



**TEKSTİL ATIK SUYUNUN ARITILMASINDA OZON VE KLOR
GAZLARININ KULLANIMININ İNCELENMESİ**

Buse Ezgi ÖZKÖK

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE BİLİMLERİ ANA BİLİM DALI**

**GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

KASIM 2019

Buse Ezgi ÖZKÖK tarafından hazırlanan “TEKSTİL ATIK SUYUNUN ARITILMASINDA OZON VE KLOR GAZLARININ KULLANIMININ İNCELENMESİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Gazi Üniversitesi Çevre Bilimleri Ana Bilim Dalında YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Hüseyin TOPAL

Makina Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Gazi Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.



Başkan: Doç. Dr. Murat Kadri AKTAŞ

Makina Mühendisliği Ana Bilim Dalı, TOBB Ekonomi ve Teknoloji Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.



Üye: Dr. Öğr. Üyesi Ali İbrahim ATILGAN

Makina Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Gazi Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.



Tez Savunma Tarihi: 05/11/2019

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Yüksek Lisans Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

.....
Prof. Dr. Sena YAŞYERLİ
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

ETİK BEYAN

Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Tez çalışmada yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
- Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,

bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

Buse Ezgi ÖZKÖK

05/11/2019

TEKSTİL ATIK SUYUNUN ARITILMASINDA OZON VE KLOR GAZLARININ KULLANIMININ İNCELENMESİ

(Yüksek Lisans Tezi)

Buse Ezgi ÖZKÖK

GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Kasım 2019

ÖZET

Son yıllarda tekstil endüstrisi atık su deşarj standartlarında sınır değerlerinin aşağı çekilmesi ve renk parametresinin eklenmesi arıtma teknolojilerine olan ilgiyi artırmıştır. Bu çalışmada tekstil atık suyunda ozon kullanımında süre ve ozon dozajı gibi parametreler ışığında renk, KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir. 200-600 g/h'lik ozon konsantrasyonlu jeneratör tekstil sanayiinde yer alan denim tekstil atık suyu ve pamuklu tekstil atık suyuna uygulanmıştır. Ozon gazı uygulamasının zamana bağlı olarak renk parametresindeki değişimleri belirlenmiştir. Renk parametresinin yönetmeliklerde öngörülen değerlere indirilmesi için gerekli ozon besleme miktarları ortaya konulmuştur. Birinci grup numune denim tekstil fabrikası atık suyu için 20 g/h (0,33 g/dk) ozon dozajında 20 dakikalık reaksiyon süresinde %71,3 renk ve %85 KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir. İkinci numune atık suyu pamuklu tekstil fabrikasından alınarak renk giderimi için farklı süre ve dozlarda ozon uygulaması yapılmıştır. Pamuklu tekstil endüstrisinden alınan boyahane atık suyuna 20 L atık su için 20 g/h (0,33 g/dk) ozon dozu ile 15 ve 30 dakika sürelerde ozon dozlanarak %99,1 renk giderim verimi elde edilmiştir. Aynı miktar ham atık suya 5 g/h (0,083 g/dk) ozon uygulanarak %95,5 renk giderim verimine ulaşılmıştır. Laboratuvar şartlarında yapılan deneysel çalışmalarda her iki ozon besleme miktarında da litre başına en düşük 4,1 mg/L konsantrasyon uygulandığında % 95,5 azaltım ile 280 Pt-Co olan sınır değer altına inilebilmiştir Her iki tekstil endüstrisinde de elde edilen verilerin deşarj standartlarına uygun olduğu belirlenmiştir. Renk giderimindeki azaltım verimi her türde atık suda kabul edilebilir seviyede elde edilmiştir. Sonuçlar, ozonlamanın renk gideriminde etkili bir yöntem olduğunu ortaya koymuştur.

Bilim Kodu : 90319
Anahtar Kelimeler : Tekstil atık suyu, ozon uygulamaları, ozonlama, KOİ, renk giderimi
Sayfa Adedi : 99
Danışman : Prof. Dr. Hüseyin TOPAL

EXAMINATION OF THE USE OF OZONE AND CHLORINE GASES IN THE TREATMENT OF TEXTILE WASTEWATER

(M. Sc. Thesis)

Buse Ezgi ÖZKÖK

GAZİ UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

November 2019

ABSTRACT

In recent years, decreasing the limit values in the textile industry wastewater discharge standards and adding color parameters have increased the interest in treatment technologies. In this study, color, COD removal was performed in the light of parameters such as application duration and dosage of ozone used for textile wastewater. 200-600 g/h ozone concentration generator has been applied to denim textile wastewater and cotton textile waste water in textile industry. Changes in color parameters of ozone gas application over time were determined. Ozone supply quantities required to reduce the color parameter to the values stipulated in the regulations are presented. 71,3% color and 85% COD removal was achieved after duration of 20 minutes reaction for the first group of sample denim textile factory wastewater at 20 g/h (0,33 g/min) ozone dosage. The second sample wastewater was taken from the cotton textile factory and ozone was applied at different durations and doses for color removal. 20 L of dyeing effluent used in the cotton textile industry was applied with 20 g/h (0,33 g/min) ozone dosage and 99,1% color removal efficiency was achieved by dosing ozone for 15 and 30 minutes. The same amount of raw waste water was applied with 5 g/h (0,083 g/min) ozone dosage and 95,5% color removal efficiency was achieved. In experimental studies carried out under laboratory conditions, when the lowest concentration of 4,1 mg/L per liter was applied in both ozone feed amounts, with 95,5% reduction, results were below the limit of 280 Pt-Co. It was determined that the data obtained in both textile industries were in compliance with discharge standards. Acceptable levels of efficiency of color removal has been achieved for all types of wastewater. The results showed that ozonation is an effective method for color removal.

Science Code : 90319

Key Words : Textile wastewater, ozone applications, ozonation, COD, color removal

Page Number : 99

Supervisor : Prof. Dr. Hüseyin TOPAL

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans ve tez çalışmam boyunca danışmanlığımı yürüten, her konuda yardım, fikir ve desteğini esirgemeyen değerli hocam Prof. Dr. Hüseyin TOPAL'a teşekkür ederim. Hayatım boyunca hep yanımda olan ve bana her türlü desteği veren sevgili aileme en derin teşekkürlerimi sunarım.



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGELERİN LİSTESİ.....	ix
ŞEKİLLERİN LİSTESİ	x
RESİMLERİN LİSTESİ	xii
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xiii
1. GİRİŞ.....	1
2. LİTERATÜR ÇALIŞMASI.....	3
3. TEKSTİL ATIK SUYU ÖZELLİKLERİ VE ARITMA TEKNOLOJİLERİ	27
3.1. Tekstil Endüstrilerinin Tanımı ve Genel Özellikleri.....	27
3.2. Tekstil Endüstrisinde Uygulanan İşlemler	27
3.2.1. Pişirme	29
3.2.2. Haşılama	30
3.2.3. Haşıl sökme.....	30
3.2.4. Kasarlama.....	30
3.2.5. Yıkama	30
3.2.6. Yün karbonizasyonu	31
3.2.7. Ağartma.....	31
3.2.8. Mersevizasyon	31
3.2.9. Boyama	32
3.2.10. Baskı.....	33
3.2.11. Apreleme (bitim).....	33

	Sayfa
3.3. Tekstil Endüstrisi Atık Su Karakterizasyonu	34
3.4. Tekstil Endüstrisi Atık Sularının Arıtım Metotları	38
3.4.1. Fiziksel arıtım	39
3.4.2. Biyolojik arıtım	41
3.4.3. Kimyasal arıtım	44
3.5. Elektrokimyasal Oksidasyonun Çalışma Koşulları ve Sistemi Etkileyen Faktörler	62
3.5.1. Akım yoğunluğunun etkisi	62
3.5.2. Sıcaklık	62
3.5.3. pH'ın etkisi	63
3.5.4. Elektrolit konsantrasyonunun etkisi	63
3.5.5. Elektrot malzemesinin etkisi	63
4. KLOR VE OZON GAZLARI KULLANILARAK TEKSTİL SUYU ARITIMINDA ÖRNEK BİR UYGULAMA	65
4.1. Deney Programı	65
4.2. Deney Sistemi ve Deneysel Çalışma	66
4.3. Deney Ölçüm Metodu	70
5. SONUÇ VE İRDELEMELER	77
KAYNAKLAR	81
EKLER	93
EK-1. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre tekstil endüstrisi atık suları alıcı ortam deşarj standartları	94
EK-2. Renk parametresi deney raporu	97
ÖZGEÇMİŞ	99

ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge	Sayfa
Çizelge 2.1. Tekstil atık sularına ait bazı renk ve KOİ giderimi çalışmaları.....	24
Çizelge 3.1. Farklı tekstil endüstrilerine ait işlem basamakları ve atık su karakterizasyonu	29
Çizelge 3.2. Boyama proseslerinde kullanılan kimyasal maddeler	33
Çizelge 4.1. Atık su analizlerinde kullanılan analiz metotları	70
Çizelge 4.2. Tekstil atık suyu uygulama öncesi analiz sonuçları	71
Çizelge 4.3. Tekstil atık suyu uygulama sonrası analiz sonuçları	72
Çizelge 4.4. İkinci grup atık suyun farklı ozon süreleri sonucu renk parametresindeki azaltım oranı	73
Çizelge 4.5. İkinci grup atık suyun farklı ozon süreleri sonucu renk parametresindeki azaltım oranı	74

ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 2.1. Deney düzeneğinin şematik diyagramı.....	4
Şekil 2.2. Reaktif boyaların elektrokimyasal bozunma sırasında renk, KOİ ve TOK giderimi.....	6
Şekil 2.3. Çalışmada kullanılan EC düzeneğinin şematik ve fotoğraflı görünüşü.....	7
Şekil 2.4. Elektrokoagülasyon deney sistemi	8
Şekil 2.5. Elektrokoagülasyon deney düzeneğinin şematik görünüşü.....	9
Şekil 2.6. (a) MP-P sistem (monopolar-paralel bağlı), (b) MP-S sistem (monopolar seri bağlı), (c) BP-S sistem (bipolar seri bağlı)	14
Şekil 2.7. BM-3 boyarmaddesinin giderim etkinliği için kurulan laboratuvar ölçekli EC düzeneği.....	16
Şekil 2.8. Deneyde kullanılan ozon reaktör düzeneği.....	21
Şekil 2.9. Ozon dozlama düzeneği, 1-oksijen tüpü, 2- ozon jeneraörü, 3-akış ölçer, 4- camısı ozonlama tüpü, 5- difüzör, 6- manyetik karıştırıcı, 7- gaz yıkama şişeleri.....	22
Şekil 3.1. Ozonun rezonans yapısı.....	49
Şekil 3.2. Coronadischarg metoduyla ozon üretimi.....	50
Şekil 3.3. Bir EC-EF prosesinin şematik görünümü.....	54
Şekil 3.4. Paralel bağlı monopolar EC reaktör	56
Şekil 3.5. Seri bağlı monopolar EC reaktörü	56
Şekil 3.6. Bipolar elektrotların paralel bağlandığı EC reaktörü.....	57
Şekil 3.7. Tek ve çoklu kanallardan su akışı a.tekli kanal, b. çoklu kanallar	58
Şekil 3.8. Doğrudan oksidasyon	59
Şekil 3.9. Dolaylı oksidasyon	59
Şekil 3.10. Elektrokimyasal dönüşüm veya parçalanmanın şematik görünümü a.Organik bileşiklerin EO'su [138], b. Tannik asitin EO'su	60
Şekil 4.1. Deney düzeneğine ait şematik görünüm.....	66
Şekil 4.2. Ozon uygulaması öncesi ve sonrası su analizleri karşılaştırması	72

Şekil	Sayfa
Şekil 4.3. Denim tekstil atık suyunda renk ve KOİ giderim verimi	73
Şekil 4.4. Deney 1 ve deney 2 renk parametreleri karşılaştırılması.....	74
Şekil 4.5. Deney 1 ve deney 2 ozon dozajları ve renk giderim verimi karşılaştırılması.....	75
Şekil 4.6. Deney 1 ve deney 2’de 15 ve 30 dakika ozon dozajı sonucu renk giderim verimi karşılaştırılması	76



RESİMLERİN LİSTESİ

Resim	Sayfa
Resim 4.1. Pamuklu tekstil atık suyu numunesinin arıtım öncesi ve sonrası görünümü	67
Resim 4.2. Ozonlama esnasında pamuklu tekstil atık suyundaki kabarcıkların görünümü	68
Resim 4.3. Ozon reaksiyon süresinin pamuklu tekstil atık suyuna etkisi (1) Ham atık su, (2) 15 dakika ozon süresi, (3) 30 dakika ozon süresi).....	68
Resim 4.4. (30) ve (15) dakika sonrasında ozon uygulanan pamuklu atık su numunelerinin görünümü.....	69
Resim 4.5. Deneyde kullanılan ozon jeneratörünün resmi	70

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler	Açıklamalar
A	Amper
Al	Alüminyum
Al(OH) ₂	Alüminyum hidroksit
Ca	Kalsiyum
Ca(OH) ₂	Kalsiyum hidroksit
CaCl ₂	Kalsiyum klorür
CO ₂	Karbondioksit
COCl	Kobalt klorür
dk	Dakika
Fe	Demir
FeCl	Demir klorür
FeSO ₄	Demir sülfat
g	Gram
h	Saat
H ₂ O	Su
H ₂ O ₂	Hidrojen peroksit
HCl	Hidrojen klorür
HOCl	Hipoklorikasit
Ir	İridyum
IrO ₂	İridyum oksit
i	Akım
KCl	Potasyum klorür
kg	Kilogram
kW	Kilowatt
L	Litre
m	Metre
m ²	Metrekare

Simgeler**Açıklamalar**

m³	Metreküp
mg	Miligram
MnO₂	Manganez dioksit
Na₂SO₄	Sodyum sülfat
NaCl	Sodyum klorür
NH₃	Amonyak
O₂	Oksijen
O₃	Ozon
PbO₂	Kurşun dioksit
Pt	Platin
Ru	Rutenyum
RuO₂	Rutenyum oksit
Sn	Kalay
SO₃	Sülfür
t	Dakika
Ta	Tantal
TaO₂	Tantal oksit
Ti	Titanyum
TiCl₄	Titanyum (IV) klorür
v	Volt
ZrCl₄	Zirkonyum (IV) klorür

Kısaltmalar**Açıklamalar**

AC	Alternatif akım
ADMI	Renk ölçüm birimi
AKM	Askıda katı madde
AOP	İleri oksidasyon prosesleri
AR-18	Asit Red-18
BDD	Bor katkılı elmas anot
BM-3	Bazik mavi-3
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı

Kısaltmalar**Açıklamalar**

BOİ₅	5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı
BP-S	Bipolar seri
BR-29	Bazik Red-29
BTT	Bipolar damlama kulesi
DAF	Çözülmüş hava flatasyonu
DC	Doğru akım
DSA	Titanyum esaslı kararlı anot
EC	Elektrokoagülasyon
EF	Elektroflotasyon
EO	Elektrooksidasyon
GC-MS	Kütle spektrometresi
MBR	Membran biyoreaktör
MP-P	Monopolar paralel bağlı
MP-S	Monopolar seribağlı
RB-18	Reaktif Blue-18
RB-19	Reaktif Blue-19
S₁	KOİ yüzdesi
S₂	Renk giderme yüzdesi
S₃	Tüketilen enerji
TOK	Toplam organik karbon
UV	Ultraviyole

1. GİRİŞ

Tekstil endüstrisi yüksek kirlilik konsantrasyonuna sahip olması sebebiyle çevreyi kirletme potansiyeli fazla olan endüstrilerin başında gelmektedir. Tekstil sektörü su kullanımında en fazla su tüketen sektörlerden biridir. Özellikle tekstil endüstrisinde çok su kullanılan ıslak işlemleri arasında bulunan boyama işlemleri sonucu ortaya çıkan atıksular yüksek miktarlarda kimyasal oksijen ihtiyacı, renk, çözünmüş katı madde içermektedir. Kirlilik yükü fazla olan bu atık suların arıtılmaları büyük bir problem oluşturmaktadır. Son yıllarda deşarj standartlarında yapılan değişiklikler ile renk standardı ilave edilmiş olup diğer parametrelerin sınır değerleri önceki değerlerin aşağısına çekilmiştir. Yeraltı ve yüzey sularının azalması ve deşarj standartlarındaki sınırlamalar birçok endüstriyi atık suyun tekrar kullanımına yöneltmektedir. Bu atıksuların kirletici parametrelerinin deşarj standartlarına uyacak şekilde arıtılması, bu suların yeniden kullanımı için imkan sağlamaktadır. Bu standartları karşılamaya uygun yeni teknolojilerin geliştirilmesi gerekmektedir.

Çevre kirliliği eskiden doğanın kendi kendini yenileyebilme özelliği kirliliği tolere edebildiği için sorun teşkil etmiyordu. Günümüzde nüfus yoğunluğunun artması, sanayi ve teknolojinin gelişmesi çevreyi olumsuz etkilemiştir. Tüketimin artmasıyla insanlar sanayiye ağırlık vermiştir. Tekstil endüstrisi hızla gelişen sektörler arasında yerini almıştır. Bu nedenle su kaynakları hızla tükenmeye başlamış ve atık su kavramı ortaya çıkmıştır. Tekstil atık suyu diğer atık sulara göre daha karmaşık ve kirlilik yükü fazladır. Boyama ve ağartma işlemleri nedeniyle arıtılması zor bir süreçtir. Bu sebepler çeşitli arıtım yöntemleri geliştirilmesini zorunlu kılmıştır. Özellikle deşarj standart değerlerinin değiştirilmesi ve renk parametresinin sınır değerlere ilave edilmesi tekstil atık su arıtımını daha da önemli bir duruma getirmiştir.

Sürdürülebilir bir çevre için gelişen teknolojiler takip edilmelidir. Ancak bu teknolojiler çevre bilinci oluşturularak kullanıldığında fayda sağlamaktadır. Arıtma için daha az maliyet, daha az kirlilik yükü oluşturan prosesler tercih edilmelidir. Her sektörün atıksu karakterizasyonu farklıdır ve arıtma yönteminin iyi belirlenmesi gereklidir. Yöntem belirlemek için analizler yapılmalıdır.

Bu tez çalışması temel olarak; boyar maddeler nedeniyle yüksek oranda renk içeren tekstil atık sularının oluşumu, özellikleri ve bu atık suların KOİ, ağır metal, BOİ, renk ve askıda katı maddeparametrelerisınır değerlerini sağlayacak şekilde ozon jeneratörü kullanılarak arıtılması hedeflenmektedir. KOİ giderim verimi incelenmiştir. Ozon gazı uygulamasının zamana bağlı olarak renk parametresindeki değişimleri belirlenmiştir. Renk parametresinin yönetmeliklerde öngörülen değerlere indirilmesi için gerekli ozon besleme miktarları ortaya konmuştur. Tekstil atık suyunda ozon kullanımı ile pH kontrolü, ozon dozajı gibi parametreler incelenmiştir. Ozon gazının depolanamaz ve taşınamaz olması bu gazın yerin de üretimini gerekli kılmıştır. Bu nedenle gaz üretimi jeneratör yardımıyla gerçekleştirilmiştir.

Ozon gazı tercih edilme nedeni atık su arıtımında kullanılan diğer kimyasallara oranla yüksek oksidasyon gücüne sahiptir. Bu sebeple, ozonlama prosesi ile atık suda bulunan kirleticiler daha az zararlı maddelere ayrıştırılmaktadır. Ozonlama prosesinin ilk yatırım maliyeti yüksek olmasına rağmen kompleks atık su arıtma tesislerinde arıtma ünitesi olarak kullanılması uzun vadede yatırım maliyetini tolere edebilmesini sağlamaktadır.

Tekstil endüstrisi hızla gelişen ve su tüketimi fazla olan bir sanayi olduğu için tekstil atık su arıtımı çevre ve doğa bakımından çok fazla önemli hale gelmiştir.

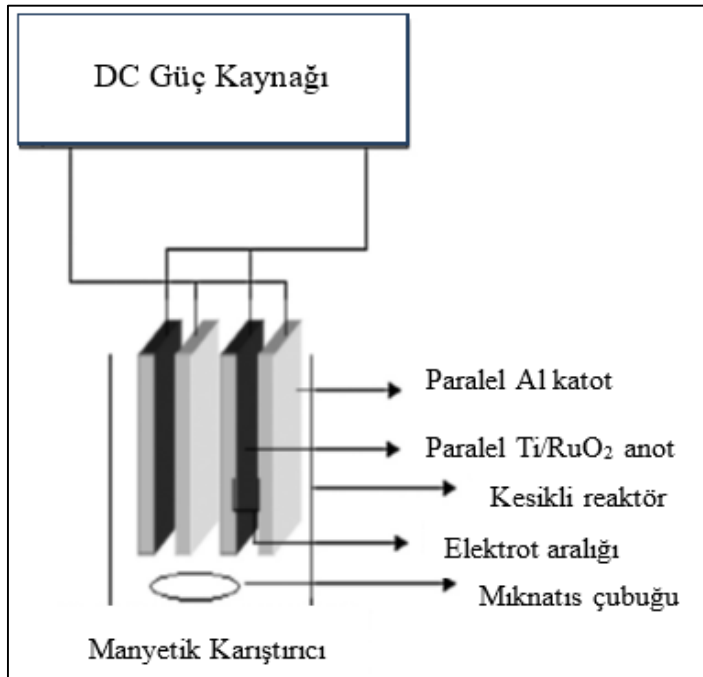
2. LİTERATÜR ÇALIŞMASI

Literatürde tekstil atıksuyunda renk ve KOİ giderimine dair çeşitli çalışmalar bulunmaktadır. Bu çalışmalardan bazıları aşağıda yer almaktadır.

Malpass ve arkadaşları (2007) çalışmasında tekstil atık suyunda elektrokimyasal yöntemler kullanarak renk gideriminde klorür konsantrasyonunun etkisini incelemişlerdir. Bu amaçla, bir $\text{Ti/Ru}_{0,3}\text{Ti}_{0,7}\text{O}_2$ DSA tipi elektrot ile bir akış hücresinde sabit akım elektroliziyle tekstil atık sularında renk giderimi çalışması izlenmiştir. Klor iyonu konsantrasyonunun renk giderme verimliliğine etkisi tartışılmıştır. Alınan atıksu üzerinde gerçekleştirilen galvanostatik oksidasyon (40 ve 60 mA/cm^2), renk ve toplam organik karbon (TOK) gideriminin sınırlı olduğunu göstermiştir. Atık suyun iletkenliği 0,033 mol/L Na_2SO_4 eklenerek artırılmış, renk/TOK giderilmesinde artış gözlenmiştir. Bununla birlikte, Na_2SO_4 kullanıldığında, NaCl ile (iyonik güç sabiti korunurken) renk/TOK giderimi gözlenmiştir. Akım yoğunluğunun arıtıma etkisi incelendiğinde, yüksek akımlarda renk gideriminin mümkün olduğunu göstermiştir. Renk ve TOK gideriminin verimliliği enerji ve enerji tüketimi cinsinden ele alınmıştır. Son olarak renk giderimi literatürde izin verilen düzeylerle karşılaştırılmıştır [1].

Zou ve arkadaşları (2016) tekstil endüstrisi tarafından boşaltılan atık suların elektrokimyasal olarak oksidasyonu bor katkılı elmas (BDD) bir anot ile gerçekleştirilmiştir. Atıksulara uygulanan akım yoğunluğu (20-100 mA/cm^2), eklenen NaCl konsantrasyonu ve pH değeri gibi parametrelerin enerji tüketimine ve KOİ oksidasyonu araştırılmıştır. Deney sonuçları elektriksel olarak güçlendirilmiş oksidanların aracılık ettiği oksidasyonun, birinci dereceden kinetik sabiti k ile gösterilen bir kinetik model ile eşleştirilmiştir. K değeri, pH'ın düşmesi akım yoğunluğunun artmasıyla lineer ve NaCl konsantrasyonu ile artış göstermiştir. Yüksek oksidasyon kinetikleri düşük spesifik enerji kullanımı ile sonuçlanmıştır. Ancak bu sonuç farklı uygulanan akım yoğunluğu altında elde edilen sonuçlara uygun değildir. Optimum çalışma koşullarında, tekstil atıksularında KOİ'nin tamamen uzaklaştırılması 3 saat sürmüş, spesifik enerji kullanımı 11,12 kWh/kgKOİ kadar düşük olabilir. Sonuçlar, düşük enerji kullanımı, elektroliz süresinin kısa olması ve BDD anotlarıyla uygulanan elektrokimyasal yöntemin, tekstil atık sularının arıtımı için uygun olacağı belirlenmiştir [2].

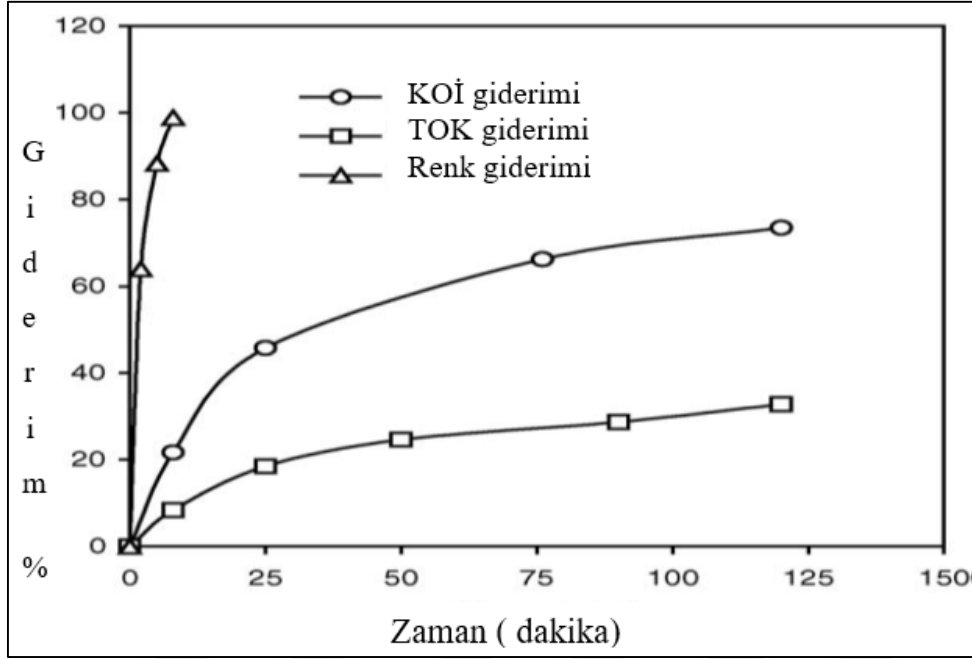
Kaur, Kuswaha ve Sangal (2017) bu çalışmasında RuO_2 kaplı Ti elektrot (Ti/RuO_2) kullanarak tekstil atık suyunun elektrooksidasyon (EO) performansını incelemiş ve akım (i), pH ve elektroliz süresi (t) gibi EO işlem değişkenlerinin kimyasal oksijen ihtiyacı yüzdesi (S_1), renk giderme yüzdesi (S_2) ve tüketilen enerji (S_3) üzerine etkisini incelemiştir. Box Behnken Design deneysel tasarım veri analizi için kullanılmıştır. Ayrıca doğrudan ve/veya dolaylı oksidasyon içeren kirletici oksidasyon yöntemleri de araştırılmıştır. Arıtılmış atık suların güvenli bir şekilde bertaraf edilmesi, arıtılmış organik bileşikler ve dönüştürülmüş ürünleri spektrofotometrik ve GC-MS analizi ile incelenmiştir. Ayrıca işlemin ekonomik fizibilitesini değerlendirmek için işletme maliyet (elektrot ve elektrik maliyeti) analizi de yapılmıştır. Optimum durumda, S_1 , S_2 ve S_3 'ün gerçek değerleri sırasıyla %80,0-%97,25 ve 0,679 Wh olarak bulunmuştur. Kinetik çalışma, S_1 ve S_2 'nin $0,025 \text{ dk}^{-1}$ ve $0,015 \text{ dk}^{-1}$ olması için oran sabiti ve R^2 değerinin sırasıyla 0,988 ve 0,986, KOİ gideriminin renk gideriminden daha hızlı olduğunu göstermiştir. EO ile arıtılmış atık suyun GC-MS analizi, EO işlemi sırasında organiklerin çoğunun tamamen ortadan kaldırıldığı sonucuna varılmıştır. Arıtılmamış tekstil atıksularında halihazırda mevcut olan bileşikler ile klorlanmış organik bileşiklerin ve diğer transformasyon ürünlerinin varlığı da tespit edilmiştir. Deney düzeneğinin şematik diyagramı Şekil 2.1'de gösterilmiştir [3].



Şekil 2.1. Deney düzeneğinin şematik diyagramı [3]

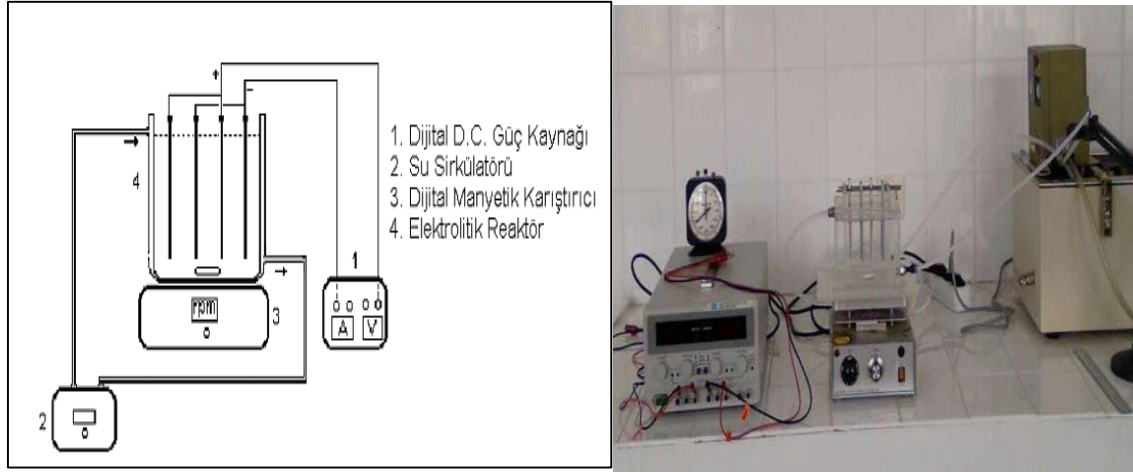
Naumczyk, Szpyrkowicz, Zilio-Grandi (1996) Ti/RuO₂, Ti/Pt ve Ti/Pt/Ir elektrotları kullanarak yüksek konsantrasyonlarda Cl⁻ iyonu içeren tekstil atık sularının elektrokimyasal bir yöntemle arıtılmasını incelemiştir. Her üç anotun, atık suda bulunan organik maddelerin doğrudan veya dolaylı oksidasyonunda çok etkili olduğu kanıtlanmıştır. 6 A/dm²'de 60 dakikalık elektrolizden sonra KOİ %85-92 ve TOK yaklaşık %85 oranında azaltılmıştır. Test edilen üç elektrottan, organiklerin giderim etkinliği sırasıyla Ti/RuO₂> Ti/Pt> Ti/Pt/Ir şeklinde olmuştur. Tekstil atık suyunun elektrokimyasal arıtımı, yüksek konsantrasyonda birçok klor organik bileşiğinin üretilmesine neden olmuştur. GC-MS analizi, 1,1-diklorosiklopenten, 2,3-dikloro-2-metilbütan, klorometilsilan, 2,3-dikloro-2-metil bütanoik asit, 2,3-dikloro-2-metil propanol, 2,3-dimetil-2,3-butandiol ve 2-bütilfenol gibi ana ürünlerin varlığını göstermiştir [4].

Rajkumar ve Kim (2006) yapmış olduğu çalışma tüm reaktif boyaların, klor aracılı elektrokimyasal oksidasyonda bozulduğunu ortaya koymuştur. Boya çözeltisinde klor üretimi için titanyum esaslı boyutsal olarak kararlı anot (DSA) kullanılmıştır. Tüm reaktif boya sınıfları (100 mg/L), NaCl 1,5 g/L ve akım yoğunluğu 36,1 mA/cm² destekleyici bir elektrolit konsantrasyonunda tam bir renk giderme göstermiştir. Farklı reaktif boyalar için kimyasal oksijen ihtiyacı ve toplam organik karbon giderimleri sırasıyla %39,5 - %82,8 ve %11,3 - %44,7 olduğu rapor edilmiştir. Genel olarak renk gidermek için daha yüksek moleküler ağırlıklı diazo bileşikleri içeren triazinin, boya bileşiklerini içeren mono azo veya antrakinondan daha fazla zaman harcadığı sonucuna varılmıştır. Boya bileşiklerinin bozunma oranı, reaksiyon sıcaklığı, akım yoğunluğu, NaCl konsantrasyonu ve başlangıçtaki boya konsantrasyonundan etkilenmiştir. Başlangıç pH'ı 4,3 ile 9,4 arasında değişen çözeltinin renk giderimi üzerinde bir etki göstermemiştir. Optimum çalışma koşullarında 200 mg/L reaktif boya konsantrasyonu için NaCl 4 g/L ve akım yoğunluğu altında 72,2 mA/cm² 120 dakikalık elektroliz sonunda %73,5 KOİ ve %32,8 TOK giderimi elde edilmiştir. Şekil 2.2'de reaktif boyaların elektrokimyasal bozunma sırasında renk, KOİ ve TOK giderimine ait grafik gösterilmiştir [5].



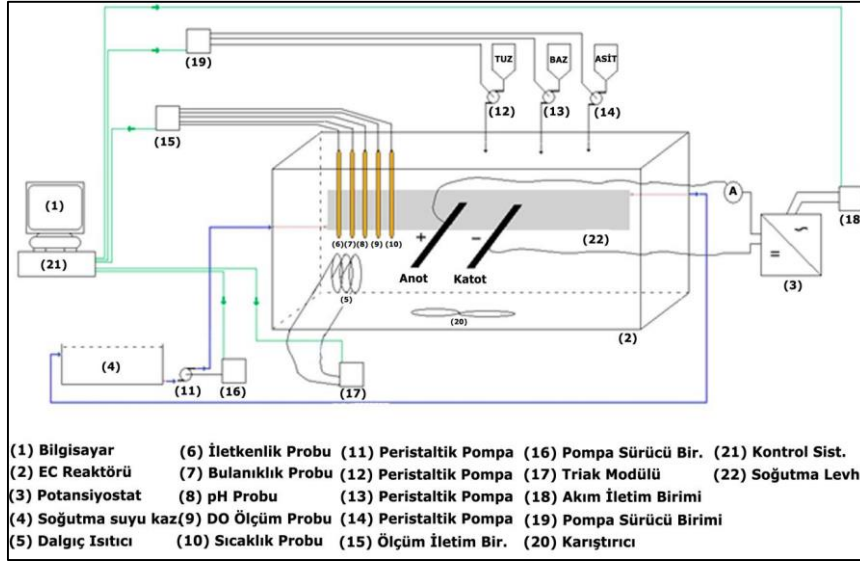
Şekil 2.2. Reaktif boyaların elektrokimyasal bozunma sırasında renk, KOİ ve TOK giderimi [5]

Özyonar ve Karagözoğlu (2012) deneysel çalışmasında tekstil sanayi atık suyunun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışmada monopolar paralel bağlı Al elektrotlara dayanan elektrokoagülasyon prosesinin performans denemeleri incelenmiştir. Elektrokoagülasyon prosesinde; TOK, kimyasal oksijen ihtiyacı, bulanıklık ve renk giderim verimi etkinliği üzerine; başlangıç pH'sının, elektroliz sürelerinin ve akım yoğunluğunun etkisi incelenmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen ve değerlendirilen veriler ile elektrokoagülasyon prosesinin optimum çalışma koşulları belirlenmiştir. Bu çalışma koşulları; başlangıç pH 3, elektroliz süresi 20 dakika ve akım yoğunluğu 100 A/m^2 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlar ışığında toplam organik karbon, kimyasal oksijen ihtiyacı, bulanıklık ve renk giderme verimleri sırasıyla %82,6-%72,5-%97,7 ve %98,7'dir. Bu çalışmada kimyasal oksijen ihtiyacı değişkeni bakımından, arıtılan suyun Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde bulunan deşarj sınır değerini sağladığı raporlanmıştır. Bulunan verilere göre tekstil atık suyunun arıtımında elektrokoagülasyon uygulamasının etkili bir yöntem olduğu görülmüştür. Deneysel çalışmaya ait elektrokoagülasyon deney düzeneğinin şematik ve fotoğraflı görünüşü Şekil 2.3'te gösterilmiştir [6].



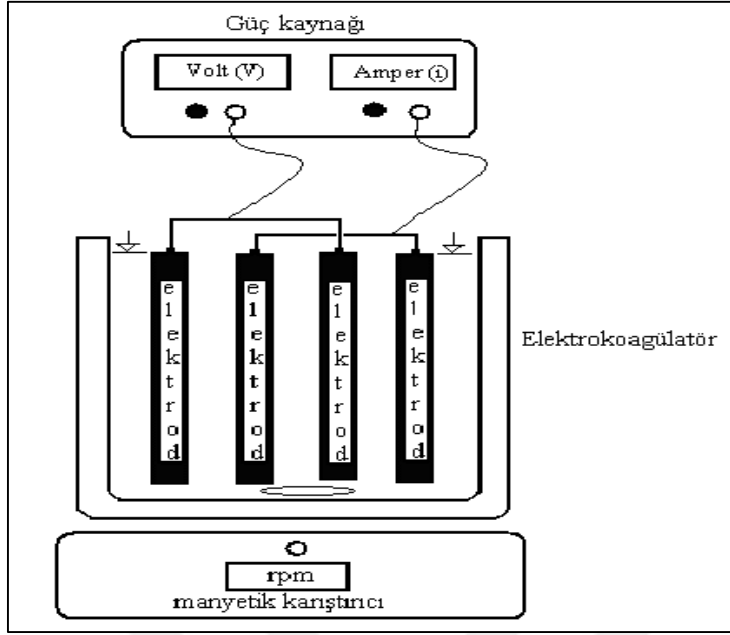
Şekil 2.3. Çalışmada kullanılan EC düzeneğinin şematik ve fotoğraflı görünüşü [6]

Demirci ve arkadaşları (2016) bu çalışmasında, pamuklu tekstil endüstrisinden alınan atık suların elektrokoagülasyon (EC) prosesiyle arıtımını gerçekleştirmiştir. Arıtım verimini iyi derece de arttırmak için iletkenlik, pH ve sıcaklığın kontrolü bulanık kontrol yöntemi uygulanarak gerçekleştirilmiştir. Kontrol çalışmalarından önce Design Expert programı ile optimizasyon deneyleri yapılmıştır. Ayrıca elektrokoagülasyon yönteminin tekstil sanayii atık suyu üzerindeki etkileri araştırılmış ve kontrol deneylerinin gerekliliği tartışılmıştır. Bu çalışmaların peşi sıra kontrol deneyleri uygulanmıştır. Kontrol deneylerinde MATLAB/Simulink programı kullanılmıştır. Bu sonuçlara göre, yağ ve gres, renk, kimyasal oksijen ihtiyacı bulanıklık, giderme verim etkinlikleri sırasıyla, %74,2, %88,9, %76,2, %91,6 olarak belirlenmiştir. Sonuçta tekstil endüstrisi atık su arıtımında elektrokoagülasyonun etkili bir yöntem olup, bulanık kontrol yöntemiyle sıcaklık, pH ve iletkenlik kontrolünün de kullanılması ile yöntemin etkinliğinin arttığı belirlenmiştir. Şekil 2.4'te elektrokoagülasyon deney sistemine ait şematik görünüm gösterilmiştir [7].



Şekil 2.4. Elektrokoagülasyon deney sistemi [7]

Karagözoğlu ve Malkoç (2017) tekstil sanayi atık sularına Al ve Fe elektrotlarla elektrokoagülasyon yöntemi uygulanarak arıtım amaçlanmıştır. Deneysel çalışmada elektrokoagülasyon prosesiyle Remazol Brilliant Orange 3R Spec Gran (Reactive Orange 16) reaktif tekstil endüstrisi boya çözeltilerinden, renk, bulanıklık ve kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimleri incelenmiştir. Bu sebeple monopolar paralel bağlı alüminyum ve demir elektrotlara dayanan elektrokimyasal reaktörde, akım yoğunluğu, iletkenlik, pH ve işletme süresinin EC proses performansı üzerine etkileri incelenmiştir. Enerji ve elektrot kullanımıyla ilgili işletme maliyet hesabı çıkarılmıştır. Çalışma sonucuna göre alüminyum elektrot ile elektrokoagülasyonda optimum şartlar; pH 6, iletkenlik 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 100 A/m^2 akım yoğunluğu ve işletme süresi 20 dakika olarak saptanmıştır. Bu şartlarda %60,2 KOİ, %79,5 renk ve bulanıklık giderim verimietkinliği %91,9 ortaya çıkmıştır. Fe elektrot içingerekli optimum deney şartları ise; pH 8, iletkenlik 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, akım yoğunluğu 75 A/m^2 ve işletme süresi 20 dakika olarak belirlenmiş olup, bu şartlarda renk %99,07 ve %42,26 KOİ, bulanıklık giderme verimietkinliği %91,89 sonucuna ulaşılmıştır. Demir ve alüminyum elektrotlar için ise işletme maliyeti sırasıyla 0,504 $\$/\text{m}^3$ ve 1,489 $\$/\text{m}^3$ olarak hesaplanmıştır. Deney de kullanılan düzenek Şekil 2.5'te gösterilmiştir [8].



Şekil 2.5. Elektrokoagülasyon deney düzeneğinin şematik görünüşü [8]

Vlyssides ve arkadaşları (2000) tekstil boyama ve apreleme safhalarından ve selülozik reaktif azo boyama işleminden elde edilen atık suları Ti/Pt ve Paslanmaz Çelik 304 anot olarak kullanarak ayrı elektrokimyasal yöntem uygulamıştır. Bu teknikte, elektrolit olarak sodyum klorür kullanılmış karışım bir elektrolitik hücreden geçirilmiştir. Bu elektrokimyasal teknik kullanılarak üretilen kimyasalların (klor, oksijen, hidroksil radikalleri ve diğer oksidantlar) güçlü oksitleyici potansiyeli nedeniyle büyük ölçüde KOİ, BOİ giderimi sağlanmıştır. 5 litrelik bir cihazda çeşitli deneyler yapılmış ve iki atık su türü üzerindeki elektrokimyasal arıtma sonuçları rapor edilmiştir. Sonuçlar, kullanılan elektrokimyasal yöntemin tekstil boyama atık sularının arıtılması için uygun olduğunu göstermiştir [9].

Basiri Parsa ve diğerleri (2013) bu çalışmada oksidasyon işleminin hibrid yöntemi olarak ozon-elektroliz işlemi ile sulu çözeltisinde başlangıç konsantrasyonu 100 mg/L olan Asit Red 18 (AR18) ile azo boya giderimini incelemiştir. Optimum koşulları elde etmek için tüm deneyler 450 mL'lik karışık yarı-kesikli bir reaktörde yapılmıştır. NaCl konsantrasyonunun elektrolit etkisi, akım yoğunluğu ve başlangıç pH'ının AR18 çözeltisinin giderim etkinliği üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Renk ve TOK gideriminin etkinliği, AR18'in bozulma ve renk giderimine işlevselliği olarak karşılaştırılmıştır. UV/vis spektrumlarının sonuçları, AR18 yapılarının ozon-elektroliz reaksiyonu altında tahrip olduğunu göstermiştir. Bu araştırma, ozon-elektrolizin hem renk hem de toplam organik

karbon (TOK) giderimi için iyi bir verimlilik sağladığını ortaya koymuştur. Deney sonuçları, ozon-elektroliz işleminin AR18'in renk giderim oranı üzerinde sinerjik bir etkiye sahip olduğunu göstermiştir [10].

Kim ve arkadaşları (2003) elektrokimyasal oksidasyonu engelleyen askıda ve kolloidal katıların önceden uzaklaştırılması için ön işlem basamağı olarak Cl bazlı kimyasal pıhtılaştırma kullanılmıştır. Sonuç olarak, yapay elektrolit çözeltisinin eklenmesini ihmal etmek ve elektrokimyasal sonrası kirletici yükünü verimli bir şekilde azaltmak amaçlanmıştır. PAC ve FeCl₃, Cl bazlı kimyasal pıhtılaştırıcılar, elektrokimyasal oksidasyonun ön işlem basamağı olarak başarıyla kullanılmıştır. PAC ve FeCl₃ kullanımı ile organik maddelerin yeterli bir şekilde giderimi sağlanmıştır [11].

Raju ve diğerleri (2009) bu çalışmada elektrokimyasal tekniklerin ön arıtma yöntemleri olarak osmoz etkinliğini ortaya koymuştur. Tekstil atık su başlangıçta askıda katı maddelerin ayrılması için elektrokoagülasyon ile arıtılmıştır. Elektrokoagülasyondan sonra atık su KOİ giderimi için elektrooksidasyonla arıtılmıştır. Anot olarak yumuşak çeliğin, askıda katı maddelerin pıhtılaşması için etkili olduğu bulunmuştur. Elektrooksidasyon için, grafit ve RuO₂/IrO₂/TaO₂ kaplı titanyum elektrot kullanılmıştır. Bu elektrot malzemelerinin verimliliği, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimi, anlık akım verimliliği ve elektrooksidasyon indeksi açısından değerlendirilmiştir. Grafit kullanılarak %90-93 oranında ve RuO₂/IrO₂/TaO₂ kaplı titanyum elektrotlar kullanılarak %54 oranında KOİ giderimi izlenmiştir. Mevcut verimlilik %40 oranında grafit ve %11 oranında RuO₂/IrO₂/TaO₂ kaplı titanyum elektrotlar ile elde edilmiştir. RuO₂/IrO₂/TaO₂ kaplı titanyum elektrot varlığında organik maddeler üzerinde giderim veriminin düşük olduğu saptanmıştır [12].

Kobyay, Can, Bayramoğlu (2003) tekstil atık suyunun demir ve alüminyum elektrot malzemeleri kullanılarak elektrokoagülasyon ile arıtılmasını incelemiştir. Tekstil atık suyunun iletkenlik ve pH gibi önemli proses değişkenlerinin mevcut yoğunluk ve çalışma süresi gibi parametreler ışığında etkilerinin bulanıklık ve kimyasal oksijen ihtiyacı giderme verimleri üzerine etkisi araştırılmıştır. Her elektrot için enerji kullanımı hesaplanmıştır. Sonuçlar, KOİ giderim verimliliği ve enerji tüketim noktalarından demirin elektrot malzemesi olarak alüminyuma üstün olduğunu göstermiştir [13].

Rajkumar, Song, Kim (2007) Reaktif blue 19 (RB-19) adlı bir tekstil boyasını bozmak için elektrokimyasal bozunma deneyleri yapmıştır. Titanyum esaslı boyutsal olarak kararlı anot (DSA) kullanılarak çeşitli çalışma parametrelerinin etkisini araştırmak için laboratuvar ölçekli bir tezgah üstü reaktör kullanılmıştır. RB-19'un oksidasyonu, elektrolitik olarak oluşturulmuş klor/hipoklorit içeren çözeltide gerçekleştirilmiştir. Başlangıç pH'sı ve reaksiyon sıcaklığını arttırmak renk giderim verimini düşürmüş aynı zamanda klorür konsantrasyonunun ve mevcut yoğunluğun artırılması renk gideriminde bir artış göstermiştir. Farklı RB-19 konsantrasyonları için rengin tamamen uzaklaştırılması kısa bir elektroliz süresi içerisinde gerçekleştirilmiştir. Ancak 1,5 g/L sodyum klorür konsantrasyonlu 400 mg/L RB-19 için kimyasal oksijen ihtiyacı ve toplam organik karbonun giderimi sırasıyla %55,8 ve %15,6 olarak bulunmuştur. Bozunma sırasında oluşan ara bileşikler, kütle spektrometresi (GC/MS) ile birleştirilmiş bir gaz kromatografisi kullanılarak tanımlanmıştır. Bu çalışmada, elektroliz sürecinde hiçbir klorlu organik bileşik tespit edilmemiştir. Tanımlanan ana bileşikler benzen, 2-hidroksi, 4,4-naftakinoon, 1 aminoantrakinoon, benzil alkol, benzaldehit, benzoik asit, ftalik anhidrit, ftalit, ftaldehit ve 1,3-indanon [14].

Phalakornkule ve arkadaşları (2007) deneysel çalışmasında elektrokoagülasyonun sentetik ve normal tekstil atık sularından renk giderim verimi araştırmıştır. Sentetik boya atık su için mavi bir reaktif boya ve bir dispers boya molekülü temsili olarak seçilmiştir. Elektrokimyasal teknik, her iki boya türü için de iyi bir renk giderme verimi göstermiştir. Renk giderme verimliliği ve enerji tüketimi verileri, belirli bir akım yoğunluğu için hem reaktif boyanın hem de dispers boyanın işlenmesinde demirin alüminyumdan daha üstün olduğunu göstermiştir. 100 mg/L'lik bir başlangıç boya konsantrasyonuyla, %95 renk giderimi elde etmedeki enerji maliyeti, her iki boya için 1 kWh/m³ mertebesinde olduğu rapor edilmiştir [15].

Chatzisyneon ve diğerleri (2006) tekstil atıklarının Titanyum-Tantal-Platin-Iridyum anodu üzerinde elektrokimyasal oksidasyonunu araştırmıştır. Deneyler, 5, 10, 14 ve 20 A akım yoğunluklarında, %0,5, 1, 2 ve %4 NaCl konsantrasyonları ve %0,81 ve 0,65 L/h'lik devir daim hızları kullanan bir akışlı elektrolitik hücrede yapılmıştır. Toplam 361 mg/L konsantrasyonda 16 tekstil boyası içeren yüksek renkli, sentetik atık ve 281 mg/L kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), kalıntı boya içeren bir boya banyosunun yanı sıra 404 mg/L KOİ içeren çeşitli inorganik ve organik bileşikler de test edilmiştir. Çoğu durumda, 10-15

dakikalık işlemden sonra kantitatif atık renk giderimi gerçekleştirilmiş ve bu düşük enerji tüketimini gerektirmesinin aksine mineralizasyon derecesi çalışma koşullarına ve atık su türüne bağlı olmak şartıyla 180 dakika sonra %30 ile %90 arasında değişmiştir. Sonuç olarak, arıtma performansı, mevcut akım yoğunluğu ve tuzluluk oranının artırılması ve çözelti pH'ının düşürülmesiyle gelişmiştir. Bununla birlikte, klorür içermeyen elektrolitlerin kullanımı (örneğin FeSO_4 veya Na_2SO_4) degradasyonu bastırmıştır. Fiili atık suyun denizel bakterilere akut toksisitesi *Vibrio fischeri* zayıf olmasına rağmen arıtmadan sonra keskin bir şekilde artmış ve bu da kalıcı toksik yan ürünlerin oluşumunu göstermiştir [16].

Koparal ve arkadaşları (2007) bu çalışmasında Bazik Red 29'un (BR-29) elektrokimyasal oksidasyonu, mevcut araştırmacılar tarafından orijinal olarak bir devridaim kipinde kullanılmış olan Raschig halka şekilli bor katkılı elmas (BDD) elektrotları kullanılarak bir bipolar damlama kulesi (BTT) reaktöründe incelenmiştir. Model çözelti, damıtılmış su kullanılarak BR-29 ile hazırlandı. Başlangıç boya konsantrasyonunun, elektrolit olarak destekleyici Na_2SO_4 konsantrasyonunun, akış hızının ve akım yoğunluğunun ve başlangıç pH'sinin uzaklaştırma verimliliği üzerine etkileri araştırılmış, pratik olarak tüm çalışmalarda tam BR-29 uzaklaştırma (%99'dan fazla) elde edilmiştir. Optimum deney koşulları belirlendikten sonra, tekstil atık suları da renk ve KOİ tahribatının izlenmesiyle incelenmiştir. Tekstil atıksu sırasıyla 1 mA/cm^2 yoğunlukta %97,2 renk ve %91 KOİ giderimi elde edildi. Hem BR-29 çözeltisinde hem de tekstil atıksularında optimum deney koşulları altında mikrotoks toksisite testleri yapıldı ve başlangıç değerlerine göre nispeten daha iyi toksisite düşüşleri elde edilmiş. Elde edilen sonuçlara göre BDD anotunun eşsiz bir materyal olduğu görülmüştür [17].

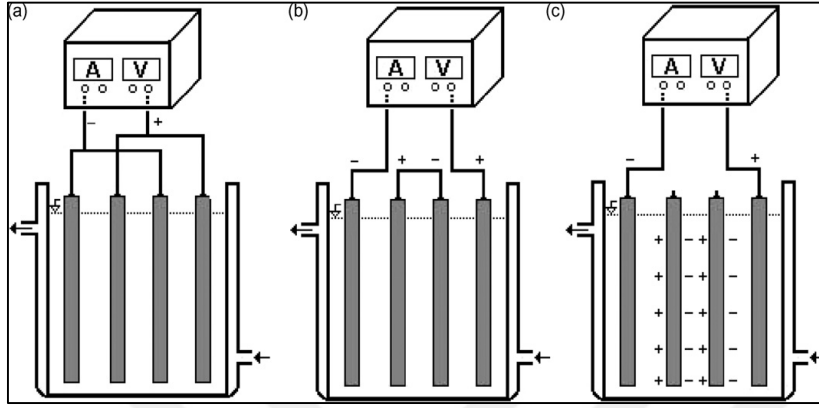
Mohan, Balasubramanian, Basha (2007) tekstil atıklarında bulunan organik kirleticilerin bir elektrokimyasal arıtma tekniği kullanılarak arıtılmasını denemiştir. Deneyler, çalışma koşullarında geniş bir yelpazeyi kapsayan toplu bir elektrokimyasal hücrede gerçekleştirilmiştir. Üretilen kimyasalların güçlü oksitleyici potansiyeli nedeniyle bu arıtma tekniğinde büyük ölçüde KOİ giderimi sağlanmıştır. Atık suyun ilk konsantrasyonunun, pH'ın, elektrolit konsantrasyonunun ve anot malzemesinin kirleticinin bozunması üzerindeki etkisi kritik bir şekilde incelenmiştir. Bu araştırmada, arıtılmış atık suyun boyama amacıyla tekrar kullanılması denenmiştir. Çeşitli boyama işlemleri işlenmiş tekstil atık suları ile yapılmış ve her bir boyama işlemi döngüsünde boya alımı ve su

kalitesi kritik bir şekilde incelenmiştir. Sonuçlar, elektrokimyasal yöntemin tekstil atık suyunun arıtılması için uygun bir teknik olduğunu ve elektrokimyasal olarak arıtılmış atık suyun boyama uygulaması için etkili bir şekilde yeniden kullanılabilceğini göstermiştir [18].

Wanga, Choub, Kuoa, Changc (2009) bu çalışmasında tekstil boyama atık suyundan eş zamanlı olarak elektrokimyasal reaktörle bölünmüş bir grafit dolgulu yatak katodu ve bir Pt/Ti anot kullanılarak anodik ve dolaylı olarak katodik renk ve KOİ giderimi araştırılmıştır. Anodik olarak üretilen hipoklorit ve katodik olarak üretilen hidrojen peroksit, atık sudaki renk ve KOİ'yi gidermek için kullanılan ana türlerdir. Uygulanan akım yoğunluğu, eklenen NaCl miktarı, alkali aralıklarındaki pH çözeltisi ve sıcaklık gibi çeşitli deneysel çalışma faktörleri incelenmiştir. Anotta renk ve KOİ giderme verimleri katottakinden çok daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Genel (anodik artı katodik) giderim verimi, uygulanan akım yoğunluğu, eklenen NaCl miktarı ve sıcaklık ile artmıştır. Buna karşılık, pH arttırılması çözeltinin genel temizleme verimini düşürmüştür. 20 mA/cm²'deki anodik ve katodik akım verimleri sırasıyla %63,50 ve %19,57 olmuştur. Bu çalışmada, bir hava silindiri kullanıldığında, 1 g KOİ'nin giderimi için toplam arıtma maliyeti 0,643 dolar olmuştur [19].

Bayramoglu, Eyvaz, Kobya (2007) tekstil atık suyunun arıtılmasının elektrokoagülasyon (EC) işlemi ile ekonomik performansına ilişkin elektrotlar açısından sonuçlar karşılaştırılmıştır. Seri ve paralel bağlı demir ve alüminyum elektrot malzemeleri kullanılmıştır. Günde 1000 m³ kapasiteye sahip bir tekstil tesisinden alınan atık suyun m³ başına toplam maliyetinin hesaplanmasında elektrik, elektrotlar, işçilik, çamur taşıma, bakım ve amortisman maliyetleri dikkate alınmıştır. Sonuçlar, monopolar-paralel bağlı (MP-P) Fe ve Al elektrotları için en uygun maliyetli olduğunu göstermiştir. KOİ ve bulanıklığın gideriminde benzer sonuçlara karşın, düşük maliyeti nedeniyle Fe elektrotu tercih edilmiştir. Fe elektrotu için pH 7 ve Al elektrotu için pH 5, KOİ'nin giderim etkinliği ve tekstil atık suyu açısından uygun bulunmuştur. Bu arada, 30A/m² akım yoğunluğu ve 15 dakikalık çalışma süresi Fe ve Al elektrotları için yeterli bulunmuştur. Bu çalışma EC'nin daha hızlı ve daha ekonomik olduğunu daha az malzeme tüketmiş ve daha az çamur üretmiş ve ortamın pH'ı, tekstil atıksuyundan KOİ ve bulanıklık oranının giderilmesi için kimyasal pıhtılaşmaya kıyasla daha stabil halde olduğunu göstermiştir. EC'nin optimum koşullarda muamele maliyeti, kimyasal pıhtılaştırmaya göre 3,2 kat daha ucuzdur. Şekil

2.6’da (a) MP-P sistem (monopolar-paralel bağı), (b) MP-S sistem (monopolar seri bağı), (c) BP-S sistem (bipolar seri bağı) deney düzeneğinin şematik görünümü gösterilmiştir [20].



Şekil 2.6. (a) MP-P sistem (monopolar-paralel bağı), (b) MP-S sistem (monopolar seri bağı), (c) BP-S sistem (bipolar seri bağı) [20]

Raju ve arkadaşları (2008) çalışmasında elektrokimyasal teknikler kullanarak sentetik polyester kumaş üreten bir tekstil endüstrisinden atık suyun arıtılması çalışılmıştır. Numune başlangıçta askıda katı maddeleri çıkarmak için elektrokoagülasyona tabi tutulmuştur. Hafif çelik ve alüminyum elektrotlar anot olarak denenmiş ve alüminyumun askıda katıların uzaklaştırılmasında etkili olduğu bulunmuştur. Anot olarak alüminyum kullanılarak başlangıçta 1316 mg/L seviyesinde olan atık suyun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonu, elektrokoagülasyon ile 429 mg/L’ye düşürülebilmektedir. Elektrokoagülasyondan sonra atık su, grafit ve $\text{RuO}_2/\text{IrO}_2/\text{TaO}_2$ kaplı titanyum anotlar kullanılarak elektrooksidasyona tabi tutulmuştur. Elektrooksidasyon testleri sonrasında yapılan ölçümler hem KOİ hem de klorür iyonunun tükenmesini ortaya koymuştur. Cl^- iyon konsantrasyonunun tükenmesi ve KOİ gideriminin grafit elektrot varlığında nispeten yüksek olduğu gözlenmiştir. Elektrot malzemelerinin ve akım yoğunluğunun KOİ giderimi üzerine etkisi ve anlık akım verimi, kütle transfer katsayısı, enerji tüketimi incelenmiştir [21].

Merzouk ve arkadaşları (2009) bu çalışmasında elektrokoagülasyon (EC) işleminin performansı alüminyum elektrotlar kullanılarak sentetik tekstil atık suyunun renk ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimi azaltılması için araştırılmıştır. İletkenlik, etkili pH ve giriş boya konsantrasyonu gibi atık su ile ilgili özelliklerinin yanı sıra mevcut

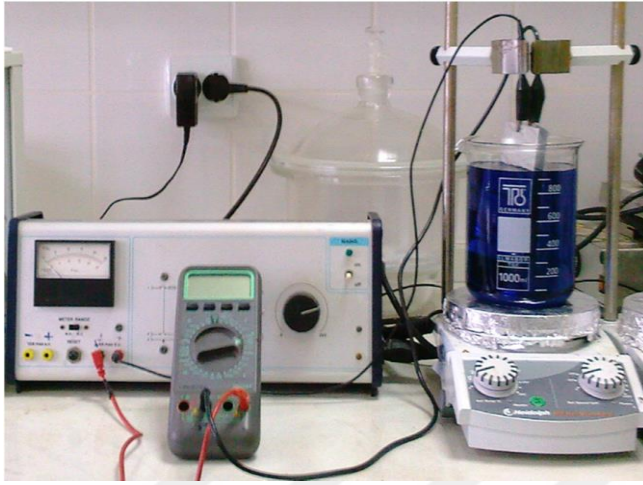
yoğunluk ve kalma süresi gibi çalışma koşullarının etkileri, işlem performansını optimize etmek amacıyla incelenmiştir. Sonuçlar 2500 mg/L KOİ içeren atık su ve 200 mg/L'den düşük bir boya konsantrasyonun pH 6-9 arasında kalma süresi 14 dakika, akım yoğunluğu 31,25 mA/cm² ve su iletkenliği 1 cm'lik bir elektrot arası mesafe için 2,4 mS/cm olması şartı ile %80'den daha fazla KOİ gideriminin gerçekleştiğini göstermiştir [22].

Aquino ve arkadaşları (2014) bir tekstil atık suyunun elektrokimyasal degradasyonu, filtre presli bir akış hücresinde, klorür iyonlarının varlığında ve yokluğunda Ti/Pt/β-PbO₂ ve Ti/Ti_{0,7}-Ru_{0,302} (DSA) anotları kullanılarak yapılmıştır. Atık su pH'sının (3, 7, 11) ve sıcaklığının (25°C ve 45°C) değiştirilmesi ve bulanıklık, KOİ giderim verimi izlenmiştir. Bulanıklık ve kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimi için en iyi deneysel koşullar nötr ve bazik koşullarda, sıcaklıktan bağımsız olarak elde edilmiştir. Yüksek oksidasyon gücünün bir sonucu olarak Ti/Pt/β-PbO₂ anoduyla daha yüksek KOİ uzaklaştırma değerleri elde edilmiştir. Birim atık su hacmi başına uygulanan elektrik yükü, klorür iyonlarının varlığında, ilk elektrooksidasyon aşamalarında 0,5'e varan anlık akım verimleri elde edilmiştir. Bu koşullar altında, tekstil atıklarını oksitlemek için gerekli elektrik enerjisi tüketimi 50 kWh/m³ kadar düşüktür. Klorür iyonlarının kullanılması, Ti Pt/β-PbO₂ ve DSA anotlarını kullanarak, aktif kloro türlerinin aracılık ettiği dolaylı oksidasyon işlemleri nedeniyle tamamen kütle taşıma kontrollü bir prosesten daha yüksek KOİ uzaklaştırma verimleri sağlanmıştır [23].

Aziz ve arkadaşları (2018) yüksek katyonik yüklerle inorganik pıhtılaştırıcılar, yani titanyum tetraklorür (TiCl₄) ve zirkonyum tetra klorür (ZrCl₄) tekstil endüstrisi atık sularının arıtılmasında kullanmışlardır. Her iki pıhtılaşma işlemi de aynı şekilde yapılmıştır. Deneysel çalışma koşulları sağlamlık, askıda katı maddeler, renk, kimyasal pıhtılaştırıcının etkinliğini değerlendirmek için oksijen ihtiyacı (KOİ) ve amonyak ölçülmüştür. Sonuçlar, ZrCl₄ ve TiCl₄'ün tekstil atık su arıtımı için yüksek potansiyel sergilediğini, ZrCl₄, COCl ve askıda katı madde yüksek giderim verimliliği sağlarken TiCl₄ amonyakın içinden mükemmel bir şekilde çıkarıldığını göstermiştir [24].

Bulut (2016) çalışmasında boyama endüstrisinde kullanılan Bazik Mavi 3 boyarmaddesinin Al elektrot kullanımı ile elektrokimyasal yöntemle tekstil endüstrisi atık su giderim verimi incelenmiştir. Kesikli proses yardımıyla uygulanan deneyler sonucunda 10 dakika da pH 8 değerinde %97'den daha fazla giderim verimi bulunmuştur.

Elektrokimyasal yöntemin 6. dakikasında 50-400 mg/L aralığındaki konsantrasyonlardaki boya giderimi %92-95 arasındayken bu oran 500 ve 600 mg/L için sırasıyla %60 ve %72 olarak hesap edilmiştir. 10. dakika sonunda ise tüm değerlerinde boya giderim oranı %96'dır. Akım yoğunluğu 333 A/m² ise boya giderimi ile 4. dakikadan sonra (%96) işlem işlemin sonuna kadar aşırı fazla artış göstermemiştir, 10. Dakikada ise %97 seviyesine ulaşmıştır. Şekil 2.7'de BM-3 boyarmaddesinin giderim etkinliği için kurulan laboratuvar ölçekli EC düzeneği gösterilmiştir [25].



Şekil 2.7. BM-3 boyarmaddesinin giderim etkinliği için kurulan laboratuvar ölçekli EC düzeneği [25]

Verma (2017) bu çalışmada farklı tekstil atık sularının arıtılması için Fe-Al kompozit elektrot kullanarak elektrokoagülasyon işlemi uygulamıştır. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve renk giderim etkinliği için pH, reaksiyon süresi, akım yoğunluğu, voltaj ve elektrotlar arası mesafe gibi çalışma parametrelerinin etkisini araştırmıştır. Proses ümit verici bulunmuştur ve pH 8'in optimize edilmiş çalışma koşullarında, reaksiyon süresi 80 dakika, akım yoğunluğu 20 A/m² olan elektrotlar arası 3 cm mesafe ile %90'dan fazla KOİ ve renk giderme etkinliği üretmiştir. Sürecin sağlamlığı, gerçek ve anaerobik olarak ön arıtılmış tekstil atık suları üzerinde incelenmiştir. Tekstil atıkları için, işlem yaklaşık %99 renk giderimi sağlamış, 60 dakikadan daha düşük reaksiyon sürelerinde bile neredeyse renksiz bir çözelti oluşturmuştur. Elektrokoagülasyon, anaerobik olarak işlenmiş tekstil atık suyunu, 180 dakikalık bir reaksiyon süresi içerisinde aromatik aminlerin %78'ini etkili bir şekilde elimine etmiştir [26].

Vlyssides ve arkadaşları (1999) reaktif bir azo boyama işleminden elde edilen tekstil boya atık suyu, anot olarak Ti/Pt ve katot olarak paslanmaz çelik 304 kullanılarak elektrokimyasal bir oksidasyon yöntemi uygulanmıştır. Atık su elektrolitik hücreden geçtiğinde organik kirleticiler karbondioksit ve suyla oksitlenmiş, üretilen kimyasalların güçlü oksitleyici potansiyeli nedeniyle klor, oksijen, hidroksil radikalleri ve diğer oksidanlar ortaya çıkmıştır. Laboratuvar ölçeğinde, pilot tesiste bir takım deneyler yapılmış ve sonuçlar burada kalma süresine ve atık suya başlangıç HCl ilavesine göre rapor edilmiştir. 2 ml'ye %36 HCl ilave edilmiş ve 18 dakika sonra elektrolizin 0,89 A/cm²'de KOİ %86 BOİ %71, renk %100 ve toplam askıda katı madde %35 azalmıştır. KOİ/BOİ oranı 2,16'dan 1,52'ye düşmüştür. Elektrotun verimliliği, yaklaşık 170 g/hA⁻¹ m⁻² ve ortalama enerji tüketimi 21 kWh/kg'dir. Bu sonuçlar elektrolitik yöntemin etkili bir oksidasyon için uygulanabilir bir detoksifikasyon ve renk giderme ön işlem aşaması olarak kullanılabileceğini göstermiştir [27].

Bayramoğlu ve diğerleri (2004) yaptıkları çalışmada tekstil sanayi atık suyunun demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılabilirliğini araştırmıştır. Bu amaçla çalışmada atıksu karakteristiklerinin ve değişkenlerin maliyeti, KOİ ve bulanıklık giderim verim etkinliği üzerine etkileri araştırılmıştır. Çalışmada kimyasal oksijen ihtiyacı 3422 mg/L, toplam organik karbonu 900 mg/L ve 6,95 pH'sı olan tekstil endüstrisi atıksuyu kullanılmıştır. Deneysel çalışma cam plastikten yapılmış boyutları 65 mm x 65 mm x 100 mm olan ve içirisine 2 anot ve 2 katot olmak üzere 4 adet monopolar elektrot yerleştirilmiş bir reaktörde gerçekleştirilmiştir. Kullanılan demir ve alüminyum elektrotların boyutları 46 mmx 55 mm x 3 mm olmak üzere etkin elektrot alanı 78 cm², elektrotlar arası mesafe 11 mm'dir. Bu çalışmada, alüminyum elektrot kullanıldığında, pH 6'nın üzerinde iken bulanıklık giderimi %98, KOİ giderimi %61-%65 olarak ölçülmüştür. Demir elektrot kullanıldığında başlangıç pH'ı 3 ile 7'nin arasında iken bulanıklık ve KOİ giderim verimleri sırasıyla %98-%75 ve %77-%47'ye ulaştığı, pH 10'un üzerinde ise sırasıyla %87 ve %26'ya düştüğü saptanmıştır. Bu sebeple deneysel çalışma koşullarında asidik ortamda alüminyum elektrotlar ile daha yüksek giderim verimi elde edilirken nötr ve hafif alkali ortamda ise demir elektrotların daha etkin olduğu sonucu çıkarılmıştır. Alüminyum elektrotlar kullanıldığında işletme maliyetinin artan pH ile arttığı, demir elektrot kullanıldığında pH 5 ile 9 arasında işletme maliyetinin başlangıç pH'ından bağımsız olduğu belirlenmiştir. Ayrıca çalışmada demir elektrot kullanılmasının işletme maliyeti Al elektrota göre üç kat daha düşük bulunmuştur [28].

Koby ve diğerleri (2005) Alüminyum anot kullanılan reaktif tekstil boyarmaddesi olan Levafix Orange E3 GA'nın elektrokoagülasyon yöntemi incelemiştir. Yapılan çalışmada renk giderim etkinliği üzerine başlangıç pH'ı, iletkenlik, boya konsantrasyonu, akım yoğunluğu ve elektroliz süresi gibi değişkenlerin etkisi incelenmiştir. Bu çalışmada kullanılan elektrokoagülatör cam plastikten yapılmış ve boyutları 65 mm x 65 mm x 110 mm'dir. 2 adet katot ve 2 adet anot olmak üzere 4 adet tek kutuplu elektrot kullanılmıştır. Elektrotların boyutları 46 mm x 55 mm x 3 mm ve elektrot alanı 78 cm², elektrotlar arası mesafe 11 mm'dir. Ön deneylerde manyetik olarak karıştırmanın giderim verim etkinliğini arttırdığı ve karıştırma hızının 200 rpm olduğu belirlenmiştir. pH 3 ile 9 arasında pH artışı ile renk giderimi verim etkinliğinin azaldığı ve pH 9'un üzerinde olduğunda ise düştüğü saptanmıştır. Renk giderimi en yüksek %99,9 değerini pH 3'de gerçekleştirirken en az giderimi pH 11'de %76,6 değeri ile gerçekleştirmiştir [29].

Koby ve diğerlerinin (2003) Fe ve Al elektrotlara dayanan tekstil atık sularının giderimi için elektrokoagülasyon uygulanan çalışmada 10 dakikalık bir arıtım süresinde aynı giderim veriminde kimyasal oksijen ihtiyacı ve bulanıklık giderim verimi için Fe elektrot 80–100 A/m²'lik bir akım yoğunluğu gerekirken, Al elektrot 150 A/m²'lik bir akım yoğunluğu gerektirmiştir. Elektrot tüketimi, akım yoğunluğu 80 A/m da elektrot malzemeleri birbirlerine yakın olarak bulunmuştur. Akım yoğunluğu 100 A/m² olan bir Al elektrot Fe elektrottan %67 daha fazla enerji sarf ettiği belirlenmiştir. Verim ve kullanım değerleri kıyaslanarak, Fe elektrotun Al elektrottan daha üstün olduğuna varılmıştır [30].

Daneshvar ve arkadaşları (2004) tarafından azo boyası (Acid Red 14) bulunan bir örneğin elektrokoagülasyon uygulamasıyla renk giderim verimi etkinliği incelenmesi için yapılan çalışmada akım yoğunluğunun 40 A/m²'den 60 A/m²'ye yükseltilmesi sonucunda renk giderim etkinliği de %52,10'dan %91,2'ye artmıştır. Bu sebeple akım yoğunluğunun artırılarak katot ve anotta iyon üretiminin yükselmesiyle, çözeltide flok oluşumu da yükseltmiştir şeklinde ifade edilmiştir. 50 mg/L'lik boyarmadde içeren örnek için akım yoğunluğu 60 A/m² ile 80 A/m² arasında optimum düzeyde olduğu saptanmıştır. Tek kutuplu elektrotlar paralel bağlanması neticesinde akım yoğunluk etkisi bulmak amacıyla yapılan deneyler pilin renk giderim veriminde elektrokimyasal pilden daha fazla etkili olduğu saptanmıştır. Çalışmada renk giderim verimi boya konsantrasyonunda (50 mg/L), elektrotlar arası mesafede (1 cm) akım yoğunluğu üzerine etkisi incelenmiştir. Akım yoğunluğunun yaklaşık 30 A/m² iken renk giderim etkinliği %90'dan daha fazla

bulunmuştur. Tek kutuplu elektrotların seri bağlanması neticesinde akım yoğunluğunun etkisibelirlenip elektrotların her çifti iç tarafa ve dıştaki elektrotlarla içten herhangi bir bağlantısı bulunmayacak şekilde yerleştirilmiştir. Bulunan sonuçlar tek kutuplu elektrotların seri bağlanmasıyla oluşturulan pil sisteminin, renk gideriminde elektrokimyasal bir pilden daha etkili olduğu ortaya çıkmıştır. Boya 107 konsantrasyonu 50 mg/L, elektrotlar arası mesafesi 1 cm ve akım yoğunluğu 20 A/m² olan sistemde %90'ın renk giderim etkinliği bulunmuştur. Deneysel çalışmada seri bağlı elektrotların paralel bağlı elektrotlara göre daha etkili olduğu rapor edilmiştir. Verimdeki bu artış, seri bağlı şekilde belli bir akım yoğunluğuna ulaşabilmek için gerekli olan yüksek potansiyelden kaynaklanmasıyla açıklanmıştır. Bu çalışmada seri bağlı sistemde paralel bağlı sisteme göre daha fazla flok oluşturulduğu ve bu sebeplede renk giderim verim etkinliği daha fazla olduğu sonucuna varılmıştır [31].

Doğruel (2000) çalışmasında kullanılan atıksu diğer endüstrilere göre yüksek inert KOİ içermektedir. Ozon dozajı sonrasında numunede %25 ile %86 arasında renk giderimi gerçekleştirilmiş olup %4'ten %14'e ulaşan KOİ giderimi için aynı başarı elde edilememiştir. Sonuç olarak ozon öncelikle renk giderimi gerçekleştirmiştir. Ozonlama sırasında KOİ bileşeni oksidasyona uğradığı için azalırken yavaş ayrışabilen organik maddenin kolay ayrışan organik maddeye dönüşmesiyle KOİ artışı gözlenmiştir [32].

Bagha ve arkadaşları (2010) tarafından gerçekleştirilen çalışmada ozonlamanın laboratuvar ölçeğinde silindirik seri bir reaktörde antrakinon boyasının (C.I. Reactive Blue 19) renk giderimi üzerindeki etkisi incelenmiştir. UV-Vis, iyon kromatografisi (IC), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI) ve toplam organik karbon (TOK) analizleri kullanılmıştır 200 mg/L boya konsantrasyonu olan numuneye 18 ve 38 dk, pH 3; pH 6,5; pH 10'da önce 25 ve sonra 55 g/m³ ozon dozlanmıştır. Boya konsantrasyonu arttıkça renk giderimi azalmış olup ozon dozajı ve reaksiyon süresi arttıkça giderim verimi artmıştır. Ayrıca pH artışının giderim verimine etkisi olmamıştır. Ozonlama işlemi sırasında pH'nın hızlı bir şekilde düşmesi, asidik yan ürünlerin oluştuğunu göstermiştir. RB 19'un parçalanma hızına elektrolitlerin etkisi incelenmiştir. Sodyum asetat (C₂H₃O₂Na), NaCl, Na₂CO₃, Na₂SO₄, NaHCO₃ gibi elektrolitler kullanılmıştır. NaHCO₃, Na₂CO₃ ilavesinin ozonun ömrünü uzatarak giderime katkı sağlarken Na₂SO₄, NaCl, sodyum asetat (C₂H₃O₂Na) ilavesi ozon tüketerek degradasyon hızına olumsuz etki yaratmıştır. 40 dakika ozon dozajı sonrasında nitrat, sülfat, asetat, format gibi oksidasyon ürünlerinin oluştuğu gözlenmiştir. 45 dakika

ozonlama sonrasında RB 19'un tamamen giderildiği ve %28,3 KOİ ve %8,5 TOK giderim verimi elde edilmiştir. 90 dakika ozon dozajı sonrası %55 KOİ ve %17 TOK giderimi sağlanmıştır. Sonuçlar, ozonlamanın reaktif boya renk giderimi için çok etkili bir yöntem olduğunu göstermiştir [33].

Selçuk ve arkadaşları (2006) bu çalışma da tekstil endüstrisinden alınan iki atık su örneğinde toksisite, renk ve KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir. Atık su numuneleri 18,5-24 mg/L ozon dozu altında pH 8,6-8,8'de okside edilmiştir. Toksisite *Daphnia magna* kullanılarak incelenmiştir. Sonuçlar ozonlama işleminin biyobozunurluğu arttırdığını ve toksisiteyi azalttığını göstermiştir. Ham atık sulardaki 129–200 mg/L ozon (TrO_3) konsantrasyonları kullanılarak %80-90 oranında toksisite giderimi gerçekleştirilmiştir. Ayrıca atıksulardan %86–96 renk, %33–39 çözünür KOİ ve %57-64 toplam KOİ uzaklaştırılmıştır [34].

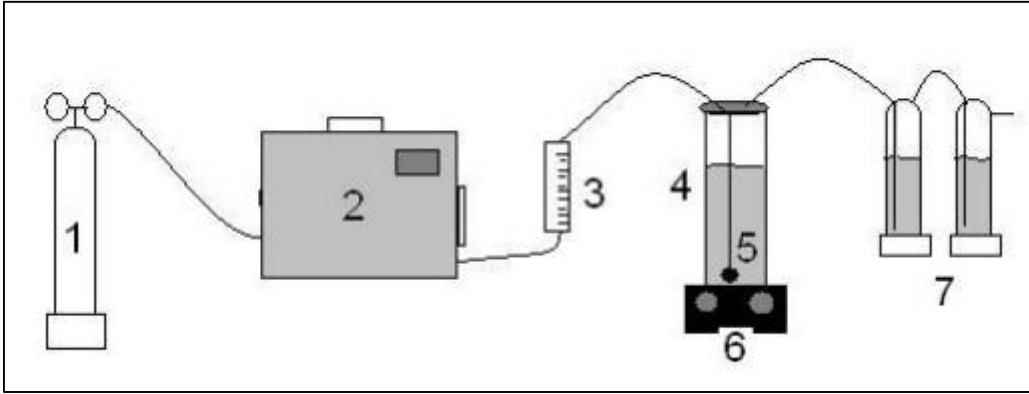
Bahadır (2012) çalışmasında iki tekstil fabrikasından farklı atık sular alınarak ozon teknolojisi ile kimyasal oksijen ihtiyacı ve renk giderimi gerçekleştirmiştir. İlk atıksu denim yıkama fabrikasından alınarak ozon debisi 0,96 mg/Ldk uygulanmış ve pH parametre ayarı yapılmaksızın %75 renk ve %37 KOİ giderimi sağlanmıştır. İkinci atık su numunesi sentetik tekstil atıksuyu fabrikasından alınarak 10,8 mg/L ozon debisi ile %63,9 KOİ ve %99 renk giderim verimi elde edilmiştir. Deneyde ozonlama teknolojisi *Daphnia magna* toksisite testi ile incelenmiştir. Atık sulardaki ozonlama süreci öncesi ve sonrasına ait toksisite irdelenmiştir. Şekil 2.8'de deneyde kullanılan ozon reaktör düzeneği gösterilmiştir [35].



Şekil 2.8. Deneyde kullanılan ozon reaktör düzeneği [35]

Eren ve Anış (2006) çalışmada ozon dozu, atık su bileşenleri, mekanik hareket ve pH, sıcaklık gibi değişkenlerin ozonlamaya etkisi, ozonlamanın kirlilik ve renk giderimine etkinliği araştırılmıştır. Sonuçta boya kimyasallarının ozonlama verimini düşürdüğü mekanik hareket ışığında ve yüksek pH'larda ozonlama hızının arttığı gözlenmiştir [36].

Eren, Kurcan ve Anış (2007) CI Reactive Yellow 167 monoazo boyarmaddesinin ozonlama ile renk giderimi verimine çeşitli sıcaklık ve zamanlarda, alkalileriyle yapılan hidroliz çalışmalarının renk giderim verimi, KOİ ve ozon giderim verimine etkisi mukayeseli olarak incelenmiştir. Deneysel çalışmada hidroliz çalışmalarının renk giderim verimi üzerinde ufak bir etkiye sahip olduğu sonucuna varılmıştır. Şekil 2.9'da ozon dozlama düzeneği gösterilmiştir [37].



Şekil 2.9. Ozon dozlama düzeneği, 1-oksijen tüpü, 2- ozon jeneratörü, 3-akış ölçer, 4-camsı ozonlama tüpü, 5- difüzör, 6- manyetik karıştırıcı, 7- gaz yıkama şişeleri [37]

Benli ve Bahtiyari (2016) çalışmalarında farklı hidrojen peroksit ve ozon kombinasyonlarında ağartma işlemleri gerçekleştirmişlerdir. Ağartılmış kumaşlar üzerinde renklendirme işlemi seçilen doğal boyarmadde kaynakları ile gerçekleştirilmiştir. Çalışmada %100 pamuklu, 200 g/m² ağırlığında nişasta haşılı ile haşılanmış numune kumaş kullanılmıştır. 25 g/h kapasiteli ozon jeneratörü ile ozonlama işlemi gerçekleştirilmiştir. Denemeler kapsamında ozonlama öncesinde numune kumaşlara %50 oranında nem kalacak şekilde önce flotte emdirilmiştir, ardından sıkma işlemi uygulanmıştır. Doğal boyarmadde kaynakları olarak, fındık sert kabukları, nar kabuğu, havacıva bitkisinin kökü ve portakal ağacının yeşil yaprakları ile mordan maddesi kullanılmadan renklendirme işlemleri uygulanmıştır. Çalışma sonucunda ozonlama işlemi öncesinde çeşitli oranlarda hidrojen peroksit içeren banyoların emdirilmesinde banyo pH'nın ve peroksit konsantrasyonunun etkili olduğu görülmüştür. Çalışma kapsamında uygun olarak peroksit ve pH konsantrasyonlarında yapılan emdirme işlemleri sonucunda ön terbiyede istenilen efektlerin alındığı ve boyama işlemi için uygun yeterli sonuçların bulunduğu belirlenmiştir. Doğal boya maddeleri ile elde renklendirme işlemi sonucunda edilen yaş haslıklarının genelinde 4/5 olduğu anlaşılmıştır. Nar kabuğunun boyarmadde kaynağı şeklinde uygun bulunduğu durumda ise ışık haslıklarının uygulanabileceği belirtilmiştir. Çalışmanın sonucunda 40 ml/L H₂O₂ içeren, ağartma banyosunda pH 7 olarak ayarlanan ve %50 oranında flotte olacak şekilde emdirilen, ardından kapalı sistem içerisinde 60 dk ozonlama işlemine maruz bırakılan numune kumaş üzerinde yeterli ön terbiye efektlerinin alınabildiği belirtilmiştir. Ön terbiye işleminden sonra seçilen doğal boyarmaddeler ile 100°C'de 60 dk boyama işlemi gerçekleştirilmiş ve geleneksel yöntemle

yapılan doğal boyama işlemine alternatif oluşturabilecek çevreci bir terbiye yöntemi sunulmuştur [38].

Sevimli ve Sarıkaya (2002) ise deneysel çalışmasında başlangıç boya yoğunluğunun pH, ozon dozu ve ozonlama işlemi gerçekleştirilmiştir. Boya apre fabrikasından gelen boya atık suyundan (C örneği) ve arıtma tesislerinden (A ve B örnekleri) alınarak reaktörde asit boya çözeltilerindeki etkisine göre değişimler oluşturularak sonuçlandırılmıştır. Kullanılan pH ve ozon dozajının artmasına göre oranlar yükselmiş ve önceki boya yoğunluğuna göre arttığı gözlenmiştir. C ve A atık suyu örneklerinde renk giderimi yüksek ozon dozunda %97 ve %95 olarak bulunmuştur ve sırasıyla %87 ve %81 olarak ozon dozajı azaldıkça giderim etkinliği de azalmıştır. Çözünmüş organik karbonun ve KOİ giderim etkinliğinin farklı ozon dozajlarında 15 dakika ozon dozajı sonrasında giderim verimliliği sırasıyla C örneği için %15 +/- %33 ve %9 +/- %19, A örneği için %15 +/- %46 ve % 10 +/- %20 aralıklarında olduğu gözlenmiştir. Renk giderim verimi için kullanılan ozon dozajı farkıyla TOK ve kimyasal oksijen ihtiyacı gideriminin neredeyse aynı olduğu belirtilmiştir. Boya konsantrasyonunda gerçekleşen artışlar ozon kullanımını da yükseltmiştir. Ayrıca kullanılan ozon dozajı yükseldikçe kimyasal oksijen ihtiyacı, renk ve TOK giderim verimi yükselmekte fakat ozon tüketim oranları düşmektedir [39].

Damas ve diğerleri (2005) ozon uygulamalarının atık sularda bulanıklığın düşürülmesinde ve organik madde bileşiminde etkisini incelemiştir. Ozonlama yapılmadan evvel atık suyun fiziksel ve kimyasal arıtımı KOİ giderimi pH 6 olduğunda gerçekleştirilmiştir. En iyi şekilde bulanıklık giderimi ve toplam organik karbon uzaklaştırılması pH 6,5'da 30 dakika ozonlanmış su da elde edilmiştir. 60 dakika ozonlamaya maruz kalmış su da yapılan çalışmada ozonun bulanıklık ve KOİ gideriminde etkin olduğu görülmüştür. Çalışmalara göre ozonlamanın tekstil endüstrisinde kullanımı bulunmuştur [40]. Tekstil atık sularına ait bazı renk ve KOİ giderimi çalışmaları Çizelge 2.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 2.1. Tekstil atık sularına ait bazı renk ve KOİ giderimi çalışmaları

REFERANS	KULLANILAN ATIK SU	YAPILAN ÇALIŞMA
Damas ve diğerleri (2005)	Tekstil atık suyu	Tekstil atık suyu 1-12 gO ₃ /h ozon dozajı kullanılmıştır. pH 6'da 750 mg/L Al ₂ O ₃ koagülant ilavesi ile %36 KOİ ve %74 renk giderimi 30 dk ozon dozajı pH 6,5, 400 mg/L koagülant ilavesi ile %100 renk giderimi gerçekleştirilmiştir. 60 dk, pH 6,5, 300 mg/L koagülant dozu uygulanarak daha fazla ozon dozajının etkisi olmadığı sonucuna ulaşılmıştır.
Selçuk ve arkadaşları (2006)	Reaktif, dispersif boyalar içeren atık su	Bu çalışmada iki tekstil atık suyu kullanılmıştır. 18,5-24 mg/L ozon dozu pH 8,6 -8,8 aralığında toksisite Daphnia magna kullanılarak incelenmiştir. 129- 200 mg/L ozon, %80-90 oranında toksisite, % 86- 89 renk, %33 - 39 çözünür KOİ, %57-64 toplam KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir.
Bahadır (2012)	Deneyde iki tekstil atık suyu kullanılmıştır. İlk numune denim yıkama fabrikasından alınmıştır. İkinci atık su sentetik tekstil fabrikasından alınan atık sudur.	İlk atık su denim yıkama fabrikasından alınarak ozon debisi 0,96 mg/Ldk, %75 renk, %37 KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir. İkinci atık su sentetik tekstil atık suyu 10,8 mg/L ozon debisi %63,9, KOİ %99 renk giderimi gerçekleştirilmiştir. Toksisite testi Daphnia magna ile incelenmiştir.
Bagha ve arkadaşları (2010)	Antakinon boya olan C. I. Reaktif mavi 19 çözgeni	200 mg/L boya konsantrasyonu, 18 ve 38 dk, pH 3 pH 6,5 pH 10, önce 25 ve sonra 55 g/m ³ ozon dozlanmıştır. Boya konsantrasyonu arttıkça renk giderimi azalırken ozon dozajı ve reaksiyon süresi arttıkça renk giderim verimi artmıştır. pH artışının giderim verimine etkisi olmamıştır. 40 dk ozon dozajı sonrasında nitrat, sülfat, asetat, format gibi oksidasyon ürünlerinin oluştuğu gözlemlenmiştir. Ozonlama işlemi sırasında pH'nın hızlı bir şekilde düşmesi, asidik yan ürünlerin oluştuğunu göstermiştir.
Özyonar ve Karagözoğlu (2012)	Reaktif tekstil boyası Remazol Brilliant Orange 3R spec gran (reactive orange 16)	Tekstil atık suyunda Al elektrotlara dayanarak yaptıkları çalışmada pH 3, elektroliz süresi 20 dk, akım yoğunluğu 100 A/m ² , TOK %82,6, KOİ %72,5, bulanıklık %97,7, renk %98,7 giderim verimlerine ulaşılmıştır. Tekstil atık suyu arıtımında koagülasyonun etkili bir yöntem olduğu sonucuna ulaşılmıştır.
Raju ve diğerleri (2009)	Tekstil atık suyu	Deneyde elektrooksidasyon için grafit ve RuO ₂ /IrO ₂ /TaO ₂ kaplı titanyum elektrot kullanılmıştır. Grafit kullanılarak % 90- 93 KOİ giderimi gerçekleştirilirken RuO ₂ /IrO ₂ /TaO ₂ kaplı titanyum elektrot kullanılarak %54 KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir. Grafit elektrotta verimlilik %40 oranında olup RuO ₂ /IrO ₂ /TaO ₂ kaplı titanyum elektrotta %11 oranında olmuştur. Ayrıca RuO ₂ /IrO ₂ /TaO ₂ kaplı titanyum elektrot varlığında organik maddeler üzerinde giderim verimi düşük olduğu sonucuna varılmıştır.

Çizelge 2.1. (devam) Tekstil atık sularına ait bazı renk ve KOİ giderimi çalışmaları

REFERANS	KULLANILAN ATIK SU	YAPILAN ÇALIŞMA
Karagöz ve Malkoç (2017)	Reaktif Remazol Brilliant Orange 3R Spec Gran (Reactive Orange 16)	Tekstil endüstrisi boya çözeltilerinden, renk, bulanıklık ve kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimleri incelenmiştir ve monopolar paralel bağlı alüminyum ve demir elektrotlara dayanan elektrokimyasal reaktörde, akım yoğunluğu, iletkenlik, pH ve işletme süresinin EC proses performansı üzerine etkileri incelenmiştir. Al elektrot için optimum şartlarda, iletkenlik 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 100 A/m^2 akım yoğunluğu, pH 6 ve 20 dakika işletme süresi sonunda KOİ %60,2, renk %79,5, bulanıklık %91,9 ortaya çıkmıştır. Fe elektrot için gerekli optimum deney şartları ise; pH 8, iletkenlik 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, akım yoğunluğu 75 A/m^2 ve işletme süresi 20 dakika olarak belirlenmiş olup, bu şartlarda renk %99,07 ve %42,26 KOİ, bulanıklık giderme verimi etkinliği %91,89 sonucuna ulaşılmıştır.
Rajkumar ve Kim (2006)	Reaktif blue 19 (RB-19) adlı bir tekstil boyasını	Boya çözeltilisinde klor üretimi için titanyum esaslı boyutsal olarak kararlı anot (DSA) kullanılmıştır. Tüm reaktif boya sınıfları (100 mg/L), NaCl 1,5 g/L ve akım yoğunluğu 36,1 mA/cm^2 destekleyici bir elektrolit konsantrasyonunda tam bir renk giderme göstermiştir. Farklı reaktif boyalar için kimyasal oksijen ihtiyacı ve toplam organik karbon giderimleri sırasıyla %39,5 - %82,8 ve %11,3 - %44,7 olduğu rapor edilmiştir. Genel olarak renk gidermek için daha yüksek moleküler ağırlıklı diazo bileşiklerini içeren triazinin, boya bileşiklerini içeren mono azo veya antrakinondan daha fazla zaman harcadığı sonucuna varılmıştır. Boya bileşiklerinin bozunma oranı, reaksiyon sıcaklığı, akım yoğunluğu, NaCl konsantrasyonu ve başlangıçtaki boya konsantrasyonundan etkilenmiştir. Başlangıç pH'ı 4,3 ile 9,4 arasında değişen çözeltinin renk giderimi üzerinde bir etki göstermemiştir. Optimum çalışma koşullarında 200 mg/L reaktif boya konsantrasyonu için NaCl 4 g/L ve akım yoğunluğu altında 72,2 mA/cm^2 , 120 dakikalık elektroliz sonunda %73,5 KOİ ve %32,8 TOK giderimi elde edilmiştir.



3. TEKSTİL ATIK SUYU ÖZELLİKLERİ VE ARITMA TEKNOLOJİLERİ

Günümüzde endüstrinin büyümesi, atık suların her tür inorganik bileşik ve sentetik organikleri içermesiyle sucul ortamdaki yaşam tehdit altında olmakta ve besin döngüsü ile tüm canlıların en başta bu duruma sebep olan insanoğlunun yaşamını toksik, karsinogenik ve mutajenik etkiler ile tehdit etmektedir [41].

3.1. Tekstil Endüstrilerinin Tanımı ve Genel Özellikleri

Tekstil sanayi, imalat sanayinde en uzun ve en karmaşık süreçleri içeren endüstri zincirlerinden biridir. Bu endüstri son kullanım şekli giyim, ev mefruşatı ve endüstriyel kullanım gibi talepler doğrultusunda yönlendirilmekte olan ve kobilerin hâkim olduğu bölünmüş ve heterojen bir sektördür. Tekstil sanayi ham materyallerden (sentetik elyaf) yarısı işlenmiş ürünlere kadar bütün üretim sürecini kapsayan ve son ürünlerin elde edildiği çok sayıda alt sektörden meydana gelmiştir [42]. Geniş bir tanımlamayla tekstil endüstrisi; doğal ve yapay liflerden iplik yapılması olarak tanımlanır. Bu ipliklerden sonra dokunarak ve örülerek kumaşlara dönüştürülür. Son olarak bu kumaşlar ve bazı durumlarda iplikler boyanır ve işlem tamamlanır [43].

3.2. Tekstil Endüstrisinde Uygulanan İşlemler

Genel olarak tekstil endüstrileri büyük hacimde ve farklı karakterizasyonda, toksik ve yüksek konsantrasyonlarda boya içeren atık su üretmektedirler. Tekstil endüstrisi atık suları, yüksek konsantrasyonlarda, KOİ, askıda katı madde ve biyokimyasal oksijen ihtiyacı, ağır metal, tuzluluk içermektedirler. Bununla birlikte genel olarak yüksek pH değerlerine sahiptirler. Atıksu içerisindeki renk, ürün boyama işleminden kaynaklanırken, farklı karakterizasyon ve yüksek toksisite tekstil endüstrisinde uygulanan farklı proseslerden kaynaklanmaktadır [44].

Günlük yaşamımızın her aşamasında tekstildeki ürünler hayatın değişmez parçasıdır. Tekstil sanayideki çeşitlilik endüstri içinde farklı proseslerin oluşmasına sebep olmuştur. Kullanılan malzemeler yün, elyaf, sentetik vepamuk karışımlarıyla oluşan üretim farklılığı bulunmaktadır. Üretim farklılıkları keçeleştirme, örme, dokuma gibi işlemler yoluyla yanürünlerin oluşturulmasıyla genişlemektedir. Son işlemler boyama, mersevizasyon ve

apre, ağartma gibi işlemler sırasında çok fazla çeşitlilik oluşmaktadır. Tekstil sanayinde üretimde bulunan işlemler ve prosesler kullanılan elyafa bağlı kalmadan tanım olarak birbirlerine benzerler. Ancak elyaf özelliğine göre çeşitli üretim proseslerine de rastlanmaktadır.

Tekstil sanayinde işlenen elyaflar genellikle yünlü, sentetik ve pamuk elyaflardır. Proses ve işlemlerde kullanılan elyafa göre ele alınıp incelenmesi şarttır. Örneğin, karbonizasyon işlemi yünlü ürünlere uygulanır ve pamuklu ürünlerde merserizasyon adını verilir. Bu işlemde sentetik ve pamuk elyaf kullanıldığında, ilk başta yıkamayı gerektirecek kirlilik bulunmamaktadır. Fakat elyafın iplik haline getirilebilmesi için yün elyafların çok kirliliği nedeniyle önceden yıkama işlemine yapılmasını gerektirmektedir. Yünlü dokuma endüstrisini diğerlerinden yıkama işlemi ayırır. [45, 46].

Tekstil endüstrileri genel olarak ıslak/yaş prosesler (ön işlemler, boyama, baskı vs.) ve kuru prosesler (dokuma, eğirme, kurutma vs.) olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Kuru proseslerden sonra yaş prosesler uygulanmakta ve büyük ölçüde apre ve boyama işlemlerini içermektedir. Kuru prosesler kirlilik açısından önem taşımamakta ve su kullanımına gerek duyulmamaktadır [47]. Fazla su tüketimi ise genel olarak ıslak prosesler denilen süreçte oluşmaktadır [44]. Üretilen elyafın, kullanılan hammaddenin, kullanılan teknoloji ve tekniğin tipine bağlı olmak üzere ortalama olarak 3-392 L/(kg ürün) su kullanıldığı belirtilmiştir. Özellikle Türkiye'deki tekstil endüstrilerinde yapılan çalışmalarda spesifik su tüketimi 20-350 L/(kg ürün) olarak rapor edilmiştir [48].

Tekstil endüstrilerinin kullanılan bu sular farklı işlem basamaklarında kullanılmakta olup kullanılan organik ve inorganik maddenin çeşitliğine, işletme koşullarına göre farklı karakterizasyonda atıksular ortaya çıkmaktadır. Bazı proseslerde atık su miktarı düşük kirlilik yükü fazla olabilirken diğer bir işlemde atıksu miktarı büyük kirlilik yükü düşük olabilmektedir [49]. Çeşitli tekstil sanayilerinin işlemleri ve atık su karakterizasyonu Çizelge 3.1'de açıklanmıştır [50].

Çizelge 3.1. Farklı tekstil endüstrilerine ait işlem basamakları ve atık su karakterizasyonu [50]

Parametre	Elyaf Türü	Haşıl Sökme	Yıkama	Ağartma	Boyama	Baskı
KOİ (mg/L)	Yün Pamuk Sentetik	- 950-20000 -	5000-90000 8000 -	- 288-13500 -	7920 1115-4585 620	- - 1515
BOİ ₅ (mg/L)	Yün Pamuk Sentetik	- - -	2270-60000 100-2900 500-2800	400 90-1700 -	400-2000 970-1460 530	- - 590
Renk (ADMI)	Yün Pamuk Sentetik	- 64-1900 -	2000 694 -	- 153 -	2225 1450-4750 1750	- - -
Toplam Katı (mg/L)	Yün Pamuk Sentetik	- - -	28900 49300 -	910 2300-14400 -	- - -	- - 150-250
Toplam Askıdaki Katı (mg/L)	Yün Pamuk Sentetik	- 18-800 -	1000-26200 184-17400 600-3300	900 130-25000 -	- 120-190 140	- - -
Toplam Çözünmüş Katı (mg/L)	Pamuk	530-6900	-	4760-19500	-	-
Çözünmüş Organik Karbon (mg/L)	Yün Pamuk	- 250-2750	5800 -	- 3 20	- -	- -
Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L)	Pamuk Sentetik Yün	70 - -	- - 604	40 - -	- - -	- 164 -
Amonyum Azotu (mg/L)	Pamuk Sentetik	9-19 -	- -	8-19 -	- -	- 129
Toplam Fosfor (mg/L)	Pamuk Sentetik	4-10 -	- -	6-60 -	- -	- 21
Fosfat (mg/L)	Yün	-	89	-	-	-
Sülfür (mg/L)	Yün Pamuk	- -	0-2 -	- -	- 325-900	- -
Sülfat (mg/L)	Pamuk	-	-	-	1750-2690	-
Klorür (mg/L)	Genel Elyaf	-	-	90-100	26000	-
Yağ-Gres (mg/L)	Yün	-	580-55000	-	-	-
Cr ²⁺ (mg/L)	Yün	-	50	-	-	-
pH	Yün Pamuk Sentetik	- 8.8-9.2 -	7.6-10.4 7.2-13 8-10	6 6.5-13.5 -	4.6-8 9.2-10.1 11.7	- - -
Su Tüketimi (L.kg ⁻¹ elyaf)	Yün Pamuk Sentetik	- - -	4-77.5 2.5-43 17-67	- 30-50 -	40-150 38-143 38-143	280-520 - -

3.2.1. Pişirme

Sentetik ve doğal malzemelerde bulunması uygun olmayan maddelerin çıkarılmasıdır. Malzeme görünümünü pamuk lifler içine akan yağ ve yaprak ve parafin gibi maddeleri yok etmektedir. İşlem uygulandığı esnada içindeki çözeltilere genellikle kostik veya soda

kullanılmaktadır. Pamuk yetiştiği sırada uygulanan kimyasallar bu işlem sırasında atıksuya geçmektedir [47].

3.2.2. Haşılama

Dokumada kullanılan çözgü ipliklerinin mukavemetlerini artırmak amacıyla yapılır. Haşıl işlemi; puntasız bükümsüz filament ipliklerinin ve özellikle tek kat çözgü ipliklerinin dokuma sırasında etkileneceği mekanik sürtünmelere karşı dayanıklılığının artırılmasıdır. İplik yüzeyi haşıl adı verilen madde ile kaplanır ve sürtünme kuvvetini indirger. Haşılama da aynı anda birleştirme ve haşıl işlemi gerçekleşir ve haşıl makineleri kullanılarak yapılır. Bu işlem sırasında ipliklerin kimyasal özellikleri korunmaktadır. İpliklerin üzerinde bulunan elyaflar iplik üzerinde bulunan lif döküntülerini de azaltmaktadır [51].

3.2.3. Haşıl sökme

Haşılamadan ardından kumaş ağartma ve boyama basamakları uygulanabilmesi için yapılmaktadır. Haşılama işleminde kullanılan maddeler suda çözünmezler. Genellikle bu işlemler de asitler alkiler, enzimler ve yüzey aktif maddeler sayesinde yapılmaktadır. İşlem sonrasında atıksu karakterizasyonu, haşılama da uygulanan maddelerle ilgilidir [47].

3.2.4. Kasarlama

Kasarlama işlemi pamuk elyafların parlaklığını arttırmak ve doğal renklerinin giderimi için uygulanmaktadır. Kasarlama işleminde sodyum hipoklorit veya hidrojen peroksit kullanılmaktadır. Bunun yanı sıra kullanılan yardımcı kimyasallar ise kostik soda, sülfürik asit, sodyum bisülfid, hipoklorikasit olarak sıralanmaktadır [47].

3.2.5. Yıkama

Ham tekstil materyalinde yüksek miktarlarda yağ, vaks, mineral, çözünmüş safsızlıklar ve bitki maddeleri içermektedir. Yıkama işlemi bu maddelerin su ile birlikte deterjan, sabun ve çeşitli yardımcı kimyasallar kullanılarak giderilmesi işlemidir. Yıkama işleminde kullanılan bu kimyasallar yüzünden, kimyasal ve toksik maddeler suya salınmakta ve kirlilik yükü yüksek atıksular oluşmaktadır. Oluşan bu atıksuların KOİ ve katı madde

içeriği yüksektir. BOİ içeriği de oldukça yüksek olabilmektedir [50]. Ayrıca bu aşamada oluşan atıksuların pH'sı 10-11 gibi yüksek değerlere çıkmaktadır [52].

Yünün içermiş olduğu doğal yün yağları gibi safsızlıklar yüzünden yıkama işlemi en çok kirlilik getiren procestir. Bu yağların biyolojik olarak parçalanabilirliği oldukça düşük olduğundan dolayı, yün yıkama atıksularının arıtılması önemli bir problemidir. Biyolojik parçalanabilirliğin arttırılması ve verimli bir atıksu arıtımı için bu yağların atıksudan ayrılması önemli ve gereklidir [50, 53].

3.2.6. Yün karbonizasyonu

Yün liflerinde, ağırlıklarının %40'ı kadar bitki artıkları bulunmaktadır. Bu artıkların birçoğu yıkama sırasında giderilse de liflere sıkı tutunmuş olan artıklar, yıkama ve mekanik işlemlerle giderilemezler. Yün karbonizasyonu, bu kalıntıların yüksek sıcaklık ve güçlü asitlerle yüne zarar vermeden giderilmesi işlemidir. Kullanılan asit ise yün üzerinde kalabilir. Bu asidin, diğer işlem basamaklarından önce giderilmesi için ise yıkama ve nötralizasyon gerekmektedir. Oluşan atık sular ise düşük organik madde içermekte olup katı madde yüksektir [50].

3.2.7. Ağartma

İşlemin amacı kimyasallar yardımıyla renkleri gidermektir. Hidrojen peroksit ve sodyum hipoklorit yaygın olarak kullanılan kimyasallar arasındadır. Bu bölümde oluşan atıksu katı madde içeriği yüksek ve BOİ içeriği düşüktür [53]. Aktif klorlu ağartma maddeleri birçok ülkede yasaklanmıştır. Kullanılan kimyasallara bağlı olarak yüksek konsantrasyonlarda klorür ve peroksit içerip inhibisyon problemlerine neden olabilmektedir. Ayrıca tekstil atık sularının yüksek pH'lara çıkmasına neden olmaktadır [52]. Bu aşamada oluşan atık sular ise bazı yardımcı kimyasalları içermekle birlikte, düşük BOİ ve yüksek miktarda katı madde içermektedir [44, 50].

3.2.8. Mersevizasyon

Bu işlem, bir ön terbiye işlemi olup, daha parlak, daha sağlam ve kumaş yüzeyinde daha düzgün bir yüzey oluşturmak için uygulanır. Mersevizasyon işlemi, daha sonra uygulanacak olan boyama işleminde afiniteyi artırır ve boya haslığını iyileştirir. Bu

işlemede en sık kullanılan kimyasal sodyum hidroksit olup sodyum hidroksit ile liflerin şişmesi ve ip yüzeyinin düzgün olması sağlanır. Bu sayede kumaşın boya tutması kolaylaşır. Kullanılan kostik yüzünden çıkan atıksular yüksek pH'a sahiptir [52]. Bu işlemde çıkan atık sular düşük BOİ ve katı madde içermektedirler [50, 53].

3.2.9. Boyama

Gerekli ön terbiye işlemlerinden geçmiş olan tekstil malzemesine renk kazandırılması için yapılır. Boyama kesikli boyama, yarı sürekli boyama veya sürekli boyama olarak değişik sürelerde uygulanmaktadır [47]. Büyük hacimlerde su kullanılmasıyla birlikte, farklı kimyasallarda bu aşamada bol miktarda kullanılmaktadır. Boyama işleminin neden olduğu kirliliği tarif etmek oldukça basittir. Çok düşük konsantrasyonlardaki renk bile suda görünür ve alıcı ortamlarda güneş ışığının geçişini engeller. Boya dışında, çok farklı yardımcı kimyasallarda bu aşamada kullanılmakta ve atık suya karışmaktadır. Özellikle boyanın tekstil malzemesine daha iyi tutunmasını sağlamak amacıyla metaller, farklı tuzlar, sürfaktanlar gibi kimyasallar bu aşamada kullanılmaktadır. Boyama prosesinde kullanılan boyar madde ve ürün türüne bağlı olarak kullanılan boyar maddenin yaklaşık %50'si ürüne tutunmaz [54]. Tutunamayan boyar madde ise atık su ile sistemden çıkmaktadır. Boya ile birlikte bu aşamada kullanılan metallerin çoğu, tuzların neredeyse tamamı tekstil atık suyunun son çıkışında bulunmaktadır. Tekstil endüstrilerindeki atık su çıkışlarında bulunan boyanın neredeyse tamamı boyama prosesinden kaynaklanmaktadır. Ayrıca atık su içerisindeki tuzların ve metallerin %75'lik kısmı da bu prosesten gelmektedir [50]. Boyama proseslerinde en çok karşılaşılan kimyasal maddeler Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Boyama proseslerinde kullanılan kimyasal maddeler [50]

Kimyasal Madde	Bileşim	Fonksiyon
Tuzlar	Sodyum Klorür Sodyum Sülfat Sodyum Nitrat	Elyafın zeta potansiyelini nötralize edici
Asitler	Asetik Asit Sülfürik Asit	pH kontrolü
Bazlar	Sodyum Hidroksit Sodyum Karbonat	pH kontrolü
Tamponlar	Fosfat	pH kontrolü
Kompleks Yapıcılar	Etilen daimin tetra asetik asit (EDTA)	Kompleks yapma, yavaşlatıcı
Dispers Edici/Düzenleştirici ve yüzey aktif maddeler	Anyonik, katyonik ve noniyonik	Boyaları dağıtma, boya uygulamasını düzene sokma
Okside Edici Maddeler	Hidrojen Peroksit Sodyum Nitrit	Boyaları çözünemez yapma
İndirgeyici Maddeler	Sodyum hidrosülfid Sodyum sülfid	Boyaları çözünebilir yapma, reaksiyona girmemiş boyanın uzaklaştırılması
Taşıyıcılar	Fenil fenoller Klorlu benzenler	Adsorpsiyonun artırılması

3.2.10. Baskı

Baskı, tekstil ürünlerinin üzerine dokuma olmaksızın desen yerleştirme işlemidir. Bu aşamada kullanılan boya ve yardımcı kimyasallar boyama işleminde kullanılanlarla benzer olup, bu aşamadaki fark, ürün üzerinde bölgesel renklendirme yapılmasıdır. Dolayısıyla baskı işleminden çıkan atıksular, boyama prosesinden çıkan atıksular ile aynı karakteristik özellikler taşımaktadır. Ancak bu aşamada, farklı olarak atıksuya karışan önemli bir kirletici baskı patlarıdır. Baskı patlarının hazırlanmasında ise boyalar, incelticiler, üre, sürfaktan ve glikol gibi çeşitli diğer kimyasallar kullanılmaktadır. Kalıntı baskı patı ise yıkama ve bitirme işlemleri sırasında çözünerek suya karışmaktadır. Baskı patının ve diğer kimyasalların suya karışmasıyla birlikte bu aşama, genel olarak KOİ, renk ve özellikle de azot konsantrasyonlarını önemli derecede arttırmaktadır [50, 55]. Baskı metodu atık su karakteristiğini belirlemektedir. Atık su miktarı düşüktür ancak oluşan atık suların arıtımı çok zordur [56]. Baskı atık sularındaki kirleticilerin konsantrasyonu boyama atıksularınınkinden daha yüksektir [49].

3.2.11. Apreleme (bitim)

Tekstil ürününe, daha iyi bir görünüm, buruşmazlık, suya dayanıklılık ve buna benzer istenilen özellikleri kazandırmak için mekanik veya kimyasal yöntemlerin uygulandığı son

aşamadır [50]. Kimyasal yöntemin kullanıldığı yaşı aprelemede atıksu oluşmakta ve oluşan atıksu bu yöntemde kullanılan biyositler (esterler veya halojenli difenil alkanlar) içermektedir [49].

3.3. Tekstil Endüstrisi Atık Su Karakterizasyonu

Tekstil endüstrileri dünyada çok rastlanan ve su sarfiyatı en fazla olan endüstrilerden biridir. Bu nedenle de üretmiş oldukları yüksek hacimdeki atıksularla çevre üzerinde büyük ve olumsuz etkilere neden olmaktadır. Gerek kullanılan suyun kaynağı gerekse de alıcı ortam üzerindeki olumsuz etkilerinden dolayı, çevre kirliliği kontrolünde önem taşımakta ve uygun arıtma prosesleriyle arıtılması gerekmektedir. Ancak bir atık suyun verimli bir şekilde arıtımının gerçekleştirilmesi için öncelikle atıksu karakterizasyonunun iyi bir şekilde yapılması gerekmektedir. Tekstil endüstrilerinde üretim aşaması oldukça farklı prosesler içermekte olup bu nedenle atıksu karakteristikleri ve debileri çok farklı olabilmektedir [49]. Tekstil endüstrileri atık sularının içermiş olduğu kirletici parametrelerden bazıları aşağıda açıklanmıştır.

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)

Atık su karakterizasyonunda en çok kullanılan parametredir. Kimyasal oksijen ihtiyacı, bir atıksu numunesinin içermiş olduğu organik maddenin oksijen eşdeğerini ölçmektedir. Standart metotlarda, açık reflux, titrimetrik kapalı reflux ve kolorimetrik kapalı reflux olmak üzere üç farklı KOİ ölçümü tanımlanmıştır. Bu üç metotta da krom oksidant olarak kullanılmaktadır [50].

Tekstil endüstrilerinde kullanılan, nişasta, selüloz, asetat ve enzim gibi maddeler atık sudaki KOİ'nin artmasına neden olmaktadır. Özellikle haşıl sökme ve yıkama işlemlerinde, daha önceki işlemde kullanılan maddelerin üründen ayrılmasıyla atık suya yüksek miktarlarda KOİ salınmaktadır [50].

Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ)

KOİ'den sonra atık sularda en sık kullanılan ve en önemli parametredir. Atık su içerisindeki organik maddelerin biyolojik olarak parçalanabilirliğini göstermekte olup bunun için gerekli olan oksijen miktarı olarak tanımlanmaktadır. Genelde BOİ olarak

adlandırılan parametre, standart metotlarda 5 günlük BOİ'yi temsil eden BOİ₅ olarak tarif edilmektedir [50].

Renk

Bir bileşikteki renk, molekülünde var olan doymamış karakterdeki nitrozo veya nitro ($-N=O$), metil ($-CH=$), azo gruplar ($-N=N-$) veya karbonil ($-C=O$) ile bazik veya asidik karakterdeki amino ($-NH_2$), hidroksil ($-OH$), sülfonat ($-SO_3H$) ve karboksil ($-COOH$) gibi gruplardan ve bunların etkileşiminden kaynaklanmaktadır. Doymamış karakterdeki bu gruplara, renk veren anlamına gelen kromofor adı verilmekte olup diğer gruba ise renk artırıcı anlamına gelen oksokrom adı verilmektedir. [57].

Tekstil endüstrisinde ürüne renk kazandırılmak amacıyla uygulanan boyar maddelerin %50'ye kadarlık kısmı elyafa tutunamaz ve atık su akışına katılarak sistemi terk eder. Bu tür atıksular yüksek konsantrasyonlarda renk içerebilmektedir. Temel olarak endüstrideki bütün işlem basamaklarından kaynaklanmaktadır. Endüstri tipine, uygulanan teknolojiye, kimyasal yapılarına bağlı olarak sınıflandırma yapılmakta olup uygulanan arıtım metodu da boyar maddenin sınıfına bağlı olarak değişmektedir. Boyar maddelere ait bazı sınıflandırma çeşitleri aşağıda verilmiştir.

Boyar maddelerin yapılarına göre sınıflandırılması [53, 58];

- Azo boyar maddeler
- Nitrozo veya nitro boyar maddeler
- Polimetin boyar maddeler
- Arilmetin boyar maddeler
- Azo (18) annulen boyar maddeler
- Karbonil boyar maddeler
- Kükürt boyar maddeler

Boyar maddelerin boyama özelliğine göre sınıflandırılması;

- Reaktif boyar maddeler
- Direk boyar maddeler
- Küp boyar maddeler

- Bazik boyar maddeler
- Asit boyar maddeler
- Dispers boyar maddeler
- Metal-kompleks boyar maddeler

Boyar maddelerin suda çözünürlüklerine göre sınıflandırılması;

- Suda çözünen boyar maddeler
- Suda çözünmeyen boyar maddeler

Dünya genelinde yıllık boya üretimi 106 tonun üzerindedir [59]. Bu boyaların yaklaşık olarak %50'si tekstil endüstrisinde kullanılmaktadır [60]. Tekstil endüstrisinde kullanılan boyaların %70 kadarı azo boyar maddeler olduğu tahmin edilmektedir [61].

Askıda katı madde

Atık suyun içerdiği askıda katı madde miktarının belirlenmesi özellikle geri kullanım için oldukça önemlidir. Askıda katı madde suda çözünmemiş halde bulunan maddeleri tanımlamaktadır. Alıcı ortamlarda birikmelere ve bulanıklığa neden olurlar. Askıda katı maddeler organik yapı da olabildikleri gibi metalik yapıda da olabilirler. Özellikle metalik yapıdaki askıda katı maddeler alıcı ortamlardaki balıklara zararlı etkide bulunabilir ve öldürücü olabilmektedir. Askıda katı maddelerin sudan ayrılması işlemi temelde çöktürme ile yapılırsa da kaliteli çıkış için farklı gözenek boyutuna sahip filtrelerde kullanılmaktadır. Bu filtrelerde kullanılan bazı gözenek boyutları 0,45 µm, 1µm ve 1,2 µm'dir [50].

Yağ ve gres

Özellikle yün yıkama atıksularının karakterizasyonunda gres içeriğinin belirlenmesi önemlidir. Ayrıca diğer proseslerden ise doymuş ve doymamış yağlar olarak ikiye ayrılan lipidler suya salınmaktadır. Bununla birlikte iplik oluşumunda da ipliğe yağ uygulanmakta ve yıkama ile suya karışmaktadır. Yağ içeriği hiçbir zaman belirli bir bileşik için değerlendirilmemiştir [50, 62].

İletkenlik

İletkenlik atıksudaki tuz içeriğinin ölçümü olarak kullanılmakta olup toplam çözünmüş katıya alternatif bir parametredir. İletkenlik, sudaki iyonik türlerin konsantrasyonlarına, hareketliliğine, değerliklerine ve sıcaklıklarına bağlı olarak değişmektedir. Platinyumlu ya da platinyumsuz probalar kullanılarak ölçülmektedir [63].

Özellikle boya banyolarında boyaların, zeta potansiyellerini düşürerek elyafa daha iyi tutunması için kullanılan tuzlar atık sudaki iletkenliği arttırmaktadır [64]. Ayrıca nötralizasyon yapılan proseslerde kullanılan kimyasallardan dolayı yan ürün olarak da oluşmaktadır [50].

Kükürt bileşikleri

Kullanılan prosese bağlı olarak yüksek konsantrasyonlarda kükürt bileşikleri tekstil atık sularında bulunabilir. Reaktif boyamalarda yardımcı kimyasal olarak sodyum sülfat kullanılması durumunda, boya banyolarındaki sülfat konsantrasyonu 20-42 g/L'ye kadar yükselebilir [50]. Kükürt ya da vat boyar maddeler kullanıldığında ise sodyum sülfat ve sodyum hidrosülfat indirgeyici olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Diğer önemli kükürt bileşiği kaynağı ise pH kontrolünde sülfirik asit kullanılmasıdır [65]. Kükürt bileşikleri atık sularda sülfür, sülfat ya da sülfat olarak ölçülmektedir [49].

Klorür

Tekstil atık sularında bol miktarda klorür iyonlar bulunmaktadır. Ağartma işleminde kullanılan kimyasallar arasında klorür içeren bileşikler de kullanılmaktadır. Sodyum klorür yaygın bir şekilde, reaktif boyamada büyük miktarlarda kullanılmaktadır [50].

Metaller

Metaller atık sulara tesise gelen su kaynağıyla, metal parçalarından (pompalar, borular, vanalar vs.), oksitleyici ve indirgeyici ajanlardan, asit ve alkali boyalar ve pigmentlerden, herbisitlerden, pestisitlerden ve bakım kimyasallarından olmak üzere birçok yolla giriş yapabilir. Ağır metallerin en büyük kaynağı boyama prosesidir. Kullanılan çoğu boya krom, kadmiyum, çinko ve diğer metal atomlarını içermektedir. Boyama atık sularında

özellikle krom konsantrasyonu 12,1 mg/L'ye kadar yüksebilirken, kadmiyum ve çinko ise sırasıyla 3,4 mg/L ve 7,5 mg/L'ye kadar yükselebilmektedir. Bu nedenle yeni geliştirilen birçok boya metalsizdir [50].

Yüzey aktif maddeler (Süfaktanlar)

Yüzey aktif maddeler, su ve diğer metaryellar arasındaki yüzey gerilimini azaltmak için tekstil endüstrisinde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Birçok proseste, çözünabilirliği dağılıbilirliği arttırmak için, suda çözünmeyen materyalleri süspanse hale getirmek için, proseste yardımcı diğer malzemeleri ürünle uyumlu hale getirmek için bu maddeler kullanılmaktadır. Tekstil endüstrilerinde non-iyonik yüzey aktif maddeler yaygın bir şekilde kullanılmaktadır [66]. Genel olarak kullanılan tipleri, daha çok sabun (yağ asitlerinin alkali metal tuzları) olarak bilinen karboksilatlar, sülfonatlar, sülfatlar ve fosfatlardır. Kullanılan prosese bağlı olarak atıksulardaki yüzey aktif madde konsantrasyonu çok farklı konsantrasyonlarda bulunabilirler. Çalışmalarda rapor edilen bazı konsantrasyonlar, ipek ve likra baskı tesislerinde yaklaşık 15 mg/L, 800 mg/L'ye yün yıkamada, 2000 mg/L'ye haşıl sökme atıksularında çıkabilmektedir [50, 65].

Atık sularda bulunan bu yüzey aktif maddeler, tekstil atıksularının hem biyolojik olarak hem de biyolojik olmayan metotlarla arıtılmalarını önemli ölçüde etkilemektedir. Atıksulardan yüzey aktif madde giderimi hem çok zor hem de çok pahalıdır [50].

pH

Tekstil endüstrisi atık sularının pH'sı genel olarak yüksek olmakla birlikte 2-12 arası gibi çok geniş bir aralıkta olabilmektedir. Boya çeşidine bağlı olarak boyamada kullanılan asitler ve alkali kimyasallar çıkış atık suyunun pH'ını değiştirmektedir. Bununla birlikte ağartma, haşıl sökme, yıkama ve mersevizasyon işlemlerinde bol miktarda alkali kimyasallar kullanılmaktadır [50].

3.4. Tekstil Endüstrisi Atık Sularının Arıtım Metotları

Tekstil endüstrisi, endüstride temel su tüketicileri ve önemli kirletici kaynaklarıdır. Tipik tekstil ünitesi büyüklük ve kalite bakımından çeşitli türde atık su oluşturmaktadır. İlk başta kullanılan fazla miktardaki suyun sadece çok az kısmının üründe yer alması ve sonuçta

üründe kullanılamayan suyun büyük hacimlerde çıktı olarak oluşması, en uygun arıtma tipinin belirlenmesini zorunluluk haline getirmiştir [67].

3.4.1. Fiziksel arıtım

Tekstil atık suyunda fiziksel arıtım yöntemleri, ayırma ve dengeleme, adsorbsiyon, filtrasyon sistemleri, iyon değişimi olarak aşağıda açıklanmıştır.

Ayırma ve dengeleme

Tekstil endüstrisinde; modanın değişmesi, mevsimsel değişim, ihracat talepleri gibi dış etkenler dahi üretim sonucunda ortaya çıkan atık miktarını ve su sarfiyatını günlük bazda etkilemektedir. Gün içerisinde bile değişiklik gösterebilen debi, pH, sıcaklık ve kirletici yükündeki farklı salınımların oluşmasını engelleyebilmek için depolanması dengeleme tanklarında olması gerekmektedir. Böylece havalandırma ve karıştırma işlemleri ile diğer kirletici yüklerinin ve kötü kokunun gideriminin azalması sağlanmaktadır [68].

Adsorbsiyon

Çözülmüş organik maddelerin biyolojik olarak ayrışamayanları için, adsorpsiyon kademesi uygulanmaktadır. Tekstil boyama atık sularındaki reaktif boyaların gideriminde en uygun ve en verimli adsorban aktif karbon adsorpsiyonudur [69]. Mısır koçanı, pirinç kabuğu, tahta, ağaç kırpıntıları gibi doğal adsorbanlar boya giderim uygulamalarında yer almaktadır ancak etkinliği asit boyalara nazaran bazik boyalar üzerinde daha fazladır [68]. Aktif karbon temel arıtma yöntemlerinden sonra son işlem olarak uygulanmaktadır. Son işlem olarak aktif çamur sisteminde havalandırma havuzuna da ilave edilmektedir. Aktif çamur sistemine ilave edildiğinde aktif çamurun organik madde giderme verimini de etkilemektedir. Ancak maddenin pahalı olması kullanımında geri kazanma yöntemlerini ön plana çıkarmaktadır [70].

Filtrasyon sistemleri

Boyahane atık suları, fazla miktarlarda organik madde ve tuz içermektedir. Tuz konsantrasyonu fazla olan çözeltiler, elyafa boyarmaddeyi iyi bağlasıyla adsorbesi iyi olur olurlar, boya banyolarında fazla miktarlarda tuz kullanımını gerektirirler. Tuz oranı fazla

olan atık suların arıtılma güçlüğü nedeniyle atıksuya karışan tuzun kaynağında ayrılması gerekmektedir. Bu ayırma şekline uygun en iyi arıtım membranlardır [71].

Membran prosesler, boyama da kullanılan kimyasalların, elyafa geçmeyen boyarmaddelerin ve suyun yeniden kullanımı için uygulanmaktadır. Konsantre akım ve arıtılmış su akımı olmak üzere membran proseslerde iki akım çıkışı vardır. Konsantre akım kirletici ileri arıtmaya tabi tutulmakta ya da alıcı ortama deşarj edilmekte iken arıtılmış su tekrar kullanılmaktadır. Boyanın sınıfı, teknoloji seçimi ve istenen çıkış akımı kalitesine göre membran proseslerle boyarmadde giderimi değişmektedir [72]. Elektrodializ, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz gibi dört çeşit membran ayırma prosesleri vardır [73].

Çapraz akışlı filtrasyon tekniği ters osmoz ve ultrafiltrasyon proseslerinde kullanılmaktadır. Filtrasyon basınçlı ortamlarda çalışan membranların içerisinde uygulanmaktadır. Uygun bir membran yöntemiyle temiz su atık sudan uzaklaştırıldığında, temiz su tarafından osmotik basınç dengeye gelene kadar safsızlık olan yöne doğru devam etmektedir. Membran sistemleri ile boyaların devamlı olarak arıtılması ve atık sudan ayrılmasını mümkün kılmaktadır. Diğer yöntemlere göre üstün özelliği beklenmedik bir kimyasal etkiye, sistemin sıcaklık değişimlerine ve mikrobiyal aktivitelere karşı dirençlidir. Ters osmoz membranları çoğunlukla %90'ın üzerinde verim elde edilmektedir. Boyarmaddeler bir basamakta giderilmiş olmaktadır. Fakat ozmotik basıncın yüksek olması uygulamaları sınırlandırmıştır [74]. Membran filtrasyonu, düşük konsantrasyonlarda boyarmadde içeren tekstil atık suları arıtılarak geri kazanımını mümkün kılmıştır [75]. Membran teknolojileri, atık bertaraf problemlerine neden olması, maliyet yüksekliği, membranın tıkanması gibi dezavantajlara da sahiptir [76].

İyon değişimi

İyon değiştirme, fiziksel ve kimyasal bir işlem olarak çözeltideki iyonların katı yüzeye ya da katı yüzeydekenden çözeltiye geçirilen işlemler bütünüdür. İşlem basit olarak çözelti içindeki iyonlar elektrostatik güçlerle tutulaniyonlarla katı bir yüzeyde yer değiştirilmesidir [77]. Katyon değiştirici olarak $-SO_3H-$ içeren sentetik polimerik bileşikler, anyon değiştirici olarak sentetik reçine aminleri kullanılmaktadır. Reaksiyon, iyonun aktif

merkezleyer değiştirmesine dayananır [78]. Atık su, iyon değiştirici reğineler üzerinden geğer. Bu sayede atık sulardaki anyonik ve katyonik boyalar uzaklaştırılabilir [76].

Tekstil atık sularının iyon değiştirici sistemle arıtımı yaygın olmayan sistemdir çünkü iyon değiştiricilerle arıtılan boya sınıfının az olduğu dūřuncesidir. Organik çözücülerin oldukça pahalı olması sistemin maliyetini artırmaktadır. Bu yöntem dispers boyalar için etkili değildir [76].

3.4.2. Biyolojik arıtım

Boyar madde giderimi kimyasal ve fiziksel yöntemlerle gerçekleştirilebilmektedir. Fakat fizikokimyasal yöntemlerde kullanılan malzeme ya da kimyasallar oldukça maliyetli olup bertaraf problemleri ortaya çıkaran büyük miktarda konsantre çamur ortaya çıkarmaktadırlar. Bu sebeple, özellikle büyük hacimli atık sulardaki boyar maddelerin hem verimli hem ekonomik bir şekilde giderimi için biyolojik sistemlere ihtiyacı vardır [79]. Tekstil endüstrisi atık sularında 3-4 arasında değişen KOİ/BOİ₅ oranları bu atıksuların biyolojik olarak zor ayrışabilir olduğunu göstermektedir [80].

Ayrıca boyar maddelerin dayanıklı ve uzun süre kalıcı olarak sentezlenmeleri nedeniyle biyolojik olarak indirgenmeleri zor olmaktadır. Boyar maddelerin biyolojik olarak indirgenebilmesindeki en önemli husus boyar maddelerin kimyasal yapılarıdır. Tekstil endüstrisinde kullanılan boyar maddelerin büyük bir çoğunluğunu azo boyar maddeler oluşturmaktadır. Bu nedenle yapılan çalışmalar azo boyalar üzerine yoğunlaşmış olup azo boyaların yapısındaki azo bağlarının kırılması ve renk giderimi için anaerobik ve aerobik şartlarda çalışmalar literatürde oldukça fazladır.

Anaerobik sistemlerle biyolojik arıtım

Anaerobik arıtma, organik maddelerin oksijen yokluğunda anaerobik mikroorganizmalar yoluylaparalara ayrılmasıdır. Anaerobik parçalanmada birinci aşama, katı organik maddelerin, sistemdeki bakterilerin enzimlerle, hidroliz yapılarak çözünebilir, basit organik maddeler haline getirilmeleridir. Bu ürünler daha sonra asidojenik bakteriler tarafından kullanılır ve karbon dioksit, moleküler hidrojen ve asetik asit ortaya çıkar. Son basamakta metanojenik bakteriler tarafından asetik asit ve karbondioksit metana

dönüştürülerek gaz olarak ortamdan uzaklaştırılır. Bu arıtma, genelde organik kirliliği yüksek olan atık suların arıtılmasında kullanılmaktadır [81]. Anaerobik şartlarda renk giderimi, ya enzim yardımıyla biyolojik parçalanma ya da redoks potansiyeli azalmasıyla indirgenme reaksiyonu sonucu oluşur. Fakat renk giderimi sonucunda toksik bileşikler oluşması, çıkış suyunu oksijenle teması sonucunda rengin geri gelme ihtimali dezavantajlarıdır. Aerobik yöntemlerden farkı oksijene gereksinim duymamaları, metan gazı çıkışı ve çamur oluşumunun az olması gibi avantajları vardır [82].

Literatürdeki birçok çalışmada, azo boyaların anaerobik biyoproseslerle biyolojik olarak parçalanması ve renksizleştirilmesinin mümkün olduğu gösterilmiştir. Azo boyaların indirgenmesi genel olarak fermentasyon bakterileri tarafından gerçekleştirilmekle birlikte yapılan çalışmalarda farklı bakteri gruplarıyla, anaerobik koşullar altında azo boyaların başarılı bir şekilde gerçekleştirildiği rapor edilmiştir [83, 84].

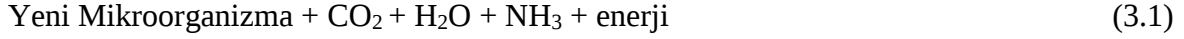
Azo boyaların indirgenmesi, elektron vericisinin oksidasyonu sırasında oluşan elektronlar ile son elektron alıcısı olarak görev yapan azo boyadaki azo bağının kırılması şeklinde gerçekleşmektedir. Anaerobik şartlar altında gelen olarak yüksek renk giderim verimleri elde edilmektedir. Yapılan çalışmanın çoğunda %70, bazı çalışmalarda ise oran %100 renk giderim verimleri elde edilmiştir [85].

Anaerobik olarak renk gideriminde kullanılan boyar madde, elde edilen verimi etkilemektedir. Aynı çalışma şartlarında farklı boyar maddeler için farklı renk giderim verimleri elde edilebilmektedir [85].

Aerobik sistemlerle biyolojik arıtım

Aerobik parçalanma, mikroorganizmaların yaşamlarını idame ettirmeleri için oksijen bulunan ortamda organik ve inorganik maddeleri oksitlemeleridir. Çözünmüş oksijen bulunduğu mikroorganizmalar, karbonlu bileşikler oksitleyerek H₂O ve CO₂'ye dönüştürürler. Azotlu bileşikler, başlangıçta amonyağa, sonrasında nitrata dönüştürülür. Aerobik ortamda biyolojik parçalanma sürecini aşağıda verilen Eş.3.1 ile açıklamak mümkündür [89].

Organik Madde + Mikroorganizma + O₂ + Besin maddesi



Askıda büyüme ve bağlı büyüme prosesleri olmak üzere iki kısma ayrılır. Askıda büyüme prosesleri havalandırılmalı lagünler, oksidasyon hendekleri, stabilizasyon havuzları ve havalandırılmalı lagünler, aktif çamur sistemleri ile örneklendirilebilir. Damlatılmalı filtre ve biyodisk üniteleri ise bağlı büyüme aerobik proseslerdir. Aktif çamur sistemleri en yaygın olarak kullanılan biyolojik arıtım metodudur [90].

Özellikle azo boyalar gibi bazı sentetik boyalar konvansiyonel aerobik yöntemlerle ayrıştırılamamaktadır. Azo boyaların aerobik biyodegradasyona karşı dirençli olmasının nedeni azo boyar maddeler gibi sentetik boya malzemelerinin, dış kaynaklı etkiler nedeniyle renklerinin soldurmasını önleyecek şekilde üretilmeleridir. Azo boyar maddelerin aerobik şartlarda mikrobiyal parçalanmasının zor olmasının diğer bir nedeni ise moleküler ağırlıklarının yüksektir ve bu nedenle hücre zarından geçerken zorlanırlar.

Atık su içerisinde reaktif boyar maddeler de azo boyarmaddeler gibi yaklaşık %10'u aerobik biyokütleyle adsorbe olmakta, geri kalan boya ise hiçbir değişime uğramadan aktif çamur tesisinden çıkmaktadır [79]. Aerobik MBR sistemiyle karışık tekstil atık sularından yaklaşık %60-90 renk ve %75-90 KOİ giderimi yapılabilmektedir [44].

Aerobik koşullar altında hidroksil ($\text{OH}^\cdot$) grubunun ayrılması ve halkanın kırılması ile aromatik bileşikler parçalanabilmektedir. Aerobik mikroorganizmalar anaerobik reaktörde ayrışmadan kalan diğer organik maddelerin yanı sıra aromatik aminleri de karbon kaynağı olarak kullanabilmektedir. Bu yüzden anaerobik arıtma sonucunda oluşan ve muhtemelen toksik ve kanserojen olan aromatik aminlerin nihai ayrıştırımı aerobik koşulların sağlanması gerekmektedir. Literatürdeki çalışmalarda tekstil atık suyunun anaerobik/aerobik sistemle arıtılmasının renk, KOİ ve aromatik amin giderimi açısından kullanılabilir olduğu bildirilmiştir [91].

Ancak azo boyar maddesinin çeşidine bağlı olarak aerobik kademede bazen ara ürünler yeniden polimerize olarak renkli yeni ürünler oluşabilir. Bazı boyaların (ör: Remozal Black 5 ve RemazolViolet 5) anaerobik kademede oluşturduğu aromatik aminler ise aerobik kademede dahi giderilememektedir [85].

Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon; biyokütle birikimi veya kimyasal maddelerin mikrobiyal biyokütlesayesinde adsorpsiyonu olarak izah edilmektedir. Maya ve mantarlar, ölü bakteriler boyarmadde atıksularından renk giderilmesinde kullanılmaktadır [90]. Doğal veya kontrolsüz biyosorpsiyon, genellikle aktif veya pasif taşınım mekanizmasının kombinasyonudur. Biyosorpsiyon prosesinin avantajları, yüksek seçicilik ve verimlilik, prosesin düşük maliyetli oluşu, giderim performansının oldukça iyi olması, rejenerasyon maliyetinin düşük olması, proses ekipmanlarının kolaylıkla elde edilebiliyor olması, biyosorbent materyallerin doğada bol miktarda bulunmasıdır. Biyosorpsiyon proseslerinde ölü mikrobiyal hücrelerin kullanımı, atık su arıtımı için daha avantajlıdır. Çünkü ölü organizmalar toksik atıklardan etkilenmezler, sürekli nutrient gereksinimi duymazlar ve çeşitli işlemlerle rejenere edilerek yeniden kullanılabilirler [92]. Tekstil boyarmaddelerinin kimyası geniş bir yelpazeye sahip olduğu için mikroorganizmalara boyarmaddenin ve mikrobiyal kütlenin kimyasına bağlıdır. Bu amaçla kullanılan mikroorganizma boyarmaddeye bağlı olarak farklı bağlanma hızlarına sahiptir. Boyarmaddeler içeren atıksular çok toksik olduğundan dolayı biyosorpsiyon yöntemi avantaj sağlamaktadır [76].

3.4.3. Kimyasal arıtım

Tekstil endüstrisi atık sularının kimyasal olarak arıtımı yıllardır kullanılmaktadır. Çünkü atık su kalitesindeki değişiklikler uygulanan doz veya kimyasallarla tolere edilebilir [93]. Tekstil sanayi atık sularının arıtılmasında kullanılan kimyasal yöntemler arasında koagülasyon ve flokülasyon, kimyasal oksidasyon prosesleri, ileri oksidasyon prosesleri gösterilebilir [94].

Kimyasal koagülasyon-flokülasyon ve çöktürme yöntemi

Kimyasal koagülasyon, ana, ön ve son arıtma yöntemi olarak boyama tesislerinden çıkan atık su arıtımı için uygulanmaktadır. Bu işlemde, suya kimyasal maddeler (koagülantlar) ilave edilerek çökelme özelliği iyi olmayan ince süspanse maddelerin (kolloidlerin) birleşerek daha iyi çökebilen floklar oluşturması istenir. Kimyasal çöktürme yöntemi ile yağ-gres, krom, renk ve organik maddeler, askıda katı maddeleri arıtılabilmektedir. Tekstil sanayi atık sularının kimyasal çöktürmeyle arıtılması konvansiyonel, yumaklaştırma,

çökeltme ve hızlı karıştırma düzeninde gerçekleşmektedir. Başlıca kimyasallar Kalsiyum Hidroksit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), Demirklorür (FeCl_3), Demirsülfat (FeSO_4), Kalsiyumklorür (CaCl_2) bulunmaktadır. Her koagülant için pH değeri en fazla çökelmenin olduğu değer olarak belirlenmelidir. Çökeltme verimi için polielektrolit uygulaması yaygın olarak kullanılır. Tekstil atık sularında kimyasal çöktürme, dispers ve vat boyaların neden olduğu rengin giderilmesi açısından ilk sıralarda yer almaktadır. Reaktif ve bazı asidik boyalar için %20 arıtım verimi gerçekleştirilir [95].

Bu yöntemin dezavantajı, sistemin inşaat ve kurulum aşamasından ziyade; çamur bertarafı ve floklaşma maddeleri için ortaya çıkan işletme masraflarının yüksek olmasıdır.

İleri oksidasyon prosesleri

İleri oksidasyon prosesleri (AOP); çeşitli tepkimelere sahip olan sistemlerin kullanıldığı, hidroksil radikal üretimine dayalı; benzer kimyasal özellikleri olan sistemler şeklinde bilinmektedir. OH radikali farklı yollarla üretilebildiği için AOP çok yönlüdür [96, 97]. Bu prosesler genel olarak ortamın sıcaklığında ve basıncında kuvvetlidir. Kısa elektrofilik karakterli bir oksidan ($\text{OP} = 2,8 \text{ eV}$) özelliğine sahip hidroksil radikali ($\bullet\text{OH}$) hem üretimi hem de kullanımını gerektirmektedir [98]. Hidroksil radikali gerek fotokimyasal ve gerekse fotokimyasal olmayan yollarla üretilebilmektedirler. Bu prosesler endüstriyel kaynaklı bir atıksuyun toksisitesini azalttığı gibi biyolojik arıtılabilirliğini arttırır. İleri oksidasyon prosesleri arasında UV oksidasyon prosesleri ve ozonun çeşitli kombinasyonları ve fenton yer almaktadır [99].

UV oksidasyon yöntemi

En yaygın kullanılan ticari UV prosesleri, H_2O_2 ve O_3 içeren klasik oksidantların UV ile fotokimyasal ayrışması sayesinde hidroksil radikallerinin üretimini kapsamaktadır. Çeşitli organik maddelerin oksidasyonunda UV etkisi çözülmüş oksijenle Eş 3.2'ye göre O_2^- iyonu oluşumuna dayandırılmaktadır.



O_2^- ise; Eş 3.3, 3.4, 3.5, 3.6'ya göre H_2O_2 oluşturmaktadır.



Ayrıca H_2O_2 , UV ile önemli oksitleyici etkiye sahiptir [100].

H_2O_2 /UV oksidasyon yöntemi

Boyarmaddeler, ortam da H_2O_2 bulunduğunda UV ışığı ile H_2O 'ya ve CO_2 dönüştürülür. Parçalanma uygun konsantrasyonlardaki OH radikalleriyle gerçekleşir. Yani UV ışığı H_2O_2 'i etkinleştirerek Eş.3.7'de görüldüğü gibi hidroksil radikaline ayrışmasını sağlamaktadır.



H_2O_2 /UV arıtma yöntemine etki eden faktörler; boya banyo dekompozisyonu, hidrojen peroksit konsantrasyonu, pH, UV radyasyonunun şiddeti, boyarmadde yapısıdır. Genellikle pH değeri 7'de dekolorizasyon daha iyidir. Yüksek radyasyon şiddetlerinde optimal hidrojen peroksit konsantrasyonu farklı boyarmadde sınıfları için değişmektedir. Eğer boya banyoları oksidasyon temsilcisi bulundurmuyorsa peroksidin oksidasyon potansiyeli de artmaktadır [101].

Boyarmadde içeren atık suların fotokimyasal yöntemler kullanılarak arıtılmasının atık çamur oluşmaması ve kokuya sebep olan maddelerin önemli derecede azaltılması gibi avantajları vardır [79].

UV/ O_3 oksidasyon yöntemi

Ozon UV ışını altında Eş.3.8'e göre



oluşturarak etkili olmaktadır. Bu tepkimelerin önemli bir dezavantajları sudaki bikarbonat gibi radikal harcayan iyonlardır ve alkalinitenin giderilmesi gerekir [45].

Hidrojen peroksitin fotolizi çok yavaştır. Reaksiyonlar esas olarak O_3 ile H_2O_2 arasında gerçekleşmektedir [104]. Bu oksidasyon sistemleri, ozon ve UV ışığının yüksek üretim maliyetleriyle birlikte fazlaca teknik uzmanlık gerektirmektedir.

O_3/H_2O_2 oksidasyon yöntemi

Bu yöntemle H_2O_2 ozonun etkinliğini arttıran şekilde kullanılır ve ozonun $\bullet OH$ radikallerine ayrılmasını hızlandırır. Asidik ortamda H_2O_2 , ozon ile reaksiyon gerçekleşirken yüksek pH'da ise ozon, $\bullet HO_2$ oluşturur. Bu durumda renk giderim etkinliği artar ancak atık suda ilave bir kirlilik yükü meydana gelmektedir. H_2O_2 reaksiyonda temelken aynı zamanda yüksek dozlarda reaksiyonu bozacak şekilde etkilemektedir. Prosesin reaksiyon Eş.3.9'da verilmektedir [99].



H_2O_2/O_3 kombinasyonu ile renk giderimi mavi dispers boyarmaddeler ve metal-kompleks için iyi bir giderimdir. Ancak kırmızı ve asit dispers boyarmaddelerin gideriminde ve metal-kompleks, reaktif boyarmadde karışımlarının gideriminde de çeşitli problemler bulunmaktadır [105].

Fenton prosesi

Bu proses, oksidasyon ve koagülasyon proseslerinin avantajlarını aynı anda içermektedir. Fenton oksidasyon prosesi pH ayarlama, çöktürme, nötralizasyon ve oksidasyon reaksiyonu ve koagülasyon olmak üzere dört evre de meydana gelmektedir [106].

Asidik koşullarda Fe^{+2} iyonu ile hidrojen peroksitin reaksiyonuna dayanmaktadır. Bu reaksiyon sonucunda en güçlü oksidanlardan biri olan hidroksil radikali üretilmekte ve organik madde oksidasyonunda kullanılmaktadır [107]. Bu yöntemle yüksek oranda renk, $KOİ$ ve toksisite giderimi yapabilmektedir. En önemli dezavantajı, kirleticinin çamurda tutulması ve bertarafı zor olan bir kirliliğin oluşmasıdır [108].

Kimyasal oksidasyon

Kimyasal oksidasyon; bir kimyasal oksidant yardımıyla tehlikeli bileşiklerin, tehlikesiz ya da daha az toksik bileşiklere dönüştürülmesi işlemidir. Oksidant (yükseltgen) olarak potasyum permanganat (KMnO_4), hidrojen peroksit (H_2O_2), ozon (O_3) ve klor (Cl_2) gibi oksitleyiciler kullanılmaktadır. Sıcaklık ve ürün konsantrasyonları, reaktanlar, kataliz varlığı, pH gibi değişkenler oksidasyonun derecesini etkileyen en temel faktörlerdir.

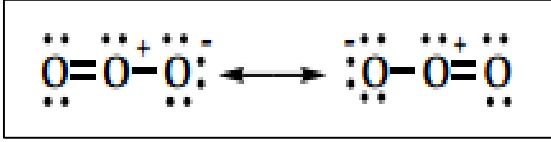
Kimyasal oksidasyonun çoğunlukla etkili olduğu alanlar; demir, mangan giderimi, renk giderilmesi, koku ve tat giderilmesi ve alg kontrolü dezenfeksiyon, siyanür-sülfür giderilmesi, amonyak giderilmesi ve korozyon kontrolü gibi alanlardır. Atık sularda renk giderimi amacıyla genellikle ozon, klor veya hipokloritler, klordioksit ve H_2O_2 kullanılır.

Ozonlama

Ozon; havadan daha ağır olup, soluk mavi renktetereaktif ve kararsızdır [88, 115, 129]. Saklanamaz ve taşınamaz o nedenle gerekli olduğu zaman ve yerde üretilmelidir. Düşük konsantrasyonlarında bile toksiktir. Dünya’da stratosferde 5 ile 10 ppm arasında doğal yolla oluşmaktadır ve gezegen ile gezegen içerisinde bulunan canlıları 290-320 nm dalga boyundaki UV ışınlarının zararlarından korumaktadır [88, 129].

Ozon (O_3) oksijenin üç atomlu 2,07 V oksidasyon potansiyeline sahip bir allotroptur. Bu değer oksidasyon potansiyeli iyi olan hidrojen peroksitten (1,77 V) daha fazladır. Ozonun yarı ömrü 20°C’de 20 dakika suda, 3 gün havadadır. Sudaki ozon çözünürlüğü ozon konsantrasyonu ve sıcaklık ile doğru orantılıdır [144].

Ozon 3 adet oksijen atomundan meydana gelmekte ve her bir rezonansı tekli ve ikili bağlardan oluşmaktadır. Tekli bağ daha zayıftır ve serbest radikallerin oluşumuna neden olmaktadır. Çift bağ daha güçlü olmakla beraber reaktif özelliğe sahip değildir. İki rezonans yapısı arasındaki dönüşüm oldukça hızlı olduğundan ozon yapısı iki rezonans yapının karışımından meydana gelmektedir. Şekil 3.1’de ozonun rezonans yapısı gösterilmiştir [145].



Şekil 3.1. Ozonun rezonans yapısı [145]

Ozon oldukça kuvvetli bir oksidan olup, oksidasyon etkisini Eş.3.10 çerçevesinde gerçekleştirir.

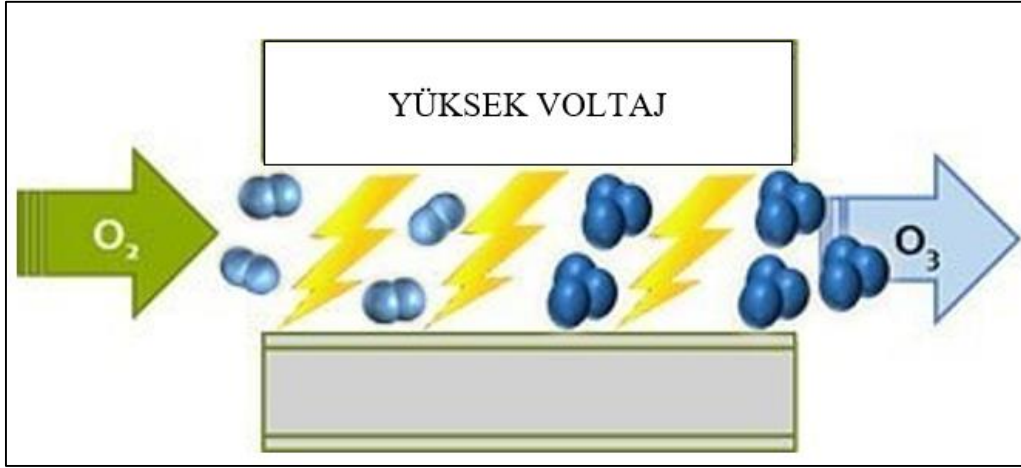


Ozon hidroksil radikalinden daha zayıf olduğundan dolayı seçici bir oksitleyicidir. Bu nedenle birçok oksidasyon reaksiyonunun gerçekleşmesinde kullanılan bir oksitleyicidir [110].

Ozon oluşumu

Ozon (O_3), oksijen (O_2) molekülünün oksijen atomlarına ayrıldıktan sonra başka bir oksijen molekülüyle birleşmesi sonucu oluşur. Oksijen molekülünü parçalamak için ihtiyaç duyulan enerji kaynağı ticari olarak üretilebilir ya da doğal olaylardan oluşur. Ozon elektrolizle, radyokimyasal reaksiyonlarla veya fotokimyasal reaksiyonlarla, oksijenin gaz ortamına elektrik deşarj edilmesiyle elde edilebilir. Ultraviyole, şimşek çakması, güneş ışığı ve tabii olarak ozon oluşumuna yol açabilecek kaynaklardır [109].

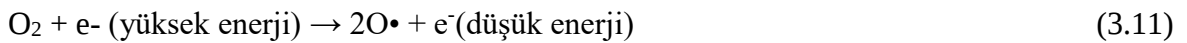
Endüstriyel olarak ozon üretimi için başlıca iki metottan birincisi 185 nm’de ultraviyole ışığı, ikincisi CoronaDischarge olarak bilinen çeşitli uygulamaları bulunan dielektrik yöntemidir [86, 87]. Şekil 3.2’de coronadischarge tekniği ile ozon üretim şeması verilmiştir.



Şekil 3.2. Coronadischarg metoduyla ozon üretimi [102]

Bu metotta; ozon, jeneratör içerisinde hava veya oksijen gazı beslenmesiyle üretilmektedir. Ozon jeneratörü içerisinde, yüksek elektrik yükü depolayan coronadischarg (korona-boşalım) elemanı vasıtasıyla oluşan elektrik boşalımıyla oksijen ozona dönüştürülmektedir [86, 87].

Ozon jeneratörünü Siemens tarafından coronadischarg yöntemine dayanarak 1857 yılında bulunmuştur. İlk cam tüpün dış içteki ikinci cam tüpün içi kalayla kaplanmıştır. Dairesel alanda hava sirküle olmaktadır. Bu teknolojiye daha sonrasında, kullanılan havanın soğutma suyunun döngüsel olarak soğutulması tekniği ilave edilmiştir. Böylece sıcaklıktaki artış oranı düşüş göstermiş ve ozon bozulma oranı düşmüştür. Oksijen molekülleriyle reaksiyona giren radikaller sayesinde ozon oluşmaktadır [88]. Ozon oluşum basamakları Eş.3.11 ve Eş.3.12’de gösterilmiştir.



Tekstil endüstrisinde ozon kullanılarak arıtım gerçekleştirilebilir [111]. Bazı uygulamalarda yüksek oranda KOİ giderimi de elde edilmiştir. Burada yüksek bir kararlılığa sahip ozon oksitleyici olarak kullanılmaktadır. Uygulanması gereken ozon dozajı, atıksudaki renk ve KOİ konsantrasyonuna göre değişmekte olup aynı şekilde uygulama süresi de bu parametrelerin değişimine bağlıdır [53]. Genel anlamda pH ve sıcaklık artışıyla ozonlama veriminin arttığı belirtilmiştir [112]. Tekstil atık suyu ozonlama

prosesiyle renk değişkeni giderimi, suyun yeniden kullanımı için renk değarj standartını sağlamak ve suyu biyolojik arıtmaya hazırlamak için kullanılır [111].

Ozonlama prosesinin avantajları [103, 133];

- Ozonlama sisteminin işletme masrafları yüksek değil ilk yatırım maliyeti yüksektir
- Diğer arıtım yöntemlerine göre ozon üretimi için gereken enerji fazla değildir.
- Arıtma da kullanılan kimyasallara göre ozon daha fazla reaktif ve oksittir.
- Ozonun dezenfektan özelliği diğerlerine greok daha iyidir.
- Ozonlamayla organik ve inorganik kirleticiler suda zararsız veya daha az zararlı bileşiklere ayrıştırılmaktadır. Bileşikler konvansiyonel metotlarla kolaylıkla ayrıştırılabilmektedir.
- Klorlama sonucu oluşanklorlu hidrokarbonlar, klorofenoller ve kloraminler gibi zehirli maddeler ve zararlı reaksiyon ürünleri oluşmamaktadır.
- Ozonlama da çamur oluşumu yoktur.

Ozonlama prosesinin dezavantajları [103, 133];

- Ozonlamanın kurulum maliyeti yüksektir.
- Ozonlama prosesi tek şekilde kullanıldığında ekonomik değildir. Fakat kompleks atık su arıtma tesislerinde kullanılabilmektedir.
- Ozonlama prosesinin verimi su kalitesine bağlıdır. Yüksek konsantrasyonlarda ozon tüketimi artmakta, verim azalabilmektedir.
- Ozon kararsız olduğu için depo edilemez ve taşınamaz, yerinde üretilmesi gerekmektedir.

Ozonlama sonucunda biyolojik oksijen ihtiyacı artar ve KOİ büyük oran da azalır. Çoğu boyarmaddenin içeriğinde kükürt klorür ve klor bulunduğundan dolayı parçalanma ürünleri genellikle toksik olabilmektedir. Ozonlamanın en önemli dezavantajı yarı ömür kısalığıdır. Atık suda dikkatli pH kontrolünde ozonun bozunması hız kazanır. Ozonlamanın kısa yarı ömür nedeniyle sürekli olması gereklidir ve maliyetli bir yöntemdir. [76].

Sodyum hipoklorit (NaOCl)

Sodyum hipoklorit'in (NaOCl) granül, toz ve sıvı olarak bulunur. Çamaşır suyu sodyum hipoklorit ile üretilir. Sodyum hipokloritin önemli maddelerinden klor pH'a bağlı olduğundandolayısılu ortamlarda çeşitli bileşenlere ayrışır. Çözeltide pH 5'in üzerinde ise hipoklorik asit (HOCl) ve hipoklor iyonları (OCl) oluşurken pH 5'in altında ise Cl₂ ve suya dönüşmektedir [113].

NaOCl ile oksidasyon işleminin temeli Cl⁺ iyonunun, boya molekülünün amino grubu üzerine saldırısıyla azo bağının parçalanması esasına dayanır. Düşük pH ve yüksek klor konsantrasyonunda renk giderimini artırır. Naftalin halkası üzerine amino süsbtitüe boyaların giderilmesi için uygun bir yöntemdir. Fakat dispers boyalar için uygun değildir. Boyarmadde giderimi için alıcı ortamın olumsuz etkisinden dolayı klor kullanımı azalmaktadır [114].

Hidrojen peroksit

Toksik atıksularının oksidasyonu için fenton ayracı tuzlarıyla aktive edilmiş H₂O₂ kullanılır. Koagülasyon ve ön oksidasyon gibi 2 şekilde gerçekleşir Bu prosesin dezavantajı flokülasyon adımı sebebiyle çamur oluşumudur [76]. Ancak metal kompleks türünde boyalarda bulunan ağır metaller çöktürölmek istendiğinde demir oksit varlığında gerçekleşmektedir. H₂O₂ kullanılıp yapılan arıtımlara göre fenton ayracı avantajlıdır. Farklı boya sınıflar için optimum miktarda H₂O₂ kullanıldığında ve boya banyosunun yükseltengenme potansiyeli H₂O₂'ten büyük olan yükseltgenme maddeleri içermediğinde daha büyük bir renk giderimi içermektedir [114].

Elektrokimyasal prosesler

Elektrokimyasal arıtmada genel olarak koagülasyon, çöktürme, adsorbsiyon, flotasyon ve absorbsiyon prosesleri bulunmaktadır [116]. Elektrokimyasal yöntem çevre dostu ve çeşitli olmasından dolayı atık su arıtımında son zamanlarda öne çıkmaktadır. Proses şekil ve yapı farklılıklarından elektrokimyasal prosesler değişiklik göstermektedir. Tehlikeli bileşiklerin oluşması yöntemin büyük bir dezavantajı ve elektrokimyasal arıtımı sürecinde klororganik

bileşiklerinin oluşması oldukça yüksektir [4]. Renk gideriminde yüksek akım hızlarının azalmaya neden olması başka bir dezavantajdır.

Elektrokimyasal yöntemleri birbirinden ayıran özellik kirleticilerin giderilmesi için kullanılan elektrokimyasal proses şekil ve yapısıdır. Bunu belirleyen ise kullanılan elektrotlar özellikleridir. Elektrokimyasal arıtım yöntemleri ağır metal giderimi, organik madde giderimi ve deflorinasyon, yağ giderimi, fenol ve arsenik giderimi, nitrat giderimi ve arsenik giderimi, renk giderimi, poliaromatik organik kirlilik, askıda katı madde giderimi, lignin ve organik kirliliğin gideriminde kullanılır [32, 117, 118].

Elektrokimyasal arıtmalarda en çok elektrooksidasyon (EO), elektrokoagülasyon (EC) ve elektroflotasyon (EF) prosesleri ayrı sistemler içerisinde ya da birlikte kullanılarak tercih edilebilir. Bu prosesler sayesinde atık su kirleticileri okside, adsorbe ve reaktörde ayrılabilir.

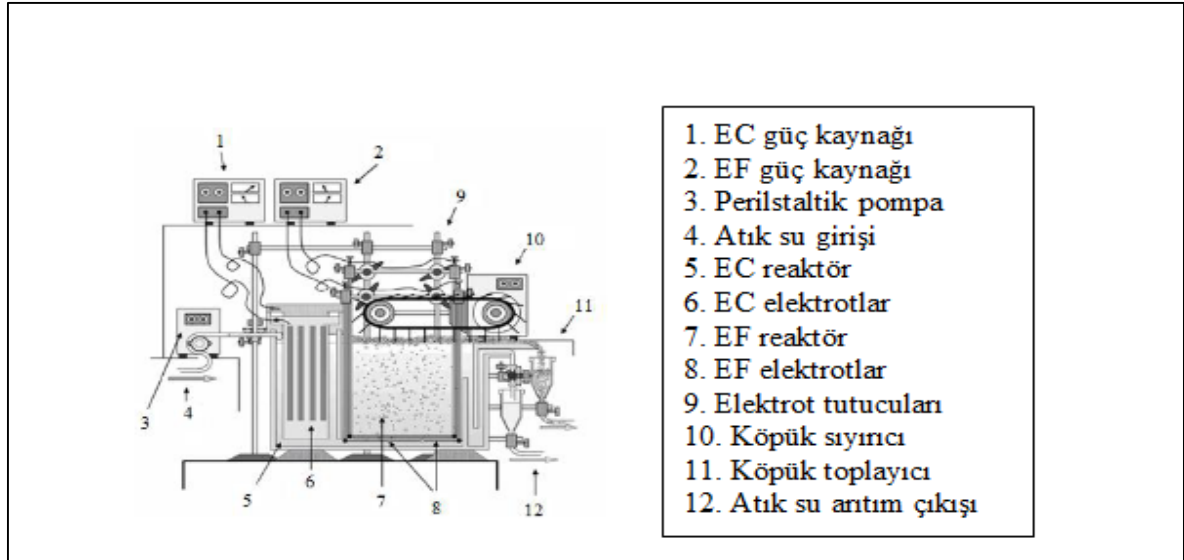
Elektrooksidasyon ve elektroflotasyon proseslerinde, ortamda çözünmeyen, alaşımlardan oluşan (Ti/Ru, Ti/Sn, Pt/Ti/Ir, çelik gibi) elektrotlardan oluşmaktadır [119, 120, 121]. Elektroflotasyon O_2 ve H_2 gibi oluşan gazlarla kirleticilerin ayrılması işlemidir. EO'da, organik madde oksitlenmesi OH. ile gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyonda Al ve Fe gibi elektrotlar kullanılarak kirleticiler adsorplanmaktadır. Oksidasyon, koagülasyon ve flotasyon üçü birlikte EC'de gerçekleşebilirken ötekilerde gerçekleşmemektedir.

Elektroflotasyon (EF) prosesi

EF atık su arıtımında en çok tercih edilen yöntemlerden biridir [122, 123]. Elektroflotasyon, elektrolitik şartlara göre oluşan gaz kabarcıkları (H_2 , O_2 gibi) tarafından kolloidal partiküllerin adsorplanarak su yüzeyine doğru hareket ederek toplanması işlemidir. Bu gazların oluşum tepkimeleri Eş.3.13 ve Eş.3.14'da verilmiştir.



Oldukça yüksek dispersiyona sahip bu kabarcıklar 5-100 μm çapındadır. Elektrot yüzey alanına bağlı olarak kabarcıkların sayısı 10-20 milyon/ cm^2 arasında değişmektedir [124, 125, 126, 127]. Bu işlemin yapıldığı reaktörlere elektroflotatör adı verilmektedir. Elektroflotatör yüzeyinde toplanan yumaklar köpük sıyrıcılar yardımıyla sıyrılarak filtrasyona gönderilir. EF'nin verimi oluşan kabarcık hacim ve sayısı, oluşan kabarcık boyutları ise akım yoğunluğu, elektrot şekil ve cinsine bağlıdır. Akım yoğunluğu, elektrot malzemesi, pH ve sıcaklıkla oynanarak kabarcıkların sayısı ve büyüklüğü kontrol edilebilir ve bu sayede EF'nin hızı arttırılabilir [127]. Şekil 3.3'te EC-EF prosesinin bulunduğu bir sistem şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 3.3. Bir EC-EF prosesinin şematik görünümü [128]

EF yağ-su emülsiyonları, yemek üretim, kağıt, çiftlik, lokanta, metal kaplama atölyeleri, mandıra, konserve, boya, deri endüstri, kimya, atık sularının arıtımında kullanılmaktadır. Ayrıca maden cevherleri ve geri kazanımı, deniz suyundan magnezyum eldesi değerli metallerin eldesi radyoaktif ve zehirli metal atık suların arıtımı, biyoteknoloji de kullanılmaktadır [124, 125].

Elektrokoagülasyon (EC) prosesi

EC'de alüminyum (Al) ve/veya demir (Fe) anot olarak kullanılır. Anot ve katotlarda oluşan hidroliz tepkimeleri tarafından alüminyum veya demir hidroksit flokları ortaya çıkar. Bu şekilde üretilen floklar hızla çökerek veya flotasyonla yüzeyde toplanarak atık sulardaki

kirleticilerin giderimine neden olurlar. EC’de Al veya Fe elektrotlar anotta çözünerek Al^{4+} , Fe^{2+} ve Fe^{3+} iyonları, $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_3$ ve $Fe(OH)_2$ gibi metal hidroksitler ortaya çıkar. Doğru akım güç sağlayıcıları ve doğru akım (DC) da EC prosesleri gerçekleştirilir [130].

EC’nin avantajları [117, 118, 131];

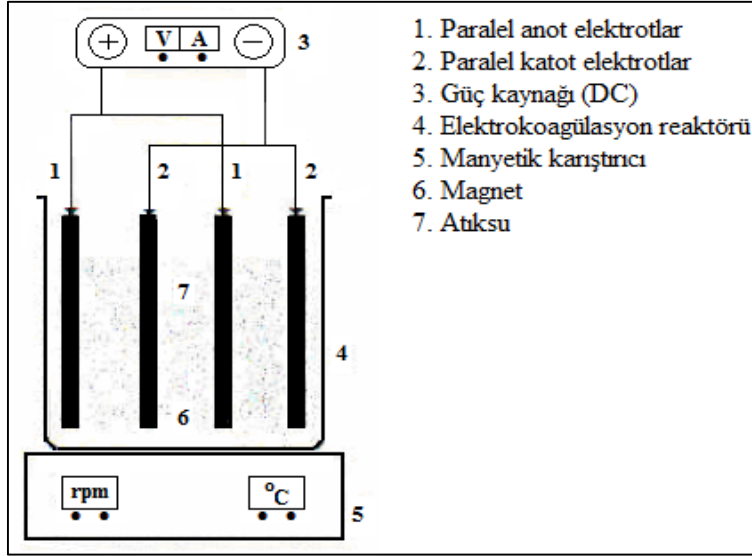
- Basit işletme şartları ve ekipman ve gerekir.
- Arıtılmış suberrak, renksiz ve kokusuzdur.
- Oluşan çamur miktarı azdır ve metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğundan dolayı kararlı hale gelebilir.
- Oluşan kimyasal floklar, asidik ortama direnç göstermez ve süzmeyle ayrılır, daha büyük floklar oluşturulabilir
- Kimyasal arıtmaya göre çözülmüş katı madde muhtevası EC’de azdır.
- EC koloidal parçacıkları giderilebilir.
- EC’denötralizasyon ve ikincil kirlenme sorunu görülmez aşırı kimyasal madde kullanılmadığı için elektrolizle ortaya çıkan gazlar kirleticileri yüzeye taşıyabilir kolay şekilde ayrılmaları sağlanır.
- EC bakımı azdır. Çünkü elektrotlar sabittir ve kontrolü kolaydır.
- EC prosesinde elektrik güneş panellerinden rahatlıkla sağlanabilir.

EC’nin dezavantajları [117, 118, 131];

- Harcanan elektrotların ömrü olduğu için değiştirilmesi gerekmektedir.
- Elektrik kullanım maliyeti pahalı olabilmektedir.
- Prosesin verimliliğini katot üzerindeki oluşumlar düşürebilir.
- Yüksek iletkenliğe sahip atık su çözeltilerinin olması gerekir.

Elektrokoagülasyon teknolojisi

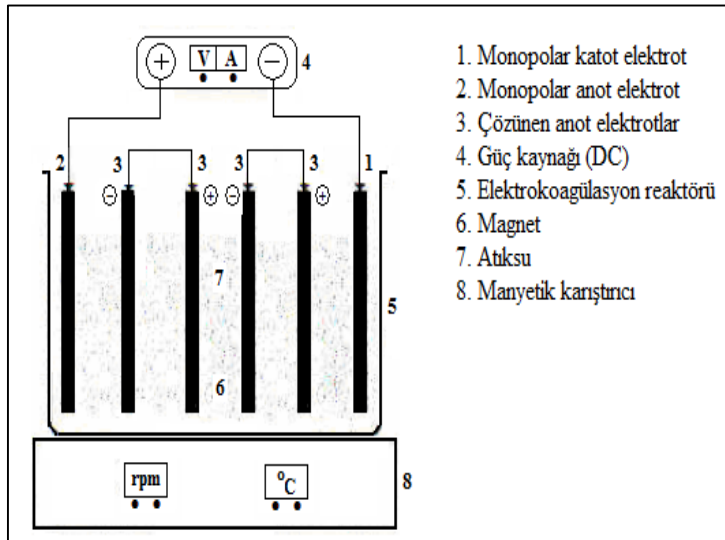
Ec reaktörü anotta oksidasyon katotta pasivasyon gerçekleşmesiyle elektrot içine batırılmış anot ve katotun güç kaynağına bağlanmasıyla materyallerin iyi derecede çözünmesi için elektrot yüzeyi geniş tutulması esasına dayanır. Anot ve katotelektrotlar seri veya paralel bağlanmak suretiyle tek kutuplu (monopolar) reaktörler oluşturulabilir. Paralel bağlı bir monopolar EC reaktörü Şekil 3.4’te görülmektedir [132].



Şekil 3.4. Paralel bağlı monopolar EC reaktörü [132]

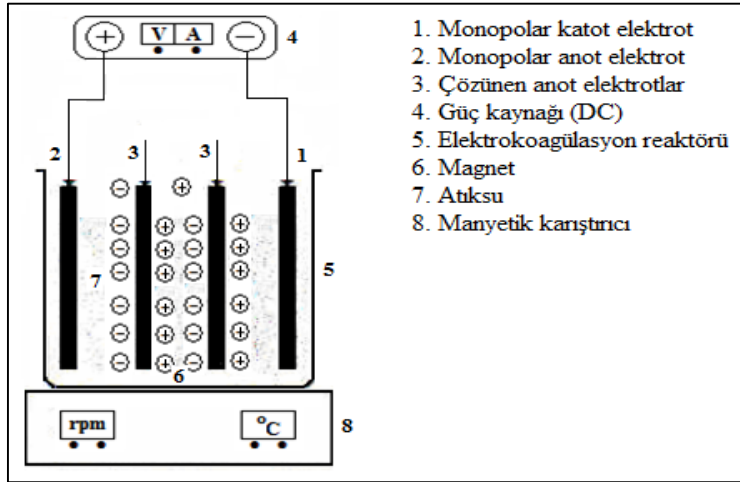
Paralel elektrotlar iki adet paralel iletken metal plakadan oluşmaktadır. Anot tipleri Fe ve Al gibi çeşitli metallerin voltaj değeri ayarlı güç kaynağına bağlanmasıyla akım ayarı yapılır ve süreç gerçekleşir.

Seri bağlı tek kutuplu elektrotlar Şekil 3.5'te gösterilen EC reaktörünü oluşturmaktadır [132]. Bu seri bağlanma şekline monopolar anot ve katot elektrotlar güç kaynağına ve her bir elektrot çifti birbirine bağlanmaktadır. Seri bağlı EC reaktörlerine potansiyel fark uygulanmalıdır her yerde aynı akım değerini yakalamak için.



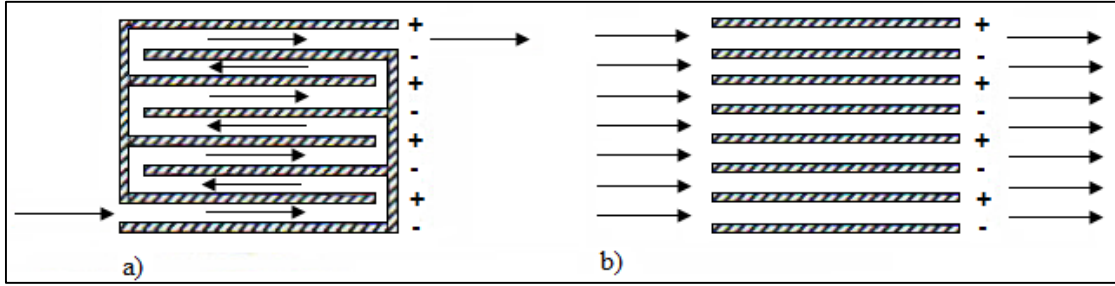
Şekil 3.5. Seri bağlı monopolar EC reaktörü [132]

Elektrotların paralel çift kutuplu (bipolar) bağlanarak oluşturulan reaktör tipi Şekil 3.6’da verilmiştir. Reaktörde monopolar anot ve katot elektrotlar arasında anot elektrotlar yerleştirilir ve akım uygulanır, ortadaki anotun bir yüzü katot bir yüzü anot işlevini gerçekleştirir.[134].



Şekil 3.6. Bipolar elektrotların paralel bağlandığı EC reaktörü [134]

Elektrokimyasal arıtmada Al ve Fe gibi elektrotlar iyon oluşturur ve elektrotların bir tarafında katodik diğer tarafında anodik tepkimeler oluşur. Ortama oluşan bu iyonlar, koagülasyon işlemini başlatmaktadır. Elektrotlardan çözünen iyonlar kimyasal tepkime ile çöktürmeyi meydana getirmekte veya kolloidal maddelerle birleşip EF ile reaktör yüzeyine çıkan flokları oluşturup, elektriksel alandan dolayı yağlar veya sudaki kolloidal partiküller, diğer bileşiklerin ayrılmasını da sağlamaktadır. EC’de anot ve katot tepkimeleri ve ortamda oluşacak serbest radikal türleri, reaktör içindeki su ve bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirebilir. Tüm bu karmaşık EC işleminde kirleticiler atık sularından uzaklaştırılarak arıtım yapılmış olur. Elektrot plakalarının yerleşim şekline bağlı olmak şartı ile EC reaktörü dikey veya yatay olabilmektedir. Plakalar arası boşluklardan su akışı tek kanal veya çoklu kanallar ile sağlanabilmektedir. Şekil 3.7’de tekli (a) ve çoklu (b) kanallardan su akışı gösterilmiştir [118].



Şekil 3.7. Tek ve çoklu kanallardan su akışı a.tekli kanal, b. çoklu kanallar [118]

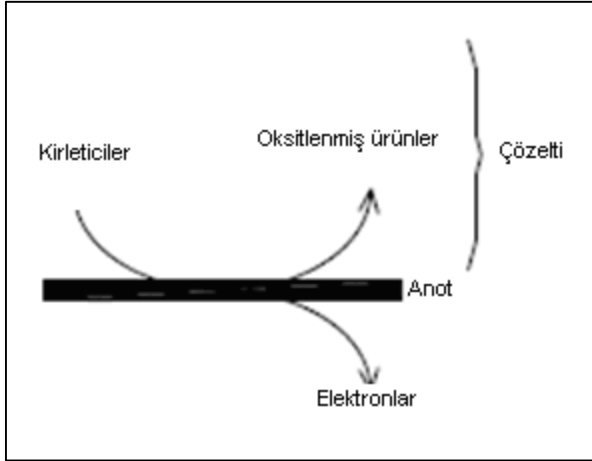
EC reaktörlerinde DC veya AC uygulanmaktadır. DC akım EC teknolojisinde; oksitlenme nedeniyle anot bozunmakta, diğer taraftan ise katotta pasivizasyona neden olan bir oksit tabakası oluşmaktadır. Bu olay EC’de verim kaybına sebep olmaktadır. EC reaktörüne çözünen paralel plaka elektrotlar eklenerek doğru akım kayıpları bir ölçüde azaltılır. Bazı EC işleminde alternatif akım tercih edilmektedir [132].

Elektrooksidasyon (EO) prosesi

Elektrooksidasyon prosesi Pt/Ti, Ni/Ti/Ga, çelik, Ti/Ru/İr gibi elektrotlar kullanılarak ortamdaki kirleticilerin okside olduğu prostestir. [119, 120]. RuO_2 , CO_2O_4 ve MnO_2 üzerine titanyum kaplı anot, grafit ve kurşun anotlara göre çok iyi sonuçlar vermektedir. Dolaylı ve anodik (doğrudan) oksidasyon olmak üzere iki çeşit oksidasyon bulunmaktadır.

Doğrudan yükseltgenme

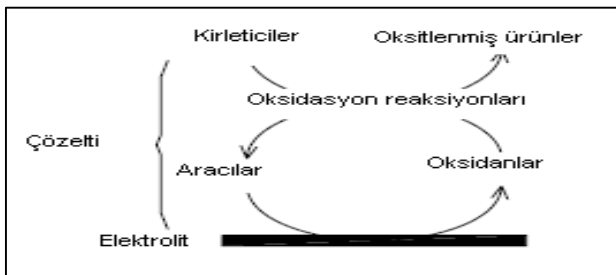
Doğrudan yükseltgenme de giderim, pH’a, organik maddelerin anotta yayılım hızına ve uygulanan akım yoğunluğuna bağlıdır [9, 134]. Kirleticilerin doğrudan oksidasyonu Şekil 3.8’de grafiksel olarak anlatılmış olup çözültiden anot yüzeyine kirleticilerin difüzyonu ve kirleticilerin anot yüzeyinde oksidasyonu şeklinde olmak üzere 2 aşamada gerçekleştirilir [135].



Şekil 3.8. Doğrudan oksidasyon [135]

Dolaylı yükseltgenme

Bu kategorideki en yaygın yükseltgeyici olarak klor ve hipoklorit kullanılır [136, 137]. Atık suda en az 3 g/L klorür iyonu bulunması durumunda kirletici oksitlenmesi başlar. Ancak son ve ara ürünler bu proses kullanımı azaltmaktadır [4]. Kirleticiler elektrokimyasal olarak oluşturulan H_2O_2 ile de oksitlenebilmektedirler. Bu sistemde anot Ti/Pt/PbO₂, Pb/PbO₂ veya katot ve Pt'den gözenekli karbon politetrafloroetilen ve oksijen beslemeli malzemeler kullanılmalıdır. Elektro-Fenton reaksiyonu gerçekleşmesi için demir anodun çözünmesi veya Fe^{2+} tuzları atık suya ilave edilmesiyle yerinde üretilebilmektedir [118]. Dolaylı elektrokimyasal oksidasyon oluşan reaksiyonlar Şekil 3.9'da grafiksel olarak verilmiştir [135].



Şekil 3.9. Dolaylı oksidasyon [135]

Su ve karbondioksit elektrokimyasal proseste son ürün olarak ortaya çıkmaktadır. Atık sulardaki istenmeyen organik bileşiklerin anodik oksidasyon ile elektrooksidasyonu,

Birçok araştırmacıya göre asidik çözeltilerde O_2 , serbest klor ve belki bir miktar O_3 ve klor oksitler gibi 2. oksitleyicilere neden olmaktadır [9, 122]. Orta alkali çözeltilerde ise klorür ve hipoklorit, klor gazına, klorür iyonuna dönüşmektedir. Bunun yanında O_2 , bir miktar H_2O_2 ve belki O_3 oluşabilir. Oluşan bu tepkimeler Eş.3.15, 3.16, 3.17, 3.18, 3.19'da ifade edilmiştir.



Kuvvetli alkali çözeltilerde bulunan klorat anyonunun, Cl oluşumundan klorür iyonlarına ve klor gazına indirgenmesi söz konusudur. Bu amaçla EO prosesinde yüksek pH'da klorat iyonlarına, düşük pH'da klorürler serbest klorüre indirgenmektedir.

Yapılan çalışmalarda, tekstil atık suyu ve boya çözeltilerinde ortamda $NaCl$ bulunmadığı durumlarda renk giderim etkinliğinin düşük olduğu saptanmıştır. Ancak ortamda $NaCl$ olduğunda buradan gelecek olan Cl^- iyonları sonucu klor gazı oluşur. Bu gaz ortam pH'sine göre, pH 1,5'de Cl_2 , $HOCl$ ve pH değeri 10'da OCl^- kirleticileri, pH 4,0-7,0 arasında ise oksitleyici klor türleri meydana gelmektedir. Buna göre bir EO prosesinde $NaCl$ bulunduğunda oluşan klor bileşikleriyle ortamda klor gazı açığa çıkmasıyla pH değerine göre ile renk gideriminin gerçekleştiği belirtilmektedir [122, 141].

Boyar maddeler için EO prosesi incelendiğinde anotta boyar maddelerin yükseltgenmesi, boyanın cinsine ve tepkime süresine bağlı olduğutespit edilmiştir. Araştırmalara göre azo sayısı arttıkça önce yükseltgenen azo ürünlerinin yükseltgenmede önemli rol oynadığı sonucuna varılmıştır. Yükseltgenme hızının kullanılan anot materyalinden etkilendiği izah edilmiştir. İdeal bir EO prosesinde, arıtma veriminin yüksek, yeni teknolojilere uyumunun açık olması ve en önemlisi arıtım sonucu oluşan ürünlerin hiçbirinin zehirli olmaması

gerekir. Kirleticilerin EO'dan oluşacak ikincil ürünlerin uygun deşarj standartlarının sağlanmasının yanı sıra biyolojik ayrışabilirliğinin gerçekleşmesi gerekmektedir [142].

3.5. Elektrokimyasal Oksidasyonun Çalışma Koşulları ve Sistemi Etkileyen Faktörler

Elektrokimyasal oksidasyona; elektrot malzemesi, akım yoğunluğu ve elektrolit, pH gibi faktörler incelenmiştir. Bu faktörler çeşitli şekillerde enerji tüketimini, kirletici giderme verimini ve mevcut verimliliği etkilemektedirler [135].

3.5.1. Akım yoğunluğunun etkisi

Elektrokoagülasyon sistemde akım verimi, anotta oluşan iyon türüne ve yoğunluğuna göre değişmektedir. Akım yoğunluğu fazla olursa verim azalır, az olursa anotta oksitlenme gerçekleşmeyebilir. Bu nedenle akım yoğunluğunun 2-2,5 mA/cm² arasında tutulması gerekir. Elektrot cinsine göre Al için 335,6 mg/(A h), Fe için 1041 mg/(A h) eş değer kütle olmalıdır. Akım yoğunluğu ayarlaması yapılırken debi, pH ve sıcaklık gibi değişkenler ışığında yapılmalıdır. Al elektrot için %120-140 iken Fe elektrot için %100 akım verimine sahiptir. Al elektrotun akım veriminin yüksek olması Cl⁻ iyon varlığından kaynaklanmaktadır [118].

Arıtılan suyun kalitesi deneysel olarak bulunan yük yükleme değeri veya ortaya çıkan iyon miktarına bağlıdır. Bu değer kritik noktaya geldiğinde çıkış suyu kalitesi için önemli bir gelişme anlamına gelmektedir [118].

3.5.2. Sıcaklık

Su arıtımında Al elektrotta en yüksek akım verimine ulaşmak için sıcaklık artırıldığında 60°C en iyi verim elde edilmiş olup bu değerin üzerine çıkıldığında akım veriminin düştüğü belirtilmektedir. Akım veriminin artması sıcaklık artışıyla elektrot yüzey malzemesinin parçalanmasıyla gerçekleşmektedir. Al(OH)₃ oluşumu yüksek sıcaklıklarda gözlenmektedir [118].

3.5.3. pH'ın etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde pH önemlidir. Çünkü uygun pH'da metal hidroksitlerin çözünürlüğü belirlenir. Ortamın asidik mi bazik mi oluşu sistem verimini etkilemektedir.

Buna karşın ortamda elektrolit olarak NaCl bulunması durumunda;



Eş.3.20, 3.21, 3.22'de reaksiyonlar meydana gelmektedir [118].

Bu reaksiyonlarla asidik pH'lar HOCl, Nötr ya da hafif alkali pH'larda ise OCl ve OCl^{4-} , yüksek pH'larda ($\text{pH} > 11$) OCl^{3-} oluşumlarıyla oksidasyonda önemli düşüşler oluşmaktadır. Al elektrot için nötr koşullarda akım verimleri yüksektir, nötr pH'larda güç kullanımı fazla iken en iyi giderim pH 7'dir [118].

3.5.4. Elektrolit konsantrasyonunun etkisi

Elektrokimyasal proseslerde çözeltinin iletkenliği önemli faktörlerdendir. Yapılan çözeltilerin iletkenliği konsantrasyonuna ve elektrolit çözeltisinin türüne bağlıdır. Yüksek iletkenlik, aktif klorun güçlü oksitleme özellikleri, yüksek çözünürlük ve düşük klorür maliyeti olması sebebiyle elektrolit olarak NaCl ilave edilmektedir [11]. Su ortamında elektrokoagülasyon için %20 klorür içermesi gerekir, SO_4^{2-} ve HCO_3^- gibi iyonların olumsuz etkilerini azaltır, Mg^{2+} ve Ca^{2+} iyonları geçirimsiz tabaka oluşturmaktadır [118].

3.5.5. Elektrot malzemesinin etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde elektrotmalzemelerinin başlıcaları çelik, alüminyum, hurda ve demirdir. Fe elektrot, diğer elektrotlardan daha çok tercih edilmesinin sebebi düşük maliyet sahip olması, halojen organik bileşikler oksitlemede test edilmiş bir yeteneği olması, tekstil endüstrisinde tuz içeriği yüksek atıksularda başarılı kullanım sağlaması

nedeniyledir [143]. Al^{3+} iyonunun yüksek koagülasyon verimi nedeniyle alüminyum elektrotlar atıksu arıtımında tek başına veya demir elektrotlarla uygulama alanı bulmaktadır. Suda önemli miktarda Mg^{2+} ve Ca^{2+} iyonları bulunuyorsa katot malzemesi olarak paslanmaz çelik kullanılmalıdır [118].



4. KLOR VE OZON GAZLARI KULLANILARAK TEKSTİL SUYU ARITIMINDA ÖRNEK BİR UYGULAMA

Deneysel çalışmalar tekstil sektöründe örnek olabilecek bir boyahane dikkate alınarak bu boyahanenin çöktürme havuzundan alınan numuneler incelenmiştir. Öncelikle alınan atık sular durum tespiti yapabilmek için tesisten alındığı gibi 48 saat içerisinde analizleri yapılmıştır.

4.1. Deney Programı

Tekstil sektöründe atık su numuneleri Tekirdağ İli Çorlu Bölgesinden tedarik edilmiştir. Bu çalışmada iki grup numune kullanılmıştır ve numuneler fabrikaların farklı arıtma bölümlerinden alınmıştır. Birinci grup atık su numunesi denim yıkama fabrikası atık su tesisinin biyolojik arıtma bölümünden alınmıştır. Fabrika da 300'e yakın personel bulunmaktadır ve üretim proseslerinde yaklaşık 400-450 m³ su kullanılmaktadır. Tesiste pamuk esaslı kumaşlara yıkama ve dikim işlemleri uygulanarak kot kumaşı haline getirilmektedir. Denim yıkama suyunda genellikle reaktif boyalar kullanılmaktadır ve renk yoğunluğu düşük özelliktedir.

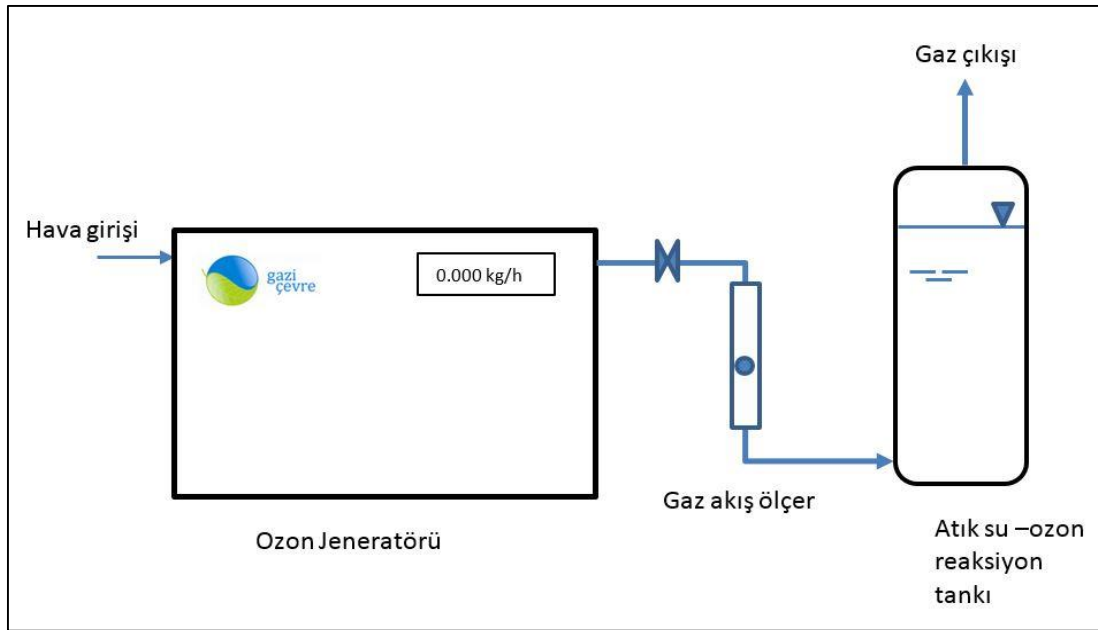
Arıtma çalışma kapsamında yapılan atık su uygulaması için kullanılan ikinci grup atık su, 2007 yılında kurulan, 43.000 m²'lik bir alanda faaliyet gösteren, günlük 30-35 ton kumaş üretimi gerçekleştiren tekstil fabrikasından tedarik edilmiştir. Deneyde kullanılan atık su fabrikanın boyahane bölümünden alınmıştır. Fabrikada direk ve reaktif boyalar kullanıldığından dolayı renk parametresi çok yoğun özellik göstermektedir.

Arıtma çalışmaları yapılması planlanan atık su numunelerinden öncelikle birinci grup denim tekstil fabrikasının biyolojik arıtma bölümünden alınarak analiz edilmiş ve kirletici parametreleri belirlenmiştir. İkinci grup atık su ise pamuklu tekstil endüstri fabrikasının boyahane bölümünden alınarak yalnızca renk giderim verimi üzerine laboratuvar ortamında çalışılmıştır. İki grup numune de farklı fabrikalardan ve bu fabrikaların farklı arıtma bölümlerinden alınarak 48 saat içerisinde analizleri yapılmıştır.

Deneysel çalışma yerinde sahada ve laboratuvar ortamında yapılmıştır. Yapılan çalışmalara ait teknik bilgiler aşağıda ilgili bölümlerde sunulmuştur.

4.2. Deney Sistemi ve Deneyisel Çalışma

Tekstil fabrikalarından alınan atık sular hazırlanan reaktöre doldurulmuştur. Teflon borular hem reaktöre hem de ozon jeneratörüne bağlanarak düzenek oluşturulmuştur. Jeneratör üzerinden akım ayarlanarak çalıştırılmıştır. Deneyler oda sıcaklığında (22-25°C) gerçekleştirilmiştir. Planlanan süre sonunda ozon besleme, jeneratör durdurulmuştur. İki numune için de aynı işlemler tekrarlanmıştır. Deney düzeneğine ait şematik görünüm Şekil 4.1’de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Deney düzeneğine ait şematik görünüm

Bu tez kapsamında iki çeşit atık su numunesi ile çalışılmıştır. Birinci atık su numunesi denim tekstil fabrikasının biyolojik arıtma çıkışından alınmıştır. Ham atık su analizi yapılmıştır. Analiz edilen bazı parametreler askıda katı madde 770 mg/L, pH 8,52, renk 457 Pt-Co, KOİ 591 mg/L olarak bulunmuştur. 20 L kadar alınan numune deney tüpüne konulmuştur. Deney tüpü teflon borular yardımıyla ozon jeneratörüne bağlanarak deney düzeneği oluşturulmuştur. Jeneratörden 20g/h (0,33 g/dk) ozon dozajı 20 dakika süre ile uygulanmıştır.

İkinci atık su numunesi pamuklu tekstil fabrikasının boyahane bölümünden alınmıştır. Bu atık suda renk parametresi çok yüksek bir değerde olduğu için sadece renk parametresi üzerinde çalışılmıştır. Bu atık su üzerinde süreler 15 ve 30 dakika olacak şekilde sabit

tutularak ozon dozları değiştirilerek iki kere deney gerçekleştirilmiştir. Ham atık suda SM 2120 C analiz metodu ile uygulama öncesi renk parametresi 2540 Pt-Co olarak ölçülmüştür. 20 L kadar alınan numune deney tüpüne konulmuştur. Deney tüpü teflon borular yardımıyla ozon jeneratörüne bağlanarak deney düzeneği oluşturulmuştur. Deney 1’de uygulanan ozon konsantrasyonu 20 L atık su için 20 g/h’lık (0,33 g/dk) beslemedir. Deney 2’de uygulanan ozon konsantrasyonu 20 L atık su için 5 g/h’lık (0,083 g/dk) beslemedir. İki deneyde de süreler 15 ve 30 dakika olarak ayarlanmıştır. Deneyde kullanılan pamuklu tekstil yıkama atık suyu numunesinin ozonlama öncesi ve sonrası görünümü Resim 4.1’de gösterilmiştir.

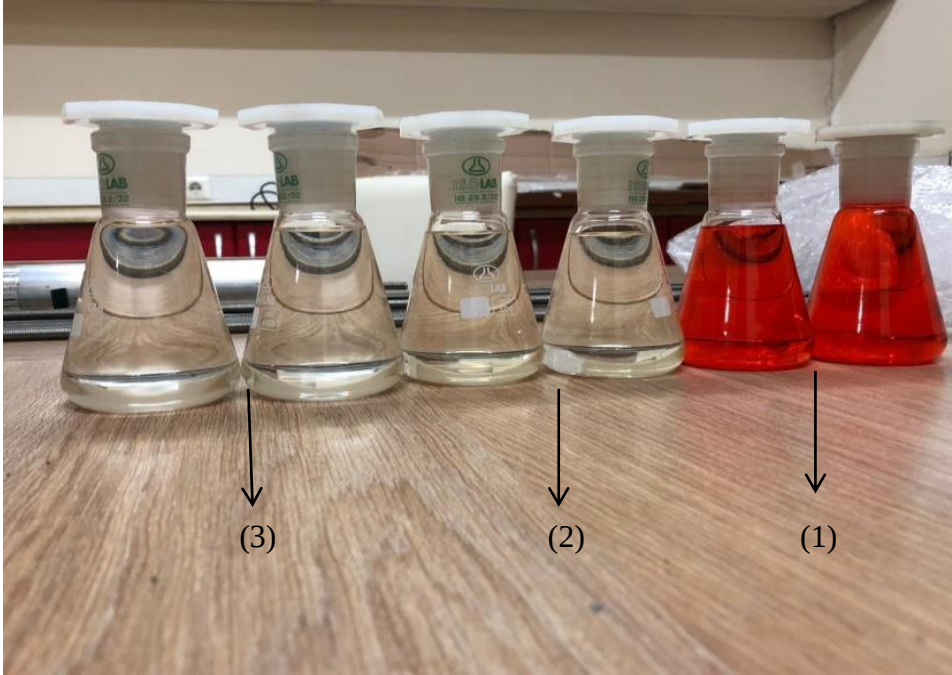


Resim 4.1. Pamuklu tekstil atık suyu numunesinin arıtım öncesi ve sonrası görünümü

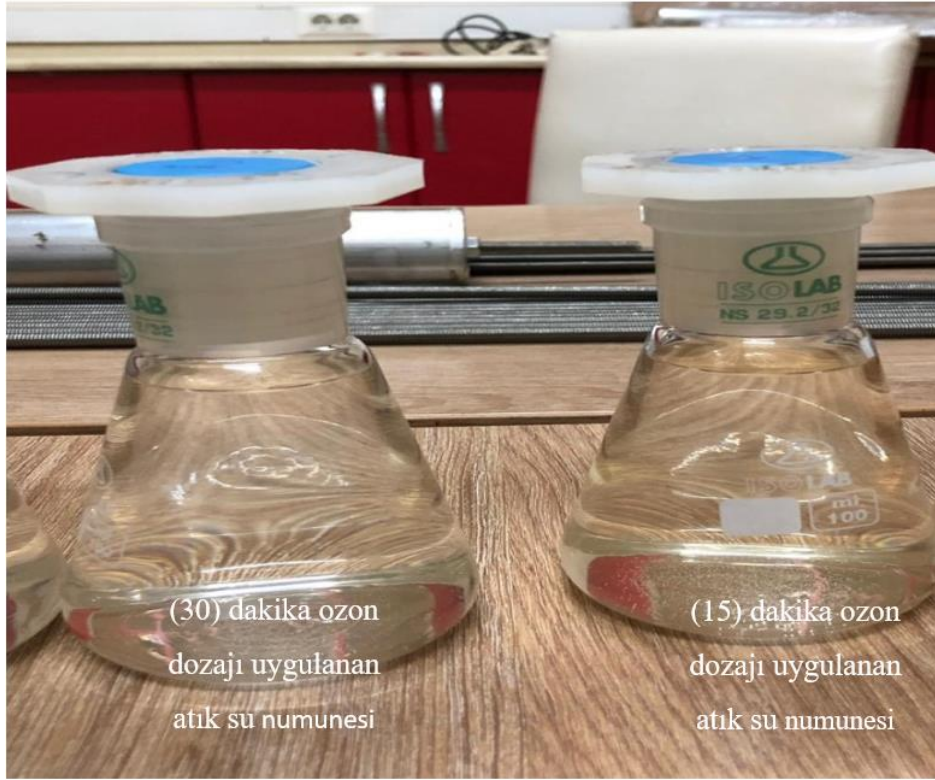
Reaktif boyalar diğer boya türlerine göre suda çok daha fazla çözünmektedir. (1) olarak adlandırılan numune reaktif bir boya olduğu için kuvvetli bir renge sahiptir. (2) numara olarak belirtilen numuneye 15 dakika ozon dozlanırken (3) numara olarak belirtilen numuneye 30 dakika ozon dozlanmıştır. Ozonlama sırasında atık suda kabarcıklar meydana gelmektedir. Bu kabarcıkların görüntüsü Resim 4.2’de gösterilmiştir. Ozon dozajının atık suya etkisi Resim 4.3’ te gösterilmiştir. Resim 4.4’te 30 ve 15 dakika sonrasında ozon uygulanan atık su numuneleri belirtilmiştir.



Resim 4.2. Ozonlama esnasında pamuklu tekstil atık suyundaki kabarcıkların görünümü



Resim 4.3. Ozon reaksiyon süresinin pamuklu tekstil atık suyuna etkisi (1) Ham atık su, (2) 15 dakika ozon süresi, (3) 30 dakika ozon süresi)



Resim 4.4. (30) ve (15) dakika sonrasında ozon uygulanan pamuklu atık su numunelerinin görünümü

Bu çalışmada 200-600 g/h kapasiteli ozon jeneratörü kullanılmıştır. Deneyde kullanılan jeneratör Resim 4.5'te gösterilmiştir. Jeneratör su soğutmalı, kuru hava ve saf oksijen ile ozon üreten bir cihazdır. Hareketli, ağırlığı 85 kg, ölçüleri 50x90x60'dır. Jeneratörün ihtiyacı olan oksijen 5 L/dk'dır. Ozon jeneratörü üretim sırasında ısı açığa çıkması nedeniyle soğutma suyuyla soğutulmalıdır.



Resim 4.5. Deneyde kullanılan ozon jeneratörünün resmi

4.3. Deney Ölçüm Metodu

Atık sudan renk ve KOİ giderimi çalışmalarında ozon gazı tercih edilmektedir. Ozonlama ile KOİ ve renk gideriminde pH, süre, ozon dozu gibi parametrelerin yanı sıra tekstil atık suyu bileşenleri de oldukça önemli bir faktördür. Atık su analizleri standart ölçüm metotlarına göre yapılmıştır. Atık su analizlerinde kullanılan analiz metotları Çizelge 4.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.1. Atık su analizlerinde kullanılan analiz metotları

Metot Numarası	Metot Adı
SM 4500 CI G	Spektrofotometrik Metot
SM 4500 SO3-2 C	Spektrofotometrik Metot
SM 4500 S-2 D	Spektrofotometrik Metot
EPA 200.7	ICP-OES Metodu
SM 2540 D	Gravimetrik Metot
SKKY Numune Alma ve Analiz Metotlarının Tebliği	Zehirlilik Seyrelme Faktörü (ZSF) Tayini
SM 2120 C	Spektrofotometrik Metot
SM 5520 B	Gravimetrik Metot
SM 4500 NH3 F	Spektrofotometrik Metot
SM 4500 H+ B	Elektrometrik Metot
SM 5220 C	Kapalı Reflaks – Titrimetrik Metot

Denim tekstil fabrika sahası yerinde alınan atık su numunelerinde ham su ve ozon uygulanmış atık su sonuçları aşağıda tablo biçiminde verilmiştir. Denim tekstil atık suyu uygulama öncesi analiz sonuçları ortalama olarak Çizelge 4.2’de ve denim tekstil atık suyu uygulama sonrası analiz sonuçları Çizelge 4.3’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.2. Tekstil atık suyu uygulama öncesi analiz sonuçları

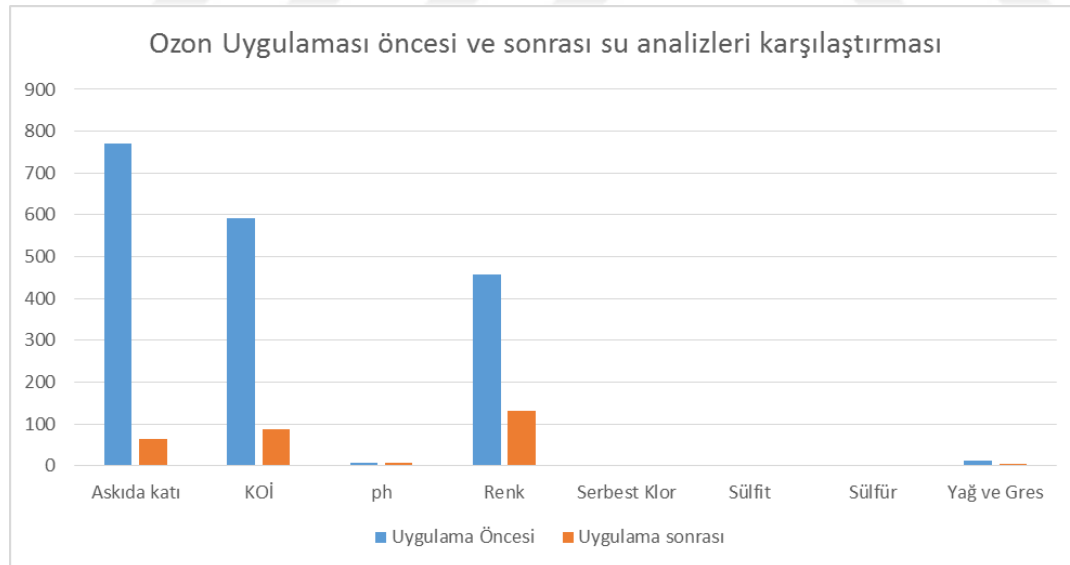
Parametre	Analiz Metodu	Birim	Analiz Sonucu	SKKY Tablo 10.3: Sektör: Tekstil Sanayii (Pamuklu Tekstil ve Benzerleri) Kompozit Numune 2 Saatlik
Amonyum Azotu	SM 4500 NH3 F	mg/L	1,05	5
Askıda Katı Madde (AKM)	SM 2540 D	mg/L	770	160
Balıkbiyodenyi (ZSF)	SKKY Numune Alma ve Analiz Metotları Tebliği		<4	4
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	SM 5220 C	mg/L	591	250
pH	SM 4500 H+B		8,52	6-9
Renk	SM 2120 C	Pt-Co	457	280
Serbest Klor	SM 4500 CI G	mg/L	0,14	0,3
Sülfid	SM 4500 SO3-2 C	mg/L	0,13	1
Sülfür	SM 4500 S-2 D	mg/L	0,144	0,1
Toplam Krom	EPA 2007	mg/L	0,054	2
Yağ ve Gres	SM 5520 B	mg/L	13,2	10

Tekstil suyundan alınan örnekler için ozon gazının stabil olması ve depolanamaması sebebiyle ozon jeneratörü kullanılarak deney yapılmıştır.

Çizelge 4.3. Tekstil atık suyu uygulama sonrası analiz sonuçları

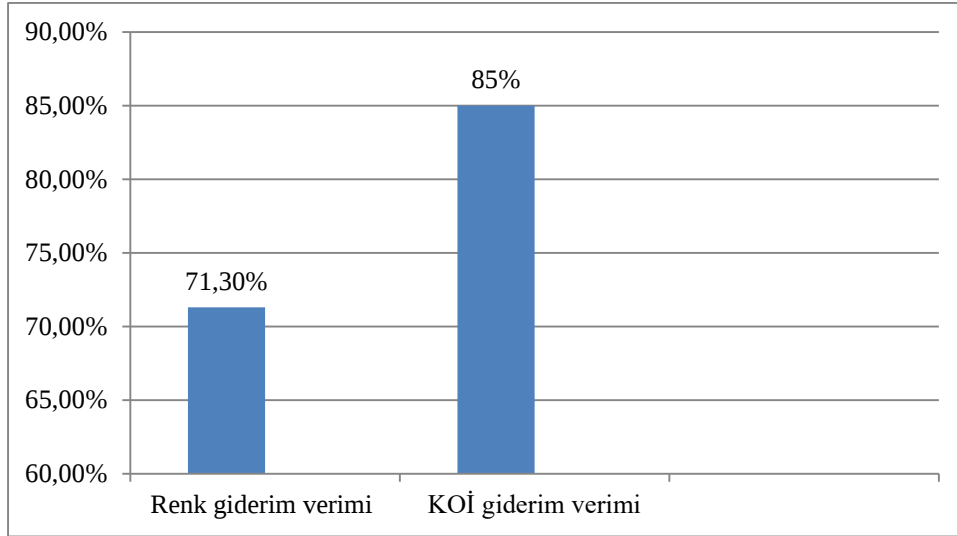
Parametre	Analiz Metodu	Birim	Analiz Sonucu	SKKY Tablo 10.3: Sektör: Tekstil Sanayii (Pamuklu Tekstil ve Benzerleri) Kompozit Numune 2 Saatlik
Amonyum Azotu	SM 4500 NH ₃ F	mg/L	0,91	5
Askıda Katkı Madde (AKM)	SM 2540 D	mg/L	64	160
Balıkbiyodenyi (ZSF)	SKKY Numune Alma ve Analiz Metotları Tebliği		<4	4
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	SM 5220 C	mg/L	88	250
pH	SM 4500 H+ B		7,77	6-9
Renk	SM 2120 C	Pt-Co	131	280
Serbest Klor	SM 4500 CI G	mg/L	0,108	0,3
Sülfür	SM 4500 SO ₃ -2 C	mg/L	0,16	1
Sülfür	SM 4500 S-2 D	mg/L	<0,1	0,1
Toplam Krom	EPA 200.7	mg/L	0,11	2
Yağ Gres	SM 5520 B	mg/L	<10	10

Deney de kullanılan denim tekstil atık suyu ozon uygulaması öncesi ve sonrası su analizleri karşılaştırılması Şekil 4.2’de gösterilmiştir.



Şekil 4.2. Ozon uygulaması öncesi ve sonrası su analizleri karşılaştırması

Denim tekstil fabrikasından alınan birinci grup atıksu numunesine ozon dozajı 20 g/h (0,33 g/dk) değerinde sabit tutularak 20 dakikalık reaksiyon süresi uygun görülmüştür. Renk giderimi %71,3 ve KOİ %85 olarak elde edilmiştir. Şekil 4.3’te denim tekstil atık suyunda renk ve KOİ giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 4.3. Denim tekstil atık suyunda renk ve KOİ giderim verimi

Denim tekstil atık suyu numunesinde renk parametresi düşük olduğu için ikinci bir numune analizine ihtiyaç duyulmuştur. Bu atık su renk parametresi en yüksek olarak değerlendirilen pamuklu tekstil fabrikasının boyahane bölümünün çöktürme havuzundan alınmıştır. Yüksek renk parametresine sahip olduğu için atık su numunesinde sadece renk giderim verimi ile ilgili çalışma yapılmıştır Pamuklu tekstil fabrikasından alınan atık su numunesine iki farklı deney uygulanmıştır.

Deney 1 uygulanan ozon konsantrasyonu 20 L atık su için 20 g/h'lık (0,33 g/dk) beslemedir. Bu durumda aşağıdaki koşullarda atık su numunesinde renk giderimi elde edilmiştir. Elde edilen renk giderim verimi 15 dakika sonunda %97,8 ve 30 dakika sonunda % 99,1 olarak elde edilmiştir. İkinci grup atık suyun farklı ozon süreleri sonucu renk parametresindeki azaltım oranı Çizelge 4.4'te gösterilmiştir.

Çizelge 4.4. İkinci grup atık suyun farklı ozon süreleri sonucu renk parametresindeki azaltım oranı

Reaksiyon süresi, dk	Uygulanan Ozon miktarı g/dk.L	Analiz Metodu	Parametre Pt- Co	pH	Analiz Sonucu	SKKY Tablo 10.3: Sektör: Tekstil Sanayii (Pamuklu Tekstil ve Benzerleri) Kompozit Numune 2 Saatlik
0	0	SM 2120 C	Renk	8,65	2540	280
15	0,0165				55	
30	0,0165				23	

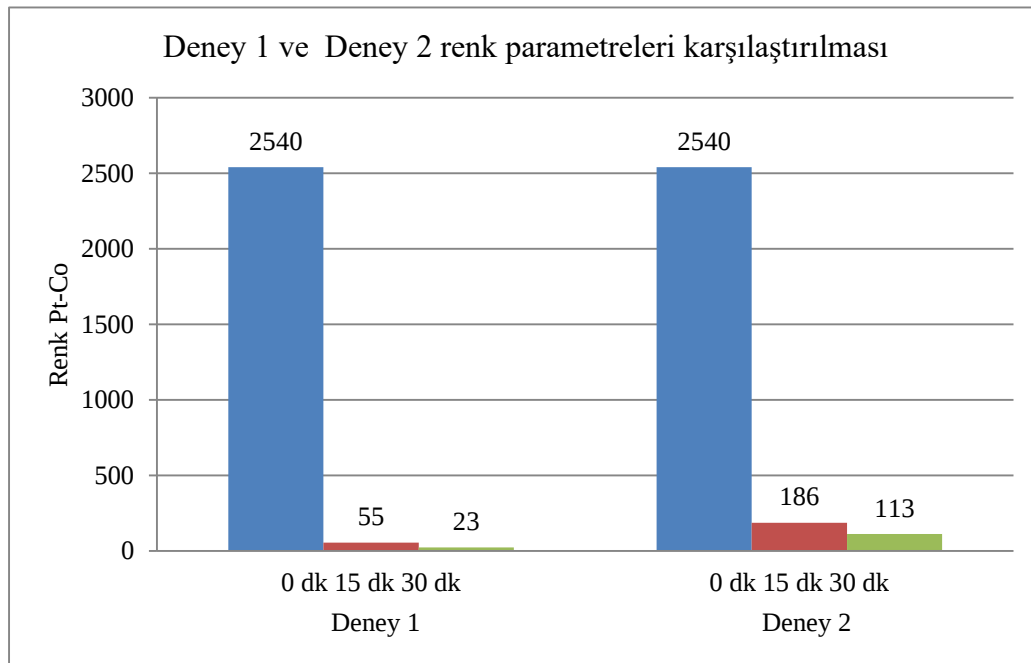
Deney 2 uygulanan ozon konsantrasyonu 20 L atık su için 5 g/h'lık (0,083 g/dk) beslemedir. Bu durumda aşağıdaki koşullarda atık su numunesinde renk giderimi elde

edilmiştir. Elde edilen renk giderim verimi 15 dakika sonunda %92,6 ve 30 dakika sonunda % 95,5 olarak elde edilmiştir. İkinci grup atık suyun farklı ozon süreleri sonucu renk parametresindeki azaltım oranı Çizelge 4.5’te belirtilmiştir.

Çizelge 4.5. İkinci grup atık suyun farklı ozon süreleri sonucu renk parametresindeki azaltım oranı

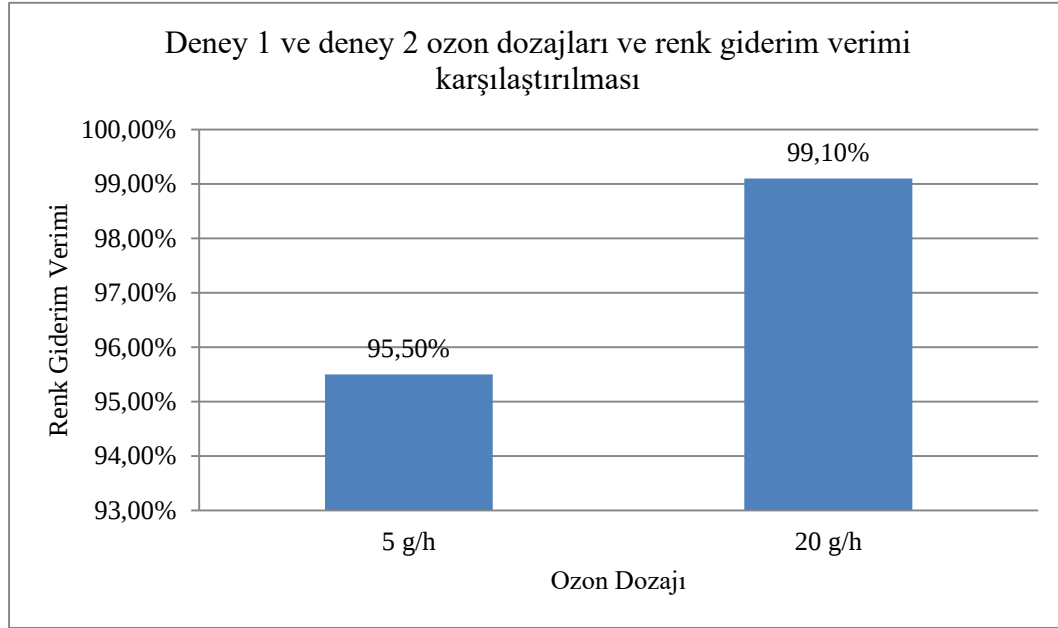
Reaksiyon süresi, dk	Uygulanan Ozon miktarı gr/dk.L	Analiz Metodu	Parametre Pt- Co	pH	Analiz Sonucu	SKKY Tablo 10.3: Sektör: Tekstil Sanayii (Pamuklu Tekstil ve Benzerleri) Kompozit Numune 2 Saatlik
0	0	SM 2120 C	Renk	8,65	2540	280
15	0,0041				186	
30	0,0041				113	

Deney 1 ve deney 2 ozon uygulaması sonucunda renk parametrelerinde gerçekleşen değişim Şekil 4.4’te gösterilmiştir. İkinci grup atık su numunesinde analiz öncesi renk parametresi 2540 Pt-Co olarak ölçülmüştür. 15 dakika ozon dozajı sonrasında renk 55 Pt-Co, 30 dakika ozon dozajı sonrasında ise renk 23 Pt-Co olarak ölçülmüştür. Deney 2’de 15 dakika ozon dozajı sonrasında renk 186 Pt-Co 30 dakika ozon dozajı sonrasında 113 Pt-Co olarak ölçülmüştür.



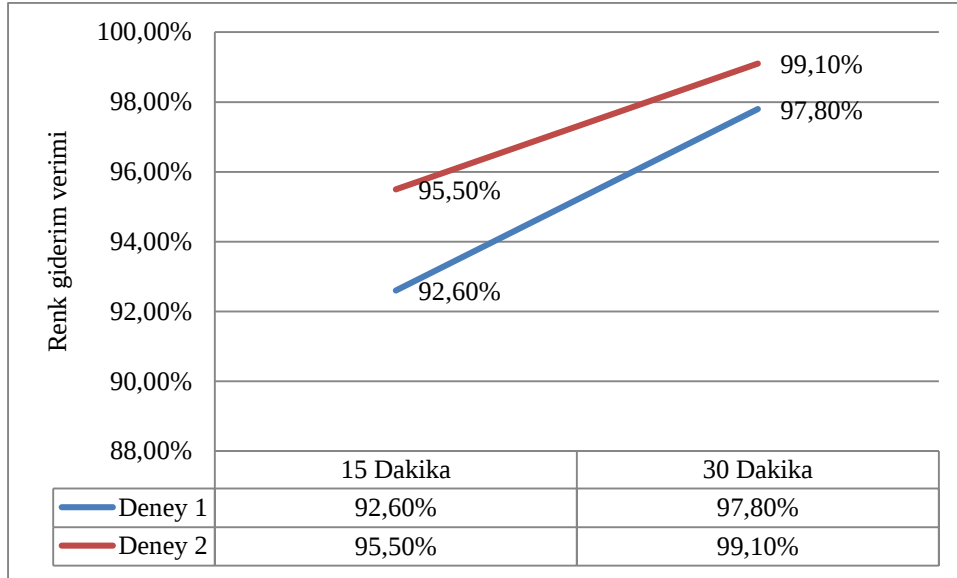
Şekil 4.4. Deney 1 ve deney 2 renk parametreleri karşılaştırılması

Laboratuvar şartlarında yapılan deneysel çalışmalarda her iki ozon besleme miktarında da litre başına en düşük 4,1 mg/L konsantrasyon uygulandığında % 95,5 azaltım ile 280 Pt-Co olan sınır değer altına inilebilmiştir. Şekil 4.5'te Deney 1 ve deney 2'de farklı ozon dozajlarında renk giderim verimi karşılaştırılması gösterilmiştir.



Şekil 4.5. Deney 1 ve deney 2 ozon dozajları ve renk giderim verimi karşılaştırılması

Deney 1'de 15 dakika ozon dozajı sonrasında renk giderim verimi %92,6, 30 dakika sonrasında ise %97,8 olarak ölçülmüştür. Deney 2'de 15 dakika ozon dozajı sonrasında renk giderim verimi %95,5 iken 30 dakika ozon dozajı sonrasında renk giderim verimi %99,10 olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Şekil 4.6'da da deney 1 ve deney 2'de 15 ve 30 dakika ozon dozajı sonucu renk giderim verimi karşılaştırılması gösterilmiştir.



Şekil 4.6. Deney 1 ve deney 2’de 15 ve 30 dakika ozon dozajı sonucu renk giderim verimi karşılaştırılması

5. SONUÇ VE İRDELEMELER

Sonuçlar, ozonlamanın renk giderimi için etkili bir yöntem olduğunu göstermiştir. Ozon gazı uygulamasının zamana ve ozon dozuna bağlı olarak renk parametresindeki değişimleri belirlenmiştir. Renk parametresinin yönetmeliklerde öngörülen değerlere indirilmesi için gerekli ozon besleme miktarları ortaya konmuştur. Bu çalışmada tekstil atık suyunda ozon kullanımı ile pH kontrolü, ozon dozajı gibi parametreler ile renk, KOİ giderimi çalışılmış ve 200-600 g/h'lik ozon konsantrasyonlu jeneratör tekstil sanayiinde yer alan denim tekstil atık suyu ve pamuklu tekstil atık suyuna uygulanmıştır. Ozon gazı uygulamasının zamana bağlı olarak renk parametresindeki değişimleri belirlenmiştir. Renk parametresinin yönetmeliklerde öngörülen değerlere indirilmesi için gerekli ozon besleme miktarları ortaya konulmuştur. Bu çalışmada iki farklı tekstil endüstrisi atık sularında renk giderimi gerçekleştirilmiştir. Tekstil fabrikalarının farklı arıtma birimlerinden temin edilen atık sular hem farklı hem de yüksek renk yoğunluklarına sahiptir. Bu nedenle renk giderimi için bu atık sulara farklı ozon dozajı uygulamak gerektiği sonucuna ulaşılmıştır. Atık suya uygulanan ozon dozajı azaltılırsa reaksiyon hızı azalmakta ve renk giderimi için gereken süre uzamaktadır. Tekstil atık suyundaki renk yoğunluğu boya türüne bağlıdır. Kolay okside olan boya türlerini içeren atık sular da renk gideriminde yüksek ozon dozajı ve temas sürelerinin kısa olması gerekmektedir.

Birinci grup numune denim tekstil fabrikası atık suyu için 20 g/h (0,33 g/dk) ozon dozajında 20 dakikalık reaksiyon süresinde %71,3 renk ve %85 KOİ giderimi gerçekleştirilmiştir. Denim tekstil endüstrisi atık suyu için uygulanan ozon dozajı ve reaksiyon süresi renk ve KOİ standartlarına ulaşmak için yeterlidir.

İkinci grup numune atık suyu pamuklu tekstil fabrikasından alınarak renk giderimi için farklı süre ve ozon dozajında uygulama yapılmıştır. Pamuklu tekstil endüstrisinden alınan boyahane atık suyuna 20 L atık su için 20 g/h (0,33 g/dk) ozon dozu ile 15 ve 30 dakika sürelerde ozon dozlanarak %99,1 renk giderim verimi elde edilmiştir. Aynı miktar ham atık suya 5 g/h (0,083 g/dk) ozon uygulanarak ise %95,5 renk giderim verimine ulaşılmıştır. Laboratuvar şartlarında yapılan deneysel çalışmalarda her iki ozon besleme miktarında da litre başına en düşük 4,1 mg/L konsantrasyon uygulandığında % 95,5 azaltım ile 280 Pt-Co olan sınır değer altına inilebilmiştir.

Her iki tekstil endüstrisinde de elde edilen verilerin deşarj standartlarına uygun olduğu belirlenmiştir ve işlem sırasında pH'ın düştüğü ortaya çıkmıştır. Renk giderimindeki azaltım verimi her türde atık suda kabul edilebilir seviyede elde edilmiştir. Bu çalışmalar laboratuvar ortamında gerçekleştirilmiş ve uygun bir şekilde reaktör dizaynı yapılarak optimum ozon dozajı ile endüstriyel olarak uygulanabilir. Tekstil endüstrisinde farklı atık sularla benzer çalışmalar gerçekleştirilmelidir. Çalışmalarda optimum ozon dozajında son ürünlerin oluşumunun incelenmesi önerilmektedir.

Çevre sorunları ve özellikle temiz suların giderek artan biçimde kirlenmesi yakın gelecekte büyük bir sorun olarak ortaya çıkacaktır. Yeraltı ve yüzey suları hızlı tüketim, yanlış kullanım, aşırı buharlaşma, yağış azlığı ve kirlilik nedeniyle her geçen gün azalmaktadır. Yeraltı suyu kullanımının basit ve maliyetinin az olması, yüzey sularının yetersiz olması ve iletim problemlerinin yaşanması, sanayi tesislerinde yeraltı suyu kullanımını artırmıştır. Su kullanımı olmadan sanayi bölgesi düşünülemez ancak bu suların rezervleri de sınırsız değildir. Tekstil sektörü su kullanımında en fazla su tüketen sektörler arasındadır. Son yıllarda tekstil endüstrisi atık su deşarj standartlarında sınır değerlerin aşağı çekilmesi ve renk parametresinin eklenmesi atık su arıtımında arıtma teknolojilerine ilgi büyük önem kazanmıştır. Boyar maddeler nedeniyle yüksek oranda renk içeren tekstil atık sularında sınır değerleri sağlamak amacıyla alternatif arıtım metotları geliştirilmektedir. Tekstil endüstrisi kirlilik parametrelerinden bazıları KOİ, ağır metal, BOİ, renk ve askıda katı maddedir.

Tekstil endüstrisinde yüksek miktarlarda su tüketilir dolayısıyla bu atıksuların kirlilik dereceleri yüksektir. Tekstil atıksularında kullanılan boyaların büyük çoğunluğu azo reaktif boyalardır. Bu atıksular yüksek konsantrasyonda boya içerdiğinden dolayı arıtım problemlerine yol açmaktadır. Bu atıksulardaki renk arıtım mevcut arıtım metotlarıyla etkili bir şekilde giderilememektedir. Tekstil atıksularında belli süre ve belli dozlarda ozon kullanımı su kalitesini olumlu yönde etkilemektedir. Tekstil endüstrisi prosesleri çok fazla değişkenlik gösterdiği için bu suların renk yoğunlukları da değişkenlik gösterir. Her iki tekstil endüstrisinde de renk giderimi gerçekleştirilmiştir. Tekstil endüstrileri proses farklılıklarından dolayı farklı renk parametrelerine sahip sular ortaya çıkmaktadır. Renk yoğunluğu fazla olan atıksularda yüksek ozon dozlarında kısa sürede giderim elde edilmiştir. Deneylerde kullanılan iki atık su birbirinden farklı olduğundan dolayı farklı renk değerlerinde çalışma yapılmış olup renk giderim verim değerleri farklılık göstermektedir.

Boyahane atık sularından gelen birçok kimyasalın fizikokimyasal ve biyolojik arıtma metotlarına direnç gösterdiği bilinmektedir. Bu nedenle alternatif arıtma metotları geliştirilmektedir.





KAYNAKLAR

1. Malpass, G. R. P., Miwa, D. W., Mortari, D. A., Machado, S. A. S. and Motheo, A. J. (2007). Decolorisation of real textile waste using electrochemical techniques: Effect of the chloride concentration. *Water Research*, 41, 2969–2977.
2. Zou, J., Peng, X., Li, M., Xiong, Y., Wang, B., Dong, F. and Wang, B. (2017). Electrochemical oxidation of COD from real textile wastewaters: Kinetic study and energy consumption. *Chemosphere*, 171, 332-338.
3. Kaur, P., Kushwaha, J. P. and Sangal, V. K. (2017). Evaluation and disposability study of actual textile wastewater treatment by electro-oxidation method using Ti/RuO₂ anode. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 13–22.
4. Naumczyk, J., Szpyrkowicz, L. and Zilio-Grandi, F. (1996). Electrochemical treatment of textile wastewater. *Water Science and Technology*, 34(11), 17-24.
5. Rajkumar, D., Kim, J. G. (2006). Oxidation of various reactive dyes with in situ electro-generated active chlorine for textile dyeing industry wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 136 (2), 203-212.
6. Özyonar F., Karagözoğlu, B. (2012). Elektrokoagülasyon prosesi ile tekstil sanayi atıksuyunun arıtımı. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 28(1), 29-37.
7. Demirci, Y., Pekel, L. C., Altınten, A., Alpbaz, M. (2016). Elektrokoagülasyon reaktöründe bulanık kontrol metodu ile pH, iletkenlik ve sıcaklığın eş zamanlı kontrolü. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 31(4), 987-996.
8. Karagözoğlu, B., Malkoç, R. (2017) Tekstil atıksularından reactive orange 16 boyasının elektrokoagülasyon prosesi kullanılarak gideriminin araştırılması. *Cumhuriyet Science Journal*, 38(3), 544-556.
9. Vlyssides, A. G., Papaioannou, D., Loizidou, M., Karlis and P. K., Zorpas, A. A. (2000). Testing an electrochemical method for treatment of textile dye wastewater. *Waste Management*, 20, 569-574.
10. Basiri, P. J., Golmirzaei, M. and Abbasi, M. (2013). Degradation of azo dye C. I. Acid Red 18 in aqueous solution by ozone-electrolysis process. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20, 689-694.
11. Kim, T. H., Parka, H., Shin, E. B. and Kim, S. (2003). Effects of Cl-based chemical coagulants on electrochemical oxidation of textile wastewater. *Desalination*, 155, 59-65.
12. Bhaskar R. G., Thalamadai K. M., Latha, S. S., Latha P. D., Parvathy, S. and Prabhakar, S. (2009). Electrochemical pretreatment of textile effluents and effect of electrode materials on the removal of organics. *Desalination*, 249, 167–174.

13. Kobya, M., Can, O., T. and Bayramoğlu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100, 163–178.
14. Rajkumar, D., Song, B. J., Kim, J. G. (2007). Electrochemical degradation of Reactive Blue 19 in chloride medium for the treatment of textile dyeing wastewater with identification of intermediate compounds. *Dyes and Pigments*, 72, 1-7.
15. Phalakornkule, C., Polgumhang, S., Tongdaung, W., Karakat, B. and Nuyut, T. (2010). Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes and application in treating textile effluent. *Journal of Environmental Management*, 91, 918–926.
16. Chatzisyneon, E., Xekoukoulotakis, N. P., Coz, A., Kalogerakis, N. and Mantzavinos, D. (2006). Electrochemical treatment of textile dyes and dye house effluents. *Journal of Hazardous Materials*, B137, 998–1007.
17. Koparal, A. S., Yavuz, Y., Gürel, C. and Bakır, Ö. Ü. (2007). Electrochemical degradation and toxicity reduction of C. I. Basic Red 29 solution and textile wastewater by using diamond anode. *Journal of Hazardous Materials*, 145, 100–108.
18. Mohana, N., Balasubramanian, N. and Basha, A. C. (2007). Electrochemical oxidation of textile wastewater and its reuse. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 644–651.
19. Wanga, C. T., Choub, W. L., Kuoa, Y. M. and Changc, F. L. (2009). Paired removal of color and COD from textile dyeing wastewater by simultaneous anodic and indirect cathodic oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 16–22.
20. Bayramoglu, M., Eyvaz, M. ve Kobya, M. (2007). Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation economical evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 128, 155–161.
21. Raju, G. B., Karuppiyah, M. T., Latha, S. S., Parvath, S. and Prabhakar, S. (2008). Treatment of wastewater from synthetic textile industry by electrocoagulation electrooxidation. *Chemical Engineering Journal*, 144, 51–58.
22. Merzouka, B., Gourichb, A., Sekkic, K., Madanid and C. V, Barkaoui., M. (2009). Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 149, 207–214.
23. Aquino, J. M., Rocha-Filho, R. C., Ruotolo, L. A. M., Bocchi, N. and Biaggio., S. R. (2014). Electrochemical degradation of a real textile wastewater using β -PbO₂ and DSA anodes. *Chemical Engineering Journal*, 251, 138–145.
24. Aziz, H. A., Razak, M. H. A., Rahim, M. Z. A., Kamar, W. S. W., Amr, S. S. A., Hussain, S. and Leeuwen., J. V. (2018). Evaluation and comparison the performance of titanium and zirconium (IV) tetrachloride in textile wastewater treatment. *Data in Brief*, 920–927.

25. Bulut, E. (2016). Tekstil atıksularından C. I. Bazik Mavi 3 boyarmaddesinin elektrokimyasal uygulama ile giderilmesi. *Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 20 (3), 521-531.
26. Verma, A. K. (2017). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. *Journal of Water Process Engineering*, 20, 168–172.
27. Vlyssides, A. G., Loizidou, M., Karlis , P. K., Zorpas, A. A. and Papaioannou, D. (1999). Electrochemical oxidation of a textile dye wastewater using a Pt/Ti electrode. *Journal of Hazardous Materials*, B70, 41–52.
28. Bayramoğlu, M., Kobya, M., Can, O. T. and Sözbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37, 117–125.
29. Kobya, M., Demirbas, E., Can, O. T. and Bayramoğlu, M. (2005). Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 132 (2-3), 183-188.
30. Kobya, M., Can, O. T. and Bayramoğlu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100, 163–178.
31. Daneshvar, N., Sorkhabi, H. A. and 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*, B 112, 55-62.
32. Doğruel, S. (2000). *Bir pamuklu son işlemleri endüstrisinde ozonlamanın KOİ bileşenleri üzerine etkisi*. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 11.
33. Tehrani-Bagha, A. R., Mahmoodi, N. M. and Menger., F. M. (2010). Degradation of a persistent organic dye from colored textile wastewater by ozonation. *Desilation*, 34 (38), 260.
34. Selçuk, H., Eremektar, G. and Meriç, S. (2006). The effect of pre-ozone oxidation on acute toxicity and inert soluble COD fractions of a textile finishing industry wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 254-260.
35. Bahadır, E. B. (2012). *Tekstil endüstrisi arıtılmış atıksularda renk ve öncelikli kirleticilerin ozon teknolojisi ile gideriminin araştırılması*. Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ, 4.
36. Eren, H. A., Anış, P. (2006). Tekstil boyama atıksularının ozonlama ile renk giderimi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 11 (1).
37. Eren, H. A., Kurcan, P. ve Anış, P. (2007). Boyarmadde hidrolizinin reaktif boyamaatıksularının ozonlama ile renk giderimine etkilerinin araştırılması. *Tekstil ve Konfeksiyon*, 2, 119-125.

38. Benli, H., Bahtiyari, M. İ. (2016). Pamuklu kumaşların ozon hidrojen peroksit kombinasyonu ile ağartılması ve doğal boyalar ile renklendirilmesi. *Tekstil ve Mühendis*, 23 (103), 189-196.
39. Sevimli, M. F., Sarikaya, H. Z. (2002). Ozone treatment of textile effluents and dyes: effect of applied ozone dose, pH and dye concentration. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 77, 842-850.
40. Damas, S. B., Iborra-Clar, M. I., Bes-Pia, A., Alcania-Miranda, M. I., Mendoza-Roca, J. A. and Iborra-Clar, A. (2005). Study of preozonation influence on the physical – chemical treatment of textile wastewater. *Desalination and the Environment*, 182 (1-3), 267-274.
41. Catrinescu, C., Teodosiua, C., Macoveanua, M., Miehe-Brendl, J. and Le Dred, R. (2003). Catalytic wet proxide oxidation of phenol over Fe-exchanged pillered beidellit. *Water Research*, 37, 1154–1160.
42. European Comission, (2003). Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for the Textiles Industry, July, 41.
43. Konstantinou, K., Triantafyllos, A. (2003). TiO₂-assisted photocatalytic degradation of azo dyes in aqueous solution: kinetic and mechanistic investigations a review. *Applied Catalyses B Environmental*, 49 (1), 1-14.
44. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, (2013). *Boyar Madde İçeren Atıksu Arıtma Tesislerinin İşletilmesine Yönelik El Kitabı*. Ankara: Çevre ve Şehircilik Bakanlığı.
45. Tünay, O. (1996). *Endüstriyel kirlenme kontrolü*. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi yayınları, 130.
46. Pekel, L. C. (2013). *Tekstil atıksularının elektrokimyasal yöntemle arıtılması*. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
47. Sözen, S. (1991). Tekstil endüstrisinde kirlenme kontrolü. *Su Kalitesi Kontrolü Dergisi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, 3, 133–144.
48. Anjaneyulu, Y., Samuel Suman Raj, D. and Sreedhara Chary, N. (2005). Decolourization of industrial effluents available methods and emerging technologies. *Environmental Science and Biology/Technology*, 4(4), 245–273.
49. Yurtsever, A. (2016). *Tekstil endüstrisi atıksularının anaerobik ve aerobik membran biyoreaktörlerle arıtılabilirliği ve tıkanma özelliklerinin incelenmesi*. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 12.
50. Bisschops, I., Spanjers, H. (2003). Literature review on textile wastewater characterisation. *Environmental Technology*, 24(11), 1399–1411.
51. Milli Eğitim Bakanlığı. (2011). *Tekstil Teknolojisi Çözümleri* (542TGD899). Ankara: Milli Eğitim Bakanlığı, 3-4.

52. Sandhya, S., Sarayu, K. (2012). Current technologies for biological treatment of textile wastewater-a review. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 167(3), 645–661.
53. Cırık, K. (2010). *Farklı elektron alıcılarının anaerobik renk giderim verimine etkisi*. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta, 14.
54. Casu, S., Grilli, S. and Spagni, A. (2012). Decolourisation of textile wastewater in a submerged anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 117, 180–185.
55. Bonomo, L., Malpei, F. and Rozzi, A. (1998). Anaerobic biodegradability of print pastes plus primary sewage sludge. *Bioresource Technology*, 63 (1), 57–63.
56. Bonomo, L., Malpei, F. and Rozzi, A. (2003). Feasibility study to upgrade a textile wastewater treatment plant by a hollow fibre membrane bioreactor for effluent reuse. *Water Science and Technology*, 57, 33–39.
57. Başer İ., İnanıcı Y. (1990). *Boyarmadde Kimyası*, İstanbul: Marmara Üniversitesi Teknik Eğitim Fakültesi, 102-105.
58. Delikanlı, N. E. (2013). *Pamuklu tekstil endüstrisi atıksularının membran biyoreaktör (MBR) ile arıtılması ve renk giderimi*. Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
59. Chen, J., Chang, C. Y., Jegatheesan, V., Navaratna, D., Pramanik, B. K. and Shu, L. (2016). Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: a critical review. *Bioresource Technology*, 204, 202–12.
60. Arora, S., Singh, K. (2011). Removal of synthetic textile dyes from wastewaters: a critical review on present treatment technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41 (9), 807–878.
61. Bhunia P., Dash, R. R. and Verma, K. A. (2012). A Review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 93, 154-168.
62. Erol, E. (2007). *Pamuklu tekstil endüstrisi atıksularının arıtımı*. Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli.
63. APHA (2005). *Standart methods for the examination of water and wastewater*. Washington DC: American Public Health Association, 21.
64. Chung, T. S., Li, F. Y., Liang, C. Z., Ong, Y. K., Sun, S. P. and Zhao, B. W. (2014). Nanofiltration hollow fiber membranes for textile wastewater treatment: lab-scale and pilot-scale studies. *Chemical Engineering Science*, 114, 51–57.
65. Delée, W., Hawkes, F. R., O'Neill, C. and Pinheiro, H. M. (1998). Anaerobic treatment of textile effluents: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 73 (4), 323–335.

66. Arslan, H. (2010). *Tekstil Endüstrisinde Farklı Proses Atıksularının Arıtımında Membran Uygulamaları*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
67. Köseoğlu, M. (2004). *Tekstil Atıksularındaki Renk Sorununun İleri Aktif Çamurlu Ardışık Kesikli Bioreaktör ile Giderilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 79.
68. Low, K. S., Lee, C. K. (1997). Quaternized rice husk as sorbent for reactive dyes. *Bioresource Technology*, 61, 121-125.
69. McKay, G. (1985). Equilibrium studies for the adsorption of dye stuffs from aqueous solutions by low-cost materials. *Water, Air, Soil Pollution*, 29, 273-283.
70. Lambert, S. D., Graham, N. J. D., Sollars, C. J. and Fowler, G. D. (1996). Evaluation of inorganic adsorbents for the on-site treatment of textile industry effluents. *Environment and Water Research. Engineering*, Londra and Atina.
71. Topacık, D., Koyuncu, İ. (1998). Membran teknolojisi ile amonyum iyonu giderimi üzerine bir araştırma. *Su Kirliliği Kontrolü Dergisi*, İstanbul.
72. Şahin, Y. (2006). *Asit Banyosu Atıksularının Kimyasal Prosesler ile Ön Arıtılabilirliğinin İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
73. Van der Zee, F. P. (2002). *Anaerobic Azo dye Reduction*, PhD Thesis, Wageningen University, The Netherlands.
74. Machenbach, I. (1998). Membrane technology for dye house effluent treatment. *Membrane Technology*, 96 (4), 7-11.
75. Rozzi, A., Antonelli, M. and Arcari, M. (1999). Membrane treatment of secondary textile effluents for direct reuse. *Water Science and Technology*, 40 (4-5), 409-416.
76. Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R. and Nigam, P. (2001). Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, 77, 247- 255.
77. Duran, M., Demirer, G. N. (1997). *Su Arıtımında Temel İşlemler*, Ankara: TMMOB Çevre Mühendisleri Odası.
78. Gökkuş, Ö. (2009). *Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularında Fenton Prosesi ve Kimyasal Koagülasyon Uygulanarak Renk ve KOİ Gideriminin İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kayseri.
79. Alkan, U., Kocaer, F. O. (2002). Boyarmadde içeren tekstil atıksularının arıtım alternatifleri. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 7 (1), 47-55.

80. Atalay, H., Işık, M. ve Sponza, D. T. (2000). İndigo boyar maddelerin anaerobik arıtılabilirliklerinin incelenmesi. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, İzmir, 2 (3), 23–34.
81. Filibeli, A., Büyükkamacı, N. ve Ayol, A. (2000). Anaerobik Arıtma, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları*, İzmir, 280.
82. Kapdan, İ. K., Öztekin, R. (2003). *Anaerobik Kesikli Beslemeli Reaktör Sisteminde Sentetik Atıksudan Renk Giderimi*, V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Ankara, 452-462.
83. Cervantes, F. J., Dos Santos, A. B. (2011). Reduction of azo dyes by anaerobic bacteria: microbiological and biochemical aspects. *Environmental Science and Biotechnology*, 10 (29), 125–137.
84. Firmino, P. I. M., Silva, M. E. R., Cervantes, F. J. and Dos Santos, A. B. (2010). Colour removal of dyes from synthetic and real textile wastewaters in one and two-stage anaerobic systems. *Bioresource Technology*, 101 (20), 7773–7779.
85. Van Der Zee, F. P. and Villaverde, S. (2005). Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes-a short review of bioreactor studies. *Water Research*, 39 (8), 1425–1440.
86. Uysal, P. (2010). *Ozonun Polilaktik Asit (PLA) Liflerine Etkisi ve PLA Terbiyesinde Ozon Kullanımı*, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa, 20-36.
87. Yıldız, D. (2012). *Tekstil Terbiye İşletmesinde Ozon Kullanımı Entegrasyonu*, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa, 15-28.
88. Perincek Dereli, S. (2006). *Ozon, UV, Ultrason Teknolojileri ve Kombinasyonlarının Ön Terbiye İşlemlerine Uygulanabilirliğinin Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, 3-38.
89. Kestioğlu, K. (2001). *Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi Boyutlandırma Kriterleri*, Bursa: Vipaş yayınevi, 114-9.
90. Koçyiğit, H. (2008). *Tekstil Atık Sularındaki Reaktif Boyaların (Reaktif Mavi 19, Reaktif Kırmızı 198) Ardışık Kesikli Reaktörlerle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi*, Doktora Tezi, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tekirdağ.
91. Işık, M., Sponza, D. T. (2004). Decolorization of azo dyes under batch anaerobic and sequential anaerobic/aerobic conditions. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 39 (4), 1107–1127.
92. Aksu, Z., Karabayır, G. (2008). Comparison of biosorption properties of different kinds of fungi for the removal of Gryfalan Black RL metal-complex dye. *Bioresource Technology*, 99 (16), 7730-41.

93. Socha, K. (1991). Treatment of textile effluents. *Textile Month*, 12, 52-56.
94. Giray, S. M. (2014). *Kumaş Boyaması Yapan Kahramanmaraş Tekstil Fabrikaları Atıksularının Ultrases Fenton ve Fenton Oksidasyonu ile Arıtımının Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Kahramanmaraş, 106.
95. Gouvêa, C. A. K., Wypych, F., Moraes, S. G., Durán, N., Nagata, N. and Peralta-Zamora, P. (2000). Semiconductor – assisted photocatalytic degradation of reactive dyes in aqueous solution. *Chemosphere*, 40, 433-440.
96. Andreozzi, R., Caprio, V., Insola, A. and Manotta, R. (1999). Advanced oxidation processes (aop) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, 53 (1), 51-59.
97. Malato, S., Blanco, J., Vidal, A. and Richter, C. (2002). Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: an overview. *Applied Catalysis Environmental*, 37 (1), 1-15.
98. Oppenländer, T. (2007). *Photochemical Purification of Water and Air: Advanced Oxidation Processes (Aops): Principles, Reaction Mechanisms, Reactor Concepts*. Germany: Wiley, 368.
99. Bahadır, E. B. (2012). *Tekstil Endüstrisi Arıtılmış Atıksularında Renk ve Öncelikli Kirlenmelerin Ozon Teknolojisi ile Gideriminin Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
100. Kemer, M., Kara, Ş. (1998). *Pamuklu Sentetik Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtılması*, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa, 225.
101. Gökkuş, Ö. (2006). *Dispers Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksularında Renk Giderimi*, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Sivas, 85.
102. İnternet:URL:<http://www.webcitation.org/query?url=https%3A%2F%2Fwww.soluonozone.com%2Faboutozone%2Ffozone-generation%2F&date=2019-05-07> Son Erişim Tarihi: 07.05.2019.
103. Kiang, Y., Metry, A. A. (1982). *Hazardous waste processing technology*, Michigan: Arbor Science Publishers.
104. Tünay, O. (2002). *Kimyasal Oksidasyon Yöntemlerinin Atıksu Arıtımında Kullanımı*. 8. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 11-22, İstanbul.
105. Slokar, Y. M., Marechal, A. (1998). Methods of decoloration of textile wastewaters. *Dyes and Pigments*, 37 (4), 335–339.
106. Kuo., W. G. (1992). Decolorising dye wastewater with fentons reagent. *Water Research*, 26, 881-886.

107. Gürtekin, E., Şekerdağ, N. (2008). Bir ileri oksidasyon prosesi: Fenton prosesi. *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 14 (3), 229–236.
108. Uçar, D. (2009). *Tekstil Endüstrisi Atıksularındaki Reaktif Boyaların Giderilmesinde Alternatif Düşük Maliyetli Adsorbantların Kullanılması*, Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa.
109. Sevimli, M. F. (2000). *Tekstil Endüstrisi Atık Sularından Ozonlama ile Renk Giderimi ve Ozonlamanın Biyolojik Arıtılabilirliğe Etkisi*, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 102.
110. Rice, R. G. (1997). Application of ozone for industrial wastewater treatment- a review. *Ozone Science Engineering*, 18 (6), 477-515.
111. Aydoğdu, G. (2012). *Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularında Renk Gideriminin Entegre Arıtım Yaklaşımıyla İncelenmesi*. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
112. Forgacs, E., Cserhádi, T. and Oros, G. (2004). Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Hungarian Academy of Sciences*, 30 (7), 953-971.
113. Şencan, A. (2011). Tekstil atıksuyunda kimyasal yöntemle renk giderimi. *Tekstil Teknolojileri Elektronik Dergisi*, 5 (1), 48-53.
114. Slokar, Y. M. and Marechal, A. M. L. (1998). Methods of decoloration of textile wastewaters. *Dyes and Pigments*, 37 (4), 335-356.
115. Perincek, S. D., Duran, K., Korlu, A., E. and Bahtiyari, İ., M. (2007). An investigation in the use of ozone gas in the bleaching of cotton fabrics. *Science and Engineering*, 29, 325-333.
116. Ihara, I., Kanamura, K. and Shimada, E. (2004). High gradient magnetic separation combined with electrocoagulation and electrochemical oxidation for the treatment of landfill leachate. *Ieee Transactions On Applied Superconductivity*, 14 (2), 1558-1560.
117. Mollah, M. Y. A., Schennach, R. and Parga, J. R. (2001). Electrocoagulation (EC) – science and application. *Journal of Hazardous Materials*, 84, 29-41.
118. Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38 (1), 11-41.
119. Rajeshwar, K., Ibanez, J. G. and Swai, G. M. (1994). Electrochemistry and the environment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 1077-1091.
120. Szpyrkowicz, L., Naumcazyk, J. and Zilio, G. F. (1995). Electrochemical treatment of tannery wastewater. *Water Research*, 29, 517-524.

121. Vlyssides, A. G., Karlis, P., Laizidoy, M., Zorpas, A. and Arapoglou, D. (2001). Treatment of leachate from a domestic solid waste sanitary landfill by an electrolysis system. *Environmental Technology*, 22, 1467-1476.
122. Chen, X., Chen, G. and Yue, P. L. (2000). Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation Purification Technology*, 19, 65-76.
123. Gao, P., Chen, X., Shen, F. and Chen, G. (2005). Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation without a filter. *Separation Purification Technology*, 43, 117-123.
124. Müller, K. (1992). *Electroflotation from the double layer to troubled waters*. in Oliver J., Murphy et al. *Electrochemistry in Transition*, Newyork: Plenum Press.
125. Matis, K. A. and Zouboulis, A. I. (1995). Electrolytic flotation: an unconventional technique. *Flotation Science and Engineering*, 385-413.
126. Pekel, L. C. (2013). *Tekstil Atık Sularının Elektrokimyasal Yöntemle Arıtılması*, Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara.
127. Romanov, A., Kobya, M. ve Dimoğlu, A. (2000). *Atık Sulardaki Kolloidal Partiküllerin Elektroflotokoagülasyonla Giderimi*. İstanbul Teknik Üniversitesi 7. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu. İstanbul, 67-74.
128. Casqueira, R. G., Torem, M. L. and Kohler, H. M. (2006). The removal of zinc from liquid streams by electroflotation. *Minerals Engineering*, 19, 1388-1392.
129. Beşen, B. S. (2012). *Tekstil Terbiyesinde Ozon Uygulamaları İle Sürdürülebilir, Ekonomik ve İnovatif Proseslerin Geliştirilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Kahramanmaraş, 36-52.
130. Anonymous. (1993). Electro-pure alternating current electrocoagulation. *Emerging Technology Summary*, EPA, 540, 93.
131. Mills, D. (2000). A new process for electrocoagulation. *Journal. American Water Works Association*, 92 (6), 34-43.
132. Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J. and Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 114, 199–210.
133. EPA (Environmental Protection Agency), (1999). Wastewater Technology Fact Sheet Ozone Disinfection. *Office of Water*, Washington.

134. Mollah, M. Y. A., Pathak, S. R., Patil, P. K., Vayuvegula, M., Agrawal, T. S., Gomes, J. A. G., Kesmez, M. and Cocke, D. L. (2004). Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. *Journal. Hazardous. Materials*, 109, 165-171.
135. Deng, Y., Englehardt, D. (2006). Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 27 (3), 380-388.
136. Jüttner, K., Gala, U. and Schmeider, H. (2000). Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry. *Electrochimica Acta*, 45, 2575-2594.
137. Panizza, M., Boca, C. and Cerisola, G. (2000). Electrochemical treatment of wastewater containing polyaromatic organic amines. *Water Research*, 34 (9), 2604-2605.
138. Vlyssides, A. G., Barampouti, E. M., Mai, S., Arapoglou, D. and Kotronarou, A. (2004). Degradation of methylparathion in aqueous solution by electrochemical oxidation. *Environment Science Technology*, 38, 6125-6131.
139. Panizza, M., Cerisola, G. (2004). Electrochemical oxidation as a final treatment of synthetic tannery wastewater. *Environment Science Technology*, 38, 5470-5475.
140. Vlyssides, A. G. and Israilides, C. J. (1997). Detoxification of tannery waste liquors with an electrolysis system. *Environment Pollution*, 97, 147-152.
141. Ögütveren, B. Ü., Gönen, N. and Koparal, S. (1992). Removal of dye stuffs from wastewater: electrocoagulation of acilan blau using soluble anode. *Journal Environmental Science. Healthy*, 27, 1237-1247.
142. Scott, K. (1995). Electrochemical processes of clean technology. *The Royal Society of Chemistry*, UK-Cambridge
143. Bejankiwar, R. S. (2002). Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study, *Water Research*, 36 (17), 4386-4390.
144. Erişmiş, B. (2012). *Tekstil Terbiye İşlemlerinde Ultrason Kullanımı*, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa, 31-35
145. Kloos, S. (2002). Membrane and Application Development, *Ozone Chemistry*.





EK-1. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre tekstil endüstrisi atık suları alıcı ortam deşarj standartları

Çizelge E.1. Sektör: Tekstil sanayii (açık elyaf, iplik üretimi ve terbiye)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	350	240
AMONYUM AZOTU (NH ₄ - N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
YAĞ VE GRES	(mg/L)	10	-
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	4	3
Ph	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011- 27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

Çizelge E.2. Sektör: Tekstil sanayii (dokunmuş kumaş terbiyesi ve benzerleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	400	300
ASKIDA KATI MADDE(AKM)	(mg/L)	140	100
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
FENOL	(mg/L)	1	0,5
BİYODENEYİ (ZSF)	-	4	3
pH	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

EK-1. (devam) Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre tekstil endüstrisi atık suları alıcı ortam deşarj standartları

Çizelge E.3. Sektör: Tekstil sanayii (pamuklu tekstil ve benzerleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	250	200
ASKIDA KATI MADDE(AKM)	(mg/L)	160	120
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
FENOL	(mg/L)	10	-
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	4	3
pH	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

Çizelge E.4. Sektör: Tekstil sanayii (yün yıkama, terbiye, dokuma ve benzerleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	400	300
ASKIDA KATI MADDE(AKM)	(mg/L)	400	300
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
YAĞ VE GRES	(mg/L)	200	100
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)		4	3
pH		6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

EK-1. (devam) Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre tekstil endüstrisi atık suları alıcı ortam deşarj standartları

Çizelge E.5. Sektör: Tekstil sanayii (örgü kumaş terbiyesi ve benzerleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	300	200
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
YAĞ VE GRES	(mg/L)	10	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
FENOL	(mg/L)	1	0.5
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	4	3
pH	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

Çizelge E.6. Sektör: Tekstil sanayii (halı terbiyesi ve benzerleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	300	200
ASKIDA KATI MADDE(AKM)	(mg/L)	160	120
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
FENOL	(mg/L)	1	0.5
YAĞ VE GRES	(mg/L)	10	-
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	4	3
pH	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914)Renk	(Pt-Co)	280	260

Çizelge E.7. Sektör: Tekstil sanayii (sentetik tekstil terbiyesi ve benzerleri)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	400	300
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
FENOL	(mg/L)	1	0.5
ÇİNKO (Zn)	(mg/L)	12	10
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	3	2
pH	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

EK-2. Renk parametresi deney raporu

İlk Basım: 03.05.2010 RP.01 / Rev.03 Rev. Tarihi: 15.06.2019 Sayfa 1 / 2	 	
	SEGAL ÇEVRE ÖLÇÜM ve ANALİZ LABORATUARI	
	Aşağı Öveçler Mah. 1322.Cad (eski 6.cad) ÇANKAYA-ANKARA	
	Tel: 0 312 481 83 00 Fax: 0 312 481 83 99 mail: segal@segalanaliz.com web: www.segalanaliz.com www.segal.com.tr	
	AB-0425-T R-40520/19 25.07.2019	

DENEY RAPORU / Test Report

Müşterinin Adı / Adresi Customer Name / Address	BUSE EZGİ ÖZKÖK ANKARA
Numuneyi Alan Kurum / Kuruluş Sampler Institution / Company	---
Numunenin Adı ve Örnekleme Tarihi Name and Sampling Date of the Sample	Su numunesi
Numunenin Alınış Şekli Receipt of the Sample Shape	---
Numuneyi Teslim Eden Deliverer of the Sample	Müşteri tarafından teslim edildi.
Proje Adı ve No Name and Number of the Project	P-21186/19
Numunenin Kabul Tarihi Date of Sample Acceptance	24.07.2019
Numunenin Teslim Koşulları Delivery Conditions of the Sample	Plastik kap
Açıklamalar Remarks	Su numunesinin analizi
Deneyin Yapıldığı Tarih Date of the Test	24.07.2019
Raporun Sayfa Sayısı Number of the Pages of the Report	2 sayfa

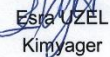
Deney laboratuvarı olarak faaliyet gösteren SEGAL Çevre Ölçüm ve Analiz Laboratuvarı Müh. Müm. Proje Hizm. San. Tic. Ltd. Şti. TÜRKAK'tan AB-0425-T ile TS EN ISO IEC 17025 standardına göre akredite edilmiştir. SEGAL Çevre Ölçüm ve Analiz Laboratuvarı Müh. Müm. Proje Hizm. San. Tic. Ltd. Şti. accredited by TÜRKAK under registration number AB-0425-T for TS EN ISO IEC 17025 as test laboratory"

Türk Akreditasyon Kurumu (TÜRKAK) deney raporlarının tanınirliğı konusunda Avrupa Akreditasyon Birliğı (EA) ile Çok Taraflı Anlaşma ve Uluslararası Laboratuvar Akreditasyon Birliğı (ILAC) ile karşılıklı tanıma anlaşması imzalamıştır. Turkish Accreditation Agency (TÜRKAK) is a signatory to the European co-operation for Accreditation (EA) Multilateral Agreement (MLA) and to the International Laboratory Accreditation Cooperation (ILAC) Mutual Recognition Arrangement (MRA) for the recognition of test reports

Deney ve/veya ölçüm sonuçları, genişletilmiş ölçüm belirsizlikleri ve deney/ölçüm metotları takip eden sayfalarda verilmiştir. The test and /or measurements results, the uncertainties with confidence probability and test methods are given on the following pages which are part of this report.

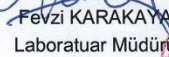
Raporu Hazırlayan

Prepared by


 Esra UZEL
 Kimyager

Raporu Onaylayan

Confirm by


 Fevzi KARAKAYA
 Laboratuvar Müdürü

Bu rapor, laboratuvarın yazılı izni olmadan kısmen kopyalanıp çoğaltılamaz. İmzasız ve mühürsüz raporlar geçersizdir. Sonuçlar sadece deneyi yapılan numunelere aittir. (This report shall not be reproduced other than in full except with the permission of the laboratory. Testing reports without signature and seal are not valid. The results belong to the tested sample)

Bu rapor çevre mevzuatına ilişkin resmi işlemlerde kullanılamaz.

EK-2.(devam) Renk parametresi deney raporu

İlk Basım: 03.05.2010 RP.01 / Rev.03 Rev. Tarihi: 15.06.2019 Sayfa 2 / 2	  	SEGAL ÇEVRE ÖLÇÜM ve ANALİZ LABORATUARI Aşağı Öveçler Mah. 1322.Cad (eski 6.cad) ÇANKAYA-ANKARA Tel: 0 312 481 83 00 Fax: 0 312 481 83 99 mail: segal@segalanaliz.com web: www.segalanaliz.com www.segal.com.tr	AB-0425-T R-40520/19 25.07.2019
---	--	---	---------------------------------------

DENEY RAPORU / Test Report

Numune Adı ve Numune No: Su numunesi
 Sample Name and Number

Parametre-Birim Parameter-Unit	Renk Analiz Sonucu Test Result (Pt-Co)	Ölçüm Belirsizliği Uncertainties	Analiz Metodu Test Method
N-43316/19	0 numara	2540	% ± 6,96 SM 2120 C
N-43317/19	1 numara	55	
N-43318/19	2 numara	23	

"Atıksu ve su numunesi TS ISO 5667-10, TS 6291, TS ISO 5667-18, TS ISO 5667-6 ve TS ISO 5667-11 standartlarına göre alınmaktadır."

"Deniz suyu numunesi TS ISO 5667-9 standardına göre alınmaktadır."

"Atık numunesi TS EN ISO 5667-13, TS 12090 standardına göre alınmaktadır."

"Arıtma çamuru ve sediment numunesi TS EN ISO 5667-13, TS 9547 ISO 5667-12, TS 12090 standardına göre, toprak numunesi TS 9923 standardına göre alınmaktadır."

"Atıkyağ numunesi TS 900-1 EN ISO 3170, TS 900-2 EN ISO 3171 ve TS EN 60475 standardına göre alınmaktadır."

Laboratuvar, yetkili personeli tarafından alınmayan ve/veya uygun koşullarda gelmeyen numunelerden, teknik ve hukuki olarak sorumluluk kabul etmemektedir.

"Numuneler, TS EN ISO 5667-3 Su Kalitesi-Numune Alma-Bölüm 3: Numunelerin Muhafaza ve Taşıma Kuralları" çerçevesinde saklanır. Bu süre içerisinde kimyasal, mikrobiyolojik ve fiziksel açıdan bozulan veya tehlike arz eden numuneler, numune saklama süresinin bitimi beklemeden imha edilir.

Çevre Koşulları:

Hava Durumu	Açık	Yağış	Var	Hava Sıcaklığı	Koordinatlar	E
	Kapalı		Yok	°C		N

Görüş ve Yorumlar:

Bu rapor, laboratuvarın yazılı izni olmadan kısmen kopyalanıp çoğaltılamaz. İmzasız ve mühürsüz raporlar geçersizdir. Sonuçlar sadece deneyi yapılan numunelere aittir. (This report shall not be reproduced other than in full except with the permission of the laboratory. Testing reports without signature and seal are not valid. The results belong to the tested sample)
 Bu rapor çevre mevzuatına ilişkin resmi işlemlerde kullanılamaz.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Soyadı, adı : ÖZKÖK, Buse Ezgi
Uyruğu : T.C.
Doğum tarihi ve yeri : 01.08.1989, Ankara
Medeni hali : Bekar
Telefon : 0(534) 578 91 21
e-mail : buseezgiozkok@hotmail.com



Eğitim

Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet Tarihi
Yüksek Lisans	Gazi Üniversitesi/ Çevre Bilimleri	Devam ediyor
Lisans	Cumhuriyet Üniversitesi/Çevre Mühendisliği	2012
Lise	Kılıçarslan Lisesi	2007

İş Deneyimi

Yıl	Yer	Görev
2016	Meriçler Müh. Müş. Proje	Çevre Mühendisi

Yabancı Dil

İngilizce

Yayınlar

- Özkök, B., Topal, H.,(2019, 26-28 Nisan), Tekstil atık suyunun arıtılmasında plazma teknolojisinin uygulanması, Anadolu 2. Uluslararası Uygulamalı Bilimler Kongresi, Diyarbakır.

Hobiler

Çini yapmak



GAZİ GELECEKTİR...