

**T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ENDÜSTRİYEL TEKSTİL ATIKSUYUNUN EC, OZON
VE EC/ OZON HİBRİT SİSTEMLERİ İLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Şeyma TÜRKYILMAZ

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Tez Danışmanı : Prof. Dr. İsmail Ayhan ŞENGİL

Haziran 2022

**T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ENDÜSTRİYEL TEKSTİL ATIKSUYUNUN EC, OZON
VE EC/ OZON HİBRİT SİSTEMLERİ İLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Şeyma TÜRKYILMAZ

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Bu tez 27.06.2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı

Üye

Üye

BEYAN

Tez içindeki tüm verilerin akademik kurallar çerçevesinde tarafımdan elde edildiğini, görsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uygun şekilde sunulduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu, tezde yer alan verilerin bu üniversite veya başka bir üniversitede herhangi bir tez çalışmasında kullanılmadığını beyan ederim.

Şeyma TÜRKYILMAZ

27.06.2022

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim süresince üst düzey bilgi ve deneyimlerinden yararlandığım, her konuda hiçbir zaman sabrını ve desteğini esirgemeyen, çalışmayı daha iyi bir düzeyde yapabilmem için beni teşvik eden ve yönlendiren değerli danışman hocam Prof. Dr. İsmail Ayhan ŞENGİL'e teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmaları konusunda bilgi ve desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen tüm konularda deneyimlerinden sıklıkla ders aldığım değerli hocam Öğr. Gör. Dr. Nazire Pınar TANATTI'ya sabrı ve olağanüstü desteği için teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca bilgi ve deneyimlerine başvurduğum Arş. Gör. Muhammed HAS'a anlayışları için çok teşekkür ederim.

Her zaman yanımda olan aileme (Kaan TÜRKYILMAZ, Hilal TÜRKYILMAZ, Nesrin TÜRKYILMAZ, Seçil TÜRKYILMAZ, Cemil TÜRKYILMAZ, Taner TÜRKYILMAZ) ayrıca teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	iv
ŞEKİLLER LİSTESİ	v
TABLolar LİSTESİ	vi
ÖZET	vii
SUMMARY	viii
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ	1
BÖLÜM 2.	
TEKSTİL ENDÜSTRİSİNDE KULLANILAN BOYAR MADDELER	3
2.1. Azo Boyalar	4
2.2. Bazik Boyalar	6
2.3. Dispers Boyalar	7
2.4. Direkt Boyalar.....	9
2.5. Sülfür Boyalar.....	10
2.6. Reaktif Boyalar.....	10
2.7. Asit Boyalar.....	11
BÖLÜM 3.	
TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARINI ARITMA YÖNTEMLERİ.....	13

3.1. Ozonlama	13
3.2. Oksidasyon Prosesleri.....	15
3.3. Koagülasyon ve Flokülasyon.....	17
3.4. Elektrokoagülasyon (EC)	18
3.5. Elektro-Fenton (EF).....	22
3.6. Elektrooksidasyon (EO).....	22
3.7. Adsorbsiyon.....	23
 BÖLÜM 4.	
MATERYAL VE YÖNTEM	25
4.1. Materyal	25
4.2. Yöntem	26
4.2.1. Kullanılan araç-gereçler	26
 BÖLÜM 5.	
ARAŞTIRMA BULGULARI	27
5.1. PH'ın KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi	27
5.2. Ozon Dozunun KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi	29
5.3. Akımın KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi	31
5.4. Reaksiyon Süresinin KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi ..	33
 BÖLÜM 6.	
TARTIŞMA VE SONUÇ	40
 KAYNAKLAR	42
ÖZGEÇMİŞ	47

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

A	: Amper
AB14	: Asit Kahverengi 14
AC	: Aktif Karbon
AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
cm ²	: Santimetre kare
CV	: Kristal Menekşe
dk	: Dakika
EC	: Elektrokoagülasyon
İOP	: İleri Oksidasyon Prosesleri
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	: Litre
Mg	: Miligram
mL	: Mililitre
NaOH	: Sodyum Hidroksit
°C	: Santigrad derece
OH	: Hidroksil Radikalleri
PET	: Polietilen Tereftalat
ROS	: Reaktif Oksijen Türleri
ST	: Safranin T
T	: Süre
UV	: Ultraviyole

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Çözünürlüklerine göre boyaların sınıflandırılması.....	3
Şekil 2.2. Çeşitli boya kategorileri ve endüstriyel uygulamaları.....	4
Şekil 3.1. Hidroksil radikal bazlı gelişmiş oksidasyon prosesleri.....	15
Şekil 3.2. Elektrokoagülasyon mekanizması.....	18
Şekil 4.1. EC-O ₃ reaktörü.....	26
Şekil 5.1. pH'ın KOİ giderme verimi üzerine etkisi.....	28
Şekil 5.2. pH'ın renk giderme verimi üzerine etkisi.....	29
Şekil 5.3. Ozon dozunun KOİ giderme verimi üzerine etkisi.....	30
Şekil 5.4. Ozon dozunun renk giderme verimi üzerine etkisi.....	31
Şekil 5.5. Akımın KOİ giderme verimi üzerine etkisi.....	32
Şekil 5.6. Akımın renk giderme verimi üzerine etkisi.....	32
Şekil 5.7. EC çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerine etkisi.....	33
Şekil 5.8. Ozonlama çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerine etkisi.....	34
Şekil 5.9. EC+O ₃ çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerine etkisi.....	34
Şekil 5.10. EC→O ₃ çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerinde etkisi....	35
Şekil 5.11. EC çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi.....	36
Şekil 5.12. Ozonlama çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi....	37
Şekil 5.13. EC+O ₃ çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi.....	38
Şekil 5.14. EC→O ₃ çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi....	39

TABLÖLER LİSTESİ

Tablo 4.1. Tekstil atık suyunun karakteristiği.....	25
Tablo 4.2. Boyalı atık suyun kimyasal içeriği.....	25
Tablo 4.3. RES Avrupa Normu ENISO 7887 Renk Parametresi Alıcı Ortam Standartları.....	26



ÖZET

Anahtar kelimeler: Ozon, elektrokoagülasyon, tekstil atık suyu

Tekstil endüstrisinden kaynaklanan atık sular yüksek konsantrasyonda organik ve inorganik kimyasallar içerir. Oldukça kuvvetli kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), renk, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ve askıda katı madde (AKM) kirletici özelliklerine sahiptir. Tekstil atık sularının arıtılmasında fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere birçok yöntem kullanılmakta ve yeni yöntemler halen araştırılmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, ozon ve elektrokoagülasyon arıtma yöntemlerini ayrı ayrı ve hibrit bir şekilde laboratuvar ölçeğinde tekstil endüstrisi atık sularını, KOİ ve renk giderimi yönünden araştırmak ve karşılaştırmaktır.

Bu çalışmada tekstil endüstrisinden alınan ham atık su numunesinin başlangıç KOİ değeri; 1256 mg/L ve pH 3,86 ölçülmüştür. Elektrokoagülasyon (EC) yöntemi kullanılarak gerçekleştirilen arıtım ile KOİ ve rengin giderimi için, pH, iletkenlik (NaCl miktarı), akım ve reaksiyon süresi incelenmiştir. KOİ ve renk giderimi için optimum koşullar pH 5, 10 dakika, 1g/L NaCl ve 0,25 A olarak bulunmuştur. Bu şartlarda KOİ giderimi %47, renk giderimi ise 436 nm’de %80 525nm’de %98 620nm’de %99 olarak tespit edilmiştir. Ozon (O₃) ile arıtımda pH, O₃ dozu ve reaksiyon süresi çalışılmıştır. Bu yöntem ile arıtımda ise; ham su pH’ını değiştirmeden, 2400 mg/L O₃ dozu ve 180 dakika optimum olarak tespit edilmiştir. Bu şartlarda KOİ giderimi %53, renk giderimi ise 436 nm’de %97 525nm’de %99 620nm’de %99 olarak tespit edilmiştir. EC+O₃ prosesinde belirlenen optimum pH 3, 1800 mg/L O₃, 1g/L NaCl şartları neticesinde KOİ giderimi %83, renk giderimi ise 436 nm’de %94 525nm’de %96 620nm’de %97 olarak tespit edilmiştir. EC→O₃ yönteminde ise 75 dakika ve pH 5 şartlarında KOİ giderimi %61, renk giderimi ise 436 nm’de %98 525nm’de %99 620nm’de %99 olarak tespit edilmiştir.

INVESTIGATION OF THE TREATABILITY OF INDUSTRIAL TEXTILE WASTEWATER WITH EC, OZONE AND EC/ OZONE HYBRID SYSTEMS

SUMMARY

Keywords: Ozone, electrocoagulation, textile waste water

Wastewater from the textile industry contains high concentrations of organic and inorganic chemicals. It has very strong COD, Color, BOD, and suspended solid pollutant properties. Many methods, including physical, chemical, and biological, are used in the treatment of textile wastewater and new methods are still being researched.

The aim of this study is to investigate and compare the ozone and electrocoagulation treatment methods separately and in a hybrid way in laboratory scale textile industry wastewater in terms of COD and color removal.

In this study, the initial COD value of the raw wastewater sample taken from the textile industry; It measured 1256 mg/L and pH 3.86. pH, conductivity (NaCl amount), current and reaction time were investigated for the removal of COD and color by purification using the electrocoagulation (EC) method. The optimum conditions for COD and color removal were found to be pH 5, 10 minutes, 1g/L NaCl and 0.25 A. Under these conditions, the COD removal was 47%, the color removal was 80% at 436 nm, 98% at 525nm, and 99% at 620nm. In the treatment with ozone (O₃), pH, O₃ dose and reaction time were studied. In purification with this method; 2400 mg/L O₃ dose and 180 minutes were determined as optimum without changing the raw water pH. Under these conditions, the COD removal was 53%, the color removal was 97% at 436 nm, 99% at 525nm, and 99% at 620nm. As a result of the optimum pH 3, 1800 mg/L O₃, 1g/L NaCl conditions determined in the EC+O₃ process, the COD removal was 83%, the color removal was 94% at 436 nm, 96% at 525nm, and 97% at 620nm. In the EC□O₃ method, on the other hand, in 75 minutes and pH 5 conditions, the removal of COD was 61% and the color removal was 98% at 436 nm, 99% at 525 nm and 99% at 620 nm.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Dünyadaki bütün endüstrilerde olduğu gibi tekstil endüstrisi de oldukça fazla sıvı ve katı atık üretir. Tekstil endüstrisi, merserize etme, boyama, temizleme, terbiyeleme gibi farklı prosesleriyle işlem yapmaktadır. Tekstil üretimi ciddi derecede su isteyen bir süreçtir. Bir kilogram bitmiş tekstil ürünü için yaklaşık 300 L su gereklidir. Boyama aşaması sırasında, boyanın sadece küçük bir kısmı liflerde sabitlenirken, kalan kısmı atık su olarak deşarj edilir. Bu nedenle, tekstil endüstrisi, çevreye deşarj edilmeden önce arıtma gerektiren büyük miktarda atık suyun günlük olarak üretilmesine yol açmaktadır (Fortunato ve ark., 2021). Bu sebeple yoğunlukla su, boya ve kimyasal tüketimi konusunda endüstri olarak üst sıralarda yer almaktadır. Bu endüstri dolaylı olarak da kimyasallarla kirlenmiş sular üretmektedir. Tekstil endüstrisinden kaynaklanan atık sular güçlü bir renge ve yüksek kimyasal oksijen ihtiyacına (KOİ) sahip olması sebebiyle sağlıklı bir şekilde arıtılması zordur. Atık sudaki boyaları uzaklaştırmak için çeşitli geleneksel teknolojiler uygulansada, bu teknolojilerin çoğunda teknik olarak sınırlamalar bulunmaktadır.

Tekstil endüstrileri, Çin ve Güney Afrika haliçleri de dahil olmak üzere birçok ülkede küresel ekonomiye ve çevre kirliliğine büyük katkıda bulunuyor. (Fortunato ve ark., 2021). Tekstil endüstrisi ciddi anlamda insanların ihtiyaçlarını karşılamamanın yanı sıra çevreye de ciddi anlamda kirletici etki yapmaktadır. Endüstriyel atıkların işlenmesi konusu ve atık suların arıtılması konusu ciddi bir problem ve iş yükü anlamına gelmektedir. Bu sebeplerle birçok araştırmacı bu konularla ilgili daha çevreci ve sürdürülebilir yöntemler konusunda çalışmalarda bulunmaktadır (Kuleyin ve ark. 2021).

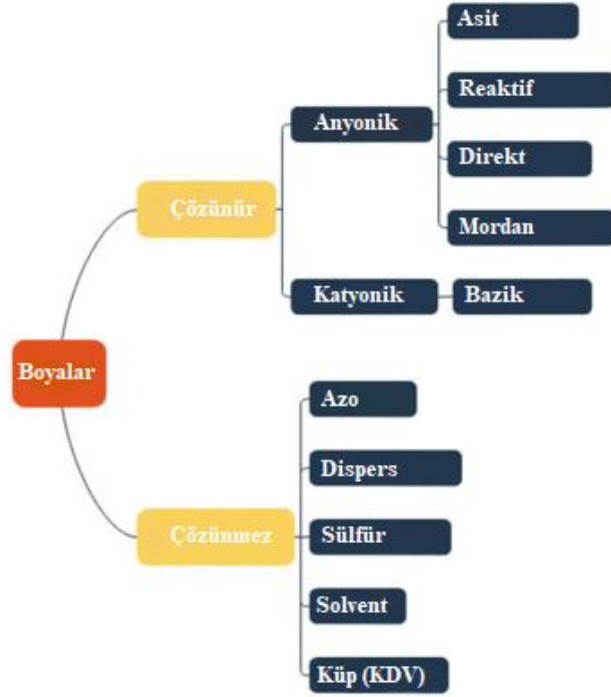
Tekstil veya boya imalat endüstrileri gibi birçok kaynaktan yayılan renk üreten kimyasallar dünya çapında önemli bir endişe kaynağıdır. Boyalar tekstil sektöründe yaygın olarak kullanılmaktadır ve kirliliğe önemli ölçüde katkıda bulunmaktadır. Uygulanan boyanın yarısı tekstil liflerine sabitlenmez ve sonunda atık su ile sonuçlanır. Halihazırda tekstil endüstrilerinin atık sularını uygun şekilde bertaraf edememesi nedeniyle su kirliliği tüm dünyayı etkileyen en büyük zorluklardan biridir.

Her yıl, tekstil endüstrilerinden 600-800 mg/L kadar yüksek konsantrasyonlara sahip 280.000 metrik tonun üzerinde boya maddesi üretilmekte ve minimum veya hiç işlem görmeden su kütlelerine deşarj edilmektedir (Yaseen ve Scholz, 2019). Tekstil endüstrisinde kullanılan çeşitli boyarmadde türleri arasında en yaygın kullanılanı azo boyadır. Reaktif azo boyalar, uygulama kolaylıkları, parlak renkleri ve kumaşlara hızla yapışan reaktif birimleri nedeniyle küresel boya üretiminin yarısından fazlasını oluşturmaktadır. Reaktif siyah boyalar, yüksek tutturma ve dayanıklılıkları nedeniyle diğer boyalara kıyasla endüstride hayati öneme sahiptir. Bu boyalar tekstil renkleri, petrol katkı maddeleri, deri, boyalar, plastikler, kağıtlar vb. dahil olmak üzere çeşitli uygulamalar için kullanılır ve çeşitli şekillerde çevreye salınır. Bununla birlikte, bu renkler, potansiyel olarak halk sağlığını etkileyebilecek sucul ortamlarda estetik bir sorundur (Kouluni ve ark., 2022).

Tekstil endüstrisi atık sularını içerisinde bulunan maddeler nedeniyle çevresel açıdan büyük sorunlar oluşturduğundan ve çok yüksek atık su hacimleri olduğundan pek çok arıtma yöntemleri çalışılmaktadır. Tekstil atık suyu arıtım yöntemleri olarak elektrokoagülasyon ve ozon ile arıtılabilirlik incelenmiştir. Bu çalışmada kullanılan lacivert renkli atık su I.RED NHF-S, I.D. BLUE 2 SGL, L. BLUE PA 2R, LAUGAL TP ve Asit Tampon içermektedir. Bu boyar maddeleri içeren tekstil atık suyunda EC, O_3 , $EC + O_3$ ve $EC \rightarrow O_3$ prosesleri ile KOİ ve renk giderme verimleri incelenmiştir. Her dört proses için pH, reaksiyon süresi, ozon dozu, akım yoğunluğu parametrelerinde optimizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

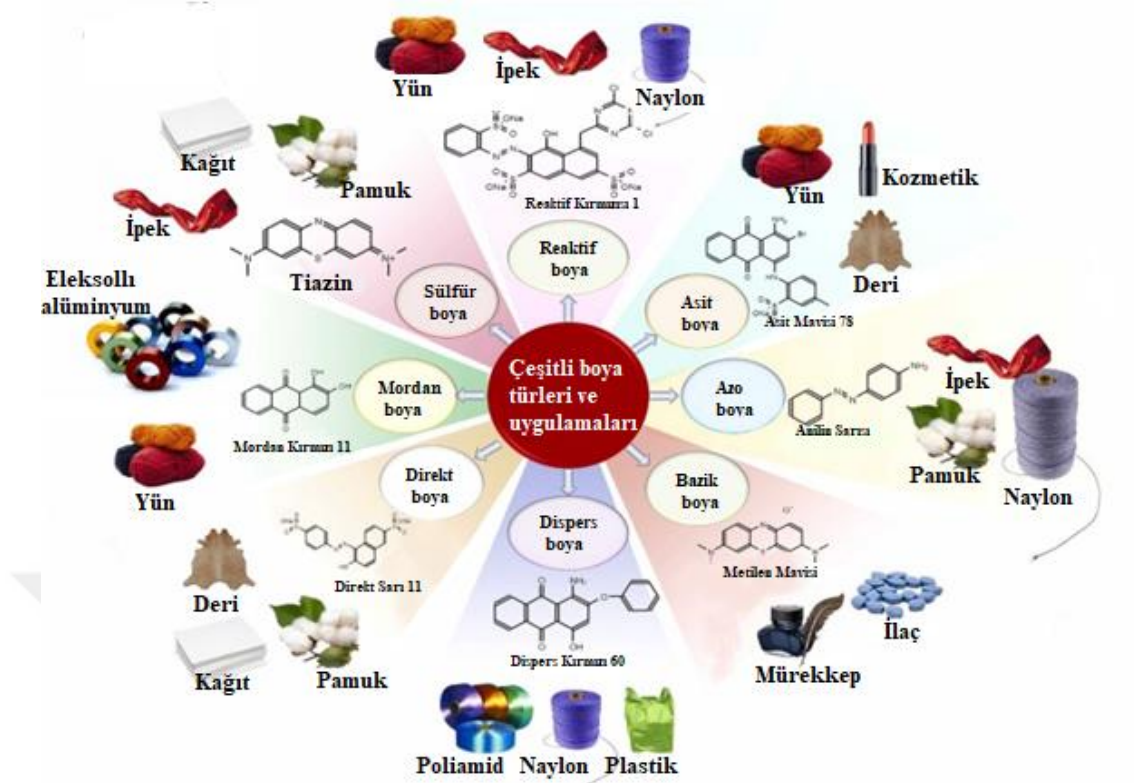
BÖLÜM 2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİNDE KULLANILAN BOYAR MADDELER

Tekstil endüstrileri, çeşitli kalıcı kirleticiler ve yüksek oranda renkli boya içeren atık su ürettiğinden insan sağlığını etkileyen önemli bir çevre kirleticisidir. Tekstil endüstrileri, haşıllama, yumuşatma, haşıl sökme, parlatma ve terbiye maddeleri gibi sürecin çeşitli aşamalarında çok sayıda yüksek derecede toksik kimyasallar ve boyalar kullanır (Tohamy ve ark., 2022). Boyaların sınıflandırılması Şekil 2.1.'de verilmiştir.



Şekil 2.1. Çözünürlüklerine göre boyaların sınıflandırılması (Samsami S. ve ark., 2020)

Boyalar genellikle kökenlerine, yapılarına ve uygulamalarına göre birkaç kategoriye ayrılırlar. Azo, direkt, reaktif, mordan, asidik, bazik, dispers ve sülfür boyalar tekstil endüstrileri tarafından yaygın olarak kullanılmaktadır (Tohamy ve ark., 2022).



Şekil 2.2. Çeşitli boya kategorileri ve endüstriyel uygulamaları (Tohamy ve ark.,2022).

Tekstil endüstrisinde kullanılan doğal ve sentetik lifler arasında yün, pamuk, ipek, polyester, poliamid ve akrilik yer almaktadır (Tohamy ve ark., 2022). Çeşitli boya kategorileri ve endüstriyel uygulamaları Şekil 2.2.'de verildiği gibidir. Hepimizin bildiği gibi, farklı tekstil ürünleri elde etmek için yünün renklendirilmesi büyük önem taşımaktadır. Bununla birlikte, yün lifinin kireç tabakası çok hidrofobiktir ve yün lifi üzerinde boyaların düşük adsorpsiyonuna ve difüzyonuna yol açar (Cao ve ark., 2021). Uygulanan boyanın yarısı tekstil liflerine sabitlenmez ve sonunda atık su ile sonuçlanır (Kouluni ve ark.,2022). Atık su ile birlikte göller, nehirler, akarsular ve göletler gibi su ortamlarına önceden arıtılmadan atık olarak deşarj edilirler ve canlı organizmalar üzerinde toksik etkileri olan ciddi ekotoksikolojik tehditler oluştururlar (Tohamy ve ark., 2022).

2.1. Azo Boyalar

Azo boyalar tekstil, kâğıt ve tabakhaneler gibi endüstrilerde yaygın olarak kullanılmaktadır (Sonwani ve ark. 2021). Azo boyalar, tüm boya türleri arasında üretilen boyaların en yüksek yüzdesini (%65-70) oluşturur ve tekstil endüstrisinde en yaygın kullanılan boyalardır (Samsami S. ve ark., 2020). En az bir nitrojen atomunun aromatik gruplarla bağlandığı azo bağları (-N = N-) ile karakterize edilen sentetik bileşiklerdir (Sonwani ve ark. 2021).

Boyama atık suları, güçlü renk, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), asidik pH, toksik ağır metaller ve diğer toksik kirleticiler içerdiğinden yüksek oranda kirli atık sular olarak bilinir (Nemr ve ark., 2022). Boya ile kirlenmiş atık suyun bertarafı, arıtımı için çeşitli tekniklerin kullanıldığı dünya çapında büyük bir endişe kaynağıdır (Said ve ark., 2022). Sanayileşmenin muazzam artışı ve insanın renklendirme isteği nedeniyle, boyalar bol miktarda deşarj edilmekte ve atık su atıklarının önemli bir bölümünü oluşturmaktadır (Buntić ve ark., 2017). Atık sular, organik bileşiklerden boyalarla ilişkili ağır metallere kadar değişen birçok kirletici maddenin karmaşık bir karışımı ile karakterize edilir (López ve ark., 2002). Atık sularda açığa çıkan boyalar bu canlı organizmalar için oldukça toksik, kanserojen ve ksenobiyotiktir (Said ve ark., 2022). Boya atık sularının çevreye deşarjı estetik su kirliliğine neden olur; ayrıca bu toksik doğası ve sudaki yaşamı etkileme şekli nedeniyle suda boya varlığı oldukça istenmeyen bir durumdur (Shah ve ark., 2018). Bu maddelerin estetik açıdan hoş olmamasının yanı sıra, renkli atık sular ışığın nüfuz etmesini engeller ve yüksek kimyasal ve biyokimyasal oksijen talepleri ile birleştğinde akarsular ve çevreleyen topraklardaki biyolojik süreçleri bozar (Buntić ve ark., 2017).

Tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan azo boyalar en zararlı olanlardır. Bu azo boyalar, moleküler yapılarındaki aromatik halkaların yüksek çözünürlükleri, stabilite ve bileşim oranları nedeniyle suda kolayca çözünür ve uzaklaştırılması veya bozunması zordur (Said ve ark., 2022).

Azo boyaları ve diğer organik kirleticileri içeren büyük miktarlarda işlenmiş veya işlenmemiş atık su, tekstil endüstrisi tarafından bertaraf edilmektedir. Bununla birlikte, azo boyalar bertarafından önce veya sonra bozunduğundan, arıtılmış atık sular, ham maddelerinden muhtemelen daha toksik olan amino asitler içerirken, arıtılmamış atık su, su ortamları ve canlı organizmalar üzerinde çok çeşitli olumsuz etkilere sahiptir. Ayrıca, geleneksel fizikokimyasal bozunmaya karşı dirençleri ve biyolojik olarak bozunabilirlik eksikliği nedeniyle azo boyaların %60-70'i zehirli, kanserojen ve standart arıtma tekniklerine dirençlidir (Tohamy ve ark., 2022).

Azo boya içeren atık suların arıtılması için en çok çalışılan biyolojik proses, kombine anaerobik-aerobik prostestir. Bu işlemde, azo boyası anaerobik olarak indirgenir ve bu da anaerobik koşullar altında bozunamayan ancak potansiyel olarak aerobik olarak biyolojik olarak bozunabilen daha toksik ve zararlı aromatik aminlerin oluşumuyla sonuçlanır (Azimi ve ark., 2021).

Reaktif azo boyalar, yetişkin balıklarda eritrositik mikronükleus oluşum hızını doza ve zamana bağlı bir şekilde artırarak genotoksik etkileri indükleyebilirken, parmaklarda zamana bağlı bir şekilde solungaç mikronüklei oluşumunu arttırmışlardır (Tohamy ve ark., 2022).

2.2. Bazik Boyalar

Bazik boyalar, esas olarak tekstil kumaşı, deri ve ahşap ürün boyama için kullanılan bir sentetik katyonik boya sınıfıdır. Rhodamine B, Basic Orange 21, Basic Orange 22 ve Dietil sarı dahil olmak üzere çoğu bazik boyanın dünya çapında gıdalarda kullanılması yasaktır ve gıdalarda herhangi bir düzeyde bulunmasına izin verilmez çünkü bu boyalar alerjik reaksiyonlara neden olarak tüketicilerin sağlığını ciddi şekilde tehlikeye atabilmektedir (Cui ve ark., 2021).

Bazik boyalar, yüksek renk yoğunluğuna ve parlaklığa sahiptir, bu da onları düşük konsantrasyonlarda bile çok görünür kılar (Zafar ve ark., 2022). Rezonans kapasitesi ve karmaşık ve geniş yapısı ile bağlantılı aromatik halkaların sayısının bir sonucu

olarak çevrede kalıcı ve kararlı oldukları için bozunmaya karşı oldukça dirençlidir (Silva ve ark., 2020).

Tipik olarak boyalarda, plastik tekstillerde, deride, matbaacılık ve gıda endüstrilerinde kullanılan asidik ve bazik boyalar geniş çapta tespit edilmiştir ve artık küresel bir sorundur (Lu ve ark., 2022). Bazik boyanın başlangıç konsantrasyonu ne kadar yüksek olursa, konsantrasyon gradyanının itici güçleri o kadar güçlü olur ve ardından adsorpsiyon kapasitesi o kadar yüksek olur (Gad ve ark., 2021). Bu özelliklerden dolayı, geleneksel su arıtma gibi en yaygın işlemler, bazik boyaların giderilmesine karşı etkisizdir. Bu nedenle, membran filtrasyonu, fotokataliz, oksidasyon, pıhtılaşma ve flokülasyon ve ozonlama gibi diğer yaklaşımlar kullanılmaktadır. Bununla birlikte, bu arıtma yöntemleri genellikle önemli yatırımlar ve enerji gerektirir, dolayısıyla yaşayabilirliğini azaltır (Silva ve ark., 2020).

Bazik boyaların çeşitliliği arasında Kristal menekşe (CV) ve Safranin T (ST) boyaları uygun olmayan kimyasal atık bertarafı nedeniyle toprakta ve nehir tortusunda sıklıkla bulunan model bileşikler olarak dikkate değer bir ilgiyi hak etmektedir (Buntić ve ark., 2017). Bazik mavi boya, suda çözünür, toz halinde katıdır; 319.9 g/mol moleküler ağırlığa ve 665 nm maksimum absorpsiyon dalga boyuna sahiptir (Alene ve ark., 2020). Bazik kırmızı 13 ve bazik turuncu 21 gibi bazik boyalar, yüklü yüzeyleri olan katyonik boyalardır (Cui ve ark., 2021).

2.3. Dispers Boyalar

Dispers boyalar, esas olarak yüzey aktif maddeler içeren, stabil sulu dispersiyonlardan lifler üzerine uygulanan, azo taşıyan gruplardan oluşan, iyonik olmayan, aromatik bileşiklerdir (Paschoal ve ark., 2009). Dispers boyalar özellikle hidrofobik liflerin boyanması için kullanılır. Polietilen tereftalat (PET) lifleri üzerinde yeterli ila iyi birikim ile eksiksiz bir renk yelpazesi sağlayabilirler, ancak liflerin farklı özelliklerinden dolayı naylon üzerinde zayıf ila orta boyama performansına sahiptirler (Li ve ark., 2022).

Dispers boyalar ton, parlaklık ve renk mukavemetinde mükemmel performansa sahiptir (Yin ve ark., 2020). Günümüzde sentetik elyafların, özellikle de polyester kumaşların boyanmasında yaygın olarak kullanılan boyalardır (Zhang ve ark., 2022). Son yıllarda, dispers boyalar, boyama ve baskı endüstrilerinde yaygın olarak uygulanmakta ve piyasadaki boya türlerinde önemli bir yer işgal etmektedir (Yin ve ark., 2020). Dünya çapında kullanılmaktadır ve polyester, selüloz asetat, akrilik ve poliamid malzemeler gibi sentetik kumaşları boyamak için kullanıldığı için büyük önem taşımaktadır (Kaur ve ark., 2022).

Bu boya kaplama işlemi, boyanın yüksek sıcaklıkta polyester elyafa kolayca aktarılmasını sağlar. Bununla birlikte, boyama işleminden sonra boya polyester tarafından tamamen adsorbe edilmez ancak yine de yüzey aktif maddeler tarafından oluşturulan misellerde çözünür. Bu misel içeren boyalar, artık boyama sıvısı ile atık su olarak boşaltılır (Paschoal ve ark., 2009). Dispers boyaların suda çözünürlüğü düşüktür (Wu ve ark., 2022). Bununla birlikte, bazı çalışmalar, su molekülünün miselin hidrofilik bölgesi ile etkileşimi nedeniyle bu dispers boyaların aslında suda çözünür olduğunu göstermiştir. Bu daha sonra çözünür kararlı kombinasyon oluşturur. Bu tür sulu sistemlerde kolaylıkla taşınır ve tortularda, topraklarda biyolojik olarak birikme eğilimi gösterir veya daha sonra içme suyu arıtma tesislerinde son bulabilir (Paschoal ve ark., 2009).

Dispers boyaların mineralizasyonu, yüksek dirençli doğası ve toksik ara maddelerinin yüksek stabilitesi nedeniyle oldukça zordur. Bu nedenle, bu boyaları verimli bir şekilde ortadan kaldıran ve deşarj standartlarını karşılayan, çevresel açıdan uygun ve ekonomik olarak uygulanabilir bir teknoloji geliştirmek, işlenmemiş boyaların çevre, insanlar ve su ekosistemleri üzerinde olumsuz etkilere neden olması nedeniyle önemli bir ihtiyaçtır (Kaur ve ark., 2022).

Dispers boya nanoparçacıklarının sentezi için medya öğütme, yüksek basınçlı homojenizasyon, emülsiyon polimerizasyonu, süper kritik akışkan teknolojisi ve antisolvent çökeltme dahil olmak üzere çok çeşitli yaklaşımlar geliştirilmiştir. Bu yöntemler arasında, düşük maliyet, basit işlem, zamandan tasarruf ve endüstriyel

ölçekte kolay ölçek büyütme avantajlarına sahip olan antisolvent çökeltme ile dispers boya nanoparçacıkları hazırlamak etkili bir prosedürdür. Antisolvent çökeltme işleminin itici gücü, boya solüsyonu ve antisolventin karıştırılmasıyla üretilen bir solüsyonun aşırı doygunluğudur. Bu süreçte, süperdoygunluk seviyesi ve bunun uzaysal konsantrasyonu, küçük parçacık boyutuna ve dar boyut dağılımına sahip nanoparçacıklar oluşturmak için önemlidir (Yin ve ark., 2020).

2.4. Direkt Boyalar

Direkt boya malzemeleri, tekstil endüstrisi baskı işlemleri için yaygın olarak büyük miktarlarda üretilir. Direkt boyaların üretimi, selüloz elyaf bazlı ürünlerin artan tüketici kullanımı ve selüloz bazlı tekstiller için diğer boya malzemeleri sınıflarının kullanılmasının teknik ve ekonomik dezavantajları nedeniyle hızla büyümektedir. Direkt boya malzemeleri, basit kullanımları, ışığa karşı iyi renk haslıkları ve selüloz liflerine bağlanma afiniteleri nedeniyle tekstil renklendirmesinde geniş çapta uygulanmaktadır (Malah ve ark., 2021). Üretime göre en büyük tekstil boyaları sınıfı, giysileri sabitlemeden renklendirmek için kullanılabilen ancak su gerektiren direkt boyalardır (Alabdad ve ark., 2021).

Direkt boyalar suda kolayca çözülür ve suda zar zor adsorbe edilir (Sirianuntapiboon ve ark., 2007). Tekstil endüstrileri, kullanılmayan direkt boyaları sucul yaşam için ciddi bir tehdit oluşturan su ortamına atmaktadır (Rafique ve ark., 2021). Direkt boyalar doğrudan güneş ışığı iletimini azaltabilir ve mikroorganizmaların fotosentezini azaltabilir veya dolaylı olarak biyolojik oksijen ihtiyacını azaltarak düşük redoks mikroorganizmalarının büyümesini teşvik edebilir ve bu boyaları içeren su tüketilirse organ hasarı ve kanser meydana gelebilir (Alabdad ve ark., 2021). Özellikle çeşitli endüstrilerden gelen azo boyalar içeren atık su, önemli çevre kirliliği sorunları yaratabilir. Bu atık sular, muhtemelen, yeraltı suyu kaynakları da dahil olmak üzere alıcı yüzey suyu ekolojisi üzerinde çeşitli istenmeyen olumsuz etkiler yaratabilir. Bu tür boyaların toksik, mutajenik, kanserojen ve alerjenik özellikleri sucul sistemler için yüksek düzeyde tehlikeye yol açabilir ve bu nedenle atık sudaki azo boyaların arıtılması için uygun teknolojinin seçimi çok oldukça önemlidir ve zorlayıcıdır. Bu

nedenle, endüstriyel sektörlerde maliyet etkin yöntemler aramaya acil bir ihtiyaç vardır (Mahmoudi ve ark., 2022). Direkt boyaların olumsuz etkilerinin üstesinden gelmek için, fizikokimyasal işlemle adsorpsiyon boyaları atık su akışından uzaklaştırmak için etkili bir yöntemdir (Alabdad ve ark., 2021).

2.5. Sülfür Boyalar

Sülfür boyaları esas olarak tekstil selülozik malzemelerinin veya selülozik liflerin sentetik liflerle karışımlarının boyanması için kullanılır ancak aynı zamanda ipek ve kâğıdın sınırlı miktarlarda boyanmasında ve belirli deri türlerinde kullanımda özel uygulamaları vardır (Nguyen ve Juang, 2013). Selülozik liflerde kullanılan boya hacminin yaklaşık yarısının sülfür boyalarından kaynaklandığı tahmin edilmektedir, bu durumda yaklaşık %80'i kükürt siyahı boyasıdır. Çin'deki kükürt boya ürünleri 2007 yılında 8500 ton ile üçüncü sırada yer almıştır. Kükürt boyası sağlığa zarar vermeyen, zararsız bir boya olarak kabul edilmiştir. Sentez ve uygulamada bir miktar kirlilik vardır (Han ve ark., 2009).

Sentetik boyalar arasında sülfür boyaları, tüm boyarmadde sınıfları arasında en mat renk aralığına sahiptir, ucuzdur ve mükemmel yıkama ve iyi ışık haslığı sergiler. Bu özellikler, uygulama kolaylığı ile birlikte kükürt boyalarının tüketiminin yüksek kalmasını sağlar (Nguyen ve Juang, 2013). Sülfür boyaları, orta ila ağır derinliklerde selülozik lifler üzerinde ekonomik siyah, mavi, kahverengi ve yeşil tonları üretmek için yaygın olarak kullanılmaktadır (Han ve ark., 2009).

2.6. Reaktif Boyalar

Selülozik liflerin renklendirilmesinde kullanılan reaktif boyalar diğer suda çözünür boyalarla karşılaştırıldığında uzun süreli haslık özellikleri nedeniyle pratik uygulamalar için tercih edilir. Bu özellikler, boya moleküllerinde bulunan reaktif türlere bağlı olarak, nükleofilik sübstitüsyon veya Michael ekleme reaksiyonu yoluyla boya molekülleri ile selülozun hidroksil türleri arasında kovalent bağların oluşumundan kaynaklanır (Cai ve ark., 2020).

Çoğu solvent boyama yöntemi, düşük sıcaklıkta veya nispeten büyük miktarda enerji tüketen boyama işleminde zayıf tükenme sergilemiştir. Reaktif boyalar 80 °C'de bile hızlı bir şekilde yün liflerine dağılabilir ve nüfuz edebilir (Wang ve ark., 2021).

Direkt, asit ve reaktif boyalar, endüstriyel atıksulardan uzaklaştırılması zor ve karmaşık yapılara sahip kanserojen boyalardır (Hussain ve ark., 2022). Yün liflerini boyamak için reaktif boyalar ve asit boyalar yaygın olarak uygulanır (Wang ve ark., 2021). Asit boyalarla karşılaştırıldığında, reaktif boyalar sadece ağır metal iyonlarının emisyonlarını önlemekle kalmaz, aynı zamanda yün molekülü ile reaktif boyalar arasındaki kovalent bağlar nedeniyle yüksek boyama haslığına sahiptir (Cao ve ark., 2021). Mükemmel süpürme ve adsorpsiyon yeteneklerine sahip pıhtılaştırıcıların geliştirilmesi, reaktif boya atık su arıtımı için önemlidir. (Huang ve ark., 2020).

2.7. Asit Boyalar

Asit boyalar, yün ve ipek boyama endüstrilerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. (Jose ve ark., 2022). Yün kumaş, geleneksel su banyosunda yaygın olarak asit boyalarla boyanır (Cao ve ark., 2021). Bu tür tekstil boyaları, çevrede 2-13 yıllık yarı ömürleri ile tipik olarak çok kararlıdır ve çeşitli nehirlerde, göllerde ve karasal topraklarda tespit edilmiş ve su ortamında toksikolojik sorunlara neden olmuştur (Jose ve ark., 2022).

Tekstil, matbaacılık ve deri işleme endüstrileri gibi diğer bazı endüstrilerin üretim faaliyetlerinden kaynaklanan atık suların, önemli miktarda zehirli aromatik boyalara, özellikle Asit Kahverengi 14 (AB14) gibi azo boyalara sahip olduğu tespit edilmiştir. Tekstil endüstrilerinin üretim faaliyetleri sırasında çevreye salınan renkli atık sular, su ekosistemindeki bozulmanın yanı sıra çevresel kontaminasyonun dramatik nedenlerinden biridir. Bu atık sular, özellikle tekstil, baskı ve deri işleme endüstrilerinde tipik olarak çeşitli kaynaklardan üretilen AB14 gibi karmaşık boyarmadde konsantrasyonları içerir. Bu boya kompozitleri esasen biyolojik olarak parçalanamazlar ve zararlılıkları nedeniyle canlı organizmalar ve çevre üzerinde

olumsuz etkileri vardır. Bu nedenle, bu atıkların önemli miktarda zehirli aromatik boyalara, özellikle azo boyalara sahip olduğu tespit edilmiştir. Daha önce belirtildiği gibi, tekstil, baskı ve deri işleme endüstrilerinin üretim faaliyetleri sırasında çevreye salınan renkli atıklar, su ekosistemindeki bir bozulmanın yanı sıra en dramatik estetik kirlilik kaynaklarından biridir (Eldeeb ve ark., 2022).

Asit Kahverengi (AB14) boyası gibi sentetik aromatik boyalar, kirleticiler olarak ekosisteme günlük olarak salınan güvenli olmayan atıkların büyük miktarı nedeniyle ciddi bir küresel soruna neden olan endüstriyel atıklardan biridir. Sonuç olarak, çevreden müsadereleleri kritik öneme sahiptir (Eldeeb ve ark., 2022).

Asit Sarı 2GL boyası suda son derece çözünürdür ancak sülfonat fonksiyonel grupları ve azo bağlantılarının varlığı nedeniyle biyolojik bozulmaya ve mikrobiyal hücre absorpsiyonuna karşı dirençlidir. Azo boyalara mesleki ve sık maruz kalma dermatit, mutajenite ve kanserojen etkiler dahil olmak üzere insanlar için önemli sağlık risklerine neden olur. Bu nedenle boya içeren atık suların çevreye deşarjı insan dahil hiç kimse için iyi değildir; bu nedenle, konsantrasyonunu izin verilen sınıra getirmek için uygun şekilde muamele edilmelidir (Kannaujiya ve ark., 2022).

BÖLÜM 3. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARINI ARITMA YÖNTEMLERİ

Tekstil endüstrisinde boyar madde içerikli atık suların arıtımı için filtrasyon, adsorpsiyon, ozonlama ve koagülasyon/ flokülasyon gibi farklı kimyasal ve fiziksel yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemlerin ana dezavantajları, yüksek maliyetler ve büyük miktarlarda çamur oluşumudur. Öte yandan tercih edilebilecek biyolojik arıtmalar da mevcuttur. Bu yöntemler kimyasal arıtmaya göre daha ucuz ve aynı zamanda çevre dostudur (Azimi ve ark., 2021). Fakat boyaların karmaşık aromatik yapılara sahip olması ve çoğu boyaların biyolojik olarak parçalanamaması nedeniyle biyolojik arıtma tekniklerinin boyaların bozunmasında etkili olmadığı sonucuna varılmıştır (Badawi ve Zaher , 2021).

Nanofiltrasyon, ters ozmoz, elektrokoagülasyon, iyon değişimi ve ozonlama gibi de tekstil atık sularının arıtılması için çok sayıda teknik oluşturulmuştur. Bununla birlikte, bu tekniklerin her birinin ya pahalı olması ve düzenli bakım gerektirmesi sebebi ile eksiklikleri mevcuttur. Ek olarak biyolojik bozunma yöntemleri de uzun zaman gerektirmektedir. Kirleticileri uzaklaştırma etknliği mikroorganizmaların büyümesine ve sıcaklığına göre değişkenlik gösterir. Koagülasyon/flokülasyon prosesi, nispeten kolay ve düşük maliyetli olduğundan gerçek tekstil atıksu arıtımı için en yaygın kullanılan tekniktir (Badawi ve Zaher , 2021).

3.1. Ozonlama

Ozon, son derece güçlü bir oksitleyici yöntem olması nedeniyle 20. yüzyılın başlarından beri su ve atık su arıtımında kullanılmak üzere kullanılmaktadır (Heebner ve Abbassi, 2022). Ozonlama, diğer tüm ileri oksidasyon proseslerinin dışında, refrakter bileşikler, organik bileşikler ve renklendirmeyi azaltma ve ayrıca biyolojik

olarak parçalanabilirliği ve ölçek büyütme kabiliyetini geliştirme kabiliyeti nedeniyle önem kazanmış bir arıtma yöntemidir (Nakhate ve ark., 2019).

Ozon molekülü doğası gereği kararsızdır ve suda ozon, OH dahil olmak üzere çeşitli reaktif ürünler oluşturarak ayrışır. Ozon ayrışmasının ürünleri, ozonun kendisinden daha reaktif olabilen reaktif oksijen türleri (ROS) olduğundan, ozon ayrışmasının teşvik edilmesi, ozon bazlı tedaviler sırasında organik bozulmayı arttırmak için uygun bir yaklaşımdır (Heebner ve Abbassi, 2022).

Ozonlama, toksik ve/veya biyolojik olarak parçalanamayan bileşikler yok eden, atık sularda oksijenlenme sağlayan ve çamur oluşturmayan, ticari olarak temin edilebilen bir ileri oksidasyon prosesidir. Bu nedenle, ozonlama sadece renk gidermeyi kolaylaştırmakla kalmaz, aynı zamanda biyolojik olarak parçalanabilirliği ve detoksifikasyonu pH'a bağlıdır. Öte yandan, ozonlama ve elektrokimyasal ileri oksidasyon sistemlerinin klorürü klor/brom'a oksitlediği ve klorlu yan ürünler oluşturduğu bilinmektedir (Oktem ve ark., 2019).

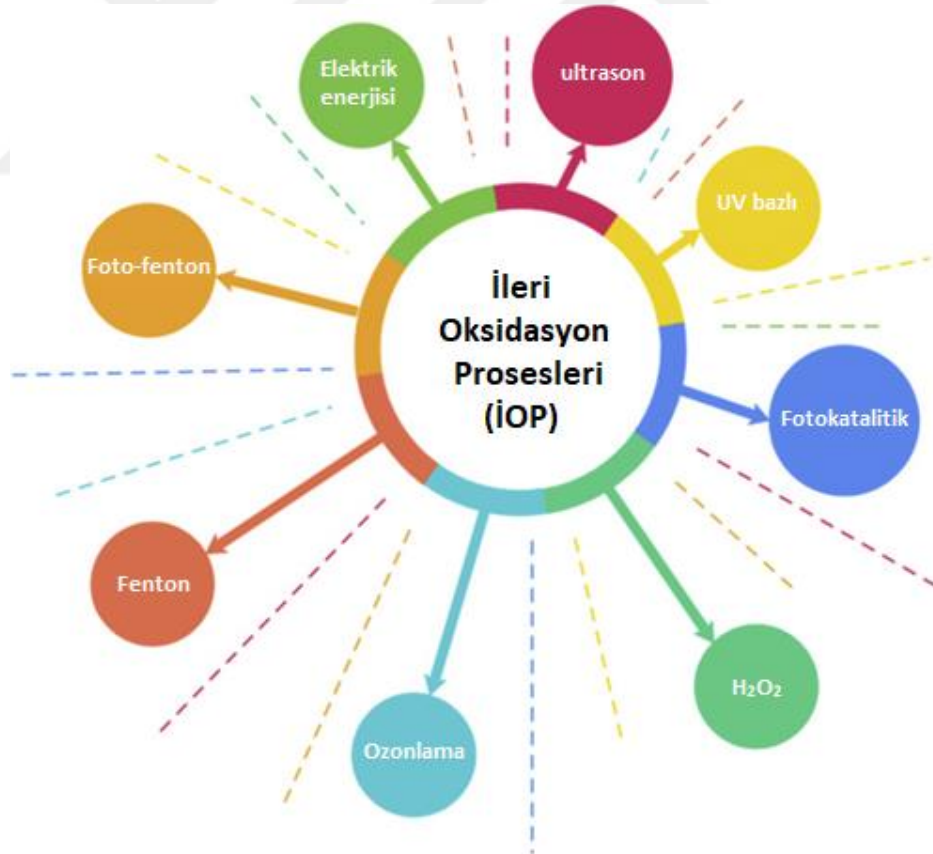
Ozonlama sırasında O_3 molekülü, seçici moleküler veya seçici olmayan radikal reaksiyonlar yoluyla organik molekülü oksitler. O_3 molekülü, elektrofilik ikame yoluyla seçici olarak veya seçici olmayan bir şekilde hidroksil radikalleri (OH) oluşturarak doymamış kromofor bağına saldırır, bunun sonucunda renk giderimi ve ardından karmaşık ve biyolojik olarak parçalanamayan organik molekül bozunması oluşur (Nakhate ve ark., 2019).

Tek başına uygulanan ozonlamanın bazı engelleri vardır. Suda çözünürlüğü ve stabilite sorunu, yüksek enerji tüketimi, seçicilik sorunu, kütle transferi sınırlaması, eksik oksidasyon ve düşük reaksiyon kinetiği nedeniyle tek başına tüm karmaşık organik molekülleri kaldıramaz. Bu nedenle, ozonlama ile birlikte diğer organik veya inorganik moleküllerin veya diğer ileri oksidasyon proseslerinin kullanılması hidroksil radikal konsantrasyonunu ve dolayısıyla bozunma kapasitesini iyileştirebilir (Nakhate ve ark., 2019).

Ozonlama + H_2O_2 , Ozonlama + H_2O_2 + Fe^{++} (Fentonreaktifi), ozonlama + UV radyasyonu veya Ozon + UV radyasyonu + H_2O_2 ve homojen veya heterojen katalizörler + ozonlama, ozon ayrışması ve radikal oluşumu ($OH^\bullet$) için yardımcı olabilir (Nakhate ve ark., 2019).

3.2. Oksidasyon Prosesleri

Gelişmiş oksidasyon prosesleri genellikle su arıtımı için kullanılır ve belirli sıcaklık, basınç, UV ışığı ve oksitleyici ajanlar altında çalışırlar. Bu süreç, hidroksil radikalleri gibi güçlü bir oksitleyici ajanın yerinde üretilmesine dayanır ($OH^\bullet$), kirlenmiş suyu etkili bir şekilde arıtır (Samsami ve ark.,2020). İleri Oksidasyon Prosesleri (İOP'ler), yüksek oranda kirlenmiş atık suyun arıtılmasında başarıyla uygulanmıştır (Bayrakdar ve ark., 2021). İleri oksidasyon prosesleri Şekil 3.1.'de verilmiştir.



Şekil 3.1. Hidroksil radikal bazlı gelişmiş oksidasyon prosesleri (Samsami ve ark.,2020)

Ozonlama, Fenton, foto-Fenton, fotokataliz, elektrokimyasal oksidasyon, ultrason, plazma ve UV bazlı prosesler gibi çeşitli proses teknolojileri, su arıtma veya atık su arıtma için bağımsız veya hibrit teknolojiler olarak araştırılmıştır. Denklem (3.1) başlatma adımına karşılık gelmektedir. Denklem (3.2) ve (3.3) yayılma adımları ve (3.4) ve (3.5) denklemleri sonlandırma adımlarına karşılık gelmektedir (Samsami ve ark.,2020).



Hidrojen peroksit, belirli dalga boylarında UV ışınlarını emebilmektedir. Aşağıdaki reaksiyonlar $OH^\bullet$ radikallarının (Denklem (3.6) , (3.7) , (3.8) , (3.9) , (3.10) , (3.11)) oluşumu hakkında bilgi verir.



Fenton yöntemi, en yaygın olarak kullanılmakta olan gelişmiş oksidasyon prosesleri arasında gösterilir (Samsami ve ark.,2020). Fenton oksidasyonu ve foto Fenton benzeri oksidasyon gibi ileri oksidasyon prosesler atık sudaki refrakter ve yüksek moleküler organik bileşiklerin yok edilmesi için kullanılabilir. Fenton'un reaktif oksidasyonunun tek başına veya kombinasyon halinde organik kirleticileri ayrıştırmanın etkili bir yolu olduğu kanıtlanmıştır ve çok çeşitli endüstriyel atık suların arıtılması için kullanılmıştır. Fenton işlemi, diğer birçok ileri oksidasyon prosesine kıyasla ek enerji gerektirmediğinden nispeten ekonomik bir yöntemdir. Bununla birlikte, Fenton

prosesi genellikle asidik ortam gerektirmesi, katı atık üretmesi ve sonraki ayırmada zorluk gibi bazı dezavantajlara sahiptir (Bayrakdar ve ark., 2021).

H₂O₂ fenton reaktifi olarak bilmektedir. Kirlenmiş suda bulunan karmaşık organik kirleticileri parçalamak ve yok etmek için uygulanmıştır. Son çalışmalar, hidroksil radikalının oluşumunun fenton işleminin ilk aşaması olduğunu göstermiştir. Denklem (3.12)'de görüldüğü üzere boya molekülleri gibi çeşitli organik kirleticilerin bozunması için uygulanabilir (Samsami ve ark.,2020).



Yukarıdaki reaksiyona ek olarak, foto-Fenton işleminde, hidroksil radikali oluşumu, Aşağıdaki denklemlerdeki ((3.13),(3.14)) reaksiyonlarla da meydana gelmektedir.



Foto-Fenton'un Fenton işlemine kıyasla avantajları, önemli ölçüde daha düşük işletme maliyetleri, demirli demir çamurunun olmaması ve daha yüksek kuantum verimlerinin bir sonucu olarak çok daha yüksek bir bozunma hızıdır. Dolayısıyla geleneksel Fenton işleminin UV ışığının uygulanmasıyla geliştirilebileceği sonucuna varılabilir (Bayrakdar ve ark., 2021).

Literatürde bu bahsedilen yöntemlerin bireysel uygulamaları olmasına rağmen, gerçek tekstil endüstrisi atık sularının arıtımı için Foto-Fenton benzeri oksidasyon ve adsorpsiyon uygulamalarını içeren bir çalışma bulunmamaktadır (Bayrakdar ve ark., 2021).

3.3. Koagülasyon ve Flokülasyon

Bu arıtma tekniğinde, koagülanlar kuvvetli karıştırma koşulları altında eklenir. Bundan sonra, ince dağılmış parçacıkların yükü azalır veya pıhtılaştırıcıların

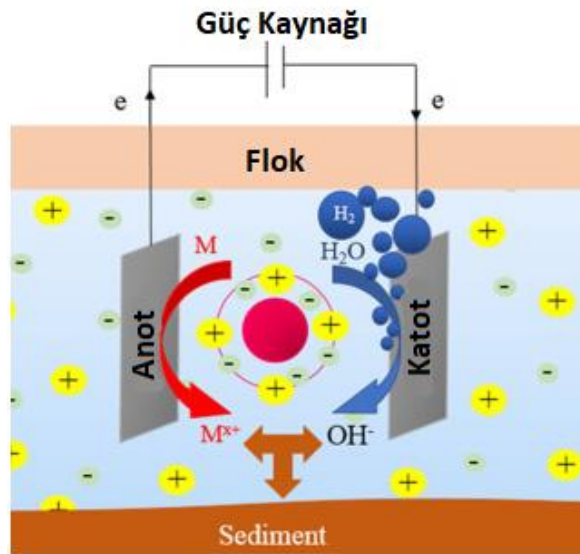
varlığı nedeniyle nötralize edilir. Daha sonra flokülanlar, ince parçacıkları bir araya toplamak için hafifçe karıştırılır ve daha büyük parçacıklar oluştururlar. Son olarak, büyük partiküller çöktürme ile uzaklaştırılır.

Koagülanlar, metal tuzları ve polimerler gibi malzemelerdir ve flokülanlar, daha kolay ayırma için daha büyük parçacıklar oluşturmak üzere topak agregasyonunun artmasına neden olan polimerlerdir (Samsami ve ark.,2020).

3.4. Elektrokoagülasyon (EC)

Bu yöntem, atık sulardan organik kirleticileri uzaklaştırmak için kullanılmaktadır. Proseste iki metal elektrot bir doğru akım kaynağı kullanır ve pıhtılaştırıcı partiküller yerinde oluşturulur. Metal anotlar olarak alüminyum veya demir, bir katalizör ve topaklaştırıcı ajan görevi görürken, katotta hidrojen gazı gelişir. İçeriğindeki topaklanmış malzeme, üretilen hidrojen gazının yardımıyla suda yüzer.

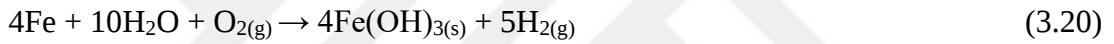
Bu işlem sonucunda renksiz, berrak ve kokusuz su oluşur. Bu prosesin avantajları; ortam koşullarında kolay kullanım, büyük hacimli atık suları arıtma kabiliyeti, kimyasal gereksiniminin olmaması, daha az çamur üretimi, yüksek reaksiyon hızları elde edilebilir, uygun maliyetli ve çevre dostu olmasıdır (Samsami ve ark.,2020).



Şekil 3.2. Elektrokoagülasyon mekanizması (Samsami ve ark.,2020)

EC işleminde, harici bir elektrik akımı varlığında bir kurban anodun oksidasyonu, katotta oluşan OH^- ile reaksiyona giren Fe^{2+} 'nın çözünmesine yol açar.

Böylece koagülan maddeler olarak işlev gören demir hidroksitleri oluşturur. Uygun pH değerleri arasında $\text{Fe}(\text{OH})_2$ çöker. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ çözünmüş $\text{O}_{2(g)}$ varlığında Fe^{2+} 'nın oksidasyonu ile oluşturulur, serbest kalan protonlar daha sonra H_2 gazına indirgenir. Bu işlem için özetlenen reaksiyonlar aşağıdaki gibidir (GilPavas ve Sanchez, 2020). İlgili denklemler Denklem (3.15) , (3.16) , (3.17) , (3.18) , (3.19) , (3.20)'de verilmiştir.



Bu yaklaşım, otomatikleştirmeyi ve uygulamayı kolaylaştıran kimyasal ajanların doğrudan eklenmesi olmadan gerçekleştirilebilir. EC tedavisi geniş çapta çalışılmış olmasına rağmen, çoğu araştırma, kalan toksisiteyi veya tedavi sırasında eklenen metal türlerinden kaynaklanan ikincil kontaminasyonu dikkate almadan yalnızca kirleticileri gidermeye odaklanmıştır. Spesifik olarak, klorür mevcudiyetinde, EC prosesinin, organik kirleticilerin uzaklaştırılmasını arttırmasına rağmen, yüksek derecede toksik klor içeren ara ürünler ürettikleri için istenmeyen ikincil reaksiyonlara yol açabileceği bildirilmiştir (GilPavas ve Sanchez, 2020). İlgili reaksiyonlar Denklem (3.21), (3.22), (3.23), (3.24)'de verilmiştir.



Bu nedenle, tekstil endüstrisi atık suyundakiler gibi karmaşık matrisler tahmin edilemez olduğundan ve arıtma, oldukça toksik yan ürünlerin üretilmesi gibi çeşitli sorunlara neden olabileceğinden, toksisite gibi çevresel açıdan ilgili parametrelerin izlenmesi çok önemlidir.

Elektrokoagülasyon (EC), su ve atıksu arıtımı için çok yönlü bir yöntemdir ve kurban metal elektrotların (genellikle demir veya alüminyum) koagülasyonu, adsorpsiyonu ve/veya çözünür veya koloidal kirleticilerin çökmesini artıran çözünür veya çözünmez türlere elektrokimyasal olarak çözünmesine dayanır (GilPavas ve ark., 2020).

Akım yoğunluğu, pH, elektrot malzemeleri ve elektrot bağlantı modları dahil olmak üzere elektrokoagülasyon sürecini etkileyen birçok parametre vardır. Elektrot tipi prosesler için önemli bir parametredir. Elektrokoagülasyon prosesinde en yaygın olarak kullanılan elektrot malzemeleri alüminyum ve demirdir (Bener ve ark., 2019).

EC, koagülanların bir kerede eklendiği geleneksel kimyasal koagülasyondan önemli ölçüde farklıdır. EC sırasında, sabit bir akım veya hücre potansiyeli nedeniyle anotun korozyonu ile aktif bir koagülan kademeli olarak yerinde oluşur. Demir elektrotu kullanılması durumunda, Denklem (3.25) gibi temsil edilebilir.



Katotta, aşağıdaki tamamlayıcı reaksiyona göre hidroksit iyonu ve H₂ üretilir. Denklem 3.26 da verildiği gibidir.



Ardından, Fe⁺² ve OH⁻ iyonları, monomerik ve polimerik kompleksler dahil olmak üzere çeşitli Fe türlerini oluşturmak üzere reaksiyona girer. Uygun pH değerinde, askıdaki partikülleri kararsız hale getirir ve bunları çökebilir yumaklara dönüştürmek için toplarlar. EC tarafından atık su arıtımının etkinliğini etkileyen önemli faktörler şunlardır: kirletici türü, elektrot malzemesi, akım yoğunluğu, pH ve elektrolit

konsantrasyonu ve türü. EC, ağır metaller, çeşitli anyonlar ve boyalar dahil organik bileşikler gibi çok çeşitli kirleticileri gidermek için başarıyla uygulanmıştır (GilPavas ve ark., 2020).

Farklı elektrot tipleri ile farklı reaksiyonlar meydana gelir ve elektrokoagülasyon sırasında oluşan metal hidroksitlerin özellikleri prosesin verimi açısından önemlidir. Alüminyum anotun elektrolitik çözünmesi, Al^{3+} ve $Al(OH)$ gibi katyonik monomerik türleri üretir. 2+ düşük pH'da, uygun pH değerlerinde başlangıçta $Al(OH)^{3-}$ dönüştürülür ve son olarak aşağıdaki reaksiyonlara göre $Al_n(OH)^{3n-}$ ye polimerize edilir (Bener ve ark., 2019). İlgili denklemler Denklem (3.25), (3.26), (3.27), (3.28)'de verilmiştir.

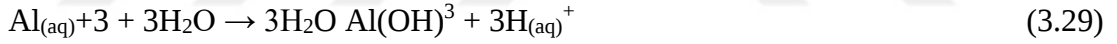
Anot:



Katot:



Etraflı:



Ayrıca akım yoğunluğunun optimizasyonu da arıtma verimliliği için diğer önemli parametredir. Ayrıca arıtma ve çamur oluşumunun maliyeti doğrudan akım yoğunluğu ile ilgilidir. Aşırı akım yoğunluğu uygulanırsa işlemin maliyeti artar. pH'ın elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi, metal hidroksitlerin çözünürlüğü ile ilgilidir. Elektrokoagülasyon yöntemi için genellikle alüminyum ve demir elektrotlar tercih edilir ve alüminyum elektrot için genellikle asidik bir ortam kullanılır ($pH < 6$), oysa demir elektrot için nötr ve alkali bir ortam daha uygundur (Bener ve ark., 2019).

EC yaklaşımı temiz bir teknolojidir. Bununla birlikte, operasyonda, zayıf difüzyon ve kütle aktarımı nedeniyle statik elektrotlar veya sıvı karıştırma içermeyen elektrokimyasal bazlı reaktörlerde elektrot yüzeyi üzerinde oksit bazlı bir kirlenme filmi oluşturulur (pasivasyon etkileri). Bu zayıf difüzyon ve kütle transferi,

operasyonun genel performans seviyelerini düşürür ve toplam enerji tüketimini artırır (Naje ve ark.,2016).

3.5. Elektro-Fenton (EF)

Organik maddeler, geleneksel olarak elektro-Fenton işlemi olarak bilinen, yani elektrolizin hibridizasyonu ve Fenton reaksiyonu olarak bilinen oksidasyon ve koagülasyon işlemlerinin bir kombinasyonu yoluyla iki aşamada da çıkarılabilir. Pratikte en yaygın kullanılan elektrokimyasal geleneksel oksidasyon proseslerinden biri olarak kabul edilebilir. Bu prosesin avantajları; iyi proses kontrolü, daha az ikincil kirletici oluşumu ve arıtma için daha az kimyasal katkı ihtiyacıdır. Bu arıtma yöntemi aynı zamanda çevre dostu olarak da bilinir (Samsami ve ark.,2020).

3.6. Elektrooksidasyon (EO)

Kirleticileri arıtmak için EO teknolojilerini benimsemenin başlıca avantajları; redoks kimyasallarının elimine edilmesi, harcanmış redoks akışlarının arıtılması ihtiyacını ortadan kaldırması, uygulanan potansiyel veya akımı manipüle ederek istenen reaksiyonların yakın kontrolünü ve yerinde tedavi olasılığının artmasıdır.

EO tarafından kirleticilerin giderilmesinden iki ana mekanizma sorumludur. Bunlar; anodik elektron transfer reaksiyonu yoluyla anodik elektrot yüzeyinde doğrudan oksidasyon; ve/veya destekleyici elektrolit olarak klorür kullanıldığında, elektrokimyasal olarak üretilen aktif klor ile dolaylı oksidasyondur. Genellikle, dolaylı oksidasyon, destekleyici elektrolit olarak NaCl kullanıldığında renk giderme için daha güçlü bir yeteneğe sahiptir. Elektrokimyasal oksidasyon için geçerli mekanizmalar şu şekilde özetlenebilir: elektrokimyasal oksidasyon sırasında, klorür anodik olarak klor/hipoklorik aside dönüştürülür daha sonra boyaları ara ürünlere oksitleyebilen güçlü oksidanlar olan klor/hipoklorik asit renk giderimine yol açar (GilPavas ve ark., 2020).

Bazı araştırma grupları, boya giderimi için daha güçlü prosesler geliştirmeyi hedefleyen EC ve EO proseslerinin birleştirilmesinin avantajını bildirmiştir. EC-EO sürecinin sinerjik etkisi, farklı türdeki kirleticilerin giderilmesinde başarılı olmuştur. Aslında organik yükün azaltılması için EC işlemi, renk ve organik bileşiklerin bozunması için askıda katı maddeler ve EO uygulanacaktır (GilPavas ve ark., 2020).

Genel olarak, birleştirilmiş proses, biyolojik bir sistemde atık suyun sonradan arıtılmasını mümkün kılmak için etkili ve uygulanabilir bir proses olarak kabul edilir. Aslında, bazı durumlarda, organik kirleticilerin kısmi oksidasyonu, ana bileşiklerden daha toksik olan ara ürünlerin oluşumuna neden olabilir. Bu dezavantaja yanıt olarak, adsorpsiyon işlemi, çok düşük konsantrasyon seviyelerinde bile biyolojik bozunmaya önemli ölçüde dirençli olan kirletici yan ürünlerin arıtılmasında son bir adım olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Aktif karbon (AC), yüksek yüzey alanı, geniş gözenek hacmi ve yüksek adsorpsiyon verimliliği ile benzersiz mikro gözenekli yapısı nedeniyle uçucu, yarı uçucu ve uçucu olmayan klorlu organik kirleticileri ve serbest kloru sudan uzaklaştırmak için etkili bir adsorbandır (GilPavas ve ark., 2020).

3.7. Adsorbsiyon

Adsorpsiyon, tekstil atıklarından boyaların, çözünebilir organik kirleticilerin ve toksik bileşiklerin uzaklaştırılması için en yaygın olarak kullanılan tekniklerden biridir. Bu yöntemin uygulanması ile birlikte atık sudaki kirleticiler adsorbe edilir ve ayrılır (Badawi ve Zaher , 2021). Bu yöntem etkin, verimli ve ekonomik olmasının yanı sıra kaliteli arıtılmış su verebilmesi nedeniyle atık su arıtma yöntemleri arasında en çok tercih edilen tekniklerdendir (Bayrakdar ve ark., 2021).

Adsorbsiyon işleminde adsorban olarak organik türler veya mineraller kullanılabilir. Çeşitli fiziksel ve kimyasal tiplere sahip gözenekli karbonlar, endüstriyel uygulamalarda adsorban ve katalizör desteği olarak kullanım için önemli bir yere sahiptir (Bayrakdar ve ark., 2021).

Nano boyutlu materyaller, küçük partikül boyutlarıyla gelişmiş yüzey alanlarını tutabildikleri için büyük adsorbanlar olarak rapor edilmiştir (Badawi ve Zaher , 2021). En yaygın olarak, adsorbanlar, boya moleküllerini atık sudan adsorbe etmek için daha verimli olmak için gözenekli bir yapıya sahiptir. Bu yapı, toplam maruz kalan yüzey alanını artırır ve sıvının daha hızlı süzülmesine ve adsorbe olmasına izin verir (Samsami ve ark., 2020).

pH, reaksiyon süresi, karıştırma hızı ve adsorban dozu gibi adsorpsiyon sürecini etkileyen birkaç önemli ve merkezi etki vardır. pH, tekstil atık su arıtımında adsorban kapasitesini etkileyebileceğinden ölçülmesi gereken en önemli parametrelerden biridir. Öte yandan, kapsamlı adsorpsiyon, uzun bir reaksiyon süresi ile gerçekleştirilebilir. Adsorpsiyon prosesinin uygulanmasının başlangıç sürelerindeki periyodunda, gelişmiş bir boya eliminasyonu oranına ulaşılırken, adsorpsiyon yeterliliği, bir stabilite elde edilene kadar reaksiyon süresi ile düşer. Ne yazık ki, adsorpsiyon prosesi, sorbent materyal rejenerasyonu için talep edilen yüksek fiyat nedeniyle çoğunlukla düşük konsantrasyonlarda veya diğer progresif arıtma prosesleri ile kullanılırken, ham tekstil atıklarının arıtılması için doğrudan uygulanamaz. Bu nedenle, faydaları en üst düzeye çıkarmak ve düşük maliyetle maksimum kaldırma oranlarına ulaşmak için diğer etkili tekniklerle entegre edilmesi gerekmektedir (Badawi ve Zaher , 2021).

BÖLÜM 4. MATERYAL VE YÖNTEM

4.1. Materyal

Araştırmada, tekstil endüstrisi faaliyetinden kaynaklanan azo ve dispers boya türlerinde boyar madde içerikli koyu lacivert renkli atık su kullanılmıştır. Tekstil atık suyunun karakterizasyonu Tablo 4.1.'de verilmiştir.

Tablo 4.1. Tekstil atıksuyunun karakteristiği

Parametre	Değer
KOİ	1256 mg/L
pH	3,6
RENK	7,7 m ⁻¹ (436nm), 15,1 m ⁻¹ (525nm) ve 21,6 m ⁻¹ (620nm)

Çalışmada kullanılan boyar madde bulunan atık su numune içeriği Tablo 4.2.'de verilmiştir.

Tablo 4.2. Boyalı atık suyun kimyasal içeriği

Boya/ Kimyasalın açık adı	Miktar (g) /100 g
I.RED NHF-S	0,307
I.D. BLUE 2 SGL	21,168
L. BLUE PA 2R	0,371
LAUGAL TP	2
ASİT TAMPON	1,2

4.2. Yöntem

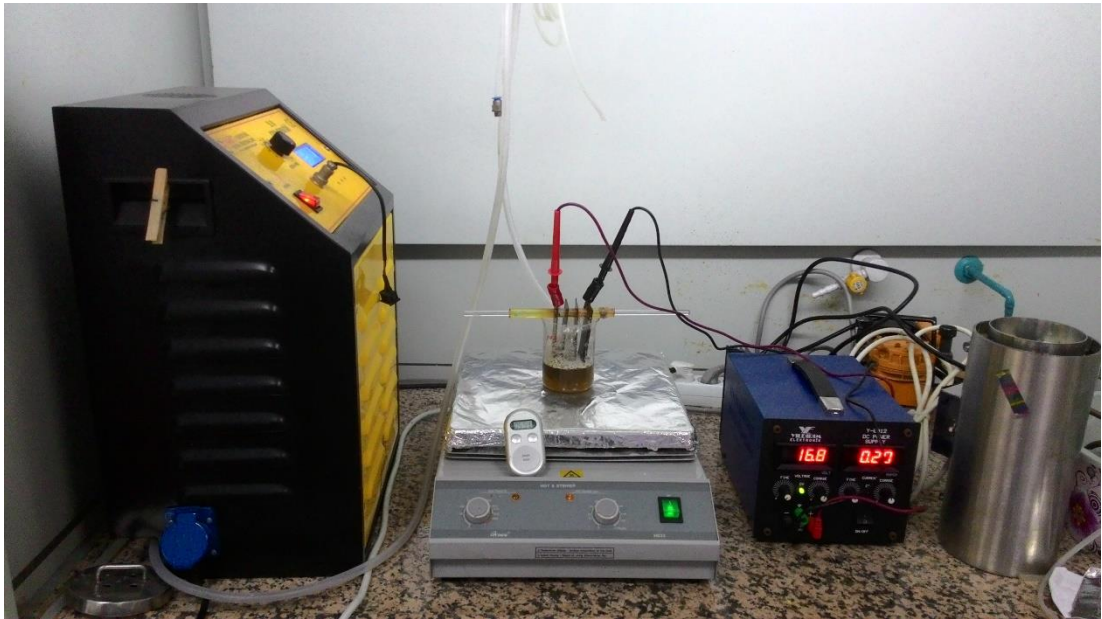
4.2.1. Kullanılan araç-gereçler

Renk ölçümü, SHIMADZU UV/Vis 1700 Marka spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür. Çalışma 50mm optik kuvars cam spektrometre hücre küveti ile Avrupa normu renk limit değerlerine göre 436,525 ve 620nm dalga boylarında m^{-1} şeklinde yapılmıştır. Avrupa normu renk limit değerleri Tablo 4.3.'te verilmektedir.

Tablo 4.3. RES Avrupa Normu ENISO 7887 Renk Parametresi Alıcı Ortam Standartları

436nm	525nm	620nm
7 m^{-1}	5 m^{-1}	3 m^{-1}

Kimyasal oksijen ihtiyacı analizleri ise Standart Methods 5220-D'e göre yapılmıştır. Elektrokoagülasyon çalışması yapılırken 6x6x10 cm ölçülerinde demir elektrotlar kullanılmıştır. SABO Elektronik marka SL10 model ozon jeneratörü kullanılmıştır. Kullanılan ozon jeneratörünün maksimum kapasitesi 15000 mg/L'dir. Sistemde kullanılan tüm reaktörler Şekil 4.1.'de verilmiştir.



Şekil 4.1. EC- O₃ reaktörü

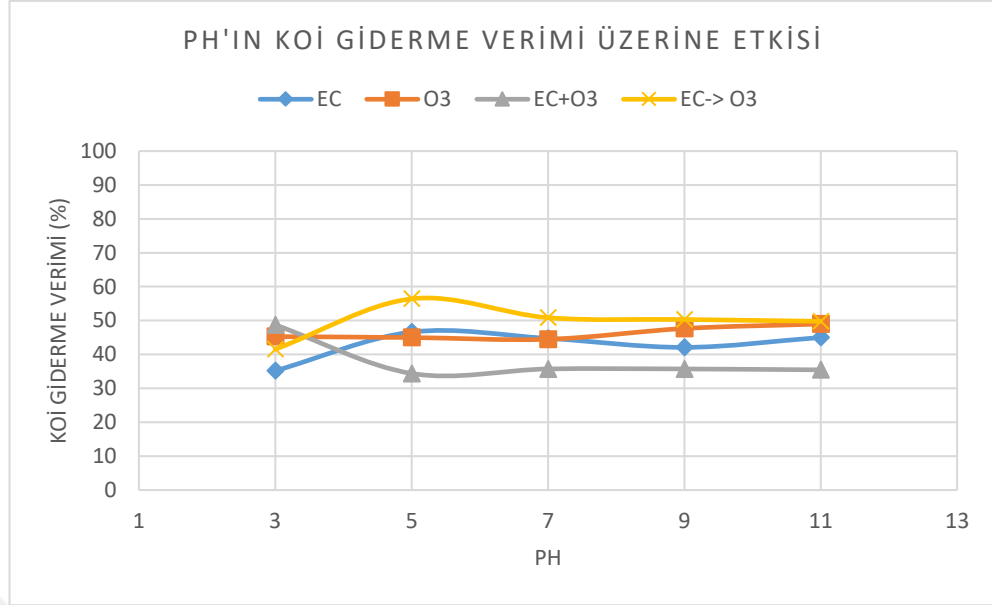
BÖLÜM 5. ARAŞTIRMA BULGULARI

5.1. PH'ın KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi

Elektrokoagülasyon ile arıtma prosesinde iki metal elektrot ve bir doğru akım kaynağı kullanılmıştır. Metal anotlar olarak kullanılan demir, bir katalizör ve topaklaştırıcı görevi görürken, katotta hidrojen gazı gelişir. İçeriğindeki topaklanmış malzeme, üretilen hidrojen gazının yardımıyla suda yüzer.

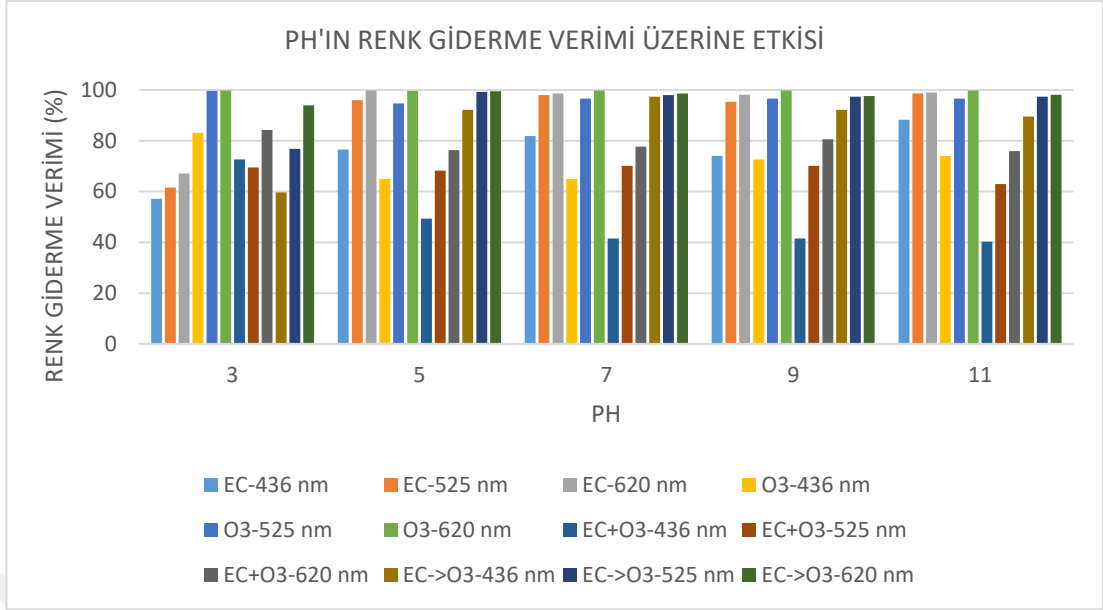
Ozonlama prosesiyle 15000 mg/L kapasiteli ozon jeneratörü kullanılarak tek başına ozon ve EC ile hibrit şekilde çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmada EC, O₃, EC+O₃ ve EC→O₃ prosesleriyle arıtma işlemi yapılırken KOİ ve renk gideriminin optimum düzeyinin tespiti için pH 3, 5, 7, 9, 11'de çalışmalar yürütülmüştür.

Elektrokoagülasyon çalışmasında 100 ml numune ile 1 g/L NaCl kullanılarak, 0,2 A de 10 dk şartlarında çalışmalar gerçekleştirilmiştir. pH 5'te optimum %46 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Ozonlama çalışmasında 100 ml numune ile 1800 mg/L ozon dozu ve 15 dk şartlarında çalışmalar yapılmıştır. Yapılan çalışmalar neticesinde KOİ giderme verimi %40-45 aralığında seyretmekte olup, maliyet göz önüne alındığında optimum değerin numunenin kendi pH'ı olan 3,91 olduğuna karar verilmiştir. EC ve O₃ hibrit bir şekilde atık su numunesine uygulandığında 100 mg/L numune ile 1 g/L NaCl, 1800 mg/L ozon dozu ve 0,2 A şartlarında %48 KOİ giderme verimi ile optimum pH 3 olarak bulunmuştur. EC ve O₃ kesikli (önce EC uygulanmıştır) olarak uygulandığında 100 mg/L numune ile 1800 g/L ozon dozu ve 15 dk şartlarında %56 KOİ giderme verimi ile pH 5 olarak belirlenmiştir. İlgili çalışmalarda bulunan veriler Şekil 5.1.'de grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.1. pH'ın KOİ giderme verimi üzerine etkisi (C0-KOİ: 1256 mg/L; EC ile arıtma çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 20 dk; A: 0,2A'dır. O3 ile arıtma çalışmasında V: 100mL; O3 dozu: 1800 mg/L; t:15 dk; pH:3,91' dir. O3+EC çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 10 dk; A: 0,2A; O3 dozu: 1800 mg/L' dir. EC→O3 çalışmasında V: 100 mL; t: 15 dk; O3 dozu: 1800 mg/L'dir. Tüm çalışmalarda pH: 3, 5, 7, 9, 11 değerlerine bağlı etkiler incelendi).

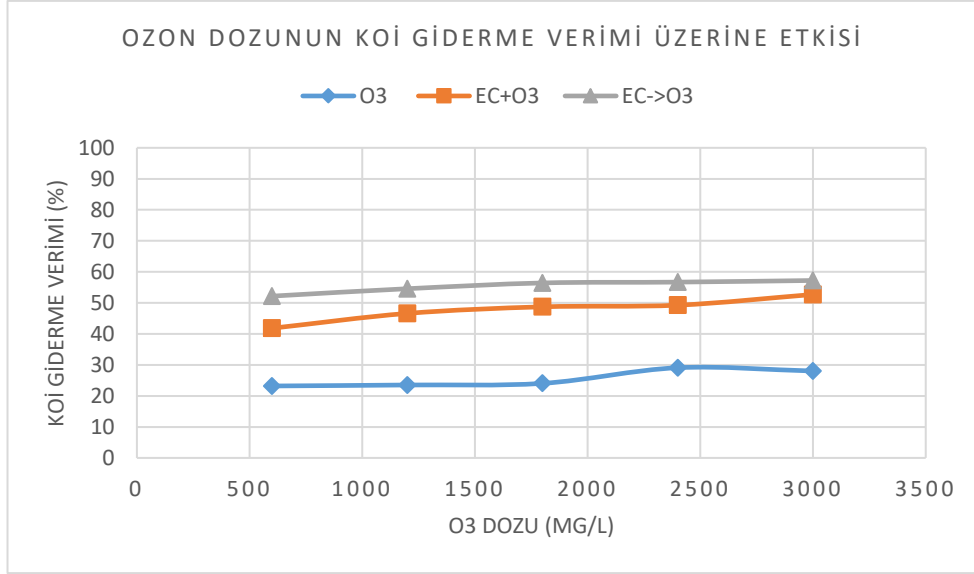
Tüm proseslerde aynı deney şartlarında yapılan çalışmalarda üç farklı dalga boyunda renk ölçümleri yapılmıştır. EC ile yapılan çalışmada pH 5'te renk giderme verimleri sırasıyla; %76 (436 nm), %96 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. O₃ prosesinde renk giderme verimi pH 3'te %83 (436 nm), %99 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. EC+O₃ prosesinde yapılan çalışmalar neticesinde renk giderme verimi pH 3'te 72 (436 nm), %69 (520 nm) ve %84 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. EC→O₃ prosesinde ise renk giderme verimi pH 5'te %92 (436 nm), %99 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak bulunmuştur. İlgili çalışmalarda bulunan veriler Şekil 5.2.'de grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.2. pH'ın renk giderme verimi üzerine etkisi (EC ile arıtma çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 20 dk; A: 0,2A'dır. O₃ ile arıtma çalışmasında V: 100mL; O₃ dozu: 1800 mg/L; t:15 dk; pH:3,91' dir. O₃+EC çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 10 dk; A: 0,2A; O₃ dozu: 1800 mg/L' dir. EC→O₃ çalışmasında V: 100 mL; t: 15 dk; O₃ dozu: 1800 mg/L'dir. Tüm çalışmalarda pH: 3, 5, 7, 9, 11 değerlerine bağlı etkiler incelendi).

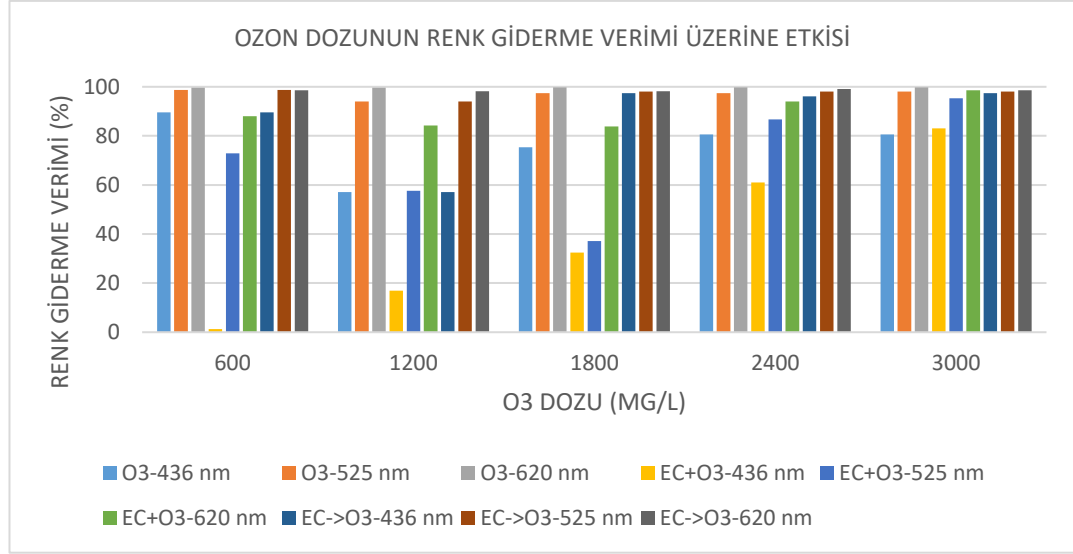
5.2. Ozon Dozunun KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi

Ozonlama çalışması tek başına O₃, EC+O₃ ve EC→O₃ proses şartları ile 100'er ml tekstil atık suyu numunesine, belirlenen şartlarda uygulanmıştır. Atık suya O₃ uygulamasında bütün proseslerde 600, 1200, 1800, 2400 ve 3000 mg/L ozon dozu oranlarında çalışmalar yürütülmüştür. Atık suya tek başına O₃ uygulamasında 100 ml numune ile numunenin kendi pH'ı ve 15 dk şartlarında çalışmalar yapılmıştır. KOİ giderim verimi %29 olarak optimum 2400mg/L O₃ dozunda belirlenmiştir. EC+O₃ prosesi 100 ml numune ile 1g/L NaCl, pH 3, 10dk ve 0,25 A'de %49 KOİ giderme verimi ile optimum ozon dozu 2400 mg/L olarak tespit edilmiştir. Atık suya EC→O₃ uygulanmasında ise 100 ml numune ile pH 5 ve 15 dk'da %56 KOİ giderim verimi ile optimum ozon dozu 1800 mg/L olarak belirlenmiştir. Tüm bu çalışmalar Şekil 5.3.'te grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.3. Ozon dozunun KOİ giderme verimi üzerine etkisi (C_0 -KOİ: 1256 mg/L; O_3 ile arıtma çalışmasında V: 100mL; t:15 dk; pH:3,91' dir. O_3 +EC çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 10 dk; pH 3'tür. $EC \rightarrow O_3$ çalışmasında V: 100 mL; t: 15 dk; pH 5'tir.. Tüm çalışmalarda 600, 1200, 1800, 2400, 3000 mg/L ozon dozuna bağlı etkiler incelendi).

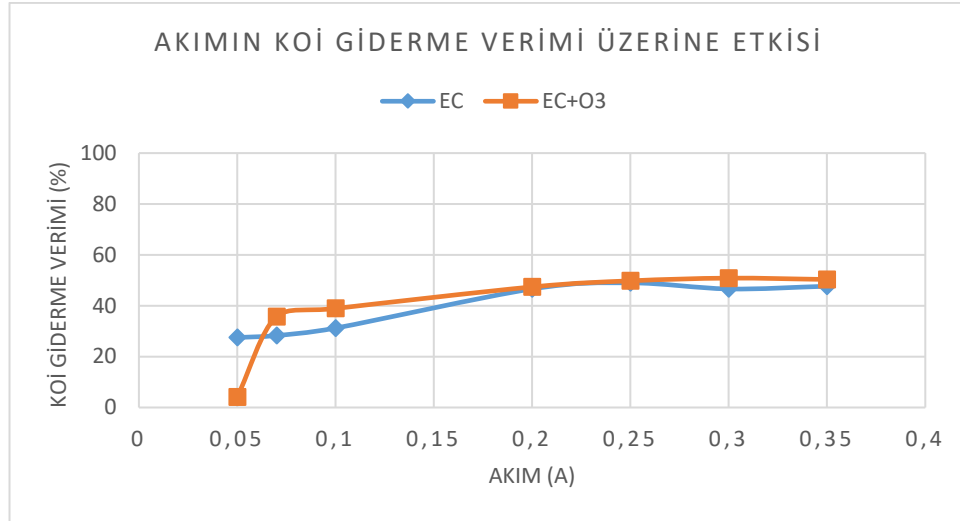
Renk giderme verimi çalışmalarında atık suya tek başına O_3 uygulamasında 100 ml numune ile numunenin kendi pH'ı ve 15 dk şartlarında çalışmalar yapılmıştır. 2400mg/L O_3 dozunda renk giderim verimlerinin %80 (436 nm), %87 (520 nm) ve %99 (625 nm) olduğu tespit edilmiştir. EC+ O_3 prosesi 100 ml numune ile 1g/L NaCl, pH 3, 10dk, 0,25 A, 1800 mg/L ozon dozunda renk giderim verimlerinin %61 (436 nm), %86 (520 nm) ve %93 (625 nm) olduğu tespit edilmiştir. Atık suya $EC \rightarrow O_3$ uygulanmasında ise 100 ml numune ile pH 5, 15 dk ve 1800 mg/L ozon dozunda renk giderim verimlerinin %97 (436 nm), %98 (520 nm) ve %98 (625 nm) olduğu tespit edilmiştir. Tüm bu çalışmalar Şekil 5.4.'te grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.4. Ozon dozunun renk giderme verimi üzerine etkisi (O₃ ile arıtma çalışmasında V: 100mL; t:15 dk; pH:3,91' dir. O₃+EC çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 10 dk; pH 3'tür. EC→O₃ çalışmasında V: 100 mL; t: 15 dk; pH 5'tir.. Tüm çalışmalarda 600, 1200, 1800, 2400, 3000 mg/L ozon dozuna bağlı etkiler incelendi).

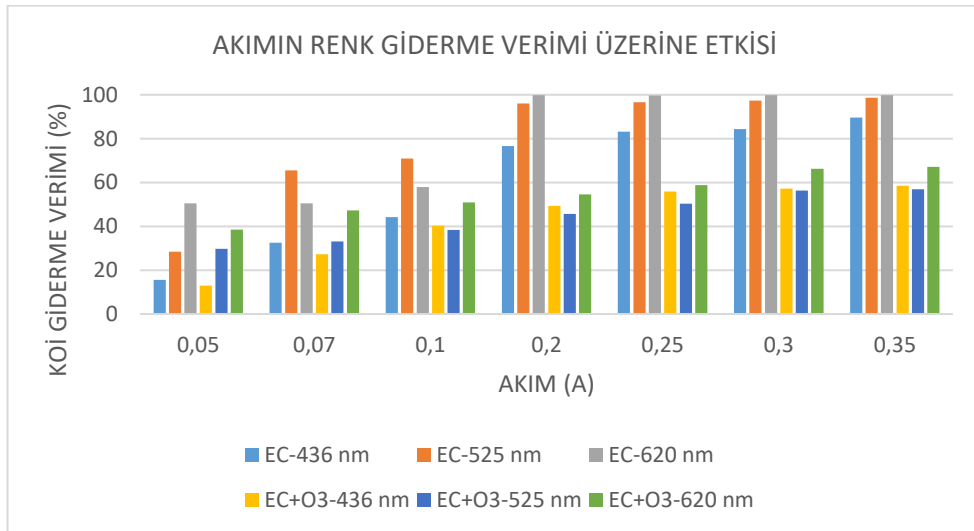
5.3. Akımın KOİ ve Giderme Verimi Üzerine Etkisi

Akım yoğunluğunun atık suda KOİ giderim verimi üzerine etkisini incelemek için O₃ çalışması tek başına ve EC ile hibrit şekilde yürütülmüştür. EC ve EC+O₃ proseslerinde 0,05, 0,07, 0,1, 0,2, 0,25, 0,3, 0,35 A akımlarında çalışmalar gerçekleştirilmiştir. EC çalışmasında 100 ml numune ile 1g/L NaCl, pH 5 ve 10 dk şartlarında optimum akım %48 verimle 0,25 A olarak bulunmuştur. EC+O₃ çalışmasında da 100 ml numune ile 1g/L NaCl, 1800 mg/L O₃ dozu, pH 3 ve 10 dk şartlarında %49 verimle 0,25 A olarak tespit edilmiştir. İlgili veriler Şekil 5.5.'te grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.5. Akımın KOİ giderme verimi üzerine etkisi (C_{0-KOI} : 1256 mg/L; EC ile arıtma çalışmasında V: 100mL; t:10 dk; pH: 5; NaCl miktarı: 1 g/L' dir. EC+ O₃ çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 10 dk; O₃ dozu: 1800 mg/L; pH 3'tür. Tüm çalışmalarda 0.05, 0.07, 0.1, 0.2, 0.25, 0.3, 0.35 A değerlerine bağlı etkiler incelendi).

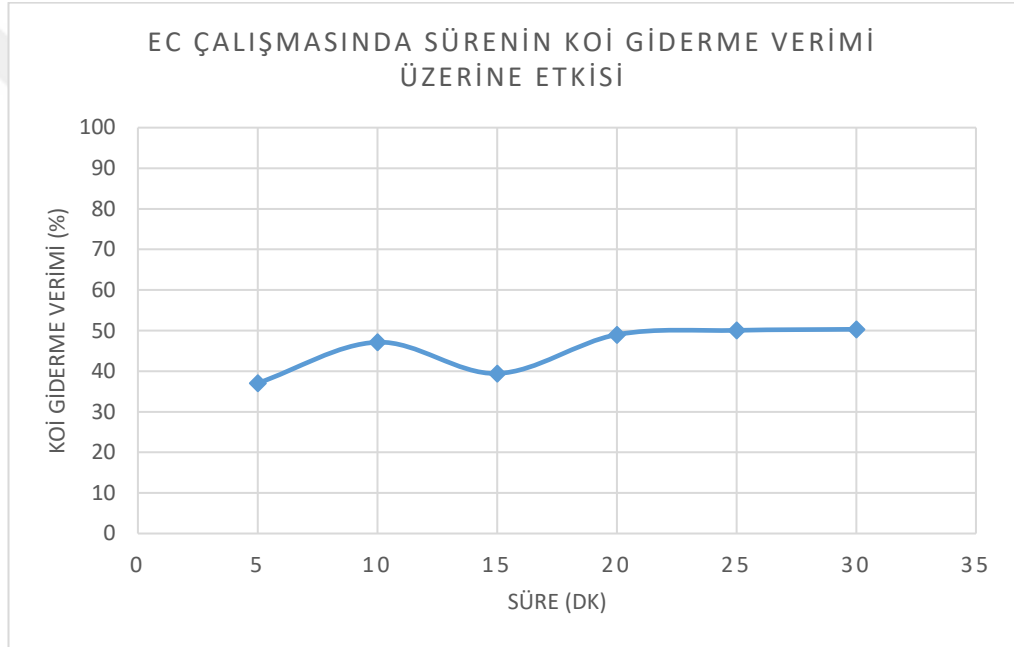
Aynı deney şartlarında belirlenen optimum veriler için EC çalışmasında renk giderme verimi 0,25 A akımda %83 (436 nm), %96 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. EC+O₃ çalışmasında ise 0,25 A akımda %55 (436 nm), %50 (520 nm) ve %58 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. Verilerden anlaşıldığı üzere arıtılmış su numune santrifüj esnasında demir parçacıklarının suda kalabileceği anlaşılmıştır. İlgili veriler Şekil 5.6.'da verilmiştir.



Şekil 5.6. Akımın renk giderme verimi üzerine etkisi (EC ile arıtma çalışmasında V: 100mL; t:10 dk; pH: 5; NaCl miktarı: 1 g/L' dir. EC+ O₃ çalışmasında V: 100 mL; NaCl miktarı: 1 g/L; t: 10 dk; O₃ dozu: 1800 mg/L; pH 3'tür. Tüm çalışmalarda 0.05, 0.07, 0.1, 0.2, 0.25, 0.3, 0.35 A değerlerine bağlı etkiler incelendi).

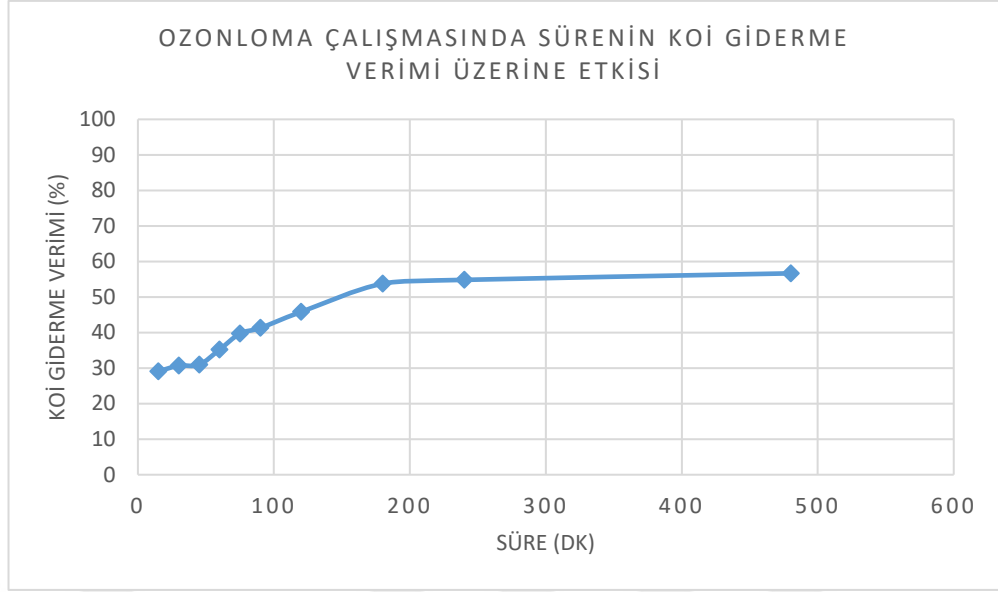
5.4. Reaksiyon Süresinin KOİ ve Renk Giderme Verimi Üzerine Etkisi

EC ile yapılan reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmasında 5, 10, 15, 20, 25, 30 dakikalarda 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum pH 5, 1g/L NaCl ve 0,25A de çalışmalar yürütülmüştür. Çalışmalar neticesinde %47 KOİ giderme verimiyle optimum sürenin 10 dakika olduğu tespit edilmiştir. İlgili verilerin grafiklendirilmesi Şekil 5.7.'de verilmiştir.



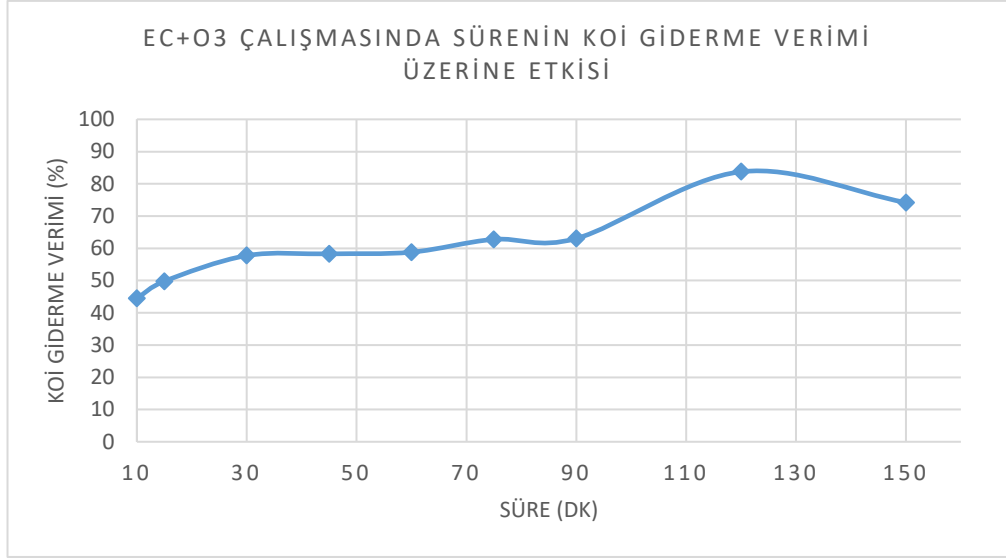
Şekil 5.7. EC çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerine etkisi (C_{0-KOI} : 1256 mg/L; V: 100mL; pH: 5; NaCl miktarı: 1 g/L; Akım: 0,25 A' dir. 5, 10, 15, 20, 25 ve 30 dakikalarda etkiler incelendi).

Tek başına O_3 ile yapılan reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmasında 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 180, 240 ve 480 dakikalarında 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum atık suyun kendi pH'ı ve 2400 mg/L O_3 'te çalışmalar yürütülmüştür. Çalışmalar neticesinde %53 KOİ giderme verimiyle optimum sürenin 180 dakika olduğu tespit edilmiştir. İlgili verilerin grafiklendirilmesi Şekil 5.8.'de verilmiştir.



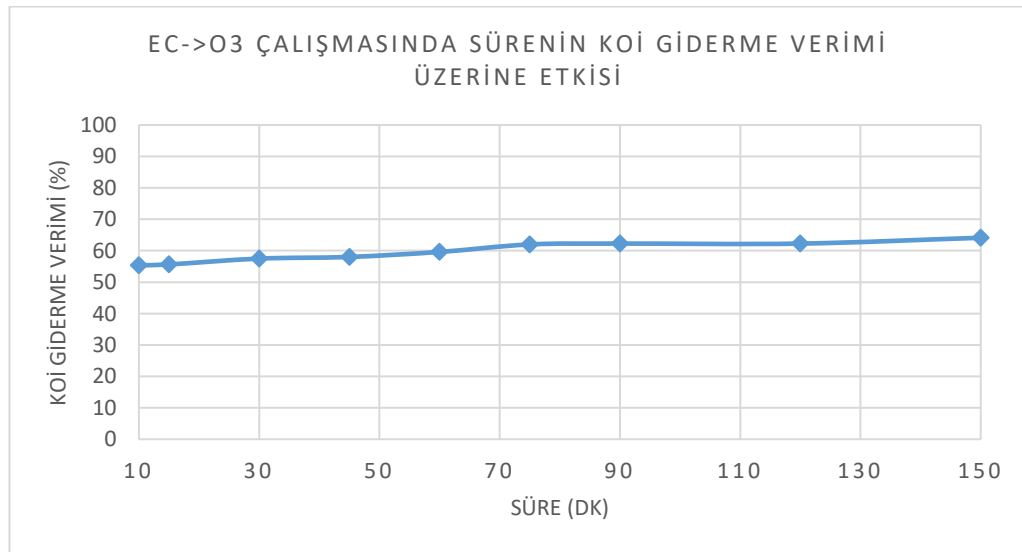
Şekil 5.8. Ozonlama çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerine etkisi (C_{0-KOI} : 1256 mg/L; V: 100mL; pH: 3,91; NaCl miktarı: 1 g/L; O_3 dozu: 2400 mg/L' dir. 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 180, 240 ve 480 dakikalarda etkiler incelendi).

EC+ O_3 ün hibrit olduğu reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmasında 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarında 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum pH 3, 1800 mg/L O_3 dozu ve 1 g/L NaCl'de çalışmalar yürütülmüştür. Çalışmalar neticesinde %83 KOİ giderme verimiyle optimum sürenin 120 dakika olduğu tespit edilmiştir. İlgili verilerin grafikleştirilmesi Şekil 5.9.'da verilmiştir.



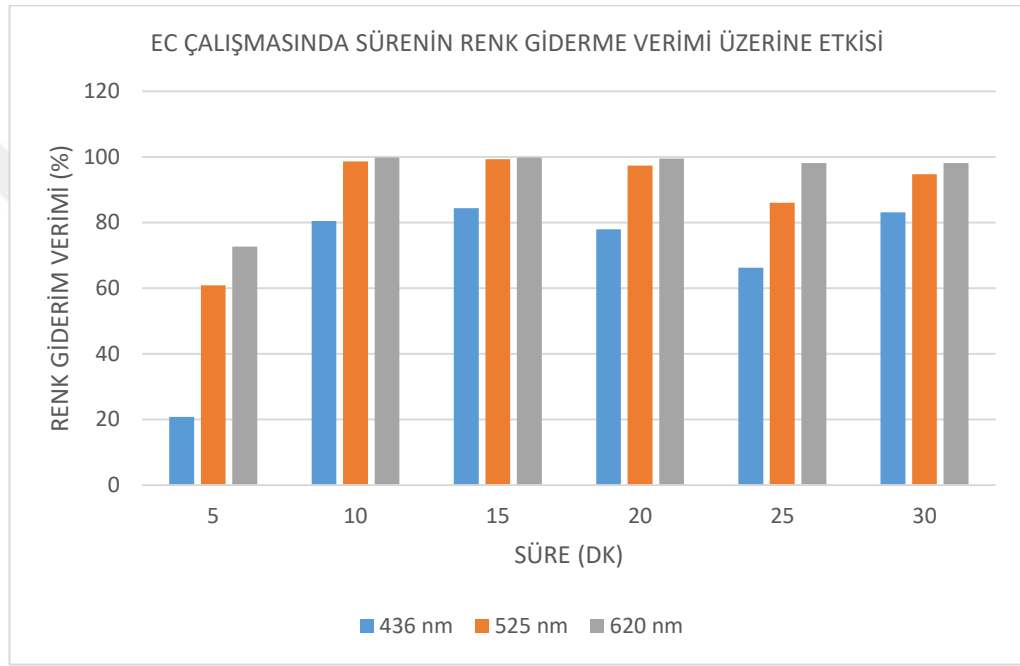
Şekil 5.9. EC+O₃ çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerine etkisi (C_{0-KOİ}: 1256 mg/L; V: 100mL; pH: 3; NaCl miktarı: 1 g/L; O₃ dozu: 1800 mg/L' dir. 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarda etkiler incelendi).

EC→O₃ ün kesikli gerçekleştiği, reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmasında 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarında 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum pH 5, 1800 mg/L O₃ dozu ve 1 g/L NaCl'de çalışmalar yürütülmüştür. Çalışmalar neticesinde %61 KOİ giderme verimiyle optimum sürenin 75 dakika olduğu tespit edilmiştir. İlgili verilerin grafiklendirilmesi Şekil 5.10.'da verilmiştir.



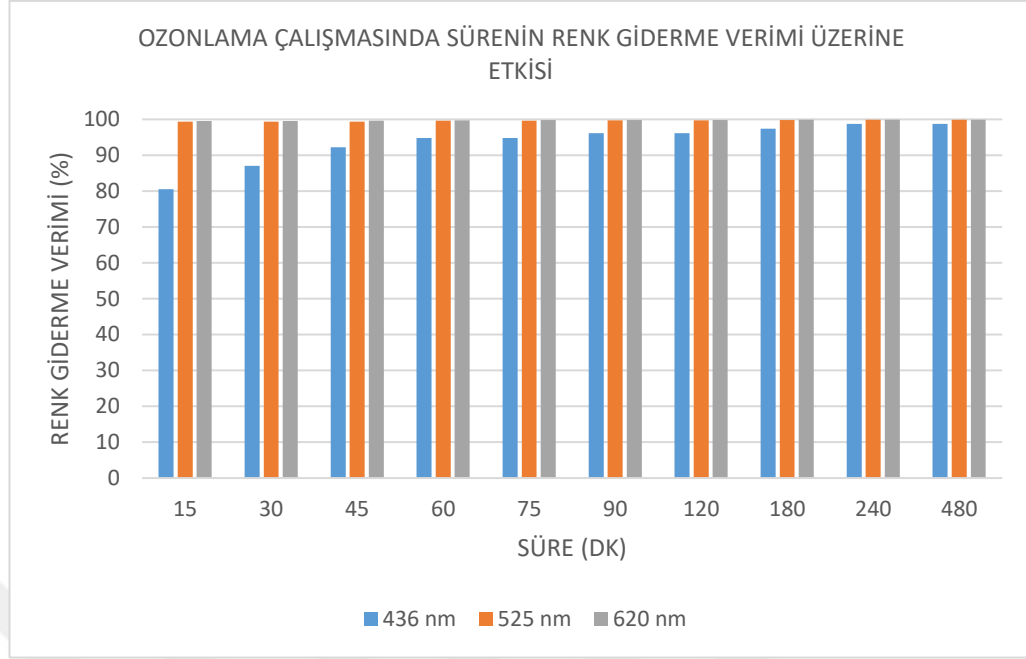
Şekil 5.10. EC->O₃ çalışmasında sürenin KOİ giderme verimi üzerinde etkisi (C_{0-KOİ}: 1256 mg/L; V: 100mL; pH: 5; NaCl miktarı: 1 g/L; O₃ dozu: 1800 mg/L' dir. 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarda etkiler incelendi).

EC ile yapılan reaksiyon süresinin renk giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmada 5, 10, 15, 20, 25, 30 dakikalarda 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum pH 5, 1g/L NaCl ve 0,25A de çalışmalar yürütülmüştür. Optimum olarak belirlenen 10 dakikada renk giderme verimi %80 (436 nm), %98 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen veriler Şekil 5.11.'de grafiklendirilmiştir.



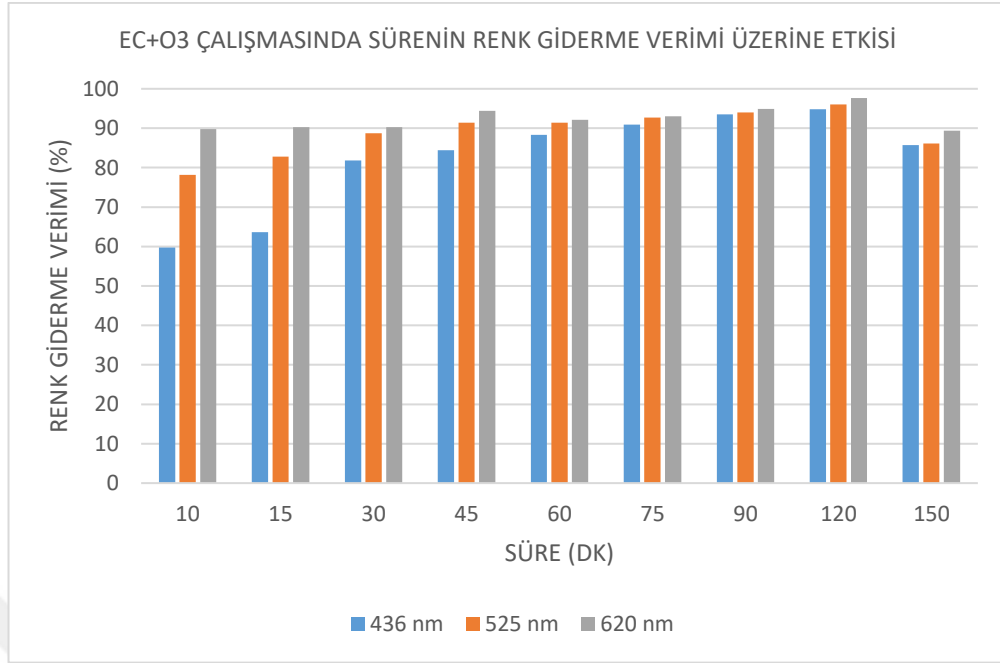
Şekil 5.11. EC çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi (V: 100mL; pH: 5; NaCl miktarı: 1 g/L; Akım: 0,25 A' dir. 5, 10, 15, 20, 25 ve 30 dakikalarda etkiler incelendi).

Tek başına O₃ ile yapılan reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmada 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 180, 240 ve 480 dakikalarında 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum atık suyun kendi pH'ı ve 2400 mg/L O₃' de çalışmalar yürütülmüştür. Çalışmalarda belirlenen optimum 180 dakikada renk giderme verimi %97 (436 nm), %99 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen veriler Şekil 5.12.'de grafiklendirilmiştir.



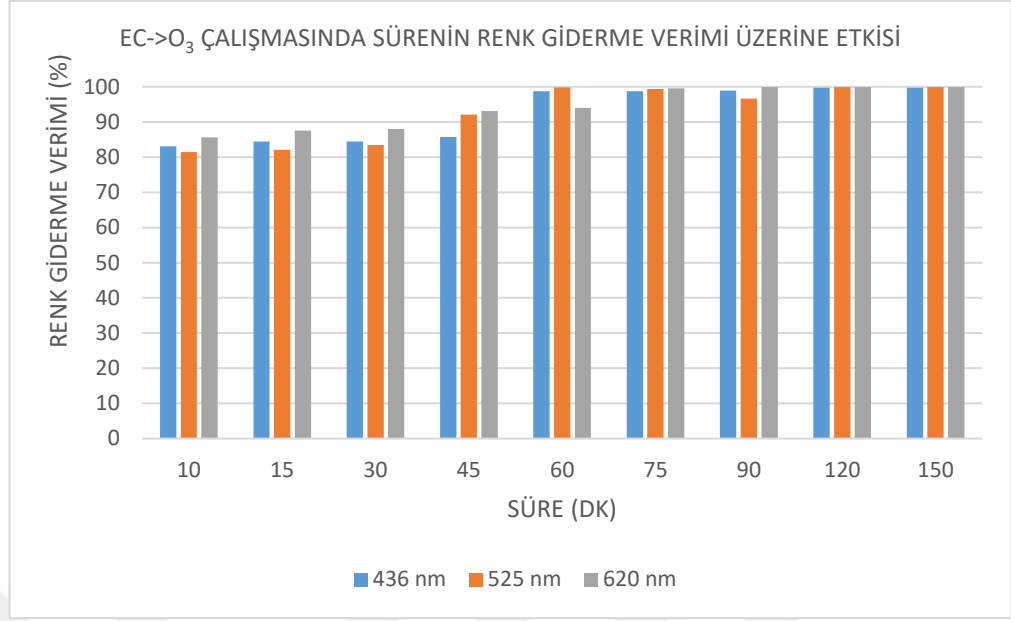
Şekil 5.12. Ozonlama çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi (V: 100mL; pH: 3,91; NaCl miktarı: 1 g/L; O₃ dozu: 2400 mg/L' dir. 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 180, 240 ve 480 dakikalarda etkiler incelendi).

EC+O₃ ün hibrit olduğu reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmasında 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarında 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum pH 3, 1800 mg/L O₃ dozu ve 1 g/L NaCl'de çalışmalar yürütülmüştür. Çalışmalar neticesinde optimum olarak belirlenen 120 dakikada renk giderme verimi %94 (436 nm), %96 (520 nm) ve %97 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen verilen Şekil 5.13.'te grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.13. EC+O₃ çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi (V: 100mL; pH: 3; NaCl miktarı: 1 g/L; O₃ dozu: 1800 mg/L' dir. 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarda etkiler incelendi).

EC→O₃ ün kesikli gerçekleştiği, reaksiyon süresinin KOİ giderme verimi üzerine olan etkisi çalışmasında 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarında 100 ml atık su numunesi ile deneyler süresince belirlenen optimum pH 5, 1800 mg/L O₃ dozu ve 1 g/L NaCl'de çalışmalar yürütülmüştür. Optimum olarak seçilen 75 dakikada renk giderme verimi %98 (436 nm), %99 (520 nm) ve %99 (625 nm) olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen verilen Şekil 5.14.'te grafiklendirilmiştir.



Şekil 5.14. EC- O_3 çalışmasında sürenin renk giderme verimi üzerine etkisi (V: 100mL; pH: 5; NaCl miktarı: 1 g/L; O_3 dozu: 1800 mg/L' dir. 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 ve 150 dakikalarda etkiler incelendi).

BÖLÜM 6. TARTIŞMA VE SONUÇ

Ozonlama, su ve atık su arıtımı ve biyolojik olarak parçalanabilirliğini artırmak için mevcut en iyi arıtma yöntemi teknolojiler arasında sınıflandırılan bir sistemdir. Ozon, farklı organik ve inorganik türleri doğrudan oksitleyebilmekte olup çamur üretim miktarını ciddi derecede azaltabilen güçlü bir oksidandır. Bu nedenle O₃ laboratuvar ölçeğinde yapılan çalışmalara dahil edilmiştir. Çalışmalar neticesinde O₃ prosesinin tek başına atık suyu arıtamayacağı, bu prosese farklı prosesler ilavesine ihtiyaç duyulduğu tespit edilmiştir. O₃ prosesi tek başına uygulandığında kirleticilerin giderimi için uzun sürelerle ihtiyaç duyulduğu belirlenmiştir. Renk giderimi KOİ giderimine oranla bu arıtma yönteminde daha iyi verimlerde dir. Ama tek başına bu giderim yeterli olmamaktadır. EC prosesi tek başına atık su arıtımında kullanıldığında ise belirli sürelerden sonra KOİ giderim veriminin sabitlendiği renk giderim veriminin ise dalgalı seyrettiği gözlenmiştir. Bu yöntemin ana dezavantajı sudan demir parçacıklarının ayrıştırılmasının zor olmasıdır. Sırasıyla yapılan EC→O₃ prosesinde ise KOİ giderim veriminin uzun sürelerde bile aynı giderme veriminde seyrettiği, renk giderme veriminin daha iyi verimde olduğu tespit edilmiştir. Son işlem ozon olduğunda renk gideriminin iyileştiği gözlenmiştir.

EC ve O₃'ün kombinasyonu ile kirleticiler aynı anda parçalanabilir, ayırabilir ve atık su arıtma performansının iyileştirilebilir olduğu tespit edilmiştir. Bu süreçte O₃, anot korozyonundan salınan metalik iyonlar tarafından aktive edilmektedir. Sonuç olarak, EC ve O₃ kombinasyonu kirleticilerin uzaklaştırma verimliliğini hızlandırmakta, arıtma süresini ve çamur üretimini azaltmaktadır.

Bu çalışmada boyar madde içeren tekstil atık suyu arıtımında EC ve O₃ proseslerinin ayrı ayrı, eş zamanlı ve sıralı kombinasyonları araştırılmıştır. Laboratuvar ölçekli yapılan çalışmalar neticesinde yöntemler arasında bulunan EC+O₃ prosesinin eş zamanlı bir şekilde uygulanmasıyla KOİ giderme verimi %83 ve renk giderme verimi

%90 üzerinde tespit edilmiştir. Bu yöntem tekstil atık sularının arıtılmasında iyi bir performans göstermesine karşın endüstrilere entegre edilmesi için bu proseslerin geliştirilmesi ve ölçeklendirmesinden önce çevreyi ekstra kirletici yüklerden korumak için yeni bir arıtma teknolojisinin çevresel etki açısından da düşünülmesi gerekmektedir.



KAYNAKLAR

- Alabbad E.A., Bashir S., Liu J.L. 2021. Efficient removal of direct yellow dye using chitosan crosslinked isovanillin derivative biopolymer utilizing triboelectric energy produced from homogeneous catalysis. *Catalysis Today*.
- Alene A.N., Abate G.Y., Habte A.T. 2020. Bioadsorption of Basic Blue Dye from Aqueous Solution onto Raw and Modified Waste Ash as Economical Alternative Bioadsorbent. *Journal of Chemistry*. Volume 2020: 11
- Azimi B. , Sharghi E.A., Bonakdarpour B. 2021. Anaerobic-aerobic processes for the treatment of textile dyeing wastewater containing three commercial reactive azo dyes: Effect of number of stages and bioreactor type. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 39: 228-239
- Badawi A.K., Zaher K. 2021. Hybrid treatment system for real textile wastewater remediation based on coagulation/flocculation, adsorption and filtration processes: Performance and economic evaluation. *Journal of Water Process Engineering*. 40: 101963
- Bayrakdar M., Atalay S., Ersöz G. 2021 . Efficient treatment for textile wastewater through sequential photo Fenton-like oxidation and adsorption processes for reuse in irrigation. *Ceramics International*. 47: 9679-9690
- Bener S., Bulca Ö., Palas B., Tekin G., Atalay S., Ersöz G. 2019. Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: Effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study. *Process Safety and Environmental Protection*. 129: 47-54
- Buntić A.V., Pavlović M.D., Antonović D.G., Marinković S.S.Š., Branković S.I.D. 2017. A treatment of wastewater containing basic dyes by the use of new strain *Streptomyces microflavus* CKS6. A treatment of wastewater containing basic dyes by the use of new strain *Streptomyces microflavus* CKS6. 148: 347-354
- Cabral V.F., Santos W.L.F., Muniz E.C., Rubira A.F., Filho L.C. 2007. Correlation of dye solubility in supercritical carbon dioxide. *The Journal of Supercritical Fluids*. 40: 164
- Cai Y., Liang Y., Navik R., Zhu W., Zhang C., Pervez M.N. 2020. Improved reactive dye fixation on ramie fiber in liquid ammonia and optimization of fixation parameters using the Taguchi approach. *Dyes and Pigments*. 183: 108734
- Cao W., Pei L., Zhang H., Wang J. 2021. Sustainable wool fabric pad dyeing using reactive dyes in silicone non-aqueous medium. *Environmental Chemistry Letters*. 19: 737-741

- Cui S., Mao X., Zhang H., Zeng H., Lin Z., Zhang X., Qi P. 2021. Magnetic Solid-Phase Extraction Based on Magnetic Sulfonated Reduced Graphene Oxide for HPLC–MS/MS Analysis of Illegal Basic Dyes in Foods. *Molecules*. 21:7427
- Eldeeb T.M., Aigbe U.O., Ukhurebor K.E., Onyancha R.B., Nemr M.A.E., Hassaan M.A., Osibote O.A., Ragab S., Okundaye B., Balagun V., Nemr A.E. 2022. Biosorption of acid brown 14 dye to mandarin-CO-TETA derived from mandarin peels. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 156
- Fortunato L., Elcik H., Blankert B., Ghaffour N., Vrouwenvelder J. 2021. Textile dye wastewater treatment by direct contact membrane distillation: Membrane performance and detailed fouling analysis. *Journal of Membrane Science*. 636:119552
- Gad Y.H., Ali H.E., Hegazy A.E.S. 2021. Synergistic Effect of Titanium Dioxide (TiO₂) and Ionizing Radiation on Thermal and Mechanical Properties of Carboxymethyl Cellulose (CMC) for Potential Application in Removal of Basic Dye from Wastewater. *Journal of Polymers and the Environment*. 29: 3887–3899
- GilPavas E., Sanchez S.C. 2020. Assessment of the optimized treatment of indigo-polluted industrial textile wastewater by a sequential electrocoagulation-activated carbon adsorption process. *Journal of Water Process Engineering*. 36: 101306
- Han R., Zhang S., Zhao W., Li X., Jian X. 2009. Treating sulfur black dye wastewater with quaternized poly (phthalazinone ether sulfone ketone) nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology*. 67:26
- Heebner A., Abbassi B. 2022. Electrolysis catalyzed ozonation for advanced wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*. 46: 102638
- Huang X., Wan Y., Shi B., Shi J., Chen H., Liang H. 2020. Characterization and application of poly-ferric-titanium-silicate-sulfate in disperse and reactive dye wastewaters treatment. *Chemosphere*. 249: 126129
- Hussain Z., Chang N., Sun J., Xiang S., Ayaz T., Zhang H., Wang H. 2022. Modification of coal fly ash and its use as low-cost adsorbent for the removal of directive, acid and reactive dyes. *Journal of Hazardous Materials*. 422: 126778
- Jose S., Roy R., Phukan A.R., Shakyawar D.B., Sankaran A. 2022. Biochar from oil cakes: an efficient and economical adsorbent for the removal of acid dyes from wool dye house effluent. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 100
- Kannaujiya M.C., Gupta G.K., Mandal T., Mondal M.K. 2022. Adsorption of Acid Yellow 2GL dye from simulated water using brinjal waste. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 148
- Kaur M., Sandhu S., Toor A.P., Singh V. 2022. Time-dependent mechanistic insight into photo-degradation of mixed hydrophobic disperse dyes by magnetically separable nitrogen iron codoped titania under visible light using process variable optimization. *Journal of Cleaner Production*. 342: 130940
- Koulini G.V., Laiju S.T.R., Ramesh S.T., Gandhimathi R., Nidheesh P.V. 2022. Effective degradation of azo dye from textile wastewater by electro-peroxone process, 289-133152

- Kuleyin A., Gök A., Akbal F. 2021. Treatment of textile industry wastewater by electro-Fenton process using graphite electrodes in batch and continuous mode. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 9: 104782
- Li L., Song X., Fang S., Qian L., Qian H., 2022. Urea-containing azo disperse dyes: Synthesis, application, and structure–property relationship for nylon fabrics. *Dyes and Pigments*. 201: 110239
- López C., Mielgo I., Moreira M.T., Feijoo G., Lema J.M. 2002. Enzymatic membrane reactors for biodegradation of recalcitrant compounds. Application to dye decolourisation. *Journal of Biotechnology*. 99: 249-257
- Lu C., Yang J., Khan A., Yang J., Li Q., Wang G. 2022. A highly efficient technique to simultaneously remove acidic and basic dyes using magnetic ion-exchange microbeads. *Journal of Environmental Management*. 304: 114173
- Mahmoudi S., Fadaei S., Taheri E., Fatehizadeh A., Aminabhavi T.M. 2022. Direct red 89 dye degradation by advanced oxidation process using sulfite and zero valent under ultraviolet irradiation: Toxicity assessment and adaptive neuro-fuzzy inference systems modeling. *Environmental Research*. 211: 113059
- Malah T.E., Nour H.F., Radwan E.K., Mageid R.E.A., Khattab T.A., Olson M.A. 2021. A bipyridinium-based polyhydrazone adsorbent that exhibits ultrahigh adsorption capacity for the anionic azo dye, direct blue 71. *Chemical Engineering Journal*. 409: 128195
- Naje A.S., Chelliapan S., Zakaria Z., Abbas S.A. 2016. Electrocoagulation using a rotated anode: A novel reactor design for textile wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*. 176: 34-44
- Nakhate P.H., Gadipelly C.R., Joshi N.T., Marathe K.V. 2019. Engineering aspects of catalytic ozonation for purification of real textile industry wastewater at the pilot scale. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 69: 77-89
- Nemr A.E., Shoaib A.G.M., Sikaily A.E., Ragab S., Mohamed A.E.D.A., Hassan A.F. 2022. Utilization of green alga *Ulva lactuca* for sustainable production of meso-micro porous nano activated carbon for adsorption of Direct Red 23 dye from aquatic environment. *Carbon Letters*. 32: 153-168
- Nguyen T.A., Juang R.S. 2013. Treatment of waters and wastewaters containing sulfur dyes: A review. *Chemical Engineering Journal*. 219: 110
- Oktem Y.A., Yuzer B., Aydın M.I., Okten H.E., Meric S., Selcuk H. 2019. Chloride or sulfate? Consequences for ozonation of textile wastewater. *Journal of Environmental Management*. 247: 749-755
- Paschoal F.M.M., Anderson M.A., Zanoni M.V.B. 2009. The photoelectrocatalytic oxidative treatment of textile wastewater containing disperse dyes. *Desalination*. 249: 1350
- Rafique M.A., Kiran S., Javed S., Ahmad I., Yousaf S., Iqbal N., Afzal G., Rani F. 2021. Green synthesis of nickel oxide nanoparticles using *Allium cepa* peels for degradation of Congo red direct dye: an environmental remedial approach. *Water Science and Technology*. 84: 2793-2804

- Said M., Muneer M., Hak A., Akram N. 2022. Photocatalysis: an effective tool for photodegradation of dyes—a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 29: 293-311
- Samsami S., Mohamadizani M., Sarrafzadeh M.H., Rene E.R., Firoozbahr M. 2020. Recent advances in the treatment of dye-containing wastewater from textile industries: Overview and perspectives. *Process Safety and Environmental Protection*. 143: 138-163
- Shah J., Jan M., Rasul, F. 2018. Evaluation of magnetic nanoparticles performance as photocatalyst for the catalytic treatment of direct red 28 dye in synthetic and real water effluents. *Particulate Science and Technology*. 36: 534-540
- Silva P.M.M., Camparotto N.G., Lira K.T.G., Picone C.S.F., Prediger P. 2020. Adsorptive removal of basic dye onto sustainable chitosan beads: Equilibrium, kinetics, stability, continuous-mode adsorption and mechanism. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*. 18: 100318
- Sirianuntapiboon S., Sadahiro O., Salee P. 2007. Some properties of a granular activated carbon-sequencing batch reactor (GAC-SBR) system for treatment of textile wastewater containing direct dyes. *Journal of Environmental Management*. 85: 162-170
- Sonwani R.K., Pandey S., Yadav S.K., Giri B.S., Katiyar V., Singh R.S., Rai B.N. 2021. Construction of integrated system for the treatment of Acid orange 7 dye from wastewater: Optimization and growth kinetic study. *Bioresource Technology*. 337: 125478
- Tohamy R., Ali S.S., Li F., Okasha K.M., Mahmoud Y.A.G., Elsamahy T., Jiao H., Fu Y., Sun J. 2022. A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 231: 113160
- Yaseen D.A., Scholz M., 2019. Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16: 1193–1226
- Yin X., Xu W.F., Pu Y., Zhai J., Wang D., Wang J.X. 2020. Preparation of Aqueous Nanodispersions of Disperse Dye by High-Gravity Technology and Spray Drying. *Chemical Engineering Technology*. , 43: 2118–2125
- Zafar L., Khan A., Kamran U., Park S.J., Bhatti H.N. 2022. *Eucalyptus (camaldulensis)* bark-based composites for efficient Basic Blue 41 dye biosorption from aqueous stream: Kinetics, isothermal, and thermodynamic studies. *Surfaces and Interfaces*. 31: 101897
- Zhang H., Yu S., Guo J., Hu F., Pei L., Liang S., Yang Q., Wang J. 2022. Distribution mechanism of disperse dyes with similar substituents in a waterless dyeing system based on molecular dynamic simulation. *Dyes and Pigments*. 202: 110264

- Wang A., Liu F., Xia L., Zhang C.i Zhou S., Fu Z., Wang Y., Xu W. 2021. Solvent assisted dyeing of wool fibers with reactive dyes in a ternary solvent system for protecting fibers against damage. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 103: 329-339
- Wu W., Zhou Q., Xu B., Zhong Y., Xu H., Zhang L.,Mao Z. 2021. Study on the dispersion mechanism of the polycarboxylic acid dispersant for disperse dyes. *Journal of Molecular Liquids*. 349: 118140



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Şeyma TÜRKYILMAZ

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet Yılı
Yüksek Lisans	Sakarya Üniversitesi / Fen Bilimleri Enstitüsü / Çevre Mühendisliği	Devam ediyor
Yüksek Lisans	Sakarya Üniversitesi / Sağlık Bilimleri Enstitüsü / İş Sağlığı ve Güvenliği	2020
Lisans	Sakarya Üniversitesi / Mühendislik Fakültesi / Çevre Mühendisliği	2017
Lise	Hüsnü M. Özyeğin Anadolu Lisesi	2013

İŞ DENEYİMİ

Yıl	Yer	Görev
2021-Halen	ART Tersanesi	Çevre Mühendisi
2019-2020	Koçtaş Genel Müdürlük	Çevre/İSG Uzm. Yrd.

YABANCI DİL

İngilizce

ESERLER

1. Treatability of textile industry polyester cloth dyeing wastewater by adsorption and photocatalytic method using Nano-TiO₂. 2020. Desalination and Water Treatment. 201:452-461
2. Treatment Of Textile Waste Water By Using Photocatalytic And Adsorption Methods With Nano-TiO₂. 2019. 1 st International Conference on Environment, Technology and Management (ICETEM).

3. Kanatlı Hayvan Kesimhanesi Atıksularının Peroksi Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması. 2018. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi. Bildiriler Kitabı.

