

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

**ÇAMAŞIRHANE ATIKSUYUNUN YENİDEN
KULLANILABİLİRLİĞİNE YÖNELİK FARKLI ARITMA
KONFIGÜRASYONLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ**

HATİCE KURTKULAK

KOCAELİ 2022

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

**ÇAMAŞIRHANE ATIKSUYUNUN YENİDEN
KULLANILABİLİRLİĞİNE YÖNELİK FARKLI ARITMA
KONFIGÜRASYONLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ**

HATİCE KURTKULAK

Prof. Dr. Sevil VELİ
Danışman, Kocaeli Üniv.

.....

Prof. Dr. Elif İNCE
Jüri Üyesi, Gebze Tek. Üniv.

.....

Doç. Dr. İsmail ÖZBAY
Jüri Üyesi, Kocaeli Üniv.

.....

Prof. Dr. Senar AYDIN
Jüri Üyesi, Necmettin Er. Üniv.

.....

Prof. Dr. Ayla ARSLAN
Jüri Üyesi, Kocaeli Üniv.

.....

Tezin Savunulduğu Tarih: 28.01.2022

ETİK BEYAN VE ARAŞTIRMA FONU DESTEĞİ

Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez/proje çalışmada,

- Bu tezin/projenin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu,
 - Çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı,
 - Bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi,
 - Bu çalışmanın Kocaeli Üniversitesi'nin abone olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun olduğunu,
 - Kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
 - Tezin/Projenin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez/proje çalışması olarak sunmadığımı,
- beyan ederim.

☐Bu tez/proje çalışmasının herhangi bir aşaması hiçbir kurum/kuruluş tarafından maddi/alt yapı desteği ile desteklenmemiştir.

☒Bu tez çalışması kapsamında üretilen veri ve bilgiler TÜBİTAK 1003-Öncelikli alanlar AR-GE projeleri kapsamında hazırlanan 115Y757 no'lu “Endüstriyel Çamaşırhanelerde Atıksuyun Geri Kazanımına Yönelik Arıtım Süreçlerinin Geliştirilmesi” isimli ana projenin 115Y820 no'lu alt proje kapsamında maddi desteği alınarak gerçekleştirilmiştir.

Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Hatice KURTKULAK

YAYIMLAMA VE FİKRİ MÜLKİYET HAKLARI

Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından onaylanan lisansüstü tezimin tamamını veya herhangi bir kısmını, basılı ve elektronik formatta arşivleme ve aşağıda belirtilen koşullarla kullanıma açma iznini Kocaeli Üniversitesi'ne verdiğimi beyan ederim. Bu izinle Üniversiteye verilen kullanım hakları dışındaki tüm fikri mülkiyet haklarım bende kalacak, tezimin tamamının ya da bir bölümünün gelecekteki çalışmalarda (makale, kitap, lisans ve patent vb.) kullanımı bana ait olacaktır.

Tezin kendi özgün çalışmam olduğunu, başkalarının haklarını ihlal etmediğimi ve tezimin tek yetkili sahibi olduğumu beyan ve taahhüt ederim. Tezimde yer alan telif hakkı bulunan ve sahiplerinden yazılı izin alınarak kullanılması zorunlu metinlerin yazılı izin alarak kullandığımı ve istenildiğinde suretlerini Üniversiteye teslim etmeyi taahhüt ederim.

Yükseköğretim kurulu tarafından yayınlanan ***“Lisansüstü Tezlerin Elektronik Ortamda Toplanması, Düzenlenmesi ve Erişime Açılmasına İlişkin Yönerge”*** kapsamında tezim aşağıda belirtilen koşullar haricinde YÖK Ulusal Tez Merkezi / Kocaeli Üniversitesi Kütüphaneleri Açık Erişim Sisteminde erişime açılır.

- ☐ Enstitü yönetim kurulu kararı ile tezimin erişime açılması mezuniyet tarihinden itibaren 2 yıl ertelenmiştir.
- ☐ Enstitü yönetim kurulu gerekçeli kararı ile tezimin erişime açılması mezuniyet tarihinden itibaren 6 ay ertelenmiştir.
- ☒ Tezim ile ilgili gizlilik kararı verilmemiştir.

Hatice KURTKULAK

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu tez kapsamında, çamaşırhane atıksuyunun yeniden kullanılabilirliğine yönelik yapılan çalışmalarda elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon prosesleri ardışık ve hibrit sistem olarak uygulanmıştır. Her iki proseste anyonik yüzey aktif madde, kimyasal oksijen ihtiyacı ve bulanıklık giderim verimi incelenmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektotlar kullanılmış olup, adsorpsiyon prosesi için tarımsal atık olarak ceviz ve fındık kabuklarına kimyasal aktivasyon uygulanmış ve polimerize edilerek kompozitler sentezlenmiştir. Her iki arıtma sisteminde yanıt yüzey metodu Box-Behnken tasarımı uygulanarak optimizasyonu yapılmıştır. Optimizasyon çalışmaları ile her iki sistemin arıtma verimi üzerine etkisi karşılaştırılmıştır. Özellikle hibrit sistem, çamaşırhane atıksuyunun arıtımında yenilikçi bir yaklaşım olarak araştırılmıştır. Çalışmanın amacı doğrultusunda, hem elektrokoagülasyon hem de adsorpsiyon koşullarının iyileştirilmesi sağlanmıştır.

Doktora tez çalışmalarımın her aşamasında bilgi ve tecrübeleriyle bana katkı sağlayan, akademik olarak gelişmemde desteğini her an yanımda hissettiğim danışmanım Prof. Dr. Sevil VELİ'ye çok kıymetli emekleri için saygı ve minnetle en içten şükranlarımı sunarım. Doktora eğitimim süresince sabırla ve titizlikle tez raporlarımı inceleyen, öneri ve desteklerini esirgemeyerek farklı bakış açısıyla tezimi geliştirmeme katkı sağlayan değerli hocalarım Prof. Dr. Elif İNCE ve Doç. Dr. İsmail ÖZBAY'a teşekkür ederim. Çevre Mühendisliği Bölümü bünyesinde yer alan öğretim üyelerine, araştırma görevlilerine ve yanımda olan desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen çalışma arkadaşlarıma içtenlikle teşekkür ederim.

Hayatımın her aşamasında aldığım kararlarda beni destekleyen ve hiçbir zaman özverilerini esirgemeyip anlayış ve sabır ile yanımda olan babam Mustafa KURTKULAK'a, annem Türkan KURTKULAK'a, abilerim Mehmet KURTKULAK ve Gökmen ÇALIM'a, kardeşlerim Merve KURTKULAK ÇALIM ve Meltem KURTKULAK'a sonsuz minnet ve teşekkürlerimi tüm kalbimle sunarım.

TÜBİTAK 1003-Öncelikli Alanlar AR-GE Projeleri kapsamında hazırlanan 115Y757 no'lu "Endüstriyel Çamaşırhanelerde Atıksuyun Geri Kazanımına Yönelik Arıtım Süreçlerinin Geliştirilmesi" isimli Ana proje altında yer alan 115Y820 no'lu Alt Projesi ile tez çalışmama sağladığı destekten dolayı Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu'na teşekkür ederim.

Ocak — 2022

Hatice KURTKULAK

İÇİNDEKİLER

ETİK BEYAN VE ARAŞTIRMA FONU DESTEĞİ.....	i
YAYIMLAMA VE FİKRİ MÜLKİYET HAKLARI	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
TABLolar DİZİNİ.....	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xi
ÖZET	xiii
ABSTRACT	xiv
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL BİLGİLER.....	4
2.1. Çamaşırhane Atıksuyu	6
2.2. Çamaşırhane Atıksuyu Giderim Yöntemleri	6
2.2.1. Elektrokoagülasyon	7
2.2.2. Adsorpsiyon	13
2.3. Tarımsal Atıklardan Kompozit Sentezi Yöntemleri	19
2.3.1. Tarımsal Atıklardan Sentezlenen Kompozitlerin Karakterizasyonu	22
2.4. Deney Tasarımı.....	24
2.5. Maliyet Analizi	26
2.6. Literatür Özetleri.....	26
3. MALZEME VE YÖNTEM.....	31
3.1. Malzemeler	31
3.1.1. Çamaşırhane Atıksuyu.....	31
3.1.2. Kullanılan Kimyasallar	32
3.1.3. Kullanılan Cihazlar ve Ekipmanlar	32
3.1.4. Ceviz ve Fındık Kabuğu	34
3.1.5. Ceviz ve Fındık Kabuklarının Aktivasyonu, Karbonizasyonu, Polimerizasyonu	34
3.2. Deneysel Yöntem.....	37
3.2.1. Deney Düzenegi.....	37
3.2.2. Metilen Mavisi Yöntemi ile Anyonik Yüzey Aktif Madde Tayini	39
3.2.3. Kimyasal Oksijen İhtiyacı Tayini	42
3.2.4. EK→ADS ve EK+ADS Sistemlerin YYM ile Değerlendirilmesi	42
4. DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMA.....	48
4.1. Sentezlenen Kompozitlerin Karakterizasyonu.....	48
4.1.1. Kül Analizi.....	48
4.1.2. Nem Analizi.....	49
4.1.3. İyot Sayısı Analizi	49
4.1.4. Elementel Analiz	50
4.1.5. SEM Analizi	51
4.1.6. FTIR Analizi	54
4.2. Ardişik Sistem Çalışmaları	57
4.2.1. Ardişik Sistem Ön Deneysel Çalışmaları	57
4.2.2. Ardişik Sistemde Elektrokoagülasyon ile Arıtım Prosesi	65
4.2.3. Ardişik Sistemde Adsorpsiyon Prosesinin YYM ile Optimizasyonu.....	67

4.3. Hibrit Sistem Çalışmaları.....	111
4.3.1. Hibrit Sistem Ön Deneysel Çalışmaları.....	111
4.3.2. Hibrit Sistemin YYM ile Optimizasyonu	113
4.4. Kinetik Modeller.....	135
4.4.1. Ardışık Sistem Kinetik Çalışmaları	135
4.4.2. Hibrit Sistem Kinetik Çalışmaları	140
4.5. Maliyet Analizi	145
4.5.1. Kompozit Sentezinde Maliyet Analizi.....	147
4.5.2. Ardışık Sistem ile Arıtımda Maliyet Analizi	148
4.5.3. Hibrit Sistem ile Arıtımda Maliyet Analizi	150
4.6. Ardışık ve Hibrit Sistemler için Yan Ürün Analizleri	151
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	153
KAYNAKLAR.....	156
EKLER	169
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER.....	192
ÖZGEÇMİŞ.....	194

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	İki farklı EK konfigürasyonu a) bipolar b) monopolar	9
Şekil 2.2.	$Al(OH)_3$ (amorf) ile denge halindeki Al (III) türleri için aktivite-pH diyagramı.....	10
Şekil 3.1.	Ceviz ve fındık kabuklarının kurutma sonrası fotoğrafları	34
Şekil 3.2.	Karbonize olan kabukların polimerizasyonu.....	36
Şekil 3.3.	Ardışık sistem deney düzeneği.....	38
Şekil 3.4.	Hibrit sistem şematik görüntüsü (1:Güç Kaynağı, 2: Manyetik Karıştırıcı, 3:Elektrokoagülasyon Reaktörü, 4: Balık, 5: PANI/CAK, 6: Anot ve Katot, 7: Arıtılmış Su).....	38
Şekil 3.5.	LABSA moleküler yapısı	40
Şekil 3.6.	Kalibrasyon grafiği (10-50 mg/L)	41
Şekil 3.7.	Kalibrasyon grafiği (0-5 mg/L)	41
Şekil 4.1.	(a) Ceviz kabuğu, (b) CAK, (c) PANI/CAK ve (d) PPy/CAK SEM görüntüleri (1kx)	51
Şekil 4.2.	(a) Fındık kabuğu, (b) FAK, (c) PANI/FAK ve (d) PPy/ FAK SEM görüntüleri (1kx)	52
Şekil 4.3.	(a) PANI/CAK-Ardışık sistem, (b) PANI/CAK-Hibrit sistem SEM görüntüleri (1kx)	53
Şekil 4.4.	Ceviz ve fındık kabuğu, CAK ve FAK FTIR spektrumları	54
Şekil 4.5.	Polianilin ile aktif karbon destekli kompozitlerin FTIR spektrum eğrileri	55
Şekil 4.6.	Polipirol ile aktif karbon destekli kompozitlerin FTIR spektrum eğrileri	56
Şekil 4.7.	MP-P bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm ² ; T: 25 °C).....	58
Şekil 4.8.	MP-P bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm;15 dk; T: 25 °C).....	58
Şekil 4.9.	MP-P bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 5 mA/cm ² ; T: 25 °C)	59
Şekil 4.10.	MP-S bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm ² ; T: 25 °C).....	60
Şekil 4.11.	MP-S bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; T: 25 °C).....	61
Şekil 4.12.	MP-S bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 5 mA/cm ² T: 25 °C)	61
Şekil 4.13.	BP-P bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm ² ; T: 25 °C).....	62

Şekil 4.14.	BP-P bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; T: 25 °C).....	63
Şekil 4.15.	BP-P bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 7,5 mA/cm ² ; T: 25 °C)	64
Şekil 4.16.	MP-P, MP-S ve BP-P bağlantı şekillerinde reaksiyon süresine karşı pH değişimi (Başlangıç pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm ² ;T: 25 °C)	65
Şekil 4.17.	Ardışık sistem EK prosesinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 5,26 mA/cm ² ; T: 25 °C)	66
Şekil 4.18.	Ardışık sistem EK prosesinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 5 dk; pH 5,5; T: 25 °C).....	66
Şekil 4.19.	Ardışık sistem EK prosesinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 5,26 mA/cm ² ; pH 5,5; T: 25 °C)	67
Şekil 4.20.	Gerçek değer hesaplanan değerle karşılaştırılması-CAK.....	69
Şekil 4.21.	MBAS gideriminde CAK etkileşimi	71
Şekil 4.22.	CAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri	73
Şekil 4.23.	Bulanıklık gideriminde CAK etkileşimi	74
Şekil 4.24.	Gerçek değer hesaplanan değerle karşılaştırılması-PANI/ CAK	75
Şekil 4.25.	MBAS gideriminde PANI/CAK etkileşimi.....	78
Şekil 4.26.	PANI/CAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri	79
Şekil 4.27.	Bulanıklık gideriminde PANI/CAK etkileşimi	81
Şekil 4.28.	Gerçek değer hesaplanan değerle karşılaştırılması-PPy/ CAK	82
Şekil 4.29.	MBAS gideriminde PPy/CAK etkileşimi	84
Şekil 4.30.	PPy/CAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri	86
Şekil 4.31.	Bulanıklık gideriminde PPy/CAK etkileşimi	87
Şekil 4.32.	Gerçek değer hesaplanan değerle karşılaştırılması-FAK	88
Şekil 4.33.	MBAS gideriminde FAK etkileşimi	90
Şekil 4.34.	FAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri	92
Şekil 4.35.	Bulanıklık gideriminde FAK etkileşimi	93
Şekil 4.36.	Gerçek değer hesaplanan değerle karşılaştırılması-PANI/FAK.....	94
Şekil 4.37.	MBAS gideriminde PANI/FAK etkileşimi	96
Şekil 4.38.	PANI/FAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri	98
Şekil 4.39.	Bulanıklık gideriminde PANI/FAK etkileşimi	99
Şekil 4.40.	Gerçek değer hesaplanan değerle karşılaştırılması-PPy/FAK	100
Şekil 4.41.	MBAS gideriminde PPy/FAK etkileşimi	102
Şekil 4.42.	PPy/FAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri	104
Şekil 4.43.	Bulanıklık gideriminde PPy/FAK etkileşimi	105
Şekil 4.44.	Pareto analizinde MBAS giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı c) karıştırma hızı, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi.....	107
Şekil 4.45.	Pareto analizinde KOİ giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) karıştırma hızı d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi.....	108

Şekil 4.46.	Pareto analizinde bulanıklık giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) karıştırma hızı d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi	109
Şekil 4.47.	Anyonik yüzey aktif madde gideriminde doğrulama testi grafiği.....	115
Şekil 4.48.	Hibrit sistemde anyonik yüzey aktif madde giderimi	118
Şekil 4.49.	KOİ gideriminde doğrulama testi grafiği	119
Şekil 4.50.	Hibrit sistemde KOİ giderimi.....	122
Şekil 4.51.	Bulanıklık gideriminde doğrulama testi grafiği	123
Şekil 4.52.	Hibrit sistemde bulanıklık giderimi.....	125
Şekil 4.53.	Pareto analizinde anyonik yüzey aktif madde giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) akım yoğunluğu, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi	127
Şekil 4.54.	Pareto analizinde KOİ giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) akım yoğunluğu, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi.....	128
Şekil 4.55.	Pareto analizinde bulanıklık giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) akım yoğunluğu, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi	129
Şekil 4.56.	EK+ADS (a) MBAS, (b) KOİ, (c) bulanıklık giderimi artık grafikleri.....	131
Şekil 4.57.	Çamaşırhane atıksuyu ve EK+ADS sistemi ile arıtım sonrası renk görünümü (pH: 6,5; Süre: 10 dk; Adsorbent miktarı: 2 g/500 mL; Akım yoğunluğu: 5.26 mA/cm ² ; Karıştırma hızı: 200 rpm)	133
Şekil 4.58.	Çamaşırhane atıksu arıtımında ardışık sistem reaksiyon kinetiği	136
Şekil 4.59.	EK→ADS ile KOİ gideriminde sözde birinci dereceden model grafiği	136
Şekil 4.60.	EK→ADS ile KOİ gideriminde sözde ikinci dereceden model grafiği	137
Şekil 4.61.	EK→ADS ile KOİ gideriminde parçacık içi difüzyon model grafiği	137
Şekil 4.62.	EK→ADS ile KOİ gideriminde Elovich model grafiği	138
Şekil 4.63.	Çamaşırhane atıksu arıtımında hibrit sistem reaksiyon kinetiği	140
Şekil 4.64.	EK+ADS ile KOİ gideriminde sözde birinci dereceden model grafiği	141
Şekil 4.65.	EK+ADS ile KOİ gideriminde sözde ikinci dereceden model grafiği	142
Şekil 4.66.	EK+ADS ile KOİ gideriminde parçacık içi difüzyon model grafiği	142
Şekil 4.67.	EK+ADS ile KOİ gideriminde Elovich model grafiği	143
Şekil 4.68.	Anot çözünme miktarı	145
Şekil 4.69.	EK→ADS ve EK+ADS sistemin maliyet karşılaştırması.....	150

TABLolar DİZİNİ

Tablo 2.1.	Ardışık sistem literatür özetleri	27
Tablo 3.1.	Çamaşırhane atıksuyu karakterizasyonu	32
Tablo 3.2.	Ardışık adsorpsiyon sistemi için deneysel parametreler ve faktörler	44
Tablo 3.3.	Ardışık adsorpsiyon sisteminin optimizasyonunda kullanılan deneysel şartlar	45
Tablo 3.4.	Hibrit sistem optimizasyonu için deneysel faktörler ve seviyeleri	45
Tablo 3.5.	Hibrit sistem optimizasyon için belirlenen faktörlerin seviyeleri ve BBT deney tasarımı	47
Tablo 4.1.	Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası kül içerikleri	48
Tablo 4.2.	Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası nem içerikleri.....	49
Tablo 4.3.	Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası iyot sayısı içerikleri	49
Tablo 4.4.	Elementel analiz sonuçları	50
Tablo 4.5.	Ardışık sistem optimizasyon deneyleri sonrası giderim verimleri.....	68
Tablo 4.6.	CAK- ANOVA tablosu	70
Tablo 4.7.	PANI/CAK- ANOVA tablosu.....	76
Tablo 4.8.	PPy/CAK- ANOVA tablosu	83
Tablo 4.9.	FAK- ANOVA tablosu.....	89
Tablo 4.10.	PANI/FAK- ANOVA tablosu	95
Tablo 4.11.	PPy/FAK- ANOVA tablosu	101
Tablo 4.12.	Ardışık sistem optimum parametre değerleri	110
Tablo 4.13.	Ardışık sistem sonuç değerleri	110
Tablo 4.14.	Hibrit sistem 1. ön deneysel çalışma sonuçları	112
Tablo 4.15.	Hibrit sistem 2. ön deneysel çalışma sonuçları	112
Tablo 4.16.	Hibrit sistem 3. ön deneysel çalışma sonuçları	113
Tablo 4.17.	Hibrit sistem 4. ön deneysel çalışma sonuçları	113
Tablo 4.18.	Hibrit sistem optimizasyon çalışma sonuçları.....	114
Tablo 4.19.	Anyonik yüzey aktif madde ANOVA tablosu	116
Tablo 4.20.	KOİ ANOVA tablosu.....	120
Tablo 4.21.	Bulanıklık ANOVA tablosu	124
Tablo 4.22.	Hibrit sistemde optimum parametre değerleri.....	132
Tablo 4.23.	Hibrit sistem sonuç değerleri.....	132
Tablo 4.24.	Çamaşır makinesi giriş suyu istenilen değer ile arıtım sonrası elde edilen su karakterizasyonu karşılaştırılması	135
Tablo 4.25.	Ardışık sistem kinetik model sonuçları ve R^2 değerleri.....	139
Tablo 4.26.	Hibrit sistem kinetik model sonuçları ve R^2 değerleri	144
Tablo 4.27.	Atık kabuklardan kompozitlerin üretim maliyeti	147
Tablo 4.28.	PANI ve PPy ile sentezlenen kompozitlerin üretim maliyeti.....	148
Tablo 4.29.	EK yöntemi ile maliyet hesabında kullanılan şartlar	148
Tablo 4.30.	Ardışık sistemde EK ile arıtım maliyeti.....	149
Tablo 4.31.	Adsorpsiyon yöntemi ile maliyet hesabında kullanılan şartlar	149
Tablo 4.32.	Ardışık sistemde adsorpsiyon ile arıtım maliyeti.....	149
Tablo 4.33.	Hibrit sistem ile arıtımda maliyet hesabında kullanılan şartlar	150
Tablo 4.34.	Hibrit sistemde arıtım maliyeti.....	150

Tablo 4.35. Ardışık sistem için GC/MS tarama sonuçları.....	152
Tablo 4.36. Hibrit sistem için GC/MS tarama sonuçları	152



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

α	: Alpha (Elovich eşitliğindeki α (mg/g.dk) başlangıç adsorpsiyon hızı)
$^{\circ}\text{C}$	: Centigrade degrees (Santigrat derece)
C_0	: Çözeltinin başlangıç derişimi, (mg/L)
C_e	: Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan derişimi, (mg/L)
C_i	: Adsorban ile adsorbat arasında oluşan tabakanın kalınlık sabiti, (mg/g)
C_n	: Nihai derişim, (mg/L)
g	: Gram
k_1	: Sözde birinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti, (1/dk)
k_2	: Sözde ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti, (g/mg.dk)
k_i	: Parçacık içi difüzyon hız sabiti, (mg/g.dk ^{1/2})
L	: Litre
m	: Adsorbent miktarı, (g)
μg	: Mikrogram
mL	: Mililitre
μm	: Mikrometre
ppm	: Parts per million (Milyonda bir)
ppb	: Part per billion (Milyarda bir)
qe	: Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı, (mg/g)
qe,deneysel	: Deneysel belirlenen adsorpsiyon kapasitesi, (mg/g)
qe,teorik	: Teorik belirlenen adsorpsiyon kapasitesi, (mg/g)
qt	: t (dk) zamanında adsorplanan metal iyonlarının miktarı, (mg/g)
R^2	: Belirleme katsayısı
$R^2(\text{adj})$	: Düzeltilmiş belirleme katsayısı
$R^2(\text{pred})$	: Tahmin edilen belirleme katsayısı
rpm	: Rotation per minute (Dakikadaki devir)
T	: Sıcaklık, ($^{\circ}\text{C}$)
t	: Reaksiyon süresi, (dk)
V	: Çözelti hacmi, (L)
X1, X2, X3, X4	: Faktör sembolleri

Kısaltmalar

ADS	: Adsorpsiyon ile Arıtım Yöntemi
AKM	: Askıda Katı Madde
AKT	: Ardışık Kareler Toplamı
ANOVA	: Analysis of Variance (Varyans Analizi)
AOK	: Ayarlanmış Ortalama Kareler
$A^{\circ}\text{S}$	: Alman Sertlik Birimi
BBT	: Box-Behnken Tasarım
BP-P	: Bipolar Paralel
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CAK	: Ceviz Aktif Karbon
CHNSO	: Karbon, Hidrojen, Azot, Kükürt, Oksijen (Elementel Analiz)
COD (KOİ)	: Chemical Oxygen Demand (Kimyasal Oksijen İhtiyacı)
DC	: Direct Current (Doğru Akım)

DKT	: Düzeltilmiş Kareler Toplamı
DM	: Doehlert Matrisi
DOE (DT)	: Design of Experiments (Deney Tasarımı)
EK (EC)	: Elektrokoagülasyon ile Arıtım Yöntemi
EK→ADS	: Elektrokoagülasyon→Adsorpsiyon Ardışık Sistem ile Arıtım
EK+ADS	: Elektrokoagülasyon+Adsorpsiyon Hibrit Sistemi ile Arıtım
FAK	: Fındık Aktif Karbon
FTIR	: Fourier Transform Infrared (Fourier Dönüşümlü Kızılötesi)
GC-MS	: Gaz Kromatografisi- Kütle Spektrometresi
LAS	: Lineer Alkil Benzen Sülfonat
MBAS	: Methylene Blue Active Substances (Metilen Mavisi Aktif Maddesi)
MKT	: Merkezi Kompozit Tasarım
MP-P	: Monopolar Paralel
MP-S	: Monopolar Seri
NTU	: Nephelometric Turbidity Unit (Bulanıklık Birimi)
OBH	: Ortalama Bağlı Hata
PANI/CAK	: Ceviz Aktif Karbon Destekli Polianilin Kompozit
PANI/FAK	: Fındık Aktif Karbon Destekli Polianilin Kompozit
PPy/CAK	: Ceviz Aktif Karbon Destekli Polipirol Kompozit
PPy/FAK	: Fındık Aktif Karbon Destekli Polipirol Kompozit
RSM (YYM)	: Response Surface Methodology (Yanıt Yüzey Metodu)
SEM	: Scanning Electron Microscope (Taramalı Elektron Mikroskobu)
SD	: Serbestlik Derecesi
SKKY	: Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği
TIC	: Toplam İyon Kromatogramı
TKM	: Toplam Katı Madde

ÇAMAŞIRHANE ATIKSUYUNUN YENİDEN KULLANILABİLİRLİĞİNE YÖNELİK FARKLI ARITMA KONFIGÜRASYONLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

ÖZET

Bu tez çalışmasında, çamaşırhane atıksuyunun geleneksel yöntemlere alternatif olarak elektrokoagülasyon (EK) ve adsorpsiyon (ADS) yöntemleri ile ardışık (EK→ADS) ve hibrit (EK+ADS) sistemler üzerinden arıtım potansiyeli incelendi. EK’da alüminyum elektrot 5 anot ve 5 katot, adsorpsiyon sisteminde adsorbent olarak ceviz ve fındık kabukları karbonize olarak, polianilin ve polipirol ile polimerize edilerek kullanıldı. Her iki sistemde kullanılan yöntemlere etki eden faktörlerin (pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı, karıştırma hızı, akım yoğunluğu) etkisi Yanıt Yüzey Metodu (YYM) olarak Box-Behnken Tasarımı (BBT) ile MBAS, KOİ ve bulanıklık parametreleri üzerinden değerlendirildi. Optimum şartlarda MBAS, KOİ ve bulanıklık parametrelerinin yüzde giderim değerleri ardışık sistem için sırasıyla; EK sonrası %94, %78, %89 ve ADS sonrası %90, %74, %90 iken hibrit sistem için sırasıyla; %98, %85, %99 bulundu. Reaksiyon kinetiği, EK→ADS ile arıtım sisteminin KOİ adsorpsiyonunda q_e hesaplanan 38,46 mg/g, q_e deneysel 37,67 mg/g değerlerinin birbirine yakın olması ve korelasyon katsayısı R^2 0,9991 ile sözde ikinci derece kinetik modele uyum gösterdi. EK+ADS ile arıtım sistemi de sözde ikinci dereceden kinetik modele uyum sağlarken korelasyon katsayısı R^2 0,9962, q_e hesaplanan 103,09 mg/g ve q_e deneysel 98,75 mg/g hesaplandı. EK→ADS ve EK+ADS sistemleri için optimum şartlarda yan ürün analizleri yapıldı. Kompozitlerin giderim verimi üzerine etkilerinin incelenmesinde EK→ADS ve EK+ADS sistemin ayrı ayrı maliyet hesabı çalışmaları incelenerek mali avantajları değerlendirildi. Ekonomik açıdan hibrit sistemin ardışık sisteme göre $\approx$ % 50 daha az maliyet ile avantajlı olduğu görüldü.

Sonuç olarak, uygun ve verimli teknoloji seçiminin yalnızca enerji verimliliğini ve atıksu arıtma kalitesini iyileştirmekle kalmayacağını aynı zamanda yüksek verim elde ederek işletme maliyetlerini de azaltacağı arıtma sisteminin seçiminde çevre dostu teknoloji olabileceğini gösterdi.

Anahtar Kelimeler: Adsorpsiyon, Ceviz ve Fındık Kabuğu, Elektrokoagülasyon, Hibrit Sistem, Yanıt Yüzey Metodu.

EVALUATION OF DIFFERENT TREATMENT CONFIGURATIONS FOR REUSABILITY OF LAUNDRY WASTEWATER

ABSTRACT

In this thesis, the treatment potential of laundry wastewater through sequential (EC→ADS) and hybrid (EC+ADS) systems with electrocoagulation (EC) and adsorption (ADS) methods as an alternative to conventional methods was investigated. In the EC, aluminum electrodes were used as 5 anodes and 5 cathodes. Walnut and hazelnut shells were used carbonized, polymerized with polyaniline and polypyrrole as adsorbent and in the adsorption system. The effects of the factors (pH, reaction time, adsorbent amount, mixing rate, current density) affecting the methods used in both systems were evaluated by response surface methodology (RSM), Box-Behnken Design (BBD) optimization through MBAS, COD and turbidity parameters. Under optimum conditions, the percent removal values of MBAS, COD and turbidity parameters are respectively for the sequential system; while 94%, 78%, 89% after EC and 90%, 74%, 90% after ADS, for the hybrid system; It was found 98%, 85%, 89%. The reaction kinetics followed to the pseudo-second-order kinetic model, as the q_e calculated values of 38.46 mg/g and q_e experimental 37.67 mg/g in the COD adsorption of the EC→ADS treatment system were close and the correlation coefficient R^2 was close to 1 with a value of 0.9991. In the treatment system with EC+ADS, the correlation coefficient R^2 was 0.9962, q_e calculated 103.09 mg/g and q_e experimental 98.75 mg/g, while compatible to the pseudo-second-order kinetic model. By-product analyzes of EC→ADS and EC+ADS systems were performed under optimum conditions. In the examination of the effects of composites on the removal efficiency, the cost calculation studies of the EC→ADS and EC+ADS systems were examined separately and their financial advantages were evaluated. It has been seen that the hybrid system is economically advantageous with $\approx 50\%$ less cost than the sequential system.

As a result, it has been shown that the selection of appropriate and efficient technology can not only improve energy efficiency and wastewater treatment quality, but also reduce operating costs by achieving high efficiency and can be an environmentally friendly technology in the selection of the treatment system.

Keywords: Adsorption, Walnut and Hazelnut Shell, Electrocoagulation, Hybrid System, Response Surface Method.

1. GİRİŞ

Son yıllarda su kirliliği hem gelişmiş, hem de gelişmekte olan ülkelerde sorun haline gelmiştir. Hepimizin bildiği üzere, su kütlelerinde kirleticilerin varlığı halk sağlığını ve çevreyi tehlikeye atabilir. Gelişmekte olan ülkelerde, büyük miktarlarda atıksu üretimi nedeniyle, kentsel çamaşırhane endüstrisinin hızlı gelişimi çevrenin bozulmasına neden olmuştur. Çamaşır yıkama işleminde kullanılan her kilogram çamaşır için ortalama 15 litre su kullanılmaktadır. Günlük toplam çamaşırhane atıksu miktarı ise ortalama 400 metreküptür (Ho ve diğ., 2021).

Bu kadar büyük miktarda çamaşırhane atıksuyu, atıksu arıtımı için etkili yöntemler gerektirir. Bununla birlikte, çamaşırhane atıksuyu için yetersiz arıtma stratejileri ve kirletici seviyelerini yönetmeye yönelik düzenlemelerin eksikliği her zaman bir sorun olmuştur. Mevcut yasal çerçeve altında, çamaşırhane endüstrisi ve ev tipi çamaşır yıkama faaliyetleri herhangi bir çevresel düzenlemeye tabi değildir. Bu durumda, çamaşırhane atıksuyunun arıtımına yönelik ilgiyi daha fazla arttırmıştır. Birleşmiş milletler, 2000 ile 2030 yılları arasında gelişmekte olan ülkelerin kentsel nüfusunun 2 milyardan 4 milyar insana neredeyse ikiye katlanacağını tahmin etmektedir. Bu nüfus artışı, gelişmekte olan ülkelerde hali hazırda mevcut olan ekonomik ve fiziksel su kıtlığını önemli ölçüde artıracaktır (Schouten ve diğ., 2007). Hızlı kentleşme süreci ve küresel nüfus artışının, çamaşır yıkama faaliyetleri için temiz su tüketiminde artışa yol açması ve daha fazla atıksu oluşumu ile sonuçlanması beklenmektedir. Su kaynaklarının kalitesindeki bozulmanın ve atıksuyun doğrudan deşarjının sadece su kütleleri üzerinde zararlı etkilere sahip olmadığı, aynı zamanda ülke genelinde su kirliliğini de artırdığı görülmüştür (Teh ve diğ., 2015). Bu karmaşık durum, sınırlı tatlı su kaynaklarına yol açmaktadır. En yaygın nedeni genellikle etkili çamaşır yıkama ve atıksu arıtma teknolojilerinin olmamasıdır (Hanif ve diğ., 2012). Çamaşırhane atıksuları genellikle evsel, endüstriyel ve hastane çamaşırhanelerinden meydana gelen atıksular olarak sınıflandırılabilir (Manouchehri ve Kargari, 2017). Kirli çamaşırlardan yağı, kiri temizlemek için sabun, soda, deterjan ve su kullanılması ile birlikte çamaşır atıksuyu oluşur. Çamaşır yıkama işlemleri; çamaşır suyu, beyazlatıcı ve yumuşatıcılar ile yün, ipek ve diğer kumaşlar için diğer özel işlem yöntemlerini içerir (Patel ve diğ., 2017).

Evsel amaşır atıksuyunda, önemli miktarda BOİ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı), KOİ (kimyasal oksijen ihtiyacı) ve yüksek konsantrasyonda anyonik yüzey aktif maddeler bulunmaktadır (Noutsopoulos ve diğ., 2018). Endüstriyel ölçekte büyük amaşırhanelerde yıkama sonucu oluşan atıksular hlihazırda doğrudan kanalizasyonlara gönderilmekte ve arıtılarak tekrar kullanılabilme kapasiteleri gözardı edilmektedir.

Yüzey aktif maddeler atıksu arıtma tesislerinin verimine zarar verebilmektedir. Atıksu arıtma sürecinde, özellikle aktif çamurun biyolojik sürecinde, yüzey aktif madde molekülleri kısmen ayrışmakta ve aktif çamur kütlesini adsorbe etmektedir. Bu da giderim verimini olumsuz yönde etkilemektedir (Dereszewska ve diğ., 2015).

Fizikokimyasal arıtma süreci kapsamında, çalışmalarda yeniden kullanım veya deşarj için çamaşır atıksu arıtımı ile ilgili kayda değeri sonuçlar bildirilmiştir. Mohan ve diğ., (2014), koagülasyon-flokülasyon, kum filtresi ve granül aktif karbon adsorpsiyonu içeren entegre bir arıtma sistemi ile çamaşır atıksuyunun yüzeysel sulara deşarj için izin verilen kirletici sınır değeriğini sağlayarak güvenli bir şekilde alıcı ortama boşaltılması için gerekli yeterliliklerin sağlanabildiğini göstermiştir.

Özellikle arıtma sistemlerinin seçiminde son yıllarda hem uygulama kolaylığı hem de maliyetinin kısmen az olmasına özellikle dikkat edilmeye başlanmıştır. Elektrokimyasal proses, basit tasarım, daha az kimyasal ihtiyacı veya hiç kimyasal eklenmeden, daha az çamur üretimi, kolay kurulum gibi benzersiz özelliklerinden bazıları nedeniyle geleneksel arıtım sistemlerine göre avantajlı görünmektedir (Bajpai ve Katoch, 2020).

Kentsel sulamalarda ve/veya tuvalet rezervuarlarında yeniden kullanmak için, araştırmacılar kum filtrasyonu ve granül aktif karbon filtrelemesinden önce koagülasyon-sedimentasyon önermişlerdir. Böylece uluslararası standartların çoğunu karşılayabilecek kaliteli arıtılmış atıksular elde edilmiştir (Noutsopoulos ve diğ., 2018). Bununla birlikte, arıtılmış atıksu yeniden kullanılacaksa UV dezenfeksiyon işlemi gerekli olabilmektedir. Ancak günümüzde arıtılmış deterjan atıksularının sadece sulama, araba yıkama, tuvalet sifonu vb. gibi içme dışı tüketimlerde kullanımı önerilmektedir.

Çamaşır atıksuyunun yerinde geri kazanımı veya yeniden kullanımı da araştırmacılar tarafından gösterilen umut verici bir durum olmuştur (Bering ve diğ., 2018).

Bu tez çalışmasında, zengin geri kazanım ve yeniden kullanım kapasitesi nedeniyle çamaşırhane atıksuları kullanılmıştır. Çeşitli arıtım teknolojilerini denenmesi ve önerilmesi tezin ana konusunu oluşturmuştur. Çamaşırhane atıksuyunun arıtılması için tarımsal atıklar olan ceviz ve fındık kabuklarından kompozitler kimyasal aktivasyon, karbonizasyon ve polimerizasyon yöntemi ile sentezlenmiştir. Adsorpsiyon prosesi için sentezlenen CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK kompozitlerin karakterizasyonu incelenmiştir. Öncelikle Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'den alınan çamaşırhane atıksuyuna EK uygulanmış daha sonra bu arıtmadan çıkan suya ADS yöntemi eklenerek ardışık EK→ADS sistem ile arıtım gerçekleştirilmiştir.

Yapılan çalışmada ayrıca endüstriyel çamaşırhane atıksularını tekrar kullanıma uygun hale getirecek yenilikçi ve hibrit prosesin de geliştirilmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla ardışık ve hibrit sistem kıyaslaması da yapabilmek için ardışık sistemde seçilen kompozit kullanılarak, çamaşırhane atıksuyunun hibrit EK+ADS sistem ile arıtımı gerçekleştirilmiştir. Çamaşırhane atıksularının hibrit sistem ile arıtımında MBAS, KOİ, bulanıklık parametrelerinin giderim verimliliklerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğunun etkisini belirlemek için deneysel tasarım gerçekleştirilmiş ve her bir kontrol parametresi için optimizasyon çalışması yürütülmüştür. EK→ADS ve EK+ADS sistemlerinin ayrı ayrı kinetik ve maliyet hesabı çalışmaları değerlendirilmiştir. EK→ADS ve EK+ADS sistemleri kıyaslanarak çamaşırhane atıksuyunun yeniden kullanılabilirliği için en iyi arıtma alternatifleri değerlendirilerek en uygun konfigürasyon önerilmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

Hızlı kentleşme ve küresel nüfus artışı, çok fazla miktarlarda çamaşırhane atıksuyu üretimine neden olmuştur. Su kirliliğini azaltmak ve suyun sürdürülebilirliğini sağlamak için çamaşırhane atıksuyu etkin bir şekilde arıtılmalıdır. Su sürdürülebilirliği dünya çapında savunulsa da, çamaşırhane yıkama ve atıksu arıtma yoluyla su sürdürülebilirliği uygulaması yeni bir kullanım olarak kabul edilmektedir. Enerji ve su kaynaklarından tasarruf etme çabalarına rağmen, çamaşırhane atıksuyunun geri dönüştürülmesine daha az dikkat çekilmiştir. Etkili arıtma teknolojisinin geliştirilmesi, yalnızca çamaşırhane atıksuyunun içerdiği kirleticiler ile değil, aynı zamanda uygun bir arıtma yöntemi de gerektirmektedir. Bununla birlikte, özellikle çamaşırhane atıksu arıtımının teknik sınırlamaları vardır. Çamaşırhane atıksuyundaki kirletici seviyelerini yönetmeye yönelik düzenlemelerin eksikliği, uzun süredir devam eden bir sorun olmuştur.

Genel olarak, çamaşır atıksuyunun bileşimi ticari kaynaklar ve ev kaynakları arasında farklılık gösterir. Bununla birlikte, çamaşır atıksuyunda yer alan kirleticiler genellikle fosfat, sodyum, potasyum, kalsiyum, magnezyum, yüzey aktif maddeler, yağ-gres, askıda katı maddeler içerir ve bunlar bariz safsızlıklardır. Bunların arasında ana kimyasal madde, kumaşların üzerindeki kirleri çoğunlukla gıda artıkları ve vücut artıklarını temizlemek için kullanılan yüzey aktif maddelerden oluşan deterjandır (Ramcharan ve Bissessur, 2016). Türkiye’de çamaşırhane atıksularının yeniden kullanımına yönelik yasal bir düzenleme henüz bulunmamaktadır. Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği (SKKY) ve Yerüstü Su Kirliliği Yönetmeliği’nde yer alan ilgili tablolar üzerinden genel değerlendirmeler yorumlanmıştır.

Çamaşırhane atıksularının deşarj standartları Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği’ne göre yapılmaktadır. SKKY’de ‘Tablo 22:Derin deniz deşarjına izin verilebilecek atıksuların özellikleri’ incelendiğinde pH 6-9 aralığında sıcaklık 35 °C, askıda katı madde 350 mg/L, yağ ve gres 15 mg/L, yüzer madde bulunmayacak, KOİ 400 mg/L, toplam azot 40 mg/L, toplam fosfor 10 mg/L, metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeler içeriği < 10 mg/L sınır değerler olarak belirtilmiştir.

SKKY “Tablo 25: Atıksuların atıksu altyapı tesislerine deşarjında öngörülen atıksu standartları” bulunmaktadır ve bu standartlara göre metilen mavisi ile reaksiyon veren

yüzey aktif maddeler için; “Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır” ibaresi yer almaktadır.

SKKY Madde 31-Endüstriyel Atıksu Deşarj Standartları kapsamında ise “Kimya Sanayii Sektörü” başlığı altında deterjan sanayii yer almaktadır. “Tablo 14.10:Sektör Kimya Sanayii (Deterjan üretimi vb.)” içeriğinde 2 saatlik ve 24 saatlik kompozit numunelere ait parametre değerleri yer almaktadır. Sırasıyla 2 saatlik ve 24 saatlik kompozit numuneler için parametre değerleri KOİ 200 mg/L, 100 mg/L; AKM 150 mg/L, 100 mg/L; yüzey aktif madde 10 mg/L, 1 mg/L; toplam fosfor 2 mg/L, 1 mg/L; pH ise 6-9 aralığında olması istenmektedir. SKKY “Tablo 1: Kıtaîçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri” verilmiştir. Buna göre su kalite sınıfları dört (1.-2.-3.-4.sınıf) kategoriye ayrılmaktadır. Su kalite parametreleri ise 1., 2., 3., 4. Sınıf değerleri için sırasıyla; fiziksel ve inorganik- kimyasal parametrelerden sıcaklık 25 °C, 25 °C, 30 °C, > 30 °C; pH 6,5-8,5, 6,5-8,5, 6,0-9,0, 6,0-9,0 dışında, organik parametrelerden KOİ 25 mg/L, 50 mg/L, 70 mg/L, > 70 mg/L, metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeler 0,05 mg/L, 0,2 mg/L, 1 mg/L, > 1,5 mg/L, inorganik kirlenme parametreleri, bakteriyolojik parametreler olarak listelenmiştir (SKKY, Resmî Gazete Tarihi: 31.12.2004 Resmi Gazete Sayısı: 25687).

Yerüstü Su Kirliliği Yönetmeliği Madde 5 “Atıksuların alıcı ortama deşarj standartlarının, alıcı ortamdaki çevresel kalite standartları dikkate alınarak belirlenmesi esastır” ifadesine yer verilmiştir. Madde 6’da ise alıcı ortamların korunması kapsamında “Kentsel ve endüstriyel faaliyetler için alıcı ortam deşarj kriterleri, yerüstü su kaynağının özümleme kapasitesi ve Ek 5 Tablo 4 ve Tablo 5’te yer alan çevresel kalite standartları göz önüne alınarak ilgili kurum ve kuruluşlarca belirlenir” şeklinde belirtilmiştir. Madde 10’da ise çevresel kalite standardı içeriğinde Ek 5 Tablo 4 ve Tablo 5’deki belirli kirleticiler ve öncelikli maddelere ilişkin çevresel kalite standartları göz önüne alınarak bu maddeler için alıcı ortamlara atıksu deşarjları ile ilgili gerekli düzenlemeler ilgili kurum ve kuruluşlarca yapılır’ ifadesine yer verilmiştir. Ek 5 “Tablo 2: Kıtaîçi yerüstü su kaynaklarının genel kimya ve fizikokimyasal parametreler açısından sınıflara göre kalite kriterleri” belirlenmiştir. Belirlenen kriterler doğrultusunda çok iyi (I), iyi (II) ve orta (III) seviyelerde parametrelerin sınır değerleri

verilmiştir. Örneğin pH, iletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$), KOİ (mg/L) seviyeleri sırasıyla; 6-9, 6-9, 6-9; < 400, 1000, > 1000; < 25, 50, > 50 olarak belirlenmiştir (Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Resmi Gazete Tarihi: 10.08.2016 Resmi Gazete Sayısı: 29797).

Tezin genel amacı çamaşırhane atıksularının yeniden kullanılmasına yönelik arıtma konfigürasyonlarının değerlendirilmesi olduğu için bu değerlerin daha üzerinde ve kısıtlayıcı bir arıtma etkinliği gerektiğinden çalışmalar bu yönde yürütülmüştür.

2.1. Çamaşırhane Atıksuyu

Endüstriyel faaliyetlerde kullanılan su miktarı her geçen yıl artmaktadır. Dolayısıyla bu atıksular arıtılması gereken büyük miktarlara ulaşmaktadır. Çamaşırhane atıksularında alkalinite, organik yük, renk, askıda katı maddeler ve yüzey aktif maddeleri veren çeşitli kimyasal girdiler kullanılır ve bu atıksular arıtma olmadan deşarj edilirse, su ekosistemlerine zarar vermektedir (Huang ve diğ., 2019). Çünkü yüzey aktif maddeler içeren atıksu, kanalizasyonu ve atıksu arıtma tesislerini etkileyen köpük oluşturma potansiyeline de sahiptir (Centurion ve diğ., 2018). Ek olarak, yüzey aktif madde türleri kanserojen yan ürünler üretir, su ortamında toksiktirler, balıklarda solunum problemlerine ve genetik mutasyona neden olabilmektedirler (Khosravanipour Mostafazadeh ve diğ., 2019).

2.2. Çamaşırhane Atıksuyu Giderim Yöntemleri

Çamaşırhanelerden çıkan atıksuların arıtılması için en yaygın olarak kullanılan sistemler geleneksel yöntemlerdir. Örneğin; koagülasyon, flokülasyon, sedimantasyon (çöktürme) ve filtrasyon veya bunların kombinasyonudur.

Bu yöntemler esas olarak çamaşırhane atıksularından yüzey aktif maddelerin uzaklaştırılmasında etkisizdir. Bu durumlarda, aktif karbon ile adsorpsiyon işleminin uygulanması arıtılan suyun kalitesini arttırabilir. Çamaşırhane atıksularında aktif karbon kullanımı; çözünür organik bileşikler özellikle sürfaktanları giderme yeteneğine sahiptir. Bu nedenle, ardışık işlemde adsorpsiyonun eklenmesi çok önemlidir (Huang ve diğ., 2019).

Evsel, endüstriyel ve hastane çamaşırhane atıksuları arıtılabilen, geri dönüştürülebilir ve yeniden kullanılabilir atıksu kaynaklarıdır (Pakula ve Stamminger, 2010).

Çamaşırhane kaynaklarından gelen atıksular, belediye kanalizasyon deşarjlarının yaklaşık %10'unu oluşturmaktadır (Janpoor ve diğ., 2011). Endüstriyel çamaşırhanelerde günde ortalama 400 m³ atıksu üretilmektedir ve 1 kg çamaşır yıkamak için yaklaşık 15 L su kullanılmaktadır (Ciabattia ve diğ., 2009).

Suyun azalması ile karşı karşıya kalındığında dikkate alınabilecek yöntemlerden bazıları su tasarrufu, geri dönüşüm ve suyun arıtımıdır. Bunlardan suyun geri dönüşümü, atıksu arıtım tesisinde atıksu arıtmından daha düşük maliyeti nedeniyle diğer iki yöntemden çok daha iyidir (Manouchehri ve Kargari, 2017). Çamaşır atıksuları; organik (yağ, gres, sıvı yağ, sabunlar, deterjanlar, klorlu ve biyolojik maddeler) ve inorganik (metal iyonları ve partikülleri, ağır metaller, kum ve toprak tozları) ve bunların arıtılmasını zorlaştıran maddeleri içermektedir. Tipik olarak, sırasıyla 5000, 1300 ve 1000 ppm'lik bir KOİ, BOİ ve TKM seviyelerine sahiptirler (Janpoor ve diğ., 2011).

Çamaşır atıksuyunun arıtılmasına yönelik geleneksel yöntemler, biyolojik, fiziksel ve kimyasal yöntemlerin çeşitli kombinasyonlarından oluşur. Ancak bunlar, deşarj için çevresel düzenlemelere göre yüzey aktif maddeleri, bulanıklığı ve KOİ'yi gidermek için yetersiz kalmaktadır (Turkay ve diğ., 2017).

Bu tür atıksuyun bileşiminin büyük değişkenliğinden dolayı, bu geleneksel yöntemlerin çoğu, yüksek içerikli kirletici maddelerin aynı anda giderilmesi için yetersiz hale gelmektedir. Bu nedenlerle, çamaşır atıksuyunu arıtmak için elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon süreci geliştirilmiştir (Emamjomeh ve Sivakumar, 2009).

2.2.1. Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon ile su ve atıksu arıtımı yeni bir süreç değildir. İlk olarak Birleşik Krallık ve Amerika Birleşik Devletleri'nde 19. yüzyılın sonu ve 20. yüzyılın başında icat edilmiş ve kullanılmıştır. Suyun arıtılması için elektrik kullanılması ilk olarak 1889'da İngiltere'de önerilmiştir. Alüminyum ve demir elektrotlarla elektrokoagülasyon 1909 yılında ABD'de patentlenmiştir. EK yöntemi ile arıtmada, atıksuya daldırılan metal elektrotlar arasında bir doğru akım (DC) güç kaynağı kullanılmaktadır. Elektrik akımı, demir veya alüminyum dahil olmak üzere metal plakaların atıksuda çözünmesine neden olmaktadır. Elektrokoagülasyon, alüminyum

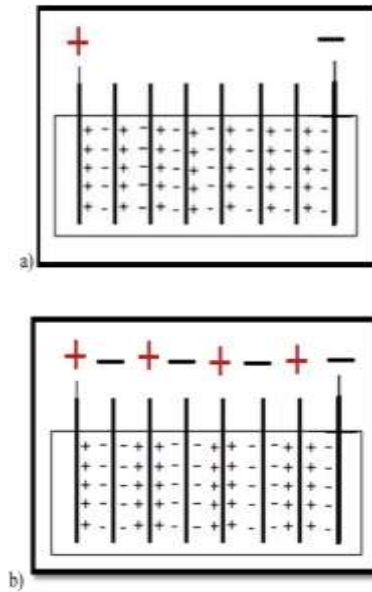
veya demir iyonlarının sırasıyla alüminyum veya demir elektrotlardan elektriksel olarak çözünmesiyle yerinde koagülantların üretilmesini içermektedir (Chen, 2004).

Elektrokoagülasyon son zamanlarda çok yönlülüğü ve çevresel uyumluluğu nedeniyle endüstriyel atıksuların arıtılmasında potansiyel etkili bir teknik olarak dikkat çekmiştir (Khandegar ve Saroha, 2013). Çünkü metal hidroksitler pıhtılaştırıcı olarak kullanıldığında ön çöktürülmüş hidroksitler yerine hidroksitin mineral yüzeylere adsorpsiyonu 100 kat daha fazladır. Çamaşır atıksuyunun elektrokoagülasyon ile arıtılmasının diğer yöntemlere kıyasla daha çok avantajı olduğu bulunmuştur. Tuzların varlığı nedeniyle daha iyi iletkenlik sayesinde enerji tüketimi azaltılabilir ve hücre akımı veya voltajı değiştirilerek reaksiyon koşulları kolayca kontrol edilebilir (Janpoor ve diğ., 2011).

Metal iyonları üretimi anotta gerçekleşirken, hidrojen gazı katottan salınmaktadır. Uygun bir pH'da metal iyonları, askıdaki partikülleri destabilize eden, bir araya getiren veya çözünmüş kirleticileri çökelten ve adsorbe eden çok çeşitli koagülant türleri ve metal hidroksitleri oluşturmaktadır. Hidrojen gazı, floklanmış partikülleri sudan ayırmaya da yardımcı olmaktadır. (Chen, 2004).

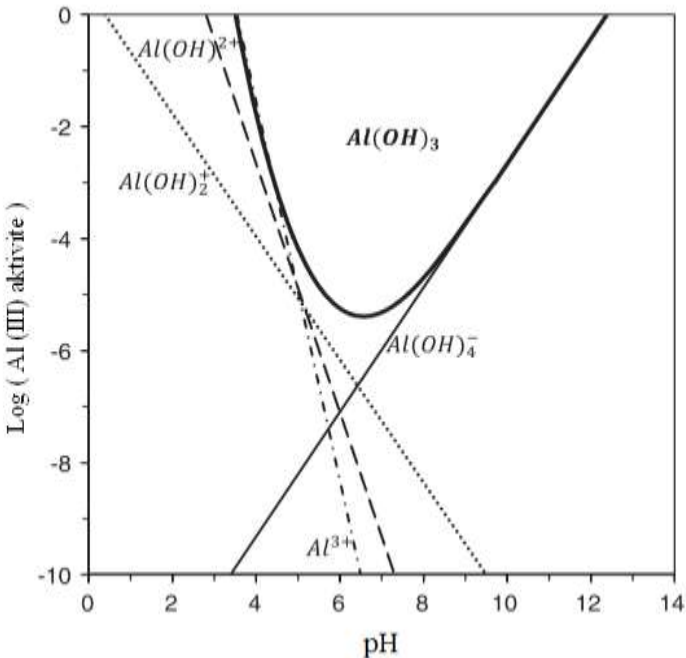
Elektrokoagülasyon yöntemi atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan elektrokimyasal yöntemdir. Elektrokoagülasyonda suyun akışı genellikle plaka elektrotların arasında olup, elektrik akımı akış yönüne dik bir yönde olacak şekilde dikey olarak düzenlenir. Böylece, elektrokoagülasyon sırasında elektrot işlemleri; karşılıklı olan anot elektrotlarda hidroksit koagülantın metalin anodik çözünmesi sırasında oluşması ve kullanılan katot üzerinde hidrojen gazı üretimi ile koagüle edilmiş yabancı maddelerin yüzdürülmesi ile sağlanmaktadır (Mollah ve diğ., 2001). Endüstriyel atıksuların elektrokoagülasyon ile arıtımında çok sayıda yayın yapılmıştır. Geçtiğimiz 20 yıl içinde, genel olarak laboratuvar da elektrokimyasal yöntemler ve özellikle elektrokoagülasyon yoluyla çok çeşitli atıksuların arıtımına yönelik çalışma bulunmaktadır. Buna rağmen sadece birkaçı çamaşırhane atıksularının arıtımıyla ilgilidir (Ge ve diğ., 2004; Wang ve diğ., 2009; Janpoor ve diğ., 2011; Tripathi ve diğ., 2013; Dimoglo ve diğ., 2019).

EK tarafından oluşturulan floklar daha az bağı su içeren ve daha kararlı oldukları için nispeten büyük olduğundan, filtreleme ile kolayca ayrılabilirler. Uygun maliyetli olup, kolayca kullanılabilirler. Bu yöntem basit ekipmanlara ihtiyaç duyar ve her türlü atıksu arıtma kapasitesi için tasarlanabilir. Bu işlemde kimyasal ilaveye gerek olmadığından, ikincil kirleticilerin oluşma olasılığını azaltır. Elektron ana reaktif olduğundan ve reaktiflerin/kimyasalların eklenmesini gerektirmediği için çevre dostu bir tekniktir. Bu, çamur oluşumunu büyük ölçüde en aza indirecek ve sonunda geleneksel atıksu arıtma yöntemlerinde koagülant olarak kullanılan bazı zararlı kimyasalları ortadan kaldıracaktır. Elektrokoagülasyon işlemi, küçük kolloidal partikülleri etkili bir şekilde dengeleştirir ve diğer işlemlere kıyasla daha az miktarda çamur üretilmektedir (Khandegar ve Saroha, 2013; Sher ve diğ., 2021). EK arıtımının dezavantajları; elektrik tüketim maliyeti, elektrotların pasivizasyonu, verim kaybına yol açan katot üzerinde geçirimsiz oksit film tabakası oluşumuna neden olur (Mollah ve diğ., 2001). EK reaktöründe muhtemel üç elektrot bağlantısı kullanılır: MP-P (Monopolar Paralel), MP-S (Monopolar Seri) ve BP-P (Bipolar Paralel). EK reaktörü en az iki paralel elektrot arasına yerleştirilmiş iki metal elektrottan ve bir doğru akım güç kaynağından oluşmaktadır (Koby ve diğ., 2020; Zaid ve diğ., 2020). Şekil 2.1’de iki farklı elektrokoagülasyon konfigürasyonu verilmiştir (Khosravanipour Mostafazadeh ve diğ., 2019).



Şekil 2.1. İki farklı EK konfigürasyonu a) bipolar b) monopolar (Khosravanipour Mostafazadeh ve diğ., 2019)

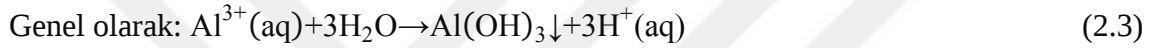
de akım yoğunluğu, pH, süre ve iletkenlik parametreleri k
zerinde etkilidir (Nandi ve Patel, 2017).Atıksuyun pH
için çok önemli bir parametredir. pH, çözeltideki Al
ktedir. Ortamdaki Al^{3+} iyonlarının pH ve alüminyum kons
(OH)₃ formlarını göstermektedir (Şekil 2.2) (De Carvalho ve



Şekil 2.2. $\text{Al}(\text{OH})_3$ (amorf) ile denge halindeki Al (III) türleri için aktivite-pH diyagramı (De Carvalho ve diğ., 2015)

Şekil 2.2’de görüldüğü gibi; yüksek (> 10) veya düşük (< 4,5) pH’da, Al(OH)₃ yüklü formdadır ve suda farklı kompleks anyon ve kationlar oluşturmaktadır. Fakat nötr pH’da ve ortalama pH 4-8 aralığında, Al(OH)₃ çökeltilerini oluşturur ve bu da suda çözünmediğinden kirleticileri çöktürerek giderir (Vu ve diğ., 2014; De Carvalho ve diğ., 2015).

Al elektrot ile EK sisteminde reaksiyonlar Denklem (2.1), (2.2) ve (2.3)’te verilmiştir (Sher ve diğ., 2021);



Denklem (2.1) ve (2.2)’nin sonucu olarak, çözelti 3:1 oranında OH⁻ ve Al³⁺ ile zenginleştirilir. Bu iyonlar, amorf Al(OH)₃’ü çöktürmek için Denklem (2.3)’ü meydana getirir. PH değerine bağlı olarak, denge tamamen hidroksit tarafında değildir (Vu ve diğ., 2014). EK sisteminde pH düşük ise monomerik türler baskınken pH yüksek ise polimerik türler baskın hale gelmektedir (Sher ve diğ., 2021).

Üretilen Al³⁺ ve OH⁻ iyonları; [Al(OH)²⁺], [Al(OH)₂]⁺, [Al₂(OH)₂]⁴⁺, [Al(OH)]⁴⁺, [Al₆(OH)₁₅]³⁺, [Al₇(OH)₁₇]⁴⁺, [Al₈(OH)₂₀]⁷⁺, [Al₁₃O₄(OH)₂₄]⁷⁺, [Al₁₃(OH)₃₂]⁷⁺, [Al₁₃(OH)₃₄]⁵⁺ gibi çeşitli monomerik ve polimerik türler oluşturmak için reaksiyona girmektedir (Garcia-Segura ve diğ., 2017). Son olarak koagülasyonu etkileyen Al(OH)₃ oluşumu meydana gelmekte ve arıtım kirleticilerin adsorpsiyon ile bağlandıkları partiküllerin çökmesiyle veya H₂ ile flotasyonu ile sağlanmaktadır (Dermentzis ve diğ., 2016).

İlk pH sadece alüminyum türlerinin varlığını etkilemekle kalmaz, aynı zamanda farklı alüminyum türlerinin varlığında yük nötralizasyonunu ve adsorpsiyonda giderim verimini de olumlu yönde etkilemektedir. pH, zeta potansiyelini dolayısıyla da oluşan flokların boyutunu etkilemektedir. Zeta potansiyelinin sıfıra yaklaşması ile flok boyutunun artması ve flok büyüme oranının daha hızlı olması beklenen bir durumdur (Barhoumi ve diğ., 2019).

Asidik koşullarda güçlü yük nötralizasyonu nedeniyle daha fazla ve büyük floklar oluşmaktadır. pH 4'ten 7'e yükseltilmesi ile zeta potansiyeli daha çok negatif değere yaklaşmıştır. Böylece kirliliğin destabilizasyonu ve çökeltilmesi daha kolay hale gelirken flokların boyutu azalmaktadır (Barhoumi ve diğ., 2019).

Elektrokoagülasyon işleminde, anot ve katot olarak alüminyum elektrotların çalışılması, reaktör içindeki polaritenin tersine çevrilmesine izin vererek elektrot yüzey pasivasyonunu en aza indirmektedir (Nippatla ve Philip, 2020).

Reaksiyon süresi ve akım yoğunluğu, çamur hacmini belirleyen iki önemli EK faktörüdür. Çamur üretimi reaksiyon süresinin artmasıyla doğru orantılı olarak artmaktadır. Aynı reaksiyon süresi için, akım yoğunluğunun artması çamur hacminin artmasına neden olmaktadır (Syam Babu ve diğ., 2020).

Arıtmada çözeltinin iletkenliği elektrokimyasal prosesler için önemli bir faktördür. Atıksu iletkenliği (mS/cm veya μ S/cm) arttıkça EK prosesinde elektrotlar arası potansiyel (V:voltaj) ve enerji tüketimi azalır. Bu nedenle EK ile artılacak atıksuyun iletkenliğini artırmak için genellikle tuzlar veya elektrolitler (NaCl, BaCl₂, KCl, NaSO₄, KI gibi) kullanılır. Tuz konsantrasyonundaki artış, çözeltideki iyon konsantrasyonunu arttırır dolayısıyla elektrotlar arasındaki direnci azaltmaktadır (Nandi ve Patel, 2017).

Tuz konsantrasyonundaki artış, sabit akım yoğunluğunda hücre voltajını düşürürken elektrolitik hücrelerde güç tüketimini azaltmaktadır. İletkenliğin direkt giderim verimliliği üzerinde önemli bir etkisi yoktur, ancak güç tüketimini azaltmada büyük etkisi vardır. EK prosesinde atıksuyun iletkenliği Ohmic direncini sınırlamak için yeterli olmalıdır (Nandi ve Patel, 2017).

Akım yoğunluğu en önemli operasyonel EK parametrelerinden bir diğeridir. Koagülant üretim hızını, kabarcık üretim hızını, flokların büyüklüğünü ve büyümesini belirler (Barhoumi ve diğ., 2019).

Tezcan Un ve arkadaşları (2013), akım yoğunluğunun artmasıyla giderim verimliliğinin artacağını belirtmişlerdir. Giderim verimliliği üretilen alüminyum miktarına bağlı olduğu bulunmuştur.

EK işleminde çözünen alüminyumun miktarı teorik olarak Faraday Yasasına göre hesaplanmaktadır. Basit anlamda akım yoğunluğu ile çözünen alüminyum miktarı arasındaki ilişki Denklem (2.4)'te verilmektedir;

$$m = \frac{i \times t \times M}{nF} \quad (2.4)$$

Burada; m (g Al/cm²) Çözünen Al miktarı, i (A/ cm²) Akım yoğunluğu, t (sn) Zaman, M (≈ 27 g/mol) Al molekül ağırlığı, n : 3 (oksidasyon reaksiyonunda yer alan elektrotların sayısı), F (≈ 96500 C/mol) Faraday sabitidir (Vu ve diğ., 2014; Castañeda-Díaz ve diğ., 2017; Barhoumi ve diğ., 2019).

Faraday yasası (Denklem 2.4), akım yoğunluğu arttığında enerji tüketiminin de arttığını kanıtlamaktadır. Elektrik akımının optimizasyonu, enerji israfının önlenmesi ve elektrot tüketimini olabildiğince azaltmak için gereklidir (Barhoumi ve diğ., 2019). Faraday Yasasına göre anottan çözünmüş iyonlar akım yoğunluğunun artmasıyla artar. Çözüldükten yeterli akım geçtiği için, çözünmüş metal iyonları hidrolize edilir ve metalik hidroksit türleri oluşur. Böylelikle, giderim verimi etkinliğinde artışa neden olan flok üretimi artışı sağlanmaktadır (Tezcan Un ve diğ., 2013). Elkhatib ve diğ., (2021), yapmış olduğu çalışmada hem sentetik atıksu hem de evsel atıksu numunelerinde mikroplastiklerin giderimi için elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım çalışmaları yapmışlardır. Akım yoğunluğu (1,92- 8,07 mA/cm²), pH (2-7), mikroplastik boyut aralığı (25-1500 μ m) ve elektroliz süresi (0-90 dk) olarak süreç değerlendirilmiştir. pH 4 ve 7 değerinde, akım yoğunluğu 2,88 mA/cm² ve 8,07 mA/cm² olduğunda sentetik atıksuda yaklaşık %99 mikroplastik giderimi elde edilmiştir. Aynı zamanda atıksuda yaklaşık %92,2 KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu çalışma ile sentetik atıksudan ve evsel atıksudan mikroplastik giderimi için EK yönteminin etkili bir yöntem olduğu bildirilmiştir (Elkhatib ve diğ., 2021).

2.2.2. Adsorpsiyon

Aktif karbon ile adsorpsiyon, yalnızca gelişmiş iç yüzey alanı, gözenekli yapısı ve geniş bir adsorpsiyon kapasitesi nedeniyle değil, aynı zamanda tasarımdaki basitliği ve kullanım kolaylığı nedeniyle de en çok tercih edilen yöntemdir. Bununla birlikte, ticari aktif karbonlar pahalıdır ve genellikle bitümlü kömür, antrasit, linyit ve turba gibi

yenilenemeyen malzemelerden türetilir. Çevreyle dost olmamaya ek olarak, ticari olarak aktif karbonlarla ilgili yüksek üretim ve rejenerasyon maliyetleri, büyük ölçekli su arıtma tesislerinde yaygın kullanımlarını sınırlamaktadır. Sonuç olarak, düşük maliyetli aktif karbonlara dönüştürülebilen çevre dostu alternatif malzemelerin kullanımı yaygınlaşmıştır (Menya ve diğ., 2018).

Adsorpsiyon, atıksu arıtımında uygulanabilirliği olan ve yaygın olarak kullanılan etkili bir teknolojidir. Adsorpsiyon ayrıca çözünür ve çözünmez organik kirleticileri de giderebilir. Bu yöntem ile giderim verimliliği kapasitesi %99,9'a ulaşabilmektedir. Adsorpsiyon, bir maddenin bir yüzeyde veya arayüzde biriktirilmesi esasına dayanmaktadır. Su arıtmada işlem, katı bir adsorbent ile kirli su arasındaki bir arayüzde gerçekleştirilir. Adsorbe edilen kirleticiye adsorbat, adsorbe etme fazına ise adsorbent/adsorban adı verilir (Castañeda-Díaz ve diğ., 2017).

Adsorpsiyon, adsorptif (gaz veya sıvı) moleküllerin katı bir yüzeye bağlandığı bir yüzey olgusu olarak tanımlanmaktadır. Bununla birlikte, adsorpsiyon gözenekli maddelerle dolu bir kolonda, kesikli veya sürekli bir işlem şeklinde gerçekleştirilmektedir. Bu şartlar altında kütle transferi etkileri kaçınılmaz olmaktadır. Tam adsorpsiyon süreci, kütle transferini ve bunu üç aşamada gerçekleştirmektedir. 1.Aşama: Adsorptifin yığın fazından adsorbanın dış yüzeyine taşınması olan film difüzyonu sağlaması (harici difüzyon), 2.Aşama: Adsorptifin dış yüzeyden gözeneklere taşınması olan gözenek difüzyonu (parçacık içi difüzyon), 3.Aşama: Adsorptifin adsorbentin iç yüzeyine bağlanması olan yüzey reaksiyonudur (Tan ve Hameed, 2017).

Oz ve diğ., (2019), çalışmalarında anyonik yüzey aktif madde olan lineer alkil benzen sülfonatın mikroplastikler üzerine adsorpsiyonunu laboratuvar koşullarında incelemiştir. Deneyde adsorbent olarak polipropilen (PP) ve polietilen (PE) mikropletler üzerinde adsorpsiyonun etkinliğini araştırmak için kullanılmıştır. Deneysel sonuçlar yalancı ikinci derece kinetik modelinin yalancı birinci derece kinetik modele göre daha uygun olduğunu göstermiştir. Çalışmada kullanılan adsorbentlerin mikroplastiklerin deterjan gideriminde kullanılabileceğini göstermiştir. Aynı zamanda deterjanların atıksudan giderilmesi için, adsorpsiyon yöntemi ile arıtımın birçok tekniğe göre en uygun teknik olduğu bildirilmiştir (Oz ve diğ., 2019).

2.2.2.1. Adsorbentler

Aktif karbon, atıksu arıtım uygulamalarında uzun yıllardır kullanılan adsorbent olarak bilinmektedir. Gözenekli yapısı ve yüksek karbon içeriği ile farklı özelliklerde ticari olarak ve laboratuvar ortamında sentezlenebilmektedir. Sentezlenecek adsorbentin seçiminde ham madde olarak organik veya inorganik içerikli atıklar kullanılabilir. Organik olarak meyve artıkları, pirinç kabuğu, ağaç kabuğu, deniz yosunu vb. gibi yüksek karbon içeriğine sahip bitkiler seçilebilmektedir. İnorganik olarak ise toprak, kil, çamur ve zeolit kullanılabilir (Ali ve diğ., 2012).

2.2.2.2. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiği adsorpsiyon karakterlerini ve mekanizmasını açıklamak amacıyla kullanılır. Adsorpsiyon verilerinin kinetik model denklemlerine uygulanmasıyla adsorpsiyon esnasında adsorbent- adsorbat arasındaki etkileşim üzerinde rol oynayan mekanizma ve adsorpsiyon hız kontrol basamağı olarak tanımlanmaktadır (Kaya ve diğ., 2020).

Adsorpsiyon deneyleri için optimum temas süresini belirlemek için, herhangi bir adsorpsiyon çalışmada dikkate alınması gereken hususlardan biri, adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesidir (Georgieva ve diğ., 2020).

Adsorpsiyon kinetiği, zamanla adsorban-adsorbat sistemindeki değişiklikleri inceleyen fiziksel kimyanın bir parçasıdır. Adsorpsiyon oranı ve bu oranı etkileyen faktörlerin yanı sıra adsorpsiyon sürecinin mekanizmasını ele almaktadır. Adsorpsiyon hızı, adsorpsiyonun gerçekleştirildiği fizikokimyasal koşullara ve çoğu durumda heterojen bir yüzeye sahip olan adsorbanın durumuna ilişkin parametrelerden etkilenmektedir. Genel olarak, bir çözeltinin bir katı tarafından sulu çözeltilerde adsorpsiyonu, kompleks kinetikleri olan bir olgudur. Adsorpsiyon kinetiğinin açıklaması için çeşitli modeller mevcuttur (Georgieva ve diğ., 2020).

Kinetik model çalışmanın temeli, zamana karşı adsorbe edilen miktar izlenerek deneysel olarak elde edilen kinetik modellerin uygunluğunun belirlenmesidir. Kinetik model araştırmaları, adsorpsiyon oranını açıklamak için bir model geliştirir. İdeal olarak kullanılan model minimum karmaşıklıkla, hız sınırlama mekanizmasını ortaya

çıkarmalı, ilgili işletme koşullarına ve verilerine göre tahmin yapmalı ve değerlendirmelidir. Bu hedeflerin gerçekleştirilmesi için çalışma koşullarının tanımlamasını ve adsorbent performansının tahmin edilmesini sağlamaktadır (Tan ve Hameed, 2017).

Adsorpsiyon işleminin mekanizmasını incelemek amacıyla, kinetik deneysel verileri ayarlamak için sözde birinci derece, sözde ikinci derece ve parçacık içi difüzyon (Weber- Morris) adsorpsiyon modelleri kullanılmaktadır (Mondal ve Majumder, 2019; Kaya ve diğ., 2020). Bu modeller dışında deneysel verileri test etmek için Elovich modelinin kullanıldığı çalışmalarda bulunmaktadır (Yıldız, 2017; Baytar ve diğ., 2018; Onursal ve diğ., 2020).

Sözde birinci dereceden, sözde ikinci dereceden, parçacık içi difüzyon ve Elovich denklemlerinin doğrusal eşitlikleri sırasıyla Denklem (2.5) – (2.8)’de verilmektedir;

$$\log (q_e - q_t) = \log(q_e) - k_1 t / 2,303 \quad (2.5)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (2.6)$$

$$q_t = k_i t^{1/2} + C_i \quad (2.7)$$

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln \alpha \beta + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (2.8)$$

Burada; k_1 (dk^{-1}) Sözde I. dereceden adsorpsiyon hız sabiti, k_2 ($g/mg.dk$) Sözde II. dereceden adsorpsiyon hız sabiti, k_i ($mg/g.dk^{1/2}$) parçacık içi difüzyon modeli adsorpsiyon hız sabiti, C_i (mg/g) parçacık içi difüzyon modelinde adsorban ile adsorbent arasında oluşan tabakanın kalınlığı hakkında bilgi veren sabit, q_t (mg/g) t anında adsorpsiyon kapasitesi, q_e (mg/g) denge durumunda adsorpsiyon kapasitesi, ve t (dk) zamanı göstermektedir. Elovich eşitliğindeki α ($mg/g.dk$) başlangıç adsorpsiyon hızı, β (g/mg) adsorbent desopsiyon kapasitesi sabiti ve aktivasyon enerjisinin bir ölçüsüdür. q_e ve q_t hesabı ise Denklem (2.9)-(2.10)’da verilmektedir;

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (2.9)$$

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t) \times V}{m} \quad (2.10)$$

Co: başlangıç kirletici konsantrasyonu (mg/L), Ce: çıkış konsantrasyonu (mg/L), Ct: t anındaki konsantrasyon (mg/L), V: hacim (L), m: adsorbent miktarı(g) (Patel ve diğ., 2020).

En basit kinetik modellerden biri, sözde birinci dereceden (Lagergreen) modelidir. Bu kinetik modeli takip ederek adsorpsiyon sürecinin geçişi lineer form ile tanımlanabilir (Qiu ve diğ., 2009). Sözde birinci dereceden kinetik model denkleminde yer alan k_1 ve q_e değerleri, $\log (q_e - q_t)$ ve t verileri arasında çizilen doğrunun eğim ve kesim noktalarından bulunmaktadır. Birçok adsorpsiyon olayında, Lagergreen birinci derece hız denklemi, denge durumuna ulaşıncaya kadar belirlenen tüm zaman aralıkları için uygulanmaz. Model çoğu zaman bütün zaman aralıklarında oluşan doğru ile oluşamamakta, genelde toplam reaksiyon süresinin ilk 20-30 dakikası için uygun değerleri göstermektedir (Yildiz, 2017; Dede, 2018).

1995 yılında Ho ve McKay tarafından geliştirilen Sözde ikinci dereceden kinetik model adsorpsiyonun hız sınırlama aşamasının adsorbent ve adsorban arasındaki yük transfer işlemi nedeniyle kimyasal etkileşimi ve/veya bağlanmayı içeren bir kemisorpsiyon (kimyasal adsorpsiyon) olabileceği olasılığına dayanan bir modeldir. t/q_t değerine karşılık t değerinin doğrusal grafiği çizildiğinde elde edilen denklemde eğim ve kesim noktalarından k_2 sözde ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti elde edilmektedir (Tan ve Hameed, 2017; Major ve diğ., 2020; Abdulhameed ve diğ., 2021). Sözde ikinci derece model denklemi tüm denge durumu için uygulanabilmektedir (Yildiz, 2017). Sözde ikinci derece kinetik modele göre, adsorpsiyon prosesi adsorban yüzeyindeki fonksiyonel gruplar ile adsorbat molekülleri arasında kimyasal ve/veya elektrostatik etkileşimlerinin olduğu farklı mekanizmaları içermektedir (Hassani ve diğ., 2015).

1963 yılında Weber ve Morris tarafından önerilen teoriye dayanan partiküler içi difüzyon modeli adsorbatın atıksudan partikül yüzeyine taşınması sırasında difüzyon mekanizmasını tanımlamak için kullanılmaktadır. Adsorbat moleküllerinin adsorbent içindeki difüzyonu (iç yüzey ve/veya gözenek difüzyonu) hız sınırlayıcı adım olduğunda adsorpsiyon verileri bu model denklemi ve sabitleri ile değerlendirilebilir. Hız sabiti k_i q_t 'nin $t^{1/2}$ 'ye karşılık çizilen grafiğin eğiminden hesaplanırken, kesim noktası ise C_i değerini vermektedir (Weber ve Morris, 1963; Lakshmi ve diğ., 2009; Dahri ve diğ., 2014; Yıldiz, 2017).

Partikül içi difüzyon kinetik modeli, adsorpsiyon kinetiğinin hız sınırlama adımını belirlemek için kullanılır (Georgieva ve diğ., 2015).

Parçacık içi difüzyon modeli genellikle üç adım içermektedir. İlk adım, dış yüzey adsorpsiyonu veya sınır tabakası difüzyonudur. İkinci adım, parçacık içi difüzyon olan kademeli adsorpsiyon aşamasıdır. qt 'nin $t^{1/2}$ 'ye karşılık gelen grafiği doğrusal ise ve başlangıç noktasından geçiyorsa, parçacık içi difüzyon hız kontrol adımındır. Üçüncü adım ise, çözelti içinde kalan düşük konsantrasyon nedeniyle partikül içi difüzyonun yavaşlamaya başladığı son denge aşaması olarak tanımlanmaktadır (Mahmoud ve diğ., 2012).

Diğer yandan; grafikteki eğri orijin ile çakışırsa, difüzyonun hız belirleyici adım olduğunu gösterir. Eğri orijin ile çakışmıyorsa, difüzyonun katmanlı bir biçimde kademeli olarak gerçekleştiğini ve tek başına bir hız belirleme aşamasına karşılık gelmediğini göstermektedir. C_i değerleri, sınır tabakasının kalınlığı hakkında fikir vermektedir. Örneğin, C_i değeri ne kadar yüksek ise sınır tabakasının kalınlığı o kadar fazladır (Yildiz, 2017).

Elovich denklemi, adsorpsiyon kapasitesine dayanan başka bir oran denklemidir (Ho, 2006). Elovich kinetik model denklemi genellikle gazların heterojen katı maddeler üzerine kimyasal adsorpsiyon kinetiğini belirlemek için kullanılır, aynı zamanda kirleticilerin sulu çözeltilerden adsorpsiyonunu da açıklamaktadır (Georgieva ve diğ., 2020).

Elovich denklemi Denklem (1.8) kimyasal adsorpsiyonu açıklamak için kullanışlı bir modeldir ve heterojen sistemlerle uyumludur (Yildiz, 2017). Elovich modelinde $\ln t$ 'ye karşı qt grafiği çizilmesi ile elde edilen eğimden $1/\beta$ ve kaymasından ise $1/\beta(\ln \alpha\beta)$ bulunmaktadır (Onursal ve diğ., 2020). Elovich modeli, heterojen yüzeylerde kimyasal adsorpsiyonun varlığını incelemek için de kullanılmaktadır (Mondal ve Majumder, 2019).

Deneysel ve hesaplanan verilerin uyumluluğunu bulmak için ortalama bağıl hatalar (% OBH) Denklem (2.11) ile belirlenmektedir (Mondal ve Majumder, 2019).

$$OBH(\%) = \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \left[\frac{q_{cal} - q_{exp}}{q_{exp}} \right] \quad (2.11)$$

Burada; N, verilerin nokta sayısı, q_{exp} ve q_{cal} (mg/g) sırasıyla deneysel ve hesaplanan denge değerleridir.

Elovich denklemi desorpsiyonu ihmal etmektedir ve kemisorpsiyonu iyi tanımlamaktadır. Uzun zaman aralıklarında sonsuz q_e (mg/g) değerini öngördüğü için fiziksel olarak sağlam değildir. Bu nedenle, düşük yüzey kapasitesi nedeniyle desorpsiyonun oluşmadığı dengeden uzak kinetikler için uygundur (Acevedo ve diğ., 2015).

Parçacık içi difüzyon modeli ve Elovich denklemi gibi kinetik modeller, adsorpsiyon mekanizmasında gözenek difüzyon işleminin önemli bir rolünü göstermektedir (Yildiz, 2017). Adsorpsiyon kinetiği çalışmaları ile tam ölçekli veya kesikli çalışılan adsorpsiyon ile arıtım yöntemi için optimum çalışma koşullarının seçilmesinde gerekli olan adsorbat alım hızı adsorpsiyon kinetiği ile tanımlanabilir. Kinetik model çalışması, tüm adsorpsiyon sürecinin kalan süresini kontrol etmektedir (Alyüz ve Veli, 2009; Demirbas ve diğ., 2009).

2.3. Tarımsal Atıklardan Kompozit Sentezi Yöntemleri

Aktif karbon sentezlenmesinde kullanılacak atığın özellikle karbon içeriğinin yüksek olması ve rezervinin bol olması önem arz etmektedir (Shamsuddin ve diğ., 2016). Ayrıca seçilen tarımsal atıkların çeşitliliği, sentezlenen aktif karbonun por çapı, yenilenebilir biyokütlesi, geniş uygulama sahası, düşük maliyet ve yenilenebilir olması da önemli kriterlerdendir (Ioannidou ve Zabaniotou, 2007; Yue ve diğ., 2018). Birçok çalışmada aktif karbon üretimi için düşük maliyetli tarımsal atıklar kullanılmaktadır. Bunlar; fındık kabuğu (Fan ve diğ., 2016), ceviz kabuğu (Chomiak ve diğ., 2017), badem kabuğu (Zbair ve diğ., 2018), talaş (Kazemi ve diğ., 2016), palmye kabuğu (Ahmed, 2016), şeftali çekirdeği (Tsoncheva ve diğ., 2018), hindistan cevizi kabuğu (Yue ve diğ., 2018), ayçiçeği çekirdeği (Saleh ve diğ., 2016) ve pirinç kabuğudur (Dalai ve diğ., 2015). Karbonizasyon sırasında seçilen kabuğun ayrışması, birçok karbon olmayan türün (H, N, O ve S) eşzamanlı olarak ortadan kaldırılması ile birlikte meydana gelmektedir. Bu işlemde, düşük molekül ağırlıklı uçucular ilk önce salınır; bunu hafif aromatikler ve son olarak hidrojen gazı takip etmektedir. Elde edilen

ürün sabit karbonlu kömür formundadır. Karbonizasyon sırasında oluşan gözenekler kalıntılar ile doldurulur ve kömürün iç yüzeyini geliştirmek için aktivasyon gerektirir (Ali ve diğ., 2012). Aktif karbonların hazırlanmasında kullanılan bu işlemler iki aşamada gerçekleştirilir; piroliz/yakma ve fiziksel ve/veya kimyasal aktivasyon işlemi uygulamasıdır. Fiziksel aktivasyonda ham malzeme 600-1100 °C aralığında su buharı, azot gazı, hava veya karbondioksit atmosferinde ısıtılma tabi tutulmaktadır. Kimyasal aktivasyon tek aşamada, ham malzemenin kimyasal reaktiflerle belirli bir sıcaklıkta etkileşimi sağlanarak gerçekleştirilebilir. Kimyasal aktivasyon metodunda birçok farklı reaktifler/aktivasyon ajanları kullanılabilir. Fosforik asit, çinko klorür, sülfürik asit, potasyum hidroksit, demir klorür, potasyum karbonat, sitrik asit, borik asit, nitrik asit gibi aktivasyon ajanları kullanılmaktadır (Ioannidou ve Zabaniotou, 2007). Aktif karbonun en önemli karakteristik özelliği yüzey alanı ve adsorpsiyon kapasitesidir. Ayrıca aktif karbon hazırlama koşulları da çoğunlukla bunu etkilemektedir. Bunlardan bazıları aktivasyon sıcaklığı, kimyasal emdirme oranı gibi koşullarda aktif karbonun yüzey alanı ve por çapını geliştirmeye yönelik çalışmalardır (Angin, 2014).

Lignoselülozik tarımsal atıklar yaklaşık olarak %35 selüloz, %25 hemiselüloz, %20 lignin, %17 silika (kül dahil olarak) ve %3 ham protein içermektedir. Hemiselüloz, lignin ile birlikte bitki hücresinde bulunmaktadır. Genellikle suda çözünmezler. Selüloz içeriği yüksek olan malzemeler bitki lifleri, ağaçlar, saplar, gövdeler, kabuklar, saman, çimenler vb.dir Hemiselüloz içeriği yüksek olan malzemeler kabuklar, yapraklar, çimenler, mısır koçanlarıdır. Lignin içeriği yüksek olan malzemeler ise; tahıl malzemesi kabukları, yapraklar, ağaç kabukları, otlar ve meyve tohumlarıdır. Tüm bu tarımsal ve biyotatıklar bünyelerinde kül barındırmaktadır (Malik ve diğ., 2017).

Odun, fındık ve ceviz ürünlerinin kabukları gibi selüloz, hemiselüloz ve lignin içeriği zengin olan biyokütlelerin aktivasyonunda genel olarak $ZnCl_2$ ve H_3PO_4 kullanılmaktadır. Kül içeriği yüksek ürünlerin aktivasyonunda ise KOH, K_2CO_3 ve Na_2CO_3 daha çok kullanılmaktadır. Aktivasyon işleminde farklı emdirme oranlarında aktivasyon ajanları kullanılmaktadır. Karbonizasyon işlemi ise inert bir ortamda gerçekleştirilmektedir (Uçar ve diğ., 2009).

Özellikle kimyasal aktivasyon sürecinde kullanılan fosforik asidin, çinko klorür ve hidroksit kökenli aktivasyon ajanları ile karşılaştırıldığında atıksu arıtımı için kullanılan aktif karbon üretiminde avantaj sağladığı görülmektedir. Atık kabuklar H_3PO_4 ile atmosferde daha düşük sıcaklıkta (yaklaşık $450\text{ }^{\circ}C$) etkinleştirilirken, hidroksitler ile daha yüksek sıcaklıkta ($700\text{ }^{\circ}C$ 'nin üzerinde) etkinleştirilmektedir. H_3PO_4 , ekipman için düşük koroziviteye sahiptir ve metal kalıntısı yoktur, bu nedenle çevre dostudur. H_3PO_4 aktivasyonu, moleküllerin adsorpsiyonu için gereken mezopor gelişimini desteklemektedir. Bu nedenle, H_3PO_4 aktivasyonundan üretilen aktif karbonlar düşük maliyetli ve çevre dostudur (Sun ve diğ., 2016). Kimyasal aktivasyonda fosforik asit kullanılarak ceviz kabuğundan aktif karbon sentezlenmiştir. Ceviz kabuğunun aktif karbon sentezi için en önemli ayırt edici özelliği yüksek karbon ve düşük kül içeriğine sahip olmasıdır (Hajialigol ve Masoum, 2019).

Örkün ve arkadaşları, fındık kabuğundan aktif karbon sentezlemişlerdir. Gerçekleştirilen çalışmada fındık kabukları $0,85\text{-}1\text{ mm}$ aralığında boyutlandırılmış ve 50 g fındık kabuğu, farklı konsantrasyonlardaki ($\%35$, $\%50$ ve $\%65$) 100 mL H_3PO_4 çözeltisi ile emprenye edilmiştir (Örkün ve diğ., 2012).

Fan ve arkadaşları çalışmalarında fındık kabuklarını defalarca distile su ile yıkanmış ve 24 saat boyunca $110^{\circ}C$ 'de kurutmuşlardır. Sonrasında ezilerek ve elekten geçirilerek $150\text{-}200\text{ }\mu\text{m}$ partikül boyutu aralığına getirilmiştir. 20 g numune, 18 g H_3PO_4 içeren 50 mL çözelti ile emprenye edilmiş ve 2 saat boyunca $80^{\circ}C$ 'de çalkalanmıştır (Fan ve diğ., 2016).

Bir diğer çalışmada ise ceviz kabukları deiyonize su ile yıkanmış, $60\text{ }^{\circ}C$ 'de kurutulmuş, bir öğütücü kullanılarak ezilmiş ve 30 mesh elekten elelenmiştir. Bu malzeme, $80\text{ }^{\circ}C$ 'de gece boyunca kurutulmuş ve 24 saat oda sıcaklığında ağırlıkça $\%30\text{ }H_3PO_4$ çözeltisi / 2 g ezilmiş kabuk oranında fosforik asit ile emprenye edilmiştir. Emdirilen malzeme daha sonra azot gazı atmosferi altında tüp fırında $700\text{ }^{\circ}C$ 'de 2 saat süreyle termal olarak aktive edilmiştir (Zheng ve diğ., 2018). Karbonizasyon sıcaklığının $500\text{ }^{\circ}C$ ve üzerindeki sıcaklıklarda mikro gözeneklerin oluşmasına ve karbonize olan üründe yapısal bir genişlemeye neden olduğu ortaya çıkmıştır (Xu ve diğ., 2014).

Heeger ve diğ., (2000) iletken polimerlerin keşif ve gelişimi üzerine yaptıkları çalışmalarında kimya alanında 2000 yılı Nobel ödülü olarak başarı sağlamış ve o günden günümüze iletken polimerler; polianilin(PANI), polipirol(PPy), politiyofen (PT) yaygın olarak araştırılmaya başlanmıştır . İletken polimerler arasında, PANI ve PPy; çevresel, termal, kimyasal stabiliteleri ve yüksek iletkenlikleri nedeniyle dünya çapında büyük ilgi görmüştür. Ayrıca PANI ve PPy elektrokimyasal özellikleri, kolay sentez ve ısı, çevresel ve kimyasal etkilere dayanıklılık bakımından avantaj sağlamaktadır (Kim ve diğ., 2004). PPy ve PANI, basit hazırlık süreci sayesinde en yaygın olarak incelenen iletken polimerlerdir. Adsorbent sentezinde talaş ile anilin polimerizasyonunda oksidant olarak KIO_3 kullanılırken, pirol ile polimerizasyonda ise $FeCl_3$ kullanmışlardır (Ghorbani ve diğ., 2010; Ghorbani ve Eisazadeh, 2013). Araştırmacılar çalışmalarında pirinç kabuğu kullanarak pirol ve anilin ile polimerizasyon üzerine araştırma yapmışlardır. Pirol ile polimerizasyonda demir III klorürün en iyi kimyasal oksidant madde olduğu bulunmuştur ve suyun istenen iletkenlik özelliklerine göre pirolün kimyasal polimerizasyonu için en iyi çözücü olduğunu bildirmişlerdir. Polianilinin ise asidik sulu çözeltilerden kimyasal olarak kolayca sentezlenebilen bir poliaromatik amin ve potansiyel olarak yararlı iletken polimerlerden biri olarak son yıllarda büyük ilgi gördüğü vurgulanmaktadır (Ghorbani ve Eisazadeh, 2013).

2.3.1. Tarımsal Atıklardan Sentezlenen Kompozitlerin Karakterizasyonu

Literatür incelendiğinde ham atık kabuklarda partikül boyutu, gözeneklilik, iyot sayısı, nem, kül ve mineral içeriği, sabit karbon / uçucu oranı, selüloz, hemiselüloz, lignin, karbonizasyon sıcaklığı, ısıtma oranı, reaksiyon süresi, katalizör tipi ve miktarı, süpürme gazı tipi ve akış hızı gibi parametrelerin önemli olduğu görülmektedir (Açıkalın ve Karaca, 2017).

Kül içeriği, aktif karbon kullanıldığında tuzların çözünmesiyle ilişkili olduğundan önemli bir parametredir. Aktif karbonun hazırlanması için, sabit karbon içeriği ne kadar yüksek olursa, kül içeriği ve uçucu madde içeriği ne kadar düşük olursa, hazırlanan aktif karbonun performansı o kadar iyi olmaktadır (Xing ve diğ., 2019).

Ceviz kabuğundan aktif karbon üretimi ve karakterizasyonu yapılan çalışmada ceviz kabuğunun kül içeriği %0,64 olarak bulunmuştur (Açıkalın ve Karaca, 2017). Diğer bir

çalışmada ise, çekirdek kabuğu ile H_3PO_4 aktivasyon ajanı kullanılarak aktif karbon üretilmeden önce ham kabuk kül içeriği %6,90 bulunmuştur (Shamsuddin ve diğ., 2016).

İyot sayısı sentezlenen numunenin yüzey alanı ve adsorpsiyon kapasitesi hakkında bilgi vermektedir. Aktif karbonun gözenekliliğini gösterir ve mg seviyesinde 1 g karbon tarafından adsorbe edilen iyot miktarı olarak tanımlanır. Tipik aralık 500-1200 mg/g olup yüksek değerleri daha yüksek aktivasyon derecesini göstermektedir (Saka, 2012; Xu ve diğ., 2014).

Elementel analiz aktif karbonun yapısındaki Karbon (C), Hidrojen (H), Oksijen (O), Azot (N), Kükürt (S) elementlerinin miktarlarını belirlemede kullanılmaktadır. Dahri ve diğ., (2014) ile Açikkalın ve Karaca (2017) çalışmalarında ceviz kabuğunun ve karbonize olan ceviz aktif karbonun karbon oranını sırasıyla %48,34 ile %48,46 olarak bulmuşlardır. Karbonizasyon işleminde selüloz, hemiselüloz ve ligninin dehidrasyonu, atık kabukta H ve O içeriğinin azalmasına yol açtığından dolayı C oranının artmasına neden olur (Xing ve diğ., 2019).

Taramalı elektron mikroskobu (SEM analizi), adsorbanın yüzey morfolojisini göstermektedir (Banerjee ve diğ., 2018). SEM, elde edilen aktif karbonun dokusal yüzey morfolojisini incelemek için temel bir araçtır. Farklı tarımsal kalıntı türlerinden aktif karbonun gözenek parametreleri genellikle başlangıç malzemelerinin lignin ve selüloz içeriğindeki farkın aktif karbonun gözenekli yapısını etkileyebileceğini göstermektedir. Daha yüksek lignin içeriği ve selüloz, sırasıyla makro ve mikro gözenekli yapıya sahip aktif karbonlar üretir. Genel olarak, aktif karbonun dokusu, başlangıç malzemeleri, deney koşulları, aktivasyon tipleri, kimyasal ajan tipleri ve bunun yanı sıra emprenye oranı veya konsantrasyonu gibi birçok faktörden etkilenebilmektedir (Yahya ve diğ., 2015).

Bir diğer çalışmada; ceviz kabuğundan sentezlenen aktif karbonun FTIR spektroskopisi yüzey kimyasını incelemek için uygulanmıştır (Georgieva ve diğ., 2020). Fosforik asit kullanılması, ortaya çıkan karbon yapısında hem mikro gözeneklerin hem de mezo gözeneklerin gelişmesine izin vermektedir. Mezo gözeneklerin fraksiyonu esas olarak selüloz, hemiselüloz ve lignin dahil olmak üzere lignoselülozik materyalin üretim

koşullarından ve biyopolimer bileşiminden etkilenmektedir (Malik ve diğ., 2017). Bir başka araştırmada farklı oranlarda fosforik asit ile muamele edilmiş pamuk saplarının TGA ve DTG çalışmaları incelenmiştir. Farklı sıcaklık aralıklarına karşılık gelen kütle oranı kaybı araştırılmıştır. Fosforik asidin emdirilmesinin bir sonucu olarak önemli değişiklikler tespit edilmiştir. Pamuk sapları için kütle fraksiyonu kayıp yüzdesinin 200-600 °C sıcaklık aralığında daha yüksek olduğu, fosforik asit oranı arttıkça 600-900 °C sıcaklık aralığına yükseldiği gözlenmiştir. Bu, fosforik asidin emprenye edilmesinin, ham maddenin ana termal bozulmasını 330°C ile 740°C arasında gerçekleştiğini göstermiştir (Nahil ve Williams, 2012).

2.4. Deney Tasarımı

Deney tasarım (DT) ilk olarak 1920'lerde Ronald Fisher tarafından belirli bir yanıt üzerindeki çeşitli faktörlerin eş zamanlı etkilerini incelemek için geliştirilmiş güçlü bir yöntemdir. YYM istatistiksel bir araç olarak kullanılan, zamandan ve masraflardan tasarruf edilmesinde büyük bir role sahip olduğu için önerilmektedir (Erdil, 2020; Rajabzadeh ve diğ., 2020).

DT veya YYM, özellikle adsorpsiyon sürecinde çok farklı deneyler için uygun olan YYM az sayıda deney içerdiğinden, mevcut geleneksel yöntemlere göre avantajlıdır. Proseslerin en uygun koşulları için çeşitli faktörler arasındaki ortak ilişkiyi araştırmaktadır. YYM'ler, merkezi kompozit tasarım (MKT), Doehlert matrisi (DM) ve BBT tasarım yöntemleriyle gerçekleştirilmektedir (Bingöl ve diğ., 2012). BBT yönteminin en belirgin avantajı daha az deney yapılarak sonuç almayı sağlamasıdır (Bajpai ve Katoch, 2020).

Deneysel şartların optimizasyonunda YYM, tek seferde herhangi bir değişkeni değiştirme yöntemine göre yapılan bir sisteme dayanmaktadır. Deney tekrar sayısının, kimyasal ve numune tüketiminin azaltılmasını amaçlayan bir yöntemdir. Ayrıca deney sonuçlarının daha hızlı yorumlanmasını sağlamaktadır (Khuri ve Mukhopadhyay, 2010).

YYM ile çalışma prosesinde optimizasyon akışı şu şekildedir; 1) Tarama çalışması: önemli faktörlerin belirlenmesi (Tek bir deneyden seçilen noktalar/optimum parametreler aralığı, YYM kullanılarak bir optimizasyon çalışması için referans veri

olarak kullanılır), 2) YYM kullanılarak deneylere başlanması, 3) Modelin oluşturulması: uygun deneysel tasarımın seçimi (MKT, DM veya BBT), 4) Deney setlerinin uygulanması (örneğin; MKT için 20 deney seti), 5) Optimizasyon: optimum işlem parametrelerinin seçimi, 6) Model doğrulama: MKT, DM veya BBT modelinden elde edilen optimum proses parametrelerini ve en yüksek giderim verimliliğini kullanarak deneylerin yapılmasıdır (Hussin ve diğ., 2019).

YYM kullanan optimizasyon sürecinin değerlendirilmesi aşağıdaki adımlardan oluşur; 1) ilgilenilen yanıtın yeterli ve güvenilir bir boyutunu elde etmek için bir dizi ön deney gerçekleştirilir, 2) deneysel veriler, en uygun yanıt yüzey modeline uydurulur, 3) yanıtı maksimize eden veya en aza indiren optimum işlem parametreleri belirlenir, 4) işlem parametrelerinin etkileşim etkileri, üç boyutlu yüzey yanıt grafikleri şeklinde sunulur ve yorumlanır (Hussin ve diğ., 2019).

ANOVA (varyans analizi) ise bir örneklemden grup ortalamaları arasındaki farklılıkları analiz etmek için kullanılabilen, ilişkili tahmin sonuçları ile birlikte istatistiksel modellerin bir göstergesidir. Modelin kullanılabilirliğinin aksine modelin istatistiksel yeterliliğini ve anlamlılığını değerlendirmek için kullanılmaktadır (Rajabzadeh ve diğ., 2020). ANOVA aynı zamanda belirlenen faktörlerin birbiriyle olan etkileşimlerinin irdelenmesi üzerine araştırmalarda istatistiksel olarak kullanılan yöntemdir (Cerrahoğlu Kaçakgil ve Bingöl, 2020).

Minitab® 17.1.0 yazılımı ile elde edilebilen ANOVA tablosunda, bir terimin p değerini ve R^2 istatistiğini hesaplamak için düzeltilmiş kareler toplamı (DKT), ayarlanmış ortalama kareleri (AOK) ve ardışık kareler toplamını (AKT) kullanılmaktadır. Genellikle; DKT, AOK ve AKT yerine p değerleri ve R^2 istatistiği yorumlanmaktadır. Minitab® 17.1.0 yazılımı; terimlerin ve modelin istatistiksel önemi hakkında bilgi veren “p” değerini hesaplamaktadır. p değeri, sıfır hipotezine karşı kanıtı ölçen bir olasılıktır. Program p değerini hesaplamak için ise F değerini kullanılmaktadır. Düşük olasılıklar, sıfır hipotezine karşı daha güçlü kanıt sağlamaktadır. Yeterince büyük bir F değeri, terimin veya modelin önemli olduğunu göstermektedir. F değeri, her faktör seviyesindeki ortalama yanıt ile ayarlanmış karşılık gelen uydurulmuş değer arasındaki toplam kare sapmaların toplamından belirlenmektedir (Hussin ve diğ., 2019). Uyumsuzluğun p değeri; $p > 0,05$ (önemsiz) ise, önerilen modelin deneysel

verilere uyduğunu ve bağımsız değişkenlerin veya parametrelerin yanıt üzerinde önemli etkileri olduğunu gösterir. Model verilere uymuyorsa uyumsuzluk önemli olacaktır ($p < 0,05$ anlamlı). Gerçek deneysel yanıt verilerine uyan modellerde, öngörülen verileri üretmek için uyumsuzluk p değerlerinin önemsiz olması istenmektedir (Hussin ve diğ., 2019).

2.5. Maliyet Analizi

Elektrokoagülasyon ile arıtım yönteminde elektrot, elektrotlara sağlanan akım ve voltaj için enerji tüketim maliyeti bulunmaktadır. Reaksiyon sürecinde anotta çözünmeler olmaktadır (Zhu ve diğ., 2020). Anodik çözünme, elektrot yüzeyinde gerçekleşir ve elektronlar düşük dirençli deiyonize su tarafından katoda aktarılan ve akım taşıyıcı görevi gören elektronları üretmektedir (Syam Babu ve diğ., 2020). Anot çözünme oranının belirlenmesi için öncelikle anot temizlenip, kurutulup tartılarak ilk ölçüm kaydedilmektedir. Deiyonize sudan geçen elektrik miktarı anot elektrotların elektrokimyasal çözünmesi ile elektrot ağırlığı üzerindeki değişim son tartım olarak kaydedilmektedir. Son tartım ve ilk tartım arasındaki farktan anot çözünme miktarı bulunmaktadır (Dimoglo ve diğ., 2019).

Elektrik enerjisi tüketimi (EET), EK süreçleri için etkinlik göstergelerinden biridir. Elektrokoagülasyon reaktöründe EET hesabı için kullanılan Denklem (2.12)'de verilmiştir (Khandegar ve Saroha, 2013; Barhoumi ve diğ., 2019; Dimoglo ve diğ., 2019);

$$W_{EET} = \frac{U \times I \times t}{V} \quad (2.12)$$

Burada; W_{EET} (kWsa/m³) elektrik enerjisi, U (V) hücre voltajı, I (A) akım şiddeti, t (sn) reaksiyon süresi, V (m³) atıksu hacmidir.

2.6. Literatür Özetleri

Bu bölümde, çeşitli atıksuların giderimi için literatürde yer alan farklı arıtma yöntemleri ve tarımsal atıklardan farklı yöntemlerle sentezlenen adsorbentlerin kullanıldığı çalışmalar özetlenmiştir. Genel olarak literatürde, tek aşamalı arıtmanın, atıksuyun

yeniden kullanım standartlarının çoğunda izin verilen sınırlara uyan yüksek kaliteli arıtılmış atıksu üretemeyeceği konusunda fikir birliğine varılmıştır (El-Gawad ve Hanan, 2014; Ashfaq ve Qiblawey, 2018). Elektrokoagülasyon prosesi ile ardışık olarak uygulanan arıtma süreçlerine ait literatür özetleri Tablo 2.1.'de verilmiştir.

Tablo 2.1. Ardışık sistem literatür özetleri

Süreçlerin Kombinasyonu	Atıksu Türü	Proses Şartları	Giderim Verimi	Kaynak
EK → Elektrooksidasyon	Elektro kaplama atıksu	Akım yoğunluğu: 30 mA/m ² reaksiyon süresi: 20 dk	%93,6 KOİ	(Dermentzis ve diğ., 2016)
EK → Adsorpsiyon	Tekstil atıksuları	Akım yoğunluğu: 7,14 mA/cm ² reaksiyon süresi: 90 dk	%96-98 Renk	(Castañeda-Díaz ve diğ., 2017)
EK → Elektrooksidasyon	Süt atıksuları	Akım yoğunluğu: 3 A/m ² reaksiyon süresi: 21 dk	%66,4 KOİ	(Chakchouk ve diğ., 2017)
EK → Adsorpsiyon	Fıstık endüstrisi atıksuları	Akım yoğunluğu: 10 mA/cm ² Elektrot mesafesi: 6 cm reaksiyon süresi: 293 dk	%43,7 KOİ	(Ozay ve diğ., 2018)
EK → Ozon	Tekstil atıksuları	Reaksiyon süresi: 18 dk	%95 Renk	(Bilińska ve diğ., 2019)
EK → Fenton / Foto-Fenton → Adsorpsiyon	Tekstil atıksuları	Optimum koşullar; reaksiyon süresi: 45 dk	%76 KOİ	(GilPavas ve diğ., 2019)
EK → Flotasyon	Sulu çözeltiler (Hümk asit giderimi)	Reaksiyon süresi: 60 dk	%81,2 Hümk asit	(Hasani ve diğ., 2019)

Khosravanipour Mostafazadeh ve diğ., (2019) çalışmalarında ardışık sistem yaklaşımıyla suyun yeniden kullanımına ve bu süreçte fazladan kimyasal ilave edilmeksizin pratik kombine işlemlere odaklanmıştır. Akım yoğunluğunun, pH ve konfigürasyonların etkisinin incelenmesi için 20, 40, 80 mA/cm² akım yoğunluklarında arıtım süresi 120 dk, reaktör konfigürasyonu monopolar / bipolar, işlem süresi 15, 30,

45, 60, 90, 120 dk ve pH 6, 8, 9–10 (ayarlama olmadan) çalışmışlar yapmışlardır. EK hücresinin optimum çalışma koşulları, Fe (anot) ve Gr (grafit katot) elektrotunun bipolar konfigürasyonu, 40 mA/cm²'lik akım yoğunluğu ve 45 dakikalık arıtma süresi olarak sağlanmıştır. 45 dakikalık arıtma süresi ile optimum çalışma koşulu altında potansiyel olarak yeniden kullanılabilir arıtılmış suda KOİ değeri 80 mg/L'den düşük olarak elde edilmiştir.

Chang ve diğ., (2010) EK→ADS prosesinde boya (RB5) giderimini incelemişlerdir. Çalışmada EK'da demir anot ve katot, ADS'de ise ticari olarak hindistan cevizi esaslı granül aktif karbon kullanılmış ve KOİ giderim verimi üzerinden sistem değerlendirilmiştir. EK sisteminde, 1 g /L NaCl, akım yoğunluğu 277 A/m² ve pH 7'de %61 KOİ giderimi gerçekleşmiştir. RB5'in granül aktif karbon üzerine adsorpsiyonunda ise pH 5,6'da, 100 g/L granül aktif karbon, 4 saatlik süre sonunda %82 KOİ giderimi görülmüştür.

İki farklı yöntemin tek bir sistemde birleştirilmesi, esas olarak maliyet etkinliği, basit kullanım ve endüstriyel uygulamalar için uygunluğu nedeniyle kirleticilerin uzaklaştırılması için etkili ve umut verici bir yaklaşım gibi görülmektedir (Hussin ve diğ., 2019).

Hussin ve diğ., (2019) elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon yöntemleri ile ardışık ve hibrit sistemde Pb(II) iyonlarının giderimi üzerine çalışmışlardır. EK yöntemi iki kutuplu bağlantı şeklinde tasarlanmıştır. Tüm deneyler için 0,484 mA/cm² sabit bir akım yoğunluğunda, 7 cm x 5 cm Zn elektrotlar ile çalışılmıştır. Ardışık sistem çalışmasında pH (EK'da 7, ADS'de 6), 4 mg/L adsorbent dozu ile %79 giderim verimi elde edilmiştir. Hibrit sistemde ise; pH 6,01, adsorbent dozu 2,5 mg/L ile giderim verimi %99'a ulaşılmıştır.

Kağıt endüstrisi atıksularında hibrit EK+ADS sistemi ile çalışılmıştır. Çalışmada optimum koşulların pH 4, akım yoğunluğu 1,3 mA/cm², 0,7 g/L adsorbent dozu, 150 mg/L Na₂SO₄ konsantrasyonu ve sürenin 10 dk olduğu görülmüştür (Barhoumi ve diğ., 2019).

Lobo ve diğ., (2016) hidrolik kırılma alanından alınan atıksuyun elektrokoagülasyon yöntemi ve EK+ADS hibrit sistemi ile arıtımını çalışmışlardır. EK sisteminde 200 mL çalışma hacminde, elektrotlar arası mesafe 3 mm ve iki adet 28,16 cm² yüzey alanında alüminyum elektrot ile deneyler yapılmıştır. Hidrolik kırılma alanından alınan atıksu karakterizasyonu pH 7,6, bulanıklık 400 ± 44 NTU, toplam askıda katı madde 514 ± 47 mg/L, KOİ 3631 ± 69 mg/L, iletkenlik 46,1 mS/cm'dir. 30 dakika ve 50 dakikalık çalışmalar sonucunda ortalama KOİ giderimi %5-14 arasında değişmiştir. EK+ADS sistemi ile enerji tüketiminin %61 oranında düştüğü, aynı zamanda benzer bir bulanıklık giderimi elde edildiği rapor edilmiştir.

De Carvalho ve diğ., (2015) sulu çözeltiden metilen mavisi giderimi için adsorpsiyon yönteminde muz kabuğundan üretilen bir adsorbent kullanarak elektrokoagülasyon ile birlikte çalışmışlardır. Muz kabuğu yerel olarak temin edilmiş olup, 60 °C'de 48 sa kurutulmuştur. Kabuklar öğütülerek 60 mesh boyutunda elekten geçirilerek kullanılmıştır. Muz kabuğunun karakterizasyon işlemleri FTIR, SEM ve elementel analiz ile yapılmıştır. Metilen mavisi boyasının gideriminde alüminyum anot ve paslanmaz çelik katot kullanılarak elektrokoagülasyon sistemi kurulmuştur. Atıksu arıtımı için farklı miktarlarda (0,2 g/L - 7 g/L) adsorbent kullanılmıştır. Enerji tüketimi ve giderim etkinliği açısından en uygun adsorbent miktarı 5 g/L olarak bulunmuştur. EK+ADS sisteminde yaklaşık 5 dakika sürede ≈%99 metilen mavisi boyası giderimi elde edilmiştir.

Secula ve diğ., (2012) elektrokoagülasyon yöntemi ve adsorpsiyon yöntemini bir arada kullanarak indigo karminin sulu çözeltilerden arıtımını araştırmışlardır. Adsorpsiyon yönteminde farklı adsorbentler kullanılmıştır. Hibrit yöntemde reaksiyon kinetiğini belirlemek için uygulanan farklı adsorbent miktarlarının arıtım üzerine etkileri denenmiştir. Elektrokoagülasyon işlemi sırasında hücre voltajı ve çözelti pH'ı izlenmiştir. Basit EK tekniğiyle karşılaştırıldığında, elektrokoagülasyon reaktörüne 2 g adsorbent eklenmesinin daha hızlı renk giderimi sağladığı görülmüştür.

Zhu ve diğ., (2020) metilen mavisi giderimi için elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon yöntemlerini hibrit sistem ile birlikte araştırmışlardır. EK yönteminde Al anot ve Fe katot elektrotlar kullanılırken, adsorpsiyon yönteminde ise fındık kabuğundan sentezlenen aktif karbon kullanmışlardır. Arıtma sisteminin optimizasyonu BBT ile

sağlanmıştır. Optimizasyon çalışmaları sonucunda optimum değerler; pH 7, adsorbent miktarı 6 g/L, akım yoğunluğu 2,6 mA/cm² ve reaksiyon süresi 17,75 dk sonunda %99,45 metilen mavisi giderimi elde edilmiştir.

EK+ADS, diğer arıtma yöntemlerine kıyasla daha yüksek bir giderim verimliliği ile sonuçlanmaktadır. Tarımsal atıklardan üretilen aktif karbonun, ticari aktif karbon ile karşılaştırıldığında nispeten iyi adsorpsiyon kapasitelerine sahip olduğu görülmüştür (Castañeda-Díaz ve diğ., 2017).



3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. Malzemeler

3.1.1. Çamaşırhane Atıksuyu

Tez çalışmasında çamaşırhane atıksuyu, Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'e ait çamaşırhane'deki yıkama sularından temin edilmiştir. Eczacıbaşı Profesyonel'de çamaşırların yıkanmasında ön, ana ve durulama deterjanlarının seçiminin yanı sıra çamaşırın tekstil türüne, kirlilik derecesine ve cinsine, yıkama sıcaklığına göre seçilen temizlik ürünleri ile tünel çamaşır makinelerinde yıkama işlemi sağlanmıştır. Restoran, ameliyathane, nevresim ve havlu gibi farklı kirlilik içeriğine sahip çamaşırların yıkanmasına özel programlar oluşturulmuştur. Örneğin havlu yıkama için kullanılan programda ön yıkama, ana yıkama ve durulama deterjan ürünleri ve sıcaklıkları sırasıyla, M608 (2 g/kg), M622 (2 g/kg) ve 40 °C; M630 (6 g/kg), M622 (4 g/kg), M624 (3 g/kg) ve 60 °C; M602 (5 g/kg) ve 120 sn toplam süre yeterli olmuştur. Tünel çamaşır makinelerinde konvansiyonel makinelerden farklı olarak yıkama süreleri daha kısa olduğu için deterjan miktarlarında artış olabilmektedir. Ancak konvansiyonel makinelerde kuru çamaşır için kg başına 30 L su tüketilirken, tünel makinelerinde 8 L su tüketilmiştir.

Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'den temin edilen yıkama suları 2 aylık periyotlar halinde temin edilmiş ve laboratuvara 24 saat içinde ulaştırılmıştır. Deneysel çalışmalar yapılana kadar 4 °C'de muhafaza edilmiştir. Deneysel çalışmalar yapılmadan önce oda sıcaklığına gelmesi için bekletilmiştir. Oda sıcaklığındaki çamaşırhane yıkama sularının ön yıkama, ana yıkama ve durulama atıksuları 1:1:1,5 oranlarında karıştırılmış ve cam yününden süzülerek karakterizasyonu yapılmıştır. 1. Örnekleme ardışık sistem ve 2. Örnekleme hibrit sistem optimizasyon çalışmalarında kullanılmak üzere farklı zamanlarda alınan çamaşırhane atıksuyu karakterizasyonu ortalama değerleri Tablo 3.1.'de verilmiştir. Tablo 3.1'de verilen Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'den alınan çamaşırhane atıksuyu karakterizasyonundaki temel farklılıklar yıkanan çamaşırlardaki kirleticilerin farklılığından ve farklı zamanlarda alındığından kaynaklanmıştır. Ardışık sistemde çalışılan atıksu özellikle hastanede ve ameliyathanede kullanılan beyaz çarşaf, kılıf vb. çamaşırların kan gibi yüksek organik madde içeriğinden dolayı daha yüksek

KOİ içeriğine sahip olmuştur. Bu çamaşırların yıkanmasında kullanılan yıkama programında daha yoğun miktarda deterjan kullanılması ile MBAS değerinde artışa neden olmuştur.

Tablo 3.1. Çamaşırhane atıksuyu karakterizasyonu

Parametreler	1.Örnekleme	2.Örnekleme
pH	11,4 ±1,20	9,58 ±1,35
İletkenlik (µS/cm)	1800 ±200	1260 ±200
Sıcaklık (°C)	24 ±2	25 ±2
Bulanıklık (NTU)	153 ±30	194 ±20
MBAS (mg/L)	95 ±3	49 ±2
KOİ (mg/L)	1285 ±23	435±25

3.1.2. Kullanılan Kimyasallar

Deneysel çalışmalarda ve kompozitlerin sentezlenmesinde kimyasallar kullanılmıştır. Ceviz ve fındık kabuklarının aktivasyonunda H_3PO_4 (Merck), aktivasyon sonrası karbonizasyonda N_2 gazı, karbonizasyon sonrası NH_3 (Merck) ve kimyasal polimerizasyon sürecinde $K_2S_2O_8$ (Merck), $FeCl_3.6H_2O$ (Merck), H_2SO_4 (Merck), $C_6H_5NH_2$ anilin monomeri ve C_4H_5N pirol monomeri (Merck) kullanılmıştır. pH ayarlama işleminde 0,1 N NaOH (Merck) ve 0,1 N H_2SO_4 (Merck) kullanılmıştır. Metilen mavisi aktif madde tayininde $NaH_2PO_4.H_2O$ (Merck), $CHCl_3$ (Merck), metilen mavisi (Merck), H_2SO_4 (Merck), $C_{20}H_{14}O_4$ fenolftalein (Merck), C_2H_5OH etanol (Merck) ve gloss wool (cam yünü) (Merck) kullanılmıştır. Kimyasal oksijen ihtiyacı tayininde ise $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2.6H_2O$ (Merck), Ag_2SO_4 (Merck), $HgSO_4$ (Merck), H_2SO_4 (Merck), $K_2Cr_2O_7$ (Merck) ve ferroin indikatörü kullanılmıştır. İyot sayısı tayininde $K_2Cr_2O_7$ (Merck), KI (Merck), I_2 (Merck), $Na_2S_2O_3.5H_2O$ (Merck), HCl (Merck) ve nişasta indikatörü kullanılmıştır.

3.1.3. Kullanılan Cihazlar ve Ekipmanlar

Sentezlenen adsorbentlerin, kullanılan kimyasalların, cam malzemelerin kurutma işlemleri ve nem tayini çalışmaları NUVE FN 500 etüv cihazında yapılmıştır. Tüm laboratuvar çalışmalarında Millipore Direct Q-UV cihazından elde edilen saf su kullanılmıştır. Kabukların kimyasal aktivasyonu ve kesikli adsorpsiyon deneyleri NÜVE ST 30 çalkalamalı su banyosunda gerçekleştirilmiştir.

Çözeltilerin hazırlanmasında ilave edilen kimyasalların ve adsorbentlerin tartımında KERN Abs hassas terazi kullanılmıştır. Adsorbent sentezinde kullanılan kabukların boyutlandırılmasında, Kocaeli Üniversitesi Jeoloji Bölümü'nde bulunan UNAL 100x100 mm çeneli kırıcı kullanılmıştır. Kompozitlerin boyutlandırılması için Retsch marka ASTM E:II model s/steel, 1,00 mm, mesh no: 18, seri no: 495710 laboratuvar test elek kullanılmıştır. Aktive edilen kabukların karbonizasyonu ve sentezlenen kompozitlerin kül tayini ASTM-2866-94'e göre kamara PROTHERM tip laboratuvar kül fırınında gerçekleştirilmiştir.

Çözeltilerin ve çamaşırhane atıksuyu pH değerlerinin ölçümü Thermo Scientific ORION STAR A111 pH metre ile ölçülmüştür. Çamaşırhane atıksuyu iletkenlik değerlerinin ölçümü Thermo Scientific ORION STAR A112 iletkenlik metre ile ölçülmüştür. Çözeltilerin karıştırılmasında, karbonize edilen adsorbentlerin polimerizasyonu ve sentezlenen kompozitlerin iyot sayısı tayininde ASTM-D4607-14'e göre MTOPS MS300 HS manyetik karıştırıcı kullanılmıştır. Polimerizasyon işlemlerinde ayrıca Wise clean WUC-A06H ultrasonik banyo kullanılmıştır. KOİ tayini standart metod 5520 D'ye göre; kaynatma işlemi Merck TR 420 termoreaktörde gerçekleştirilmiştir. MBAS tayini ise standart metod 5540 C'ye göre; HACH DR 6000 spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır. Bulanıklık tayini HACH - TL2300 EPA türbidimetre ile ölçümü yapılmıştır. Adsorpsiyon deneyleri ve adsorbent üretim aşamasında gözenek çapı yaklaşık 20 mikron ve 0,285 mm kalınlıktaki FILTER-LAB 1525 filtre kağıdı kullanılmıştır. Kurutulan kompozitler desikatörde saklanmıştır.

Sentezlenen kompozitlerin karakterizasyon çalışmalarında; THERMO SCIENTIFIC Flash 2000 elementel analiz cihazı kullanılmıştır. Ayrıca, Kocaeli Üniversitesi Kimya Bölümü'nde bulunan FTIR- Perkin Elmer 400/Bruker IFS 66/S marka Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektrofotometre (FTIR) cihazı kullanılmıştır. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) ölçümleri ise Kocaeli Üniversitesi Metalürji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü'nde bulunan JEOL/JSM-6060 LV SEM cihazı ile yapılmıştır. Ardışık ve hibrit sistem proseslerinin optimum şartlarında çalışılan çıkış suyu parametrelerinde olası yan ürünler 5975C INERT MSD ve 7693 otomatik örnekleyici ile birlikte kullanılan AGILENT 6890N gaz kromatografi cihazı ile TÜBİTAK-MAM Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü laboratuvarlarında ölçülmüştür.

Elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım deneylerinde en, boy, yükseklik; 10 cm, 10 cm, 1 cm boyutlarında alüminyum dikdörtgen plaka elektrotlar ve 11 cm, 11 cm, 11 cm boyutlarında 1 L hacminde pleksiglas reaktör kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesinde TT-TECHNI-C DC POWER SUPPLY RXN- 305D-II doğru akım güç kaynağı cihazı kullanılmıştır.

3.1.4. Ceviz ve Fındık Kabuğu

Evsel atık olarak elde edilen ceviz ve fındık kabukları öncelikle musluk suyuyla birkaç kez yıkanarak üzerindeki yabancı partiküllerden uzaklaştırılması sağlanmıştır. Daha sonra distile sudan geçirilerek etüvde 105°C’de 12 saat boyunca kurutma işlemi yapılmıştır. Kurutulan kabuklar 100 x 100 mm çeneli kırıcıda (UNAL, 100 x 100 mm) 1-2 mm’lik partikül boyutunda kırılmıştır. Kırılan kabuklar numune kaplarında muhafaza edilmiştir. İlgili görseller Şekil 3.1’de verilmiştir.



Şekil 3.1. Ceviz ve fındık kabuklarının kurutma sonrası fotoğrafları

3.1.5. Ceviz ve Fındık Kabuklarının Aktivasyonu, Karbonizasyonu, Polimerizasyonu

Genel olarak literatüre bakıldığında kül ve nem içeriklerinin düşük olması, iyot sayısının yüksek olması ceviz kabuğundan elde edilen aktif karbonların adsorpsiyon ile arıtımında adsorbent olarak kullanma potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir. Hazırlanan ceviz ve fındık kabuklarının kimyasal aktivasyonu için emprenye oranı 1:2 olacak şekilde, %50’lik H₃PO₄ çözeltisi kullanılarak aktivasyon işlemi yapılmıştır.

Hazırlanan numuneler 4 saat boyunca 80 °C’de 125 rpm hızda karıştırılmıştır. Çalkalamalı su banyosundan çıkarılan numuneler kaba filtre kağıdından süzölmüştür.

Süzme işleminden sonra 105 °C’de etüvde 12 saat boyunca kurutma işlemine tabi tutulmuştur ve desikatörde soğutulmuştur. Aktivasyon sonrası numuneler numune kaplarında saklanmıştır. Kimyasal aktivasyonu yapılan kabukların karbonizasyonu için numuneler porselen krozelere eklenerek önceden 20 dakika N₂ gaz akışı sağlanan fırın içerisine konulmuştur. 5 °C/dk ısıtma hızında 300 mL/dk N₂ gaz akımı ile 60 dakika işlem süresinde, ceviz veya fındık kabukları 600 °C sıcaklıkta kül fırınında yakılmıştır. Karbonize edilen numuneler azot gaz akışı içinde oda sıcaklığına kadar soğutulmuştur. Elde edilen aktif karbon numuneleri pH değeri 6 - 6,5 olana kadar amonyak (NH₃) ve distile su ile yıkanarak kaba filtre kağıdından süzülen numuneler etüvde 105 °C sıcaklıkta 12 saat boyunca kurutulmuştur. Numunelerin soğutulması amacıyla desikatöre konulmuştur ve istenilen boyutlarda öğütüldükten sonra numune saklama kaplarında muhafaza edilmiştir.

Karbonizasyon sonrası ceviz ve fındık kabuklarından hazırlanan kompozitler sırasıyla CAK (ceviz aktif karbon) ve FAK (fındık aktif karbon) olarak tanımlanmıştır.

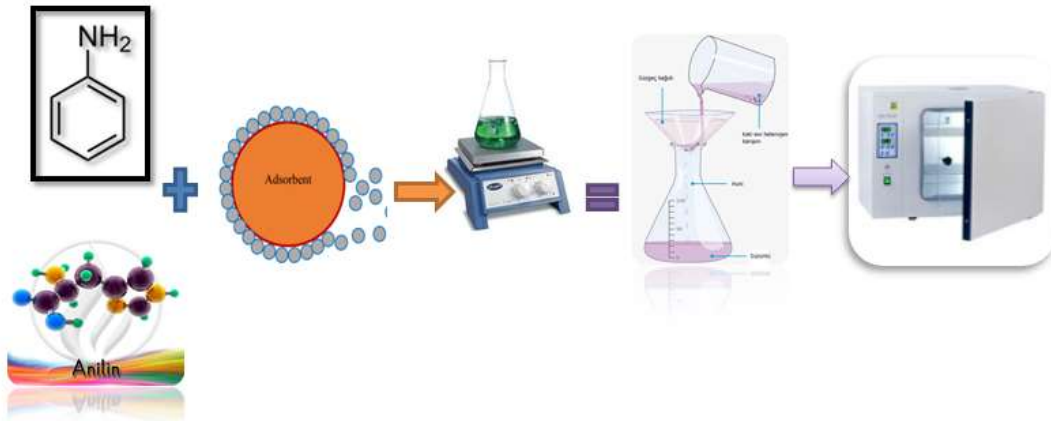
Kabukların kimyasal aktivasyonu H₃PO₄ ile yapıldığından suya PO₄⁻³ iyonlarının geçip geçmediğini belirlemek için kabuklardan rol model olarak ceviz kabuğu seçilerek, bunun ham hali, ceviz kabuğu aktive edilmiş hali ve ceviz kabuğu karbonize edilmiş hali ile fosfat analizi yapılmıştır. Öğütülmüş Ham Ceviz Kabuğunda, 1,974 PO₄⁻³ mg/L; aktive olan ceviz kabuğunda 1,847 PO₄⁻³ mg/L; karbonize olan ceviz aktif karbondaki ise 0,166 PO₄⁻³ mg/L olduğu görülmüştür. Sonuçlardan görüldüğü gibi PO₄⁻³ suya çok fazla geçmediği görülmüştür.

H₃PO₄, hem yüzey alanı ve gözenek hacimlerini etkiler hemde aktif karbonun gözenek yapısını ve boyutunun dağılımını düzenlemektedir. Adsorbentin yüksek oranda mikro gözenekli yapıda olması, kimyasal aktivasyonda belirlenen H₃PO₄ ile mezogözeneklerin dağılımında baskın olduğu başka bir forma geçmektedir (Örkün ve diğ., 2012).

Belirlenen konsantrasyondan sonra, H₃PO₄ konsantrasyonu, hem empenye hem de aktivasyon aşamalarında lignoselülozik malzemelerle reaksiyona girerek fosforlu malzemelerdeki meydana gelen değişiklikleri ve/veya daha yüksek fosfor içeriği nedeniyle mikro gözeneklerden mezogözeneklere doğru gözenek boyutu gelişiminin doğasını değiştirmeye etki etmektedir (Örkün ve diğ., 2012). Bu nedenlerle kimyasal

aktivasyona H_3PO_4 ile devam edilmiştir. Çalışmada ayrıca karbonize edilen ceviz ve fındık kabuklarına uygulanan kimyasal polimerizasyon işlemi ile polianilin ve polipirol sentezlenerek farklı kompozitler de üretilmiştir.

Polianilin kompozit üretmek amacıyla, 1 g $K_2S_2O_8$ ve 100 mL (1M) H_2SO_4 ile manyetik karıştırıcıda karıştırılmıştır. 1 g karbonize olan aktif karbon (CAK veya FAK) ve 1 mL anilin monomeri eklenmiştir. 5 saat oda sıcaklığında ultrasonik banyoda bekletildikten sonra kaba filtre kağıdından süzülen numuneler birkaç kez distile sudan geçirilmiş sonrasında etüvde $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'da 24 saat kurutularak desikatöre konulmuş ve nem almaması için saklama kaplarında muhafaza edilmiştir. Elde edilen polimerler sırasıyla ceviz aktif karbon destekli polianilin kompozit (PANI/CAK), fındık aktif karbon destekli polianilin kompozit (PANI/FAK) olarak tanımlanmıştır. Karbonize olan kabukların polimerizasyonunun genel aşamaları Şekil 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.2. Karbonize olan kabukların polimerizasyonu

Şekil 3.2'de anilin ile polimerizasyon aşamaları görülmektedir. Pirol ile polimerizasyon aşamaları da pirol monomeri kullanılarak aynı şekilde gerçekleşmiştir. Polipirol kompozit üretmek amacıyla, 5 g $FeCl_3$ ve 100 mL distile su manyetik karıştırıcıda karıştırılmış ve sırasıyla 1 g karbonize olan aktif karbon (CAK veya FAK), 1 mL pirol monomeri eklenmiştir. 5 saat oda sıcaklığında ultrasonik banyoda bekletilmiştir. Numuneler süzülmüş ve saf olmayan maddelerin ayrılması için ürün birkaç kez distile sudan geçirilmiştir. Etüvde $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 24 saat kurutulmuş ve soğuması amacıyla numuneler desikatöre konulmuştur. Daha sonra numuneler nem almaması için saklama kaplarında muhafaza edilmiştir.

Elde edilen kompozitler sırasıyla ceviz aktif karbon destekli polipirrol kompozit (PPy/CAK), fındık aktif karbon destekli polipirrol kompozit (PPy/FAK) olarak tanımlanmıştır.

3.2. Deneysel Yöntem

Ön deneme çalışmaları ve optimizasyon çalışmalarında sonuçların güvenilir olup olmadığını kontrol etmek için tüm deneysel setler iki kez tekrarlanmıştır. Her parametre için ölçümler/analizler üç kez tekrarlanıp ortalama değer hesaplanmıştır. MBAS, KOİ ve bulanıklık % giderim verimliliği, Denklem (3.1) ile hesaplanmıştır (Patel ve diğ., 2020):

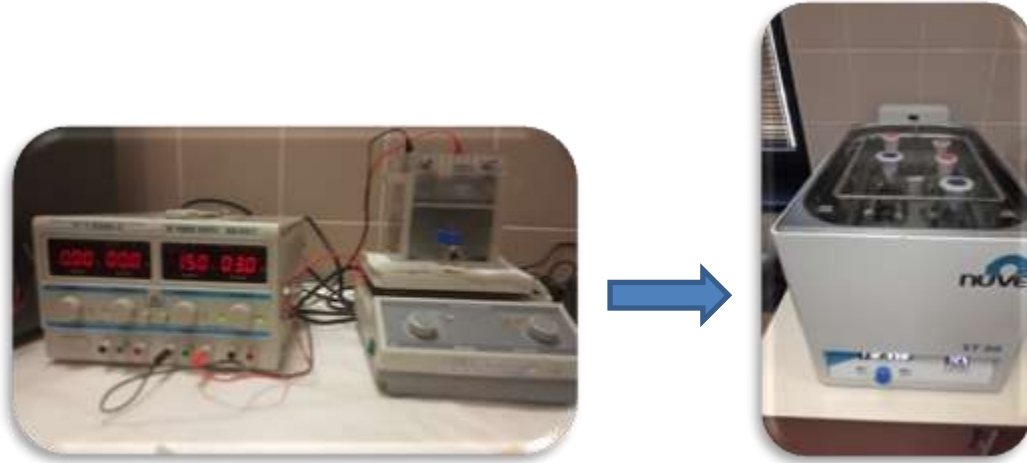
$$\text{Giderim Verimi (\%)} = [(C_0 - C_n) / C_0] \times 100 \quad (3.1)$$

Burada; C_0 (mg/L) başlangıç MBAS, KOİ veya bulanıklık konsantrasyonu, ve C_n (mg/L) ilgili nihai konsantrasyondur.

3.2.1. Deney Düzeneği

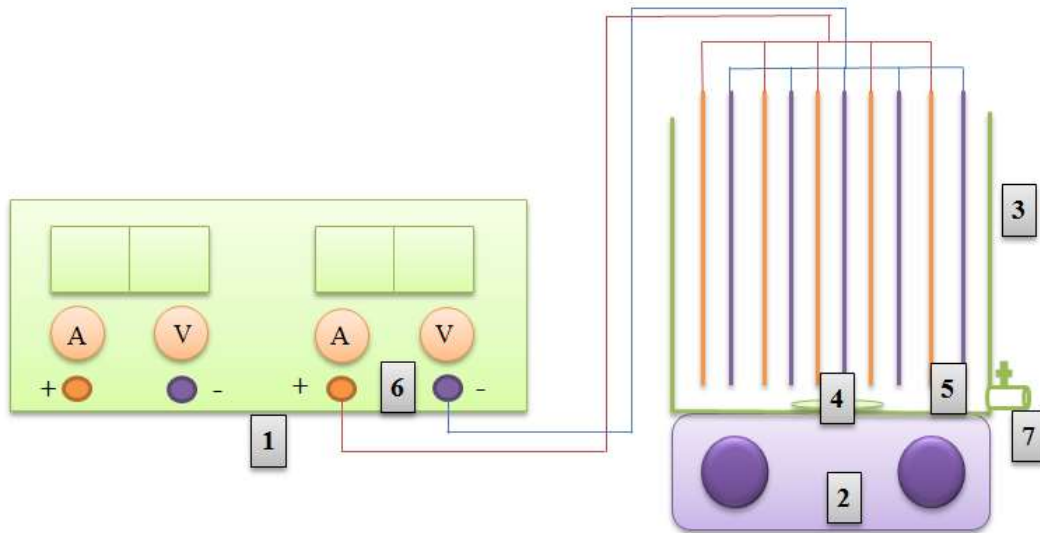
Ardışık EK→ADS ile arıtım prosesinde EK sonrası arıtılan atıksuya kesikli adsorpsiyon yöntemi ile arıtım uygulanmıştır. Hibrit EK+ADS ile arıtım prosesinde ise elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon ile arıtım yöntemlerinin aynı anda gerçekleşmesi üzerine kurulan bir sistem olarak dizayn edilmiştir. Deney düzeneğinin kurulmasında elektrokoagülasyon ile arıtım yöntemi için 5 anot ve 5 katot olmak üzere 10 adet % 99,52 saflıkta alüminyum elektrot kullanılmıştır. Elektrotlar arası mesafe 5 mm olacak şekilde sabitlenerek ayarlanmıştır. Elektrokoagülasyon reaktör en, boy ve yükseklik olarak sırasıyla 11 cm, 11 cm, 11 cm boyutunda tasarlanmıştır. 500 mL hacminde atıksu ile deneyler yapılmıştır. Manyetik karıştırıcı üzerine kurulan reaktörün içine karıştırmayı sağlamak amacıyla balık eklenmiştir.

Pasivizasyonu önlemek amacıyla elektrotlar her deney öncesinde zımparalanmıştır ve deneyler arasında seyreltik (%1) HCl'de 8 sa bekletilip saf su ile yıkanmıştır (Veli ve diğ., 2018; Barhoumi ve diğ., 2019). Ardışık sistem deney düzeneği Şekil 3.3'te, hibrit sistemin şematik görüntüsü ise Şekil 3.4'te verilmiştir.



Şekil 3.3. Ardışık sistem deney düzeneği

EK reaktöründe elektrotların bağlanma şeklinde en verimli sonucu veren monopolar paralel bağlantı ile çalışılmıştır. Sistem doğru akım güç kaynağı ile bağlanmıştır. Deneyler sırasında voltaj sürekli takip edilmiştir. Ardışık sistem adsorpsiyon yönteminde deneyler sentezlenen adsorbentler (CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK) kullanılarak çalkalamalı su banyosunda kesikli olarak yapılmıştır (Şekil 3.3).



Şekil 3.4. Hibrit sistem şematik görüntüsü (1:Güç Kaynağı, 2: Manyetik Karıştırıcı, 3:Elektrokoagülasyon Reaktörü, 4: Balık, 5: PANI/CAK, 6: Anot ve Katot, 7: Arıtılmış Su)

Kurulan elektrokoagülasyon reaktöründe EK+ADS hibrit sistemi ile arıtım yöntemi için ardışık sistem optimizasyon çalışmasında belirlenen miktarlarda PANI/CAK polimerik

kompoziti reaktör içerisine eklenerek çalışmalar yürütülmüştür (Şekil 3.4). EK→ADS ve EK+ADS arıtım proseslerinin her ikisinde giderim verimleri MBAS, KOİ ve bulanıklık parametreleri üzerinden değerlendirilmiştir.

3.2.2. Metilen Mavisi Yöntemi ile Anyonik Yüzey Aktif Madde Tayini

Genel anlamda yüzey aktif maddeler, hidrofilik ucun polaritesine göre ve sudaki ayırma durumlarına göre katyonik, anyonik, amfoterik ve noniyonik olmak üzere dört ana kategoride sınıflandırılmaktadır. Sentetik surfaktanlardan ziyade doğal surfaktanların çevresel sorunları ve ekonomik yönleri ile ilgili olarak literatürde geniş çapta araştırma yer almaktadır (Qanbari ve diğ., 2017; Pan ve diğ., 2020). Anyonik yüzey aktif maddeler, hidrofilik uçlarında yalnızca negatif yüklü grupları içermektedir. Bunlar, çeşitli uygulama ve araştırma alanlarında en yaygın kullanılan yüzey aktif maddelerden biridir (Guanhua ve diğ., 2019; Baek ve diğ., 2021).

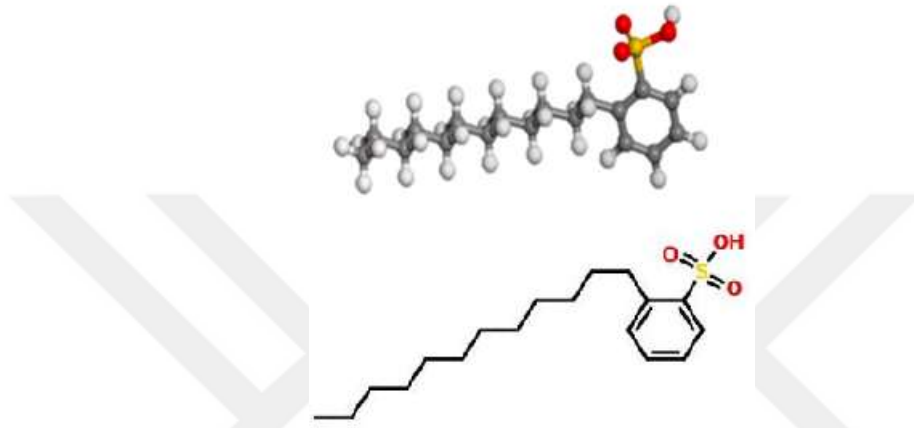
Anyonik yüzey aktif maddeler, suyun hidrofilik ve hidrofobik özellikleriyle etkileşimiyle su yüzeyinin altında bir film tabakası oluşturabilmektedir. Bu da, suda çözünmüş oksijen miktarında ciddi bir azalmaya neden olmaktadır. İkinci olarak, deterjan toksisitesi sudaki flora ve faunayı tehlikeye atmaktadır. Bu nedenlerden dolayı anyonik yüzey aktif madde içeren atıksular deşarj edilmeden önce mutlaka arıtılmalıdır (Oz ve diğ., 2019). Anyonik yüzey aktif madde tayini için metilen mavisi aktif maddesi (MBAS) yöntemi (S.M.21.Basım, Standart Methods, 5540 C: 2005) kullanılmıştır.

Metilen mavisi aktif maddesi tayini ölçüm yapılan numunede birbiri ile karışmayan organik çözeltiye katyonik boya yapısında olan metilen mavisinin geçişini sağlamaktadır. Bununla birlikte MBAS anyonu ve metilen mavisi katyonu tarafından tuz ve iyon çifti oluşumu yoluyla gerçekleşmektedir. Organik faz kısmında meydana gelen mavi rengin yoğunluğu, MBAS değerinin ölçüsünü vermektedir (APHA, 2005).

Eczacıbaşı Profesyonel Girişim’de LABSA anyonik yüzey aktif madde olarak tesiste kullanılmaktadır. Bu nedenle deneysel çalışmalarda elde edilen MBAS parametresi sonuçlarının absorbans değerlerinin mg/L cinsinden okunabilmesi için LABSA’nın farklı konsantrasyonlarda kalibrasyon grafik ve denklemleri oluşturulmuştur.

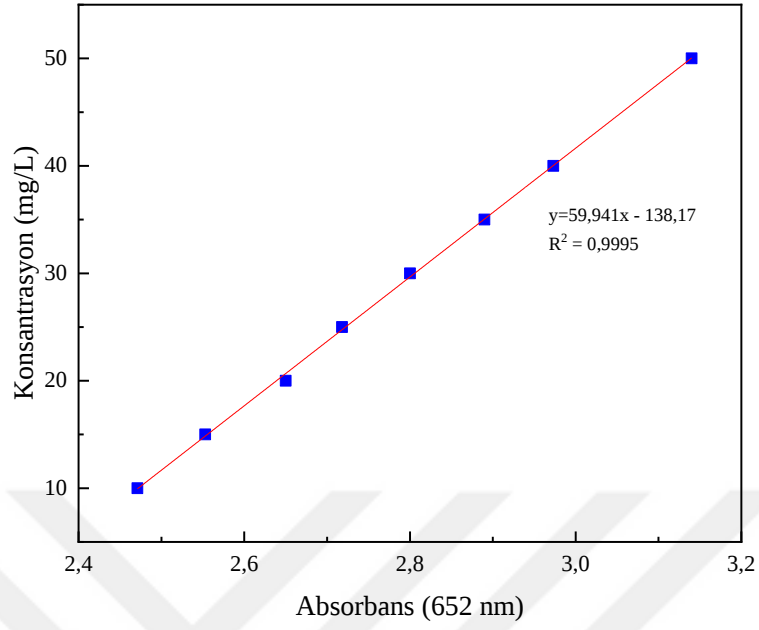
Kalibrasyon Grafiği ve Denklemi

Lineer Alkil Benzen Sulfonik Asit (LABSA) deterjan sanayisinde yaygın olarak kullanılan anyonik yüzey aktif maddedir (Issa ve diğ., 2016). LABSA moleküler yapısı Şekil 3.5'te verilmiştir (Yin ve diğ., 2021).

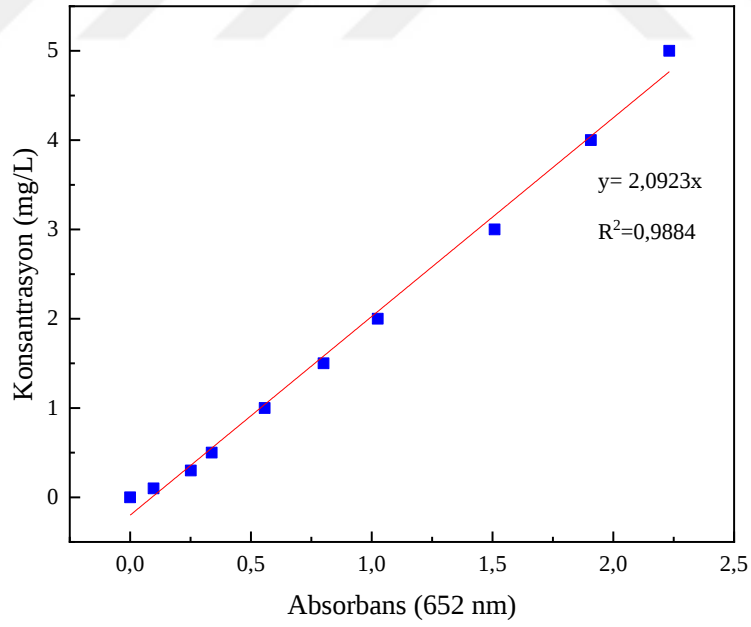


Şekil 3.5. LABSA moleküler yapısı (Yin ve diğ., 2021)

Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'den deterjan ham maddesi olan LABSA temin edilmiştir. LABSA yoğunluğu $d = 1,0491 \text{ g/cm}^3 (\text{g/mL})$ 'dir. 1,0491 g LABSA hassas terazide tartılmıştır. 1 L'lik balon jöjeye eklenen LABSA üzerine yavaş yavaş saf su eklenerek elle çalkalanmış ve 1 L'ye tamamlanmıştır. Yaklaşık olarak 1000 mg/L stok çözelti hazırlanmıştır. Kalibrasyon grafiği çizmek amacıyla stok çözeltiden 10-50 mg/L ve 0-5 mg/L arasında standart çözeltiler hazırlanmıştır. Hazırlanan standart LABSA çözeltilerine metilen mavisi yöntemi (S.M.21.Basım, Standart Methods, 5540 C: 2005) ile anyonik yüzey aktif madde tayini yapılmıştır (APHA, 2005). Metilen mavisi yöntemine göre standart çözeltilerin sonuç absorbans değerleri 652 nm dalga boyunda spektrofotometrede ölçülmüştür. Spektrofotometrede 652 nm değeri dalga boyu taraması ile kontrol edilmiştir. 10-50 mg/L ve 0-5 mg/L konsantrasyonlarına karşılık absorbans değerleri ile kalibrasyon grafikleri çizilmiştir. Elde edilen kalibrasyon grafikleri Şekil 3.6 ve 3.7'de verilmiştir.



Şekil 3.6. Kalibrasyon grafiği (10-50 mg/L)



Şekil 3.7. Kalibrasyon grafiği (0-5 mg/L)

Şekil 3.6 ve Şekil 3.7 grafiklerinden elde edilen denklemler sırasıyla 10-50 mg/L konsantrasyon ve 0-5 mg/L konsantrasyon aralığı için Denklem (3.2) ve (3.3)'te verilmiştir.

$$y=59,941x-138,17 \quad (3.2)$$

$$y=2,0923x \quad (3.3)$$

Deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen absorbans değerlerine karşılık anyonik yüzey aktif madde miktarı Denklem (3.2) ve (3.3)'te verilen denklemler kullanılarak konsantrasyon cinsinden hesaplanmıştır.

3.2.3. Kimyasal Oksijen İhtiyacı Tayini

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), evsel ve endüstriyel atıksuların organik kirlilik yükünün derecesini belirlemede kullanılan en önemli parametrelerden biridir. Kimyasal olarak oksitlenebilen organik maddelerin oksijen ihtiyacı KOİ ile ifade edilir. KOİ tayini sulardaki karbonlu maddelerin karbondioksit dönüşüne kadar ilave edilecek oksijeni ifade etmektedir. Tayinde oksijen yerine yüksek oksitleyici özellikte oksidant kimyasal (potasyum dikromat gibi) kullanılır. Oksidasyonun hızlandırılması ve tamamlanması için kuvvetli asidik ve yükseltilmiş sıcaklık şartlarında, katalizörlerin de mevcudiyetinde reaksiyon gerçekleştirilmektedir. Testte elde edilen bilgi ise, sudaki kirletici maddedeki karbonu gidermek için harcanan oksidant miktarıdır. Harcanan oksidant miktarı, oksijen ihtiyacı yani oksijen olarak ifade edilir. Sonuçta tayinle elde edilen oksijen ihtiyacı atıksuyun içindeki karbon miktarının (konsantrasyon) dolaylı bir ölçüsü olmaktadır (Öztürk ve diğ., 2005). Kimyasal oksijen ihtiyacı tayininde kapalı reflux titrimetrik metodu (Standart Methods 5520 D Closed Reflux Method) kullanılmıştır (APHA, 2005).

3.2.4. EK→ADS ve EK+ADS Sistemlerin YYM ile Değerlendirilmesi

Ardışık ve hibrit arıtma sistemlerde MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi (%) dikkate alınarak incelenmiştir. Ardışık arıtma sisteminde EK prosesinde süre, akım yoğunluğu ve pH parametreleri üzerinden üç bağlantı şeklinde ön deneysel çalışmalar yürütülmüştür.

Adsorpsiyon prosesinde ise; pH, reaksiyon süresi, adsorbent türü ve miktarı, karıştırma hızı kesikli çalışmalardaki proses verimini etkileyen en önemli parametrelerdir. Belirtilen bu parametrelerin arıtım verimine etkilerini incelemek amacıyla deneysel çalışmalar yapılmıştır.

Optimum reaksiyon şartlarının belirlenmesi için yüzey yanıt yöntemi kullanılarak deneysel tasarım gerçekleştirilmiştir.

Ardışık sistemde; EK prosesinden çıkan suların adsorpsiyon prosesi ile deneylerde bağımsız değişkenler olarak pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametreleri incelenirken hibrit sistemde ise; pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu parametreleri üç farklı ‘düşük (-1), orta (0), yüksek (+1)’ seviyede giderim verimi üzerindeki etkileri incelenmiştir.

Ardışık sistemde CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK adsorbentleri kullanılan arıtım sistemi değerlendirilmiştir. Proses verimliliği bağımlı değişkenler (yanıtlar) üzerinden belirlenmiştir. Bağımlı değişkenler; anyonik yüzey aktif madde, kimyasal oksijen ihtiyacı ve bulanıklıktır (NTU).

Arıtma verimliliğinin optimizasyonunda yüzey yanıt yöntemi uygulaması Minitab-17 programı ile gerçekleştirilmiş olup, Box-Behnken Tasarım yöntemi tercih edilmiştir. Bu tasarım “-1, 0, +1” olarak kodlanmış değerleri temsil eden üç seviyeli bir faktör yaklaşımına dayanır.

Bu tasarım yaklaşımında uygulanan kombinasyonlar işlem alanı kenarının orta noktalarına yerleştirilmektedir (Tak ve diğ., 2015). BBT tasarımında kullanılan eşitlik Denklem 3.4’te verilmiştir;

$$N=2K(k-1)+C_0 \quad (3.4)$$

Burada; N: deney sayısı, K: faktör sayısı, k: seviye sayısı ve C_0 : merkezi noktanın kopya sayısını ifade eder.

Denklem 2.4 ’te değerler yerine yazıldığında; $N=2.4(3-1)+11$ ise $N=27$ deney sayısı bulunmuştur. Her bir kompozit için 27 deney seti şeklinde çalışma yapılmıştır.

BBT'nin avantajlarından biri tüm faktörlerin aynı anda en yüksek ve en düşük seviyelerdeki durumları değerlendirmesidir (Bajpai ve Katoch, 2020).

Faktörlerin seviyelerinin belirlenmesinde, özellikle düşük pH (≤ 7) değerlerinde sulu ortamda yoğun olarak bulunan hidrojen iyonları adsorbent yüzeyine bağlanabilmesi için pozitif yüklü iyonlar ile bir yarış içerisinde olduğu göz önünde bulundurulmalıdır. Sulu ortamdaki hidrojen iyonları adsorbent yüzeyini protonlayarak adsorbent yüzeyinin pozitif yüklenmesine ve düşük adsorpsiyona neden olmaktadır (Singh ve diğ., 2016; Zaied ve diğ., 2020; Nidheesh ve diğ., 2021).

Daha yüksek pH (≥ 7) değerlerinde ise, ortamdaki hidrojen iyonları hidroksit iyonları ile nötralize edilirken adsorbent yüzeyindeki fonksiyonel gruplar iyonlaşmaktadır. Bu da ceviz ve fındık kabuklarındaki karboksil gruplarını iyonlaştırarak yüzeyde negatif yük oluşturur ve pozitif iyonların aktif gruplara bağlanmasını sağlamaktadır (Dede, 2018). Önceki yapılan çalışmalarda da geniş pH (4-12) aralıklarında çalışıldığı görülmektedir (Singh ve diğ., 2016; Zaied ve diğ., 2020; Nidheesh ve diğ., 2021).

Ardışık sistem için belirlenen deneysel faktörler ve seviyeleri önceki yapılan çalışma aralıkları ve ön deneysel çalışmalar referans alınarak belirlenmiş olup Tablo 3.2'de verilmiştir.

Tablo 3.2. Ardışık adsorpsiyon sistemi için deneysel parametreler ve faktörler

Faktör	Sembol	Faktör Seviyeleri		
		-1	0	+1
pH	X1	4	8	12
Reaksiyon Süresi (dk)	X2	5	77,5	150
Adsorbent Miktarı (g/100mL)	X3	0,3	0,9	1,5
Karıştırma Hızı (rpm)	X4	50	125	200

Ardışık sistem optimizasyonunda kullanılan deneysel şartlar Tablo 3.3'te verilmiştir. Hibrit sistemde ise ardışık sistem için en verimli sonuç veren adsorbent kullanılarak iki sistem arasındaki verimlerin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Hibrit sistem için belirlenen deneysel faktörler ve seviyeleri Tablo 3.4'te verilmiştir.

Tablo 3.3. Ardışık adsorpsiyon sisteminin optimizasyonunda kullanılan deneysel şartlar

Deney	X1 (pH)	X2 (dk)	X3 (g)	X4 (rpm)
1	8	5	0,9	50
2	4	77,5	1,5	125
3	4	150	0,9	125
4	8	150	0,9	50
5	8	150	0,9	200
6	8	77,5	0,3	200
7	12	150	0,9	125
8	8	150	0,3	125
9	12	77,5	0,9	50
10	12	77,5	0,9	200
11	8	77,5	0,9	125
12	8	5	0,3	125
13	8	5	1,5	125
14	12	5	0,9	125
15	8	5	0,9	200
16	4	77,5	0,3	125
17	8	77,5	0,9	125
18	8	77,5	0,9	125
19	4	77,5	0,9	50
20	4	77,5	0,9	200
21	12	77,5	1,5	125
22	4	5	0,9	125
23	8	77,5	0,3	50
24	8	77,5	1,5	50
25	8	77,5	1,5	200
26	12	77,5	0,3	125
27	8	150	1,5	125

Tablo 3.4. Hibrit sistem optimizasyonu için deneysel faktörler ve seviyeleri

Faktör	Sembol	Faktör Seviyeleri		
		-1	0	+1
pH	X1	4	6,5	9
Reaksiyon Süresi (dk)	X2	5	10	15
Adsorbent Miktarı (g/500mL)	X3	1	2	3
Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	X4	2,63	5,26	7,89

Tablo 3.4’te görülmektedir ki, bağımsız değişkenler olarak pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu parametrelerinin üç farklı ‘düşük (-1), orta (0), yüksek (+1) seviyede giderim verimi üzerindeki etkileri incelenmiştir. Bu faktörlerin arıtım verimine etkileri ve optimum reaksiyon koşullarını belirlemek amacıyla yüzey yanıt metodolojisi kullanılarak deneysel tasarım gerçekleştirilmiştir. Faktörlerin X1, X2, X3 ve X4’ün bireysel ve birleşik etkisini incelemek için YYM modeline ANOVA uygulanmıştır (Zhang ve Pan, 2014). Her bir yanıt değeri üzerinde bağımsız değişkenlerin yüzdesel etkinliğini belirlemek için Pareto analizi incelenmiştir. Pareto hesaplamaları Minitab® 17.1.0 yazılımı kullanılarak yapılmıştır. Ardışık sistem ile en verimli kompozit olarak belirlenen kompozit ile EK+ADS sisteminin MBAS, KOİ ve bulanıklık parametreleri üzerine etkilerinin incelenmesi amaçlanmıştır. Deneysel sonuçlar, model tarafından incelenen ardışık sistemde her bir kompozit veya hibrit sistem için önerilen denklemlerle elde edilen tahmini sonuçlar karşılaştırılarak “gerçek değer-hesaplanan değer grafikleri” oluşturulmuştur. Sonuç olarak modelin deneysel çalışma sonuçları ile uyumu araştırılmıştır. Bağımlı değişkenler üzerinden Minitab® 17.1.0 yazılımı ile çizilen yüzey yanıt grafikleri üzerinden bağımsız değişkenlerin etkileri incelenmiştir.

Normal olasılık grafiği ise, aykırı değerler olarak adlandırılan sapmış deneyleri belirlemek için yararlı bir değerlendirme aracıdır (Malmqvist, 2018). Normal olasılık grafiğinde doğrusal çizginin üzerinde verilerin düz bir şekilde sıralanması ile birlikte, açık olarak sıralı şekilde bir eğrinin dışında oluşması artık dağılımdaki anormalliklerin göstergesidir (Seltman, 2018).

Doğru regresyon modelinin seçilip seçilmediğini kontrol etmek için, kalıntı analizinin yapılması önerilmektedir. Bir kalıntı, regresyon için gözlemlenen her nokta arasındaki uzaklık farkından bulunmaktadır. Bir kalıntı pozitif olduğunda, noktanın beklenenden daha yüksek bir değere sahip olduğunu, negatif olduğunda ise tam tersi olduğunu göstermektedir. Tahmin edilenlerden bazıları yanlış ise, düz çizgi bir eğriye dönüşebilmektedir. Noktaların eşit olmayan yayılmasını tespit etmek için fit edilen değerler grafiğinde dikey bantlar arasındaki fark karşılaştırılır (Seltman, 2018). Tablo 3.5’te Optimizasyon için Minitab® 17.1.0 yazılımında BBT tasarımı ile belirlenen faktör seviyeleri verilmiştir.

Tablo 3.5. Hibrit sistem optimizasyon için belirlenen faktörlerin seviyeleri ve BBT deney tasarımı

Deney	X1 (pH)	X2 (dk)	X3 (g)	X4 (mA/cm ²)
1	6,5	5	2	2,63
2	4	10	3	5,26
3	4	15	2	5,26
4	6,5	15	2	2,63
5	6,5	15	2	7,89
6	6,5	10	1	7,89
7	9	15	2	5,26
8	6,5	15	1	5,26
9	9	10	2	2,63
10	9	10	2	7,89
11	6,5	10	2	5,26
12	6,5	5	1	5,26
13	6,5	5	3	5,26
14	9	5	2	5,26
15	6,5	5	2	7,89
16	4	10	1	5,26
17	6,5	10	2	5,26
18	6,5	10	2	5,26
19	4	10	2	2,63
20	4	10	2	7,89
21	9	10	3	5,26
22	4	5	2	5,26
23	6,5	10	1	2,63
24	6,5	10	3	2,63
25	6,5	10	3	7,89
26	9	10	1	5,26
27	6,5	15	3	5,26

4. DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMA

Tez çalışmasında farklı zamanlarda alınan çamaşırhane atıksuyuna ardışık EK→ADS ve hibrit EK+ADS sistemi uygulanmıştır. EK yönteminde alüminyum elektrotlar, Adsorpsiyon yönteminde ise tarımsal atıklardan sentezlenen karbonize ve polimerize adsorbentler kullanılmıştır. Her iki yöntemde pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı, karıştırma hızı, akım yoğunluğu gibi faktörlerin etkisi optimizasyon ile MBAS, KOİ ve bulanıklık parametreleri üzerinden değerlendirilmiştir.

4.1. Sentezlenen Kompozitlerin Karakterizasyonu

Adsorpsiyon prosesi için sentezlenen CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK kompozitlerin kül, nem, iyot sayısı, elementel, SEM (arıtım öncesi ve arıtım sonrası) ve FTIR analizleri yapılmıştır.

4.1.1. Kül Analizi

Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası kül içerikleri sonuçları Tablo 4.1’de gösterilmiştir.

Tablo 4.1. Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası kül içerikleri

Kabuklar	Ham	Karbonizasyon	Kül içeriği (%)	
			Polimerizasyon	
			Anilin	Pirol
Ceviz	1,05	1,81	2,61	3,3
Fındık	0,9	1,90	1,51	1,60

Tablo 4.1’e göre ham kabuklarda kül oranı en düşük %0,9 ile fındık kabuğu iken, karbonizasyon sonrasında bu oran %1,81 ile ceviz kabuğunda görülmüştür. Polimerizasyon sonrasında ise PANI/FAK ve PPy/FAK sırasıyla %1,51 ve %1,60 kül içeriği görülmüştür. Tüm sonuçlarda kül içeriğinde çok az miktarda artış olması karbonizasyon ve polimerizasyonda kullanılan inorganik maddelerin (H_3PO_4) yakılmamasına bağlı olarak yorumlanmıştır. Ürünün karbon içeriği ve mineral maddenin özelliğine göre kül içeriği göreceli olarak artmıştır (Prahas ve diğ., 2008).

4.1.2. Nem Analizi

Aktif karbon üretimi öncesinde ham kabuklara nem analizi yapılması atık kabukların karakterizasyonu hakkında bilgi vermektedir (Imamoglu ve diğ., 2018). Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası nem içerikleri Tablo 4.2’de verilmiştir.

Tablo 4.2. Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası nem içerikleri

Kabuklar	Nem içeriği (%)			
	Ham	Karbonizasyon	Polimerizasyon	
			Anilin	Pirol
Ceviz	3,37	1,81	1,21	0,30
Fındık	2,11	1,88	1,50	1,20

Tablo 4.2’e göre polimerizasyon sonrası elde edilen PANI/CAK- PANI/FAK ve PPy/CAK - PPy/FAK polimerik kompozitlerinin nem içeriği de sırasıyla %1,21-1,50 ve %0,30- %1,20’dir. Polimerik kompozitlerinin ham ve karbonize edilmiş aktif karbona göre, kabukların nem içeriğinin düşük olması beklenen bir durum olup, sentez sonunda kurutulması nedeniyle açıklanabilir.

4.1.3. İyot Sayısı Analizi

Kompozit sentezlenmesi sırasında kullanılan ceviz ve fındık kabuklarındaki iyot sayısındaki değişimler Tablo 4.3’te verilmiştir.

Tablo 4.3. Ceviz ve fındık kabuklarının ham, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası iyot sayısı içerikleri

Kabuklar	İyot Sayısı (mg/g)			
	Ham	Karbonizasyon	Polimerizasyon	
			Anilin	Pirol
Ceviz	435	492	552	498
Fındık	153	508	515	549

Tablo 4.3'te görüldüğü gibi karbonizasyona tabi tutulan ceviz ve fındık kabuklarında iyot sayısı sırasıyla %12 ve %70 artış göstermiştir. Bu artış ceviz aktif karbonla desteklenmiş polianilin ve polipirol kompozitlerinde sırasıyla %22 ve %13 artış gösterirken fındık aktif karbonla desteklenmiş polianilin ve polipirol kompozitlerinde sırasıyla %70 ve %72 artış görülmüştür. Bu da karbonizasyon sonrası aktif karbonun ve polimerik kompozitlerin adsorpsiyon kapasitesinin yüksek olduğunu göstermiştir.

4.1.4. Elementel Analiz

Elementel analiz aktif karbonun yapısındaki Karbon(C), Hidrojen(H), Oksijen (O), Azot (N), Kükürt (S) elementlerinin miktarlarını belirlemede kullanılmaktadır. Bu nedenle çalışmada ceviz ve fındık kabukları, karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası elementel analizi yapılmıştır. Sonuçlar Tablo 4.4' te gösterilmiştir. Oksijen miktarı elementel analiz cihazı ile ölçülemediğinden matematiksel olarak hesaplama ile elde edilmiştir.

Tablo 4.4. Elementel analiz sonuçları

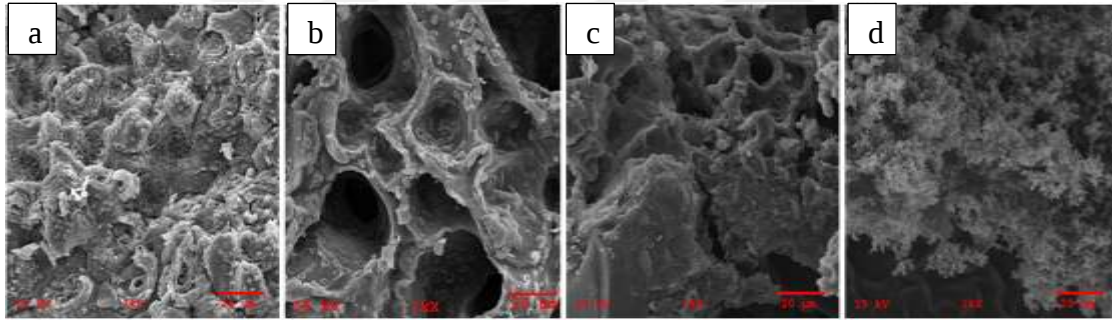
Kabuklar ve Kompozitler	% C	% H	%N	% S	% O
Ceviz Kabuğu	47,22	6,12	1,33	0,00	45,33
Fındık Kabuğu	44,83	0,09	1,41	0,00	53,67
CAK	77,72	1,05	3,13	0,00	18,1
FAK	45,35	2,33	3,09	0,00	49,23
PANI	49,37	5,24	9,32	0,00	36,07
PANI/CAK	58,36	2,59	2,40	0,00	36,65
PANI/FAK	62,75	3,29	3,93	0,00	30,03
PPy	54,51	3,99	14,67	0,00	26,83
PPy/CAK	56,50	3,39	8,96	0,00	31,15
PPy/FAK	64,26	2,92	7,66	0,00	25,16

Tablo 4.4'e göre ham kabuklardan elde edilen elementel analiz sonuçlarına göre, karbon miktarı ceviz ve fındık kabukları için sırasıyla %47,22 ve %44,83'tür. Fındık kabuğu ile yapılan çalışmalarda benzer karbon miktarı elde edilmiştir (Malik ve diğ., 2017; Dede, 2018). Kabukların karbonize edilmesiyle birlikte, karbon miktarında artış görülmektedir. Ham ceviz kabuğundaki karbon oranı %47,22 iken karbonizasyon sonrasında %77,72'e yükselmiştir.

Kabukların aktif karbon haline gelmesi ile elde edilen elementel analizdeki karbon yüzdesi, aktif karbon yüzdesini ifade ederken, 1 g aktif karbon içeren ve içermeyen PANI ve PPy polimerik kompozitlerindeki karbon oranı ise daha ziyade polimerik yapıdaki karbon miktarıyla ifade edilmektedir. Buna göre ceviz ve fındık kabuğundan elde edilen aktif karbon içeren ve içermeyen PANI ve PPy'de %C oranı benzer olduğu görülmektedir. Kompozitteki hidrojen ve azot yüzdesi de polimerik yapıdaki H ve N miktarını göstermiştir.

4.1.5. SEM Analizi

Ceviz ve fındık kabukları, CAK, FAK ve PANI/CAK, PANI/FAK numunelerinin yüzey morfolojisini belirlemek için taramalı elektron mikroskobu (SEM) uygulanmıştır. Sırasıyla; ceviz kabuğu (a), CAK (b), PANI/CAK (c) ve PPy/ CAK (d) SEM görüntüleri Şekil 4.1'de verilmiştir.



Şekil 4.1. (a) Ceviz kabuğu, (b) CAK, (c) PANI/CAK ve (d) PPy/CAK SEM görüntüleri (1kx)

Ceviz kabuğu yüzey morfolojisinde küresel vari yapılar olup, iç içe sarmal halde katmanlı gözenekler bulunmaktadır. Gözeneklerin bir kısmı kapalı, bir kısmı açık haldedir (Şekil 4.1a).

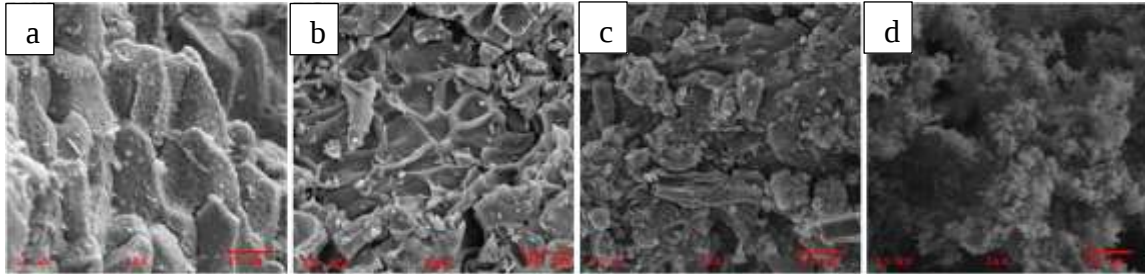
Ceviz kabuğundan elde edilen aktif karbon numuneleri, yatay doğrultuda gözenekli şekilde olduğu görülmektedir. CAK (1kx) büyütme oranında açık ve kapalı gözenekler açıkça gözlenmekte ve bu gözeneklerin iç duvarlarında küçük gözenekler görülmektedir. Açık görünen gözeneklerin iletim hatları şeklinde içten bağlantılı olduğu düşünülmektedir. Ayrıca gözeneklerin farklı boyutlarda olduğu ve tam bir küreselliğe sahip olmadığı gözlenmiştir. Aktif karbon yüzeyinin pürüzlü ve gevrek bir yapıda

olduğu görülmüştür. Yer yer kırılmalar gözlenmiştir. Ayrıca fibril yapılı ve içi boş görünen iletim hatları şeklinde yapılar görülmüştür. Bunların açık gözeneklerin iletim hatları olabileceği düşünülmektedir (Şekil 4.1b).

PANI/CAK kompozitine ait numune incelendiğinde, ceviz kabuğundan elde edilen aktif karbon üzerine PANI polimerinin her yeri kaplayacak şekilde tutunduğu ve malzemenin yüzey alanını genişlettiği gözlenmiştir (Şekil 4.1c).

PPy/CAK kompozitine ait numune incelendiğinde, ceviz kabuğundan elde edilen aktif karbon üzerine PPy polimerinin her yeri kaplayacak şekilde yığınlar şeklinde tutunup biriktiği gözlenmiştir. Ceviz kabuğu aktif karbonundaki bol gözenekli yapı bu kompozitte seçilememekle birlikte, PPy polimerinin yığınlarının altında kaldıkları düşünülmektedir. Bu polimerin bu şekilde birikmesinin adsorpsiyon yüzey alanını arttırdığı ancak yüzeydeki aktif alanların dolmasına da sebep olarak olumsuz yönde etkisi olduğu düşünülmektedir (Şekil 4.1d).

Şekil 4.2’de fındık kabuğu (a), FAK (b), PANI/FAK (c) ve PPy/ FAK (d) SEM görüntüleri verilmiştir.



Şekil 4.2. (a) Fındık kabuğu, (b) FAK, (c) PANI/FAK ve (d) PPy/ FAK SEM görüntüleri (1kx)

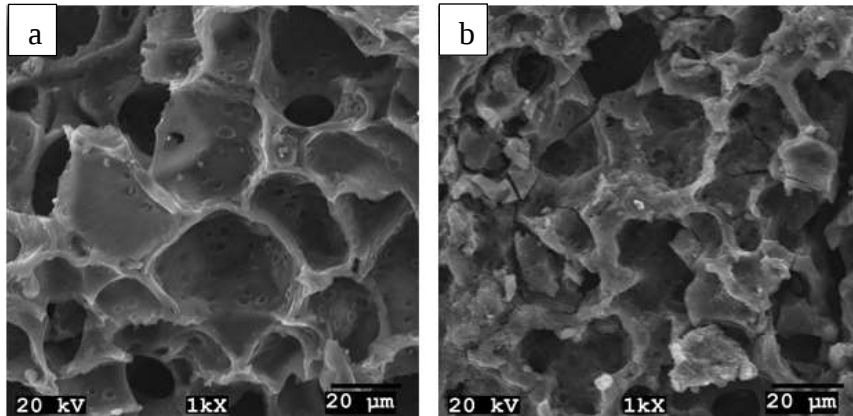
Fındık kabuğunda yönlendirilmiş kolonsal yapılar bulunmaktadır. Yapılar üzerinde farklı boyutlarda gözenekler mevcuttur (Şekil 4.2a).

Fındık kabuğundan elde edilen aktif karbon örneğinde, karmaşık bir yapı gözlenmiştir. Görüntü üstten incelendiğinde kolonsal (boyuna) yapılar ve yer yer taneli yapılar görülmüştür. Görüntü yan yüzeyden bakıldığında ise uzamış taneler benzeri bir görüntü elde edilmiştir. Aralarında boşluk görülmemekte, birbirlerine sıkıca bağlanmış gibi

durumdadırlar. Ayrıca yer yer açık/içi boş kolonsal yapılar görülmüştür (Şekil 4.2b). Dış yüzeyinin hafif oluklu olduğunu ve karbonizasyon sırasında kademeli olarak dağılmış bol gözenekleri göstermektedir. Bu gözenekler, karbonun iç yüzeyindeki mikro gözeneklere bağlanan ana kanallar olarak görev yapan dış gözeneklerdir. Düşük sıcaklıkta H_3PO_4 ile kimyasal aktivasyon, önce mikro gözeneklerin geliştiğini, ardından mezo gözenekliliğin geliştiğini gösterirken, sıcaklığın $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'ye kadar yükseldiğini ve ardından olası gözeneklerin daralması nedeniyle azalmaya başladığı tahmin edilmektedir (Örkün ve diğ., 2012).

PANI/FAK kompoziti incelendiğinde, fındık kabuğundan elde edilen aktif karbon üzerine PANI polimerinin her yeri kaplayacak şekilde kar tabakası gibi tutunduğu, fakat malzemenin gevrek bir hale geldiği gözlenmiştir. Fındık kabuğu aktif karbonunda gözlenmiş olan porlar burada kaybolmuş ve büyük olasılıkla bu porlar polimerle dolmuştur (Şekil 4.2c). PPy/FAK kompozitinde, fındık kabuğundan elde edilen aktif karbon üzerine PPy polimerinin her yeri kaplayacak şekilde yığınlar oluşturup tabakalar şeklinde tutunup biriktiği gözlenmiştir. Fındık kabuğu aktif karbonundaki gözenekli yapı bu kompozitte seçilememekle birlikte, PPy polimerinin yığınlarının altında kaldıkları düşünülmektedir (Şekil 4.2d).

Şekil 4.3'de optimum koşullarda uygulanan deneysel çalışmalar sonucunda sırasıyla ardışık ve hibrit sistem için kullanılan PANI/CAK-Ardışık sistem (a), PANI/CAK-Hibrit sistem (b) SEM görüntüleri verilmiştir.

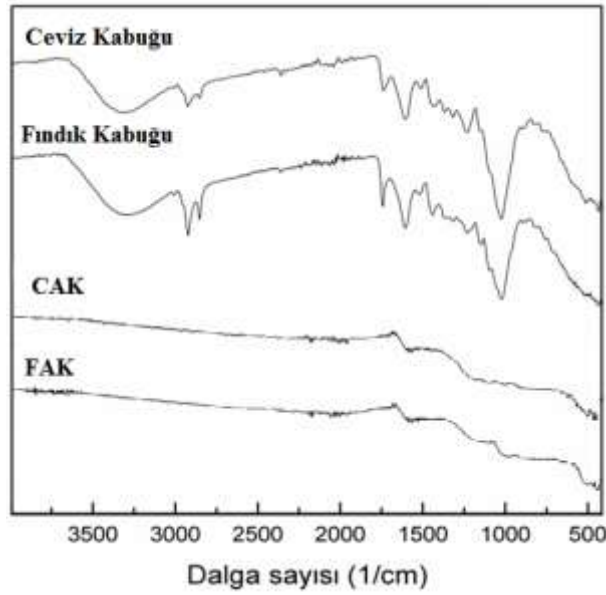


Şekil 4.3. (a) PANI/CAK-Ardışık sistem, (b) PANI/CAK-Hibrit sistem SEM görüntüleri (1kx)

Ardışık sistem ile arıtım sonrası adsorbent yüzeyinde pürüzlülükler oluştuğu görülmüştür. Karbonizasyon sonrası makro gözenekli ve polimerizasyon sonrasında oluşan mikro gözenekli yapıların arıtım sonrası dolduğu gözlemlenmiştir. Kompozit halinde makro gözenekli yapıların daha düzgün yapıdayken ardışık sistem ile arıtım sonrası bu gözeneklerin kısmen azaldığı görülmüştür. PANI/CAK kompozitinde yüzeyde düzensizlikler ve pürüzlülükler, sap mikron ve poroz bir yapı oluşturmuştur. Ardışık sistem arıtım sonrasında ise pürüzlülüğün ve poroz yapının kaybolmasıyla sistemde adsorpsiyonun çalıştığını ve arıtımı olumlu yönde etkilediği şeklinde yorumlanmıştır (Şekil 4.3a). Hibrit sistemde ise arıtım sonrası kompozit üzerindeki poroz yapının daha az olduğu görülmüştür. Poroz yapının kısmen kaybolduğu ancak ardışık sisteme göre daha az değiştiği görülmüştür. Karbonizasyon ve polimerizasyon sonucu oluşan makro ve mikro porların kirletici ile dolduğu düşünülmektedir (Şekil 4.3b).

4.1.6. FTIR Analizi

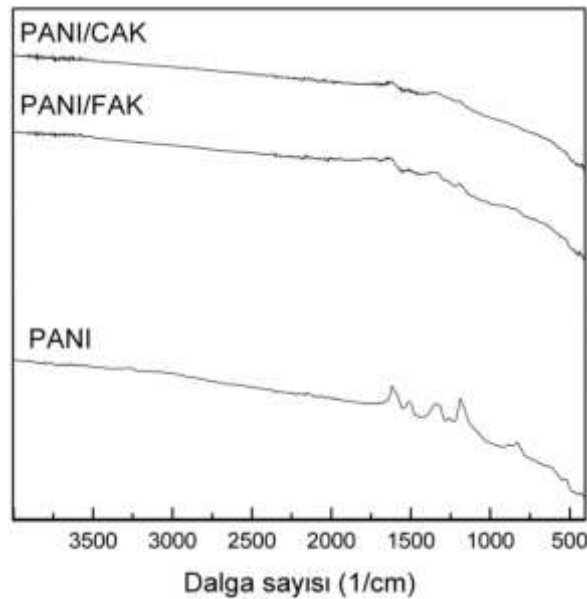
Yüzey fonksiyonel gruplar veya örneklerin yapı karakterizasyonu, FTIR spektrofotometresi kullanılarak $4000-400\text{ cm}^{-1}$ dalga boyu aralığında kaydedilen FTIR iletim spektrumları ile analiz edilmiştir. Ceviz ve fındık kabuğu, CAK, FAK FTIR spektrumları Şekil 4.4'te verilmiştir.



Şekil 4.4. Ceviz ve fındık kabuğu, CAK ve FAK FTIR spektrumları

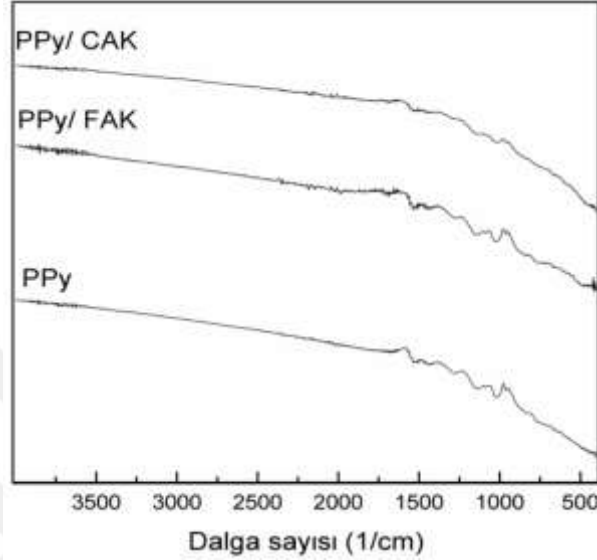
Şekil 4.4'e göre; ceviz ve fındık kabuklarından elde edilen FTIR spektrumları tipik selülozik ve ligno selülozik materyallere benzemektedir (Yang ve Lua, 2003). Ceviz ve fındık kabuklarından elde edilen FTIR spektrumlarındaki bantlar, sırasıyla 3335 cm^{-1} ve 3348 cm^{-1} 'deki geniş bant karboksil grubundaki -OH titreşimi ya da alkol, fenol ve lakton gruplarındaki -OH titreşimi ile ilişkilendirilmiştir (Sricharoenchaikul ve diğ., 2008; Ribeiro ve diğ., 2015). Ceviz ve fındık kabuklarının eğrilerinde $586\text{-}726\text{ cm}^{-1}$ dalga boyu aralığında görülen zayıf bantlar CO_2 'den gelen C=O titreşimi ile açıklanabilir.

Ceviz ve fındık kabuklarına göre karbonizasyon sonrası aktif karbonların FTIR spektrum bantlarının şiddeti zayıflamıştır. CAK ve FAK sırasıyla 3351 cm^{-1} ve 3341 cm^{-1} dalga boylarındaki zayıf ve geniş bant -OH hidroksil gruplarıyla ilişkilendirilmiştir (Foo ve Hameed, 2012; Abdullah ve diğ., 2017). Buna göre, CAK ve FAK FTIR spektrum bantlarının yoğunluğu zayıflamıştır. Sonuç olarak; Ceviz ve fındık kabukları ile CAK ve FAK için FTIR analizlerinde karakteristik lignoselülozik yapıya benzer spektrum bantları elde edilmiştir. Ancak spektrum bantları CAK ve FAK için daha zayıf olduğu görülmüştür. Bu da karbonizasyon sonucunda lignoselülozik yapıların ortadan kalkarak, karbonlaşmanın arttığını göstermiştir. Karbonize olan kabukların anilin ve pirol ile kimyasal polimerizasyon sonrası FTIR spektrumları sırasıyla Şekil 4.5 ve 4.6'da verilmiştir.



Şekil 4.5. Polianilin ile aktif karbon destekli kompozitlerin FTIR spektrum eğrileri

Şekil 4.5'e göre; saf polianilinin karakteristik bantları 1580 cm^{-1} quinoid halkasındaki C=N ve C=C gerilimi, 1496 cm^{-1} deki bant benzenoid biriminin C-C aromatik halka gerilimini, 1293 ve 818 cm^{-1} deki bantlar ikincil aromatik aminin C-N gerilimi ile ve aromatik C-H düzlem dışı eğilme titreşimi ile ilişkilendirilmiştir.



Şekil 4.6. Polipirol ile aktif karbon destekli kompozitlerin FTIR spektrum eğrileri

Şekil 4.6'a saf polipirolün karakteristik bantları 1560 cm^{-1} polipirol halkasındaki quinoid halkasındaki C=C ve C=N gerilimi ile ilişkilendirilmiş, 1400 cm^{-1} deki bant benzenoid halkasının C=C, C=N gerilimi ile, 1315 cm^{-1} aromatik C-N gerilimi ile 1024 cm^{-1} deki bant ise C-H düzlem içi titreşim ile ilişkilendirilmiştir.

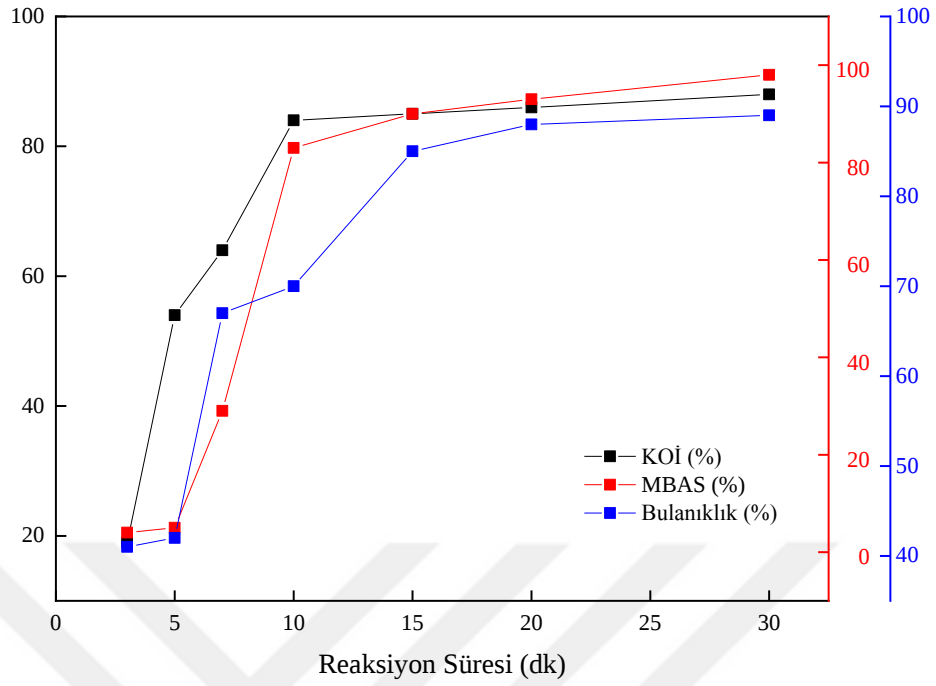
Ceviz kabuğunun aktif karbonu ile kompozit oluşturan PANI'nin FTIR spektrumunda PANI'nin karakteristik bantlarında biraz kaymalar gerçekleşmiştir. Mesela C=C ve C=N gerilimi ceviz ile polimerizasyonda 1580 cm^{-1} değerine kaymıştır. Fındık ve ceviz aktif karbonuyla elde edilen PANI kompozitinde PANI'nin karakteristik bantları iyice zayıflamıştır. Fındık kabuğunun aktif karbonuyla elde edilen PPy kompozitinin spektrum bantları saf PPy'nin bant değerlerine yakın olup, PANI de olduğu gibi kaymalar mevcuttur. Örneğin polipiroldeki quinoid halkasındaki C=C ve C=N gerilimi fındık kompozitinde 1560 cm^{-1} den 1503 cm^{-1} 'e kaymıştır. CAK ile PPy/CAK spektrumunda ise saf pirolün karakteristik bantları oldukça zayıflamıştır. Elde edilen sonuçlara göre, kabuklardan üretilen aktif karbonun polimerik ağ yapısı içerisine girdiği, spektrum bantlarındaki kaymalardan anlaşılmaktadır.

4.2. Ardışık Sistem Çalışmaları

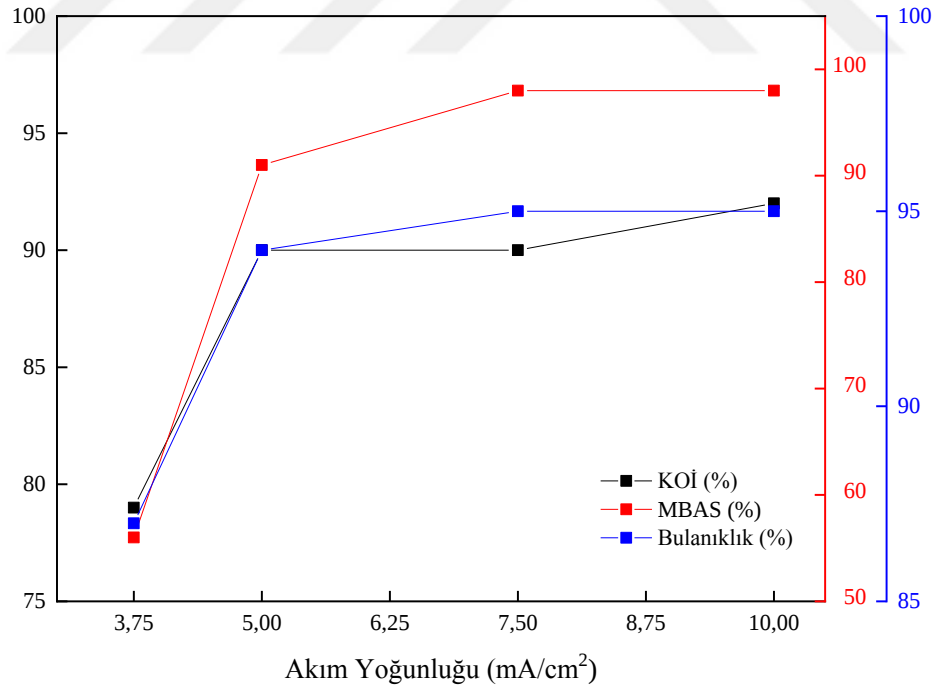
Ardışık sistemde yüksek MBAS ve KOİ içeriğine sahip olan 1. Örnekleme atıksuyu kullanılarak arıtım yapılmıştır. Önce EK yöntemi ile farklı bağlantı şekilleri kullanarak ön deneysel çalışmalar yapılmıştır. Ön deneysel çalışma doğrultusunda seçilen bağlantı şekliyle ardışık sistem EK yöntemi ile deneyler yürütülmüştür. Adsorpsiyon yönteminde ise sentezlenen CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK adsorbentlerle arıtımda YYM olarak Box-Behnken Tasarımı ile optimizasyonu yapılmıştır. Ardışık sistem MBAS, KOİ ve bulanıklık parametreleri üzerinden değerlendirilmiştir.

4.2.1. Ardışık Sistem Ön Deneysel Çalışmaları

Çalışmanın ilk aşamasında, farklı bağlantı şekillerinin proses verimi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Elektrokoagülasyon ile arıtım yöntemi için en verimli bağlantı şeklini belirlemek için; (MP-P), (MP-S) ve (BP-P) olmak üzere üç bağlantı şekillerinde dizayn edilmiştir. Bu bağlantı şekillerinde süre, akım yoğunlukları ve pH'nın etkisi incelenmiştir. Reaksiyon süresi 3, 5, 7, 10, 15, 20 ve 30 dakikalık periyotlarda, 3,75, 5, 7,5, 10 mA/cm² akım yoğunluklarında, pH ise 3, 5,5, 7 ve 9'da, 200 rpm karıştırma hızında 1. Örnekleme atıksuyu ile çalışılmıştır. MP-S bağlantı modunda tüm deneylerde 1,5 g NaCl ve BP-P bağlantı modunda ise 2 g NaCl reaktör içine eklenmiştir. Her bir deney seti için 500 mL çamaşırhane atıksuyu kullanılmıştır. Ön deneme çalışmalarında kullanılan atıksu karakterizasyon değerleri; pH 9,58, bulanıklık 28 NTU, anyonik yüzey aktif madde 34 mg/L, KOİ 320 mg/L, iletkenlik 1128 µS/cm'dir. Ön deneme deneylerinde 5,26 mA/cm² akım yoğunluğu değerinde çalışılmıştır. MP-P bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri üzerindeki etkisi Şekil 4.7'de verilmiştir. Şekil 4.7'e göre; ilk 10 dk içerisinde MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla; %85, %83 ve %70 olduğu görülmektedir. Reaksiyon süresi 15 dakika olduğunda ise giderim verimleri sırasıyla (MBAS, KOİ ve bulanıklık) % 90, % 85 ve %85'e ulaşmıştır. 15 dakikanın üzerindeki çalışmalarda ise giderim veriminde önemli bir değişiklik gözlenmemiştir. Bu nedenle MP-P bağlantı şeklinde optimum reaksiyon süresi 15 dakika olarak kabul edilmiştir. Akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri üzerindeki etkisi Şekil 4.8'de verilmiştir.



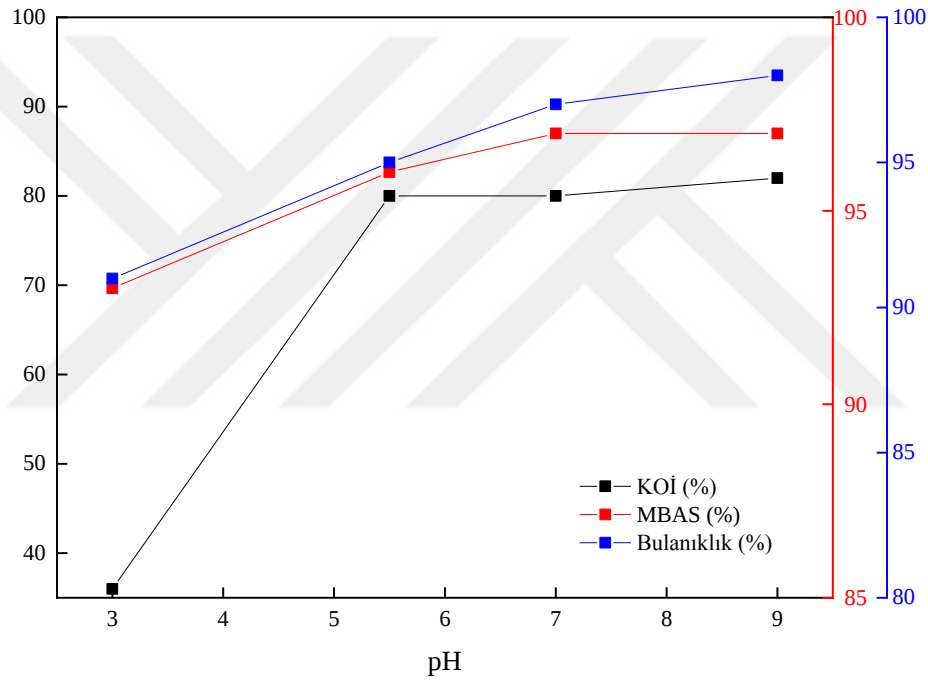
Şekil 4.7. MP-P bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm²; T: 25 °C)



Şekil 4.8. MP-P bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; T: 25 °C)

Şekil 4.8’de görülebileceği gibi; akım yoğunluğunun artması daha yüksek giderim verimi sağlamaktadır. MBAS 5 mA/cm² ile %93 giderim verimi sağlamıştır. Çalışılan akım yoğunluklarına göre KOİ ve bulanıklık giderim verimi sırasıyla %90 ve %94 bulunmuştur. Akım yoğunluğundaki artışın giderim verimi üzerinde olumlu etki yaptığı birçok çalışmada görülmüştür. Akım yoğunluğundaki artışa paralel olarak çıkış suyunda pH da artmıştır (Zhu ve diğ., 2020; Sher ve diğ., 2021).

Şekil 4.9’da pH’nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi incelenmiştir. pH 5,5 değerinde 15 dakika, 5 mA/cm² akım yoğunluğu ve 25 °C sıcaklıkta çalışılmıştır.



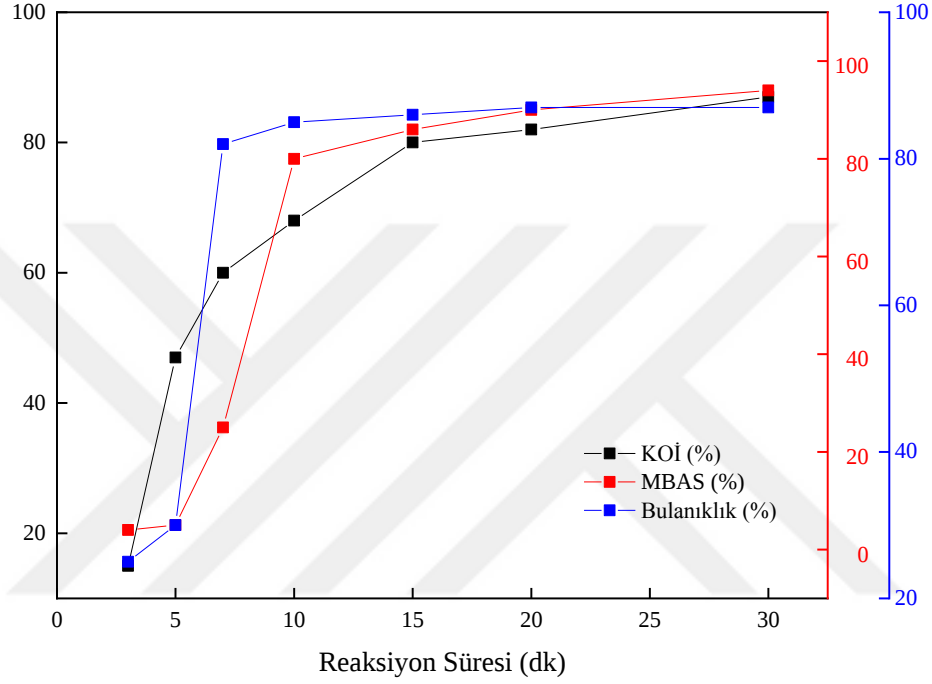
Şekil 4.9. MP-P bağlantı şeklinde pH’nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 5 mA/cm²; T: 25 °C)

Şekil 4.9’da elektrokoagülasyon ile arıtmada MBAS, KOİ ve bulanıklık gideriminin pH değerleri üzerindeki etkileşimleri verilmiştir. Elektrokimyasal yöntem ile arıtmada pH 5-7’de alüminyum anotların %90 kadarı çözünmektedir (Eryuruk ve diğ., 2018).

pH 5,5 değerinde MBAS giderim yüzdesinde artış ile birlikte MBAS giderim verimi ortalama %97’e ulaşmıştır. KOİ giderim verimi pH 5,5 değerinde ani bir yükselme ile %80 giderim verimi elde edilmiştir. Bulanıklık gideriminde ise pH’nın 5,5 değerinde, atıksudaki bulanıklığın %96 giderimini sağlamıştır.

MP-P bağlantı şeklinde optimum çalışma koşulları, pH: 5,5; 15 dk; 5 mA/cm²; T: 25 °C seçilmiştir. Bu koşullarda; MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla; %97, %80 ve %96 bulunmuştur.

MP-S bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi Şekil 4.10'da verilmiştir.

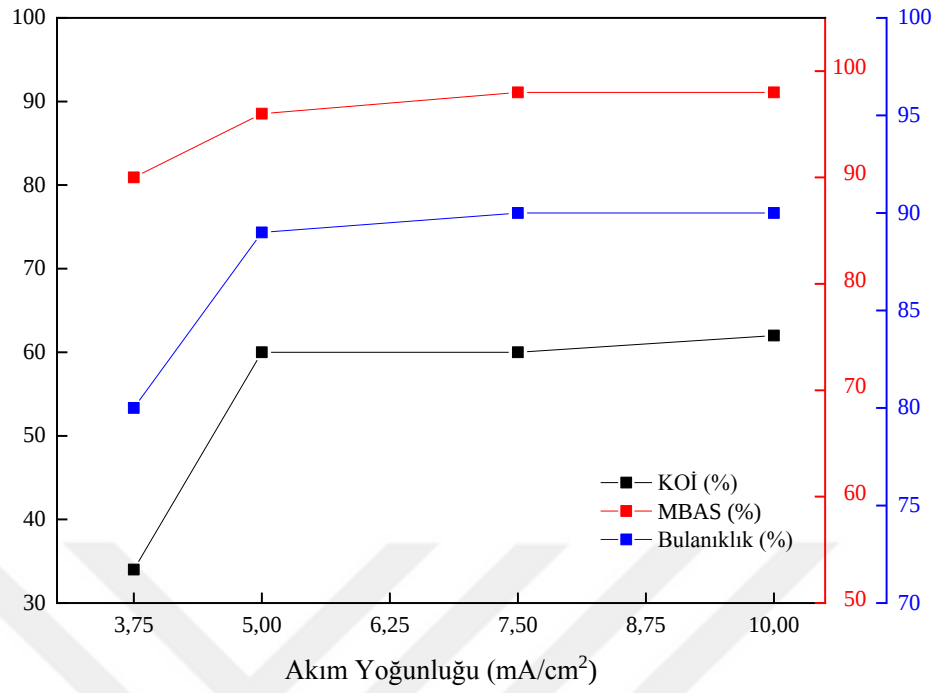


Şekil 4.10. MP-S bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm²; T: 25 °C)

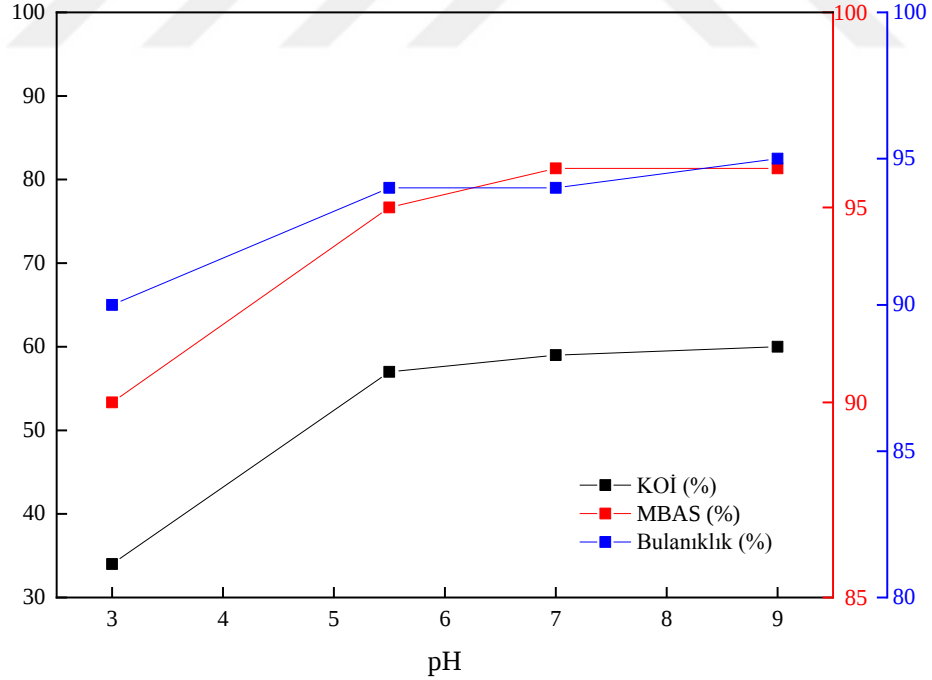
Şekil 4.10'da görülmektedir ki; MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimliliği ve reaksiyon süresi arasındaki bağımlılık 15. dakikadan sonra sabit kalmıştır. Bu anlamda MP-P ve MP-S bağlantı şekilleri benzer grafikler göstermiştir.

Burada reaksiyon süresi 15 dakika olduğunda MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %86, %80, %85 bulunmuştur. Akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri üzerindeki etkisi Şekil 4.11'de verilmiştir.

MP-S bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi Şekil 4.12'de verilmiştir.

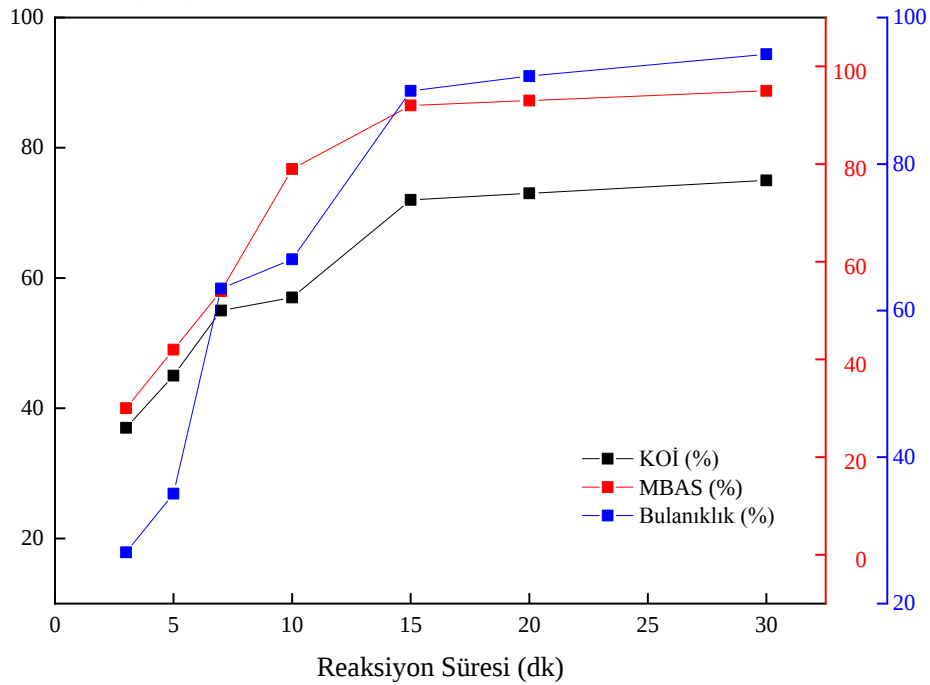


Şekil 4.11. MP-S bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; T: 25 °C)



Şekil 4.12. MP-S bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 5 mA/cm² T: 25 °C)

Şekil 4.11’de görüldüğü gibi akım yoğunluğu 5 mA/cm^2 değerinde maksimum giderim verimlerine ulaşılmıştır. MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla; %96, %60 ve %89 elde edilmiştir. Seri bağlantıda monopolar elektrotlarda her bir elektrot çifti birbirine bağlıdır. Bu bağlantı şeklinde hücre voltajlarının eklenmesi, belirli bir akım için daha yüksek bir potansiyel farkına yol açabilmektedir. Bu da daha yüksek akım yoğunluğu ihtiyacına yol açtığını göstermiştir (Khandegar ve Saroha, 2013). Şekil 4.12’e göre; pH 5,5 değerinde her üç parametre için maksimum giderim verimine hemen hemen ulaşılmıştır. Aynı pH’da MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi %94, %57, %94 bulunmuştur. pH 7 değerinde bulanıklık giderim verimi üzerinde bir azalma görülmektedir. Bunun sebebi ise; EK işleminden sonra atıksuların bulanıklığının arttığı gözlemlenebilmesidir. EK işleminden sonra flok oluşumunda yer alan ve dolaylı olarak suyu daha bulanık hale getiren hidroksit oluşumu nedeniyle numunenin bulanıklığı artabilmektedir. EK prosesi ve OH^- metal iyonları suda askıda katı maddelerle kompleks yaparlar ve bulanıklık üretirler. Hangi metal kullanılmış olursa olsun, akım yoğunluğu arttıkça bulanıklık değişebilmektedir (Sher ve diğ., 2021). MP-S bağlantı şeklinde optimum çalışma koşulları, pH: 5,5; 15 dk; 5 mA/cm^2 ; T: 25°C seçilmiştir.

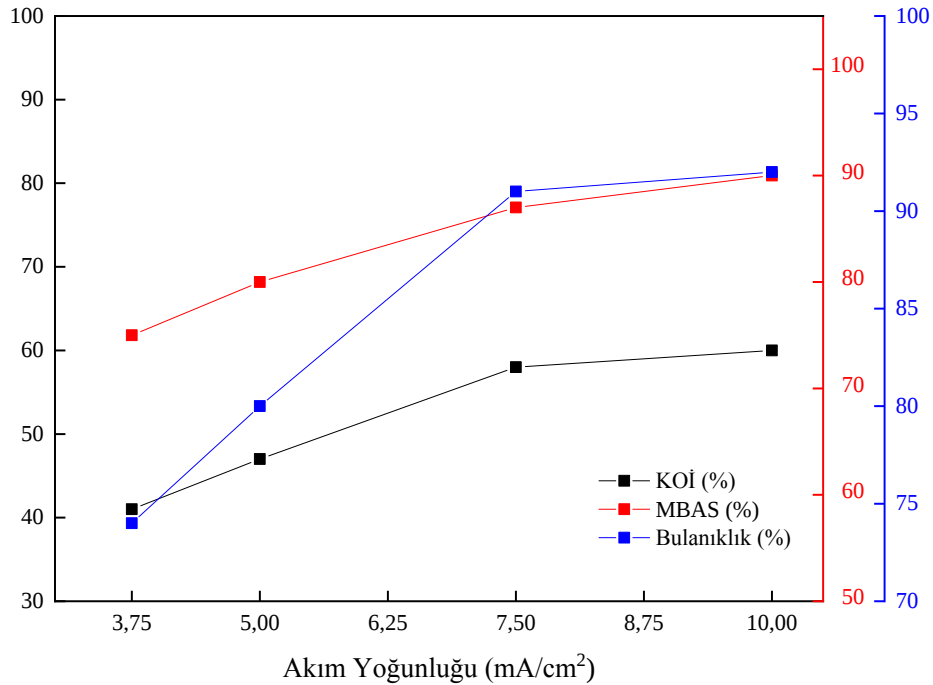


Şekil 4.13. BP-P bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; $7,5 \text{ mA/cm}^2$; T: 25°C)

BP-P bağlantı şeklinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi Şekil 4.13'te verilmiştir. Şekil 4.13'e göre bipolar paralel bağlantı modunda reaksiyon süresinin artmasıyla giderim veriminde artış gözlenmiştir. Burada reaksiyon süresi 15 dakika olduğunda MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırası ile %98, %72, %95 bulunmuştur. Belirli reaksiyon süresi ve elektrokoagülasyon işleminin tamamlanmasından sonra pıhtılaşmış türlerin çökmesine izin vermek için sabit bir süre (tutma süresi) boyunca tutulması gerekmektedir. Alıkonma süresi arttıkça kirleticinin uzaklaştırma etkinliği de artmaktadır. Bunun nedeni, alıkonma süresindeki artışla birlikte, tüm pıhtılaşmış türlerin, berrak süpernatant sıvı ve çamur vermek üzere kolayca ayrılıp çökelmeleridir (Titchou ve diğ., 2021).

Ancak, optimum reaksiyon süresinden daha fazla bir reaksiyon süresi sağlamak, adsorbe edilen kirletici çözeltiye geri desorbe olurken kirletici giderme verimliliğinin azalmasına neden olabilmektedir (Khandegar ve Saroha, 2013).

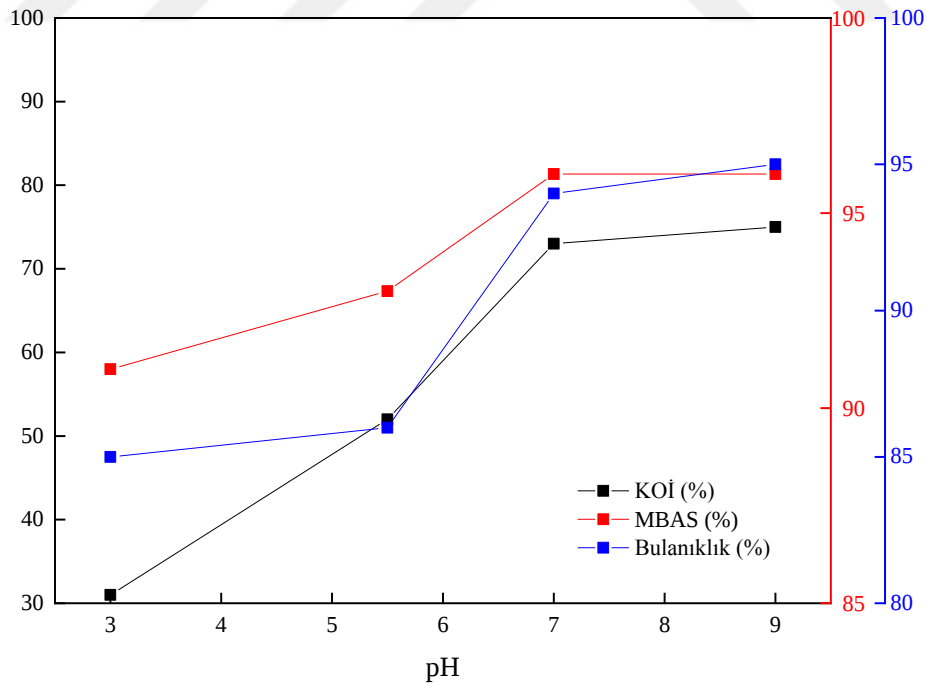
BP-P bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi Şekil 4.14'de verilmiştir.



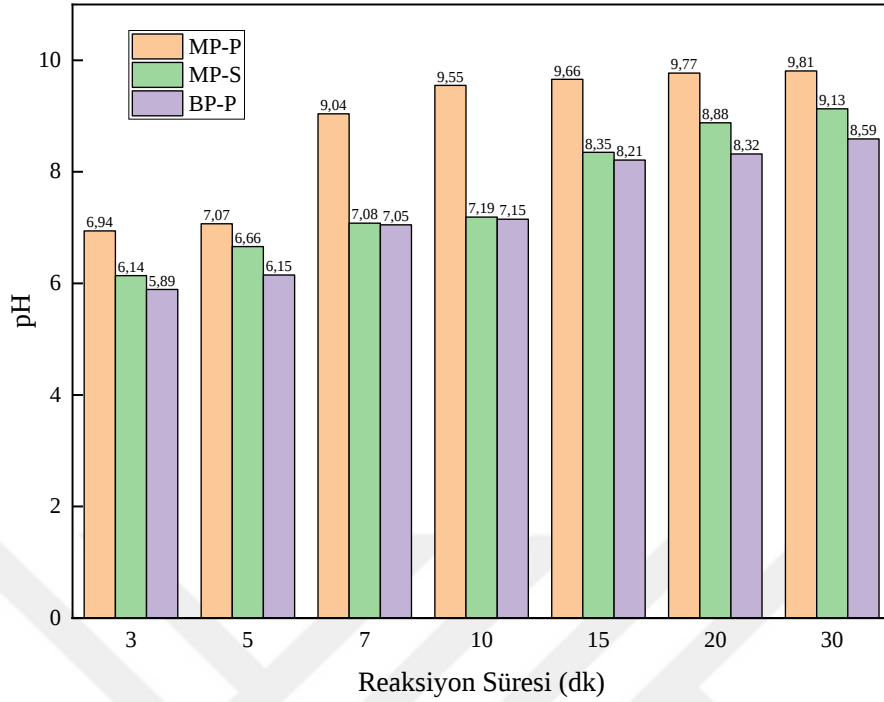
Şekil 4.14. BP-P bağlantı şeklinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; T: 25 °C)

Şekil 4.14'te görülmektedir ki; MP-P ve MP-S bağlantı şekillerine göre BP-P bağlantı modunda daha yüksek akım yoğunluğunda benzer giderim verimleri elde edilmiştir. Akım yoğunluğu $7,5 \text{ mA/cm}^2$ değerinde MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla; %88, %57 ve %92 elde edilmiştir. BP-P bağlantı modunda dış elektrotlar güç kaynağına bağlanmaktadır ve burada iç elektrotlar arasında elektrik bağlantısı yoktur. Bu nedenle daha fazla akım ve voltaj ihtiyacı gerektirmektedir (Khandegar ve Saroha, 2013).

BP-P bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi Şekil 4.15'te verilmiştir. Şekil 4.15'e göre pH'nın 5,5 değerinden 7 değerine çıkmasıyla birlikte her üç parametrenin giderim verimi üzerinde artışa yol açmıştır. pH 5,5'dan pH 7'e yükseldiğinde MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla; %93-97, %52-73, %86-94'e yükselmiştir. BP-P bağlantı şeklinde optimum çalışma koşulları, pH: 7; 15 dk; $7,5 \text{ mA/cm}^2$; T: 25°C seçilmiştir. Bu koşullarda; MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla; %97, %73 ve %94 bulunmuştur. MP-P, MP-S ve BP-P bağlantı şekillerinde reaksiyon süresine karşı pH değişimi Şekil 4.16'da verilmiştir.



Şekil 4.15. BP-P bağlantı şeklinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; $7,5 \text{ mA/cm}^2$; T: 25°C)

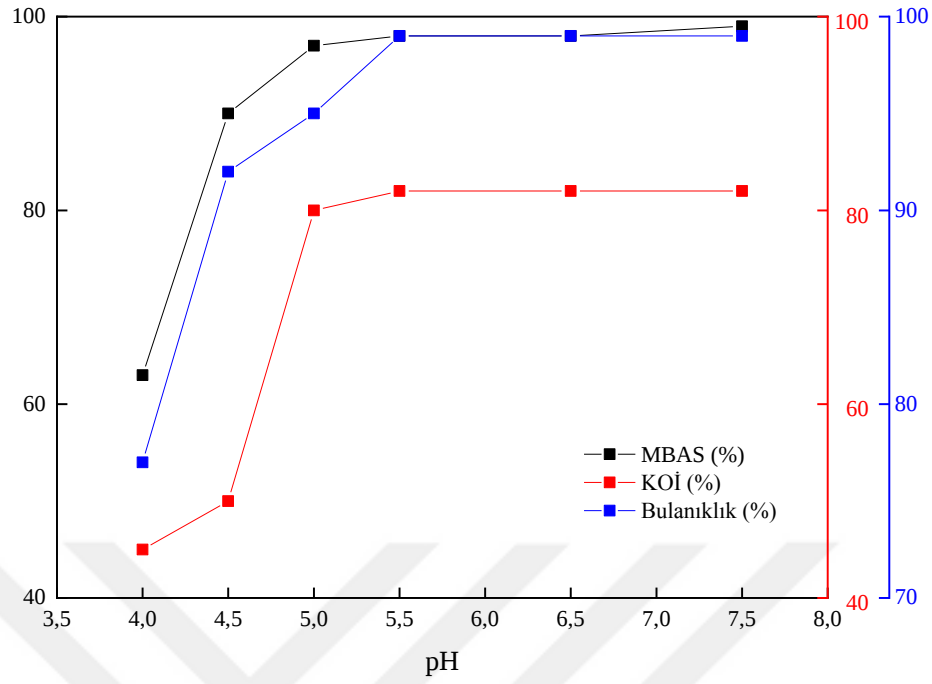


Şekil 4.16. MP-P, MP-S ve BP-P bağlantı şekillerinde reaksiyon süresine karşı pH değişimi (Başlangıç pH: 5,5; Karıştırma hızı: 200 rpm; 7,5 mA/cm² T: 25 °C)

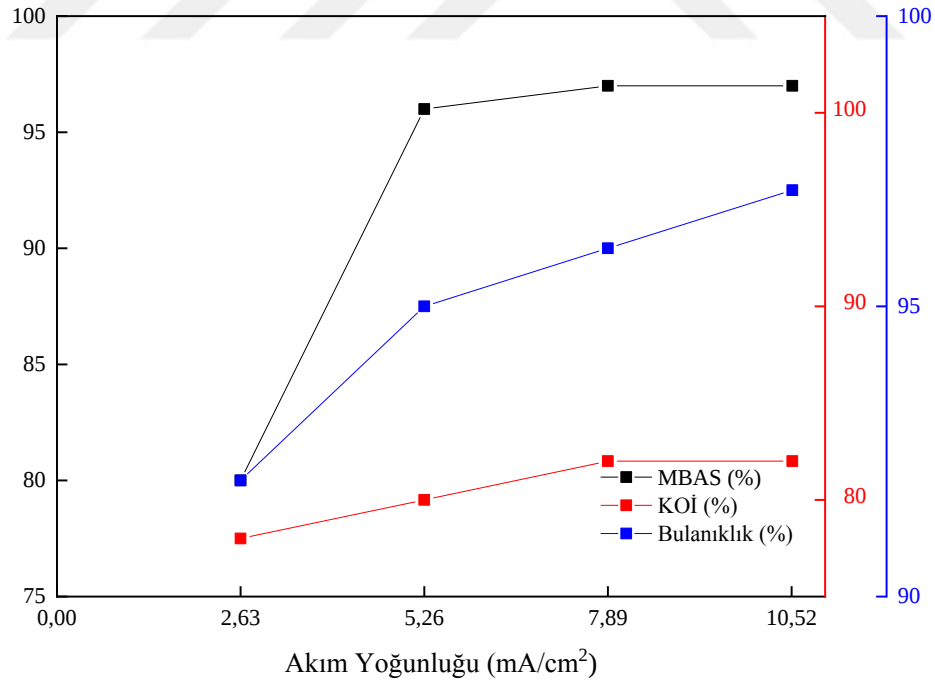
Şekil 4.16'dan görüldüğü gibi üç bağlantı şeklinde reaksiyon sonrası pH'da artış olmuştur. EK prosesinde çözeltinin pH'sı reaksiyon sırasında değişmektedir (Sher ve diğ., 2021). Özellikle MP-P bağlantı şeklinde pH'nın reaksiyon sırasında daha çok arttığı Şekil 4.16'dan görülmekte, bu da ortamda oluşan OH⁻ iyon konsantrasyonuna bağlı olduğunu göstermektedir (Golder ve diğ., 2007).

4.2.2. Ardışık Sistemde Elektrokoagülasyon ile Arıtım Prosesi

Ardışık sistem EK prosesinde ön deneysel çalışmalardan yararlanarak MP-P bağlantı şekli ile ve reaksiyon süresi 15 dk, akım yoğunluğu 5,26 mA/cm², karıştırma hızı 200 rpm, pH 4; 5,5; 6,5; 7,5 değerlerinde 1. Örnekleme kullanılarak arıtım yapılmıştır. MBAS, KOİ ve bulanıklık gideriminin çeşitli pH değerleri üzerindeki etkileşimleri Şekil 4.17'de verilmiştir. Şekil 4.17'den görülmektedir; pH 5,5'da en yüksek verim MBAS, KOİ ve bulanıklık için sırasıyla; %98, %82 ve %99'dur. Seçilen pH 5,5 ile karıştırma hızı 200 rpm, 5 dakika, 2,63 mA/cm², 5,26 mA/cm², 7,89 mA/cm², 10,53 mA/cm² akım yoğunluklarında deneysel çalışmalar yapılmıştır. Sonuçlar Şekil 4.18'de verilmiştir.

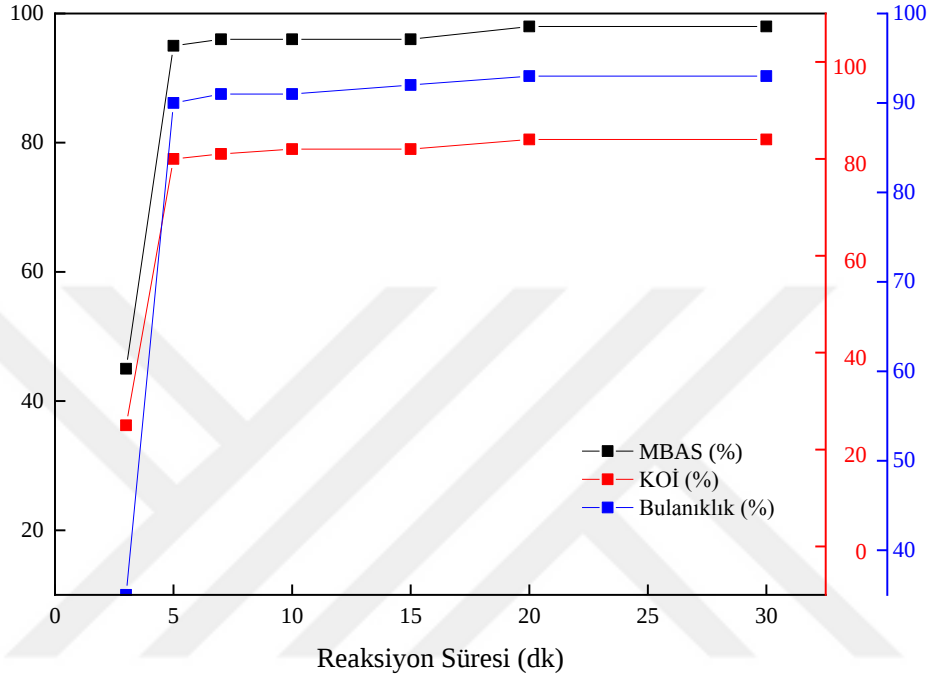


Şekil 4.17. Ardışık sistem EK prosesinde pH'nın MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 15 dk; 5,26 mA/cm²; T: 25 °C)



Şekil 4.18. Ardışık sistem EK prosesinde akım yoğunluğunun MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 5 dk; pH 5,5; T: 25 °C)

5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi MBAS, KOİ ve bulanıklık için sırasıyla; %96, %80, %95 olarak bulunmuştur (Şekil 4.18). Yukarıda çalışılan optimum parametre değerleri ile 3dk, 5 dk, 10 dk, 15 dk, 20 dk, 25 dk ve 30 dk reaksiyon sürelerinde çalışma yapılmış olup, sonuçlar Şekil 4.19’da verilmiştir.



Şekil 4.19. Ardışık sistem EK prosesinde reaksiyon süresinin MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerine etkisi (Karıştırma hızı: 200 rpm; 5,26 mA/cm²; pH 5,5; T: 25 °C)

Şekil 4.19’den görülmektedir; reaksiyon süresi 5 dakikada giderim verimi MBAS, KOİ ve bulanıklık için sırasıyla; %94, %78 ve %89 bulunmuştur. Ardışık sistem EK çalışmalarında optimum parametreler; akım yoğunluğu 5,26 mA/cm², pH 5,5, reaksiyon süresi 5 dk, karıştırma hızı 200 rpm olarak seçilmiştir.

4.2.3. Ardışık Sistemde Adsorpsiyon Prosesinin YYM ile Optimizasyonu

Ardışık sistemde adsorpsiyon çalışmalarına EK yönteminden çıkan atıksu uygulanmıştır. CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK sentezlenen adsorbentler kullanılarak adsorpsiyon ile arıtım prosesi sonucu MBAS, KOİ, bulanıklık parametrelerinin giderim verimi Tablo 4.5’te verilmiştir.

Tablo 4.5. Ardışık sistem optimizasyon deneyleri sonrası giderim verimleri

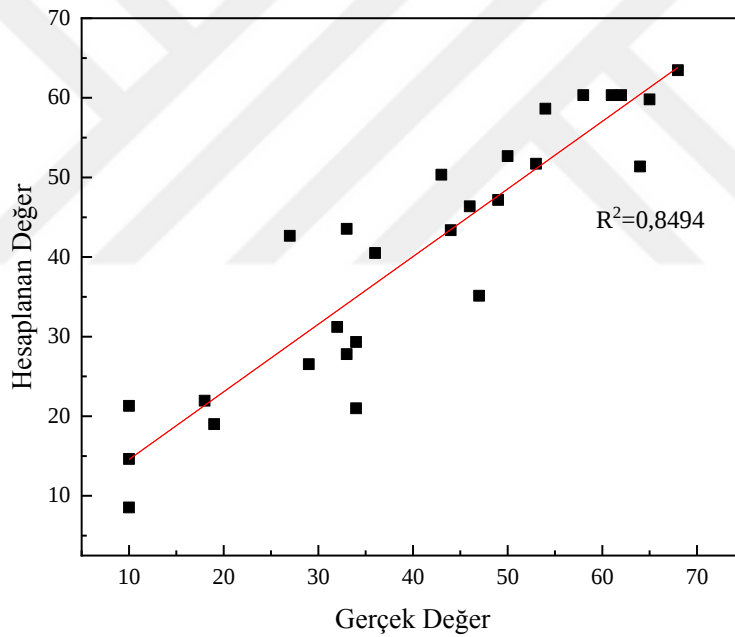
NO	CAK			PANI/CAK			PPy/CAK			FAK			PANI/FAK			PPy/FAK		
	M	K	B	M	K	B	M	K	B	M	K	B	M	K	B	M	K	B
1	34	4	24	60	23	50	60	19	48	33	4	24	76	13	52	58	14	42
2	50	20	25	82	35	67	86	20	65	48	20	19	78	47	58	76	23	39
3	53	44	24	97	32	70	70	23	70	60	10	13	90	25	65	89	13	58
4	49	61	24	78	20	76	72	27	72	47	9	11	90	55	64	74	15	55
5	27	76	40	92	27	75	73	30	66	25	25	20	91	29	62	77	29	52
6	29	52	37	85	38	78	74	26	74	26	8	11	93	12	64	75	16	58
7	64	60	27	96	34	83	78	28	79	60	20	11	92	40	65	83	22	50
8	10	52	38	85	64	80	73	26	75	12	12	39	90	35	78	80	15	64
9	10	4	14	69	27	72	70	30	32	15	6	24	77	33	51	54	17	29
10	65	44	49	89	20	74	69	26	61	63	14	2	94	32	50	85	22	38
11	61	63	26	95	65	87	80	20	58	71	13	25	90	72	83	88	20	62
12	18	20	38	66	19	67	30	19	36	20	20	49	87	48	75	72	51	63
13	33	4	63	94	63	87	75	13	65	23	4	19	85	57	70	80	15	45
14	32	4	27	87	35	76	55	28	73	25	4	12	83	15	70	76	12	25
15	36	44	38	82	20	68	68	27	53	36	20	12	81	27	66	82	19	38
16	34	28	70	70	25	67	66	5	57	28	18	35	87	60	78	85	20	59
17	62	60	26	93	66	86	80	20	73	72	13	24	89	67	81	87	22	51
18	58	62	25	92	68	88	81	19	72	73	12	23	88	63	82	86	19	53
19	54	36	58	60	13	77	79	21	45	42	16	13	79	24	54	72	18	27
20	47	44	61	93	18	89	89	25	55	47	24	14	89	32	54	85	18	22
21	43	44	33	83	15	75	72	19	69	45	14	32	92	53	71	90	25	56
22	33	4	71	68	20	71	78	15	70	23	24	18	69	60	54	66	20	35
23	10	26	58	42	14	49	40	23	32	12	16	10	80	68	60	68	18	57
24	46	44	63	81	25	85	89	27	65	36	10	15	86	61	65	81	14	37
25	44	44	71	98	17	88	92	29	74	64	14	34	96	43	55	86	26	50
26	19	60	26	75	45	51	43	23	44	21	60	15	93	69	80	89	71	79
27	68	36	25	95	25	90	89	33	86	18	25	13	95	27	58	90	49	50
M: Anyonik Yüzey Aktif Madde Giderimi (%), K: KOİ Giderimi (%), B: Bulanıklık Giderimi (%)																		

4.2.3.1. Ardışık ADS yöntem optimizasyonu – CAK

CAK kompoziti ile yapılan deneysel çalışmalardan elde edilen MBAS giderim verimleri hesabında Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait MBAS giderimi Denklem (4.1)'de verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{MBAS Giderimi (\%)} = & -1,42 - 3,80 X_1 + 0,251 X_2 + 99,0 X_3 + 0,344 X_4 - 0,312 X_1 \times \\ & X_1 - 0,002069 X_1 \times X_2 - 48,6 X_3 \times X_3 - 0,002067 X_4 \times X_4 + 0,0103 X_1 \times X_2 + 0,83 X_1 \times X_3 \\ & + 0,0517 X_1 \times X_4 + 0,247 X_2 \times X_3 - 0,001103 X_2 \times X_4 + 0,117 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.1)$$

Denklem (4.1)'e göre hesaplanan değer ile deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.20'de gösterilmiştir.



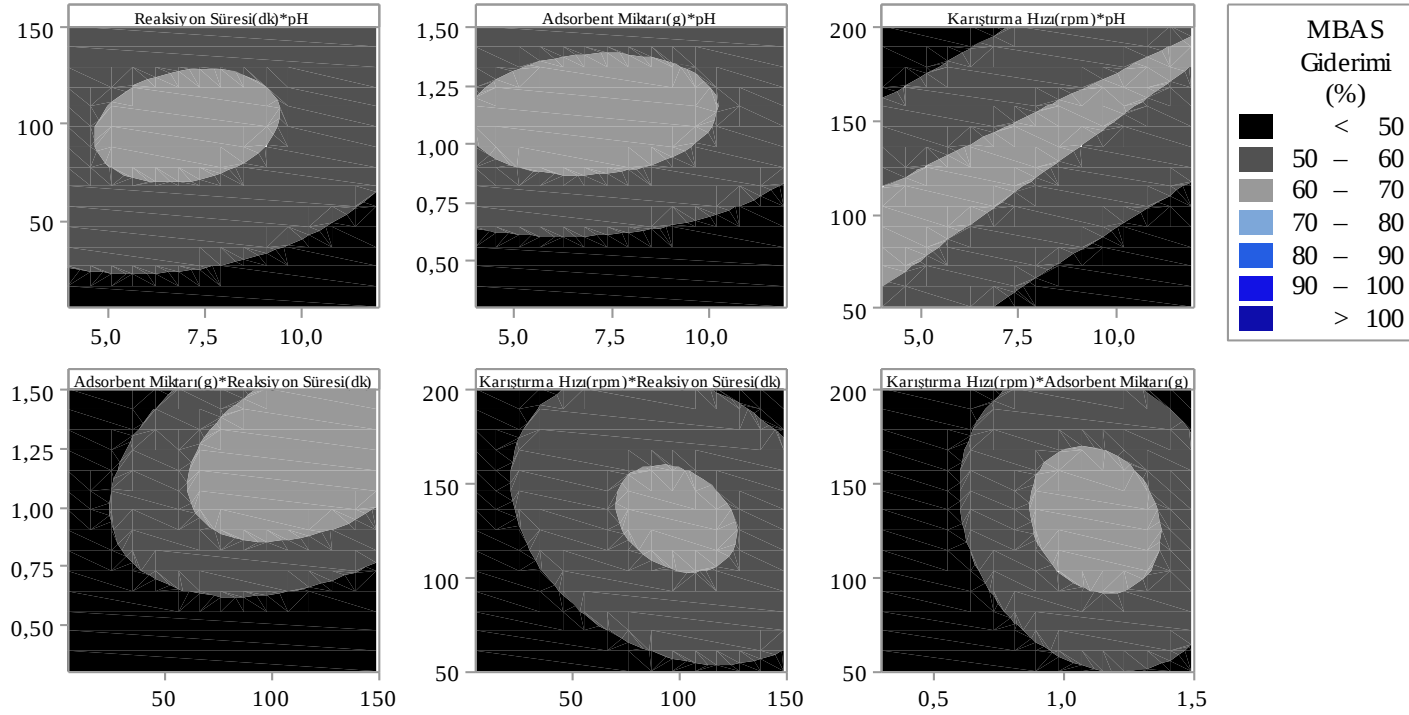
Şekil 4.20. Gerçek değerın hesaplanan değerle karşılaştırılması-CAK

Şekil 4.20'e göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,8494 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R^2 değeri %84,94 olup tahmini R^2 değeri %67,37'dir. Model ile oluşturulan ANOVA tablosu ise Tablo 4.6'da verilmiştir.

Tablo 4.6. CAK- ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	6839,25	6839,25	488,52	4,83	0,005	84,94
Doğrusal	4	3132,5	3132,5	783,12	7,75	0,003	38,90
X1	1	120,33	120,33	120,33	1,19	0,297	1,49
X2	1	602,08	602,08	602,08	5,96	0,031	7,48
X3	1	2241,33	2241,33	2241,33	22,18	0,001	27,84
X4	1	168,75	168,75	168,75	1,67	0,221	2,10
Karesel	4	1977,25	1977,25	494,31	4,89	0,014	24,56
X1 ²	1	60,00	133,33	133,33	1,32	0,273	0,75
X2 ²	1	82,66	630,75	630,75	6,24	0,028	1,03
X3 ²	1	1113,84	1633,33	1633,33	16,16	0,002	13,83
X4 ²	1	720,75	720,75	720,75	7,13	0,020	8,95
İkili Etkileşim	6	1729,50	1729,50	288,25	2,85	0,058	21,48
X1.X2	1	36,00	36,00	36,00	0,36	0,562	0,45
X1.X3	1	16,00	16,00	16,00	0,16	0,698	0,20
X1.X4	1	961,00	961,00	961,00	9,51	0,009	11,93
X2.X3	1	462,25	462,25	462,25	4,57	0,054	5,74
X2.X4	1	144,00	144,00	144,00	1,42	0,256	1,79
X3.X4	1	110,25	110,25	110,25	1,09	0,317	1,37
Hata	12	1212,75	1212,75	101,06			15,06
Uyum Eksikliği	10	1204,08	1204,08	120,41	27,79	0,035	14,95
Salt Hata	2	8,67	8,67	4,33	4,33		0,11
Toplam	26	8052,00					100

Tablo 4.6'a göre model için hesaplanan " $p= 0,005 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının birbirleriyle etkileşimleri ise " $p= 0,058 > 0,05$ " istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmüştür. Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde adsorpsiyon miktarı ile en fazla faktör etkisi %27,84 iken hata verisi %15,06 olarak bulunmuştur. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre MBAS giderimi için dikkate alınacak faktörün adsorbent miktarı ve pH-karıştırma hızı etkileşimi faktörünün olduğu görülmüştür. CAK ile adsorpsiyon prosesinde MBAS giderimi sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab-17 programında çizilen kontur grafikler Şekil 4.21'de verilmiştir.



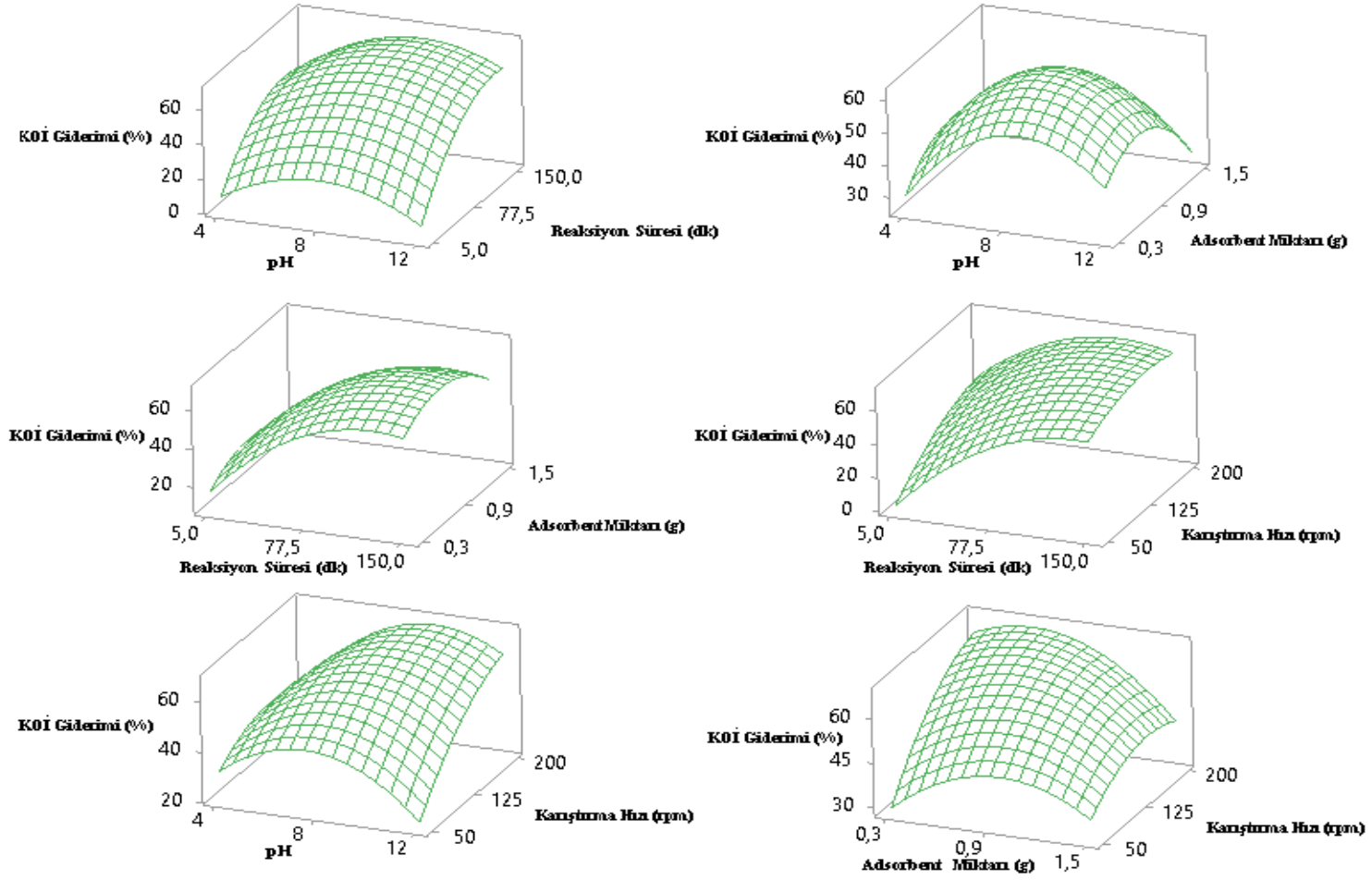
Şekil 4.21. MBAS gideriminde CAK etkileşimi

Şekil 4.21'e göre, pH-reaksiyon süresi etkileşimine bakıldığında pH 7-9 aralığında ortalama 80 dakika çalışarak %60 ve üzeri MBAS giderim verimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi göz önünde bulundurulduğunda % 60 ve üzeri MBAS giderimi için minimum adsorbent miktarı 0,7 g/100mL ile pH 7 değerinde belirlenmiştir. pH-karıştırma hızı etkileşimi dikkate alındığında minimum karıştırma hızı olarak 62 rpm ile pH 4-5 aralığında %60'ın üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir. Reaksiyon süresi-adsorbent miktarı etkileşiminde doğru orantı olduğu gözlenmiştir. Buna göre, 1,31 g/100mL adsorbent miktarı ile 134 dakika çalışarak %60 üzeri verim elde edilebileceği belirlenmiştir. Reaksiyon süresi-karıştırma hızı etkileşimi değerlendirildiğinde, %60 üzeri verim elde edilebilmesi için minimum 80 dakika reaksiyon süresinde 115 rpm ile çalışılması öngörülmüştür. Adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde, %60 üzeri verim için en az 100 rpm ile çalışarak minimum adsorbent miktarının 1,15 g/100mL olabileceği belirlenmiştir.

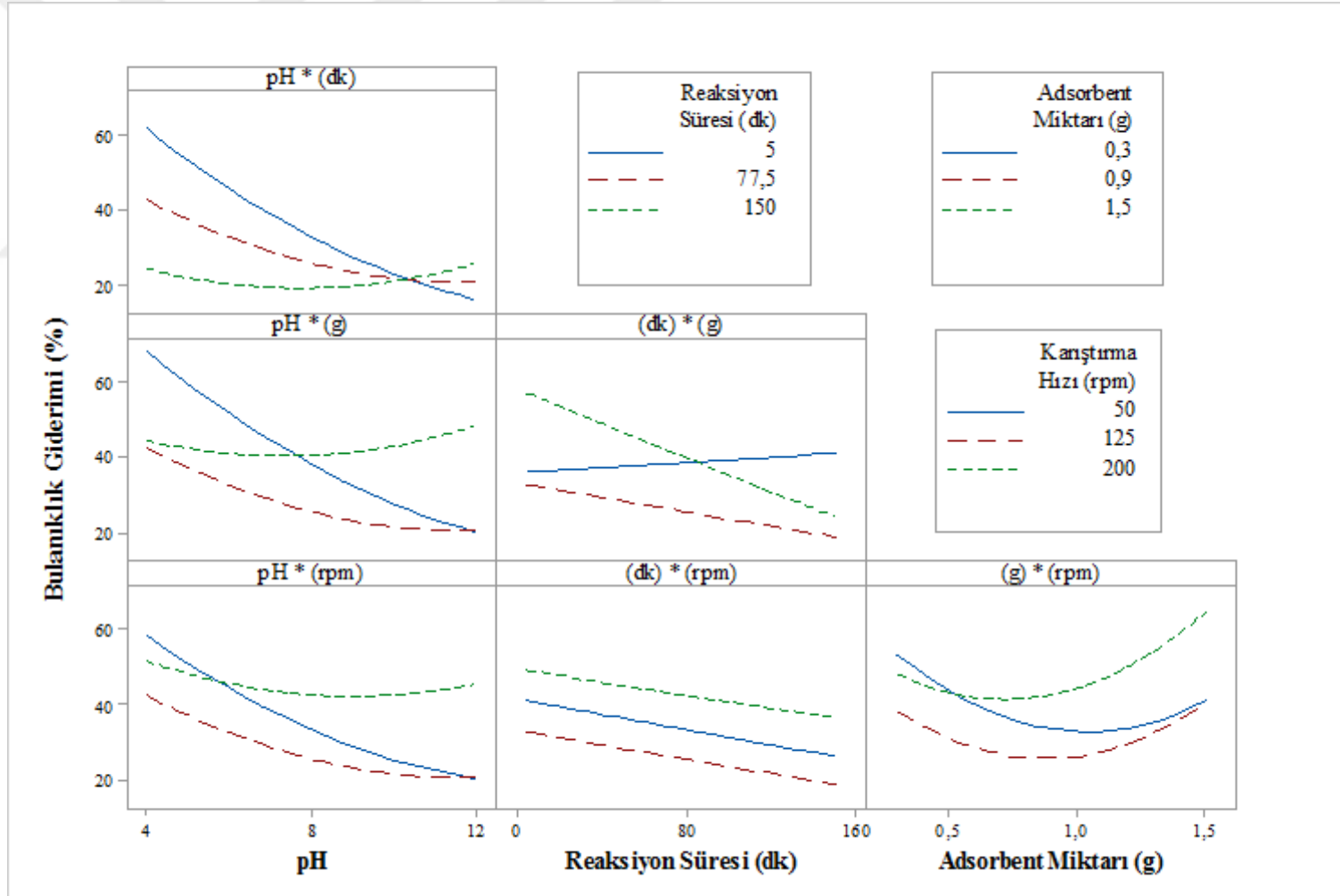
CAK ile adsorpsiyon prosesinde KOİ giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimlerine ait üç boyutlu grafikler Şekil 4.22'de verilmiştir.

Şekil 4.22'e göre reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının artmasıyla birlikte KOİ giderim veriminin arttığı görülmüştür. Uygulanan adsorbent miktarı ve karıştırma hızı bileşik etkisini gösteren grafik incelendiğinde 0,9 g adsorbent miktarında ve karıştırma hızının artmasıyla KOİ giderim veriminin çok az miktarda arttığı gözlenirken, 0,5 g adsorbent miktarında karıştırma hızının artması KOİ giderimi üzerinde artışa neden olmuştur. Modele göre tahmin edilen maksimum KOİ giderimi pH 9,65 iken 116 dakika sürede 0,63 g adsorbent miktarı ve 200 rpm karıştırma hızında %68 olarak belirlenmiştir.

CAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.23'de verilmiştir.



Şekil 4.22. CAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri



Şekil 4.23. Bulanıklık gideriminde CAK etkileşimi

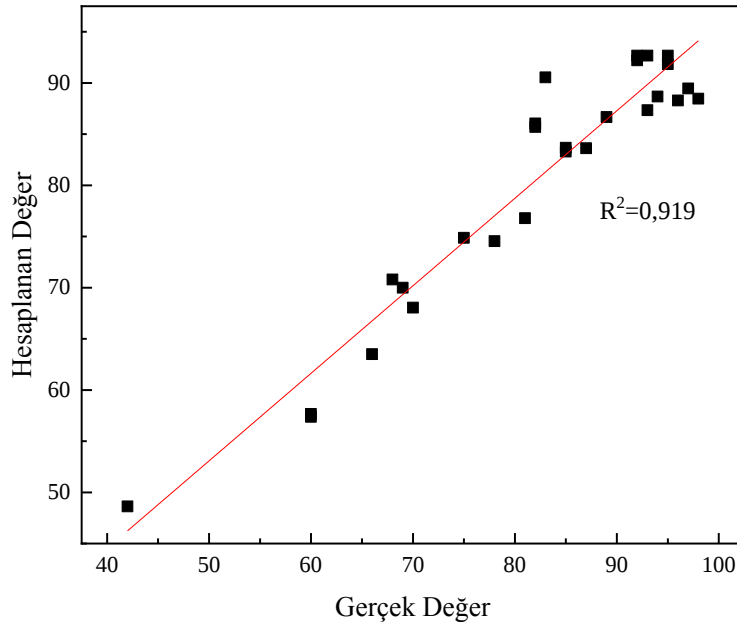
Şekil 4.23'te pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı olmak üzere bağımsız değişkenlerin, bağımlı değişkene (bulanıklık) ait ikili etkileşimleri görülmektedir. Buna göre bulanıklık gideriminde pH 8 değerinde reaksiyon süresi artışı ile bulanıklık giderim veriminin azaldığı görülmüştür. Maksimum bulanıklık giderimi %63 bulunmuştur ve giderim veriminin adsorbent miktarının artmasıyla doğru orantılı olduğu belirlenmiştir.

4.2.3.2. Ardışık ADS yöntem optimizasyonu – PANI/CAK

Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait MBAS giderimi Denklem (4.2)'de verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{MBAS Giderimi (\%)} = & -71,9 + 8,78 X_1 + 0,445 X_2 + 77,6 X_3 + 0,885 X_4 - 0,341 X_1 \\ & \times X_1 - 0,000468 X_2 \times X_2 - 20,02 X_3 \times X_3 - 0,001948 X_4 \times X_4 - 0,01724 X_1 \times X_2 - 0,10 X_1 \\ & \times X_3 - 0,01083 X_1 \times X_4 - 0,1149 X_2 \times X_3 - 0,000276 X_2 \times X_4 - 0,1389 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.2)$$

Denklem (4.2)'e göre hesaplanan değer ile deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.24'de verilmiştir.



Şekil 4.24. Gerçek değerlerin hesaplanan değerlerle karşılaştırılması-PANI/ CAK

Şekil 4.24'e göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,919 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R^2 değeri %92,33 ve tahmini R^2 değeri %83,39'dur.

Değerlerin tahmin edilen değerlere yakın olduğu görülmektedir, bu da regresyon modellerinin değişkenler arasındaki etkileşimini yeterince tanımlayabildiğini göstermiştir.

Aynı zamanda giderim verimlerinin bağımsız değişkenlerden güçlü bir şekilde etkilendiğini göstermiştir (Hussin ve diğ., 2019). Modele ait ANOVA tablosu ise Tablo 4.7'de verilmiştir.

Tablo 4.7. PANI/CAK- ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	4534,69	4534,69	323,91	10,32	0,000	92,33
Doğrusal	4	3371,00	3371,00	842,75	26,86	0,000	68,64
X1	1	56,33	56,33	56,33	1,80	0,205	1,15
X2	1	588,00	588,00	588,00	18,74	0,001	11,97
X3	1	901,33	901,33	901,33	28,73	0,000	18,35
X4	1	1825,33	1825,33	1825,33	58,18	0,000	37,17
Karesel	4	775,94	775,94	188,98	6,02	0,007	15,39
X1 ²	1	11,85	158,90	158,90	5,06	0,44	0,24
X2 ²	1	27,78	32,23	32,23	1,03	0,331	0,57
X3 ²	1	75,85	277,12	277,12	8,83	0,012	1,54
X4 ²	1	640,45	640,45	640,45	20,41	0,001	13,04
İkili Etkileşim	6	407,75	407,75	67,96,	2,17	0,120	8,30
X1.X2	1	100,00	100,00	100,00	3,19	0,099	2,04
X1.X3	1	0,25	0,25	0,25	0,01	0,930	0,01
X1.X4	1	42,25	42,25	42,25	1,35	0,268	0,86
X2.X3	1	100,00	100,00	100,00	3,19	0,099	2,04
X2.X4	1	9,00	9,00	9,00	0,29	0,602	0,18
X3.X4	1	156,25	156,25	156,25	4,98	0,045	3,18
Hata	12	376,50	376,50	31,38			7,67
Uyum Eksikliği	10	371,83	371,83	37,18	15,94	0,060	7,57
Salt Hata	2	4,67	4,67				0,10
Toplam	26	4911,19					100

Tablo 4.7'e göre model için hesaplanan " $p = 0,000 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının birbirleriyle etkileşimleri ise " $p = 0,007 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde karıştırma hızı ile en fazla faktör etkisi %37,17 iken hata verisi %7,67 olarak bulunmuştur.

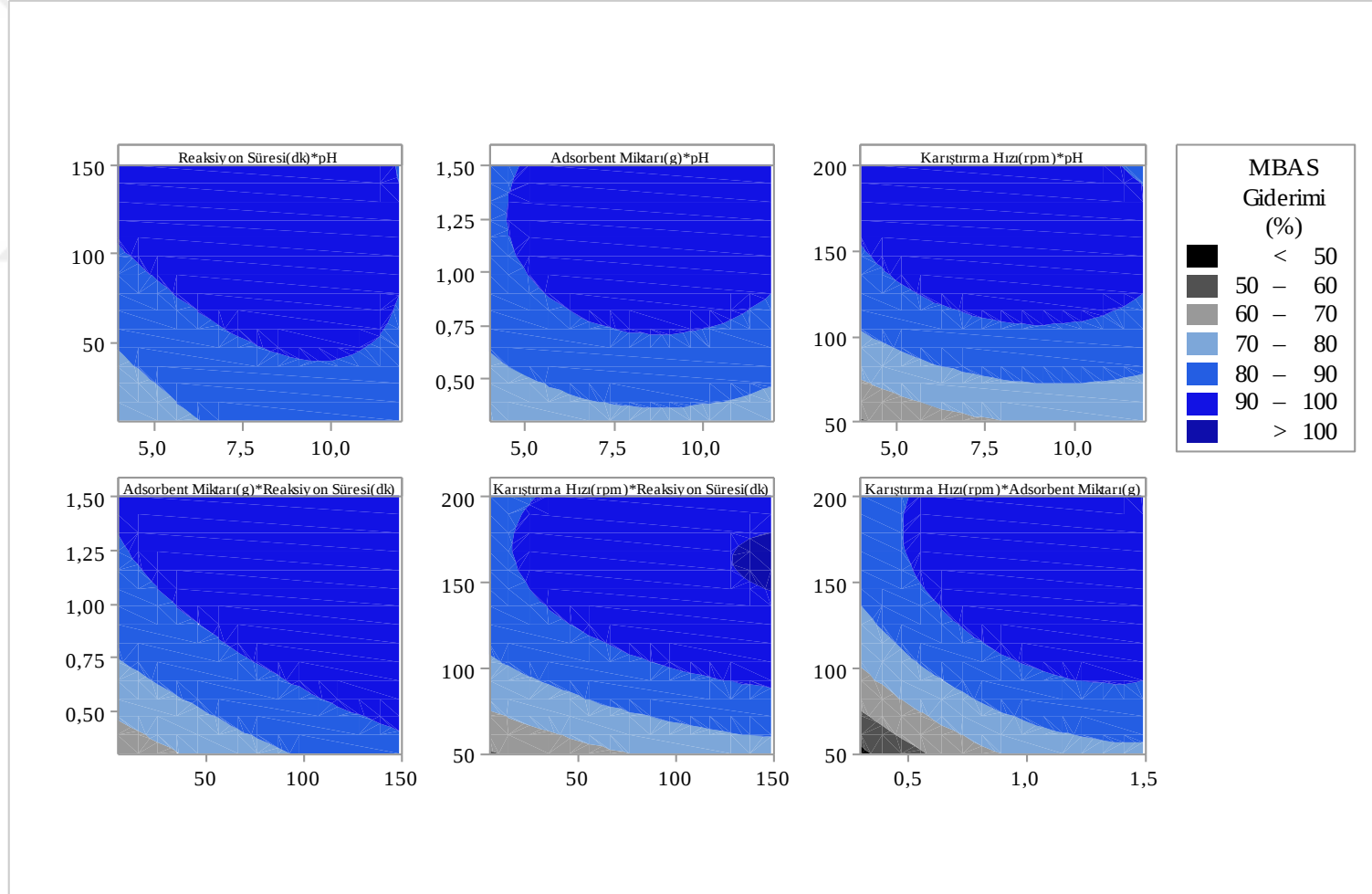
Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre MBAS giderimi için dikkate alınacak faktörün karıştırma hızı olduğu bulunmuştur.

PANI/CAK ile adsorpsiyon prosesinde MBAS giderimi sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab-17 programında çizilen kontur grafikler Şekil 4.25'te verilmiştir.

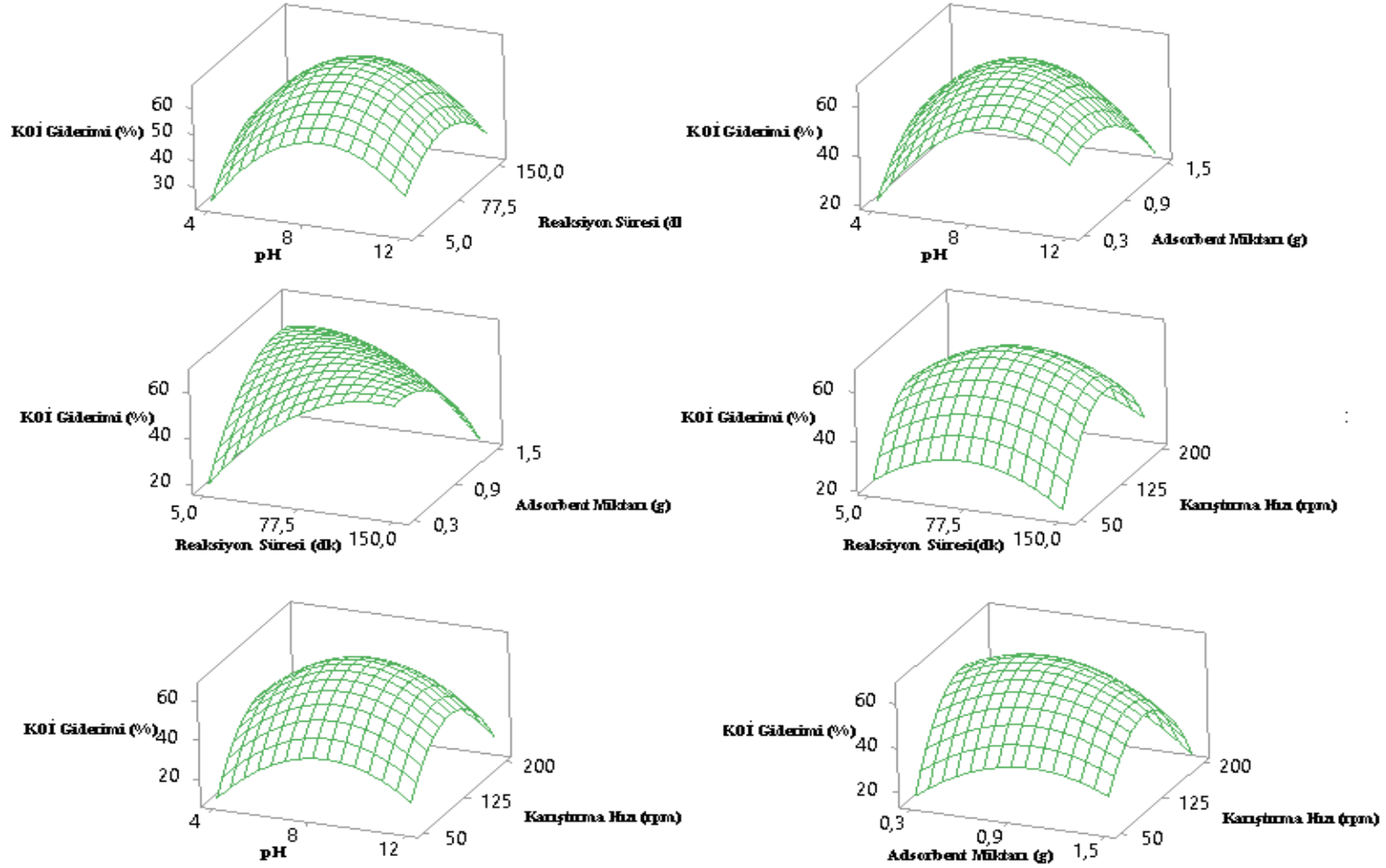
Şekil 4.25'e göre, pH-reaksiyon süresi etkileşimine bakıldığında pH 7-8 aralığında ortalama 50 dakika çalışarak %95 ve üzeri MBAS giderim verimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi göz önünde bulundurulduğunda %90 ve üzeri MBAS giderimi için minimum adsorbent miktarı 0,74 g/100mL ile pH 7'de belirlenmiştir.

pH-karıştırma hızı etkileşimi dikkate alındığında karıştırma hızı olarak 120 rpm ile pH 7-8 aralığında %90'ın üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir. Reaksiyon süre-adsorbent miktarı etkileşiminde doğru orantı olduğu gözlenmiştir. Optimum verimin elde edilmesi için 8 g adsorbent miktarı ile 77,5 dakika reaksiyon sürelerinde çalışılması öngörülmüştür. Buna göre; 0,75 g/100mL adsorbent miktarı ile 100 dakika çalışarak %90 üzeri verim elde edilebileceği belirlenmiştir.

Diğer yandan adsorbent dozu 0,5 g/100mL'ye düşürüldüğünde %90 üzeri verim için 150 dakikadan fazla çalışması gerektiği belirlenmiştir. Reaksiyon süresi-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde, %90 üzeri verim elde edilebilmesi için minimum 75 dakika sürede 120 rpm ile çalışılması öngörülmüştür. Adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde, %90 üzeri verim için en az 120 rpm ile çalışarak minimum adsorbent miktarının 0,75 g/100mL olabileceği belirlenmiştir.



Şekil 4.25. MBAS gideriminde PANI/CAK etkileşimi



Şekil 4.26. PANI/CAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri

PANI/CAK ile adsorpsiyon prosesinde KOİ giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimlerine ait üç boyutlu grafikler Şekil 4.26’da verilmiştir.

Şekil 4.26’a göre pH-süre etkileşimi ve pH-adsorbent miktarı etkileşimi incelendiğinde aynı pH değerinde sürenin artması/azalması ile KOİ gideriminde çok fazla bir değişim olmadığı görülmüştür. Bunun yanında pH değerinin 4 değerinden 8’e yükseltilmesiyle ve adsorbent miktarının artması ile KOİ (%) gideriminde artış olduğu görülmüştür.

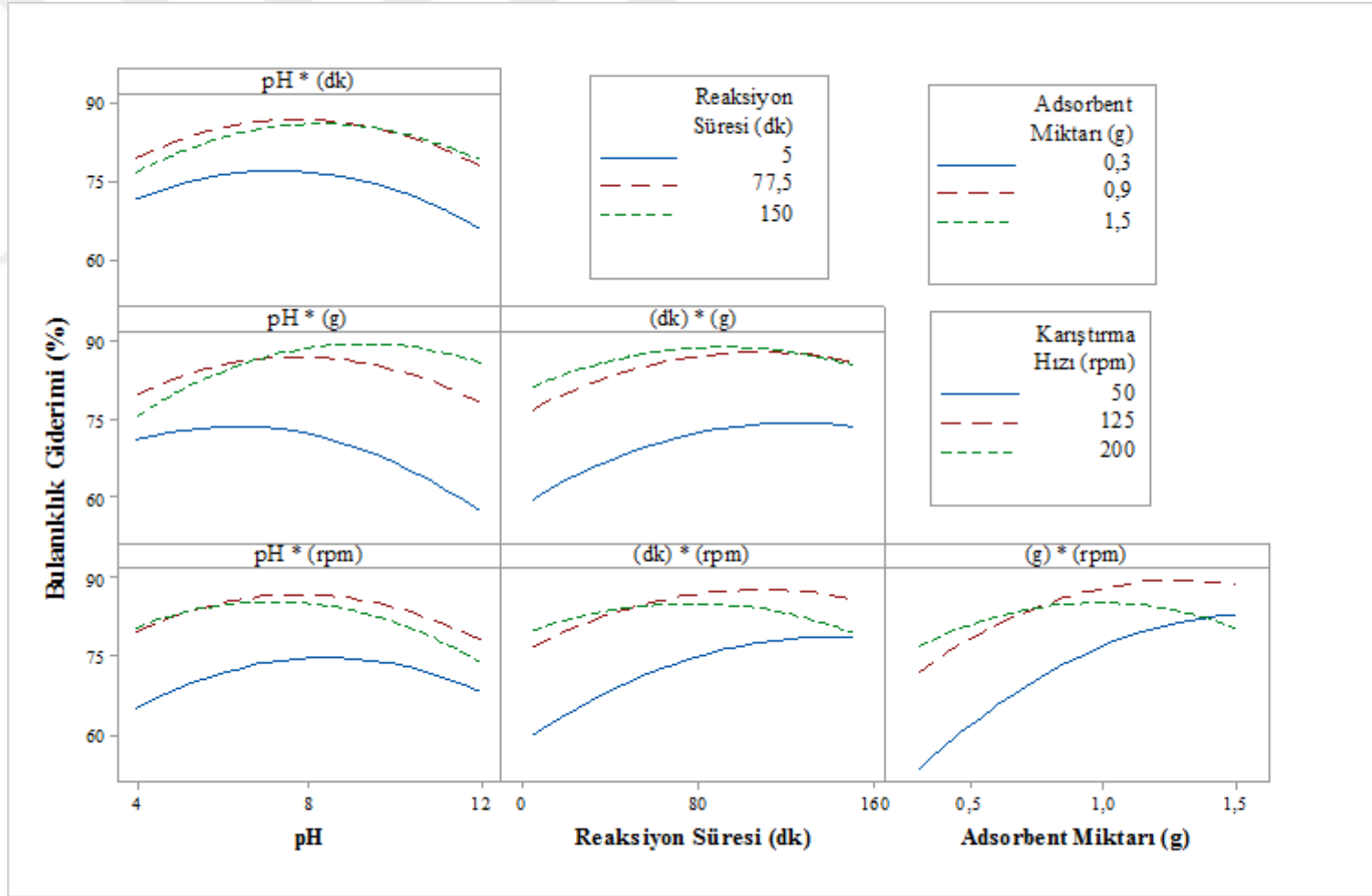
pH 8 değerinde 77,5 dk, 0,9 g adsorbent miktarında %60 ve üzerinde giderim elde edilmiştir. Karıştırma hızı adsorbent miktarı etkileşimi grafiğinde 125 rpm karıştırma hızında ve 0,9 g adsorbent miktarında %60 ve üzerinde giderim elde edilmiştir. Modele göre tahmin edilen maksimum

KOİ giderimi pH 8,6 iken 113 dakika sürede 0,6 g adsorbent miktarı ve 134 rpm karıştırma hızında %74 olarak bulunmuştur.

PANI/CAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.27’de verilmiştir.

Şekil 4.27’e göre bulanıklık gideriminde pH 8’de maksimum adsorbent miktarı ile yapılan çalışmada maksimum bulanıklık gideriminin sağlandığı görülmüştür.

Modele göre pH 9,3’te 104 dakika sürede 1,40 g adsorbent miktarı ve 110 rpm’de tahmin edilen maksimum bulanıklık gideriminin %90 olduğu görülmüştür. Aynı zamanda adsorbent miktarı-karıştırma hızı grafiği üzerindeki değişimlere bakıldığında iki faktöründe artması ile bulanıklık giderim veriminin arttığı görülmüştür.



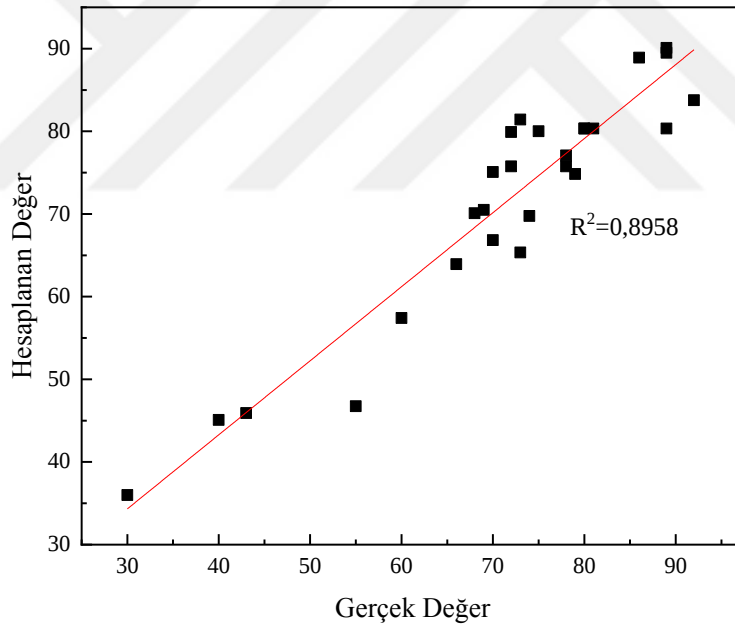
Şekil 4.27. Bulanıklık gideriminde PANI/CAK etkileşimi

4.2.3.3. Ardışık ADS yöntem optimizasyonu – PPy/CAK

Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait MBAS giderimi Denklem (4.3)'te verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{MBAS Giderimi (\%)} = & -6,8 + 0,25 X_1 + 0,313 X_2 + 86,3 X_3 + 0,368 X_4 - 0,232 X_1 \\ & \times X_1 - 0,001514 X_2 \times X_2 - 19,33 X_3 \times X_3 - 0,000215 X_4 \times X_4 + 0,0267 X_1 \times X_2 + 0,94 X_1 \times \\ & X_3 - 0,0092 X_1 \times X_4 - 0,1667 X_2 \times X_3 - 0,000322 X_2 \times X_4 - 0,1722 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.3)$$

Denklem (4.3)'e göre hesaplanan değer ve deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.28'de verilmiştir.



Şekil 4.28. Gerçek değerın hesaplanan değerle karşılaştırılması-PPy/ CAK

Şekil 4.28'e göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,8958 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R^2 değeri %89,58 ve tahmini R^2 değeri %77,42 bulunmuştur. Modele ait ANOVA tablosu ise Tablo 4.8'de verilmiştir.

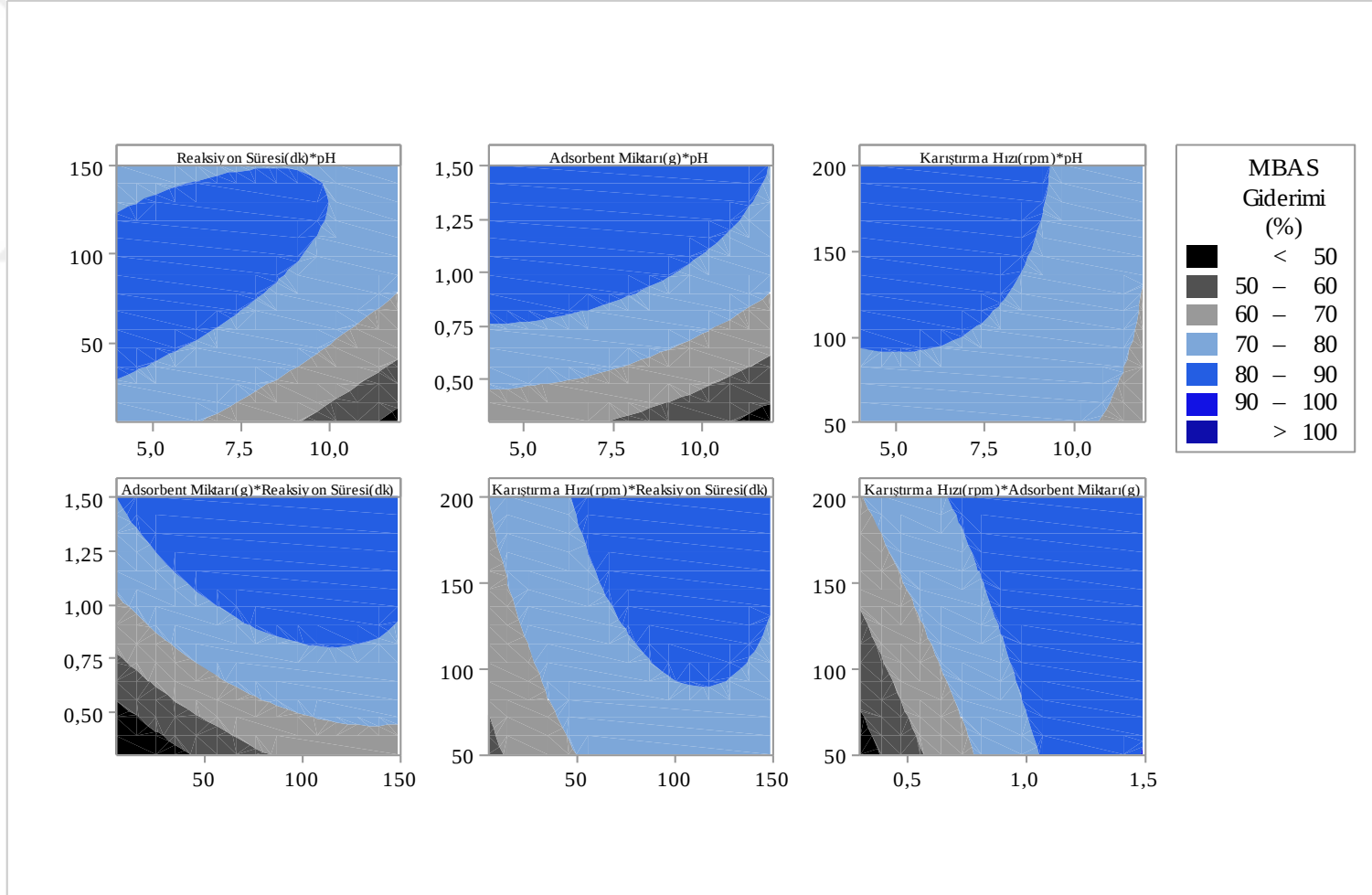
Tablo 4.8. PPy/CAK- ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	5314,41	5314,41	379,6	7,37	0,001	89,58
Doğrusal	4	4069,67	4069,67	1017,42	19,75	0,000	68,60
X1	1	546,75	546,75	546,75	10,61	0,007	9,22
X2	1	660,08	660,08	660,08	12,81	0,004	11,13
X3	1	2610,75	2610,75	2610,75	50,67	0,000	44,01
X4	1	252,08	252,08	252,08	4,89	0,047	4,25
Karesel	4	491,24	491,24	122,81	2,38	0,110	8,28
X1 ²	1	1,56	73,34	73,34	1,42	0,256	0,03
X2 ²	1	224,04	337,79	337,79	6,56	0,025	3,78
X3 ²	1	257,85	258,23	258,23	5,01	0,045	4,35
X4 ²	1	7,79	7,79	7,79	0,15	0,704	0,13
İkili Etkileşim	6	753,50	753,5	125,58	2,44	0,089	12,70
X1.X2	1	240,25	240,25	240,25	4,66	0,052	4,05
X1.X3	1	20,25	20,25	20,25	0,39	0,542	0,34
X1.X4	1	30,25	30,25	30,25	0,59	0,458	0,51
X2.X3	1	210,25	210,25	210,25	4,08	0,066	3,54
X2.X4	1	12,25	12,25	12,25	0,24	0,635	0,21
X3.X4	1	240,25	240,25	240,25	4,66	0,052	4,05
Hata	12	618,33	618,33	51,53			10,42
Uyum Eksikliği	10	617,67	617,67	61,77	185,3	0,005	10,41
Salt Hata	2	0,67	0,67	0,33			0,01
Toplam	26	5932,74					100

Tablo 4.8’e göre model için hesaplanan “ $p = 0,001 < 0,05$ ” istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının karesel etkileşimleri ise “ $p = 0,110 > 0,05$ ” ve ikili etkileşimleri “ $p = 0,089 > 0,05$ ” istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmüştür.

Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde adsorbent miktarı ile en fazla faktör etkisi %44,01 iken hata verisi %10,42 olarak bulunmuştur. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre MBAS giderimi için dikkate alınacak faktörlerin etkileri göz önüne alındığında en etkili olan faktörün adsorbent miktarı olduğu bulunmuştur.

PPy/CAK ile adsorpsiyon prosesinde MBAS giderimi sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab-17 programında çizilen kontur grafikler Şekil 4.29’da verilmiştir.

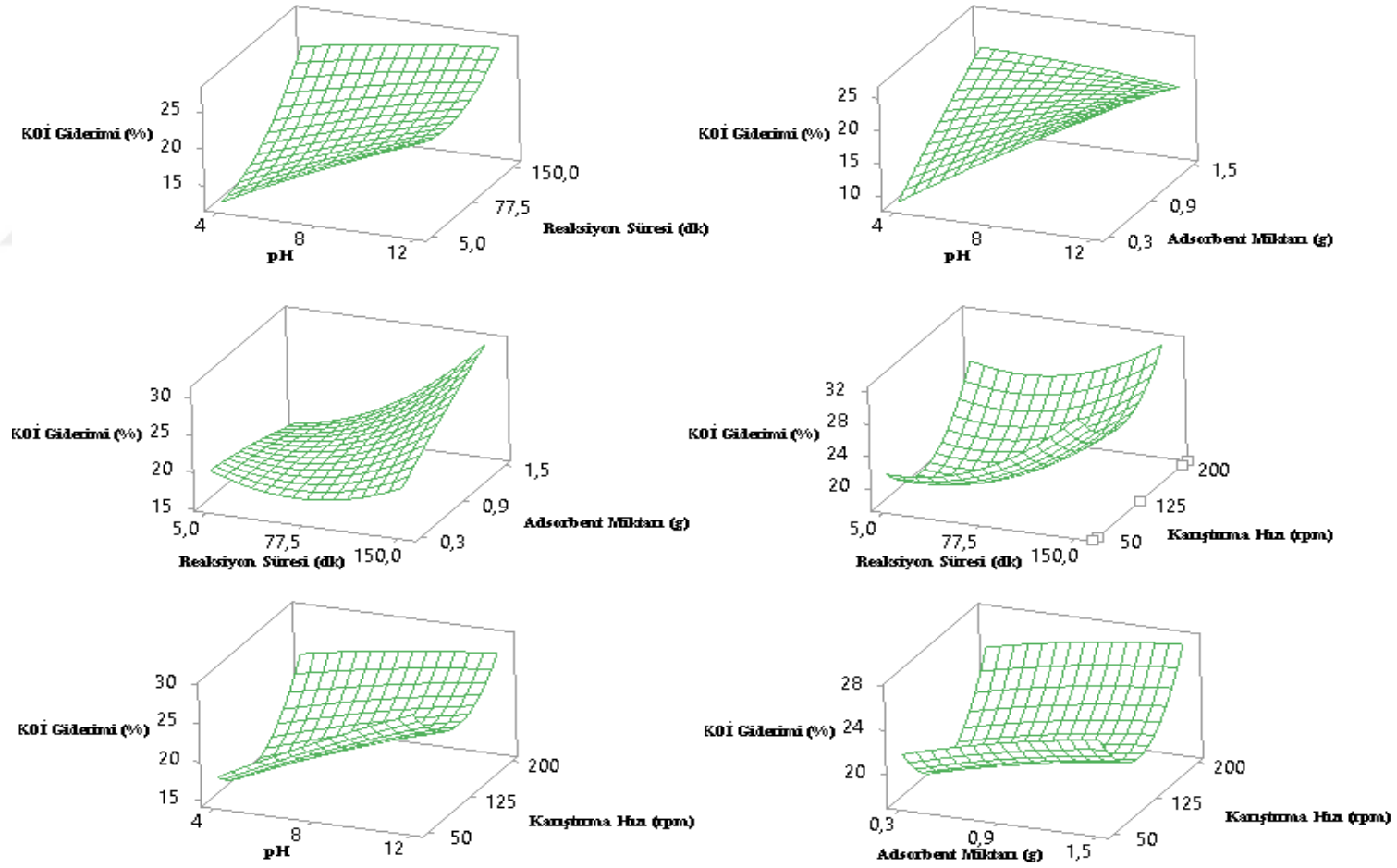


Şekil 4.29. MBAS gideriminde PPy/CAK etkileşimi

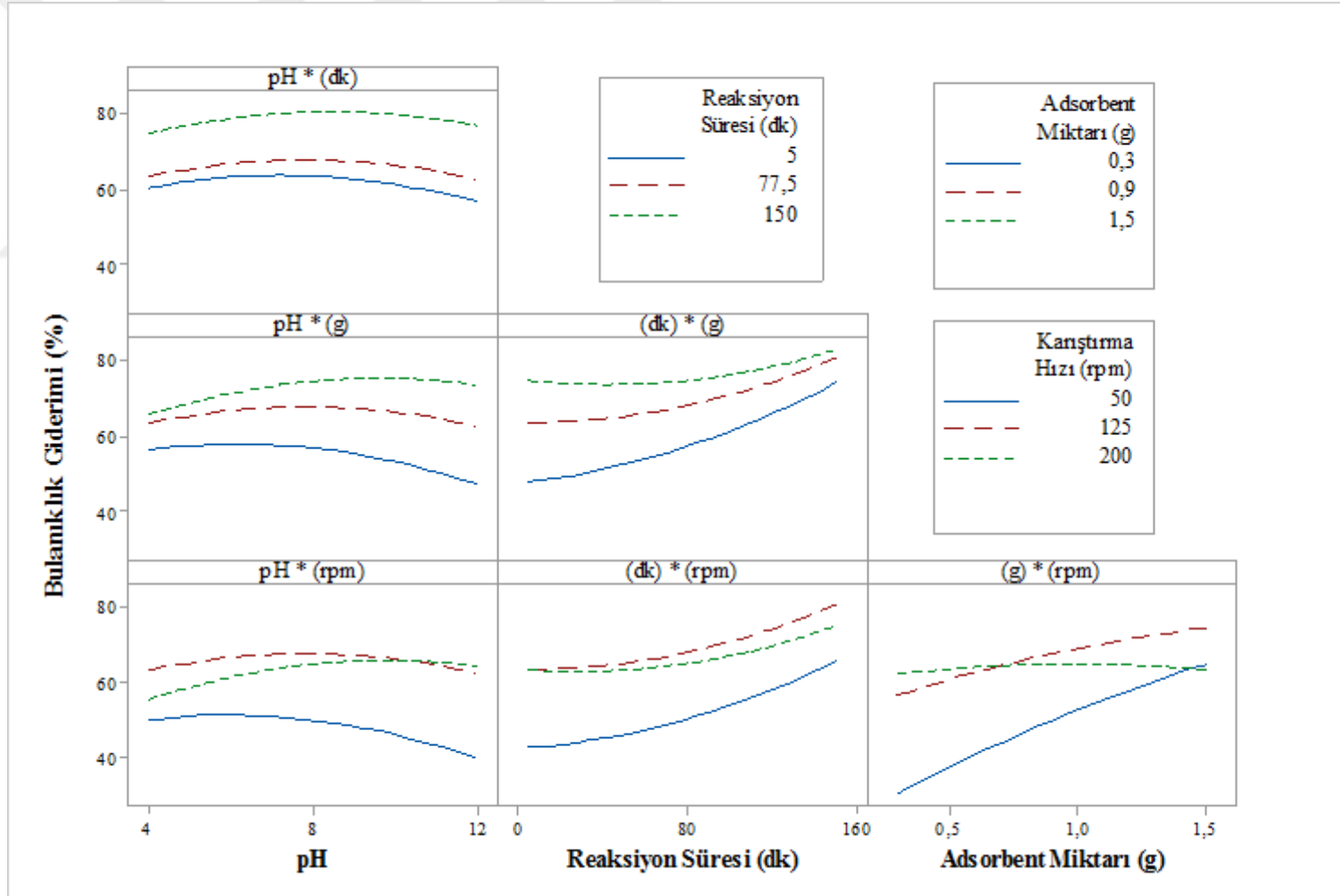
Şekil 4.29'a göre, pH- reaksiyon süresi etkileşimi incelendiğinde pH 4-5 aralığında 45 dakika çalışılarak %80 üzeri MBAS giderim verimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi incelendiğinde, %80 üzeri MBAS giderimi için pH 4-4,5 aralığında 0,75 g/100mL adsorbent miktarı ile çalışılabileceği belirlenmiştir. pH-karıştırma hızı etkileşimi dikkate alındığında minimum karıştırma hızı olarak 100 rpm ile pH 4'te %85'in üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir. Reaksiyon süresi-adsorbent miktarı etkileşimi değerlendirildiğinde %85 üzeri verim için düşük adsorbent miktarı ile yüksek adsorpsiyon sürelerde çalışılması öngörülmüştür. Buna göre; 1,50 g/100mL adsorbent miktarı ile 15 dakika çalışılması diğer yandan adsorbent miktarı 0,5 g/100mL'ye düşürüldüğünde %85 üzeri verim için 150 dakikadan fazla çalışılması gerektiği belirlenmiştir. Reaksiyon süresi-karıştırma hızı etkileşimi değerlendirildiğinde %80 üzeri verim elde edilebilmesi için minimum 50 dakika sürede 200 rpm ile çalışılması öngörülmüştür. Adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde, %80 üzeri verim için 200 rpm ile çalışılarak minimum adsorbent miktarının 0,75 g/100mL olabileceği belirlenmiştir.

PPy/CAK ile adsorpsiyon prosesinde KOİ giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimlerine ait üç boyutlu grafikler Şekil 4.30'da verilmiştir. Şekil 4.30'a göre süre-karıştırma hızı etkileşimi ve süre-adsorbent miktarı etkileşimi incelendiğinde sürenin artması ile KOİ gideriminde artış olduğu görülmüştür. Aynı pH değerlerinde adsorbent miktarının ve sürenin artması ile KOİ (%) gideriminde artış olduğu görülmüştür. Modele göre tahmin edilen maksimum KOİ giderimi pH 4 değerinde 150 dakika sürede 1,5 g adsorbent miktarı ve 200 rpm karıştırma hızında %40 olarak belirlenmiştir.

PPy/CAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.31'de verilmiştir. Şekil 4.31'e göre pH 8 değerinde bulanıklık giderimi maksimum seviyeye ulaşırken reaksiyon süresinin artması ile giderim verimi üzerine katkıda bulunduğu görülmüştür. Aynı zamanda adsorbent miktarındaki artışın bulanıklık giderim verimi üzerinde artışa sebep olduğu görülmüştür. Modele göre tahmin edilen maksimum bulanıklık giderimi %84 ile pH 10, 150 dakika, 1,5 g adsorbent miktarı ve 121 rpm karıştırma hızında görülmüştür.



Şekil 4.30. PPy/CAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri



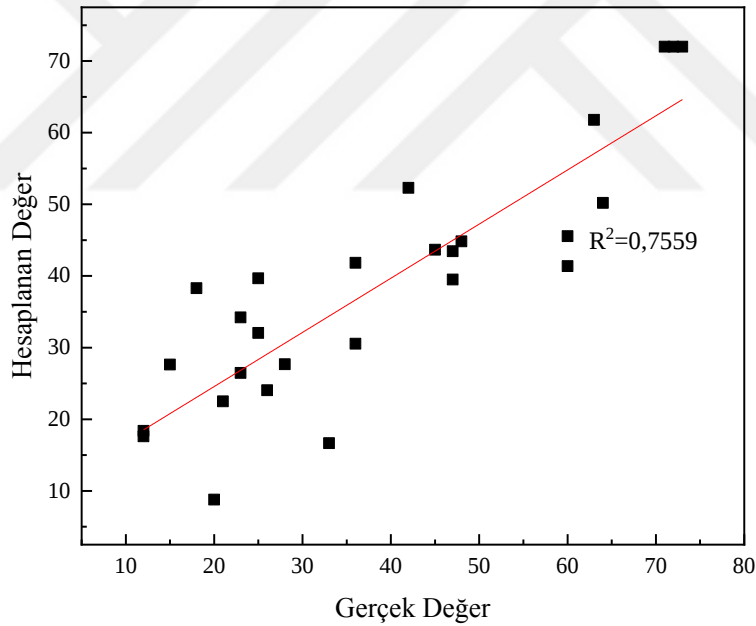
Şekil 4.31. Bulanıklık gideriminde PPy/CAK etkileşimi

4.2.3.4. Ardışık ADS yöntem optimizasyonu – FAK

Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait MBAS giderimi Denklem (4.4)'de verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{MBAS Giderimi (\%)} = & -88,9 + 5,80 X_1 + 0,855 X_2 + 133,7 X_3 + 0,474 X_4 - 0,682 X_1 \\ & \times X_1 - 0,00434 X_2 \times X_2 - 73,4 X_3 \times X_3 - 0,00263 X_4 \times X_4 - 0,0017 X_1 \times X_2 + 0,42 X_1 \times X_3 \\ & + 0,0358 X_1 \times X_4 + 0,017 X_2 \times X_3 - 0,00115 X_2 \times X_4 - 0,078 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.4)$$

Denklem (4.4)'e göre hesaplanan değer ve deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.32'de verilmiştir.



Şekil 4.32. Gerçek değerın hesaplanan değerle karşılaştırılması-FAK

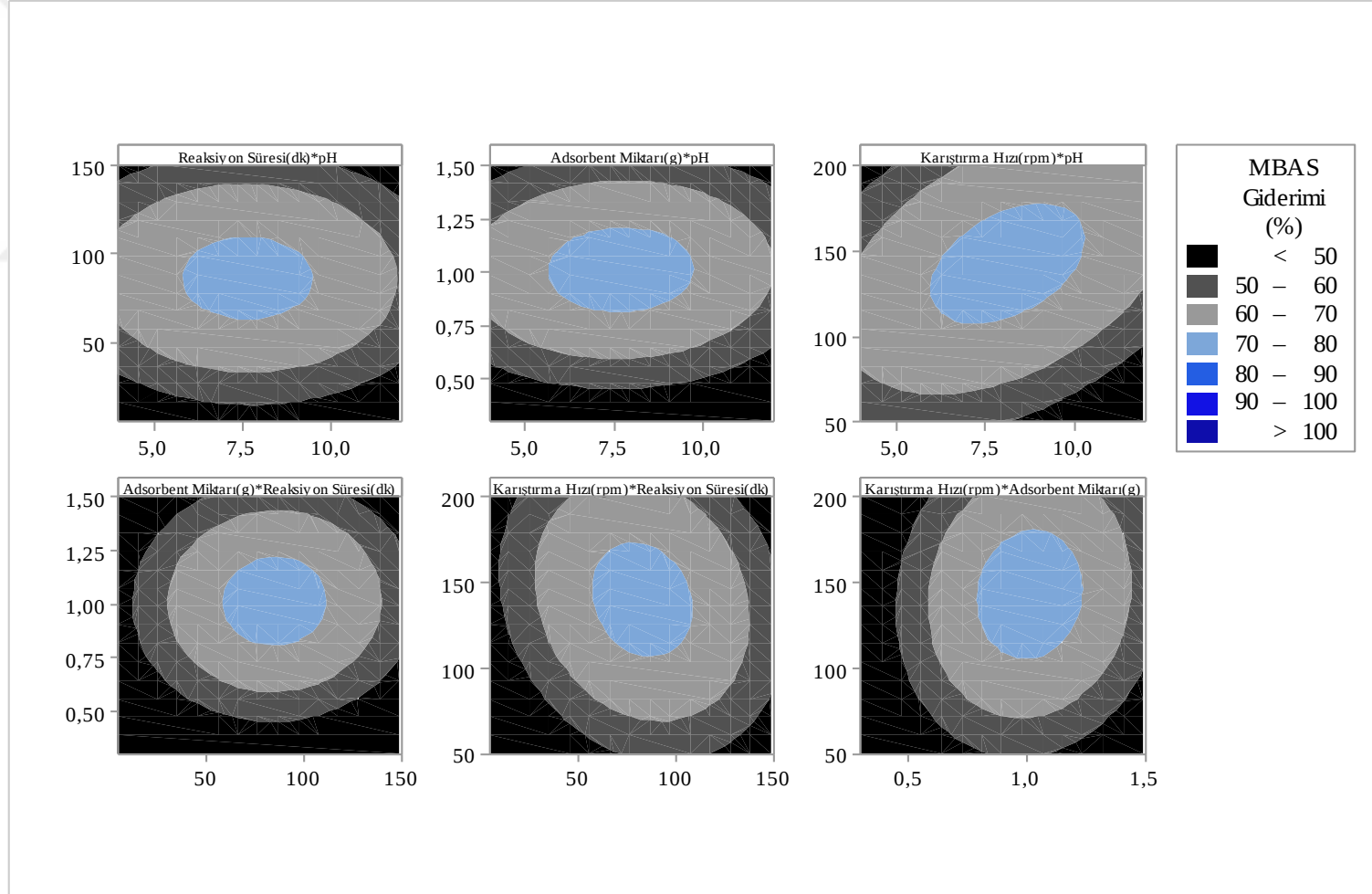
Şekil 4.32'e göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,7559 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R^2 değeri %75,59 ve tahmini R^2 değeri %47,10'dır. Modele ait ANOVA tablosu ise Tablo 4.9'da verilmiştir.

Tablo 4.9. FAK- ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	7567,4	7567,4	540,53	2,65	0,049	75,59
Doğrusal	4	1933,8	1933,8	483,46	2,37	0,111	19,32
X1	1	30,1	30,08	30,08	0,15	0,707	0,30
X2	1	320,3	320,33	320,33	1,57	0,234	3,20
X3	1	1102,1	1102,08	1102,08	5,41	0,038	11,01
X4	1	481,3	481,33	481,33	2,36	0,150	4,81
Karesel	4	4958,8	4958,8	1239,7	6,09	0,007	49,53
X1 ²	1	23,6	635,59	635,59	3,12	0,103	0,24
X2 ²	1	998,3	2770,45	2770,45	13,60	0,003	9,97
X3 ²	1	2769,9	3721,81	3721,81	19,27	0,001	27,67
X4 ²	1	1166,9	1166,90	1166,90	5,73	0,034	11,66
İkili Etkileşim	6	674,7	674,7	112,46	0,55	0,760	6,74
X1.X2	1	1,0	1,00	1,00	0,00	0,945	0,01
X1.X3	1	4,0	4,00	4,00	0,02	0,891	0,04
X1.X4	1	462,2	462,25	462,25	2,27	0,158	4,62
X2.X3	1	2,3	2,25	2,25	0,01	0,918	0,02
X2.X4	1	156,3	156,25	156,25	0,77	0,398	1,56
X3.X4	1	49,0	49,00	49,00	0,24	0,633	0,49
Hata	12	2444,2	2444,25	203,69			24,41
Uyum Eksikliği	10	2444,2	2442,25	244,22	244,22	0,004	24,39
Salt Hata	2	2	2	1			0,02
Toplam	26	10011,6					100

Tablo 4.9’a göre model için hesaplanan “ $p=0,049 < 0,05$ ” istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. Ancak; pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının birbirleriyle ikili etkileşimleri ise “ $p=0,760 > 0,05$ ” istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmektedir. Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde doğrusal etkileşimin etkisi %19,32 iken karesel etkileşim faktör etkisi %49,53 ve hata verisinin %24,41 olduğu görülmüştür. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre MBAS giderimi için dikkate alınacak faktörün doğrusal ve karesel etkileşim yüzdeleri sırasıyla %11,01 ve %27,67 ile adsorbent miktarı olduğu bulunmuştur.

FAK ile adsorpsiyon prosesinde MBAS giderimi sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab-17 programında çizilen kontur grafikler Şekil 4.33’de verilmiştir.



Şekil 4.33. MBAS gideriminde FAK etkileşimi

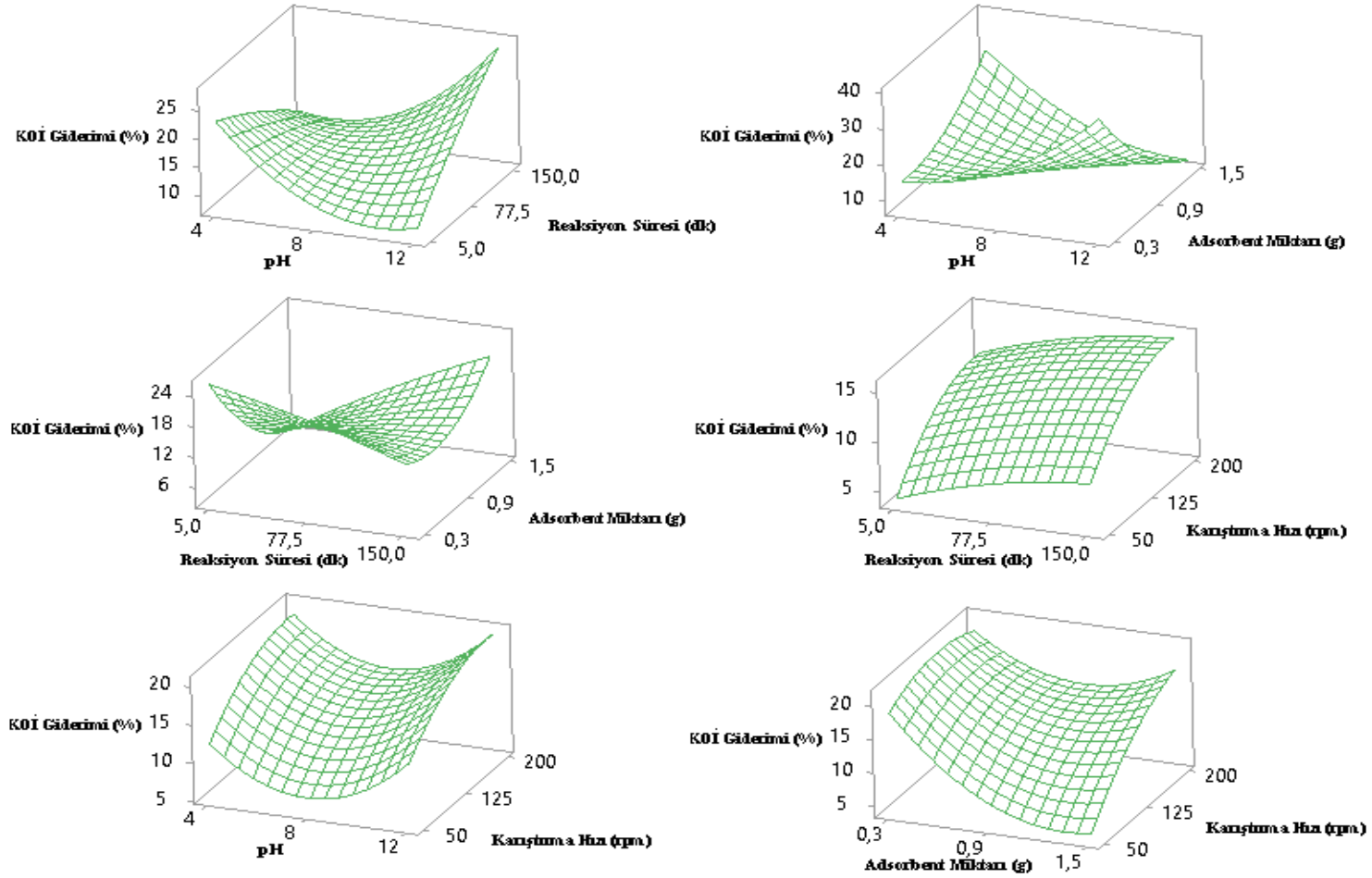
Şekil 4.33'e göre, pH- reaksiyon süresi etkileşimi incelendiğinde pH 6-8 aralığında 75 dakika çalışılarak %70 üzeri MBAS giderim verimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi incelendiğinde, %50 üzeri MBAS giderimi için pH 7-8 aralığında 1 g/100mL adsorbent miktarı ile çalışılabileceği belirlenmiştir. pH-karıştırma hızı etkileşimi dikkate alındığında minimum karıştırma hızı olarak 50 rpm ile pH 12'de 0,3 g adsorbent miktarı ile %38'in üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir. Reaksiyon süresi-adsorbent miktarı etkileşimi değerlendirildiğinde, maksimum %73 verim için 1g adsorbent miktarı ile 84 dakika reaksiyon süresinde pH 8,20'de 142 rpm karıştırma hızında çalışılması öngörülmüştür.

FAK ile adsorpsiyon prosesinde KOİ giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimlerine ait üç boyutlu grafikler Şekil 4.34'de verilmiştir.

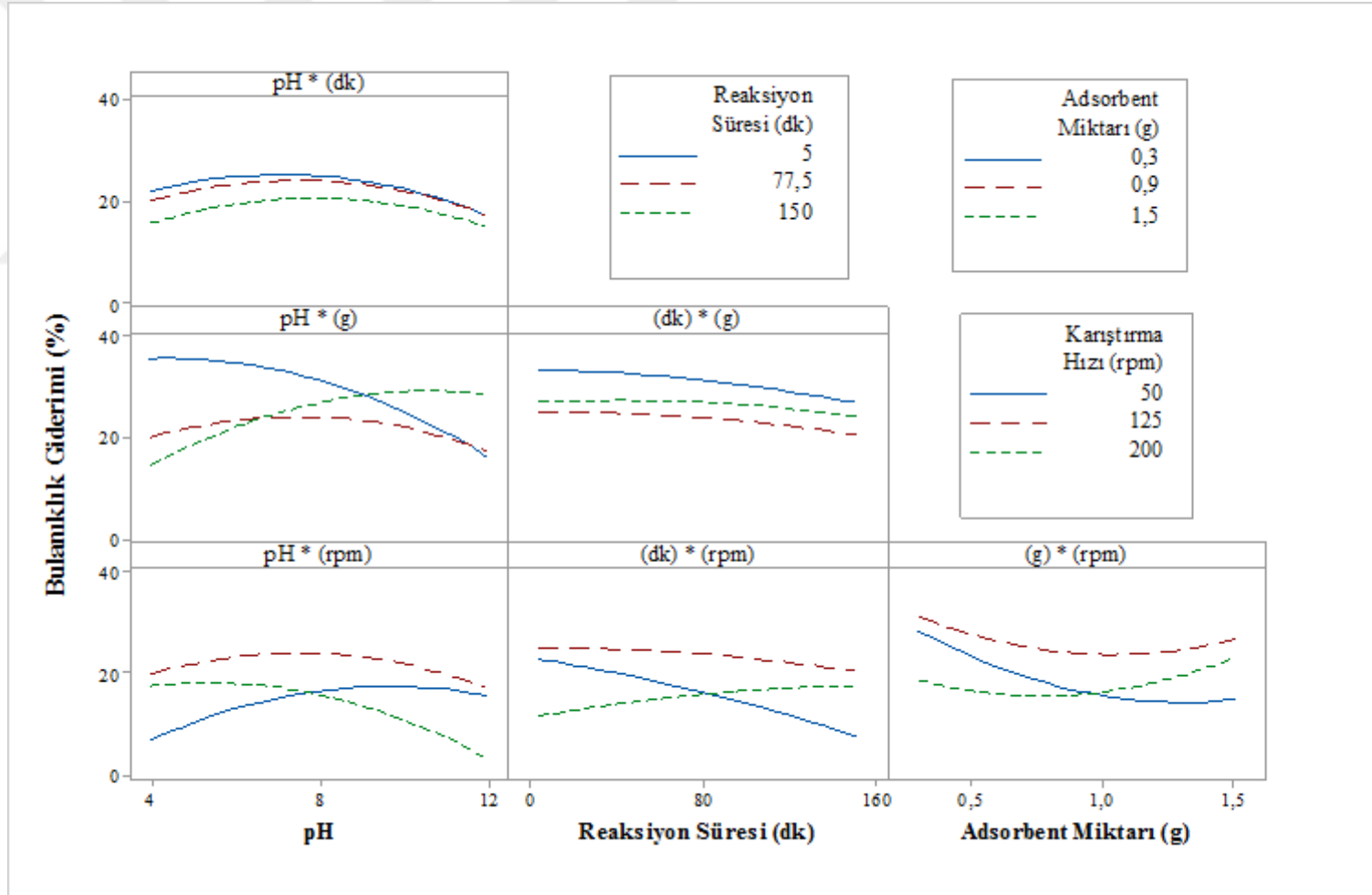
Şekil 4.34'e göre pH-süre, pH-adsorbent miktarı ve pH-karıştırma hızına ait grafikler incelendiğinde reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının artmasıyla birlikte KOİ giderim veriminin arttığı görülmüştür. Adsorbent miktarı ve karıştırma hızı bileşik etkisini gösteren grafik incelendiğinde adsorbent miktarının artması ve karıştırma hızının azalması ile birlikte KOİ giderim veriminin azaldığı gözlenmiştir. Modele göre tahmin edilen maksimum KOİ giderimi pH 12, 150 dakika sürede 0,3 g adsorbent miktarı ve 136 rpm karıştırma hızında %40 olarak belirlenmiştir.

FAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.35'te verilmiştir.

Şekil 4.35'e göre; pH- reaksiyon süresi grafiğinde pH 8'de sürenin artması ile birlikte bulanıklık giderim veriminin düştüğü gözlemlenmiştir. Aynı pH değerinde pH-adsorbent miktarı grafiğinde adsorbent miktarının artması ile birlikte bulanıklık giderim verimi düşmüştür. Bulanıklık giderim veriminin düşmesinin sebebinin artan süre ve adsorbent miktarı ile birlikte adsorbentin atıksuda bulanıklığa neden olduğu düşünülmektedir. Modele göre tahmin edilen maksimum bulanıklık giderimi %39 ile pH 4,8'de, 5 dakika, 0,3 g adsorbent miktarı ve 98 rpm karıştırma hızında görülmüştür.



Şekil 4.34. FAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri



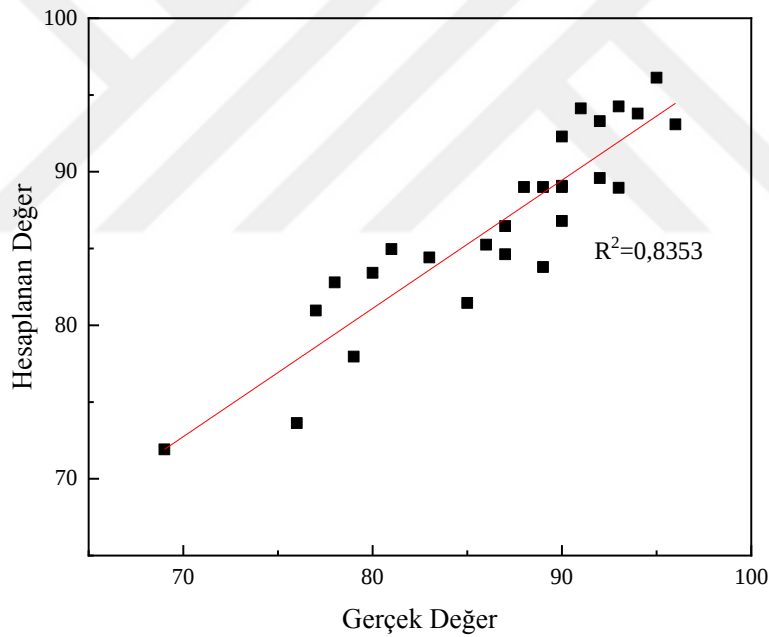
Şekil 4.35. Bulanıklık gideriminde FAK etkileşimi

4.2.3.5. Ardışık ADS yöntem optimizasyonu – PANI/FAK

Box-Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait MBAS giderimi Denklem (4.5)'te verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{MBAS Giderimi (\%)} = & -57,5 + 3,14 X_1 + 0,2129 X_2 - 16,8 X_3 + 0,128 X_4 - 0,187 X_1 \times X_1 \\ & - 0,000428 X_2 \times X_2 + 5,21 X_3 \times X_3 - 0,000333 X_4 \times X_4 - 0,0134 X_1 \times X_2 + 0,833 X_1 \times X_3 + \\ & 0,00583 X_1 \times X_4 + 0,0402 X_2 \times X_3 - 0,000184 X_2 \times X_4 - 0,0167 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.5)$$

Denklem (4.5)'e göre hesaplanan değer ve deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.36'da verilmiştir.



Şekil 4.36. Gerçek değerın hesaplanan değlerle karşılaştırılması-PANI/FAK

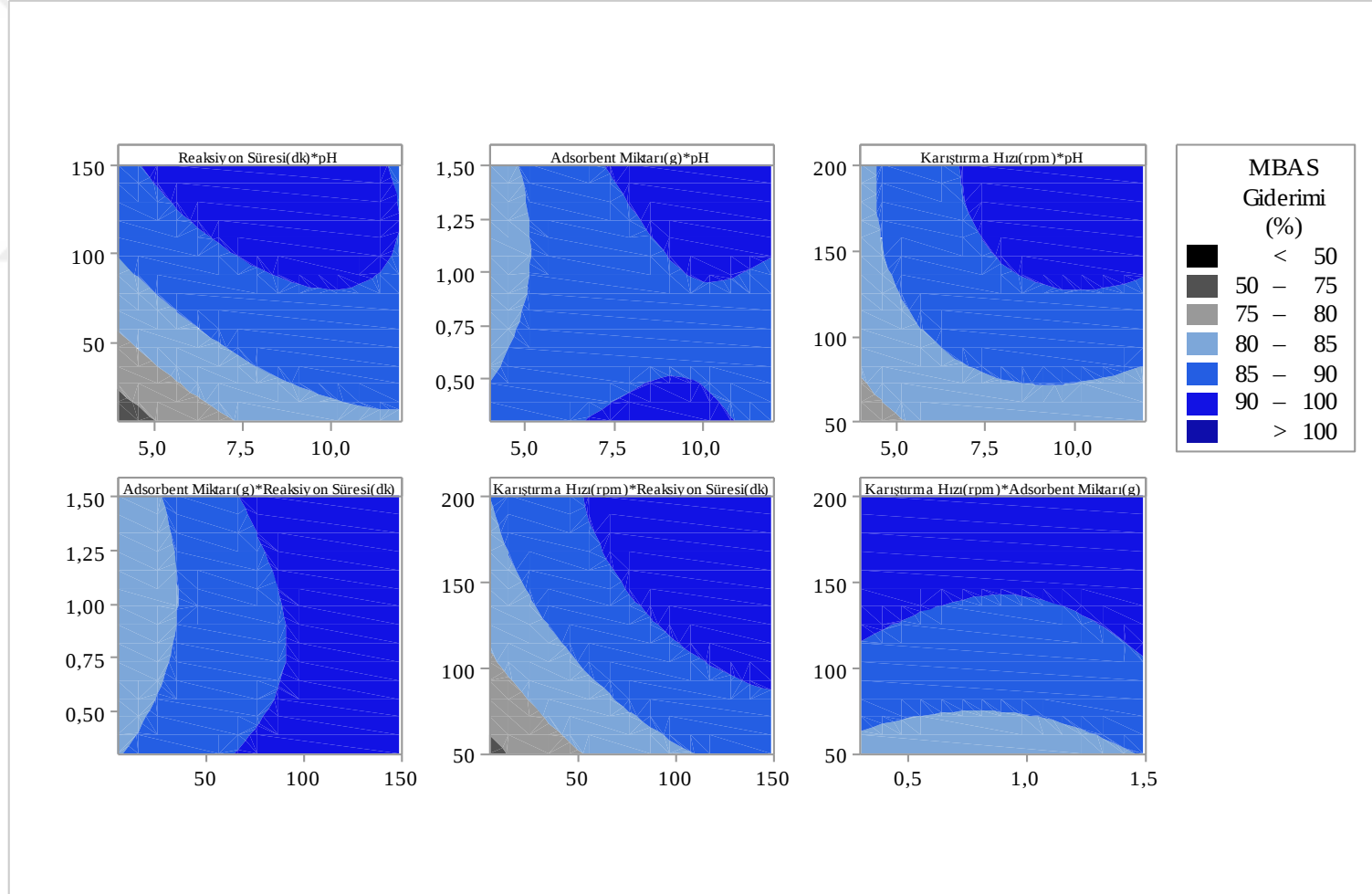
Şekil 4.36'a göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,8353 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R^2 değeri %83,53 ve tahmini R^2 değeri %65,31'dir. Modele ait ANOVA tablosu ise Tablo 4.10'da verilmiştir.

Tablo 4.10. PANI/FAK- ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	977,25	977,25	69,804	4,35	0,007	83,53
Doğrusal	4	762,50	762,50	190,625	11,87	0,000	65,17
X1	1	126,75	126,75	126,75	7,89	0,016	10,83
X2	1	374,08	374,08	374,08	23,29	0,000	31,97
X3	1	0,33	0,33	0,33	0,02	0,888	0,03
X4	1	261,33	261,33	261,33	16,27	0,002	22,34
Karesel	4	132,00	132,00	33,00	2,05	0,150	11,28
X1 ²	1	43,35	48,000	48,000	2,99	0,109	3,71
X2 ²	1	32,40	27,000	27,000	1,68	0,219	2,77
X3 ²	1	37,50	18,750	18,750	1,17	0,301	3,21
X4 ²	1	18,75	18,750	18,750	1,17	0,301	1,60
İkili Etkileşim	6	82,75	82,75	13,792	0,86	0,551	7,07
X1.X2	1	36,00	36,000	36,000	2,24	0,160	3,08
X1.X3	1	16,00	16,000	16,000	1,00	0,338	1,37
X1.X4	1	12,25	12,250	12,250	0,76	0,400	1,05
X2.X3	1	12,25	12,250	12,250	0,76	0,400	1,05
X2.X4	1	4,00	4,000	4,000	0,25	0,627	0,34
X3.X4	1	2,25	2,250	2,250	0,14	0,715	0,19
Hata	12	192,75	192,75	16,063			16,47
Uyum Eksikliği	10	190,75	190,75	19,075	19,07	0,051	16,30
Salt Hata	2	2,00	2,00	1,00			0,17
Toplam	26						100

Tablo 4.10'a göre model için hesaplanan " $p=0,007 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının karesel etkileşimleri ise " $p=0,150 > 0,05$ " ve ikili etkileşimleri " $p=0,551 > 0,05$ " istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmüştür. Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde reaksiyon süresi ile en fazla faktör etkisi %31,97 iken hata verisi %16,47 olarak bulunmuştur. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre MBAS giderimi için dikkate alınacak faktörlerin etkileri göz önüne alındığında en etkili olan faktörün reaksiyon süresi olduğu bulunmuştur.

PANI/FAK ile adsorpsiyon prosesinde MBAS giderimi sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab-17 programında çizilen kontur grafikler Şekil 4.37'de verilmiştir.

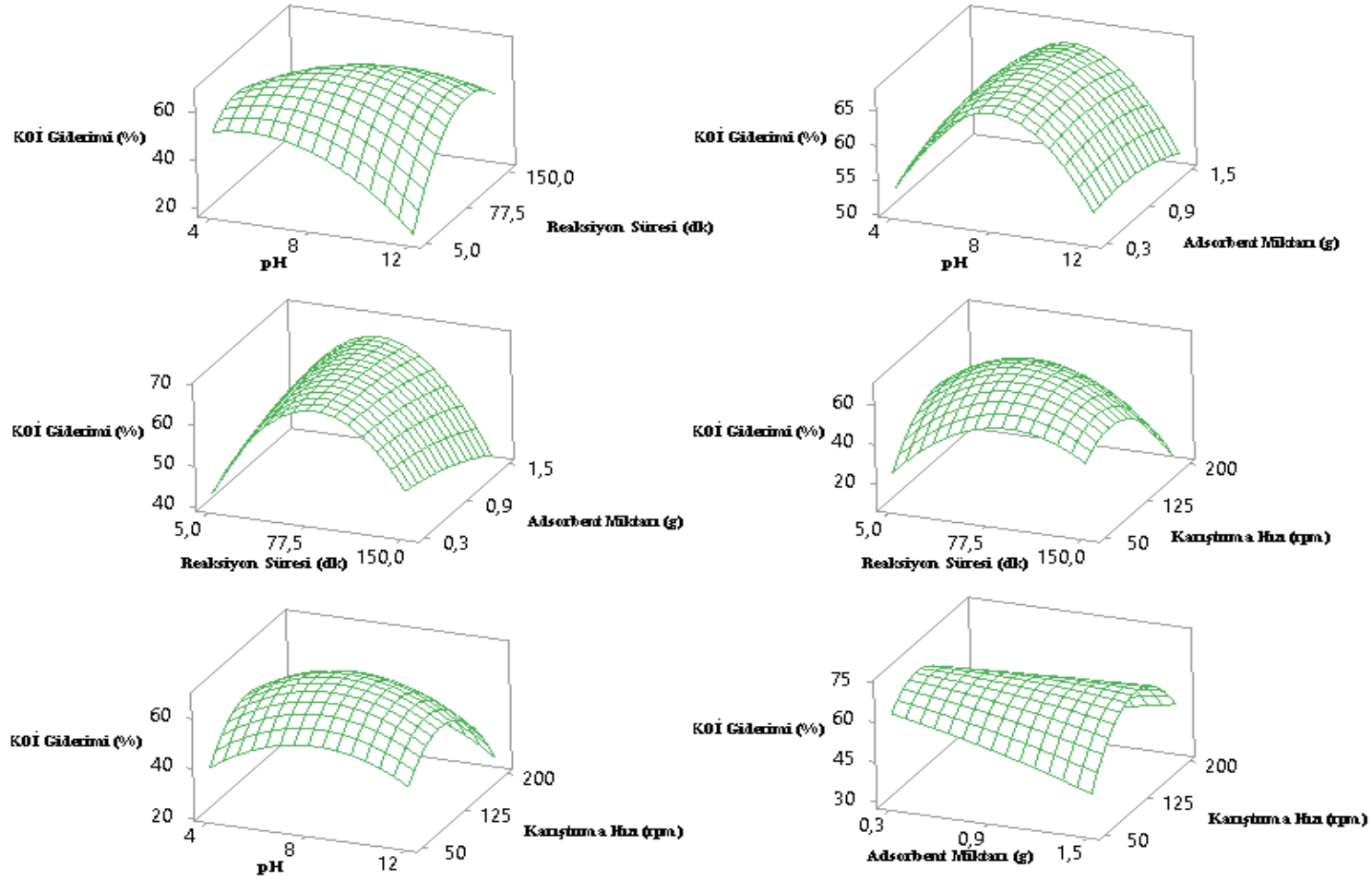


Şekil 4.37. MBAS gideriminde PANI/FAK etkileşimi

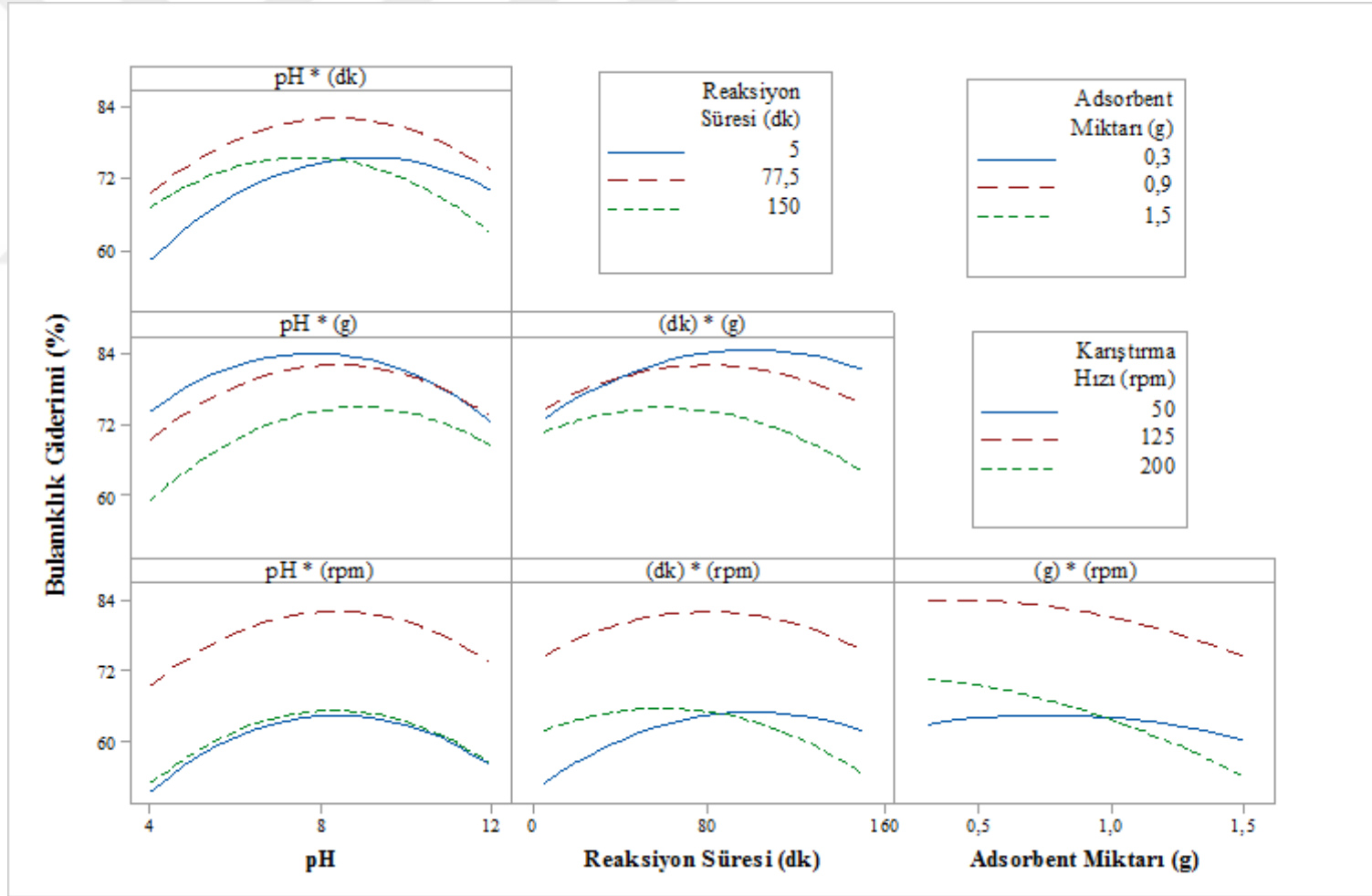
Şekil 4.37'e göre, pH-reaksiyon süresi etkileşimine bakıldığında pH 7-8 aralığında ortalama 75 dakika çalışılarak %80 ve üzeri MBAS giderim verimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi göz önünde bulundurulduğunda pH arttıkça ve adsorbent kullanım miktarı arttıkça giderim veriminin artabileceği anlaşılmıştır. pH-karıştırma hızı etkileşimi dikkate alındığında karıştırma hızı olarak 125 rpm ve pH 7-8 aralığında %90'nın üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir. Reaksiyon süresi-adsorbent miktarı etkileşimi değerlendirildiğinde giderim veriminin doğru orantılı olarak arttığı gözlenmiştir. Maksimum giderim verimi için pH 10,7'de 1,5 g/100mL adsorbent miktarı ile 147 dakika çalışılarak %98 verim elde edilebileceği belirlenmiştir. Diğer taraftan adsorbent miktarı 1,35 g/100mL'ye düşürüldüğünde % 65 üzeri verim için 50 dakikadan fazla çalışılması gerektiği belirlenmiştir. Reaksiyon süresi-karıştırma hızı etkileşimi değerlendirildiğinde %90 üzeri verim elde edilebilmesi için minimum 75 dakika sürede 150 rpm ile çalışılması öngörülmüştür. Adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde %90 üzeri verim için en az 120 rpm ile çalışılarak minimum adsorbent miktarının 1 g/100mL olabileceği belirlenmiştir.

PANI/FAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.38'de verilmiştir. Şekil 4.38'e göre pH 8 değerinde maksimum KOİ giderimi olduğu görülmüştür. Adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde adsorbent miktarının artması ya da azalması giderim verimi üzerine önemli bir etki göstermezken, 125 rpm karıştırma hızında maksimum giderim verimine ulaşıldığı görülmüştür. Modele göre tahmin edilen maksimum KOİ giderimi pH 8,9 değerinde, 98 dakika süre, 0,3 g adsorbent miktarı ve 89 rpm karıştırma hızında %70 olarak belirlenmiştir.

PANI/FAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.39'da verilmiştir. Şekil 4.39'a göre adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde adsorbent miktarındaki artışın bulanıklık giderim veriminde azalmaya sebep olduğu görülmüştür. Bunun sebebinin adsorbentin suda bulanıklığa neden olduğu düşünülmektedir. Modele göre tahmin edilen maksimum bulanıklık giderimi %84 ile pH 7,6'da 100 dakika süre, 0,3 g adsorbent miktarı ve 130 rpm karıştırma hızında görülmüştür.



Şekil 4.38. PANI/FAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri



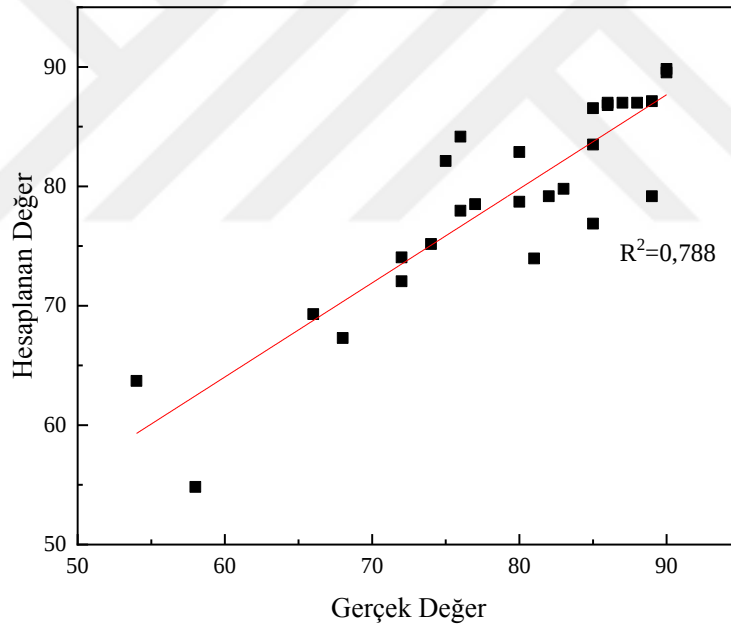
Şekil 4.39. Bulanıklık gideriminde PANI/FAK etkileşimi

4.2.3.6.Ardışık ADS yöntem optimizasyonu – PPy/FAK

Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait MBAS giderimi Denklem (4.6)'da verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{MBAS Giderimi (\%)} = & 25,6 + 1,13 X_1 + 0,456 X_2 - 2,9 X_3 + 0,476 X_4 - 0,174 X_1 \times X_1 \\ & - 0,001078 X_2 \times X_2 - 0,12 X_3 \times X_3 - 0,001674 X_4 \times X_4 - 0,0138 X_1 \times X_2 + 1,04 X_1 \times X_3 \\ & + 0,0150 X_1 \times X_4 + 0,0115 X_2 \times X_3 - 0,000966 X_2 \times X_4 - 0,0111 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.6)$$

Denklem (4.6)'a göre hesaplanan değerlerin, deneyler sonucu elde edilen gerçek değerlerle karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.40'da verilmiştir.



Şekil 4.40. Gerçek değerlerin hesaplanan değerlerle karşılaştırılması-PPy/FAK

Şekil 4.40'a göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,788 bulunmuştur. Modele ait ANOVA tablosu ise Tablo 4.11'de verilmiştir. Tablo 4.11'e göre " $p = 0,026 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızının birbirleriyle etkileşimleri ise " $p = 0,398 > 0,05$ " istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmektedir.

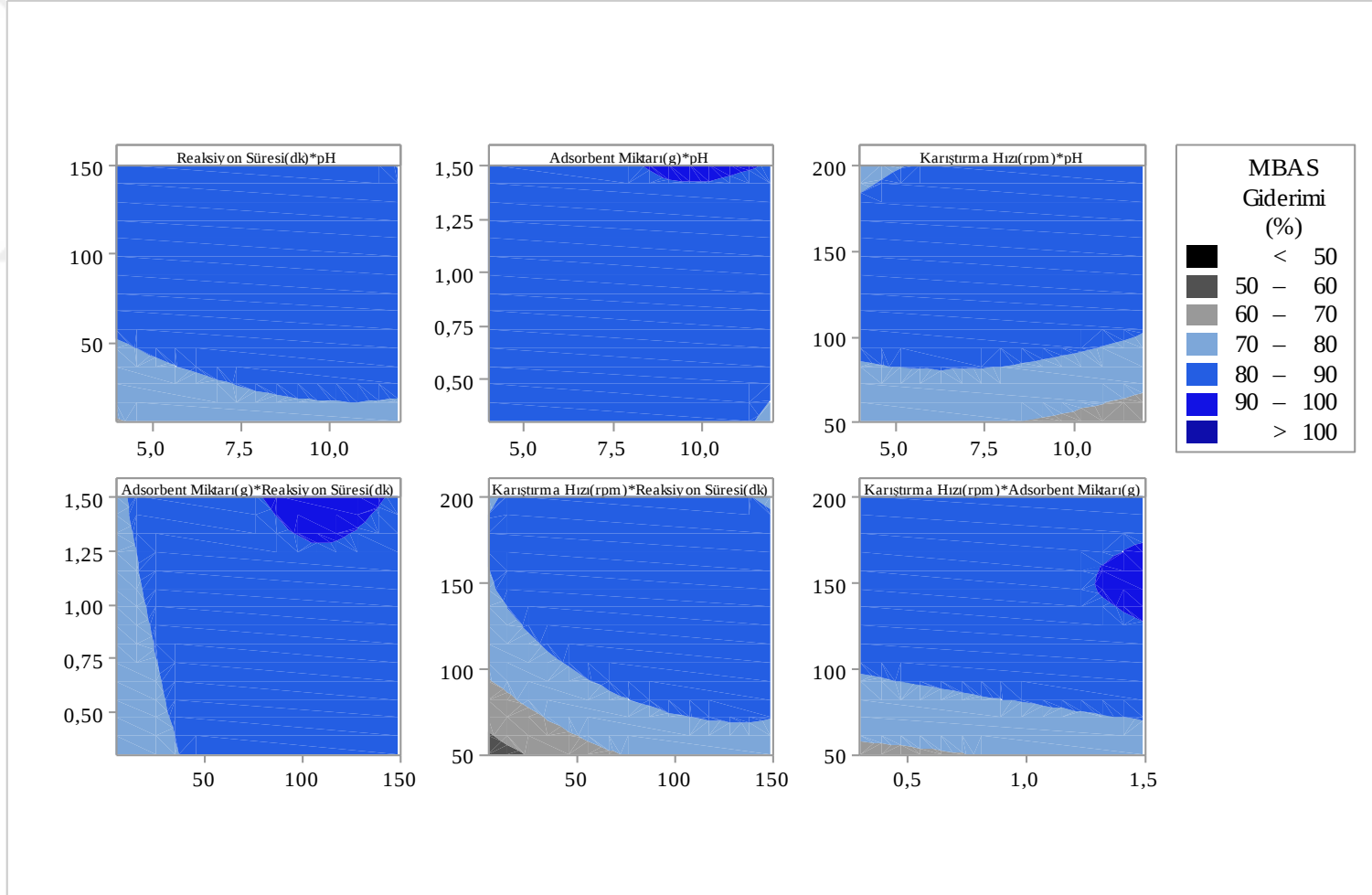
Tablo 4.11. PPy/FAK- ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	1844,71	1844,71	131,765	3,19	0,026	78,80
Doğrusal	4	961,83	961,83	240,458	5,81	0,008	41,90
X1	1	1,33	1,33	1,333	0,03	0,806	0,06
X2	1	290,08	290,08	290,083	7,01	0,021	12,39
X3	1	96,33	96,33	96,333	2,33	0,153	4,12
X4	1	574,08	574,08	574,083	13,88	0,03	24,52
Karesel	4	600,63	600,63	150,157	3,63	0,037	25,66
X1 ²	1	0,36	0,36	41,565	1,01	0,336	0,02
X2 ²	1	69,78	69,78	171,259	4,14	0,065	2,98
X3 ²	1	57,56	57,56	0,009	0,00	0,988	2,46
X4 ²	1	472,93	472,93	472,926	11,44	0,005	20,20
İkili Etkileşim	6	282,25	282,25	47,042	1,14	0,398	12,06
X1.X2	1	64,00	64,00	64,000	1,55	0,237	2,73
X1.X3	1	25,00	25,00	25,000	0,60	0,452	1,07
X1.X4	1	81,00	81,00	81,000	1,96	0,187	3,46
X2.X3	1	1,00	1,00	1,000	0,02	0,879	0,04
X2.X4	1	110,25	110,25	110,250	2,67	0,128	4,71
X3.X4	1	1,00	1,00	1,000	0,02	0,879	0,04
Hata	12	496,25	496,25	41,354			21,20
Uyum Eksikliği	10	494,25	494,25	49,425	49,42	0,020	21,11
Salt Hata	2	2,00	2,00	1,000			0,09
Toplam	26	2340,96					100

Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde doğrusal etkileşimin etkisi %41,90 iken ikili etkileşim faktör etkisi %25,66 ve hata verisinin %21,20 olduğu görülmüştür.

Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R² değeri %78,80 iken (model için belirleme katsayısı) tahmini R² değeri %54,07'dir. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre MBAS giderimi için dikkate alınacak faktörün karıştırma hızı olduğu görülmüştür.

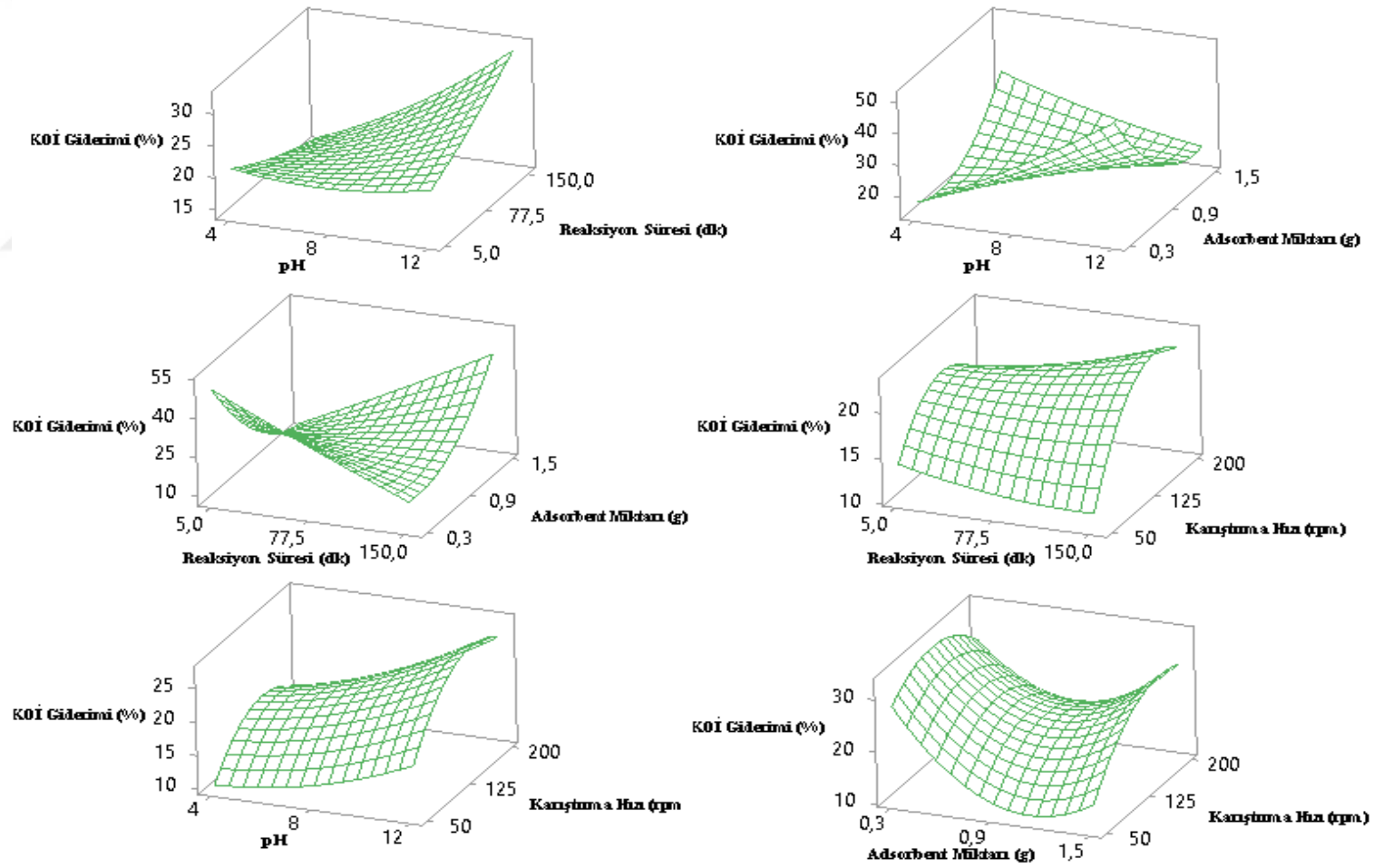
PPy/FAK ile adsorpsiyon prosesinde MBAS giderimi sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab-17 programında çizilen kontur grafikler Şekil 4.41'de verilmiştir.



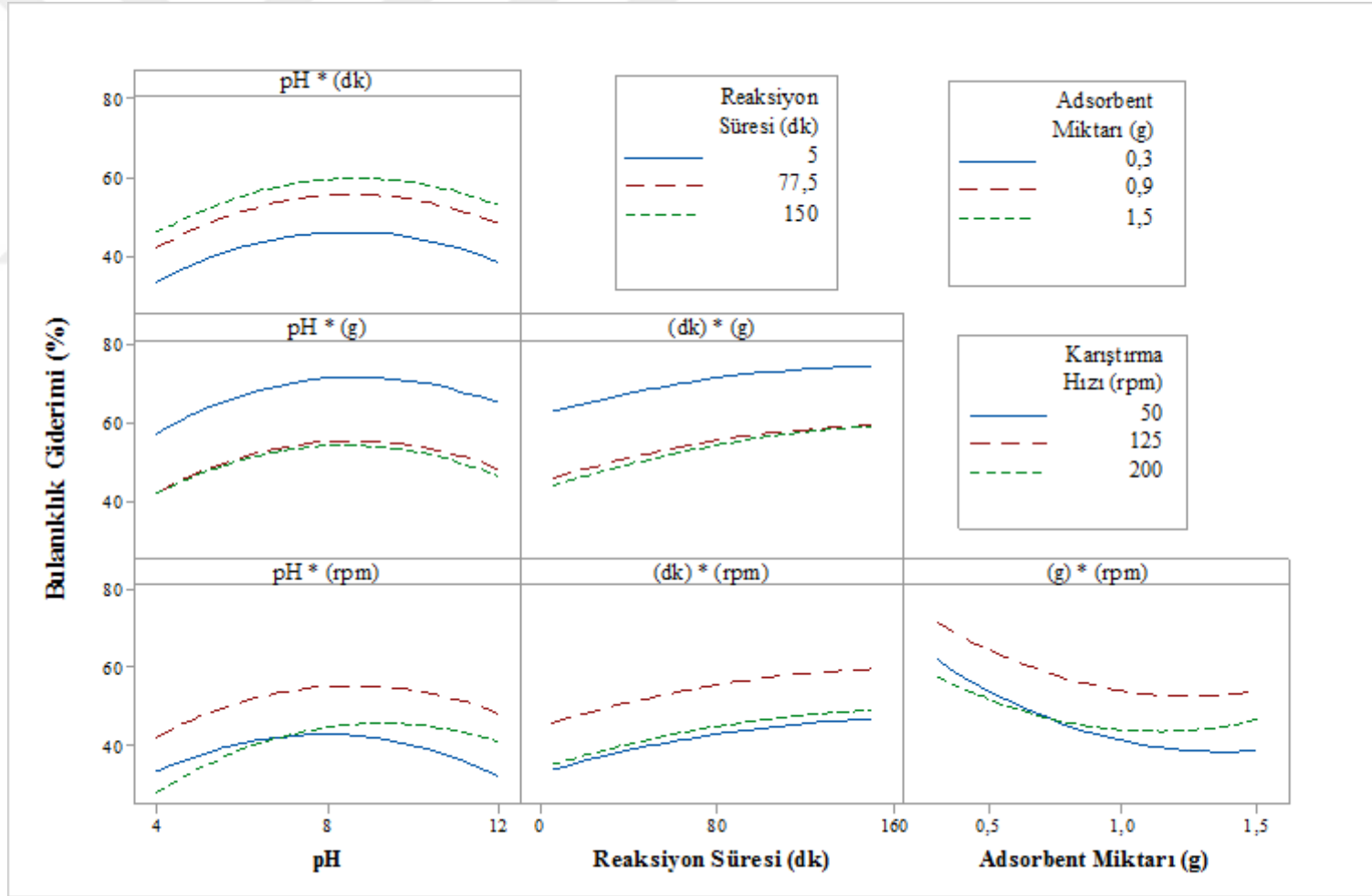
Şekil 4.41. MBAS gideriminde PPy/FAK etkileşimi

Şekil 4.41'e göre, optimizasyon sonucuna göre pH 12, süre 5 dakika, 0,3 g adsorbent miktarı kullanılarak ve 50 rpm karıştırma hızında minimum MBAS giderim verimi %46 iken maksimum MBAS giderim verimi ise pH 12 değerinde, süre 66,5 dakika, 1,5 g adsorbent miktarı ve 171 rpm karıştırma hızında %93 bulunmuştur. Genel olarak ikili etkileşimlerin önemsiz olduğu görülmektedir. pH-reaksiyon süresi etkileşimine bakıldığında pH aralığı değişmediği halde karıştırma hızı da aynı şekilde 50rpm ve üzerinde hemen hemen %80 ve üzeri MBAS giderim verimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi göz önünde bulundurulduğunda pH arttıkça ve adsorbent kullanım miktarı arttıkça giderim veriminin artabileceği gözlenmiştir. pH-karıştırma hızı etkileşimi dikkate alındığında karıştırma hızı olarak 100-150 rpm aralığında ve herhangi bir pH değerlerinde %80'nin üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir. Reaksiyon süresi-adsorbent miktarı etkileşimi değerlendirildiğinde adsorbent miktarının artması ile giderim veriminin doğru orantılı olarak arttığı gözlenmiştir. PANI/FAK ile adsorpsiyon prosesinde KOİ giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimlerine ait üç boyutlu grafikler Şekil 4.42'de verilmiştir. Şekil 4.42'e göre süre-karıştırma hızı etkileşimi incelendiğinde karıştırma hızının artması ile KOİ giderim veriminde artış olduğu görülmüştür. Adsorbent miktarı-karıştırma hızı etkileşiminde ise adsorbent miktarındaki artış ile KOİ giderim verimi azalırken karıştırma hızındaki artış ile KOİ (%) giderim veriminde artış olduğu görülmüştür. Modele göre tahmin edilen maksimum KOİ giderimi pH 12, 150 dakika, 1,5 g adsorbent miktarı ve 113 rpm karıştırma hızında %64 olarak belirlenmiştir.

PPy/FAK ile adsorpsiyon prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve karıştırma hızı parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.43'te verilmiştir. Şekil 4.43'e göre bulanıklık gideriminde pH 8'de maksimum sürede maksimum bulanıklık giderimi sağlandığı görülmüştür. Ayrıca adsorbent miktarı-karıştırma hızı grafiği üzerindeki değişimlere bakıldığında adsorbent miktarının 0,5 g/100mL'den 1 g/100 mL'ye kadar giderim verimi azalırken adsorbent miktarının 1 g/100mL üzerinde olması bulanıklık giderimi üzerine değişim oluşturmadığı görülmüştür. Modele göre pH 8,8'de 150 dakika, 0,3 g adsorbent miktarı ve 121 rpm değerinde tahmin edilen maksimum bulanıklık giderimi %75 bulunmuştur.



Şekil 4.42. PPy/FAK ile KOİ gideriminde üç boyutlu etkileşim grafikleri



Şekil 4.43. Bulanıklık gideriminde PPy/FAK etkileşimi

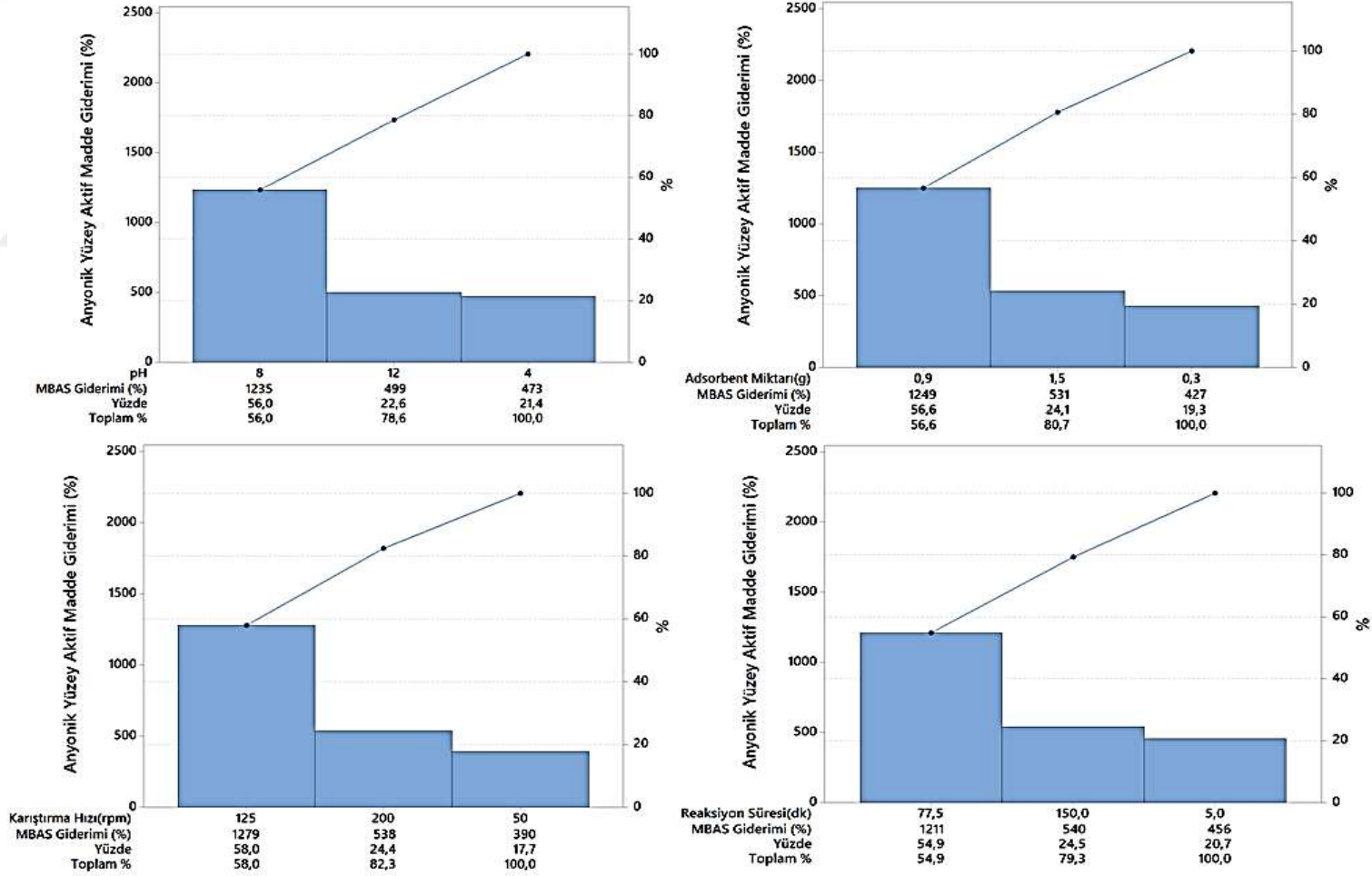
4.2.3.7.EK→ ADS Sistem PARETO Analizi

PANI/CAK ile optimizasyon çalışmaları Pareto analizi sonuçları ile karşılaştırılmıştır. En etkili faktörlerin belirlenmesinde optimum değerlere paralel sonuçlar elde edilmiştir (Şekil 4.44- 4.46).

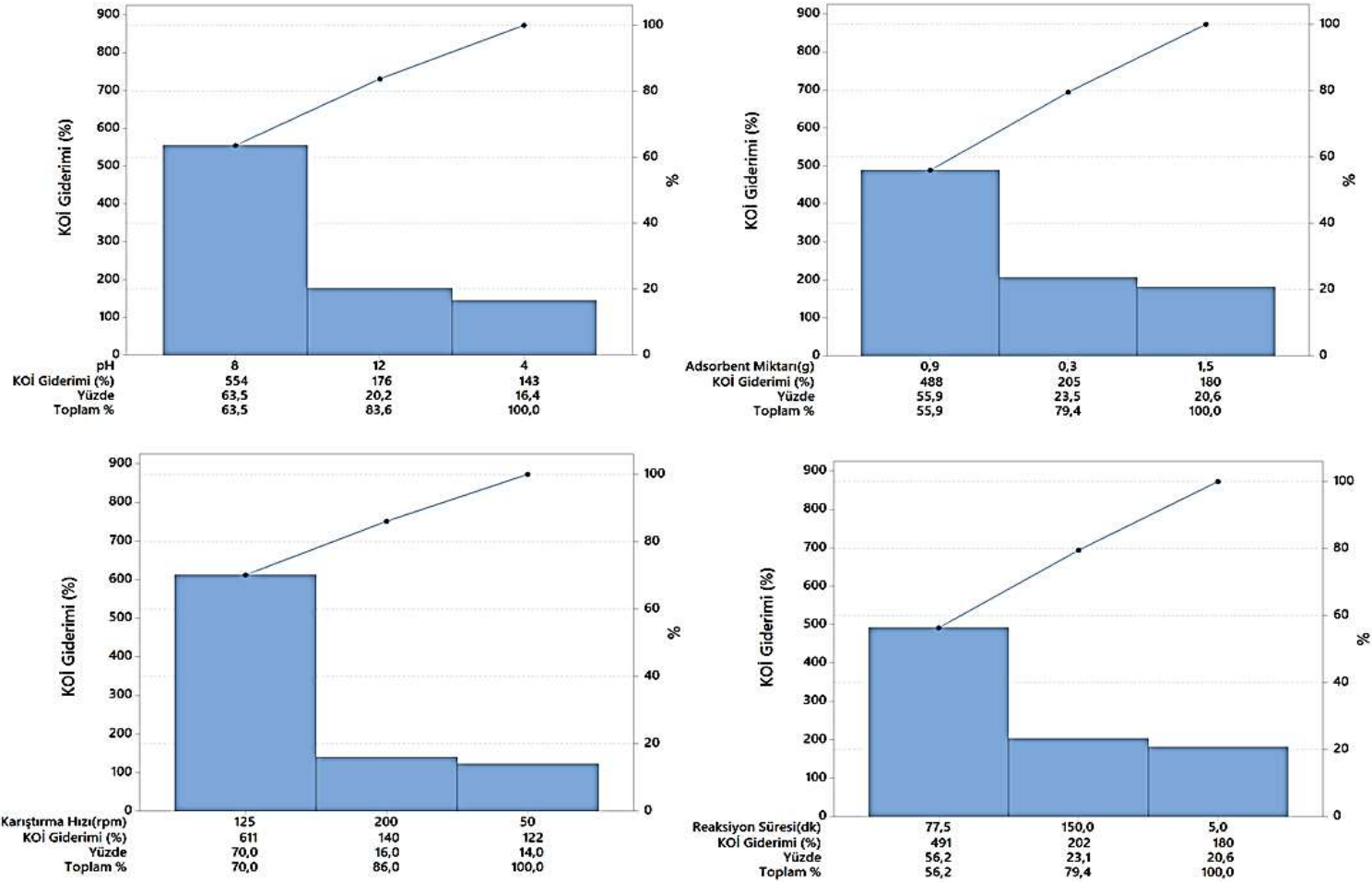
Şekil 4.44'te anyonik yüzey aktif madde gideriminde faktörlerin etki yüzdeleri için pH parametresi %56 ile en etkili değerin 8 olduğu görülmektedir. Adsorbent miktarı için %56,6 ile 0,9 g, karıştırma hızı için %58 ile 125 rpm ve reaksiyon süresi için %54,9 ile 77,5 dk çalışmanın etkili olduğu bulunmuştur. Model denklemi, ANOVA tablosu ve pareto analizi ile yanıt üzerine bağımsız değişken etkilerinin önem sıralaması belirlenmiştir. Faktörlerin bağımlı değişkenlerden anyonik yüzey aktif madde giderimi için karıştırma hızı > adsorbent miktarı > pH > reaksiyon süresi sıralaması elde edilmiştir. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucu elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur.

Şekil 4.45'te KOİ gideriminde faktörlerin etki yüzdeleri için pH parametresi %63,5 ile en etkili değerin 8 olduğu görülmektedir. Adsorbent miktarı için %55,9 ile 0,9 g, karıştırma hızı için %70 ile 125 rpm ve reaksiyon süresi için %56,2 ile 77,5 dk çalışmanın etkili olduğu bulunmuştur. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur. Pareto analizi ile yanıt üzerine bağımsız değişken etkilerinin önem sıralaması belirlenmiştir. Faktörlerin bağımlı değişkenlerden KOİ giderimi için karıştırma hızı > pH > reaksiyon süresi > adsorbent miktarı sıralaması elde edilmiştir. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucu elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur.

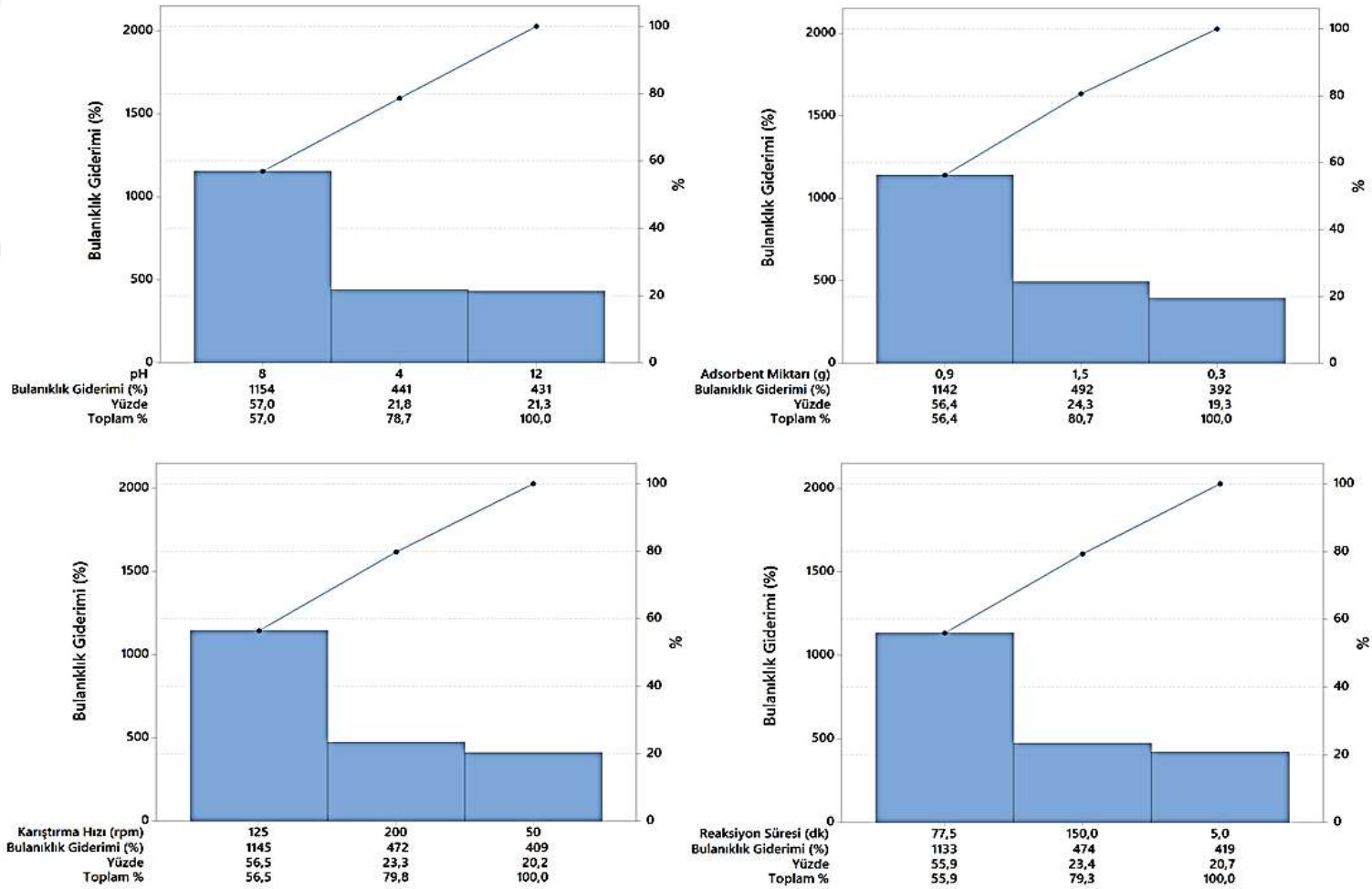
Şekil 4.46'da bulanıklık gideriminde faktörlerin etki yüzdeleri için pH parametresi %57 ile en etkili değerin 8 olduğu görülmektedir. Adsorbent miktarı için %56,4 ile 0,9 g, karıştırma hızı için %56,5 ile 125 rpm ve reaksiyon süresi için %55,9 ile 77,5 dk çalışmanın etkili olduğu bulunmuştur. Pareto analizi ile yanıt üzerine bağımsız değişken etkilerinin önem sıralaması belirlenmiştir. Faktörlerin bağımlı değişkenlerden bulanıklık giderimi için pH > karıştırma hızı > adsorbent miktarı > reaksiyon süresi sıralaması elde edilmiştir. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucu elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur.



Şekil 4.44. Pareto analizinde MBAS giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı c) karıştırma hızı, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi



Şekil 4.45. Pareto analizinde KOİ giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) karıştırma hızı d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi



Şekil 4.46. Pareto analizinde bulanıklık giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) karıştırma hızı d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi

Çalışmalar sonucunda EK→ ADS sisteminde optimum çalışma koşulları Tablo 4.12’de verilmiştir.

Tablo 4.12. Ardışık sistem optimum parametre değerleri

Parametreler	EK Optimum Değerler	ADS Optimum Değerler
pH	5,5	8
Reaksiyon süresi (dk)	5	77,5
Akım yoğunluğu (mA/cm ²)	5,26	-
Karıştırma hızı (rpm)	200	125
Adsorbent miktarı (g/100mL)	-	0,9

Ardışık sistem sonuç değerleri Tablo 4.13’te verilmiştir.

Tablo 4.13. Ardışık sistem sonuç değerleri

Parametreler	1.Örnekleme	EK Çıkış	EK Çıkış % Giderim	ADS Çıkış	ADS Çıkış % Giderim
pH	11,04	9,54		6,5	
MBAS (mg/L)	95	5,70	94	0,57	90
KOİ (mg/L)	1285	283	78	73	74
Bulanıklık (NTU)	153	16,83	89	1,68	90

Tablo 4.13’de görüldüğü gibi; ardışık EK prosesinde pH önemli parametrelerden biridir. pH’nın 5,5 değerinde elektroliz yoluyla hidroksit iyonu artmış ve metal hidroksitler oluşarak kirleticiler giderilmiştir.

Ayrıca alkali ortamın olması bir miktar pH ‘nın tamponlama kapasitesi sergilediğini göstermektedir (Vivek Narayanan ve Ganesan, 2009). Bununla birlikte; akım yoğunluğu, reaksiyon süresi ve ortamın kimyasal özelliği gibi diğer parametreler de kirleticilerin giderilmesinde EK’nın etkinliğini göstermiştir. Atıksuyun herhangi bir kimyasal madde eklenmeden arıtılması için EK sürecinin basit, kolay ve uygun maliyetli bir yöntem olduğu anlaşılmıştır (Janpoor ve diğ., 2011; Yavuz ve Ögütveren, 2018).

Özellikle yüksek konsantrasyonlarda yüzey aktif madde içeren atıksuların arıtımında biyokütlenin substrat afinitesini azalttığı bildirilmiştir. Bu nedenle biyobozunabilirlik sürecini kolaylaştıran yüzey aktif madde yükünü azaltmak için EK gibi fizikokimyasal ön arıtım süreçlerinin gerekli olduğu kabul edilmiştir.

Özellikle endüstriyel atıksuların arıtımında yüksek organik madde giderimi ve yüzey aktif madde giderimi sağladığını göstermiştir (Yavuz ve Ögütveren, 2018).

Ardışık adsorpsiyon prosesinde adsorbent miktarı, reaksiyon süresi, karıştırma hızı ve pH gibi parametrelerin adsorpsiyon kapasitesi üzerinde etkili olduğu Tablo 4.12'den görülmüştür.

Adsorbent miktarının artmasıyla ve yüksek pH değerlerinde adsorpsiyon kapasitesi artmıştır (Veli ve Alyüz, 2007). Basit ve maliyetinin ucuz olması bu yöntemin uygulanabilir olduğunu göstermiştir (Rajabzadeh ve diğ., 2020).

4.3. Hibrit Sistem Çalışmaları

Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'den farklı zamanlarda 2. Örnekleme ile alınan atıksuyun hibrit sistemde arıtımı gerçekleştirilmiştir. Hibrit sistemde, ardışık sistem için en iyi sonuç veren PANİ/CAK kompoziti kullanılmıştır. Arıtımda pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğunun etkisi MBAS, KOİ, bulanıklık parametreleri üzerinden optimizasyon yapılarak değerlendirilmiştir.

4.3.1. Hibrit Sistem Ön Deneysel Çalışmaları

- Hibrit sistemde çalışılacak faktörlerin seviyelerinin belirlenmesi için ön deneysel çalışmalar yapılmıştır.
- Her bir deney seti için 500 mL çamaşırhane atıksuyu kullanılmıştır.
- Ön deneme çalışmalarında kullanılan atıksu karakterizasyon değerleri;

pH 9,52, bulanıklık 65,3 NTU, anyonik yüzey aktif madde 22 mg/L, KOİ 245 mg/L, iletkenlik 1212 μ S/cm'dir.

- Ön deneme deneylerinde 5,26 mA/cm² akım yoğunluğu değerinde çalışılmıştır.
- Ardışık sistem ön deneysel çalışmalarında belirlenen MP-P bağlantı şeklinde çalışmalar yürütülmüştür.

Hibrit Sistem 1.Ön Deneysel Çalışma

İlk deneme çalışmasında adsorbent (PANI/CAK) 4,5 g / 500 mL kullanılmıştır. pH 6,5 değerinde, karıştırma hızı 300 rpm, 30 dk reaksiyon süresi ve 5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda çalışılmıştır. Hibrit sistem 1. ön deneysel çalışma sonuçları Tablo 4.14'te verilmiştir.

Tablo 4.14. Hibrit sistem 1. ön deneysel çalışma sonuçları

Parametreler	Değerler	Giderim Verimi (%)
Reaksiyon sonrası pH	9,89	
Bulanıklık (NTU)	1,07	98
MBAS (mg/L)	0,11	99
KOİ (mg/L)	36	85

Hibrit Sistem 2.Ön Deneysel Çalışma

2.Deneme çalışmasında adsorbent miktarının ve karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Adsorbent miktarı (PANI/CAK): 2 g / 500 mL, karıştırma hızı 200 rpm, 30 dk reaksiyon süresi ve 5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda çalışılmıştır. Hibrit sistem 2. ön deneysel çalışma sonuçları Tablo 4.15'te verilmiştir.

Tablo 4.151. Hibrit sistem 2. ön deneysel çalışma sonuçları

Parametreler	Değerler	Giderim Verimi (%)
Reaksiyon sonrası pH	9,77	
Bulanıklık (NTU)	1,09	98
MBAS (mg/L)	0,17	99
KOİ (mg/L)	42	83

Hibrit Sistem 3. Ön Deneysel Çalışma

3.Deneme çalışmasında sürenin hibrit sistem üzerine etkisi çalışılmıştır.

Adsorbent (PANI/CAK): 2 g / 500 mL, pH 6,5 değerinde, karıştırma hızı 200 rpm'de ve 5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda çalışılmıştır. Reaksiyon süresi 5 dk, 10 dk ve 15 dk çalışılmıştır.

Hibrit sistem 3. deneme çalışması sonuçları Tablo 4.16'da verilmiştir.

Tablo 4.16. Hibrit sistem 3. ön deneysel çalışma sonuçları

	Parametreler			Giderim Verimi (%)		
	5 dk	10 dk	15 dk	5 dk	10 dk	15 dk
pH	6,74	6,80	6,90			
Bulanıklık (NTU)	6,92	3,76	0,373	89	94	99
MBAS (mg/L)	6,38	0,51	0,42	70	98	98
KOİ (mg/L)	92	52	44	62	79	82

Hibrit Sistem 4. Ön Deneysel Çalışma

4. Deneme çalışmasında 15 dk reaksiyon süresi için tekrar deneyi yapılmıştır. Adsorbent (PANI/CAK): 2 g / 500 mL, pH 6,5 değerinde, karıştırma hızı 200 rpm ve 5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda çalışılmıştır.

Hibrit sistem 4. ön deneysel çalışma sonuçları Tablo 4.17’de verilmiştir.

Tablo 4.17. Hibrit sistem 4. ön deneysel çalışma sonuçları

Parametreler	Değerler	Giderim Verimleri (%)
Reaksiyon sonrası pH	6,85	
Bulanıklık (NTU)	0,39	99
MBAS (mg/L)	0,49	97
KOİ (mg/L)	27	89

Ön deneysel deneme çalışmaları sonucunda hibrit sistem optimizasyon çalışmalarında karıştırma hızının optimum değeri 200 rpm bulunmuştur.

pH ise 4, 6,5 ve 9 değerlerinde seviyeleri belirlenmiştir. Adsorbent miktarı seviyeleri her 500 mL için 1 g, 2 g ve 3 g olarak belirlenmiştir.

Ardışık sistem EK prosesinde çalışılan 2,63 mA/cm², 5,26 mA/cm² ve 7,89 mA/cm² akım yoğunluklarında optimizasyon çalışmalarına devam edilmiştir.

4.3.2. Hibrit Sistemin YYM ile Optimizasyonu

Hibrit sistem arıtım prosesi sonucu reaksiyon sonrası pH, anyonik yüzey aktif madde, KOİ, bulanıklık parametre değerleri ve giderim verimleri verilmiştir (Tablo 4.18).

Tablo 4.18. Hibrit sistem optimizasyon çalışma sonuçları

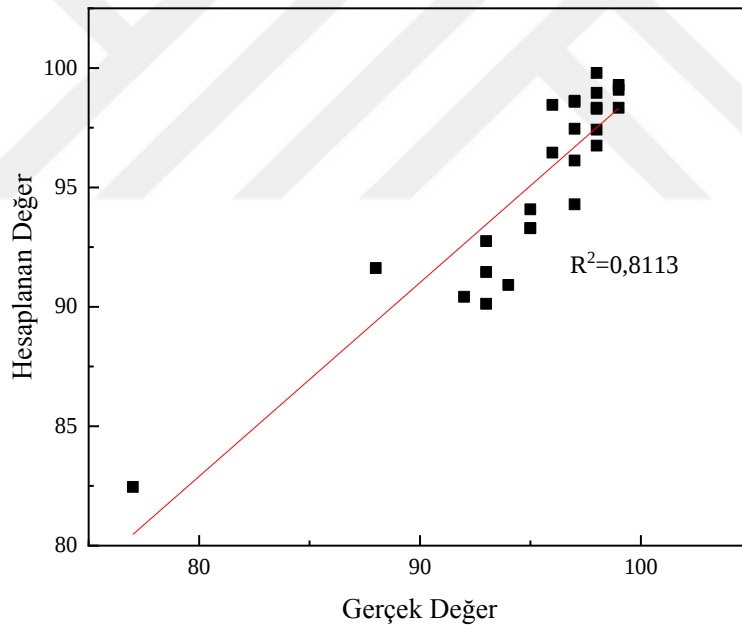
Deney No	% MBAS	% KOİ	% Bulanıklık
1	77	55	96
2	97	72	87
3	97	67	99
4	98	83	100
5	97	80	99
6	96	78	99
7	98	76	99
8	96	83	99
9	93	74	99
10	97	79	100
11	99	82	99
12	93	26	98
13	95	34	98
14	94	37	99
15	96	10	98
16	98	69	100
17	98	81	99
18	98	83	99
19	95	73	97
20	99	76	100
21	98	74	99
22	93	25	95
23	92	68	99
24	95	72	99
25	99	78	99
26	88	73	98
27	97	85	99

4.3.2.1. Hibrit Sistem Optimizasyonu - Anyonik Yüzey Aktif Madde Giderimi

Hibrit sistem optimizasyon çalışmasında Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait anyonik yüzey aktif madde giderimi Denklem (4.7)'de verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{Anyonik Yüzey Aktif Madde Giderimi (\%)} = & 48,7 - 0,92 X_1 + 4,92 X_2 + 0,65 X_3 + 8,62 X_4 \\ & - 0,127 X_1 \times X_1 - 0,1117 X_2 \times X_2 - 0,92 X_3 \times X_3 - 0,313 X_4 \times X_4 + 0,000 X_1 \times X_2 + 1,100 X_1 \times X_3 \\ & - 0,000 X_1 \times X_4 - 0,050 X_2 \times X_3 - 0,380 X_2 \times X_4 - 0,190 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.7)$$

Denklem (4.7)'e göre doğrulama testi sonucu hesaplanan değer ile deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.47'de verilmiştir.



Şekil 4.47. Anyonik yüzey aktif madde gideriminde doğrulama testi grafiği

Şekil 4.47'e göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R² değeri 0,8113 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R² değeri %81,13 olup tahmini R² değeri %77 bulunmuştur. Model ile oluşturulan anyonik yüzey aktif madde ANOVA tablosu ise Tablo 4.19'da verilmiştir.

Tablo 4.19. Anyonik yüzey aktif madde ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	425,380	425,380	30,384	3,69	0,015	81,13
Doğrusal	4	241,500	241,500	60,375	7,32	0,003	46,06
X1	1	10,083	10,083	10,083	1,22	0,290	1,92
X2	1	102,083	102,083	102,083	12,38	0,004	19,47
X3	1	21,333	21,333	21,333	2,59	0,134	4,07
X4	1	108,000	108,000	108,000	13,10	0,004	20,60
Karesel	4	52,380	52,380	13,095	1,59	0,240	9,99
X1 ²	1	0,980	3,343	3,343	0,41	0,536	0,19
X2 ²	1	26,136	41,565	41,565	5,04	0,044	4,98
X3 ²	1	0,227	4,481	4,481	0,54	0,475	0,04
X4 ²	1	25,037	25,037	25,037	3,04	0,107	4,78
İkili Etkileşim	6	131,500	131,500	21,917	2,66	0,071	25,08
X1.X2	1	0,000	0,000	0,000	0,00	1,000	0,00
X1.X3	1	30,250	30,250	30,250	3,67	0,080	5,77
X1.X4	1	0,000	0,000	0,000	0,00	1,000	0,00
X2.X3	1	0,250	0,250	0,250	0,03	0,865	0,05
X2.X4	1	100,00	100,00	100,000	12,13	0,005	19,07
X3.X4	1	1,000	1,000	1,000	0,12	0,734	0,19
Hata	12	98,917	98,917	8,243			18,87
Uyum Eksikliği	10	98,250	98,250	9,825	29,47	0,053	18,74
Salt Hata	2	0,667	0,667				0,13
Toplam	26	524,296					100,00

Tablo 4.19'a göre model için hesaplanan " $p = 0,015 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. Modelde uyum eksikliği p değeri ise $0,053 > 0,05$ olduğundan önemsiz kabul edilmiştir.

Ayrıca model tarafından sağlanan veri sapmasının bir ölçüsü olarak kabul edilen tahmin edilen korelasyon katsayısı da dikkate alınan değerlendirmeler için bir kriter olarak kullanılmıştır. Buna karşılık, modelin p değeri veya olasılık değeri, hipotezin doğru olduğu ve istatistiksel özetin gerçek gözlemlenen sonuçlara eşit veya daha büyük olduğu belirli bir istatistiksel model için olasılıktır (Rajabzadeh ve diğ., 2020).

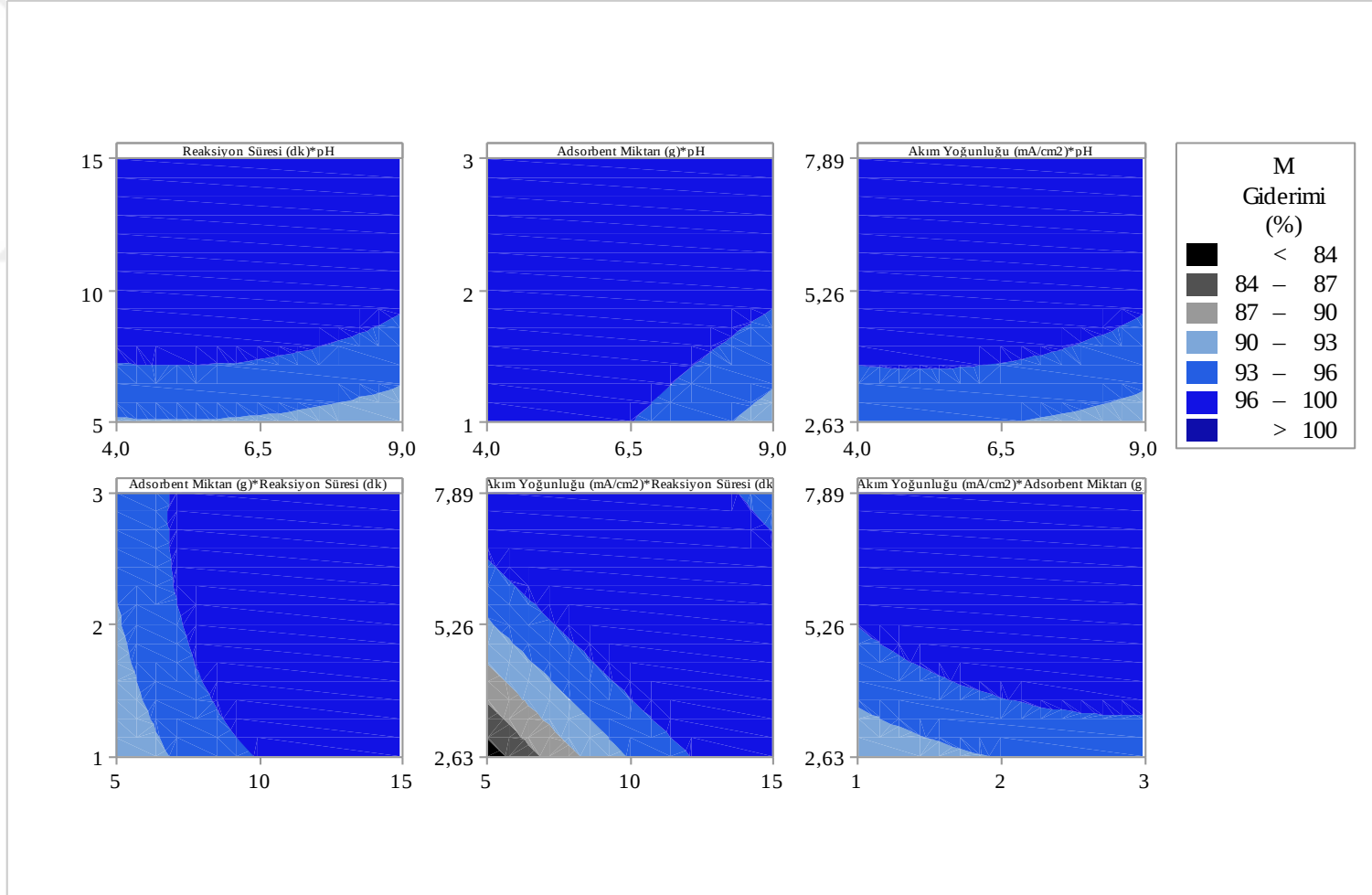
pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu ikili etkileşimleri ise “ $p = 0,071 > 0,05$ ” istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmüştür. Bu nedenle ikili etkileşimler ihmal edilmiştir. Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde akım yoğunluğu ile en fazla faktör etkisi %20,60 iken hata verisi % 18,87 bulunmuştur. Modele göre hesaplanan Denklem (4.7)’e göre, akım yoğunluğunun en yüksek sinerjistik etkisi bulunmuştur. Aynı denkleme göre reaksiyon süresinin sinerjistik ve pH’nın ise tam tersi etkisi olduğu belirlenmiştir. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre anyonik yüzey aktif madde giderimi için dikkate alınacak faktörlerin etkilerine göre %20,60 akım yoğunluğu ve %19,47 reaksiyon süresi faktörünün olduğu görülmüştür.

Hibrit sistemde anyonik yüzey aktif madde giderim sonuçlarının değerlendirilmesi amacıyla Minitab® 17.1.0 yazılımı ile çizilen kontur grafikler Şekil 4.48’de verilmiştir.

Şekil 4.48’e göre, pH-reaksiyon süresi etkileşimine bakıldığında pH 6,5’de ortalama 5 dakika çalışılarak %80 ve üzeri anyonik yüzey aktif madde giderimi elde edilebileceği görülmüştür. pH-adsorbent miktarı etkileşimi göz önünde bulundurulduğunda %80 ve üzeri anyonik yüzey aktif madde giderimi için minimum adsorbent miktarı 1 g / 500 mL ile pH 6,5 değerinde belirlenmiştir. pH-akım yoğunluğu etkileşimi dikkate alındığında minimum akım yoğunluğu olarak 2,63 mA/cm² ile pH 6,5-9 aralığında %80’in üzerinde verim elde edilebileceği gözlenmiştir.

Reaksiyon süresi-adsorbent miktarı etkileşiminde doğru orantı olduğu gözlenmiştir. Reaksiyon süresi-akım yoğunluğu etkileşimi değerlendirildiğinde, %90 üzeri verim elde edilebilmesi için minimum 10 dakika reaksiyon süresinde 5,26 mA/cm² akım yoğunluğu ile çalışılması öngörülmüştür. Adsorbent miktarı-akım yoğunluğu etkileşimi incelendiğinde, %90 üzeri verim için 5,26 mA/cm² ile çalışılarak minimum adsorbent miktarının 1 g / 500 mL olabileceği belirlenmiştir. Modele göre tahmin edilen minimum %75 giderim verim 1 g / 500 mL adsorbent miktarı ile 5 dakika çalışılarak elde edilebileceği belirlendi.

pH 9’da, 15 dk süre, 3 g adsorbent miktarı ve 3,75 mA/cm² değerinde maksimum giderim verimi ise yaklaşık %100 değerinde elde edilebileceği öngörülmüştür.



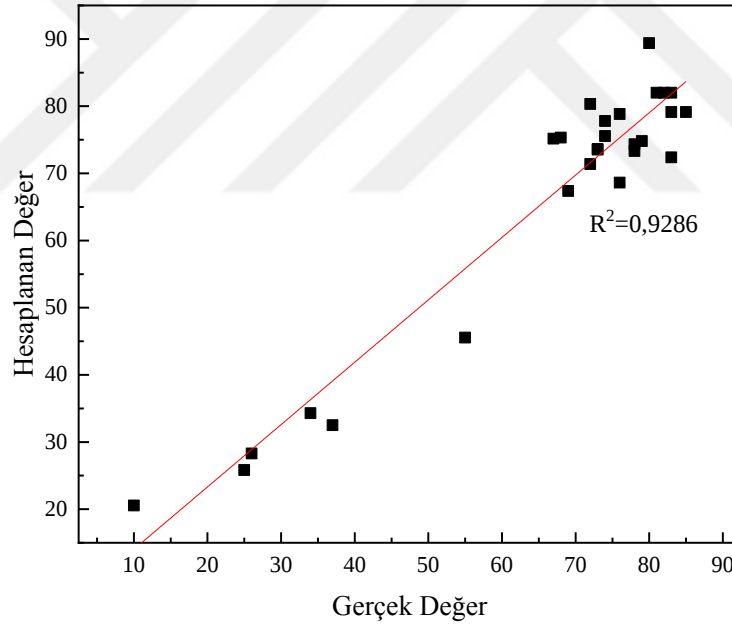
Şekil 4.48. Hibrit sistemde anyonik yüzey aktif madde giderimi

4.3.2.2. Hibrit Sistem Optimizasyonu - KOİ Giderimi

Hibrit sistem optimizasyon çalışmasında elde edilen KOİ giderim verimlerinin hesaplanmasında Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait KOİ giderimi Denklem (4.8)'de verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{KOİ (\%)} = & -100,6 + 14,29 X_1 + 19,84 X_2 + 23,6 X_3 - 5,12 X_4 - 0,973 X_1 \times X_1 - 0,913 X_2 \times X_2 \\ & - 3,96 X_3 \times X_3 - 0,319 X_4 \times X_4 - 0,060 X_1 \times X_2 - 0,20 X_1 \times X_3 + 0,076 X_1 \times X_4 - 0,300 X_2 \times X_3 \\ & + 0,798 X_2 \times X_4 - 0,38 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.8)$$

Denklem (4.8)'e göre doğrulama testi sonucu hesaplanan değer ile deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.49'da gösterilmiştir.



Şekil 4.49. KOİ gideriminde doğrulama testi grafiği

Şekil 4.49'a göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R² değeri 0,9286 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R² değeri %92,86 olup tahmini R² değeri %84,53 bulundu. Model ile oluşturulan KOİ ANOVA tablosu ise Tablo 4.20'de verilmiştir.

Tablo 4.20. KOİ ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	10467,6	10467,6	747,69	11,15	0,000	92,86
Doğrusal	4	7019,2	7019,2	1754,79	26,16	0,000	62,27
X1	1	80,1	80,1	80,08	1,19	0,296	0,71
X2	1	6864,1	6864,1	6864,08	102,33	0,000	60,89
X3	1	27,0	27,0	27,00	0,40	0,538	0,24
X4	1	48,0	48,0	48,00	0,72	0,414	0,43
Karesel	4	2990,2	2990,2	747,55	11,14	0,001	26,53
X1 ²	1	0,5	197,4	197,37	2,94	0,112	0,00
X2 ²	1	2901,3	2780,6	2780,59	41,45	0,000	25,74
X3 ²	1	62,3	83,6	83,56	1,25	0,286	0,55
X4 ²	1	26,0	26,0	26,01	0,39	0,545	0,23
İkili Etkileşim	6	458,3	458,3	76,38	1,14	0,398	4,07
X1.X2	1	2,3	2,3	2,25	0,03	0,858	0,02
X1.X3	1	1,0	1,0	1,00	0,01	0,905	0,01
X1.X4	1	1,0	1,0	1,00	0,01	0,905	0,01
X2.X3	1	9,0	9,0	9,00	0,13	0,721	0,08
X2.X4	1	441,0	441,0	441,00	6,57	0,025	3,91
X3.X4	1	4,0	4,0	4,00	0,06	0,811	0,04
Hata	12	804,9	804,9	67,08			7,14
Uyum Eksikliği	10	802,9	802,9	80,29	80,29	0,052	7,12
Salt Hata	2	2,0	2,0				0,02
Toplam	26	11272,5					100,00

Tablo 4.20'e göre model için hesaplanan " $p=0,000 < 0,05$ " istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür.

pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu ikili etkileşimleri ise " $p=0,398 > 0,05$ " istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmüştür ve ikili etkileşimler ihmal edilmiştir.

Modelde uyum eksikliği p değeri ise $0,052 > 0,05$ olduğundan önemsiz kabul edilmiştir. Ayrıca faktörlerin yüzde olarak etkileri incelendiğinde reaksiyon süresi ile en fazla faktör etkisi %60,89 iken hata verisi %7,14 bulunmuştur.

Model için hesaplanan Denklem (4.8)'e göre bağımsız faktörlerden adsorbent miktarının en yüksek ve sinerjistik etkisi olduğu bulunmuştur.

Aynı denklemde reaksiyon süresinin sinerjistik ve akım yoğunluğunun ise tam tersi etkisi olduğu belirlenmiştir.

Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre KOİ giderimi için dikkate alınacak faktörlerin etkilerine göre doğrusal etkileşim için %60,89 ile reaksiyon süresi ve karesel etkileşimde de %25,74 ile reaksiyon süresi faktörünün olduğu görülmüştür.

Hibrit sistem prosesinde KOİ giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu parametrelerinin etkileşimlerine ait üç boyutlu grafikler Şekil 4.50'de verilmiştir.

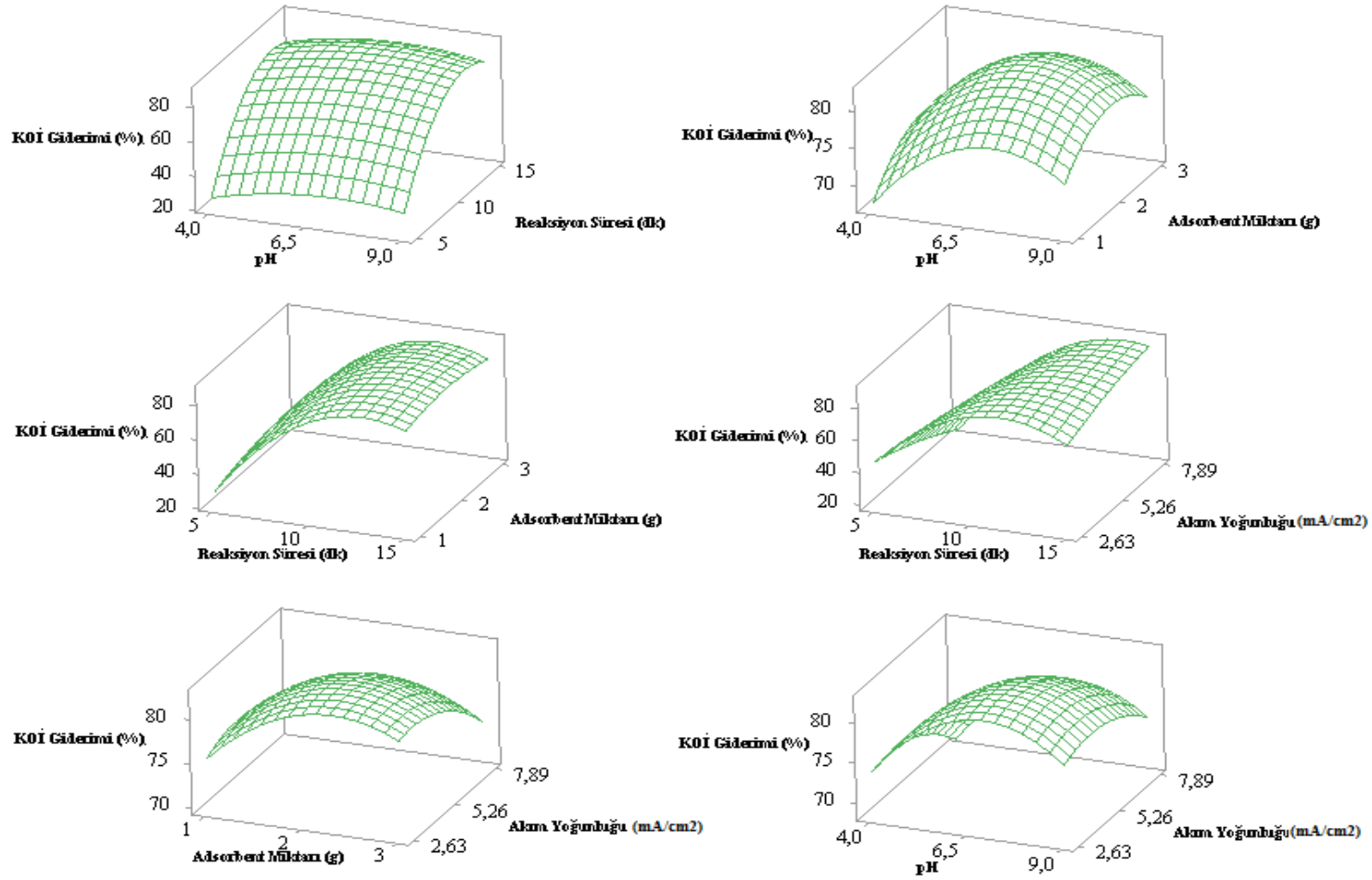
Şekil 4.50'e göre reaksiyon süresi ve adsorbent miktarı artmasıyla birlikte KOİ giderim veriminin arttığı görülmüştür.

pH ve akım yoğunluğu bileşik etkisini gösteren grafik incelendiğinde pH 6,5 değerinin uygulanan tüm akım yoğunluklarında KOİ giderim veriminin artmasına neden olduğu görülmüştür. Aynı pH değerinde 5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda 10 dk sürede 2 g adsorbent miktarı kullanıldığında %82 giderim verimi elde edilmiştir.

Reaksiyon süresi adsorbent miktarı etkileşim grafiği incelendiğinde reaksiyon süresinin artmasıyla birlikte doğru orantılı olarak giderim veriminin arttığı görülmüştür.

Modele göre tahmin edilen maksimum KOİ giderimi pH 7,3'te yaklaşık 14 dk süre 1,91 g / 500 mL adsorbent miktarı ve 7,89 mA/cm² akım yoğunluğunda %91 bulunmuştur. Daha fazla adsorbent miktarının eklenmesi, EK+ADS birleştirme işleminin en başından itibaren kirleticinin giderimi üzerinde olumlu bir etkiye sahip olmuştur.

Adsorbent miktarı arttıkça, diğer parametreler sabit tutularak, kirleticinin uzaklaştırma etkinliği önemli ölçüde yükselmiştir ve %99 giderim verimliliği elde etmek için reaksiyon süresini azaltmıştır.



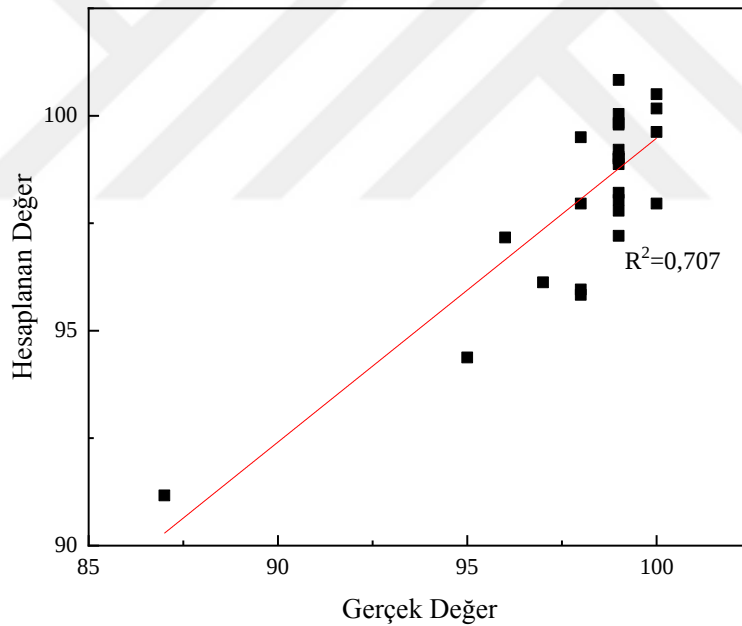
Şekil 4.50. Hibrit sistemde KOİ giderimi

4.3.2.3. Hibrit Sistem Optimizasyonu - Bulanıklık Giderimi

Hibrit sistem optimizasyon çalışmasında elde edilen bulanıklık giderim verimlerinin hesaplanmasında Box- Behnken Tasarımı kullanılarak oluşturulan modele ait bulanıklık giderimi Denklem (4.9)'da verilmiştir;

$$\begin{aligned} \text{Bulanıklık (\%)} = & 92,2 + 1,27 X_1 + 1,20 X_2 - 6,60 X_3 + 0,46 X_4 - 0,180 X_1 \times X_1 - 0,0100 X_2 \times X_2 \\ & - 0,875 X_3 \times X_3 + 0,072 X_4 \times X_4 - 0,0800 X_1 \times X_2 + 1,400 X_1 \times X_3 - 0,076 X_1 \times X_4 - 0,000 X_2 \times X_3 \\ & - 0,0570 X_2 \times X_4 - 0,000 X_3 \times X_4 \end{aligned} \quad (4.9)$$

Denklem (4.9)'a göre doğrulama testi sonucu hesaplanan değer ile deneyler sonucu elde edilen gerçek değer karşılaştırıldığı grafik Şekil 4.51'de gösterilmiştir.



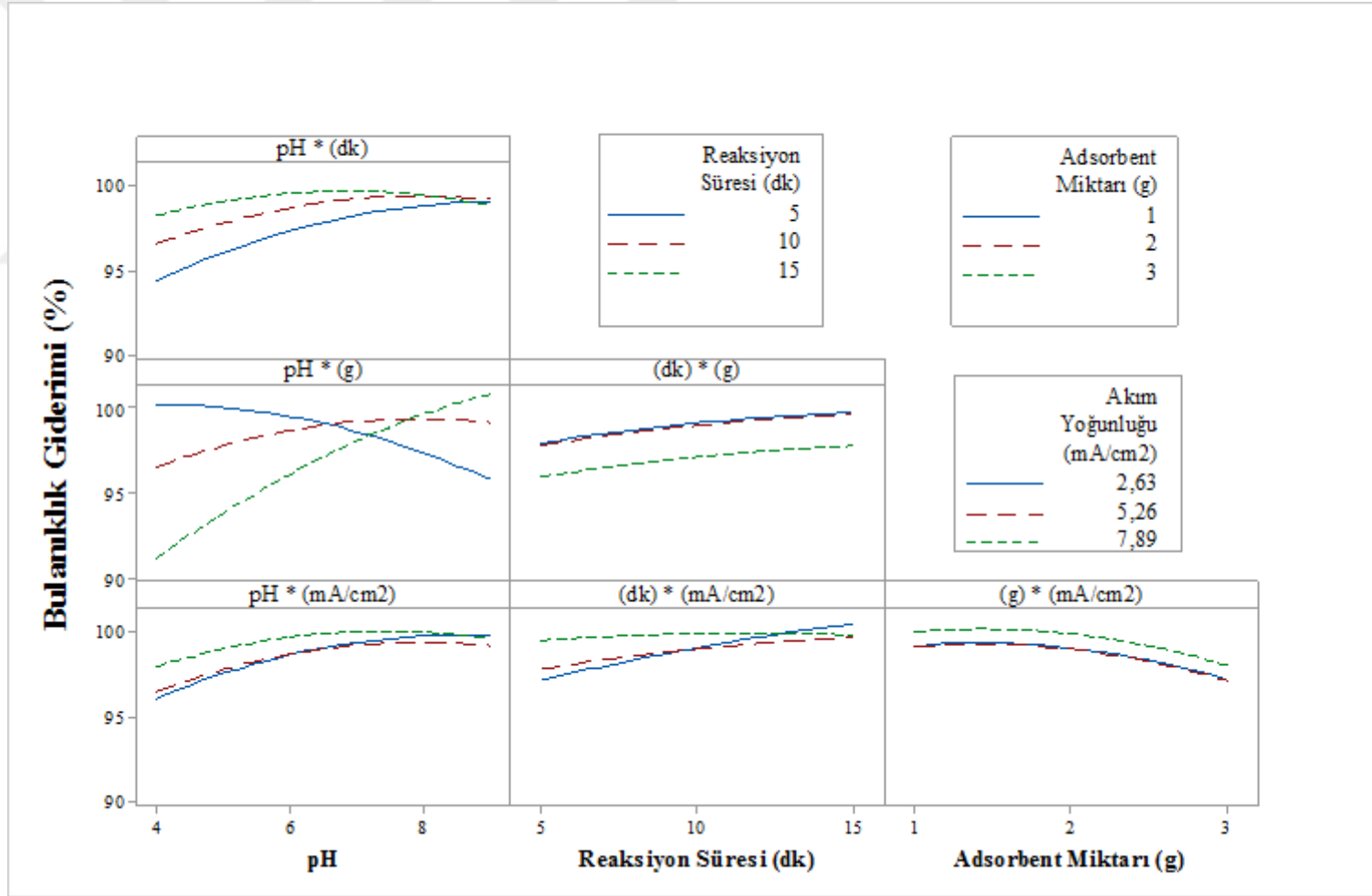
Şekil 4.51 Bulanıklık gideriminde doğrulama testi grafiği

Şekil 4.51'e göre gerçek değer ve hesaplanan değer arasında R^2 değeri 0,707 bulunmuştur. Aynı zamanda programın güvenilirliği ile ilgili elde edilen R^2 değeri %70,70 olup tahmini R^2 değeri %36,51'dir. Model ile oluşturulan bulanıklık ANOVA tablosu ise Tablo 4.21'de verilmiştir. Tablo 4.21'e göre model için hesaplanan " $p=0,107 > 0,05$ " istatistiksel olarak anlamsız olduğu görülmüştür.

Tablo 4.21. Bulanıklık ANOVA tablosu

Kaynak	SD	AKT	DKT	AOK	F	P	Faktör etkisi (%)
Model	14	116,417	116,417	8,315	2,07	0,107	70,70
Doğrusal	4	45,500	45,500	11,375	2,83	0,073	27,63
X1	1	21,333	21,333	21,333	5,31	0,040	12,96
X2	1	10,083	10,083	10,083	2,51	0,139	6,12
X3	1	12,000	12,000	12,000	2,98	0,110	7,29
X4	1	2,083	2,083	2,083	0,52	0,485	1,27
Karesel	4	14,667	14,667	3,667	0,91	0,488	8,91
X1 ²	1	6,667	6,750	6,750	1,68	0,219	4,05
X2 ²	1	0,156	0,333	0,333	0,08	0,778	0,09
X3 ²	1	6,510	4,083	4,083	1,02	0,333	3,95
X4 ²	1	1,333	1,333	1,333	0,33	0,575	0,81
İkili Etkileşim	6	56,250	56,250	9,375	2,33	0,100	34,16
X1.X2	1	4,000	4,000	4,000	0,99	0,338	2,43
X1.X3	1	49,000	49,000	49,000	12,19	0,004	29,76
X1.X4	1	1,000	1,000	1,000	0,25	0,627	0,61
X2.X3	1	0,000	0,000	0,000	0,00	1,000	0,00
X2.X4	1	2,250	2,250	2,250	0,56	0,469	1,37
X3.X4	1	0,000	0,000	0,000	0,00	1,000	0,00
Hata	12	48,250	48,250	4,0208			29,30
Uyum Eksikliği	10	48,250	48,250	4,8250		0,064	29,30
Salt Hata	2	0,000	0,000				0,00
Toplam	26	164,667					100,00

pH ve adsorbent miktarı ikili etkileşimleri ise “ $p= 0,004 < 0,05$ ” istatistiksel olarak anlamlı olduğu görülmüştür. Modele ait verilen Denklem (4.9)’da pH’nın en yüksek ve sinerjistik etkisi olduğu bulunmuştur. Aynı denklemde adsorbent miktarı faktörünün hem sinerjistik hem de tam tersi etkisinin olduğu belirlenmiştir. Modelde belirlenen ANOVA tablosuna göre bulanıklık giderimi için; pH ve adsorbent miktarı etkileşiminde “ $p= 0,004 < 0,05$ ” ile anlamlı olduğu ve en etkili faktörün pH ve adsorbent miktarının ikili etkileşimi olduğu belirlenmiştir. Bu faktör etki değeri ise %29,76 görülmüştür. Modelde uyum eksikliği p değeri ise $0,064 > 0,05$ olduğundan önemsiz kabul edilmiştir. Hibrit sistem prosesinde bulanıklık giderimi üzerine pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu parametrelerinin etkileşimleri Şekil 4.52’de verilmiştir.



Şekil 4.52. Hibrit sistemde bulanıklık giderimi

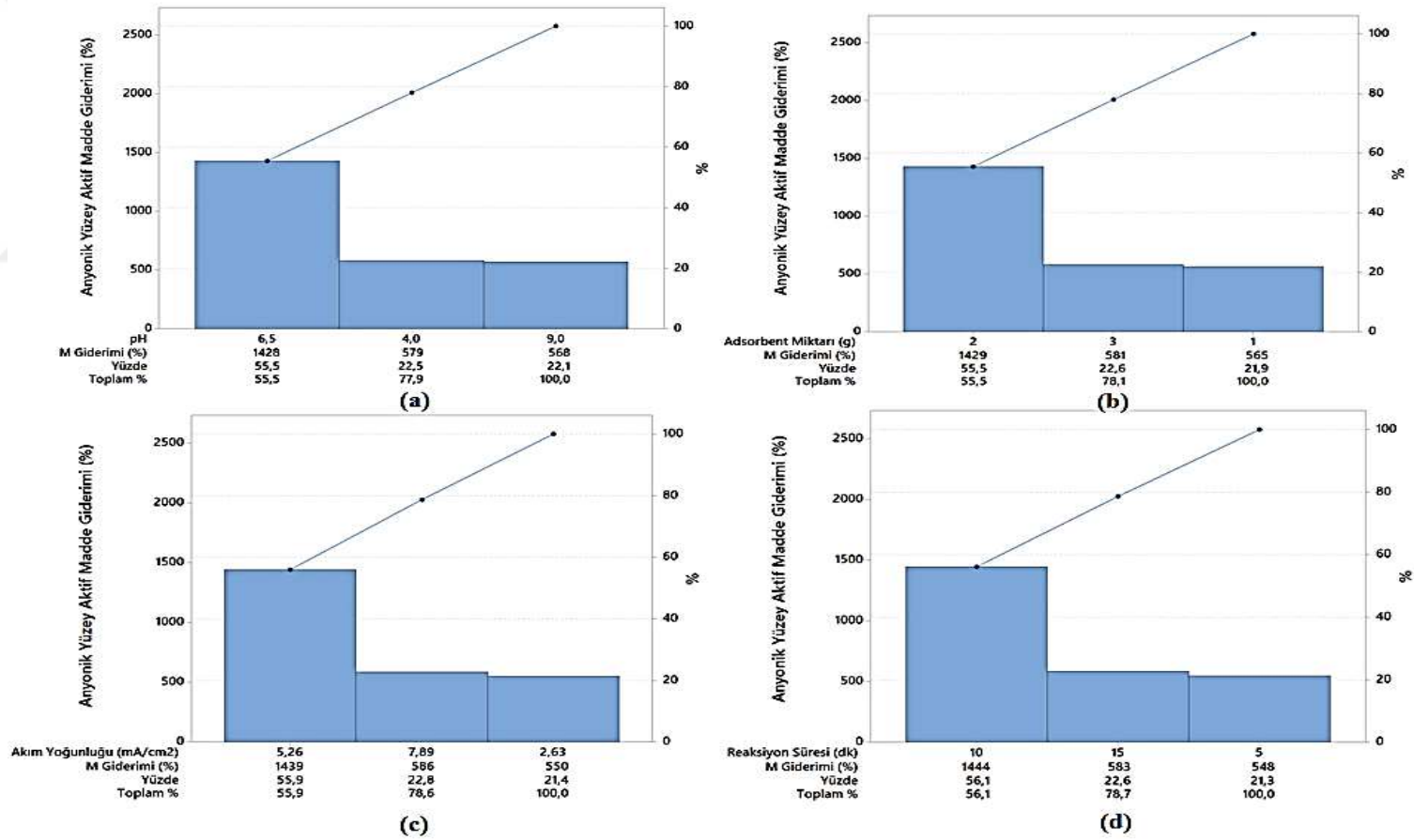
Şekil 4.52’de pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı ve akım yoğunluğu olmak üzere bağımsız değişkenlerin, bağımlı değişkene (bulanıklık) ait ikili etkileşimleri verilmiştir. Bulanıklık gideriminde pH 6,5 ve üzeri değerlerde akım yoğunluğu artışı ile bulanıklık giderim veriminin arttığı görülmüştür. Maksimum giderim verimliliği pH 6,5 değerinde 5,26 mA/cm² akım yoğunluğunda 10 dakika ve üzeri sürede 2 g adsorbent miktarında %95 bulunmuştur.

4.3.2.4. EK + ADS Sistem PARETO Analizi

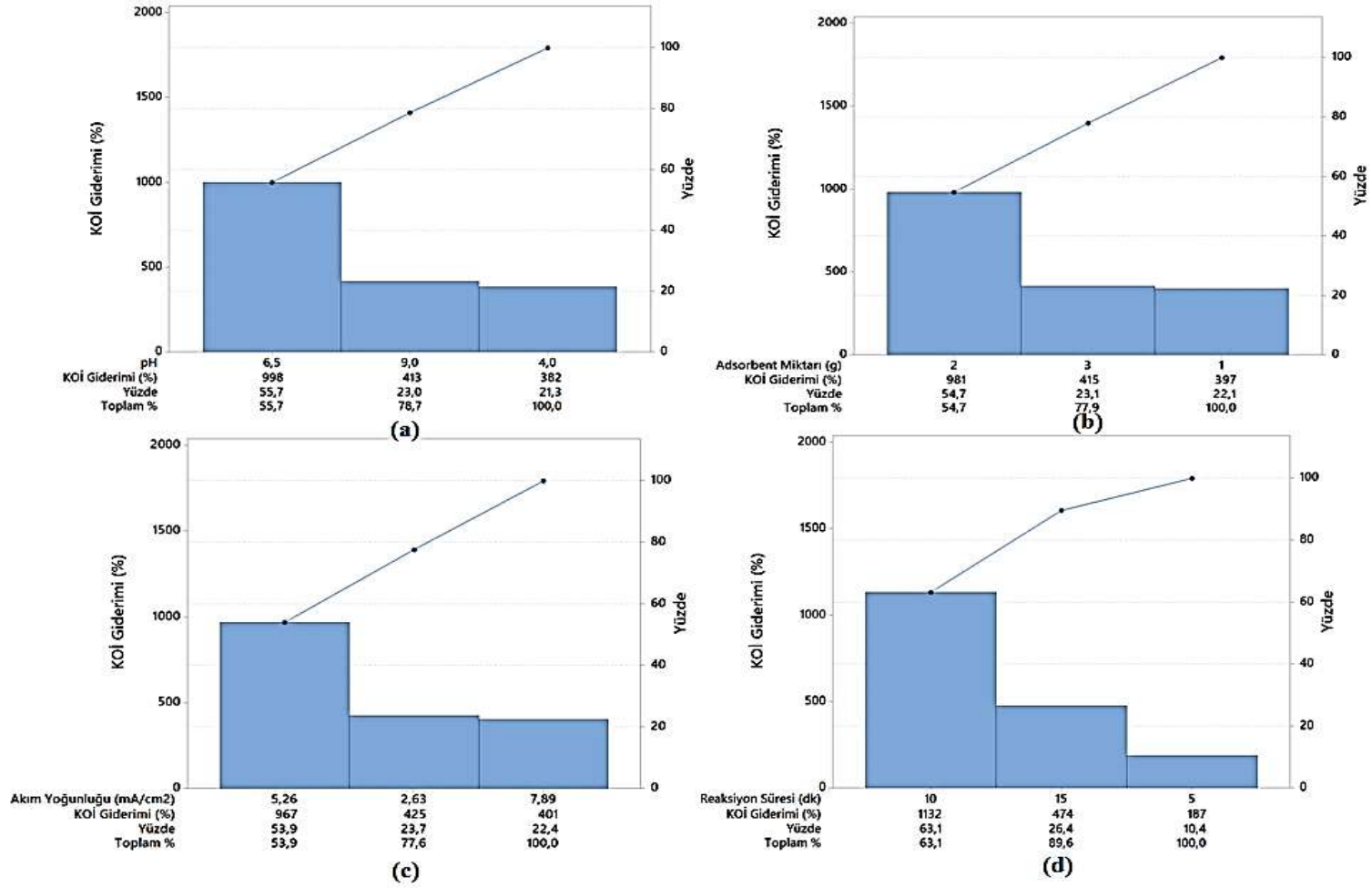
Pareto analizinde anyonik yüzey aktif madde giderimi üzerine bağımsız değişkenlerinin etkisi Şekil 4.53’te verilmiştir.

Şekil 4.53’de anyonik yüzey aktif madde gideriminde faktörlerin etki yüzdeleri için pH parametresi %55,5 ile en etkili değerin 6,5 olduğu görülmektedir. Adsorbent miktarı için %55,5 ile 2 g, akım yoğunluğu için %55,9 ile 5,26 mA/cm² ve reaksiyon süresi için %56,1 ile 10 dk çalışmanın etkili olduğu bulunmuştur. Model denklemi, ANOVA tablosu ve pareto analizi ile yanıt üzerine bağımsız değişken etkilerinin önem sıralaması belirlenmiştir. Faktörlerin bağımlı değişkenlerden anyonik yüzey aktif madde giderimi için akım yoğunluğu > reaksiyon süresi > adsorbent miktarı > pH sıralaması elde edilmiştir. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucu elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur.

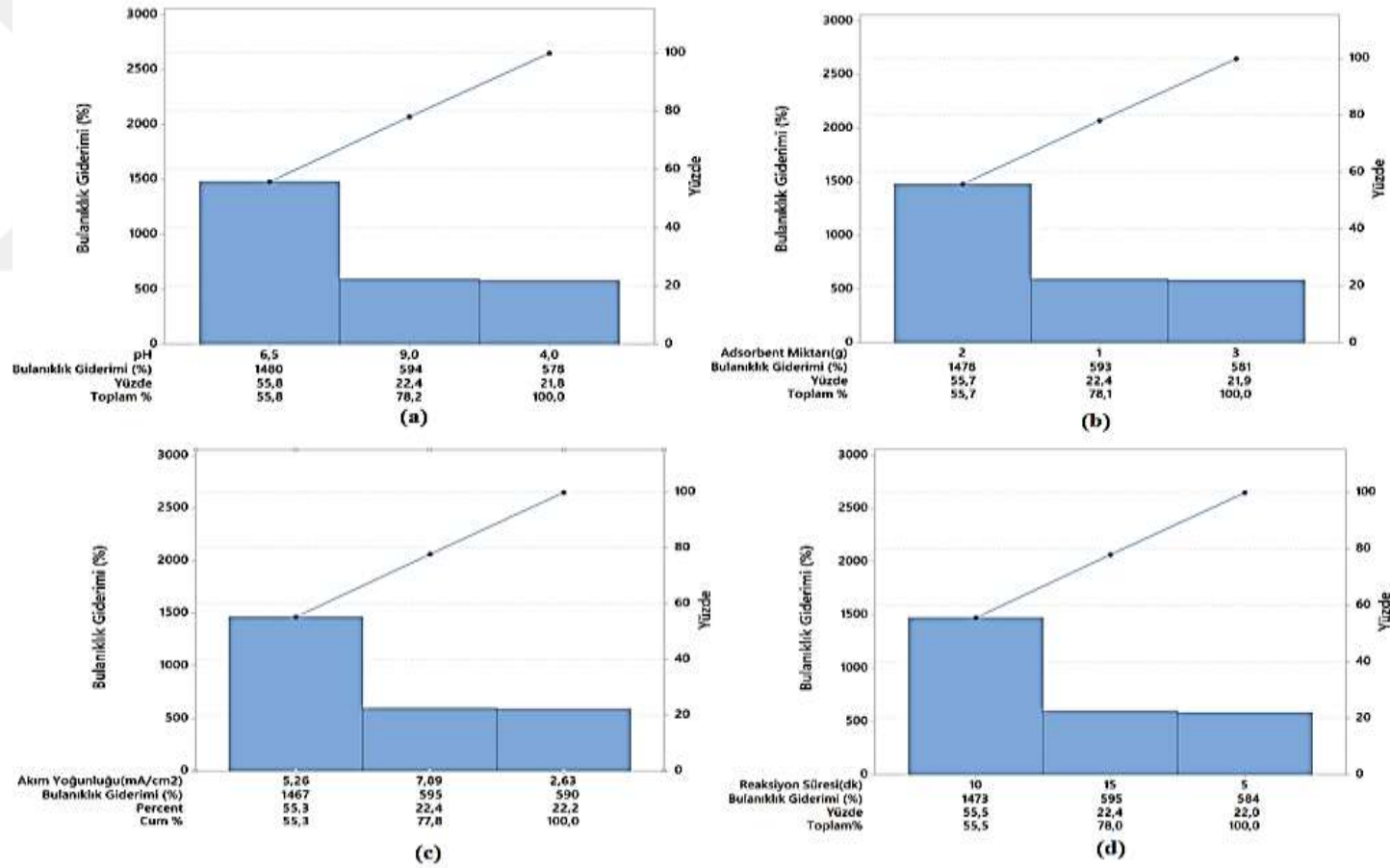
Şekil 4.54’te Pareto analizinde KOİ giderimi üzerine bağımsız değişkenlerinin etkisi verilmiştir. Şekil 4.54’te KOİ gideriminde faktörlerin etki yüzdeleri için pH parametresi %55,7 ile en etkili değerin 6,5 olduğu görülmektedir. Adsorbent miktarı için %54,7 ile 2 g, akım yoğunluğu için %53,9 ile 5,26 mA/cm² ve reaksiyon süresi için %63,1 ile 10 dk çalışmanın etkili olduğu bulunmuştur. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur. Model denklemi, ANOVA tablosu ve pareto analizi ile yanıt üzerine bağımsız değişken etkilerinin önem sıralaması belirlenmiştir. Faktörlerin bağımlı değişkenlerden KOİ giderimi için reaksiyon süresi > adsorbent miktarı > pH > akım yoğunluğu sıralaması elde edilmiştir. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucu elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur. Şekil 4.55’te Pareto analizinde bulanıklık giderimi üzerine bağımsız değişkenlerinin etkisi verilmiştir.



Şekil 4.53. Pareto analizinde anyonik yüzey aktif madde giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) akım yoğunluğu, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi



Şekil 4.54. Pareto analizinde KOİ giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) akım yoğunluğu, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi



Şekil 4.55. Pareto analizinde bulanıklık giderimi üzerine a) pH, b) adsorbent miktarı, c) akım yoğunluğu, d) reaksiyon süresi bağımsız değişkenlerinin etkisi

Şekil 4.55'te bulanıklık gideriminde faktörlerin etki yüzdeleri için pH parametresi %55,8 ile en etkili değerin 6,5 olduğu görülmektedir.

Adsorbent miktarı için %55,7 ile 2 g, akım yoğunluğu için %55,3 ile 5,26 mA/cm² ve reaksiyon süresi için %55,5 ile 10 dk çalışmanın etkili olduğu bulunmuştur.

Model denklemi, ANOVA tablosu ve pareto analizi ile yanıt üzerine bağımsız değişken etkilerinin önem sıralaması belirlenmiştir. Faktörlerin bağımlı değişkenlerden bulanıklık giderimi için pH > reaksiyon süresi > akım yoğunluğu > adsorbent miktarı sıralaması elde edildi. Bu değerlerin optimizasyon çalışmaları sonucu elde edilen optimum sonuçlar ile uyumlu olduğu bulunmuştur.

EK+ADS ile arıtımda, artık değer grafikleri; normal olasılık grafikleri, histogramlar ve nokta grafikleri (a) MBAS, (b) KOİ, (c) bulanıklık giderimi için özetlenmiştir (Şekil 4.56).

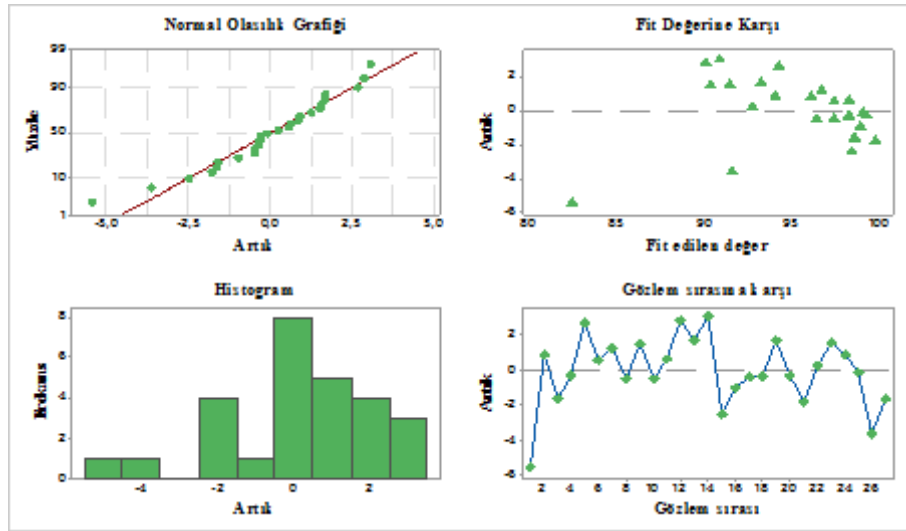
Şekil 4.56'da artık grafiklerinde doğrusal çizgi etrafında elde edilen düz doğrusala yakın çizgi artıkların normal dağılıma uygunluğunu göstermektedir. Normal olasılık (a), (b) ve (c) grafiğinde bir çizgiyi göstermektedir.

Normal olasılık (a) ve (c) grafiklerinde %5 noktasından geçen, çizgiye yakın olmayan sadece bir nokta aykırı değerdir.

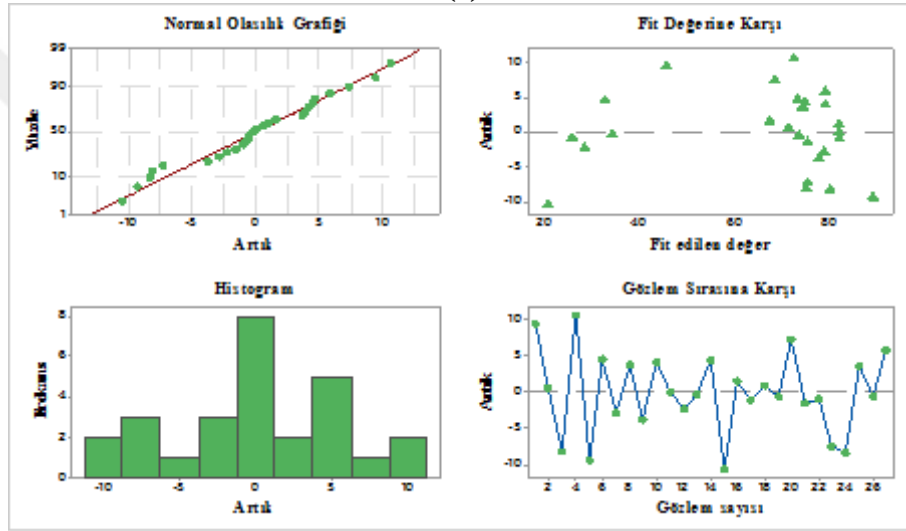
Normal olasılık grafiklerinde gözlenen hemen hemen düz bir çizgi oluşumu ile modelde 27 deney seti ile çalışıldığından eksik veri gibi herhangi bir sorun olmadığını göstermiştir.

Frekans değerine karşı artık grafiği olan histogram grafiklerinden model artık değerlerinin normal dağılıma sahip olduğu belirlenmiştir.

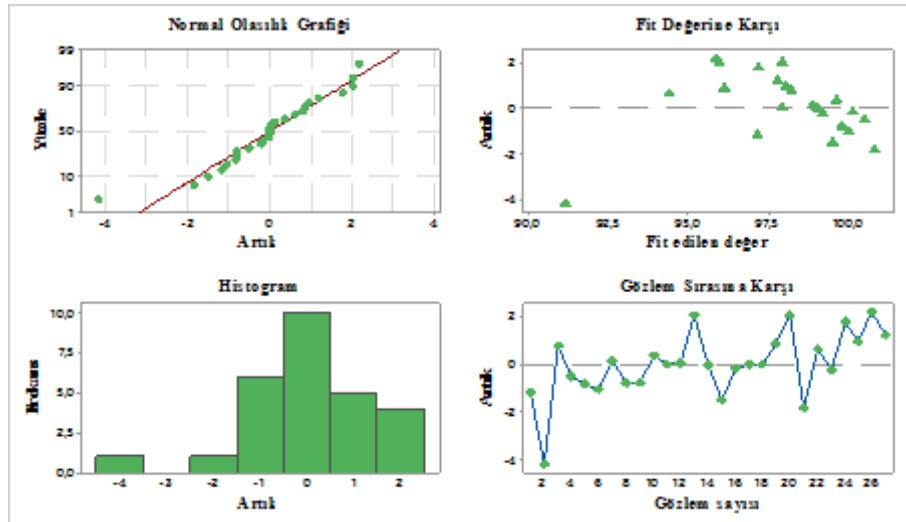
Fit değerlerine karşı artık grafiklerinden ise elde edilen rastgele dağılım desenlerinin görülmesi artıkların birbiriyle ilişkili olmadığı ve rastgele olduğu gözlenmiştir. Bu da çalışılan güven aralıkları ile p değerlerinin doğru olduğunu göstermiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.56. EK+ADS (a) MBAS, (b) KOİ, (c) bulanıklık giderimi artık grafikleri

YYM, iki veya ikiden fazla bağımsız değişkene sahip arıtma sürecini optimize etmek için iyi ve etkili bir istatistiksel yöntem olarak değerlendirilmiştir. Hibrit sistemde optimizasyon çalışmaları sonucunda belirlenen optimum parametre değerleri Tablo 4.22’de verilmiştir.

Tablo 4.22. Hibrit sistemde optimum parametre değerleri

Parametreler	Değerler
pH	6,5
Reaksiyon süresi (dk)	10
Adsorbent miktarı (g/500mL)	2
Akım yoğunluğu (mA/cm ²)	5,26
Karıştırma hızı (rpm)	200

Tablo 4.22’de belirlenen optimum parametre değerleri ile optimizasyon çalışmaları sonucunda MBAS, KOİ ve bulanıklık için EK+ADS hibrit sistemde giderim verimleri sırasıyla; %98, %85, %99 bulunmuştur.

Hibrit sistemde kullanılan çamaşırhane atıksuyu karakterizasyonu ve yukarıda belirtilen giderim verimlerine karşılık gelen arıtılmış atıksu karakterizasyonu Tablo 4.23’te verilmiştir.

Tablo 4.23. Hibrit sistem sonuç değerleri

Parametreler	2. Örnekleme	Hibrit Sistem Çıkış	Hibrit Sistem Çıkış % Giderim
pH	9,58	6,76	
MBAS (mg/L)	49	0,98	98
KOİ (mg/L)	435	65	85
Bulanıklık (NTU)	194	1,94	99

EK + ADS sistemde ≈10 dakikalık reaksiyon süresi ile (Tablo 4.23) optimum giderim verimi elde edilmiştir (Barhoumi ve diğ., 2019).

Akım yoğunluğunun artmasıyla düşük sürelerde yüksek giderim verimleri elde edilmiştir (Yavuz ve Ögütveren, 2018).

Hibrit sistemde, kabarcık miktarı ve boyutu akım yoğunluğu ile artmıştır. Akım yoğunluğunun artmasıyla, kabarcık boyutunun o kadar küçük olması arıtım verimini olumlu etkilemiştir (Rodrigues ve Rubio, 2003). Benzer sonuçlar Holt ve diğ., (2005), yapmış olduğu çalışmada daha düşük akım yoğunluğunda katotta daha büyük ve daha az kabarcık ürettildiğini ve reaksiyon mekanizmasının koagülasyona dayandığı bulunmuştur. Diğer yandan, daha yüksek akım yoğunluğunda, katot çok daha yüksek yoğunluklu ve daha küçük boyutlarda kabarcıklar üretmiştir, bu nedenle arıtım mekanizması flotasyona da katkı sağlamıştır (Holt ve diğ., 2005).

Elektrokoagülasyon ve adsorpsiyon arasındaki bağlantı, uygun bir adsorbent ilavesinin özellikle düşük akım yoğunluklarında kirletici giderme oranının artmasına ve konvansiyonel basit EK prosesi ve basit adsorpsiyona kıyasla reaksiyon süresinde önemli bir azalmaya neden olduğunu göstermiştir (Secula ve diğ., 2012). Yüksek giderim verimliliği, kısa temas süresi ve düşük enerji tüketimine bağlı olarak, geleneksel EK yerine EK+ADS hibrit sisteminin önerilebileceği bulunmuştur (De Carvalho ve diğ., 2015).

Tablo 4.22’de hibrit sistem için optimum çalışma şartlarında arıtım öncesi ve sonrası atıksudaki renk farkı görünümü Şekil 4.57’de verilmiştir.



Şekil 4.57. Çamaşırhane atıksuyu ve EK+ADS sistemi ile arıtım sonrası renk görünümü (pH: 6,5; Süre: 10 dk; Adsorbent miktarı: 2 g/500 mL; Akım yoğunluğu: 5.26 mA/cm²; Karıştırma hızı: 200 rpm)

Şekil 4.57'den arıtım sonrası bulanıklığın olmadığı ve suyun berrak olduğu görülmüştür. MBAS, KOİ ve bulanıklık verilerinden de görülmüştür (Tablo 4.23).

Anyonik yüzey aktif maddelerin giderimi PANI/CAK kompoziti üzerine yük aktarımı sayesinde kompleks oluşturması ile gerçekleşmiştir. Zıt yüklerin alıcı verici bağ yapılarını oluşturmasıyla adsorbent üzerine daha ayrılmaz şekilde sabit kalmasına yol açmıştır. Buna ek olarak, oksidantlarla ilişkili olarak indirgeme özelliklerinde bir artışa yol açarak, birçok oksitleyici madde azalmıştır.

Özellikle aktif karbon gibi adsorptif parçacıkların EK sistemine eklenmesi, elektrotların pasivizasyonunu/kirlenmesini yavaşlatmıştır. Aynı zamanda adsorpsiyon özelliği, partikül ve çözünmüş kirleticilerin uzaklaştırılmasını iyileştirmiştir (Lobo ve diğ., 2016).

Sonuç olarak arıtılmış çamaşırhane atıksuyunda önemli derecede KOİ giderimi elde edilmiştir.

EK+ADS sisteminde ek olarak Al komplekslerinin oluşması giderim üzerine katkı sağlarken reaksiyonu süresinin azalması ve adsorbent miktarının daha az kullanımı ile daha ekonomik hale gelmiştir.

Oluşan alüminyum komplekslerinin reaktör içerisinde oluşan köpük ile birlikte suyun üst kısmına çıkması sonucu arıtılan suyun reaktörün alt kısmında bulunan musluktan alınması sayesinde bulanıklık giderimine de katkı sağlamıştır.

EK→ADS ve EK+ADS sistem çıkış suyunun Eczacıbaşı Profesyonel Girişim'de sağlanması istenilen çamaşır makinesi giriş suyu özellikleri ile karşılaştırılması Tablo 4.24'te verilmiştir.

Tablo 4.24'te belirtilen analiz parametreleri sırasıyla; Görünüm, koku, pH, sertlik, iletkenlik, toplam tuz, toplam demir, alkalinite, bakır, silikat, alüminyum, renk ve bulanıklıktır.

Tablo 4.24'te görüldüğü gibi, çamaşırhane atıksuyunun EK→ADS ve EK+ADS sistemi ile istenilen çamaşır makinesi giriş suyu özellikleri sağlanmıştır.

Tablo 4.24. Çamaşır makinesi giriş suyu istenilen değer ile arıtım sonrası elde edilen su karakterizasyonu karşılaştırılması

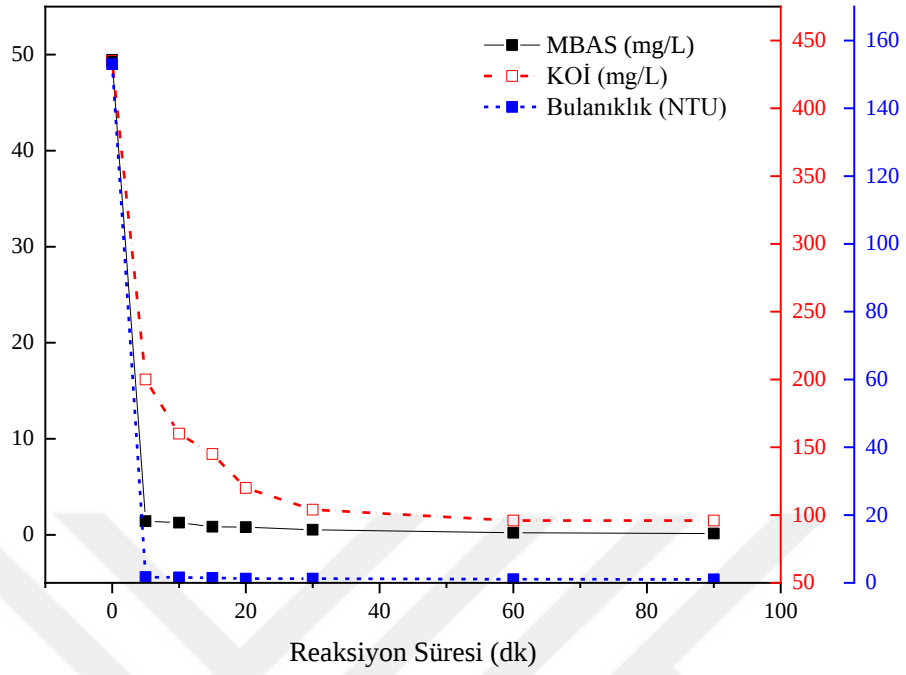
Analiz parametresi	Çamaşırhane atıksuyu	Çamaşır makinesi girişi	EK→ADS sistem	EK+ADS sistem
Görünüm	Berrak değil, Renkli	Berrak, Renksiz	Berrak, Renksiz	Berrak, Renksiz
Koku	Var	Yok	Yok	Yok
pH	9,43	6-8	6,5	6,76
Sertlik (A°S)	4,96	<3	1,44	1,23
İletkenlik (µS/cm)	1296	<1000	886	996
Toplam tuz (mg/L)	10,25	<50	44,21	44,17
Toplam demir (mg/L)	0,044	<0,1	0,015	0,013
Alkalinite (mg/L)	65,47	<100	27,78	25,35
Bakır (mg/L)	0,02	<0,05	0,007	0,068
Silikat (mg/L)	3,854	<5	2,794	2,695
Alüminyum (mg/L)	6,758		22,687	22,315
Renk (mg/L)	585		0,50	0,54
Bulanıklık (NTU)	153		1,68	1,94

4.4. Kinetik Modeller

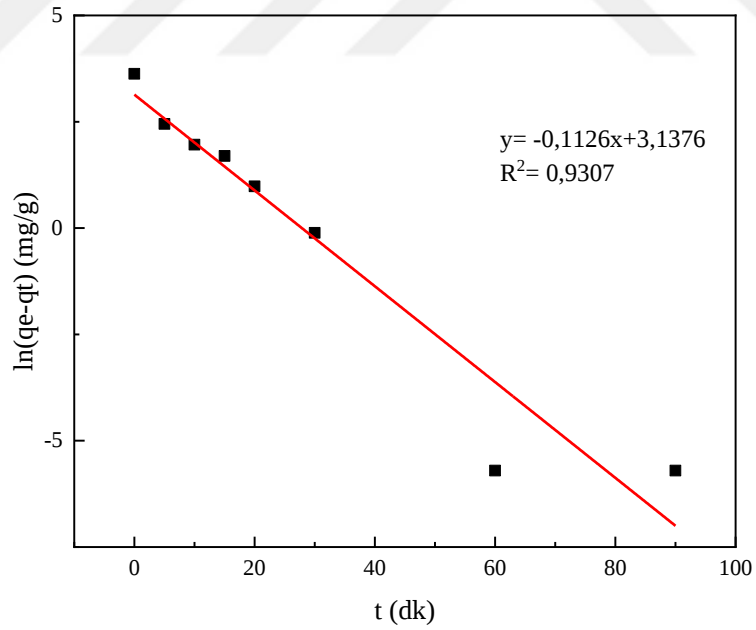
Ardışık ve hibrit proseslerde gerçekleşen reaksiyon mekanizmalarını ve reaksiyon hızlarını belirlemek için kinetik çalışmalar yapılmıştır. Her iki prosesin optimum şartlarında deneyler yapılarak, sonuçlar MBAS, KOİ ve bulanıklık giderimi üzerinden değerlendirilmiştir. Kinetik çalışmaları KOİ giderim verimi üzerinden hesaplanmıştır.

4.4.1. Ardışık Sistem Kinetik Çalışmaları

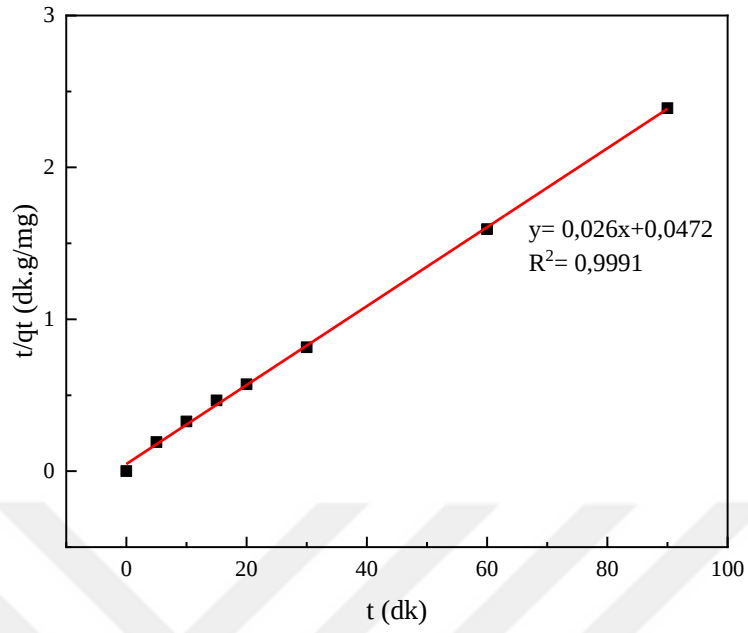
Ardışık sistemde optimum şartlarda (pH 8, 0,9 g/100mL PANI/CAK, 125 rpm karıştırma hızı, 25 °C oda sıcaklığı) ve 0, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 dk reaksiyon sürelerinde deneyler yapılmıştır. Ardışık sistemde Tablo 4.12’de optimum parametre değerlerinde reaksiyon süresi 77,5 dk olduğundan kinetik çalışmalar için maksimum süre 90 dk seçilmiştir. Farklı reaksiyon sürelerinde alınan sonuçlar MBAS, KOİ, bulanıklık giderimi üzerinden değerlendirilmiştir (Şekil.4.58). Şekil 4.58’den görülmektedir ki, 30 ile 60 dk arasında her üç parametre için maksimum giderimi elde edilmiştir. EK→ADS sisteminden elde edilen KOİ sonuçları sözde birinci derece, sözde ikinci derece, parçacık içi difüzyon ve Elovich model denklemlerine uygulanarak grafikleri Şekil 4.59-4.62’de verilmiştir.



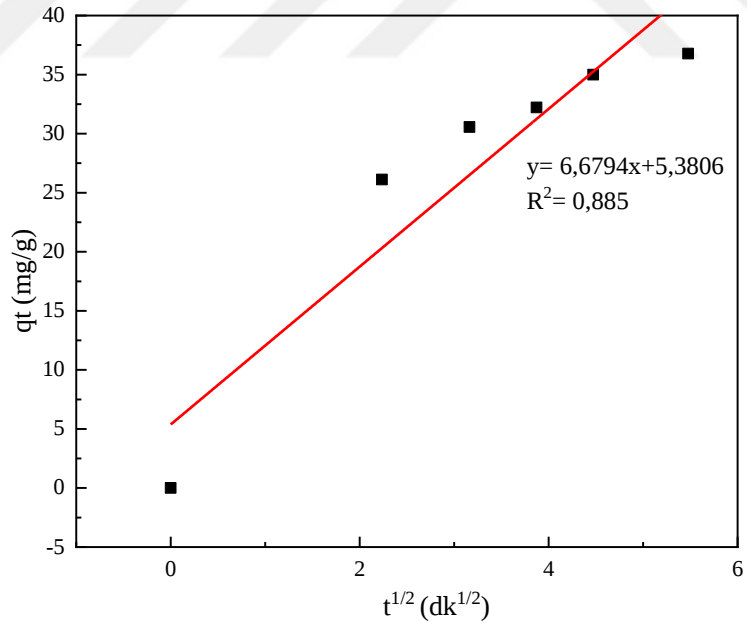
Şekil 4.58. Çamaşırhane atıksu arıtımında ardışık sistem reaksiyon kinetiği



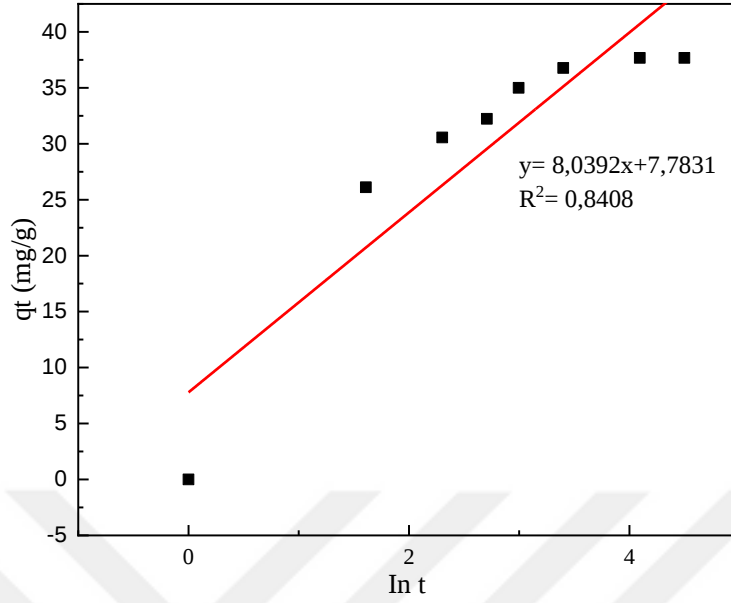
Şekil 4.59. EK→ADS ile KOİ gideriminde sözde birinci dereceden model grafiği



Şekil 4.60. EK→ADS ile KOİ gideriminde sözde ikinci dereceden model grafiği



Şekil 4.61. EK→ADS ile KOİ gideriminde parçacık içi difüzyon model grafiği



Şekil 4.62. EK→ADS ile KOİ gideriminde Elovich model grafiği

Her bir kinetik modellerin uygulanabilirliği (en uygun model tahmininde), regresyon katsayısı fonksiyonu (R^2) kullanılarak bulunabilmektedir. R^2 değerinin 1'e yakın olması, yani doğrusal olması modelin uygulanabilirliğini göstermektedir (Tavlieva ve diğ., 2015; Georgieva ve diğ., 2020) (Şekil 4.60).

Şekil 4.61'den görülmektedir ki, EK→ADS ile KOİ gideriminde (c) parçacık içi difüzyon modeli için; C kesişim noktasının sıfır değerinden başlamaması, adsorpsiyon sürecinin sadece parçacık içi difüzyonu değil, aynı zamanda karmaşık bir mekanizmayı da izlediği gerçeğini ortaya koymuştur (Mondal ve Majumder, 2019).

Şekil 4.59-4.62'de verilen denklemlere ait modellerde hesaplanan R^2 değeri ile kinetik sabitler Tablo 4.25'de verilmiştir.

Tablo 4.25'te sözde birinci derece ve sözde ikinci derece kinetik model için daha yüksek bir korelasyon katsayısı elde edilmiştir. Hesaplanan q_e ve deneysel q_e değerleri sözde ikinci derecede kinetik model için birbirine daha yakın bulunmuştur. Bu nedenle, EK→ADS sistem ile arıtımda KOİ adsorpsiyonunun sözde ikinci derece kinetik modeline uyduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 4.60).

Tablo 4.25. Ardışık sistem kinetik model sonuçları ve R^2 değerleri

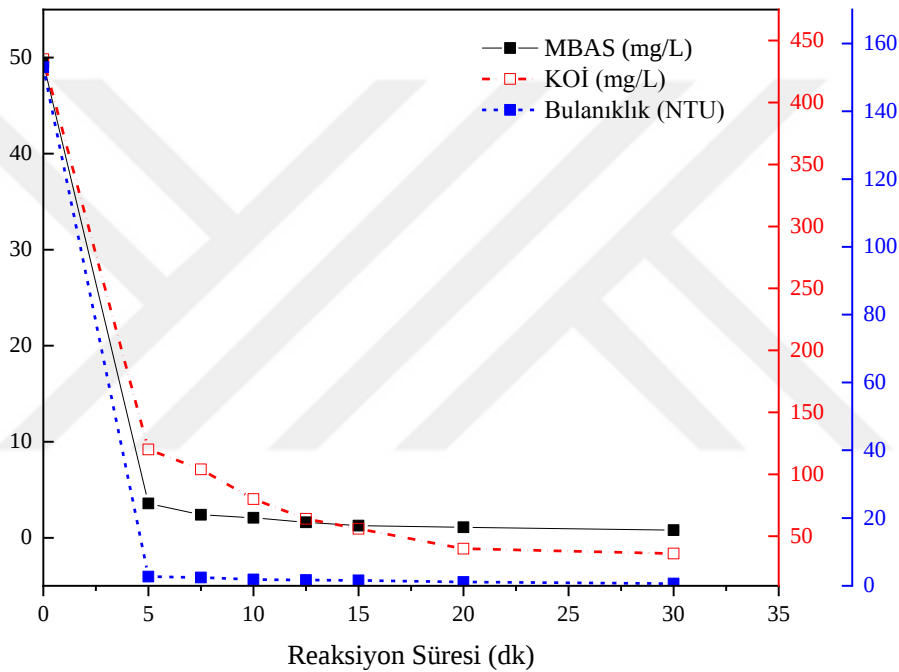
ARDIŞIK SİSTEM		Model Sonuçları
Kinetik Model	Parametre ve Birimleri	
Sözde birinci derece kinetik model	qe hesaplanan (mg/g)	23,05
	qe deneysel (mg/g)	37,67
	ka_1 (1/dk)	0,1126
	R^2	0,9307
Sözde ikinci derece kinetik model	qe hesaplanan (mg/g)	38,46
	qe deneysel (mg/g)	37,67
	ka_2 (g/mg.dk)	0,014
	R^2	0,9991
Parçacık içi difüzyon kinetik model	qe hesaplanan (mg/g)	35,24
	qe deneysel (mg/g)	37,67
	ka_i (mg/g.dk ^{1/2})	6,6794
	Ca_i (mg/g)	5,3806
	R^2	0,885
Elovich kinetik model	qe hesaplanan (mg/g)	32,23
	qe deneysel (mg/g)	37,67
	αa (mg/g.dk)	21,24
	βa (g/mg)	0,124
	R^2	0,8408
Ardışık sistem kinetik model sabitleri 'a' ile belirtildi. (ka_1 , ka_2 , ka_i , Ca_i , αa , βa)		

Sözde birinci derece, sözde ikinci derece, parçacık içi difüzyon ve Elovich kinetik modeli için ortalama bağıl hata verisi (OBH) sırasıyla; %4,85, %0,26, %0,80 ve %1,8 bulunmuştur. Sözde ikinci derece kinetik modele uyumluluğu $R^2 = 0,9991$, qe hesaplanan ve qe deneysel değerlerinin birbirine yakın olması ile görülmüştür. Aynı zamanda deneysel verilerin uyum bütünlüğünün olduğu %0,26 OBH verisi ile desteklenmiştir. Bu çalışmada parçacık içi difüzyon modelinde elde edilen %0,80'lik OBH verisi Demirbas ve diğ., (2009) çalışması ile uyumlu bulunmuştur.

EK→ ADS sistemin sözde ikinci derece modele uyması adsorpsiyonun kemisorpsiyon olduğunu göstermiştir. Bu ise; adsorbent ve adsorbat türleri arasında elektronların transferini veya paylaşımını içerdiğinden daha güçlü bir bağ sağladığı varsayılmıştır (Tan ve Hameed, 2017).

4.4.2. Hibrit Sistem Kinetik Çalışmaları

EK+ADS sistemde pH 6,5, 2 g/500mL PANI/CAK, 5,26 mA/cm², 200 rpm karıştırma hızı ve 25 °C oda sıcaklığında, 0, 5, 7,5, 10, 12,5, 15, 20, 30 dk sürede deneysel çalışmalar yapılmıştır. Hibrit sistem optimum parametre (Tablo 4.22) değerlerinde optimum reaksiyon süresi 10 dk olduğundan kinetik çalışmalar için maksimum 30 dk süre seçilmiştir. Belirlenen reaksiyon sürelerinde numuneler alınarak MBAS, KOİ, bulanıklık parametreleri ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.63'te verilmiştir.



Şekil 4.63. Çamaşırhane atıksu arıtımında hibrit sistem reaksiyon kinetiği

Şekil 4.63'ten görüldüğü gibi, 10 ile 20 dk arasında her üç parametre için maksimum giderim elde edilmiştir. Ardışık ve hibrit sistem karşılaştırıldığında EK+ADS sırasında çözelti pH'ı önemli miktarda artış göstermiştir. EK+ADS işleminin daha uygun bir pH değerinde (nötr pH) yürütülmesinin ve sonuç olarak suda Al(OH)₃ stabilizasyonunun sağlanarak kirletici adsorpsiyonu ile sonuçlanmıştır (De Carvalho ve diğ., 2015).

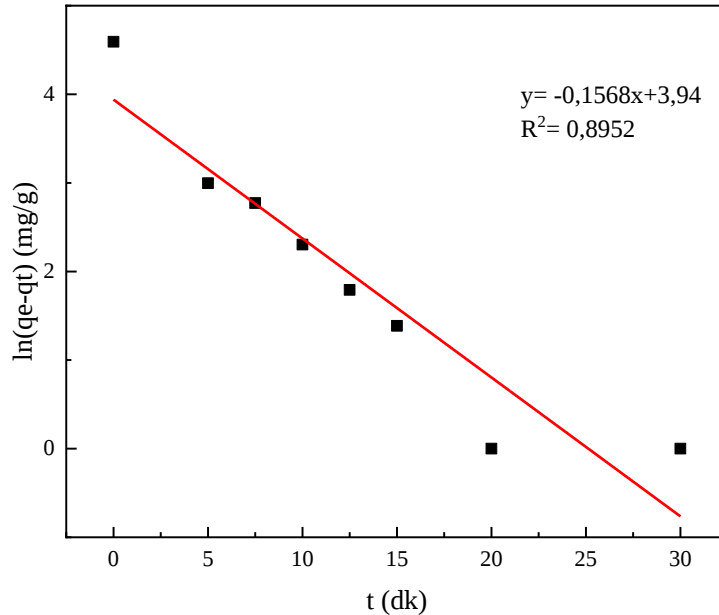
pH değerlerindeki artışın ($\approx 8-10$) özellikle anyonik yüzey aktif maddenin, KOİ ve nispeten bulanıklığın azalmasına önemli derecede katkı sağladığı görülmüştür. pH'ın gözlemlenen etkisi, atıksu içinde farklı formlarda oluşan alüminyum varlığıyla açıklanmıştır. pH 5-8 pH aralığında Al³⁺'ün hidrolizi ve polimerizasyonu ile Al(OH)₃

Al(OH)^{2+} , $[\text{Al}_2(\text{OH})_2]^{4+}$ oluşmaktadır ve kirlilik giderimi için etkili olan oldukça yüklü polimerik kompleksleri $[\text{Al}_{13}(\text{OH})_{32}]^{7+}$ oluşturduğu düşünülmüştür (De Carvalho ve diğ., 2015; Dimoglo ve diğ., 2019).

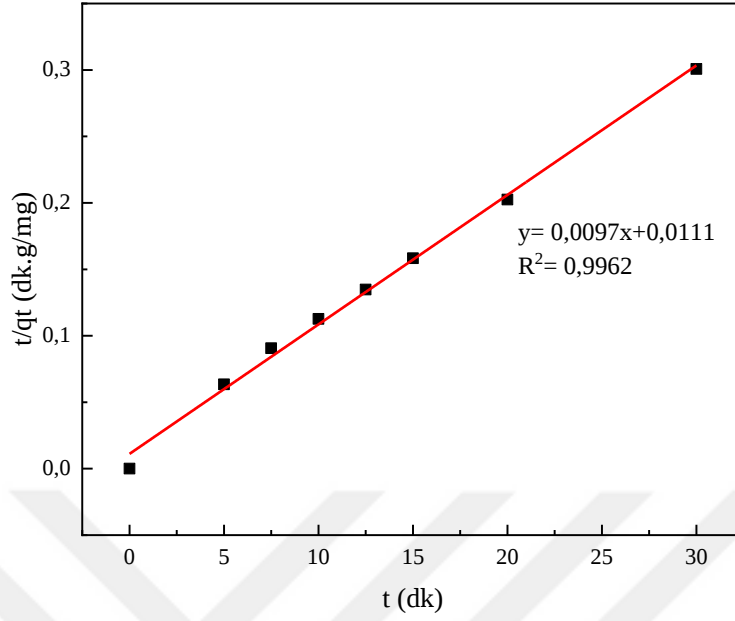
pH 10 değerinden daha fazla olduğunda; ana hidroliz ürününü, alüminyum türlerinin oluşumunu ve kirleticilerin adsorpsiyonunu desteklemeyen Al(OH)^{4-} oluşmaktadır. Yalnızca alüminyum iyonlarının bulunduğu düşük pH'da (<4.5), adsorpsiyon etkisi önemsiz olarak kabul edilmiştir (De Carvalho ve diğ., 2015; Dimoglo ve diğ., 2019).

Aynı zamanda pH değeri katotta meydana gelen hidrojen gazı oluşumu nedeniyle ilk 5 dakika içinde 10'a kadar yükselmiştir. Alüminyum hidroksitin tampon kapasitesinden dolayı nihai pH ve kalan kirlilik miktarı belli bir zamandan sonra çok fazla değişmemiştir (Tezcan Un ve diğ., 2013).

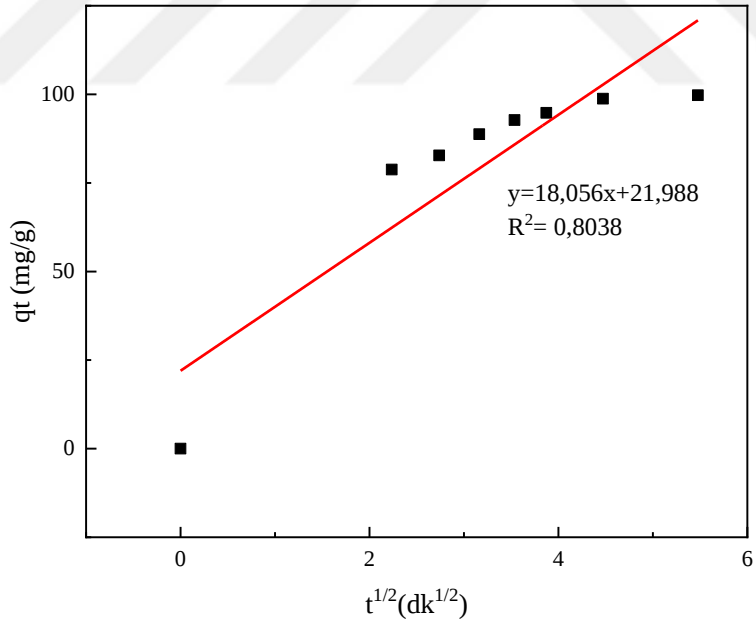
EK+ADS ile elde edilen KOİ sonuçları sözde birinci derece, sözde ikinci derece, parçacık içi difüzyon ve Elovich model denklemlerine uygulanarak grafikleri Şekil 4.64- 4.67'de verilmiştir.



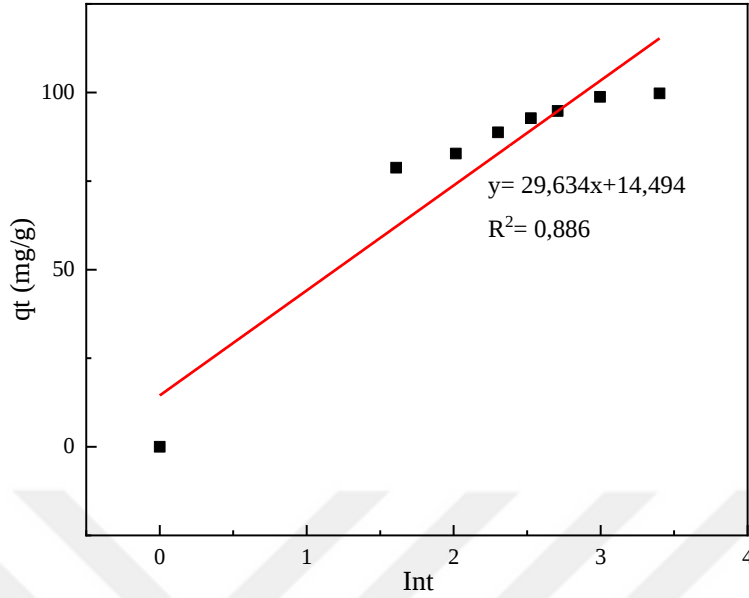
Şekil 4.64. EK+ADS ile KOİ gideriminde sözde birinci dereceden model grafiği



Şekil 4.65. EK+ADS ile KOİ gideriminde sözde ikinci dereceden model grafiği



Şekil 4.66. EK+ADS ile KOİ gideriminde parçacık içi difüzyon model grafiği



Şekil 4.67. EK+ADS ile KOİ gideriminde Elovich model grafiği

Ardışık sistemde olduğu gibi hibrit sistemde de Şekil 4.66'dan görülmektedir ki; C kesişim noktasının başlangıç noktasından geçmemesi, parçacık içi difüzyonun hız kontrol eden tek adım olmadığını göstermiştir. Sınır tabaka difüzyonunun adsorpsiyonu bir dereceye kadar kontrol ettiğini göstermiştir. Bu karmaşıklık, adsorpsiyonun başlangıç ve bitiş aşamalarındaki kütle transfer hızından dolayı olduğu şeklinde yorumlanmıştır (Mahmoud ve diğ., 2012). Sözde birinci derece, sözde ikinci derece, parçacık içi difüzyon ve Elovich kinetik modeli için hata verisi % OBH verileri sırasıyla; 5,9, 0,54, 0,87 ve 1,17 bulunmuştur. Sözde ikinci derece model korelasyon katsayısı deneysel verilerin uyum bütünlüğünün olduğunu %0,54 OBH ile göstermiştir.

EK→ADS ve EK+ADS ile artırım sistemlerinin her ikisinde de sözde ikinci dereceden kinetik modele uyumlu olduğu sonucuna varılmıştır. Denklemlere ait modellerden hesaplanan R^2 değeri ile kinetik sabitler Tablo 4.26'da verilmiştir. Tablo 4.26'da hesaplanan verilere göre, hibrit sistem için korelasyon katsayısı ($R^2=0,9962$) ile sözde ikinci dereceden kinetik modele uyduğu görülmüştür. Aynı zamanda hesaplanan q_e ve deneysel q_e değerleri bu model için birbirine daha yakın bulunmuştur (Georgieva ve diğ., 2015).

Tablo 4.26. Hibrit sistem kinetik model sonuçları ve R² değerleri

HİBRİT SİSTEM		Model Sonuçları
Kinetik Model	Parametre ve Birimleri	
<i>Sözde birinci derece kinetik model</i>	qe hesaplanan (mg/g)	51,42
	qe deneysel (mg/g)	98,75
	kh ₁ (1/dk)	0,1568
	R ²	0,8952
<i>Sözde ikinci derece kinetik model</i>	qe hesaplanan (mg/g)	103,09
	qe deneysel (mg/g)	98,75
	kh ₂ (g/mg.dk)	0,0085
	R ²	0,9962
<i>Parçacık içi difüzyon kinetik model</i>	qe hesaplanan (mg/g)	91,86
	qe deneysel (mg/g)	98,75
	kh _i (mg/g dk ^{1/2})	18,056
	Ch _i (mg/g)	21,988
	R ²	0,8038
<i>Elovich kinetik model</i>	qe hesaplanan (mg/g)	89,46
	qe deneysel (mg/g)	98,75
	αh (mg/g.dk)	47,97
	βh (g/mg)	0,034
	R ²	0,886
Hibrit sistem kinetik model sabitleri 'h' ile belirtildi. (kh ₁ , kh ₂ kh _i , Ch _i , αh, βh)		

Hesaplanan qe ve deneysel qe değerleri arasındaki farkın çok az olması veya birbirine yakın olması literatür çalışmalarından da görülmektedir (Tan ve Hameed, 2017).

Tablo 4.25 ve 4.26'da verilen sonuçlara göre, EK→ADS ve EK+ADS sistem ile PANI/CAK üzerine KOİ adsorpsiyonu partiküler içi difüzyon kinetik model grafiklerine göre hız sabitleri kh_i > ka_i ve Ch_i > Ca_i artan pH ile EK+ADS sistemde arttığı görülmüştür. Artan Ci sınır tabakası kalınlığının bir göstergesidir ve bu da difüzyon hızında bir düşüşe yol açtığı varsayılmıştır (Yildiz, 2017).

Aynı zamanda sözde ikinci derece sabitleri arasında ka₂ > kh₂ olması; küçük parçacık boyutu ile ilişkilendirilerek, partikül içi difüzyonun direncinin azalması nedeniyle daha büyük bir k₂ değeri verdiği sonucuna varılmıştır (Tan ve Hameed, 2017).

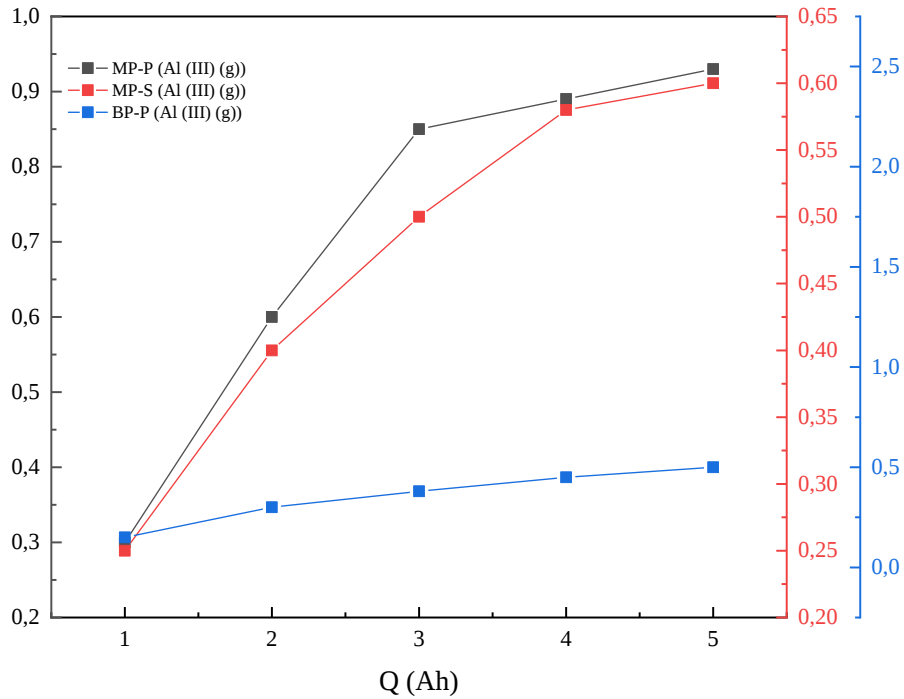
αh > αa ile değerlerin hibrit sistem ile arttığı görülürken, βa < βh ilişkisi görülmüştür. Elovich kinetik model sabit değerleri α ve β değerleri fiziksel anlamlarına göre artan

başlangıç qe hesaplanan değerin artması beklenen bir durumdur (Tan ve Hameed, 2017). Hibrit sistemde her bir adsorbent taneciği sisteme verilen akım yoğunluğu ile yüklü hale gelmiştir. Bu da elektrokoagülasyon sistemine katkı sağlamıştır.

4.5. Maliyet Analizi

EK→ADS ve EK+ADS ile arıtım sistemlerinin uygulanabilirliğinin değerlendirilmesi ile ilgili çalışmalarda en önemli parametrelerden birinin işletme maliyetleri olduğu düşünülmüştür. Her iki sistemde kullanılan enerji ve elektrot, deneysel çalışmalarda ve kabuklardan adsorbent sentezinde kullanılan kimyasal malzemeler üzerinden maliyet hesabı yapılmıştır. Optimum arıtma verimi çalışmalarında çamaşırhane atıksuyunun EK’da işletme maliyeti enerji ve elektrot tüketiminden, adsorpsiyon yönteminde ise adsorbent miktarından ve çalkalamalı su banyosunda kullanılan enerjiden kaynaklanmaktadır.

Elektrokoagülasyon reaktöründe üç farklı elektrotun bağlantı şekli konfigürasyonu için alüminyum oluşum verimleri verilmiştir. Burada, çözeltiden geçen elektrik miktarı Q (Ah) olarak alınmıştır (Şekil 4.68).



Şekil 4.68. Anot çözünme miktarı

Şekil 4.68’de pH 5,5 ve 25 °C sıcaklık ile çalışılan reaktörde elektrik miktarındaki artışla beraber oluşan alüminyum miktarı da artmıştır. EK prosesinde reaksiyonların başlangıç seviyesinde, elektrotların bağlantı konfigürasyonu Al (III) oluşumunu önemsiz miktarda etkilemiştir. Reaksiyon sonunda, Q=1 Ah için Al oluşumu MP-P, MP-S ve BP-P için sırasıyla 0,30 g, 0,25 g ve 0,15 g bulunmuştur. MP-P için Al (III) ‘ün oluşumunda 3Ah değerine kadar hızlı bir artma olduğu görülmüştür.

MP-P için Q=5Ah değerinde Al (III) 0,93 g iken MP-S ve BP-P için Al (III) değerleri 0,60 g ve 0,50 g’dır. Üç bağlantı şekli için alüminyum elektrot alanı aynı olduğu görülmüştür. Ancak kutuplaşmanın monopolar ya da bipolar olması farklı değerlerde üretilen Al^{3+} iyonları ile sonuçlanmıştır (Chen, 2004). Monopolar bağlantı şekli daha düşük akım ve voltaj ihtiyacı olduğunu gösterirken, bipolar bağlantı şekline göre daha fazla giderim verimi elde edilmiştir (Emamjomeh ve Sivakumar, 2009). Bunun sebebi ise, bipolar bağlantı şeklinde en dıştaki elektrotlar bir güç kaynağına bağlanmasıdır. Sistemdeki akım diğer elektrotlardan geçerek onları polarize etmektedir. Bipolar sistemlerde, elektrotun anoda bakan tarafı negatif polarize olurken katoda bakan tarafta tersi gerçekleşmektedir (Sahu ve diğ., 2014). Bu da elektrot bağlantı şekillerinden monopolar paralel bağlantısının en verimli sonuç verdiği ön deneysel çalışmalardan da görülmüştür. (Wang ve diğ., 2009). Bu nedenle de elektrotların monopolar paralel bağlantı şekli ile deneysel çalışmalara devam edilmiştir.

Mayıs 2021 dolar kuru verilerinde 1 \$ $\approx$ 8,29 ₺ üzerinden hesaplamalar yapılmıştır. Maliyet analizinde mevcut değerlendirmelere deneysel analizler sonucu ortaya çıkan atıksu, katı atık olarak oluşan filtre kağıdı, karbonizasyon sırasında ortaya çıkan atık gaz maliyetleri dahil edilmemiştir.

EK→ADS sistemde MP-P için tüketilen elektrot miktarı Al (III) 0,93 g Al^{+3}/m^3 bulunmuştur. EK+ADS sistemi ile arıtımda ise 1,42 g Al^{+3}/m^3 bulunmuştur. Elektrot maliyeti ise 1,1 \$/kg Al olarak belirlenmiştir. Aynı zamanda, Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) tarafından Mayıs 2021’de belirlenen birim enerji maliyeti için 0,128 \$/kWh’dir. Kocaeli için işyerlerinde Mayıs 2021’de belirlenen birim su maliyeti 1,79 \$/m³’tür. Bu değerlere istinaden; EK→ADS ve EK+ADS ile arıtım sistemlerinin sırasıyla enerji tüketimleri 0,95 kWsa/ m³ ve 1,9 kWsa/ m³ bulunmuştur.

4.5.1. Kompozit Sentezinde Maliyet Analizi

Adsorpsiyon yöntemi ile arıtımda kullanılan adsorbentlerin (atık kabukların hazırlanması, aktivasyonu, karbonizasyonu ve polimerizasyonu için) maliyet analizi yapılmıştır. Bu amaçla adsorbentlerin sentezi aşamalara ayrılmış ve her bir aşamadaki kaynak tüketimine karşılık gelen maliyetler hesaplanmıştır (Tablo 4.27).

Tablo 4.27. Atık kabuklardan kompozitlerin üretim maliyeti

			Fiyat (\$)	\$ / 1 g
	Kabukların hazırlanması (100 g)	Su tüketimi	0,45	
		Etüv enerji tüketimi	0,54	
		Çeneli kırıcı enerjisi	0,001	
		Toplam	0,991	0,009
Kimyasal Aktivasyon	H ₃ PO ₄ ile aktivasyon (300 g)	%50 lik H ₃ PO ₄ çözeltisi (100 mL)	7,183	
		Su banyosu enerjisi (4 saat)	0,084	
		Filtre kağıdı fiyatı	0,14	
		Etüv enerji tüketimi	0,533	
		Toplam	7,94	0,026
Karbonizasyon	(250 g)	Azot gazı fiyatı (1 L/dk N ₂)	0,597	
		Karbonizasyon fırın enerji tüketimi	0,167	
		%10'luk amonyak çözeltisi	0,068	
		Su tüketimi	0,452	
		Etüv enerji tüketimi	0,536	
		Toplam	1,820	0,007
Polimerizasyon	Piról ile Polimerizasyon (6 g)	Su tüketimi	0,452	
		FeCl ₃ (5 g)	9,94	
		Piról monomeri	3,85	
		Karıştırıcı enerjisi (5 sa)	0,57	
		Filtre kağıdı	0,14	
		Etüv enerji tüketimi	1,07	
		Toplam	16,02	2,67
	Anilin ile Polimerizasyon (6 g)	Su tüketimi	0,452	
		K ₂ S ₂ O ₈ (1 g)	0,299	
		H ₂ SO ₄	0,256	
		Anilin monomeri	0,382	
		Karıştırıcı enerjisi (5 sa)	0,57	
		Filtre kağıdı	0,14	
		Etüv enerji tüketimi	1,072	
		Toplam	3,18	0,53

Sentezlenen kompozitlerin üretiminin genel maliyetleri 1 g kompozit için hesaplanan maliyet değerleri Tablo 4.28’de verilmiştir.

Tablo 4.28. PANI ve PPy ile sentezlenen kompozitlerin üretim maliyeti

	Adsorbent Sentez Adımları	\$ /1 g
Piról Destekli Aktif Karbon	1 Kabukların hazırlanması	0,009
	2 Kimyasal Aktivasyon (H_3PO_4)	0,026
	3 Karbonizasyon	0,007
	4 Piról ile Polimerizasyon ($FeCl_3$)	2,67
	Toplam	2,712
Polianilin Destekli Aktif Karbon	1 Kabukların hazırlanması	0,009
	2 Kimyasal Aktivasyon (H_3PO_4)	0,026
	3 Karbonizasyon	0,007
	4 Anilin ile Polimerizasyon ($K_2S_2O_8$)	0,53
	Toplam	0,574

Tablo 4.28’de görüldüğü üzere 1 g PPy destekli kompozitin üretimi için 2,712 \$ harcanırken, 1 g PANI destekli kompozitin üretimi için 0,574 \$ harcama yapılmıştır.

Maliyet hesabı sonuçları ve adsorpsiyon ile arıtımda giderim verimi optimum değerlerine göre hibrit sistemde PANI/CAK kompoziti ile devam edilmiştir.

4.5.2. Ardışık Sistem ile Arıtımda Maliyet Analizi

4.5.2.1. EK Yöntemi ile Arıtımda Maliyet Analizi

1 L atıksuyun ardışık sistemde EK ile arıtım maliyeti çalışmaları aşağıda belirtilen şartlarda yapılmıştır (Tablo 4.29).

Tablo 4.29. EK yöntemi ile maliyet hesabında kullanılan şartlar

Atıksu miktarı (500 mL)	Reaksiyon süresi (dk)	Karıştırma hızı (rpm)	Akım yoğunluğu (mA/cm ²)
0,0005 m ³	5	200	5,26

Belirtilen şartlarda yapılan EK ile arıtım maliyeti sonucu Tablo 4.30’da belirtilmiştir.

Tablo 4.30. Ardışık sistemde EK ile arıtım maliyeti

Kullanılan malzemeler	\$ / 500 mL
Karıştırıcı enerjisi	0,0095
Güç kaynağı enerjisi	0,1216
Toplam	0,1311

Tablo 4.30’e göre 1 L atıksuyun ardışık sistemde EK ile çamaşırhane atıksuyu arıtım maliyeti $\approx 0,2622$ \$ bulunmuştur.

4.5.2.2. Adsorpsiyon Yöntemi ile Arıtımda Maliyeti Analizi

1 L atıksuyun ardışık sistemde adsorpsiyon yöntemi ile arıtım maliyeti aşağıda belirtilen şartlarda yapılmıştır (Tablo 4.31).

Tablo 4.31. Adsorpsiyon yöntemi ile maliyet hesabında kullanılan şartlar

Atıksu miktarı (100 mL)	Reaksiyon süresi (dk)	Adsorbent miktarı (g)	Karıştırma hızı (rpm)
0,0001 m ³	77,5	0,9	125

Ardışık sistemde adsorpsiyon yöntemi ile arıtım maliyeti Tablo 4.32’de verilmiştir.

Tablo 4.32. Ardışık sistemde adsorpsiyon ile arıtım maliyeti

Kullanılan malzemeler	\$ / 100 mL
PANI Adsorbent maliyeti	0,574
Su banyosu enerjisi	0,027
Toplam	0,601

Tablo 4.32’e göre 1 L atıksuyun ardışık sistemde adsorpsiyon yöntemi ile çamaşırhane atıksuyu arıtım maliyeti 6 \$ bulunmuştur. Buna göre; ardışık sistem için toplam maliyet $\approx 6,3$ \$/L hesaplanmıştır.

4.5.3. Hibrit Sistem ile Arıtımda Maliyet Analizi

1 L atıksuyun hibrit sistemde arıtım maliyeti çalışmaları aşağıda belirtilen şartlarda yapılmıştır (Tablo 4.33).

Tablo 4.33. Hibrit sistem ile arıtımda maliyet hesabında kullanılan şartlar

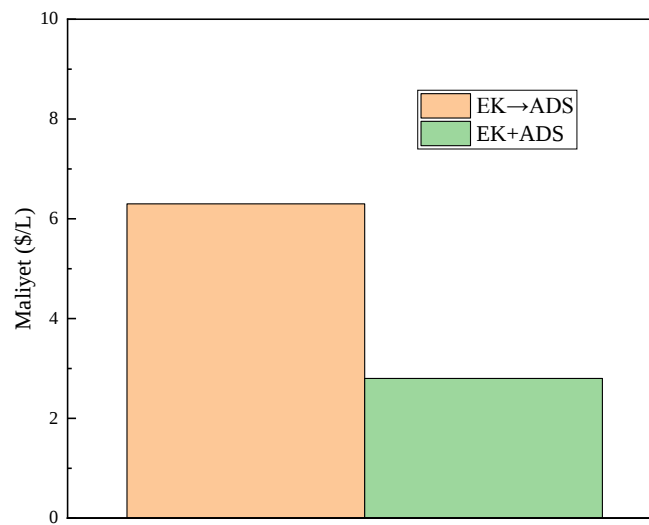
Atıksu miktarı (500 mL)	Reaksiyon süresi (dk)	Adsorbent miktarı (g)	Karıştırma hızı (rpm)	Akım yoğunluğu (mA/cm ²)
0,0005 m ³	10	2	200	5,26

Belirtilen şartlarda yapılan arıtım maliyeti Tablo 4.34’te verilmiştir.

Tablo 4.34. Hibrit sistemde arıtım maliyeti

Kullanılan malzemeler	\$ / 500 mL
PANI Adsorbent maliyeti	1,148
Karıştırıcı enerjisi	0,019
Güç kaynağı enerjisi	0,243
Toplam	1,41

Tablo 4.34’e göre 1 L atıksuyun hibrit sistem ile çamaşırhane atıksuyu arıtım maliyeti ≈2,8 \$/L bulunmuştur. EK→ADS ve EK+ADS sistemlerin maliyet karşılaştırması şematik olarak Şekil 4.69’da verilmiştir.



Şekil 4.69. EK→ADS ve EK+ADS sistemin maliyet karşılaştırması

Şekil 4.69'a göre; önceki yapılan çalışmada olduğu gibi elektrik işletme maliyetlerindeki önemli azalmaya dayanarak, geleneksel basit EK yerine EK+ADS hibrit sistem önerilebilir (Secula ve diğ, 2012). Bir diğer çalışmada ise, EK+ADS sistem kombinasyonu ile %50'e varan enerji tasarrufu sağlanmıştır (Lobo ve diğ., 2016). EK+ADS sisteminin birlikte çalışıldığı çalışmada; adsorpsiyonun EK ile birleştirilmesinin atıksuların arıtma ekonomisini azalttığı, azalan arıtma süresi ve maliyet sayesinde verimliliği büyük ölçüde iyileştirebileceği görülmüştür (Barhoumi ve diğ., 2019).

4.6. Ardışık ve Hibrit Sistemler için Yan Ürün Analizleri

Yüzey aktif maddelerin kullanımından sonra bunların bozunma ürünleri deşarj edilen alıcı ortamlarda tespit edilebilmektedir. Çevresel risklerini değerlendirmek amacıyla yüzey aktif maddelerin bozunma ürünlerinin dağılımını, davranışını ve özellikle biyolojik etkilerini araştırmayı gerektirmiştir (Ying, 2006).

EK→ADS sistem için pH 8, 77,5 dk reaksiyon süresi, 0,9 g/100mL adsorbent miktarı, 125 rpm karıştırma hızı, 25 °C oda sıcaklığında; EK+ADS sistem için ise pH 6,5, 10 dk reaksiyon süresi, 2 g/500mLadsorbent miktarı, 5,26 mA/cm², 200 rpm karıştırma hızı ve 25 °C oda sıcaklığında deneysel çalışmalar yapılmıştır.

Çıkış suyunda diklorometan ile yapılan sıvı/sıvı ekstraksiyonundan solventin uzaklaştırılmasıyla elde edilen 1 mL son hacimli ekstraktta yan ürünler tespit edilmiştir. Konsantre edilmiş ekstraktın Gaz Kromatografisi-Kütle Spektrometrisi (GS/MS) ile tam tarama (Full-scan) modunda (45-550 m/z) toplam iyon kromatogramları (TIC) oluşturulmuştur.

Kromatogramdaki piklerin her biri blank ile karşılaştırılarak çıkış suyundan gelen organikler tespit edilmiş ve kütüphane taraması sonucunda eşleşen maddelerin isimleri aşağıda verilmiştir.

Ayrıca her iki prosese ait kromatogramlar ve kütüphane önerileri EK-A ve EK-B'de verilmiştir. Ardışık ve hibrit sistem için GC/MS tarama sonuçları Tablo 4.35 ve 4.36'da verilmiştir.

Tablo 4.35. Ardışık sistem için GC/MS tarama sonuçları

Bileşik No	Alıkonma Süresi (dk)	Area (Ab's)	Bileşik Adı
6	17,623	4623	Eucalyptol

Tablo 4.36. Hibrit sistem için GC/MS tarama sonuçları

Bileşik No	Alıkonma Süresi (dk)	Area (Ab's)	Bileşik Adı
7	17,366	14004	1-Hexanol, 2- ethyl-
8	17,608	6557	Eucalyptol
9	18,484	10465	2-Octanol, 2-methyl-6-methylene
11	23,558	18678	5-Hepten-1-ol, 2-ethenyl-6- methyl

Tablo 4.35 ve 4.36'da görülmektedir ki; ardışık ve hibrit sistemde deterjanlarda koku veren kimyasal kullanıldığında atıksuda yan ürün Eucalyptol görülebilmektedir.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında, EK→ADS ve EK+ADS sistem kullanılarak çamaşırhane atıksuyunun arıtımı yapılmıştır. Özellikle Türkiye’de her yıl çok büyük miktarda elde edilen ceviz ve fındık kabukları kullanılarak çevre dostu ve düşük maliyetli aktif karbon sentezlenmiş ve sentezlenen aktif karbonların karakterizasyonu incelenmiştir. Ardışık ve hibrit sistemlerin optimum koşulları, YYM kullanılarak belirlenmiştir. Faktörlerin yanıtlar üzerindeki etkileri ise model ile oluşturulan denklem, grafik ve pareto analizi ile tanımlanmıştır.

Adsorpsiyon yöntemi için kullanılan adsorbentlerin kül, nem, iyot sayısı, elementel, SEM ve FTIR analizleri yapılmıştır. Kül içeriği fındık kabuğunda %0,9, ceviz kabuğunda ise %1,05 olması bu kabuklardan karbonize ve polimerize adsorbent sentezlenmesinin uygun olduğunu göstermiştir. Her iki kabuğun ham haline göre karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası nem içerikleri düşük bulunmuştur. İyot sayısının karbonizasyon ve polimerizasyon sonrası artması ise adsorpsiyon kapasitesinin yüksek olduğunu göstermiştir.

CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK sırasıyla; 492 mg/g, 552 mg/g, 498 mg/g, 508 mg/g, 515 mg/g, 549 mg/g olarak bulunmuştur. Ceviz ve fındık kabuklarından sentezlenen karbonize ve polimerize kompozitlerin karbon miktarındaki artışın olması bu kompozitlerin adsorpsiyon kapasitesinin arttığını göstermiştir. FTIR spektrumlarında karbonizasyon sonrası kabukların lignoselülozik yapıya benzer spektrum bantları olduğu, polimerizasyon sonrası ise kabuklardan üretilen aktif karbonun polimerik ağ yapısı içerine girdiği görülmüştür.

Ardışık sistemde CAK, PANI/CAK, PPy/CAK, FAK, PANI/FAK, PPy/FAK adsorbentleri ile yapılan deneysel çalışma sonucunda optimizasyon sırasıyla R^2 değerleri 0,7559 - 0,919 aralığında bulunmuştur. R^2 istatistikleri değerlendirildiğinde; en yüksek R^2 0,919 değeri ile PANI/CAK polimerik kompoziti ile yapılan optimizasyon sonucunda elde edilmiştir. Aynı zamanda deneysel sonuçların tahmin edilebilirliği için modellerin uygulanabilir olduğunu göstermiştir. ANOVA tabloları incelendiğinde ise; p değeri $0,000 < 0,05$ ile en güçlü kanıt PANI/CAK kompoziti ile yapılan optimizasyon sonucunda elde edilmiştir.

Ardışık sistemde; MBAS parametresi için kontur grafikler ile her bir değişkenin ikili etkileşimleri üzerinden değerlendirmeler yapılmıştır. Bu değerlendirmeler sonucunda PANI/CAK ile yapılan deneylerde optimum şartlarda %90 MBAS giderim verimine ulaşılmıştır.

Ardışık sistem için yapılan tüm deneysel çalışmalar ve optimizasyon çalışmaları sonucunda; EK ile arıtımda pH 5,5, 5 dk reaksiyon süresi, akım yoğunluğu 5,26 mA/cm², 200 rpm karıştırma hızında iken ADS ile arıtımda pH 8, 77,5 dk reaksiyon süresi, 125 rpm karıştırma hızı ve 0,9 g/100mL adsorbent miktarında belirlenen çalışma şartlarında en verimli şekilde giderim verimi sağlayan adsorbentin PANI/CAK polimerik kompoziti olduğu görülmüştür.

Hibrit sistemin PANI/CAK ile optimizasyon çalışmalarında R² 0,9286 iken p 0,000 < 0,05 değeri ile anlamlı olduğu KOİ gideriminde görülmüştür. Hibrit sistemde pH, reaksiyon süresi, adsorbent miktarı, akım yoğunluğu, karıştırma hızı için optimum şartlar sırasıyla; 6,5, 10 dk, 2 g, 5,26 mA/cm², 200 rpm olarak belirlenmiştir.

Her iki sistem için yapılan PARETO analizinde MBAS, KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine bağımsız değişkenlerin etkileri, optimizasyon çalışmaları ile uyumlu olduğu bulunmuştur.

Ardışık ve hibrit sistemlerde kullanılan PANI/CAK kompozitinin arıtım öncesi ve sonrası SEM analizleri yapılmıştır. Ardışık ve hibrit sistem arıtım sonrası mikro gözeneklerin azaldığı, yüzeyde poroz bir yapının kaybolması arıtımı olumlu yönde etkilediğini göstermiştir.

EK→ADS ve EK+ADS sistem ile arıtım sonucunda elde edilen çıkış suyu özellikleri sırasıyla; sıcaklık 25 °C; 25 °C, pH 6,5; 6,76, KOİ 73 mg/L; 65 mg/L, MBAS 0,57 mg/L; 0,98 mg/L, bulanıklık 1,68 NTU; 1,94 NTU bulunmuştur.

Adsorpsiyon kinetiği EK→ADS ve EK+ADS sistemlerinde, sözde ikinci derece kinetik modele uyumlu olduğu görülmüş bu da adsorpsiyonun kemisorpsiyon olduğunu göstermiştir. Ayrıca sözde ikinci derece kinetik model ardışık ve hibrit sistem için ortalama bağıl hata verisi sırasıyla; %0,26 ve %0,54 olarak bulunmuştur.

EK→ADS ve EK+ADS sistemin maliyet analizi sonucu sırasıyla; ≈ 7 \$/L ve ≈ 3 \$/L bulunmuştur. Buna göre; hibrit sistemin uygulanmasının daha az maliyet ile çalışılabileceği öngörülmüştür. Ardışık ve hibrit sistemde optimum adsorbent miktarı ve reaksiyon süresi sırasıyla; 9 g/L ve 82,5 dk (EK: 5 dk, ADS: 77,5 dk); 4 g/L ve 10 dk olarak belirlenmiştir. Bu sonuca göre düşük adsorbent miktarı ve reaksiyon süresi nedeniyle hibrit sistemin daha uygun maliyetli olduğu görülmüştür.

Ardışık ve hibrit sistemde optimum şartlarda deneysel çalışmalar sonucu çıkış suyunda yan ürün analizleri yapılmış olup, her iki sistemde olası yan ürün olarak deterjanlarda koku veren kimyasal madde Eucalyptol görülmüştür.

Uygun ve verimli teknoloji seçiminin, yalnızca enerji verimliliğini ve atıksu arıtma kalitesini iyileştirmekle kalmadığı, aynı zamanda sermaye ve işletme maliyetlerini de azalttığı görülmüştür. Bu kapsamda; çamaşırhane atıksularının yeniden kullanımına ilişkin düşüncenin kabulünü artırması beklenmektedir. Bu çalışmanın, çamaşırhane atıksularının arıtımının, deşarjının veya yeniden kullanım kapasitesinin kapsamlı değerlendirilmesinde mevzuat düzenleyicilere teknoloji seçimi ve su geri dönüşüm projelerinin fizibilitesini değerlendirmeleri için derin bir rehberlik sağlayacağı öngörülmüştür.

Çalışma doğrultusunda, çamaşırhane atıksularındaki mikroplastiklerin giderimi üzerine hem ardışık hem de hibrit sistem ile arıtımın etkisi gelecek çalışmalarda araştırılabilir. Çünkü, yüzyıllar sonrasında bile su ortamında bulunan ve bozunan mikroplastikler, su canlılarının sindirim sistemine zarar vermenin yanı sıra ekolojik kirliliğe de sebep olabilmektedir. Mikroplastiklerin geniş kullanım alanlarından endüstriyel çamaşırhane atıksularının neden olduğu kirlilik yükleri de ciddiye alınmalıdır.

Gelecekteki araştırmalar, arıtma sürecinin teknik ve ekonomik yönlerine, özellikle endüstriyel ölçeğin genişletilmesine odaklanmalıdır. Bu amaçla; sermaye ve işletme maliyetleri de azaltılacaktır. Çamaşırhane atıksuyu arıtımında mevcut teknolojinin kullanılabilirliği ve farklı ülkelerin farklı arıtma yöntemleri benimseme konusundaki deneyimleri ile karşılaştırılarak bilgi boşluğunun daraltılması amaçlanmalıdır. Çalışmanın çamaşırhane atıksularının yeniden kullanımına yönelik bilinci artırması beklenmektedir.

KAYNAKLAR

- Abdulhameed, A. S., Firdaus Hum, N. N. M., Rangabhashiyam, S., Jawad, A. H., Wilson, L. D., Yaseen, Z. M., Al-Kahtani, A. A., Alothman, Z. A. (2021). Statistical Modeling And Mechanistic Pathway For Methylene Blue Dye Removal By High Surface Area And Mesoporous Grass-Based Activated Carbon using K_2CO_3 Activator. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105530.
- Abdullah, N. S., Hussin, M. H., Sharifuddin, S. S., Yusoff, M. A. M. (2017). Preparation and Characterization of Activated Carbon from Moringa Oleifera Seed Pod. *Science International (Lahore)*, 29(1), 7–11.
- Acevedo, B., Barriocanal, C., Lupul, I., Gryglewicz, G. (2015). Properties and Performance of Mesoporous Activated Carbons from Scrap Tyres, Bituminous Wastes and Coal. *Fuel*, 151, 83–90.
- Açıklan, K., Karaca, F. (2017). Fixed-Bed Pyrolysis of Walnut Shell: Parameter Effects on Yields and Characterization of Products. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 125, 234–242.
- Ahmed, M. J. (2016). Preparation of Activated Carbons from Date (Phoenix dactylifera L.) Palm Stones and Application for Wastewater Treatments: Review. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 168–182.
- Ali, I., Asim, M., Khan, T. A. (2012). Low Cost Adsorbents for the Removal of Organic Pollutants from Wastewater. *Journal of Environmental Management*, 113, 170–183.
- Alyüz, B., Veli, S. (2009). Kinetics and Equilibrium Studies for the Removal of Nickel and Zinc from Aqueous Solutions by Ion Exchange Resins. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), 482–488.
- Angin, D. (2014). Production and Characterization of Activated Carbon from Sour Cherry Stones by Zinc Chloride. *Fuel*, 115, 804–811.
- Ashfaq, M. Y., Qiblawey, H. (2018). Laundry Wastewater Treatment using Ultrafiltration under Different Operating Conditions. *AIP Conference Proceedings*, 2022(February).DOI: <https://doi.org/10.1063/1.5060682>
- Baek, S., Shin, D., Kim, G., Lee, A., Noh, J., Choi, B., Huh, S., Jeong, H., Sung, Y. (2021). Influence of Amphoteric and Anionic Surfactants on Stability, Surface Tension, and Thermal Conductivity of Al_2O_3 /Water Nanofluids. *Case Studies in Thermal Engineering*, 25, 100995.
- Bajpai, M., Katoch, S. S. (2020). Techno-Economical Optimization Using Box–Behnken (BB) Design for Chemical Oxygen Demand and Chloride Reduction from Hospital Wastewater by Electro-Coagulation. *Water Environment Research*, 92(12), 2140–2154.

- Banerjee, M., Basu, R. K., Das, S. K. (2018). Cr(VI) Adsorption by a Green Adsorbent Walnut Shell: Adsorption Studies, Regeneration Studies, Scale-Up Design and Economic Feasibility. *Process Safety and Environmental Protection*, 116, 693–702.
- Barhoumi, A., Ncib, S., Chibani, A., Brahmi, K., Bouguerra, W., Elaloui, E. (2019). High-Rate Humic Acid Removal from Cellulose and Paper Industry Wastewater by Combining Electrocoagulation Process with Adsorption onto Granular Activated Carbon. *Industrial Crops and Products*, 140, 111715.
- Baytar, O., Ceyhan, A. A., Şahin, Ö. (2018). İğde Çekirdeğinden Elde Edilen Aktif Karbon Kullanılarak Sulu Çözeltilerden Pb(II) Adsorpsiyonun İncelenmesi: İzoterm ve Kinetik. *Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 7(2), 256–267.
- Bering, S., Mazur, J., Tarnowski, K., Janus, M., Mozia, S., Morawski, A. W. (2018). The Application of Moving Bed Bio-Reactor (MBBR) in Commercial Laundry Wastewater Treatment. *Science of the Total Environment*, 627, 1638–1643.
- Bilińska, L., Blus, K., Gmurek, M., Ledakowicz, S. (2019). Coupling of Electrocoagulation and Ozone Treatment for Textile Wastewater Reuse. *Chemical Engineering Journal*, 358, 992–1001.
- Bingöl, D., Veli, S., Zor, S., Özdemir, U. (2012). Analysis of Adsorption of Reactive Azo Dye onto CuCl₂ Doped Polyaniline using Box-Behnken Design Approach. *Synthetic Metals*, 162(17–18), 1566–1571.
- Castañeda-Díaz, J., Pavón-Silva, T., Gutiérrez-Segura, E., Colín-Cruz, A. (2017). Electrocoagulation-Adsorption to Remove Anionic and Cationic Dyes from Aqueous Solution by PV-Energy. *Journal of Chemistry*, 2017.
- Centurion, V. B., Moura, A. G. L., Delforno, T. P., Okada, D. Y., Dos Santos, V. P., Varesche, M. B. A., Oliveira, V. M. (2018). Anaerobic Co-Digestion of Commercial Laundry Wastewater and Domestic Sewage in a Pilot-Scale EGSB Reactor: The Influence of Surfactant Concentration on Microbial Diversity. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 127, 77–86.
- Cerrahoğlu Kaçakgil, E., Bingöl, D. (2020). Performance Assessment and Statistical Modeling of Modification and Adsorptive Properties of a Lignocellulosic Waste Modified Using Reagent Assisted Mechanochemical Process as a Low-Cost and High-Performance Method. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 15, 100226.
- Chakchouk, I., Elloumi, N., Belaid, C., Mseddi, S., Chaari, L., Kallel, M. (2017). A Combined Electrocoagulation-Electrooxidation Treatment for Dairy Wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 34(1), 109–117.
- Chang, S. H., Wang, K. S., Liang, H. H., Chen, H. Y., Li, H. C., Peng, T. H., Su, Y. C., Chang, C. Y. (2010). Treatment of Reactive Black 5 by Combined Electrocoagulation-Granular Activated Carbon Adsorption-Microwave

- Regeneration Process. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 850–857.
- Chen, G. (2004). Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41.
- Chomiak, K., Gryglewicz, S., Kierzek, K., Machnikowski, J. (2017). Optimizing the Properties of Granular Walnut-Shell Based KOH Activated Carbons for Carbon Dioxide Adsorption. *Journal of CO₂ Utilization*, 21, 436–443.
- Ciabattia, I., Cesaro, F., Faralli, L., Fatarella, E., Tognotti, F. (2009). Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater. *Desalination*, 245(1–3), 451–459.
- Dahri, M. K., Kooh, M. R. R., Lim, L. B. L. (2014). Water Remediation Using low Cost Adsorbent Walnut Shell for Removal of Malachite Green: Equilibrium, Kinetics, Thermodynamic and Regeneration Studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3), 1434–1444.
- Dalai, C., Jha, R., Desai, V. R. (2015). Rice husk and sugarcane baggase based activated carbon for iron and manganese removal. *Aquatic Procedia*, 4, 1126–1133.
- De Carvalho, H. P., Huang, J., Zhao, M., Liu, G., Dong, L., Liu, X. (2015). Improvement of Methylene Blue Removal by Electrocoagulation/Banana Peel Adsorption Coupling in a Batch System. *Alexandria Engineering Journal*, 54(3), 777–786.
- Dede, Ö. T. (2018). The Use of Hazelnut Shell as an Adsorbent for the Removal of Metals from Waste Waters: Adsorption Mechanism and Kinetic Model. *Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 22(2).
- Demirbas, E., Dizge, N., Sulak, M. T., Kobya, M. (2009). Adsorption Kinetics and Equilibrium of Copper from Aqueous Solutions Using Hazelnut Shell Activated Carbon. *Chemical Engineering Journal*, 148(2–3), 480–487.
- Dereszewska, A., Tomczak-Wandzel, R., Mędrzycka, K. (2015). The Effect of Anionic Surfactant Concentration on Activated Sludge Condition and Phosphate Release in Biological Treatment Plant. *Article in Polish Journal of Environmental Studies*.
- Dermentzis, K., Stergiopoulos, D., Giannakoudakis, P., Moutzakis, A. (2016). Removal of Copper and COD from Electroplating Effluents by Photovoltaic Electrocoagulation / Electrooxidation Process. *Water Utility Journal*, 14, 55–62.
- Dimoglo, A., Sevim-Elibol, P., Dinç, Gökmen, K., Erdoğan, H. (2019). Electrocoagulation/Electroflotation as a Combined Process for the Laundry Wastewater Purification and Reuse. *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100877.

- El-Gawad A., H. S. (2014). Aquatic environmental monitoring and removal efficiency of detergents. *Water Science*, 28(1), 51–64.
- Elkhatib, D., Oyanedel-Craver, V., Carissimi, E. (2021). Electrocoagulation Applied for the Removal of Microplastics from Wastewater Treatment Facilities. *Separation and Purification Technology*, 118877.
- Emamjomeh, M. M., Sivakumar, M. (2009). Review of Pollutants Removed by Electrocoagulation and Electrocoagulation/Flotation Processes. *Journal of Environmental Management* 90(5), 1663–1679.
- Erdil A., (2020). Importance of Experimental Design in the Development of Products and Processes: Application in a Factory in the Automobile Industry, *Iğdır Üniversitesi Sosyal Bilimler Dergisi*, 24, 527-557.
- Eryuruk, K., Tezcan Un, U., Bakır Oğutveren, U. (2018). Electrochemical Treatment of Wastewaters from Poultry Slaughtering and Processing by Using Iron Electrodes. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1089–1095.
- Fan, H. T., Shi, L. Q., Shen, H., Chen, X., Xie, K. P. (2016). Equilibrium, Isotherm, Kinetic and Thermodynamic Studies for Removal of Tetracycline Antibiotics by Adsorption onto Hazelnut Shell Derived Activated Carbons from Aqueous Media. *RSC Advances*, 6(111), 109983–109991.
- Foo, K. Y., Hameed, B. H. (2012). Preparation, Characterization and Evaluation of Adsorptive Properties of Orange Peel Based Activated Carbon via Microwave Induced K_2CO_3 Activation. *Bioresource Technology*, 104, 679–686.
- Garcia-Segura, S., Eiband, M. M. S. G., de Melo, J. V., Martínez-Huitle, C. A. (2017). Electrocoagulation and Advanced Electrocoagulation Processes: A General Review about the Fundamentals, Emerging Applications and its Association with other Technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267–299.
- Ge, J., Qu, J., Lei, P., Liu, H. (2004). New Bipolar Electrocoagulation-Electroflotation Process for the Treatment of Laundry Wastewater. *Separation and Purification Technology*, 36(1), 33–39.
- Georgieva, V. G., Gonsalvesh, L., Tavlieva, M. P. (2020). Thermodynamics and Kinetics of the Removal of Nickel (II) Ions from Aqueous Solutions by Biochar Adsorbent Made from Agro-Waste Walnut Shells. *Journal of Molecular Liquids*, 312, 112788.
- Georgieva, V. G., Tavlieva, M. P., Genieva, S. D., Vlaev, L. T. (2015). Adsorption Kinetics of Cr(VI) Ions from Aqueous Solutions onto Black Rice Husk Ash. *Journal of Molecular Liquids*, 208, 219–226.
- Ghorbani, M., Eisazadeh, H. (2013). Composites : Part B Removal of COD, Color, Anions and Heavy Metals from Cotton Textile Wastewater by Using Polyaniline

- and Polypyrrole Nanocomposites Coated on Rice Husk Ash. *Composites Part B*, 45(1), 1–7.
- Ghorbani, M., Esfandian, H., Taghipour, N., Katal, R. (2010). Application of Polyaniline and Polypyrrole Composites for Paper Mill Wastewater Treatment. *Desalination*, 263(1–3), 279–284.
- GilPavas, E., Dobrosz-Gómez, I., Gómez-García, M. Á. (2019). Optimization and Toxicity Assessment of a Combined Electrocoagulation, $H_2O_2/Fe_2+/UV$ and Activated Carbon Adsorption for Textile Wastewater Treatment. *Science of the Total Environment*, 651, 551–560.
- Golder, A. K., Samanta, A. N., Ray, S. (2007). Removal of Trivalent Chromium by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 53(1), 33–41.
- Guanhua, N., Hongchao, X., Shang, L., Qian, S., Dongmei, H., Yanying, C., Ning, W. (2019). The Effect of Anionic Surfactant (SDS) on Pore-Fracture Evolution of Acidified Coal and Its Significance for Coalbed Methane Extraction. *Advanced Powder Technology*, 30(5), 940–951.
- Hajialigol, S., Masoum, S. (2019). Optimization of Biosorption Potential of Nano Biomass Derived from Walnut Shell for the Removal of Malachite Green from Liquids Solution: Experimental Design Approaches. *Journal of Molecular Liquids*, 286, 110904.
- Hanif, N. M., Adnan, S. N. N., Latif, M. T., Zakaria, Z., Abdullahand, M. P., Othman, M. R. (2012). The Composition of Surfactants in River Water and Its Influence to the Amount of Surfactants in Drinking Water. *World Applied Sciences Journal*, 17(8), 970–975.
- Hasani, G., Maleki, A., Daraei, H., Ghanbari, R., Safari, M., McKay, G., Yetilmezsoy, K., Ilhan, F., Marzban, N. (2019). A Comparative Optimization and Performance Analysis of Four Different Electrocoagulation-Flotation Processes for Humic Acid Removal from Aqueous Solutions. *Process Safety and Environmental Protection*, 121, (103–117).
- Hassani, A., Soltani, R. D. C., Karaca, S., Khataee, A. (2015). Preparation of Montmorillonite-Alginate Nanobiocomposite for Adsorption of a Textile Dye in Aqueous Phase: Isotherm, Kinetic and Experimental Design Approaches. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 1197–1207.
- Ho, K. C., Teow, Y. H., Sum, J. Y., Ng, Z. J., Mohammad, A. W. (2021). Water Pathways through the Ages: Integrated Laundry Wastewater Treatment for Pollution Prevention. *Science of the Total Environment*, 760, 143966.
- Ho, Y. S. (2006). Review of Second-Order Models for Adsorption Systems. *Journal of Hazardous Materials*, 136(3), 681–689.

- Holt, P. K., Barton, G. W., Mitchell, C. A. (2005). The Future for Electrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology. *Chemosphere*, 59(3), 355–367.
- Huang, A. K., Veit, M. T., Juchen, P. T., Gonçalves, G. D. C., Palácio, S. M., Cardoso, C. D. O. (2019). Sequential Process of Coagulation/Flocculation/Sedimentation-Adsorption - Microfiltration for Laundry Effluent Treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103226.
- Hussin, F., Aroua, M. K., Szlachtac, M. (2019). Combined Solar Electrocoagulation and Adsorption Processes for Pb(II) Removal from Aqueous Solution. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 143, 107619.
- Imamoglu, M., Ozturk, A., Aydın, Ş., Manzak, A., Gündoğdu, A., Duran, C. (2018). Adsorption of Cu(II) Ions from Aqueous Solution by Hazelnut Husk Activated Carbon Prepared with Potassium Acetate. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 39(8), 1144–1148.
- Ioannidou, O., Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production-A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(9), 1966–2005. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.013>
- Issa, Y. M., Mohamed, S. H., Baset, M. A. El. (2016). Chemically Modified Carbon Paste and Membrane Sensors for the Determination of Benzethonium Chloride and Some Anionic Surfactants (SLES, SDS, and LABSA): Characterization Using SEM and AFM. *Talanta*, 155, 158–167.
- Janpoor, F., Torabian, A., Khatibikamal, V. (2011). Treatment of Laundry Waste-Water by Electrocoagulation. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(8), 1113–1120.
- Kaya, N., Arslan, F., Yildiz Uzun, Z. (2020). Production and Characterization of Carbon-Based Adsorbents from Waste Lignocellulosic Biomass: Their Effectiveness in Heavy Metal Removal. *Fullerenes Nanotubes and Carbon Nanostructures*, 28(10), 769–780.
- Kazemi, F., Younesi, H., Ghoreyshi, A. A., Bahramifar, N., Heidari, A. (2016). Thiol-incorporated Activated Carbon Derived from Fir Wood Sawdust as an efficient Adsorbent for the Removal of Mercury Ion: Batch and Fixed-Bed Column Studies. *Process Safety and Environmental Protection*, 100, 22–35.
- Khandegar, V., Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the Treatment of Textile Industry Effluent - A Review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949–963.
- Khosravanipour Mostafazadeh, A., Benguit, A. T., Carabin, A., Drogui, P., Brien, E. (2019). Development of Combined Membrane Filtration, Electrochemical Technologies, and Adsorption Processes for Treatment and Reuse of Laundry Wastewater and Removal of Nonylphenol Ethoxylates as Surfactants. *Journal of*

Water Process Engineering, 28, 277–292.

- Khuri, A. I., Mukhopadhyay, S. (2010). Response Surface Methodology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 2(2), 128–149.
- Kim, B., Koncar, V., Devaux, E. (2004). Electrical Properties of Conductive Polymers: Pet-Nanocomposites' Fibres. *Autex Research Journal*, 4.
- Koby, M., Soltani, R. D. C., Omwene, P. I., Khataee, A. (2020). A Review on Decontamination of Arsenic-Contained Water by Electrocoagulation: Reactor Configurations and Operating Cost along with Removal Mechanisms. *Environmental Technology and Innovation*, 17, 100519.
- Koby, M., Ulu, F., Gebologlu, U., Demirbas, E., Oncel, M. S. (2011). Treatment of Potable Water Containing Low Concentration of Arsenic with Electrocoagulation: Different Connection Modes and Fe–Al Electrodes. *Separation and Purification Technology*, 77(3), 283–293.
- Lakshmi, U. R., Srivastava, V. C., Mall, I. D., Lataye, D. H. (2009). Rice Husk Ash as an Effective Adsorbent: Evaluation of Adsorptive Characteristics for Indigo Carmine Dye. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 710–720.
- Lobo, F. L., Wang, H., Huggins, T., Rosenblum, J., Linden, K. G., Ren, Z. J. (2016). Low-Energy Hydraulic Fracturing Wastewater Treatment via AC Powered Electrocoagulation with Biochar. *Journal of Hazardous Materials*, 309, 180–184.
- Mahmoud, D. K., Salleh, M. A. M., Karim, W. A. W. A., Idris, A., Abidin, Z. Z. (2012). Batch Adsorption of Basic Dye Using Acid Treated Kenaf Fibre Char: Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic Studies. *Chemical Engineering Journal*, 181, 449–457.
- Major, G. H., Chatterjee, S., Linford, M. R. (2020). Resolving a Mathematical Inconsistency in the Ho and McKay Adsorption Equation. *Applied Surface Science*, 504, 144157.
- Malik, D. S., Jain, C. K., Yadav, A. K. (2017). Removal of Heavy Metals from Emerging Cellulosic Low-Cost Adsorbents: a Review. *Applied Water Science*, 7.
- Malmqvist, A. (2018). Definition of Restraint Components for Vehicle Occupant Safety. *Linköpings Universitet*, LIU-IEI-TEK-A12/01458-SE.
- Manouchehri, M., Kargari, A. (2017). Water Recovery from Laundry Wastewater by the Cross Flow Microfiltration Process: A Strategy for Water Recycling in Residential Buildings. *Journal of Cleaner Production*, 168, 227–238.
- Menya, E., Olupot, P. W., Storz, H., Lubwama, M., Kiros, Y. (2018). Production and Performance of Activated Carbon from Rice Husks for Removal of Natural Organic Matter From Water: A review. *Chemical Engineering Research and*

Design, 129, 271–296.

- Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S., Pittman, C. U. (2014). Organic and Inorganic Contaminants Removal from Water with Biochar, a Renewable, Low Cost and Sustainable Adsorbent - A Critical Review. *Bioresource Technology*, 160, 191–202.
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)- Science and Applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29–41.
- Mondal, S., Majumder, S. K. (2019). Journal of Environmental Chemical Engineering Honeycomb-Like Porous Activated Carbon for Efficient Copper (II) Adsorption Synthesized from Natural Source: Kinetic Study and Equilibrium Isotherm Analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103236.
- Nahil, M. A., Williams, P. T. (2012). Pore Characteristics of Activated Carbons from the Phosphoric Acid Chemical Activation of Cotton Stalks. *Biomass and Bioenergy*, 37, 142–149.
- Nandi, B. K., Patel, S. (2017). Effects of Operational Parameters on the Removal of Brilliant Green Dye from Aqueous Solutions by Electrocoagulation. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, 2961–2968.
- Nidheesh, P. V., Scaria, J., Babu, D. S., Kumar, M. S. (2021). An Overview on Combined Electrocoagulation-Degradation Processes for the Effective Treatment of Water and Wastewater. *Chemosphere*, 263, 127907.
- Nippatla, N., Philip, L. (2020). Performance Evaluation of a Novel Electrolytic Reactor with Rotating and Non Rotating Bipolar Disc Electrodes for Synthetic Textile Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(2), 103462.
- Noutsopoulos, C., Andreadakis, A., Kouris, N., Charchousi, D., Mendrinou, P., Galani, A., Mantziaras, I., Koumaki, E. (2018). Greywater Characterization and Loadings – Physicochemical Treatment to Promote Onsite Reuse. *Journal of Environmental Management*, 216, 337–346.
- Onursal., N., Dal, M.C., Kul, A.R., Y. Ö. (2020). Removal of Cu(II) Ions from Aqueous Environment Via Natural Mixed Clay, Examination of Isoterm, Kinetic and Thermodynamic Parameters. *Euroasia Journal of Mathematics, Engineering, Natural & Medical Sciences International Indexed & Refereed*, 8(19), 85–103.
- Örkün, Y., Karatepe, N., Yavuz, R. (2012). Influence of Temperature and Impregnation Ratio of H₃PO₄ on the Production of Activated Carbon from Hazelnut Shell. *Proceedings of the International Congress on Advances in Applied Physics and Materials Science*, Antalya, 121(1), 277-280.
- Oz, N., Erol, Y., Yurtsever, M. (2019). Investigation of Deterjent Adsorption on

- Microplastics in Laboratory Conditions. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28, 818–823.
- Ozay, Y., Ünşar, E. K., Işık, Z., Yılmaz, F., Dizge, N., Perendeci, N. A., Mazmanci, M. A., Yalvac, M. (2018). Optimization of Electrocoagulation Process and Combination of Anaerobic Digestion for the Treatment of Pistachio Processing Wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 196, 42–50.
- Pakula, C., Stamminger, R. (2010). Electricity and Water Consumption for Laundry Washing by Washing Machine Worldwide. *Energy Efficiency*, 3(4), 365–382.
- Pan, F., Zhang, Z., Zhang, X., Davarpanah, A. (2020). Impact of Anionic and Cationic Surfactants Interfacial Tension on the Oil Recovery Enhancement. *Powder Technology*, 373, 93–98.
- Patel, M., Sheth, K. N., Sheth, N. (2017). A Study on Characterization & Treatment of Laundry Effluent. *International Journal for Innovative Research in Science & Technology*, 4, 50–55.
- Patel, P., Muteen, A., Mondal, P. (2020). Treatment of Greywater Using Waste Biomass Derived Activated Carbons and Integrated Sand Column. *Science of the Total Environment*, 711, 134586.
- Prahas, D., Kartika, Y., Indraswati, N., Ismadji, S. (2008). Activated Carbon from Jackfruit Peel Waste by H_3PO_4 Chemical Activation: Pore Structure and Surface Chemistry Characterization. *Chemical Engineering Journal*, 140(1–3), 32–42.
- Qanbari, R., Nouqabi, M., Zargar, G., Takassi, M. A., Moradi, S. (2017). Wettability Alteration in Enhanced oil Recovery Process Using New Amphoteric and Cationic Surfactants. *Technological Communication Biosci. Biotech. Res. Comm*, 10(4), 704–709.
- Qiu, H., Lv, L., Pan, B. C., Zhang, Q. J., Zhang, W. M., Zhang, Q. X. (2009). Critical Review in Adsorption Kinetic Models. *Journal of Zhejiang University: Science A*, 10(5), 716–724.
- Rajabzadeh, M., Aghaie, H., Bahrami, H. (2020). Thermodynamic Study of Iron (III) Removing by the Synthesized α -Alumina Powder and Evaluating the Corresponding Adsorption Isotherm Models Using Response Surface Method. *Arabian Journal of Chemistry*, 13(2), 4254–4262.
- Ramcharan, T., Bissessur, A. (2016). Analysis of Linear Alkylbenzene Sulfonate in Laundry Wastewater by HPLC-UV and UV-Vis Spectrophotometry. *Journal of Surfactants and Detergents*, 19(1), 209–218.
- Ribeiro, R. F. L., Soares, V. C., Costa, L. M., Nascentes, C. C. (2015). Production of Activated Carbon from Biodiesel Solid Residues: An Alternative for Hazardous Metal Sorption from Aqueous Solution. *Journal of Environmental Management*,

162, 123–131.

- Rodrigues, R. T., Rubio, J. (2003). New Basis for Measuring the Size Distribution of Bubbles. *Minerals Engineering*, 16(8), 757–765.
- Sahu, O., Mazumdar, B., Chaudhari, P. K. (2014). Treatment of Wastewater by Electrocoagulation: a Review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2397–2413.
- Saka, C. (2012). BET, TG-DTG, FT-IR, SEM, Iodine Number Analysis and Preparation of Activated Carbon from Acorn Shell by Chemical Activation with ZnCl_2 . *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 95, 21–24.
- Saleh, M. E., El-Refaey, A. A., Mahmoud, A. H. (2016). Effectiveness of Sunflower Seed Husk Biochar for Removing Copper Ions from Wastewater: a Comparative Study. *Soil & Water Research*, 11(1), 53–63.
- Schouten, N., van der Ham, L. G. J., Euverink, G. J. W., de Haan, A. B. (2007). Selection and Evaluation of Adsorbents for the Removal of Anionic Surfactants from Laundry Rinsing Water. *Water Research*, 41(18), 4233–4241.
- Secula, M. S., Cagnon, B., de Oliveira, T. F., Chedeville, O., Fauduet, H. (2012). Removal of Acid Dye from Aqueous Solutions by Electrocoagulation/GAC Adsorption Coupling: Kinetics and Electrical Operating Costs. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(5), 767–775.
- Seltman, H. J. (2018). *Experimental Design and Analysis, Chapter 1-17*.
- Shamsuddin, M. S., Yusoff, N. R. N., Sulaiman, M. A. (2016). Synthesis and Characterization of Activated Carbon Produced from Kenaf Core Fiber Using H_3PO_4 Activation. *Procedia Chemistry*, 19, 558–565.
- Sher, F., Iqbal, S. Z., Rasheed, T., Hanif, K., Sulejmanović, J., Zafar, F., Lima, E. C. (2021). Coupling of Electrocoagulation and Powder Activated Carbon for the Treatment of Sustainable Wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–12.
- Singh, S., Singh, S., Lo, S. L., Kumar, N. (2016). Electrochemical Treatment of Ayurveda Pharmaceuticals Wastewater: Optimization and Characterization of Sludge Residue. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 67, 385–396.
- Sricharoenchaikul, V., Pechyen, C., Aht-Ong, D., Atong, D. (2008). Preparation and Characterization of Activated Carbon from the Pyrolysis of Physic Nut (*Jatropha curcas* L.) Waste. *Energy and Fuels*, 22(1), 31–37.
- Sun, Y., Li, H., Li, G., Gao, B., Yue, Q., Li, X. (2016). Characterization and Ciprofloxacin Adsorption Properties of Activated Carbons Prepared from Biomass

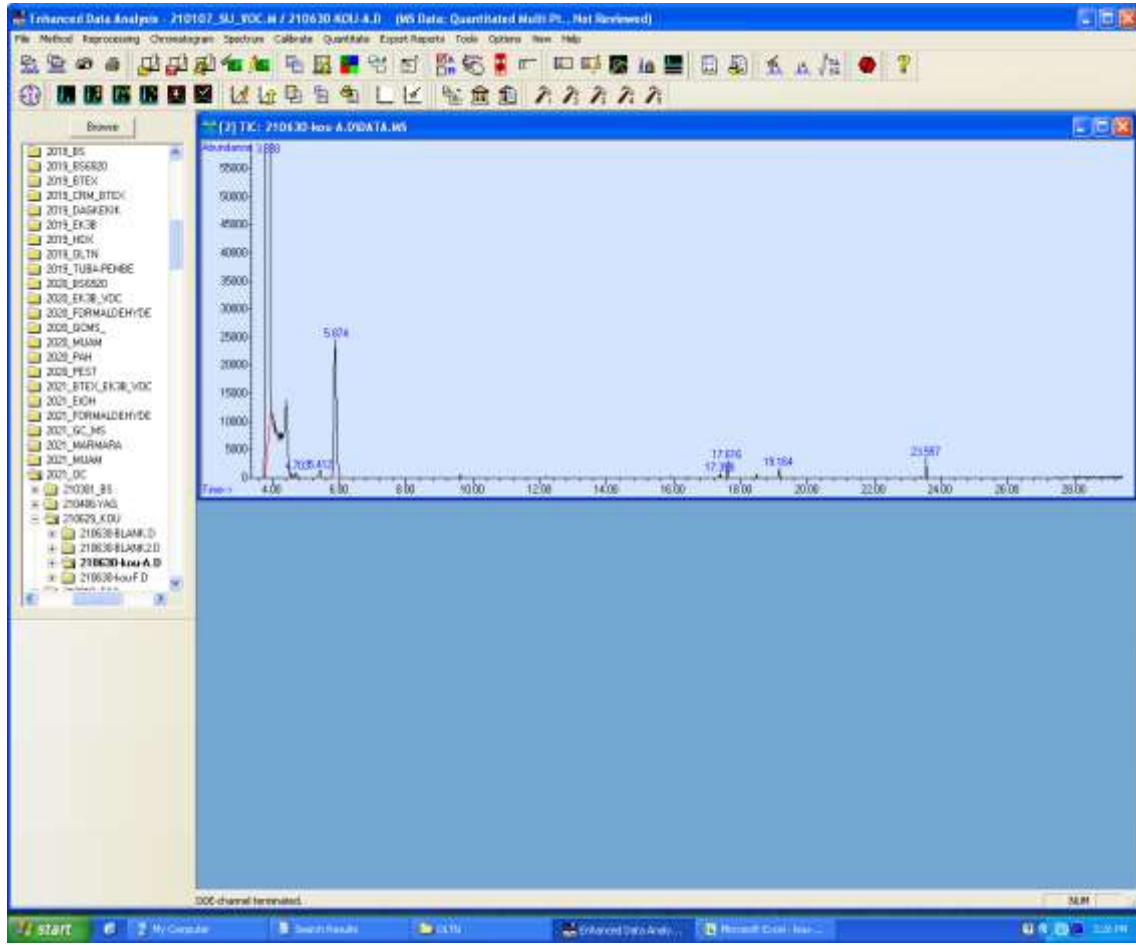
- Wastes by H_3PO_4 Activation. *Bioresource Technology*, 217, 239–244.
- Syam Babu, D., Anantha Singh, T. S., Nidheesh, P. V., Suresh Kumar, M. (2020). Industrial Wastewater Treatment by Electrocoagulation Process. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 55(17), 3195–3227.
- Tak, B. Yul, Tak, B. Sik, Kim, Y. Ju, Park, Y. Jin, Yoon, Y. Hun, Min, G. Ho. (2015). Optimization of Color and COD Removal from Livestock Wastewater by Electrocoagulation Process: Application of Box-Behnken Design (BBD). *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 28, 307–315.
- Tan, K. L., Hameed, B. H. (2017). Insight into the Adsorption Kinetics Models for the Removal of Contaminants from Aqueous Solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 74, 25–48.
- Tavlieva, M. P., Genieva, S. D., Georgieva, V. G., Vlaev, L. T. (2015). Thermodynamics and Kinetics of the Removal of Manganese(II) Ions from Aqueous Solutions by White Rice Husk Ash. *Journal of Molecular Liquids*, 211, 938–947.
- Teh, X. Y., Poh, P. E., Gouwanda, D., Chong, M. N. (2015). Decentralized Light Greywater Treatment Using Aerobic Digestion and Hydrogen Peroxide Disinfection for Non-Potable Reuse. *Journal of Cleaner Production*, 99, 305–311.
- Tezcan Un, U., Koparal, A. S., Bakir Ogutveren, U. (2013). Fluoride Removal from Water and Wastewater with a Batch Cylindrical Electrode Using Electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 223, 110–115.
- Titchou, F. E., Zazou, H., Afanga, H., El Gaayda, J., Akbour, R. A., Hamdani, M. (2021). Removal of Persistent Organic Pollutants (POPs) from Water and Wastewater by Adsorption and Electrocoagulation Process. *Groundwater for Sustainable Development*, 100575.
- Tripathi, S. K., Tyagi, R., Barun, Nandi, K., Nandi, B. K. (2013). Removal of Residual Surfactants from Laundry Wastewater: A Review. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 34(11), 1526–1534.
- Tsoncheva, T., Mileva, A., Tsyntsarski, B., Paneva, D., Spassova, I., Kovacheva, D., Velinov, N., Karashanova, D., Georgieva, B., Petrov, N. (2018). Activated Carbon from Bulgarian Peach Stones as a Support of Catalysts for Methanol Decomposition. *Biomass and Bioenergy*, 109, 135–146.
- Turkay, O., Barişçi, S., Sillanpää, M. (2017). E-Peroxone Process for the Treatment of Laundry Wastewater: A Case Study. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(5), 4282–4290.
- Uçar, S., Erdem, M., Tay, T., Karagöz, S. (2009). Preparation and Characterization of Activated Carbon Produced from Pomegranate Seeds by ZnCl_2 Activation. *Applied Surface Science*, 255(21), 8890–8896.

- Veli, S., Alyüz, B. (2007). Adsorption of Copper and Zinc from Aqueous Solutions by Using Natural Clay. *Journal of Hazardous Materials*, 149(1), 226–233.
- Veli, S., Özbay, B., Özbay, İ., Arslan, A., Çebi, E. (2018). Elektrokoagülasyon Prosesi İle Gıda Endüstrisi Atıksuyunun Arıtımında Optimum Koşulların Belirlenmesi. *Süleyman Demirel University Journal of Natural and Applied Sciences*, 22(2), 932–936.
- Vivek Narayanan, N., Ganesan, M. (2009). Use of Adsorption Using Granular Activated Carbon (GAC) for the Enhancement of Removal of Chromium from Synthetic Wastewater by Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 161(1), 575–580.
- Vu, T. P., Vogel, A., Kern, F., Platz, S., Menzel, U., Gadow, R. (2014). Characteristics of an Electrocoagulation-Electroflotation Process in Separating Powdered Activated Carbon from Urban Wastewater Effluent. *Separation and Purification Technology*, 134, 196–203.
- Wang, C. T., Chou, W. L., Kuo, Y. M. (2009). Removal of COD from Laundry Wastewater by Electrocoagulation/Electroflotation. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 81–86.
- Weber, W. J., Morris, J. C. (1963). Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 89(2), 31–59.
- Xing, X., Jiang, W., Li, S., Zhang, X., Wang, W. (2019). Preparation and Analysis of Straw Activated Carbon Synergetic Catalyzed by $\text{ZnCl}_2\text{-H}_3\text{PO}_4$ through Hydrothermal Carbonization Combined with Ultrasonic Assisted Immersion Pyrolysis. *Waste Management*, 89, 64–72.
- Xu, J., Chen, L., Qu, H., Jiao, Y., Xie, J., Xing, G. (2014). Preparation and Characterization of Activated Carbon from Reedy Grass Leaves by Chemical Activation with H_3PO_4 . *Applied Surface Science*, 320, 674–680.
- Yahya, M. A., Al-Qodah, Z., Ngah, C. W. Z. (2015). Agricultural Bio-Waste Materials as Potential Sustainable Precursors Used for Activated Carbon Production: A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 46, 218–235.
- Yang, T., Lua, A. C. (2003). Characteristics of Activated Carbons Prepared from Pistachio-Nut Shells by Physical Activation. *Journal of Colloid and Interface Science*, 267(2), 408–417.
- Yavuz, Y., Ögütveren, B. (2018). Treatment of Industrial Estate Wastewater by the Application of Electrocoagulation Process Using Iron Electrodes. *Journal of Environmental Management*, 207, 151–158.
- Yildiz, S. (2017). Kinetic and Isotherm Analysis of Cu (II) Adsorption onto Almond Shell (*Prunus Dulcis*). *Ecological Chemistry and Engineering S*, 24(1), 87–106.

- Yin, D., Tian, S., Zhang, N., Wang, Q., Sun, X., Liu, M., Zhang, S., Tan, B. (2021). Synergistic Effect of LABSA/JFCE Combined Surfactant System on the Removal of Particles on Copper Wafer Surface. *Materials Chemistry and Physics*, 257, 123841.
- Ying, G. G. (2006). Fate, Behavior and Effects of Surfactants and Their Degradation Products in the Environment. *Environment International*, 32(3), 417–431.
- Yue, L., Xia, Q., Wang, L., Wang, L., DaCosta, H., Yang, J., Hu, X. (2018). CO₂ Adsorption at Nitrogen-Doped Carbons Prepared by K₂CO₃ Activation of Urea-Modified Coconut Shell. *Journal of Colloid and Interface Science*, 511, 259–267.
- Zaied, B. K., Rashid, M., Nasrullah, M., Zularisam, A. W., Pant, D., Singh, L. (2020). A Comprehensive Review on Contaminants Removal from Pharmaceutical Wastewater by Electrocoagulation Process. *Science of the Total Environment*, 726, 138095.
- Zbair, M., Anfar, Z., Ait Ahsaine, H., El Alem, N., Ezahri, M. (2018). Acridine Orange Adsorption by Zinc Oxide/Almond Shell Activated Carbon Composite: Operational Factors, Mechanism and Performance Optimization Using Central Composite Design and Surface Modeling. *Journal of Environmental Management*, 206, 383–397.
- Zhang, Y., Pan, B. (2014). Modeling Batch and Column Phosphate Removal by Hydrated Ferric Oxide-Based Nanocomposite Using Response Surface Methodology and Artificial Neural Network. *Chemical Engineering Journal*, 249, 111–120.
- Zheng, X., Lin, H., Tao, Y., Zhang, H. (2018). Selective Adsorption of Phenanthrene Dissolved in Tween 80 Solution Using Activated Carbon Derived from Walnut Shells. *Chemosphere*, 208, 951–959.
- Zhu, M., Yin, X., Liu, Q., Feng, Z. (2020). Optimization and Modelling Using the Response Surface Methodology for Methylene Blue Removal by electrocoagulation/Hazelnut Shell Adsorption Coupling in a Batch System. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29(3), 2493–2502.



EK-A



Şekil A.1. Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu oluşturulan kromatogramlar

Tablo A.1. Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

Data file Name :C:\msdchem\1\data\2021_OC\210629_KOU\210630-kou-A.D													
Acquired date :30 Jun 2021 15:39													
Method Name :C:\msdchem\1\methods\210107_SU_VOC.M													
Sample Name :													
Library #1 :C:\Database\NIST98.L													
Library #2 :C:\Database\wiley7n.l													
Library #3 :													
Compound number (#)	RT (min)	Scan number (#)	Area (Ab*s)	Baseline Heighth (Ab)	Absolute Heighth (Ab)	Peak Width 50% (min)	Hit Number	Hit Name	Quality	Mol Weight (amu)	CAS Number	Library	Entry Number Library
1	3,84	79	3677740	654179	659523	0,19	1	7-Chloroquinoxalino[2,3-b]cholestane	15	506,343	1000210-42-1	C:\Database\NIST98.L	89914
							2	Pregnane-11,20-dione, 3,17,21-trihydroxy-, mono(O-methyloxime), bis(trimethylsilyl) ether, (3.alpha.,5.beta.)-	11	537,331	072088-35-8	C:\Database\NIST98.L	26127
							3	Cholest-2-eno[2,3-b]quinoxaline, 7'-chloro-	11	506,343	1000210-42-2	C:\Database\NIST98.L	89915
							4	6-Methoxy-4-methyl-8-[1-methyl-4-phthalimidobutylamino]-5-	10	631,191	1000212-67-1	C:\Database\NIST98.L	106389
							5	Benzoic acid, 4-phenoxy-3-(pyrrolidin-1-yl)-5-[[[(trimethylsilyl)amino]sulfonyl]-, trimethylsilyl ester	10	506,173	1000074-68-7	C:\Database\NIST98.L	27951
							6	2,8-Diazonia-3,7-diborata-4-thianon-5-ene, 2,8-dimethyl-3,3,7,7-tetrakis(trifluoromethyl)-5-ethylthio-	10	506,106	1000162-18-6	C:\Database\NIST98.L	40903
							7	2-Pentatriacontanone	10	506,543	077327-17-4	C:\Database\NIST98.L	19601
							8	6-Chloroquinoxalino[2,3-b]cholestane	9	506,343	1000210-42-0	C:\Database\NIST98.L	107159
							9	5,7:21,23-Diethenodiindeno[2,1-p:1',2'-q][1,4,7,10,13]pentaoxacycloeicosin, 9,10,12,13,15,16,18,19-octahydro-, (s)-	9	506,209	070657-74-8	C:\Database\NIST98.L	107158
							10	Cobalt, [(1,2,3,4,5-.eta.)-bicyclo[3.2.0]hepta-2,4-dien-1-yl][1,1',1'',1'''-(.eta.4-1,3-cyclobutadiene-1,2,3,4-tetrayl)tetrakis[benzene]]-	9	506,144	128632-33-7	C:\Database\NIST98.L	107156
							11	Acetic acid, 2,2'-[1,2-phenylenebis(oxv)]bis-, didecyl ester	9	506,361	140236-95-9	C:\Database\NIST98.L	5731

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							12	Bis(.mu.-propynyl)-bis(cyclopentadienyl)zirconium-bis(t-butylcyclopentadienyl)zirconium	9	630,138	1000154-45-0	C:\Database\NIST98.L	102205
							13	3-(7,8,12,13,17,18-Hexaethyl-3-methyl-22,24-dihydro-porphin-2-yl)-propionitrile	9	545,352	1000188-65-2	C:\Database\NIST98.L	107404
							14	4,7,10-Triazabicyclo[12.3.1]octadeca-1(18),2,14,16-tetraene-5,8,11-trione, 12-(dimethylamino)-15-methoxy-9-(1-methylpropyl)-6-(phenylmethyl)-	9	506,289	038840-25-4	C:\Database\NIST98.L	107161
							15	Pregnane-11,20-dione, 17-hydroxy-3,21-bis(trimethylsilyl)oxyl-, 20-(O-methyloxime), (3.alpha.,5.beta.)-	9	537,331	075113-26-7	C:\Database\NIST98.L	101657
							16	Cholest-2-eno[2,3-b]quinoxaline, 6'-chloro-	7	506,343	1000210-42-3	C:\Database\NIST98.L	89916
							17	Rhodium, (2-ferrocenoylnorbornadiene)acetylacetonato-	7	506,005	1000102-52-5	C:\Database\NIST98.L	107157
							18	Butanedioic acid, mono(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-henicosafuorododecyl) ester	7	664,017	125111-33-3	C:\Database\NIST98.L	44232
							19	2,3,7,8,12,13,17,18-Octapropyl-21H,23H-porphine	6	646,497	1000216-42-4	C:\Database\NIST98.L	107717
							20	Tetracarbonyl(tripropylbismuthine)iron	5	506,059	090188-73-1	C:\Database\NIST98.L	10023
2	4,706	170	3841	1005	1005	0,114	1	1,3-Butadiyne, 1,4-difluoro-	2	85,997	064788-23-4	C:\Database\NIST98.L	34645
							2	Thiophene	2	84,003	000110-02-1	C:\Database\NIST98.L	116585
							3	Dicyandiamide	2	84,044	000461-58-5	C:\Database\NIST98.L	33614
							4	2-Methyl[1,3,4]oxadiazole	2	84,032	003451-51-2	C:\Database\NIST98.L	33601
							5	2,3,4,5-Tetrahydropyridazine	2	84,069	000694-06-4	C:\Database\NIST98.L	33489
							6	Dicyandiamide	2	84,044	000461-58-5	C:\Database\NIST98.L	116556
							7	Thiophene	2	84,003	000110-02-1	C:\Database\NIST98.L	116584
							8	2-Butenal, 3-methyl-	2	84,058	000107-86-8	C:\Database\NIST98.L	33657
	8						9	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	116542

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							10	2-Amino-oxazole	2	84,032	1000144-64-0	C:\Database\NIST98.L	33688
							11	Furan, 2,3-dihydro-4-methyl-	2	84,058	034314-83-5	C:\Database\NIST98.L	33672
							12	Imidazol, 4-fluoro-	2	86,028	030086-17-0	C:\Database\NIST98.L	34862
							13	4H-1,2,4-Triazol-4-amine	2	84,044	000584-13-4	C:\Database\NIST98.L	33490
							14	Thiophene	2	84,003	000110-02-1	C:\Database\NIST98.L	33732
							15	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	116541
							16	Krypton	2	83,912	007439-90-9	C:\Database\NIST98.L	33829
							17	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	209
							18	4H-1,2,4-Triazol-4-amine	2	84,044	000584-13-4	C:\Database\NIST98.L	107976
							19	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	116543
							20	2-Butenal, 3-methyl-	2	84,058	000107-86-8	C:\Database\NIST98.L	116598
3	5,41	244	6086	1284	1284	0,152	1	Methane, isocyanato-	4	57,021	000624-83-9	C:\Database\NIST98.L	16800
							2	Methane, isocyanato-	4	57,021	000624-83-9	C:\Database\NIST98.L	112004
							3	Azetidine	3	57,058	000503-29-7	C:\Database\NIST98.L	107950
							4	Azetidine	3	57,058	000503-29-7	C:\Database\NIST98.L	112
							5	2-Propenal	2	56,026	000107-02-8	C:\Database\NIST98.L	64
							6	2-Propenal	2	56,026	000107-02-8	C:\Database\NIST98.L	107925
							7	2-Butene	2	56,063	000107-01-7	C:\Database\NIST98.L	2188
							8	2-Butene, (E)-	2	56,063	000624-64-6	C:\Database\NIST98.L	2187
							9	2-Butene, (E)-	2	56,063	000624-64-6	C:\Database\NIST98.L	108665
							10	Cyclobutane	2	56,063	000287-23-0	C:\Database\NIST98.L	1471

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							11	Cyclobutane	2	56,063	000287-23-0	C:\Database \NIST98.L	107955
							12	2-Butene, (E)-	2	56,063	000624-64-6	C:\Database \NIST98.L	108664
							13	1-Propene, 2-methyl-	2	56,063	000115-11-7	C:\Database \NIST98.L	108668
							14	2-Propenal	2	56,026	000107-02-8	C:\Database \NIST98.L	107924
							15	1-Propene, 2-methyl-	2	56,063	000115-11-7	C:\Database \NIST98.L	108463
							16	1-Butene	2	56,063	000106-98-9	C:\Database \NIST98.L	108671
							17	1-Propene, 2-methyl-	2	56,063	000115-11-7	C:\Database \NIST98.L	108669
							18	2-Butene, (Z)-	2	56,063	000590-18-1	C:\Database \NIST98.L	2189
							19	2-Butene	2	56,063	000107-01-7	C:\Database \NIST98.L	108666
							20	1-Butene	2	56,063	000106-98-9	C:\Database \NIST98.L	108673
4	5,876	293	128547	24575	24575	0,257	1	Chloroform	90	117,914	000067-66-3	C:\Database \NIST98.L	116498
							2	Chloroform	90	117,914	000067-66-3	C:\Database \NIST98.L	33238
							3	Chloroform	90	117,914	000067-66-3	C:\Database \NIST98.L	116499
							4	Methane, oxybis[dichloro-	64	181,886	020524-86-1	C:\Database \NIST98.L	33237
							5	Ethane, 1,2,2-trichloro-1,1-difluoro-	4	167,911	000354-21-2	C:\Database \NIST98.L	33245
							6	Acetyl chloride, dichloro-	4	145,909	000079-36-7	C:\Database \NIST98.L	116502
							7	Cyclopropane, 1-chloro-1,2,2-trimethyl-	3	118,055	021181-46-4	C:\Database \NIST98.L	32722
							8	Phosphoramidous difluoride	2	84,989	025757-74-8	C:\Database \NIST98.L	34371
							9	2-Pyrrolidinone	2	85,053	000616-45-5	C:\Database \NIST98.L	116669
							10	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database \NIST98.L	116710
							11	Acetic acid, dichloro-	2	127,943	000079-43-6	C:\Database \NIST98.L	111035

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							12	2-Pyrrolidinone	2	85,053	000616-45-5	C:\Database \NIST98.L	116666
							13	Methacrylamide	2	85,053	000079-39-0	C:\Database \NIST98.L	34104
							14	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database \NIST98.L	116712
							15	2-Pyrrolidinone	2	85,053	000616-45-5	C:\Database \NIST98.L	34146
							16	Acetic acid, dichloro-	2	127,943	000079-43-6	C:\Database \NIST98.L	12316
							17	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database \NIST98.L	116708
							18	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database \NIST98.L	34332
							19	Isothiazole	2	84,999	000288-16-4	C:\Database \NIST98.L	34333
							20	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database \NIST98.L	116711
5	17,39 6	1199	2111	701	701	0,136	1	Methane, isocyanato-	1	57,021	000624-83-9	C:\Database \NIST98.L	112004
							2	Methane, isocyanato-	1	57,021	000624-83-9	C:\Database \NIST98.L	16800
							3	Azetidine	1	57,058	000503-29-7	C:\Database \NIST98.L	107950
							4	Aziridine, 2-methyl-	1	57,058	000075-55-8	C:\Database \NIST98.L	176
							5	Azetidine	1	57,058	000503-29-7	C:\Database \NIST98.L	112
							6	Aziridine, 2-methyl-	1	57,058	000075-55-8	C:\Database \NIST98.L	107965
							7	Ethanamine, N-methylene-	1	57,058	043729-97-1	C:\Database \NIST98.L	3467
							8	2-Propen-1-amine	1	57,058	000107-11-9	C:\Database \NIST98.L	108221
							9	2-Propen-1-amine	1	57,058	000107-11-9	C:\Database \NIST98.L	108220
							10	2-Propen-1-amine	1	57,058	000107-11-9	C:\Database \NIST98.L	807
							11	Aziridine, 1-methyl-	1	57,058	001072-44-2	C:\Database \NIST98.L	108969
							12	Cyclopropylamine	1	57,058	000765-30-0	C:\Database \NIST98.L	14936

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							13	Acetonitrile, hydroxy-	1	57,021	000107-16-4	C:\Database \NIST98.L	353
							14	Acetic acid, [(1,1-dimethylethyl)thio]-	1	148,056	024310-22-3	C:\Database \NIST98.L	15848
							15	1,5-Hexadien-3-ol	1	98,073	000924-41-4	C:\Database \NIST98.L	112029
							16	1,5-Hexadien-3-ol	1	98,073	000924-41-4	C:\Database \NIST98.L	15611
							17	Propanoic acid, anhydride	1	130,063	000123-62-6	C:\Database \NIST98.L	112019
							18	Propane, 2-methyl-1-nitro-	1	103,063	000625-74-1	C:\Database \NIST98.L	2237
							19	Propanoyl chloride	1	92,003	000079-03-8	C:\Database \NIST98.L	472
							20	Butanoic acid, 2-oxo-	1	102,032	000600-18-0	C:\Database \NIST98.L	466
6	17,62 3	1214	4623	2942	2942	0,076	1	Eucalyptol	87	154,136	000470-82-6	C:\Database \NIST98.L	110019
							2	Eucalyptol	64	154,136	000470-82-6	C:\Database \NIST98.L	6818
							3	3-Hepten-2-ol, (E)-	10	114,104	067077-39-8	C:\Database \NIST98.L	31766
							4	Linaloyl oxide	10	154,136	1000144-20-1	C:\Database \NIST98.L	24577
							5	Cyclohexene, 1-methyl-	10	96,094	000591-49-1	C:\Database \NIST98.L	31675
							6	Cyclohexene, 1-methyl-	9	96,094	000591-49-1	C:\Database \NIST98.L	116033
							7	1-Cyclopentene-1-methanol, .alpha.,.alpha.,4,5-tetramethyl-, trans-	9	154,136	056666-69-4	C:\Database \NIST98.L	6788
							8	Ketone, 2,2-dimethylcyclohexyl methyl	9	154,136	017983-26-5	C:\Database \NIST98.L	114196
							9	2-Isopropyl-5-methylhex-2-enal	9	154,136	035158-25-9	C:\Database \NIST98.L	109319
							10	Cyclohexane, methylene-	9	96,094	001192-37-6	C:\Database \NIST98.L	31677
							11	1-Cyclopentene-1-methanol, .alpha.,.alpha.,4,5-tetramethyl-, cis-	9	154,136	056666-68-3	C:\Database \NIST98.L	6787
							12	Cyclohexene, 1-methyl-	9	96,094	000591-49-1	C:\Database \NIST98.L	116123
							13	Rolziracetam	9	139,063	018356-28-0	C:\Database \NIST98.L	33955

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							14	Bicyclo[4.1.0]heptan-2-ol, 3,7,7-trimethyl-, (1.alpha.,2.alpha.,3.beta.,6.alpha.)-	9	154,136	090026-62-3	C:\Database\NIST98.L	4555
							15	Cyclohexane, methylene-	9	96,094	001192-37-6	C:\Database\NIST98.L	113844
							16	2,4-Hexadienal, (E,E)-	9	96,058	000142-83-6	C:\Database\NIST98.L	116027
							17	Cyclohexene, 4-methyl-	9	96,094	000591-47-9	C:\Database\NIST98.L	116092
							18	Cyclohexene, 1-methyl-	9	96,094	000591-49-1	C:\Database\NIST98.L	116124
							19	2-Penten-4-yn-1-ol, 3-methyl-, (E)-	9	96,058	006153-06-6	C:\Database\NIST98.L	31923
							20	Cyclohexene, 1-methyl-	9	96,094	000591-49-1	C:\Database\NIST98.L	116137
7	19,16 7	1323	3355	1737	1737	0,073	1	Cyanamide, dimethyl-	4	70,053	001467-79-4	C:\Database\NIST98.L	22969
							2	1-Pentene	4	70,078	000109-67-1	C:\Database\NIST98.L	109031
							3	1-Pentene	3	70,078	000109-67-1	C:\Database\NIST98.L	109032
							4	1-Pentene	3	70,078	000109-67-1	C:\Database\NIST98.L	3426
							5	1-Pentene	3	70,078	000109-67-1	C:\Database\NIST98.L	109030
							6	Cyclopropane, ethyl-	3	70,078	001191-96-4	C:\Database\NIST98.L	3424
							7	Cyclopropane, ethyl-	3	70,078	001191-96-4	C:\Database\NIST98.L	109028
							8	Cyclopentane	3	70,078	000287-92-3	C:\Database\NIST98.L	109034
							9	Oxirane, ethenyl-	3	70,042	000930-22-3	C:\Database\NIST98.L	108384
							10	Cyclobutane, methyl-	3	70,078	000598-61-8	C:\Database\NIST98.L	3261
							11	1-Propanamine, 2-methyl-	3	73,089	000078-81-9	C:\Database\NIST98.L	108245
							12	Cyclobutane, methyl-	3	70,078	000598-61-8	C:\Database\NIST98.L	108997
							13	1-Propanamine, 2-methyl-	3	73,089	000078-81-9	C:\Database\NIST98.L	677
							14	Cyclobutane, methyl-	3	70,078	000598-61-8	C:\Database\NIST98.L	108996

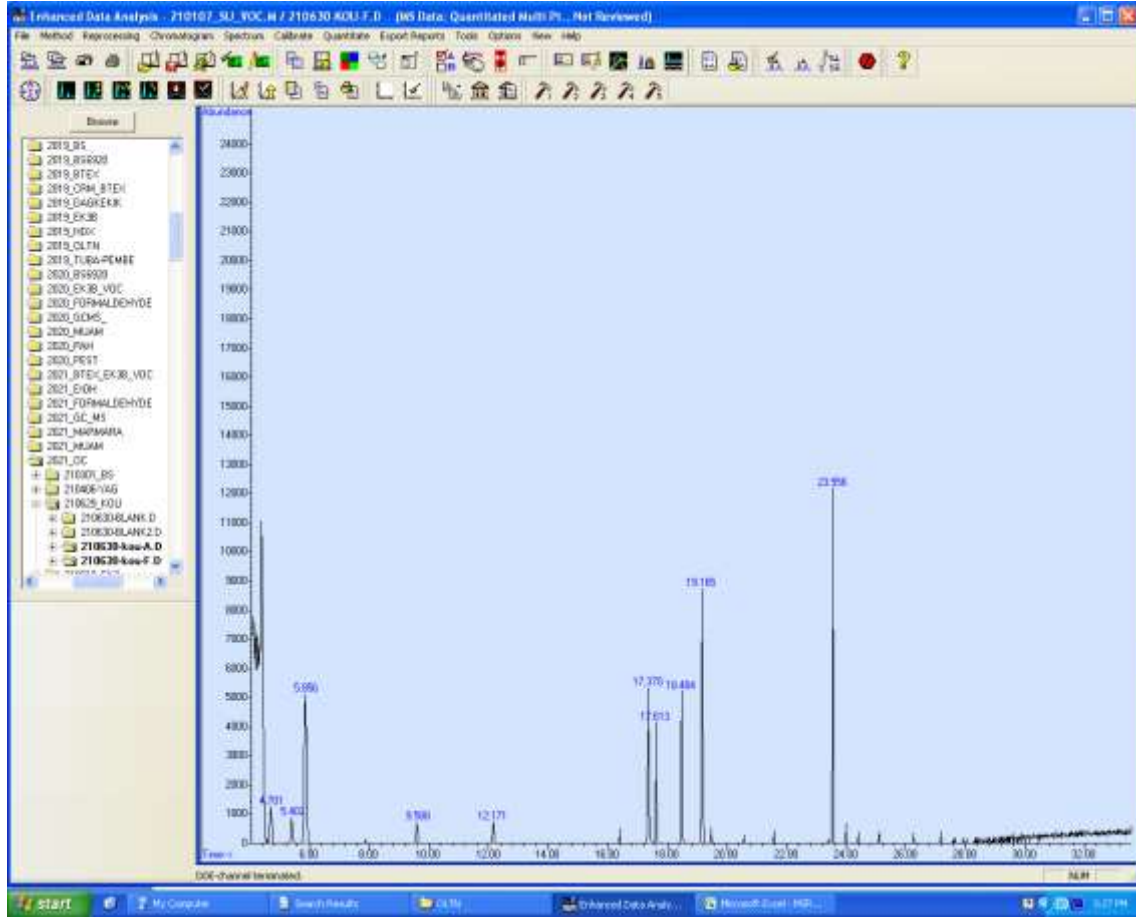
Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							15	2-Methylthiolane, S,S-dioxide	2	134,04	001003-46-9	C:\Database\NIST98.L	22799
							16	2-Butanamine	2	73,089	013952-84-6	C:\Database\NIST98.L	110572
							17	Vinyl Ether	2	70,042	000109-93-3	C:\Database\NIST98.L	109823
							18	Furan, 2,5-dihydro-	2	70,042	001708-29-8	C:\Database\NIST98.L	108475
							19	2,3-Dihydrofuran	2	70,042	001191-99-7	C:\Database\NIST98.L	108476
							20	(Z)-1,3-Butadienol	2	70,042	070415-58-6	C:\Database\NIST98.L	2636
8	23,559	1865	4794	3559	3559	0,057	1	4-Methyl-1,4-heptadiene	12	110,11	013857-55-1	C:\Database\NIST98.L	2394
							2	2,7-Octadiene, 4-methyl-	9	124,125	1000061-78-0	C:\Database\NIST98.L	2064
							3	Cyclohexanol, 2-(1,1-dimethylethyl)-	9	156,151	013491-79-7	C:\Database\NIST98.L	112631
							4	Oxirane, 5-hexenyl-	9	126,104	019600-63-6	C:\Database\NIST98.L	2367
							5	2-Octyn-1-ol	9	126,104	020739-58-6	C:\Database\NIST98.L	108633
							6	1-Pentanol, 5-(methylenecyclopropyl)-	9	140,12	1000157-89-1	C:\Database\NIST98.L	2720
							7	6-Hepten-2-ol, 4-methylene-	9	126,104	042201-30-9	C:\Database\NIST98.L	113769
							8	1,4-Pentadiene, 2,3,3-trimethyl-	9	110,11	000756-02-5	C:\Database\NIST98.L	40970
							9	Cyclohexanol, 2-(1,1-dimethylethyl)-	9	156,151	013491-79-7	C:\Database\NIST98.L	17239
							10	2-Octyn-1-ol	9	126,104	020739-58-6	C:\Database\NIST98.L	108575
							11	1,4-Hexadiene	5	82,078	000592-45-0	C:\Database\NIST98.L	113870
							12	9-Azadispiro[3.0.3]nonane	5	123,105	1000198-04-0	C:\Database\NIST98.L	41363
							13	Cyclopropane, 1,1-dimethyl-2-methylene-	5	82,078	004372-94-5	C:\Database\NIST98.L	21057
							14	trans-1,4-Hexadiene	5	82,078	007319-00-8	C:\Database\NIST98.L	21004
							15	1,4-Hexadiene, (Z)-	5	82,078	007318-67-4	C:\Database\NIST98.L	20999

Tablo A.1. (Devam) Ardışık sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							16	2-Hydroxypyridine	5	95,037	000142-08-5	C:\Database \NIST98.L	118139
							17	Cyclopropane, (1-methylethenyl)-	5	82,078	004663-22-3	C:\Database \NIST98.L	21051
							18	1,4-Hexadiene, (Z)-	5	82,078	007318-67-4	C:\Database \NIST98.L	113705
							19	3-Hexyne	5	82,078	000928-49-4	C:\Database \NIST98.L	113880
							20	2-Hexyne	5	82,078	000764-35-2	C:\Database \NIST98.L	21502

EK-B



Şekil B.1. Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu oluşturulan kromatogramlar

Tablo B.1. Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

Data file Name :C:\msdchem\1\data\2021_OC\210629_KOU\210630-kou-F.D													
Acquired date :30 Jun 2021 16:24													
Method Name :C:\msdchem\1\methods\210107_SU_VOC.M													
Sample Name :													
Library #1 :C:\Database\NIST98.L													
Library #2 :C:\Database\wiley7n.l													
Library #3 :													
Compound number (#)	RT (min)	Scan number (#)	Area (Ab*s)	Baseline Heigth (Ab)	Absolute Heigth (Ab)	Peak Width 50% (min)	Hit Number	Hit Name	Quality	Mol Weight (amu)	CAS Number	Library	Entry Number Library
1	3,839	79	3588990	644019	648917	0,181	1	Benzene, hexakis(1-bromoethyl)-	11	713,698	087773-60-2	C:\Database\NIST98.L	107711
							2	2,3,7,8,12,13,17,18-Tetraethyl-10-methyliminomethyl-7,8-dihydro-21H,23H-porphine nickel(II)	11	633,334	1000216-46-5	C:\Database\NIST98.L	107695
							3	6-Chloro-2,4-bis(4-n-dodecylphenylamino)-1,3,5-triazine	3	633,454	1000215-77-4	C:\Database\NIST98.L	107696
2	4,696	169	5914	1257	1257	0,152	1	1,3-Butadiyne, 1,4-difluoro-	2	85,997	064788-23-4	C:\Database\NIST98.L	34645
							2	Thiophene	2	84,003	000110-02-1	C:\Database\NIST98.L	116584
							3	2-Methyl[1,3,4]oxadiazole	2	84,032	003451-51-2	C:\Database\NIST98.L	33601
							4	Thiophene	2	84,003	000110-02-1	C:\Database\NIST98.L	116585
							5	2-Butenal, 3-methyl-	2	84,058	000107-86-8	C:\Database\NIST98.L	116598
							6	Perdeuterobenzene	2	84,085	001076-43-3	C:\Database\NIST98.L	33650
							7	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	116542
							8	Dicyandiamide	2	84,044	000461-58-5	C:\Database\NIST98.L	33614
							9	Imidazol, 4-fluoro-	2	86,028	030086-17-0	C:\Database\NIST98.L	34862
							10	2-Butenal, 3-methyl-	2	84,058	000107-86-8	C:\Database\NIST98.L	33657

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							11	4H-1,2,4-Triazol-4-amine	2	84,044	000584-13-4	C:\Database\NIST98.L	107976
							12	2,3,4,5-Tetrahydropyridazine	2	84,069	000694-06-4	C:\Database\NIST98.L	33489
							13	2-Butenal, 2-methyl-	2	84,058	001115-11-3	C:\Database\NIST98.L	116563
							14	Thiophene	2	84,003	000110-02-1	C:\Database\NIST98.L	33732
							15	2-Amino-oxazole	2	84,032	1000144-64-0	C:\Database\NIST98.L	33688
							16	Furan, 2,3-dihydro-4-methyl-	2	84,058	034314-83-5	C:\Database\NIST98.L	33672
							17	Krypton	2	83,912	007439-90-9	C:\Database\NIST98.L	33829
							18	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	209
							19	4H-1,2,4-Triazol-4-amine	2	84,044	000584-13-4	C:\Database\NIST98.L	33490
							20	3-Amino-s-triazole	2	84,044	000061-82-5	C:\Database\NIST98.L	116541
3	5,4	243	3575	874	874	0,143	1	Methane, isocyanato-	4	57,021	000624-83-9	C:\Database\NIST98.L	16800
							2	Methane, isocyanato-	4	57,021	000624-83-9	C:\Database\NIST98.L	112004
							3	Azetidine	3	57,058	000503-29-7	C:\Database\NIST98.L	107950
							4	Azetidine	3	57,058	000503-29-7	C:\Database\NIST98.L	112
							5	2-Propenal	2	56,026	000107-02-8	C:\Database\NIST98.L	64
							6	2-Propenal	2	56,026	000107-02-8	C:\Database\NIST98.L	107925
							7	2-Butene	2	56,063	000107-01-7	C:\Database\NIST98.L	2188
							8	2-Propenal	2	56,026	000107-02-8	C:\Database\NIST98.L	107924
							9	2-Butene, (E)-	2	56,063	000624-64-6	C:\Database\NIST98.L	108664
							10	2-Butene, (E)-	2	56,063	000624-64-6	C:\Database\NIST98.L	2187
							11	Cyclobutane	2	56,063	000287-23-0	C:\Database\NIST98.L	1471

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							12	Cyclobutane	2	56,063	000287-23-0	C:\Database\NIST98.L	107955
							13	2-Butene	2	56,063	000107-01-7	C:\Database\NIST98.L	108666
							14	1-Propene, 2-methyl-	2	56,063	000115-11-7	C:\Database\NIST98.L	108668
							15	2-Butene, (Z)-	2	56,063	000590-18-1	C:\Database\NIST98.L	2189
							16	1-Propene, 2-methyl-	2	56,063	000115-11-7	C:\Database\NIST98.L	108463
							17	1-Butene	2	56,063	000106-98-9	C:\Database\NIST98.L	108671
							18	1-Propene, 2-methyl-	2	56,063	000115-11-7	C:\Database\NIST98.L	108669
							19	2-Butene, (E)-	2	56,063	000624-64-6	C:\Database\NIST98.L	108665
							20	1-Butene	2	56,063	000106-98-9	C:\Database\NIST98.L	108673
4	5,857	291	26098	5101	5101	0,2	1	Chloroform	4	117,914	000067-66-3	C:\Database\NIST98.L	116498
							2	Ethane, 1,2,2-trichloro-1,1-difluoro-	4	167,911	000354-21-2	C:\Database\NIST98.L	33245
							3	Chloroform	4	117,914	000067-66-3	C:\Database\NIST98.L	33238
							4	Methane, oxybis[dichloro-	4	181,886	020524-86-1	C:\Database\NIST98.L	33237
							5	Chloroform	4	117,914	000067-66-3	C:\Database\NIST98.L	116499
							6	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database\NIST98.L	34332
							7	2-Pyrrolidinone	2	85,053	000616-45-5	C:\Database\NIST98.L	116669
							8	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database\NIST98.L	116708
							9	Acetic acid, dichloro-, methyl ester	2	141,959	000116-54-1	C:\Database\NIST98.L	113314
							10	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database\NIST98.L	116710
							11	Acetic acid, dichloro-, methyl ester	2	141,959	000116-54-1	C:\Database\NIST98.L	113130
							12	Methacrylamide	2	85,053	000079-39-0	C:\Database\NIST98.L	116670

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							13	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database\NIST98.L	116712
							14	Methacrylamide	2	85,053	000079-39-0	C:\Database\NIST98.L	34104
							15	2-Pyrrolidinone	2	85,053	000616-45-5	C:\Database\NIST98.L	34146
							16	2-Pyrrolidinone	2	85,053	000616-45-5	C:\Database\NIST98.L	116666
							17	Acetic acid, dichloro-, methyl ester	2	141,959	000116-54-1	C:\Database\NIST98.L	19713
							18	Methanamine, 1,1,1-trifluoro-	2	85,014	061165-75-1	C:\Database\NIST98.L	12235
							19	Isothiazole	2	84,999	000288-16-4	C:\Database\NIST98.L	34333
							20	Thiazole	2	84,999	000288-47-1	C:\Database\NIST98.L	116711
5	9,587	683	2417	720	720	0,121	1	1,5-Hexadien-3-yne, 2-methyl-	4	92,063	000820-54-2	C:\Database\NIST98.L	117289
							2	1,3,5-Cycloheptatriene	4	92,063	000544-25-2	C:\Database\NIST98.L	37276
							3	2,5-Norbornadiene	4	92,063	000121-46-0	C:\Database\NIST98.L	117300
							4	1,3,5-Cycloheptatriene	4	92,063	000544-25-2	C:\Database\NIST98.L	117298
							5	Tetracyclo[3.2.0.0.2,7.0.4,6]heptane	4	92,063	000278-06-8	C:\Database\NIST98.L	37348
							6	Trisilane	3	91,993	007783-26-8	C:\Database\NIST98.L	20134
							7	Acetic acid, (aminoxy)-	3	91,027	000645-88-5	C:\Database\NIST98.L	110915
							8	Ethanol, 2-(methylthio)-	2	92,03	005271-38-5	C:\Database\NIST98.L	113492
							9	Cyclobutene, 2-propenylidene-	2	92,063	052097-85-5	C:\Database\NIST98.L	37324
							10	Acetic acid, mercapto-	2	91,993	000068-11-1	C:\Database\NIST98.L	12278
							11	Ethanol, 2-(methylthio)-	2	92,03	005271-38-5	C:\Database\NIST98.L	113493
							12	1-Propanol, 3-mercapto-	2	92,03	019721-22-3	C:\Database\NIST98.L	1060
							13	Spiro[2.4]hepta-4,6-diene	2	92,063	000765-46-8	C:\Database\NIST98.L	37322

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							14	1,3,5-Cycloheptatriene	2	92,063	000544-25-2	C:\Database\NIST98.L	117284
							15	2,5-Norbornadiene	2	92,063	000121-46-0	C:\Database\NIST98.L	36938
							16	Trimethylphosphine oxide	2	92,039	000676-96-0	C:\Database\NIST98.L	29603
							17	Ethanol, 2-(methylthio)-	2	92,03	005271-38-5	C:\Database\NIST98.L	20401
							18	Spiro[3.3]hepta-1,5-diene	2	92,063	022635-78-5	C:\Database\NIST98.L	37321
							19	1,5-Heptadien-3-yne	2	92,063	003511-27-1	C:\Database\NIST98.L	1307
							20	1,6-Heptadien-3-yne	2	92,063	005150-80-1	C:\Database\NIST98.L	117280
6	12,16 9	853	1843	732	732	0,091	1	1-Butaneboronic acid	3	102,085	1000131-81-4	C:\Database\NIST98.L	11808
							2	Dihydro-3-(2H)-thiophenone	2	102,014	001003-04-9	C:\Database\NIST98.L	110997
							3	3-Methyl-2-butene-1-thiol	2	102,05	005287-45-6	C:\Database\NIST98.L	2605
							4	S-Methyl 2-propenethioate	2	102,014	005883-16-9	C:\Database\NIST98.L	12862
							5	N-Aminomorpholine	2	102,079	004319-49-7	C:\Database\NIST98.L	11116
							6	Cyclopentanethiol	2	102,05	001679-07-8	C:\Database\NIST98.L	108780
							7	1-(Methylthio)-2-butene	2	102,05	032931-14-9	C:\Database\NIST98.L	12899
							8	2-Methyl-3-butene-1-thiol	2	102,05	1000099-45-8	C:\Database\NIST98.L	14615
							9	Propan-1,2-dione dioxime	2	102,043	1000143-26-5	C:\Database\NIST98.L	1630
							10	1-Propanamine, N-methyl-N-nitroso-	2	102,079	000924-46-9	C:\Database\NIST98.L	3351
							11	1-Propanamine, N-methyl-N-nitroso-	2	102,079	000924-46-9	C:\Database\NIST98.L	109010
							12	Propanoic acid, 2-oxo-, methyl ester	2	102,032	000600-22-6	C:\Database\NIST98.L	110203
							13	Urea, trimethyl-	1	102,079	000632-14-4	C:\Database\NIST98.L	10653
							14	Propanoic acid, ethyl ester	1	102,068	000105-37-3	C:\Database\NIST98.L	467

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							15	Butyric acid hydrazide	1	102,079	003538-65-6	C:\Database\NIST98.L	1156
							16	Propanoic acid, 2-oxo-, methyl ester	1	102,032	000600-22-6	C:\Database\NIST98.L	3880
							17	Propanoic acid, 2-methyl-, methyl ester	1	102,068	000547-63-7	C:\Database\NIST98.L	109871
							18	Urea, propyl-	1	102,079	000627-06-5	C:\Database\NIST98.L	858
							19	Di-n-propyl ether	1	102,104	000111-43-3	C:\Database\NIST98.L	109975
							20	Di-n-propyl ether	1	102,104	000111-43-3	C:\Database\NIST98.L	3900
7	17,36 6	1197	14004	5327	5327	0,166	1	1-Hexanol, 2-ethyl-	78	130,136	000104-76-7	C:\Database\NIST98.L	15889
							2	1-Hexanol, 2-ethyl-	64	130,136	000104-76-7	C:\Database\NIST98.L	112165
							3	1-Hexanol, 2-ethyl-	50	130,136	000104-76-7	C:\Database\NIST98.L	112146
							4	1-Nonanol	37	144,151	000143-08-8	C:\Database\NIST98.L	108592
							5	1,11-Undecanediol	36	188,178	000765-04-8	C:\Database\NIST98.L	111136
							6	2-Undecanethiol, 2-methyl-	36	202,176	010059-13-9	C:\Database\NIST98.L	1468
							7	2-Heptenal, (E)-	36	112,089	018829-55-5	C:\Database\NIST98.L	1450
							8	1-Hexene, 4-methyl-	12	98,11	003769-23-1	C:\Database\NIST98.L	108712
							9	2-Ethyl-3-vinyloxirane	9	98,073	034485-78-4	C:\Database\NIST98.L	2235
							10	Cyclopropane, 1-ethyl-2-methyl-, cis-	9	84,094	019781-68-1	C:\Database\NIST98.L	1933
							11	1-Heptene	9	98,11	000592-76-7	C:\Database\NIST98.L	108686
							12	2-Heptene	9	98,11	000592-77-8	C:\Database\NIST98.L	108605
							13	1-Hexene, 4-methyl-	9	98,11	003769-23-1	C:\Database\NIST98.L	2259
							14	1-Hexene, 4-methyl-	9	98,11	003769-23-1	C:\Database\NIST98.L	112183
							15	2-Heptene	9	98,11	000592-77-8	C:\Database\NIST98.L	108687

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							16	1-Fluorooctane	9	132,131	000463-11-6	C:\Database\NIST98.L	4328
							17	Cyclobutanone, 3-ethyl-	7	98,073	056335-73-0	C:\Database\NIST98.L	2214
							18	2-Hexenal	7	98,073	000505-57-7	C:\Database\NIST98.L	1524
							19	Cyclobutanone, 2,2-dimethyl-	7	98,073	001192-14-9	C:\Database\NIST98.L	2645
							20	1-Heptene	5	98,11	000592-76-7	C:\Database\NIST98.L	108660
8	17,608	1213	6557	4137	4137	0,076	1	Eucalyptol	62	154,136	000470-82-6	C:\Database\NIST98.L	110019
							2	Linaloyl oxide	38	154,136	1000144-20-1	C:\Database\NIST98.L	24577
							3	Eucalyptol	38	154,136	000470-82-6	C:\Database\NIST98.L	6818
							4	4-Methyl-3-propyl-2-hydroxycyclopent-2-en-1-one	25	154,099	109682-88-4	C:\Database\NIST98.L	50239
							5	2-Isopropyl-5-methylhex-2-enal	12	154,136	035158-25-9	C:\Database\NIST98.L	109319
							6	3-Buten-2-one, 4-(1-aziridinyl)-4-(dimethylamino)-	9	154,111	049582-43-6	C:\Database\NIST98.L	4695
							7	4-Octene, 2,3,6-trimethyl-	9	154,172	063830-65-9	C:\Database\NIST98.L	22762
							8	1-Oxaspiro[2.5]octan-4-one, 2,2-dimethyl-	9	154,099	050786-09-9	C:\Database\NIST98.L	62991
							9	Bicyclo[4.1.0]heptan-2-ol, 3,7,7-trimethyl-, (1.alpha.,2.alpha.,3.beta.,6.alpha.)-	9	154,136	090026-62-3	C:\Database\NIST98.L	4555
							10	2-Cyclohexen-1-ol, 1-methyl-4-(1-methylethyl)-, cis-	9	154,136	029803-82-5	C:\Database\NIST98.L	110154
							11	(1R,2's)-[1,1'-(Bicyclopentyl)]-2,2'-diol	9	170,131	063122-14-5	C:\Database\NIST98.L	116621
							12	4-Hexen-1-ol, 5-methyl-2-(1-methylethenyl)-, (R)-	9	154,136	000498-16-8	C:\Database\NIST98.L	108839
							13	1-Benzoxirene, 1a-[(phenylsulfonyl)methyl]perhydro	9	252,082	1000197-91-0	C:\Database\NIST98.L	50244
							14	7-Oxabicyclo[4.1.0]heptane, 1,5-dimethyl-	9	126,104	162239-52-3	C:\Database\NIST98.L	6342
							15	Pyrrolizin-1-one, 7-methyl-	9	139,1	1000125-93-7	C:\Database\NIST98.L	62984

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							16	Cyclopentane-trans-1,3-dicarboxamide	9	156,09	1000202-27-0	C:\Database\NIST98.L	11140
							17	2-Acetonilcyclohexanone	7	154,099	006126-53-0	C:\Database\NIST98.L	7506
							18	3-Undecene, (E)-	7	154,172	001002-68-2	C:\Database\NIST98.L	108631
							19	2-Heptanone, 3-propylidene-	7	154,136	032064-70-3	C:\Database\NIST98.L	6084
							20	1,4-Cyclohexanedione, 2,2,6-trimethyl-	7	154,099	020547-99-3	C:\Database\NIST98.L	3448
9	18,484	1271	10465	5220	5220	0,121	1	2-Octanol, 2-methyl-6-methylene-	56	156,151	1000132-19-1	C:\Database\NIST98.L	19419
							2	7-Octen-2-ol, 2,6-dimethyl-	50	156,151	018479-58-8	C:\Database\NIST98.L	113209
							3	7-Octen-2-ol, 2,6-dimethyl-	50	156,151	018479-58-8	C:\Database\NIST98.L	19349
							4	Cyclopentanemethanol, .alpha.,.alpha.-dimethyl-	45	128,12	001462-06-2	C:\Database\NIST98.L	19440
							5	1,7-Octanediol, 3,7-dimethyl-	36	174,162	000107-74-4	C:\Database\NIST98.L	19424
							6	6-Hepten-3-ol, 4-methyl-	25	128,12	053907-71-4	C:\Database\NIST98.L	19338
							7	Bicyclo[3.1.1]heptane, 2,6,6-trimethyl-, [1R-(1.alpha.,2.beta.,5.alpha.)]-	22	138,141	004795-86-2	C:\Database\NIST98.L	2052
							8	2,7-Octadiene, 4-methyl-	12	124,125	1000061-78-0	C:\Database\NIST98.L	2064
							9	Z-1,9-Hexadecadiene	10	222,235	1000245-71-3	C:\Database\NIST98.L	1918
							10	Z-1,9-Dodecadiene	9	166,172	1000245-71-0	C:\Database\NIST98.L	1917
							11	E-1,6-Undecadiene	9	152,157	1000245-71-2	C:\Database\NIST98.L	2021
							12	Cyclooctane, ethenyl-	9	138,141	061142-41-4	C:\Database\NIST98.L	2356
							13	1,6-Octadiene, 3,7-dimethyl-, (s)-	7	138,141	010281-55-7	C:\Database\NIST98.L	2034
							14	1-Dodecyne	7	166,172	000765-03-7	C:\Database\NIST98.L	108550
							15	2-Octyn-1-ol	7	126,104	020739-58-6	C:\Database\NIST98.L	108575

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							16	1-Undecyne	7	152,157	002243-98-3	C:\Database\NIST98.L	108868
							17	1-Nonyne	7	124,125	003452-09-3	C:\Database\NIST98.L	109345
							18	1-Octyne	7	110,11	000629-05-0	C:\Database\NIST98.L	110015
							19	1-Decyne	7	138,141	000764-93-2	C:\Database\NIST98.L	108430
							20	1-Nonyne	7	124,125	003452-09-3	C:\Database\NIST98.L	109344
10	19,166	1323	23542	8730	8730	0,113	1	4-Nonene, 3-methyl-, (Z)-	12	140,157	063830-69-3	C:\Database\NIST98.L	13846
							2	1-Hexene, 3,3-dimethyl-	10	112,125	003404-77-1	C:\Database\NIST98.L	22281
							3	1-Hepten-4-ol	10	114,104	003521-91-3	C:\Database\NIST98.L	14030
							4	3-Methyl-2-hexene	9	98,11	017618-77-8	C:\Database\NIST98.L	2509
							5	3-Dodecanol, 3,7,11-trimethyl-	9	228,245	007278-65-1	C:\Database\NIST98.L	25354
							6	1-Pentene, 2,3-dimethyl-	9	98,11	003404-72-6	C:\Database\NIST98.L	108795
							7	Cyanoic acid, 2,2-dimethylpropyl ester	9	113,084	001459-44-5	C:\Database\NIST98.L	13459
							8	Cyclopentane, butyl-	9	126,141	002040-95-1	C:\Database\NIST98.L	114094
							9	4-Pentenal, 2-methyl-	9	98,073	005187-71-3	C:\Database\NIST98.L	108462
							10	1-Hexene, 3,3-dimethyl-	9	112,125	003404-77-1	C:\Database\NIST98.L	108798
							11	1-Octyn-3-ol	9	126,104	000818-72-4	C:\Database\NIST98.L	13546
							12	1-Octene, 3,3-dimethyl-	8	140,157	074511-51-6	C:\Database\NIST98.L	22270
							13	N-Methylallylamine	7	71,073	000627-37-2	C:\Database\NIST98.L	10473
							14	2-Butene, 2-methyl-	7	70,078	000513-35-9	C:\Database\NIST98.L	111570
							15	1-Butene, 2-methyl-	5	70,078	000563-46-2	C:\Database\NIST98.L	111234
							16	(Aminomethyl)cyclopropane	5	71,073	002516-47-4	C:\Database\NIST98.L	740

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							17	Cyclopropane, 1,1-dimethyl-	5	70,078	001630-94-0	C:\Database\NIST98.L	111562
							18	(Aminomethyl)cyclopropane	4	71,073	002516-47-4	C:\Database\NIST98.L	109185
							19	2-Pentene	4	70,078	000109-68-2	C:\Database\NIST98.L	13983
							20	Cyanamide, dimethyl-	4	70,053	001467-79-4	C:\Database\NIST98.L	22969
11	23,558	1865	18678	12193	12193	0,065	1	5-Hepten-1-ol, 2-ethenyl-6-methyl-	50	154,136	018479-48-6	C:\Database\NIST98.L	2515
							2	Bicyclo[3.1.1]heptane-2-methanol, 6,6-dimethyl-, acetate	40	196,146	029021-36-1	C:\Database\NIST98.L	7384
							3	Myrcenylacetat	38	196,146	1000149-84-5	C:\Database\NIST98.L	6864
							4	3-Octyne, 2-methyl-	37	124,125	055402-15-8	C:\Database\NIST98.L	113875
							5	(-)-cis-Myrtanol	32	154,136	1000157-73-1	C:\Database\NIST98.L	2371
							6	Cyclohexanol, 2-(1,1-dimethylethyl)-	32	156,151	013491-79-7	C:\Database\NIST98.L	17239
							7	Bicyclo[3.1.0]hexan-3-ol, 4-methyl-1-(1-methylethyl)-	27	154,136	000513-23-5	C:\Database\NIST98.L	110159
							8	2(1H)-Pyridinone, 1-ethyl-	27	123,068	013337-79-6	C:\Database\NIST98.L	21661
							9	Bicyclo[3.1.0]hexan-3-ol, 4-methyl-1-(1-methylethyl)-	27	154,136	000513-23-5	C:\Database\NIST98.L	109277
							10	Bicyclo[3.1.0]hexan-3-ol, 4-methyl-1-(1-methylethyl)-	25	154,136	000513-23-5	C:\Database\NIST98.L	5134
							11	(-)-(E)-Myrtanyl acetate	25	196,146	1000157-78-3	C:\Database\NIST98.L	7383
							12	3,4-Octadiene, 7-methyl-	22	124,125	037050-05-8	C:\Database\NIST98.L	113747
							13	E-1,5,9-Decatriene	22	136,125	1000245-71-7	C:\Database\NIST98.L	1562
							14	1-Methyl-2-methylenecyclohexane	22	110,11	002808-75-5	C:\Database\NIST98.L	21580
							15	Oxonin, 4,5,6,7-tetrahydro-, (Z,Z)-	22	124,089	017123-56-7	C:\Database\NIST98.L	21582
							16	2(1H)-Pyridinone, 1-ethyl-	16	123,068	013337-79-6	C:\Database\NIST98.L	113941
							17	1,2-Dimethyl-pyrazolium bromide	16	175,995	1000144-57-3	C:\Database\NIST98.L	32584

Tablo B.1. (Devam) Hibrit sistem için GC/MS taraması sonucu önerilen olası yan ürünler

							18	3-Aminocrotononitrile	16	82,053	001118-61-2	C:\Database\NIST98.L	3499
							19	2-Undecyne	10	152,157	060212-29-5	C:\Database\NIST98.L	21578
							20	1,3-Cyclopentanedimethanol	10	130,099	034957-72-7	C:\Database\NIST98.L	21436

KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

- Kurtkulak H.** (2014). Kentsel Atıksuların Geri Kazanımı ve Yeşil Alanların Sulanmasında Yeniden Kullanımı: Konya Kenti Örneği. Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Bilimleri Enstitüsü, Konya, 357025.
- Veli S., Arslan A., Gülümser Ç., Topkaya E., **Kurtkulak H.**, Zeybek Ş., Dimoglo A. (2019). Advanced Treatment of Pre-treated Commercial Laundry Wastewater by Adsorption Process: Experimental Design and Cost Evaluation. *Journal of Ecological Engineering*, 20(10), 165-171.
- Veli S., Arslan A., Topkaya E., Gülümser Ç., **Kurtkulak H.**, Belat B., Zeybek Ş., Zor S., Dimoglo A. (2021). Deep Purification of Pretreated Laundry Wastewater through the Adsorption by Polymeric Composites and Optimization of the Process. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry (GEAC)*, 1-19, DOI: 10.1080/03067319.2021.1889530.
- Veli S., Arslan A., İşgören M., Topkaya E., Gülümser Ç., **Kurtkulak H.**, Zeybek Ş., Zor S., Dimoglo A. (2018). Evaluation of Reaction Variables in the Adsorption Process of Industrial Laundry Wastewaters with the Rice Husk Shell-PAN+(K₂S₂O₈) Composite by Response Surface Methodology. *International Congress on Engineering and Architecture (ENAR)*, Antalya, Türkiye, 14-16 Kasım 2018, 862-873.
- Veli S., Arslan A., İşgören M., Topkaya E., Gülümser Ç., **Kurtkulak H.**, Zeybek Ş., Zor S., Dimoglo A. (2018). Synthesis of Waste Shells/Pyrrole-FeCl₃ Composite and Application in Treatment of Industrial Laundry Wastewater. *International Congress on Engineering and Architecture (ENAR)*, Antalya, Türkiye, 14-16 Kasım 2018, 833-842.
- Veli S., İşgören M., Arslan A., Topkaya E., Gülümser Ç., **Kurtkulak H.**, Belat B., Zeybek Ş., Zor S., Dimoglo A. (2019). Modeling of the Adsorption Process of Industrial Laundry Wastewaters with the Sunflower Seeds-Pyrrole-FeCl₃ Composite. *2nd International Conferences on Science and Technology Engineering Science and Technology (ICONST EST)*, Prizren, Kosovo, 26-30 Ağustos 2019, 181-190.
- Veli S., Arslan A., Topkaya E., **Kurtkulak H.**, Zeybek Ş., Gülümser Ç., Dimoglo A. (2018). Investigation of the Use of Adsorbents Derived from Waste Shells with Addition of PAN/ K₂S₂O₈ in Laundry Wastewater Treatment by Adsorption Methods. *4th International Conference on Environmental Science and Technology (ICOEST)*, Kiev, Ukrayna, 19-23 Eylül 2018, 1, 158-163.
- Veli S., Arslan A., Topkaya E., **Kurtkulak H.**, Zeybek Ş., Gülümser Ç., Dimoglo A. (2018). Investigation of Greywater Treatment by Adsorption Process Using Polymeric Composites Supported with Activated Carbon. *Eurasian Journal of Environmental Research*, 2(2), 14-20.

Veli S., Arslan A., Zeybek Ş., **Kurtkulak H.**, Topkaya E., Gülümser Ç., Dimoglo A. (2018). Activated Carbon Production from Walnut Shell by Application of Different Activating Agents. *3rd International Conference on Civil and Environmental Engineering (ICOCEE)*, İzmir, Türkiye, 24-27 Nisan 2018, 2, 3-9.



ÖZGEÇMİŞ

Hatice KURTKULAK, ilk, orta ve lise öğrenimini Hatay’da tamamladı. 2005 yılında Selçuk Üniversitesi Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’ne girmeye hak kazandı. 2010 yılında Çevre Mühendisliği Bölümü’nden mezun oldu. 2010 yılında Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı. 2014 yılında Yüksek Lisans eğitimini tamamladı. 2017 yılında Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Doktora öğrenimine başladı. 2017-2019 yılları arasında TÜBİTAK 1003 projesi kapsamında proje asistanı olarak görev aldı. 2020 yılında Kütahya Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü İş Sağlığı ve Güvenliği bölümünde Yüksek Lisans öğrenimine başladı ve 2021 yılında mezun oldu.

