

**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIKSUYUNUN PEROKSİMONOSÜLFAT OKSİDASYON
PROSESİ İLE ARITIMI**

Merve PEKER

YÜKSEK LİSANS TEZİ

T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIKSUYUNUN PEROKSİMONOSÜLFAT OKSİDASYON
PROSESİ İLE ARITIMI

MERVE PEKER

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

SAMSUN

2020

Her hakkı saklıdır.

ETİK BEYAN

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

02/01/2020

MERVE PEKER

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIKSUYUNUN PEROKSİMONOSÜLFAT OKSİDASYON PROSESİ İLE ARITIMI

Merve PEKER

Ondokuz Mayıs Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Feryal AKBAL

Tez çalışmasında tekstil endüstrisi atıksuyunun peroksimonosülfat (PMS) oksidasyonu ile arıtımı araştırılmıştır. Deneysel çalışmalar tekstil endüstrisi biyolojik arıtım çıkışından alınan atıksu numunesi ile gerçekleştirilmiştir. Deneylerde Renk (Pt-Co), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toplam organik karbon (TOK) parametrelerin değişimi izlenmiştir. PMS aktivasyonu için Fe^{2+} , UVC, Karbon ve elektrokimyasal yöntemler uygulanarak uygun pH, süre, akım şiddeti, Fe^{2+} , PMS ve karbon dozu etkileri incelenmiştir. PMS/ Fe^{2+} denemesinde pH: 7, süre 30 dk, Fe^{2+} dozu 4 mM ve PMS dozu 10 mM optimum şartlar olarak belirlenmiştir ve Renk (Pt-Co), KOİ, TOK giderim verimleri sırasıyla %97,63, %36,67 ve %26,46 olarak bulunmuştur. UVC ışığı altında yapılan denemelerde optimum pH: 3, süre 120 dk, PMS: 10 mM, Fe^{2+} : 2 mM olarak belirlenmiştir ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %97,07, %72,89, %47,41 olarak bulunmuştur. Karbon denemelerinde de optimum pH: 7, süre 10 dk, Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM ve karbon dozu ise 2 g/L olarak belirlenmiştir. Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK verimleri sırasıyla %100, %92,7, %88,1 olarak bulunmuştur. Elektrokimyasal çalışmalarında ise uygun Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3, I: 0,35 A ve süre: 60 dk olarak belirlenmiştir ve Renk (Pt-Co), KOİ, TOK giderim verimleri sırasıyla %94,19, %92,16, %50,17 olarak bulunmuştur. Farklı aktivasyon yöntemleri değerlendirildiğinde; en iyi verim PMS/ Fe^{2+} /Karbon ile yapılan denemelerde elde edilmiştir.

Ocak 2020, 76 sayfa

Anahtar Kelime: Tekstil Endüstrisi, İleri Oksidasyon Prosesleri, Peroksimonosülfat



ABSTRACT

Master Thesis

TREATMENT OF TEXTILE INDUSTRY WASTEWATER BY PEROXIMONOSULPHATE OXIDATION PROCESS

Merve PEKER

Ondokuz Mayıs University

Institute of Science

Department of Environmental Engineering

Advisor: Prof. Dr. Feryal AKBAL

In this study, the treatment of textile industry wastewater by peroxymonosulfate (PMS) oxidation was investigated. Experimental studies were carried out with wastewater samples taken from the biological treatment outlet of textile industry. In the experiments Color (Pt-Co), chemical oxygen demand (COD) and total organic carbon (TOC) parameters were monitored. Fe^{2+} , UVC, Carbon and electrochemical methods were used for PMS activation and appropriate pH, time, current intensity, Fe^{2+} , PMS and carbon dose effects were determined. In the PMS/ Fe^{2+} experiments, pH: 7, a reaction time of 30 min, Fe^{2+} dose of 4 mM and PMS dose were 10 mM were determined as optimum conditions. The corresponding Color (Pt-Co), COD, TOC removal efficiencies were determined as and 97.63%, 36.67% and 26,46% respectively. Optimum conditions for the PMS/ Fe^{2+} /UVC light experiments were pH: 3, reaction time 120 min, PMS: 10 mM, Fe^{2+} : 2 mM. The corresponding Color (Pt-Co), COD and TOC removal efficiencies were found to be 97.07%, 72.89% and 47,41% respectively. In the PMS/ Fe^{2+} /Carbon experiments, pH: 7, a reaction time of 10 min, Fe^{2+} dose of 2 mM, PMS dose of 5 mM and carbon dose of 2 g/L was determined as optimum conditions. Color (Pt-Co), COD and TOC yields were 100%, 92.7%, 88.1% respectively. In the electrochemical studies Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3, I: 0.35 A and a reaction time of 60 min were determined as optimum conditions. Color (Pt-Co), COD, TOC removal efficiencies were 94.19%, 92.16%

and 50.17% respectively. When the different activation methods evaluated, the highest removal efficiencies were obtained in the PMS/Fe²⁺/Carbon experiments.

Ocak 2020, 76 pages

Key Words: Textile Industry, Advanced Oxidation Processes, Peroxymonosulfate



ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışmada, Peroksimonosülfat Oksidasyonu yöntemiyle gerçek tekstil atıksuyu kullanılarak Renk, KOİ ve TOK giderimi ve atıksuyun geri kazanımını sağlamak amacıyla arıtılabilirliği araştırılmıştır. Araştırma, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Başkanlığı bünyesinde gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma 115Y845 kodlu Akdeniz Ülkelerinde Tekstil Endüstrisi Atıksularının Tarımda Kullanılmak Amacıyla Arıtımı, Yenilikçi Ve Sürdürülebilir Arıtma Yöntemlerinin Endüstriyel Prosesle Entegrasyonu adlı TÜBİTAK Araştırma Projesi tarafından desteklenmiştir.

Akademik eğitimimin yüksek lisans aşamasında her zaman yanımda olarak engin bilgisiyle ve yardımlarıyla bana yön veren, bu süreci en iyi şekilde bitirmeme yardımcı olan sevgili akademik danışmanım Prof. Dr. Feryal AKBAL'a, laboratuvar çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen ve manevi açıdan hiçbir zaman eksikliğini hissettirmeyen Doç. Dr. Emre Burcu ÖZKARAOVA'ya, Doç. Dr. Ayşe KULEYİN'e ve Arş.Gör. Handan ATALAY'a sonsuz teşekkür ederim.

Her anımda maddi ve manevi desteklerini esirgemedi, her koşulda arkamda duran ve her zaman güçlü, başarılı ve kendi ayakları üzerinde durabilen bir birey olmamı sağlayan; azmiyle, aklıyla, düşüncesiyle ve başarılarıyla her zaman idolüm olan biricik annem Hediye PEKER ve biricik babam Sedat PEKER'e sonsuz teşekkür ederim.

Ocak 2020, Samsun

Merve PEKER

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET	i
ABSTRACT	iii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	v
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ	x
TABLolar DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	3
2.1. Tekstil Endüstrisi	3
2.2. Tekstil Boyar Maddelerin Oluşturdukları Çevresel Problemler	3
2.3. Tekstil Atıksularının Arıtım Yöntemleri	4
2.3.1. Fiziksel arıtma yöntemleri	4
2.3.2. Fiziko-Kimyasal arıtma yöntemleri.....	5
2.3.3. Biyolojik arıtma prosesleri.....	6
2.3.4. Kimyasal oksidasyon prosesleri	6
2.3.5. İleri oksidasyon prosesleri	7
2.4. Sülfat Radikali Bazlı İleri Oksidasyon Prosesleri.....	11
2.4.1. Peroksimonosülfat (PMS) Oksidasyonu	11
2.4.2. Persülfat (PS) Oksidasyonu	12
2.4.3. Sülfat Radikali Bazlı İleri Oksidasyon Proseslerinin Aktivasyon Yöntemleri	13
3. MATERYAL VE METOD	18
3.1. Atıksu ve Özelliklerinin Belirlenmesi.....	18
3.2. Çözeltiler	19
3.3. Deneysel Yöntem	19
3.3.1. PMS oksidasyon deneyleri.....	20
3.3.2. Elektrokimyasal deneyleri	21
3.3.3. PMS/Fe ²⁺ /UVC ve PMS/UVC deneyleri.....	22
3.4. Çalışmalarda Kullanılan Analiz Metodları.....	23
3.4.1. pH ve elektriksel iletkenlik (EC).....	23

3.4.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi	23
3.4.3. Renk analizleri.....	24
3.4.4. Toplam organik karbon (TOK)	24
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	27
4.1. PMS/Fe ²⁺ Aktivasyonu.....	27
4.2. PMS/Fe ²⁺ /UVC Aktivasyonu.....	32
4.3. PMS/UVC Aktivasyonu	38
4.4. Işıklı (UVC) ve Işıksız Aktivasyon Yöntemlerinin Kıyaslanması.....	42
4.5. PMS/Fe ²⁺ /Karbon Aktivasyonu	43
4.6. Karbonun Adsorpsiyon Etkisinin İncelenmesi	55
4.7. Elektrokimyasal Etkisinin İncelenmesi	60
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	65
KAYNAKLAR.....	68
ÖZ GEÇMİŞ.....	76

SİMGELER VE KISALTMALAR

SİMGELER

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Alüminyum sülfat
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Kalsiyum hidroksit
Cl	Klor
Co	Kobalt
Cu	Bakır
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	Demir (III) oksit
Fe^{2+}	Demir (II)
Fe^{3+}	Demir (III)
FeCl_3	Demir (III) klorür
FeSO_4	Demir (II) sülfat
H	Hidrojen
H_2O_2	Hidrojen peroksit
H_2SO_4	Sülfürik asit
HCl	Hidroklorik asit
KOH	Potasyum hidroksit
MnO_2	Manganez dioksit
$\text{OH}^\bullet$	Hidroksil radikali
$\text{SO}_4^{\bullet-}$	Sülfat serbest radikali

KISALTMALAR

A	Amper
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
cm	Santimetre
dk	Dakika
Eİ	Elektriksel iletkenlik
g	Gram
I	Akım şiddeti
İOP	İleri oksidasyon prosesi
k	Karbon
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
L	Litre
mg	Miligram
mL	Mililitre
nm	Nanometre
PMS	Peroksimonosülfat
PS	Persülfat
PVA	Polivinil Alkol
SAK	Saz aktif karbon
t	Süre
TAK	Ticari aktif karbon
TOK	Toplam organik karbon
UV	Ultraviyole
V	Volt
µm	Mikrometre
µS	Mikrosiemens

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Tesisin atıksu arıtma prosesi	18
Şekil 3.2. PMS oksidasyon deney düzeneği	21
Şekil 3.3. Elektrokimyasal deney düzeneği	22
Şekil 3.4. PMS/Fe ²⁺ /UVC ve PMS/UVC deney düzeneği	23
Şekil 3.5. Manyetik karıştırıcı.....	25
Şekil 3.6. Termoreaktör.....	25
Şekil 3.7. Santrifüj.....	25
Şekil 3.8. Şırınga filtre.....	25
Şekil 3.9. Spektrofotometre	25
Şekil 3.10. İletkenlik, pH.....	25
Şekil 3.11. Hassas terazi.....	25
Şekil 3.12. UVC.....	25
Şekil 3.13. Jar test	26
Şekil 3.14. Güç kaynağı.....	26
Şekil 3.15. TOK cihazı	26
Şekil 4.1 pH'nın giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe ²⁺ : 2 mM, PMS: 5 mM, t:60 dakika).....	28
Şekil 4.2. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe ²⁺ : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 7).....	29
Şekil 4.3. PMS dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe ²⁺ : 4 mM, pH: 7, t: 30 dk)	30
Şekil 4.4. Fe ²⁺ dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 5 mM, pH: 7, t: 30 dk).....	32
Şekil 4.5. pH değerinin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe ²⁺ : 2 mM, PMS: 5 mM, t: 120 dk).....	33
Şekil 4.6. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe ²⁺ : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3).....	35

Şekil 4.7. PMS dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, pH: 3, t: 120 dk)	36
Şekil 4.8. Fe^{2+} dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 10 mM, pH: 3, t: 120 dk)	37
Şekil 4.9. pH değerinin giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 5 mM, t: 120 dk)	39
Şekil 4.10. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 5 mM, pH: 3).....	40
Şekil 4.11. PMS dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (pH: 3, t: 120 dk).....	41
Şekil 4.12. PMS, Fe(II) , PMS/ Fe(II) , PMS/ Fe(III) , PMS/UVC, Fe(II) /UVC, PMS/ Fe(II) /UVC, PMS/ Fe(III) /UVC proseslerinin giderim verimlerinin kıyası (pH: 3, PMS: 10 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 120 dk)	43
Şekil 4.13. PMS, Fe(II) , PMS/ Fe(II) , TAK, SAK, TAK/PMS, SAK/PMS, PMS/ Fe(II) /TAK, PMS/ Fe(II) /SAK proseslerinin giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 10 dk, karbon: 0,2 g/L).....	45
Şekil 4.14. PMS/ Fe(II) /TAK ve PMS/ Fe(II) /SAK proseslerinin pH giderim verimlerinin kıyası (PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, karbon: 2 g/L, t: 10 dk) .	46
Şekil 4.15. PMS/ Fe(II) /TAK ve PMS/ Fe(II) /SAK proseslerinin süre giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, karbon: 2 g/L)	49
Şekil 4.16. PMS/ Fe(II) /SAK prosesinin PMS doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, Fe^{2+} : 2 mM, karbon: 2 g/L, t: 10 dk).....	51
Şekil 4.17. PMS/ Fe(II) /TAK prosesinin PMS doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, Fe^{2+} : 2 mM, karbon: 2 g/L, t: 10 dk)	52
Şekil 4.18. PMS/ Fe(II) /TAK ve PMS/ Fe(II) /SAK proseslerinin karbon doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 10 dk)	54
Şekil 4.19. TAK ve SAK proseslerinin süre giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, karbon: 2 g/L).....	56
Şekil 4.20. TAK ve SAK proseslerinin doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, t: 120 dk).....	59
Şekil 4.21. pH'nın giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, I: 0,35 A, t: 60 dakika)	61
Şekil 4.22. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, I: 0,35 A pH: 3).....	62
Şekil 4.23. Akım şiddetlerinin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 Mm, pH: 3, t: 30 dk)	64

TABLÖLAR DİZİNİ

Tablo 2.1. Oksitleyici maddelerin redoks potansiyeli (Anonim, 1998).....	8
Tablo 3.1. Çalışmalarda kullanılan tekstil atıksuyunun karakterizasyon.....	19
Tablo 3.2. Yapılan proseslerin deneysel koşulları.....	19
Tablo 4.1. pH denemesinde elde edilen sonuçlar	27
Tablo 4.2. Süre denemesinde elde edilen sonuçlar	29
Tablo 4.3. PMS dozu etkisinden elde edilen sonuçlar	30
Tablo 4.4. Fe^{2+} dozu etkisinden elde edilen sonuçlar	31
Tablo 4.5. pH değerinin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar	33
Tablo 4.6. Uygun sürenin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar	34
Tablo 4.7. PMS dozu etkisinden elde edilen sonuçlar	35
Tablo 4.8. Fe^{2+} dozu etkisinden elde edilen sonuçlar	37
Tablo 4.9. pH değerinin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar	38
Tablo 4.10. Sürenin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar.....	40
Tablo 4.11. PMS dozunun belirlenmesinden elde edilen sonuçlar.....	41
Tablo 4.12. Farklı prosesler için elde edilen sonuçlar	42
Tablo 4.13. Farklı prosesleri için elde edilen sonuçlar	44
Tablo 4.14. pH denemesinde elde edilen sonuçlar	46
Tablo 4.15. TAK süre denemesinde elde edilen sonuçlar.....	48
Tablo 4.16. SAK süre denemesinde elde edilen sonuçlar	48
Tablo 4.17. SAK PMS doz denemesinde elde edilen sonuçlar	50

Tablo 4.18. TAK PMS doz denemesinde elde edilen sonuçlar	51
Tablo 4.19. Karbon doz denemesinde elde edilen sonuçlar	53
Tablo 4.20. Sadece SAK ile süre denemesinde elde edilen sonuçlar	55
Tablo 4.21. Sadece TAK ile süre denemesinde elde edilen sonuçlar	56
Tablo 4.22. SAK doz denemesinde elde edilen sonuçlar	58
Tablo 4.23. TAK doz denemesinde elde edilen sonuçlar	58
Tablo 4.24. pH denemesinde elde edilen sonuçlar	60
Tablo 4.25. Süre denemesinde elde edilen sonuçlar	62
Tablo 4.26. Farklı akım şiddetlerinden elde edilen sonuçlar	63

1. GİRİŞ

Yüksek su tüketiminin bir sonucu olarak su kaynaklarının sınırlı olduğu ülkemizde, temiz su kaynaklarının en iyi şekilde kullanılması zorunluluğu, endüstrilerde alternatif su kullanım yollarının aranmasına ve üretim sonucunda oluşan atıksuların çevrede olumsuz etki oluşturmayacak bir şekilde arıtılmasını gerektirmektedir. Böylelikle atıksuların geri kazanımı sağlanarak endüstride yeniden kullanımı konuları çalışmaların başında gelmiştir.

Artan nüfusun ihtiyaçlarını karşılayabilmek için çeşitli endüstriyel faaliyetler yaygınlaşmaktadır; bununla birlikte üretimde kullanılan hammadde ve kimyasallar sebebiyle endüstrilerden deşarj edilen atıklar su ve çevre kirliliğinin artmasına neden olmaktadır. Ortaya çıkan atıkların uygun görülen teknolojilerle arıtılarak bertarafının sağlanması su kaynaklarının korunması açısından büyük önem taşımaktadır. Endüstriyel kirlenmede önemli bir yere sahip olan kaynaklarından birisi tekstildir. Tekstil endüstrisi, ürünün gereken şeklini ve özelliklerini üretmek için çok çeşitli makineleri ve işlemleri içerir. Boyutlandırma, temizleme, ağartma, merserizasyon, boyama, baskı ve terbiye gibi çeşitli işlemlerde büyük miktarda atıksu üretilir (Khandegar ve Saroha, 2013).

İleri oksidasyon prosesleri yüksek oksidasyon potansiyeline sahip hidroksil radikallerini üretir ve ortamdaki organik bileşenler radikallerle tepkimeye girerek birçok organik bileşiğin, nihai ve kararlı ürünler olan su ve karbondioksit kadar oksidasyonuna neden olur. Bu nedenle arıtma verimi diğer işlemlere kıyasla oldukça yüksek olmaktadır. Bu gibi nedenlerden ötürü son zamanlarda İOP'ler önem kazanan arıtım prosesi olmaya başlamıştır (Kılıç ve Kestioğlu, 2008).

Tez çalışmasında tekstil atıksuyunun arıtımı için biyolojik arıtma çıkışından temin edilen numunelere PMS oksidasyon prosesi uygulanmıştır. PMS aktivasyonu için Fe^{2+} , aktif karbon, fotokimyasal ve elektrokimyasal aktivasyon metotları uygulanmıştır. PMS oksidasyon deneylerinde, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderimi,

değerlerinin değişimi incelenmiş ve farklı aktivasyon uygulamaları için optimum reaksiyon koşulları belirlenmiştir.



2. GENEL BİLGİLER

2.1. Tekstil Endüstrisi

Tekstil endüstrisi doğal, sentetik ve yapay elyafları kullanarak tekstil ürünleri üretmekte olan tesisleri kapsayan bir endüstri dalıdır. Tekstil endüstrisi, farklı üretim aşamalarında (yani liflerin boyutlandırılması, temizleme, haşıl sökme, ağartma, yıkama, merserizasyon, boyama ve terbiye) atıksuları yüksek pH ve sıcaklığa sahiptir. Ayrıca yüksek konsantrasyonlarda organik madde, biyolojik olarak parçalanamayan madde, toksik maddeler, deterjanlar ve sabunlar, yağ ve gres, sülfür, askıya alınmış ve çözünmüş katılar ve alkalinite içerir. Pek çok tekstil kimyasalı ve boyasının biyolojik olarak parçalanabilirliğinin düşük olması nedeniyle, biyolojik arıtma, tekstil endüstrisi atıksuları için her zaman etkili değildir (Pala ve Tokat, 2002).

2.2. Tekstil Boyar Maddelerin Oluşturdukları Çevresel Problemler

Tekstil endüstrisinden alıcı ortama arıtılmadan verilen atıksular, genellikle suyun renkli olmasından dolayı suyun görüntüsünü etkileyerek estetik açıdan kötü bir görüntü oluşturmakla birlikte toksik bir etkiye de sahiptir. Bu atıksular kimyasal yapıları sebebiyle su ortamına verildiğinde ışık girişini ve oksijen geçişini olumsuz yönde etkileyerek ortamda çeşitli problemlere sebebiyet vermektedir (Eren, 2009). Boyar maddelerdeki sentetik organik pigmentlerin karmaşık kimyasal yapıda olmasından ötürü bakteriyolojik ayrışmaya karşı dirençlidirler (Mıdık, 2011).

Boya türlerinin çevreye verdiği zararlara baktığımız zaman aerobik bozunmaya karşı direnç gösteren azo boyalardan bazıları anaerobik şartlarda ayrılmış olmasına rağmen ayrışma esnasında aromatik aminler oluşturduğu için çevre üzerinde olumsuz etkiler bırakmaktadır. Bu aromatik aminler toksik bir etkiye sahip olmakla birlikte aynı zamanda kanserojeniktir. Bu türde boyar maddeler içeren atıksular güvenilir ve uygun arıtım yöntemi seçilerek toksik etkisi bulunmayan kararlı son ürünlere dönüştürülmelidir. Bu sebeplerden ötürü Almanya'da yasaklanmış olan aromatik aminlerin oluşmasına neden olan azo boya maddelerinin üretimi yasaklanmıştır.

Bazık boyar maddeler ise, sulu ortamda toksik bir etkiye sahiptirler, genellikle boyama banyolarında neredeyse tamamının tüketilmesine rağmen uygunsuz kullanma, temizleme sırasında yaşanan dökülme ve devrilme gibi sebeplerden problemler çıkmaktadır. Reaktif boya maddeleri uygulama kolaylığı ve yıkama esnasında iyi derecede kararlılığı bulunduğundan tekstil endüstrisinde sıkça kullanılır. Fakat yapılarının kompleks aromatik olması ve kararlı olmalarından ötürü biyolojik olarak iyi bir şekilde arıtılamamaktadırlar. Asit boya maddeleri ise yüksek çözünürlüğe ve düşük molekül ağırlığına sahip olup, koagülasyonla stabilize edilemeyip karbon adsorpsiyonuyla da giderilememektedir (Eren, 2009).

Tüm bu çevresel zararlar göz önüne alınarak tekstil endüstrisinden kaynaklanan atıksuların en uygun şekilde arıtılarak alıcı ortama verilmesi gerekmektedir.

2.3. Tekstil Atıksularının Arıtım Yöntemleri

Tekstil endüstrisi atıksu arıtımında kullanılan çeşitli yöntemler vardır.

2.3.1. Fiziksel arıtma yöntemleri

Tekstil atıksularının arıtımında membran gibi çeşitli fiziksel yöntemler sıklıkla uygulanmaktadır. Bu yöntemlerin dezavantajı, düşük giderim verimli olması ve yüksek oranda oluşan çamur miktarıdır.

2.3.1.1. Membran prosesleri

Membranlar, seçici bir şekilde ayırma ve taşınmanın gerçekleştirilmiş olduğu yarı geçirgen bariyer olarak tanımlanabilir. Ayırma işlemi membranın hem kimyasal hem de fiziksel özelliklerine bağlıdır; basınç farkı, yoğunlaşma (kimyasal potansiyel) farkı, elektriksel potansiyel farkı ve sıcaklık farkı parametrelerinin bir ya da daha fazlası dikkate alınarak gerçekleştirilir. Ayırma işlemini kontrol ederken; gözenekli membranlarda boyut, şekil, yük ayrımı ve gözeneksiz membranlardaysa sorpsiyon ve difüzyon modeli göz önünde bulundurulur. Membran performansı seçicilik ve akı parametreleri aracılığıyla belirlenir (Aslan, 2016).

Bu yöntem, boyanın sürekli olarak atıklardan ayrılması, konsantre edilmesi özelliklerine sahiptir. Sıcaklığa karşı dayanıklı olması, olumsuz bir kimyasal ortam ve mikrobiyal girişimin engellenmesi gibi özelliklerinden dolayı diğer yöntemlere kıyasla daha etkilidir. Arıtım sonrası kalan konsantre kalıntıların bertaraf gerektirmesi, temizleme, tıkanma sorunu ve yüksek maliyetli oluşu yöntemin dezavantajlarındandır. Bu metotta atıksu düşük konsantrasyonlu boya içeriyorsa, tekstil boyahanesinde su geri dönüşümü için uygundur; ancak atıksu içerisindeki çözünmüş katı içeriğinin azaltılamamasından ötürü yeniden kullanımı zordur (McMullan vd, 2001).

2.3.2. Fiziko-Kimyasal arıtma yöntemleri

Fiziko-Kimyasal arıtma yöntemi ile atıksu arıtımı, oldukça sık tercih edilen bir yöntemdir ve bu yöntem polar olmayan organik maddelerin, toksik kirleticilerin ya da yüksek tuz konsantrasyonlarının, fosforun ayrıştırılmasının güç olduğu ağır metallerin, yağ ve greslerin, organik ve inorganik bileşenlerin giderilmesinde uygulanır ve bu yöntem sonucunda arıtılmış olan atıksular proses suyu olarak kullanılabilir.

2.3.2.1. Adsorpsiyon

Çevre mühendisliğinde kullanılan önemli bir arıtım tekniği olup endüstriyel atıksuların arıtmalarında çeşitli uygulama alanlarına sahip olan bir prosestir. Fakat, bu yöntemde kullanılacak adsorbentin etkili ve de maliyet açısından uygun olması tercih edilmektedir (Balcı, 2007).

Adsorbsiyon ile renk gideriminde sıklıkla tercih edilmekte olan yöntem aktif karbon yöntemidir. Yöntemin performansı kullanılacak olan karbonun tipine ve atıksuyun karakteristiğine bağlı olup; rejenerasyon ve tekrar kullanım performansın azalmasına sebep olur. Fazla doz aktif karbon kullanılması ile giderim sağlanabilir; fakat bu malzeme oldukça pahalıdır (Kocaer ve Alkan, 2002). Boya giderimi için doğal kil, mısır koçanları, pirinç kabukları, vb. gibi substratların kullanımı, esas olarak yaygın bulunabilirlik ve ekonomik oldukları için daha avantajlıdır. Bu gibi

malzemeler rejenerasyona gerek duyulmadan atıksu içerisindeki boyayı yapısına çekerek adsorblama potansiyeline sahiptir (McMullan vd, 2001).

2.3.2.2. Koagülasyon-Flokülasyon

Kimyasal yumaklaştırma ve flokleştirme prosesleri su veya atıksu arıtımı esnasında kullanıldığı gibi, tekstil atıksularının arıtımında en çok kullanılan yöntemdir. Bu prosesler biyolojik arıtımla birlikte veya ayrı olarak kullanılmaktadır.

Sudaki çökemeyen kolloidal maddelerin alüminyum ve demir tuzları gibi koagülantların ilavesiyle çökebilir flokların oluşturulması işlemidir. Bazı zamanlarda oluşan bu flokların hava kabarcıkları yardımı ile yüzeyde toplanması işlemine flotasyon denir. Koagülasyon işlemi esnasında koloidal taneciklerin etrafındaki elektriksel çift tabakanın nötralizasyonu ile kolloidlerin yük dengesinin bozulmasıyla birbirleriyle çarpışması sonucunda daha büyük çökelebilen flokların oluşturulması sağlanır. Flokülasyon ise stabilliği bozulmuş kolloidlerin bir araya getirilip yumak teşkili ve yumakların büyütülmesi işlemidir (Gür, 2008).

Bu yöntemde flokleşme ve çökeltme, kimyasallar aracılığıyla gerçekleştirilir. Atıksuya ilave edilen kimyasal maddelerin oluşturduğu flokleşmayla çözünmüş maddeler ve kolloidler uzaklaştırılır. $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$ ve kireç en çok tercih edilen kimyasallardandır. (Kocaer ve Alkan, 2002).

Atıksu arıtımı esnasında, kimyasalların eklenmesinden, çökelti ve katı madde artışlarından kaynaklanarak artış gösteren çamur miktarları Koagülasyon-Flokülasyon işlemlerinin başlıca özelliklerindendir. Kimyasal işlemde çıkan çamurun miktarı, kullanılan kimyasallara, kimyasalların dozlarına, atık özelliklerine ve işlemin performansına göre değişiklik gösterir (Kavvalakis vd, 2016).

2.3.3. Biyolojik arıtma prosesleri

Fiziksel ve kimyasal yöntemler, boyaları tekstil atıksularından gidermek için pek uygun değildir. Çünkü yüksek maliyet, çok çamur üretmesi, düşük verimlilik gibi durumlar söz konusudur. Biyolojik yöntemler boyayı tekstil atıksularından minimum maliyet, az çamur oluşumu ve optimum çalışma süresi ile gideren bir prosestir (Banat

vd, 1996). Biyolojik yöntem kimyasal oksijen ihtiyacını (KOİ) etkili bir şekilde giderebilir; ancak tekstil atıksularının renk giderilmesi için çok etkili değildir (Jun vd, 1995; Lin vd, 1997). Tekstil atıksuyunun renginin giderilmesi için, anaerobik işlem ve ardından aerobik işlem, biyolojik işlemlerde renk giderimi için en uygun düzenlemedir (Ledakowicz vd, 2001; Ong vd, 2005).

2.3.4. Kimyasal oksidasyon prosesleri

Kimyasal oksidasyon, renk giderme uygulamalarında kullanılan oldukça etkili olan bir yöntemdir. Kimyasal oksidasyon uygulamalarının kolay olması diğer yöntemlere kıyasla, daha çok tercih edilmesinin esas sebebidir. Hidrojen peroksit, oksitleyici madde olarak kullanılır. UV aracılığıyla aktif hale getirilmiş olan hidrojen peroksit, serbest OH radikallerinin oluşmasını sağlar. OH radikalleri, okside edilen organik maddenin parçalanmasını sağlar (Karacakaya, 2009).

Kimyasal oksidasyonda kullanılan oksidant maddeler: Oksijen (O_2), Hidrojen Peroksit (H_2O_2), Ozon (O_3), Klor (Cl_2 , $NaOCl$), Potasyum Permanganat ($KMnO_4$), Potasyum Bikromat ($K_2Cr_2O_7$) vb. gibidir (Samsunlu, 2011).

2.3.5. İleri oksidasyon prosesleri

Son yıllarda, atıksulardaki kirlilik standartlarına ulaşmak için geleneksel arıtma yöntemlerinin yetersizliği, kaliteli su temini, endüstriyel atıksuların giderilmesi ve artan maliyetler gibi temel nedenler, endüstrilerin daha etkin su yönetimi yaklaşımları aramasına neden olmuştur. Bu araştırmalar atıksu arıtımı ve geri kazanılması ve endüstride yeniden kullanılması için ileri arıtım teknolojilerine yönlendirmiştir. Bunun yanı sıra ileri arıtım yöntemleri arasında, daha az işletme sorunu olan ve diğer ileri arıtım yöntemlerine göre daha yüksek arıtma verimliliğini gerçekleştiren bu proses, son zamanlarda endüstriyel atıksu arıtımında kullanılan yöntemler arasında oldukça önemli hale gelmiştir (Gogate ve Pandit, 2004a).

İleri oksidasyon prosesleri, reaksiyon ortamında yüksek oksidasyon potansiyeli olan serbest radikallerin üretimine dayanan işlemler ve arıtım yöntemidir. Bu proseslerle, hedef kirleticinin kısmi oksidasyonla toksisitesi giderilebilir ve/veya kirletici biyolojik açıdan kolayca ayrıştırılabilen oksidasyon ara ürünlerine

dönüştürülebilir. Bazı durumlarda oksidasyon son ürünlerine tamamen mineralize (karbondioksit ve su) edilmektedir.

Çeşitli heterojen ve homojen İOP'de üretilen hidroksil radikalleri ($\text{HO}^\bullet$), birçok organik ve inorganik kirleticiyi yüksek hızda ve miktarda okside edebilir; fakat bazen organik asitler (oksalik asit, formik asit vb.) gibi yüksek ısıya dayanıklı kirleticilerin gideriminde yetersiz kalabilmektedir ve $\text{HO}^\bullet$ daha az seçicidir, hedef kirleticinin giderim veriminde azalmaya yol açmaktadır.

Son zamanlarda $\text{HO}^\bullet$ 'ya kıyasla uygulamada bazı avantajları olan $\text{SO}_4^{\bullet-}$ 'nin kullanılabilirliği üzerine araştırmalar artmaktadır. $\text{SO}_4^{\bullet-}$, $\text{HO}^\bullet$ aynı mertebelerde hız sabitleriyle organik maddelerle tepkimeye girebilirler. Radikal tüketimine sebep olan radikal tutucu olarak adlandırılan bazı inorganik maddelerle daha düşük hız sabitleriyle reaksiyona girmektedir. Bu gibi özelliklerden dolayı $\text{SO}_4^{\bullet-}$ tabanlı İOP, ileri arıtma yöntemleri ve temiz teknolojiler arasındadır. Daha az işletim problemi, az reaktör hacmi (arıtım süresi kısa), daha yüksek organik madde giderim verimi, diğer arıtım proseslerine kıyasla daha az atık (örneğin; çamur) oluşturan, son yıllarda yüzeysel su ve endüstriyel atıksuların hızlı ve verimli şekilde arıtmada kullanımı yeni araştırılan proseslerde ön plandadır.

Tablo 2.1. Oksitleyici maddelerin redoks potansiyeli (Anonim, 1998)

Oksitleyici maddeler	Redoks potansiyeli (V)
Hidroksil radikali ($\text{HO}^\bullet$)	2.8
Sülfat serbest radikali ($\text{SO}_4^{\bullet-}$)	2.5-3.1
Ozon (O_3)	2.1
Persülfat anyonları ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$)	2.01
Peroksimonosülfat (PMS)	1.82
Hidrojen peroksit (H_2O_2)	1.8
Permanganat (MnO_4)	1.70

2.3.5.1. Katalitik ozon prosesleri

Katalitik ozonlama, ilk önce sulu çözeltide bulunan metal iyonlarının ozonla aktivasyonuna dayanan homojen katalitik ozonlama olarak ve ikinci olarak da metal oksitlerin varlığında heterojen katalitik ozonlama olarak kabul edilebilir. Katalitik ozonlamanın, birkaç organik bileşimin içme suyundan ve atıksudan uzaklaştırılmasında etkili olduğu bilinmektedir (Kasprzyk-Hordern vd, 2003).

2.3.5.2. UV oksidasyon prosesleri

UV ile ileri oksidasyon işlemleri (İOP'ler) genellikle mikro kirleticilere karşı etkili bir giderim yöntemi olarak kullanılır (Yuan vd, 2009). UV fotolizi ve hidroksil radikal ($\text{OH}^\bullet$) reaksiyonlarının kombinasyonu, çok çeşitli bileşiklerin giderilmesini sağlar. Yaygın teknikler; tek başına UV, $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$, UV/Fe^{3+} , $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{3+}$, UV/O_3 , $\text{UV}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$, UV/TiO_2 , UV/klor diğer fotokatalistlerle birlikte kullanılır (De Laat vd, 1999; Esplugas vd, 2007; Lau vd, 2007; Cooper vd, 2008; Vilhunen ve Sillanpaa 2010). Başlıca sorunlardan biri, UV gelişmiş oksidasyon prosesleri ile spesifik hedef kirleticilerin giderilmesidir. Kirletici maddelerin moleküler yapılarındaki farklılıklar, hem doğrudan fotoliz hem de radikal reaksiyonlar açısından UV İOP'lerin giderim oranlarında farklılıklar yaratır. Optimum bir organik mikro kirletici madde kontrolü için, her UV İOP sisteminin, hedeflenen kirletici madde giderimine uygun bir şekilde özel olarak çalıştırılması gerekir. Bu nedenle, model çok çeşitli bileşiklere uygulanabilir. UV İOP sistemlerinin performansına ilişkin modeller, bu sistemlerin tasarımı ve çalışması için çok faydalı olacaktır. Bu modeller hidrolik, UV radyasyonu, fotokimyasal reaksiyon ve kirleticilerin yayılmasıdır. Bu tür modeller son on yılda geliştirildi ve hala geliştirilmektedir (Sozzi ve Taghipour, 2007; Alpert vd, 2010; Santoro vd, 2010). Bu modeller, her bir hedef bileşik için fizikokimyasal parametreler, yani kuantum verimi ve $\text{OH}^\bullet$ radikal reaksiyon hız sabiti gerektirir. Genellikle bu sabitler, belirli deneysel koşullar altında birkaç bileşik için yapılan deneylerle belirlenir (Buxton vd, 1988).

2.3.5.3. Ultrasonik prosesler

Sonolysis, çözeltilerdeki organikleri parçalamak için kullanılan gelişmiş bir oksidasyon işlemidir. Fenton işleminin aksine, en önemli avantajı arıtma çamurunu oluşturmamasıdır. Sıvı ortama ultrasonik ısınlama kavitasyon kabarcıklarının oluşumu, gelişimi ve çökmesi ile sonuçlanır. Kirleticilerin ultrasonik ısınlama yoluyla ayrışma mekanizması kimyasal yapılarına bağlıdır (Fındık vd, 2007). Kirletici maddeler esas olarak iki mekanizma ile indirgenir; kabarcıklardaki uçucu bileşiklerin doğrudan pirolizi ve uçucu olmayan bileşiklerin, çözeltide veya sıvı kabarcığın arayüzünde üretilen oksitleyici maddelerle oksitlenmesidir. PVA ve azo boyaları uçucu bileşikler olmadığından kavitasyon kabarcıklarında piroliz mümkün değildir ve bu tür kirleticiler çözeltide oksitlenir.

2.3.5.4. Katalitik ıslak hava oksidasyonu

Hidroksil radikalleri gibi aktif oksijen türlerinin oluşumunun yüksek sıcaklıklarda ve basınçlarda gerçekleştiği ıslak hava veya termal sıvı faz oksidasyon işleminin, arıtım için büyük bir potansiyele sahip olduğu bilinmektedir. Bu proses, biyolojik olarak refrakter bileşiklerin çevreye salınmadan önce kolay işlem görmüş malzemelere parçalanması için iyi bilinen bir yöntemdir (Levec vd, 2007).

2.3.5.5. Fenton prosesi

Son yıllarda yaygın olarak kullanılan bu işlemlerin bir mevcut arıtma teknolojisi, hem oksidasyon hem de pıhtılaşma işlemlerinin avantajlarına sahip olan Fenton'un oksidasyon işlemidir (Huh vd, 1996; Lee vd, 1996). Bu ileri oksidasyon işleminde, organik maddeler toksisiteyi ve KOİ'yi azaltmak için demir sülfat varlığında hidrojen peroksit ile reaksiyona girer. Yeni yapılan araştırmalar, Fenton'un reaktifinin oksidasyon mekanizmasının, asidik bir çözelti içerisinde hidrojen peroksitin katalitik ayrışması ile üretilen reaktif hidroksil radikalinden kaynaklandığını göstermiştir. Mekanizması (Harber ve Weiss, 1934; Diken vd, 1951) aşağıdaki gibidir;





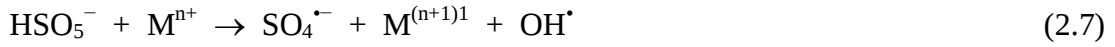
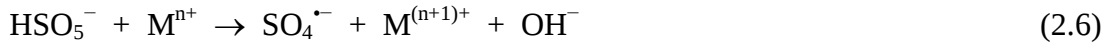
Yukarıdaki reaksiyonlarda gösterildiği gibi, organik maddelerin ve demirin oksidasyonu için hidrojen peroksit kullanılır. Potasyum dikromat gibi güçlü bir oksitleyici madde ile reaksiyona girdiğinde bir indirgeyici görevi görür ve kendiliğinden ayrılarak serbest oksijeni üretir. Sonuç olarak, bu reaksiyonların hidrojen peroksit ile ilgili mekanizması çok komplekstir ve reaksiyon şartları ve katalizör tipi ile değişebilir (Snell ve Ettre, 1971). Genel olarak, Fenton'un oksidasyon işlemi dört aşamadan meydana gelmiştir, bunlar: pH ayarlaması, oksidasyon reaksiyonu, nötrleştirme ve pıhtılaşma ve çöktürmedir (Bigda, 1995).

2.4. Sülfat Radikali Bazlı İleri Oksidasyon Prosesleri

2.4.1. Peroksimonosülfat (PMS) Oksidasyonu

Peroksimonosülfat (PMS, Ticari adıyla Okson) birçok endüstri ve tüketici uygulamasında güçlü bir oksidan olarak kullanılır.

PMS'nin H_2O_2 'ye göre daha kuvvetli bir oksidan olduğu ve organik sentezde kullanıldığı durumlarda, H_2O_2 'den ve persülfattan çok daha etkili olduğu belirtilmektedir. Bunun yanı sıra, PMS'nin kararlılığı ve yüksek oksidasyon potansiyeli, PMS'nin radikal bazlı bozunmaya göre biraz daha düşük kinetik hızı sahip olmasına rağmen, tek başına PMS'nin organik kirleticileri oksitleyebileceğini göstermektedir. Hidrojen peroksit ve persülfat gibi, peroksimonosülfat da Fe (II) ve Co (II) dahil olmak üzere geçiş metalleri ile aktive edilebilir. Peroksimonosülfat ısı veya UV etkisi ile sülfat radikali ve hidroksil radikallerini oluşturur. Peroksimonosülfat geçiş metalleri ile tepkimeye girdiği zaman hidroksil radikali oluşur ve geçiş metali yükseltgenir (Anipsitakis vd, 2004).

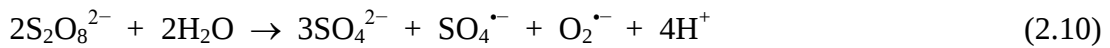


2.4.2. Persülfat (PS) Oksidasyonu

Organik kirleticilerin arıtımında, suda yüksek çözünürlük, yüksek stabilite, düşük maliyet ve tehlikeli olmayan nihai ürünlerin oluşumu, $\text{SO}_4^{\bullet-}$ üretim proseslerinde persülfat kullanımının vurgulanmasında etkili rol oynar. Persülfat, genellikle amonyum, sodyum veya potasyum ile birleşmiş bir tuz halinde bulunur. Persülfat tuzları, suda çözündüğünde, güçlü bir oksidan olan persülfat ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) anyonuna dönüşür. Persülfat anyonu yüksek oksidasyon potansiyeline sahiptir; ancak kinetik olarak organik maddelerle, diğer oksidanlardan biraz daha yavaş tepkimeye girer (Criquet vd, 2009).

PMS ve PS, yapı bakımından benzerdir ve her ikisi de bir peroksit bağına (O-O) sahiptir. H_2O_2 içindeki bir hidrojen atomu, HSO_5^- oluşturmak için SO_3 ile değiştirilir ve H_2O_2 içindeki iki hidrojen atomu, $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ oluşturmak için SO_3 ile değiştirilir.

Persülfat anyonları ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$), güçlü bir oksidan olan serbest $\text{SO}_4^{\bullet-}$ 'ü üretmek için, termal, fotolitik veya geçiş metal iyonları ile aktifleştirilebilir (Huang vd, 2005; Mora vd, 2009).



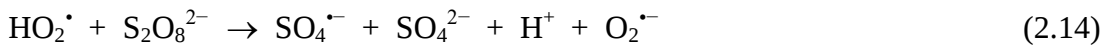
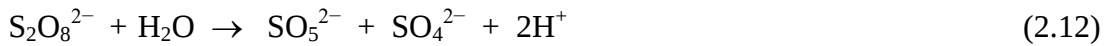
Persülfat ısı veya UV etkisi ile 2 tane sülfat radikali oluşur. Persülfat, geçiş metalleri ile tepkimesinde sülfat bileşiği ve sülfat radikali oluşur ve ayrıca tepkimeye

giren geçiş metali yükseltgenmiş olur. Oksidasyonun ilerdeki safhalarında iki tane Persülfat bileşigi iki tane su bileşigi ile tepkimeye girerek sülfat radikalının oluşmasını sağlar ve bu sülfat radikali hidroksil iyonu ile tepkimeye girerek hidroksil radikalının oluşumunu sağlar.

2.4.3. Sülfat Radikali Bazlı İleri Oksidasyon Proseslerinin Aktivasyon Yöntemleri

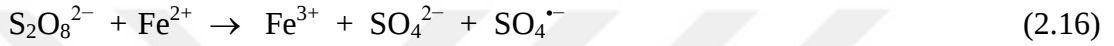
2.4.3.1. Alkali aktivasyonu

pH, PS ve PMS'nin ayrışması için kilit bir rol oynar. Alkali koşullar altında, PS sülfat radikallerine ayrıştırılabilir. Sülfat radikalleri ayrıca hidroksil radikaline dönüşebilirler (Liang ve Su, 2009). Bu nedenle, sülfat radikalleri, organik bileşiklerin alkali koşullar altında parçalanmasında önemli bir rol oynar. Sülfat radikalleri asit koşullarında birincil reaktif türler olsa da, nötr koşullar altında, hem hidroksil radikalleri hem de sülfat radikalleri organik kirleticilerin bozulmasına katkıda bulunmaktadır (Liang ve Su, 2009). Baz aktive PS ve PMS organik kirletici maddelerin ayrışması için etkili bir yol olarak kabul edilmiş olsa da, gelecek çalışmalarda ele alınması gereken birkaç konu vardır. İlk olarak, arıtılmış su için pH nötr duruma getirilmelidir. İkincisi, işlemden kullanılan yüksek pH, metallerin özelliklerini, mevcut organik kirleticilerin formunu ve toprak özelliklerini etkileyebilir. Üçüncüsü, baz aktive PS ve PMS için sınırlı veri mevcuttur; bu, reaktör tasarımı için zorluklara sebep olmaktadır. Ayrıca, bazla aktifleştirilmiş PS ve PMS'nin, organik kirleticilerin giderilmesinde daha iyi performans elde etmek için genellikle metal iyonları gibi diğer aktif yöntemlerle birleştirilmesi gerekir.



2.4.3.2. Demir bazlı aktivasyon

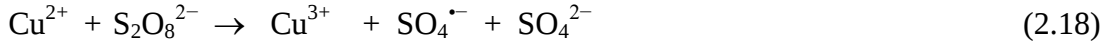
Fenton bazlı işlemlerde hidrojen peroksitin aktivasyonu için demir bazlı katalizörler yaygın olarak kullanılmaktadır. Fe^{2+} ve Fe^{3+} redoks reaksiyonlarına katılır. Asidik pH aralığı reaksiyonu destekler. Demir oksitler (Magnetit (Fe_3O_4), maghemit ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) ve hematit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$)) ve sıfır değerli demirin (ZVI) peroksijenleri aktive ettiği düşünülmektedir. Demir (Fe), Dünya'nın kabuğundaki aynı zamanda toksik olmayan ve güvenli olan dördüncü en fazla bulunan elementtir, bu nedenle çevresel uygulama için demirin kullanımı haklı ve makuldür (Xu vd, 2012; Cundy vd, 2008). Dahası, geçiş metalleri arasında demir, iyi huylu ve düşük maliyetli bir elementtir ve insan sağlığı ve çevre için ciddi bir tehdit değildir.



2.4.3.3. Diğer geçiş metallerine dayalı aktivasyon

Geçiş metali ve metal oksit, organik kirleticileri parçalamak için PS ve PMS'yi aktive edebilir (Devi vd, 2016; Matzek ve Carter, 2016; Ghanbari, ve Moradi, 2017; Yen vd, 2011; Hu ve Long, 2016). Geçiş metali ve metal oksidin mevcudiyetine bağlı olarak, geçiş metali ve metal oksit homojen ve heterojen olarak sınıflandırılabilir. Homojen metal iyonları ve oksit arasında, PS'yi etkinleştirmek için gümüş iyonunun daha etkili olduğu kanıtlanmıştır (Anipsitakis ve Dionysiou, 2004), PMS için en iyi aktive edilmiş performansı ise kobalt iyonu (Co^{2+}) sergilemiştir (Hu ve Long, 2016). Demir ve oksidi en çok çalışılan metallerdir, çünkü çevre dostudur, diğer geçiş metallerine kıyasla nispeten toksik olmayan ve düşük maliyetlidirler (Rastogi, 2009). Homojen sistemler için, çözünmüş metal iyonları PS ve PMS ile serbest bir şekilde reaksiyona girebilir ve bu nedenle kütle transferi PS ve PMS'nin aktivasyonu üzerinde küçük bir etkiye sahiptir. Ancak, homojen sistemler için birkaç sınırlama vardır. İlk olarak, metal iyonlarını geri kazanmak çok zordur. İkincisi, yüksek miktarda organik kirletici içeren atıksu için, yüksek miktarda metal iyonu gerekir, bu da atık suyun içinde büyük miktarda metal iyonu varlığına neden olur. Üçüncüsü, geçiş metali türleri, suyun pH'ından ve bileşiminden oldukça etkilenir.

Metal iyonları bazik koşullarda çökebilir ve asidik durumda hidratlanmış tür haline gelebilir, bu metal iyonlarının aktif performansını azaltabilir.



Ek olarak, organik madde gibi organik bileşiklerin varlığı, PS ve PMS'nin aktivasyonunu da etkileyen metal iyonu ile birleşebilir. Heterojen aktivasyon yukarıdaki sınırlamaların üstesinden gelebilir. Bununla birlikte, heterojen aktivasyonun performansı, malzemenin özelliklerine, özellikle malzemenin yüzey özelliklerine göre belirgin bir şekilde değişmektedir. Co_3O_4 nano partikülleri gibi PS ve PMS'nin heterojen aktivasyonu için birçok materyal sentezlenmiştir (Hu ve Long, 2016). Sentezlenen malzemelere ek olarak doğal mineraller, manyetit ve siderit gibi heterojen aktivasyon olarak da kullanılmıştır (Usman, 2012; Teel, 2011).

2.4.3.4. Isı aktivasyonu

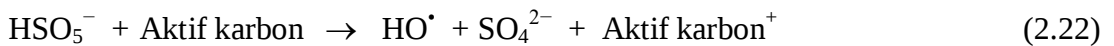
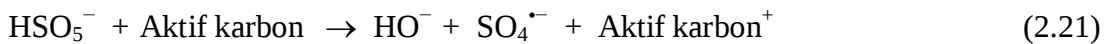
Isı, PS ve PMS'yi aktive etmenin etkili bir yoludur. Bununla birlikte, enerji girişi isteği yüksektir (Waldemer, 2007; Hori, 2008). Yapılan çalışmalar, PS'nin oda sıcaklığında (22°C) aktifleştirilebildiğini ancak düşük benzoik giderim etkinliğine sahip olduğunu göstermiştir (Zrinyi ve Pham, 2017). Ek olarak, sıcaklık artışı, hedeflenen kirleticilerin giderim verimliliğini azaltabilen, sülfat radikallerinin veya hidroksil radikallerinin rekombinasyonu gibi yan reaksiyonu hızlandırabilir (Johnson, 2008). Toprağın iyileştirilmesi için, sıcaklık artışı toprakta organik kirleticilerin giderilmesini etkileyen PS'nin topraktaki taşınmasını sınırlandırmaktadır (Tsitonaki, 2010). Organik kirleticilerin çözünürlüğünün sıcaklığın artmasıyla artacağı belirtilmektedir. Bununla birlikte, PS'nin ısıyla aktivasyonu, bir reaktör tasarlarlarken organik kirleticileri parçalamak için bir alternatif olabilir. Isı aktivasyonuna benzer şekilde, ultrasonik aktivasyon da ısı aktivasyonu olarak kabul edilmektedir; çünkü kavitasyon kabarcıklarının çökmesi gerçekleştiğinde lokal yüksek sıcaklık üretilmektedir.

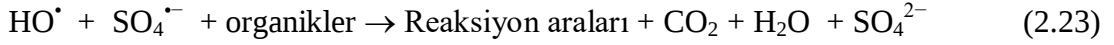
2.4.3.5. Ultrason aktivasyonu

PMS'nin aktifleştirilmesinin bir başka yolu, birkaç araştırmacı tarafından araştırılmış olan ultrason aktivasyonunun kullanılmasıdır. 20-1000 kHz aralığında frekansları olan ultrason, bir sıvıda kabarcıkların çekirdeklenmesini, büyümesini ve çökmesini içeren kavitasyon fenomenlerini üretir. Bu çökmekte olan kabarcıklar yüksek sıcaklığa (5000 °K) ve yüksek basınçlara (10 atm) sahiptir. Bu şartlar altında, çözelti içerisinde serbest radikaller üretilir. Hidrojen peroksit, persülfat ve son zamanlarda peroksimonosülfat gibi oksidanları aktive edebilen ultrason ışınlaması tespit edilmiştir (Mahamuni ve Adewuyi, 2010; Lifka vd, 2003; Liu vd, 2017).

2.4.3.6. Aktif karbon aktivasyonu

Karbon bazlı malzemeler de PS ve PMS aktivasyonu için incelenmiştir. Eşzamanlı adsorpsiyon ve oksidasyon reaksiyonudur. Reaksiyon hızı ortam şartlarına ve karbon kaynağına bağlıdır. Karbonun yüzey özellikleri önemli bir rol oynar. Karbonlu malzemelerin nispeten büyük spesifik yüzey alanı, uygun maliyetli ve yüksek gözenek hacmi gibi kendi avantajları vardır (Devi vd, 2016). Karbon bazlı malzemeler olarak aktif karbon ve grafen, su ve atıksu arıtma sistemlerinde hidrojen peroksit ayrışması için bir adsorban ve katalizör olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır (Karthikeyan, 2015). Aktif karbon veya grafen katalizörünü arttırmak için, yeni malzemeleri sentezlemek için değiştirici olarak azot kullanma gibi birçok yöntem uygulanmıştır. Biochar, odun ve aktif çamur gibi farklı hammaddelerin pirolizi ile üretilen başka bir karbonlu malzemedir. Hammaddelerin pirolizi sırasında, biochar'ın katalitik özelliklerini etkileyen anahtar faktör olan kalıcı serbest radikaller (PFR'ler) oluşabilir (Fang, 2015). Genel olarak, PFR'lerin içeriği PS'yi etkinleştirme performansını doğrudan etkileyebilir. Metal oksitlerin varlığında piroliz sıcaklığı ve zamanı, biochar içindeki PFR'lerin içeriği ile yakından bağlantılıdır. Bu nedenle pirolitik reaksiyon, farklı hammaddelerin pirolitik sıcaklık ve zaman boyunca radikal bazlı POA'ları etkileyebilir (Fang, 2015).





PS ve PMS'nin karbon bazlı materyallerle aktivasyonu için mekanizma elektron iletimidir. Çok duvarlı karbon nanotüplerin kusurlu kenarlarındaki kovalent karbon ağının ve oksijen fonksiyonel gruplarının, radikallerin üretilmesi için PS'ye elektron transferi için bir redoks döngüsü oluşturduğu tahmin edilmektedir (Duan, 2015). Başka bir mekanizma, elektronların geri çekilmesi, aromatik grafen yapıları gibi karbon bazlı materyallerden meydana gelmesi olabilir (Jans ve Hoigné, 1998). Karbonlu malzemelerin bileşimi ve yapısı karbonlu malzemelerin redoks potansiyeli üzerinde geniş bir etkiye sahiptir, bu da karbonlu malzemeden PS ve PMS'ye elektron iletimini daha fazla etkilemektedir (Duan, 2015).

2.4.3.7. Fotokimyasal aktivasyon

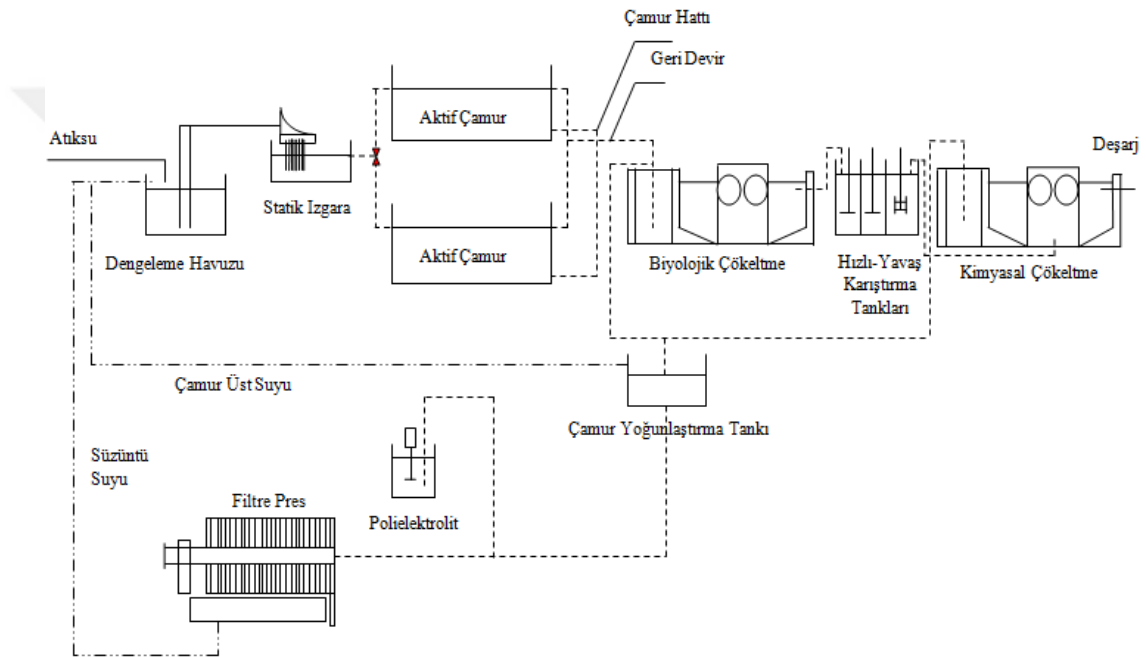
$\text{SO}_4^{\bullet-}$, termal aktivasyon, persülfatın ve peroksimonosülfatın geçiş metalleri (kobalt, Co^{2+} ; demir (II), Fe^{2+} vb.) ile aktivasyonu veya yüksek kuantum verimine sahip persülfat ve peroksimonosülfatın fotolizi ile üretilebilir (Anipsitakis ve Dionysiou, 2004; Liang vd, 2009).

Termal aktivasyon ile persülfat kullanılarak, organik kirletici içeren sulu çözeltinin ısıtılmasıyla $\text{SO}_4^{\bullet-}$ üretimi gerçekleştirilir. Bununla birlikte, bu uygulama mühendislik açısından birçok zorluğa neden olur ve de işlemin maliyetini artırmaktadır.

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Atıksu ve Özelliklerinin Belirlenmesi

Tekstil endüstrisi Tekirdağ ilinin Marmara Havzası'nda bulunup, oluşmakta olan atıksuların arıtım işleminden sonra deşarj standartlarına uyacak şekilde Kınıklı Deresine deşarj etmektedir. Tesis günlük 50 m^3 evsel atıksu ile 900 m^3 endüstriyel atıksu oluşturmaktadır. Yüzey suyuna boşaltılan atıksu Şekil 3.1'de verildiği gibi biyolojik, fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemlerinden geçmektedir. Numuneler biyolojik arıtım çıkışından alınmıştır.



Şekil 3.1. Tesisin atıksu arıtma prosesi

Biyolojik arıtım çıkışından alınan atıksu laboratuvara ulaştığında Tablo 3.1'de belirtilen analizler yapılmıştır. Tablodaki değerler çalışma boyunca alınan her numune için yapılan analizler sonucunda elde edilen verilerin değişim aralığını ve ortalama değerleri vermektedir.

Tablo 3.1. Çalışmalarda kullanılan tekstil atıksuyunun karakterizasyon

Parametre	Değişim Aralığı	Ortalama
pH	7.4 - 8.4	7.97
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2380 - 4000	3034
KOİ (mg/L)	91 - 98	95
TOK (mg/L)	23 - 32	28
Renk 465 nm (Pt-Co)	150 - 210	184
RES 436 nm (m^{-1})	4.90 - 6.50	5.63
RES 525 nm (m^{-1})	3.30 - 4.70	4.12
RES 620 nm (m^{-1})	1.85 - 2.90	2.43

3.2. Çözeltiler

Tez kapsamında kullanılan başlıca çözeltiler; asidik ve alkali koşullar için, Sülfürik Asit ve Potasyum Hidroksit çözeltileri; demir bazlı deneyler için, Fe^{2+} ve Fe^{3+} ve PMS çözeltisidir.

3.3. Deneysel Yöntem

Tekstil endüstrisi atıksuyunun arıtılması amacıyla PMS/ Fe^{2+} aktivasyonu, PMS/ Fe^{2+} /UVC aktivasyonu, PMS/UVC aktivasyonu, PMS/ Fe^{2+} /Karbon aktivasyonu ve elektrokimyasal aktivasyon yöntemleri uygulanmış, ayrıca karbonun adsorpsiyon etkisi de incelenmiştir. Çalışılan proseslerde uygulanan deneysel koşullar Tablo 3.2’de verilmiştir.

Tablo 3.2. Yapılan proseslerin deneysel koşulları

PROSES	DENEYSEL KOŞULLAR
PMS/ Fe^{2+} aktivasyonu	
pH	3.0-9.0
Süre	10-120 dk
PMS dozu	5-10-15 mM
Fe^{2+} dozu	2-3-4 mM

PROSES	DENEYSEL KOŞULLAR
PMS/Fe²⁺/UVC aktivasyonu	
pH	3.0-7.0
Süre	10-120 dk
PMS dozu	5-10-15 mM
Fe ²⁺ dozu	2-3-4 mM
PMS/UVC aktivasyonu	
Ph	3.0-7.0
Süre	10-120 dk
PMS dozu	5-10-15 mM
PMS/Fe²⁺/Karbon aktivasyonu	
pH	3.0-9.0
Süre	10-120 dk
PMS dozu	1-15 mM
Karbon dozu	0,25-2 g/L
Karbonun adsorpsiyon etkisi	
Süre	10-180 dk
Karbon dozu	0,5-3 g/L
Elektrokimyasal aktivasyon	
pH	3.0-7.0
Süre	10-60 dk
Akım Şiddeti	0,35-0,75 A

3.3.1. PMS oksidasyon deneyleri

PMS oksidasyon deneyleri, 100 mL atıksu içeren 500 mL’lik cam beherlerde gerçekleştirilmiştir. Atıksuyun pH değeri, H₂SO₄ ve KOH kullanarak istenilen değerlere ayarlanıp her bir atıksuyun içine belirlenen dozlarda PMS, Fe²⁺, karbon eklenerek Jar Testi düzeneğinde seçilen deney süresinde 100 rpmde karıştırılmaya

bırakılmıştır. Uygulanan reaksiyon süresinden sonra numuneler, demirin katı $\text{Fe}(\text{OH})_3$ olarak çökmesi için $\text{Ca}(\text{OH})_2$ eklenerek 9-10 pH aralığına yükseltilmiştir. 8000 rpmde 10 dk santrifüjlenerek üst faz alınmıştır. Tüm numuneler analizlerden önce, ilk olarak cam elyaf filtreden, sonrasında ise 0.45 μm gözenekli şırınga filtrelerden geçirilmiştir ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK analizleri yapılmıştır.



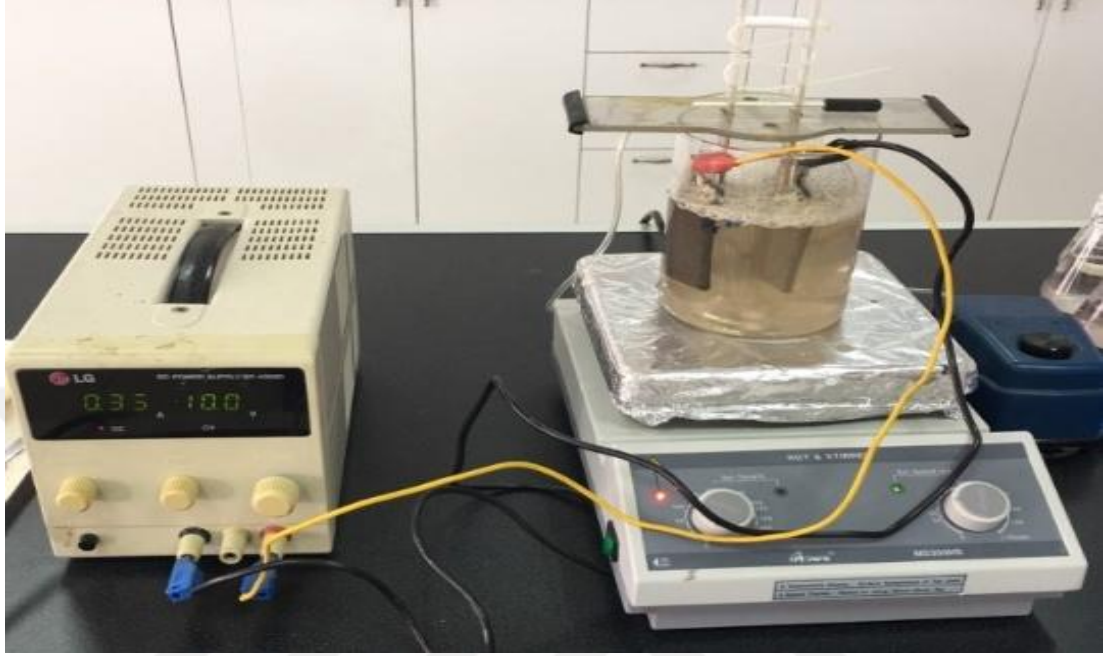
Şekil 3.2. PMS oksidasyon deney düzeneği

3.3.2. Elektrokimyasal deneyleri

Elektrokimyasal deneyleri 500 mL tekstil atıksuyu kullanılarak yapılmıştır. Atıksuyun pH değeri, H_2SO_4 ve KOH kullanılarak istenilen değere ayarlanarak, atıksuyun içine belirlenen PMS ve Fe^{2+} dozajında ekleme yaparak, seçilen deney süresinde ve akım şiddetinde deney gerçekleştirilmiştir. Belirlenen reaksiyon süresinden sonra numuneler, demirin katı $\text{Fe}(\text{OH})_3$ olarak çökmesi için $\text{Ca}(\text{OH})_2$ eklenerek 9-10 pH aralığına yükseltilmiştir. 8000 rpmde 10 dk santrifüjlenerek üst faz alınmış ve numunelerde oluşabilecek H_2O_2 kalıntısının giderimi için 30 dakika MnO_2 ile karıştırılmıştır. Bütün numunelerin analizleri yapılmadan önce, ilk olarak cam elyaf filtreden, sonrasında ise 0.45 μm gözenekli şırınga filtrelerden geçirilmiştir ve Renk (Pt-Co), KOİ, TOK analizleri yapılmıştır.

Gereken elektrik akımı için LG marka dijital kontrollü doğru akım güç kaynağı (DC POWER SUPPLY GP-4303D model) kullanılmıştır. Deney süresi boyunca

atıksu manyetik karıştırıcı (MTOPS MS300HS Isıtıcılı Manyetik Karıştırıcı) ile karıştırılıp, akvaryum pompasıyla havalandırılmıştır. Elektrot boyutları 4.5*6 cm olarak ayarlanmış ve elektrot yüzey alanı yaklaşık olarak 54 cm²'dir. Deneyde 2 elektrot (1 anot ve 1 katot) kullanılmıştır ve bu elektrotlar arası mesafe 3 cm'dir.



Şekil 3.3. Elektrokimyasal deney düzeneği

3.3.3. PMS/Fe²⁺/UVC ve PMS/UVC deneyleri

Ultraviyole varlığında gerçekleştirilen tüm deneyler 100 mL atıksu içeren 500 mL'lik cam beherlerde gerçekleştirilmiştir. Atıksuyun pH değeri, H₂SO₄ ve KOH kullanılarak istenilen değerlere ayarlanıp, her bir atıksuyun içine belirlenen PMS ve Fe²⁺ dozajında ekleme yaparak foto-oksidasyon düzeneğinde seçilen deney süresinde karıştırılmaya bırakılmıştır. Reaksiyon süresi tamamlandıktan sonra numuneler, demirin katı Fe(OH)₃ olarak çökmesi için Ca(OH)₂ eklenerek 9-10 pH aralığına yükseltilmiştir. 8000 rpmde 10 dk santrifüjlenerek üst faz alınmıştır. Tüm numuneler analizlerden önce, ilk olarak cam elyaf filtreden, sonrasında ise 0.45 µm gözenekli şırınga filtrelerden geçirilmiştir ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK analizleri yapılmıştır.



Şekil 3.4. PMS/Fe²⁺/UVC ve PMS/UVC deney düzeneği

3.4. Çalışmalarda Kullanılan Analiz Metodları

3.4.1. pH ve elektriksel iletkenlik (EC)

pH ve elektriksel iletkenlik ölçümleri Thermo Scientific-Orion Star A215 pH metre cihazı ve ROSS Ultra Triode epoksi-gövde pH/ATC elektrotlu, DuraProbe 4 hücreli iletkenlik sensörü ile ölçüm yapılmıştır.

3.4.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi

KOİ parametre analizleri, Hach Lange DR-6000 spektrofotometre ile (standart metot 5220 D) kapalı reflux kolorimetrik metoduna göre gerçekleştirilmiştir. Hazırlanmış olan KOİ çözeltilerinin ölçüm aralığı, kalibrasyon grafiği oluşturularak belirlenmiştir. KOİ ölçümleri için tüplere önce dikromat ve sülfürik asit reaktiflerine numune eklenip ters yüz edilerek çalkalanmıştır. Hazırlanmış olan KOİ tüpleri Hach Lange LT200 cihazına yerleştirilerek 148°C'de 2 saat bekletilmiştir. 2 saat tamamlandıktan sonra tüpler çıkartılarak oda sıcaklığına gelecek şekilde soğumaya bırakılmış ve HACH Lange DR6000 cihazında 600 nm'de ölçümler yapılmıştır.

3.4.3. Renk analizleri

Renk analizleri; Hach Lange DR 6000 marka spektrofotometre cihazında gerçekleştirilmiştir. Renk (Pt-Co) 465 nm ve RES (436 nm, 525 nm, 620 nm) ölçümleri yapılmıştır. Ultra saf su ile sıfırlama yapılarak ölçümler gerçekleştirilmiştir.

3.4.4. Toplam organik karbon (TOK)

TOK analizleri, Teledyne Tekmar Lotix yanma tok katalizörü standart metot 5310-B ile gerçekleştirilmiştir.

3.5. Çalışmada Kullanılan Cihazlar

Yapılan çalışmalarda;

Manyetik karıştırıcı olarak, Elektro-mag M221 (Şekil 3.4.),

Termoreaktör olarak, HACH Lange LT200 (Şekil 3.5.),

Santrifüj cihazı olarak, Sigma 3-16P (Şekil 3.6.),

Şırınga filtre olarak, CHROMAFIL 0,45 µm (Şekil 3.7.),

Spektrofotometre olarak, HACH Lange DR 6000 (Şekil 3.8.),

İletkenlik ve pH ölçer olarak, Thermo Scientific-Orion Star A215 (Şekil 3.9.),

Hassas terazi olarak, Precisa LS 220A SCS cihazı (Şekil 3.10.),

UVC cihazı olarak, Luzchem Photoreactor Model LZC-4V (Şekil 3.11.),

Jar testi cihazı olarak, VELP JLT6 (Şekil 3.12),

Güç kaynağı olarak, DC POWER SUPPLY GP-4303D model (Şekil 3.13.)

TOK cihazı olarak, Lotix Combustion TOC Analyzer (Şekil 3.14.) kullanılmıştır.



Şekil 3.5. Manyetik karıştırıcı



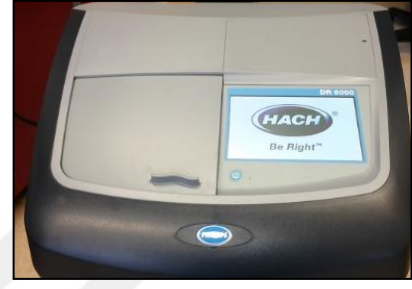
Şekil 3.6. Termoreaktör



Şekil 3.7. Santrifüj



Şekil 3.8. Şırınga filtre



Şekil 3.9. Spektrofotometre



Şekil 3.10. İletkenlik, pH



Şekil 3.11. Hassas terazi



Şekil 3.12. UVC



Şekil 3.13. Jar test



Şekil 3.14. Güç kaynağı



Şekil 3.15. TOK cihazı

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. PMS/Fe²⁺ Aktivasyonu

PMS/Fe²⁺ aktivasyonu deneylerinde optimum pH, PMS dozu, Fe²⁺ dozu ve süreyi belirlemek üzere deneyler yapılmıştır.

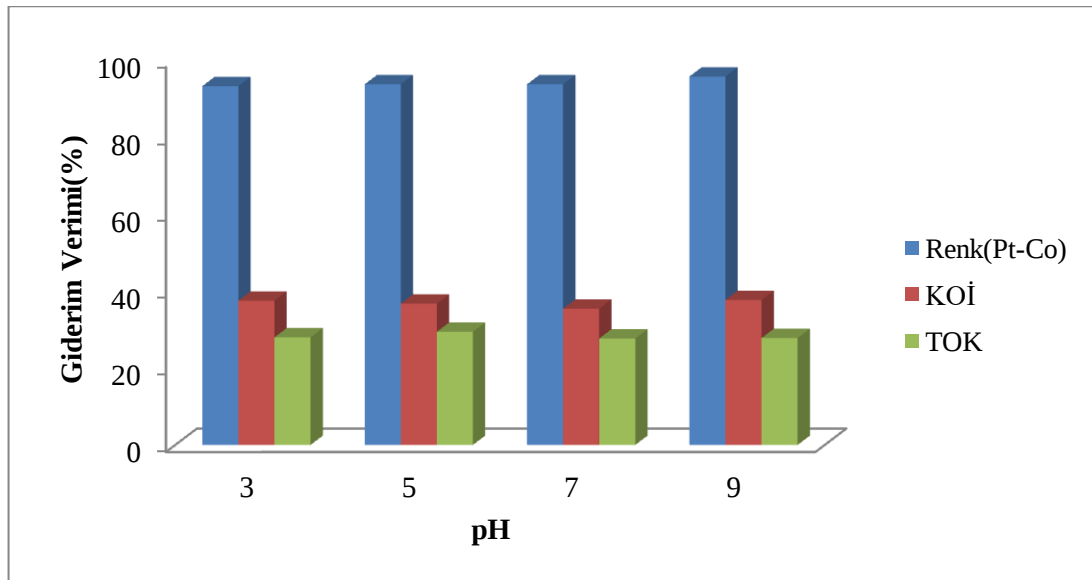
pH etkisi

Çözelti pH'ı, oksidanların ve reaktif türlerin çözünürlüğü ve aktivitesi ile hem kirleticilerin hem de oksidanların iyonlaştırılması üzerinde önemli etkiye sahip olması nedeniyle sistem performansını etkileyen kritik bir parametredir (Guan vd, 2011; Liang vd, 2009).

Yapılan çalışmalarda; PMS dozu, Fe²⁺ dozu, oksidasyon süresi sabit tutularak pH: 3-5-7-9 değer aralığında PMS oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Yapılan denemeler Fe²⁺: 2 mM, PMS: 5 mM, t: 60 dakikalık oksidasyon süresinde gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.1'de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.1'de verilmiştir.

Tablo 4.1. pH denemesinde elde edilen sonuçlar

Başlangıç pH	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	207	6,91	4,39	2,96	87	21,6
3	14	0,85	0,09	0	54	15,6
5	13	0,84	0,09	0,02	55	15,3
7	13	0,77	0,1	0	56	15,6
9	4	0,34	0,02	0	63	17,4



Şekil 4.1 pH'ın giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, t: 60 dakika)

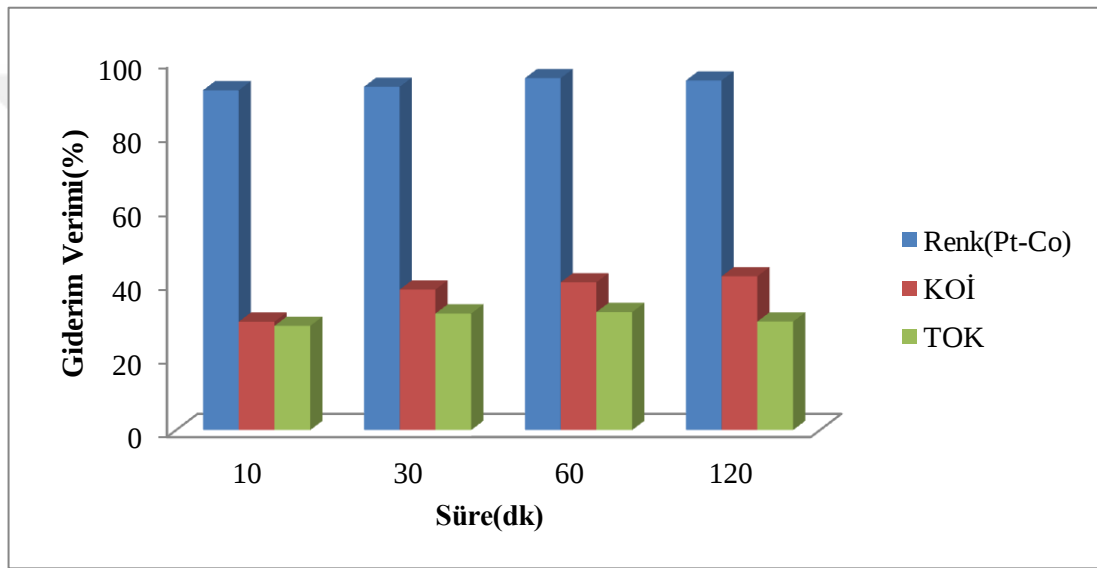
Optimum pH değerini belirlemek için yapılan denemede, pH 3, 5, 7 ve 9 için giderim verimi sırasıyla %93,2 %93,7, %93,7, %95,7 bulunmuştur. KOİ giderim verimleri pH 3, 5, 7 ve 9 için %37,5, %36,7, %35,4, %37,7; TOK giderim verimleri %28, %29,4, %27,7, %27,8 olarak bulunmuştur. Elde edilen sonuçlara bakıldığında pH'ın artmasıyla birlikte giderim verimlerinde anlamlı fark görülmemesinden ötürü, sonraki deneysel çalışmalar atıksuyun pH değerine yakın olan pH 7'de gerçekleştirilmiştir.

Süre etkisi

Yapılan çalışmalarda; Fe^{2+} dozu, PMS dozu, pH değeri sabit tutularak t: 10-30-60-120 dakikalık zaman aralıklarında PMS oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 7 koşulları altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.2'de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.2'de verilmiştir.

Tablo 4.2. Süre denemesinde elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	214	7,1	4,51	3,06	86	22,5
10	17	0,77	0,18	0,05	61	16,2
30	15	0,72	0,16	0,05	53	15,4
60	10	0,48	0,08	0,02	58	15,3
120	12	0,9	0,07	0	49	16,5

Şekil 4.2. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 7)

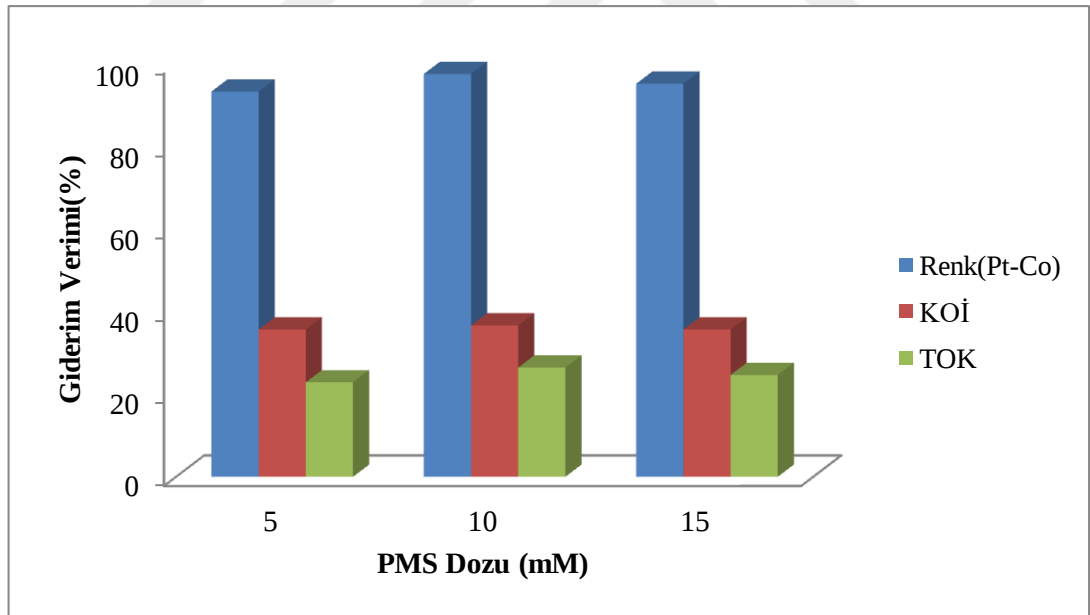
Süre etkisi deneylerine bakıldığında; 10, 30, 60 ve 120 dakikalık reaksiyon sürelerinde, renk parametresinde sırasıyla %92,1, %93, %95,3, %94,7 giderim verimleri elde edilmiştir. Bu değerlere bakıldığında birbiri arasında önemli fark olmamakla beraber 60. dakikaya kadar artışın olduğu, 120. dakikada ise yaklaşık %1'lik bir azalma görülmüştür. KOİ parametresinde giderim verimleri sırasıyla %29,4, %38,1, %40, %41,6 bulunmuştur. 120. dakikaya kadar verimlerde artış olmuştur. TOK parametresinde giderim verimleri sırasıyla %28,2, %31,6, %32, %29,4 bulunarak, 60. dakikaya kadar verimlerde %4'lük bir artış olup 120. dakikada azalışın olduğu gözlemlenmiştir. Genel olarak sonuçlara bakıldığında verimlerin birbirine yakınlığı göz önünde bulundurularak zaman kazandırması açısından optimum süre 30 dakika olarak belirlenmiştir.

PMS dozu etkisi

Yapılan çalışmalarda; Fe^{2+} dozu, pH değeri, süresi sabit tutularak PMS: 5-10-15 mM konsantrasyonlarında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 4 mM, pH: 7, t: 30 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.3'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.3'te sunulmuştur.

Tablo 4.3. PMS dozu etkisinden elde edilen sonuçlar

Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	211	6,93	4,47	3,02	89	24,6
5	14	0,98	0,28	0,14	57	18,9
10	5	0,51	0,06	0	56	18,1
15	10	0,47	0,05	0	57	18,5



Şekil 4.3. PMS dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 4 mM, pH: 7, t: 30 dk)

PMS dozu etkisine bakıldığında; 5,10 ve 15 mM için renk giderim verimleri sırasıyla %93,4, %97,6, %95,3 olarak bulunmuştur. KOİ parametresinde giderim verimleri sırasıyla %35,7, %36,7, %35,7 bulunmuştur. TOK parametresinde ise

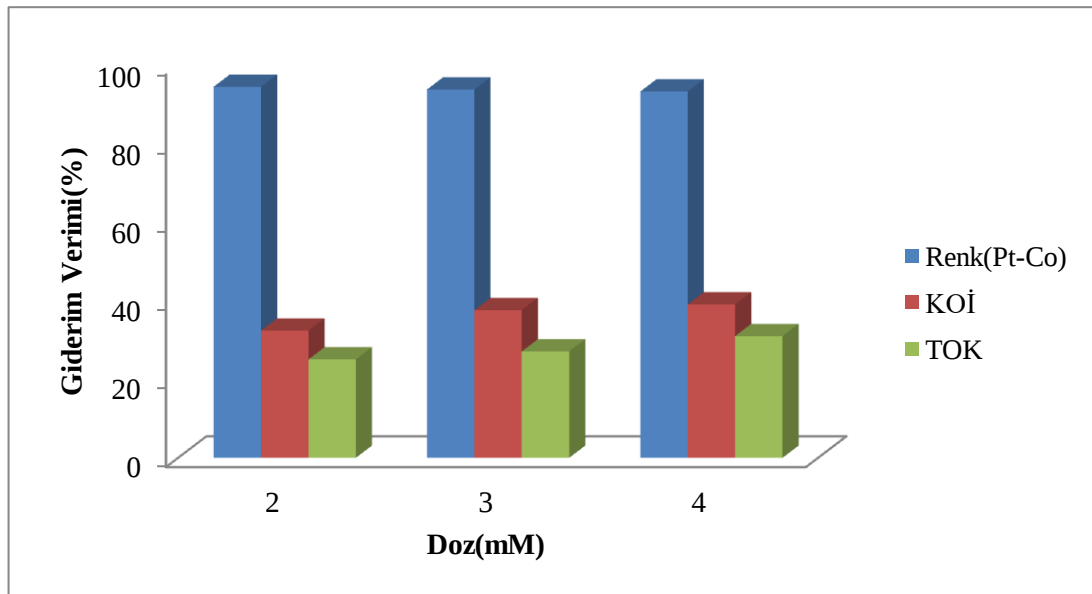
giderim verimleri sırasıyla %22,9, %26,5, %24,7 bulunmuştur. Sonuçlara genel olarak baktığımızda ise PMS dozunun 10 mM olduğu koşullarda tüm parametreler için en yüksek giderim verimi elde edilmiştir.

Fe²⁺ dozu etkisi

Yapılan çalışmalarda; PMS dozu, pH değeri, süresi sabit tutularak Fe²⁺: 2-3-4 mM konsantrasyonlarında PMS oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Yapılan denemeler PMS: 5 mM, pH: 7, t: 30 dk koşullar altında gerçekleştirilmiş. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.4'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.4'te verilmiştir.

Tablo 4.4. Fe²⁺ dozu etkisinden elde edilen sonuçlar

Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	209	6,37	3,96	2,63	83	24,2
2	12	0,56	0,13	0,03	59	17,9
3	13	1,07	0,22	0,05	55	16,7
4	14	0,8	0,09	0	51	16,7



Şekil 4.4. Fe²⁺ dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 5 mM, pH: 7, t: 30 dk)

Fe^{2+} dozu etkisi deneylerine bakıldığında; 2, 3 ve 4 mM için renk giderim verimleri sırasıyla %94,5, %93,8, %93,3 olarak bulunmuş ve Fe^{2+} dozunun artmasıyla %1'lik azalma görülmüştür. KOİ parametresinde sırasıyla %32,4, 37,6, 39,1 giderim verimleri elde edilmiş ve Fe^{2+} dozunun artmasıyla birlikte, %7 civarında artışın olduğu görülmüştür. TOK parametresinde ise giderim verimleri sırasıyla %25,1, %27,1, %31 bulunmuştur. Dozun artışıyla verimlerde %6 artış görülmüştür. Genel olarak elde edilen sonuçlara bakıldığında en iyi giderim verimi 4 mM Fe^{2+} dozunda elde edilmiştir.

Çözeltideki demir iyonunun dozajının arttırılması, mevcut daha yüksek bir Fe^{2+} konsantrasyonuna karşılık gelir (Long vd, 2014; Rastogi vd, 2009; Rodriguez vd, 2014).

4.2. PMS/ Fe^{2+} /UVC Aktivasyonu

PMS/ Fe^{2+} /UVC aktivasyonu deneylerinde UVC ışığı altında; optimum pH, PMS dozu, Fe^{2+} dozu ve süreyi belirlemek üzere denemeler yapılmıştır.

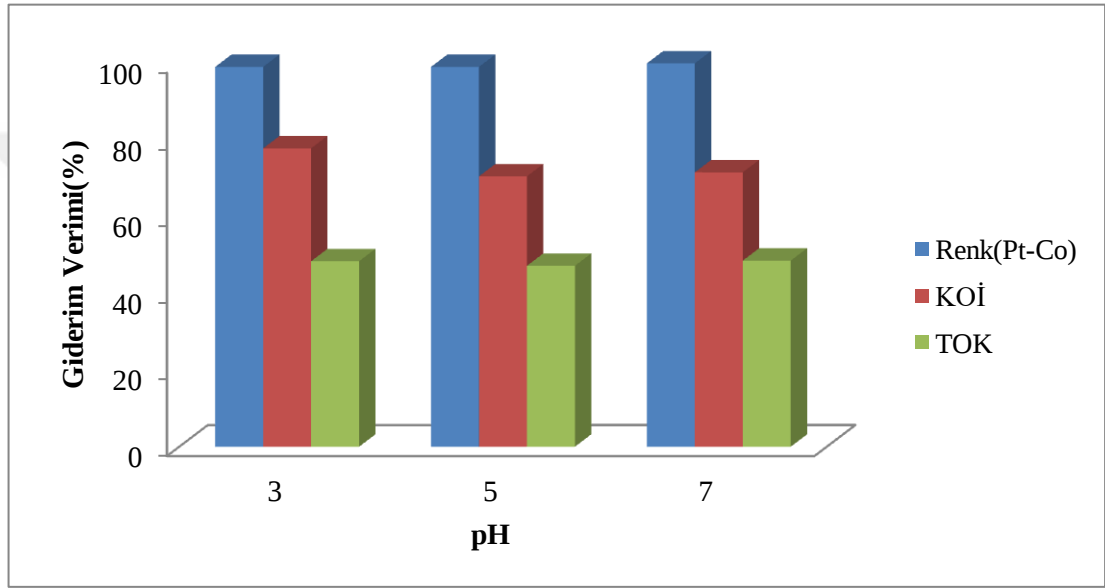
PMS'nin UVC (254 nm) ışığı ile aktivasyonu dışında ısı indüksiyon $\text{SO}_4^{\cdot-}$ oluşumunu arttırmaktadır (Hayon ve Dogliotti, 1967; Hayon vd, 1972). Bu avantajlarının yanı sıra PMS, hidrojen peroksitten (H_2O_2) termodinamik olarak daha kuvvetli ve kinetik olarak da hidrojen peroksit'e kıyasla daha reaktif bir üçlü tuz olarak bilinmekte ve bu durum PMS'yi H_2O_2 'ye göre fotokimyasal oksidasyon uygulamalarında daha üstün kılmaktadır (Betterton ve Hoffmann, 1990).

pH etkisi

Yapılan çalışmalarda; Fe^{2+} dozu, PMS dozu, oksidasyon süresi sabit tutularak pH: 3-7 değer aralığında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, t: 120 dakikalık oksidasyon süresinde gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.5'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.5 te verilmiştir.

Tablo 4.5. pH değerinin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar

Başlangıç pH	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	23,28	7,2	4,64	3,17	86	23,3
3	12,02	0,11	0,03	0,02	19	12,0
5	12,29	0,12	0,03	0,02	25	12,3
7	12,98	0	0	0	25	12,9



Şekil 4.5. pH değerinin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, t: 120dk)

Renk parametresine bakıldığında, pH 3, 5, 7 için giderim verimleri sırasıyla %99,1, %99,1, %100 bulunmuştur. KOİ parametresinde giderim verimleri sırasıyla %77,8, %70,5, %71,6 olarak bulunmuş ve pH arttıkça verimin azaldığı gözlemlenmiştir. TOK parametresinde ise giderim verimleri sırasıyla %48,4, %47,2, %48,5 bulunmuştur. Sonuçlara bakıldığında birbiri arasında çok bir fark olmadığı için optimum pH 3 olarak tespit edilmiştir.

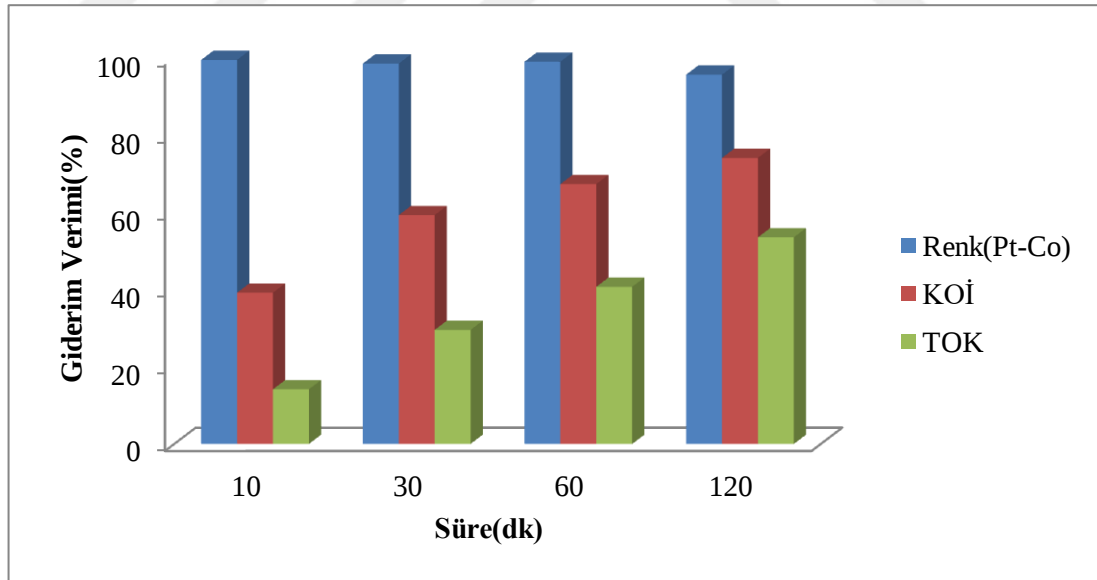
Literatürde, UVC çalışmalarında pH etkisi incelenen bir parametre olup, genellikle çalışmalarda asidik pH koşullarında en iyi verim alındığı tespit edilmiştir (Tymoyrimoghadam vd, 2019).

Süre etkisi

Yapılan çalışmalarda; Fe^{2+} dozu, PMS dozu, pH değeri sabit tutularak t: 10-30-60-120 zaman aralıklarında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3 koşulları altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.6'da, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.6'da verilmiştir.

Tablo 4.6. Uygun sürenin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	209	6,96	4,4	2,95	87	23,0
10	1	0,17	0	0	53	19,8
30	3	0,23	0	0	35	16,2
60	2	0,12	0	0	28	13,6
120	9	0,3	0,21	0,21	22	10,7



Şekil 4.6. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3)

Süre etkisi değerlendirildiğinde; 10, 30, 60 ve 120 dakikaları için renk giderim verimleri sırasıyla %99,5, %98,6, %99,1, 95,7 bulunmuştur. KOİ parametresinde

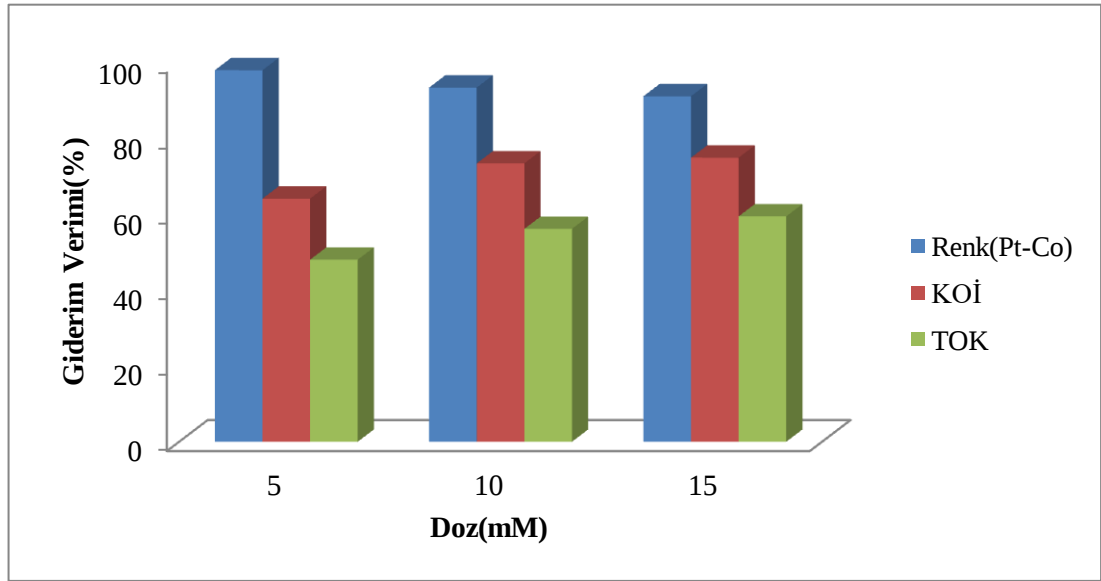
verimler sırasıyla %39,2, %59,3, %67,3, %74,1 olarak bulunmuş süre artışıyla verimlerde de artış gözlemlenmiştir. TOK parametresindeki verimler ise sırasıyla %14,2, %29,6, %40,7, %53,6 bulunmuştur. Tüm bu sonuçlara bakılarak en iyi giderim veriminin olduğu süre 120 dk olduğu görülmüştür.

PMS dozu etkisi

Yapılan denemelerde; Fe^{2+} dozu, pH değeri, süresi sabit tutularak PMS:5-10-15 mM konsantrasyonlarında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, pH: 3, t: 120 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.7’de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.7’de sunulmuştur.

Tablo 4.7. PMS dozu etkisinden elde edilen sonuçlar

Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	218	7,2	4,64	3,17	86	23,3
5	4	0,17	0,08	0,06	31	12,1
10	14	0,42	0,3	0,25	23	10,2
15	19	0,55	0,45	0,41	22	9,4



Şekil 4.7. PMS dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, pH: 3, t: 120 dk)

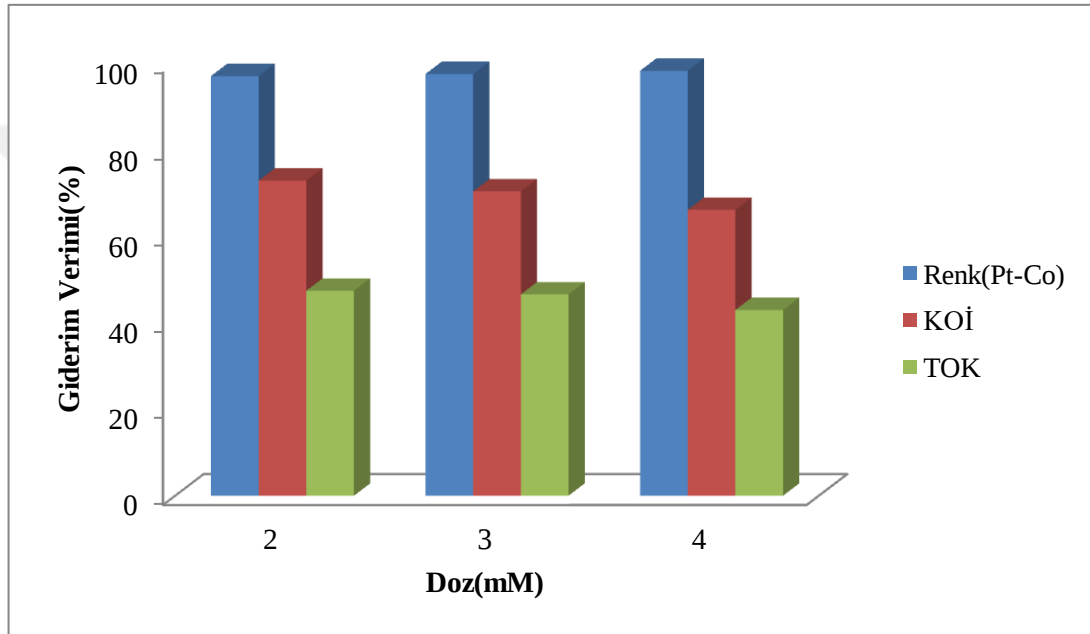
PMS dozu etkisine bakıldığında; 5, 10 ve 15 mM renk giderim verimleri sırasıyla %98,2, %93,6, %91,3 olarak bulunmuş ve doz arttıkça verimlerde azalma olduğu görülmüştür. KOİ parametresinde verimler sırasıyla 64,2, %73,6, %75,1 olarak bulunmuştur. PMS dozu arttıkça giderim verimlerinde yaklaşık %9 ve %2 oranında artışın olduğu görülmüştür. TOK parametresinde ise verimler sırasıyla %48,1, %56,3, %59,6 bulunarak dozun artmasıyla verimlerde de %8 ve %3'lük artışlar meydana geldiği görülmüştür. Genel olarak bakıldığında zaman optimum giderim veriminin olduğu doz ise 15 mM ile fazla bir fark olmadığı ve aşırı PMS tüketimi olmaması için 10 mM seçilmiştir.

Fe^{2+} dozu etkisi

Yapılan denemelerde; PMS dozu, pH değeri, süresi sabit tutularak Fe^{2+} :2-3-4 mM konsantrasyonlarında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler PMS: 10 mM, pH: 3, t: 120 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.8'de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.8'de verilmiştir.

Tablo 4.8. Fe^{2+} dozu etkisinden elde edilen sonuçlar

Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	205	6,81	4,32	2,95	87	21,8
2	6	0,23	0,11	0,08	24	11,4
3	5	0,2	0,1	0,07	26	11,6
4	0	0,25	0,11	0,07	29	13,5



Şekil 4.8. Fe^{2+} dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 10 mM, pH: 3, t: 120 dk)

Fe^{2+} dozu etkisine bakıldığında; 2, 3 ve 4 mM için renk giderim verimleri sırasıyla %97,1, %97,6, %98,3 olarak bulunmuş ve doz arttıkça verimin de arttığı görülmüştür. KOİ giderim verimleri sırasıyla %72,9, %70,4, %66,1 olarak bulunmuştur ve dozun artmasıyla birlikte verimlerin azaldığı gözlemlenmiştir. TOK parametresinde ise giderim verimleri sırasıyla %47,4, %46,6, %42,9 olarak bulunmuş ve verimlerin Fe^{2+} dozunun artmasıyla azaldığı gözlemlenmiştir. Genel olarak bakıldığında en iyi dozunun 2 mM olduğu tespit edilmiştir.

4.3. PMS/UVC Aktivasyonu

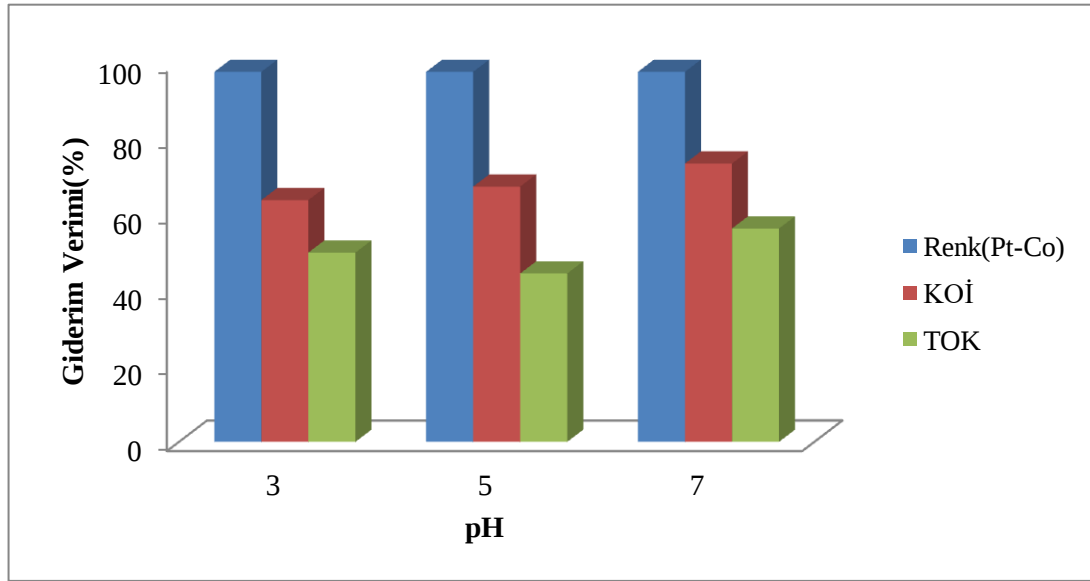
PMS/UVC aktivasyonu deneylerinde UVC ışığı altında yalnızca PMS kullanılarak; uygun pH, optimum PMS dozu ve optimum süreyi belirlemek üzere denemeler yapılmıştır.

pH etkisi

Bu çalışmada; PMS dozu ve süresi sabit tutularak pH: 3-7 değer aralıklarında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler PMS: 5 mM, t: 120 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.9'da, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.9'da verilmiştir.

Tablo 4.9. pH değerinin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar

Başlangıç pH	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	215	6,81	4,32	2,95	86	26,1
3	5	0,23	0,11	0,08	31	13,1
5	5	0,2	0,1	0,07	28	14,5
7	5	0,25	0,11	0,07	23	11,4



Şekil 4.9. pH değerinin giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 5 mM, t: 120 dk)

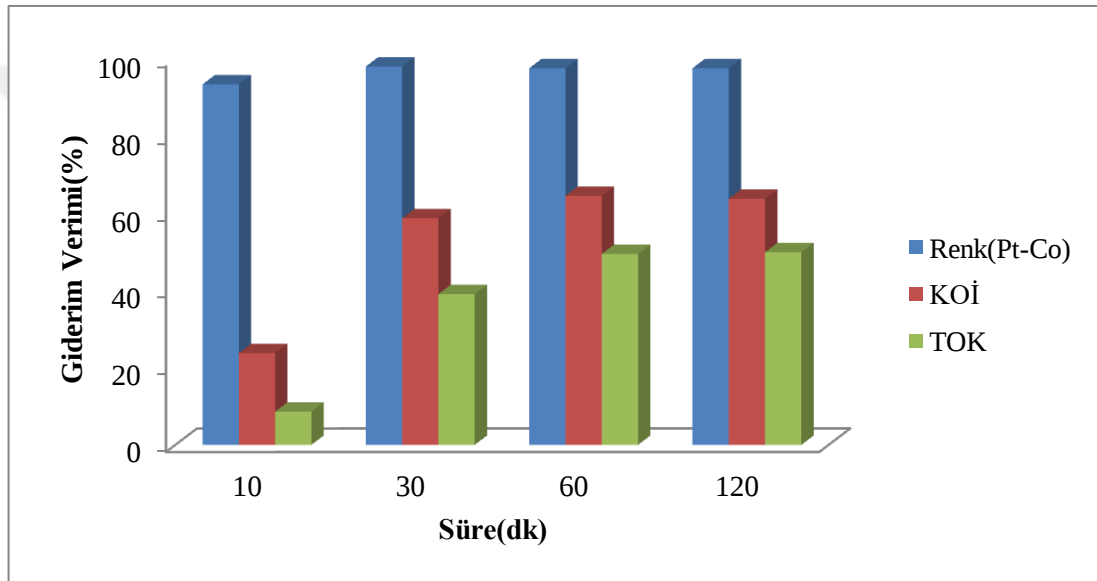
pH etkisi değerlendirildiğinde renk giderim verimleri pH 3, 5, 7 için sırasıyla %97,7, %97,7, %97,7 olarak bulunmuştur. KOİ giderim verimleri sırasıyla %63,8, %67,4, %73,5 olarak bulunmuştur ve giderim verimlerinin pH arttıkça arttığı gözlemlenmiştir. TOK parametresinde ise giderim verimleri sırasıyla %49,9, %44,5, %56,3 olarak bulunmuştur. PMS/Fe²⁺/UVC aktivasyonu prosesi ile kıyaslama açısından pH 3 olarak seçilmiştir.

Süre etkisi

Bu çalışmada; PMS dozu ve pH değeri sabit tutularak t: 10-30-60-120 dk zaman aralıklarında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler PMS: 5 mM ve pH: 3 koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.10'da, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.10'da sunulmuştur.

Tablo 4.10. Sürenin belirlenmesinden elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	215	7,12	4,51	3,16	86	26,2
10	14	0,65	0,33	0,25	65	23,9
30	4	0,29	0,23	0,21	35	15,9
60	5	0,2	0,14	0,13	30	13,2
120	5	0,2	0,13	0,12	31	13,1



Şekil 4.10. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (PMS: 5 mM, pH: 3)

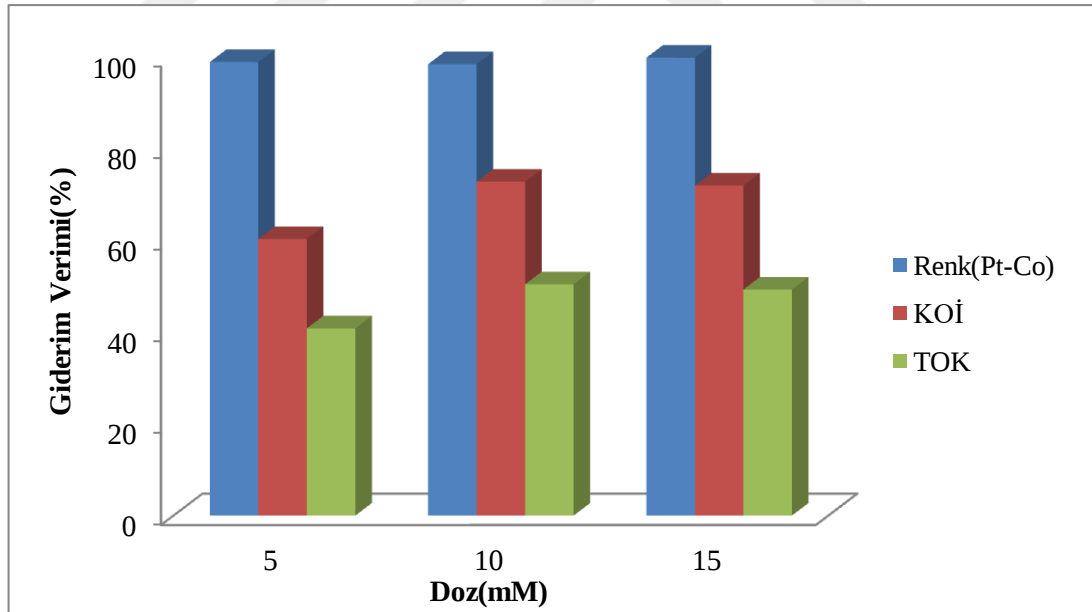
Süre etkisine bakıldığında; 10, 30, 60 ve 120. dakikalar için renk giderim verimleri sırasıyla %93,5, %98,1, %97,7, %97,7 olarak bulunmuştur. 30. dakikada verim %5'lik artış gösterip, 60. dakikada çok az bir azalma göstermiş ve 120. dakikada sabit kalmıştır. KOİ giderim verimleri sırasıyla %23,8, %58,8, %64,6, %63,8 olarak bulunmuştur. 60. dakikaya kadar verim sürenin artmasıyla birlikte artış göstermiş olup 120. dakikada %1'lik bir azalma göstermiştir. TOK giderim verimleri sırasıyla %8,61, %39,1, %49,5, %49,9 olarak bulunmuş ve süre arttıkça TOK giderim verimlerinin arttığı gözlemlenmiştir. Genel olarak sonuçlara bakıldığında ise en iyi giderim veriminin olduğu süre 120 dk olarak kabul edilmiştir.

PMS doz etkisi

Bu çalışmada; pH değeri ve süresi sabit tutularak PMS: 5-10-15 mM konsantrasyonlarında UVC ışığı altında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler pH: 3, t: 120 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.11’de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.11’de verilmiştir.

Tablo 4.11. PMS dozunun belirlenmesinden elde edilen sonuçlar

Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	212	7,09	4,47	3,07	87	25,8
5	2	0,59	0,53	0,52	34	15,3
10	3	0,77	0,74	0,73	23	12,8
15	0	0	0	0	24	14,2



Şekil 4.11. PMS dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi (pH: 3, t: 120 dk)

PMS doz etkisine bakıldığında; 5, 10, 15 mM için renk giderim verimleri sırasıyla %99,1, %98,6, %100 bulunmuştur. KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %60,4, %72,9, %72,1 olduğu ve doz arttıkça verimin de arttığı gözlemlenmiştir.

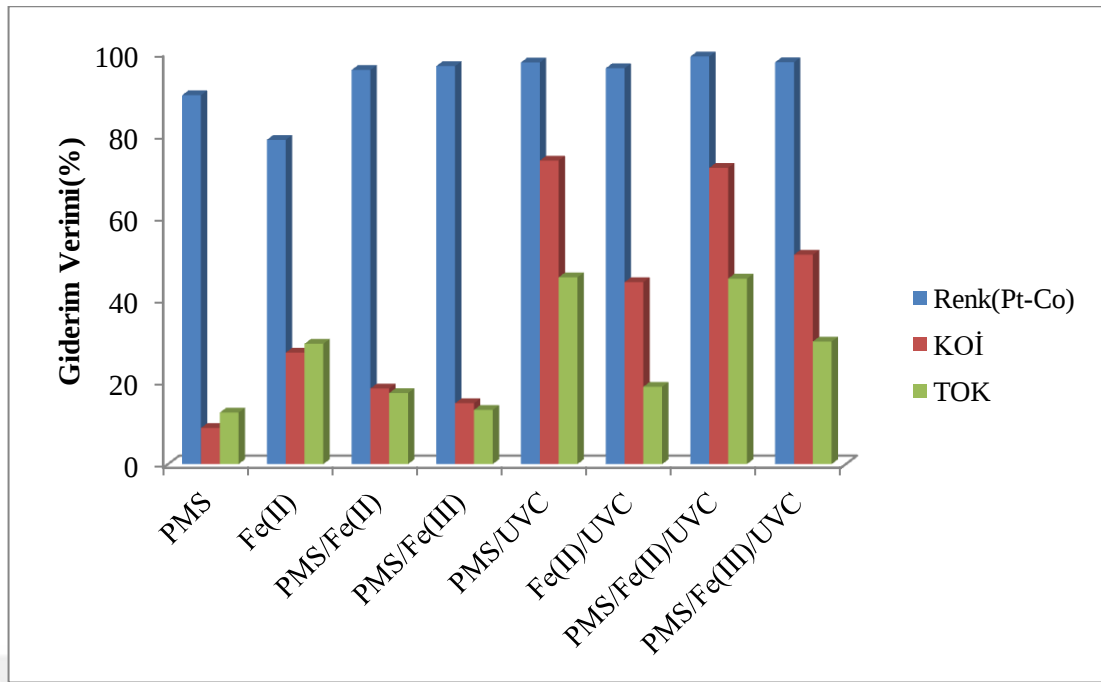
TOK giderim verimleri sırasıyla %40,9, %50,5, %43,6 olarak bulunmuştur. 10 mM'lık PMS dozunda %10'luk artış, 15 mM'da ise %7'lik bir azalmanın olduğu görülmüştür. Sonuçlara bakıldığında en iyi PMS dozunun 10 mM olduğu tespit edilmiştir.

4.4. Işıklı (UVC) ve Işıksız Aktivasyon Yöntemlerinin Kıyaslanması

Bu çalışmada PMS, Fe(II), PMS/Fe(II), PMS/Fe(III), PMS/UVC, Fe(II)/UVC, PMS/Fe(II)/UVC, PMS/Fe(III)/UVC proseslerinin kıyası yapılmıştır. Yapılan denemeler pH: 3, PMS: 10 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 120 dk koşulları altında ışıklı UVC ve ışıksız ortamında gerçekleştirilmiştir. Denemelerin sonucunda elde edilen veriler Tablo 4.12'de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.12'de sunulmuştur.

Tablo 4.12. Farklı prosesler için elde edilen sonuçlar

	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	212	6,98	4,39	2,98	87	26,2
PMS	22	1,08	0,33	0,29	79	22,6
Fe(II)	45	1,79	0,85	0,34	63	18,3
PMS/Fe(II)	9	0,47	0,08	0,06	80	21,4
PMS/Fe(III)	7	0,18	0,06	0,03	74	22,4
PMS/UVC	5	0,24	0,19	0,19	23	23,9
Fe(II)/UVC	8	0,27	0,04	0	48	13,0
PMS/Fe(II)/UVC	2	0,11	0,01	0	24	19,4
PMS/Fe(III)/UVC	5	0,18	0,06	0,03	43	18,1



Şekil 4.12. PMS, Fe(II), PMS/Fe(II), PMS/Fe(III), PMS/UVC, Fe(II)/UVC, PMS/Fe(II)/UVC, PMS/Fe(III)/UVC proseslerinin giderim verimlerinin kıyası (pH: 3, PMS: 10 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 120 dk)

Işıklı (UVC) ve ışıksız aktivasyon yöntemleri kıyaslandığında; PMS, Fe(II), PMS/Fe(II), PMS/Fe(III), PMS/UVC, Fe(II)/UVC, PMS/Fe(II)/UVC, PMS/Fe(III)/UVC proseslerinin renk, KOİ, TOK parametrelerinde en iyi verimi PMS/UVC ve PMS/Fe(II)/UVC proseslerinin verdiği görülmüştür ve Renk, KOİ, TOK giderim verimleri sırasıyla; %97,6; %73,7; %45,4 ve %99; %72; %45,1 olarak bulunmuştur. Işıklı (UVC) ve ışıksız denemelere genel olarak bakıldığında zaman ışıklı (UVC) yöntemin daha etkili olduğu gözlemlenmiştir.

4.5. PMS/ Fe^{2+} /Karbon Aktivasyonu

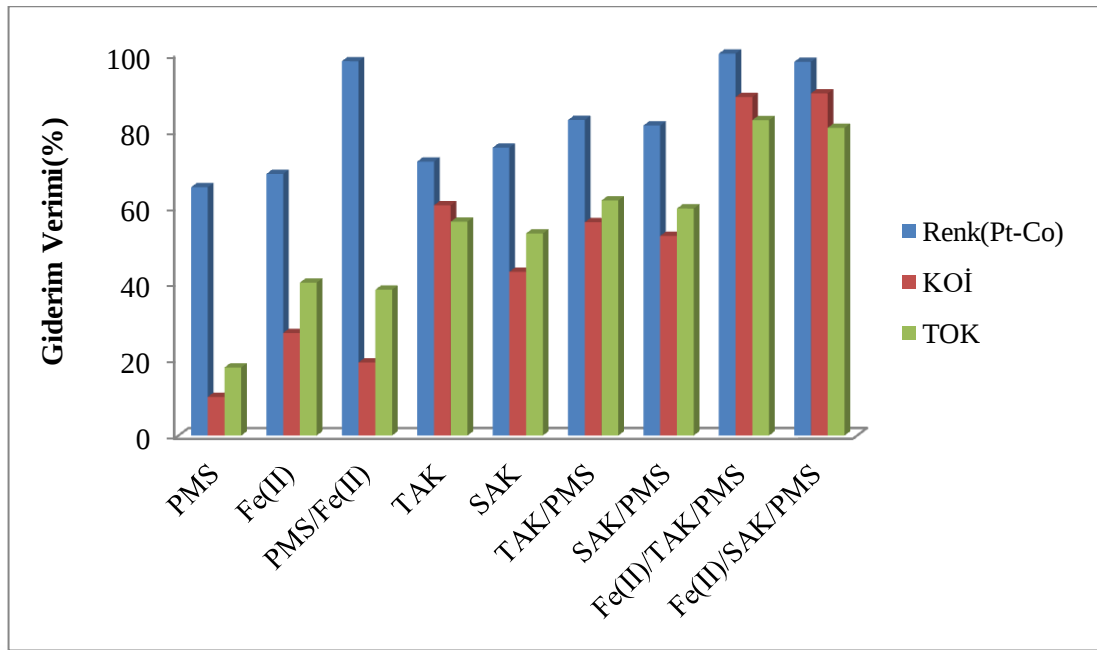
PMS/ Fe^{2+} /Karbon aktivasyonu optimum pH, PMS dozu, Fe^{2+} dozu, karbon dozu ve süreyi belirlemek üzere denemeler yapılmıştır. Buna ek olarak Ticari Aktif Karbon ile Saz Aktif Karbon kıyası da yapılmıştır.

Farklı proseslerin kıyaslanması

Bu çalışmada PMS, Fe(II), PMS/Fe(II), TAK, SAK, TAK/PMS, SAK/PMS, PMS/Fe(II)/TAK, PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin kıyası yapılmıştır. Yapılan denemeler pH: 7, PMS: 5 mM, Fe²⁺: 2 mM, t: 10 dk, karbon: 2 g/L koşulları altında gerçekleştirilmiştir. Denemelerin sonucunda elde edilen veriler Tablo 4.13'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.13'te sunulmuştur.

Tablo 4.13. Farklı prosesleri için elde edilen sonuçlar

	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	138	4,28	3,38	1,93	94	29,7
PMS	70	3,06	0,76	0,21	88	24,4
Fe(II)	63	2,74	0,69	0,01	64	17,8
PMS/Fe(II)	4	0,52	0	0	71	18,4
TAK	39	1,15	0,85	0,65	37	13,1
SAK	34	1,06	0,73	0,53	54	13,9
TAK/PMS	24	0,79	0,41	0,26	46	11,4
SAK/PMS	26	0,84	0,49	0,32	49	12,1
Fe(II)/TAK/PMS	0	0,02	0,01	0,03	11	5,2
Fe(II)/SAK/PMS	3	0,12	0,06	0,05	10	5,8



Şekil 4.13. PMS, Fe(II), PMS/Fe(II), TAK, SAK, TAK/PMS, SAK/PMS, PMS/Fe(II)/TAK, PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 10 dk, karbon: 2 g/L)

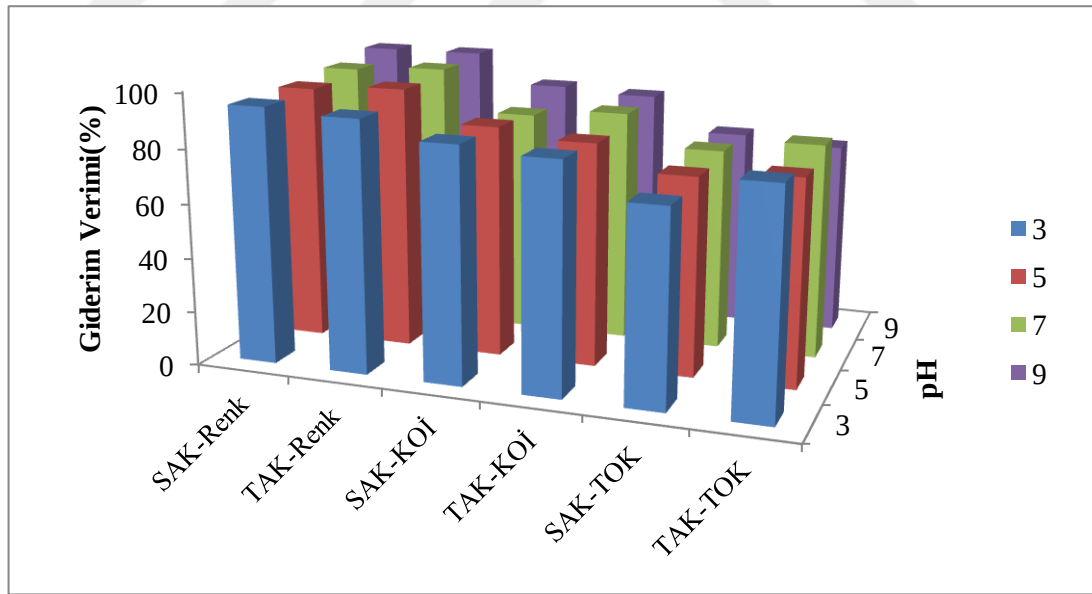
PMS, Fe(II), PMS/Fe(II), TAK, SAK, TAK/PMS, SAK/PMS, PMS/Fe(II)/TAK, PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin kıyası yapılan bu çalışmada bulunan sonuçlara göre PMS/Fe(II)/TAK ve PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin diğer proseslere oranla tüm parametrelerde üstün olduğu görülmüş, Ticari Aktif Karbon ve Saz Aktif Karbonun da birbiri arasında oldukça yakın verimler elde edildiği görülmüştür. Renk, KOİ, TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %97,3; %88,6, %89,6; %82,6, %80,6 olarak bulunmuştur. Sonuç olarak bakıldığında karbonun eklenmesiyle giderim verimlerinde önemli düzeyde artış olduğu gözlemlenmiştir.

pH etkisi

Bu çalışmada; PMS dozu, Fe^{2+} dozu, karbon dozu ve süre sabit tutularak pH: 3-5-7-9 değerlerinde PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan deneyler PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, k: 2 g/L ve t: 10 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.14'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.14'te verilmiştir.

Tablo 4.14. pH denemesinde elde edilen sonuçlar

Başlangıç pH	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	161	4,9	4,52	2,23	87	23,9
SAK						
3	9	0,32	0,25	0,21	12	6,9
5	8	0,23	0,14	0,11	13	5,6
7	5	0,15	0,12	0,1	15	6,1
9	0	0	0	0	10	6,3
TAK						
3	12	0,38	0,3	0,26	14	4,4
5	5	0,16	0,1	0,08	16	5,1
7	2	0,1	0,03	0,01	12	4,9
9	0	0,01	0	0	12	6,8



Şekil 4.14. PMS/Fe(II)/TAK ve PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin pH giderim verimlerinin kıyası (PMS: 5 mM, Fe²⁺: 2 mM, karbon: 2 g/L, t: 10 dk)

Yapılan çalışmanın sonucunda deneysel veriler incelendiğinde renk parametresinde Saz Aktif Karbon için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %94,4,

%94,9, %96,9, %100 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen giderim verimleri sırasıyla %92,5, %96,8, %98,8, %100 bulunmuştur. Her iki karbon denemesinde de, tüm dozlarda renk parametresi için birbirine yakın sonuçlar alınmış olup, oldukça yüksek giderim verimleri elde edilmiştir.

KOİ parametresi için yapılan çalışmanın sonucuna bakıldığında dozun artışıyla giderim veriminde de artış gözlenmiştir. Saz Aktif Karbon için 3-5-7-9 pH'larında elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %86,2, %85,4, %83,3, %88,5 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise giderim verimleri sırasıyla %83,8, %82,1, %86,2, %86,7 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde KOİ parametresi için pH değerleri arasında belirgin bir fark olmamasından ve de atıksuyun pH değerine yakın olduğundan her iki karbon için de pH 7 olarak seçilmiştir.

TOK parametresinde de aynı şekilde karbon dozunun artması ile giderim veriminde de artış gözlenmiştir. Saz Aktif Karbon için 3-5-7-9 pH'larda elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %71,2, %73,0, %74,7, %73,9 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %81,5, %75,6, %79,5, %71,4 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde bu parametrede de pH değerleri arasında belirgin fark olmadığından her iki karbon için optimum pH olarak 7 seçilmiştir.

Süre etkisi

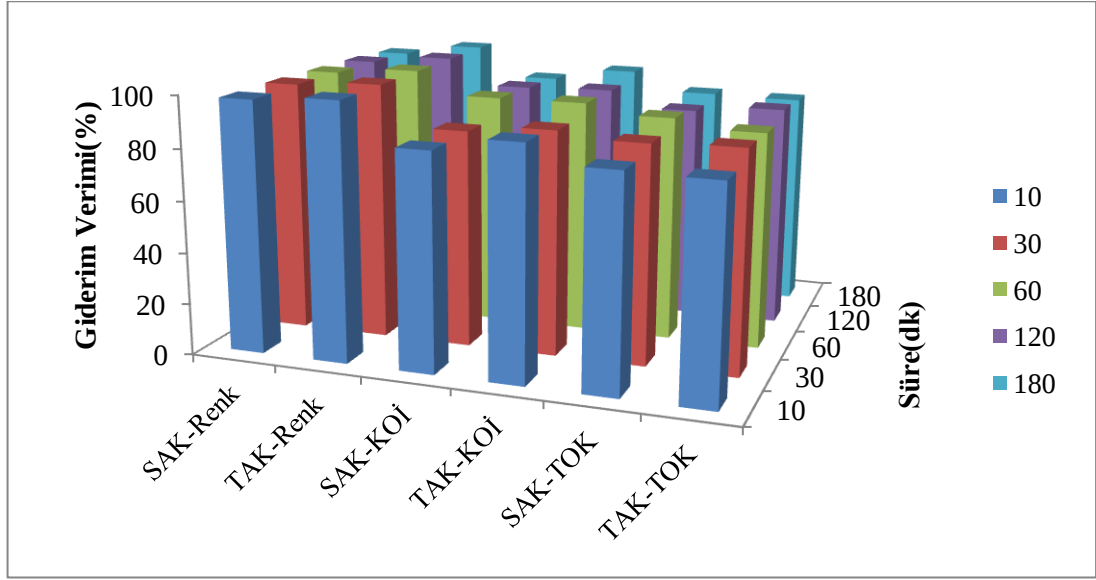
Bu çalışmada; PMS dozu, Fe^{2+} dozu, karbon dozu ve pH değeri sabit tutularak t:10-30-60-120-180 dk süre aralıklarında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, k: 2 g/L ve pH: 3 koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.15 ve Tablo 4.16'da, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.15'te sunulmuştur.

Tablo 4.15. TAK süre denemesinde elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	120	3,73	2,87	1,53	94	31,1
10	0	0	0	0	10	5,7
30	0	0	0	0	12	4,4
60	0	0	0	0	8	4,9
120	0	0	0	0	9	4,1
180	0	0	0	0	7	4,7

Tablo 4.16. SAK süre denemesinde elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	156	4,79	4,36	2,09	95	27,1
10	3	0,1	0,05	0,04	15	4,7
30	3	0,09	0,06	0,05	15	4,1
60	4	0,11	0,07	0,06	8	3,3
120	5	0,11	0,08	0,07	10	4,2
180	7	0,25	0,18	0,16	11	3,9



Şekil 4.15. PMS/Fe(II)/TAK ve PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin süre giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, karbon: 2 g/L)

Yapılan deneme sonucunda elde edilen deneysel veriler incelendiğinde renk parametresinde Saz Aktif Karbon için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %98,1, %98,1, %97,4, %96,8, %95,5 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen giderim verimleri tüm sürelerde %100'e ulaşmıştır. Her iki karbon denemesinde de, tüm dozlarda renk parametresi için pek bir fark görülmemiş, oldukça yüksek giderim verimleri elde edilmiştir.

KOİ parametresi için deneysel sonuçlar incelendiğinde doz arttıkça giderim verimi artmıştır. Saz Aktif Karbon için 10-30-60-120 dk da elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %84,2, %84,4, %91,1, %89,7, %88,0 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise giderim verimleri sırasıyla %89,6, %87,2, %91,3, %90,6, %93,0 olarak bulunmuştur. Sonuçlar değerlendirildiğinde KOİ parametresi dikkate alındığında süreler arasında belirgin bir fark olmamasından dolayı her iki karbon için de 10 dk optimum süre olarak seçilmiştir.

TOK parametresinde de karbon dozunun artmasıyla giderim veriminde artış gözlenmiştir. Saz Aktif Karbon 10-30-60-120 dk da elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %82,6, %84,6, %87,7, %84,4, %85,5 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %81,8, %85,8, %84,4, %87,0, %85,0 olarak bulunmuştur. Sonuçlar değerlendirildiğinde bu parametrede de

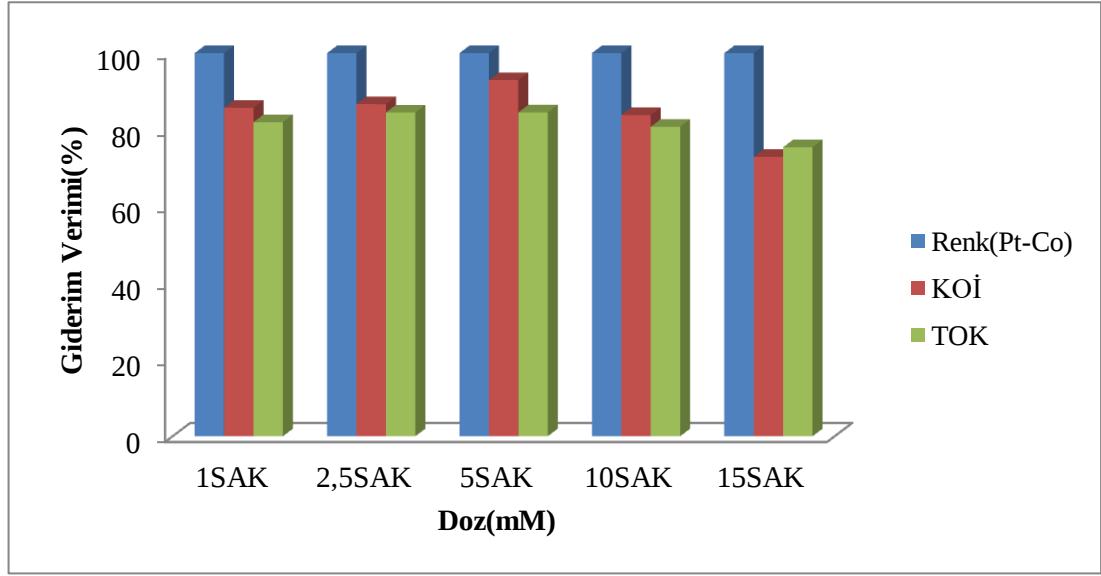
süreler arasında belirgin fark olmadığından her iki karbon için optimum süre olarak 10 dk seçilmiştir.

PMS doz etkisi

Bu çalışmada; Fe^{2+} dozu, karbon dozu, pH ve süre sabit tutularak PMS: 1-2,5-5-10-15 mM dozlarında PMS oksidasyonu deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler, Fe^{2+} : 2 mM, k: 2 g/L, pH: 7 ve t: 10 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.17 ve Tablo 4.18’de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.16 ve Şekil 4.17’de sunulmuştur.

Tablo 4.17. SAK PMS doz denemesinde elde edilen sonuçlar

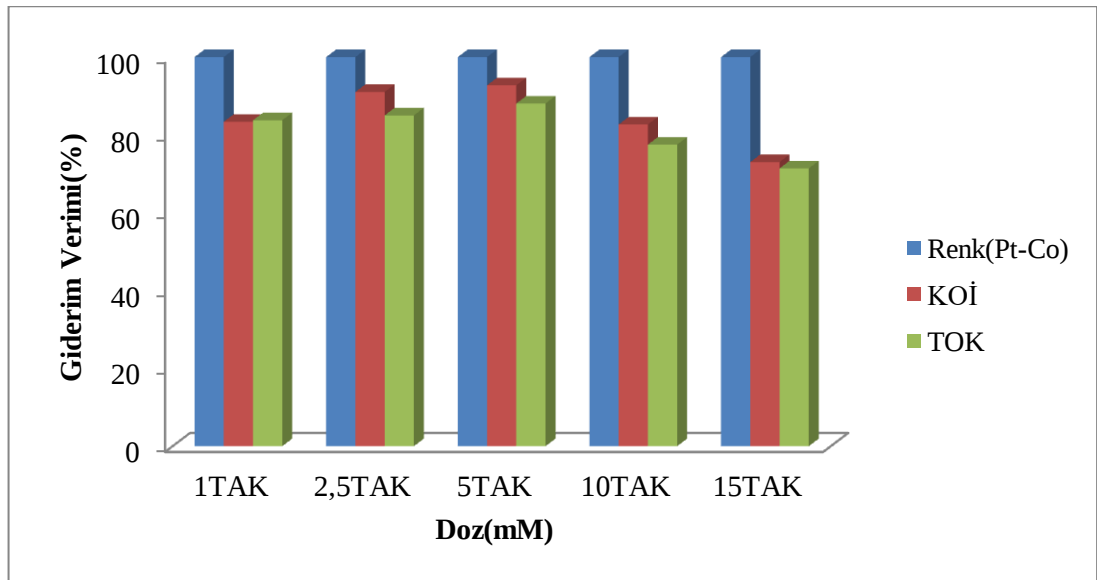
Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	137	4,06	3,08	2,03	66	20,6
1	0	0	0	0	9	3,7
2,5	0	0	0	0	9	3,2
5	0	0	0	0	7	3,2
10	0	0	0	0	14	5,0
15	0	0	0	0	23	6,4



Şekil 4.16. PMS/Fe(II)/SAK prosesinin PMS doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, Fe²⁺: 2 mM, karbon: 2 g/L, t: 10 dk)

Tablo 4.18. TAK PMS doz denemesinde elde edilen sonuçlar

Doz (mM)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	137	4,06	3,08	2,03	66	20,6
1	0	0	0	0	14	3,5
2,5	0	0	0	0	4	3,2
5	0	0	0	0	2	2,7
10	0	0	0	0	12	5,1
15	0	0	0	0	22	7,2



Şekil 4.17. PMS/Fe(II)/TAK prosesinin PMS doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, Fe^{2+} : 2 mM, karbon: 2 g/L, t:10 dk)

Yapılan çalışmanın sonucunda elde edilen deneysel veriler incelendiğinde her iki karbon denemesinde de, tüm dozlarda Renk parametresi için farklılık görülmemiş olup, %100 giderim verimleri elde edilmiştir.

KOİ parametresinde Saz Aktif Karbon için 1-2,5-5-10-15 mM dozlarında elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %85,7, %86,7, %93,0, %83,8, %72,9 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise giderim verimleri sırasıyla %83,4, %91,0, %92,7, %82,7, %73,0 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde 5 mM dozuna kadar verimde artış gözlenirken, 10 ve 15 mM dozlarında azalma meydana geldiği ve bu durumun sebebinde PMS'nin karbona tutunup, karbonun etkisini azaltmış olabileceği düşünülmektedir. En iyi giderim verimi ise 5 mM dozunda elde edilmiştir.

TOK parametresinde Saz Aktif Karbon için 1-2,5-5-10-15 mM dozlarında elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %82,0, %84,5, %84,5, %80,8, %75,4 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %83,8, %85,0, %88,1, %77,5, %71,4 olarak bulunmuştur. 5 mM'a kadar artış gözlenirken, 10 ve 15 mM dozlarında azalma görülmektedir. Sonuçlar incelendiğinde PMS doz artışının fazla olması verimlere olumsuz etkide bulunduğu

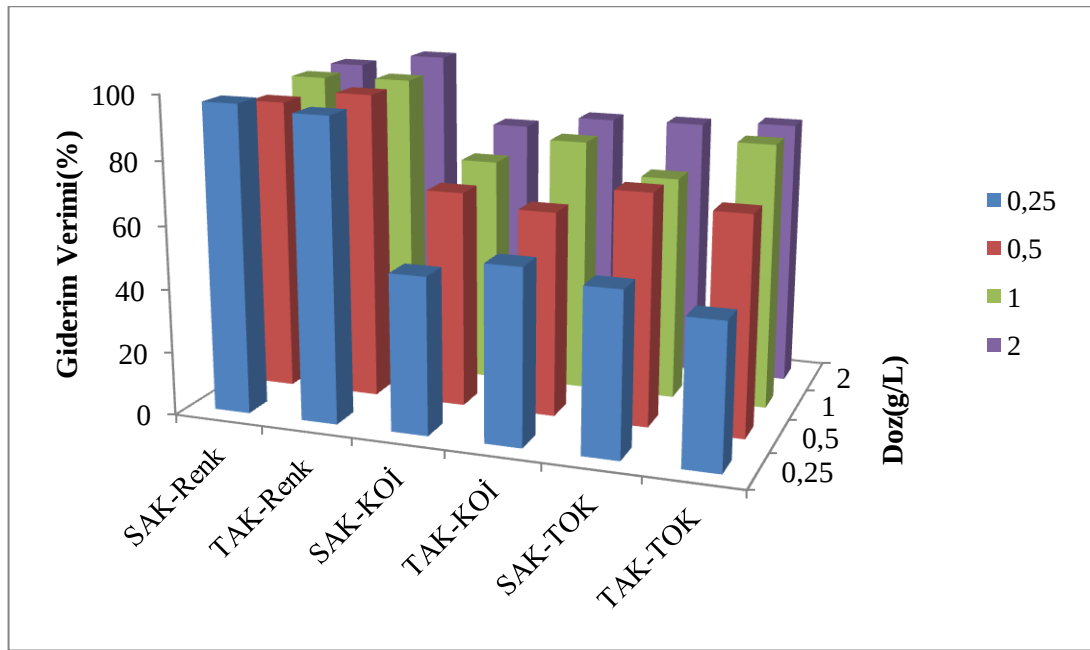
ve TOK parametresinde en iyi giderim veriminin 5 mM dozunda elde edildiği görülmüştür.

Karbon doz etkisi

Bu çalışmada; PMS dozu, Fe^{2+} dozu, pH değeri ve süre sabit tutularak TAK-SAK: 0,25-0,5-1-2 g/L dozlarında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, pH: 3 ve t: 10 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.19’da, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.18’de sunulmuştur.

Tablo 4.19. Karbon doz denemesinde elde edilen sonuçlar

Doz (g/L)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	147	4,53	3,6	2,05	91	37,5
SAK						
0,25	7	0,36	0,02	0	41	13,1
0,5	11	0,4	0,16	0,1	29	10,2
1	6	0,37	0,22	0,15	26	10,9
2	6	0,08	0	0	20	6,5
TAK						
0,25	11	0,39	0,14	0,13	36	14,7
0,5	5	0,21	0,07	0,05	33	11,7
1	5	0,17	0,08	0,07	18	6,2
2	0	0	0	0	17	5,9



Şekil 4.18. PMS/Fe(II)/TAK ve PMS/Fe(II)/SAK proseslerinin karbon doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, PMS: 5 mM, Fe^{2+} : 2 mM, t: 10 dk)

Yapılan denemenin sonucunda renk parametresinde Saz Aktif Karbon için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %97, %92,5, %95,9, %95,9 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen giderim verimleri sırasıyla %95,2, %96,6, %96,6, %100 bulunmuştur. Her iki karbon denemesinde de, tüm dozlarda renk parametresinde büyük bir değişiklik görülmemiş, oldukça yüksek giderim verimleri elde edilmiştir.

KOİ parametresinin sonuçlarına bakıldığında doz arttıkça giderim verimi artmıştır. Saz Aktif Karbon için 0,25-0,5-1-2 g/L dozlarında elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %49,43, %68,12, %71,89, %78,36 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise 0,25-0,5-1-2 g/L dozlarında elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %55,15, %64,43, %80,35, %82,34 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde KOİ parametresi dikkate alındığında optimum doz olarak her iki karbon için de 2 g/L seçilmiştir.

TOK parametresinde de aynı şekilde karbon dozunun artmasıyla giderim veriminde de artış gözlenmiştir. Saz Aktif Karbon için 0,25-0,5-1-2 g/L dozlarında elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %51,36, %72,84, %70,80, %80,71 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise 0,25-0,5-1-2 g/L dozlarında elde edilen

TOK giderim verimleri sırasıyla %45,28, %68,86, %83,59, %84,20 olarak bulunmuştur. Sonuçlara bakacak olursak optimum doz olarak her iki karbon için de 2 g/L seçilmiştir.

4.6. Karbonun Adsorpsiyon Etkisinin İncelenmesi

Süre etkisi

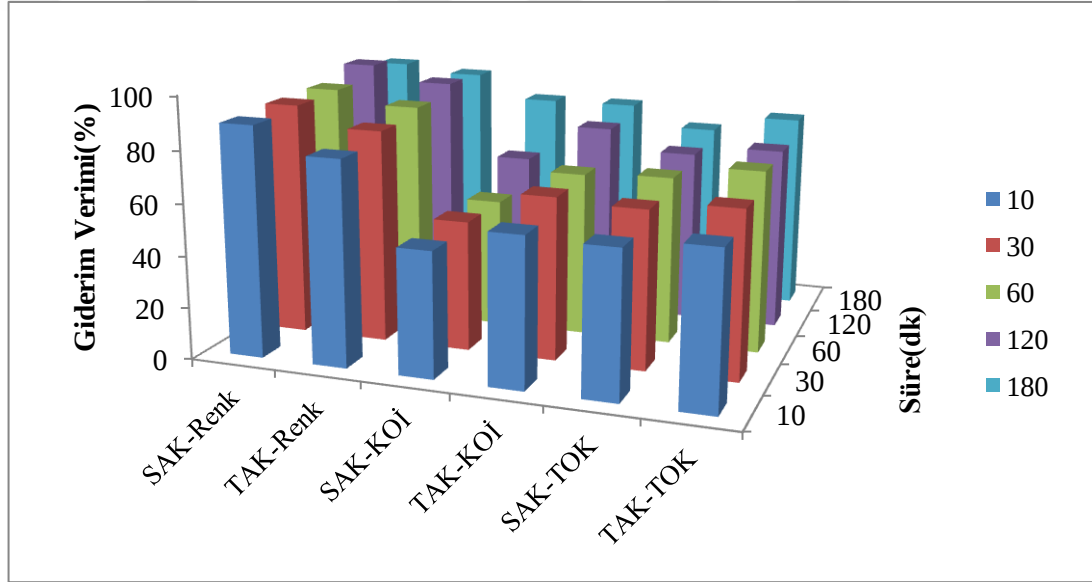
Bu çalışmada; karbon dozu ve pH sabit tutularak t: 10-30-60-120-180 sürelerinde deneyler yapılmıştır. Yapılan denemeler, k: 2 g/L ve pH: 7 koşullar altında gerçekleştirildi. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.20 ve Tablo 4.21'de, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.19'da verilmiştir.

Tablo 4.20. Sadece SAK ile süre denemesinde elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	221	8,18	5,03	3,4	91	23,1
10	29	0,79	0,58	0,47	47	10,1
30	23	0,66	0,48	0,36	45	8,7
60	18	0,35	0,2	0,12	45	8,3
120	9	0,09	0	0	36	7,4
180	15	0,63	0,51	0,45	19	7,4

Tablo 4.21. Sadece TAK ile süre denemesinde elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	199	6,76	4,12	2,86	88	21
10	39	1,19	1	0,87	43	7,1
30	40	1,01	0,84	0,72	32	6,6
60	29	0,79	0,68	0,62	34	5,8
120	26	0,63	0,55	0,49	19	5,4
180	25	0,65	0,57	0,51	17	4,8



Şekil 4.19. TAK ve SAK proseslerinin süre giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, karbon: 2 g/L)

Yapılan çalışmanın sonucunda deneysel veriler incelendiğinde her iki karbon denemesinde de, renk parametresi için, Saz Aktif Karbon için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %88,9, %90,1, %90,5, %95,5, %90,9 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen giderim verimleri sırasıyla %79, %82,5, %85,5, %89,5, %88 olarak bulunmuştur. Her iki karbon denemesinde de, tüm dozlarda renk parametresi için birbirine yakın sonuçlar alınmış olup, yüksek giderim verimleri elde

edilmiştir. 120. dakikaya kadar verim artarken, 180. dakikada az da olsa verimde düşüş meydana gelmiştir.

KOİ parametresinde Saz Aktif Karbon için 10-30-60-120-180 sürelerinde elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %48,3, %50,2, %50,0, %60,2, %78,7 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise giderim verimleri sırasıyla %57,4, %62,8, %63,7, %75,1, %78,8 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde süre arttıkça verim artışı gözlenmiş olup, 120 ve 180. dakikalar arasında büyük bir fark olmadığı için optimum giderim verimi süresi 120 dk olarak seçilmiştir.

TOK parametresinde karbon dozunun artması ile giderim veriminde artış gözlenmiştir. Saz Aktif Karbon için 10-30-60-120-180 sürelerinde elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %56,1, %62,3, %63,9, %67,8, %67,8 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %59,7, %64,5, %70,4, %70,9, %77,0 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde bu parametrede de en iyi giderim veriminin 120 ve 180. dakikalarında olduğu görülüp; aralarında da anlamlı bir fark olmadığı için optimum süre olarak 120 dk seçilmiştir.

Doz etkisi

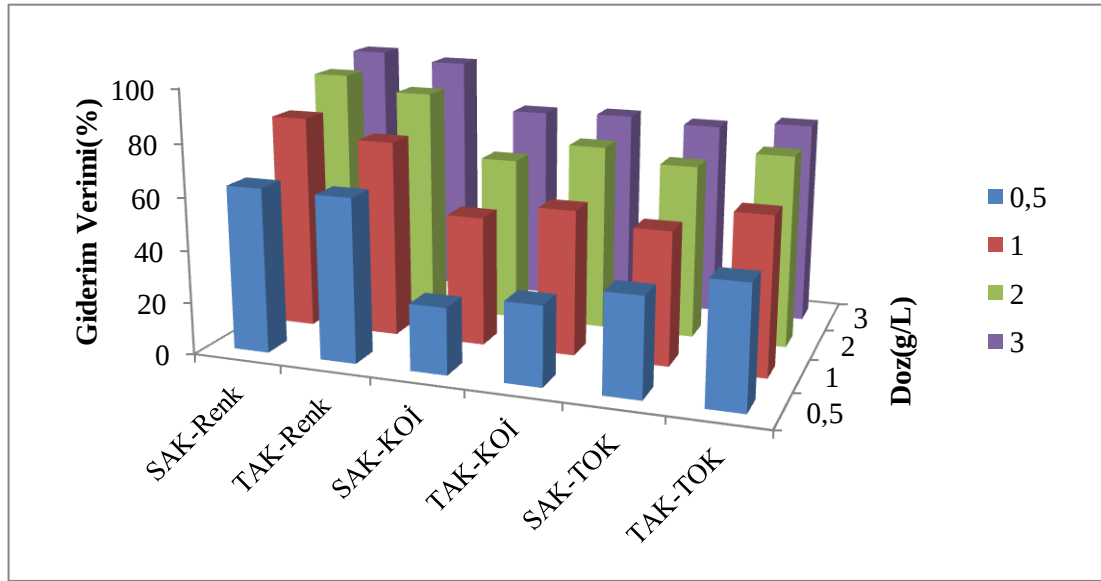
Bu çalışmada; pH ve süre sabit tutularak k: 0,5-1-2-3 g/L SAK ve TAK dozlarında deneyler yapılmıştır. Yapılan denemeler, pH: 7 ve süre: 120 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.22 ve Tablo 4.23'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.20'de verilmiştir.

Tablo 4.22. SAK doz denemesinde elde edilen sonuçlar

Doz (g/L)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	243	8,18	5,03	3,4	90	25,2
0,5	90	2,63	2,07	1,53	68	15,7
1	43	1,26	0,98	0,79	46	12,3
2	16	0,48	0,37	0,31	33	8,4
3	5	0,17	0,12	0,12	21	6,2

Tablo 4.23 TAK doz denemesinde elde edilen sonuçlar

Doz (g/L)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	200	6,76	4,12	2,86	88	20,7
0,5	75	2,12	1,75	1,48	61	11,2
1	49	1,37	1,19	1,04	39	8,3
2	24	0,7	0,6	0,54	25	5,5
3	10	0,27	0,24	0,22	20	4,5



Şekil 4.20. TAK ve SAK proseslerinin doz giderim verimlerinin kıyası (pH: 7, t: 120 dk)

Yapılan çalışmanın sonucunda deneysel veriler incelendiğinde her iki karbon denemesinde de, renk parametresinde Saz Aktif Karbon için elde edilen giderim verimleri sırasıyla %63, %82,3, %93,4, %97,9 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen giderim verimleri sırasıyla %62,5, %75,5, %88, %95 olarak bulunmuştur. Her iki karbondaki da, tüm dozlarda renk parametresi için birbirine yakın ve yüksek sonuçlar alınmıştır. Doz arttıkça verimlerde artış gözlemlenmiştir.

KOİ parametresinde Saz Aktif Karbon için 0,5-1-2-3 g/L dozlarında KOİ giderim verimleri sırasıyla %25,4, %49,4, %63,8, %76,5 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise giderim verimleri sırasıyla %30,3, %55,4, %71,7, %77,4 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde doz arttıkça verimlerde oldukça yüksek artışlar görülmüştür. 3 g/L dozunda en yüksek giderim verimi elde edilmiştir; fakat sonuçlarının yakın olmasından dolayı optimum doz olarak 2 g/L seçilmiştir.

TOK parametresinde de karbon dozunun artması ile giderim veriminde de artış gözlenmiş olup, Saz Aktif Karbon için 0,5-1-2-3 g/L dozlarında elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %37,7, %51,0, %66,9, %75,5 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise elde edilen TOK giderim verimleri sırasıyla %46,0, %60,1, %73,5, %78,2 olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde olursak bu parametrede

de 3 g/L dozunda en yüksek giderim verimi elde edilmiştir; fakat sonuçları yakın olduğu için optimum doz olarak 2 g/L seçilmiştir.

4.7. Elektrokimyasal Aktivasyon

Bu bölümde; deneysel optimizasyonu sağlamak amacıyla uygun pH, süre ve akım şiddetini belirlemek üzere Grafit Keçe (A) - Grafit Keçe (K) elektrot çiftleriyle denemeler yapılmıştır.

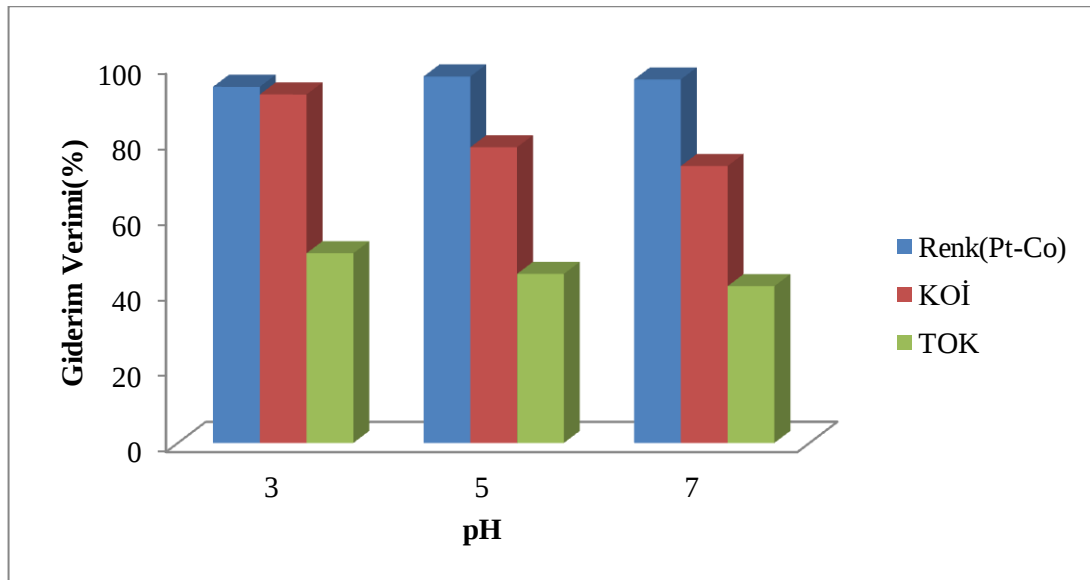
pH etkisi

pH, elektrokimyasal çalışmalarında çok önemli bir parametredir; çünkü ortamda meydana gelen reaksiyonları doğrudan etkiler. pH öncelikle hidroksil radikallerinin oluşumunda etkilidir. Deneyler sonucu, anot malzemesinin çeşidine göre asidik ortamlarda yapılmış olan denemelerden oldukça yüksek giderim verimleri bulunduğu gözlemlenmiştir (Ghanbari vd, 2015; Brillas vd, 2002; Aygün, 2012).

Yapılan denemelerde; akım yoğunluğu, PMS dozu, Fe^{2+} dozu ve elektroliz süresi sabit tutularak, pH: 3-5-7 değer aralığında elektrokimyasal çalışmaları yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, I: 0,35 A, t: 60 dakikalık elektroliz süresinde gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.24'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.21'de verilmiştir.

Tablo 4.24. pH denemesinde elde edilen sonuçlar

Başlangıç pH	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	129	3,95	2,91	1,82	72	38,1
3	4	0,29	0	0	9	18,9
5	4	0,36	0	0	16	21,1
7	5	0,4	0	0	19	22,3



Şekil 4.21. pH'ın giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, I: 0,35 A, t: 60 dakika)

Yapılan çalışmanın sonucunda renk parametresine bakıldığında giderim verimleri sırasıyla %94,2, %96,9, %96,1 olarak bulunmuştur. KOİ parametresinde verimler sırasıyla %92,2, %78,2, %73,2 olarak bulunmuştur. TOK parametresinde ise sırasıyla verimler %50,2, %44,7, %41,5 olarak bulunmuştur. Sonuçlara göre renk parametresinde az da olsa artış gözlenirken, KOİ ve TOK parametresinde pH arttıkça giderim verimlerinde azalma meydana gelmiştir ve bu sebepten ötürü en iyi giderim veriminin olduğu pH 3 uygun pH değeri olarak seçilmiştir.

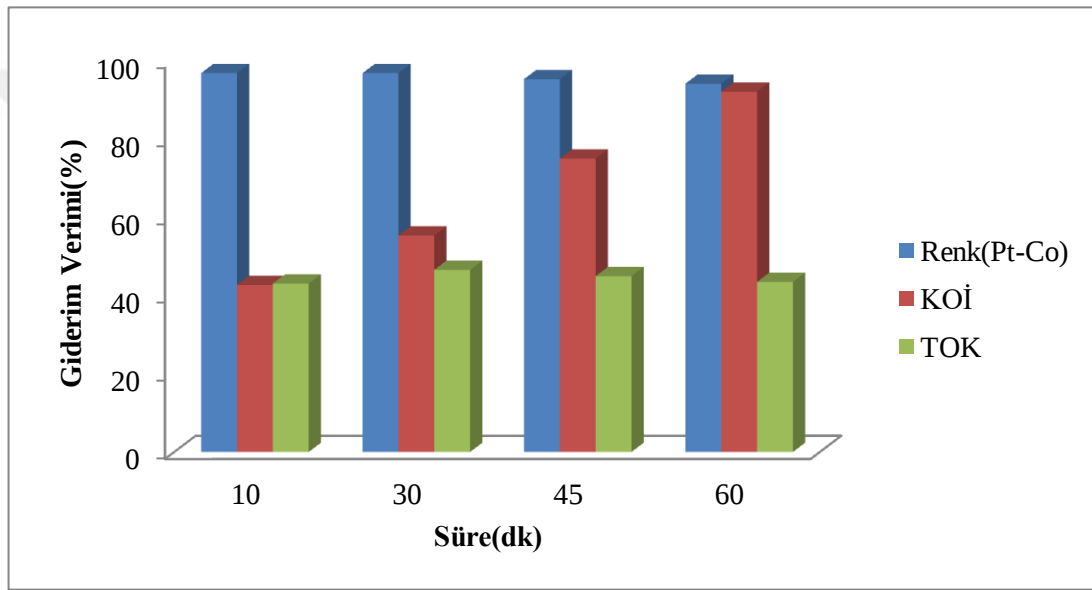
Literatürde, elektrokimyasal çalışmalarında pH etkisi sıklıkla incelenmekte olan bir değişken olup en uygun pH değerinin çoğunlukla 3 olduğu görülmüştür (Ghanbari vd, 2015; Brillas vd, 2002; Pantoja vd, 2001).

Süre etkisi

Yapılan denemelerde; Fe^{2+} dozu, PMS dozu, pH değeri sabit tutularak t: 10-30-45-60 zaman aralıklarında PMS oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, I: 0,35 A pH: 3 koşulları altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.25'te, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.22'de sunulmuştur.

Tablo 4.25. Süre denemesinde elde edilen sonuçlar

Süre (dk)	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	129	3,95	2,91	1,82	68	38,1
10	1	0,24	0	0	39	21,7
30	4	0,44	0	0	30	20,4
45	6	0,49	0	0,06	17	20,9
60	11	0,63	0,13	0,11	2	21,5

Şekil 4.22. Sürenin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, I: 0,35 A pH: 3)

Süre etkisine bakıldığında, renk parametresinde verimler sırasıyla %96,9, %96,9, %95,4, %94,2 olarak bulunmuştur ve süre arttıkça %1’lik azalmalar olduğu görülmüştür. KOİ parametresinde giderim verimleri sırasıyla %42,7, %55,4, %75,1, %92,2 olarak bulunmuştur. KOİ parametresi sonuçlarına göre oldukça yüksek verim artışları görülmüştür. TOK parametresinde ise verimler sırasıyla %43,1, %46,6, %44,9, %43,5 olarak bulunmuş olup, 45 ve 60. dakikada %2 ve %1’lik azalmalar meydana gelmiştir. Genel olarak bakıldığında optimum giderim veriminin gerçekleştiği süre 60 dakika olarak seçilmiştir.

Akım şiddetinin giderim verimine etkisi

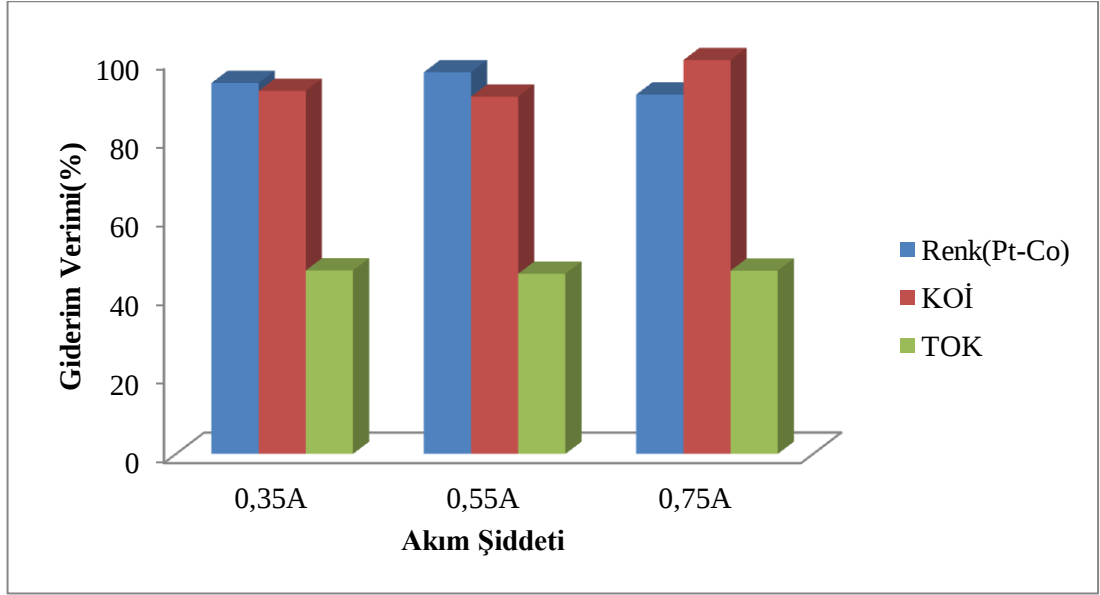
Elektrotlara verilen akım yoğunluğu arttıkça, Fenton reaksiyonlarında gereken demirin reaktivitesi de artar. Bununla birlikte yüksek akım hem enerji tüketimini hem de oluşan çamur miktarını arttırmaktadır. Giderim verimi (KOİ, TOK ve Renk) akım yoğunluğuyla birlikte artmasına rağmen bir noktadan sonra herhangi bir fark olmamaktadır. Bu sebepten ötürü uygulanacak akımı belirlemek önemlidir (Fil vd, 2012).

Akım şiddetini belirlemek üzere uygulanan denemelerde; Fe^{2+} dozu, PMS dozu, süre ve pH sabit tutularak I: 0,35-0,55-0,75 A olacak şekilde farklı akım değer aralığında elektrokimyasal deneyleri yapılmıştır. Yapılan denemeler Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3, t: 30 dk koşullar altında gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucu elde edilen veriler Tablo 4.26'da, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri ise Şekil 4.23'te verilmiştir.

Tablo 4.26. Farklı akım şiddetlerinden elde edilen sonuçlar

Akım	Renk (Pt-Co)	Res (436 nm)	Res (525 nm)	Res (620 nm)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Atıksu	137	4,22	3,09	1,96	78	38,1
0,35	12	0,67	0,2	0,11	*	20,4
0,55	20	0,8	0,35	0,28	7	20,7
0,75	12	0,59	0,16	0,09	*	20,4

*Ölçüm limitinin altında



Şekil 4.23. Akım şiddetlerinin giderim verimi üzerindeki etkisi (Fe^{2+} : 2 mM, PMS: 5 mM, pH: 3, t: 30 dk)

Yapılan çalışmanın sonucunda renk parametresi için giderim verimleri sırasıyla %94,2, %96,9, %91,2 olarak bulunmuştur. KOİ parametresinde giderim verimleri sırasıyla %92,2, %90,7, %100 olarak bulunmuştur. TOK parametresinde ise verimler sırasıyla %46,6, %45,7, %46,5 olarak bulunmuştur.

KOİ parametresi için yapılan denemelerin sonucuna bakıldığında akım şiddetinin artışı giderim verimini de artırmıştır. 0,35 A akımda elde edilen KOİ giderim verimi 30 dakikalık elektroliz süresi için %92,16 iken bu değer akım 0,55 A çıkarıldığında %90,72'ye düşmektedir. 0,75 A akımda ise verim %100'e ulaşmıştır. Akım değerleri arasında anlamlı bir farklılık gözlenmemiş olup, özellikle KOİ parametresi dikkate alınarak en uygun akım şiddeti I: 0,35 A belirlenmiştir. Diğer parametrelerde (Renk, TOK) verimlilikte önemli bir artış olmaması ve mevcut akım şiddeti arttıkça çamur miktarındaki artış ve enerji tüketiminden dolayı yüksek akım şiddeti tercih edilmemiştir. I: 0,35 A, t: 30 dakika için; sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %94,19, %92,16 ve %46,58 olarak bulunmuştur.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tez çalışmasında tekstil endüstrisinin biyolojik arıtım çıkışından alınan atıksuyun, ileri oksidasyon prosesinden olan PMS oksidasyon yöntemiyle arıtılması araştırılmıştır ve çeşitli aktivasyon yöntemleri denenmiştir. Yapılan deneylerde elektriksel iletkenlik, pH, Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK parametreleri analiz edilmiş ve uygun deneysel koşullar belirlenmiştir. Yapılan denemelerde aşağıdaki sonuçlara ulaşılmıştır;

PMS/Fe²⁺ Aktivasyonu deneylerinin sonucunda pH etkisine bakıldığında sonuç olarak pH: 7 optimum pH olarak kabul edilmiştir. pH: 7 için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %93,7, %35,4 ve %27,7 bulunmuştur. Süre etkisi çalışmalarında en iyi giderim veriminin gerçekleştiği süre 30 olarak kabul edilmiştir. t: 30 dk için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %93,0, %38,1 ve %31,6 olarak bulunmuştur. Fe²⁺ dozu denemesinde en iyi giderim veriminin gerçekleştiği doz 4 mM olarak tespit edilmiştir. Fe²⁺: 4 mM için sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %93,3, %39,1 ve %31,0 olarak bulunmuştur. PMS dozu denemelerinde ise en iyi giderim veriminin gerçekleştiği doz 10 mM olarak tespit edilmiştir. PMS: 10 mM için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %97,63, %36,67 ve %26,46 olarak bulunmuştur.

PMS/Fe²⁺/UVC Aktivasyonu deneylerinin sonucunda pH etkisine bakıldığında en iyi giderim veriminin gerçekleştiği pH değeri 3 olarak bulunmuştur. pH: 3 için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %99,08, %77,83 ve %48,39 bulunmuştur. Süre etkisinde en iyi giderim veriminin gerçekleştiği süre 120 olarak kabul edilmiştir. t: 120 dk için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %95,69, %74,12 ve %53,55 olarak bulunmuştur. PMS doz etkisinde en uygun giderim veriminin gerçekleştiği doz 10 mM olarak kabul edilmiştir. PMS: 10 mM için sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %93,58, %73,55 ve %56,25 olarak bulunmuştur. Fe²⁺ doz denemesinde ise giderim veriminin doz arttıkça azaldığı görülmüş ve en iyi giderim veriminin gerçekleştiği dozu 2 mM olarak tespit edilmiştir. Fe²⁺: 2 mM için sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %97,07, %72,89 ve %47,41 olarak bulunmuştur.

PMS/UVC Aktivasyonu deneylerinin sonucunda pH etkisine bakıldığında en uygun giderim veriminin gerçekleştiği pH değeri 3 kabul edilmiştir. pH: 3 için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %97,67, %63,83 ve %49,97 olarak bulunmuştur. PMS doz denemelerinde en uygun giderim veriminin gerçekleştiği doz 10 mM olarak kabul edilmiştir. PMS: 10 mM için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %99,06, %60,40 ve %40,88 olarak bulunmuştur. Süre etkisinde en uygun giderim veriminin gerçekleştiği süre 120 olarak kabul edilmiştir. t: 120 dk için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %97,67, %63,83 ve %49,97 olarak bulunmuştur.

Işıklı (UVC) ve Işıksız Aktivasyon Yöntemlerinin Kıyaslanması deneylerinin sonucunda en iyi giderim veriminin gerçekleştiği proses PMS/Fe(II)/UVC olarak kabul edilmiştir. PMS/Fe(II)/UVC prosesi için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %99,04, %71,97 ve %45,06 olarak bulunmuştur.

PMS/Fe²⁺/Karbon Aktivasyonu deneylerinin sonucunda ilk olarak hangi prosesle çalışmalara devam edileceğine karar verebilmek için farklı proseslerin kıyası yapılmıştır. Yapılan bu denemelerde birbirlerine çok yakın olmasından dolayı en iyi giderim veriminin gerçekleştiği proseslerin PMS/Fe(II)/TAK ve PMS/Fe(II)/SAK olduğu kabul edilmiştir. PMS/Fe(II)/TAK ve PMS/Fe(II)/SAK prosesleri için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %88,62, %82,58 ve %97,83, %89,59, %80,87 olarak bulunmuştur. Karbon doz etkisine bakıldığında; en iyi verimin 2 g/L'de elde edilmiş olduğu görülmektedir. Optimum karbon dozunda Saz Aktif Karbon için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %95,9, %78,4, %80,7 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %82,3, %84,2 olarak bulunmuştur. Süre etkisine bakıldığında; optimum süre olarak 10 dk seçilmiştir ve Saz Aktif Karbon için sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %98,1, %84,2, %82,6 bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %89,6, %81,8 olarak bulunmuştur. pH etkisine bakıldığında; pH'lar arasında bariz bir fark olmamasından ve de atıksuyun pH değerine yakın olmasından ötürü her iki karbon için de optimum pH 7 olarak seçilmiştir. Optimum pH'da Saz Aktif Karbon için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %96,9, %83,3, %74,7 olarak bulunmuştur. Ticari

Aktif Karbon için ise Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %98,8, %86,2, %79,5 olarak bulunmuştur. PMS doz etkisine bakıldığında; en iyi giderim verimin 5 mM dozunda olduğu görülmüştür. Optimum PMS dozunda Saz Aktif Karbon için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %93, %84,5 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %92,7, %88,1 olarak bulunmuştur.

Karbonun Adsorpsiyon Etkisi deneylerinde ilk olarak süre etkisine bakılmıştır ve optimum süre olarak 120 dk seçilmiştir. Saz Aktif Karbon için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %95,5 , %60,2, %67,8 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %89,5, %75,1, %70,9 olarak bulunmuştur. Karbon dozu *etkisine* bakıldığında, optimum karbon dozu 2 g/L olarak belirlenmiştir. Saz Aktif Karbon için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %93,4, %63,8, %66,9 olarak bulunmuştur. Ticari Aktif Karbon için ise sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %88, %71,7, %73,5 olarak bulunmuştur.

Karbonun adsorpsiyon etkisine genel bakıldığında, PMS/Fe²⁺/Karbon aktivasyonuna göre giderim verimleri düşük kalmıştır; fakat yine de tek başına karbon, PMS/Fe²⁺ ve UVC ile yapılan deneylere oranla çok daha iyi sonuçlar verdiği görülmüştür.

Elektrokimyasal Etkisinin İncelenmesi çalışmalarının sonucunda ilk olarak optimum pH denemeleri yapılmıştır ve en iyi giderim veriminin gerçekleştiği pH 3 olarak bulunmuştur. pH: 3 için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %94,19, %92,16 ve %50,17 olarak bulunmuştur. Süre etkisinde, optimum giderim veriminin gerçekleştiği süre 60 dk olarak kabul edilmiştir. t: 60 dk için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %94,19, %92,16 ve %43,49 olarak bulunmuştur. Uygulanan akım şiddetinin giderim verimine etkisine bakıldığında, en uygun verimler, I: 0,35 A, t: 30 dakika için; sırasıyla Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri %94,19, %92,16 ve %46,58 olarak bulunmuştur.

İleri oksidasyon prosesinden biri olan PMS oksidasyonu ile yapılan çalışmalar incelendiğinde Saz Aktif Karbon/Ticari Aktif Karbon ve Fe²⁺ ilavesiyle birlikte

yapılan deneysel çalışmalarda diğerk çalışmalara oranla daha yüksek giderim verimlerinin elde edildiğı ve uygulamada da iyi bir şekilde kullanılabileceğı gözlemlenmiştir. Sonuç olarak, tesise geri kazandırılacak atıksuyun Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK parametrelerinin PMS oksidasyon yöntemiyle gideriminin sağlandığı tespit edilmiştir. Ayrıca ileri oksidasyon prosesleriyle uygulanan arıtılabilirlik çalışmalarında bulunan giderim verimlerinin oldukça yüksek olduğu, dolayısıyla bu proseslerin tekstil atıksuların arıtımında başarıyla uygulanabileceğı görülmüştür.

ÖNERİLER

- ◆ Farklı metal oksitler farklı aktivasyon performansı sergiler. Farklı metal oksitlerin sinerjik etkisi PMS'nin aktivasyonunu arttırabilir. Bu nedenle, PMS'nin aktivasyonu için kararlı ve yüksek verimli metal oksitler geliştirmek üzere çalışmalar yapılmalıdır.
- ◆ PMS'nin ozon gibi diğerk giderim yöntemleriyle kombinasyonu pratik uygulamalar için iyi bir giderim yöntemi olabilir. Ayrıca, ileri atıksu arıtma tesislerinde ozon teknolojisi kullanılmaktadır. Ozonun PMS ile kombinasyonu, kararlı bileşiklerin uzaklaştırılma kapasitesinin arttırılmasına katkıda bulunabilir.
- ◆ Su ve atıksuyun arıtılması için yüksek PMS konsantrasyonu gereklidir, bu da su kütlesinde büyük miktarda sülfat iyonu ile sonuçlanır. Sülfat konsantrasyonu artışı uygulamalarda göz önünde bulundurulmalı ve gerekli durumlarda sülfat giderimi sağlanmalıdır.
- ◆ Aktif karbon üzerine metal yüklemesi ile aktif karbonun verimliliğı yükseltilebilir.
- ◆ PMS'nin elektrokimyasal aktivasyonu için farklı elektrot türleri test edilebilir.

KAYNAKLAR

- Alpert, S.M., Knappe, D.R.U. and Ducoste, J.J., (2010). Modeling of UV/hydrogen peroxide advanced oxidation process using computational fluid dynamics, *Water Research*, 44 (6) s.1797-1808
- Anipsitakis, G.P., Dionysiou, D.D., (2004). Radical generation by the interaction of transition metals with common oxidants. *Environmental Science and Technology*, 38, 3705-12.
- Anonim, (1998). Advanced Photochemical Oxidation Process, Handbook, US. EPA, Washington, DC.
- Aslan, M., (2016). Membran Teknolojileri. TC Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 286.
- Aygün, A., (2012). Tekstil endüstrisi reaktif ve dispers boya banyo atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı: Yanıt yüzey yöntemi ile optimizasyon (Doctoral dissertation, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Banat, I.M., Nigam, P., Singh, D. and Marchant, R., (1996). Microbial decolorization of textile-dye containing effluents: a review, *Bioresource Technology*, 58 (3), 217-227.
- Betterton, E.A. and Hoffmann, M.R., (1990). Kinetics and mechanism of the oxidation of aqueous hydrogen sulfide by peroxymonosulfate, *Environmental Science and Technology*, 24, 1819-1824.
- Bigda, R.J., (1995). Evaluates Fenton's chemistry for wastewater treatment. *Chem. Eng. Prog.*, 91, s. 62-66
- Brillas, E., and Casado, J., (2002). Aniline degradation by Electro-Fenton® and peroxi-coagulation processes using a flow reactor for wastewater treatment. *Chemosphere*, 47(3), 241-248.
- Buxton, G., Greenstock, C., Helman, W. and Ross, A., (1988). A critical review of velocity constants for reactions of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals ($\bullet\text{OH}/\bullet\text{O-}$) in aqueous solution, *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 17, s. 513-886
- Chian, E.S.K. ve DeWalle, F.B., (1977). Evaluation of leachate treatment. Vol. I. Characterization of leachate. Report Number EPA-600/2-77-186a, ABD Çevre Koruma Ajansı, Cincinnati, OH
- Cooper, W.J., Mezyk, S.P., Peller, J.R., Cole, S.K., Song, W., Mincher, B.J. and Peake, B.M., (2008). Radyasyon kimyasında çalışmalar: ozonlama uygulamaları ve diğer ileri oksidasyon prosesleri, *Ozon: Bilim ve Mühendislik*, 30 (1), s. 58-64.

- Criquet, J., Nebout, P., Vel Leitner, N.K., (2010). Enhancement of carboxylic acid degradation with sulfate radical generated by persulfate activation. *Water Science and Technology*, 61.5, 1221-26.
- Cundy, A.B., Hopkinson, L. and Whitby, R.L.D., (2008). Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater remediation: a review, *Science Total Tnvironmental*. 400, 42–51.
- Devi, P., Das, U. and Dalai, A.K., (2016). In-situ chemical oxidation: Principle and applications of peroxide and PS treatments in wastewater systems, *Science Total Environmental*. 571 643–657.
- Duan, X., Sun, H., Kang, J., Wang, Y., Indrawirawan, S. and Wang, S., (2015). Insights into heterogeneous catalysis of PS activation on dimensional-structured nanocarbons, *Acs Catal*. 5, 4629–4636.
- Esplugas, S., Bila D.M., Krause, L.G.T. and Dezotti, M., (2007). Advanced oxidation technologies to remove endocrine disrupting chemicals (EDCs) and drug and personal care runes (PPCPs) in ozone and water wastes, *Journal of Hazardous Materials*, 149 (3), s. 631-642
- Fang, G., Liu, C., Gao, J., Dionysiou, D.D. and Zhou, D., (2015). Manipulation of persistent free radicals in biochar to activate PS for contaminant degradation, *Environ. Sci. Technol*. 49,5645–5653.
- Fındık, S. ve Gündüz, G., (2007). Sonolytic Degradation of Acetic Acid in Aqueous Solutions, *Ultrason. Sonochem*. 14, 157-162.
- Fil, B. A., Boncukcuoğlu, R., Yılmaz, A. E., ve Bayar, S., (2012). Antep Fıstığı İşleme Atıksularının Elektrooksidasyon Yöntemiyle Ön Arıtım Çalışmaları. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2(2), 29-36.
- Ghanbari, F. and Moradi, M., (2017). Application of PMS and its activation methods for degradation of environmental organic pollutants: review, *Chem. Eng. J*. 310, 41–62.
- Ghanbari, F., and Moradi, M., (2015). A comparative study of electrocoagulation, electrochemical Fenton, electro-Fenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater: electrical energy consumption and biodegradability improvement. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 499-506.
- Gogate, P.R. and Pandit, A.B., (2004a). A Rewiev of Imperative Technologies for Wastewater Treatment I:Oxidation Technologies at Ambient Conditions, *Advances in Environmental Research*, 8, 501-551.
- Guan, Y.H., Ma, J., Li, X.C., Fang, J.Y., Chen, L.W., (2011). UV/peroksimonosülfat sisteminde sülfat ve hidroksil radikallerinin oluşumuna pH'nın etkisi *Environ. Sci. Technol.*, 45, 9308-9314.

- Gür, B.N., (2008). Tekstil Endüstrisi Atıksularının Elektrokoagülasyonla Arıtılabilirliği. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 43 s., 2-3.
- Harber, F. and Weiss, J.J., (1934). Catalytic decomposition of hydrogen peroxide with iron salts. Proc. Roy. Soc. (Londra), A147, s. 332-351
- Hayon, E. and Dogliotti, L., (1967). Flash photolysis of persulfate ions in aqueous solutions. Study of the sulfate and ozonide radical anions, The Journal of Physical Chemistry, 71, 2511-2516.
- Hayon, E., Treinin, A. and Wilf, J., (1972). Electronic spectra, photochemistry, and autoxidation mechanism of the sulfite-bisulfite-pyrosulfite systems. SO^{2-} , SO^{3-} , SO^{4-} and SO^{5-} radicals, Journal of American Chemical Society, 94, 47-57.
- Hori, H., Nagaoka, Y., Murayama, M. and Kutsuna, S., (2008). Efficient decomposition of perfluorocarboxylic acids and alternative fluorochemical surfactants in hot water, Environ. Sci. Technol. 42, 7438–7443.
- Hu P. and Long, M., (2016). Cobalt-catalyzed sulfate radical-based advanced oxidation: a review on heterogeneous catalysts and applications, Appl. Catal. B 181, 103–117.
- Huang, K., Zhao, Z., Hoag, G.E., Dahmani, A., Block, P.A., (2005). Degradation of volatile organic compounds with thermally activated persulfate oxidation. Chemosphere, 61, 551-60.
- Huh, I.R, Kim, Y.K. and Lee, C.K., (1996). Fenton oksidasyonu ile yanlış yönetilen çöplük sızıntı sularında refrakter organik ve rengin giderilmesi. J. Kore Çevre Mühendisliği Topluluğu, 18, s.43-54
- Jans, U. and Hoigné, J., (1998). Activated carbon and carbon black catalyzed transformation of aqueous ozone into OH-Radicals, Ozone Sci. Eng. 20, 67–90.
- Johnson, R.L., Tratnyek, P.G. and Johnson, R.O., (2008). PS persistence under thermal activation conditions, Environ. Sci. Technol. 42, 9350–9356.
- Karthikeyan, S., Boopathy, R. and Sekaran, G., (2015). In situ generation of hydroxyl radical by cobalt oxide supported porous carbon enhance removal of refractory organics in tannery dyeing wastewater, J. Colloid Interface Sci. 448, 163–174.
- Kasprzyk-Hordern, B., Ziolk, M. and Nawrocki, J., (2003), Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment
- Kavvalakis, M.P., Dialynas, E.G., and Dialynas, G.E., (2016). Advanced treatment of laundry wastewater with coagulation and flocculation.

- Khandegar, V., Saroha, K.A, (2013), Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review
- Kılıç, M.Y. ve Kestioğlu, K., (2008). Endüstriyel Atıksuların Arıtımında İleri Oksidasyon Prosesleri
- Kim, S.J., Ishikawa, K., Hirai, M. and Shoda, M., (1995). Characteristics of a newly isolated fungus, *geotrichum dec 1*, which decolorizes various dyes, *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 79 (6), 601-607.
- Kocaer, F.O. ve Alkan, U., (2002), Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 7, Sayı 1, 51-52.
- Laat, J.D., Gallard, H., Ancelin, S. and Legube, B.H., (1999). Atrazine and acetone oxidation comparison study via O_2/UV , $Fe(III)/UV$, $Fe(III)/H_2O_2/UV$ and $Fe(II)$ or $Fe(III)/H_2O_2$, *Chemosphere*, 39 (15), sayfa 2693-2706
- Lau, T.K., Chu, W., Graham, N.J.D., (2007). Aqueous degradation of butylated, hydroxyanisole $UV / S_2O_8^{2-}$: Investigation of reaction mechanisms through dimerization and mineralization, *Environmental Science and Technology*, 41 (2), sf. 613-619
- Ledakowicz, S., Solecka, M. and Zylla, R., (2001). Biodegradation, decolourisation and detoxification of textile wastewater enhanced by advanced oxidation processes, *Journal of Biotechnology*, 89 (2-3), 175-184.
- Lee, D.S., Park, S.J. and Yoon, J.Y., (1996). Molecular weight distribution of humic substances replaced by Fenton reagent and determination of the speed constant of OH radical-humic substances in metropolis wastewater leachate. *J. Korea Environmental Engineering Society*, 18, ss. 999-1008
- Levec, J., and Pintar, A., (2007). Catalytic wet-air oxidation processes: a review. *Catalysis Today*, 124(3-4), 172-184.
- Liang, C, Su, H.W., (2009). Identification of sulfate and hydroxyl radicals in thermally activated persulfate. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 48, 5558-62.
- Lifka, J., Ondruschka, B. and Hofmann, J., (2003). The use of ultrasound for the degradation of pollutants in water: aquasonolysis – a review, *Eng. Life Sci.* 3, 253– 262.
- Lin, S.H. and Lo, C.C., (1997). Fenton process for treatment of desizing wastewater, *Water Research*, 31 (8), 2050-2056.
- Liu, J., Zhou, J., Ding, Z., Zhao, Z., Xu, X. and Fang, Z., (2017). Ultrasound irradiation enhanced heterogeneous activation of peroxymonosulfate with Fe_3O_4 for degradation of azo dye, *Ultrason. Sonochem.* 34, 953–959.

- Long, A., Lei, Y., Zhang, H., (2014). Disruption of toluene by a selective iron ion activated persulfate oxidation process *Endustri Eng.*, 53, s. 1033-1039
- Mahamuni, N.N. and Adewuyi, Y.G., (2010). Advanced oxidation processes (AOPs) involving ultrasound for waste water treatment: a review with emphasis on cost estimation, *Ultrason. Sonochem.* 17, 990–1003.
- Matzek, L.W. and Carter, K.E., (2016). Activated PS for organic chemical degradation: a review, *Chemosphere* 151, 178–188.
- McMullan, G., Robinson, T., Marchant, R. and Nigam P., (2001), Remediation of Dyes in Textile Effluent: A Critical Review on Current Treatment Technologies With a Proposed Alternative, *Bioresource Technology*, 77, 247-255.
- Medez, R., Lema, J.M., Blazquez, R., Pan M. and Forjani C., (1989). Characterization, digestibility and anaerobic treatment of leachate in old and young trash areas. *Wat. Sci. Technol.*, 21, sayfa 145-155.
- Mora, V.C., Rosso, J.A., Le Roux, G.C., Martire, D.O., Gonzalez, M.C., (2009). Thermally activated peroxydisulfate in the presence of additives: a clean method for the degradation of pollutants. *Chemosphere*, 75, 1405-09.
- Nidheesh, P.V., Zhou, M., and Oturan, M.A., (2018). An overview on the removal of synthetic dyes from water by electrochemical advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 197, 210-227.
- Oh, D., Jun, S., Park, S. and Yoon, T., (1994). Effects of reaction conditions on wastewater treatment efficiency in Fenton oxidation, *J. Korea Environmental Engineering Society*, 16, s.51-59
- Ong, S.A., Toorisaka, E., Hirata, M. and Hano, T., (2005). Treatment of azo dye orange ii in aerobic and anaerobic SBR systems, *Process Biochemistry*, 40 (8), 2907–2914.
- Özbelge, A.T., (2010). Catalytic Ozonation of Industrial Textile Wastewaters in A Three Phase Fluidized Bed Reactor (Doctoral dissertation, Middle East Technical University).
- Pala A., Tokat E., (2002), Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additives.
- Pantoja, A.D., Ramirez, R., and Segura, G.M., (2001). Citizens by choice, voters by necessity: Patterns in political mobilization by naturalized Latinos. *Political Research Quarterly*, 54(4), 729-750
- Rastogi, A., Al-Abed, S.R., Dionysiou, D.D., (2009) Sulfate radical-based ferrous–PMS oxidative system for PCBs degradation in aqueous and ediment systems, *Appl. Catal. B* 85, 171–179.

- Rodriguez, S., Vasquez, L., Costa, D., Romero, A., Santos, A., (2014). Oxidation of Orange G by PS activated by Fe(II), Fe(III) and zero valent iron (ZVI), *Chemosphere* 101, 86–92.
- Samsunlu, A., (2011), *Atıksuların Arıtılması*, Birsen Yayınevi, 647 s., 156, İstanbul.
- Santoro, D., Raisee, M., Moghaddami, M., Ducoste, J., Sasges, M., Liberti, L. and Notarnicola, M., (2010). Modeling of hydroxyl radical dispersion and trialkyl phosphate oxidation in UV-H₂O₂ photo-reactors using operational fluid dynamics, *Environmental Science and Technology*, 44 (16), s.6233-6241
- Snell, F.D. and Ettre, L.S., (1971). *Industrial Chemical Analysis Encyclopedia*, Vol. 14, Interscience, New York
- Sozzi, A. and Taghipour F., (2007). The importance of hydrodynamics in UV advanced oxidation reactors, *Water Science and Technology*, 55 (12), s. 53-58
- Teel, A.L., Ahmad, M. and Watts, R.J., (2011). PS activation by naturally occurring trace minerals, *J. Hazard. Mater.* 196, 153–159.
- Trach, R.J., (1996). Ultraviolet/oxidation treatment. *Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center*, Pittsburgh, 7996.
- Tsitonaki, A., Petri, B., Crimi, M., Mosbaek, H., Siegrist, R.L. and Bjerg, P.L., (2010). In situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater using PS: a review, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 40, 55–91.
- Tymoyrimoghadam, T., Momeninejad, H., Baratpour, P., Gohari, F., Ravansalar, B., Momeninejad, M. and Adibzadeh, A., (2019). Advanced oxidation of formaldehyde in the aqueous solutions using UVC/S₂O₈²⁻ process: Degradation and mineralization. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, 6(2), 97–104
- Usman, M., Faure, P., Ruby, C. and Hanna, K., (2012). Application of magnetite-activated PS oxidation for the degradation of PAHs in contaminated soils, *Chemosphere* 87, 234–240.
- Vilhunen, S. and Sillanpaa, M., (2010). Recent developments in photochemical and chemical AOPs in water treatment: mini-review, *Compilation in Environmental Science and Biotechnology*, 9 (4), s. 323-330
- Waldemer, R.H., Tratnyek, P.G., Johnson, R.L. and Nurmi, J.T., (2007). Oxidation of chlorinated ethenes by heat-activated persulfate: kinetics and products, *Environ. Sci. Technol.* 41, 1010–1015.
- Wang, Z., Xue, M., Huang, K., and Liu, Z., (2011). Textile dyeing wastewater treatment. In *Advances in treating textile effluent*. IntechOpen.
- Xu, P., Zeng, G.M., Huang, D.L., Feng, C.L., Hu, S., Zhao, M.H., Lai, C., Wei, Z., Huang, C., Xie, G.X. and Liu, Z.F., (2012). Use of iron oxide nanomaterials in wastewater treatment: a review, *Sci. Total Environ.* 424, 1–10.

- Yen, C.H., Chen, K.F., Kao, C.M., Liang, S.H. and Chen, T.Y., (2011). Application of PS to remediate petroleum hydrocarbon-contaminated soil: feasibility and comparison with common oxidants, *J. Hazard. Mater.* 186, 2097–2102.
- Yuan, F., Hu, C., Hu, X., Qu, J. and Yang, M., (2009). Selected pharmaceutical degradation in aqueous solution with UV and UV/H₂O₂ *Water Research*, 43 (6), s.1766-1774
- Zrinyi, N. and Pham, A.L., (2017). Oxidation of benzoic acid by heat-activated PS: effect of temperature on transformation pathway and product distribution, *Water Res.* 120, 43-51.



ÖZ GEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Merve PEKER
Doğum Yeri : Artvin
Doğum Tarihi : 09.03.1994
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Şehit Savaş Gedik Lisesi (2012)
Lisans : Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü (2017)
Yüksek Lisans : Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı (09.2017-01.2020)

Yayınlar

Peker, M., Gök, A., Kadioğlu, N.E., Öztürk, H., Atalay, H., Kuleyin, A., Özkaraova, E.B., Akbal, F., (2018). Peroksimonosülfat Oksidasyonu ile Tekstil Atıksuyundan Renk ve Koi Gideriminin İncelenmesi. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi SUÇEV, s. 2211, Poster Bildiri

Gök, A., Peker, M., Atalay, H., Kuleyin, A., Özkaraova, E.B., Akbal, F., (2018). Grafit-Karbon Elektrodları Kullanılarak Elektro-Fenton Yöntemiyle Tekstil Atıksu Arıtımının Değerlendirilmesi. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi SUÇEV, 598-603. (Tam Metin Bildiri/Sözlü Sunum) (Yayın No:4758373)

Öztürk, H., Kadioğlu, N.E., Atalay, H., Peker, M., Kuleyin, A., Özkaraova, E.B., Akbal, F., (2018). Tekstil Atıksularının Arıtımında Foto-Fenton Prosesinin Optimizasyonu. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi SUÇEV, 592-597. (Tam Metin Bildiri/Sözlü Sunum) (Yayın No:4758313)