

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

**DİSPERS BOYAR MADDE İÇEREN TEKSTİL
ATIKSULARININ İLERİ OKSİDASYON YÖNTEMİ
İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Zhala ALI-ZADA

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Tez Danışmanı : Prof. Dr. İ. Ayhan ŞENGİL

Eylül 2019

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

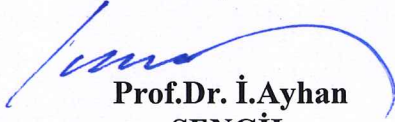
**DİSPERS BOYAR MADDE İÇEREN TEKSTİL
ATIKSULARININ İLERİ OKSİDASYON YÖNTEMİ
İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

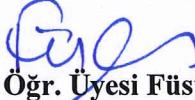
YÜKSEK LİSANS TEZİ

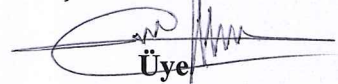
Zhala ALI-ZADA

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Bu tez 09/09/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.


**Prof. Dr. İ. Ayhan
ŞENGİL**
Jüri Başkanı


**Dr. Öğr. Üyesi Füsun
BOYSAN**
Üye

Doç. Dr. Mustafa CAN

Üye

BEYAN

Tezimdeki tüm bilgilerin akademik kurallara ve etik davranışlara uygun olarak edinildiğini ve sunulduğunu beyan ederim. Ayrıca, bu kurallar ve davranışların gerektirdiği şekilde, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak referans gösterdiğimi de beyan ederim.

Zhala ALIZADA

07.08.2019

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim boyunca her konuda bilgi ve desteğini almaktan çekinmediğim, saygıdeğer danışman hocam Prof.Dr. İ.Ayhan ŞENGİL'e en içten teşekkürlerimi sunarım. Laboratuvar olanakları konusunda anlayış ve yardımlarını esirgemeyen hocam Öğr. Gör. Dr. Pınar Tanattı'ya teşekkür ederim. Bu çalışmada bana yardımcı olan arkadaşlarım Arş. Gör. Muhammed HAS ve Çevre Müh.Mesut SEZER'e teşekkür ederim.

Eğitim ve öğretim hayatım boyunca bana maddi ve manavi destek olan aileme (annem Kemale ALİ-ZADA, dayım; Doç.Dr. Tehmasib AJDAROV; dayım; Asif AJDAROV'a ve yakın aile dostumuz olan bana her konuda manavi desteğini gösteren Meryem NESİROVA'ya teşekkürleri kendime bir borç biliyorum.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	i
İÇİNDEKİLER	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ	vii
TABLolar LİSTESİ.....	x
ÖZET.....	xii
SUMMARY	xiii
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ	1
BÖLÜM 2.	
TEKSTİL ENDÜSTRİSİ	3
2.1. Tekstil Endüstrisinin Tanımı	3
2.1.1. Tekstil endüstrisi genel prosesler	3
2.1.2. Haşılama	4
2.1.3. Yıkama ve haşıl giderme	5
2.1.4. Ağartma	6
2.1.5. Merserizasyon.....	7
2.1.6. Boyama	7
2.1.7. Apreleme	7
2.2. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyar Maddeler	8
2.2.1. Bazik Boyar Maddeler.....	9
2.2.2. Asit Boyar Maddeler	9
2.2.3. Direkt Boyar Maddeler	9
2.2.4. Azoik Boyar Maddeler	10

2.2.5. Sülfürik Boyar Maddeler	10
2.2.6. Fiber reaktif Boyar Maddeler	10
2.2.7. Dispers Boyar Maddeler	11
2.3. Tekstil Endüstri Atıksularının Karakterizasyonu	12
2.4. Tekstil Atıksularında Renk Parametresi ve Renk Ölçüm Metotları	13
2.4.1. Rengin tanımı	13
2.4.2. Renk ölçüm yöntemleri	16
2.4.2.1. Spektrofotometrik metot	16
2.4.2.2. Tristumulus filtre metodu.....	16
2.4.2.3. Görsel karşılaştırma metodu	16
2.4.2.4. Renklilik sayısı (RES).....	17
2.4.2.5. KOİ.....	18
2.5. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Çevresel Etkileri	18
2.6. Tekstil Atıksularının Arıtma Yöntemleri	19
2.7. Fiziksel Yöntemler.....	20
2.7.1. Adsorpsiyon.....	20
2.7.2. Membran prosesler.....	20
2.7.3. İyon değişimi	21
2.8. Biyolojik Yöntemler	21
2.8.1. Aerobik yöntemler	21
2.8.2. Anaerobik yöntemler	22
2.8.3. Biyosorpsiyon.....	22
2.9. Kimyasal Yöntemler	23
2.9.1. Koagülasyon-flokülasyon.....	23
2.9.2. Kimyasal oksidasyon.....	23
2.9.2.1. Ozon ile oksidasyon	24
2.9.2.2. Klor ile oksidasyon	24
2.9.2.3. Hidrojen peroksit ile oksidasyon.....	24
2.9.3. İleri oksidasyon	25
2.9.3.1. H ₂ O ₂ /UV oksidasyon yöntemi	25
2.9.3.2. O ₃ /H ₂ O ₂ oksidasyon yöntemi.....	26
2.9.3.3. O ₃ /H ₂ O ₂ /UV oksidasyon yöntemi	26

2.9.3.4. Fenton oksidasyonu.....	26
2.9.4. Elektrokimyasal oksidasyon prosesleri	29
2.9.4.1. Peroksielektrokoagülasyon	30
 BÖLÜM 3.	
MATERYAL VE METOD	31
3.1. Materyal.....	31
3.1.1. Atıksu karakterizasyonu	31
3.2. Metod.....	31
3.2.1. Kullanılan araç-gereçler	31
3.2.2. Kullanılan kimyasal çözeltiler	32
3.3. Analizler	33
3.3.1. Renk analizleri	33
3.3.2. KOI analizleri	33
3.3.3. H ₂ O ₂ analizleri.....	33
 BÖLÜM 4.	
BULGULAR VE TARTIŞMA	35
4.1. Tekstil endüstrisi atıksularının fenton yöntemi ile arıtımı.....	35
4.1.1. Arıtma verimi üzerine pH'nın etkisi.....	35
4.1.2. H ₂ O ₂ konsantrasyonunun etkisi	37
4.1.3. Demir iyonu konsantrasyonunun etkisi	39
4.1.4. Temas süresinin etkisi	41
4.2. Peroksi-elektrokoagülasyon Metodu ile Tekstil Atıksuyu arıtımı.....	43
4.2.1. pH etkisi.....	44
4.2.2. H ₂ O ₂ g/L dozunun etkisi.....	46
4.2.3. Akım yoğunluğunun etkisi	48
4.2.4. Temas süresinin etkisi	51
4.2.5. Fenton ve Peroksielektrokoagülasyon Giderme Verilerinin Kıyaslanması	53
4.3. Maliyet Analizi	56

BÖLÜM 5.

SONUÇ 61

KAYNAKLAR 62

ÖZGEÇMİŞ 68



SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

A	: Amper
BOİ	: Biokimyasal Oksijen İhtiyacı
dk	: Dakika
Fe	: Demir
H ₂ O ₂	: Hidrojen peroksit
I	: Amper
İOP	: İleri Oksidasyon Prosesleri
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	: Litre
NaCl	: Sodyum klorür
NaOH	: Sodyum hidroksit
nm	: Nanometre
OH•	: OH radikali
OH-	: OH iyonu
RES	: Renklilik Sayısı
O ₃	: Ozon
t	: Süre
UV	: Ultraviyole
U	: Voltaj

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Görünür spektrum (nanometre dalga boyunda) (Aydoğdu G., 2012).....	13
Şekil 2.2. Fenton prosesinin şematize edilmiş hali (Gogate ve Pandit, 2003).	29
Şekil 3.1. a. Peroksi-elektrokoagülasyon b. fenton deney düzeneği.	32
Şekil 4.1. Arıtma verimi üzerine pH'ın etkisi; a) Ham atıksu, b) pH=2, c) pH=3, d) pH=5, e) pH=7, f) pH=9.	35
Şekil 4.2. Değişik pH'lardaki renk giderim verimi yüzdeleri ($RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5\text{g/L}$; $Fe^{2+}=1\text{g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	36
Şekil 4.3. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ giderim verimi yüzdeleri (Başlangıç $KOİ_0=728,94\text{ mg/L}$; $H_2O_2=5\text{g/L}$; $Fe^{2+}=1\text{g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	37
Şekil 4.4. Arıtma verimi üzerine H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi a) Ham atıksu b) $1\text{g/L}(H_2O_2)$, c) $3\text{g/L}(H_2O_2)$, d) $5\text{g/L}(H_2O_2)$, e) $7\text{g/L}(H_2O_2)$, f) $10\text{ g/L}(H_2O_2)$	37
Şekil 4.5. Değişik g/L 'de H_2O_2 'lerdeki renk giderimi verimi ($RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$, $\text{pH}=3$; $Fe^{2+}=1\text{g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	38
Şekil 4.6. Farklı $H_2O_2(\text{g/L})$ 'de KOİ giderim yüzdeleri ($KOİ_0=728,94\text{ mg/L}$; $\text{pH}=3$; $Fe^{2+}=1\text{g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	39
Şekil 4.7. Arıtma verimi üzerine demir iyonu konsantrasyonunun etkisi a) Ham atıksu b) $0,5\text{ g/L } Fe^{2+}$, c) $1\text{ g/L } Fe^{2+}$, d) $1,5\text{ g/L } Fe^{2+}$, f) $2\text{ g/L } Fe^{2+}$, e) $3\text{ g/L } Fe^{2+}$	40
Şekil 4.8. Değişik g/L 'de Fe^{2+} iyon konsantrasyonundaki, renk giderim verimi $RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$, $\text{pH}=3$; $Fe^{2+}=1\text{g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	40

Şekil 4.9. Farklı Fe^{2+} (g/L)'de KOİ giderim verileri (Başlangıç $\text{KOİ}_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $\text{H}_2\text{O}_2 = 5\text{g/L}$; $V = 100\text{ mL}$; $t = 1\text{ sa.}$).....	41
Şekil 4.10. Arıtma verimi üzerine surenin etkisi a. Ham atıksu b.30dk c.60dk d.90dk.f.120 dk. e180 dk.	42
Şekil 4.11. Farklı sürelerdeki renk giderim verimi ($\text{RES}_{436}^0 = 184\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0 = 126\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0 = 120\text{ m}^{-1}$, $\text{Ph} = 3$; $V = 100\text{ mL}$; $\text{Fe}^{2+} = 3\text{g/L}$).	42
Şekil 4.12. Farklı sürelerde KOİ giderim verileri (Başlangıç $\text{KOİ}_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $\text{H}_2\text{O}_2 = 5\text{g/L}$; $V = 100\text{ mL}$; $\text{Fe}^{2+} = 3\text{ g/L}$).	43
Şekil 4.13. Arıtma verimi üzerine pH'ın etkisi: a)Ham atıksu b. pH=2,c.pH=3,d.pH=5,f.pH=7,e.pH=9.....	44
Şekil 4.14. Farklı pH'lardaki, atıksuyun renk giderimi üzerine verimi ($\text{RES}_{436}^0 = 184\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0 = 126\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0 = 120\text{ m}^{-1}$, $\text{H}_2\text{O}_2 = 5\text{g/L}$; $V = 200\text{ mL}$; Akım Yoğunluğu= $0,02\text{mA/cm}^2$; $t = 1\text{ sa.}$).....	45
Şekil 4.15. Farklı H_2O_2 mg/L'de ölçülen absorbans değerlerinin kalibrasyon eğrisi.....	45
Şekil 4.16. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ giderim verimi yüzdeleri (Başlangıç $\text{KOİ}_0 = 728,94\text{ mg/L}$; $\text{H}_2\text{O}_2 = 5\text{g/L}$; Akım Yoğunluğu= $0,02\text{ mA/cm}^2$; $V = 200\text{ mL}$; $t = 1\text{ sa.}$).....	46
Şekil 4.17. Arıtma verimi üzerine H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi a)Ham atıksu b. 1 g/L (H_2O_2) c. 3 g/L (H_2O_2) d. 5 g/L (H_2O_2) e. 7 g/L (H_2O_2) f. 10 g/L (H_2O_2)	47
Şekil 4.18. Değişik g/L'de H_2O_2 'lerdeki, renk giderimi verimi ($\text{RES}_{436}^0 = 184\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0 = 126\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0 = 120\text{ m}^{-1}$, $\text{pH} = 3$; Akım Yoğunluğu= $0,02\text{ mA/cm}^2$; $t = 1\text{ sa.}$).....	47
Şekil 4.19. Farklı $\text{H}_2\text{O}_2(\text{g/L})$ 'de KOİ giderim yüzdeleri ($\text{KOİ}_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; Akım Yoğunluğu= $0,02\text{ mA/cm}^2$; $t = 1\text{ sa.}$).	48
Şekil 4.20. Arıtma verimi üzerine akım yoğunluğunun etkisi a)Ham atıksu b. $0,02\text{ mA/cm}^2$ c. $0,05\text{ mA/cm}^2$ d. $0,08\text{ mA/cm}^2$ e. $0,1\text{ mA/cm}^2$ f. $0,15\text{ mA/cm}^2$	49
Şekil 4.21. Değişik akım yoğunluklarındaki, renk giderim verimi ($\text{RES}_{436}^0 = 184\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0 = 126\text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0 = 120\text{ m}^{-1}$, $\text{H}_2\text{O}_2 = 5\text{g/L}$; $\text{pH} = 3$; $t = 1\text{ sa.}$).....	50

Şekil 4.22. Farklı akım yoğunluklarında KOİ giderim verileri (Başlangıç KOİ ₀ =728,94 mg/L;pH=3; H ₂ O ₂ =5g/L; t=1 sa.).	50
Şekil 4.23. Arıtma verimi üzerine surenin etkisi: a. Ham atıksu b.10dk c.20dk d.30dk. e.60 dk. f.90 dk.	51
Şekil 4.24. Farklı sürelerdeki renk giderim verimi (RES ₄₃₆ ⁰ =184 m ⁻¹ , RES ₅₂₅ ⁰ =126 m ⁻¹ ,RES ₆₂₀ ⁰ =120 m ⁻¹ , pH=3; H ₂ O ₂ =5g/L; Akım Yoğunluğu=0,08 mA/cm ²).	52
Şekil 4.25. Farklı sürelerde KOİ giderimi (Başlangıç KOİ ₀ =728,94 mg/L; pH=3; H ₂ O ₂ =5g/L; Akım Yoğunluğu=0,08 mA/cm ²).	53
Şekil 4.26. Farklı pH değerlerinde KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi (Başlangıç KOİ ₀ =728,94 mg/L;pH=3; H ₂ O ₂ =5g/L; Akım Yoğunluğu=0,08mA/cm ²).	57
Şekil 4.27. Değişik akım şiddeti değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi	58
Şekil 4.28. Değişik H ₂ O ₂ değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi	59
Şekil 4.29. Farklı süre değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi	60

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. Tekstil endüstrisi su bazlı prosesler ve kirlilik yüklerine genel bir bakış sunmaktadır.	13
Tablo 4.1. Değişik pH'lardaki, atıksuyun renk giderimi üzerine verimi ($RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5\text{ g/L}$; $Fe^{2+}=1\text{ g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	36
Tablo 4.2. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ Eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0=728,94\text{ mg/L}$; $H_2O_2=5\text{ g/L}$; $Fe^{2+}=1\text{ g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	36
Tablo 4.3. Farklı g/L 'de H_2O_2 'lerdeki renk giderimi üzerine verimi $RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$, $pH=3$; $Fe^{2+}=1\text{ g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	v38
Tablo 4.4. Farklı $H_2O_2(g/L)$ 'de atıksuyun KOİ Eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri ($KOI_0=728,94\text{ mg/L}$; $pH=3$; $Fe^{2+}=1\text{ g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	38
Tablo 4.5. Fe^{2+} (g/L) değerlerine bağlı renk ölçüm yüzdeleri ($RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$; $V=100$ mL ; $pH=3$; $H_2O_2=5\text{ g/L}$; $t=1\text{ sa.}$).	40
Tablo 4.6. Farklı Fe^{2+} (g/L) 'de KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0=728,94$ mg/L ; $pH=3$; $H_2O_2=5\text{ g/L}$, $V=100\text{ mL}$; $t=1\text{ sa.}$).	41
Tablo 4.7. Süreye bağlı olarak renk ölçüm yüzdeleri ($RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$; $V=100\text{ mL}$; $pH=3$; $H_2O_2=5\text{ g/L}$; $Fe^{2+}=3\text{ g/L}$).	42
Tablo 4.8. Farklı sürelerde KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0=728,94$ mg/L ; $pH=3$; $H_2O_2=5\text{ g/L}$; $V=100\text{ mL}$; $Fe^{2+}=3\text{ g/L}$).	43
Tablo 4.9. Değişik pH'lardaki, atıksuyun renk giderimi üzerine verimi $RES_{436}^0=184\text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126\text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120\text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5\text{ g/L}$; $V=200\text{ mL}$; Akım Yoğunluğu $=0,02\text{ mA/cm}^2$; $t=1\text{ sa.}$).	44

Tablo 4.10. Farklı H_2O_2 mg/L 'de absorbans değerleri ölçümü	45
Tablo 4.11. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0 = 728,94$ mg/L; $H_2O_2 = 5$ g/L; $V = 100$ mL; Akım Yoğunluğu $= 0,02$ mA/cm ² ; $t = 1$ sa.).	46
Tablo 4.12. Farklı g/L 'de H_2O_2 'lerdeki, renk giderimi üzerine verimi ($RES_{436}^0 = 184$ m ⁻¹ , $RES_{525}^0 = 126$ m ⁻¹ , $RES_{620}^0 = 120$ m ⁻¹ , pH=3; Akım Yoğunluğu $= 0,02$ mA/cm ² ; $V = 200$ mL; $t = 1$ sa.).	47
Tablo 4.13. Farklı H_2O_2 (g/L) 'de atıksuyun KOİ Eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri ($KOI_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; Akım Yoğunluğu $= 0,02$ mA/cm ² ; $t = 1$ sa.).	48
Tablo 4.14. Akım yoğunluklarına bağlı renk ölçüm yüzdeleri ($RES_{436}^0 = 184$ m ⁻¹ , $RES_{525}^0 = 126$ m ⁻¹ , $RES_{620}^0 = 120$ m ⁻¹ ¹ ; pH=3; $H_2O_2 = 5$ g/L; $t = 1$ sa.).	49
Tablo 4.15. Farklı akımlarda KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $H_2O_2 = 5$ g/L; $t = 1$ sa.).	50
Tablo 4.16. Süreye bağlı olarak renk ölçüm yüzdeleri ($RES_{436}^0 = 184$ m ⁻¹ , $RES_{525}^0 = 126$ m ⁻¹ , $RES_{620}^0 = 120$ m ⁻¹ ; pH=3; $H_2O_2 = 5$ g/L; Akım Yoğunluğu $= 0,08$ mA/cm ²).	51
Tablo 4.17. Farklı sürelerde KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $H_2O_2 = 5$ g/L; Akım Yoğunluğu $= 0,08$ mA/cm ²)	52
Tablo 4.18. Fenton ve Peroksi-elektrokoagülasyon Giderme Verilerinin Kıyaslanması	55
Tablo 4.19. Fenton Maliyet Hesabı	56
Tablo 4.20. Farklı pH değerlerinde KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi (Başlangıç $KOI_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $H_2O_2 = 5$ g/L; Akım Yoğunluğu $= 0,08$ mA/cm ²)	57
Tablo 4.21. Farklı akım şiddeti değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi	57
Tablo 4.22. Farklı H_2O_2 değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi	58
Tablo 4.23. Farklı süre değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi	59

ÖZET

Anahtar kelimeler: Tekstil endüstrisi boyama atıksuyu, fenton, peroksielektrokoagülasyon, renk.

Araştırmada kullanılan PHPERS BLACK CT içeriğinde (Buffer The Asidi, Degapers Mikro, Polyclear Sr, Sudkostik) gibi dispers boya karışımı koyu siyah renge sahip numune, Akyazı'da yer alan tekstil endüstrisi boyama prosesi ardından yıkama yapılmadan boya tankından direkt olarak alınarak fenton ve peroksielektrokoagülasyon metoduyla arıtımı araştırılmıştır.

Deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen verilere göre fenton oksidasyon metodu için Fenton oksidasyonu prosesi optimum pH=3'te %86,28 KOİ ve renk RES₄₃₆=% 98,96, RES₅₂₅=%99,36, RES₆₂₀=%99,76; H₂O₂ dozu 5g/L belirlenerek renk RES₄₃₆=% 98,15, RES₅₂₅=%98,8, RES₆₂₀=%99,25 ve %86,28 KOİ giderimi yapılmıştır. 3 g/L Fe²⁺ iyon konsantrasyonu tercih edilerek renk RES₄₃₆=% 99,34, RES₅₂₅=% 99,60, RES₆₂₀=% 99,83 ve %87,65 KOİ giderimi, süre RES₄₃₆=% 99,40, RES₅₂₅=% 99,63, RES₆₂₀=% 99,84; 120 dk'ta RES₄₃₆=% 99,51 ve % 87,79 KOİ bulunarak rapor edilmiştir.

Peroksielektrokoagülasyon metodunda optimum pH=3'te %82,16 KOİ ve renk RES₄₃₆=% 98,96, RES₅₂₅=% 99,36, RES₆₂₀=% 99,75 giderimi, Hidrojen peroksit dozu ise 5 g/L belirlenmiştir. 5g/L H₂O₂'te renk RES₄₃₆=% 98,96, RES₅₂₅=% 99,36, RES₆₂₀=% 99,75 ve % 82,16 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Akım yoğunluğu ise 0,08 mA/cm² tercih edilmesini daha yüksek amperlerde verim değeri çok az artmaktadır. Akım yoğunluğu 0,08 mA/cm² 'te renk RES₄₃₆=% 99,51, RES₅₂₅=% 99,6, RES₆₂₀=% 99,78 ve % 86,55 KOİ değeri, süre 30 dk'ta renk RES₄₃₆=% 99,28, RES₅₂₅=% 99,34, RES₆₂₀=% 99,58 ve % 84,9 KOİ giderim verimi değerleri bulunmuştur.

INVESTIGATION OF TREATABILITY OF TEXTILE WASTEWATER CONTAINING DISPERSE DYE STUFF BY ADVANCED OXIDATION METHOD

SUMMARY

Keywords: Textile industry dyeing wastewater, fenton, peroxy-electrocoagulation, color.

The dark black colored sample containing dispersed dye mixture (Buffer Acid, Degapers Micro, Code: 3s001- Polyclear Sr, Sudkostik) in the content of PHPERS BLACK CT used in the research was taken directly from the dye tank without washing after textile industry dyeing process in Akyazı and removal efficiency of fenton and peroxyelectrocoagulation method researched. According to the data obtained from the experimental studies, Fenton oxidation process for the fenton oxidation method was 86.28% COD and color RES₄₃₆ = 98.96%, RES₅₂₅ = 99.36%, RES₆₂₀ = 99.76% at optimum pH = 3; H₂O₂ dose was determined as 5g/L and color RES₄₃₆ = 98.15%, RES₅₂₅ = 98.8%, RES₆₂₀ = 99.25% and 86.28% COD removal were performed. 3 g L Fe²⁺ ion concentration preferring color RES₄₃₆ = 99.34%, RES₅₂₅ = 99.60%, RES₆₂₀ = 99.83% and 87.65% COD removal, time RES₄₃₆ = 99.40%, RES₅₂₅ = 99.63%, RES₆₂₀ = 99.84%, RES₄₃₆ = 99.51% and 87.79% COD at 120 min.

In the peroxy-electrocoagulation method, optimum pH = 3, 82.16% COD and color RES₄₃₆ = 98.96%, RES₅₂₅ = 99.36%, RES₆₂₀ = 99.75% removal, Hydrogen peroxide dose was determined to 5 g / L Color RES₄₃₆ = 98.96%, RES₅₂₅ = 99.36%, RES₆₂₀ = 99.75% and 82.16% COD removal efficiency were obtained at .5g / LH 2 O₂. If the current density is higher than 0.08m A/cm² preferable amperes yield value is very little and summer increases. current density 0.08 mA/cm² at color RES₄₃₆ = 99.51%, RES₅₂₅ = 99.6%, RES₆₂₀ = 99.78% and 86.55% COD value, duration 30 minutes at color RES₄₃₆ = 99.28%, RES₅₂₅ = 99.34%, RES₆₂₀ = 99.54% and 84.9% COD removal efficiency values were found. In this study treatment of textile wastewater dyeing fabric in Akyazı by fenton and peroxi-electrocoagulation method was investigated. According to experimental results, the optimum conditions have been found as 3 g/L of ferrous ions concentration, 5 g/L of H₂O₂ concentration, pH 3 and 60 min. of reaction time for Fenton process. After 60 min time, (wavelength of 436 nm, 525nm, 620 nm) % 98,96, % 99,36, % 99,76 for RES respectively. The COD removal efficiency has been calculated as % 86,28. The optimum conditions have been found I=0,08A, 5 g/L H₂O₂ concentration, pH 3 and 90 min of reaction time for peroxi-electrocoagulation process. After 90 min time, (wavelength of 436 nm, 525nm, 620 nm) % 99,61,% 99,76, % 99,83 for RES respectively. The COD removal efficiency has been calculated as % 89,44.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Tekstil endüstrilerinden çıkan atıksular arıtılmadığı zaman, toksisiteleri ve potansiyel olarak kanserojen yapıları nedeniyle çevre ekosistemleri için büyük bir tehdit oluşturmaktadır. Gündelik hayatımızın birçok alanında sentetik boyalar mevcuttur ve uygulamaları sürekli olarak artmaktadır. Boyalar dünyamızı güzelleştirmekle birlikte aynı zamanda istenmeyen kirliliklere de sebep olmaktadır (Van der Zee FP, Lettinga G ve arkadaşları 2001; Papic S, Koprivanac N ve arkadaşları 2004).

Tekstil atıksularının bu sebepten deşarj edilmeden önce arıtılması önemli bir konudur. Aerobik ve anaerobik arıtmaya dayanan geleneksel atıksu arıtma teknolojilerinin reaktif boya içeren atıksuların işlenmesinde belirgin bir şekilde etkisiz olduğu kanıtlanmıştır. Bu atıksu türü, yeniden kirletici yapısından dolayı, yani bu kirleticilerin kimyasal kararlılığından dolayı düşük biyolojik olarak parçalanabilirliği ile karakterize edilebilmektedir (Gottlieb A, Shaw C ve arkadaşları 2003; Forgacs E, Cserhati T ve ark. 2004).

Su kirliliğinin kontrolü son yıllarda önem kazanmaktadır. Boyar maddelerin çevreye salınması, su kirliliğine neden olmaktadır. Devlet mevzuatının yürürlüğe giren hükümleri sayesinde tekstil endüstrilerini atık sularını gittikçe daha yüksek bir standartta arıtmaya zorlamaktadır. Bugünkü günde de, boyaların atık sudan uzaklaştırılması fiziko-kimyasal yollarla yapılmakta olup, bu tür yöntemler genellikle çok maliyetlidir ve boyalar çıkarılsa da, yoğunlaştırılmış çamur birikiminin bertarafı problem yaratmaktadır. (Robinson T., McMullan G., 2001;)

Konvansiyonel atıksu arıtma yöntemleri, İleri Oksidasyon Prosesleri (İOP) uygulanarak aşılabilmektedir. İOP, çok çeşitli organik kirleticileri hızla ve seçici

olmayan şekilde oksitleyen hidroksil radikalleri gibi çok reaktif türlerin üretimine dayanmaktadır (Neamtu M, Yediler A ve ark.2004).

Yaygın İOP arasında Fenton, Peroksielektrokogülasyon, ozonlama, fotokimyasal ve elektrokimyasal oksidasyon, H_2O_2 ve O_3 ile fotoliz, yüksek voltajlı elektriksel deşarj prosesi, TiO_2 fotokataliz, radyoliz gibi arıtma işlemleri bulunmaktadır (Gogate PR,2004;Lukes P,2001).

Son yıllarda boyar madde gideriminde, fenton işlemi, tekstil atıklarının giderilmesi için tek başına veya aerobik bir biyolojik arıtma (biyolojik arıtma öncesi veya sonrası) ile kombinasyon halinde uygulanabilecek çok umut verici ve alternatif bir atık su tekniği olarak ortaya çıkmaktadır. Proses, toksik bozunumda oldukça etkilidir ve yüksek reaksiyon verimlerinin düşük maliyetli bir işlem ile elde edilmesini mümkün kıldığı için, renkli tekstil atıksularının arıtımında bu proses tercih edilmektedir (B. Lodha, S. Chaudhari,2007;J. Pignatello, E. Oliveros,2006).

Peroksielektrokogülasyon, bu yöntemde, elektrokoagülasyon sistemine hidrojen peroksit ilave edilerek, fenton reaktifi oluşturmaktadır. Peroksi-elektrokoagülasyonda, Fe^{2+} kaynağı olarak bir demir anodu kullanılırken H_2O_2 hariçten uygulanmaktadır. Ayrıca, Fe^{2+} elektrolitik hücrenin kurulumuna bağlı olarak katotta sürekli olarak yeniden üretilebilmektedir. Peroksielektrokoagülasyon yöntemi verimli ve daha ucuz bir yöntemdir.(Z.Qiang, J.Chang ve ark.2003).

BÖLÜM 2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ

2.1. Tekstil Endüstrisinin Tanımı

Tekstil ve giyim endüstrisi ürünleri neredeyse herkes tarafından günlük hayatımızda evlerimizde ve işyerlerimizde kullandığımız, çok çeşitli ve heterojen bir endüstridir. Tekstil endüstrisi, doğal lifler (pamuk, yün gibi) malzemelere ihtiyaç duyduğu zaman tarım sektörüyle, naylon gibi çok çeşitli sentetik elyaflar söz konusu olduğunda ise kimya endüstrisi ile iç içe çalışmaktadır (Werner Stengg,2001).

Tekstil endüstrisi boyama, yıkama ve durulama işlemleri sonucu açığa çıkan atık sular, yüksek konsantrasyonda ve kompleks yapıdaki boyar maddelerden dolayı yoğun renge sahip olmaktadır (Wasif, A.I. ve Kone, C.D, 1996).

Özellikle karışık atık su söz konusu olduğunda, genellikle "Son tekstil atık suyu" olarak adlandırılır. Tekstil endüstrisi terbiye işlemi süreci sırasında meydana gelen atıksular yıkama, ağartma, boyama, baskı gibi işlemlerin kombinasyonun sonucu daha çok boyarmaddeleri içermektedir. (Clesceri L.S., Greenberg A.E, 1998).

Bu atıksuların arıtımı için klasik arıtma yöntemleri yerine, atıksuda bulunan boyarmaddelerden ileri gelen rengin ve atıksuda bulunan diğer toksik organik maddelerin, ileri arıtma yöntemleri ile giderilmesi gerekmektedir (Forgacs E, Cserhati T, ark.2004; Neamtu M, Yediler A ve ark.2004).

2.1.1. Tekstil endüstrisi genel prosesler

Tekstil Endüstrisi gelişmekte olan ülkeler tarafından önem verilen ve sürekli gelişen bir sanayii sektördür. Tekstil endüstrisi, dünyadaki ekonomide hayati bir rol

oyunmaktadır. Maalesef, tekstil sektörünün birçok ülkeye sağladığı büyük ekonomik faydalara bakmayarak, tekstil atıklarının yetersiz şekilde arıtılması nedeniyle ciddi çevresel sorunlara yol açmaktadır (Forgacs E, Cserhati T, ark.2004; Neamtu M, Yediler A ve ark.2004).

Tekstil endüstrisi en karmaşık endüstrilerden biridir ve çeşitli toksik kimyasallar içermektedir. Tekstil atıksularındaki başlıca kirleticiler yüksek Biokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ)/Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), sıcaklık, renk, asitlik ve diğer çözülebilir maddelerdir (AEPA, 1998; Dae-Hee, Won Seok C. ve ark., 1999; Wold Bank Pollution, 1998).

Tekstil endüstrisinin yaşam döngüsü doğal liflerden veya insan yapımı liflerin üretiminden başlar, bir sonraki adım doğal veya sentetik liflerden iplik üretimidir. Doğal lifler hayvanlardan ve bitkilerden elde edilebilmektedir. En önemli doğal elyaf türleri pamuk ve koyun yünüdür. Polimer, poliamid, poliakrilonitril, polipropilen, rejenere selüloz (viskoz) ve asetat tekstil endüstrisindeki en önemli sentetik elyaf türleridir (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

Tekstil endüstrisinde atık karakteristikleri su kullanımı ve atıksu üretimi açısından farklılık göstermektedir. Bazı işlemler, iplik üretimi, dokuma su kullanır ama atık suları üretmemektedir. Öte yandan, temizleme, ağartma ve boyama gibi işlemler, bileşimde çok değişken olan büyük miktarda atık su üretmektedir (European IPPC Bureau,2002; Ang H.M. ve Himawan P.,1994; Zhang F-M., J.S.Knapp ve ark.,1999).

2.1.2. Haşılama

Haşılama işlemi; Çözümlü ipliklerine koruma sağlamak ve dokuma verimini artırmak için gerekli bir işlemdir. Dokuma işlemi sırasında çözgü ipliğini hasara veya kopmaya karşı korumak için dokuma fabrikasında haşılama yapılmaktadır. Çözümlü ipliklerindeki elyaf uçlarını birbirine yapıştırma, iplik yüzeyleri ile dokuma makinesi yüzeyleri arasındaki sürtünmeyi azaltmak için ve dokuma işleminden sonra yapılacak

işlemleri engellemeden kumaştan kolaylıkla giderilebilen kimyasal viskoz bir sıvıdan geçirilme işlemidir(Seydel, P.V. and Hunt, J.R. 1981, M.D. and Petty, D.A. ,1987).

Haşılama gayesi; Dokuma sırasında mekanik hareketlere karşı ipliklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerinin muhafazasını arttırmak maksadıyla, uygun bir haşıl sıvısı ile elyaf uçlarını birbirine yapıştırmaktır (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.1.3. Yıkama ve haşıl giderme

Ön işlem yıkama, haşıl sökme basamaklarını içermektedir. Yıkama işlemi kumaş üzerinde bulunan toz ve kiri gidermek için uygulanılmaktadır. Haşıl sökme, pamuk ve pamuk karışımlarından yapılmış dokuma kumaşların ön işleminde tipik bir işlem kademesidir. Haşılama çözgü ipliklerinde boyalara ve diğer kimyasallara karşı bir engel görevi görebilir, sonra ipliği kaplar ve bu nedenle haşıl giderme işleminde alkaliler, asitler, enzimler veya yüzey aktif cisimleri kullanılmaktadır. Deterjanlarla yıkamak bazı boyutlar için yeterli olabilir, oysa nişasta genellikle enzimler kullanılarak çıkarılmaktadır (Correia V.M., Stephenson T. and Judd S.J. ,1994; BTTG,1999).

Aşağıdaki yöntemler yaygın olarak kullanılır:

- enzimatik haşıl sökme işlemleri; nişasta,
- oksidatif haşıl sökme (örneğin persülfat),
- yıkama (deterjanlı / deterjansız).

Haşıl sökme sürekli, yarı-sürekli veya süreksiz bir proses olarak gerçekleştirilebilmektedir. Haşıl sökme teknolojisi çözgü ipliğine uygulanan ebat tipine bağlı bulunmaktadır (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.1.4. Ağartma

Ağartma doğal liflerde ve sentetik liflerde yapılmaktadır. Malzemenin ağartma işleminden sonra baskı ve boyama işlemleri artar. Lifler üzerindeki doğal renkli yan ürünlerin ağartılması (örn.pamuk) kendine has sarımtırak rengi beyazlatarak ağartma işlemi yapılmaktadır. Ağartılmamış doğal malzemeler ve beyazlık efektleri elde etmenin yanı sıra yüksek parlaklıkta veya açık tonlarda renklendirilecek malzemeler için de ağartma yapılmaktadır. Normal olarak, suni ve sentetik liflerden yapılan tekstillere, yüksek derecede beyazlık verilerek, bununla birlikte, ekstra beyaz efektler (örneğin perdeler için) elde etmek için ağartma yaygın olarak kullanılmaktadır. Ağartma, gevşek liflerde, şeritlerde, ipliklerde ve (çoğunlukla) kumaşlar üzerinde sürekli bir şekilde veya parti halinde gerçekleştirilmektedir. Ağartma teknolojileri, tekstil malzemesine göre değişmektedir (UNIDO & MITI, 1992).

Aşağıdaki kimyasal çözeltilerle ağartma yapılmaktadır:

- Peroksit ağartma
- Klorit ağartma
- Redüktif ağartma

Hidrojen peroksit ile ağartmada, ağartma etkeni, hidrojen peroksitten elde edilen oksijen olarak, peroksit ağartma, alkali koşullar altında ($\text{pH}=12$) ve yüksek sıcaklıklarda ($60^{\circ}\text{C} - 98^{\circ}\text{C}$) yapılmaktadır. Sodyum kloritle (NaClO_2) ağartma, asidik şartlar altında ($\text{pH} 3-5$) ve $70^{\circ}\text{C}-95^{\circ}\text{C}$ sıcaklıkları arasında yapılarak, bir korozyon önleyici olarak tamponlar ve sodyum nitrat eklenmektedir. Eğer pH iyi kontrol edilmezse, yüksek toksisiteli klor dioksit açığa çıkabilmektedir. Redüktif ağartma, sodyum ditiyonit ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) ve sodyum formaldehit sülfoksilikatlarla ($\text{CH}_3\text{NaO}_3\text{S}$) gerçekleştirilebilmektedir (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.1.5. Merseerizasyon

Merserize etme gerilim altında güçlü alkali olan sodyum hidroksit ile pamuk ve pamuk karışımlarının işlenmesine denmektedir.. Merseerizasyon selülozun kristal yapısında moleküller bir değişikliğe yol açmaktadır (Correia V.M., Stephenson T. and Judd S.J.,1994;BTTG,1999; UNIDO & MITI, 1992).

Merserize işleminde:

- Lifler şişer
- Boyarmadde emilimi artmaktadır
- Gerilme mukavemeti artmaktadır
- Yüksek bir derecede parlaklık elde edilmektedir.

2.1.6. Boyama

Boyama işlemi; malzemeler sulu boya çözeltileri, çok çeşitli kimyasallar (tuzlar, asitler, vb.) ve yardımcı boyar maddeler (yüzey aktif maddeler, dispersiyon maddeleri vb.) ile temas ettirilmektedir. Boyalarla renklenme, boya moleküllerinin veya iyonlarının difüzyon ve emme gibi fizikokimyasal denge işlemlerine dayanmaktadır. Bu prosesleri liflerde kimyasal reaksiyonlar izleyebilmektedir (örneğin reaktif boyarmaddeler liflerle reaksiyona girer, metal kompleks boyarmaddeler lif molekülleriyle kompleksler oluşturmaktadır). Boyama, sürekli ve yarı sürekli işlemlerde veya parti (egzoz boyama) şeklinde gerçekleştirilmektedir. Atık su oluşumuna en çok neden olan boyama basamağı olmaktadır (Mahdavi Talarposhti A. , Donnelly T. and Anderson G.K, 2001).

2.1.7. Apreleme

Son işlem, kumaşın kalitesini arttırmayı amaçlayan kimyasal bileşiklerle yapılan işlemlerden oluşur. Kalıcı baskı işlemleri, su geçirmezlik, yumuşatma, antistatik

koruma, toprak direnci, leke bırakma ve mikrobiyal / fungal koruma, terbiye işleminde uygulanan tüm kumaş işlemlerine örnek oluşturmaktadır (US EPA,1996).

2.2. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyar Maddeler

Boyar maddeler kimyasal bileşimlerine veya boyamadaki performanslarına göre (azo, antrakinin, kükürt, trifenilmetan, indigoid, ftalosiyenin vb.) sınıflara ayrılmaktadır (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003 ;).

Hazırda kullanılan tüm boyar madde sınıfları kendine özgü bileşenlere sahiptir. Örneğin; selülozun boyanması durumunda, doğrudan, reaktif, fıçı ve kükürt boyarmaddeleri yaygın olarak kullanılmaktadır. Reaktif boyarmaddeler parlak gölgelere izin vererek, haslık özelliklerini artırmaktadır. Öte yandan, çoğu durumda, renk haslığı çok daha kötü olsa bile, en kolay işlem ve düşük maliyet nedeniyle doğrudan boyarmaddeler kullanılmaktadır. Sınıflandırmanın temeli olarak genel boya kimyası kullanılarak, tekstil boyaları 14 kategoride veya sınıfta toplanmaktadır (S. V. Kulkarni, C. D. Blackwell,1985)

- Asit boyalar,
- Direkt (esas) boyalar,
- Azoik boyalar,
- Dispers boyalar,
- Kükürt boyaları,
- Elyaf reaktif boyalar,
- Bazik boyalar,
- Oksidasyon boyalar,
- Mordant (krom) boyalar,
- (10)geliştirilmiş boyalar
- Fıçı boyalar,
- Pigmentler,
- Optik / flüoresan parlaticılar
- Çözücü boyalar.

2.2.1. Bazik Boyar Maddeler.

Suda çözünür katyonik boyalar kâğıt, poliakrilonitril (örneğin Dralon), modifiye naylonlar ve modifiye polyesterlere uygulanmaktadır. Asıl kullanımları, gölge parlaklığı ışığa ve yıkamaya karşı dayanıklılıktan daha önemli olan ipek, yün ve tanen mordanlanmış pamuk içindir. Bazik boyalar suda çözünebilir ve çözelti içinde renkli katyonlar verir. Bu nedenle sık sık katyonik boyalar olarak adlandırılmaktadır. Temel kimyasal sınıflar diazahemisiniyanin, triarilmetan, tiazin, oksazin ve akridindir. Bazı bazik boyalar biyolojik aktivite gösterir ve tıpta antiseptik olarak kullanılmaktadır (A. Brack, H. Psaar, 1971).

2.2.2. Asit Boyar Maddeler

Asit boyalar tipik olarak akrilikler, yün, naylon ve naylon / pamuk karışımlarını boyamak için kullanılmaktadır. Bunlar normal olarak organik veya inorganik asit çözeltilerinde kumaşların azotlu liflerine uygulandıkları için asit boyaları olarak adlandırılmaktadır. Boya ile elyaf arasındaki kimyasal reaksiyonlar, elyaf üzerinde çözünmez bir renk molekülü oluşturur. 1980'de asit boyaları, toplam ABD boya üretiminin yüzde 10' unu oluşturmuştur. Ticari olarak en önemli üç asit boyası azo, antrakinon ve tri-arilmetandır. Bu boyalar genellikle, 39°C'den 102°F) yüksek sıcaklıklarda bir sıvı halinde uygulanmaktadır. Bununla birlikte, asit baskıları transfer baskı için kullanılabilir. Genel olarak, bu boyalar, düşük ıslaklık haslığına sahip olmaktadır. Moleküler ağırlıkları, 200 ila 900 arasında değişmektedir ve moleküler ağırlığı ne kadar yüksekse, dengeleme (boya alımının homojenliği) özelliği o kadar zayıf olmaktadır (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.2.3. Direkt Boyar Maddeler

Direkt boyalar iyonik tuzlar ve elektrolitleri içeren sulu bir banyoya uygulanmaktadır. Bu boyalar normalde pamuğu ve diğer selülozik elyafları boyamak için kullanarak, elektrostatik kuvvetlerle elyaflara bağlanılmaktadırlar. 1980'de

ABD'de üretilen boyaların % 13' ü direkt boyalardır. Bu boyalar soğuk suda bile yüksek oranda çözünmektedir. Çoğu suda 8 ila 40 g/L arasında çözünürlüğe sahip olmaktadır (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.2.4. Azoik Boyar Maddeler

Azoik boyalar, çözülmez bir renk molekülü oluşturmak üzere elyafın içine emdirilmiş iki çözünür bileşen birleştirilerek uygulanmaktadır. Bu boya bileşenleri, macun benzeri dispersiyonlar ve tozlar halinde satılan, özellikle selülozikler için kullanılmaktadır. Genellikle 16-27°C 'lik boya banyosu sıcaklıkları uygulanmaktadır (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.2.5. Sülfürik Boyar Maddeler

Sülfür boyaları esas olarak pamuk ve suni ipek için kullanılmaktadır. Sülfür boyalarının uygulanması, boyanın suda çözünür indirgenmiş hali ile çözünmeyen okside edilmiş form arasında dikkatli bir şekilde planlanmış transformasyonlar gerektirmektedir. Sülfür boyaları hem seri hem de sürekli işlemlerde uygulanabilmektedir. Bu boyalar genellikle klora karşı zayıf bir dirence sahiptir. Genel olarak, kükürt siyahları ticari olarak en önemli renklerdir ve iyi renk hasılığının gölge parlaklığından daha önemli olduğu yerlerde kullanılmaktadır. Kükürt boyaları yün veya ipeğe uygulanamaz çünkü lifler kimyasal olarak boyama işleminden zarar görmektedir (Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer, 2003).

2.2.6. Fiber reaktif Boyar Maddeler

Fiber reaktif boyalar, isimlerini, boyanacak fiber molekülleri ile kovalent bağlar oluşturarak türetmektedirler. Fiber reaktif boyaların molekülleri, direkt boyaların kompleks moleküllerinden çok daha küçüktür. Fiber reaktif boyalar, bütün bir parça haline gelmeleri bakımından farklılık göstermektedir. Boyanmış tekstil elyafından, direkt boyalardan daha pahalı olmasına rağmen, reaktif boyaların avantajları mükemmel renk üretilebilirliği ve iyi tesviye özellikleridir. 1980 yılında ABD'de

Üretilen toplam boyarmaddelerin yaklaşık yüzde 2'si elyaf reaktif boyalardır. Bu boyalar, uygulama sıcaklığına bağlı olarak "sıcak" veya "soğuk" boyama gruplarına ayrılabilir. Buna rağmen, ipek ve naylonlar boyanabilmektedir. (S. V. Kulkarni ve ark.1985).

2.2.7. Dispers Boyar Maddeler

Dispers boyalar kolloidal ve suda znrlğ çok düşüktür. Bu boyaların çoğu polyester, naylon, asetat ve triasetat elyafları için kullanılmaktadır. Genellikle bir boya banyosundan doğrudan kolloidal adsorpsiyon yoluyla dispersiyonlar halinde uygulanılmaktadırlar. Boya banyosu koşulları (sıcaklık, taşıyıcı kullanımı), boyanan elyafın nüfuz etmesinde boyaların karşılaştığı zorluk derecesine bağlı olarak değişmektedir. Bazen bir süblimasyon işlemi ile yüksek sıcaklıklarda kuru kolloidal emilim ile uygulanılmaktadır. Yüksek sıcaklık boyayı süblime ederek ve elyafın içine girdikten sonra boya katı bir koloidal hale getirerek ve elyaf üzerinde emilim sağlamaktadır.

Alkantara, polyester, selüloz asetat, akrilik ve poliamid malzemelerin asetatları gibi sentetik kumaşların boyanması işlemi çoğunlukla dispers boyaların uygulanmasıyla gerçekleştirilir. Boyama prosedürü iki aşamadan oluşmaktadır: ilk olarak malzeme sıcak (140°C'ye kadar) bir boyama banyosuna batırılarak, ikinci olarak kumaşlara sabitlenmemiş boyalar indirgeme etkisiyle uzaklaştırılmaktadır. Her bir aşamayı, genel olarak bir toplu modda gerçekleştirilen, iyice durulama izlemektedir. Boyanın çeşitli aşamalarında üretilen atıksuların sıcaklığı farklıdır. Yüksek kirlilik yükü esas olarak kullanılmış boya banyolarından kaynaklanmaktadır. Bileşenleri: Tepkimeye girmemiş boyama bileşikleri, yüzey aktif maddeler, boyamaya maruz kalmış malzemeden yıkanmış tuzlar ve organik maddelerdir. Atıksular yüksek renk ve KOİ içeriği ve 2-12 pH arasında değişme ile karakterize edilmektedir (Gurnham, 1965; Lin and Lin, 1993; Szpyrkowicz ve Zilio Grandi, 1996; Naumczyk ve ark.1996).

2.3. Tekstil Endüstri Atıksularının Karakterizasyonu

Tekstil endüstrisi temel olarak, pamuk, yün ve sentetik (naylon, polyester, akrilik gibi) elyaflardan bir dizi işlemle üretimi içermektedir. Tekstil üretiminde bu adımlar ve bu işlemler yüksek derecede kirlenmiş atıksuları oluşturmaktadır. Bu atıksuların miktarı ve bileşimi, işlenmiş kumaş ve işlem tipi dahil olmak üzere birçok farklı faktöre bağlıdır. Makine tipi, uygulanan kimyasallar ve proseslerin diğer özellikleri de üretilen atıksuyun miktarını ve bileşimini belirlemektedir. Tekstil endüstrisi atıksuları yüksek debi ve çok sayıda organik bileşik ve toksik kimyasal maddeler içermektedir (Forgacs E, Cserhati T,2004; Gottlieb A, Shaw C, Smith A,2003).

Tekstil atıksuları, çevre kirliliğine neden olan birçok organik veya inorganik maddenin yanı sıra, çok çeşitli yüksek renk yoğunluklarına da sahiptir (Venceslau M.C., Tom S.,1994;) Sonuç olarak, bu toksik maddeler veya kirleticiler, arıtılmadan doğal su ortamına salındığında ciddi şekilde zararlara yol açabilmektedir.

Tekstil endüstrisindeki atıksu, temizleme, haşıl sökme, ağartma, yıkama, merserizasyon, boyama ve terbiye gibi çeşitli işlem aşamalarından oluşmaktadır. Boyama işlemleri, en büyük atıksu kaynaklarından biridir. Boyama işlemlerinden kaynaklanan birincil atıksu kaynağı, boya banyosu ve yıkama suyudur. Terbiye işlemleri genellikle doğal ve sentetik polimerler içeren atıksular oluşturur. Birincil Kirlilik kimyasal madde kullanımı ve yüksek pH, ağartma işlemiyle ilgilidir (Forgacs E, Cserhati T,2004; Gottlieb A, Shaw C, Smith A,2003).

Tekstil sektöründe, işlemler ayrı ayrı düşünülmeyle birlikte, her işlem için arıtım tek tek ele alınmayabilmektedir. Ancak, her işleminden çıkan atıksuyu ayrı ayrı arıtmak daha kolay olabilmektedir. İplik üretimi, dokuma gibi bir proseste üretilen atıksu miktarı azdır, ancak temizleme, ağartma ve boyama gibi işlemler, büyük miktarlarda atıksu üretmektedir.

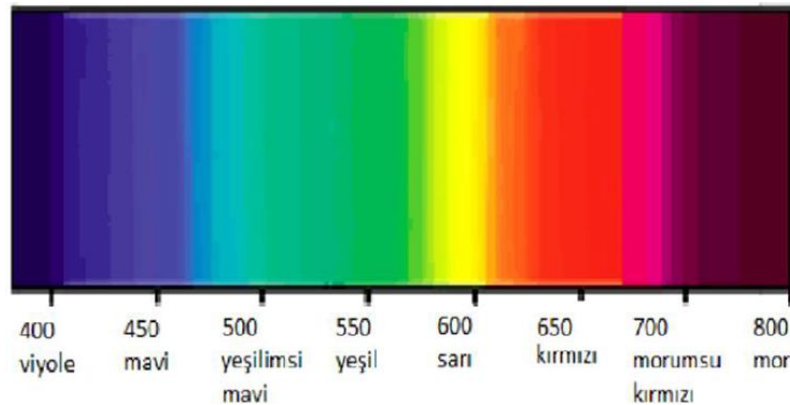
Tablo 2.1. Tekstil endüstrisi su bazlı prosesler ve kirlilik yüklerine genel bir bakış sunmaktadır.

Proses	Elyaf	Haşıl Giderme	Yıkama	Ağartma	Boyama	Baskı
KOİ (mg/l)	Yün	-	5000 – 90000	-	7920	-
	Pamuk	950-20000	8000-	288-13500	1115-4585	-
	Sentetik	-	-	-	620	-
BOİ ₅ (mg/l)	Yün	-	2270- 60000	400	400-2000	-
	Pamuk	-	100-2900	90-1700	970-1460	-
	Sentetik	-	500- 2800	-	530	590
TKM (mg/l)	Yün	-	28900-49300	910	-	-
	Pamuk	-	-	2300-14400	-	-
	Sentetik	-	-	-	-	150- 250
pH	Yün	-	7.6-10.4	6	4.6-8	-
	Pamuk	8.8-9.2	7.2-13	6.5-13.5	9.2- 10.1	-
	Sentetik	-	8-10	-	11.7	-
Su Kullanım (l/kg)	Yün	-	4-77.5	-	40-150	280 – 520
	Pamuk	-	2.5-43	30-50	38-143	-
	Sentetik	-	17-67	-	38- 143	-

2.4. Tekstil Atıksularında Renk Parametresi ve Renk Ölçüm Metotları

2.4.1. Rengin tanımı

Renk, görsel sistemimizin ışık olarak bilinen elektromanyetik radyasyonla uyarılmasına yanıt olarak oluşturulan bir dalgalanmadır. Daha spesifik olarak, renk, insan gözünün retinasına bağlı olarak, 400 nm ila 700 nm bölgesinde dalga boylarına sahip elektromanyetik spektrumun görünür bölgesinde ışığın algısal sonucudur. Olay ışığının fiziksel gücü veya parlaklığı, genellikle her biri 10 nm'lik bir bandı temsil eden 31 bileşene bölünmüş bir spektral güç dağılımında (SPD) bulunmaktadır.(K.N. Plataniotis ve A.N. Venetsanopoulos;2000).



Şekil 2.1. Görünür spektrum (nanometre dalga boyunda) (Aydoğdu G., 2012).

Sudaki renk doğal metalik iyonların (demir ve manganez), humus ve turba malzemelerinin, planktonların, yabancı otların ve endüstriyel atıkların varlığından kaynaklanabilir. Suyun genel ve endüstriyel uygulamalara uygun hale getirilmesi için renk giderilir. Renkli endüstriyel atıksular, kanalizasyonlara boşaltılmadan önce renk giderimi gerektirmektedir (Robertson,P.,Schounhut,J.,1999).

'Renk' terimi burada gerçek rengi, yani bulanıklığın giderildiği suyun rengini ifade etmek için kullanılmıştır. 'Görünen renk' terimi, sadece çözeltilerdeki maddelerden ötürü değil, aynı zamanda askıya alınmış maddelerden kaynaklanan renkleri de kapsamaktadır. Görünür renk, orijinal numunede filtrasyon veya santrifüjleme olmadan belirlenmektedir. Bazı çok renkli endüstriyel atıksularda renk esas olarak kolloidal veya askıda bırakılmış olarak bulunmaktadır. Bu gibi durumlarda hem gerçek renk hem de görünür renk belirlenebilmektedir (Lammens,J.M.G.,1994).

Bir renk için uygun tanım ve şartnameyle ilgili renk bilimi dalına kolorimetri denir. Tam olarak üç renkli fotoalıcı koni hücresi türü olduğundan, üç sayısal bileşen gerekli ve uygun bir spektral ağırlık fonksiyonunun kullanılmasını sağlamak için bir rengi tanımlamak için yeterli olmaktadır. Bundan önce, bir renk üç bileşenli bir vektör tarafından tanımlanabilmekteydi. Şimdi ise tüm renklerin kümesi, renk uzayı veya renk modeli olarak adlandırılan bir vektör uzayı oluşturmaktadır. Bir rengin üç bileşeni, çeşitli renk alanlarına götüren farklı şekillerde tanımlanabilmektedir (Gonzaliz, Woods R.E.;1992).

Boyarmadde içeren atıksularda boyarmaddenin sayısal değeri farklı ölçüm yöntemleri kullanılarak belirlenen renk parametresi ile ifade edilmektedir. Boya ve terbiye, hemen hemen tüm tekstil imalat sanayinde uygulanan en önemli iki işlemdir. Bu iki işlem, güçlü renk, süspanse edilmiş parçacıklar, yüksek pH ve yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonu içerebilen önemli miktarda atıksu üretmektedir. Bu renkli atıksuların bertaraf edilmesi, sanayi için büyük bir sorun teşkil etmekte, ayrıca çevreye bir tehdit oluşturmaktadır. Sonuç olarak, bu boyaların büyük bir kısmı boyama işleminden sonra atıksular da bulunabilmektedir. Sentetik boyaların çoğu insan ve suda yaşayan canlılar için toksik maddelerdir. Gelişmiş

ülkelerde bu atıksular normalde fiziksel, kimyasal ve çoğunlukla biyolojik teknolojiler ile arıtılması yaygın olarak kullanılmaktadır. Daha sonra normal olarak kanalizasyon sistemine deşarj edile bilmektedir. Bununla birlikte, atıksudaki organik maddenin çoğu biyolojik olarak parçalanamaz, bu yüzden biyolojik bir arıtma verimsizdir. Ancak, fiziksel ve kimyasal arıtma teknikleri, renk giderimi için etkilidir, yalnız ilave arıtma veya imha gerektiren kirletici maddelerin faz transferi oluşturmaktadır. Sonuç olarak, artan kamuoyu endişesi ve daha sıkı uluslararası düzenlemeler, tekstil endüstrisine, atıksularla ilgili çevresel sorunları azaltmak için yeni yollar keşfetme yönünde kendini zorlamaktadır (Wyszecki,g.,Stiles,W.S.,1982).

Bu çerçevede, Gelişmiş Yükseltgenme İşlemleri (İOP'ler), yüksek oranda oksitleyici radikallerin, özel olarak hidroksil radikalının ($\bullet\text{OH}$), kirletici maddelerin oksitlenmesini içeren alternatif işlemlerdir. Mevcut farklı İOP'lar arasında Fenton işlemi, tekstil atıklarının giderilmesinde tek başına veya aerobik bir biyolojik arıtma ile kombinasyon halinde (biyolojik arıtma öncesi veya sonrası) uygulanabilecek çok umut verici ve alternatif atıksu tekniği olarak ortaya çıkmaktadır. Proses, toksik veya biyolojik olarak parçalanamayan bileşiklerin (örneğin; alifatik bileşikler, nitroaromatikler, azo boyalar, fenoller, klorobensen, vb.) bozulmasında oldukça etkilidir ve mümkün kıldığından özel bir ilgisi vardır. Yüksek reaksiyonların elde edilmesi, düşük maliyetli bir işlemle elde edilebilmektedir. (Perez M, Torrades F, Garcia-Hortal JA;2002). Aynı zaman da peroksi-elektrokoagülasyon yöntemi de verimli ve daha ucuzdur. Bu yöntemde, elektrokoagülasyon sistemine dışarıdan hidrojen-peroksit ekleyerek, elektrolitik hücrenin kurulumuna bağlı olarak sürekli $\text{Fe}^{(+2)}$ katot oluşturarak arıtım yapılmaktadır. Bu nedenle, geleneksel su ve atıksu arıtma teknolojilerinin sakıncalarını gidermek için yöntem olarak peroksielektrokoagülasyon ve fenton geliştirilmiştir (Z.Qiang S.H.Chang,2003).

2.4.2. Renk ölçüm yöntemleri

2.4.2.1. Spektrofotometrik metot

Bir numunenin rengi, numuneye bakarken görülen renk tonuna (kırmızı, yeşil, sarı, vb.) göre belirlenmektedir. Renk tonu 'baskın dalga boyu', 'parlaklık ile parlaklık derecesi' ve saflıkla doygunluk terimi ile belirtile bilmektedir. Numunenin rengi spektrofotometre ile rengin ışıkgeçirgenliğini belirleğerek elde edilir, renk ölçümü, absorbans ya da transmittans değeri belirlenerek yapılmaktadır. Spektrofotometrik method, bir ışık demeti örnek çözeltiden geçerken ışığın yoğunluğunu ölçerek bir kimyasal maddenin ışığı ne kadar absorbe ettiğini ölçen bir yöntemdir. Temel prensip, her bileşiğin belirli bir dalga boyu aralığında ışığı emmesi veya iletmesidir (APHA,1998).

2.4.2.2. Tristimulus filtre metodu

Tristimulus filtre methodun da bir filtre fotometresinde belirli bir ışık kaynağı ve fotoelektrik hücre ile birleştirilen üç özel tristimulus ışık filtresi, rutin kontrol amaçlarına uygun renk verilerini elde etmek için kullanılabilmektedir.

Solüsyon tarafından iletilen tristimulus ışığının yüzdesi üç filtrenin her biri için belirlenmektedir. Bu değerler daha sonra trikromatik sabitlerine ve renk karakteristik değerlerine dönüştürülür.

Bu yöntem, içme suyu, yüzeysel suları, evsel ve endüstriyel atıksular için geçerlidir. Birçok çalışmalara bakıldığında, bu yöntem Spektrofotometre metoduna çok benzer sonuçlar vermektedir. (APHA,1998).

2.4.2.3. Görsel karşılaştırma metodu

Görsel karşılaştırma methoduna göre renk, numunenin bilinen renkli çözelti konsantrasyonları ve görsel olarak karşılaştırılması ile belirlenmektedir. Uygun şekilde kalibre edilmiş cam disklerle de karşılaştırılabilmektedir. Renk ölçümünün

platin-kobalt yöntemi standart yöntemdir, üretilen renk birimi kloroplatinat iyonu formunda 1 mg platin /L ile kobaltın platine oranı renk tonuna uyacak şekilde değiştirilerek, aşağıda verilen oran doğal suların rengiyle eşleşmek için genellikle tatmin edici olmaktadır.

Platin-kobalt yöntemi, içme suyu, su renginin ölçülmesi ve suda doğal olarak oluşan malzemelerin renginin ölçülmesinde kullanışlıdır. Çok renkli endüstriyel atıksulara uygulanmamaktadır.(APHA,1998).

2.4.2.4. Renklilik sayısı (RES)

Renk ölçümleri RES parametresine göre yapılmıştır. Rengi uluslararası normlara göre belirlemek için görünür ışık spektrumu içinde üç dalga boyu, 436 nm, 525 nm ve 620 nm seçilmektedir. Ölçülen absorbans değerleri İnce Şeffaflığı '(RES) değerlerine dönüştürülerek, RES sınır değerleri(Avrupa Normu EN ISO 7887) göre belirlenmiştir,

$\lambda = 436 \text{ nm}$ için 7 m^{-1} ,

$\lambda = 525 \text{ nm}$ için 5 m^{-1} ,

$\lambda = 620 \text{ nm}$ için 3 m^{-1} 'dir.

Bu metotta 436(sarı), 525(kırmızı) ve 620(mavi) nm olan farklı üç dalga boyunda ve absorbans değerleri spektrofotometrede ölçülerek 1.1 eşitlikteki formülle RES değerleri hesaplanmıştır;

$$RES(\lambda) = A/d \cdot f \quad (1.1)$$

A: 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında numunenin absorbans değeri,

$RES(\lambda) = \lambda$ dalga boyundaki RES değeri (1/m),

d: Küvet kalınlığı (mm),

f: Spektral absorbans değerini 1/m biriminde elde etmek için faktör, $f=1000$ (ISO 7887:2011).

2.4.2.5. KOİ

Kimyasal oksijen ihtiyacı veya KOİ, atık su karakterizasyonu için en yaygın kullanılan parametredir. Güçlü bir kimyasal oksidan tarafından oksidasyona duyarlı organik madde içeriğinin oksijen eşdeğerini ölçmektedir. Neredeyse tüm yazarlar APHA tarafından Standart Yöntemler El Kitabında açıklanan yöntemleri kullanır. "Standart yöntemler" üç yöntemi listeler; açık reflü methodu, titrimetrik kapalı reflü methodu ve renklendirici kapalı reflü methodu, üç metot da oksidant olarak dikromat kullanır, bu da yazarların çoğu tarafından kullanılan "standart dikromat methodu"dur. Gözden geçirilen makalelerin materyal ve metot bölümlerindeki açıklamalardan çıkarılabileceği gibi, her üç metot da aynı sıklıkta kullanılmaktadır. Test kitlerinin veya reaktif setlerinin kullanımı da dahil olmak üzere diğer KOİ analizi yöntemleri de birkaç yazar tarafından belirtilmektedir. Her türlü analiz için otomatik sistemler piyasada bulunmaktadır, ancak değerlendirilen literatürde bu inceleme için işlem belirlenmemektedir. (APHA,1998).

2.5. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Çevresel Etkileri

Tekstil endüstrisinden çıkan sular, yoğun renkli oldukları için, atıksularda özel problemler ortaya çıkararak, çok küçük bir miktarı bile göze çarpmaktadır. Bununla birlikte (örneğin: nehirlere ve okyanuslara deşarj edilen kırmızı boyalar gibi) tehlikeli olmaktan ziyade daha estetik olarak rahatsız edicidir. Dikkate alınacak ana faktörler, suda yaşayan organizmalara (balık, bakteri, daphnia, yosun) biyolojik olarak parçalanabilirliği ve toksisitesidir. Genel olarak boyalar kolayca biyolojik olarak parçalanamazlar. Boyar maddelerden en yaygın olan dispers boyalar suda çözünürlüğü zayıf olduğundan (1 mg/L'den az), düşük akut ekolojik etkiye sahip olmaktadır. Özellikle sudaki yaşam için akut toksisite genellikle düşüktür. Bununla birlikte, Avrupa kimyasalları mevzuatına göre, dispers boyalar su ortamında uzun süreli olumsuz etkilere neden olabilecek maddeler olarak sınıflandırılmaktadır, çünkü bunlar kolayca biyolojik olarak parçalanamazlar ve hidrofobikliklerinden dolayı potansiyel olarak biyolojik birikimli olduklarından şüphelenilmektedirler.(K. Hunger,2003).

2.6. Tekstil Atıksularının Arıtma Yöntemleri

Tekstil endüstri tesislerinin boyahanelerinden çıkan atıksular ayrılmadan önce asidik ve alkali likörlerin nötrleşerek, ağır metallerin uzaklaştırılarak ve reng giderimi arıtılarak belediye kanalizasyonlarına verilmesi gerekmektedir. Bunun için farklı arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Kimyasal çöktürme, aktif karbon adsorbsiyonu, doğal absorbentler, polikatalitik oksidasyon, ozonlama, elektro koagülasyon, peroksi elektro koagülasyon, fenton oksidasyonu arıtım yöntemleri arasındadır. Ayrıca literatürde biyolojik arıtma, atıksu arıtma işleminde 150 yıldan uzun süredir kullanılan en yaygın tekniklerden biridir (IPPC Bureau, 2002).

Biyolojik arıtmanın: aerobik ve anaerobik olarak iki arıtma yöntemi vardır. Aerobik sistem, bakterilerin aktif çamur üzerinde bozunma işlemini gerçekleştirmesi için havaya (oksijene) ihtiyaç duyarken, anaerobik bakteriler havasız ortamda çalışmaktadır. Aktif çamur renk giderimini genellikle az bir miktarda (% 10 - 20) uzaklaştırmaktadır. Aktif karbon adsorpsiyonu da aynı zamanda renk giderilmesi için kullanılır. Aktif karbon, boyalar dâhil olmak üzere düşük konsantrasyondaki çözünür kimyasal maddelerin uzaklaştırılmasında çok etkilidir. Başlıca dezavantajı sınırlı kapasitesinin olmasıdır. Bu nedenle aktif karbon, seyreltik atıksulardan renk gidermek için en uygun yöntemdir. Atıksuların kimyasal olarak arıtılması, genellikle renk gidermenin en etkili işlemlerinden biridir. İşlem, atıksuya demir (Fe^{3+}) veya alüminyum (Al^{3+}) iyonları gibi maddelerin eklenmesini içermektedir. Bu topaklanmaya neden olarak, arıtmayı gerçekleştirmektedir. Kimyasal oksidasyon yöntemi bazı daha dirençli organik moleküllerin bile bozulmasını sağlamak için ozon, hidrojen peroksit, klor veya potasyum permanganat gibi güçlü oksitleyiciler kullanılmaktadır (K. Hunger, 2003).

2.7. Fiziksel Yöntemler

2.7.1. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, maddeleri sıvı fazlardan (gazlar veya sıvılar) çıkarmak için pratikte yaygın olarak kullanılan bir faz transfer işlemidir. Farklı çevre bölümlerinde doğal süreç olarak da görülebilmektedir. En genel tanım, bir sıvı veya bir katı yüzeyindeki bir sıvı fazdan kimyasaların giderilmesi adsorpsiyonu tarif etmektedir. Su arıtımında, adsorpsiyonun çok sayıda çözünen madde için etkili bir uzaklaştırma işlemi olduğu kanıtlanmıştır. Burada ki, moleküller veya iyonlar, katı yüzeylere yapışarak adsorpsiyon yoluyla sulu çözeltiden uzaklaştırılmaktadır (Mohd Rafatullah,Othman Sulaiman,,2010).

Adsorpsiyon yöntemlerinde, aktif karbon ve polimer reçineleri, atık kimyasalları nispeten konsantre atıksulardan uzaklaştırabilen en iyi adsorbentlerdir, ancak adsorbanlar pahalıdır ve yenilenmesi zordur (T. Robinson, B. Chandran,2002).

2.7.2. Membran prosessler

Membranlar biyolojik bozunmadan sonra parçalanan nispeten küçük organik bileşikleri gidermekte, boyama sırasında elyafa geçemeyen boyarmaddelerin, boyamada kullanılan yardımcı kimyasalların ve suyun geri kazanılması amacıyla kullanılmaktadır. Atıksu arıtımı membran filtrasyonu NF (nano-filtrasyon),UF (ultra filtrasyon) ,elektrodiyaliz ve ters osmoz gibi fiziko-kimyasal yöntemler kullanılarak yapılmaktadır. Atıksu giderimini arttırmak için PH, sıcaklık ve boya konsantrasyonu gibi enzim aktivitesini etkileyebilecek çeşitli fiziko-kimyasal parametrelerin etkisi test edililerek arıtım yapılmaktadır. Optimum renk giderimini sağlamak için ilk önce Nano Filtrasyon metodu, ikincisi ise ultra filtrasyon methodu ön görülmektedir (Mishra ve Tripathy, 1993; Xu ve Lebrun, 1999).

2.7.3. İyon değişimi

İyon değişimi, çözeltili içerisindeki iyonların katı bir yüzeyde elektrostatik güçlerle tutulan benzer yüklü iyonlarla değiştirilmesi ile hem katyonik, hem de anyonik boyaları, boya içeren atıksudan arıtma bilmektedir. Bu yöntemin avantajları, kullanımdan sonra çözücünün ıslahı ve çözülebilir boyaların çıkarılması üzerinde adsorban kaybı olmamasıdır. Büyük bir dezavantajı maliyettir. Organik çözücüler pahalıdır ve iyon değişirme yöntemi dispers boyalar için çok etkili değildir (Mishra ve Tripathy, 1993).

2.8. Biyolojik Yöntemler

Biyolojik arıtma yöntemi; Mikroorganizmalar tarafından aerobik, anaerobik ve fakültatif şartlarda atıksuların içinde bulunan, askıda ve çözülmüş halde organik ve inorganik karakterli maddelerin parçalanarak uzaklaştırılmasına deniliyor. Uzaklaştırmanın verimliliği, organik yük ile oksidasyon tankında bulunan biyo kütle arasındaki orana, sıcaklığına ve oksijen konsantrasyonuna bağlıdır. Aerobik biyolojik arıtmanın yüksek verimi ve geniş uygulaması nedeniyle doğal olarak biyolojik arıtmanın ana maddesi haline gelir (Zongping Wang, Miaomiao Xue ,2010).

2.8.1. Aerobik yöntemler

Bakteriler oksijen gereksinimlerine göre, aerobik bakterilere, anaerobik bakterilere ve fakültatif bakterilere bölünebilmektedir. Aerobik biyolojik arıtma prosesi, aerobik bakteri ve fakültatif bakteri yardımıyla suyu arıtmaktadır. Aerobik biyolojik arıtma iki ana kategoriye ayrılabilir: aktif çamur işlemi ve biyofilm işlemi.

Aktif amur, temelde organiklerin ayrışması ve adsorpsiyonu güçlü olan birçok mikroorganizmadan oluşan çamurdur, bu nedenle “aktif çamur” olarak adlandırılır. Atıksu, aktif çamurun ayrılmasından sonra arıtılabilir. Aktif amur işlemi, ana yapısı havalandırma tankıdır. Aktif amur işlemi etkili bir yöntemdir, esas olarak beş işlemden oluşur: Giriş; Reaksiyon; Sedimentasyon; ıkış; Bekleme.

Biyofilm işlemi, çok sayıda mikroorganizmayı sabit bir nesne yüzeyine tuttan, atıksuyun yüzeyde temas ederek arındırmasını sağlayan bir tür biyolojik işlemdir. Biyofilm işleminin ana tipleri biyolojik temas oksidasyonu, dönen biyolojik kontaktörler ve biyolojik akışkan yataktır (Zongping Wang, Miaomiao Xue ve arkadaşları;2011).

2.8.2. Anaerobik yöntemler

Anaerobik biyolojik arıtma yöntemi, anaerobik bakterilerle oksijensiz koşullarda organik maddeyi parçalayan bir yöntemdir. Bu yöntem ilk önce çamur kavramında kullanıldı. Son yıllarda kademeli olarak yüksek konsantrasyonda ve düşük konsantrasyonlu organik atıksu arıtımında kullanılmıştır. Tekstil endüstrisinde, tekstil baskı ve boyama atıksu gibi birçok yüksek konsantrasyonlu atıksuyun organik madde içeriği, 1000 mg / L veya daha yüksek olduğundan dolayı atıksu arıtımında iyi sonuçlar elde edebilmesi için anaerobik yöntem uygundur. Anaerobikarobik arıtma işlemi genellikle yüksek konsantrasyonlu atıksuların arıtılması,düşük konsantrasyonlu atıksu arıtmak için aerobik arıtma yöntemi kullanılır (Zongping Wang, Miaomiao Xue ve arkadaşları,2011).

2.8.3. Biyosorpsiyon

Kimyasal maddelerin mikrobiyal biyokütle tarafından adsorpsiyonu veya biyokütlede birikimi biyosorpsiyon olarak adlandırılmıştır. Ölü bakteriler, maya ve mantarlar boyarmadde atıksularından renk giderilmesinde kullanılmaktadır. Tekstil boyaları kendi içinde kimyasal olarak farklılıklar gösterir ve bu nedenle mikro organizmalarla etkileşimleri, belirli bir boyanın kimyasına ve mikrobiyal biyokütlenin spesifik kimyasına bağlıdır. Boyaya ve kullanılan mikro organizma türüne bağlı olarak, farklı bağlanma oranları ve kapasiteleri gözlenecektir. Bazı boyaların mikrobiyal türlerle bağlanma özelliğine sahip olduğu söylenebilir, bazıları çok toksik olduğunda biyosorpsiyon daha avantajlı olmaktadır (Polman ve Brekenridge, 1996).

2.9. Kimyasal Yöntemler

2.9.1. Koagülasyon-flokülasyon

Koagülasyon-flokülasyon yöntemi, özellikle geleneksel arıtma işleminde en çok kullanılan yöntemlerden biridir. Floklaşma ve çökelme kimyasal maddeler alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3$), demir III klorür ($FeCl_3$), demir sülfat ($FeSO_4$) ve kireç yardımıyla meydana gelen floklaşma ile çözünmüş maddeler ve kolloidler giderilmektedir. Suyu verilen kimyasalar, kolloidlerin yüzey elektrik yüklerini ortadan kaldırabilir, bu etki koagülasyon olarak adlandırılmaktadır. Normalde kolloidler negatif yüklü olur, bu nedenle pıhtılaştırıcılar genellikle inorganik veya organik katyonik (pozitif yüklü) pıhtılaştırıcılardır. Metalik hidroksitler ve organik polimerler, pıhtılaşmanın yanı sıra, partikülün kümeler halinde topaklanmasına yardımcı olarak sedimentasyonu artırmaya yardımcı olabilmektedir. Koagülasyon-flokülasyon; pıhtılaşma, topaklanma ve çökeltme işlemi adlandırılmıştır (Sheng, H ve Ming L. Chen, 1997). Tekstil atıksuyu biyolojik olarak veya başka fiziksel kimyasal işlemlerle daha iyi giderilebilir, atıksudaki ilave kimyasal yük (normalde tuz konsantrasyonunu artırır) çamur üretimini arttırmakta ve arıtılmamış tekstil atıksuyu tahliyesine neden olmaktadır.

2.9.2. Kimyasal oksidasyon

Adından da anlaşılacağı gibi kimyasal işlemler, çökelme gibi katı kimyasal reaksiyonların meydana geldiği işlemlerdir. Kimyasal oksidasyon prosesi, sudan çıkarmak istediğimiz kirleticilerin kimyasal türler arasında elektronların transferine dayanarak, kirleticilerin sudan ayrılmasına, kirletici maddelerle ilişkili zararlı etkilerin yok edilmesine veya nötrleştirilmesine yardımcı olan maddenin kimyasal olarak oksitlenerek kararsız son ürüne dönüştürülmesidir. Kimyasal arıtma yöntemleri hem tek başına teknolojiler hem de işlem sürecinin ayrılmaz bir parçası olarak fiziksel yöntemlerle uygulanır. Klor, sodyum hipoklorit, ozon ve hidrojen peroksit gibi spesifik oksitleyiciler oksidan olarak atıksu arıtımında sıklıkla kullanılmaktadır (K.Ranganathan ve diğerleri, 2007).

2.9.2.1. Ozon ile oksidasyon

Tekstil boyaların çoğunda bulunan çift bağları kolayca kırarak, çok etkili ve hızlı bir renk gidericiye ozon ile oksidasyon işlemi denir. Ozon oksijen (O_2) molekülünün oksijen atomlarına ayrıldıktan sonra elektrolizle, fotokimyasal reaksiyonlarla, radyokimyasal reaksiyonlarla veya oksijenin gaz ortamına elektrik deşarj edilmesiyle elde edilebilmektedir. Ozon ile oksidasyon aynı zaman da yüzey aktif cisimlerinin köpüklenme özelliklerini de inhibe edebilir ve KOİ'i gideriminin önemli bir bölümünü oksitleyebilir. Tekstil atıksularının arıtımında dirençli bileşiklerin ozonla oksitlenerek biyolojik arıtma için uygun hale getirilmesi atıksu hacmi ve çamur kütlesini arttırmamaktadır.

Dezavantajları, Yarı ömrünün kısa oluşu ve boyar maddelerin ozonla parçalanarak toksik moleküllere dönüşerek sudaki omurgasız canlılara zarar vermesidir (Sheng.H ve Ming L. Chen ,1997).

2.9.2.2. Klor ile oksidasyon

Bu yöntemde, boyarmaddelerin molekülünün amino grubuna klor etki ederek, azo bağının kırılmasını sağlamaktadır. Renk giderimi Klor konsantrasyonu artmasına bağlı olarak artmaktadır. Bu yöntem dispers boyalar için uygun değildir. Tekstil atıksuyunda boya gidermek için klor kullanımının olumsuz etkileri, organik maddeleri oksitlediği adsorblanabilen organik halojenler meydana getirmekte ve bu maddeler genellikle kanserojendir. Klorun bileşikleri, sodyum hipoklorit ($NaOCl$), hipokloröz asidi ($HOCl$) ve klordioksittir (ClO_2) (Tim Robinson,2002).

2.9.2.3. Hidrojen peroksit ile oksidasyon

Çeşitli inorganik ve organik kirletici maddelerin arıtılmasında hidrojen peroksit (H_2O_2) güçlü bir oksitleyicidir (Degussa Corporation). Sülfidler, hipokloritler, nitritler, siyanürler ve klorürler gibi kirleticilerin atıksudan uzaklaştırılmasında H_2O_2 uygulaması etkilidir (Venkatadri ve Peeters,1993). Tek başına H_2O_2 oksidasyonu, yüksek oranda klorlu aromatik bileşikler ve inorganik bileşikler gibi bazı refrakter

kirletici maddelerin konsantrasyonları için etkili değildir. Geçiş metal tuzları (örneğin: demir(II) tuzları), ozon ve UV ışığı, H_2O_2 'yi etkinleştirilerek güçlü oksitleyiciler olan hidroksil radikallerini oluşturmaktadır (Neyens ve Beayens, 2003).

2.9.3. İleri oksidasyon

Tekstil boyaları bozulmaya karşı dayanıklı tasarlandığından, biyolojik olarak çözünmesi zordur ve toksik, kanserojen özelliklere sahip maddeler olarak bulunurlar. Bu nedenle, uygun bir arıtma gereklidir. Geleneksel arıtma yöntemlerinin çoğu, adsorpsiyon, pıhtılaşma, flokülasyon gibi biyolojik arıtmadan oluşmaktadır. Bu yöntemler daha az etkilidir çünkü boyalar biyolojik bozulmaya karşı karardır, bu da fazla çamur oluşumu gibi sonuçlar vermektedir. İleri Oksidasyon Prosesleri (İOP'lar), ozonlama, fotokataliz, elektrokimyasal oksidasyon, fenton ve fenton benzeri prosesleri içeren bir dizi metot içermektedir. Bu işlemlerin farklı reaksiyon sistemleri kullanmasına rağmen, hepsi 2,80 eV redoks potansiyeli olan hidroksil radikali ($\cdot OH$) gibi yüksek oranda reaktif oksitleyici kullanmaktadır (SES,1994).

2.9.3.1. H_2O_2 /UV oksidasyon yöntemi

Tekstil atıksuyunun tek başına hidrojen peroksit ile oksitlenmesinin hem asit hem de alkali değerlerinde etkisiz olduğu bulunmaktadır. UV ışını altında, H_2O_2 organik kirletici maddelerle tepkimeye giren iki hidroksil radikali ($2OH\cdot$) oluşturmak için fotolize edilmektedir.(Olçay,1996;)Bir saat süreyle 2 ml/L H_2O_2 ilavesiyle UV'nin tekstil atıksuyuna uygulanması, tekstil atıksuyunun daha sonra biyolojik olarak parçalanması sırasında mikrobiyal büyümenin inhibe edilmesini% 47 ila% 26 oranında azalttığı ortaya çıkmıştır (Stanislaw ve Monika, 1999; Stanislaw; vd., 2001).

Galindo ve Kalt (1998), H_2O_2 / UV işleminin bir asit ortamında (pH=3-4) renk giderilmesi açısından daha etkili olduğunu, sıcaklığın ise renk giderilmesi üzerinde önemli bir etkisi olmadığını da bildirmişlerdir (Galindo ve Kalt, 1998).

2.9.3.2. O₃/H₂O₂ oksidasyon yöntemi

Hidrojen peroksit ve ozonun atıksuya eklenmesi, ozonun ayrışmasını hızlandırarak ve hidroksil radikalının üretimini arttırmaktadır. Asidik pH'da, H₂O₂ sadece O₃ ile çok yavaş reaksiyona girerken, 5'in üzerindeki pH değerlerinde, H₂O₂ tarafından kuvvetli bir O₃ ayrışması gözlenmiştir (Staehlin ve Hoigne, 1982). Daha yüksek pH'da, çok küçük H₂O₂ konsantrasyonları bile Ozon ayrışmasını (OH⁻) iyon'dan daha etkili olan HO₂⁻ iyonlarına ayırtmaktadır (Staehlin ve Hoigne, 1982; Glaze ve Kang, 1989, Arslan ve diğ. ,1999) , H₂O₂ / O₃'ün sentetik boyahanenin arıtılmasının atıksuyun pH'ına bağlı olduğunu belgelemiştir. pH 11,5 ve 10 mM H₂O₂'de % 74 ozon emilimi belgelemişlerdir, oysa aynı H₂O₂ ve pH 2.5 konsantrasyonunda, ozon emilimi sadece% 11 olmuştur. Bu pH değeri arttıkça, H₂O₂'nin (HO₂⁻) iyonlarına ayrılacağı gerçeğine bağlanabilir. Sonuç olarak, ozon ayrışma oranı artan pH ile birlikte artmaktadır.

2.9.3.3. O₃/H₂O₂/UV oksidasyon yöntemi

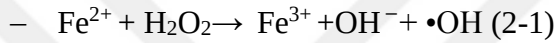
H₂O₂'nin O₃ / UV işlemine eklenmesi, ozonun parçalanmasını hızlandırır, bu da OH • oluşum oranının artmasına neden olur (Teccommentary, 1996). Tüm IOP'ler arasında, boyahane atıksuları ve asetat için, H₂O₂ / O₃ / UV'nin polyester atık boyama işlemi atık kombinasyonu renk değişikliği açısından en etkili gibi görünmektedir (Perkowski ve Kos, 2003).

2.9.3.4. Fenton oksidasyonu

1894 yılında Henry John Horstman Fenton, belirli oksitleyici türlerin varlığında Fe²⁺ iyonlarının olağanüstü ve güçlü oksitleyici yetenekler gösterdiğini tanımlayan bir çalışma yayınladı. Bu karışım Fenton reaktifi olarak adlandırıldı.(Koppenol, 1993). Fenton reaksiyonu veya Fenton reaktifi, Fe²⁺ ve H₂O₂'nin bir kombinasyonu olarak tarif edilmektedir (Garrido-Ramírez ve diğerleri, 2010; Torrades ve diğerleri, 2003).

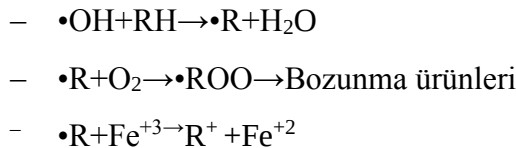
Fenton işleminde asidik pH koşulları altında demir iyonları ve hidrojen peroksit (H_2O_2) kullanılır. Reaksiyonda gösterildiği gibi, güçlü oksidatif hidroksil radikali ($\cdot OH$) üretilir ve demir iyonları ferrik iyonlara okside edilmektedir (Fenton, 1894; Walling ve Kato,1971).

Hem de demir iyonları pıhtılaştırıcı olduklarından, Fenton işlemi bu nedenle muamele işleminde çift oksidasyon ve pıhtılaşma fonksiyonlarına sahip olabilir. Son birkaç yılda, Fenton işlemi kireç çözücü / toksik atıksuların arıtılması (Gulyas, 1997; Kim ve Vogelpohl,1998; Kang ve diğerleri,1999) ve renk giderimi için kullanılmıştır.



Kuo (1992) ve Solozhenko ve ark. (1995) Fenton işleminin tekstil atıksuyunu 20–40 dakikalık bir oksidasyon süresiyle arıtabildiğini bildirmiştir. Aynı tip tekstil atıksuları için 40-120 dk'da KOİ'nin% 85 oranında giderildiği de Lin ve Peng (1995) ve Kang ve Chang (1997) tarafından bildirilmiştir. Hem tekstil atıksuyu hem de boya maddesi yüksek moleküler ağırlıklı bileşiklerdir. Fenton işlemi %85'ten daha fazla KOİ giderim etkinliği elde edebilse de, oksidasyon ve pıhtılaşmanın toplam uzaklaştırmaya katkısı bilinmemektedir. Rengin giderilme hızının çok daha hızlı olduğunu bildirilmiştir.

Ayrıca, reaksiyonlar sırasında Fe^{2+} iyonları yeniden üretilir (Bianco ve diğerleri, 2011; Xavier ve diğerleri, 2015):



Aşağıda verilen reaksiyonlar üzerinde demir iyonları ve radikalleri oluşur (Lu ve diğerleri, 1999):

- $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{+3} \rightarrow \text{H}^+ + \text{FeOOH}^{+2}$
- $\text{FeOOH}^{+2} \rightarrow \bullet\text{HO}_2 + \text{Fe}^{+3}$
- $\text{Fe}^{+2} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{OH}^- + \bullet\text{OH}$
- $\bullet\text{HO}_2 + \text{Fe}^{+2} \rightarrow \text{HO}_2^- + \text{Fe}^{+3}$
- $\bullet\text{HO}_2 + \text{Fe}^{+3} \rightarrow \text{O}_2 + \text{Fe}^{+2} + \text{H}^+$

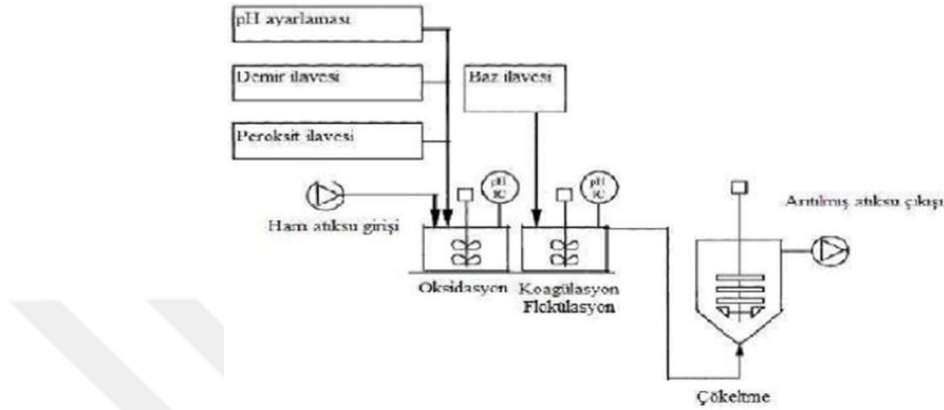
Ayrıca, radikal bileşenler birbirleriyle reaksiyona girebilir (radikal-radikal reaksiyonlar) ve hidrojen peroksit üretebilir (Babuponnusami ve Muthukumar, 2014):

- $\bullet\text{OH} + \bullet\text{OH} \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2$
- $\text{HO}_2\bullet + \text{HO}_2\bullet \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_2$
- $\bullet\text{OH} + \text{HO}_2\bullet \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{O}_2$

Genel olarak Fenton işlemi, pH, sıcaklık, işlem süresi, hidrojen peroksit ve Fe^{+2} konsantrasyonu gibi çeşitli değişkenlere bağlıdır. ($\bullet\text{OH}$) radikalinin oksidasyon potansiyeli, çözeltinin pH'ına bağlıdır (El-Morsi ve diğ., 2002). Fenton oksidasyonundaki pH ayarının, kirletici maddelerin uzaklaştırılmasını etkilediği gösterilmiştir. Organik kirleticilerin maksimum oksidasyonu, pH değeri 3 ila 5 arasında olduğunda meydana gelir (Lin ve Lo, 1997). Ayrıca, hidrojen peroksit pH 3-4'te çok karardır. Bununla birlikte, parçalanma hızı pH 5'in üzerine çıkarken hızla yoğunlaşmaktadır. Bu nedenle, 3 civarında düşük pH seviyesi, genellikle Fenton işlemi için elverişlidir (Gogate ve Pandit, 2004).

Fenton işlemindeki reaktifler, aşağıdaki sırayla bir reaktöre eklenir: İlk olarak, pH ayarlaması için uygun miktarda asit veya baz (H_2SO_4 veya NaOH) eklenir. İkinci olarak, katalizör (demir sülfat veya demir klorür) için asidik durumu korumak için atıksuya seyreltik sülfürik asit ilave edilir. Son olarak, uygun sıcaklık muhafaza edilirken (genellikle 16°C 'den yüksek) hidrojen peroksit yavaşça eklenir. Atıksu bileşenleri büyük ölçüde değişken olduğu için, Fenton reaktörü işletme parametreleri açısından esneklik sağlamak için bazı tasarım hususları gerektirmektedir. Fenton reaktörü baz ilave edilerek pH=7-8 aralığına getirilerek nötrleşir. Daha sonra, akışın

pH ayarını bir flokülasyon tankı takip eder. Son olarak, atıksu akışının TÇK (Toplam Çözünmüş Katı) içeriğini çöktirmek için bir katı-sıvı ayırma tankı kullanılır. Homojen Fenton oksidasyon işleminin şematik gösterimi Şekil 2.2.'de gösterilmektedir (Gogate ve Pandit, 2004).



Şekil 2.2. Fenton prosesinin şematize edilmiş hali (Gogate ve Pandit, 2003).

Fenton oksidasyon işlemi, pH çözelti değiştiğinde çeşitli Fe^{3+} komplekslerinin oluşumu nedeniyle bazı dezavantajlara sahiptir. Daha önce belirtildiği gibi, Fenton işlemi için ideal pH, yaklaşık 3'tür. Ancak, pH 3'ün üzerinde, sadece Fe^{3+} iyonu $Fe(OH)_3$ olarak çökelmez, aynı zamanda H_2O_2 , H_2O ve O_2 içerisinde ayrıştırılır (Pignatello, 1992).

Fenton işlemini renkli atıksu arıtımı için son zamanlarda diğer İOP'lara kıyasla daha fazla dikkat çekmiştir (Rusevova ve ark.,2012).

2.9.4. Elektrokimyasal oksidasyon prosesleri

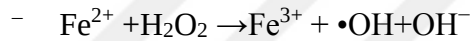
Tekstil endüstrisi, elektronik endüstrisi, içecek endüstrisi vb. Gibi çeşitli endüstri sektörlerinin gelişmesi nedeniyle, işlem sırasında büyük miktarda atık su üretilir. Biyolojik prosesler renklendirici bileşikler parçalayamaz ve ayrıca biyolojik olarak parçalanabilen maddelerin düşük içeriğini içeren atık sular için uygundur. Ekonomi ve atık su arıtma işlemlerinin ölçeği göz önüne alındığında, elektrokimyasal işlemin en uygun işlem olduğu bulunmuştur. Atıksuyun arıtılması için bu işlemin

uygulanması, elektro-oksidasyon, elektrokoagülasyon ve elektrofokülasyon gibi farklı tekniklerde gerçekleştirilebilir (N. Daneshvar, A. Oladegaragoze, 2006).

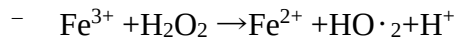
2.9.4.1. Peroksielektrokoagülasyon

Peroksielektrokoagülasyon yöntemi verimli ve daha ucuzdur. Bu yöntemde, elektrokoagülasyon sistemine hidrojen peroksit ilave edilerek, fenton reaktifi oluşturulmaktadır. Peroksi-elektrokoagülasyonda, Fe^{2+} kaynağı olarak bir Fe anodu kullanılırken dışarıdan H_2O_2 eklenerek uygulanmaktadır. Ayrıca, Fe^{2+} elektrolitik hücrenin kurulumuna bağlı olarak katotta sürekli olarak yeniden üretilenmektedir (Z. Qiang, J.H. Chang, C.P. Huang, 2003).

Peroksielektrokoagülasyon işlem reaksiyonu sırasında, hidroksil radikalleri üretmek için hidrojen peroksit demir iyonları ile katalizlenir;



Bu reaksiyon, ferrik iyon rejenerasyonundan esas olarak üretilen ferrik türlerin hidrojen peroksit ile indirgenmesiyle oluşur,



Demir iyonları üretilenden daha hızlı tüketilir. Ek olarak, demir iyonları $3,2-4,3 \times 10^8 M^{-1}s^{-1}$ aralığında sabit oranlı hidroksil radikalleri tarafından hızla tahrip edilebilir.



Bu nedenle, hidroksil radikallerinin üretimini korumak için daha fazla demir iyonu dozu gereklidir. Bu, ek ayırma işlemi ve artma gerektiren peroksi-elektrokoagülasyon ve fenton işleminin nötralizasyon aşamasında yüksek miktarda demir hidroksit çamuru ile sonuçlanır (I.A. Sengil, M. Ozacar, 2006).

BÖLÜM 3. MATERYAL VE METOD

3.1. Materyal

3.1.1. Atıksu karakterizasyonu

Dispers boya karışımı koyu siyah renge sahip numune, Akyazı'da yer alan tekstil endüstrisinden boyama prosesi ardından yıkama yapılmadan boya tankından direkt olarak alınmıştır. Laboratuvarda uygulanacak analizlerden önce numune, bozulmaması için buzdolabında saklanılmıştır. Araştırmada bu su ile ilgili çalışmalar bulunsada dahi proses suyu olarak bu boya çalışılmamıştır. Atıksuda boyarmadde olarak PHPERS BLACK CT (Dispersant MF, Sodium lignosulphonate), Buffer Acid The (Sulu Organik Asitler Ve Bu Asitlerin Sodyum Tuzları), Degapers Mikro (Polymer), Polyclear Sr (Formaldehit), Sudkostik (Sodyum Hidroksit (NaOH)) gibi bir çok karışım bulunduğu için özgün bir çalışmadır.

3.2. Metod

Bu çalışmada, KOİ, renk giderimini sağlamak için fenton, peroksielektrokogülasyon yöntemlerinde pH, Fe^{2+} iyon konsantrasyonu, H_2O_2 , süre ve akım yoğunluğunun etkileri incelenmiştir.

3.2.1. Kullanılan araç-gereçler

Deneysel düzenekte;250 mL hacme sahip kesikli reaktörde deneyler yürütüldü. Numunelerin pH ve sıcaklık değerleri multi parametre ölçer cihazıyla (HANNA pH 211 marka) ölçülmüştür. Fenton prosesinde her bir deneyde kullanılan numune hacmi 100 mL-dir. AND marka hassas terazide demir tartımı yapıldı. Hidrojen

peroksit ilave olunarak 1 saat boyunca manyetik bir karıştırıcıda karıştırıldı. Reaksiyon sonucu Thermo Model F2 Finne 10 mL otomatikpipetle, numuneler alınarak NÜVE marka 3500 rpm santrifüjde 2 faza ayrıldı. Daha sonra Thermo Model F2 Finne 1 mL otomatikpipetle numune alınarak 50 mm'lik kuvarz spektra küvete konulup, spektrofotometrede renk ve KOİ analizi yapıldı.

Peroksielektrokoagülasyon prosesinde ise numune hacmi 200 mL olup, toplam efektif elektrot alanı 288 cm^2 ve elektrotlar arasındaki boşluk 7,5 mm idi. Minimum akım yoğunluğunu ayarlamak için elektrotlar arasındaki boşluk 0,75 mm'ye ayarlandı. Elektrokimyasal reaktörde, 6 x 12 x 0,15 cm boyutlarında dört elektrot bipolar bir tarzda bağlandı. Monopolar elektrotlar uzun çalışma süreleri gerektirir ve yüksek temizleme verimleri sağlamaz, bu nedenle, bu çalışmada bipolar elektrot eşleşmesi tercih edildi. D.C. (Yıldırım Elektronik DC Power Supply Model Y-0012) kaynağı, sistemi 0-3V ve 0,02-0,15A ile beslemek için kullanıldı. Reaksiyon sonucu Thermo Model F2 Finne 10 mL otomatikpipetle, numuneler alınarak NÜVE marka 3500 rpm santrifüjde 2 faza ayrıldı. Daha sonra Thermo Model F2 Finne 1 mL otomatikpipetle numune alınarak 50 mm'lik kuvarz spektra küvete konulup, spektrofotometrede renk ve KOİ analizi yapıldı.



Şekil 3.1. a. Peroksi-elektrokoagülasyon b. fenton deney düzeneği.

3.2.2. Kullanılan kimyasal çözeltiler

- -%35 H_2O_2
- NaOH
- %96 H_2SO_4

- $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
- Potasyum Hidrojen Fitalat
- Potasyum Iyodur
- Amonium molibdat tetra hidrat
- NaCl

3.3. Analizler

3.3.1. Renk analizleri

Renk analizleri deney sonunda NÜVE marka 3500 rpm santrifüden çıkarılan nümuneleri EN ISO 7887 Metotuna göre 50 mm'lik kuvarz spektra küvetlere ekleyerek Shimadzu UV/Vis 1700 spektrofotometre cihazında absorpsiyon değerleri alınmıştır.

3.3.2. KOİ analizleri

KOİ analizleri (Standart Metot 5220-d-cod-2005-p:5'20)göre yapılmıştır. Alınan nümuneler NÜVE marka 3500 rpm santrifüjden çıkarıldıktan sonra 2,5 mL alınarak 1 damla H_2SO_4 ilave edilerek hazır kitlere eklenmiş, 148 oC'de termoreaktörde 2 saat boyunca parçalanmaya bırakılmıştır. Daha sonra termoreaktörden çıkarılan numuneler oda sıcaklığına geldikten sonra 50 mm'lik kuvarz spektra küvetlere ekleyerek Shimadzu UV/Vis 1700 spektrofotometrede KOİ değerleri analiz edilmiştir.

3.3.3. H_2O_2 analizleri

250 mL 'lik balon jojelerde A ve B çözeltileri A) 16,5 g potasyum iyodur(KI), 0,5 g sodium hidroksit(NaOH) ve 0,1 g Amonium molibdat tetra hidrat ve B) 5 g kalyum hidrojen fitalat saf su ile 1 saat karıştırarak hazırlanmaktadır. Analizi yapılacak nümuneden 1 mL çözelti üzerine 2,5 mL A ve 2,5 mL B çözeltisi eklenerek 10 mL

'ye tamamlanır ve Shimadzu UV/Vis 1700 spektrofotometrede 351 nm'de hazırlanan kalibrasyon eğrisine göre absorbansı ölçülmüştür.



BÖLÜM 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

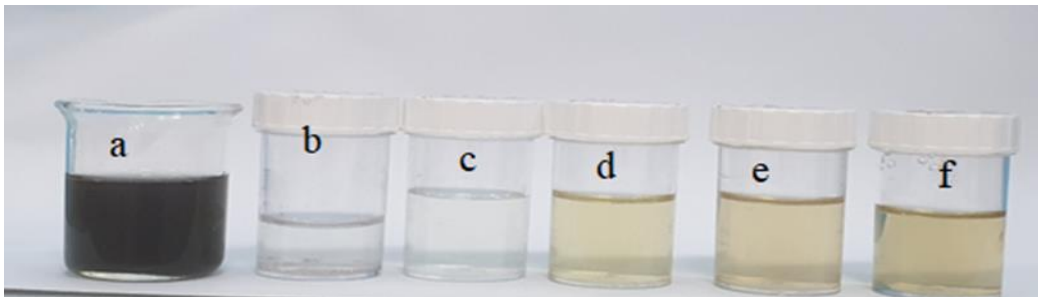
4.1. Tekstil endüstrisi atıksularının fenton yöntemi ile arıtımı

Tekstil endüstrisi atıksularının fenton oksidasyon yöntemi ile arıtımına etki eden parametreler incelenerek optimum çalışma koşullarının bulunması hedeflenmiştir. Prosese etki eden en önemli parametreler arasında; başlangıç pH'ı, Fe^{2+} iyonun konsantrasyonu, hidrojen peroksit konsantrasyonu (H_2O_2), bekleme süresi sayılabilir.

4.1.1. Arıtma verimi üzerine pH'nın etkisi

Bir fenton işleminde, çözeltinin pH'ı önemli bir rol oynar. Fenton prosesinde farklı pH'larda atıksu üzerinde deneyler yapılarak renk ve KOİ parametresine bakılmıştır. Fe^{2+} iyonlarının Fe^{3+} 'e oksidasyon kinetiği pH ve pıhtılaştırıcı partiküllerin yüzey yükünden etkilenmektedir (Song ve ark. 2007). Pek çok çalışmalar gösteriyor ki, en uygun pH değerleri asidik pH'lardır. Fe^{2+} iyonları pH=4 üzerinde sabit değiller ve pH 9, 0'ın üzerinde $[Fe(OH)_4]^-$ formuna dönüşmektedir.

Şekil 4.1 arıtma verimi üzerine pH'ın etkisi gösterilmektedir.

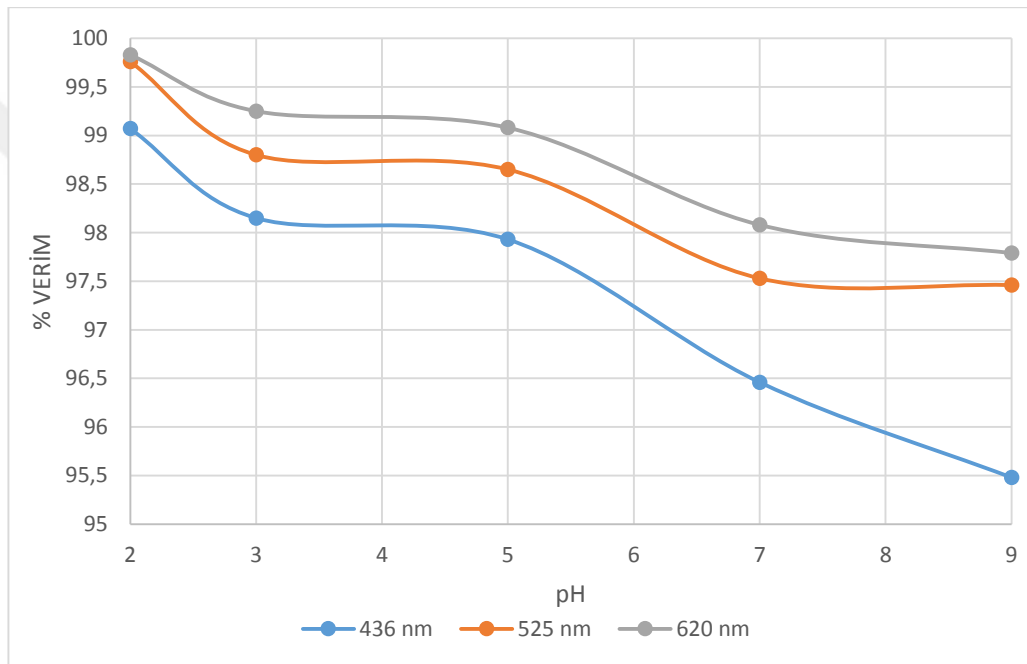


Şekil 4.1. Arıtma verimi üzerine pH'ın etkisi; a) Ham atıksu, b) pH=2, c) pH=3, d) pH=5, e) pH=7, f) pH=9.

Tekstil endüstrisi atıksularında fenton oksidasyon metoduyla renk ve KOİ giderimi üzerine pH'nın etkisi aşağıdaki tablo ve grafiklerde verilmiştir.

Tablo 4.1. Değişik pH'lardaki, atıksuyun renk giderimi üzerine verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; $Fe^{2+}=1 \text{ g/L}$; $V=100 \text{ mL}$; $t=1 \text{ sa.}$).

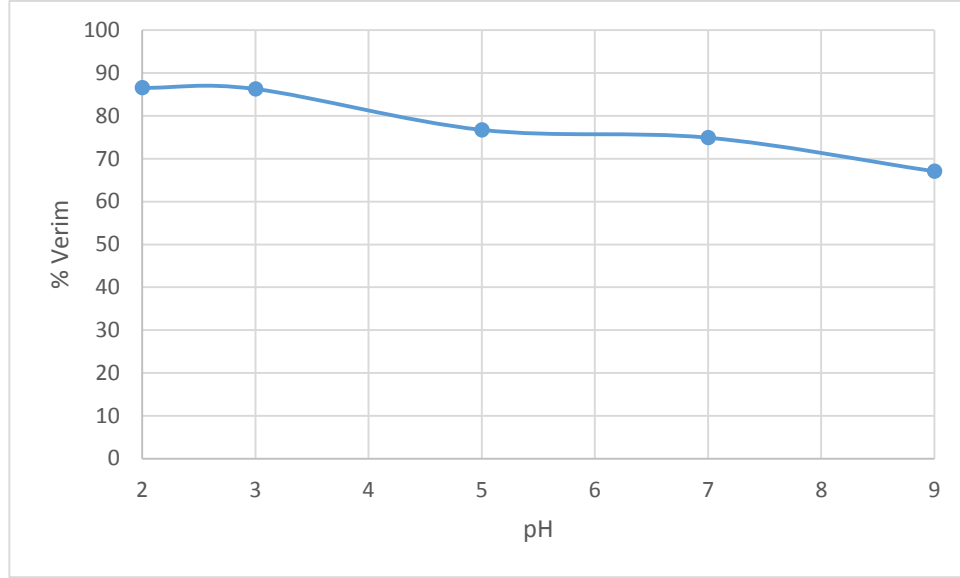
pH	%436nm m^{-1}	%525nm m^{-1}	%620 nm m^{-1}
2	99,07	99,76	99,83
3	98,15	98,8	99,25
5	97,93	98,65	99,06
7	96,46	97,53	98,06
9	95,48	97,46	97,79



Şekil 4.2. Değişik pH'lardaki renk giderim verimi yüzdeleri ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; $Fe^{2+}=1 \text{ g/L}$; $V=100 \text{ mL}$; $t=1 \text{ sa.}$).

Tablo 4.2. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ Eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOİ_0=728,94 \text{ mg/L}$; $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; $Fe^{2+}=1 \text{ g/L}$; $V=100 \text{ mL}$; $t=1 \text{ sa.}$).

pH	ARITMA SONRASI KOİ(mg/l)	%KOİ GİDERİM VERİMİ
2	98	86.55
3	100	86.28
5	169	76.74
7	182	74.91
9	240	67,07

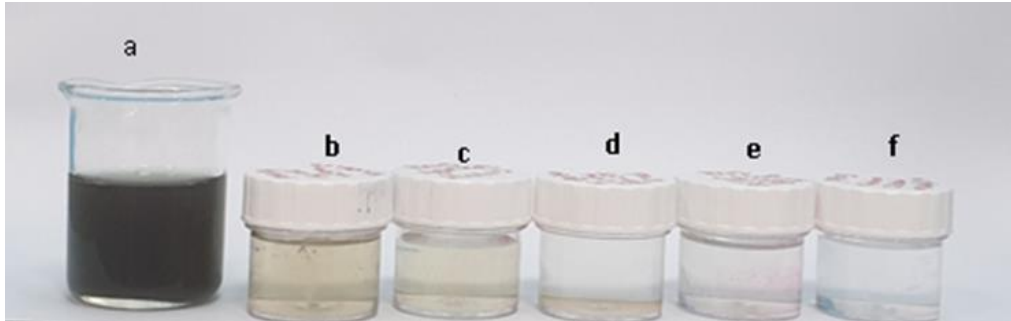


Şekil 4.3. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ giderim verimi yüzdeleri (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L; H₂O₂=5g/L; Fe²⁺=1g/L; V=100 mL; t=1 sa.).

Tablo 4.1. ile Şekil 4.2. ve Tablo 4.2. ile Şekil 4.3 'de pH'ın renk, KOİ giderimi üzerine etkisi verilmiştir. Çalışma sonucunda maksimum renk giderme verimi % 99 iken, maksimum KOİ giderme verimi % 86 bulunmuştur. Deney sonuçları neticesinde; optimum pH değeri pH=3 olarak kabul edilmiştir.

4.1.2. H₂O₂ konsantrasyonunun etkisi

Fenton oksidasyon metodunda H₂O₂ önemli bir rol oynamaktadır. Aynı zamanda fazladan kullanılan H₂O₂ arıtma maliyetini de arttırmaktadır.

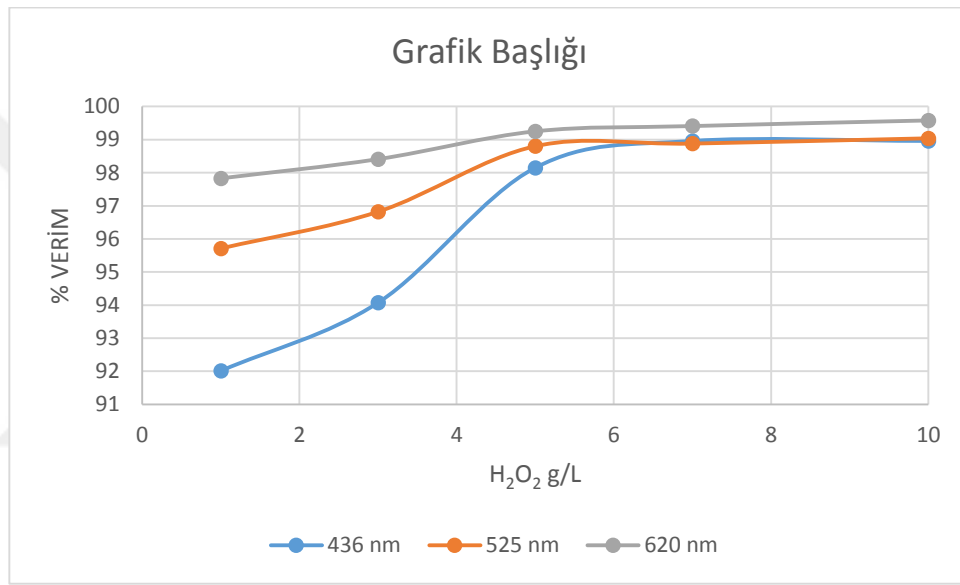


Şekil 4.4. Arıtma verimi üzerine H₂O₂ konsantrasyonunun etkisi a) Ham atıksu b) 1g/L(H₂O₂), c) 3g/L(H₂O₂), d) 5g/L(H₂O₂), e) 7g/L(H₂O₂), f) 10 g/L(H₂O₂)

Tekstil atıksularının Fenton oksidasyon yöntemi ile renk, KOİ giderimi verimi ve H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi aşağıdaki tablo ve şekillerde verilmiştir.

Tablo 4.3. Farklı g/L 'de H_2O_2 'lerdeki renk giderimi üzerine verimi $RES_{436}^0=184\ m^{-1}$, $RES_{525}^0=126\ m^{-1}$, $RES_{620}^0=120\ m^{-1}$, $pH=3$; $Fe^{2+}=1g/L$; $V=100\ mL$; $t=1\ sa.$).

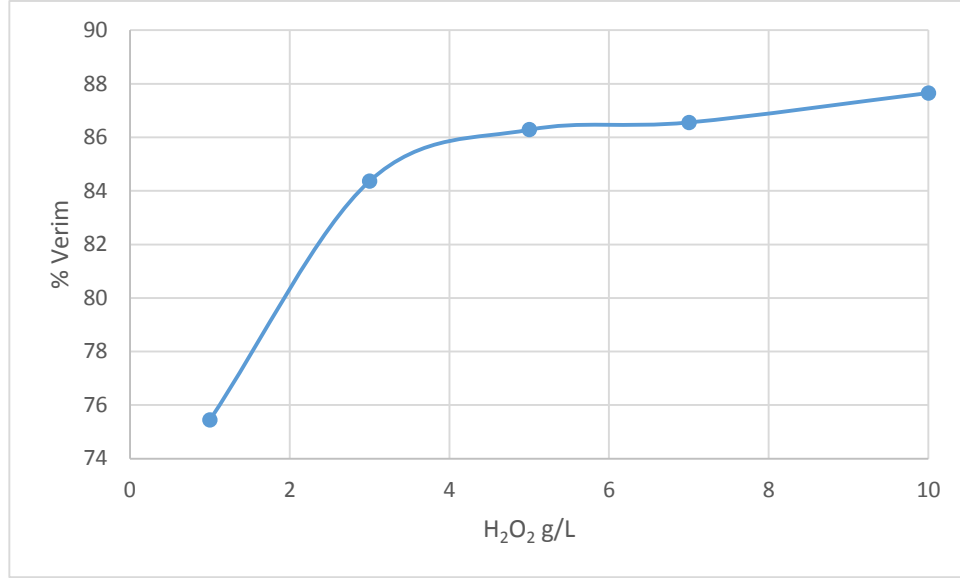
$H_2O_2 g/L$	%436 nm m-1	%525 nm m-1	%620 nm m-1
1	92,01	95,71	97,83
3	94,07	96,82	98,41
5	98,15	98,36	99,76
7	98,26	98,88	99,41
10	98,42	99,04	99,58



Şekil 4.5. Değişik g/L 'de H_2O_2 'lerdeki renk giderimi verimi ($RES_{436}^0=184\ m^{-1}$, $RES_{525}^0=126\ m^{-1}$, $RES_{620}^0=120\ m^{-1}$, $pH=3$; $Fe^{2+}=1g/L$; $V=100\ mL$; $t=1\ sa.$).

Tablo 4.4. Farklı $H_2O_2(g/L)$ 'de atıksuyun KOİ Eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri ($KOİ_0=728,94\ mg/L$; $pH=3$; $Fe^{2+}=1g/L$; $V=100\ mL$; $t=1\ sa.$).

$H_2O_2\ (g/L)$	ARITMA SONRASI KOİ(mg/l)	%KOİ GİDERİM VERİMİ
1	179,9	75,32
3	114,09	84,34
5	100	86,28
7	98	86,55
10	90	87,65

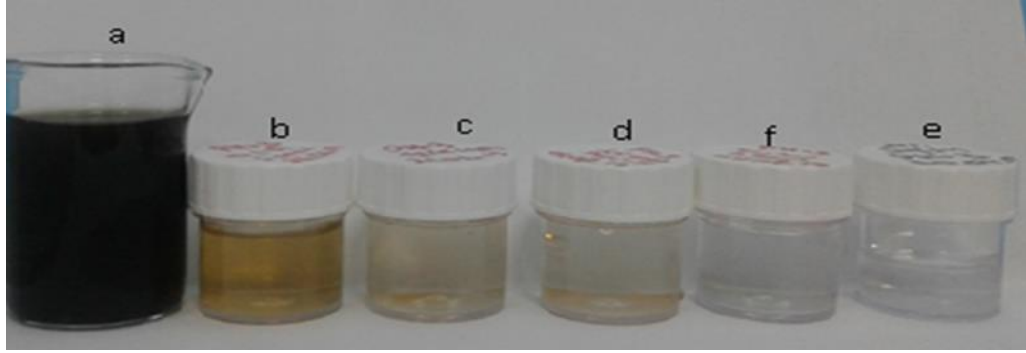


Şekil 4.6. Farklı H₂O₂(g/L)'de KOİ giderim yüzdeleri (KOİ₀=728,94 mg/L;pH=3; Fe²⁺=1g/L;V=100 mL; t=1 sa.).

Fenton prosesinde tekstil atıksu oksidasyonu üzerine H₂O₂ konsantrasyonunun etkisi Tablo 4.3., Tablo 4.4. ve Şekil 4.5.,Şekil 4.6'da görülmektedir. Maksimum KOİ giderme verimi % 87'ler düzeyinde iken; renk giderme verimi % 99'lar mertebesindedir. Diğer akademik çalışmaları incelediğimizde H₂O₂ arıtma maliyetini yükselttiği için genelde düşük g/L de tercih edilmektedir. Atıksu karakterizasyonuma göre en uygun değer 5g/L optimum H₂O₂ dozu olarak belirlenmiştir.

4.1.3. Demir iyonu konsantrasyonunun etkisi

Demir iyonu konsantrasyonu hidrojen peroksiti parçalayarak •OH radikalleri ürettiğinden Fenton prosesinin en önemli parametrelerinden biridir. Demir miktarı arıtma verimi ve maliyetini etkilemektedir. Laboratuvar çalışmaları sonucunda farklı demir iyonu konsantrasyonlarının etkisi Şekil 4.7'de verilmiştir.

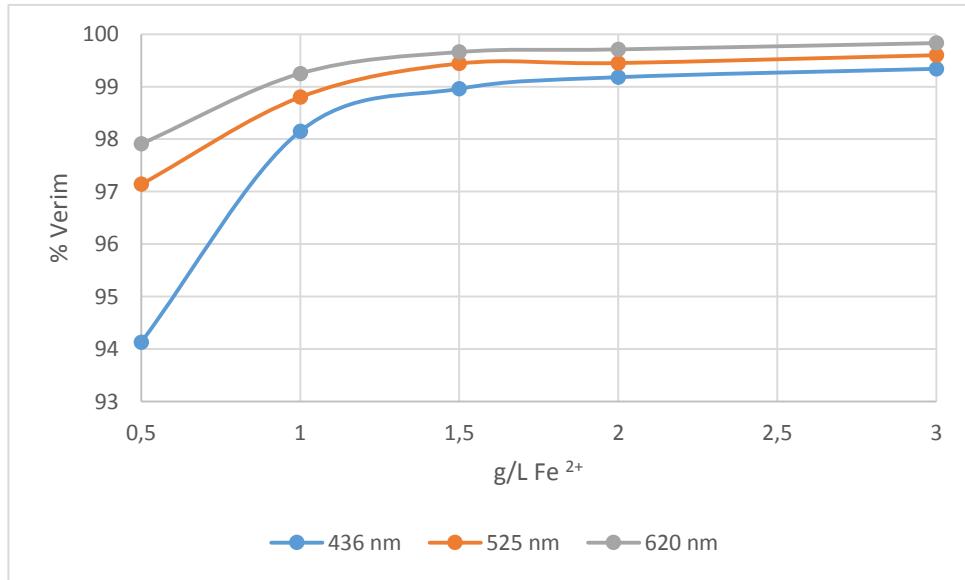


Şekil 4.7. Arıtma verimi üzerine demir iyonu konsantrasyonunun etkisi a) Ham atıksu b) 0,5 g/L Fe^{2+} , c) 1 g/L Fe^{2+} , d) 1,5 g/L Fe^{2+} , e) 2 g/L Fe^{2+} , f) 3 g/L Fe^{2+}

Fenton oksidasyon metoduyla renk ve KOİ giderimi üzerine demir iyonu konsantrasyonunun etkisi aşağıdaki tablo ve grafiklerde gösterilmiştir.

Tablo 4.5. Fe^{2+} (g/L) değerlerine bağlı renk ölçüm yüzdeleri ($\text{RES}_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$; $V=100 \text{ mL}$; $\text{pH}=3$; $\text{H}_2\text{O}_2=5 \text{ g/L}$; $t=1 \text{ sa.}$).

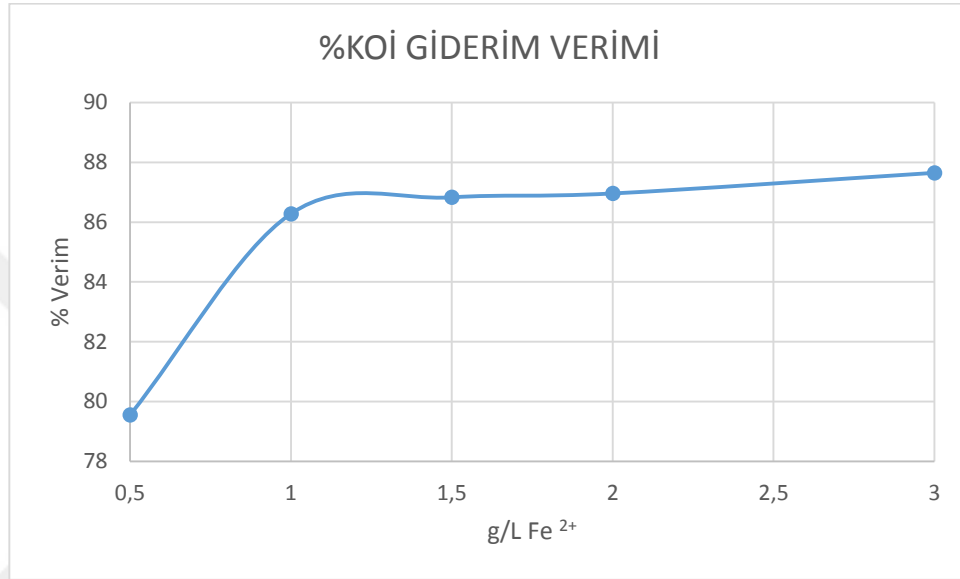
g/L Fe^{2+}	%436nm m^{-1}	%525nm m^{-1}	%620nm m^{-1}
0.5	94.13	97.14	97.91
1	98.15	98.8	99.25
1.5	98.96	99.44	99.66
2	99.18	99.45	99.71
3	99.34	99.6	99.83



Şekil 4.8. Değişik g/L'de Fe^{2+} iyon konsantrasyonundaki, renk giderim verimi $\text{RES}_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $\text{pH}=3$; $\text{Fe}^{2+}=1 \text{ g/L}$; $V=100 \text{ mL}$; $t=1 \text{ sa.}$).

Tablo 4.6. Farklı Fe^{2+} (g/L)'de KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $\text{KOİ}_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $\text{H}_2\text{O}_2 = 5$ g/L, $V = 100$ mL; $t=1$ sa.).

Fe^{2+} (g/L)	ARITMA SONRASI KOİ (mg/l)	%KOİ GİDERİM VERİMİ
0,5	149	79,55
1	100	86,28
1,5	96	86,83
2	95	86,96
3	90	87,65

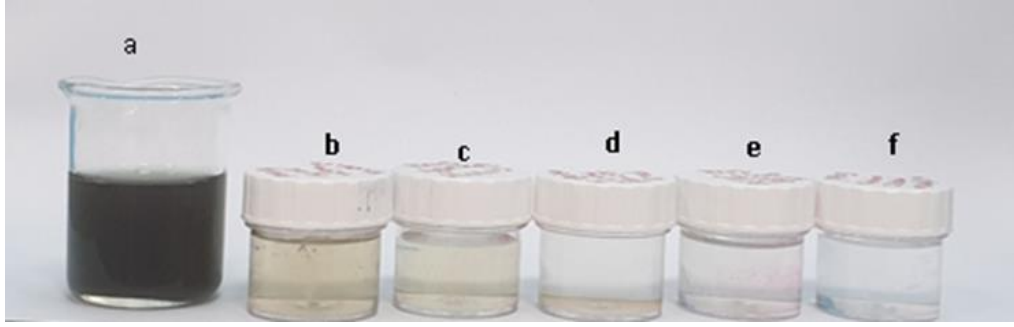


Şekil 4.9. Farklı Fe^{2+} (g/L)'de KOİ giderim verileri (Başlangıç $\text{KOİ}_0 = 728,94$ mg/L; pH=3; $\text{H}_2\text{O}_2 = 5$ g/L; $V=100$ mL; $t=1$ sa.).

Tablo 4.6., Tablo 4.5. ile Şekil 4.8. ve Şekil 4.9.'da Fe^{2+} iyonun atıksu üzerine etkisi verilmiştir. Çalışma sonucunda maksimum KOİ giderme verimi % 87,76 iken, maksimum renk giderme verimi % 100'e yakın bulunmuştur. Deney sonuçları neticesinde; Fe^{2+} iyonun 3 g olmasına karar verilmiştir.

4.1.4. Temas süresinin etkisi

Fenton prosesinde Fe^{2+} iyon konsantrasyonu ile H_2O_2 arasında oluşan reaksiyon pH ve geçen süreye bağlıdır. Farklı temas sürelerinin etkisi Şekil 4.10.'da gösterilmektedir.

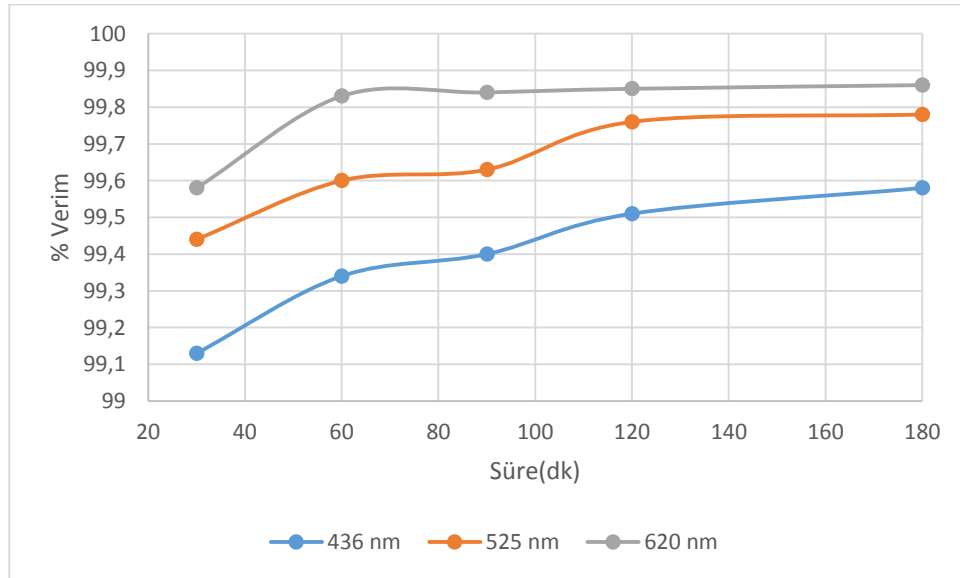


Şekil 4.10. Arıtma verimi üzerine surenin etkisi a. Ham atıksu b.30dk c.60dk d.90dk.f.120 dk. e180 dk.

Fenton oksidasyon metoduyla renk ve KOİ giderimi üzerine surenin etkisi aşağıdaki tablo ve grafiklerde gösterilmiştir.

Tablo 4.7. Süreye bağlı olarak renk ölçüm yüzdeleri ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$; $V=100 \text{ mL}$; $pH=3$; $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; $Fe^{2+}=3 \text{ g/L}$).

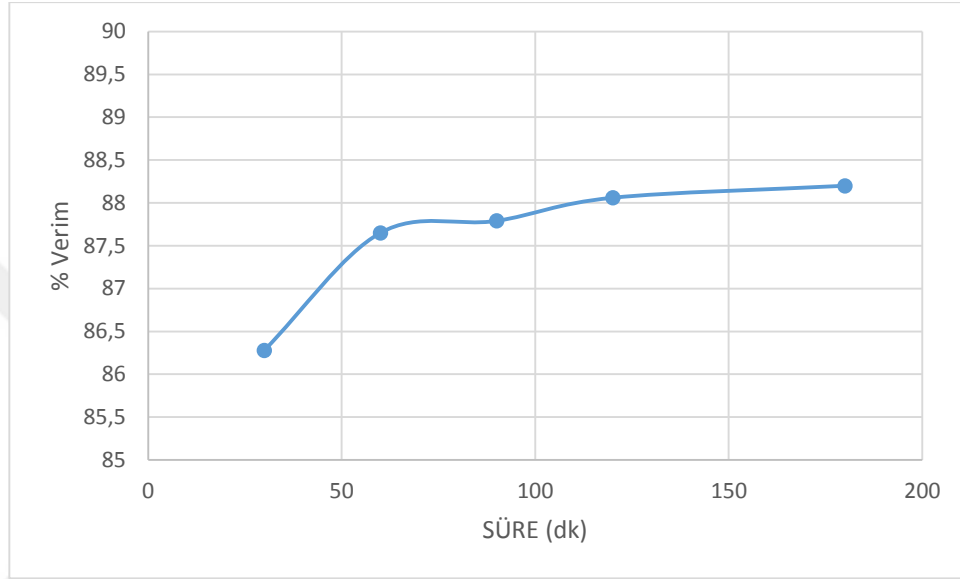
Dk	%436nm m^{-1}	525nm m^{-1}	620nm m^{-1}
30	99.13	99.44	99.58
60	99.34	99.6	99.83
90	99.4	99.63	99.84
120	99.51	99.76	99.85
180	99.58	99.78	99.86



Şekil 4.11. Farklı sürelerdeki renk giderim verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $pH=3$; $V=100 \text{ mL}$; $Fe^{2+}=3 \text{ g/L}$).

Tablo 4.8. Farklı sürelerde KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L;pH=3; H₂O₂=5g/L;V=100 mL; Fe²⁺=3 g/L).

Süre(dk)	ARITMA SONRASI KOİ (mg/l)	%KOİ GİDERİM VERİMİ
30	100	86,28
60	90	87,65
90	89	87,79
120	87	88,06
180	86	88,20



Şekil 4.12. Farklı sürelerde KOİ giderim verileri (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L;pH=3; H₂O₂=5g/L;V=100 mL; Fe²⁺=3 g/L).

Tablo 4.7., Tablo 4.8. ile Şekil 4.11. ve 4.12.' de; fenton prosesinden sonraki bekleme süresinin oksidasyon verimine etkisi görülmektedir. Çalışma sonucunda maksimum KOİ giderme verimi % 88'ler civarında iken, maksimum renk giderme verimi % 100'e yakındır. Deney sonuçları neticesinde; Fenton için bekleme süresinin 60 dakika olmasına karar verilmiştir.

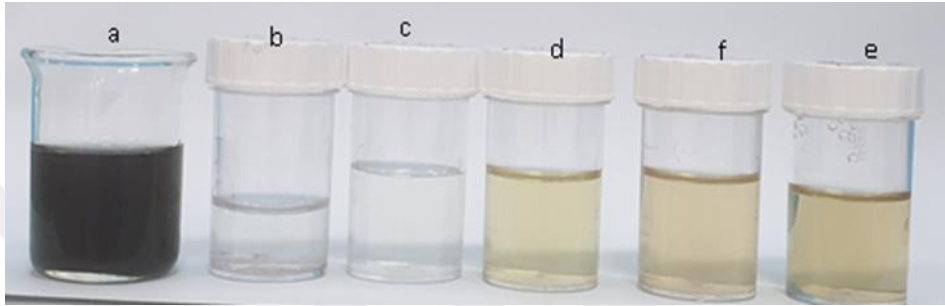
4.2. Peroksi-elektrokoagülasyon Metodu ile Tekstil Atıksuyu arıtımı

Bu yöntemde fentondan farklı olarak elektrokoagülasyon sistemine hidrojen peroksit ilave edilerek, Fe²⁺ anodu kullanılmaktadır. Ayrıca, Fe²⁺ elektrolitik hücrenin kurulumuna bağlı olarak katotta sürekli olarak yeniden üretilebilmektedir. (Z. Qiang, J.H. Chang,2003).

Bu çalışmada tekstil endüstrisi atıksularını peroksi-elektrokoagülasyon yöntemi ile renk ve KOİ giderimine bakılmıştır.

4.2.1. pH etkisi

Bu laboratuvar çalışmasında Şekil 4.13-de pH'ların değişimi ile renk üzerine etkisi gösterilmektedir.

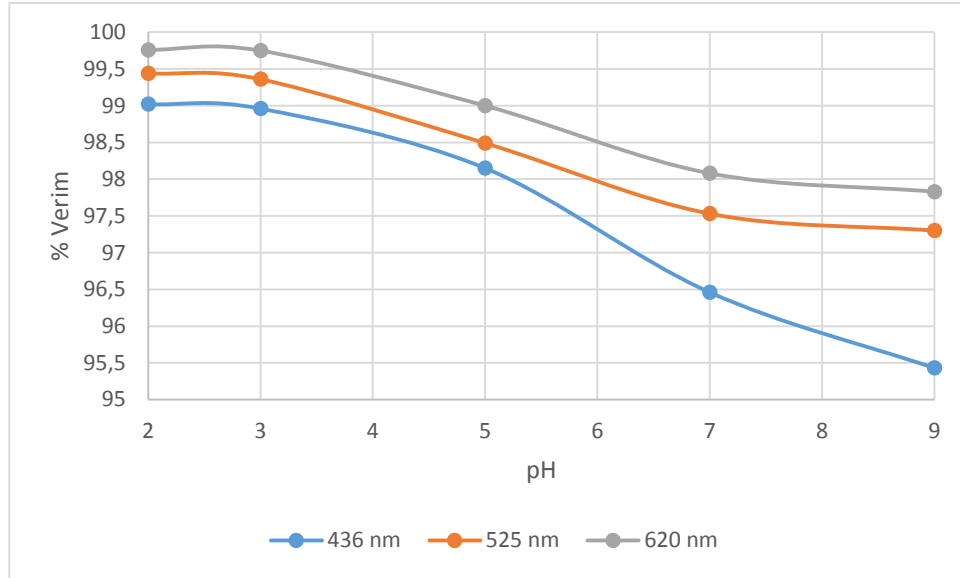


Şekil 4.13. Arıtma verimi üzerine pH'ın etkisi: a)Ham atıksu b. pH=2,c.pH=3,d.pH=5,f.pH=7,e.pH=9.

Aşağıdaki grafik ve tablolarda tekstil atıksuyunun peroksi-elektrokoagülasyon yöntemi ile renk ve KOİ giderim verileri gösterilmiştir.

Tablo 4.9. Değişik pH'lardaki, atıksuyun renk giderimi üzerine verimi $RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; $V=200 \text{ mL}$; Akım Yoğunluğu $=0,02 \text{ mA/cm}^2$; $t=1 \text{ sa.}$).

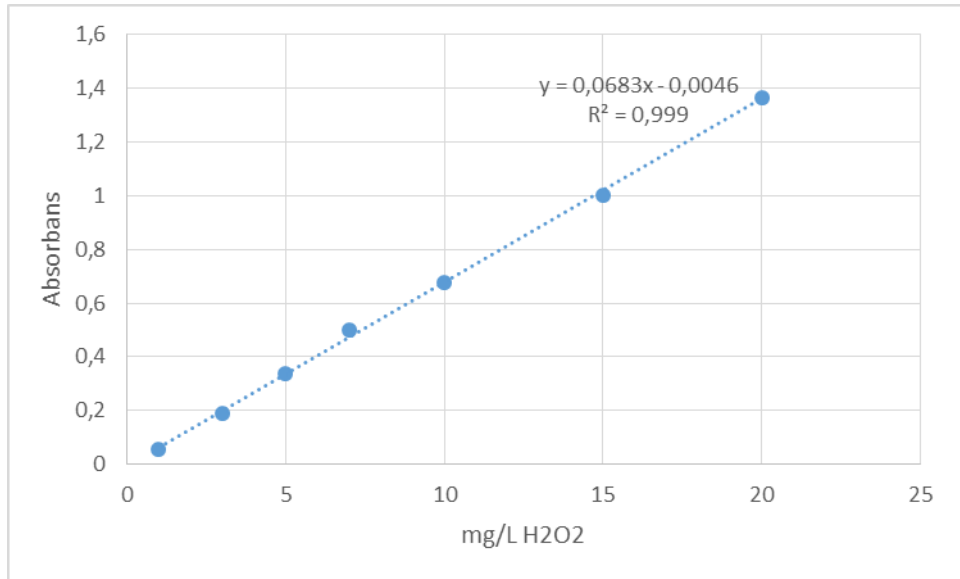
pH	436nm m^{-1}	525 nm m^{-1}	620 nm m^{-1}
2	99,02	99,44	99,76
3	98,96	99,36	99,75
5	98,15	98,49	99
7	96,46	97,53	98,08
9	95,43	97,3	97,83



Şekil 4.14. Farklı pH'lardaki, atıksuyun renk giderimi üzerine verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; $V=200 \text{ mL}$; Akım Yoğunluğu= $0,02 \text{ mA/cm}^2$; $t=1 \text{ sa.}$).

Tablo 4.10. Farklı H_2O_2 mg/L'de absorbens değerleri ölçümü

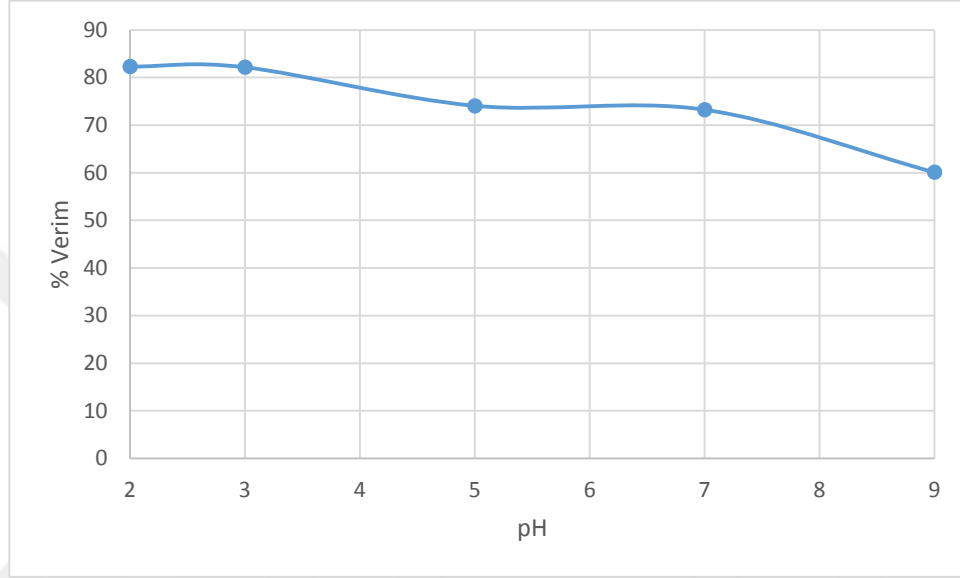
H_2O_2 mg/L	Abs (A)
1	0,057
3	0,188
5	0,339
7	0,502
10	0,679
15	1,003
20	1,364



Şekil 4.15. Farklı H_2O_2 mg/L'de ölçülen absorbens değerlerinin kalibrasyon eğrisi

Tablo 4.11. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L; H₂O₂=5g/L; V=100 mL; Akım Yoğunluğu=0,02 mA/cm²; t=1 sa.).

pH	ARITMA SONRASI KOİ(mg/l)	%KOİ GİDERİM VERİMİ
2	129	82,3
3	130	82,16
5	189	74,07
7	195	73,24
9	285	60,09

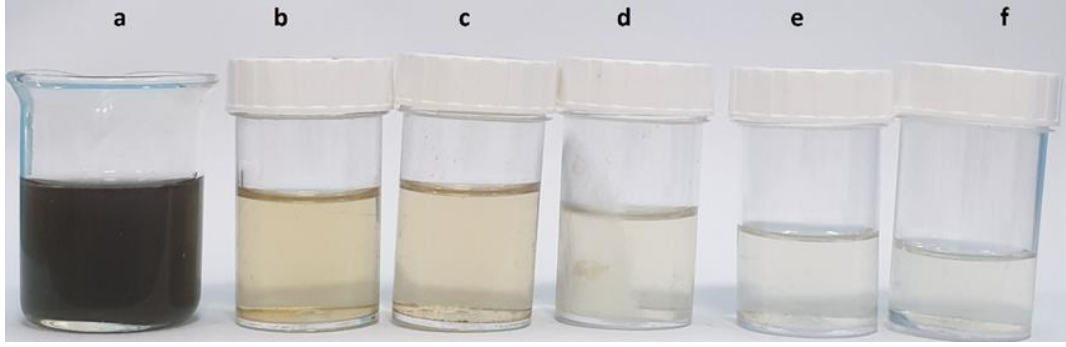


Şekil 4.16. Değişik pH'lardaki, atıksuyun KOİ giderim verimi yüzdeleri (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L; H₂O₂=5g/L; Akım Yoğunluğu=0,02 mA/cm²; V=200 mL; t=1 sa.).

Tablo 4.10., Tablo 4.11. ile Şekil 4.15. ve 4.16.' da; peroksielektrokoagülasyon işleminden sonra pH atıksu üzerine etkisi görülmektedir. Çalışma sonucunda maksimum KOİ giderme verimi % 82'ler civarında iken, maksimum renk giderme verimi % 99 bulunmuştur. Deney sonuçları neticesinde; optimum pH değeri pH=3 olarak kabul edilmiştir.

4.2.2. H₂O₂ g/L dozunun etkisi

Peroksi-elektrokoagülasyon yönteminde H₂O₂ miktarını optimize etmek çok önemlidir, çünkü yöntemin ana maliyeti H₂O₂'nin maliyetini kapsamaktadır. Aşırı H₂O₂ dozu maliyetin yükselmesine sebep olmaktadır. Atıksu giderimi için gereken g/L H₂O₂ miktarı sonucu Şekil 4.17'te gösterilmektedir.

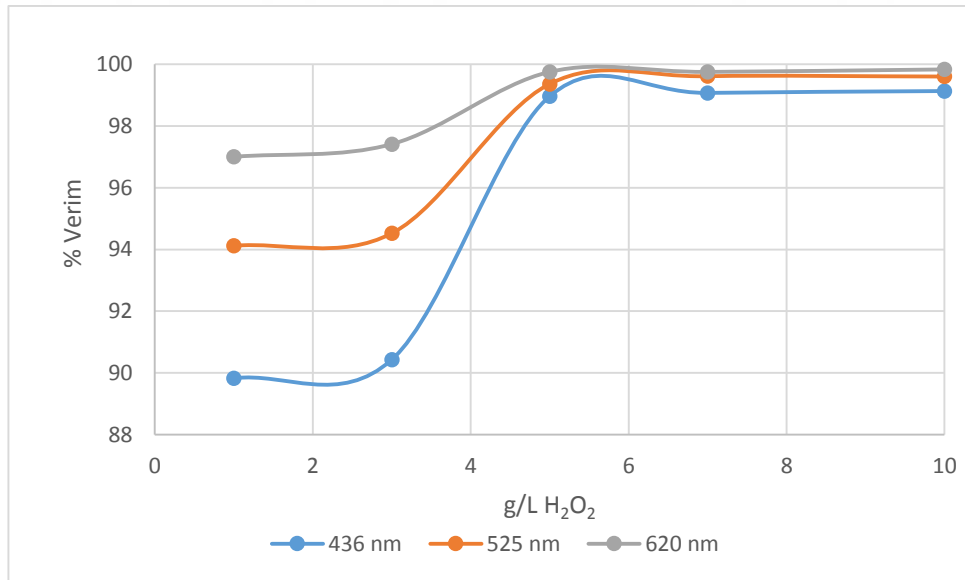


Şekil 4.17. Arıtma verimi üzerine H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi a) Ham atıksu b. 1 g/L (H_2O_2) c. 3 g/L (H_2O_2) d. 5 g/L (H_2O_2) e. 7 g/L (H_2O_2) f. 10 g/L (H_2O_2)

Peroksi-elektrokoagülasyon yöntemi ile renk ve KOİ giderimi verimi aşağıdaki tablo ve şekillerde verilmiştir.

Tablo 4.12. Farklı g/L'de H_2O_2 'lerdeki, renk giderimi üzerine verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, pH=3; Akım Yoğunluğu=0,02 mA/cm²; V=200 mL; t=1 sa.).

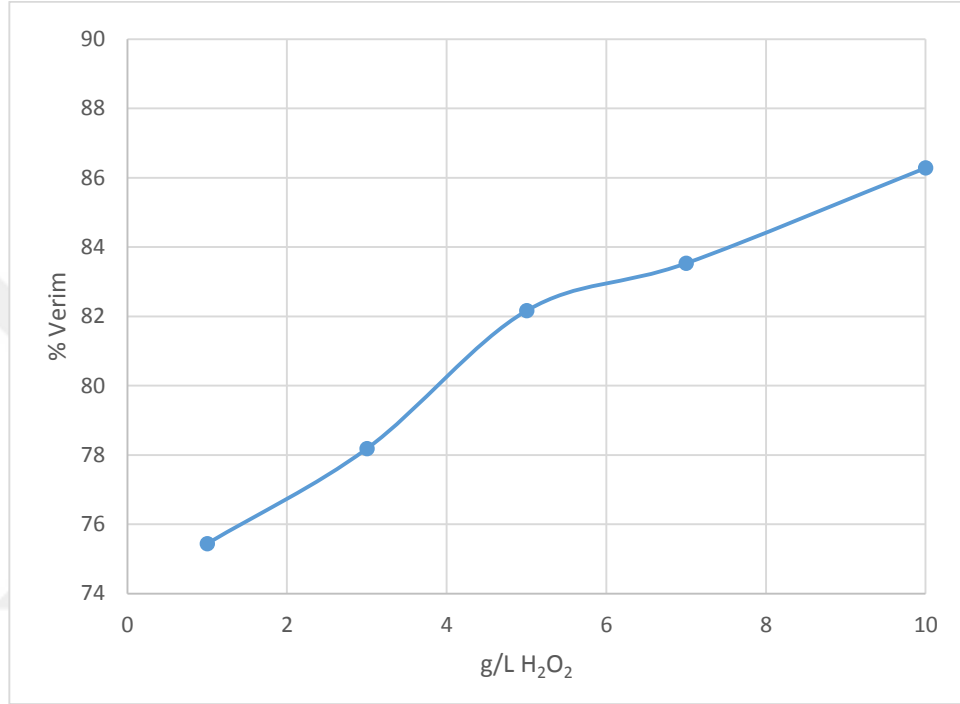
g/L H_2O_2	%436 nm m^{-1}	%525nm m^{-1}	%620nm m^{-1}
1	89,83	94,12	97
3	90,43	94,52	97,41
5	98,96	99,36	99,75
7	99,07	99,61	99,75
10	99,13	99,6	99,83



Şekil 4.18. Değişik g/L'de H_2O_2 'lerdeki, renk giderimi verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, pH=3; Akım Yoğunluğu=0,02 mA/cm²; t=1 sa.).

Tablo 4.13. Farklı H_2O_2 (g/L)'de atıksuyun KOİ Eşdeğerleri ve giderim yüzdeleri ($KOI_0=728,94$ mg/L;pH=3;Akım Yoğunluğu=0,02 mA/cm²; t=1 sa.).

H_2O_2 (g/L)	Arıtma Sonrası KOİ(mg/L)	%KOİ Giderim Verimi
1	179	75,44
3	159	78,18
5	130	82,16
7	120	83,53
10	100	86,28



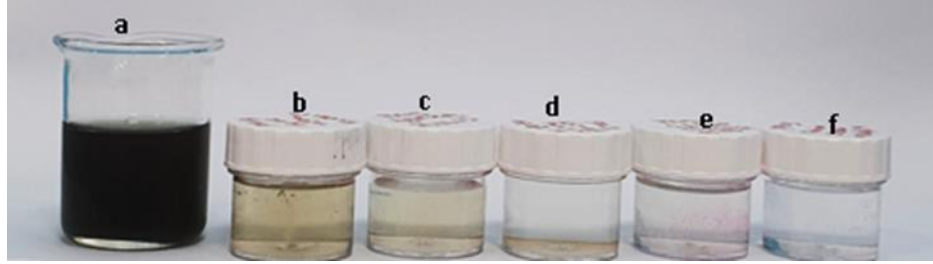
Şekil 4.19. Farklı H_2O_2 (g/L)'de KOİ giderim yüzdeleri ($KOI_0=728,94$ mg/L;pH=3;Akım Yoğunluğu=0,02 mA/cm²; t=1 sa.).

Tablo 4.12., Tablo 4.13. ile Şekil 4.18. ve 4.19.' de; atıksu üzerine H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi görülmektedir. Maksimum KOİ giderme verimi % 86'lar düzeyinde iken; renk % 99'lar mertebesinde dir. H_2O_2 dozu 10 g/L'de iyi giderim almamıza rağmen H_2O_2 kendi yapıma maliyeti göz önünde bulundurarak daha düşük dozlarda çalışılması uygun görülmüştür. Optimum H_2O_2 dozu fenton prosesinde olduğu gibi 5 g/L kabul edilmiştir.

4.2.3. Akım yoğunluğunun etkisi

Elektrokimyasal işlemd e arıtma verimliliğini etkileyebilecek en önemli parametrelerden biri akım yoğunluğu ve voltajdır. Akım yoğunluğu, çalışılan

elektrotun öngörülen yüzey alanına bölünerek uygulanan akım olarak hesaplanmaktadır. Ayrıca anottan salınan Fe^{2+} dozunun elektroliz süresi ve akıma bağlı olduğu açıktır (E. Yüksel, I.A.Şengil,2009;). Laboratuvar çalışmaları sonucunda farklı akım yoğunluklarının etkisi Şekil 4.20’de verilmiştir.

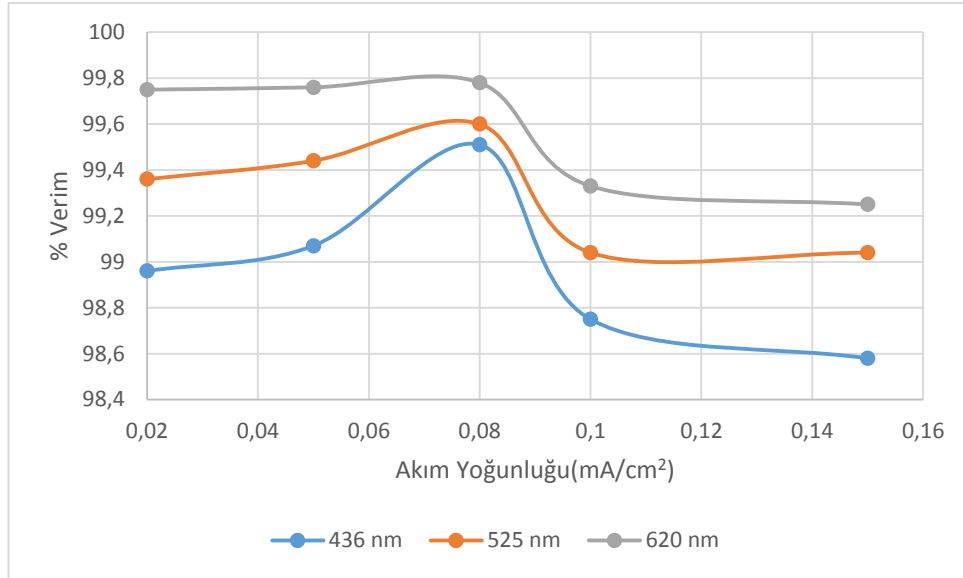


Şekil 4.20. Arıtma verimi üzerine akım yoğunluğunun etkisi a)Ham atıksu b. 0,02 mA/cm² c. 0,05 mA/cm² d. 0,08 mA/cm² e. 0,1 mA/cm² f. 0,15 mA/cm²

Peroksi-elektrokoagülasyon metoduyla renk ve KOİ giderimi üzerine demir iyonu konsantrasyonunun etkisi asagdaki tablo ve grafiklerde gosterilmistir.

Tablo 4.14. Akım yoğunluklarına bağlı renk ölçüm yüzdeleri ($\text{RES}_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $\text{RES}_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$; pH=3; $\text{H}_2\text{O}_2=5 \text{ g/L}$; t=1 sa.).

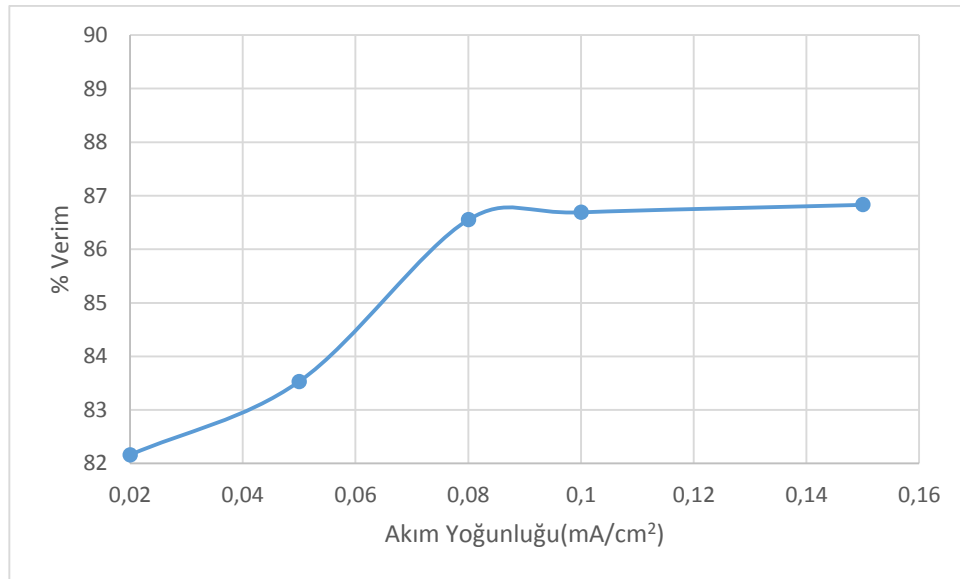
Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	%436nm m ⁻¹	%525nm m ⁻¹	%620 nm m ⁻¹
0,02	98,96	99,36	99,75
0,05	99,07	99,44	99,76
0,08	99,51	99,6	99,78
0,1	98,75	99,04	99,33
0,15	98,58	99,04	99,25



Şekil 4.21. Değişik akım yoğunluklarındaki, renk giderim verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $H_2O_2=5\text{g/L}$; $pH=3$; $t=1 \text{ sa.}$).

Tablo 4.15. Farklı akımlarda KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $KOI_0=728,94 \text{ mg/L}$; $pH=3$; $H_2O_2=5\text{g/L}$; $t=1 \text{ sa.}$).

Akım Yoğunluğu (mA/cm²)	Aritma Sonrası KOİ (mg/L)	%KOİ Giderim Verimi
0,02	130	82,16
0,05	120	83,53
0,08	98	86,55
0,1	97	86,69
0,15	96	86,83

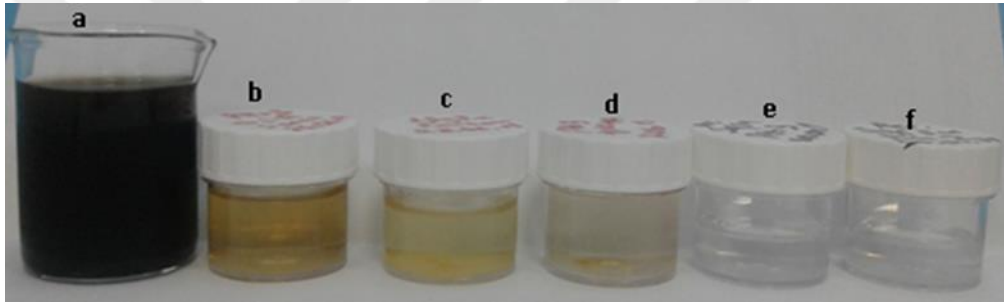


Şekil 4.22. Farklı akım yoğunluklarında KOİ giderim verileri (Başlangıç $KOI_0=728,94 \text{ mg/L}$; $pH=3$; $H_2O_2=5\text{g/L}$; $t=1 \text{ sa.}$).

Tablo 4.14., Tablo 4.16. ile Şekil 4.21. ve Şekil 4.22’de; akım yoğunluğunun atıksu üzerine etkisi görülmektedir. Çalışma sonucunda maksimum KOİ giderme verimi % 86’lar civarında iken, maksimum renk giderme verimi % 97,75 bulunmuştur. Deney sonuçları neticesinde; Optimum akım yoğunluğunun 0,08 mA/cm² olmasına karar verilmiştir.

4.2.4. Temas süresinin etkisi

Reaktif zaman, elektrokimyasal sürecin işlem verimliliğini etkiler. Elektroliz süresi, demir elektrotlardan Fe²⁺ iyonlarından Fe³⁺ iyonlarına dönüşmesinin üretim hızını belirlemektedir. Çalışma süresinin etkisine Şekil 4.23.’te bakılmıştır.

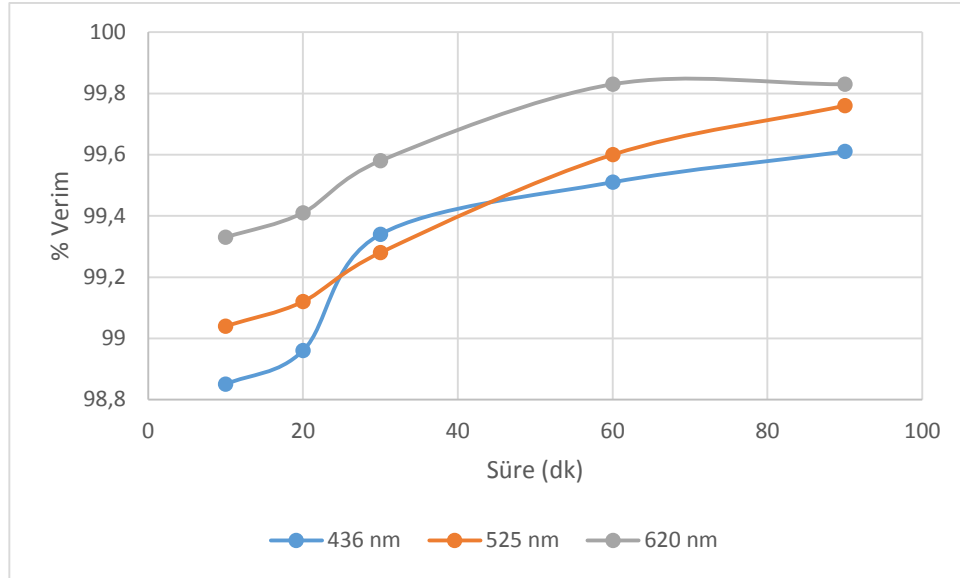


Şekil 4.23. Arıtma verimi üzerine sürenin etkisi: a. Ham atıksu b.10dk c.20dk d.30dk. e.60 dk. f.90 dk.

Peroksi-elektrokoagülasyon metoduyla renk ve KOİ giderimi üzerine sürenin etkisi aşağıdaki tablo ve grafiklerde gösterilmiştir.

Tablo 4.16. Süreye bağlı olarak renk ölçüm yüzdeleri ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$; pH=3; $H_2O_2=5 \text{ g/L}$; Akım Yoğunluğu=0,08 mA/cm²).

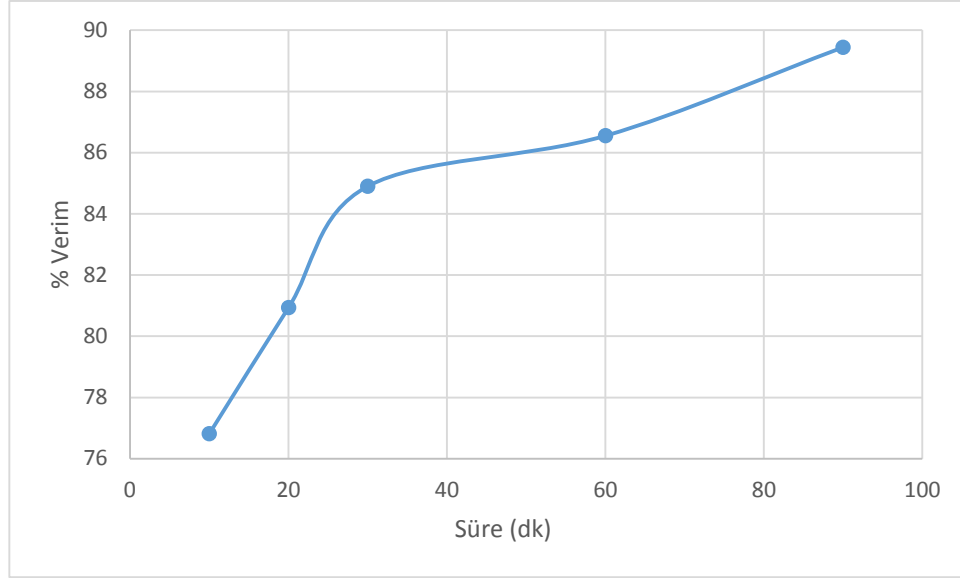
Süre(dk)	% 436nm m ⁻¹	%525nm m ⁻¹	% 620nm m ⁻¹
10	98,85	99,04	99,33
20	98,96	99,12	99,41
30	99,28	99,34	99,58
60	99,51	99,6	99,83
90	99,61	99,76	99,83



Şekil 4.24. Farklı sürelerdeki renk giderim verimi ($RES_{436}^0=184 \text{ m}^{-1}$, $RES_{525}^0=126 \text{ m}^{-1}$, $RES_{620}^0=120 \text{ m}^{-1}$, $\text{pH}=3$; $\text{H}_2\text{O}_2=5\text{g/L}$; Akım Yoğunluğu= $0,08 \text{ mA/cm}^2$).

Tablo 4.17. Farklı sürelerde KOİ giderim yüzdeleri (Başlangıç $\text{KOİ}_0=728,94 \text{ mg/L}$; $\text{pH}=3$; $\text{H}_2\text{O}_2=5 \text{ g/L}$; Akım Yoğunluğu= $0,08 \text{ mA/cm}^2$)

Süre (dk)	Aritma Sonrası KOİ (mg/l)	%KOİ Giderim Verimi
10	169	76,81
20	139	80,93
30	110	84,9
60	98	86,55
90	76,94	89,44



Şekil 4.25. Farklı sürelerde KOİ giderimi (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L; pH=3; H₂O₂=5g/L; Akım Yoğunluğu=0,08 mA/cm²)

Tablo 4.16., Tablo 4.17. ile Şekil 4.24. ve 4.25.'de; Peroksielektrokoagülasyon işleminden sonraki bekleme süresinin atıksu üzerine etkisi görülmektedir. Çalışma sonucunda maksimum KOİ giderme verimi % 89'ler civarında iken, maksimum renk giderme verimi % 100'e yakındır. Deney sonuçları neticesinde; Peroksielektrokoagülasyon için bekleme süresinin 30 dakika olmasına karar verilmiştir.

4.2.5. Fenton ve Peroksielektrokoagülasyon Giderme Verilerinin Kıyaslanması

Tekstil atıksularla yapılmış pek çok çalışma literatürde mevcuttur. Tablo 4.18.'de tekstil atıksular ve boyarmadde içeren atıksulara uygulanan başlıca yöntemler ile giderme verimleri, çalışma süreleri ve başlangıç konsantrasyonlarını içeren bir kıyas tablosu sunulmuştur.

Tablo incelendiğinde Fenton prosesinde en yüksek KOİ giderme verimleri % (55-94), renk giderme verimleri % (60-99,9) aralığındadır. Çalışmada uygulanan peroksielektrokoagülasyon prosesinde ise KOİ % (42-95,8), renk % (60-100) aralığında

Fenton prosesinde çalışma süreleri 10 dakikadan 120 dakikaya kadar geniş bir aralıkta uygulanmıştır. En yüksek giderimlerin elde edildiği fentonda süre 30 dakika iken, peroksielektrokoagülasyonun uygulandığı çalışmada 15 dakika olmuştur.

Peroksielektrokoagülasyonda akım yoğunlukları ($0,5-1,9 \text{ mA/cm}^2$) aralığında kullanılmıştır. $0,5 \text{ (mA/cm}^2\text{)}$ akım yoğunluğunda KOİ % (95,8) ve renk %(100) giderim verimi elde edilmiştir.

Başlangıç konsantrasyonları $0,1\text{mg/L}-2500 \text{ mg/L}$ aralığındadır. Seçilen başlangıç konsantrasyonlarının genellikle 200mg/L iken yüksek giderme verimleri elde edilmiştir. 200 mg/L başlangıç konsantrasyonunda 30 dk. sürede fenton prosesiyle %94 KOİ ve %99,9 renk giderme verimi elde edilmiştir.

Tablo 4.18. Fenton ve Peroksi-elektrokoagülasyon Giderme Verilerinin Kıyaslanması

Kullanılan Madde	Uygulanan Metod	Renk Giderme Verimi (%)	KOİ Giderme Verimi (%)	Fe2+ Dozu	H2O2 Dozu	Akım Yoğunluğu	Başlanğıç Konsantrasyonu	Çalışma Süresi(dk)	Referans
Red 45(RR45)	Fenton	99	91,1	75(mg/L)	400 (mg/L)		200 (mg/L)	30	(Mahmut ERDOĞAN,2018)
AY5GL	Fenton	98,7	80,4	40 (mmol)	1,5 (mmol)		100 ppm	60	(Neslihan ERAT,2018)
Everzol Yellow 3RSH/c	Fenton	95,34	81,99	10 (mg/L)	100 (mg/L)		200 (mg/L)	35	(Ömür GÖKKUS,2009)
Synacid Red	Fenton	98,95	89,02	50 (mg/L)	75 (mg/L)		200 (mg/L)	30	(Ömür GÖKKUS,2009)
Endüstriyel Atıksu	Fenton	97,81	88,97	0,2 (g/L)	2,22 (g/L)		200 (mg/L)	60	(SEMA NUR GİRAY,2014)
Dispersol D-76	Fenton	90	79%	0,181 (g/dm3)	600 (mg/dm3)		550 (mg/dm3)	40	(LIDIA SZPYRKOWICZ1, CLAUDIA JUZZOLINO ve ark.2000)
Syndirekt Blue	Fenton	99,91	94,08	75 (mg/L)	75 (mg/L)		200 (mg/L)	30	(Ömür GÖKKUS,2009)
Endüstriyel Atıksu	Peroksielektrokoagülasyon	60	42,27		300 (mg/L)	1,9(mA/cm2)	2 (L)	30	(Sajjad Farhadi,Behnoush Aminzadeh,2012)
Endüstriyel Atıksu	Peroksielektrokoagülasyon	100	95,85		500 (mg/L)	0,5 (A/dm2)	2,5 (L)	15	(Abdul Raman Abdul Aziz, P. Asaithambi ve ark.,2015)
Endüstriyel Atıksu	Fenton	60	55	200(mg/L)	200 (mg/L)		100(mg/L)	120	(P. Bautista, A.F. Mohedano,2007)

4.3. Maliyet Analizi

Teknik olarak verimli bir işlemin ekonomik olarak da uygulanabilir olması gerektiği açıktır. Bunu gözönünde bulundurarak fenton ve peroksielektrokoagülasyonun işletme maliyeti hesaplanmıştır. Fenton prosesinde kullanılan kimyasallara göre Tablo 4.19.'da maliyet hesaplamaları yapılmıştır.

Tablo 4.19. Fenton Maliyet Hesabı

Kullanılan Madde	Kullanılan Madde Miktarı	Süre(dk)	Başlangıç konsantrasyonu	Harcanan Para (TL)
H ₂ O ₂	1,264 mL	60	100 mL	0,059
Fe ²⁺	3 g	60	100 mL	2,68

Peroksi-elektrokoagülasyon 'nın işletme maliyetinin yüksek olması, işlem sırasında elektrik enerjisi tüketimi ile ilişkilidir. Elektrik enerjisi tüketimi Denk 4.1. kullanılarak hesaplandı.

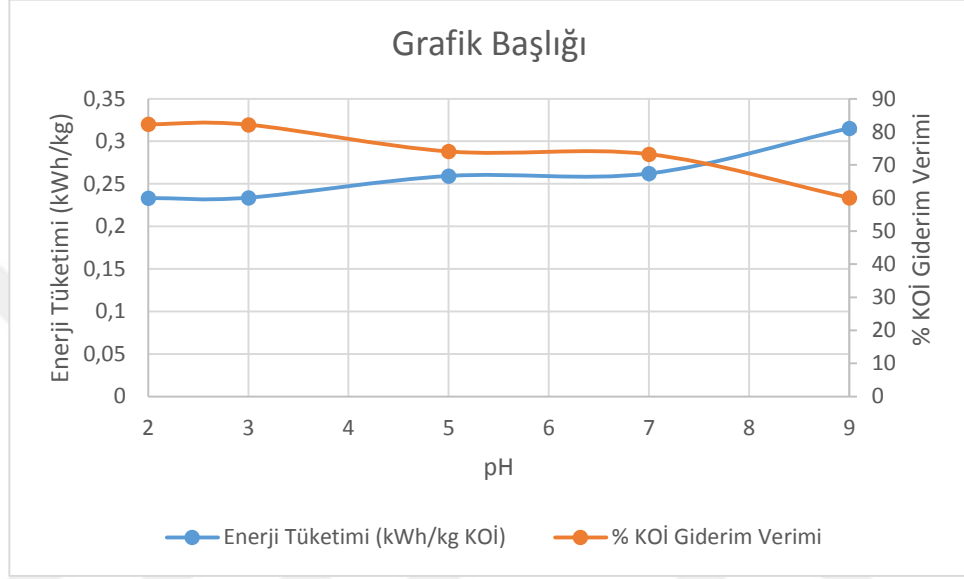
$$E = UIt_{EC}; \quad (4.1)$$

E:elektriksel enerji (Wh), U:voltaj (V), I: Akım şiddeti (A) ve t:peroksi-elektrokoagülasyon proses süresini ifade etmektedir.

Enerji tüketimleri yukarıda verilen denklemden yararlanarak hesaplanmıştır. Tablo 4.19., Tablo 4.20.,Tablo 4.21. ve Tablo 4.22.'de görüldüğü gibi numunelerdeki giderilen KOİ ve deney setlerinde kullanılan akım şiddeti değerleri sebebiyle değişen voltaja bağlı olarak pH: 3'teki maksimum elektriksel enerji tüketimi 0,233 kWh/kg, akım şiddeti:0,08A'teki maksimum elektriksel enerji tüketimi 2,47 kWh/kg,5 g/L H₂O₂'teki maksimum elektriksel enerji tüketimi 0,233 kWh/kg ve süre:30 dk'daki maksimum elektriksel enerji tüketimi 1,292 kWh/kg olarak bulunmuştur.

Tablo 4.20. Farklı pH değerlerinde KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L;pH=3; H₂O₂=5g/L;Akım Yoğunluğu=0,08mA/cm²)

t(dk)	Akım Yoğunluğu(mA/cm ²)	V	Wh/200 mL	Wh/L	KOİ(kg)	KOİ giderilen	Wh/kg KOİ	kWh/kg KOİ
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,000129	0,0006	233,3	0,233
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,00013	0,0005	233,7	0,233
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,000189	0,0005	259,2	0,259
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,000195	0,0005	262,2	0,262
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,000285	0,0004	315,3	0,315

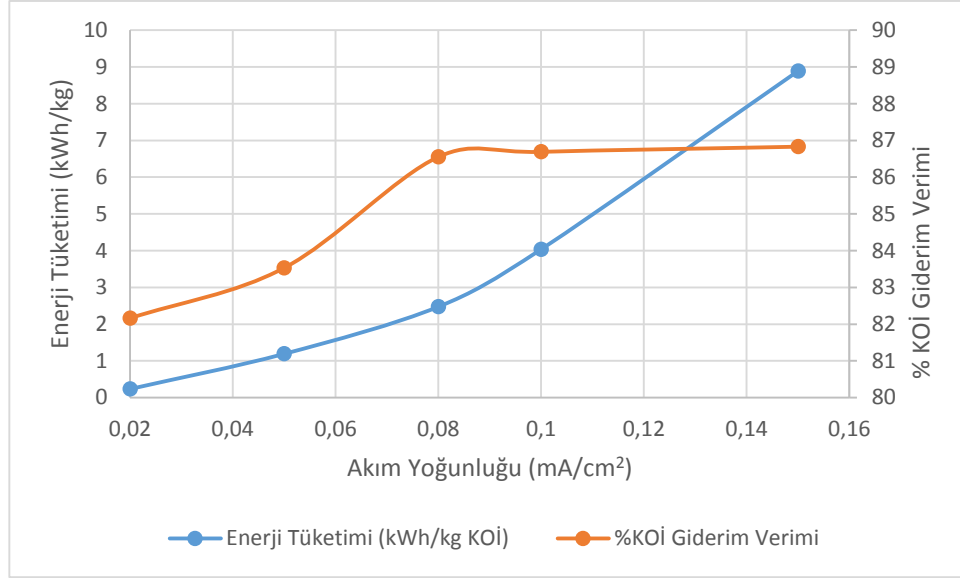


Şekil 4.26. Farklı pH değerlerinde KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi (Başlangıç KOİ₀ =728,94 mg/L;pH=3; H₂O₂=5g/L;Akım Yoğunluğu=0,08mA/cm²)

Şekil 4.26.'te görüldüğü gibi pH'a bağlı olarak KOİ giderim verimi ve enerji tüketiminde dalgalı bir seyir söz konusu. pH=3'de maksimum KOİ giderim verimi % 82 ve maksimum elektriksel enerji tüketimi pH=9'da 0,315 kWh/kg olarak bulunmuştur.

Tablo 4.21. Farklı akım şiddeti değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi

t(dk)	Akım Yoğunluğu(mA/cm ²)	V	Wh/200 mL	Wh/L	KOİ(kg)	KOİ giderilen	Wh/kg KOİ	kWh/kg KOİ
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,0001	0,0005	233,7	0,233
60	0,05	2,9	0,145	0,725	0,0001	0,0006	1190,5	1,190
60	0,08	3,9	0,312	1,56	0,00009	0,0006	2472,5	2,472
60	0,1	5,1	0,51	2,55	0,00009	0,0006	4035,1	4,035
60	0,15	7,5	1,125	5,625	0,00009	0,0006	8887	8,887

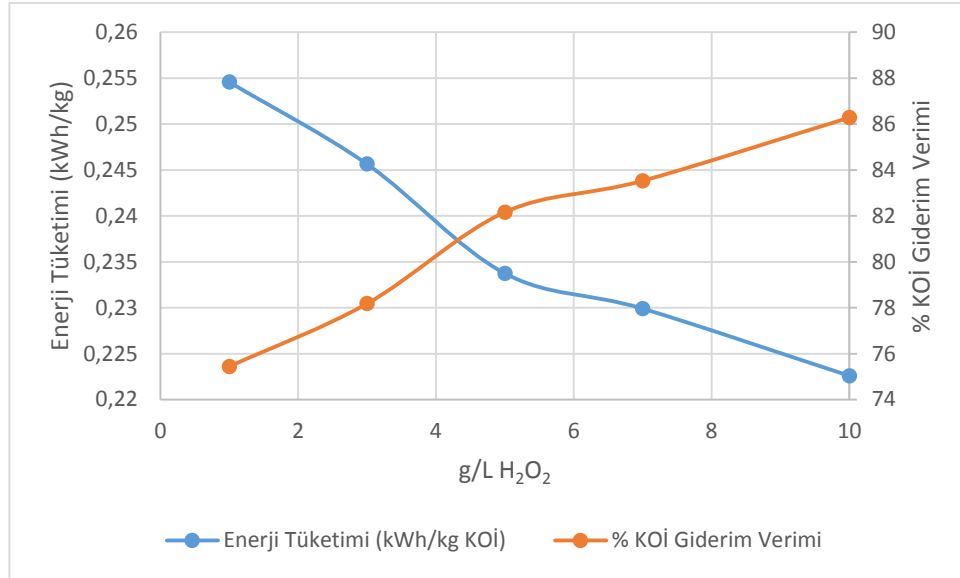


Şekil 4.27. Değişik akım şiddeti değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi

Şekil 4.27.'te görüldüğü gibi akım şiddetine bağlı olarak KOİ giderim verimi ve elektriksel enerji tüketimi artan bir göstermiştir. Akım yoğunluğu=0,08 mA/cm²'de maksimum KOİ giderim verimi %87 ve maksimum elektriksel enerji tüketimi Akım yoğunluğu =0,15'de 8,887 kWh/kg olarak bulunmuştur.

Tablo 4.22. Farklı H2O2 değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi

t(dk)	Akım Yoğunluğu(mA/cm ²)	V	Wh/200 mL	Wh/L	KOİ(kg)	KOİ giderilen	Wh/kg KOİ	kWh/kg KOİ
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,0001	0,0005	254,5	0,254
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,0001	0,0005	245,6	0,245
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,0001	0,0005	233,7	0,233
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,0001	0,0006	229,9	0,229
60	0,02	1,4	0,028	0,14	0,0001	0,0006	222,5	0,222

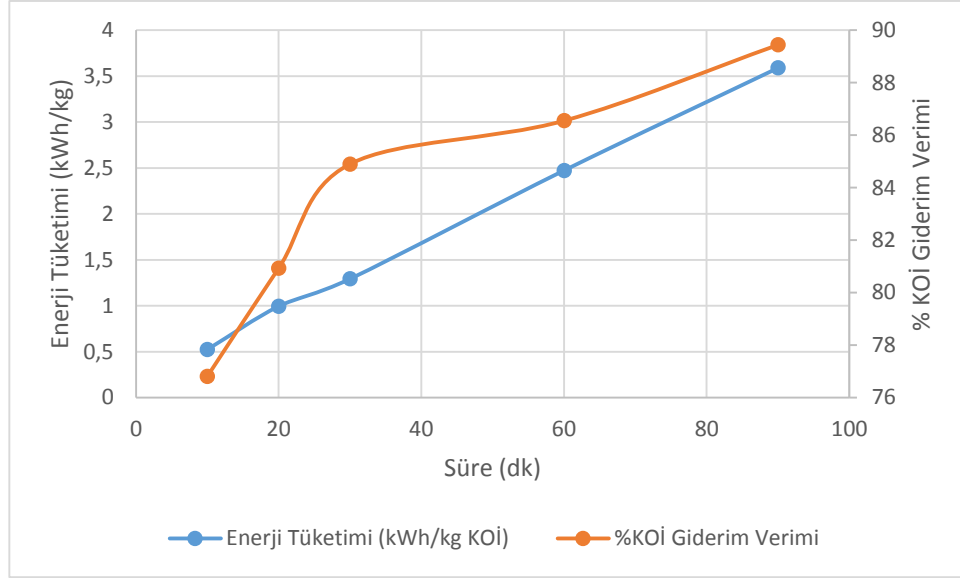


Şekil 4.28. Değişik H₂O₂ değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi

Şekil 4.28.'te görüldüğü gibi akım şiddetine bağlı olarak KOİ giderim verimi ve elektriksel enerji tüketimi artan bir göstermiştir. H₂O₂=10 g/L'de maksimum KOİ giderim verimi %86,28 ve maksimum elektriksel enerji tüketimi H₂O₂=1g/L'de 0,254 kWh/kg olarak bulunmuştur.

Tablo 4.23. Farklı süre değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi

t(dk)	Akım Yoğunluğu(mA/cm ²)	V	Wh/200mL	Wh/L	KOİ (kg)	KOİgiderilen	Wh/kgKOİ	kWh/kg KOİ
10	0,08	4,4	0,058667	0,293333	0,0001	0,0005	523,8	0,523
20	0,08	4,4	0,117333	0,586667	0,0001	0,0005	994,4	0,994
30	0,08	4	0,16	0,8	0,0001	0,0006	1292,5	1,292
60	0,08	3,9	0,312	1,56	0,00009	0,0006	2472,5	2,472
90	0,08	3,9	0,468	2,34	0,00007	0,0006	3588,9	3,588



Şekil 4.29. Farklı süre değerlerinin KOİ giderim verimi ve enerji tüketimi üzerine etkisi

Şekil 4.29.'da KOİ giderim verimi ve elektriksel enerji tüketimi sürenin artışından oldukça yavaş bir şekilde etkilenmektedir. 30 dk'da maksimum KOİ giderim verimi % 84 ve maksimum elektriksel enerji tüketimi 1,292 kWh/kg olarak bulunmuştur.

BÖLÜM 5. SONUÇ

Araştırmada kullanılan dispers boya karışımı koyu siyah renge sahip numune, Akyazı'da yer alan tekstil endüstrisi boyamaprosesi ardından yıkama yapılmadan boya tankından direkt olarak alınarak fenton ve peroksi-elektrokoagülasyon metodu ile arıtımı yapılmıştır.

Fenton oksidasyonu prosesi etkileyen parametrelerin optimumları belirlenmiş olup, atıksuyun arıtımı gerçekleştirilmiştir. Optimum pH=3'te %86,28 KOİ ve renk RES₄₃₆=%98,96, RES₅₂₅=% 99,36, RES₆₂₀=% 99,76;H₂O₂ dozu 5g/L belirlenerek renk RES₄₃₆=%98,15, RES₅₂₅=% 98,8, RES₆₂₀=% 99,25 ve %86,28 KOİ giderimi yapılmıştır. 3 g/L Fe²⁺iyon konsantrasyonu tercih edilerek renk RES₄₃₆=%99,34, RES₅₂₅=% 99,60, RES₆₂₀=% 99,83 ve %87,65 KOİ giderimi, süre RES₄₃₆=%99,40, RES₅₂₅=% 99,63, RES₆₂₀=% 99,84;120 dk'ta RES₄₃₆=%99,51 ve % 87,79 KOİ atıksu üzerine giderim verimi elde edilmiştir.

Peroksielektrokoagülasyon metodunda fenton oksidasyonunda olduğu gibi en iyi giderimi sağlayan optimum parametreler seçilerek reaksiyon gerçekleştirilmiştir. Optimum pH=3'te %82,16 KOİ ve renk RES₄₃₆=%98,96, RES₅₂₅=%99,36, RES₆₂₀=% 99,75 giderimi, Hidrojen peroksit dozu ise 5 g/L'e belirlenmiştir.5g/L H₂O₂' te renk RES₄₃₆=%98,96, RES₅₂₅=% 99,36, RES₆₂₀=% 99,75 ve % 82,16 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.Akım yoğunluğu ise 0,08 mA/cm² tercih edilmesini daha yüksek amperlerde verim değeri çok az artmaktadır.Akım Yoğunluğu=0,08mA/cm²'te renk RES₄₃₆=% 99,51, RES₅₂₅=% 99,6, RES₆₂₀=% 99,78 ve % 86,55 KOİ değeri bulunmuştu. Sürede reaksiyonu etkileyen en önemli parametrelerden biridir. 30 dk'ta renk RES₄₃₆=%99,28, RES₅₂₅=% 99,34, RES₆₂₀=% 99,58 ve % 84,9 KOİ giderim verimi değeri bulunarak tercih edilmiştir.

KAYNAKLAR

- AEPA (Australian Environmental Protection Authority, 1998), Environmental guidelines for the textile dyeing and finishing industry, State government of Victoria, Melbourne, Victoria, Australia.
- American Public Health Association (APHA), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, Clesceri L.S. , Greenberg A.E. and Eaton A.D. (eds.), American Water Works Association, Water Environment Federation, Published by APHA, Washington, D.C. , USA. (1998)
- American Public Health Association (APHA), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, Clesceri L.S., Greenberg A.E. and Eaton A.D. (eds.), American Water Works Association, Water Environment Federation, Published by APHA, Washington, D.C., USA. (1998)
- Ang H.M. and Himawan P. Treatment of wool scouring wastewater for grease removal, J. Hazard. Mater. 37, 117-126 (1994)
- B. Lodha, S. Chaudhari, Optimization of Fenton-biological treatment scheme for the treatment of aqueous dye solutions, J. Hazard. Mater. 148 (2007) 459–466.
- Babuponnusami, A., Muthukumar, K., 2014. A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. Journal of Environmental Chemical Engineering 2, 557-572.
- Bayer, DE-OS 2 135 156, A. Brack, H. Psaar (1971)
- Bianco, B., De Michelis, I., Vegliò, F., 2011. Fenton treatment of complex industrial wastewater: Optimization of process conditions by surface response method. Journal of Hazardous Materials 186, 1733-1738.
- BTTG (British Textile Technology Group), Report 3: Textile Processing Techniques Manchester, UK. (1999).
- By Zongping Wang, Miaomiao Xue, Kai Huang and Zizheng Liu(2011) Textile Dyeing Wastewater Treatment: Huazhong University of Science and Technology China.

- Can DOĞAN(2011) Yün Ve Akrilik İplik Boyahane Atıksularından Fenton Ve Elektrokoagülasyon Yöntemleri ile Renk Ve KOİ Giderimi: Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
- Correia V.M., Stephenson T. and Judd S.J., Characterisation of textile wastewaters – A review, *Environ. Technol.*, 15, 917-929 (1994).
- Dae-Hee A. Won-Seok C. Tai-Il Y. Dye stuff wastewater treatment using chemical oxidation, physical adsorption and fixed bed biofilm process, *Process Biochemistry*, 1999; 34: 429–439.
- Dr. Harald Schönberger, Gottenheim Dr. Thomas Schäfer EnviroTex GmbH, Augsburg Federal Environmental Agency, Best Available Techniques in Textile Industry 2003,22-23.
- Degussa Corporation, Environmental Uses of Hydrogenperoxide (H₂O₂), Allendale, NJ.
- El-Morsi, T.M., Emara, M.M., Abd El Bary, H.M.H., Abd-El-Aziz, A.S., Friesen, K.J., 2002. Homogeneous degradation of 1,2,9,10-tetrachlorodecane in aqueous solutions using hydrogen peroxide, iron and UV light. *Chemosphere* 47, 343-348.
- European Commission, Integrated Pollution Prevention and Control – Reference document on Best Available Techniques for the Textiles Industry, Directorate-General Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies (Sevilla) Technologies for Sustainable Development, European IPPC Bureau (2002)
- European Commission, Integrated Pollution Prevention and Control – Reference document on Best Available Techniques for the Textiles Industry, Directorate-General Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies(Sevilla) Technologies for Sustainable Development, European IPPC Bureau (2002)
- Forgacs E, Cserhati T, Oros G. Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environment International* 2004;30.953-71.
- Garrido-Ramírez, E.G., Theng, B.K.G., Mora, M.L., 2010. Clays and oxide minerals as catalysts and nanocatalysts in Fenton-like reactions — A review. *Applied Clay Science* 47, 182-192.
- Gogate PR, Pandit AB. A review of imperative technologies for wastewater Treatment I:oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research* 2004; 8: 501-51.
- Gogate, P.R., Pandit, A.B., 2004. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research* 8, 501-551.

- Gonzalez, R., Woods R.E. (1992): Digital Image Processing Addison Wesley, Reading M.A.
- Gottlieb A, Shaw C, Smith A, Wheatley A, Forsythe S. The toxicity of Textile reactive azo dyes after hydrolysis and decolourisation. *Journal of Biotechnology* 2003; 101: 49-56.
- Gulyas, H., 1997. Processes for the removal of recalcitrant organics from industrial wastewaters. *Water Science and Technology* 36, 9-16.
- Gurnham C. F. (ed) (1965) *Industrial Waste Control*. Academic Press, New York.
- Industrial Dyes, K. Hunger (2003), 635
- J. Pignatello, E. Oliveros, A. MacKay, Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 36 (2006) 1–84.
- K. Ranganathan; K. Karunakaran; D.C. Sharma (2007). Recycling of wastewaters of textile dyeing industries using advanced treatment technology and cost analysis—Case studies. *Resources, Conservation and Recycling* 50 (2007) 306–318
- Koppenol, W.H., 1993. The centennial of the Fenton reaction. *Free Radical Biology and Medicine* 15, 645-651.
- Lammens, J.M.G (1994): A Computational Model for Color Perception and Color Naming-Ph. D dissertation, State University of New York.
- Lin S. H. and Lin C. M. (1993) Treatment of textile waste effluents by ozonation and chemical coagulation. *Water Res.* 27, 1743–174
- Lu, M.-C., Chen, J.-N., Chang, C.-P., 1999. Oxidation of dichlorvos with hydrogen peroxide using ferrous ion as catalyst. *Journal of Hazardous Materials* 65, 277-288.
- Lukes P. Water treatment by pulsed streamer corona discharge. PhD thesis. CZ: Institute of Plasma Physics; 2001.
- Mahdavi Talarposhti A., Donnelly T. and Anderson G.K., Colour removal from a simulated dye wastewater using a twophase anaerobic packed bed reactor, *Water Res.*, 35, 425-432 (2001).
- Mohd Rafatullah, Othman Sulaiman, Rokiah Hashim, and Anees Ahmad, Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review *Journal of Hazardous Materials*, 2010;177: 70–80.
- N. Daneshvar, A. Oladegaragoze, N. Djafarzadeh, Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters, *J. Hazard. Mater. B* 129 (2006) 116–122.

- Neamtu M, Yediler A, Siminiceanu I, Macoveanu M, Kettrup A. Decolorization of disperse red 354 azo dye in water by several oxidation processes e a comparative study. *Dyes and Pigments* 2004; 60(1):61-8.
- Neyens, E. and Baeyens, J. 2003. Review Of The Classic Fenton's Peroxidation As An Advanced Oxidation Technique. *Journal Of Hazardous Materials*, 98 (13): 33–50.
- Olcaý T., Isik K., Gülen E. and Derin O. (1996), Color removal from textile wastewaters, *Water Science and Technology* 34, 9-11.
- Ömür GÖKKUS(2006) Dispers Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularında Renk Giderimi
- Pignatello, J.J., 1992. Dark and photoassisted iron(3+)-catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen peroxide. *Environmental Science & Technology* 26, 944-951.
- Polman J.K. and Breckenridge C.R.(1996) *Microbiol Biotechnol* 57:20-33
- Robinson T., McMullan G., Marchant R, and Nigam P., Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative, *Bioresource Technology*, 2001;77: 247–255.
- Robertson, P. Schounhut, J.(1999).Color in computer graphics. *IEEE computer Graphics and Applications*,19(4),18-19.
- R. Venkatadri, R.W. Peters Chemical oxidation technologies: ultraviolet light/hydrogen peroxide, Fenton's reagent and titanium dioxide-assisted photocatalysis.*Hazard. Waste Hazard. Mater.*, 10 (1993), pp. 107-149.
- Rusevova, K., Kopinke, F.-D., Georgi, A., 2012. Nano-sized magnetic iron oxides as catalysts for heterogeneous Fenton-like reactions—Influence of Fe(II)/Fe(III) ratio on catalytic performance. *Journal of Hazardous Materials* 241–242, 433-440.
- Sema Nur Giray(2014)Kumaş Boyaması Yapan Kahramanmaraş Tekstil Fabrikaları Atıksularının Ultrases Fenton Ve Fenton Oksidasyonuyla Arıtımının Araştırılması: T.C.Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
- SES (1994) *The UV/Oxidation Handbook*, Solarchem Environmental Systems, Markham, Ontario, Canada.
- Seydel, P.V. and Hunt, J.R. *Textile Warp Sizing*, Phoenix Printing, Inc. Atlanta 1981.
- Sheng H.Lin, Ming L.Chen (1997). Treatment of textile wastewater by chemical methods for reuse. *Wat. Res* 31(1997)868-876.
- Shukla A K & R R Mishra. (1993) Leaf surface microflora of potato as influenced by application of fungicides. *Acta Botanica Indica* 21: 57-61.

- Staehlin J. and Hoigne J. (1982), Decomposition of ozone in water: rate of initiation by hydroxide ions and hydrogen peroxide, *Environmental Science and Technology*, 16, 676-681.
- Stanisław L. and Monika G. (1999), Optimization of oxidants dose for combined chemical and biological treatment of textile wastewater, *Water Research*, 33, 2511-2516.
- Strauss, M.D. and Petty, D.A. "Towards the Perfect Warp" *Textile Asia*, 1987, 47-50.
- Szpyrkowicz L. and Zilio Grandi F. (1996) Performance of a full-scale treatment plant for textile dyeing wastewater. *Toxicol. Environ. Chem.* 56, 23–34.
- T. Robinson, B. Chandran and P. Nigam, Removal of dyes from an artificial textile dye effluent by two agricultural waste residues, corncob and barley husk, *Environment International*, 2002; 28: 29–33.
- Techcommentary (1996), Advanced oxidation processes for treatment of industrial wastewater. An EPRI community environmental centre publ. No. 1.
- UNIDO & Ministry of International Trade and Industry Japan (MITI), *Handy Manual Textile Industry - Output of a Seminar on Energy Conservation in Textile Industry, Organised by The Energy Conservation Center (ECC) Japan, Malaysia & Indonesia* (1992).
- US EPA, *Manual Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry*, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio, USA (1996)
- Van der Zee FP, Lettinga G, Field J. Azo dye decolourisation by anaerobic granular sludge. *Chemosphere* 2001; 44:1169-76.
- Venceslau M.C., Tom S., Simon J.J. Characterization of textile wastewaters- a review, *Environmental technology*, 1994;15: 917-929.
- Wasif, A.I. and Kone, C.D. (1996) Textile processing and environmental consequences. *Textile and Engineering Institute*, 1-15.
- Water quality - Examination and determination of colour (ISO 7887:2011)
- Werner Stengg, *The textile and clothing industry in the EU A survey Enterprise Papers No 2 – (2001) 1.*
- World Bank. *Pollution Prevention and Abatement Handbook-Part III, textile Industry* (1998).
- Wyszecki, G., Stiles, W.S. (1982): *Color Science, Concepts and Methods, Quantitative Data and Formulas*, John Wiley, N.Y Edition.
- Xu, Y., Lebrun, R.E., 1999. Treatment of textile dye plant effluent by nanofiltration membrane. *Separ. Sci. Technol.* 34, 2501-2519

Z. Qiang, J.H. Chang, C.P. Huang, Electrochemical regeneration of Fe^{2+} in Fenton oxidation processes, *Water Res.* 37 (2003) 1308–1319.

Zhang F-M. J.S. and Knapp, K.N. Tapley, Decolourisation of cotton bleaching effluent with wood rotting fungus, *Water Res.* 33, 919-928 (1999)



ÖZGEÇMİŞ

Zhala ALI-ZADA Azerbaycan, Bakü’de doğdu.2011 yılında Yurtdışı Türkler ve Akraba Toplulukları Başkanlık bursu kazanarak başladığı İstanbul Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nü 2016 yılında bitirdi. 2016 yılında Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde yüksek lisans eğitimine başladı. Halen Sakarya Ünivesitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde okumaya devam etmektedir.