



**T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**



DOKTORA TEZİ

BETA-LAKTAM ANTİBİYOTİKLERİN SULU ORTAMDAN GİDERİMİ

Esma BAYKAL

DANIŞMAN

Prof. Dr. Şah İsmail KIRBAŞLAR

(danışman imzalı olacaktır)

II. DANIŞMAN

Doç. Dr. Aşlı GÖK

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Temel İşlemler ve Termodinamik, Doktora Programı

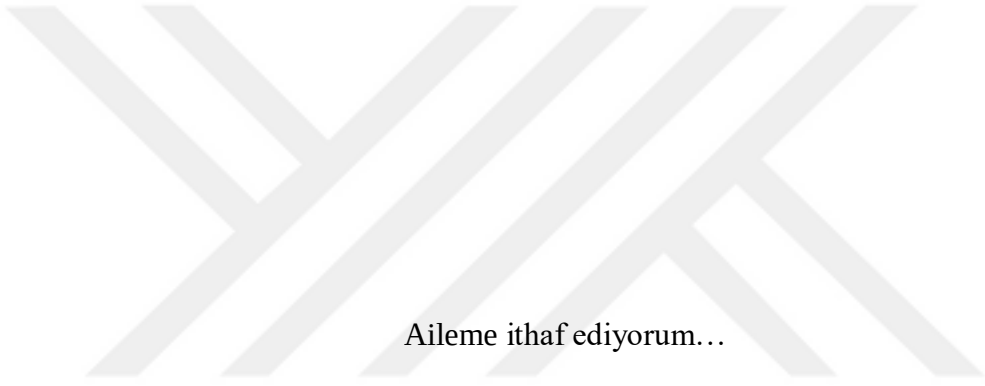
Mart, 2026

TEZ KABUL VE ONAYI

Esmâ BAYKAL tarafından, **Prof. Dr. Şah İsmail KIRBAŞLAR** danışmanlığında hazırlanan "**BETA-LAKTAM ANTİBİYOTİKLERİN SULU ORTAMDAN GİDERİMİ**" başlıklı bu çalışma, jürimiz tarafından **31/03/2026** tarihinde yapılan sınav sonucunda **oy birliği** ile başarılı bulunarak **Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

	İmza	Sonuç
DANIŞMAN	Prof. Dr. Xxxx XXXX	☒
	 Üniversitesi	Kabul
	 Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Xxxx XXXX	☐
	 Üniversitesi	Kabul
	 Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Xxxx XXXX	☐
	 Üniversitesi	Kabul
	 Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Xxxx XXXX	☐
	 Üniversitesi	Kabul
	 Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Xxxx XXXX	☐
	 Üniversitesi	Kabul
	 Anabilim Dalı	☐ Ret



Aileme ithaf ediyorum...

BÜTÇE DESTEKLERİ

BETA-LAKTAM ANTİBİYOTİKLERİN SULU ORTAMDAN GİDERİMİ

Bu çalışma İstanbul Üniversitesi - Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir. Proje numarası: FDK-2023-36861

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

TEZ KABUL VE ONAYI.....	iii
BEYAN.....	iv
BÜTÇE DESTEKLERİ.....	vi
TEŞEKKÜR.....	vii
İÇİNDEKİLER.....	viii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xii
TABLO LİSTESİ.....	xix
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ.....	xxiii
ÖZET.....	xxix
ABSTRACT.....	xxx
1. GİRİŞ.....	1
2. KAVRAMSAL ÇERÇEVE.....	4
2.1. ADSORPSİYON.....	4
2.1.1. Adsorpsiyon Çeşitleri.....	5
2.1.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler.....	6
2.2. ADSORPSİYON İZOTERM MODELLERİ.....	8
2.2.1. Langmuir İzoterm Modeli.....	9
2.2.2. Freundlich İzoterm Modeli.....	10
2.2.3. Temkin İzoterm Modeli.....	11
2.2.4. Dubinin-Redushkevich İzoterm Modeli.....	11
2.2.5. Halsey İzoterm Modeli.....	12
2.2.6. Jovanovic İzoterm Modeli.....	12
2.2.7. Flory-Huggins İzoterm Modeli.....	12
2.2.8. Harkin-Jura İzoterm Modeli.....	13
2.2.9. Henry İzoterm Modeli.....	13
2.2.10. Redlich-Peterson İzoterm Modeli.....	14
2.3. ADSORPSİYON KİNETİK MODELLERİ.....	14
2.3.1. Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model.....	15

2.3.2. Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model.....	16
2.3.3. Elovich Kinetik Modeli	16
2.3.4. Partikül İçi Difüzyon Kinetik Modeli	17
2.4. ADSORPSİYON TERMODİNAMİĞİ	17
2.5. DESORPSİYON.....	18
2.6. BETA LAKTAM ANTİBİYOTİKLER	19
2.7. LİTERATÜRDEKİ ÇALIŞMALAR.....	22
3. YÖNTEM	39
3.1. İLAÇ ETKEN MADDELER	39
3.1.1. Seftriakson-Sodyum (CFX-Na)	39
3.1.2. Sefuroksim-Sodyum (CFR-Na)	39
3.1.3. Sefazolin-Sodyum (CFZ-Na).....	40
3.2. ADSORBANLAR	41
3.2.1. Amberlite IRA-96	41
3.2.2. Amberlyst A-21.....	41
3.2.3. Amberlyst A-26.....	42
3.2.4. Hindistan Cevizi Bazlı Aktif Karbon	42
3.3. CİHAZLAR.....	43
3.3.1. Su Banyolu Çalkalayıcı (Nüve ST30)	43
3.3.2. Santrifüj Makinesi (Nüve NF200)	43
3.3.3. UV/Vis Spektrofotometre (PerkinElmer Lambda 35 UV/Vis).....	44
3.4. DENEY YAPILIŞI	44
3.4.1. Kalibrasyon Eğrisi Oluşturma	45
3.4.2. Adsorban Miktarının Etkisinin İncelenmesi	45
3.4.3. Temas Süresinin Etkisinin İncelenmesi	45
3.4.4. Sıcaklığın ve Başlangıç İlaç Etken Madde Konsantrasyonunun Etkisinin İncelenmesi.....	46
3.4.5. pH Etkisinin İncelenmesi.....	47
3.4.6. Desorpsiyon Çalışmaları	48
4. BULGULAR.....	49
4.1. CFX-Na GİDERİMİ	49
4.1.1. Kalibrasyon Eğrisi.....	49
4.1.2. Amberlite IRA-96	50
4.1.3. Amberlyst A-21.....	58
4.1.4. Amberlyst A-26.....	66

4.1.5. Aktif Karbon	74
4.2. CFR-Na GİDERİMİ	81
4.2.1. Kalibrasyon Eğrisi.....	81
4.2.2. Amberlite IRA-96	82
4.2.3. Amberlyst A-21.....	90
4.2.4. Amberlyst A-26.....	98
4.2.5. Aktif Karbon	106
4.3. CFZ-Na GİDERİMİ.....	113
4.3.1. Kalibrasyon Eğrisi.....	113
4.3.2. Amberlite IRA-96	114
4.3.3. Amberlyst A-21.....	122
4.3.4. Amberlyst A-26.....	130
4.3.5. Aktif Karbon	138
5. TARTIŞMA.....	146
5.1. ADSORBAN MİKTARININ ETKİSİ.....	146
5.2. TEMAS SÜRESİNİN ETKİSİ.....	147
5.3. BAŞLANGIÇ İLAÇ ETKEN MADDE KONSANTRASYONUNUN ETKİSİ	148
5.4. ADSORPSİYON İZOTERM MODELLERİ	149
5.4.1. CFX-Na Adsorpsiyonu	149
5.4.2. CFR-Na Adsorpsiyonu	150
5.4.3. CFZ-Na Adsorpsiyonu	151
5.5. ADSORPSİYON KİNETİK MODELLERİ	151
5.6. SICAKLIK ETKİSİ VE ADSORPSİYON TERMODİNAMİĞİ	153
5.6.1. CFX-Na Adsorpsiyonu	153
5.6.2. CFR-Na Adsorpsiyonu	153
5.6.3. CFZ-Na Adsorpsiyonu	154
5.6.4. Genel Termodinamik Değerlendirme.....	154
5.7. pH ETKİSİ	155
5.8. DESORPSİYON ÇALIŞMASI.....	157
5.9. ADSORBAN TÜRÜNÜN ETKİSİ	158
5.9.1. Adsorpsiyon Kapasitesi (q_{max}) Açısından Değerlendirme.....	158
5.9.2. Giderim Verimi (%R) Açısından Değerlendirme	158
5.9.3. Mekanizma ve Yüzey Kimyası Açısından Değerlendirme	159
5.9.4. Literatür ile Karşılaştırma.....	159

5.9.5. Genel Değerlendirme	163
6. SONUÇ VE ÖNERİLER	164
6.1. SONUÇ	164
6.2. ÖNERİLER	166
KAYNAKLAR	167
İNTİHAL RAPORU İLK SAYFASI	177
ETİK KURUL İZİN YAZISI	178
KURUM İZNİ YAZILARI	179
ÖZGEÇMİŞ	180



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: 1) Penisilin, 2) Sepalosporin, 3) Karbapenem, 4) Monobaktam.	20
Şekil 3.1: Amberlite IRA-96.	41
Şekil 3.2: Amberlyst A-21.	41
Şekil 3.3: Amberlyst A-26.	42
Şekil 3.4: Hindistan cevizi bazlı aktif karbon.	42
Şekil 3.5: Su banyolu çalkalayıcı (Nüve ST30).	43
Şekil 3.6: Santrifüj makinesi (Nüve NF200).	44
Şekil 3.7: UV/Vis spektrofotometre (PerkinElmer Lambda 35 UV/Vis).	44
Şekil 4.1: CFX-Na için kalibrasyon eğrisi.	50
Şekil 4.2: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	51
Şekil 4.3: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	52
Şekil 4.4: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	52
Şekil 4.5: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	53
Şekil 4.6: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	55
Şekil 4.7: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	57
Şekil 4.8: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	57
Şekil 4.9: CFX-Na – Amberlite IRA-96 çalışması desorpsiyon sonuçları.	58

Şekil 4.10: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.....	59
Şekil 4.11: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	60
Şekil 4.12: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	60
Şekil 4.13: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	61
Şekil 4.14: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	63
Şekil 4.15: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	65
Şekil 4.16: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.....	65
Şekil 4.17: CFX-Na – Amberlyst A-21 çalışması desorpsiyon sonuçları.	66
Şekil 4.18: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.....	67
Şekil 4.19: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	68
Şekil 4.20: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	68
Şekil 4.21: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	69
Şekil 4.22: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	71
Şekil 4.23: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	73
Şekil 4.24: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.....	73
Şekil 4.25: CFX-Na – Amberlyst A-26 çalışması desorpsiyon sonuçları.	74
Şekil 4.26: CFX-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.....	74

Şekil 4.27: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	75
Şekil 4.28: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	76
Şekil 4.29: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	76
Şekil 4.30: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	79
Şekil 4.31: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	80
Şekil 4.32: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	81
Şekil 4.33: CFX-Na – aktif karbon çalışması desorpsiyon sonuçları.	81
Şekil 4.34: CFR-Na için kalibrasyon eğrisi.	82
Şekil 4.35: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	83
Şekil 4.36: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	84
Şekil 4.37: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	84
Şekil 4.38: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	85
Şekil 4.39: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	87
Şekil 4.40: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	89
Şekil 4.41: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	89
Şekil 4.42: CFR-Na – Amberlite IRA-96 çalışması desorpsiyon sonuçları.	90
Şekil 4.43: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	91

Şekil 4.44: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	92
Şekil 4.45: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	92
Şekil 4.46: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	93
Şekil 4.47: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	95
Şekil 4.48: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	97
Şekil 4.49: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	97
Şekil 4.50: CFR-Na – Amberlyst A-21 çalışması desorpsiyon sonuçları.	98
Şekil 4.51: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	99
Şekil 4.52: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	100
Şekil 4.53: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	100
Şekil 4.54: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	101
Şekil 4.55: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	103
Şekil 4.56: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	105
Şekil 4.57: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	105
Şekil 4.58: CFR-Na – Amberlyst A-26 çalışması desorpsiyon sonuçları.	106
Şekil 4.59: CFR-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	106
Şekil 4.60: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	107

Şekil 4.61: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	108
Şekil 4.62: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	108
Şekil 4.63: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	111
Şekil 4.64: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	112
Şekil 4.65: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	113
Şekil 4.66: CFR-Na – aktif karbon çalışması desorpsiyon sonuçları.	113
Şekil 4.67: CFZ-Na için kalibrasyon eğrisi.	114
Şekil 4.68: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	115
Şekil 4.69: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	116
Şekil 4.70: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	116
Şekil 4.71: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	117
Şekil 4.72: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	119
Şekil 4.73: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	121
Şekil 4.74: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	121
Şekil 4.75: CFZ-Na – Amberlite IRA-96 çalışması desorpsiyon sonuçları.	122
Şekil 4.76: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	123
Şekil 4.77: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	124

Şekil 4.78: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	124
Şekil 4.79: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	125
Şekil 4.80: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	127
Şekil 4.81: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	129
Şekil 4.82: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	129
Şekil 4.83: CFZ-Na – Amberlyst A-21 çalışması desorpsiyon sonuçları.	130
Şekil 4.84: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	131
Şekil 4.85: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	132
Şekil 4.86: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	132
Şekil 4.87: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	133
Şekil 4.88: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	135
Şekil 4.89: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	137
Şekil 4.90: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	137
Şekil 4.91: CFZ-Na – Amberlyst A-26 çalışması desorpsiyon sonuçları.	138
Şekil 4.92: CFZ-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	138
Şekil 4.93: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	139

Şekil 4.94: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	140
Şekil 4.95: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.	140
Şekil 4.96: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.	143
Şekil 4.97: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.	144
Şekil 4.98: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.	145
Şekil 4.99: CFZ-Na – aktif karbon çalışması desorpsiyon sonuçları.	145

TABLO LİSTESİ

	Sayfa No
Tablo 3.1: CFX-Na özellikleri.	39
Tablo 3.2: CFR-Na özellikleri.	40
Tablo 3.3: CFZ-Na özellikleri.	40
Tablo 3.4: Amberlite IRA-96 reçinesinin özellikleri.	41
Tablo 3.5: Amberlyst A-21 reçinesinin özellikleri.	42
Tablo 3.6: Amberlyst A-26 reçinesinin özellikleri.	42
Tablo 3.7: Aktif karbonun özellikleri.	43
Tablo 4.1: CFX-Na kalibrasyon eğrisi için veriler.	49
Tablo 4.2: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi.	50
Tablo 4.3: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	51
Tablo 4.4: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.	52
Tablo 4.5: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	54
Tablo 4.6: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	56
Tablo 4.7: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	57
Tablo 4.8: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi.	58
Tablo 4.9: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	59
Tablo 4.10: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.	60
Tablo 4.11: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	62
Tablo 4.12: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	64

Tablo 4.13: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	65
Tablo 4.14: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi.	66
Tablo 4.15: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	67
Tablo 4.16: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.	68
Tablo 4.17: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	70
Tablo 4.18: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	72
Tablo 4.19: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	73
Tablo 4.20: CFX-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi.	74
Tablo 4.21: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	75
Tablo 4.22: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi. ..	76
Tablo 4.23: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri. ...	78
Tablo 4.24: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	79
Tablo 4.25: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	80
Tablo 4.26: CFR-Na kalibrasyon eğrisi için veriler.	82
Tablo 4.27: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi.	83
Tablo 4.28: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	83
Tablo 4.29: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.	84
Tablo 4.30: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	86
Tablo 4.31: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	88
Tablo 4.32: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	89
Tablo 4.33: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi.	90
Tablo 4.34: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	91
Tablo 4.35: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.	92

Tablo 4.36: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	94
Tablo 4.37: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	96
Tablo 4.38: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	97
Tablo 4.39: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi.	98
Tablo 4.40: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	99
Tablo 4.41: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.	100
Tablo 4.42: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	102
Tablo 4.43: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	104
Tablo 4.44: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	105
Tablo 4.45: CFR-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi.	106
Tablo 4.46: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	107
Tablo 4.47: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.	108
Tablo 4.48: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	110
Tablo 4.49: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	111
Tablo 4.50: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	112
Tablo 4.51: CFZ-Na kalibrasyon eğrisi için veriler.	114
Tablo 4.52: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi.	115
Tablo 4.53: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	115
Tablo 4.54: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi.	116
Tablo 4.55: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	118
Tablo 4.56: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	120
Tablo 4.57: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	121

Tablo 4.58: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi.....	122
Tablo 4.59: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	123
Tablo 4.60: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi.	124
Tablo 4.61: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	126
Tablo 4.62: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	128
Tablo 4.63: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	129
Tablo 4.64: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi.....	130
Tablo 4.65: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	131
Tablo 4.66: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.	132
Tablo 4.67: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.	134
Tablo 4.68: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.	136
Tablo 4.69: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.	137
Tablo 4.70: CFZ-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi.	138
Tablo 4.71: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.	139
Tablo 4.72: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi..	140
Tablo 4.73: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri. .	142
Tablo 4.74: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri. ..	143
Tablo 4.75: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.....	144
Tablo 5.1: CFX için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.	160
Tablo 5.2: CFR için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.	161
Tablo 5.3: CFZ için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.	162

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
%	: Yüzde
<	: Küçüktür
<<	: Çok küçüktür
>	: Büyüktür
±	: Artı eksi
~	: Yaklaşık olarak
≈	: Yaklaşık eşit
°C	: Santigrat derece
μm	: Mikrometre/mikron
μmol	: Mikromol
A	: Absorbans
Å	: Ångström
A _{HJ}	: Harkins Jura izoterm model sabiti
B _{HJ}	: Harkins Jura izoterm model sabiti
b _T	: Sorpsiyon ısısı ile ilgili olan Temkin sabiti
C	: Parçacık içi difüzyon sabiti
C ₀	: Başlangıç ilaç etken madde konsantrasyonu
C _e	: Denge durumundaki adsorban konsantrasyonu
dk	: Dakika
E	: Ortalama adsorpsiyon enerjisi
eV	: Elektron volt
g	: Gram
J	: Joule
K	: Kelvin
k ₁	: adsorpsiyon oranı sabiti
k ₂	: yalancı ikinci dereceden kinetik modelin hız katsayısı
kcal	: Kilokalori
K _d	: Denge sabiti

k_{dif}	: Difüzyon katsayısı
K_F	: Adsorpsiyon kapasitesi (Freundlich izotermi)
K_{FH}	: Flory-Huggins denge sabiti
K_H	: Halsey izoterm sabiti
K_{HE}	: Henry adsorpsiyon sabiti
K_J	: Jovanovic sabiti
kJ	: Kilo Joule
K_L	: Langmuir sabiti (afinite parametresi)
K_R	: Redlich-Peterson izoterm sabiti
K_T	: Temkin izoterm sabiti
L	: Litre
$\ln$	: doğal logaritma
$\log$	: logaritma
m	: Adsorban miktarı
$mesh$	: Elek göz sayısı birimi (Bir inch karedaki delik sayısını ifade eder)
mg	: Miligram
n	: Adsorpsiyon yoğunluğu ve yüzey heterojenliği sabiti (Freundlich izotermi)
n_{FH}	: Adsorpsiyon bölgelerini işgal eden adsorbat parçacıklarının sayısı
n_H	: Halsey izoterm sabiti
nm	: Nanometre
pK	: Asit ayrışma sabiti
q_0	: $t=0$ anındaki adsorpsiyon kapasitesi
q_e	: Dengedeki adsorpsiyon kapasitesi
q_{max}	: Maksimum adsorpsiyon kapasitesi
q_t	: t zamanındaki adsorpsiyon kapasitesi
R	: Gaz sabiti (8,314 J/(molK))
T	: Mutlak sıcaklık (K)
t	: Zaman
V	: Çözelti hacmi
α_E	: Başlangıç adsorpsiyon oranı
α_R	: Sabit (Redlich-Peterson izotermi)
β	: Beta
β_{DR}	: Ortalama adsorpsiyon enerjisi E' 'yi (kJ/mol) veren Dubinin-Redushkevich sabiti
β_E	: Elovich sabiti

β_R	: 0 ile 1 arasında değişen bir üs (Redlich-Peterson izotermi)
ΔG^0	: Gibbs serbest enerji değişimi
ΔH^0	: Entalpi değişimi
ΔS^0	: Entropi değişimi
ϵ	: Polanyi potansiyeli
θ	: Yüzey kaplama derecesi
π	: Pi elektronları

Kısaltmalar	Açıklama
ACT-X	: Aktif karbon destekli TiO ₂ nanokompoziti
AFM	: Atomik kuvvet mikroskopisi
Al ₂ O	: Alüminyum oksit (Alümina)
ATN	: Atenolol
BBD	: Box-Behnken deneysel tasarımı
BC3	: Biyokarbon-3
BET	: Brunauer-Emmett-Teller yüzey alanı analizi
CAEPS	: Katyonik modifiye edilmiş hücre dışı polimerik maddeler
CAS	: Kimyasal özetler servisi
CBA	: Sefalosporin türevi antibiyotikler
CCD	: Merkezi kompozit tasarımı
CCRD	: Merkezi bileşik rotasyonel deney tasarımı
CdS-MWCNT	: Kadmiyum sülfür-çok duvarlı karbon nanotüp nanokompoziti
CEFO	: Sefotaksim
CFR	: Sefuroksim
CFR-Na	: Sefuroksim sodyum
CFX	: Seftriakson
CFX-Na	: Seftriakson sodyum
CFZ	: Sefazolin
CFZ-Na	: Sefazolin sodyum
CIP	: Siprofloksasin
Cl ⁻	: Klorür iyonu
COOH	: Karboksil grubu

CS-GO/Zr	: Zirkonyum ile fonksiyonelleştirilmiş kitosan/grafen oksit kompoziti
CTAB	: Setiltrimetilamonyum bromür
Cu	: Bakır
DCF	: Diklofenak sodyum
DFT	: Yoğunluk fonksiyonel teorisi
DNA	: Deoksiribonükleik asit
DOE	: Deney tasarımı yöntemi
D-R	: Dubinin-Radushkevich izoterm modeli
DXM	: Deksametason
EC/AD	: Elektrokoagülasyon/adsorpsiyon
EDX	: Enerji dağılımlı X-ışını analizi
EPS	: Hücre dışı polimerik maddeler
ESBL	: Genişlemiş spektrumlu beta-laktamaz
FDU-12	: Fudan University-12 (3 boyutlu kübik yapılı mezogözenekli silika)
Fe	: Demir
Fe/N-CS	: Demir ve azot ile modifiye edilmiş kitosan kompoziti
Fe@GP	: Demir katkılı grafen yüzeyi
Fe₃O₄	: Demir(II,III) oksit (manyetit)
Fe₃O₄@SiO₂-NH₂	: Amin fonksiyonlu silika kaplı manyetik demir oksit nanoparçacıkları
FeCL	: Fe ₃ O ₄ -karbonlu lignin kompoziti
FeL	: Fe ₃ O ₄ -lignin kompoziti
FeOH	: Demir hidroksit grubu
FeO_x(OH)_y	: Demir oksihidroksit
FE-SEM	: Alan emisyonlu taramalı elektron mikroskobu
FTIR	: Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi
g-C₃N₄/MWCNT/Bi₂WO₆	: Grafitik karbon nitrit/Çok katmanlı karbon nanotüpler/Bismut tungstat nanokompoziti
GCL_Fe@GP	: Demir katkılı grafen-biyopolimer kompozit yapı
GCL_Ni@GP	: Nikel katkılı grafen yüzeyine DL-laktid ve glikolid biyopolimerlerinin bağlanmasıyla oluşturulan kompozit yapı
GO	: Grafen oksit
H⁺	: Hidrojen
HCl	: Hidroklorik asit
HDTMA	: Hekzadesiltrimetilamonyum

HNO₃	: Nitrik asit
HOMO-LUMO	: En yüksek dolu moleküler orbital-en düşük boş moleküler orbital
HPLC	: Yüksek performanslı sıvı kromatografisi
ICP	: İndüklemeli plazma Aanalizi
IPD	: Parçacık içi difüzyon
Kaolin-Fe₂O₃	: Fe ₂ O ₃ ile manyetize edilmiş kaolin kompoziti
KOH	: Potasyum hidroksit
KOH@SAC	: Potasyum hidroksit ile aktive edilmiş nişasta bazlı aktif karbon
KOI	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MCH	: Modifiye edilmiş kitosan-hüyük asit kompoziti
Mg(OH)₂	: Magnezyum hidroksit
MIL	: Lavoisier enstitüsü malzemeleri
MIP	: Moleküler baskılı polimer
MOF	: Metal-organik çerçeveler
MRSA	: Metisiline dirençli <i>Staphylococcus aureus</i>
Mt-nZVI-GO	: Montmorillonit destekli sıfır değerklikli demir nanoparçacıkları– grafen oksit kompoziti
MTS9570	: Sülfonsolik-fosforik asit grupları içeren ticari reçine
NaOH	: Sodyum hidroksit
NBent-NTiO₂-Chit	: Nano-bentonit – Nanotitanyum oksit – Kitosan nanokompoziti
NBO	: Doğal bağ orbitali analizi
NH₂	: Amino grubu
NIP	: Baskılanmamış polimer
N-LC	: Azot ile modifiye edilmiş lignin–kitosan biyokütle kompoziti
nZVI/SrFe₁₂O₁₉	: Nano sıfır değerklikli demir/Stronsiyum hekzaferit kompoziti
O₃/UV/Fe₃O₄@TiO₂	: Ozon/Ultraviyole ışık/Titanyum dioksit ile kaplanmış manyetit heterojen sistemi
ODTMA	: Oktadesiltrimetilamonyum bromür
OH⁻	: Hidroksit
PAC-MNPs	: Toz aktif karbon-manyetik nanoparçacıklar kompoziti
PANI-PEG	: Polianilin-polietilen glikol kompoziti
PBNFs-NiCo	: Kobalt ve nikel oksitlerle modifiye edilmiş gözenekli bor nitrid lifleri
PBP	: Penisilin bağlayıcı protein
poli(St-AMPS)	: Poli(stiren-ko-2-akrilamido-2-metilpropan sülfonik asit)

QTAİM	: Moleküllerde atomların kuantum teorisi
R²	: Determinasyon katsayısı
RSM	: Yanıt yüzey metodolojisi
SBA-15	: Santa Barbara Amorphous-15 (Hekzagonal düzenli gözenek yapısına sahip)
SEM	: Taramalı elektron mikroskobu
SO₃H	: Sülfonik asit grubu
SO₄²⁻	: Sülfat iyonu
SPE	: Katı faz ekstraksiyonu
TAC	: Çay atığı kaynaklı aktif karbon
TEM	: Geçirimli (transmisyon) elektron mikroskobu
TGA	: Termogravimetrik analiz
Ti₃C₂T_x MXene	: Yüzey terminasyonlarına sahip titanyum karbür MXene (MXene: geçiş metali karbür/nitrürlerinden oluşan 2D nanomalzeme ailesi)
TiC-MXene	: Titanyum karbür bazlı iki boyutlu MXene malzemesi (MXene: geçiş metali karbür/nitrürlerinden oluşan 2D nanomalzeme ailesi)
TiO₂	: Titanyum dioksit
TRC	: Tetrasiklin
UV/Vis	: Ultraviyole-görünür
VSM	: Titreşimli numune manyetometresi
WCA	: Su temas açısı
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü
XPS	: X-ışını fotoelektron spektroskopisi
XRD	: X-ışını kırınımı
Zn(II)	: Çinko(II) iyonu
Zn(NO₃)₂	: Çinko nitrat
Zn-N1-S1-O1	: Çinko iyonu ile oluşan kompleksin bağ konfigürasyonu

ÖZET

DOKTORA TEZİ

BETA-LAKTAM ANTİBİYOTİKLERİN SULU ORTAMDAN GİDERİMİ

Esmâ BAYKAL

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Temel İşlemler ve Termodinamik, Doktora Programı

Danışman : Prof. Dr. Şah İsmail KIRBAŞLAR

II. Danışman : Doç. Dr. Aslı GÖK

Sulu ortamlarda tespit edilen farmasötik kirleticiler, kullanım süresi dolmuş ilaçların uygun olmayan şekilde bertaraf edilmesi, ilaç üretim tesislerinden kaynaklanan deşarjlar ve organizmada tamamen metabolize olmadan atılan aktif maddeler gibi çeşitli kaynaklardan doğarak önemli bir çevresel sorun haline gelmiştir. Bu bileşikler arasında, yaygın kullanımları nedeniyle β -laktam grubu antibiyotikler özellikle öne çıkmaktadır. Bu çalışmada, β -laktam grubu antibiyotikler olan seftriakson sodyum (CFX-Na), sefuroksim sodyum (CFR-Na) ve sefazolin sodyum (CFZ-Na)'un adsorpsiyonu, üç anyon değişim reçinesi (Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21, Amberlyst A-26) ve hindistan cevizi bazlı aktif karbon kullanılarak değerlendirilmiştir. Adsorban dozu, temas süresi, başlangıç ilaç konsantrasyonu, sıcaklık ve pH'ın adsorpsiyona etkisi incelenmiştir. Elde edilen deneysel veriler izoterm ve kinetik modellerle analiz edilmiş ve termodinamik parametreler belirlenmiştir. Desorpsiyon çalışmaları destile su ve alkali çözeltiler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, CFX-Na için en yüksek giderimin ($95,78 \pm 0,11$) Amberlite IRA-96 ile elde edildiğini, en yüksek adsorpsiyon kapasitesinin ise ($94,01 \pm 0,08$ mg/g) Amberlyst A-26 üzerinde gözlemlendiğini göstermiştir. CFR-Na için en yüksek giderim ($95,61 \pm 0,01$) aktif karbon üzerinde sağlanırken, en yüksek kapasite ($69,49 \pm 0,01$ mg/g) Amberlyst A-26 ile elde edilmiştir. CFZ-Na için en yüksek giderim ($93,56 \pm 0,05$) aktif karbon üzerinde, en yüksek kapasite ($82,21 \pm 0,03$ mg/g) ise Amberlyst A-26 üzerinde belirlenmiştir. İzoterm analizleri, adsorpsiyonun Flory-Huggins, Temkin, Henry veya Dubinin-Radushkevich modelleri ile açıklanabileceğini ve bunun yüzey heterojenliği ile gözenek doldurma mekanizmalarını yansıttığını göstermiştir. Kinetik veriler büyük ölçüde yalancı ikinci dereceden modele ($R^2 > 0,95$) uyum sağlamıştır. Termodinamik değerlendirmeler, adsorpsiyonun adsorban türüne bağlı olarak endotermik veya ekzotermik olabileceğini ve çoğu

sistemin negatif Gibbs serbest enerji değişimi ile kendiliğinden gerçekleştiğini ortaya koymuştur. Adsorpsiyon verimi pH'dan etkilenmiş ve alkali koşullarda yapılan desorpsiyon, sũrecin kısmen iyon değişim mekanizmasına dayandığını gũstermiřtir.

Mart 2026 , 213 sayfa.

Anahtar kelimeler: Seftriakson sodyum, sefuroksim sodyum, sefazolin sodyum, adsorpsiyon, iyon değiştirici reçine



ABSTRACT

Ph.D. THESIS

REMOVAL OF BETA-LACTAM ANTIBIOTICS FROM AQUEOUS MEDIA

Esmā BAYKAL

İstanbul University-Cerrahpaşa

Institute of Graduate Studies

Department of Chemical Engineering

Unit Operations and Thermodynamics Program

Supervisor : Prof. Dr. Şah İsmail KIRBAŞLAR

Co-Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Aslı GÖK

Pharmaceutical contaminants detected in aquatic environments have emerged as a significant environmental concern, originating from improper disposal of expired drugs, discharges from pharmaceutical manufacturing, and unmetabolized active substances excreted from the body. Among these compounds, β -lactam antibiotics are particularly prominent due to their widespread use. This study evaluated the adsorption of β -lactam antibiotics, namely ceftriaxone sodium (CFX-Na), cefuroxime sodium (CFR-Na), and cefazolin sodium (CFZ-Na), using three anion-exchange resins (Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21, Amberlyst A-26) and coconut-based activated carbon. The effects of adsorbent dosage, contact time, initial drug concentration, temperature, and pH on adsorption were investigated. Experimental data were analyzed using isotherm and kinetic models, and thermodynamic parameters were determined. Desorption studies were conducted using distilled water and alkaline solutions. The results showed that for CFX-Na, the highest removal efficiency ($95.78 \pm 0.11\%$) was achieved with Amberlite IRA-96, while the maximum adsorption capacity (94.01 ± 0.08 mg/g) was observed with Amberlyst A-26. CFR-Na exhibited the highest removal ($95.61 \pm 0.01\%$) on activated carbon, with Amberlyst A-26 providing the highest capacity (69.49 ± 0.01 mg/g). CFZ-Na showed the highest removal ($93.56 \pm 0.05\%$) on activated carbon, and the maximum capacity (82.21 ± 0.03 mg/g) on Amberlyst A-26. Isotherm analyses indicated that adsorption followed Flory-Huggins, Temkin, Henry, or Dubinin-Radushkevich models, reflecting surface heterogeneity and pore-filling mechanisms. Kinetic data were largely consistent with the pseudo-second-order model ($R^2 > 0.95$). Thermodynamic evaluations revealed that adsorption could be endothermic or exothermic depending on the adsorbent, and most systems were

spontaneous as indicated by negative Gibbs free energy changes. Adsorption efficiency was influenced by pH, and desorption under alkaline conditions suggested a partial ion-exchange mechanism.

March 2026, 213 pages.

Keywords: Ceftriaxone sodium, cefuroxime sodium, cefazolin sodium, adsorption, ion exchange resin



1. GİRİŞ

Farmasötik ürünler, toplum sağlığının sürdürülmesi ve yaşam standartlarının iyileştirilmesi açısından kritik bir role sahiptir. İnsan ve hayvan hastalıklarının tedavisi ya da önlenmesi amacıyla binlerce farklı etkin madde yüksek miktarlarda kullanılmaktadır. Bununla birlikte, analitik kimya tekniklerindeki ilerlemeler sayesinde son yirmi yıl içerisinde bu bileşiklerin toprak ve su ortamlarında mikro kirleticiler olarak da bulunduğu ortaya konmuştur [1, 2]. Farklı ilaç grupları arasında özellikle antibiyotikler dikkat çekmektedir. Toprak ve su ekosistemlerinde antibiyotik kalıntılarının tespit edilmesi, bu maddelerin kullanımındaki artış ve buna bağlı olarak çoklu antibiyotik direncine sahip bakterilerin gelişimi nedeniyle hem insan hem de hayvan sağlığı açısından önemli tehditler oluşturmaktadır [3, 4].

Atık su arıtma tesislerinde antibiyotiklerin uzaklaştırılma etkinliğinin %12–%43 aralığında kaldığı rapor edilmekte olup, bu oranlar arıtım açısından düşük bir başarıya işaret etmektedir [5]. Literatürde yer alan bir değerlendirmeye göre β -laktamlar, kinolonlar, sülfonamidler, tetrasiklinler ve iyonoforlar düşük bozunma hızları ve yüksek adsorpsiyon eğilimleri nedeniyle çevrede kalıcılık gösterebilmektedir [6]. Düşük konsantrasyonlarda dahi antibiyotiklerin deoksiribonükleik asit (DNA) hasarını başlatabildiği, lenfosit yıkımına neden olduğu ve mutajenik ile karsinojenik etkilerle ilişkilendirildiği bildirilmektedir. Ayrıca meme ve prostat kanseri görülme sıklığında artışa yol açabildiği ve sperm sayısını azaltabildiği ifade edilmektedir [7]. Bu nedenle, söz konusu bileşiklerin kirlenmiş sulardan etkin biçimde giderilmesi ve çevresel risklerinin en aza indirilmesi amacıyla, ekosistem üzerindeki potansiyel etkiler göz önünde bulundurularak etkili ve yüksek verimli arıtma teknolojilerinin geliştirilmesi gerekmektedir.

Antibiyotiklerin hem çevre hem de insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerini azaltabilmek için su ortamlarından etkin biçimde uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu doğrultuda; membran filtrasyonu [8], ileri oksidasyon süreçleri [9], iyon değişimi [10], adsorpsiyon [11], ters ozmoz [12], elektrokoagülasyon [13] ve biyolojik arıtım [14] gibi çeşitli yöntemler sulu ortamlardaki antibiyotiklerin giderimi amacıyla incelenmiştir. Ancak antibiyotiklerin, arıtım sürecinde görev alan yararlı mikroorganizmalar üzerinde öldürücü etki

göstermesi nedeniyle biyolojik arıtım yöntemleri bu bileşiklerin tam anlamıyla uzaklaştırılmasında yetersiz kalabilmektedir [15, 16, 17].

Bunun yanı sıra söz konusu teknikler; kimyasal maddelere sürekli ihtiyaç duyulması, çamur oluşumu, artan işletme ve bakım giderleri ile sınırlı yeniden kullanım imkânı gibi çeşitli dezavantajlara sahiptir [18, 19, 20]. Bu yöntemler arasında adsorpsiyon, ekonomik oluşu, uygulama kolaylığı, düşük sıcaklık ve basınç gereksinimi ile zararlı yan ürün oluşturmaması gibi avantajları nedeniyle sudan ilaç gideriminde en etkili yaklaşımlardan biri olarak değerlendirilmektedir. Bu bağlamda, farmasötik kirleticilerin verimli biçimde uzaklaştırılabilmesi için uygun özelliklere sahip adsorban materyallerin geliştirilmesi önem taşımaktadır [21].

Antibiyotiklerin adsorpsiyonunda kullanılan başlıca malzemeler arasında karbon nanotüpler [22], kil mineralleri [23], moleküler baskılanmış polimerler [24], aktif karbonlar [25, 26], iyon değişim reçineleri [10] ve demir esaslı nanoparçacıklar [27] bulunmaktadır. Aktif karbon, su ve atık su arıtımında yaygın olarak tercih edilen temel adsorbanlardan biridir. Son yıllarda karbon nanotüpler ve çeşitli nanoparçacıkların kullanımında belirgin bir artış gözlenmiş olsa da, bu malzemelerin yüksek maliyetli olması ve rejenerasyon süreçlerindeki güçlükler önemli sınırlamalar oluşturmaktadır [28]. Ayrıca bazı çalışmalar, nispeten büyük moleküler yapıya sahip β -laktam antibiyotiklerin aktif karbonun dar gözeneklerine nüfuz edemediğini ortaya koymuştur [29]. Bu nedenle araştırmalar, arıtma maliyetlerini düşürmeye yönelik olarak düşük maliyetli alternatif adsorbanların geliştirilmesine odaklanmaktadır.

β -laktam antibiyotikler, dünya genelindeki toplam antibiyotik tüketiminin yaklaşık %50–70’ini oluşturarak en yaygın kullanılan antibiyotik sınıfı olarak öne çıkmaktadır [30, 31]. Bu araştırmada, β -laktam antibiyotikler sınıfında yer alan CFX-Na, CFR-Na ve CFZ-Na’nın adsorpsiyon özellikleri; dört farklı adsorban kullanılarak (Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21, Amberlyst A-26 ve hindistancevizi kökenli aktif karbon) karşılaştırmalı olarak incelenmiştir. Farmasötik kirleticilerin uzaklaştırılmasına yönelik çalışmalar artış göstermesine rağmen, söz konusu etken maddelerin çeşitli anyon değişim reçineleri ile sergilediği adsorpsiyon davranışı literatürde aynı deneysel koşullar altında kapsamlı ve sistematik biçimde ele alınmamıştır. Bu çalışma, izoterm, kinetik ve termodinamik değerlendirmelerin yanı sıra desorpsiyon analizlerini de kapsayacak şekilde, farklı adsorbanların performansını aynı işletme parametreleri altında karşılaştırarak mevcut boşluğu gidermeyi amaçlamaktadır. Elde edilen sonuçlar, ileri atık su

arıtımına yönelik seçici ve ölçeklenebilir adsorpsiyon temelli teknolojilerin geliştirilmesi için hem mekanizmaya dayalı açıklamalar hem de uygulamaya yönelik yol gösterici bilgiler sunmaktadır.

Bu tez altı bölümden oluşmaktadır. Birinci bölümde çalışmanın amacı, kapsamı ve araştırma motivasyonu ortaya konulmuştur. İkinci bölümde adsorpsiyon sürecine ilişkin teorik altyapı ayrıntılı olarak sunulmuş; adsorpsiyon mekanizması, sürece etki eden faktörler, izoterm ve kinetik modeller ile termodinamik yaklaşımlar açıklanmıştır. Ayrıca β -laktam antibiyotiklere ilişkin temel bilgiler verilmiş ve literatürde yer alan çalışmalar değerlendirilmiştir. Üçüncü bölümde deneysel yöntem açıklanmış; kullanılan ilaç etken maddeler, adsorbanlar ve cihazlar tanıtılarak deneysel prosedür ve çalışma parametreleri detaylandırılmıştır. Dördüncü bölümde deneysel bulgular her bir antibiyotik ve adsorban sistemi için ayrı ayrı sunulmuştur. Beşinci bölümde elde edilen sonuçlar izoterm, kinetik ve termodinamik modeller çerçevesinde tartışılmış; adsorban türünün giderim performansına etkisi literatür verileriyle karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir. Son bölümde ise çalışmadan elde edilen genel sonuçlar özetlenmiş ve ileriye yönelik öneriler sunulmuştur.

2. KAVRAMSAL ÇERÇEVE

2.1. ADSORPSİYON

Adsorpsiyon, bir maddenin bir yüzey veya ara yüzeyde birikerek lokal konsantrasyonunun artması olarak tanımlanır. Bu olay, herhangi iki fazın bir araya geldiği bölgelerde meydana gelebilir; örneğin gaz-katı, sıvı-katı, gaz-sıvı veya sıvı-sıvı sistemlerinde gözlemlenebilir [32, 33].

Adsorplanan faz “adsorbat”, adsorpsiyon olayının gerçekleştiği faz ise “adsorban” olarak adlandırılmaktadır. Genel anlamda adsorpsiyon, iki faz arasındaki yüzey veya ara yüzeyde oluşan konsantrasyon değişimi olarak da ifade edilebilir [34].

Çözünmüş bir bileşiğin adsorban tarafından adsorpsiyonu üç temel kademede gerçekleşir [35];

- Film difüzyonu: Çözeltide bulunan moleküller, adsorbanın yüzeyine doğru hareket eder ve bu yüzeyde ince bir film tabakası oluşturur.
- Gözenek difüzyonu: Moleküller, adsorbanın gözenek yapısı boyunca ilerleyerek iç bölgelerdeki aktif adsorpsiyon alanlarına ulaşır.
- Yüzey adsorpsiyonu: Çözünen madde, adsorbanın gözenek içi yüzeylerine tutunarak yüzeyle etkileşime girer ve adsorpsiyon gerçekleşir.

Adsorpsiyonun çevre, teknoloji ve biyoloji gibi pek çok alanda kullanım potansiyeline sahip olması ve aynı zamanda uygulama kolaylığı sunması, sanayi uygulamaları ve çevresel koruma açısından önemli bir avantaj sağlamaktadır [10]. Diğer ayırma teknolojileriyle karşılaştırıldığında adsorpsiyonun öne çıkan avantajları şunlardır: basit tasarım, yüksek arıtım/verim performansı, düşük işletme maliyeti, bakım kolaylığı. Ayrıca, distilasyon veya ekstraksiyon gibi yöntemlerin yüksek enerji veya solvent ihtiyacı göz önünde bulundurulduğunda, adsorpsiyon çevresel açıdan da daha sürdürülebilir bir alternatif olarak değerlendirilmektedir [34, 36, 37].

2.1.1. Adsorpsiyon Çeşitleri

Adsorplanan madde ile adsorban arasındaki etkileşim türüne bağlı olarak adsorpsiyon iki temel kategoriye ayrılır. Katı veya sıvı yüzeylerde bulunan atomlar, yüzeye dik yönde dengesiz çekim kuvvetlerine maruz kalmaktadır. Fiziksel adsorpsiyon, moleküller arası zayıf van der Waals kuvvetleri gibi fiziksel etkileşimlere dayanırken; kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon) ise adsorban yüzeyinde kimyasal bağ oluşumunu içeren daha güçlü ve özgül etkileşimlerle karakterize edilir [34, 38].

2.1.1.1. Fiziksel Adsorpsiyon

Bu tür adsorpsiyonda, moleküller katı yüzeye van der Waals kuvvetleri aracılığıyla tutunur [39, 38]. Adsorban ile adsorbat arasında herhangi bir elektron transferi ya da paylaşımı gerçekleşmez; bu yönüyle fiziksel adsorpsiyon, kimyasal bağ içermeyen bir etkileşim türüdür [40]. Fiziksel adsorpsiyonun meydana gelmesi için ilave bir aktivasyon enerjisine ihtiyaç duyulmaz. Bu adsorpsiyon tipi, düşük adsorpsiyon enerjisi (<10 kcal/mol) ile tanımlanır ve sıcaklık arttıkça adsorpsiyon miktarında azalma gözlenir [41]. Entalpi değişiminin düşük olması, moleküller arası bağların parçalanması için yeterli enerji sağlamaz. Katı yüzey tarafından adsorplanan bir molekül, yapısal olarak bir miktar etkilenebilir; ancak kimyasal yapısını ve özgünlüğünü korur. Fiziksel adsorpsiyon tersinir bir süreçtir ve hem tek tabakalı (monomoleküler) hem de çok tabakalı (multimoleküler) adsorpsiyon biçiminde gerçekleşebilir [42]. Özellikle düşük derişim aralıklarında ayırım gerektiren sistemlerde, fiziksel adsorpsiyon birçok endüstriyel ayırma prosesinin temel mekanizmasını oluşturur [35].

2.1.1.2. Kimyasal Adsorpsiyon

Adsorban ile adsorbat molekülleri arasında kimyasal bağ oluşumu sonucu gerçekleşen adsorpsiyon süreci, kimyasal adsorpsiyon ya da kemisorpsiyon olarak adlandırılır [43]. Kemisorpsiyon yalnızca tek katmanlı (monomoleküler) adsorpsiyon şeklinde meydana gelirken; fiziksel adsorpsiyon hem tek katmanlı hem de çok katmanlı (multimoleküler) olabilir [35, 38]. Fiziksel adsorpsiyonla karşılaştırıldığında, kimyasal adsorpsiyon sürecinde kullanılan adsorbanın yeniden kullanımı (rejenerasyonu) oldukça zordur ve bu süreç genellikle tersinmezdir [44].

Bu tür adsorpsiyonun sıcaklıkla olan ilişkisi, reaksiyonun ekzotermik veya endotermik oluşuna ve aktivasyon enerjisine bağlı olarak değişkenlik gösterebilir; yani sıcaklık arttıkça adsorpsiyon ya artabilir ya da azalabilir. Genellikle kimyasal adsorpsiyonun gerçekleşmesi için yüksek aktivasyon enerjisi (>10 kcal/mol) gerekir ve bu süreç termodinamik açıdan tersine

çevrilemez niteliktedir. Sıcaklık çok yükseldiğinde, başlangıçta fiziksel adsorpsiyonla yüzeye tutunan moleküller kimyasal bağ oluşturarak kimyasal adsorpsiyona geçiş yapabilir [35].

2.1.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler

2.1.2.1. Adsorban

Adsorban, adsorpsiyon sürecinin verimliliğini belirleyen temel unsurlardan biridir. Adsorpsiyon olayının yüzeyde meydana gelmesi nedeniyle, adsorbanın yüzey alanının geniş olması daha fazla molekülün bağlanmasına olanak tanır ve bu da adsorpsiyon kapasitesini artırır [35]. Tanecik boyutunun küçülmesi, birim kütlede daha fazla yüzey alanı sunarak daha fazla molekülün tutulmasını sağlar; bu durum da adsorpsiyon kapasitesinde artışa neden olur [33, 45, 35]. Ayrıca, adsorbanın gözenek çapındaki büyüme, adsorbat moleküllerinin bu gözeneklere erişimini kolaylaştırarak tutunma olasılığını yükseltir ve böylece adsorpsiyonu olumlu yönde etkiler [35].

Genel olarak, adsorban konsantrasyonunun artırılması, sistemde daha fazla aktif yüzey bölgesinin bulunmasına yol açarak çözeltideki maddenin daha yüksek oranda adsorbe edilmesini sağlar. Ancak, adsorban miktarının artmasıyla birlikte, aktif yüzey alanlarının birbirleriyle etkileşime girerek adsorpsiyon verimini düşürebileceği göz önünde bulundurulmalıdır. Bu durum, birim adsorban kütlesi başına düşen adsorpsiyon miktarının azalmasına neden olabilir. Bu nedenle, maksimum verim için gerekli adsorban miktarı, genellikle yüzeydeki fonksiyonel gruplar ve bunların oluşturduğu aktif bölgelerin varlığı ile ilişkilidir [45, 46].

2.1.2.2. Adsorbat

Adsorplanan maddenin adsorpsiyon üzerindeki en belirgin etkilerinden biri, çözünürlük düzeyidir. Bir maddenin çözelti ortamındaki adsorpsiyon eğilimi, genellikle çözünürlüğü ile ters orantılıdır. Çözücü ile çözünen arasındaki etkileşim ne kadar kuvvetliyse, adsorbatın çözeltiden ayrılarak adsorbana bağlanması o kadar zorlaşır ve bu durum adsorpsiyon veriminde azalmaya neden olur [33, 35, 45].

Bununla birlikte, adsorbat moleküllerinin hidrofilik ya da hidrofobik özellik göstermesi de adsorpsiyon davranışını etkileyen önemli bir unsurdur. Hidrofilik karakterdeki maddeler, su ile etkileşimi yüksek olduğundan çözelti fazında kalma eğilimindedir ve adsorban yüzeyine daha az bağlanırlar. Öte yandan, hidrofobik bileşikler suda çözünmezlikleri nedeniyle çözeltiden uzaklaşarak adsorban yüzeyine daha güçlü bir şekilde tutunurlar. Hem hidrofilik

hem de hidrofobik bölgelere sahip amfipatik moleküller ise genellikle hidrofobik kısımları aracılığıyla yüzeye bağlanma eğilimi gösterir [35, 45].

Adsorbatın moleküler boyutu da adsorpsiyon kapasitesini belirleyen faktörlerdendir. Eğer moleküller, adsorbanın gözenek boyutlarına oranla daha büyükse, bazı gözeneklerin tıkanması sonucu bu bölgelerdeki aktif yüzey alanları işlevsiz hale gelir ve bu da toplam adsorpsiyon miktarında azalmaya yol açar [45].

Özellikle iyon değişim mekanizması ile gerçekleşen adsorpsiyon süreçlerinde, adsorbatın iyonlaşma durumu da önemli bir parametredir. Genellikle iyonize olmuş türler, nötral olanlara kıyasla daha düşük oranda adsorbe edilir. Ek olarak, adsorbatın polaritesi de süreç üzerinde etkilidir. Polar bileşikler, benzer şekilde polar fazlara daha yüksek afinite gösterir. Bu durum, örneğin polar yapılu bir adsorbanın, polar olmayan bir çözeltiliden polar adsorbatları daha etkin bir şekilde çekebileceği şeklinde açıklanabilir [45].

2.1.2.3. Sıcaklık

Adsorpsiyon tepkimeleri çoğunlukla ekzotermik özellik gösterir; yani bu süreçte çevreye ısı verilir. Bu nedenle, sıcaklık düştükçe genellikle adsorpsiyon miktarı artış gösterir. Ancak adsorpsiyon reaksiyonu endotermik bir nitelik taşıyorsa, yani ısıyı ortamdan alıyorsa, sıcaklığın yükselmesi adsorpsiyon miktarını artırıcı yönde etki eder [33, 35].

Sıcaklık aynı zamanda adsorpsiyon mekanizmasının türünü belirlemede de önemli bir rol oynar. Fiziksel adsorpsiyon, düşük aktivasyon enerjisine sahip olması nedeniyle daha çok düşük sıcaklıklarda kolaylıkla gerçekleşir. Bu tür bir adsorpsiyon, ekzotermik karakterde olduğu için sıcaklığın artmasıyla genellikle azalır. Buna karşılık, kimyasal adsorpsiyon yüksek aktivasyon enerjisi gerektirdiğinden, düşük sıcaklıklarda yavaş bir şekilde ilerler. Ancak sıcaklık yükseldikçe kimyasal adsorpsiyon hızlanır; bununla birlikte süreç ekzotermik olduğu için sıcaklık belirli bir eşiği aştığında adsorpsiyon yeniden azalmaya başlayabilir. Yüksek sıcaklık koşullarında genellikle kimyasal adsorpsiyon baskın hale gelirken, orta sıcaklıklarda fiziksel ve kimyasal adsorpsiyon birlikte etkili olabilir [47].

2.1.2.4. pH

Partikül yüzeyi, bulunduğu ortamın pH seviyesine bağlı olarak çeşitli fonksiyonel gruplar barındırır. Çözelti içerisindeki adsorbat türleri, bu yüzey grupları ile etkileşime girerek adsorpsiyon gerçekleşir. Genellikle maddelerin nötr pH değerine yakın ortamlarda adsorpsiyon veriminde artış gözlenir. Bunun temel nedeni, hidrojen (H^+) ve hidroksit (OH^-) iyonlarının

yüzeye oldukça güçlü bir şekilde bağlanma eğiliminde olmasıdır. Ortamda bu iyonların fazlalığı, adsorban yüzeyindeki aktif noktalarda adsorbat moleküllerine yer kalmamasına neden olabilir. Bu durum, yüzeyin büyük oranda H^+ veya OH^- ile kaplanmasıyla sonuçlanarak adsorpsiyon kapasitesinin düşmesine yol açar. Dolayısıyla, ortam pH'ı nötrden uzaklaştıkça adsorpsiyon miktarında azalma gözlemlenebilir [33, 35, 45, 47].

2.1.2.5. Karıştırma Hızı ve Süresi

Temas süresi, adsorpsiyon süreçleri üzerinde belirleyici bir rol oynamaktadır. Bu parametre yalnızca adsorpsiyon verimini değil, aynı zamanda işlemin ekonomik etkinliğini ve kinetik davranışını da doğrudan etkileyebilir. Dolayısıyla, adsorpsiyon uygulamalarında temas süresi önemli bir performans kontrol değişkeni olarak değerlendirilmelidir [46].

Kinetik açıdan incelendiğinde, adsorpsiyon sürecinin başlangıcında oldukça yüksek bir hız gözlenir. Bunun nedeni, bu aşamada adsorbanın yüzeyindeki aktif bölgelerin büyük ölçüde boş olması ve yüzey alanının genişliği sayesinde adsorbat moleküllerinin bu bölgelerle kolaylıkla etkileşime girebilmesidir. Zaman ilerledikçe bu yüzey bölgeleri dolmaya başlar ve adsorbat molekülleri, daha derin gözeneklerdeki aktif noktalara ulaşmak zorunda kalır. Bu geçiş, dış yüzeyden iç bölgelere doğru gerçekleşen difüzyonla olur ve sürecin hızında azalmaya neden olur. Sonuç olarak, sistem yavaş yavaş denge durumuna ulaşır. Başlangıçtaki hızlı adsorpsiyonun ardından gelen yavaşlama, genellikle çözeltinin adsorban matrisi içine sınırlı ve gecikmeli difüzyonundan kaynaklanmaktadır [48].

2.2. ADSORPSİYON İZOTERM MODELLERİ

Adsorpsiyon izoterm modelleri, sabit sıcaklıkta adsorban ve adsorbat arasındaki etkileşim mekanizmalarını hem adsorbanın hem de adsorbatın denge verilerini ve adsorpsiyon özelliklerini dikkate alarak tanımlayabilir. Denge verilerinin modellenmesini anlamak, çeşitli adsorpsiyon sistemlerinin adsorpsiyon mekanizmalarını tahmin etmenin çok önemli bir yoludur [38].

Genel olarak, adsorpsiyon izotermi, adsorbat ve adsorban arasında, ara yüzey konsantrasyonunun, yığın çözeltide bulunan adsorbat konsantrasyonu ile dinamik dengede olması gereken yeterli bir süre boyunca bir temas meydana geldiğinde kurulur. Adsorpsiyon izotermi genellikle endüstriyel adsorpsiyon prosesinin yanı sıra gözenekli katıların

karakterizasyonunun tasarlanması için kullanılır [49]. Katı-sıvı arayüzünde adsorban ve yüzey aktif madde arasındaki etkileşimler, adsorban, adsorbat ve çözeltinin özelliklerine bağlıdır [50].

Üç temel yaklaşım, Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich, Temkin gibi çok çeşitli izoterm modellerini formüle etmiştir. İlk yaklaşım, adsorpsiyon ve desorpsiyon oranlarının eşit olduğu kinetiği dikkate alır ve adsorpsiyon dengesi dinamik bir denge durumu olarak tanımlanır. İkinci yaklaşım, termodinamiğe dayanır ve farklı formlarda çeşitli adsorpsiyon izoterm modellerini türeten bir çerçeve sağlar. Üçüncü yaklaşım ise karakteristik eğriyi oluşturma ana fikridir [51].

Henry izotermi bir parametre içeren doğrusal bir modeldir ve yalnızca düşük konsantrasyonlarda uygulanabilir. Langmuir ve Freundlich izotermi en yaygın kullanılan modellerdir ve iki parametrelidir. Langmuir izotermi homojen bir bölgede tek katmanlı adsorpsiyon için, Freundlich ise heterojen bölgelerde çok katmanlı adsorpsiyon için geçerlidir. Redlich-Peterson modeli üç parametrelidir daha karmaşık bir modeldir ve Langmuir ve Freundlich izotermi kullanılarak geliştirilmiştir. Sistemin karmaşıklık seviyesi göz önünde bulundurularak uygun modeller seçilebilir [52].

2.2.1. Langmuir İzoterm Modeli

Langmuir izoterm modeli, adsorpsiyonun homojen bir yüzeye sahip katı bir adsorban üzerinde tek tabakalı olup olmadığını doğrulamak için kullanılır [53]. Bu modelin uygulanmasında adsorbat ve adsorban ideal olduğu, adsorban yüzeylerinin homojen olduğu, adsorpsiyon-desorpsiyon işleminin tersinir olduğu, adsorpsiyonun tek tabakalı gerçekleştiği, adsorpsiyon enerjisinin sabit olduğu ve adsorbe edilen moleküller arasında yanal etkileşim olmadığı varsayımları yapılır [54, 55, 56].

Langmuir izotermi Denklem 2.1’de verilen şekilde yazılabilir:

$$q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2.1)$$

Burada q_e (mg/g) ve C_e (mg/L) sırasıyla denge durumundaki adsorplanan madde miktarı ve adsorban konsantrasyonu, $q_{\max}$ (mg/g) maksimum adsorpsiyon kapasitesi, K_L (L/mg) afinite parametresi olarak tanımlanan Langmuir sabitidir. Denklem 2.1’in doğrusallaştırılmış versiyonu Denklem 2.2’de verilmiştir;

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{max}} + \frac{C_e}{q_{max}} \quad (2.2)$$

C_e/q_e ile C_e arasında çizilen grafik, eğimi $1/q_{max}$ olan ve kesişme noktası $1/K_L q_{max}$ 'e eşit olan bir doğru üretecektir.

Tek tabaka varsayımında her bölgede yalnızca bir molekül adsorbe edilebilir. Adsorplanan maddenin bir molekülü bir bölgeyi işgal ettikten sonra o bölgede artık adsorpsiyon olmaz. Bu model çok düşük konsantrasyonlarda ($K_L C_e \ll 1$) Henry modeline dönüşür [52].

2.2.2. Freundlich İzoterm Modeli

Freundlich modeli, pürüzlü ve çok bölgeli (heterogon) yüzeylerde adsorpsiyon çalışmalarında uygulanabilir [56]. Bu izoterm modeli, tersinir ve ideal olmayan adsorpsiyon sürecini tanımlar. Langmuir izoterm modelinden farkı, çok katmanlı adsorpsiyona uygulanmasının mümkün olmasıdır, tek katmanlı oluşumla sınırlı değildir. Freundlich izoterm model ifadesi, yüzeyin heterojenliğinin yanı sıra aktif bölgelerin ve bu bölgelerin enerjilerinin üstel dağılımını tanımlar [38].

Freundlich izoterminin doğrusal formu Denklem 2.3'te verilmiştir:

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (2.3)$$

Burada K_F adsorpsiyon kapasitesini (L/mg) ifade eder. $1/n$ adsorpsiyon yoğunluğunu belirtir, aynı zamanda enerjinin nispi dağılımını ve adsorbat bölgelerinin heterojenliğini gösterir [57].

Freundlich parametresi n , adsorbat konsantrasyonu ile adsorpsiyon süreci arasındaki doğrusal olmama derecesini gösterir ve böylece: $n=1$, doğrusal adsorpsiyon; $n<1$, kemisorpsiyon; $n>1$, yüzey bölgeleri dağılımının veya yüzey yoğunluğunun artmasıyla birlikte adsorbat parçacıkları ile adsorban yüzeyi arasındaki etkileşimleri azaltan diğer koşulların bir sonucu olabilir. İyi adsorpsiyon süreçleri, 1-10 arasındaki n değerleri ile gösterilir [53].

$1/n$ sıfırdan büyük olduğunda ($0<1/n<1$) adsorpsiyon olumludur, $1/n$ 1'den büyük olduğunda adsorpsiyon süreci olumsuzdur ve $1/n=1$ olduğunda geri döndürülemezdir [38].

2.2.3. Temkin İzoterm Modeli

Temkin modeli, çok katmanlı bir adsorpsiyon sürecini varsayar. Adsorban ve adsorbat arasındaki etkileşimleri dikkate alır, ancak çok küçük ve çok büyük konsantrasyon değerlerini göz ardı eder [52]. Bu model, katmanda mevcut tüm moleküllerin adsorpsiyon ısısının, yüzey kaplama artışı nedeniyle logaritmik olarak değil doğrusal olarak azaldığını varsaymaktadır. Bu adsorpsiyon izoterm modeli yalnızca orta konsantrasyon aralığı için geçerlidir [38].

Temkin izoterm modelinin doğrusal formu Denklem 2.4'te verilmiştir:

$$q_e = \frac{RT}{b_T} \ln K_T + \frac{RT}{b_T} \ln C_e \quad (2.4)$$

Burada R gaz sabiti (8,314 J/(molK)) ve T (K) mutlak sıcaklığı, b_T (J/mol) sorpsiyon ısısı ile ilgili olan Temkin sabiti ve K_T (L/g) Temkin izoterm sabitidir [57].

2.2.4. Dubinin-Redushkevich İzoterm Modeli

Dubinin-Radushkevich izoterm modeli, adsorpsiyonun bir gözenek doldurma mekanizmasını takip ettiği yarı ampirik bir denklemdir [58]. Bu izoterm modelinin ayırt edici bir özelliği, sıcaklığa bağlı olmasıdır [59]. Dubinin-Radushkevich izoterm denklemi Denklem 2.5'te verilmiştir:

$$\ln q_e = \ln q_{max} - \beta_{DR} \varepsilon^2 \quad (2.5)$$

Burada, β_{DR} (mol^2/J^2) ortalama adsorpsiyon enerjisi E 'yi (kJ/mol) veren Dubinin-Redushkevich sabiti (Denklem 2.6) ve ε (kJ/mol) Denklem 2.7 ile ifade edilen Polanyi potansiyelini ifade etmektedir [57].

$$E = \frac{1}{\sqrt{2\beta_{DR}}} \quad (2.6)$$

$$\varepsilon = R T \ln \left[\left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \right] \quad (2.7)$$

E değerinin pozitif olması adsorpsiyon sürecinin endotermik olduğunu gösterir, dolayısıyla daha yüksek sıcaklıklar bu tür adsorpsiyonu destekler [60]. Adsorpsiyon işlemi, $E < 8$ kJ/mol ise fiziksel adsorpsiyon, $E = 8$ ila 16 kJ/mol ise iyon değişimi ve $E > 16$ kJ/mol ise kemisorpsiyondur [53]. $\beta_{DR} < 1$ olması adsorban yüzeyinin mikro gözenekli olduğunu gösterir [61].

2.2.5. Halsey İzoterm Modeli

Halsey izotermi, heterojen yüzeyler ve çok katmanlı adsorpsiyon işlemleri için geçerlidir [62]. Adsorpsiyon izoterm denklemi Denklem 2.8’de verilmiştir:

$$\ln q_e = \frac{1}{n_H} \ln K_H - \frac{1}{n_H} \ln C_e \quad (2.8)$$

Burada K_H (L/mg) ve n_H (L/mg) Halsey izoterm sabitidir ve $\ln q_e$ ’ye karşı $\ln C_e$ grafiğinin eğiminden ve kesişme noktasından elde edilebilirler [57].

2.2.6. Jovanovic İzoterm Modeli

Jovanovic modeli, Langmuir modelinde yer alan varsayımlara dayanmaktadır. Ayrıca adsorban ve adsorbat parçacıkları arasındaki mekanik temasın olasılığı da dikkate alınır [63, 64]. Jovanovic izoterminin doğrusal olmayan ifadesi Denklem 2.9’da verilmiştir:

$$q_e = q_{max} [1 - \exp(-K_J C_e)] \quad (2.9)$$

Denklem 2.9’un doğrusallaştırılmış logaritmik formu Denklem 2.10’da verilmiştir:

$$\ln q_e = \ln q_{max} - K_J C_e \quad (2.10)$$

Burada K_J (L/g) Jovanovic sabitidir [53].

Bu modelin denklemi, konsantrasyon yüksek olduğunda doyma sınırına ulaşabilirken, düşük konsantrasyonda Henry yasasına indirgenir. Langmuir denklemiyle karşılaştırıldığında Jovanovic denkleminin doygunluğa yaklaşımı daha yavaştır [38].

2.2.7. Flory-Huggins İzoterm Modeli

Flory-Huggins modeli, adsorpsiyon işleminin uygulanabilir ve kendiliğinden olup olmadığını gösterebilen, adsorbatın adsorban üzerindeki yüzey kapsama derecesi özelliklerini tanımlar [65, 66]. Bu izoterm Denklem 2.11’deki gibi ifade edilir:

$$\theta/C_0 = K_{FH} (1 - \theta)^{n_{FH}} \quad (2.11)$$

Denklem 2.11’in doğrusallaştırılmış logaritmik ifadesi Denklem 2.12’dir:

$$\ln(\theta/C_0) = \ln K_{FH} + n_{FH} \ln(1 - \theta) \quad (2.12)$$

Burada θ yüzey kaplama derecesidir, n_{FH} adsorpsiyon bölgelerini işgal eden adsorbat parçacıklarının sayısıdır ve K_{FH} (L/dk) Flory-Huggins denge sabitidir [53].

Adsorpsiyonun kendiliğinden olup olmadığı Denklem 2.13'te ifade edildiği gibi K_{FH} kullanılarak belirlenebilir:

$$\Delta G_{ads}^o = -RT \ln K_{FH} \quad (2.13)$$

Negatif Gibbs serbest enerji değişimi (ΔG_{ads}^o) değeri sürecin kendiliğinden olduğunu gösterir; $\Delta G_{ads}^o < 40$ kJ/mol fiziksel emilimi gösterirken, 40 kJ/mol'e eşit veya daha yüksek değerler kimyasal emilimi gösterir [53].

2.2.8. Harkin-Jura İzoterm Modeli

Harkin-Jura izoterm modeli, heterojen gözenek dağılımına sahip emicilerin yüzeyinde çok katmanlı adsorpsiyon olasılığını varsayar [67]. Farklı gözenek boyutlarına sahip adsorbanları içeren adsorpsiyon işlemleri için geçerlidir [68, 69]. İzoterm denklemi Denklem 2.14'te verilmiştir:

$$\frac{1}{q_e^2} = \frac{B_{HJ}}{A_{HJ}} - \left(\frac{1}{A_{HJ}} \right) \log C_e \quad (2.14)$$

Burada, A_{HJ} ve B_{HJ} Harkins Jura izoterm model sabitleridir [56].

2.2.9. Henry İzoterm Modeli

Henry adsorpsiyon izoterm modeli tek parametrelidir ve en temel adsorpsiyon izotermidir. Bu izoterm modeli, tüm adsorbat moleküllerinin en yakın komşularından izole edileceği şekilde nispeten düşük konsantrasyonlarda adsorbatın adsorpsiyonuna uygun bir uyumu tanımlar [57].

Adsorbe edilen miktar ile adsorbatın yığın konsantrasyonu arasında doğrusal bir ilişki öneren bu izoterm modeli Denklem 2.15'te verilmiştir [38]:

$$q_e = K_{HE} C_e \quad (2.15)$$

Burada, K_{HE} (L/g) Henry adsorpsiyon sabitidir.

Henry modeli, adsorpsiyon bölgelerinin kapsama oranı minimum olduğunda kullanılabilir. Veri eğilimini yalnızca düşük çözünen konsantrasyonlarında yaklaşık tutar. Bu

nedenle, başlangıçta düşük adsorbat konsantrasyonlarında tek katmanlı adsorpsiyon gösterir [52].

2.2.10. Redlich-Peterson İzoterm Modeli

Redlich-Peterson izotermi, üç parametre içeren ampirik bir izotermdir. Hem Langmuir hem de Freundlich denklemlerinden elemanları birleştirir; bu nedenle adsorpsiyon mekanizması bir karışımdır ve ideal tek katmanlı adsorpsiyonu takip etmez [70]. Bu izoterm modelinin paydada ve payda üstel bir fonksiyonu vardır. Adsorpsiyonun geniş bir konsantrasyon aralığı üzerindeki dengesini temsil eden konsantrasyona doğrusal bir bağımlılığı vardır [71]. Pay Langmuir izoterm modelinden olduğundan sonsuz seyreltmede Henry bölgesine yaklaşabilir [38].

Hibrit bir versiyon olan Redlich-Peterson izotermi hem homojen hem de heterojen sistemlerde kullanılabilir. Modelin matematiksel formu Denklem 2.16 ile verilmektedir:

$$q_e = \frac{K_R C_e}{1 + \alpha_R C_e^{\beta_R}} \quad (2.16)$$

Burada K_R (L/g) Redlich-Peterson izoterm sabitidir, α_R (L/mg) bir sabittir ve β_R , 0 ile 1 arasında değişen bir üstür. Düşük konsantrasyonlarda ($\beta_R \sim 1$), model Langmuir izotermine yaklaşır. Yüksek konsantrasyonlarda ise ($\beta_R \sim 0$), Freundlich izotermine yaklaşır.

Redlich-Peterson izoterminin doğrusal formu Denklem 2.17'deki gibi ifade edilir:

$$\ln\left(\frac{C_e}{q_e}\right) = \beta_R \ln C_e - \ln K_R \quad (2.17)$$

$\ln(C_e/q_e)$ 'ye karşı $\ln C_e$ grafiği, sırasıyla eğim ve kesimden β_R ve K_R 'yi verir [52].

2.3. ADSORPSİYON KİNETİK MODELLERİ

Adsorpsiyon kinetiği çalışması, adsorpsiyon hızı, kullanılan adsorbanın performansı ve kütle transfer mekanizmaları hakkında bilgi sağlar. Adsorpsiyon kinetiğini bilmek, adsorpsiyon sistemlerinin tasarımı için önemlidir [36].

Adsorpsiyon dinamiklerinin üç ardışık adımdan oluştuğu genel olarak kabul edilir:

- Adsorbat moleküllerinin, sınır tabakası difüzyonu yoluyla toplu çözeltiden adsorban dış yüzeyine taşınması.
- Adsorbatın dış yüzeyden adsorbanın gözeneklerine difüzyonu.
- Adsorbatın gözeneklerin iç yüzeyindeki aktif merkezlere adsorpsiyonu.

Son adım olan adsorpsiyon, genellikle ilk iki adıma kıyasla çok hızlıdır ve bu nedenle, genel adsorpsiyon hızı, hangisi daha yavaşsa, birinci veya ikinci adım veya her ikisinin bir kombinasyonu tarafından kontrol edilir [72].

Bu çalışmada kinetik modellerden yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden, Elovich ve parçacık içi difüzyon modelleri deneysel verilere uygulanmıştır.

2.3.1. Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model

Yalancı birinci dereceden kinetik modeli dengesiz koşullar altında kinetik süreci tanımlamak için sıklıkla kullanılır [73]. Diferansiyel formu Denklem 2.18’te verilmiştir:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (2.18)$$

Denklem 2.18’in $q_0=0$ koşulları için entegre edilmesi ile Denklem 2.19 elde edilir:

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (2.19)$$

Yalancı birinci dereceden kinetik modelin doğrusallaştırılmış hali Denklem 2.20’de verilmiştir:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - k_1 t \quad (2.20)$$

Burada q_e ve q_t sırasıyla denge ve t zamanındaki adsorpsiyon kapasitesidir, k_1 adsorpsiyon oranı sabitidir, Denklem 2.20, kinetik verileri tahmin etmek ve $\log(q_e - q_t)$ ve t arasında çizilen grafikte q_e ve k_1 parametrelerini hesaplamak için sıklıkla kullanılmıştır [36].

Yalancı birinci dereceden model, adsorpsiyonun başlangıç zamanlarında veya dengeye yakın zamanlarda Langmuir hız denkleminin özelliklerini gösterebilir. Bu koşullarda, çözeltideki adsorbat konsantrasyonundaki değişim veya adsorpsiyon süreci sırasında bağlı yüzey kaplamasındaki değişim çok küçüktür [74].

2.3.2. Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model

Son yıllarda yaygın olarak kullanılan bir diğer basit ve iyi bilinen kinetik model, yalancı ikinci dereceden model denklemdir (Denklem 2.21). Ho ve Mckay [75] tarafından deneysel olarak ve Azizian [74] tarafından teorik olarak sunulan bu model, deneysel verilere çok iyi uyum göstermiştir.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (2.21)$$

Denklem 2.21'in $q_0=0$ koşulları için entegre edilmesi ile Denklem 2.22 elde edilir:

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (2.22)$$

Model parametrelerini hesaplamak için, doğrusal olmayan yalancı ikinci dereceden model her zaman doğrusal forma dönüştürülür (Denklem 2.23):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (2.23)$$

Azizian tarafından kanıtlanmış çalışmaya göre, yalancı ikinci dereceden kinetik modelin hız katsayısı (k_2), çözünen maddenin başlangıç konsantrasyonunun karmaşık bir fonksiyonudur. Ayrıca, adsorbat konsantrasyonundaki değişimin belirgin olduğu durumlarda bu modelin adsorpsiyon kinetiğini tanımlayabileceği gösterilmiştir [74].

2.3.3. Elovich Kinetik Modeli

Elovich kinetik modeli, gazların heterojen katılar üzerine kemisorpsiyonunun kinetiğini araştırmak için kullanılmıştır. Adsorpsiyon kapasitesindeki değişim oranı, adsorplanan gaz miktarındaki artışla birlikte üssel olarak azalır. Ancak, aynı zamanda sulu ortamlardan kirleticilerin adsorpsiyon sürecini tanımlamak için de uygulanabilir. Kinetik model denklemi Denklem 2.24'te verilmiştir:

$$q_t = \frac{1}{\beta_E} \ln(\alpha_E \beta_E) + \frac{1}{\beta_E} \ln t \quad (2.24)$$

Burada α_E (mg/(g dak)) başlangıç adsorpsiyon oranıdır ve β_E (g/mg) kemisorpsiyonda yer alan yüzey kaplaması ve aktivasyon enerjisinin derecesiyle ilgili Elovich sabitidir [76].

2.3.4. Partikül İçi Difüzyon Kinetik Modeli

Weber ve Morris, 1962'de parçacık içi difüzyon (IPD) modelini sunmuştur. IPD modeli üç farklı biçimde uygulanmıştır [77]:

(1) q_t (herhangi bir zamandaki adsorpsiyon miktarı) $t^{1/2}$ 'ye (zamanın karekökü) karşı çizilerek orijinden geçmeye zorlanan düz bir çizgi elde edilir;

(2) q_t ile $t^{1/2}$ grafiğindeki çoklu doğrusallık dikkate alınır (yani, tüm süreci takip etmek için iki veya üç adım söz konusudur). Bu formda, dış yüzey adsorpsiyonu veya anlık adsorpsiyon ilk adımda gerçekleşir; ikinci adım, parçacık içi difüzyonun kontrol edildiği kademeli adsorpsiyon adımıdır ve üçüncü adım, çözünen maddenin daha büyük gözeneklerden mikro gözeneklere yavaşça hareket ederek yavaş bir adsorpsiyon oranına neden olduğu son denge adımıdır. İkinci adım için gereken süre genellikle sistemin değişimlerine (çözünen madde konsantrasyonu, sıcaklık ve adsorban parçacık boyutu dahil) bağlıdır ve bu değişimin tahmin edilmesi veya kontrol edilmesi zordur;

(3) q_t , $t^{1/2}$ 'ye karşı çizilerek düz bir çizgi elde edilir ancak bu çizgi mutlaka orijinden geçmez; yani bir kesişim noktası vardır. Literatürde bildirilen kesişimlerin neredeyse tamamı pozitifdir ve bu da hızlı adsorpsiyonun kısa bir zaman diliminde gerçekleştiğini gösterir.

Partikül için difüzyon kinetik model denklemi Denklem 2.25'te verilmiştir:

$$q_t = k_{dif} t^{0.5} + C \quad (2.25)$$

Burada k_{dif} difüzyon katsayısıdır ve C parçacık içi difüzyon sabitidir [15].

2.4. ADSORPSİYON TERMODİNAMİĞİ

Adsorpsiyon süreçlerinde termodinamik parametreler, olayın kendiliğinden gerçekleşip gerçekleşmediğini anlamada temel rol oynar. Serbest enerji değişimi (ΔG^0), bu değerlendirmede kilit bir göstergedir ve hem entalpi (ΔH^0) hem de entropi (ΔS^0) değerleri dikkate alınarak hesaplanır. ΔG^0 değeri belirli bir sıcaklıkta negatif çıkarsa, bu durum reaksiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini gösterir. Adsorpsiyonun ekzotermik olduğu durumlarda ΔH^0 değeri negatiftir; buna karşılık, ΔH^0 pozitif ise proses endotermik olarak sınıflandırılır. Ayrıca, pozitif bir ΔS^0 değeri, sistemdeki düzensizliğin arttığını ve adsorbanın adsorbata karşı yüksek bir afinitesi olduğunu gösterir [38].

ΔG^0 Denklem 2.26 ile hesaplanır;

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_d \quad (2.26)$$

burada K_d (L/g) denge sabitidir ve Denklem 2.27 ile hesaplanır:

$$K_d = \frac{q_e}{c_e} \quad (2.27)$$

Her sıcaklıktaki ΔG^0 değerleri, K_d değerinin q_e ve C_e 'den hesaplanmasıyla elde edilir. ΔG^0 ayrıca Denklem 19'da gösterildiği gibi gösterilir:

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T \Delta S^0 \quad (2.28)$$

Denklem 2.26 ve 2.28 kullanılarak Van't Hoff denklemi elde edilir (Denklem 2.29):

$$\ln K_d = \frac{\Delta S^0}{R} - \frac{\Delta H^0}{RT} \quad (2.29)$$

$\ln K_d$ 'yi $1/T$ 'ye göre çizerek, ΔH^0 ve ΔS^0 değerleri Van't Hoff denkleminin eğimi ve kesişiminden elde edilir [78].

2.5. DESORPSİYON

Desorpsiyon, bir adsorban yüzeyine tutunmuş olan maddelerin geri kazanımı veya ortamdan uzaklaştırılması amacıyla gerçekleştirilen ters bir işlemdir. Adsorpsiyon sistemlerinin sürdürülebilirliği açısından kritik öneme sahip olan bu süreç, genellikle bir çevrimsel çalışma yaklaşımı içerisinde değerlendirilir. Adsorpsiyon-desorpsiyon döngüsü sayesinde adsorban materyaller yeniden kullanılabilir, böylece hem ekonomik hem de çevresel açıdan daha verimli sistemler geliştirilebilir.

Desorpsiyon mekanizması; adsorban ile adsorbat arasındaki etkileşimlerin türüne, eluantın kimyasal özelliklerine, sıcaklık, pH ve iyonik kuvvet gibi çevresel parametrelere bağlı olarak değişir. Genel olarak desorpsiyon işlemi fiziksel (van der Waals kuvvetleri, elektrostatik etkileşimler) veya kimyasal (kovalent bağlar, kompleksleşme) düzeyde gerçekleşen adsorpsiyonun tersine çevrilmesini hedefler.

Desorpsiyon işlemi iki farklı yöntemle gerçekleştirilebilir: (1) Isı kullanılarak yapılan termal desorpsiyon. Bu yöntem hızlı ve etkili olmasına rağmen yüksek maliyetlidir, önceden

hazırlık gerektirir, tehlikeli maddelerin açığa çıkmasına neden olabilir ve işlem güvenliği açısından riskler taşır. (2) Diğer yöntem ise çözücülerle yapılan desorpsiyondur. Bu yöntem çevreye duyarlıdır, düşük maliyetlidir, son derece hızlıdır ve gelecek vadeden yüksek bir uygulama potansiyeline sahiptir. Kullanılmış adsorbanların yenilenmesi, sürdürülebilir kalkınma hedefleri doğrultusunda katı tehlikeli atıkların bertarafı açısından büyük önem taşımaktadır. Bu bağlamda, çözücü desorpsiyonu hem ekonomik olması hem de etkili sonuçlar vermesi nedeniyle en uygun rejenerasyon yöntemi olarak öne çıkmaktadır [79].

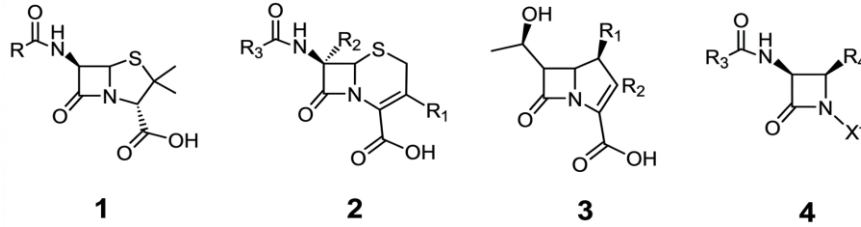
Desorpsiyon sürecinde kullanılan belirli çözücü ya da çözeltiye “eluent” adı verilir. Eluent, doymuş durumdaki adsorbentten adsorban maddenin uzaklaştırılmasında kullanılır. Etkili bir eluentin taşınması gereken başlıca özellikler şunlardır: hem adsorban hem de adsorbatla kimyasal uyum, adsorbatın adsorbandan kolayca ayrılabilmesi, eluentin pH değeri, kompleks oluşturabilme yeteneği ve içerdiği organik katkı maddeleri. Eluent tipi, konsantrasyonu, desorpsiyon yöntemi (parti ya da kolon bazlı), kullanılan hacim ve pH gibi parametreler desorpsiyon verimini doğrudan etkiler. Eluentin seçimi ise; anyon, katyon ya da organik çözücüler gibi seçenekler arasında, kullanılan adsorban ve hedef adsorbatın türüne göre yapılır [79].

Eluentin pH değeri, hem çözücü hem de çözeltideki iyonların taşıdığı yükleri etkileyerek desorpsiyonun etkinliğini belirleyen temel bir parametredir. Özellikle iyon değişim mekanizmasında pH, belirleyici bir rol oynar. Çözücü ile yapılan desorpsiyon işlemlerinde, adsorban ile adsorbat arasındaki etkileşimlerin çözülmesinde eluent veya çözücünden yararlanılır ve bu süreçte birçok farklı parametrenin etkili olduğu görülmüştür [79].

2.6. BETA LAKTAM ANTİBİYOTİKLER

Beta-laktamlar, dört atomlu halkalı yapıya sahip bir tür siklik amid olarak tanımlanır ve bu halka, beta-laktam antibiyotiklerinin ayırt edici yapısal bileşenidir. Bu antibiyotik sınıfı; penisilinler (penam), sefalosporinler (sefam), monobaktamlar ve karbapenemler olmak üzere dört ana gruba ayrılmaktadır. Tüm beta-laktam antibiyotikleri, üç karbon ve bir azot atomundan oluşan karakteristik bir beta-laktam halkası içerir. Penisilinler ile sefalosporinler, beta-laktam halkasına ek olarak ikinci bir halkasal yapı daha barındırırlar. Penisilinler beş üyeli tiazolidin halkası içerirken, sefalosporinler altı üyeli dihidrotiazin halkasına sahiptir. Her iki yapıda da ikinci halkada kükürt elementi yer alırken, karbapenemlerde bu pozisyonda karbon atomu

bulunur. Monobaktamlar ise yalnızca beta-laktam halkasını içeren en basit yapıya sahip gruptur [80, 81, 82, 83].



Şekil 2.1: 1) Penisilin, 2) Sefalosporin, 3) Karbapenem, 4) Monobaktam.

Beta-laktam antibiyotiklerin en önemli alt sınıflarını penisilinler ve sefalosporinler oluşturmaktadır. Penisilinler, tarihsel olarak keşfedilen ilk antibiyotiklerden biri olup, etkinlikleri ve güvenlik profilleri nedeniyle uzun yıllardır yaygın şekilde kullanılmaktadır. Sefalosporinler ise yapısal ve işlevsel olarak penisilinlerle benzerlik göstermekte olup, günümüzde dünya genelinde en sık reçete edilen antibiyotik gruplarından biridir [82].

Bu iki antibiyotik sınıfı, klinik uygulamalarda kullanılmaya başlandıktan sonra kısa sürede bakteriyel direnç gelişimiyle karşı karşıya kalmış; bu durum, özellikle ikinci halkalarında yapılan yapısal modifikasyonlarla yeni antibiyotik türevlerinin geliştirilmesini teşvik etmiştir [80].

Sefalosporinlerin temel etki mekanizması, bakteriyel hücre duvarında yer alan peptidoglikan tabakasındaki çapraz bağ oluşumunu inhibe etmektir. Bu inhibisyon, otoliz sürecini tetikleyerek hücre ölümüne neden olur. Ayrıca, sefalosporinler antibakteriyel spektrumlarına göre birbirleriyle ilişkili olacak şekilde nesiller halinde sınıflandırılmıştır [80].

Birinci nesil sefalosporinler: Dar spektrumlu olarak sınıflandırılan bu grup, hem oral hem de parenteral (intravenöz) uygulamaya uygun ilaçları kapsamaktadır. Metisiline dirençli *Staphylococcus aureus* dışında, gram-pozitif bakterilere ve bazı gram-negatif türlere, özellikle *Escherichia coli*'ye karşı etkili oldukları bilinmektedir. Klinik uygulamada; deri ve yumuşak doku enfeksiyonları, idrar yolu enfeksiyonları ve solunum yolu enfeksiyonlarının (üst ve alt) tedavisinde tercih edilmektedirler. Genellikle gastrointestinal sistemden iyi emilim gösterirler. Bu gruba dahil edilen başlıca bileşikler arasında sefazolin, sefalekssin ve sefadroksil yer almaktadır [80].

İkinci nesil sefalosporinler: Bu nesil antibiyotikler, vücut dokularına yüksek dozda iyi penetrasyon sağlayabilme özellikleri ile öne çıkar. Ayrıca birinci nesil sefalosporinlere kıyasla beta-laktamaz enzimlerine karşı daha yüksek direnç sergilerler. *Bacteroides fragilis* dahil olmak üzere çeşitli gram-negatif bakterilere karşı geniş bir etki profiline sahiptirler, ancak gram-pozitif bakterilere karşı etkinlikleri birinci nesile göre daha düşüktür. Sefuroksim, sefaklor ve sefprozil bu nesilde yer alan başlıca antibiyotiklerdir [80, 83].

Üçüncü nesil sefalosporinler: Geniş spektrumlu antibiyotikler sınıfında değerlendirilen üçüncü nesil sefalosporinler, özellikle gram-negatif basillere karşı daha güçlü antimikrobiyal aktiviteye sahiptir. Aynı zamanda beta-laktamaz enzimlerine karşı daha yüksek direnç gösterirler. Bu grupta yer alan sefalosporinler sefotaxim, seftizoksim, seftriakson, sefoperazondur. Bunlar yapısal olarak hidrofilik karakterde polar bileşenlerdir [83].

Dördüncü nesil sefalosporinler: Bu nesil, kimyasal yapı bakımından üçüncü nesil sefalosporinlerle benzerlik gösterse de gram-pozitif bakterilere karşı daha yüksek etkinlik sunar. Gram-negatif patojenlere yönelik etki spektrumu büyük ölçüde üçüncü nesil ile benzerlik gösterirken, β -laktamaz enzimleri tarafından hidrolize karşı daha az duyarlıdır. Bu gruptaki yaygın temsilciler arasında yarı sentetik yapıya sahip sefepim ve sefpirom bulunmaktadır [80, 83].

Beşinci nesil sefalosporinler: Bu gruptaki antibiyotikler, metisiline dirençli *Staphylococcus aureus* (MRSA) suşlarına karşı etkili olmalarıyla dikkat çeker ve bu nedenle genellikle “anti-MRSA sefalosporinler” olarak tanımlanırlar. Sefarolin ve seftobiprol bu neslin bilinen bileşiklerindendir. Beşinci nesil sefalosporinler, halen mevcut olan diğer tüm beta-laktam antibiyotiklerden daha geniş bir antimikrobiyal spektruma sahiptir. ESBL (genişlemiş spektrumlu beta-laktamaz) üreten *Acinetobacter baumannii*, *Stenotrophomonas maltophilia* gibi zor tedavi edilen gram-negatif bakterilere ve enterik basiller ile gram-pozitif koklara karşı etkinlik gösterirler [83].

Türkiye’de tüketilen antibiyotiklerin önemli bir bölümünü geniş spektrumlu penisilinler ve sefalosporinler oluşturmaktadır. 2015 yılı verilerine göre, bu iki antibiyotik sınıfının toplam antibiyotik kullanımındaki payının ortalama %73 civarında olduğu bildirilmiştir. 2005–2015 yıllarını kapsayan değerlendirmelerde hem Türkiye’de hem de Avrupa Birliği ülkelerinde antibiyotik tüketiminin yaklaşık yarısının geniş spektrumlu penisilin grubu antibiyotiklerden oluştuğu ortaya konmuştur [84].

Günümüzde antibiyotiklerle ilgili en ciddi çevresel endişelerden biri, bu bileşiklerin çevre ortamlarında tespit edilebilir düzeylerde bulunmalarıdır. Antibiyotiklerin yalnızca yaklaşık %10'luk bir kısmının vücutta biyotransformasyona uğrayarak metabolize edilebildiği; geri kalan yaklaşık %90'luk kısmının ise değişmeden vücuttan atıldığı tahmin edilmektedir. Üstelik yıllar içinde antibiyotik kullanımındaki artış, bu çevresel sorunların daha da büyümesine yol açmaktadır [82].

Antibiyotiklerin çevresel ortama yayılması çeşitli yollarla gerçekleşmektedir:

- İnsanlar ve hayvanlar tarafından boşaltım yoluyla,
- Veteriner hekimlik uygulamalarını takiben,
- Kullanılmayan ilaçların ve hastane kaynaklı farmasötik atıkların uygun olmayan şekilde bertaraf edilmesi sonucu,
- Kanalizasyon sistemleri aracılığıyla.

Bu yollarla çevreye ulaşan antibiyotik kalıntıları, özellikle toprak ve su ortamlarında tespit edilebilmektedir [82].

2.7. LİTERATÜRDEKİ ÇALIŞMALAR

Pinto ve arkadaşları [85], Al_2O_3 destekli farklı $FeO_x(OH)_y$ içeriğine sahip kompozitleri, sulu çözeltiden β -laktam grubu antibiyotiklerin (amoksisilin, sefaleksim ve seftriakson) adsorpsiyonu amacıyla incelemişlerdir. Farklı sıcaklıklarda (150-450 °C) ısıtma işlemi görmüş %10, %20 ve %50 $FeO_x(OH)_y$ yüklemeli örnekler üzerinde gerçekleştirilen çalışmada, özellikle düşük sıcaklıkta hazırlanmış ve yüksek Fe içeren 150Fe50A numunesinin en yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu belirlenmiştir. Yapısal analizler, düşük sıcaklıkta daha fazla OH grubu içeren $FeO_x(OH)_y$ yüzey türlerinin bulunduğunu, yüksek sıcaklıkta ise dehidroksilasyon sonucu bu türlerin azaldığını göstermiştir. Elde edilen sonuçlar, antibiyotik moleküllerinin, yüzeydeki değiştirilebilir OH gruplarıyla kompleks oluşturarak adsorpsiyona uğradığını ve bu tür yüzey yapıların adsorpsiyon performansında belirleyici olduğunu ortaya koymuştur.

Badi ve arkadaşları [86], manyetik Fe_3O_4 nanoparçacıkları ile modifiye edilmiş toz aktif karbon (PAC-MNPs) kompozitini kullanarak sulu ortamdan CFX giderimini araştırmışlardır.

Manyetik adsorban, birlikte çöktürme yöntemiyle sentezlenmiş ve karakterizasyonu geçirimli elektron mikroskobu (TEM), taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve X-ışını kırınımı (XRD) analizleri ile gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon parametrelerinin optimizasyonu için Box-Behnken deneysel tasarımı (BBD) ile yanıt yüzey metodolojisi (RSM) uygulanmış; pH, başlangıç CFX derişimi, sıcaklık, adsorban dozu ve temas süresi gibi değişkenlerin etkileri değerlendirilmiştir. En yüksek giderim verimi %97,18 olarak, pH=3,14'te, 90 dakikalık temas süresi, 1,99 g/L adsorban dozu ve 10 mg/L başlangıç konsantrasyonu gibi optimum koşullarda elde edilmiştir. İzoterm ve kinetik analizler sırasıyla Langmuir ve yalancı ikinci dereceden modele uygunluk göstermiş; ayrıca termodinamik değerlendirmeler sürecin kendiliğinden ve ekzotermik olduğunu ortaya koymuştur. Adsorbanın yeniden kullanılabilirliği altı döngü boyunca test edilmiş ve %10'dan düşük bir verim kaybı gözlemlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, PAC-MNPs kompozitinin yüksek giderim kapasitesi ve kolay manyetik ayrılabilirliği sayesinde CFX'in sulu ortamlardan uzaklaştırılmasında etkili bir malzeme olduğunu göstermiştir.

Dávila-Estrada ve arkadaşları [87], yüzey aktif madde ile modifiye edilmiş klinoptilolit tipi zeolit kullanarak sulu çözeltilerden seftriakson sodyum ve parasetamolün giderimini incelemişlerdir. Zeolit yüzeyi heksadesiltrimetilamonyum (HDTMA) ile modifiye edilmiş ve adsorpsiyon kinetiği ile denge izotermi 25 °C sıcaklık ve 100 rpm karıştırma hızında gerçekleştirilmiştir. Deneysel bulgular, seftriakson sodyum için 24 saat, parasetamol için ise 9 saatlik denge süresine işaret etmektedir. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi sırasıyla 0,7288 mg/g ve 0,0058 mg/g olarak raporlanmıştır. Kinetik verilerin Elovich ve yalancı ikinci dereceden modellerle uyumlu olduğu, bunun da kimyasal adsorpsiyon mekanizmasına işaret ettiği belirtilmiştir. İzoterm verileri ise doğrusal bir eğilim sergileyerek, ilaçların yüzey aktif maddenin oluşturduğu organik fazda çözünmesi ile gerçekleşen bir bölünme mekanizmasını desteklemektedir. HDTMA ile modifiye edilmiş zeolit kullanılarak yapılan bu çalışmada, seftriakson sodyumun adsorpsiyonunun parasetamole kıyasla daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Hayasi ve Saadatjoo [21], manyetik özellikli poli(stiren-ko-2-akrilamido-2-metilpropan sülfonik asit) (poli(St-AMPS)) bazlı yeni bir adsorban sentezleyerek seftriakson sodyum, diklofenak sodyum ve atenololün sulu çözeltilerden giderimini araştırmıştır. Yaklaşık 42 nm boyutundaki süperparamanyetik nanopartiküller Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FTIR), TEM ve titreşimli numune manyetometresi (VSM) ile karakterize edilmiştir. Adsorpsiyon kinetiği yalancı ikinci dereceden modelle uyumlu bulunmuş, izoterm verileri ise

Langmuir modeline uygunluk göstermiştir. Maksimum adsorpsiyon kapasiteleri CFX için 119,904 mg/g, DCF için 150,602 mg/g ve ATN için 47,824 mg/g olarak hesaplanmıştır. Dubinin-Radushkevich modeli adsorpsiyonun fiziksel olduğunu ortaya koymuş, iç-difüzyonun tek hız sınırlayıcı olmadığını göstermiştir. Adsorban, alkali ortamda yeniden kullanılabilir olup, yüksek kapasitesi ve manyetik ayrılabilirliği sayesinde farmasötiklerin sudan etkin uzaklaştırılmasında potansiyel bir materyal olarak değerlendirilmiştir.

Zhao ve arkadaşları [88], su ortamında seftriakson (rocephin)'un metal-organik çerçeveler (MOF) MIL-101, MIL-101-SO₃H ve MIL-101-NH₂ kullanılarak adsorpsiyonla giderimini incelemiştir. Adsorpsiyon kinetikleri tüm MOF'larda yalancı ikinci dereceden kinetik modele uymaktadır. MIL-101 ve MIL-101-NH₂'nin adsorpsiyon izotermi Langmuir modeline iyi uyarken, MIL-101 ve MIL-101-NH₂'nin maksimum adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 204,08 ve 277,78 mg/g ile en yüksek değeri göstermiştir; MIL-101-SO₃H ise hem Langmuir hem de Freundlich modellerine uyum sağlamamış, deneylerde düşük kapasite (25 mg/g) sergilemiştir. pH etkisi ve adsorpsiyon mekanizması analizlerinde elektrostatik ve hidrojen bağlarının önemli rol oynadığı belirlenmiştir. Amin grupları açısından zengin MIL-101-NH₂, diğer adsorbanlara kıyasla daha yüksek adsorpsiyon kapasitesi ve verim sunmuştur. Ayrıca, Zn(NO₃)₂'nin varlığı MIL-101-NH₂ adsorpsiyon performansını artırmıştır. Sonuç olarak, MIL-101-NH₂ yenilenebilir ve etkili bir adsorban olarak önerilmiştir.

Samarghandi ve arkadaşları [89], *Saccharomyces cerevisiae* maya biyosorbentinin su ortamından seftriakson antibiyotığının giderimindeki etkinliğini araştırmıştır. Çalışmada pH, başlangıç antibiyotik konsantrasyonu, biyosorbent dozu, temas süresi ve sıcaklık gibi faktörlerin etkisi incelenmiş ve adsorpsiyon verimliliği %78 olarak bulunmuştur (pH=6; 10 mg/L seftriakson; 0,75 g biyosorbent; 120 dakika, 25 °C). Adsorpsiyonun Langmuir izotermiyle ($R^2=0,903$) ve kinetiğin yalancı ikinci dereceden modelle ($R^2=0,961$) uyumlu olduğu belirlenmiştir. Termodinamik analizler adsorpsiyonun kendiliğinden ve ekzotermik olduğunu göstermiştir. Sonuç olarak, maya kaynaklı biyosorbentin seftriakson gideriminde etkili ve ekonomik bir adsorban olduğu ortaya konmuştur.

Mahmoud ve arkadaşları [78], nanotitanyum oksit, kitosan ve nano-bentonit bileşenlerinin çapraz bağlanmasıyla sentezlenen yeni bir nanokompozit (NBent-NTiO₂-Chit) kullanarak levofloksasin (LEVO) ve CFX antibiyotiklerinin sudan giderimini incelemişlerdir. Yapısal karakterizasyonlar sonucunda, nanokompozitin 34-97 nm arasında değişen partikül

boyutuna ve $16,39 \text{ m}^2/\text{g}$ özgül yüzey alanına sahip olduğu belirlenmiştir. Adsorpsiyon çalışmaları kapsamında; pH, adsorban dozu, başlangıç derişimi, temas süresi ve girişimci iyonların etkileri değerlendirilmiş, optimum koşullarda CFX için %93,5 giderim verimi elde edilmiştir. İzoterm analizlerinde Langmuir modelinin sürece en iyi uyum sağladığı (CFX için $R^2 = 0,987$), kinetik modellemelerde ise yalancı ikinci dereceden kinetiğin geçerli olduğu tespit edilmiştir. Termodinamik veriler adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleşen ve endotermik bir süreç olduğunu göstermiştir. Ayrıca, nanokompozit içme suyu ve endüstriyel atık su ortamlarında da başarılı bir şekilde uygulanmış ve seftriakson için sırasıyla %92,8 ve %79,0 giderim elde edilmiştir. Bu sonuçlar, NBent-NTiO₂-Chit nanokompozitinin çok bileşenli yapısının antibiyotik giderimi açısından oldukça etkili bir yüzey sunduğunu göstermiştir.

Amiri ve arkadaşları [90], sulu ortamlardan seftriakson antibiyotiğinin giderimi amacıyla, katkılanmış stronsiyum hekzaferrit destekli nano-sıfır değerlikli demir ($\text{nZVI}/\text{SrFe}_{12}\text{O}_{19}$) kompozitini sentezlemiş ve karakterizasyonunu gerçekleştirmiştir. Adsorbanın morfolojik ve yapısal özellikleri FTIR, XRD, SEM ve enerji dağılımlı X-ışını analizi (EDX) analizleriyle belirlenmiştir. Deney koşullarının optimizasyonu için Box-Behnken tasarımına dayalı RSM uygulanmıştır. pH (5-9 aralığı), başlangıç kirletici derişimi (5-15 mg/L) ve adsorban dozajı (0,05-0,15 g/L) gibi parametrelerin giderim verimine etkileri incelenmiştir. Deney verilerinin analizi sonucunda, ikinci dereceden polinom modelin uygunluk gösterdiği ve istatistiksel olarak anlamlı olduğu ortaya konmuştur. En yüksek giderim verimi %98 ile pH=5, 0,15 g/L adsorban dozajı ve 10 mg/L seftriakson derişiminde elde edilmiştir. İzoterm ve kinetik çalışmalar sonucunda Langmuir modeli ($R^2=0,9981$) ve yalancı ikinci dereceden kinetik modeli ($R^2=0,9996$) süreci en iyi açıklayan modeller olarak belirlenmiştir. Ayrıca, termodinamik incelemeler adsorpsiyonun ekzotermik ve kendiliğinden gerçekleşen bir süreç olduğunu ortaya koymuştur. Elde edilen sonuçlar, geliştirilen $\text{nZVI}/\text{Sr Fe}_{12}\text{O}_{19}$ nanokompozitin düşük maliyetli, çevre dostu ve yüksek verimli bir adsorban olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

Shi ve arkadaşları [91], ses dalgaları yardımıyla sentezledikleri grafitik karbon nitrit/çok katmanlı karbon nanotüpler/bizmut tungstat ($\text{g-C}_3\text{N}_4/\text{MWCNT}/\text{Bi}_2\text{WO}_6$) nano kompozit adsorbanı kullanarak su ortamından seftriakson sodyum giderimini araştırmıştır. Adsorban XRD, alan emisyonlu taramalı elektron mikroskobu (FE-SEM), X-ışını fotoelektron spektroskopisi (XPS) ve FTIR gibi yöntemlerle karakterize edilmiştir. Merkezi kompozit tasarımı (CCD) ve RSM ile pH, ilaç konsantrasyonu, adsorban dozu ve ultrason temas süresi optimize edilmiştir. Optimum koşullarda %98,85 adsorpsiyon verimi elde edilmiş, denge

verileri Langmuir izotermine ve kinetik ise yalancı ikinci dereceden modele uymuştur. Adsorpsiyon mekanizması ise partikül içi difüzyonla açıklanmıştır. Çalışma, ultrason destekli nanomateryal kullanımının yüksek verim ve hızla seftriaksonun sudan uzaklaştırılmasında etkili olduğunu göstermiştir.

Hashemi ve arkadaşları [92], heterojen ozon/ultraviyole ışık/titanyum dioksit ile kaplanmış manyetit ($O_3/UV/Fe_3O_4@TiO_2$) sistemi kullanarak sulardaki CFX çözeltilerinin katalitik oksidatif parçalanmasını incelemişlerdir. Çalışmada fotokatalizör dozu, çözeltinin pH değeri, başlangıç CFX konsantrasyonu ve ozon dozu gibi operasyonel parametrelerin etkileri araştırılmıştır. $Fe_3O_4@TiO_2$ kompozit malzemenin fiziksel ve kimyasal özellikleri SEM, TEM, XRD, FTIR ve VSM teknikleri ile karakterize edilmiştir. Optimum koşullarda (30 dk, 2 g/L fotokatalizör, pH=9, 10 mg/L CFX, 0,2 g/h ozon) CFX'in %92,4'ü ve toplam organik karbonun %72,5'i uzaklaştırılmıştır. Altı kez art arda kullanılan fotokatalizör, yüksek tekrar kullanılabilirlik göstermiştir. Quenching deneyleri, hidroksil radikallerinin CFX degradasyonunda baskın rol oynadığını ortaya koymuştur. Çalışma, $O_3/UV/Fe_3O_4@TiO_2$ kombinasyonunun kirli suların temizlenmesinde etkili ve umut vadeden bir yöntem olduğunu göstermiştir.

Abdullah ve arkadaşları [18], farmasötik atık sulardan CFX antibiyotiğinin giderimi için aktif karbon destekli TiO_2 (ACT-X) nanokompozitlerini incelemişlerdir. Çalışmada, ACT-4 fotokatalizörü ile %99,6 CFX parçalanması ve %99,2 KOİ (kimyasal oksijen ihtiyacı) giderimi elde edilmiş, bozunmanın süperoksit ve hidroksil radikalleri aracılığıyla gerçekleştiği belirlenmiştir. Adsorpsiyon deneyleri çok katmanlı ve heterojen yapıyı göstermiş, materyalin beş döngüde %80'in üzerinde etkinliğini koruması yöntemin yeniden kullanılabilir ve ekonomik olduğunu ortaya koymuştur. Çalışma, karbon destekli TiO_2 kompozitlerinin antibiyotik kirleticilerin gideriminde etkili ve sürdürülebilir bir çözüm olduğunu göstermektedir.

Alibrahim [93], tarımsal atıklardan elde edilen aktif karbonların, su ortamındaki CFX adsorpsiyonundaki etkinliğini incelemiştir. Çalışmada özellikle çay atığı kaynaklı aktif karbon (TAC) kullanılmış ve yüksek adsorpsiyon kapasitesi (787,5 mg/g) elde edilmiştir. TAC'nin yüzey alanı ve yapısı XPS, XRD, SEM, FTIR ve Brunauer-Emmett-Teller (BET) analizleriyle karakterize edilmiştir. Adsorpsiyon deneyleri kapsamında pH, adsorban miktarı, temas süresi, sıcaklık ve çözeltideki başlangıç konsantrasyonu gibi parametrelerin etkisi incelenmiştir.

Adsorpsiyon izotermi Langmuir modeliyle uyumlu bulunurken, kinetik veriler yalancı ikinci dereceden modele uygun olarak değerlendirilmiş ve adsorpsiyonun kimyasal bağlanma mekanizması ile gerçekleştiği saptanmıştır. Termodinamik değerlendirmeler, adsorpsiyonun endotermik ve kendiliğinden olduğunu göstermiştir. Ayrıca TAC, beş döngü sonunda %84,2 civarında yüksek rejenerasyon verimliliği sergilemiştir.

Olusegun ve arkadaşları [94], çevre dostu Fe_3O_4 -lignin (FeL) ve Fe_3O_4 -karbonlu lignin (FeCL) kompozitlerini sentezleyerek tetrasiklin (TRC) ve CFX adsorpsiyonunu değerlendirmişlerdir. Çalışmada FeCL'nin yüzey alanının FeL'den daha yüksek olduğu belirlenmiş, her iki kompozitin morfolojisinin benzer olduğu ve partikül boyutlarının 5–15 nm arasında değiştiği görülmüştür. Adsorpsiyon deneyleri TRC'nin endotermik, CFX'in ise ekzotermik bir süreçle tutulduğunu göstermiştir. Mekanizma analizleri, TRC ve CFX adsorpsiyonunun elektrostatik çekim, hidrofobik ve π - π etkileşimleri ile gerçekleştiğini ortaya koyarken, yalnızca FeL'in hidrojen bağları ile ek etkileşim sağladığı belirlenmiştir. Ayrıca, her iki adsorbanın üç kullanım döngüsüne kadar verim kaybı olmadan tekrar kullanılabilirdiği rapor edilmiştir.

Hosny ve Hargreaves [95], alüminyum üretiminin yan ürünü olan ve çevresel açıdan sorun teşkil eden kırmızı çamur atığından titanya (TiO_2) elde ederek, bununla suda yaygın bulunan antibiyotiklerden CFX giderimini incelemiştir. Asidik çözücüyle elde edilen TiO_2 'nin kristal yapısının, ticari TiO_2 (P25) ile karşılaştırıldığında daha saf olduğu ve daha iyi adsorpsiyon verimi sunduğu belirlenmiştir. Demir (Fe) ve bakır (Cu) ile modifiye edilen örnekler içinde, %5 Fe - %5 Cu- TiO_2 en iyi performansı göstermiş; geniş pH aralığında %50'nin üzerinde CFX giderimi sağlamıştır. Adsorpsiyon mekanizmasının elektrostatik etkileşimler, van der Waals kuvvetleri ve kompleksleşme gibi birden fazla süreçle ilişkili olduğu belirtilmiştir. Ağır metal sızıntısı açısından yapılan indüklemeli plazma (ICP) analizleri, bu malzemenin Dünya Sağlık Örgütü (WHO) sınırları içinde kaldığını göstermiştir. Ekonomik analiz sonuçları ise bu yöntemin ticari TiO_2 'ye göre daha sürdürülebilir ve ekonomik olduğunu ortaya koymuştur. Çalışma, kırmızı çamur gibi bir atığın çevre dostu bir adsorbente dönüştürülebileceğini göstermiştir.

Zheng ve arkadaşları [96], seftriakson sodyum giderimi için sülfonsolik-fosforik asit grupları içeren MTS9570 reçinesinin adsorpsiyon performansını incelemiştir. Bu reçine, pH 2-5 aralığında diğer reçinelere kıyasla en yüksek kapasiteyi göstermiştir (88,88 mg/g).

Adsorpsiyon, yalancı ikinci dereceden kinetik ve partikül içi difüzyon modellerine uygunluk göstermiştir ($R^2 > 0,99$) ve süreç hem kimyasal adsorpsiyon hem de difüzyonla açıklanmıştır. Langmuir izotermi tek katmanlı adsorpsiyona işaret ederken, termodinamik veriler sürecin kendiliğinden, ekzotermik ve düzensizliği artırıcı olduğunu ortaya koymuştur. MTS9570, altı kullanım sonrasında bile kapasitesinin %90'ını koruyarak yüksek yeniden kullanılabilirlik sunmuştur. Ana adsorpsiyon mekanizması elektrostatik etkileşim ve hidrojen bağlarıdır. Bu reçine, endüstriyel atık su arıtımında etkili ve uygulanabilir bir yöntem olarak öne çıkmıştır.

Li ve arkadaşları [97], grafen oksit (GO) kullanarak sulu çözeltilerden seftriakson ve norfloksasin antibiyotiklerinin giderimini incelemiştir. Deneysel koşullar, RSM ile optimize edilmiştir. En iyi giderim, pH=8, 0,034 g adsorban, 20 dakikalık sonikasyon ve 25 mg/L antibiyotik konsantrasyonu altında elde edilmiştir. Bu koşullarda, seftriakson için %95,87 ve norfloksasin için %98,64 giderim sağlanmıştır. Adsorban, 5 kez yeniden kullanıldıktan sonra bile yüksek verimliliğini korumuştur. Sonuçlar, grafen oksitin etkili, yeniden kullanılabilir ve çevresel örneklerde dahi kararlı bir adsorban olduğunu göstermiştir.

Naghipour ve arkadaşları [15], Fe_2O_3 ile manyetize edilmiş kaolin (Kaolin- Fe_2O_3) kompozitini kullanarak seftriakson ve sefiksim antibiyotiklerinin sudan giderimini incelemiştir. Optimum koşullar pH=5 (seftriakson) ve pH=3 (sefiksim), 20 mg/L konsantrasyon, 60 dakikalık temas süresi ve 0,4 g/250 mL adsorban dozu olarak belirlenmiştir. Adsorpsiyon verileri, en iyi Freundlich ve Sips izoterm modelleriyle uyum göstermiştir. Termodinamik analizler, sürecin kendiliğinden, ekzotermik ve fiziksel-kimyasal etkileşimler içerdiğini ortaya koymuştur. Kaolin- Fe_2O_3 , düşük maliyetli ve etkili bir antibiyotik giderici olarak öne çıkmıştır.

Wang ve arkadaşları [98], kobalt ve nikel oksitlerle modifiye edilmiş gözenekli bor nitrür lifleri (PBNFs-NiCo) geliştirerek seftriakson sodyum adsorpsiyonunu incelemiştir. Yüksek yüzey alanı (720,3 m²/g) ve gözenek hacmi (0,48 cm³/g) sayesinde, malzeme 410,9 mg/g maksimum adsorpsiyon kapasitesi ve %96,5 giderim verimi göstermiştir. Adsorpsiyon süreci, Langmuir izotermi ve yalancı ikinci dereceden kinetik modele uymuş; sürecin temelinde kimyasal adsorpsiyon olduğu belirtilmiştir. Adsorban, pH 4-6, 25 °C ve değişen tuz konsantrasyonlarında da yüksek performans sergilemiştir. Bu sonuçlar, PBNFs-NiCo'nun antibiyotiklerin sulu ortamlardan etkin giderimi için umut verici bir adsorban olduğunu göstermiştir.

Badshah ve arkadaşları [99], nişasta bazlı aktif karbon (KOH@SAC) kullanarak sefotaksim (CEFO) ve seftriakson (CFX) antibiyotiklerinin sudan giderimini incelemiştir. Adsorban, yüksek yüzey alanı ve oksijen/azot içeren fonksiyonel grupları sayesinde sırasıyla 333,77 mg/g (CEFO) ve 262,43 mg/g (CFX) maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşmıştır. Adsorpsiyon süreci, Langmuir izotermi ve yalancı ikinci dereceden kinetik model ile uyum göstermiş; film difüzyonu ve partikül içi difüzyon birlikte etkili olmuştur. Termodinamik veriler, sürecin kendiliğinden ve endotermik olduğunu göstermektedir. Ayrıca, DFT (Yoğunluk Fonksiyonel Teorisi) hesaplamaları, adsorpsiyonun moleküler düzeyde nasıl gerçekleştiğini ortaya koymuş, hidrojen bağları ve elektrostatik etkileşimlerin önemli rol oynadığını doğrulamıştır. KOH@SAC, 5 kez yeniden kullanılabilir özelliktedir ve bu da çevre dostu, verimli bir antibiyotik giderim yöntemi sunduğunu göstermiştir.

Rahmawati ve arkadaşları [100], mısır koçanından sentezlenen GO kullanarak CFX ve siprofloksasin (CIP) antibiyotiklerinin sudan giderimini araştırmıştır. Hummers yöntemi ile elde edilen GO, FTIR, SEM-EDX ve XRD analizleriyle karakterize edilmiştir. Çalışmada adsorban dozu, pH, konsantrasyon ve temas süresi değişkenleri incelenmiştir. GO, siprofloksasinde %92,62, seftriaksonda ise %47 giderim verimi göstermiştir. En iyi sonuçlar; pH=4, 50 dakikalık temas süresi ve sırasıyla 14 ppm (CFX) ve 2 ppm (CIP) başlangıç konsantrasyonlarında elde edilmiştir. Moleküler yapı farkları, adsorpsiyon veriminde belirleyici olmuştur. Bu çalışma, tarımsal atıklardan elde edilen grafen türevlerinin, özellikle siprofloksasin gibi antibiyotiklerin gideriminde etkili ve sürdürülebilir bir seçenek sunduğunu ortaya koymuştur.

Anyat ve arkadaşları [101], $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{SiO}_2\text{-NH}_2$ adlı amin fonksiyonlu silika kaplı manyetik demir oksit nanoparçacıklarını sentezleyerek, sefiksim ve seftriakson antibiyotiklerinin sudan giderimini incelemiştir. Adsorbanın yüzey alanı 1073 m²/g, gözenek çapı 40 Å ve partikül boyutu 110 nm olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda giderim verimi sefiksim için %94,53, seftriakson için %88,3 olarak gerçekleşmiştir. Freundlich izotermi ve yalancı ikinci dereceden kinetik modele tam uyum gözlenmiştir. Adsorpsiyonun, amin grupları üzerinden hidrojen bağlarıyla gerçekleştiği belirlenmiştir. Adsorban, 30 kez yeniden kullanıldıktan sonra bile %90 verimliliğini korumuş, böylece yüksek kararlılık ve yeniden kullanılabilirlik sergilemiştir. Bu özellikleri sayesinde, $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{SiO}_2\text{-NH}_2$ antibiyotiklerin giderimi için etkili ve sürdürülebilir bir nanoadsorban olarak önerilmiştir.

Gupta ve arkadaşları [102], TiC-MXene adlı karbon bazlı 2D malzemenin, seftriakson giderim etkinliğini araştırmıştır. En yüksek adsorpsiyon kapasitesi 10,49 mg/g (pH=7, 30 °C) olarak belirlenmiş ve süreç yalancı ikinci dereceden kinetiğe uymuştur. Freundlich izotermi, çok katmanlı ve heterojen adsorpsiyonu göstermiştir. Adsorpsiyonun ekzotermik ve kimyasal olduğu saptanmıştır. Malzeme, çoklu kullanımlarda %93,5 verim korumuş ve çevresel koşullara karşı dayanıklılık göstermiştir. Sonuçlar, TiC-MXene'in yeniden kullanılabilir ve etkili bir adsorban olduğunu göstermiştir.

Jafarzadeh ve arkadaşları [103], zirkonyum ile fonksiyonelleştirilmiş kitosan/grafen oksit (CS-GO/Zr) kompozitinin, deksametason (DXM) ve CFX giderimindeki etkinliğini incelemiştir. Box-Behnken yöntemiyle optimize edilen koşullar altında, CFX için %97,1 giderim sağlanmıştır. Adsorpsiyon süreci yalancı ikinci dereceden kinetik modele uymuş ve kimyasal, kendiliğinden ve ekzotermik olduğu belirlenmiştir (ΔG^0 , ΔH^0 , $\Delta S^0 < 0$). CS-GO/Zr adsorbanı, 4 döngü boyunca %80'in üzerinde etkinliğini korumuş ve yeniden kullanılabilirliği yüksek bulunmuştur. Sonuçlar, bu nanokompozitin hastane ve ilaç atık sularında CFX giderimi için etkili bir yöntem olabileceğini göstermiştir.

Carmona ve arkadaşları [104], kübik yapılı FDU-12 ve hekzagonal SBA-15 mezogözenekli silika malzemelerin, yüzey özellikleriyle ilişkili olarak sefuroksim ve vankomisin adsorpsiyon ve salım davranışlarını incelemişlerdir. Yüzeyler aminosilan ve tiyolsilan grupları ile fonksiyonlandırılarak yüzey yükü kontrol edilmiştir. FDU-12 malzemesi, yüksek gözenek hacmi ve üç boyutlu yapısı sayesinde daha homojen yükleme ve daha kontrollü salım performansı göstermiştir. Bu özellikleriyle FDU-12, farklı boyut ve yapıdaki antibiyotiklerin kontrollü salımı için umut vadeden taşıyıcı sistemlerden biri olarak öne çıkmıştır.

Awwad ve arkadaşları [105], amoksisilin trihidrat ve sefuroksim aksetilin giderimi amacıyla ileri membran teknolojileri, aktif karbon ve misel-kil kompleksi kullanarak kapsamlı bir değerlendirme yapmıştır. Çalışmada, aktif çamur, ultrafiltrasyon, aktif karbon kolonları ve ters ozmoz aşamalarını içeren ardışık arıtım süreçleriyle antibiyotiklerin tamamen uzaklaştırılabildiği gösterilmiştir. Adsorpsiyon deneylerinde, özellikle misel-kil kompleksinin (ODTMA-montmorillonit) yüksek yüzey yükü ve hidrofobik etkileşimleri sayesinde, aktif karbona kıyasla daha yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar,

ODTMA kompleksinin, sefuroksim aksetilin gideriminde etkili bir alternatif sunabileceğini göstermiştir.

Racovita ve arkadaşları [106], sefuroksim sodyumun sudan giderimi için akrilik esaslı iyon değiştirici reçine içeren iki tip mikroparçacık geliştirmiştir. Gellan kaplamalı yapı ile biyoyumluluk artırılmıştır. Temas süresi, pH, sıcaklık ve başlangıç konsantrasyonu gibi parametrelerin etkileri incelenmiş; adsorpsiyonun yalancı birinci dereceden kinetiğe uyduğu ve sürecin kendiliğinden-endotermik olduğu belirlenmiştir. Salım mekanizmasının difüzyon kontrollü olduğu ve geliştirilen sistemin rektal veya transdermal uygulamalar için uygun olabileceği sonucuna varılmıştır.

Pandiarajan ve arkadaşları [107] çalışmasında, $Mg(OH)_2$ adsorbanı kullanılarak su ortamındaki sefalosporin türevi antibiyotiklerin (CBA: sefepim, sefaklor, sefuroksim, sefazolin, sefiksim, sefalezin ve seftobiprol) giderimi incelenmiştir. Adsorban, elektrodissolüsyon yöntemiyle tek adımda sentezlenmiş ve yüksek özgül yüzey alanı ($60,703 \text{ m}^2/\text{g}$) sayesinde CBA'ya karşı yüksek adsorpsiyon kapasitesi göstermiştir. Çalışmada temas süresi, başlangıç konsantrasyonu, pH ve akım yoğunluğu gibi parametrelerin giderim üzerindeki etkileri sistematik olarak araştırılmıştır. Adsorpsiyon kinetiği için yalancı birinci ve ikinci mertebe, Elovich ve Weber-Morris intrapartikül difüzyon modelleri uygulanmış, sonuçlar CBA adsorpsiyonunun ikinci mertebe kinetik modele en iyi uyduğunu göstermiştir. Dengede Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich (D-R) ve Temkin izoterm modelleri kullanılmış ve adsorpsiyon termodinamiği incelenerek ΔG^0 , ΔH^0 ve ΔS^0 değerleri hesaplanmıştır. Termodinamik sonuçlar adsorpsiyonun kendiliğinden ve ekzotermik gerçekleştiğini göstermiş, ayrıca pilot ölçekli uygulamalar yöntemin uygulanabilirliğini ortaya koymuştur. Ayrıca adsorban FE-SEM, EDX, XRD, BET ve FTIR ile karakterize edilmiştir.

Cela-Dablanca ve arkadaşları [108], ormancılık ve gıda endüstrilerinden elde edilen atıkların sefuroksim (CFR) adsorpsiyonundaki etkinliğini incelemişlerdir. Yapılan deneylerde özellikle yüksek pH'lı materyaller olan odun külü ve midye kabuğu, yüksek adsorpsiyon (%71,2-98,6) ve düşük desorpsiyon (sırasıyla %0 ve %2,1) kapasiteleri ile öne çıkmıştır. Adsorpsiyon verileri Langmuir ve özellikle Freundlich izoterm modelleriyle yüksek uyum göstermiştir. Bu sonuçlar, ilgili atıkların çevresel CFR kirliliğine karşı potansiyel adsorbanlar olarak değerlendirilebileceğini göstermiştir.

Cela-Dablanca ve arkadaşları [109], CFR antibiyotiğinin 23 farklı tarım ve orman toprağındaki adsorpsiyon ve desorpsiyon özelliklerini incelemişlerdir. Tarım topraklarında pH değeri arttıkça adsorpsiyonun da arttığı, orman topraklarında ise düşük pH'a rağmen yüksek organik madde içeriğinin adsorpsiyonu desteklediği gözlemlenmiştir. Adsorpsiyon verileri en iyi Freundlich modeli ile uyum göstermiştir. Desorpsiyon genellikle %1'in altında gerçekleşmiş, bu da adsorpsiyonun büyük ölçüde geri dönüşümsüz olduğunu ortaya koymuştur. Bulgular, CFR'in toprakta kalıcılığı ve çevresel dolaşıma etkileri açısından önem taşımaktadır.

Ma ve arkadaşları [110], deniz yosunu kirliliği kaynaklı *Enteromorpha prolifera*'dan elde edilen polisakkaritleri kullanarak EPS ve katyonik modifikasyonla türetilmiş CAEPS isimli çift ağ yapılı hidrojeller sentezlemişlerdir. Hidrojellerin yapısal özellikleri yüksek performanslı sıvı kromatografisi (HPLC), atomik kuvvet mikroskopisi (AFM), FTIR, termogravimetrik analiz (TGA), SEM-EDS, gözenek boyutu dağılımı ve temas açısı (WCA) analizleriyle incelenmiş; CAEPS bazlı hidrojinin daha yüksek poroziteye, yoğun iskelet yapısına ve hidrofiliğe sahip olduğu belirlenmiştir. Bu hidrojel, metilen mavisi, sefuroksim ve Cr (VI) gibi üç farklı kirleniciye karşı test edilmiş ve adsorpsiyon süreçlerinin Langmuir izoterm modeliyle uyumlu olduğu, yani monolayer adsorpsiyon gerçekleştiği tespit edilmiştir. CAEPS hidrojel, EPS'e kıyasla daha yüksek maksimum adsorpsiyon kapasitesine sahip olup, katyonik modifikasyonun adsorban performansını artırdığı sonucuna varılmıştır. Araştırma, alg bazlı atıkların yeniden değerlendirilmesi açısından çevresel sürdürülebilirliğe katkı sağlayacak nitelikte görülmektedir.

Ren ve arkadaşları [111], sefalosporin üretimi sonrası oluşan antibiyotik miselyum atıklarını piroliz yöntemiyle biyokarbonlara dönüştürerek, sulu ortamdan CFR gideriminde kullanmışlardır. KOH ile aktive edilen BC3 biyokarbonu, en yüksek gözenek yapısı ve adsorpsiyon kapasitesini göstermiştir. BC3 ile yapılan adsorpsiyonun yalancı ikinci dereceden kinetiğe ve Langmuir izoterm modeline uyduğu; sürecin kimyasal, monolayer ve kendiliğinden olduğu belirlenmiştir. Özellikle düşük pH koşullarında yüksek verim elde edilmiştir. Çalışma, atık miselyumların çevresel antibiyotik kirliliğiyle mücadelede yeniden kullanım potansiyeline işaret etmiştir.

Türk Baydır ve arkadaşları [112], sefuroksim sodyumun sulu çözeltiden giderimi amacıyla sepiolit açısından zengin dolomitin adsorban olarak etkinliğini araştırmıştır. En yüksek adsorpsiyon verimi pH=5'te elde edilmiş olup, süreç yalancı birinci dereceden kinetik

modele ve Freundlich izoterm modeline uyum göstermiştir. Termodinamik veriler adsorpsiyonun kendiliğinden, ekzotermik ve fiziksel doğada olduğunu göstermiştir. Mekanizma; elektrostatik çekim, iyon değişimi ve gözenek doldurma gibi etkileşimlerle açıklanmıştır. Yüzey analizleri (SEM, FTIR, EDX) bu mekanizmayı desteklemiş, dolomitin sefuroksim sodyum gideriminde düşük maliyetli ve çevre dostu bir alternatif olduğunu ortaya koymuştur.

Cela-Dablanca ve arkadaşları [113], artan antibiyotik kullanımına bağlı olarak topraklarda biriken CFR kirliliğinin giderilmesi amacıyla, düşük maliyetli üç farklı biyo-adsorbanın (çam kabuğu, midye kabuğu ve meşe külü) adsorpsiyon üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Farklı toprak türlerine 12 ve 48 ton/ha oranlarında uygulanan bu materyallerin CFR adsorpsiyonuna katkısı, sabit iyonik şiddet koşullarında yürütülen seri denge deneyleriyle değerlendirilmiştir. Sonuçlar, alkali pH'a sahip midye kabuğu (pH=9,39) ve meşe külü (pH=11,31) ilavesinin, CFR adsorpsiyonunu önemli ölçüde artırarak kalıcı tutunmayı sağladığını ortaya koymuştur. Buna karşılık, asidik özellikteki çam kabuğu (pH=3,99) bazı durumlarda adsorpsiyonu olumsuz yönde etkilemiştir. Freundlich ve lineer izoterm modelleri deneysel verilerle uyum gösterirken, Langmuir modeli çoğu durumda yetersiz kalmıştır. Ayrıca, biyo-adsorban katkılı topraklarda desorpsiyon tespit edilmemiştir. Çalışma genel olarak, pH'ın CFR adsorpsiyonunda belirleyici bir parametre olduğunu ve uygun biyo-adsorbanlarla toprakların çevresel antibiyotik kirliliğine karşı dirençli hale getirilebileceğini göstermiştir.

Asogwa ve arkadaşları [114], çevresel farmasötik kirleticilerden sefuroksimin giderimi amacıyla, geçiş metali katkılı grafen-biopolimer kompozitlerinin adsorpsiyon özelliklerini yoğunluk fonksiyonel teorisi (DFT) yaklaşımıyla incelemişlerdir. Kobalt, demir ve nikel ile modifiye edilen grafen yüzeylerine DL-laktid ve glikolid biyopolimerleri eklenerek oluşturulan yüzeylerin, sefuroksim ile etkileşiminde geometri optimizasyonu sonrası bağ uzunluklarında önemli bir değişiklik gözlenmemiş, bu da yapısal bütünlüğün korunduğunu ve adsorpsiyonun gerçekleşebileceğini göstermiştir. HOMO-LUMO enerji aralığı ve adsorpsiyon enerjisi analizleri sonucunda, en yüksek adsorpsiyon potansiyeli GCL_Ni@GP yapısında (-16,60 eV) saptanmıştır. Bazı yapılar (örneğin Fe@GP, GCL_Fe@GP) ise yalnızca fiziksel adsorpsiyon göstermiştir. Çalışmada ayrıca NBO ve QTAİM analizleri ile zayıf van der Waals bağlarıyla karakterize edilen özgül etkileşimlerin varlığı doğrulanmıştır. Bu kapsamda, metal katkılı

grafen-biopolimer yüzeylerinin çevresel farmasötiklerin giderimi için umut verici adsorban adayları olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Fakhri ve arkadaşları [115], CdS-MWCNT nanokompozitlerinin sefotaksim, sefradin ve sefazolin antibiyotikleri üzerindeki adsorpsiyon davranışlarını kesikli sistemde incelemiştir. Adsorpsiyon süreci; adsorban miktarı, pH, temas süresi ve sıcaklık gibi parametreler açısından değerlendirilmiştir. Yüksek özgül yüzey alanı (280,91 m²/g) ve toplam gözenek hacmi (0,540 cm³/g) ile dikkat çeken nanokompozitler, tüm antibiyotikler için yüksek adsorpsiyon kapasitesi göstermiştir. Elde edilen veriler Langmuir izoterm modeli ile en iyi uyumu sağlamış, kinetik analizler ise yalancı ikinci dereceden kinetik modele uygunluk göstermiştir. Termodinamik analizlerde elde edilen negatif ΔG^0 , ΔH^0 ve ΔS^0 değerleri, adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleşen, ekzotermik ve fiziksel karakterde olduğunu ortaya koymuştur. En yüksek yüzey kaplama oranı sefazolin için %59,10 olarak belirlenmiş ve nanokompozitin hızlı ve etkili antibiyotik giderimi için potansiyel bir adsorban olduğu sonucuna varılmıştır.

Ahmadzadeh ve arkadaşları [116], hastane atık sularında bulunan sefazolin (CFZ) antibiyotiğinin uzaklaştırılmasında elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon (EC/AD) birleşik prosesini incelemişlerdir. Çalışmada, çözeltinin pH değeri, akım yoğunluğu, başlangıç CFZ konsantrasyonu, elektrotlar arası mesafe, kitin dozu ve elektrolit konsantrasyonu gibi parametrelerin etkileri araştırılmıştır. Optimum koşullar altında (%100 uzaklaştırma verimi), kinetik analizler ikinci dereceden kinetik modelle, izoterm çalışmaları ise Langmuir modeliyle uyum göstermiştir. Sonuçlar, CFZ moleküllerinin alüminyum hidroksit çökeltileri üzerinde iyonik nötralizasyon ve süpürme flokülasyonu mekanizmalarıyla adsorbe olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca, prosesin enerji ve elektrot tüketimi düşük bulunmuş ve sentetik atık su modeli ile gerçek hastane atık su verileri arasında iyi bir uyum gözlemlenmiştir.

Ling ve arkadaşları [117], demir ve amin grupları ile modifiye edilmiş kitosan esaslı bir kompozit (Fe/N-CS) geliştirerek, Zn(II) iyonları ile CFZ antibiyotiğinin eş zamanlı giderimini araştırmışlardır. Çalışma, Fe/N-CS adsorbanının her iki kirleticiye karşı yüksek afinite gösterdiğini ve iki bileşenli sistemlerde adsorpsiyon kapasitelerinde sırasıyla %100,1 (Zn) ve %68,2 (CFZ) oranında artış sağlandığını ortaya koymuştur. Adsorpsiyon mekanizmasında Fe-OH ve amin gruplarının aktif rol oynadığı; Zn(II)'nin, CFZ ile [amine-Zn-CFZ] ve [FeOH-Zn-CFZ] şeklinde üçlü kompleksler oluşturarak bağlayıcı köprü görevi gördüğü belirlenmiştir. Ayrıca, iyonik şiddetin Zn(II) adsorpsiyonunu artırırken CFZ adsorpsiyonunu azalttığı,

adsorbanın beş kullanım döngüsünde kararlı performans sergilediği rapor edilmiştir. Bu sonuçlar, Fe/N-CS kompozitinin ağır metal ve antibiyotiklerin birlikte gideriminde etkili bir aday olduğunu göstermiştir.

Wang ve arkadaşları [118], manyetik hibrit karbon materyali bazlı yüzey moleküler baskı polimerleri (MIP'ler) kullanarak amoksisilin, sefuroksim, sefazolin, penisilin G ve oksasilin gibi beş geniş spektrumlu β -laktam antibiyotiğin seçici ve hızlı adsorpsiyonunu gerçekleştirmiştir. MIP'lerin kinetik, izoterm, termodinamik, seçicilik ve tekrar kullanılabilirlik özellikleri incelenmiş, adsorpsiyonun yaklaşık 60 dakikada dengeye ulaştığı ve yalancı ikinci dereceden kinetik ile Freundlich izoterm modelleriyle iyi uyum sağladığı görülmüştür. MIP'ler yüksek seçicilik (baskılama faktörleri 1,88-9,94) ve beş defa tekrar kullanıma rağmen yüksek adsorpsiyon kapasitesi koruma özelliği göstermiştir. Ayrıca MIP'lerin katı faz ekstraksiyon (SPE) ve HPLC ile birleşimi sayesinde düşük tespit limitlerine (0,24-0,56 $\mu\text{g/L}$) sahip beş β -laktam antibiyotiğin eşzamanlı tespiti için etkili bir yöntem geliştirilmiştir. Bu yöntem çevresel su örneklerinde antibiyotiklerin ayrılması ve kantitatif analizinde yüksek geri kazanım ve düşük varyans sağlamıştır. Ancak, yöntemin sadece çözeltideki örneklerde uygulandığı, toprak ve hayvansal ürünler gibi diğer örneklerde önce çözelti fazına geçişin solvent ekstraksiyonuyla sağlanması gerektiği belirtilmiştir.

Spaolonzi ve arkadaşları [119], Spectrogel® tipi C organokili kullanarak CFZ antibiyotiğinin sulu ortamdan adsorpsiyonunu detaylı şekilde incelemiştir. Merkezi bileşik rotasyonel deney tasarımı (CCRD) ile optimize edilen koşullar altında, %80'in üzerinde giderim verimi ve 398,6 mg/g maksimum adsorpsiyon kapasitesi elde edilmiştir. Kinetik veriler dış film difüzyonu ve kimyasal adsorpsiyonun etkili olduğunu gösterirken; denge verileri Sips izotermi ile en iyi uyumu sağlamış, fiziksel ve kimyasal etkileşimlerin birlikte rol oynadığını ortaya koymuştur. Termodinamik analizler sürecin kendiliğinden ve endotermik karakterde olduğunu göstermiştir. Organokilin sadece iki kez yeniden kullanılabilmesine rağmen, yüksek kapasitesi ve çevre dostu yapısıyla CFZ giderimi için umut vadeden bir adsorban olduğu sonucuna varılmıştır.

Arman ve arkadaşları [120], polianilin-polietilen glikol reçinesini sentezleyerek bu reçinenin CFZ antibiyotiğinin sudan adsorpsiyonla giderim kapasitesini incelemişlerdir. Çalışmada pH (2-8 aralığı), adsorban miktarı (0,1-5 g), başlangıç konsantrasyonu (10-100 mg/L), temas süresi (15-120 dk) ve sıcaklık (20-70 °C) parametrelerinin etkileri

değerlendirilmiş, ayrıca Cl^- ve SO_4^{2-} gibi girişim yapan iyonların etkisi de araştırılmıştır. Sonuçlar, 60 dakikalık temas süresinde, pH=5 ve 3 g adsorban kullanımı altında adsorpsiyonun maksimum verime ulaştığını göstermiştir. Yüksek başlangıç konsantrasyonlarında giderim veriminin %69'dan %50'ye kadar düştüğü gözlemlenmiş; klorür ve sülfat iyonlarının varlığının ise adsorpsiyon verimini azalttığı bildirilmiştir. Rejenerasyon çalışmaları, nitrik asit ile yapılan altı ardışık kullanım sonrası giderim veriminin %93,99'dan %74,55'e, NaOH ile yapılanını ise %41,25'ten %21,56'ya düştüğünü ortaya koymuştur.

Ameri Braki ve arkadaşları [121], montmorillonit destekli sıfır değerlikli demir nanoparçacıkları ve grafen oksit (Mt-nZVI-GO) içeren yeni bir adsorban sentezleyerek, sulu ortamda CFZ ve TRC antibiyotiklerinin eş zamanlı giderimini incelemiştir. Adsorpsiyon verimliliği; pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve adsorban dozu gibi parametreler altında değerlendirilmiş, CFZ için en yüksek giderim verimi %86 olarak ve maksimum kapasite 20,36 mg/g olarak rapor edilmiştir. Sürecin Langmuir izoterm modeli ve yalancı ikinci dereceden kinetik modele uygunluk gösterdiği; adsorpsiyonun monolayer yapıda, kimyasal karakterde, kendiliğinden ve ekzotermik olduğu belirlenmiştir. Beş döngü sonrasında %75'in üzerinde giderim veriminin korunması, Mt-nZVI-GO nanokompozitinin yeniden kullanılabilirliğini ve çevre dostu potansiyelini ortaya koymuştur.

Spaolonzi ve arkadaşları [122], veterinerlik ve insan tıbbında yaygın olarak kullanılan, çevrede artık düzeylerde tespit edilen bir antibiyotik olan CFZ'nin sürekli sistemde giderimi üzerine bir çalışma gerçekleştirmiştir. Bu amaçla, ticari bir organokil olan Spectrogel® type C sabit yataklı kolonda kullanılarak CFZ adsorpsiyonu değerlendirilmiştir. Farklı başlangıç konsantrasyonları (0,3 ve 0,5 mmol/L) ve sabit debi (0,1 mL/dk) koşullarında gerçekleştirilen deneylerde, en yüksek adsorpsiyon kapasitesine (20 $\mu\text{mol/g}$) yüksek konsantrasyonlu sistemde ulaşılmıştır. Karakterizasyon çalışmaları, adsorbanın düşük yüzey alanına ve gözenekliliğe sahip olduğunu ortaya koymuş, DFT tabanlı moleküler modelleme ile CFZ molekülünün sistemde kararlı olduğu belirlenmiştir. Kırılma eğrilerinin analizinde DualSD modeli en iyi uyumu sağlamış, ayrıca düşük konsantrasyon ve debide çift tabaka oluşumuna işaret eden iki sabit C/C_0 bölgesi gözlemlenmiştir. Çalışma, Spectrogel® organokil materyalinin düşük derişimdeki sulu çözeltilerden CFZ gibi kirleticilerin sürekli sistemlerde uzaklaştırılmasında potansiyel bir adsorban olduğunu göstermiştir.

Fekri ve arkadaşları [123], manyetik aktif karbon/ Fe_3O_4 nanokompozitini keten tohumu kullanarak yeşil yöntemle sentezlemişler. Çalışmada, bu nanokompozitin hem sulu çözeltilerden sefazolin adsorpsiyonu hem de antibakteriyel etkileri incelenmiştir. Deney tasarımı yöntemi (DOE) ve RSM kullanılarak pH, sıcaklık, temas süresi, ilacın başlangıç konsantrasyonu ve kompozit dozu gibi parametrelerin adsorpsiyon üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Yapısal ve morfolojik özellikler FTIR, XRD, SEM, TEM, EDX, BET, TGA ve VSM analizleri ile karakterize edilmiştir. Sonuçlar, pH=6, 30 °C, 150 dk temas süresi, 20 mg/L başlangıç ilacı ve 0,03 g kompozit dozunda %96 sefazolin giderimi sağlandığını göstermiştir. Adsorpsiyon davranışı Langmuir izotermi ile en iyi uyum göstermiş, termodinamik deneyler sürecin ekzotermik ve kendiliğinden olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca, nanokompozitin *Streptococcus* ve *Salmonella* üzerinde antibakteriyel etkisi olduğu doğrulanmıştır.

Chen ve arkadaşları [124], kitosan ve hümik asit içeren biyokompozit bir adsorban (MCH) kullanarak Cu(II) ve CFZ adsorpsiyonunu incelemiştir. Cu(II), CFZ adsorpsiyonunu %84 artırırken; yüksek CFZ konsantrasyonlarında Cu(II) adsorpsiyonu %29 azalmıştır. Adsorpsiyon süreci Langmuir ve Freundlich izotermine, kinetik ise yalancı ikinci dereceden modele uymuştur. DFT hesaplamalarıyla en kararlı Cu(II)-CFZ kompleks yapısının bağlanma enerjisi $-2066,61 \text{ kJ/mol}$ olarak belirlenmiştir. Adsorban, 5 döngü boyunca yeniden kullanılabilirlik göstermiştir.

Arman ve arkadaşları [125], sulu ortamdan CFZ giderimi için 1-Heksil-3-metilimidazoliyum hekzaflorofosfat ile modifiye edilmiş polianilin-polietilen glikol (PANI-PEG) kompozitini kullanmıştır. En iyi adsorpsiyon koşulları 60 dakikalık temas süresi, pH=6 ve 3 g/L adsorban dozu ile elde edilmiştir (100 mg/L CFZ için %96,42 giderim). Ancak nitrat ve klorür iyonlarının varlığında verim %72,72'ye düşmüştür. Adsorpsiyon süreci Freundlich izotermine ve ikinci dereceden kinetik modele uymuştur; termodinamik olarak ekzotermik ve düşük sıcaklıkta daha etkilidir. HNO_3 ile yapılan rejenerasyonda verim 6 döngü sonunda %93,99'dan %74,08'e düşerken, NaOH ile daha düşük verim gözlenmiştir. Adsorban, CFZ giderimi için potansiyel vaat etmektedir.

Abdi ve arkadaşları [126], CTAB ile yüzey modifikasyonu uygulanmış $\text{Ti}_3\text{C}_2\text{T}_x$ MXene kullanarak CFZ antibiyotüğünün sulu çözeltilerden adsorpsiyonunu incelemiştir. Çalışmada pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve adsorban dozu gibi parametrelerin etkileri

değerlendirilmiş; modifikasyonun interkatman aralığını artırarak adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde iyileştirdiği belirlenmiştir. En uygun koşullarda %96,3 giderim verimi ve 481,5 mg/g adsorpsiyon kapasitesi elde edilmiştir. Sürecin yalancı ikinci dereceden kinetik ve Langmuir izoterm modeliyle uyumlu olduğu, mekanizmanın ise elektrostatik etkileşimler, π -kasyon etkileşimleri ve hidrojen bağlarıyla gerçekleştiği rapor edilmiştir. Adsorbanın dört döngü boyunca yeniden kullanılabilirliği de yüksek bulunmuştur.

Chen ve arkadaşları [127], lignin ve kitosan temelli yeni bir biyokütle adsorban (N-LC) geliştirerek, Zn(II) iyonları ile CFZ antibiyotiğinin eş zamanlı giderimini incelemişlerdir. Adsorpsiyon, hem ön yükleme hem de eş zamanlı ekleme modlarında gerçekleştirilmiş; her iki modda da Zn(II) ve CFZ adsorpsiyonunun karşılıklı olarak arttığı gözlemlenmiştir. DFT hesaplamaları ve XPS analizleri, Zn(II)'nin CFZ ile [Zn–N1–S1–O1] konfigürasyonunda kompleks oluşturarak adsorbana bağlanmayı kolaylaştırdığını ve CFZ anyonlarının, Zn(II)'nin adsorpsiyonunu elektrostatik itkiyi azaltarak teşvik ettiğini ortaya koymuştur. Adsorpsiyon sürecinin kimyasal ve zayıf etkileşimlerle gerçekleştiği, sistemin hem ağır metallerin hem de antibiyotiklerin eş zamanlı giderimi ve geri kazanımı açısından umut vadettiği belirtilmiştir.

3. YÖNTEM

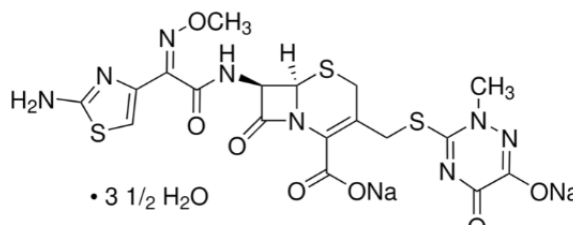
3.1. İLAÇ ETKEN MADDELER

3.1.1. Seftriakson-Sodyum (CFX-Na)

Üçüncü nesil bir sefalosporin antibiyotik olan seftriakson sodyum (CFX-Na), yarı sentetik yapıda bir antibakteriyel ajandır [128, 78]. Geniş spektrumlu etkisi sayesinde üriner sistem enfeksiyonları, solunum yolu hastalıkları, tifo, yumuşak doku ve cilt enfeksiyonları, zatürre ile pelvik bölge enfeksiyonlarının tedavisinde yaygın olarak kullanılmaktadır [18]. Günümüzde, özellikle amoksisilin ve penisilin gibi yaygın antibiyotiklere karşı direnç gelişen durumlarda, seftriakson gibi üçüncü nesil sefalosporinler tercih edilmektedir [129].

CFX-Na, Sigma-Aldrich'ten temin edilmiştir (Tablo 3.1). Tüm çözeltileri distile su ile hazırlanmıştır.

Tablo 3.1: CFX-Na özellikleri.

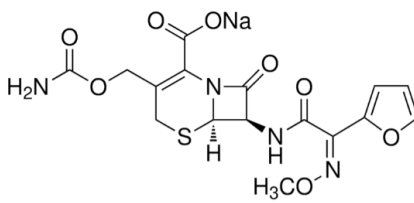
Kimyasal formül	$C_{18}H_{16}N_8Na_2O_7S_3 \cdot 3.5H_2O$
Kimyasal yapı	 • 3 1/2 H₂O
Moleküler ağırlık	661,60
CAS numarası	104376-79-6

3.1.2. Sefuroksim-Sodyum (CFR-Na)

İkinci nesil sefalosporinler içinde yer alan sefuroksim, özellikle Avrupa ülkelerinde yaygın reçete edilen antibiyotiklerden biri olup, bu bölgelerdeki toplam sefalosporin kullanımının %50'sinden fazlasını oluşturmaktadır [130]. Klinik uygulamalarda; zatürree, otitis media, sinüzit ve üriner sistem enfeksiyonları gibi çeşitli bakteriyel enfeksiyonların tedavisinde etkin biçimde kullanılmaktadır [109].

CFR-Na, Sigma-Aldrich'ten temin edilmiştir (Tablo 3.2). Tüm çözeltileri distile su ile hazırlanmıştır.

Tablo 3.2: CFR-Na özellikleri.

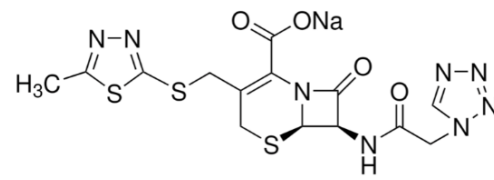
Kimyasal formül	$C_{16}H_{15}N_4NaO_8S$
Kimyasal yapı	
Moleküler ağırlık	446,37
CAS numarası	56238-63-2

3.1.3. Sefazolin-Sodyum (CFZ-Na)

Birinci nesil beta-laktam antibiyotiklerden biri olan sefazolin, hem veteriner hekimlikte hem de insan sağlığı alanında yaygın şekilde kullanılmaktadır [122]. Antibakteriyel etkisini, bakteri hücre duvarında yer alan penisilin bağlayıcı proteinlere (PBP) bağlanarak hücre duvarı biyosentezini inhibe etmesi yoluyla göstermekte ve bu nedenle geniş spektrumlu bir etki profiline sahiptir. Genellikle deri enfeksiyonlarına karşı tercih edilmekle birlikte; mide, akciğer, kemik ve kan gibi dokularda görülen orta dereceli bakteriyel enfeksiyonların tedavisinde de etkin olarak kullanılmaktadır [80, 131].

CFZ-Na, Sigma-Aldrich'ten temin edilmiştir (Tablo 3.3). Tüm çözeltileri distile su ile hazırlanmıştır.

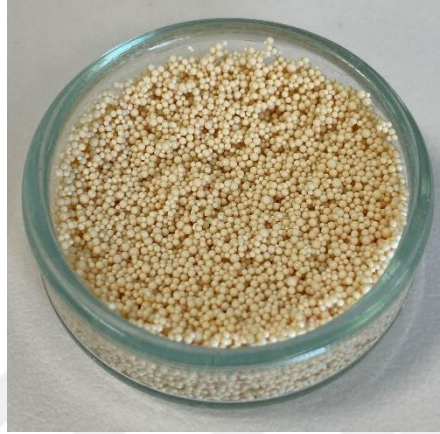
Tablo 3.3: CFZ-Na özellikleri.

Kimyasal formül	$C_{14}H_{13}N_8NaO_4S_3$
Kimyasal yapı	
Moleküler ağırlık	476,49
CAS numarası	27164-46-1

3.2. ADSORBANLAR

3.2.1. Amberlite IRA-96

Amberlite IRA-96 zayıf anyonik iyon değişim reçinesidir (Şekil 3.1). Sigma-Aldrich'ten temin edilmiştir. Reçine özellikleri Tablo 3.4'te verilmiştir. Hiçbir işlem görmeden deneylerde kullanılmıştır.



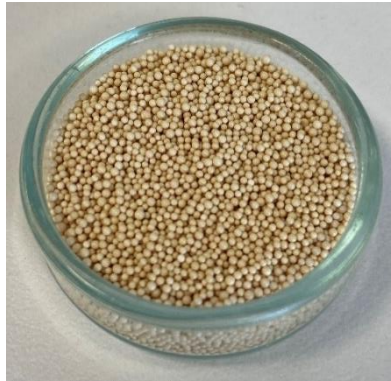
Şekil 3.1: Amberlite IRA-96.

Tablo 3.4: Amberlite IRA-96 reçinesinin özellikleri.

Form	Baziklik	Parçacık çapı (µm)	Parçacık boyutu (mesh)	Matriks aktif grubu
Serbest baz	Zayıf	550-750	20-27	poliamin fonksiyonel grubu

3.2.2. Amberlyst A-21

Amberlyst A-21 zayıf anyonik iyon değişim reçinesidir (Şekil 3.2). Merck'ten temin edilmiştir. Reçine özellikleri Tablo 3.5'te verilmiştir. Hiçbir işlem görmeden deneylerde kullanılmıştır.



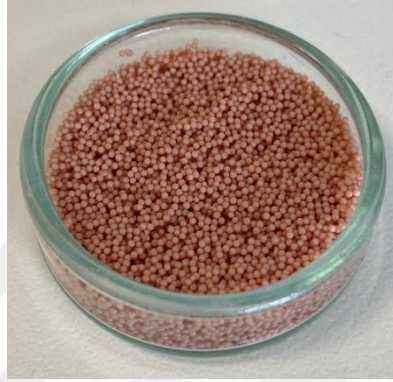
Şekil 3.2: Amberlyst A-21.

Tablo 3.5: Amberlyst A-21 reçinesinin özellikleri.

Form	Baziklik	Parçacık çapı (μm)	Parçacık boyutu (mesh)	Matriks aktif grubu
Serbest baz	Zayıf	490-690	22-30	dimetilamino

3.2.3. Amberlyst A-26

Amberlyst A-26 güçlü anyonik iyon değişim reçinesidir (Şekil 3.3). Sigma-Aldrich'ten temin edilmiştir. Reçine özellikleri Tablo 3.6'da verilmiştir. Hiçbir işlem görmeden deneylerde kullanılmıştır.

**Şekil 3.3:** Amberlyst A-26.**Tablo 3.6:** Amberlyst A-26 reçinesinin özellikleri.

Form	Baziklik	Parçacık çapı (μm)	Parçacık boyutu (mesh)	Matriks aktif grubu
Hidroksit formu	Güçlü	560-700	16-45	kuaterner amonyum fonksiyonel grubu

3.2.4. Hindistan Cevizi Bazlı Aktif Karbon

Aktif karbon (hindistan cevizi bazlı) OverWater'dan temin edilmiştir (Şekil 3.4). Adsorban özellikleri Tablo 3.7'de verilmiştir. Damıtılmış suyla birkaç kez yıkanıp, 378,15 K'de 24 saat kurutulduktan sonra deneylerde kullanılmıştır.

**Şekil 3.4:** Hindistan cevizi bazlı aktif karbon.

Tablo 3.7: Aktif karbonun özellikleri.

Form	Baziklik	Parçacık çapı (μm)	Parçacık boyutu (mesh)	Matriks aktif grubu
Hindistan cevizi bazı	Yüzeye bağlı*	600-2360	8-30	oksijen içeren fonksiyonel gruplar*

*Aktivasyon yöntemine ve kaynak malzemeye bağlıdır; iyon değişim reçinelerinde olduğu gibi sabit değildir.

3.3. CİHAZLAR

3.3.1. Su Banyolu Çalkalayıcı (Nüve ST30)

Deney süresi boyunca ilaç çözeltisi ve adsorban taneciklerinin etkileşimlerini sağlamak amacıyla bir çalkalayıcı kullanılmıştır. Bu çalkalayıcı çalkalama hızının ayarlanabilmesini sağlamaktadır. Ayrıca su banyosu sayesinde farklı sıcaklıklarda çalkalama işlemi gerçekleştirilebilmektedir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5: Su banyolu çalkalayıcı (Nüve ST30).

3.3.2. Santrifüj Makinesi (Nüve NF200)

Adsorpsiyon denemeleri sonrası adsorbanı çözeltiden ayırmak için önce süzgeç kağıdı kullanılmıştır. Santrifüj makinesi ise süzgeç kağıdının tutamadığı adsorbanların çözeltiden ayrılması için kullanılmıştır. Çözelti santrifüjlendiğinde, içeriğinde kalan adsorbanlar varsa dibe çöker. Santrifüj sonrası çözelti, santrifüj tüpünün üst tarafından şırıngayla çekerek ayrılır (Şekil 3.6).



Şekil 3.6: Santrifüj makinesi (Nüve NF200).

3.3.3. UV/Vis Spektrofotometre (PerkinElmer Lambda 35 UV/Vis)

Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan ilaç konsantrasyonunun tayini için UV/Vis spektrofotometre kullanılmıştır (Şekil 3.7).



Şekil 3.7: UV/Vis spektrofotometre (PerkinElmer Lambda 35 UV/Vis).

3.4. DENEY YAPILIŞI

Deneylerin yapıları farklı başlıklar altında aşağıda açıklanmıştır. Deney sonuçlarını değerlendirmede kullanılan adsorpsiyon kapasitesi q_e (mg/g) ve giderim verimliliği %R Denklem 3.1 ve Denklem 3.2 ile hesaplanmıştır;

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

$$\%R = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (3.2)$$

Burada C_0 ve C_e , sulu çözeltideki başlangıç ve denge konsantrasyonlarını (mg/L) ifade ederken, V çözelti hacmini (L) ve m ise adsorban miktarını (g) ifade etmektedir.

3.4.1. Kalibrasyon Eğrisi Oluşturma

İlaç etken maddelerin, adsorpsiyon işlemi sonrası su ortamında ne kadar kaldığını ölçebilmek için UV-Vis Spektrofotometre ile ölçüm alınması gerekmektedir. Etken maddelerin hangi dalga boyunda pik verdiğini belirleyebilmek için öncelikle genel tarama yapılmış, verdikleri dalga boyu nm cinsinden belirlenmiştir.

İlaç etken maddeler için literatür taraması yapılarak, uygun bir çalışma konsantrasyonu belirlenmiştir. Kalibrasyon eğrisi için bu konsantrasyonda ilaç çözeltisi hazırlanmış, konsantrasyonu bilinen farklı oranlarda seyreltilmiş 7-8 çözelti hazırlanarak belirlenen dalga boyunda ölçümler alınmıştır. Konsantrasyonlar ve ölçülen absorbans değerleri arasında çizilen grafiğin eğiminin 1'e yakın olması gerekmektedir. Bu doğrusallığın olduğunu gösterir. Bu doğrunun denklemi sayesinde, absorbans değeri bilinen bir çözeltinin konsantrasyonuna geçiş yapılabilmektedir.

3.4.2. Adsorban Miktarının Etkisinin İncelenmesi

Her adsorban için değişen miktarlar (0,005-0,15 g) erlene alınmış, üzerlerine 5 mL, belirlenen konsantrasyonda ilaç çözeltisi eklenmiştir. Erlenler çalkalayıcıda 298,15 K'de 120 rpm hızda 4 saat boyunca çalkalanmıştır. İşlem sonrası denemeler süzgeç kağıdından süzülüp santrifüj şişelerine alınmış ve santrifüj makinesinde 4500 devirde 30 dakika santrifüjlenmiştir. Örnekler şırıngaya alınarak UV/Vis spektrofotometrede belirlenen dalga boyunda absorbans değerleri ölçülmüştür. Bu çalışmalar sonucunda her adsorban için optimum adsorban miktar belirlenmiştir.

3.4.3. Temas Süresinin Etkisinin İncelenmesi

Denge süresinin belirlenmesi için optimum adsorban miktarları ve 5 mL, belirlenen konsantrasyonda ilaç çözeltisi ile 298,15 K'de 5, 10, 15, 30, 60, 90, 120, 180, 240, 300 ve 360 dk sürelerinde adsorpsiyon çalışmaları yapılmıştır. Deneylerin yapılışı aynı adımları içermektedir. Sonraki çalışmalarda, bu çalışmalar sonucunda belirlenen denge süreleri kullanılmıştır. Ayrıca bu sonuçlar ile adsorpsiyon kinetiği de incelenmiştir.

B-laktam antibiyotiklerin adsorpsiyonunun mekanizmasını anlamak için, yalancı birinci dereceden [37], yalancı ikinci dereceden [88], Elovich [132] ve partikül içi difüzyon [15] kinetik modelleri kullanılmıştır. Kinetik model denklemlerinin doğrusal formları aşağıda verilmiştir (Denklem 3.3-3.6):

$$\text{Yalancı birinci dereceden} \quad \log(q_e - q_t) = \log q_e - k_1 t \quad (3.3)$$

$$\text{Yalancı ikinci dereceden} \quad t/q_t = 1/k_2 q_e^2 + t/q_e \quad (3.4)$$

$$\text{Elovich} \quad q_t = \frac{1}{\beta_E} \ln(\alpha_E \beta_E) + \frac{1}{\beta_E} \ln t \quad (3.5)$$

$$\text{Partikül içi difüzyon} \quad q_t = k_{dif} t^{0.5} + C \quad (3.6)$$

Burada q_e ve q_t sırasıyla denge ve t zamanındaki adsorpsiyon kapasitesidir, k_1 ve k_2 adsorpsiyon oranı sabitleridir, α_E başlangıç adsorpsiyon oranıdır, β_E Elovich sabitidir, k_{dif} difüzyon katsayısıdır ve C parçacık içi difüzyon sabitidir.

3.4.4. Sıcaklığın ve Başlangıç İlaç Etken Madde Konsantrasyonunun Etkisinin İncelenmesi

Bir sonraki deney serisi farklı sıcaklıkların ve başlangıç ilaç konsantrasyonunun etkisinin incelenmesi için oluşturulmuştur. Farklı konsantrasyonlarında ilaç çözeltileri hazırlanmıştır. Farklı erlenlere optimum miktardaki adsorbanlar eklenip, üzerlerine 5 mL, farklı konsantrasyonlardaki ilaç çözeltilerinden konulmuştur. Her adsorban için 5 erlenden oluşan bu deney serisi, 3 farklı (298,15, 308,15 ve 318,15 K) sıcaklıkta denenmiştir. Deney süreleri her adsorban için belirlenen denge süresi kadardır. Çalkalama sonrası adımlar önceki deneylerdeki gibidir. Bu sonuçlarla adsorpsiyon izotermi de incelenmiştir.

Langmuir, Freundlich [21], Temkin [57], Dubinin-Redushkevich [21], Halsey [57], Jovanovic, Flory-Huggins [53], Harkin-Jura [56], Henry [38] ve Redlich-Peterson [52] izoterm modelleri uygulanmıştır. Kullanılan izoterm modellerinin doğrusal denklemleri aşağıda verilmiştir (Denklem 3.7-3.16):

$$\text{Langmuir} \quad \frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{max}} + \frac{C_e}{q_{max}} \quad (3.7)$$

$$\text{Freundlich} \quad \ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (3.8)$$

$$\text{Temkin} \quad q_e = \frac{RT}{b_T} \ln K_T + \frac{RT}{b_T} \ln C_e \quad (3.9)$$

$$\text{Dubinin-Redushkevich} \quad \ln q_e = \ln q_{max} - \beta_{DR} \varepsilon^2 \quad (3.10)$$

$$\text{Halsey} \quad \ln q_e = \frac{1}{n_H} \ln K_H - \frac{1}{n_H} \ln C_e \quad (3.11)$$

$$\text{Jovanovic} \quad \ln q_e = \ln q_{\max} - K_J C_e \quad (3.12)$$

$$\text{Flory-Huggins} \quad \ln(\theta/C_0) = \ln K_{FH} + n_{FH} \ln(1 - \theta) \quad (3.13)$$

$$\text{Harkin-Jura} \quad \frac{1}{q_e^2} = \frac{B_{HJ}}{A_{HJ}} - \left(\frac{1}{A_{HJ}} \right) \log C_e \quad (3.14)$$

$$\text{Henry} \quad q_e = K_{HE} C_e \quad (3.15)$$

$$\text{Redlich-Peterson} \quad \ln \left(\frac{C_e}{q_e} \right) = \beta_R \ln C_e - \ln K_R \quad (3.16)$$

Burada q_e (mg/g) ve C_e (mg/L) sırasıyla denge durumundaki adsorplanan madde miktarı ve adsorban konsantrasyonu, $q_{\max}$ (mg/g) maksimum adsorpsiyon kapasitesi, K_L (L/mg) afinite parametresi olarak tanımlanan Langmuir sabiti, K_F (L/mg) ve n , adsorpsiyon kapasitesi ve yoğunlukla ilişkili Freundlich izoterm sabitleri, b_T (J/mol) sorpsiyon ısısıyla ilişkili Temkin sabiti, K_T (L/g) Temkin izoterm sabiti, β_{DR} (mol²/J²) ortalama adsorpsiyon enerjisi E' 'yi (kJ/mol) veren Dubinin-Redushkevich sabiti (Denklem 3.17), ε (kJ/mol) Denklem 3.18 ile ifade edilen Polanyi potansiyeli, R gaz sabiti (8,314 J/(molK)), T mutlak sıcaklık (K), K_H Halsey sabiti (L/mg) ve n_H (L/mg) Halsey parametresi, K_J (L/g) Jovanovic izoterm katsayısı, θ Denklem 3.19 ile ifade edilen yüzey kaplama derecesi, n_{FH} adsorpsiyon bölgelerini işgal eden adsorbat sayısı, K_{FH} (L/dk) Flory-Huggins denge sabiti, A_{HJ} ve B_{HJ} Harkin-Jura izoterm sabitleri, K_{HE} (L/g) Henry adsorpsiyon sabiti, K_R (L/g) Redlich-Peterson izoterm sabiti ve β_R , Redlich-Peterson denkleminde 0 ile 1 arasında değişen bir üstür.

$$E = \frac{1}{\sqrt{2\beta_{DR}}} \quad (3.17)$$

$$\varepsilon = R T \ln \left[\left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \right] \quad (3.18)$$

$$\theta = 1 - C_e/C_0 \quad (3.19)$$

3.4.5. pH Etkisinin İncelenmesi

pH etkisini incelemek için belirlenen konsantrasyondaki ilaç çözeltisi hazırlanmış ve 0,1 N HCl ve 0,1 N NaOH kullanılarak beş farklı pH değerine (2, 4, 6, 8 ve 10) ayarlanmıştır. Her adsorban için optimum miktarları içeren beş erlen hazırlanmış, üzerlerine 5 mL, farklı pH değerlerindeki ilaç çözeltilerinden eklenmiştir. Çalkalama işlemi 298,15 K, 120 rpm'de denge süresi boyunca gerçekleştirilmiştir. Ayırma ve ölçüm işlemleri önceki deneylerdeki gibidir.

3.4.6. Desorpsiyon Çalışmaları

Adsorpsiyon işlemi sonrası ilaç etken maddelerin adsorbanlardan ayrılmasını incelemek için desorpsiyon çalışmaları yapılmıştır. Desorpsiyon için distile su ve pH=8 alkali su çözeltisi kullanılmıştır. Öncelikle optimum miktarda adsorban eklenmiş ve 5 mL belirli konsantrasyonda ilaç çözeltisi eklenerek optimum sürede adsorpsiyon çalışması yapılmıştır. Süre sonunda ilacı adsorbe eden adsorban ayrılarak temiz bir erlen içerisinde konulmuş ve üzerine 5 mL distile su eklenerek optimum süre boyunca çalkalandıktan sonra desorpsiyon sonuçları incelenmiştir. Benzer şekilde bir adsorpsiyon çalışması daha yapılmış, bu kez ilaç yüklü adsorbana 5 mL alkali su çözeltisi eklenerek optimum süre boyunca çalkalanmış ve desorpsiyon sonuçları incelenmiştir. Bu işlemler her bir adsorban için ayrı ayrı yapılmıştır.



4. BULGULAR

4.1. CFX-Na GİDERİMİ

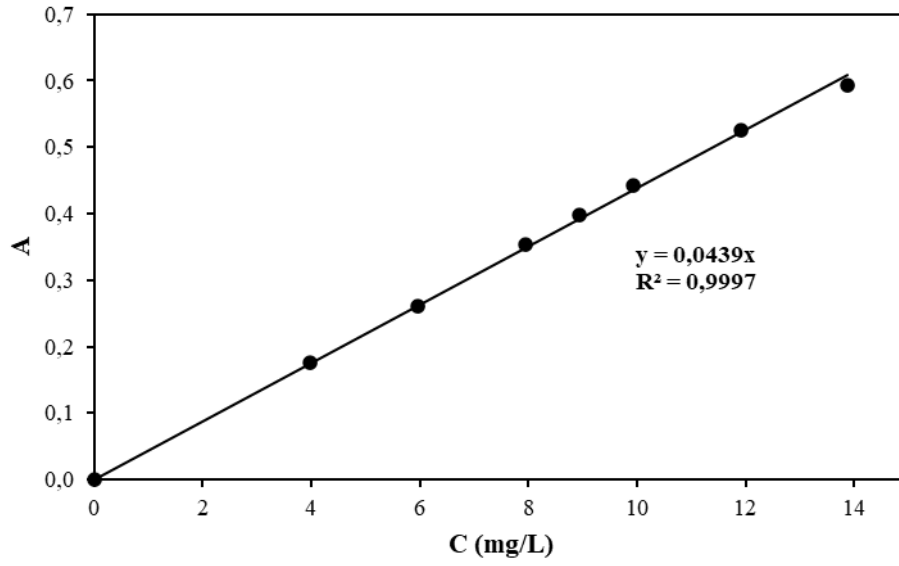
4.1.1. Kalibrasyon Eğrisi

Kalibrasyon eğrisini oluşturmak için öncelikle CFX-Na ilaç etken maddesinin bir sulu çözeltisi oluşturulmuş ve UV-Vis spektrofotometrede 190-330 nm arasında genel tarama yapılmıştır. Sonuçların pik verdiği nm değeri, bu ilaç etken madde için okuma alınacak değer olarak belirlenmiştir. CFX-Na için bu değer 241 nm olarak belirlenmiştir. Sonrasında konsantrasyonları bilinen 7 farklı CFX-Na çözeltisi hazırlanarak 241 nm’de okumaları alınmıştır. Elde edilen absorbens değerleri Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1: CFX-Na kalibrasyon eğrisi için veriler.

Konsantrasyon (mg/L)	Absorbans değeri (A)
3,9684	0,1765
5,9526	0,2615
7,9368	0,3528
8,9289	0,3979
9,9210	0,4415
11,9052	0,5263
13,8894	0,5936

Konsantrasyonlar ve absorbens değerleri arasında çizilen grafikte, (0,0) noktasından geçirilerek elde edilen kalibrasyon eğrisi Şekil 4.1’de verilmiştir. R^2 değerinin 1’e yakın olması uygunluğunu göstermektedir.



Şekil 4.1: CFX-Na için kalibrasyon eğrisi.

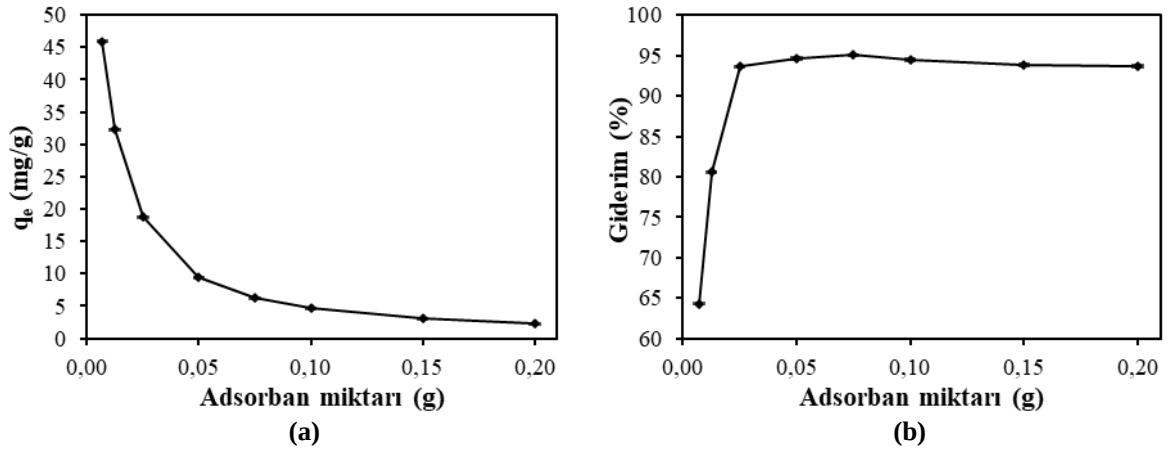
4.1.2. Amberlite IRA-96

4.1.2.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.2’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.2’de görülmektedir.

Tablo 4.2: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0070	45,9388±0,0782	64,3144±0,1094
0,0125	32,2314±0,0080	80,5786±0,0199
0,0250	18,7339±0,0094	93,6697±0,0470
0,0500	9,4599±0,0154	94,5991±0,1543
0,0750	6,3365±0,0090	95,0478±0,1345
0,1000	4,7231±0,0049	94,4624±0,0980
0,1500	3,1273±0,0032	93,8178±0,0960
0,2000	2,3413±0,0028	93,6515±0,1110



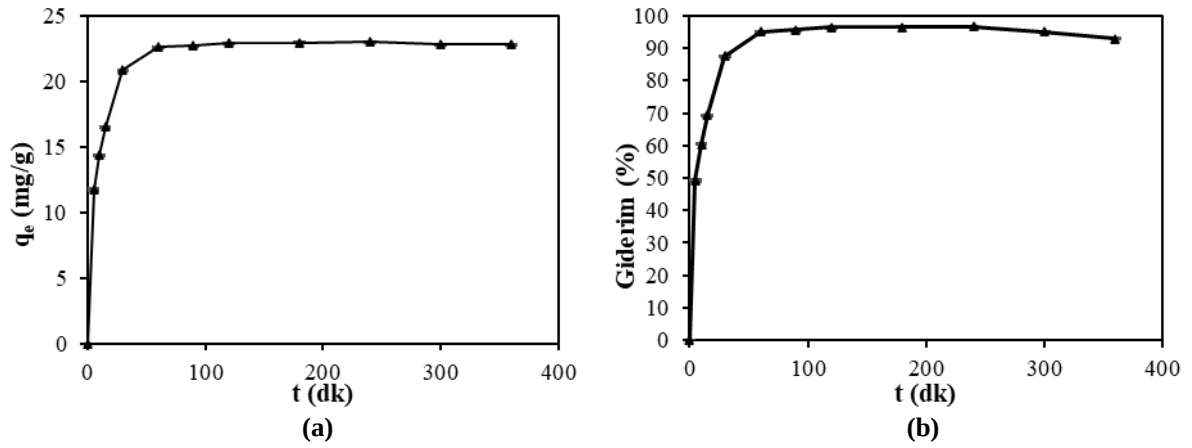
Şekil 4.2: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.2.2. Temas Süresinin Etkisi

CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.3'te verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.3'te görülmektedir.

Tablo 4.3: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	11,7276±0,0690	49,2755±0,2899
10	14,3822±0,0230	60,4295±0,0965
15	16,5239±0,0213	69,4282±0,0897
30	20,8487±0,0139	87,5998±0,0586
60	22,6433±0,0192	95,1398±0,0806
90	22,7540±0,0150	95,6050±0,0631
120	22,9403±0,0115	96,3879±0,0485
180	22,9631±0,0171	96,4836±0,0721
240	22,9841±0,0097	96,5717±0,0406
300	22,8533±0,0072	95,1437±0,0301
360	22,7845±0,0278	92,8811±0,1168



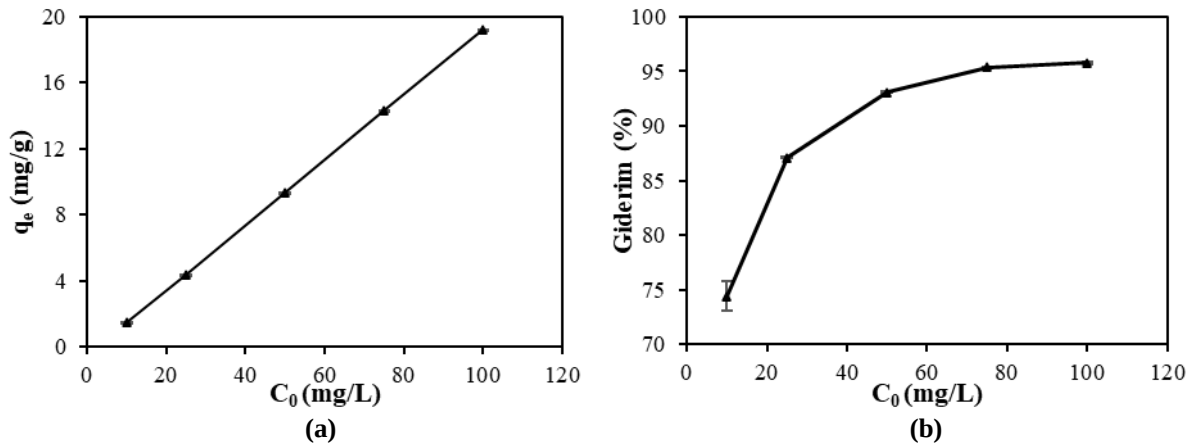
Şekil 4.3: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.2.3. Başlangıç CFX-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.4'te verilmiştir. Başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.4'te görülmektedir.

Tablo 4.4: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	1,4879±0,0271	74,3964±1,3570
25	4,3558±0,0040	87,1162±0,0796
50	9,3103±0,0088	93,1025±0,0880
75	14,3011±0,0061	95,3409±0,0404
100	19,1558±0,0219	95,7790±0,1096

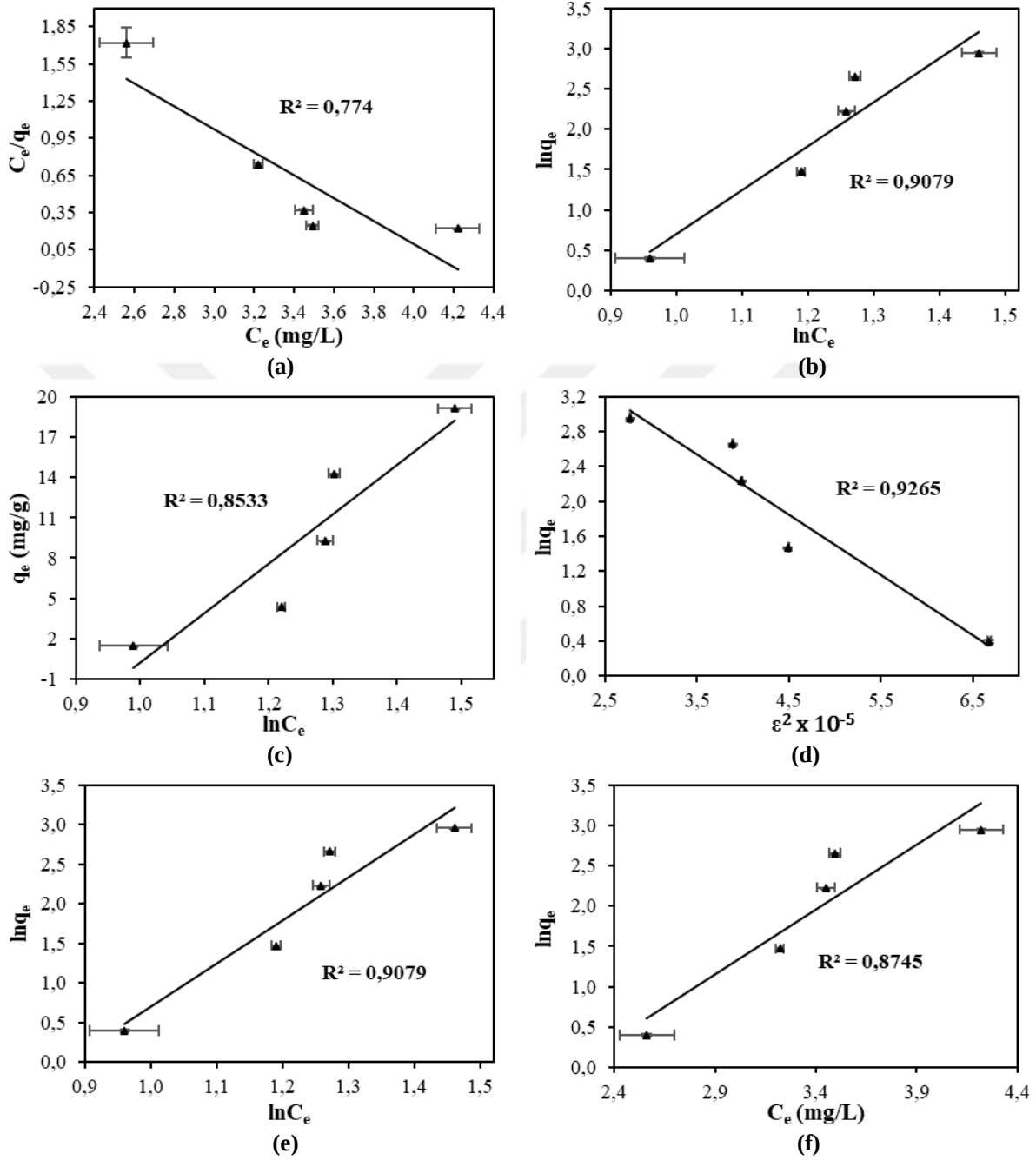


Şekil 4.4: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

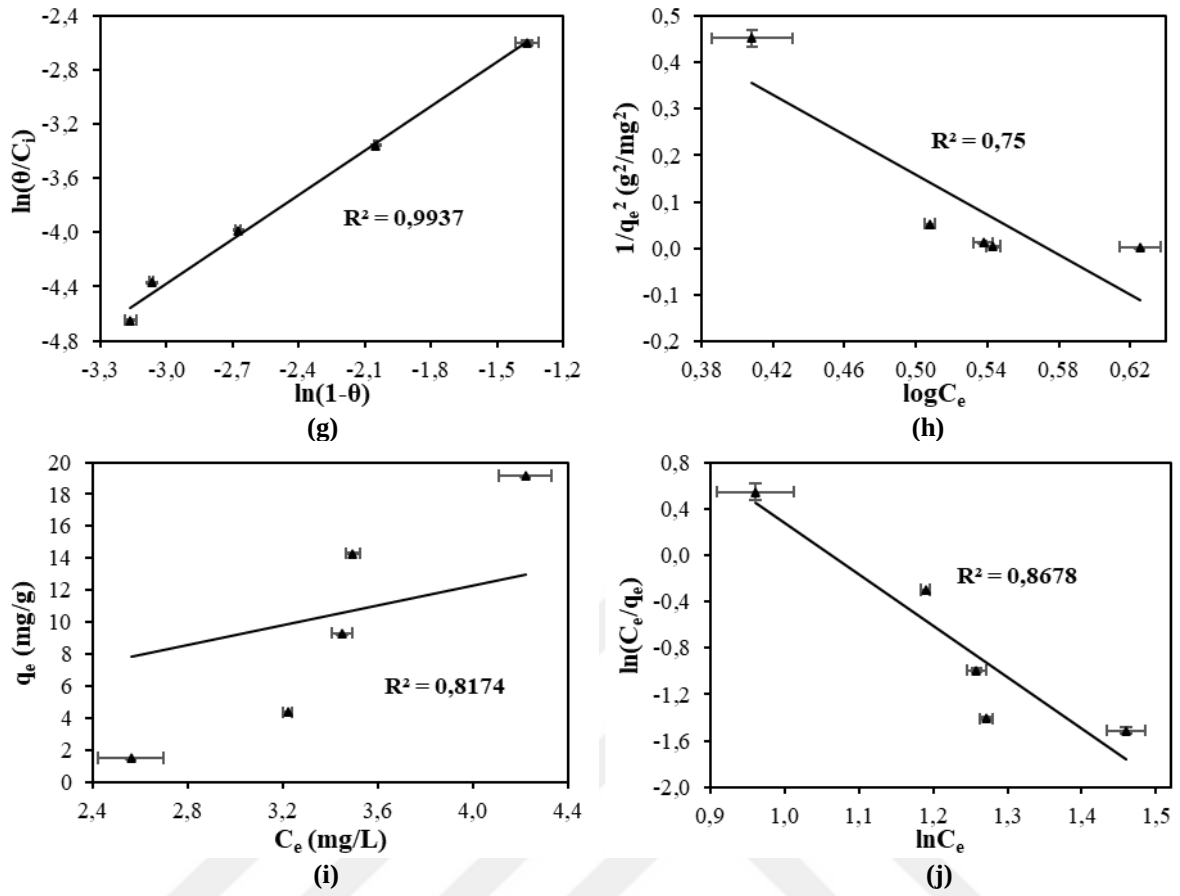
4.1.2.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.5'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.5: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.5 (devam): CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.5'te özetlenmiştir.

Tablo 4.5: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

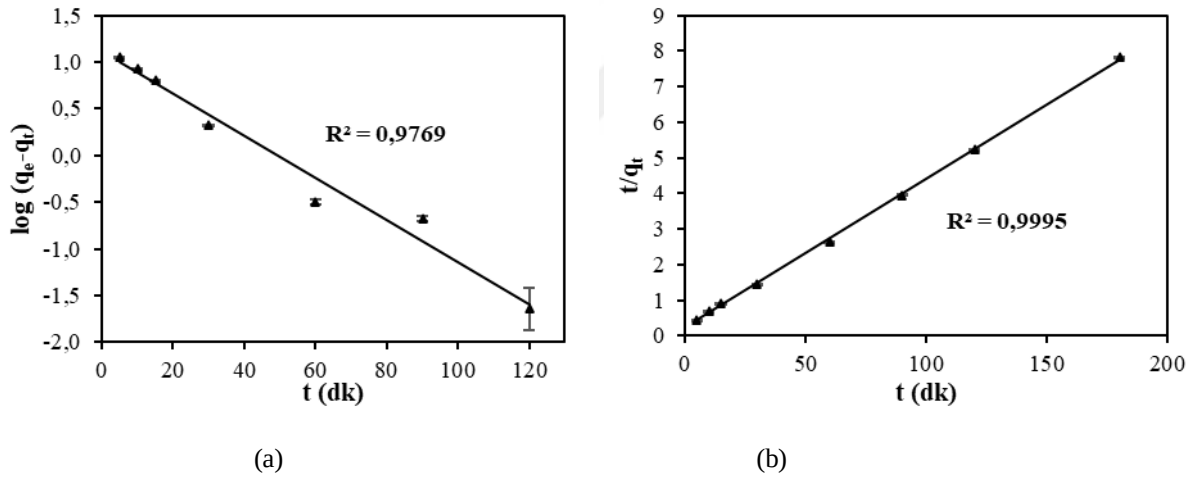
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,2439
	R^2	0,7740
Freundlich	K_F (L/mg)	0,0098
	n	0,1839
	R^2	0,9079
Temkin	b_T (J/mol)	67,2139
	K_T (L/g)	0,3890
	R^2	0,8533
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	140,8929
	β_{DR} (mol ² /J ²)	7×10^{-6}
	E (kJ/mol)	267,2612
	R^2	0,9265
Halsey	K_H (L/mg)	2,3410
	n_H (L/mg)	-0,1839
	R^2	0,9079

Tablo 4.5 (devam): CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

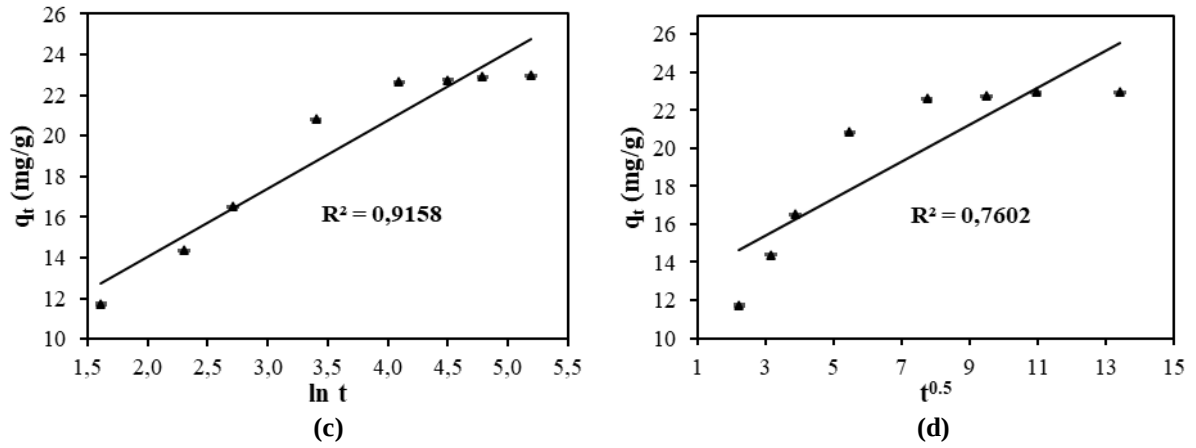
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	0,0295
	K_J (L/g)	-1,6127
	R^2	0,8745
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,3281
	n_{FH}	1,0864
	R^2	0,9937
Harkin-Jura	A_{HJ}	0,4632
	B_{HJ}	0,5730
	R^2	0,7500
Henry	K_{HE} (L/g)	3,0718
	R^2	0,8174
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,0098
	β_R	-4,4376
	R^2	0,8678

4.1.2.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.6'da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.6: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.6 (devam): CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

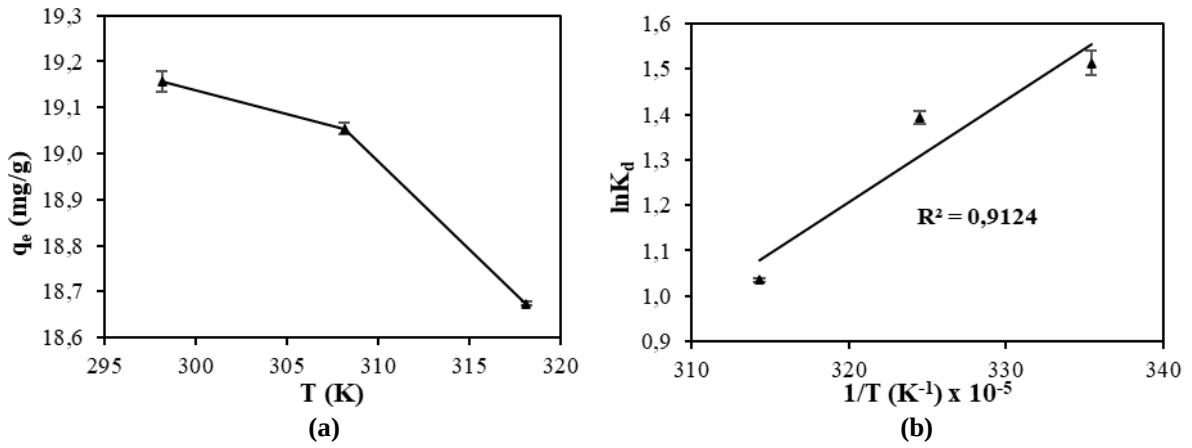
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.6'da özetlenmiştir.

Tablo 4.6: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0225
	q_e (mg/g)	12,7380
	R^2	0,9769
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0082
	q_e (mg/g)	23,8095
	R^2	0,9995
Elovich	β_E (g/mg)	0,2977
	α_E (mg/(g.dk))	29,8842
	R^2	0,9158
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,9751
	C (mg/g)	12,4790
	R^2	0,7602

4.1.2.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.7.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta deneyler yapılmıştır.



Şekil 4.7: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

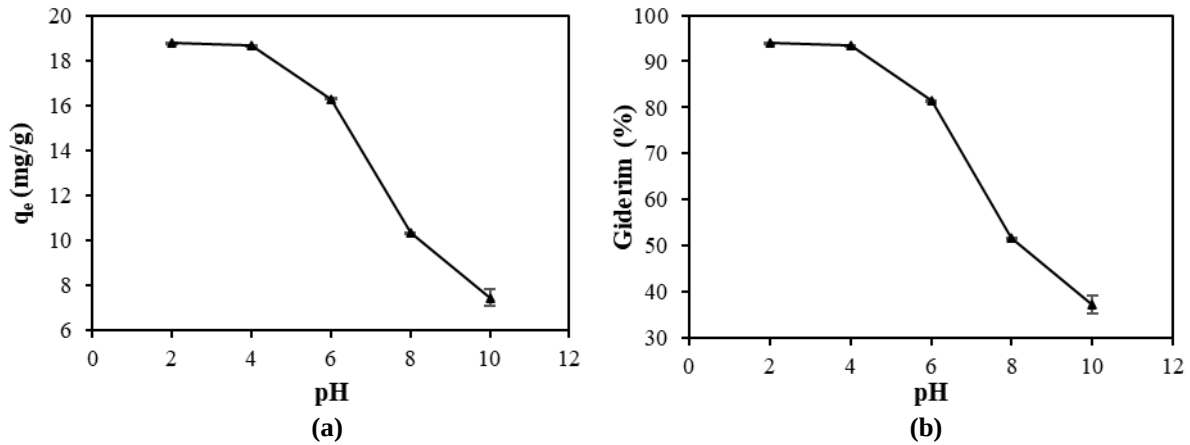
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.7.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.7'de özetlenmiştir.

Tablo 4.7: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	-3749,323	-18707,331	-49,827
308,15	-3570,319		
318,15	-2738,654		

4.1.2.7. pH Etkisi

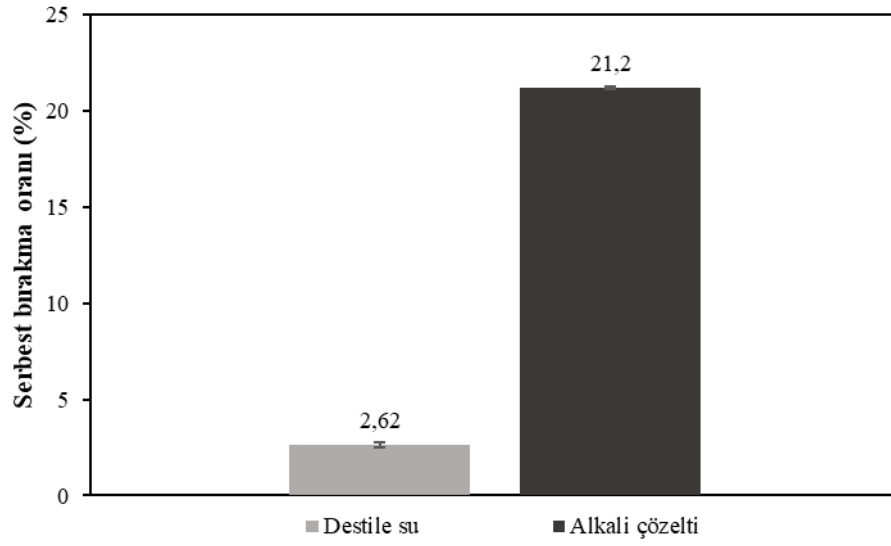
CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH'nın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.8'de görülmektedir.



Şekil 4.8: CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.2.8. Desorpsiyon Çalışması

CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.9'da verilmiştir.



Şekil 4.9: CFX-Na – Amberlite IRA-96 çalışması desorpsiyon sonuçları.

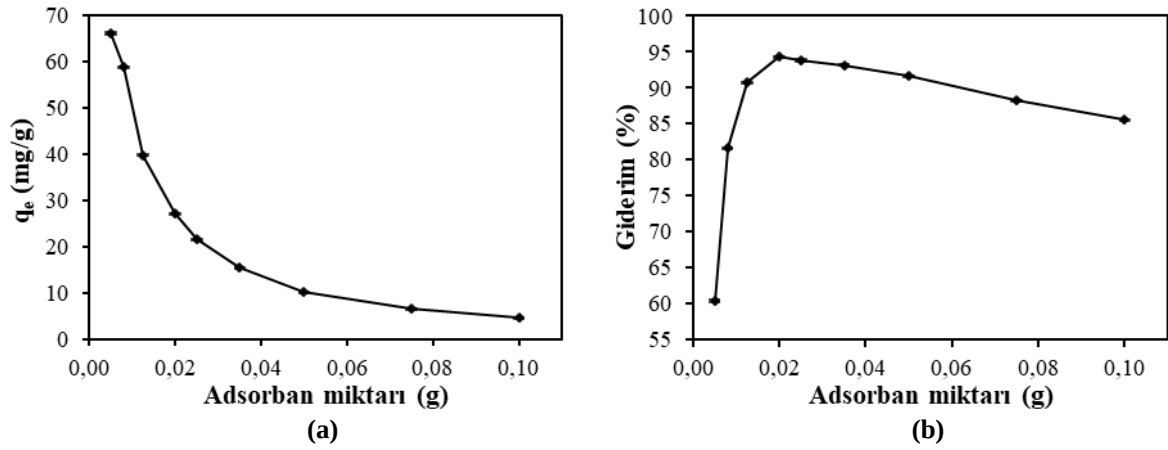
4.1.3. Amberlyst A-21

4.1.3.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.8’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.10’da görülmektedir.

Tablo 4.8: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	66,1287±0,2287	60,3915±0,2089
0,0080	58,9799±0,0093	81,7038±0,0129
0,0125	39,7672±0,0336	90,7927±0,0768
0,0200	27,2577±0,0082	94,3989±0,0283
0,0250	21,6772±0,0277	93,8408±0,1197
0,0350	15,3737±0,0167	93,1742±0,1014
0,0500	10,0304±0,0079	91,6019±0,0718
0,0750	6,4408±0,0066	88,2298±0,0907
0,1000	4,6822±0,0029	85,5192±0,0536



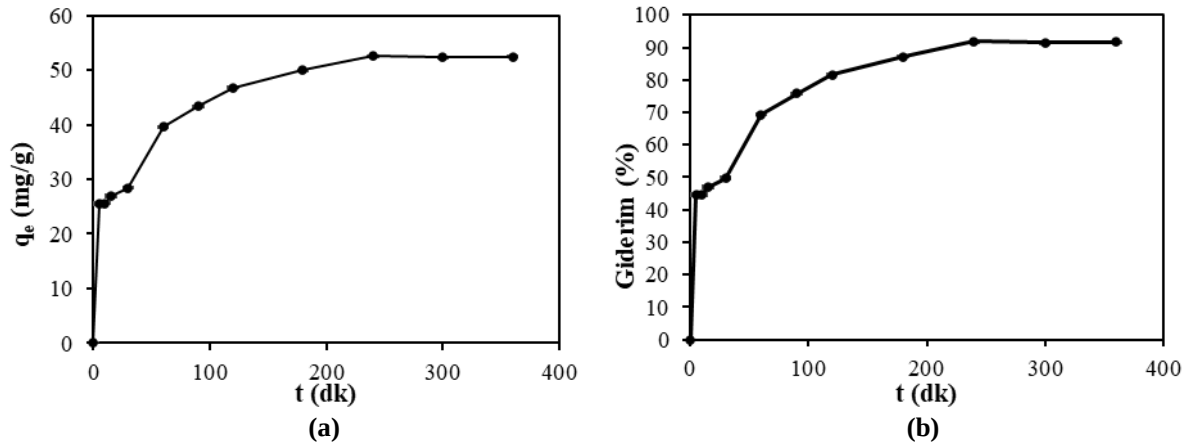
Şekil 4.10: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.3.2. Temas Süresinin Etkisi

CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.9'da verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.11'de görülmektedir.

Tablo 4.9: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	25,5609±0,2647	44,6479±0,4624
10	25,5621±0,1485	44,6499±0,2594
15	26,8593±0,2290	46,9159±0,4001
30	28,4618±0,1944	49,7150±0,3395
60	39,7056±0,0338	69,3547±0,0591
90	43,4664±0,0482	75,9238±0,0842
120	46,7557±0,0774	81,6693±0,1353
180	49,9413±0,0413	87,2338±0,0721
240	52,6327±0,0263	91,9348±0,0460
300	52,3411±0,0330	91,4255±0,0577
360	52,4402±0,0691	91,5986±0,1208



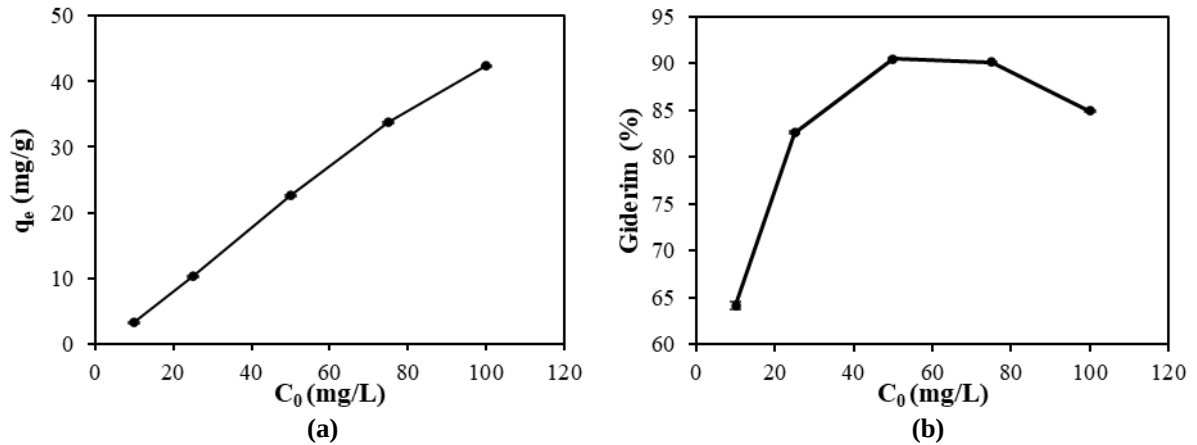
Şekil 4.11: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.3.3. Başlangıç CFX-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.10'da verilmiştir. Başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.12'de görülmektedir.

Tablo 4.10: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	3,2096±0,0217	64,1913±0,4348
25	10,3257±0,0196	82,6059±0,1569
50	22,6219±0,0177	90,4875±0,0706
75	33,7973±0,0298	90,1260±0,0794
100	42,4522±0,0319	84,9043±0,0638

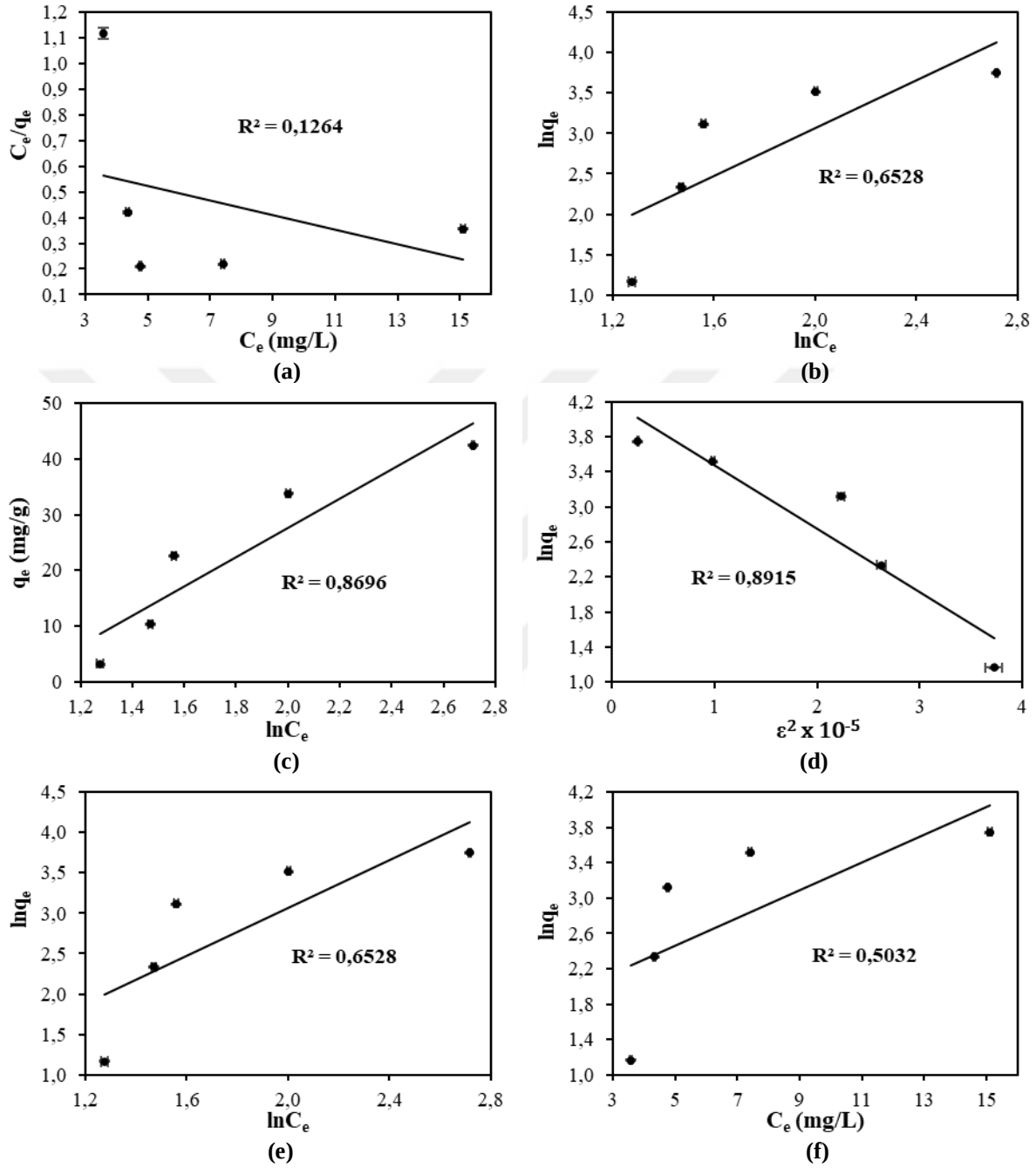


Şekil 4.12: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

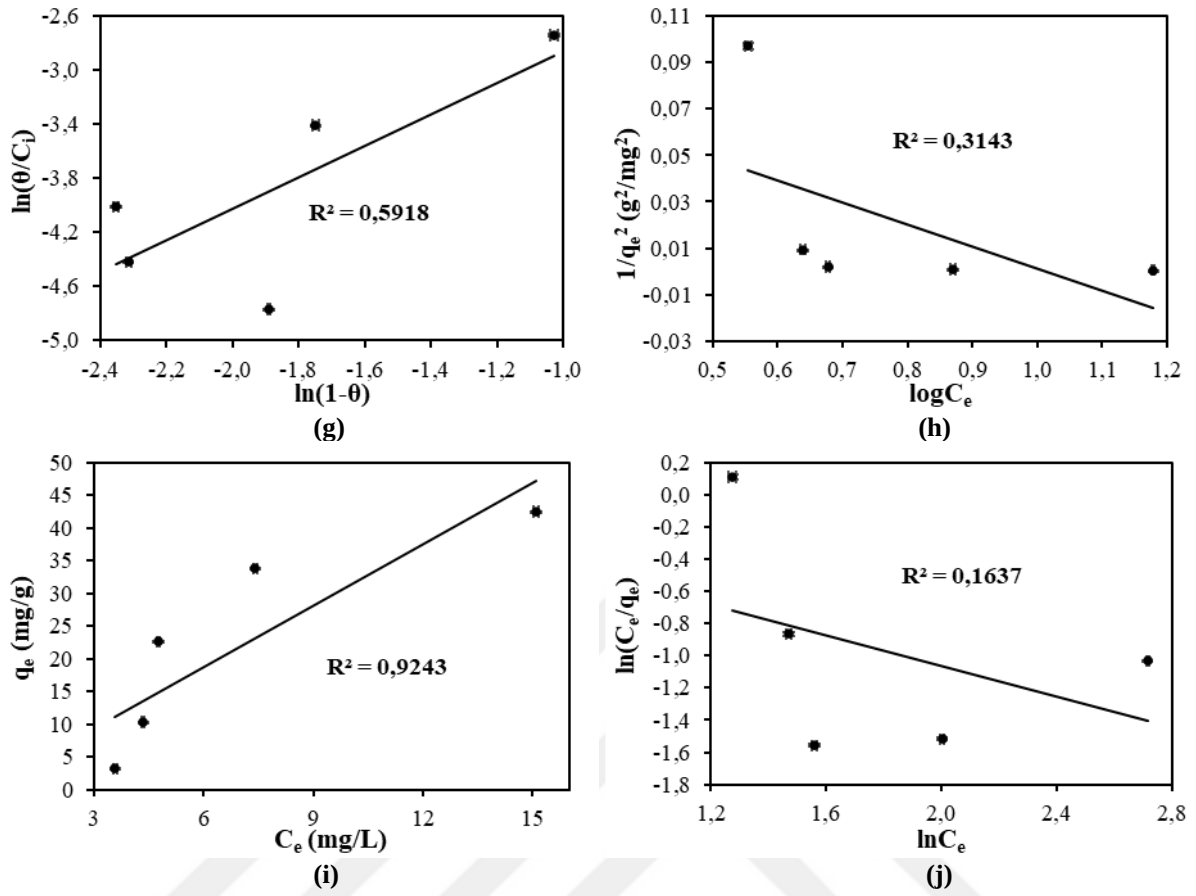
4.1.3.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.13'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.13: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.13 (devam): CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.11'de özetlenmiştir.

Tablo 4.11: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

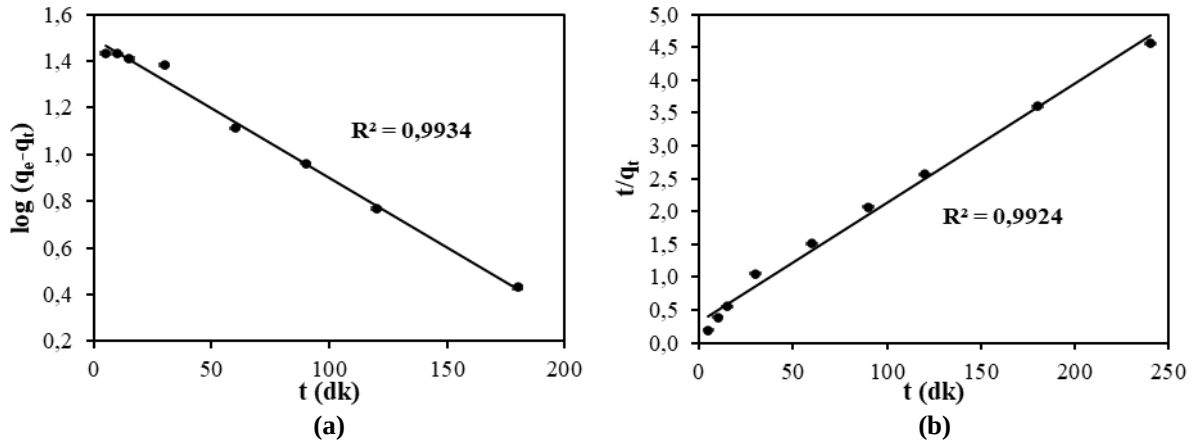
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,0425
	R^2	0,1264
Freundlich	K_F (L/mg)	1,1205
	N	0,6773
	R^2	0,6528
Temkin	b_T (J/mol)	94,3370
	K_T (L/g)	0,3874
	R^2	0,8696
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	66,6530
	β_{DR} (mol ² /J ²)	7×10^{-6}
	E (kJ/mol)	267,2612
	R^2	0,8915
Halsey	K_H (L/mg)	0,9258
	n_H (L/mg)	-0,6773
	R^2	0,6528

Tablo 4.11 (devam): CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

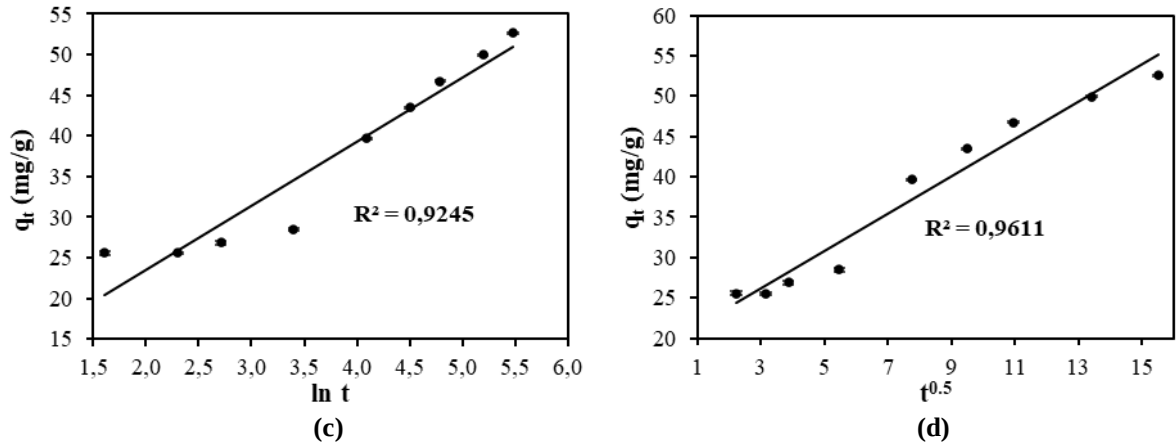
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	5,3127
	K_J (L/g)	-0,1574
	R^2	0,5032
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,1799
	n_{FH}	1,1549
	R^2	0,5918
Harkin-Jura	A_{HJ}	10,5597
	B_{HJ}	1,0158
	R^2	0,3143
Henry	K_{HE} (L/g)	3,1302
	R^2	0,9243
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	1,1205
	β_R	-0,4764
	R^2	0,1637

4.1.3.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.14'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.14: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.14 (devam): CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

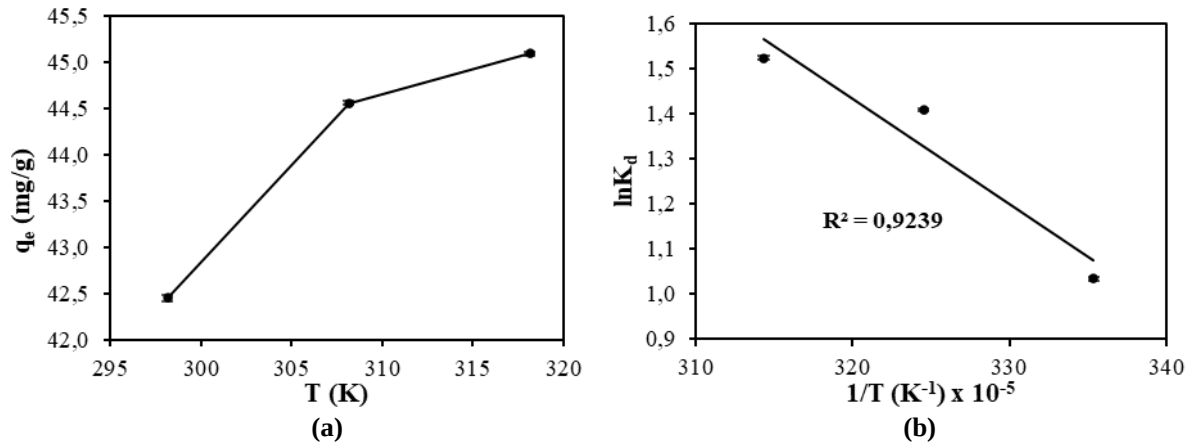
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.12'de özetlenmiştir.

Tablo 4.12: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0060
	q_e (mg/g)	31,3617
	R^2	0,9934
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0010
	q_e (mg/g)	54,9451
	R^2	0,9924
Elovich	β_E (g/mg)	0,1268
	α_E (mg/(g.dk))	21,1948
	R^2	0,9245
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	2,3215
	C (mg/g)	19,1290
	R^2	0,9611

4.1.3.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.15.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.15: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

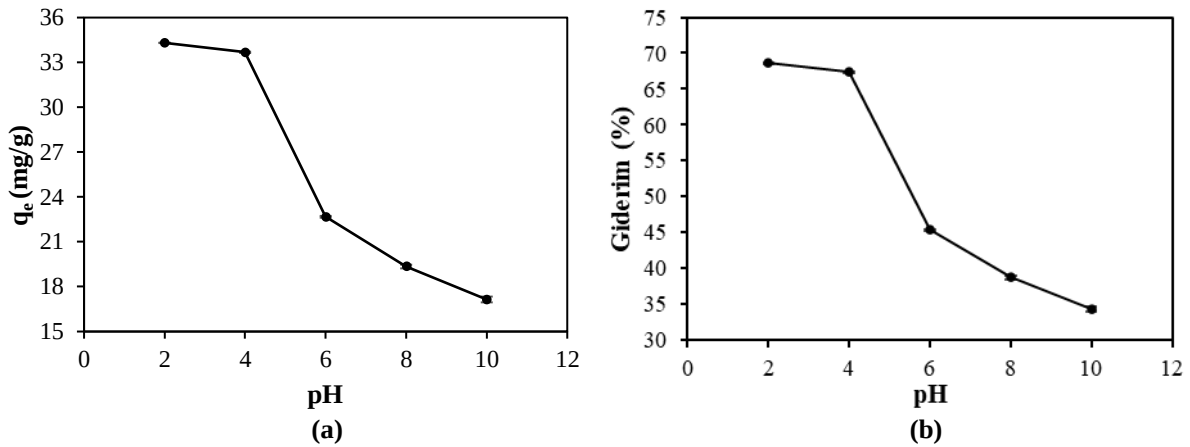
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.15.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.13'te özetlenmiştir.

Tablo 4.13: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	-2563,024	19405,707	74,012
308,15	-3609,919		
318,15	-4029,710		

4.1.3.7. pH Etkisi

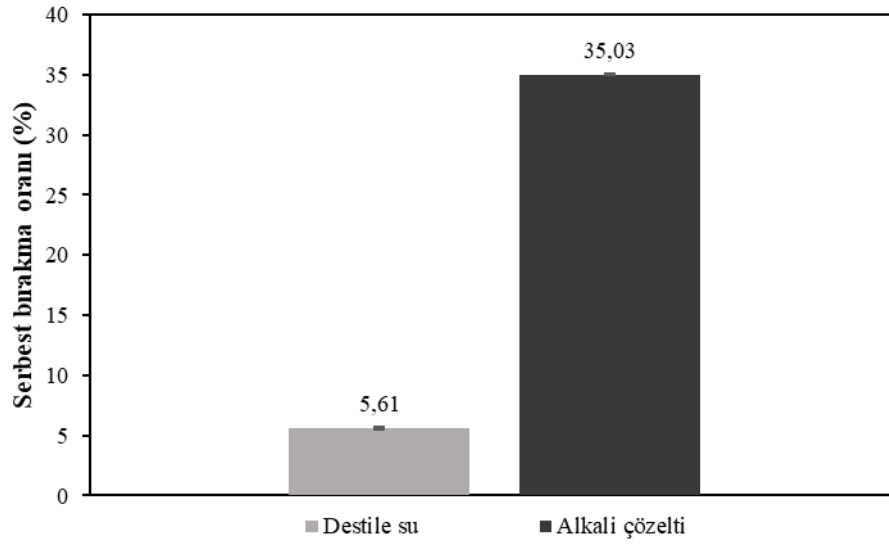
CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.16'da görülmektedir.



Şekil 4.16: CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.3.8. Desorpsiyon Çalışması

CFX-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.17'de verilmiştir.



Şekil 4.17: CFX-Na – Amberlyst A-21 çalışması desorpsiyon sonuçları.

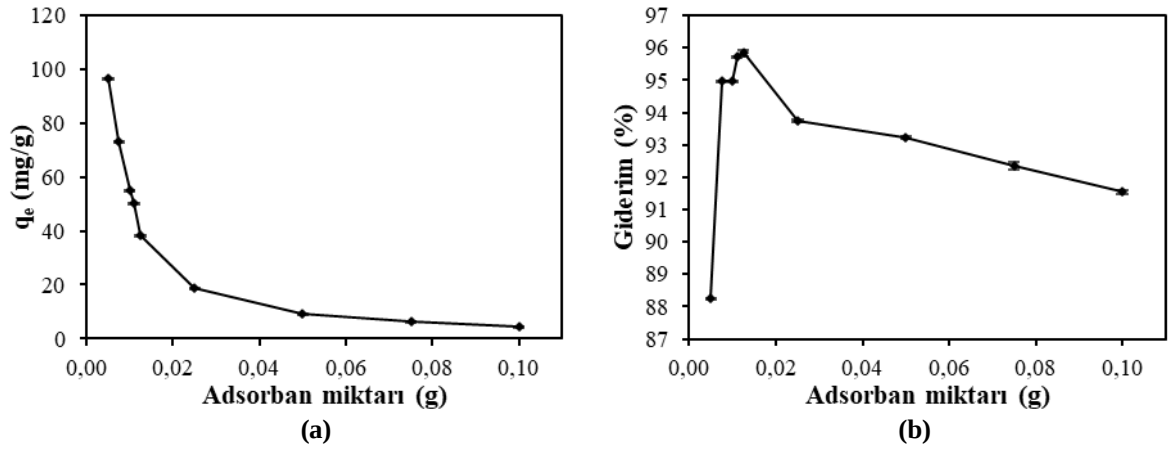
4.1.4. Amberlyst A-26

4.1.4.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.14'te verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.18'de görülmektedir.

Tablo 4.14. CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	96,6276±0,0320	88,2443±0,0292
0,0075	73,1215±0,0171	94,9630±0,0222
0,0100	54,8479±0,0071	94,9748±0,0123
0,0110	50,2521±0,0140	95,7183±0,0267
0,0125	38,3335±0,0396	95,8337±0,0991
0,0250	18,7476±0,0062	93,7380±0,0311
0,0500	9,3230±0,0046	93,2301±0,0456
0,0750	6,1570±0,0076	92,3554±0,1147
0,1000	4,5771±0,0035	91,5421±0,0702



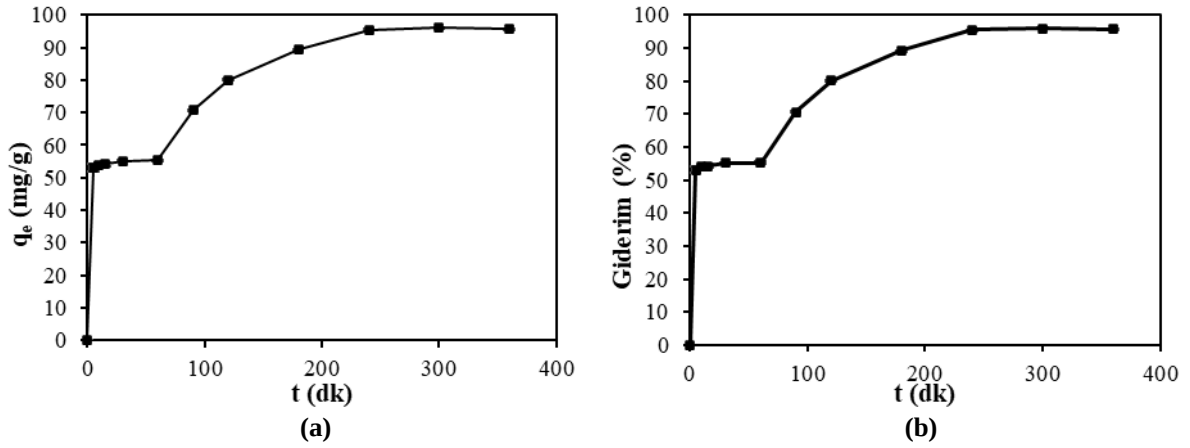
Şekil 4.18: CFX-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.4.2. Temas Süresinin Etkisi

CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.15'te verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.19'da görülmektedir.

Tablo 4.15: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	53,0592±1,0268	53,0592±1,0268
10	54,0228±0,5301	54,0228±0,5301
15	54,1777±0,5597	54,1777±0,5597
30	55,2027±0,1022	55,2027±0,1022
60	55,2369±0,3748	55,2369±0,3748
90	70,6788±0,1383	70,6788±0,1383
120	80,0410±0,1053	80,0410±0,1053
180	89,2779±0,0560	89,2779±0,0560
240	95,5353±0,0747	95,5353±0,0747
300	95,9909±0,1052	95,9909±0,1052
360	95,7198±0,0505	95,7198±0,0505



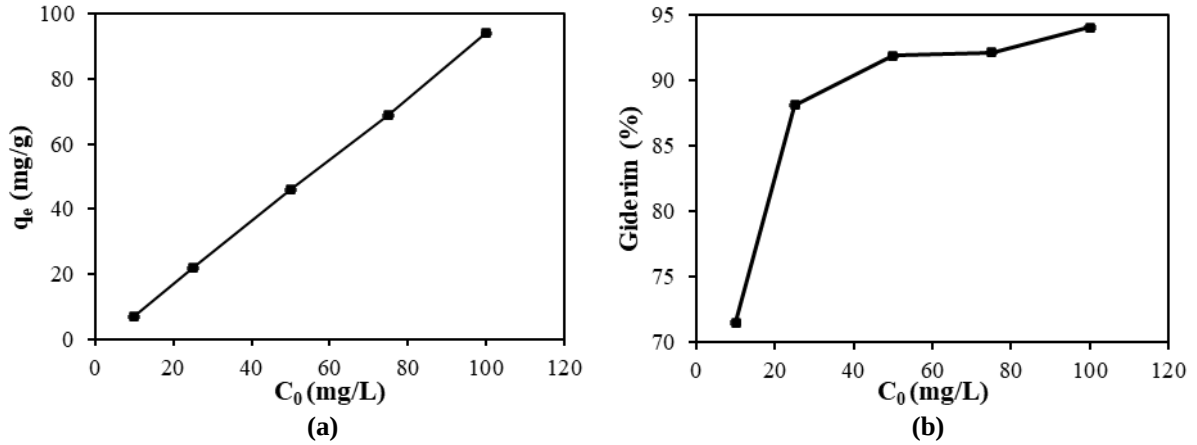
Şekil 4.19: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.4.3. Başlangıç CFX-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.16'da verilmiştir. Başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.20'de görülmektedir.

Tablo 4.16: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	7,1526±0,0080	71,5262±0,0800
25	22,0319±0,0091	88,1276±0,0364
50	45,9317±0,0369	91,8633±0,0738
75	69,0752±0,0614	92,1002±0,0819
100	94,0068±0,0806	94,0068±0,0806

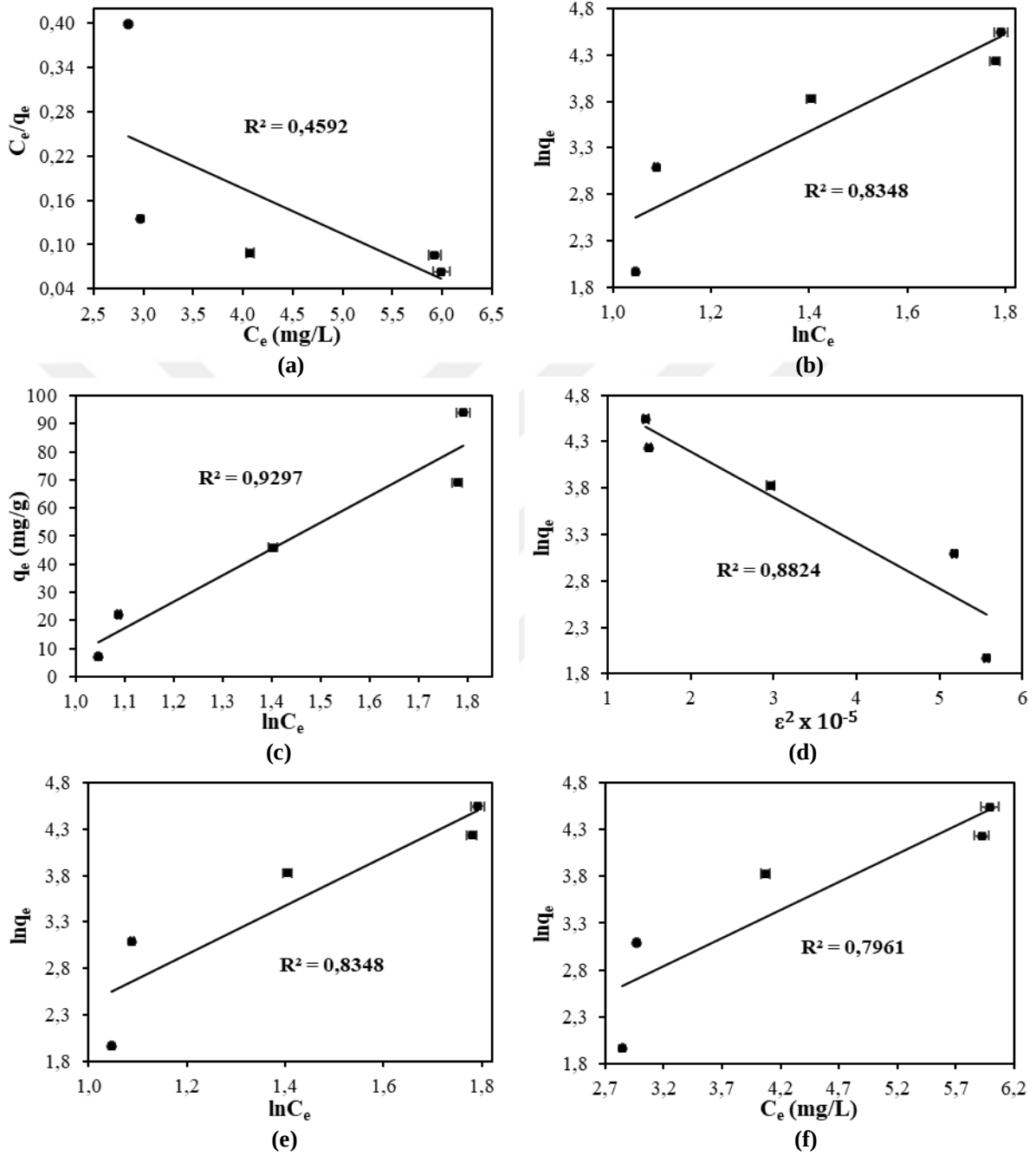


Şekil 4.20: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

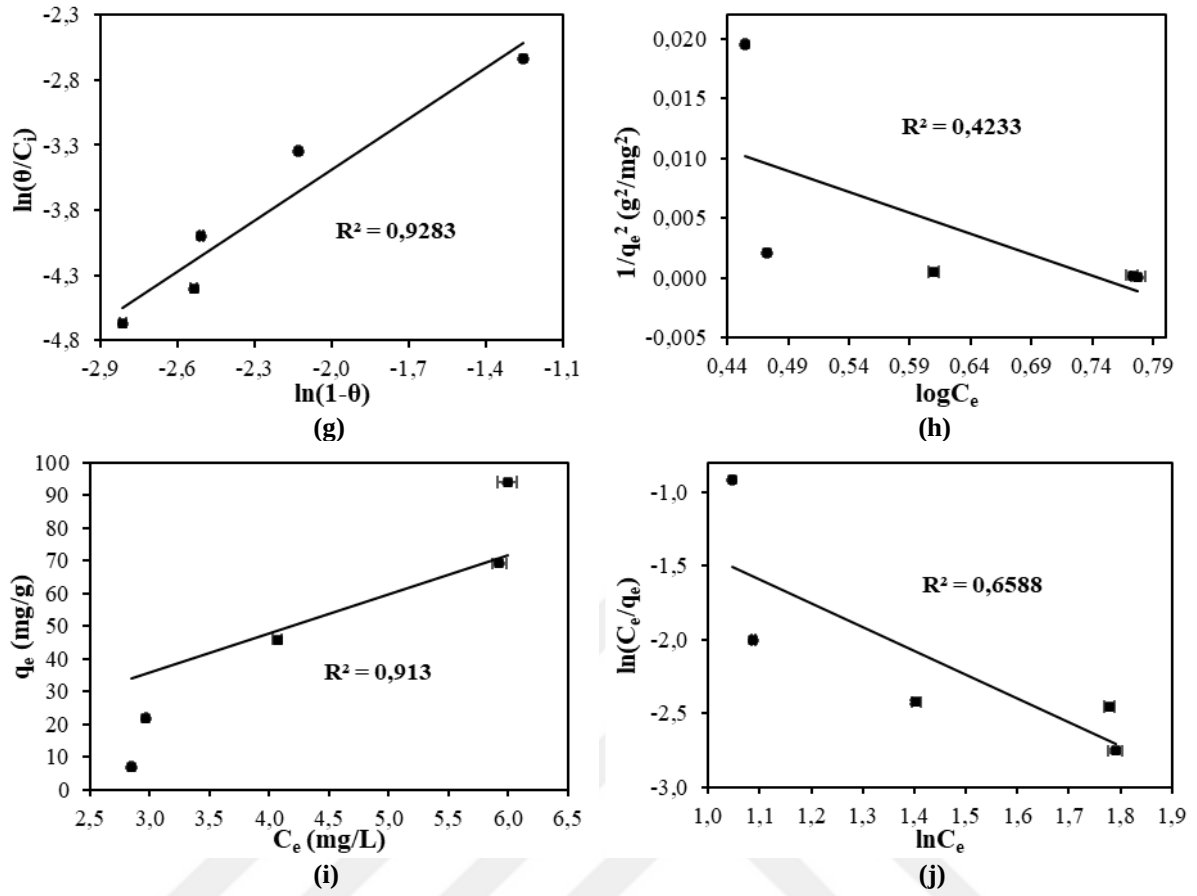
4.1.4.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.21’de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.21: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.21 (devam): CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.17'de özetlenmiştir.

Tablo 4.17: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

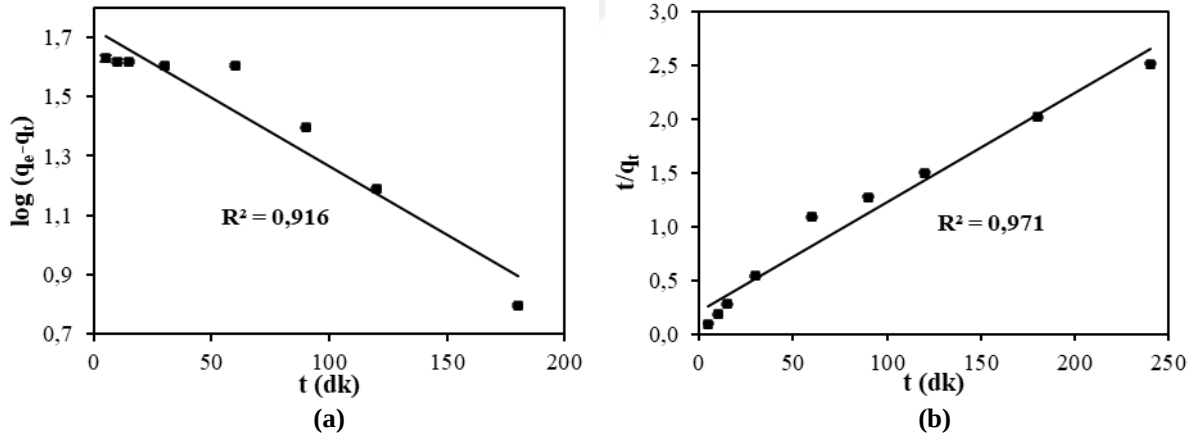
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,1455
	R^2	0,4592
Freundlich	K_F (L/mg)	0,8266
	n	0,3818
	R^2	0,8348
Temkin	b_T (J/mol)	26,3608
	K_T (L/g)	0,4007
	R^2	0,9297
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	177,1683
	β_{DR} (mol ² /J ²)	5×10^{-6}
	E (kJ/mol)	316,2278
	R^2	0,8824
Halsey	K_H (L/mg)	1,0754
	n_H (L/mg)	-0,3818
	R^2	0,8348

Tablo 4.17 (devam): CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

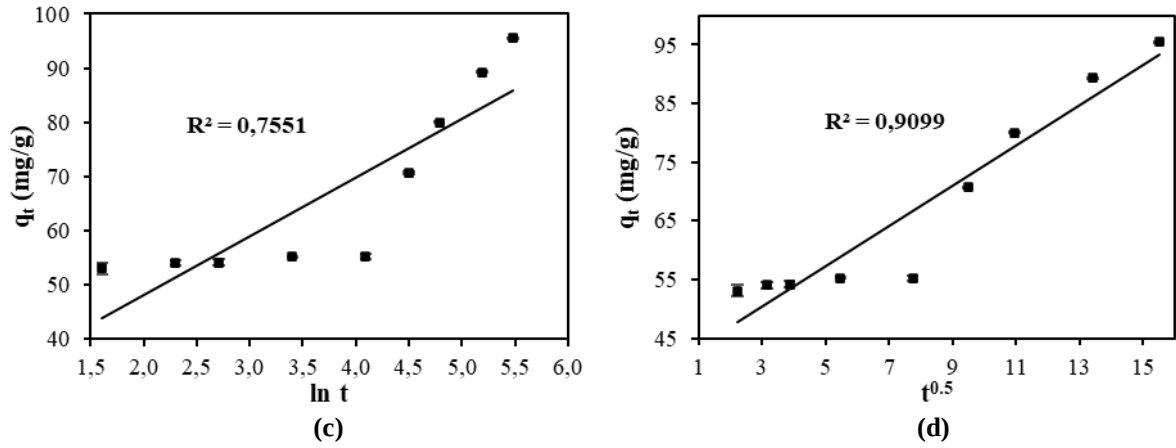
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	2,5148
	K_J (L/g)	-0,5988
	R^2	0,7961
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,4197
	n_{FH}	1,3073
	R^2	0,9283
Harkin-Jura	A_{HJ}	28,3286
	B_{HJ}	0,7450
	R^2	0,4233
Henry	K_{HE} (L/g)	11,9180
	R^2	0,9130
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,8266
	β_R	-1,6195
	R^2	0,6588

4.1.4.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFX-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.22'de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.22: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.22 (devam): CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

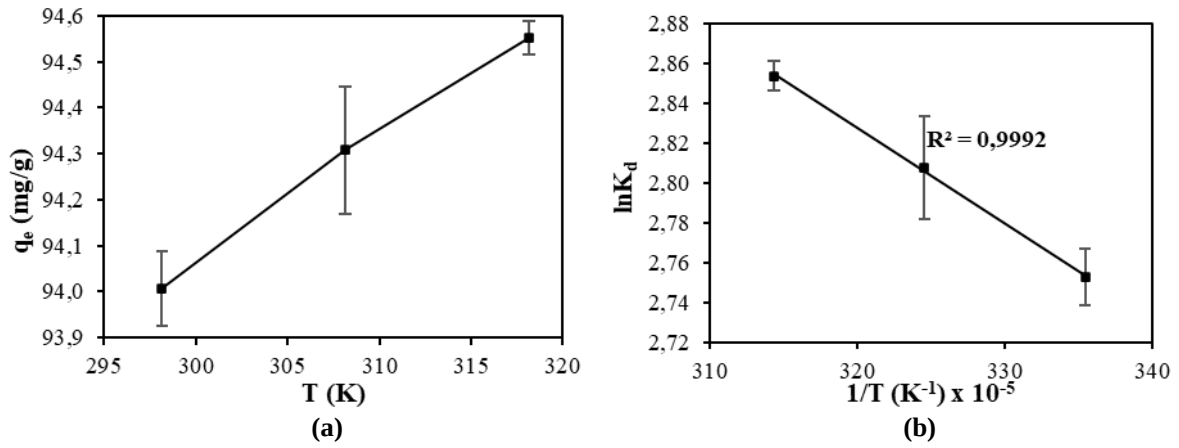
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.18'de özetlenmiştir.

Tablo 4.18: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0046
	q_e (mg/g)	53,1741
	R^2	0,9160
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0005
	q_e (mg/g)	98,0392
	R^2	0,9710
Elovich	β_E (g/mg)	0,0921
	α_E (mg/(g.dk))	122,9288
	R^2	0,7551
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	3,4411
	C (mg/g)	40,0010
	R^2	0,9099

4.1.4.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.23.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.23: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

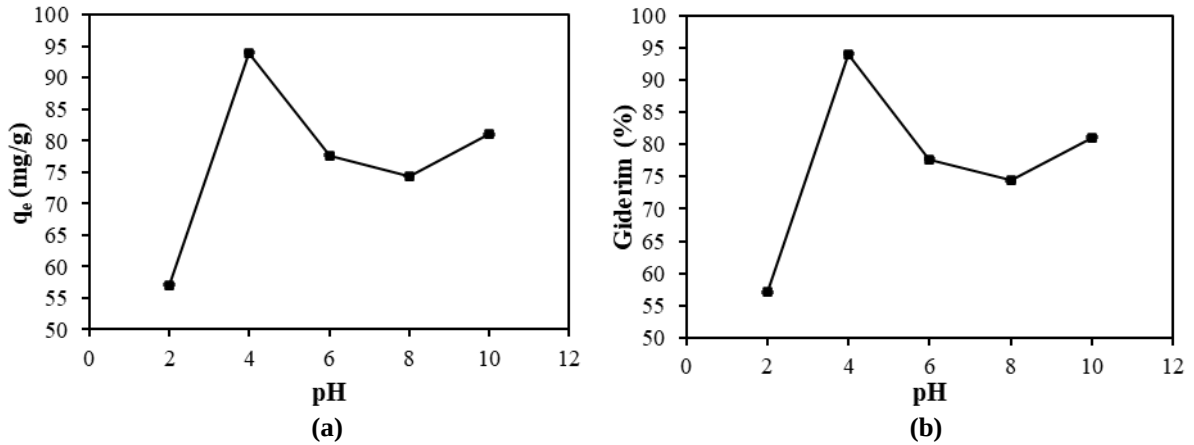
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.23.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.19'da özetlenmiştir.

Tablo 4.19: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	-6823,563	3985,150	36,259
308,15	-7192,481		
318,15	-7548,468		

4.1.4.7. pH Etkisi

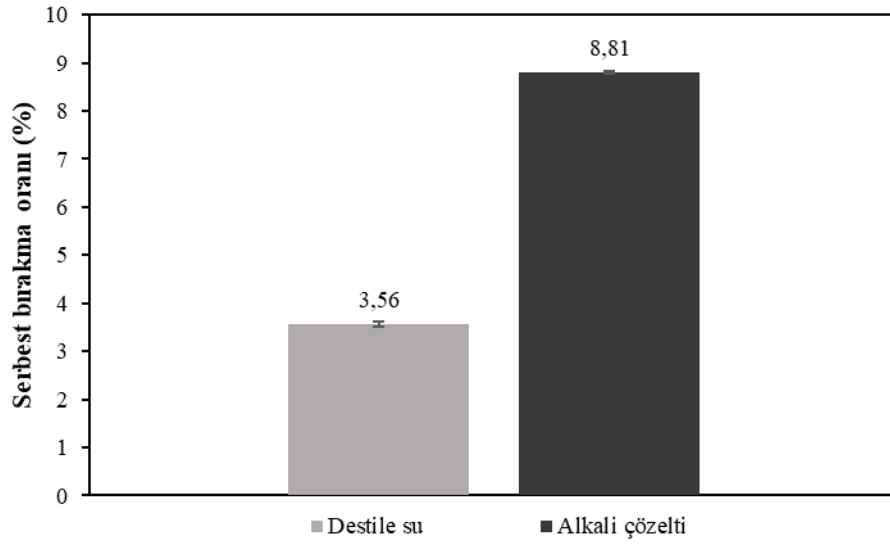
CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH'nın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.24'te görülmektedir.



Şekil 4.24: CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.4.8. Desorpsiyon Çalışması

CFX-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.25'te verilmiştir.



Şekil 4.25: CFX-Na – Amberlyst A-26 çalışması desorpsiyon sonuçları.

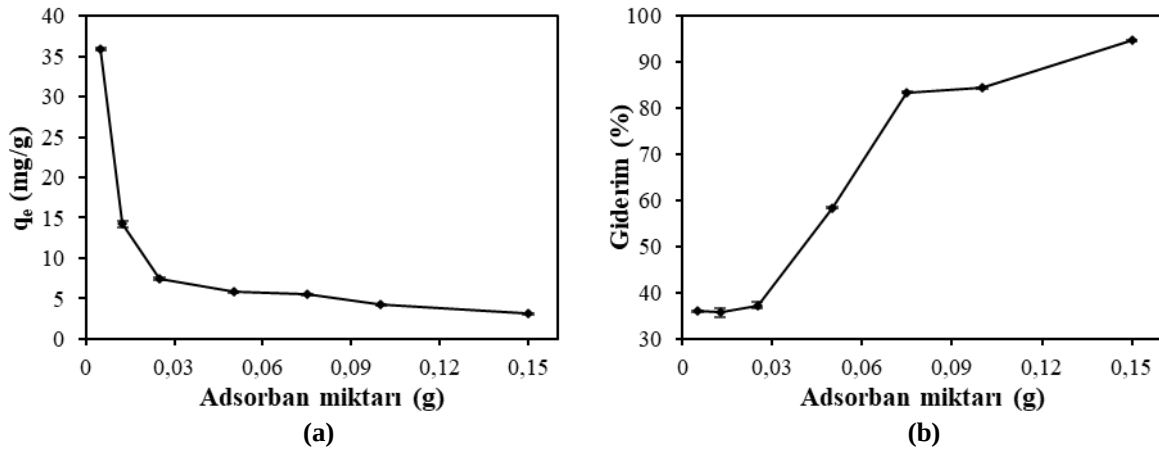
4.1.5. Aktif Karbon

4.1.5.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFX-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.20’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.26’da görülmektedir.

Tablo 4.20: CFX-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	35,9089±0,2287	35,9089±0,2287
0,0125	14,2597±0,4163	35,6492±1,0408
0,0250	7,4446±0,1487	37,2232±0,7436
0,0500	5,8323±0,0125	58,3235±0,1251
0,0750	5,5614±0,0025	83,4214±0,0376
0,1000	4,2161±0,0030	84,3212±0,0592
0,1500	3,1579±0,0021	94,7358±0,0638



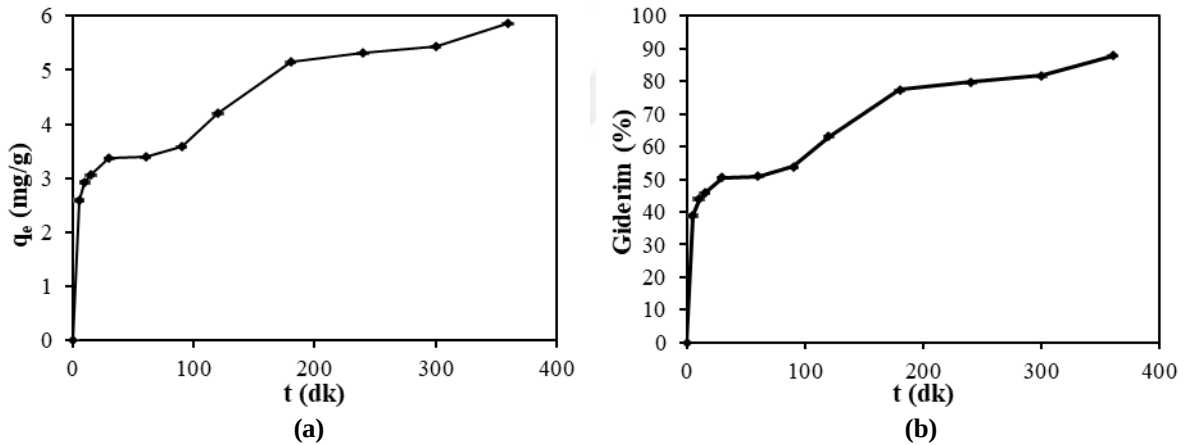
Şekil 4.26: CFX-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.5.2. Temas Süresinin Etkisi

CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.21'de verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.27'de görülmektedir.

Tablo 4.21: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	2,5933±0,0201	38,8998±0,3018
10	2,9213±0,0312	43,8200±0,4676
15	3,0582±0,0013	45,8724±0,0202
30	3,3654±0,0045	50,4806±0,0674
60	3,3926±0,0053	50,8884±0,0793
90	3,5885±0,0051	53,8269±0,0760
120	4,2085±0,0032	63,1276±0,0476
180	5,1550±0,0023	77,3257±0,0343
240	5,3147±0,0016	79,7198±0,0241
300	5,4478±0,0012	81,7175±0,0177
360	5,8542±0,0040	87,8132±0,0604



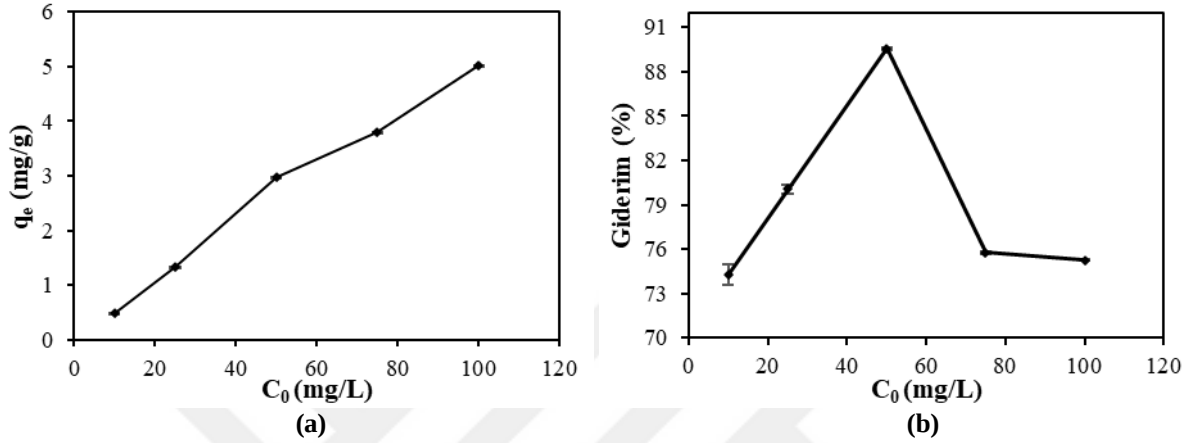
Şekil 4.27: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.5.3. Başlangıç CFX-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.22'de verilmiştir. Başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.28'de görülmektedir.

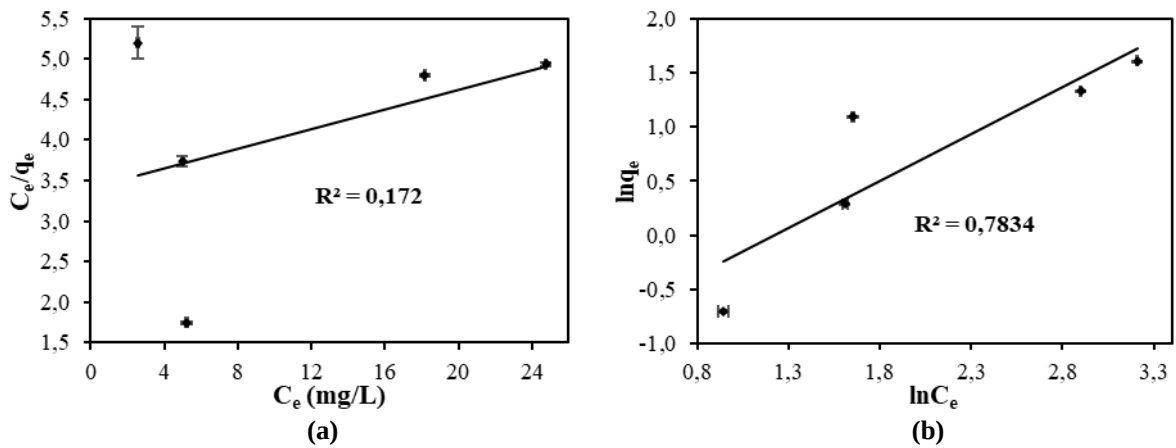
Tablo 4.22: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi.

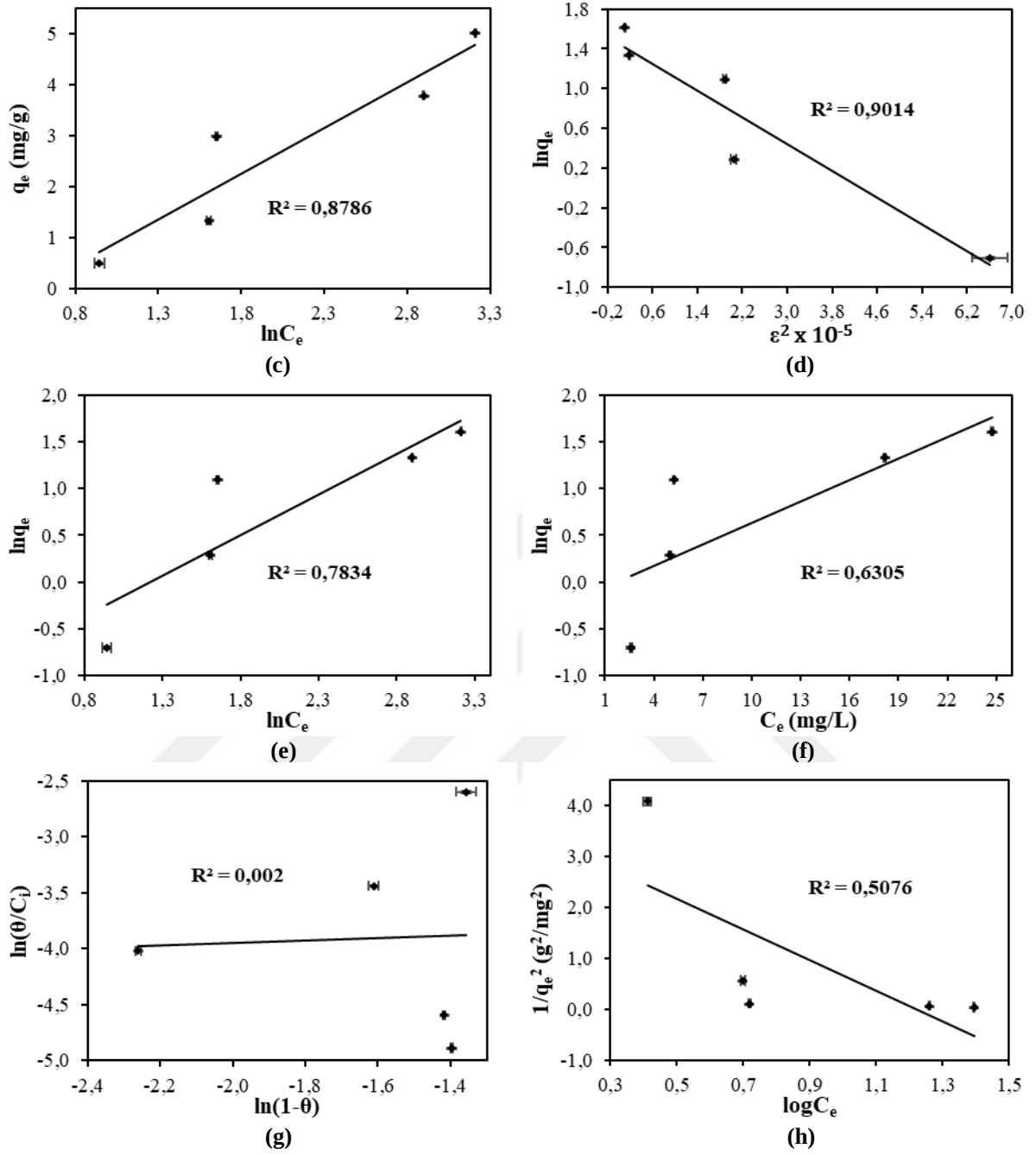
C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	0,4951±0,0048	74,2597±0,7190
25	1,3341±0,0045	80,0456±0,2708
50	2,9854±0,0026	89,5626±0,0775
75	3,7883±0,0040	75,7661±0,0810
100	5,0170±0,0044	75,2551±0,0658

**Şekil 4.28:** Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFX-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

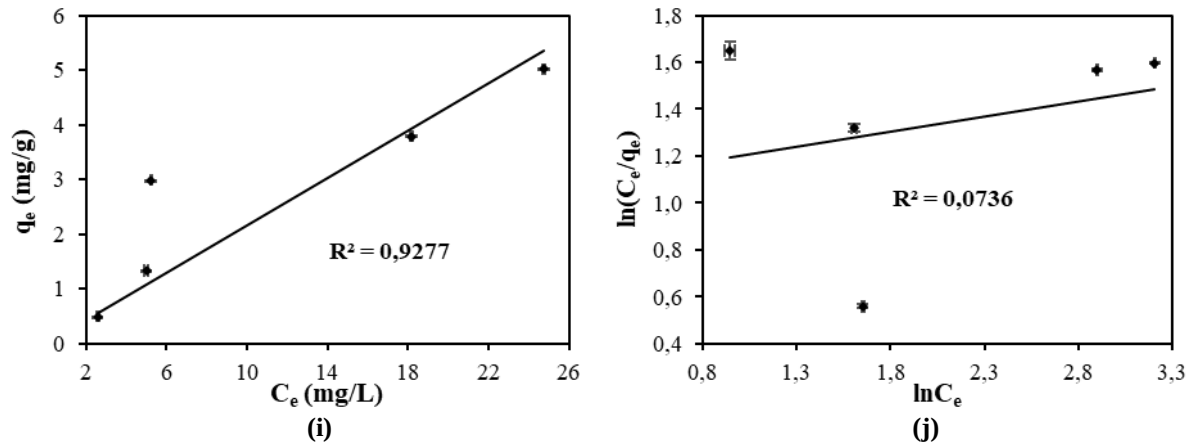
4.1.5.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.29'da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.

**Şekil 4.29:** CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.29 (devam): CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.29 (devam): CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

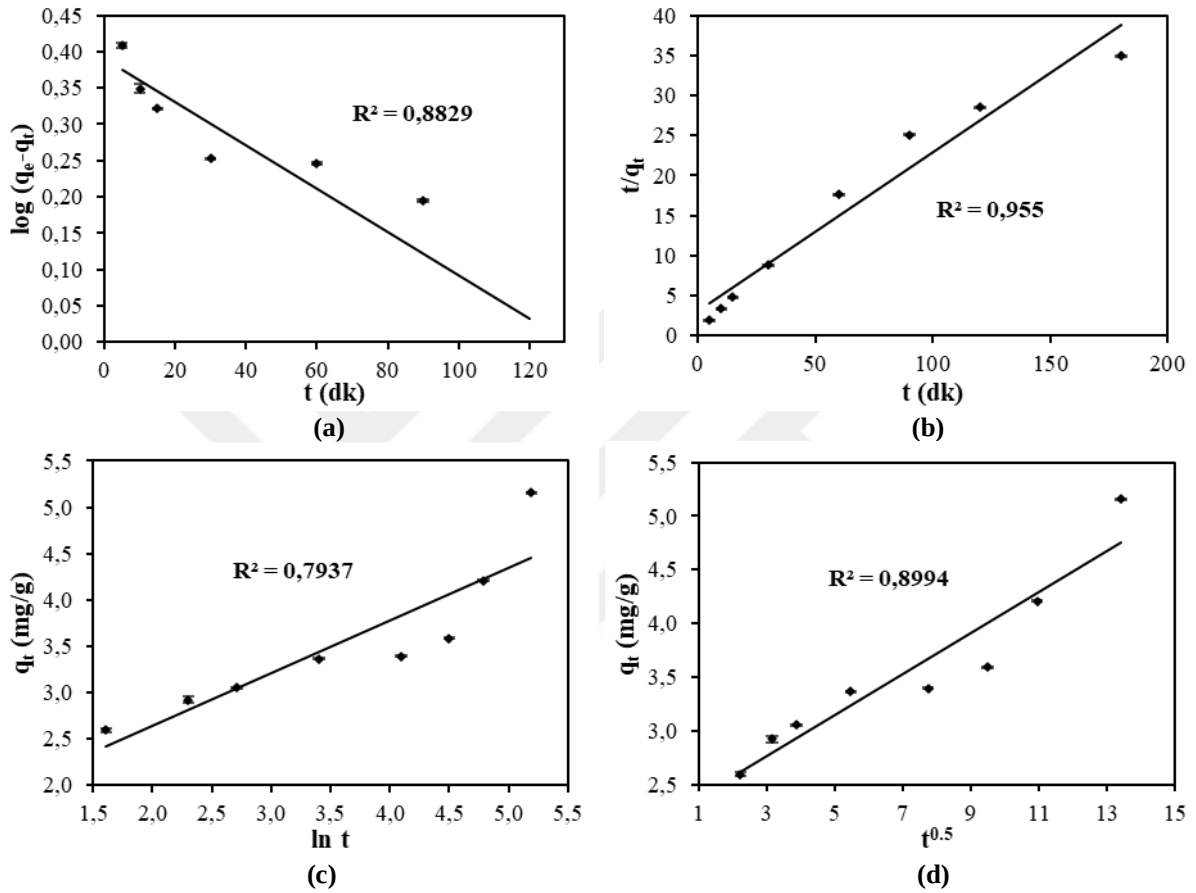
Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.23'te özetlenmiştir.

Tablo 4.23: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	16,5837
	K_L (L/mg)	0,0177
	R^2	0,1720
Freundlich	K_F (L/mg)	0,3425
	n	1,1482
	R^2	0,7834
Temkin	b_T (J/mol)	1379,4944
	K_T (L/g)	0,5792
	R^2	0,8786
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	4,2721
	β_{DR} (mol ² /J ²)	3×10^{-6}
	E (kJ/mol)	408,2483
	R^2	0,9014
Halsey	K_H (L/mg)	3,4228
	n_H (L/mg)	-1,1482
	R^2	0,7834
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	0,8816
	K_J (L/g)	-0,0764
	R^2	0,6305
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,0239
	n_{FH}	0,1097
	R^2	0,0020
Harkin-Jura	A_{HJ}	0,3322
	B_{HJ}	1,2190
	R^2	0,5076
Henry	K_{HE} (L/g)	0,2162
	R^2	0,9277
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,3425
	β_R	0,1291
	R^2	0,0736

4.1.5.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.30'da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.30: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.24'te özetlenmiştir.

Tablo 4.24: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

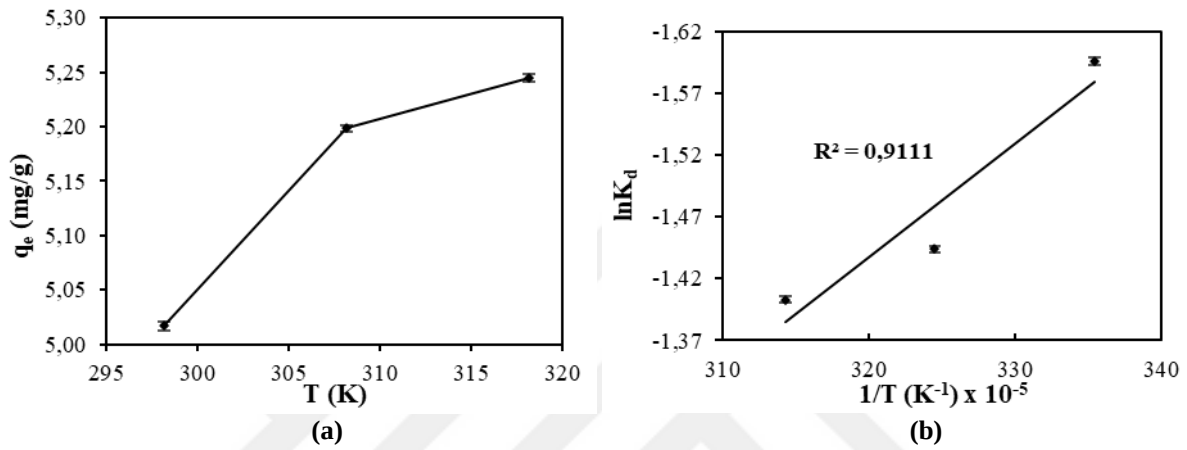
Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0030
	q_e (mg/g)	2,4553
	R^2	0,8829
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0132
	q_e (mg/g)	5,0277
	R^2	0,9550
Elovich	β_E (g/mg)	1,7690
	α_E (mg/(g.dk))	8,2405
	R^2	0,7937

Tablo 4.24 (devam): CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,1917
	C (mg/g)	2,1848
	R ²	0,8994

4.1.5.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.31.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.31: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

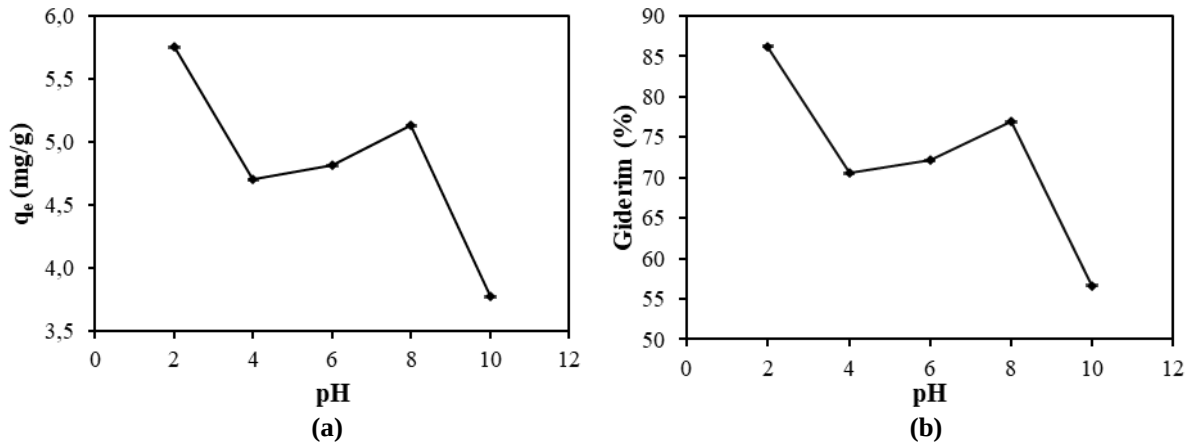
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.31.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.25'te özetlenmiştir.

Tablo 4.25: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	3955,661	7644,390	12,513
308,15	3699,068		
318,15	3711,223		

4.1.5.7. pH Etkisi

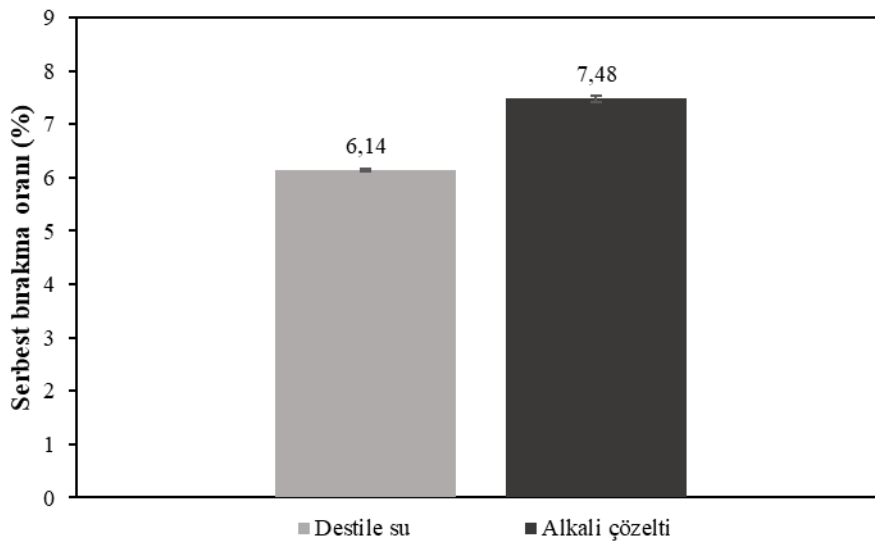
CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.32'de görülmektedir.



Şekil 4.32: CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.1.5.8. Desorpsiyon Çalışması

CFX-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.33'te verilmiştir.



Şekil 4.33: CFX-Na – aktif karbon çalışması desorpsiyon sonuçları.

4.2. CFR-NA GİDERİMİ

4.2.1. Kalibrasyon Eğrisi

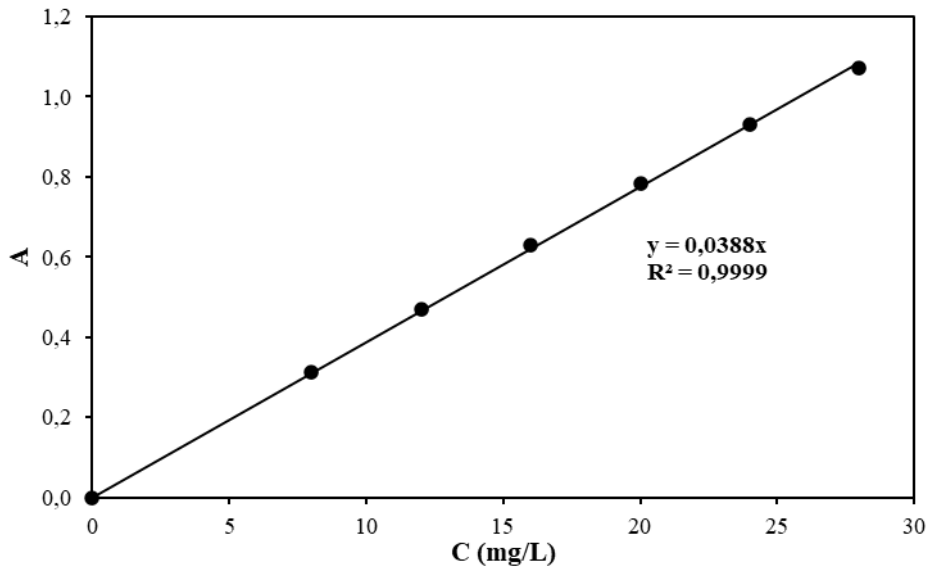
Kalibrasyon eğrisini oluşturmak için öncelikle CFR-Na ilaç etken maddesinin bir sulu çözeltisi oluşturulmuş ve UV-Vis spektrofotometrede 190-330 nm arasında genel tarama yapılmıştır. Sonuçların pik verdiği nm değeri, bu ilaç etken madde için okuma alınacak değer olarak belirlenmiştir. CFR-Na için bu değer 276 nm olarak belirlenmiştir. Sonrasında

konsantrasyonları bilinen 6 farklı CFR-Na çözeltisi hazırlanarak 276 nm’de okumaları alınmıştır. Elde edilen absorbens değerleri Tablo 4.26’da verilmiştir.

Tablo 4.26: CFR-Na kalibrasyon eğrisi için veriler.

Konsantrasyon (mg/L)	Absorbans değeri (A)
8	0,3137
12	0,4715
16	0,6298
20	0,7832
24	0,9309
28	1,0718

Konsantrasyonlar ve absorbens değerleri arasında çizilen grafikte, (0,0) noktasından geçirilerek elde edilen kalibrasyon eğrisi Şekil 4.34’te verilmiştir. R^2 değerinin 1’e yakın olması uygunluğunu göstermektedir.



Şekil 4.34: CFR-Na için kalibrasyon eğrisi.

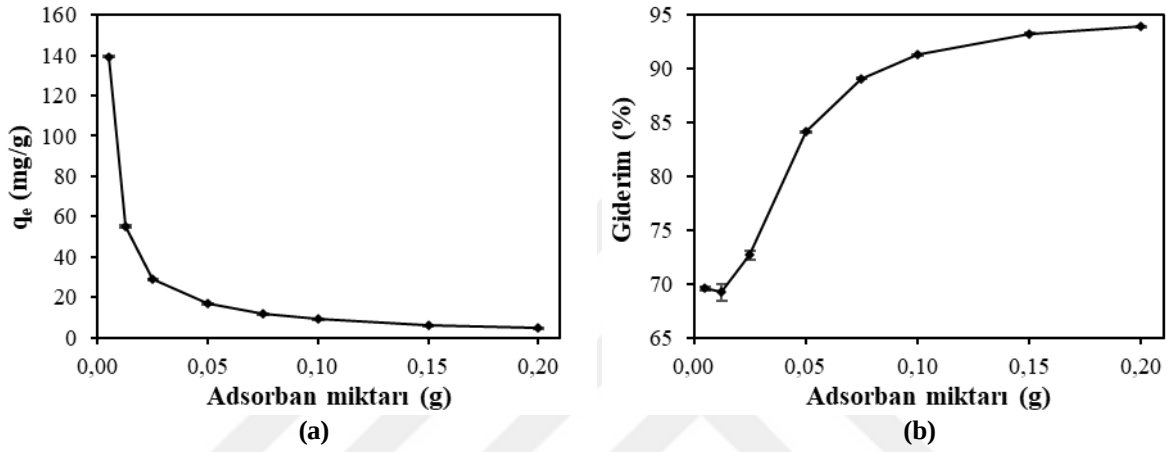
4.2.2. Amberlite IRA-96

4.2.2.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.27’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.35’te görülmektedir.

Tablo 4.27: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	139,1804±0,3518	69,5902±0,1759
0,0125	55,3876±0,6309	69,2345±0,7886
0,0250	29,0799±0,1705	72,6997±0,4263
0,0500	16,8240±0,0068	84,1198±0,0342
0,0750	11,8808±0,0090	89,1057±0,0672
0,1000	9,1363±0,0020	91,3634±0,0200
0,1500	6,2194±0,0013	93,2912±0,0188
0,2000	4,6998±0,0006	93,9961±0,0113

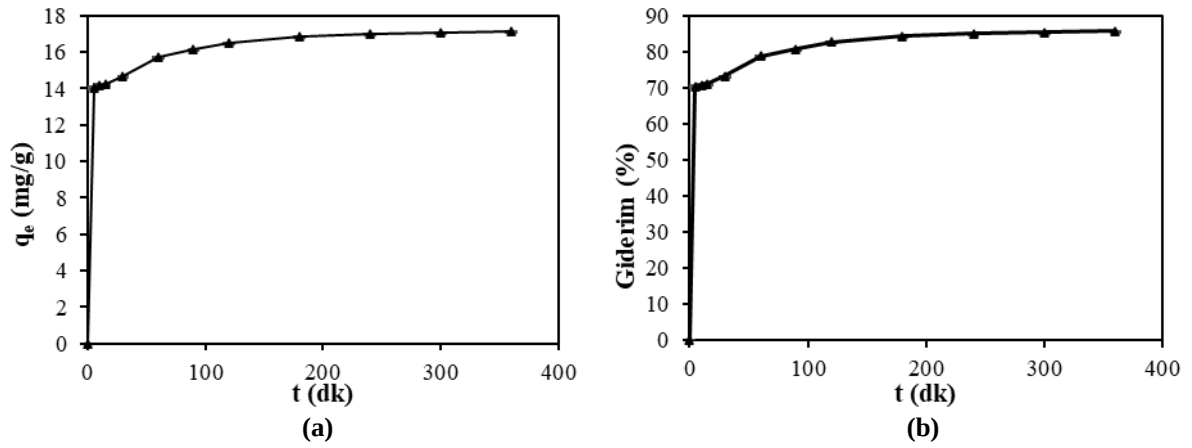
**Şekil 4.35:** CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.2.2. Temas Süresinin Etkisi

CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.28'de verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.36'da görülmektedir.

Tablo 4.28: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	14,0420±0,0801	70,2101±0,4004
10	14,1683±0,0437	70,8415±0,2185
15	14,2082±0,0427	71,0412±0,2133
30	14,6536±0,0081	73,2680±0,0405
60	15,7436±0,0091	78,7178±0,0454
90	16,1557±0,0042	80,7784±0,0212
120	16,5240±0,0005	82,6198±0,0027
180	16,8595±0,0040	84,2977±0,0201
240	16,9997±0,0053	84,9987±0,0264
300	17,0642±0,0041	85,3209±0,0207
360	17,1332±0,0084	85,6662±0,0420



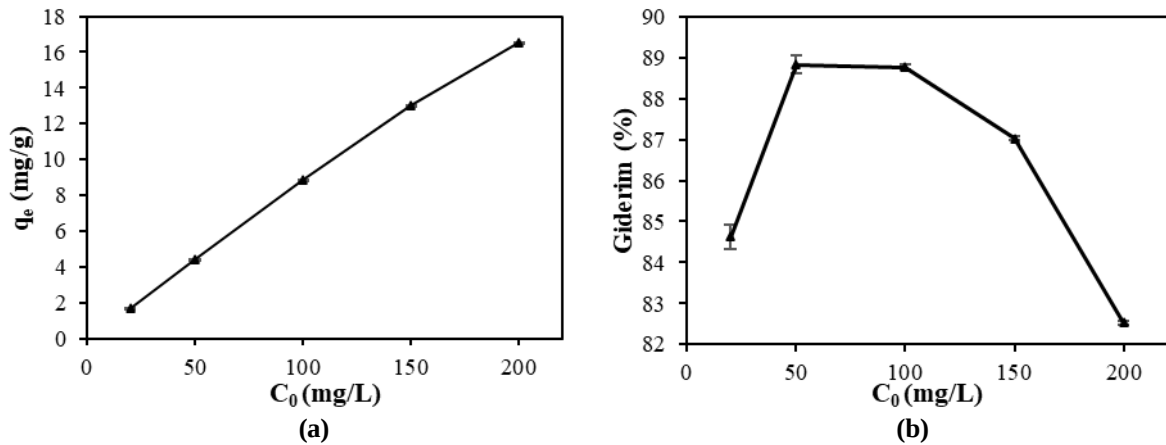
Şekil 4.36: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.2.3. Başlangıç CFR-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.29'da verilmiştir. Başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.37'de görülmektedir.

Tablo 4.29: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
20	1,6925±0,0058	84,6263±0,2902
50	4,4415±0,0106	88,8299±0,2114
100	8,8760±0,0064	88,7603±0,0639
150	13,0531±0,0070	87,0206±0,0469
200	16,5054±0,0084	82,5271±0,0419

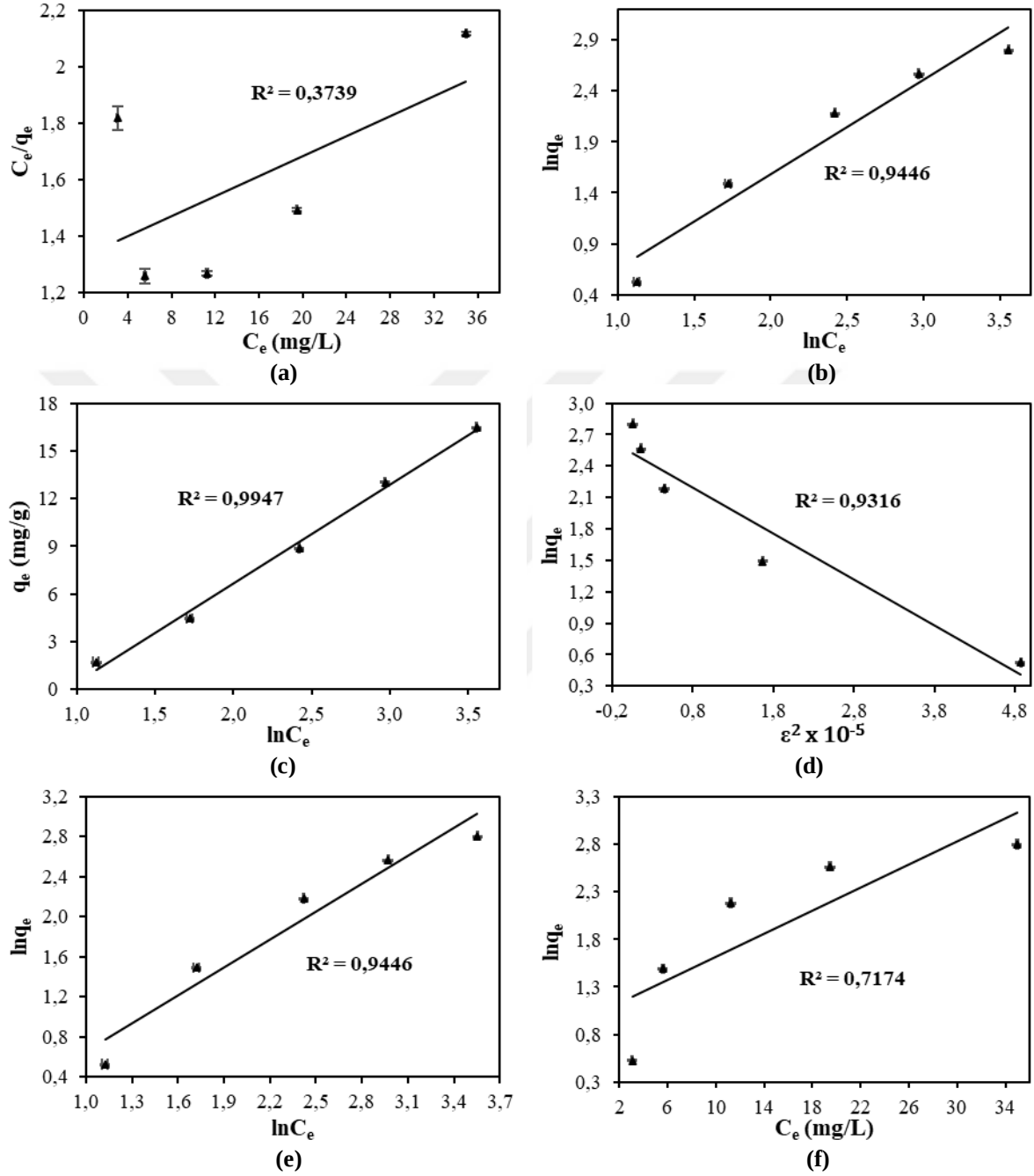


Şekil 4.37: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

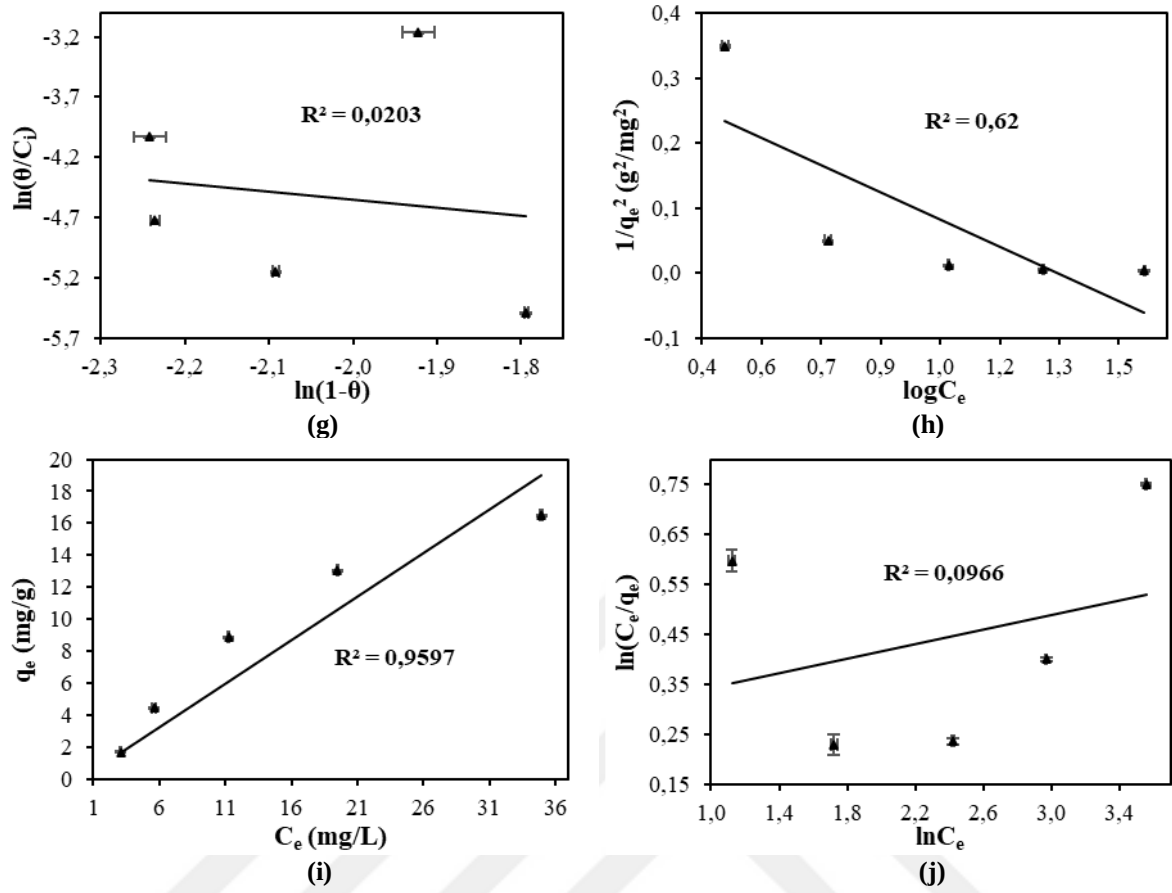
4.2.2.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.38’de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.38: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.38 (devam): CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.30'da özetlenmiştir.

Tablo 4.30: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

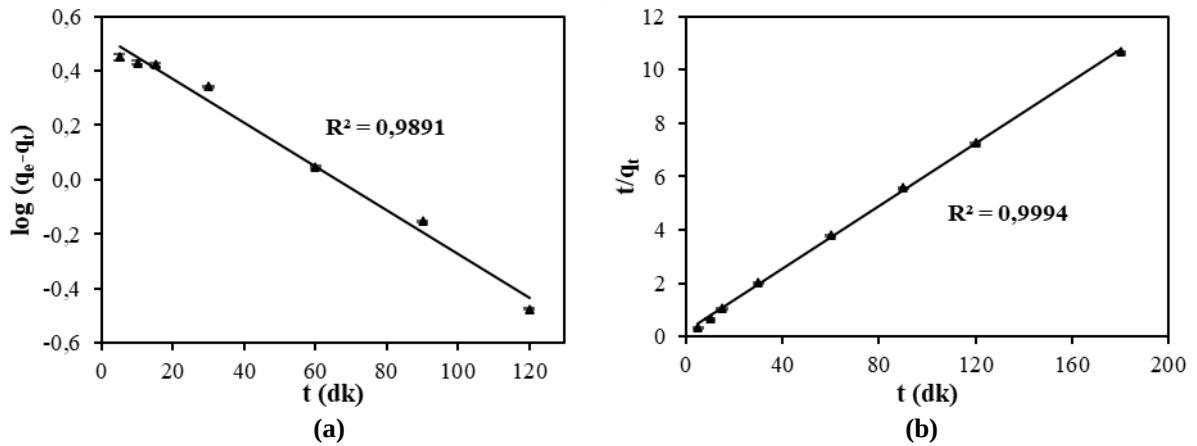
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	56,4972
	K_L (L/mg)	0,0133
	R^2	0,3739
Freundlich	K_F (L/mg)	0,7638
	n	1,0792
	R^2	0,9446
Temkin	b_T (J/mol)	396,2657
	K_T (L/g)	0,3940
	R^2	0,9947
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	12,7585
	β_{DR} (mol ² /J ²)	4×10^{-6}
	E (kJ/mol)	353,5534
	R^2	0,9316
Halsey	K_H (L/mg)	1,3288
	n_H (L/mg)	-1,0792
	R^2	0,9446

Tablo 4.30 (devam): CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

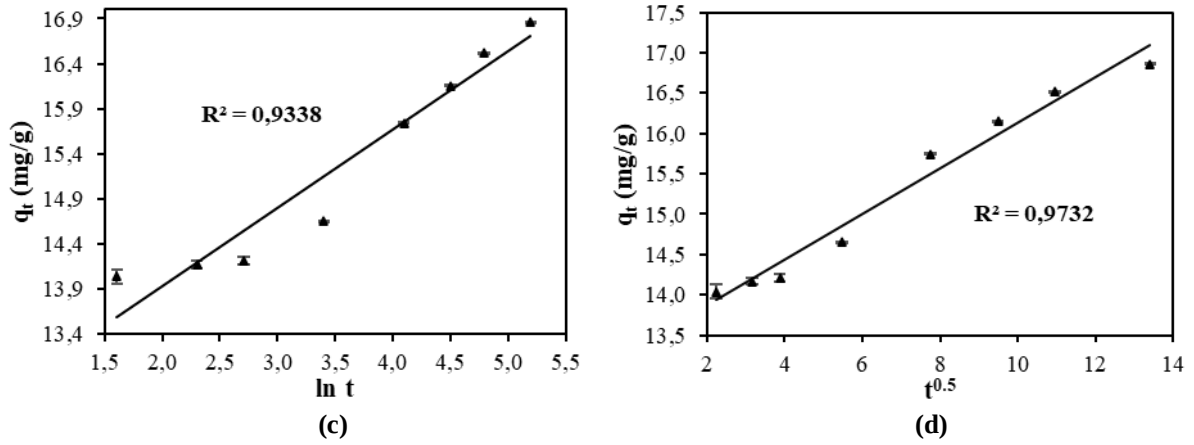
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	2,7544
	K_J (L/g)	-0,0606
	R^2	0,7174
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,0028
	n_{FH}	-0,6753
	R^2	0,0203
Harkin-Jura	A_{HJ}	3,5740
	B_{HJ}	1,3252
	R^2	0,6200
Henry	K_{HE} (L/g)	0,5436
	R^2	0,9597
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,7638
	β_R	0,0734
	R^2	0,0966

4.2.2.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.39'da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.39: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.39 (devam): CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

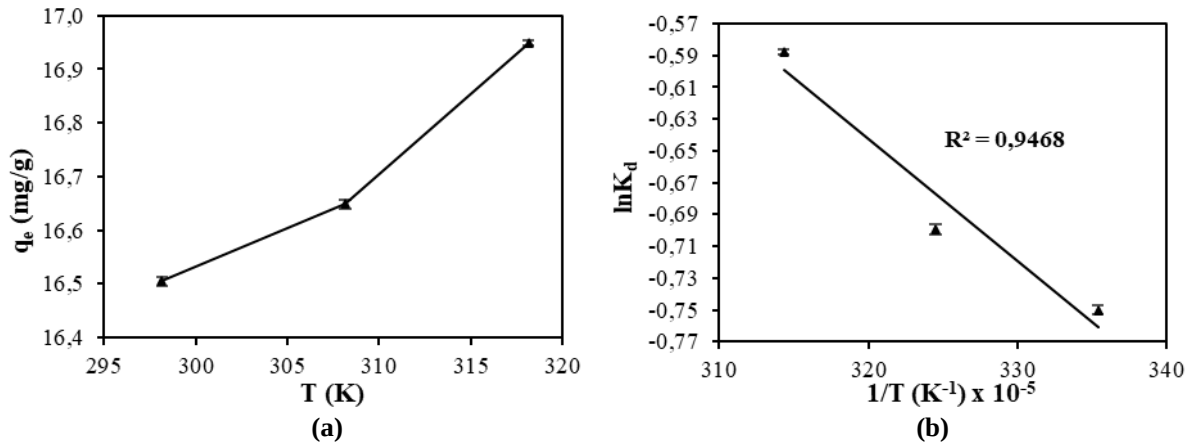
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.31'de özetlenmiştir.

Tablo 4.31: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0080
	q_e (mg/g)	3,4033
	R^2	0,9891
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0186
	q_e (mg/g)	17,0068
	R^2	0,9994
Elovich	β_E (g/mg)	1,1477
	α_E (mg/(g.dk))	1026168,7270
	R^2	0,9338
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,2834
	C (mg/g)	13,2980
	R^2	0,9732

4.2.2.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.40.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta deneyler yapılmıştır.



Şekil 4.40: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

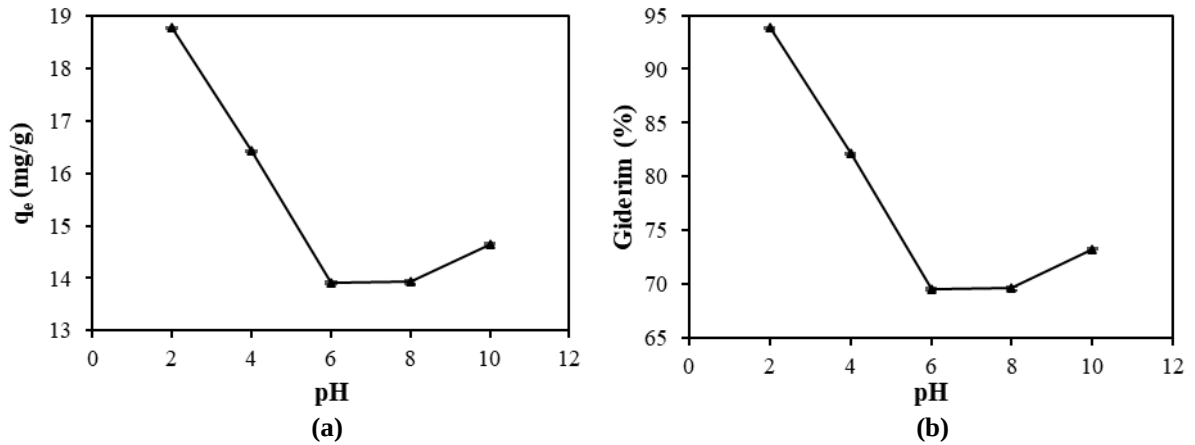
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.40.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.32'de özetlenmiştir.

Tablo 4.32: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	1859,392	6373,596	15,052
308,15	1792,103		
318,15	1554,678		

4.2.2.7. pH Etkisi

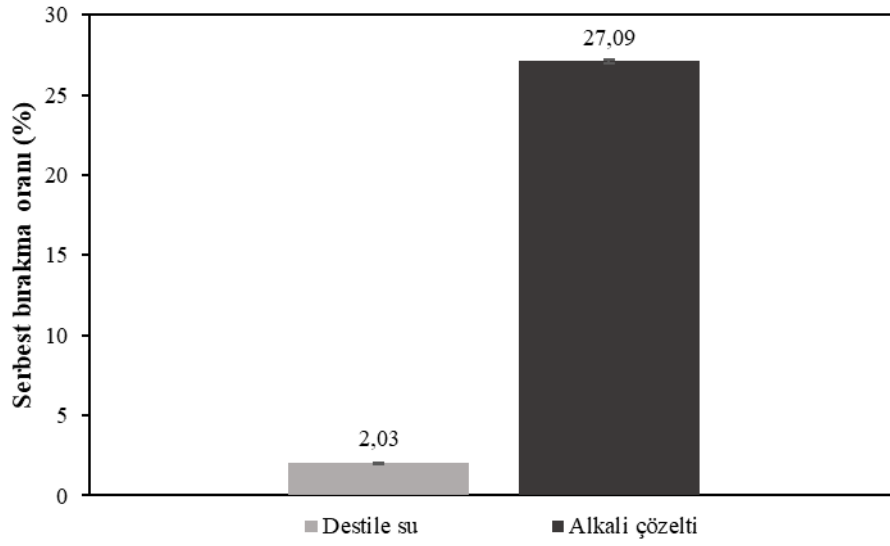
CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH'nın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.41'de görülmektedir.



Şekil 4.41: CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.2.8. Desorpsiyon Çalışması

CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.42'de verilmiştir.



Şekil 4.42: CFR-Na – Amberlite IRA-96 çalışması desorpsiyon sonuçları.

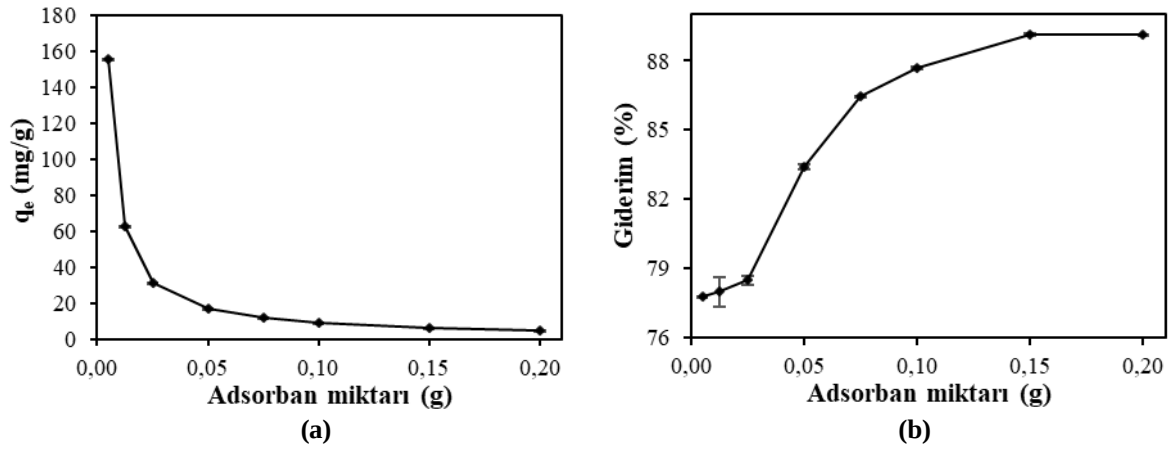
4.2.3. Amberlyst A-21

4.2.3.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.33'te verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.43'te görülmektedir.

Tablo 4.33: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	155,5284±0,0712	77,7642±0,0356
0,0125	62,3845±0,5162	77,9807±0,6452
0,0250	31,3954±0,0755	78,4884±0,1889
0,0500	16,6791±0,0222	83,3956±0,1110
0,0750	11,5290±0,0007	86,4678±0,0054
0,1000	8,7675±0,0060	87,6753±0,0598
0,1500	5,9428±0,0034	89,1418±0,0512
0,2000	4,4563±0,0013	89,1250±0,0253



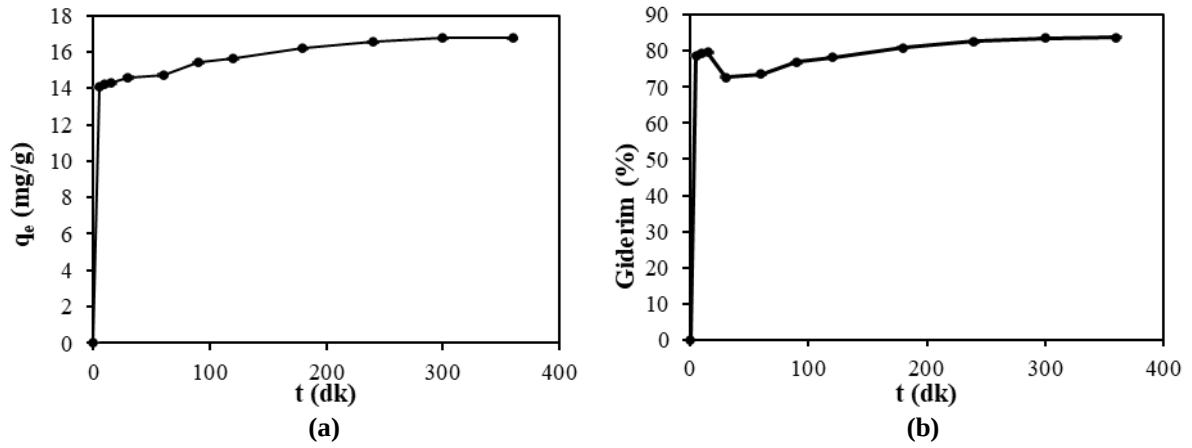
Şekil 4.43: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.3.2. Temas Süresinin Etkisi

CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.34'te verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.44'te görülmektedir.

Tablo 4.34: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	14,0899±0,0286	78,8093±0,1430
10	14,2046±0,0414	79,5219±0,2068
15	14,2778±0,0099	79,5889±0,0497
30	14,5577±0,0600	72,7887±0,3000
60	14,7075±0,0649	73,5374±0,3244
90	15,3902±0,0122	76,9510±0,0609
120	15,6631±0,0072	78,3157±0,0359
180	16,1861±0,0445	80,9304±0,2226
240	16,5379±0,0081	82,6894±0,0407
300	16,7345±0,0166	83,6727±0,0830
360	16,7691±0,0068	83,8454±0,0340



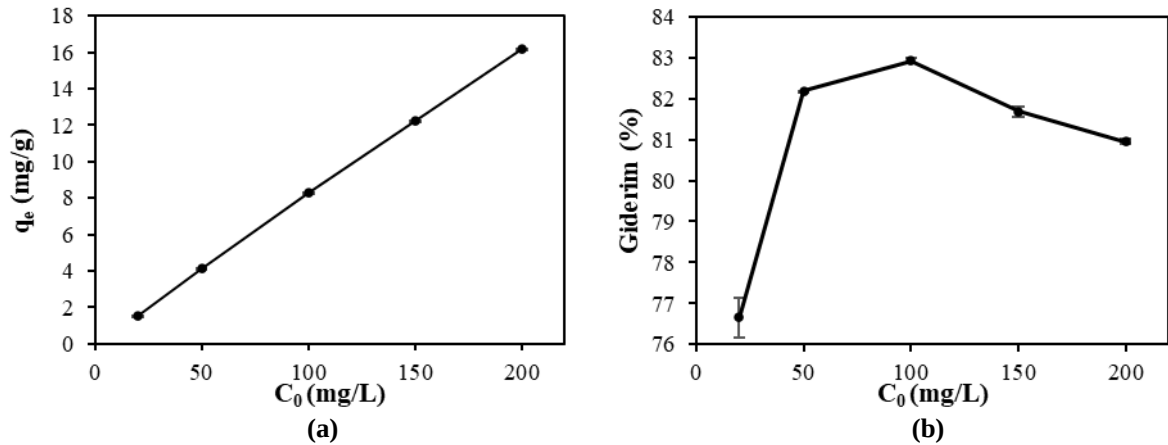
Şekil 4.44: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.3.3. Başlangıç CFR-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.35'te verilmiştir. Başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.45'te görülmektedir.

Tablo 4.35: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
20	1,5332±0,0097	76,6624±0,4857
50	4,1090±0,0004	82,1804±0,0079
100	8,2928±0,0075	82,9278±0,0752
150	12,2518±0,0207	81,6787±0,1381
200	16,1899±0,0112	80,9497±0,0561

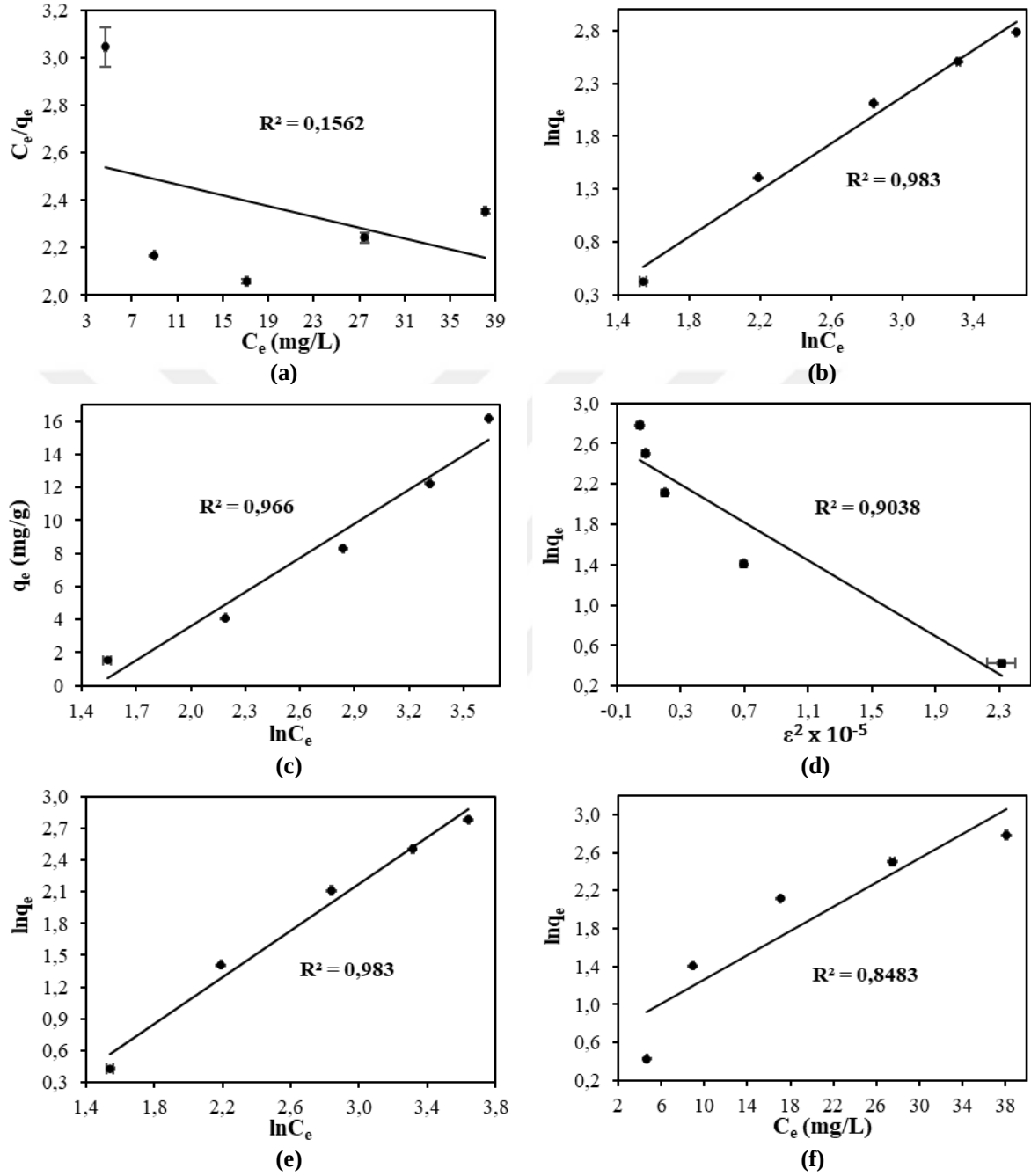


Şekil 4.45: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

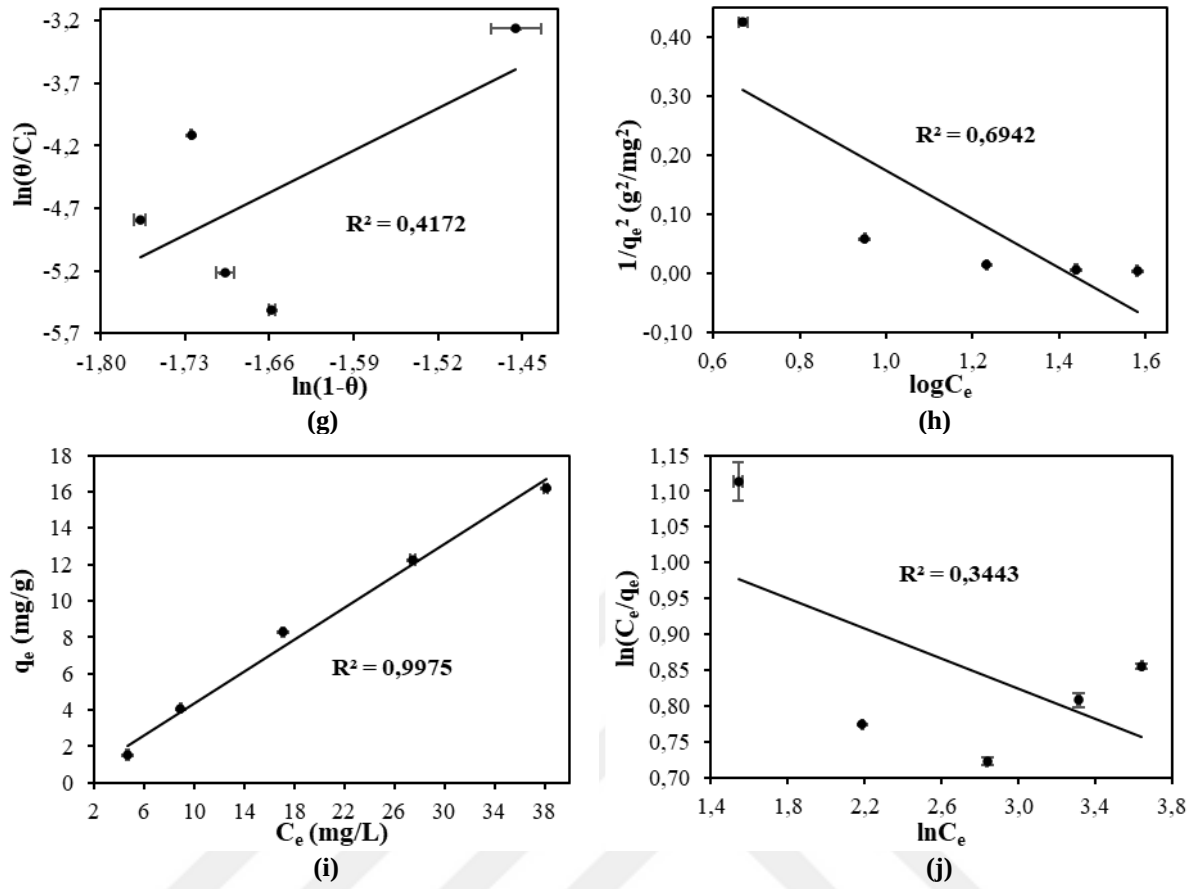
4.2.3.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.46'da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.46: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.46 (devam): CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.36'da özetlenmiştir.

Tablo 4.36: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

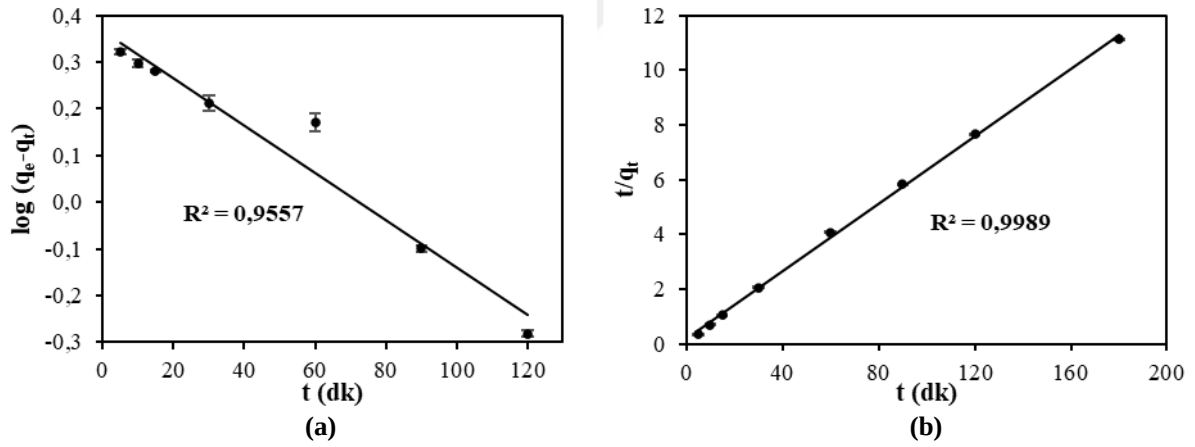
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,0044
	R^2	0,1562
Freundlich	K_F (L/mg)	0,3199
	n	0,9046
	R^2	0,9830
Temkin	b_T (J/mol)	360,5734
	K_T (L/g)	0,2298
	R^2	0,9660
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	11,8781
	β_{DR} (mol ² /J ²)	9×10^{-6}
	E (kJ/mol)	235,7023
	R^2	0,9038
Halsey	K_H (L/mg)	2,8037
	n_H (L/mg)	-0,9046
	R^2	0,9830

Tablo 4.36 (devam): CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

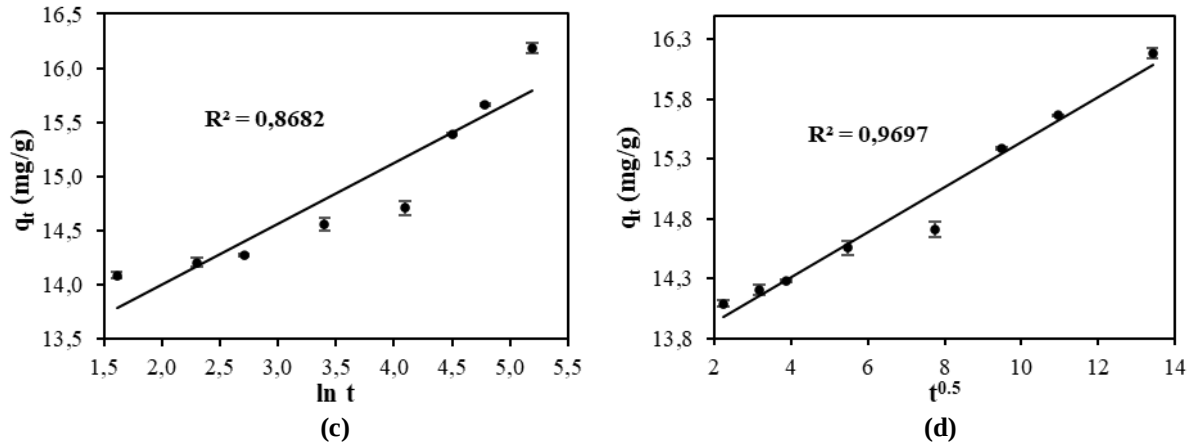
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	1,8608
	K_J (L/g)	-0,0638
	R^2	0,8483
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	29,8803
	n_{FH}	4,8020
	R^2	0,4172
Harkin-Jura	A_{HJ}	2,4301
	B_{HJ}	1,4219
	R^2	0,6942
Henry	K_{HE} (L/g)	0,4381
	R^2	0,9975
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,3199
	β_R	-0,1054
	R^2	0,3443

4.2.3.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.47'de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.47: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.47 (devam): CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

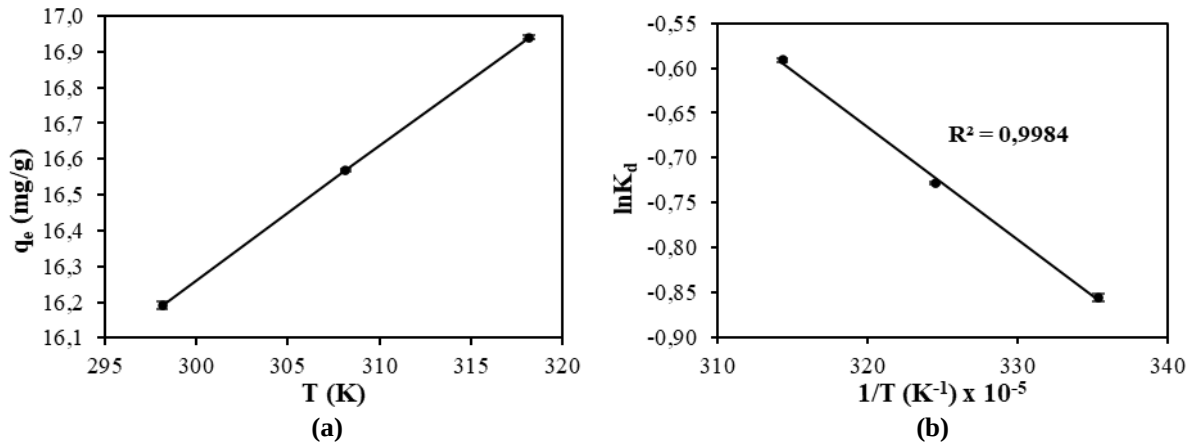
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.37'de özetlenmiştir.

Tablo 4.37: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0051
	q_e (mg/g)	2,3313
	R^2	0,9557
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0222
	q_e (mg/g)	16,1812
	R^2	0,9989
Elovich	β_E (g/mg)	1,7835
	α_E (mg/(g.dk))	$5,31 \times 10^9$
	R^2	0,8682
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,1888
	C (mg/g)	13,5550
	R^2	0,9697

4.2.3.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.48.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.48: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

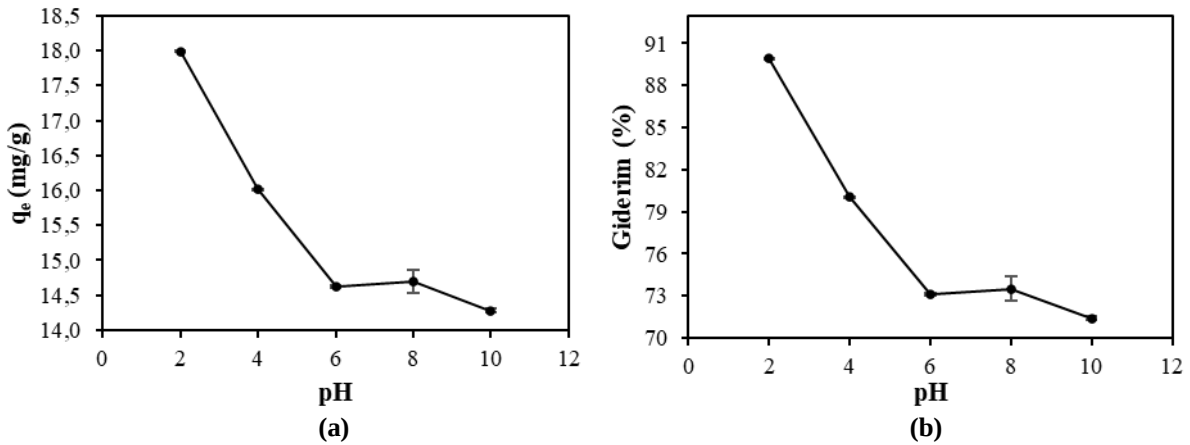
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.48.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.38'de özetlenmiştir.

Tablo 4.38: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	2121,466	10425,756	27,828
308,15	1865,955		
318,15	1563,896		

4.2.3.7. pH Etkisi

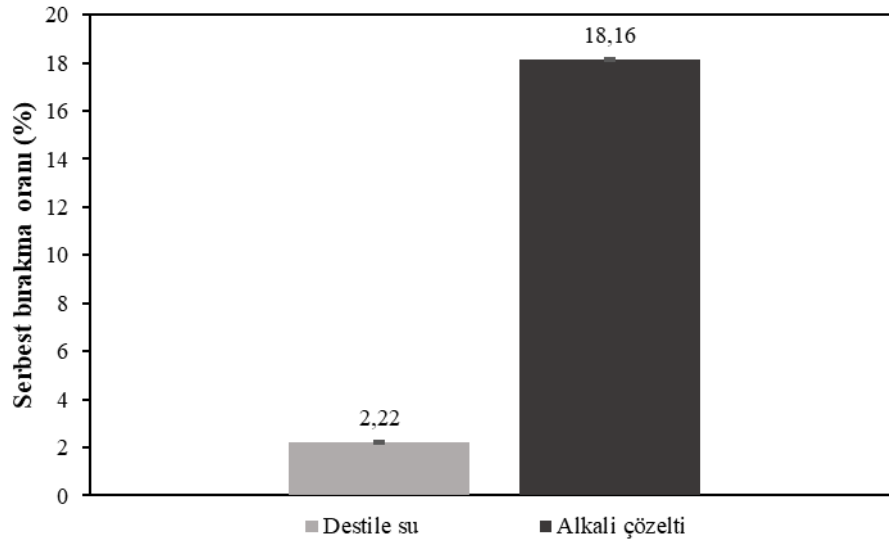
CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.49'da görülmektedir.



Şekil 4.49: CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.3.8. Desorpsiyon Çalışması

CFR-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.50'de verilmiştir.



Şekil 4.50: CFR-Na – Amberlyst A-21 çalışması desorpsiyon sonuçları.

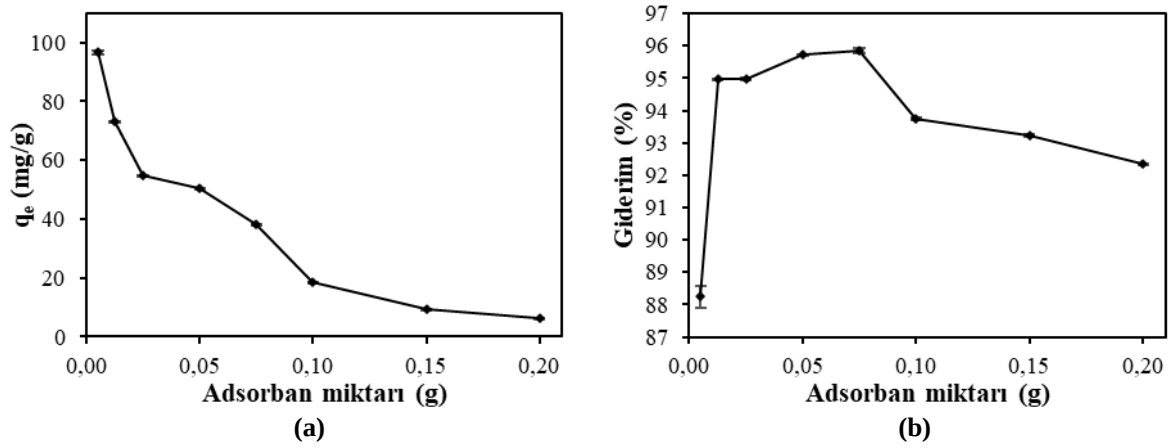
4.2.4. Amberlyst A-26

4.2.4.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.39’da verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.51’de görülmektedir.

Tablo 4.39: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	96,6276±0,6627	88,2443±0,3313
0,0125	73,1215±0,0229	94,9630±0,0286
0,0250	54,8479±0,0159	94,9748±0,0398
0,0500	50,2521±0,0049	95,7183±0,0245
0,0750	38,3335±0,0103	95,8337±0,0772
0,1000	18,7476±0,0029	93,7380±0,0291
0,1500	9,3230±0,0029	93,2301±0,0429
0,2000	6,1570±0,0003	92,3554±0,0065



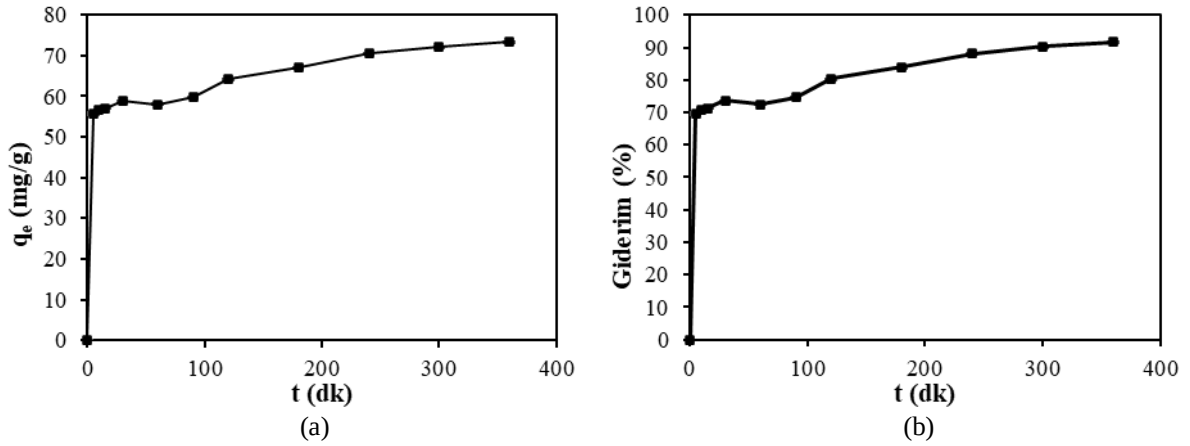
Şekil 4.51: CFR-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.4.2. Temas Süresinin Etkisi

CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.40'ta verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.52'de görülmektedir.

Tablo 4.40: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	55,7649±0,2901	69,7062±0,3626
10	56,5278±0,2832	70,6598±0,3539
15	57,1021±0,1892	71,3776±0,2365
30	58,9474±0,0036	73,6843±0,0045
60	58,0608±0,0791	72,5760±0,0988
90	59,6918±0,1726	74,6147±0,2157
120	64,3031±0,0289	80,3789±0,0361
180	67,1340±0,0236	83,9175±0,0295
240	70,4588±0,0212	88,0735±0,0265
300	72,2351±0,0158	90,2938±0,0197
360	73,3247±0,0016	91,6559±0,0020



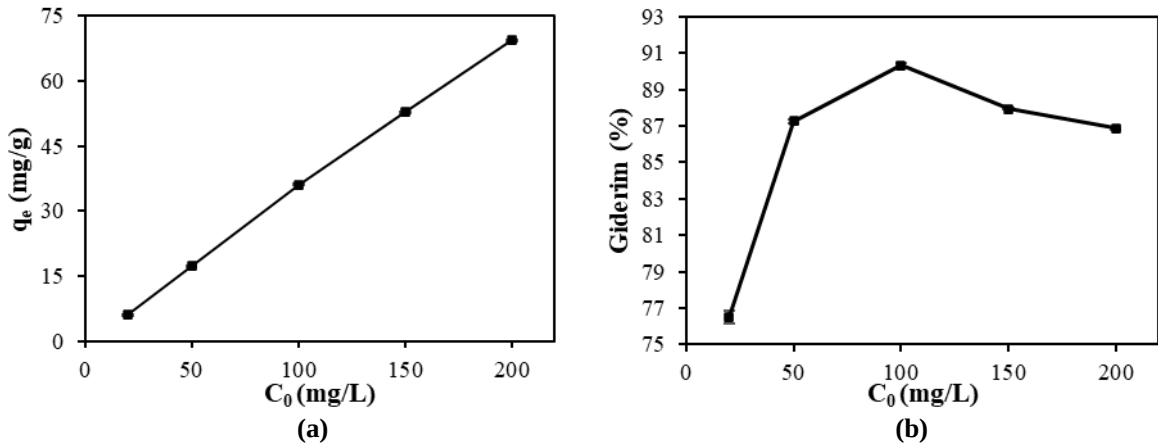
Şekil 4.52: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.4.3. Başlangıç CFR-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.41'de verilmiştir. Başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.53'te görülmektedir.

Tablo 4.41: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
20	6,1206±0,0265	76,5077±0,3311
50	17,4505±0,0238	87,2526±0,1189
100	36,1351±0,0509	90,3376±0,1273
150	52,7639±0,0272	87,9399±0,0454
200	69,4866±0,0088	86,8582±0,0110

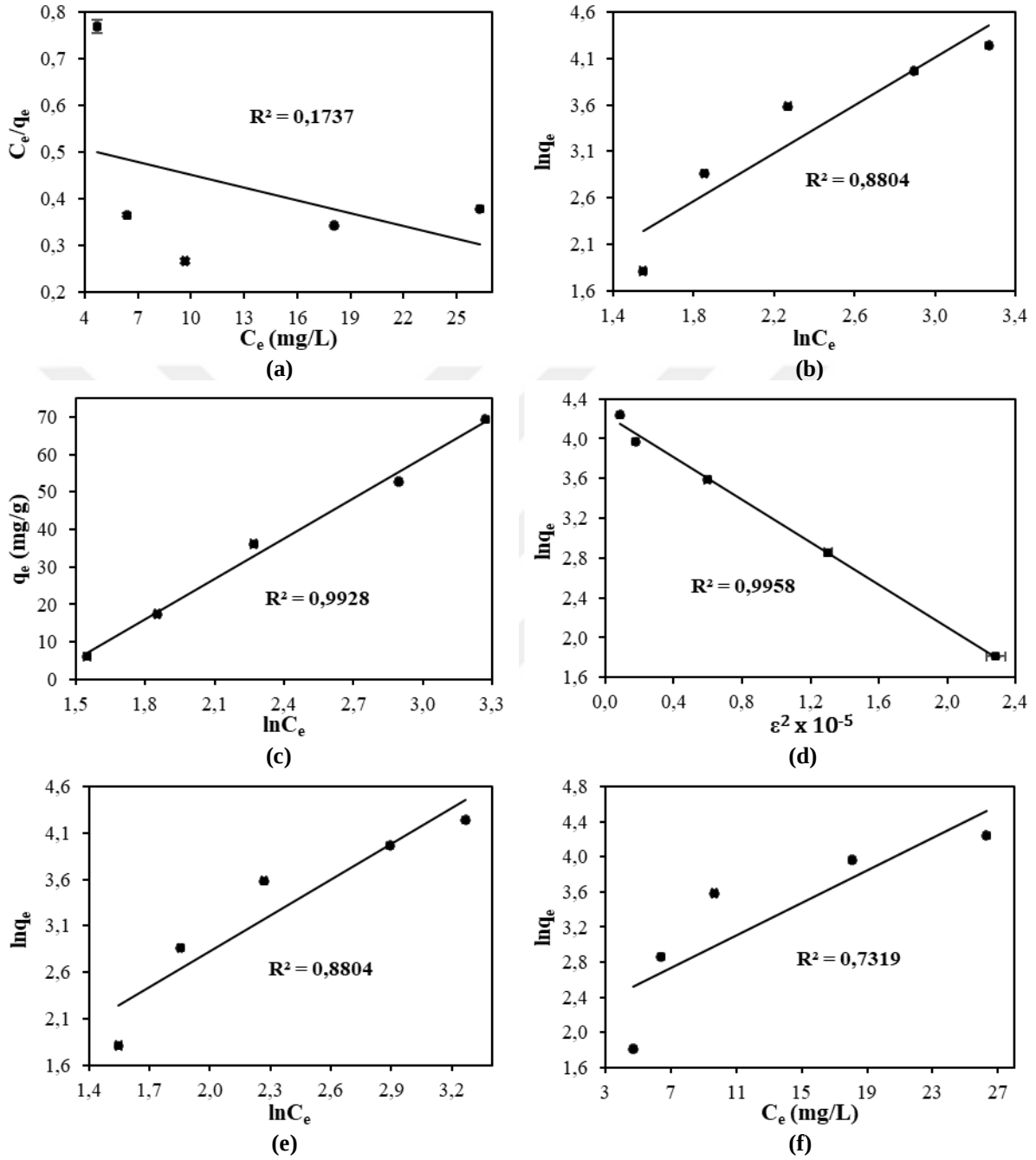


Şekil 4.53: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

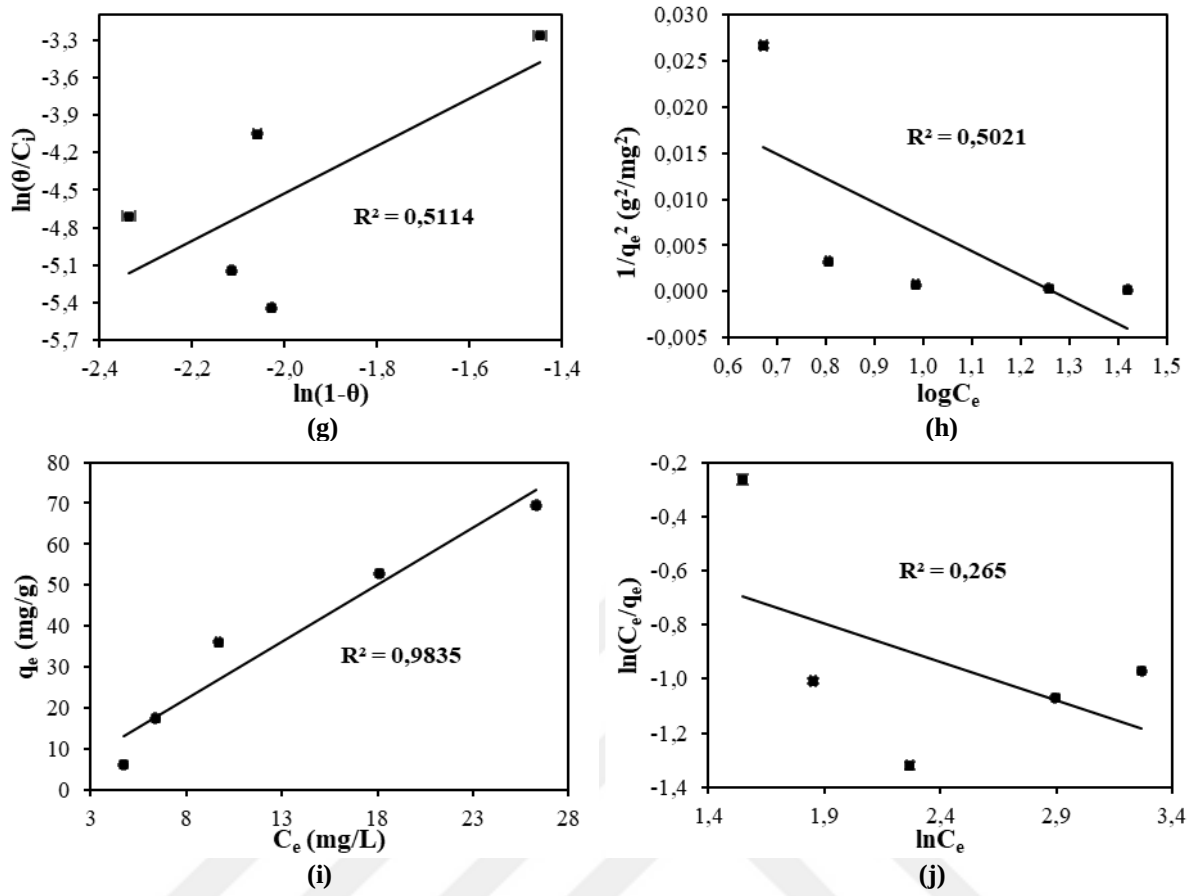
4.2.4.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.54'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.54: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.54 (devam): CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.42'de özetlenmiştir.

Tablo 4.42: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

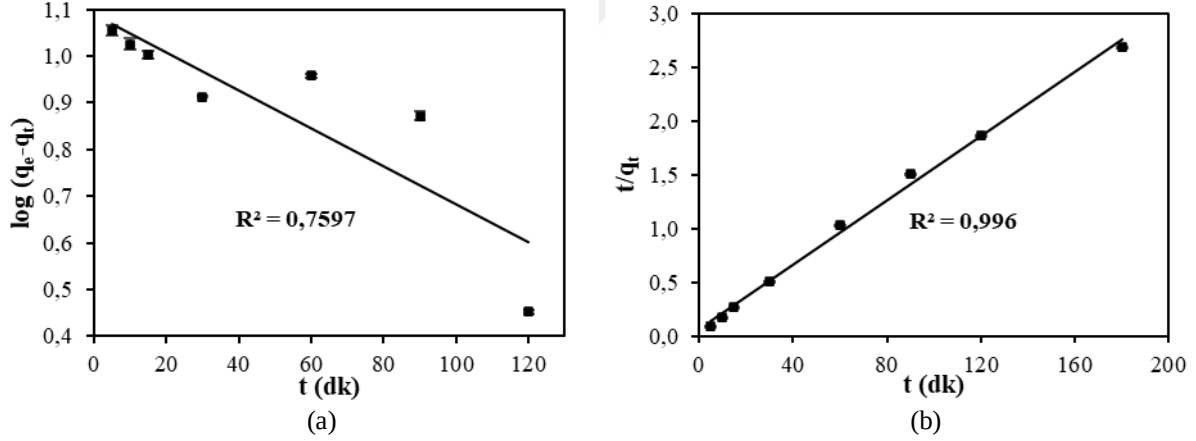
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,0168
	R^2	0,1737
Freundlich	K_F (L/mg)	1,2892
	n	0,7787
	R^2	0,8804
Temkin	b_T (J/mol)	69,1306
	K_T (L/g)	0,2590
	R^2	0,9928
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	69,3801
	β_{DR} (mol ² /J ²)	1×10^{-5}
	E (kJ/mol)	223,6068
	R^2	0,9958
Halsey	K_H (L/mg)	0,8205
	n_H (L/mg)	-0,7787
	R^2	0,8804

Tablo 4.42 (devam): CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

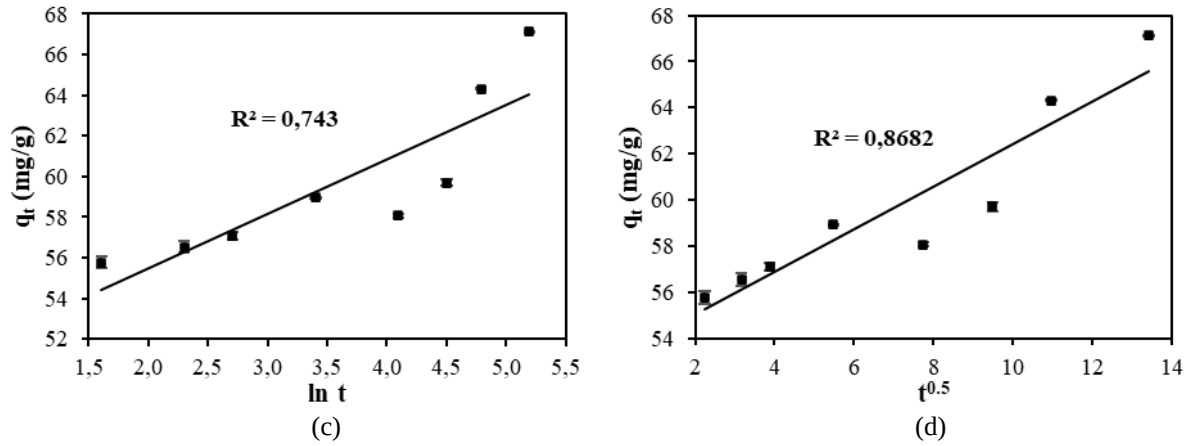
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	8,0655
	K_J (L/g)	-0,0926
	R^2	0,7319
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,4825
	n_{FH}	1,8972
	R^2	0,5114
Harkin-Jura	A_{HJ}	38,0228
	B_{HJ}	1,2624
	R^2	0,5021
Henry	K_{HE} (L/g)	2,7850
	R^2	0,9835
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	1,2892
	β_R	-0,2842
	R^2	0,2650

4.2.4.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFR-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.55'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.55: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.55 (devam): CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

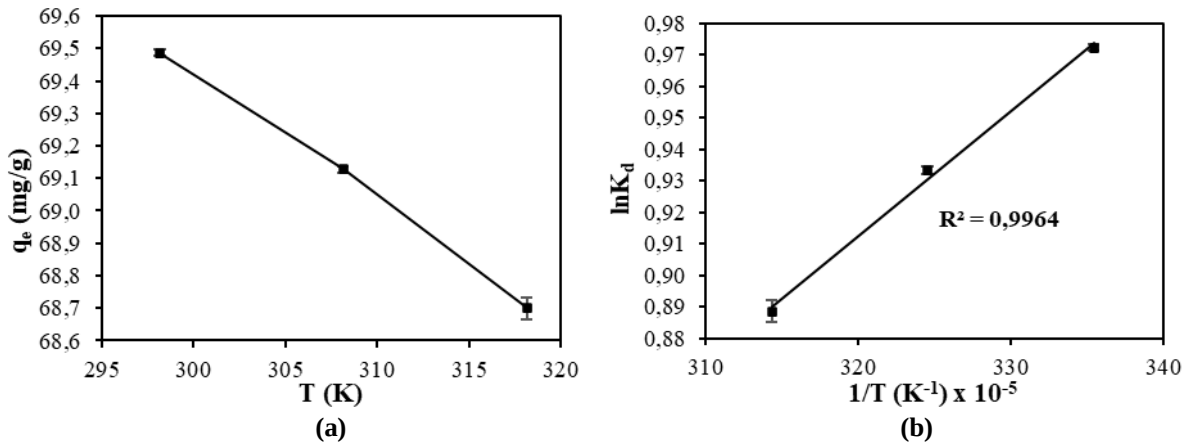
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.43'te özetlenmiştir.

Tablo 4.43: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0041
	q_e (mg/g)	12,2433
	R^2	0,7597
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0036
	q_e (mg/g)	66,6667
	R^2	0,9960
Elovich	β_E (g/mg)	0,3714
	α_E (mg/(g.dk))	$3,2 \times 10^8$
	R^2	0,7430
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,9275
	C (mg/g)	53,1580
	R^2	0,8682

4.2.4.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.56.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.56: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

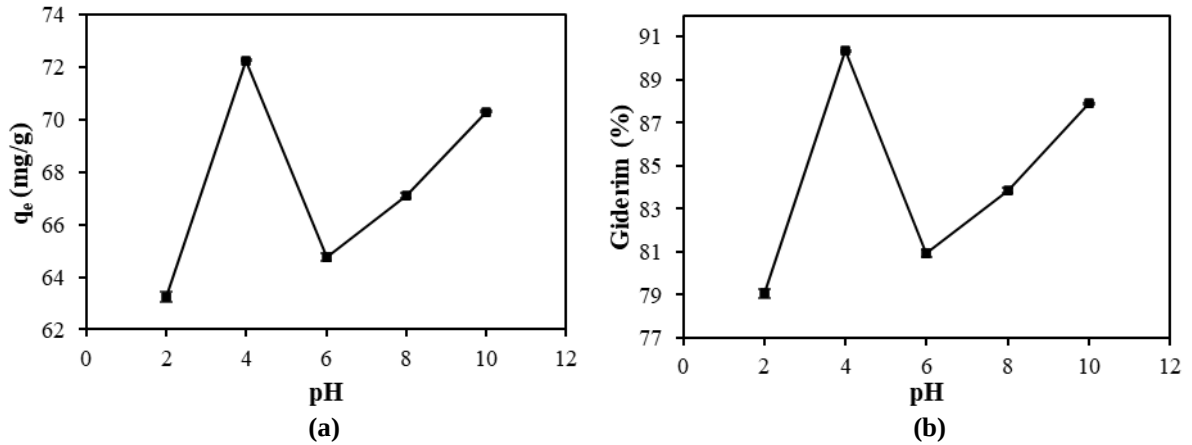
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.56.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.44'te özetlenmiştir.

Tablo 4.44: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	-2409,889	-3294,506	-2,956
308,15	-2391,207		
318,15	-2350,302		

4.2.4.7. pH Etkisi

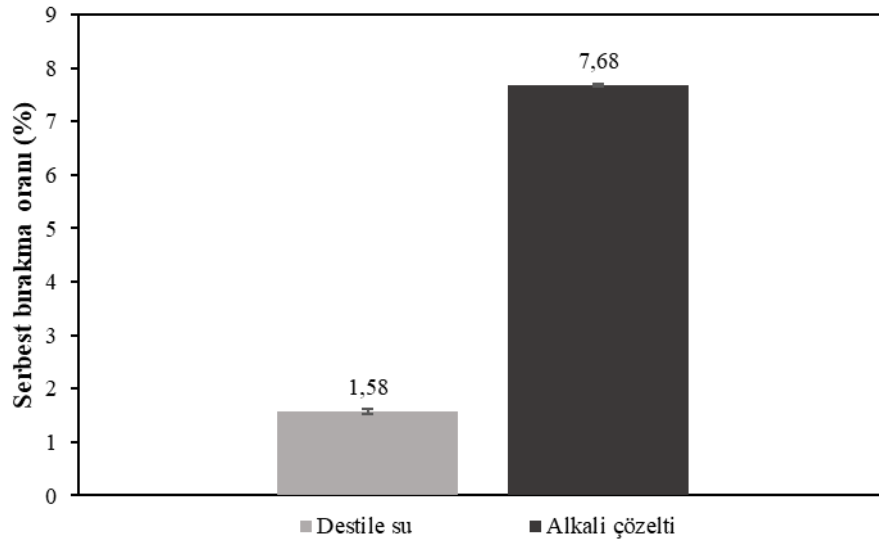
CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.57'de görülmektedir.



Şekil 4.57: CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.4.8. Desorpsiyon Çalışması

CFR-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.58'de verilmiştir.



Şekil 4.58: CFR-Na – Amberlyst A-26 çalışması desorpsiyon sonuçları.

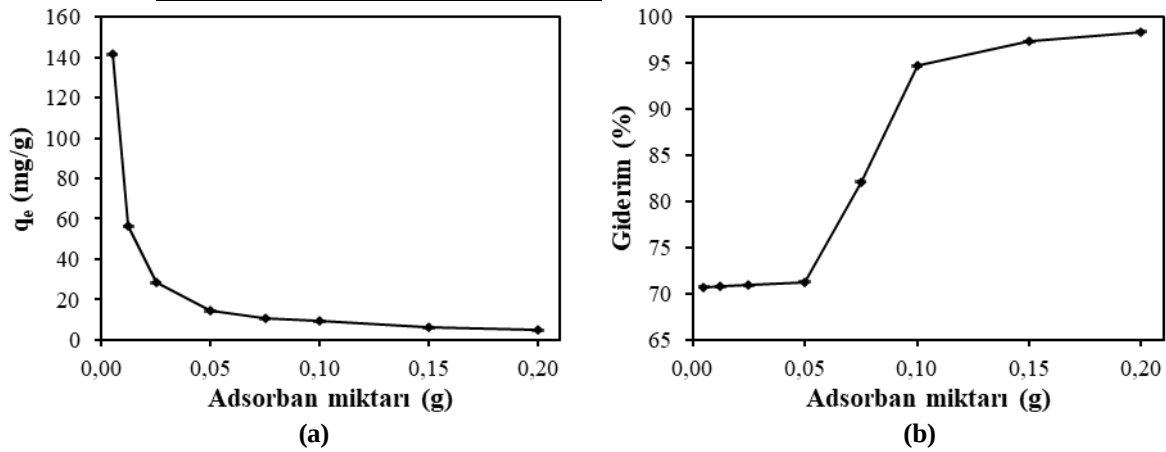
4.2.5. Aktif Karbon

4.2.5.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFR-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.45’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.59’da görülmektedir.

Tablo 4.45: CFR-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	141,4149±0,0480	70,7075±0,0240
0,0125	56,5732±0,0330	70,7165±0,0413
0,0250	28,3851±0,0075	70,9626±0,0189
0,0500	14,2492±0,0048	71,2461±0,0239
0,0750	10,9495±0,0051	82,1211±0,0380
0,1000	9,4710±0,0028	94,7101±0,0278
0,1500	6,4864±0,0032	97,2964±0,0478
0,2000	4,9196±0,0025	98,3918±0,0502



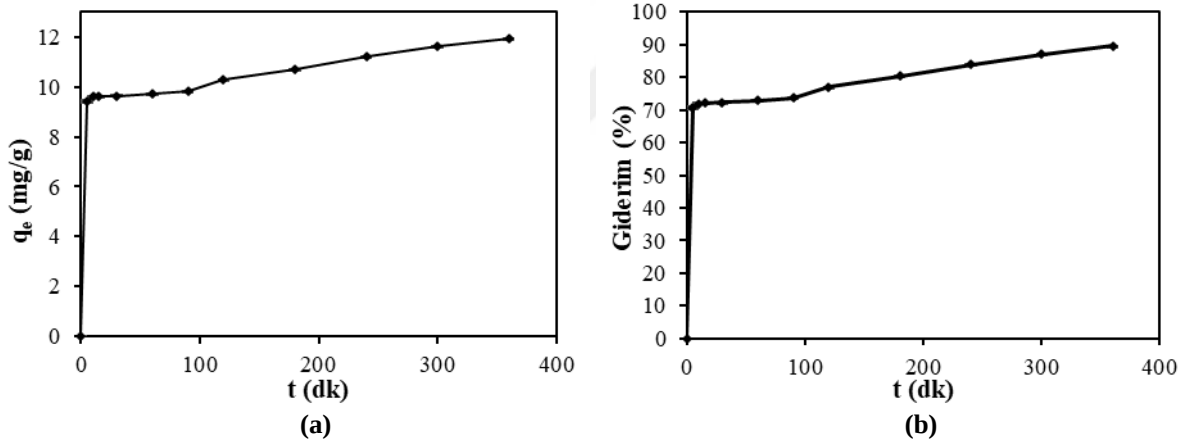
Şekil 4.59: CFR-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.5.2. Temas Süresinin Etkisi

CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.46'da verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.60'da görülmektedir.

Tablo 4.46: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	9,4268±0,0375	70,7010±0,2814
10	9,5981±0,0090	71,9858±0,0672
15	9,6237±0,0177	72,1778±0,1328
30	9,6428±0,0076	72,3209±0,0567
60	9,7213±0,0028	72,9098±0,0207
90	9,8361±0,0104	73,7706±0,0782
120	10,2646±0,0014	76,9845±0,0104
180	10,7160±0,0086	80,3698±0,0644
240	11,1986±0,0063	83,9897±0,0470
300	11,6186±0,0034	87,1392±0,0259
360	11,9407±0,0044	89,5554±0,0330



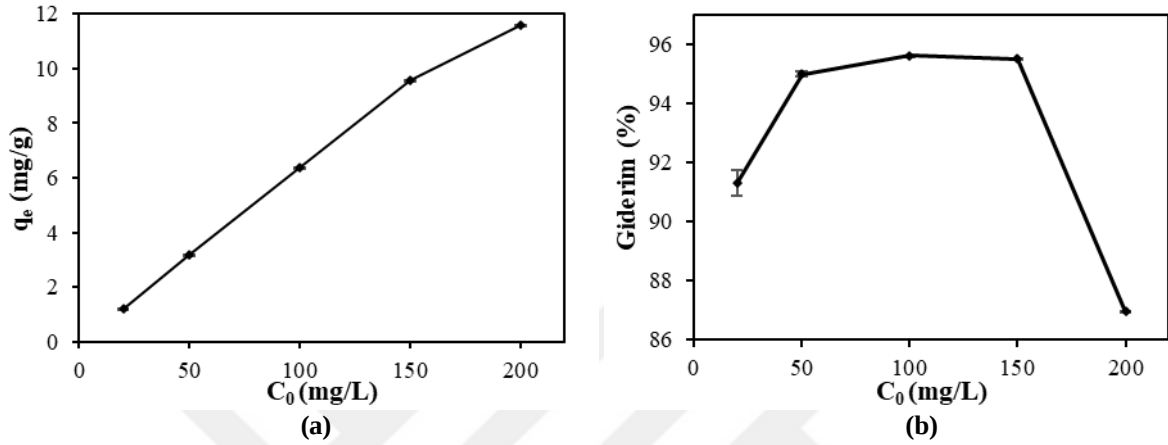
Şekil 4.60: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.5.3. Başlangıç CFR-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.47'de verilmiştir. Başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.61'de görülmektedir.

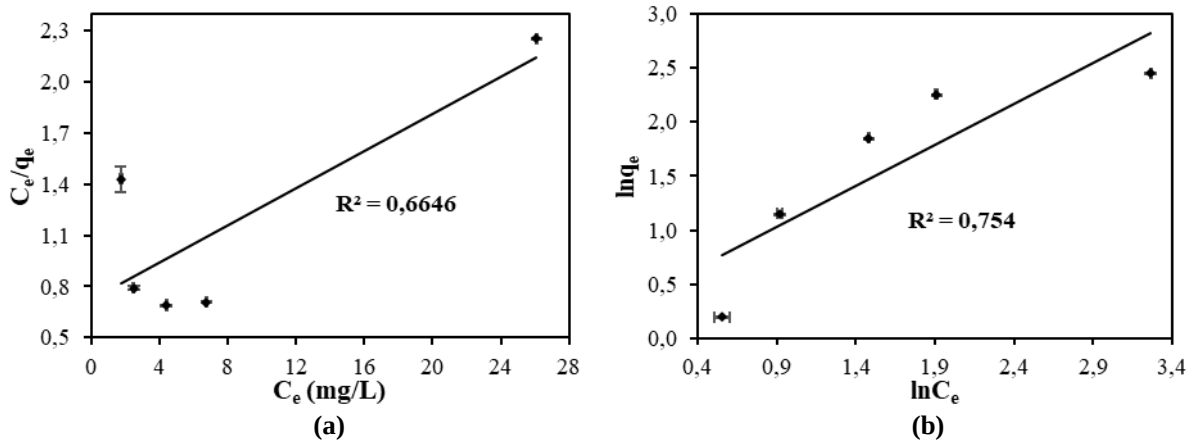
Tablo 4.47: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.

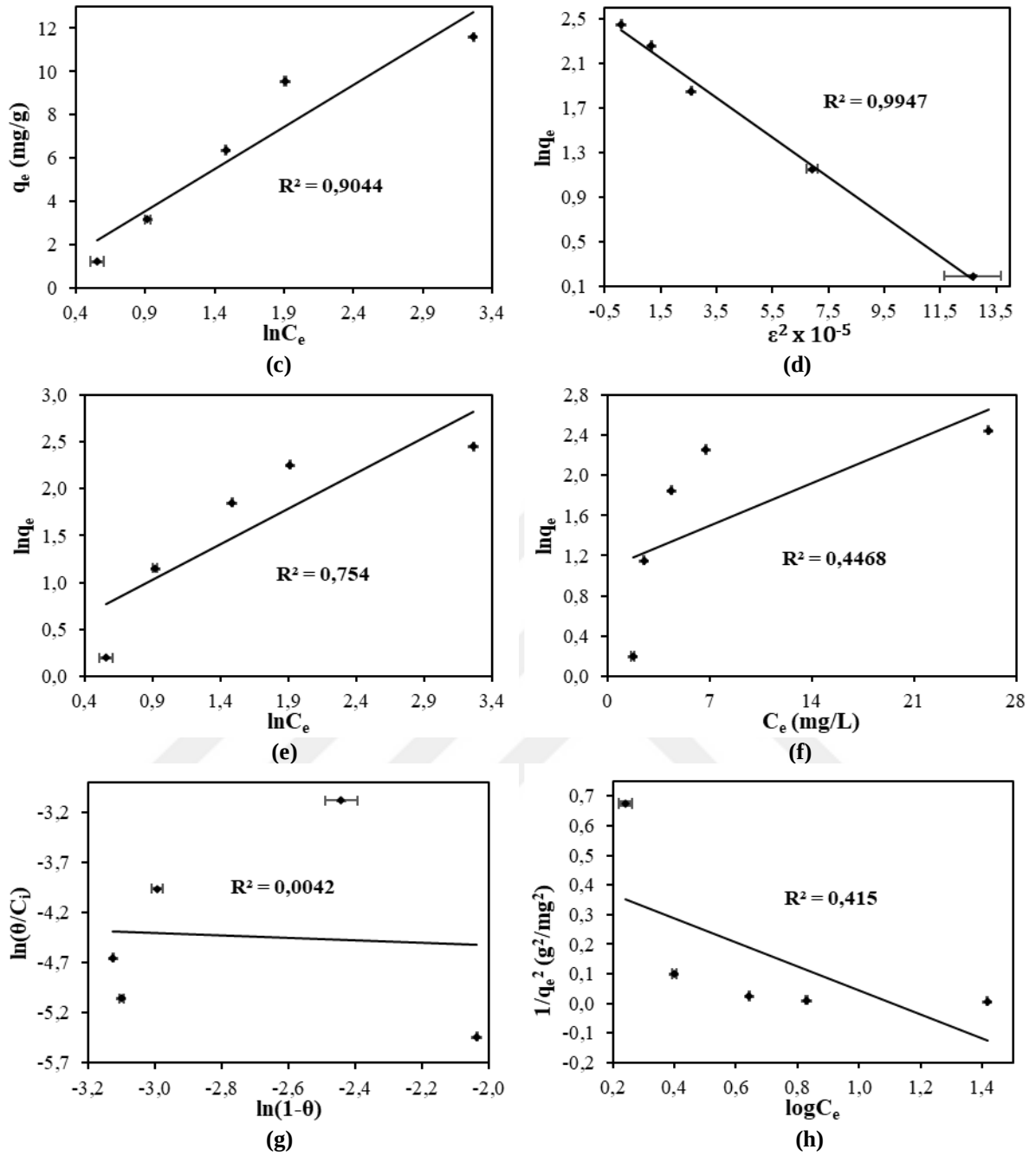
C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
20	1,2174±0,0057	91,3015±0,4255
50	3,1663±0,0028	94,9897±0,0852
100	6,3737±0,0008	95,6057±0,0127
150	9,5498±0,0029	95,4983±0,0295
200	11,5940±0,0021	86,9549±0,0157

**Şekil 4.61:** Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

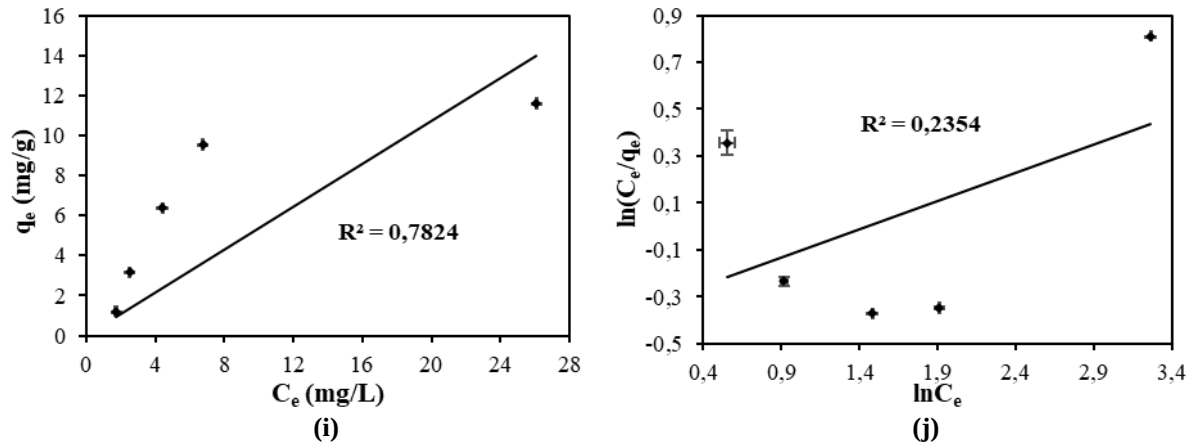
4.2.5.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.62'de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.

**Şekil 4.62:** CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.62 (devam): CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.62 (devam): CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

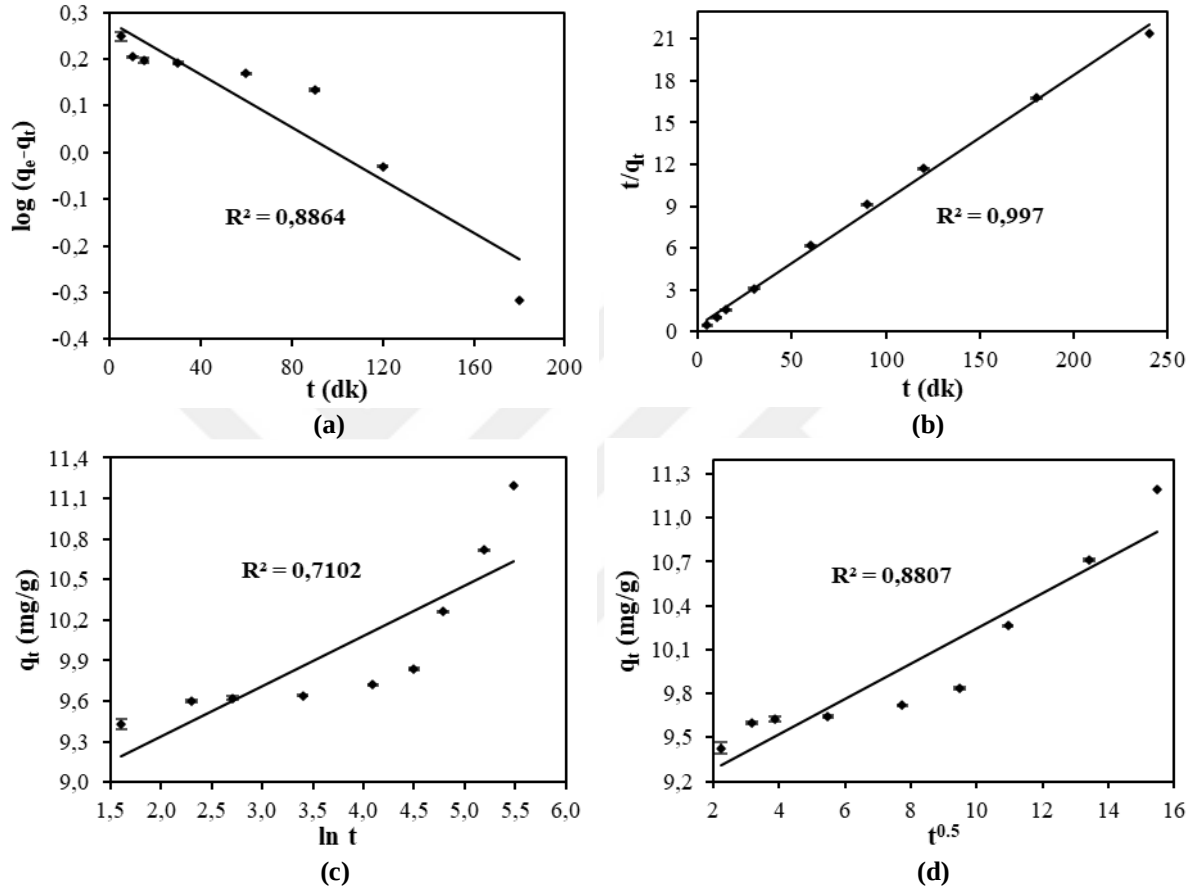
Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.48'de özetlenmiştir.

Tablo 4.48: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	18,4162
	K_L (L/mg)	0,0751
	R^2	0,6646
Freundlich	K_F (L/mg)	1,4161
	n	1,3170
	R^2	0,7540
Temkin	b_T (J/mol)	636,3191
	K_T (L/g)	1,0140
	R^2	0,9044
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	11,1853
	β_{DR} (mol ² /J ²)	2×10^{-6}
	E (kJ/mol)	500,0000
	R^2	0,9947
Halsey	K_H (L/mg)	0,6324
	n_H (L/mg)	-1,3170
	R^2	0,7540
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	2,9394
	K_J (L/g)	-0,0607
	R^2	0,4468
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,0084
	n_{FH}	-0,1256
	R^2	0,0042
Harkin-Jura	A_{HJ}	2,4606
	B_{HJ}	1,1080
	R^2	0,4150
Henry	K_{HE} (L/g)	0,5365
	R^2	0,7824
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	1,4161
	β_R	0,2407
	R^2	0,2354

4.2.5.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.63'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.63: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.49'da özetlenmiştir.

Tablo 4.49: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

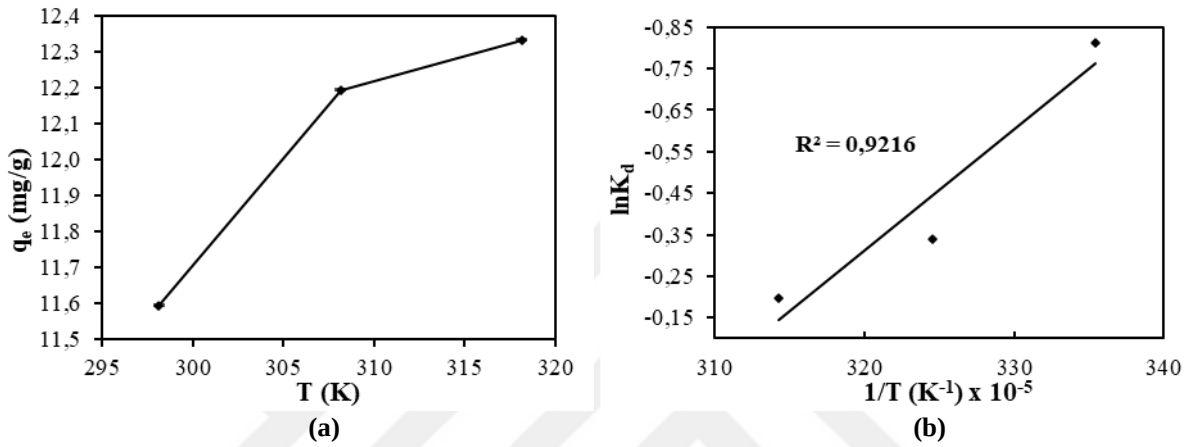
Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0028
	q_e (mg/g)	1,9085
	R^2	0,8864
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0183
	q_e (mg/g)	11,1111
	R^2	0,9970
Elovich	β_E (g/mg)	2,6802
	α_E (mg/(g.dk))	$3,73 \times 10^9$
	R^2	0,7102

Tablo 4.49 (devam): CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,1199
	C (mg/g)	9,0456
	R^2	0,8807

4.2.5.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.64.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.64: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

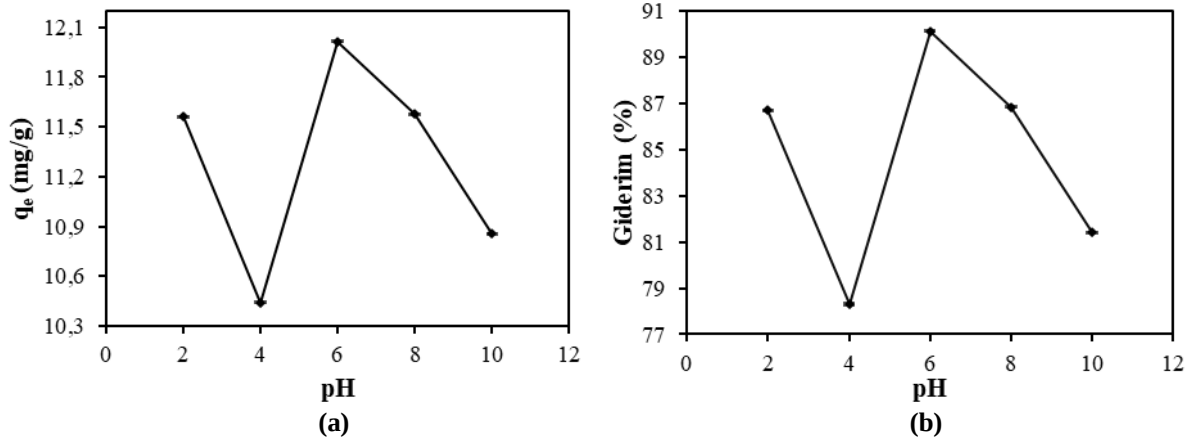
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.64.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.50'de özetlenmiştir.

Tablo 4.50: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	2010,504	24337,572	75,305
308,15	866,511		
318,15	521,692		

4.2.5.7. pH Etkisi

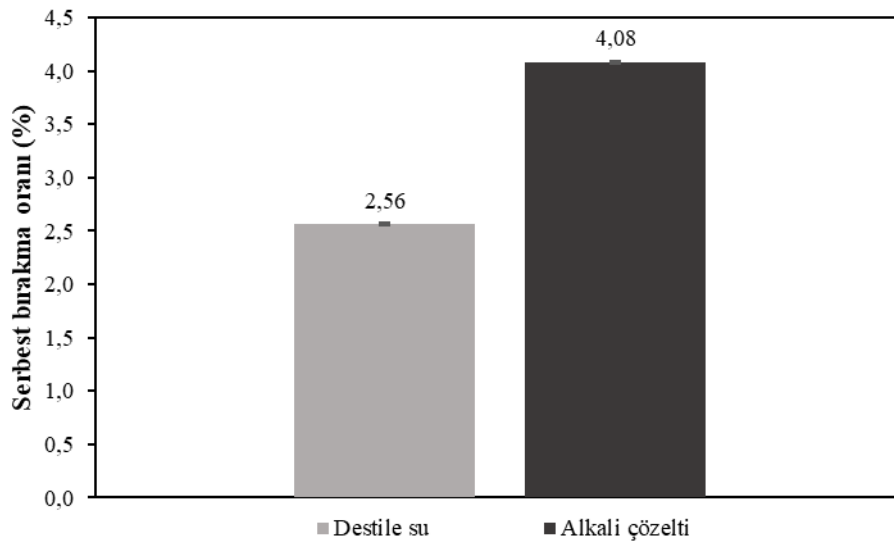
CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.65'te görülmektedir.



Şekil 4.65: CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.2.5.8. Desorpsiyon Çalışması

CFR-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.66'da verilmiştir.



Şekil 4.66: CFR-Na – aktif karbon çalışması desorpsiyon sonuçları.

4.3. CFZ-Na GİDERİMİ

4.3.1. Kalibrasyon Eğrisi

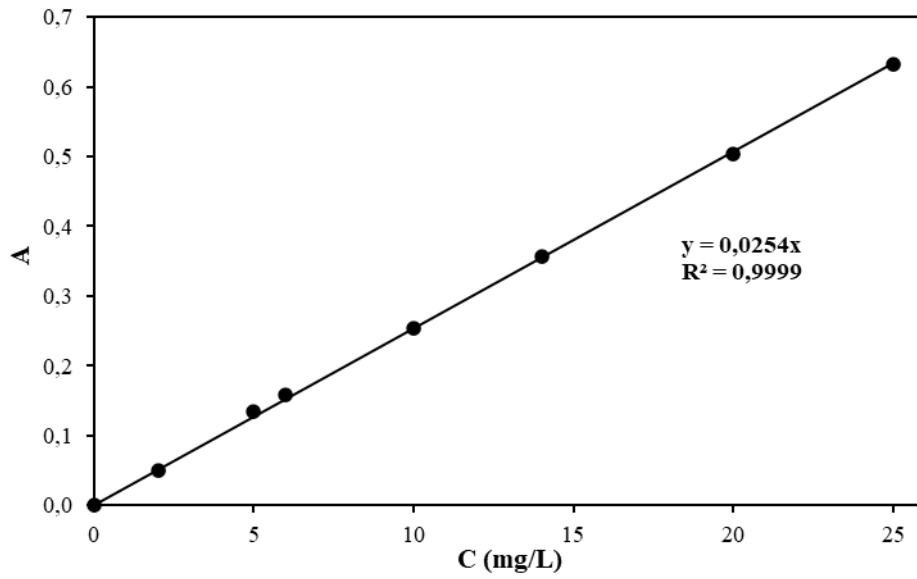
Kalibrasyon eğrisini oluşturmak için öncelikle CFZ-Na ilaç etken maddesinin bir sulu çözeltisi oluşturulmuş ve UV-Vis spektrofotometrede 190-330 nm arasında genel tarama yapılmıştır. Sonuçların pik verdiği nm değeri, bu ilaç etken madde için okuma alınacak değer olarak belirlenmiştir. CFZ-Na için bu değer 271 nm olarak belirlenmiştir. Sonrasında

konsantrasyonları bilinen 7 farklı CFZ-Na çözeltisi hazırlanarak 271 nm’de okumaları alınmıştır. Elde edilen absorbens değerleri Tablo 4.51’de verilmiştir.

Tablo 4.51: CFZ-Na kalibrasyon eğrisi için veriler.

Konsantrasyon (mg/L)	Absorbans değeri (A)
2	0,0509
5	0,1343
6	0,1579
10	0,2535
14	0,3576
20	0,5031
25	0,6328

Konsantrasyonlar ve absorbens değerleri arasında çizilen grafikte, (0,0) noktasından geçirilerek elde edilen kalibrasyon eğrisi Şekil 4.67’de verilmiştir. R^2 değerinin 1’e yakın olması uygunluğunu göstermektedir.



Şekil 4.67: CFZ-Na için kalibrasyon eğrisi.

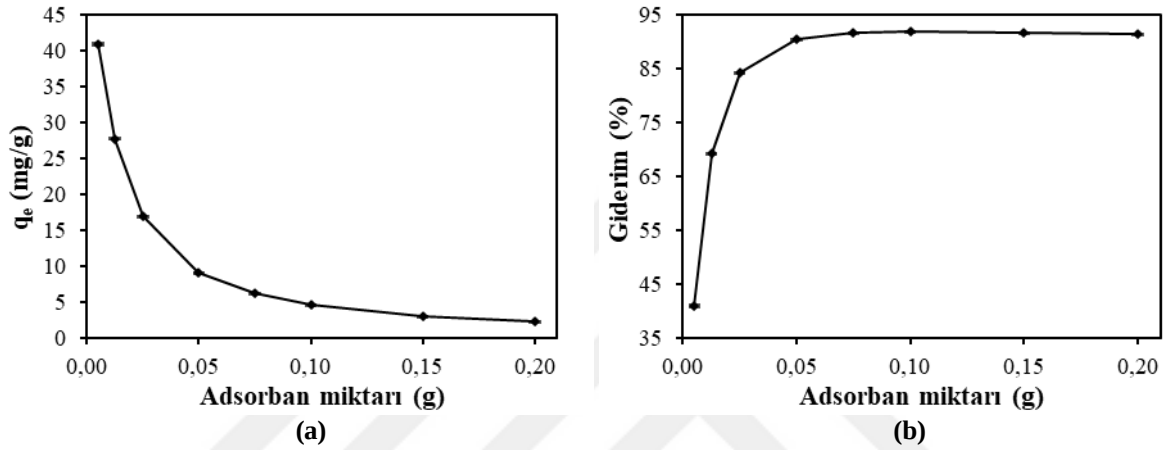
4.3.2. Amberlite IRA-96

4.3.2.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.52’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.68’de görülmektedir.

Tablo 4.52: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	40,9213±0,1633	40,9213±0,1633
0,0125	27,7244±0,0347	69,3110±0,0867
0,0250	16,8417±0,0123	84,2087±0,0615
0,0500	9,0484±0,0067	90,4843±0,0673
0,0750	6,1105±0,0008	91,6575±0,0118
0,1000	4,5998±0,0018	91,9961±0,0366
0,1500	3,0583±0,0009	91,7480±0,0258
0,2000	2,2855±0,0009	91,4213±0,0361

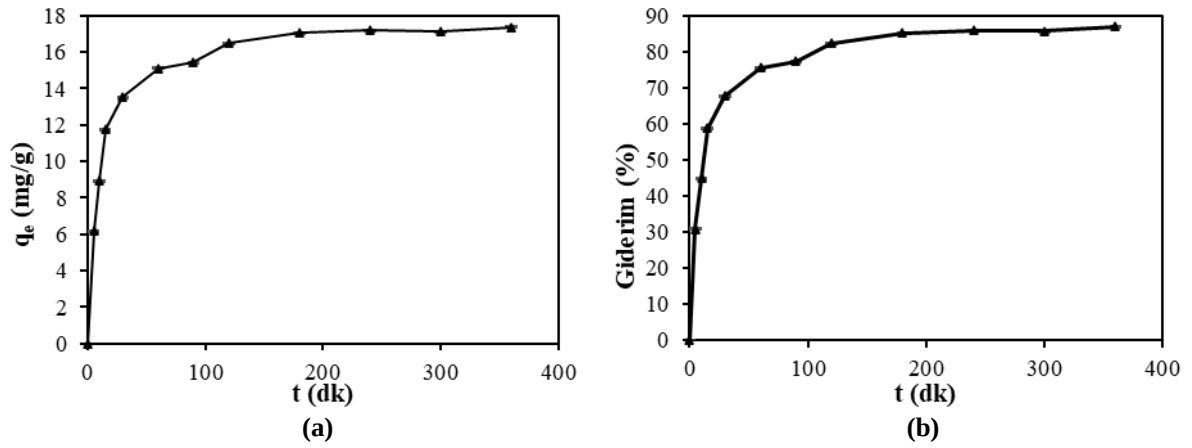
**Şekil 4.68:** CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.2.2. Temas Süresinin Etkisi

CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.53'te verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.69'da görülmektedir.

Tablo 4.53: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	6,1591±0,0323	30,7953±0,1616
10	8,9638±0,0130	44,8189±0,0651
15	11,7732±0,0012	58,8661±0,0060
30	13,5583±0,0008	67,7913±0,0039
60	15,1252±0,0096	75,6260±0,0479
90	15,4724±0,0024	77,3622±0,0118
120	16,4685±0,0024	82,3425±0,0118
180	17,0504±0,0098	85,2520±0,0489
240	17,1827±0,0012	85,9134±0,0060
300	17,1622±0,0024	85,8110±0,0118
360	17,3827±0,0070	86,9134±0,0350



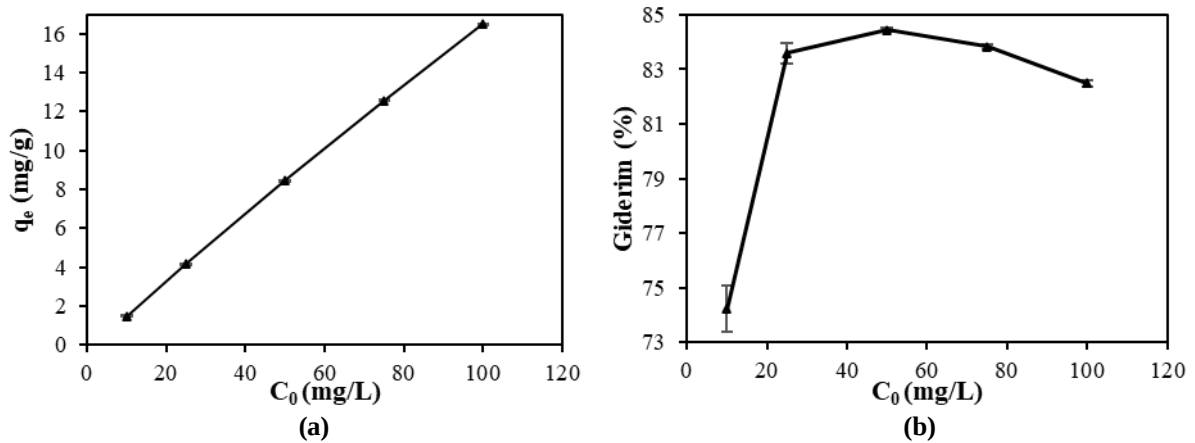
Şekil 4.69: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.2.3. Başlangıç CFZ-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.54'te verilmiştir. Başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.70'te görülmektedir.

Tablo 4.54: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	1,4843±0,0169	74,2126±0,8447
25	4,1795±0,0182	83,5906±0,3632
50	8,4449±9,9082	84,4488±0,0820
75	12,5724±0,0158	83,8163±0,1052
100	16,4961±0,0231	82,4803±0,1156

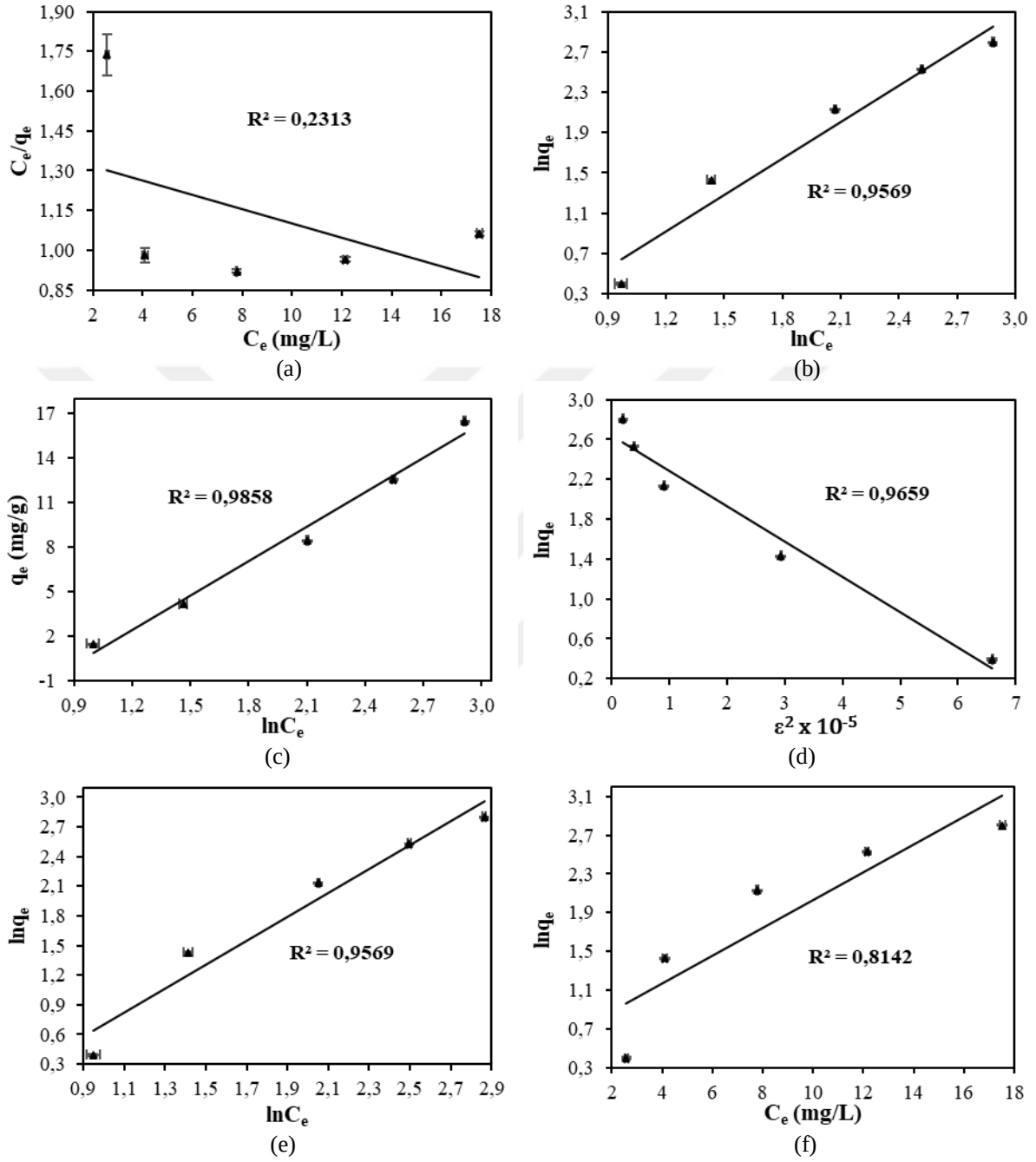


Şekil 4.70: Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

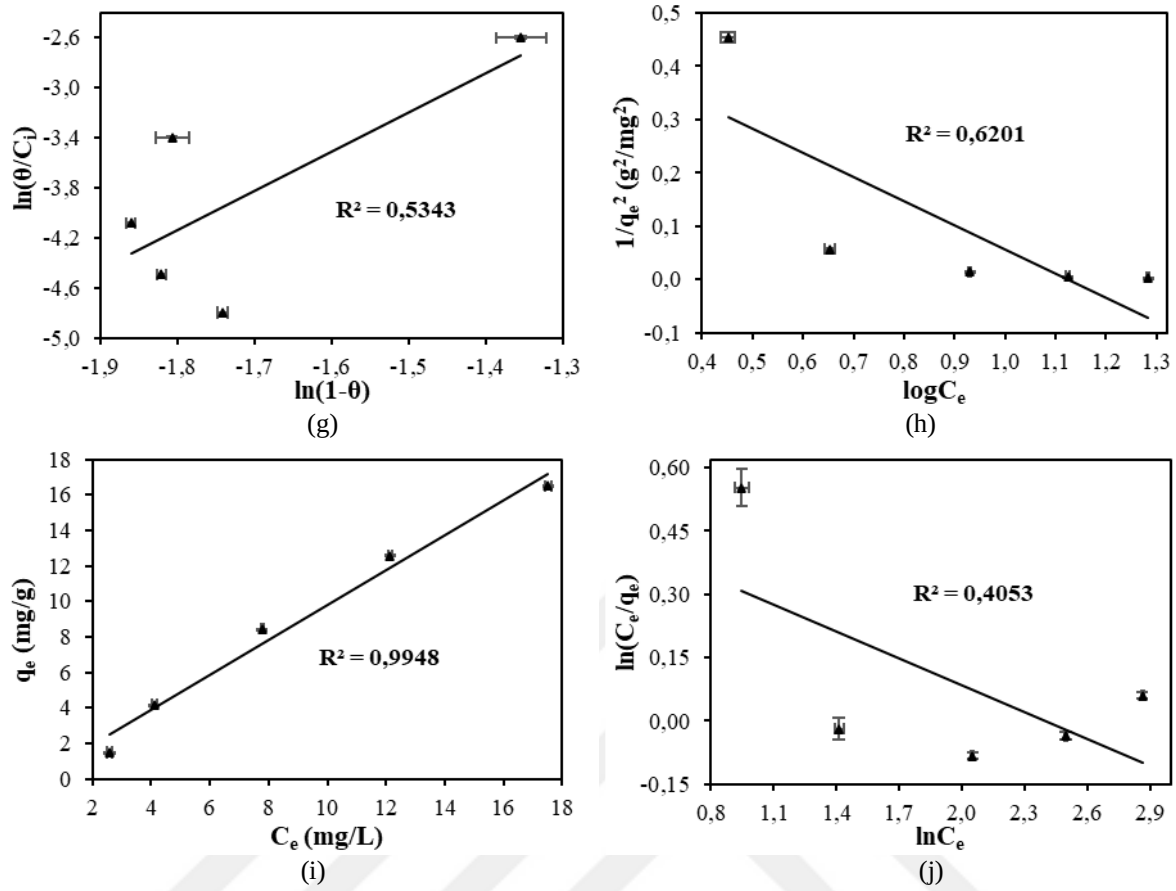
4.3.2.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.71’de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.71: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.71 (devam): CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.55'te özetlenmiştir.

Tablo 4.55: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

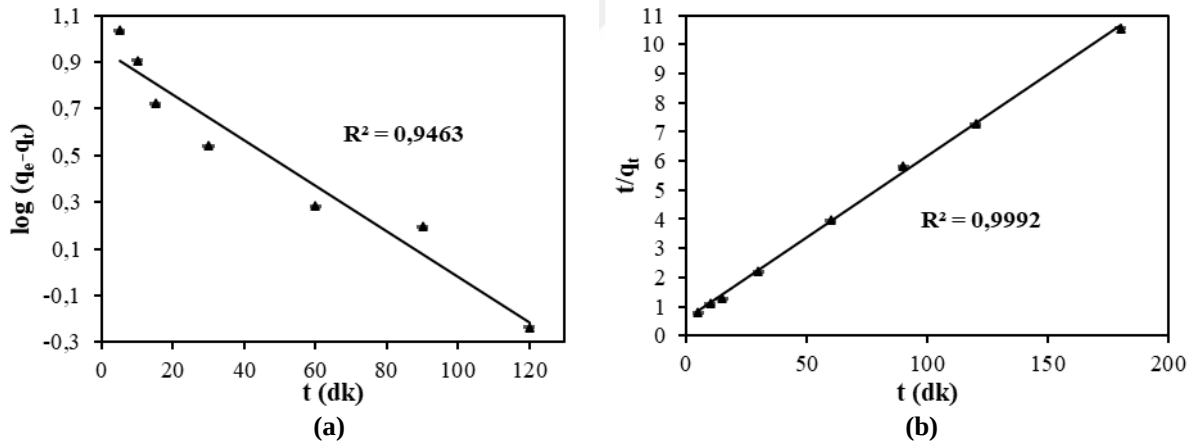
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,0196
	R^2	0,2313
Freundlich	K_F (L/mg)	0,6001
	n	0,8247
	R^2	0,9569
Temkin	b_T (J/mol)	319,9303
	K_T (L/g)	0,4322
	R^2	0,9858
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	13,9698
	β_{DR} (mol ² /J ²)	4×10^{-6}
	E (kJ/mol)	353,5534
	R^2	0,9659
Halsey	K_H (L/mg)	1,5236
	n_H (L/mg)	-0,8247
	R^2	0,9569

Tablo 4.55 (devam): CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

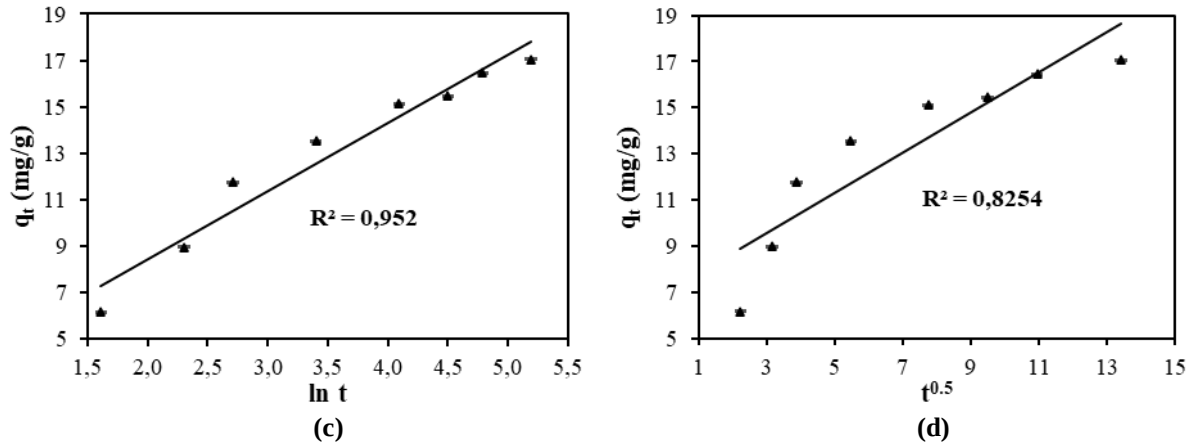
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	1,8152
	K_J (L/g)	-0,1431
	R^2	0,8142
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	4,4420
	n_{FH}	3,1243
	R^2	0,5343
Harkin-Jura	A_{HJ}	2,2065
	B_{HJ}	1,0847
	R^2	0,6201
Henry	K_{HE} (L/g)	0,9815
	R^2	0,9948
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,6001
	β_R	-0,2126
	R^2	0,4053

4.3.2.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.72'de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.72: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.72 (devam): CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

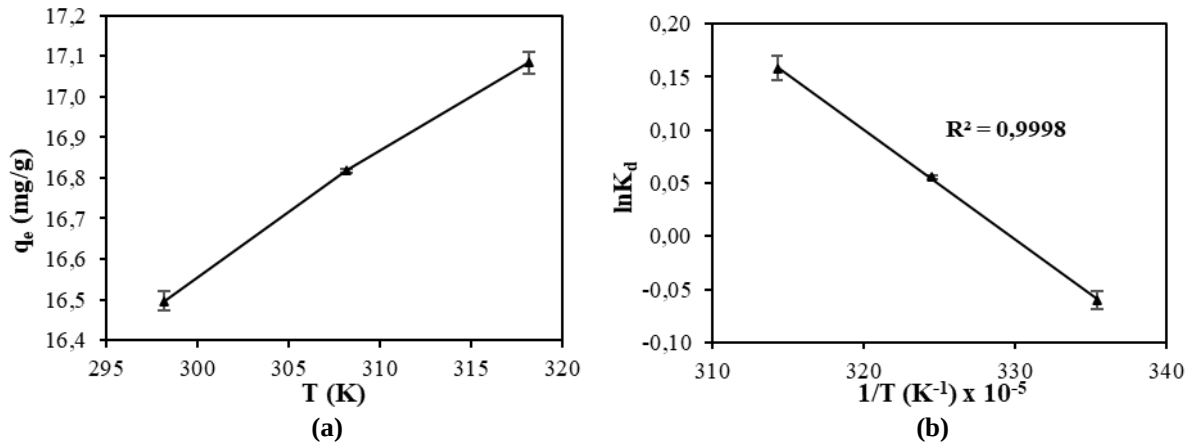
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.56'da özetlenmiştir.

Tablo 4.56: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0097
	q_e (mg/g)	8,9826
	R^2	0,9463
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0058
	q_e (mg/g)	17,7936
	R^2	0,9992
Elovich	β_E (g/mg)	0,3406
	α_E (mg/(g.dk))	7,0609
	R^2	0,9520
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,8711
	C (mg/g)	6,9354
	R^2	0,8254

4.3.2.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.73.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.73: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

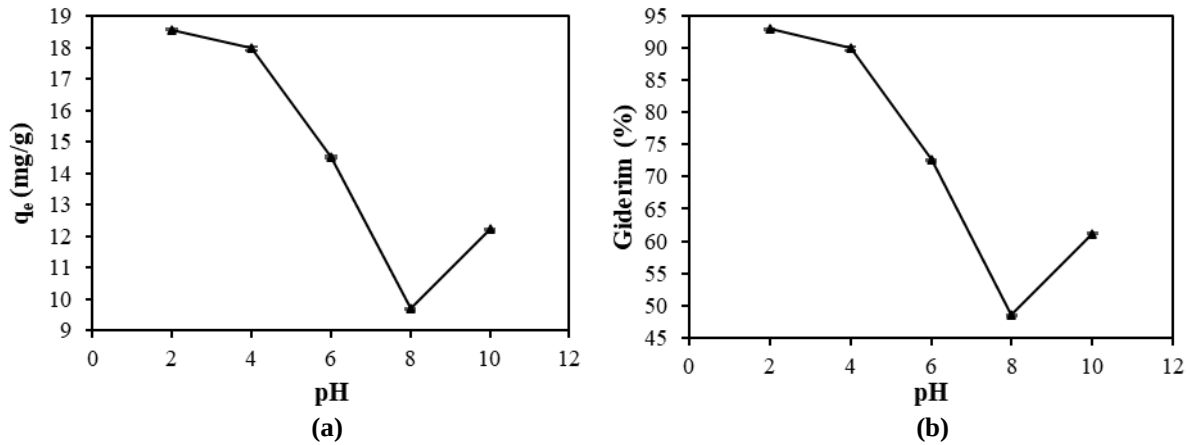
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.73.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.57'de özetlenmiştir.

Tablo 4.57: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (J/mol)	ΔH^0 (J/mol)	ΔS^0 (J/(molK))
298,15	149,233	8617,461	28,411
308,15	-142,299		
318,15	-418,658		

4.3.2.7. pH Etkisi

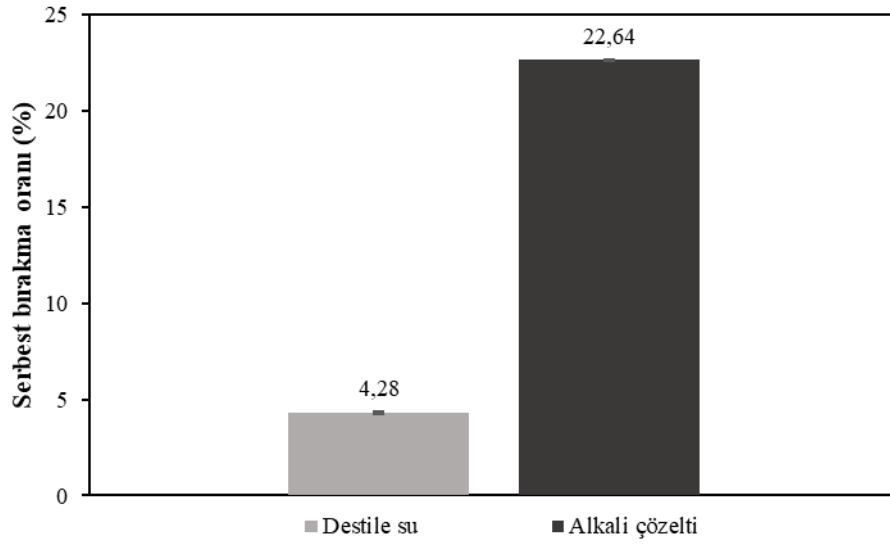
CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH'nın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.74'te görülmektedir.



Şekil 4.74: CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.2.8. Desorpsiyon Çalışması

CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.75'te verilmiştir.



Şekil 4.75: CFZ-Na – Amberlite IRA-96 çalışması desorpsiyon sonuçları.

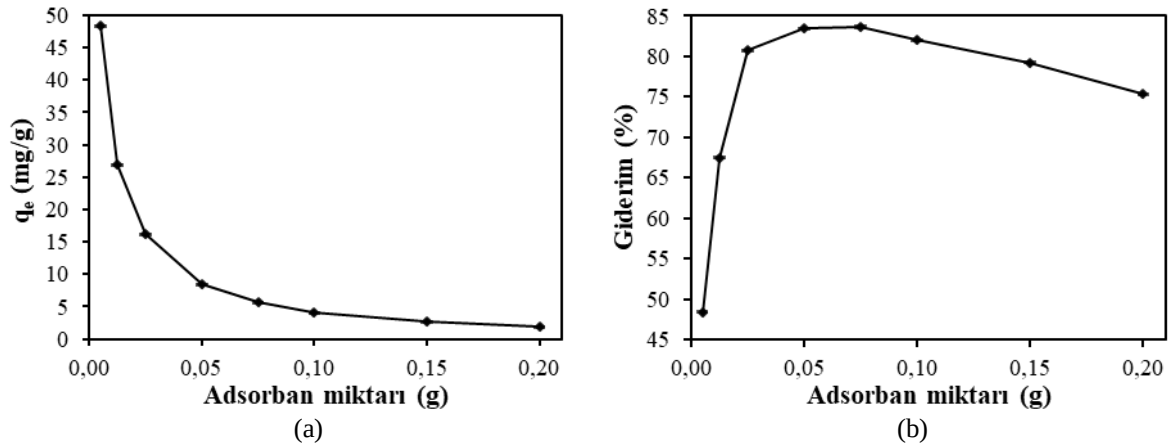
4.3.3. Amberlyst A-21

4.3.3.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.58’de verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.76’da görülmektedir.

Tablo 4.58: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	48,3937±0,0770	48,3937±0,0770
0,0125	26,9906±0,0131	67,4764±0,0328
0,0250	16,1417±0,0130	80,7087±0,0651
0,0500	8,3535±0,0020	83,5354±0,0198
0,0750	5,5751±0,0079	83,6260±0,1181
0,1000	4,1047±0,0018	82,0945±0,0355
0,1500	2,6416±0,0020	79,2480±0,0615
0,2000	1,8832±0,0020	75,3268±0,0808



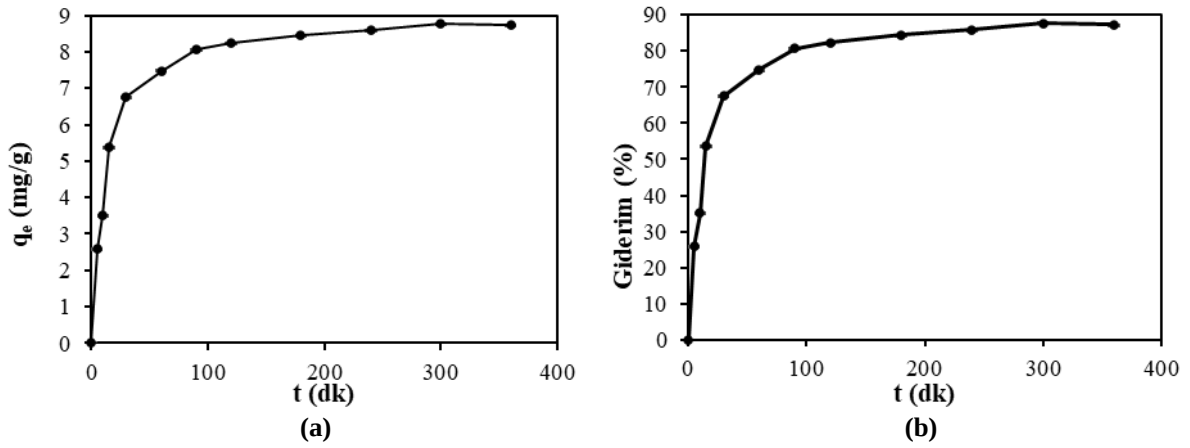
Şekil 4.76: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-21 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.3.2. Temas Süresinin Etkisi

CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.59'da verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.77'de görülmektedir.

Tablo 4.59: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	2,5839±0,0231	25,8386±0,2311
10	3,5059±0,0032	35,0591±0,0322
15	5,3681±0,0103	53,6811±0,1028
30	6,7610±0,0109	67,6102±0,1094
60	7,4807±0,0056	74,8071±0,0559
90	8,0795±0,0024	80,7953±0,0239
120	8,2346±0,0060	82,3465±0,0603
180	8,4406±0,0059	84,4055±0,0591
240	8,5846±0,0091	85,8465±0,0913
300	8,7764±0,0099	87,7638±0,0990
360	8,7287±0,0083	87,2874±0,0832



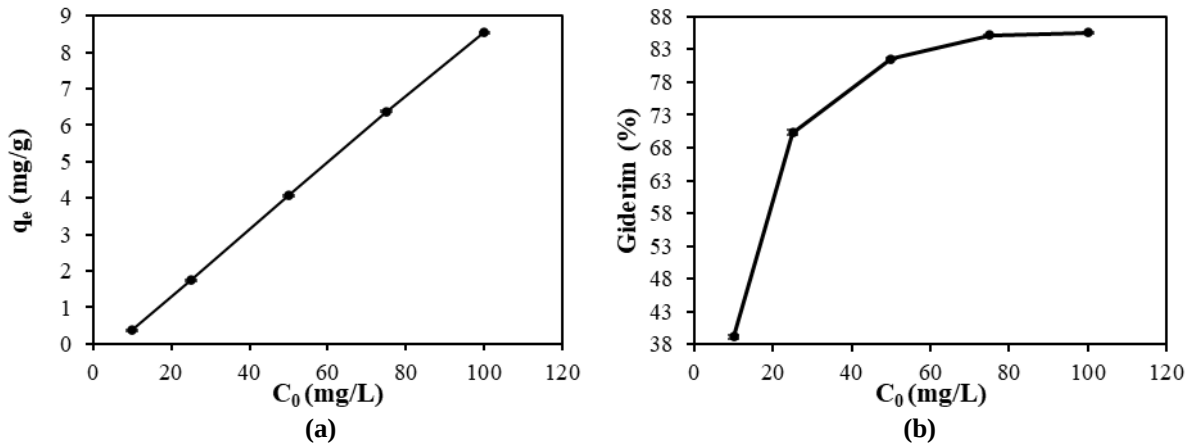
Şekil 4.77: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.3.3. Başlangıç CFZ-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.60'ta verilmiştir. Başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.78'de görülmektedir.

Tablo 4.60: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	0,3917±0,0033	39,1732±0,3278
25	1,7583±0,0107	70,3307±0,4262
50	4,0787±0,0021	81,5748±0,0417
75	6,3858±0,0117	85,1444±0,1565
100	8,5579±0,0036	85,5787±0,0361

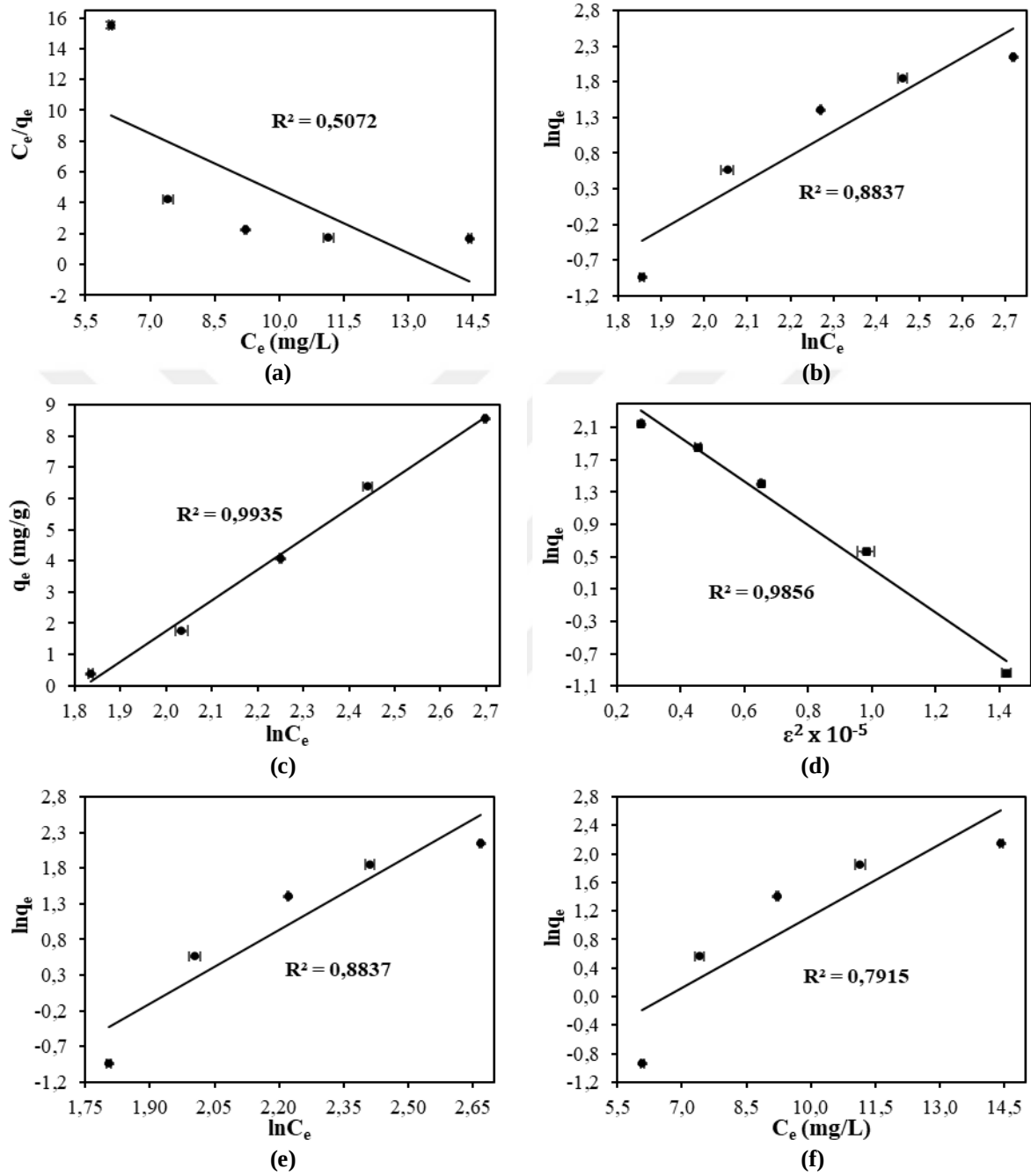


Şekil 4.78: Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

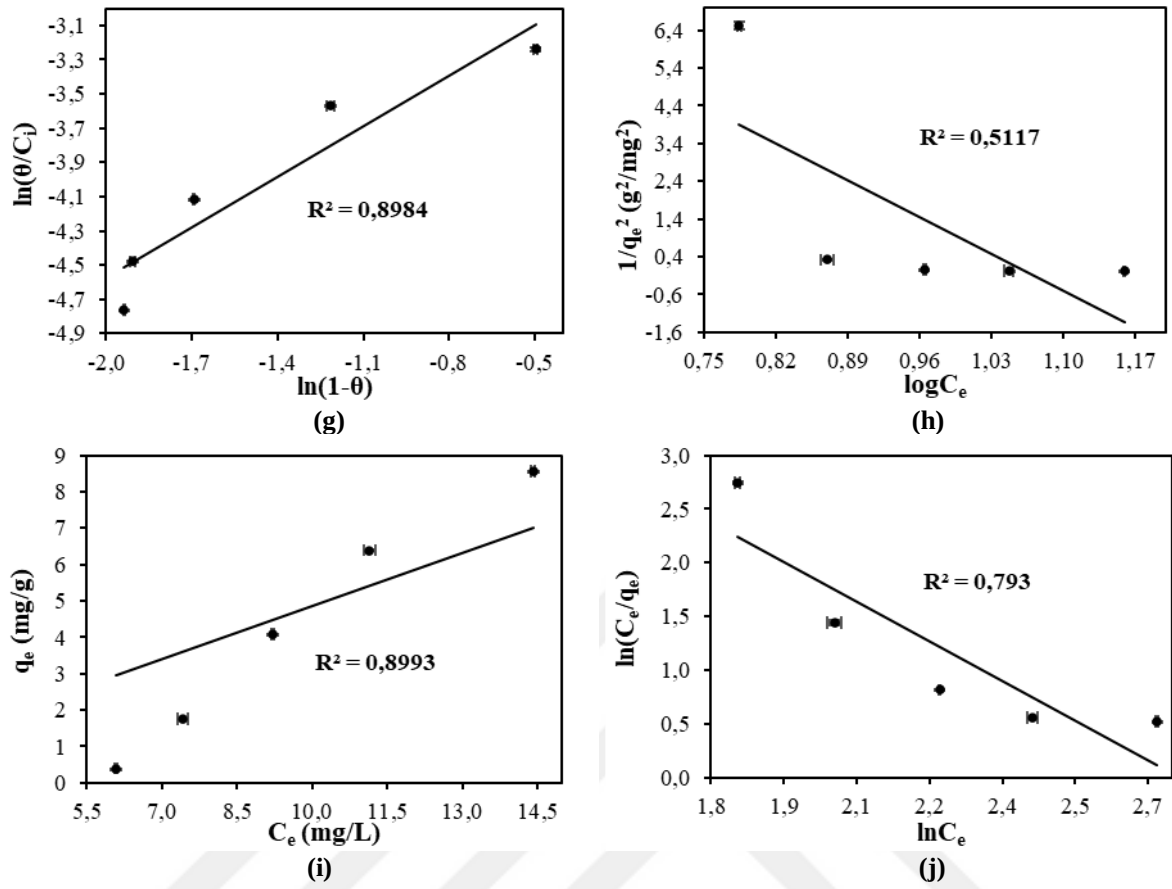
4.3.3.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.79’da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.79: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.79 (devam): CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.61'de özetlenmiştir.

Tablo 4.61: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

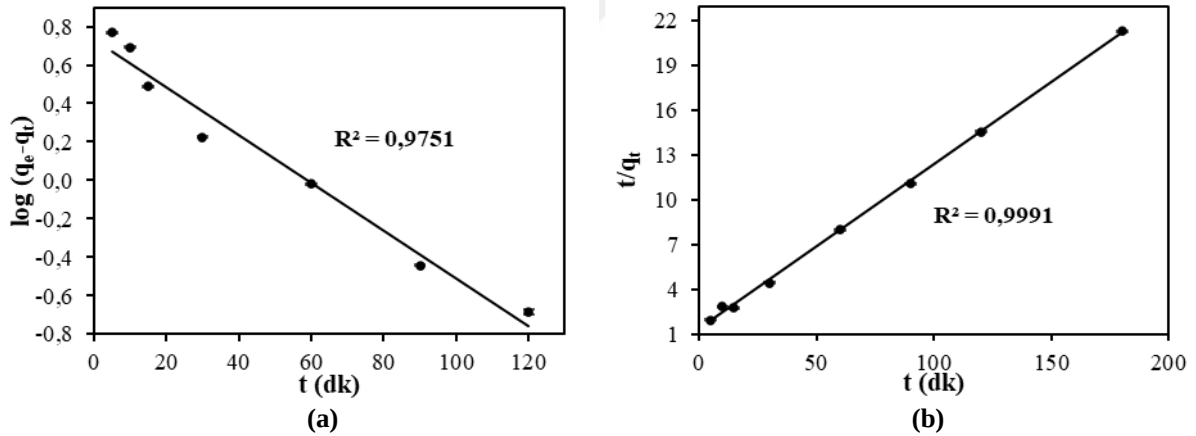
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,0735
	R^2	0,5072
Freundlich	K_F (L/mg)	-6,6622
	n	0,2897
	R^2	0,8837
Temkin	b_T (J/mol)	252,4220
	K_T (L/g)	0,1669
	R^2	0,9935
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	21,2424
	β_{DR} (mol ² /J ²)	4×10^{-6}
	E (kJ/mol)	353,5534
	R^2	0,9943
Halsey	K_H (L/mg)	6,8907
	n_H (L/mg)	-0,2897
	R^2	0,8837

Tablo 4.61 (devam): CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

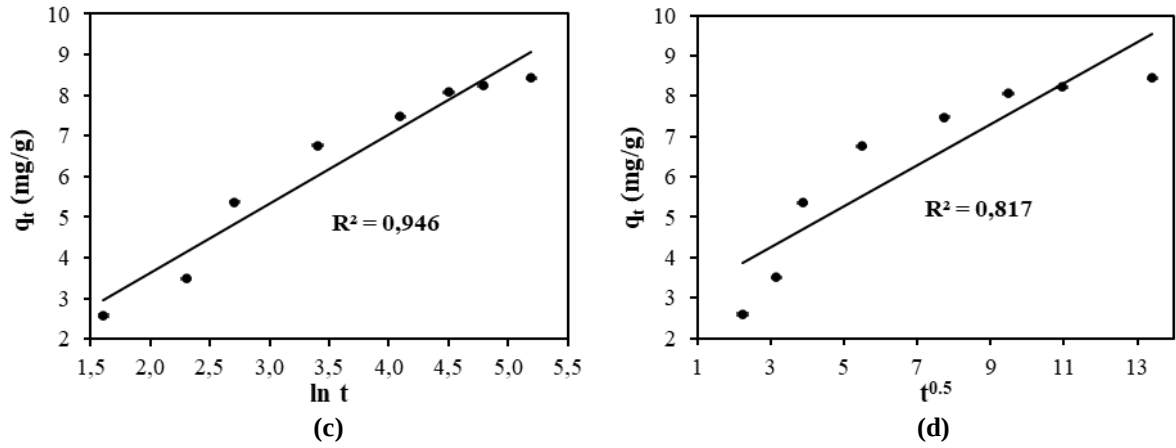
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	0,1058
	K_J (L/g)	-0,3369
	R^2	0,7915
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,0737
	n_{FH}	0,9831
	R^2	0,8984
Harkin-Jura	A_{HJ}	0,0714
	B_{HJ}	1,0641
	R^2	0,5117
Henry	K_{HE} (L/g)	0,4864
	R^2	0,8993
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,0013
	β_R	-2,4516
	R^2	0,7930

4.3.3.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.80'de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.80: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.80 (devam): CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

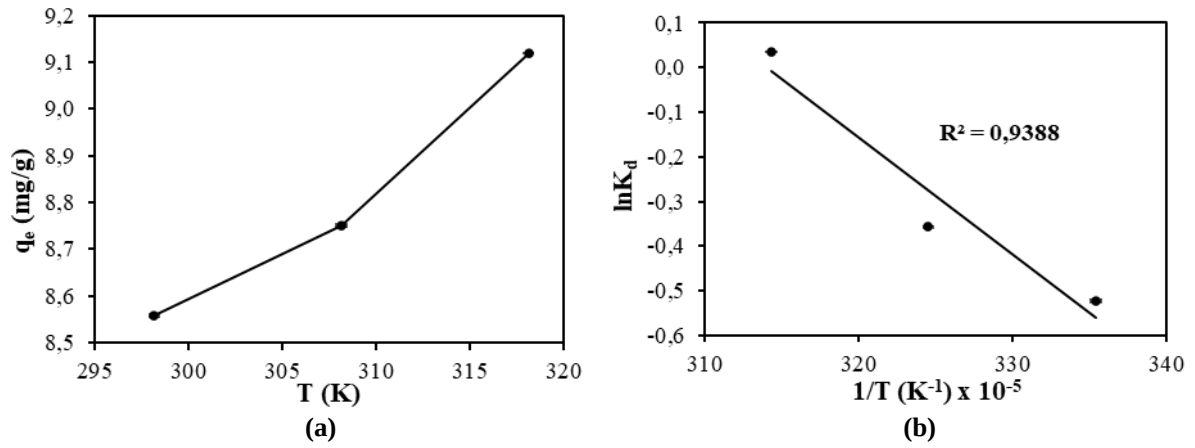
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.62'de özetlenmiştir.

Tablo 4.62: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0125
	q_e (mg/g)	5,4163
	R^2	0,9751
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0091
	q_e (mg/g)	9,0580
	R^2	0,9991
Elovich	β_E (g/mg)	0,5839
	α_E (mg/(g.dk))	1,9083
	R^2	0,9460
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,5071
	C (mg/g)	2,7349
	R^2	0,8170

4.3.3.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.81.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta deneyler yapılmıştır.



Şekil 4.81: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

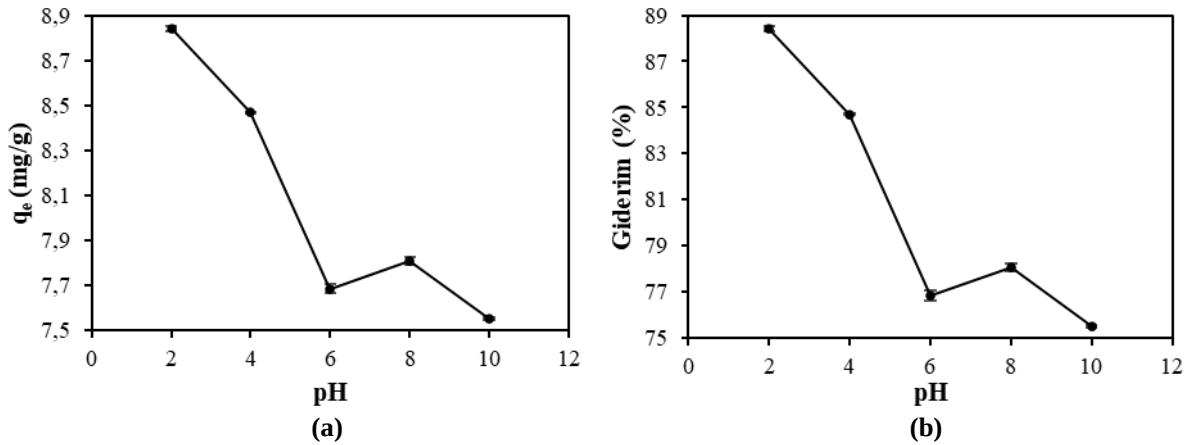
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.81.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.63'te özetlenmiştir.

Tablo 4.63: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	1293,576	21846,698	68,607
308,15	914,709		
318,15	-92,143		

4.3.3.7. pH Etkisi

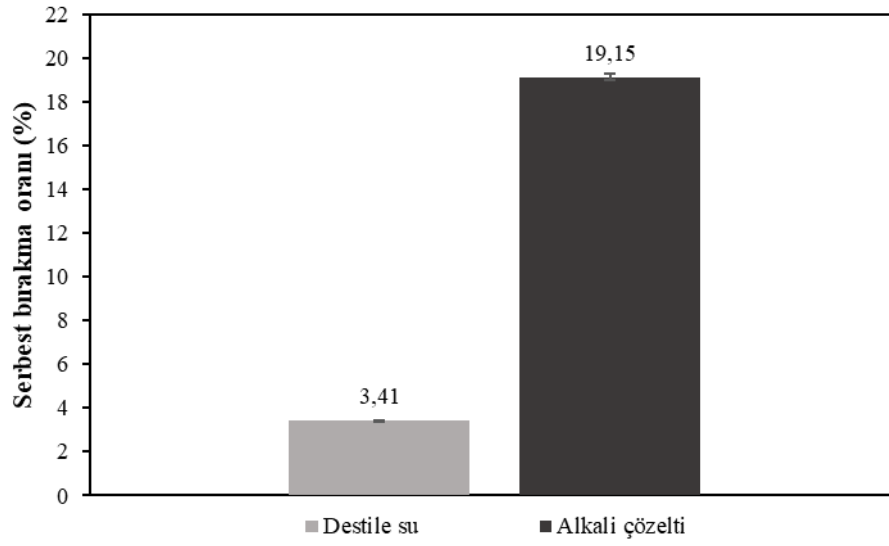
CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.82'de görülmektedir.



Şekil 4.82: CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.3.8. Desorpsiyon Çalışması

CFZ-Na'nın Amberlyst A-21 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.83'te verilmiştir.



Şekil 4.83: CFZ-Na – Amberlyst A-21 çalışması desorpsiyon sonuçları.

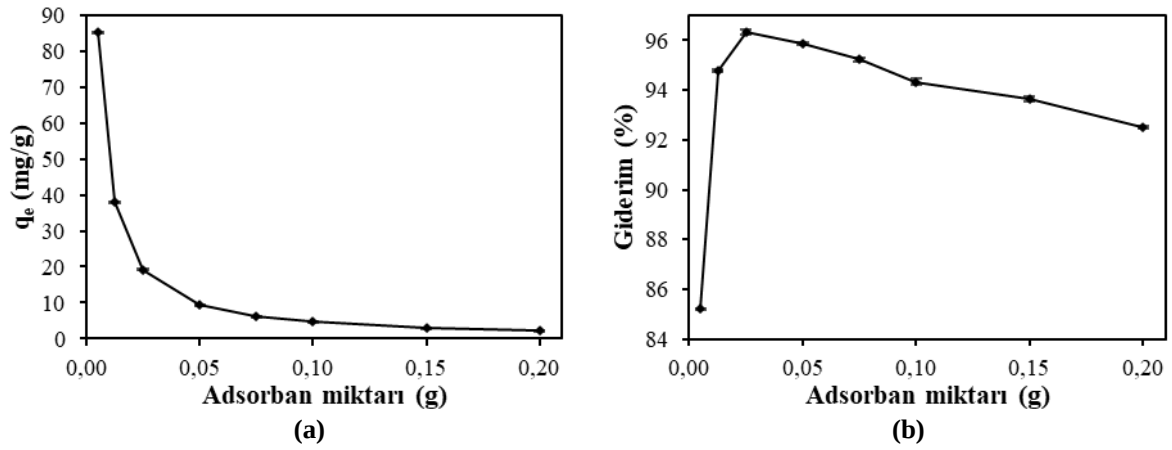
4.3.4. Amberlyst A-26

4.3.4.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.64'te verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.84'te görülmektedir.

Tablo 4.64: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	85,2087±0,0344	85,2087±0,0344
0,0125	37,9165±0,0185	94,7913±0,0461
0,0250	19,2693±0,0226	96,3465±0,1129
0,0500	9,5870±0,0048	95,8701±0,0476
0,0750	6,3483±0,0058	95,2244±0,0871
0,1000	4,7171±0,0064	94,3425±0,1275
0,1500	3,1213±0,0034	93,6378±0,1012
0,2000	2,3125±0,0015	92,5000±0,0603



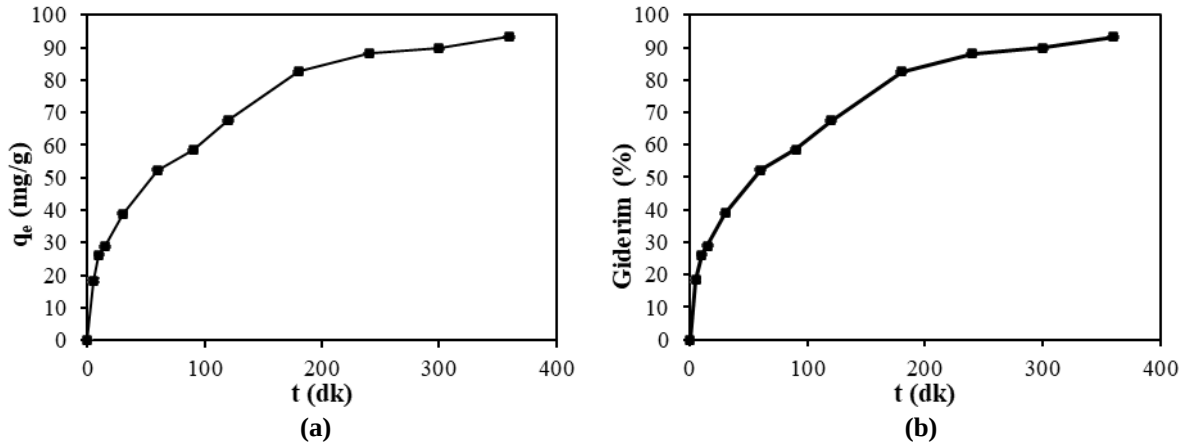
Şekil 4.84: CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlyst A-26 miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.4.2. Temas Süresinin Etkisi

CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.65'te verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.85'te görülmektedir.

Tablo 4.65: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	18,4055±0,5479	18,4055±0,5479
10	26,1969±0,1916	26,1969±0,1916
15	28,9843±0,0237	28,9843±0,0237
30	38,9173±0,1287	38,9173±0,1287
60	52,3346±0,2461	52,3346±0,2461
90	58,6496±0,0749	58,6496±0,0749
120	67,5079±0,0958	67,5079±0,0958
180	82,6063±0,1207	82,6063±0,1207
240	88,2165±0,0372	88,2165±0,0372
300	89,9803±0,0276	89,9803±0,0276
360	93,3465±0,0583	93,3465±0,0583



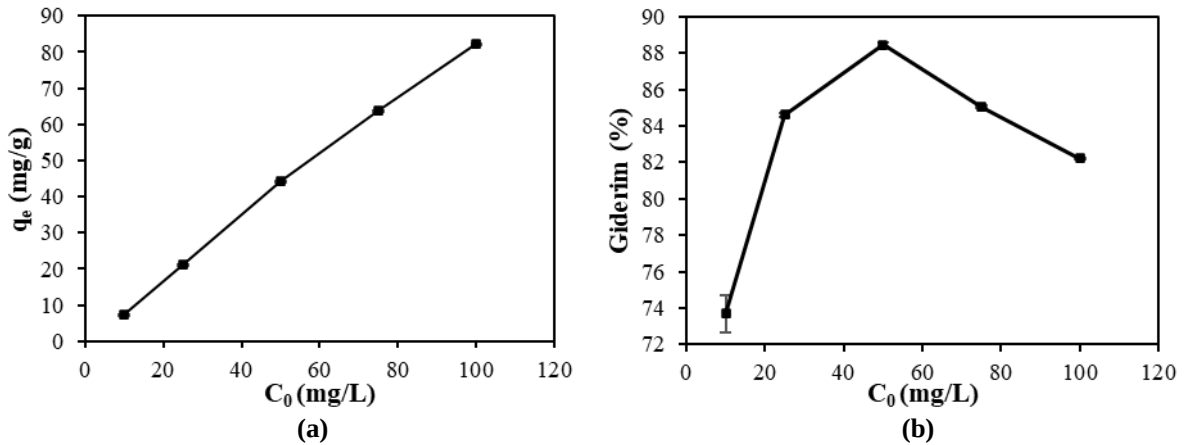
Şekil 4.85: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.4.3. Başlangıç CFZ-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.66'da verilmiştir. Başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.86'da görülmektedir.

Tablo 4.66: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFR-Na konsantrasyonunun etkisi.

C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	7,3701±0,1027	73,7008±1,0269
25	21,1496±0,0262	84,5984±0,1049
50	44,2283±0,0591	88,4567±0,1181
75	63,7795±0,0536	85,0394±0,0715
100	82,2126±0,0298	82,2126±0,0298

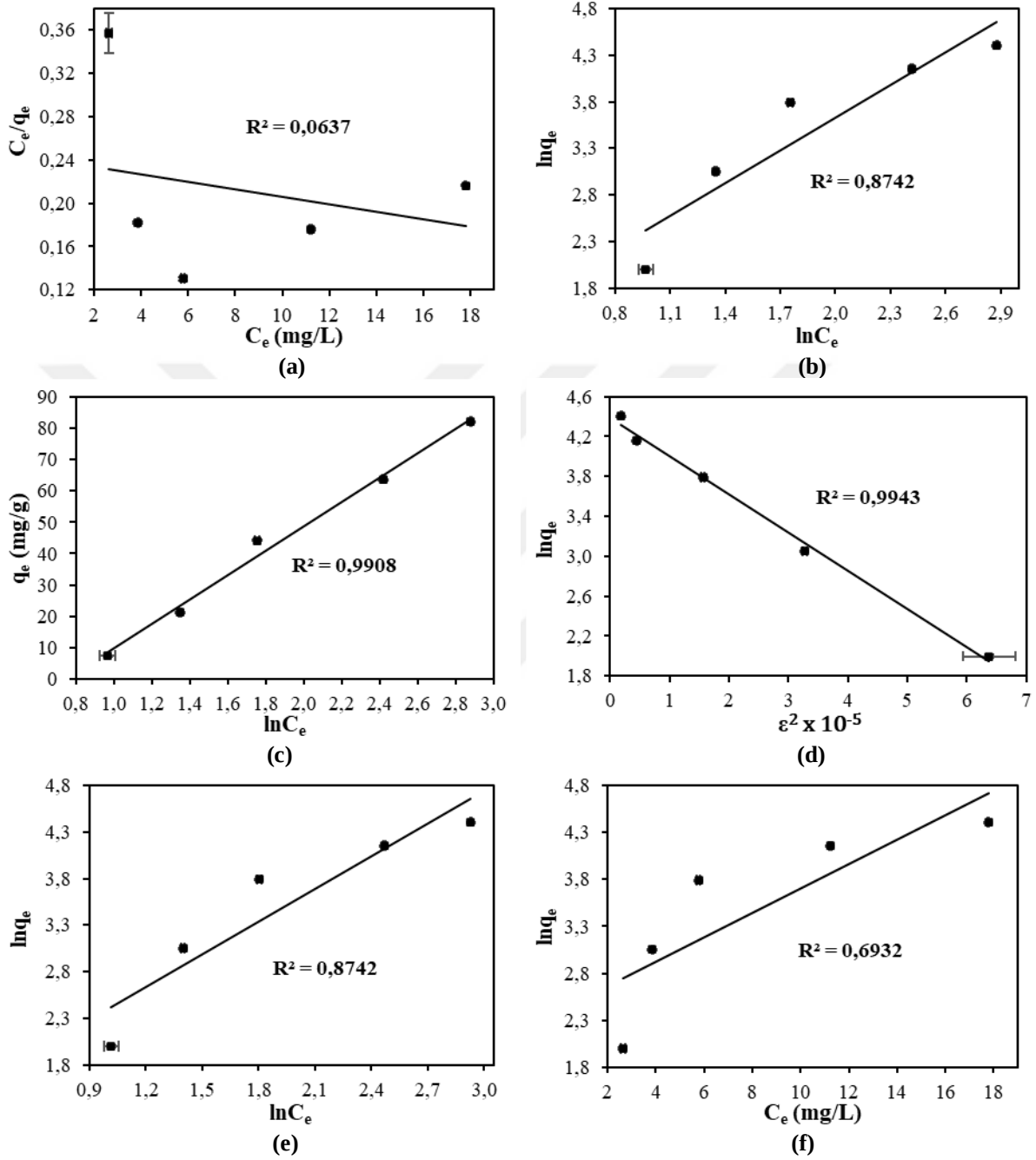


Şekil 4.86: Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

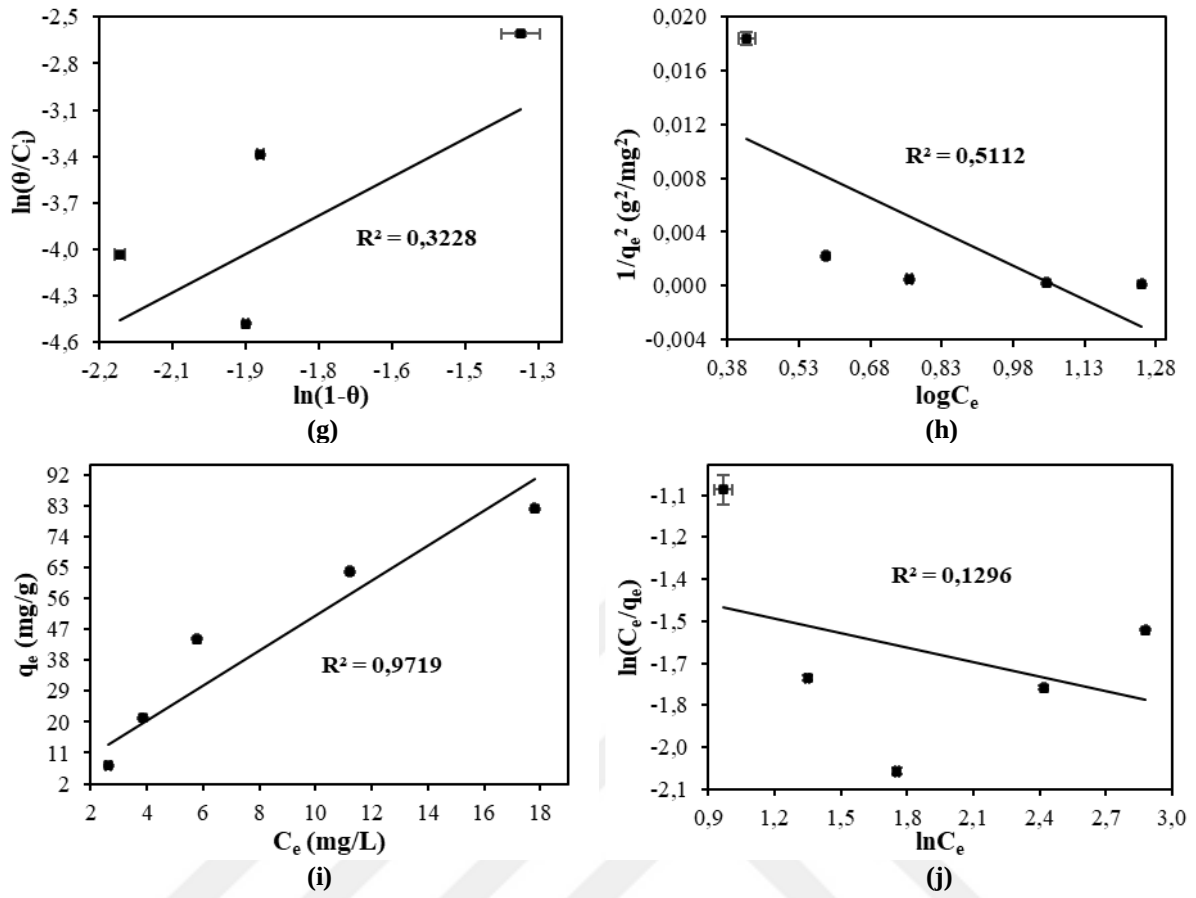
4.3.4.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu

incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.87’de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.87: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.87 (devam): CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.67'de özetlenmiştir.

Tablo 4.67: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

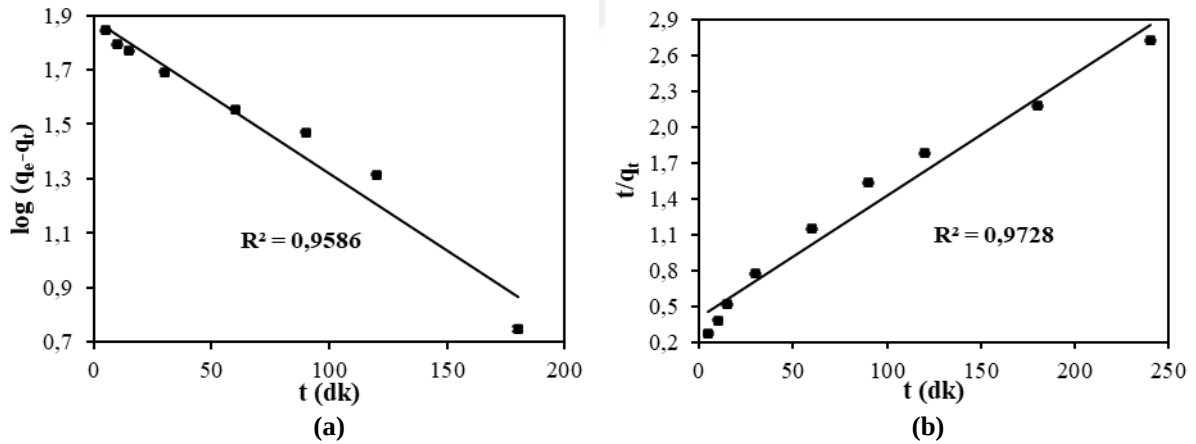
İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	285,7143
	K_L (L/mg)	0,0145
	R^2	0,0637
Freundlich	K_F (L/mg)	3,6205
	n	0,8536
	R^2	0,8742
Temkin	b_T (J/mol)	63,5079
	K_T (L/g)	0,4717
	R^2	0,9908
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	80,1500
	β_{DR} (mol ² /J ²)	4×10^{-6}
	E (kJ/mol)	353,5534
	R^2	0,9943
Halsey	K_H (L/mg)	0,3335
	n_H (L/mg)	-0,8536
	R^2	0,8742

Tablo 4.67 (devam): CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

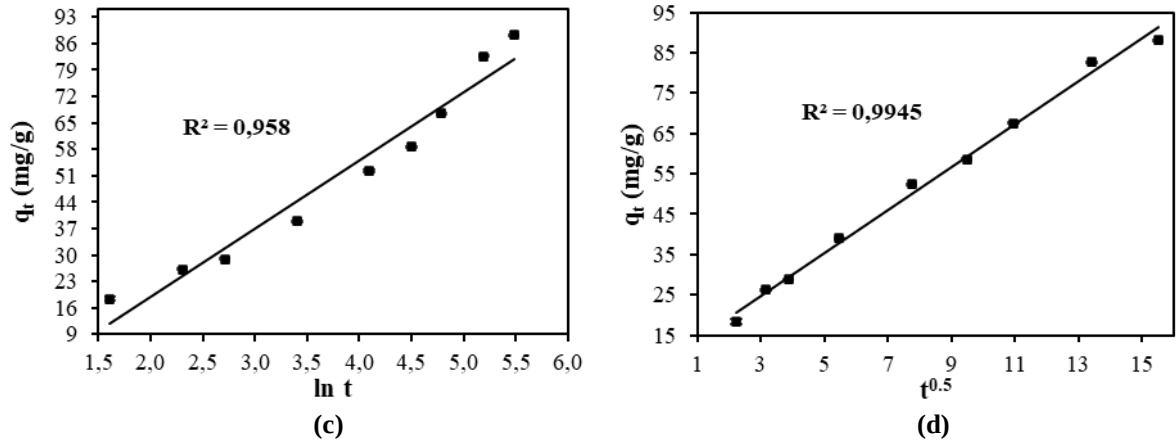
İzoterm Model	Parametre	Değer
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	11,1529
	K_J (L/g)	-0,1295
	R^2	0,6932
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,4118
	n_{FH}	1,6541
	R^2	0,3228
Harkin-Jura	A_{HJ}	59,5238
	B_{HJ}	1,0714
	R^2	0,5112
Henry	K_{HE} (L/g)	5,0952
	R^2	0,9719
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	3,6205
	β_R	-0,1715
	R^2	0,1296

4.3.4.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFZ-Na'nın Amberlite IRA-96 ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.88'de verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.88: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.



Şekil 4.88 (devam): CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

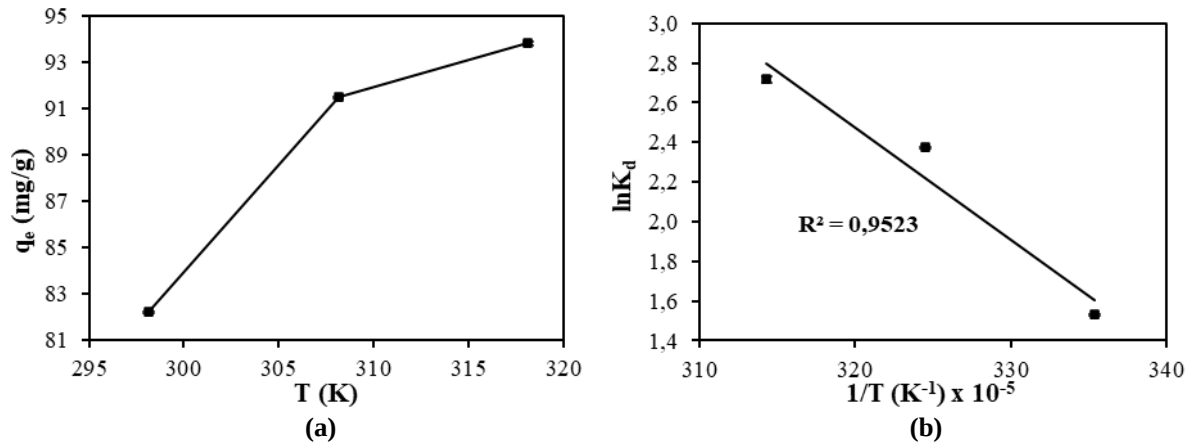
Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.68'de özetlenmiştir.

Tablo 4.68: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0057
	q_e (mg/g)	76,7892
	R^2	0,9586
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0003
	q_e (mg/g)	98,0392
	R^2	0,9728
Elovich	β_E (g/mg)	0,0553
	α_E (mg/(g.dk))	6,9975
	R^2	0,9580
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	5,3208
	C (mg/g)	8,8388
	R^2	0,9945

4.3.4.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.89.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta denemeler yapılmıştır.



Şekil 4.89: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

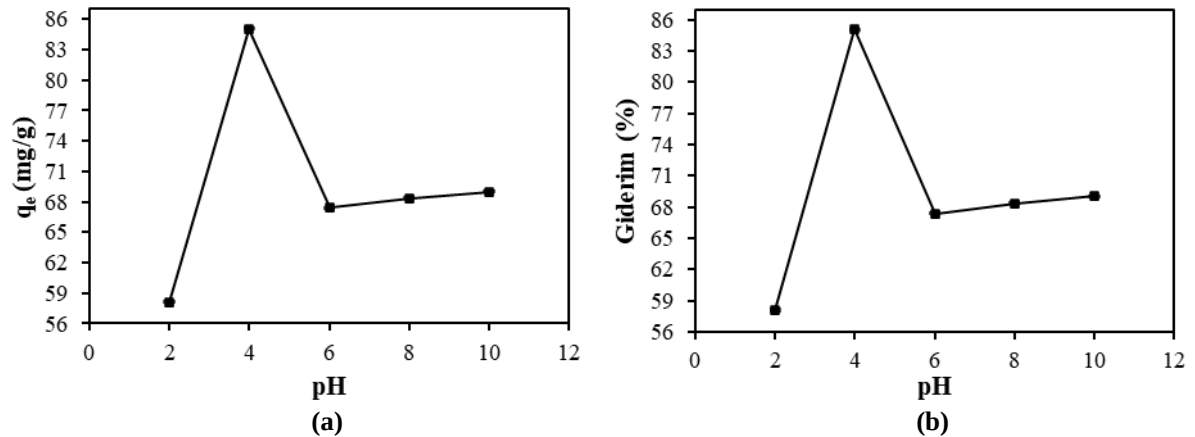
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.89.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.69'da özetlenmiştir.

Tablo 4.69: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	-3794,621	46949,989	170,819
308,15	-6081,436		
318,15	-7185,359		

4.3.4.7. pH Etkisi

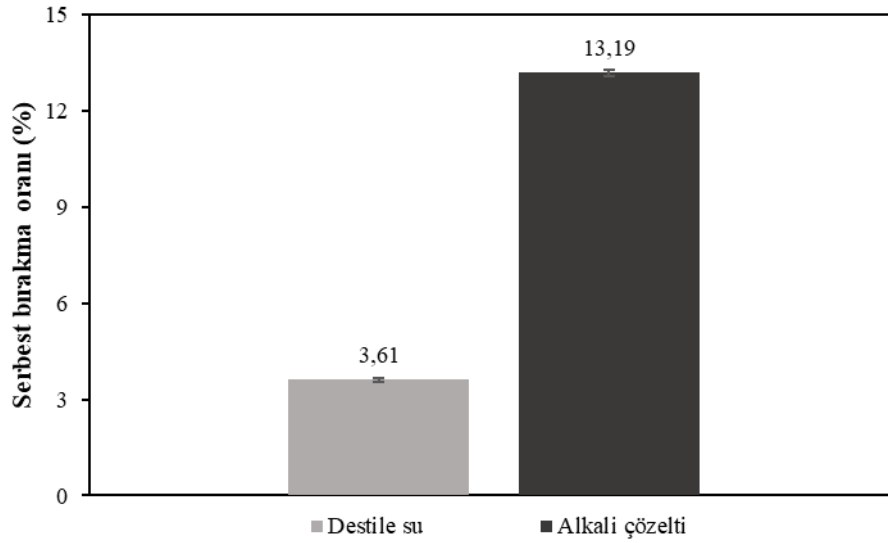
CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.90'da görülmektedir.



Şekil 4.90: CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.4.8. Desorpsiyon Çalışması

CFZ-Na'nın Amberlyst A-26 ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.91'de verilmiştir.



Şekil 4.91: CFZ-Na – Amberlyst A-26 çalışması desorpsiyon sonuçları.

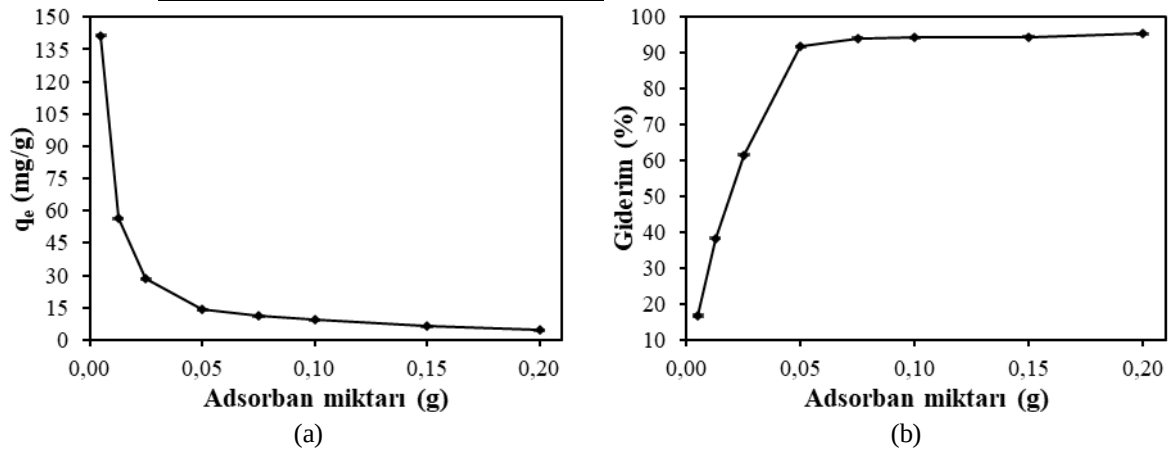
4.3.5. Aktif Karbon

4.3.5.1. Adsorban Miktarının Etkisi

CFZ-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.70’te verilmiştir. Adsorban miktarının q_e ve %R’ye etkisi Şekil 4.92’de görülmektedir.

Tablo 4.70: CFZ-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi.

Adsorban miktarı (g)	q_e (mg/g)	%R
0,0050	141,4149±0,3054	16,6142±0,3054
0,0125	56,5732±0,0391	38,2205±0,0978
0,0250	28,3851±0,0367	61,5197±0,1837
0,0500	14,2492±0,0137	91,7598±0,1366
0,0750	10,9495±0,0042	94,0866±0,0634
0,1000	9,4710±0,0023	94,3425±0,0466
0,1500	6,4864±0,0036	94,4094±0,1078
0,2000	4,9196±0,0009	95,2598±0,0376



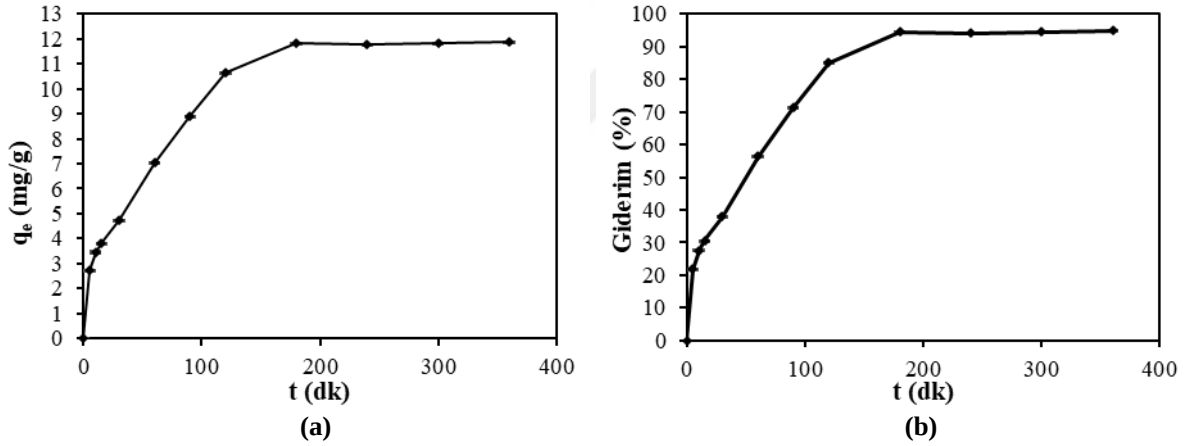
Şekil 4.92: CFZ-Na adsorpsiyonunda aktif karbon miktarının etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.5.2. Temas Süresinin Etkisi

CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisinin incelendiği deney sonuçları Tablo 4.71'de verilmiştir. Temas süresinin q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.93'te görülmektedir.

Tablo 4.71: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi.

Süre (dk)	q_e (mg/g)	%R
0	0	0
5	2,7224±0,0168	21,7795±0,1343
10	3,4513±0,0269	27,6102±0,2148
15	3,8292±0,0065	30,6339±0,0521
30	4,7352±0,0253	37,8819±0,2028
60	7,0512±0,0122	56,4094±0,0973
90	8,9090±0,0015	71,2717±0,0118
120	10,6388±0,0067	85,1102±0,0536
180	11,8179±0,0117	94,5433±0,0937
240	11,7638±0,0098	94,1102±0,0782
300	11,8145±0,0068	94,5157±0,0546
360	11,8725±0,0035	94,9803±0,0279



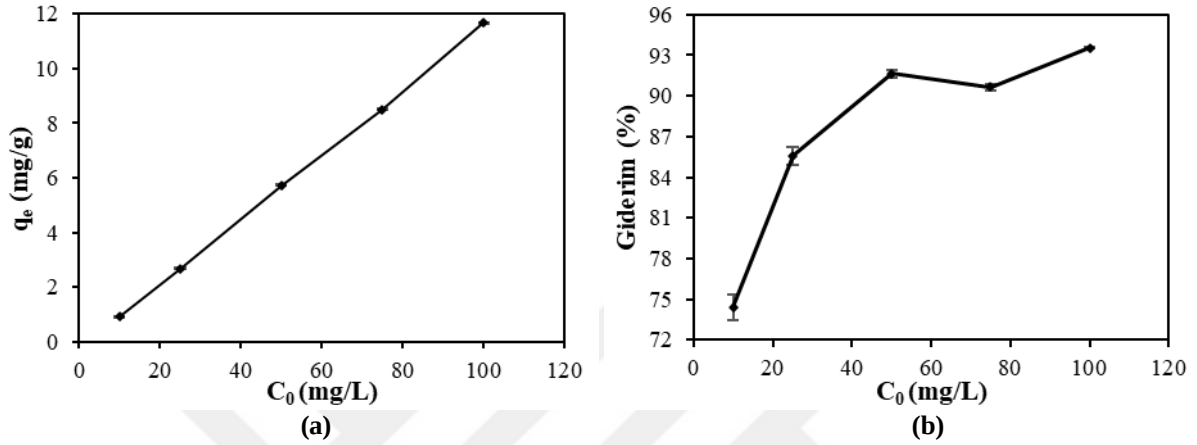
Şekil 4.93: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda temas süresinin etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.5.3. Başlangıç CFZ-Na Konsantrasyonunun Etkisi

Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisinin incelendiği deney verileri Tablo 4.72'de verilmiştir. Başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.94'te görülmektedir.

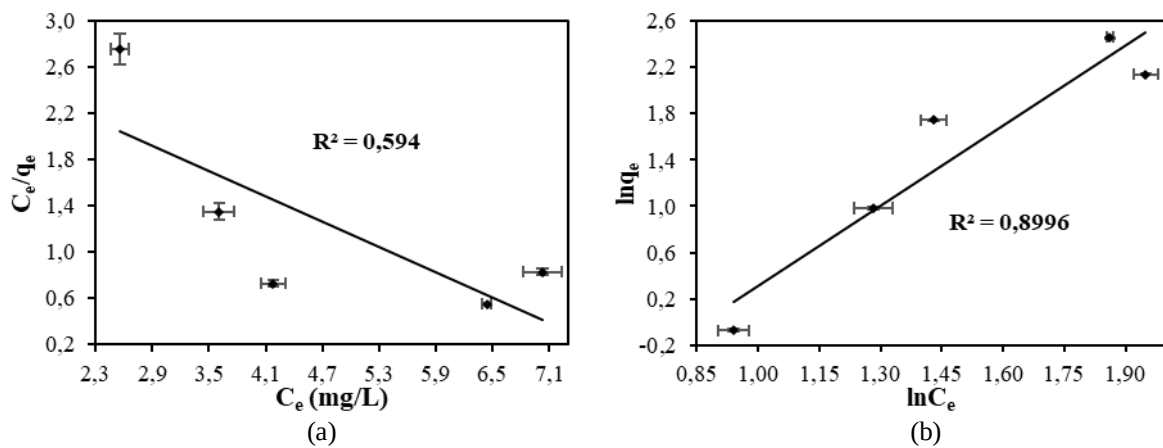
Tablo 4.72: Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi.

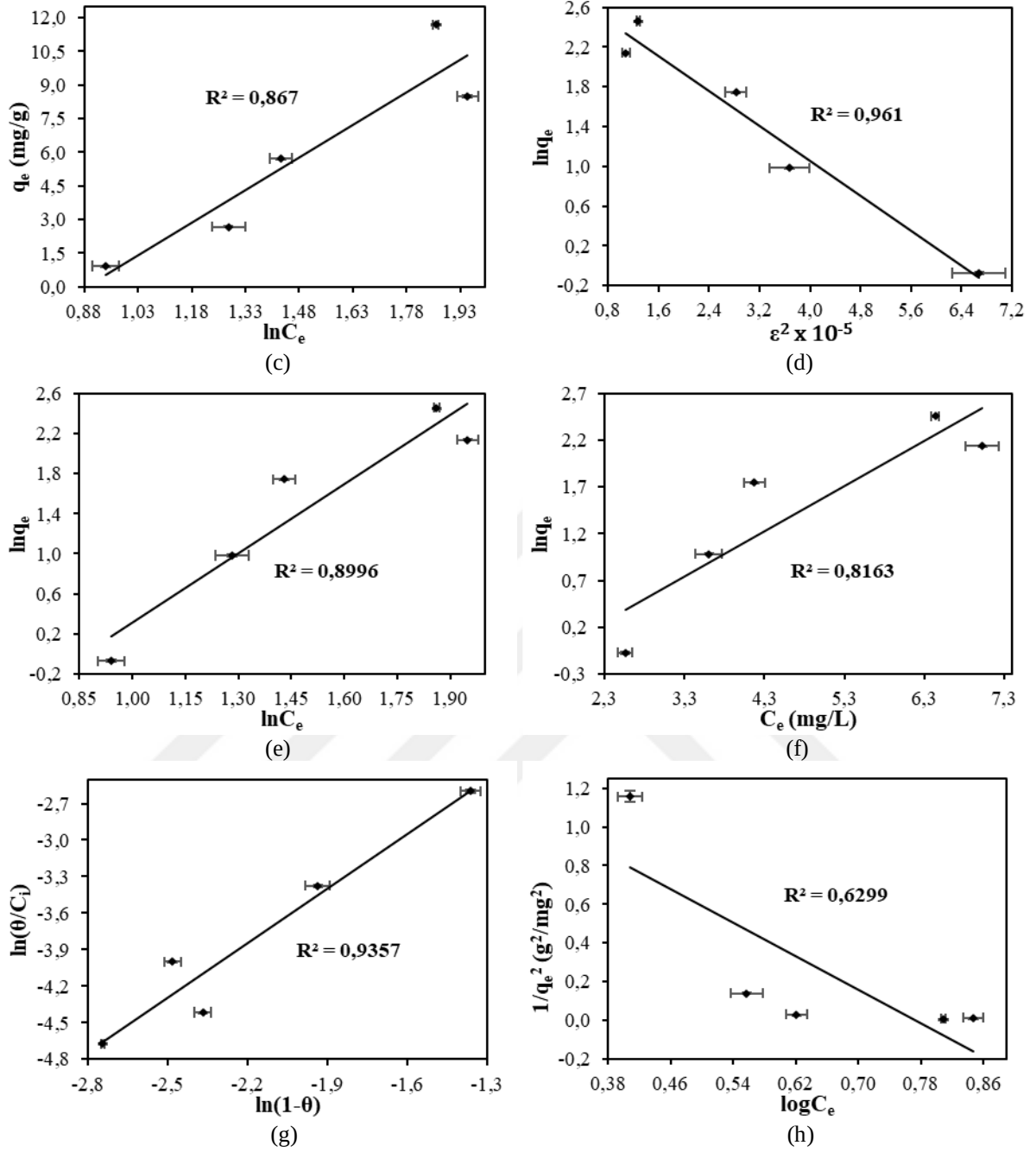
C_0 (mg/L)	q_e (mg/g)	%R
10	0,9301±0,0115	74,4094±0,9228
25	2,6742±0,0208	85,5748±0,6654
50	5,7279±0,0162	91,6457±0,2591
75	8,4966±0,0260	90,6299±0,2773
100	11,6954±0,0064	93,5630±0,0512

**Şekil 4.94:** Aktif karbon ile adsorpsiyonda başlangıç CFZ-Na konsantrasyonunun etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

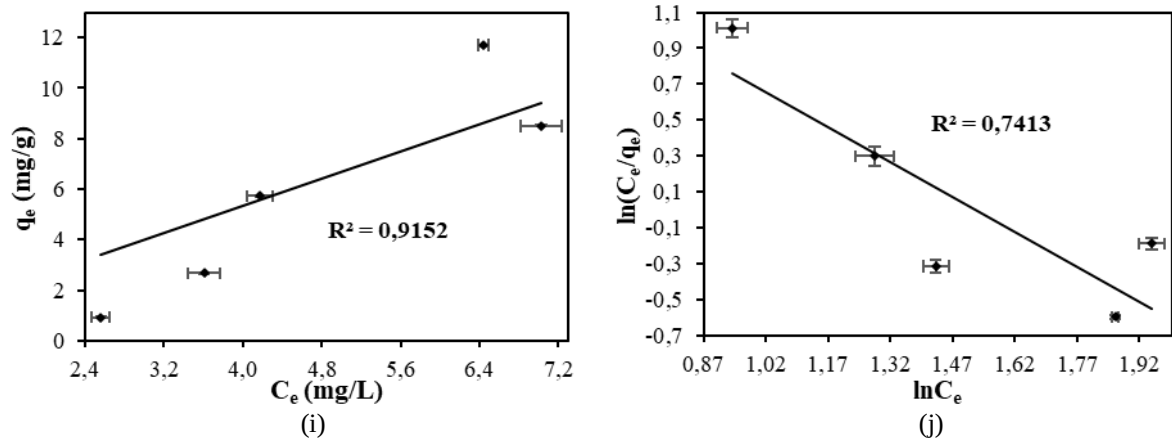
4.3.5.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı başlangıç ilaç konsantrasyonu denemelerinin verileri kullanılarak 10 farklı izoterm modeline uygunluğu incelenmiştir. İzoterm modelleri için çizilen grafikler Şekil 4.95'te verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.

**Şekil 4.95:** CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.95 (devam): CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.



Şekil 4.95 (devam): CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm modelleri a) Langmuir, b) Freundlich, c) Temkin, d) Dubinin-Redushkevich, e) Halsey, f) Jovanovic, g) Flory-Huggins, h) Harkin-Jura, i) Henry ve j) Redlich-Peterson.

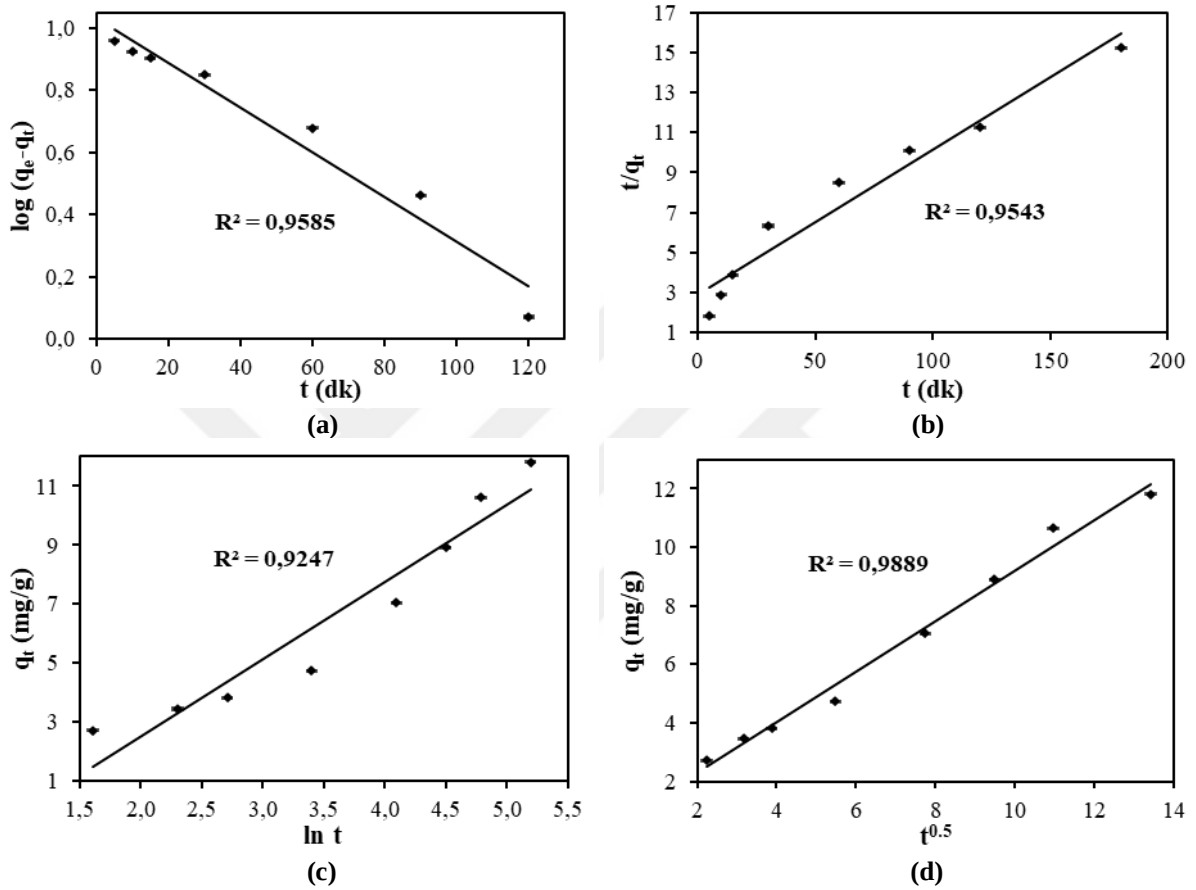
Her izoterm modelinin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler, bunların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.73'te özetlenmiştir.

Tablo 4.73: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için izoterm model parametreleri.

İzoterm Model	Parametre	Değer
Langmuir	$q_{\max}$ (mg/g)	---
	K_L (L/mg)	-0,1222
	R^2	0,5940
Freundlich	K_F (L/mg)	0,1375
	n	0,4346
	R^2	0,8996
Temkin	b_T (J/mol)	256,1486
	K_T (L/g)	0,4138
	R^2	0,8670
Dubinin-Redushkevich	$q_{\max}$ (mg/g)	16,6865
	β_{DR} (mol ² /J ²)	4×10^{-6}
	E (kJ/mol)	353,5534
	R^2	0,9610
Halsey	K_H (L/mg)	2,3684
	n_H (L/mg)	-0,4346
	R^2	0,8996
Jovanovic	$q_{\max}$ (mg/g)	0,4302
	K_J (L/g)	-0,4819
	R^2	0,8163
Flory-Huggins	K_{FH} (L/dk)	0,5763
	n_{FH}	1,4969
	R^2	0,9357
Harkin-Jura	A_{HJ}	0,4591
	B_{HJ}	0,7720
	R^2	0,6299
Henry	K_{HE} (L/g)	1,3373
	R^2	0,9152
Redlich-Peterson	K_R (L/g)	0,1375
	β_R	-1,3011
	R^2	0,7413

4.3.5.5. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunun 298,15 K'deki farklı temas sürelerinin etkisinin incelendiği deney sonuçlarıyla adsorpsiyon işleminin kinetik modellere uygunluğu incelenmiştir. Dört farklı kinetik model için çizilen grafikler Şekil 4.96'da verilmiştir. Modellerin uygunluklarını değerlendirebilmek için grafiklerde R^2 değerleri belirtilmiştir.



Şekil 4.96: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik modeller a) yalancı birinci dereceden, b) yalancı ikinci dereceden, c) Elovich ve d) partikül içi difüzyon.

Her kinetik modelin belirli parametreleri bulunmaktadır. Grafiklerin eğim ve kesimlerinden elde edilen değerler ve eğim çizgisinin R^2 değeri Tablo 4.74'te özetlenmiştir.

Tablo 4.74: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

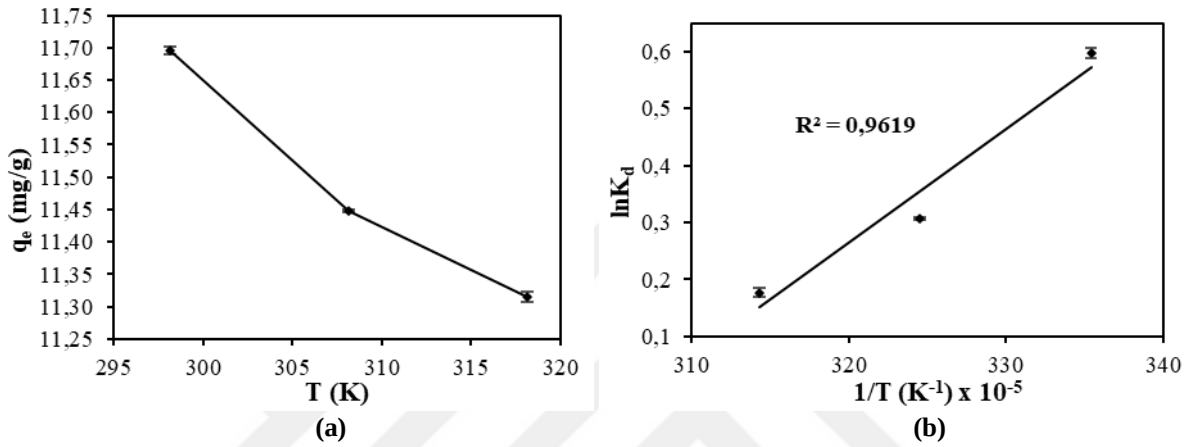
Kinetik Model	Parametre	Değer
Yalancı birinci dereceden	k_1 (dk ⁻¹)	0,0072
	q_e (mg/g)	10,7177
	R^2	0,9585
Yalancı ikinci dereceden	k_2 (g/(mg.dk))	0,0018
	q_e (mg/g)	13,8313
	R^2	0,9543
Elovich	β_E (g/mg)	0,3818
	α_E (mg/(g.dk))	0,9278
	R^2	0,9247

Tablo 4.74 (devam): CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için kinetik model parametreleri.

Kinetik Model	Parametre	Değer
Partikül içi difüzyon	k_{dif} (mg/(g.dk ^{0.5}))	0,8631
	C (mg/g)	0,5648
	R^2	0,9889

4.3.5.6. Sıcaklık Etkisi ve Adsorpsiyon Termodinamiği

CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi Şekil 4.97.a'da gösterilmektedir. Üç farklı sıcaklıkta deneme yapılmıştır.



Şekil 4.97: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için a) sıcaklığın etkisi, b) termodinamik veri analizi.

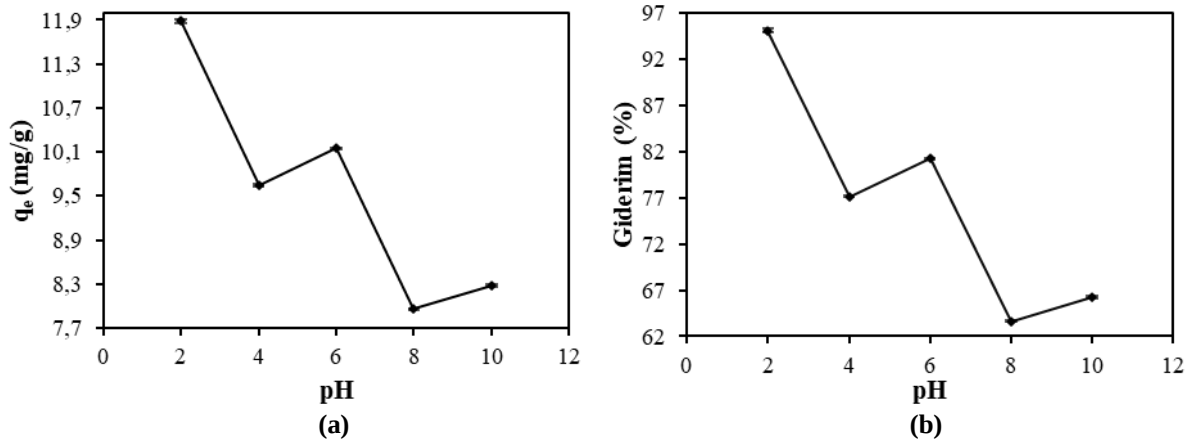
Van't Hoff denklemi kullanılarak $1/T$ ile $\ln K_d$ arasında çizilen grafiğin (Şekil 4.97.b) eğim ve kesiminden elde edilen termodinamik veriler Tablo 4.75'te özetlenmiştir.

Tablo 4.75: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonu için termodinamik veriler.

T (K)	ΔG^0 (j/mol)	ΔH^0 (j/mol)	ΔS^0 (j/(molK))
298,15	-1480,176	-16632,157	-51,015
308,15	-787,825		
318,15	-467,940		

4.3.5.7. pH Etkisi

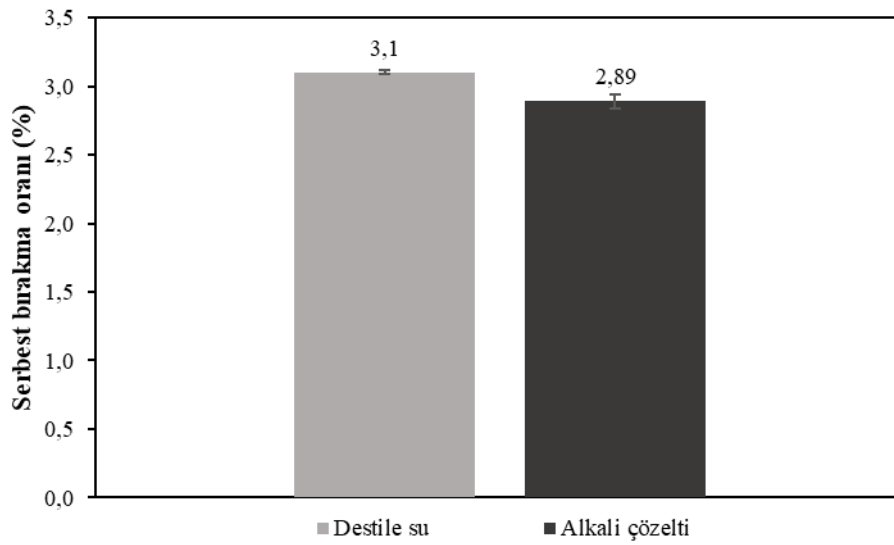
CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH'ın q_e ve %R'ye etkisi Şekil 4.98'de görülmektedir.



Şekil 4.98: CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda pH etkisi a) adsorpsiyon kapasitesi, b) giderim verimliliği.

4.3.5.8. Desorpsiyon Çalışması

CFZ-Na'nın aktif karbon ile adsorpsiyonunda, su ve alkali çözelti ile desorpsiyon incelenmiştir. Desorpsiyon sonucu serbest bırakma oranları Şekil 4.99'da verilmiştir.



Şekil 4.99: CFZ-Na – aktif karbon çalışması desorpsiyon sonuçları.

5. TARTIŞMA

5.1. ADSORBAN MİKTARININ ETKİSİ

Adsorpsiyon süreçlerinin verimliliğini ve maliyetini önemli ölçüde belirleyen faktörlerden biri de adsorban dozudur. Minimum miktarda adsorban ile kirleticilerin maksimum düzeyde giderilmesini sağlamak için optimize edilmelidir; bu da malzeme ve bertaraf maliyetlerini azaltabilir. Optimal adsorban dozu, yüzey yükü, fonksiyonel gruplar, boyut, şekil ve konsantrasyon gibi adsorbat ve adsorbanın özelliklerine göre değişir [112]. Her bir adsorban için optimum değer, eğrinin dönüm noktası civarında belirlenmiştir.

Bulgular incelendiğinde, adsorban miktarı arttıkça her bir adsorbanın adsorpsiyon kapasitesinin (q_e) azaldığını görülmüştür. Buna karşılık, giderim verimi adsorban dozunun artmasıyla yükselmekte, özellikle düşük dozaj seviyelerinde bu artış daha belirgin olmaktadır. Bu davranış, daha geniş yüzey alanı ve daha fazla sayıda kullanılabilir adsorpsiyon aktif noktasının varlığına atfedilmektedir [86, 78, 93, 112, 106, 115, 119, 120, 121, 125].

Ancak belirli bir dozajın ötesinde, adsorpsiyon verimi adsorban yüzeyindeki aktif noktaların agregasyonu veya üst üste binmesi nedeniyle hafif bir düşüş gösterebilir; bu durum etkili bağlanma noktalarının sayısını azaltmaktadır [15, 133, 121]. Adsorpsiyon yüzeye bağlı bir olgu olduğundan, adsorbanın kütlesi ve mevcut yüzey alanı, performansını etkileyen kritik faktörlerdir [15].

Çalışmalar sonucunda;

- CFX-Na adsorpsiyonunda optimum adsorban dozları Amberlite IRA-96 için 0,025 g, Amberlyst A-21 için 0,01 g, Amberlyst A-26 için 0,005 g ve aktif karbon için 0,075 g,
- CFR-Na adsorpsiyonunda optimum adsorban dozları Amberlite IRA-96 için 0,05 g, Amberlyst A-21 için 0,05 g, Amberlyst A-26 için 0,0125 g ve aktif karbon için 0,075 g,
- CFZ-Na adsorpsiyonunda optimum adsorban dozları Amberlite IRA-96 için 0,025 g, Amberlyst A-21 için 0,05 g, Amberlyst A-26 için 0,005 g ve aktif karbon için 0,04 g

olarak belirlenmiştir. Sonraki tüm adsorpsiyon deneyleri, belirlenen optimum miktarlarda adsorbanlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Belirlenen optimum adsorban dozlarının adsorban ve adsorbat türüne bağlı olarak farklılık göstermesi, adsorpsiyon sürecinin yüzey özellikleri ve etkileşim mekanizmasıyla yakından ilişkili olduğunu göstermektedir. İyon değiştirici reçineler olan Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21 ve Amberlyst A-26 için daha düşük adsorban miktarlarında optimum giderim değerlerine ulaşılması, bu malzemelerin yüzeylerinde bulunan fonksiyonel grupların adsorpsiyon sürecinde etkin rol oynadığını düşündürmektedir. Buna karşılık, aktif karbon için bazı sistemlerde daha yüksek optimum dozların belirlenmesi, adsorpsiyonun büyük ölçüde gözenek yapısına ve fiziksel etkileşimlere dayalı olmasıyla ilişkilendirilebilir.

5.2. TEMAS SÜRESİNİN ETKİSİ

Adsorpsiyon kinetiği incelendiğinde, adsorpsiyonun başlangıç aşamalarında hızlı bir şekilde gerçekleştiği görülmektedir. Bu durum, adsorban yüzeyinde bulunan aktif noktaların bolluğuna bağlanabilir. Temas süresi arttıkça, ilaç etken madde giderim hızı kademeli olarak azalmaktadır. Bu eğilim, zamanla çözeltideki ilaç derişiminin azalmasına bağlanabilir. Ayrıca, aktif noktaların ilaç molekülleri tarafından giderek daha fazla işgal edilmesi yüzey doygunluğuna yol açmakta ve bu durum adsorpsiyon verimini düşürmektedir [86, 18, 21, 94, 134, 111, 112, 115, 118, 125].

Sonuçların analizi;

- CFX-Na adsorpsiyonu için denge sürelerinin Amberlite IRA-96 ve aktif karbon için 180 dakika, Amberlyst A-21 ve A-26 için ise 240 dakika olduğunu,
- CFR-Na adsorpsiyonu için denge sürelerinin Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21 ve A-26 için 180 dakika, aktif karbon için ise 240 dakika olduğunu,
- CFZ-Na adsorpsiyonu için denge sürelerinin Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21 ve aktif karbon için 180 dakika, Amberlyst A-26 için ise 240 dakika olduğunu

ortaya koymuştur. Adsorpsiyon denge sürelerinin adsorban ve adsorbat türüne bağlı olarak farklılık göstermesi, adsorpsiyon hızının yüzey özellikleri ve adsorban-adsorbat etkileşimlerinin doğasına bağlı olduğunu göstermektedir. Daha kısa sürede dengeye ulaşan

sistemlerde, adsorpsiyonun yüzeye yakın aktif noktalarda gerçekleştiği ve kütle transfer direncinin nispeten düşük olduğu söylenebilir. Buna karşılık, daha uzun denge süreleri, adsorbat moleküllerinin adsorban gözeneklerine difüzyonunun zaman alması veya yüzey doygunluğuna daha yavaş ulaşılması ile ilişkilendirilebilir.

5.3. BAŞLANGIÇ İLAÇ ETKEN MADDE KONSANTRASYONUNUN ETKİSİ

Başlangıç ilaç etken madde konsantrasyonları için literatürdeki çalışmalar incelenmiştir. Deneylerde kullanılacak olan CFX-Na [85, 86, 18, 21, 78, 91], CFR-Na [105, 111, 112] ve CFZ-Na [118, 122, 120, 125] konsantrasyonları, sırasıyla 100 mg/L, 200 mg/L ve 100 mg/L olarak belirlenmiştir.

Başlangıç ilaç etken madde konsantrasyonu etkisini incelemek için CFX-Na ve CFZ-Na için 10, 25, 50, 75 ve 100 mg/L değerleri, CFR-Na için ise 20, 50, 100, 150 ve 200 mg/L değerleri ile çalışılmıştır. Sonuçlar aşağıda verilmiştir:

- CFX-Na'nın adsorpsiyonunda başlangıç farmasötik derişimi arttıkça, Amberlite IRA-96 için q_e değeri $1,49 \pm 0,027$ 'den $19,16 \pm 0,022$ mg/g'a, Amberlyst A-21 için q_e değeri $3,21 \pm 0,022$ 'den $42,45 \pm 0,032$ mg/g'a, Amberlyst A-26 için q_e değeri $7,15 \pm 0,008$ 'den $94,01 \pm 0,081$ mg/g'a ve aktif karbon için q_e değeri $0,50 \pm 0,005$ 'ten $5,02 \pm 0,004$ mg/g'a yükselmiştir.
- CFR-Na'nın adsorpsiyonunda başlangıç farmasötik derişimi arttıkça, Amberlite IRA-96 için q_e değeri $1,69 \pm 0,006$ 'dan $16,51 \pm 0,008$ mg/g'a, Amberlyst A-21 için q_e değeri $1,53 \pm 0,01$ 'den $16,19 \pm 0,011$ mg/g'a, Amberlyst A-26 için q_e değeri $6,12 \pm 0,026$ 'dan $69,49 \pm 0,009$ mg/g'a ve aktif karbon için q_e değeri $1,22 \pm 0,006$ 'dan $11,59 \pm 0,002$ mg/g'a yükselmiştir.
- CFZ-Na'nın adsorpsiyonunda başlangıç farmasötik derişimi arttıkça, Amberlite IRA-96 için q_e değeri $1,48 \pm 0,017$ 'den $16,50 \pm 0,023$ mg/g'a, Amberlyst A-21 için q_e değeri $0,39 \pm 0,003$ 'ten $8,56 \pm 0,004$ mg/g'a, Amberlyst A-26 için q_e değeri $7,37 \pm 0,103$ 'ten $82,21 \pm 0,03$ mg/g'a ve aktif karbon için q_e değeri $0,93 \pm 0,012$ 'den $11,70 \pm 0,006$ mg/g'a yükselmiştir.

Buna bağılı olarak, başlangıç ilaç etken madde derişiminin artmasıyla birlikte q_e değerlerinin de arttığı görülmüştür. Bu durum, daha yüksek başlangıç ilaç derişimlerinde oluşan itici kuvvete bağlanabilir [15, 21, 91, 106, 110, 112].

Bulgular incelendiğinde;

- CFX-Na adsorpsiyonunda, Amberlyst A-21 ve aktif karbon için 75 ve 100 mg/L'lik derişimlerde,
- CFR-Na adsorpsiyonunda, Amberlite IRA-96 için 100, 150 ve 200 mg/L'lik derişimlerde, Amberlyst A-21, A-26 ve aktif karbon için ise 150 ve 200 mg/L'lik derişimlerde,
- CFZ-Na adsorpsiyonunda, Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 için 75 ve 100 mg/L'lik derişimlerde

giderim oranında azalma gözlenmiştir. Bu durum, mevcut adsorban aktif noktalarının doygunluğa ulaşmasından kaynaklanmış olabilir [37, 15, 86, 21, 91, 108, 120, 121, 114, 126].

5.4. ADSORPSİYON İZOTERM MODELLERİ

Bu çalışmada CFX-Na, CFR-Na ve CFZ-Na ilaç etken maddelerinin farklı adsorbanlar (Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21, Amberlyst A-26 ve aktif karbon) üzerindeki adsorpsiyon davranışları çeşitli izoterm modelleri kullanılarak değerlendirilmiştir. İzoterm modellerine ait korelasyon katsayıları (R^2) dikkate alındığında, her bir adsorbat-adsorban sistemi için farklı modellerin daha iyi uyum sağladığı görülmüştür. Bu durum, adsorpsiyon mekanizmasının yalnızca adsorbatın kimyasal yapısına değil, aynı zamanda adsorban yüzey özelliklerine, gözenek yapısına ve yüzey heterojenliğine de bağılı olduğunu göstermektedir.

5.4.1. CFX-Na Adsorpsiyonu

CFX-Na için Amberlite IRA-96 üzerinde gerçekleştirilen adsorpsiyon çalışmalarında Flory-Huggins izoterm modelinin yüksek bir korelasyon katsayısı ($R^2=0,9937$) sergilemesi, bu sistemde adsorpsiyonun yüzey kaplanma derecesi ile yakından ilişkili olduğunu göstermektedir. Flory-Huggins modelinin uzun zincirli veya büyük moleküllerin adsorpsiyonunu tanımlamada başarılı olduğu bilinmektedir [38, 65, 66]. Bu sonuç, CFX-Na moleküllerinin Amberlite IRA-96 yüzeyinde birden fazla aktif bölgeyi işgal edebileceğini ve

adsorpsiyon sürecinin entropik etkilerden önemli ölçüde etkilendiğini düşündürmektedir. Ayrıca modelin adsorpsiyonun kendiliğindenliğini açıklayabilmesi, bu sistemde fiziksel adsorpsiyonun baskın olabileceğine işaret etmektedir [56].

Amberlyst A-21 ve aktif karbon için Henry izoterm modelinin daha yüksek R^2 değerleriyle (sırasıyla 0,9243 ve 0,9277) uyum göstermesi, bu adsorbanlar üzerinde CFX-Na adsorpsiyonunun düşük derişim aralığında gerçekleştiğini ve adsorpsiyon bölgelerinin büyük ölçüde boş olduğunu ortaya koymaktadır. Henry modeli, adsorbat-adsorbat etkileşimlerinin ihmal edilebildiği, doğrusal adsorpsiyon davranışının gözlemlendiği sistemler için uygundur [52, 57]. Bu bağlamda, CFX-Na'nın bu adsorbanlar üzerinde tek katmanlı ve zayıf etkileşimlerle adsorbe olduğu söylenebilir.

Amberlyst A-26 üzerinde Temkin izoterm modelinin en iyi uymu sağlaması ($R^2=0,9297$), adsorpsiyon sürecinde adsorbat-adsorban etkileşimlerinin önemli olduğunu ve yüzey kaplanması arttıkça adsorpsiyon ısısının doğrusal olarak azaldığını göstermektedir [52, 53]. Bu sonuç, Amberlyst A-26 yüzeyinin enerji açısından heterojen bir yapıya sahip olabileceğini düşündürmektedir.

5.4.2. CFR-Na Adsorpsiyonu

CFR-Na için Amberlite IRA-96 üzerinde Temkin izoterm modelinin yüksek R^2 değeri (0,9947) sergilemesi, adsorpsiyon sürecinde adsorbat-adsorban etkileşimlerinin belirgin olduğunu ve adsorpsiyon enerjisinin yüzey kaplanması ile değiştiğini göstermektedir. Temkin modelinin orta konsantrasyon aralıklarında geçerli olduğu göz önüne alındığında [52], CFR-Na adsorpsiyonunun bu adsorban üzerinde çok düşük veya çok yüksek konsantrasyonlarda değil, ara derişimlerde daha kararlı gerçekleştiği söylenebilir.

Amberlyst A-21 için Henry izoterm modelinin oldukça yüksek bir korelasyon katsayısı ($R^2=0,9975$) göstermesi, CFR-Na adsorpsiyonunun bu adsorban üzerinde düşük konsantrasyonlarda doğrusal bir davranış sergilediğini ve adsorbat molekülleri arasında etkileşimlerin ihmal edilebilir düzeyde olduğunu ortaya koymaktadır.

Amberlyst A-26 ve aktif karbon üzerinde ise Dubinin-Radushkevich (D-R) izoterm modelinin en iyi uymu sağlaması (sırasıyla $R^2=0,9958$ ve 0,9947), adsorpsiyonun gözenek doldurma mekanizması ile gerçekleştiğini göstermektedir. D-R izoterm modeli, heterojen ve mikro gözenekli yüzeyler için uygun olup, adsorpsiyonun Van der Waals kuvvetleri ile

gerçekleşen fiziksel bir süreç olduğunu varsaymaktadır [57]. Bu sonuç, özellikle aktif karbon gibi yüksek gözenekliliğe sahip adsorbanlar için beklenen bir davranıştır.

5.4.3. CFZ-Na Adsorpsiyonu

CFZ-Na için Amberlite IRA-96 üzerinde Henry izoterm modelinin yüksek R^2 değeri (0,9948) göstermesi, adsorpsiyonun düşük konsantrasyonlarda ve doğrusal bir karakterde gerçekleştiğini ortaya koymaktadır. Bu durum, CFZ-Na moleküllerinin bu adsorban yüzeyinde sınırlı sayıda aktif bölgeyi işgal ettiğini ve adsorbat–adsorbat etkileşimlerinin zayıf olduğunu göstermektedir.

Amberlyst A-21 üzerinde Temkin izoterm modelinin baskın olması ($R^2=0,9935$), adsorpsiyon enerjisinin yüzey kaplanması ile değiştiğini ve adsorban–adsorbat etkileşimlerinin ihmal edilemeyecek düzeyde olduğunu ortaya koymaktadır.

Amberlyst A-26 ve aktif karbon için Dubinin-Radushkevich izoterm modelinin yüksek korelasyon katsayıları (sırasıyla $R^2=0,9943$ ve 0,961) sergilemesi, CFZ-Na adsorpsiyonunun bu adsorbanlar üzerinde gözenek doldurma mekanizmasıyla ve büyük ölçüde fiziksel adsorpsiyon yoluyla gerçekleştiğini düşündürmektedir. Ancak literatürde belirtildiği üzere, katı/çözelti sistemlerinde D-R modelinin serbest enerji değerlerinin yorumlanmasında çözücü ve pH etkilerinin göz ardı edilmesi nedeniyle dikkatli olunması gerekmektedir [38].

5.5. ADSORPSİYON KİNETİK MODELLERİ

CFX-Na, CFR-Na ve CFZ-Na'nın farklı adsorbanlar üzerindeki adsorpsiyon kinetiği; yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden, Elovich ve partikül içi difüzyon kinetik modelleri kullanılarak incelenmiştir. Bu modeller, adsorpsiyon hızını belirleyen olası mekanizmaların ortaya konulmasında yaygın olarak kullanılmaktadır [73, 74, 75, 76, 77]. Elde edilen korelasyon katsayıları (R^2) dikkate alındığında, adsorpsiyon kinetiğinin adsorbat ve adsorban türüne bağlı olarak farklı mekanizmalarla kontrol edildiği görülmüştür.

CFX-Na adsorpsiyonu için Amberlite IRA-96, Amberlyst A-26 ve aktif karbon üzerinde yalancı ikinci dereceden kinetik modelin en yüksek R^2 değerlerini (sırasıyla 0,9995, 0,971 ve 0,955) vermesi, bu sistemlerde adsorpsiyon hızını belirleyen temel adımın adsorbat ile adsorban yüzeyi arasında gerçekleşen kimyasal etkileşimler olabileceğini göstermektedir. Yalancı ikinci dereceden kinetik modelin, adsorpsiyon hızının adsorban üzerindeki aktif noktaların işgaline

ve yüzey reaksiyonlarına bağlı olduğunu varsaydığı ve çoğu sistemde kemisorpsiyonla ilişkilendirildiği literatürde bildirilmektedir [86, 78, 93, 133, 65].

Amberlyst A-21 üzerinde CFX-Na adsorpsiyonunun yalancı birinci dereceden kinetik modelle daha iyi tanımlanması ($R^2=0,9934$), adsorpsiyon sürecinde fiziksel adsorpsiyon ve difüzyon kontrollü mekanizmaların önemli rol oynayabileceğini düşündürmektedir. Yalancı birinci dereceden modelin, özellikle dış kütle transferi veya zayıf fiziksel etkileşimlerle sınırlı sistemleri tanımlamada uygun olduğu bilinmektedir [73, 132]. Bununla birlikte, yalancı ikinci dereceden modelin de oldukça yüksek bir uyum göstermesi ($R^2=0,9924$), bu sistemde fiziksel ve kimyasal etkileşimlerin birlikte etkili olabileceğini göstermektedir.

CFR-Na adsorpsiyonunda tüm adsorbanlar için yalancı ikinci dereceden kinetik modelin oldukça yüksek korelasyon katsayıları ($R^2>0,996$) sergilemesi, adsorpsiyon sürecinin büyük ölçüde yüzey reaksiyonları tarafından kontrol edildiğini ve kimyasal adsorpsiyonun baskın mekanizma olduğunu göstermektedir. Bu durum, adsorpsiyon hızının aktif noktaların doygunluğuna bağlı olduğunu varsayan yalancı ikinci dereceden kinetik model ile uyumludur [111, 74, 75].

CFZ-Na adsorpsiyonunda Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 için yalancı ikinci dereceden kinetik modelin en iyi uyumu sağlaması ($R^2\approx 0,999$), bu sistemlerde kemisorpsiyon karakterinin baskın olduğunu göstermektedir. Buna karşılık, Amberlyst A-26 ve aktif karbon için partikül içi difüzyon modelinin daha yüksek R^2 değerleriyle (sırasıyla 0,9945 ve 0,9889) uyum sağlaması, adsorpsiyon hızının bu adsorbanlarda adsorbat moleküllerinin gözeneklere difüzyonu ile sınırlı olabileceğini düşündürmektedir. Bu model, hız belirleyici adımın iç parçacık difüzyonu olduğunu ve film difüzyonunun ihmal edilebileceğini öne sürmektedir [126].

Bu çalışmada partikül içi difüzyon modeli, Weber ve Morris tarafından tanımlanan tek doğrusal regresyon yaklaşımı kullanılarak değerlendirilmiştir [77]. Bu yaklaşım için q_t değerleri $t^{0,5}$ 'e karşı çizilmiş ve elde edilen doğrusal regresyon üzerinden k_{dif} ve C parametreleri hesaplanmıştır. Grafiklerin orijinden geçmemesi ve kesişim sabitlerinin (C) sıfırdan farklı olması, partikül içi difüzyonun adsorpsiyon sürecine katkı sağladığını ancak tek başına hız belirleyici adım olmadığını göstermektedir. Pozitif C değerleri, özellikle başlangıç aşamasında sınır tabakası (film difüzyonu) etkilerinin önemli olduğunu ortaya koymaktadır [77, 15, 126].

Genel olarak kinetik modelleme sonuçları, incelenen farmasötiklerin adsorpsiyonunun çoğu sistemde yalancı ikinci dereceden kinetik modele uyduğunu ve adsorpsiyon hızının büyük ölçüde yüzey reaksiyonlarıyla kontrol edildiğini göstermektedir. Bununla birlikte, adsorbanın gözenek yapısı ve yüzey özelliklerine bağlı olarak fiziksel adsorpsiyon ve difüzyon kontrollü mekanizmaların da bazı sistemlerde adsorpsiyon sürecine katkıda bulunabileceği sonucuna varılmıştır [73, 74, 75, 76, 77, 15].

5.6. SICAKLIK ETKİSİ VE ADSORPSİYON TERMODİNAMİĞİ

5.6.1. CFX-Na Adsorpsiyonu

CFX-Na'nın adsorpsiyonunda sıcaklık artışının etkisi adsorban türüne bağlı olarak değişiklik göstermiştir. Amberlite IRA-96 için sıcaklık artışı q_e değerlerinde hafif bir azalmaya neden olmuş, bu durum adsorpsiyonun ekzotermik karakterde olduğunu göstermiştir. Hesaplanan negatif ΔH° değeri bu yorumu desteklemektedir. Negatif ΔG° değerleri sürecin kendiliğinden gerçekleştiğini ortaya koyarken, negatif ΔS° değeri katı-çözelti ara yüzeyinde düzensizliğin azaldığını ve daha düzenli bir yapı oluştuğunu düşündürmektedir. Bu durum, spesifik yüzey etkileşimlerinin ve iyon değişim mekanizmasının baskın olabileceğine işaret etmektedir.

Buna karşılık Amberlyst A-21, Amberlyst A-26 ve aktif karbon için sıcaklık artışı q_e değerlerinde artışa yol açmıştır. Bu adsorbanlarda elde edilen pozitif ΔH° değerleri sürecin endotermik karakterde olduğunu göstermektedir. Pozitif ΔS° değerleri ise ara yüzeyde düzensizliğin arttığını ve adsorpsiyon sırasında çözeltideki moleküler düzenin değiştiğini göstermektedir. Amberlyst A-21 ve A-26 için negatif ΔG° değerleri sürecin kendiliğinden olduğunu ortaya koyarken, aktif karbon için ΔG° değerlerinin pozitif olması, incelenen sıcaklık aralığında adsorpsiyonun termodinamik olarak sınırlı olduğunu düşündürmektedir. Bu durum, aktif karbon üzerinde CFX-Na adsorpsiyonunun daha zayıf fiziksel etkileşimlere dayalı olabileceğini göstermektedir.

5.6.2. CFR-Na Adsorpsiyonu

CFR-Na sisteminde sıcaklık artışı Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21 ve aktif karbon için q_e değerlerinde hafif artışa neden olmuş, Amberlyst A-26 için ise q_e değerleri azalmıştır.

Amberlite IRA-96, Amberlyst A-21 ve aktif karbon için pozitif ΔH° ve ΔS° değerleri sürecin endotermik olduğunu ve adsorpsiyon sırasında ara yüzey düzensizliğinin arttığını

göstermektedir. Bununla birlikte ΔG^0 değerlerinin pozitif olması, incelenen sıcaklık aralığında sürecin termodinamik olarak kendiliğinden gerçekleşmediğini göstermektedir. Bu durum, adsorpsiyonun ilerlemesinde dış etkenlerin (örneğin konsantrasyon gradyanı) önemli rol oynayabileceğini düşündürmektedir.

Amberlyst A-26 için ise negatif ΔH^0 ve ΔG^0 değerleri, adsorpsiyonun ekzotermik ve kendiliğinden olduğunu ortaya koymaktadır. Negatif ΔS^0 değeri, sistemin adsorpsiyon sonrasında daha düzenli hale geldiğini göstermektedir. Bu sonuç, CFR-Na'nın Amberlyst A-26 üzerinde daha güçlü ve spesifik yüzey etkileşimleri ile tutulduğunu düşündürmektedir.

5.6.3. CFZ-Na Adsorpsiyonu

CFZ-Na adsorpsiyonunda sıcaklık artışı genel olarak q_e değerlerini artırmıştır; yalnızca aktif karbon için q_e değerlerinde hafif azalma gözlenmiştir.

Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 için pozitif ΔH^0 ve ΔS^0 değerleri, sürecin endotermik olduğunu ve adsorpsiyon sırasında ara yüzey düzensizliğinin arttığını göstermektedir. ΔG^0 değerlerinin düşük sıcaklıklarda pozitif, yüksek sıcaklıklarda negatif olması, sürecin sıcaklığa bağlı olarak kendiliğinden hale geldiğini ortaya koymaktadır. Bu durum, endotermik karakterle uyumludur ve artan sıcaklıkla birlikte adsorpsiyonun termodinamik olarak daha avantajlı hale geldiğini göstermektedir.

Amberlyst A-26 için pozitif ΔH^0 ve negatif ΔG^0 değerleri adsorpsiyonun endotermik ve kendiliğinden olduğunu göstermektedir. Pozitif ΔS^0 değeri ise bu sistemde entropik katkının da önemli olduğunu düşündürmektedir. Bu kombinasyon, yüzey etkileşimlerinin hem düzenleyici hem de çözeltideki yapı değişimleriyle ilişkili olabileceğini göstermektedir.

Aktif karbon için negatif ΔH^0 , ΔG^0 ve ΔS^0 değerleri sürecin ekzotermik, kendiliğinden ve daha düzenli bir ara yüzey oluşumuyla gerçekleştiğini göstermektedir. Sıcaklık artışıyla q_e değerlerinin azalması bu sonuçla uyumludur ve fiziksel adsorpsiyon bileşeninin baskın olabileceğini düşündürmektedir.

5.6.4. Genel Termodinamik Değerlendirme

Tüm sistemler birlikte değerlendirildiğinde, adsorpsiyonun doğasının adsorban türüne bağlı olarak önemli ölçüde değiştiği görülmektedir. İyon değiştirici reçinelerde hem endotermik hem ekzotermik davranış gözlenmiş olup, bu durum yüzey fonksiyonel gruplarının ve iyon değişim mekanizmasının belirleyici rolünü göstermektedir. Aktif karbon sistemlerinde ise bazı

adsorbatlar için endotermik, bazıları için ekzotermik davranış gözlenmesi, gözenek yapısı ve yüzey heterojenliğinin etkisini ortaya koymaktadır.

Negatif ΔG^0 değerleri sürecin kendiliğinden gerçekleştiğini, pozitif ΔG^0 değerleri ise termodinamik olarak sınırlı olduğunu göstermektedir. ΔH^0 ve ΔS^0 değerleri birlikte değerlendirildiğinde, bazı sistemlerde entalpik katkının, bazı sistemlerde ise entropik katkının baskın olduğu anlaşılmaktadır. Bu durum, adsorpsiyonun tek bir mekanizma ile açıklanamayacağını; kimyasal etkileşimler, iyon değişimi, film difüzyonu ve gözenek difüzyonunun birlikte rol oynadığı çok bileşenli bir süreç olduğunu göstermektedir.

5.7. pH ETKİSİ

Çözeltilerin pH değeri, ilaç etken maddelerin adsorpsiyonunu etkileyebilir. pH, hem adsorbanın yüzey yükünü hem de adsorbatın iyonizasyonunu etkiler.

CFX-Na adsorpsiyonu için sonuçlar incelendiğinde, Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 için pH arttıkça adsorpsiyon verimliliğinin azaldığı, Amberlyst A-26 ve aktif karbon için ise dalgalanmalar olduğu gözlenmiştir. Kaydedilen maksimum verimlilikler, Amberlite IRA-96 için pH=2’de $94,02 \pm 0,1$, Amberlyst A-21 için pH=2’de $68,62 \pm 0,03$, Amberlyst A-26 için pH=4’te $94,01 \pm 0,08$ ve aktif karbon için pH=2’de $86,25 \pm 0,05$ olarak belirlenmiştir.

CFX-Na’nın ayrışma sabitleri $pK_1=2,37$ (COOH), $pK_2=3,03$ (aminotiyazol) ve $pK_3=4,21$ (hidroksitriazinon) olup, pH<2,37’de katyonik, pH 2,37-4,21 arasında zwitteriyonik ve pH>4,21’de anyonik formda bulunur [135]. Bu nedenle, pH=2’de molekül çoğunlukla zwitteriyonik veya kısmen katyonik formdadır.

Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 gibi zayıf bazik reçineler, asidik ortamda protonlanarak pozitif yüklü yüzeyler oluşturur. CFX-Na’nın bu pH’daki zwitteriyonik yapısı, hem negatif yük taşımayan aromatik ve polar grupları hem de kısmi pozitif bölgeleri sayesinde adsorban yüzeyine elektrostatik olmayan yollarla (π - π etkileşimleri, hidrojen bağları, polar etkileşimler) bağlanabilir. Bu etkileşimler, yüksek adsorpsiyonu mümkün kılar.

Amberlyst A-26’nın kuaterner amonyum grubu güçlü pozitif yük sağladığı için, CFX-Na’nın zwitteriyonik formu ile güçlü elektrostatik çekim oluşur ve maksimum adsorpsiyon pH=4’te gözlenir. Aktif karbon için ise yüzeydeki oksijen içeren fonksiyonel gruplar ve π - π

etkileşimleri dominant olup, elektrostatik çekimden bağımsız olarak yüksek adsorpsiyon (%86,25) sağlanır.

Alkali pH değerlerinde, Amberlite IRA-96 ve A-21 yüzeyleri negatif yüklendiğinden ve CFX-Na anyonik form almaya başladığından, elektrostatik itme nedeniyle adsorpsiyon verimliliği belirgin şekilde azalır. Bununla birlikte, aromatik halkalar ve polar gruplar aracılığıyla elektrostatik olmayan etkileşimler, adsorpsiyonun tamamen ortadan kalkmasını engeller. Bu durum, adsorpsiyon mekanizmasının yalnızca iyonik yük durumuna bağlı olmadığını, birden fazla etkileşim türünün sürece katkıda bulunduğunu göstermektedir [133].

CFR-Na adsorpsiyon için sonuçlar incelendiğinde ise çalışılan tüm adsorbanlar için dalgalanmalar olduğu gözlenmiştir. Kaydedilen maksimum verimlilikler, Amberlite IRA-96 için pH=2’de $93,86 \pm 0,04$, Amberlyst A-21 için pH=2’de $89,96 \pm 0,01$, Amberlyst A-26 için pH=4’te $90,35 \pm 0,03$ ve aktif karbon için pH=6’da $90,11 \pm 0,03$ olarak belirlenmiştir.

CFR-Na’nın ayrışma sabitleri $pK_{a1} = 3,15$ ve $pK_{a2} = 10,97$ olup, pH<3,15’te katyonik formda, pH>10,97’de anyonik formda, pH 3,15–10,97 aralığında ise zwitteriyonik formda bulunur [108, 109, 113]. Bu bağlamda, Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 için yüksek adsorpsiyon verimliliğinin pH=2’de gözlenmesi, adsorban yüzeylerinin protonlanarak pozitif yüklü hale gelmesi ve CFR-Na’nın polar grupları ve aromatik yapıları sayesinde elektrostatik olmayan etkileşimler yoluyla adsorpsiyonu desteklemesi ile açıklanabilir.

Amberlyst A-26 ve aktif karbon için maksimum adsorpsiyonun daha yüksek pH değerlerinde (sırasıyla pH=4 ve pH=6) gerçekleşmesi, CFR-Na’nın zwitteriyonik formunun yüzeyle hem elektrostatik hem de elektrostatik olmayan etkileşimler yoluyla bağlanmasını göstermektedir. Özellikle aktif karbon için, yüzeydeki oksijen içeren fonksiyonel gruplar ve π - π etkileşimleri dominant rol oynamaktadır. Bu durum, adsorpsiyon sürecinin yalnızca iyonik yük durumuna bağlı olmadığını ve farklı mekanizmaların birlikte etkili olduğunu ortaya koymaktadır.

CFZ-Na adsorpsiyon için sonuçlar incelendiğinde de çalışılan tüm adsorbanlar için dalgalanmalar olduğu gözlenmiştir. Kaydedilen maksimum verimlilikler, Amberlite IRA-96 için pH=2’de $92,86 \pm 0,12$, Amberlyst A-21 için pH=2’de $88,43 \pm 0,11$, Amberlyst A-26 için pH=4’te $85,05 \pm 0,06$ ve aktif karbon için pH=2’de $95,09 \pm 0,18$ olarak belirlenmiştir.

CFZ-Na'nın ayrışma sabitleri $pK_{a1}=2,84$ ve $pK_{a2}\approx 10,84$ olup, $pH<2,84$ 'te molekül çoğunlukla zwitteriyonik formda, $2,84<pH<10,84$ aralığında anyonik formda, $pH>10,84$ 'te dianyonik formda bulunur [119, 124, 127]. Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 için yüksek adsorpsiyon verimliliğinin $pH=2$ 'de gözlenmesi, adsorban yüzeylerinin protonlanarak pozitif yük taşıması ve CFZ-Na'nın zwitteriyonik formunun aromatik ve polar grupları sayesinde elektrostatik olmayan etkileşimlerin ($\pi-\pi$ ve hidrojen bağları) adsorpsiyonu desteklemesi ile açıklanabilir.

Amberlyst A-26 için maksimum adsorpsiyonun $pH=4$ 'te gerçekleşmesi, CFZ-Na'nın anyonik formunun güçlü pozitif yüklü kuaterner amonyum grubu ile elektrostatik çekim sağlamasıyla ilişkilidir. Aktif karbon için ise yüzeydeki oksijen içeren fonksiyonel gruplar ve $\pi-\pi$ etkileşimler dominant olup, $pH=2$ 'de dahi yüksek adsorpsiyon sağlar. Bu durum, adsorpsiyonun yalnızca iyonik yük durumuna bağlı olmadığını ve farklı mekanizmaların birlikte rol oynadığını göstermektedir.

5.8. DESORPSİYON ÇALIŞMASI

Desorpsiyon çalışmaları, farklı adsorbanlarda CFX-Na, CFR-Na ve CFZ-Na geri kazanımını değerlendirmek amacıyla destile su ve alkali çözelti ($pH=8$) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Tüm adsorbanlar için genellikle alkali çözeltinin, destile sudan daha yüksek desorpsiyon sağladığı gözlenmiştir; bu durum, önceden belirlenen pH etkisiyle ilişkilendirilebilir. Yani, yüksek pH koşullarında adsorpsiyon verimliliğinin nispeten düşük olduğu durumlarda, adsorbatın adsorban yüzeyinden geri çözünmesi daha kolay gerçekleşmektedir.

Adsorban türü, desorpsiyon etkinliğini belirleyen önemli bir faktördür. Zayıf bazik reçineler olan Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 ile güçlü bazik reçine Amberlyst A-26, alkali çözeltilerde yüksek geri kazanım göstermiştir. Bununla birlikte, CFZ-Na için aktif karbon ile gerçekleştirilen desorpsiyon, alkali çözelti yerine destile suda daha etkili olmuştur; bu durum, aktif karbonun yüzeyinde bulunan oksijenli fonksiyonel gruplar ve $\pi-\pi$ etkileşimlerinin, elektrostatik etkilerden bağımsız olarak adsorpsiyonu desteklemesiyle açıklanabilir.

Sonuç olarak, desorpsiyon verileri, hem adsorbanın yüzey özelliklerinin hem de pH'a bağlı adsorpsiyon davranışının sürecin etkinliğinde belirleyici olduğunu göstermektedir. Alkali

çözelti, çoğu adsorban için destile suya kıyasla desorpsiyon verimliliğini artırmış, ancak geri kazanım oranları sınırlı kalmıştır.

5.9. ADSORBAN TÜRÜNÜN ETKİSİ

Bu çalışmada kullanılan adsorbanlar; zayıf bazik anyon değişim reçineleri olan Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21, güçlü bazik anyon değişim reçinesi olan Amberlyst A-26 ve hindistan cevizi bazlı aktif karbondur. Elde edilen sonuçlar, adsorpsiyon performansının belirgin biçimde adsorban türüne ve yüzey kimyasına bağlı olduğunu göstermektedir.

5.9.1. Adsorpsiyon Kapasitesi (q_{max}) Açısından Değerlendirme

Üç ilaç etken madde birlikte değerlendirildiğinde, en yüksek adsorpsiyon kapasitesi tüm sistemlerde Amberlyst A-26 ile elde edilmiştir. Maksimum adsorpsiyon kapasiteleri; CFX-Na için $94,01 \pm 0,08$ mg/g, CFR-Na için $69,49 \pm 0,01$ mg/g ve CFZ-Na için $82,21 \pm 0,03$ mg/g olarak belirlenmiştir. Buna karşılık Amberlyst A-21 orta düzey kapasite gösterirken, Amberlite IRA-96 daha düşük değerlere ulaşmıştır. Hindistan cevizi bazlı aktif karbon ise tüm sistemlerde en düşük q_{max} değerlerini vermiştir.

Bu sıralama genel olarak;

Amberlyst A-26 > Amberlyst A-21 $\approx$ Amberlite IRA-96 > Aktif karbon

şeklinde özetlenebilir.

Güçlü bazik reçine olan Amberlyst A-26'nın yüksek performansı, yapısında bulunan kuaterner amonyum fonksiyonel gruplarının kalıcı pozitif yük taşımasına bağlanabilir. Bu yapı, geniş pH aralığında elektrostatik çekim mekanizmasının devamlılığını sağlar. Zayıf bazik reçinelerde ise yüzey yükü protonlanma derecesine bağlı olduğundan, adsorpsiyon performansı pH değişimlerine daha duyarlıdır. Aktif karbonun düşük q_{max} göstermesi ise adsorpsiyonun büyük ölçüde fiziksel etkileşimlere ve gözenek doldurma mekanizmasına dayanmasıyla ilişkilidir.

5.9.2. Giderim Verimi (%R) Açısından Değerlendirme

Yüzde giderim sonuçları incelendiğinde, en yüksek q_{max} değerine sahip adsorbanın her zaman en yüksek giderim yüzdesini vermediği görülmüştür. Örneğin CFZ-Na adsorpsiyonunda en yüksek q_{max} Amberlyst A-26 ile elde edilirken, en yüksek giderim yüzdesi aktif karbon ile

sağlanmıştır. Bu durum, giderim yüzdesinin yalnızca adsorban kapasitesine değil, aynı zamanda kullanılan adsorban dozu ve başlangıç konsantrasyonuna da bağlı olduğunu göstermektedir.

Dolayısıyla adsorban türlerinin karşılaştırılmasında $q_{\max}$ değerleri daha güvenilir bir performans göstergesi olarak değerlendirilmiştir.

5.9.3. Mekanizma ve Yüzey Kimyası Açısından Değerlendirme

Kinetik ve izoterm model sonuçları birlikte değerlendirildiğinde, güçlü bazik reçine Amberlyst A-26'da çoğu sistem için yalancı ikinci dereceden kinetik modelin baskın olması, adsorpsiyon hızının yüzey reaksiyonları tarafından kontrol edildiğini göstermektedir. Bu durum, iyon değişim mekanizmasının önemli rol oynadığını düşündürmektedir.

Zayıf bazik reçinelerde adsorpsiyonun hem elektrostatik etkileşimler hem de hidrojen bağları ve π - π etkileşimleri ile gerçekleştiği görülmektedir. Aktif karbon sistemlerinde ise Dubinin-Radushkevich izoterm modelinin ve partikül içi difüzyon modelinin daha iyi uyum göstermesi, gözenek doldurma ve difüzyon kontrollü fiziksel adsorpsiyonun baskın olduğunu ortaya koymaktadır.

Termodinamik veriler de bu yorumu desteklemektedir. Güçlü bazik reçinede bazı sistemlerde endotermik ve kendiliğinden adsorpsiyon gözlenirken, aktif karbon sistemlerinde fiziksel adsorpsiyon karakteri daha belirgin olmuştur.

5.9.4. Literatür ile Karşılaştırma

CFX, CFR ve CFZ etken maddelerinin su ortamından giderimi için literatürde yapılmış olan adsorpsiyon çalışmaları sırasıyla Tablo 5.1, 5.2 ve 5.3'te özetlenmiştir. CFX için literatürde bildirilen bazı gelişmiş adsorbanlar (örneğin metal-organik kafes yapıları ve nano-kompozitler) 200–800 mg/g aralığında oldukça yüksek $q_{\max}$ değerleri göstermektedir. Benzer şekilde CFZ için modifiye kitosan ve MXene tabanlı nanokompozitlerin 400 mg/g'ın üzerinde kapasite sergilediği rapor edilmiştir. CFR için ise mineral esaslı veya biyokömür bazlı adsorbanların 150–300 mg/g seviyelerine ulaştığı görülmektedir. Bu yüksek kapasiteli sistemler genellikle çok adımlı sentez gerektiren, yüksek maliyetli, endüstriyel ölçekte uygulanabilirliği sınırlı ve rejenerasyonu karmaşık malzemelerdir.

Bu çalışmada kullanılan ticari iyon değişim reçineleri ise herhangi bir yüzey modifikasyonu yapılmadan kullanılmıştır. Buna rağmen özellikle Amberlyst A-26'nın üç

antibiyotik için de rekabetçi $q_{\max}$ değerleri göstermesi, bu malzemenin pratik uygulamalar açısından avantajlı olduğunu ortaya koymaktadır. Hindistan cevizi bazlı aktif karbonun literatürde bildirilen modifiye karbonlara kıyasla daha düşük kapasite göstermesi, yüzey fonksiyonelleştirmenin adsorpsiyon performansını önemli ölçüde artırdığını doğrulamaktadır.

Tablo 5.1: CFX için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.

Adsorban	Giderim (%R)	$q_{\max}$ (mg/g)	Kaynak
Yüzey aktif madde ile modifiye edilmiş zeolit	–	0,7288	[87]
Manyetik Fe ₃ O ₄ nanoparçacıklı aktif karbon	97,18	28,93	[86]
Manyetik poli St-AMPS	–	119,904	[21]
MIL-101	–	204,08	[88]
MIL-101-NH ₂	–	277,78	[88]
MIL-101-SO ₃ H	–	25	[88]
<i>Saccharomyces cerevisiae</i> maya biyosorbenti	78	–	[89]
Nanotitanyum oksit/kitosan/nano-bentonit	93,5	90,91	[78]
nZVI/SrFe ₁₂ O ₁₉	98	8,084	[90]
g-C ₃ N ₄ /MWCNT/Bi ₂ WO ₆ nano kompozit	98,85	19,57	[91]
O ₃ /UV/Fe ₃ O ₄ @TiO ₂	92,40	–	[92]
Aktif karbon bazlı TiO ₂ kompoziti	–	844,8	[18]
Fe ₃ O ₄ -lignin (FeL)	–	85	[94]
Fe ₃ O ₄ -karbon bazlı lignin	–	87,00	[94]
Çay atığından elde edilen aktif karbon	–	787,50	[93]
Fe ₂ O ₃ ile manyetize edilmiş kaolin	–	28,87	[15]
Kırmızı çamurdan elde edilen titanyum oksit (%5Fe%5Cu-TiO ₂)	59,00	29,50	[95]
MTS9570 (-SO ₃ H ve -PO ₃ H ₂ çift fonksiyonlu gruplar içeren bir sorbent)	–	88,88	[96]
GO	95,87	–	[97]
Kaolin- Fe ₂ O ₃ manyetik kompoziti	–	29,17	[15]
PBNFs-NiCo (kobalt ve nikel oksitlerle modifiye edilmiş gözenekli bor nitrür lifler)	96,5	410,9	[98]

Tablo 5.1 (devam): CFX için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.

Adsorban	Giderim (%R)	$q_{\max}$ (mg/g)	Kaynak
KOH@SAC	–	262,43±11,25	[99]
CS-GO/Zr	–	32,25	[103]
Mısır koçanından elde edilen grafen oksit	47	–	[100]
Fe ₃ O ₄ @SiO ₂ -NH ₂ NPs	–	237,966	[101]
TiC-MXene	–	10,49	[102]
Amberlite IRA-96	95,78±0,11	19,16±0,02	Bu çalışma
Amberlyst A-21	90,49±0,07	42,45±0,03	Bu çalışma
Amberlyst A-26	94,01±0,08	94,01±0,08	Bu çalışma
Hindistan cevizi bazlı aktif karbon	89,56±0,08	5,02±0,004	Bu çalışma

Tablo 5.2: CFR için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.

Adsorban	Giderim (%R)	$q_{\max}$ (mg/g)	Kaynak
Aktif karbon	–	26,31±0,70	[105]
Misel-kil kompleksi	–	31,25±0,65	[105]
Akrilik iyon değişim reçinesi (H mikropartikülleri)	–	57,35	[106]
Gellan bazlı mikropartiküller (HG mikropartikülleri)	–	62,2	[106]
Elektro sentezlenmiş Mg(OH) ₂	81,6	–	[107]
Okaliptüs yaprakları	94,26	–	[108]
Çam kabuğu	100	–	[108]
Çam iğneleri	100	–	[108]
Dişbudak odun	100	–	[108]
Midye kabuğu	85,02	–	[108]
Mısır (maize) toprakları	99,24	–	[109]
Bağ toprakları (Ourense ili)	96,95	–	[109]
Bağ toprakları (Pontevedra ili)	99,57	–	[109]
Orman toprakları	93,47	–	[109]

Tablo 5.2 (devam): CFR için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.

Adsorban	Giderim (%R)	$q_{\max}$ (mg/g)	Kaynak
Enteromorpha prolifera polisakkarit bazlı hidrojel (EPS-Hidrojel)	–	33,92	[110]
Katyonik Enteromorpha prolifera polisakkarit bazlı hidrojel (CAEPS-Hidrojel)	–	35,78	[110]
Antibiyotik misel kalıntısından elde edilen biyokömürler	–	147,05	[111]
Sepiyolitçe zengin dolomit	–	326,71	[112]
Çam kabuğu	–	0,037	[113]
Midye kabuğu	–	0,052	[113]
Meşe külü	–	0,052	[113]
Amberlite IRA-96	88,83±0,21	16,51±0,01	Bu çalışma
Amberlyst A-21	82,93±0,08	16,19±0,01	Bu çalışma
Amberlyst A-26	90,34±0,13	69,49±0,01	Bu çalışma
Hindistan cevizi bazlı aktif karbon	95,61±0,01	11,59±0,002	Bu çalışma

Tablo 5.3: CFZ için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.

Adsorban	Giderim (%R)	$q_{\max}$ (mg/g)	Kaynak
CdS-MWCNT nanokompozitleri	–	34,512	[115]
Kitosan	–	1250	[116]
Elektro sentezlenmiş $Mg(OH)_2$	85,2	–	[107]
Fe ve amin grupları ile modifiye edilmiş kitosan esaslı kompozit (Fe/N-CS)	–	270,539	[117]
MIP (Moleküler Baskılanmış Polimer)	–	23,80	[118]
NIP (Baskılanmamış Polimer)	–	2,39	[118]
Spectrogel® tip C	%80 üzeri	398,6	[119]
Polianilin reçine-polietilen glikol	98,46	–	[120]
Mt-nZVI-GO	86	20,36	[121]
Fe_3O_4/AC	96	123,46	[123]
Yüzey aktif maddelerle modifiye edilmiş polianilin-polietilen glikol	96,42	–	[125]

Tablo 5.3 (devam): CFZ için çeşitli adsorbanların $q_{\max}$ ve %R değerlerinin karşılaştırılması.

Adsorban	Giderim (%R)	$q_{\max}$ (mg/g)	Kaynak
CTAB@MXene	96,3	481,5	[126]
Amberlite IRA-96	84,44±0,08	16,50±0,02	Bu çalışma
Amberlyst A-21	85,58±0,04	8,56±0,004	Bu çalışma
Amberlyst A-26	88,45±0,12	82,21±0,03	Bu çalışma
Hindistan cevizi bazlı aktif karbon	93,56±0,05	11,70±0,01	Bu çalışma

5.9.5. Genel Değerlendirme

Sonuç olarak, adsorban türü adsorpsiyon performansını belirleyen temel faktörlerden biridir. Güçlü bazik anyon değişim reçinesi Amberlyst A-26, kalıcı pozitif yüzey yükü ve etkin iyon değişim kapasitesi sayesinde üç beta-laktam antibiyotiğin gideriminde en yüksek adsorpsiyon kapasitesini göstermiştir. Zayıf bazik reçinelerde adsorpsiyon pH'a daha bağımlı gerçekleşmiş, aktif karbon sistemlerinde ise fiziksel adsorpsiyon ve gözenek doldurma mekanizması baskın olmuştur.

Bu bulgular, beta-laktam antibiyotiklerin gideriminde iyon değişim mekanizmasının önemli bir rol oynadığını ve güçlü bazik anyon değişim reçinelerinin, modifikasyona ihtiyaç duymadan etkili ve uygulanabilir bir alternatif oluşturabileceğini göstermektedir.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1. SONUÇ

Bu çalışmada beta-laktam grubu antibiyotiklerden CFX-Na, CFR-Na ve CFZ-Na'nın sulu çözeltilerden adsorpsiyon ile giderimi; zayıf bazik anyon değişim reçineleri olan Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21, güçlü bazik anyon değişim reçinesi Amberlyst A-26 ve hindistan cevizi bazlı aktif karbon kullanılarak sistematik biçimde incelenmiştir. Adsorban dozu, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu, pH ve sıcaklık gibi temel parametrelerin adsorpsiyon performansı üzerindeki etkileri değerlendirilmiş; izoterm, kinetik ve termodinamik analizler ile süreç mekanizması ortaya konulmuştur.

Elde edilen sonuçlar, adsorban türünün adsorpsiyon performansı üzerinde belirleyici bir etkiye sahip olduğunu göstermiştir. Üç antibiyotik için de en yüksek adsorpsiyon kapasitesi Amberlyst A-26 ile elde edilmiş olup, bu adsorbanın kalıcı pozitif yük taşıyan kuaterner amonyum fonksiyonel grupları sayesinde etkin bir iyon değişim mekanizması sergilediği anlaşılmıştır. Zayıf bazik reçineler olan Amberlite IRA-96 ve Amberlyst A-21 orta düzey adsorpsiyon kapasitesi göstermiş, performanslarının pH'a daha duyarlı olduğu belirlenmiştir. Hindistan cevizi bazlı aktif karbon ise genellikle daha düşük adsorpsiyon kapasitesi sergilemiş olmakla birlikte bazı sistemlerde yüksek giderim yüzdesine ulaşmıştır. Bu durum, adsorpsiyon kapasitesi ile giderim yüzdesinin farklı parametreler olduğunu ve kapasite değerlendirmesinde q_{max} değerlerinin daha belirleyici olduğunu ortaya koymuştur.

Adsorban dozu arttıkça giderim yüzdesinin arttığı, buna karşılık birim kütle başına adsorpsiyon kapasitesinin azaldığı belirlenmiştir. Bu durum yüzey aktif noktalarının sayısının artmasıyla açıklanmış, ancak belirli bir dozdan sonra aktif noktaların örtüşmesi ve agregasyon etkisi nedeniyle verim artışının sınırlı kaldığı gözlenmiştir. Temas süresi çalışmalarında adsorpsiyonun başlangıçta hızlı gerçekleştiği ve 180-240 dakika aralığında dengeye ulaştığı tespit edilmiştir. Kinetik modellemeler çoğu sistemde yalancı ikinci dereceden modele yüksek uyum göstermiş, bu durum adsorpsiyon hızının büyük ölçüde yüzey reaksiyonları ve aktif noktaların işgali ile kontrol edildiğini düşündürmüştür. Bununla birlikte partikül içi difüzyonun sürece katkı sağladığı ancak tek başına hız belirleyici adım olmadığı belirlenmiştir.

Başlangıç antibiyotik konsantrasyonunun artmasıyla adsorpsiyon kapasitesinin arttığı, bunun konsantrasyon gradyanının oluşturduğu itici kuvvetle ilişkili olduğu görülmüştür. Yüksek konsantrasyonlarda bazı sistemlerde giderim yüzdesinin azalması ise aktif noktaların doygunluğa ulaşması ile açıklanmıştır. İzoterm analizleri, adsorpsiyon davranışının adsorban türüne bağlı olarak değiştiğini göstermiştir. Temkin, Henry ve Dubinin-Radushkevich modellerinin farklı sistemlerde daha iyi uyum sağlaması, yüzey heterojenliği ve gözenek yapısının adsorpsiyon mekanizmasında önemli rol oynadığını ortaya koymuştur.

Termodinamik değerlendirmeler adsorpsiyonun doğasının adsorban türüne bağlı olarak endotermik veya ekzotermik karakter gösterebildiğini ortaya koymuştur. Negatif Gibbs serbest enerji değişimi değerleri çoğu sistemde adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir. İyon değişim reçinelerinde hem entalpik hem entropik katkıların etkili olduğu belirlenirken, aktif karbon sistemlerinde fiziksel adsorpsiyon karakterinin daha belirgin olduğu anlaşılmıştır. pH çalışmaları, adsorpsiyonun hem adsorban yüzey yüküne hem de antibiyotiklerin iyonizasyon durumuna bağlı olarak değiştiğini göstermiştir. Zayıf bazik reçinelerde maksimum adsorpsiyon genellikle asidik ortamda gözlenirken, güçlü bazik reçine daha geniş pH aralığında etkin performans sergilemiştir. Bu bulgular adsorpsiyon mekanizmasının yalnızca elektrostatik etkileşimlerle sınırlı olmadığını, hidrojen bağları ve π - π etkileşimlerinin de sürece katkı sağladığını ortaya koymuştur.

Desorpsiyon çalışmaları, alkali ortamın çoğu sistem için geri kazanımı artırdığını göstermiştir. Bu durum pH etkisi ile uyumlu olup, adsorpsiyonun kısmen iyon değişim mekanizmasına dayandığını desteklemiştir. Bununla birlikte geri kazanım oranlarının sınırlı olması, bazı sistemlerde güçlü yüzey etkileşimlerinin bulunduğunu göstermektedir.

Genel olarak değerlendirildiğinde, beta-laktam antibiyotiklerin sulu ortamlardan gideriminde iyon değişim mekanizmasının önemli bir rol oynadığı ve güçlü bazik anyon değişim reçinelerinin yüksek adsorpsiyon kapasitesi sayesinde etkili bir alternatif oluşturduğu sonucuna varılmıştır. Literatürde bildirilen bazı modifiye nanomalzemeler daha yüksek kapasitelere ulaşabilmekle birlikte, bu çalışmada kullanılan ticari ve modifikasyonsuz reçinelerin rekabetçi performans göstermesi, maliyet ve uygulanabilirlik açısından önemli bir avantaj sunmaktadır. Elde edilen bulgular, uygun adsorban seçiminin farmasötik kirleticilerin gideriminde kritik bir parametre olduğunu ve güçlü bazik anyon değişim reçinelerinin su arıtım uygulamaları için umut verici bir seçenek olduğunu ortaya koymaktadır.

6.2. ÖNERİLER

Bu çalışma kapsamında elde edilen bulgular laboratuvar ölçeğinde sentetik çözeltiler üzerinden değerlendirilmiştir. Gelecek çalışmalarda, özellikle hastane atık suları veya ilaç endüstrisi kaynaklı gerçek atık sular kullanılarak adsorpsiyon deneylerinin gerçekleştirilmesi önerilmektedir. Gerçek atık su matrisleri; çözünmüş organik madde, farklı iyon türleri ve çeşitli farmasötik kalıntıları birlikte içermesi nedeniyle daha karmaşık bir yapı sergilemekte olup, adsorban performansının çevresel koşullar altında daha gerçekçi biçimde değerlendirilmesini sağlayacaktır. Bu tür çalışmalar, laboratuvar sonuçlarının pratik uygulanabilirliğinin doğrulanması açısından önemli katkı sunacaktır.

Sürdürülebilir su arıtma uygulamaları açısından, özellikle güçlü bazik anyon değişim reçinesi olan Amberlyst A-26 başta olmak üzere kullanılan reçinelerin çoklu adsorpsiyon-desorpsiyon döngülerindeki rejenerasyon kapasitesi ve yeniden kullanılabilirlik performansı ayrıntılı biçimde incelenmelidir. Uzun süreli kullanımda kapasite kaybı, yapısal değişim ve yüzey fonksiyonel gruplarındaki olası bozulmaların belirlenmesi, ekonomik ve teknik fizibilite açısından kritik öneme sahiptir. Ayrıca iyonik güç, tamponlama kapasitesi, doğal organik madde varlığı ve diğer kirleticilerle rekabet gibi çevresel faktörlerin adsorpsiyon mekanizması üzerindeki etkileri sistematik olarak araştırılmalıdır. Bu parametrelerin değerlendirilmesi, iyon değişim mekanizmasının gerçek çevresel koşullar altındaki davranışını daha net ortaya koyacaktır.

Son olarak, laboratuvar ölçeğinde gerçekleştirilen kesikli sistem çalışmalarının, saha uygulamalarına aktarılabilmesi için sürekli akışlı sistemlere geçilmesi gerekmektedir. Özellikle sabit yataklı kolon sistemlerinde gerçekleştirilecek dinamik adsorpsiyon deneyleri; kırılma eğrilerinin belirlenmesi, yatak kapasitesinin hesaplanması ve tasarım parametrelerinin ortaya konulması açısından büyük önem taşımaktadır. Bu doğrultuda yapılacak çalışmalar, elde edilen sonuçların mühendislik uygulamalarına entegrasyonunu kolaylaştıracak ve antibiyotik kirliliğinin giderimine yönelik ölçek büyütme çalışmalarına bilimsel altyapı sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- [1] Boxall, A.B., 2004, The environmental side effects of medication, *EMBO Reports*, 5 (12), 1110-1116.
- [2] Carvalho, I.T. ve Santos, L., 2016, Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario, *Environment International*, 94, 736-757.
- [3] Thiele-Bruhn, S., 2003, Pharmaceutical antibiotic compounds in soils–A review, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166 (2), 145-167.
- [4] Kümmerer, K., 2009, Antibiotics in the aquatic environment–A review–Part I, *Chemosphere*, 75 (4), 417-434.
- [5] Fan, G., Yang, S., Du, B., Luo, J., Lin, X. ve Li, X., 2022, Sono-photo hybrid process for the synergistic degradation of levofloxacin by FeVO₄/BiVO₄: Mechanisms and kinetics, *Environmental Research*, 204, 112032.
- [6] Li, B. ve Zhang, T., 2010, Biodegradation and adsorption of antibiotics in the activated sludge process, *Environmental Science & Technology*, 44 (9), 3468-3473.
- [7] Antonelli, R., Malpass, G.R.P., da Silva, M.G.C. ve Vieira, M., 2020, Adsorption of ciprofloxacin onto thermally modified bentonite clay: Experimental design, characterization, and adsorbent regeneration, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8 (6), 104553.
- [8] Liang, C., Wei, D., Zhang, S., Ren, Q., Shi, J. ve Liu, L., 2021, Removal of antibiotic resistance genes from swine wastewater by membrane filtration treatment, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 210, 111885.
- [9] Hou, J., Chen, Z., Gao, J., Xie, Y., Li, L., Qin, S., Wang, Q., Mao, D. ve Luo, Y., 2019, Simultaneous removal of antibiotics and antibiotic resistance genes from pharmaceutical wastewater using the combinations of up-flow anaerobic sludge bed, anoxic-oxic tank, and advanced oxidation technologies, *Water Research*, 159, 511-520.
- [10] Wang, T., Pan, X., Ben, W., Wang, J., Hou, P. ve Qiang, Z., 2017, Adsorptive removal of antibiotics from water using magnetic ion exchange resin, *Journal of Environmental Sciences*, 52, 111-117.
- [11] Olusegun, S.J. ve Mohallem, N.D., 2020, Comparative adsorption mechanism of doxycycline and Congo red using synthesized kaolinite supported CoFe₂O₄ nanoparticles, *Environmental Pollution*, 260, 114019.
- [12] Alonso, J.J.S., El Kori, N., Melián-Martel, N. ve Del Río-Gamero, B., 2018, Removal of ciprofloxacin from seawater by reverse osmosis, *Journal of Environmental Management*, 217, 337-345.
- [13] Baran, W., Adamek, E., Jajko, M. ve Sobczak, A., 2018, Removal of veterinary antibiotics from wastewater by electrocoagulation, *Chemosphere*, 194, 381-389.
- [14] Chen, J., Liu, Y.S., Zhang, J.N., Yang, Y.Q., Hu, L.X., Yang, Y.Y., Zhao, J.L., Chen, F.R. ve Ying, G.G., 2017, Removal of antibiotics from piggery wastewater by biological aerated filter system: treatment efficiency and biodegradation kinetics, *Bioresource Technology*, 238, 70-77.

- [15] Naghipour, D., Taghavi, K., Jaafari, J., Hashim, K.S., Javan Mahjoub Doust, F. ve Mahjoub Doust, M.J., 2024, Evaluation of the efficacy of Fe₂O₃ magnetised kaolin: Simultaneous removal of ceftriaxone and cefixime from aqueous media, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104 (17), 4928-4945.
- [16] Peng, X., Hu, F., Dai, H., Xiong, Q. ve Xu, C., 2016, Study of the adsorption mechanisms of ciprofloxacin antibiotics onto graphitic ordered mesoporous carbons, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 65, 472-481.
- [17] Emamjomeh, M.M., Jamali, H.A., Naghdali, Z. ve Mousazadeh, M., 2019, Efficiency of electrocoagulation, sedimentation and filtration hybrid process in removing chemical oxygen demand and turbidity from carwash industrial wastewater: Optimization by response surface methodology, *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 29 (174), 106-120.
- [18] Abdullah, M., Iqbal, J., Rehman, M.S.U., Khalid, U., Mateen, F., Arshad, S.N., Al-Sehemi, A.G., Algarni, H., Al-Hartomy, O.A. ve Fazal, T., 2023, Removal of ceftriaxone sodium antibiotic from pharmaceutical wastewater using an activated carbon based TiO₂ composite: Adsorption and photocatalytic degradation evaluation, *Chemosphere*, 317, 137834.
- [19] Bisaria, K., Sinha, S., Singh, R. ve Iqbal, H.M., 2021, Recent advances in structural modifications of photo-catalysts for organic pollutants degradation–A comprehensive review, *Chemosphere*, 284, 131263.
- [20] Hafeez, A., Shezad, N., Javed, F., Fazal, T., ur Rehman, M.S. ve Rehman, F., 2021, Synergetic effect of packed-bed corona-DBD plasma micro-reactor and photocatalysis for organic pollutant degradation, *Separation and Purification Technology*, 269, 118728.
- [21] Hayasi, M. ve Saadatjoo, N., 2018, Preparation of magnetic nanoparticles functionalized with poly (styrene-2-acrylamido-2-methyl propanesulfonic acid) as novel adsorbents for removal of pharmaceuticals from aqueous solutions, *Advances in Polymer Technology*, 37 (6), 1941-1953.
- [22] Fazelirad, H., Ranjbar, M., Taher, M.A. ve Sargazi, G., 2015, Preparation of magnetic multi-walled carbon nanotubes for an efficient adsorption and spectrophotometric determination of amoxicillin, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 889-892.
- [23] Saitoh, T. ve Shibayama, T., 2016, Removal and degradation of β -lactam antibiotics in water using didodecyldimethylammonium bromide-modified montmorillonite organoclay, *Journal of Hazardous Materials*, 317, 677-685.
- [24] Yin, J., Meng, Z., Du, M., Liu, C., Song, M. ve Wang, H., 2010, Pseudo-template molecularly imprinted polymer for selective screening of trace β -lactam antibiotics in river and tap water, *Journal of Chromatography A*, 1217 (33), 5420-5426.
- [25] Liu, H., Hu, Z., Liu, H., Xie, H., Lu, S., Wang, Q. ve Zhang, J., 2016, Adsorption of amoxicillin by Mn-impregnated activated carbons: Performance and mechanisms, *RSC Advances*, 6 (14), 11454-11460.
- [26] Pouretedal, H.R. ve Sadegh, N., 2014, Effective removal of amoxicillin, cephalixin, tetracycline and penicillin G from aqueous solutions using activated carbon nanoparticles prepared from vine wood, *Journal of Water Process Engineering*, 1, 64-73.

- [27] Ghauch, A., Tuqan, A. ve Abou Assi, H., 2009, Antibiotic removal from water: Elimination of amoxicillin and ampicillin by microscale and nanoscale iron particles, *Environmental Pollution*, 157 (5), 1626-1635.
- [28] Mustafanejad, F., Sajjadi, N., Marandi, R. ve Zaeimdar, M., 2021, Efficient removal of crystal violet by sulphonic-modified multi-walled carbon nano-tube and graphene oxide, *Nanotechnology for Environmental Engineering*, 6 (2), 30.
- [29] Pinto, P.S., Lanza, G.D., Ardisson, J.D. ve Lago, R.M., 2019, Controlled dehydration of Fe (OH) 3 to Fe2O3: developing mesopores with complexing iron species for the adsorption of β -lactam antibiotics, *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 30 (2), 310-317.
- [30] Rahimi, S., Moattari, R.M., Rajabi, L., Derakhshan, A.A. ve Keyhani, M., 2015, Iron oxide/hydroxide (α , γ -FeOOH) nanoparticles as high potential adsorbents for lead removal from polluted aquatic media, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 23, 33-43.
- [31] Pinto, P.S., Lanza, G.D., Souza, M.N., Ardisson, J.D. ve Lago, R.M., 2018, Surface restructuring of red mud to produce FeO x (OH) y sites and mesopores for the efficient complexation/adsorption of β -lactam antibiotics, *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (7), 6762-6771.
- [32] Karaduman, H., 2020, *İyon değiştirici reğinelerle ilaç etken madde adsorpsiyonunun incelenmesi*, Yüksek Lisans, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa.
- [33] Solmaz, B., 2021, *Adsorpsiyon prosesi ile atıksulardan bazı ilaç gruplarının giderimi ve toksisitenin değerlendirilmesi*, Yüksek Lisans, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi.
- [34] Okur, A., 2019, *Levulinik asidin adsorpsiyonunun incelenmesi*, Yüksek Lisans, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa.
- [35] Karadoğan Güngör, A., 2021, *Adsorption behaviour of endocrine disruptor bisphenol A on nanoporous polymeric adsorbents*, Yüksek Lisans, Ege Üniversitesi.
- [36] Wang, J.ve Guo, X., 2020, Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods, *Journal of Hazardous Materials*, 390, 122156.
- [37] Noudeh, G.D., Asdaghi, M., Noudeh, N.D., Dolatabadi, M. ve Ahmadzadeh, S., 2023, Response surface modeling of ceftriaxone removal from hospital wastewater, *Environmental Monitoring and Assessment*, 195 (1), 217.
- [38] Al-Ghouti M.A.ve Da'ana, D.A., 2020, Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review, *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122383.
- [39] Thomas, J.W. ve Crittenden, B., 1998, *Adsorption technology & design*, Butterworth Heinemann, Oxford.
- [40] Hamutoğlu, R., Dinęsoy, A.B., Cansaran-Duman, D. ve Aras, S., 2012, Biyosorpsiyon, adsorpsiyon, fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları, *Türk Hijyen ve Deneyisel Biyoloji Dergisi*, 69 (4), 235-253.
- [41] Rouquerol, F., Rouquerol, J. ve Sing, K., 1999, *Adsorption by powders and porous solids*, Academic Press, London.
- [42] Avcı, A., 2014, *Çeşitli adsorban maddelerle ilaç aktif madde adsorpsiyonunun incelenmesi*, Yüksek Lisans, İstanbul Üniversitesi.
- [43] Kwapinski, W., Byrne, C.M., Kryachko, E., Wolfram, P., Adley, C., Leady, J.J., Novotny, E.H. ve Hayes, M.H., 2010, Biochar from biomass and waste, *Waste and Biomass Valorization*, 1 (2), 177-189.

- [44] Dałbrowski, A., 2001, Adsorption—from theory to practice, *Advances in Colloid and Interface Science*, 93 (1-3), 135-224.
- [45] Özçelik, G., 2020, *İyon-seçici elektrod sistemi kullanılarak çeşitli kirleticilerin sulu ortamdan giderimi: Optimizasyon, denge ve kinetik çalışmaları*, Yüksek Lisans, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa.
- [46] Iftekhhar, S., Ramasamy, D.L., Srivastava, V., Asif, M.B. ve Sillanpää, M., 2018, Understanding the factors affecting the adsorption of Lanthanum using different adsorbents: A critical review, *Chemosphere*, 204, 413-430.
- [47] Yalimai, G., 2018, *İlaç aktif maddelerinin abiyotik-biyotik adsorpsiyon prosesleriyle giderimi ve biyorejenerasyonu*, Doktora, İstanbul Üniversitesi.
- [48] Altun, T. ve Parlayıcı, Ş., 2018, Sepiolit-kitosan kompozitlerinin sentezi ve bu kompozit ile sulu çözeltilerden Cr (VI) adsorpsiyonunun incelenmesi, *Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6 (2), 242-254.
- [49] Keller, J.U. ve Staudt, R., 2005, *Adsorption isotherms*, İçinde: Gas Adsorption Equilibria: Experimental Methods and Adsorptive Isotherms, Springer, 359-413.
- [50] Siyal, A.A, Shamsuddin, M.R., Low, A. ve Rabat, N.E., 2020, A review on recent developments in the adsorption of surfactants from wastewater, *Journal of Environmental Management*, 254, 109797.
- [51] Foo, K.Y. ve Hameed, B.H., 2010, Insights into the modeling of adsorption isotherm systems, *Chemical Engineering Journal*, 156 (1), 2-10.
- [52] Kalam, S., Abu-Khamsin, S.A., Kamal, M.S. ve Patil, S., 2021, Surfactant adsorption isotherms: A review, *ACS Omega*, 6 (48), 32342-32348.
- [53] Isiuku, B.O., Okonkwo, P.C. ve Emeagwara, C.D., 2021, Batch adsorption isotherm models applied in single and multicomponent adsorption systems—A review, *Journal of Dispersion Science and Technology*, 42 (12), 1879-1897.
- [54] Langmuir, I., 1916, The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids, *Journal of the American Chemical Society*, 38 (11), 2221-2295.
- [55] Langmuir, I., 1918, The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum, *Journal of the American Chemical Society*, 40 (9), 1361-1403.
- [56] Majd, M.M., Kordzadeh-Kermani, V., Ghalandari, V., Askari, A. ve Sillanpää, M., 2022, Adsorption isotherm models: A comprehensive and systematic review (2010– 2020), *Science of The Total Environment*, 812, 151334.
- [57] Ayawei, N., Ebelegi, A.N. ve Wankasi, D., 2017, Modelling and interpretation of adsorption isotherms, *Journal of Chemistry*, 2017, 3039817.
- [58] Vijayaraghavan, K., Padmesh, T.V.N., Palanivelu, K. ve Velan, M., 2006, Biosorption of nickel (II) ions onto *Sargassum wightii*: Application of two-parameter and three-parameter isotherm models, *Journal of Hazardous Materials*, 133 (1-3), 304-308.
- [59] Günay, A., Arslankaya, E. ve Tosun, I., 2007, Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics, *Journal of Hazardous Materials*, 146, (1-2), 362-371.
- [60] Khan, T.A., Dahiya, S. ve Ali, I., 2012, Use of kaolinite as adsorbent: Equilibrium, dynamics and thermodynamic studies on the adsorption of Rhodamine B from aqueous solution, *Applied Clay Science*, 69, 58-66.
- [61] Israel, A., Ogali, R., Akaranta, O. ve Obot, I.B., 2010, Removal of Cu (II) from aqueous solution using coconut (*Cocosnucifera* L.) coir dust, *Der Pharma Chemica*, 2 (5), 60-75.

- [62] Halsey, G., 1948, Physical adsorption on non-uniform surfaces, *The Journal of Chemical Physics*, 16 (10), 931-937.
- [63] Gubernak, M., Zapala, W. ve Kaczmariski, K., 2003, Analysis of amylbenzene adsorption equilibria on an RP-18e chromatographic column, *Acta Chromatographica*, 13, 38-59.
- [64] Işıldar, A., Rene, E.R., van Hullebusch, E.D. ve Lens, P.N., 2018, Electronic waste as a secondary source of critical metals: Management and recovery technologies, *Resources, Conservation and Recycling*, 135, 296-312.
- [65] Flory, P.J., 1942, Thermodynamics of high polymer solutions, *The Journal of Chemical Physics*, 10 (1), 51-61.
- [66] Huggins, M.L., 1942, Some properties of solutions of long-chain compounds, *The Journal of Physical Chemistry*, 46 (1), 151-158.
- [67] Foo, K.Y. ve Hameed, B.H., 2010, Insights into the modeling of adsorption isotherm systems, *Chemical Engineering Journal*, 156 (1), 2-10.
- [68] Harkins, W.D. ve Jura, G., 1944, Surfaces of solids. XIII. A vapor adsorption method for the determination of the area of a solid without the assumption of a molecular area, and the areas occupied by nitrogen and other molecules on the surface of a solid, *Journal of the American Chemical Society*, 66 (8), 1366-1373.
- [69] Jeyavishnu, K. ve Alagesan, V., 2020, Cereus sp. as potential biosorbent for removal of Congo red from aqueous solution: Isotherm and kinetic investigations, *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (4), 243.
- [70] Brouers, F. ve Al-Musawi, T.J., 2015, On the optimal use of isotherm models for the characterization of biosorption of lead onto algae, *Journal of Molecular Liquids*, 212, 46-51.
- [71] Prasad, R.K. ve Srivastava, S.N., 2009, Sorption of distillery spent wash onto fly ash: Kinetics and mass transfer studies, *Chemical Engineering Journal*, 146 (1), 90-97.
- [72] Malash, G.F. ve El-Khaiary, M.I., 2010, Piecewise linear regression: A statistical method for the analysis of experimental adsorption data by the intraparticle-diffusion models, *Chemical Engineering Journal*, 163 (3), 256-263.
- [73] Guo, X. ve Wang, J., 2019, A general kinetic model for adsorption: Theoretical analysis and modeling, *Journal of Molecular Liquids*, 288, 111100.
- [74] Azizian, S., 2004, Kinetic models of sorption: A theoretical analysis, *Journal of Colloid and Interface Science*, 276 (1), 47-52.
- [75] Ho, Y.S. ve McKay, G., 1998, Sorption of dye from aqueous solution by peat, *Chemical Engineering Journal*, 70 (2), 115-124.
- [76] Nayak, A.K. ve Pal, A., 2019, Development and validation of an adsorption kinetic model at solid-liquid interface using normalized Gudermannian function, *Journal of Molecular Liquids*, 276, 67-77.
- [77] Wu, F.C., Tseng, R.L. ve Juang, R.S., 2009, Initial behavior of intraparticle diffusion model used in the description of adsorption kinetics, *Chemical Engineering Journal*, 153 (1-3), 1-8.
- [78] Mahmoud, M.E., El-Ghanam, A.M., Mohamed, R.H.A. ve Saad, S.R., 2020, Enhanced adsorption of Levofloxacin and Ceftriaxone antibiotics from water by assembled composite of nanotitanium oxide/chitosan/nano-bentonite, *Materials Science and Engineering: C*, 108, 110199.

- [79] Patel, H., 2021, Review on solvent desorption study from exhausted adsorbent, *Journal of Saudi Chemical Society*, 25 (8), 101302.
- [80] Uka, B., 2018, *Development of electrochemical sensor for the detection of beta lactam antibiotics*, Yüksek Lisans, İstanbul Üniversitesi.
- [81] Aysan, B., 2020, *Determination of Beta-Lactam antibiotics in unpacked cheeses*, Yüksek Lisans, Yeditepe Üniversitesi.
- [82] Aydoğdu, Ş., 2024, *Beta laktam antibiyotiklerin hidroksil radikali ile reaksiyon mekanizması ve kinetiğinin kuantum kimyasal hesaplanması*, Doktora, Yıldız Teknik Üniversitesi.
- [83] Kandemir, T., 2021, *Hastane enfeksiyonlarından en sık izole edilen gram negatif bakterilerde beta laktam antibiyotiklere, aminoglikozidlere ve kolistine karşı gelişen direncin moleküler olarak tanımlanması*, Doktora, Çukurova Üniversitesi.
- [84] Kılıç, E. ve Yenilmez, F., 2019, Türkiye ve AB ülkelerinde antibiyotik kullanımı, antibiyotik direnci ve dış ticaret dengesi üzerine bir değerlendirme, *ESTÜDAM Halk Sağlığı Dergisi*, 4 (1), 45-54.
- [85] Pinto, P.S., Medeiros, T.P., Ardisson, J.D. ve Lago, R.M., 2016, Role of [FeOx (OH) y] surface sites on the adsorption of β -lactamic antibiotics on Al₂O₃ supported Fe oxide, *Journal of Hazardous Materials*, 317, 327-334.
- [86] Badi, M.Y., Azari, A., Pasalari, H., Esrafil, A. ve Farzadkia, M., 2018, Modification of activated carbon with magnetic Fe₃O₄ nanoparticle composite for removal of ceftriaxone from aquatic solutions, *Journal of Molecular Liquids*, 261, 146-154.
- [87] Dávila-Estrada, M., Ramírez-García, J.J., Solache-Ríos, M.J. ve Gallegos-Pérez, J.L., 2018, Kinetic and equilibrium sorption studies of ceftriaxone and paracetamol by surfactant-modified zeolite, *Water, Air, & Soil Pollution*, 229 (4), 123.
- [88] Zhao, X., Wei, Y., Zhao, H., Gao, Z., Zhang, Y., Zhi, L., Wang, Y. ve Huang, H., 2018, Functionalized metal-organic frameworks for effective removal of rocephin in aqueous solutions, *Journal of Colloid and Interface Science*, 514, 234-239.
- [89] Samarghandi, M.R., Asgari, G., Shokoohi, R., Dargahi, A., Moradi Golrokhi, M., Faraji, H. ve Arabkouhsar, A., 2019, Efficiency of saccharomyces cerevisiae in ceftriaxone removal from aquatic environments: Kinetic, isotherm of absorption and thermodynamics study, *Journal of Health*, 10 (3), 270-286.
- [90] Amiri, S., Reza Sohrabi, M. ve Motiee, F., 2020, Optimization removal of the ceftriaxone drug from aqueous media with novel zero-valent iron supported on doped strontium hexaferrite nanoparticles by response surface methodology, *ChemistrySelect*, 5 (19), 5831-5840.
- [91] Shi, X., Karachi, A., Hosseini, M., Yazd, M.S., Kamyab, H., Ebrahimi, M. ve Parsaee, Z., 2020, Ultrasound wave assisted removal of Ceftriaxone sodium in aqueous media with novel nano composite g-C₃N₄/MWCNT/Bi₂WO₆ based on CCD-RSM model, *Ultrasonics Sonochemistry*, 68, 104460.
- [92] Hashemi, S.Y., Yegane Badi, M., Pasalari, H., Azari, A., Arfaeinia, H. ve Kiani, A., 2022, Degradation of Ceftriaxone from aquatic solution using a heterogeneous and reusable O₃/UV/Fe₃O₄@ TiO₂ systems: Operational factors, kinetics and mineralisation, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102 (18), 6904-6920.

- [93] Alibrahim, K.A., 2023, Enhanced adsorption of ceftriaxone antibiotics from water by activated carbon derived from agriculture products waste, *Journal of Molecular Recognition*, 36 (7), e3016.
- [94] Olusegun, S.J., Osial, M., Souza, T.G., Krajewski, M., Rodrigues, G.L., Marek, P. ve Krysinski, P., 2023, Comparative characteristics and enhanced removal of tetracycline and ceftriaxone by Fe₃O₄-lignin and Fe₃O₄-carbon-based lignin: Mechanism, thermodynamic evaluation, and DFT calculation, *Journal of Molecular Liquids*, 371, 121075.
- [95] Hosny, M. ve Hargreaves, J.S., 2024, Towards sustainable environmental remediation: Ceftriaxone adsorption by titania derived from red mud, *Catalysis Today*, 430, 114539.
- [96] Zheng, C., He, M., Jia, B., Chen, B. ve Li, R., 2024, Ceftriaxone removal with sulfonic-phosphoric acid resin based on cation adsorption characteristic, *Water, Air, & Soil Pollution*, 235 (11), 745
- [97] Li, Z., Zhang, S., Zhu, G. ve Xing, J., 2024, Use of graphene oxide for the removal of norfloxacin and ceftriaxone antibiotics from aqueous solution: Process optimization using response surface approach, *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1436848.
- [98] Wang, D., Yang, S., Yan, S., Gu, Y., Fang, Y., Cao, C. ve Tang, C., 2024, Controllable synthesis of porous boron nitride fibers modified by cobalt and nickel oxides for efficient ceftriaxone sodium adsorption from aqueous solution, *Nanotechnology*, 485706.
- [99] Badshah, K., Ali, Q., Khan, A.A., Ahmad, R. ve Ahmad, I., 2024, Experimental and DFT studies of antibiotics removal through activated carbon: A step-by-step adsorption process at atomic level, *ChemistrySelect*, 9 (44), e202402422.
- [100] Rahmawati, A., Muthia, D.R., Imelda, M.D., Latief, F.H., Mohamad, S. ve Kiswandono, A.A., 2024, Removal of ceftriaxone and ciprofloxacin antibiotics from aqueous solutions using graphene oxide derived from corn cob, *Global Journal of Environmental Science & Management (GJESM)*, 10 (2), 573.
- [101] Anyat, T., Ali, A., Alharthi, S., Santali, E.Y. ve Iqbal, M., 2025, Facile synthesis of amine functionalized silica coated iron oxide nanoparticles for highly efficient removal of cefixime and ceftriaxone from wastewater, *Separation Science and Technology*, 60 (2), 234-249.
- [102] Gupta, A., Gholap, V. ve Kandasubramanian, B., 2025, Efficient removal of Ceftriaxone from simulated wastewater using carbonaceous 2D MXenes, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 22, 13505-13524.
- [103] Jafarzadeh, N., Jaafari, J., Moslemzadeh, M. ve Taghavi, K., 2025, A novel chitosan/graphene oxide nanocomposite functionalized with zirconium to remove dexamethasone and ceftriaxone from aqueous solutions: Response surface methodology, isotherm, kinetic and thermodynamic, *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106722.
- [104] Carmona, D., Balas, F. ve Santamaria, J., 2014, Pore ordering and surface properties of FDU-12 and SBA-15 mesoporous materials and their relation to drug loading and release in aqueous environments, *Materials Research Bulletin*, 59, 311-322.
- [105] Awwad, M., Al-Rimawi, F., Dajani, K.J.K., Khamis, M., Nir, S. ve Karaman, R., 2015, Removal of amoxicillin and cefuroxime axetil by advanced membranes technology, activated carbon and micelle-clay complex, *Environmental Technology*, 36 (16), 2069-2078.

- [106] Racovita, S., Lungan, M.A., Bunia, I., Popa, M. ve Vasiliu, S., 2016, Adsorption and release studies of cefuroxime sodium from acrylic ion exchange resin microparticles coated with gellan, *Reactive and Functional Polymers*, 105, 103-113.
- [107] Pandiarajan, A., Kamaraj, R. ve Vasudevan, S., 2017, Enhanced removal of cephalosporin based antibiotics (CBA) from water by one-pot electrosynthesized Mg (OH) 2: A combined theoretical and experimental study to pilot scale, *New Journal of Chemistry*, 41 (11), 4518-4530.
- [108] Cela-Dablanca, R., Nebot, C., Rodríguez López, L., Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Núñez-Delgado, A., Fernández-Sanjurjo, M.J. ve Álvarez-Rodríguez, E., 2021, Efficacy of different waste and by-products from forest and food industries in the removal/retention of the antibiotic cefuroxime, *Processes*, 9 (7), 1151.
- [109] Cela-Dablanca, R., Nebot, C., López, L.R., Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Núñez-Delgado, A., Álvarez-Rodríguez, E. ve Fernández-Sanjurjo, M.J., 2021, Retention of the antibiotic cefuroxime onto agricultural and forest soils, *Applied Sciences*, 11 (10), 4663.
- [110] Ma, X., Duan, D., Chen, J. ve Xie, B., 2022, Structure and adsorption performance of cationic Entermorpha prolifera polysaccharide-based hydrogel for typical pollutants: Methylene blue, cefuroxime, and Cr (VI), *Gels*, 8 (9), 546.
- [111] Ren, X., Li, Y., Feng, T., Lei, J. ve Cheng, L., 2024, Removal of cefuroxime from aqueous solution by biochars derived from antibiotic mycelial residue, *Environmental Science and Pollution Research*, 31 (51), 61049-61059.
- [112] Türk Baydır, A., Bulut, E. ve Sabah, E., 2024, Mechanistic insight into cefuroxime sodium (CXM) by sepiolite-rich dolomite, *Separation Science and Technology*, 59 (16), 1510-1529.
- [113] Cela-Dablanca, R., Míguez-González, A., Rodríguez-López, L., Barreiro, A., Arias-Estévez, M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez-Rodríguez, E. ve Núñez-Delgado, A., 2024, Removal of cefuroxime from soils amended with pine bark, mussel shell and oak ash, *Processes*, 12 (7), 1335.
- [114] Asogwa, F.C., Asogwa, C.J., Ekpong, B.O., Oluwadamilola, D., Igomah, G.O., Abualanke, R.G. ve Chisom, K.N., 2025, Adsorption properties and disposal efficiency of cefuroxime pollutant using metal-bridged DL-lactide-co-glycolide-graphene biopolymer: A DFT approach, *BioNanoScience*, 15 (1), 66.
- [115] Fakhri, A., Rashidi, S., Asif, M., Tyagi, I., Agarwal, S. ve Gupta, V.K., 2016, Dynamic adsorption behavior and mechanism of Cefotaxime, Cefradine and Cefazolin antibiotics on CdS-MWCNT nanocomposites, *Journal of Molecular Liquids*, 215, 269-275.
- [116] Ahmadzadeh, S., Asadipour, A., Yoosefian, M. ve Dolatabadi, M., 2017, Improved electrocoagulation process using chitosan for efficient removal of cefazolin antibiotic from hospital wastewater through sweep flocculation and adsorption: Kinetic and isotherm study, *Desalination and Water Treatment*, 92, 160-171.
- [117] Ling, C., Zhao, Y., Ren, Z., Han, J., Zhu, C. ve Liu, F.Q., 2019, Synergistic co-removal of zinc (II) and cefazolin by a Fe/amine-modified chitosan composite, *Chinese Chemical Letters*, 30 (12), 2196-2200.
- [118] Wang, Y., Ma, X., Peng, Y., Liu, Y. ve Zhang, H., 2021, Selective and fast removal and determination of β -lactam antibiotics in aqueous solution using multiple templates imprinted polymers based on magnetic hybrid carbon material, *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126098.

- [119] Spaolonzi, M.P., de Farias, M.B., da Silva, M.G.C. ve Vieira, M.G.A., 2022, Adsorption of cefazolin on organoclay: Experimental design, characterization, and a complete batch study, *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (46), 70209-70227.
- [120] Arman, M., Borghei, S.M., Hassani, A.H. ve Ehsani, M., 2022, Removal of the Cefazolin antibiotic using polyaniline resin-polyethylene glycol from aqueous medium, *Journal of Water and Wastewater*, 33 (2), 31-48.
- [121] Ameri Braki, Z., Sohrabi, M.R. ve Motiee, F., 2024, Efficient simultaneous removal of tetracycline and cefazolin from aqueous solution using a novel adsorbent based on zero-valent iron nanoparticles supported by montmorillonite and graphene oxide: Isotherms, kinetic, and thermodynamic studies, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104 (15), 3463-3485.
- [122] Spaolonzi, M.P., da Silva, M.G.C. ve Vieira, M.G.A, 2022, Adsorption of antibiotic cefazolin in organoclay fixed-bed column: Characterization, mathematical modeling, and DFT-based calculations, *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (21), 31646-31658.
- [123] Fekri, M.H., Mohamareh, S.I., Hosseini, M. ve Mehr, M.R., 2022, Green synthesis of activated carbon/Fe₃O₄ nanocomposite from flaxseed and its application as adsorbent and antibacterial agent, *Chemical Papers*, 76 (11), 6767-6782.
- [124] Chen, R., Cai, B., Liu, R., Xu, W., Jin, X., Yu, L., Wang, Q. ve Yong, Q., 2024, Synergistic and antagonistic adsorption mechanisms of copper (II) and cefazolin onto bio-based chitosan/humic composite: A combined experimental and theoretical study, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12 (4), 113061.
- [125] Arman, M., Borghei, S.M., Hassani, A.H. ve Ehsani, M., 2025, Effects of polyaniline-polyethylene glycol modified with surfactants for Cefazolin removal in aqueous media, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 22 (1), 191-204.
- [126] Abdi, J., Mazloom, G. ve Yoon, Y., 2025, Surface modification of MXene using cationic CTAB surfactant for adsorptive elimination of cefazolin antibiotic from water, *Scientific Reports*, 15 (1), 16416.
- [127] Chen, R., Xu, W., Cai, B., Jin, X., Han, D., Yin, W., Wang, J., Yu, L., Wang, Q. ve Yong, Q., 2025, The enhancement of synergistic co-removal for zinc and cefazolin by a novel bio-adsorbent: Batch experiments and DFT calculations, *Journal of Environmental Sciences (basında)*, 2025.
- [128] Antinöz, S., Özer, D., Temizer, A. ve Yüksel, N., 1994, Determination of ceftriaxone in aqueous humour and serum samples by differential-pulse adsorptive stripping voltammetry, *Analyst*, 119 (7), 1575-1577.
- [129] Ivetić, T.B., Finčur, N.L., Šojić Merkulov, D.V., Despotović, V.N., Četojević-Simin, D.D., Armaković, S.J., Uzelac, M.M., Bognár, S.I., Zec, N.J., Lukić-Petrović, S.R. ve Abramović, B.F., 2021, Water-active titanium/molybdenum/mixed-oxides: Removal efficiency of organic water pollutants by adsorption and photocatalysis and toxicity assessment, *Catalysts*, 11 (9), 1054.
- [130] Versporten, A., Coenen, S., Adriaenssens, N., Muller, A., Minalu, G., Faes, C., Vankerckhoven, V., Aerts, M., Hens, N., Molenberghs, G. ve Goossens, H., 2011, European Surveillance of Antimicrobial Consumption (ESAC): outpatient cephalosporin use in Europe (1997–2009), *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 66 (6), vi25-vi35.

- [131] Abraham, P., Lamba, N., Acosta, M., Gholmie, J., Dawood, H.Y., Vestal, M., Huang, K., Hulou, M., Asgarzadeh, M., Zaidi, H., Mekary, R.A. ve Smith, T.R., 2017, Antibacterial prophylaxis for gram-positive and gram-negative infections in cranial surgery: A meta-analysis, *Journal of Clinical Neuroscience*, 45, 24-32.
- [132] Wu, F.C., Tseng, R.L. ve Juang, R.S., 2009, Characteristics of Elovich equation used for the analysis of adsorption kinetics in dye-chitosan systems, *Chemical Engineering Journal*, 150 (2-3), 366-373.
- [133] GadelHak, Y., Salama, E., Abd-El Tawab, S., Mouhmed, E.A., Alkhalifah, D.H.M., Hozzein, W.N., Mohaseb, M., Mahmoud, R.K. ve Amin, R.M., 2022, Waste valorization of a recycled zncofe mixed metal oxide/ceftriaxone waste layered nanoadsorbent for further dye removal, *ACS Omega*, 7 (48), 44103-44115.
- [134] Bozorginia, S., Jaafari, J., Taghavi, K., Ashrafi, S.D., Roohbakhsh, E. ve Naghipour, D., 2023, Biosorption of ceftriaxone antibiotic by *Pseudomonas putida* from aqueous solutions, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 103 (9), 2067-2081.
- [135] Aleksić, M., Savić, V., Popović, G., Burić, N. ve Kapetanović, V., 2005, Acidity constants of cefetamet, cefotaxime and ceftriaxone; the effect of the substituent at C3 position, *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 39 (3-4), 752-756.
- [136] Olusegun, S.J., Mohallem, N.D. ve Ciminelli, V.S., 2022, Reducing the negative impact of ceftriaxone and doxycycline in aqueous solutions using ferrihydrite/plant-based composites: mechanism pathway, *Environmental Science and Pollution Research*, 66547-66561.
- [137] Rastogi, R., Cerda, I.H., Ibrahim, A., Chen, J.A., Stevens, C. ve Liu, C.H., 2023, Long COVID and psychological distress in young adults: Potential protective effect of a prior mental health diagnosis, *Journal of Affective Disorders*, 340, 639-648.
- [138] Zhao, Y., Liang, X., Wang, Y., Shi, H., Liu, E., Fan, J. ve Hu, X., 2018, Degradation and removal of Ceftriaxone sodium in aquatic environment with Bi₂WO₆/g-C₃N₄ photocatalyst, *Journal of Colloid and Interface Science*, 523, 7-17.

İNTİHAL RAPORU İLK SAYFASI

BETA-LAKTAM ANTİBİYOTİKLERİN SULU ORTAMDAN GİDERİMİ.pdf

ORİJİNALLIK RAPORU

% 11	% 8	% 7	% 5
BENZERLİK ENDEKSİ	İNTERNET KAYNAKLARI	YAYINLAR	ÖĞRENCİ ÖDEVLERİ

BİRİNCİL KAYNAKLAR

1	Submitted to Kocaeli Üniversitesi Öğrenci Ödevi	% 2
2	acikbilim.yok.gov.tr İnternet Kaynağı	% 2
3	acikerisim.uludag.edu.tr İnternet Kaynağı	% 1
4	Submitted to The Scientific & Technological Research Council of Turkey (TUBITAK) Öğrenci Ödevi	% 1
5	Submitted to Vanderbilt University Öğrenci Ödevi	<% 1
6	koreascience.or.kr İnternet Kaynağı	<% 1
7	www.openaccess.hacettepe.edu.tr:8080 İnternet Kaynağı	<% 1
8	hdl.handle.net İnternet Kaynağı	<% 1

vdocuments.mx