

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



MUNZUR
ÜNİVERSİTESİ
2008

MEZBAHA ATIKSULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ
KULLANILARAK ARITILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Servet TEVKUR

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

DANIŞMAN
Doç. Dr. Mehtap TANYOL

TUNCELİ – 2019

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MEZBAHA ATIKSULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ
KULLANILARAK ARITILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Servet TEVKUR
(10881020)

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

DANIŞMAN
Doç. Dr. Mehtap TANYOL

TUNCELİ – 2019

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**MEZBAHA ATIKSULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ
KULLANILARAK ARITILMASI**

**Servet TEVKUR
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez 25/01/2019 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

İmza: 

Doç. Dr. Mehtap TANYOL
(Munzur Üniversitesi)

DANIŞMAN

İmza: 

Dr. Öğr. Üyesi Özlem TEPE
(Fırat Üniversitesi)

ÜYE

İmza: 

Dr. Öğr. Üyesi Şule TATAR
(Munzur Üniversitesi)

ÜYE

Bu tez, Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda hazırlanmıştır.

Prof. Dr. Numan YILDIRIM
Enstitü Müdürü
İmza ve Mühür

Bu çalışma, Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No: YLMUB017-08

NOT: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı “Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu”ndaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Bu tez çalışmasında, Tunceli ilinde bulunan mezbahadan temin edilen atıksuyun elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı laboratuvar koşullarında oluşturulan bir reaktör içerisinde araştırılmıştır.

Proseste; akım yoğunluğu, pH, elektrotlar arası mesafe ve işletme süresi gibi farklı parametrelerin arıtım verimine etkisi kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toplam organik karbon (TOK) giderimi esaslı olarak incelenmiştir.

KOİ giderimi klasik optimizasyon ile incelenmiş ve parametrelerin tek başına proses üzerindeki etkileri belirlenmiştir. En yüksek KOİ giderimi (%90,63) pH 7,47, akım yoğunluğu 15 mA/m², elektrotlar arası mesafe 16 mm ve işletme süresi 60 dakikada olduğu zaman elde edilmiştir. Bu şartlarda arıtmadan sonra, yağ ve gres, toplam katı madde(TKM), uçucu katı madde (UKM), amonyak azotu (NH₃-N), nitrat azotu (NO₃⁻-N), nitrit azotu (NO₂⁻-N), toplam kjeldahl azotu (TKN), ortofosfat (PO₄⁻³), bulanıklık ve renk giderim verimleri sırasıyla %92,22, %42,94, %75,38, %51,37, %71,69, %77,18, %79,64, %96,84, %99,81, %98,41 olarak elde edilmiştir. Optimum koşullarda işletme maliyeti ve tüketilen elektrot miktarı 9,15 TL/kg KOİ ve 0,79 kg/kg KOİ, enerji tüketimi ise 0,08 kWh/kg KOİ olarak bulunmuştur.

TOK giderimi cevap yüzey yönteminde (CYY) yer alan merkezi kompozit tasarım kullanılarak incelenmiştir ve parametrelerin proses üzerindeki etkileşim etkileri belirlenmiştir. Varyans analizi (ANOVA) ve merkezi kompozit tasarım kullanılarak ikinci dereceden bir model geliştirilmiştir. Maksimum TOK giderimini (%94,77) veren bağımsız proses değişkenleri değerleri, akım yoğunluğu 22,97 mA/m², elektrotlar arası mesafe 12,03 mm ve işletme süresi 78,95 dakika olarak elde edilmiştir. Optimum şartlarda arıtmadan sonra yağ ve gres, KOİ, TKM, UKM, NH₃-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N, TKN, PO₄⁻³, bulanıklık ve renk giderim verimleri sırasıyla %91,86, %84,55, %66,05, %87,18, %68,97, %61,17, %78,37, %95,58, %98,55, %98,41 olmuştur. Optimum koşullarda işletme maliyeti ve tüketilen elektrot miktarı 24,40 TL/kgTOK ve 2,11 kg/kg TOK ve enerji tüketimi ise 0,03 kWh/kg TOK olarak bulunmuştur.

Bu sonuçlar elektrokoagülasyonun mezbaha atıksuyunun etkin bir şekilde arıtılması için etkili bir yöntem olduğunu doğrulamaktadır.

Anahtar kelimeler: Elektrokoagülasyon, Demir Elektrot, Mezbaha Atıksuları, Cevap Yüzey Yöntemi.

ABSTRACT

Treatment by electrocoagulation process of slaughterhouse wastewaters

In this thesis, treatment of the wastewater obtained from the slaughterhouse in Tunceli province was investigated in a reactor which was formed in laboratory conditions by electrocoagulation process.

In the process; the effect of different parameters such as current density, pH, distance between electrodes and operation time on treatment efficiency was investigated based on chemical oxygen demand (COD) and total organic carbon (TOC) removal.

COD removal was investigated with classical optimization and the effects of the parameters on the process were determined. The highest COD removal (90.63%) was obtained at pH 7.47, current density 15 mA/m², distance between electrodes 16 mm and operating time 60 minutes. In this conditions after treatment, removal yields of the oil and grease, total solids (TKM), volatile solids (UKM), ammonia nitrogen (NH₃-N), nitrate nitrogen (NO₃⁻-N), nitrite nitrogen (NO₂⁻-N), total kjeldahl nitrogen (TKN), orthophosphate (PO₄⁻³), turbidity and color was found as 92.22%, 42.94%, 75.38%, 51.37%, 71.69%, 77.18%, 79.64%, 96.84%, 99.81%, 98.41%, respectively. The values of operating cost and consumed amount of electrode were obtained as 9.15 TL/kg COD and 0.79 kg/kg COD and energy consumption was found to be 0.08 kWh/kg COD in optimum conditions.

The TOC removal was investigated using central composite design under response surface method (RSM) and interaction effects of parameters on the process were determined. A second order model was developed by using variance analysis (ANOVA) and central composite design. Independent process variables values which give maximum TOC removal (94.77%) has been obtained as current density 22.97 mA/m², distance between electrodes 12.03 mm and operating time 78.95 minutes. In optimum conditions after the treatment, removal efficiencies of the oil and grease, COD, TSS, VSS, NH₃-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N, TKN, PO₄⁻³, turbidity and color has been obtained as 91.86%, 84.55%, 66.05%, 87.18%, 68.97%, 61.17%, 78.37%, 95.58%, 98.55%, 98.41%, respectively. The values of operating cost and consumed amount of electrode were obtained as 24.40 TL/kg TOC and 2.11 kg/kg TOC and the energy consumption was found to be 0.03 kWh/kg TOC in optimum conditions.

These results confirm that electrocoagulation is an effective method for the treatment of slaughterhouse wastewaters.

Key words: Electrocoagulation, Iron Electrode, Slaughterhouse Wastewaters, Response Surface Methodology.

TEŞEKKÜRLER

Tez çalışmam süresince yardımlarını esirgemeyen değerli danışmanım Doç. Dr. Mehtap TANYOL'a teşekkürlerimi sunarım.

Bu tez çalışmasını YLMUB017-08 proje numarası ile destekleyen Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimine teşekkür ederim.

Hayatımın her evresinde bana destek olan değerli aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.



İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖZET	I
ABSTRACT	II
TÜŞÜKKÜRLER	III
İÇİNDEKİLER	IV
ŞEKİLLER LİSTESİ	VI
TABLolar LİSTESİ	VII
KISALTMALAR	VIII
SEMBOLLER LİSTESİ	IX
1. GİRİŞ	1
1.1. Mezbaha ve Et İşleme Endüstrisi Atıksu Karakterizasyonu	2
1.2. Mezbaha Atıksularının Çevresel Etkileri	4
1.3. Mezbaha Atıksularının Arıtımı	5
1.4. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Yöntemleri	6
1.4.1. Elektrokoagülasyon	7
1.4.2. Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon	8
1.4.3. Elektrokoagülasyonda Alüminyum ve Demir Elektrodu	9
Kullanımı İle Gerçekleşen Reaksiyonlar	11
1.4.4. Elektrokoagülasyonun Teorisi ve Mekanizması	14
1.4.5. Elektrokoagülasyon Reaktör Dizaynı	14
1.4.6. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları	16
1.4.7. Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler	16
1.4.7.1. Akım Yoğunluğu	16
1.4.7.2. pH.....	17
1.4.7.3. Akım Verimi	17
1.4.7.4. Elektrot Materyali	18
1.4.7.5. Elektrotlar Arası Mesafe	18
1.4.7.6. Anyon Konsantrasyonu	18
1.4.7.7. Reaksiyon Süresi	19
1.4.8. Faraday Kanunu ve Akım Verimi	20
1.4.9. Cevap Yüzey Yöntemi	22
2. MATERYAL VE METOD	27
2.1. Mezbaha Atıksuyu Temini ve Karakterizasyonu	27
2.2. Elektrokoagülasyon Reaktörü	28
2.3. Analiz Yöntemleri	30
2.4. CYY ile Deneysel Dizayn	30
2.5. İşletme Maliyetinin Hesabı	32
3. BULGULAR VE TARTIŞMA	34
3.1. Farklı Parametrelerin KOİ Giderimi Üzerine Etkisi	34
3.1.1. Akım Yoğunluğunun Etkisi	34
3.1.2. pH'ın Etkisi	37
3.1.3. Elektrotlar Arası Mesafenin Etkisi	39
3.1.4. Prosesin İşletme Maliyeti	42
3.2. TOK Gideriminin İstatistiksel Modellemesi	43
3.2.1. Regrasyon Modeli ve ANOVA Analizi	44

3.2.2.	TOK Giderimi Üzerine Değişkenlerin Etkisi	45
4.	SONUÇLAR ve ÖNERİLER	50
5.	KAYNAKLAR	53
ÖZGEÇMİŞ		61



SEKİLLER LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 1.1. Elektrokoagülasyon prosesi bileşenleri ve kirlenici giderim mekanizması	14
Şekil 1.2. 2 seviyede 3 tasarım değişkeni için merkezi kompozit tasarım.....	21
Şekil 2.1. Mezbaha atıksuyu alınan tesis çıkışı.....	27
Şekil 2.2. Elektrokoagülasyon düzeneği.....	29
Şekil 3.1. Farklı akım yoğunluklarında KOİ değerlerinin ve ortam pH'nın zamanla değişimi (T:25 °C, pH:7,47 (doğal), elektrodlar arası mesafe 16 mm)	35
Şekil 3.2. Farklı pH'larda KOİ değerlerinin ve ortam pH'nın zamanla değişimi (T: 25 °C, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, akım yoğunluğu: 15 mA/m ²)	38
Şekil 3.3. Elektrotlar arası mesafenin KOİ değerlerinin ve ortam pH'nın zamanla değişimine etkisi (T: 25 °C, pH:7,47 (doğal), akım yoğunluğu: 15 mA/m ²)..	40
Şekil 3.4. KOİ'yi uzaklaştırmak için elektrokimyasal yöntemin işletme maliyeti.....	42
Şekil 3.5. TOK giderimi için tahmini ve gerçek değerler	43
Şekil 3.6. TOK giderim verimi üzerine bağımsız değişkenlerin (akım yoğunluğu, mesafe ve zaman) etkisi.....	46
Şekil 3.7. Optimum TOK giderimini veren ortam parametreleri	48
Şekil 4.1. Ham mezbaha atıksuyu ve arıtılmış atıksu	51

TABLÖLAR LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 1.1. Mezbaha atıksularının genel karakteristikleri	3
Tablo 1.2. Mezbaha atıksu deşarjı için dünya çapında farklı standart limitlerinin karşılaştırılması	4
Tablo 2.1. Ham mezbahane atıksuyunun bazı karakteristik özellikleri	4
Tablo 2.2. Analiz yöntemleri	28
Tablo 2.3. Elektrokoagülasyon prosesi faktörleri ve onların seviyeleri.....	30
Tablo 3.1. Belirli akım yoğunluğu uygulanmış mezbaha atıksuyunun KOİ değerleri	31
Tablo 3.2. Akım yoğunluğuna göre mezbaha atıksuyu arıtımına etki eden diğer Parametreler (T: 25 °C, pH: 7,47, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, t: 60 dakika).....	34
Tablo 3.3. Farklı pH değerlerine göre elektrokoagülasyon prosesi sonrası KOİ değerleri.....	36
Tablo 3.4. pH'a göre mezbaha atıksuyunun arıtım öncesi ve sonrası parametrelerin değişimi (T: 25 °C, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, akım yoğunluğu: 15 mA/m ²).....	37
Tablo 3.5. Farklı elektrodlar arası mesafe değerlerine göre elektrokoagülasyon prosesi sonrası KOİ değerleri.....	39
Tablo 3.6. Optimum KOİ giderimi şartlarında ortam parametrelerinin değişimi ve giderim yüzdeleri (T: 25 °C, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, akım yoğunluğu: 15 mA/m ² , t: 60 dakika)	40
Tablo 3.7. Merkezi kompozit tasarıma göre deneysel faktörler ve TOK giderim Sonuçları.....	41
Tablo 3.8. TOK giderimi için varyans analizi (ANOVA).....	44
Tablo 3.9. Optimum TOK giderimi şartlarında ortam parametrelerinin değişimi ve giderim yüzdeleri.....	49

KISALTMALAR

ABD	: Amerika Birleşik Devletleri
AKM	: Askıda Katı Madde
ANOVA	: Varyans Analizi
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
CYY	: Cevap Yüzey Yöntemi
EPA	: Çevre Koruma Ajansı (Environmental Protection Agency)
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NTU	: Nefelometrik Bulanıklık Birimi
NPOC	: Non Purgeable Organic Carbon
PAC	: Polialüminyum Klorid
SKKY	: Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
TKM	: Toplam Katı Madde
SM	: Standart Metod
TAKM	: Toplam Askıda Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldhal Azotu
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
TN	: Toplam Azot
TDS	: Toplam Çözünmüş Katı

SEMBOLLER LİSTESİ

A	: Amper
Al	: Alüminyum
Al(OH)₃	: Alüminyum hidroksit
C	: Parametrenin arıttımdan sonraki değeri
C_i	:Giriş atıksuyunun KOİ konsantrasyonu (kg/m ³)
C_o	:Parametrenin başlangıç değeri
E	: Tüketilen elektrik enerjisi (kWh)
e⁻	: Elektron
f	: Cevap fonksiyonu
F	: Faraday sabiti (96485 C/mol).
Fe	: Demir
Fe(OH)₂	: Demir (II) hidroksit
Fe(OH)₃	: Demir (III) hidroksit
I	: Akım şiddeti
K	: Potasyum
kg	: Kilogram
kWh	: Kilowatt saat
L	: Litre
m²	: metre kare
m³	: metre küp
mA	: Mili amper
mg	: miligram
mL	: Mililitre
mm	: Milimetre
N	: Azot
n	: Çözünen metalin tesir değeri
NH₃-N	: Amonyak azotu
NO₂-N	: Nitrit azotu
NO₃-N	: Nitrat azotu
OH	: Hidroksit
P	: Fosfor
PO₄⁻²	: Orta fosfat
q	: Akımın miktarı
t	: Zaman
U	: Hücre potansiyeli (volt)
V	:Atıksuyun hacmi (m ³)
x₁, x₂, x₃,...,x_n	:Bağımsız parametre
y	: Beklenen cevap
%	: Yüzde

1. GİRİŞ

Çevre kirliliği günümüzde, dünyanın karşı karşıya olduğu en büyük problemlerden biridir. Bu, doğrudan veya dolaylı olarak insanları ve diğer canlıları olumsuz yönde etkilemektedir. Çevreye zarar veren başlıca kaynaklardan biri insan faaliyetlerinden kaynaklanan atıksulardır (Nwabanne ve Obi, 2017).

Bu atıksulardan biri olan mezbaha atıksuları tipik bir kirlilik kaynağıdır ve ciddi bir çevresel tehdittir. Mezbaha atığı, hayvan dışkısı, kan ve yağ gibi kirleticilerden oluşan kesimevinden gelen atıksu olarak tanımlanır (ABD-EPA, 2002). Hayvanların kesilmesi ve ilgili ürünlerin üretimi için bol miktarda temiz suya ihtiyaç duyulmaktadır ve drenaj sistemine deşarj edilmeden önce temizlenmesi gereken fazla miktarda kirli su oluşmaktadır. Kesilen hayvan başına su tüketimi miktarı hayvana ve kullanılan işleme göre 1,0 - 8,3 m³ arasında değişir. Bu nedenle, sanayileşmiş ülkelerde kesimhane süreçleri halk sağlığını ve çevreyi korumak için sıkı bir yönetmelikle yönetilmektedir. Bir büyükbaş hayvan kesiminden gelen atıksu, hem kesim hattından gelen işlem suyunun hem de organik maddelerin konsantrasyonunda büyük bir değişime neden olan bağırsakların temizlenmesinden gelen suyun bir karışımıdır. Mezbaha atıklarında ana kirletici organik maddedir. Bu atıklardaki organik yüke yağ, sindirilmemiş gıda, kan, idrar, gevşek et, çözünebilir proteinler, dışkı ve kolloidal parçacıklar sebep olur (Ün ve ark., 2009; Ahmadian ve ark., 2012).

Mezbaha atıksularının anaerobik yöntemlerle ve hibrit sistemlerle arıtımı yoğun bir şekilde incelenmiştir. Ayrıca mezbaha atıksularının koagülasyonu alüminyum tuzları ve polimer bileşikler eklenerek çalışılmıştır ve maksimum KOİ giderim etkinliği %45-75 olarak rapor edilmiştir (Al-Mutairi ve ark., 2004).

Son yıllarda elektrokoagülasyon, su ve atıksu arıtımında kullanılan etkili proseslerden biridir. Elektrokoagülasyon, sulu bir ortamda, süspanse olmuş, emülsifiye edilmiş veya çözünmüş kirleticileri ortama bir elektrik akımı vererek destabilize etme işlemidir (Emamjomeh ve Sivakumar, 2009). Demir ve alüminyum; ucuz, kolay temin edilebilir ve etkili oldukları için en çok kullanılan elektrokoagülasyon elektrot malzemeleridir. Bu proseste, koagülant iyonları anodun elektrooksidasyonu ile çözeltide oluşur (Garg ve Prasad, 2016). Geleneksel flokülasyon ve koagülasyon ile karşılaştırıldığında, elektrokoagülasyon, işletme kolaylığı, değişken reaksiyon koşullarına

ve atıksu türlerine dayanıklılık, basit ekipman gereksinimi, daha az alıkonma süresi, oluşan flokların hızlı sedimentasyonu, daha az çamur üretimi ve daha az alan gereksinimi ve sermaye maliyeti gibi çeşitli avantajlara sahiptir (Olmez-Hanci ve ark., 2012). Elektrokoagülasyon peynir altı atıksuyu (Un ve ark., 2014), farmokoloji atıksuları (Singh ve ark., 2016), ağır metal atıksuları (Bhatti, 2009), yemekhane yağlı atıksuyu (Xu ve Zhu, 2004), patates cipsi üretimi atıksuyu (Koby ve ark., 2006a), tabakhane atıksuları (Elabbas ve ark., 2016), tekstil atıksuları (Zodi ve ark., 2010), nitratlı atıksu (Ghanbari ve ark., 2014) gibi farklı türde atıksuların arıtılması için başarıyla kullanılmıştır.

Bu tez çalışmasında, Tunceli ilinde bulunan bir mezbahadan temin edilen atıksuyun elektrokoagülasyon prosesi ile laboratuvar koşullarında oluşturulan bir reaktör içerisinde kesikli sistemde arıtılması amaçlanmıştır.

1.1. Mezbaha ve Et İşleme Endüstrisi Atıksu Karakterizasyonu

Son otuz yılda küresel et üretimi ikiye katlanmıştır ve 2050 yılına kadar et üretiminin istikrarlı bir şekilde iki katına çıkmasını öngörülmektedir 2002'den 2007'ye kadar, yıllık küresel sığır eti üretimi, %29'luk bir artışla $14,7 \times 10^6$ tona yükselmiştir. Buradan kesimhane tesislerinin (mezbaha) sayısının artacağı ve daha fazla hacimde atıksuyun oluşacağı sonucuna varılabilir (FAO, 2013).

Mezbaha atıksuları, tarım ve gıda endüstrisi kategorisinde endüstriyel atık olarak kabul edilmiş ve Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı tarafından çevreye en zararlı atıksulardan biri olarak sınıflandırılmıştır (ABD-EPA, 2004).

Et işleme ve kesim işlemlerinden, yüksek organik ve azotlu madde içeren, kırmızımsı kahverengi, KOİ, BOİ₅, AKM, çözünmüş madde ve yağ konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğu biyolojik olarak ayrışabilen atıksular meydana gelmektedir (Oğuz ve Oğuz, 1993). Atıksuyun karakteristiği, günde işlem gören hayvan sayısına, tipine ve işlemin doğasına bağlı olarak farklılık göstermektedir. Mezbaha atıksularının karakteristikleri daha önce yapılmış çalışmalara göre Tablo 1.1'de özetlenmiştir.

Oluşan atıksular kan, içkembe, et, yağ, gübre, kıl ve sakatat parçacıklarını içermektedir. Mezbaha ve et paketleme tesislerinden gelen atıksular kimyasal olarak evsel atıksuya benzer fakat bunlara göre oldukça konsantre yapı sergilemektedir.

Tablo 1.1. Mezbaha atıksularının genel karakteristikleri (Bustillo-Lecompteable ve Mehrvar, 2015)

Parametre	Aralık
TOK (mg/L)	70-1200
BOİ ₅ (mg/L)	150-4635
KOİ (mg/L)	500-15900
TN (mg/L)	50-841
TKM (mg/L)	270-6400
pH	4,90-8,10
TP (mg/L)	25-200
Orto-PO ₄ (mg/L)	20-100
Orto-P ₂ O ₅ (mg/L)	10-80
K (mg/L)	0.01-100
Renk (mg/L Pt-birimi)	175-400
Bulanıklık (FAU ^a)	200-300

^aFAU, formazine attenuation units

Et işleme ve kesim proseslerinin gerçekleştirildiği endüstrilerde kan, önemli bir kirlilik bileşenidir. Kanın BOİ'si yaklaşık olarak 100000 mg/L'dir. Kan çabuk koagüle olduğundan, kesim yapılan tesislerde çok sık yıkama yapılmaktadır ve bu işlem atıksu miktarını arttırmaktadır. Fakat son yıllarda bu bileşen yan ürün olarak elde edilmektedir. İlk yıkamada kesimin yapıldığı yerde ısı koagülasyonu ile kanın geri kazanılması da mümkündür.

Proseste işkembelerin dışarı atılması esnasında da oldukça fazla su kullanılmakta ve bu işlem de atıksuya ek kirlilik yükü getirmektedir. Bu tip işlemlerin atıksu üzerine etkisi, bunların ayrı toplanması veya katıların elenmesi ile azaltılabilmektedir.

Ayrıca bu endüstride atıksular, patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmalar ve temizlik faaliyetleri için kullanılan deterjanlar ve dezenfektanlar içerir. Mezbaha atıksuları ayrıca besin maddelerini, ağır metalleri, rengi ve bulanıklığı içerir. Ayrıca, veterinerlik amaçlı kullanılan dezenfektan, temizlik maddeleri ve ilaçların atıksuda mevcut olabileceğini belirtmek önemlidir (Bustillo-Lecompteable ve Mehrvar, 2015).

Tablo 1.2'de dünya çapındaki farklı kurumlar tarafından tavsiye edilen sucul alanlara deşarj edilecek organik bileşenlerin konsantrasyon limitleri verilmektedir. Ülkemizde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde (SKKY, 2004), mezbaha ve entegre et tesisleri atıksuları için verilmiş olan deşarj standartları ise Tablo 1.3'de mevcuttur.

Tablo 1.2. Mezbaha atıksu deşarjı için dünya çapında farklı standart limitlerinin karşılaştırılması (Bustillo-Lecompteable ve Mehrvar, 2015)

Parametre	Dünya Bankası standartları	Avrupa Birliği standartları	ABD standartları
BOİ, mg/L	30	25	26
KOI, mg/L	125	125	-
Toplam askıda katı madde (TAKM), mg/L	50	35	30
Toplam azot (TN), mg/L	10	10	8

Tablo 1.3. SKKY'ne (2004) göre mezbahalar ve entegre et tesisleri deşarj standartları.

Parametre	2 saatlik kompozit numune	24 saatlik kompozit numune
KOI, (mg/L)	250	160
Yağ ve gres (mg/L)	30	20
pH	6-9	6-9
Renk (Pt-Co), Ek satır: (RG-24/4/2011-27914)	280	260

1.2. Mezbaha Atıksularının Çevresel Etkileri

Mezbaha atıksuyundaki kanın ayrı bir toplama olmaksızın doğrudan arıtıma verilmesi halinde, aerobik arıtım teknolojileri ile arıtılması mümkün değildir. Bu atıksular direkt olarak nehre deşarj edildiğinde, azot ve fosfor gibi makrobesinler içermesi sebebiyle ötrofikasyona neden olabilir. Bu besin maddelerinin deşarjı aşırı yosun büyümesini ve ardından çürümeyi tetikler. Böylece, alg mineralizasyonu çözünmüş oksijen düzeylerinin tükenmesi nedeniyle sudaki yaşamın bozulmasına yol açabilir. BOI nedeniyle oksijen konsantrasyonu azaldıkça, balıkların yaşam koşulları ve sudaki diğer aerobik yaşam unsurları ortadan kalkabilir. Oksijen tamamen tükendiğinde, anaerobik ayrışma meydana gelir ve metan ve hidrojen sülfid gibi istenmeyen ayrışma ürünleri oluşur. Deşarj edilen atıksudaki toplam askıda kalan maddeler suda dıpsel birikimlere ve bulanıklıklara neden olur, balıkların solunum yollarını tahriş eder. Yağ ve gresler, suya, kanalizasyon sistemine ve alıcı çevreye zararlı maddelerdir. Yüzücü yağ ve gres, su üzerinde bir film oluşturur, ışık ve oksijenin aktarılmasını engeller. Sudaki canlıları ve araçları kirletir. Emülsifiye

yağlar, balıkta zehirli etkiler yapar ve solunum yollarının yağ ile kaplanmasına neden olur. Ayrıca mezbaha atıksuları, su hayatına doğrudan zehirli olan krom ve amonyak gibi bileşikler içerebilir (Uğurlu, 2004)

Et işleme endüstrisinin başka bir kirlenme kaynağı temizleme işleminin bir sonucu olarak yüzey aktif maddelerin eklenmesidir. Deterjanlardaki ana bileşenler olan yüzey aktif maddeler, yetersiz bir arıtım nedeniyle su ortamına girebilir, bu da ekosistemde insan, balık ve bitki örtüsünü etkileyen kısa süreli ve uzun süreli değişikliklere neden olur (Oğuz ve Oğuz, 1993; Belsky ve ark., 1999).

Sucul alanlara karışan mezbaha atıksularda bulunan patojenler bu sulara maruz kalan insanlara bulaşabilir. Bu alanların içme, yüzme veya sulama amacıyla kullanımını kısıtlar (Cao ve Mehrvar, 2011).

Et işleme endüstrisinin halk sağlığı üzerine genel etkileri, insanların mezbaha faaliyetleri ile doğrudan etkileşimi ve sıvı atıkların, katı atıkların ve kötü kokuların yetersiz yönetimi nedeniyle etkilenen çevre ile dolaylı etkileşimlerle ilgilidir (Mbuligwe, 2009). Um ve ark. (2008)'na göre, konvansiyonel arıtım süreçlerinin, mezbaha atıksularında bulunan antibiyotiğe dirençli *Escherichia coli* bakterilerinin azaltılması üzerinde önemli bir etkisi yoktur ve bu durum, antibiyotiğe dirençli ve patojenik bakterilerin çevreye yayılmasıyla ilgili olarak uygun şekilde işlem görmemiş mezbaha atıkları ile ilişkili halk sağlığı risklerini vurgulamaktadır.

Bu nedenlerle, çevre kirliliğini ve insan sağlığı etkilerini önlemek için mezbaha atıksularının sucul ortamlara deşarj edilmeden önce verimli bir şekilde arıtılması gereklidir.

1.3. Mezbaha Atıksularının Arıtımı

Ham mezbaha atıksularının bir su ortamına doğrudan deşarjı, yüksek organik yükünden dolayı mümkün değildir. Bu nedenle, uygun bertaraf için mezbaha atıksuyunun ön arıtımı ve/veya daha fazla arıtımı gerçekleştirilmelidir. Mezbaha atıksuyu yönetiminde ilk adım, proses girdilerinin en aza indirilmesidir (Johns, 1995). Genellikle kaynağında atıksu üretimini en aza indirmek tercih edilir. Et işleme endüstrisinde su tüketimi önemli ölçüde değişmekle birlikte, düzenli bir kesimhane çok miktarda atıksu üretir ve genellikle verimli bir tatlı su kullanıcısı değildir. Mezbaha atıksuyundan faydalı

yan ürünlerin geri kazanılması için günümüzde yüksek kaliteli çıkış suları, biyogaz, gübre ve besin maddeleri elde etmeye odaklanılmıştır (Amorim ve ark., 2007).

Mezbaha atıksularını arıtma yöntemleri evsel atıksuların arıtımında kullanılan mevcut teknolojilere benzer ve ön, birincil, ikincil ve hatta üçüncül arıtma içerebilir. Bu nedenle, ön arıtma işleminden sonra mezbaha atıksularının arzu edilen arıtım derecesine göre yönetim yöntemleri çeşitlidir ve bu yöntemler; arazi uygulaması, fizikokimyasal arıtma, biyolojik arıtma, ileri oksidasyon prosesleri ve birleşik işlemler olmak üzere beş ana alt gruba ayrılabilir (Valta ve ark.,2015). Her sistemin kendi avantajları ve dezavantajları vardır.

Ön arıtma genel olarak; ayırma, çökeltme, kan toplama ve yağ ayırmayı içerir. Arazi uygulaması genellikle tarım arazisi üzerine mezbaha atıksuyunun doğrudan sulanmasını içerir. Fizikokimyasal arıtım metotları; çözülmüş hava flotasyonu, koagülasyon ve flokülasyon, elektrokoagülasyon ve membran teknolojileridir. Anaerobik ve aerobik biyolojik arıtım yöntemleri mezbaha atıksuyunun arıtımında kullanılabilir. İleri oksidasyon prosesleri çeşitlidir ve atıksuda bulunan organik ve inorganik maddelerin hidroksil radikalleri ile reaksiyona girmesiyle oksidasyonu ve bozunması için UV/H₂O₂ ve UV/O₃ proseslerini içerir. Kombine (birleşik) prosesler ile et işleme endüstrisinde suyun geri dönüşümüne izin veren yüksek kaliteli arıtılmış su sağlanabilir. Bu nedenle, kombine prosesler, günümüzde birçok mezbaha atıksu türü için başarıyla kullanılabilecek güvenilir bir teknolojiye dönüşmüştür. Bununla birlikte, spesifik bir arıtımın seçimi temel olarak arıtılan mezbaha atıksuyunun özelliklerine, en uygun teknolojiye ve farklı ülkelerdeki mevcut düzenlemelere bağlıdır (Bull ve ark., 1982; Tritt ve Schuchardt, 1992; San Jose, 2004; Mittal, 2004; Eryuruk ve ark., 2014).

Bu prosesler içerisinde elektrokoagülasyon teknolojisi, özellikle mezbaha atıksuyu gibi yüksek süspansiyonlu katı madde içeren atıksuların arıtılması için bir alternatif sunmaktadır.

1.4. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Yöntemleri

Elektrokimyasal arıtma proseslerinin genel mekanizması, pıhtılaşma, adsorpsiyon, absorpsiyon, çökeltme ve flotasyon süreçlerini içerir. Son yıllarda elektrokimyasal arıtma prosesi çevre dostu ve çok yönlü bir arıtma prosesi haline gelmiş ve atık su arıtımında dikkat çekmektedir. Elektrokimyasal süreçlerin en önemli farklılıkları, sürecin şekli ve

yapısıdır (elektrot tipi, uygulanan akım, elektrik gerilimi ve işlem tipi). Özellikle elektrokimyasal tipte elektrokoagülasyon veya elektrokimyasal arıtımın tetiklenip tetiklenmeyeceğini belirleyen elementin elektrooksidasyonu esas olup 3 yöntemden oluşmaktadır. Bu sistemler elektrooksidasyon, elektrofiltrasyon ve elektrokoagülasyondur. Bu sistemler tek tek olduğu kadar, bazı sistemlerde birkaç elektrokimyasal süreç eşzamanlı olarak kullanılabilir. Örneğin, elektrokoagülasyon işlemi sırasında, kısmen doğal olarak oluşan gaz çıkışına bağlı olarak bir elektroflotasyon meydana gelir. Bu, elektrokimyasal arıtım yöntemlerinde kısa sürede etkili bir arıtım verimine olanak sağlar (İlhan ve ark., 2007).

1.4.1.Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon prosesi, birçok endüstriyel atıksuyun arıtılması için birçok faydası nedeniyle etkili bir yöntem olarak kullanılmaktadır. Literatürde elektrokoagülasyon sürecinin sıklıkla arıtımda kullanıldığı görülmektedir. Elektrokaplama atıksuları, ağır metal içeren atıksular, maden ocağı atıkları, tekstil endüstrisi atıksuları, çöp sızıntı suları, yüzey aktif maddeler içeren atıksular, tarım sanayi atıksuları, mandıra atıksuları, gibi spesifik inorganik/organik kirleticiler barındıran atıksuların arıtımında ve yeraltı suları ile içme suyu arıtımında da kullanılmaktadır (Tetik, 2011).

Elektrokoagülasyon işlemi, kirleticilerin farklı tipteki atıksulardan arındırılmasında etkilidir ve yeraltı ve yerüstü sularının arıtılmasında da etkili bir şekilde kullanılır. Bu işlemin kullanıldığı bazı alanlar;

- Yeraltı suyu arıtma,
- İçme suyu arıtma
- Evsel atıksu arıtma,
- Temas soğutma kuleleri kirlenmiş sular olarak listelenebilir (Samuk ve ark, 2011).

Elektrokoagülasyon yaygın olarak kullanılan elektrokimyasal süreçlerdir. Elektrokimyasal işlemlerde en önemli kurallardan biri elektrot tipidir. Elektrokoagülasyonda alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) elektrotlar yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu elektrotlar, $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşturmak için proses sürecinde su ile reaksiyona girer.

Sistemdeki işlem metal hidroksitlerin oluşumu ile başlar. Çok yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip metal hidroksitlerin adsorpsiyon prensibine dayanan, sudaki çeşitli kirletici parametreleri adsorbe ederek sudan çökeltme yoluyla gideren bu arıtım yöntemi günümüzde birçok yerde kullanılmaktadır. Bu işlem sırasında elektrotlar üzerindeki elektrokimyasal prosesler sudan çok küçük gaz kabarcıkları ile sonuçlanır. Bu gaz kabarcıklarının elektroflotasyonun temelini oluşturduğu göz önüne alındığında, bazı kirleticilerin elektrokoagülasyon sırasında elektroflotasyon ile sudan uzaklaştırılacağı söylenebilir. Belirli bir düzeyde elektroflotasyon meydana geldiği için, kirletici maddelerin uzaklaştırılması oldukça verimlidir. Bu verimlilik, çeşitli çalışma koşullarının optimizasyonu ile daha da artırılabilir.

Elektrokoagülasyonda genellikle; elektrotların yüzeyindeki elektrolitik reaksiyonlar, sıvı fazda koagülantların (metalik iyonlar) oluşumu ve çözünebilir veya koloidal kirleticilerin adsorpsiyonu, koagülasyon, çökeltme veya flotasyon mekanizmaları ile giderilmesini kapsayan üç temel işlem vardır.

Emülgatörler, askıda katı maddeler ve koloidal maddeler elektrokoagülasyon ile stabilize edilir. Bu nedenle, elektriksel uygulamalarda, parçacıklar elektrotlarla doğru şekilde temas ettirildiği zaman, parçacıklar nötralize edilir ve farklı parçacıklar birlikte büyük kümeler oluşturur. Elektrokoagülasyon işleminde çoğunlukla alüminyum veya demir elektrotlar kullanılır. Bunun başlıca nedeni, metalik iyonların yüksek adsorpsiyon seviyesi nedeniyle iyi bir koagülan olmasıdır. Dispersiyona uğramış partiküller elektro-pıhtılaştırma prosesi ile sudan alınabilir ve stabil çamur elde edilebilir (Delipınar, 2007).

1.4.2. Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon

Yüzeysel bulanık sular, hem çökebilen, hem de kolaylıkla çökemeyen tanecikleri ihtiva ederler. Çökemeyen taneciklerin büyük bir kısmı koloidal tanecikler olup, her biri negatif elektrik yükü taşır ve bunlar magnetik kutupların birbirini itmesi gibi, birbirlerini iterler ve bir araya gelemmezler. Bu duruma sistemin stabilizasyonu denilmektedir. İtmelerin ortaya çıkardığı stabilizasyon nedeniyle, tanecikler birbirine çarpışıp, daha büyük kütleyle sahip yumaklar haline gelemmezler ve dolayısıyla çökemezler.

Koagülasyon, tanecikleri birbirinden ayrı tutan güçleri nötralize ederek, kolloidlerin destabilizasyonunun sağlanmasına verilen bir yöntemdir (Prasad, 2009).

Pıhtılaşma süreci, sudaki askıda ve çözünmüş maddelerin suya kimyasal madde eklenmesiyle oluşturduğu fiziksel faktörlerle sudan arındırılmasını amaçlamaktadır. Pıhtılaşma işlemi, esas olarak, kimyasalların eklenmesi ve yumaklar haline getirilmesiyle kolloidal maddelerin sudan uzaklaştırılabilir bir yapıya dönüştürülmesi işlemidir. Bu işlem, pıhtılaşmış parçacıkların çökeltme yoluyla sudan ayrılabilen topaklara pıhtılaştırılmasıdır. Peletin hareketi yavaş karıştırma ile elde edilir.

Koagülasyon, su ve endüstriyel atıksu arıtımında, bulanıklığı, askıda katı maddeleri, organik maddeleri, rengi ve metal iyonları uzaklaştırmak için kullanılır.

Suların içindeki safsızlıklar, çözünmüş parçacıklar ve askıda katı maddeler değişik büyüklüklerde olabilirler. Bununla birlikte pek çok madde yer çekimi ile çökemeyecek kadar küçük olduğundan verimli bir giderimin çöktürme ile sağlanabilmesi mümkün olmamaktadır. Bunun için küçük parçacıkların bir araya toplanması gerekmektedir. Suyu kimyasal madde ilave ederek daha iyi çökebilen yapılara dönüştürülmesi işlemine koagülasyon adı verilmektedir. Elektrokoagülasyonda ise koagülasyon işlemi suya akım verilmesi ile gerçekleştirilir.

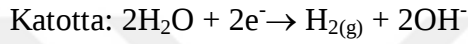
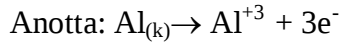
Elektrokoagülasyon ile geleneksel koagülasyon-flokülasyon prosesleri karşılaştırıldığında elektrokoagülasyonun teoride avantajı küçük kolloidlerin uzaklaştırılmasıdır. Nispeten az miktarda çamur meydana getirir. Elektrik alanın küçük boyutlu, yüklü partikülleri hareket halinde tutmasından dolayı partiküller koagüle olur (Kumar ve ark., 2009).

Elektrokoagülasyon prosesi iyi bir alternatiftir çünkü bu yöntem, klasik kimyasal destabilizasyonun dezavantajlarını ortadan kaldırmaktadır. Bu metotla, askıda katı maddelerin destabilizasyonu sağlanır. Çökelmeyen kısım azalır. Katının sıvıdan ayrılması çökeltme ile olur. Ama oluşan çamurun bir kısmı suyun elektrolizi sırasında meydana gelen kabarcıklar ile yüzdürülür. Elektrokoagülasyon işlemi, havanın düşük miktarlarda olması durumunda organik kısmın flokülasyon ile iyi bir şekilde ayrışmasına izin vermez (Holt ve ark., 2005).

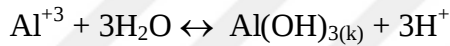
Yukarıdaki açıklamalardan anlaşılacağı üzere destabilizasyonun adımı, koagülasyondur. Yani yük nötralizasyonudur. Atıksuların arıtılmasında bir fizikokimyasal proses ile flotasyonun kullanılması; çökeltme ile uzaklaştırmaya benzer bazı avantajlar sunar.

1.4.3. Elektrokoagülasyonda Alüminyum ve Demir Elektrodu Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar

Elektrokoagülasyon işleminde alüminyum (Al) elektrotlar kullanılarak anotta çözülür ve katotta hidrojen gazı salınır. Al'un çözünmesi sırasında anotta farklı Al türleri üretilir. Al türleri, büyük kümeler oluşturmak için kirletici olarak koagülantlarla birleşir. Sudaki Al anotların oksidasyonla elektrolitik çözünmesi, farklı Al^{+3} türlerini oluşturur.

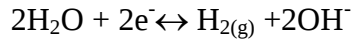


Hidroliz sırasında oluşan H_2 gazı su yüzeyine doğru yüzer ve bundan dolayı flotasyon prosesini hızlandırır. Al^{+3} iyonlarının katı $Al(OH)_3$ oluşum reaksiyonu şu şekilde gerçekleşir:



Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon işleminde, koagülant üretim mekanizması kimyasal koagülasyondaki mekanizmaya benzer. Her iki işlemde de, Al^{3+} 'ün hidrolizi ve sonuçta bir dizi alüminyum hidroksit polimer kompleksleri ve çöktelleri oluşur.

pH, katotta suyun indirgenmesinden sonra hidrojen oluşumu ve hidroksit birikmesinden dolayı artmaktadır.

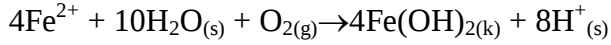
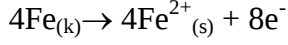


Bununla birlikte, sulu ortamın pH değerine bağlı olarak reaksiyon sonucu $Al(OH)^{+2}$, $Al_2(OH)_2^{+4}$ ve $Al(OH)_4^{-}$ gibi diğer bazı Al türleri de görülür. Al^{+3} iyonlarının hidrolizi ile $Al(H_2O)_6^{+3}$, $Al(H_2O)_5OH^{+2}$ ve hidroliz ürünleri $Al(OH)^{+2}$, $Al(OH)_2^{+}$, $Al_2(OH)_2^{+}$, $Al_2(OH)_2^{+4}$, $Al(OH)_4^{-}$, $Al_6(H_2O)_{15}^{+3}$, $Al_7(H_2O)_{17}^{+4}$, $Al_8(H_2O)_{20}^{+4}$, $Al_{13}(H_2O)_{24}^{+7}$, $Al_{13}(H_2O)_{34}^{+5}$ gibi monomerik ve polimerik bileşiklerde oluşabilir (Uzun Parlak, 2008).

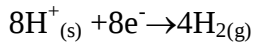
Demir (Fe) elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon reaktöründe meydana gelen reaksiyonlar elektrolitik sistemdeki demirin oksidasyonu demir hidroksit (Fe(OH)_n, (n=2 veya 3) üretimiyle sonuçlanır. Fe(OH)_n iki mekanizma ile üretilir:

Birinci mekanizma olarak;

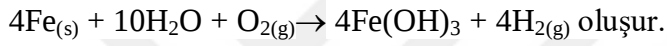
Anotta



Katotta

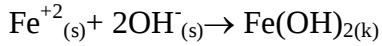
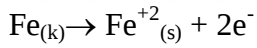


Sonuçta

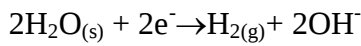


İkinci mekanizma olarak:

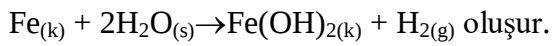
Anotta



Katotta



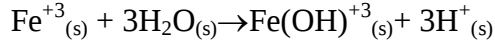
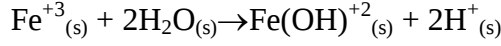
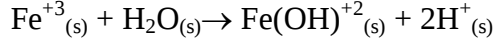
Sonuçta



H₂ çözülmüş organikleri veya flotasyon ile redoks reaksiyonunun bir sonucu olarak üretilen askıya alınmış maddeleri giderir.

Fe³⁺ iyonları hidratlı olabilir ve Fe(OH)⁺², Fe(OH)⁺² ve Fe(OH)⁺³ bileşikleri asidik koşullar altında çözeltinin pH bağlı olarak oluşabilir.

Reaksiyonlar aşağıdaki gibidir:



Alkali koşullar altında, $\text{Fe}(\text{OH})^{-6}$ ve $\text{Fe}(\text{OH})^{-4}$ bileşikleri görülebilir (Uzun Parlak, 2008).

1.4.4. Elektrokoagülasyonun Teorisi ve Mekanizması

Elektrokoagülasyon teorisi birçok araştırmacı tarafından tartışılmıştır. Genel kabule göre elektrokoagülasyon prosesi 3 adımı kapsar:

- Anotun elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların teşekkülü,
- Kirleticilerin, askıda katıların destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılması,
- Destabilize olan fazların yumaklaşması

Taneciklerin destabilizasyon mekanizması ve emülsiyonların kırılması, aşağıda kısaca özetlenmiştir.

1. Yüklü partiküllerin çevresindeki difüz tabakasının sıkışması,

Bu olay; çözeltiden akım geçişi sonucunda anodun çözülmesiyle meydana gelen iyonların girişimiyle gerçekleşir.

2. Atıksuda mevcut iyonik türlerin yük nötralizasyonu,

Bu durum, anot elektrodun elektrokimyasal çözülmesi sonucunda üretilen zıt yüklü iyonlarla sağlanır. Bu karşı iyonlar, tanecikler arasında elektrostatik itmeyi azaltır, böylece Van der Waals çekim güçleri etkin olur. Proseste net yükün sıfır olması söz konusudur.

3. Flok teşekkülü ve çamur tabakasının oluşması,

Oluşan çamur tabakası, bağlanmış olan kolloidal tanecikleri yakalayıp bağlayarak, onları da uzaklaştırır (Ömürlü, 2005; Hernandez ve ark., 2009).

Elektrokimyasal proses mekanizması oldukça komplekstir. Genelde mekanizmanın elektrokoagülasyon, elektroflotasyon ve elektrooksidasyonun karışımı olduğuna inanılır. (Kabdaslı ve ark., 2009).

Yeterli güç sağlanmasıyla, küçük organik moleküller anotta koagülantlar tarafından yakalanır. Bazı organik moleküller ve askıda katı maddeleri elektrolitik oksidasyon ile meydana gelen koagülant tutar, bu olay sedimentasyon veya H_2 flotasyonudur (Merzouk, 2009).

Kesikli ya da sürekli sistemde elektrokoagülasyon prosesi sonucu az miktarda çamur oluşur bu da flotasyon ile yüzdürülür (Cenkin ve Belevstev, 1985).

Elektrokoagülasyonun mekanizması, büyük ölçüde sulu ortamın kimyasına ve bilhassa iletkenliğine bağlıdır. İlaveten, pH, tanecik boyutu ve kimyasal bileşenlerin konsantrasyonları gibi diğer karakteristikler de elektrokoagülasyon prosesinde etkili olmaktadır.

Aluminyum ve demir elektrotların seçilme nedeni, bunların çok yaygın kullanılmasından dolayıdır. Proseste kullanılan elektrotlar hücre içerisine seri ve paralel şekillere bağlanabilir.

Seri bağlanan hücrelerde, direnç büyük olur. Bu yüzden, belirli bir akımın geçmesi için daha büyük bir potansiyel gerekir. Ancak, aynı akım bütün elektrotlardan geçer. Paralel bağlamada ise, elektrik akımı bütün elektrotlar arasında bölünür.

Bazı araştırmacılar, paralel bağlı “bipolar” elektrotlar kullanmışlardır. Bu düzenlemede, kurban elektrotlar, iki paralel elektrodun arasında yerleştirilir ve birbirlerine bağlanmazlar. Sadece iki monopolar elektrot, güç kaynağına bağlanır. Bu çeşit bir düzenleme, kullanımında pratiklik sağlar. Elektrik akımı, iki elektrottan geçtiği zaman, iletken plakalar elektrikle yüklenir. Mesela, güç kaynağının + ucuna bağlı monopolar elektroda komşu olan kurban anodun, monopolar elektroda bakan yüzeyi - yüklenirken, diğer yüzeyi de + yüklü olur. Bipolar elektrot sistemlerinde elektroliz esnasında, pozitif yüzeylerde anodik reaksiyonlar olurken, negatif yüzeylerde katodik reaksiyonlar cereyan eder. Plakaların yüzeyindeki yük, yanındaki plakanın tersi olur (Asselin ve ark., 2008).

Sistemde sürekli iyon üretilebilmesi için kurban elektrot olarak genellikle demir veya alüminyum gibi tüketilebilen metal plakalar kullanılır. Meydana gelen iyonlar, askıdaki katıların yüklerini nötralize eder ve bu suretle koagülasyon meydana gelir. Açığa çıkan iyonlar, ya kimyasal reaksiyon ve çöktürmeyle ya da kolloidal maddenin bir araya getirilmesi ve elektrolitik flotasyonla sudaki kirlilik yapan maddeleri uzaklaştırırlar.

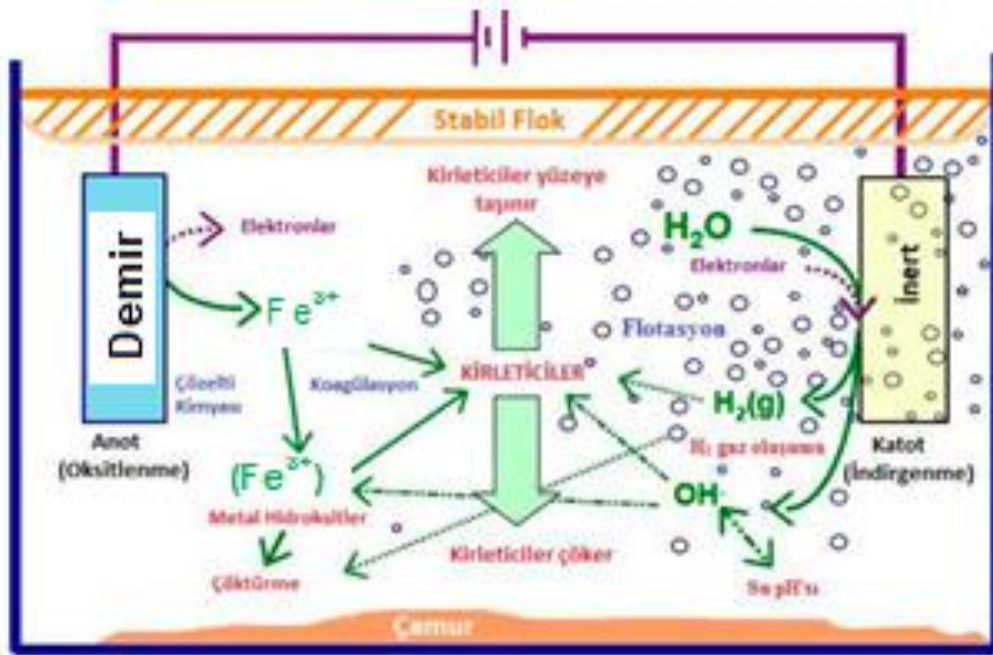
Ayrıca kolloidal tanecikleri, yağları ve diğer kirlilik yapan maddeleri ihtiva eden su, uygulanan elektrik alan içinde hareket ederken, su ve kirlilik yapan maddelerin, fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirebilen iyonizasyon, elektroliz, hidroliz ve serbest radikal teşekkülü gibi olaylar meydana gelir. Sonuç olarak bu durumda, suda kirlilik yapan maddeler ya ayrışır ya da az çözünür duruma gelirler (Mollah ve ark., 2001).

Aritma verimini optimize etmek için; pH, oksidasyon redüksiyon potansiyeli ve iletkenlik gibi parametreler, kirlilik yapan maddeye bağlı olarak ayarlanabilir.

Elektrokoagülasyon prosesinde suya kısa bir zaman için elektrik alan uygulanır ve muamele edilmiş karışım, ayırma sistemine aktarılır. Burada su ve kirlilik yapan karışım flotasyona maruz bırakılır. Karışım, temiz su ile floke olmuş bir tabakadan meydana gelir (Koren ve Syversen, 1995).

1.4.5. Elektrokoagülasyon Reaktör Dizaynı

Elektrokoagülasyon reaktörleri, basit olarak anot ve katot elektrotun bulunduğu elektrolitik hücre ile anot ve katot elektrotların bağlandığı DC güç kaynağı ve genellikle magnetik karıştırıcıdan oluşmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinde arıtım mekanizması, ortamın kimyasal özelliği, iletkenlik, pH, partikül boyutu, arıtılacak maddenin kimyasal özellikleri ve miktarı ile belirlenir (Mollah ve ark., 2001). Şekil 1.1’de elektrokoagülasyon prosesi temel bileşenleri ve kirlenici giderim mekanizmaları verilmiştir.



Şekil 1.1. Elektrokoagülasyon prosesi bileşenleri ve kirlenici giderim mekanizması (Holt, 2002)

1.4.6. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları

Elektrokoagülasyon prosesinin diğer farklı prosesler gibi avantaj ve dezavantajlarının olduğu durumlar söz konusu olmaktadır. Bunlar aşağıdaki gibi sıralanabilir.

Avantajları:

- Elektrokoagülasyon basit ekipman gerektirir ve kullanımı kolaydır.
- Elektrokoagülasyon düşük işletme ve düşük ilk yatırım maliyeti gerektirir.
- Elektrokoagülasyon hücresindeki elektrolitik prosesler elektriksel olarak kontrol edilir, böylece daha az bakım gerektirir.
- Elektrokoagülasyon herhangi bir kimyasal madde gerektirmez. Bu yüzden fazla kimyasalları nötralize etme sorunu ve kimyasal maddelerin neden olduğu ikincil kirlilik olasılığı yoktur.
- Elektrokoagülasyonla oluşan çamur esas olarak metal oksitler/hidroksitlerden oluşur. Bu nedenle çamur oluşumu azdır. Elektrokoagülasyon sonucu oluşan çamurlar kolayca çöktürülebilir ve susuzlaştırılabilir.
- Elektrokoagülasyon flokları çok daha büyük olma eğilimindedir, daha az bağlı su içerir, aside dayanıklıdır ve daha stabildir ve bu nedenle filtreleme ile daha hızlı bir şekilde ayrılabilir. Daha az kimyasal madde kullanılır.
- Elektrokoagülasyonun flok formları kimyasal floklara benzemesine rağmen elektrokoagülasyon flokları daha büyük olur ve daha kararlıdır. Ayrıca bu floklar filtrasyonla daha kolay ayrılabilirler.
- Elektrokoagülasyon kimyasal işlemlerle karşılaştırıldığında daha az toplam çözünmüş katı (TDS) içeriğine sahip çıkış suyu üretir. Bu su tekrar kullanılırsa, düşük TDS seviyesi daha düşük su geri kazanım maliyetine katkıda bulunur.
- Elektrokoagülasyon işlemi, en küçük kolloidal partikülleri çöktürme avantajına sahiptir, çünkü uygulanan elektrik alan onları daha hızlı harekete geçirir ve pıhtılaşmayı kolaylaştırır.
- Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları, kirlenici maddeyi daha kolay konsantreolabileceği, toplanabileceği ve çıkarılabileceği çözeltinin üst kısmına taşıyabilir.
- EC işleminden sonra oluşan çıkış suyu berrak, renksiz ve kokusuzdur.
- EC tekniği, elektriğin mevcut olmadığı kırsal alanlarda kolayca kullanılabilir, çünkü

prosesine eklenecek bir güneş paneli bu işlem gerçekleştirebilir.

Dezavantajları:

- Bazı elektrokoagülasyon sistemlerinde, katod üzerinde geçirgen olmayan bir oksit filmi oluşumu meydana gelir, bu nedenle elektrokoagülasyon hücresinin verimliliği azalabilir.
- Arıtılacak atıksuyun yüksek iletkenliği sahip olması gereklidir.
- Jelatinli hidroksit, bazı durumlarda çözünme eğiliminde olabilir.
- Oksidasyon nedeniyle, atıksuda çözünen kurban anotun düzenli olarak değiştirilmesi gerekir.
- Bazı durumlarda elektrik kullanımı pahalı olabilir (Chaturvedi, 2013).

1.4.7. Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler

1.4.7.1. Akım Yoğunluğu

Birim elektrot alanına düşen akım, akım yoğunluğu olarak adlandırılır. İşlem hızı, belirten parametredir. Elektrokoagülasyon birimlerinde akım oranı, elektrotlardan salınan Al^{+3} veya Fe^{+2} iyonlarının oranını belirler.

Alüminyum için elektrokimyasal eşdeğer kütle 335,6 mg/(Ah) ve demir için 1041 mg/(Ah)'dır. Yüksek akım miktarı küçük elektrokoagülasyon ünitesine karşılık gelir. Bununla birlikte, akım çok fazla arttırıldığında, elektrik enerjisinin suyun ısıtılmasında kullanılması mümkündür. En önemlisi, yüksek (maksimum) akım yoğunluğu, mevcut verimlilikte önemli azalmaları beraberinde getirmektedir.

Elektrokoagülasyon sisteminin bakım gerektirmeden uzun süre çalışması için önerilen akım yoğunluğu, elektrot yüzeyinin periyodik olarak temizlenmesi için gerekli tespitler yapıldığı sürece 20-25 A/m²'dir.

Optimum akım yoğunluğunun tam aralığı, elektrokoagülasyon sürecinin ekonomik ve coğrafi durumuna bağlıdır. Akım yoğunluğu arttıkça, anot ve katot iyon üretiminin verimliliği artar. Bu nedenle, çözelti içinde flok oluşumu artar ve renk giderimi sürer (Şahin, 2006).

1.4.7.2. pH

pH, elektrokoagülasyonun performansını, özellikle de pıhtılaşma mekanizmasını etkileyen bir başka önemli faktördür, çünkü reaktif ortamda üretilen hidrolize metal türlerini yönetir ve elektrokogülasyonda oluşan mekanizmalarını etkiler. Adsorpsiyon ve pıhtılaşma özellikle pH'a bağlıdır. Al veya Fe çökeltilerinin yüzeysel yükü, kendi hidroksit çökeltileri üzerine yüklü çözünür monomerik türlerin adsorpsiyonu ile açıklanabilir. Bu çökeltilerin yüzeysel yükleri göz önüne alındığında, pH'a bağımlı koagülant türleri ve bunlara bitişik kirleticiler arasındaki davranış elektrostatik etkileşimlerden meydana gelebilir.

Elektrokoagülasyon prosesinden sonra prosesin tamponlama etkisinden dolayı çıkış pH'ı, asidik giriş için artarken, alkali giriş için düşebilir. Asidik ortamdaki pH artışı, katottaki hidrojen oluşumundan kaynaklanırken, pH düşüşü ilk olarak anot çevresindeki H^+ katyonlarını serbest bırakan hidroksit çökeltilerinin ve su oksidasyonu ve klor üretimi ve onun hidrolizi gibi ikincil reaksiyonların oluşmasından kaynaklanır. Bu, su alkalinitesine ek olarak elektrokoagülasyonun kendi tamponlama etkisini gösterir (Hakizimana ve ark., 2017). Bu etki, özellikle yüksek pH'da alüminat anyonlarının oluşumu nedeniyle alüminyum elektrotlarda yüksektir. Bikarbonat alkalinitesinin kirletici giderim etkinliğini nispeten arttırdığı ve ayrıca katot çevresindeki suyun indirgenmesiyle ürettiği hidroksil anyonları sayesinde $CaCO_3$ 'ün çökmesiyle sertlik giderimini sağladığı rapor edilmiştir (Ferreira ve Marchesiello ve ark, 2013).

1.4.7.3. Akım Verimi

Gerçek elektrot tüketiminin teorik tüketime oranı akım verimliliği olarak adlandırılır. Elektrokoagülasyon için önemli bir parametredir, çünkü elektrotların kullanımını etkiler. Faraday yasasına göre, 1 F yük devreden geçtiğinde, bipolar elektrot, demirin her anında elektrokoagülasyon ünitesinde çözülür. Bununla birlikte, atıksuyun çalışma koşullarına ve özelliklerine bağlı olarak teorik oran nedeniyle elektrokoagülasyon yan reaksiyonları nedeniyle gerçek elektrot tüketimi küçük veya büyük olabilir.

Yüksek akım verimini elde edebilmek için akım yoğunluğunu belirtirken pH, debi ve sıcaklık gibi işletme parametrelerini göz önünde bulundurmak gerekir (Şahin, 2006).

1.4.7.4. Elektrot Materyali

Elektrot malzemesi, elektrokoagülasyon sisteminde hangi elektrokimyasal reaksiyonların meydana geldiğini tanımlar. Elektrokoagülasyon sistemlerinde alüminyum ve demir elektrotların her ikisi de başarıyla kullanılmıştır. Alüminyum her durumda Al(III) olarak çözünür, oysa demirin Fe(II) mi yoksa Fe(III) olarak mı çözüldüğü konusunda bazı tartışmalar vardır. Çoğu sonuç, demirin Fe(II) gibi çözüldüğünü ve oksijen gibi oksidanlar yeterli konsantrasyonda mevcutsa ve pH alkali ise çözeltide Fe(III)'e oksitlendiğini göstermiştir. Fe(II), hidroksitlerin daha yüksek çözünürlüğü ve düşük pozitif yük nedeniyle Fe(III) ile karşılaştırıldığında zayıf bir koagülanttır. Optimum malzeme seçimi, giderilecek kirleticilere ve elektrolitin kimyasal özelliklerine bağlıdır. Metal oksit kaplı titanyum gibi elektrotlarda katot olarak kullanılır (Vepsäläinen, 2012).

1.4.7.5. Elektrotlar Arası Mesafe

Elektrotlar arasındaki mesafe arttıkça ohmik potansiyel düşüşü artar. Bu nedenle, elektrotlar arasındaki boşluk düşürülerek enerji tüketimi azaltılabilir. Elektrotlar arasındaki mesafe azaldıkça, daha fazla elektrokimyasal olarak üretilen gaz kabarcıkları türbülanslı hidrodinamik oluşturur, bu pıhtılaştırıcı türler ve kirleticiler arasında yüksek bir kütle transferinin yanı sıra yüksek bir reaksiyon hızına yol açar. Ek olarak, elektrotlar arası mesafe, sürekli bir sistem için anot ve katot arasındaki kalma süresini ve kesikli bir reaktör için istenen bir elektrokoagülasyon verimliliğine ulaşmak için arıtım süresini tanımlar. Karmaşık bir elektrot düzenlemesi için elektrotlar arası mesafe, reaktör hacmi tanımlandıktan sonra, elektrokoagülasyon hücresine yerleştirilecek elektrot sayısını da belirler (Martínez-Villafaña ve ark., 2009; Zhang ve ark., 2013)

1.4.7.6. Anyon Konsantrasyonu

Çözeltideki anyonların konsantrasyonu elektrotların pasif tabakasının stabilitesini etkiler. Sülfat anyonları pasifleştirici ajanlardır ve bu nedenle metal kation üretimini azaltır. Klorür pasif tabakanın bozulmasına ve korozyona neden olur. Rekabet eden anyonlar, çökeltideki hidroksil anyonların yerini alabilir; bu, hidroksitin özellikleri üzerinde ve dolayısıyla aynı zamanda pıhtılaşma işlemlerinin etkinliği ve optimum

koşullar üzerinde etkilidir. Rekabet eden anyonlar, eğer kirletici florür veya fosfat gibi bir anyon ise, proses üzerinde doğrudan bir etkiye sahip olabilir (Kolics ve ark., 1998; Hu ve ark., 2003).

1.4.7.7. Reaksiyon Süresi

Anot, elektroliz sırasında anodik reaksiyonlara maruz kalırken, katodik reaksiyonlar katotta ortaya çıkar. Elektrotlardan salınan iyonlar parçacıkların yüklerini nötralize eder ve böylece pıhtılaşmaya başlar. Elektroliz süresi artarsa iyon konsantrasyonları ve iyonlar hidroksit kümelerinde artar (Şahin, 2006).

1.4.8. Faraday Kanunu ve Akım Verimi

Elektrokimyasal proseslerde kullanılan temel kanun Faraday Kanunu ve akım verim eşitlikleridir. Bir elektrokimyasal hücrede geçen akımın miktarı q ve akım şiddeti I ile t zamanı arasındaki ilişki;

$$q = \int (I dt) \quad (1.1)$$

reaksiyonu ile tanımlanır. Yukarıdaki eşitlikte çözünen metalin (mol olarak) miktarı Faraday kanunu ile ifade edilirse;

$$m = \frac{q}{n \cdot F} = \frac{I \cdot t}{n \cdot F} \quad (1.2)$$

şeklinde yazılır. Bu eşitlikte; n , çözünen metalin tesir değeri; F , Faraday sabitidir ve 96485 C/mol değerine eşittir.

Bu proseslerde her bir elektrotta bir veya birden fazla reaksiyon eşzamanlı olarak gerçekleşir. Bu reaksiyonlar akım verimi ile ilişkili olup, elektrokimyasal sistemin verimini ölçmedeki en önemli kriterdir. Bir elektrokimyasal sistemde, Faraday değerindeki kayıp veya akım verimi CE ile ifade edilirse; akım verimi yük geçişine bağlı olarak aşağıdaki gibi tanımlanır:

$$CE = \frac{q_p}{q_T} \quad (1.3)$$

Bu eşitlikte; q_p , oluşan ürünün harcadığı yük ve q_T , toplam harcanan yük değerini ifade etmektedir. Oluşan ürün veya harcanan reaktanın miktarı esas alınarak ölçülen (m_{act}) ve teorik (m) akım verimi arasındaki ilişki;

$$CE = \frac{m_{act}}{m} \quad (1.4)$$

şeklinde ifade edilir. (1.2) eşitliği (1.4) eşitliğinde yerine yazılırsa;

$$CE = \frac{m_{act} \cdot n \cdot f}{q} \quad (1.5)$$

elde edilir.

Bir elektrottaki toplam akım, her reaksiyonun akımlarının toplamına eşit olacaktır. Bu durumda bir elektrottaki toplam akım I_j ,

$$I = \sum I_j \quad (1.6)$$

olacaktır. Elektrokimyasal proseste herhangi bir anda akım verimi, akıma bağlı olarak:

$$CE = \frac{I_j}{I} \quad (1.7)$$

şeklinde ifade edilir (Uğurlu, 2004).

1.4.9. Cevap Yüzey Yöntemi

Geleneksel olarak optimizasyon, bir değişkenin deneysel bir cevap üzerindeki etkisini izleyerek gerçekleştirilmektedir. Burada sadece bir parametre değiştirilirken, diğer parametreler sabit bir seviyede tutulur. Başlıca dezavantajı, incelenen değişkenler arasında etkileşim etkilerinin belirlenememesidir. Sonuç olarak, bu teknik parametrenin yanıt

üzerindeki tüm etkilerini göstermemektedir. Bu sorunun üstesinden gelmek için, cevap yüzey yöntemi kullanılarak optimizasyon çalışmaları yapılabilir (Bezerra ve ark., 2008).

Cevap yüzey yöntemi (CYY), süreçleri iyileştirmek ve optimize etmek için kullanılan istatistiksel ve matematiksel tekniklerin bir araya getirilmesidir (Myers ve ark., 2009). Bu yöntem, yeni ürünlerin tasarımında, geliştirilmesinde ve formüle edilmesinde ve mevcut ürünlerin geliştirilmesinde önemli uygulamalara sahiptir. Bağımsız değişkenlerin, tek başlarına veya kombinasyon halinde prosesler üzerindeki etkisini tanımlar. Bağımsız değişkenlerin etkilerini analiz etmenin yanı sıra, bu deneysel metodolojik deneysel süreçleri tanımlayan matematiksel bir model oluşturur (Borja ve ark.,1998).

Bu yöntemin en geniş uygulama alanı, bir proses veya ürün performans göstergesi veya kalite özelliklerini etkileyen değişkenlerin etkileşimini saptamaktır. Analizde kullanılan bu performans göstergeleri veya kalite özellikleri, cevap olarak adlandırılmaktadır. Endüstrilerde gerçek problemlerin çözümünde genellikle birden fazla cevap vardır. Bu cevap değişkenlerini etkileyen girişlere bağımsız değişkenler denir. Bu bağımsız değişkenler, deneyi gerçekleştiren kişi tarafından cevap değişkeni hedefine uygun olarak değiştirilir ve sonuçlar analiz edilir.

Khuri ve Cornell'e (1996) göre, CYY iki amaç için gerçekleştirilebilir:

1. Bir veya daha fazla ölçülebilir cevap değişkeninin değerleri arasındaki ilişkiyi belirlemek ve cevapları etkilemek için belirlenen bir dizi deneysel faktörün değerlerini ölçmek ve ayarlamak.

2. En iyi cevap değerini veren deneysel faktörün değerlerini bulmak.

CYY çalışmaları şu şekilde de ifade edilebilir:

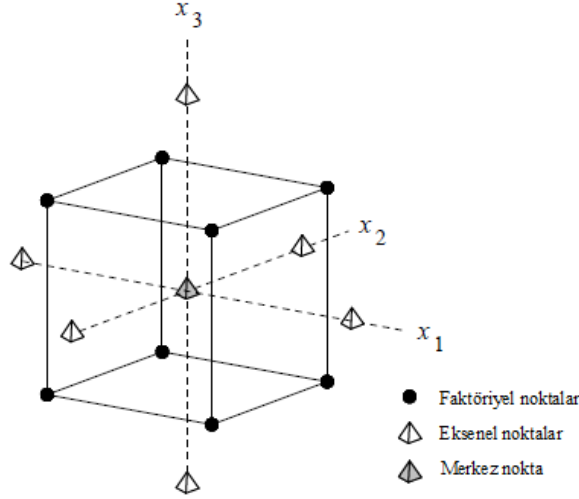
- Aranacak cevabın uygun ve güvenilir bir şekilde ölçülmesini sağlamak için bir dizi test tasarlanması,

- Model parametreleri ile ilgili hipotez testleri uygulanarak önceden tasarlanmış deneylerin gerçekleştirilmesi sonucunda toplanan verilere en uygun matematiksel modelin belirlenmesi,

- En küçük veya en büyük cevap değerini sağlayan en iyi değerin belirlenmesi.

CYY'de yer alan merkezi kompozit tasarımlarla ikinci dereceden bir model verimli bir şekilde oluşturulabilir. Merkezi kompozit tasarım, ikinci dereceden bir modelin ayarlama parametrelerinin tahminini mümkün kılmak için merkez ve eksenel noktalarla güçlendirilmiş birinci dereceden (2^n) tasarımlardır. Şekil 1.2, 3 tasarım değişkeni için bir

merkezi kompozit tasarımı göstermektedir. Şekil 1.2'deki tasarım, 2^n faktöriyel nokta, $2n$ aksenal noktaları ve 1 merkez noktayı içerir (Montgomery 1997).



Şekil 1.2. 2 seviyede 3 tasarım değişkeni için merkezi kompozit tasarım.

1.4.10. Literatürde Yapılmış Önceki Çalışmalar

Araştırmacıların farklı mezbaha atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı üzerine yaptıkları çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Nwabanne ve Obi (2017) tarafından yapılan çalışmada mezbaha atıksuyunun, demir elektrotları kullanılarak elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılması araştırılmıştır. Kullanılan elektrolitik hücre, 150 rpm'de çalıştırılan manyetik karıştırıcı ile donatılmış 500 mL'lik bir çalışma hacmine sahiptir. Çalışmada, başlangıç pH'ı, akım yoğunluğu, elektroliz zamanı, çökeltme zamanı ve çalışma sıcaklığı gibi çeşitli proses değişkenlerinin bulanıklık giderim verimliliğine etkisi araştırılmıştır. Çözeltileri pH'ı 2, akım şiddeti 2,5A, elektroliz süresi 30 dakika, 60 dakikalık çökeltme süresi, 60 °C çalışma sıcaklığı ve 0,55 kWh/L güç tüketiminde %93,69'luk maksimum giderim veriminde edilmiştir. Reaksiyon kinetiği çalışması pseudo ikinci mertebeden sürece uygunluk göstermiştir. Bulgular demir elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon tekniğinin mezbaha atıksu arıtımında etkili olduğunu göstermiştir.

Kazem ve ark. (2012) tarafından kümes hayvanı kesimhane atıksularının arıtılması için elektrokimyasal süreç çalışılmıştır. KOİ, yağ ve gres, TAKM, TKN ve TP'un giderimi üzerine başlangıç pH, akım yoğunluğu, işletme süresi ve elektrotların türü gibi bazı temel

faktörlerin etkileri araştırılmıştır. Prosesin iyi bir verime sahip olduğu belirlenmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi (%95,6), alüminyum elektrot ile (pH değeri 2 ve 3 arasında ve akım yoğunluğu 0,014 A/cm²) ile elde edilmiştir ve aynı şartlarda demir elektrot olması durumunda yağ ve gres giderim verimi %95,3 olmuştur. TKN ve TP için maksimum giderim etkinliği (pH 3, akım yoğunluğu 0,016 A/cm² ve alüminyum elektrotlu) sırasıyla %77,8 ve %89,6 olmuştur. Sonuç olarak elektrokoagülasyonun bu atıksuların arıtımı için nispeten uygun bir işlem olduğu rapor edilmiştir.

Eryuruk ve ark. (2018), yaptıkları çalışmada yüksek konsantrasyonlarda organik madde içeren kesimhane ve et işleme orijinli kümes hayvanı kesimhane atıksularının elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılabilirliğini araştırmışlar. Bu tür atıksuların bir nehre, kanalizasyon sistemine veya toprağa deşarjı alıcı ortam için ciddi bir kirlilik sorununa neden olur. Reaktörün içinde sırasıyla katot ve anot olarak çalışmak üzere dikey olarak monte edilmiş silindirik üç ayrı demir çubuk vardır. Akım yoğunluğu, destekleyici elektrolit dozajı (Na₂SO₄), atık su akış hızı, başlangıç pH'ı ve polielektrolit maddesinin etkisi sürekli akışlı reaktörde değerlendirilmiştir. Peroksi-elektrokoagülasyon daha yüksek giderim verimliliğine ulaşmak için farklı konsantrasyonlarda H₂O₂ ilavesi ile araştırılmıştır. Kümes hayvanı kesimhane atıksularına peroksi-elektrokoagülasyon uygulandığı zaman başlangıçta 8800 mg/L olan KOİ değeri 425 mg/L'ye düşerek %95,48'lik giderim verimi elde edilmiştir. 1 m³ arıtılmış atıksuyu için işletme maliyeti 9 \$ olarak bulunmuştur.

Ün ve ark. (2009), yaptıkları çalışmada yüksek bulanıklık (340 NFU), yüksek KOİ konsantrasyonu (4200 mg/L) ve koyu renk ile karakterize edilen sığır-mezbaha atıksuyunun elektrokoagülasyonunu, bulanıklık ve KOİ konsantrasyonunun izin verilen doğrudan deşarj limitlerinin altındaki seviyelere düşürülmesi amacıyla incelemiştir. Kullanılan elektrot malzemeleri demir ve alüminyumdur. Deneyler sistemin performansı üzerine akım yoğunluğunun, başlangıç pH'ının ve destekleyici elektrolit (Na₂SO₄) dozajının etkilerini değerlendirmek için gerçekleştirilmiştir. Her iki elektrot malzemesi için orijinal atıksu pH değeri (7,8) tercih edilmiştir. KOİ giderim etkinliği artan akım yoğunluğu ile artmıştır. Daha yüksek Na₂SO₄ konsantrasyonları KOİ giderim verimliliğinde bir artışa neden olmuş ve iletkenlik artışı ile enerji tüketimi önemli ölçüde azalmıştır. Hibrit prosesler daha yüksek KOİ giderim verimi elde etmek için bu çalışmada uygulanmıştır. Alüminyum elektrotun kullanıldığı durumda yukarıda belirtilen amaç için koagülant yardımcısı olarak polialüminyum klorid (PAC) kullanılmıştır. %94,4 KOİ

giderimi 0,75 g/L PAC eklenerek elde edilmiştir. Bu giderim verimliliği, Türkiye'deki mezbahalardan atıksuların deşarjı için yasal gereklilikleri karşılayan, 237 mg/L KOİ konsantrasyonuna karşılık gelmiştir. Demir elektrot durumunda, elektrokoagülasyon fenton işlemiyle eşzamanlı olarak gerçekleştirilmiştir. Sonuç olarak, %81,1 KOİ giderimine %9 H₂O₂ eklenerek ulaşılmıştır. Çalışmada, hibritişlemlerin sığır-mezbaha atıksuyundan hem KOİ hem de bulanıklığın giderilmesi için tek başına elektrokoagülasyondan üstün olduğu sonucuna varılmıştır.

Ahmadian ve ark. (2012), yaptıkları çalışmada, demir elektrotlar kullanılarak mezbaha atıksuyunun elektrokoagülasyon ile arıtılmasını araştırmıştır. Elektrot sayısı, akım yoğunluğu, işletme süresi gibi çeşitli değişkenlerin etkisi test edilmiştir. Kirletici giderim etkinliği elektrot sayısı ve işletme süresinin artması ile artmıştır. Sekiz elektrotun kullanıldığı 50 dakikalık bir işletme süresine 10 A/m²'lik bir akım yoğunluğunda BOİ₅, KOİ, TAKM, ve TN giderim verimliliği sırasıyla %66, 62, 60 ve 56 olmuştur. Daha fazla elektrot sayısı belirli giderim etkinliklerine ulaşmak için daha işletme sürelerine izin verir. Ayrıca, akım yoğunluğunun arttırılmasıyla giderim verimi artmıştır. En yüksek BOİ₅, KOİ, TAKM ve TN giderimine 50 dakikalık işletme süresi ve 25 A/m² akım yoğunluğunda ulaşılmıştır ve giderim verimleri sırasıyla %97, 93, 81 ve 84 olarak elde edilmiştir. Sonuçlar ayrıca reaktörün pH'nın doğrudan akım yoğunluğuyla değiştiğini göstermektedir. 25 A/m²'de reaktör pH'ı 50 dakika sonra başlangıç değeri olan 7,1'den 7,7'ye yükselmiştir. Deney sonuçları BOİ₅, KOİ, TAKM ve TN kinetiğinin birinci dereceden kinetik model (daha yüksek R²) ile uyum sağladığını göstermiştir.

Bazrafshan ve ark. (2012), yaptıkları çalışmada büyükbaş hayvan kesim atıksularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımını gerekli standartlara ulaşmak için laboratuvar ölçekli reaktörde incelemişlerdir. Koagülant dozu, elektrik potansiyeli ve reaksiyon süresi gibi çalışma değişkenlerinin önemli kirleticilerin giderim verimliliğine etkisi belirlenmiştir. Kirletici maddelerin giderim hızı, artan polialüminyum klorür (PACI) dozları ve uygulanan voltaj ile doğrusal olarak artmıştır. % 99'dan fazla KOİ ve BOİ₅ giderimi, 100 mg/L PACI ilavesi ve 40 V voltajın uygulanmasıyla elde edilmiştir. Deneyler, kesimhane atıksularında kimyasal ve elektrokimyasal tekniklerin etkinliğini göstermiştir. Sonuçlar, kombine proseslerin, sığır-mezbaha atıksularından hem organik hem de inorganik bileşiklerin uzaklaştırılması için tek başına elektrokoagülasyondan üstün olduğunu göstermiştir.

Budiyono ve ark., (2010), yaptıkları çalışmada yüksek olarak kuvvetli olan mezbaha

atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımını kesikli sistemde incelemişlerdir. Elektrot sayısı ve materyali, başlangıç pH'sı, AKM içeriği ve işletim zamanı gibi çeşitli işlem değişkenlerinin etkisi araştırılmıştır. Kullanılan elektrolitik hücre 400 mL çalışma hacmine sahip ve sıcaklık kontrolü olmayan manyetik karıştırıcı ile donatılmış 600 mL'lik silindir bir cam reaktördür. Dökme demir (Fe) ve alüminyum (Al) anot/katot olarak kullanılmıştır. Elektrot sayısı 1 ve 2 çift olarak değiştirilmiştir. Elektrot çiftinin etkili alanı 6,28 cm²'dir. DC güç kaynağı bir voltmetre ile kontrol edilmiştir ve her test için 25 A/m²'ye ayarlanmıştır. Atıksu seyreltilerek AKM konsantrasyonu 1250, 2100, 3000 ve 4000 mg/L arasında değiştirilmiştir. Atıksu sıcaklığının AKM'ye bağlı olduğu ve AKM içeriği 4000 mg/L olduğunda 98 °C'ye kadar yükseldiği bulunmuştur. Bir ve iki çift Fe-Al elektrot için AKM giderme verimi sırasıyla %97,2 ve %99,6 elde edilmiştir. Ayrıca, yüksek elektrot sayısının belirli bir AKM giderim etkinliğini elde etmek için daha kısa süreye ihtiyacı olmuştur. Elektrot sayısı, nihai pH'lara önemli bir etki yapmamıştır. 7,05 olan başlangıç pH'ı her iki iki elektrot çifti için yaklaşık 7,80'e sabitlenmiştir. Çalışmada aşırı sıcaklık artışı önlemek için akım yoğunluğunun optimizasyon çalışması yapılması gerektiği vurgulanmıştır.

Bayramoğlu ve ark. (2006), yaptıkları çalışmada elektrokoagülasyon prosesini kümes hayvanı kesimhanesi atıksularının arıtılması için bir ön teknik olarak ve ekonomik analiz için değerlendirmişlerdir. Analiz amacıyla KOİ, yağ ve gres giderim etkinlikleri ve toplam işletme maliyeti kullanılmıştır. Toplam maliyetin hesaplanmasında elektrik, kurban elektrotlar, işçilik, çamur taşıma, bakım ve amortisman maliyetleri gibi çeşitli doğrudan ve dolaylı maliyet kalemleri dikkate alınmıştır. Demir ve alüminyum, kurban elektrot malzemesi olarak test edilmiştir. Başlangıç pH, akım yoğunluğu ve işletme süresi proses değişkenleri olarak incelenmiştir. Deneyler, kümes hayvanı kesimhanesi atıksularının arıtımında elektrokoagülasyonun etkinliğini göstermiştir. Alüminyum elektrot 25 °C gibidüşük sıcaklıkta, 3 gibi düşük pH değerinde, 150 A/m² akım yoğunluğunda %93'lük bir KOİ arıtım verimliliği ile iyi performans göstermiştir. Öte yandan, demir elektrot, başlangıçtaki pH değerine bakılmaksızın %98 verimle yağ ve gresi gidermede daha etkin bulunmuştur. Ekonomik bakış açısından demir elektrot açıkça tercih edilir; çünkü toplam işletme maliyeti, alüminyumun neredeyse yarısı kadar olan 0,3 ile 0,4 \$/m³ arasındadır. Toplam işletme maliyetleri, demir ve alüminyum elektrotlar için giderilen kg KOİ bazında 0,015 \$ ve 0,027 \$ olarak hesaplanmıştır.

Bayar ve ark. (2011), yaptıkları çalışmada kümes kayvanları kesimhane

atıksularının arıtılmasında alüminyum elektrotlarla elektrokoagülasyon kullanılarak akım yoğunluğu ve karıştırma hızının etkisini araştırmışlardır. Deneylerde, başlangıç pH'ı 3 ve 7 ve akım yoğunluğu 0,5 ve 2,0 mA/cm² arasında seçilmiştir. pH ve akım yoğunluğu sırasıyla 3,0 ve 1,0 mA/cm²'ye ayarlandığında en iyi giderim verimi elde edilmiştir. Akım yoğunluğu değerlerinin arttırılması KOİ giderim verimliliğini azaltmıştır. En yüksek %85, 85, 81 ve 71'lik giderim verimleri sırasıyla 0,5, 1,0, 1,5 ve 2,0 mA/cm² akım yoğunluğunda elde edilmiştir. Bu uzaklaştırma verimlerinin başlangıçtaki pH değerleri 4,0, 3,0, 3,0 ve 5,0'dır. Bulanıklık giderme verimliliğini araştırmak için deneyler yapıldığında, 1,0 mA/cm²'lik akım yoğunluğunda %98'lik giderim verimliliği bulunmuştur. 100, 150 ve 250 rpm karıştırma hızının kullanıldığı deneylerden elde edilen sonuçlar, 1,0 mA/cm²'lik akım yoğunluğu ile sırasıyla %85, 90 ve 75'lik bir giderim verimi sağlamıştır. Çalışmanın sonuçları elektrokoagülasyonun kümes kayvanları kesimhane atıksularının arıtımı için uygun bir yöntem olduğunu göstermiştir. Araştırılan atıksuyun elektrik iletkenliği yaklaşık 2860 µS/cm'dir ve bu da enerji tüketiminin nispeten düşük olmasını sağlamıştır.

Khosa ve ark. (2014), yaptıkları çalışmada sığır kesimhane atıksuyunun KOİ konsantrasyonunu (3500 mg/L) ve bulanıklık (290 NTU) değerlerini doğrudan deşarj limitlerinin altındaki seviyelere düşürmek amacıyla elektrokoagülasyon tekniğini kullanmışlardır. Tüm deneyler Al-elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Elektrolitik reaksiyonlar süresince katotta hidrojen gazı oluşmuştur. Çalışmada pH, elektrolit konsantrasyonu ve akım yoğunluğu gibi farklı parametrelerin etkisi incelenmiştir. Arıtım etkinliğinin değerlendirilmesi (%) hem KOİ azalması hem de kalan bulanıklılığın ölçülmesiyle belirlenmiştir. Optimum koşullar altında (7,8 pH, 0,001 mol/L elektrokoagülant dozu ve 2,16 A/m² akım yoğunluğunda) KOİ ve bulanıklık için giderimverimliliği sırasıyla %93 ve %96 olmuştur. Çalışmada elektrokoagülasyon prosesinin, yüksek giderim verimleri ve işletme maliyeti açısından özellikle alüminyum elektrotlar kullanılarak atıksuyun maliyet açısından etkin bir şekilde arıtılması için kullanılma potansiyeli olduğu sonucuna varılmıştır.

Eryuruk ve ark. (2011), yaptıkları çalışmada mezbaha atıksularını demir çubuklar kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtımını araştırmışlardır. Deneyler elektrokoagülasyon prosesinde KOİ giderimi üzerine destekleyici elektrolit konsantrasyonu ve polielektrolit ilavesi gibi işletme parametrelerinin etkilerini incelemek için yapılmıştır ve ayrıca enerji tüketimi de analiz edilmiştir. 90 dakikalık elektrokoagülasyondan sonra polielektrolit ilavesiyle %72'lik bir KOİ giderim verimliliği

elde edilmiştir. Çalışma sonucunda elektrokoagülasyonun, mezbaha atıksuyunun etkin bir şekilde arıtılması için demir elektrotlar kullanılarak KOİ'nin giderilmesi için nispeten uygun bir proses olduğu sonucuna varılmıştır.

Koby ve ark. (2006), yaptıkları çalışmada kümes hayvanı kesimhane atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımını kesikli reaktörde araştırılmıştır. Ortam pH'ı, elektrot malzemesi, akım yoğunluğu ve işletme süresi gibi proses değişkenlerinin KOİ ve yağ ve gres giderim verimleri, elektrik enerjisi tüketimi ve kurban elektrot tüketimi üzerine etkileri incelenmiştir. En yüksek KOİ giderim verimliliği %93 ile alüminyum elektrotla elde edilmiştir ve olarak maksimum yağ ve gres giderimi %98 olarak demir elektrotları ile elde edilmiştir. Her iki elektrot malzemesinin elektrokoagülasyon ünitesinde bir arada kullanılmasının hem KOİ hem de yağ ve gres giderimlerinde yüksek proses performansı sağlayabileceği çalışmada rapor edilmiştir. Prosesin teknik ve ekonomik yapılabilirliğini değerlendirmek için pilot ölçekte daha fazla çalışma yapılması gerektiği bildirilmiştir.

2. MATERYAL VE METOD

2.1. Mezbaha Atıksuyu Temini ve Karakterizasyonu

Bu çalışmada kullanılan mezbaha atıksuyu Dersim Et Mezbaha ve Karkas Et Üretim Tesisinden temin edilmiştir. Bu tesis, Tunceli-Elazığ karayolu üzerinde ve şehir merkezine yaklaşık 35 km uzaklıkta bulunmaktadır. Tesis günlük 100 büyükbaş ve 500 küçükbaş hayvan kesimi yapma kapasitesine sahip olmakla beraber, tesiste salı ve perşembe günleri kesim yapılmaktadır. Şekil 2.1’de numune alınan tesisin atıksu çıkışına ait görüntü verilmiştir.



Şekil 2.1. Mezbaha atıksuyu alınan tesis çıkışı

Deneyisel çalışmalarda kullanılan atıksu örnekleri 2018 Ocak ayında 2 saatlik kompozit numune olacak şekilde alınmıştır. Laboratuvara getirilen numuneler +4 °C’de muhafaza edilmiştir. Çalışmada KOİ giderim çalışmaları için kullanılan atıksu numunesi Atıksu 1, TOK giderim çalışmaları için kullanılan atıksu numunesi Atıksu 2 olarak gösterilmiştir. Atıksuların karakteristik özellikleri Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 2.1. Ham mezbaha atıksuyunun bazı karakteristik özellikleri

Parametre	Atıksu 1	Atıksu 2
pH	7,47	7,88
İletkenlik, $\mu\text{s/cm}$	2131	2445
TDS, mg/L	1521	1586
Yağ ve gres, mg/L	105,40	71,20
KOİ, mg/L	2475	1010
TKM, mg/L	2867	2327
UKM, mg/L	1580	1544
NH ₃ -N, mg/L	48,76	22,90
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	18,90	22,15
NO ₂ ⁻ -N, mg/L	0,355	0,236
TKN, mg/L	148,80	85,55
PO ₄ ⁻³ , mg/L	263,30	63,30
Bulanıklık, NTU	401	134
	436nm _(sarı) : 460	436nm _(sarı) : 154
Renk, m ⁻¹	525nm _(kırmızı) :302	525nm _(kırmızı) :80
	620nm _(mavi) : 205	620nm _(mavi) : 49

2.2. Elektrokoagülasyon Reaktörü

Mezbaha atıksularının arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin etkinliğini tespit edebilmek amacıyla oluşturulan laboratuvar ölçekli düzenek Şekil 2.2’de verilmiştir.

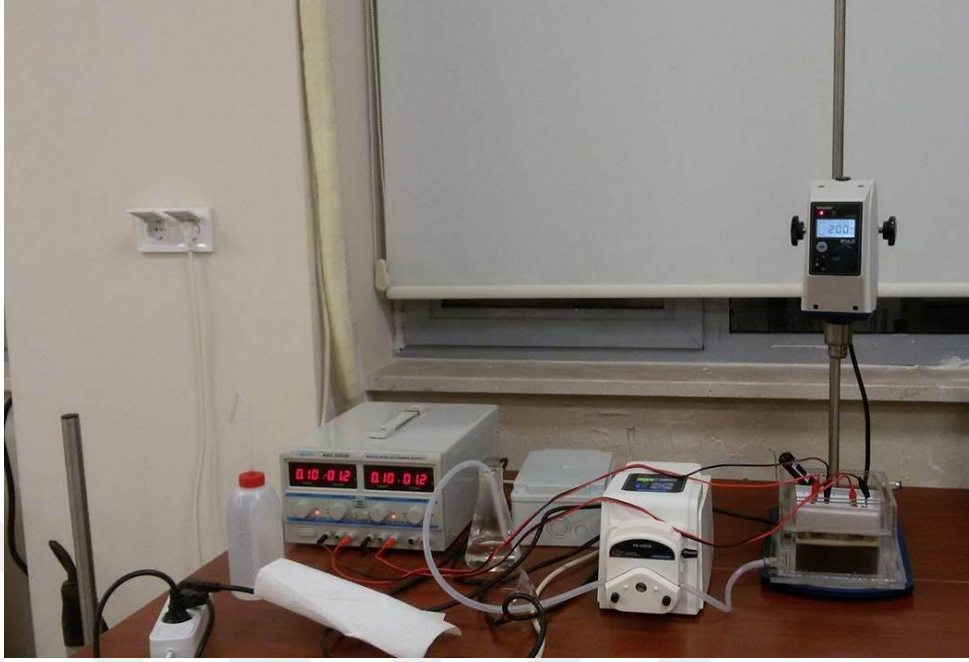
Şekil 2.2’de verilen elektrokoagülasyon düzeneği, DC güç kaynağı, elektrokimyasal reaktör, peristaltik pompa ve mekanik karıştırıcıdan oluşmaktadır. Deney düzeneğinde kullanılan ekipmanların özellikleri şöyledir:

Doğru akım güç kaynağı: AATech 3303D (0-3A ve 0-30V) DC güç kaynağı.

Peristaltik pompa: Filtek marka 575 mL/dk akış hızında her iki yönde çalışan peristaltik pompa.

Elektrokoagülasyon reaktörü: 1 L hacimli pleksiglas malzemeden üretilmiş 180 mm × 170 mm × 110 mm (sırasıyla uzunluk, genişlik ve yükseklik) boyutlu bir hücredir.

Karıştırıcı: Sisteme sürekli karışımı sağlamak için dönen bir karıştırıcı bağlanmıştır.



Şekil 2.2. Elektrokoagülasyon düzeneği

Mezbahadan alınan atıksu her bir deneyde 500 mL hacimde alınarak elektrokoagülasyon reaktörüne yerleştirilmiştir. Anot ve katot olarak 50 mm × 80 mm boyutunda demir elektrotlar kullanılmıştır. Elektrotlar DC güç kaynağına monopolar-paralel şekilde bağlanmıştır. Deneyler 25 °C’de ve 60 dakikalık bir arıtım sürecinde yapılmıştır. Deney sürecince atıksu karıştırıcı ile 200 rpm’de karıştırılmıştır. Atıksuyun sıcaklığını sabit tutabilmek için reaktör su ceketli olarak tasarlanmıştır. Her bir deneysel çalışmadan sonra kullanılan elektrotlar 0,25 M H₂SO₄ çözeltisine batırılmış ve saf su ile durulanmıştır. pH analizlerinde atıksuyun pH’ını ayarlamak için 0,1 M NaOH ve 0,1 M HCl çözeltileri kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon reaksiyonu süresince zamana bağlı olarak peristaltik pompa aracılığıyla alınan örnekler, proses sırasında oluşan metal hidroksitlerin ve flokların giderimi için 45 dakika doğal çökelmeye bırakılmıştır ve durusu 5000 rpm’de 5 dakika santrifüjlenerek analizlerde kullanılmıştır.

İncelenen parametreler pH, iletkenlik, TDS, yağ ve gres, KOİ, TOK, TKM, UKM, NH₃-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, TKN, PO₄³⁻, bulanıklık ve renktir.

İncelenen parametrelerin giderim verimleri aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır:

$$Giderim\ verimi\ (\%) = \frac{C_o - C}{C_o} \times 100 \quad (2.1)$$

Burada C_o , parametrenin başlangıç değeri; C ise arıtmadan sonraki değeridir.

2.3. Analiz Yöntemleri

Tüm analizler standart metotlara (SM) göre yapılmıştır (APHA, 2005). Ham ve arıtılmış atıksu analizi için kullanılan prosedürler Tablo 2.2’de gösterilmiştir. TOK ve yağ-gres analizleri hizmet alımı ile yapılmıştır.

Tablo 2.2.Analiz yöntemleri

Parametre	Analitik metot	Enstrümantal ekipman
pH		YSI Pro Plus multiparametre cihazı
İletkenlik		YSI Pro Plus multiparametre cihazı
TDS		YSI Pro Plus multiparametre cihazı
KOİ	SM 5220D	Hach termoreaktör, Hach DR/890 spektrofotometre
TOK	NPOC (non purgeable organic carbon)	Shimadzu TOC-L analizör
Yağ ve gres	SM 5520 B	Soxhlet ekstratörü
TKM	SM 2540 B (103-105 °C’de kurutma)	Gemo DT107 etüv
UKM	SM 2540 B (550 °C’de yakma)	JSR, JSMF-120 T kül fırını
NH ₃ -N	SM 4500-NH ₃ F	Shimadzu 1800 UV/VIS spektrofotometre
NO ₃ ⁻ -N	SM 4500-NO ₃ ⁻ B	Shimadzu 1800 UV/VIS spektrofotometre
NO ₂ ⁻ -N	SM 4500-NO ₂ ⁻ B	Shimadzu 1800 UV/VIS spektrofotometre
TKN	SM 4500 N _{org} B	TKN cihazı
PO ₄ ⁻³	SM 4500-P C	Shimadzu 1800 UV/VIS spektrofotometre
Bulanıklık	SM 2130 B	Hach 2100P turbidimetre
Renk	SM 2120 C	Shimadzu 1800 UV/VIS spektrofotometre

2.4. CYY ile Deneysel Dizayn

Bu çalışmada KOİ giderimi üzerine farklı parametrelerin etkisi klasik yöntemle (incelenen parametrenin zamana göre değişim eğrisi) belirlenirken, TOK giderimi üzerine farklı parametrelerin etkisi Design Expert 7.0 software yazılımı kullanılarak oluşturulan CYY’de yer alan merkezi kompozit tasarım kullanılarak araştırılmıştır. Mevcut çalışmada merkezi kompozit tasarım, $2n$ eksenel nokta, 2^n faktöriyel nokta ve ayrıca bilinen sayıda merkez noktadan oluşmaktadır. Burada n , akım yoğunluğu (A), mesafe (B) ve zaman (C)’ı içeren sayısal faktörlerin sayısı olan üçe eşittir. Deneyler 5 seviyede ($-\alpha, -1, 0, 1, +\alpha$) 20 deney serisi ile doğal atıksu pH’ında (7,88) gerçekleştirilmiştir.

Merkez noktalar deneysel hatayı ve verilerin tekrarlanabilirliğini değerlendirmek için kullanılır. Proses değişkenlerinin aralık ve seviyeleri Tablo 2.3’de verilmiştir.

CYY nicel olarak bağımsız proses parametrelerini temsil etmeyi mümkün kılar:

$$y = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n) \mp \varepsilon \quad (2.2)$$

Burada y , cevaptır (TOK giderim verimi); f , cevap fonksiyonudur; ε , deneysel hatadır ve $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ bağımsız parametrelerdir. y ’nin beklenen cevabını çizerek cevap yüzeyi olarak bilinen bir yüzey elde edilebilir. Bu çalışmada, eşitlik (2.3) ile gösterilen kuadratik model gibi yüksek mertebeden polinom bir model kullanılmıştır. Varyans analizi (ANOVA) proses değişkenleri ve cevaplar arasındaki ilişkiyi bulmak için kullanılmıştır. Model terimleri, % 95 güven seviyesiyle p -değeri (olasılık) ile değerlendirilmiştir. Design Expert desirability fonksiyonu maksimum TOK giderimi için bağımsız değişkenlerin optimum değerlerini belirlemede kullanılmıştır.

$$y = \beta_0 + \beta_1 A_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_4 + \beta_{11} x_1^2 + \beta_{22} x_2^2 + \beta_{33} x_3^2 + \beta_{44} x_4^2 + \beta_{12} x_1 x_2 + \beta_{13} x_1 x_3 + \beta_{14} x_1 x_4 + \beta_{23} x_2 x_3 + \beta_{24} x_2 x_4 + \beta_{34} x_3 x_4 \quad (2.3)$$

Burada y , cevap değişkeni (TOK giderim verimi); β_0 , sabit katsayı; β_i , 1. mertebeden etkiler; β_{ii} , 2. mertebeden etkiler ve β_{ij} , etkileşim etkileridir.

Tablo 2.3. Elektrokoagülasyon prosesi faktörleri ve onların seviyeleri

Faktör	Değişkenler	Birim	Değişkenlerin gerçek ve kodlanmış aralığı				
			- α	-1	0	+1	+ α
$x_1, (A)$	Akım yoğunluğu	mA/m ²	5	10	15	20	25
$x_2, (B)$	Mesafe	mm	4	8	12	16	20
$x_3, (C)$	Zaman	dakika	10	30	50	70	90

2.5. İşletme Maliyetinin Hesabı

İşletme maliyeti proste kullanılan enerji, elektrot ve kimyasal madde tüketiminden oluşur. Bu çalışmada prosese kimyasal madde ilavesi olmadığı için işletme maliyeti, tüketilen elektrot malzemesine ve elektrik enerjisi dayanmaktadır. Genel olarak, enerji tüketimi aşağıdaki formül ile hesaplanabilir (Li ve ark., 2011):

$$E = U \times I \times t_{EC} \quad (2.4)$$

Burada, E tüketilen elektrik enerjisi (kWh), U hücre potansiyeli (volt), I akım (A) ve t_{EC} zamandır (saat). Fe^{2+} iyonlarının üretimi ile ilgili elektrokoagülasyon prosesinin yönteminin verimliliği (Φ) aşağıdaki denklemle hesaplanmıştır:

$$\Phi = \left[\frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{theo}} \right] \times 100 \quad (2.5)$$

Bu denklemde, Δm_{exp} elektrokoagülasyon işlemi sırasında elektrotların deneysel ağırlık kaybının karşılaştırılmasına dayanır. Ayrıca, Δm_{theo} elektroliz hücresinde indüklenen akımla çözeltide çözünen teorik metal çözünme miktarıdır ve bunlar Faraday yasasına göre hesaplanmıştır:

$$M_{theo} = \frac{M_w \times I \times t_{EC}}{z_{Fe} \times F} \quad (2.6)$$

Burada M_{theo} , elektrot tüketimi (kg/m³); M_w , demirin moleküler kütlesi (55,85 g/mol); z, aktarılan elektron sayısı ($z_{Fe} = 2$); I, akım (A) ve F ise Faraday sabitidir (96485 C/mol).

$$\text{İşletme Maliyeti} = a C_{\text{enerji}} + b C_{\text{elektrot}} \quad (2.7)$$

İşletme maliyeti tüketilen elektrot malzemesine ve elektrik enerjisi dayanmaktadır Ocak 2018’de sanayi için birim elektrik birim fiyatı (0,4612 TL/kWh) a katsayısı ve deneylerde kullanılan demir elektrot malzemesinin fiyatı (11,56 TL/kg) b katsayısı olarak alınmıştır. C_{enerji} ve C_{elektrot} , aşağıdaki denklemlerinden (2.8) ve (2.9) hesaplanmıştır (Canizares ark., 2008; Palahouane ark., 2015):

$$C_{\text{enerji}} (\text{kWh/kg KOİ}) = \frac{U \times I \times t_{\text{EC}}}{V \times C_i \times R_e} \quad (2.8)$$

$$C_{\text{elektrot}} (\text{kg/kg KOİ}) = \frac{I \times t_{\text{EC}} \times M_w \times \Phi_{\text{Fe}}}{z \times F \times V \times C_i \times R_e} \quad (2.9)$$

Burada V , atıksuyun hacmi (m^3); C_i , giriş akışındaki atık suyun KOİ konsantrasyonu (kg/m^3) ve R_e , KOİ giderim verimliliğidir.

TOK giderimi için yapılan hesaplamalarda KOİ yerine TOK değerleri alınmıştır.

3. BULGULAR ve TARTIŞMA

Bu çalışma iki kısımdan oluşmaktadır. Çalışmanın ilk kısmında, KOİ giderimini etkileyen faktörler klasik metotla optimize edilmiştir (sadece bir parametre değiştirilirken, diğer parametreler sabit bir seviyede tutulmuştur). Bu amaçla 60 dakikalık elektroliz sürecinin 10, 30, 45 ve 60. dakikalarında numune alınarak KOİ değerlerinin zamana karşı değişim grafikleri çizilmiştir. Diğer tüm parametrelerin analizleri 60. dakika için yapılmıştır. Çalışmanın ikinci kısmında TOK giderimi CYY kullanılarak optimize edilmiştir. Diğer tüm parametrelerin analizleri TOK gideriminin optimum olduğu şartlarda gerçekleştirilmiştir.

3.1. Farklı Parametrelerin KOİ Giderimi Üzerine Etkisi

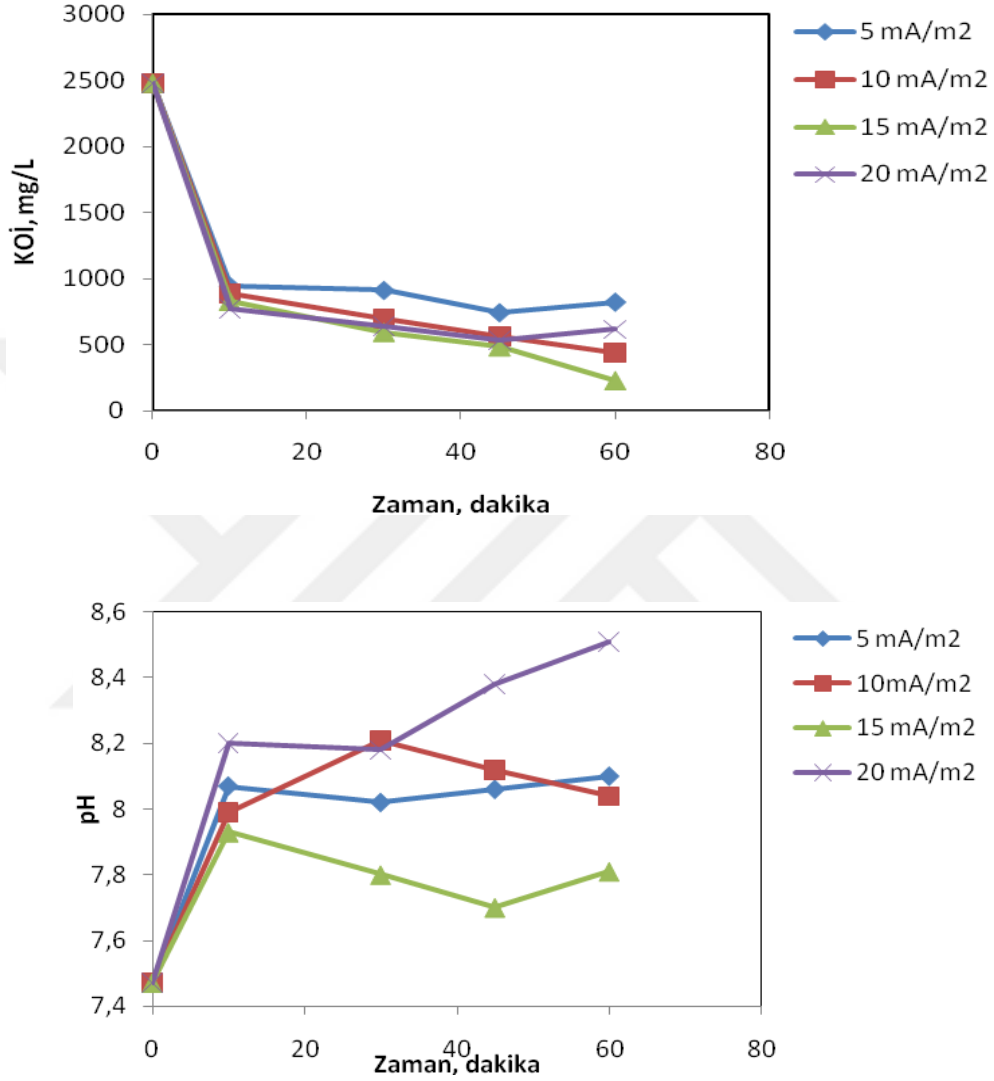
3.1.1. Akım Yoğunluğunun Etkisi

Elektrokoagülasyon ile arıtmada önemli işletme şartlarından biri akım yoğunluğudur. Akım yoğunluğunun optimizasyonu elektrokimyasal arıtım yöntemi için çok önemlidir. Gerekenden fazla akım yoğunluğu uygulandığında maliyet artışı oluşabileceği gibi akım yoğunluğuna paralel olarak çamur oluşumu da artacaktır. Ayrıca yüksek akım yoğunlukları kullanıldığı zaman elektrot üzerinde korozyon ve pasivasyon meydana gelebilmektedir. Bu çalışmada KOİ giderimi üzerine akım yoğunluğunun etkisini saptamak için 5, 10, 15 ve 20 mA/m² değerlerindeki akım yoğunluklarında deneyler gerçekleştirilmiştir. Tablo 3.1. ve Şekil 3.1’de uygulanan akım yoğunluklarına göre ölçülen KOİ değerleri ve grafiği verilmiştir.

Tablo 3.1. Belirli akım yoğunluğu uygulanmış mezbaha atıksuyunun KOİ değerleri

Zaman, dk	5 mA/m ²	10 mA/m ²	15 mA/m ²	20 mA/m ²
0	2475	2475	2475	2475
10	944	888	832	772
30	912	700	596	640
45	744	568	488	532
60	824	440	232	616

En yüksek giderim verimi 15 mA/m² akım yoğunluğunda elde edilmiş olup, giderim verimi %90,63'tür. 60. dakikada 5, 10 ve 20 mA/m² akım yoğunluklarında ise KOİ giderim verimleri sırasıyla; %66,70, %82,22 ve %75,11 olmuştur.



Şekil 3.1. Farklı akım yoğunluklarında KOİ değerlerinin ve ortam pH'nın zamanla değişimi (T:25 °C, pH:7,47 (doğal), elektrodlar arası mesafe 16 mm)

60 dakikalık elektrokoagülasyon prosesinde uygulanan akım yoğunluğuna bağlı olarak pıhtılaşan iyonlar, koagülantları oluşturmuştur. Koagülantların oluşumu ile kirlenici maddeler (askıda katı maddeler, süspansiyon partikülleri, emülsiyonlar vb.) destabilize olarak floklar halinde çökelmiştir. Başlangıçta 2475 mg/L olan KOİ konsantrasyonu 10 ve 15 mA/m²'lik akım yoğunlukları için deneyin 60 dakikasında devamlı olarak azalmıştır. 5 ve 20 mA/m²'lik akım yoğunluklarında ise 45.dakikadan sonra ortamda artan pH ve OH⁻

iyonları ile birlikte giderim verimi azalmıştır. Uygulanan akım yoğunluğu 15 mA/m^2 'ye yükseldiğinde kurban elektrot yüzeyindeki iyonların yükseltgenmesi ve metal oksit oluşturması ile birlikte KOİ gideriminin de arttırdığı gözlemlenmiştir. Akım yoğunluğu 20 mA/m^2 olduğunda ise sistem üzerinde aşırı gerilimden dolayı KOİ gideriminde prosesin etkisinin azaldığı görülmektedir. Bu akım yoğunluğunda anotta korozyon, katotta ise pasivasyon oluşturduğu düşünülerek, atıksu içerisindeki parçalanması zor olan bileşikler üzerinde proses etkinliğinin azalmasının bu durumu oluşturan sebep olduğu varsayılabilir. Aynı zamanda, 5 mA/m^2 akım yoğunluğunda KOİ giderim yüzdesinin diğer akım yoğunluklarına göre düşük olduğu gözlemlenmiştir. Bu duruma, düşük akım yoğunluğunda atıksu içerisindeki negatif yüklerin elektrostatik olarak toplanmasının engellenmesi ve bunun sonucunda demirin çözünürlüğü minimuma inerek demir hidroksit oluşumunun azalmasının sebep olduğu varsayılabilir (Pulkka ve ark., 2014). Deneysel çalışmalar sonucunda mezbaha atıksuyunda her bir akım yoğunluğu için 60 dakikalık arıtım sonucunda elde edilen diğer karakteristik veriler Tablo 3.2'de özetlenmiştir.

Tablo 3.2. Akım yoğunluğuna göre mezbaha atıksuyu arıtımına etki eden diğer parametreler(T:25 °C, pH:7,47, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, t: 60 dakika)

Parametre	Ham atıksu	Akım yoğunluğu			
		5 mA/m ²	10 mA/m ²	15 mA/m ²	20mA/m ²
pH	7,47	8,10	8,04	7,81	8,51
İletkenlik, $\mu\text{s/cm}$	2131	1617	1493	1468	1326
TDS, mg/L	1521	1521	1506	1378	1435
KOI, mg/L	2475	824	440	232	616
TKM, mg/L	2867	2069	1736	1636	1580
UKM, mg/L	1580	723	476	389	376
NH ₃ -N, mg/L	48,76	47,47	27,25	23,71	18,26
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	18,90	9,50	4,40	5,35	5,71
NO ₂ ⁻ -N, mg/L	0,355	0,139	0,101	0,081	0,071
PO ₄ ⁻³ , mg/L	263,30	37,3	18,1	8,3	9,4
Bulanıklık, NTU	401	60,0	2,48	0,76	4,26
Renk, m ⁻¹					
436nm _(sarı)	460	150,5	54,5	22,75	27,25
525nm _(kırmızı)	302,5	63,5	17	7,25	8,50
620nm _(mavi)	205	30,5	3,75	3,25	2,25

KOI gideriminde en etkili akım yoğunluğu 15 mA/m^2 olduğundan deneyler bu akım yoğunluğunda gerçekleştirilmiştir.

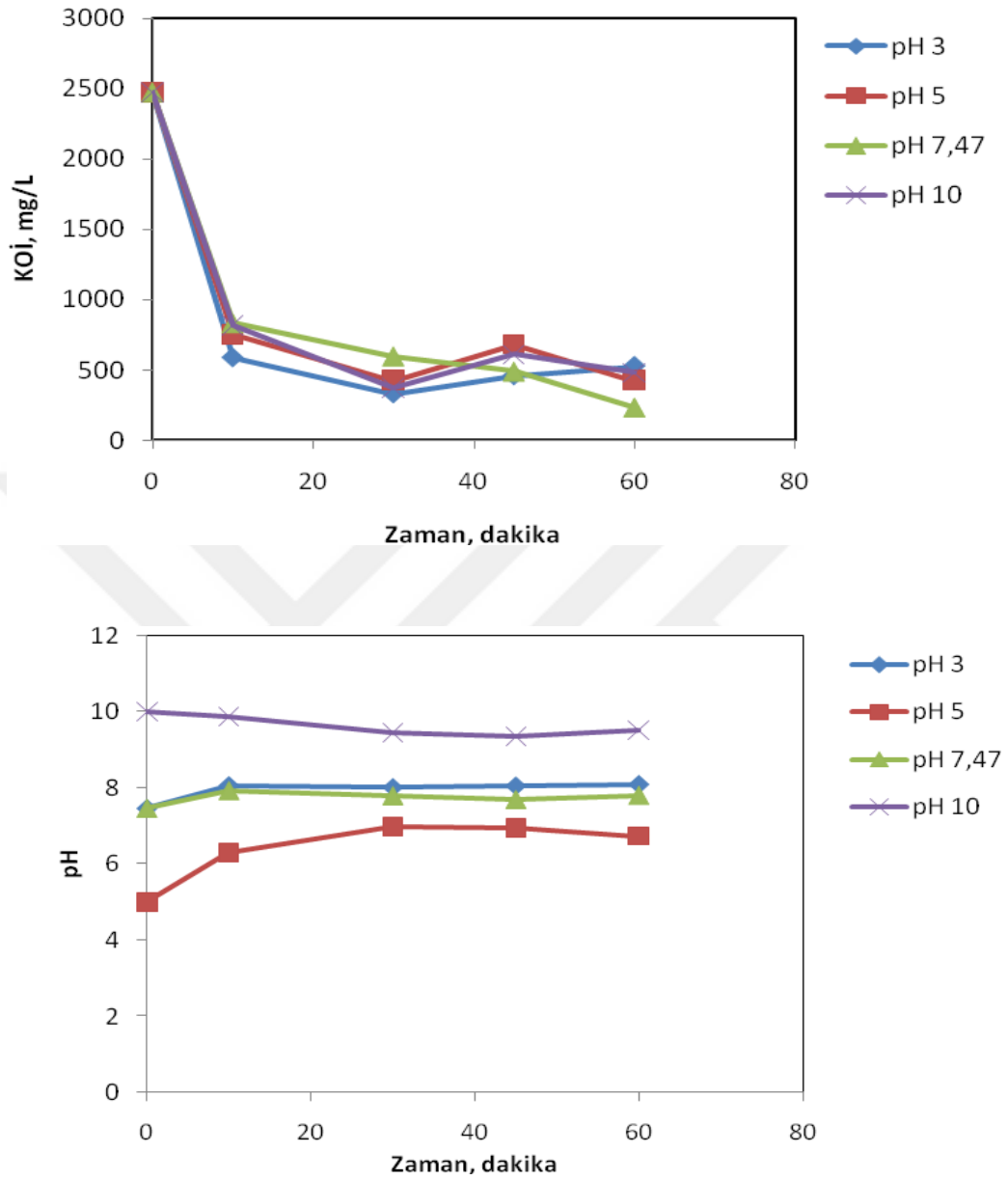
3.1.2. pH'ın Etkisi

Başlangıç pH'sı, çözeltide oluşan demir hidroksit türünün tipi ve partikülün yüzey yükü bağlı olduğu için elektrokoagülasyon üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Elektrokoagülasyon için metal hidroksitlerin meydana gelmesinde pH birinci dereceden etkilidir. Belli pH değerleri dışında koagülantlar oluşmayacağı gibi hidroksil radikallerinin oluşum yüzdesi de büyük seviyede azalacaktır. Düşük ve yüksek pH'larda, çözünür demir hidroksit türleri demirin Pourbaix diyagramına göre oluşurlar (Un ve ark., 2014). Literatüre göre, pH 5,5-8,5'te, elektrojenlenmiş Fe^{+3} 'ün çoğunluğu, kompleksleşme veya elektrostatik çekim ile hızla kirletici molekülleri yok edebilen $\text{Fe}(\text{OH})_3$ floklarını oluşturur ve bunu koagülasyon izler. Tersine, $\text{pH} < 3.0$ 'da çözülebilir Fe^{+3} baskın türdür ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ flokları oldukça zayıf şekilde üretilirken, $\text{pH} > 9.0$ 'da $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 'in bir kısmı $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ olarak çözülür ve kirleticilerin daha düşük miktarı giderilebilir (Fernandes ve ark., 2015). Uygun bir pH'da metal iyonları, süspanse olmuş partikülleri destabilize eden ve kümeleştiren veya çözülmüş kirleticileri çöktüren ve adsorbe eden metal hidroksitleri ve koagüle olmuş türleri geniş bir aralıkta oluşturabilir (Veli ve ark., 2016).

Bu çalışmada KOİ giderimi üzerine pH'ın etkisi pH 3, 5, 7.47 (doğal pH) ve 10'da incelenmiştir (Tablo 3.3 ve Şekil 3.2).

Tablo 3.3. Farklı pH değerlerine göre elektrokoagülasyon prosesi sonrası KOİ değerleri

Zaman, dk	pH 3	pH 5	pH 7,47	pH 10
0	2475	2475	2475	2475
10	588	752	832	820
30	414	424	596	476
45	460	680	488	612
60	528	428	232	484



Şekil 3.2. Farklı pH’larda KOİ değerlerinin ve ortam pH’ının zamanla değişimi (T: 25 °C, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, akım yoğunluğu: 15 mA/m²)

Tablo 3.3 ve Şekil 3.2’de görüldüğü üzere 60 dakikalık elektrokoagülasyon prosesinde 2475 mg/L KOİ konsantrasyonuna sahip mezbaha atıksuyunda pH 3 olduğu zaman, deneyin ilk 30 dakikasında diğer pH’lara göre KOİ giderim verimi daha yüksekken, 60 dakika sonunda en yüksek giderim verimi doğal pH’da (pH 7,47) elde edilmiştir. Belli bir süreden sonra KOİ giderim veriminin azalması elektrokoagülasyonun baskın olduğu durumlarda anotun çözünmesi ve metal hidroksitlerini meydana

getirmesinden dolayı pH'ın artma eğiliminde olmasındandır. Deneysel çalışmalar sonucunda mezbaha atıksuyunda her bir pH için 60 dakikalık arıtım sonucunda elde edilen diğer karakteristik veriler Tablo 3.4'de özetlenmiştir.

Tablo 3.4. pH'a göre mezbaha atıksuyunun arıtım öncesi ve sonrası parametrelerin değişimi (T: 25 °C, elektrodlar arası mesafe: 16 mm, akım yoğunluğu: 15 mA/m²)

Parametre	Ham atıksu	pH			
		3	5	7,47	10
pH	7,47	6,92	6,74	7,81	9,53
İletkenlik, $\mu\text{s}/\text{cm}$	2131	2324	2370	1468	2216
TDS, mg/L	1521	1527	1560	1378	1488
KOI, mg/L	2475	528	428	232	484
TKM, mg/L	2867	1901	1893	1636	1681
UKM, mg/L	1580	418	416	389	293
NH ₃ -N, mg/L	48,76	28,85	28,21	23,71	25,64
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	18,90	7,33	6,16	5,35	6,17
NO ₂ ⁻ -N, mg/L	0,355	0,044	0,064	0,081	0,057
PO ₄ ⁻³ , mg/L	263,30	14,3	15,9	8,3	16,5
Bulanıklık, NTU	401	25,5	68,8	0,76	0,70
Renk, m ⁻¹					
436nm _(sarı)	460	23,5	18	22,75	11,75
525nm _(kırmızı)	302,5	17	16,25	7,25	6,25
620nm _(mavi)	205	15	10,25	3,25	2

KOI gideriminde en etkili pH, ham atıksuyun pH değeri olan 7,47 olduğundan deneyler bu başlangıç pH değerinde yürütülmüştür.

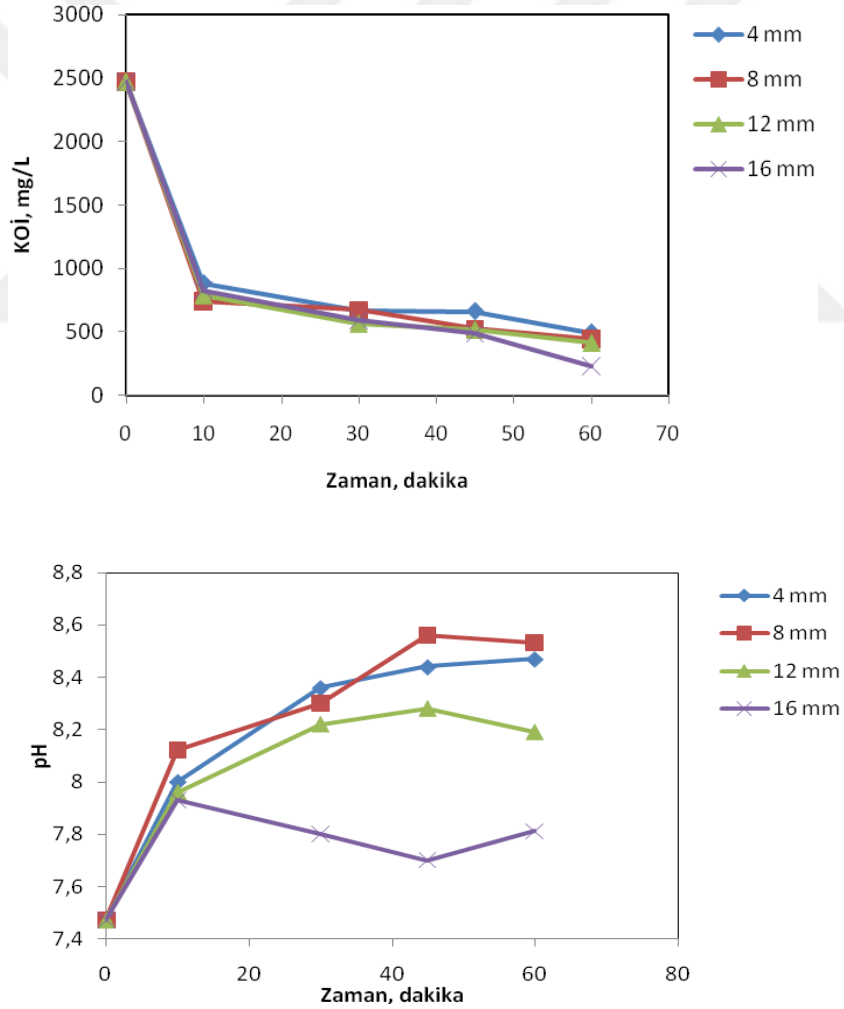
3.1.3. Elektrodlar Arası Mesafenin Etkisi

Elektrokoagülasyon sırasında elektrotlar arasındaki mesafe sadece elektrot montajı için değil aynı zamanda gerekli elektrot alanı için de önemlidir. Paralel bağlantıda monopolar elektrodlar halinde oluşturulmuş bir reaktörde, KOİ giderimi elektrotlar arasındaki mesafeye göre değişir. Elektrot mesafelerinin proses üzerindeki etkisini belirlemek için, aynı deney koşullarında reaktördeki elektrotlar arası mesafeler sırasıyla 4

mm, 8 mm, 12 mm ve 16 mm aralıklarla düzenlenmiştir ve elektrotlar arası mesafenin KOİ giderimi üzerine etkisi Tablo 3.5 ve Şekil 3.3'de gösterilmiştir.

Tablo 3.5. Farklı elektrodlar arası mesafe değerlerine göre elektrokoagülasyon prosesi sonrası KOİ değerleri

Zaman, dk	4 mm	8 mm	12 mm	16 mm
0	2475	2475	2475	2475
10	884	748	792	832
30	668	676	568	596
45	664	528	520	488
60	496	448	416	232



Şekil 3.3. Elektrotlar arası mesafenin KOİ değerlerinin ve ortam pH'nın zamanla değişimine etkisi (T: 25 °C, pH:7,47 (doğal), akım yoğunluğu: 15 mA/m²)

Şekil 3.3'e göre, elektrotlar arasındaki mesafe arttıkça, metal iyonlarının çözünmüş olması nedeniyle KOİ giderimi artmıştır. Elektrokoagülasyonun başında, elektrotlara uygulanan akım ile anodik oksidasyon meydana gelir. Zamana bağlı olarak, anottaki metal elektrolitler çok ince bir film oluşturur ve elektrot mesafesi arttıkça ekstra direnç artar. Bu durum ohmik kayıpları oluşturarak anodik oksidasyonu önlemektedir (Ghosh ve ark., 2008).

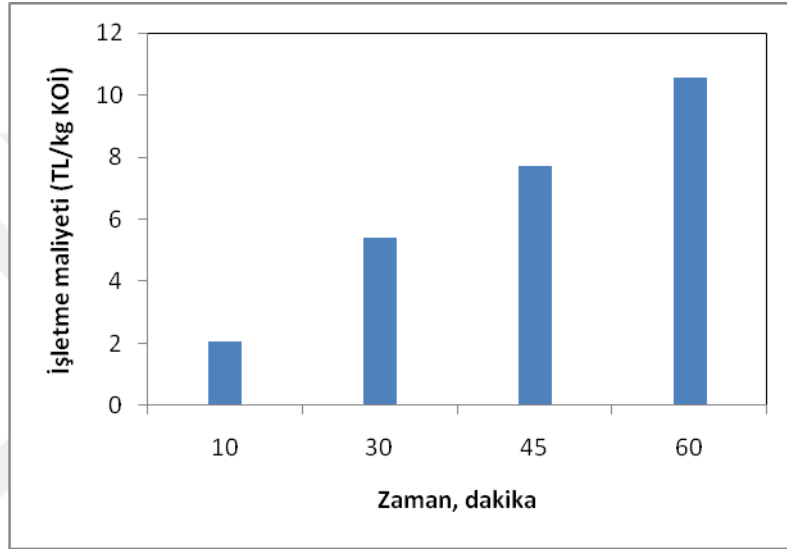
Elde edilen sonuçlara göre maksimum KOİ giderimi; akım yoğunluğu 15 mA/m², pH 7,47, elektrotlar arası mesafe 16 mm olduğu zaman %90,63 olmuştur. Optimum ortam şartlarında diğer parametrelerin değişimi Tablo 3.6'da verilmiştir.

Tablo. 3.6. Optimum KOİ giderimi şartlarında ortam parametrelerinin değişimi ve giderim yüzdeleri (T: 25 °C, elektrotlar arası mesafe: 16 mm, akım yoğunluğu: 15 mA/m², t: 60 dakika)

Parametre	Ham atıksu	Aritılmış atıksu	Giderim verimi, %
pH	7,47	7,81	
İletkenlik, µs/cm	2131	1468	31,11
TDS, mg/L	1521	1378	9,40
Yağ ve gres, mg/L	105,4	8,2	92,22
KOI, mg/L	2475	232	90,63
TKM, mg/L	2867	1636	42,94
UKM, mg/L	1580	389	75,38
NH ₃ -N, mg/L	48,76	23,71	51,37
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	18,90	5,35	71,69
NO ₂ ⁻ -N, mg/L	0,355	0,081	77,18
TKN, mg/L	148,80	30,3	79,64
PO ₄ ⁻³ , mg/L	263,30	8,3	96,84
Bulanıklık, NTU	401	0,76	99,81
Renk, m ⁻¹	436nm _(sarı) : 460	436nm _(sarı) : 22,75	95,05
	525nm _(kırmızı) : 302	525nm _(kırmızı) : 7,25	97,60
	620nm _(mavi) : 205	620nm _(mavi) : 3,25	98,41

3.1.4. Prosesin İşletme Maliyeti

Elektrokoagülasyon sürecinde çözünmüş metal miktarı, çözeltinin nüfuz ettiği elektriğin miktarına bağlıdır (Ye ve ark., 2016). Bir atıksu arıtım yöntemini değerlendirmek için tespit edilmesi gereken en önemli parametrelerden biri de elektrokimyasal deneylerin maliyetidir. Şekil 3.4’de, mezbaha atıksuyundan KOİ’yi gidermek için elektrokoagülasyon prosesinin işletme maliyeti gösterilmiştir.



Şekil 3.4. KOİ'yi uzaklaştırmak için elektrokimyasal yöntemin işletme maliyeti

İşletme maliyeti kg KOİ giderimi için maksimum KOİ gideriminin elde edildiği (akım yoğunluğu 15 mA/m^2 , pH 7,47, elektrotlar arası mesafe 16 mm) optimum şartlarda ve 10-60 dakikalık farklı zaman aralıklarına göre hesaplanmıştır ve sırasıyla şu veriler elde edilmiştir: 15. dakikada 2,04 TL/kg KOİ, 30. dakikada 5,05 TL/kg KOİ, 45. dakikada 7,72 ve 60. dakikada 9,15 TL/kg KOİ. Optimum arıtım şartlarında 60. dakikada tüketilen elektrot miktarı 0,79 kg/kg KOİ ve enerji tüketimi 0,08 kWh/kg KOİ olarak hesaplanmıştır.

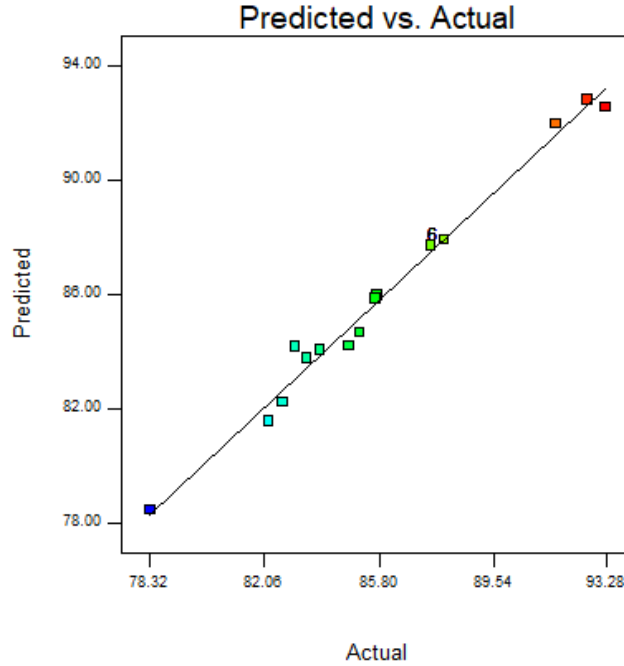
3.2.TOK Gideriminin İstatistiksel Modellemesi

3.2.1. Regrasyon Modeli ve ANOVA Analizi

TOK giderimi (y) ve üç bağımsız değişken (akım yoğunluğu (A), mesafe (B) ve zaman (C)) arasındaki ilişki merkezi kompozit tasarım ile tanımlanmış 20 deney ile çalışılmıştır. Tablo 3.7’de bağımsız değişkenlerin kodlanmış değerleri, deneysel dizayn ve bu dizayn kullanılarak elde edilen deneysel sonuçlar görülmektedir. Deneysel sonuçlar regrasyon denklemi elde etmek için kuadratik modele uydurulmuştur. Kodlanmış faktörlere göre bulunan kuadratik (ikinci dereceden) polinom model aşağıdaki gibidir:

$$y = +87,92 + 2,49A - 0,040B + 2,75C - 0,092AB + 1,48AC - 0,29BC + 0,16A^2 - 0,71B^2 - 1,70C^2 \quad (3.1)$$

TOK giderimi için tahmin edilen (predicited) veriler, Şekil 3.5’de gösterilmiştir. Bu grafiğe göre, gerçek (actual) ve tahmin edilen veriler arasında iyi bir uyum vardır. Bu nedenle kuadratik model, TOK giderme yüzdeleri için uygundur.



Şekil 3.5. TOK giderimi için tahmini ve gerçek değerler

Tablo 3.7. Merkezi kompozit tasarıma göre deneysel faktörler ve TOK giderim sonuçları

Sıra No	Faktörler			% TOK Giderimi		
	A	B	C	Deneysel değer	Tahmin edilen değer	Kalan
1	9,05	16,76	73,78	84,83	84,22	0,61
2	20,95	7,24	26,22	83,45	83,77	-0,32
3	9,05	7,24	73,78	85,17	84,69	0,49
4	5,00	12,00	50,00	83,06	84,19	-1,13
5	15,00	12,00	50,00	87,93	87,92	0,01
6	20,95	16,76	26,22	83,88	84,08	-0,20
7	15,00	12,00	50,00	87,93	87,92	0,01
8	15,00	20,00	50,00	85,69	85,85	-0,16
9	15,00	4,00	50,00	85,73	85,98	-0,25
10	15,00	12,00	10,00	78,32	78,49	-0,17
11	15,00	12,00	90,00	87,50	87,74	-0,24
12	20,95	7,24	73,78	92,67	92,80	-0,13
13	9,05	16,76	26,22	82,67	82,25	0,42
14	9,05	7,24	26,22	82,20	81,58	0,62
15	15,00	12,00	50,00	87,93	87,92	0,01
16	15,00	12,00	50,00	87,93	87,92	0,01
17	25,00	12,00	50,00	93,28	92,55	0,72
18	15,00	12,00	50,00	87,93	87,92	0,01
19	15,00	12,00	50,00	87,93	87,92	0,01
20	20,95	16,76	73,78	91,64	91,97	-0,33

Tablo 3.8, eşitlik (3.1) için varyans analizi sonuçlarını gösterir. ANOVA'ya göre, 82,73 olan modelin F değerinin, çok düşük olasılık değerine ($p < 0,0001$) sahip olması modelin %95 güven düzeyinde önemli olduğunu göstermiştir. Mevcut çalışmada bulunan korelasyon katsayısı değeri ($R^2 = 0,9876$) 0,80'den büyüktür ve 1'e oldukça yakındır. Modelin iyi bir uyumu için korelasyon katsayısı minimum %80 olmalıdır (Abu Amr, 2014). Tahmini R^2 , tahmin edilen verilerin varyasyonunu gösterir (Joglekar ve May 1987). Bu çalışmada, tahmini R^2 ve ayarlanmış R^2 , sırasıyla 0,8991 ve 0,9748'dir. Yeterli hassasiyet, sinyal gürültü oranını ölçer ve değerinin dörtten fazla olması istenir. Böylece, kuadratik model CYY tasarımında gezinmek için uygulanabilir (Davarnejad ve ark., 2014). Modelin yeterli hassasiyet değeri 34,672 olarak bulunmuştur. Varyasyon katsayısı (CV), deneysel ve tahmin edilen veriler arasındaki hatayı temsil eder. Uygun bir model için ondan fazla olamaz. Mevcut araştırmada, CV değeri 0,68'dir.

Eşitlik (3.1)'de, katsayıların büyüklüğü cevap üzerindeki belirli değişkenin yoğunluğunu yansıtır ve pozitif bir değer sinerjik bir etkiyi gösterirken, negatif bir değer antagonistik etkiyi göstermektedir (Amini ve ark., 2008). Eşitlikten görüldüğü gibi, A

ve C'nin katsayıları pozitifken, B'nin katsayısı negatiftir. Bu, akım yoğunluğu ve zamanın seviyeleri arttıkça elektrokoagülasyon prosesi ile TOK giderim etkinliğinin artacağını ve elektrotlar arası mesafenin seviyesi azaldıkça TOK giderim etkinliğinin azalacağını gösterir. *p*-değerleri 0,05'den küçük olan model terimleri önemlidir. Bu durumda A, AC, B² ve C² önemli model terimleridir.

Tablo 3.8. TOK giderimi için varyans analizi (ANOVA)

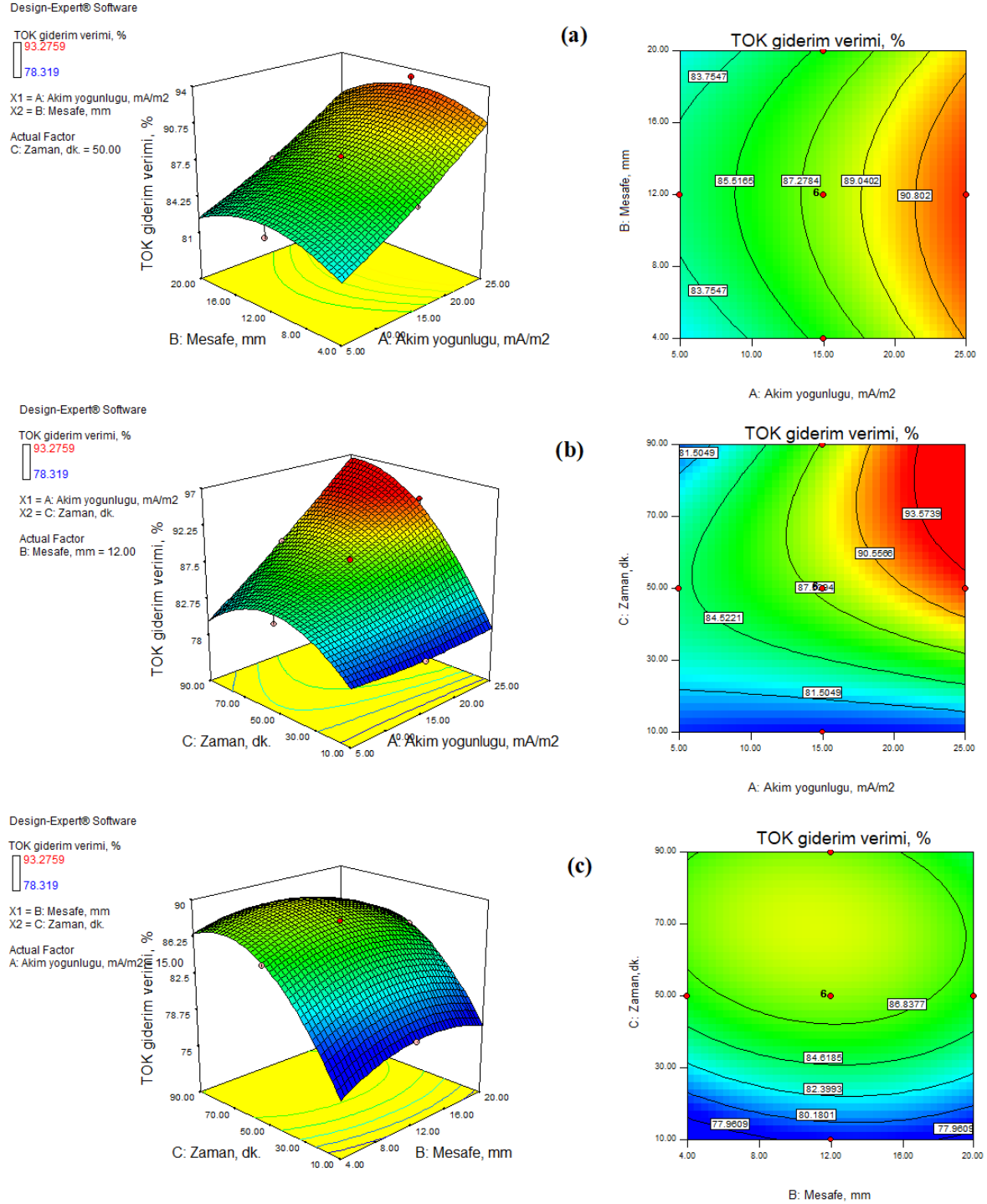
Kaynak	Sum of squares	DF	Mean square	F-değeri	<i>p</i> -değeri Prob > F	
Model		253,92	9	28,21	82,73	< 0,0001 önemli
A-akım yoğunluğu		84,39	1	84,39	247,45	< 0,0001
B-mesafe		0,022	1	0,02	0,06	0.8052
C-zaman		103,26	1	103,26	302,80	< 0,0001
AB		0,067	1	0,07	0,20	0.6668
AC		17,56	1	17,56	51,50	< 0.0001
BC		0,65	1	0,65	1,91	0,1967
A ²		0,37	1	0,37	1,08	0,3240
B ²		7,25	1	7,25	21,25	0,0010
C ²		41,63	1	41,63	122,08	< 0,0001
Kalan		3,41	10	0,34		
Saf Hata		0,00	5	0,00		
Cor Total		257,33	19			
R ²				0,9867		
R ² -Ayarlanmış				0,9748		
R ² -Tahmini				0,8991		
Yeterli hassasiyet				34,672		
CV%				0,68		

3.2.2. TOK Giderimi Üzerine Değişkenlerin Etkisi

Elektrokoagülasyon prosesi ile mezbaha atıksuyundan TOK giderimi üzerine proses değişkenlerin etkisi diğer faktörler sabit tutularak iki faktörün bir fonksiyonu şeklinde üç boyutlu yanıt yüzey grafikleri ve iki boyutlu kontur grafikleri ile Şekil 3.6'da gösterilmiştir.

Şekil 3.6a'da TOK giderimi üzerine akım yoğunluğu ve elektrotlar arası mesafenin kombine edilmiş etkisi verilmiştir. Şekil 3.6b'den görüldüğü gibi elektrotlar arası mesafe değişkeni kuadratik etkiye sahiptir ve etkili TOK giderimi yaklaşık 10-17 mm aralığında meydana gelmiştir. Ayrıca bu aralığın sonuna kadar daha etkili TOK giderimi için daha

yüksek akım yoğunluklarının uygulanması gerektiği şekilden görülmektedir. Daha yüksek akım yoğunluklarında mesafenin artırılması giderim veriminin azalmasına sebep olmuştur.



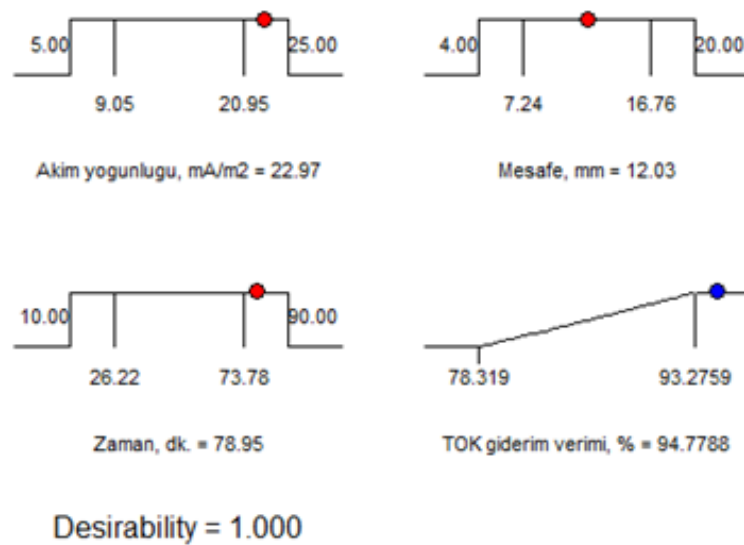
Şekil 3.6. TOK giderim verimi üzerine bağımsız değişkenlerin (akım yoğunluğu, mesafe ve zaman) etkisi.

Şekil 3.6b akım yoğunluğu ve elektrokoagülasyon zamanı arasındaki etkileşimin TOK giderimi için üç boyutlu yanıt yüzey grafikleri ve iki boyutlu kontur grafiklerini göstermektedir. Akım yoğunluğu ve elektrokoagülasyon zamanı sadece koagülant hızını değil aynı zamanda elektrokoagülasyon prosesinin arıtım etkinliğini etkileyebilen kabarcık üretim hızı, boyutu ve flok büyümesini belirler (Gengec ve ark., 2012). Şekil 3.6a ve Şekil 3.6b ortak değerlendirildiğinde TOK giderim yüzdesinin uygulanan akımın artması ile arttığı bulunmuştur. Faraday Yasasına göre, çözeltide çözünen anot ve katot malzemesinin miktarı doğrudan akım yoğunluğu ile orantılıdır. Daha yüksek akım yoğunluklarında elektrot materyalinin yüksek çözünmesi daha fazla demir oksit-hidroksit oluşumuyla sonuçlanır ve dolayısıyla giderim etkinliği iyileşir. Bununla birlikte çok yüksek akım yoğunluklarında metal iyonu üretimi ve arzının daha hızlı gerçekleşmesi, ikincil reaksiyonları başlıca ortaya çıkarabilir ve aşırı dozaj kolloidlerin yükünü tersine döndürebilir ve bunları yeniden dağıtarak pıhtılaşma verimliliğinin ve elektrot ömrünün azalmasına yol açabilir (Olmez-Hanci, 2012; Hakizimana, 2017). Buna ek olarak, metal hidroksitin flotasyon yoluyla çözültiden daha hızlı giderimi kirletici ile koagülant arasındaki çarpışma olasılığının azalmasına yol açar (Katal ve Pahlavanzadeh, 2011). Ayrıca akım yoğunluğundaki artış işletme voltajını artırır ve oksijen oluşumunun kötüleşmesine sebep olur. Elektrotta oluşan oksijen organik molekülün elektrotun yüzeyine kütle transferini engelleyerek giderim veriminde düşüşe neden olur (Thirugnanasambandham ve ark., 2014). Bu nedenle aşırı oksijen oluşumunu önlemek ısı oluşumu gibi diğer yan etkileri ortadan kaldırmak için akım yoğunluğunun sınırlandırılması önerilir (Katal, Pahlavanzadeh, 2011).

Şekil 3.6c’de elektrotlar arası mesafe ve elektrokoagülasyon zamanı arasındaki etkileşim etkisi incelendiği zaman artan elektrokoagülasyon zamanı ile TOK giderim veriminin arttığı görülmektedir. Elektrokoagülasyon prosesi destabilizasyon ve kümelenme olmak üzere iki aşamayı kapsamaktadır. İkinci aşama nispeten daha uzunken birinci aşama genellikle kısadır (Koby ve ark., 2006c). Elektrokoagülasyon sürecinde anodik çözünmenin başlamasıyla koagülasyon oluşur. Çözeltiden kirletici parametrelerin gideriminde direkt olarak elektrotlar tarafından üretilen iyon konsantrasyonu önemlidir. Elektroliz süresi artarsa, iyonların konsantrasyonu ve onların hidroksit flokları (demir hidroksit) artar. Yani elektrokoagülasyon sürecinde uygun ve yeterli miktarda flokların oluşması zamana bağlı olarak gerçekleşir (Karichappan ve ark., 2014). Bir paralel monopolar elektrokoagülasyon reaktöründe elektrik alanı uygulanan akımı değiştirerek

kontrol edilebilir, çünkü elektrotlar arasındaki mesafe elektrik akımı değişimlerini değiştirir. Şekilden görülebildiği gibi elektrotlar arası mesafe yaklaşık 17 cm'ye kadar arttığı zaman giderim etkinliği artmıştır ve daha sonra elektron transfer hızı daha yavaş olduğu için azalmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, bu mesafeye kadar hareket direnci daha kısa yolculuk yoluna bağlı olarak azalmıştır ve sonuç olarak prosesin verimliliği artmıştır (Khandegar ve Saroha, 2013; Yoosefian ve ark., 2017). Elektrotlar arasındaki mesafe azaldıkça, daha fazla elektrokimyasal olarak üretilen gaz kabarcıkları türbülans hidrodinamikleri meydana getirir ve bu kuagülant maddeler ve kirleticiler arasında yüksek bir reaksiyon hızına ve yüksek bir kütle transferine neden olur. Ayrıca elektrot aralığı kesikli bir reaktör için arzulanan elektrokoagülasyon verimine ulaşmak için gerekli artırım süresini belirler (Hakizimana ve ark., 2017).

Maksimum TOK giderimini veren optimum proses parametrelerini belirlemek için Desing Expert'in desirability (1.000) fonksiyonu kullanılmıştır. CYY sonuçlarına göre yaklaşık %94,7788'lik maksimum TOK giderimini veren optimum şartlar akım yoğunluğu 22,97 mA/m², mesafe 12,03 mm ve zaman 78,95 dakika olarak seçilmiştir (Şekil 3.7). Optimum şartların kontrolü için belirlenen şartlar altında doğrulayıcı deneyler iki tekrarlı olarak gerçekleştirilmiştir. Deneysel sonuçlar TOK giderim etkinliğini yaklaşık olarak %93-95 göstermiştir. Deney sonuçları ile öngörülen optimum sonuçlar arasında yüksek derecede bir uyum olduğu görülmüştür. Ayrıca optimum koşullarda gerçekleştirilen deneylerde arıtılmış mezbaha atıksuyunda elde edilen diğer parametre değerleri Tablo 3.9'da mevcuttur.



Şekil 3.7. Optimum TOK giderimini veren ortam parametreleri

5Tablo 3.9. Optimum TOK giderimi şartlarında ortam parametrelerinin değişimi ve giderim yüzdeleri

Parametre	Ham atıksu	Arıtılmış atıksu	Giderim verimi, %
pH	7,88	8,54	
İletkenlik, $\mu\text{s/cm}$	2445	2237	8,51
TDS, mg/L	1586	1456	8,12
Yağ ve gres, mg/L	71,2	5,80	91,86
TOK, mg/L	195,50	10,55	94,77
KOI, mg/L	1010	156	84,55
TKM, mg/L	2327	790	66,05
UKM, mg/L	1544	198	87,18
$\text{NH}_3\text{-N}$, mg/L	22,90	7,10	68,97
$\text{NO}_3^-\text{-N}$, mg/L	22,15	8,60	61,17
$\text{NO}_2^-\text{-N}$, mg/L	0,236	0,003	98,73
TKN	85,55	18,5	78,37
PO_4^{3-} , mg/L	63,30	2,80	95,58
Bulanıklık, NTU	134	1,94	98,55
Renk, m^{-1}	436nm _(sarı) : 154	436nm _(sarı) : 6	95,05
	525nm _(kırmızı) :80	525nm _(kırmızı) :3	97,60
	620nm _(mavi) : 49	620nm _(mavi) : 1,75	98,41

Optimum TOK gideriminin elde edildiği arıtım şartlarında (akım yoğunluğu 22,97 mA/m², mesafe 12,03 mm ve zaman 78,95 dakika) TOK giderimi için işletme maliyeti 24,40 TL/kgTOK; tüketilen elektrot miktarı 2,11 kg/kg TOK ve enerji tüketimi 0,03 kWh/kg TOK olarak hesaplanmıştır.

4. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Bu çalışmada, demir elektrotların kullanıldığı kesikli elektrokoagülasyon prosesi ile mezbaha atıksularından arıtımı gerçekleştirilmiştir. Deneysel çalışmalar iki aşamada yapılmıştır ve aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

İlk aşamada prosesin KOİ giderim performansını belirlemek için pH 3-10, akım yoğunluğu 5-20 mA/m² ve elektrotlar arası mesafe 4-16 mm arasında değiştirilerek deneyler gerçekleştirilmiştir. 60 dakikalık işletme süresi sonunda en yüksek KOİ giderim verimi pH 7,47, akım yoğunluğu 15 mA/m², elektrotlar arası mesafe 4-16 mm olduğu zaman %90,63 olmuştur ve atıksuyun başlangıçta 2475 mg/L olan KOİ değeri arıtmıdan sonra 232 mg/L'ye azalmıştır. Bu şartlarda arıtmıdan sonra, 2131 μ S/cm olan iletkenlik değeri 1468 μ S/cm'e, 1521 mg/L olan TDS değeri 1378 mg/L'ye, 105,4 mg/L olan yağ ve gres değeri 8,2 mg/L'ye, 2867 mg/L olan TKM değeri 1636 mg/L'ye, 1580 mg/L olan UKM değeri 389 mg/L'ye, 48,76 mg/L olan NH₃-N değeri 23,71 mg/L'ye, 18,90 mg/L olan NO₃⁻-N değeri 5,35 mg/L'ye, 0,355 mg/L olan NO₂⁻-N değeri 0,081 mg/L'ye 263,30 mg/L olan PO₄⁻³ değeri 8,3 mg/L'ye, 401 NTU olan bulanıklık değeri 0,76 NTU'ya, 205 m⁻¹ olan renk değeri 3,25 m⁻¹'e düşmüştür. Başlangıçta 7,47 olan ortamın pH'ı arıtmıdan sonra 7,81 olmuştur. Atıksuyun doğal pH'ı olan pH'da çalışmak önemli bir avantajdır.

İşletme maliyeti optimum şartlarda 9,15 TL/kg KOİ, tüketilen elektrot miktarı 0,79 kg/kg KOİ ve enerji tüketimi 0,08 kWh/kg KOİ olarak bulunmuştur.

İkinci aşamada merkezi kompozit tasarım kullanılarak TOK giderimi optimize edilmiştir. Bu amaçla prosesin bağımsız değişkenleri olarak akım yoğunluğu (5-25 mA/m²), elektrotlar arası mesafe (8-20 mm) ve proses süresi (30-90 dakika) seçilmiştir. Modelin ve regresyon katsayılarının doğruluğu, varyans analizi (ANOVA) kullanılarak değerlendirilmiştir. Sonuçlar, model tarafından elde edilen öngörülen değerler ile deneysel değerler arasında iyi bir uyum olduğunu ortaya koymuştur ($R^2 = 0,9867$). En yüksek TOK giderim verimi akım yoğunluğu 22,97 mA/m², mesafe 12,03 mm ve zaman 78,95 dakika olduğu zaman %94,77 olarak elde edilmiştir. Bu şartlarda arıtmıdan sonra, 2445 μ S/cm olan iletkenlik değeri 2237 μ S/cm'e, 1586 mg/L olan TDS değeri 1456 mg/L'ye, 71,2 mg/L olan yağ ve gres değeri 5,8 mg/L'ye, 1010 mg/L olan KOİ değeri 156 mg/L'ye, 2327 mg/L olan TKM değeri 790 mg/L'ye, 1544 mg/L olan UKM değeri 198 mg/L'ye, 22,15 mg/L olan NH₃-N değeri 7,10 mg/L'ye, 22,15 mg/L olan NO₃⁻-N değeri

8,60 mg/L'ye, 0,236 mg/L olan NO_2^- -N değeri 0,003 mg/L'ye, 85,55 mg/L olan TKN değeri 18,5 mg/L'ye, 63,30 mg/L olan PO_4^{3-} değeri 2,80 mg/L'ye, 134 NTU olan bulanıklık değeri 1,94 NTU'ya, 49 m^{-1} olan renk değeri 1,75 m^{-1} 'e düşmüştür. Atıksuyun başlangıçta 7,88 olan pH'ı arıtmadan sonra 8,54 olmuştur.

Optimum TOK gideriminin elde edildiği arıtım şartlarında işletme maliyeti 24,40 TL/kgTOK, tüketilen elektrot miktarı 2,11 kg/kg TOK ve enerji tüketimi 0,03 kWh/kg TOK olarak bulunmuştur.

SKKY(2004)'de mezbaha atıksularının alıcı ortama deşarj standartları Tablo 5.6: Sektör: Gıda Sanayii (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri) kapsamında KOİ, yağ ve gres, pH ve renk değerleri açısından verilmiştir. Bu çalışmada her iki arıtım prosesinin sonuçları deşarj standartlarını sağlamaktadır. Bu sonuçlar elektrokoagülasyonun mezbaha atıksuyunun arıtımı için etkili bir yöntem olduğunu doğrulamaktadır. Şekil 4.1'de mezbaha atıksuyunun arıtılmadan önceki ve sonraki görüntüsü verilmiştir.



Şekil 4.1. Ham mezbaha atıksuyu ve arıtılmış atıksu.

Çalışma sonucunda şu öneriler sıralanabilir:

- Bu çalışmada elektrokoagülasyon prosesi kesikli düzende gerçekleştirilmiştir. Daha sonraki çalışmalarda sürekli sistem kullanılabilir.
- Bu çalışmada demir elektrotlar kullanılmıştır. Daha sonraki çalışmalarda farklı elektrotlar kullanılarak (alüminyum, paslanmaz çelik gibi) proses etkinliği araştırılabilir.

- Mezbahalar oldukça fazla su tüketen tesislerdir. Daha sonraki çalışmalarda elektrokoagülasyon prosesi ile birlikte farklı prosesler kombine edilerek su geri kazanımı hedeflenebilir.



5. KAYNAKLAR

- Ahmadian, M., Yousefi, N., Van Ginkel, S.W., Zare, M., Reza Rahimi, S., Fatehizadeh, A.,** 2012. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. *Water Sci. Technol.* 66 (4):754-760.
- Al-Mutairi, N.Z., Hamoda, M.F., Al-Ghusain, I.,** 2004. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant. *Bioresource Technol.*, 95:115-119.
- Amini, M., Younesi, H., Bahramifar, N., Lorestani, A.A.Z., Ghorbani, F., Daneshi, bA., Sharifzadeh, M.,** 2008. Application of response surface methodology for optimization of lead biosorption in an aqueous solution by *Aspergillus niger*. *J. Hazard. Mater.*, 154:694-702.
- Amorim, A.K.B., De Nardi, I.R., Del Nery, V.,** 2007. Water conservation and effluent minimization: case study of a poultry slaughterhouse. *Resour. Conserv. Recycl.* 51 (1), 93-100.
- Asselin, M., Drogui, P., Benmoussa, H., Blais, J.F.,** 2008. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. *Chemosphere*, 72(11), 1727-1733.
- Aygün, A.,** 2012. Tekstil endüstrisi reaktif ve dispers boya banyo atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı: Yanıt yüzey yöntemi ile optimizasyon, *Doktora Tezi*, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya, 162s.
- Bayar, S., Yıldız Y.Ş., Yılmaz A.E., İrdemez, Ş.,** 2011. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination*, 280, 103-107.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Eyvaz, M., Senturk, E.,** 2006. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Sep. Purif. Technol.*, 51:404-408.
- Bazrafshan, E., Mostafapour F.K, Farzadkia, M., Ownagh, K.A., Mahvi, A.H.,** 2012. Slaughterhouse wastewater treatment by combined chemical coagulation and electrocoagulation process. *Plos One*, 7(6), 1-8.
- Belsky A.J., Matzke A., Uselman S.,** 1999. Survey of live stock in fluences on stream and riparianeco systems in the western United States. *J. Soil Water Conser.*, 54(1):419-431.

- Bennajaha, M., Gourich, B., Essadki, A. H., Delmas, Ch.Vial. H.,** 2009. Defluoridation of Morocco drinking water by electrocoagulation/electroflotation in an electrochemical external-loop airlift reactor. *Chem. Eng. J.*, 148, 122–131.
- Bezerra M.A., Santelli, R.E., Oliveira, E.P., Villar, L.S., Escalera L.A.,** 2008. Response surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry. *Talanta*, 76 965–977.
- Bhatti, M.S., Reddy, A.S., Thukral, A.K.,** 2009. Electrocoagulation removal of Cr(VI) from simulated wastewater using response surface methodology. *J. Hazard. Mater.*, 172, 839-846.
- Borja, R., Banks, C., J., Wang, Z., J., Mancha, A.,** 1998. Anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater using a combination sludge blanket and filler arrangement in a single reactor. *Bioresource Tech.*, 65: (1-2), 125-133.
- Budiyono, I., Widiarta N., Johari, S.,** 2010. Study on treatment of slaughterhouse wastewater by electrocoagulation technique. *Internat. J. of Sci. and Eng.*, 1(1), 25-28.
- Bull, M.A., Sterritt, R.M., Lester, J.N.,** 1982. The treatment of wastewaters from the meat industry: a review. *Environ. Technol. Lett.*, 3 (3), 117-126.
- Bustillo-Lecompteable, C.F., Mehrvar M.,** 2015. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *J. Environ. Manage.*, 161, 287-302.
- Cao W., Mehrvar M.** 2011. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. *Chem. Eng. Res. Des.*, 89(7), 1136–1143.
- Canizares, P., Martinez, F., Rodrigo, M. A., Jimenez, C., Saez, C., Lobato, J.,** 2008. Modelling of wastewater electrocoagulation processes Part II: Application to dye-polluted wastewaters and oil-in-water emulsions. *Separ. Purif. Technol.*, 60, 147–154.
- Cenkin, V.E., Belevstev, A.N.,** 1985. Electrochemical treatment of industrial wastewater. *Eff. Water. Treat. J.*, 25 (7): 243-249.
- Chaturvedi, S.I.** 2013. Electrocoagulation: A novel waste water treatment method. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(1), 93-100.
- Chen, X., Chen, G.C., Yue, P.L.,** 2000. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separ. Purif. Technol.*, 19:65-76.
- Çiftçi, Ç.,** 2007. Metal kesme atıksularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile arıtımı, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen ve Mühendislik Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze-Kocaeli.

- Davarnejad, R., Mohammadi, M., Ismail, A.F.,** 2014. Petrochemical wastewater treatment by electro-Fenton process using aluminum and iron electrodes: istatistical comparison. *J. Water Process Eng.*, 3:18-25.
- Delipinar, Ş.,** 2007. Maya endüstrisi atıksularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile arıtımı, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen ve Mühendislik Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze-Kocaeli
- Elabbas, N., Ouazzani, L., Mandi, F., Berrekhis, M., Perdicakis, S., Pontvianne, M., Pons, N., Lapique, F., Leclerc, J.P.,** 2016. Treatment of highly concentrated tannery wastewater using electrocoagulation: Influence of the quality of aluminium used for the electrodes. *J. Hazard Mater.*, 319, 69-77.
- Emamjomeh, M. M., Sivakumar, M.,** 2009. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *J. Environ. Manage.*, 90, 1663-1679.
- Eryuruk, K., Tezcan Un, U., Ogutveren, U.B.,** 2011. Treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using tubular electrocoagulator. 2nd International Conference on Chemical Engineering and Applications, 23, 134-137.
- Eryuruk, K., Tezcan Un, U., Ogutveren, U.B.,** 2014. Electrocoagulation in a plug flow reactor: the treatment of cattle abattoir wastewater by iron rod anodes. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 8 (2):461-468.
- Eryuruk, K., Tezcan Un U., Bakır U.,** 2018. Electrochemical treatment of wastewaters from poultry slaughtering and processing by using iron electrodes, *J. Clean. Prod.*, 172:1089-1095.
- Fernandes, A., Spranger, P., Fonseca, A. D., Pacheco, M. J., Ciriaco, L., Lopes, A.,** 2015. Effect of electrochemical treatments on the biodegradability of sanitary landfill leachates. *Appl.Catal. B.*, 144, 514– 520.
- Ferreira, A.M., Marchesiello, P., Thivel, X.,** 2013. Removal of copper, zinc andnickel present in natural water containing Ca^{+2} and HCO_3^- ions by electrocoagulation *Sep. Purif. Technol.*, 107, 109–117.
- FAO.,** 2013. Food Outlook: Biannual report on global food markets. Meat and meatproducts. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations (UN).Rome, Italy (accessed 10.03.15.).
- Garg, K.K., Prasad, B.,** 2016. Treatment of multicomponent aqueous solution of purified terephthalic acid wastewater by electrocoagulation process: Optimization of process and analysis of sludge. *J. Taiwan Inst. Chem. E.*, 60:383-393.
- Gengec, E., Kobya, M., Demirbas, E., Akyol, A. and Oktor, K.,** 2012. Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation. *Desalination*, 286:200-209.

- Ghanbari, F., Moradi, M., Mohseni-Bandpei, A., Gohari, F., Mirtaleb Abkenar, T., Aghayani, E.,** 2014. Simultaneous application of iron and aluminum anodes for nitrateremoval: a comprehensive parametric study. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 11:1653-1660.
- Ghosh, D., Solanki, H., Purkait, M. K.,** 2008. Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique. *J. Hazard. Mater.*,155:135-143.
- Hakizimana, J.N., Gourich B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., Naja, J.,** 2017. Electrocoagulation process in water treatment: A review ofelectrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404:1-21.
- Hernández, I.L., Díaz, C.B., Morales, G.R., Bilyeu, B., Nunez, F.U.,** 2009. Influence of anodic metarial on electrocoagulation performance. *Chem. Eng. J.*, 148:97-105.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchell, C.A.,** 2005. The future for electrocoagulation as localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59:355- 367.
- Holt, P.K.,** 2002. Electrocoagulation: Unravelling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process, Doktora Tezi, University of Sydney, Sidney.
- Hu, C.Y., Lo, S.L., Kuan, W.H.,** 2003. Effects of co-existing anions on fluoride removal in electrocoagulation (EC) process using aluminum electrodes. *Water Res.*, 37: 4513-4523.
- İlhan F., Kurt U., Apaydın Ö., Arslankaya E., Gönüllü M.T.,** 2007. Elektrokimyasal arıtım ve uygulamaları: katı atık sızıntı suyu çalışması. Türkay, AB sürecinde Türkiye’de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu.
- Joglekar, A.M., May, A.T.,** 1987. Product excellence through design of experiments. *Cereal Food World*, 32 (5):857-868.
- Johns, M.,** 1995. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. *Bioresource Technol.*, 54:203-216.
- Karichappan, T., Venkatachalam S., Jeganathan, P.M.,** 2014. Optimization of electrocoagulation process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology. *J. Environ. Eng. Sci.*, 12:29-34.
- Katal, R., Pahlavanzadeh, H.,** 2011. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*, 265(1-3):199-205.
- Kazem G., Ghasem, A., Davood, N., Rahmani A.R., Hassan, Z.,** 2012. Electrochemical treatment of poultry slaughterhouse wastewater using iron and aluminium electrodes. *Res. J. Chem. Environ.*, 16(3):98-103.

- Khandegar, V., Saroha, A.K.,** 2013. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent—a review. *J. Environ. Manag.*, 128:949-963.
- Khosa, M.K., Jamal, M.A., Zia, K.M., Saif M.J., Rehman F.U., Bokhari T.H., Raza M.,** 2014. Treatment of cattle slaughter house wastewater by electrocoagulation method using aluminium electrodes. *Asian J. Chem.Journal.*, 26(19):6335-6338.
- Khuri, A.I., Cornell J. A.,** 1996. Response Surfaces Designs and Analyses. Marcel Dekker, Inc, 509s.
- Kobyas, M., Hiz, H., Senturk, E., Aydinler, C.,** 2006a. Demirbas, E., Treatment of potato chip manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, 190:201-211.
- Kobyas, M., Senturk, E., Bayramoglu M.,** 2006b. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.*, B133:172-176.
- Kobyas M., Demirbas E., Can O.T., Bayramoglu M.,** 2006c. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.*, B132:183-188.
- Kobyas M., Ciftci C., Bayramoglu M., Sensoy M.T.,** 2008. Study on the treatment of waste metal cutting fluids using electrocoagulation. *Sep. Purif. Technol.*, 60:285-291.
- Kolics, A., Polkinghorne, J.C., Wieckowski, A.** 1998. Adsorption of sulfate and chloride ions on aluminum. *Electrochim. Acta.*, 43:2605-2618.
- Koren, J.P.F., Syversen, U.,** 1995. State of the art electroflocculation. *Filtr. Separat.*, 146; 153-156.
- Kumar, M., Ponselvan, F.I.A., Malviya, J.R., Srivastava, V.C., Mall, I.D.,** 2009. Treatment of bio-digester effluent by electrocoagulation using iron electrodes. *J. Hazard. Mater.*, 165:345-352.
- Li, X., Song, J., Guo, J., Wang, Z., Feng, Q.,** 2011. Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environ. Sci.*, 10:1159-1164.
- Martínez-Villafañe, J.F., Montero-Ocampo, C., García-Lara, A.M.** 2009. Energy and electrode consumption analysis of electrocoagulation for the removal of arsenic from underground water. *J. Hazard. Mater.*, 172:1617-1622.
- Mbuligwe S.E.,** 2009. Waste management and resource recovery in the food processing industry: the livestock industry. In: Bellinghouse V.C., editor. Food Processing: Methods, Techniques and Trends. New York, NY: Nova Science Publishers Inc. 77s.
- Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., Chibane, M.,** 2009. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique-case study. *J. Hazard. Mater.*, 164:215-222.

- Mittal, G.S.**, 2004. Characterization of the effluent wastewater from abattoirs forland application. *Food Rev. Int.*, 20(3):229-256.
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Parga, J. Cocke, D.L.**, 2004. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.*, 144:199-210.
- Mollah, M.Y.A., Schenach, R., Parga, J.P., Cocke, D.L.**, 2001. Electrocoagulation (EC) - science and applications. *J. Hazard. Mater.*, B84:29-41.
- Montgomery, D.C.**, 1997. Design and analysis of experiments, Wiley, 704s.
- Myers, R.H., Montgomery D.C. Anderson-Cook, C.M.**, 2009. Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments, John Wiley and Sons, 680s.
- Nwabanne, J.T., Obi C.C.**, 2017. Abattoir wastewater treatment by electrocoagulation using iron electrodes, *Pelagia Research Library, Der Chemica Sinica*, 8(2):254-260
- Oğuz, M., Oğuz, M.** 1993. Characterization of Ankara meat packing plant wastewater and treatment with a rotating biological contactor. *Int. J. Environ. Stud.*,44:39-44
- Olmez-Hanci, T., Kartal, Z., Arslan-Alaton, I.**, 2012. Electrocoagulation of commercial naphthalene sulfonates: Process optimizationand assessment of implementation potential. *J. Environ. Manage.*, 99:44-51.
- Ömürlü, B.**, 2005. RR 124 Reaktif boyarmaddenin elektrokoagülasyon metoduyla arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi
- Öztürk, F.**, 2011. Katı atık sızıntı suyu miktarını azaltıcı yönetim stratejileri, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Palahouane, B.,Drouiche, N., Aoud, S., Bensadok, K.**, 2015. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. *J. Ind. Eng. Chem.*, 22:127-131.
- Prasad, R.K.**, 2009. Color removal from distillery spent wash throught coagulation using Moringa oleifera seeds: Use of optimum response surface methodology, *J. Hazard. Mater.*, 165, 804-811.
- Samuk, B., Kabdaşlı, I., Karpuzcu, M.**, 2011. Alüminyum yüzey işleme endüstrisi proses atıksularından elektrokoagülasyon yöntemiyle florür giderimi, İTÜ Dergisi, 2(21).
- San Jose, T.**, 2004. Bird slaughterhouse: generation and purification of their water. *Tecnol. Agua*, 24 (251):48-51.

Singh, S., Singh, S. Lo, S.L. Kumar, N., 2016. Electrochemical treatment of Ayurveda pharmaceuticals wastewater: Optimization and characterization of sludge residue. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 67, 385-396.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete, 31.12.2004, Sayı: 25687.

Şahin, O., 2009. Fenol içeren atıksuların elektrokimyasal metot ile arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen ve Mühendislik Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze-Kocaeli

Şahin, Y., 2006. Asit boya banyosu atık sularının kimyasal proseslerle ön arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Tetik A., 2011. İçme sularından elektrokoagülasyon yöntemi ile florür giderimi, Lisansüstü Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul Teknik Üniversitesi.

Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V., Prakash Maran J., 2014. Efficiency of electrocoagulation method to treat chicken processing industry wastewater-modeling and optimization. *J. Taiwan. Inst. Chem. Eng.*, 45:2427-2435.

Tritt, W.P., Schuchardt, F., 1992. Materials flow and possibilities of treating liquid and solid wastes from slaughterhouses in Germany. A review. *Bioresource Technol.* 41(3):235-245.

Uğurlu, M., 2004. Elektrokoagülasyon yöntemi ile kağıt atık sularında bazı inorganik bileşenlerin giderilmesi, G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi, 17(3):85-99

Um M.M., Barraud O., Kérouredan M., Gaschet M., Stalder T., Oswald E., 2008. Comparison of the incidence of pathogenic and antibiotic-resistant *Escherichia coli* strains in adult cattle and veal calf slaughterhouse effluents highlighted different risks for public health. *Water Res.*, 88:30-38.

US-EPA., 2002. Environmental assessment of proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source. US Environmental Protection Agency, Washington DC.

US EPA., 2004. Effluent limitations guidelines and new source performance standards for the meat and poultry products point source category. US Environmental Protection Agency, Washington DC.

Uygun, R., 2003. Demir ve alüminyum elektrodlar kullanılarak tekstil boyalarının elektrokoagülasyon ile arıtımı, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen ve Mühendislik Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze-Kocaeli

- Un U.T., Kandemir, A., Erginel, N., Ocal, S.E.,** 2014. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of response surface methodology. *J. Environ. Manage.*, 146:245-250.
- Uzun, Parlak, N.,** 2008. Metal kaplama prosesi durulama banyo atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen ve Mühendislik Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze-Kocaeli
- Ün, U.T., Koparal A.S., Oğütveren, Ü.B.,** 2009. Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. *J. Hazard. Mater.*, 164:580–586.
- Xu, X., Zhu, X.,** 2004. Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process. *Chemosphere*, 56:889-894.
- Valta, K., Kosanovic, T., Malamis, D., Moustakas, K., Loizidou, M.,** 2015. Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry. *Des. Water Treat.*, 53 (12):3335-3347.
- Veli, S., Arslan, A., Bingöl, D.,** 2016. Application of response surface methodology to electrocoagulation treatment of hospital wastewater. *Clean-Soil Air Water*, 44(11):1429-1598.
- Vepsäläinen M.,** 2012. Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters, Publisher: VTT Technical Research Centre of Finland, 154s.
- Ye, Z., Zhang, H., Yang, L., Wu, L., Qian, Y., Geng, J., Chen, M.,** 2016, Effect of a solar Fered-Fenton system using a recirculation reactor on biologically treated landfill leachate. *J. Hazard. Mater.*, 319:51-60.
- Yoosefian, M., Ahmadzadeh, S., Aghasi, M., Dolatabadi, M.,** 2017. Optimization of electrocoagulation process for efficient removal of ciprofloxacin antibiotic using iron electrode; kinetic and isotherm studies of adsorption. *J. Mol Liq.*, 225:544-553.
- Zhang, S., Zhang, J., Wang, W., Li, F., Cheng, X.,** 2013. Removal of phosphate from land scape water using an electrocoagulation process powered directly by photovoltaic solarmodules. *Sol. Energy Mater. Sol. Cells*, 117, 73-80.
- Zodi, S., Potier, O., Lapique, F., Leclerc, J.P.,** 2010. Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes. *Desalination*, 261. 186-190.

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad	Servet Tevkur
Doğum Tarihi	05.05.1991
Doğum yeri	Diyarbakır
Lise	Yunus Emre Lisesi/Diyarbakır, 2006-2010
Lisans	Munzur Üniversitesi, 2011-2015
Staj Yaptığı Yerler	Diyarbakır Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü Diyarbakır Su ve Kanalizasyon İdaresi Hamsu Arıtma Tesisi
Yüksek Lisans	Munzur Üniversitesi, 2016-2019