410.2	30.1

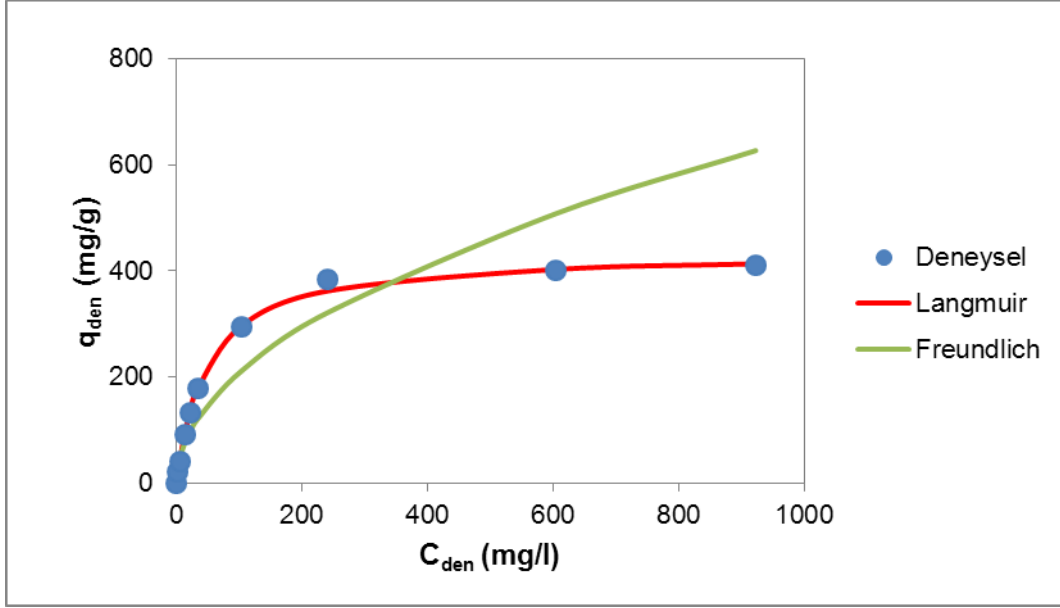
pH=8.0			
C_0 (mg/l)	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB Giderimi
24.6	0.16	6.0	24.4
49.8	0.23	10.4	20.9
99.3	0.28	11.7	11.8
161.3	0.32	19.3	11.9
214.2	0.34	21.5	10.1
460.1	0.37	26.4	5.7
635.8	0.39	27.8	4.4
995.7	0.41	28.0	2.8

Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

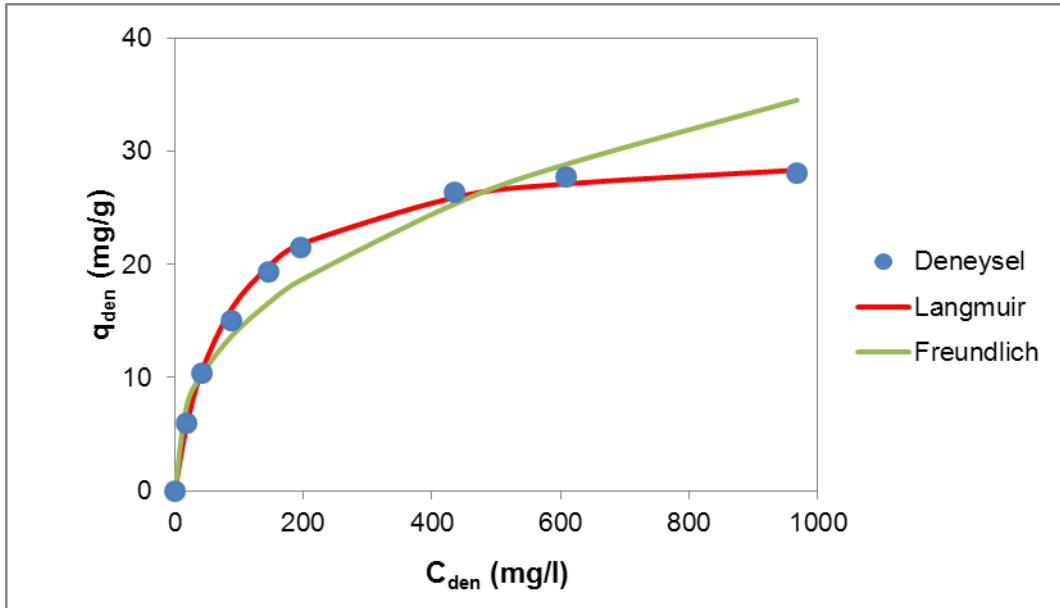
RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, pH 2.0 ve pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine en iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.3.'te sunulmuştur. Her iki pH değerinde bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izoterm deneySEL q_{den} değerleriyle Şekil 5.4. ve Şekil 5.5.'te karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve deneysel q_{den} değerleri % hata değerleriyle Çizelge 5.4. ve Çizelge 5.5.'te karşılaştırılmıştır. Şekiller ve çizelgelerden RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a pH 2.0 ve pH 8.0'deki biyosorpsiyonlarının Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. pH 2.0'de biyosorbentin en yüksek RBB adsorplama kapasitesi (Q^o) 435.0 mg/g olarak bulunmuşken, pH 8.0'de bu değer 30.7 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.3. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q^o (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_f ($l^{1/n} \cdot mg^{1-1/n}/g$)	n	R^2
2.0	435.0	0.021	0.999	21.1	2.01	0.898
8.0	30.7	0.013	0.999	2.4	2.58	0.932



Şekil 5.4. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.5. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.4. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan teorik q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
20.1	21.4	6.7	33.2	65.3
40.1	44.5	11.0	49.2	22.5
90.6	93.5	3.2	76.0	16.1
133.2	136.9	2.8	98.2	26.2
178.7	177.8	0.5	120.4	32.6
295.0	296.3	0.4	210.9	28.5
383.5	362.2	5.6	321.0	16.3
402.1	402.8	0.2	507.7	26.3
410.2	413.4	0.8	627.0	52.8
% ortalama hata		3.5		31.9

Çizelge 5.5. pH 8.0'de RBB'nin *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

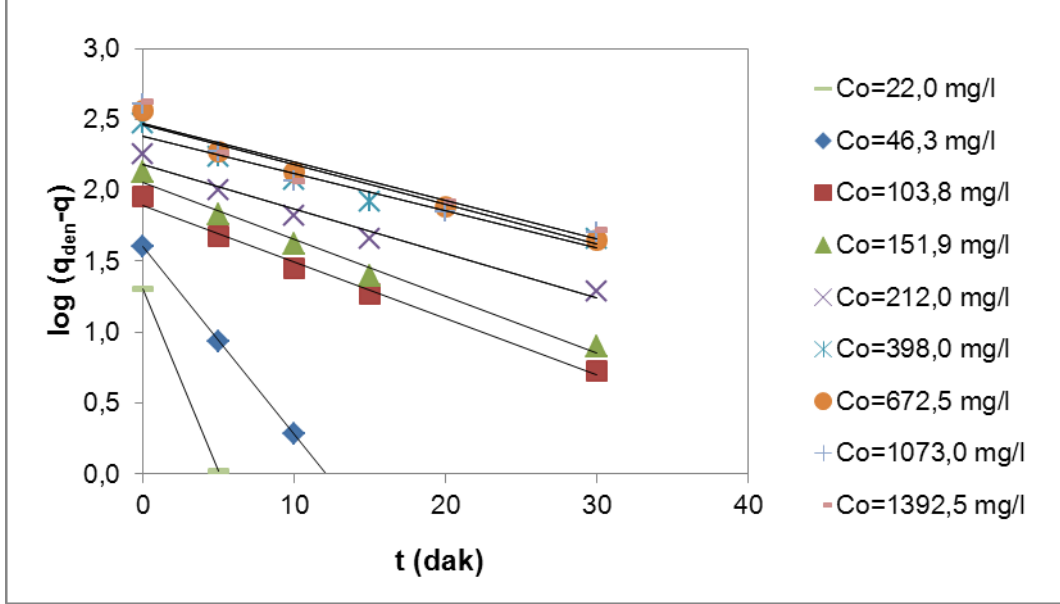
q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
6.0	5.6	6.7	7.4	22.6
10.4	10.5	1.1	10.2	1.6
15.1	16.1	7.1	13.7	9.1
19.3	19.9	2.7	16.6	14.0
21.5	21.8	1.3	18.6	13.5
26.4	25.9	1.7	25.3	3.9
27.8	27.1	2.3	28.8	3.9
28.0	28.4	1.1	34.5	23.2
% ortalama hata		3.0		11.5

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

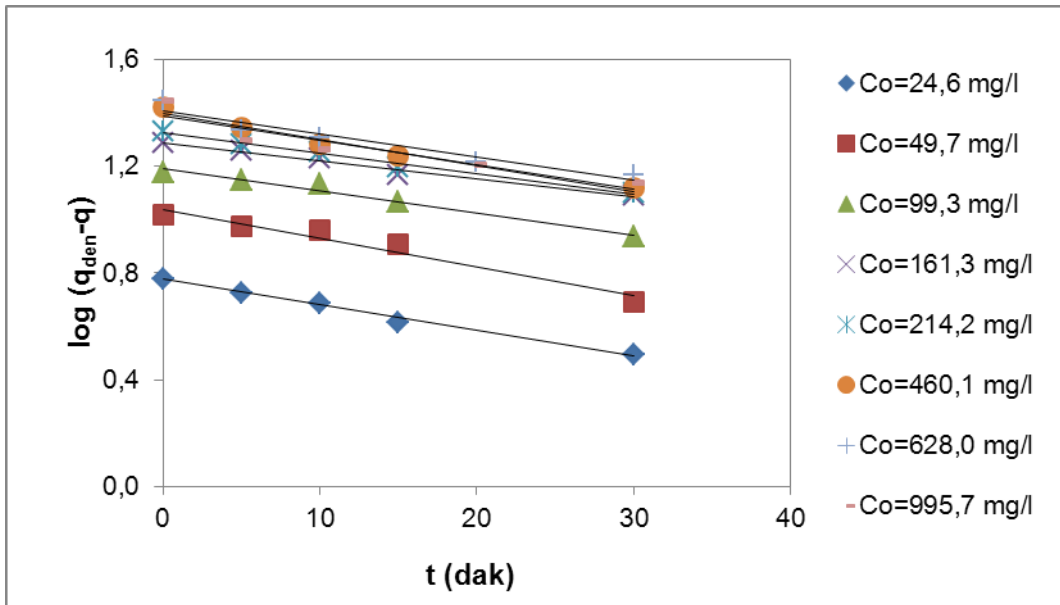
Birinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin kurutulmuş *R. arrhizus*'a pH 2.0 ve pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uyumluluğunu araştırmak üzere, pH 2.0 için 25-1350 mg/l ve pH 8.0 için 25-1000 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde $\log(q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t grafiklerinden (Şekil 5.6. ve Şekil 5.7.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den}

değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.6. ve Çizelge 5.7.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgelerden her iki pH değerinde de başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



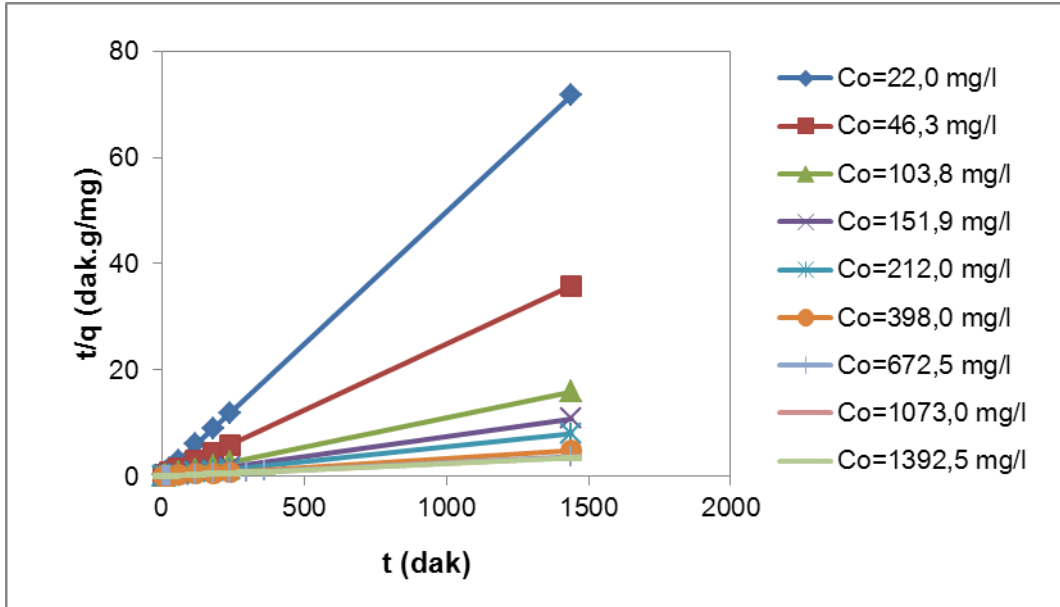
Şekil 5.6. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



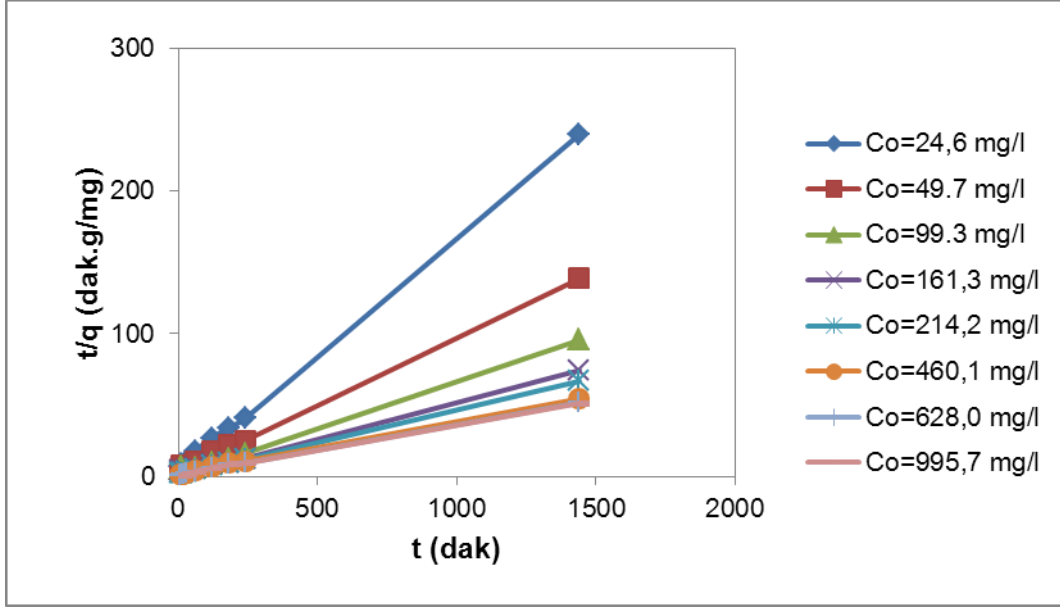
Şekil 5.7. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin kurutulmuş *R. arrhizus*'a pH 2.0 ve pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uyumluluğunu araştırmak üzere pH 2.0 için 25-1350 mg/l ve pH 8.0 için 25-1000 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen t/q 'ya karşı t grafiklerinden (Şekil 5.8. ve Şekil 5.9.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.6. ve Çizelge 5.7.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgelerden her iki pH değerinde de başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Her iki şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin RBB'nin *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.8. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.9. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.6. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

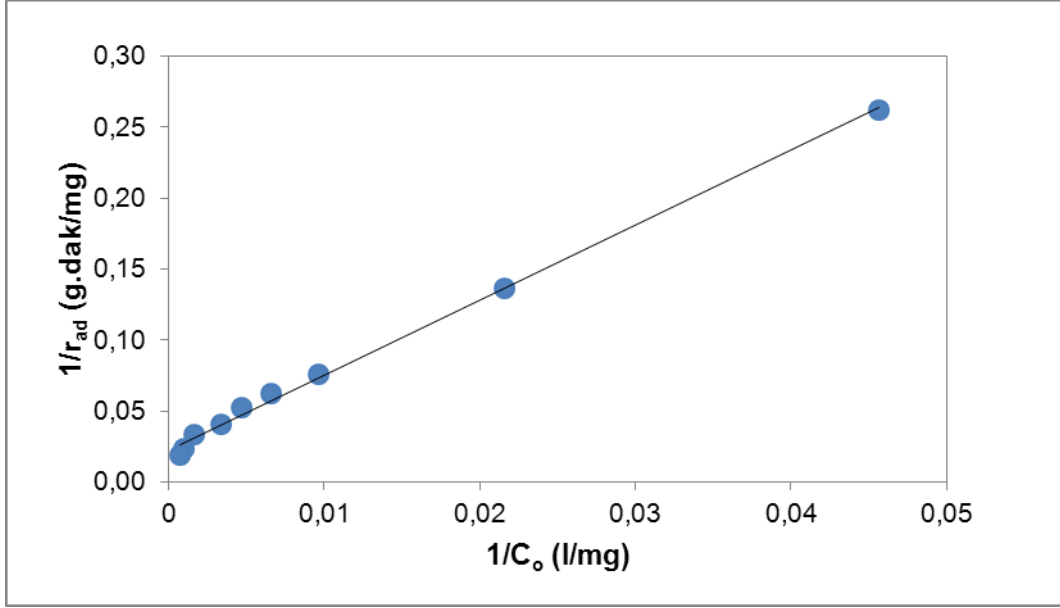
C ₀ (mg/l)	q _{den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q _{den,teo} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
22.0	20.1	20.1	589.29	1.000	20.1	70.94	1.000
46.3	40.1	39.8	304.39	1.000	40.2	98.73	1.000
103.8	90.6	78.8	92.25	0.991	90.8	3.52	1.000
151.9	133.2	113.3	92.07	0.986	133.5	2.15	1.000
212.0	178.7	150.5	71.99	0.976	179.5	0.94	1.000
398.0	295.0	242.1	60.29	0.950	296.7	0.89	1.000
672.5	383.5	296.9	56.03	0.966	386.1	0.78	1.000
1073.0	402.1	290.2	54.74	0.906	403.2	0.74	1.000
1392.5	410.2	296.6	52.36	0.889	411.5	0.71	1.000

Çizelge 5.7. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

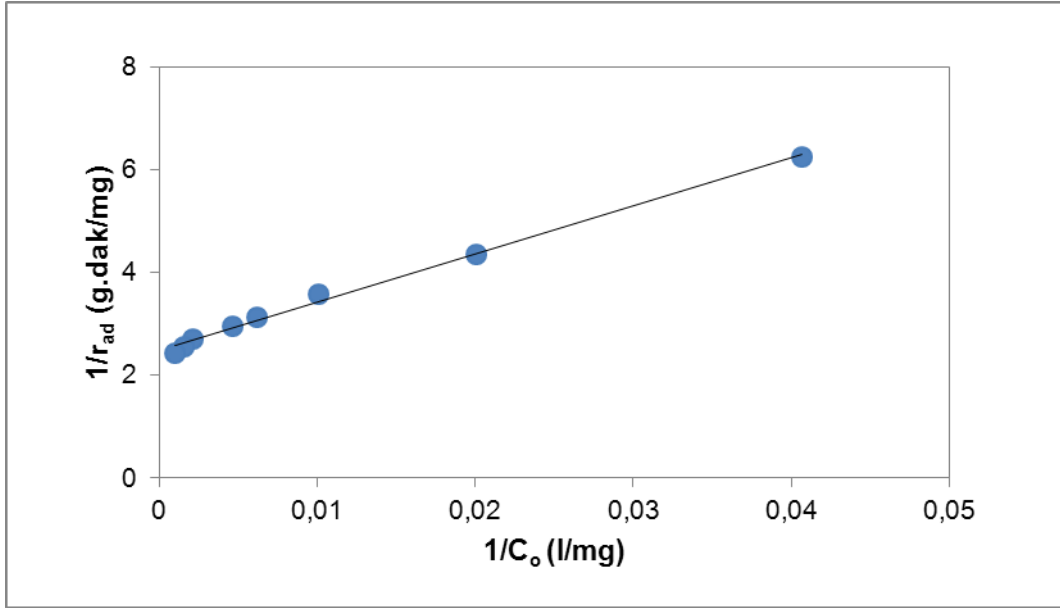
C_0 (mg/l)	q_{den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		$q_{den,teo}$ (mg/g)	$k_{1,ad} \cdot 10^3$ (1/dak)	R^2	$q_{den,teo}$ (mg/g)	$k_{2,ad} \cdot 10^3$ (g/mg.dak)	R^2
24.6	6.0	6.0	32.13	0.992	6.2	4.33	0.999
49.7	10.4	11.0	28.94	0.956	10.8	1.69	0.999
99.3	15.1	15.5	24.09	0.977	15.7	1.34	0.997
161.3	19.3	19.4	23.54	0.981	20.2	0.93	0.998
214.2	21.5	21.2	21.69	0.989	22.2	0.90	0.999
460.1	26.4	25.1	20.59	0.979	27.0	0.77	0.998
628.0	27.8	25.5	19.01	0.937	28.3	0.75	0.999
995.7	28.0	24.4	17.77	0.867	28.5	0.72	1.000

Doygunluk tipi kinetik

Birinci ve ikinci derece kinetik modellerde her bir başlangıç boyarmadde derişim değerinde farklı bir hız sabiti saptanıyorken, doyunluk tipi kinetikte çalışılan tüm derişim aralığında tek bir hız sabiti bulunmaktadır. Kurutulmuş *R. arrhizus*'a RBB'nin biyosorpsiyonunun doyunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 2.0 ve pH 8.0'de $1/r_{ad}$ 'a karşı çizilen $1/C_0$ grafiklerinden (Şekil 5.10. ve Şekil 5.11.) k ve k_0 hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabitleri, korelasyon katsayıları ile birlikte Çizelge 5.8.'de verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doyunluk tipi kinetiğin de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir. Çizelgeden pH 2.0'de elde edilen hız sabitlerinin pH 8.0'de elde edilenlerden çok daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5.10. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.11. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.8. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

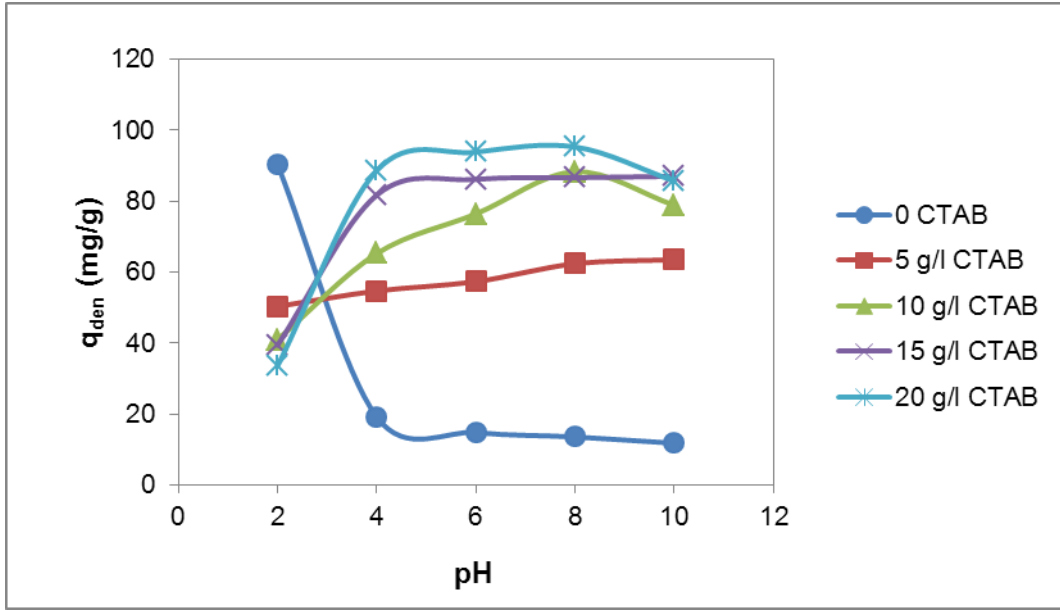
	pH 2.0	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.1894	0.0107
k_o [(l/mg)]	0.0042	0.0265
R²	0.997	0.996

5.1.1.2. Yüzey modifikasyonlu *R. arrhizus* ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

Sırasıyla 5, 10, 15 ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanarak hazırlanmış *R. arrhizus* biyosorbentlerine RBB'nin biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç biyosorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına ve % RBB giderimi üzerine etkileri 100 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 2.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Her bir biyosorbentin denge RBB adsorplama kapasitesinin başlangıç pH'ı ile değişimi yüzey modifikasyonu uygulanmamış *R. arrhizus* ile bulunan sonuçlarla birlikte Şekil 5.12.'de gösterilmiştir. Şekilden RBB adsorpsiyonunu en yüksek kapasitede gerçekleştiren biyosorbentin 20 g/l CTAB'la modifiye edilen biyosorbent olduğu ve tüm biyosorbentler için en yüksek adsorplama kapasitesinin gözleendiği optimum çalışma pH değerinin pH 8.0-10.0 aralığında olduğu saptanmıştır. Yüzey modifikasyonunun optimum çalışma pH değerini 2.0'den 8.0-10.0 aralığına kaydırıldığı gözden kaçırılmamalıdır. Çizelge 5.9.'da farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderim değerleri tüm çalışılan biyosorbentler için karşılaştırılmıştır. pH 2.0'de yüzey modifikasyonu uygulanmamış kurutulmuş *R. arrhizus* ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 90.6 mg/g olarak bulunmuşken, pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile modifiye edilen *R. arrhizus* ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 95.3 mg/g olarak saptanmıştır. Bundan sonraki

tüm yüzey modifikasyonlu biyosorbent çalışmaları pH 8.0'de 20 g/l CTAB'la modifiye edilen biyosorbentle gerçekleştirilmiştir.



Şekil 5.12. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış *R. arrhizus* biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_0=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.9. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış *R. arrhizus* biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH'larında elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Sadece kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>			
pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi
2	12.45	90.5	90.5
4	1.83	19.2	16.7
6	0.74	14.8	12.9
8	0.28	13.5	11.8
10	0.29	11.8	10.2

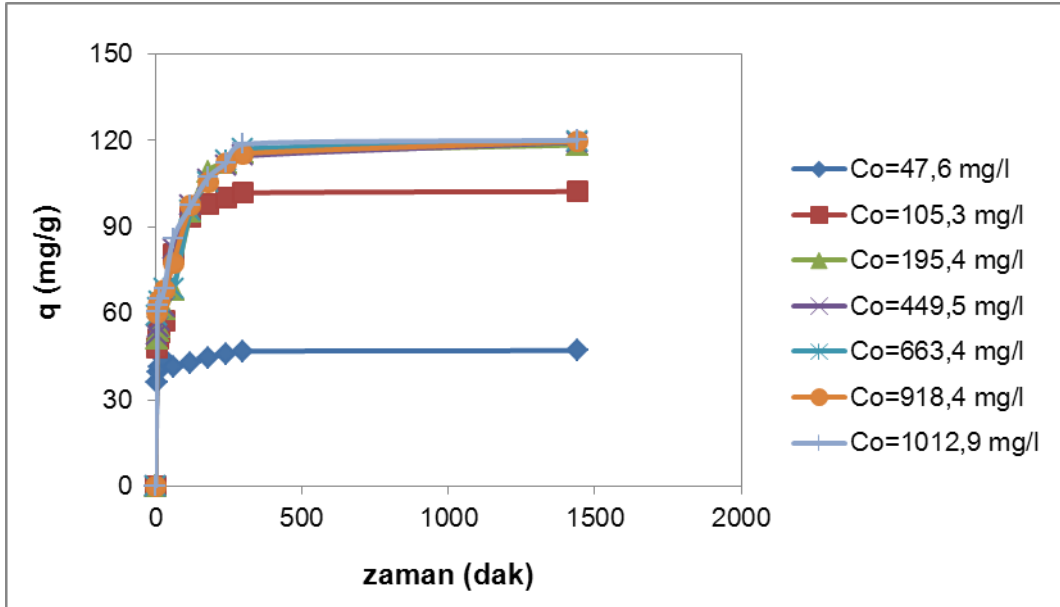
5 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i>				10g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i>		
pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi
2.0	3.07	50.3	54.2	4.22	41.0	43.5
4.0	3.54	54.7	55.8	4.46	65.3	70.1
6.0	3.87	57.3	57.5	4.87	76.4	78.7
8.0	4.31	62.4	61.6	5.23	88.3	86.3
10.0	4.44	63.6	62.5	5.39	78.9	87.2

15 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i>				20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i>		
pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi
2.0	5.02	39.4	40.3	6.42	33.6	34.3
4.0	5.31	81.7	82.3	8.64	88.6	87.4
6.0	5.57	86.2	85.3	9.09	93.9	90.1
8.0	5.89	86.7	89.3	9.47	95.3	97.2
10.0	6.03	87.0	91.3	9.66	85.7	97.5

Başlangıç RBB derişiminin etkisi

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a RBB biyosorpsiyonunda başlangıç RBB derişiminin biyosorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimi 50-1000 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç RBB derişimlerinde birim adsorbent

kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.13.'te verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad} , q_{den} ve % RBB giderim değerleri ise Çizelge 5.10.'da sunulmuştur. Şekil 5.13.'ten pH 8.0'de ve çalışılan tüm derişimlerde yaklaşık 4-5 saat arasında dengenin oluştuğu, 200 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde biyosorbentin en yüksek adsorplama kapasitesine yaklaşık olarak ulaştığı, başlangıç RBB derişimindeki daha fazla artışın ise dengede adsorplanan boyarmadde miktarını çok fazla değiştirmediği de gözlenmektedir. Bu durum elde edilen hızlar için de geçerlidir. Çizelgeden 1012.9 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasitesinin 120.1 mg/g olduğu görülmektedir.



Şekil 5.13. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.10. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

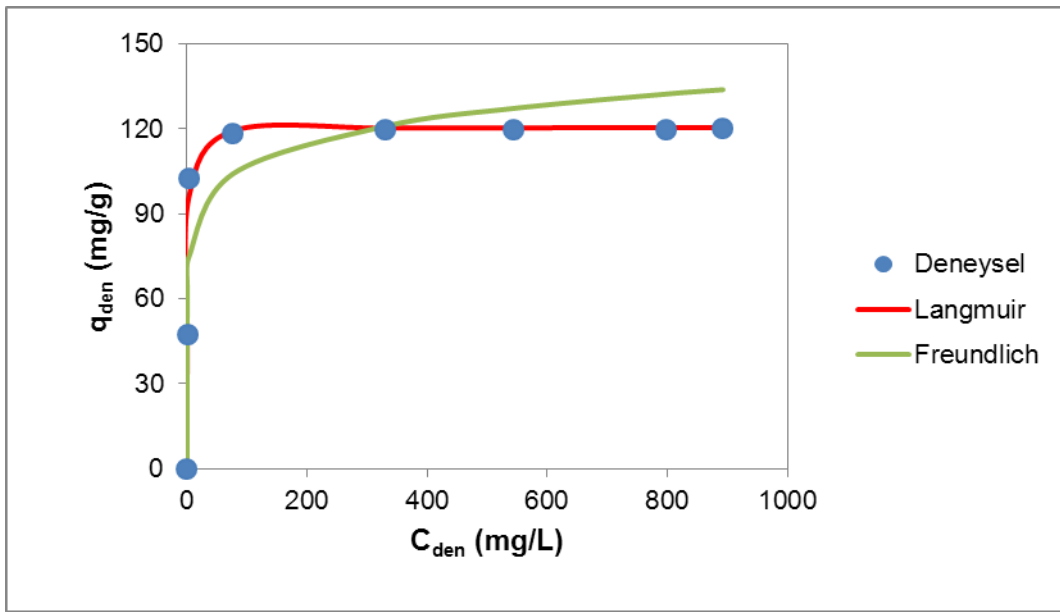
pH=8.0			
C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB Giderimi
47.6	4.23	47.1	99.0
105.3	9.47	102.3	97.2
195.4	12.12	118.5	60.6
449.5	16.55	119.5	26.6
663.4	17.86	119.7	18.0
918.4	22.05	119.8	13.0
1012.9	23.43	120.1	11.9

Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine en iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.11.'de sunulmuştur. Bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izotermler deneysel q_{den} değerleriyle Şekil 5.14.'te karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve bulunan % hatalar deneysel q_{den} değerleri ile Çizelge 5.12.'de sunulmuştur. Şekil ve çizelgeden RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunun Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. Biyosorbentin en yüksek RBB adsorplama kapasitesi (Q⁰) 120.5 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.11. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q° (mg/g)	b (l/mg)	R ²	K _f (l ^{1/n} .mg ^{1-1/n} /g)	n	R ²
8.0	120.5	1.297	1.000	66.9	9.79	0.708



Şekil 5.14. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

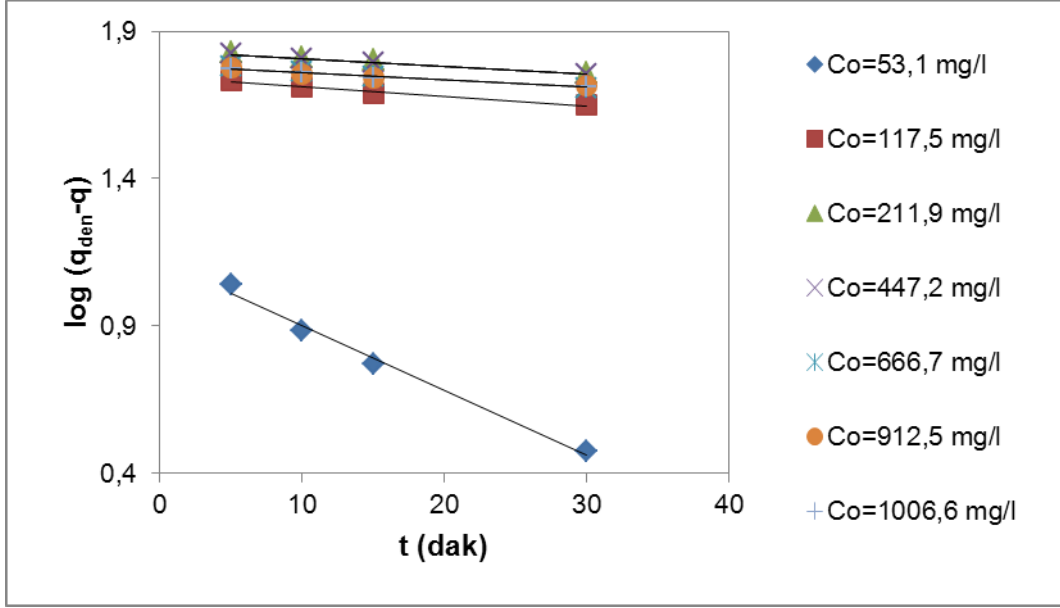
Çizelge 5.12. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
47.1	45.0	4.4	61.8	31.1
102.3	95.9	6.3	74.8	26.9
118.5	119.3	0.7	104.2	12.1
119.5	120.2	0.6	120.9	1.2
119.7	120.3	0.6	127.2	6.3
119.8	120.4	0.5	132.3	10.5
120.1	120.4	0.2	133.8	11.4
% ortalama hata		1.9		14.2

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

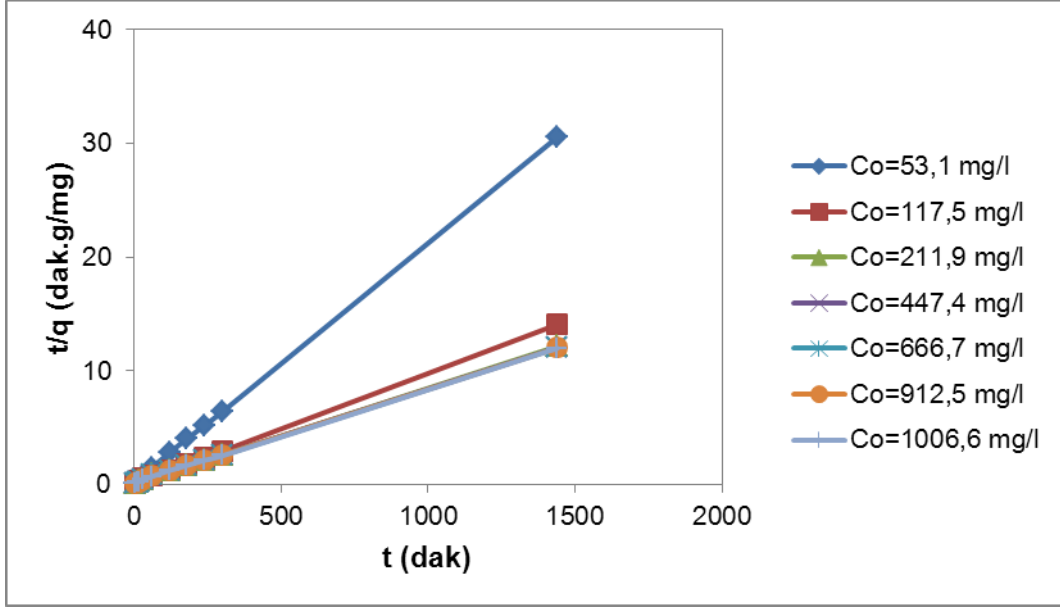
RBB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere, 50-1000 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde $\log (q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t doğrularından (Şekil 5.15.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.13.'te karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



Şekil 5.15. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere 50-1000 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen t/q'ya karşı t doğrularından (Şekil 5.16.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.13.'te karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.16. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

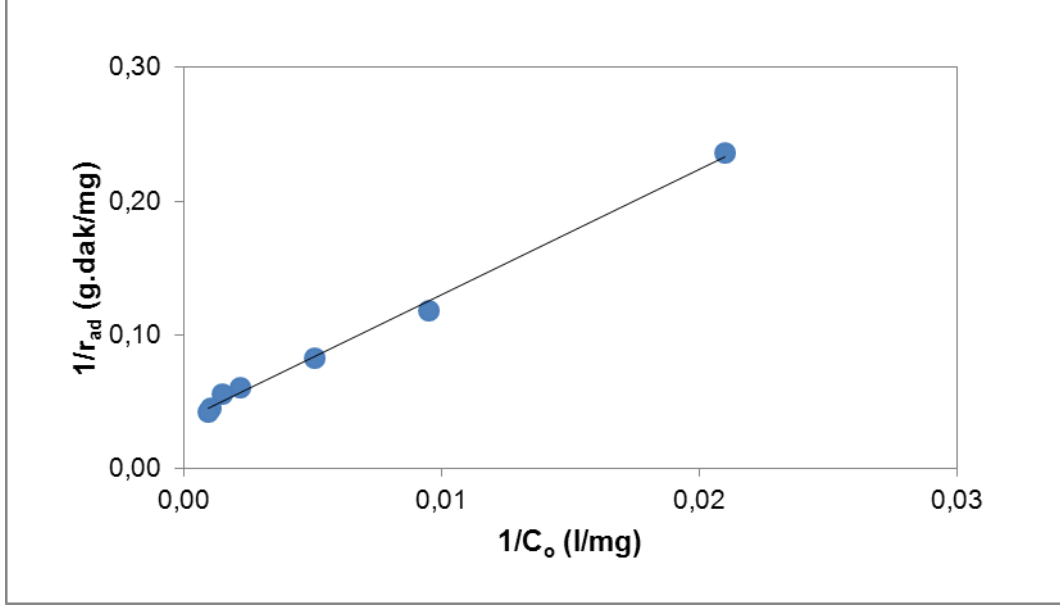
Çizelge 5.13. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

C_0 (mg/l)	Birinci derece kinetik model				İkinci derece kinetik model		
	$q_{den,den}$ (mg/g)	q_{den} (mg/g)	$k_{1,ad} \cdot 10^3$ (1/dak)	R^2	$q_{den,teo}$ (mg/g)	$k_{2,ad} \cdot 10^3$ (g/mg.dak)	R^2
53.1	47.1	13.2	50.4	0.989	47.3	5.04	0.999
117.5	102.3	55.5	7.44	0.980	103.3	1.81	0.999
211.9	118.5	69.2	6.40	0.998	120.3	1.69	0.999
447.2	119.5	68.4	6.19	0.993	121.1	1.51	0.999
666.7	119.7	61.2	5.63	0.992	121.4	1.40	0.999
912.5	119.8	60.4	5.27	0.969	121.2	1.39	0.999
1006.6	120.1	60.6	5.25	0.984	121.5	1.37	0.999

Doğunluk tipi kinetik

20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a RBB'nin biyosorpsiyonunun doğunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 8.0'de $1/r_{ad}$ 'a karşı çizilen $1/C_0$ grafiğinden (Şekil 5.17.) k ve k_0 hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabiti, korelasyon katsayısı ile birlikte Çizelge 5.14.'te verilmiştir. Oldukça yüksek

bulunan korelasyon katsayılarından doygunluk tipi kinetiğin de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.17. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiği (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.14. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

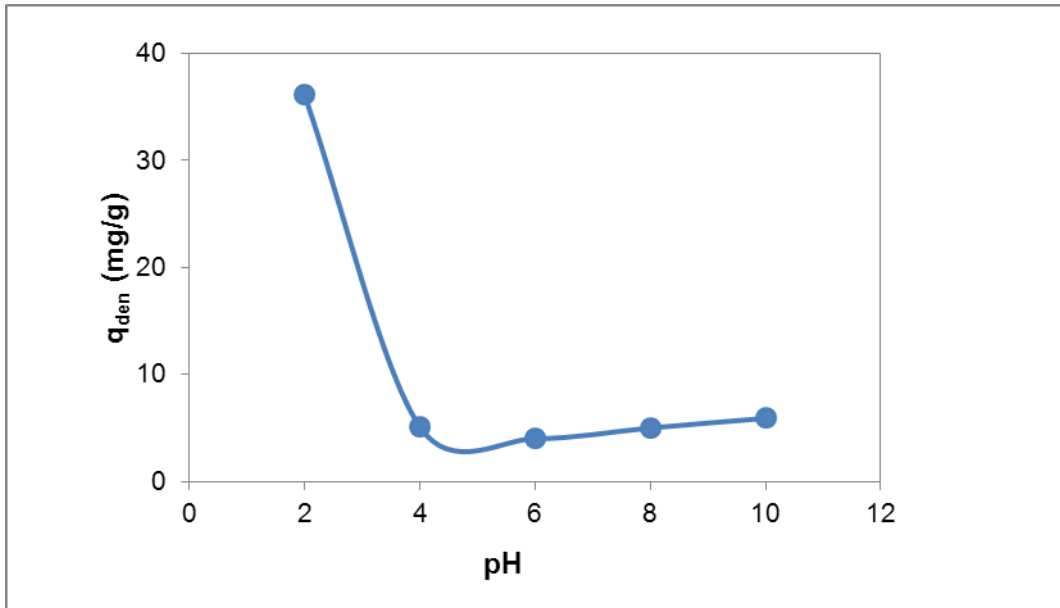
	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.1064
k_o [(l/mg)]	0.0038
R²	0.996

5.1.2. Kurutulmuş şeker pancarı küspesi çalışmaları

5.1.2.1. Yüzey modifikasyonsuz şeker pancarı küspesi ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

Kurutulmuş şeker pancarı küspesine RBB'nin biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi, pH 2.0-10.0 aralığında 500-707 μm boyut aralığındaki taneciklerle, 100 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında incelenmiş, adsorpsiyonun en yüksek kapasitede (36.1 mg/g) gerçekleştiği pH değerinin Şekil 5.18.'de de görüldüğü üzere yine 2.0 olduğu saptanmıştır. Çizelge 5.15.'te farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderim değerleri verilmiştir. Çizelgeden pH 2.0'de en yüksek hız ve giderim verimlerinin elde edildiği görülmektedir.



Şekil 5.18. RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.15. RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Tanecik Boyut Aralığı=500-707 μm , Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi
2.0	0.178	36.1	36.9
4.0	0.085	5.1	4.8
6.0	0.072	4.0	3.9
8.0	0.061	5.0	5.1
10.0	0.059	5.9	5.6

Tanecik boyut aralığının etkisi

Kurutulmuş şeker pancarı küspesinin tanecik boyutu RBB'nin biyosorpsiyonunda hız ve kapasiteyi etkileyen önemli faktörlerdendir. Bu nedenle biyosorpsiyona tanecik boyut etkisini incelemek üzere elek analiziyle üç farklı boyut aralığında elde edilmiş kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile çalışılmış, elde edilen sonuçlar Çizelge 5.16.'da sunulmuştur. Optimum tanecik boyutu aralığının belirlenmesinde sadece elde edilen adsorpsiyon hız, kapasite ve giderim değerleri dikkate alınmamış, bu değerler adsorpsiyon dengesine ulaşılan süre ile birlikte incelenerek değerlendirilmiştir. Sonuç olarak 500-707 μm boyut aralığı diğer deneysel çalışmalar için en uygun boyut aralığı olarak seçilmiştir.

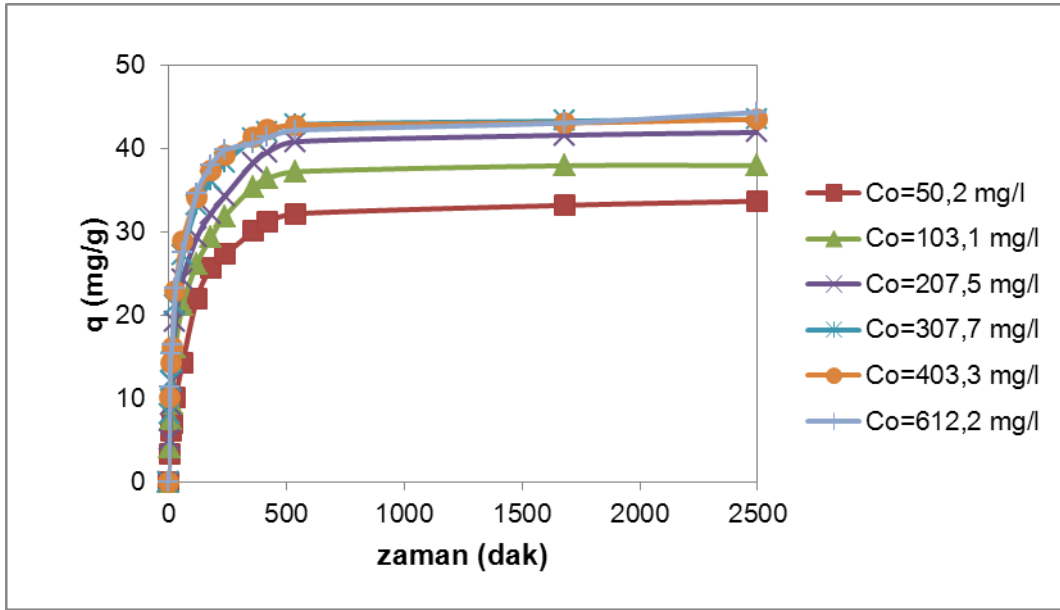
Çizelge 5.16. pH 2.0'de RBB'nin şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda adsorbent tanecik boyut aralığının, adsorpsiyon hızına, dengede birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına, dengeye ulaşma süresine ve % RBB giderimine etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Boyut aralığı	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% RBB giderimi	t_{den} (sa)
500 μm -707 μm	0.178	36.1	36.9	24
707 μm -1000 μm	0.177	41.8	42.4	36
1000 μm -1190 μm	0.101	33.0	31.6	45

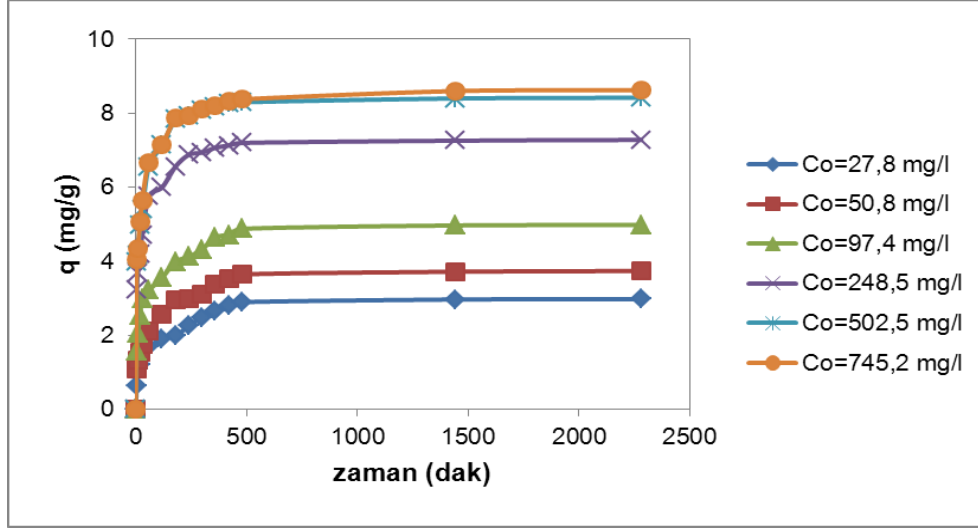
Başlangıç RBB derişiminin etkisi

Kurutulmuş şeker pancarı küspesine RBB biyosorpsiyonunda başlangıç RBB derişiminin biyosorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 2.0 ve pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimleri sırasıyla 50-625 mg/l ve 25-750 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç RBB derişimlerinde birim adsorbent

kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.19. ve Şekil 5.20.'de verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad} , q_{den} ve % RBB giderim değerleri ise Çizelge 5.17.'de sunulmuştur. Şekillerden her iki pH değerinde ve çalışılan tüm derişimlerde adsorpsiyon süresi arttıkça birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının denge değerine kadar arttığı ve 24 saat içinde dengeye ulaşıldığı görülmektedir. Şekillerden ayrıca, tüm başlangıç boyarmadde derişimleri için denge süresinin değişmediği ve pH 2.0'deki denge alım değerlerinin oldukça düşük olduğu gözlenmektedir. Çizelgeden pH 2.0'de 612.2 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde kurutulmuş şeker pancarı küspesinin en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasitesi 44.4 mg/g iken, pH 8.0'de 745.2 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde küspenin en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasitesi 8.6 mg/g olarak saptanmıştır.



Şekil 5.19. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, X₀=1 g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 µm, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.20. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, X₀=1 g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 µm, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.17. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH=2.0				pH=8.0			
C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB Giderimi	C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB Giderimi
50.2	0.09	33.7	67.2	27.8	0.03	3.0	10.8
103.1	0.18	38.6	37.5	50.8	0.04	3.7	7.3
207.5	0.35	42.0	20.2	97.4	0.06	5.0	5.1
307.7	0.50	43.6	14.2	248.5	0.09	7.3	2.9
403.3	0.66	43.6	10.8	502.5	0.10	8.4	1.7
612.2	0.76	44.4	7.3	745.2	0.11	8.6	1.2

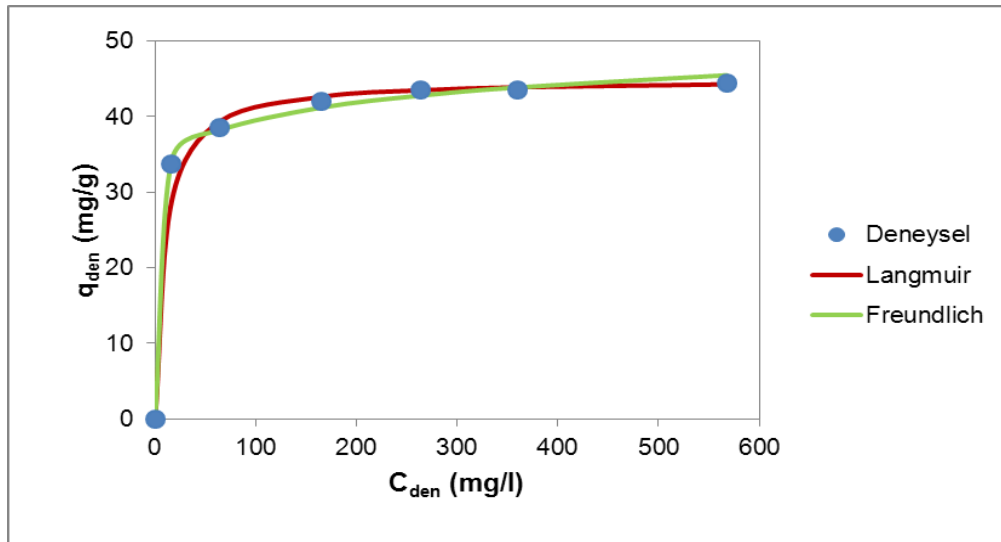
Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, pH 2.0 ve pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine daha iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.18.'de sunulmuştur. Her iki pH değerinde bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen

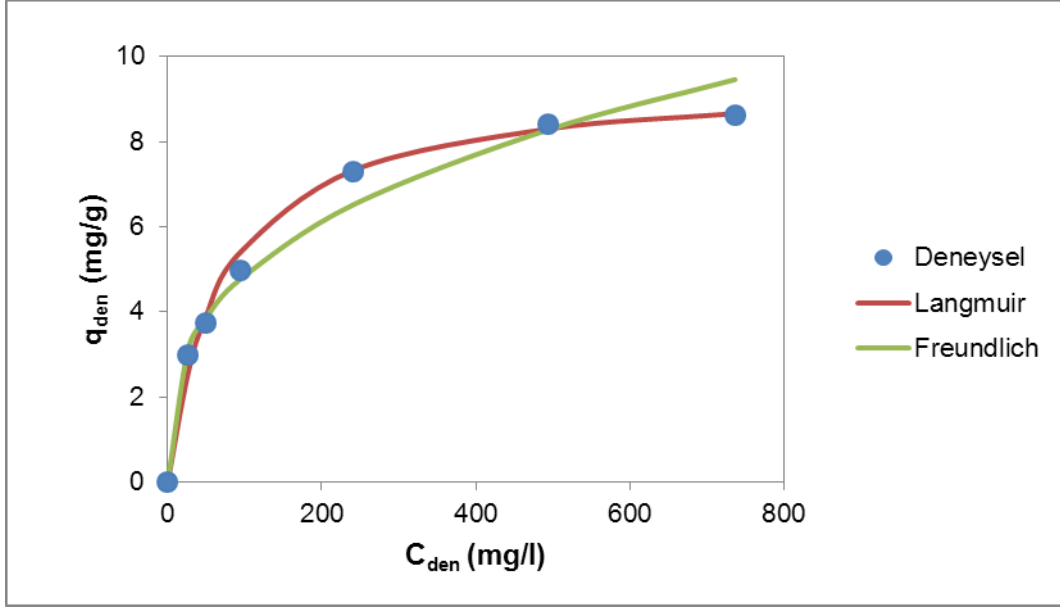
izotermeler deneysel q_{den} değerleriyle Şekil 5.21. ve Şekil 5.22.'de karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve deneysel q_{den} değerleri % hata değerleriyle Çizelge 5.19. ve Çizelge 5.20.'de karşılaştırılmıştır. Şekiller ve çizelgelerden RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine pH 2.0'deki biyosorpsiyonunun hem Langmuir hem de Freundlich modeline, pH 8.0'deki biyosorpsiyonunun ise Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. pH 2.0'de biyosorbentın en yüksek RBB adsorplama kapasitesi (Q^0) 45.0 mg/g olarak bulunmuşken, pH 8.0'de bu değer 9.5 mg/g olarak tespit edilmiştir. Langmuir model sabiti Q^0 'a göre küspenin pH 2.0'deki RBB biyosorpsiyon kapasitesininin pH 8.0'dekinden daha yüksek olduğu gözlenmektedir.

Çizelge 5.18. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q^0 (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_f ($l^{1/n} \cdot mg^{1-1/n}/g$)	n	R^2
2.0	45.0	0.109	0.999	27.4	12.5	0.970
8.0	9.5	0.014	0.999	1.05	3.0	0.974



Şekil 5.21. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.22. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.19. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
33.7	28.9	14.3	34.3	1.6
38.6	39.4	2.0	38.2	1.0
42.0	42.6	1.6	41.2	1.8
43.6	43.5	0.2	42.8	1.8
43.6	43.9	0.7	43.9	0.7
44.4	44.3	0.3	45.5	2.5
% ortalama hata		3.2		1.6

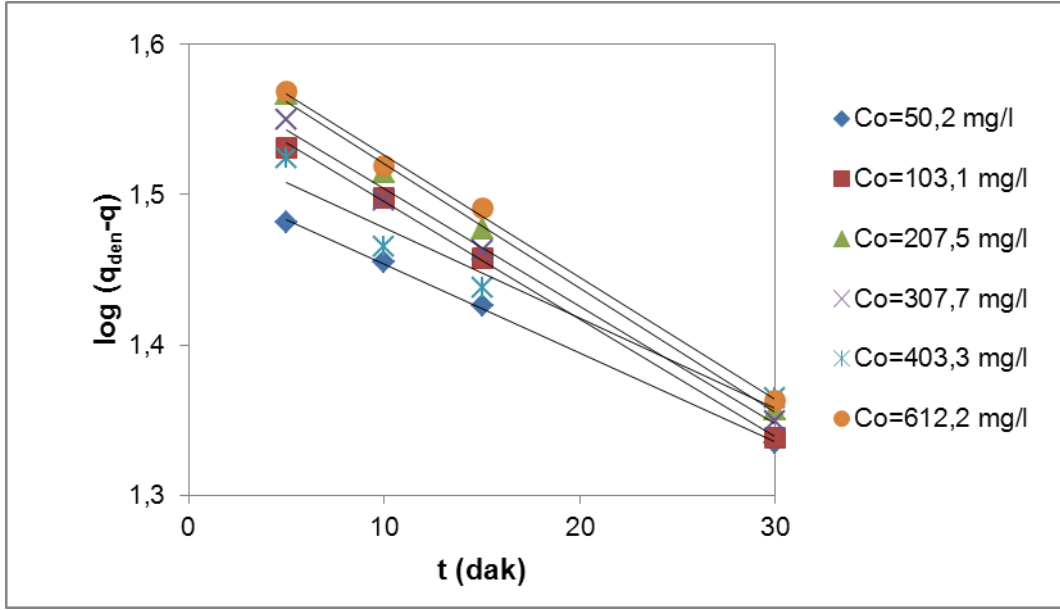
Çizelge 5.20. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
3.0	0.0	14.5	0.0	4.4
3.7	2.5	2.8	3.1	2.2
5.0	3.8	8.3	3.8	4.4
7.3	5.4	0.6	4.8	10.5
8.4	7.3	1.5	6.5	1.7
8.6	8.3	0.4	8.3	9.7
% ortalama hata		4.7		5.5

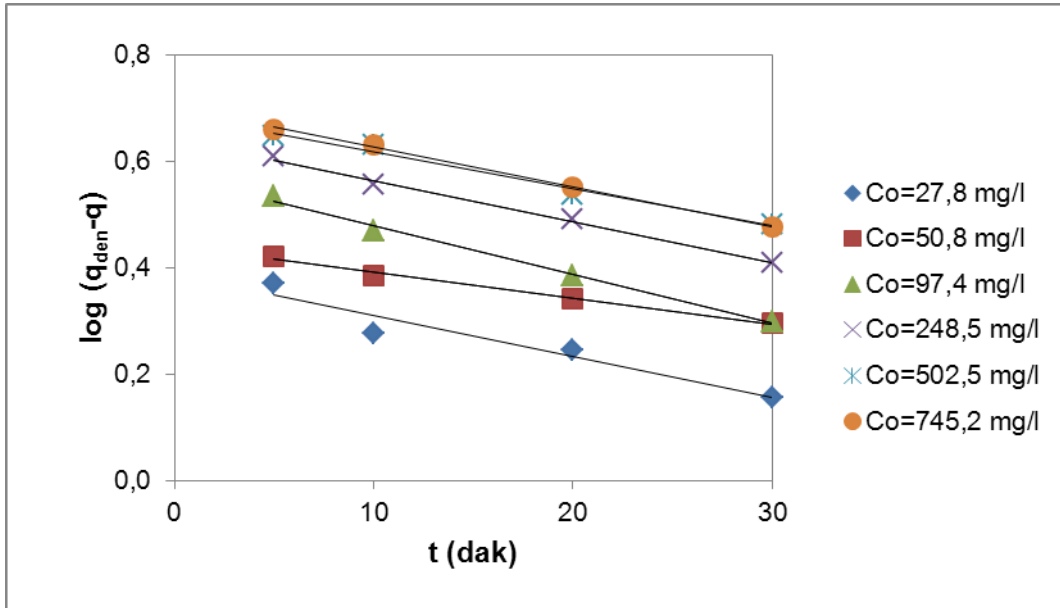
Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin kurutulmuş şeker pancarı küspesine pH 2.0 ve pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere, pH 2.0 için 50-625 mg/l ve pH 8.0 için 25-750 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde $\log(q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t grafiklerinden (Şekil 5.23. ve Şekil 5.24.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.21. ve Çizelge 5.22.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgelerden her iki pH değerinde de başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



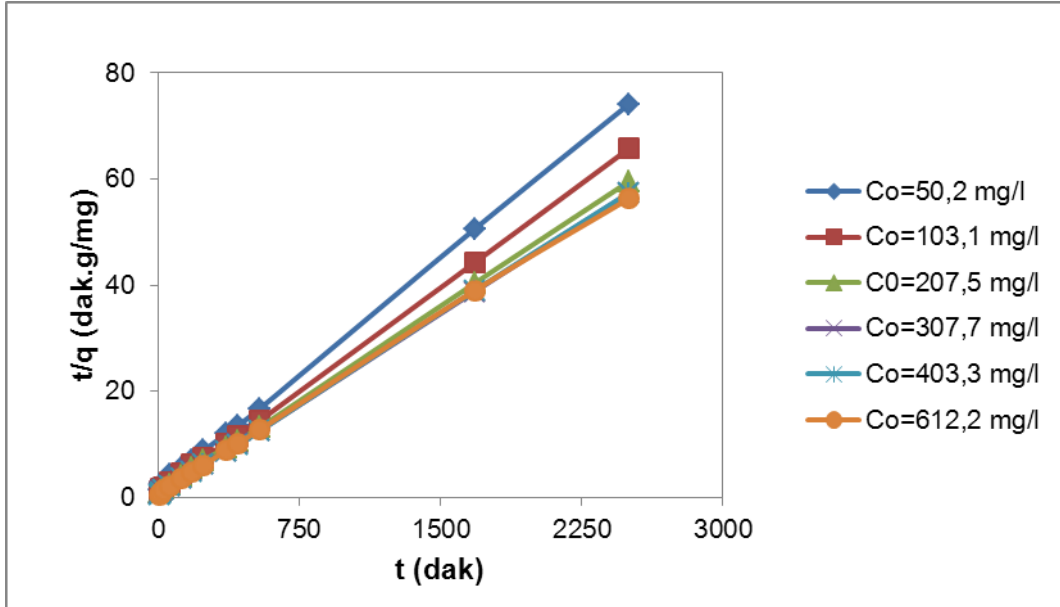
Şekil 5.23. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



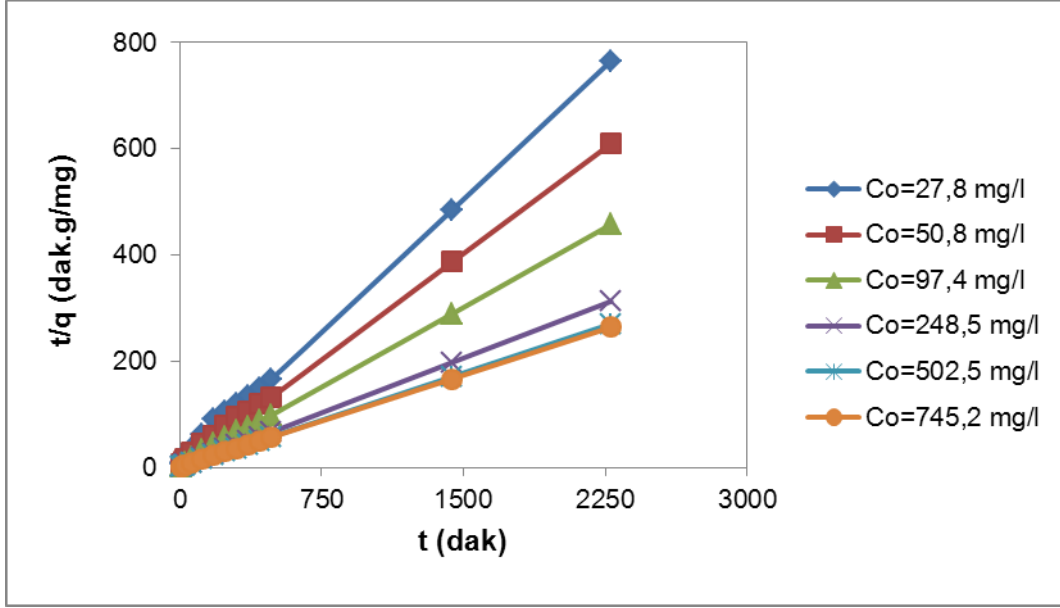
Şekil 5.24. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin kurutulmuş şeker pancarı küspesine pH 2.0 ve pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 2.0 için 50-625 mg/l ve pH 8.0 için 25-750 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen t/q 'ya karşı t grafiklerinden (Şekil 5.25. ve Şekil 5.26.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.21. ve Çizelge 5.22.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgelerden her iki pH değerinde de başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Her iki şekil ve çizelgeden teorik ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine oldukça yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.25. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.26. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.21. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

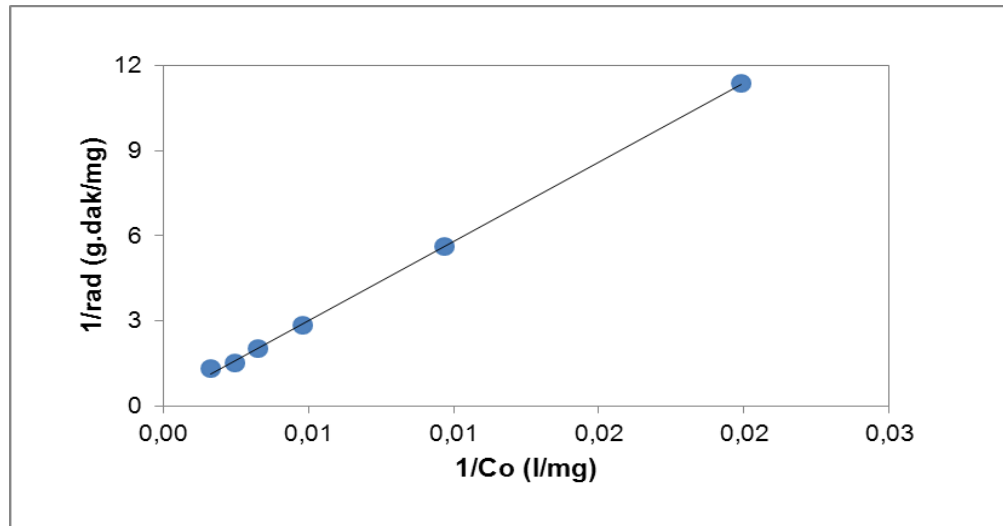
C ₀ (mg/l)	q _{den,den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q _{den} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
50.2	33.7	32.6	23.63	1.000	34.5	4.97	0.999
103.1	38.0	37.4	19.94	0.999	38.8	2.92	0.999
207.5	42.0	40.1	18.99	0.998	42.7	1.71	0.999
307.7	43.6	38.2	17.01	0.995	44.2	1.60	0.999
403.3	43.6	34.6	13.86	0.959	44.0	0.92	0.999
612.2	44.4	40.5	12.67	0.997	44.6	0.77	0.999

Çizelge 5.22. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

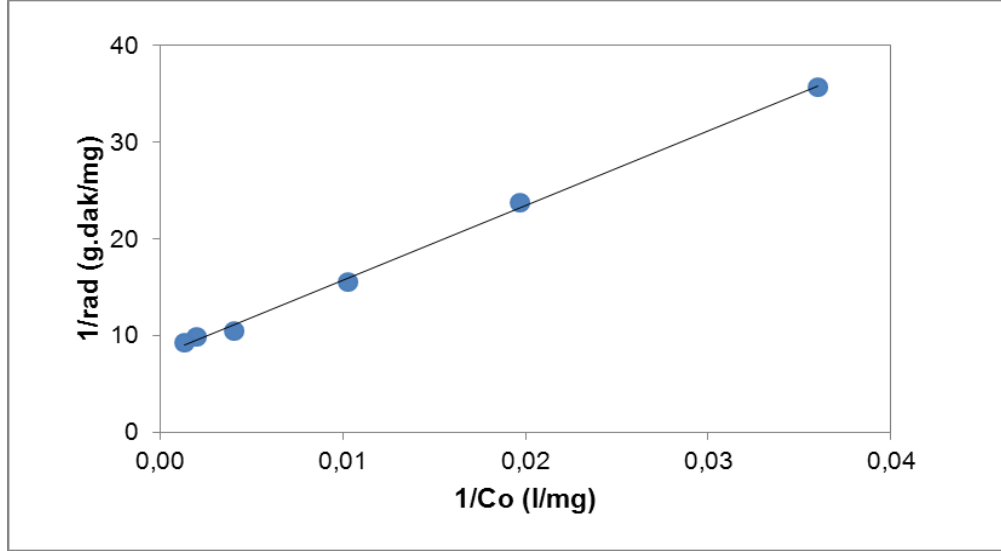
C_0 (mg/l)	$q_{den,den}$ (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q_{den} (mg/g)	$k_{1,ad} \cdot 10^3$ (1/dak)	R^2	$q_{den,teo}$ (mg/g)	$k_{2,ad} \cdot 10^3$ (g/mg.dak)	R^2
27.8	3.0	2.4	17.78	0.925	3.0	3.95	0.999
50.8	3.7	2.8	11.15	0.988	3.8	2.12	0.999
97.4	5.0	3.7	11.12	0.993	5.1	0.92	1.000
248.5	7.3	4.4	10.89	0.994	7.3	0.61	1.000
502.5	8.4	4.9	10.14	0.984	8.5	0.59	1.000
745.2	8.6	5.0	9.27	0.999	8.7	0.53	1.000

Doygunluk tipi kinetik

Kurutulmuş şeker pancarı küspesine RBB'nin biyosorpsiyonunun doygunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 2.0 ve pH 8.0'de $1/r_{ad}$ 'a karşı çizilen $1/C_0$ grafiklerinden (Şekil 5.27. ve Şekil 5.28.) k ve k_0 hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabitleri, korelasyon katsayıları ile birlikte Çizelge 5.23.'te verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doygunluk tipi kinetiğin de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir. Çizelgeden pH 2.0'de elde edilen hız sabitlerinin pH 8.0'de elde edilenlerden çok daha yüksek olduğu da görülmektedir.



Şekil 5.27. pH 2.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiği (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 5.28. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şekerpancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği ($T=25^{\circ}C$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.23. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

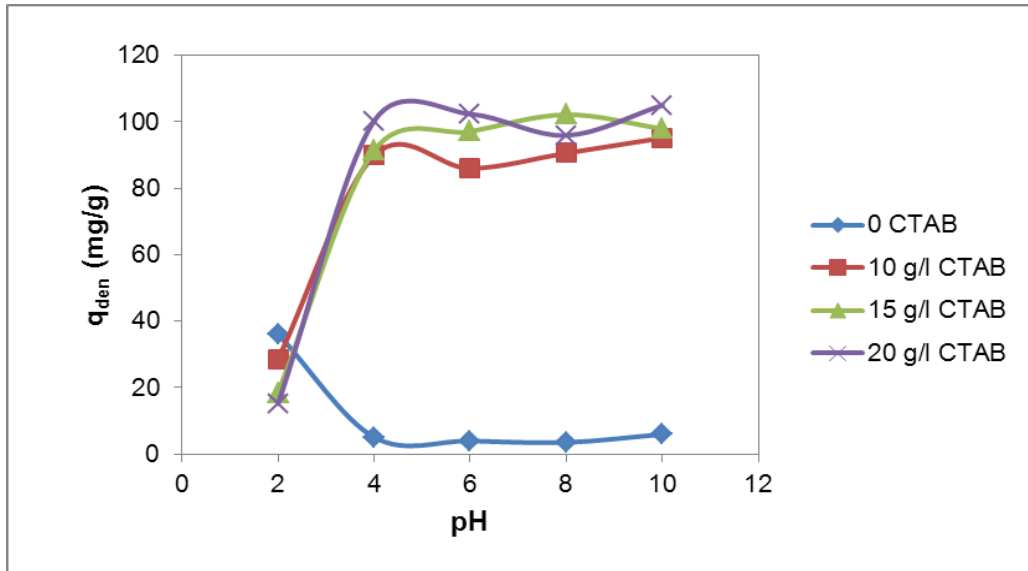
	pH 2.0	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.0018	0.0013
k_o [(l/mg)]	0.0004	0.0103
R²	0.999	0.998

5.1.2.2. Yüzey modifikasyonlu şeker pancarı küspesiyle yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

500-707 μm boyut aralığındaki şeker pancarı küspesi taneciklerine sırasıyla 10, 15 ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanarak hazırlanmış biyosorbentlere RBB'nin biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç biyosorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına ve % RBB giderimi üzerine etkileri 100 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde, $25^{\circ}C$ sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 2.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Her bir biyosorbentin denge RBB adsorplama kapasitesinin başlangıç pH'ı ile değişimi, yüzey modifikasyonu uygulanmamış şeker pancarı küspesi ile bulunan sonuçlarla birlikte Şekil 5.29.'da gösterilmiştir. Şekilden RBB

adsorpsiyonunu en yüksek kapasitede gerçekleştiren biyosorbentın yine 20 g/l CTAB'la modifiye edilen biyosorbent olduğu ve tüm biyosorbentler için en yüksek adsorplama kapasitesinin gözlemlendiği en uygun çalışma pH değerinin yine pH 8.0-10.0 aralığında olduğu saptanmıştır. 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu biyosorbentın en uygun çalışma pH değerini 2.0'den 8.0-10.0 aralığına kaydırmıştır. Çizelge 5.24.'te farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç biyosorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderim değerleri tüm çalışılan yüzey modifiyeli şeker pancarı küspeleri için karşılaştırılmıştır. pH 2.0'de yüzey modifikasyonu uygulanmamış kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 36.1 mg/g olarak bulunmuşken, pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile modifiye edilen şeker pancarı küspesi ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 95.8 mg/g olarak saptanmıştır. 20 g/l CTAB ile muamele şeker pancarı küspesinin adsorpsiyon kapasitesini yaklaşık 3 katı arttırmıştır. Aynı zamanda 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesiyle adsorpsiyon hızlarında da önemli artışlar gözlenmiştir. Bundan sonraki tüm yüzey modifikasyonlu biyosorbent çalışmaları pH 8.0'de 20 g/l CTAB'la modifiye edilen şeker pancarı küspesiyle gerçekleştirilmiştir.



şekil 5.29. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.24. RBB'nin sadece kurutulmuş ve farklı CTAB derişimleriyle yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH'larında elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

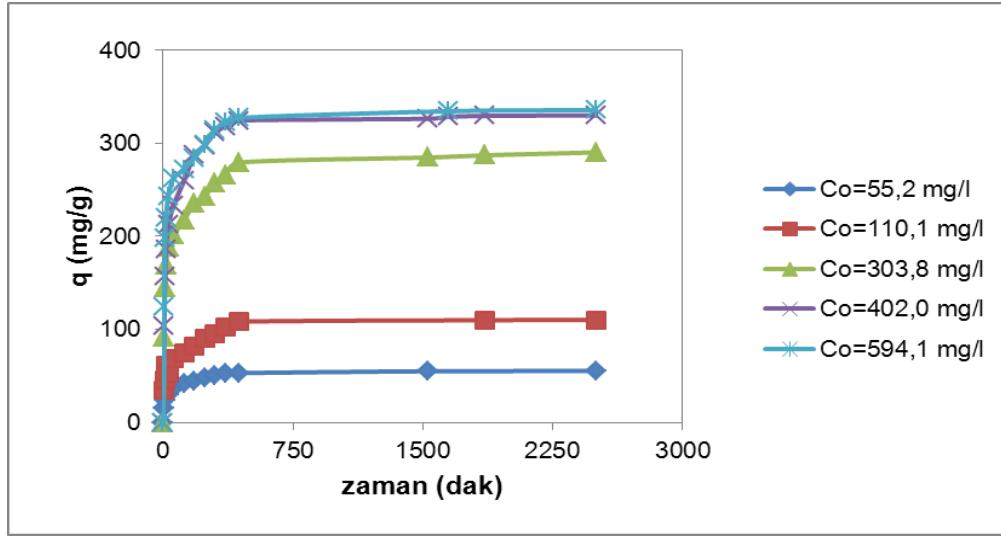
pH	Sadece kurutulmuş şeker pancarı küspesi			10g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi		
	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB giderimi	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB giderimi
2.0	0.18	36.1	36.9	1.23	28.6	29.3
4.0	0.09	5.1	4.8	1.56	89.8	88.7
6.0	0.07	4.0	3.9	1.89	86.0	85.1
8.0	0.06	5.0	5.1	2.13	90.6	88.5
10.0	0.06	5.9	5.6	3.38	95.1	92.4

pH	15 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi			20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi		
	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB giderimi	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB giderimi
2.0	2.12	18.5	18.7	2.81	15.1	14.6
4.0	2.42	91.3	93.3	3.04	100.2	98.9
6.0	3.68	97.0	98.0	4.46	102.3	100.0
8.0	4.19	102.1	98.5	5.62	95.9	100.0
10.0	5.01	97.9	98.9	5.68	105.0	100.0

Başlangıç RBB derişiminin etkisi

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine RBB biyosorpsiyonunda başlangıç RBB derişiminin adsorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimi 50-600 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç RBB derişimlerinde birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.30.'da verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad}, q_{den} ve % RBB giderim değerleri ise Çizelge 5.25.'te sunulmuştur. Çalışılan tüm RBB derişimlerinde ön işlem görmemiş şeker pancarı küspesiyle adsorpsiyonda dengeye ulaşma süresi 24 saat bulunmuşken, Şekil 5.30.'dan tüm boyarmadde derişimlerinde 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesiyle adsorpsiyonda dengeye gelme süresinin oldukça kısaldığı ve yaklaşık 7-8 içinde dengenin oluştuğu görülmektedir. Şekilden ayrıca, başlangıç boyarmadde derişiminin 600

mg/l'ye kadar artmasıyla denge adsorpsiyon kapasitesinin önemli ölçüde arttığı da gözlenmektedir. Çizelgeden 594.1 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasitesinin 335.8 mg/g olduğu görülmektedir. Yaklaşık aynı başlangıç boyarmadde derişiminde kurutulmuş küspeyle elde edilen 44.4 mg/g adsorpsiyon kapasitesiyle karşılaştırıldığında, CTAB ile muamelenin şeker pancarı küspesinin adsorpsiyon kapasitesini yaklaşık 8 katı arttırdığı da gözden kaçırılmamalıdır.



Şekil 5.30. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütle başına adsorplanan RBB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, X₀=1 g/l, tanecik boyut aralığı=500-707 µm, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.25. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütle başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

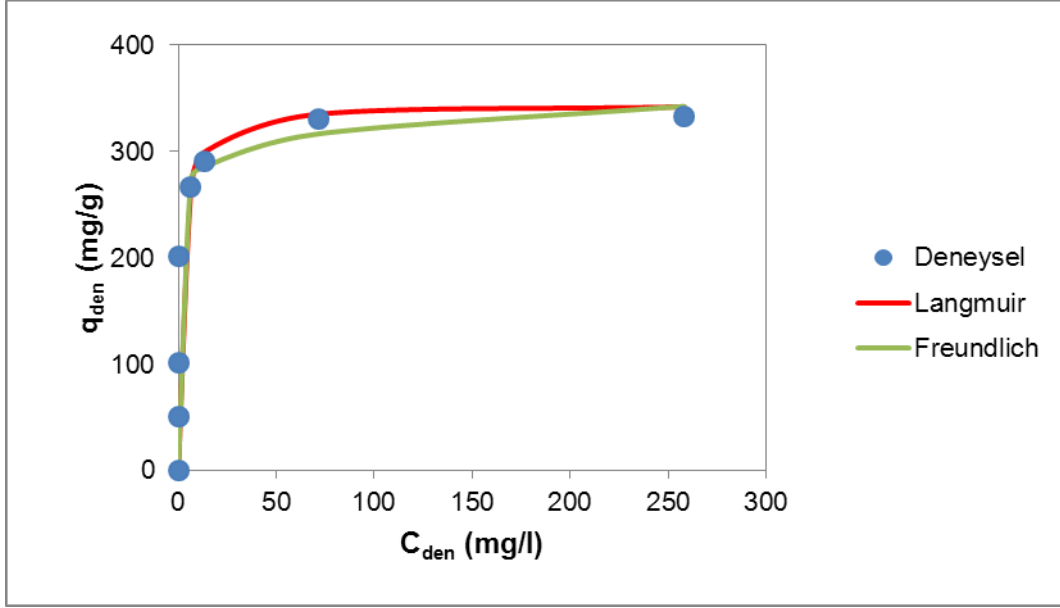
pH=8.0			
C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB Giderimi
55.2	3.07	55.2	100.0
110.1	5.62	110.1	100.0
272.9	16.61	266.5	97.7
303.8	18.25	290.2	95.6
402.0	20.69	330.0	82.1
594.1	24.80	335.8	56.5

Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine en iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.26.'da sunulmuştur. Bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izotermler deneysel q_{den} değerleriyle Şekil 5.31.'de karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve bulunan % hatalar deneysel q_{den} değerleri ile Çizelge 5.27.'de sunulmuştur. Şekil ve çizelgeden RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunun her iki modele de oldukça iyi uyduğu gözlenmektedir. Biyosorbentin en yüksek RBB adsorplama kapasitesi (Q^o) 344.8 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.26. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q^o (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_f ($l^{1/n} \cdot mg^{1-1/n}/g$)	n	R^2
8.0	344.8	0.5	1.000	243.8	16.31	0.902



Şekil 5.31. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermleriyle karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.27. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

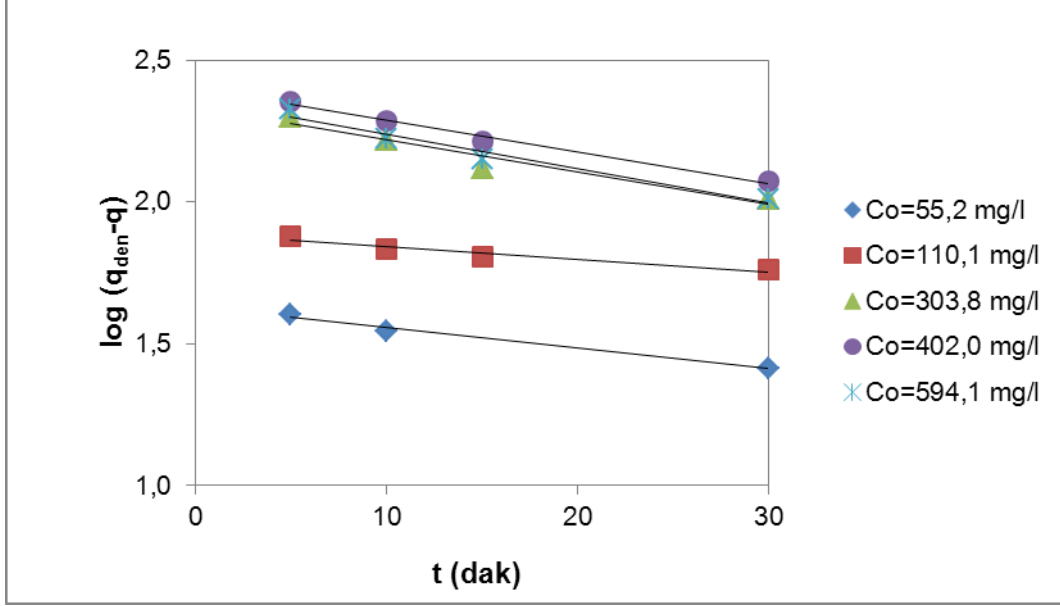
q _{den} (mg/g)	q _{den,Lang} (mg/g)	%Hata	q _{den,Freund} (mg/g)	%Hata
266.5	262.2	1.6	273.3	2.6
290.2	299.8	3.3	286.0	1.5
330.0	335.3	1.6	316.9	4.0
332.8	342.1	2.8	342.7	3.0
% ortalama hata		2.3		2.7

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere, 50-600 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde log (q_{den}-q)'ya karşı çizilen t doğrularından (Şekil 5.32.), birinci derece hız sabitleri (k_{1,ad}) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri

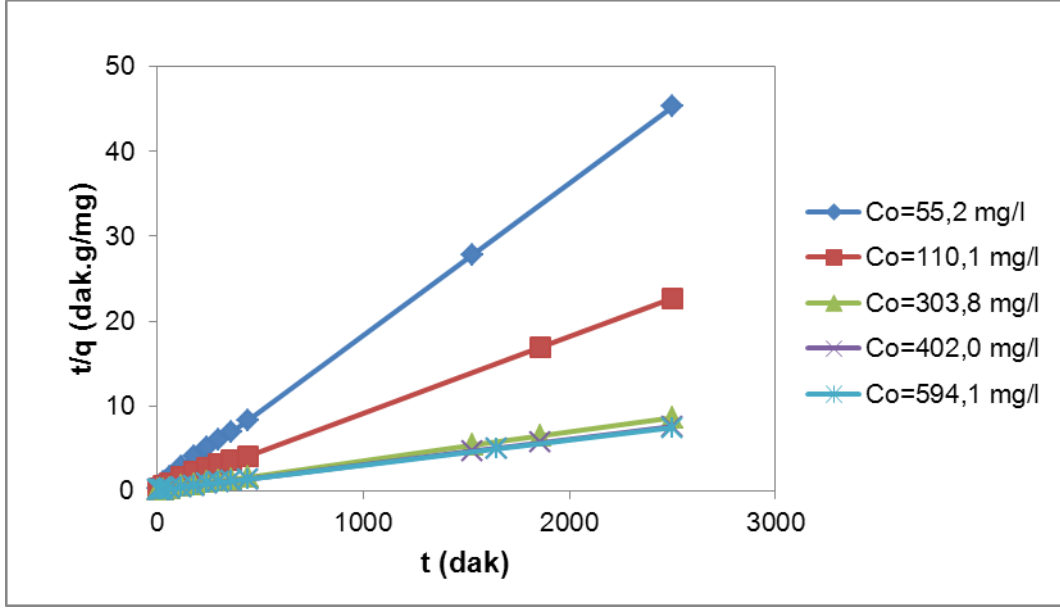
ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.28.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



Şekil 5.32. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

RBB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere 50-600 mg/l aralığında değişen başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen t/q 'ya karşı t doğrularından (Şekil 5.33.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.28.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir



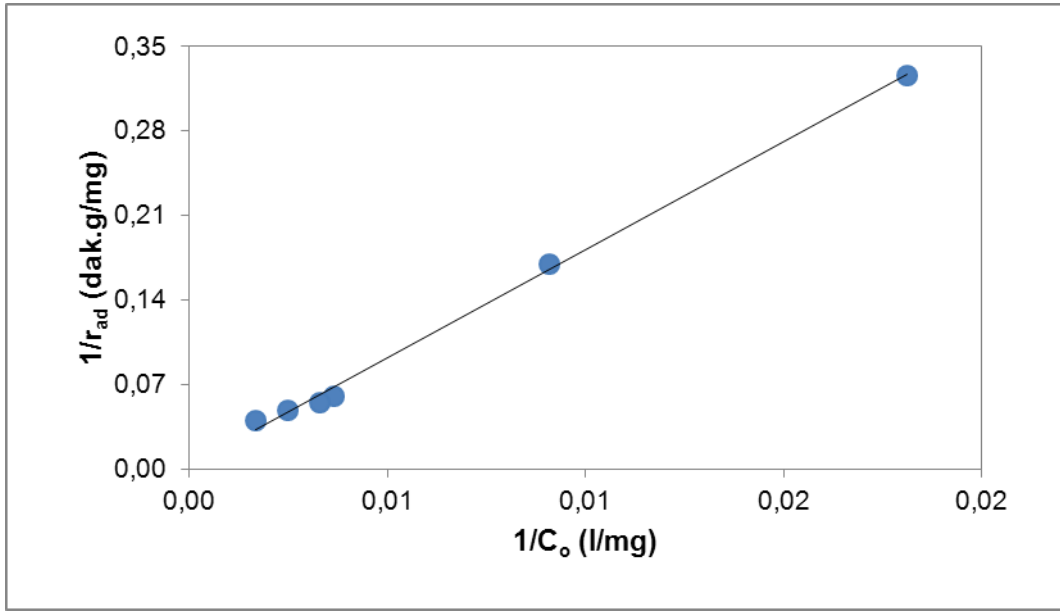
Şekil 5.33. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.28. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç RBB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

C ₀ (mg/l)	q _{den,den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q _{den} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
55.2	55.2	42.5	26.69	0.988	55.9	5.88	1.000
110.1	110.1	76.8	25.18	0.918	111.7	2.46	0.999
303.8	290.2	214.2	23.09	0.940	291.5	1.53	1.000
402.0	330.0	251.1	21.84	0.988	332.2	1.49	1.000
594.1	335.8	228.5	18.77	0.964	337.8	1.46	0.999

Doğunluk tipi kinetik

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine RBB'nin biyosorpsiyonunun doğunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 8.0'de 1/r_{ad}'a karşı çizilen 1/C₀ grafiğinden (Şekil 5.34.) k ve k₀ hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabiti, korelasyon katsayısı ile birlikte Çizelge 5.29.'da verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doğunluk tipi kinetiğin de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.34. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_0$ grafiği (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.29. pH 8.0'de RBB'nin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabiti ve korelasyon katsayısı

	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.0558
k_o [(l/mg)]	0.0001
R²	0.997

5.2. Metilen Mavisi Katyonik Boyarmaddesinin Biyosorpsiyonu

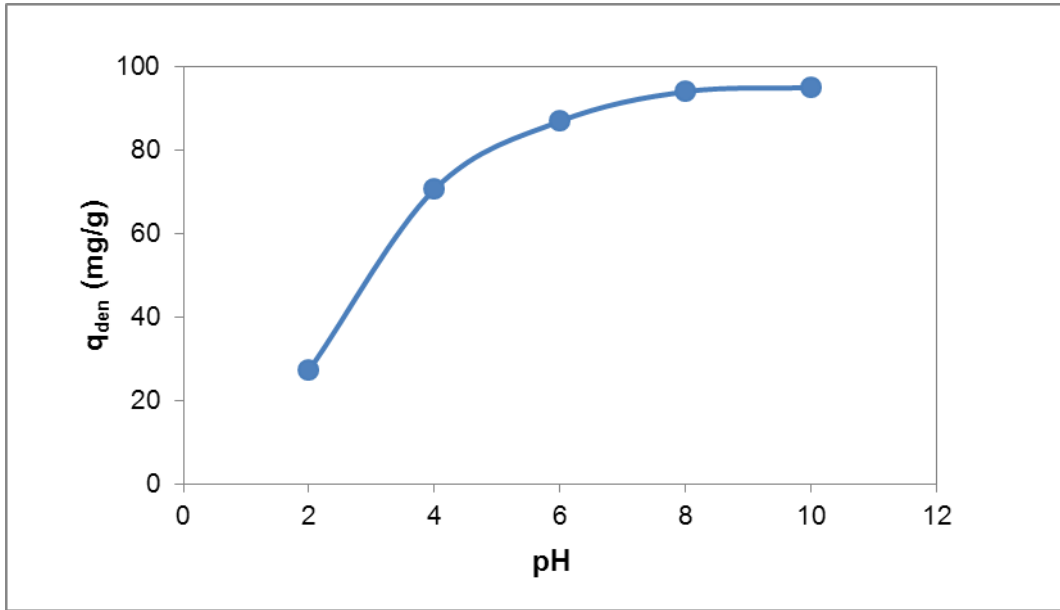
5.2.1. *R. arrhizus* çalışmaları

5.2.1.1. Kurutulmuş *R. arrhizus* ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

Kurutulmuş *R. arrhizus* fungusuna MB'nun biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç biyosorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına ve % MB giderimi üzerine etkisi, 100 mg/l başlangıç

boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 2.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiş ve adsorpsiyonun en yüksek kapasitede (94.0 mg/g) geręekleştiiği pH değerinin Şekil 5.35.'ten de görüldüğü üzere 8.0-10.0 aralığı olduğu saptanmıştır. Çizelge 5.30.'da ise farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderim değerleri verilmiştir. Çizelgeden pH 10.0'da en yüksek hız ve giderim verimlerinin elde edildiği görülmektedir. Düşük pH'larda biyosorbent yüzey yükünün pozitif olmasından ve çözelti ortamındaki H₃O⁺ iyonlarının yüzeye bağlanmak için katyonik MB ile yarışmasından dolayı adsorpsiyon hız ve kapasitesi düşük, yüksek pH'larda ise biyosorbent yüzeyindeki katyon bağlayıcı merkezlerin ortaya çıkmasından dolayı adsorpsiyon hız ve kapasitesi oldukça yüksektir. MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus* ile bundan sonra yapılan tüm çalışmaları ise endüstride uygulanabilirlik göz önüne alınarak pH 8.0'de geręekleştirilmiştir.



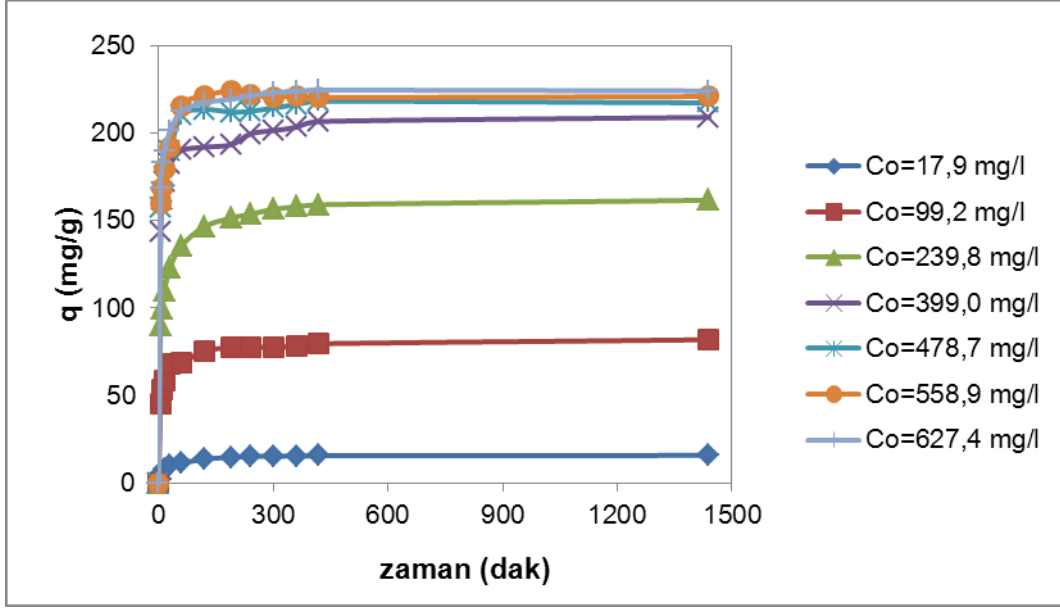
Şekil 5.35. MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi (C₀=100 mg/l, T=25°C, X₀=1g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.30. MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri ($C_0= 100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% MB giderimi
2.0	2.25	27.2	24.5
4.0	9.69	70.6	64.4
6.0	11.02	86.9	77.6
8.0	12.18	94.0	83.6
10.0	13.50	95.0	87.1

Başlangıç MB derişiminin etkisi

Kurutulmuş *R. arrhizus*'a MB biyosorpsiyonunda başlangıç MB derişiminin biyosorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimi 20-650 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç MB derişimlerinde birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.36.'da verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad} , q_{den} ve % MB giderim değerleri ise Çizelge 5.31.'de sunulmuştur. Şekil 5.36.'dan pH 8.0'de ve çalışılan tüm derişimlerde dengenin boyarmadde derişimine bağlı olarak yaklaşık 3-4 saat arasında oluştuğu, başlangıç MB derişiminin 478.7 mg/l'ye kadar artmasıyla dengede adsorplanan boyarmadde miktarının arttığı, daha yüksek boyarmadde derişimlerinde ise bu artışın çok fazla olmadığı gözlenmektedir. Çizelgeden 627.4 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde fungusun en yüksek MB biyosorpsiyon kapasitesinin 224.1 mg/g olduğu görülmektedir.



Şekil 5.36. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri ($T = 25^{\circ}\text{C}$, $X_0 = 1 \text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.31. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1 \text{ g/l}$, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH=8.0			
C_o (mg/l)	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% MB Giderimi
17.9	3.61	15.9	88.9
99.2	12.18	82.0	82.6
239.8	15.12	161.7	67.4
399.0	15.32	209.0	52.4
478.7	16.62	217.3	45.4
558.9	17.03	220.9	39.5
627.4	18.32	224.1	35.7

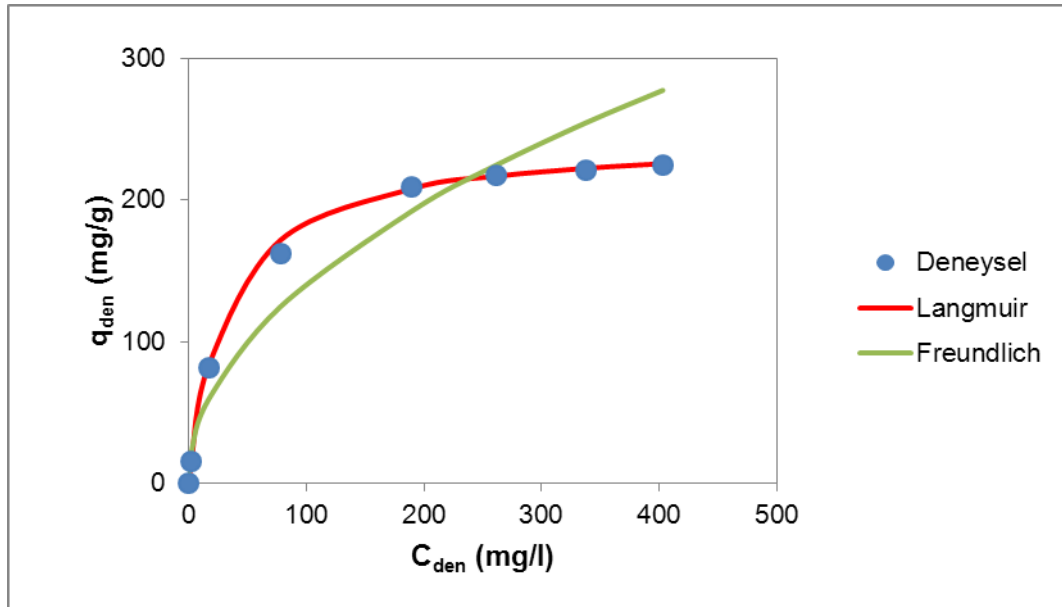
Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine daha iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuştur ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.32.'de sunulmuştur.

Bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izoterm deneySEL q_{den} değerleriyle Şekil 5.37.'de karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve bulunan % hatalar deneySEL q_{den} değerleri ile Çizelge 5.33.'te sunulmuştur. Şekil ve çizelgeden MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunun Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. Biyosorbentin en yüksek MB adsorplama kapasitesi (Q^0) 243.9 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.32. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q^0 (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_f ($l^{1/n} \cdot mg^{1-1/n}/g$)	n	R^2
8.0	243.9	0.03	1.000	15.0	2.06	0.945



Şekil 5.37. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneySEL denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

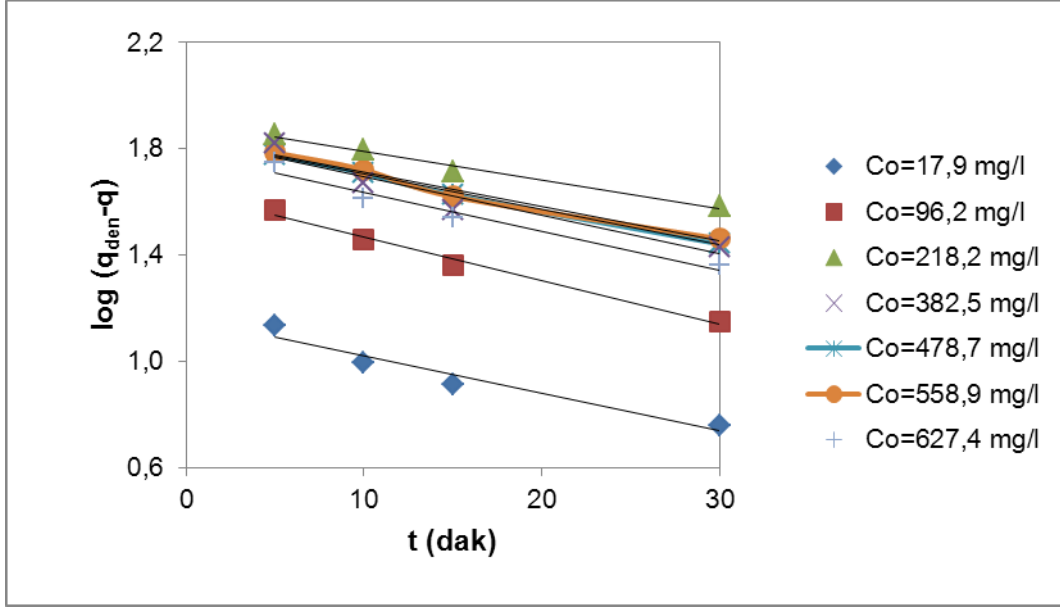
Çizelge 5.33. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması (T=25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
15.9	13.8	12.9	20.9	31.3
82.0	83.9	2.3	59.8	27.1
161.7	171.6	6.2	124.7	22.8
209.0	207.9	0.5	192.2	8.0
217.3	216.6	0.3	224.5	3.3
220.9	222.3	0.6	254.4	15.2
224.1	225.5	0.6	277.2	23.7
% ortalama hata		3.3		18.8

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

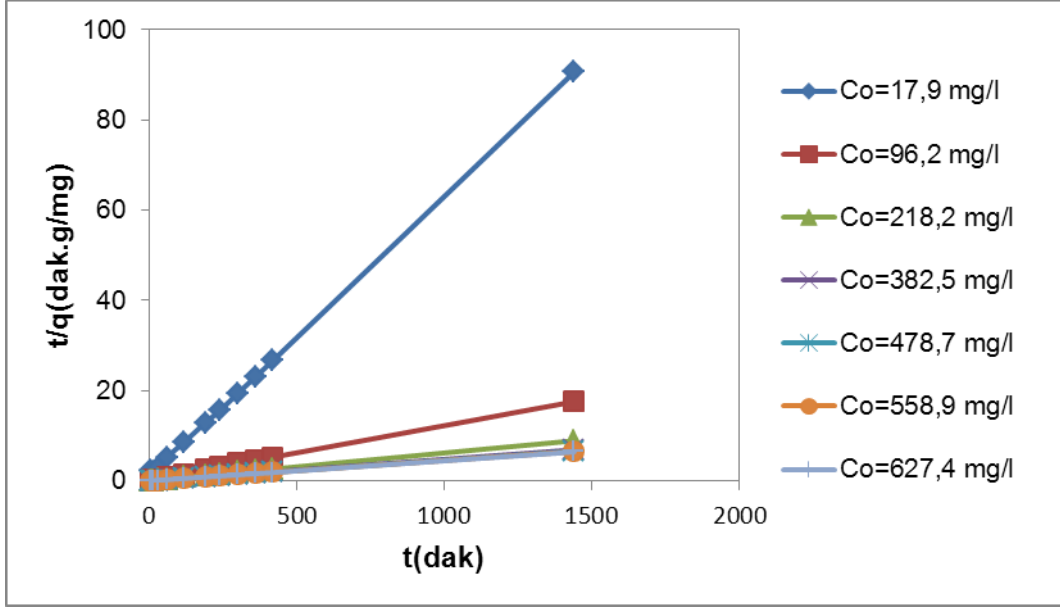
MB boyarmaddesinin kurutulmuş *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uyumluluğunu araştırmak üzere, 20-650 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde $\log (q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t doğrularından (Şekil 5.38.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.34.'te karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



Şekil 5.38. pH 8.0'de MB'nun *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

MB boyarmaddesinin kurutulmuş *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere 20-650 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde elde edilen t/q'ya karşı t doğrularından (Şekil 5.39.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.34.'te karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine çok yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



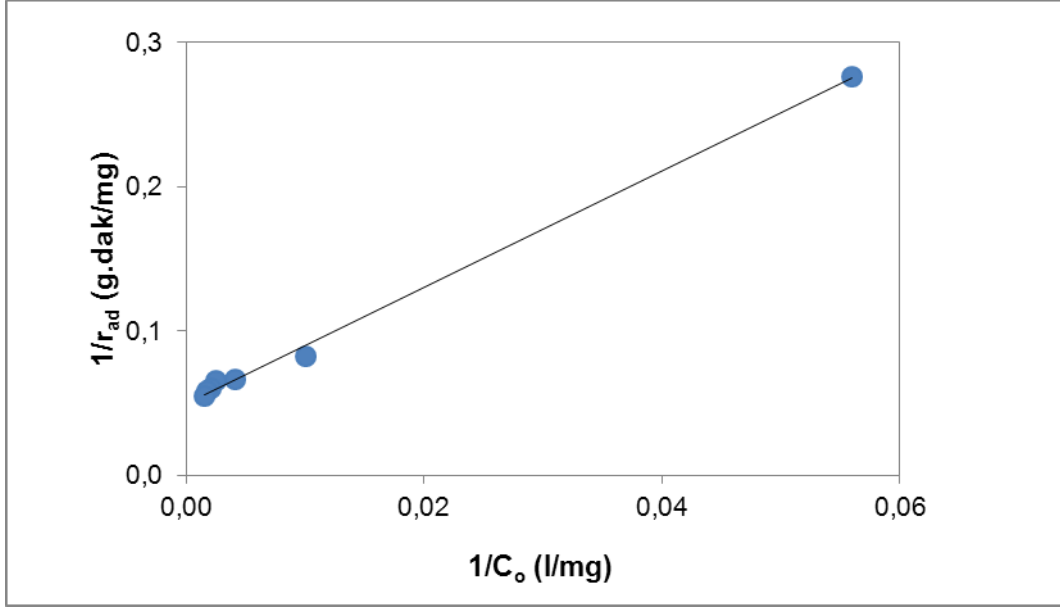
Şekil 5.39. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.34. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

C ₀ (mg/l)	Birinci derece kinetik model				İkinci derece kinetik model		
	q _{den,den} (mg/g)	q _{den} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
17.9	15.9	14.5	32.59	0.942	16.1	3.45	1.000
96.2	82.0	42.6	27.54	0.989	82.3	1.16	1.000
218.2	161.7	79.2	24.71	0.981	162.6	0.62	1.000
382.5	209.0	69.3	23.44	0.919	209.6	0.62	1.000
478.7	217.3	68.8	20.65	0.997	217.9	0.59	1.000
558.9	220.9	69.4	19.82	0.984	221.2	0.58	1.000
627.4	224.1	60.9	17.76	0.963	224.7	0.53	1.000

Doğgunluk tipi kinetik

Kurutulmuş *R. arrhizus*'a MB'nun biyosorpsiyonunun doğgunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 8.0'de 1/r_{ad}'a karşı çizilen 1/C₀ grafiğinden (Şekil 5.40.) k ve k₀ hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabitleri, korelasyon katsayıları ile birlikte Çizelge 5.35.'te verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doğgunluk tipi kinetiğin de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu çok iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.40. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.35. pH 8.0'de MB'nin kurutulmuş *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

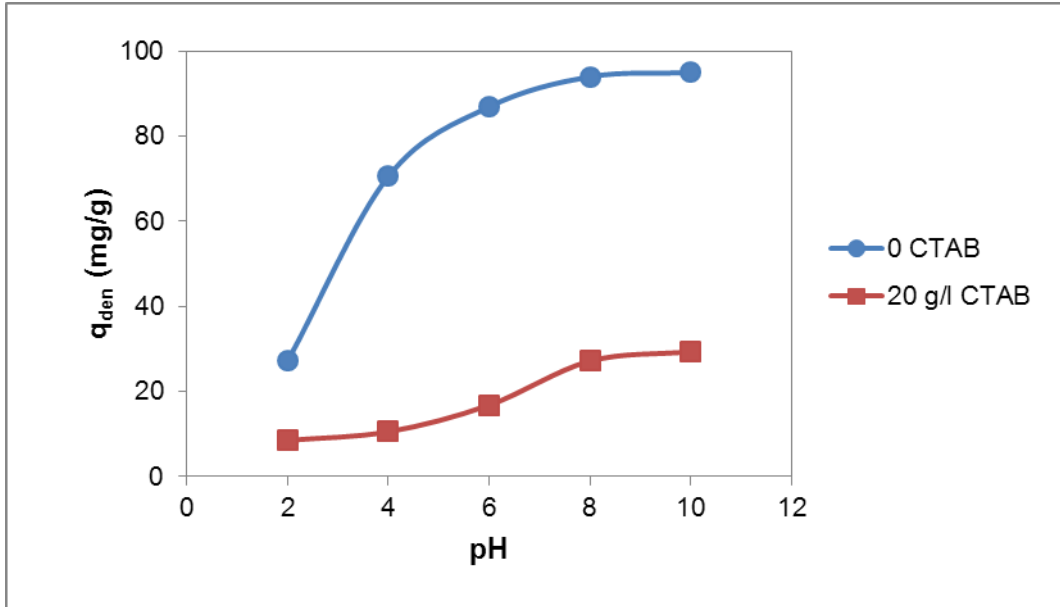
	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.2477
k_o [(l/mg)]	0.0123
R^2	0.997

5.2.1.2. Yüzey modifikasyonlu *R. arrhizus* ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

20 g/l CTAB ile muamele edilerek hazırlanmış *R. arrhizus* biyosorbentine MB'nun biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç biyosorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına ve % MB giderimi üzerine etkileri 100 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 2.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Her bir biyosorbentin denge MB adsorplama kapasitesinin başlangıç pH'ı ile değişimi yüzey modifikasyonu uygulanmamış *R. arrhizus* ile bulunan sonuçlarla birlikte Şekil 5.41.'de gösterilmiştir. Şekilden yüzey modifikasyonlu biyosorbent için de en

yüksek adsorplama kapasitesinin gözleendiği optimum çalışma pH değerinin pH 8.0-10.0 aralığında olduğu saptanmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda, yüzey modifikasyon işleminin biyosorbentin MB adsorplama kapasitesini büyük ölçüde düşürdüğü gözlenmiştir. Çizelge 5.36.'da farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderim değerleri sadece kurutulmuş *R. arrhizus* ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus* için karşılaştırılmıştır. pH 8.0'de yüzey modifikasyonu uygulanmamış kurutulmuş *R. arrhizus*'un MB adsorplama kapasitesi 94.0 mg/g olarak bulunmuşken, aynı pH değerinde 20 g/l CTAB ile modifiye edilen *R. arrhizus*'un MB adsorplama kapasitesinin 27.1 mg/g'a düştüğü gözlenmiştir.



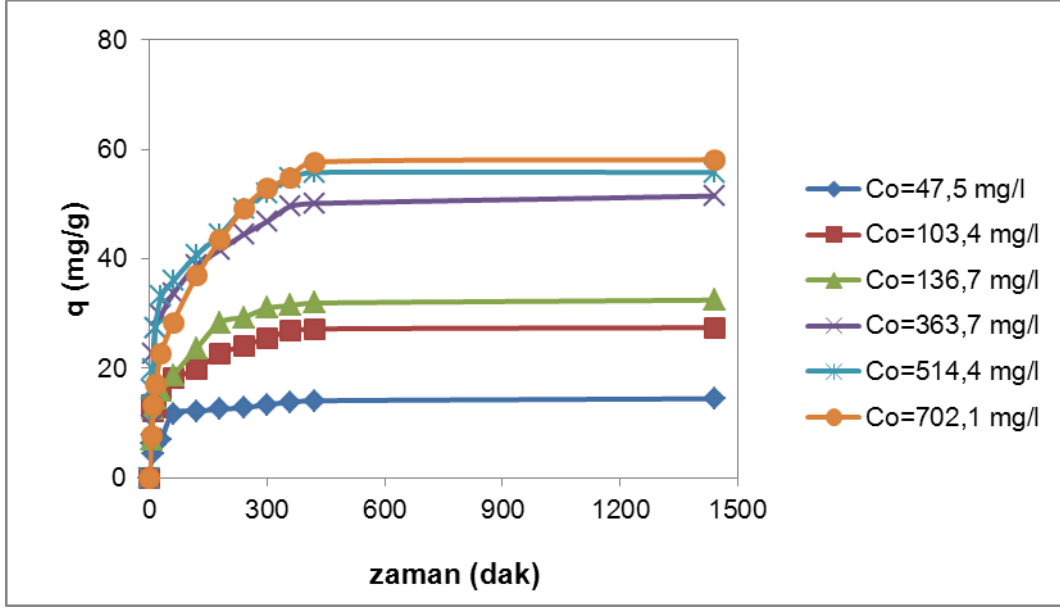
Şekil 5.41. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış *R. arrhizus* biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'ının dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.36. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış *R. arrhizus* biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH'larında elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Sadece kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>			20 g/l CTAB ile muamele edilmiş <i>R. arrhizus</i>		
	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB giderimi	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB giderimi
2.0	2.25	27.2	24.5	0.40	8.5	8.3
4.0	9.69	70.6	64.4	0.33	10.5	10.3
6.0	11.02	86.9	77.6	1.73	16.8	16.8
8.0	12.18	94.0	83.6	2.44	27.1	27.1
10.0	13.50	95.0	87.1	2.84	29.3	28.9

Başlangıç MB derişiminin etkisi

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a MB biyosorpsiyonunda başlangıç MB derişiminin adsorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimi 50-700 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç MB derişimlerinde birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.42.'de verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad}, q_{den} ve % MB giderim değerleri ise Çizelge 5.37.'de sunulmuştur. Şekil 5.42.'den tüm başlangıç boyarmadde derişimleri için yaklaşık 4-8 saat arasında dengenin oluştuğu, 363.7 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde biyosorbentin en yüksek adsorplama kapasitesine yaklaşık olarak ulaştığı, başlangıç MB derişimindeki daha fazla artışın ise dengede adsorplanan boyarmadde miktarını çok fazla değiştirmedeği de gözlenmektedir. Çizelgeden 702.1 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a en yüksek MB biyosorpsiyon kapasitesinin 58.1 mg/g olduğu görülmektedir.



Şekil 5.42. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.37. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH=8.0			
C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB Giderimi
47.5	1.23	14.4	30.4
103.4	2.44	28.0	27.1
136.7	2.88	32.4	23.7
363.7	4.54	51.5	14.2
514.4	5.48	55.8	10.9
702.1	5.67	58.1	8.3

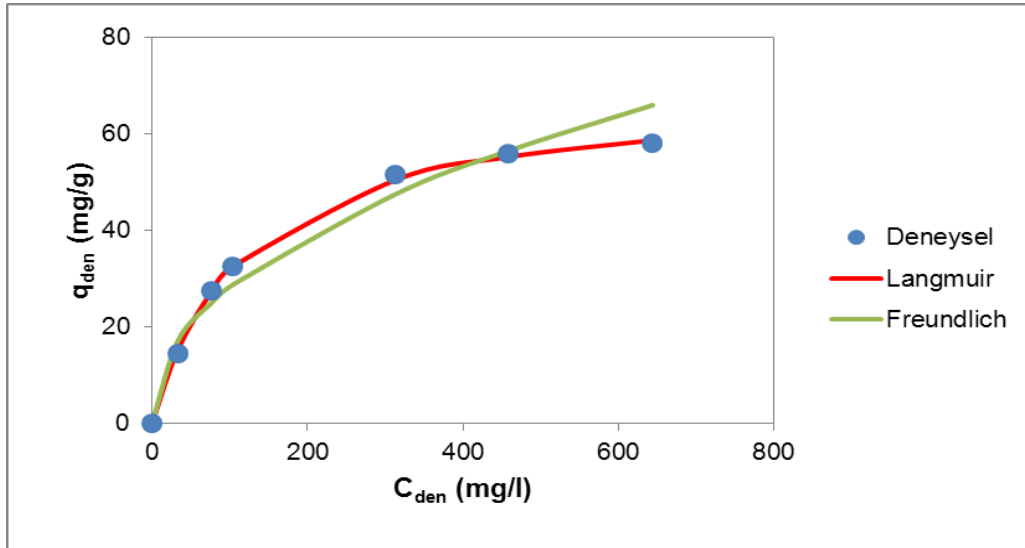
Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine en iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon

katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.38.'de sunulmuştur. Bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izotermier deneysel q_{den} değerleriyle Şekil 5.43.'te karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve bulunan % hatalar deneysel q_{den} değerleri ile Çizelge 5.39.'da sunulmuştur. Şekil ve çizelgeden MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunun Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. Biyosorbentin en yüksek MB adsorplama kapasitesi (Q^0) 69.4 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5. 38. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q^0 (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_f ($l^{1/n} \cdot mg^{1-1/n}/g$)	n	R^2
8.0	69.4	0.008	0.999	3.4	2.19	0.949



Şekil 5.43. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermierleriyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

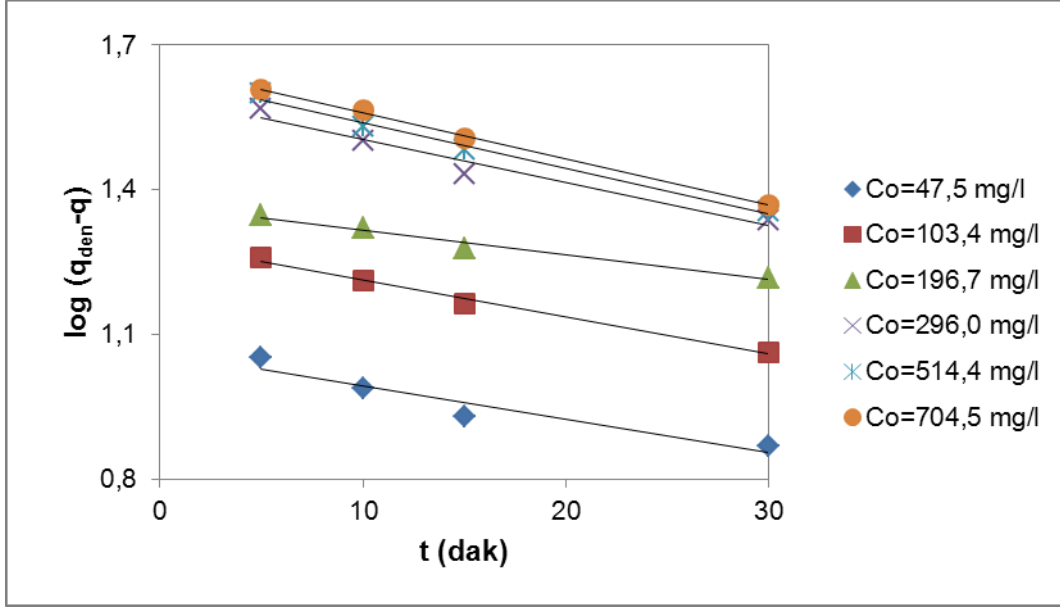
Çizelge 5.39. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden bulunan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
14.4	15.2	5.1	0.0	17.9
27.4	27.1	1.0	17.0	9.4
32.4	32.5	0.2	24.8	11.5
51.5	50.3	2.2	28.7	8.0
55.8	55.2	1.1	47.4	1.2
58.1	58.6	0.9	56.5	13.4
% ortalama hata		1.8		10.2

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

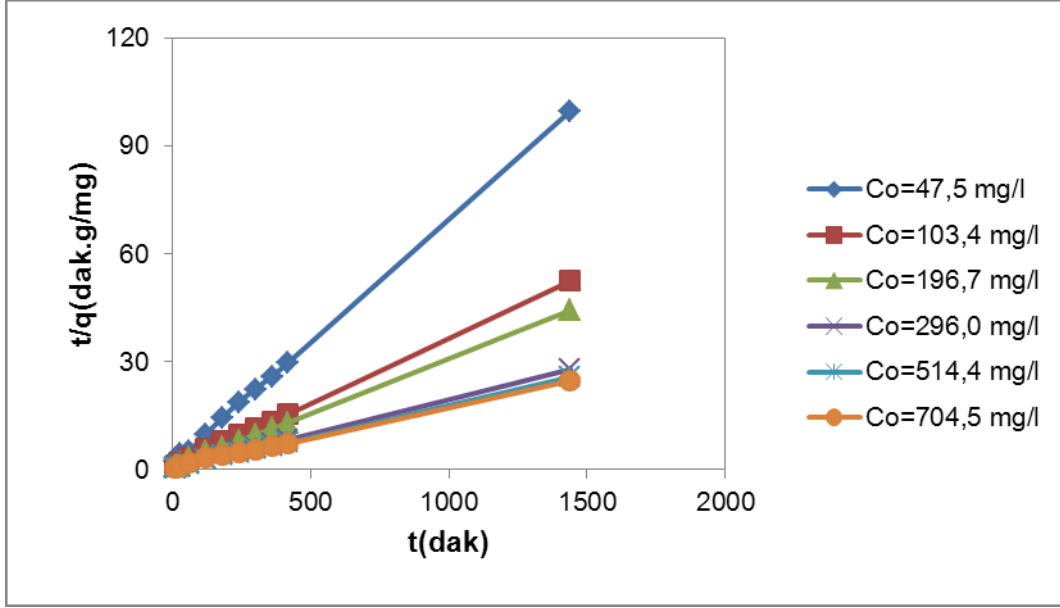
MB boyarmaddesinin kurutulmuş 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uyumluluğunu araştırmak üzere, 50-700 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde $\log (q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t doğrularından (Şekil 5.44.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.39.'da karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



Şekil 5.44. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

MB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere 50-700 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde elde edilen t/q 'ya karşı t doğrularından (Şekil 5.45.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.40.'ta karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin MB'nun 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.45. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

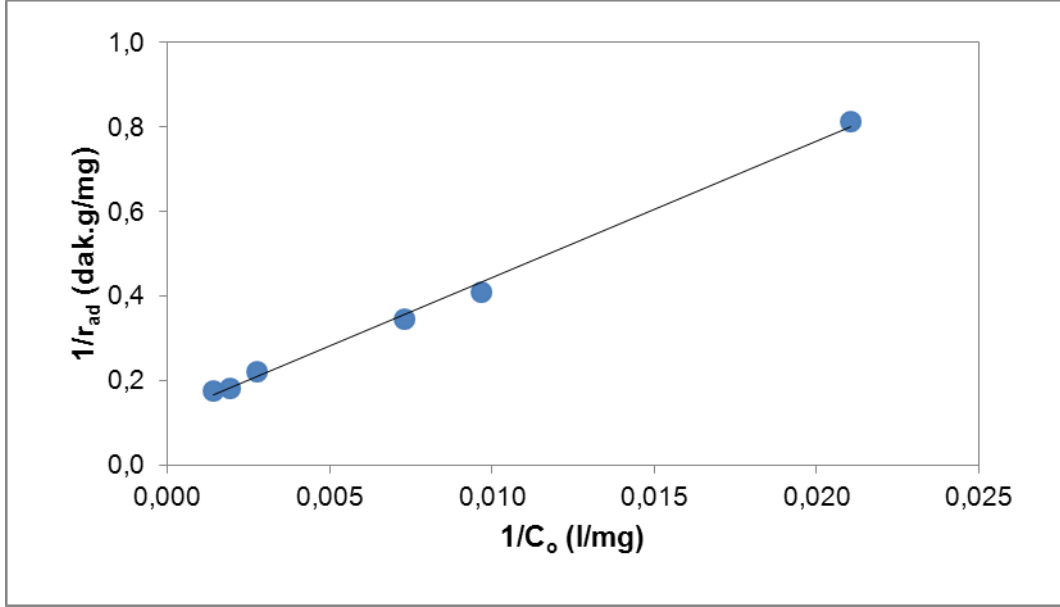
Çizelge 5.40. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

C ₀ (mg/l)	q _{den,den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q _{den} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
47.5	14.4	11.6	19.03	0.910	14.7	2.60	1.000
103.4	27.4	19.5	17.71	0.989	28.0	0.92	0.999
196.7	32.4	23.4	13.98	0.980	33.2	0.55	0.999
295.9	51.5	39.3	11.73	0.960	52.5	0.38	0.999
514.4	55.8	43.0	9.74	0.989	56.9	0.35	0.999
704.5	58.1	45.4	8.18	0.998	59.9	0.32	0.997

Doğunluk tipi kinetik

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a MB'nun biyosorpsiyonunun doğunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 8.0'de 1/r_{ad}'a karşı çizilen 1/C₀ grafiğinden (Şekil 5.46.) k ve k₀ hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabitleri, korelasyon katsayıları ile birlikte Çizelge 5.41.'de verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doğunluk

tipi kinetiğın de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.46. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiğı (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.41. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış *R. arrhizus*'a biyosorpsiyonunda elde edilen doyunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.0309
k _o [(l/mg)]	0.0037
R ²	0.997

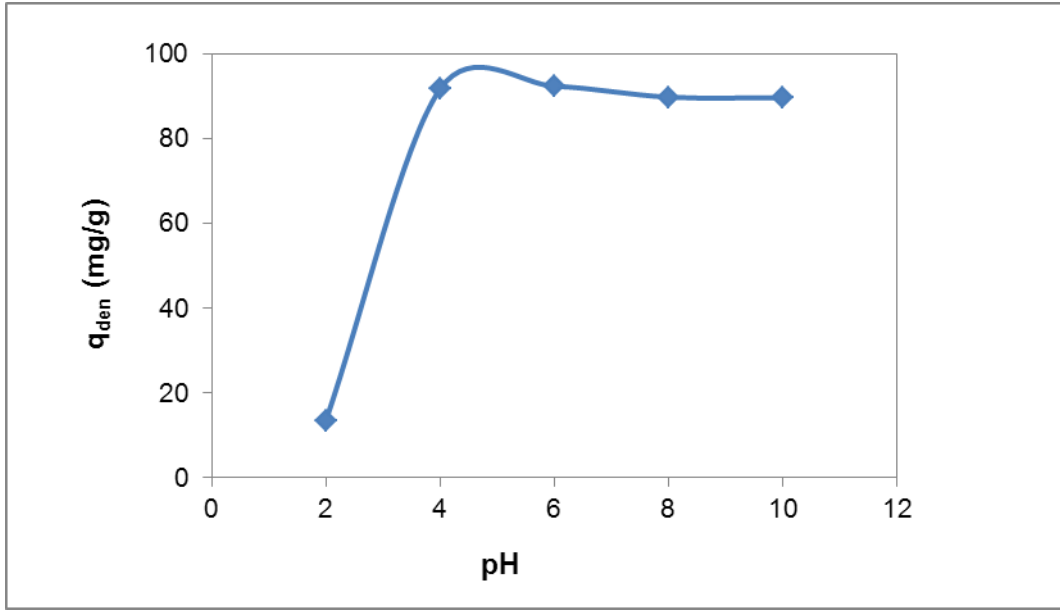
5.2.2. Kurutulmuş şeker pancarı küspesi çalışmaları

5.2.2.1. Yüzey modifikasyonsuz şeker pancarı küspesi ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

Kurutulmuş şeker pancarı küspesine MB'nun biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç biyosorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına ve % MB giderimi üzerine etkisi, 100 mg/l başlangıç

boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 2.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiş ve adsorpsiyonun en yüksek kapasitede (89.9 mg/g) gerçekteştiği pH değerinin Şekil 5.47.'den de görüldüğü üzere 8.0-10.0 aralığı olduğu saptanmıştır. Çizelge 5.42.'de ise farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderim değerleri verilmiştir. Çizelgeden pH 8.0 ve 10.0'da en yüksek hız ve giderim verimlerinin elde edildiği görülmektedir.



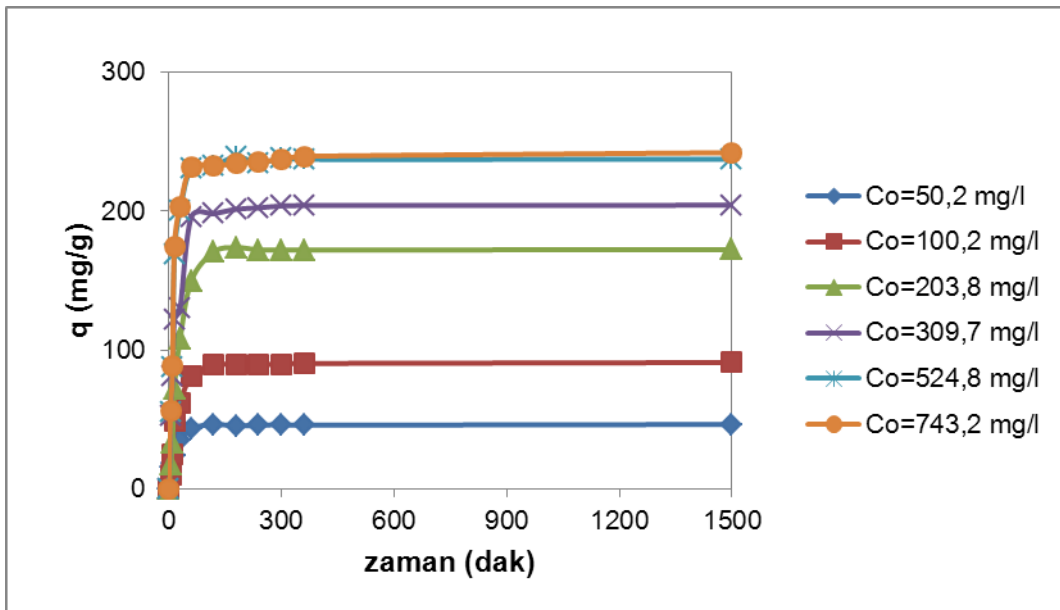
Şekil 5.47. MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, başlangıç pH'nın dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm).

Çizelge 5.42. MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% MB giderimi
2.0	0.02	13.5	13.8
4.0	2.67	91.7	87.3
6.0	5.86	92.4	90.3
8.0	6.99	89.9	91.2
10.0	7.66	89.7	91.2

Başlangıç MB derişiminin etkisi

Kurutulmuş şeker pancarı küspesine MB biyosorpsiyonunda başlangıç MB derişiminin adsorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimi 50-750 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç MB derişimlerinde birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.48.'de verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad} , q_{den} ve % MB giderim değerleri ise Çizelge 5.43.'te sunulmuştur. Şekil 5.48.'den çalışılan tüm derişimlerde dengenin boyarmadde derişimine bağlı olarak yaklaşık 3-4 saat arasında oluştuğu ve başlangıç MB derişimi arttıkça dengede adsorplanan boyarmadde miktarının arttığı gözlenmiştir. 743.2 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde şeker pancarı küspesinin en yüksek MB biyosorpsiyon kapasitesi 242.1 mg/g olarak saptanmıştır.



Şekil 5.48. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.43. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

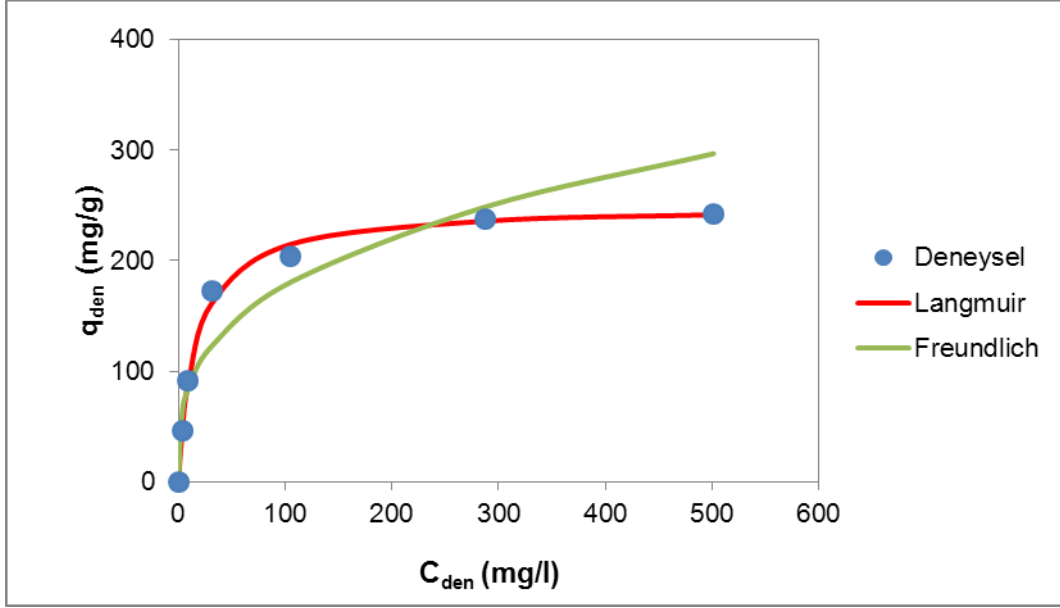
pH=8.0			
C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB Giderimi
50.2	4.10	46.5	92.5
100.2	6.99	91.4	91.2
203.8	11.23	172.3	84.6
309.7	15.27	204.3	66.0
524.8	17.59	237.4	45.2
743.2	17.69	242.1	32.6

Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine daha iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.44.'te sunulmuştur. Bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izotermler deneysel q_{den} değerleriyle Şekil 5.49.'da karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve deneysel q_{den} değerleri % hata değerleriyle Çizelge 5.45.'te karşılaştırılmıştır. Şekil ve çizelgeden MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunun Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. Biyosorbentin en yüksek MB adsorplama kapasitesi (Q⁰) 250.0 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.44. pH 8.0'de MB'nun şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q ⁰ (mg/g)	b (l/mg)	R ²	K _f (l ^{1/n} .mg ^{1-1/n} /g)	n	R ²
8.0	250.0	0.058	1.000	40.99	3.14	0.875



Şekil 5.49. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermiyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.45. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden hesaplanan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}\text{C}$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

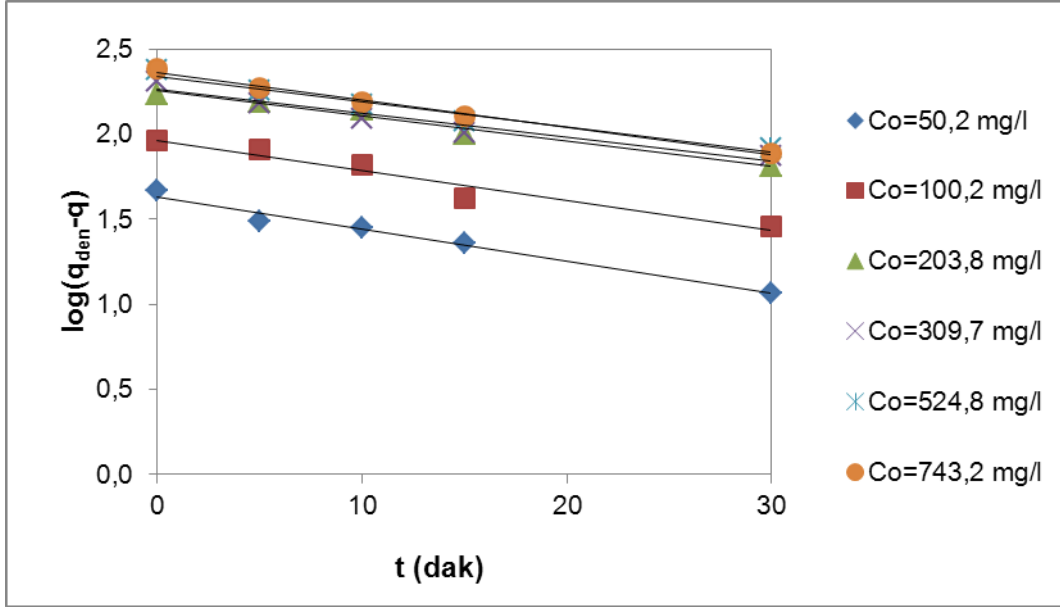
q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den, Freund}$ (mg/g)	%Hata
46.5	45.1	23.0	62.6	34.8
91.0	87.2	4.1	83.2	86
172.3	161.6	6.2	122.9	28.7
204.3	214.9	5.2	180.7	11.5
237.4	235.9	0.6	248.7	4.8
242.1	241.7	0.2	296.9	22.6
% ortalama hata		3.2		18.5

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

MB boyarmaddesinin kurutulmuş şeker pancarı küspesine pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uyumluluğunu araştırmak üzere, 50-750 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde $\log(q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t doğrularından (Şekil 5.50.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik

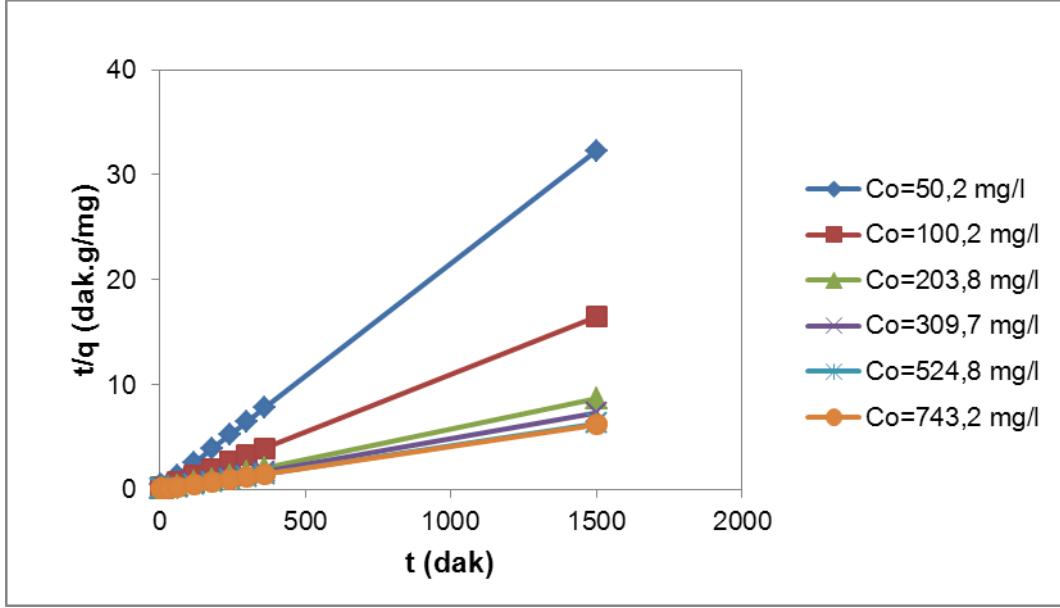
q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.46.'da karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



Şekil 5.50. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

MB boyarmaddesinin kurutulmuş şeker pancarı küspesine pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere 50-750 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde elde edilen t/q 'ya karşı t doğrularından (Şekil 5.51.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.46.'da karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine çok yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



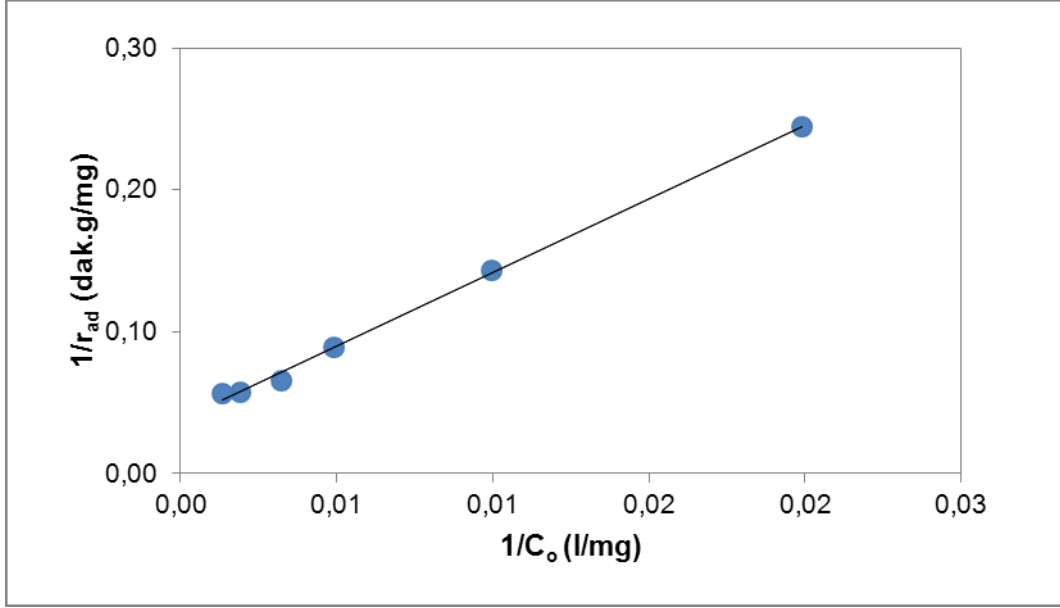
Şekil 5.51. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.46. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

C ₀ (mg/l)	q _{den,den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q _{den} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
50.2	46.5	43.1	43.66	0.982	46.6	5.64	1.000
100.2	91.2	92.4	40.67	0.950	91.6	1.54	1.000
203.8	172.3	179.5	34.53	0.977	173.6	0.88	1.000
309.7	204.3	182.5	33.36	0.944	205.8	0.88	1.000
524.8	237.4	218.5	32.43	0.966	239.2	0.50	1.000
743.2	242.1	229.2	32.03	0.992	243.9	0.47	1.000

Doygunluk tipi kinetik

Kurutulmuş şeker pancarı küspesine MB'nun biyosorpsiyonunun doygunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 8.0'de 1/r_{ad}'a karşı çizilen 1/C₀ grafiğinden (Şekil 5.52.) k ve k₀ hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabitleri, korelasyon katsayıları ile birlikte Çizelge 5.47.'de verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doygunluk tipi kinetiğin de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.52. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği (T=25°C, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.47. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyumunluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

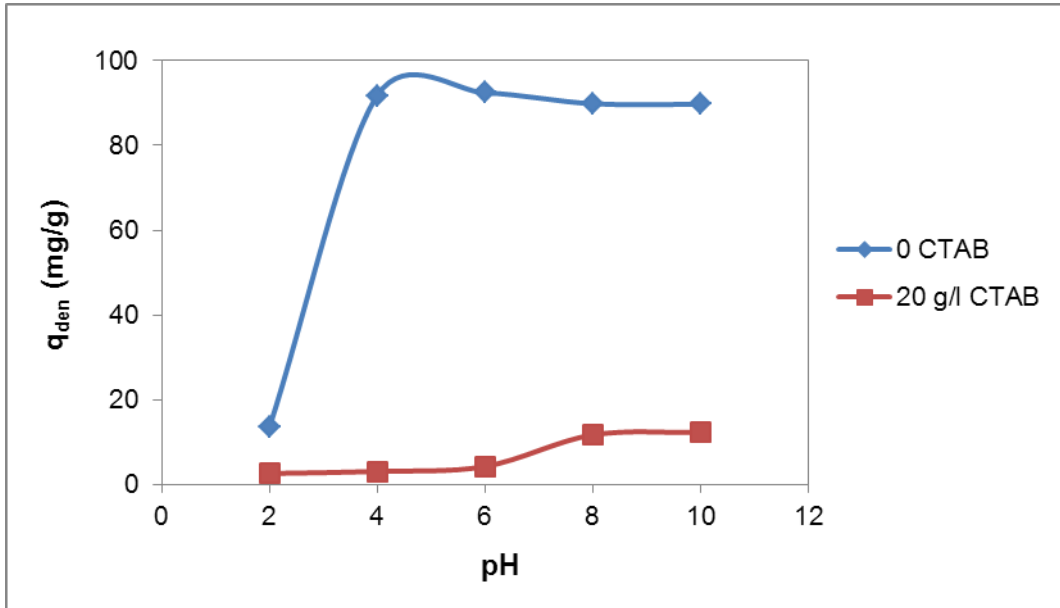
	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.0964
k_o [(l/mg)]	0.0036
R²	0.998

5.2.2.2. Yüzey modifikasyonlu şeker pancarı küspesi ile yapılan çalışmalar

Başlangıç pH'ının etkisi

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanarak hazırlanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentine MB'nun biyosorpsiyonunda başlangıç pH'ının başlangıç adsorpsiyon hızına, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına ve % MB giderimi üzerine etkileri 100 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde, 25°C sabit sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında, pH 2.0-10.0 aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Her bir biyosorbentin denge MB adsorplama kapasitesinin başlangıç pH'ı ile değişimi yüzey modifikasyonu uygulanmamış

şeker pancarı küspesi ile bulunan sonuçlarla birlikte Şekil 5.53.'te gösterilmiştir. Şekilden yüzey modifikasyonlu biyosorbent için de daha önceden MB adsorpsiyonunda bulunan sonuçlara benzer olarak en yüksek adsorplama kapasitesinin gözlemlendiği optimum çalışma pH değerinin pH 8.0-10.0 aralığında olduğu saptanmıştır. Yüzey modifikasyonunun şeker pancarı küspesi biyosorbentinin fungal biyosorbente benzer olarak MB'nun adsorplama kapasitesini büyük ölçüde düşürdüğü de yine Şekil 5.53.'ten gözlenmektedir. Çizelge 5.48.'de farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderim değerleri sadece kurutulmuş şeker pancarı küspesi ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesi için karşılaştırılmıştır. Yüzey modifikasyonu uygulanmamış kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 89.9 mg/g olarak bulunmuşken, 20 g/l CTAB ile modifiye edilen şeker pancarı küspesi ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 11.7 mg/g olarak saptanmıştır.



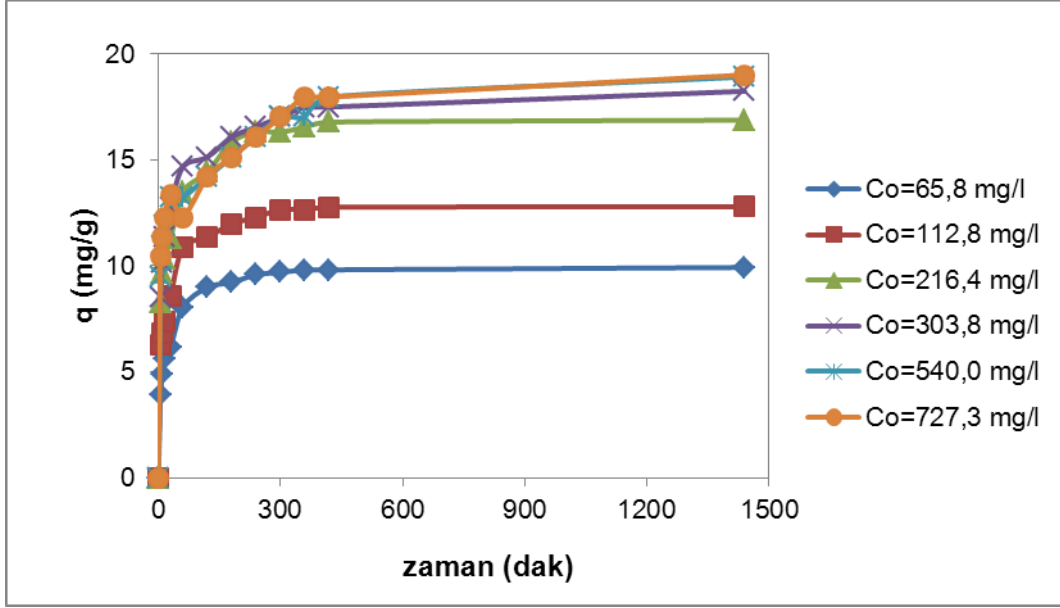
Şekil 5.53. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, başlangıç pH'nın dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarına etkisi ($C_o=100$ mg/l, $T=25^\circ\text{C}$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.48. MB'nun sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda, farklı başlangıç pH değerlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Sadece kurutulmuş şeker pancarı küspesi			20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi		
	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB giderimi	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB giderimi
2.0	0.02	13.5	13.8	0.19	2.6	2.6
4.0	2.67	91.7	87.3	0.21	3.9	3.9
6.0	5.86	92.4	90.3	0.24	4.3	4.3
8.0	6.99	89.9	91.2	0.52	11.7	12.0
10.0	7.66	89.7	91.2	0.57	12.3	12.5

Başlangıç MB derişiminin etkisi

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine MB biyosorpsiyonunda başlangıç MB derişiminin biyosorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi, pH 8.0'de başlangıç boyarmadde derişimi 50-700 mg/l aralığında değiştirilerek incelenmiştir. Farklı başlangıç MB derişimlerinde birim adsorbent kütlesi başına adsorplanan boyarmadde miktarlarının zamanla değişim eğrileri Şekil 5.54.'te verilmiştir. Bu eğrilerden hesaplanan r_{ad}, q_{den} ve % MB giderim değerleri ise Çizelge 5.49.'da sunulmuştur. Şekil 5.54.'ten tüm başlangıç boyarmadde derişimleri için yaklaşık 4-8 saat arasında dengenin oluştuğu, 300 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde biyosorbentin en yüksek adsorplama kapasitesine yaklaşık olarak ulaştığı, başlangıç MB derişimindeki daha fazla artışın ise dengede adsorplanan boyarmadde miktarını çok fazla değiştirmedeği de gözlenmektedir. Çizelgeden 727.3 mg/l başlangıç boyarmadde derişiminde 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine en yüksek MB biyosorpsiyon kapasitesininin 19.0 mg/g olduğu görülmektedir.



Şekil 5.54. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarının zamanla değişim eğrileri (T=25°C, X₀=1 g/l, Tanecik Boyut Aralığı=500-707 µm, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.49. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH=8.0			
C ₀ (mg/l)	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% MB Giderimi
65.8	0.32	9.9	15.1
112.8	0.52	12.8	11.3
216.4	1.05	16.9	7.8
303.8	1.40	18.2	6.0
540.0	1.89	18.9	3.5
727.3	2.11	19.0	2.6

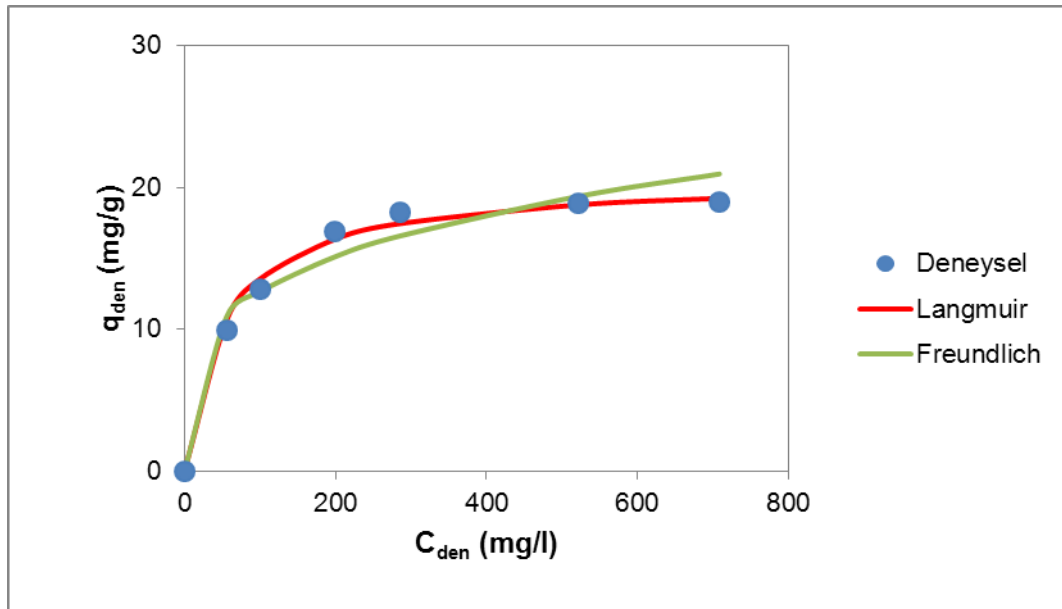
Adsorpsiyon dengesinin modellenmesi ve model sabitlerinin bulunması

MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, pH 8.0'de elde edilen q_{den} ve C_{den} değerleri kullanılarak adsorpsiyon dengesinin Langmuir ve Freundlich denge modellerinden hangisine en iyi uyduğu Microsoft Office Excel 2010 programı kullanılarak lineer regresyon yardımıyla bulunmuş ve denge model sabitleri hesaplanarak lineer regresyon

katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.50.'de sunulmuştur. Bulunan model sabitlerinden yararlanarak hesaplanan q_{den} değerleri kullanılarak, her bir model için elde edilen izotermier deneysel q_{den} değerleriyle Şekil 5.55.'te karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda Langmuir ve Freundlich modellerinden hesaplanan teorik q_{den} değerleri ve bulunan % hatalar deneysel q_{den} değerleri ile Çizelge 5.51.'de sunulmuştur. Şekil ve çizelgeden MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunun Langmuir modeline daha iyi uyduğu gözlenmektedir. Biyosorbentin en yüksek MB adsorplama kapasitesi (Q^o) 20.8 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 5.50. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre bulunan adsorpsiyon model sabitleri ve lineer regresyon katsayıları ($T=25^{\circ}C$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH	Langmuir			Freundlich		
	Q^o (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_f ($l^{1/n} \cdot mg^{1-1/n}/g$)	n	R^2
8.0	20.8	0.019	0.998	3.86	3.89	0.886



Şekil 5.55. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda deneysel denge verilerinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerine göre elde edilen adsorpsiyon izotermierleriyle karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_o=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

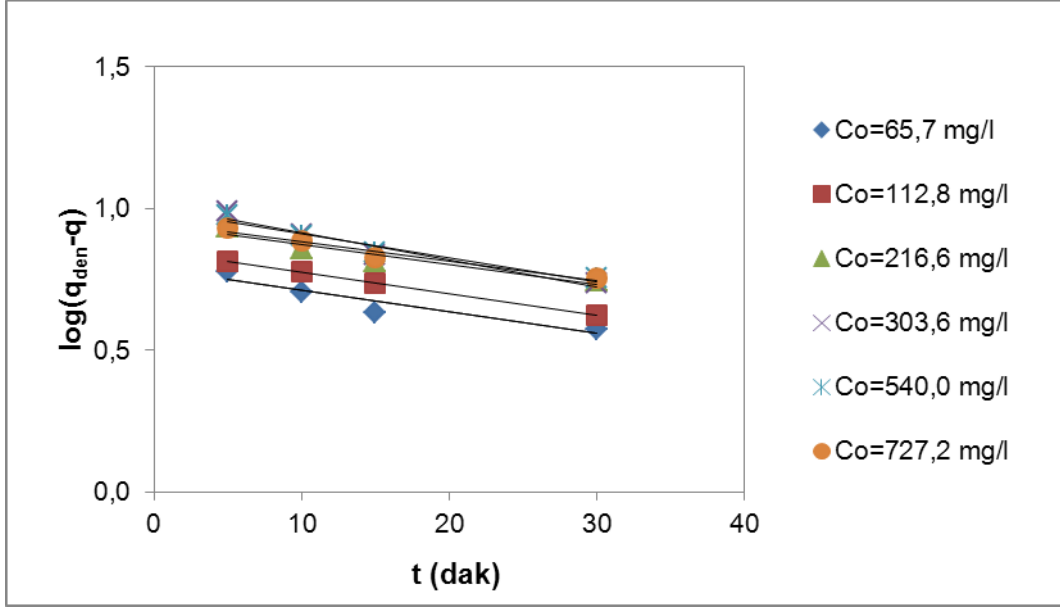
Çizelge 5.51. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen deneysel q_{den} değerlerinin, Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modellerinden hesaplanan q_{den} değerleriyle % hata değerleri verilerek karşılaştırılması ($T=25^{\circ}C$, $X_0=1$ g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

q_{den} (mg/g)	$q_{den,Lang}$ (mg/g)	%Hata	$q_{den,Freund}$ (mg/g)	%Hata
9.9	10.7	7.3	10.9	9.8
12.8	13.5	6.0	12.7	1.0
16.9	16.4	3.1	15.1	10.4
18.2	17.5	4.3	16.6	9.1
18.9	18.8	0.8	19.4	2.4
19.0	19.2	1.2	21.0	10.2
% ortalama hata		3.8		7.1

Adsorpsiyon kinetiğinin modellenmesi

Birinci derece kinetik model

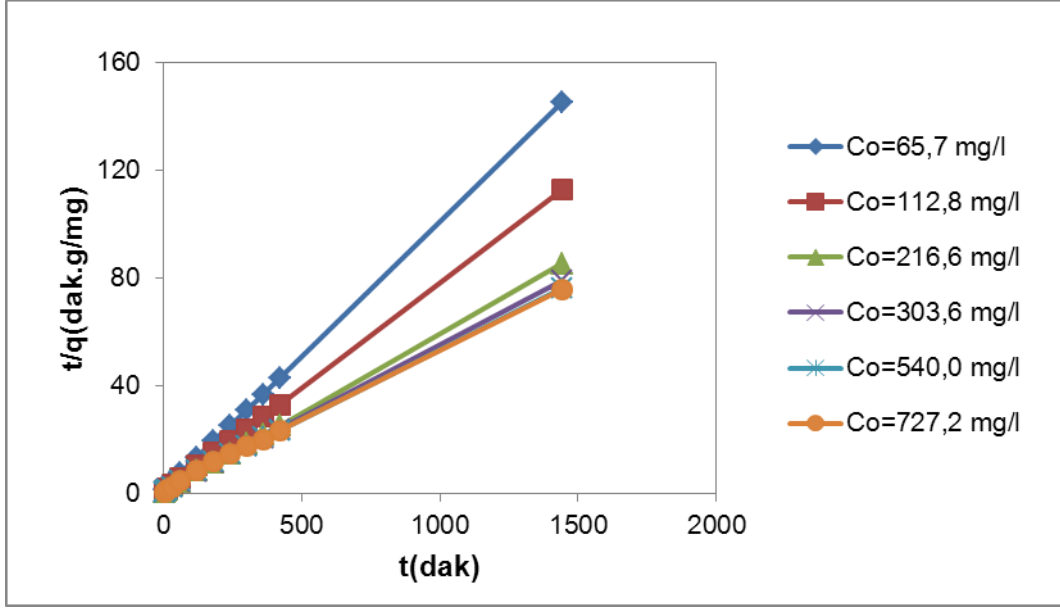
MB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin birinci derece kinetik modele uyumluluğunu araştırmak üzere, 65-750 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde $\log (q_{den}-q)$ 'ya karşı çizilen t doğrularından (Şekil 5.56.), birinci derece hız sabitleri ($k_{1,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri bulunmuş, deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte Çizelge 5.51.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{1,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir.



Şekil 5.56. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış birinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

İkinci derece kinetik model

MB boyarmaddesinin 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine pH 8.0'deki adsorpsiyon kinetiğinin ikinci derece kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere 65-750 mg/l aralığında değişen başlangıç MB derişimlerinde elde edilen t/q'ya karşı t doğrularından (Şekil 5.57.) ikinci derece hız sabitleri ($k_{2,ad}$) ve teorik q_{den} değerleri saptanmış ve deneysel q_{den} değerleri ve korelasyon katsayılarıyla birlikte birinci derece kinetik sonuçların da verildiği Çizelge 5.52.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgeden başlangıç boyarmadde derişimi arttıkça $k_{2,ad}$ değerlerinin azaldığı, q_{den} değerlerinin arttığı gözlenmektedir. Şekil ve çizelgeden teorik q_{den} ve deneysel q_{den} değerleri karşılaştırıldığında, ikinci derece kinetik modelin birbirine yakın teorik ve deneysel q_{den} değerleri verdiği, dolayısıyla ikinci derece kinetik modelin MB'nun 20 g/l CTAB ile modifikasyon uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu daha iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.57. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen doğrusallaştırılmış ikinci derece kinetik model grafikleri (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

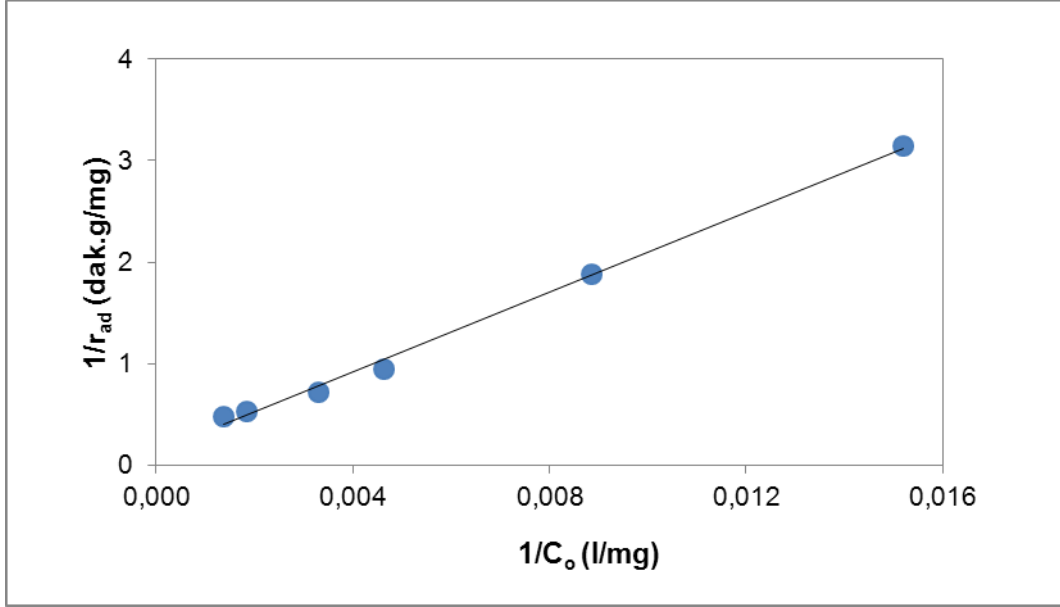
Çizelge 5.52. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda farklı başlangıç MB derişimlerinde elde edilen birinci ve ikinci derece kinetik hız sabitlerinin ve deneysel ve hesaplanan q_{den} değerlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

C ₀ (mg/l)	q _{den,den} (mg/g)	Birinci derece kinetik model			İkinci derece kinetik model		
		q _{den} (mg/g)	k _{1,ad} *10 ³ (1/dak)	R ²	q _{den,teo} (mg/g)	k _{2,ad} *10 ³ (g/mg.dak)	R ²
65.7	9.9	6.1	17.59	0.881	10.0	1.27	1.000
112.8	12.8	7.1	17.66	0.999	12.9	0.54	1.000
216.6	16.9	8.8	16.05	0.912	17.0	0.51	1.000
303.6	18.2	10.3	16.01	0.950	18.4	0.22	1.000
539.9	18.9	9.9	15.46	0.949	19.1	0.18	0.998
727.2	19.0	9.0	15.33	0.958	19.2	0.13	0.998

Doğunluk tipi kinetik

20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine MB'nun biyosorpsiyonunun doğunluk tipi kinetik modele uygunluğunu araştırmak üzere pH 8.0'de 1/r_{ad}'a karşı çizilen 1/C₀ grafiğinden (Şekil 5.58.) k ve k₀ hız sabitleri bulunmuş, elde edilen hız sabitleri, korelasyon katsayıları ile birlikte Çizelge 5.53.'te verilmiştir. Oldukça yüksek bulunan korelasyon katsayılarından doğunluk

tipi kinetiğin de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunu oldukça iyi tanımladığı söylenebilir.



Şekil 5.58. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen $1/r_{ad}$ 'a karşı $1/C_o$ grafiği (T=25°C, X_o=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Çizelge 5.53. pH 8.0'de MB'nun 20 g/l CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen doyumluk tipi adsorpsiyon hız sabitleri ve korelasyon katsayıları

	pH 8.0
k [(l/g.dak)]	0.0051
k_o [(l/mg)]	0.0006
R²	0.996

6. SONUÇLARIN TARTIŞILMASI

Yapılan tez çalışmasında anyonik yapıdaki Remazol Black B (RBB) ve katyonik yapıdaki Methylene Blue (MB) boyarmaddelerinin kurutulmuş ve farklı derişimlerdeki katyonik yapıdaki cetyl trimethylammonium bromide (CTAB) yüzey aktif maddesi ile muamele edilmiş *Rhizopus arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonu 25°C sıcaklıkta kesikli karıştırmalı sistemde incelenmiştir. Her bir biyosorbent ve boyarmadde için başlangıç pH'ının ve başlangıç boyarmadde derişiminin adsorpsiyon hız ve verimine etkileri araştırılmıştır. Her bir sistem için elde edilen denge verilerinin Langmuir ve Freundlich modellerine, kinetik verilerin ise birinci derece, ikinci derece ve doyunluk tipi kinetik modellere uygunluğu araştırılarak her bir model için model sabitleri hesaplanmıştır.

Biyosorpsiyon çalışmalarında elde edilen deneysel veriler adsorpsiyon denge değerleri (q_{den} : mg biyosorbent tarafından adsorplanan kirletici/g biyosorbent; C_{den} : mg adsorplanmadan kalan kirletici/l çözelti), % giderim $\{[(mg \text{ adsorplanan kirletici/l çözelti})_{den}/(mg \text{ kirletici/l çözelti})_{t=0}] * 100\}$ cinsinden hesaplanmış ve karşılaştırılmıştır.

Biyosorpsiyon çalışmalarının ilk kısmında başlangıç pH'ının RBB'nin adsorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi tüm biyosorbentler için incelenmiştir. RBB'nin sadece kurutulmuş *R. arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentleriyle biyosorpsiyonunda en yüksek adsorpsiyon hız ve kapasitesi değerlerine pH 2.0'de ulaşılmıştır. Yapısında yer alan azot içeren fonksiyonel gruplara sahip proteinlerden, bazı zayıf asidik grupları içeren heteropolisakkaritlerden ve karboksilat gruplardan dolayı negatif yüklü şeker pancarı küspesi ve içerdiği amino gruplardan dolayı negatif yüklü fungus biyosorbentler ancak düşük pH'larda pozitif yüklenerek negatif yüklü boyarmadde iyonlarının OH^- substitue grupları ile elektrostatik etkileşerek boyarmadde adsorpsiyonunu gerçekleştirmişlerdir. RBB'nin 20 g/l CTAB ile muamele edilen *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda ise en yüksek biyosorpsiyon kapasitesine pH 8.0'de ulaşıldığı gözlenmiştir. Her iki biyosorbent için de CTAB gibi katyonik bir yüzey aktif madde ile biyosorbent yüzey yüklerinin pozitif doğru değişmesiyle en uygun çalışma pH değeri 8.0'e kaymıştır. Çizelge 6.1.'de pH 2.0 ve pH 8.0 değerlerinde RBB'nin

kurutulmuş *R. arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile 20 g/l CTAB ile muamele edilen *R. arrhizus* ve 20 g/l CTAB ile muamele edilen şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine biyosorpsiyonunda 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimleri karşılaştırılmıştır. Çizelgeden pH 2.0'de kurutulmuş *R. arrhizus*'un ve kurutulmuş şeker pancarı küspesinin en yüksek RBB biyosorpsiyon kapasite değerleri sırasıyla, 90.5 mg/g ve 36.1 mg/g olarak bulunmuşken, pH 8.0'de bu değerler sırasıyla, 13.5 mg/g ve 5.0 mg/g olarak gözlenmiştir. pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlerin RBB'yi en yüksek adsorplama kapasite değerleri ise sırasıyla, 95.3 mg/g ve 95.9 mg/g olarak gözlenmiştir. pH 8.0'de oldukça düşük RBB adsorplama kapasitesine sahip olan her iki biyosorbentin CTAB'la muamele sonucunda yüzey aktif merkezlerinin artışına bağlı olarak adsorplama hız ve kapasite değerlerinin oldukça arttığı söylenebilir.

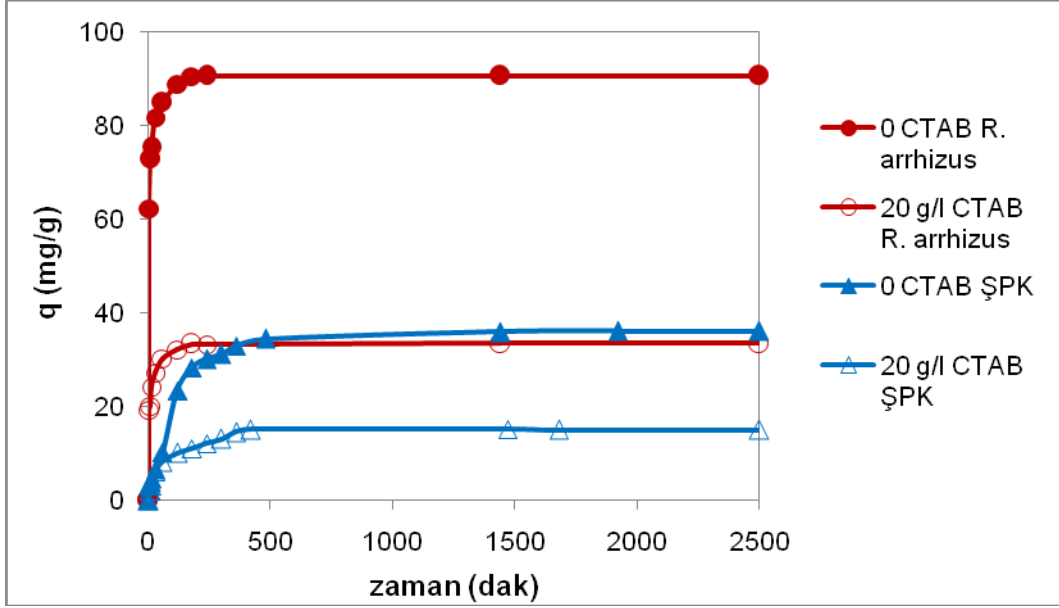
Çizelge 6.1. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan RBB miktarları ve % RBB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Biyosorbent	pH 2.0			pH 8.0		
	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB giderimi	r _{ad} (mg/g.dak)	q _{den} (mg/g)	% RBB giderimi
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>	12.45	90.5	90.5	0.28	13.5	11.8
20 g/l CTAB muameleli <i>R. arrhizus</i>	6.42	33.6	34.3	9.47	95.3	97.2
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi	0.17	36.1	36.9	0.06	5.0	5.1
20 g/l CTAB muameleli şeker pancarı küspesi	2.81	14.6	14.6	5.42	95.9	100.0

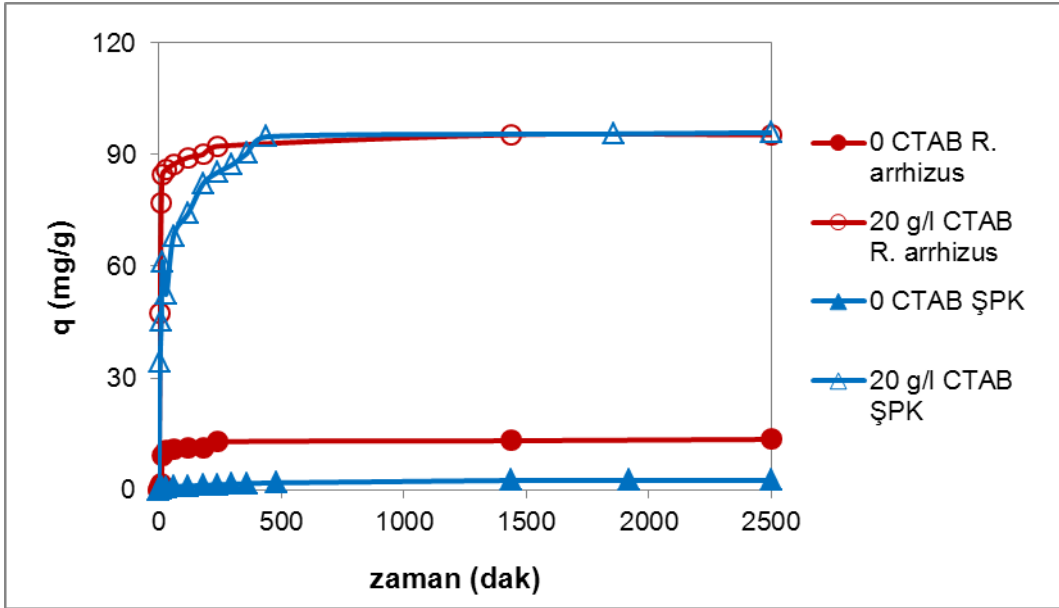
Çalışmaların ikinci kısmında, başlangıç RBB derişiminin adsorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi kurutulmuş ve CTAB'la muamele edilmiş fungal ve küspe biyosorbentler için incelenmiştir. Kurutulmuş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentler için hem pH 2.0'de hem pH 8.0'de, 20 g/l CTAB'la muamele edilmiş

R. arrhizus ve şeker pancarı küspesi biyosorbentler için ise pH 8.0'de başlangıç RBB derişiminin artmasıyla adsorpsiyon hız ve kapasitesinin belli bir değere kadar arttığı, adsorpsiyon veriminin ise azaldığı gözlenmiştir. Her bir biyosorbent için kirletici derişimi arttıkça sürücü güç ΔC 'nin artmasından dolayı hızın ve dengede adsorplanan kirletici miktarının arttığı, fakat biyosorbentin sınırlı kapasitesinden dolayı da belli bir değerden sonra sabit kaldığı söylenebilir.

pH 2.0 ve pH 8.0'de yüzey modifikasyonsuz ve yüzey modifikasyonu uygulanmış biyosorbentlerle 100 mg/l boyarmadde derişiminde elde edilen q-t eğrileri Şekil 6.1. ve Şekil 6.2.'de karşılaştırılmıştır. Her iki şekilden de, gerek kurutulmuş gerek muamele edilmiş *R. arrhizus*'un RBB biyosorpsiyonunu her iki pH değerinde de şeker pancarı küspesine oranla daha hızlı gerçekleştirdiği görülmüştür. Bu durumda fungal adsorpsiyonda fungusun aktif adsorpsiyon merkezlerinin yüzeye daha yakın olduğu, küspe adsorpsiyonunda ise küспенin aktif adsorpsiyon merkezlerinin yüzeyden daha içeride olduğu ve iç difüzyon etkilerinin de önem kazanmaya başladığı söylenebilir. En yüksek RBB adsorpsiyon kapasitesi pH 2.0'de kurutulmuş *R. arrhizus* ile 90.5 mg/g olarak elde edilmiştir. CTAB'la muamele pH 8.0'de *R. arrhizus*'un RBB adsorplama kapasitesini oldukça fazla miktarda arttırmış ve pH 2.0'de elde edilen değere ulaşılmasını sağlamıştır. Benzer olarak CTAB'la muamele, şeker pancarı küspesinin de pH 8.0'deki adsorpsiyon hız ve kapasitesini önemli ölçüde arttırmış ve *R. arrhizus*'un kapasite değerine ulaşmıştır. Deneysel sonuçlardan CTAB ile muamelenin *R. arrhizus*'a RBB adsorpsiyonunun dengeye gelme süresini fazla değiştirmediği, ancak CTAB ile muamelenin şeker pancarı küspesinin dengeye gelme süresini oldukça kısalttığı gözlenmiştir.



Şekil 6.1. pH 2.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda, 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen birim biyosorbent kütle başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)



Şekil 6.2. pH 8.0'de RBB'nin kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, 100 mg/l başlangıç RBB derişiminde elde edilen birim biyosorbent kütle başına adsorplanan RBB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

RBB'nin her bir biyosorbente biyosorpsiyonunda adsorpsiyon dengesinin matematiksel tanımlanmasında Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon modelleri kullanılmıştır. Langmuir modeli adsorbent yüzeyindeki belli sayıdaki aktif merkeze tek tabakalı adsorpsiyonu kabul eden ve belli kirletici derişiminde yüzeyin doygunluğa erişmesinden ötürü kirletici derişiminin artmasıyla artık daha fazla adsorpsiyonun gözlenmediği teorik bir modeldir. Freundlich modeli ise kirletici derişimi arttıkça dengede adsorplanan kirletici miktarının arttığı, heterojen yüzeylerdeki adsorpsiyonu ifade eden bir modeldir. Langmuir sabitlerinden Q^0 yüzeyde tam bir tek tabaka oluşturmak için adsorbentin birim kütlesi başına adsorplanan bileşen miktarını ifade eder. b ise adsorpsiyon entalpisi ile ilgili kirleticinin adsorbente ilgisini gösteren bir sabittir. Freundlich sabitleri K_F ve n sırasıyla adsorpsiyon kapasitesinin büyüklüğünü ve adsorpsiyon şiddetini gösteren sabitlerdir. n 'nin birden büyük olması adsorpsiyonun istemli olduğunu gösterir. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş *R. arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere ve pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda elde edilen Langmuir ve Freundlich denge model sabitleri Çizelge 6.2.'de karşılaştırılmıştır. Çizelgeden en yüksek RBB adsorpsiyon kapasitesinin pH 2.0'de kurutulmuş *R. arrhizus* ile elde edildiği görülmektedir. pH 2.0'de kurutulmuş *R. arrhizus*'un en yüksek RBB adsorpsiyon kapasitesi 435.0 mg/g iken, pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* için bu değer 125.0 mg/g bulunmuştur. pH 2.0'de kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile en yüksek RBB adsorpsiyon kapasitesi 45.5 mg/g olarak saptanmışken, pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesiyle bu değer 333.3 mg/g olarak tespit edilmiştir. Buna göre, her iki biyosorbent için de biyosorbent yüzeyinin CTAB yüzey aktif maddesiyle kalıcı katyonik kaplanmasının çalışma pH'ını 2.0'den 8.0'e kaydırıldığı ve biyosorbentlerin pH 8.0'deki boyarmadde adsorpsiyon kapasitesini oldukça fazla arttırdığı söylenebilir. CTAB ile muamelenin *R. arrhizus* ile karşılaştırıldığında şeker pancarı küspesinin RBB adsorpsiyon kapasitesini yaklaşık 3 katı daha fazla arttırdığı saptanmıştır.

Çizelge 6.2. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda elde edilen Langmuir ve Freundlich sabitlerinin karşılaştırılması

	Langmuir		Freundlich	
	Q° (mg/g)	b (l/mg)	K _F (l ^{1/n} .mg ^{1-1/n} /g)	n
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>, pH=2	435.0	0.019	35.5	2.58
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>, pH=8	31.3	0.012	1.3	2.02
CTAB modifiyeli <i>R. arrhizus</i>, pH=8	125.0	0.888	101.1	37.04
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi, pH=2	45.5	0.108	27.4	12.50
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi, pH=8	9.5	0.014	1.05	3.00
CTAB modifiyeli şeker pancarı küspesi, pH=8	333.3	0.600	259.8	20.83

RBB'nin sadece kurutulmuş ve CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda tüm RBB-biyosorbent sistemlerinde çalışılan tüm derişimlerde ikinci derece kinetik modelin adsorpsiyonu oldukça iyi tanımladığı saptanmıştır. Her bir RBB-biyosorbent sistemi başlangıç derişimi temel alınarak tanımlanan doyunluk tipi kinetik modele çok iyi uyum göstermiş ve bulunan kinetik sabitler Çizelge 6.3'te karşılaştırılmıştır. Çizelgeden her iki şekilde hazırlanan fungal biyosorbentlerin kinetik sabitlerinin küspe biyosorbentlerinkilere göre çok daha yüksek olduğu görülmektedir.

Çizelge 6.3. pH 2.0 ve pH 8.0'de RBB'nin sadece kurutulmuş ve pH 8.0'de 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitlerinin karşılaştırılması

	Doygunluk Tipi Kinetik	
	k (1/g.dak)	k _o (l/mg)
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>, pH=2	0.1894	0.0042
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>, pH=8	0.0107	0.0265
CTAB modifiyeli <i>R. arrhizus</i>, pH=8	0.1064	0.0038
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi, pH=2	0.0018	0.0004
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi, pH=8	0.0013	0.0103
CTAB modifiyeli şeker pancarı küspesi, pH=8	0.0558	0.0001

Çalışmaların son kısmında katyonik boyarmadde Methylene Blue (MB)'nun kurutulmuş ve CTAB ile muamele edilmiş *Rhizopus arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonu başlangıç pH'ının ve başlangıç MB derişiminin fonksiyonu olarak incelenmiştir. Tüm biyosorbentler için en yüksek adsorpsiyon kapasitesine pH 8.0-10.0 aralığında ulaşıldığı gözlenmiştir. CTAB ile muamele edilmemiş ve bu pH aralığında anyonik yüzey yapısına sahip her iki biyosorbent pozitif yüklü boyarmadde iyonlarıyla elektrostatik olarak etkileşerek en yüksek kapasitedeki adsorpsiyonunu gerçekleştirmişlerdir. CTAB ile muamele biyosorbentlerin yüzey yükünü pozitive değiştirerek pozitif yüklü boyarmadde iyonlarının itilmesine neden olarak adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde düşürmüştür. Çizelge 6.4.'te pH 8.0'de tüm biyosorbentler için 100 mg/l başlangıç MB derişiminde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimleri karşılaştırılmıştır. Çizelgeden kurutulmuş fungus ve kurutulmuş küspenin en yüksek MB biyosorpsiyon kapasite değerlerinin sırasıyla, 94.0 mg/g ve 89.9 mg/g olduğu, 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş her iki biyosorbent için ise MB'yu en yüksek adsorplama kapasite değerlerinin sırasıyla, 27.1 mg/g ve 11.7 mg/g değerlerine düştüğü gözlenmiştir. Adsorpsiyon hızları incelendiğinde ise MB'nun

kurutulmuş biyosorbentlere adsorpsiyonunun daha yüksek hızlarla gerçekleştiği görülmektedir. CTAB muamelesinin her iki biyosorbent için adsorpsiyon hızını büyük ölçüde düşürdüğü saptanmıştır. Yüzey modifikasyon işlemi optimum pH değerini değiştirmemiş ancak adsorpsiyon hız ve kapasitesini önemli ölçüde düşürmüştür.

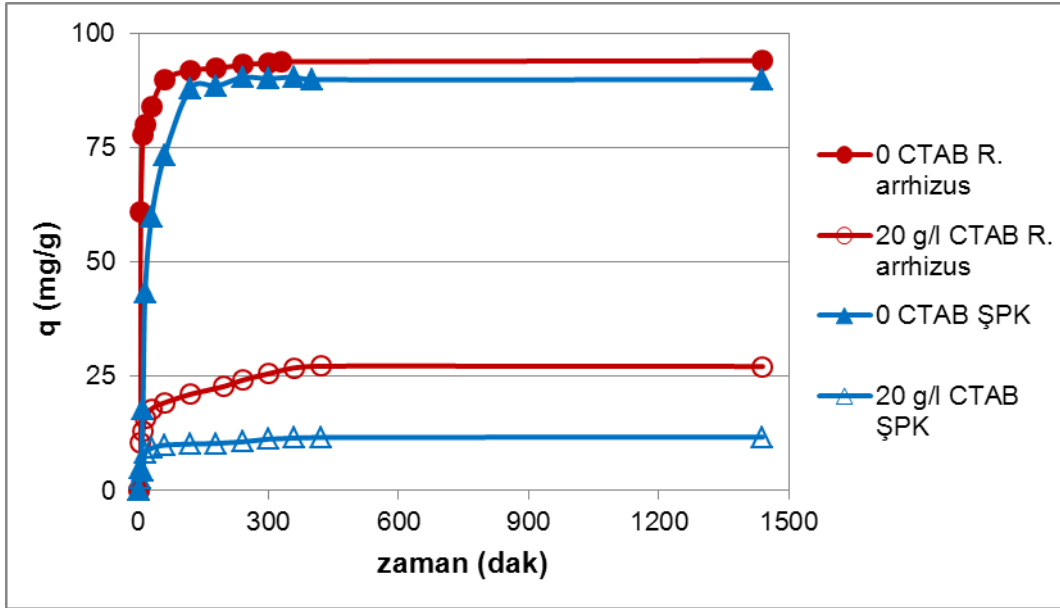
Çizelge 6.4. pH 8.0'de MB'nin sadece kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda 100 mg/l başlangıç MB derişiminde elde edilen başlangıç adsorpsiyon hızları, dengede birim biyosorbent kütlesi başına adsorplanan MB miktarları ve % MB giderimlerinin karşılaştırılması (T=25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

Biyosorbent	r_{ad} (mg/g.dak)	q_{den} (mg/g)	% MB giderimi
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>	12.18	94.0	83.6
20 g/l CTAB modifiyeli <i>R. arrhizus</i>	2.44	27.1	27.1
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi	6.99	89.9	91.2
20 g/l CTAB modifiyeli şeker pancarı küspesi	0.52	11.7	12.0

Başlangıç MB derişiminin adsorpsiyon hız ve kapasitesine etkisi kurutulmuş ve CTAB'la muamele edilmiş fungal ve küspe biyosorbentler için incelenmiş ve tüm biyosorbentler için pH 8.0'de başlangıç MB derişiminin artmasıyla adsorpsiyon hız ve kapasitesinin belli bir değere kadar arttığı, adsorpsiyon veriminin ise azaldığı gözlenmiştir.

Sadece kurutulmuş ve CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış biyosorbentlerle 100 mg/l MB derişiminde elde edilen q-t eğrileri Şekil 6.3.'te karşılaştırılmıştır. Şekilden, gerek kurutulmuş gerek muamele edilmiş *R. arrhizus*'un MB biyosorpsiyonunu her iki pH değerinde de şeker pancarı küspesine oranla daha hızlı gerçekleştirdiği görülmektedir. Bu durumda da fungal adsorpsiyonda fungusun aktif adsorpsiyon merkezlerinin yüzeye daha yakın olduğu, küspe adsorpsiyonunda ise küспенin aktif adsorpsiyon merkezlerinin yüzeyden daha içeride olduğu ve iç difüzyon etkilerinin de önem kazanmaya başladığı söylenebilir. Elde edilen sonuçlardan, CTAB ile yüzey modifikasyonu işleminin biyosorbentler

için en uygun çalışma pH'ını değiştirmediği, ancak adsorpsiyon hız ve kapasitesini önemli ölçüde düşürdüğü gözlenmiştir.



Şekil 6.3. pH 8.0'de MB'nin kurutulmuş ve 20 g/l CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda, 100 mg/l başlangıç MB derişiminde elde edilen birim biyosorbent kütle başına adsorplanan MB miktarlarının zamanla değişim eğrileri (T= 25°C, X₀=1 g/l, Karıştırma Hızı=100 rpm)

pH 8.0'de MB'nin sadece kurutulmuş ve CTAB muameleli *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlere adsorpsiyonunda elde edilen Langmuir ve Freundlich denge model sabitleri Çizelge 6.5.'te karşılaştırılmıştır. Çizelgeden kurutulmuş şeker pancarı küspesinin MB adsorpsiyon kapasitesinin kurutulmuş *R. arrhizus*'unkinden biraz daha yüksek olduğu görülmektedir. Kurutulmuş *R. arrhizus*'un en yüksek MB adsorpsiyon kapasitesi 243.9 mg/g iken, CTAB muameleli *R. arrhizus* için bu değer 69.4 mg/g bulunmuştur. Kurutulmuş şeker pancarı küspesinin en yüksek MB adsorpsiyon kapasitesi 250.0 mg/g iken, CTAB ile muamele edilmiş şeker pancarı küspesiyle bu değer 20.8 mg/g olarak tespit edilmiştir. Buna göre, her iki biyosorbent için de biyosorbent yüzeyinin CTAB yüzey aktif maddesiyle kalıcı katyonik kaplanmasının çalışma pH'ını değiştirmediği, ancak her iki biyosorbent'in de MB adsorpsiyon hız ve kapasite değerlerini düşürdüğü söylenebilir. CTAB ile muamelenin *R. arrhizus* ile karşılaştırıldığında şeker pancarı küspesinin MB adsorpsiyon kapasitesini daha fazla azalttığı da saptanmıştır.

Çizelge 6.5. pH 8.0'de MB'nun kurutulmuş *R. arrhizus* ve kurutulmuş şeker pancarı küspesi ile CTAB ile yüzey modifikasyon işlemi uygulanmış *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesine biyosorpsiyonunda elde edilen Langmuir ve Freundlich sabitlerinin karşılaştırılması

	Langmuir		Freundlich	
	Q° (mg/g)	b (l/mg)	K _F (l ^{1/n} .mg ^{1-1/n} /g)	n
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>	243.9	0.03	15.0	2.06
CTAB modifiyeli <i>R. arrhizus</i>	69.4	0.008	3.4	2.19
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi	250.0	0.058	40.99	3.14
CTAB modifiyeli şeker pancarı küspesi	20.8	0.019	3.86	3.89

MB'nin sadece kurutulmuş ve CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda da ikinci derece kinetik modelin tüm MB-biyosorbent sistemlerinde ve çalışılan tüm derişimlerde adsorpsiyonu oldukça iyi tanımladığı saptanmıştır. Her bir MB-biyosorbent sistemi başlangıç derişimi temel alınarak tanımlanan doygunluk tipi kinetik modele de çok iyi uyum göstermiş ve bulunan kinetik sabitler Çizelge 6.6.'da karşılaştırılmıştır. Çizelgeden her iki şekilde hazırlanan fungal biyosorbentlerin kinetik sabitlerinin küspe biyosorbentlerinkilere göre çok daha yüksek olduğu görülmektedir.

Çizelge 6.6. pH 8.0'de MB'nin sadece kurutulmuş ve CTAB ile muamele edilmiş *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonunda elde edilen doygunluk tipi adsorpsiyon hız sabitlerinin karşılaştırılması

	Doygunluk Tipi Kinetik	
	k (1/g.dak)	k _o (l/mg)
Kurutulmuş <i>R. arrhizus</i>	0.2477	0.0123
CTAB modifiyeli <i>R. arrhizus</i>	0.0309	0.0037
Kurutulmuş şeker pancarı küspesi	0.0964	0.0036
CTAB modifiyeli şeker pancarı küspesi	0.0051	0.0006

Bu tez çalışmasında anyonik boyarmadde RBB'nin ve katyonik boyarmadde MB'nun kurutulmuş ve CTAB muameleli *R. arrhizus* ve şeker pancarı küspesi biyosorbentlerine adsorpsiyonu kesikli karıştırmalı sistemde incelenmiştir. RBB boyarmaddesinin pH 2.0'de 435.0 mg/g kapasiteyle kurutulmuş *R. arrhizus* tarafından, MB boyarmaddesinin ise pH 8.0'de 250.0 mg/g kapasiteyle kurutulmuş şeker pancarı tarafından en yüksek miktarlarda adsorplandığı saptanmıştır. Her iki biyosorbent yüzeyi de CTAB ile muamele edildiğinde, CTAB'ın apolar yüksüz kısmı biyosorbent yüzeyiyle etkileşmiş ve polar pozitif yüklü baş gruplar yüzeyi pozitif yüklü hale getirmiştir. Böylece biyosorbentlerdeki pozitif yüklü aktif bağlanma merkez sayısı artarak, anyonik boyarmadde adsorpsiyonunun daha yüksek pH'larda gerçekleşmesi ve böylece her iki biyosorbent için de pH 8.0'de RBB'nin CTAB muameleli biyosorbentlere oldukça yüksek miktarlarda adsorpsiyonu sağlanmıştır. Elde edilen bu sonuçla düşük pH'larda gerçekleşen ve endüstriyel uygulamada sorun yaratan anyonik boyarmadde adsorpsiyonunun uygulanır hale gelmesi sağlanmış olacaktır. Her iki biyosorbentin CTAB ile muamele edilmesi ise MB adsorpsiyonu üzerinde olumsuz etki oluşturmuştur. En yüksek adsorpsiyon hız ve kapasite değerlerinin elde edildiği pH değerinin değişmemesine karşın, biyosorbent yüzeyinin MB katyonu ile aynı cinsten yüklenmesi bu boyarmaddenin adsorpsiyonunu azalttığından böyle bir ön işlemin uygulanmasına gerek olmadığı sonucuna varılmıştır.

Sonuçlar çeşitli fermantasyon proseslerinden atık olarak çıkan *R. arrhizus* küf mantarı ve şeker fabrikası a(r)tığı şeker pancarı küspesi gibi ucuz, toksik olmayan, bulunması kolay a(r)tıkların hem sadece kurutulmuş atıksulardaki katyonik boyarmaddelerin hem de CTAB muamelesiyle atıksulardaki anyonik boyarmaddelerin yüksek adsorpsiyon kapasitesiyle nötrale yakın pH değerlerinde giderilebileceğini göstermesi açısından önemlidir. Ancak gerçek atıksuların çok fazla sayıda kirleticiyi bir arada içermesinden ve tonlarca atıksuyun arıtılması gerektiğinden dolayı, çalışmanın daha sonraki aşamalarında, gerçek atıksularla sürekli düzende çalışan dolgu kolon veya karıştırmalı kap gibi sistemlerde bu biyosorbentlerin adsorpsiyon kapasiteleri araştırılmalıdır. Bu yaklaşım pratikte uygulanabilirlik açısından daha uygun olacaktır.

KAYNAKLAR

- Akar, T., Çelik, S., Akar, S., 2010a. Biosorption performance of surface modified biomass obtained from *Pyracantha coccinea* for the decolorization of dye contaminated solutions, Chemical Engineering Journal, 160, 466-472.
- Akar, T., Divriklioğlu M., 2010b, Biosorption applications of modified fungal biomass for decolorization of Reactive Red 2 contaminated solutions: Batch and dynamic flow mode studies, Bioresource Technology, 101, 7271-7277.
- Akgün, M., Söğüt, O. Ö., 2008, Süperkritik su ortamında tekstil atık sularının arıtılması, TÜBİTAK Proje No: 104M214, 80 s.
- Akın, A. B., 2006, Farklı yöntemlerle hazırlanmış aktif çamur biyosorbentleriyle reaktif boyarmaddelerin gideriminde adsorpsiyon hız ve verimliliklerinin karşılaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara, 154 s.
- Aksu, Z., Akın, A. B., 2010a, Comparison of Remazol Black B biosorptive of live and treated activated sludge, Chemical Engineering Journal, 165, 184-193.
- Aksu, Z., Ertuğrul, S., Dönmez, G., 2010b. Methylene Blue biosorption by *Rhizopus arrhizus*: Effect of SDS (sodium dodecylsulfate) surfactant on biosorption properties, Chemical Engineering Journal, 158, 474-481.
- Aksu, Z., Karabayır, G., 2008, Comparison of biosorption properties of different kinds of fungi for the removal of Gryfalan Black RL metal-complex dye, Bioresource Technology, 99, 7730-7741.
- Aksu, Z., İšoğlu A., 2006, Use of agricultural waste sugar beet pulp for the removal of Gemazol turquoise blue-G reactive dye from aqueous solution, Journal of Hazardous Materials, B137, 418-430.
- Aksu, Z., Tezer, S., 2005a, Biosorption of reactive dyes on the green alga *Chlorella vulgaris*, Process Biochemistry, 40, 1347-1361.
- Aksu, Z., 2005b, Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review, Process Biochemistry, 40, 997-1026.
- Aksu, Z., Dönmez, G., 2003, A comparative study on the biosorption characteristics of some yeasts for Remazol Blue reactive dye, Chemosphere, 50, 1075-1083.
- Aksu, Z., Gülen, H., 2002, Binary biosorption of iron (III) and iron (III)- cyanide complex ions on *Rhizopus arrhizus*: modelling of synergistic interaction, Process Biochemistry, 38, 161-173.

- Aksu, Z., 1988, Atıksulardaki ağır metal iyonlarının yeşil alglerden *Chlorella vulgaris*'e adsorpsiyonunun kesikli düzende karıştırılmalı ve akışkan yatak tepkime kaplarında incelenmesi, Doktora tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara.
- Bakır, M., 2006, Kalsiyum alginatta immobilize edilen termofil *Phormidium sp.* ile boya giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Mersin, 46 s.
- Chojnacka, K., Biosorption and bioaccumulation- the prospects for practical applications, Environmental International, 36, 299-307, 2010.
- Crini, G., 2006, Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. Biores. Technol. 97, 1061-1085.
- Elmacı, A., Yonar, T., Özengin, N., Türkoğlu, H., Zn(II), Cd(II) ve Remazol Turkish Blue-G boyar maddesinin sulu çözeltilerde kurutulmuş *Chara sp.*, *Cladophora sp.*, ve *Chlorella sp.*, türleri ile biyosorpsiyonun araştırılması, Ekoloji, 14, 55, 24-31, 2005.
- Eren, Z., 2002, Tekstil boyarmaddesi içeren sulu ortamdan renk giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, Erzurum, 51s.
- Erkurt, H., 2006, Tekstil endüstrisi boyar maddelerinden Levafix Brilliant Blue EB ve Cibacron Blue CR'nin aktif ve inaktif *Aspergillus oryzae*'ye adsorpsiyonunun araştırılması, Doktora Tezi, Mersin Üniversitesi, Mersin, 184 s.
- Gupta, V. K., Suhas, Application of low-cost adsorbents for dye removal- a review, Journal of Management, 90, 2313-2342, 2009.
- Güngörmedi, G., Şaşmaz, S., Aytar, P., Gedikli, S., Ünal, A., Çabuk, A., Kolankaya, N., *Trametes versicolor* biyokütlesi ile Reactive Red 198 boyarmaddesinin biyosorpsiyonu, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 12, Sayı 2, 2009. ,
- Harward, D. O., 1964, Chemisorption, Butterworths, London, 67-159, 60-260.
- Hassler, J. W., 1974, Purification with Activated Carbon, Chemical Publishing Co., USA, 390 p.
- İlhan S., Çabuk A., Filik C., Çalışkan, F., Effect of pretreatment on biosorption of heavy metals by fungal biomass, Trakya University J Sci, 5(1), 11-17, 2004.
- Kertmen, M., 2006, Fabrika Atıklarının neden olduğu boyar madde kirliliklerinin biyolojik adsorbent kullanılarak sulu ortamdan adsorpsiyon tekniği ile uzaklaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Kahramanmaraş, 58 s.
- Kılıç, M., 2004, Kurşun(II) ve Civa(II) iyonlarının biyokütle üzerine adsorpsiyonunun incelenmesi, Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta, 140 s.

- Kocaer, F.O., Alkan, U., Boyar madde içeren tekstil atıksularının arıtım alternatifleri, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 7, Sayı 1, 2002.
- Kodal, S. P., 2010, Değişik biyosorbentlerle tekli ve ikili yüzey aktif madde ve boyarmadde biyosorpsiyonunun incelenmesi ve yüzey aktif maddenin boyarmadde biyosorpsiyonu üzerine etkilerinin araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara, 100 s.
- Low, B. T., Ting, Y. P., Deng, S., Surface modification of *Penicillium chrysogenum* mycelium for enhanced anionic dyre removal, *Chemical Engineering Journal*, 141, 9-17, 2008.
- Mao, J., Won, S.W., Vijayaraghavan, K., Yun, Y.S., Surface modification of *Corynebacterium glutamicum* for enhanced Reactive Red 4 biosorption, *Bioresource Technology*, 100, 1463-1466, 2009.
- Metcallf, L., Eddy, H. P., 1991, *Waste Water Engineering*, 3 rd. Ed., McGraw Hill, N.Y., 48-126.
- Nakiboğlu, T., 2005, Deri endüstrisi atıksularından kromun çeşitli alglerle biyosorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta, 100 s.
- Nalbant, İ., 2006, Çimento fabrikası elektrofiltre geri dönüş tozu ile boyarmadde adsorpsiyonu, Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Mersin, 83 s.
- Oei, B. C., Ibrahim, S., Wang, S., Ang, H. M., Surfactant modified barley straw for removal of acid and reactive dyes from aqueous solution, *Bioresource Technology*, 100, 4292-4295, 2009.
- Oğuz, M., 1986, *Fizikokimyasal Arıtım*, TMMOB Kimya Mühendisliği Odası Yayını, No.13, Ankara, 202 s.
- O'Mahony, T., Guibal, E., Tobin, J.M., Reactive dye biosorption by *Rhizopus arrhizus* biomass, *Enzyme and Microbial Technology*, 31, 456-463, 2002.
- Özer, A., Ekiz, H. İ., Özer, D., Kutsal, T., Çağlar, A., Kurşun (II) iyonlarının kesikli reaktörde *Rhizopus arrhizus*'a adsorpsiyonu, *Ekoloji*, 21, 27-31, 1996.
- Resmi Gazete, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 4 Eylül 1988, Sayı: 19919.
- Ross, S. and Oliver, J. P., 1964, *On Physical Adsorption*: John Wiley and Sons, USA, 9-11, 17-18, 126-127, 137-139.
- Sezer, K., 2010, Şeker pancarı küspesinden elde edilen aktif karbonun atıksulardaki 2,4-D ve Metribuzin pestisitlerinin adsorpsiyonunda kullanılabilirliğinin araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara, 109 s.

Tezer, S., 2002, Tekstil endüstrisi atıksularında yer alan reaktif boyaların biyosorpsiyonunun incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara, 199 s.

Treybal, R. E., 1980, Mass Transfer Operation, McGraw Hill, Kogakusha Ltd., Tokyo.

Tunç, Ö., Tanacı, H., Aksu, Z., Potential use of cotton plant wastes for the removal of Remazol Black B reactive dye, Journal of Hazardous Materials, 163, 187-198, 2009.

Weber, J. R., 1972, Physicochemical Processes for Water Quality Control, Willey Interscience, USA.

Yılmaz, A., 2011, Sürekli Kolonda Adsorpsiyonla Ankara Şeker Fabrikası'nın Ham ve Sulu Şerbetlerinden Melas Yapıcı İyonların Uzaklaştırılmasının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Ankara, 121s.

İnternet: http://en.wikipedia.org/wiki/Cetyl_trimethylammonium_bromide, Aralık 2012.

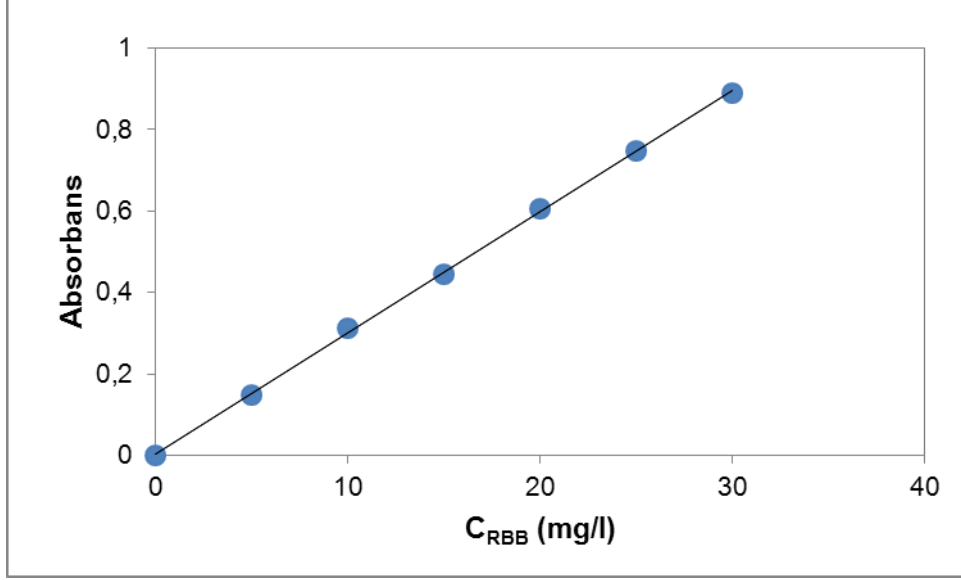
İnternet:
<http://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/sial/306452?lang=en®ion=TR>, Aralık 2012.

İnternet: <http://www.iyzi.net/genel-kultur/yuzey-aktif-maddeler-nelerdir.html>, Mayıs 2012.

İnternet: <http://yunus.hacettepe.edu.tr/~emrecan/tez/adsorpsiyon.htm>, Ocak 2011

EK 1. REMAZOL BLACK B (RBB) TAYİNİ

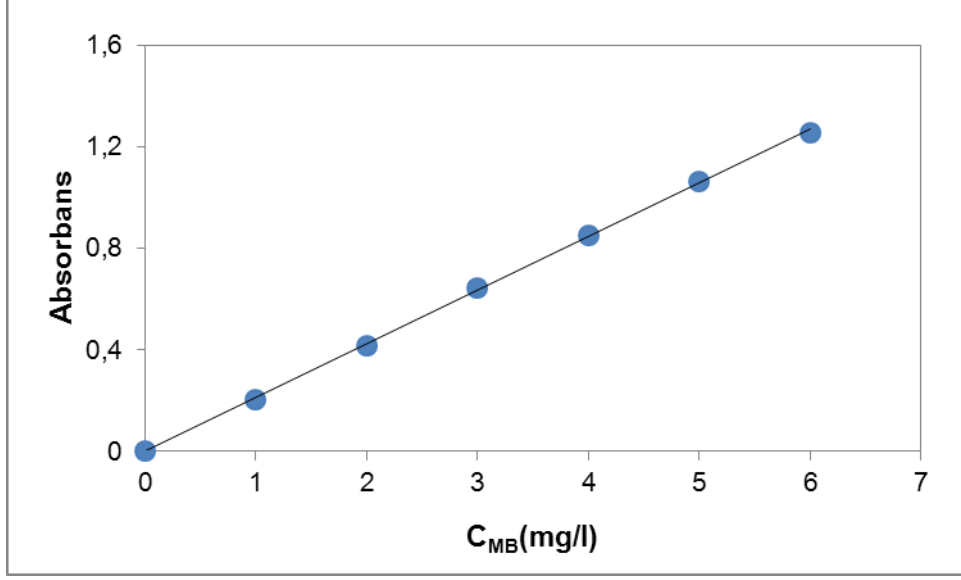
Ortamdaki RBB derişimi doğrudan ya da seyreltilerek hazırlanan çözeltilerle spektrofotometrik olarak 598 nm'de absorbans değerlerinin okunmasıyla bulunmuştur. Şekil E.1.'de çalışma doğrusu sunulmuştur.



Şekil E.1. Remazol Black B derişiminin tayini için kullanılan çalışma doğrusu.

EK 2. METHYLENE BLUE (MB) TAYİNİ

Ortamdaki MB derişimi doğrudan ya da seyreltilerek hazırlanan çözeltilerle spektrofotometrik olarak 663 nm'de absorbans değerlerinin okunmasıyla bulunmuştur. Şekil E.2.'de çalışma doğrusu sunulmuştur.



Şekil E.2. Methylene Blue derişiminin tayini için kullanılan çalışma doğrusu

ÖZGEÇMİŞ

Kimlik Bilgileri

Adı Soyadı : Gülşah ARSLAN
Doğum Yeri : Bursa
Doğum Yılı : 16.07.1988
Medeni Hali : Bekar

Eğitim

Lise : 2002-2006; Ulubatlı Hasan Anadolu Lisesi, Bursa
Lisans : 2006-2010; Gazi Üniversitesi Mühendislik Fakültesi,
Kimya Mühendisliği Bölümü
Yüksek Lisans : 2010-2013; Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri
Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Yabancı Dil ve Düzeyi

İngilizce (iyi)

Poster Sunumu

Arslan, G., Kodal, P.S., Aksu, Z., 2012, *Rhizopus arrhizus* Fungusu ve Kurutulmuş Şeker Pancarı Küspesiyle Remazol Black B Biyosorpsiyonunda Adsorpsiyon Kapasitelerinin Karşılaştırılması, Eylül 2012, Ulusal Kimya Mühendisliği Kongresi, İstanbul, Türkiye.