

ELEKTROKİMYASALOKSİDASYON  
YÖNTEMİNİN TEKSTİL ATIKSULARININ  
ARITILABİLİRLİĞİNE ETKİLERİNİN  
TAMÖLÇEKLİ ARAŞTIRILMASI

Tolga KAYGUSUZ

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Tolga TUNÇAL

**2013**

T.C.

NAMIK KEMAL ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON YÖNTEMİNİN TEKSTİL ATIKSULARININ  
ARITILABİLİRLİĞİNE ETKİLERİNİN TAMÖLÇEKLİ ARAŞTIRILMASI

Tolga KAYGUSUZ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN: DOÇ. DR. TOLGA TUNÇAL

TEKİRDAĞ-2013

Her hakkı saklıdır

Doç. Dr. Tolga TUNÇAL danışmanlığında Tolga KAYGUSUZ tarafından hazırlanan Elektrokimyasal Oksidasyon Yönteminin Tekstil Atıksularının Arıtılabilirliğine Etkilerinin Tam ölçekli Araştırılması” isimli bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Juri Başkanı : Doç. Dr. Tolga TUNÇAL

*İmza :*

Üye : Yrd. Doç. Dr. Tuba ÖZTÜRK

*İmza :*

Üye : Yrd. Doç. Dr. Aslıhan DELTUNA

*İmza :*

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu adına

Prof. Dr. Fatih KONUKCU

**Enstitü Müdürü**

# ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

## ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON YÖNTEMİNİN TEKSTİL ATIKSULARININ ARITILABİLİRLİĞİNE ETKİLERİNİN TAMÖLÇEKLİ ARAŞTIRILMASI

Tolga KAYGUSUZ

Namık Kemal Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Tolga TUNÇAL

Tekstil sektöründe su kullanımının minimize edilmesi sürdürülebilir çevre yönetimi açısından önemlidir. Bu çalışmada seçilmiş olan işletme faktörlerinin Elektro Kimyasal Oksidasyon (EKO) süreci üzerindeki tekil ve birleşik etkileri tam ve laboratuvar ölçekli çalışmalarla araştırılmıştır. Akım yoğunluğu, atıksu pH'ı ve iletkenliğinin renk giderimi üzerine etkileri The Box- Behnken tasarım metodu kullanılarak araştırılmıştır. Renk giderim çalışmalarına ilave olarak, EKO arıtımının öncesi ve sonrası atıksu organik madde kompozisyonundaki değişiklikler de bilimsel olarak araştırılmıştır. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Toplam Organik Karbon (TOK), Azot gibi konvansiyonel parametrelerin yanı sıra, insan ve çevre sağlığını tehdit eden 22 farklı poli-aromatik hidrokarbonlar (PAH) türünün konsantrasyonları EKO öncesinde ve sonrasında çeşitli işletme koşullarında izlenmiştir. EKO çıkış sularının konvansiyonel aktif çamur süreci ile arıtılabilirliği tam ölçekli ve laboratuvar ölçekli kesikli nitrifikasyon testleri ile irdelenmiştir. Ham, ozonlanmış ve EKO ile arıtılmış atıksuların nitrifikasyon bakterileri üzerindeki toksik etkileri belirlenerek birbirleri ile karşılaştırılmıştır. EKO çıkış suyundan su ve tuz geri kazanım alternatifleri nanofiltrasyon ve ters ozmozdan oluşan membran süreçlerinden oluşan bir pilot tesis üzerinden araştırılmıştır. EKO'nun bir ön arıtım olarak membran tabanlı veya biyolojik yöntemlerden önce kullanılabilirliği bilimsel olarak irdelenmiştir. Elde edilen sonuçlar neticesinde membran süreçlerinde akı ve geçirgenlik değerlerinde önemli değişiklikler olduğu görülmüştür. Çalışma sonuçlarında elde edilen diğer önemli bir buldu ise naphthalene, acenaphtylene, antracene, benzo(a) antracene, benzo (g, h, i) perylene gibi bazı PAH türlerinin işletme sonuçlarına ek olarak EKO süreçlerinde oluşabildiği görülmüştür. Yapılan çalışmada EKO kullanılarak yapılan atıksu arıtımında KOİ, TOK, renk parametrelerinin verimleri sırası ile %40±4 , %50±7 , %98±1 olarak tespit edilmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Elektro Kimyasal Oksidasyon, Tekstil Atıksuyu, Su ve Tuz Geri Kazanımı, Tersozmoz, Zehirlilik

2013, 68 Sayfa

## ABSTRACT

MSc. Thesis

### IMPACT OF ELECTROCHEMICAL OXIDATION METHOD ON TREATABILITY OF TEXTILE WASTEWATERS: A FULL SCALE STUDY

Tolga KAYGUSUZ

Namık Kemal University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Tolga TUNÇAL

Decreasing water demand in textile sector is one of the important environmental concerns. In this study, individual and combined effects of selected operational parameters on a full-electrochemical oxidation (ECO) process treating dyehouse effluent were investigated experimentally. Combinations of variables including current density, wastewater pH and conductivity resulting in maximum color removal efficiency were determined using The Box-Behnken design method. In addition to color removal, variations in wastewater organic composition before and after ECO were also examined critically. Removal and/or generation of 22 PAH(s) before and after ECO were investigated under variable operational conditions. Treatability of ECO effluent using conventional activated sludge process was investigated by both full-scale monitoring studies and batch scale nitrification tests. Toxicity impact of raw, ozonized and electrochemically treated wastewaters on nitrifiers were also determined and compared with each other. Water reuse and salt recovery alternatives were assessed by full-scale tests in a pilot plant with ECO and membrane processes, composing of nano filtration (NF) and reverse osmosis (RO). Advantages and disadvantages of applying ECO process as a pretreatment prior to membrane-based or biological methods successfully determined. Another important observation was formation of some PAHs including naphthalene, acenaphtylene, anthracene, benzo(a) anthracene, benzo (g, h, i) perylene as a function of operational conditions maintained in ECO process.

**Keywords:** Electrochemical oxidation, PAH removal-generation, nano-filtration, reverse osmosis, membrane fouling

2013 , Pages 68

## ÖNSÖZ

Yüksek lisans ve tez çalışmalarım süresince her türlü ilgi ve yardımlarını esirgemeyen değerli hocam Doç. Dr. Tolga TUNCAL'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Tez çalışmalarım boyunca yardımlarını esirgemeyen tüm bölüm hocalarıma teşekkür ederim. Hayatım boyunca bana her türlü desteği veren ve hep yanımda olan sevgili aileme en derin teşekkürlerimi sunarım.

## İÇİNDEKİLER

<b>ÖZET</b> .....	<b>i</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>ii</b>
<b>ÖNSÖZ</b> .....	<b>iii</b>
<b>ÇİZELGELER DİZİNİ</b> .....	<b>vii</b>
<b>SİMGELER ve KISALTMALAR</b> .....	<b>viii</b>
<b>1. GİRİŞ</b> .....	<b>1</b>
<b>2. KURAMSAL TEMELLER</b> .....	<b>5</b>
2.1 Elektrokimya.....	5
Elektrokimya, kimyasal değişimin ve elektrik enerjisinin birbirine dönüşümünü ve aralarındaki bağlantıları inceleyen bilim dalıdır (Soydan ve ark. 1999). .....	5
2.1.1 İletkenlik.....	5
2.1.2 Elektrokimyasal Hücre .....	5
2.1.3 Elektroliz .....	6
2.2 Faraday Kanunları.....	7
2.3 Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri .....	8
2.3.1 Elektrokoagülasyon .....	8
2.4 Elektroflotasyon .....	9
2.5 Elektrokimyasal Oksidasyon.....	9
2.5.1 Doğrudan Oksidasyon .....	10
2.5.2 Dolaylı Oksidasyon .....	12
2.5.3 Katodik Oksidasyon Prosesi.....	14
2.5.4 Anodik Oksidasyon Prosesi.....	14
2.6 Elektrokimyasal Reaksiyonlar .....	15
2.6.1 Elektrokimyasal Oksidasyonun Çalışma Koşulları ve Sistemi Etkileyen Faktörler .....	19
2.7 Proses Verimliliği Ölçümü.....	22
2.7.1 Elektrokimyasal Oksidasyonun Uygulanması.....	23
2.8 EKO Süreçlerine Ait Literatür Uygulama Özetleri.....	25
<b>3. MATERYAL VE YÖNTEM</b> .....	<b>30</b>
3.1 Deneysel Tasarım (Box Behnken Tasarım Yöntemi).....	30
3.2 Toksikite Değerlendirme Kesikli Testleri .....	33
3.3 Tam Ölçekli Su ve Tuz Geri Kazanım Çalışmaları .....	35
3.4 Analitik Metotlar.....	38
<b>4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA</b> .....	<b>39</b>
4.1 Seçilen İşletme Faktörlerinin Tekil Etkileri.....	39
4.1.1 Amper/Yüzey Alanının Renk Giderim Verimine Etkisi (RGV).....	40
4.1.2 Elektrolit Sıvısının Renk Giderim Verimine Etkisi (RGV).....	41
4.1.3 pH'nın Renk Giderim Verimine Etkisi (RGV).....	44

4.2	Yüzey Yanıt Tasarım Yöntemi ile Sonuçların Modellenmesi .....	45
4.3	Elektrokimyasal Oksidasyon Yönteminin Nitritfikasyon Kinetiğine Etkileri .....	52
4.4	Tam Ölçekli Proses İzleme Sonuçları ve Değerlendirilmesi .....	52
4.5	Ham, Ozonlanmış ve Elektrokimyasal Olarak Arıtılmış Atıksuların Nitritfikasyon Bakterilerine Etkileri .....	55
4.6	Tam Ölçekli Su ve Tuz Geri Kazanım Çalışmalarının sonuçları.....	58
<b>5.</b>	<b>SONUÇ ve ÖNERİLER.....</b>	<b>59</b>
<b>6.</b>	<b>KAYNAKLAR.....</b>	<b>62</b>
	<b>ÖZGEÇMİŞ .....</b>	<b>68</b>



## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Elektrokimyasal oksidasyon reaktörü .....	6
Şekil 2.2 Elektrokimyasal oksidasyon reaksiyonu Görüntüsü .....	10
Şekil 2.3 Doğrudan oksidasyon .....	11
Şekil 2.4 Dolaylı Oksidasyon (Deng ve Englehardt, 2006).....	14
Şekil 2.5 Atıksuların EKO ile Arıtımı için akım Şemaları (Anglada ve ark. 2009).....	24
Şekil 3.1 Yüzey tasarım yöntemi model veri dönüşümü (Box Cox Plot).....	33
Şekil 3.2 Kesikli testler için kullanılan deneysel düzenek.....	34
Şekil 3.3 Nitritifikasyon test düzeneği .....	35
Şekil 3.4 Tam ölçekli testler için kullanılan pilot tesis akım şeması.....	36
Şekil 3.5 Tam Ölçekli Tesis Üniteleri .....	37
Şekil 4.1 I/A – RGV verileri için veri analizleri özet grafiği .....	41
Şekil 4.2 İletkenlik – RGV verileri için veri analizleri özet grafiği.....	43
Şekil 4.3 İletkenlik – RGV verileri için veri analizleri özet grafiği.....	45
Şekil 4.4 EKO giriş ve çıkış suyu örnekleri.....	46
Şekil 4.5 İletkenlik ve Akım yoğunluğu değişkenlerinin renk giderim verimliliği üzerine etkileri .....	50
Şekil 4.6 pH ve akım yoğunluğu değişkenlerinin renk giderim verimliliği üzerine etkileri .....	51
Şekil 4.7 PAH bileşiklerinin çeşitli işletme koşullarına bağlı olarak ölçülen konsantrasyonları ...	54
Şekil 4.8 PAH ölçümlerinde elde edilen kütle spektrumları grafiği.....	55
Şekil 4.9 Ham, Ozonlanmış ve EKO çıkış sularının nitritifikasyon profilleri.....	56
Şekil 4.10 Amonyum oksidasyon ve nitrat oluşum profilleri.....	57

## ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Dolaylı Oksidasyon (Deng ve Englehardt, 2006).....	15
Çizelge 2.2 Bazı Anot Elektrotlarının Renk ve KOI Giderim Sonuçları .....	21
Çizelge 3.1 Belirlenmiş Üç Boyutlu Deneysel Tasarım ve Cevap Noktaları.....	31
Çizelge 4.1 Atıksu karakterizasyon sonuçları.....	39
Çizelge 4.2 Amper/Yüzey Alanının renk giderim verimine etkisi .....	40
Çizelge 4.3. I/A – RGV verileri için veri analizleri özet çizelgesi .....	40
Çizelge 4.4. Atıksu iletkenliğinin renk giderim verimliliğine etkisi .....	42
Çizelge 4.5. İletkenlik – RGV verileri için veri analizleri özet Çizelgesi.....	43
Çizelge 4.6. Atıksu pH değerinin renk giderim verimliliğine etkisi.....	44
Çizelge 4.7 pH – RGV Verileri için Veri Analizleri Özet Çizelgesi.....	44
Çizelge 4.8 Yüzey Yanıt Yöntemi ile belirlenen deneysel tasarım değerleri.....	47
Çizelge 4.9 Elde edilen sonuçların istatistiksel olarak değerlendirilmesi.....	48
Çizelge 4.10 Ham/ozonlanmış/elektrokimyasal oksidasyonla arıtılmış atıksuların nitrifikasyon sürecine etkisi.....	52

## SİMGELER ve KISALTMALAR

AV	Elektrokimyasal Oksidasyon verimliliği
Cl	Klor
$\text{ClO}^{-3}$	Klorat
EKO	Elektrokimyasal Oksidasyon
EOİ	Elektro Kimyasal Oksidasyon İndeksi
F	Faraday Sabiti
H	Hidrojen
$\text{H}_2\text{O}$	Su
$\text{H}_2\text{O}_2$	Hidrojen Peroksit
HOCl	Hipoklorit
I	Amper
ICE	Anlık Akım Değeri
İOS	İleri Oksidasyon Süreci
Ir	İridyum
J	Akım Yoğunluğu ( $\text{Am}^{-2}$ )
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı

M	Elektrotta Açığa Çıkan Madde Miktarı(g)
$m_A$	Miliamper
$MO_x$	Oksitlenmiş Anot
$MO_{x+1}$	Aktif Oksijen
$m_S$	Mili simens
n	Değişken Elektron sayısı
$Na^+$	Sodyum
NaCl	Sodyum Klorür
NaOH	Sodyum Hidroksit
NF	Nano Filtrasyon
$O_2$	Oksijen
$O_3$	Ozon
$OCl^-$	Hipoklorit
$OH^-$	Hidroksil İyonu
$OH^\cdot$	Hidroksil Radikali
Pb	Kurşun
Pt	Platin

[P] <sub>t</sub>	t zamanda kirletici konsantrasyonu (mol/L <sup>-1</sup> )
R	Organik Bileşik
RO	Oksitlenmiş Organik Madde
RGV	Renk Giderim Verimi
Ru	Rutenyum
Sn	Kalay
T	Zaman
TO	Ters Osmoz
TOK	Toplam Organik Karbon
Ti	Titanyum
UV	UV lamba
v	Atıksu Hacmi
V	Hücre Potansiyeli
Z	Anotta Adsorplanmış Hidroksil Radikali Sayısı
Q	Elektrik Yüğü (kAhm <sup>-3</sup> )
W	Spesifik Enerji Tüketimi (kwh <sup>-3</sup> )
σ	Standart Sapma

$\mu$  Ortalama Üstü

$\lambda$  Lambda

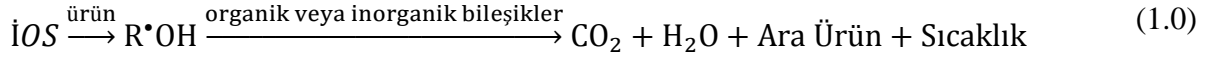
$\alpha$  Dönüşüm Üstü

## 1. GİRİŞ

Son yıllarda artan çevre kirliliği ve iklim değişikliği kaynaklı kuraklık nedeni su kaynaklarının korunması ve endüstride su kazanımı önemli bir zorunluluk haline gelmiştir. Artan yaşam standartları ve sanayileşme hızının yanı sıra içme suyu kaynaklarının sınırlı olması nedeni ile kişi başına düşen temiz su oranı da giderek azalmaktadır. Sanayi su ihtiyacının önemli bir kısmı tekstil endüstrisinden kaynaklanmaktadır. Bununla birlikte tekstil atıksuları konvansiyonel yöntemlerle giderimi güç zehirli kimyasal bileşikler içermektedir. Ayrıca renkli boyahane atıksuları alıcı ortamda organik kirliliğin yansın güneş ışığı geçirimini engellemesi nedeni ile canlı yaşamını da engellemektedir. Tekstil atıksuların arıtılarak proses suyu olarak kullanılması gerek akademik gerekse de sektör bazında büyük ilgi çekmektedir.

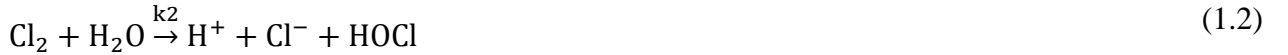
Adsorpsiyon, kimyasal ve biyolojik arıtma gibi geleneksel yöntemlerin avantajları yanında arıtım ve enerji verimliliklerinin yetersiz olması ve su geri kazanımında tek başlarına kullanılamamaları bilim dünyasını yeni arıtma teknolojilerinin araştırılmasına yöneltmektedir. Konvansiyonel arıtma tekniklerinin başında gelen biyolojik arıtma ve adsorpsiyon süreçlerinin neticesinde oluşan arıtma çamurlarının tehlikeli atık sınıfında yer alması ve bertarafı için ilave işlemler gerektirmesi diğer bir önemli dezavantajdır.

Biyolojik arıtma sistemleri avantajlı gibi gözükse de bununla birlikte prosesi etkileyecek olan tekstil atıksuyu içerisindeki zor ayrışabilir ya da toksik bileşikler prosesi kısmen ya da tamamen bozabilecektir. Bununla birlikte artan çevre bilinci ve sıkılaştırılan yasal düzenlemeler tekstil atıksularının arıtımı için ileri oksidasyon süreçlerinin (İOS) kullanılmasını ön plana çıkarmaktadır. İOS kirletici bileşiklerin karbondioksit ve su gibi zararsız inorganik bileşiklere kadar parçalanmasını sağlamaktadır. Ayrıca süreç toksik ve biyolojik olarak ayrışamayan bileşikler ayrışabilir ve daha zararsız kirletici formlarına dönüştürmektedir. İOS fotokimyasal oksidasyon (UV-O<sub>3</sub>, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, TiO<sub>2</sub>/UV, photo-Fenton) ve EKO gibi arıtım tekniklerinden oluşmaktadır. Bu süreçlerin tamamında yüksek oksitleme kapasitesine sahip hidroksil (<sup>•</sup>OH), klor, süperoksit gibi radikaller üretilir. Reaksiyon sürecinde oluşan bu oksidantlar kirletici bileşikler bertaraf ederler (Tran ve ark. 2009, Cañizares ve ark. 2009).



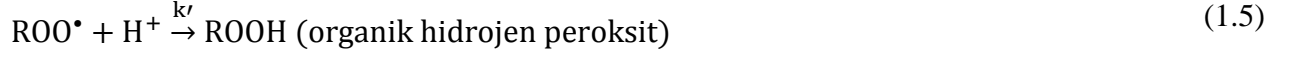
Elektrokimyasal oksidasyon yönteminin enerji verimliliği, otomasyon imkânı ve arıtım neticesinden çamur oluşmaması son yıllarda özellikle tekstil sektöründe ilgi görmektedir. EKO süreçleri arıtım için herhangi bir ilave kimyasal madde ihtiyacı duymamaktadır ve bu nedenle de ikincil bir atık ürün oluşturmamaktadır. Böylece ikincil bir çevre kirliliğinin önüne geçilmesi ve etkin bir atıksu arıtımı da mümkün olmaktadır. Bu arıtma sisteminde elektrolit içerisinde bulunan mevcut oksijen kirletici bileşiklere aktarılır. Reaksiyonlar doğrudan anodik oksidasyon ve dolaylı redoks tepkimelerinden oluşur (Rajeshwar ve ark.1995, Fernandes ve ark. 2004).

Temelde anotta oluşan iki farklı reaksiyon yüksek oksitleme özelliğe sahiptir. Bu reaksiyonlar atıksu içerisinde kirliliğin giderilmesini sağlayan doğrudan ve dolaylı oksidasyon reaksiyonlarıdır. Doğrudan oksidasyon da kirleticiler anodik yüzeyde oluşan elektroliz reaksiyonları ile giderilir. Dolaylı reaksiyonlarda ise kirletici giderimi radikaller ve O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, HOCl ve OCl<sup>-</sup> gibi elektron alıcıları ile gerçekleşir. Klor bazlı oksidantların oluşumu atıksu içindeki serbest klor iyonları varlığına bağlıdır (Chiang ve ark.1995 , Panizza ve ark. 2001). Genellikle tekstil atıksuları içerisinde yeterli oranda klor iyonu vardır ve üretilen hipoklorit iyonları oksitleyici ajan olarak görev alır. Reaksiyon genel olarak aşağıdaki gibi oluşmaktadır.



Oksijen EKO süreçlerinde rol alan en önemli elektron alıcılardan bir tanesidir. Karmaşık redoks reaksiyonları esnasında oluşan organik radikallerde oksidasyona katılan diğer önemli elektron alıcı türlerdir. Aşağıdaki reaksiyonlarda organik gruplar ile oksijenin tepkimesinden hidrojen peroksit oluşumu gösterilmektedir (Panizza ve ark. 2001, Panizza ve ark. 2004 )





Faraday yasası reaksiyona giren madde miktarı ile yüzeyden (A) geçen akım yoğunluğunu (I\*t) ilişkilendiren genel bir ifade olup hemen hemen tüm elektrokimyasal oksidasyon süreçleri için kullanılabilir. Bu eşitlik kullanılarak aynı zamanda ölçülebilir akım yoğunluğu (i) ile kirlilik giderim hızı da ifade edilebilir. EKO hızı spesifik bir kirletici için I<sub>A</sub> t zamanda geçen akım, n transfer edilen elektron sayısı, A<sub>e</sub> elektrot alanı, V<sub>R</sub> reaktör hacmi ve F Faraday sabiti 96 500 coulomb olarak alındığında (1.6) nolu eşitlik ile ifade edilebilir ( Rajeshwar ve ark 2001).

$$-\left(\frac{V_R}{A_e}\right) \frac{d[C]}{dt} = i/nF \dots \quad (1.6)$$

EKO ile giderilen KOİ miktarı ise aşağıda verilen (1.7) no'lu eşitlik ile de ifade edilebilir. φ reaksiyon hız sabitidir (Rajeshwar ve ark 2001a ).

$$-\left(\frac{V_R}{A_e}\right) \frac{d[COD]}{dt} = i/nF = \varphi[COD] \dots \quad (1.7)$$

EKO güvenilir bir süreç olmasına rağmen bazı çevre ve işletme faktörleri atıksu arıtım verimini önemli oranda etkileyebilir. Sıcaklık, pH ve sistemde oluşan radikallerin difüzyon hızı dolaylı giderim verimin etkileyen önemli parametrelerdendir. Bununla birlikte, uygulanan akım yoğunluğunun anot yüzey alanına oranı (I A<sup>-1</sup>) ve elektrolit çözeltisinin iletkenliği gibi işletme faktörleri süreç performansını etkiler atıksu kompozisyonu EKO verimliliğini etkileyen diğer bir önemli unsurdur. OH<sup>•</sup> radikallerini süpürücü etki yapan karbonat iyonları gibi bileşikler ve üçlü bağ içeren azotlu bileşikler EKO arıtım verimini önemli ölçüde bozar (Marincic ve ark.1978, Polcaro 1999).

EKO süreçleri yoğun olarak araştırılmış olmalarına karşın, literatür incelendiğinde çalışmaların sentetik atık sular üzerinde yoğunlaştığı görülmektedir. Bunun ötesinde gerçek atıksu üzerinde yapılmış çalışmalar ise son derece azdır. Aynı zamanda EKO süreçlerinin membran tekniklerine ve biyolojik atıksu arıtımı üzerine etkileri daha önce araştırılmamıştır. Teze kaynak oluşturan deneysel çalışmalarımız tam ölçekli bir EKO sürecinde gerçekleştirilmiş olup, membran ve biyolojik arıtma süreçleri ile oluşan girişimler bilimsel olarak gözlenmiştir. Pilot tesis EKO'ya ilave olarak Nanofiltrasyon (NF) ve Ters Ozmoz (TO) membranlarından ve konvansiyonel aktif çamur sürecinden oluşmuştur.

Bu çalışmada seçilmiş olan işletme faktörlerinin Elektro Kimyasal Oksidasyon (EKO) süreci üzerindeki tekil ve birleşik etkileri tam ve laboratuvar ölçekli çalışmalarla araştırılmıştır. Akım yoğunluğu, atıksu pH'ı ve iletkenliğinin renk giderimi üzerine etkileri The Box- Behnken tasarım metodu kullanılarak araştırılmıştır. Renk giderim çalışmalarına ilave olarak, EKO arıtımının öncesi ve sonrası atıksu organik madde kompozisyonundaki değişiklikler de bilimsel olarak araştırılmıştır. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Toplam Organik Karbon (TOK), Azot gibi konvansiyonel parametrelerin yanı sıra, insan ve çevre sağlığını tehdit eden 22 farklı poli-aromatik hidrokarbonlar (PAH) türünün konsantrasyonları EKO öncesinde ve sonrasında çeşitli işletme koşullarında izlenmiştir. EKO çıkış sularının konvansiyonel aktif çamur süreci ile arıtılabilirliği tam ölçekli ve laboratuvar ölçekli kesikli nitrifikasyon testleri ile irdelenmiştir. Ham, ozonlanmış ve EKO ile arıtılmış atıksuların nitrifikasyon bakterileri üzerindeki toksik etkileri belirlenerek birbirleri ile karşılaştırılmıştır. EKO çıkış suyundan su ve tuz geri kazanım alternatifleri nanofiltrasyon ve ters ozmozdan oluşan membran süreçlerinden oluşan bir pilot tesis üzerinden araştırılmıştır. EKO'nun bir ön arıtım olarak membran tabanlı veya biyolojik yöntemlerden önce kullanılabilirliği bilimsel olarak irdelenmiştir. Elde edilen sonuçlar neticesinde membran süreçlerinde akı ve geçirgenlik değerlerinde önemli değişiklikler olduğu görülmüştür. Çalışma sonuçlarında elde edilen diğer önemli bir buldu ise naphthalene, acenaphtylene, antracene, benzo(a) antracene, benzo (g, h, i) perylene gibi bazı PAH türlerinin işletme sonuçlarına ek olarak EKO süreçlerinde oluşabildiği görülmüştür.

## 2. KURAMSAL TEMELLER

### 2.1 Elektrokimya

Elektrokimya, kimyasal değişimin ve elektrik enerjisinin birbirine dönüşümünü ve aralarındaki bağlantıları inceleyen bilim dalıdır (Soydan ve ark. 1999).

#### 2.1.1 İletkenlik

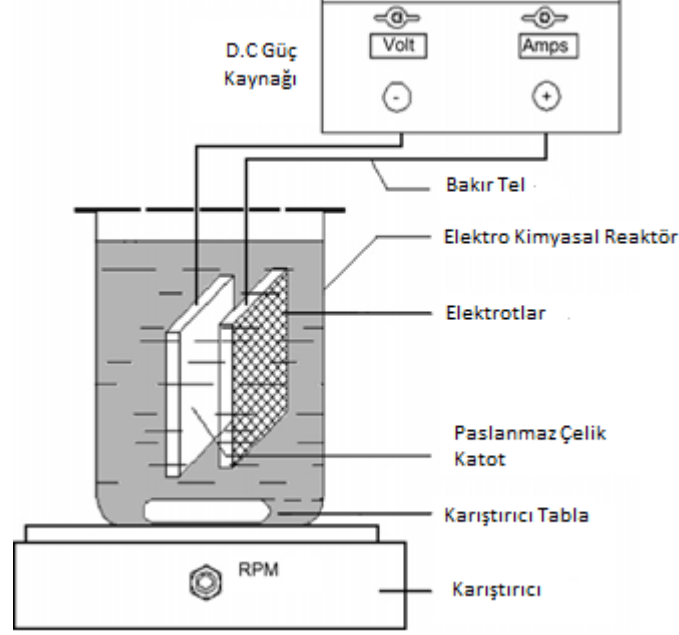
İletkenlik, iletken olma haline verilen isimdir. Cisimlerin veya ortamların, kütlelerinin bir noktasından diğerine ısı veya elektriği az veya çok iletmesi özelliğidir. İletkenlik, elektriksel iletkenlik ve elektrolitik olarak iki türde ele alınmaktadır. Elektriksel iletkenlikte, elektronların metal atomları üzerindeki hareketi önem taşımaktadır. Elektronlar metal üzerindeki yüksek negatif yüklü bölgelerden düşük negatif yüklü bölgelere doğru tek yönlü olarak hareket ederler. Metallerde bulunan (+) yüklü tanecikler hareketsiz kaldıkları için metallerde (+) yük akımı yoktur. Dolayısıyla elektrik akımı iletilirken madde taşınımı olmaz ve kimyasal bir olay gerçekleşmez (Yalçın ve Koç, 1999). Çözeltilerin elektrolitik iletkenliğinde ise elektrolitler içindeki (+) ve (-) yüklü iyonlar bir potansiyel farkı altında katoda ve anoda doğru hareket ederek elektrik akımını taşırlar. İyonların hareketi nedeniyle çözelti içinde bir madde taşınması söz konusu olur. Anot ve katotta aynı anda meydana gelen kimyasal reaksiyonlar ile elektron alınır veya verilir. Böylece elektrik akımı çözelti içinden taşınmış olur (Yalçın ve Koç, 1999a).

#### 2.1.2 Elektrokimyasal Hücre

Elektrolitik hücre iletken bir ortamda bulunan iki farklı tür elektrotun oluşturduğu sistemler olarak tanımlanır. Şekil 2,1'de elektrokimyasal hücre düzeneği görülmektedir. Elektrolitik hücrelerde elektrik akımı kullanılarak kimyasal dönüşümlerin gerçekleşmesi sağlanır. Bu hücrelerde elektrot ve elektrolit arasındaki yük transferine "elektrot reaksiyonu" adı verilir (Zeren, 1999).

Hücre içinde indirgenme ve yükseltgenme olmak üzere iki tip reaksiyon gerçekleşmektedir. İndirgenme tepkimesinin olduğu elektrotta katot, yükseltgenme olan elektrotta anot denilir. Elektrolitik hücre içinde elektrotun elektrolite pozitif elektrik yükü vermesiyle veya elektrolitin

elektroda negatif elektrik yükü aktarmasıyla gerçekleşen reaksiyonlara katodik reaksiyon adı verilir. Bu durumdaki akım ise katodik akım olarak adlandırılır. Bunun tam tersi durumlarında gerçekleşen reaksiyona ise anodik reaksiyon ve geçen akıma da anodik akım adı verilir (Şahin 1989).



Şekil 2.1 Elektrokimyasal oksidasyon reaktörü

### 2.1.3 Elektroliz

Bir elektrolit çözeltisine iki metalik iletken daldırılır ve bunlar bir doğru akım kaynağına bağlanırsa çözeltilen elektrik akımı geçer. Bu sırada çözelti içinde iyonlarla akım taşınır ve iki elektrotta da kimyasal değişimler olur. Bu olaya elektroliz adı verilir. Elektroliz sırasında bir elektrotta çözelti ayrışarak katı, sıvı veya gaz halindeki madde ayrılır. Diğer elektrotta da katı, sıvı veya gaz bir madde çözeltiliye geçebilir. Çözeltiden akımın geçmesi ve elektrotlarda ayrışmanın olması için değişik elektrolitler için minimum bir potansiyel farkının uygulanması gereklidir. Bu minimum gerilim ayrışma gerilimidir. Elektrotlarda dönüşen madde miktarı Faraday Kanunlarına göre çözeltilen geçen elektrik miktarı ile orantılıdır (Karaer 2007).

Elektrolit olarak NaCl kullanılması sonucunda; sodyum klorür suda çözüldüğünde, iyonlara ayrılır. Metal elektrotlar kullanılarak, yalın bir pilde (anot, katot ve elektrolit düzeni) tuzlu su elektroliz edilirse, klor ( $Cl^-$ ) iyonları anotta toplanır ve elektronlarını yitirerek, klor gazına dönüşürler. Klor gazı, çözücülerin, ağartıcıların ve bazı plastiklerin yapımında kullanılan değerli bir hammaddedir. Buna karşılık katottaki elektrik akımları,  $Na^+$  (Sodyum) iyonlarının yüklerini boşaltamaz; çünkü su moleküllerinin elektron çekme gücü, sodyum iyonununkinden büyüktür. Su molekülü ( $H_2O$ ) bir elektron alıp bölünerek, hidrojen (H) atomları oluşturur. Bunlar da çözeltide hidroksil ( $OH^-$ ) anyonlarını yalnız bırakarak  $H_2$  gazını oluştururlar. Giderek çözeltide, sodyum hidroksit ya da kostik soda (NaOH) yoğunluğu yükselir. Kostik soda önemli bir yan üründür. Ancak, yalın bir pilde soda, sodyum klorürle karışabileceğinden ayrılması güçtür. Ortaya çıkan alkali çözelti, anoda oksijen verebilir. Bu da istenmeyen bir yan tepkimedir. Elektroliz olayını ilk defa ayrıntılı olarak inceleyen M.Faraday, elektroliz hücresinden geçen akım miktarı ile ayrılan madde miktarı arasındaki ilişkiyi gösteren iki kanun vermiştir (Skoog ve ark.1982). Kuramsal ayrışma gerilimi, anot ve katodun denge haline karşı gelen elektrot potansiyelleri Nernst denklemi ile hesaplanarak bulunabilir (Yalçın ve Koç, 1999 b).

## 2.2 Faraday Kanunları

M. Faraday'ın Elektroliz Kanunları; Elektroliz esnasında serbest hale gelen bir cismin ağırlığının, geçen akımın şiddetiyle ve geçtiği zamanla orantılıdır, 2. elektroliz esnasında serbest hale gelen cisim miktarı, o cismin ekivalan (eşdeğer) ağırlığıyla orantılıdır. Bir çözeltiden 96.493 Coulomb'luk bir elektrik akımı geçirildiğinde katot ve anotta birer eşdeğer gram madde açığa çıkar. Bu rakam genellikle 96.500 olarak alınır ve adına 1 Faraday (F) denir. Coulomb (kulon) Q ile gösterilir ve amper(I) ile arasında, aşağıdaki gibi bir bağıntı vardır ve bu bağıntıya göre; 1 amper, 1 saniyede geçen 1 cuolomb'luk elektrik miktarıdır (Mortimer C.E 1993).

$$Q=I \times t \quad (1.8)$$

Yukarıdaki denklemde;

t = zaman(s) olarak ifade edilmektedir.

Faraday kanunlarına göre bir elektrotta elektroliz sonucu açığa çıkan madde miktarı;

$$M=(Q *A) / 96.500 n \quad (1.9)$$

formülüyle verilmektedir.

Burada;

M = Elektrotta açığa çıkan madde miktarı (g),

Q = Elektrolizde geçen elektrik akımı (coulomb),

A = Atom ağırlığı (g/mol) ve

n = Transfer olan e miktarı (mol) olarak ifade edilir.

### **2.3 Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri**

Elektrokimyasal arıtımda kullanılan başlıca arıtma yöntemleri; elektroflotasyon, elektrokoagülasyon ve elektrokimyasal oksidasyondur.

#### **2.3.1 Elektrokoagülasyon**

Elektrokoagülasyon, elektroliz sonucu anodun çözünmesiyle arıtılacak atık su içerisinde metal hidroksit floklarının oluşturulması ile gerçekleşen bir prosestir. Alışılmış koagülasyon-flokülasyon uygulamalarına kıyasla, elektrokoagülasyon, elektriksel alanın varlığından dolayı en küçük koloidal parçacıkları bile uzaklaştırabilme avantajına sahiptir (Uğurlu 2004). Elektrokoagülasyon işlemi; tepkime ortamındaki elektrot materyalinin türü (demir, alüminyum, titan, grafit vb.) akımın, gerilimin, akış hızının ve suyun pH 'ının kontrol edilmesi ile optimize edilebilir. Sıcaklık ve basınç gibi değişkenlerin işlem üzerindeki etkileri çok küçüktür (Güven 2004). Elektrokoagülasyon işleminin avantajları çok küçük koloidal tanecikleri uzaklaştırabilme, az miktarda kimyasal gerektirme, daha az çamur üretme, biyolojik olarak bozunmayan organik maddeleri uzaklaştırabilme, koagülant dozajının kolayca kontrol edilebilmesi, adsorpsiyonla ağır metal iyonlarını uzaklaştırabilme, sürekli pH kontrolü gerektirmeme, %90 civarında yüksek

verim elde edilebilme, 10 dakika gibi kısa temas süresi gerektirme ve düşük yatırım maliyeti gerektirme olarak özetlenebilir (Mert 2008).

## **2.4 Elektroflotasyon**

Atıksu arıtımında kullanım alanı bulan bir diğer elektrokimyasal arıtım yöntemi ise elektroflotasyondur. Genellikle tek başına değil de, bir diğer elektrokimyasal prosesle birlikte kullanılan bu yöntem; prosesin gereği elektrotlardan açığa çıkan gaz kabarcıkların kirleticileri adsorbe ederek yüzeye taşınması sonucu kirliliğin giderilmesi esasına dayanır. Elektrokoagülasyon prosesi esnasında da gerçekleşen proses sonucu giderim mekanizmaları literatürde yaygın şekilde bilinen flotasyonla benzeşmektedir. Yalnızca prosesin gereği ortamda olması gereken gaz kabarcıkları elektroflotasyon da belli ölçüde kendiliğinden oluşmaktadır(Kurt ve ark. 2007).

## **2.5 Elektrokimyasal Oksidasyon**

Elektrokimyasal oksidasyon yönteminde, iletken bir çözelti ortamına iki elektrod yerleştirilerek doğru akım kaynağı sayesinde elektrik akımı yaratmak ve geçen akım sayesinde elektrokimyasal reaksiyonları başlatmak ve hızlandırmak bu işlemin temel prensibidir. Etkili giderim ve çamur oluşumunun çok az olması nedeniyle tercih edilen elektrokimyasal yöntemler arasında yer bulmaktadır. Arıtımın yanı sıra metal geri kazanımında da bu yöntem son yıllarda kullanılmaya başlamıştır (Chmielewski ve ark. 1997). Elektrokimyasal oksidasyon yönteminde ana prensip çözünmeyen elektrotlar (Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik vb.) kullanılarak anot bölgesinde çıkan gazlar ( $O_2$  ve  $Cl_2$ ) ve oluşan  $H_2O_2$  ve  $OH^-$  ile istenilen oksidasyonun sağlanmasıdır. Bu işlem ile birlikte birçok madde oksidasyona uğratılabilirken biyolojik olarak parçalanabilirliği zor olan bileşikler, biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik bileşiklere veya  $CO_2$  ve  $H_2O$  gibi son ürünlere dönüştürülür (Kurt 2007a).

Elektro oksidasyon prosesin de aktif rolü oynayan elektrot olarak anot göze çarpmaktadır (Kurt, 2007b). Elektrokimyasal oksidasyon, çoğunlukla kullanılan anodun tipine, atıksuyun özelliklerine ve işlem şartlarına bağlıdır ve son yıllarda pilot ölçekli tesislerde denenmektedir (Canizares ve ark. 2002). Prosese etki eden ana faktörlerden biri anottur ve anot olarak çok çeşitli materyaller kullanılmaktadır. Bunlar arasında;  $Ti/PbO_2$ ,  $Ti/SnO_2$ ,  $Ti/IrO_2$ , nikel, grafit, demir, alüminyum, cam karbon elektrotlar ya da son zamanlarda dikkat çeken sentetik elmasla

kaplanmış silikondan üretilen ve iletkenlik kazanması için boronla kaplanmış BDD (Boron-doped diamond) elektrod sayılabilir (Polcaro ve ark. 2003). Elektrokimyasal oksidasyon prosesi, anot yüzeyinde gerçekleşen doğrudan oksidasyon ya da anotta oluşan uygun yükseltgeyiciler ile çözültide gerçekleşen dolaylı oksidasyon olmak üzere iki şekilde ilerlemektedir (Hege 2002). Elektrokimyasal oksidasyon işleminde; katodik ve anodik oksidasyon prosesleri olmak üzere iki farklı elektro oksidasyon prosesi bulunur. Şekil 2.2’de EKO tesisinin üstten görünüşü verilmiştir.

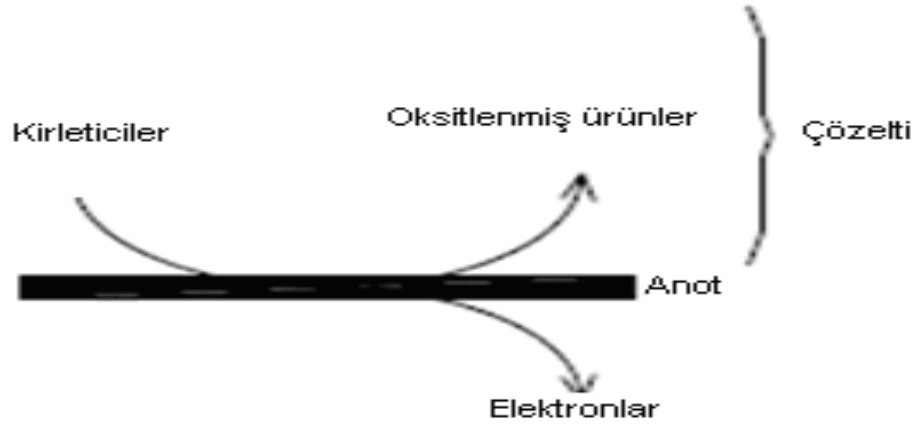


**Şekil 2.2** Elektrokimyasal oksidasyon reaksiyonu Görüntüsü

### **2.5.1 Doğrudan Oksidasyon**

Kirleticilerin doğrudan oksidasyonu Şekil 2.3’de grafiksel olarak anlatılmış olup, (1) çözültiden anot yüzeyine kirleticilerin difüzyonu ve (2) Kirleticilerin anot yüzeyinde oksidasyonu şeklinde olmak üzere 2 aşamada gerçekleştirilir.





**Şekil 2.3** Doğrudan oksidasyon

Organik kirlenmelerin anodik oksidasyonu sırasında, iki farklı yol takip edilebilir:

1. Elektrokimyasal Dönüşüm: Toksik biyolojik olarak parçalanamayan kirlenmelerin biyolojik olarak parçalanabilir organik bileşiklere dönüştürülmesinden ibarettir. Bu yolla organik bileşikler sadece kısmen oksitlenir ve bu yüzden ikinci bir arıtım gerekebilir. (Eşitlik 1.10)



2. Elektrokimyasal Parçalanma: Organik bileşikler su, karbondioksit ve diğer inorganik bileşenlere dönüştürülür ve tam bir arıtma sağlanır.(Eşitlik 1.11).



Yukarıdaki eşitlikte yer alan;

$MO_x$ : Oksitlenmiş anot,

$MO_{x+1}$ : Aktif oksijen,

R:Organik bileşik

Z: Anotta adsorplanmış hidroksil radikali sayısıdır (Anglada ve ark. 2009).

Organik maddelerin elektrokimyasal yükseltgenmesi, suyun oksijen üretmek üzere parçalandığı potansiyel bölgesinde oluşur. Oksijenin oluşumunda başlangıç adım (Eşitlik 1.11) su moleküllerinin anodik olarak parçalanarak organik kirleticilerin parçalanmasında büyük rol oynayan adsorbe olmuş hidroksil radikallerinin oluşmasıdır. Oksijen dönüşümü, fiziksel olarak adsorbe olan hidroksil radikallerinin elektrokimyasal oksidasyonu ile ya da kimyasal adsorblanan oksijen molekülünün serbest bırakılması ile yüzeydeki elektrokimyasal oksidasyonla olmaktadır. Aktif yüzey ( $M=RuO_2$ , Pt,  $IrO_2$ ) M/MO redoks çiftinin olduğu düşük potansiyelde kullanışlı olurken, inert yüzey,  $H_2O/H_2O_2$  redoks çiftinin potansiyelini gerektirmektedir. Elmas ve metal oksitler ( $PbO_2$ ,  $SbO_2$ ) sadece inert yüzey sergilemektedirler (Hege 2002a).

Şekil 2.2 'de elektrokimyasal dönüşüm ve parçalanmaya ait reaksiyonların şeması görülmektedir. Doğrudan oksidasyon verimi anodun aktivitesine, organik bileşiklerin anot yüzeyine difüzyon miktarına ve uygulanan akım yoğunluğuna bağlıdır (Gotsi ve ark. 2005).

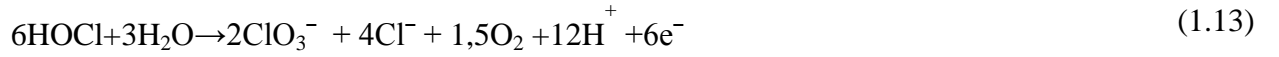
### **2.5.2 Dolaylı Oksidasyon**

Dolaylı oksidasyon da oksidasyonu başarmak üzere elektrokimyasal olarak üretilmiş bir aracı(mediator) vardır. Dolaylı oksidasyon ajanları, anodik olarak üretilir ve inorganik-organik kirleticilerin oksidasyonundan sorumludur (Şen 2007). En yaygın elektrokimyasal oksidant, muhtemelen anotta klorür oksidasyonu ile oluşan klordur. Organik kirleticilerin oksidasyonunda klorun aktif rolü net olmamakla birlikte, amonyak oksidasyonu genellikle bu mekanizma aracılığıyla gerçekleşmektedir. Atık sularda klorun geniş kullanımı klorürün her yerde var olması ve onun oldukça etkili olmasından kaynaklanmaktadır. Elektrokimyasal olarak üretilen diğer yaygın oksidantlar, hidrojen peroksit ( $H_2O_2$ ), hipoklorit ( $OCl^-$ ) ve ozon ( $O_3$ ) olarak sayılabilir.

Metal katalitik araçlar ( $\text{Ag}^{+2}$ ,  $\text{Co}^{+3}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$ , vb.) de hidroksil radikallerin üretimi için kullanılır. Fakat metal iyonlarının kullanımı başlangıçtakine göre daha yüksek bir toksisiteye sahip atık su oluşumu ile sonuçlanabilir (Martínez-Huitl ve Ferro 2006). Dolaylı oksidasyon verimi çözültideki ikincil oksitleyicilerin difüzyon miktarına, reaksiyon sıcaklığına ve pH değerlerine bağlıdır (Gotsi v ark. 2005a).

Dolaylı elektrokimyasal oksidasyon sırasında oluşan eşitlikler: (Eşitlik 1.12–1.13) (Deng ve Englehardt, 2006). oluşan reaksiyonlar Şekil 2.4’de grafiksel olarak da verilmiştir.

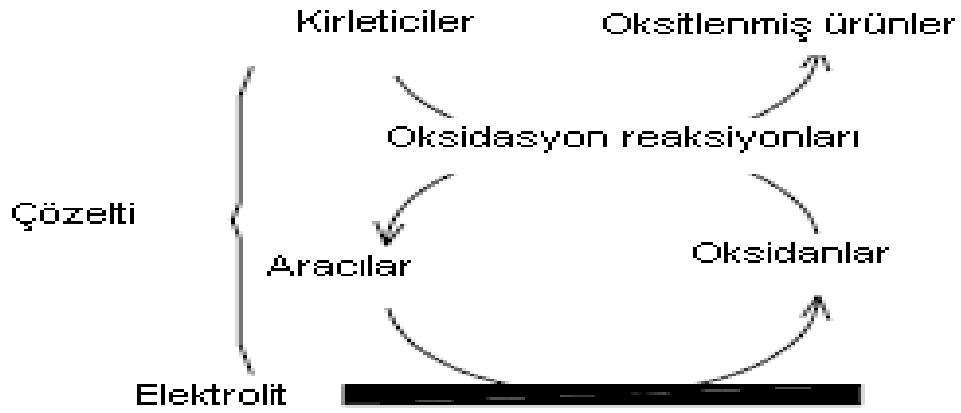
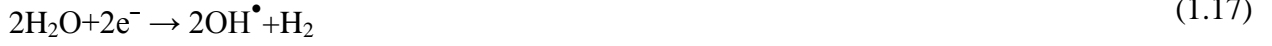
Anodik reaksiyonlar:



Toplu Reaksiyonlar:



Katodik Reaksiyonlar:



Şekil 2.4 Dolaylı Oksidasyon (Deng ve Englehardt, 2006)

### 2.5.3 Katodik Oksidasyon Prosesi

Katodik oksidasyon prosesi ağır metallerin sulu ortamdan uzaklaştırılmasında ve metal bileşenlerinin geri kazanılmasında kullanılır (Köleli 1996). Oksidasyonun yavaş ilerlemesi ve proses sırasında açığa çıkan hidrojen gazının akım verimini düşürmesi, bu prosesin uygulamadaki en önemli dezavantajlarıdır. Çözeltinin pH'ı ayarlanarak ve büyük kafes tipi elektrotlarda mekanik karıştırma uygulayarak bu dezavantajların üstesinden gelinir.

### 2.5.4 Anodik Oksidasyon Prosesi

Bu prosesin amacı oksijen ( $\text{O}_2$ ) veya ozon ( $\text{O}_3$ ) gazı ile doğrudan, ya da sodyum klorür eklenmiş çözeltide klor gazı ( $\text{Cl}_2$ ) veya hipoklorit ( $\text{OCl}^-$ ) aracılığı ile organik moleküllerin

yükseltgenerek parçalanmasını sağlamaktadır. Organiklerin parçalanmasıyla KOİ giderimi sağlanır. (Zeren, 1999). Anodik oksidasyon proseslerinde malzeme seçimi prosesin verimi için önemli bir parametredir. Çizelge 2.1’de yapılan çalışmalar ve bu çalışmalarda kullanılan anot malzemeleri görülmektedir (Güven 2004).

**Çizelge 2.1** Dolaylı Oksidasyon (Deng ve Englehardt, 2006)

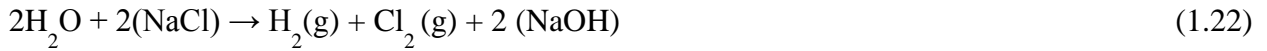
<b>Çalışma</b>	<b>Çalışan</b>	<b>Anot Malzemesi</b>
Sulu fenol çözeltisinin elektrokimyasal oksidasyon ile arıtımı.	Gatrel ve Kirk (1990)	Camsı karbon
Tekstil endüstrisi atıksuyunu elektrokimyasal arıtımı	Naumczyk ve arkadaşları (1996)	Ti/RuO <sub>2</sub>
Organiklerin doğrudan elektrokimyasal olarak yükseltgenmesi	Murphy ve arkadaşları (1992)	Ti/Pt-Ir
Deri endüstrisi atıksularının elektrokimyasal arıtımı	Szpyrkowicz ve arkadaşları (1994)	Fiber Karbon
4-Klorofenolün oksidasyonu	Boudenne ve Cerclier (1999)	Pt-Siyah karbon
Klorofenollerin elektrokimyasal oksidasyonu	Polcora ve Palmas (1997)	Gözenekli karbon keçesi
Nitritin elektrokimyasal olarak arıtımı	Abuzaid ve arkadaşları (1999)	Paslanmaz Çelik

## 2.6 Elektrokimyasal Reaksiyonlar

Elektrokimyasal bir reaksiyon elektron kaynağından yeni elektronlar sağlandığı ve çözeltide bu elektronlarla birleşecek artı iyon bulunduğu sürece devam eder. Tepkime hızı elektron sağlama hızıyla artar. Elektrokimyasal tepkimenin gerçekleşebilmesi ancak elektrik akımının varlığında mümkündür (Mert 2008). İletken olmayan kimyasalların elektrokimyasal olarak parçalanması için ortama iletkenliği sağlayan tuzlar eklenmesi gerekir (Özdemir 2005). Genel olarak kullanılan NaCl elektrolitinin varlığında katot ve anotta gerçekleşen temel elektrolit reaksiyonları aşağıda gösterilmiştir.



Eşitlik 1.19 ve 1.20'deki reaksiyonlar katot ve anotta gerçekleşen temel elektrolit reaksiyonlarıdır. Katotta öncelikle su molekülleri indirgenir; su moleküllerinin elektron alma eğilimlerinin daha yüksek olması nedeniyle sodyum iyonu çözeltide herhangi bir değişime uğramaz ve Eşitlik 1.22'deki reaksiyon gerçekleşir:



Anotta ortaya çıkan klor gazı sulu sistemde çözünerek yeniden reaksiyonlara katılır ve sistem içinde yeni ürünlerin oluşmasına neden olur. Klor gazının ve hipokloritin katıldığı denge reaksiyonları ve reaksiyon denge sabitleri Eşitlik 1.23, 1.24, 1.24, 1.26 'de verilmiştir:



$$K_h = \frac{[\text{HOCl}][\text{H}^+][\text{Cl}^-]}{[\text{Cl}_2]} \cong 4.5 \cdot 10^{-4} \quad (1.24)$$

İyonizasyon reaksiyonunun reaksiyon mekanizması ve denge sabiti aşağıda verilmektedir.



$$K = \frac{[\text{H}][\text{OCl}]}{[\text{HOCl}]} = 2.9 \cdot 10^{-8} \quad (1.26)$$

Eşitlik 1.24'deki denge sabitinin büyüklüğünden dolayı sulu ortamda klor gazı fazla miktarda çözünebilir. Bu da hem elektrolitik iletkenliği sürekli olarak yüksek tutar hem de iyi bir oksitleyici ajan olan hipoklorit (HOCl) in KOİ giderimine katkısını gerçekleştirir (Özdemir 2005). Hidrojenin oluşumu asit ve alkali çözeltilerinde birkaç farklı yolla meydana gelmektedir (Eşitlik 4.18). Hidroksonyum iyonları, asidik çözeltilerde hidrojen gazının katotta açığa çıkmasındaki temel kaynaktır (Vlyssides ve ark. 1997).



Bu reaksiyonun asit çözeltilerinde yüksek akım yoğunluğunda meydana gelebileceği tahmin edilmektedir (Vlyssides ve ark. 1997a).



Asit çözeltisi içinde bulunan oksijen, serbest klor, ozon ve klordioksit gibi bileşenler doğrudan oksidasyon prosesinin ara ürünleri olarak temel ikincil oksitleyicileri oluşturmaktadırlar.

Zayıf alkali çözeltisi içerisinde klor - klorür - hipoklorür – klor döngüsüyle  $\text{OCl}^-$ , oksijen, hidrojen peroksit ve ozon gibi ürünler oluşmaktadır. Güçlü alkali çözeltilerinde ise klor-klorür-klor döngüsü kararlı klorat anyonu  $\text{ClO}_3^-$ 'ün oluşmasından dolayı indirgenmektedir. Bu nedenle elektroliz prosesinde düşük pH değerlerinde klor, serbest klor üretilirken indirgenmektedir. Yüksek pH değerlerinde ise klor kloratlara indirgenmektedir (Vlyssides ve ark. 1997b). Tüm reaksiyonların anot yüzeyi ile etkileşimlerinin birlikte gösterimi:

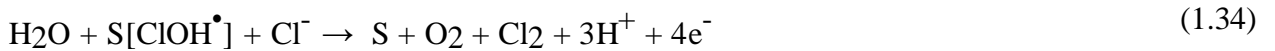
Eşitlik 1.29, 1.30'da R organik maddeyi, S anot yüzeyindeki aktif merkezleri temsil etmektedir. Anot yüzeyinde suyun deşarjı ile hidroksil radikaller adsorplanmakta ve sonrasında organik maddeleri oksitlemektedir.



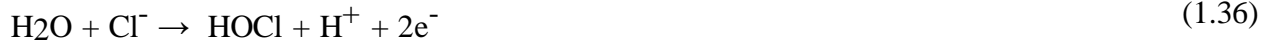
Elektroliz ortamında bulunan NaCl klorohidroksil radikalleri anot yüzeyinde oluşturarak organik maddeleri oksitlemektedir. Asit çözeltilerinde klor, organik maddelerin oksidasyonu için temel oksitleyici bileşendir.



Eşitlik 1.32'te RO oksitlenmiş organik maddeleri gösterirken, organik maddeler sürekli bir şekilde hidroksil radikallerinin oluşmasıyla oksitlemektedir (Vlyssides ve ark. 1997c). Eşitlik 1.29 ve 1.30'de doğrudan anodik oksidasyon sonucu oksijen, klor, hipoklorit ve hidrojen peroksit gibi birincil oksitleyicilerin oluşmasıyla atıksu içinde bulunan organik maddeler oksitlenmektedir (Vlyssides ve ark. 1997d). Anoda yakın bölgede su ve radikaller reaksiyona girerek moleküler oksijen, serbest klor, hipoklorit ve hidrojen peroksit gibi ürünler oluşturmaktadır (Vlyssides ve ark. 1997e).







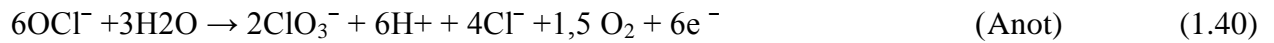
Serbest klor, klordioksit ve ozon gibi ikincil oksitleyicilerin oluşmasıyla da anottan uzak bölgede tepkimeler meydana gelmektedir (Vlyssides ve ark. 1997f).



Alkali çözeltisi içinde meydana gelen reaksiyon Eşitlik 1.39'da verilmiştir.



Türbülent koşullarda, yüksek sıcaklık değerlerinde ve yüksek  $\text{OCI}^-$  derişimi için reaksiyonlar Eşitlik 1.40 ve 1.41 de verilmiştir.



### 2.6.1 Elektrokimyasal Oksidasyonun Çalışma Koşulları ve Sistemi Etkileyen Faktörler

Elektrokimyasal oksidasyona; elektrod malzemesi, pH, akım yoğunluğu, elektrolit gibi faktörlerin etkisi incelenmiştir. Bu faktörler çeşitli şekillerde kirletici giderme verimini, mevcut verimliliği ve enerji tüketimini etkilemektedirler (Deng ve Englehardt, 2006).

**Akım Yoğunluğu:** Reaksiyon hızını kontrol nedeniyle, genellikle elektrokimyasal oksidasyon süreçlerinde değişkenler arasında akım yoğunluğunun (elektrotun birim alan başına yoğunluğu),

modifiye edilmesi en sık bahsedilen terimlerdenidir. Akım yoğunluğunun arıtmanın etkinliği üzerine etkisi, arıtılacak olan atıksuyun özelliklerine bağlıdır. Ancak, daha yüksek akım yoğunluklarıyla çalışma genellikle daha yüksek enerji tüketimi gerektirir ve bunun sonucunda maliyet artar (Anglada ve ark. 2009), Moraes ve Bertazzoli (2005); sızıntı suyundan renk gideriminin güçlü şekilde akım yoğunluğuna da bağlı olduğunu buldu. Moraes ve Bertazzoli burada; 116 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğu ile 180 dakika elektrokimyasal proses ile 13 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğuna nazaran 5 kat daha fazla renk giderim verimi elde etmiştir.

**Sıcaklık:** Doğrudan oksidasyon proseslerinin genellikle sıcaklıktan etkilenmediği kabul edilir. Diğer elektrokimyasal arıtım türlerine göre daha düşük bir sıcaklıkta çalışabilirler. Ama genel olarak ortam sıcaklığında çalışmaları tercih edilmektedir (Anglada ve ark. 2009a).

**pH:** pH, elektrokimyasal oksidasyonda hidroksil (OH<sup>•</sup>) iyonlarının oluşumunda etkilidir (İlhan ve ark. 2007).Yapılan çalışmalarda azalan pH'ın mı artan pH'ın mı verimi artırdığı konusunda kesin olarak bir karar yoktur.

Chiang (1995), klor/hipoklorit üretim verimliliğine pH etkisinin, tuzlu su elektroliz deneylerinde 4–10 pH aralığında önemsiz olduğunu bildirdi. Wang da (2001), 8,9 ve 10 pH 'lar da 7.5 pH'lara nazaran yaklaşık %4 daha yüksek KOI giderimi olduğunu bildirdi. Ama bazı diğer araştırmacılar ise pH'ın KOI indirgenmesinde önemli etkisinin olduğunu buldu. Li (2001), 4 saat elektro oksidasyon sonrası 4 pH ile 8 pH'a nazaran % 20 daha yüksek KOI giderimi buldu.

**Elektrolit:** Deney sistemine elektrolit eklenmesinin amacı sistemin iletkenliğini artırarak sistemden daha fazla akımın geçmesini sağlamak ve kullanılan elektrolite bağlı olarak dolaylı oksidasyonu desteklemektir. Elektrokimyasal parçalanmayı dolayısıyla da KOI giderimini etkilediği için elektrolit miktarı sistemi etkileyen parametrelerden biridir (Uğurlu 2004).

Sisteme çeşitli elektrolitler (sülfat, hidrojen peroksit ve demir iyonu gibi) eklenebilir. Bunlardan sülfatın kendisi, elektrotlar üzerinde oksidasyon reaksiyonlarında yer almaz, ama bir destek elektrolit olarak elektrokimyasal oksidasyonu artırabilir (Deng ve Englehardt, 2006a). Elektrooksidasyon sırasında; H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, hidroksil radikallerine ayrışabilir. (Wang ve ark. 2001), 200 mg/L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> eklemenin KOI giderimini %36'dan %47'e artırdığını ve NH<sub>3</sub>-N giderimini %47'den %53'e artırdığını bildirdi. Elektrokimyasal oksidasyon sistemine klor iyonu ilavesi yapıldığında ise genellikle daha yüksek klor/hipoklorit üretimi sayesinde sistemin verimi artsa da çıkışta klorlu

organik madde oluşumu tehlikelere neden olabilir (Deng ve Englehardt, 2006b). Naumczyk ve ark. (1996), yüksek konsantrasyonda  $Cl^-$  içeren tekstil atıksuyunun elektro oksidasyonu esnasında yüksek konsantrasyonlarda kloroorganiklerin teşekkülünü buldu. Chiang ve ark. (1995), da koka bitkisi atıksuyunun elektrolizi sırasında büyük miktarda klorlu yan ürünün oluştuğunu bildirdi.

**Elektrot Malzemesi:** Elektrot malzemesinin seçimi prosesin verimliliğini etkilediği için büyük önem taşır. Elektrot materyali şu özelliklere sahip olmalıdır:

- Yüksek fiziksel ve kimyasal kararlılık; korozyona karşı dirençli olmalıdır.
- Yüksek elektriksel iletkenliğe sahip olmalıdır.
- Katalitik aktivitesi ve seçiciliği olmalıdır.
- Pahalı olmayan ve dayanıklı olanların tercih edilmelidir (Anglada ve ark. 2009 b).

**Çizelge 2.2** Bazı Anot Elektrotlarının Renk ve KOI Giderim Sonuçları

(Scott 1995, Rajeshwar ve ark. 1994, Yokovlev ve ark. 1998)

<b>Anot Materyali</b>	<b>Renk Giderimi (%)</b>	<b>KOI Giderimi (%)</b>
Ti/Pt	40	9
Ti/RuO <sub>2</sub> -TiO <sub>2</sub>	42	26
Ti/SnO <sub>2</sub> -Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	45	23
Ti/Pt-Ir	50	39
Ti/MnO <sub>2</sub> -RuO <sub>2</sub>	46	10
TiRhO <sub>x</sub> -TiO <sub>2</sub>	47	29
TiPdO-Co <sub>3</sub> O <sub>4</sub>	48	25
Ti/RuO <sub>2</sub>	99	90
Ti/Pt	99	99
Ti/Pt/Ir	99	82

Bejankiwar (2002), elektrokimyasal oksidasyon sırasında anot yüzey alanının etkilerini araştırmış, elektrot yüzey alanı arttıkça akım şiddetinin arttığını, akım yoğunluğunun sabit kaldığını, kimyasal oksijen ihtiyacı gideriminin arttığını, reaksiyon süresinin kısaldığını ve enerji ihtiyacının azaldığını belirlemiştir.

Ayrıca Ti ve Pt elektrotlar kullanıldığında, kontrol kolaylığı, geniş yüzey alanları ve yüksek kütle transferlerin sağlandığını, katı atık sorunu oluşmadığını belirtmiştir

## 2.7 Proses Verimliliği Ölçümü

Atık suların elektrokimyasal-oksidasyonunda ekonomik fizibilite spesifik enerji tüketimiyle belirlenirken; sürecin teknik uygunluğu genelde kirletici giderme yüzdesi açısından değerlendirilmektedir. Atık suyun elektrokimyasal oksidasyonunda kirletici konsantrasyonundaki azalma, proses sırasında parametre değişiminin zamana karşı ya da belirli bir elektrik yükü fonksiyonu olarak gösterilmesi:

$$Q = \frac{J \cdot A \cdot t}{v} \quad (1.42)$$

1.42 denkleminde;

$Q$  = elektrik yükü( $\text{kAh m}^{-3}$ ),  $J$  = akım yoğunluğu( $\text{A m}^{-2}$ ),  $A$  = elektrot alanı( $\text{m}^2$ ),

$t$  = zaman(s) ve  $v$  = elektrolit hacmi(L) olarak ifade edilmektedir.

Sürecinin enerji verimliliğini değerlendirmek için spesifik enerji parametreleri (anlık akım verimliliği (ICE), ortalama akım verimi (ACE), elektrokimyasal oksidasyon indeksi (EOI) ve spesifik enerji tüketimi (W)) kullanılmaktadır. Bunların arasından, ICE sıklıkla kullanılan ve hedef kirleticilerin yok edilmesinde kullanılan akım yoğunluğu miktarını ölçer.

ICE değeri uygulanan yoğunluğun tamamen hedef kirletici maddenin oksitleme için kullanıldığını gösterir.

$$\text{ICE} = nFv \frac{([P]_t - [P]_{t + \Delta t})}{I \Delta t} \quad (1.43)$$

Son olarak, enerji tüketimi (W) doğrudan belirli bir elektrik yükü ( $Q$ ,  $\text{kAhm}^{-3}$ ) ve hücre potansiyeli ( $v$ ) ile ilgilidir:

$$W(\text{kWhm}^{-3}) = Q \cdot V \quad (1.44)$$

$F$  = Faraday sabiti (  $96487 \text{ C mol}^{-1}$  )

$v$  = Elektrolit hacmi(L)

$n$  = Değiştirilen elektron sayısı(1 mol kirleticiyi gidermek için kullanılan elektron molü)

$[P]_t$  =  $t$  zamanında kirletici konsantrasyonu (  $\text{mol L}^{-1}$  )

$[P]_{t + \Delta t}$  =  $t + \Delta t$  zamanında kirletici konsantrasyonu (  $\text{mol L}^{-1}$  )

$I$  = Akım yoğunluğu(A)

$Q$  = Elektrik yükü (  $\text{kAh m}^{-3}$  )

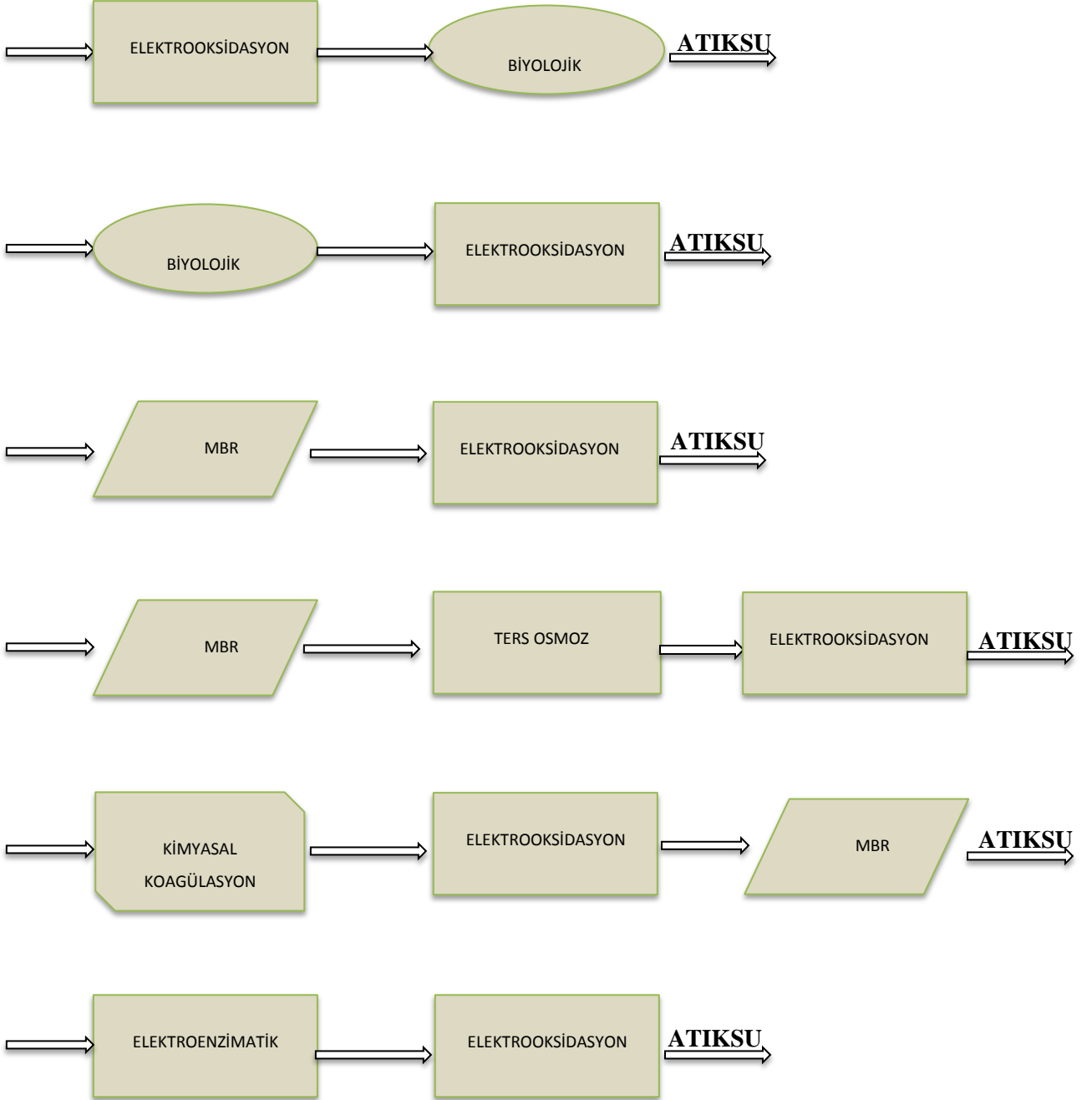
$W$  = Spesifik enerji tüketimi (  $\text{kWh m}^{-3}$  )

$V$  = Hücre potansiyeli (V) (Anglada vd. 2009).

### 2.7.1 Elektrokimyasal Oksidasyonun Uygulanması

Genel olarak, elektrokimyasal oksidasyon çalışmalarının amacı, biyolojik olarak parçalanamayan ve / veya toksik organik kirleticileri ve atıksuların içerdiği amonyak azotlarının giderilmesidir. Ayrıca atık sulardan nitrit ve nitrat giderilmesi ile ilaç ve endokrin bozucu kimyasallar gibi mikro-kirleticilerin uzaklaştırılması için de yakın zamanda çeşitli denemeler yapılmıştır. Elektrokimyasal oksidasyon, ozonlama ve fenton oksidasyon gibi diğer ileri oksidasyon işlemlerinin aksine, dirençli atıkların arıtılmasında organik madde birikimine yol açmadığı için önerilen bir prosestir. Yüksek enerji tüketimi, genellikle tam ölçekli bir ticari uygulamayı sınırlamaktadır. Arıtma maliyetlerini azaltmak için 2 yol belirlenmiştir: (1) Bir ön arıtma olarak veya cila adım olarak, diğer tekniklerle birlikte bu teknolojinin kullanımı, (2) Elektrokimyasal oksidasyon için yenilenebilir enerji kaynaklarının kullanımınıdır. Elektrokimyasal oksidasyonun diğer arıtma yöntemleriyle birlikte kullanıldığı arıtma şemaları Şekil (2.4)'de gösterilmektedir. Atıksu ilk önce elektrokimyasal oksidasyona ardından biyolojik

prosesine tabi tutulduğunda, organik kirletici maddelerin biyolojik olarak bozunabilirliği artırılır. Aksine atıksular önce biyolojik prosese, sonrasında ise elektrokimyasal oksidasyona tabi tutulduğunda ise arıtmaya karşı dirençli organik maddelerin tamamı mineralize edilir (Wang ve ark. 2007).



Şekil 2.5 Atıksuların EKO ile Arıtımı için akım Şemaları (Anglada ve ark. 2009).

Konvansiyonel biyolojik süreçler ile elektrokimyasal oksidasyonun entegrasyonu büyük çaba gerektirmektedir. Bu entegrasyondan işletim maliyetlerinin azaltılması ve işlemlerin daha kısa sürede gerçekleşmesi şeklinde yararlanılmaktadır (Anglada ve ark. 2009).

## 2.8 EKO Süreçlerine Ait Literatür Uygulama Özetleri

Atıksuların arıtılması konusunda çeşitli yöntemler denenmekte fakat bunların birçoğu laboratuvar çalışmaları ile sınırlı kalmaktadır. Elektrokimyasal oksidasyon ise ulusal ve uluslar arası düzeyde üzerinde çalışılan ve farklı sanayi dallarında uygulanmaya başlanmış olan bir yöntemdir. Aşağıda elektrokimyasal oksidasyon uygulamaları ile ilgili çeşitli çalışmalara ve bu çalışmaların sonuçlarına yer verilmektedir.

Kirk ve ark. (1985), sulu anilin çözeltisinin elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtılmasında, 1mm çapında küresel kurşun dioksit pellet anotlardan oluşan dolgulu yatak reaktör kullanmışlardır. 19 mm genişliğinde, 66 mm yüksekliğinde ve 9 mm derinliğindeki elektrokimyasal yatak  $225 \text{ cm}^2$  yüzey alanına sahiptir. Araştırmacılar,  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  sıcaklık, pH 2, 400 ml elektrolit hacmi, 2A akım ve  $5.5 \times 10^{-3} \text{ M}$  başlangıç anilin derişimin de 5 saat reaksiyon süresi sonunda %15-%40 akım verimi ve %97.5 anilin giderimi sağlamışlardır.

Comninellis ve Pulgarin (1993), fenol içerikli atıksuların elektrokimyasal arıtımı için 150 mL hacmindeki elektrokimyasal hücrede SnO<sub>2</sub> ile kaplanmış Ti anot ve 10 mL gözenekli porselen kap içine sarılmış platin spirallerden oluşan katot kullanmışlardır. Araştırmacılar çalışmalarında  $12\text{-}50 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğu,  $25\text{-}70^\circ\text{C}$  sıcaklık, pH 2,  $50 \text{ g/dm}^3 \text{ Na}_2\text{SO}_4$  derişimi,  $4 \text{ g/dm}^3 \text{ NaOH}$  derişimi ve 2000 ppm başlangıç fenol derişimin de 5 saat reaksiyon süresi sonunda %90 toplam organik karbon giderimi ve %100 fenol giderimi sağlamışlardır.

Pulgarin ve ark. (1994), araştırmalarında 1,4 benzokinonun elektrokimyasal oksidasyonunda 150 mL hacimli kesikli reaktör içinde platin spiral katot ve Ti/IrO<sub>2</sub>-Ti/SnO<sub>2</sub> anotlar kullanmışlardır. Akım yoğunluğunun  $50 \text{ mA/cm}^2$ , pH değerinin 2.5 olduğu deney koşullarında Ti/SnO<sub>2</sub> anottan 40 Ah, IrO<sub>2</sub> anottan 100 Ah elektrik yükü geçerken 1,4 benzokinonun tamamı giderilmiştir.

Lin ve Chen (1997), tekstil endüstrisindeki sonlandırma ve boyama bölümlerinde üretilen atıksuların arıtımını birleşik elektrokimyasal yöntem, koagülasyon ve iyon değişimi yöntemlerini kullanarak araştırmışlardır. Araştırmacılar, 1 L hacimli reaktör içine  $22.6 \text{ cm}^2$  yüzey alanına sahip grafit anot ve titanyum dioksit katotları aralarında 1.5 cm mesafe olacak şekilde yerleştirmişlerdir. Lin ve Chen (1997), pH 3'te 2.5 A akım uygulayarak 111 mg/L başlangıç kimyasal oksijen ihtiyacı derişimin de 5 dakika reaksiyon süresi sonunda %99 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi ve %100 renk giderimi sağlamışlardır.

Comninellis ve Nerini (1998), yaptıkları araştırmada fenol atıksuyunun elektrooksidasyonu için iki bölümlü elektrokimyasal hücre kullanmıştır. Elektrokimyasal hücrenin birinci bölümünde iki parçalı hücre, ikinci bölümünde içinden elektrolit geçen bir ek hücre bulunmaktadır. Birinci bölümde  $35 \text{ cm}^2$  yüzey alanına sahip  $\text{IrO}_2$  ve  $\text{SnO}_2$  ile kaplanmış titanyum plaka anot ile  $4 \text{ cm}^2$  yüzey alanına sahip gözenekli porselenle kaplanmış platin spiral katot kullanılmıştır. İkinci bölümde ise polipropilen blok içine  $\text{IrO}_2$  ile kaplanmış titanyum plaka anot ve titanyum katot yerleştirmişlerdir. Araştırmacılar başlangıç fenol derişiminin 10 mM, pH değerinin 12.2, sıcaklığın 20-50 °C, akım yoğunluğunun 0.1-0.05 A/cm<sup>2</sup> olduğu çalışma koşullarında tamamen toplam organik karbon giderimi sağlamışlardır.

Vlyssides ve ark. (2002), evsel atıksuyun elektrokimyasal oksidasyonunda farklı deney parametrelerinin elektrokimyasal oksidasyon yöntemi üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Araştırmalarda katot olarak kullanılan 20 cm çapında 304 paslanmaz çelikten yapılmış silindirik elektrokimyasal hücrenin merkezine 48 cm uzunluğunda 2.54 cm çapında Ti/Pt anot yerleştirilmiştir. 40 °C sıcaklık, pH 9, 0.075 A/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğu, 1047 mg/L başlangıç kimyasal oksijen ihtiyacı derişimi ve %0.8 (ağırlık/hacim) başlangıç NaCl derişimin de bir saat elektroliz süresi sonunda %89 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlanırken, gerekli olan enerji ihtiyacı 12.4 kWh/kg KOİ olarak hesaplanmıştır.

Rajkumar ve Palanivelu (2004), yağ rafinerisi, reçine ve ilaç endüstrileri atıksularının elektrokimyasal yöntemle arıtılmasında 500 mL hacmindeki elektrolitik cam hücrede 10x5cm boyutlarında ve  $27.7 \text{ cm}^2$  yüzey alanına sahip  $\text{TiO}_2\text{-RuO}_2\text{-IrO}_2$  alaşım ile kaplanmış titanyum anot ve 10x5 cm boyutunda grafit karbon katot kullanmışlardır. Sentetik olarak hazırlanan yağ rafinerisi, reçine ve ilaç endüstrileri atıksularının kimyasal oksijen ihtiyacı derişimleri



sırasıyla 602 mg/L, 1084 mg/L ve 8877 mg/L'dir. Yağ rafinerisi atıksuyunun arıtılmasında 5.4–5.2 V potansiyel farkı, 20 Ah elektrik yükü ve 2400 ppm klor derişimin de %7.5 akım verimi ile %48 toplam organik karbon giderimi ve %75 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlanırken gereken enerji ihtiyacı da 253.3 kWh/kg KOİ giderimi olarak hesaplanmıştır.

İlaç endüstrisi atıksuyunun arıtılmasında 5.4 A/dm<sup>2</sup> akım yoğunluğu 3.5–2.9 V potansiyel farkı, 44 Ah elektrik yükü, pH 9 ve 2500 ppm klor derişimin de %63 akım verimi ile %82.3 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlanırken, bu giderim için gerekli olan enerji ihtiyacı 17 kWh/kg KOİ giderimi olarak hesaplanmıştır. Reçine endüstrisi atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda 4–3.6V potansiyel farkı, 24 Ah elektrik yükünde %12.5 akım verimi ile % 82.4 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlanırken, bu giderim için gerekli olan enerji ihtiyacı 102.1 kWh/kg KOİ giderimi olarak hesaplanmıştır.

Butron ve ark. (2007), İndigo tekstil boyarmaddesinin elektrokimyasal oksidasyonunda 16 cm uzunluğunda, 4 cm genişliğinde ve 0.55 cm kalınlığında bor katkılı elmas elektrotlar kullanmışlardır. pH 6.34, 5.3-15 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğu, 0.05 M başlangıç NaCl derişimi ve 536 ppm kimyasal oksijen ihtiyacı derişimin de %100 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi ve %100 renk giderimi sağlamışlar, %100 akım veriminde gerekli enerji ihtiyacını 9 kWh/m<sup>3</sup> olarak hesaplamışlardır. 5.3 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğunda kimyasal oksijen ihtiyacı derişiminin tamamen giderilebilmesi için 480 dakika reaksiyon süresi gerekirken, akım yoğunluğu 15 mA/cm<sup>2</sup>,ye artırıldığında kimyasal oksijen ihtiyacının tamamen giderilmesi için 240 dakika reaksiyon süresinin gerektiğini belirlemişlerdir.

Faouzi ve ark. (2007), Alizarin kırmızı S boyar maddesinin elektrokimyasal oksidasyonu için hacmi 200 cm<sup>3</sup> olan camdan yapılmış elektrolitik hücre içine birbirinden 20 mm uzaklıkta, 1 mm kalınlığında ve yüzey alanı 10 cm<sup>2</sup> olan bor katkılı elmas disk anot ile zirkonyum plaka katot yerleştirmişlerdir. Araştırmacılar, 10 mM derişimin de Alizarin kırmızı S'nin elektrokimyasal arıtımında 25°C sıcaklık, 30 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğunda 300 dakika reaksiyon süresi sonunda %94 toplam organik karbon giderimi ve %96.5 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlamışlardır.

Körbahti ve ark. (2007), boya endüstrisi atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda 600ml hacminde kesikli cam reaktör içinde 12 mm çapında silindirik karbon elektrotlar kullanarak işletim parametrelerinin boya endüstrisi atıksuyunun giderimi üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Araştırmacılar, 30 °C sıcaklıkta, 8V potansiyel farkında  $64.37 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğunda, 35 g/L NaCl elektrolit derişimin de 8 saat reaksiyon süresi sonunda %51.8 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi, %100 renk giderimi ve %100 bulanıklık giderimi sağlamıştır.

Canizares ve ark. (2007), yağlı atıksu emülsiyonlarının elektrokimyasal oksidasyonu için 5 L hacminde camdan yapılmış elektrokimyasal akış hücresi kullanmışlardır. Elektrolitik hücrenin içine  $100 \text{ cm}^2$  yüzey alanına sahip alüminyum anot ve katotlar aralarında 9 mm mesafe olacak şekilde yerleştirilmiştir. Araştırmacılar, pH 5-9, 25°C sıcaklık,  $16 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğu,  $10.7 \text{ dm}^3/\text{h}$  akış hızı,  $3000 \text{ mg/dm}^3$  yağ derişimi, 6000 mg/L kimyasal oksijen ihtiyacı ve  $3000 \text{ mg/dm}^3$  NaCl derişimin de 25 dakika reaksiyon süresi sonunda %80 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlamışlardır.

Gümüş (2007), fenol ve 4-klorofenol içeren atıksuların elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtılması için demir elektrotlar kullanılmıştır. Fenol ve 4-klorofenol giderim verimi üzerine, reaksiyon süresi, akım yoğunluğu, iletkenlik, başlangıç pH değeri, hidrojen peroksit ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) konsantrasyonu ve başlangıç konsantrasyonunun etkileri araştırılmıştır. Her iki kirletici için de optimum koşullarda ( $1 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğunda,  $250 \text{ mg l}^{-1}$  başlangıç konsantrasyonunda,  $500 \text{ mg l}^{-1}$  hidrojen peroksit konsantrasyonunda,  $1000 \mu\text{s/cm}$  iletkenlik değerinde ve pH 3,0'de) giderimin yanı sıra KOI giderimleri de incelenmiş ve oldukça yüksek KOI giderim verimi elde edilmiştir. Bu da kirleticilerin büyük bir kısmının  $\text{CO}_2$  ve  $\text{H}_2\text{O}$  'ya mineralize olduğunu göstermektedir. Hidrojen peroksit ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) konsantrasyonu  $500 \text{ mg l}^{-1}$ , iletkenlik  $1000 \mu\text{s/cm}$ , akım yoğunluğu  $1 \text{ mA cm}^{-2}$ , başlangıç pH 3,0 olduğunda  $250 \text{ mg/l}$  başlangıç konsantrasyonu için %91.71 fenol, %96.09 4-klorofenol giderimi elde edilmiştir.  $5 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğunda fenol için beş dakika elektroliz süresi sonunda %98,34 ile en yüksek giderim verimi elde edilmiştir. 4-klorofenol için giderim verimi  $5 \text{ mA cm}^{-2}$  akım yoğunluğunda %99,73'e kadar ulaşmıştır. Her iki kirletici için  $\text{H}_2\text{O}_2$  konsantrasyonu ve akım

yoğunluğu arttıkça verimin arttığı gözlenmiştir. pH 3,0'de en iyi verim elde edilmiş ve pH arttıkça verimin azaldığı belirlenmiştir. İletkenliğin artmasıyla da giderim veriminin azaldığı görülmüştür.

Artut (2008)'in sintine suyunun elektrokimyasal yöntemle arıtılması konusunda gerçekleştirmiş olduğu deneysel çalışmada karbon, demir ve Pt/Ir elektrotlar kullanılarak denemeler gerçekleştirilmiş, Pt/Ir anotlar ile demir ve karbon anotlardan daha yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı ve bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Çalışmada sintine suyunun elektrokimyasal oksidasyonu için yüksek verim sağlayan Pt/Ir anot ve demir katot elektrotların kullanılmasına karar verilmiştir. Kimyasal oksijen ihtiyacı, bulanıklık, yağ/gres ve toplam organik karbon gideriminin yüksek olmasından ve aynı miktar giderim için daha az enerji harcanmasından dolayı elektrot yüzey alanı  $172 \text{ cm}^2$  olarak belirlenmiştir.

Sintine suyunun kesikli sistem elektrokimyasal oksidasyonunda elde edilen veriler cevap yüzey yöntemi ile optimize edilmiştir. Gerçek sintine suyu bileşiminde (%100 sintine suyu oranı ve %50 deniz suyu/tatlı su oranı), optimum koşullar  $32 \text{ }^\circ\text{C}$  reaksiyon sıcaklığında ve  $12.8 \text{ mA cm}^{-2}$  akım yoğunluğunda sağlanmıştır. Optimum koşullarda gerçekleştirilen deneyde %99.2 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi, %91.1 bulanıklık giderimi, %99.3 yağ/gres giderimi ve %71.5 toplam organik karbon giderimi elde edilmiştir. Kesikli sistem çalışmasında sintine suyunun elektrokimyasal arıtımı için ortalama enerji gideri  $28.2 \text{ kWh/kg KOİ}$  giderimi olarak hesaplanmıştır.

Sintine suyunun elektrokimyasal arıtımı sırasında gerçekleşen reaksiyonun derecesi 1,  $32 \text{ }^\circ\text{C}$  reaksiyon sıcaklığında özgül reaksiyon hız sabiti  $0.06774 \text{ dk}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Reaksiyonun aktivasyon enerjisi  $26.247 \text{ kJ/mol}$ , Arrhenius sabiti  $1944.96 \text{ dak}^{-1}$  olarak hesaplanmıştır.

### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

#### 3.1 Deneysel Tasarım (Box Behnken Tasarım Yöntemi)

Üç bileşenden oluşan ve değişken olarak belirlenmiş EKO işletme parametrelerinin maksimum renk giderim verimini (RGV) oluşturduğu ortak etkileri Box-Behnken tasarım yöntemi ile belirlenmiştir. Cevap yüzeyi yöntemi endüstriyel süreçlerin geliştirilmesi, iyileştirilmesi ve optimizasyonun da kullanılan istatistiksel ve matematiksel tekniklerin bütünüdür. Cevap yüzey yönteminin en yaygın uygulamaları birkaç girdi değişkeninin (faktörün) bir ürün veya sürecin performansını etkilediği durumlar için gerçekleştirilmiştir. Bu performans ölçüsü cevap olarak adlandırılmaktadır. Girdi değişkenleri (faktörler) araştırmacı tarafından kontrol edilmektedir (Montgomery 1991, Tunçal 2010).

Seçilen bağımsız değişkenler ile cevap değişkeni arasındaki ilişkinin yapısı bilindiğinde, girdi değişkenleri seviyeleri, uygun cevap değerini elde edecek şekilde seçilebilir. Ancak, cevap ile girdi değişkenleri arasındaki ilişkinin doğru fonksiyonu bilinmediğinde, girdi değişkenlerinin cevap üzerindeki etkilerinin polinom olarak bulunması mümkündür. Deneysel tasarımda öncelikle hangi faktörlerin veya değişkenlerin cevap yüzeyi çalışmasında daha önemli olduğu tespit edilmelidir. Bunun için genellikle, cevap üzerinde etkisi olduğu düşünülen faktörlerden bir deney planı yapılır. Deneysel tasarım çalışmalarının başlangıcında cevabın açıklanmasında önemli olabilecek değişkenlerin sayısı oldukça fazla olabilir. Cevap yüzey yönteminde model regresyon analizi yardımıyla oluşturulur. Bir faktörün ana etkisinin veya etkileşmenin cevap değişkeni değerlerinde ne derece önemli bir etkiye sahip olduğuna regresyon katsayıları yardımıyla karar verilir.

EKO sürecinin deneysel tasarımı için elektrolit pH'ı, iletkenlik ve  $I A^{-1}$  oranı bağımsız değişkenler olarak belirlenmiş ve sırası ile A, B ve C olarak kodlanmışlardır. Deneysel tasarım için bağımsız değişkenlerin değişim aralıkları A, B ve C faktörleri için 3-10; 10-90  $mS cm^{-1}$ ; 1-6  $A dm^{-2}$  olarak belirlenmiştir. Bununla birlikte elde edilen deneysel cevap değerleri -1, 0, +1 olarak seviyelendirilmiştir. Deneysel tasarım verileri Çizelge 3.1'de özetlenmiştir.

**Çizelge 3.1** Belirlenmiş Üç Boyutlu Deneysel Tasarım ve Cevap Noktaları

<b>Deney Numarası</b>	<b>Faktör I A: pH</b>	<b>Faktör II B: I/A</b>	<b>Faktör III C: İletkenlik ms cm<sup>-1</sup></b>	<b>RGV %</b>
1	5±0.1 (0)	3±0.1 (-1)	40±0.1 (+1)	68±1
2	10±0.1 (0)	1±0.1 (+1)	30±0.1 (+1)	65±1
3	7±0.1 (0)	4±0.1 (0)	70±0.1 (0)	92±2
4	5± 0.1 (0)	1± 0.1 (0)	10±0.1 (0)	42±1
5	7± 0.1 (0)	5± 0.1 (+1)	20±0.1 (-1)	74±1
6	5±0.1 (0)	3±0.1 (0)	70±0.1 (0)	76±2
7	3± 0.1 (+1)	4± 0.1 (0)	90±0.1 (+1)	68±1
8	10±0.1 (-1)	3±0.1 (0)	70±0.1 (1)	92±1
9	5± 0.1 (-1)	5±0.1 (0)	50±0.1 (-1)	82±1
10	1± 0.1 (-1)	2±0.1 (0)	20±0.1 (+1)	48±1
11	10± 0.1 (-1)	5±0.1 (-1)	70±0.1 (0)	98±1
12	5± 0.1 (0)	1±0.1 (-1)	90±0.1 (-1)	56±1
13	7± 0.1 (+1)	3±0.1 (-1)	30±0.1 (0)	76±2
14	1± 0.1 (+)	2±0.1 (+1)	40±0.1 (0)	54±2
15	7± 0.1 (+1)	4±0.1 (0)	40±0.1 (-1)	80±1
16	3± 0.1 (0)	6±0.1 (0)	50±0.1 (0)	62±1
17	10± 0.1 (0)	3±0.1(0)	10±0.1 (0)	67±1

Çalışma tipi, başlangıç tasarım yöntemi ve tasarım modelleri sırasıyla yüzey cevap, Box-Behnken ve kübik olarak seçilmiştir. Tanımlanan genelleştirilmiş cevap modeli ise eşitlik 2.0'da

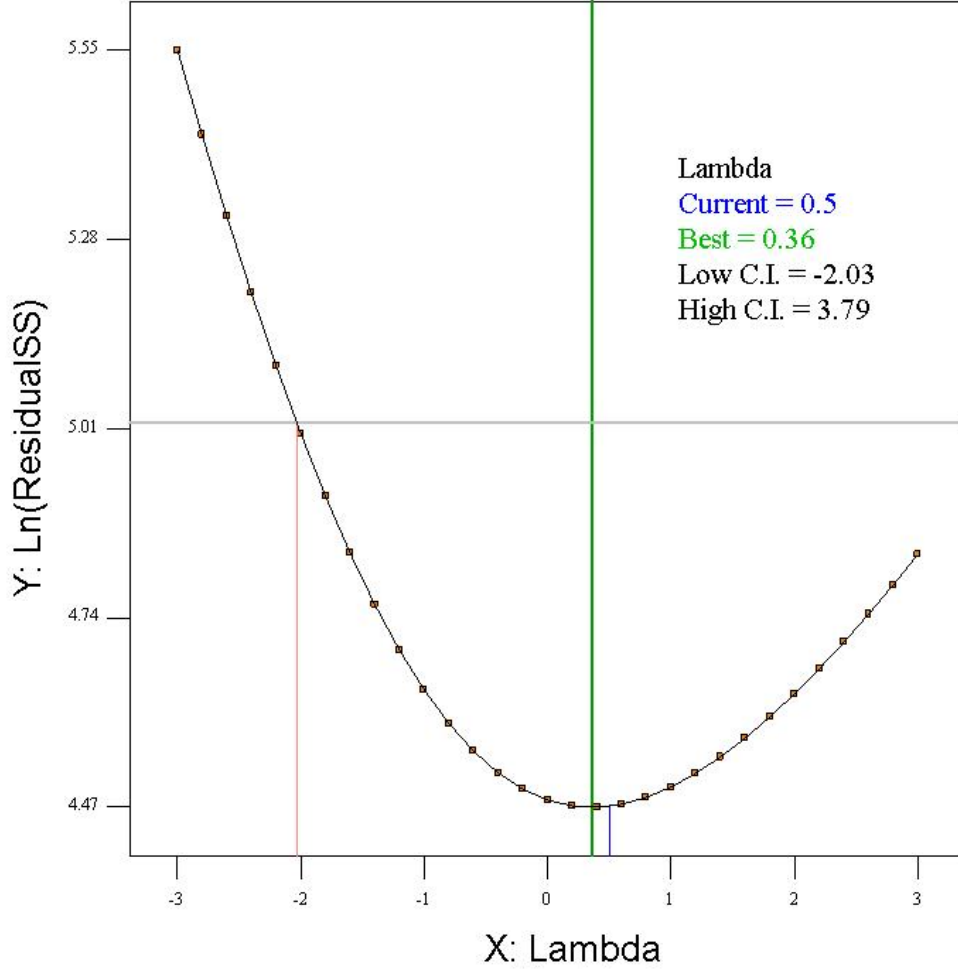
verilmiştir. Bu eşitlikte,  $\alpha$  model sabiti, X1-6 model katsayıları ve A, B, C ise kodlanmış tasarım faktörleridir.

$$\sqrt{Y} = \alpha + (X_1X_2X_3)(ABC) + (X_4)(AB) + (X_5)(AC) + (X_6)(BC) \quad (2.0)$$

Pek çok veri dönüşümü  $\sigma = \text{fn}(\mu^\alpha)$  eşitliği ile ifade edilebilir., Bu eşitlikte sigma ( $\sigma$ ) standart sapma,  $\mu$  ortalama ve  $\alpha$  dönüşüm üstüdür. Lambda ( $\lambda$ ) çoğu durum da  $1-\alpha$  olarak ifade edilebilir Veri analizinden elde edilen Lambda değerlerinin karşılıkları aşağıda verilmiştir.

$\lambda = -1$  ters dönüşüm;  $\lambda = 0$  doğal logaritma;  $\lambda = 0.5$  kök;  $\lambda = 1$  veri dönüşümü gerekli değildir

Deneysel tasarım için Design Expert 6.1 deneme sürüm versiyonu kullanılmıştır. Program tarafından oluşturulan Box Cox Plot grafiğinin en alt noktası  $\lambda (1)$ 'nin minimum kalıntı kareler toplamı değerini verdiği noktası olmaktadır. Bu değer tanımlanan model için 1 sayısına yakınsamış en ideal veri dönüşümüne işaret etmektedir. Şekil 3.1'den de görülebileceği üzere en iyi dönüşümün gerçekleştiği  $\lambda$  değeri 0.5, (hesaplanan 0.36) olarak bulunduğu için veri dönüşümünde kök fonksiyonu kullanılmıştır.

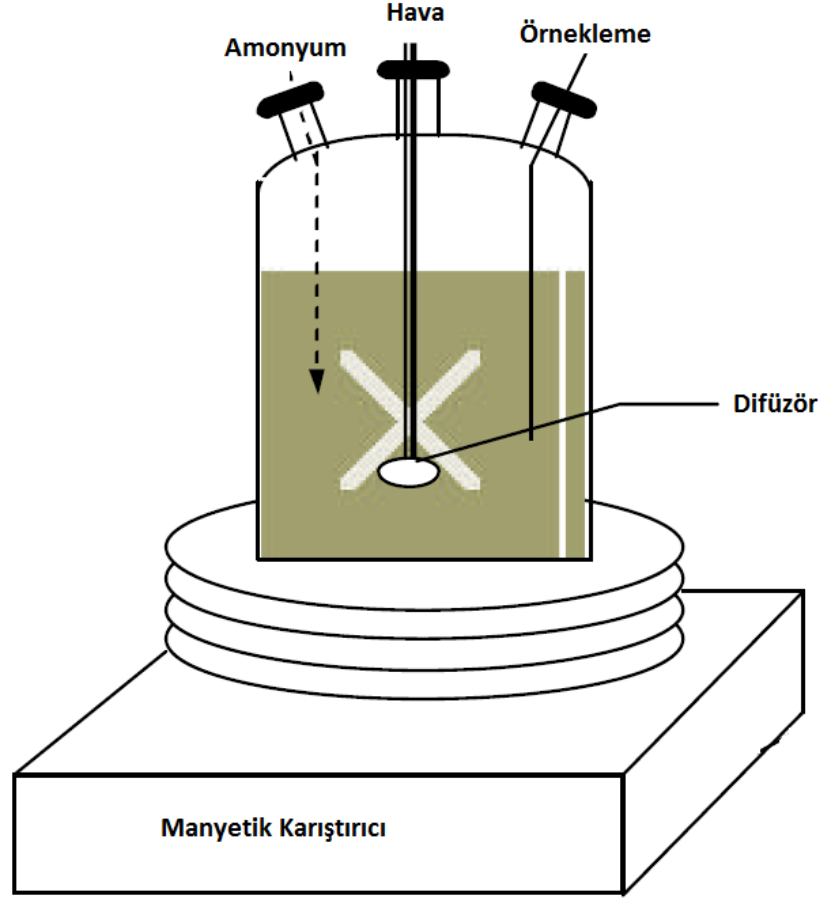


Şekil 3.1 Yüzey tasarım yöntemi model veri dönüşümü (Box Cox Plot)

### 3.2 Toksikite Değerlendirme Kesikli Testleri

EKO artımı neticesinde oluşan çıkış sularının aktif çamur süreçlerinin en hassas biyokimyasal reaksiyonlarını içeren nitrifikasyon sürecine etkileri kesikli testlerle araştırılmıştır. Tez çalışmalarında nitrifikasyon bakterilerinin ham (boyahane çıkışı), ve ozonlanmış atıksuya, EKO çıkış suyuna gösterdiği tepkiler deneysel olarak belirlenmeye çalışılmıştır. Nitrifikasyon kesikli testlerinde kullanılan aktif çamur örnekleri tam ölçekli tesisin çamur geri devir istasyonundan alınmıştır. Testin başlangıcında amonyum aşırı miktarda ( $28 \pm 0.1 \text{ mg N L}^{-1}$ ) laboratuvar koşullarına aklime edilmiş aktif çamura dozlanmıştır. Test süresince amonyumun nitrate dönüşümü sürekli gözlenmiş ve nitrifikasyon hızı belirlenmiştir ( $q_{\text{nitr}}$  in  $\text{mg N g}^{-1} \text{ MLSS s}^{-1}$ )

(Tunçal 2010). Elde edilen nitrifikasyon hızları istatistiki olarak bir biri ile karşılaştırılmıştır. Nitrifikasyon kesikli testlerinde kullanılan deneysel düzenek Şekil 3.2’de verilmiştir.



**Şekil 3.2** Kesikli testler için kullanılan deneysel düzenek

Nitrifikasyon testleri EKO çıkış suyunun 3 saat bekletilmesinden sonra gerçekleştirilmiştir. 3 saatten önce herhangi bir mikrobiyel aktivite gözlemlenememiştir. Ozonlama ve EKO kesikli testlerinin gerçekleştirilmesi için 7,5 L hacmindeki paslanmaz çelikten imal edilmiş silindirik bir reaktör kullanılmıştır. Boyahane çıkış atıksuyuna  $1 \text{ mg O}_3 \text{ s}^{-1} \text{ L}^{-1}$  ozon dozu uygulanmıştır. EKO kesikli testlerinde alıkonma süresi bir saat olarak ayarlanmıştır. Atıksu pH'ı ve iletkenliği 10 ve  $50 \text{ mS cm}^{-1}$  olarak ayarlanmıştır. Uygulanan akım yoğunluğu  $5 \pm 0.01 \text{ A dm}^{-2}$  dir.

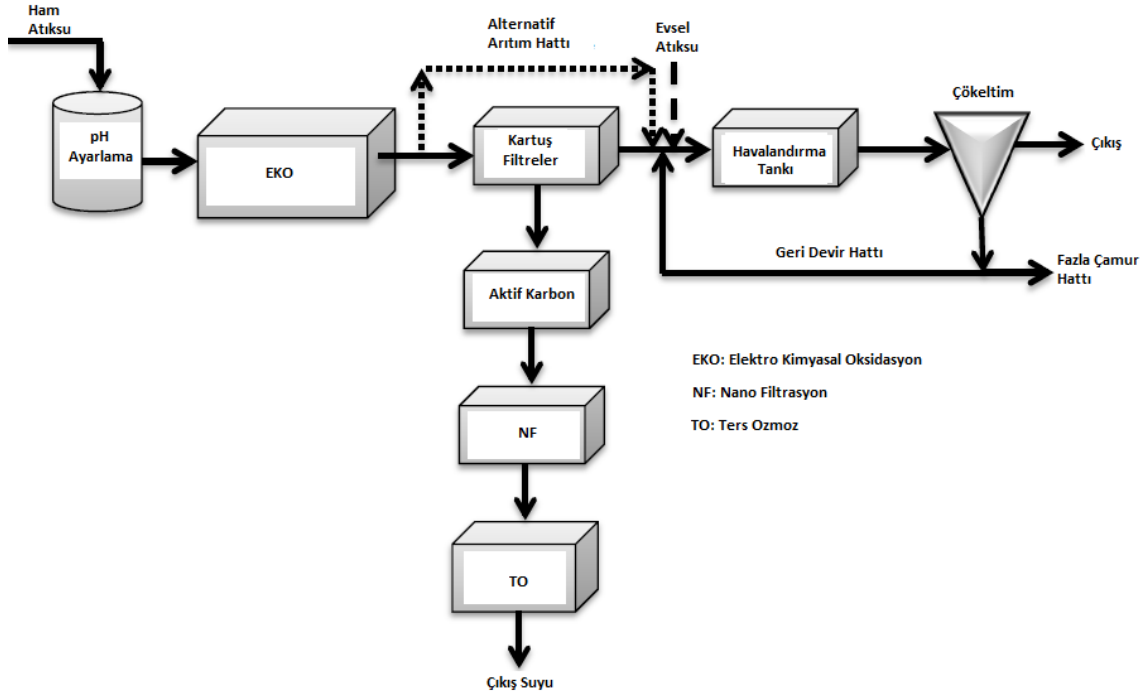




**Şekil 3.3** Nitrifikasyon test düzeneği

### **3.3 Tam Ölçekli Su ve Tuz Geri Kazanım Çalışmaları**

Şekil 3,4'ten de görülebileceği üzere, deneysel çalışmaların yürütüldüğü pilot tesis temel olarak 4 ana ünitelerden oluşmaktadır. Bu üniteler ön arıtım (ızgaralama ve pH ayarlanması), EKO, membran süreçleri (NF+TO)



**Şekil 3.4** Tam ölçekli testler için kullanılan pilot tesis akım şeması

Pilot tesiste EKO bir birine paralel iki tankta gerçekleştirilmektedir. Tanklardaki hidrolik aliconma süresi ortalamama olarak 1 saattir. Anot ve katot malzemeleri sırası ile titanyum oksit kaplı metal oksit ve paslanmaz çelikten oluşmuştur. Sistem toplam  $6m^2$ 'lik anot yüzey alanına sahiptir ve ortalama  $5 A dm^{-2}$  akım yoğunluğu / anot yüzey alanı oranı uygulanmaktadır. EKO çıkış suları alternatif olarak membran süreçlerine ya da biyolojik arıtma (konvansiyonel aktif çamur) ünitelerine beslenebilmektedir. Membran süreçleri temel olarak nano-filtrasyon (NF) ve ters ozmoz (TO) ünitelerinden oluşmaktadır. TO filtrelenmiş su çıkış hattı tekstil boyama ünitesine bağlıdır ve elde edilen suyun proseste kullanılabilmesi hedeflenmektedir. TO ünitelerinin atık çıkış suları (retentate) yüksek oranda tuz içerir ve bu nedenle tuz geri kazanımı da teorik olarak mümkündür. Normal işletme koşulları altında biyolojik arıtma ünitelerinde sadece evsel atıksular arıtılır. Ancak sistem aynı zamanda boyahane sularını da arıtabilecek hidrolik kapasitede tasarlanmıştır. Şekil 3.5'de pilot tesisin ana bileşenlerine ait resimler verilmiştir.



Elektrooksidasyon  
Ünitesi

Aktif Karbon  
Filtre

Nanofiltrason  
Ünitesi

Ters osmoz  
Ünitesi

### Şekil 3.5 Tam Ölçekli Tesis Üniteleri

Organik kirleticilerin giderimi temel olarak KOİ parametresi ile ilişkilendirilmiştir. Bu kirleticilerin giderimi için gerekli potansiyel yüksektir ve suyun hidrolizi neticesinde üretilen oksijen molekülleri sistemin performansını belirler. EKO süreçlerinin akım verimliliği (AV) önemli bir süreç izleme parametresi olup 2.1’ deki eşitlikle ifade edilebilir;

$$AV(\%) = \left( \frac{\Delta KOİ \times V}{(16it/2F)} \right) \times 100 \dots \quad (2.1)$$

Anlık AV (AAV) “t” ve “t + Δt” periyotların da atıksu KOİ’inde meydana gelen değişimin bir fonksiyonu olarak eşitlik 2.2 ile ifade edilebilir (K. Rajeshwar ve ark 1997);

$$AAV = \frac{([KOİ_t] - [KOİ_{t+\Delta t}])}{8i\Delta t} \times FV \dots \quad (2.2)$$

Yukarıda verilen eşitliklerde “V” atıksu hacmi (litre olarak), I akım şiddeti (A), F ise daha öncede belirtildiği gibi Faraday sabitidir. Çalışmalarımızda AAV değerleri tam ölçekli ve kesikli testlerimizde kritik olarak izlenmiş ve değerlendirilmiştir.

### 3.4 Analitik Metotlar

Toplam Organik Karbon (TOK) Yüksek Sıcaklıkta Yakma / (SM 5310) ile ölçülmüştür. Örnekler 600 °C'de 90 dakika süresi ile yakılmıştır ve daha sonra 25 °C'ye soğutulmuştur. TOK analizleri için Hach-Lange® IL-550 TOC enstrümanı kullanılmıştır.

KOİ, aborsbans ve katı madde konsantrasyonları standart yöntemlere göre ölçülmüştür. Renk ölçümlerinden önce numuneler 0.45 µm gözenek aralığına sahip filtreden geçirilerek süzölmüştür. Çalışmalarda gerçek atıksu kullanılması nedeni ile renk ölçümleri 3 farklı dalga boyunda (445, 540 ve 660 nm) gerçekleştirilmiştir. Bu üç dalga boyunda ölçölen absorbans değerlerinin toplamı renk olarak alınmıştır (Olthof ve ark. 1976, Eckenfelder 1989).

KOİ ölçömlerinde Standart Yöntem 5220 D, kapalı reflaks yöntemi kullanılmıştır. Klor girişiminin önlenmesi için atıksu gerekli oranlarda seyreltilmiştir. Sıcaklık, pH ve ORP ölçömleri WTW® marka enstrümanlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Enstrümanlar ölçömlerden önce kalibre edilmişlerdir.

Toplam fenol konsantrasyonu Standard Metot 5530 B-D ye uygun olarak belirlenmiştir. Bu direk foto-metrik yöntem, distile-edilebilir fenolik bileşiklerin pH 7.9 ± 0.1'de; potasyum ferrik-siyanid bileşiğı varlığında antipirin boyar maddesine dönüşümü prensibine dayanmaktadır. Oluşan renklenme ise 500 nm dalga boyunda ölçölür (APHA-AWWA-WPCF 1998).

22 farklı PAH türünün belirlenmesinde Agilent 7890 A gaz kromatografı (GC) (5975 VL MSD triple-axis detektör kütle spektografisi (MS) kullanılmıştır. Enstrümana ölçömler için Agilent 190915-433 HP-5MS, 5% Phenly Methly Silox (30 m x 250 µm x 0.25µm) kolonları monte edilmiştir. GC kolon sıcaklığı 55 °C'de bir dakika ve ardından 25 °C dk-1 hızıyla 320 °C'de 3 dakika tutulmuştur. İşletme süresi 14,6 dakikadır. Dr. Ehrenstorfer Standard Mix- 9 ve Mix-33 ürünleri iç ve dış standart olarak kullanılmıştır. PAH ölçömleri için numuneler EPA 3510 C metoduna uygun olarak hazırlanmıştır. GC- MS ölçömleri Standart Metot 8270'e uygun olarak yapılmıştır. Örnekteki PAHs'lar saf bileşiklerin alıkonma sürelerine kıyaslanarak belirlenmiştir.

## 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

### 4.1 Seçilen İşletme Faktörlerinin Tekil Etkileri

Literatür çalışmaları ile süreç performansını etkileyen temel faktörler belirlenmiştir. EKO öncesi ve sonrası atıksu karakteristiklerinde meydana gelen değişimler deneysel olarak gözlemlenmiştir. Tüm deneysel çalışmalar tam ölçekli bir tesiste gerçek atıksu üzerinde yürütülmüştür. İletkenlik, atıksu pH'ı ve anot birim yüzey alanından (A) geçen akım şiddetinin (I) renk giderim verimi (RGV) üzerine etkileri deneysel olarak belirlenmiştir.

Tam ölçekli sistemlerin bilimsel olarak araştırılmasında gerekli en temel unsurlardan birisi atıksu karakterizasyonudur. Atıksu fiziksel ve kimyasal özellikleri süreç performansı üzerinde oldukça etkilidir. Çizelge 4.1'den görülebileceği gibi atıksu özellikleri niceliksel ve niteliksel olarak önemli değişimler gösterebilmektedir. İletkenlik, atıksu pH'ı ve anot birim yüzey alanından geçen akım şiddeti gibi parametreler sistem performansını direk olarak etkileyebilmektedir.

**Çizelge 4.1** Atıksu karakterizasyon sonuçları

Parametre	Birim	Giriş	Çıkış
<b>KOİ</b>	mg L-1	1471±82	170±65
<b>AKM</b>	mg L-1	314±28	298±12
<b>Renk</b>	Pt-co	5120±18	180±6
<b>İletkenlik</b>	ms	90±35	90±35
<b>pH</b>	-	7.1±0,2	7.4±0,2
<b>Sıcaklık</b>	°C	38±2	31±2
<b>Amonyum Azotu</b>	mg L-1	4.8±0,4	0.4±0,3
<b>Sülfür</b>	mg L-1	4.5±0,1	<0.1
<b>Sülfid</b>	mg L-1	1.16±0,1	<1
<b>Fenol</b>	mg L <sup>-1</sup>	<0.1	<0.1
<b>ORP</b>	mV	13±1,2	845±52

#### 4.1.1 Amper/Yüzey Alanının Renk Giderim Verimine Etkisi (RGV)

Yapılan literatür araştırmalarına paralel olarak anot birim yüzey alanından geçen akım şiddetinin renk giderim verimini direk etkilediği görölmüştür. Bu deneysel çalışmalarda, hidrolik yük, reaksiyon süresi, pH, iletkenlik ve alkalinite gibi parametreler sabit tutularak I/A oranları, elektrot batma derinliği vasıtası ile değiştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar izelge 4,2’de özetlenmiştir.

**Çizelge 4.2** Amper/Yüzey Alanının renk giderim verimine etkisi

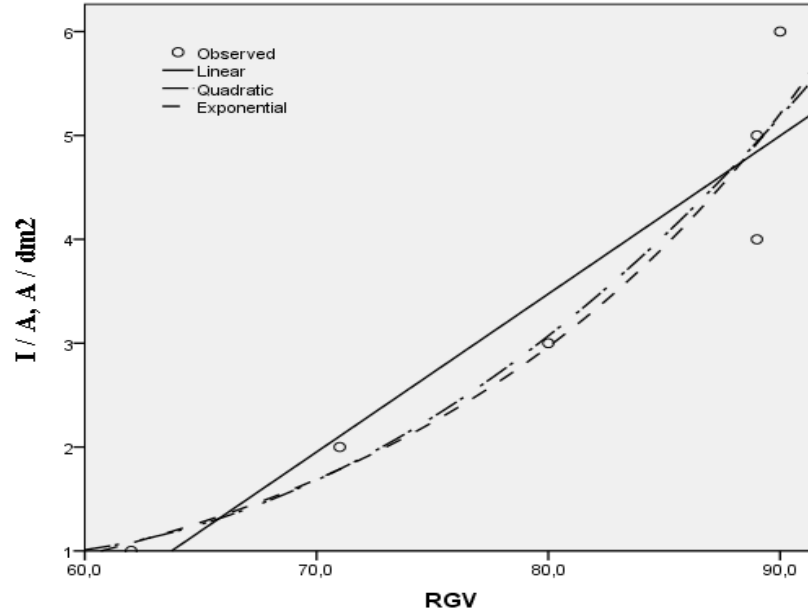
Amper/Yüzey Alanı I/A A/dm <sup>2</sup>	Renk giderim Verimi %
1	62±1
2	71±2
3	80±1
4	89±2
5	89±1
6	90±2

SPSS programı ile yapılan veri analizleri sonucunda I/A oranı ile RGV arasında üstel bir ilişki olduğu belirlenmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlar arasındaki matematiksel bağlantılar lineer, ikinci dereceden polinom ve üstel modeller ile açıklanmaya çalışılmıştır. Elde edilen istatistiksel sonuçlar izelge 4.3’te özetlenmiştir.

**Çizelge 4.3.** I/A – RGV verileri için veri analizleri özet izelgesi

Model	R <sup>2</sup>	Annova Test Sonuçları	
		F	Sign.
Lineer	0,883	30,138	0,005
Polinom (İkinci Derece)	0,847	14,789	0,028
Üstel	0,963	103,560	0,001

Çizelge 4.3 ve Şekil 4.1 'den de görülebileceği üzere I/A – RGV verileri arasındaki ilişki istatistiki açıdan en iyi üstel bir fonksiyonla ifade edilebilmektedir.



Şekil 4.1 I/A – RGV verileri için veri analizleri özet grafiği

#### 4.1.2 Elektrolit Sıvısının Renk Giderim Verimine Etkisi (RGV)

Elektrokimyasal oksidasyon yöntemlerinin performansını etkileyen önemli unsurlardan bir diğeri elektrolit sıvısının iletkenliğidir. Bilindiği üzere elektrolit sıvılarda elektrik akımını (elektron akışını) sıvı içerisindeki zıt yüklü iyonlar tarafından sağlanır. Gerçek tekstil atıksuyu üzerinde yapılan deneysel çalışmalarımızda optimum atıksu (elektrolit) iletkenliği tespit edilmeye çalışılmıştır.

**Çizelge 4.4.** Atıksu iletkenliğinin renk giderim verimliliğine etkisi

İletkenlik mS cm-1	Renk giderim Verimi %
10	42±2
20	60±3
30	72±1
40	78±2
50	82±2
70	86±1
90	86±2

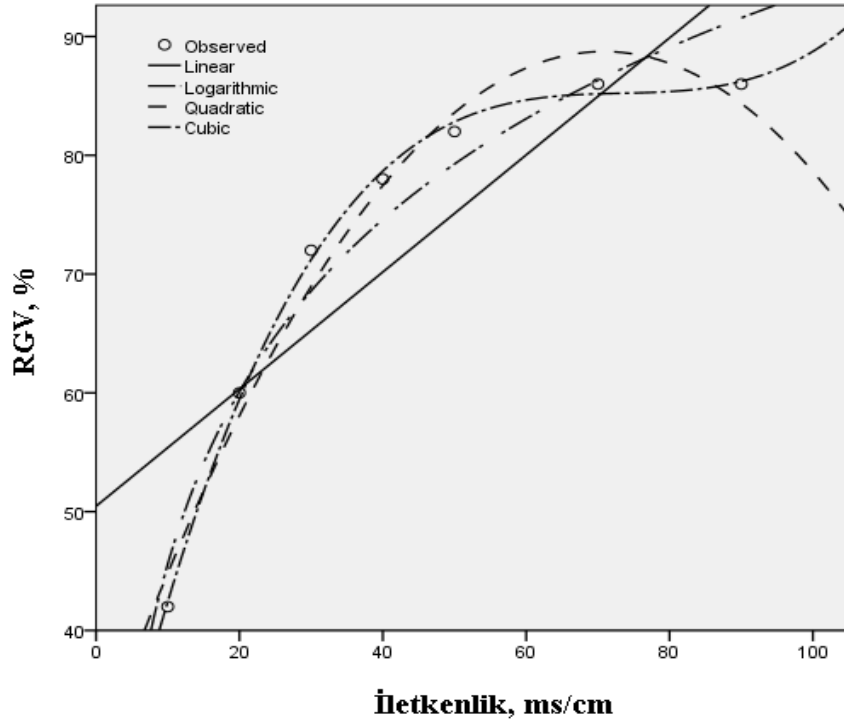
Bu deneysel çalışmalarda, hidrolik yük, reaksiyon süresi, pH, I/A oranı ve alkalinite gibi parametreler sabit tutularak, iletkenlik, sıvı tuz kullanılarak değiştirilmiştir. Çizelge 4.4'te görüleceği üzere iletkenlik değerinin 50 mS cm<sup>-1</sup> değerinin üzerinde olması gerektiği bulunmuştur. SPSS programı ile yapılan veri analizleri sonucunda atıksu iletkenlik değeri ile RGV arasındaki ilişkinin en iyi kübik bir fonksiyon ile tanımlanabileceği belirlenmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlar arasındaki matematiksel bağlantılar; lineer, ikinci dereceden polinom, kübik ve logaritmik modeller ile açıklanmaya çalışılmıştır. Elde edilen istatistiksel sonuçlar Çizelge 4,5'te özetlenmiştir.



**Çizelge 4.5.** İletkenlik – RGV verileri için veri analizleri özet Çizelgesi

Model	R <sup>2</sup>	Annova Test Sonuçları	
		F	Sign.
Lineer	0,737	14,043	0,013
Polinom (İkinci Derece)	0,978	90,806	0,000
Kübik	0,998	535,044	0,000
Logaritmik	0,952	100,143	0,000

Çizelge 4.5 ve Şekil 4.2 den de görülebileceği üzere İletkenlik – RGV verileri arasındaki ilişki istatistiki açıdan en iyi kübik bir fonksiyonla ifade edilebilmektedir.



**Şekil 4.2** İletkenlik – RGV verileri için veri analizleri özet grafiği

Atıksu pH değeri de süreç kirlilik giderim performansını direk etkileyen parametreler arasındadır. Ham atıksu pH değerinin RGV üzerindeki etkileri Çizelge 4.6'da özetlenmiştir.

**Çizelge 4.6.** Atıksu pH değerinin renk giderim verimliliğine etkisi

<b>pH</b>	<b>Renk Giderim Verimi (%)</b>
1	10,1±2
3	15,8±1
5	65,3±1
7	92,8±1
10	98,2±2

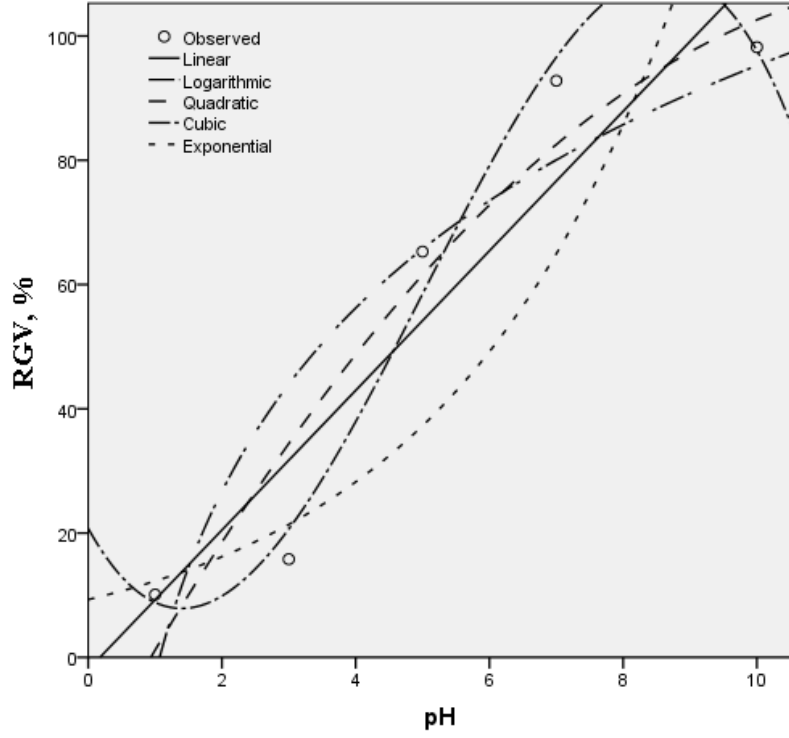
#### 4.1.3 pH nın Renk Giderim Verimine Etkisi (RGV)

Optimum pH değerini belirlemek amacıyla hidrolik yük, reaksiyon süresi, I/A oranı, iletkenlik ve alkalinite gibi parametreler sabit tutularak, pH değeri sıvı NaOH kullanılarak ayarlanmıştır. Çizelge 4.6 'dan da görüleceği üzere pH değerinin bazik seviyelerde bulunması süreç performansına önemli katkı sağlamaktadır. SPSS programı ile yapılan veri analizleri sonucunda atıksu pH değeri ile RGV arasındaki ilişkinin en iyi kübik bir fonksiyon ile tanımlanabileceği belirlenmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlar arasındaki matematiksel bağlantılar; lineer, ikinci dereceden polinom, kübik, üstel ve logaritmik modeller ile açıklanmaya çalışılmıştır. Elde edilen istatistiksel sonuçlar Çizelge 4.7'de özetlenmiştir.

**Çizelge 4.7** pH – RGV Verileri için Veri Analizleri Özet Çizelgesi

<b>Model</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Annova Test Sonuçları</b>	
		<b>F</b>	<b>Sign.</b>
Lineer	0,887	23,499	0,017
Logaritmik	0,837	15,405	0,029
Polinom	0,919	11,295	0,081
Kübik	0,988	26,606	0,141
Üstel	0,834	15,102	0,030

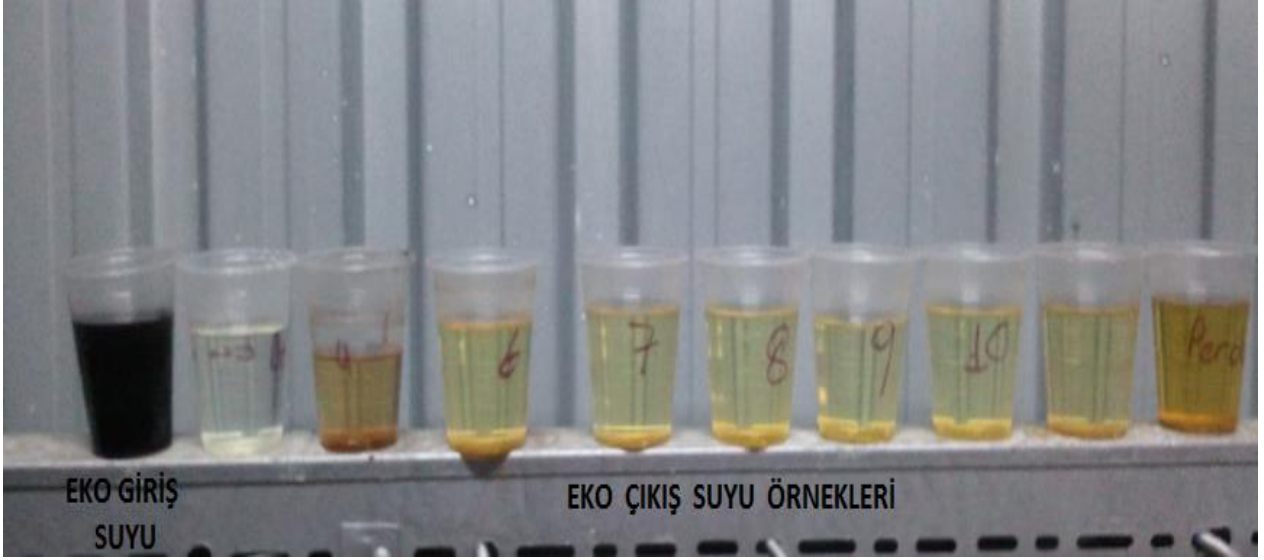
Çizelge 4.7 ve Şekil 4.3 'den de görülebileceği üzere pH – RGV verileri arasındaki ilişki istatistiki açıdan en iyi kübik bir fonksiyonla ifade edilebilmektedir.



**Şekil 4.3** İletkenlik – RGV verileri için veri analizleri özet grafiği

#### 4.2 Yüzey Yanıt Tasarım Yöntemi ile Sonuçların Modellenmesi

Cevap yüzeyi yöntemi endüstriyel süreçlerin geliştirilmesi, iyileştirilmesi ve optimizasyonun da kullanılan istatistiksel ve matematiksel tekniklerin bütünüdür. Cevap yüzey yönteminin en yaygın uygulamaları birkaç girdi değişkeninin (faktörün) bir ürün veya sürecin performansını etkilediği durumlar için gerçekleştirilmiştir. Farklı işletme koşulları altında elde edilen artırılmış atıksuların görüntüleri Şekil 4.4’de verilmiştir.



**Şekil 4.4** EKO giriş ve çıkış suyu örnekleri

Bu performans ölçüsü cevap olarak adlandırılmaktadır. Girdi değişkenleri (faktörler) araştırmacı tarafından kontrol edilmektedir. Bir süreçteki girdi değişkenleri ile cevap değişkeni arasındaki ilişkinin yapısı bilindiğinde, girdi değişkenleri seviyeleri, optimum cevap değerini elde edecek şekilde seçilebilir. Ancak, cevap ile girdi değişkenleri arasındaki ilişkinin gerçek yapısı bilinmediğinde, girdi değişkenlerinin cevap üzerindeki etkilerinin polinom olarak bulunması söz konusudur. Cevap yüzey yönteminde bu polinomlar genellikle birinci veya ikinci derecedendir. Yüzey yanıt yöntemi ile belirlenen deneysel tasarım değerleri Çizelge 4.8’de verilmektedir.

**Çizelge 4.8** Yüzey Yanıt Yöntemi ile belirlenen deneysel tasarım değerleri

<b>Deneysel Sıra</b>	<b>Faktör I A: pH</b>	<b>Faktör II B: A dm<sup>-2</sup></b>	<b>Faktör III C: İletkenlik ms cm<sup>-1</sup></b>	<b>RGV %</b>
1	5±0,1 (0)	3±0,1 (-1)	40±0,1 (+1)	68±1
2	10±0,1 (0)	1±0,1 (+1)	30±0,1 (+1)	65±1
3	7±0,1 (0)	4±0,1 (0)	70±0,1 (0)	92±2
4	5± 0,1 (0)	1± 0,1 (0)	10±0,1 (0)	42±1
5	7± 0,1 (0)	5± 0,1 (+1)	20±0,1 (-1)	74±1
6	5±0,1 (0)	3±0,1 (0)	70±0,1 (0)	76±2
7	3± 0,1 (+1)	4± 0,1 (0)	90±0,1 (+1)	68±1
8	10±0,1 (-1)	3±0,1 (0)	70±0,1 (1)	92±1
9	5± 0,1 (-1)	5±0,1 (0)	50±0,1 (-1)	82±1
10	1± 0,1 (-1)	2±0,1 (0)	20±0,1 (+1)	48±1
11	10± 0,1 (-1)	5±0,1 (-1)	70±0,1 (0)	98±1
12	5± 0,1 (0)	1±0,1 (-1)	90±0,1 (-1)	56±1
13	7± 0,1 (+1)	3±0,1 (-1)	30±0,1 (0)	76±2
14	1± 0,1 (+)	2±0,1 (+1)	40±0,1 (0)	54±2
15	7± 0,1 (+1)	4±0,1 (0)	40±0,1 (-1)	80±1
16	3± 0,1 (0)	6±0,1 (0)	50±0,1 (0)	62±1
17	10± 0,1 (0)	3±0,1(0)	10±0,1 (0)	67±1

Çizelge 4,9'dan da görüldüğü üzere, Model F- değeri 34.13 olarak hesaplanmıştır. Bu değer modelin istatistiki açıdan önemli olduğunu göstermektedir. 0.05'den daha büyük Prob.>F değerleri belirlenen değişkenlerinin istatistiki açıdan önemli olduğunu göstermektedir. Çizelge 9'dan görülebileceği üzere B, C, B<sup>2</sup> ve C<sup>2</sup> terimleri önemli model terimleridir. Model R<sup>2</sup> değeri 0,9777 olarak elde edilmiştir. Tahmini ve hesaplanmış R<sup>2</sup> değerleri ise 0,7977; 0,9471 olarak hesaplanmış olup bu iki değer bir biri ile istatistiki açıdan yeterince uyumludur. Elde edilen 3 boyutlu model grafiğinin uygunluk hassasiyeti (adeq. Prec.) değerinin 4'ten büyük olması gerekmektedir. Yapılan veri analizi neticesinde bu değer 20.810 olarak belirlenmiştir. Bu nedenle tasarım alanı, sonuçların 3 boyutlu grafiksel gösterimi için uygundur. Tasarım neticesinde elde edilen matematiksel model verilmiştir.

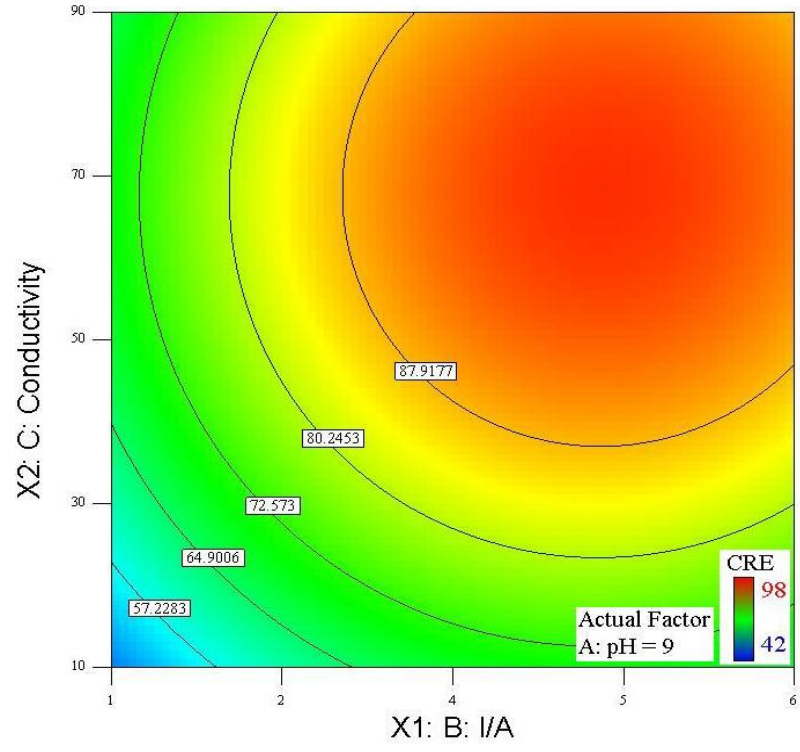
**Çizelge 4.9** Elde edilen sonuçların istatistiksel olarak değerlendirilmesi

<b>Kaynak</b>	<b>Kareler Toplamı</b>	<b>df</b>	<b>Ortalama Kareler Toplamı</b>	<b>F Değeri</b>	<b>P değeri Prob.&gt;F</b>
<b>Model</b>	13,98	9	1,55	34,13	<0,0001
<b>A: pH</b>	0,20	1	0,20	4,50	0,0717
<b>B: I/A</b>	0,33	1	0,33	7,31	0,0305
<b>C: İletkenlik</b>	0,31	1	0,31	6,86	0,0344
<b>AB</b>	0,025	1	0,025	0,55	0,4827
<b>AC</b>	9,5 10 <sup>-3</sup>	1	9,5 10 <sup>-3</sup>	0,21	0,6614
<b>BC</b>	1,02 10 <sup>-3</sup>	1	1,02 10 <sup>-3</sup>	0,023	0,8848
<b>A<sup>2</sup></b>	0,029	1	0,029	0,65	0,4478
<b>B<sup>2</sup></b>	0,068	1	0,68	14,9	0,0062
<b>C<sup>2</sup></b>	0,42	1	0,42	9,25	0,0188
<b>Residual</b>	0,32	7	0,046	-	-
<b>Kor Toplam</b>	14,30	16	-	-	-

Sqrt(CRE)	=		
	+4.53694		
	+0.17415	*	pH
	+0.84330	*	I/A
	+0.048681	*	Conductivity
	+0.015497	*	pH * I/A
	+5.80110E-004	*	pH *
Conductivity			
	+2.46319E-004	*	I/A *
Conductivity			
	-5.32444E-003	*	pH <sup>2</sup>
	-0.10812	*	I/A <sup>2</sup>
	-4.00822E-004	*	Conductivity <sup>2</sup>

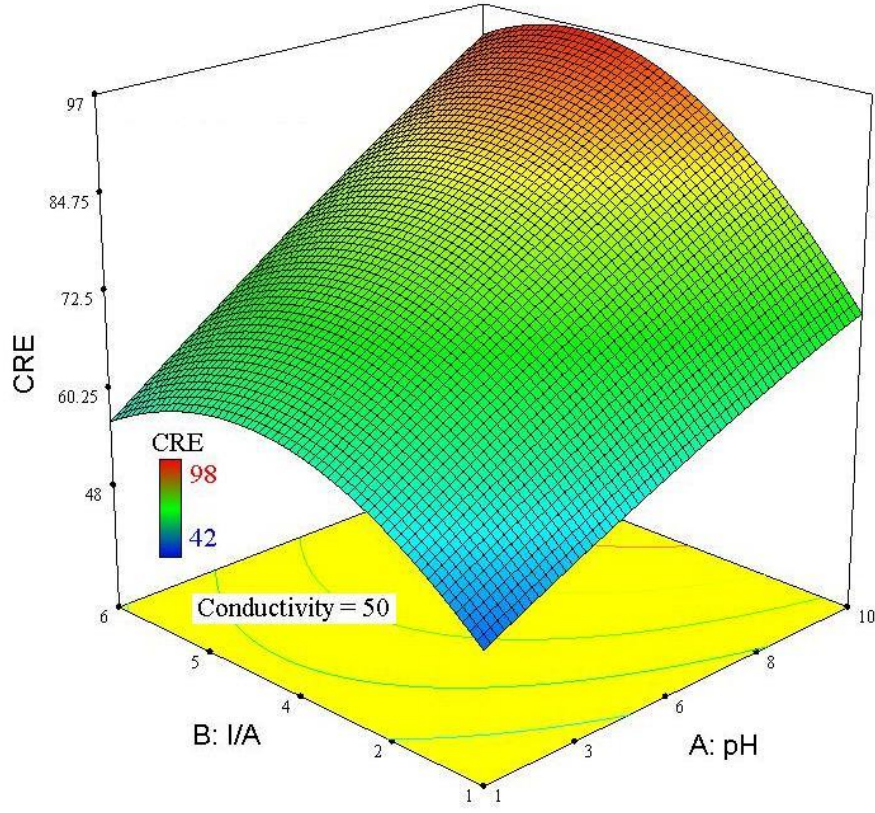
$$\begin{aligned}
\sqrt{CRE} = & 4,5394 \times pH + 0,17415 \times \frac{I}{A} + 0,04868 \times Cond. + 0,01549 \times pH * \frac{I}{A} \\
& + 5,80110 \cdot 10^{-4} \times pH * Cond + 2,4631 \cdot 10^{-4} \times \frac{I}{A} \times Cond. - 5,3244 \cdot 10^{-3} \\
& \times pH^2 - 0,10812 \times \frac{I^2}{A} - 4,00822 \cdot 10^{-4} \times Cond.^2
\end{aligned}$$

Yapılan deneysel çalışmalar ışığında elde edilen sonuçlar counter plotlarla grafiksel olarak ifade edilmiştir. Şekil 4.5’ danda görülebildiği üzere renk giderim verimi %42 ile %98 arasında değişim göstermiştir. İletkenlik değerlerindeki ve akım yoğunluğundaki artışlar renk giderim verimliliğini önemli ölçüde etkilemiştir.



Şekil 4.5 İletkenlik ve Akım yoğunluğu değişkenlerinin renk giderim verimliliği üzerine etkileri





**Şekil 4.6** pH ve akım yoğunluğu değişkenlerinin renk giderim verimliliği üzerine etkileri

Deneysel sonuçlar üç boyutlu grafikler kullanılarak ifade edilmiştir. Şekil 4.6'dan da görülebildiği üzere renk giderim verimi %42 ile %98 arasında değişim göstermiştir. Akım yoğunluğundaki ve pH değerlerindeki artışlar renk giderim verimliliğini önemli ölçüde etkilemiştir.

### 4.3 Elektrokimyasal Oksidasyon Yönteminin Nitrifikasyon Kinetiğine Etkileri

Elektrokimyasal oksidasyon işleminden sonra elde edilecek atıksu, ham atıksu ve ozonlanmış atıksu 3 ayrı kesikli reaktörlerde aklime edilmiş bakteri kültürlerine beslenmiştir. Kesikli reaktörlere 5 saat süreyle oksijen beslenerek, t=0, 60. dk, 120 dk, 180. dk, 300. dakikalarda çamur numuneleri alınarak, nitrat, amonyum, MLSS ve MLVSS analizleri yapılmıştır. MLSS ve MLVSS değerleri sırasıyla 3800±36; 3200±28 mg L<sup>-1</sup> olarak ölçülmüştür. Elde edilen bu sonuçlar grafiksel olarak ifade edilerek literatür ile karşılaştırılmıştır. Deneysel olarak ölçülen nitrifikasyon hızları kendi içinde ve literatürle karşılaştırılarak elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtılan atıksuların biyolojik arıtılabilirliği bilimsel olarak değerlendirilmiştir. Elde edilen deneysel sonuç çizelge 4.10'da özetlenmiştir.

**Çizelge 4.10** Ham/ozonlanmış/elektrokimyasal oksidasyonla arıtılmış atıksuların nitrifikasyon sürecine etkisi

HAM ATIKSU			OZONLANMIŞ ATIKSU			ELEKTROKİMYASAL ARITILMIŞ ATIKSU		
Süre dk	NH <sub>4</sub> -N <sup>+</sup> mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> -N <sup>-</sup> mg L <sup>-1</sup>	Süre dk	NH <sub>4</sub> -N <sup>+</sup> mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> -N <sup>-</sup> mg L <sup>-1</sup>	Süre dk	NH <sub>4</sub> -N <sup>+</sup> mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> -N <sup>-</sup> mg L <sup>-1</sup>
0	15,3	3,2	0	15,3	3,1	0	15,4	3,3
60	14,7	3,6	60	15,0	3,4	60	13,6	5,1
120	14,3	3,8	120	12,9	5,5	120	12,3	6,3
180	14,1	3,9	180	11,6	6,8	180	11,4	7,1
300	13,9	4,0	300	10,2	8,2	300	10,3	8,1

### 4.4 Tam Ölçekli Proses İzleme Sonuçları ve Değerlendirilmesi

Tez çalışmaları kapsamında tesiste bulunan EKO, NF, TO ve aktif çamur süreçlerinin giriş ve çıkış sularının kimyasal özellikleri deneysel çalışma sürecinde ölçülerek izlenmiştir. Analiz sonuçları EKO sürecinin renk giderim veriminin yüksek olduğunu ancak aynı reaksiyon süresi için KOİ ve TOK giderim verimlerinin ise göreceli olarak daha düşük kaldığı gözlemlenmiştir. Bununla birlikte daha yüksek KOİ giderim verimleri için (>%90) 36 saatlik reaksiyon süresi ve 500 A m<sup>-2</sup> (50 000 A dm<sup>-2</sup>) akım yoğunluğunun gerekli olduğu belirtilmiştir (Carey ve ark. 1995 , Beck ve ark. 2000). Ancak bu yüksek maliyetli tasarım işletme koşulları endüstriyel anlamda

uygulanabilir değildir. Tam ölçekli süreç izleme çalışmalarımız, atıksu organik içeriğinin azaltılması için EKO sürecine ilave olarak biyolojik atıksu arıtımının daha uygun olacağını göstermiştir. EKO sürecinde oluşturulan kuvvetli oksidantların istikrarlı hale gelmesi ve biyolojik arıtma performansının etkilenmemesi açısından EKO sürecinden sonra en az üç saatlik bir dinlenme periyodunun uygun olacağı da yaptığımız kesikli deneylerle belirlenmiştir. Mevcut süreçte bir dinlenme periyodunun var olmaması nedeni ile son çökeltim tanklarının üzerindeki ölü biokütle kolaylıkla gözlemlenebilmektedir.

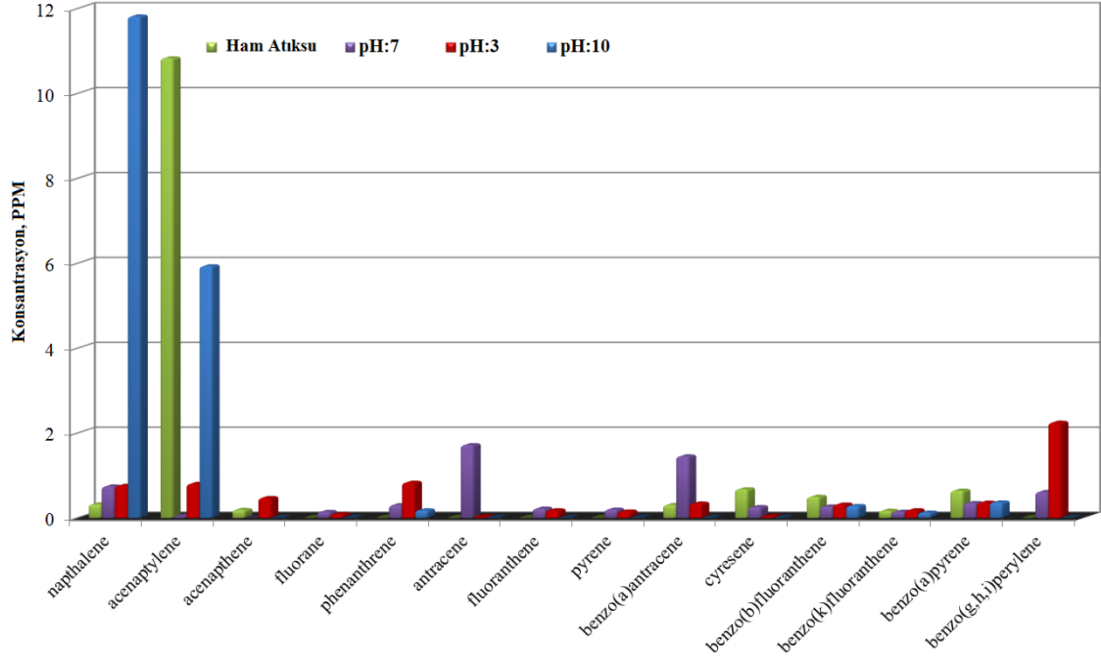
Giriş atık suyunda yüksek azot konsantrasyonlarına rastlanmasına rağmen, amonyum azotu konsantrasyonunun oldukça düşük kaldığı gözlemlenmiştir. Düşük amonyum konsantrasyonunun bir diğer nedeni ise olası kloromanisyon reaksiyonlarıdır. Sonuç olarak biyolojik arıtma girişindeki düşük amonyum konsantrasyonunun süreçteki nitrifikasyon bakterilerinin kütle oranını önemli ölçüde baskılamakta olduğu da belirlenmiştir.

Tam ölçekli çalışmalarda ICE değerleri sürekli olarak izlenmiştir. Daha önceki çalışmalara paralel olarak akım yoğunluğunun düzenlenmesi ile birlikte hem ICE değerleri hem de KOİ giderimi kararlı bir seviyede tutulabilmektedir. Ancak belirli bir noktadan sonra, artan akım yoğunluğu ICE değerlerini olumsuz etkilemektedir. Tam ölçekli çalışmalarda gözlemlenen ortalama ICE değerleri  $0.25 \pm 0.05$  ve  $0.28 \pm 0.03$  değerleri arasında değişmiştir. Tam ölçekli çalışmalardan elde edilen ICE değerleri kirlilik gideriminin EKO dan daha çok oksijen indirgenmesinden kaynaklandığını göstermiştir.

Literatür çalışmaları boyahane atıksularının yüksek konsantrasyonlarda fenolik bileşikleri içerebileceğini göstermiştir. Bu bileşikler aynı zamanda nitrifikasyon bakterileri için toksiktir (McMullan ve ark. 2001 , Kim ve ark. 2008). Bu nedenle EKO girişinde ve çıkışında toplam fenol konsantrasyonu da ölçülmüştür. Ancak ölçülen değerler gerek EKO girişinde gerekse de çıkışında oldukça düşük bulunmuştur.

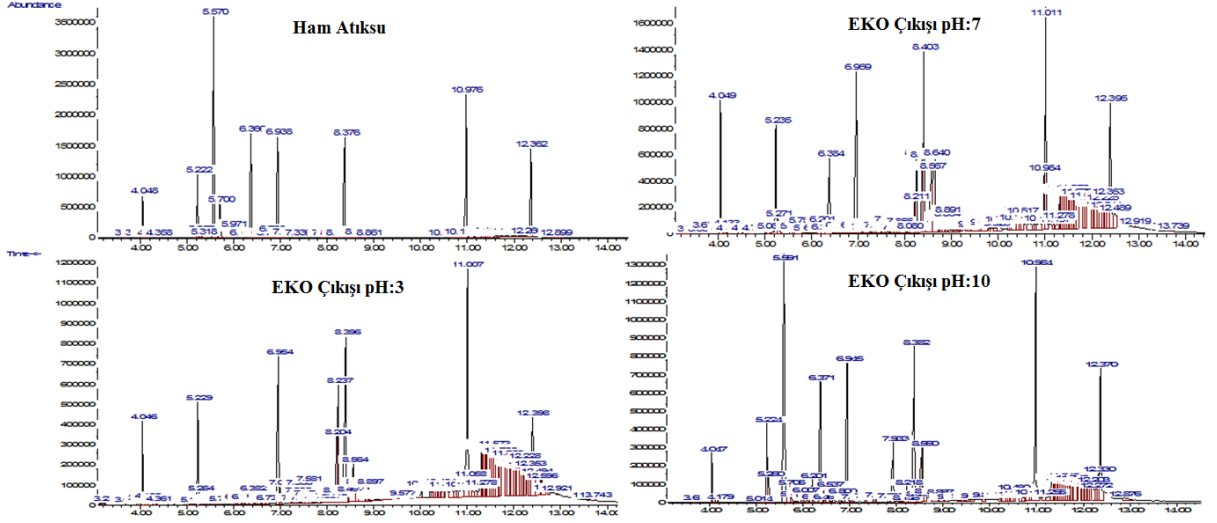
EKO süreçleri tarafında PAH bileşiklerinin oluşup oluşmadığının ya da giderilip giderilemediğinin belirlenmesi yeni ve ilgi çeken bilimsel çalışma konusu haline gelmiştir. Çalışmalarımızın özgünlük değerinin artırılması ve bu konudaki literatürün tam ölçekli bir EKO sürecinde PAH oluşumunun ve gideriminin nasıl gerçekleştiğinin desteklenmesi açısından 22 farklı PAH bileşiği süreç girişinde ve çıkışında, farklı pH değerleri için ölçülmüştür. Bu bileşikler

mutajenik, teratojenik ve kansorejenik olmaları nedeni ile doğadaki konsantrasyonları sınırlı verilmektedir. Çalışma sürecinde ölçülen bazik, nötral ve asidik koşullarda EKO sürecinde oluşan/giderilen PAH bileşiklerinin konsantrasyonları Şekil 4.7’de grafiksel olarak ifade edilmiştir.



**Şekil 4.7** PAH bileşiklerinin çeşitli işletme koşullarına bağlı olarak ölçülen konsantrasyonları

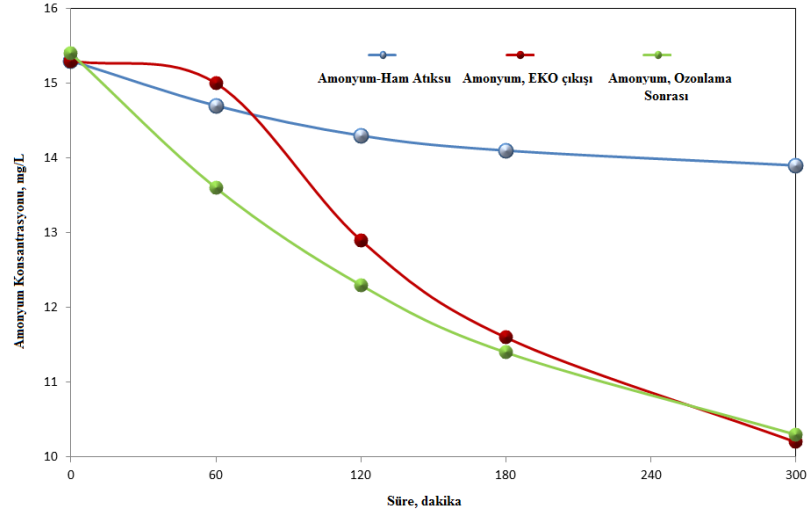
Deneysel çalışmalar naphthalene, acenaphtylene, acenaphtene, antracene, benzo(a) antracene, benzo (g, h, i) perylene gibi PAH bileşiklerinin işletme koşullarına bağlı olarak süreçte oluşabileceğini göstermiştir. Bunun ötesinde bazik koşulların naphthalene, cenaphtylene, acenaphtene bileşiklerinin oluşumunu tetiklediğini göstermiştir. Antracene ve benzo (a) antracene nötral koşullarda gözlemlenmiştir. Asidik koşullarda minimum PAH konsantrasyonu gözlemlenmiştir. Bu verilere ek olarak, çıkış suyundaki benzo (g, h, i) perylene bileşiklerinin konsantrasyonu da dikkat çekmektedir. İdeno(1,2,3-c,d) pyrene ve dibenzo(a,h) antracene bileşiklerine gerek EKO giriş suyunda (ham atıksuda) gerekse de çıkış sularında rastlanmamıştır. PAH ölçümlerinde elde edilen kütle spektrumları Şekil 4.8’de bilgi amacı ile verilmiştir.



Şekil 4.8 PAH ölçümlerinde elde edilen kütle spektrumları grafiği

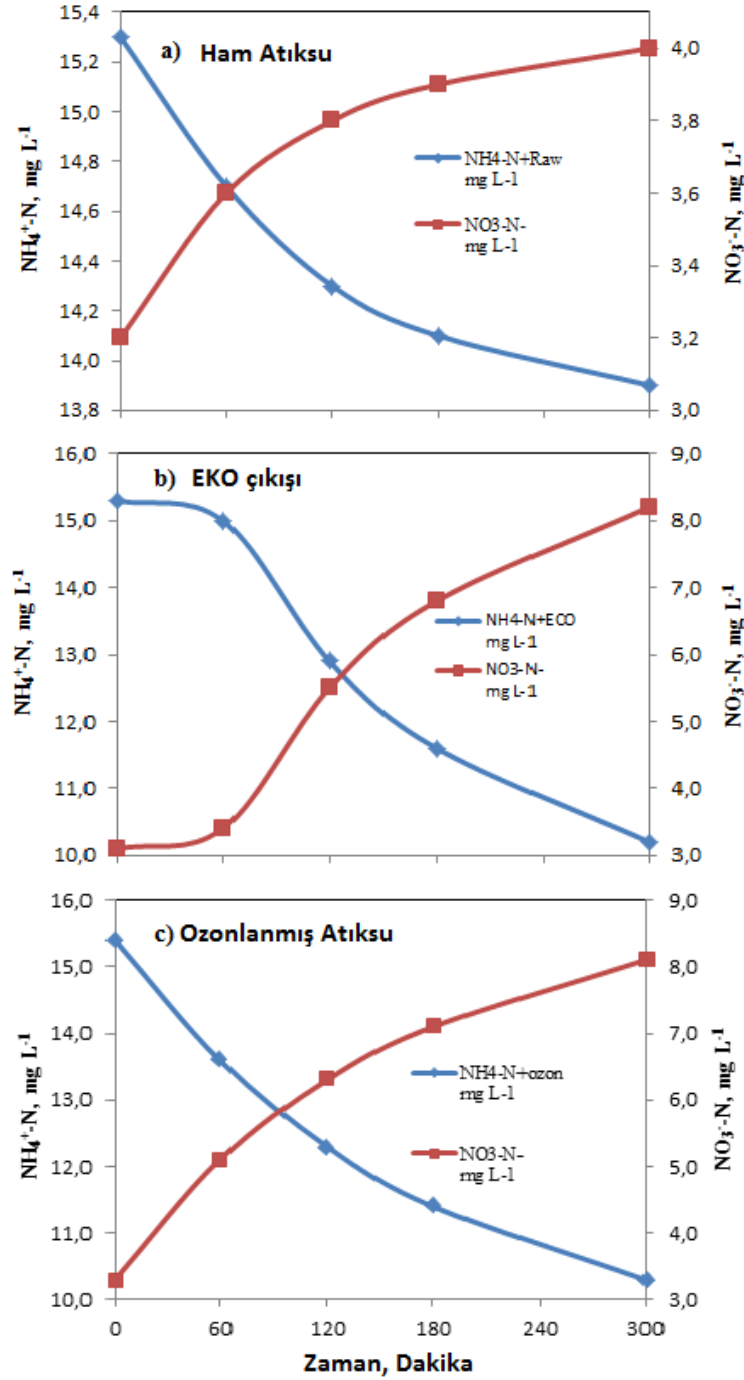
#### 4.5 Ham, Ozonlanmış ve Elektrokimyasal Olarak Arıtılmış Atıksuların Nitrifikasyon Bakterilerine Etkileri

Bazı çalışma sonuçları göstermektedir ki ABD’de deşarj standartlarının ihlalinde karşılın en sık durum yetersiz azot gideriminden kaynaklanmaktadır (Dagues 1981, Hall ve Foxen 1983). Çalışmalarımız sürecinde benzer problemlerin tekstil sektörü içinde geçerli olduğunu göstermiştir. Ham atıksuda yüksel iyonlaşmamış azot konsantrasyonu ve tekstil atıksularında bulunan bileşiklerin nitrifikasyon bakterileri için toksisite oluşturması problemin oluşmasından sorumlu başlıca faktörlerdir. EKO sürecinin aktif çamur sisteminde bulunan en hassas mikroorganizma türleri arasında yer alan nitrifikasyon bakterileri üzerine etkileri tez kapsamında deneysel olarak araştırılmıştır. Bunun dışında ham ve ozonlanmış atıksuyun yarattığı etkilerde belirlenerek EKO sürecinden elde edilen sonuçlar ile karşılaştırılmıştır. Şekil 4.9’de ham, ozonlanmış ve elektrokimyasal olarak arıtılmış atıksuların yaratmış olduğu nitrifikasyon profilleri grafiksel olarak gösterilmiştir.



**Şekil 4.9** Ham, Ozonlanmış ve EKO çıkış sularının nitrifikasyon profilleri

Şekilden de görülebileceği üzere üç farklı atıksuyun oluşturmuş olduğu nitrifikasyon kinetikleri birbirinden son derece farklıdır. Bunun ötesinde ham tekstil atıksuyun (mikroorganizmaların akliime edilmiş olmasına rağmen) aktif çamur süreci için toksik etki yarattığı görülmüştür. Bu toksik etki sistemdeki nitrifikasyon bakterisi kütle oranlarının çok düşük olması sonucunu doğurmaktadır. Şekil 4.10 'da amonyum oksidasyon ve nitrat oluşum profilleri verilmektedir.



**Şekil 4.10** Amonyum oksidasyon ve nitrat oluşum profilleri

Deneysel çalışmalarımız neticesinde ham, ozonlanmış ve elektrokimyasal olarak arıtılmış atıksuların yarattığı nitrifikasyon hızları sırası ile  $1.3 \pm 0.01 \text{ mg NH}_4\text{-N}^+ \text{ g}^{-1} \text{ MLVSS s}^{-1}$ ,  $8 \pm 0.01 \text{ mg NH}_4\text{-N}^+ \text{ g}^{-1} \text{ MLVSS s}^{-1}$  ve  $7.5 \pm 0.01 \text{ mg NH}_4\text{-N}^+ \text{ g}^{-1} \text{ MLVSS s}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Tekrarlamak gerekirse Eko çıkış sularının yaratmış olduğu nitrifikasyon kinetikleri üç saatlik bir atıksu

dinlendirme periyodundan sonra ölçülmüştür. Daha önce yapılan ölçümlerden bir netice alınamamıştır. Bu durumun nedeni olarak EKO sürecinde oluşan oksitleyici radikallerin nitrifikasyon reaksiyonlarını engellediği sonucuna varılmıştır. Benzer durum ozonlanmış sular için gözlemlenmemiştir. Bu durum ozonun suda çözünürlüğünün sınırlı olması ve dolayısı ile oluşan süperoksit gibi radikallerin çok kısa süre içinde bozunması ile açıklanmıştır.

#### 4.6 Tam Ölçekli Su ve Tuz Geri Kazanım Çalışmalarının sonuçları

Yüksek su ihtiyacı tekstil sektörünün çevresel açıdan belirgin özelliklerinden birisidir. Çalışmalarımız neticesinde su ihtiyacının ortalama  $6 \text{ L kg kumaş}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Oluşan atıksular yüksek organik madde, renk ve tuz içermektedir. Membran ayırım teknolojileri kullanılarak atıksudan su ve tuz geri kazanımını günümüzde uygulanabilir hale gelmiştir. NF ve TO membranları için akı değerleri (EKO sonrası)  $49 \pm 11 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1}$  ve  $26 \pm 3 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Membran geçirgenliği ise  $7.6 \pm 11 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1} \text{ bar}^{-1}$  ve  $0.9 \pm 0.7 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1} \text{ bar}^{-1}$  olarak ölçülmüştür. Beklendiği üzere, NF geçirgenliği TO'dan daha yüksek olarak ölçülmüştür. Araştırma sonuçları NF membranlarının TO membranlarının oranla daha hızlı tıkanıldığını göstermiştir. Bu durum boya ve diğer organik moleküllerin membran yüzeyine bağlanmasında kaynaklanmaktadır. Geri dönüştürülemeyen tıkanma oranları NF ve TO için %32 ve %42 olarak belirlenmiştir. NF ve TO membranları için akı değerleri (EKO uygulanmadan)  $39 \pm 2 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1}$  ve  $19.5 \pm 1 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1}$  olarak ölçülmüştür. NF ve TO için membran geçirimsizlikleri ise  $6.0 \pm 11 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1} \text{ bar}^{-1}$  ve  $0.73 \pm 0.6 \text{ L m}^{-2}\text{s}^{-1} \text{ bar}^{-1}$  olarak belirlenmiştir.

DeneySEL çalışma sürecinde gözlemlenen ortalama atıksu debisi ve atıksu tuz konsantrasyonu  $300 \pm 10 \text{ m}^3 \text{ g}^{-1}$  ve  $65 \pm 5 \text{ g L}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. NF ve TO membran süreçlerinin uygulanması neticesinde ise ortalama olarak %30 oranında su geri kazanımının mümkün olduğu gözlemlenmiştir. Ticari tuz çözeltilerinin tuz konsantrasyonu ortalama olarak  $270 \text{ g L}^{-1}$  olduğu düşünülür ise TO yan akımında tuz geri kazanımı teorik olarak mümkün görünmektedir. Ancak 500 nm dalga boyunda spektrofotometrik olarak yapılan ölçümler geri kazanılan tuzun boyama amacı ile kullanılamayacağını göstermiştir. Bunun nedeni ise tuz moleküllerine kimyasal olarak bağlı bulunan safsızlıklardır. EKO sonrası oluşan atıksuların membran süreci ile arıtıldığı sistemlerde pek çok işletme probleminin yaşandığı ve işletme basınçlarında sürekli artışların meydana geldiği gözlemlenmiştir.



## 5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Tekstil fabrikalarında su tüketimini azaltmak için çeşitli atıksu arıtım alternatifleri tam ve kesikli deneyler ile araştırmıştır. Kirlilik gideriminin yanı sıra su ve tuz geri kazanım alternatifleri tam ölçekli saha çalışmaları ile değerlendirilmiştir. Çalışmamızdan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmektedir.

Deneysel çalışmalar neticesinde EKO süreçlerinin kısa reaksiyon sürelerinde dahi etkin bir RGV sağladığı gözlemlenmiştir. Ancak bir saatten daha kısa EKO süresi için organik kirleticilerin tam minerilizasyonunun gerçekleşmediği de gözlemlenmiştir. Daha uzun reaksiyon süresinin yada artan akım yoğunluğunun işletme maliyetlerini önemli ölçüde arttırması nedeni ile mühendislik ekonomisi açısından uygulanamaz oldukları belirlenmiştir. Ancak zor ayrışa bilir organik moleküllerin daha basit yapı taşlarına ayrışmaları biyolojik arıtma açısından olumlu olması neden ile EKO süreçlerinin biyolojik arıtma ile desteklendiklerinde tatmin edici düzeyde kirlilik kontrolü sağlayabilecekleri görülmüştür. Burada EKO çıkış sularına yeterli dinlenme periyodunun sağlanması ise önemli bir diğer unsurdur.

Deneysel çalışmalar naphthalene, cenaphtylene, acenaphthene, antracene, benzo(a) antracene ve benzo (g, h, i) perylene gibi bazı zararlı bileşiklerin EKO süreçlerinde işletme koşullarına bağlı olarak oluşabileceğini göstermiştir. Bunun ötesinde alkali koşulların PAH bileşiklerinin oluşumunu tetikleyebileceği de görülmüştür. Söz konusu zararlı bileşiklerin oluşumunun asidik EKO işletme koşullarında minimum olduğu da çalışmanın önemli sonuçlarından birisidir.

Azalan atıksu renk içeriğine rağmen sınırlı miktarda oluşan organik madde giderimi EKO sürecinin hidrofilik molekül miktarını arttırmakta olduğunu bunun ise membran yüzeyinde oluşan konsantrasyon polarizasyonunun arttırması nedeni ile daha hızlı bir tıkanma hızı yatabileceğini göstermiştir. Saha ölçekli çalışmalarda belirlenen sık membran işletme problemleri bu bulgu ile desteklenmektedir. Gerek NF gerekse de TO işletme basınçlarının kısa süreler içerisinde 2-3 kat artması membranları da oluşan tıkanma problemlerinin nedeni ciddi ve hızlı olduğunun en açık göstergesi olmuştur. Buradan çıkarılan en önemli sonuçlardan bir tanesi EKO süreçlerinden sonra uygulanacak olan membran süreçlerinde membran materyal seçiminin çok dikkatli yapılması gerektiğidir. Bu hususlara dikkat edildiği durumlarda önemli miktarda su geri kazanımının

m¼mk¼n olduğu ancak tuz geri kazanımının uygulama bazında m¼mk¼n olmadığı y¼r¼tm¼ş olduğumuz tez çalışmaları kapsamında belirlenmiştir.

## **Teşekkürler**

Bu çalışma T.C. Namık Kemal Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Destekleme Programı tarafından NKUBAP.00.17.YL.11.04 sayılı proje kapsamında kısmen desteklenmiştir.

## 6. KAYNAKLAR

- Anglada A , Urtiaga A ve Ortiz I (2009). Contributions Of Electrochemical Oxidation To Waste-water Treatment: Fundamentals and Review Of Applications. *J Chem Technol Biotechnol*; 84: 1747–1755
- APHA-AWWA-WPCF (1998) . Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Artut K (2008). Sintine Suyunun Elektrokimyasal Yöntemle Arıtımının Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.
- Arslan I, Balcıoğlu I.A, Bahnemann D.W (2000), Advanced Chemical Oxidation of Reactive Dyes in Simulated Dyehouse Effluents by Ferrioxalate-Fenton/UV-A and TiO<sub>2</sub>/UV-A Processes, *Dyes and Pigments* , 47:207-218.
- Arslan I , Balcıoğlu I.A , Bahnemann D.W (2002), Advanced Oxidation of a Reactive Dyebath Effluent: Comparison of O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV-C and TiO<sub>2</sub>/UV-A Processes, *Water Res.* 36, 1143-1154.
- Azzam M.O , Tahboub Y , Al-Tarazi M (1999). Effect of Counter Electrode Material on The Anodic Destruction Of 4-Cl Phenol Solution, *Trans, IChemE* , 77: 219-226.
- Beck F, Kaiser B, Krohn H (2000). Boron-Doped Diamond (BDD)-Layers on Titanium Substrates as Electrodes in Applied Electrochemistry, *Electrochim. Acta* , 45:4691-4695.
- Bejankiwar R.S ( 2002). “Electrochemical Treatment of Cigarette Industry Wastewater Feasibility Study”, *Water Research*, 36: 4386-4390.
- Butron E, Juarez M.E, Solis M, Teutli M, Nava J.L ve Gonzalez I (2007). Electrochemical Incineration of Indigo Textile Dye in Filter-Press-Type FM01-LC Electrochemical Cell Using BDD Electrodes”, *Electrochimica Acta*, 52:6888-6894.
- Cañizares P, Paz R, Saez C, Rodrigo M. A (2009), Costs of The Electrochemical Oxidation of Wastewaters a Comparison With Ozonation and Fenton Oxidation Processes. *J. Environ Manage.* 90 : 410-420
- Canizares P. F, Martinez J, Garcia-Gomez, C, Saez M.A, Rodrigo M. A ( 2002). Combined Electrooxidation and Assisted Electrochemical Coagulation of Aqueous Phenol Wastes, *Journal of Applied Elektrochemistry*, 32: 1241-1246.
- Carey J.J , Christ J.C.S, Lowery S.N( 1995 ), Method of Electrolysis Employing a Doped Diamond Anode to Oxidize Solutes in Wastewater, *US Patent* 5: 399-247.
- Canizares P, Martinez F, Lobato J ve Rodrigo M. A (2007). “Break-up of Oil- in-Water Emulsions by Electrochemical Techniques”, *Journal Of Hazardous Materials*, 145:233-240.

- Chen G (2004) . Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment, Sep. Purif. Technol. 38: 11-41.
- Chiang L.C, Chang J.E, Wen T.C (1995). Indirect Oxidation Effect in Electrochemical Oxidation Treatment of Landfill Leachate, Water Res 29: 671-678.
- Chmielewski A. G, Urbański Migdal W( 1997), “Separation Technologies for Metals Recovery from Industrial Wastes”, Hydrometallurgy 45: 333-344.
- Comninellis C ve Pulgarin C (1993) . “Electrochemical Oxidation of Phenol for Wastewater Treatment Using SnO<sub>2</sub> Anodes”, Journal of Applied Electrochemistry, 23:108-112.
- Comninellis C ve Nerini A(1998) . “Anodic Oxidation of Phenol in the Presence of NaCl for Wastewater Treatment”, Journal of Applied Electrochemistry, 25:23-28.
- Dagues R. E (1981)., Inhibition of Nitrogenous BOD and Treatment Plant Performance Evaluation. J. Water Pollut. Control Fed, 53:738-1741.
- Deng Y ve Englehardt D(2006). Electrochemical Oxidation for Landfill Leachate Treatment.
- Eckenfelder W.W.Jr (1989) Industrial Water Pollution Control. (2nd ed.). Singapore, McGraw-Hill Inc.
- Faouzi A.M, Nasr B ve Abdellatif G(2007). Electrochemical Degradation of Anthraquinone Dye Alizarin Red S by Anodic Oxidation on Boron-Doped Diamond, Dyes and Pigments, 73:86-89.
- Fernandes A, Magrinho M, Lopes A, Goncalves I(2004). Electrochemical Degradation of C.I. Acid Orange 7, Dyes Pigments. 61: 287-296.
- Gotsi M , Kalogerakis N, Psillakis E, Samaras P ve Mantzavinos D(2005). Electrochemical Oxidation of Olive Oil Mill Wastewaters, Water Research, 39:4177-4187.
- Güven G(2004). Peyniraltı Atıksuyunun Arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Hall J.C, Foxen R. J(1983). Nitrification in BOD<sub>5</sub> test increases POTW Noncompliance, J. Water Pollut. Control Fed, 55 :1461-1469.
- Hege V(2002). Bottlenecks of Sustainable Water Reuse. Advanced Treatment Of Municipal Wastewater And Membrane Concentrates.
- Hepel M, Luo J(2001). Photoelectrochemical Mineralization of Textile Diazo Dye Pollutants Using Nanocrystalline WO<sub>3</sub> Electrodes, Electrochim. Acta, 47 : 729-740.

- İlhan F, Kurt U, Apaydın Ö, Arslankaya E ve Gönüllü M.T( 2007). Elektrokimyasal Arıtım ve Uygulamaları. Katı Atık Sızıntı Suyu Çalışması. AB Sürecinde Türkiye’de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, 3-3, İstanbul.
- Karaer Y( 2007). Atıksuların Kimyasal Yöntemle Arıtılması, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Kirk D. W, Sharifian H ve Foulkes F.R(1985). Anodic Oxidation of Aniline for Waste Water Treatment, Journal of Applied Electrochemistry, 15:285-292.
- Kim Y.M , Park D, Lee D.S, Park J.M(2008). Inhibitory Effects of Toxic Compounds on Nitrification Process for Cokes Wastewater Treatment, J. Hazard. Mater. 152 : 915-921.
- Kotz R, Stucki S, Carcer B(1991), Electrochemical Waste Water Treatment Using High Overvoltage Anodes. Part I. Physical and Electrochemical Properties of SnO<sub>2</sub> Anode. J. Appl. Electrochem. 21:14-20.
- Köleli F( 1996). Elektrokimya, Saray Bilimsel Yayıncılık, İzmir.
- Körbahti B. K, Aktaş N ve Tanyolaç A(2007). Optimization of Electrochemical Treatment of Industrial Paint Wastewater with Response Surface Methodology, Journal of Hazardous Materials, 148:83-90.
- Kurt E , Koseoglu-Imer D.Y, Dizge N, Chellam S, Koyuncu I(2012) . Pilot-scale evaluation of nanofiltration and reverse osmosis for process reuse of segregated textile dyewash wastewater, Desalination , 302: 24-32.
- Lin X.M, Wang M, Jiao ZK and Chen Z.Y( 2001). Study on Electrolytic Oxidation for Landfill Leachate Treatment, China Water&Wastewater , 17 (8) : 14-17
- Lin S. H, Peng C. F(1994) . Treatment of Textile Wastewater by Electrochemical Method, Water Res , 28 : 277-282.
- Lin S. H, Chen M. L(1997) . Treatment of Textile Wastewater by Chemical Methods for Reuse, Water. Res, 31: 868-876.
- Marincic L, Leitz F.B(1978). Electro-oxidation of Ammonia in Waste Water, J. Appl. Electrochem,8333-345.
- Martínez-Huitle CA and Ferro S( 2006). Electrochemical Oxidation Of Organic Pollutants for The Wastewater Treatment , Direct and Indirect Processes. Chem Soc Rev 35:1324–1340.
- McMullan G, Meehan C, Conneely A, Robinson N. T, Nigam P, Banat I. M, Marchant R, Smyth W. F (2001) .Microbial Decolourisation and Degradation of Textile Dyes, Appl. Microbiol. Biotechnol, 56 :81-87.

- Mert, B( 2008). Kağıt ve Karton Fabrikası Atık Suyunun Elektrokimyasal Olarak Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Mohan N , Balasubramanian N, Basha C. A(2007). Electrochemical Oxidation of Textile Wastewater and Its Reuse, J. Hazard. Mater, 147: 644-651.
- Montgomery D(1991). Design and Analysis of Experiments, third ed., John Wiley & Sons, NY.
- Mortimer C.E (1993). Modern Üniversite Kimyası, Çağlayan Kitabevi.
- Moraes P.B and Bertazzoli R(2005). Electrodegradation of Landfill Leachate in a Flow Electrochemical Reactor, Chemosphere 58 (1), 41-46.
- Muff J, Sogaard E.G (2010). Identification and Fate of Halogenated PAHs Formed During Electrochemical Treatment of Saline Aqueous Solutions, J. Hazard. Mater. 2011 doi:10.1016/j.jhazmat,12.110.
- Naumczyk J, Szpyrkowicz L and Zilio-Grandi F(1996). Electrochemical Treatment of Textile Wastewater, Water Science and Technology 34 (17), 17-24.
- Olthof M, Eckenfelder W.W.Jr. (1976),. Coagulation of Textile Wastewater. Textile, Chemist and Colorist, 8:18-22.
- Özdemir K (2005). Meyve suyu Fabrikası Atıksularının Elektrokimyasal Olarak Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Pala A, Tokat E(2002) . Color Removal from Cotton Textile Industry Wastewater in an Activated Sludge System with Various Additives, Water Res, 36: 2920-2925.
- Panizza M, Michaud P. A, Cerisola G, Comninellis C(2001). Anodic Oxidation of 2-Naphthol at Boron-Doped Diamond Electrodes, J. Electroanal. Chem, 507:206-214.
- Panizza M, Michaud A.P, Cerisola G, Comninellis Ch (2001). Electrochemical Treatment of Wastewater Containing Organic Pollutants on Boron Doped Diamond Electrode, Prediction Of Specific Energy Consumption And Required Electrode Area, Electrochem. Commun, 3:336-339.
- Polcaro A.M, Palmas S, Renoldi F, Mascia M(1999). On the performance of Ti/SnO<sub>2</sub> and Ti/PbO<sub>2</sub> Anodes in Electrochemical Degradation of 2-Chlorophenol for Wastewater Treatment, J. Appl. Electrochem, 29:147-151
- Pulgarin C, Adler N, Peringer P ve Comninellis C( 1994). Electrochemical Detoxification of a 1,4-Benzoquinone Solution in Wastewater Treatment, Water Research,28(4):887-893.
- Rajkumar D ve Palanivelu K(2004). Electrochemical Treatment of Industrial Wastewater, Journal of Hazardous Materials, 113:123-129.

- Rajeshwar K, Ibanez J.G(1997). Environmental Electrochemistry, Academic Press, Inc.
- Scott K (1995). Electrochemical Processes for Clean Technology . University of Newcastle Upon Tyne.
- Skoog, D.A ve West D.M (1982). Fundamentals of Analytical Chemistry, HolSaunders International Editions. Forth Edition.
- Soloman P.A, Basha C.A, Velan M. Ramomurthi V , Koteeswaran K, Balasubramanian N(2009). Electrochemical Degradation of Remazol Black B Dye Effluent, Clean- Soil, Air, Water. 37:889-900.
- Soydan A.B, Erbil C ve Saraç A.S( 1999). Teori ve Problemler ile Fiziksel Kimya, Beta Yayınları, , 539 s, İstanbul.
- Sullivan M(2004). Statistics Informed Decisions Using Data, Pearson Education, New Jersey.
- Şahin M(1989). Elektrokimya ve Kimyasal Termodinamik, Marmara Üniversitesi, İstanbul.
- Şen, M.F(2007). Katı Atık Sızıntı Sularının Elektrokimyasal Yöntemlerle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi (İzaydaş Tesisleri). Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- Tran L.H, Drogui P, Mercier G(2009). Jean-François Blais, Electrochemical Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Creosote Solution Using Reuthenium Oxide on Titanium Expanded Mesh Anode, J. Hazard, Mater 164: 1118-1129.
- T. Tunçal(2010). Model Based Evaluation of Microbial Mass Fractions, Effect of Absolute Anaerobic Reaction Time on Microbial Mass Fractions, Environ. Tech. 5 : 545-553.
- T. Tunçal(2010) . Model Evaluating Sludge Drying Potential of Different Sludge Types,Effect of Commonly Used Chemical Additives, Drying. Tech. 12 : 1344–1349.
- Uğurlu M(2004) .The Removal of Some İnorganic Compounds from Paper Mill Effluents by The Electrocoagulation Method, G.U. Journal of Science, 17(3), 85-99.
- Vlyssides AG, Loizidou M, Israilides C.J, Karvouni G ve Mourafeti V(1997). Electrochemical Treatment of Vinasse from Beet Molasses, Water Science and Technology, 36(2-3): 271-278.
- Vlyssides A.G, Rori N, Karlis P.K ve Zorpas A.A( 2002). Electrochemical Treatment in Relation to pH of Domestic Wastewater Using Ti/Pt Electrodes, Journal of Hazardous Materials, 95:215-226.
- Vlyssides A, Barampouti E.M, Mai S(2004). Degradation of Methyl Parathion in Aqueous Solution by Electrochemical Oxidation, J. Environ. Sci. Technol, 38: 6125-6135.
- Yalçın H ve Koç T(1999). Elektrokimya, Palme Yayıncılık, Ankara 177 s.



Zeren A(1999). Elektrokimya, Birsen Yayınevi, İstanbul.

Wang P, Lau W.C.I and Fang H.P.H( 2001). Landfill Leachate Treatment by Anaerobic Process and Electrochemical Oxidation, Environmental Science, 22,(5): 70.

Wang B, Kong W and Ma H(2007). Electrochemical Treatment of Paper Mill Wastewater Using Three-Dimensional Electrodes With Ti/Co/SnO<sub>2</sub>- Sb<sub>2</sub>O<sub>5</sub> Anode. J Hazard Mater 146:295–301.

Wu J, Eiteman M.A and Law S.E(1998).Evaluation of Membrane Filtration and Ozonation Processes for Treatment of Reactive-Dye Wastewater, J. Environ. Eng, 124 :272-277.

## ÖZGEÇMİŞ

1988 yılında Antakya 'da doğdu. İlkokul, ortaokul öğrenimlerini Manisa da ve lise öğrenimini ise Diyarbakır da tamamladıktan sonra 2006-2007 eğitim-öğretim yılında Namık Kemal Üniversitesi, Çorlu Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümünde lisans eğitimine başladı. 2010 yılında Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. 2012 yılında Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalında Yüksek Lisans öğrenimine başladı. Lisans öğreniminden sonra Vega Tekstil İnş.San ve Tic Ltd. Şti. firmasında başlamış olduğu “Çevre Mühendisliği” görevine şu anda ; Continental Confectionary Company Gıda San. ve Tic A.Ş de devam etmektedir.