

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ



MUNZUR
ÜNİVERSİTESİ
2008

YANIT YÜZEY YÖNTEMİ İLE OPTİMİZE EDİLMİŞ ELEKTROKOAGÜLASYON
İŞLEMİ İLE ARITILMIŞ İNDİGO KARMİN ÇÖZELTİLERİNE *GAMMARUS PULEX*'İN
BİYOKİMYASAL TEPKİLERİ

Dilek ALPARSLAN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
Doç. Dr. Mehtap TANYOL

II. DANIŞMAN
Prof. Dr. Nuran CIKCIKOĞLU YILDIRIM

TUNCELİ – 2020

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**YANIT YÜZEY YÖNTEMİ İLE OPTİMİZE EDİLMİŞ ELEKTROKOAGÜLASYON İŞLEMİ
İLE ARITILMIŞ İNDİGO KARMİN ÇÖZELTİLERİNE *GAMMARUS PULEX*'İN
BİYOKİMYASAL TEPKİLERİ**

Dilek ALPARSLAN
(161102101)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
Doç. Dr. Mehtap TANYOL

II. DANIŞMAN
Prof. Dr. Nuran ÇIKCIKOĞLU YILDIRIM

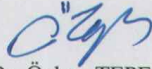
TUNCELİ – 2020

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

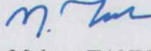
**YANIT YÜZEY YÖNTEMİ İLE OPTİMİZE EDİLMİŞ
ELEKTROKOAGÜLASYON İŞLEMİ İLE ARITILMIŞ İNDİGO KARMİN
ÇÖZELTİLERİNE *GAMMARUS PULEX*'İN BİYOKİMYASAL TEPKİLERİ**

**Dilek ALPARSLAN
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez 17/11/2020 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından oybirliği ile kabul edilmiştir.


Doç. Dr. Özlem TEPE
(Fırat Üniversitesi)

BAŞKAN


Doç. Dr. Mehtap TANYOL
(Munzur Üniversitesi)

DANIŞMAN


Doç. Dr. G.Önder ERGÜVEN
(Munzur Üniversitesi)

ÜYE

Bu tez, Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda hazırlanmıştır.

Prof. Dr. Olcay KAPLAN İNCE
Enstitü Müdürü

Bu çalışma, Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No: YLMUB018-08

NOT: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı "Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu"ndaki hükümlere tabidir.

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin 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 ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Dilek ALPARSLAN
Öğrenci

Doç. Dr. Mehtap TANYOL
I.Danışman

Prof. Dr. Nuran CIKCIKOĞLU YILDIRIM
II. Danışman

TEŞEKKÜR

Tez konusunun seçiminde, hazırlanmasında, çalışmaların her aşamasında engin bilgi ve tecrübeleriyle, tez çalışmalarımın yönlendirilmesi ve yürütülmesi için gerekli desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen değerli danışman hocalarım Doç. Dr. Mehtap TANYOL'a ve Prof. Dr. Nuran CIKCIKOĞLU YILDIRIM'a teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarında yardımcı olan Doç. Dr. Osman SERDAR'a ve Araştırma Görevlisi Ayşenur ÖĞEDEY'E teşekkür ederim.

Bu tez çalışmasını YLMUB018-08 proje numarası ile destekleyen Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimine teşekkür ederim.

Tez çalışmam süresince yanımda olan sevgili eşim ve oğlum Deniz Aren'e teşekkürü bir borç bilirim. Bu tezi hayatımın her alanında yanımda olan ve hedeflerime ulaşmam için her anımda desteğini esirgemeyip daima bir adım daha ileri gitmem için çabalayan canım anneme ithaf ediyorum.

Dilek ALPARSLAN
TUNCELİ-2020

İÇİNDEKİLER

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	I
TEŞEKKÜR.....	II
İÇİNDEKİLER.....	III
ŞEKİLLER LİSTESİ	V
TABLolar LİSTESİ	VI
RESİMLER LİSTESİ	VII
SEMBOLLER LİSTESİ	VIII
KISALTMALAR LİSTESİ	IX
ÖZET	X
ABSTRACT	XI
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Boyar Maddeler	2
1.1.1. Boyar maddelerin sınıflandırılması	3
1.1.1.1. İndigo boyar maddeler.....	4
1.2. Boyar maddelerin çevresel etkileri	5
1.3. Boya Gideriminde Arıtım Yöntemleri.....	5
1.3.1. Biyolojik arıtım yöntemleri	6
1.3.2. Kimyasal arıtım yöntemleri	7
1.3.3. Fiziksel arıtım yöntemleri.....	9
1.4. Elektrokoagülasyon	10
1.4.1. Elektrokoagülasyonun teorisi ve mekanizması	11
1.4.2. Elektrokoagülasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları	13
1.4.3. Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen faktörler	14
1.4.3.1. Elektrotların düzenlenmesi	14
1.4.3.2. Çözeltinin iletkenliği	15
1.4.3.3. Güç kaynağının şekli	15
1.4.3.4. pH	15
1.4.3.5. Akım yoğunluğu	16
1.4.3.6. Elektrot materyali	16
1.4.3.7. Elektrotlar arası mesafe	16
1.4.3.8. Anyon konsantrasyonu	17
1.4.3.9. Elektroliz süresi	17
1.4.4. Yanıt yüzey yöntemi.....	18
1.4.5. Literatürde yapılmış önceki çalışmalar.....	20
1.5. Biyoindikatörler ve Biyobelirteçler	24
1.6. Model Canlı Olarak <i>Gammarus pulex</i>	24
1.7. Oksidatif Stres	25
1.8. Antioksidanlar	25
1.8.1. Süperoksit dismutaz (SOD).....	26
1.8.2. Katalaz (KAT)	27
1.9. Biyotransformasyon	27
1.9.1. Sitokrom P450 (CYP1A1).....	27
1.9.2. Glutasyon S-transferaz (GST).....	28
2. MATERYAL VE METOD	29

2.1. Atıksu Temini	29
2.2. Elektrokoagülasyon Reaktörü	29
2.3. YYY ile Deneysel Dizayn	31
2.4. Çamur Oluşumu, Elektrot Tüketimi, Enerji Tüketimi ve Maliyet Hesabı	32
2.5. Model Organizma <i>G. pulex</i>	33
2.6. <i>G. pulex</i> 'in Arıtılmış ve Arıtılmamış İK Çözeltilisine Maruz Bırakılması	34
2.7. Diseksiyon İşlemleri ve Dokuların Hazırlanması.....	34
2.8. Biyokimyasal Yanıtın Belirlenmesi.....	35
2.8.1. Süper oksit dismutaz enzim aktivitesinin belirlenmesi	35
2.8.2. Katalaz enzim aktivitesinin belirlenmesi.....	35
2.8.3. Glutathione S-Transferase enzim aktivitesinin belirlenmesi.....	35
2.8.4. Sitokrom P450 enzim aktivitesinin belirlenmesi.....	36
2.8.5. İstatistiksel analizler	36
3. BULGULAR VE TARTIŞMA	37
3.1. Elektrokoagülasyon Deneyleri	37
3.1.1. Merkezi kompozit tasarım ile regresyon modelleri ve ANOVA analizi	37
3.1.2. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine işletme parametrelerinin etkisi	41
3.1.2.1. İK giderimi	41
3.1.2.2. Çamur üretimi.....	44
3.1.2.3. Elektrot tüketimi	46
3.1.2.4. Enerji tüketimi	48
3.1.3. Proses optimizasyonu	48
3.2. Biyokimyasal Yanıt	49
3.2.1. SOD aktivitesi	51
3.2.2. KAT aktivitesi	52
3.2.3. CYP1A1 düzeyleri.....	53
3.2.4. GST aktivitesi	54
4. SONUÇ VE ÖNERİLER	59
5. KAYNAKLAR.....	61
ÖZGEÇMİŞ	
EKLER	

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1. Çevredeki boyalı atıksuların varlığından sorumlu endüstriler	3
Şekil 1.2. Boyar maddelerin sınıflandırılması.....	4
Şekil 1.3. Elektrokoagülasyon prosesi bileşenleri ve kirletici giderim mekanizması.....	13
Şekil 1.4. 2 seviyede 3 tasarım değişkeni için merkezi kompozit tasarım.....	19
Şekil 2.1. İK'nın kimyasal yapısı.....	29
Şekil 3.1. Predicted vs. actual değerler, a) İK giderimi, b) Çamur miktarı, c) Elektrot tüketimi, d) Enerji tüketimi.....	39
Şekil 3.2. İK giderimi için yanıt yüzey eğrileri (Reaksiyon şartları: a) İK konsantrasyonu=50 mg/L, zaman 70 dakika; b) Akım yoğunluğu 9 mA/cm ² , zaman 70 dakika; c) Akım yoğunluğu 9 mA/cm ² , İK konsantrasyonu= 50mg/L; d) pH=6,5, zaman 70 dakika; e) pH=6,5, İK konsantrasyonu=50 mg/L; f) pH=6,5, akım yoğunluğu 9 mA/cm ²).....	43
Şekil 3.3. Çamur miktarı için yanıt yüzey eğrileri (Reaksiyon şartları: a) İK konsantrasyonu=50 mg/L, zaman 70 dakika; b) Akım yoğunluğu 9 mA/cm ² , zaman 70 dakika; c) Akım yoğunluğu 9 mA/cm ² , İK konsantrasyonu= 50mg/L; d) pH=6,5, zaman 70 dakika; e) pH=6,5, İK konsantrasyonu=50 mg/L; f) pH=6,5, akım yoğunluğu 9 mA/cm ²).....	45
Şekil 3.4. Elektrot tüketimi için yanıt yüzey eğrileri (Reaksiyon şartları: a) İK konsantrasyonu=50 mg/L, zaman 70 dakika; b) Akım yoğunluğu 9 mA/cm ² , zaman 70 dakika; c) Akım yoğunluğu 9 mA/cm ² , İK konsantrasyonu= 50mg/L; d) pH=6,5, zaman 70 dakika; e) pH=6,5, İK konsantrasyonu=50 mg/L; f) pH=6,5, akım yoğunluğu 9 mA/cm ²).....	47
Şekil 3.5. Elektroliz süresinin ve akım yoğunluğunun enerji tüketimi üzerindeki etkisi için yanıt yüzey grafiği (Reaksiyon şartları: İK konsantrasyonu= 50 mg/L, pH=6,5)	48
Şekil 3.6. Optimum İK giderim verimini veren proses değişkenlerinin sayısal değerleri	49
Şekil 3.7. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan <i>G. pulex</i> 'te SOD (U/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler.....	51
Şekil 3.8. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan <i>G. pulex</i> 'te KAT (nmol/dk/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler.....	52
Şekil 3.9. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan <i>G. pulex</i> 'te CYP1A1 (nmol/dk/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler.....	53
Şekil 3.10. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan <i>G. pulex</i> 'te GST (nmol/dk/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler.....	54

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 1.1. Avantaj ve dezavantajları ile birlikte çeşitli biyolojik boya giderim yöntemleri.....	7
Tablo 1.2. Avantaj ve dezavantajları ile birlikte çeşitli kimyasal boya giderim yöntemleri.....	8
Tablo 1.3. Avantaj ve dezavantajları ile birlikte çeşitli fiziksel boya giderim yöntemleri.....	10
Tablo 2.1. Proses faktörleri ve seviyeleri.....	32
Tablo 3.1. Deneysel şartlar ve sonuçlar.....	37
Tablo 3.2. İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi için ANOVA.....	40
Tablo 3.3. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan <i>G. pulex</i> 'te SOD, KAT, GST enzim aktiviteleri ile CYP1A1 düzeylerindeki değişimler	50

RESİMLER LİSTESİ

Resim 2.1. Elektrokoagülasyon düzeneği.....	30
Resim 2.2. <i>Gammarus pulex</i>	33
Resim 2.3. <i>G. pulex</i> ’ lere uygulama yapılan akvaryumlar.....	34



SEMBOLLER LİSTESİ

A	: Amper
Al	: Alüminyum
Al(OH)₃	: Alüminyum hidroksit
C₀	: Atıksuda başlangıçtaki İK konsantrasyonu (mg/L)
C	: Arıtmıdan sonraki İK konsantrasyonu (mg/L).
E	: Tüketilen elektrik enerjisi (kWh)
e⁻	: Elektron
f	: Cevap fonksiyonu
F	: Faraday sabiti (96485 C/mol).
Fe	: Demir
Fe(OH)₂	: Demir (II) hidroksit
Fe(OH)₃	: Demir (III) hidroksit
I	: Akım şiddeti
kg	: Kilogram
kWh	: Kilowatt saat
L	: Litre
m²	: Metre kare
m³	: Metre küp
mA	: Mili amper
mg	: Miligram
mL	: Mililitre
mm	: Milimetre
n	: Çözünen metalin tesir değeri
OH⁻	: Hidroksit
t	: Zaman
U	: Hücre potansiyeli (volt)
V	: Atıksuyun hacmi (m ³)
x₁, x₂, x₃,...,x_n	: Bağımsız parametre
y	: Beklenen cevap
%	: Yüzde

KISALTMALAR LİSTESİ

CCD	: Merkezi Kompozit Tasarım
CYP1A1	: Sitokrom P450
GST	: Glutasyon S-Transferaz
İK	: İndigo Karmin
KAT	: Katalaz
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
ROS	: Reaktif Oksijen Türleri
SOD	: Süperoksit Dismutaz
YYY	: Yanıt Yüzey Yöntemi



ÖZET

Bu tez çalışmasında, yanıt yüzey yöntemi ile optimize edilmiş elektrokoagülasyon işlemi ile arıtılmış indigo karmin çözeltilerin *Gammarus pulex*'in biyokimyasal tepkileri araştırılmıştır.

İlk aşamada yapılan elektrokogülasyon deneyleri merkezi kompozit tasarıma göre yanıt yüzey yöntemi ile 30 deney yürütülerek İK giderim verimi ile birlikte oluşan çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi incelenmiştir. pH, akım yoğunluğu, indigo karmin konsantrasyonu ve zamanda olan değişikliklerin İK giderim verimi, oluşan çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimine olan etkisi araştırılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesi ile İK giderimini maksimum yapan proses değişkenlerinin optimizasyonu, çeşitli proses değişkenlerinin incelenmiş deney aralığı içindeki ikinci dereceden model kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimizasyon sonuçlarına göre yaklaşık %82,55'lik maksimum İK giderimini veren optimum şartlar pH 5,86, akım yoğunluğu 13,31 mA/cm², İK konsantrasyonu 20,01 mg/L ve zaman 115,80 dakika olarak seçilmiştir. İK giderimi için bulunan optimum koşullarda oluşan çamur miktarı 0,928 kg/m³, elektrot tüketimi 0,0305 kg/m³ ve enerji tüketimi 7,461 kWh/m³ olmuştur. Optimum İK gideriminin elde edildiği arıtım şartlarında işletme maliyeti ise 5,40 TL/m³ olarak hesaplanmıştır.

İkinci aşamada ise biyokimyasal yanıtı araştırmak için optimizasyon sonuçlarına göre elde edilen optimum koşullara göre yapılan deneyler sonucunda elde edilen arıtılmış ve arıtılmamış sentetik indigo karmin çözeltilerine *Gammarus pulex*'ler 24 ve 96 saat maruz bırakılmıştır. SOD, KAT, GST ve CYP1A1 biyobelirteçleri ile arıtım veriminin değerlendirilmesi yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlar birlikte değerlendirildiğinde elektrokoagülasyonun indigo karmin atıksularının arıtımı için etkili bir yöntem olduğunu doğrulamakla birlikte SOD, KAT, GST ve CYP1A1 biyobelirteçlerinin arıtım veriminin değerlendirilmesinde toksisitenin göstergesi olarak kullanılabileceği ve yararlı birer biyobelirteç oldukları bulunmuştur.

Anahtar kelimeler: Elektrokoagülasyon, İndigo karmin, Yanıt yüzey yöntemi, *Gammarus pulex*, Biyobelirteç

ABSTRACT

Biochemical Responses of *Gammarus pulex* to Indigo Carmine Solutions Treated by Electrocoagulation Process Optimized with Response Surface Methodology

In this thesis, the biochemical responses of *Gammarus pulex* of indigo carmine solutions treated by electrocoagulation process optimized by response surface method were investigated.

Electrocoagulation experiments conducted in the first stage were carried out with the response surface method according to the central composite design, and the IK removal efficiency and the amount of sludge formed, electrode consumption and energy consumption were also examined. The effects of changes in pH, current density, dye concentration and time on IK removal efficiency, amount of sludge formed, electrode consumption and energy consumption were investigated. Optimization of process variables that maximize IK removal by electrocoagulation process was carried out by using a second order model within the studied test range of various process variables. According to the optimization results, optimum conditions giving approximately 82.55% maximum IC removal were selected as pH 5.86, current density 13.31 mA/cm², IK concentration 20.01 mg/L and time 115.80 minutes. Under optimum conditions for IC removal, the amount of sludge formed was 0.928 kg/m³, electrode consumption was 0.0305 kg/m³ and energy consumption was 7.461 kWh/m³. Operating cost was calculated as 5.40 TL/m³ under treatment conditions where optimum IC removal was achieved

In the second stage, *Gammarus pulex* was exposed to purified and unrefined synthetic indigocarmine solutions obtained as a result of the experiments performed according to the optimum conditions obtained according to the optimization results in order to investigate the biochemical response for 24 and 96 hours. Treatment efficiency was evaluated with SOD, KAT, GST and CYP1A1 biomarkers.

When the results were evaluated together, it was confirmed that electrocoagulation is an effective method for the treatment of indigo carmine wastewater, but it was found that SOD, KAT, GST, and CYP1A1 biomarkers can be used as indicators of toxicity in the evaluation of the treatment efficiency and are useful biomarkers.

Key words: Electrocoagulation, Indigo carmine, Response surface methodology, *Gammarus pulex*, Biomarker

1. GİRİŞ

Günümüzde endüstriyel atıksulardan kaynaklanan çevresel kirlilik önemli bir problemdir. 10.000' den fazla sentetik boya endüstrinin çok çeşitli endüstrilerde yaygın olarak kullanılmaktadır (Mbacke ve ark., 2016). Tekstil endüstrisi atıksuları bileşim bakımından kullanılan kumaş ve kimyasal maddeye göre büyük farklılık göstermektedir. Dünya çapında üretilen çeşitli boya türleri kağıt, kozmetik, deri, ilaç ve gıda endüstrisi gibi çeşitli endüstrilerde kullanılmaktadır (Khandegar ve Saroha, 2013). Tekstil atıksuları içerdiği yüksek konsantrasyonlu oksitlenebilir maddeler, kalıcı renk, düşük biyolojik bozunabilir maddeler ve yüksek pH ve sıcaklıktan dolayı en çok kirlilik yüküne sahip atıksulardan biridir (Secula ve ark., 2011).

Tekstil atıksularındaki başlıca kirleticiler son ürün maddeleri, yüzey aktifler, inhibe edici maddeler, klorlu bileşikler, tuzlar, boyama maddeleri, toplam fosfat, çözünmüş katılar, askıda ve toplam katılar gibi organik ve inorganik kimyasallardır. Renklendiriciler tekstil atıksularındaki ana kirletici maddedir ve su ekosistemlerine deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Boya içerikli atıksular, göllerin, nehirlerin veya lagünlerin sularına ışık girmesini kısıtlayarak fotosenteze dayanan biyolojik süreçleri engellemektedir. Ayrıca, bu atıksular içerdikleri kimyasallar açısından toksik, kanserojenik, mutajonik yada teratojenik olduğu için mikrobiyal ve hayvan türlerini etkilemektedir (Khandegar ve Saroha, 2013).

İndigo karmin (İK) tekstil endüstrisinde daha çok polyester kumaşların ve kotların boyanmasında kullanılmaktadır. İK ayrıca gıda, kozmetik endüstrisinde, analitik kimyada redoks indikatörü olarak biyolojide teşhis işlemlerinde kullanılmaktadır. İK bunun yanında çok toksik bir madde olup cilt ve göz tahrişine, üreme, gelişim, nöro ve akut toksisiteye, sindirim ve solunum sisteminde rahatsızlıklara yol açmaktadır (Secula ve ark., 2011).

Boyalı atıksuların arıtılması yüzeysel ve yer altı sularında ciddi kirliliğe sebep olduğu için çevresel açıdan önemli konular arasında yer almaktadır. Boya giderimi teknikleri konusunda literatürde birçok çalışma vardır ve bunlar fiziksel veya fizikokimyasal, kimyasal, biyolojik ve elektrokimyasal olarak sınıflandırılmaktadır. Renk giderim mekanizmasında fiziksel olarak boya ayrımı, boyların parçalanması ve renksizleştirme adsorpsiyon/biyolojik bozunma ile olmaktadır. Fiziksel veya fizikokimyasal teknikler koagülasyon/flokülasyon, adsorpsiyon ve membran filtrasyonunu içermektedir (Khandegar ve Saroha, 2013).

Elektrokoagülasyon çevre dostu ve uygun maliyetli bir proses olduğu için büyük ilgi görmektedir (Secula ve ark., 2011).Elektrokoagülasyon yönteminde kirleticiler koagülasyon,adsorpsiyon, çökeltim ve flotasyon prosesleriyle giderilmektedir (Carmona ve ark., 2006).

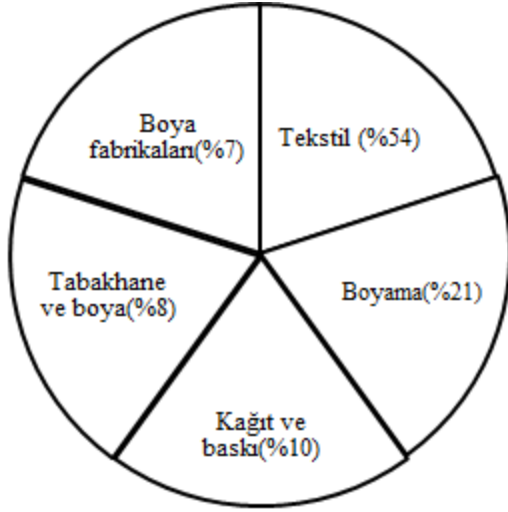
Bu tez çalışmasının 1. aşamasında, tekstil endüstrisinde sıklıkla kullanılan İK içeren sentetik olarak hazırlanmış atıksuların elektrokoagülasyon prosesi ile laboratuvar koşullarında oluşturulan reaktör içerisinde kesikli sistemde arıtılması amaçlanmıştır. Proseste; akım yoğunluğu, pH, uygulama süresi ve İK konsantrasyonu gibi farklı parametrelerin arıtım verimine etkisi araştırılmıştır. Çalışmanın 2.aşamasında 24 ve 96 saat boyunca arıtılmış ve arıtılmamış sentetik İK çözeltilerine maruz bırakılan *G. pulex*'de biyokimyasal yanıt araştırılmıştır. SOD, KAT, GST ve CYP1A1 biyobelirteçleri ile arıtım veriminin değerlendirilmesi yapılmıştır.

1.1. Boyar Maddeler

Boyar maddeler genellikle renk vermek için yüzeylere veya kumaşlara bağlanabilen kimyasal bileşiklerdir. Boyaların geneli karmaşık organik moleküllerdir ve birçok kimyasala karşı dirençlidirler (Yagub ve ark., 2014).

Boyar maddeler tekstil, gıda, kozmetik ve kağıt baskı gibi birçok endüstride kullanılmaktadır ve en büyük boya kullanılan endüstri ise tekstil endüstrisidir (Shahriari ve Saeb, 2017). Çevredeki boyalı atıksuların varlığından sorumlu beş büyük endüstri bulunmaktadır (Şekil 1.1).

Tekstil endüstrisinde kullanılan su bu sektörün genişlemesi ile artmıştır. 1 kg kumaş üretebilmek için 40-65 L atıksu oluşmaktadır ve yüzeysel sular ve yeraltı suyu kaynakları açısından tehdit oluşturmaktadır. Tekstil endüstrisinde farklı nitelik ve miktarda çeşitli üretim yöntemlerinden, boyalardan ve kimyasal maddelerden kaynaklı atıksu oluşmaktadır. Bu endüstride üretilen atıksuyun büyük bir kısmı tüm yaşam formları için oldukça toksik olan bir yapıdadır. Ayrıca bu atıksu kullanılan boyanın veya kimyasalın çeşidine bağlı olarak ağır metal ve organik kirleticiler içermektedir (Shahriari ve Saeb, 2017). Tekstil endüstrisinde prosesler sonunda oluşan atıksudaki boya yüzdeleri Şekil 1.1.'de gösterilmektedir.

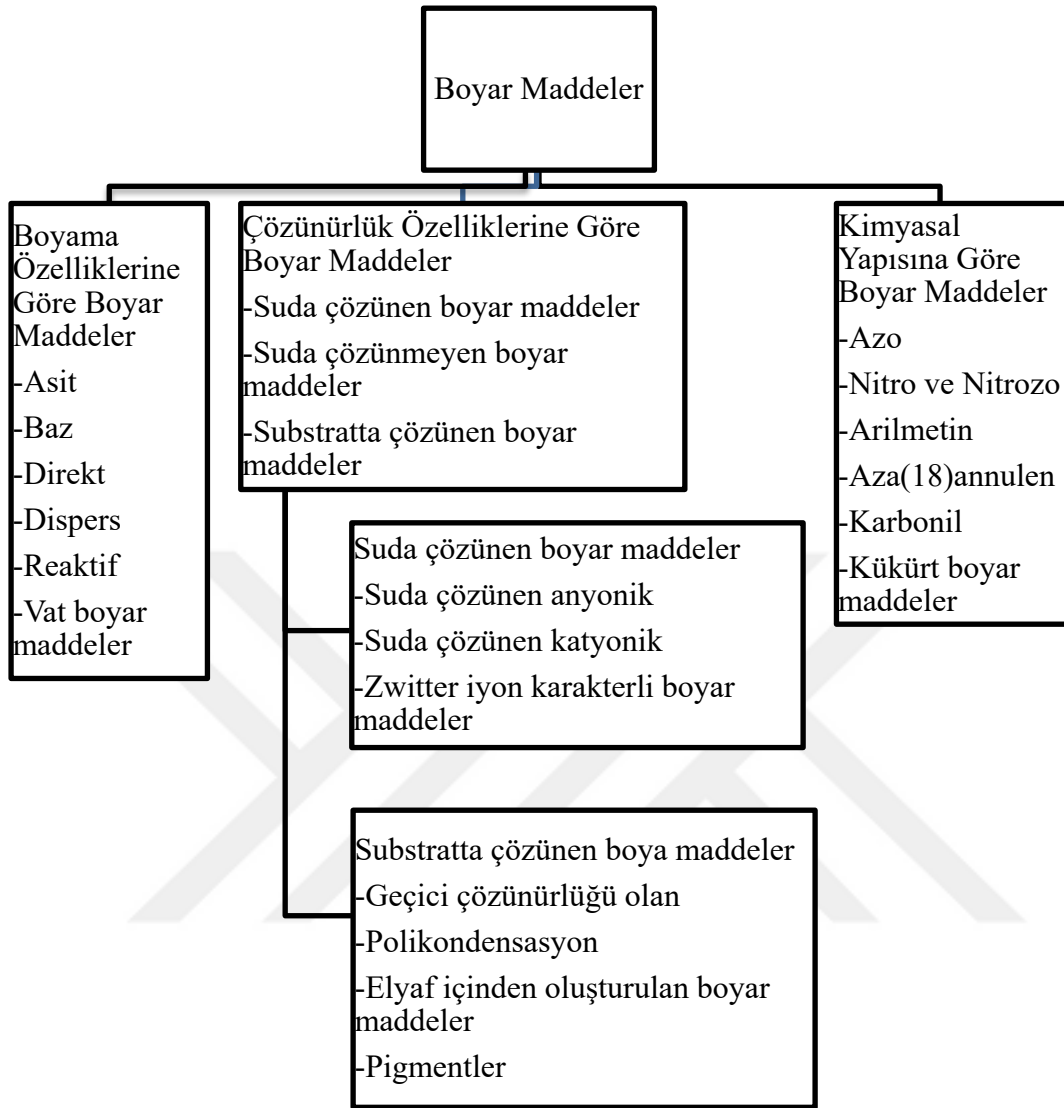


Şekil 1.1. Çevredeki boyalı atıksuların varlığından sorumlu endüstriler (Katherasan ve ark, 2018)

Alıcı ortama boyalı atıksuyun deşarjı güneş ışığının suya nüfuzunu azaltarak ötrifikasyona ve su kütlesinin yapısının bozulmasına neden olmaktadır. Ayrıca sucul ortamdaki sucul bitkilerin ve alglerin fotosentez oranını etkileyerek çevreye zarar vermektedir. Bu nedenle boyar maddeli atıksular artılmadan alıcı ortama deşarj edilmemelidir (Dasgubta ve ark., 2015).

1.1.1. Boyar maddelerin sınıflandırılması

Boyar maddelerin sınıflandırılması aşağıda Şekil 1.2.'de özetlenmiştir (Şekil 1.2).



Şekil 1.2. Boyarmaddelerin sınıflandırılması

1.1.1.1. İndigo boyarmaddeler

İndigo karmin tekstil endüstrisinde daha çok polyester kumaşların ve kotların boyanmasında kullanılmaktadır. İK ayrıca gıda, kozmetik endüstrisinde, analitik kimyada redoks indikatörü olarak biyolojide teşhis işlemlerinde kullanılmaktadır. İK bunun yanında çok toksik bir madde olup cilt ve göz tahrişine, üreme, gelişim, nöro ve akut toksisiteye, sindirim ve solunum sisteminde rahatsızlıklara yol açmaktadır (Secula ve ark., 2011).

İndigo boyarmaddeler, vat boy grubunda yer almaktadır. Vat boyalar; indigo, indigoid ve thioindigo boyalar ve antraquinoid boyalar olmak üzere iki gruba ayrılarak sınıflandırılabilir. İndigo çekirdeği bulunan sentetik boyalar mikrobiyal parçalanmaya

direnç gösterdiklerinden dolayı konvansiyonel aerobik metotlarla ayrıştırılamamaktadır (Meşe, 2019).

1.2. Boyar maddelerin çevresel etkileri

Su kütlelerinde bulunan boyalı atıksuların çevresel açıdan oluşturduğu en büyük tehdit güneş ışığının nüfuzunu engelleyerek fotosentez prosesini engellemesidir. Artılmamış atıksuyun deşarj edilmesi sonucu oluşan bu durum oksijensiz ortamda toksik aromatik aminler gibi toksik maddelerin alıcı ortamda oluşmasına neden olmaktadır (Murugesan ve Kalaichelvan., 2003).

Azo boyalar ile ilgili yapılan bazı raporlamalarda model organizmalarda ve bazı memeli hücrelerinde kromozomal deformasyonlar ile farklı organ türlerinde örneğin mesane, dalak, karaciğer gibi organlarda kanserle ilgisi olduğu görülmektedir (Chung ve Chen, 2009; Ali, 2010). Boya içeren atıksuların artılmasıyla ilgili en büyük zorluk bozunma işlemi ile ilgilidir. Anaerobik ortamda azo boyalarının ve bileşiklerinin renginin giderilmesi için farklı türlerde mikroplar görev almaktadır (Bhatia ve ark., 2017).

Fiziksel özelliklerinin yanında korozyif özellikleride yüksek olan tekstil endüstrisi atıksularının deşarj edilmesiyle suda istenmeyen koku, çözünmüş oksijende azalma ve çözünmüş maddelerde artma gibi olaylar görülmektedir. Kolloidal madde içeren bu atıksular tatlı su kaynakları ile birleştiği zaman bulanıklığa neden olmaktadır (Kemker, 2014). Ayrıca, çözünmüş bu maddeler sudaki tuz seviyesini arttırarak tarım ve insani tüketim yönünden suyu uygun olmayan hale getirmektedir. Tekstil proseslerinde kullanılan farklı kimyasallar sudaki pH'ı etkileyerek sucul hayatıda etkilemektedir (Bhatia ve ark., 2017).

Görüldüğü gibi atıksular halk sağlığını ve çevreyi önemli miktarda etkilediğinden arıtılması zorunludur (Karaoğlu, 2007).

1.3. Boya Gideriminde Arıtım Yöntemleri

Günümüzde çalışmalar öncelikle su kütlelerindeki sucul hayatın korunması için deşarj edilen tekstil endüstrisi atıksularının ekonomik ve etkili yöntemler geliştirerek arıtılmasına odaklanmaktadır. Bu nedenle tekstil endüstrisinden kaynaklanan atıksuların

artılmasında fizikokimyasal, biyokimyasal veya bunların kombinasyonu olan yöntemler etkili olabilmektedir (Bhatia ve ark., 2017).

1.3.1. Biyolojik arıtım yöntemleri

Birçok ülkede boyalı atıksu arıtımında boya uzaklaştırmada kullanılan yaygın yöntemlerden birer biyolojik arıttır. Geleneksel bir yöntem olarak bilinen aerobik ve anaerobik proseslerin kombinasyonu boyalı atıksu deşarj edilmeden önce uygulanmaktadır (Mahmoud ve ark., 2018). Boya gideriminde bu yöntemin uygulanması çok ucuz ve kolaylıkla gerçekleştirilebilen bir yöntem olmasıdır (Robinson ve ark., 2001). Nitekim, çevre hala renkli suların görülmesi yalnızca bu yöntemin tekstil atıksularından tamamen tehlikeli maddelerin giderilmesinde etkili olmamasıdır (Pan ve ark., 2017). Bu geleneksel yöntem atıksudaki kimyasal oksijen ihtiyacını gidermesine rağmen suyu boyasız veya zehirsiz yapmamaktadır. Bu yöntemin yanı sıra, diğer geleneksel biyolojik boya giderim yöntemleri, mikrobiyal kütle adsorpsiyonu, algel bozunma, enzim bozulması, mantar kültürleri, saf ve karışık mikrobiyal kültürlerdir.

Bahsedilen yöntemler avantaj ve dezavantajları ile birlikte açıklanmıştır (Tablo 1.1). Biyolojik boya giderim yöntemleri bir tür canlı organizmalar içermektedir. Bu yöntem dikkatli bir şekilde kullanılarak mühendislik etiği korunmaktadır. Biyolojik boya giderim yöntemlerinden biri olan enzim kullanımı en ucuz ve en güvenli boya giderim yöntemi olduğuna inanıldığından boya gideriminde günümüzde oldukça popüler hale gelmektedir (Solis ve ark., 2012). Bu yöntem canlılar ile ilgili olduğundan en büyük dezavantajı büyüme hızıdır. Sistem kararsızlığı biyolojik boya gideriminde büyüme hızı reaksiyonlardan dolayı yaygındır (Katherasan ve ark., 2018).

Tablo 1.1. Avantaj ve dezavantajları ile birlikte çeşitli biyolojik boya giderim yöntemleri (Katherasan ve ark, 2018)

Metod	Tanım	Avantaj	Dezavantaj
Algel bozunma	Algler boya parçacıklarını büyütmek için tüketirler	Boya tüketimine elverişli. Ucuz. Kolay ulaşılabilir. Çevre dostu.	Kararsız bir sistem.
Mikrobiyal kütleler ile adsorpsiyon	Boya moleküllerini emmek için tasarlanmış organik canlı organizmaların karışımı	Seçilen boyalar mikrobiyal biyokütleye karşı olağanüstü bir ilgiye sahiptir.	Bütün boyalar için etkili bir yöntem değildir.
Aerobik-anaerobik kombinasyon (geleneksel metod)	Hazırlanmış çamur kompleks boya moleküllerini parçalar	Çeşitli boya türleri için renk giderimine oldukça uygundur. Ucuz. Köpük oluşumu olmaz.	Bütün boya parçacıklarını tamamiyle gidermez. Son ürün olarak metan ve hidrojen sülfat oluşur. Esnek olmayan bir yöntemdir. Geniş alan ihtiyaç vardır. Çamur üretir. Uzun zaman gerekir.
Enzimsel parçalanma	Boya moleküllerini ayırtmak için kullanılan ekstre edilmiş enzim	Ucuz. Yüksek verim. Toksik değil. Boyaları enzim yoluyla parçalar. Tekrar kullanılabilir.	İnanılmaz miktarda enzim üretimi
Mantar kültürleri	Mantarlar boya moleküllerini parçalarlar ve kendi gelişimleri için kullanırlar.	Birkerede birçok boya türünü giderebilir. Esnek yöntem.	Uzun büyüme fazı. Büyümeleri için azotlu ortam gerekir. Büyük reaktör alanına ihtiyaç vardır. Kararsız sistem.
Karışık bakteriler gibi karışık kültürler	Boya gidermek için bakterilerin diğer bakteriler yada kimyasallarla karışımı	Hızlı olanı bile maksimum 30 saate giderim sağlar.	Sınırlı sayıda boyada etkilidir. Büyük alan uygulamaları yüksek maliyetten dolayı tercih edilir.
Saf ve karışık kültürler	Boya giderimi için alg, bakteri veya mantarın çeşitli kimyasallarla karışımı	Tekrar kullanılabilir. Sadece azo boyaların giderimine uygundur.	Renksiz toksik son ürün. Çamur üretimi. Arıtım sonrası uygun yöntemlere ihtiyaç vardır.

1.3.2. Kimyasal arıtım yöntemleri

Kimyasal boya giderim yöntemleri kimya veya kimya teorilerini kullanarak boya giderimini gerçekleştirmektedir. Geleneksel boya giderim yöntemleri ileri oksidasyon prosesi, elektrokimyasal parçalanma, fenton reaksiyonları, oksidasyon, ozonlama,

fotokimyasal ve ultraviyole ışınlamadır. Bahsedilen yöntemler avantaj ve dezavantajları ile birlikte açıklanmıştır (Tablo 1.2).

Tablo 1.2. Avantaj ve dezavantajları ile birlikte çeşitli kimyasal boya giderim yöntemleri (Katherasan ve ark, 2018)

Metod	Tanım	Avantaj	Dezavantaj
İleri oksidasyon prosesi	Çoklu oksidasyon prosesleri eş zamanlı boya parçacıklarını giderir.	Toksik maddeleri giderir. Olağandışı şartlarda boya giderimi. İyi boya giderim yöntemi.	Pahalı. Esenk değil. İstenmeyen son ürün üretimi. pH'a bağlı.
Elektrokimyasal yıkım	Elektrokoagülasyon veya çözünmeyen anotlarla boya moleküllerinin giderimi.	Kimyasallar tükenmez ve çamur oluşumu yok. Çözünen ve çözünmeyen boya türleri için oldukça uygun yöntem.	Tehlikeli madde üretimi. Yüksek elektrik maliyeti yüksek akım oranından dolayı diğer yöntemlere göre daha az verimli boya giderim yöntemi.
Fenton reaksiyonu	Fenton reaktifleri atıksudan boya parçacıklarını giderir.	Çözünen ve çözünmeyen boyların giderimi için oldukça uygundur. Sudaki bütün toksinleri giderir. Katı içerikli boyalar için de uygundur.	Dispers ve vat boylarını gidermez. Yüksek demir oranlı çamur üretimi. Uzun reaksiyon zamanı. Düşük pH gerektirir.
Oksidasyon	Ositleyici reaktifler kullanılır. Reaktifler boya moleküllerini karbondioksit ve suya parçalar. Katalizör kullanılır.	Boyların hepsini parçalar. Uygun kimyasal boya giderim yöntemi. Kısa reaksiyon süresi. Basit uygulama.	Pahalı. Hidrojenperoksit reaktifini aktive etmek zor. pH'a bağlı. Etkili verim için katalizör ihtiyacı.
Ozonlama	Oksijenden üretilen ozon ile boya parçacıklarının giderimi.	Gaz fazında kullanılabilir. Atıksu hacmini arttırmaz. Etkin boya giderim yöntemi. Çamur üretimi yok. Hızlı reaksiyon.	Yüksek maliyet. Toksik son ürün üretimi. Kararsız yöntem. 20 dakika gibi oldukça kısa yarılanma süresi.
Fotokimyasal	Ultraviyole ışını ile fenton reaksiyon çiftleriyle atıksudan boya giderimi.	Etkili boya giderim yöntemi. Rahatsız edici koku üretimi yok. Çamur üretimi yok.	Pahalı. Çok miktarda son ürün oluşumu.
Ultraviyole ışınlama	Ultraviyole ışınlarının kullanımı ile atıksudan boya giderimi.	Tehlikeli kimyasal gerekli. Çamur üretimi yok. Az miktarda koku oluşumu.	Enerjiye bağlı. Yüksek maliyet. Sınırlı arıtma zamanı.

Kimyasal boya giderim yöntemlerinin çoğu elektrokimyasal parçalanma hariç biyolojik ve fiziksel boya giderim yöntemleriyle karşılaştırıldığında maliyetli olmaktadır (Katherasan ve ark., 2018).

Kimyasal boya giderim yöntemleri özel ekipman ihtiyacı ve yüksek elektrik enerji tüketiminde dolayı ekonomik açıdan ilgi çekici bir yöntem değildir (Santos ve ark., 2007). Kimyasal boya gideriminin gerçekleştiği ekipman ve reaktörlere güç sağlamak için yüksek elektrik enerjisi gerekmektedir. Bunun yanı sıra, büyük ölçüde kimyasal reaktif tüketimi kimyasal boya giderim yöntemlerini kullananlar tarafından rapor edilmektedir (Crini, 2006). Bu yöntemin istenmeyen bir başka özelliği ise deşarda ilave problem oluşturan toksik ikincil kirleticilerdir (Wang ve ark., 2018).

1.3.3. Fiziksel arıtım yöntemleri

Fiziksel boya giderim yöntemleri genellikle kütle transfer mekanizması ile gerçekleşen basit yöntemlerdir. Fiziksel boya giderim yöntemleri adsorpsiyon, koagülasyon veya flokülasyon, iyon değişimi, ısınlama, membran filtrasyonu, nano filtrasyon veya ultra filtrasyon ve ters ozmozdur. Bahsedilen yöntemler avantaj ve dezavantajları ile birlikte açıklanmıştır (Tablo 1.3).

Üç yöntemler arasında (biyolojik, kimyasal ve fiziksel), fiziksel arıtım yöntemleri en çok kullanılan yöntemdir. Bu yöntemler genellikle basit ve verimli olduğu için seçilmektedir. Şimdiye kadar bu yöntem biyolojik veya kimyasal arıtım yöntemleri ile karşılaştırıldığında en az miktarda kimyasal gerektiren yöntemdir (Khan ve ark., 2018).

Tablo 1.3. Avantaj ve dezavantajları ile birlikte çeşitli fiziksel boya giderim yöntemleri (Katherasan ve ark, 2018)

Metod	Tanım	Avantaj	Dezavantaj
Adsorpsiyon	Adsorbentler boya molküllerini adsorblar.	Çeşitli boya türleri için uygun yöntemdir. Rejenere adsorbent.	Adsorbentler pahalı.
Koagülasyon ve flokülasyon	Boya parçacıkları ajan maddelerle tortu oluşturarak giderilir. Tortular filtrasyon yöntemi ile giderilir.	Ucuz. Güçlü yöntem. Sadece dispers,sülfür ve vat boyalı atıksular için uygun.	Yüksek miktarda çamur üretimi. Asit,azo,baz ve reaktif boyalı tıksular için uygun değil.bazı özel kimyasal ihtiyaçlarından dolayı pahalı yöntem.pH'a bağlı.
İyon değişimi	Boya atıksuyundan gelen iyonların sabit bir katı yüzeye tutturulmuş benzer iyonlarla değiştiği geri dönüşümlü bir kimyasal işlem.	Rejenere olabilir. İyi boya giderim yöntemi. Yüksek kaliteli su oluşur.	Sınırlı sayıda boya için etkilidir.
Işınlama	Boya giderimi için radyasyon kullanılır.	Labrotuvar ölçülerinde etkilidir.	Yüksek miktarda çözünmüş oksijen ihtiyacı. Pahalı.
Membran filtrasyonu	Boyalı atıksu temiz sudan boyayı ayıran bir tabakdan geçirilir.	Arıtma ve yeniden kullanımda etkilidir.	İlk kurulumu maliyetli. Kolay membran kirlenmesi. Konsantre çamur oluşumu. Boya gideirmi için uygun değil.
Nano filtrasyon ve ultra filtrasyon	Boyalı atıksu ince gözlü membrandan geçirilerek arıtım sağlanır.	Birçok çeşit boya giderimini sağlar.	Yüksek maliyet. Yüksek elektrik tüketimi. Membran gözleri çok çabuk tıkanır. Yüksek basınç gereksinimi. Kısa ömürlüdür.
Ters ozmoz	suyun aşırı ince bir zardan geçirildiği, bir tarafta kirletici ve diğer tarafta su bırakan basınçlı sistem.	Yaygın su geridönüşüm yöntemi. Renksizleştirme ve tuzsuzlaştırmada etkili. Temiz ve saf su üretir.	Maliyetli. Yüksek basınç gereksinimi.

1.4. Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon basit ve verimli bir yöntem olduğu için galvanik atıksu, çamaşırhane atıksuları, restoran atıksuları ve kanatlı hayvan kesimhane atıksuları gibi birçok atıksu tipinin arıtımında kullanılmaktadır. Elektrokoagülasyon farklı endüstri

atıksularında kirleticilerin gideriminde etkili olmaktadır. Literatürdeki birçok çalışma boyalı ve tekstil atıksuların arıtımında elektrokoagülasyonun kullanıldığını göstermektedir.

Elektrokoagülasyonda reaktif/kimyasal ilavesine gereksinim duyulmadığından ve elektron ana reaktif madde olduğundan çevre dostu bir yöntemdir. Bu çamur oluşumunu büyük ölçüde minimize ederek geleneksel atıksu arıtma yöntemlerinde tehlikeli kimyasalların uzaklaştırılmasını sağlayan koagülantları ortadan kaldırmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesi küçük kolloidal parçacıkları etkili bir şekilde stabilize ederek diğer işlemlere kıyasla daha düşük miktarda çamur üretir (Khandegar ve Saroha, 2013).

1.4.1. Elektrokoagülasyonun teorisi ve mekanizması

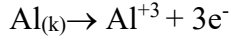
Elektrokoagülasyon arıtım sistemde iyonları desteklemek için tükenen elektrotlarda birçok kimyasal ve fiziksel olayı içermektedir. Elektrokoagülasyonda koagülant iyonlar üretilmektedir ve aşağıdaki aşamaları içermektedir.

- Anot çözünmesi
- Katotda OH⁻ iyonlarının ve H₂ oluşumu
- Elektrot yüzeyinde elektrolitik reaksiyonlar
- Kolloidal kirleticilerin koagülantla adsorpsiyonu
- Kolloidlerin sedimantasyon veya yüzdürme yoluyla giderilmesi (Khandegar ve Saroha, 2013).

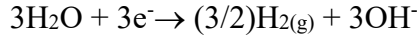
Elektrokoagülasyon psosesinde, elektrot yada elektrot düzeneği genellikle harici bir DC kaynağına bağlanır ve bu elektrot materyalinin ve anot-katot kombinasyon modunun seçiminde önemli bir parametredir. Atıksuyun arıtılması için kullanılan elektrot malzemesi insan sağlığı ve çevre açısından için toksik olmamalıdır. Genellikle elektrot olarak kullanılan elektrot malzemeleri, ucuz, kolayca temin edilebilir, toksik olmayan ve çok etkili oldukları için alüminyum, demir, paslanmaz çelik, yumuşak çelik ve grafitir (Mollah ve ark.,2001, 2004; Emamjomeh ve Sivakumar, 2009). Literatürde aynı atıksuyun arıtımında farklı eletrot kombinasyonları (Al/Al, Al/Fe, Fe/Al, Fe/Fe) kullanılmıştır (Khandegar ve Saroha, 2012; Akyol, 2012; Bouhezila ve ark., 2011; Bayramoğlu ve ark., 2006). Anot malzemesi olarak alüminyum ve demir kullanıldığında, anottan salınan metal iyonları ve birçok iyonik monomerik hidroliz maddesi ortamın pH'ına bağlı olarak oluşmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinde elektrotlarda gerçekleşen reaksiyonlar aşağıda verilmiştir:

Alüminyum elektrot için:

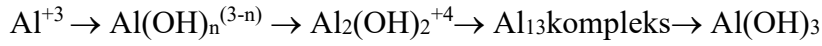
Anotta gerçekleşen oksidasyon reaksiyonu



Katotta gerçekleşen indirgenme reaksiyonu

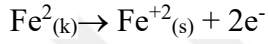


Elektroliz sırasında bütün reaksiyonlar

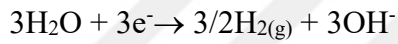
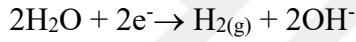


Demir elektrot için:

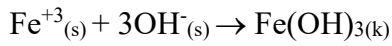
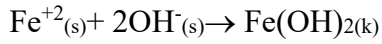
Anotta gerçekleşen oksidasyon reaksiyonu



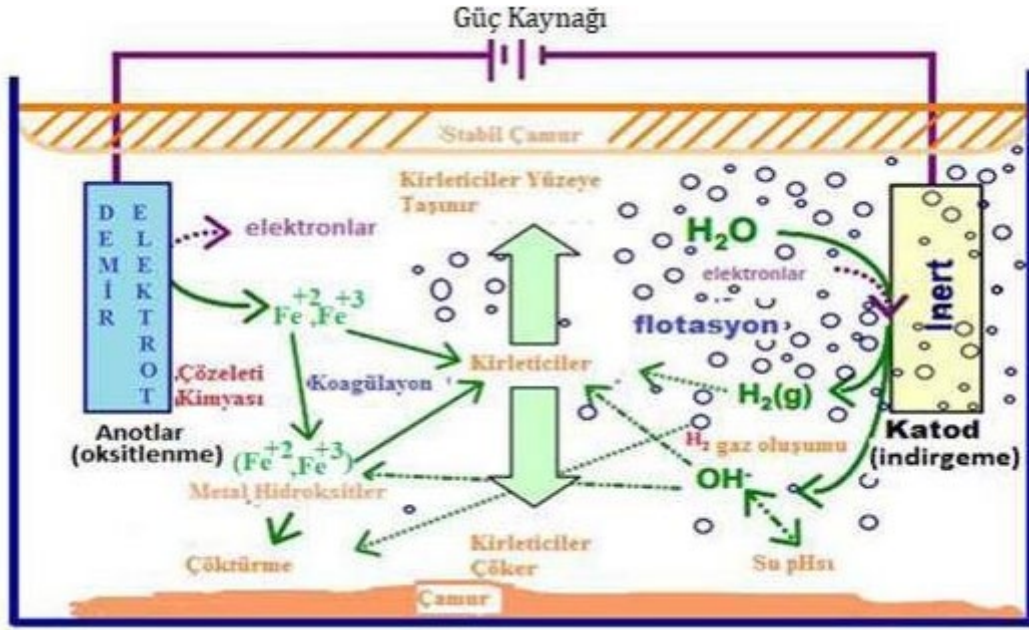
Katotta gerçekleşen indirgenme reaksiyonu



Elektroliz sırasında bütün reaksiyonlar



Şekil 1.3.'de elektrokoagülasyon prosesi temel bileşenleri ve kirlenici giderim mekanizmaları verilmiştir.



Şekil 1.3. Elektrokoagülasyon prosesi bileşenleri ve kirlenici giderim mekanizması (Atabey, 2019)

1.4.2. Elektrokoagülasyon prosenin avantaj ve dezavantajları

Elektrokoagülasyon prosenin avantaj ve dezavantajları olduğu durumlar söz aşağıdaki gibi sıralanabilir.

Avantajları:

- Elektrokoagülasyonda ilave kimyasal madde eklenmediği sürece yüksek konsantrasyonlu kimyasallardan kaynaklanan ikincil kirlilik oluşmamaktadır.
- Elektrokoagülasyon sırasında oluşan gaz kabarcıkları, kirlenici maddeyi çözeltinin üst kısmına taşıyarak daha kolay toplanmasını sağlamaktadır.
- Basit ekipman gerektirir, bu da prosenin otomatikleştirilmesini sağlamaktadır.
- Elektrokoagülasyonla giderilen atıksu temiz, renksiz ve kokusuzdur.
- Elektrokoagülasyon herhangi bir kimyasal madde gerektirmez. Bu yüzden fazla kimyasalları nötralize etme sorunu ve kimyasal maddelerin neden olduğu ikincil kirlilik olasılığı yoktur.
- Elektrokoagülasyonda oluşan floklar büyük ve kararlı bir yapıya sahiptir. Böylece filtrasyon sırasında kolayca ayrılabilirler.
- Elektrokoagülasyon prosesinde daha az hacimde çamur üretilmektedir ve oluşan çamur oldukça kararlı yapıya sahiptir ve toksik değildir.

- Elektrokoagülasyon işlemi, en küçük kolloidal partikülleri giderme eğilimindedir çünkü uygulanan elektrik alan onları daha hızlı harekete geçirerek ve pıhtılaşmayı kolaylaştırmaktadır.

Dezavantajları:

- Anot çözeltide çözündüğü için elektrokoagülasyonda kullanılan anotun düzenli olarak değiştirilmesi gerekmektedir.
- Katot pasifliği meydana gelebilir bu da elektrokoagülasyon prosesinin verimliliğini azaltır.
- Elektrik bol olmadığı bölgelerde elektrokoagülasyonun işletme maliyeti yüksel olabilir (Moussa ve ark., 2017).

1.4.3. Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen faktörler

Elektrokoagülasyon prosesinde verimliliği ve atıksudan kirletici giderimini etkileyen birçok parametre bulunmaktadır fakat aşağıda en önemli parametrelere yer verilmektedir.

1.4.3.1. Elektrotların düzenlenmesi

Elektrot malzemesi ve elektrotların bağlantı şekli elektrokoagülasyon işleminin maliyet analizinde önemli rol oynamaktadır. Kobya ve ark., (2011) tekstil atıksularının arıtımı üzerine çalışmalar ve çeşitli elektrot bağlantı modlarıyla atıksuyun pH, akım yoğunluğu ve reaksiyon süresini fonksiyonlarına bağlı olarak performansı kıyaslamışlardır. Çalışma üç farklı elektrot bağlantı modunda yürütülmüştür.

Monopolar elektrotların paralel bağlanması (MP-P): Anotlar ve katotlar, akımın tüm elektrotlar arasında ayrı ayrı hücrelerin direncine bölünmesi nedeniyle paralel olarak bağlanır. Paralel bağlantı, seri bağlantılara göre daha düşük bir potansiyel farkına ihtiyaç duyar.

Monopolar elektrotların seri bağlanması (MP-S): Seri bağlantıdaki monopolar elektrotlarda, her bir kurban elektrot çifti içsel olarak birbirine bağlanır. Hücre voltajlarının eklenmesi, belirli bir akım için daha yüksek bir potansiyel farkına yol açar.

Bipolar elektrotların seri bağlanması (BP-S): Bu bağlantı modunda, dış elektrotlar güç kaynağına bağlanır ve iç elektrotlar arasında elektriksel bağlantı yoktur (Khandegar ve Saroha, 2013).

1.4.3.2. Çözeltinin iletkenliği

Çözeltinin iletkenliği elektrolizde kirleticinin giderim verimi ve işletme maliyeti açısından çok önemli bir parametredir.

Çözelti elektrik akımı açısından bazı noktalarda minimum iletkenliğe sahip olmalıdır. Düşük iletkenlikteki atıksuyun iletkenliği, sodyum klorür veya sodyum sülfat gibi tuzlardan yeterli miktarda ilave edilerek ayarlanır. Sabit hücre voltajında çözeltinin iletkenliğinde veya sabit akım yoğunluğunda hücre voltajında bir düşüş ile akım yoğunluğunda bir artış vardır (Bayramoğlu ve ark., 2004; Merzouk ve ark.,2010). Çözeltideki yüksek iletkenlik ile enerji tüketimi azalır (Khandegar ve Saroha, 2013).

1.4.3.3. Güç kaynağının şekli

Elektrokoagülasyon işleminde, anaton elektrolitik oksidasyonu ile yerinde metal hidroksit iyonu oluşmaktadır. Bu metal hidroksit iyonları koagulant olarak görev görür ve kirleticinin çökeltim yolu ile giderimini sağlamaktadır. Literatürdeki elektrokoagülasyon üzerine yapılan çalışmaların birçoğunda doğru akım kullanılmıştır. Doğrudan akım kullanımı oksidasyon nedeniyle anatto korozyon oluşumuna neden olmaktadır. Aynı zamanda katot üzerinde bir katman oluşur ve katot ve anot arasındaki akım akışını azaltarak kirletici giderim verimini düşürmektedir (Khandegar ve Saroha, 2013).

1.4.3.4. pH

pH elektrokoagülasyonda çözeltinin iletkenliğini, zeta potansiyelini ve elektrot çözünmesini etkilediği için anahtar parametredir. Bununla birlikte, çözeltinin pH'ı ile elektrokoagülasyonun verimliliği arasında açık bir ilişki kurmak zordur çünkü elektrokoagülasyon işlemi sırasında işlenmiş suyun pH'ı değişir bu nedenle genellikle başlangıçtaki çözeltinin pH'ı olarak adlandırılır (Vepsalainen, 2012; Chen, 2004; Mansoorinan ve ark., 2014; Gatsions ve ark., 2015; Ghernaout ve ark., 2011).

1.4.3.5. Akım yoğunluğu

Akım yoğunluğu, elektrokoagülasyonda, elektrokoagülasyonun etkinliğini etkileyebilecek olan koagulant dozaj oranını, kabarcık üretim hızını, boyutlarını ve flok büyümesini belirlediği için çok önemlidir. Mevcut yoğunluğun artmasıyla, anot çözünme hızı artmaktadır. Bu, kirletici temizleme verimliliğinde artışa neden olan metal hidroksit floklarının sayısında bir artışa yol açmaktadır. Akım yoğunluğunda optimum akım yoğunluğunun üstünde bir artış, kirleticinin çöktürülmesi için yeterli sayıda metal hidroksit parçası bulunduğundan, kirletici temizleme verimliliğinde bir artışa neden olmamaktadır (Khandegar ve Saroha, 2013). Elektrokogülasyon üzerine yapılan çalışmalarda akım yoğunluğunun işletme ve verim üzerine etkisi diğer işletme şartlarına bağlı olarak çalışılmıştır (Koby ve ark., 2016; Bayar ve ark., 2011; Mouedhen ve ark., 2008).

1.4.3.6. Elektrot materyali

Elektrot malzemesi, elektrokoagülasyonda hangi elektrokimyasal reaksiyonların meydana geldiğini tanımlar. Elektrokoagülasyon sistemlerinde alüminyum ve demir elektrotların her ikisi de başarıyla kullanılmıştır. Alüminyum her durumda Al(III) olarak çözünür, oysa demirin Fe(II) mi yoksa Fe(III) olarak mı çözüldüğü konusunda bazı tartışmalar vardır. Çoğu sonuç, demirin Fe(II) gibi çözüldüğünü ve oksijen gibi oksidanlar yeterli konsantrasyonda mevcutsa ve pH alkali ise çözüldüğünde Fe(III)'e oksitlendiğini göstermiştir. Fe(II), hidroksitlerin daha yüksek çözünürlüğü ve düşük pozitif yük nedeniyle Fe(III) ile karşılaştırıldığında zayıf bir koagülananttır. Optimum malzeme seçimi, giderilecek kirleticilere ve elektrolitin kimyasal özelliklerine bağlıdır. Çoğu çalışmada alüminyum elektrotların demir elektrotlara göre giderim veriminin daha iyi olduğunu göstermektedir (Vepsäläinen, 2012).

1.4.3.7. Elektrotlar arası mesafe

Elektrostatik alan, anot ve katot arasındaki mesafeye bağlı olduğundan, elektrotlar arası mesafe, elektrokoagülasyonda önemli bir rol oynar. Elektrotlar arasındaki optimum mesafe korunarak maksimum kirletici giderim verimliliği elde edilir. Minimum elektrot arasındaki mesafede kirletici giderim verimliliği düşüktür. Bunun nedeni, flok olarak

hareket eden ve çöktürücü maddelerle kirlenici maddeyi gideren metal hidroksitlerin, yüksek elektrostatik çekicilik nedeniyle birbirleriyle çarpışma sonucu bozunmalarıdır (Daneshvar ve ark., 2014). Kirlenici temizleme verimliliği, elektrotlar arasındaki mesafenin minimumdan elektrotlar arasındaki optimum mesafeye kadar artmasıyla artar. Bunun nedeni, elektrotlar arasındaki mesafeyi daha da arttırarak, üretilen iyonların daha yavaş hareket etmesine neden olan elektrostatik etkilerde bir düşüşün olmasıdır. Buda üretilen metal hidroksitin, çözelti içindeki kirlenicinin giderim veriminde bir artışa neden olan topaklaşma için daha fazla zaman sağlar. Elektrot mesafesinin optimum elektrot mesafesinden daha fazla arttırılması ise kirlenici giderim verimliliğinde bir azalmaya neden olmaktadır. Bunun nedeni iyonların hareket süresinin, elektrotlar arasındaki mesafenin artmasıyla artmasıdır. Bu, elektrostatik çekimde bir azalmaya yol açarak kirleniciyi pıhtılaştırmak için ihtiyaç duyulan daha az miktarda flok oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Khandegar ve Saroha, 2013).

1.4.3.8. Anyon konsantrasyonu

Farklı anyonların varlığı, metal iyonlarının destabilizasyon özellikleri üzerinde farklı etkilere sahiptir. Sülfat iyonlarının elektrotlardan korozyon/metal çözünmesini engellediği ve bu nedenle kolloidlerin destabilizasyonu, diğer taraftan, klorür ve nitrat iyonları, oluşan pasif tabakayı parçalayarak sülfat iyonlarının inhibisyonunu önlemektedir.ve akım verimini azalttığı bilinmektedir. Ayrıca klorür iyonlarının varlığı tuz konsantrasyonu yeterince yüksek olduğunda, tuzların elektrotlar üzerinde çökmesine neden olan kötü etkilerini de önemli ölçüde azaltır. Çöktürücü, elektrotlar arasındaki potansiyeli artırarak akım verimliliğini azaltan bir yalıtım katmanı oluşturur (Vepsäläinen, 2012; Khandegar ve Saroha, 2013; Hu ve ark., 2003; Trompette ve Vergnes, 2009).

1.4.3.9. Elektroliz süresi

Kirlenici giderim verimliliği aynı zamanda elektroliz süresinin bir fonksiyonudur. Kirlenici giderim verimliliği, elektroliz süresinde bir artışla artar. Ancak, optimum elektroliz süresinde kirlenici giderim verimi sabit hale gelir ve elektroliz süresinde bir artışla artmaz. Metal hidroksitleri anotun çözünmesi ile oluşur. Sabit bir akım yoğunluğu için üretilen metal hidroksit sayısı elektroliz süresinde bir artışla artar. Daha uzun bir

elektroliz süresi için kirletici giderim verimliliğinde bir artışa neden olan flok oluşumunda bir artış vardır. Optimum elektroliz süresinin üzerinde bir elektroliz süresi için, kirletici temizleme giderimi yeterli derecede artmaz ve arıtım için çok sayıda flok mevcuttur (Khandegar ve Saroha., 2013).

1.4.4. Yanıt yüzey yöntemi

Yanıt yüzey yöntemi (YYY), süreçleri iyileştirmek ve optimize etmek için kullanılan istatistiksel ve matematiksel tekniklerin bir araya getirilmesidir (Myers ve ark., 2009). YYY temel olarak, deneylerin tasarlanması, parametrelerin etkileşimlerini göz önünde bulundurarak modeller geliştirmek ve süreç optimizasyonu için faydalı olan matematiksel ve istatistiksel yöntemlerden oluşan bir koleksiyondur (Behbahani ve ark., 2011; Khedmati ve ark., 2017; Haghshenas ve ark., 2015). YYY, matematiksel modellerin (doğrusal, kare polinom fonksiyonlar ve diğerleri), tasarlanan deneyler dizisinden elde edilen deney sonuçlarına ve istatistiksel tekniklerle elde edilen modelin doğrulanmasına dayanmaktadır (Witek-Krowiak ve ark., 2014).

YYY'nin temel amacı, sistem için en uygun işletme koşullarını sağlamak veya işletme şartlarına uygun bir bölge elde etmektir (Zhang ve ark., 2016). YYY kullanarak fizikokimyasal işlemlerin simülasyonu ve optimizasyonu, altı ardışık adımdan oluşur:

- 1- Bağımsız faktörlerin taranması ve istenen cevapların seçilmesi,
- 2- Deneysel tasarım için strateji seçimi,
- 3- Deneylerin yapılması ve sonuçların elde edilmesi,
- 4- Elde edilen deneysel verilerin matematiksel modele uygulanması,
- 5- Grafik ve varyans analizi ile modelin teyit edilmesi,
- 6- Optimum koşulların belirlenmesi.

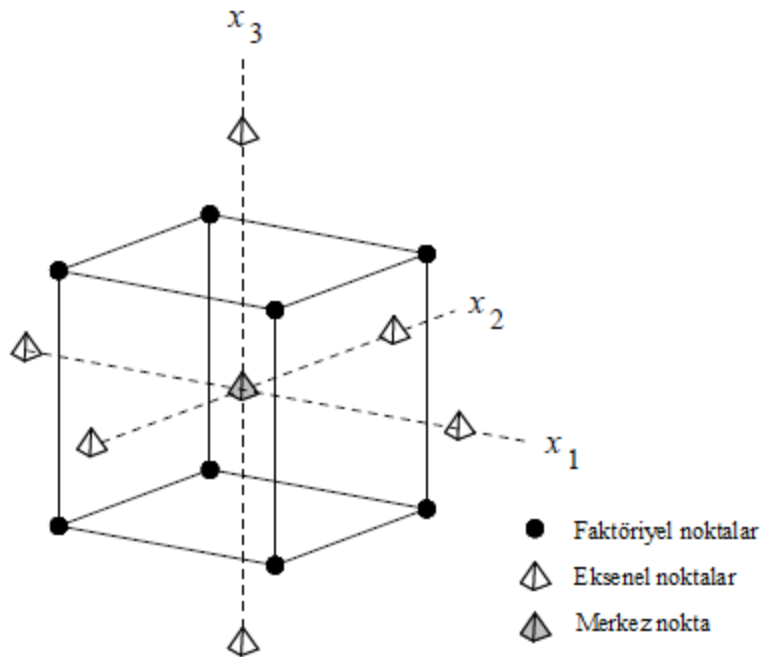
YYY'nin boya gideriminde uygulanmasında ilk ve en önemli adım arıtımı etkileyen bağımsız faktörlerin taranmasıdır. Ön eleme deneyleri ve literatür taraması, araştırmacıya ana faktörlerin nasıl seçileceğine ilişkin fikir vermektedir. Tüm faktörler arasında, boya giderimi üzerinde önemli bir etkisi olan ve birbirinden bağımsız cevapları seçmek önemlidir. Ayrıca, seçilen bu faktörlerin aralıkları önceki testlere dayanarak makul şekilde seçilmelidir. Faktörler ve aralıkları uygun bir şekilde seçilmezse, işlemin nihai sonuçlar yetersiz ve güvenilmez olacaktır. Boyaların fizikokimyasal olarak giderimi çoğunlukla reaksiyon süresi, pH ve ilk boya konsantrasyonu gibi çeşitli çevresel faktörlerden

etkilenmektedir. Seçilen boya çıkarma yöntemine bağlı olarak, bu parametreler farklı olabilir (Karimifard ve Moghaddam, 2018).

Bir sonraki önemli adım, cevapların tahmin edilip değerlendirilmesi gereken noktaları seçerek deneyleri tasarlamaktır. Uygun bir tasarım stratejisinin seçilmesi, yanıt yüzeyi oluşturma ve ayrıca öngörülen modelin kesinliği üzerinde önemli bir etkiye sahiptir (Sakkas ve ark., 2010).

Merkezi kompozit tasarım (CCD), çevresel işlemlerde ikinci dereceden yanıt yüzey modelinin oluşturulması için en çok kullanılan tasarım yöntemidir. CCD daha az deneysel çalışma ile bilgi sağlamaktadır. Ek olarak CCD, seçilen süreci etkileyen faktörlerin doğrusal ve karesel etkileşim etkilerinin faydalı bir şekilde tahmin edilmesini sağlar (Karimifard ve Moghaddam, 2018).

CCD’de yer alan merkezi kompozit tasarımlarla ikinci dereceden bir model verimli bir şekilde oluşturulabilir. Merkezi kompozit tasarım, ikinci dereceden bir modelin ayarlama parametrelerinin tahminini mümkün kılmak için merkez ve eksenel noktalarla güçlendirilmiş birinci dereceden (2^n) tasarımlardır. Şekil 1.2, 3 tasarım değişkeni için bir merkezi kompozit tasarımı göstermektedir. Şekil 1.2’deki tasarım, 2^n faktöriyel nokta, $2n$ eksenel noktaları ve 1 merkez noktayı içerir (Montgomery, 1997).



Şekil 1.4. 2 seviyede 3 tasarım değişkeni için merkezi kompozit tasarım

1.4.5. Literatürde yapılmış önceki çalışmalar

Elektrokoagülasyon işlemleri pek çok kirleticinin giderimi için kullanılır. Bunun yanı sıra boyar madde gideriminde de kullanılmaktadır. Literatürde yapılmış birtakım çalışmalar aşağıdaki gibidir:

Secula ve ark. (2011) tarafından yapılan çalışmada İK boyasının karıştırılmalı bir elektrokoagülasyon reaktörü kullanılarak sulu çözeltilerden giderimi araştırılmıştır. Deneyler çelik elektrotlarla sağlanan süresiz bir sistemde gerçekleştirmiştir. Temel amaç, pH, başlangıç konsantrasyonu, elektroliz süresi, akım yoğunluğu ve elektrolit destek konsantrasyonu gibi çalışma parametrelerinin, toplu elektrokoagülasyon prosesinde İK boyası içeren sentetik bir atıksuyun arıtılması üzerindeki etkilerini araştırmaktır. Elektrokoagülasyon reaktörü, 5,46 ila 54,57 A/m² arasında değişen çeşitli akım yoğunluklarında çalıştırılmış boyanın başlangıçtaki konsantrasyonu 25 ila 100 mg/L arasında başlangıçtaki pH değeri 5 ila 9 arasında elektrolit desteğinin konsantrasyonu 0,2 ila 4,5 g/L arasında değiştirilmiştir. Elektrokoagülasyon işlemi sırasında pH kontrolünün, İK gideriminde yararı olmadığı görülmüştür.

Hendaoui ve ark. (2018) tarafından demir elektrot kullanılarak İK içeren gerçek atıksu üzerinde YYY kullanılarak elektrokoagülasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Üç parametrenin ana etkisi: başlangıç pH'sı, giriş debisi ve uygulanan voltajın kirleticilerin giderimi üzerindeki etkileşimleriyle birlikte değerlendirilmiştir. Sonuçlar, uygulanan voltajın ve giriş debisinin azalmasının, kirletici maddelerin giderilmesinde verimi arttırdığını göstermiştir. Yüzey grafiği analizinde, en iyi kirleticilerin uzaklaştırılmasının, en düşük akış hızı ve en yüksek voltaj ile nötr pH aralığında gerçekleştiği gözlemlenmiştir. İletkenlik giderimi göz ardı edildiğinde optimum parametre değerleri: 7,58 pH, 1 L/dak giriş debisi ve 101 V uygulanan voltajdır. Bu şartlar altında %93,77 renk ve %92,07 KOİ giderimi gerçekleşmiştir. Bununla birlikte, optimum elektrokoagülasyon koşullarında: pH 7,2, giriş debisi 1,1 L/dak ve 66 V uygulanan voltaj ile %89,2, %76,1 ve %29,76 renk, KOİ ve iletkenlik giderimi elde edilmiştir. Gerçek çalışmada, elektrokoagülasyon süreci ile iletkenlik giderimi için gerçek biyolojik atıksu kullanılan işlemle karşılaştırıldığında %60 oranında iyileştirilmiştir.

Khorram ve Fallah (2018), yaptıkları çalışmada boyalı tekstil endüstri atıksularının elektrokoagülasyon tekniği ile arıtımını araştırmışlardır. Ayrıca, başlangıç pH'ı (4-9), akım yoğunluğu (15-35 mA/cm²) ve elektrokoagülasyon süresi (20-60 dk) gibi işletme

parametrelerin etkisi, 30 dakikalık düşük çökme süresinde 12 saat veya daha fazla çökme süresine sahip diğer çalışmalarla kıyaslanarak belirlenmiştir. Elektrokoagülasyon anotta oksidasyon reaksiyonu, emülsiyon parçacıklarını kırılması ve çökme olarak üç aşamada gerçekleşmektedir. Bu çalışmada, ana çalışma değişkenlerinin ve elektrokoagülasyon yönteminin optimizasyon koşullarının alüminyum elektrotlar üzerindeki etkilerini araştırmak için yanıt yüzeyi yöntemi olarak Box-Behnken tasarımını kullanmışlardır. Sonuçlar, başlangıç pH'ının diğer parametrelerden daha önemli olduğunu ve başlangıç pH ve akım yoğunluğunun etkileşime sahip olduğunu göstermiştir. Ayrıca, işletme parametrelerinin çökme hızı üzerinde etkili olduğunu ve düşük çökme süresinin Al elektrotlu elektrokoagülasyon için uygun olmadığını görmüşlerdir. Optimize edilmiş koşullar altında, başlangıç pH'ı 5,5, akım yoğunluğu 15 mA/cm² ve elektrokoagülasyon süresi 23 dakika olarak belirlenmiş ve renk giderimi %98 olarak tahmin edilmiştir. Laboratuvarında, bu koşullar altında renk giderimi %97 olarak elde edilmiştir. Optimum koşullar altında KOİ giderim verimi, çamur çökme hızı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi sırasıyla %40, 0,004 cm/dak, 1,3 kg/m³, 7,64 kWh/m³ olarak ölçülmüştür. Optimal koşullar altında, çöken atığın %40'ı geri kazanılabilir olduğu aksi takdirde daha fazla çökme süresi gerektiği görülmüştür. Atıksu, bu atıksuyun çoğu KOİ'sinin nedeni olabilecek sodyum oksalat, polivinil alkol ve asetik asit gibi çözünmüş katkılar içerdiğinden KOİ giderim veriminin düşük olduğu bulunmuştur.

Yüksel ve ark. (2013), yaptıkları çalışmada iki çeşit inceleme gerçekleştirilmişlerdir: Reaktif tekstil boyası çözeltisinin ve tekstil atıksuyunun elektrokoagülasyonla arıtımı. Paralel bağlantı modlarında kurban elektrot olarak paslanmaz çelik ve demir elektrotlar kullanılmıştır. pH, akım yoğunluğu ve çalışma süresinin elektrokoagülasyon performansı üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Boya deneylerinden elde edilen optimum parametreler tekstil atıksuyunun arıtılmasına uygulanmıştır. Deney sonuçlarına göre, paslanmaz çelik elektrotlarının hem boyanın hem de tekstil atıksuyunun giderilmesinde demir elektrotlarına kıyasla daha üstün olduğu bulunmuştur. Paslanmaz çelik elektrotları kullanılarak, tekstil atıksuyundan %89,7 KOİ, %91,2 TOK, %90,3 bulanıklık ve %94,1 toplam katı madde uzaklaştırma verimliliğinin yanı sıra 2,43 kWh/m³ enerji ve 0,05 kg/m³ elektrot tüketimi, 1,061 kg/m³ çamur üretimi ve 0,62 \$/m³ toplam işletme maliyeti ile giderim sağlanmıştır.

Wei ve ark. (2012), yaptıkları çalışmada, azo asit siyahı 1, antrakinin reaktif mavi 4 ve ksanten eosin sarı için farklı tipte katotlar kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile

giderimini araştırmıştır. 100 mg/L boya, 0,3 A elektrik akımı ve demir plaka anot kullanıldığında, boya gideriminin elik yn katotda (591 cm²), demir plaka (28 cm²) ve paslanmaz elik katotda (28 cm²) 1,8- 4,4 kat daha fazla olduğu görülmüştür. Bu iki katot için çözeltilerdeki toplam demir konsantrasyonları birbirine yakın olmasına rağmen, elik yn katot kullanılan çözeltideki demir konsantrasyonun paslanmaz elik bir katot kullanılan çözeltiden daha fazla olduğu bulunmuştur. Elektrik akımındaki ve karıştırma hızındaki artış elik yn katot hcreti kullanıldığında boya gideriminini arttırmıştır. *Vibrio fischeri* ışık nleme testinin sonuçları, renklendirilmiş çözeltilerin yan ürünlerde düşük toksisite (%23-35 ışık nleme) içerdiğini göstermiştir. elik yn katodu 30 saniye boyunca suyla yıkandığında, elik yn katot reaktörünün veriminin yedi kez yeniden kullanım sırasında düşmediği görülmüştür.

Pajootan ve ark. (2012), yaptıkları çalışmada, toplu elektrokimyasal reaktörde alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon işlemi ile iki boyanın uzaklaştırılması incelemiştir. Model boyalar olarak asit siyah 52 ve asit sarı 220 kullanılmıştır. İletkenlik, akım yoğunluğu, başlangıç boya konsantrasyonu ve pH gibi çalışma parametrelerinin elektrokoagülasyon sürecine etkisi incelenmiş ve elektrik enerjisi tüketimi hesaplanmıştır. Ayrıca, yn boyama işlemi gerçekleştirilmiş ve elektrokoagülasyon işlemi ile gerçek renkli atıksudan boyanın giderilmesi çalışılmıştır. 40 A/m² üzerindeki akım yoğunluğu kadar giderimin arttığı ve elektrokogülasyon işlemi için optimum pH'ın 5 olduğu bulunmuştur. 0 ila 8 arasında değişen elektrolit konsantrasyonun boya gideriminde elektrik enerjisi tüketimini azaltmasının dışında ihmal edilebileceği görülmüştür. Tek ve ikili boya çıkarma sistemleri ve sentetik çözeltiler ve gerçek renkli atıksu sonuçları çok yakın olarak bulunduğundan elektrokoagülasyon işleminin renkli atıksulardan boyaları uzaklaştırmak için etkili bir yöntem olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Akbal ve Kuleyin (2011), yaptıkları çalışmada levafix brilliant blue E - B' nin alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemi ile rensizleştirilmesini araştırılmıştır. Akım yoğunluğu, başlangıç pH'ı, elektroliz süresi, destekleyici elektrolit konsantrasyonu gibi çalışma değişkenlerinin renk giderimi verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi belirlenmiştir. Sonuçlar, alüminyum elektrotunun renk giderimi ve işletme maliyetleri açısından demir elektrottan daha etkili olduğunu göstermiştir. Alüminyum elektrot kullanıldığında, 100 A/m² akım yoğunluğunda, başlangıç pH'ı 5,5, 5 mM elektrolit konsantrasyonu ve 20 dakikalık elektroliz süresinde %99 renk giderimi elde edilmiştir. İlgili enerji tüketimi ve işletme maliyeti sırasıyla 16.9 kWh/m³ ve

2,921 \$/m³ olarak bulunmuştur.

Parsa ve ark. (2011), yaptıkları çalışmada bir laboratuvar ölçekli ve pilot ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü kullanarak asit kahverengisi 14'ün atıksudan giderimini araştırmışlardır. İşlemin en iyi şartlarını bulmak için anot malzemeleri, pH, destekleyici elektrolit, akım yoğunluğu ve karıştırma hızı gibi çeşitli parametrelerin etkisini araştırmışlardır. Enerji tüketimi, proses değerlendirmesinin ana kriteri olarak kabul edilerek optimum koşullar bulunmuştur. Anot yüzey kaplamanın etkisi ve konumu incelenmiştir. Laboratuvar ölçekli reaktör ile 18 dakika sonra optimum koşullarda, çözeltinin boya ve KOİ içeriğinin sırasıyla %91 ve %97'si uzaklaştırılmıştır. Daha sonra bir pilot ölçekli reaktör kullanılarak elektrokoagülasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu aparatla yaklaşık 200 dakika sonra, boya ve KOİ içeriğinin sırasıyla %80 ve %64'ü giderilmiştir. Hem laboratuvar ölçekli hem de pilot reaktörler için renk ve KOİ giderim kinetikleri elde edilmiştir.

Aoudj ve ark. (2010), yaptıkları çalışmada, direk kırmızı 81 içeren çözeltilerin renklerinin giderilmesi için elektrokoagülasyonu uygulamıştır. Toplu modda sentetik çözeltiler için deneyler yapılmıştır. Çalışmada, elektroliz süresi, akım yoğunluğu, başlangıç pH'ı, elektrotlar arası mesafe, başlangıç boya konsantrasyonu ve destekleyici elektrolit tipi gibi işletme parametrelerin etkisine odaklanılmıştır. Elde edilen sonuçlar, renk gideriminde optimal koşulların başlangıç pH'ı yaklaşık 6, akım yoğunluğu 1,875 mA/cm², elektrotlar arası mesafe 1,5 cm ve son olarak NaCl'ün destekleyici elektrolit olarak kullanımı göstermiştir. Optimum koşullarda, %98'den fazla renk giderme verimi elde edilmiştir.

Aleboyeh ve ark. (2008), yaptıkları çalışmada asit kırmızısı azo boyanın kesikli bir reaktörde elektrokoagülasyon ile giderimini araştırmıştır. Üç ana bağımsız parametrenin etkilerinin, akım yoğunluğunun, elektroliz süresinin ve boya çözeltisinin başlangıç pH'ının renk giderme verimi üzerindeki basit ve kombine etkilerini değerlendirmek ve arıtma sürecinde çalışma koşullarını optimize etmek için yanıt yüzeyi yöntemi uygulanmıştır. 2³ tam faktörlü merkezi kompozit deney tasarımı kullanılmıştır. Varyans analizi yüksek bir regresyon katsayısı değeri ($R^2 = 0,928$) göstermiştir. Maksimum renk giderim verimi tahmin edilmiş ve deneysel olarak doğrulanmıştır. Boya çözeltisinin optimum akım yoğunluğu, elektroliz süresi ve başlangıç pH'ı sırasıyla 102 A/m², 4,47 dk ve 7,27 olarak bulunmuştur. Proses parametrelerinin optimal değeri altında, asit kırmızısı 14 için yüksek giderim (>% 91) elde edilmiştir. Bu çalışma, tepki yüzeyi yönteminin çalışma koşullarını optimize etmek ve boya giderimini maksimuma çıkarmak için uygun yöntemlerden biri

olduğunu açıkça göstermiştir. Optimum noktayı bulmak için grafik tepki yüzeyi ve kontur grafikleri kullanılmıştır.

1.5. Biyoindikatörler ve Biyobelirteçler

Ekolojiye ilişkin verilerin sağlanmasında en önemli kaynaklar, biyoindikatörler ve biyobelirteçlerdir. Bu kavramlar tanımlanabilir çevre kalitesine ilişkin önemli bilgilerin sağlanmasına yardımcı olmaktadır. Sucul ortamların biyoizleme programlarında bu kavramlar özellikle kullanılan en önemli araçlardır (Tosti ve Gallo, 2012). İnsan aktivitelerinin artmasıyla birlikte su kaynaklarındaki fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler doğrudan veya dolaylı olarak değişmektedir. Bu değişim kaynaklardaki yaşamıda etkilemektedir. Değişimlerin düzeyini belirlemek için kimyasal incelemelerim-n yanı sıra biyolojik incelemelerin yapılması gerekmektedir. Biyolojik incelemeler kimyasal yöntemler ile tespit edilemeyen bazı verilerin elde edilmesine yardımcı olmaktadır. Biyoindikatörler sucul ortamlarda yaşayan bazı spesifik tür veya tür gruplarını içerirken, biyobelirteçler bu canlılara ait bazı biyokimyasal, fizyolojik ve histolojik parametreleri içermektedir (Dönmez ve Yılmaz., 2015). Biyobelirteçler saha veya laboratuvar çalışmaları için bilgiler sağlayan ve kimyasalların biyokimyasal hücresel ve doku düzeyindeki fizyolojik etkilerini ölçmek için kullanılan araçlardır. 1980'lerin sonundan beri yaygın olarak kullanılan biyobelirteçler kirleticilerin ve çevresel stresin biyolojik etkilerini izleme çalışmalarında kullanılmaktadırlar (Beliaeff ve Burgeot, 2002). Ekolojik çalışmalarda özellikle incelenmesi gereken bazı biyobelirteçler bulunmaktadır. Bunların başlıcaları; kondisyon faktörü, sitokrom P-450 enzimleri (örneğin organik kirleticilerin varlığında), astilkolinesteraz enzimi aktivitesi (metal kirliliği gibi), metallotiyonein sentezi, antioksidan enzimler (katalaz, glutasyon tranferaz vb.), DNA hasarı, lipid peroksidasyonu, vitellojenin düzeyleri 5 (endokrin yıkımlayıcı kimyasallar) ve histopatolojik incelemelerdir (Valvanidis ve Vlachogianni, 2010).

1.6. Model Canlı Olarak *Gammarus pulex*

Gammarus türleri, tatlı suda oldukça yaygın olmakla beraber bentik bölgedeki makro omurgasızların çok baskın bir parçasını oluşturmaktadır. Küçük omurgasızlar olup oymalar üzerinde etçil veya otçul beslenmektedirler (Demirci ve ark., 2018). Kabuklular

sınıfına dahil olan sucul indikatör özelliği olan canlılardır. *Gammarus* üyeleri, sulara karışan kirliliklere karşı balıklardan daha duyarlı organizmalardır. Çeşitli kirleticilere daha fazla hassas olmalarından, hızlı bir şekilde üretilibilmelerinden ve çok sayıda toplanabilmelerinden dolayı bu cinsin model canlı olarak toksikolojik çalışmalarda kullanımı giderek artmaktadır (Arthur, 1980; Demirsoy, 1999).

1.7. Oksidatif Stres

Biyokimyasal parametreler sucul organizmaların sağlık durumlarının bir göstergesi olarak sıkça kullanılmaktadır. Bu bakımdan herhangi bir stresin göstergesi olarak biyokimyasal metotların kullanımı, bu değişen çevreye karşı canlıların fizyolojik tepkileri hakkında önemli bilgiler sağlamaktadır (Blaxhall ve Daisley, 1973). Genel olarak serbest oksijen radikalleri ve özellikle OH $\cdot$ hücrelerdeki tüm temel moleküllerle (lipidler, amino asitler, karbonhidratlar, nükleotidler) reaksiyona girerek yüksek oranda zarar vermektedirler (Halliwell, 1991). Hücrelerin olumsuz koşullara maruz kalmasıyla indüklenen moleküler mekanizmalar, genellikle hücreleri stres faktörlerinin zararlı etkilerine ve hızlı hasarlara karşı korumayı amaçlayan stres tepkileri ortaya çıkarmaktadırlar. Canlı hücrelerin oksidatif strese karşı uyarlanabilir tepkileri vardır bu da reaktif oksijen türlerinin (ROS) yüksek seviyelerini algıladıklarını ve savunma faaliyetlerinin ifadesini artırarak sinyale yanıt verdiklerini gösterir. Hücrelerin reaktif oksijen türlerini algıladığı mekanizmalar prokaryotlarda ökaryotlara göre daha iyi anlaşılmaktadır (Jamnik ve Raspor, 2005). Normal, fizyolojik koşullar altında, ROS olarak da bilinen moleküller metabolizmanın bir sonucu olarak düşük miktarlarda üretilir. Bu nedenle, başka bir şekilde ROS'un, oksijenin normal metabolizmasının doğal bir yan ürünü olarak oluştuğu ve hücre sinyallemesinde önemli rollere sahip olduğu söylenebilir. Pro-oksidanların (serbest radikaller) kararlı durum oluşumu, normal olarak antioksidanlar tarafından benzer bir tüketim oranı ile dengelenir, ancak bu reaktif moleküllerin üretimi antioksidan savunmaları bunaltırsa, o zaman oksidatif stres oluşur (Herdeiro ve ark., 2006; Lu ve ark., 2005).

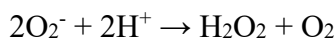
1.8. Antioksidanlar

Reaktif oksijen türlerinin oluşmasını veya bunların ortaya çıkardığı toksik etkileri

önlemek serbest radikalleri yakalama ve onları etkisiz hale getirme kabiliyetinde olan maddelere antioksidan adı verilir (Elliot, 1999). Birincil antioksidan savunma sistemleri, artan ROS üretimi ile indüklenir ve bu nedenle radikal/oksidan hasarın başlamasını veya yayılmasını önleyen veya radikal zincir sonlandırıcı ajanlar olarak hareket eden enzimler ve bileşikler bulunmaktadır (Jamieson, 1998). Normal fizyolojik koşullarda hücreler, oluşan serbest radikal ürünleri ve peroksitler gibi moleküllerin neden olabileceği oksidatif hasara karşı antioksidan savunma sistemleri tarafından korunur. Bu sistemler enzimatik ve enzimatik olmayan antioksidanlar olmak üzere iki gruba ayrılır. Enzimatik antioksidanlar Süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (KAT), GSH-Px, glutatyon-S-transferaz (GST), GSSG-R, hidroperoksidaz ve mitokondrial sitokrom oksidazdır. Organizmada en etkili olanları SOD, KAT ve GSH-Px'tir (Cheeseman ve Slater, 1993). Enzimatik olmayanlar ise; glutatyon, vitamin E, vitamin C, vitamin A gibi vitamin türleri ile flavinoidler, melatonin, hemoglobin, miyoglobin askorbik asit, transferrin, laktoferrin, albümin, sistein, bilirubin, mannitol, lipoik asit, hemopeksin, glutatyon, koenzim Q, karotenoidler ve bazı eser elementlerdir (De Zwart ve Meerman, 1999; Deaton ve Marin, 2003, Valavanidis ve ark, 2006). Lipid peroksidasyonu, poliansatüre yağ asitlerinin zincirleme bir radikal reaksiyonudur. Lipid peroksitlerinin konsantrasyonları arttıkça, membranların akışkanlıkları azalır ve kalsiyum gibi iyonların hücre içine geçişi kolaylaşıp, sonuçta hücre fonksiyonlarında bozukluklar ortaya çıkmaktadır (Deaton ve Marlin, 2003; Valavanidis ve ark, 2006).

1.8.1. Süperoksit dismutaz (SOD)

Süperoksit dismutaz (SOD), oksijene geçici ya da uzun süreli periyotlarda maruz kalan organizmalarda bulunan bir metalloenzimdir (Akkuş, 1995). SOD, süperoksit radikalinin, hidrojen peroksit ve moleküler oksijene dönüşümünü katalizleyen antioksidan enzimdir (Moody ve Hassan, 1984).



Yukarıdaki tepkime oksidatif strese karşı başlayan ilk tepkimedir. Bu tepkime sonucunda oluşan ürünler ya lizozomlardaki katalaz tarafından ya da mitokondrideki glutatyon peroksidaz tarafından H₂O'ye detoksifiye edilir (Johansen ve ark., 2005).

1.8.2. Katalaz (KAT)

Katalaz (KAT), yapısında dört tane hem grubu bulunan bir hemoproteindir. Bu enzim, esas olarak peroksizomlarda daha az olarak da sitozolde ve mikrozomal fraksiyonlarda bulunmaktadır. H_2O_2 'i suya ve oksijene parçalayarak lipid peroksidasyonuna karşı koruyucu rol oynamaktadır. KAT, hidrojen peroksit (H_2O_2) varlığında bir takım küçük substrat moleküllerine karşı peroksidatik aktivite göstermektedir (Paller ve Patent, 1991).

1.9. Biyotransformasyon

Kimyasal kirlenmeye bağlı olarak organizmada ortaya çıkan biyolojik değişimlerin en önemlilerinden birisi enzim aktivitelerinde gözlenen farklılıklardır. Biyotransformasyon enzimlerinin belirli kirleticiler yolu ile indüksiyonu gibi moleküler etkilerinin çalışılması, bizlere kirletici düzeyleri, bu kirleticilerin sinerjistik veya antagonistik etkileri ve organizmanın savunma tepkileri hakkında önemli bilgiler verebilir. Bu tip araştırmalar çalışılan alanın su kalitesinin belirlenmesinde çok büyük kolaylıklar sağlamaktadır (Goksoyr ve Förlin, 1992).

Besinle alınan doğal bileşikler dışında kalan ve çeşitli yollardan insan vücuduna giren maddelere ksenobiyotikler adı verilir. Ksenos vücuda yabancı anlamına gelmektedir ve birçok organik ve inorganik maddeleri kapsar. Tarım ve sanayi kaynaklı kimyasal maddeler ile çeşitli bitki kökenli maddeler; ilaçlar, besin katkı maddeleri, insektisid ve fungisidlerin metabolitleri; havayı ve suyu kirleten atıklar, ksenobiyotikler arasındadır. Ksenobiyotiklerin çeşitli enzimlerin etkisi ile vücutta uğradığı kimyasal değişiklikler biyotransformasyon olarak adlandırılır. Biyotransformasyon sırasında bazı ksenobiyotikler inaktivasyona uğrarken, bazıları biyolojik olarak daha etkin veya toksik metabolitlere dönüşmektedir (Seyhan, 2011).

1.9.1. Sitokrom P450 (CYP1A1)

Sitokrom P450 izoenzimleri, endoplazmik retikulum zarında bulunan karışık fonksiyonlu oksidaz sisteminin terminal oksidazları olan hemoproteinlerin süper ailesidir (Omura ve Sato, 1964). P450 izoenzimlerinin 3,5 milyar yıldan uzun süredir var olduğu

düşünülmektedir ve bakteri, mantar, bitki ve hayvan olduğu bulunmuştur. Bu enzimler ayrıca streoidler, safra asitleri, yağ asitleri, prostaglandin, biyojenik aminler ve retinoidler gibi endojen fizyolojik bileşiklerin oksidatif, peroksidat ve indirgeyici metabolizmasında da önemlidir (Lu ve Levi, 1974; Arınç ve Philpot, 1976; Nebert ve Gonzalez, 1987; Chang ve Kam, 1999). Sitokrom P450 enzimleri farklı ve çok çeşitli substrat özgülüklerine sahip bir enzim süper ailesidir. Bu enzimler; çevresel kirleticiler, kimyasallar, ilaçlar, antioksidanlar, organik çözücüler, anestezi ajanlar, boyalar gibi ekzojen bileşiklerin metabolizmasında rol almalarının yanı sıra, steroid hormonlar, yağ asitleri, kolesterol, safra asidi, prostoglandinler, biojenik aminler, retinoidler gibi endojen kaynaklı bileşiklerin de oksidatif, redüktatif ve peroksidatif metabolizmasından da sorumludur (Gonzalez, 1989; Guengerich, 1992; Waterman, 1996).

1.9.2. Glutasyon S-transferaz (GST)

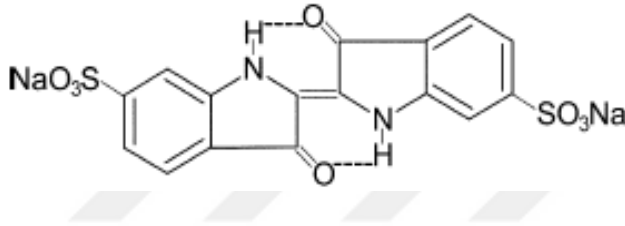
Glutasyon S-Transferazlar (GST), toksik metabolitlerin hücreden çıkarılmasında, hücrelül sülfhidril gruplarının indirgenmiş formlarında sürdürülmesinde ve birkaç durumda çok çeşitli kimyasalların aktivasyonunda yer alan çok genli dimerik her yerde bulunan enzimler ailesidir. GST'ler, tipik moleküler kütleleri yaklaşık 50 kDa olan çözünür proteinlerdir (Eaton ve Bammler, 1999; Bendich ve ark., 1988). Genellikle GST'ler, azaltılmış glutasyonun (GSH) bir elektrofilik karbon, azot veya kükürt atomu içeren çeşitli polar olmayan bileşiklerle konjugasyonunu katalize eder (Strange ve ark., 2000; Hayes ve ark., 2005). GST'ler muhtemelen tüm yaşam formlarında, mikroplarda, sineklerde, bitkilerde ve memelilerde bulunur. Ayrıca GST proteinleri, bir koububrat veya koenzim olarak tripeptit glutasyonu (GSH) kullanarak bir dizi fonksiyonel rol gerçekleştirmek için gen replikasyonu ile geliştirmiştir (Armstrong, 1997).

GST'ler, genotoksik kimyasallar, karsinojenler, sitotoksik kanser kemoterapötik ajanlar gibi reaktif elektrofili ksenobiyotiklerin GSH'ye bağlı detoksifikasyonunu katalize eder; herbisitler, böcek öldürücüler ve kirleticiler gibi çevresel kanserojenler; oksidatif stresin yan ürünleri olan epoksitler ve kinonlar gibi endojen bileşikler (Hayes ve ark., 2005).

2. MATERYAL VE METOD

2.1. Atıksu Temini

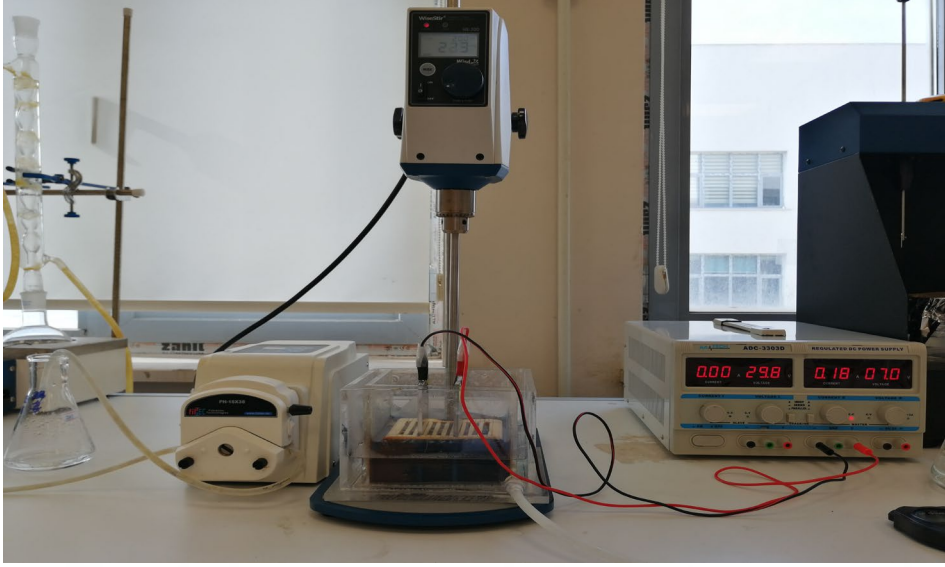
Çalışmalarda kullanılan atıksu Sigma-Aldrich firmasından temin edilen İK kullanılarak sentetik olarak hazırlanmıştır. İK, $C_{16}H_8O_8N_2S_2Na_2$ moleküler formülüne sahip (moleküler ağırlığı 466,36 g/mol) mavi renkli, suda çözünür bir boyadır. İK'nin kimyasal yapısı Şekil 2.1'de gösterilmiştir. Sentetik atıksu belli miktarlarda İK tartılarak farklı konsantrasyonlara (20-80 mg/L arasında) sahip olacak şekilde distile su kullanılarak hazırlanmıştır. İletkenliği sağlamak amacıyla atıksuya NaCl ilavesi yapılmıştır (1000 mg/L atıksu için 1,46 g NaCl). Bu şekilde hazırlanan sentetik atıksular elektrokoagülasyon deneylerinde kullanılmıştır.



Şekil 2.1. İK'nin kimyasal yapısı

2.2. Elektrokoagülasyon Reaktörü

Sentetik olarak hazırlanan İK çözeltisinin arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin etkinliğini tespit edebilmek amacıyla oluşturulan laboratuvar ölçekli düzenek Resim 2.1.1'de verilmiştir.



Resim 2.1. Elektrokoagülasyon düzeneği

Şekil 2.1’de verilen söz konusu elektrokoagülasyon düzeneği, doğru akım güç kaynağı, peristaltik pompa, elektrokimyasal reaktör ve mekanik karıştırıcıdan oluşmaktadır. Deney düzeneğinde kullanılan bu ekipmanların özellikleri aşağıda sıralanmaktadır:

Elektrokoagülasyon reaktörü: Pleksiglas malzemeden üretilmiş 1 L hacimli 180 mm × 170 mm × 110 mm (sırasıyla uzunluk, genişlik ve yükseklik) boyutlu bir hücredir.

Doğru akım güç kaynağı: AATECH 3303D (0-3A ve 0-30V) DC güç kaynağı.

Karıştırıcı: Deney düzeneğinde sürekli karışımın sağlanabilmesi için dönen bir karıştırıcı.

Peristaltik pompa: 575mL/dk akış hızında Filtex marka her iki yönde çalışan pompa.

Sentetik hazırlanan atıksu her bir deneyde 500 mL hacminde alınarak elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtıma tabi tutulmuştur. Deneyler 20 °C’de ve farklı zaman aralıklarında bir arıtım sürecine tabi tutulmuştur. Atıksuyun sıcaklığını sabit tutabilmek adına elektrokoagülasyon reaktörü su ceketli olarak tasarlanmıştır. Elektrotlar doğru akım güç kaynağına monopolar-paraler şekilde bağlanıp anot ve katot olarak alüminyum elektrotlar (50mm×80mm) kullanılmıştır. Deney boyunca sürekli karışımın sağlanabilmesi açısından atıksu 200 rpm’de karıştırılmıştır. Çalışma boyunca elektrotlar arası mesafe 4 cm olacak şekilde sabit tutulmuştur. 0,1 M NaOH ve 0,1 M HCl çözeltileri atıksuyun pH ayarını yapmak için kullanılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalardan sonra

elektrotlar 0,25 M H₂SO₄ çözeltisine batırılmış ve saf sudan geçirilmiştir. Farklı sürelerde arıtıma tabi tutulan atıksular deneyler tamamlandıktan sonra metal hidroksitlerin ve flokların giderimini sağlamak amacıyla 2 saat doğal çökelmeye bırakılmıştır. Arıtma tamamlandıktan sonra peristaltik pompa ile alınan örnek 5000 rpm’de 5 dakika sontrifüjlenmiştir. Duru su ve arıtılmamış atıksu için 650 nm dalga boyunda UV-spektrofotometre (Shimadzu, UV-1800) cihazı kullanılarak İK için ölçümler yapılmıştır.

İK giderim verimi aşağıdaki eşitlik kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\text{İK giderim verimi (\%)} = \frac{C_o - C}{C_o} \times 100 \quad (2.1)$$

Burada C_o , atıksuda başlangıçtaki İK konsantrasyonu (mg/L); C ise arıtmadan sonraki İK konsantrasyonudur (mg/L).

Arıtım öncesinde ve sonrasında iletkenlik, pH, çözünmüş oksijen, toplam çözünmüş katı (TDS) ve oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP) değerleri YSI Pro Plus multiparametre cihazı kullanılarak ölçülmüştür (EK-1).

2.3. YYY ile Deneysel Dizayn

Bu çalışmada gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneyleri Design Expert 7.0 software kullanılarak tasarlanmıştır. Optimizasyon modelleri olarak YYY altında merkezi kompozit tasarım ve ANOVA seçilmiştir. YYY, özellikle çok sayıda değişkenin bir sistemin özelliklerini etkilediğinde, endüstriyel çalışmalarda kullanılan yaygın yöntemlerden biridir.

Elektrokoagülasyon prosesinin performansını incelemek ve optimize etmek için beş seviyede ($-\alpha$, -1, 0, 1 ve $+\alpha$) 4 faktörlü (başlangıç pH’ı (A), akım yoğunluğu (B), İK konsantrasyonu (C) ve zaman (D)) bir merkezi kompozit tasarım uygulanmıştır. Bağımsız değişkenlerin seviye ve aralıkları Tablo 2.1’de gösterilmiştir.

Eşitlik (2.2)’ye göre 6 merkez noktası dahil 30 deney tasarlanmıştır (Sefatjoo ve ark., 2020).

$$N = 2^k + 2k + n_0 \quad (2.2)$$

Burada N , toplam deney sayısı; k parametre sayısı; ve n_0 merkez nokta sayısıdır.

Sistemi etkileyen seçilen dört bağımsız değişken arasındaki regresyon denklemi aşağıda tanımlanan ikinci dereceden polinom modelinden türetilmiştir (Asaithambi, ve ark., 2016).

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i A_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} A_i^2 + \sum_{i=1}^{k-1} \sum_{j=i+1}^k \beta_{ij} A_i A_j + e \quad (2.3)$$

Burada y yanıtlar, β_0 sabit katsayısı, β_i 1. dereceden etkiler, β_{ii} 2. dereceden etkiler, β_{ij} etkileşim etkileri, A_i ve A_j değişkenlerin kodlanmış değerleri ve e rastgele hatadır.

Sistemin performansı şu yanıtları analiz ederek değerlendirilmiştir: İK giderim verimi, çamur oluşumu, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi.

Tablo 2.1. Proses faktörleri ve seviyeleri

Faktör	Bağımsız değişkenler	Aralık ve seviyeler				
		$-\alpha$	-1	0	+1	$+\alpha$
A	pH	3	4,75	6,5	8,25	10
B	Akım yoğunluğu, mA/m ²	3	6	9	12	15
C	İK konsantrasyonu, mg/L	20	35	50	65	80
D	Zaman, dakika	20	45	70	95	120

2.4. Çamur Oluşumu, Elektrot Tüketimi, Enerji Tüketimi ve Maliyet Hesabı

Proses sırasında oluşan çamur miktarını hesaplamak için her bir deney tamamlandıktan sonra 500 mL'lik atıksu numunesi 2 saat doğal çökmeye bırakılmıştır. Çökelen çamur porselen krozeyle alınarak 24 saat süre ile 103 °C'de etüvde kurutulmuştur. Daha sonra çamur miktarı kg/m³ olarak hesaplanmıştır.

Faraday yasasına göre maksimum çözülmüş elektrot miktarına teorik olarak ulaşılabilir ve şu şekilde hesaplanabilir (Deveci ve ark., 2019):

$$C_{elektrot} = \frac{ItM_a}{zFV} \quad (2.4)$$

Burada C_{elektrot} teorik olarak elektrot tüketimi (kg/m^3), I uygulanan akım (A), t arıtım süresi (s), M anodun (Fe) moleküler ağırlığı ($\text{Fe}=55,845 \text{ g/mol}$), z reaksiyona katılan elektron sayısı ($z_{\text{Fe}}=2$), F Faraday sabiti ($96,485 \text{ C/mol}$) ve V hacimdir (m^3).

Enerji tüketimi Eşitlik (2.5) ile verilmektedir (Deveci ve ark., 2019):

$$C_{\text{enerji}} = \frac{ItU}{V} \quad (2.5)$$

Burada C_{enerji} elektrik enerjisi tüketimi (kWh/m^3), U voltaj (V), I uygulanan akım (A), t arıtım süresi (sa) ve V hacimdir (m^3).

Elektrokoagülasyon prosesinin toplam maliyeti Eşitlik (2.6) ile hesaplanabilir:

$$\text{İşletme maliyeti} = \alpha C_{\text{enerji}} + \beta C_{\text{elektrot}} \quad (2.6)$$

Mayıs 2020’de sanayi için birim elektrik birim fiyatı olan 0,71 TL/kWh α katsayısı ve deneylerde kullanılan demir elektrot malzemesi fiyatı 3,35 TL/kg β katsayısı olarak alınmıştır.

2.5. Model Organizma *G. pulex*

Artılmış atıksu ile yapılan ikinci aşama deneylerde kullanılacak olan canlı materyalini oluşturan *G. pulex*’ler Munzur Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesinde kültüre alınmış erkek bireylerden temin edilmiştir.



Resim 2.2. *G. pulex*

2.6. *G. pulex*'in Arıtılmış ve Arıtılmamış İK Çözeltisine Maruz Bırakılması

Arıtılmamış İK çözeltisinde ölümler gözlemlendiği için arıtılmış ve arıtılmamış İK çözeltileri 1/2 ve 1/4 oranında seyreltilerek 24 ve 96 saat boyunca canlı organizmaya uygulanmıştır. Oluşturulan her bir grup için 10 adet *G. pulex* kullanılmıştır. Ortam 12 saat karanlık 12 saat aydınlık olacak şekilde aydınlatılma sağlanmıştır ve ortam sıcaklığı 18-20 °C olacak şekilde sabitlenmiştir. Bu süre içerisinde *G. pulex*'lere besleme yapılmamıştır. Sadece gerekli oksijen akımı verilmiştir. Tüm uygulamalar 3 tekrarlı olarak yapılmıştır.



Resim 2.3. *G. pulex*'lere uygulama yapılan akvaryumlar

2.7. Diseksiyon İşlemleri ve Dokuların Hazırlanması

Deneylerin bu aşamasında yapılan tüm çalışmalar Munzur Üniveristesi Merkezi ARGE Laboratuvarında yürütülmüştür. Model canlı olarak kullanılan canlı *G. pulex* tir. Dokular tartılmış ve 1/5 w/v PBS tamponu (fosfat ile tamponlanmış tuz çözeltisi) ilave edilerek, homojenizatör kullanılarak buz yardımıyla homojenize işlemi yapılmıştır. Elde edilen bu örnekler 15 dakika soğutmalı santrifüjde 17000 rpm'de santrifüj edilerek süpernatantlar -86 °C' de derin dondurucuda deneyler tamamlanıncaya kadar muhafaza edilmiştir.

2.8. Biyokimyasal Yanıtın Belirlenmesi

Çalışmada biyokimyasal yanıtın belirlenebilmesi amacıyla süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (KAT), sitokrom p450 (CYP1A1), glutatyon S-transferaz (GST) aktiviteleri incelenmiştir.

Çalışmada kullanılan kitler CAYMAN firmasından satın alınmıştır. Katalog numaraları: (KAT: 707002, SOD: 706002, GST: 703302,)

CYP1A1 kiti ise CUSABIO firmasından satın alınmıştır (katalog no: CSB-EL006395FI).

2.8.1. Süper oksit dismutaz enzim aktivitesinin belirlenmesi

Kit içeriğinin belirlendiği bu yöntemde ksantin oksidaz ve hipoksantin tarafından üretilen süperoksit radikallerini belirlemek için tetrazolium tuzu kullanılır. Süperoksit radikalının %50'sinin dismutasyonunu gösteren bir ünite SOD olarak tanımlanmaktadır. Bu yöntem üç tip SOD'un aktivitesini belirlemek içinde kullanılmaktadır (Cu/Zn, Mn, Fe-SOD).

2.8.2. Katalaz enzim aktivitesinin belirlenmesi

Katalaz (KAT) peroksidatik fonksiyonu kullanılan kitin enzim aktivitesinin belirlenmesinde rol almaktadır. Yöntemin temel prensibi enzimin optimal bir H_2O_2 konsantrasyonunun eşlik etmesiyle metanol ile reaksiyona girmesidir. Üretilen formaldehit, 4-amino-3-hidrazino-5-merkapt-1,2,4-triazol (Purpald) ile kromojen olarak spektrofotometrik olarak ölçümü yapılmaktadır. 1,2 Purpald, özellikle aldehitlerle bisiklik bir heterosikl oluşturur ve oksidasyon değişimine bağlı olarak renksizden mor renge doğru bir değişim gözlenir.

2.8.3. Glutathione S-Transferase enzim aktivitesinin belirlenmesi

Glutathione S-transferase enzim aktivitesi (Cayman Chemical Company) Cayman firmasının Glutathione S-Transferase Assay kiti (Catalog No: 703302) ile 340 nm' de mikropłaka okuyucuda ölçülmüştür. Standart grafik yapılan ölçümler sonucunda kit

içeriğinde bulunan protokole göre çizilmiştir. Enzim aktivitesi nmol/dk/ml olarak standart grafik kullanılarak hesaplanmıştır. Yöntemin esası, Cayman Glutathione S-Transferase Assay kiti redükte glutatyon ile 1-chloro-2,4-dinitrobenzenin (CDNB) konjugasyonunun ölçümü yoluyla toplam GST aktivitesini ölçmeye dayanmaktadır. Konjugasyon 340 nm’ de bir artışa neden olmaktadır ve bu artış örnekteki GST aktivitesinin oransal artışı anlamına gelir.

2.8.4. Sitokrom P450 enzim aktivitesinin belirlenmesi

Sitokrom P450 enzim aktivitesi The Cytochrome P450 1A1 (CYP1A1A) Elisa Kit (Catalog No: CSB-EL006395FI; Cusabio Chemical Company) ile kompetitif inhibisyon immuno assay ölçüm yöntemi ile çalışılmıştır. Mikroplaka okuyucu ile sağlanan bu kit CYP1A1’e özgü bir antikor ile kaplanmış ve standartlar ve örnekler biyotin konjuge CYP1A1 ile birlikte uygun mikroplaka hücrelerine ilave edilmiştir. Kompetitif inhibisyon reaksiyonu CYP1A1 ile CYP1A1’e özgü önceden antikora bağlı olan Biyotin CYP1A1 arasında başlayarak örneklerdeki fazla miktarda bulunan CYP1A1, biyotin konjuge CYP1A1 tarafından daha az antikor bağlar. Yıkama işleminden sonra Horseradish Peroxidase (HRP) konjugeti hücrelere ilave edilir ves substrat solüsyonu hücrelere ilave edilerek örneklerde ki CYP1A1 miktarı renk değişimini gerçekleştirir. Hücrelerdeki renk değişimi durdurulur ve renk yoğunluğu ölçülür.

2.8.5. İstatistiksel analizler

Biyokimyasal çalışma sonunda verilerin istatistiksel analizleri SPSS 24.0 istatistik programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Aynı uygulama süre içinde farklı gruplar arasındaki istatistiksel fark (A, B, C, D ve kontrol) DUNCAN testi ile belirlenmiştir. Uygulama süreleri (24 ve 96 saat) arasındaki fark ise bağımsız t testi ile belirlenmiştir.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

3.1. Elektrokoagülasyon Deneyleri

3.1.1. Merkezi kompozit tasarım ile regresyon modelleri ve ANOVA analizi

Merkezi kompozit tasarıma göre yürütülen 30 deneye göre, İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi matrisi Tablo 3.1’de gösterilmiştir.

Tablo 3.1. Deneysel şartlar ve sonuçlar

No	Faktörler				Cevaplar			
	A	B	C	D	İK giderim verimi, %	Çamur miktarı, kg/m ³	Elektrot tüketimi, kg/m ³	Enerji tüketimi, kWh/m ³
1	8,25	12,00	65,00	45,00	54	1,147	0,0077	3,024
2	6,50	9,00	80,00	70,00	65	1,464	0,0170	3,338
3	8,25	6,00	65,00	95,00	58	1,572	0,0108	3,192
4	8,25	6,00	65,00	45,00	48	0,869	0,0023	1,512
5	3,00	9,00	50,00	70,00	53	1,706	0,0126	2,94
6	6,50	9,00	20,00	70,00	60	1,458	0,0142	3,341
7	4,75	12,00	65,00	45,00	61	1,229	0,0081	2,628
8	8,25	6,00	35,00	45,00	38	0,821	0,0021	1,512
9	8,25	6,00	35,00	95,00	55	1,513	0,0117	3,192
10	6,50	9,00	50,00	70,00	67	1,242	0,0119	3,318
11	4,75	12,00	65,00	95,00	70	1,372	0,0505	5,548
12	6,50	15,00	50,00	70,00	68	2,018	0,0291	5,53
13	6,50	9,00	50,00	70,00	66	1,232	0,0105	3,324
14	6,50	9,00	50,00	70,00	67	1,241	0,0119	3,318
15	6,50	9,00	50,00	70,00	66	1,222	0,0105	3,295
16	4,75	6,00	65,00	95,00	66	1,454	0,0104	2,774
17	4,75	12,00	35,00	95,00	70	1,521	0,0437	5,548
18	4,75	6,00	35,00	95,00	67	1,271	0,0136	2,774
19	10,00	9,00	50,00	70,00	40	1,577	0,0111	3,654
20	4,75	12,00	35,00	45,00	56	1,223	0,0070	2,628
21	6,50	9,00	50,00	120,00	74	1,858	0,0369	5,688
22	6,50	9,00	50,00	20,00	32	0,536	0,0007	0,948
23	8,25	12,00	35,00	45,00	54	1,282	0,0071	3,024
24	4,75	6,00	35,00	45,00	50	0,981	0,0019	1,314
25	4,75	6,00	65,00	45,00	53	0,782	0,0022	1,314
26	6,50	9,00	50,00	70,00	67	1,242	0,0119	3,318
27	8,25	12,00	65,00	95,00	56	2,036	0,0384	6,384
28	6,50	9,00	50,00	70,00	66	1,217	0,0105	3,325
29	6,50	3,00	50,00	70,00	54	1,148	0,0015	1,106
30	8,25	12,00	35,00	95,00	76	1,859	0,0386	6,145

Proses performansı, aşağıda sunulduğu gibi deneysel sonuçların ampirik ikinci dereceden polinom modellere yerleştirilmesiyle tahmin edilmiştir.

$$\begin{aligned} \text{İK giderim verimi, \%} = & + 66,50 - 3,33A + 3,75B + 0,42C + 7,83D + 1,25AB \\ & - 0,87AC - 0,12AD - 1,87BC - 0,62BD - 2,25CD \\ & - 4,58A^2 - 0,96B^2 - 0,58C^2 - 2,96D^2 \end{aligned} \quad (3.1)$$

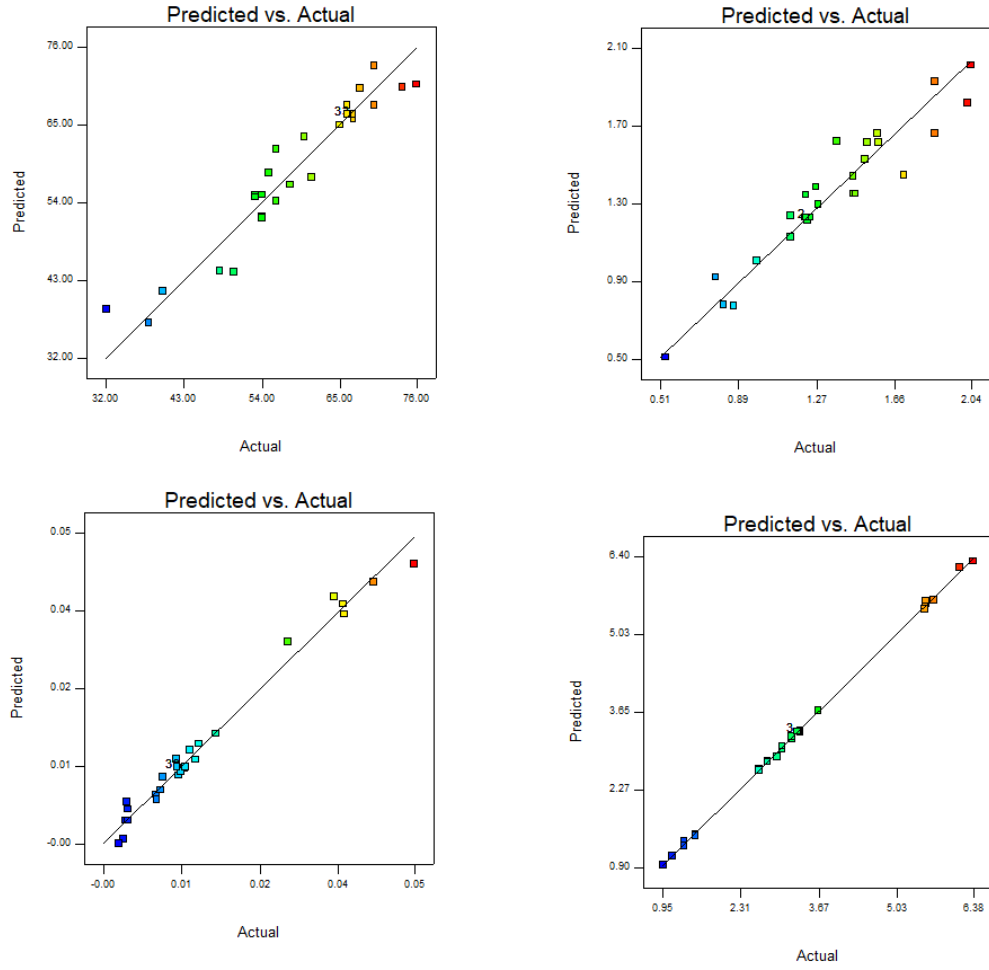
$$\begin{aligned} \text{Çamur miktarı, kg/m}^3 = & + 1,23 + 0,042A + 0,17B + 8,33.10^{-5}C + 0,29D + 0,043AB \\ & + 0,019AC + 0,091AD - 0,012BC - 0,028BD + 0,034CD \\ & + 0,075A^2 + 0,061B^2 + 0,030C^2 - 0,036D^2 \end{aligned} \quad (3.2)$$

$$\begin{aligned} \text{Elektrot tüketimi, kg/m}^3 = & + 0,011 - 9,042.10^{-4}A + 8,38710^{-3}B + 4,942.10^{-4}C + 0,010D \\ & - 1,019.10^{-3}AB - 3,312.10^{-4}AC - 1,169.10^{-3}AD + \\ & 7,437.10^{-4}BC + 6,456.10^{-3}BD + 1,875.10^{-5}CD + 2,656.10^{-4}A^2 + \\ & 1,128.10^{-3}B^2 + 1,203.10^{-3}C^2 + 2,003.10^{-3}D^2 \end{aligned} \quad (3.3)$$

$$\begin{aligned} \text{Enerji tüketimi, kWh/m}^3 = & + 3,32 + 0,20A + 1,09B + 9,708.10^{-3}C + 1,17D + 0,062AB \\ & + 0,015AC + 0,068AD + 0,015BC + 0,38BD + 0,015CD \\ & - 0,11A^2 - 5,594.10^{-3}B^2 - 2,187.10^{-4}C^2 - 5,594.10^{-3}D^2 \end{aligned} \quad (3.4)$$

Şekil 3.1’de İK giderimi (a), çamur miktarı (b), elektrot tüketimi (c) ve enerji tüketimi (d) için tahmin edilen (predicited) veriler gösterilmiştir. Bu grafiklerden gerçek (actual) ve tahmin edilen veriler arasında iyi bir uyum olduğu görülmektedir. Bu nedenle ikinci dereceden modeller İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi için uygundur.

Deney modellerinin istatistiksel önemi ve geçerliliği ANOVA ile değerlendirmiştir. (Tablo 3.2). Regresyon modellerinin F -değerleri, Tablo 3.2’de gösterildiği gibi, İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi için sırasıyla 12,67, 10,81, 60,54 ve 1808,65’tir. Tüm modeller için p -değerleri 0,0001’den küçüktür. Bu, regresyon modelleri terimlerinin anlamlı olduğunu gösterir (Liu ve ark., 2011). p -değerlerine dayanarak, regresyon modellerinin F -değerlerinin gürültü nedeniyle oluşma olasılığı sadece % 0,01’dir.



Şekil 3.1. Predicted vs. actual değerler, a) İK giderimi, b) Çamur miktarı, c) Elektrot tüketimi, d) Enerji tüketimi

Her bir model teriminin önemi p -değerine göre değerlendirilmiştir. Bir model teriminin p -değeri 0,05'ten küçükse, model terimi önemli kabul edilir (Arami-Niya ve ark., 2012). A, B, C ve D lineer faktörler, AB, AC, AD, BC ve BD etkileşim faktörleri A^2 , B^2 , C^2 ve D^2 kuadratik faktörlerdir. Buna göre İK giderimi için önemli model terimleri A, B, D, CD, A^2 ve D^2 'dir. Çamur miktarı için önemli model terimleri B, D, AD, A^2 ve B^2 'dir. Elektrot tüketimi için önemli model terimleri B, D, BD, B^2 , C^2 ve D^2 'dir. Enerji tüketimi için ise önemli model terimleri, A, B, D, AB, AD ve BD'dir. Regresyon modellerinin güvenilirliği R^2 değerine göre değerlendirilmiştir. Ayarlanmış R^2 , deneysel verilerin yerleştirilmiş regresyon çizgisine ne kadar yakın olduğuna dair istatistiksel bir ölçümdür. Genel olarak, modelin iyi bir uyumu için daha yüksek bir R^2 değeri arzu edilir, çünkü bu, yanıtın değişkenliğinin regresyon modeli tarafından yeterince açıklandığını gösterir. Başka bir deyişle, daha yüksek R^2 değeri, tahmin edilen ve deneysel veriler arasında iyi bir uyum

olduğunu gösterir ve R^2 değeri minimum 0,80 olmalıdır (Kacan, 2016). Mevcut çalışmada İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi için bulunan R^2 değerleri sırasıyla 0,9220, 0,9099, 0,9826, 0,9994 iken ayarlanmış R^2 değerleri sırasıyla 0,8493, 0,8257, 0,9671 ve 9989'dur.

Tablo 3.2. İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi için ANOVA

Kaynak	İK giderim verimi %		Çamur miktarı kg/m ³		Elektrot tüketimi kg/ m ³		Enerji tüketimi kWh/m ³	
	F- değeri	Prob > F değeri*	F- değeri	Prob > F değeri*	F- değeri	Prob > F değeri*	F- değeri	Prob > F değeri*
Model	12,67	< 0,0001	10,81	< 0,0001	60,54	< 0,0001	1808,65	< 0,0001
A-pH	15,82	0,0012	1,96	0,1815	3,19	0,0945	388,12	< 0,0001
B-Akım yoğunluğu	20,02	0,0004	33,22	< 0,0001	274,26	< 0,0001	11158,4	< 0,0001
C-İK kon.	0,25	0,6263	7,7.10 ⁻⁶	0,9978	0,72	0,4101	0,88	0,3623
D-Zaman	87,37	< 0,0001	92,23	< 0,0001	428,78	< 0,0001	12825	< 0,0001
AB	1,48	0,2421	1,39	0,2570	2,70	0,1213	24,06	0,0002
AC	0,73	0,4073	0,28	0,6076	0,29	0,6012	1,39	0,2562
AD	0,015	0,9047	6,16	0,0254	3,55	0,0791	28,51	< 0,0001
BC	3,34	0,0877	0,11	0,7482	1,44	0,2491	1,39	0,2562
BD	0,37	0,5517	0,59	0,4554	108,33	< 0,0001	890,31	< 0,0001
CD	4,81	0,0446	0,88	0,3639	9,1.10 ⁻⁴	0,9763	1,39	0,2562
A ²	34,18	< 0,0001	7,18	0,0171	0,31	0,5833	1,26	0,2795
B ²	1,49	0,2404	4,66	0,0475	5,67	0,0309	0,34	0,5713
C ²	0,55	0,4683	1,15	0,3012	6,45	0,0227	5,1.10 ⁻⁴	0,9822
D ²	14,24	0,0018	1,65	0,2188	17,88	0,0007	0,34	0,5713
<i>Model istatistikleri</i>								
Yeterli hassasiyet	12,516		14,446		27,079		149,954	
R ²	0,9220		0,9099		0,9826		0,9994	
R ² -Ayarlanmış	0,8493		0,8257		0,9664		0,9989	

*p<0,05'de önemli

Yeterli hassasiyet değerlerinin 4'den büyük olması istenir. Bu çalışmada yeterli hassasiyet değerleri İK giderim verimi, çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi için

sırasıyla 12,516, 14,446, 27,079 ve 149,954 olarak bulunmuştur. Bu değerler regresyon modellerinin tasarım alanında gezinmek için yeterli olduğunu göstermektedir.

3.1.2. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine işletme parametrelerinin etkisi

3.1.2.1. İK giderimi

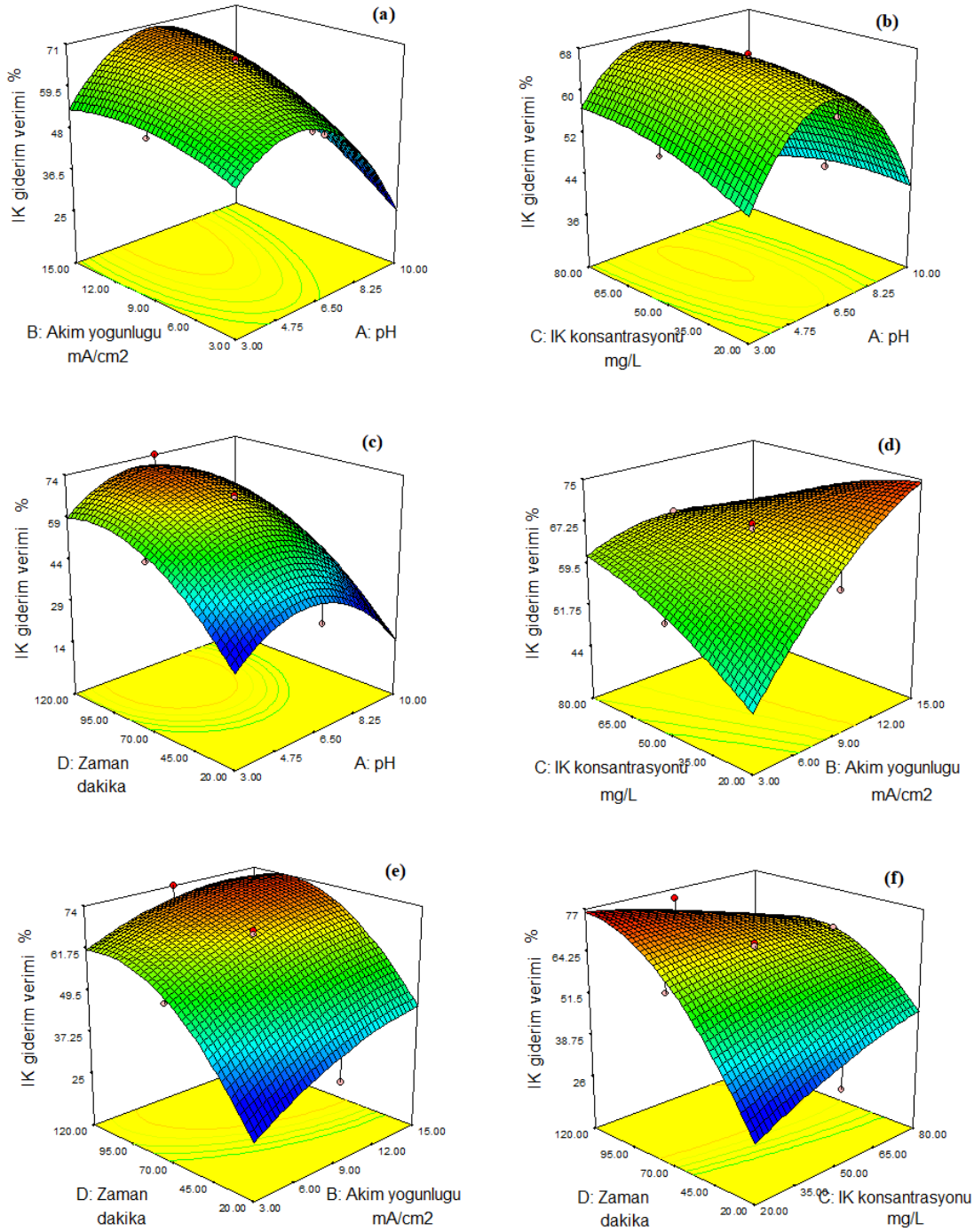
Elektrokoagülasyon işleminin etkinliği, arıtma ortamının pH'ından etkilenir, çünkü uygun pH değerleri sağlandığında belirleyici olmaktadır (Akbaş, 2014). Elektrokoagülasyonun mekanizmasının temellerini metal iyonları çözülmüş kirleticileri çöktürerek ve adsorbe ederek veya süspanse edilmiş partikülleri destabilize ederek ve birleştirerek koagüle edilmiş türleri ve metal hidroksitleri oluşturabilir. pH, elektrokoagülasyon da dahil olmak üzere tüm koagülasyon prosesleri üzerinde performansı etkileyen önemli bir parametredir. Çünkü ortamın pH'ı proses süresince etkin olacak metal hidroksit türleri ile oluşan adsorpsiyon ve koagülasyon, pH ile doğrudan ilişkilidir. Aynı zamanda pH, Fe^{+2} 'den Fe^{+3} oluşumunu sağlar ve arıtım ortamının pH'ı, pıhtılaştırıcı parçacıkların yüzey yükünü etkiler (Atabey, 2019). Şekil 3.2a'da İK giderimi üzerine akım yoğunluğu ve pH'nın kombine edilmiş etkisi verilmiştir. Şekil 3.2b'de ise İK giderimi üzerine İK konsantrasyonu ve pH'ın kombine edilmiş etkisi verilmiştir. Şekil 3.2.a ve Şekil 3.2b ortak değerlendirildiğinde pH'ın yaklaşık olarak 8,5 değerine kadar artışının İK giderim verimini arttırdığı görülmektedir. Giderim verimindeki bu artış belli bir noktaya kadar olan pH'daki artışın boya giderimine yardımcı olan demir türlerinin koagülant madde olarak rol oynamasıyla açıklanmaktadır. pH, boya moleküllerini adsorbe eden ve katotlarda hidrojen oluşumuna neden olan demir hidroksit türlerinin oluşumuna bağlı olarak elektrokoagülasyon işlemi sırasında çözülmüş demir ağırlığını artırarak giderim veriminin artmasını sağlar (Ghurfan ve ark., 2020). pH 8,5'u aştığında, boya pıhtılaşması için etkisiz demir hidroksit türlerinin oluşması ve demir çözünmesini azaltan anot üzerinde tabaka oluşumu nedeniyle prosesin verimi azalır (Guatam ve ark., 2019).

Elektrokoagülasyon süresi, renk giderim amacıyla uygulanan elektrokoagülasyon işleminin arıtım verimliliğini etkiler, çünkü elektrottan üretilen hidroksil iyonlarının üretim hızı zamanla değişir. Proses boyunca giderim, kirleticilerin flokların içine hapsolması ve oluşan metal hidroksitlerin üzerine adsorplanması ile gerçekleşir. Oluşan hidroksit miktarı ne kadar fazla ise kirliliklerin giderimi de o kadar yüksek bir düzeyde sağlanır. Bu da

uygulanan akımın yanı sıra elektrokoagülasyonun uygulama süresine bağlıdır. Diğer bir deyişle, metal hidroksitlerin oluşumu ve safsızlıkların koagülasyonunun tamamlanması için proseste zamana ihtiyaç duyulmaktadır (Atabey, 2019). Şekil 3.6c pH ve elektrokoagülasyon zamanı, 3.6e ise akım yoğunluğu ve elektrokoagülasyon zamanı arasındaki etkileşimin İK giderimi için üç boyutlu yanıt yüzey grafiklerini göstermektedir. Akım yoğunluğu ve elektrokoagülasyon zamanı sadece kuagülant hızını değil aynı zamanda elektrokoagülasyon prosesinin arıtım etkinliğini etkileyebilen kabarcık üretim hızı, boyutu ve flok büyümesini belirler (Gengec, 2012). Elektrotlardan salınan demir miktarı, elektroliz süresinden doğrudan etkilenir ve bu nedenle anottan salınan demir miktarını doğrudan etkiler ve bu nedenle rengin uzaklaştırılma verimini etkiler (Hashim ve ark., 2019). Şekil 3.6c ve Şekil 3.6e ortak değerlendirildiğinde İK giderim yüzdesinin elektrokoagülasyon zamanının artması ile arttığı görülmektedir. Daha yüksek reaksiyon süresi, ekstra hidroksil iyonları ve demir katyonları oluşturmaya neden olduğundan bu durumda sonuç olarak daha fazla ve güçlü flok üretimine neden olarak giderim verimin arttırmaktadır (Aleboyeh ve ark., 2008).

Akım yoğunluğu, tüm elektrokimyasal işlemlerde en önemli parametrelerden biridir, çünkü pıhtılaştırıcı dozaj ve kabarcık üretimi, flokların büyüklüğü ve iyileştirme oranı, elektrokoagülasyonun etkinliği üzerinde bir etkiye sahip olabilen bu parametrenin temelinde belirlenir. Akım yoğunluğu anot çözünme hızını belirgin bir düzeyde artırır. Akım yoğunluğu ne kadar yüksek olursa, metal iyonu üretimi o kadar hızlı olur. Bu, metal hidroksit floklarının sayısında bir artışa neden olur ve böylelikle kirletici madde uzaklaştırma etkinliği artar. Akım yoğunluğunun optimum akım yoğunluğu değerinin üzerine çıkması, kirletici temizleme verimliliğindeki artışla sonuçlanmaz, çünkü kirleticinin çökertilmesi için yeterli sayıda metal hidroksit parçası bulunur (Khandegar ve Saroha, 2013). Şekil 3.6.d'de İK giderimi üzerine İK konantrasyonu ve akım yoğunluğunun kombine edilmiş etkisi verilmiştir. Şekil 3.6d ve Şekil 3.6e ortak değerlendirildiğinde İK giderim yüzdesinin akım yoğunluğunun artması ile arttığı görülmektedir.

Şekil 3.6.f'de İK giderimi üzerine İK konantrasyonu ve zamanın kombine edilmiş etkisi verilmiştir. Elektrokoagülasyon proseslerinde kirletici konsantrasyonlarının artması ile çoğunlukla giderim verimi azalmaktadır. Bu durum üretilen metal iyonuyla bağlantılı olarak flok oluşumunun, yüksek konsantrasyonlar için yetersiz kalmasıyla açıklanmaktadır (Akbaş,2014).



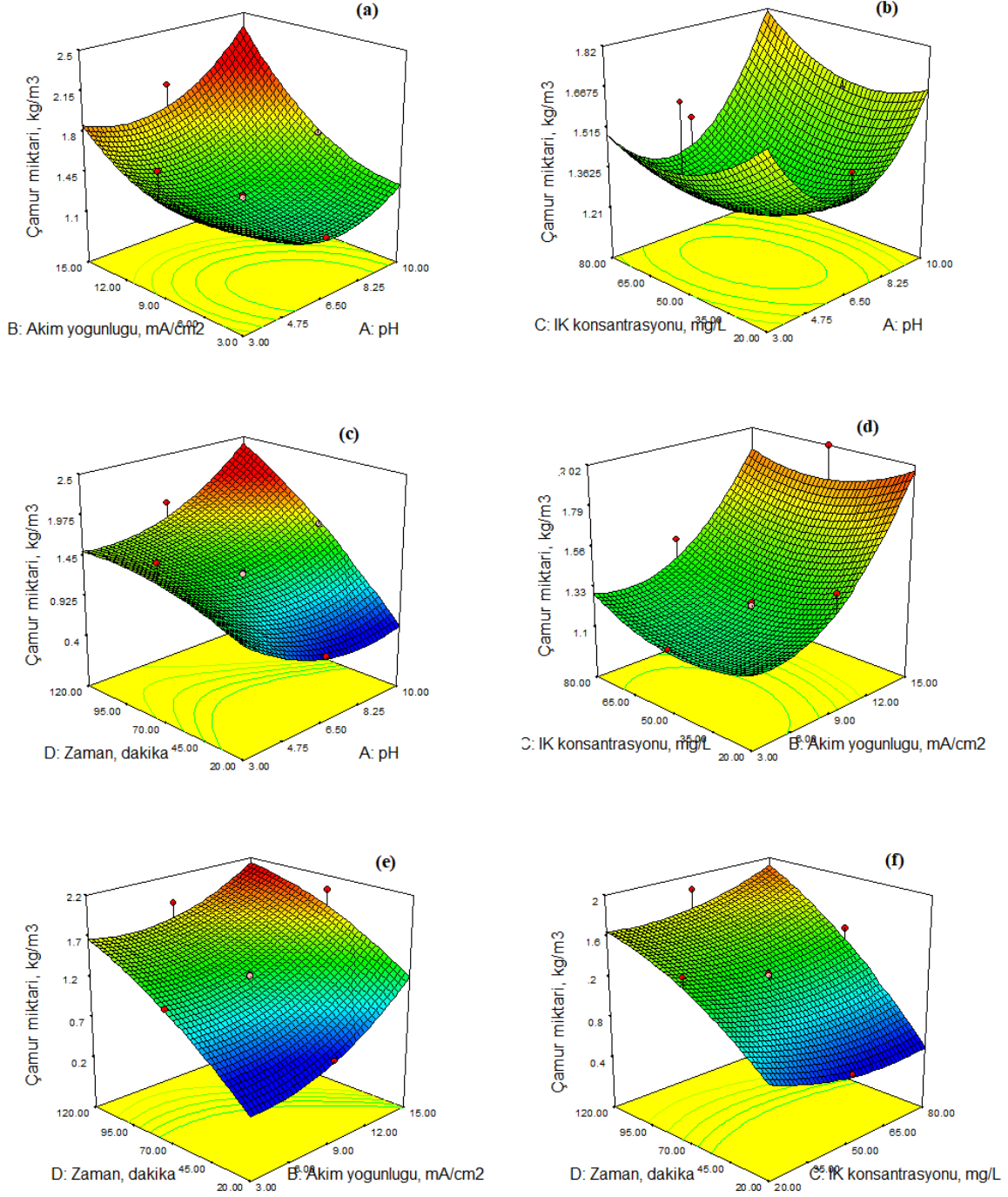
Şekil 3.2. İK giderim verimi için yanıt yüzey eğrileri (Reaksiyon şartları: a) İK konsantrasyonu 50 mg/L, zaman 70 dakika; b) Akım yoğunluğu 9 mA/cm², zaman 70 dakika; c) Akım yoğunluğu 9 mA/cm², İK konsantrasyonu 50 mg/L; d) pH=6,5, zaman 70 dakika; e) pH=6,5, İK konsantrasyonu= 50 mg/L; f) pH=6,5, akım yoğunluğu 9 mA/cm²)

3.1.2.2. Çamur üretimi

Elektro işlem sırasında üretilen çamur miktarı endüstriyel açıdan önemlidir. Katı atık üretimi ve bertarafı proses ile ilgili soruna işaret etmektedir. Çamur, kanserojen olabilecek büyük miktarda organik madde içerebilmektedir. Aynı zamanda metal elektrotların kullanımından kaynaklanmış olabilecek metalleri de içerir. Bu nedenle, elektrokoagülasyon sırasında ortaya çıkan çamur miktarı hakkında araştırma yapılmıştır. “Kurban elektrotlar” elektrokoagülasyon sırasında çözülür ve düzenli olarak değiştirilmeleri gerekir. Elektrotlar üzerinde oluşan oksit filmi, hücrenin verimliliğini azaltmaktadır (Nandi ve Patel, 2017). Kimyasal arıtma uygulamalarında oluşan çamurun miktarı ve çökelebilen özelliklerinin ortaya konması son derece önemlidir. Elektrokoagülasyon prosesinde sistemden kontrollü olarak akım geçirildiğinden kimyasal koagülasyona göre daha az kimyasal çamur oluştuğu yapılan çalışmalarla ifade edilmiştir (Mollah ve ark., 2004; Kurt ve ark., 2008). Bu proseslerde oluşan çamurun miktarı, çözünen anotun cinsi, uygulanan akım yoğunluğu tarafından belirlenir. Çamurun çökme özellikleri ise, sıcaklığın dışında, oluşan metal hidroksit floklarının çözünürlük çarpımlarını etkileyen en önemli faktör olan pH tarafından kontrol edilmektedir (Aygün, 2012).

Şekil 3.3.a’ da akım yoğunluğu ve pH’ın, Şekil 3.3.b’de ise IK konsantrasyonu ve pH’ın çamur oluşum miktarına olan kombine etkileri görülmektedir. Şekil 3.3.a ve Şekil 3.3.b’de verilen yanıt yüzey grafikleri beraber incelendiğinde oluşan çamur miktarının pH 7-8 civarında en az olduğu görülmektedir. Metal hidroksitler, nötr pH koşulları diğer pH değerleri ile karşılaştırıldığında en az çamur oluşumuna neden olacak şekilde, bazı koşullar altında daha kolay oluşurlar (Kim ve ark., 2020). Şekil 3.3.c’de verilen yanıt yüzey grafiğine bakıldığında zaman ve pH’ın çamur oluşum miktarına olan kombine etkisi görülmektedir. Şekil 3.3.e de ise zaman ve akım yoğunluğu arasındaki etkileşimin çamur oluşumunda üç boyutlu yanıt yüzey grafiğini görülmektedir. Şekil 3.3.c ve Şekil 3.3.e birlikte değerlendirildiğinde reaksiyon süresi arttıkça oluşan çamur miktarının arttığı görülmektedir. Şekil 3.3.d de ise IK konsantrasyonu ve akım yoğunluğu arasındaki etkileşimin çamur oluşumuna olan etkisi görülmektedir. Şekil 3.3.d ve Şekil 3.3.e birlikte değerlendirildiğinde akım yoğunluğundaki artışın paralel olarak çamur miktarında artışa neden olduğu görülmektedir. Su ve atıksuda bulunan kirleticilerin giderimi uygulanan akım yoğunluğuna bağlı olarak değişmektedir. Bu durum proses sırasında oluşan metal hidroksit

türlerinin miktarı ile ilişkilidir (Özyonar ve Karagözoğlu 2012). Giderim arttıkça oluşan çamur miktarı artmaktadır.



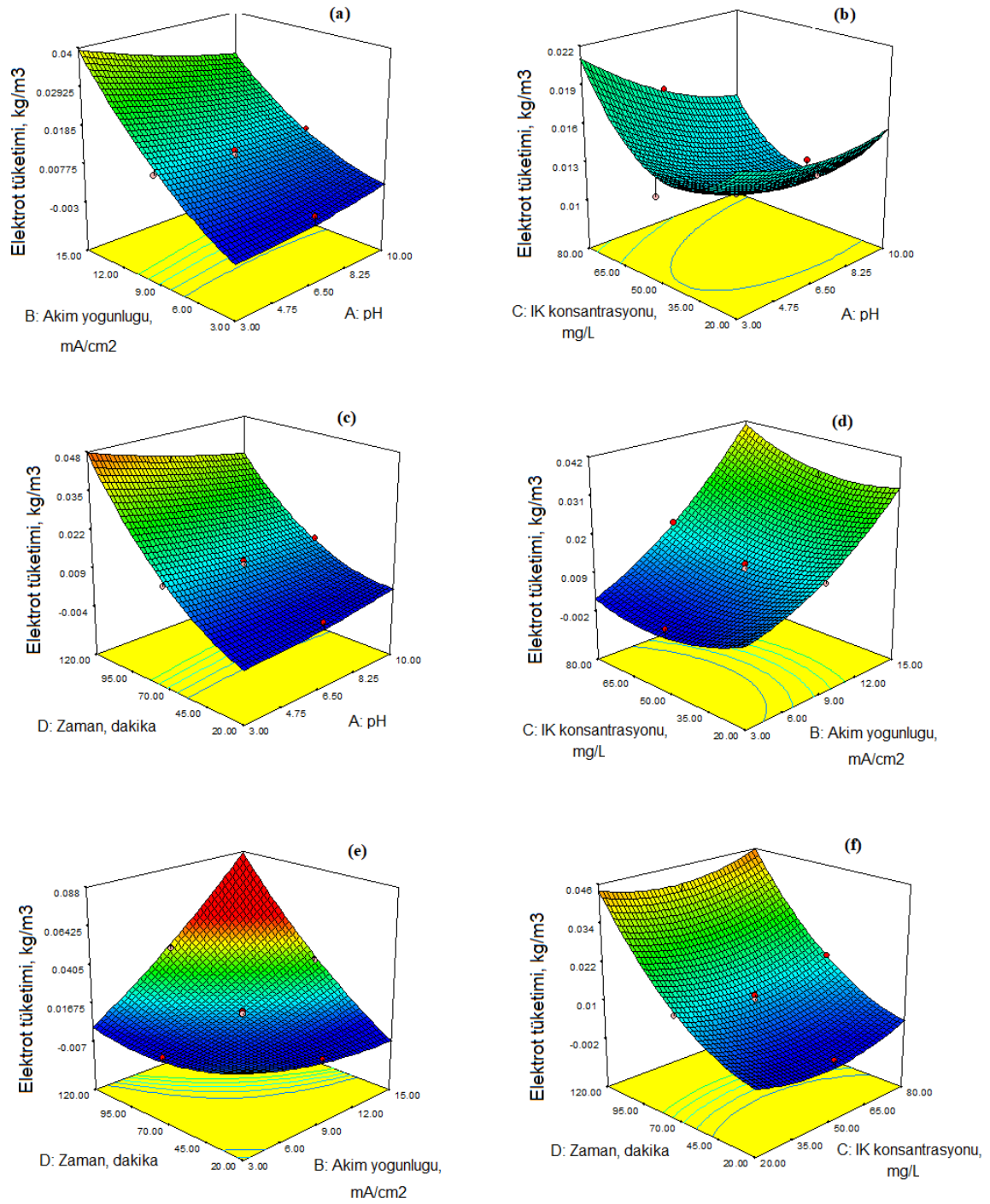
Şekil 3.3. Çamur miktarı için yanıt yüzey eğrileri (Reaksiyon şartları: a) İK konsantrasyonu 50 mg/L, zaman 70 dakika; b) Akım yoğunluğu 9 mA/cm², zaman 70 dakika; c) Akım yoğunluğu 9 mA/cm², İK konsantrasyonu 50 mg/L; d) pH=6,5, zaman 70 dakika; e) pH=6,5, İK konsantrasyonu 50 mg/L; f) pH=6,5, akım yoğunluğu 9 mA/cm²)

3.1.2.3. Elektrot tüketimi

Elektrot tüketimi proses maliyetini etkileyen faktörlerden biridir. Elektrokogülasyon yöntemi ile yapılan deneylerde elektrot tüketimi reaksiyon süresi arttıkça buna paralel bir şekilde artış göstermektedir. Şekil 3.4.a ve Şekil 3.4.c birlikte değerlendirildiğinde reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. Aynı şekilde Şekil 3.4.b ve Şekil 3.4.f birlikte incelendiğinde İK konsantrasyonu arttıkça arıtımı sağlamak amacı ile elektrot tüketiminin arttığı görülmektedir. Çünkü oluşan fazla kirlilik yükünü giderebilmek için elektrotlardan ayrılan metal miktarı doğru orantılı olarak arttırarak elektrot tüketimini de arttırmaktadır.

Şekil 3.4.d elektrot tüketiminin fonksiyonu olarak akım yoğunluğu ve İK konsantrasyonunu göstermektedir. Şekil 3.4.e ise elektrot tüketiminin zaman ve akım yoğunluğu açısından değerlendirildiği yanıt yüzey yöntemi grafiğidir. Şekil 3.4.d ve Şekil 3.4.e birlikte değerlendirildiğinde deney koşullarında akım yoğunluğu arttıkça buna paralel olarak elektrot tüketimi artmaktadır. Çünkü akım yoğunluğunun artmasıyla anot çözünme hızı artar (Khandegar ve Saroha,2013). Buda elektrot tüketimini arttırmaktadır. Tüm elektrokimyasal prosesler Faraday Kanunları ile açıklanmaktadır. 1. Faraday Kanunu'na göre uygulanan akım ile elektrotlardan ayrılan metal miktarı doğru orantılı olarak değişmektedir. Akım, metal iyonlarına bağlı olarak koagülant üretim hızını, reaksiyon hızını ve üretilen baloncukların boyutunu belirlemektedir. Böylelikle elektrokoagülasyonun giderim verimi üzerinde doğrudan etkili olmakta, prosesin ilerleyişini yönlendirmektedir (Akbaş, 2014). Akım yoğunluğu giderim verimini etkileyerek doğrudan elektrot tüketiminide arttırmaktadır.

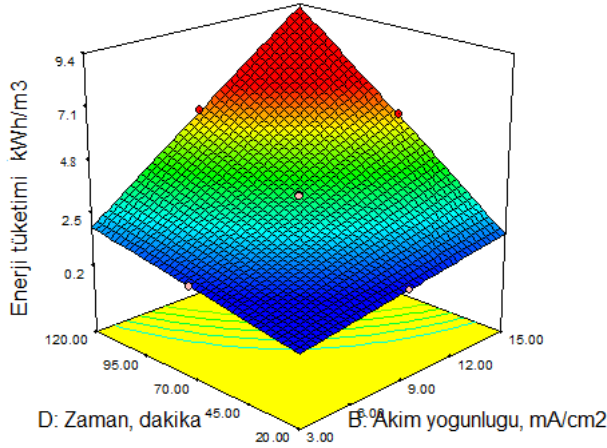
Şekil 3.4.a'da verilen yanıt yüzey grafiğine bakıldığında akım yoğunluğu ve pH'ın elektrot tüketimine olan kombine etkisi görülmektedir. Şekil 3.4.c'de ise zaman ve pH'ın arasındaki etkileşimin elektrot tüketiminde üç boyutlu yanıt yüzey grafiğini görülmektedir. Söz konusu grafikler birlikte incelendiğinde pH'da meydana gelen artış ile birlikte elektrot tüketiminin arttığı görülmektedir. Çünkü ortamın pH'ı proses süresince etkin olacak metal hidroksit türleri üzerinde doğrudan oluşturan adsorpsiyon ve koagülasyon, pH ile doğrudan ilişkilidir. Kullanılan elektrotlarda meydana gelen tepkimeler sonucunda, anottan salınan metal iyonları ve birçok iyonik monomerik hidroliz maddesi ortamın pH'ına bağlı olarak oluşmaktadır ve bu da pH'da meydana gelen artış ile birlikte elektrot tüketimini arttırmaktadır.



Şekil 3.4. Elektrot tüketimi için yanıt yüzey eğrileri (Reaksiyon şartları: a) İK konsantrasyonu 50 mg/L, zaman 70 dakika; b) Akım yoğunluğu 9 mA/cm², zaman 70 dakika; c) Akım yoğunluğu 9 mA/cm², İK konsantrasyonu= 50 mg/L; d) pH=6,5, zaman 70 dakika; e) pH=6,5, İK konsantrasyonu 50 mg/L; f) pH=6,5, akım yoğunluğu 9 mA/cm²)

3.1.2.4. Enerji tüketimi

Elektrik enerjisi tüketimi, elektrokoagülasyon prosesindeki en önemli ekonomik parametre olarak kabul edilir. Tablo 4’te enerji tüketim parametrelerine bakıldığında akım yoğunluğu ve zamanın enerjisi tüketimi üzerine oldukça önemli etkisi olduğu görülmektedir ($p < 0,0001$). Şekil 3.5’de gösterdiği gibi, elektroliz süresi ve akım yoğunluğunun artırılmasıyla, enerji tüketimi artmıştır. Bu, aynı akım yoğunluğunda daha yüksek voltaj tüketimine bağlanabilir (Thirugnanasambandham ve ark., 2015). Akımın artması enerji tüketiminin, buna bağlı olarak da arıtım maliyetinin artması anlamına gelmektedir. Bu nedenle her bir elektrokoagülasyon ünitesi için en uygun akım ya da bu akım ve anotların toplam alanına bağlı olarak hesaplanan akım yoğunluğunun belirlenmesi önem kazanmaktadır (Yılmaz ve ark. 2005, Daneshvar ve ark. 2006, Daneshvar ve ark. 2007).



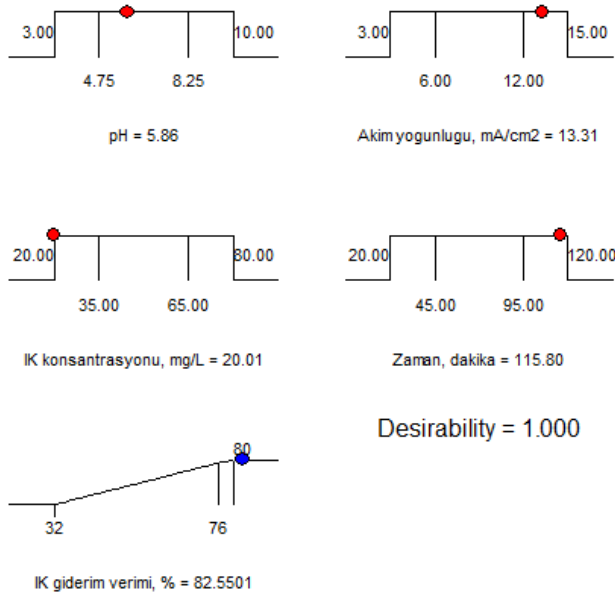
Şekil 3.5. Elektroliz süresinin ve akım yoğunluğunun enerji tüketimi üzerindeki etkisi için yanıt yüzey grafiği (Reaksiyon şartları: İK konsantrasyonu 50 mg/L, pH=6,5)

3.1.3. Proses optimizasyonu

Elektrokoagülasyon prosesi ile İK giderimini maksimum yapan proses değişkenlerinin optimizasyonu, çeşitli proses değişkenlerinin incelenmiş deney aralığı içindeki ikinci dereceden model kullanılarak gerçekleştirilmiştir. En yüksek giderim verimine sahip optimum koşulları bulmak için, Şekil 3.6’da gösterilen Desing Expert’in desirability (1.000) fonksiyonu kullanılarak sayısal optimizasyon gerçekleştirilmiştir.

Optimizasyon sonuçlarına göre yaklaşık %82,55'lik maksimum İK giderimini veren optimum şartlar pH 5,86, akım yoğunluğu 13,31 mA/cm², İK konsantrasyonu 20,01 mg/L ve zaman 115,80 dakika olarak seçilmiştir. Modelin geçerliliğini doğrulamak için elektrokoagülasyon prosesi ile İK giderimi için öngörülen optimum koşullarda iki onay deneyi gerçekleştirilmiştir. Doğrulamaya deneyler ile bulunan İK giderim etkinliği yaklaşık %81 olmuştur. Bulunan bu değer model ile elde edilen %82,55'lik giderim verimi ile karşılaştırıldığında modelin uygunluğunu ve doğruluğunu göstermektedir.

İK giderimi için bulunan optimum koşullarda oluşan çamur miktarı 0,928 kg/m³, elektrot tüketimi 0,0305 kg/m³ ve enerji tüketimi 7,461 kWh/m³ olmuştur. Optimum İK gideriminin elde edildiği arıtım şartlarında işletme maliyeti ise arıtılan m³ atıksu başına 5,40 TL/m³ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.6. Optimum İK giderim verimini veren proses değişkenlerinin sayısal değerleri

3.2. Biyokimyasal Yanıt

Biyokimyasal yanıtı araştırmak için merkezi kompozit tasarım ile optimizasyon sonuçlarına göre elde edilen optimum İK giderim koşullarına göre yapılan deneyler sonucunda elde edilen arıtılmış ve arıtılmamış sentetik İK çözeltilerine maruz bırakılan

G.pulex'te SOD, KAT, GST enzim aktiviteleri ile CYP1A1 düzeyleri belirlenmiş olup, elde edilen sonuçlar Tablo 3.3.' de gösterilmiştir.

Tablo 3.3. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te SOD, KAT, GST enzim aktiviteleri ile CYP1A1 düzeylerindeki değişimler

Parametre	Gruplar	24. Saat	96. Saat
SOD (U/mL)	Kontrol	0,034±0,003 ^a	0,0031±0,0008 ^{c*}
	A	0,011±0,002 ^b	0,0050±0,0008 ^{c*}
	B	0,013±0,007 ^b	0,0043±0,0007 ^{c*}
	C	0,008±0,0002 ^b	0,0085±0,0008 ^b
	D	0,017±0,003 ^b	0,0133±0,0009 ^a
KAT (nmol/dk/mL)	Kontrol	2,41±0,43 ^{bc}	23,27±2,13 ^{a*}
	A	3,23±0,56 ^{ab}	4,73±0,48 ^c
	B	3,65±0,49 ^{ab}	9,63±2,63 ^{bc}
	C	1,07±0,20 ^c	3,64±0,12 ^c
	D	4,36±0,56 ^a	12,31±1,93 ^{b*}
CYP1A1 (pg/mL)	Kontrol	277,59±31,61 ^a	697,84±55,36 ^{a*}
	A	176,16±25,49 ^a	259,06±13,96 ^b
	B	239,99±31,55 ^a	691,61±56,17 ^{a*}
	C	293,84±37,32 ^a	331,61±43,84 ^b
	D	269,52±31,85 ^a	694,54±68,59 ^{a*}
GST (nmol/dk/mL)	Kontrol	48,37±5,77 ^a	118,29±27,80 ^a
	A	47,88±6,60 ^a	37,10±10,32 ^b
	B	24,51±6,91 ^b	110,96±7,66 ^{a*}
	C	20,26±0,93 ^{bc}	12,41±3,9 ^b
	D	4,82±1,32 ^c	52,79±10,84 ^{b*}

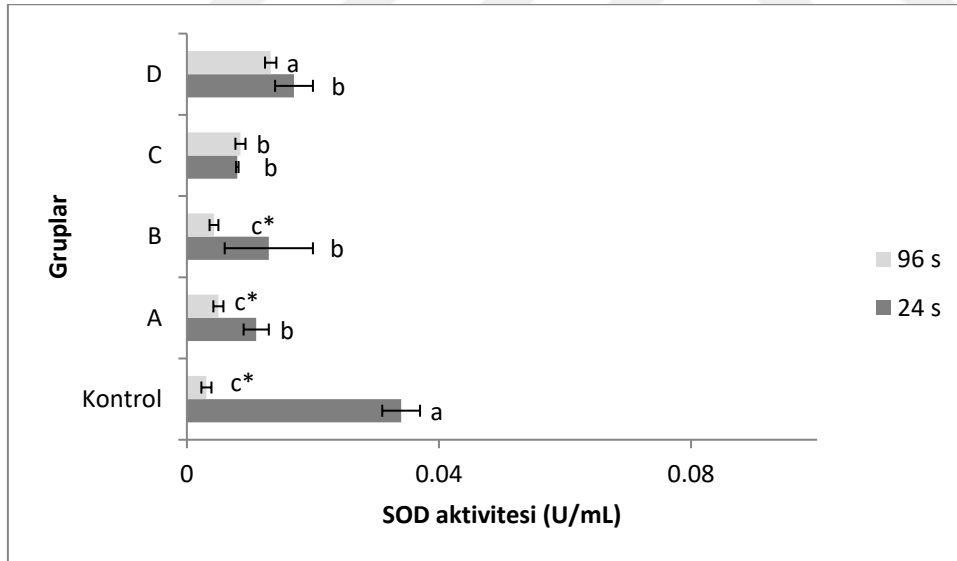
*Üst simgedeki a, b ve c harfleri aynı saatteki farklı gruplar arasındaki ve alt simgedeki * ise aynı grubun farklı saatleri (24. ve 96. saatler) arasındaki istatistiksel farkları göstermektedir. A: 1/2 oranında seyreltilmiş arıtılmış çözelti, B:1/2 oranında seyreltilmiş arıtılmamış çözelti, C: 1/4 oranında seyreltilmiş arıtılmış çözelti, D: 1/4 oranında seyreltilmiş arıtılmamış çözelti

3.2.1. SOD aktivitesi

Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te SOD enzim aktiviteyi belirlenmiş olup elde edilen sonuçlar Tablo 3.3 ve Şekil 3.7'de gösterilmiştir. SOD aktivitesinin kontrol ile kıyaslandığında 24. saatte A, B, C ve D gruplarında istatistiksel olarak anlamlı düzeyde azaldığı gözlenmiştir ($p<0,05$). Yine kontrol grubu ile kıyaslandığında tüm uygulama gruplarında 96. saatte önemli bir artış saptanmıştır ($p<0,05$).

Maruz kalma süreleri karşılaştırıldığında ise; kontrol grubunda istatistiksel olarak gruplar arasında önemli bir farklılık olduğu bulunmuştur (Tablo 3.3, Şekil 3.7).

Arıtım öncesi ve sonrası enzim aktiviteyi karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası 24.saatte enzim aktivitesinin azaldığı ancak bu azalışın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$). Arıtım sonrası 96. saatte ise; C grubunda D grubuna göre yine istatistiksel olarak anlamlı bir azalmanın olduğu bulunmuştur ($p<0,05$).



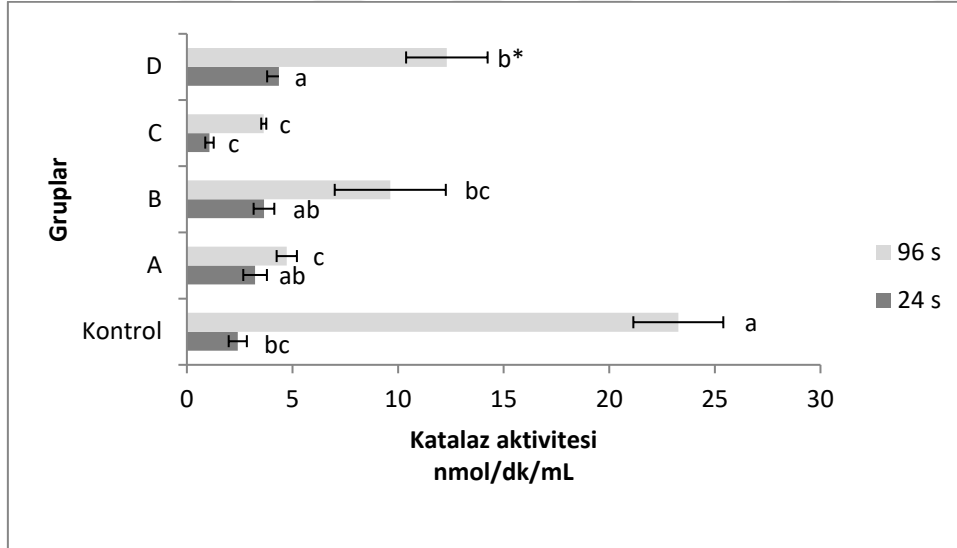
Şekil 3.7. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te SOD (U/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler

3.2.2. KAT aktivitesi

Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine boyar maddesine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te KAT enzim aktiviteleri belirlenmiş olup elde edilen sonuçlar Tablo 3.3 ve Şekil 3.8'de gösterilmiştir. KAT aktivitesinin kontrol ile kıyaslandığında 24. saatte indigo karmine maruziyet sonrası istatistiksel olarak anlamlı düzeyde arttığı gözlenmiştir ($p<0,05$). Yine kontrol grubu ile kıyaslandığında tüm uygulama gruplarında 96. saatte önemli bir azalma saptanmıştır ($p<0,05$) (Tablo 3.3, Şekil 3.8).

Maruz kalma süreleri karşılaştırıldığında ise; kontrol ve D grubunda istatistiksel olarak gruplar arasında önemli bir farklılık olduğu bulunmuştur (Tablo 3.3, Şekil 3.8).

Arıtım öncesi ve sonrası enzim aktiviteleri karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası 24.saatte enzim aktivitesinin azaldığı görülmüştür. D ve C gruplarında bu azalmanın istatistiksel olarak anlamlı olduğu saptanmıştır ($p<0,05$). Arıtım sonrası 96. Saatte ise istatistiksel olarak anlamlı bir azalmanın olduğu bulunmuştur ($p<0,05$) (Tablo 3.3, Şekil 3.8).



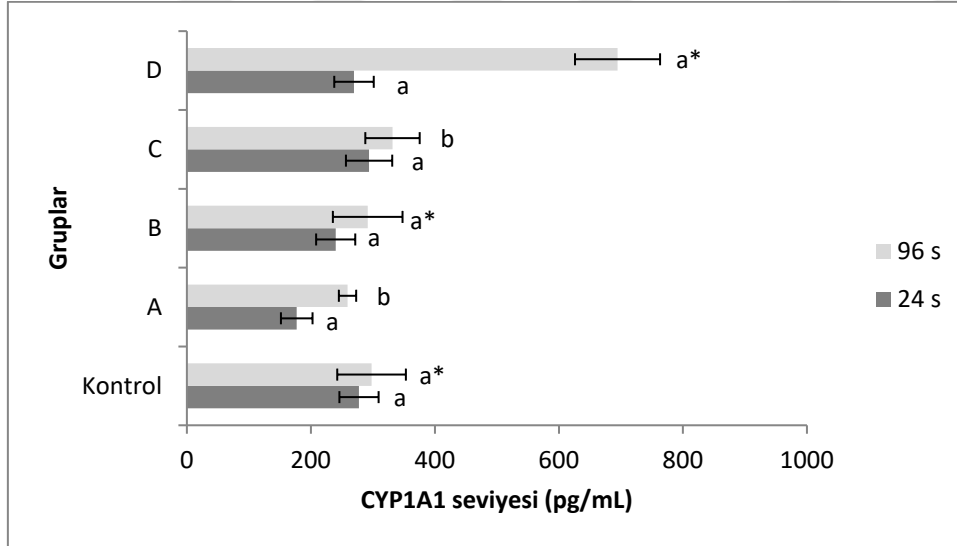
Şekil 3.8. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine boyar maddesine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te KAT (nmol/dk/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler

3.2.3. CYP1A1 düzeyleri

Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te CYP1A1 düzeyleri belirlenmiş olup elde edilen sonuçlar Tablo 3.3 ve Şekil 3.9'da gösterilmiştir. CYP1A1 aktivitesinin kontrol ile kıyaslandığında 24. saatte A, B, C ve D gruplarında istatistiksel olarak anlamlı düzeyde azaldığı gözlenmiştir ($p>0,05$). Yine kontrol grubu ile kıyaslandığında İK uygulamasına bağlı olarak 96. saatte istatistiksel olarak anlamlı bir değişim gözlenmemiştir ($p>0,05$) (Tablo 3.3, Şekil 3.9).

Maruz kalma süreleri karşılaştırıldığında ise; kontrol, B ve D gruplarında istatistiksel olarak önemli bir farklılık olduğu bulunmuştur (Tablo 3.3, Şekil 3.9).

Arıtım öncesi ve sonrası CYP1A1 düzeyleri karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası 24. saatte A ve B grupları karşılaştırıldığında bir azalma olduğu ancak bu azalışın istatistiksel olarak önemli olmadığı görülmüştür ($p>0,05$). Arıtım sonrası 96. saatte ise; arıtım sonrası istatistiksel olarak anlamlı bir azalmanın olduğu bulunmuştur ($p<0,05$) (Tablo 3.3, Şekil 3.9).



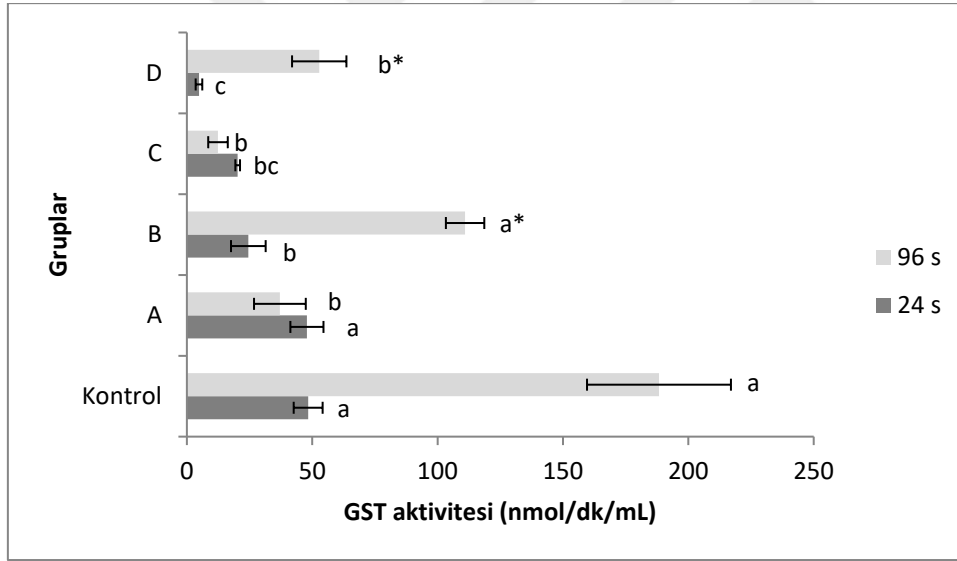
Şekil 3.9. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te CYP1A1 (pg/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler

3.2.4. GST aktivitesi

Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te GST enzim aktiviteleri belirlenmiş olup elde edilen sonuçlar Tablo 3.3 ve Şekil 3.10'da gösterilmiştir. GST aktivitesinin kontrol ile kıyaslandığında 24. saatte İK uygulamasına bağlı olarak azaldığı gözlenmiştir ($p<0,05$). Yine kontrol grubu ile kıyaslandığında İK uygulamasına bağlı olarak 96. saatte önemli bir azalma saptanmıştır ($p<0,05$).

Maruz kalma süreleri karşılaştırıldığında ise; B ve D grubunda istatistiksel olarak gruplar arasında önemli bir farklılık olduğu bulunmuştur (Tablo 3.3, Şekil 3.10).

Arıtım öncesi ve sonrası enzim aktiviteleri karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası 24.saatte enzim aktivitesinin arttığı görülmüştür ($p<0,05$). Arıtım sonrası 96. saatte ise; istatistiksel olarak anlamlı bir azalmanın olduğu bulunmuştur ($p<0,05$).



Şekil 3.10. Farklı dozlarda İK sulu çözeltisine arıtım öncesi ve sonrası maruz kalan *G.pulex*'te GST (nmol/dk/mL) enzim aktivitesindeki değişiklikler

Boya içeren atıksuların deşarjının belirgin olumsuz etkileri vardır. Bu atıklar, güçlü renkler, yüksek pH değişimleri, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ile karakterizedir. Çok düşük bir konsantrasyonda bile (10-50 mg/L) suda çözünür boyalar, suda yaşayan organizmaları yoğun bir şekilde etkileyebilir (Banat ve ark., 1996, Demirci ve Asma, 2013). Tekstil boyar maddelerinin sucul bir organizmada antioksidan aktiviteyi düşürmesi nedeniyle antioksidan sistemi olumsuz etkilediği gösterilmiştir (Yonar ve Yonar, 2010). Ksenobiyotikler için detoksifikasyon süreçlerinin, reaktif oksijen türlerinin (ROS)

artmasına neden olduğu ve bu nedenle oksidatif stres enzimlerini modüle ettiği bilinmektedir (Zhang ve ark., 2012).

Ksenobiyotiklerin metabolizması iki aşamalı bir süreçtir. Birinci faz reaksiyonları oksidasyon, indirgeme ve hidrolizi içerir ve en büyük önemi, ksenobiyotiklerin çoğunun metabolizmasında yer alan oksidasyon enzimlerine atfedilir. İkinci aşama reaksiyonlarında, ilk aşamada üretilen metabolitler veya bazen de orijinal maddeler, endojen metabolizma ürünleriyle konjuge olarak (glukuronat, Glutasyon, 3'-fosfoadenozin-5'-fosfosülfat, vb.) vücuttan atılırlar. İlk fazın en önemli oksidasyon enzimleri, önceden "karışık işlevli oksidazlar" olan P450 sitokromlarıdır (Lewis, 2001). Sitokrom P450 1A1 (CYP1A1) miktarı, ksenobiyotiklerin biyotransformasyonundaki rolü nedeniyle maruz kalmanın en yararlı biyolojik belirteçlerinden biridir (Goksoyr ve Forlin1995). Geçtiğimiz 25 yıl boyunca yürütülen çalışmalar, CYP1A1'in omurgasızlarda olduğu gibi, bunun incelendiği kabuklu türlerinde ksenobiyotiklerin ve endojen bileşiklerin biyotransformasyonunda önemli bir rol oynadığını kesin bir şekilde kanıtlamıştır (James ve Sean Boyle, 1998). Yıldırım ve ark., (2018) yaptıkları çalışmada *Coriolus versicolor* ile dekolorize edilmiş ve edilmemiş malaşit yeşili tekstil boyar maddesine maruziyet sonrası *G. pulex*'de biyokimyasal cevabı araştırmış ve CYP1A1 düzeylerini belirlemişlerdir. CYP1A1 enzim düzeyleri dekolorizasyon sonrası 96. saatte düşmüştür. Yıldırım ve ark., (2018) metil orange tekstil boyar maddesinin üç farklı sublethal konsantrasyonuna maruz kalan *G.pulex*'de CYP1A1 düzeylerini araştırmışlardır. CYP1A1 düzeylerinin metil orange tekstil boyar maddesine maruziyet sonrası bütün uygulama gruplarında düştüğü bulunmuştur. Tatar ve ark., (2019) *G.pulex*'i 96 saat boyunca 20, 10, 5 ppm kongo kırmızısı içeren sentetik çözeltilere maruz bırakılmıştır. CYP1A1 enzim aktiviteleri ELISA kiti kullanılarak belirlenmiştir. Kongo kırmızısına maruz bırakıldıktan sonra tüm uygulama gruplarında Sitokrom 1A1 aktivitesi 24 ve 96 saat boyunca kontrole kıyasla azaldığı tespit edilmiştir. Yaman (2018) yaptığı çalışmada metil oranj tekstil boyar maddesinin farklı dozlarına maruz bırakılan *G.pulex*'de CYP1A1 aktivitelerinin arttığı bulunmuştur. Aksu ve ark., (2017) remazol brillant blue R ve kongo kırmızısı tekstil boyar maddelerinin biyokimyasal etkilerini *Astacus leptodactylus*'da araştırmışlardır. Model canlılar 24 ve 48 saat süre ile 0,5, 1,0 ve 2,0 mg/l remazol brillant blue R veya kongo kırmızısına maruz bırakılmışlardır. Kongo kırmızısına maruziyetten 24 ve 48 saat sonrasında CYP1A1'in genel olarak azaldığını bulmuşlardır. Aksu ve ark., (2014) beyaz çürükçül fungus *Coriolus versicolor* ile arıtılmış tekstil atıksuyuna maruz kalan *Astacus leptodactylus*'da

biyokimyasal biyobelirteçleri kullanarak arıtım verimini değerlendirmişlerdir. Arıtılmış ve arıtılmamış tekstil atıksuyuna maruz kalan canlılarda CYP1A1 düzeylerindeki değişiklikleri test etmişler ve arıtılmamış tekstil atıksuyuna maruz kalan model canlıda söz konusu enzimin arttığını gözlenmişlerdir. Arıtım sonrası ise enzim düzeylerinin tekrar normal seviyelerine döndüğü görülmüştür.

Bir ksenobiyotiğe maruz kalma ile ilişkili olarak CYP1A1 mRNA'sında bir artışa neden olurken, proteinin kendi miktarında veya enzimatik aktivitesinde bir artışa neden olmayabilir (Schlezing ve Stegeman, 2001; Wirgin ve Theodorakis, 2002). Bizim yaptığımız çalışmada da kontrol ile kıyaslandığında arıtılmamış tekstil boyar maddesine maruz kalmanın enzim düzeylerini azalttığı arıtım sonrası ise daha fazla bir düşüş olduğu bulunmuştur. Bazı durumlarda, ksenobiyotiklerin varlığı, yüksek CYP1A1 seviyelerini indükleyebilir. Bu, ya yüksek kirletici konsantrasyonlarını (Stegeman ve ark. 1997; Schlezing ve Stegeman 2001; Wirgin ve Theodorakis, 2002) ya da özellikle CYP1A1'i inhibe eden kirletici maddenin varlığını gösterir.

GST enzim aktivitesinin ölçülmesinin yararlı olduğu kirletici maddelere çevresel maruziyet ile ilgili çalışmalarda daha önce gösterilmiştir. Çeşitli balık türlerinde PCB'lere, PAH'lara, OCP'lere, metallere ve pestisitlere maruziyet sonrası GST aktivitesinin arttığı gösterilmiştir (Lopes ve ark., 1999). Aksu ve ark., (2014) GST aktivitesi, arıtılmamış tekstil atıksuyuna maruz kalan *A. Leptodactylus*'da genellikle arttığını bulmuşlardır. Arıtım sonrası ise; yerli beyaz çürükçül mantarı (*C. versicolor*) ile arıtım sonra, GST aktiviteleri kontrol değerlerine döndüğünü tespit etmişlerdir. GST aktivitesinin indüksiyonu, bir detoksifikasyon sürecinin bir göstergesidir. Artan GST aktiviteleri, muhtemelen tekstil atıksuyuna maruz kalmaya metabolik bir adaptasyon olduğunu ve oksidatif hasara karşı savunma olduğunu önermişlerdir. Yıldırım ve ark., (2018) yaptıkları çalışmada *Coriolus versicolor* ile dekolorize edilmiş ve edilmemiş Malaşit yeşili tekstil boyar maddesine maruziyet sonrası *G. pulex*'de GST aktivitesini belirlemişlerdir. GST enzim aktiviteleri ise dekolorizasyon sonrası 96. saatte düşmüştür. Yaman (2018) metil orange tekstil boyar maddesinin üç farklı sublethal konsantrasyonuna maruz kalan *G.pulex*'de GST aktivitelerini araştırmıştır. GST aktivitesinin bütün uygulama gruplarında arttığı bulunmuştur. Tatar ve ark., (2019) yaptıkları çalışmada *G.pulex*, 96 saat boyunca 20, 10, 5 ppm kongo kırmızısı içeren sentetik çözeltilere maruz bırakılmıştır. Glutasyon S Transferaz aktiviteleri tüm uygulama gruplarında 24 ve 96 saat boyunca kontrole kıyasla artmıştır. Aksu ve ark., (2017) remazol brilliant blue R ve kongo kırmızısı tekstil boyar maddelerinin

biyokimyasal etkilerini *Astacus leptodactylus*'da araştırmışlardır. Model canlılar 24 ve 48 saat süre ile 0,5, 1,0, ve 2,0 mg/L remazol brillant blue R ve kongo kırmızısına maruz bırakılmışlardır. GST aktivitesinin kongo kırmızısına maruziyetten 24 ve 48 saat sonrasında arttığı bulunmuştur. Bizim çalışmamızda ise GST aktivitesi, arıtım öncesi kontrol ile kıyaslandığında azalmış arıtım sonrası tekrar artmıştır.

SOD, süperoksit anyon (O_2^-)'nu moleküler oksijen (O_2) ve hidrojen peroksit (H_2O_2) dönüşümünü katalize ederek hücreleri serbest radikallerin oksidatif hasarına karşı korumaktadır (Kaur ve Kaur, 2015). Katalaz, oksijene maruz kalan neredeyse tüm canlı organizmalarda bulunan yaygın bir enzimdir. Hidrojen peroksidin su ve oksijene ayrışmasını katalize eder (Chelikani ve ark., 2004). SOD-KAT sistemi oksidatif strese karşı ilk savunma hattını temsil ettiğinden KAT ve SOD aktivitesindeki artış genellikle çevre kirleticileri karşısında görülür. Yıldırım ve ark. (2019) elektrokoagülasyon işlemiyle arıtılan mezbaha atıksuyunun toksisitesini değerlendirmek için model organizma olarak *G. pulex* kullanılmıştır. Arıtım sonrası SOD ve KAT aktivitesi artmıştır. *G. pulex*'de SOD ve KAT aktivitesindeki değişimler mezbaha atıksuyunun arıtılmasında elektrokoagülasyon prosesinin etkin olduğunu göstermiştir. Tatar ve ark., (2018) yaptıkları çalışmada *G. pulex*'i Tunceli atıksu arıtma tesisinden kaynaklı çıkış suyunun ekolojik risk değerlendirmesinde biyo monitör olarak kullanmıştır. Uygulama gruplarında KAT aktivitesinde hem 24 hem de 96 saat uygulama sonrası düşüş bulunmuştur. Uygulama gruplarında 24 saat sonrasında SOD aktivitesinde artış bulunmuştur ancak 96 saat sonrasında bir artış bulunmamıştır. Yıldırım ve ark., (2018) yaptıkları çalışmada *Coriolus versicolor* ile dekolorize edilmiş ve edilmemiş malaşit yeşili tekstil boyar maddesine maruziyet sonrası *G. pulex*'de biyokimyasal cevabı araştırmış ve KAT ve SOD, düzeylerini belirlemişlerdir. SOD enzim aktivitesi dekolorizasyon sonrası artmıştır. KAT enzim aktivitesi ise; dekolorize edilmiş grupta 24. saat sonrasında artarken, 96. saatte azalmıştır. *G.pulex*'de KAT aktivitesindeki değişimler YYY ile optimizasyon sonrasında malaşit yeşili dekolorizasyonunda *C.versicolor*'un etkin olduğunu göstermiştir. Yaman (2018) metil orange tekstil boyar maddesinin üç farklı sublethal konsantrasyonuna maruz kalan *G.pulex*'de SOD ve KAT aktivitelerini araştırmıştır. KAT aktiviteleri metil oranj tekstil boyar maddesine maruz kalan bütün uygulama gruplarında düşmüştür. Serdar ve ark., (2018) yaptıkları çalışmada çöp sızıntı suyu arıtımında elektrokoagülasyon işleminin verimliliğini değerlendirmek için *G. pulex*'teki antioksidan biyobelirteçleri kullanmışlardır. Çeşitli konsantrasyonlarda arıtılmış ve arıtılmamış sızıntı sularına maruz bırakılan

G.pulex'de SOD ve KAT aktivitelerini araştırmışlardır. KAT aktivitesinin kontrol ile kıyaslandığında arıtılmamış grupta arttığı bulunmuştur. Elektrokoagülasyon ile arıtım sonrası KAT aktivitelerinin kontrol değerlerine döndüğünü bulmuşlardır. Elde ettikleri sonuçlara göre sızıntı suyunun oksidatif stresi indüklediği ve antioksidan parametrelerin elektrokoagülasyon prosesinin arıtım verimini değerlendirmek için yararlı biyobelirteçler olduğu kanaatine varılmıştır. Tatar ve ark., (2019) kongo kırmızısına maruz bırakılan *G.pulex*, 96 saat boyunca 20, 10, 5 ppm kongo kırmızısı içeren sentetik çözeltilere maruz bırakılmıştır. Kongo kırmızısının reaktif oksijen türleri üreterek oksidatif strese neden olabileceğini gösterilmiştir. Sonuç olarak, antioksidan enzimlerdeki değişiklikler, kongo kırmızısının çevresel toksisitesinin değerlendirilmesinde potansiyel hassas biyobelirteçler olarak kullanılabileceğini göstermiştir. SOD-KAT sistemi oksidatif strese karşı ilk savunma hattını temsil ettiğinden KAT ve SOD aktivitesindeki artış genellikle çevresel kirleticiler karşısında gözlenir (McCord, 1996). Arıtım öncesi ve sonrası SOD ve KAT enzim aktiviteleri karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası enzim aktivitelerinin azaldığı bulunmuştur. Bu azalmanın stresin üstesinden gelmek ve boyanın vücuttan atılması için olabileceği düşünülmektedir.

4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada yanıt yüzey yöntemi ile optimize edilmiş elektrokoagülasyon prosesi ile arıtım sonrası ve öncesi *G.pulex*'in biyokimyasal yanıtı karşılaştırılmış ve elektrokoagülasyon prosesinin İK tekstil boyar maddesinin arıtımında verimli bir şekilde kullanılıp kullanılmayacağı araştırılmıştır.

İlk aşamada yapılan elektrokogülasyon deneyleri merkezi kompozit tasarıma göre 30 deney ile yürütülerek İK giderim verimi ile birlikte oluşan çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimi de incelenmiştir. pH, akım yoğunluğu, İK konsantrasyonu ve zamanda olan değişikliklerin İK giderim verimi, oluşan çamur miktarı, elektrot tüketimi ve enerji tüketimine olan etkisi araştırılmıştır.

Elektrokoagülasyon prosesi ile İK giderimini maksimum yapan proses değişkenlerinin optimizasyonu, incelenmiş olan çeşitli proses değişkenlerinin deney aralığı içindeki ikinci dereceden model kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimizasyon sonuçlarına göre yaklaşık %82,55'lik maksimum İK giderimini veren optimum şartlar pH 5,86, akım yoğunluğu 13,31 mA/cm², İK konsantrasyonu 20,01 mg/L ve zaman 115,80 dakika olarak seçilmiştir. İK giderimi için bulunan optimum koşullarda oluşan çamur miktarı 0,928 kg/m³, elektrot tüketimi 0,0305 kg/m³ ve enerji tüketimi 7,461 kWh/m³ olmuştur. Optimum İK gideriminin elde edildiği arıtım şartlarında işletme maliyeti ise 5,40 TL/m³ olarak hesaplanmıştır.

İkinci aşamada ise biyokimyasal yanıtı araştırmak için optimizasyon sonuçlarına göre elde edilen optimum koşullara göre yapılan deneyler sonucunda elde edilen arıtılmış ve arıtılmamış sentetik İK çözeltilerine *G. pulex* 'ler 24 ve 96 saat maruz bırakılmıştır.

Elde edilen sonuçlara göre; İK sulu çözeltilerine *G. pulex* uygulamasının 24. saatinde SOD, CYP1A1 ve GST enzim aktivitelerinin azaldığı ancak KAT aktivitesinin arttığı gözlenmiştir. Uygulamanın 96. saati sonrasında ise; SOD, KAT VE GST enzim aktivitelerinin arttığı CYP1A1 enzim aktivitesinin ise azaldığı tespit edilmiştir.

Arıtım öncesi ve sonrası SOD ve KAT enzim aktiviteleri karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası enzim aktivitelerinin azaldığı bulunmuştur. Arıtım öncesi ve sonrası GST ve CYP1A1 enzim aktiviteleri karşılaştırıldığında ise; arıtım sonrası 96. saatte istatistiksel olarak anlamlı bir azalmanın olduğu bulunmuştur.

Elde edilen sonuçlara göre SOD, KAT, GST ve CYP1A1 biyobelirteçlerinin arıtım veriminin değerlendirilmesinde toksisitenin göstergesi olarak kullanılabileceği ve yararlı

birer biyobelirteç oldukları bulunmuştur.

Çalışma sonucunda şu öneriler sıralanabilir:

- Elektrokoagülasyon deneyleri bu çalışmada kesikli sistemde gerçekleştirilmiştir. Daha sonraki çalışmalarda sürekli sistemin arıtım performansı değerlendirilebilir.
- Demir elektrotlar bu çalışmada kullanılmıştır. İleriki çalışmalarda farklı elektrotlar tipleri kullanılarak (paslanmaz çelik ve alüminyum gibi) proses etkinliği araştırılabilir.
- Tekstil endüstrileri oldukça fazla su tüketen tesislerdir. İleriki çalışmalarda elektrokoagülasyon prosesi ile birlikte farklı prosesler kombine edilerek su geri kazanımı hedeflenebilir.
- Bu çalışmada kullanılan model canlı *G. pulex* yerine başka model canlılar kullanılarak prosesin toksikolojik etkileri belirlenebilir.
- Bu çalışmada toksidite testi için kullanılan biyobelirteçlerden farklı olarak başka biyobelirteçler kullanılarak arıtım etkinliği değerlendirilebilir.

5. KAYNAKLAR

- Ali, H., 2010. Biodegradation of synthetic dyes-a review. *Water Air and Soil Pollution*, 213:251-273.
- Akbal, F., Kuleyin, A., 2011. Decolorization of Levafix Brilliant Blue E-B by electrocoagulation method. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 30(1): 29-36.
- Akbaş, H., 2020. Elektrokoagölasyon yöntemi ile renk gideriminin incelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Namık Kemal Üniversitesi, Tekirdağ, 73s.
- Akkuş, İ., 1995. Serbest Radikaller ve Fizyopatolojik Etkileri, Mimoza Yayınları: 38, Sağlık dizisi:5, Konya.
- Aksu, Ö., Yildirim, N.C., Yildirim, N., Danabas, D., Danabas, S., 2014. Biochemical response of crayfish (*Astacus leptodactylus*) exposed to textile wastewater treated by indigenous white rot fungus *Coriolus versicolor*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4):2987-2993.
- Aksu, Ö., Yildirim, N.C., Danabas, D., Yildirim, N., 2017. Biochemical impacts of the textile dyes Remazol Brilliant Blue R and Congo Red on the crayfish *Astacus leptodactylus* (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, 90(13):1563-1574.
- Akyol, A., 2012. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, 285:91-99.
- Aleboyeh, A., Daneshvar, N., Kasiri, M.B., 2008. Optimization of C.I. Acid Red 14 azo dye removal by electrocoagulation batch process with response surface methodology. *Chemical Engineering and Processing*, 47 (5):827-832.
- Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N., Hecini, M., Hamitouche, H., 2010. Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. *Chemical Engineering and Processing*, 49 (11):1176-1182.
- Arami-Niya, A., Wan Daud, W.M.A. , Mjalli, S., Abnisa, F., Shafeeyan, M.S., 2012. Production of microporous palm shell based activated carbon for methane adsorption: modeling and optimization using response surface methodology. *Chemical Engineering Research and Design*, 90:776-784.
- Arınc, E., Philpot, R. M., 1976. Preparation and properties of partially purified pulmonary cytochrome P-450 rabbits. *Journal of Biological Chemistry*, 251:3213-3220.
- Armstrong R.N., 1997, Structure, catalytic mechanism, and evolution of the glutathione transferases. *Chemical Research in Toxicology*, 10:2-18.
- Arthur, J.W., 1980. Review of freshwater bioassay procedures for selected amphipods. Aquatic Invertebrate Bioassays, ASTM International.
- Asaithambi, P., Aziz, A.R.A., Daud, W.M.A.W., 2016. Integrated ozone electrocoagulation process for the removal of pollutant from industrial effluent: optimization through response surface methodology, *Chemical Engineering and Processing*, 105:92-102.
- Atabey, M., 2019. Reaktif red 195 içeren tekstil atıksularının elektrokoagölasyon yöntemi ile arıtımı. *Yüksek Lisans Tezi*, Balıkesir Üniversitesi, Balıkesir, 84s.

- Aygün, A., 2012.** Tekstil endsütrüsü reaktif ve dispers boya banyo atıksularının elektrokogülasyon prosesi ile arıtımı: yanıt yüzey yöntemi ile optimizasyon. *Doktora Tezi*, Selçuk Üniversitesi, Konya, 206s.
- Banat, I.M., Nigam, P., Singh, D., Marchant, R., 1996.** Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review. *Bioresource Technology*, 58:217-227.
- Bayar, S., Yıldız, Y.S., Yılmaz, A.E., Irdemez, S., 2011.** The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination*, 280(1-3):103-107.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O.T., Sozbir, M., 2004.** Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37 (2):117-125.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Eyvaz, M., Senturk, E., 2006.** Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Separation and Purification Technology*, 51 (3), 404-408.
- Behbahani, M., Alavi Moghaddam, M.R., Arami, M., 2011.** Techno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: optimization through response surface methodology. *Desalination*, 271:209–218.
- Bendich A., Phillips M., Tengerdy R.P., 1988,** Antioxidant Nutrients and Immune functions, pp. 1-3.
- Bhatia, J., Sharma, J., Prerna Anand, S., Pruthi, V., Chaddha, A.S., Kaith, B.S., 2017.** RSM-CCD optimized adsorbent for the sequestration of carcinogenic rhodamine-B: Kinetics and equilibrium studies. *Materials Chemistry and Physics*, 196:270-283.
- Blaxhall, P.C., Daisley, K.W., 1973.** Routine haematological methods for use with fish blood. *Journal of Fish Biology*, 5:771- 781.
- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., Mameri, N., 2011.** Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*, 280(1-3):347-353.
- Carmona, M., Khemis, M., J.- Lecler, P., Lapique, F., 2006.** A simple model to predict the removal of oil suspensions from water using the electrocoagulation technique. *Chemical Engineering Science*, 61:1237–1246.
- Chang, G.W., Gonzales, F.J., 1999.** The physiological and pharmacological roles of cytochrome P450 isoenzymes. *Anaesthesia*, 54:42-50.
- Cheeseman K.H., Slater T.F., 1993** An introduction to free radical biochemistry. *British Medical Bulletin*, 49(3):481-93.
- Chelikani, P., Fita, I., Loewen, P.C. , 2004.** Diversity of structures and properties among catalases. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 61:192-208.
- Chung, Y. C., Chen, C. Y., 2009.** Degradation of azo dye reactive violet 5 by TiO₂ photocatalysis. *Environmental Chemistry Letters*, 7:341-347.
- Crini, G., 2006.** Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource Technology*, 97(9):1061–1085.

- Czuczejko, J., Zachara, B. A., Staubach-Topczewska, E., Halota, W., Kedziora, J.** 2003 Selenium, glutathione and glutathione peroxidases in blood of patients with chronic liver diseases. *Acta Biochimica Polonica*, 50:1147-54.
- Daneshvar, N., Sorkhabi, H.A., Kasiri, M.B.,** 2004. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, B112(1-2):55-62.
- Daneshvar, N., Oladegaragoze, A., Djafarzadeh, N.,** 2006. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. *Journal of Hazardous Materials*, B129:116-122.
- Daneshvar, N., Khataee, A., Ghadim, A., Rasoulifard, M.,** 2007. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption(sec). *Journal of Hazardous Materials*, 148:566-572.
- Dasgupta, J., Sikder, J., Chakraborty, S., Curcio, S., Driolli, E.,** 2015. Remediation of textile effluents by membrane based treatment techniques: a state of the art review. *Journal Environment Management*, 147:55-72.
- De Zwart, L.L., Meerman, J.H.N., Commandeur J.N.M., Vermeulen N.P.E.,** 1999. Biomarkers of free radical damage applications in experimental animals and in humans. *Free Radical Biology and Medicine*, 26:202-226.
- Deaton, C.M., Marlin, D.J.,** 2003. Exercise-associated oxidative stress. *Clinical Techniques in Equine Practice*, 2:278-291.
- Demirci, O., Asma, D.H.,** 2013. Antioxidant responses in *Phanerochaete chrysosporium* exposed to Astrazone Red FBL textile dye. *Cell Biochemistry and Function*, 31:86-90.
- Demirci, Ö., Güven, K., Asmac, D., Öğüt, P.U.,** 2018. Effects of endosulfan, thiamethoxam, and indoxacarb in combination with atrazine on multi-biomarkers in *Gammarus kischineffensis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147:749-758.
- Demirsoy, A.,** 1999. Yaşamın temel kuralları (Omurgasızlar/Böcekler dışında). Cilt II/Kısım I, Metaksan A, Ankara, 879-890.
- Deveci, E.Ü., Akarsu, C., Gönen, Ç., Özay, Y.,** 2019. Enhancing treatability of tannery wastewater by integrated process of electrocoagulation and fungal via using RSM in an economic perspective. *Process Biochemistry*, 84:124–133.
- Dönmez, A.E., Yılmaz D.,** 2015. Sucul ortamlarda biyoindikatör ve biyobelirteçler. *Araştırma bülteni*, (3):53-64.
- Eaton D.L., Bammler T.K.,** 1999, Concise review of the glutathione Stransferases and teir significance to toxicology. *Toxicological Sciences*, 49:156-164.
- Elliot J.G.,** 1999. Application of antioxidant vitamins in foods and beverages. *Food Technology*, 53(2):46-48.
- Emamjomeh, M.M., Sivakumar, M.,** 2009. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5):1663-1679.
- Flohe L., Günzler W.A., Schock H.H.,** 1973. Glutathione peroxidase: a selenoenzyme. *FEBS Letters*, 32:132-134.

- Flohe L.**, 1998. In glutathione: chemical, biochemical and medical aspects (Dolphin D., Poluson R. Avramovic O., eds) Part A, pp. 643-731.
- Gatsions, E., Hahladakis, J.N., Gidarakos, E.**, 2015. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management*, 154:117-127.
- Ghernaout, D., Naceur, M.W., Ghernaout, B.**, 2011. A review of electrocoagulation as a promising coagulation process for improved organic and inorganic matters removal by electrophoresis and electroflotation. *Desalination and Water Treatment*, 28:287-320.
- Ghurfan, K., Mariah, I., Kamal S.**, 2020. Removal of brilliant green dye from aqueous solution by electrocoagulation using response surface methodology. *Materials Today: Proceedings*, 20(4), 488-492.
- Goksoyr A., Förlin L.**, 1992. The cytochrome P450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquatic Toxicology*, 22:287-312.
- Goksoyr, A., Forlin, L.**, 1995. The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquatic Toxicology*, 22:287–311.
- Gomez-Sanchez, A., Hermosfn, I., Lasaletta, J.M., Maya, I.**, 1993. Cleavage and oligomerization of malondialdehyde. *Tetrahedron*, 49(6):1237–1250.
- Gonzalez F.J.**, 1989. The Molecular Biology of Cytochromes P450s. *Pharmacological Reviews*, 40:243–288.
- Guengerich F.P.**, 1992. Characterization of Human Cytochrome P450 Enzymes. *FASEB Journal (Bethesda, MD)*, 6:745–748.
- Gutiérrez, S. E., Solache, R. M., Colín, C. A.**, 2009. Sorption of indigo carmine by a Fe-zeolitic tuff and carbonaceous material from pyrolyzed sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 170:1227–1235.
- Haghshenas, H.F., Khodaii, A., Khedmati, M., Tapkin, S.**, 2015. A mathematical model for predicting stripping potential of hot mix asphalt. *Construction and Building Materials*, 75:488–495.
- Halliwell, B.**, 1991. Reactive oxygen species in living system: source, biochemistry and role in human disease. *The American Journal of Medicine*, 91:14-21.
- Hashim, K.S., Al Khaddar, R., Jasim, N., Shaw, A., Phipps, D., Kot, P., Pedrola, M.O., Alattabi, A.W., Abdulredha, M., Alawsh, R.**, 2019. Electrocoagulation as a green technology for phosphate removal from river water. *Seperation and Purification Technology*, 210:135–144.
- Hayes J.D., Flanagan J. U., Jowsey I.R.**, 2005, Glutathione transferases, *Annual Review Pharmacology and Toxicology*, 45:51-88.
- Hendaoui, K., Ayari, F., Rayanaa, I. B., Amar, R.B., Darragi, F., Ayadi, M. T.**, 2018. Real indigo dyeing effluent decontamination using continuous electrocoagulation cell: Study and optimization using Response Surface Methodology Process. *Safety and Environmental Protection*, 116:578-589.
- Herdeiro, R., S., Pereira, M., D., Panek, A., D., Eleutherio, E., C., A.**, 2006. Trehalose protects *Saccharomyces cerevisiae* from lipid peroxidation during oxidative stress, *Biochimica et Biophysica Acta*, 1760:340-346.

- Hu, C. Y., Lo, S. L., Kuan, W. H., 2003.** Effects of co-existing anions on fluoride removal in electrocoagulation (EC) process using aluminum electrodes. *Water Resource*, 37 (18):4513-4523.
- Inal, M. E., Kanbak, G., Sunal, E., 2001.** Antioxidant enzyme activities and malondialdehyde levels related to aging. *Clinica Chimica Acta*, 305(1-2):75– 80.
- İlhan, F., Kurt U., Apaydin O. and Gonullu M.T., 2008.** Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1):381-389.
- Jamieson, D., J., 1998.** Oxidative stress responses of the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Yeast*, 14:1511-1527.
- Johansen, J.S., Harris, A.K., Rychly, D.J., Ergul, A., 2005.** Oxidative stress and the use of antioxidants in diabetes: linking basic science to clinical practice. *Cardiovasc Diabetol*, 29:4(1):5.
- Kacan, E., 2016.** Optimum BET surface areas for activated carbon produced from textile sewage sludges and its application as dye removal. *Journal of Environmental Management*, 166:116–123.
- Karaoğlu, M. H., 2007.** Sulu çözeltilerden bazı boyar maddelerin fizikokimyasal yöntemlerle giderimi. *Doktora Tezi*, Balıkesir Üniversitesi, Balıkesir, 268s.
- Karimifard, S., Moghaddam, M.R., 2018.** Application of response surface methodology in physicochemical removal of dyes from wastewater: A critical review. *Science of the Total Environment*, 640-641:772-797.
- Katherasan, V., Kansedo, J., Lau, S. Y., 2018.** Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6:4676–4697.
- Kaur, S., Kaur A., 2015.** Variability in antioxidant/detoxification enzymes of *Labeo rohita* exposed to an azo dye, acid black (AB) *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 167:108-116.
- Kemker, C., 2014.** Turbidity, total suspended solids and water clarity. *Fundamentals of Environmental Measurements*. Fondriest Environmental, Inc, 13.
- Khan, N. A., Bhadra, N. B., Jhung, S. H., 2018.** Heteropoly acid loaded ionic liquid at metal-organic frameworks: effective and reusable adsorbents for the desulfurization of a liquid model fuel. *Chemical Engineering Journal*, 334:2215–2221.
- Khandegar, V., Saroha, A.K., 2012.** Electrochemical treatment of distillery spent wash using aluminum and iron electrodes. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 20 (3):439-443.
- Khandegar, V., Saroha, A. K., 2013.** Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. *Journal of Environmental Management*, 128:949-963.
- Khedmati, M., Khodaii, A., Haghshenas, H.F., 2017.** A study on moisture susceptibility of stone matrix warm mix asphalt. *Construction and Building Materials*, 144:42– 49.
- Khorram, A.G., Fallah, N., 2018.** Treatment of textile dyeing factory wastewater by electrocoagulation with low sludge settling time: Optimization of operating parameters by RSM. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6:635-642.

- Kidd P.M.**, 1997. Glutathione: systemic protectant against oxidative and free radical damage. *Alternative Medicine Reviews*, 2:155-176.
- Kobyas, 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.
- Kobyas, M., Gengec, E., Demirbas, E.**, 2016. Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 101:87 - 100.
- Lewis, D.F.V.**, 2001. Guide to cytochromes P450 structure and function. *Taylor & Francis Inc.*, London, p 215.
- Liu, Y., Zhao, Q., G. Cheng, G., Xu, H.**, 2011. Exploring the mechanism of lead(II) adsorption from aqueous solution on ammonium citrate modified spent *Lentinus edodes*. *Chemical Engineering Journal*, 173:792-800.
- Lu, A.Y.H., Lewin, W.**, 1974. The resolution and reconstitution of the liver microsomal hydroxylation system. *Biochimica et Biophysica Acta*, 344:205-240.
- Lu, F., Wang, Y., Bai, D., Du., L.**, 2005. Adaptive response of *Saccharomyces cerevisiae* to hyperosmotic and oxidative stress. *Process Biochemistry*, 40:3614-3618.
- Mahmoud, A. M., Norasikin, A.L., Mohamad, A.B., Kadhum, A.H., Mukhlus, A.**, 2018. Application of dyes extracted from *Alternanthera Dentata* leaves and *Musa Acuminata* Bracts as natural sensitizers for dye-sensitized solar cells. *Spectrochim. Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*. 192:487-498.
- Mansoorian, H.J., Mahvi, A.H., Jafari, A.J.**, 2014. Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: influence of direct and alternating current by using iron and stainless steel rod electrodes. *Separation and Purification Technology*, 135:165-175.
- Mbacke, M. K., Kane, C., Diallo, N. O., Diop, F. C., Comtat, M., Tzedakis, T.**, 2016. Electrocoagulation process applied on pollutants treatment- experimental optimization and fundamental investigation of crystal violet dye removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4:4001-4011.
- Meagher, E.A., Fitzgerald, G.A.** 2000. Indices of lipid peroxidation in vivo: strengths and limitations. *Free Radical Biology and Medicine*, 28(12):1745-1750.
- Merzouk, B., Madani, K., Sekki, A.**, 2010. Using electrocoagulation-electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. *Desalination*, 250(5):573-577.
- Meşe, Z.**, 2019. Sentezlenmiş polimer ile İndigo Karmin gireminin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Munzur Üniversitesi, Tunceli, 93s.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.**, 2001. Electrocoagulation (EC) science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1):29-41.
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Parga, J. Cocke, D.L.**, 2004. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, B114:199-210.

- Montgomery, D.C.**, 1997. Design and analysis of experiments, Wiley, 704s.
- McCord, J.M.**, 1996. Effects of positive iron status at a cellular level. *Nutrition Reviews*, 54:85-98.
- Moody, C.S., Hassan, H.M.**, 1984. Anaerobic biosynthesis of the manganese containing superoxide dismutase in E.coli. *Journal of Biological Chemistry*, 12821-12825.
- Morales, F. J., Jimenez-Perez, S.**, 2000. Effect of malondialdehyde on the determination of furosine in milk-based products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48(3):680-684.
- Mouedhen, G., Feki, M., Wery, M.D.P., Ayedi, H.F.**, 2008. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 150(1):124-135.
- Moussa, D.T., El- Naas, M. H., Nasser, M., Al- Maari, M. J.**, 2017. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186:24-41.
- Murugesan, K., Kalaichelvan, P.T.**, 2003. Synthetic dye decolpurazation by White rot fungi. *Indian Journal of Experimental Biology*, 41:1076-1087.
- Myers, R.H., Montgomery D.C. Anderson-Cook, C.M.**, 2009, Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments. John Wiley and Sons, 680s.
- Nandi, B.K., Patel, S.**, 2017. Effect of operational parameter on the removal of brilliant green dye from aqueous solutions by electrocoagulation. *Arabian Journal of Chemistry*, 10:2961-2968.
- Nebert, D.W., Gonzales, F. J.**, 1987. P-450 genes: structure, evolution, and regulation. *Annual Review of Biochemistry*, 56:945-993.
- Omura, T., Sato, R.**, 1964. The carbon monoxide-binding pigment of liver microsomes. 1. Evidence for its hemoprotein nature. *Journal of Biological Chemistry*, 239:2370-2378.
- Özyonar F., Karagözoğlu B.**, 2012. Elektrokoagülasyon prosesi ile tekstil sanayi atıksuyunun arıtımı. *Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 28:29-37
- Pajootan, E., Arami, M., Mahmoodi, N.M.**, 2012. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43 (2):282-290.
- Paller, M.S., Patent, M.T.**, 1991. Hydrogen peroxide and ischemic renal injury: effect of catalase inhibition. *Free Radical Biology and Medicine*, 10:29-34.
- Pan, Y., Wang, Y., Zhou, A., Wang, A., Wu, Z., Lv, L., Li, X., Zhang, K., Zhu, T.**, 2017. Removal of azo dye in an up-flow membrane-less bioelectrochemical system integrated with bio-contact oxidation reactor. *Chemical Engineering Journal*, 326: 454-461.
- Parsa, J.B., Vahidian, H.R., Soleymani, A.R., Abbasi, M.**, 2011. Removal of Acid Brown 14 in aqueous media by electrocoagulation: optimization parameters and minimizing of energy consumption. *Desalination*, 278(13), 295-302.

- Rayman, M. P.**, 2000. The importance of selenium to human health. *Review. The Lancet*, 356:233-41.
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., Nigam, P.**, 2001. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, 77 (3):247–255.
- Rotruck J.T., Pope A.L., Ganther H.E., Swanson A.B., Afeman D.G., Hoekstra W.G.**, 1973. Selenium: biochemical role as a component of glutathione peroxidase. *Science*, 179:588-590.
- Sakkas, V.A., Islam, M.A., Stalikas, C., Albanis, T.A.**, 2010. Photocatalytic degradation using design of experiments: a review and example of the Congo red degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 175:33–44.
- Santos, A. B., Cervantes, F. J., Lier, J. B.**, 2007 Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresource Technology*, 98(12):2369–2385.
- Schlezing, J.J., Stegeman, J.J.**, 2001. Induction and suppression of cytochrome P450 1A by 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl and its relation-ship to oxidative stress in the marinescup (Stenotomus chrysops). *Aquatic Toxicology*, 52:101–115.
- Secula, M. S., Cretescu, I., Petrescu, S.**, 2011. An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation. *Desalination*, 277:227-235.
- Sefatjooa, P., Moghaddama, M.R.A., Mehrabadib, A.R.**, 2020. Evaluating electrocoagulation pretreatment prior to reverse osmosis system for simultaneous scaling and colloidal fouling mitigation: Application of RSM in performance and cost optimization. *Journal of Water Process Engineering*, 35:101201:1-8.
- Shahriari, T., Saeb, B.**, 2017. Assessment of effective operational parameters on dyeing wastewater treatment by electrocoagulation process. *Pollution*, 3(3):517-526.
- Solis, M., Solís, A., Pérez, H. I., Manjarrez, N., Flores, M.**, 2012. Microbial decolouration of azo dyes: a review. *Process Biochemistry*, 47(12):1723–1748.
- Stadtman T.C.**, 1991. Biosynthesis and function of selenocysteine-containing enzymes. *Journal of Biological Chemistry*, 266(25),16257-16260.
- Stegeman, J.J., Woodin, B.R., Singh, H., Oleksiak, M.F., Celander, M.**, 1997. Cytochromes P450 (CYP) in tropical fishes: catalytic activities, expression of multiple CYP proteins and high levels of microsomal P450 in liver of fishes from Bermuda. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 116:61–75.
- Strange R.C., Jones P.W., Fryer A.A.**, 2000, Glutathione-S-transferase: genetics and role in toxicology. *Toxicology Letters*, 112:357-363.
- Tatar, S., Yildirim, N.C., Serdar, O., Yildirim, N., Ogedey, A.**, 2018. The using of *Gammarus pulex* as a biomonitor in ecological risk assessment of secondary effluent from municipal wastewater treatment plant in Tunceli, Turkey. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(3):819-829.
- Tatar, Ş., Serdar, O., Yildirim, N.C.**, 2019. Kongo kırmızısına maruz bırakılan tatlı su amphipodu *Gammarus pulex*'in antioksidan ve detoksifikasyon sistemindeki

- değişiklikler. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 4(2), 76-81.
- Tosti, E., Gallo, A.**, 2012. Best biomarker and bioindicator for marine environmental pollution. *Journal of Marine Science: Research & Development*, 2:101.
- Trompette, J.L., Vergnes, H.**, 2009. On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3):1282-1288.
- Ursini F., Maiorino M., Bigelius-Flohe R., Aumann K.D., Roveri A., Schomburg D., Flohe L.**, 1995. Diversity of glutathione peroxidases. *Methods in Enzymology*, 252:38-53.
- Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M., Scoullou, M.**, 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64:78-189.
- Valavanidis, A., Vlachogianni, T.**, 2010. Integrated biomarkers in aquatic organisms as a tool for biomonitoring environmental pollution and improved ecological risk assessment. *Science Advances on Environmental Chemistry, Toxicology and Ecotoxicology issues*, 1-14.
- Vandemoortele, A., De Meulenaer, B.**, 2015. Behavior of malondialdehyde in oil-in-water emulsions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 63(23):5694–5701.
- Vepsäläinen, M.**, 2012. Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. *Doctor of Science (Technology)* Lappeenranta University of Technology, Mikkeli, Finland 154s.
- Wang, J., Wang, X., Zhao, G., Song, G., Chen, D., Chen, H., Xie, J., Hayat, T., Alsaedi, A. Wang, X.**, 2018. Polyvinylpyrrolidone and polyacrylamide intercalated molybdenum disulfide as adsorbents for enhanced removal of chromium(VI) from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, 334:569–578.
- Waterman, M.H.**, 1996. Introduction: transcription and regulation of activities of Cytochromes P450, Metabolizing Endogenous Substrates. *FASEB Journal (Bethesda, MD)*, 10:1455.
- Wei, M.C., Wang, K.S., Huang, C.L., Chiang, C.W., Chang, T.J., Lee, S.S., Chang, S.H.**, 2012. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering Journal*, 192:37-44.
- Wirgin, H., Theodorakis CV.**, 2002. Molecular biomarkers in aquatic organisms. In: ADAMS SM (ed) Biological indicators of aquatic ecosystem stress. Bethesda, AFS, 73–82.
- Witek-Krowiak, A., Chojnacka, K., Podstawczyk, D., Dawiec, A., Pokomeda, K.**, 2014. Application of response surface methodology and artificial neural network methods in modelling and optimization of biosorption process. *Bioresource Technology*, 160:150–160.
- Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., Ang, H.M.**, 2014. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption A review. *Advances in Colloid and Interface Science Australia*, 209:172-184.

- Yaman, M.,** 2018. Metil oranj tekstil boyar maddesine maruz kalan *Gammarus pulex*'de bazı antioksidan ve detoksifikasyon enzim aktivitesindeki değişiklikler. *Yüksek Lisans Tezi*, Munzur Üniversitesi, Tunceli, 62s.
- Yılmaz, A., Boncukcuoğlu, R., Kocakerim, M., Keskinler, B.,** 2005. The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation method. *Journal of Hazardous Materials*, B125:160-165.
- Yildirim, N.C., Tanyol, M., Yildirim, N., Serdar, O., Tatar, S.,** 2018. Biochemical responses of *Gammarus pulex* to malachite green solutions decolorized by *Coriolus versicolor* as a biosorbent under batch adsorption conditions optimized with response surface methodology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156:41-47.
- Yildirim, N.C., Tanyol, M., Serdar, O., Yildirim, N.,** 2019. *Gammarus pulex* as a model organism to assess the residual toxicity of slaughterhouse wastewater treated by electrocoagulation process. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103:447–452
- Yildirim, N.C., Yaman, M.,** 2019. The usability of oxidative stress and detoxification biomarkers in *Gammarus pulex* for ecological risk assessment of textile dye methyl orange. *Chemistry and Ecology*, 35(4): 319-329.
- Yuksel, E., Eyvaz, M., Gurbulak, E.,** 2013. Electrochemical treatment of colour index Reactive Orange 84 and textile wastewater by using stainless steel and iron electrodes. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 32(1):60-68.
- Zhang, C., Zhang, S., Diao, H., Zhao, H., Zhu, X., Lu, F.,** 2013. Purification and characterization of a temperature- and pH- stable laccase from the spores of *Bacillus vallismortis* fmb-103 and its application in the degradation of malachite green. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61:5468-5473.
- Zhang, L., Zeng, Y., Cheng, Z.,** 2016. Removal of heavy metal ions using chitosan and modified chitosan: a review. *Journal of Molecular Liquids*, 214:175–191.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Dilek ALPARSLAN

Yabancı Dil: İngilizce

Doğum Yeri ve Yılı: İzmir /1990

E-Posta: dilekacilan@hotmail.com

Eğitim ve Mesleki Geçmişi:

Lisans : 2008- 2013, Pamukkale Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği.

2009- 2013, Anadolu Üniversitesi, Açık Öğretim Fakültesi, İşletme

Yüksek Lisans : 2016-2020, Munzur Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.

Meslek : 2015-..., Tunceli Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, Çevre Mühendisi

EKLER

EK.1 Elektrokoagülasyonla arıtım öncesinde ve sonrasında iletkenlik, pH, çözünmüş oksijen, TDS ve ORP değerleri.

Run	İletkenlik (µs/cm) Giriş	İletkenlik (µs/cm) Çıkış	TDS (mg/L) Giriş	TDS (mg/L) Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	ORP (mV) Giriş	ORP (mV) Çıkış	Çözünmüş Oksijen(mg/L) Giriş	Çözünmüş Oksijen(mg/L) Çıkış
1	2569	2589	1670	1683	7,65	8,5	160	-286	5,97	0,56
2	2482	2497	1612	1625	7,71	8,17	211,2	-260,7	5,61	1,59
3	2482	2518	1612	1638	7	8,76	210	-234,3	5,88	1,73
4	2526	2548	1644	1657	7,34	8,35	181,1	-209,9	6,12	1,74
5	2874	2602	1865	1690	3,04	7,25	266	-226	5,82	1,36
6	2465	2556	1605	1664	7,32	8,36	216,7	-244,3	5,54	1,49
7	2500	2470	1631	1605	7,40	8	177	-265,4	5,6	0,97
8	2497	2535	1625	1644	7,16	7,6	193,7	-236	5,35	1,55
9	2488	2544	1618	1651	7,56	8,39	222,8	-247,7	5,37	1,63
10	2426	2420	1579	1573	7,2	8,67	176,1	-254,9	4,87	0,80
11	2498	2453	1625	1692	6,66	8,83	243,8	-199,9	4,65	2,59
12	2487	2421	1618	1573	7,5	8,40	174,6	-308,5	5,39	0,69
13	2504	2435	1631	1586	7,51	8,31	209,7	-241,4	5,77	1,32
16	2506	2480	1631	1612	6,93	8,46	214,7	-232,2	5,01	1,86
17	2525	2528	1644	1644	6,82	8,6	251,2	-273	6,25	1,41
18	2531	2525	1644	1638	8,01	8,61	185	-228	5,07	1,89
19	2535	2509	1651	1631	9	8,75	177,8	-285	5,76	1,10
20	2473	2479	1612	1612	6,67	8,17	232	-246,4	4,87	1,30
21	2522	2495	1638	1618	7,03	8,63	232,7	-252,9	5,63	1,10
22	2402	2366	1560	1540	6,8	7,9	214,1	-177,7	4,6	2,71
23	2484	2519	1612	1638	7,48	8,14	195,8	-283,3	5,39	0,72
24	2543	2473	1651	1605	6,61	8,03	230,1	-228,4	4,68	1,58
25	2506	2520	1631	1638	7,79	8,05	148,8	-146,5	4,95	3,40
27	2578	2443	1677	1586	7,27	8,49	211	-267	5,32	1,54
29	2523	2361	1638	1644	7,66	7,95	187,6	-208,2	5,96	2,30
30	2505	2444	1631	1592	7,36	8,79	203,8	-281,8	4,33	0,66
optimum	2485	2360	1618	1534	7,21	7,5	250,1	-340,3	5,98	1,86