



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ELEKTRONİK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ
ARITILABİLİRLİĞİ**

**Çev.Müh. Mairambek MAMADİEV
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Mühendisliği Programı**

**Danışman
Yard.Doç.Dr. Gülsüm YILMAZ**

Eylül, 2009

İSTANBUL



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ELEKTRONİK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ
ARITILABİLİRLİĞİ**

**Çev.Müh. Mairambek MAMADİEV
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Mühendisliği Programı**

**Danışman
Yard.Doç.Dr. Gülsüm YILMAZ**

Eylül, 2009

İSTANBUL

Bu çalışma 15.10.2009 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliğı Anabilim Dalı Çevre Mühendisliğı programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Yrd. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ (Danışman)
İstanbul Üniversitesi

Prof. Dr. Semiha ARAYICI
İstanbul Üniversitesi

Prof. Dr. Gülen İSKENDER
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Nilgün BALKAYA
İstanbul Üniversitesi

Yrd. Doç. Dr. Yasemin KAYA
İstanbul Üniversitesi

ÖNSÖZ

Yüksek lisans eğitim ve tez çalışmamdaki aşamalarda her zaman gösterdiği destek, yaptığı yönlendirmelerden ve devamlı bilgisini, yardımını hiç esirgemeyen, ve öğrencisi olmaktan büyük mutluluk duyduğum sayın hocam Yard. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ'a

Membran filtrasyon çalışmalarındaki katkılarından dolayı sayın hocalarım Yard.Doç.Dr. Yasemin KAYA ve Araş.Gör. Beril ÖZÇELEP'e en içten dileklerle teşekkür ederim.

Eğitim sürecinde emeği geçen tüm hocalarıma, asistanlarıma ve İstanbul Üniversitesi'ne teşekkürü borç bilirim.

Eylül, 2009

Mairambek MAMADİEV

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	iv
İÇİNDEKİLER.....	v
ŞEKİL LİSTESİ.....	viii
TABLO LİSTESİ.....	ix
KISALTMALAR	x
ÖZET.....	xi
SUMMARY.....	xiv
1.GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	4
2.1. KOAGÜLASYON –FLOKÜLASYON.....	4
2.1.1. Su ve Atıksu Arıtımında Koagülasyonun Amacı.....	5
2.1.2. Koagülant Olarak Kullanılan Kimyasal Maddelerin Özellikleri	5
2.1.3. Koagülasyonda Kullanılan Kimyasal Maddeler.....	5
2.1.3.1. Demir Sülfat	7
2.1.3.2. Alüminyum Sülfat.....	8
2.1.4. Optimum Koagülant Dozunun Belirlenmesi	10
2.1.5. Koagülasyon ve Flokülasyondaki Dezavantajlar	11
2.2. KİMYASAL OKSİDASYON.....	11
2.2.1. Fenton Prosesi.....	13
2.2.2. Fenton Reaksiyonuna Etki Eden Faktörler	15
2.2.2.1. Demir İyonları Konsantrasyonunun Fenton Reaksiyonu Üzerindeki Etkisi	15
2.2.2.2. Demir İyonu Türünün Etkisi.....	16

2.2.2.3. <i>H₂O₂ Konsantrasyonunun Etkisi</i>	16
2.2.2.4. <i>Sıcaklığın Etkisi</i>	17
2.2.2.5. <i>pH'nın Etkisi</i>	17
2.2.2.6. <i>Reaksiyon Süresinin Etkisi</i>	17
2.2.3. Fenton Prosesinde Koagülasyon ve Oksidasyonun Rolü	18
2.2. MEMBRAN PROSESİ	18
2.3.1. Membran Performansı	19
2.3.2. Membran Teknolojileri/ Basınç Sürücülü Membranlar	20
2.3.3. Membranlarda Konsantrasyon Polarizasyonu ve Kirlenme	21
2.3.3.1. <i>Konsantrasyon Polarizasyonu</i>	21
2.3.3.2. <i>Kirlenme</i>	22
2.4. SU BAZLI BOYAMA, BOYALI VE KUVVETLİ ENDÜSTRİYEL ATIKSULARIN ARITILABİLİRLİĞİ VE GERİ KAZANIMI ÜZERİNE YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR	23
3. İNCELENEN ELEKTRONİK ENDÜSTRİSİ	29
3.1. TESİS HAKKINDA GENEL BİLGİLER	29
3.1.1. Endüstrinin Çevre Politikası	30
3.1.2. Endüstrinin Çevre Yönetim Sistemi	31
3.1.3. Endüstrinin Çevresel Etkileri ve Kontrolü	31
3.1.4. Endüstrinin Kapasite Bilgileri	32
3.2. TESİS ÜRETİM PROSESLERİ	33
3.2.1. Giriş	33
3.2.2. PCB Üretimi	33
3.2.3. Dizgi Takımı	34
3.2.4. Ayar/Test Takımı	34
3.2.5. Plastik Atölyesi	35
3.2.6. Su ve Hammadde Kullanımı	36
3.2.6.1. <i>PCB Üretimi</i>	36
3.2.6.2. <i>Plastik Atölyesi</i>	37
3.2.7. PCB Üretim Prosesinin Literatürle Karşılaştırılması	37
3.2.8. Kategorizasyon ve Altkategorizasyon	39
4. MALZEME VE YÖNTEM	41

4.1. ATIKSU KARAKTERİZASYONU.....	41
4.2. ANALİZLER.....	42
4.3. DENEY PROGRAMI	43
4.3.1. Demir Sülfat ve Alüminyum Sülfat ile Yapılan Deneysel Çalışmalar ...	43
4.3.2. Fenton ile Yapılan Deneysel Çalışmalar	45
<i>4.3.2.1. Kinetik Çalışmalar.....</i>	<i>46</i>
4.3.3. Membran Prosesi.....	47
5. BULGULAR.....	52
5.1. KİMYASAL ARITABİLİRLİK DENEYLERİ.....	52
5.1.1. 1. Numune Kullanılarak Yürütülen Deneysel Çalışmalar	52
<i>5.1.1.1. Polielektrolit Seçimi.....</i>	<i>52</i>
<i>5.1.1.2. Optimum Polielektrolit Dozajının Belirlenmesi.....</i>	<i>53</i>
<i>5.1.1.3. Demir Sülfat için yürütülen deney sonuçları</i>	<i>53</i>
<i>5.1.1.4. Alüminyum Sülfat için yürütülen deney sonuçları.....</i>	<i>55</i>
5.1.2. 2. Numune Kullanılarak Yürütülen Deneysel Çalışmalar	58
<i>5.1.2.1. Demir Sülfat ile yürütülen deneylerin sonuçları.....</i>	<i>58</i>
<i>5.1.2.2. Alüminyum Sülfat ile yürütülen deney sonuçları</i>	<i>60</i>
5.2. FENTON PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR	64
5.2.1. Kinetik Çalışmalar	69
5.3. MEMBRAN PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR.....	70
5.3.1. FM UP020 Membran Filtre Sonuçları.....	71
5.3.2. FM UP005 Membran Filtre Sonuçları.....	72
5.3.3. FM NP010 Membran Filtre Sonuçları.....	73
5.3.4. Değerlendirilmesi.....	74
6. TARTIŞMA VE SONUÇ	76
7. KAYNAKLAR	79
ÖZGEÇMİŞ	82

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1	: Alüminyum'un 25°C'deki Çözünürlük Dengesi.....	10
Şekil 2.2	: Suda Alüminyum Dengesi.....	11
Şekil 3.1	: TV Üretiminin Yıllara Göre Değişimi.....	32
Şekil 3.2	: Su Tüketiminin Yıllara Göre Değişimi.....	33
Şekil 3.3	: Cefla Hattı.....	36
Şekil 3.4	: İncelenen Elektronik Endüstrisinde Üretim Proseslerinde Su ve Hammadde Kullanımı.....	38
Şekil: 5.1	: Uygun Polielektrolit seçimi.....	52
Şekil 5.2	: Optimum polielektrolit miktarı.....	53
Şekil: 5.3	: 1. numune ile optimum Demir Sülfat dozajının belirlenmesi.....	55
Şekil: 5.4	: 1. numune ile optimum Alüminyum Sülfat dozajının belirlenmesi.....	56
Şekil: 5.5	: 1. numunede Alüminyum Sülfat ile optimum pH belirlenmesi.....	57
Şekil: 5.6	: Optimum Demir Sülfat Dozajının Belirlenmesi.....	59
Şekil: 5.7	: Demir Sülfat ile optimum Ph.....	60
Şekil:5.8	: OptimumAlüminyum Sülfat Dozajı.....	62
Şekil:5.9	: Alüminyum Sülfat ile optimum pH.....	63
Şekil 5.10	: Sabit $[Fe^{+2}]$ 'de $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ =10, 15,17.5,22 oranlarında $[H_2O_2]$ konsantrasyonunun KOİ giderim verimine etkisi.....	65
Şekil 5.11	: Fenton prosesine $[Fe^{+2}]$ 'nin etkisi.....	66
Şekil 5.12	: Alumla kimyasal çöktürme sonrası fenton prosesi ile ham atıksuyun fenton ile arıtımının karşılaştırılması.....	67
Şekil 5.13	: Reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi: $[Fe^{+2}]$ =0.02M (sabit)...	68
Şekil 5.14	: Reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ =10.....	69
Şekil 5.15	: KOİ- zaman grafiği: $[H_2O_2]$ =1M, $[Fe^{+2}]$ =0.1M.....	69
Şekil 5.16	: Fenton prosesinde reaksiyon hız sabitinin belirlenmesi $k_1= 1 \times 10^{-6}$ L/mg dk, $k_2= 1 \times 10^{-7}$ L/mg dk.....	70
Şekil 5.17	: Ultrafiltrasyon membran filtre FM UP020 ile yapılan çalışmada elde edilen akı azalması.....	71
Şekil 5.18	: Ultrafiltrasyon membran filtre FM UP005 ile yapılan çalışmada elde edilen akı azalması.....	72
Şekil 5.19	: Nanofiltrasyon membran filtre FM NP010 ile yapılan çalışmada elde edilen akı azalması.....	73

TABLO LİSTESİ

Tablo 2.1	: Su ve atıksu arıtımında yaygın kullanılan koagülant ve yardımcı koagülantlar.....	6
Tablo 2.2	:İleri Oksidasyon katalizörleri ve etkili oldukları oksidantlar.....	15
Tablo 2.3	: Membran proseslerinin kullandıkları sürücü kuvvete göre sınıflandırılması.....	20
Tablo 2.4	: Basınç sürücülü membran proseslerinin özellikleri.....	21
Tablo 3.1	: Tesiste Üretilen TV Üretiminin Yıllara Göre Değişimi.....	32
Tablo 3.2	: Su Tüketim Miktarları.....	33
Tablo 4.1	: Çalışmada Kullanılan Su Bazlı Boyama Atıksularının Karakterizasyonu.....	42
Tablo 4.2	: Ultrafiltrasyon (UF) membranı FM UP020'in teknik özellikleri.....	48
Tablo 4.3	:Ultrafiltrasyon (UF) membranı FM UP005'in teknik özellikleri.....	48
Tablo 4.4	:Nanofiltrasyon (NF) membranı FM NP010'un teknik özellikleri.....	49
Tablo 4.5	:Akı Azalmasının Değerlendirilmesi.....	50
Tablo 4.6	:Membranların saf su akıları.....	51
Tablo 5.1	: 1. numune ile Demir Sülfat dozaj çalışmasında Çıkış KOİ ve KOİ giderim verimi.....	54
Tablo 5.2	: Alüminyum Sülfat dozaj çalışmasındaki KOİ, KOİ giderim verimi ve çöken çamur miktarı.....	56
Tablo 5.3	: Alüminyum Sülfat Dozajının farklı pH'da KOİ giderim verimi ve Çöken Miktar Değerlendirmeleri.....	57
Tablo 5.4	: Demir Sülfat ile Kimyasal Çöktürmede KOİ, KOİ giderim verimi, Bulanıklık ve Çöken Çamur Miktarı.....	58
Tablo:5.5	: Demir Sülfat ile koagülasyonda farklı pH'da bulanıklık değerleri.....	60
Tablo: 5.6	: Alüminyum Sülfat ile Kimyasal Çöktürmede çıkış KOİ, KOİ giderim verimi, Bulanıklık ve Çöken Çamur Miktarı.....	61
Tablo: 5.7	: Alüminyum Sülfat Dozajının farklı pH'da Bulanıklık Değerleri.....	62
Tablo: 5.8	: Su Bazlı Boya Atıksu İçin Koagülasyon – Flokülasyon Sonuçları....	63
Tablo: 5.9	: Sabit $[Fe^{+2}]$ 'de $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ =10, 15, 17.5, 22 oranlarında 3. ve 4.numuneler için KOİ giderim verimi.....	64
Tablo 5.10	: Sabit $Fe^{+2} = 0.02 M$ 'de KOİ giderim verimin etkisi.....	65
Tablo 5.11	: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ =10 oranında KOİ giderim verimin etkisi.....	65
Tablo5.12	: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ =10 oranında ham atıksu ve alüminyum sülfat sonrası çıkış suyun KOİ giderim verimleri.....	66
Tablo 5.13	: Sabit $[Fe^{+2}]$ =0.02 M'de reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi..	67
Tablo 5.14	: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ =10 oranında reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi.....	68
Tablo 5.15	: Su bazlı boya atıksuyu için FM UP020, FM UP005 ve FM UP005+FM NP010 membran filter akı kaybı sonuçları ve VRF değerleri.....	75
Tablo 5.16	:Çalışmada kullanılan membranların KOİ giderim verimi.....	75

KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MF	: Mikrofiltrasyon
UF	: Ultrafiltrasyon
NF	: Nanofiltrasyon
RO	: Ters Ozmoz
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
NTU	: Nephelometric Turbidity Unit
J₀	: Temiz membranın saf su akısı
J	: Membranda deney sonunda elde edilen atıksu akısı
J_f	: Kirlenmiş membrandan saf su geçirilmesi sonunda elde edilen akı
V_f	: Membrana verilen atıksu hacmi
V_c	: Membran filtrede toplanan konsantre hacmi
VRF (V_f/V_c)	: Hacim Azaltma Faktörü (Volume Reduction Factor)
Da	: Dalton

ÖZET

ELEKTRONİK ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ARITILABİLİRLİĞİ

Su bazlı boyalar, uçucu organik madde içeriği solvent bazlı boyalarinkinden önemli ölçüde düşük olması ve bu nedenle uçucu organik madde emisyonunu azaltması nedeniyle, solvent bazlı boyalara alternatif olarak değerlendirilmektedir. Su bazlı boyalar akrilik, vinil, epoksi gibi reçinelere ilave olarak bazı solvent, pigment ve katkı maddelerini de içerirler. Kullanılan çok çeşitli kimyasal maddelerden dolayı, su bazlı boya atıksuyu önemli ölçüde KOİ, BOİ, askıda katı madde, toksik bileşikler ve renk içermektedir. Aşırı derecede kirli, toksik ve renkli atıksulara uygulanan arıtma alternatifleri arasında koagülasyon flokülasyon ve Fenton oksidasyonu en yaygın biçimde kullanılan arıtma prosesleridir.

Membran prosesler hem su hem de atıksu arıtma uygulamalarında geniş ölçüde kullanılmaktadır. Suyun yanında konsantre akımın geri kazanılması nedeniyle membran proseslerin kullanımı gün geçtikçe artan bir ilgiye sahiptir. Deterjan, pigment, solvent gibi değerli maddelerin konsantre akımda geri kazanılması membran prosesleri daha çekici bir proses haline getirmiştir.

Bu çalışmanın amacı, elektronik endüstrisinden kaynaklanan aşırı derecede kirli su bazlı boya atıksularının, koagülasyon-flokülasyon, Fenton oksidasyonu ve membran prosesler kullanılarak arıtıma ve yeniden kullanma olanaklarının araştırılmasıdır.

Su bazlı boya atıksuları, çeşitli ebatta televizyon üreten bir elektronik endüstrisinin boyama ünitesinden alınmıştır. Atıksu 55,000-205,000 mg/L KOİ ve 9,500-32,000 mg/L AKM'ye sahiptir. Çalışmada kullanılan atıksular farklı zamanlarda 4 kez alınmış ve +4°C de saklanmıştır. Atıksuyun KOİ'si boyama sıklığına bağlı olarak geniş bir aralıkta değişmektedir. Boyama ünitesinin tek bir hattından gelen atıksuyun debisi 5

m³/gün'dür ve hergün deşarj edilmektedir. Uygun bir arıtmadan sonra çıkış sularının boyama ünitesinde yeniden kullanımı istenmektedir.

Koagülasyon - flokülasyon deneyleri alüminyum sülfat ve demir sülfat kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimum koagülant dozajı ve pH'yı belirlemek amacıyla, jar test deneyleri 1.numune için 2500-7500 mg/L alüminyum sülfat, 270-10800 mg/L demir sülfat ve 2.numune için 600 – 4000 mg/L alüminyum sülfat, 500 - 4000 mg/L demir sülfat konsantrasyonları ile pH 6-10 aralığında gerçekleştirilmiştir. Önce pH 9 da optimum koagülant dozajı; sonra optimum koagülant dozajında optimum pH belirlenmiştir. pH ayarlamada Ca(OH)₂ ve NaOH kullanılmıştır. Koagülasyon performansı KOİ giderim verimi ve bulanıklık dikkate alınarak saptanmıştır.

Fenton oksidasyonu çalışmaları, sabit [Fe⁺²]=0.02 M ve [H₂O₂]/[Fe⁺²]=10 oranlarında gerçekleştirilmiştir. Reaksiyon süresini optimize etmek amacıyla, Fenton kinetik çalışmaları yapılmıştır. Oksidasyon prosesinin verimi, çeşitli konsantrasyonlarda ve farklı oksidasyon sürelerinde KOİ analizleri ile belirlenmiştir. Tüm kimyasal arıtma deneyleri üç kez tekrarlanarak rapor edilmiştir.

Bu çalışmada, FM UP020, FM UP005 ve FM NP010 (Microdyn-Nadir GmbH, Almanya) membranlar kullanılmıştır. FM UP005 membranın çıkış suyu ilave KOİ giderimi sağlamak amacıyla FM NP010 membranına verilmiştir.

Koagülasyon- flokülasyon çalışmalarında 1.numune için 5000 mg/L alüminyum sülfat dozajında pH 9'da % 68 KOİ giderim verimi ve 2700 mg/L demir sülfat dozajında pH 9'da % 59 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 2.numune için 1000 mg/L alüminyum sülfat dozajında, pH 7'de % 67 KOİ giderim verimi elde edilirken, demir sülfat ile koagülasyonda 750 mg/L dozajda pH 8-9'da % 45 arıtma verimine ulaşılmıştır. Renk ve bulanıklık kbul edilebilir değerlere kadar giderilmiştir. Ancak koagülasyon-flokülasyonda oluşan atık çamur tehlikeli atık larak bertaraf edilmesi gerektiği dikkate alınmalıdır.

Fenton oksidasyonu çalışmalarında renk ve KOİ giderimi açısından iyi sonuçlar elde edilmiştir. 2 M [H₂O₂] konsantrasyonunda [H₂O₂]/[Fe⁺²]=10 oranında % 81 KOİ

giderim verimi elde edilmiştir. Oksidasyon süresi 150 dakika olarak optimize edilmiştir. Tüm Fenton oksidasyon çalışmalarında renk ve bulanıklık tamamen giderilmiştir. Oluşan çamur koagülasyon prosesinde oluşanınkinden daha az olmasına rağmen hala tehlikeli atık olarak bertaraf edilmeyi gerektirmektedir.

Membran prosesi hem su hem de pigmentler geri kazanıldığı için daha çevre dostu bir çözüm sunmaktadır. Bu çalışma, ultrafiltrasyon FM UP005 membranı için toplam akı azalmasının % 73 ve kirlenmenin sebep olduğu akı azalmasının sadece % 9 olduğu görülmüştür. Bu membrane ile % 66 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

Bu çalışmada kullanılan tüm alternatiflerde renksiz çıkış suyu elde edilmiştir. Bu nedenle tüm alternatiflerde elde edilen çıkış suları boyama ünitesinde geri kazanım amacıyla kullanılabilir. En uygun arıtma ve / veya geri kazanım prosesinin belirlenmesi amacıyla; yatırım, işletme- bakım ve atık çamur bertarafını içeren maliyet analizi yapılmalıdır.

SUMMARY

TREATABILITY OF ELECTRONICAL INDUSTRY EFFLUENTS

Water-based paints have been evaluated as alternatives to solvent-based paints. The volatile organic compound (VOC) content of water-based paints is significantly lower than conventional solvent-based paints, thereby reducing VOC emissions. Water-based paints may include such resins as acrylics, vinyls, and epoxies, among others. In addition to the resins, water-based paint is made up of some solvents, pigments, and additives. Due to the varying degree of chemicals used, the wastewater contains appreciable concentrations of BOD, COD, suspended solids, toxic compounds and color. Among various chemical treatment options applicable to highly polluted, toxic and colored effluents, the most commonly used treatment schemes are coagulation-flocculation and Fenton oxidation.

Membrane process has been widely used in both water supply and wastewater treatment application. The application of membrane process has an increasing trend to recover both water and rejected water. Recovery of valuable substances such as detergent, pigment, solvent along with water makes membranes a more attractive process.

The aim of this study is to investigate the facilities of treatment and recycling of extremely polluted water-based paint wastewater from the electronics industry by using coagulation-flocculation, Fenton oxidation and membrane process.

The water-based paint wastewater was collected from the painting unit of an electronics industry which manufactures a various range of color televisions. The characterization of the water-based wastewater is 55.000 to 205.000 mg/L of COD, 9.500 to 32.000 mg/L of SS. The wastewater used in this study was collected four times on different dates and stored at +4°C. The characterization of the wastewater depends on the

painting duration so the COD concentration varies in a wide range. The flow rate of wastewater from the painting unit was 5m³/day and discharged everyday. The water after a suitable treatment is sought after for recycling within the painting unit.

Chemical coagulation flocculation experiments were performed using aluminum sulfate and ferrous sulfate. In order to determine the optimum coagulant dosages and the pH condition, jar-tests were carried out at various reaction conditions (1st wastewater with the concentration of 2500-7500 mg/L aluminum sulfate, 270-10800 mg/L ferrous sulfate and 2nd wastewater with the concentration of aluminum sulfate 600-4000 mg/L, concentration of ferrous sulfate 500-4000 mg/L, and pH 6-10). First, the optimum coagulant dosage at pH 9 was determined. The optimum pH at the optimum coagulant dosage was then obtained. Ca(OH)₂ and NaOH were used to adjust pH. Performance of the coagulation was determined by COD removal efficiency and turbidity.

In the Fenton oxidation the constant [Fe⁺²]=0.02 M and [H₂O₂]/[Fe⁺²]=10 were studied. The studies on Fenton's kinetics was carried out to optimize the reaction time. Performance of the oxidation process was followed by the analysis of COD at various concentrations and different time intervals. All chemical treatment experiments were undertaken in triplicates.

The membranes used in this study were FM UP020, FM UP005 and FM NP010 (Microdyn-Nadir GmbH, Germany). Permeate of the membrane FM UP005 was fed to the membrane FM NP010 to eliminate additional COD.

In the coagulation- flocculation studies, 1st wastewater: 68 % COD removal was achieved at 5000 mg/L of aluminum sulfate dosage at pH 9 and 59 % COD removal was achieved at 2700 mg/L of ferrous sulfate dosage at pH 9. 2nd wastewater: 67 % of COD removal was achieved at 1000 mg/L of aluminum sulfate dosage at pH 7 whereas coagulation with ferrous sulfate obtained 45 % of removal efficiency at 750 mg/L dosage at pH 8-9. The color and turbidity were removed to acceptable values. Waste sludge produced by coagulation flocculation, however, should consider the disposal of hazardous waste.

Fenton oxidation gave good results for the removals of COD and color. 81 % of COD removal was achieved with $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]=10$ at 2 M of $[H_2O_2]$. The oxidation time was optimized as 150 min. The color and turbidity were completely removed in all Fenton experiments and waste sludge produced during the Fenton process was less than that of coagulation, but still needs hazardous disposal.

Membrane process presented a more environmentally friendly solution to recover both water and pigments. This study showed that the total flux declines for the ultrafiltration FM UP005 membrane was 73 % and the flux decline by fouling for the membrane was 9 %. 66 % of COD removal efficiency was achieved with this membrane.

The all alternatives applied in this study produced the colorless effluent. Therefore the effluents from the all alternatives can be used in the painting unit for the recycling purpose. Cost analysis involving investment, operation and maintenance, and waste sludge disposal should be made to decide the treatment and/or recycling process.

1.GİRİŞ

Dünyada insanların yüksek standartlarda yaşaması, teknolojilerin hızlı gelişmesine ve üretimin artmasına neden olmaktadır. Bu hızlı gelişen teknolojik ürünler arasında başta elektronik endüstrisi gelmektedir. Bu sektör büyüdükçe, buna paralel olarak oluşan boya atıksu miktarı da artmaktadır. Dolayısıyla elektronik endüstrisi üzerinde durulması gereken sektörlerden biri haline gelmektedir. Elektronik endüstrilerinin yaptıkları faaliyetler sonucu çevreye belirli bir ölçüde boya atıksuları vererek kirletmektedir. Bu atıksuların kirliliği giderilmediği takdirde kentsel kanalizasyon sistemlerinin performansının inhiye olmasına ve alıcı ortamdaki sucul yaşamın olumsuz yönde etkilenmesine neden olmaktadır.

Türkiye’de faaliyetine devam eden elektronik endüstrilerinin boyama proseslerinden kaynaklanan boya atık suları yüksek KOİ değerlerine sahip olduklarından dolayı bu tür atık suların deşarj standartlarına uygun şekilde arıtılması için gerekli arıtma yöntemlerinin uygulanması gerekmektedir. Bu tip atık sular potansiyel kanserojen olarak bilinen tehlikeli ve toksik bileşikleri içermektedirler [1]. Boyama sırasında kullanılan birçok kimyasal madde, kalıcı ve biyolojik olarak ayrışmasının zor olması nedeniyle fizikokimyasal arıtma proseslerine karşı dirençli olup bu tip arıtma yöntemleri ile giderilememektedir [4]. Bu nedenle elektronik endüstrisinden kaynaklanan boya atıksularının deşarj standartlarına uygun bir şekilde arıtılması için gerekli arıtma yöntemlerinin belirlenmesi gerekmektedir.

Endüstriyel üretim kaçınılmaz olduğuna göre, oluşacak kirlilik kaynaklı zararların en aza indirilmesi için yeni teknolojilere başvurulması gerekmektedir. Su arıtımı ve atık geri kazanımının gün geçtikçe önem kazanması ile birçok endüstride membran teknolojisinin kullanımı gündeme gelmiş ve membran teknolojisi ileri arıtma teknolojileri arasındaki yerini almıştır.

Elektronik endüstrisinde üretilen elektronik cihazlar için hazırlanan plastik çerçevelere boya uygulanmaktadır. Uygulama ‘Cefla’ diye adlandırılan cihaz içinde

gerçekleşmektedir. Cefla hattında, boya atığı içeren proses suyu, sprey ya da kaplama makinesinin biriktirme tankından pompa ile filtreye yönlendirilir. Boya proses suyundan ayrıştırılır. Su yüzeyinde askıda kalan boya ayrılır ve pervanelerle torba filtreye transfer edilir. Temiz proses suyu, yeni bir proses için tekrardan kullanılabilirdiğinden dolayı, sprey veya kaplama makinesine geri gönderilir. Kalan su tekrardan kullanılabilirdiğinden dolayı yeniden dolaştırıldığı biriktirme tankına gider [URL:1].

Su bazlı boyalar toksik ve yüksek kirliliğe sahip, organik ve inorganik pigment ve boyar maddeler, katkı maddeleri, selülozik ve selülozik olmayan yoğunlaştırıcılar, lateks, emülsiyonlaştırma reaktifleri, köpük kırıcılar, koruyucular, solventler ve birleştirici reaktifler içerdiğinden arıtılması zor atıksulardır [1]. Su bazlı boya atıksularının arıtılarak, deşarj edilebildiği ortamlara verebileceği zararın minimuma indirilmesi gerekmektedir.

Bu çalışmanın amacı, elektronik endüstrisinden kaynaklanan su bazlı boya atıksularının koagülasyon- flokülasyon, kimyasal oksidasyon ve membran prosesleri ile arıtılabilirliğinin ve geri kazanım olanaklarının araştırılmasıdır. Fizikokimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında koagülant olarak alum ve demir sülfat, kimyasal oksidasyon prosesi olarak Fenton ile oksidasyon ve membran prosesi olarak ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon prosesleri seçilmiştir.

Bu amaçla çalışma kapsamında, ikinci bölümde arıtılabilirlik çalışmalarında seçilen arıtma prosesleriyle ilgili teorik bilgiler verilmiştir. Elektronik endüstrisi su bazlı boya atıksularının arıtımı ve geri kazanımı üzerine çok az sayıda çalışma bulunmaktadır. Bu nedenle, sadece su bazlı boya atıksuları değil, benzer karakter sergileyen boyalı atıksular ve yüksek kirliliğe sahip atıksuların koagülasyon-flokülasyon, kimyasal oksidasyon ve membran prosesler ile arıtılabilirliği ve geri kazanımı ile ilgili mevcut çalışmalar incelenerek bu bölümde verilmiştir.

3. Bölüm'de incelenen elektronik endüstrisi hakkında genel bilgiler, tesisin üretim prosesleri, su kullanımı, atık su oluşumu ve karakterizasyonu hakkında bilgi verilmiştir.

4. Bölüm'de deneysel çalışma metaryal ve metoduna ilişkin deney düzeneği ve uygulanan deney programı belirtilmiştir.

5. Bölüm'de yapılan deneysel çalışmaların sonuçları verilerek, arıtma verimi ve geri kazanım olanakları açısından incelenmiştir.

Son bölümde yapılan tüm çalışmaya ait sonuçlar ve öneriler sunulmuştur.

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1. KOAGÜLASYON –FLOKÜLASYON

Flok oluşturan kimyasal bir reaktifi, çökelmeyen katılarla birleştirmek ve yavaş çökelen askıda katıları hızlı çökeltmek için su ve atıksuya bu kimyasal reaktifin ilavesini içeren bir prosestir.

Su ortamındaki boyut olarak çok küçük, askıdaki, yerçekimi ile çökmeyen ve durağan halde olan kolloid parçacıklarının bu durağan hallerinin çeşitli yollarla bozularak birbiriyle temas haline geçmeleri sonucu, daha kolayca çökebilen büyük kümeler (yumaklar) haline getirilmesi işlemine “koagülasyon (pıhtılaştırma)” denir. Kolloid parçacıklarının durağan hallerinin bozularak çökelmelerini kolaylaştırmak için suya ilave edilen kimyasal maddelere “koagülant (pıhtılaştırıcı)” adı verilmektedir. Koagülant olarak en yaygın kullanılan kimyasal maddeler $Al_2(SO_4)_3$ (Alüminyum sülfat), $FeSO_4$ (Demir sülfat) ve $FeCl_3$ (Demir üç klorür)’dür [URL:2].

Flokülasyon, yardımcı koagülant (Polielektrolit) kullanılarak koagülasyon ünitesinde oluşan çekirdeğin suda çökebilecek büyüklükte flok oluşturması işlemine denir [URL:2]. Kimyasal ilave edildikten sonra, flokülasyon yada yavaş karıştırma işlemi kimyasal arıtma proseslerinin önemli bir adımıdır. Flokülasyon yavaş hareket eden pedallarla hafifçe karıştırarak geliştirilir. Yavaş karıştırma sonucu, küçük ve gelişmiş flokların birbiriyle teması sonucu kolay çökelebilen yumaklar meydana gelir. Floklar büyürken, şiddetli bir karıştırma flokların parçalanmasına sebep olur. Karıştırma işlemi dikkatli bir şekilde kontrol edilmelidir. Böylece uygun boyutta flok teşkil edecek ve daha hızlı çökecektir. Karıştırma süresi genellikle 15 – 45 dk arasındadır [URL:3].

Su ve atıksu arıtımında, koagülasyon-flokülasyon prosesinin kullanılabilirliğini anlamak için jar test deneyi yaygın şekilde kullanılan bir metottur. Arıtma tesisi şartlarını temsil

eden prosedürler tatbik edilirse, jar test hızlı ve ekonomik olarak önemli bilgiler üretir. Jar testlerden elde edilen sonuçlar sadece prosesi anlamada değil, aynı zamanda direkt olarak tesis dizaynına, işletmesine ve modifikasyonuna uygulanabilir [URL:3].

2.1.1. Su ve Atıksu Arıtımında Koagülasyonun Amacı

- İnorganik ve organik bulanıklığın giderilmesi
- Hakiki ve zahiri bulanıklığın giderilmesi
- Zararlı bakterilerin ve patojenlerin yok edilmesi
- Alglerin ve plankton organizmalarının giderilmesi
- Tat ve koku veren maddelerin yok edilmesidir.

2.1.2. Koagülant Olarak Kullanılan Kimyasal Maddelerin Özellikleri

- Suda kolay çözünebilmeli
- Sudaki partikülleri en iyi şekilde çökeltebilecek kararlılıkta olmalı
- Çökelen kısmın tekrar suda çözünmeyecek tarzda teşkil etmesi
- Piyasada kolayca temin edilebilen türde olması
- Ucuz olması
- Meydana gelen katı formların çevreye zarar vermeyecek türde olması özelliğine sahip olması gerekmektedir [URL:3].

2.1.3. Koagülasyonda Kullanılan Kimyasal Maddeler

Koagülantlar ikiye ayrılırlar. Birincil koagülantlar ve yardımcı koagülantlar. Birincil koagülantlar, atıksudaki partiküllerde oluşan elektrik yığınlarını nötrleştirir. Yardımcı koagülantlar, flokların yoğunluğunu artırır ve sertleştirir. Bu durumda, atıksuyun karışımı sürecinde flokları kırılmaz hale getirir. Birincil koagülantlar her zaman koagülasyon – flokülasyonda kullanılır. Yardımcı koagülantlar ise genelde flokülasyon esnasında kullanılır. Polimerler küçük moleküllerden oluşan organik suni bileşiktir. Polimerler, anyonik, katyonik ve nötral olmaktadır.

Yaygın olan koagülantların birincil koagülant yada yardımcı koagülant olup olmadığını Tablo 2.1’de göstermektedir [URL:4].

Tablo 2.1: Su ve atıksu arıtımında yaygın kullanılan koagülant ve yardımcı koagülantlar [URL:4]

Kimyasal Madde	Formül	Birincil Koagülant	Yardımcı Koagülant
Alüminyum sülfat (Alum)	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14 H_2O$	x	-
Demir sülfat	$FeSO_4 \cdot 7 H_2O$	x	-
Demir üç sülfat	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9 H_2O$	x	-
Demir üç klorür	$FeCl_3 \cdot 6 H_2O$	x	-
Katyonik Polimer	Çeşitli	x	x
Kalsiyum hidroksit (Kireç)	$Ca(OH)_2$	x	x
Kalsiyum oksit (sönmemiş kireç)	CaO	x	x
Sodyum aluminat	$Na_2Al_2O_4$	x	x
Bentonit	Kil	-	x
Kalsiyum karbonat	$CaCO_3$	-	x
Sodyum silikat	Na_2SiO_3	-	x
Anyonik polimer	Çeşitli	-	x
Nötr polimer	Çeşitli	-	x

Klasik kimyasal arıtmada etkili olan reaksiyonların, kullanılan kimyasala bağlı olarak ele alınması gerekir. Koagülasyon - flokülasyon işleminde yaygın olarak $Ca(OH)_2$ kullanılmakla birlikte alum, $FeCl_3$, $FeSO_4$ ve polimerler kullanılır. Yumaklaştırma işlemini hızlandırmak ve daha büyük yumaklar elde etmek için yumaklaştırma

işleminde aktif silika, polielektrolitler, kil ve kalsit gibi yardımcı koagülant maddeler de kullanılmaktadır.

Koagülasyon yönetiminde iyi bir verim için etkili koagülantın bulunması gerekmektedir. İnorganik koagülantlar arıtılan atıksuyun fizikokimyasal özelliklerini değiştirebildiklerinden bazı dezavantajları vardır (FeCl_3 tuzunun eklenmesi nötral atıksuyun pH'sını düşürür). İnorganik koagülantlar etkili çökme için uygun olmayan çamur oluşturabilirler. Bu problemi önlemek için yüksek molar ağırlıklı doğal veya sentetik polimer kullanımı koagülant olarak kullanılan inorganik tuzlara göre birçok avantaja sahiptir. Böyle polimerler suda çözünürler ve bu yüzden hem koagülant olarak hemde boyalı atıksuların arıtımı için koagülasyon prosesinde katalizör olarak kullanılabilirler [2]. Koagülasyon yönteminin dezavantajı çamur tabakasının oluşmasıdır. Oluşan çamurun uzaklaştırma problemi arıtma maaliyetini arttıracığından bu tür problemlerle karşılaşmamak için koagülant olarak inorganik tuzlar yerine polielektrolit kullanılabilir [3].

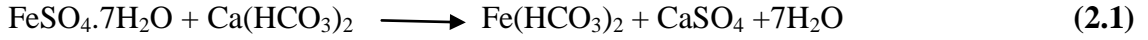
2.1.3.1. Demir Sülfat

Arıtma proseslerinin kimyasal reaksiyonlarının en önemli parçası olan koagülasyon (çöktürme öncesi) aşamasında en yaygın kullanılan iki kimyasaldan biri demir sülfattır. Demir sülfat ülkemizde sanayi işlemleri sayesinde kolayca ulaşılabilecek bir kimyasaldır. En önemli özelliği geniş pH aralığında çalışmasıdır. Demir sülfat atıksuyun niteliklerine dayalı olması haricinde 8-10 pH aralığında yüksek verim vermektedir.

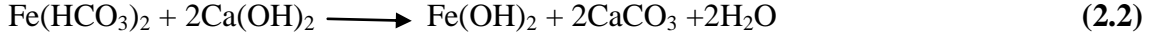
Türkiye'de deşarj edilen atıksuların niteliğine bağlı olarak, atık su arıtma tesislerinin % 85'inde demir sülfat ile verimli sonuçlar elde edilebilir [URL:5].

Demir sülfat demir-çelik endüstrisinin bir yan ürünüdür ve yaygın olarak endüstriyel atık su arıtımında kullanılmaktadır. Genellikle $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ olarak satılmaktadır. Demir sülfat tek başına koagülant olarak kullanılmaz çünkü Demir sülfat çok büyük oranda alkalinite gerektirir. Dolayısıyla çökeltinin oluşabilmesi için kirece ihtiyaç vardır. Demir sülfat için optimum pH değeri pH'nın 9'dan büyük olduğu değerlerdir. Aşağıdaki reaksiyondan da görülebileceği gibi atık suyun alkalinitesinin demir sülfat

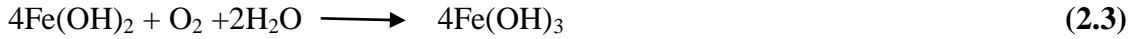
için yeterli değere getirilmesi ancak dışarıdan baz veya kireç ilavesi ile mümkün olabilir [5].



$\text{Ca}(\text{OH})_2$ şeklinde kireç ilave edilmesi durumunda bu reaksiyon aşağıdaki şekli alır;



Daha sonra Fe^{2+} , atık sudaki çözülmüş oksijen ile istenilen forma, yani Fe^{+3} 'e dönüşür;



Ancak $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 'ün meydana gelmesi mevcut çözülmüş oksijene bağlı olduğu için, Denklem 2.3'de verilen reaksiyon atıksuda yeterli oksijen olmadığı durumlarda (septik atıksularda ya da oksijeni tükenmiş endüstriyel atıksularda) gerçekleşmez. Bu dezavantaj demir sülfatın ucuz olmasına karşın kullanımını sınırlandırmaktadır. FeSO_4 yerine $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ kullanılabilir. $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 'ün kullanılıyor olması hem kireç ilavesini hem de çözülmüş oksijen ihtiyacını ortadan kaldırmaktadır [4].

Suda çözünmeyen $\text{Fe}(\text{OH})_3$, alum flokları gibi iri ve jelatinimsi floklar meydana getirir. Yukarıdaki reaksiyonlardan da görüleceği gibi 1 mg/L demir sülfat için gerekli alkalinite 0,36 mg/L, kireç 0,4 mg/L ve oksijen ihtiyacı 0,029 mg/L'dir [4].

2.1.3.2. Alüminyum Sülfat

Alüminyum tuzlarından olup su ve atık su arıtımında yaygın olarak kullanılan bir koagülanıttır. Saf hali 14 mol su, ticari formu ise 18 mol kristal su içeren alum kararlı ve hızlı çözünen bir katıdır. Alum, alkali koşullarda (kalsiyum ve magnezyum bikarbonat alkalinitesi içeren atık sularda) suya eklendiğinde aşağıdaki reaksiyon gerçekleşir [4]:



Daha basit olarak ifade edilecek olursa;

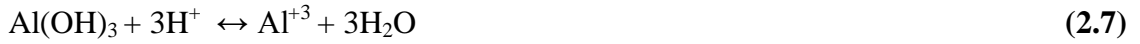


Yukarıdaki denklemlerden de görülebileceği gibi alum su içerisindeki mevcut alkaliniteyi harcamaktadır. Suya ilave edilen 1 mg/L alum, kalsiyum karbonat olarak 0,45 mg/L alkaliniteyi harcayarak 0,4 mg/L CO₂ oluşumuna neden olmaktadır. Sudaki alkalinite, koagülasyona önemli bir etkisi olan pH'ın aşırı miktarda düşmesini önleyerek tampon işlevi görmektedir. Çoğunlukla ilave alkalitenin gerektiği durumlarda kireç ya da sodyum hidroksit kullanılmaktadır [2].

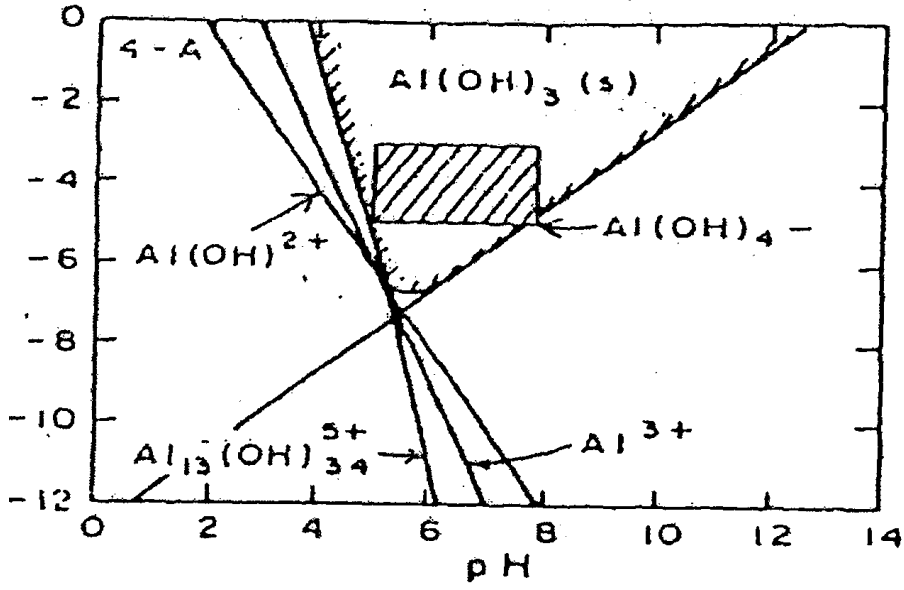
Alüminyum sülfatın suya ilave edilmesiyle oluşan alüminyum hidroksit flokları demir floklarından daha yavaş çöken daha az yoğun floklardır. Alüminyum hidroksitin ayrışmasının asit ortamda aşağıdaki dengeye göre olduğu tahmin edilmektedir [4]:



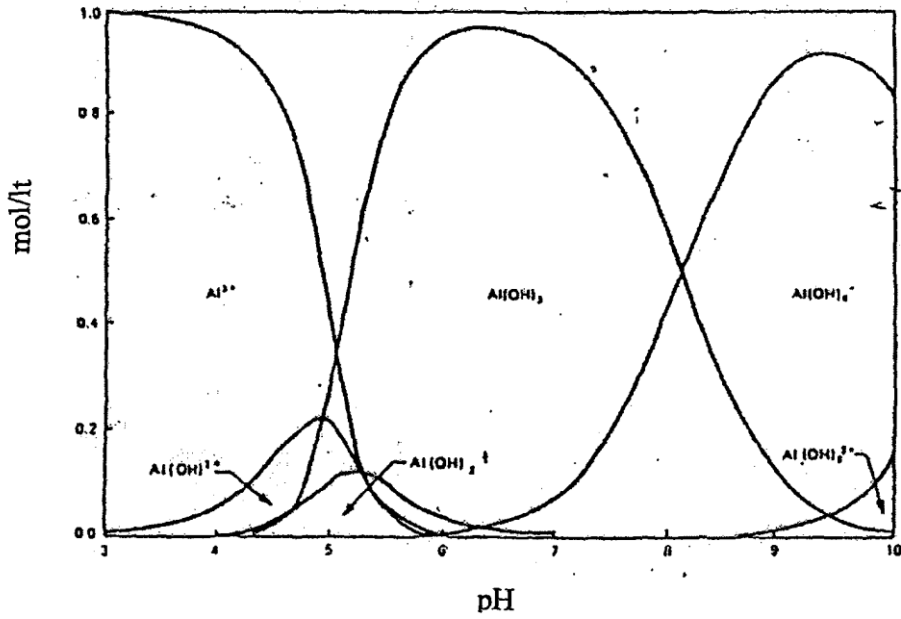
Alüminyum hidroksitin çözünürlüğü ortamın pH'ına bağlıdır. Alüminyum amfoterik özellikte olduğundan ortamın pH'ına göre asit ortamda alkali, alkali ortamda asit gibi davranarak H⁺ ve ya OH⁻ iyonları ile reaksiyona girebilir [4]:



Alüminyumun 25°C'deki çözünürlük dengesi ise Şekil 2.1'de görüldüğü gibidir. Şekil 2.1'deki taralı alan optimum koagülant dozu ve pH aralığını belirlemektedir. Buna göre alum için uygun pH aralığı 5,5–7,5 arasında değişmektedir. Alüminyum'un pH'a bağlı olarak sudaki denge durumu Şekil 2.2'de gösterilmektedir [4].



Şekil 2.1: Alüminyum'un 25°C'deki Çözünürlük Dengesi [4].



Şekil 2.2: Suda Alüminyum Dengesi [4].

2.1.4. Optimum Koagülant Dozunun Belirlenmesi

Su ve atıksu arıtımında optimum koagülant dozunun belirlenmesi için deneysel olarak bir jar test prosedürünün uygulanması gerekmektedir. Jar testte atıksuyun pH'ı ile koagülant dozu için farklı değer ve miktarlar kullanılarak koagülasyon işlemi gerçekleştirilir. Elde edilen sonuçlar değerlendirilerek optimum koagülant dozu

belirlenir. Suda bulunan kolloidlerin konsantrasyonları koagülant dozajını doğrudan etkilemektedir. Kolloid konsantrasyonunun düşük olması durumunda az miktardaki koagülant dozajıyla yük nötralizasyonu sağlanabilir ancak konsantrasyonun düşük olması kolloidlerin birbirleriyle çarpışarak iri floklar oluşturamamasına neden olmakta dolayısıyla çökeltme sağlanamamaktadır. Bu durumda kolloidlerin yumak içinde tutularak çöktürülmesi sağlanmalıdır. Bunun için ise eklenen koagülant miktarının koagülantın sudaki çözünürlüğünü aşip katı halde çökmesine yetecek miktarda olması gerekir [4].

Atıksuyun kolloid konsantrasyonunun fazla olması durumunda sadece yük nötralizasyonunu sağlayacak kadar koagülant ilavesiyle etkin bir koagülasyon sağlanır. Konsantrasyonun fazla olması nedeniyle tanecikler çarpışıp flok oluşturabilirler. Burada koagülant dozunun artırılması önce restabilizasyona sebep olur ancak daha da fazla koagülant ilavesi yumak içinde tutulma ile kolloidlerin giderilmesini sağlar. Bununla birlikte fazla miktardaki koagülant sarfiyatı ekonomik açıdan uygun değildir. Kolloid konsantrasyonunun çok fazla olması durumunda ise yüzey alanının çok geniş olması nedeniyle yük nötralizasyonu sağlanmadan koagülant çözünürlüğü aşılır. Bu durumda da yumakla tutularak kolloidlerin uzaklaştırılması gerçekleşir [4].

2.1.5. Koagülasyon ve Flokülasyondaki Dezavantajlar

- Optimum koşullar birçok denemeden sonra belirlenebilmektedir.
- Her atıksu için denemelerin tekrarlanması zaman alıcı ve pahalı olması.
- Boyarmaddeye bağlı olarak % 4 – 10 oranında kalıntı oluşur.
- Dispers boyaların renginin giderilebilmesine karşılık çözünür haldeki boyarmaddelerin rengi giderilememektedir.
- Aşırı koagülant kullanılması halinde büyük miktarda çamur oluşmaktadır.
- Devamlı olarak kimyasal madde kullanımı işletme maliyetini arttırmaktadır.
- Katyonik yumaklaştırıcıların fazlalığı amonyak konsantrasyonunun artmasına neden olmaktadır [5].

2.2. KİMYASAL OKSİDASYON

Su ve atıksu arıtımında kimyasal oksidasyon, çeşitli nedenlerle istenmeyen bileşiklerin zararsız bileşiklere çevrilmesi veya daha sonraki arıtma işlemleri için uygun hale

getirilmesi amacıyla uygulanır. Kimyasal oksidasyonun her zaman tam olarak gerçekleşmesi mümkün olmayabilir. Örneğin zehirli bir madde olan fenol kuvvetli bir oksidan madde ile karbondioksit ve suya kadar oksitlenebilir. Ancak fenole göre daha az zararlı ara oksidasyon bileşiklerinin oluşması düzeyindeki bir oksidasyon bazı amaçlar için yeterli olabilir. Benzer durum siyanür oksidasyonu için de geçerlidir. Bu uygulama oksidasyon hızlarının çok yavaş olması durumunda kaçınılmazdır. Kimyasal oksidasyonun çevre mühendisliğindeki ilk uygulaması su arıtımında tat ve koku kontrolü için havalandırılma yapılması şeklinde olmuştur. Daha sonra aynı amaçla daha kuvvetli oksidasyonlar kullanılmış ve kimyasal oksidasyon diğer amaçlar içinde kullanılmaya başlanılmıştır. Kimyasal oksidasyonun çevre mühendisliğindeki başlıca uygulamaları arasında [URL:6]:

- Renk giderilmesi
- Tat ve koku giderilmesi
- Demir mangan giderilmesi
- Organik bileşiklerin giderilmesi
- Mikroorganizmaların giderilmesi (dezenfeksiyon)
- Siyanür giderilmesi
- Sülfür giderilmesi
- Amonyak giderilmesi
- Krom giderilmesi

sayılabilir. Kimyasal oksidasyonun uygulanmasında arıtma amacına bağlı olarak çeşitli kısıtlamalar söz konusudur, oksitlenme ürünlerinin zararlı olmaması, arıtma veriminin yüksek olması ve uygun sürede gerçekleşmesi, oksitleyici maddenin ekonomik olması kısıtlayıcı faktörler arasındadır [URL:7].

Kimyasal oksidasyon çevre mühendisliğinde kirletici parametrelerin ölçüm teknikleri çerçevesinde de geniş şekilde kullanılmaktadır [URL:6].

Yukarıda bahsettiğimiz gibi kimyasal oksidasyon kullanılmasında arıtmanın amacına göre bazı kısıtlamalar bulunmaktadır. Bunlar içinde en önemlisi oksitleyicinin reaksiyon sonunda zararlı atıklar bırakmamasıdır. Bunun dışında oksitleyicinin arıtma veriminin yüksek olması diğer arıtma işlemleri için zararlı olmaması, kolay uygulanabilir olması

ve ekonomik olması istenir. Bu koşulları özellikle ekonomik olma koşulunu sağlayan oksitleyici sayısı oldukça azdır. Bu nedenle çevre mühendisliğinde kimyasal oksidasyon uygulaması, dezenfeksiyon işlemi, atıksulara uygulanan siyanür oksidasyonu ve krom indirgemesi gibi işlemler dışında sınırlıdır. Su arıtımında kimyasal oksidasyonun en yaygın uygulamaları demir ve mangan giderme ve tat ve koku kontrolüdür.

2.2.1. Fenton Prosesi

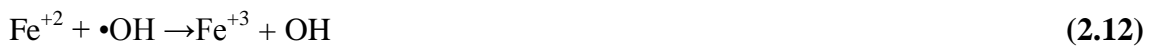
Fenton reaksiyonu olarak 1894 yılında H.J.Fenton tarafından bulunmuştur. Bu tarihten 40 yıl sonar (1934) Haber-Weiss mekanizması ile Fenton reaksiyonundaki baskın oksidant türün hidroksil radikali ($\bullet\text{OH}$) olduğu ortaya konmuştur. Daha sonraları bir çok araştırmacı bu reaksiyonun mekanizmasını açıklamaya yönelik çalışmalarda bulunmuşlardır. (Walling, 1975; Sychev ve Isak, 1995) Fenton reaksiyonunun genel ifadesi, M bir geçiş metali (Fe, Mn, Cu, Cr,...) olmak üzere aşağıdaki gibidir [8].



Günümüzde Fenton kimyasalları çeşitli endüstriyel faaliyetler sonucunda oluşan çeşitli kirleticilerin (fenoller, formaldehit, BTEX ve boyalar, pestisitler, tahta koruyucuları, plastik katkı maddeleri ve yapıştırıcı maddeler içeren kompleks bileşikler) arıtımında kullanılmaktadır.

Genel olarak Fenton kimyasalları KOİ'nin 500 mg/l'den büyük olduğu durumlarda ön arıtmada çok etkili olmuşlardır. Bu proses atıksularında, arıtma çamurlarında ve kirlenmiş topraklarda uygulanabilir. Bu uygulamalarda organik kirleticilerin ayrışması, biyolojik ayrışabilirliğin artırılması, toksisitenin azaltılması, BOİ ve KOİ'nin giderilmesi, koku ve renk giderimi süreçlerinden biri yada birkaçı amaçlanabilir [6].

Fenton reaksiyonu esnasında gerçekleşen reaksiyonlar aşağıda gösterilmiştir [7]:





H_2O_2 'nin hemen hemen bütün oksidant ve katalizör türleri ile etkili bir oksidasyonu gerçekleştirebildiğini Tablo 2.2'de verilmiştir. Hidrojen peroksit yüksek pH değerlerinde etkinliğini kaybetmektedir. Tablodan görüldüğü gibi H_2O_2 , O_3 oksidantı dahil, Metal ve İyonlar, Metal oksitleri, UV ışınları ve US sesleriyle reaksiyona girmektedir [8].

Tablo 2.2: İleri Oksidasyon katalizörleri ve etkili oldukları oksidantlar [9].

Katalizör	Metal ve İyonlar			Metal oksitler		Oksidantlar			Işın	Ses
	Fe ⁺²	Fe	Pt	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	OH ⁻	O ₃	H ₂ O ₂		
O ₃	*	*	*		*	*		*	*	*
H ₂ O ₂	*	*	*	*	*		*		*	*
O ₂	*	*	*	*						*
H ₂ O				*						*
TiO ₂									*	

2.2.2. Fenton Reaksiyonuna Etki Eden Faktörler

Fenton prosesi atıksuların KOİ ve renk gideriminde uygulanmaktadır. Ancak optimum dozajı belirlemede Fenton oksidasyonu sürecinde reaktiflerin (Fe(II), Fe(III) ve H₂O₂) türü ve konsantrasyonunun, tepkime koşullarının (pH, sıcaklık) ve ortamda bulunan organik ve inorganik madde miktarlarına göre belirlenebilmektedir ve büyük bir önem taşımaktadır.

2.2.2.1. Demir İyonları Konsantrasyonunun Fenton Reaksiyonu Üzerindeki Etkisi

Demir iyonu yokluğunda ortamda hidroksil radikalini üretecek temel faktör bulunmadığından Fenton Reaksiyonuna dayalı etkin bir oksidasyon gerçekleşmemektedir. Ortamdaki demir konsantrasyonu arttıkça reaksiyonun hızı artmaktadır. Ancak belli bir konsantrasyona ulaşıldığında verim sabit kalmaktadır. Tesbit edilen bu konsantrasyon, organikleri içeren atıksu numunesi için Fenton uygulamasındaki optimum demir dozunu ifade eder.

Bir atıksuya Fenton prosesinin uygulanabilmesi için;

- Organik madde konsantrasyonuna bakılmaksızın reaksiyonun makul bir zaman diliminde gerçekleşmesi için, minimum demir konsantrasyonunun 3-15 mg/L arasında olması,

- Fe/Organik Kirlilik Yüğü=1/10-50 (Ağırlık/Ağırlık) mertebesinde bulunması,
- Atıksuyun karakteristiğinin, Fe'i bağlayarak etkinliğini giderecek fosfat, EDTA, formaldehit, sitrik ve okzalik asit gibi maddeleri belirgin ölçüde içermemesi gerekmektedir [8].

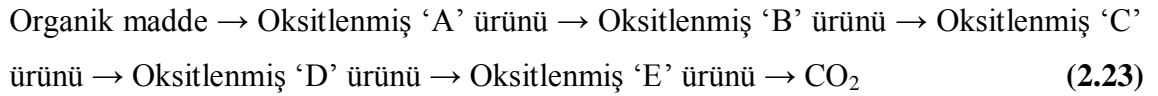
2.2.2.2. Demir İyonu Türünün Etkisi

Ortamda reaksiyon için yeteri kadar organik madde ve H₂O₂ bulunması durumunda katalitik dönüşüm zinciri derhal başlar. Reaksiyonları katalizlemek için Fe⁺² veya Fe⁺³ tuzlarının olması bu durumda önem arz etmez. Ancak düşük hidrojen peroksit konsantrasyonlarında (örneğin <10–25 mg/L H₂O₂) Fe⁺²'nin daha başarılı olduğu gözlemlenmiştir. Denklem 2.22'den da görüleceği üzere; demir iyonunun anyonları olarak ortamda klorür veya sülfat tuzlarının bulunması, yüksek hızlı uygulamalarda Cl₂ oluşumu dışında başka bir olumsuzluğa yol açmaz [8].



2.2.2.3. H₂O₂ Konsantrasyonunun Etkisi

Organik bileşikleri okside edecek olan hidroksil radikalleri doğal olarak kendiliğinden oluşmamaktadır. Bu tür arıtma prosesi için laboratuardaki uygulamalarda zincirleme oluşan reaksiyonların profili açıklayıcı olabilmektedir. Buna göre tipik bir uygulamada; denklem 2.23'de gösterilen reaksiyon profiline göre reaksiyonlar cereyan edecektir:



Bilindiği üzere, her reaksiyon basamağının kendine özgü bir reaksiyon hızı vardır. Eğer ortamda yeterince H₂O₂ bulunmuyorsa proses esnasında istenmeyen ara ürünler meydana gelebilir. Fazladan H₂O₂ ilavesiyle reaksiyonlar seri olarak devam ettirilebilir. Bu toksisite giderme maksatlı atıksu ön arıtımında sık sık gözlemlenebilir. H₂O₂ optimum dozuna ulaşıldığında KOİ giderimi ve toksisite indirgenmesinde ani artan verimlilikler gözlemlenir. Optimum dozun üzerindeki H₂O₂ ilavesi ise verimi artırmadığı gibi, verimlilik kontrolü için yapılacak olan KOİ, BOİ gibi deneysel çalışmalarda pozitif girişime neden olur [8].

2.2.2.4. Sıcaklığın Etkisi

Fenton oksidasyonu prosesi doğal çevre şartlarında güvenli ve verimli şekilde uygulanabilir bir prosestir. Fenton kimyasallarının birçok endüstriyel uygulamalarında sıcaklık 20-40°C arasındadır. Bazı çalışmalar optimum sıcaklık değerinin 20°-30°C arası olduğunu bildirmişlerdir [10]. Ancak Rivas vd,(2001), sıcaklığın 10-40°C arasında olmasının Fenton oksidasyonunun verimini etkilemediğini ifade etmişlerdir [6].

Reaksiyon sıcaklığının 40°C'nin üzerine çıkması durumunda soğutma uygulanması tavsiye edilmektedir. Sıcaklığın 40-50°C'nin üzerine çıkması durumunda H₂O₂'in etkinliği azalır. Bu yüksek sıcaklık şartlarında H₂O₂'in oksijen ve suya ayrışması hızlanır. Hidrojen peroksidin verimli kullanılması, oksijen ve suya ayrışma hızının azaltılmasına bağlıdır [6].

2.2.2.5. pH'nın Etkisi

pH 3,5 değerinden daha düşük olduğunda giderim verimleri yeterlidir. Çünkü redoks sistemi ve renk giderimi asidik şartlar altında daha iyidir. Bu pH'ta Fe²⁺ ve H₂O₂ daha karardır. Buna karşılık Fe²⁺ iyonları pH 4'ten daha yüksek olduğunda kararlı değildir ve bu iyonlar kolayca demir hidroksit kompleksleri oluşturma eğilimine sahip olan Fe⁺³ iyonlarına dönüşür. Bu kompleks pH 9'dan daha yüksek olduğunda [Fe(OH)₄]⁻ şeklinde görülür. Bunun yanında, hidrojen peroksit bazik ortamda kararsızdır ve ortamda oksijen bulunduğunda parçalanabilir ve oksidasyon yeteneğini kaybedebilir. Yüksek pH değeri Fe(OH)₃ oluşmasına neden olarak katalitik etkiyi ortadan kaldırır [11]. Bu yüzden hidrojen peroksit ve demir iyonlarının etkili bir redoks sistemi oluşturması zor olur ve renk gideriminde daha az etkili olurlar [8].

2.2.2.6. Reaksiyon Süresinin Etkisi

Fenton reaksiyonunun tamamlanma süresi başlıca kullanılacak kimyasal madde dozajı ile birlikte suyun/atıksuyun barındırdığı kirleticinin Fenton oksidasyonuna karşı gösterdiği direncine bağlıdır. Basit bir fenol oksidasyonu için (C_{fenol}<250 mg/l) tipik olarak Fenton oksidasyonu süresi 30-60 dakika arasındadır. Daha kompleks yapıdaki ve yüksek konsantrasyondaki kirleticiler için reaksiyon süresi birkaç saat sürebilir [6].

Bazı durumlarda reaksiyonun gerçekleşmesi aşamasında demir ve hidrojen peroksit eklemek, başlangıçta dozaj yaparak demir ve hidrojen peroksit yükünü artırma alternatifine kıyasla daha verimli ve güvenli olabilmektedir.

Reaksiyonun tamamlandığının belirlenmesi çok güçtür. Ortamda kalan kalıntı hidrojen peroksit, birçok atıksu analizinde girişime sebep olur. Kalıntı hidrojen peroksit, pH'ın arttırılması ile ($\text{pH} \approx 7 \sim 10$) yada bisülfid çözeltisi ile nötrale edilerek bertaraf edilebilir. Çoğu zaman reaksiyonun devam edip etmediğini anlamak için renk değişimlerinden yararlanılır. Atıksular genel olarak hidrojen peroksit eklendiğinde koyu renk alırlar; reaksiyon tamamlanmaya başladığında renk kaybolmaya (berraklaşmaya) başlar [6].

2.2.3. Fenton Prosesinde Koagülasyon ve Oksidasyonun Rolü

Fenton prosesi $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ oranına bağlı olarak farklı iki arıtma fonksiyonuna (koagülasyon ve oksidasyon) sahiptir. Fe^{2+} miktarının H_2O_2 'den fazla olması halinde arıtımda oksidasyon yerine kimyasal koagülasyon etkili olmaktadır. Fenton prosesle renk gideriminde yüksek reaktif konsantrasyonları kullanılmış ve renk gideriminde etkili olan arıtma fonksiyonu tespit edilmemiştir. Kang ve diğerleri (2002), yaptıkları çalışmada renk giderimi için düşük reaktif konsantrasyonlarının gerekli olduğunu, KOİ giderimi için ise daha yüksek konsantrasyonların gerekli olduğunu belirtmişlerdir. Renk gideriminin oksidasyon yoluyla gerçekleştiğini, KOİ gideriminde ise koagülasyonun etkili olduğunu belirtmişlerdir. Fenton proses, mevcut kimyasal koagülasyon ünitelerine hiçbir ek üniteye ihtiyaç olmadan uygulanabilir [12].

2.2. MEMBRAN PROSESİ

Membran, iki faz arasında sürekli olarak seçicilik yapan, belirli türlerin hareketini kısıtlayan, metal, anorganik veya organik polimerlerden yapılan geçirgen veya yarı geçirgen bir malzemedir ve gaz ayırımı, katı/sıvı ve sıvı/sıvı ayırımı gibi amaçlar için kullanılır. Membran filtrasyonda, doğada bir yarı geçirgen membrandan basınç farkı nedeniyle molekül taşımında gerçekleşip duran fiziksel prensipten yararlanır. Burada moleküller veya partiküller; büyüklükleri, ağırlıkları ya da yapıları nedeniyle membranda tutulurlar. Membran; por büyüklüğü, porların yüzeyde dağılımı, membran yüzeyinde m^2 başına porların sayısı, membran yükü ve kimyasal yapısı ile tanımlanır. Bu faktörler ve filtrasyonda oluşan örtü tabakası (kek), membran filtrasyonu sırasındaki

madde taşınımını ve verimi, kapasiteyi, geri kazanım oranını etkileyerek membran filtrasyonunun ekonomikliğini de belirler.

Membranlarda ayırma işleminde, sürücü kuvvetlerin etkisiyle besleme akımı iki ayrı akıma ayrılır. Membrandan geçen akım “süzüntü”, geçemeyen akım ise “konsantre” olarak adlandırılır. Membranlar sürücü kuvvetlerine göre basınç, konsantrasyon, elektriksel potansiyel ve sıcaklık farklılığı olmak üzere dört grupta toplanmaktadır [13].

2.3.1. Membran Performansı

Membranların performansı, akı, alıkoyma veya seçicilik terimleriyle ifade edilmektedir. Akı, birim zamanda membranın birim alanından geçen akım miktarıdır. Akı, $m^3/m^2.gün$ veya $L/m^2.saat$ birimleriyle ifade edilir. İdeal bir membranda, yüksek seçicilik (alıkoyma) ile yüksek akı istenir.

Giderme verimi, membran tarafından alıkoymulan kısmın ölçüsüdür. Membranın giderme verimi “R” ile ifade edilmektedir. R birimsiz bir büyüklüktür ve 0-1 arasında değişir. “0” değeri, bütün çözülmüş maddelerin membrandan geçtiğini, “1” değeri ise membranın hiçbir madde geçişine izin vermediğini gösterir. Membran sisteminde, gözlenen giderme verimi (R_o) ve gerçek giderme verimi (R_g) olmak üzere iki çeşit giderme verimi vardır. Gözlenen giderme verimi, süzüntü akımı konsantrasyonunun besleme akımı konsantrasyonuna oranını ifade eder (Denklem 2.24). Denklem 2.25’ te gerçek giderme verimi ise süzüntü akımı konsantrasyonu ile çözeltinin membran yüzeyindeki konsantrasyonundan yola çıkılarak hesaplanan giderim verimini ifade etmektedir.

$$R_o(\%) = \frac{C_b - C_s}{C_b} = 1 - \frac{C_s}{C_b} \quad (2.24)$$

$$R_g(\%) = \frac{C_m - C_s}{C_m} = 1 - \frac{C_s}{C_m} \quad (2.25)$$

C_s : Süzüntü akımı konsantrasyonu

C_b : Besleme suyu konsantrasyonu

C_m : Membran yüzeyindeki konsantrasyon

Membranda geri kazanım (y), süzüntü akımının, besleme akımına oranıdır. Geri kazanım değeri aşağıdaki ifade ile gösterilir:

$$y = \frac{Q_k + Q_s}{Q_b} \quad (2.26)$$

Q_b : Besleme suyu debisi

Q_k : Konsantre kısmın debisi

Q_s : Süzüntü kısmın debisi

2.3.2. Membran Teknolojileri/ Basınç Sürücülü Membranlar

Membranlarla arıtma işlemi sürücü kuvvetlerin etkisiyle gerçekleşir. Sürücü kuvvetler, akımın membranın bir tarafından diğer tarafına geçişini sağlar. Bu sürücü kuvvetler iki faz arasındaki basınç, sıcaklık, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farklarıdır. Tablo 2.3’de çeşitli membran prosesleri ve etkin sürücü kuvvetleri verilmektedir.

Tablo 2.3: Membran proseslerinin kullandıkları sürücü kuvvete göre sınıflandırılması [14].

Membran Prosesi	Sürücü Kuvvet
Mikrofiltrasyon Ultrafiltrasyon Nanofiltrasyon Ters Ozmoz	Basınç farkı
Pervaporasyon Gaz ayırma Diyaliz Buhar geçişi	Konsantrasyon farkı
Membran destilasyonu Termo-ozmoz	Sıcaklık farkı
Elektrodiyaliz	Elektriksel potansiyel farkı

Basınç sürücülü membran prosesleri, diğer membran proseslerinden endüstriyel alanda daha yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Basınç sürücülü membran prosesleri, por büyüklüklerine göre sırasıyla Mikrofiltrasyon (MF), Ultrafiltrasyon (UF), Nanofiltrasyon (NF) ve Ters Ozmoz (RO) olarak dört gruba ayrılırlar. Tablo 2.4'te basınç sürücülü membran proseslerinin özellikleri gösterilmektedir.

Tablo 2.4: Basınç sürücülü membran proseslerinin özellikleri [14].

Membran Prosesi	Ayırma Büyüklüğü	Transmembran Basıncı (Bar)	Ayırma Mekanizması	Akı
Mikrofiltrasyon	0.05-10 µm (mikropartiküller)	0-2	Eleme	Yüksek
Ultrafiltrasyon	1-100 nm (makromoleküller)	1-10	Eleme	Yüksek
Nanofiltrasyon	0.5-5 nm (moleküller)	5-30	Çözünme- Difüzyon	Orta
Ters Ozmoz	< 1 nm (moleküller)	10-100	Çözünme- Difüzyon	Düşük

2.3.3. Membranlarda Konsantrasyon Polarizasyonu ve Kirlenme

2.3.3.1. Konsantrasyon Polarizasyonu

Membran filtrasyonunda, membrandan geçemeyen maddelerin zamanla membran üzerinde birikmesi sonucunda, membrana yakın bölgelerde besleme çözeltisinden çok daha yüksek konsantrasyona sahip bir ortam oluşur. Bu konsantrasyon membrana yaklaştıkça artarak, membran üzerinde maksimuma ulaşır. Bu durum membran yüzeyinden besleme çözeltisine bir geri akım oluşturur. Bu olaya “Konsantrasyon Polarizasyonu” adı verilir. Konsantrasyon polarizasyonunun etkileri:

1. Membran yüzeyinde ozmotik basıncın artması ve akının azalması
2. Membran yüzeyindeki konsantrasyon artışıyla membran porlarının tıkanması ve akının azalması
3. Membran arıtma veriminin değişmesi (Membranda tutunma oranı artabilir ya da azalabilir, Örn: membran yüzeyinde çözünmüş madde konsantrasyonu arttığında, tuz gibi düşük molekül ağırlıklı maddelerin tutunma oranı azalır)
4. Membran kirlenmesi olarak sıralanabilir [14].

Konsantrasyon polarizasyonunda, yüksek molekül ağırlığına sahip maddeler membran üzerinde tutunarak membran yüzeyinde ikinci bir tabaka oluştururlar. Bu durumda düşük molekül ağırlıklı maddelerin membranda tutunma oranı da artar. Konsantrasyon polarizasyonu esas olarak adsorpsiyon, jel tabakası oluşumu ve porların tıkanması gibi nedenlerden ötürü meydana gelebilir. Bütün bu faktörler membran içerisindeki taşınım sırasında besleme tarafında ek dirençler meydana getirir [14].

2.3.3.2. Kirlenme

Kirlenme (fouling), yüzeylerde istenmeyen birikintiler oluşmasını tanımlayan genel bir kavramdır. Anorganik tuzların çökmesi ile oluşan yüzey birikimlerine “anorganik kirlenme (scaling)” adı verilmektedir. Ayrıca organik maddeler ile meydana gelen kirlenme için “organik kirlenme (organik fouling)” ve mikroorganizmaların neden olduğu kirlenme için “biyokirlenme (biyofouling)” ifadeleri kullanılmaktadır. Aslında bir çok kirlenme türü aynı anda ortaya çıkmaktadır. Aşağıda membranların kirlenme kaynakları verilmektedir:

- Çözünürlük sınırı aşan maddelerin membran yüzeyinde çökmesi
- Süspansiyon ve kolloidal maddelerin membran yüzeyinde ve porlarında birikmesi
- Membranın sınır tabakasında çözeltinin kimyasal reaksiyonu
- Membran polimeri ile çözeltinin kimyasal etkileşimi
- Membran yüzeyinde düşük molekül ağırlıklı maddelerin adsorpsiyonu
- Makromoleküler maddelerin membran yüzeyinde jel tabaka oluşturması
- Mikroorganizmaların membran polimeri ile hidrofobik etkileşimde bulunması

Membran porlarında veya yüzeyinde meydana gelen kirlenmeler, geri yıkama yapılarak akının geri kazanılması işlemi üzerine 2 farklı etkiye sahiptir. Membran porlarında meydana gelen kirlenme, geri yıkama suyunda temizleyici maddeler kullanılmadıkça,

“giderilemez (temizlenemez) kirlenme” dir. Bu tip membran kirlenmesi, akının süreli azalmasını da beraberinde getirmektedir. Ancak akı kaybı bir yüzey kekinin oluşması sebebiyle meydana geliyor ise, kirlenme büyük ölçüde “giderilebilir (temizlenebilir) kirlenme” olmaktadır. Akı kaybına yol açan konsantrasyon polarizasyonu ve kirlenme olaylarını birbirinden ayırmak mümkün değildir. Çünkü kirlenme olayı, konsantrasyon polarizasyonu sonucu ortaya çıkmaktadır [13].

2.4. SU BAZLI BOYAMA, BOYALI VE KUVVETLİ ENDÜSTRİYEL ATIKSULARIN ARITILABİLİRLİĞİ VE GERİ KAZANIMI ÜZERİNE YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR

Kurt ve arkadaşları (2006), su bazlı boya atıksularının fenton prosesi ile arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Atıksu, çeşitli türde televizyon üretimi yapan Profilo fabrikasından alınmış olup, KOİ ve pH değerleri sırasıyla 1990 mg/L ve 6,5'dur. Deneysel çalışmalar kolon ve tam karışimli reaktör olmak üzere iki farklı reaktör tipinde gerçekleştirilmiştir. Kolon tipi reaktör denemelerinde, iki farklı kolon boyutu seçilerek; reaktör tipi, dozaj ve farklı pH değerleri gibi deneysel koşullar optimize edilmek üzere test edilmiştir. Kullanılan kolon reaktörlerin uzunluk ve çapları sırasıyla 10 cm x 1,5 cm ve 5 cm x 0,5 cm'dir. Kolon reaktörler değişik boyutta demir tozuyla doldurulmuştur (0,3-0,6 mm; 0,6-1,2 mm ve >1,2 mm). Demir iyonu kaynağı olarak farklı denemelerde hem demir tozu, hem FeSO₄.7H₂O kullanılmıştır. Kolon tipi reaktör çalışmalarında, demir tozlarının demir iyonu sağlamak için etkili bir kaynak olmadığı saptanmıştır. Ayrıca demir iyonlarının çözünebilmesi için pH'nın çok düşük olması (pH=1.5) ve filtrasyon hızını düşüren göreceli olarak küçük boyutta demir tozlarının kullanılması gerekliliği, kolon tipi reaktörlerde demir tozu kullanılarak yapılan çalışmanın pratikte uygulanabilir olmadığını göstermiştir. Tam karışimli reaktörlerde 10 g demir tozu ile 70 saat reaksiyon süresi sonunda % 80 giderim verimi elde edilmiştir. Demir tozunun dozajının 10 g/L'nin üstünde artırılmasının giderim verimini artırmadığı görülmüştür. Demir sülfat kullanılan fenton prosesinde, pH 3'de 100 mg/L Fe⁺² dozajında farklı H₂O₂ dozajları denenmiş ve 830 mg/L H₂O₂ dozajında % 30 verim elde edilirken, 3320 mg/L H₂O₂ dozajında 10 saatlik reaksiyon süresinden sonra % 80 giderim verimi elde edilmiştir. Giderim veriminde Fe⁺²'nin artırılmasının gerekli olmadığı; KOİ giderim

verimini artırmak için Fe^{+2} dozajının 15 mg/L'nin üstünde H_2O_2 dozajını oldukça yüksek (3320 mg/L) tutulmasının gerekli olduğu belirtilmiştir [1].

Ma ve Xia (2009), su bazlı mürekkep atıksularının fenton ve koagülasyon prosesleri ile arıtımını incelemişlerdir. Atıksu siyah renkli, nötr pH, 4350-5200 mg/L KOİ ve 195 mg/L AKM'ye sahiptir. Fenton prosesinde, pH ayarlandıktan sonra $FeSO_4$ ve H_2O_2 ilave edilmiştir. Maksimum KOİ ve renk giderimi pH 4'de 25 mg/L $FeSO_4$ ve 50 mg/L H_2O_2 dozajında elde edilmiştir. Koagülasyonda PAC ve $FeSO_4$ kullanılmıştır. Maksimum KOİ ve renk giderimi pH 9'da, 700 mg/L PAC ve 300 mg/L $FeSO_4$ dozajlarında elde edilmiştir. Fenton prosesinin koagülasyon ile birleştirilmesiyle KOİ giderim verimi % 93.4, renk giderim verimi % 100 ve AKM giderim verimi % 87.2 elde edilmiştir [15].

Eremektar v.d. (2006) su bazlı boya endüstrisi atıksularının koagülasyon-flokülasyonla arıtımını incelemişlerdir. Atıksu karakterizasyonu 2340-2520 mg/L KOİ, 310-715 mg/L TKM ve bulanıklık 115-180 NTU olarak verilmiştir. Koagülant olarak sodyum bentonit, alum, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$ kullanılarak, farklı pH ve koagülant dozajlarında denemeler yapılmıştır. Değerlendirmede KOİ giderim verimi, maliyet ve inert KOİ değerleri dikkate alınmış ve atıksuyun orijinal pH'sında (pH=5.9) 50 mg/L $FeCl_3$ dozajında en optimum sonuç elde edilmiştir (KOİ giderim verimi % 40). En yüksek KOİ giderim verimi, pH 9'da 100 mg/L $FeCl_3$ ile % 60 elde edilmiştir.

Kestioğlu ve arkadaşları (2005) tarafından yapılan çalışmada eritme, apretan ve boyama aşamalarından oluşan, 41.120 mg/L KOİ içeren ve biyolojik ayrışabilirliği oldukça düşük olan tekstil atıksuyu fizikokimyasal, fotokimyasal ve adsorpsiyon prosesleriyle arıtılmış ve fizikokimyasal arıtmadan sonra ozonla oksidasyon, ozon/UV oksidasyonu ve adsorpsiyon prosesleri ayrı ayrı uygulanarak KOİ giderme verimleri belirlenmiştir. Çalışmada, alümler (1250 mg/L), alüm (8000 mg/L) + non-iyonik PE'le (Poli Elektrolit) (4 mg/L) ve PAC'la (Poli Alimünyum Klorür) (2500 mg/L) yapılan fizikokimyasal arıtmalar sonucunda sırasıyla; % 54, % 56 ve % 60 KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Sonuç olarak en uygun doz 1000 mg/L PAC seçilmiş, bu dozla yapılan arıtılabilirlik sonucunda % 52,33 oranında KOİ giderme verimi bulunmuştur. Elde edilen çıkış suları ile ayrı ayrı ozon ile oksidasyonla (3 saat boyunca, 2 g O_3 /h

dozlamayla) % 24,07 KOİ giderme verimi, ozon/UV oksidasyonu (24 saat boyunca, 250 mg O₃/h dozlamayla) % 36,8 KOİ giderme verimi bulunmuş ve 0,5-1 mm boyutunda Jacobi marka GAC (Granül Aktif Karbon) kullanılarak Langmuir İzotermi yardımıyla adsorpsiyon kapasite değeri belirlenmiş (Q₀=333,33 mg KOİ/g GAC) ve bu verilere dayanarak 200 mg/L KOİ deşarj kriterini sağlayacak şekilde adsorpsiyon kolonları boyutlandırılmıştır. Boyutlandırma sonucunda 0,75 m çapında, 3,5 m yüksekliğinde, 7 adet (6 asıl+1 yedek) adsorplama kolonu bulunmuştur. Bu atıksu için arıtma verimleri karşılaştırıldığında fizikokimyasal ve adsorpsiyon prosesinin uygun olacağı kanaatine varılmıştır [16].

Martinez ve arkadaşları (2003) ise, aşırı kirlenmiş ilaç endüstrisi atıksularında (KOİ=362.000) fenton prosesini kullanmışlardır. Atıksu örneklerinden askıda katı madde süzöldükten sonra, oksidasyon öncesi pH değeri 4,0 olarak ayarlanmıştır. 100ml örnek, 500ml'lik erlene konulmuş ve sıcaklık kontrolünü kolaylaştırmak için su banyosuna daldırılmıştır. Daha sonra, istenilen derecede Fe⁺² konsantrasyonunu sağlamak için FeSO₄ eklenmiştir. Fenton reaksiyonunu başlatmak için yavaş yavaş %33'lük (w/v) H₂O₂ eklenmiştir. Reaksiyon sırasında, karışım manyetik olarak karıştırılmıştır. 5, 10, 30, 60 ve 90.dakikalardan sonra örnekler alınarak, hemen analiz edilmiştir. Alınan örnekler saf su ile 500 defa seyreltilmiş ve oksidasyonu durdurmak için 1M NaOH kullanılmıştır (pH12,0). H₂O₂ fazlalığından kurtulmak için seyreltilmiş çözelti 10 dakika kaynatılmıştır ve oda sıcaklığında soğutulmuştur. Deneysel çalışmalar 0 ile 6 M arası hidrojen peroksit, 0 ile 0,6 M arası demir iyonu ve 25 ile 55°C arası sıcaklıklarda yürütölmüştür. H₂O₂'in 5M üstündeki denemeleri başarılı olamamıştır, çünkü yüksek egzotermik reaksiyondan dolayı mor bir renk oluşmuştur. Deney sonucunda şu bulgular elde edilmiştir: Fenton prosesini sıcaklık, demir iyonu ve hidrojen peroksit etkilemektedir; optimal dozaj 3M H₂O₂ ve 0,3M demir iyonunda arıtma verimi %56,4 olmuştur; bu atıksu için, sıcaklık etkisi çok azdır; toplam arıtma veriminin %90'ı oksidasyon prosesinin ilk 10dk'sında gerçekleşmiştir. Doğrudan biyolojik arıtmanın söz konusu olmadığı bu tür atıksuların ön arıtımı için Fenton ile arıtmanın uygun bir alternatif olduğu belirtilmiştir [17].

Dutta ve arkadaşları (2001) metilen mavisinin oksidasyonunu Fenton prosesi ile araştırmışlardır. Tiazin ailesine mensup temel boya olan metilen mavisi Fenton prosesi

ile normal laboratuvar sıcaklığında ve atmosfer basıncında yapılmıştır. 250 ve 500 ml cam beherler kullanılmıştır ve manyetik karıştırıcı ile sürekli karıştırılmıştır. Deney 8°C ile 105°C sıcaklıkları arasında yapılmıştır. Fe^{+2} ve H_2O_2 optimum değerleri, sırasıyla $3,58 \times 10^{-5}$ ve $4,41 \times 10^{-4}$ mol.dm⁻³ olmuştur ve 26°C sıcaklıkta $3,13 \times 10^{-5}$ mol.dm⁻³ boya çözeltisi indirgenmiştir. Boya: Fe^{+2} : H_2O_2 mol oranları ise 1:1,15:14,1 olmuştur. İndirgenme oranı deneyin ilk başında çok hızlı olmuştur. 10 dakikalık zaman diliminde % 90'a varan değişim olmuştur ve pH değerinde keskin düşüş gözlenmiştir. 26°C sıcaklıkta, pH değeri 2,2-2,6 arasında % 98'den fazla arıtma 1 saat içinde gerçekleşerek, % 81 KOİ giderim verimi elde edilmiştir [18].

Szpyrkowicz ve arkadaşları (2001), “disperse boya” oksidasyonunu karşılaştırmalı olarak incelemişlerdir. Araştırmada elektrokimyasal proses, ozon, hipoklorit ve Fenton prosesleri karşılaştırılmıştır. Boya atığı hazırlanırken 3 farklı boya karıştırılmıştır: 0,181 g/L “Disperse Yellow 126” (Dispersol D-7G), 0,034 g/L “Disperse Red 74” (Feron S-BWFL) ve 0,158 g/L “Disperse Blue 139” (Blu Navy Sumikaron S-2GL). Daha sonra Polivinil alkol (0,444 g/L) eklenmiştir ve hazırlanan çözeltinin KOİ'si 1425 mg/L'ye eşit olmuştur. Deney sonucunda, tekstil endüstrisinde en çok kullanılan hipoklorit ilavesiyle arıtma en kötü sonuçları vermiştir. 6 g/L hipoklorit dozajında % 35 renk giderimi elde edilmiştir. En iyi sonuç Fenton prosesi ile elde edilmiştir. pH 3'de ve hidrojen peroksit ve demir sülfat konsantrasyonları sırasıyla 600 ve 550 mg/L'de renk tamamen giderilmiş ve çıkış KOİ değeri 100 mg/L elde edilmiştir [19].

Dey ve arkadaşları (2002), su bazlı boya üretim prosesinde yeniden kullanılan sudan kaynaklanan kirlenme ve ürün kalitesindeki bozulmadan dolayı, su bazlı boya atıksularının koagülasyon-flokülasyonla arıtımından sonra mikrofiltrasyon ile ileri arıtılarak yeniden kullanımını incelemişlerdir. Koagülant dozajı bulanıklık ve zeta potansiyeliyle optimize edilmiştir. Kimyasal arıtma çıkış suları, 0.2 µm gözenek çaplı mikrofiltrasyona tabii tutularak, süzüntüde mikrobiyolojik inceleme yapılmıştır. Atıksuyun karakterizasyonu 5632 mg/L KOİ, 588 mg/L BOİ₅, 2864 mg/L TKM, 5632 NTU bulanıklık olarak verilmiştir. Alomla koagülasyon deneylerinde, maksimum bulanıklık giderimi pH 7.5'da elde edilmiştir. 700 mg/L alum dozajında, 6 mg/L aniyonik polimer kullanımı ile KOİ giderim verimi % 74 ve bulanıklık giderim verimi % 99.6 elde edilmiştir. Mikrofiltrasyondan sonra suların mikrobiyal kirlenmeye neden

olmadan tesis içinde kullanılabilceği, ancak mikrofiltrasyondan önce koagölasyon ile arıtmanın gerekli olduğu belirtilmiştir [20].

Anderson v.d. (1981), geri kazanım amacıyla otomotiv endüstrisi elektrokaplama boya atıksularının ters ozmoz ile geri kazanımını rapor etmişlerdir. Ters ozmozun burada kullanılmasında iki durum olağan değildir: Birincisi ters ozmoz besleme atıksuyunda çözünmüş halde bulunan maddelerin tamamen giderilmesi mümkün olamamaktadır. Burada inorganik kirleticilerin izolasyonu birincil amaçtır. Glikol eterler suyla beraber membrandan geçerek, glikol alkolün geri kazanım ve yeniden kullanımına olanak sağlar. Üstelik besleme akımındaki % 3'lük konsantrasyon, süzüntüde artar bu da akı azalmasını elimine eder. İkincisi, deneyler koloidal demir varlığında gerçekleştirilmiştir. Membran yüzeyinde kurşun birikimi sınırlı düzeyde kalmıştır. Tıkanmaya sebep olan bu birikim her hafta seyreltik laktik asit ile erinde yıkama ile kontrol edilebilmiştir. Laboratuvar ve tam ölçekli çalışmalar, ters ozmozun ultrafiltrasyon atıksuyun geri kazanımı için kullanımının uygulanabilir olduğunu göstermiştir. Burada diğer uygulamalardan farklı olarak inorganik madde ve diğer organik maddeler içeren konsantre değil, su/glikol eter çözeltileri ters ozmoz permeatı olarak geri kazanılmıştır. Kolloid demir ciddi bir tıkanma problemine neden olmamıştır.

Uenoyama v.d. (1996), 5492626 patent numaralı çalışmalarında, Japonya'daki Nipon boya fabrikasında geri kazanımı vurgulamışlardır. Bu çalışmada süzüntü yıkama suyu olarak yeniden kullanılırken, konsantre akımdaki boya da geri kazanılmıştır.

Lipnizki (2008) çalışmasında, ultrafiltrasyon sistemlerinin yaklaşık 30 yıldır otomotiv endüstrisinde kaplama malzemesinin geri kazanımı uygulamalarını örnek göstererek; özellikle kaplama ve boya endüstrilerinde, süzüntünün ve konsantre kısmın kolaylıkla geri kazanılıp yeniden kullanılabilceğini ya da daha kolay arıtılıp nihai depolamaya uygun ürünler elde edilebileceğini göstermiştir. Bu nedenle bu çalışmada, kağıt endüstrisi, lateks üretimi yıkama suları ve baskılı karton üretimi atıksularının geri kazanımını incelemiştir. Sonuç olarak, kaplama malzemesi değerliyse geri kazanım için ultrafiltrasyon prosesinin başarı ile sisteme entegre edilebileceği belirtilmiştir. Ultrafiltrasyon kullanmanın yararları hem süzüntünün hem de konsantrenin yeniden kullanma potansiyelinin oluşudur. Süzüntü genellikle askıda katı madde içermez ve

proses içinde doğrudan yada ileri bir arıtmadan geçirilerek yeniden kullanılabilir; yada deşarj edilmeden önce kolaylıkla arıtılabilir. Konsantre akım genellikle % 99'dan daha fazla kaplama malzemesi içerir ve, ya geri kazanılır yada düşük maliyetlerle bertaraf edilebilir. Bu sonuçlar ultrafiltrasyon unitesinin kendisini 2 yıldan kısa bir süre içinde geri ödemesini sağlar.

3. İNCELENEN ELEKTRONİK ENDÜSTRİSİ

3.1. TESİS HAKKINDA GENEL BİLGİLER

Yerleşim Bilgileri

Fabrikanın arazi kullanım durumu;

Kapalı Alan: 78.661 m²

Açık Alan: 45.339 m²

Sosyal Tesisler: Yemekhane, kafeterya, spor salonu, kreş

İşgücü Bilgileri

Toplam Personel Sayısı: 1571 kişi

Toplam İşçi Sayısı: 1122 kişi

Toplam Beyaz Yakalı Sayısı: 349 kişi

Vardiya Sayısı: 2 vardiya

İşgücünün Kullanımı: 16 saat/gün

6 gün/hafta

333 gün/yıl

1956 yılından itibaren General Electric Ampulleri, elektrik sayaçları, kablo, termosifon, şofben ve çeşitli elektrikli ev araçları pazarlama ve satışı yapan endüstri 1960'da beyaz eşya pazarlamaya ve satışına da başlamıştır [21].

1968'de ilk kez siyah beyaz televizyon üretimine geçmiştir. 1976'da ilk fabrika binasının temelleri atılmış ve 18000 m²'lik ilk bina ve idari binası 1977 yılında bitirilmiştir. Endüstri 1977 yılında Türkiye'nin ilk Biyolojik Arıtma Tesisine sahip olmuştur. 1982'de renkli televizyon, 1983'de video ve müzik seti, 1984'de yazar kasa üretimine, 1985'de büro makinelerini ürün gamına katmıştır [21].

Mamullerin yerli içerik tutarını sürekli arttırma gayreti içinde olan endüstri 1986 yılında Endüstrinin Plastik Fabrikasının proje çalışmaları başlamıştır. Plastik fabrikası mevcut fabrika binasına bitişik olarak projelendirilmiştir. 1987 yılında 7000 m²'lik plastik fabrikasının inşaatı bitmiştir [21].

1988 yılında endüstri Türkiye’de Kimyasal Arıtma Tesisi kuran fabrika olmuştur. Kimyasal Arıtma Tesisi fabrika binası içinde kurulmuştur. 1989 yılında 1.Tevsi inşaatına başlanmış ve bitirilmiştir. 1.Tevsi inşaatı plastik fabrikasına bitişik olarak 3200 m²’dir. Aynı sene fabrika binası içinde 1200 m²’lik strafor üretim binası bitirilmiştir. 1990 yılında endüstri tekrar öncü rol oynayarak 1800 m²’lik kapalı spor salonunu bitirmiştir. 1991 yılında 6400 m²’lik 2. Tevsi inşaatı bitirilmiştir. 2. Tevsi inşaatı içinde Türkiye’nin ilk ve tek kontrollü otomatik deposu bulunmaktadır [21].

1992 yılında fabrikanın dışında 2 katlı 200 m²’lik yeni kimyasal ve biyolojik arıtma tesisi bitirilerek devreye alınmıştır. Ayrıca 1992 yılında fabrika arazisinin etrafı duvarlar ile çevrilmiş ve fabrika girişi bekçi kulübeleri ve kapıları yenilenmiştir.

Endüstri üretiminin yanı sıra mamul ve malzeme ikmal-depolama-yükleme-boşaltma sistemlerinde de otomasyonunu 1994’de tamamlamıştır. Topyekûn kalite sistemini geçen endüstri 1991 yılında İngiltere’den ve 1993 yılında ise TSE’den ISO 9001 kalite güvence sertifikası almıştır [21].

1999 yılı Mart ayı içinde strafor üretim tesisinde strafor geri kazanım (Densifier ünitesi) faaliyete geçmiştir [21].

3.1.1. Endüstrinin Çevre Politikası

Endüstri çevre bilinci yüksek bir şirket olmaya kendini adanmış olarak yatırımlarının gerçekleştirilmesinde, ürünlerinin geliştirilmesinde, üretilmesinde ve paketlenmesinde;

- Doğal kaynakların tüketimini azaltan metotları kullanmak,
- Tekrar kullanım ve geri dönüş operasyonlarını arttırmak,
- Havaya, toprağa ve suya verilen atıkları en aza indirmek,
- Çevreye ve insan sağlığına zararlı operasyonlar yerine, emniyetli ve çevre dostu operasyonlar seçmek,
- Tüm çevre ve sağlık yasalarını takip ederek yönetmeliklere uymak,
- Enerji tasarrufu çalışmalar yapmak,

- Yardımcı sanayilerin ve tedarikçilerin çevreye karşı sorumlu kuruluşlar olmalarını teşvik

etmek ve çevre konusunda tüm çalışanlarını eğiterek bilinçlendirmektir [21].

3.1.2. Endüstrinin Çevre Yönetim Sistemi

Kuruluşun, ürün, servis ve proseslerinin çevre üzerindeki dolaylı ve dolaysız etkisinin belirlenerek kontrol altına alınması, kirliliği önleyici çalışmalarda bulunması için geliştirilmiş bir yönetim sistemidir [21].

Kaynakların daha iyi kullanılması, atıkların kaynağında azaltılması, insan sağlığının ve çevrenin korunması amacıyla faaliyetlerin çevresel etkilerinin en aza indirgeyecek teknolojilerin geliştirilmesi ve/veya seçilmesini sağlamaktır [21].

Endüstride çevre politikası üst yönetim tarafından kabul edilmiştir. Belirlenen çevresel etkilere göre yasal sorumluluk ve zorunlulukların incelenir ve yenilerinin nasıl takip edileceği belirlenir. Bütün bunlar değerlendirilerek çevresel hedef ve amaçlar, bunların sorumluları ve tahmini gerçekleştirilme tarihleri ortaya konur. Bunlar her yıl yönetimin gözden geçirme toplantılarında incelenir. Sistemin sürekliliğini, etkinliğini sağlama amacıyla iç denetim faaliyetleri de yürütülmektedir [21].

3.1.3. Endüstrinin Çevresel Etkileri ve Kontrolü

- Tehlikeli olmayan katı atık ve çöplerin kontrolü
- Tehlikeli atıkların kontrolü
- Hava kirlenmesi (Emisyon ve İmisyon) kontrolü
- Gürültü kontrolü
- Yapılacak yatırımların çevresel etkileri
- Su kullanımı ve atık su kontrolü
- Mekanik ve elektronik tasarımlarda çevresel etkilerin en aza indirilmesi Atık Yönetimi Atık yönetimi; sağlık, çevre, ekonomik ve teknik şartlar altında atıkların toplanması, taşınması, işlenmesi, bertaraf edilmesi işlemlerini sağlayan bir disiplindir.

Atık yönetiminin faydaları:

- Muhtelif atıklar geri kazanılır, doğal kaynak tüketimi azaltılır.

- Atıkları uzaklaştırma maliyeti düşer.
- Çevre kirlenmesi engellenir [21].

3.1.4. Endüstrinin Kapasite Bilgileri

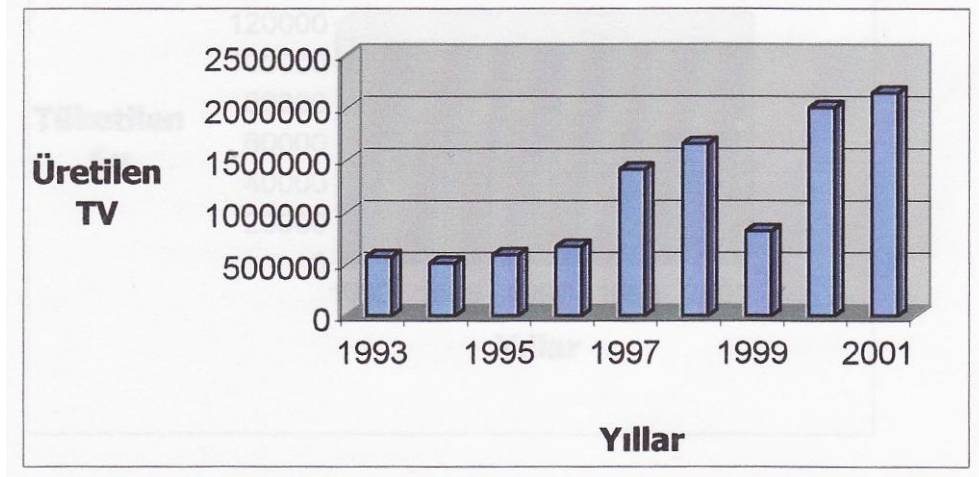
Kuruluş Kapasitesi: 2000000 adet TV/yıl

1993–2001 yılları arasındaki televizyon üretimi Tablo 3.1 ve Şekil 3.1’de gösterilmiştir [13].

Tablo 3.1: Tesiste Üretilen TV Üretiminin Yıllara Göre Değişimi [21].

Yıllar	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Üretilen TV	569070	504540	586550	667050	1405590	1650640	811390	2001217	2142629

Kapasitenin kullanımında mevsimsel değişimler meydana gelmemektedir [21].



Şekil 3.1: TV Üretiminin Yıllara Göre Değişimi [21].

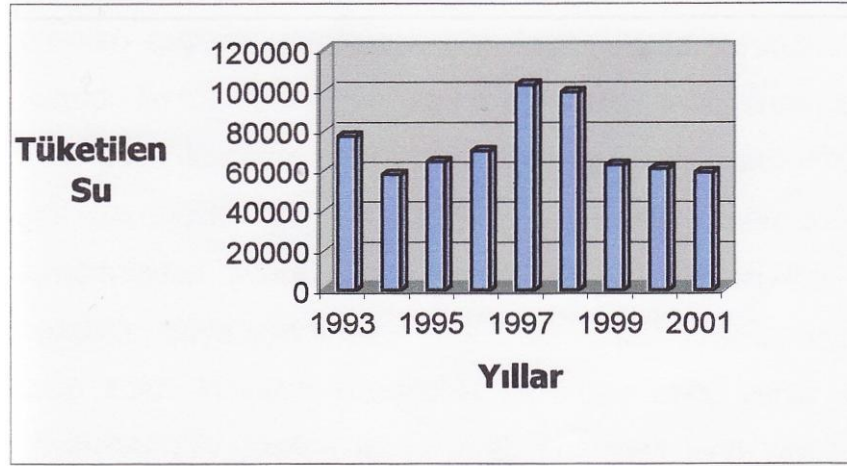
Su Temini ve Kullanımı

Endüstride ihtiyaca bağlı olarak günde m^3 su tankerlerle fabrikaya getirilmektedir. Bu sular su yumuşatma ünitesinden geçirilerek depolara gönderilmektedir [21].

Tablo 3.2: Su Tüketim Miktarları [21].

Yıllar	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
m ³	76824	57517	63934	69573	102608	99038	62477	60378	58451

1993–2002 yılları arasındaki su tüketimleri Tablo 3.2 ve Şekil 3.2.'de verilmiştir [21].



Şekil 3.2: Su Tüketiminin Yıllara Göre Değişimi [21].

3.2. TESİS ÜRETİM PROSESLERİ

3.2.1. Giriş

İncelenen Elektronik Endüstrisinde esas olarak televizyon üretimi gerçekleştirilmektedir. Bu amaçla fabrikada PCB (Printed Circuit Board) üretimi, televizyon ön çerçeve ve arka kapak üretimi ve boyanması, televizyon montajı, kutu baskı, izocam üretimi işlemleri gerçekleştirilmektedir. Ayrıca televizyon üretiminin yanında bilgisayar montajı da yapılmaktadır [22].

3.2.2. PCB Üretimi

Bu üniteye şasi yapımında kullanılmak üzere 883mm x 1040mm boyutunda bakır kaplı sıkıştırılmış kâğıt plakalar getirilir. Plakalar kullanım amacına yönelik olarak kesme makineleri tarafından daha küçük boyutlara getirilir. Plakalar kumanda ve televizyon

boardları olarak kullanılır. Plaka üzerinde öncelikle otomatik dizgi makinelerinde referans oluşturacak delikler açılır. Bu işlemi Traş-1 adı verilen ilk yıkama ve fırçalama işlemi takip eder. Yıkama işlemi basınçlı suyun plaka yüzeylerine püskürtülmesi ile gerçekleştirilir. Fırçalama ile plakaların pürüzsüz bir yüzeye sahip olmaları sağlanır. Fırçalanan plakaların, UV ile kurutulduktan sonra, statik toz alma metodu ile tozu alınır. Serigrafi makinesinde, temizlenmiş olan bakır plakalar üzerine mavi boya ile devre şekli kopya edilir ve UV ile kurutulur. Kurutmayı takiben HCl ile şasi üzerindeki boyalı devre şeklinden hariç bütün bakır aşındırılır. Şasi üzerindeki bakın aşındırma işlemi kapalı devre olarak gerçekleştirilir. HCl ile aşındırmadan sonra devre şeklinin açığa çıkması için NaOH ile boyalı kısımlar aşındırılır. Boya aşındırmayı Traş-2 adı verilen yıkama, fırçalama ve kurutma işlemleri takip eder. Plakanın üzerindeki devreden hariç yerler korozyona dayanıklılık için boyanırlar (TV şasileri iki faktörlü, kumanda aleti şasileri ise tek faktörlü koruma işlemine tabi tutulurlar). Şasi üzerine komponentlerin yerleştirileceği delikler açılır ve delme işlemi müteakiben basınçlı su verilerek açılan delikler temizlenir. En son olarak da $H_2SO_4 + H_2O_2$ çözeltisi, su ve distile su ile yıkama yapılarak plaka üzerinde bulunabilecek maddeler temizlenir. Bu işleme mikro aşındırma denilmektedir. Plakalar kurutulduktan sonra verniklenir ve kontrol edilir [22].

PCB üretimi yılın ilk üç ayında $300 \text{ m}^2/\text{gün}$, sonraki altı ayda $425 \text{ m}^2/\text{gün}$ ve son üç ayda $350 \text{ m}^2/\text{gün}$ olarak gerçekleşmektedir [22].

3.2.3. Dizgi Takımı

Bu kısımda yüksek voltaj geçiren komponentlerin altına perçin çakılmak suretiyle devre çalışırken fazla voltaj geldiğinde şasinin yanması önlenir [22].

— Kısa devre teli eklenir ki bu sayede devre tamamlanır [22].

— Yatay kapasitans, direnç, bobin, diyot eklenir [22].

— Buradan çıkarken dikey malzeme, bobin ve kapasitörler birleştirilir. Şasinin altına mikroçip malzemeler eklenir. Mikroçipin malzeme altına yapışması için yapışkan kullanılır. En son olarak makine ile monte edilemeyen komponentler manüel dizgi kısmında monte edilirler [22].

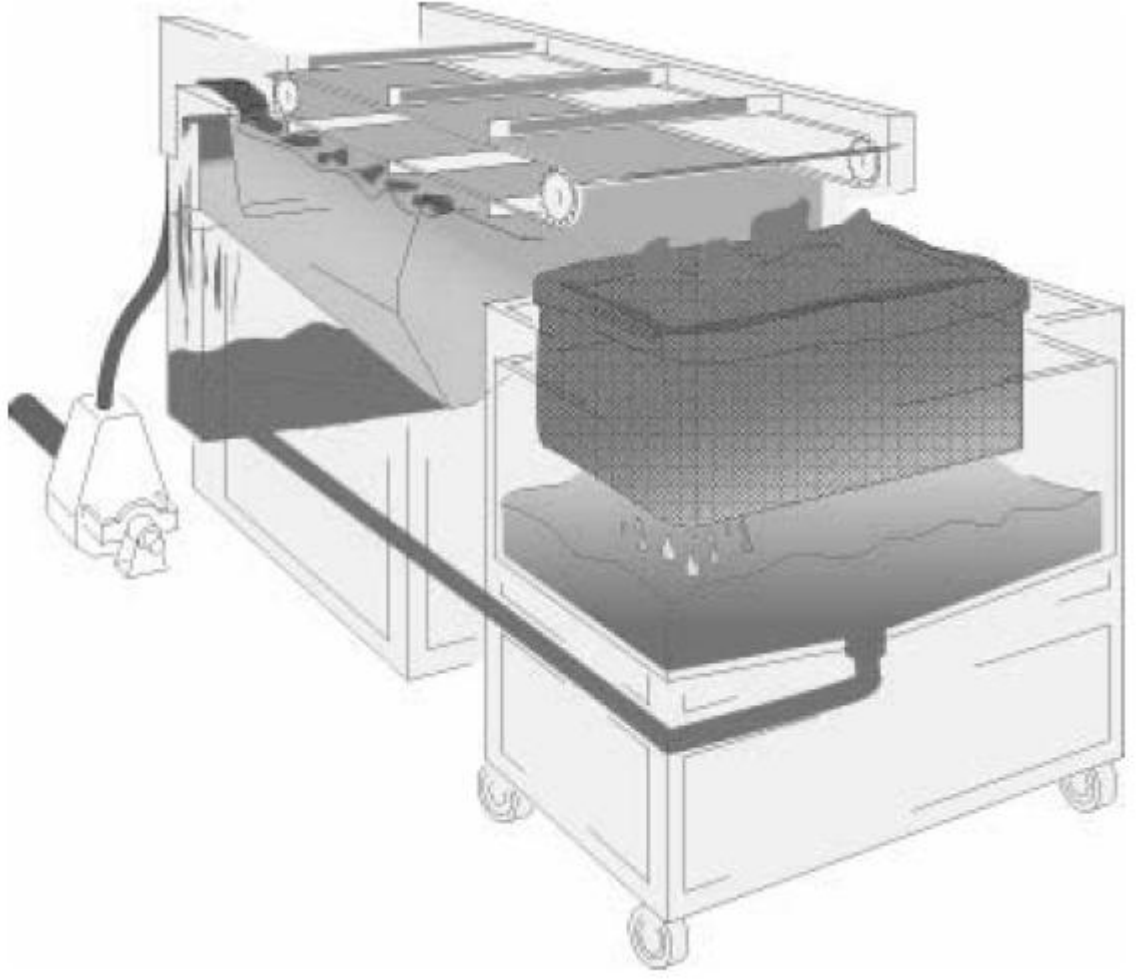
3.2.4. Ayar/Test Takımı

Şasi ayar kısmında pota havalandırılarak kendi içinde temizlenir. Manüel dizgiden gelen şasilere önce lehimleme işleminin daha kaliteli olabilmesi için aktan solvent

püskürtülür, sonra lehimlenir. Lehimleme nedeniyle bir gaz çıkışı olmaktadır. Bu zehirli gaz hava temizleme ünitesine gönderilir. Lehimleme işlemi bittikten sonra şasiler elektrik verilip önce fonksiyon kontrolü sonra ayarları yapılır [22].

3.2.5. Plastik Atölyesi

Plastik atölyesi elektronik endüstrisi ihtiyaçlarına yönelik olarak çalışmaktadır. Bu atölye fabrikanın diğer ünitelerinden bağımsız olarak çalışmaktadır. Televizyon ön panelleri ve arka kapakları plastik atölyesinde üretilmekte ve boyanmaktadır. Bu boyama işlemi Cefla hattı adı verilen mekanik teçhizatta gerçekleştirilmektedir (Şekil: 3.3). Boyama işleminde boya zerreciklerinin etrafa yayılmasını önlemek için kabinlerde su perdeleri kullanılmaktadır. Ön panel üretimi yılın ilk üç ayında 3000 adet/gün, sonraki altı ayda 4000 adet/gün ve son üç ayda 3500 adet/gün; arka kapak üretimi aynı şekilde yılın ilk üç ayında 3000 adet/gün, sonraki altı ayda 4000 adet/gün ve son üç ayda 3500 adet/gün olarak gerçekleştirilmektedir [22].



Şekil 3.3: Cefla Hattı [URL:3].

3.2.6. Su ve Hammadde Kullanımı

Elektronik endüstrisi üretim proseslerindeki su ve hammadde kullanımı Şekil 3.4’de gösterilmiştir [23].

3.2.6.1. PCB Üretimi

— PCB üretiminde ortalama 147,5 m³/gün su kullanılmaktadır. Su kullanımı ile ilgili ayrıntılı bilgi proses profili bölümünde verilecektir [22].

— Üretime bağlı olarak günde 350 — 500 adet 883 mm x 1040 mm bakır kaplı levha kullanılmaktadır [22].

— Kullanılan diğer hammaddeler: Serigrafide 8 kg/gün mavi boya, bakır aşındırmada 140 L/gün HCl, boyalı kısım aşındırmada 11 L/gün NaOH, 10kg/gün yeşil boya, 0,5 kg/gün beyaz boya ve mikro aşındırmada 25 L/gün H₂SO₄ + H₂O₂ çözeltisi [22].

3.2.6.2. Plastik Atölyesi

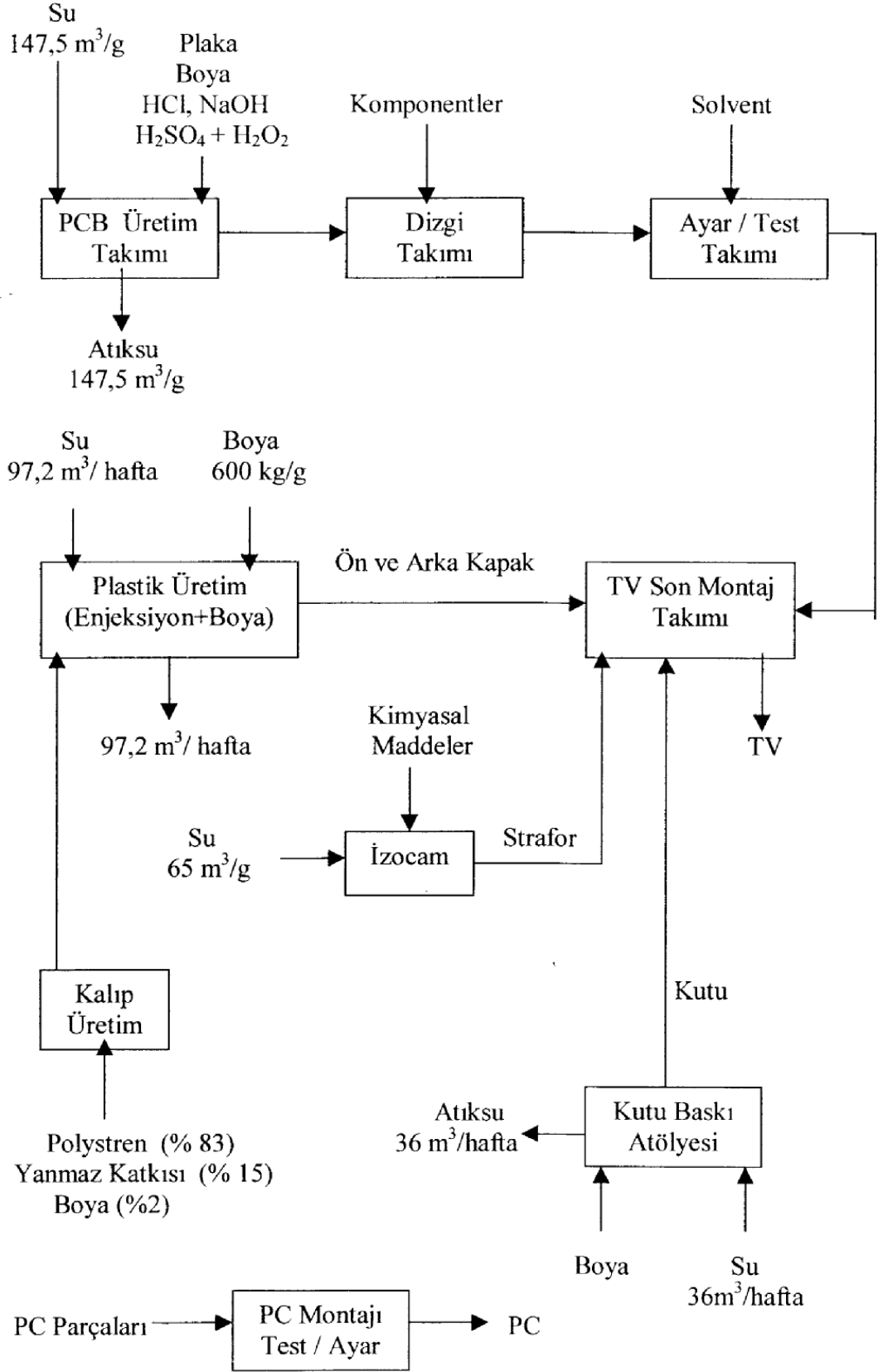
— Plastik boyamada ortalama 97,2 m³/hafta su kullanımı vardır [22].

— Plastik hammaddesi olarak 9 — 10 ton/gün polystren ve 1 — 2 ton/gün yanmaz katkı kullanılmaktadır [22].

— Plastik boyahanesinde 1320 L/gün plastik selülozik boya ve su bazlı boya, 340 L/hafta tiner kullanılmaktadır [22].

3.2.7. PCB Üretim Prosesinin Literatürle Karşılaştırılması

PCB üretiminde iki temel yöntem vardır. Bunlardan birincisi bakırın plaka üzerinden aşındırıldığı subtractive prosesidir. Subtractive metodu da iki şekilde uygulanabilmektedir; ya bakır kaplı levha da aynı tesiste üretilmekte (bakır kaplama işlemi mevcut) ya da bakır kaplı levha hazır olarak temin edilmektedir. Subtractive metodunda plaka üzerinde devrenin oluşturulması bakırın aşındırılması ile gerçekleştirilir. İkinci yöntem olan additive prosesinde ise devrenin oluşturulması bakır içermeyen bir plaka üzerine devre şeklinde bakır kaplanması ile gerçekleştirilir. Additive metodunda bakır aşındırma işlemi uygulanmamaktadır. PCB üretiminde kullanılan plakalar da kullanım amacına göre tek tabakalı, çift tabakalı ve çok tabakalı olabilmektedir. İncelenen Elektronik Endüstrisinde tek tabakalı PCB üretimi subtractive yöntemi kullanılarak gerçekleştirilmektedir ve bakır kaplı levhalar hazır gelmektedir [22].



Şekil 3.4: İncelenen Elektronik Endüstrisinde Üretim Proseslerinde Su ve Hammadde Kullanımı [21].

Literatürde bakır aşındırma işleminde HCl, klor gazı veya amonyaklı bileşikler; boyalı kısım aşındırmada NaOH veya Na₂CO₃ mikro aşındırmada ise H₂SO₄ ve H₂O₂ kullanıldığı belirtilmektedir. İncelenen Elektronik Endüstrisinde bakır aşındırmada HCl, boya aşındırmada NaOH ve mikro aşındırmada H₂SO₄ + H₂O₂ çözeltisi kullanılmaktadır. Bütün aşındırma işlemleri kimyasal maddelerin plaka yüzeyine püskürtülmesi ile gerçekleştirilmektedir [22].

3.2.8. Kategorizasyon ve Altkategorizasyon

Kirlenme bazında endüstri sınıflandırması, endüstrilerin kirlenme özelliklerinin belirtilmesi ve kontrol önlemlerinin geliştirilmesi amacıyla yapılmaktadır. Bu amaca iki aşamada ulaşılabılır. İlk aşama kategorilerin belirlenmesidir. Kategorilerin saptanmasında kirlenme özellikler yanında hatta onlardan öncelikli olarak endüstri sektörleri ve endüstri yapısı ile üretim biçimleri ve bunların dağılımı göz önünde tutulur. İkinci aşamada ise kategoriler belirlendikten sonra alt kategorilerin tanımına geçilir. Altkategorizasyonun amacı aynı kategori içinde olmakla birlikte üretim farklılıkları olan veya aynı ürünü farklı proses ve yöntemlerle üreten tesislerin atık sularında oluşacak karakter farklılıklarını ortaya koymaktır [22].

Yukarıda açıklanan temel yaklaşımlar esas alındığında İncelenen Elektronik Endüstrisini üretim prosesleri dikkate alınarak metal son işlemleri kategorisinde değerlendirmek gerekir. Metal son işlemleri endüstrisi atık su özellikleri ve arıtma yöntemleri dikkate alınarak 7 alt kategoriye ayrılarak incelenebilir [22].

Bunlar:

1. Adi metal içeren atık sular
2. Değerli metal içeren atık sular
3. Kompleks metal içeren atık sular
4. Cr⁶⁺ içeren atık sular
5. Siyanür içeren atık sular
6. Yağlı atık sular
7. Çözücü içeren atık sulardır.

İncelenen Elektronik Endüstrisinde PCB üretimi sonucu oluşan atık sular adi metal içeren atık sular, boyahane atık suları da yağlı atık sular alt kategorileri çerçevesinde

incelenmelidir. Fakat Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde alt kategorizasyon üretim prosesleri çerçevesinde değerlendirilmiş ve “iletken plaka (PCB) imalatı” şeklinde bir alt kategori tanımlanmıştır [22].

4. MALZEME VE YÖNTEM

Elektronik endüstrisi su bazlı boyama atıksularının arıtılabilirliği ve geri kazanım olanaklarının araştırılması amacıyla öncelikle, incelenen elektronik endüstrisinden farklı zamanlarda alınan su bazlı boyama atıksularının karakterizasyonu yapılmıştır. Arıtılabilirlik ve geri kazanım çalışmaları kapsamında, demir sülfat ve alüminyum sülfat ile kimyasal çöktürme, fenton prosesi ile kimyasal oksidasyon ve ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon ile membran prosesler incelenmiştir. Deneysel çalışmalarda, KOİ, bulanıklık ve renk giderimi dikkate alınmıştır.

4.1. ATIKSU KARAKTERİZASYONU

İncelenen tesislerden alınan proses atıksu numuneleri ile yapılan deneysel çalışmalar sonucu elde edilmiş olan atıksu karakterizasyonu Tablo 4.1’de verilmiştir. Bu çalışmada elektronik endüstrisi ünitesinin 4 farklı zamanda atıksu numunesi alınarak çalışma yapılmaya kadar +4°C’de saklanmıştır. Kullanılan su bazlı boyama atıksuları, çeşitli ebat ve türde televizyon üreten bir elektronik endüstrisinin boyama ünitesinden alınmıştır. Atıksu boyama kabiniinde spreyle boyama sonucu etrafa saçılan boyanın dönen bir bant üzerinde toplanarak daha sonra su dolu bir tankta bu bantın yıkanması sonucu oluşmaktadır. Boyama ünitesinden gelen sular günlük olarak deşarj edilmektedir. Atıksuyun karakterizasyonu gün içinde yapılan boyama sıklığına bağlı olarak değiştiğinden KOİ konsantrasyonu geniş bir aralıkta değişmiştir. Alınan boya atıksuların KOİ değeri 55,000 – 200,000 mg/L ağırlığında değişmiştir. 1. numunenin alındığı dönemde, CEFLA ünitesinin yanında boya ile kirlenen atıksu, kimyasal ilavesinden sonra boya yüzdürülerek yüzeyden sıyırma ile uzaklaştırılıyordu. Arıtılan su prosese geri devrettirilerek, atıksu haftada bir defa arıtma tesisine gönderilmekteydi. Bu nedenle, 1. numunenin özelliği diğer numunelerden farklıdır. Yapılan ölçüm sonuçlarına göre, su bazlı boya atıksuyu siyaha yakın koyu rengi, yüksek KOİ ve AKM değerleri ile yüksek kirliliğe sahip endüstriyel atıksu yapısındadır.

Tablo: 4.1 Çalışmada Kullanılan Su Bazlı Boyama Atıksularının Karakterizasyonu

Parametre	1.Numune	2.Numune	3.Numune	4.Numune
pH	8.84	7.6	8.6	8.6
KOİ _{top} (mg/L)	205,000	92,900	144,000	55,000
KOİ _{çöz} (mg/L)	112,500	53,250	106,000	51,200
AKM (mg/L)	27,000	32,000	20,700	9,500
Bulanıklık (NTU)	66,600	6,950	26,700	5,670
İletkenlik (ms/cm)	3.33	3.64	3.08	1.88
RES (m ⁻¹)				
436nm	25,700	4,550	11,000	8,790
525nm	19,700	3,970	9,000	7,710
620nm	23,200	4,380	8,500	7,770

4.2. ANALİZLER

Çalışma kapsamında yürütülen tüm analizler Standart Metotlarda (APHA,1995) belirtildiği gibi yapılmıştır. AKM bazında ölçülen partiküler bileşenler için AP 40 filtre kağıdı kullanılmıştır (2540 D Total Suspended Solids). KOİ analizi, 5220 D Closed Reflux Colorimetric Method ile yapılmış ve absorbans ölçümleri için iki ışınlı PC Instruments T80 spektrofotometre kullanılmıştır. Renk parametresi ölçümü, T60 UV – VS model spektrofotometre ile 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında yapılmıştır. Bulanıklık parametrelerini ölçmekte Cyber Scan WL Turbidimetre TB 1000 cihazı kullanılmıştır. pH parametresi, Thermo Orion marka 3-STAR model pH metre ile ölçülmüştür. Kimyasal çöktürme ve oksidasyon prosesleri, PWT Project Ltd, UK 'Armfield' marka dört pedallı jar test düzeneğinde gerçekleştirilmiştir.

4.3. DENEY PROGRAMI

4.3.1. Demir Sülfat ve Alüminyum Sülfat ile Yapılan Deneysel Çalışmalar

Endüstrideki proses atık suları üzerinde demir sülfat ve alüminyum sülfat koagülanlarıyla farklı dozajlarda ve farklı pH'da kimyasal çöktürme deneyleri yapılmış; optimum dozaj ve uygun pH değeri belirlenmiştir. Bununla birlikte boya atıksuyunun çökmesinde etkili olan en uygun polielektrolit seçilmiştir. Bu doğrultuda, Jar Test deney düzeneği kullanılarak, atık suyun yapısında meydana gelen değişimler, KOİ, renk, bulanıklık ve çöken çamur miktarı açısından değerlendirilmiştir.

Bu çalışma kapsamında yapılan deneylerde aşağıdaki prosedür izlenmiştir:

Uygun Polielektrolitlerin Belirlenmesi:

- Tüm cihazlar temizlenmiş ve deneye hazırlanmıştır,
- Numune alma,
- Numunenin sıcaklığı ölçülmüştür (atıksu sıcaklığı deneyin başında $24\pm 1^{\circ}\text{C}$ 'ye ayarlanmıştır),
- 500 mL numune hacmi kullanılmıştır,
- Stok çözeltiler ilave edilmiştir,
- Uygun pH ayarlanmıştır,
- Hızlı karıştırma işleminin yapılması (5 dk 200 devir/dk hızında),
- Hızlı karıştırma esnasında seçilen polielektrolitlerin eklenmesi,
- Yavaş karıştırma işleminin yapılması (15 dk 20 devir/dk hızında),
- Çöktürme işleminin yapılması (30 dk),
- Çöken çamur miktarı ölçülmüştür.

Demir Sülfat ve Alüminyum Sülfat Koagülanlarıyla Farklı Dozajlarda ve Farklı pH'da Kimyasal Çöktürme Deneyleri:

- Tüm cihazlar temizlenmiş ve deneye hazırlanmıştır,
- Numune alma,
- Numunenin sıcaklığı ölçülmüştür (atıksu sıcaklığı deneyin başında $24\pm 1^{\circ}\text{C}$ 'ye ayarlanmıştır),

- Atıksu karakterizasyonu yapılmıştır: Kimyasal Oksijen İhtiyacı (Toplam, Çözünmüş KOİ), Askıda Katı Madde (AKM), Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM), pH, Renk, Bulanıklık parametreleri ölçülmüştür.

Optimum Dozaj Belirleme:

- Kimyasal çöktürme çalışmalarında 50 g Fe⁺²/L demir sülfat ve 50 g Al⁺²/L alüminyum sülfat stok çözeltileri haftalık olarak hazırlanmış ve kullanılıncaya kadar +4°C'de muhafaza edilmiştir,
- 250-500mL numune hacmi kullanılmıştır,
- Her bir behere değişik dozlarda koagülant ilave edilmiştir,
- Koagülant ilavesinden sonra, pH NaOH (sodium hidroksit) veya Ca(OH)₂ (kalsiyum hidroksit) kullanılarak istenen değere getirilmiştir,
- 200 devir/dk hızında 5 dk hızlı karıştırma işlemi yapılmıştır,
- Hızlı karıştırma sırasında 2 ml (13050 Rielli) polielektrolit eklenmiştir,
- 20 devir/dk hızında 15 dk yavaş karıştırma işlemi yapılmıştır,
- Yavaş karıştırmayı takiben çökelmeye bırakılmıştır,
- 30, 60 ve 120 dakikalarda çöken çamur miktarı ölçülmüştür,
- Çöktürme işleminin sonunda üst fazdan alınan numunede toplam ve çözünmüş KOİ, renk ve bulanıklık analizleri yapılmıştır.

Optimum pH Belirleme:

- Kimyasal çöktürme çalışmalarında 50 g Fe⁺²/L demir sülfat ve 50g Al⁺²/L alüminyum sülfat stok çözeltileri haftalık olarak hazırlanmış ve kullanılıncaya kadar +4°C'de muhafaza edilmiştir,
- 250-500 mL numune hacmi kullanılmıştır,
- Her bir behere belirlenen dozajda koagülant ilave edilmiştir,
- NaOH (sodium hidroksit) veya Ca(OH)₂ (kalsiyum hidroksit) kullanılarak pH her bir beherde farklı değerlere ayarlanmıştır,
- 200 devir/dk hızında 5 dk hızlı karıştırma işlemi yapılmıştır,
- Hızlı karıştırma sırasında 2 ml (13050 Rielli) polielektrolit eklenmiştir,
- 20 devir/dk hızında 15 dk yavaş karıştırma işlemi yapılmıştır,
- Yavaş karıştırmayı takiben çökelmeye bırakılmıştır,
- 30, 60 ve 120 dakikalarda çöken çamur miktarı ölçülmüştür,

- Çöktürme işleminin sonunda üst fazdan alınan numunede toplam ve çözünmüş KOİ, renk ve bulanıklık analizleri yapılmıştır.

4.3.2. Fenton ile Yapılan Deneysel Çalışmalar

Endüstriden alınan proses atık su numuneleri üzerinde yapılan kimyasal oksidasyon deneylerinde, kullanılan demir sülfat ve hidrojen peroksitin optimum dozajları belirlenmiştir. Deneylerde demir sülfat ve hidrojen peroksit yüksek dozajlarda uygulandığından, kimyasal madde ilavesinden sonra pH 2-3 arasında kalmıştır. Bu nedenle, pH ayarlanmamış ancak deneyin başında ölçülmüştür. Fenton deneyine tabi tutulmuş çıkış suyunda, KOİ ve bulanıklık analizleri yapılmıştır.

Bu çalışma kapsamında yapılan deneylerde aşağıdaki prosedür izlenmiştir:

- Tüm cihazlar temizlenmiş ve deneye hazırlanmıştır,
- Numune alma,
- Numunenin sıcaklığının ölçülmesi (atıksu sıcaklığı deneyin başında $24\pm 1^{\circ}\text{C}$ 'ye ayarlanmıştır),
- Atıksu karakterizasyonu yapılmıştır: Kimyasal Oksijen İhtiyacı (Toplam, Çözünmüş KOİ), Askıda Katı Madde (AKM), Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM), pH, Renk, Bulanıklık ölçülmüştür,
- Kimyasal oksidasyon deneylerinde 50 g/L demir sülfat (Merck) stok çözeltisi ve %30'luk hidrojen peroksit (Merck) kullanılmıştır,
- 500mL numune hacmi kullanılmıştır,
- Belirlenen dozajda demir sülfat ve hidrojen peroksit ilave edilmiştir,
- pH'nın 3'ün üstünde olması durumunda, pH H_2SO_4 kullanılarak 3'e ayarlanmıştır,
- 200 devir/dk hızında 5 dk hızlı karıştırma işlemi yapılmıştır,
- 20 devir/dk hızında 45 dk yavaş karıştırma işlemi yapılmıştır,
- Yavaş karıştırma işleminden sonra 90 dk çökelmeye bırakılmıştır,
- Çöktürme işleminden sonra berrak faz alınarak, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanılarak pH 8.5-9'a ayarlanmıştır,
- pH ayarlamasından sonra 30 dk çöktürme işleminin yapılması

- Çöktürme işleminin ardından üst fazdan alınan numunede KOİ ve H₂O₂ analizi yapılmıştır. H₂O₂'nin KOİ analizinde yapacağı pozitif girişimler 3.7mg Na₂SO₃/mg H₂O₂ ile giderilmiştir. Fentonla yapılan bütün denemelerde renk tamamen giderildiği için renk ve bulanıklık parametreleri ölçülmemiştir.

4.3.2.1. Kinetik Çalışmalar

Fenton ile oksidasyonda prosesin hız sabitini belirlemek ve oksidasyon süresini optimize etmek amacıyla kinetik çalışmalar yapılmıştır.

Bu çalışma kapsamında yapılan deneylerde aşağıdaki prosedür izlenmiştir:

- Çalışmalar, 2 L'lik beherde 1 L atıksu hacminde gerçekleştirilmiştir.
- Parafinle sıkıca kapatılan beher 25°C'ye ayarlanmış su banyosuna yerleştirilerek mekanik karıştırıcı ile karıştırılmıştır. Karıştırma şiddeti jar testine uygun ayarlanmış, 5 dakika hızlı karıştırmadan sonra 24 saat süreyle yavaş karıştırılmıştır.
- Çalışma süresince beherin içine daldırılmış pH probu ile pH izlenmiştir.

Kimyasal madde ilavesinden sonra ilk 1 saat içinde her 10 dakikada, 1-4 saatleri arasında her 30dakikada bir numune alınarak hemen Ca(OH)₂ ile pH 8.5-9 aralığına ayarlanarak reaksiyon durdurulmuştur. Çökelmeden sonra üst fazda KOİ ve H₂O₂ analizi yapılmıştır. H₂O₂'nin KOİ analizinde yapacağı pozitif girişimler 3.7mg Na₂SO₃/mg H₂O₂ ile giderilmiştir.

H₂O₂ Analizi:

Fentonla oksidasyon sonunda artık H₂O₂'nin KOİ analizine pozitif girişim yapmasını önlemek için ölçülmüştür. H₂O₂ analizinde, 10mL numuneye 2mL derişik H₂SO₄ ilave edilerek, 0.1N KMnO₄ ile açık pembe renge kadar titre edilmiştir. H₂O₂ miktarı:

$$\text{mg H}_2\text{O}_2 = N \cdot A \cdot 17$$

N: KMnO₄ normalitesi

A: KMnO₄ sarfiyatı (ml)

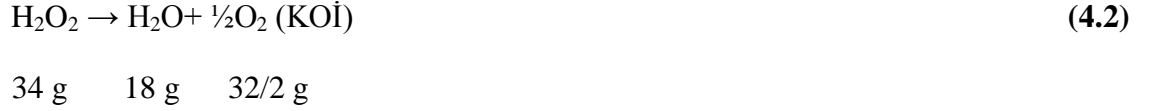
17: H₂O₂ eşdeğer ağırlığı (g)

Bakiye H₂O₂'i bozundurmak için gerekli Na₂SO₃ hesabı:



1mg H₂O₂ için 126/34= 3,7 mg Na₂SO₃

Teorik oksidant (H₂O₂) / KOİ oranı hesabı :



1gO₂ (1000mgKOİ) =1/32(0.03125)mol O₂≡

0.0625 mol H₂O₂ =0.0625*34=2.125g H₂O₂

1mgKOİ/L =2.125mgH₂O₂/L

4.3.3. Membran Prosesi

Membran çalışmalarında, Osmo-Almanya'dan alınan plaka tipi laboratuvar ölçekli sistemde gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada, ultrafiltrasyon membranlar FM UP020 ve FM UP005 ile nanofiltrasyon membran FM NP010 kullanılmıştır (Microdyn-Nadir GmbH, Almanya). FM UP005 membranın çıkışı, ilave KOİ giderimi sağlamak amacıyla FM NP010 membrana verilmiştir.

Ultrafiltrasyon membranlar FM UP020 ve FM UP005 ile nanofiltrasyon membran FM NP010 filtrelerinin teknik özellikleri aşağıdaki tablolarda verilmiştir:

Tablo 4.2'de kullanılan FM UP020 membran filtrenin teknik özellikleri verilmiştir.

Tablo 4.2: Ultrafiltrasyon (UF) membranı FM UP020'in teknik özellikleri

Membran Malzemesi	Hidrofilik polietersülfon
MWCO (moleküler ayırma sınırı)	20 kDa
pH Aralığı	0-14
Maks. Sıcaklık	95 °C
*Giderme Verimi (%)	
PVP K30 (% 2)	93-96
β-Lakto globulin	>97

*Test şartları: 3 bar, 20 °C, karıştırıcılı hücre (700 rpm)

Tablo 4.3'de kullanılan FM UP005 membran filtrenin teknik özellikleri verilmiştir.

Tablo 4.3: Ultrafiltrasyon (UF) membranı FM UP005'in teknik özellikleri

Membran Malzemesi	Hidrofilik polietersülfon
MWCO (moleküler ayırma sınırı)	5 kDa
pH Aralığı	0-14
Maks. Sıcaklık	95 °C
Giderme Verimi (%)	
Dekstran T10 (% 1)	92-97

*Test şartları: 3 bar, 20 °C, karıştırıcılı hücre (700 rpm)

Tablo 4.4'de kullanılan nanofiltrasyon FM NP010 membran filtrenin teknik özellikleri verilmiştir.

Tablo 4.4: Nanofiltrasyon (NF) membranı FM NP010'un teknik özellikleri

Membran Malzemesi	Hidrofilik polietersülfon
pH Aralığı	0-14
Maks. Sıcaklık	95 ⁰ C
Maks.İşletme Basıncı (Bar)	40
MWCO (Dalton)	1000
*Giderme Verimi (%)	
NaCl (% 0,5)	5-15
Na ₂ SO ₄ (% 0,5)	25-55
Laktoz (% 4)	25-45

*Test şartları: 40 bar, 20 ⁰C, karıştırıcılı hücre (700 rpm)

Deney süresince debi 2.0 L/dk'da sabit tutulmuştur. Deneyin başında FM UP020 ve FM UP005 membranlarında 4 L, FM NP010 membranı için 2.55 L atıksu hacmi ile başlanmıştır. Membran basıncı FM UP020 ve FM UP005 için 8 bar, FM NP010 membranı için 12 bar olarak sabit tutulmuştur. Besleme tankındaki atıksuyun sıcaklığı, soğutma suyu kullanılarak 25±1°C'de tutulmuştur. Bütün deneyler, süzütünün bir beherde toplandığı ve konsantre akımın besleme tankına sirküle edildiği, filtrasyonun konsantre hale getirilmesi modunda (CMF) işletilmiştir. Süzüntü akısının belirlenmesi için bilgisayara bağlı Precisa 320 XB-1200 C model 0.01 gr hassasiyetli terazi kullanılmıştır. Terazi bilgisayara bağlanmış ve üzerine konulan kaptaki süzüntü toplanarak, dakikada bir alınan tartım sonucu bir yazılım programı ile otomatik olarak bilgisayara gönderilmiştir. Bilgisayarda toplanan veriler gr/dakika cinsinden olup, deney sonunda elde edilen tüm değerler Excel programında düzenlenmiştir. Bu düzenleme ile akı, L/m².saat birimine dönüştürülmüştür. Akı, suyun yoğunluğu 1000 kg/m³ ve membran alanı 0,008 m² alınarak aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

$$Akı (J) (L/m^2.saat) = \frac{J_0 - J_f}{\Delta t} \quad (4.3)$$

Temiz membranın saf su akısı, J_0 ; membranda deney sonunda elde edilen atıksu akısı, J ve atıksu geçirilmiş (kirlenmiş) membrandan saf su geçirilmesi sonucunda elde edilen akı, J_f ile gösterilmiştir. Deney sonunda elde edilen akı azalması grafiği kullanılarak; toplam akı kaybı, kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı ve konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı Tablo 4.5'deki gibi hesaplanmıştır.

Tablo 4.5: Akı Azalmasının Değerlendirilmesi

Hesaplama (%)	Değerlendirme
$J_0 - J / J_0$	Toplam akı kaybı
$J_0 - J_f / J_0$	Kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı
$J_f - J / J_0$	Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı

FM UP020, FM UP005 ve FM NP010 membranları için değişik sıcaklık ve membran basınçlarında ölçülen temiz membranın saf su akısı Tablo 4.6'da verilmiştir.

Tablo 4.6: Membranların saf su akıları

Membran Tipi	Basınç (bar)	Jo (L/m².saat)			
		15°C	20°C	25°C	30°C
FM UP005	4	131	145	161	183
	6	154	182	205	236
	8	181	207	244	270
	10	213	249	295	327
FM UP020	4	337	358	378	400
	6	355	388	424	461
	8	368	431	458	498
	10	389	460	488	534
FM NP010	8	59	80	93	109
	12	88	120	137	155
	16	120	160	185	205
	20	150,5	210	234	255

5. BULGULAR

5.1. KİMYASAL ARITABİLİRLİK DENEYLERİ

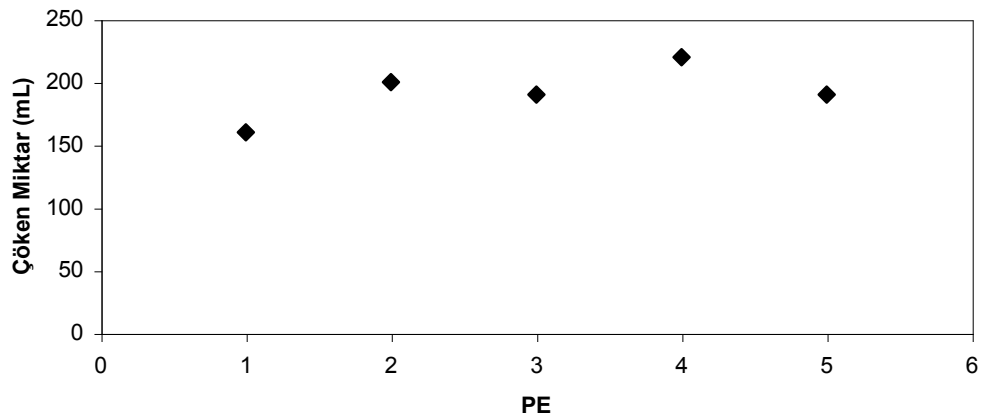
Tesislerden alınan su bazlı boya atıksu ile yürütülen kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında demir sülfat ve alüminyum sülfat kullanılarak koagülasyon – flokülasyon deneyleri yapılmıştır. Deneysel çalışmada her koagülantın için optimum dozaj ve pH belirlenmiştir.

Demir sülfat ve hidrojen peroksit kullanılarak Fenton prosesi uygulanmıştır. Fenton prosesi uygulamasında değişik pH ve değişik dozajlarda çalışılarak boya atıksu etkisi belirlenmiştir.

5.1.1. 1. Numune Kullanılarak Yürütülen Deneysel Çalışmalar

5.1.1.1. Polielektrolit Seçimi.

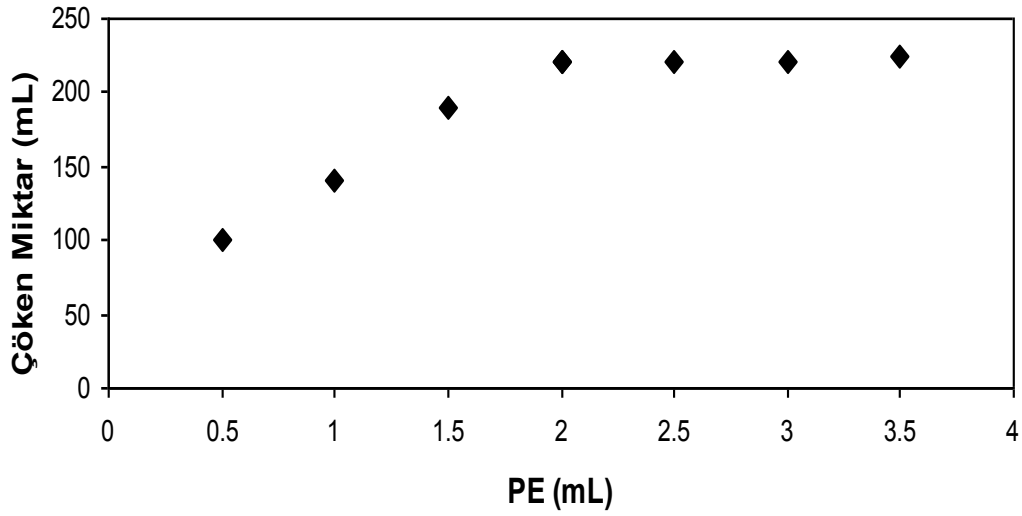
Çamur çökeltme özelliğini iyileştirmek için, çeşitli polielektrolitler denenmiştir. 500 ml atıksuda 3750 mg/L alum dozajında pH 9 değerinde 12020, 12040, 12050, 13050 ve 14020 Rielli anyonik polielektrolitler kullanılmıştır. Atıksuya her bir Polielektrolitlerden 2 mL hacminde eklenmiştir. Çökeltmeden sonra, çöken çamur miktarı ölçülmüştür. Şekil 5.1’de kullanılan polielektrolitler için elde edilen çamur çökeltme miktarları verilmiştir. Buna göre, 13050 polielektroliti en iyi sonucu vermiştir.



Şekil 5.1: Uygun Polielektrolit seçimi (1 – 12020, 2 – 12040, 3 – 12050, 4 – 13050, 5 – 14020)

5.1.1.2. Optimum Polielektrolit Dozajının Belirlenmesi

Optimum polielektrolit dozajının belirlenmesi için, 3750 mg/L alum dozajında pH 9 değerinde, 500 ml atıksuda bir arıtılabilirlik çalışması yapılmıştır. Çalışmada % 0.1'lik anyonik polielektrolit (13050 Rielli) kullanılmıştır. Polielektrolitler 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3 ve 3.5 mL arasında kullanılmıştır. Çökelen çamur miktarı ölçülmüştür ve optimum polielektrolit miktarı olarak Şekil 5.2'de görüldüğü gibi 2 ml bulunmuştur.



Şekil 5.2: Optimum polielektrolit miktarı

5.1.1.3. Demir Sülfat için yürütülen deney sonuçları

1. numunede, demir sülfat koagülant dozajları 270, 675, 1350, 2025, 2700, 5400 ve 10800 mg/L olarak seçilmiştir. Atıksu numunesi üzerinde belirlenen dozajlarda kimyasal çöktürme işlemi uygulandıktan sonra çıkış atıksuyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KOİ değerlerine ilişkin veriler Tablo 5.1'de ve Şekil 5.3'de verilmiştir.

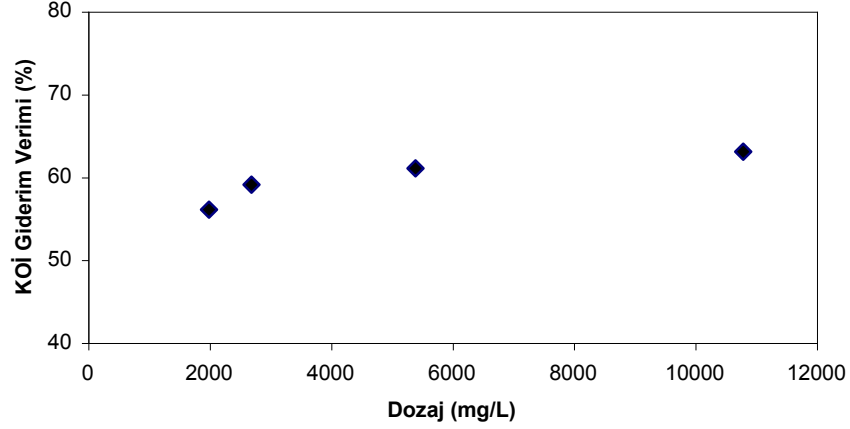
Yapılan arıtılabilirlik çalışmalarında, her bir behere 500 ml atıksu alınarak, atıksu sıcaklığı $24\pm 1^{\circ}\text{C}$ 'ye ayarlanmıştır. Önceden belirlenmiş olan demir sülfat dozajları atıksuya eklenmiştir. Dozajların ilavesinden sonra pH değerleri NaOH (Merck) ile pH 9 değerine getirilerek, Jar Test düzeneğinde hızlı karıştırma ve yavaş karıştırma gerçekleştirilmiştir (Hızlı Karıştırma 5 dk 200 devir/dk, yavaş karıştırma 15 dk 20 devir/dk'da karıştırılmıştır). Hızlı karıştırmanın son dakikalarında 2 ml polielektrolit

eklenmiştir. Polielektrolit ilavesinden sonra 15 dk 20 devir/dk'da yavaş karıştırılmıştır. Karıştırma işlemi tamamlandıktan sonar, bir saat çökelmeye bırakılmıştır. Çöktürme işlemini takiben atıksuyun üst kısmından numune alınarak KOİ değerleri ölçülmüştür. 270, 675 ve 1350 mg/L dozajlarında hiçbir faz ayırımı gerçekleşmemiştir (çökme meydana gelmemiştir). 10800 mg/L demir sülfat dozajında % 66 KOİ giderim verimi elde edilmesine rağmen, kullanılan kimyasal madde miktarı dikkate alındığında optimum dozaj olarak 2700 mg/L seçilmiştir. 2700 mg/L demir sülfat dozajında KOİ giderim verimi % 59 olarak tespit edilmiştir.

Tablo 5.1: 1. numune ile Demir Sülfat dozaj çalışmasında Çıkış KOİ ve KOİ giderim verimi

Kimyasal Madde Dozajı (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	KOİ Giderim Verimi (%)
270	-	-
675	-	-
1350	-	-
2025	87200	56
2700	81200	59
5400	78300	61
10800	74000	63

1. numunede yüksek kimyasal madde dozajlarında çalışılmıştır. Bunun nedeni düşük dozajlarda çökelmenin gerçekleşmemesi ya da çöken çamur miktarının çok yüksek olmasıdır. Bu numunede çökelmenin iyi olmaması atıksuyun deşarj edilmeden önce, proses içinde yüzdürme işlemi ile ön arıtılması sırasında kullanılan kimyasal maddelerden kaynaklandığı düşünülmüştür.



Şekil 5.3: 1. numune ile optimum Demir Sülfat dozajının belirlenmesi

5.1.1.4. Alüminyum Sülfat için yürütülen deney sonuçları

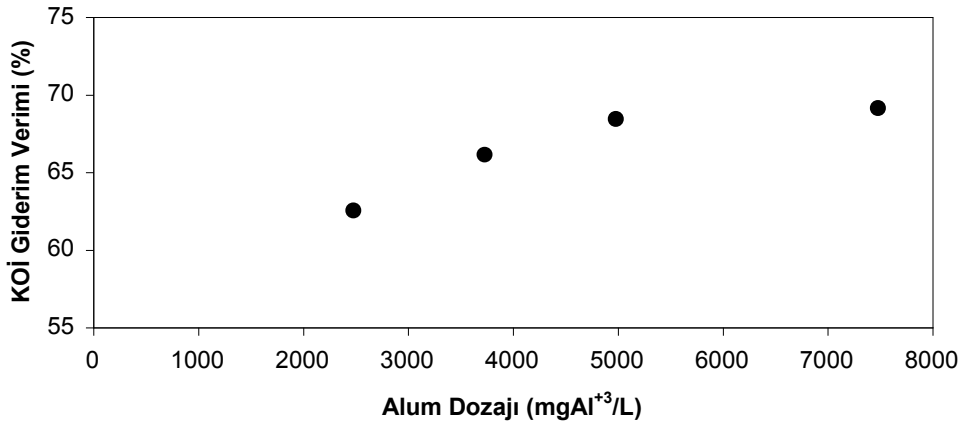
Alüminyum sülfat ile yürütülen deneysel çalışmalar, pH 9'da yürütülmüştür. Uygulanacak koagülant dozajları 2500, 3750, 5000 ve 7500 mg/L olarak seçilmiştir. Elektronik endüstrisinden alınan proses atıksuyu numunesi üzerinde belirlenen dozajlarda kimyasal çöktürme işlemi uygulandıktan sonra çıkış atıksuyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KOİ ve çöken çamur miktarı Tablo: 5.2'de verilmiştir.

Yapılan arıtılabilirlik çalışmalarında, her bir behere 500 ml atıksu alınarak, atıksu sıcaklığı $24 \pm 1^\circ\text{C}$ 'ye ayarlanmıştır. Önceden belirlenmiş olan alüminyum sülfat dozajları atıksuya eklenmiştir. Dozajların ilavesinden sonra pH değerleri $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Merck) ile pH 9 değerine getirilerek, Jar Test düzeneğinde hızlı karıştırma ve yavaş karıştırma gerçekleştirilmiştir (Hızlı Karıştırma 5 dk 200 devir/dk, Yavaş Karıştırma 15 dk 20 devir/dk'da karıştırılmıştır). Hızlı karıştırmanın son dakikalarında 2 ml eklenmiştir. Polielektrolit ilavesinden sonra 15 dk 20 devir/dk'da yavaş karıştırılmıştır. Karıştırma işlemi tamamlandıktan sonra, bir saat çöktürmeye bırakılmıştır ve çöken çamur miktarı ölçülmüştür. Daha sonra atıksuyun üst kısmından numune alınarak KOİ analizleri yapılmıştır.

Tablo 5.2: Alüminyum Sülfat dozaj çalışmasındaki KOİ, KOİ giderim verimi ve çöken çamur miktarı

Kimyasal Madde Dozajı (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	KOİ Giderim Verimi (%)	Çöken Çamur Miktarı (mL)
2500	26300	62	320
3750	23500	66	370
5000	22200	68	350
7500	21500	69	320

1. numune ile alüminyum sülfat ile optimum dozaj olarak 5000 mg/L seçilmiştir. 5000 mg/L dozajda % 68 oranda KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Alüminyum sülfat ile çökelmede çöken çamur hacminin yüksek olduğu gözlenmiştir.



Şekil 5.4: 1. numune ile optimum Alüminyum Sülfat dozajının belirlenmesi

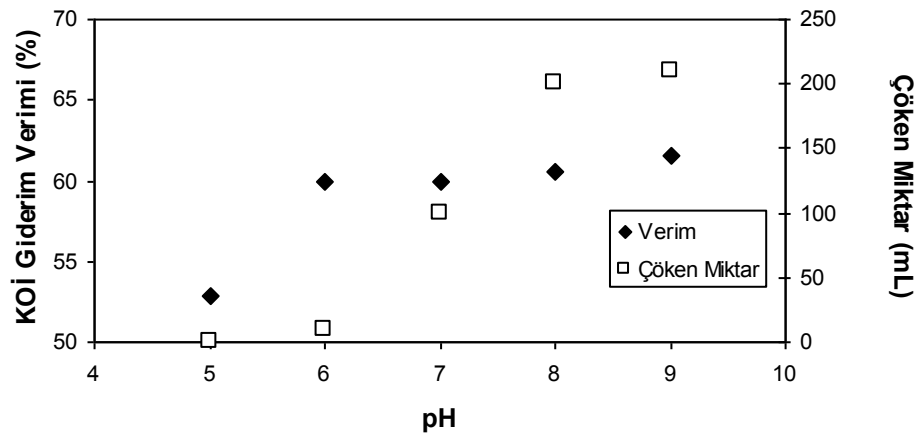
pH çalışmasında elektronik endüstriyi proses atıksuyundan beherlere 500 ml atıksu alınarak (atıksu sıcaklığı $24\pm 1^{\circ}\text{C}$), önceden belirlenmiş olan optimum 5000 mg/lt alüminyum sülfat koagülant dozajı eklenmiştir. Alüminyum sülfat eklendikten sonra pH değerleri $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Merck) yardımıyla 5, 6, 7, 8, 9, 10 ve 11 değerlerine ayarlanmıştır.

Jar test düzeneğinde 5 dk 200 rpm’de hızlı, 15 dk 20rpm’de yavaş karıştırılmıştır . Hızlı karıştırma esnasında 5 dakikanın sonlarına doğru % 0.1’lik anyonik polielektrolit (13050 Rielli) eklenmiştir. Yavaş karışma sonrası 2 saat çökeltmeye bırakılmıştır. Daha sonra atıksuyun üst kısmından numune alınarak KOİ ölçülmüştür.

Tablo 5.3: Alüminyum Sülfat Dozajının farklı pH’da KOİ giderim verimi ve Çöken Çamur Miktarı Değerlendirmeleri

pH	KOİ giderim verimi (%)	Çöken Çamur Miktarı (mL)
5	52	0
6	60	10
7	60	100
8	60	200
9	61	210
10	68	200
11	67	150

Yapılan arıtılabilirlik çalışması sonucu olarak Şekil 5.5’te görüldüğü gibi pH 8-9 değerinde KOİ giderim verimi ve çökelme miktarı optimum değere ulaşmıştır.



Şekil 5.5: 1. numunede Alüminyum Sülfat ile optimum pH belirlenmesi

5.1.2. 2. Numune Kullanılarak Yürütülen Deneysel Çalışmalar

5.1.2.1. Demir Sülfat ile Yürütülen Deneylerin Sonuçları

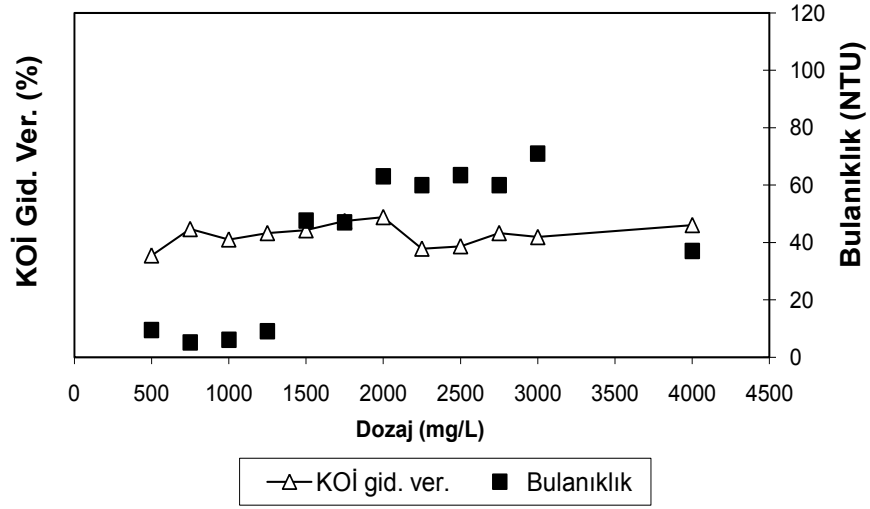
Elektronik endüstrisinden oluşan boya atıksularıyla demir sülfat ile yürütülen deneysel çalışmalarda, demir sülfat'ın teorik olarak optimum pH aralığı olan pH 8,5-9 değerinde optimum demir sülfat dozajı belirlenmiştir. Demir sülfat dozajı 500, 750, 1000, 1250, 1500, 1750, 2000, 2250, 2500, 2750, 3000 ve 4000 mg/L olarak seçilmiştir. Atıksu üzerinde belirlenen dozajlarda kimyasal çöktürme işlemi uygulandıktan sonra çıkış atıksuyunda KOİ, bulanıklık ve 2 saat sonra çöken çamur miktarı ölçülmüştür. Optimum demir sülfat dozajını belirlemek amacıyla yürütülen çalışmada elde edilen çıkış KOİ, KOİ giderim verimi, bulanıklık ve çöken çamur miktarı Tablo 5.4'te verilmiştir. Şekil 5.6'da demir sülfat dozajına karşılık KOİ giderim verimi ve bulanıklık değerleri verilmiştir.

Tablo 5.4: Demir Sülfat ile Kimyasal Çöktürmede KOİ, KOİ giderim verimi, Bulanıklık ve Çöken Çamur Miktarı.

Kimyasal Madde Dozajı (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	KOİ Giderim Verimi (%)	Bulanıklık (NTU)	Çöken Çamur Miktarı (mL)
500	46400	35	9,5	160
750	39800	45	5,2	180
1000	42400	41	6,1	190
1250	40800	43	9,1	190
1500	40100	44	47,6	190
1750	37800	47	47	190
2000	36800	49	63	190
2250	44700	38	60	190
2500	44100	39	63,5	200
2750	40800	43	60	200
3000	41800	42	71	200
4000	38800	46	37	200

Tablo 5.4 ve Şekil 5.6'ya göre, KOİ giderim verimi, bulanıklık ve çöken çamur miktarı değerlendirildiğinde optimum demir sülfat dozajı 750 mg/L olarak elde edilmiştir. Demir sülfat dozajı artırıldıkça, KOİ giderim verimi azalmış, 2000 mg/L dozajında %

49 KOİ giderim verimi elde edilmesine rağmen; kimyasal madde dozajı, oluşan çamur miktarı ve bulanıklık değerleri dikkate alındığında optimum dozaj 750 mg/L olarak belirlenmiştir.



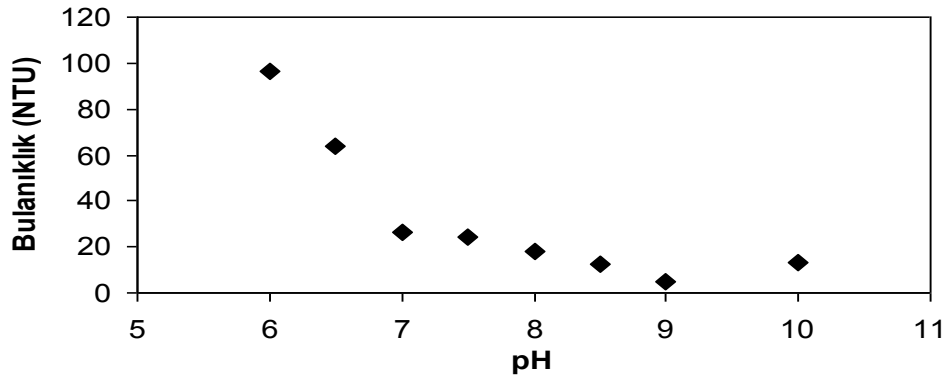
Şekil 5.6: Optimum Demir Sülfat Dozajının Belirlenmesi

Su bazlı boyama atıksuları için, belirlenen optimum dozajda optimum pH belirlenmiştir. Atıksudan beherlere 500 mL alınarak (atıksu sıcaklığı $24\pm 1^{\circ}\text{C}$), önceden belirlenmiş olan optimum 750 mg/lt demir sülfat koagülant dozajı eklenmiştir. Demir sülfat eklendikten sonra pH değerleri NaOH (Merck) yardımıyla pH 6, 6.5, 7, 7.5, 8, 8.5, 9, 10 değerlerine getirilmiştir. Jar test düzeneğinde 5 dk 200 devir/dk'da hızlı, 15 dk 20 devir/dk'da yavaş karıştırılmıştır. Hızlı karıştırma esnasında 5 dk'nın sonlarına doğru % 0.1'lik anyonik polielektrolit (13050 Rielli) eklenmiştir. Yavaş karışma sonrası 2 saat çöktmeye bırakılmıştır. Daha sonra atıksuyun üst kısmından numune alınarak bulanıklık ölçülmüştür.

Tablo 5.5: Demir Sülfat ile koagülasyonda farklı pH’da bulanıklık değerleri

pH	Bulanıklık (NTU)
6	96,6
6,5	63,5
7	26,7
7,5	24,5
8	18
8,5	12,2
9	4,7
10	13,3

750 mg/L demir sülfat dozajında farklı pH’larda elde edilen bulanıklık değerleri Tablo 5.5 ve Şeki 5.7’de verilmiştir. pH 9 değerinde en iyi verim elde edilmiştir. Bulanıklık gideriminin yüksek olduğu gözlenmiştir.



Şekil 5.7: Demir Sülfat ile optimum pH

5.1.2.2. Alüminyum Sülfat ile yürütülen deney sonuçları

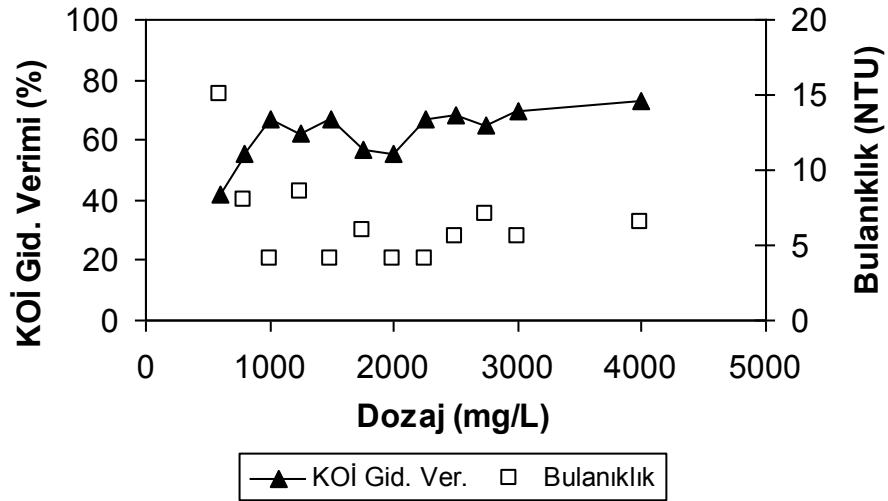
Alüminyum sülfat ile yürütülen optimum dozaj çalışmaları pH 9’da yürütülmüştür. Uygulanacak koagülant dozajları 600, 800, 1000, 1250, 1500, 1750, 2000, 2250, 2500, 2750, 3000 ve 4000 mg/L olarak seçilmiştir. Su bazlı boya atıksu numunesi ile

belirlenen dozajlarda kimyasal çöktürme işlemi uygulandıktan sonra, çıkış atıksuyunda yapılan ölçümler sonucu elde edilen KOİ, bulanıklık, ve çöken çamur miktarı verileri Tablo: 5.6’da verilmiş, alum dozajına karşı KOİ giderim verimi ve bulanıklık Şekil 5.8’de gösterilmiştir.

Tablo 5.6: Alüminyum Sülfat ile Kimyasal Çöktürmede çıkış KOİ, KOİ giderim verimi, Bulanıklık ve Çöken Çamur Miktarı

Kimyasal Madde Dozajı (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	KOİ Giderim Verimi (%)	Bulanıklık (NTU)	Çöken Çamur Miktarı (mL)
600	41800	42	15	100
800	31800	56	8	160
1000	23900	67	4	180
1250	27200	62	8,5	180
1500	23900	67	4	180
1750	31200	57	6	180
2000	32200	55	4	190
2250	23900	67	4	190
2500	22900	68	5,5	200
2750	25200	65	7	200
3000	21900	70	5,5	200
4000	19600	73	6,5	200

Tablo 5.6 ve Şekil 5.8’e göre, KOİ giderim verimi, bulanıklık ve çöken çamur miktarı değerlendirildiğinde optimum alüminyum sülfat dozajı 1000 mg/L olarak elde edilmiştir. Alüminyum sülfat dozajı artırıldıkça, KOİ giderim verimi azalmış, 4000 mg/L dozajında % 73 KOİ giderim verimi elde edilmesine rağmen; kimyasal madde dozajı, oluşan çamur miktarı ve bulanıklık değerleri dikkate alındığında optimum dozaj 1000 mg/L olarak belirlenmiştir.



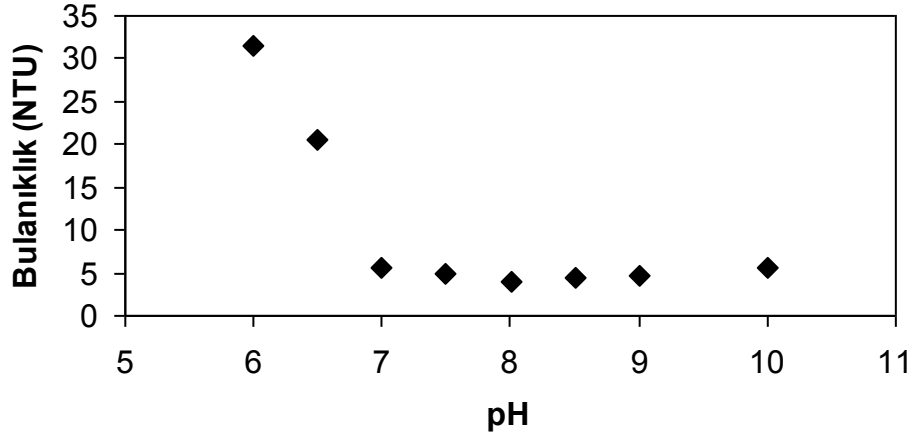
Şekil 5.8: Optimum Alüminyum Sülfat Dozajı

pH çalışmasında elektronik endüstrisi proses atıksuyundan beherlere 500 ml atıksu alınarak (atıksu sıcaklığı $24\pm 1^{\circ}\text{C}$), önceden belirlenmiş olan optimum 1000 mg/lt alüminyum sülfat koagülant dozajı eklenmiştir. Alüminyum sülfat eklendikten sonra pH değerleri $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Merck) yardımıyla 6, 6.5, 7, 7.5, 8, 8.5, 9, 10 değerlerine getirilmiştir.

Tablo 5.7: Alüminyum Sülfat Dozajının farklı pH'da Bulanıklık Değerleri

pH	Bulanıklık (NTU)
6	31,5
6,5	20,5
7	5,5
7,5	5
8	4
8,5	4,4
9	4,6
10	5,7

Jar test düzeneğinde 5 dk 200 devir/dk'da hızlı, 15 dk 20 devir/dk'da yavaş karıştırılmıştır. Hızlı karıştırma esnasında 5 dakikanın sonlarına doğru % 0.1'lik anyonik polielektrolit (13050 Rielli) eklenmiştir. Yavaş karışma sonrası 2 saat çökeltmeye bırakılmıştır. Daha sonra atıksuyun üst kısmından numune alınarak bulanıklık ölçülmüştür.



Şekil 5.9: Alüminyum Sülfat ile optimum pH

Yapılan arıtılabilirlik çalışma sonucu olarak, Şekil 5.9'da görüldüğü gibi pH 7 değerinde en iyi bulanıklık elde edildiği gözlenmiştir. pH 7 ile pH 10 arasındaki Bulanıklık gideriminde çok fazla fark gözlenmediğinden optimum pH 7 seçilmiştir.

Alüminyum sülfat ve demir sülfat koagülantları kullanılarak yapılan tüm koagülasyon – flokülasyon deneylerinin sonuçları Tablo 5.8'de verilmiştir.

Tablo 5.8: Su Bazlı Boya Atıksu İçin Koagülasyon – Flokülasyon Sonuçları

Atıksu	Optimum pH	Optimum dozaj (mg/L)	KOİ giderim verimi (%)
1.numune (Demir Sülfat)	9	2700	59
1.numune (Alüminyum Sülfat)	8-9	5000	68
2.numune (Demir Sülfat)	9	750	45
2.numune (Alüminyum Sülfat)	7	1000	67

5.2. FENTON PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR

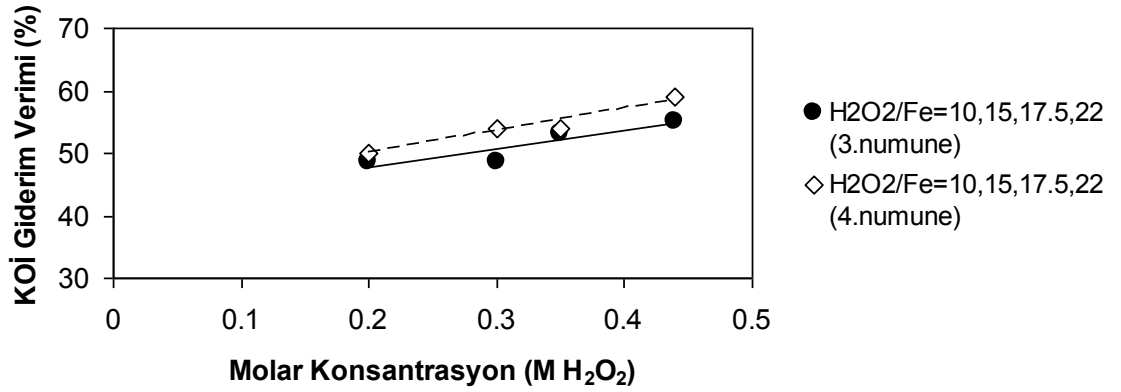
Koagülasyon-flokülasyon ile yapılan arıtılabilirlik çalışmalarında optimum koagülant dozajında renk ve bulanıklık tamamen giderilirken, KOİ giderim verimi demir sülfat ile % 45 ve alüminyum sülfat ile % 67 elde edilmiştir. Su bazlı boyama atıksuyunun kimyasal çöktürmeyle arıtımında KOİ gideriminin sınırlı kalmasının, atıksuyun çözünmüş KOİ oranının yüksek olmasından kaynaklandığı düşünülmüştür. KOİ giderimini artırmak amacıyla, $[Fe^{+2}]$ sabit tutularak farklı $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ oranlarında ve $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ olacak şekilde farklı koşullarda çalışılmıştır.

İlk olarak, $[Fe^{+2}] = 0.02$ M'da sabit tutulmuş ve $[H_2O_2] = 0.2, 0.3, 0.35, 0.44$ M seçilmiştir. Fenton prosesi Tablo 4.1'de verilen 3. ve 4. numunelere uygulanmıştır. Tablo 5.10 ve Şekil 5.9'da sabit $[Fe^{+2}]$ 'de $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10, 15, 17.5, 22$ oranlarında $[H_2O_2]$ konsantrasyonunun KOİ giderim verimine etkisi verilmiştir.

Tablo 5.9: Sabit $[Fe^{+2}]$ 'de $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10, 15, 17.5, 22$ oranlarında 3. ve 4. numuneler için KOİ giderim verimi

Fe^{+2} (M) (Sabit)	H_2O_2 (M)	KOİ Giderim Verimi (%) (3.numune)	KOİ Giderim Verimi (%) (4.numune)
0,02	0,2	48,6	50
0,02	0,3	48,6	54
0,02	0,35	53	54
0,02	0,44	55	59

İki farklı numunenin başlangıç KOİ değerleri arasında iki katından fazla fark olmasına rağmen, elde edilen giderim verimleri arasında belirgin bir farklılık gözlenmemiştir. Sabit $[Fe^{+2}]$ 'de $[H_2O_2]$ molar konsantrasyonunun 0.2 M'den 0.44'e artırılması ile KOİ giderim verimi % 50'den % 59'a (4.numune için) yükselmiştir.



Şekil 5.10: Sabit $[Fe^{+2}]$ 'de $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10, 15, 17.5, 22$ oranlarında $[H_2O_2]$ konsantrasyonunun KOİ giderim verimine etkisi

İkinci aşamada, fenton prosesine $[Fe^{+2}]$ 'nin etkisini incelemek üzere, sabit $[Fe^{+2}] = 0.02$ M konsantrasyonu ile $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ oranında olacak şekilde farklı $[Fe^{+2}]$ konsantrasyonlarında çalışılmıştır. Bu seride $[H_2O_2]$ konsantrasyonu 0.2, 0.5, 1.0, 2.0 M arasında seçilmiştir. Fenton prosesine $[Fe^{+2}]$ 'nin etkisi Tablo 5.10, Tablo 5.11 ve Şekil 5.11'de verilmiştir.

Tablo 5.10: Sabit $Fe^{+2} = 0.02$ M'de KOİ giderim veriminin etkisi

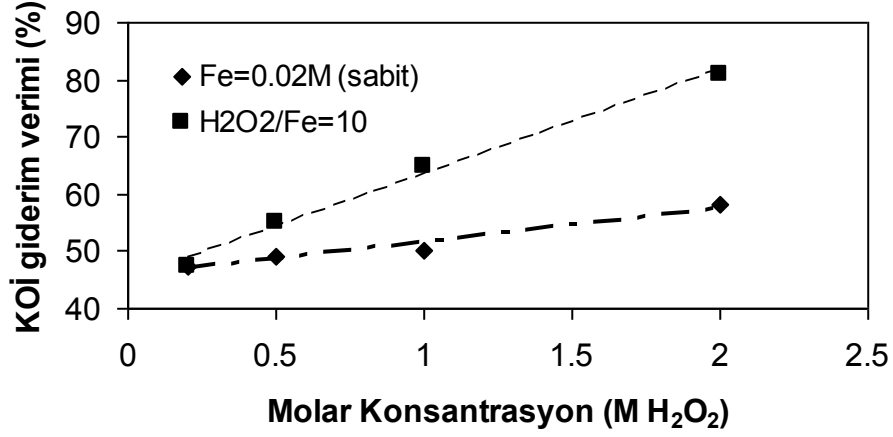
Fe^{+2} (M) (Sabit)	H_2O_2 (M)	KOİ Giderim Verimi (%)
0,02	0,2	47,5
0,02	0,5	49
0,02	1	50
0,02	2	58,2

Sabit $[Fe^{+2}]$ konsantrasyonlarında, $[H_2O_2]$ molar konsantrasyonu 0.2 M'den 2.0 M'e çıkarıldığında KOİ giderim verimi % 47'den % 58'e yükselmiştir. $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ olacak şekilde farklı $[Fe^{+2}]$ konsantrasyonlarında, % 81 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

Tablo 5.11: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ oranında KOİ giderim veriminin etkisi

Fe^{+2} (M)	H_2O_2 (M)	KOİ Giderim Verimi (%)
0,02	0,2	47,5
0,05	0,5	55
0,1	1	65
0,2	2	81

[H₂O₂] arttıkça [Fe⁺²]'nin artırılmasının proses verimi üzerinde olumlu etkisi olduğu görülmüştür [17]. Metilen mavisinin fenton prosesi ile arıtımında, boya: Fe⁺²: H₂O₂ molar konsantrasyon oranını 1:1.15:14.1 olarak rapor etmişlerdir.



Şekil 5.11: Fenton prosesine [Fe⁺²]'nin etkisi

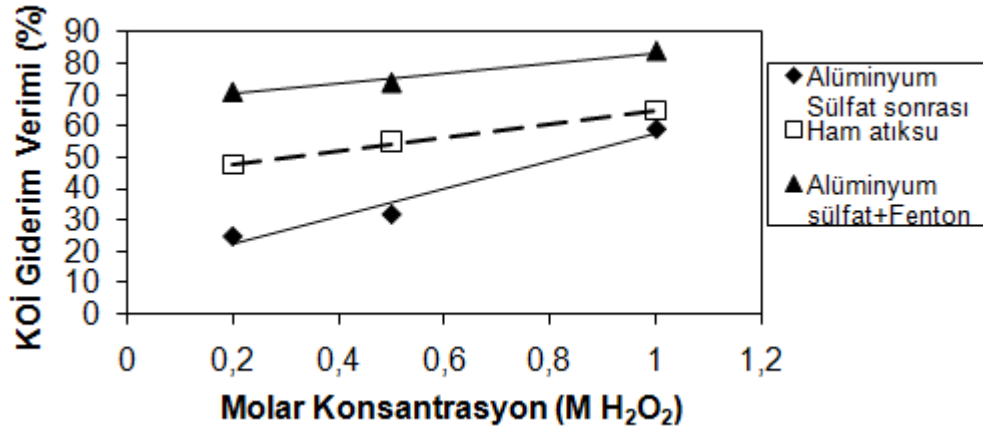
Su bazlı boyama atıksuyu yüksek konsantrasyonda KOİ ile beraber çok miktarda askıda katı madde de içerdiğinden, atıksuyun alumla kimyasal çöktürmeyi takiben fenton ile arıtımı incelenmiştir. Alüminyum sülfatla arıtmadan sonra, fentonla yapılan deneysel çalışmalarda, [H₂O₂]/[Fe⁺²]=10 olacak şekilde [H₂O₂] konsantrasyonu 0.2 M'den 1.0 M aralığında çalışılmıştır (Şekil 5.12). KOİ giderim verimi [H₂O₂] konsantrasyonu 0.2 M'den 1.0 M'e çıkarılmasıyla KOİ giderim verimi % 25 - % 59 elde edilirken, aynı konsantrasyonlarda ham atıksu ile % 47,5 ila % 65 giderim verimi elde edilmiştir.

Tablo 5.12: [H₂O₂]/[Fe⁺²]=10 oranında ham atıksu ve alüminyum sülfat sonrası çıkış suyun KOİ giderim verimleri

Fe ⁺² (M)	H ₂ O ₂ (M)	Alüminyum sülfat sonrası KOİ Gid. Ver. (%)	Atıksu KOİ Gid. Ver. (%)	Alüminyum sülfat+Fenton KOİ Gid. Ver. (%)
0,02	0,2	25	47,5	71
0,05	0,5	32	55	74
0,1	1	59	65	84

Alüminyum sülfatla arıtma sonrası atıksuyun çözülmüş organikler içerirken, ham atıksuyun içinde boyamada kullanılan TiO₂ gibi maddelerin olumlu etkisinden dolayı ham atıksu ile daha yüksek KOİ giderim verimlerinin elde edildiği düşünülmüştür.

Alüminyum sülfat ile beraber fentonun toplam verimi 1.0 M [H₂O₂] konsantrasyonunda % 84'e ulaşmıştır.



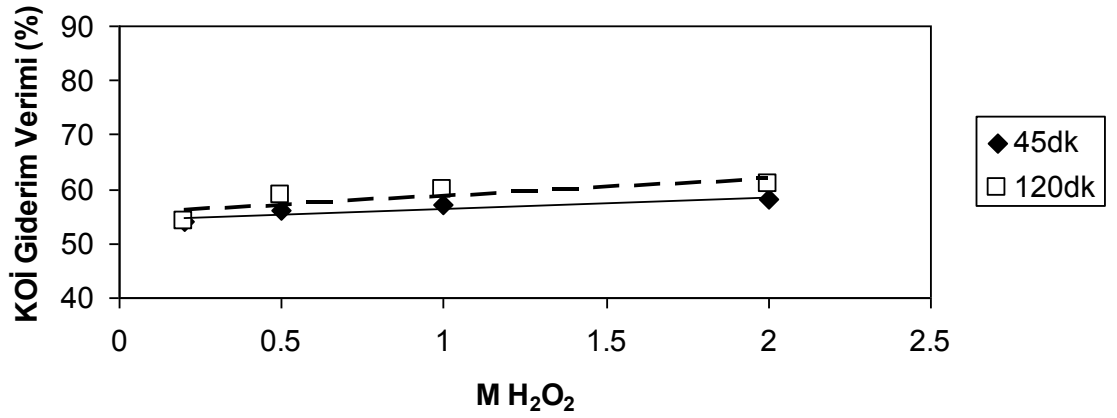
Şekil 5.12: Alüminyum sülfat ile kimyasal çöktürme sonrası fenton prosesi ile ham atıksuyun fenton ile arıtımının karşılaştırılması

Proses süresinin etkisini incelemek üzere, 45 ve 120 dk'lık reaksiyon sürelerinde fenton ile KOİ giderim verimi izlenmiştir.

Tablo 5.13: Sabit [Fe⁺²]=0.02 M'de reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi

Fe ⁺² (M) (Sabit)	H ₂ O ₂ (M)	45 dk KOİ Giderim Verimi (%)	120 dk KOİ Giderim Verimi (%)
0,02	0,2	54	54
0,02	0,5	56	59
0,02	1	57	60
0,02	2	58	61

Tablo 5.13 ve Şekil 5.13'te sabit [Fe⁺²]=0.02 M ve [H₂O₂]=0.2, 0.5, 1.0, 2.0 M konsantrasyonlarında 45 ve 120 dk reaksiyon sürelerinde KOİ giderim verimi verilmiştir.



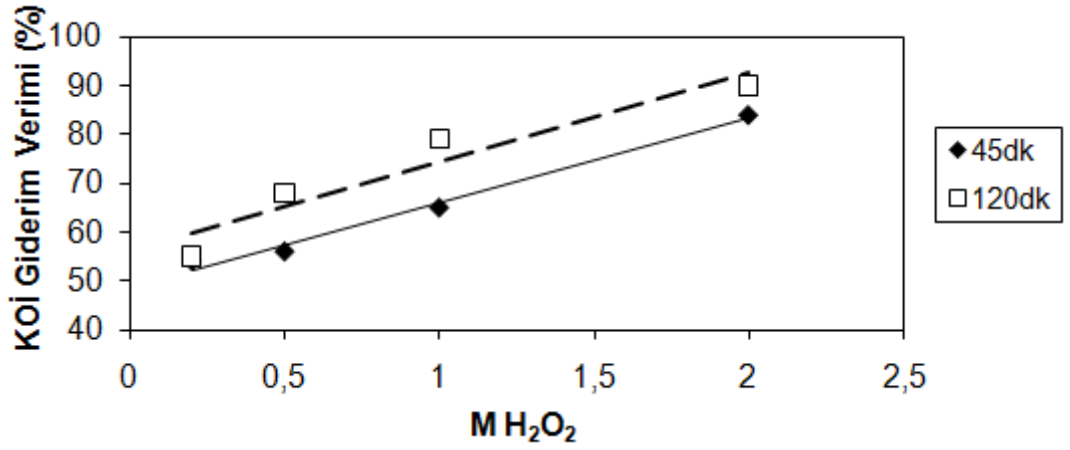
Şekil 5.13: Reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi: $[Fe^{+2}] = 0.02M$ (sabit)

Tablo 5.14 ve Şekil 5.14’de $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ olacak şekilde farklı $[Fe^{+2}]$ ve $[H_2O_2] = 0.2, 0.5, 1.0, 2.0$ M konsantrasyonlarında 45 ve 120 dk reaksiyon sürelerinde KOİ giderim verimi verilmiştir.

Tablo 5.14: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ oranında reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi

Fe^{+2} (M)	H_2O_2 (M)	45 dk KOİ Giderim Verimi (%)	120 dk KOİ Giderim Verimi (%)
0,02	0,2	54	55
0,05	0,5	56	68
0,1	1	65	79
0,2	2	84	90

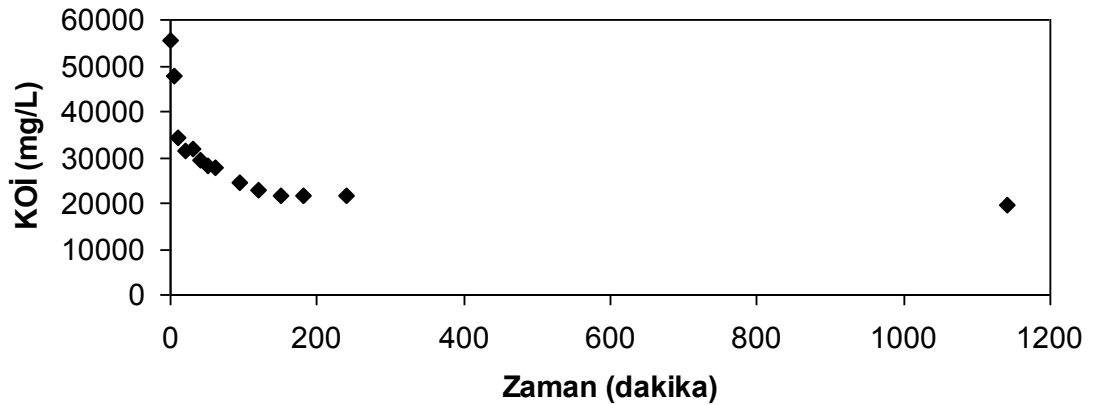
$[Fe^{+2}]$ sabit tutulduğunda, reaksiyon süresinin giderim verimi üzerinde çok az etkisinin olduğu gözlenmiştir. Reaksiyon süresi 45 dk’dan 120dk’ya çıkarıldığında $[H_2O_2] = 0.2$ M hariç KOİ giderim verimi % 3 oranında değişmiştir. $[H_2O_2]/[Fe^{+2}] = 10$ oranında, yine $[H_2O_2] = 0.2$ hariç reaksiyon süresinin uzatılması KOİ giderim veriminde % 10-15 oranında artışa sebep olmuştur. Düşük $[Fe^{+2}]$ ve $[H_2O_2]$ konsantrasyonlarında reaksiyon süresinin etkisinin olmaması, reaktanların bu süreden önce bitmesiyle açıklanabilir.



Şekil 5.14: Reaksiyon süresinin fenton prosesine etkisi: $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]=10$

5.2.1. Kinetik Çalışmalar

Su bazlı boya atıksuyunun reaksiyon hız sabitinin belirlenmesi amacıyla, 1 L atıksuya $[H_2O_2]=1$ M ve $[Fe^{+2}]=0.1$ M olacak şekilde reaktanlar eklendikten sonra, ilk 1 saat her 10 dakikada bir, 6 saate kadar her saat ve 24. saatte numune alınarak, reaksiyon hemen sona erdirilmiş ve üst fazda KOİ analizi yapılmıştır. Şekil 5.15'de KOİ-zaman grafiği verilmiştir. KOİ değerlerinde ilk 10 dakikada hızlı bir düşüş gözlenmiş, 150.dk'dan sonra platoya ulaşmıştır. Fenton prosesi ikinci dereceden reaksiyon kinetiğine uymaktadır [19].



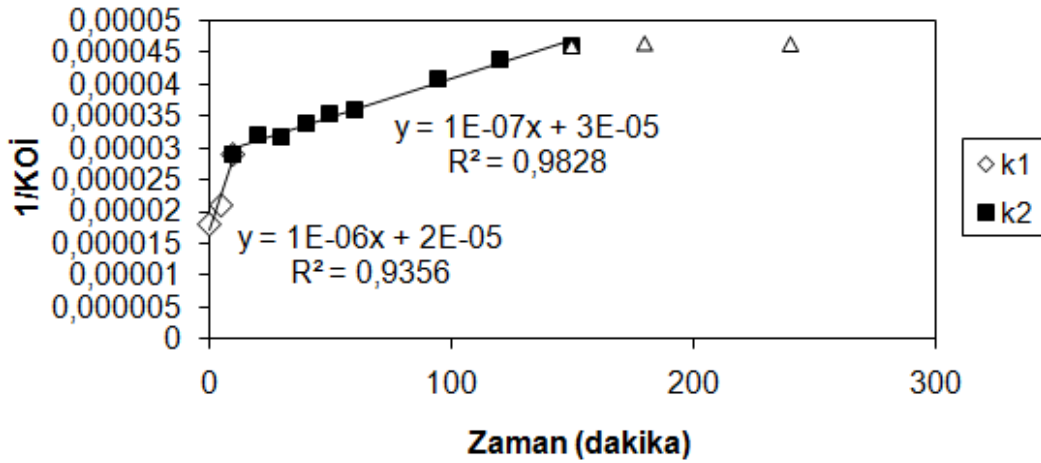
Şekil 5.15: KOİ- zaman grafiği: $[H_2O_2]=1$ M, $[Fe^{+2}]=0.1$ M

Buna göre, 1/KOİ'ye karşılık zaman grafiği çizilerek, eğimden her iki atıksu için reaksiyon hız sabitleri belirlenmiştir (Şekil 5.16). Hızlı düşüşün gözlemlendiği ilk 10 dakikada ikinci derece reaksiyon hız sabiti k_1 , 10 dakikadan sonraki reaksiyon hız sabiti k_2 olarak gösterilmiştir. Deneysel çalışma sonucu elde edilen hız sabitleri:

$$k_1 = 1 \times 10^{-6} \text{ L/mg dk}$$

$$k_2 = 1 \times 10^{-7} \text{ L/mg dk}$$

Buradan, reaksiyonun ilk 10 dakikasında reaksiyon hızının 10 kat daha hızlı gerçekleştiği söylenebilir.



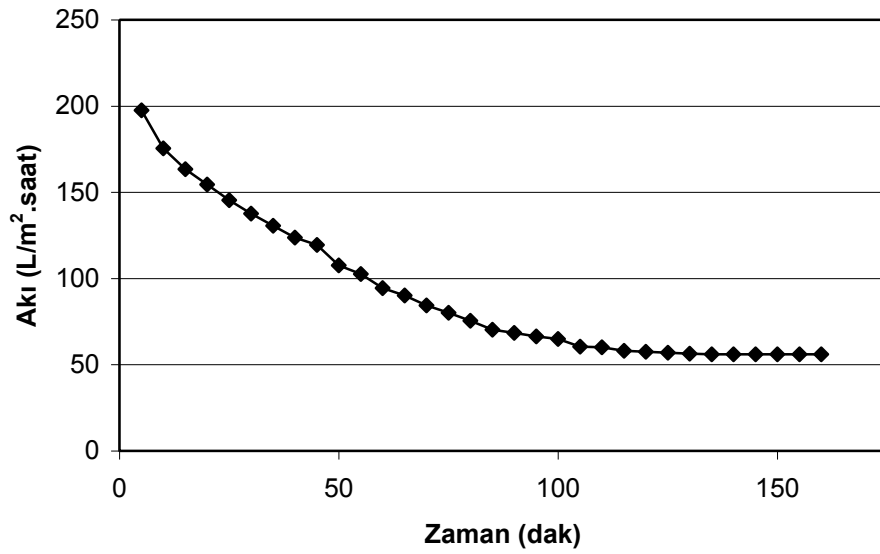
Şekil 5.16: Fenton prosesinde reaksiyon hız sabitinin belirlenmesi $k_1 = 1 \times 10^{-6} \text{ L/mg dk}$,
 $k_2 = 1 \times 10^{-7} \text{ L/mg dk}$

5.3. MEMBRAN PROSESİ İLE YAPILAN ÇALIŞMALAR

KOİ giderimi sağlamak ve su ve boya geri kazanımı/yeniden kullanma olanaklarını incelemek amacıyla su bazlı boya atıksuyunun membran filtrasyonu ile arıtımı incelenmiştir. Bu çalışmada FM UP020, FM UP005 ve FM NP010 membran filtreler kullanılmıştır. Ultrafiltrasyon FM UP005 membran filtrenin çıkış suyu ilave KOİ giderimi sağlamak amacıyla nanofiltrasyon FM NP010 membran filtreye verilmiştir.

5.3.1. FM UP020 Membran Filtre Sonuçları

Deneysel çalışma, 8 bar membran basıncında, 25°C sıcaklıkta, başlangıçtaki 4 L atıksu hacmi (V_f), 2.55 L süzüntü hacmi (V) toplanıncaya kadar sürdürülmüştür. Her 5 dk'da bir toplanan süzüntü hacmi kullanılarak Denklem 4.3'e göre hesaplanan akı azalması grafiği Şekil 5.17'de verilmiştir.



Şekil 5.17: Ultrafiltrasyon membran filtre FM UP020 ile yapılan çalışmada elde edilen akı azalması

Ultrafiltrasyon FM UP020 membran filtre için Tablo 4.5'de gösterilen akı azalması hesabı aşağıda verilmiştir:

Basınç: 8 bar

T: 25°C

$V_f=4$ L

V=2.550 L

$J_0= 458$ L/m²saat (8 barda saf su akısı)

J= 56 L/m²saat

$J_f= 425$ L/m²saat

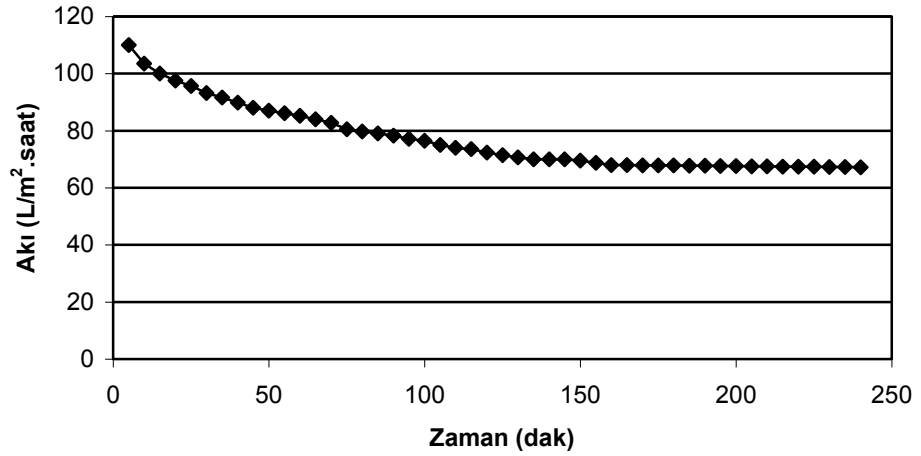
Toplam akı kaybı: % 87,77

Kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı: % 7,2

Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı: % 80,57

5.3.2. FM UP005 Membran Filtre Sonuçları

Deneysel çalışma, 8 bar membran basıncında, 25°C sıcaklıkta, başlangıçtaki 4 L atıksu hacmi (V_f), 2.55 L süzüntü hacmi (V) toplanıncaya kadar sürdürülmüştür. Her 5 dk'da bir toplanan süzüntü hacmi kullanılarak Denklem 4.3'e göre hesaplanan akı azalması grafiği Şekil 5.18'da verilmiştir.



Şekil 5.18: Ultrafiltrasyon membran filtre FM UP005 ile yapılan çalışmada elde edilen akı azalması

Ultrafiltrasyon FM UP005 membran filtre için Tablo 4.5'de gösterilen akı azalması hesabı aşağıda verilmiştir:

Basınç: 8 bar

T: 25°C

$V_f=4$ L

V=2.550 L

$J_0= 244$ L/m²saat (8 barda saf su akısı)

J= 67,2 L/m²saat

$J_f= 222$ L/m²saat

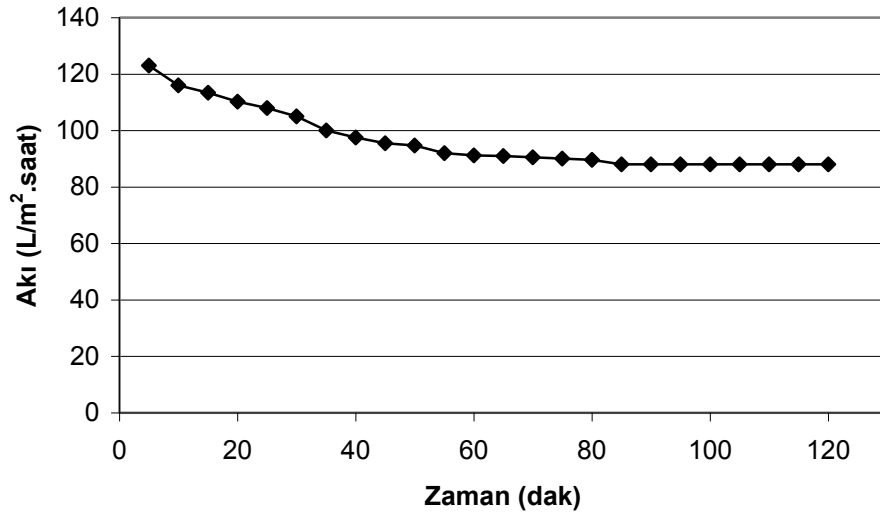
Toplam Akı Kaybı: % 72,45

Kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı: % 9

Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı: % 63,45

5.3.3. FM NP010 Membran Filtre Sonuçları

Deneysel çalışma, 12 bar membran basıncında, 25°C sıcaklıkta, başlangıçtaki 2.55 L atıksu hacmi (V_f), 1.694 L süzüntü hacmi (V) toplanıncaya kadar sürdürülmüştür. Her 5 dk'da bir toplanan süzüntü hacmi kullanılarak Denklem 4.3'e göre hesaplanan akı azalması grafiği Şekil 5.19'da verilmiştir.



Şekil 5.19: Nanofiltrasyon membran filtre FM NP010 ile yapılan çalışmada elde edilen akı azalması

Nanofiltrasyon FM UP005 membran filtre için Tablo 4.5'de gösterilen akı azalması hesabı aşağıda verilmiştir:

Basınç: 12 bar

T: 25°C

$V_f=2.55$ L

$V= 1.694$ L

$J_0= 137$ L/m²saat (12 barda saf su akısı)

$J=88$ L/m²saat

$$J_f = 117 \text{ L/m}^2\text{saat}$$

Toplam Akı Kaybı: % 35,7

Kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı: % 14,6

Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı: % 21,1

5.3.4. Değerlendirilmesi

Membran filtrelerin fizibilitesini gösteren toplam akı kaybı parametresi yanında bu kaybın ne kadarının geri dönüşümlü ne kadarının geri dönüşümsüz olduğu da önemli bir göstergedir. Konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybının kirlenmeden kaynaklanan akı kaybına göre dönüşümlü olduğu düşünülmektedir. Çalışmada kullanılan FM UP020, FM UP005 ve FM NP010 membran filtrelerde elde edilen akı kayıpları ve hacim azalması faktörü Tablo 4.5’de verilmiştir. Tablo 5.15’de görüldüğü gibi, aşırı derecede kirli su bazlı boya atıksularının ultrafiltrasyon filtrelerde (FM UP020 ve FM UP005) arıtımı sonucu toplam akı azalması % 87.77 ve % 72.45 bulunmuştur. Toplam akı azalmasında kirlenmenin rolü sadece % 7.2 ve % 9’dur. Bu nedenle, kirlenmenin membranın gözeneklerinde değilde sadece membranın yüzeyinde meydana geldiği söylenebilir. Membran geri kazanımı FM UP020 için % 92.7 ve FM UP005 için % 90.9 bulunmuştur. Çalışmada kullanılan membranların KOİ giderim verimleri Tablo 5.16’da verilmiştir. Ultrafiltrasyon FM UP020 ve FM UP005 membran filtrelerin KOİ giderim verimleri sırasıyla % 53 ve % 66 elde edilmiştir. Kullanılan tüm membranlarda renk ve bulanıklık tamamen giderilirken atıksuda bulunan çözünmüş maddelerin membrandan geçmesi nedeniyle KOİ giderimi sınırlı kalmıştır. FM UP005 membran filtrenin çıkışı ilave KOİ giderimi amacıyla FM NP010 membran filtreye verilmiştir. Nanofiltrasyon FM NP010 membran filtrede toplam akı kaybı sadece % 35.7 olmasına rağmen kirlenmeden kaynaklanan akı azalması oranı toplam akı azalmasının hemen hemen yarısını oluşturmaktadır. 1000 Da gözenek çapına sahip nanofiltrasyon ile, FM UP005 membran filtre çıkışındaki çözünmüş maddelerin tutulması mümkün olmamış, KOİ giderim verim % 4 elde edilmiştir. Tüm membran filtrelerde, konsantre akımındaki boya miktarı yaklaşık 3 kat artırılmıştır (VRF=2.75 (FM UP020 ve UP005; VRF=2.98 (FM NP010)).

Tablo 5.15: Su bazlı boya atıksuyu için FM UP020, FM UP005 ve FM UP005+FM NP010 membran filter akı kaybı sonuçları ve VRF değerleri

Membran	Akı (L/m^2 sa)			Akı azalması (%)			V_f (L)	V_c (L)	VRF (V_f/V_c)
	J_0	J	J_f	Toplam	Konsantrasyon Polarizasyonu	Kirlenme			
FM UP020	458	56	425	87.77	80.57	7.2	4	1.45	2.75
FM UP005	244	67.2	222	72.45	63.45	9	4	1.45	2.75
FM UP005 + FM NP010	137	88	117	35.7	21.1	14.6	2.55	0.856	2.98

Yapılan membran çalışmaları sonucu elde edilen KOİ giderim verimi aşağıdaki tabloda verilmiştir:

Tablo 5.16: Çalışmada kullanılan membranların KOİ giderim verimi

Membran	Giriş KOİ (mg/L)	Süzüntü KOİ (mg/L)	Giderme Verimi (%)
FM UP020	144,000	67,460	53
FM UP005	144,000	48,680	66
FM UP005 + FM NP010	48,680	44,700	66+4

6. TARTIŞMA VE SONUÇ

Çeşitli ebat ve türde televizyon üreten bir elektronik endüstrisinin boyama ünitesinde, CEFLA adı verilen boyama kabinin içinde, spreyle boyama sonucu etrafa saçılan boyanın dönen bir bant üzerinde toplanarak daha sonra su dolu bir tankta bu bantın yıkanması sonucu 5m³/gün debide yüksek kirliliğe sahip atıksular oluşmaktadır. Bu sular günlük olarak deşarj edilerek, arıtmaya gönderilmektedir. Fabrika uygun bir arıtma alternatifi ile bu suyu boyama kabininde tekrar kullanmak istemektedir. Geri kazanılacak su için herhangi bir kalite standardı aranmamaktadır.

Elektronik endüstrisine ait yüksek kirliliğe sahip su bazlı boyama atıksuyunun arıtılabilirliği ve yeniden kullanma olanaklarının araştırıldığı bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıda sunulmuştur:

1. Su bazlı boyama atıksuyunun KOİ değeri 55,000-200,000 mg/L arasında değişkenlik göstermektedir. KOİ'nin bu kadar geniş bir aralıkta olması, gün içinde yapılan boyamanın sıklığına, kullanılan boyanın çeşidine göre değişkenlik göstermektedir. KOİ'nin 200,000 mg/L gibi çok yüksek değerlere çıktığı dönemde, boyama ünitesinin hemen yanına yerleştirilen bir arıtma ünitesinde suyun yüzdürülerek, boyar maddelerin uzaklaştırılmasıyla arıtılan suyun geri döndürülmesinden kaynaklanmıştır. Daha sonra tartışılacağı üzere, bu atıksu ile yapılan kimyasal çöktürme çalışmalarında çökelme problemi gözlenmiştir.

2. Kimyasal çöktürme ile arıtılabilirlik çalışmalarında, koagülant olarak alüminyum sülfat ve demir sülfat kullanılmıştır. Kimyasal çöktürme deneyleri, 1.numune ile 2.numuneye uygulanmıştır. 1.numune ile yapılan kimyasal çöktürme çalışmalarında, atıksuyun yüksek KOİ değerlerine sahip olması hem de çökelme problemlerinden dolayı yüksek dozajlarda çalışılmıştır. Alüminyum sülfat ile yapılan çalışmalarda, 5000 mg/L alüminyum sülfat dozajında pH=9'da % 68 giderim verimi elde edilmiştir. Demir sülfat ile yapılan çalışmalarda, 750 mg/L

dozajının altındaki dozajlarda faz ayrımı meydana gelmemiştir. Optimum 2700 mg/L dozajında pH=9'da % 59 giderim verimi elde edilmiştir.

3. 2. numunede (tesis içinde geri kazanım uygulanmayan) 1000 mg/L alüminyum sülfat dozajında pH=7'de maksimum % 67 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Demir sülfat ile yapılan çalışmalarda, pH=9'da 750 mg/L dozajında % 45 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Bu atıksu numunesi ile yapılan çalışmalarda, çamur çökelme problemi oluşmamış, arıtılmış suda renk ve bulanıklık tamamen giderilmiştir.

4. Fenton ile yapılan arıtılabilirlik çalışmalarında, $[H_2O_2]=0.2-2M$ konsantrasyonlarında, sabit $[Fe^{+2}]=0.02M$ ve $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]=10$ oranlarında çalışılmıştır. Aynı numune üzerinde, $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]=10$ ile yapılan denemelerde verimin önemli oranda arttığı gözlenmiştir.

5. Alüminyum sülfat ile arıtma sonrası çıkış suyu ile ham atıksuyun Fenton ile arıtımı karşılaştırılmıştır. Ham atıksu ile daha yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Alüminyum Sülfat ile arıtma sonrası atıksuyun çözülmüş organikler içerirken, ham atıksuyun içinde boyamada kullanılan TiO_2 gibi maddelerin olumlu etkisinden dolayı ham atıksu ile daha yüksek KOİ giderim verimlerinin elde edildiği düşünülmüştür.

6. Reaksiyon süresi 45dk'dan 120dk'ya çıkarıldığında $[Fe^{+2}]=0.02 M$ 'da sabit tutulduğunda, $[H_2O_2]=0.2 M$ hariç KOİ giderim verimi % 3 oranında değişmiştir. $[H_2O_2]/[Fe^{+2}]=10$ oranında, yine $[H_2O_2]=0.2 M$ hariç reaksiyon süresinin uzatılması KOİ giderim veriminde % 10-15 oranında artışa sebep olmuştur. Düşük $[Fe^{+2}]$ ve $[H_2O_2]$ konsantrasyonlarında reaksiyon süresinin etkisinin olmaması, reaktanların bu süreden önce bitmesiyle açıklanabilir.

7. Su bazlı boya atıksuyu için, ikinci derece reaksiyon hız sabitleri, $k_1= 1 \times 10^{-6}$ L/mg dk ve $k_2= 1 \times 10^{-7}$ L/mg dk olarak bulunmuştur. Buna göre, reaksiyonun ilk 10 dakikasında reaksiyon hızı 10 katı hızlı gerçekleştiği saptanmıştır.

8. KOİ giderimi sağlamak, ve su ve boya geri kazanımı/yeniden kullanma olanaklarını incelemek amacıyla su bazlı boya atıksuyunun membran filtrasyonu ile arıtımı incelenmiştir. Bu çalışmada FM UP020, FM UP005 ve FM NP010 membran filtreler kullanılmıştır. Ultrafiltrasyon FM UP005 membran filtrenin çıkış suyu ilave KOİ giderimi sağlamak amacıyla nanofiltrasyon FM NP010 membran filtreye verilmiştir.

9. Aşırı derecede kirli su bazlı boya atıksularının ultrafiltrasyon filtrelerinde FM UP020 ve FM UP005 arıtımı sonucu toplam akı azalması % 87.77 ve % 72.45 bulunmuştur. Toplam akı azalmasında kirlenmenin rolü sadece % 7.2 ve % 9'dur. Bu nedenle, kirlenmenin membranın gözeneklerinde değilde sadece membranın yüzeyinde meydana geldiği söylenebilir. Membran geri kazanımı FM UP020 için % 92.7 ve FM UP005 için % 90.9 bulunmuştur. Ultrafiltrasyon FM UP005 membran filtrenin çıkış suyu ilave KOİ giderimi sağlamak amacıyla nanofiltrasyon FM NP010 membran filtreye verilmesinin atıksuyun KOİ giderimi açısından ilave katkısı olmamıştır. Membran çalışması sadece incelenen membran filtrelerin kirlenmesi ve KOİ giderimi açısından incelenmiştir. Ultrafiltrasyon FM UP005 membran filtresi için daha detaylı çalışmaların yapılması önerilmektedir.

10. İncelenen üç arıtma/geri kazanım alternatifi karşılaştırıldığında, üç proseste de arıtılmış suyun kalitesi açısından önemli bir fark oluşmamıştır. Ancak oluşan çamur miktarının dikkate alınması gerekir. Kimyasal çöktürme ile oluşan ve bertaraf edilmesi gereken çamur miktarı en fazladır. Fenton prosesi ile, oksidasyon nedeniyle oluşan çamur miktarı azalmaktadır. Membran prosesinde çamur oluşmamakta, çıkan konsantre boyanın tekrar kullanılması ya da boya imal eden fabrikalara ham madde olarak verilmesi durumunda, çamur bertaraf maliyeti ortadan kalkmış olacaktır.

11. Bu çalışma kapsamında kimyasal çöktürme, Fenton oksidasyonu ve membran prosesleri arasında maliyet analizi yapılmamıştır. Yatırım, işletme, bakım-onarım ve çamur bertaraf maliyetlerini içeren maliyet analizi, uygun arıtma ve/veya geri kazanım alternatifinin seçimi açısından yapılması önerilmektedir.

7. KAYNAKLAR

- [1]. KURT, U., AVSAR, Y., GÖNÜLLÜ, M.T. (2006), Treatability of water-based paint wastewater with fenton process in different reactor types. *Chemosphere*, 64, 1536-1540.
- [2]. KORPIVANIÇ, N., BOSANAC, G., GARABARIC, Z., ve PAPIC, S., 1993, Treatment of wastewaters from dye industry, *Environ. Technol.*, 14, 385-390
- [3]. KIRDAR, E., 1995, *Tekstil atıksularından renk giderimi*, Yüksek lisans tezi, İTÜ Fen Bilimler Enstitüsü, İstanbul
- [4]. KUTLUAY, G., 2005, *Boya Endüstrisi Atık Sularının Kimyasal Arıtılabilirliği*, Yüksek lisans tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [5]. ÖLMEZ, T., 1999, *Tekstil endüstrisinde reaktif banyolarda ozon ile renk giderimi*, Yüksek lisans tezi, İTÜ Fen Bilimler Enstitüsü, İstanbul.
- [6]. MUSTAFA, E., 2005, *Yüzey aktif maddelerin kimyasal oksidasyon sürecinde giderimi*. Yüksek lisans tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimler Enstitüsü, Çevre Müh. Anabilim Dalı.
- [7]. Sychev, A. Y. and Isak, V. G., (1995), "Iron compounds and the mechanisms of the homogeneous catalysis of the activation of O₂ and H₂O₂ and of the activation of organic substrates", *Russian Chemical Reviews*, 64: 1105-1129.
- [8]. KURT Uğur, 2007, *Fenton ve elektrokimyasal yöntemlerle evsel atıksuların arıtılabilirliğin araştırılması*, Doktora Tezi, Fen Bilimler Enstitüsü, Yıldız Teknik Üniversitesi.
- [9]. Tang, W.Z., (2003), "Physicochemical treatment of Hazardous wastes", CRC book.
- [10]. LIN, S.H., LO, C.C., August 1997, Fenton Process for Treatment of Desizing Wastewater, *Wat. Res.* 31(8), pp. 2050-2056
- [11]. GÖNDER, B. Z., 2004, *Fenton Prosesi ve İyon Değişimi Kombinasyonu ile Renkli Atık Suların Arıtımı*, Yüksek lisans tezi, İ.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [12]. GÜNTEKİN Engin, ŞEKERDAĞ Nusret, 2007, Color Removal From Textile Wastewater With Fenton Process, *Journal of Enginireeng and Natural Sciences*.
- [13]. KAYA Yasemin, 2007, *Nanofiltrasyon ile proses atıksularından organik maddelerin geri kazanımının araştırılması*, Doktora Tezi, Fen Bilimler Enstitüsü, İstanbul Üniversitesi.
- [14]. MULDER M, 1996, *Basic Principles of Membrane Technology* (2nd edn), Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.

- [15]. MA Xiang-Juan, XIA Hui-Long, Treatment of water-based printing ink wastewater by Fenton process combined with coagulation, *Collage of Environmental Science and Engineering, Zhjiang Gongshang University, Hangzhou, China*.
- [16]. KESTİROĞLU Kadir, YALILI Melike, NAHARCI Burak, 2005, Yüksek KOİ İçeren Tekstil Atıksularının Fizikokimyasal, Ozon/UV Adsorpsiyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğin Araştırılması, *Uludağ Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 10, Sayı 1.
- [17]. NORA SAN Sebastian Martinez, JOSEP Figuls Fernandez, XAVIER Font Segura, ANTONI Sanchez Ferrer, May 2003, Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent, *Journal of Hazardous Materials B101 215-322*, Escola Universitaria Plitecnica del Medi Ambient, Barcelona.
- [18]. DUTTA Kabita, MUKHOPADHYAY Subrata, BHATTACHARJEE Sekhar, CHAUDHURI Basab, January 2003, Chemical oxidation of methylene blue using a Fenton-like reaction, *Journal of Hazardous Materials B84 57-71*, Department Oof Chemistry, Jadavpur University, India.
- [19]. SZPYRKOWICZ Lidia, JUZZOLINO Claudia and N. KAUL Santosh, September 2000, A Comparative Study on Oxidation of Disperse Dyes by Electrochemical Process, Ozone, Hypochlorite and Fenton Reagent, *Wat. Res. Vol. 35, No. 9, pp. 2129–2136, 2001*, Environmental Sciences Department, University of Venice, Italy and National Environmental Engineering Research Institute, India.
- [20]. DEY B.K., HASHIM M.A., HASAN S., SEN GUPTA B., October 2004 Microfiltration of water-based paint effluents, *Advances in Environmental Research 8 (2004) 455–466*, Institute of Post Graduate Studies and Researche, University of Malaya, Malasia. Department of Nuclear Engineering, University of Missouri-Columbia, USA. School of Chemistry Engineering, Queens University Belfast, UK.
- [21]. YALÇINKAYA, D., YILMAZ, E., 2002, *Metal Son İşlemleri Endüstrisi Atık Sularının Arıtılabilirliği*, Bitirme Projesi, İ.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [22]. ŞAFAK, A., ONGAN, P., ÖZCAN, P., AKGÜN, G., 2000, *Beko Elektronik A.Ş.'nin İncelenmesi*, Indusrtrial Waste Management Dersi Yıl İçi Ödevi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

[URL:1] : <http://www.ceflafinishing.com>,

[URL:2] : <http://www.armadaaritim.com/atiksu.html>

[URL:3]

file:///C:/Documents%20and%20Settings/IamMe/Local%20Settings/Temporary%20Internet%20Files/Content.IE5/77B2KWDN/kti-pihtilastirma-yumaklastirma%5B1%5D.ppt#278,25,Slide 25

[URL:4]. <http://water.me.vccs.edu/concepts/coagulantchemicals.html>

[URL:5]. http://www.cevredb.com/demir_sulfat.php

[URL:6]. http://www.cem.yildiz.edu.tr/5-belgeler/ders_notlari/0413021-KTI/kti-kimyasal_oksidasyon.doc

[URL:7]. <http://www.aritimci.com/atiksuaritma/endustriyelatiksuaritimi.htm>

ÖZGEÇMİŞ

Mairambek MAMADİEV, 1984 yılında Kırgızistanda doğdu. 2001 yılında Kızılkıya Ekonomi Lisesinden mezun oldu. 2002 – 2006 yıllar arası Kırgızistan Türkiye Manas Üniversitesinin, Mühendislik Fakültesinin, Çevre Mühendisliği Bölümünde lisans eğitim aldı ve tamamladı. Halen İstanbul Üniversitesi Fen Bilimler Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında 2006 yılında başladığı yüksek lisans eğitimine devam etmektedir.