

**ENTEGRE ET VE ET ÜRÜNLERİ TESİSLERİ
ATIKSULARININ KİMYASAL KOAGÜLASYON
VE ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMLERİYLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

Fuat ÖZYONAR

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**2007
SİVAS**

**ENTEĞRE ET VE ET ÜRÜNLERİ TESİSLERİ ATIKSULARININ KİMYASAL
KOAGÜLASYON VE ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMLERİYLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

**Fuat ÖZYONAR
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosunun 05.01.1984 tarihli toplantısında kabul edilen ve daha sonra 30.12.1993 tarihinde C.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğünce hazırlanan ve yayınlanan “Yüksek Lisans ve Doktora tez yazım Kılavuzu” adlı yönergeye göre hazırlanmıştır.

Bu tez çalışması, CÜBAP komisyonu'nun M-309'nolu projesi kapsamında desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	i
SUMMARY	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ	iv
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vii
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı	1
2. ENTEGRE ET ve ET ÜRÜNLERİ ENDÜSTRİSİ ve ATIKSU ARITIM TEKNOLOJİLERİ	3
2.1. Entegre Et ve Et Ürünleri Endüstrisi Tanımı	3
2.2. Entegre Et ve Et Ürünleri Endüstrisi Atıksularının Özellikleri ve Arıtımı	6
2.2.1. Temel kirletici parametreler ve entegre et ve et ürünleri endüstrisi atıksuları özellikleri	6
2.2.2. Entegre et ve mezbaha endüstrisi atıksuları deşarj limitleri	12
2.2.3. Entegre et ve et ürünleri endüstrisi atıksularının arıtım teknolojileri	12
3. ELEKTROKOAGÜLASYON ve KİMYASAL KOAGÜLASYON PROSESLERİ	17
3.1. Elektrokimyasal Proseste Yeralan Bazı Kavramlar	17
3.1.1. Faraday kanunu ve eşitlikler	19
3.2. Elektrokoagülasyon Prosesi Teorisi	20
3.3. Elektrokoagülasyonda Prosesinde Kullanılan Elektrot Bağlantı Tipleri	25
3.4. Elektrokoagülasyonun Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları	27
3.5. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesleri	28
3.6. Elektrokoagülasyon Prosesi ve Uygulama Alanları	29
3.7. Kimyasal Koagülasyon Prosesi ve Uygulama Alanları	31
4. MATERYAL VE METOT	38
4.1. Materyal	38
4.2. Elektrokoagülasyon Deney Düzenegi ve Elektrokoagülasyon Deneyleri	39
4.3. Deneysel İşlem	40
4.3.1. Kimyasal Koagülasyon Deneyleri	40
4.3.2. Elektrokoagülasyon Deneyleri	40
4.4. Analitik Metodlar	41

4.5. Hesaplamalar ve Kullanılan Eşitlikler	41
5. DENEYSEL BULGULAR.....	43
5.1. Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisi Atıksuyunun Elektrokoagülasyonu	43
5.1.1. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine başlangıç pH'nın etkisi.....	43
5.1.2. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine akım yoğunluğunun etkisi.....	49
5.1.3. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine zamanın etkisi	56
5.1.4. Elektrokoagülasyon prosesinde çamur oluşumu.....	61
5.2. Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisi Atıksuyunun Kimyasal Koagülasyonu	62
5.2.1. Kimyasal koagülasyon üzerine başlangıç pH'nın etkisi	62
5.2.2. Kimyasal koagülasyon üzerine koagülan dozajının etkisi	66
5.2.3. Kimyasal koagülasyon'da çamur oluşumu	69
5.3. Ekonomik Değerlendirme.....	70
5.3.1. Elektrokoagülasyonun maliyet değerlendirmesi.....	71
5.3.1.1. İşletme maliyeti üzerine başlangıç pH'nın etkisi.....	71
5.3.1.2. İşletim maliyetleri üzerine akım yoğunluğu'nun etkisi	72
5.3.1.3. İşletim maliyetleri üzerine zaman parametresinin etkisi.....	73
5.3.2. Kimyasal koagülasyon'nun maliyet değerlendirmesi	74
5.3.2.1. İşletme maliyeti üzerine başlangıç pH'nın etkisi	74
5.3.2.2. İşletim maliyetleri üzerine koagülant dozajı'nın etkisi.....	75
6. SONUÇ VE ÖNERİLER	79
7. KAYNAKLAR.....	82
8. ÖZGEÇMİŞ.....	86

ÖZET
Yüksek Lisans Tezi

**ENTEĞRE ET VE ET ÜRÜNLERİ TESİSLERİ ATIKSULARININ KİMYASAL KOAGÜLASYON
VE ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMLERİYLE ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**
Fuat ÖZYONAR

Cumhuriyet Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Müh. Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU

Türkiye'nin önemli gıda endüstrilerinden biriside Entegre Et ve Et Ürünleri Endüstrisi'dir. Entegre et ve et ürünleri tesisi atıksuları yüksek miktarda organik madde (KOİ, BOİ), toplam askıda katı, toplam fosfor, toplam azot, yağ ve gres ihtiva eden atıksu oluşturduğu için önemli bir çevre kirletici kaynaktır. Entegre et ve et ürünleri tesisi atıksularının direkt olarak deşarj edilmesi alıcı ortamlarda (sularıda) çözünmüş oksijenin tüketilmesine ve su ortamının bozulmasına neden olmaktadır. Bu çalışmanın amacı, Entegre et ve et endüstrisi atıksularında, elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon arıtma yöntemleri uygulanarak KOİ, yağ-gres ve türbidite gideriminin araştırılmasıdır.

Çalışmanın ilk aşamasında elektrokoagülasyon metodu ile KOİ, yağ-gres ve türbidite giderimi araştırılmıştır. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alümiyum ve demir elektrotları kullanılmıştır. Bu amaçla elektrokimyasal işlemin gerçekleştirildiği ceketli bir reaktör tasarlanmıştır. KOİ, yağ-gres ve türbidite giderimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve zaman parametrelerinin etkisi incelenmiştir. Bu çalışma sonucunda, demir elektrotları ile elektrokoagülasyonda %76,73 KOİ, %94,9 Yağ-gres ve %94,62 türbidite giderimi elde edilmiştir. Demir elektrotları için optimum şartlar ise, 100 A/m² akım yoğunluğu, 30 dakika deney süresi ve pH:6 olarak bulunmuştur. Alümiyum elektrotları ile %77,47 KOİ, %94,87 yağ-gres ve %94,79 türbidite giderim verimi elde edilmiştir. Alümiyum için optimum deney şartları ise, 140A/m² akım yoğunluğu, 30 dakika deney süresi ve pH:4 olarak bulunmuştur. Ayrıca her iki yöntem içinde işletme maliyetleri incelenmiştir.

Çalışmanın ikinci bölümünde ise, Kimyasal koagülasyon ile Entegre et ve et ürünleri tesisi atıksularında KOİ, yağ-gres ve türbidite giderimi yapılmıştır. Koagülant madde olarak, Al₂(SO₄)₃.18H₂O , Fe₂(SO₄)₃.7H₂O ve FeCl₃.6H₂O kimyasalları kullanılmıştır. Farklı pH ve dozaj miktarları denenerak optimum pH ve dozaj değerleri bulunmuştur. En fazla KOİ giderimi .%37,38 ile FeCl₃.6H₂O koagülant maddesinde gerçekleşmiştir. Yağ-gres ve türbidite gideriminde de en yüksek verim %88,95 ve %80,78 ile FeCl₃.6H₂O ile elde edilmiştir. Bu koagülant madde için optimum pH:6 ve dozaj 100 mgMe⁺³/L olarak elde edilmiştir.

Anahtar Sözcükler : Mezbaha, Atıksu, Elektrokoagülasyon, Kimyasal koagülasyon, Arıtma,

SUMMARY

MSc Thesis

INVESTIGATION OF TREATMENT OF THE SLAUGHTERHOUSE WASTE WATER BY CHEMICAL COAGULATION AND ELECTROCOAGULATION

Fuat ÖZYONAR

Cumhuriyet University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Ass. Prof. Dr. Bünyamin KARAGÖZÖĞLU

Slaughterhouse industry is an important food industry in Turkey. Slaughterhouse wastewaters are a significant source of environmental pollution, principally due to the release of large volumes of wastewaters that contain high organic matter (COD and BOD₅), TSS, TN, TP, oil and grease. The direct discharge of slaughterhouse wastewaters are caused of consume dissolved oxygen from the stream and destroy aquatic life. It is therefore necessary to treat the slaughterhouse wastewaters prior to their discharge into the receiving water. Due to the contain pollutants of slaughterhouse wastewaters, their treatment is rather difficult. The aim of this study was to investigate the residual COD, Oil-grease and turbidity removal of slaughterhouse effluents by using electrocoagulation and chemical coagulation treatment technologies. In addition those methods each other was to investigate from both economic and technical.

First part of this study was to investigate the removal COD, Oil-grease and turbidity by electrocoagulation process. With this goal, an electrochemical reactor including monopolar aluminium and iron electrodes in parallel connections was designed. Iron electrodes via electrocoagulation was determined the removal of %76,73 COD, %94,9 Oil-grease and %94,62 turbidity. Optimum conditions on the removal efficiencies of above mentioned parameters were determined as current density; 100 A/m², experiment time; 30 minutes and pH: 6. Aluminium electrodes via electrocoagulation was determined the removal of %77,47 COD, %94,87 Oil-grease and %94,79 turbidity. Optimum conditions on the removal efficiencies of above mentioned parameters were determined as current density; 140 A/m², experiment time; 30 minutes and pH:4. In addition that energy consumption and operating cost were calculated and evaluated.

In the second part of this study, chemical coagulation methods were applied to Slaughterhouse waste water effluents for the aim of removal of COD, Oil-grease and turbidity. Three types of coagulants called Al₂(SO₄)₃.18H₂O, Fe₂(SO₄)₃.7H₂O and FeCl₃.6H₂O were used. Optimum conditions were designed for beginning pH values and different dosage values. It was found that the highest COD removal value, %37,38, was obtained with FeCl₃.6H₂O. Optimum conditions were found pH:6 and 100 mg Me⁺³ /L. In addition that the highest removal efficiency values of Oil-grease and turbidity %88,95 and % 80,78 were occurred by FeCl₃.6H₂O.

Keywords: Slaughterhouse, Wastewaters, Electrocoagulation, Chemicalcoagulation, Treatment

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Tez çalışmasında yardım ve desteklerini esirgemeyen değerli danışman hocam sayın Yrd. Doç. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU'na ve Gebze yüksek teknolojiler enstitüsü çevre mühendisliği bölümü hocalarından sayın Yrd. Doç. Dr. Mehmet KOBYA'ya yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Ayrıca laboratuvar çalışmalarında büyük yardımlarını gördüğüm Çevre Mühendisi Ruhi MALKOÇ'a, büyük maddi ve manevi desteklerini gördüğüm aileme ve tezin tüm aşamalarında emeği geçen herkese teşekkür ederim.

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Mezbaha ve entegre et tesislerinde üretim şeması	5
Şekil 2.2.	Mezbaha atıksularının arıtımında aktif çamur yöntemlerinin uygulandığı bir atıksu arıtma tesisi akım şeması	13
Şekil 2.3.	Mezbaha atıksularının arıtımında anaerobik yöntemin uygulandığı bir atıksu arıtma tesisi akım şeması	13
Şekil 2.4.	Mezbaha ve entegre et tesisleri atıksularının iki kademeli biyolojik arıtımı.....	14
Şekil 3.1.	Elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü	17
Şekil 3.2.	Elektrokoagülasyon prosesinde meydana gelen reaksiyon basamakları.....	18
Şekil 3.3.	Sulu ortamda alüminyum kompleksleri ve pH ilişkisi.....	21
Şekil 3.4.	Elektrokoagülasyon’da oluşacak polimerik Al türleri	22
Şekil 3.5.	Sulu ortamda demir kompleksleri ve pH ilişkisi.....	23
Şekil 3.6.	Paralel bağlı monopolar EC reaktörü.....	25
Şekil 3.7.	Seri bağlı monopolar EC reaktörü	26
Şekil 3.8.	Paralel bağlı bipolar EC reaktörü.....	26
Şekil 3.9.	Koagülasyon mekanizması	33
Şekil 3.10.	Alüminyum hidroksit için zeta potansiyeli-pH ilişkisi	34
Şekil 4.1.	Entegre et tesisi atıksu numunesi.....	38
Şekil 4.2.	Elektrokoagülasyon deney düzeneğinin şematik görünüşü	39
Şekil 4.3.	Deneysel çalışmada kullanılan deney düzeneğinin görünüşü	40
Şekil 4.4.	Absorbans-KOI kalibrasyon eğrisi.....	41
Şekil 5.1.	Elektrokoagülasyon prosesinde başlangıç atıksu pH’nın KOI, yağ-gres ve türbidite giderme verimleri üzerine etkisi , (a) KOI giderme verimi, (b) Türbidite giderme verimi, (c) Yağ-gres giderme verimi.....	45
Şekil 5.2.	Elektrokoagülasyon prosesinde akım yoğunluğunun KOI, yağ-gres ve türbidite giderme verimleri üzerine etkisi , (a) KOI giderme verimi, (b) Türbidite giderme verimi, (c) Yağ-gres giderme verimi.....	50
Şekil 5.3.	Elektrokoagülasyonda zaman faktörünün KOI, yağ-gres ve türbidite giderme verileri üzerine etkisi (a) KOI giderimi, (b) Yağ-gres giderimi, (c) Türbidite giderimi	57
Şekil 5.4.	Elektrokoagülasyonda başlangıç pH’sının çamur oluşumu üzerinde etkisi	61
Şekil 5.5.	Elektrokoagülasyonda akım yoğunluğunun çamur oluşumu üzerinde etkisi	61
Şekil 5.6.	Elektrokoagülasyonda zamanın çamur oluşumu üzerinde etkisi	62
Şekil 5.7.	Kimyasal koagülasyonda pH’nın KOI giderimi üzerinde etkisi	63
Şekil 5.8.	Kimyasal koagülasyonda pH’nın yağ-Gres giderimi üzerinde etkisi.....	63
Şekil 5.9.	Kimyasal koagülasyonda pH’nın türbidite giderimi üzerinde etkisi.....	64
Şekil 5.10.	Kimyasal koagülasyonda koagülan dozajının KOI giderimi üzerinde etkisi	66

Şekil 5.11. Kimyasal koagülasyonda koagülan dozajının yağ-gres giderimi üzerinde etkisi.....	67
Şekil 5.12. Kimyasal koagülasyonda koagülan dozajının türbidite giderimi üzerinde etkisi.....	70
Şekil 5.13. Kimyasal koagülasyonda başlangıç pH'sının çamur oluşumu üzerinde etkisi	70
Şekil 5.14. Kimyasal koagülasyon'da koagülant dozajının çamur oluşumu üzerinde etkisi.....	70
Şekil 5.15. pH'nın işletme maliyeti üzerine etkisi (a) \$/m ³ , (b) \$/kg KOI	72
Şekil 5.16. Akım yoğunluğunun işletme maliyeti üzerine etkisi (a) \$/m ³ , (b) \$/kg KOI	73
Şekil 5.17. Zamanın işletme maliyeti üzerine etkisi (a) \$/m ³ , (b) \$/kg KOI	74
Şekil 5.18. Başlangıç pH'nın işletme maliyeti (\$/m ³) üzerinde etkisi	75
Şekil 5.19. Başlangıç pH'nın işletme maliyeti(\$ /kg KOI) üzerinde etkisi.....	75
Şekil 5.20 Koagülant dozajının, işletme maliyeti (\$/m ³) üzerinde etkisi	76
Şekil 5.21. Koagülant dozajının işletme maliyeti (\$/kg KOI) üzerinde etkisi	76
Şekil 5.22. Al ve Fe elektrotta en iyi giderim elde edilen numuneler	77

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.	Entegre et ve mezbaha atıksularının özellikleri.....	7
Çizelge 2.2.	Atıksu karakterizasyonu I.	7
Çizelge 2.3.	Atıksu karakterizasyonu II.	8
Çizelge 2.4.	Atıksu karakterizasyonu III.	9
Çizelge 2.5.	Erzurum et kombinası ve entegre et tesisleri atıksuyunun özellikleri	10
Çizelge 2.6.	Çeşitli ülkelerdeki mezbaha atıksularının karakterleri	11
Çizelge 2.7.	Sektör: Gıda sanayii deşarj limitleri (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri).	12
Çizelge 3.1.	Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları	18
Çizelge 3.2.	Al^{3+} sulu ortamda oluşan hidroksil kompleks türleri	21
Çizelge 3.3.	Fe^{3+} ve Fe^{2+} sulu ortamda oluşan hidroksil kompleks türleri	23
Çizelge 3.4.	Kimyasal koagülant uygulamaları	36
Çizelge 3.5.	Ağır metal giderimin de artırılmış su çıkışındaki metal düzeyleri.....	37
Çizelge 4.1.	Entegre et endüstrisi tesisin çıkış atıksuyunun özellikleri	38
Çizelge 5.1.(a).	Elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrotları üzerine başlangıç pH'nın etkisi.	47
Çizelge 5.1.(b).	Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotları üzerine başlangıç pH'nın etkisi.	48
Çizelge 5.2.(a).	Elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrotları üzerine akım yoğunluğunun etkisi	52
Çizelge 5.2.(b).	Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotları üzerine akım yoğunluğunun etkisi	54
Çizelge 5.3.(a).	Elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrotları üzerine zamanın etkisi.....	59
Çizelge 5.3.(b).	Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotları üzerine zamanın etkisi.....	60
Çizelge 5.4.	Kimyasal koagülasyon üzerine pH'nın etkisi	65
Çizelge 5.5.	Kimyasal koagülasyon üzerine koagülant dozajının etkisi.....	68
Çizelge 5.6.	Maliyet hesaplarında kullanılan ekonomik parametreler.....	71
Çizelge 5.7.	Elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyonun teknik ve ekonomik özelliklerinin birarada karşılaştırılması.	78

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

		Birim
A	Aktif anot yüzey alanı	[cm ²]
AC	Alternatif akım	[Amper]
AKM	Askıda katı madde	[mg/l]
TAKM	Toplam askıda katı madde	[mg/l]
TKN	Toplam azot	[mg/l]
NH₃-N	Amonyak azotu	[mg/l]
PO₄-P	Fosfat fosforu	[mg/l]
TP	Toplam fosfor	[mg/l]
BOI₅	Biyolojik oksijen ihtiyacı	[mg/l]
CE	Faraday değerindeki kayıp veya akım verimi	[-]
KOI	Kimyasal oksijen ihtiyacı	[mg/l]
KOI₀	Başlangıç COD değeri	[mg/l]
dk.	Dakika	[dk]
DC	Direkt akım	[Amper]
DO	Çözünmüş oksijen	[mg/l]
E	Akım verimi	[-]
E	Elektrik enerjisi	[Wh]
EC	Elektrokoagülasyon prosesi	[-]
EF	Elektroflotasyon prosesi	[-]
EO	Elektrooksidasyon prosesi	[-]
F	Faraday sabiti ve 96485 C/mol	[C/mol]
I	Akım şiddeti	[A, mA]
I_j	Bir elektrottaki toplam akım	[A, mA]
J	Akım yoğunluğu	[mA/cm ²]
m	Teorik olarak çözünen metalin (mol olarak) miktarı	[mol]
m_{act}	Pratikte çözünen metalin (mol olarak) miktarı	[mol]
M_A	Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı	[g]
M_{Ate}	Anot elektrottaki teorik çözünme miktarı	[g]
M_K	Pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı	[g]
M_T	Toplam çözünen alüminyum miktarı	[g]
MA	Molekül ağırlığı	[g]
n	Çözünen metalin iyon yükü	[-]
pH	Çözeltideki hidrojen iyonu konsantrasyonu	[-]
pH_b	Atıksuyun başlangıç pH değeri	[-]

pH_s	Atıksuyun deney sonu pH değeri	[-]
q	Akımın miktarı (yük)	C
q_p	Oluşan ürünün harcadığı yük	C
q_T	Toplam harcanan yük değeri	C
R_{KOI}	KOI giderme verimi	[-]
R_{yağ-gres}	Yağ- gres giderme verimi	[-]
R_{TURB}	Türbidite giderme verimi	[-]
SKKY	Su kalitesi kontrol yönetmeliği	[-]
SS	Süspanse katılar	[mg/l]
T	Sıcaklık	[°C, °K]
t	Zaman	[sn, dak., h]
TURB	Türbidite	NTU
TURB₀	Başlangıç türbidite değeri	NTU
V	Volt	[Volt]
v	Elektrolit hacmi	[ml, m ³]

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Dünyada ve ülkemizde nüfusun hızla artmasına paralel olarak çeşitli endüstrilerde olduğu gibi gıda endüstrisinde de gıda maddelerine olan ihtiyaç ve talebin aynı oranda artması bu endüstrinin hızla gelişimini hızlandırmıştır. Böylelikle çeşitli gıda endüstrilerinden kaynaklanan atıksuların çevre üzerinde yarattığı olumsuz etkilerini de artmıştır. Özellikle bununla beraber insanların beslenmesinde temel besin maddelerinden biri olan et ve et ürünlerin üretimi de hızlı bir artış kazanmıştır. Bunun sonucunda da, mevcut doğal kaynakların ve bunların en önemlisi olan suyun kullanımını artmaktadır. Bu endüstrilerde kullanılan sular kirlenmiş olarak tekrar alıcı su ortamlarına geri verilmektedir. Mevcut teknolojiler deşarj limitlerinin sağlanmasında çoğu zaman yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle yeni arıtma alternatifleri göz önüne alınmalıdır.

Entegre et ve et ürünleri tesisleri atıksuları yüksek miktarda organik madde (BOI, KOI), toplam askıda katı (TAKM), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN), yağ ve gres içermekte ve bu nedenle çok kirlilik yaratan bir atıksu özelliğine sahip olduğu için önemli bir çevre kirleticisi kaynağını oluşturmaktadır. Entegre Et ve Mezbaha tesisleri atıksularının hiçbir arıtma işlemine tabi tutulmadan alıcı ortama verilmesi alıcı ortamında çözünmüş oksijenin tüketilmesine ve su ortamının bozulmasına neden olmaktadır. Bu nedenle entegre et ve et ürünleri tesisleri çıkış sularının arıtılması gereklidir ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre zorunlu kılınmıştır. Fakat bu atıksuların içerdiği kirleticisi birleşenleri nedeniyle arıtılması oldukça güç ve pahalıdır. Bu atıksuların arıtılması için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik teknikler kullanılmaktadır. Entegre et ve et ürünleri atıksuları genellikle biyolojik arıtma prosesleri ile arıtılmaktadır. Anaerobik ve aerobik proseslerin işletilmesinde sıcaklık, yüksek organik yük, kalış süresinin uzunluğu gibi parametreler proses verimliliğinin de önemlidir. Dolayısıyla bu proseslerin devamlı kontrol altında tutulması gereklidir. Atıksu hacmi ve organik yük fazlalığı bu proseslerin uygulamasında karşılaşılan başlıca problemlerdir. Ayrıca biyolojik arıtım prosesleri için geniş arazi ve işletme zorlukları da ilave problemlerdir.

Son yıllarda elektrokimyasal prosesler ile atıksuların arıtımı üzerine yoğun bir ilgi bulunmaktadır. Elektrokimyasal atıksu arıtım prosesleri arasında gerçek anlamda uygulamaya geçen elektrokoagülasyondur.

1.2. Çalışmanın amaç ve kapsamı

Bu çalışmada, Entegre et ve mezbaha endüstrisi atıksularının elektrokimyasal metodlardan biri olan elektrokoagülasyon (EC) ve kimyasal koagülasyon (CC) ile arıtılabilirliğinin araştırılması amaçlanmıştır. Yapılan çalışmada, bu atıksulardan kimyasal oksijen ihtiyacı(KOI), türbidite ve yağ-gres giderimi üzerine; alüminyum ve demir elektrot kullanılan EC prosesi ile pH, akım yoğunluğu ve zaman parametrelerinin etkisi, kimyasal koagülasyon işlemleri ile de pH ve

koagulan dozajı parametrelerinin etkisi incelenmiş ve teknik-ekonomik bir değerlendirme yapılmıştır.

Ayrıca, EC prosesinde akım yoğunluğu, elektrik, elektrot tüketim ve maliyet değerleri ile kimyasal koagülasyonda koagülant tüketimleri ve maliyetleri hesaplanmıştır. Bunlara ek olarak, KOI, türbidite ve yağ-gress giderim verimleri ile elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon prosesleri arasındaki ilişkiler ortaya konulmuştur.

2. ENTEGRE ET ENDÜSTRİSİ ve ET ÜRÜNLERİ ENDÜSTRİSİ ATIKSU ARITIM TEKNOLOJİLERİ

2.1. Entegre Et ve Et Ürünleri Endüstrisi Tanımı

İnsanların et ihtiyaçlarının direkt ya da dolaylı olarak karşılamak için büyükbaş ve küçükbaş hayvanların kesildiği yerlere mezbaha, etlerin ve diğer yan ürünlerin işlendiği yerlere entegre et tesisi ya da et işleme tesisleri denir (İpek, 1997).

Başka bir ifadeyle mezbahalar ve et ürünleri endüstrisi; büyük ve küçükbaş hayvanların kesildiği, parçalandığı, çeşitli et ve et ürünlerinin üretildiği, kesim sonucu ortaya çıkan ürünlerin değerlendirilerek çeşitli yan ürünlerin elde edildiği tesislerdir (Çevre Bakanlığı, 1996). Mezbahalar ise; sadece hayvan kesiminin gerçekleştirildiği basit bir et ürünleri endüstrisidir. Mezbahalarda kesilen hayvanların derisi yüzülerek sakatatlar ayıklanmakta ve karkas elde edilmektedir. Yüzülen deri yıkanmakta, tuzlanmakta ve tabaklama endüstrisine gönderilmektedir. Sakatatlar temizlenerek yıkanmakta ve satılmaktadır. Yenilmeyen sakatatlar, kan, kemik, yağ ve diğer atıklar ise rendering prosesine gönderilmektedir (Gönenç, 1984).

Kombinalar olarak bilinen et ürünleri endüstrisinde ise mezbahalarda yapılan tüm işlemlerle birlikte et işleme ve rendering prosesleri de yer almaktadır (Özcan, 2001). Kesme ve karkas elde etme işlemleri mezbahalara benzemekle birlikte karkaslar soğutulduktan sonra çeşitli et ürünleri elde etmek üzere parçalanmaktadır. Başlıca et işleme prosesleri salamura, tütsüleme, haşlama, pişirme ve konserveleme olarak sıralanabilir. Bu süreçlerden hem çeşitli etler hem de sosis, salam, sucuk, pastırma, jambon vb. et ürünleri elde edilmektedir. Çeşitli rendering işlemleri sonucu da yenilebilir taze ve dondurulmuş yağlar, hayvan yemleri, ecza ve sabun endüstrisinde kullanılan çeşitli maddeler üretilmektedir. Endüstrinin yan prosesleri hayvanlar kesilmeden evvel barındıkları ağıllar ve soğuk hava depoları olarak tanımlanmaktadır (Çevre Bakanlığı, 1996).

Kullanılan proseslere göre et ürünleri endüstrisi aşağıdaki gruplara ayrılmaktadır (Çevre Bakanlığı, 1996; Özcan, 2001).

1. Basit mezbahalar
2. Kompleks mezbahalar
3. Et kombinaları;
 - a. Az işlemlili et kombinaları
 - b. Çok işlemlili et kombinaları
4. Küçük et işleme tesisleri
5. Et parçalayıcı işlemler
6. Sucuk,salam ve hazır et üreten işlemler
7. Jambon işletmeleri
8. Et konserve tesisleri
9. Rendering tesisleri

Bu sınıflandırma genel olarak aşağıdaki gibi yapılmaktadır (Çevre Bakanlığı, 1996).

A. Mezbahalar; kesme, deri yüzme, sakatat ayırma işlemlerinin yürütüldüğü tesislerdir.

B. Kombinalar; et, deri ve sakatat işleme, mezbaha ve rendering proseslerinin birlikte gerçekleştirildiği tesisleri kapsamaktadır.

C. Et işleme tesisleri; sadece et işleme proseslerini içermektedir. Canlı hayvan kesimi yapmayan et ürünleri işleme ve paketleme atölyeleri bu sınıfa dahil edilmektedir.

Mezbahalar ve et entegre tesislerinden elde edilen ana ve yan ürünler şu şekilde sınıflandırılabilir (Çevre Bakanlığı, 1996; Özcan, 2001).

Birincil Temel Ürünler:

A. Taze et ürünleri

B. Dondurulmuş et ürünleri

C. İşlenmiş et ürünleri

a. Parça halinde işlenmiş et ürünleri

a.1. Pastırma ve filme etler

a.2. Konserve ürünler

b. Kuşbaşı ve kıyma büyüklüğünde işlenen et ürünleri

b.1. Sucuk

b.2. Kavurmalar

c. Kıyma halinde parçalanarak üretilen diğer et ürünleri

c.1. Köfte

c.2. Hamburger

d. Emülsiyon teknolojisi kullanılarak işlenen et ürünleri

d.1. Sosis

d.2. Salam

İkincil Temel Ürünler:

A. Yağlar,

İnsan gıdası olarak kullanılan iç yağlar.

B. Yenebilen iç organlar, baş ve ayaklar

Baş etleri, beyin, dil, kalp, karaciğer, böbrekler, dalak, işkembe, koyun ve keçi düz barsak, ayaklar.

Yan Ürünler:

A. Kan:

A1. Et unu

A.2. Kemik unu

A.3. Rendering yağları

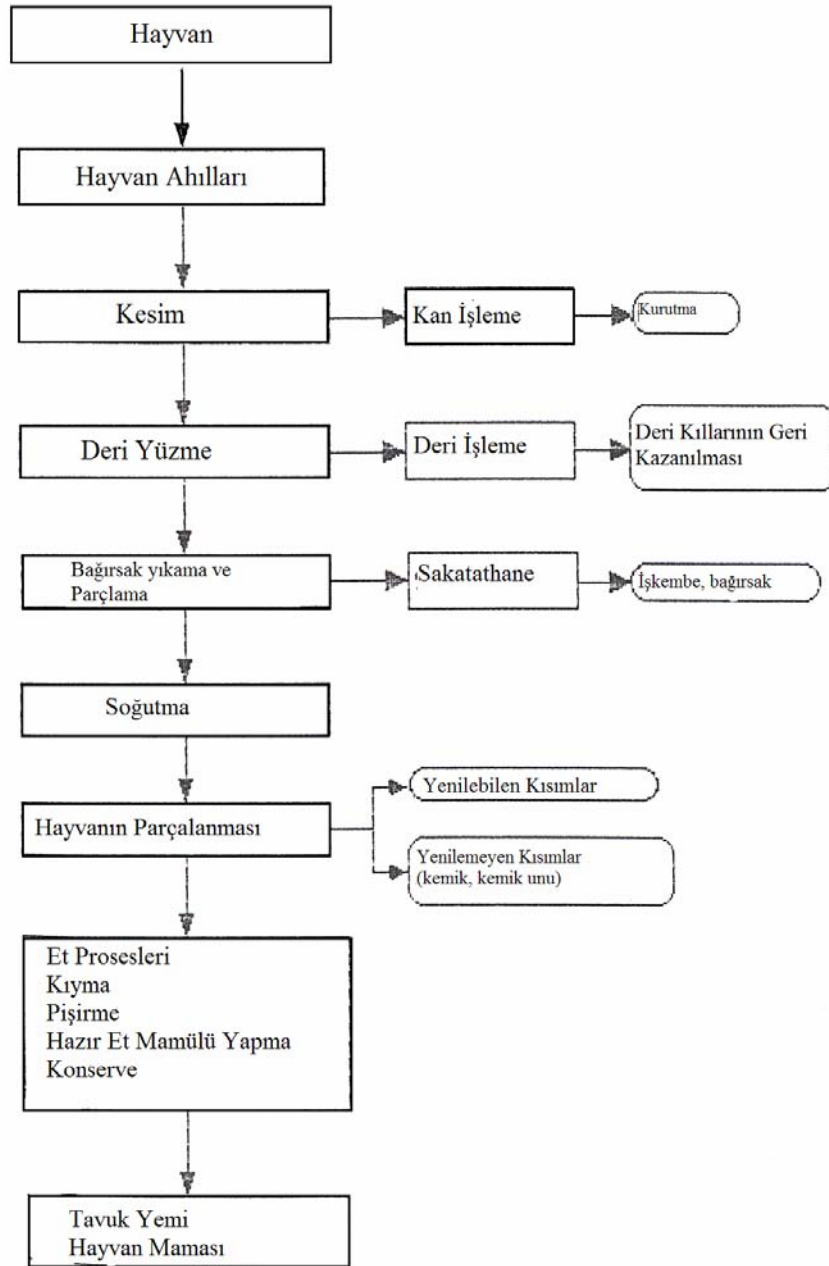
A.4. Tırnak - boynuz unu

B. Bağırsak

C. Deri

D. Çeşitli tıbbi ve biyoteknolojik preparatlar

Mezbaha ve entegre et tesisleri üretim kademeleri, üretilecek mamulün cinsine göre değişebilir. Mezbaha ve entegre et tesislerinde hayvan kesimi ve et üretimi esnasında yaygın olarak kullanılan prosesler Şekil 2.1’de verilmiştir.



Şekil 2.1. Mezbaha ve entegre et tesislerinde üretim şeması (İpek, 1997).

2.2. Entegre et ve Et Ürünleri Endüstrisi Atıksularının Özellikleri ve Arıtımı

2.2.1. Temel kirletici parametreler ve et entegre ve et ürünleri endüstrisi atıksuları özellikleri

Entegre et ve et ürünleri tesisleri atıksuları yüksek miktarda organik madde, toplam askıda katı, toplam fosfor, toplam azot, yağ ve gres içermekte ve biyolojik olarak ayrışabilen niteliktedir. Atıksuyun özellikleri, günde prosese dahil edilen hayvan sayısına, tipine ve operasyonun doğasına bağlı olarak farklılık göstermektedir. Oluşan atıksular kan, iştak, et, yağ, gübre, kıl ve sakatat parçacıklarını içermektedir. Mezbaha ve et paketleme tesislerinden gelen atıksular kimyasal olarak evsel atıksuya benzer fakat bunlara göre oldukça konsantrasyon yapı sergilemektedir (Blanc ve diğ., 1984).

Entegre et ve mezbaha tesisleri atıksuları alıcı ortama herhangi bir arıtıma tabi tutulmadan deşarj edildiğinde, alıcı ortamın çözünmüş oksijeninin tüketilmesine ve su ortamının bozulmasına neden olmaktadır. Alıcı ortamda biriken ve organik partikül içeren çamurun yavaş bozunumu ile bu olay daha da hızlanmaktadır. Çözünmüş oksijenin tükenmesi, sudaki aerobik yaşamı özellikle de balıkları etkilemektedir. Oksijen tamamen tükendiğinde ise anaerobik ayrışma meydana gelmekte ve metan, hidrojen sülfür gibi istenmeyen ayrışma ürünleri oluşmaktadır. Deşarj edilen atıksularda bulunan toplam askıda maddeler, sularda dıpsel birikimlere sebep olmakta ve bulanıklığa yol açmaktadır. Yağ-gres ise, su yüzeyinde film oluşturarak sudaki ışık ve oksijen transferini engellemekte ve sudaki aerobik yaşam üzerinde olumsuzluğa yol açmaktadır (Oğuz ve Oğuz, 1993, Özcan, 2001).

Et işleme ve kesim proseslerinin gerçekleştirildiği endüstrilerde, kan önemli bir kirlilik bileşenidir. Kanın BOI'si yaklaşık olarak 100000 mg/L' dir. Kan çabuk koagüle olduğundan, kesim yapılan tesislerde çok sık yıkama yapılmaktadır ve bu işlem atıksu miktarını da arttırmaktadır. Fakat son yıllarda bu bileşen yan ürün olarak elde edilmektedir. İlk yıkamada kesimin yapıldığı yerde ısı koagülasyonu ile kanın geri kazanılması da mümkündür (Blanc ve diğ., 1984; Özcan, 2001).

Proseste iştakbelerin 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 elimine edilmesi ile azaltılabilmektedir. Ayrıca bu endüstride temizlik işlemleri de önemli bir kirlilik kaynağı oluşturmaktadır. Bu tip yoğun su kullanımının yapıldığı işlemler nedeniyle kirlilik yükünün fazla olduğu görülmüştür (Özcan, 2001).

Bazı araştırmacılar farklı entegre et ve mezbahanelerde yaptıkları atıksu karakterizasyon çalışmalarında Çizelge 2.1'de verilen değerleri elde etmişlerdir (Li ve diğ., 1986; Norcross ve diğ., 1987).

Çizelge 2.1. Entegre et ve mazbaha atıksularının özellikleri (Li ve diğ., 1986; Norcross ve diğ., 1987).

Parametre	Li ve diğ.	Manjunath ve diğ.	Norcross ve diğ.	Konsantrasyon
BOI ₅	399-1037	600-3900	10000	mg /L
KOI	628-1437	1100-7250	---	mg /L
Yağ ve Gres	97-452	125-400	13000	mg /L
TKN	44-126	90-150	---	mg /L
PO ₄ -P	10-16	8-15		mg /L
NH ₃ -N	25-105	---	---	mg /L
AKM	92-430	300-2300	150	mg /L
pH	6.3-7.2	6.5-7.3	4.5-11	---

Borja ve diğ., (1998), % 70'ini inek, %30'unu domuz kesiminin yapıldığı bir mezbaha için yaptıkları çalışmada, dengeleme havuzundan aldıkları atıksuyun karakterizasyon çalışmasında Çizelge 2.2'de verilen sonuçları elde etmişlerdir.

Çizelge 2.2. Atıksu karakterizasyonu I (Borja ve diğ., 1998).

Parametre	Konsantrasyon	Birim
BOI ₅	660	mg /L
KOI	1041	mg /L
Alkanite	62	mg /L
TKN	23	mg /L
PO ₄ -P	5,9	mg /L
UKM	515	mg /L
TKM	210	mg /L
pH	6.4	---

Oğuz ve Oğuz, (1993) et paketleme tesisinde yaptıkları çalışmada, kesim ünitesi ve atıksuyun toplanıp deşarj edildiği noktada yaptıkları karakterizasyon çalışmasında Çizelge 2,3'te verilen değerleri elde etmişlerdir.

Çizelge 2.3. Atıksu karakterizasyonu II (Oğuz ve Oğuz, 1993).

Alınan Nokta	Birim	1	2	1	2	1	1
T	°C	19	17	16	18	16	19.5
pH		7.8	7.8	7.9	7.8	7.8	8
Asidite (CaCO ₃)	mg/L	8	7.9	70	200	270	75
T.Alkalinite (CaCO ₃)	mg/L	150	250	180	630.	770	620
KOI	mg/L	500	450	1200	570	1600	4200
BOI ₅	mg/L	3000	4400	3200	2755	3000	1400
Toplam katı madde	mg/L	3300	1600	1400	1300	2000	1450
UKM	mg/L	2200	3755	2040	4570	2350	4528
AKM	mg/L	3100	1400	2530	1150	835	1560
UAKM	mg/L	2920	1800	99	450	350	150
Çözünmüş katı madde	mg/L	800	2048	600	60	375	260
UÇKM	mg/L	70	650	1360	470	2100	3305
Çökebilir katı	mg/L	1680	4420	1549	2480	2500	1340
Yağ	mg/L	2155	890	764	910	1560	1330
NH ₃ -N	mg/L	19.7	48.3	50.3	15.1	5.2	34
TKN	mg/L	3700	2004	1480	1720	620	880
Fosfat	mg/L	1850	21.3	7.3	12.88	23.2	47.6

(1) Tüm atıksuyun toplanıp dereye deşarj edildiği noktadan, (2) Kesim ünitesinden gelen suların biriktiği kanaldan

Martinez ve diğerleri (1995), günlük 650 büyükbaş hayvanın kesildiği bir mezabaha endüstrisi atıksuları üzerinde yaptıkları karakterizasyon çalışmasında, atıksuyun 3 farklı şekilde kaynaklandığını saptamışlardır. Bu atıksular birinci olarak kesimin yapıldığı bölgeden kaynaklanan ve içeriğini protein ve lipidlerin oluşturduğu kırmızı sular, ikinci olarak işkembe prosesinden ve ağıl temizlemeden kaynaklanan yeşil sular ve üçüncü olarak banyo ve lavabolardan kaynaklanan atıksular olarak sınıflandırılmıştır. Bu atıksular için belirlenen kirletici parametrelerinin ortalama değerleri Çizelge 2,4'de verilmiştir.

Çizelge 2.4. Atıksu karakterizasyonu III (Martinez ve diğ, 1995).

Parametre	<i>Kırmızı Su</i>	<i>Yeşil Su</i>	<i>Atıksu</i>	<i>Birimi</i>
Debi	1900	800	200	m ³ /gün
Sıcaklık	29	23	20	°C
TKOI	6700	21000	730	mg/L
SKOI	2400	3600	550	mg/L
TAKM	1900	12000	400	mg/L
UAKM	1600	10000	200	mg/L
Yağ	1200	1700	10	mg/L
KOI/TKN	25	40	8	
KOI/P	390	310	150	
pH	6.5	7.5	7.5	

Pozo ve Diez (2005), yaptığı bir çalışmada mezbaha endüstrisi atıksularının aerobik-anaerobik bir bağlı film reaktöründe arıtılmasını gerçekleştirmiş ve 0,77kg KOI/m³ günlük yükleme ile % 93 organik madde giderimi, 0,084 kgN/ m³ günlük azot yüklemesi ile %67 azot giderimi elde etmişlerdir.

Danış (1990), yaptığı çalışmada 3 aylık bir süreçte Erzurum et kombinası ve entegre et tesisleri atıksuyunu incelemiş ve elde ettiği sonuçların bazıları aşağıda Çizelge 2.5’de verilmiştir.

Farklı ülkelerde farklı araştırmacıların mezbahane endüstrisi atıksularının karakterizasyon özellikleriyle ilgili yapmış oldukları çalışmalar Çizelge 2,6’da verilmiştir (Johns, 1995; Özcan, 2001).

Çizelge 2.5. Erzurum et kombinası ve entegre et tesisleri atıksuyunun özellikleri (Danış, 1990).

Örnek alma yeri	Et Kombinası atıksu kanalı	Kombina altı kanalizasyon suyu
Parametre		
Debi (m ³ /s)	0,0325	----
Sıcaklık (°C)	12,8	14,3
pH	7,31	7,54
Ç.Ö (mg/L)	8,6	9
BOI (mg/L)	1256	996
KOI (mg/L)	3662	397
TAM (mg/L)	3883	1057
AKM (mg/L)	1851	194
TUM (mg/L)	758	172
Yağ-gres (mg/L)	2705	246
Klorür (mg/L)	438	110
T. Fosfor (mg/L)	1,75	1,05
TKA (mg/L)	31,5	45,05
Koliform/100mL	42x10 ⁶	30x10 ⁴

Çizelge 2.6. Çeşitli ülkelerdeki mezbaha atıksularının özellikleri (Johns, 1995, Özcan, 2001).

Parametre	1	2	3	4	5	6	7	8	Kan (5,8)
BOI₅ (mg/L)	710-4633	490-650	2105	1600-3000	1000-3500				150-200000
TKOI (mg/L)	1925-11118	1500-2200	5113	4200-8500	1400-5000	530-4700	6000	2400-6000	375000
SKOI (mg/L)	780-10090			1100-1600					
Yağ-Gress (mg/L)		50-100	897	100-200				110-260	620
AKM (mg/L)	110-19		1774	1300-3400		220-2100	6000		
TKN (mg/L)	110-240	120-180	248	114-148	250-700	40-230	550	430-740	16500
NH₃-N (mg/L)				65-87	200-300	3-70	150	430-740	3500
PO₄-P (mg/L)	13-22	12-20	22	20-30	80-120	6-34	50	<4	183

1. Sayed ve Zeeuw, (1998, Hollanda); 2. Sayed ve diğ,(1987, Hollanda); 3.Sachon (1984, Fransa); 4.Stebor ve diğ,(1990, ABD);
5.Tritt ve Schuchard (1992, Almanya); 6.Russel ve diğ,(1993); 7.Borja ve diğ, (1993, İspanya); 8. Hansen ve West (1992).

2.2.2. Entegre et ve mezbaha endüstrisi atıksuları deşarj limitleri

Entegre et ve mezbaha endüstrisi atıksularının alıcı ortama deşarj edilmesinde sınırlayıcı parametreler Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde belirtilmiştir. 25687 sayılı ve 31 aralık 2004 tarihli resmi gazetede yayınlanarak yürürlüğe giren Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre "Gıda Sanayii Atık Sularının Alıcı Ortama Deşarj Standartları'nın alt çizelgesinde belirtilen Çizelge 5.6'da Gıda sanayi (Mezbahalar ve Entegre et tesisi) alıcı ortama deşarj standartları" aşığıda verildiği gibidir (SKKY, 2004). Çizelge 2.7'de KOI, yağ-gres ve pH için alıcı ortama deşarj limitleri verilmiştir (Çizelge 2.7).

Çizelge 2.7. Sektör: Gıda Sanayii Deşarj Limitleri (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri) (SKKY, 2004).

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOI)	(mg/L)	250	160
YAĞ VE GRES	(mg/L)	30	20
pH	-	6-9	6-9

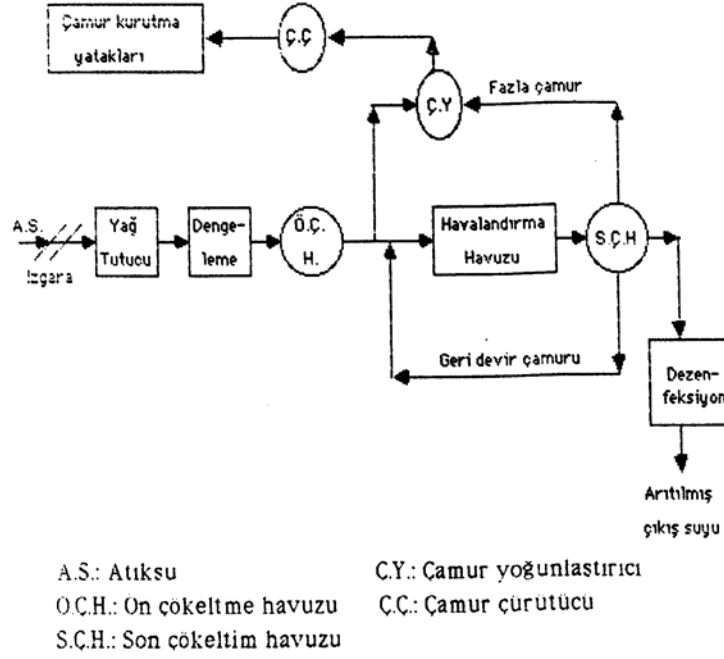
2.2.3. Entegre et ve et ürünleri endüstrisi atıksularının arıtım teknolojileri

Entegre et ve et ürünleri endüstrisi atıksuları içermiş olduğu kirleticiler nedeniyle arıtılması oldukça güçtür. Özellikle bu atıksularının en önemli bileşeni kandır. Kanın 20 günlük BOI'si 405.000 mg/l, 5 günlük BOI'si ise 150.000-200.000 mg/l civarındadır. Pıhtılaşmış kanın BOI₂₀'si 470.000 mg/l dir (İpek, 1997). Bir büyükbaş hayvanın kesilmesi nedeniyle oluşan kan kanalizasyona deşarj edildiğinde, kanalizasyonun kirlilik yükünü büyük ölçüde arttıracaktır. Bu nedenle kanın geri kazanılması mezbahalarda oldukça önemli olmaktadır. Bu atıksuların arıtılması için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik teknikler kullanılmaktadır. Çoğu ülkede deşarj öncesi atıksuya uygulanan metotlarla bu teknolojilerin çoğu yetersiz kalmaktadır.

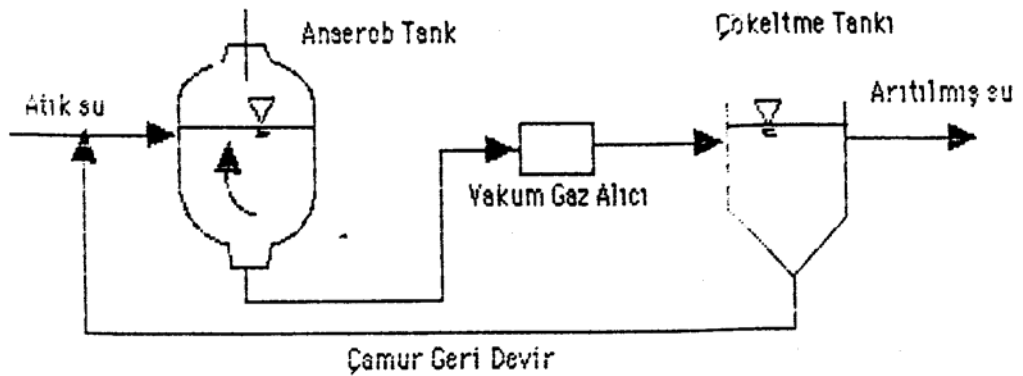
Fiziksel yöntemde, atıksuda bulunan çökebilen ve yüzebilen yabancı maddeler mekanik olarak temizlenmektedir. Mekanik yöntem de kendi arasında süzme, yüzdürme ve çökeltme işlemleri olmak üzere 3'e ayrılmaktadır. Süzme yönteminde suda bulunan irili, ufaklı atık maddeler süzülerek alınır. Yüzdürme yönteminde ise atıksuyun içinde bulunan ve sudan daha hafif olan maddeler, ya suya hava verilerek ya da başka yöntemlerle yüzeye çıkartılıp atıksulardan ayrılabilir. Atıksuyun fiziksel olarak arıtılmasında en önemli yöntem çöktürme yöntemidir. Bu ünite ile atıksu içerisinde çökebilen maddelerin sudan ayrılıp dibe çökmesi sağlanır.

Kimyasal olarak arıtılmasında ise, suya kimyasal madde ilavesiyle suda bulunan askıda ve çözünmüş maddelerin yapıları değiştirilerek veya ilave edilen maddelerin oluşturduğu fiziksel etkenler ile sudan uzaklaştırılmasını amaçlanır. Böylelikle atıksuda bulunan çökemeyen madde ve az miktarda da olsa çözünmüş madde miktarı azaltılabilir.

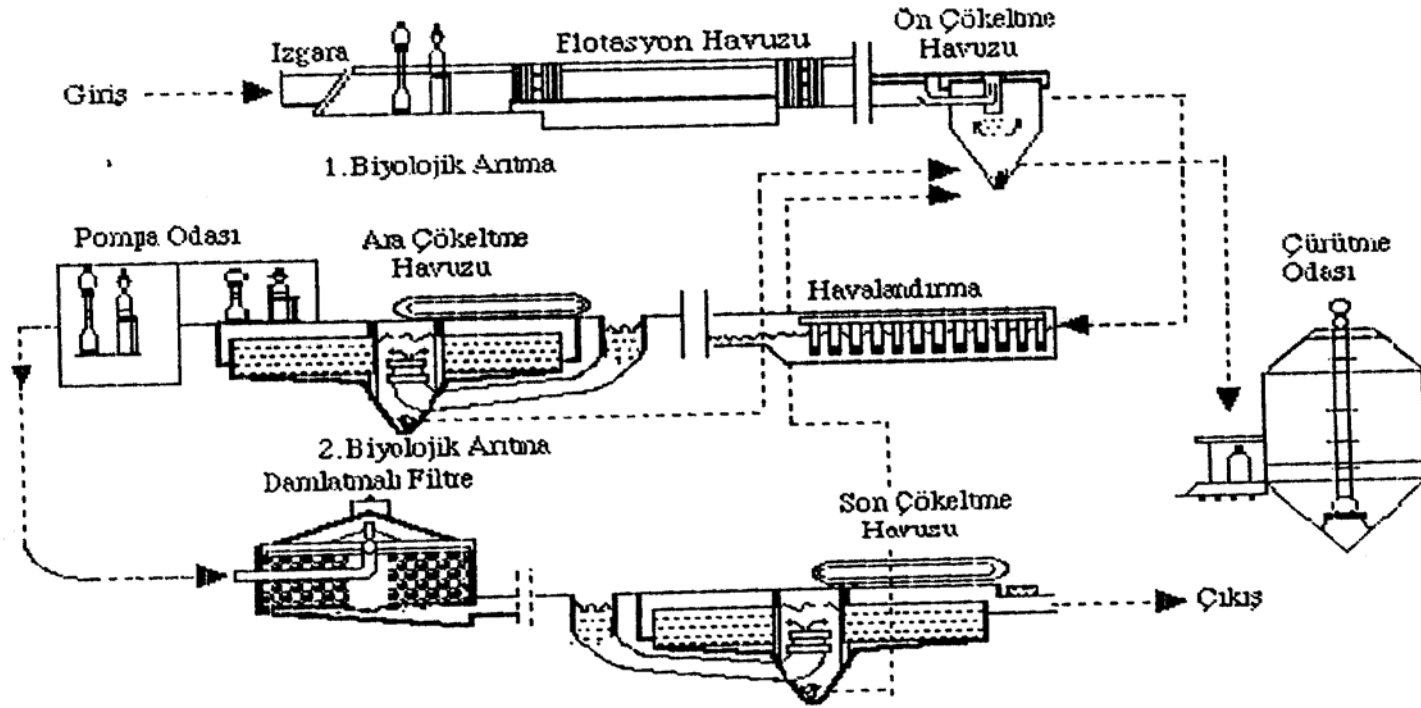
Entegre et ve mezbaha tesisi atıksuları çok yüksek miktarlarda çözünmüş madde içerdiği için bu atıksular genellikle biyolojik arıtma yöntemleri ile arıtılmaktadır. Aerobik ve anaerobik biyolojik arıtma yöntemleri kullanılabilir. Mezbaha atıksularının arıtımında kullanılan aerobik, anaerobik ve iki kademeli arıtım proseslerin akım şeması sırasıyla Şekil 2.2, Şekil 2.3 ve Şekil 2.4'de verilmiştir.



Şekil 2.2. Mezbaha atıksularının arıtımında aktif çamur yöntemlerinin uygulandığı bir atıksu arıtma tesisi akım şeması (İpek, 1997).



Şekil 2.3. Mezbaha atıksularının arıtımında anaerobik yöntemin uygulandığı bir atıksu arıtma tesisi akım şeması (İpek, 1997).



Şekil 2.4. Mezbaha ve entegre et tesisleri atıksularının iki kademeli biyolojik arıtımı (İpek, 1997).

Entegre et ve mazbaha endüstrisi atıksularının arıtımı ile ilgili bazı çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Özcan (2001), yaptığı çalışmada mezbahane endüstrisi atıksularında Magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi ile azot giderimini araştırmış ve ham atıksuya uygulanmasında, çıkış amonyak konsantrasyonu 22-45mg/l, fosfor konsantrasyonu ise 25-42 mg/l arasında değişmiş ve %40 civarında KOI giderim elde etmişlerdir.

Danış (1990), mezbahane atıksularının arıtılabilirliği için laboratuvar ölçekli fakültatif arıtılabilirlik çalışmalarında 21 günlük bir süre sonunda %84,5 KOI giderim verimi elde etmiştir. Aynı atıksuyu aerobik bir prosesle arıtma çalışmasında ise 21günlük süre sonunda %67, anaerobik-aerobik arıtma prosesi çalışmasında 9 günlük sürede %88 ve aerobik arıtımda ise 15 günlük bekleme süresinde % 92 oranında verim elde etmiştir.

İpek (1997), yaptığı çalışmada mezbaha atıksularını yukarı akışlı havasız çamur yatağı'nda arıtılabilirliğini araştırmış ve 3,1 kg/m³/gün olan bir organik yüklemeye ile KOI giderim verimini % 95 olarak bulmuştur. Çalışmada toplam azot ve fosforun çok az miktarda giderildiği tespit edilmiştir.

Manjunath ve diğerleri (1999), yaptıkları çalışmada ise mezbaha atıksularında tek adım yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörün (UASB) kısmi arıtma sağladığını, DAF-UASB sisteminin bu tip sularda arıtım için alternatif olabileceğini ve atıksu organik madde yükünün %50 oranında azaltılabileceğini göstermişlerdir.

K. Subramanian ve diğerleri (1994), yüksek nütrient ve karbon içeren mezbaha atıksuyu üzerinde yaptıkları çalışmada, bu atıksuların arıtımında anaerobik-ardışık kesikli reaktör (AKR) kullanmışlardır. Bu arıtma düzeneyinde KOI, TKN, TP ve AKM giderimi sırasıyla %95, %92, %90 ve %94 olarak elde edilmiştir. Karbon bakımından zengin suları arıtmak için, anaerobik olarak karbon gideriminin enerji gereksinimi ve az çamur üretiminden dolayı avantajlı olduğu sonucuna varılmıştır.

Belonger ve diğerleri (1986), bir mezbaha atıksuyunu F/M oranı 0.07/gün, hidrolik bekleme süresi 10-12 gün ve çamur yaşı 30-35 gün olacak şekilde AKR sisteminde arıtmışlar ve %92 azot, %84 fosfor giderimi sağlamışlardır. Bu çalışmada giderim veriminin hidrolik veya organik yükten etkilenmediği, fakat pH değişimlerine hassas olduğunu, bunun da nitrifikasyon yüzünden alkalinite tüketiminden kaynaklandığı sonucuna varılmıştır (Özcan, 2001).

Dague ve diğerleri (1990), yaptıkları çalışmada, domuz işleme tesisi atık suyunu kapalı anaerobik havuzda, hidrolik bekleme süresi 8,8 gün ve BOI yükünün 0,33 kg/m³ olacak şekilde arıtma uygulamasına tabi tutmuşlar ve %85-90 BOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Bu uygulamada biyogaz üretiminin ise 0.51 m³ metan/kg BOI giderilen olduğunu, fakat çıkan H gazının giderilmesi gerektiğini belirtmişlerdir (Özcan, 2001).

Arıtma için uygun yer problemi olduğunda veya deşarjdan önce ön arıtma gerektiğinde dönen biyolojik diskler (RBCs) alternatif bir yöntem olarak görülmektedir. Blanc ve diğerleri

(1984), RBCs üzerine yaptığı çalışmada, mezbaha ve proses atıksularının BOI'sinin %60-70 oranında giderildiğini, fakat bunun yanında yoğun köpük problemi olduğunu, sistemin ardından deşarj öncesi bir arıtma gerektiğini, katıların çökeltme problemi olduğunu rapor etmişlerdir (Özcan, 2001).

Li ve diğerleri (1986), mezbaha atıksuyunun kimyasal koagülasyon-flokülasyon ve akışkan yataklı biyofilm reaktörü ile arıtımı üzerine çalışmışlardır. Bu amaçla Alüm, FeCl₃, FeSO₄ ve kireç gibi dört ayrı koagülant test edilmiş, Alüm ve FeSO₄'ün yağı en iyi şekilde giderdiği tespit edilmiştir. Söz konusu çalışmada Alüm ekonomik olması sebebiyle seçilmiş, pH 7 civarında ve 300 mg/l dozajında uygulandığında %65 yağ giderimi sağlanmıştır. Alümün performansını geliştirilmesi için amonyum klorür, kalsiyum klorür, demir klorür ve kireç gibi dört koagülant yardımcısı test edilmiştir. Bu uygulamada demir klorürün en iyi sonucu verdiği ve dozajın 15 mg/l olduğu tespit edilmiştir. Fakat sonuç olarak Alüm ve FeCl₃ kullanımı, istenen sonucu sağlamamış, arıtma sonrası üst fazın hafif floklar yüzünden berrak bir şekilde oluşmadığı görülmüştür (Özcan, 2001).

Martinez ve diğerleri (1995), yaptıkları çalışmada, günde 650 büyükbaş kapasiteli mezbahadan kaynaklanan atıksuların, basınçlı hava enjeksiyonlu flotasyon sistemi ile arıtılabilirliğini incelemiştir. Söz konusu çalışmada, tesiste oluşan iki tip sudan biri olan ve kesim yapılan bölgeden kaynaklanan atıksularda %63, işkembe prosesi ve ağıl temizliğinden kaynaklanan ikinci tip suda ise %37 oranında yağ giderimi sağlanmıştır. Partiküler maddenin hidrolizinin sağlanabilmesi için geri devirli, seri bağlı 2 yukarı akışlı aerobik çamur yataklı reaktör kullanmış, çözümlü KOI için %77, partikül KOI için %82 oranında giderim, 1.8 kgKOI/m³/gün'luk organik yüklemde sağlanmıştır (Özcan, 2001).

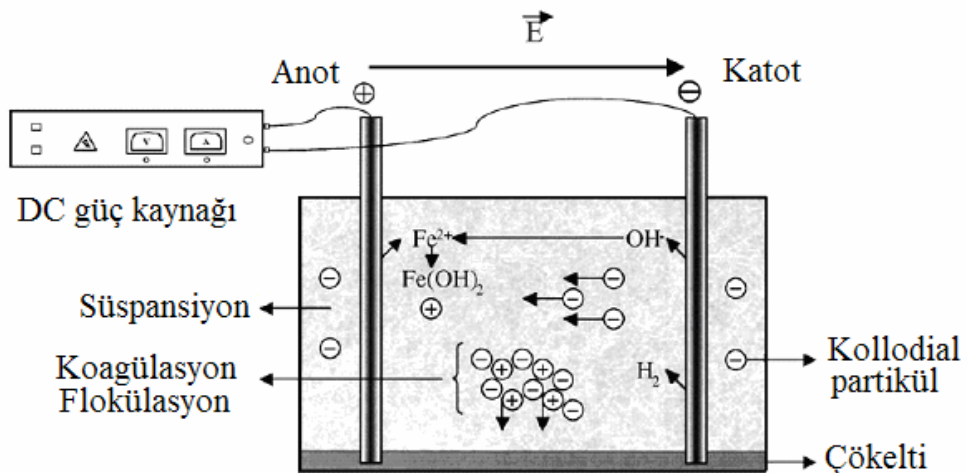
Morris ve diğerleri (1998), tarafından yürütülen çalışmada, hidrolik bekletme süresi 18-36 saat arasında değişen yukarı akışlı reaktörde 30°C'de mezbaha atıksuyunun arıtılabilirliği incelemiştir. Bu uygulamada, çözünmüş KOI nin %90'nın üzerinde giderildiğini belirtmişler ve bununla birlikte hidrolik bekletme süresi 36 saatten 18 saate düşürüldüğünde toplam KOI gideriminde %30'luk bir azalmanın meydana geldiği rapor edilmiştir.

3. ELEKTROKOAGÜLASYON ve KİMYASAL KOAGÜLASYON PROSESLERİ

Alıcı su ortamlarındaki flora ve fauna üzerinde olumsuz etkilere neden olacak çok fazla miktarda kirletici parametre içeren entegre et ve et ürünleri sanayi atıksularının arıtımının yapılarak deşarjı öngörülmektedir. Entegre et ve et ürünleri sanayi atıksularının arıtımı üzerine birçok arıtım prosesi geliştirilmiştir. Bu atıksuların arıtımında kullanılan fiziko-kimyasal ve biyolojik arıtım proseslerinin birçok avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır. Arıtım proses kontrolü, çamur miktarı, kimyasal madde tüketiminin veya maliyetinin yüksekliği, arıtma tesisi alanı büyüklüğü gibi dezavantajları mevcuttur. Bu nedenle söz konusu dezavantajları ortadan kaldıracak daha etkili, ekonomik ve işletme kolaylığı gereken arıtım sistemlerinin geliştirilmesine gereksinim bulunmaktadır. Alıcı ortam deşarj standartlarının sağlanmasında daha etkili ve giderim verimi yüksek “ileri atıksu arıtım proseslerinin” geliştirilmesini zorunlu kılmaktadır. Özellikle toksik ve tehlikeli atıksuların arıtımında pratikte kullanılabilir ileri atıksu arıtım proseslerinden en önemlisi “Elektrokoagülasyon” olarak göze çarpmaktadır (Eyvaz, 2005).

3.1. Elektrokimyasal Proseste Yeralan Bazı Kavramlar

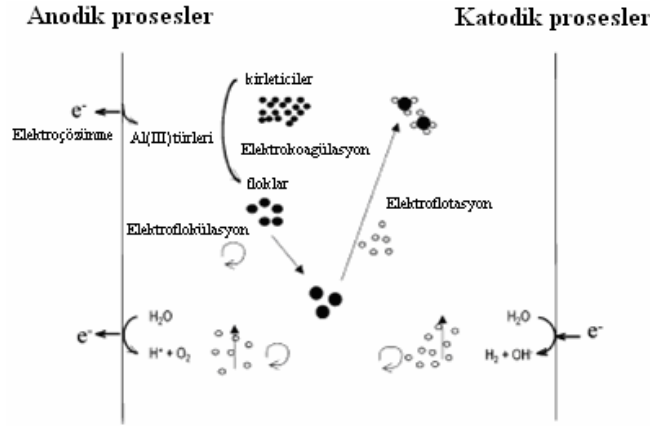
Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten göç eden iyonik bileşiklerin anotta yükseltildiği ve katotta indirildiği homojen olmayan tepkimelerden oluşur. Anot ve katotta genellikle metal, karbon veya bir yarı iletken elektrot kullanılmaktadır (Pletcher ve diğ, 1990). Bir elektroliz hücresinin şematik olarak görünüşü Şekil 3.1’de, anot ve katot da gerçekleşen reaksiyonlar ise Şekil 3.2 ve Çizelge3.1’de verilmiştir. Bir elektroliz işleminin gerçekleşebilmesi için; anot ve katot arasında bir bağlantı, güç sağlayıcı ve elektroliz çözeltisinin belli bir iletkenliğe sahip olması gerekir.



Şekil 3.1. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü (Larue ve Vorobrew, 2003).

Çizelge 3.1. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları (Delipınar, 2007).

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
<ul style="list-style-type: none"> •Anot elektron verir •Anotta yükseltgenme •Anodik çözünme: ($Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-$) •Anyonlar anotta toplanır •Anolit bölge oluşur •Anotta oksijen: 	<ul style="list-style-type: none"> •Katot elektron alır •Katotta indirgenme •Katodik birikme: ($Cu^{2+} + 2e^- \rightarrow Cu$) •Katyonlar katotta toplanır •Katolit bölge oluşur •Katotta hidrojen:
$2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+$	$2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^-$
<ul style="list-style-type: none"> •Ortamda klor var ise: 	•Gazın indirgenmesi:
$2Cl^- - 2e^- \rightarrow Cl_2 \uparrow$	$O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$



Şekil 3.2. Elektrokoagülasyon prosesinde meydana gelen reaksiyon basamakları (Canizares ve diğ., 2005).

Elektrokimyasal prosesleri çevre kirlilik problemlerini önlemede ve çözmeye ön plana çıkaran esas kriterleri aşağıdaki şekilde özetleyebiliriz (Rajeshwar ve diğ., 1994; Delipınar, 2007).

- **Çok Yönlülük:** Elektrokimyasal prosesler birçok çevre probleminin çözümünde doğrudan veya dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu, çözümlerin derişiklendirilmesi veya seyreltilmesi yani faz ayrımları gerçekleştirilir. Sonuç olarak, birçok kirleticinin ve maddenin çok düşük konsantrasyonlara kadar bile ayrılması söz konusudur.

- **Enerji verimliliği:** Elektrokimyasal prosesler, klasik proseslere göre daha düşük sıcaklıklara ihtiyaç duymaktadırlar (termal yanma gibi). Düşük elektriksel akım dağılımları, voltaj düşmeleri ve yan reaksiyonlardan dolayı oluşan güç kayıplarını minimize etmek için uygun elektrot ve hücre dizaynları ile enerji verimleri artırılabilir. Böylece enerji, klasik sistemlere göre daha az tüketilmiş olacaktır.

- **Otomasyona uyma kabiliyeti:** Elektrokimyasal proseslerde elektriksel değişkenler (voltaj ve akım gibi) genellikle veri elde etmeyi kolaylaştırma, proses kontrolü ve otomasyonu için uygun özelliktedir.

• **Çevre uyumu:** Elektrokimyasal proseslerde ana reaktif elektrot olup, temiz bir reaktiftir. Proseste genellikle çok fazla ekstra reaktifler gerekmemektedir. İlave olarak bu proseslerin bir çoğunun yüksek seçicilik özelliğinden dolayı ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmemektedir.

• **Maliyet tesirliliği:** Elektrokimyasal ekipmanın üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Birçok ekipmana göre çok az bir alan işgal etmektedir.

3.1.1. Faraday kanunu ve eşitlikler

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

$$q = \int (I dt) \quad (3.1)$$

reaksiyonu ile tanımlanır. Yukarıdaki eşitlikte çözünen metalin (mol olarak) miktarı Faraday kanunu ile ifade edilirse (Scott, 1995);

$$m = \frac{q}{n \cdot F} = \frac{I \cdot t}{n \cdot F} \quad (3.2)$$

eşitliği elde edilir.

Bu eşitlikte; n : çözünen metalin tesir değeri, F : Faraday sabiti ve 96485 C/mol değerine eşittir.

Elektrokimyasal bir proseste; Faraday değeri ile akım verimi arasındaki ilişki aşağıdaki şekilde ifade edilir.

$$CE = \frac{q_p}{q_T} \quad (3.3)$$

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

$$CE = \frac{m_{act}}{m} \quad (3.4)$$

şeklinde ifade edilir. (3.2) eşitliği (3.4) eşitliğinde yerine yazılırsa;

$$CE = \frac{m_{act} \cdot n \cdot F}{q} \quad (3.5)$$

eşitliği elde edilir.

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

$$I = \sum I_j \quad (3.6)$$

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

$$CE = \frac{I_j}{I} \quad (3.7)$$

şeklinde ifade edilir.

3.2. Elektrokoagülasyon Prosesinin Teorisi

Kimyasal koagülasyon (CC), koloidal maddelerin çözelti içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla birlikte karşılıklı çarpışması ile stabil halden destabil hale getirip yani nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerinin sağlanması olayıdır. Bu amaçla uygun kimyasal maddeler çözeltiye ilave edilir. Alüminyum gibi bir kimyasal madde atıksuların arıtımı için uzun sürelerden beri büyük ölçüde kullanılmıştır. Koagülasyon koloidal partiküllerin kimyasal madde ile net yüzey yükünün azaltılması sonucu ve elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van Der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesiyle gerçekleştirilir. Çözeltideki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azaltılması ile sağlanır. Kimyasal koagülasyondan farklı olarak; elektrokoagülasyon'da (EC) koagülant, uygun anot materyalinin yükseltgenmesi sonucu oluşur. Bu süreçte yüklü iyon türleri ile anottan çözünmüş olan metal iyonları metal hidroksit floklarını oluşturur (Mollah ve diğ., 2001, Delipinar, 2007).

Çözelti sistemlerinin elektrokimyasal proses mekanizması oldukça karmaşıktır. Süreçte genellikle EC (elektrokoagülasyon), EF (elektroflotasyon) ve EO (elektrooksidasyon) olmak üzere üç önemli mekanizmanın birlikte meydana geldiğine inanılmaktadır (Mollah ve diğ., 2001). Elektrokimyasal süreçte anotta yükseltgenme, katotta ise indirgenme olacaktır. EC sürecinde genellikle ard arda üç aşamanın olduğu kabul edilmektedir. Bu aşamalar;

1. Elektrolitik oksidasyonda çözünen elektrot ile koagülant türlerin oluşumu
2. Kirlenmelerin destabilizasyonu, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların kırılması
3. Destabilize edilmiş fazlarda flokların toplanması

Kirlenmelerin destabilizasyon mekanizması, partikül süspansiyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde tanımlanır;

- Çözelti içinden geçen akımdan dolayı çözünen elektrotun çözünmesiyle meydana gelen iyonların etkileşimleri sonucu yüklü türlerin, oluşan iyonlar etrafındaki dağılımı çift tabakanın sıkıştırılması sağlanır.

- Sudaki mevcut iyonik türlerin yüklerinin nötralizasyonu elektrokimyasal olarak çözünen elektrotlar tarafından üretilen zıt iyonlarla sağlanır.

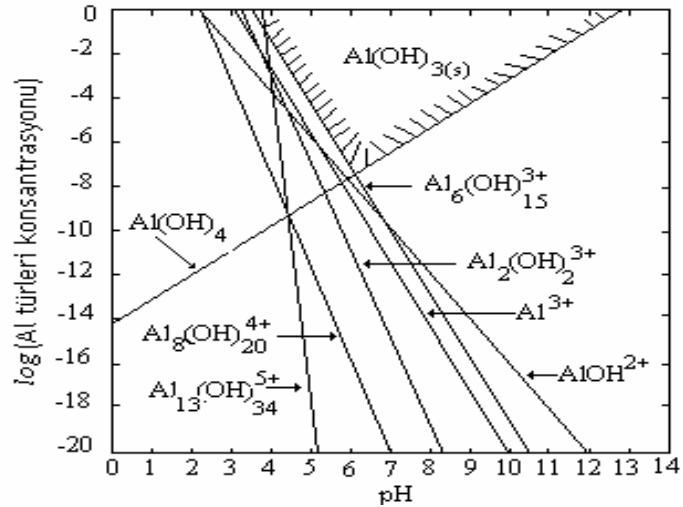
EC'nin mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğine bağlıdır. Ayrıca pH, ortamdaki koloidal partiküllerin boyutu ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de EC süreci üzerine etki etmektedir. EC'de alüminyum ve demir elektrotlar en çok tercih edilen ve kullanılan elektrot materyalleridir (Mollah ve diğ., 2001).

A) Alüminyum Elektrot

EC'de çok sık kullanılan çözünen alüminyum elektrotların sulu ortamda oluşturacağı Al kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Al^{3+} 'nın oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Çizelge 3.2 ve Şekil 3.3'de verilmiştir. Çizelgede gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Al^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine göre komplekslerin oluşumuna yol açacaktır (Benefield ve diğ., 1982).

Çizelge 3.2. Sulu ortamda Al^{3+} 'nın oluşturduğu hidroksil kompleks türleri (25°C) (Mollah ve diğ., 2001, Delipınar, 2007).

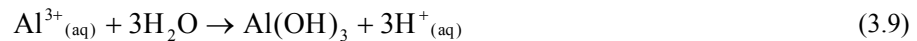
Reaksiyon	logK
1. $Al^{3+} \leftrightarrow Al(OH)^{2+} + H^+$	-5.02
2. $2Al^{3+} \leftrightarrow Al_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-6.27
3. $6Al^{3+} \leftrightarrow Al_6(OH)_{15}^{3+} + 15H^+$	-47.00
4. $8Al^{3+} \leftrightarrow Al_8(OH)_{20}^{4+} + 20H^+$	-68.70
5. $13Al^{3+} \leftrightarrow Al_{13}(OH)_{34}^{5+} + 34H^+$	-97.39
6. $Al^{3+} \leftrightarrow Al(OH)_4^- + 4H^+$	-23.57
7. $Al(OH)_{3(s)} \leftrightarrow Al^{3+}_{(aq)} + 3OH^-_{(aq)}$	-32.34



Şekil 3.3. Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi (Şengül ve Küçükgül, 1997).

Alüminyum anodun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH' da katyonik tek moleküllü Al^{3+} ve $Al(OH)_2^+$ gibi türlerdir ki bunlar uygun pH değerlerinde önce $Al(OH)_3$ 'e ve sonuçta aşağıdaki reaksiyonlara göre $Al_n(OH)_{3n}$ 'e polimerleşirler (Mollah ve diğ., 200).

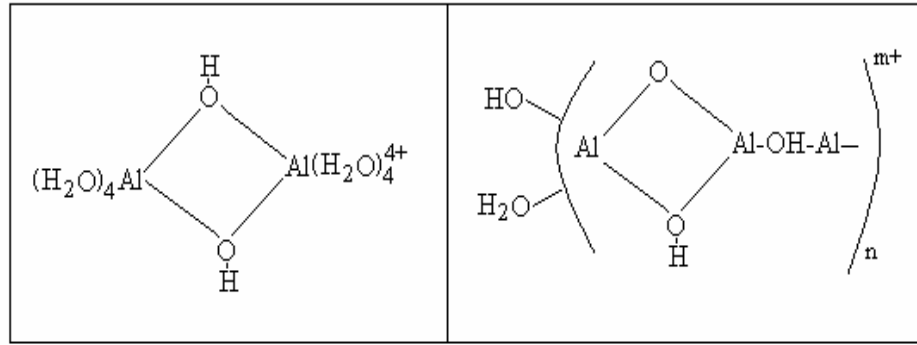
Anotta:



Katotta:

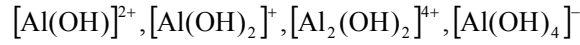


Bununla birlikte sulu ortamın pH değerine bağlı olarak $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$ ve $Al(OH)_4^-$ gibi diğer iyonik türler sistemde mevcut olabilir. Örneğin, dimetrik ve polimerik Al^{3+} hidroksil komplekslerinin yapısı Şekil 3.4’ de gösterilmiştir.

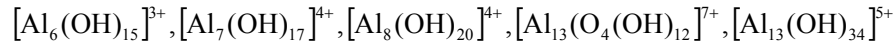


Şekil 3.4 Elektrokoagülasyon’da Oluşacak Polimerik Al Türleri (Mollah ve diğ., 2001) .

Monomerik alüminyum türleri:



Polimerik alüminyum türleri:



Monomerik hidroksitlerin oluşumu 10^{-4} saniye, dimerik hidroksitlerin oluşumu 1 saniye, Al_{13} polimerik türlerin oluşumu ise dakikalar sonunda olmaktadır. $Al(OH)_{3(s)}$ amorfün çökmesi 1 saniye bazen yıllarca sürebilmektedir, $Al(OH)_{3(s)}$ kristalin çökmesi aylar veya yıllarca sürebilmektedir (Rebhun ve diğ, 1993).

Elektrokoagülasyon işleminin net bir şekilde açıklanması oldukça zordur. EC’deki voltaj aralığı, temel elektrokimyasal çalışmalarda kullanılmamaktadır. Temel elektrokimyasal çalışmalarda sınırlayıcı tabaka tepkisinden etkilenmenin yanısıra, reaksiyonlar için 10-60V arası bir voltaj gerekmektedir (Mollah ve diğ, 2001).

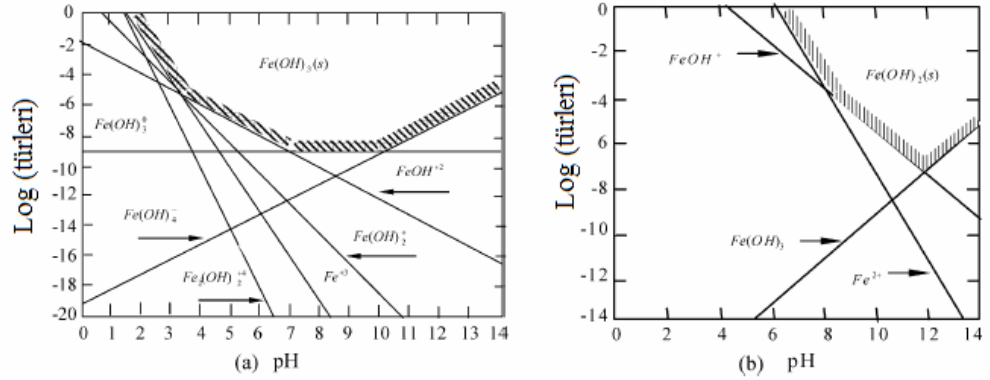
B) Demir Elektrot

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı Fe kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Fe^{3+} ’ün oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Çizelge3.3 ve Şekil 3.5’ de verilmiştir.

Çizelgede gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi sudaki hidroksil iyonları, elektrotlardan çözülmüş olan Fe^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerlerine göre komplekslerin oluşumuna yol açacaktır (Pykhteev diğ., 1999; Benefield ve diğ., 1982).

Çizelge 3.3. Sulu ortamda Fe^{3+} ve Fe^{2+} 'inin oluşturduğu hidroksil kompleks türleri (Çiftçi, 2007).

Reaksiyon	LogK
1. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+} + H^+$	-3.00
2. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_2^+ + 2H^+$	-6.40
3. $2Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-3.10
4. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_3^0 + 3H^+$	-13.10
5. $Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe(OH)_4^- + 4H^+$	-23.50
6. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)^+ + H^+$	-8.30
7. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)_2^0 + 2H^+$	-17.20
8. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)_3^- + 3H^+$	-32.00
9. $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe(OH)_4^{2-} + 4H^+$	-46.40

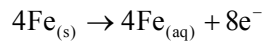


Şekil 3.5. Sulu ortamda demir kompleksleri ve pH ilişkisi (a. Fe^{+3} ve b. Fe^{+2}) (İrdemez ve diğ., 2006).

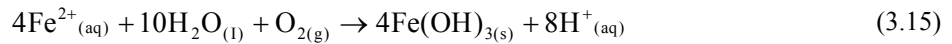
Demir anodun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH'da $Fe(OH)_4^-$ gibi anyonik türlerdir. Bu türler uygun pH değerlerinde önce $Fe(OH)_3^-$ 'e, sonuçta aşağıdaki mekanizmalardaki reaksiyonlara göre $Fe_n(OH)_{2n-3n}$ 'e polimerleşirler (Mollah ve diğ., 2001).

Mekanizma 1:

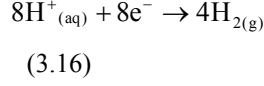
Anotta;



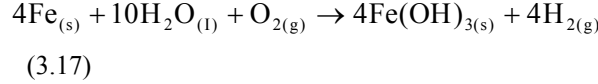
(3.14)



Katotta;

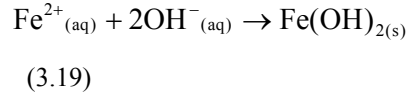


Toplamda;



Mekanizma II:

Anotta;



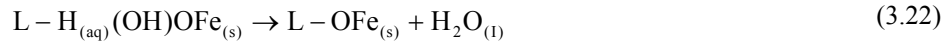
Katotta;



Toplamda;

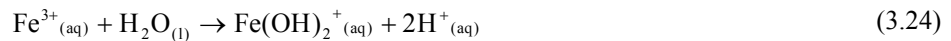


Elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve takip eden koagülasyon yoluyla atıksudan kirleticileri ayıran $\text{Fe}(\text{OH})_n$ akıntıda jelatinimsi bir süspansiyon oluşturur. Yüzey kompleksleşme modunda kirletici $\text{Fe}(\text{OH})_n$ 'a kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davranır (Mollah ve diğ., 2001).



Aynı zamanda Fe^{3+} katyonlarının prehidrolizi su arıtımı için reaktif halkaların oluşumuna sebep olur. Bu oksihidroksi demir katyonları için yapısal modeller literatürde geniş ölçüde rapor edilmiştir (Mollah ve diğ., 2001).

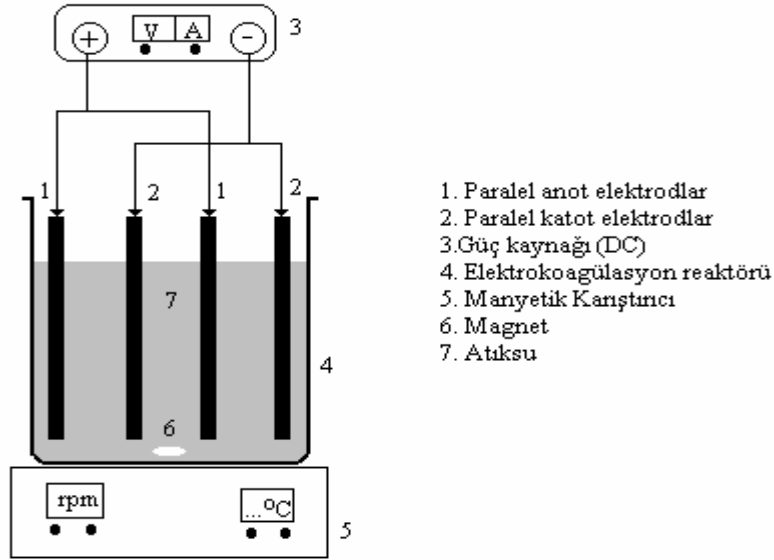
Redoks reaksiyonu ile üretilen H_2 flotasyon yoluyla, çözünmüş veya askıdaki maddeleri giderebilir. Fe^{3+} iyonları çözeltinin pH'sına bağlı olarak hidrasyon geçirebilirler ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ türleri asidik koşullar altında bulunurlar. İlgili reaksiyonlar aşağıdadır (Mollah ve diğ., 2001).



Alkali koşullar altında ayrıca Fe(OH)_6^+ ve Fe(OH)_4^+ iyonları da vardır (Mollah ve diğ., 2001). Hem anyonik hem de katyonik türlerin çözünen anot olarak demir plaka/çubuk kullanarak elektrokoagülasyonu oldukça kolay anlaşılır uygulamalardır.

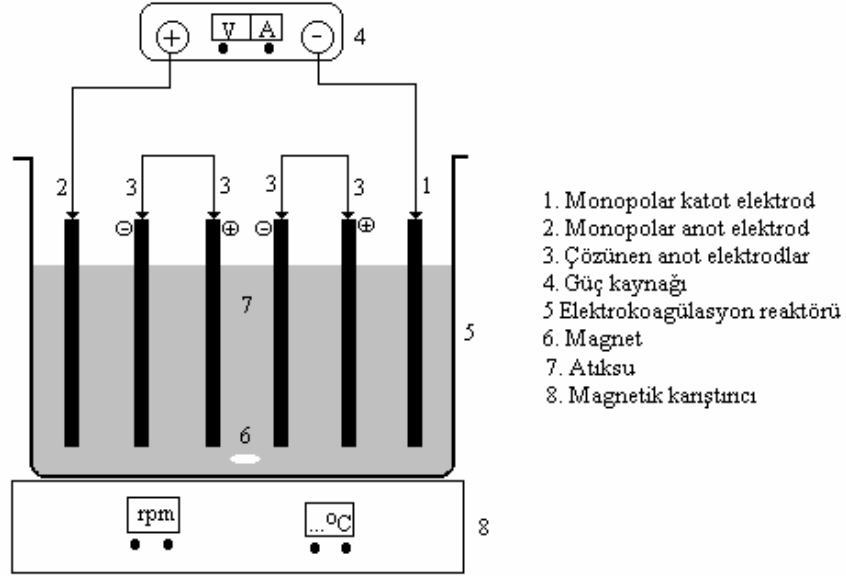
3.3. Elektrokoagülasyon Prosesinde Kullanılan Elektrot Bağlantı Tipleri

En basit bir EC reaktörü, bir elektrolit içine daldırılmış bir anot ve bir katottan oluşmaktadır. Çözünen anot ve katot elektrotlar bir güç kaynağına bağlanır. Bu durumda anotta oksidasyon olacağından anot materyali elektrokimyasal olarak çözünecektir. Bu arada katot ise pasivasyona maruz kalacaktır. Fakat bu durum atıksu arıtımı için uygun değildir; çünkü metal elektrotların yeterli miktarda çözünmesi için kullanılan elektrotların geniş yüzey alanına sahip olmaları gerekmektedir. Anot ve katot elektrotlar paralel veya seri bağlanmak suretiyle tek kutuplu (monopolar) elektrokimyasal reaktörler oluşturulabilir. Çift anot ve katotdan ibaret paralel bağlı bir monopolar EC reaktörü Şekil 3.6'da görülmektedir (Delipınar, 2007).



Şekil 3.6. Paralel bağlı monopolar EC reaktörü (Delipınar, 2000; Mollah ve diğ., 2001).

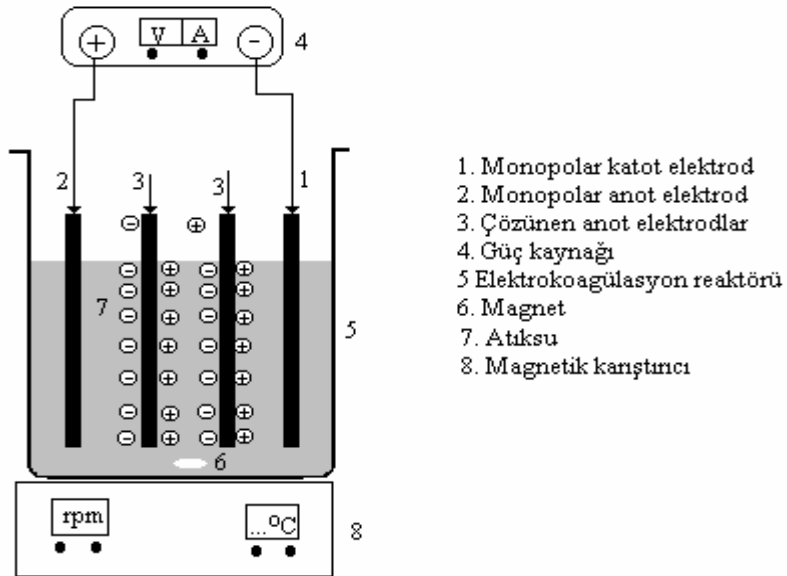
Tek kutuplu (monopolar) elektrotların seri bağlanması ile Şekil 3.7'de gösterilen elektrokoagülasyon reaktörü ortaya çıkmaktadır. Şekilden de görülebileceği gibi herbir tükenen veya çözünen anot elektrot çiftleri birbirine bağlanmaktadır. Diğer taraftan ise monopolar anot ve katot elektrotlar bir güç kaynağına bağlıdır. İçteki çözünen anot elektrotların en dıştaki monopolar anot veya katot elektrotlar ile bir bağlantısı bulunmamaktadır (Delipınar, 2007).



Şekil 3.7. Seri bağlı monopolar EC reaktörü (Delipınar, 2007, Mollah ve diğ., 2001).

Seri bağlı EC’de ortama verilecek akımın geçmesi için daha yüksek bir potansiyel fark uygulamak gerekmektedir. Çünkü seri bağlı EC reaktörlerinde direnç daha yüksektir. Bu yüzden reaktör içinde her yerde akım aynı değerdedir.

Bir diğer EC reaktöründe ise elektrotlar paralel çift kutuplu (bipolar) olarak bağlanmaktadır (Şekil 3.8). Bir güç kaynağına bağlı monopolar anot ve katot elektrot arasında birbiri ile bağlantısı olmayan çözünen anot elektrotlar yerleştirilmiştir. Bu EC reaktör şekli, prosesin kullanım ve işletim kolaylığı amacıyla düzenlenmiştir. EC reaktöründeki sıvı çözeltiye elektrik akımı uygulandığında, ortadaki çözünen bağımsız anot elektrotların bir yüzü anot diğer yüzü katot gibi davranmaktadır.



Şekil 3.8. Paralel bağlı bipolar EC reaktörü (Delipınar, 2007).

EC reaktörlerinde doğru akım (DC) veya alternatif akım (AC) uygulanmaktadır. Doğru akım elektrokoagülasyon (DC) teknolojisinde; oksitlenmeden dolayı anot metaryalinde bir çözünme meydana getirirken, diğer tarafta yani katotta su geçirmeyen bir oksit tabakasının oluşmasına neden olmaktadır. Bu olay EC’de verim kaybına sebep olmaktadır. EC reaktöründe çözünen paralel plaka elektrotlar eklenerek doğru akım kayıpları bir ölçüde küçültülür. Ancak bir çok elektrokoagülasyon işleminde alternatif akım tercih edilmektedir (Scott, 1995; Mollah ve diğ., 2001, Delipınar, 2007).

Elektrokimyasal arıtım esnasında elektrotların anot tarafında anodik katot tarafında ise katodik reaksiyonlar oluşacaktır. Elektrotların iyon oluşturduğu sistemde demir ve alüminyum gibi çözünen metal levhalar kullanılabilir. Ortama çözünen bu metal levhalar çözeltide yüklü partikülleri nötralize ederek koagülasyon işleminin başlamasını sağlamaktadır. Elektrotlardan çözünen iyonlar, kimyasal reaksiyon gerçekleşmesi ile koloidal maddelerin çökmesine ve elektroflotasyonla reaktör yüzeyine çıkmasına neden olmaktadır. Ayrıca elektriksel alandan dolayı sudaki koloidal partiküller, yağlar veya diğer bileşiklerin ayrılması da sağlanmaktadır. EC’de anot ve katot reaksiyonları ve ortamda oluşacak serbest radikal türleri, reaktör içindeki su ve bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirebilir. Tüm bu karmaşık elektrokoagülasyon işleminde kirleticiler atıksulardan uzaklaştırılarak arıtım yapılmış olunur (Eyvaz, 2005).

3.4. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantaj ve Dezavantajları

Elektrokoagülasyonun avantaj ve dezavantajları aşağıda verilmiştir (Mollah ve diğ., 2001).

Elektrokoagülasyonun Avantajları

1. Basit ekipmanlar ve işletme şartları gerektirir.
2. Arıtım çıkışı renksiz, kokusuz ve berraktır.
3. Oluşan çamur, metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla stabil hale getirilir ve susuzlaştırılabilir. Çamur miktarı azdır.
4. Oluşan floklar kimyasal floklara benzemekle birlikte; daha büyük floklar olma eğiliminde ve daha az bağıl su içermektedirler. Asidik ortama dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha hızlı ayrılabilirler.
5. Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az toplam çözünmüş katılar içerir.
6. EC prosesleri, en küçük koloidal parçacıkları giderme avantajına sahiptirler. Çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan onların daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırır.
7. EC’de, kimyasal madde kullanımından kaçınılır ve böylece kimyasal koagülasyonda ilave edilen yüksek konsantrasyondaki kimyasal maddenin sebep olduğu ikincil kirlenme olasılığı ve aşırı kimyasalların nötralizasyonu problemi ortadan kaldırılmış olur.

8. Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları kirleticileri çözültü yüzeyine taşıyabilir, böylece daha kolay ayrılmaları sağlanır.
9. EC hücresi içindeki elektrotlar sabit konumda olup, elektriksel olarak kontrol edilir, böylece daha az bakım gerektirir.
10. EC prosesi için, kırsal alanlarda elektrik prosese ilave edilen güneş panellerinden temin edilebilir (Delipınar, 2007).

Elektrokoagülasyonun Dezavantajları

1. Çözünen 'harcanan elektrot' ların düzenli olarak yenilenmesi gerekmektedir.
2. Bazı yerlerde elektrik kullanımı pahalı olabilir.
3. Katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşumu prosesin verimliliğini düşürebilir
4. Atıksu çözültülerinin yüksek iletkenliğe sahip olması gerekir (Delipınar, 2007).

3.5. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesleri

Elektrokimyasal atıksu arıtımında en çok elektrooksidasyon, elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri kullanılmaktadır. Bu prosesler birlikte veya ayrı olarak bir sistem içerisinde olabilir. Atıksuda bulunan kirleticilerin bu prosesler ile oksidasyonu, adsorbsiyonu veya reaktör yüzeyinde birikerek ayrımı sağlanmaktadır.

Elektrokimyasal atıksu arıtım proseslerini birbirinden ayıran en önemli özellik kirleticilerin giderilmesini sağlayan elektrokimyasal prosesin şekli ve yapısıdır. Bu durumu belirleyen kullanılan elektrotların özellikleridir. EO ve EF proseslerinde ortama karşı dayanıklı çözünmeyen inert metal veya metal alaşımlarından yapılmış elektrotlar kullanılmaktadır. Ortam özelliklerinin oldukça önemli olduğu ortamda elektrotlardan çıkan O₂ gazı ile organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir. EF'de ise, oksidasyondan ziyade çıkan H₂ gazları yardımıyla kirleticilerin reaktör yüzeyinde toplanarak ayrılması sağlanır. EC'de, ortamda çözünen metal elektrotlar (Al ve Fe gibi) kullanılmaktadır. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri oluşturarak kirleticileri adsorplayarak koagüle olmaktadır. EC'da koagüle edilen partiküller atıksularda bulunan mikro kolloidal partikülleri ve iyonları kendilerine doğru çekerek onları adsorbe etmektedir. Böylece oluşan yumaklar çökelmekte ve elektroflotasyon sonucu oluşan gazlar yardımıyla su yüzeyine çıkabilmektedirler. Bu yöntem renk, KOI, toplam organik karbon, askıda madde ve ağır metallerin tekstil atıksularından giderilmesinde kullanılmaktadır (Romanov ve diğ., 2000).

EC prosesinde kirleticilerin kısmen de olsa elektrooksidasyonu gerçekleşmektedir. EC'nin kimyasal koagülasyon prosesine göre farkı; ortamdan kirletici gideriminin oksidasyon, koagülasyon ve flotasyon olaylarının birlikte olabilmesidir (Delipınar, 2007).

3.6. Elektrokoagülasyon Prosesi ve Uygulama Alanları

Elektrokoagülasyon prosesi atıksu arıtımında ilk olarak 1889'da İngiltere'de kullanılmıştır (Matteson ve diğ.,1995). Daha sonra ABD'de 1909'da demir ve alüminyum elektrotlar kullanılan bir elektrokoagülasyon prosesi ile atıksuların arıtımı ile ilgili bir patent alınmıştır. Büyük ölçekte içme sularının arıtımı elektrokoagülasyon ile 1946'da ABD'de uygulanmıştır. Demir elektrotlar kullanılarak 1956'da İngiltere'de nehir suları arıtılmıştır ve 1946 ve 1956 yıllarında yapılan iki araştırmada ise renk ve türbidite gideriminde yüksek kalitede arıtılmış su elde edilmiştir. Kimyasal koagülasyonla karşılaştırıldığında yüksek başlangıç yatırım maliyetinden dolayı o yıllarda pek kabul görmemiştir. Son zamanlarda, atıksu deşarj çıkışlarına getirilen sınırlamalardan dolayı EC yeniden gündeme gelmiştir. 1972'de EC ile gıda endüstrisi atıksuları arıtılmıştır. Bu çalışmada, Elektrokoagülasyon prosesi çözünmüş hava flotasyonu ile yapılan kimyasal dozlama prosesi ile karşılaştırılmıştır. Her iki proseste de flok oluşumu söz konusu olup, EC'de daha hızlı yoğun bir floklaşma gözlemlenmiştir. EC prosesi ile daha sonra kültürlerden mikroorganizmaların, atıksudan çözünmüş maddeler ve protein giderimi üzerine çalışmalar yapılmıştır (Matteson ve diğ., 1995). 1980'de Rus bilim adamları atıksuların farklı metotlar ile arıtımını inceleyerek EC ile bu konudaki düşüncelere yeni bakış açıları getirmişler ve yağ-su karışımlarından yağı gidermişlerdir. Alüminyum elektrotlar kullanıldığında istenmeyen çökeltilerin oluşumu yukarıdaki çalışmaların ortak görüşüdür. EC sürecinde meydana gelen çökeltiler genellikle çok fazla metal hidroksit oluşumundan kaynaklanmaktadır. Bu hidroksitler çözünen elektrot malzemesinden ileri gelmektedir. Eğer alüminyum elektrotlar kullanılıyorsa, sonuçta oluşacak çökeltiler çöp sahalarına boşaltılacaktır. EC'da bundan dolayı demir elektrotlar daha fazla tercih edilmektedir. Çünkü çöp deponi alanlarında ağır metal kirliliği ortaya çıkabilir. EC'da demir elektrot kullanması halinde Al elektrot kullanıldığı sistem kadar renk açısından bir şeffaflık sağlanamamaktadır. Çok az miktarda da olsa çözünmüş demir iyonları suda renk oluşumuna yol açmaktadır (Şanlı, 2006).

EC proseslerinde genellikle doğru akım (DC) ve doğru akım güç sağlayıcıları kullanılmaktadır. 1980'li yılların başında alternatif akım kullanan EC sistemleri üzerine çalışmalar yapıldığı görülmektedir. Özellikle maden endüstrisinde oluşan kömür partikülleri ve süspanse killerin stabilitesi yani kararlılığının kırılmasında alternatif akımlı EC sistemi kullanılmıştır (EPA, 1993).

EC bir çok endüstri de kullanılmıştır. Ayrıca kağıt ve kağıt hamuru endüstrisinde, maden ve metal proses endüstrisinde, gıda, yağ, boya, maden sanayi atıksuları, organik madde içeren sızıntı suları, flor giderimi, lokanta, tekstil, sentetik deterjan ve maden üretim işlemleri atıksularının arıtımında kullanım alanları söz konusudur.

EC ile yapılan bazı çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

EC ile özellikle tekstil atıksularının arıtımında büyük verimler elde edilmiştir. EC ile reaktif tekstil boyası (Remazol Red RB 133) çözeltilerinden renk giderimi (Can ve diğ., 2002) ve tekstil atıksularından KOI ve türbidite giderimi araştırılmıştır (Koby ve diğ., 2003). Drimarene

Discharge X-3GL reaktif azo ve Samaron Yellow 4 dispers azo boyalarının, demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak gideriminin yapıldığı çalışmada, demir ve alüminyum elektrotlar ile reaktif boya gideriminde, boya konsantrasyonu artışına bağlı olarak giderme veriminin değişmediği görülmüştür. Dispers boya konsantrasyonu artışında ise demir elektrotlar kullanılması halinde renk giderme veriminin daha yüksek olduğu ifade edilmiştir (Do ve diğ., 1994).

Yapılan bir başka çalışmada Reaktif tekstil boyası çözeltilerinden (Levafix Orange E3 GA) renk giderimi ve türbidite giderimi araştırılmış ve bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum ve demir elektrotların kullanılmıştır. Çalışma sonunda pH: 3 için %99,99 boya giderme verimi elde edilirken, pH:11 için %76,58'lik bir verim elde edilmiştir (Uygun, 2003).

Öğütveren ve diğerleri (1992), yaptıkları çalışmada Acilan Blau tekstil boyası, bipolar çelik Raching halkaları ve çözünür demir elektrotlar kullanılarak giderilmiştir. Bu çalışmada en iyi boya giderme verimi pH: 8,01'de %85-95 oranında elde edilmiştir. EC ile Orange II tekstil boyasının giderimi üzerine pH, karıştırma hızı, boya konsantrasyonu, elektrotlar arası mesafe, akım yoğunluğu, sıcaklık gibi parametre etkilerinin araştırıldığı diğer bir çalışmada ise (Daneshvar ve diğ., 2003), renk ve KOI gideriminde sırasıyla %98 ve %84 bir verim elde edilmiştir. Tekstil boyası olan Acid Orange II'nin elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon prosesi ile gideriminin incelendiği çalışmada ise EC verimi üzerine arıtım süresi, iletkenlik, hava akış hızı ve voltaj etkileri incelenmiştir. KOI ve renk giderimi %99 ve %87 olarak gerçekleşmiştir (Xiong ve diğ., 2001).

EC'nun çöp sızıntı sularının arıtımıyla ilgili yapılan bir çalışmada, katot olarak bakır plaka ve anot olarak ise alüminyum veya demir plaka kullanıldığı elektrokoagülasyon sistemi ile çöp sahası sızıntı suları arıtılmıştır (Tsai ve diğ., 1997). Çöp sahası sızıntı sularında %30-50 arası bir KOI giderimi elde edilmiştir.

Yüksek KOI: 292-4240 mg/l, BOD₅: 58-2240 mg/l, SS: 13,2-1320 mg/l, yağ ve gres: 52,6-2100 mg/l içeriğine sahip lokanta (restaurant) atıksuları EC prosesi ile demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak başarılı bir şekilde arıtılmıştır. Çalışma sonucunda yağ ve gres, SS, KOI ve BOD₅ için giderim veriminin sırasıyla %94,4-99,9, %84,1-99, %68-94,5 ve %59,3-93,4 olduğu rapor edilmiştir (Chen ve diğ., 2000).

KOI: 80-190 mg/l, SS: 45-85 mg/l, türbidite: 7,5-18,5 NTU, iletkenlik: 1150-1750, sertlik:165-185 mg/l CaCO₃, alkalinite: 350-460 mg/l içeriğine sahip büyük bir kimyasal fiber tesisi atık sularının üç çift demir elektrot kullanılarak arıtıldığı çalışmada (Lin and Lin, 1998). EC ile KOI giderimi %70-85 arasında, aynı atıksu kimyasal koagülasyon ile %20-30 arası KOI giderimi gerçekleştirilmiş ve EC prosesi çıkış suları ilave iyon değiştirici sistem kullanılarak deşarj standartları sağlanmıştır.

Kil içeren çözeltilerden kil partiküllerinin gideriminin yapıldığı bir çalışmada ise (Holt ve diğ., 2002), kesikli bir elektrokoagülasyon reaktörünün matemetikselsel olarak analizi

gerçekleşmiştir. Al elektrotların kullanıldığı sistemde **0,25 A**'de giderme verimi %86, **2 A**'de ise %40 oranında flotasyon ve koagülasyonun bir arada aynı sistemde gerçekleştiği rapor edilmiştir.

KOI: 900 mg/l ve SS: 340mg/l olan bir şehir atıksuyu EC ve EF sisteminin birlikte kullanıldığı ve akış hızı 1 m³/saat olacak şekilde artırılmıştır (Pouet and Grasmick, 1995). KOI, SS ve türbidite giderim verimleri sırasıyla %75, %85 ve %90 olarak bulunmuştur.

Norveç Oslo'da içme suyu olarak kullanılan göl suları, dört alüminyum elektrot içeren bir pilot sistem ile artırılmıştır (Vik ve diğ., 1984).

Değişik gıda ve balık proses atık sularından organik madde giderimini azaltmak için EC sisteminin kullanıldığı diğer bir çalışmada ise (Beck ve diğ., 1974; Park ve diğ., 2001), özellikle kahverengi kalamar atık sularının EC ile arıtımında BOD gideriminde iyi sonuçlar elde edilmiştir. Yengeç proses atıksularında ise BOD giderimi %21-33 olmuştur. Bu atıksuların arıtımında EC sisteminin etkili olmadığı ifade edilmiştir.

Demir elektrotlar kullanılarak EC ve FeCl₃, FeSO₄ demir tuzları ile kimyasal dozlama yapılarak sulu çözeltilerden kaolin partiküllerinin giderildiği çalışmada (Larue and Vorobiev, 2003). pH: 5-6 arasında giderme veriminin maximum olduğu rapor edilmiştir.

İçme sularının arıtımında etkili yeni bir proses olarak tanımlanan EC ile ayrıca maden ve çöp sızıntı atık suları da arıtılmıştır. E-coli gideriminin oldukça iyi olduğu ifade edilmiştir. Maden sızıntı sularından kobalt 9,95 mg/l' den 0,006 mg/l değerine, çöp sızıntı sularından ise demir derişimi 130 mg/l 'den 0,015 mg/l 'ye değerine düşürülmüştür (Mills, 2000).

Hafif tuzlu ve acı suların EC metoduyla ile arıtılmasının araştırılması amacıyla demir elektrotların kullanıldığı sistemden %75'lik sertlik giderimi elde edilmiştir (Sanfan, 1991).

Endüstriyel yumurta proses atık sularının kimyasal koagülasyon ve EC ile arıtımı gerçekleştirildiği diğer bir çalışmada ise KOI, türbidite ve toplam süspanse katı madde giderimi sırasıyla %90, %97 ve %95 olmuştur (Xu ve diğ., 2002).

Ozonlama ve elektrokoagülasyon ile tekstil atıksularının arıtımının yapıldığı çalışmada, ozonlama ile %95-99 renk ve %60 oranında KOI giderim elde edilirken, EC ile renk % 80-100 ve KOI %70-80 arasında giderim değerlerine ulaşılmıştır. EC prosesi çıkış suyu KOI değeri 123 mg/l olarak tespit edilmiştir (Ciardelli ve Rabieri, 2001).

3.7. Kimyasal Koagülasyon Prosesi ve Uygulama Alanları

Kimyasal koagülasyon, koloidal süspanسیون içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerin sağlanması olayıdır. Flokülasyon ise oluşan bu yumakların daha büyük floklar oluşturulması için yapılan işlemdir. Bu amaçla, uygun kimyasal maddeler ilave edilir. Alüm gibi bir kimyasal madde atıksuların arıtımı için uzun sürelerden beri geniş ölçüde kullanılmıştır. Koagülasyon, koloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van Der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesi ile gerçekleştirilir. Elektrolitteki

zıt yüklerin neden olduğu elektiksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azalması ile sağlanır (Eckenfelder, 1989).

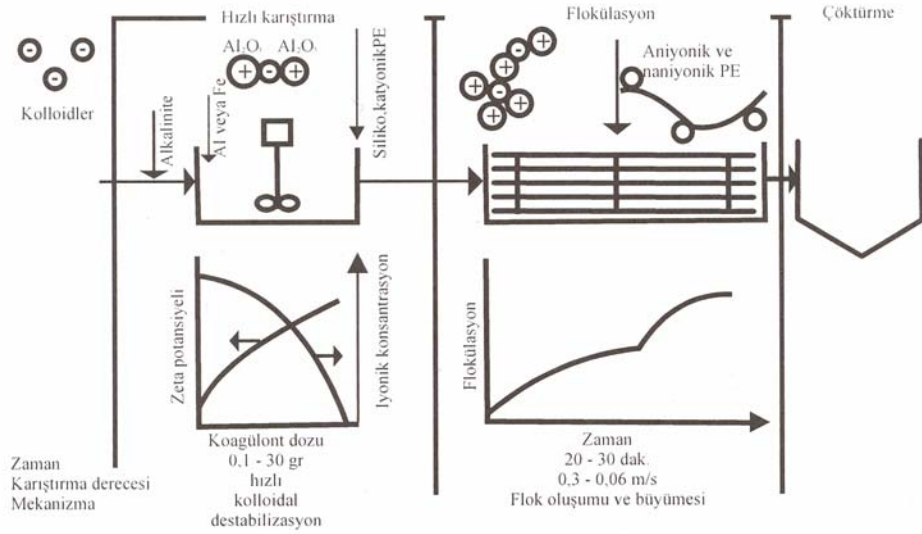
Koagülasyon, askıda ve kolloid formdaki atık maddelerin giderilmesinde kullanılır. 1 nm (10^{-7} cm) - 0.1 nm (10^{-8} cm) boyuttaki parçacıklar kolloid olarak tanımlanırlar. Bu partiküller kendiliklerinden çökelmezler ve klasik fiziksel arıtma yöntemleriyle giderilemezler (Öztür ve diğ., 2005).

Atıksudaki kolloidler hidrofobik veya hidrofilik olabilirler. Hidrofobik kolloidler (çamur, vs.) sıvı ortama bir yakınlık göstermezler ve elektrolit ortamda kararsızdırlar. Bunlar kolayca koagüle olabilirler. Proteinler gibi hidrofilik kolloidler ise suya yakınlık gösterirler. Absorbe olan su flokülasyonu geciktirir ve bu yüzden etkin bir koagülasyon için özel işlem gerektirir. (Öztür ve diğ., 2005; Eckenfelder, 1989).

Kolloid maddeler elektriksel özelliğe sahiptirler. Bu özellikleri itici güç oluşturarak bir araya toplanmayı ve çökmeyi engeller. Kolloid maddelerin kararlılığı itici elektrostatik güçlere, hidrofilik kolloidler durumunda ise koagülasyonu engelleyen su tabakasında çözünmeye bağlıdır. Kolloid maddelerin kararlılığı önemli ölçüde elektrostatik yüke bağlı olduğundan flokülasyon ve koagülasyon sağlamak için bu yükün nötralizasyonu gerekir (Öztür ve diğ., 2005). Yani kolloidlerin desatabilizasyonunun gerçekleşmesi gerekir. Bu olay birkaç adımda gerçekleşebilir (Şengül ve Küçükgül, 1997).

1. Suyu ilave edilen zıt yüklü iyonlar vasıtasıyla çift tabaka sıkıştırılarak tanecikler arasındaki itme etkisi azaltılır.
2. Suyu ilave edilen metal iyonları veya polimerlerin tanecik yüzeyinde adsorblanmasıyla taneciğin yüzeyinde bulunan potansiyel azaltılır.
3. Koagülantların ilavesiyle oluşan metal hidroksitler çökerken beraberinde kolloidleri de sürükler.
4. Organik polimerlerin suya verilmesi durumunda kolloidlerin etrafını sararak köprü oluşturur.

Zeta potansiyeli, elektrostatik yükün büyüklüğü ile yani stabilizasyonun derecesi ile ilgilidir. Kolloid bir çözeltide stabilizasyonun bozulması dolayısı ile çökmeyi sağlamak için zeta potansiyelinin düşürülmesi gerekir. Endüstriyel atıksuların çoğunda kolloid maddeler negatif yüklü olduğundan atıksuya yüksek değerlikli katyon ilavesi ile zeta potansiyeli düşürülür. Optimum koagülasyon zeta potansiyeli sıfır olduğunda ortaya çıkar, bu nokta izoelektrik noktası olarak adlandırılır. Etkin bir koagülasyon ± 0.5 mV zeta potansiyeli aralığının üstünde oluşur. Koagülasyon prosesi mekanizması Şekil 3.9'da verilmiştir (Öztür ve diğ., 2005, Eckenfelder, 1989).

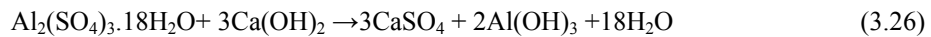


Şekil 3.9. Koagülasyon mekanizması (Öztür ve diğ, 2005).

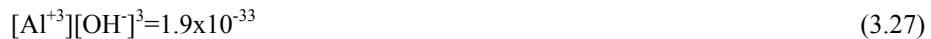
Koagülasyon ve flokülasyon prosesi üç ana bölümden meydana gelmektedir. Birincisi koagülant ilavesi ile hızlı karıştırma, ikincisi yardımcı koagülant madde ilavesi ile yavaş karıştırma ve son olarak oluşan yumakların çökeltilmesi için çökeltme işlemlerinden oluşur. Hızlı karıştırma işlemi ile koagülant maddenin suya hızlı bir şekilde homojen olarak dağılması sağlanır. Bu işlem oldukça kısa olmakla birlikte 15 sn-5dk arasında gerçekleşebilir. Ancak süre uzadıkça oluşan yumakların kırılması söz konusu olabilir. Bu uygulamada hız 200rpm-300rpm arasında kullanılabilir. Yavaş karıştırma işlemi taneciklerin bir araya getirilip yumakların daha da büyük hale getirilmesi için yapılır. Karıştırma genellikle 15-45 dk arasında ve 20-120 rpm arasında gerçekleştirilmektedir. Oluşan yumakların çökeltmek için uzaklaştırılması için çöktürme süresi 30-60 dakika arasındadır (Şengül ve Küçükgül, 1997).

Su ve Atıksu arıtımında kullanılan bazı Koagülantlar ve Özellikleri

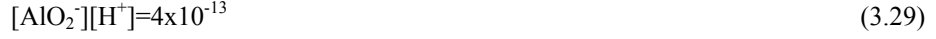
Koagülasyon ve flokülasyon işlemlerine bir çok unsur etki etmektedir. Bunlar pH, su kalitesi, karıştırma hızı ve süresi, sıcaklık, koagülant madde cinsi, suyun alkalitesi v.b. olarak sıralanabilir. Bu işlemde kullanılan en önemli koagülantlar Al^{+3} , Fe^{+3} tuzları ve kireçtir. Alkalinite bulunan bir ortamda suya alüminyum ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon gerçekleşmektedir (Öztür ve diğ, 2005).



Alüminyum hidroksit $Al_2O_3 \cdot x H_2O$ kimyasal formunda olup amfoterik yapıdadır. Yani asit ya da baz gibi davranır. Asidik şartlarda:

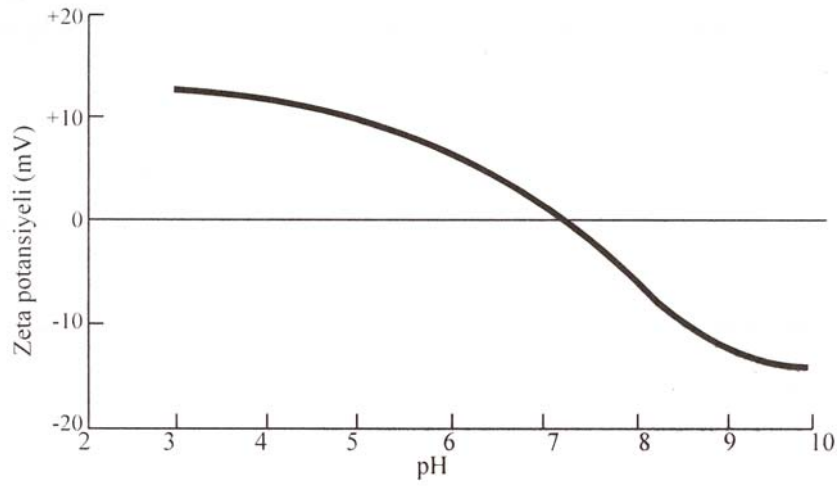


pH 4’de çözültide 51.3 mg/l Al^{+3} mevcuttur. Alkali şartlarda ise susuz alüminyum oksit çözünür:



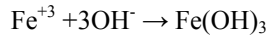
Alum flokları pH: 7,0’ de çok az çözünür. pH: 7,6’ nin altında ise flok yükü pozitif, pH: 8,2 nin üstünde ise negatiftir. Bu limitler arasında flok yükü karışıktır. Bu ilişki zeta potansiyeline bağlı olarak Şekil 3.10’da verilmiştir.

Bununla birlikte sulu ortamın pH değerine bağlı olarak $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$ ve $Al(OH)_4^-$ gibi diğer iyonik türler sistemde mevcut olabilir.



Şekil 3.10. Alüminyum hidroksit için zeta potansiyeli-pH ilişkisi (Öztür ve diğ, 2005).

Demir tuzları da yaygın olarak kullanılan bir koagülananttır. pH: 3-13 aralığında çözünmeyen sulu demir hidroksit oluşur:



(3.30)



Asidik pH’da flok yükü pozitif alkali pH’da negatif, pH: 6,5-8,0 aralığında ise karışık yüklüdür. Ortamda anyonların bulunması flokülasyon derecesini etkiler. Sülfat iyonu asit aralığında flokülasyonu yükseltir, alkali aralığında ise düşürür. Klorür iyonu hem asit hem bazik pH’ da biraz yükseltir. Kireç gerçek bir koagülanant değildir ancak bikarbonat alkalitesiyle birleşerek kalsiyum karbonat, ortofosfat ile birleşerek kalsiyum hidroksiapatit oluşturur. Magnezyum hidroksit yüksek pH seviyelerinde çöker. İyi ayırma için ortamda bir miktar jelimsi $Mg(OH)_2$ olması gerekir, ancak bu durumda oluşan çamurun susuzlaştırılması zorlaşır. Kireç çamuru genellikle sıkıştırılabilir, susuzlaştırılabilir ve tekrar kullanım için kalsiyum karbonatı kirece dönüştürmek üzere kalsinleştirilir (Öztür ve diğ, 2005).

Kimyasal Koagülasyona yardımcı olan kimyasal maddeler

Bazı kimyasalların ilavesi ile daha büyük hızla çöken flok oluşumu ile koagülasyon hızlanır. Bu kimyasallara örnek olarak, kil, polielektrolit (anyonik, katyonik, nanyonik), aktifsilika v.b. maddeler kullanılmaktadır.

Aktifleştirilmiş silika çok ince alüminyum hidrat parçacıklarını birbirine bağlayan kısa zincirli bir polimerdir. Silika yüksek dozlarda, elektronegatif özelliğinden dolayı flok oluşumunu engeller. En uygun doz 5-10 mg/l' dir (Öztür ve diğ, 2005).

Polielektrolitler yüksek molekül ağırlıklı polimerlerdir. İçerdikleri adsorplanabilen gruplardan dolayı partiküller veya yüklü floklar arasında köprü oluştururlar. Alum veya demir klorür ile birlikte düşük dozlarda (1-5 mg/l) polielektrolit ilavesi ile büyük floklar (0,3 – 1 mm) oluşur. Polielektrolitler pH'dan etkilenmeksizin koloidin etkin yükünü azaltarak koagülasyonu sağlarlar. Üç tip polielektrolit vardır: **katyonik polielektrolitler**, negatif kolloid veya flokları adsorblar; **anyonik polielektrolitler**, kolloid parçacıklarda anyonik gruplarla yer değiştirerek kolloid ve polimer arasında hidrojen bağına izin verir; **iyonik olmayan (naniyonik) polimerler** ise katı yüzeyleri ile polimerdeki polar gruplar arasında hidrojen bağı ile parçacıkları adsorblayarak floklaşmalarını sağlar. Koagülantların genel uygulamaları Çizelge3.4'de verilmiştir (Öztür ve diğ, 2005).

Kimyasal koagülasyon prosesi ile yapılan bazı çalışmalar aşağıda sunulmuştur.

Kimyasal koagülasyon prosesleri, tekstil atıksularının arıtımında, kağıt endüstrisi atık sularının arıtımında, ağır metallerin sudan uzaklaştırılmasında, fosforun ve katı maddelerin giderilmesinde, magnezyumun giderilmesinde kullanılmış ve iyi sonuçlar alınmıştır .

Kimyasal koagülasyon ile renk giderimi araştırılmış ve alüm ve demir sülfat koagülant maddesi kullanılarak renk giderimi yapılmıştır. Sonuç olarak %98'lık bir renk giderimi ile demir sülfat en iyi renk giderimini gerçekleştirmiştir (Acar ve Tekin, 2002).

Sızıntı sularının kimyasal koagülasyon ile arıtılması ile ilgili yapılan bir çalışmada (Kestioğlu ve diğ., 2004), kireç ile ön arıtmanın gerçekleştirildiği ve koagülant madde olarak demir III ve alüminyum sülfatın kullanıldığı proseste, ön arıtma ile %27 KOI, demir klorür ve alüminyum sülfat ile sırasıyla %70-55 arasında KOI giderimi sağlanmıştır.

Kimyasal koagülasyonla sentetik-pamuklu tekstil atıksularının arıtımı amacıyla gerçekleştirilen çalışmada ise renk, KOI ve zehirlilik parametreleri giderimi incelenerek optimum koagülant madde dozunda %49 KOI, %60 renk ve % 70 zehirlilik giderim verimi elde edilmiştir (Selçuk ve diğ, 2004).

Çizelge 3.4. Kimyasal koagülant uygulamaları (Öztür ve diğ., 2005).

Kimyasal proses	Dozaj mg/l	pH	Açıklama
Kireç	150-500	9-11	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi. Düşük alkalinite, yüksek ve değişken Temel reaksiyonlar: $Ca(OH)_2 + Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2CaCO_3 + 2H_2O$ $MgCO_3 + Ca(OH)_2 \rightarrow Mg(OH)_2 + CaCO_3$
Alum	75-250	4,5-7	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi. Yüksek alkalinite, Düşük ve kararlı Temel reaksiyonlar: $Al_2(SO_4)_3 + 6H_2O \rightarrow 2Al(OH)_3 + 3H_2SO_4$
FeCl ₃ , FeCl ₂	35-150	4-7	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi.
FeSO ₄ .7H ₂ O	70-200	4-7	Yüksek alkalinite, düşük ve kararlı Fosfat çıkış suyunda bir miktar demirin olmasına izin veriliyorsa veya kontrol edilebiliyorsa. Ekonomik atık demir kaynağı varsa (çelik endüstrisi). Temel reaksiyonlar: $FeCl_3 + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3HCl$
Katyonik Polimer	2-5	Fark yok	Kolloid koagülasyonu veya metalle birlikte koagülasyon yardımcısı olarak. İnert kimyasal birikimi istenmediğinde,
Anyonik ve bazı iyonik olmayan polimerler	0.25-1	Fark yok	Flokülasyon ve çöktürme hızını arttırmak için yardımcı olarak ve filtrasyon için floklarını güçlendirmek için.
Ağartıcılar ve kil	3-20	Fark yok	Çok seyreltik koloidal karışımları bağlaştırmak için.

Süt endüstrisi atık sularından biri olan ve peynir yapımı sırasında ortaya çıkan peyniraltı suyunun kimyasal koagülasyonla arıtılabilirliğinin incelendiği diğer bir çalışmada ise karboksil metil selüloz, FeCl₃ ve çitosan gibi bir biyolojik polimer kullanılmıştır. Çalışma sonunda en yüksek KOI giderme verimi %21 ile karboksil metil selüloz koagülantı ile gerçekleşmiştir (Oktav ve diğ., 2004).

Zeytin karasularının kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliğinin incelendiği bir çalışmada (Oktav, ve Şengül, 2000), demir klorür ve kireç koagülant madde olarak kullanılarak kimyasal arıtım yapılmıştır. Kireç ile %13'lık KOI giderimi, demir klorür ile %38'lık KOI giderimi gerçekleştirilmiştir.

Kağıt endüstrisi atıksularının arıtımında koagülasyon prosesi kullanılmış, kireç koagülant madde kullanılarak %75 KOI, %94 BOI giderimi sağlanmıştır (Eckenfelder, 1989).

Çamaşırhane atıksularının arıtımı ile ilgili olarak yapılan bir çalışmada, pH 6,4-6,6 aralığında 0,24 kg/m³ atıksu dozajında %90 BOI giderimi gerçekleştirilmiştir (Eckenfelder, 1989).

Mezbahane endüstrisi atıksularının kimyasal koagülasyon işlemi ile arıtılmasıyla ilgili yapılan çalışmada ise alüm, koagülant maddesi ve yardımcı koagülant madde olarak da polielektrolit kullanılmış ve %3-20 KOI, askıda katı madde % 98-99 ve %76-93 türbidite giderimi sağlanmıştır (Al-Mutairi and diğ., 2004). Yine mezbahane endüstrisi atıksularının arıtımı amacıyla yapılan bir çalışmada ise, FeSO₄ ve Alüm, koagülant madde olarak kullanılarak KOI, BOI ve Askıda katı madde giderme verimleri incelenmiştir. Sonuç olarak Alüm koagülantı ile optimum

şartlarda %88 KOI, %91 BOI ve %96 askıda katı madde giderimi, FeSO₄ koagülantı ile, %90 KOI, % 92 BOI ve % 96 askıda katı madde giderimi gerçekleştirilmiştir (Agulair ve diğ, 2005).

Ayrıca kimyasal koagülasyon prosesi ile çeşitli metal giderim çalışmaları yapılmış ve Çizelge 3.5'te elde edilen sonuçlar sunulmuştur (Eckenfelder, 1989).

Çizelge 3.5. Ağır metal giderimin de arıtma sonundaki su çıkışındaki metal düzeyleri (Eckenfelder, 1989).

Metal	Ulaşılabilecek çıkış suyu konsantrasyonu (mg/l)	Kullanılan Yöntem
Arsenik	0.05	Sülfür çöktürme ve filtreleme
	0.06	Karbon adsorpsiyonu
	0.005	Fe(OH) ₃ ile birlikte çöktürme
Baryum	0.5	Sülfat çöktürme
Kadmiyum	0.05	pH 1'de hidroksit çöktürme
	0.05	Fe(OH) ₃ ile birlikte çöktürme
	0.008	Sülfür çöktürme
Bakır	0.02-0.07	Hidroksit çöktürme
	0.01-0.02	Sülfür çöktürme
Civa	0.01-0.02	Sülfür çöktürme
	0.001-0.01	Alumla birlikte çöktürme
	0.0005-0.005	Fe(OH) ₃ ile birlikte çöktürme
	0.001-0.005	İyon değişimi
Nikel	0.12	pH=10'da hidroksit çöktürme
Selenyum	0.05	Sülfür çöktürme
Çinko	0.1	pH=11'de hidroksit çöktürme

4. MATERYAL VE METOT

4.1. Materyal

Çalışmalarda kullanılan atıksu, ortalama kapasitesi yıllık 2400 ton/yıl büyükbaş ve 4560 ton/yıl küçükbaş hayvan kesimine sahip bir entegre et endüstrisi tesisin çıkışından temin edilmiştir. Bu tesisde oluşan atıksu tesiste herhangi bir fiziksel, biyolojik ve kimyasal arıtım uygulanmadan kanalizasyona deşarj edilmektedir. Numune atıksuyun kanala girmeden önceki yapısından, kesim başlangıcından sonuna kadar ki geçen süre zarfında alınmıştır. Atıksu homojenliği sağlamak amacıyla atıksudan çeşitli hacimlerden alınarak karıştırılmıştır. Daha sonra atıksu bidonlarla laboratuara getirilmiş ve bozdolabında +5 °C altında bir sıcaklıkta kullanılabilecek şekilde muhafaza edilmiştir. Çizelge 4.1’de bu atıksuyun karakterizasyonuna ilişkin yapılan analiz sonuçları verilmiştir. Şekil 4.1’de mevcut atıksuyun süreç sonunda karşılaştırılması amacıyla herhangi bir işleme tabi tutulmadan önceki hali sunulmuştur.

Çizelge 4.1. Entegre et endüstrisi tesisinin çıkış atıksuyunun özellikleri

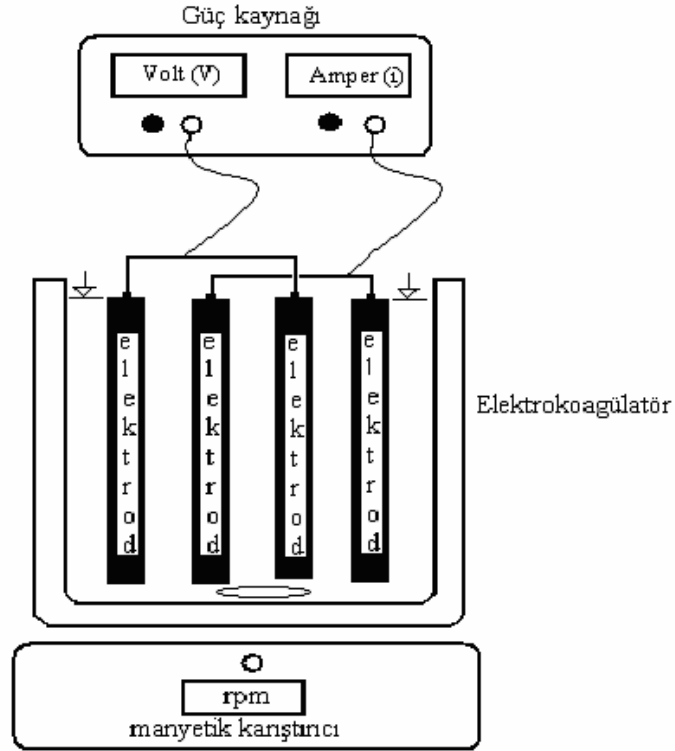
Parametre	Değeri
PH	6,72-7,27
KOI(mg/L)	3337-4150
BOI(mg/L)	1950-2640
AKM(mg/L)	980-1200
Yağ-Gres(mg/L)	275-376
İletkenliği (µS/cm)	1616-2270
Bulanıklık(NTU)	265-356



Şekil 4.1 Entegre et tesisi atıksu numunesi.

4.2. EC Deneyi Düzenegi ve EC Deneyleri

Elektrokoagülasyon (EC) deneyleri Şekil 4.2 ve 4.3’de sunulan deney düzeneginde gerçekleştirilmiştir. Akım ve voltaj kontrollü, dijital bir güç kaynağı (GPC 6030D DC power supply) ile sağlanmıştır. Karıştırma manyetik bir karıştırıcı ile gerçekleştirilmiştir. EC deneylerinde kullanılan 100 x 100 x 130 mm boyutlarındaki reaktör çift cidarlı olup, plexiglasstan yapılmıştır. Reaktör ceketli olarak tasarlanıp reaksiyon sıcaklığının 25 °C’de sabit kalması için sürekli su sirkülasyonu sağlanmıştır. Reaktörde her bir deneyde 1000 ml atıksu kullanılmıştır. Reaktörde monopolar paralel bağlı şekilde 4 elektrot kullanılmıştır. Elektrotlar 20 mm aralıklarla yerleştirilmiş ve tamamen elektrolite batırılmış durumdadır. Elektrot materyali olarak 48x72x3 mm boyutlarında, 216 cm² aktif yüzey alanına sahip alüminyum plakalar ve 50x70x2 mm boyutlarında, 210 cm² aktif yüzey alanına sahip Fe plakalar kullanılmıştır. Kullanılan alüminyum plakalar, Al: %99,53; Si: %0,12; Fe: %0,25 içeriğine, demir plakalar ise %99,32 Fe içeriğine sahiptir.



Şekil 4.2. Elektrokoagülasyon deney düzenegi şematik görünüşü



Şekil 4.3. Deneysel çalışmada kullanılan elektrokoagülasyon deney düzeneği görünüşü.

4.3. Deneysel İşlem

4.3.1. Kimyasal koagülasyon deneyleri

Kimyasal koagülasyon deneylerinde, atıksu arıtımı üzerine koagülant dozajının ve pH'nın etkisi araştırılmıştır. Kimyasal koagülasyon'da Al ve Fe tuzları kullanılmıştır ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 6H_2O$, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$). Her bir koagülant için kimyasal koagülasyon deneylerinde 500 ml atıksu alınarak üzerine koagülant ilave edildikten sonra pH ayarlaması yapılmış ve daha sonra 200 rpm'de 5 dakika hızlı karıştırma, 45 rpm'de 15 dakika yavaş karıştırma ve 1 saat çökme sürelerinden sonra filtre kağıtından süzülen numunelerde gerekli (KOI, yağ-gres, pH, iletkenlik ve türbidite) analizler yapılmıştır. Buradan elde edilen veriler değerlendirilerek optimum pH'lar tespit edilmiştir. Aynı şekilde optimum pH'larda farklı koagülant dozajlarında deneyler yapılarak optimum koagülant dozajları belirlenmiştir.

4.3.2. Elektrokoagülasyon deneyleri

EC için her bir deneyde elektrotlar, elektrokoagülasyon reaktörüne yerleştirildikten sonra reaktöre 1000 ml atıksu konulmuştur. Güç kaynağı üzerinde istenen akım ve voltaj ayarlaması yapıldıktan sonra elektrokoagülasyon işlemine başlanmıştır.

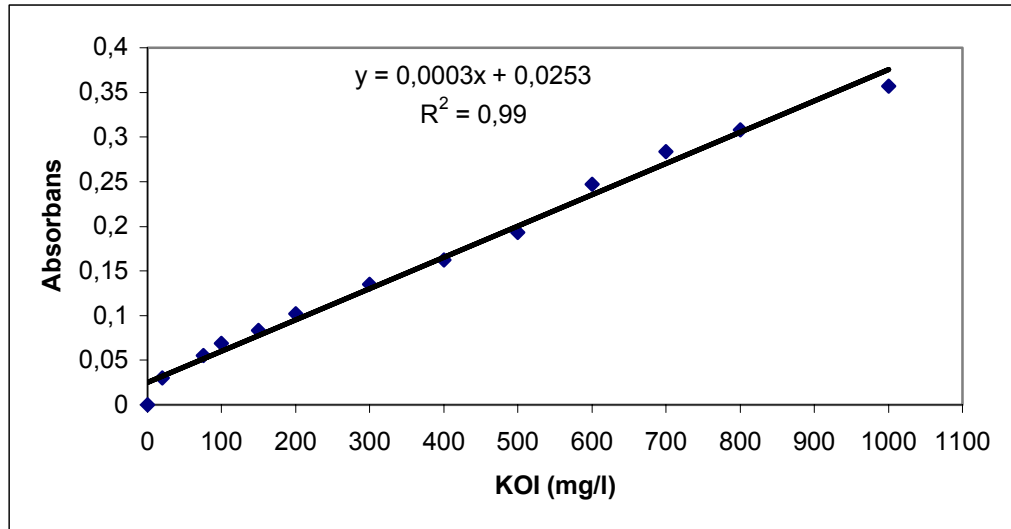
EC işleminden sonra çözelti filtre edilmiş ve gerekli analizler yapılmıştır. Her deney öncesi elektrotların yüzeyinde birikebilecek olan kalıntılar, 100 ml HCl Çözeltisi (35 %) ve 200 ml heksametilentetramin ($(CH_2)_6N_4$) sulu çözeltisinin (2.80 %) karıştırılmasıyla elde edilen yıkama çözeltisine (Do ve Chen, 1994) daldırılarak 1 dakika bekletilmiştir. Son olarak saf su ile yıkanan elektrotlar kurutulup tekrar tartılarak bir sonraki deneye başlanılmıştır. pH ayarlaması için 0,1 M H_2SO_4 ve 0,1 M NaOH çözeltileri kullanılmıştır. EC işlemi sonunda oluşan çamur kuru ağırlık olarak tespit edilmiştir. EC sonunda tüm çözelti ve çamur karışımı oda sıcaklığında kaba filtre

kağıdından süzülerek ağırlığı hesaplanmıştır. Daha sonra etüvde 105°C’de kurutulup bekletildikten ve sabit tartıma getirildikten sonra çamur miktarları belirlenmiştir.

4.4. Analitik Metotlar

Çalışmalarda kullanılan atıksuyun, deney öncesi ve sonrasında pH, iletkenlik, KOI, yağ-gres, türbidite ölçümleri standart metodlarda belirtilen analiz yöntemlerine (Standard Methods for Examination of Water and Wastewater) göre yapılmıştır. KOI absorbans değerleri Chebios marka optimum-one UV-VIS spektrofometre’ de, türbidite ölçümü Water Proof marka MicroTPI arazitipi türbidimetre’de ölçülmüştür. KOI absorbans ölçümü öncesinde Merck marka spectroquant TR320 model termoreaktör kullanılmıştır. pH ölçümleri, Consort marka C931 Model pH-metre ile, iletkenlik ölçümleri ise WTW Marka 340İ model arazi tipi iletkenlik cihazı ile ölçülmüştür. Yağ-Gres ölçümü sokslet-ekstraksiyon yöntemi ile yapılmıştır.

KOI ölçümleri, Standart Metotlarda ifade edilen “open reflux” kolorimetrik metoda göre yapılmış olup hazırlanan potasyum hidrojen ftalat standart çözeltisinden (20-1000 mg O₂/l KOI) bir standart eğri hazırlanmış olup Şekil 4.4’de verilmiştir.



Şekil 4.4. Absorbans-KOI Kalibrasyon Eğrisi .

4.5. Hesaplamalar ve Kullanılan Eşitlikler:

Akım Yoğunluğu: Akım yoğunluğu aşağıdaki eşitlikle hesaplanmıştır.

$$J = \frac{I}{A} \quad (4.1)$$

Burada; J: Akım yoğunluğu, A/m²,

I: Akım şiddeti, Amper,

A: Aktif anot yüzey alanı, m², dir.

Akım Verimi: Anotta çökecek maddenin mol miktarı elektrolizin faraday kanunuyla hesaplanır ve m ile gösterilir.

$$m = \frac{I \cdot t}{n \cdot F} \quad (4.2)$$

Burada; I: Akım şiddeti, Amper,

t: Zaman, sn. n: İyon yükü (alüminyum için ve demir için 3+),

F: Faraday sabiti (96485 C mol⁻¹) olarak tanımlanır.

Buradan anot elektrottaki teorik çözünme miktarı, M_{ATe} (g) hesaplanır

$$M_{ATe} = m \cdot (MA) \quad (4.3)$$

MA: Molekül ağırlığı (alüminyum için 26.982 g, demir için 55.85 g) 'dır.

$$E = \frac{M_A}{M_{ATe}} \quad (4.4)$$

Bu eşitlikte; E: Akım verimi, M_A: Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı (g) 'dır.

Toplam çözünen alüminyum ve demir miktarı (M_T): Toplam çözünen Al ve Fe miktarı aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

$$M_T = M_A + M_K \quad (4.5)$$

Bu eşitlikte; M_K: pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı (g) 'dır.

Enerji Tüketimi: Harcanan elektrik enerjisini Watt saat (Wh) cinsinden aşağıdaki verilen eşitliğe göre hesaplanmıştır.

$$E = V \cdot I \cdot t \quad (4.6)$$

Burada; E: Elektrik enerjisi (Wh), V: volt, I: akım şiddeti (A), t: zaman (saat) 'dır.

Faraday/m³: Faraday aşağıdaki eşitlik ile hesaplanır.

$$(\text{Faraday} / \text{m}^3) = \frac{I \cdot t}{F \cdot v} \quad (4.7)$$

Burada, I: akım şiddeti (Amper), t: Zaman (sn), v: Elektrolit hacmi (m³)

5. DENEYSEL BULGULAR

Bu çalışmada, ön arıtıma tabi tutulmamış entegre et ve et ürünleri endüstrisi atıksularına elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon arıtım teknolojileri uygulanarak KOI, yağ-gres, türbidite giderimleri araştırılmış, teknik ve ekonomik değerlendirme yapılmıştır.

Çalışmanın ilk bölümünde, atıksuların elektrokoagülasyon prosesiyle arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla, monopolar paralel bağlı sistemde alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak KOI, yağ-gres ve türbidite giderimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve zaman parametrelerinin etkisi incelenmiştir.

Çalışmanın ikinci bölümünde, aynı atıksudan kimyasal koagülasyon prosesiyle KOI, yağ-gres ve türbidite giderimlerinin incelenmesi amaçlanmıştır. Koagülant madde olarak, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$ ve $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ kimyasalları kullanılmış olup, farklı pH ve koagülant dozaj değerlerinde yürütülen çalışmalarda optimum pH ve koagülant dozaj değerleri tespit edilmiştir.

5.1. Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisi Atıksuyunun Elektrokoagülasyonu

5.1.1. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine başlangıç pH'nın etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde başlangıç pH etkisini belirlemek amacıyla $80 A/m^2$ akım yoğunluğu ve 20 dakika elektrokoagülasyon süresi şartları altında deneyler gerçekleştirilmiştir. Ham atıksuyun pH değeri 6,70-7,27 değerleri arasında olup deneysel çalışmalarda elektrokoagülasyon prosesi üzerine başlangıç pH'nın etkisini belirlemek amacıyla pH aralığı 3-8 olarak seçilmiştir. Alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak yapılan bu çalışmada elektrotlar sisteme monopolar-paralel bağlanarak elektrokoagülasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu koşullarda gerçekleştirilen çalışmalar sonucunda da KOI, yağ-gres, türbidite, iletkenlik ölçümü ve oluşan çamur miktarı incelenmiştir.

Sulu çözelti içerisinde anot ve katot reaksiyonları sonucu çözeltinin pH değerinde değişimler meydana gelmektedir. Atıksu pH'ına bağlı olarak çözünen metal iyonları farklı pH değerlerinde farklı metal hidroksit türleri oluştururlar (Mollah, 2001). Örneğin alüminyum elektrotları kullanılan elektrokoagülasyon prosesinde pH dengesi değişimi anot ve katotta meydana gelen yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları ile kontrol edilmektedir.

Anotta alüminyum yükseltgenirken, katotta ise su indirgenmektedir.



- Katotta suyun indirgenmesi sonrası hidrojen oluşumu ve hidroksit birikmesi sonucu pH artmaktadır.

- Al(OH)₃ çok yüksek pH'larda amfoterik metal hidroksit özelliğinden dolayı aşağıdaki eşitlikte de gösterildiği gibi mevcut OH⁻ iyonlarıyla reaksiyona girerek ortamın pH'ını düşürmektedir (Can ve diğ., 2003).



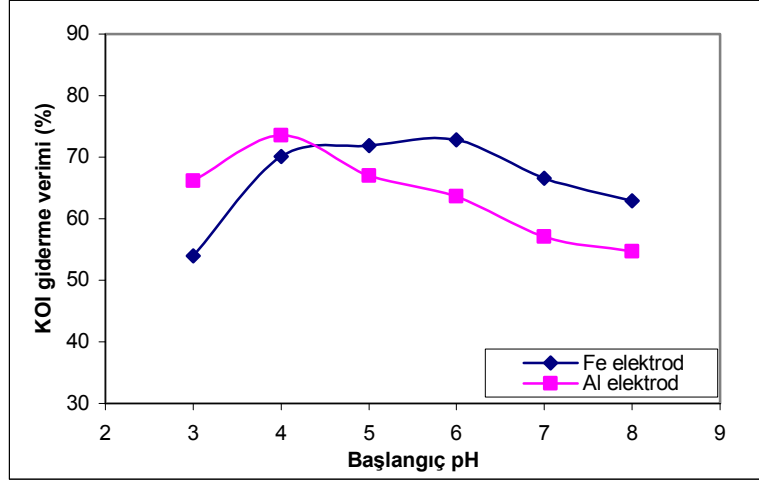
Alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon deneylerinde düşük pH değerlerine sahip çözeltilerin pH'ları bir süre sonra pH 9 değerine kadar artmakta (eşitlik 5.3), bu değer üstüne çıkamamaktadır. pH 9'un üzerindeki çözeltilerde ise deneyden bir süre sonra 5.4 reaksiyonu gereği pH 9 değerinde ortam dengelenmektedir. Alüminyum elektrot kullanılan elektrokoagülasyon proseslerinde anot elektrottaki elektrokimyasal çözünmenin dışında, katotta H₂ çıkışı sırasında üretilen OH⁻ iyonlarının kimyasal atakları sonucu elektrotlarda kimyasal çözünme meydana gelmektedir (Chen, 2000).

Alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrolizle üretilen alüminyum iyonları, pH'a bağlı olarak monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit kompleks türlerini oluşturur (Can, 2002). Bu kompleksler pH 4-7 aralığında polimerize olma eğilimindedirler ve bunun sonucunda bir çok monomerik ve polimerik alüminyum türleri ortaya çıkmaktadır (Rebhun ve diğ., 1993).

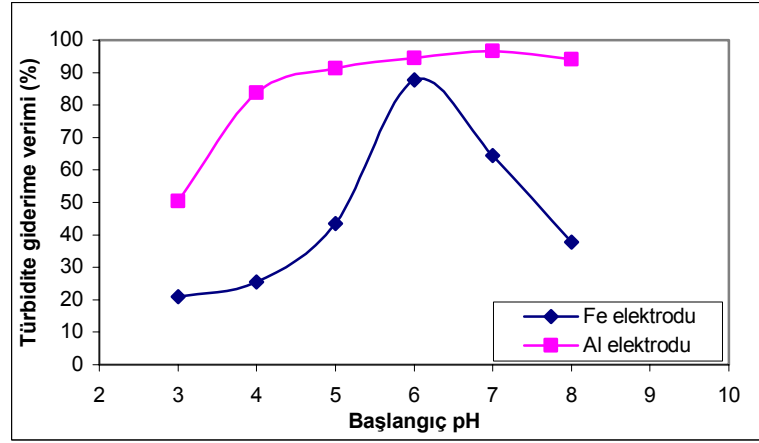
Demir elektrotların kullanılması sonucu bu materyalin anodik çözünmesi sonucu çözeltilerde oluşan Fe⁺² ve Fe⁺³ iyonları elektrokoagülasyon reaktöründe Fe(OH)_n floklarının meydana gelmesine neden olur. Elektrokoagülasyon proseslerinde demir elektrotunun kullanılması durumunda, kirleticilerin yük dengesinin bozunması çeşitli pH'lardaki demir komplekslerinin oluşması sonucu meydana gelir ve yük dengesi bozulan kirleticiler demir hidroksit türleri ile birleşerek çökelti oluştururlar (Mollah ve diğ., 2001; Benefield ve diğ., 1982).

Yüksek alkali şartlarda (pH'larda) demir kompleksleri Fe(OH)₆ ve Fe(OH)₄ iyonları şeklinde bulunabilir. Meydana gelen demir hidroksit türlerinde çökelebilen, flok oluşumunda ve kirletici absorbe etmekte etkili olan tür Fe(OH)₃ olup, en kararlı pH aralığı olan 8-8,5 değerlerinde en iyi giderme verimlerinin elde edildiği bildirilmektedir (Çiftçi, 2007).

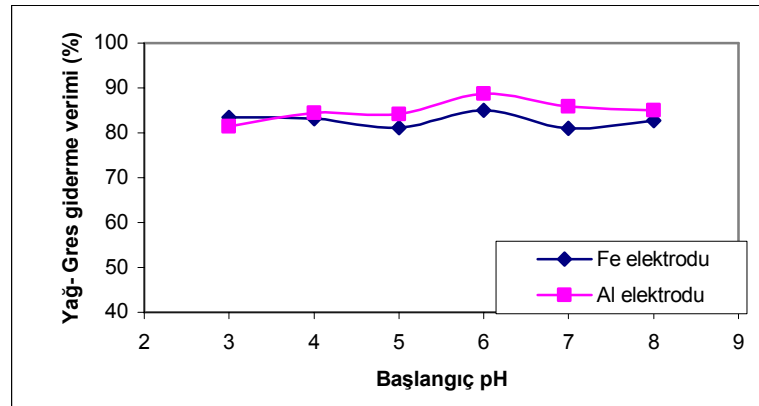
Bu çalışmada, Entegre Et ve et ürünleri atıksularının elektrokoagülasyonu üzerine başlangıç atıksu pH'nın etkisi için elde edilen sonuçlar, demir ve alüminyum elektrotlar için Şekil 5.1 (a), (b), (c) ve Çizelge 5.1.(a) ve (b)'de verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 5.1. Elektrokoagülasyon prosesinde başlangıç atıksu pH'nın KOI, yağ-gres ve türbidite giderme verimleri üzerine etkisi , (a) KOI giderme verimi, (b) Türbidite giderme verimi, (c) Yağ-gres giderme verimi.

Kullanılan her iki elektrot için KOI, yağ-gres ve türbidite giderimlerinin pH değişimine bağlı olduğu şekilden görülmektedir. KOI giderme verimi Fe elektrotu için en yüksek giderme verimi %72,82 ile pH 6'da gerçekleşmiştir. pH: 6'nın altında veya üstü değerlerde KOI giderme veriminin azaldığı görülmektedir (Şekil 5.1 (a)). Aynı pH değerinde türbidite ve yağ-gres giderimine bakıldığında bu parametreler için de yüksek giderme verimleri elde edilmiştir. Türbidite için giderme verimi %87,82 iken yağ-gres için giderme verimi %85,07 olarak elde edilmiştir (Şekil 5.1 (b) ve (c)). Bu sonuçlar neticesinde atıksuyun başlangıç pH'nın her üç parametre için giderme veriminin yüksek olduğu değer olan pH 6 olarak seçilmesine karar verilmiştir. Deneysel işlemler sonucunda tüm başlangıç pH değerlerinin elektrokoagülasyon prosesi sonunda arttığı gözlenmiştir. Bunun nedeni çözelti içerisinde OH⁻ iyonlarının artmasıdır.

Şekil 5.1. (a) KOI giderme verimi açısından alüminyum elektrotunun kullanılması durumunda en yüksek giderme veriminin % 73,55 ile pH: 4'te gerçekleştiği tespit edilmiştir. Aynı pH' ta yağ-gres gideriminde %88,7 ile en iyi giderme verimi elde edilmiştir. Ancak türbidite giderme verimi en yüksek %96,67değeri ile pH:7'de gerçekleşmiştir. Alüminyum elektrotları için pH seçimi için tüm parametreler göz önünde tutulduğunda, en yüksek KOI ve yağ-gres gideriminin gerçekleştiği pH 4 değeri başlangıç değer olarak seçilmiştir. Burada da deneysel işlemler sonucunda atıksu başlangıç pH'nın arttığı gözlenmiştir .

Çizelge 5.1. (a) Elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrotları üzerine başlangıç pH'nın etkisi.

Parametre	Başlangıç pH					
	3	4	5	6	7	8
Ölçülen pH _b	3,00	4,00	5,00	6,00	7,00	8,00
Ölçülen pH _s	6,07	6,16	6,47	7,99	8,92	9,14
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	80	80	80	80	80	80
Akım (A)	1,68	1,68	1,68	1,68	1,68	1,68
Voltaj (V)	12,54	13,4	12,81	14,64	16,4	15,92
Karıştırma Devri (rpm)	250	250	250	250	250	250
Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,573	1,573	1,573	1,573	1,573	1,573
Çıkış İletkenlik (mS/cm)	2,27	1,977	1,856	1,577	1,285	1,277
Başlangıç KOI (mg/l)	3398,9	3398,9	3398,9	3398,9	3398,9	3398,9
Çıkış KOI (mg/l)	1565,4	1015,4	954,3	923,7	1137,6	1259,9
R _{KOI} (%)	53,94	70,12	71,92	72,82	66,53	62,93
Başlangıç Türbidite (NTU)	265,8	265,8	265,8	265,8	265,8	265,8
Çıkış Türbidite (NTU)	210,1	198,2	150,3	32,35	94,31	165,7
R _{TURB.} (%)	20,9	25,43	43,45	87,82	64,51	37,66
Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	275,5	275,5	275,5	275,5	275,5	275,5
Çıkış Yağ-gress (mg/l)	45,45	46,39	51,15	41,12	52,33	47,75
R _{ysg-gress} (%)	83,5	83,16	81,13	85,07	81,01	82,67
Anodik Çözünme (g)	0,6057	0,6252	0,6051	0,6197	0,5815	0,6152
Katodik Çözünme (g)	0,0100	0,0109	0,0150	0,0076	0,0013	0,0106
Toplam Çözünme (g)	0,6157	0,6361	0,6156	0,6273	0,5828	0,6258
Akım Verimliliği (%)	155,7	160,7	155,6	159,3	149,5	158,1
Harcanan Fe (kg) /m ³ atıksu	0,60	0,62	0,60	0,62	0,58	0,62
Toplam Çözünme (kg çöz./kg KOI)	0,335	0,266	0,252	0,256	0,258	0,292
Enerji Tüketimi (Wh)	7,01	7,49	7,16	8,19	9,17	8,90
kg KOI başına tüketilen enerji (kWh)	3,82	3,14	2,93	3,30	4,05	4,16
Faraday, (F/m ³)	20,89	20,89	20,89	20,89	20,89	20,89
Elektrot Maliyeti (\$/m ³)	0,180	0,186	0,180	0,186	0,174	0,183
Enerji Maliyeti (\$/m ³)	0,420	0,449	0,429	0,490	0,550	0,534
Elektrot Maliyeti (\$/kg KOI)	0,100	0,080	0,075	0,076	0,077	0,087
Enerji Maliyeti (\$/kg KOI)	0,230	0,190	0,180	0,200	0,240	0,250
Toplam İşletim Maliyeti (\$/m ³)	0,600	0,635	0,609	0,262	0,724	0,717
Toplam İşletim Maliyeti (\$/kg KOI)	0,330	0,270	0,255	0,276	0,317	0,337
EC -Çamur Oluşumu (kg/m ³)	3,32	3,16	5,88	6,98	3,46	3,66

Deney Sabit Şartları; Akım Yoğunluğu=80 A/m²; t=20 dk; karıştırma hızı: 250 rpm

Çizelge 5.1. (b) Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotları üzerine başlangıç pH'nın etkisi.

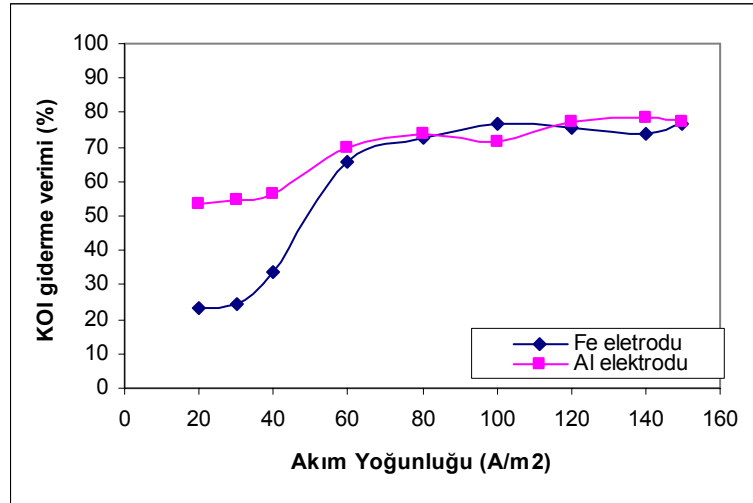
Parametre	Başlangıç pH					
	3	4	5	6	7	8
Ölçülen pH _b	3,00	4,00	5,00	6,00	7,00	8,00
Ölçülen pH _s	4,58	5,38	6,27	6,90	7,85	8,41
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	80	80	80	80	80	80
Akım (A)	1,73	1,73	1,73	1,73	1,73	1,73
Voltaj (V)	15,3	15,4	15,6	18,6	18,6	16,5
Karıştırma Devri (rpm)	250	250	250	250	250	250
Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,340	1,340	1,340	1,340	1,340	1,340
Çıkış İletkenlik (mS/cm)	1,610	1,527	1,528	1,322	1,178	1,276
Başlangıç KOI (mg/l)	3723,7	3723,7	3723,7	3723,7	3723,7	3723,7
Çıkış KOI (mg/l)	1259,9	984,8	1229,3	1354,5	1596	1687,7
R _{KOI} (%)	66,16	73,55	66,98	63,62	57,13	54,67
Başlangıç Türbidite (NTU)	330,2	330,2	330,2	330,2	330,2	330,2
Çıkış Türbidite (NTU)	163,9	53,60	28,80	17,98	10,98	19,63
R _{TURB.} (%)	50,36	83,76	91,28	94,55	96,67	94,05
Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	355	355	355	355	355	355
Çıkış Yağ-gress (mg/l)	65,91	55,41	56,32	40,11	50,24	53,07
R _{ysg-gress} (%)	81,43	84,4	84,13	88,7	85,84	85,05
Anodik Çözünme (g)	0,2612	0,3655	0,2987	0,2525	0,2215	0,2476
Katodik Çözünme (g)	0,0201	0,0301	0,0403	0,0397	0,0101	0,0120
Toplam Çözünme (g)	0,2813	0,3956	0,3390	0,2922	0,2316	0,2596
Akım Verimliliği (%)	134,98	188,8	154,4	130,5	114,5	127,9
Harcanan Al (kg) /m ³ atıksu	0,2813	0,3956	0,3390	0,2922	0,2316	0,2596
Toplam Çözünme (kg çöz./kg KOI)	0,115	0,144	0,136	0,123	0,108	0,125
Enerji Tüketimi (Wh)	8,81	8,87	8,99	10,71	10,71	9,50
kg KOI başına tüketilen enerji (kWh)	3,58	3,24	3,60	4,52	5,03	4,67
Faraday, (F/m ³)	21,52	21,52	21,52	21,52	21,52	21,52
Elektrot Maliyeti (\$/m ³)	0,506	0,712	0,610	0,526	0,417	0,467
Enerji Maliyeti (\$/m ³)	0,529	0,532	0,539	0,643	0,643	0,570
Elektrot Maliyeti (\$/kg KOI)	0,207	0,260	0,245	0,221	0,194	0,225
Enerji Maliyeti (\$/kg KOI)	0,215	0,194	0,216	0,271	0,302	0,280
Toplam İşletim Maliyeti (\$/m ³)	1,035	1,244	1,149	1,169	1,060	1,037
Toplam İşletim Maliyeti (\$/kg KOI)	0,422	0,454	0,461	0,492	0,496	0,505
EC -Çamur Oluşumu (kg/m ³)	5,62	6,92	6,72	6,10	5,97	5,82

Deney Sabit Şartları; Akım Yoğunluğu=80 A/m²; t=20 dk; karıştırma hızı: 250 rpm

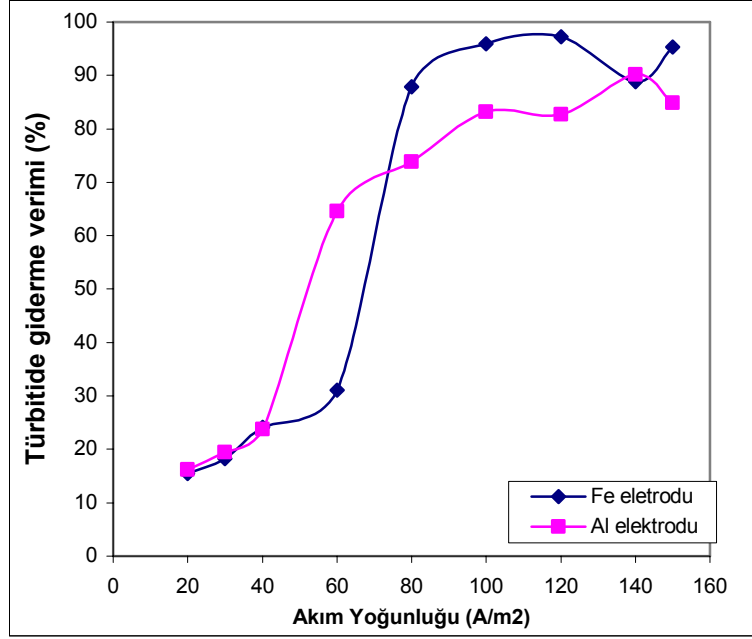
5.1.2. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine akım yoğunluğu'nun etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar sonucu iyon hareketleri önemli olduğundan akım ve bu nedenle de akım yoğunluğu sistemin işletilmesinde bakılması gereken önemli bir parametredir. Elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin uzaklaştırılması kimyasal koagülasyon prensiplerine dayanmaktadır. KOI, yağ-gres ve türbidite giderimlerinde etkili olan hidroksil türlerinin ortamdaki çeşitliliği ve miktarı da önemlidir (Çiftçi, 2007).

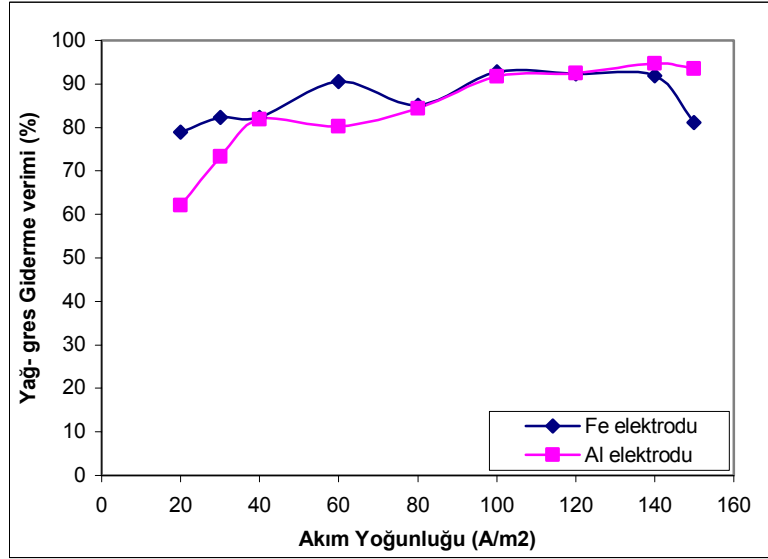
Elektrokoagülasyon üzerine akım yoğunluğunun etkisini incelemek amacıyla KOI, Yağ-gres ve türbidite giderim verimleri üzerine akım yoğunluğu 20-150 A/m² aralığında uygulanmıştır. Akım yoğunluğu deneyleri demir elektrotları için pH:6, alüminyum elektrotları için pH:4 ve 250 rpm karıştırma hızında, 20 dakika deney süresinde gerçekleştirilmiş olup, akım yoğunluğunun KOI, yağ-gres ve türbidite giderimiyle ilgili deney sonuçları Şekil 5.2. (a), (b), (c) ve Çizelge 5.3(a)(b)'de verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 5.2. Elektrokoagülasyon prosesinde akım yoğunluğunun KOI, yağ-gres ve türbidite giderme verimleri üzerine etkisi , (a) KOI giderme verimi, (b) Türbidite giderme verimi, (c) Yağ-gres giderme verimi.

Akım yoğunluğunun elektrokoagülasyon prosesi üzerine etkisi incelendiğinde demir elektrodu için maksimum KOI giderme verimi %76,67 ile 100 A/m² akım yoğunluğunda gerçekleşirken yağ ve gres için de en yüksek giderme verimi %92,93 ile 100 A/m² ile aynı akım yoğunluğunda elde edilmiştir. Türbidite için ise en yüksek giderme verimi %97,25 ile 120 A/m² akım yoğunluğunda gerçekleşmiştir. Demir elektrotu için optimum akım yoğunluğu her 3 parametre giderim verimleri göz önüne alındığında 100 A/m² olarak belirlenmiştir.

Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotu kullanıldığında 140 A/m² akım yoğunluğunda her 3 parametre içinde en yüksek giderme verimleri elde edilmiştir ve buna paralel olarak alüminyum elektrotu için optimum akım yoğunluğu 140 A/m² olarak seçilmiştir.

. Bu akım yoğunluğunda KOI giderme verimi %78,30 , türbidite giderme verimi %90,21 ve yağ ve gres giderme verimi %94,70 olarak elde edilmiştir. Şekil 5.2'de akım yoğunluğunun KOI, yağ-gres, ve türbidite giderimi üzerinde etkisi görülmektedir. Her iki elektrot içinde akım yoğunluğu ile giderim verimi paralel olarak artmaktadır. Düşük akım yoğunluğunda ise kirlilik parametreleri, özellikle KOI gideriminin düşük kaldığı görülmektedir. Sonuç olarak her iki elektrot için akım yoğunluğu arttıkça KOI, yağ-gres ve türbidite verimlerinin arttığı gözlemlenmiştir. Bunun nedenin akım yoğunluğu arttıkça atıksuda çözünen elektrot miktarının artması ve bunun sonucunda da daha fazla metal hidroksit komplekslerinin oluşması düşünülmektedir.

Çizelge 5.2.(a) Elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrotları üzerine akım yoğunluğunun etkisi.

Parametre	Akım Yoğunluğu (A/m ²)								
	20	30	40	60	80	100	120	140	150
Ölçülen pH _b	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
Ölçülen pH _s	6,97	6,92	7,09	7,50	7,99	8,56	8,64	8,80	9,01
Akım (A)	0,42	0,63	0,84	1,26	1,68	2,1	2,52	2,94	3,15
Voltaj (V)	4,92	6,47	7,43	11,65	14,64	15,06	20,36	22,37	24,18
Karıştırma Devri (rpm)	250	250	250	250	250	250	250	250	250
Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,606	1,606	1,606	1,606	1,606	1,606	1,606	1,606	1,606
Çıkış İletkenlik (mS/cm)	1,696	1,698	1,736	1,632	1,620	1,555	1,428	1,448	1,442
Başlangıç KOI (mg/l)	3551,7	3551,7	3551,7	3551,7	3551,7	3551,7	3551,7	3551,7	3551,7
Çıkış KOI (mg/l)	2723,1	2677,3	2356,4	1210,5	1041,5	828,5	874,4	920,2	828,5
R _{KOI} (%)	23,32	24,62	33,65	65,91	72,82	76,67	75,38	74,08	76,67
Başlangıç Türbidite (NTU)	356,6	356,6	356,6	356,6	356,6	356,6	356,6	356,6	356,6
Çıkış Türbidite (NTU)	301,2	219,7	270,5	245,8	38,35	14,43	9,78	39,68	16,77
R _{TURB.} (%)	15,53	18,20	24,14	31,07	87,82	95,95	97,25	88,87	95,29
Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	280,5	280,5	280,5	280,5	280,5	280,5	280,5	280,5	280,5
Çıkış Yağ-gress (mg/l)	58,96	49,45	48,07	26,57	46,4	20,09	21,67	22,62	36,17
R _{ysğ-gress} (%)	78,98	82,27	82,36	90,52	85,07	92,83	92,27	91,93	81,10
Anodik Çözünme (g)	0,1465	0,2735	0,3193	0,4542	0,6197	0,7844	0,9163	1,0687	1,1330
Katodik Çözünme (g)	0,0052	0,0044	0,0218	0,0072	0,0076	0,0062	0,0048	0,0150	0,0119
Toplam Çözünme (g)	0,1520	0,2780	0,3410	0,4614	0,6273	0,7906	0,9211	1,0840	1,1450
Akım Verimliliği (%)	150,6	187,5	164,2	155,7	159,3	161,4	156,9	157,0	155,4

Çizelge 5.2.(a) (Devam ediyor)

Harcanan Al (kg) /m ³ atıksu	0,1520	0,2780	0,3410	0,4614	0,62	0,7906	0,9211	1,0840	1,1450
Toplam Çözünme (kg çöz./kg KOI)	0,183	0,318	0,285	0,197	0,256	0,290	0,344	0,412	0,420
Enerji Tüketimi (Wh)	0,688	1,36	2,08	4,89	8,19	10,53	17,08	21,90	25,36
kg KOI başına tüketilen kWh	0,83	1,56	1,74	2,09	3,30	3,87	6,38	8,32	9,31
Faraday, (F/m ³)	5,22	7,84	10,45	15,67	20,89	26,12	31,34	36,56	39,18
Elektrot Maliyeti (\$/m ³)	0,046	0,083	0,102	0,138	0,186	0,240	0,280	0,325	0,344
Enerji Maliyeti (\$/m ³)	0,042	0,082	0,125	0,293	0,490	0,632	1,030	1,314	1,522
Elektrot Maliyeti (\$/kg KOI)	0,055	0,095	0,086	0,060	0,076	0,087	0,103	0,124	0,126
Enerji Maliyeti (\$/kg KOI)	0,050	0,094	0,104	0,130	0,200	0,232	0,383	0,500	0,560
Toplam İşletim Maliyeti (\$/m ³)	0,101	0,165	0,227	0,431	0,676	0,872	1,310	1,639	1,866
Toplam İşletim Maliyeti (\$/kg KOI)	0,105	0,189	0,190	0,190	0,276	0,319	0,486	0,624	0,686
EC -Çamur Oluşumu (kg/m ³)	2,32	3,54	3,75	4,96	6,98	8,95	10,21	9,75	11,26

Deney Sabit Şartları; Ph: 6, Elektrokoülasyon süre:, t=20 dk; karıştırma hızı: 250 rpm

Çizelge 5.2. (b). Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotları üzerine akım yoğunluğunun etkisi.

Parametre	Akım Yoğunluğu (A/m ²)								
	20	30	40	60	80	100	120	140	150
Ölçülen pH _b	4,01	4,00	4,00	4,02	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
Ölçülen pH _s	4,75	4,89	4,91	5,11	5,38	5,15	5,28	5,34	5,02
Akım (A)	0,43	0,65	0,87	1,36	1,73	2,16	2,59	3,03	3,24
Voltaj (V)	4,5	6,08	7,64	10,76	15,4	17,1	19,8	24,8	24,3
Karıştırma Devri (rpm)	250	250	250	250	250	250	250	250	250
Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,559	1,559	1,559	1,559	1,340	1,559	1,559	1,559	1,559
İletkenlik (mS/cm)	1,922	1,840	1,726	1,687	1,527	1,566	1,523	1,423	1,371
Başlangıç KOI (mg/l)	3582,3	3582,3	3582,3	3582,3	3723,7	3582,3	3582,3	3582,3	3582,3
KOI (mg/l)	1668,9	1439,7	1561,9	1088,3	984,8	1561,95	813,3	777,15	803,5
R _c (%)	53,41	54,5	56,39	69,62	73,55	71,8	77,29	78,30	77,57
Başlangıç Türbidite (NTU)	335,2	335,2	335,2	335,2	330,2	335,2	335,2	335,2	335,2
Türbidite (NTU)	280,7	270,2	255,5	118,9	53,60	56,33	57,81	32,80	50,83
R _{TURB.} (%)	16,26	19,39	23,78	64,53	83,76	83,19	82,75	90,21	84,84
Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	305,2	305,2	305,2	305,2	355	305,2	305,2	305,2	305,2
Yağ-gress (mg/l)	115,5	80,11	55,27	60,15	55,41	25,15	23	16,17	18,98
R _{ysğ-gress} (%)	62,15	73,37	81,89	80,29	84,4	91,76	92,46	94,70	93,45
Anodik Çözünme (g)	0,0831	0,1853	0,1780	0,2665	0,3655	0,3829	0,4452	0,5303	0,4813
Katodik Çözünme (g)	0,0055	0,0158	0,080	0,0951	0,0301	0,1215	0,1557	0,1675	0,1450
Toplam Çözünme (g)	0,0886	0,2011	0,2580	0,3616	0,3956	0,5044	0,6009	0,6978	0,6263

Çizelge 5.2. (b). (Devam ediyor)

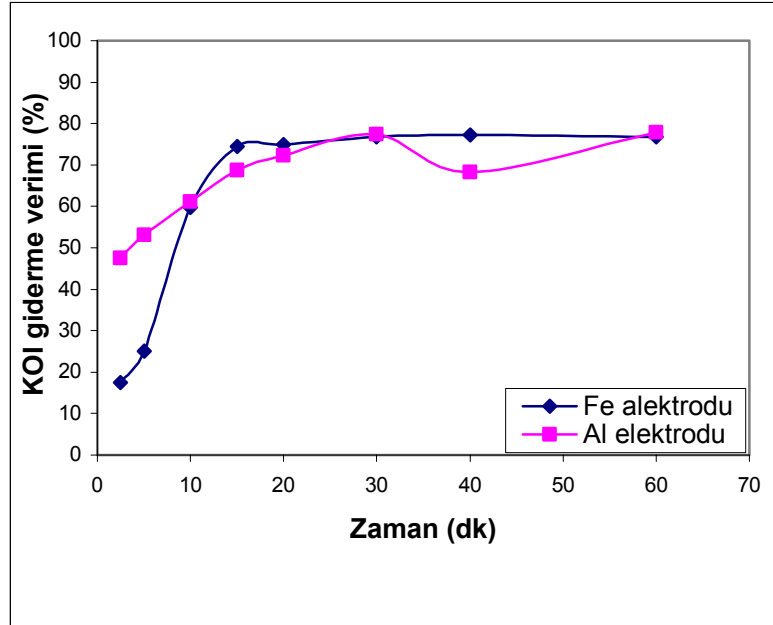
Akım Verimliliği (%)	172,77	254,80	182,90	175,21	188,8	158,22	153,67	156,47	132,81
Harcanan Al (kg) /m3 atıksu	0,0886	0,2011	0,2580	0,3616	0,3956	0,5044	0,6009	0,6978	0,6263
Toplam Çözünme (kg çöz./kg KOI)	0,046	0,094	0,128	0,145	0,144	0,182	0,194	0,248	0,225
Enerji Tüketimi (Wh)	0,644	1,32	2,21	4,87	8,87	12,29	17,08	25,02	26,22
kg KOI başına tüketilen kWh	0,337	0,616	1,094	1,952	3,24	6,082	6,168	8,919	9,435
Faraday, (F/m ³)	5,35	8,08	10,7	16,16	21,52	26,86	32,32	37,68	40,30
Elektrot Maliyeti (\$/m ³)	0,159	0,362	0,464	0,651	0,712	0,908	1,082	1,256	1,127
Enerji Maliyeti (\$/m ³)	0,038	0,079	0,133	0,292	0,532	0,737	1,025	1,501	1,573
Elektrot Maliyeti (\$/kg KOI)	0,083	0,170	0,230	0,261	0,260	0,327	0,350	0,450	0,405
Enerji Maliyeti (\$/kg KOI)	0,020	0,037	0,066	0,117	0,194	0,365	0,370	0,535	0,566
Toplam İşletim Maliyeti (\$/m ³)	0,197	0,441	0,597	0,943	1,244	1,645	2,107	2,757	2,70
Toplam İşletim Maliyeti (\$/kg KOI)	0,103	0,207	0,296	0,378	0,454	0,692	0,720	0,985	0,971
EC -Çamur Oluşumu (kg/m ³)	4,41	4,23	4,55	5,59	6,92	6,97	7,12	7,29	7,05

Deney Sabit Şartları; Ph: 4, t=20 dk; karıştırma hızı: 250 rpm

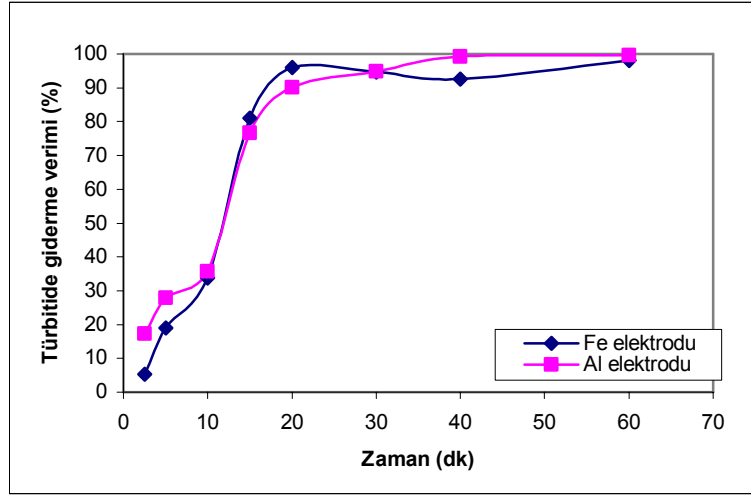
5.1.3. Elektrokoagülasyon prosesi üzerine zamanın etkisi

Elketrokoagülasyonda zaman parametresi oldukça önemlidir. Kirletici (KOl, yağ-gres ve türbidite) gideriminde rol oynayan metal hidroksitlerin oluşumu ve miktarı zamana bağlı olduğundan giderim veriminde de zamanın etkisi oldukça büyüktür. Zaman parametresinin elektokoagülasyon prosesinde giderme verimine etkisini incelemek için önceki deney sonuçlarında elde edilmiş olan optimum deney koşulları deney öncesinde sabit şartlar olarak alınmıştır.

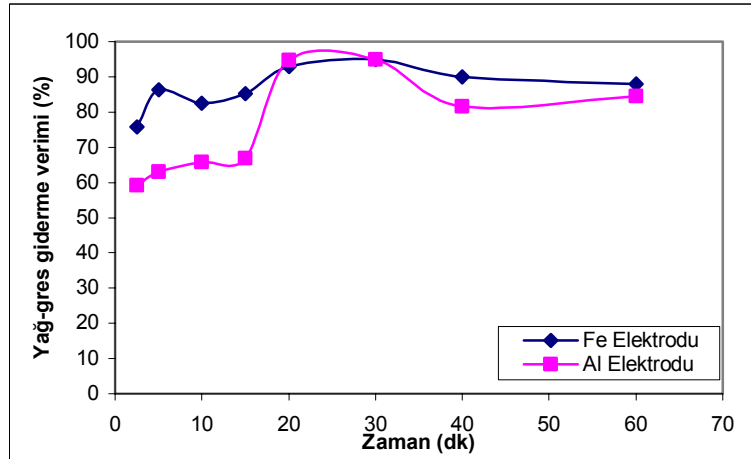
Demir elektrotu için optimum şartlar; pH:6 ve akım yoğunluğu 100 A/m² olarak, alüminyum elektrotu için ise pH:4 ve akım yoğunluğu 140 A/m² olarak seçilmiştir. Zaman parametresi etkisi incelemek için zaman aralığı 2,5-60 dakika arasında değiştirilmiştir. Özellikle elektrokoagülasyon da yeterli reaksiyon süresi sağlanmadığı durumlarda çözünmüş elektrot materyali ve oluşturduğu koagülantlar suda filtrelenmesi zor çamur oluşmasına neden olmaktadır. 2,5-5-10 dakikalık deney sonrasında oluşan çamurun filtrelenmesinin zor ve oldukça zaman aldığı gözlemlenmiştir. Bu nedenle 2,5, 5 ve 10 dakika çamur oluşum sürelerinin, gerek oluşan çamurun filtrelenme zorluğu gerekse de % giderim değerlerinin düşüklüğü sebebi ile yeterli olmadığı söylenebilir. Bunun nedeninin oluşan metalhidroksitlerin miktarı ve türleri açısından bu kısa sürelerde yeterince oluşmadığı düşünülmektedir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 5.3. Elektrokoagülasyonda zaman faktörünün KOI, yağ-gres ve türbidite giderme verileri üzerine etkisi (a) KOI giderimi, (b) Yağ-gres giderimi, (c) Türbidite giderimi

Deney sonuçlarına bakıldığında deney süresinin uzaması % giderme verimini oldukça etkilemektedir. Deney süresi arttıkça giderme veriminde de doğru orantılı bir artış meydana gelmektedir. Ancak belli bir noktadan sonra verimdeki artışın sabit değerlerde kaldığı görülmektedir. Zamanın elektrokoagülasyon üzerine etkisinin incelendiği deneylerde elde edilen sonuçlar Şekil 5.3 (a),(b) ve (c)'de ve Çizelge 5.3. (a) ve (b)'de verilmiştir.

Demir elektrotu için elektrokoagülasyon süresi deney verileri incelendiğinde 30 dakika olarak seçilmiştir. Şekil 5.3 (a)'dan da görüldüğü gibi KOI giderme verimi %76,73 ile 30 dakikada en yüksek değere ulaşmış ve daha uzun sürelerde giderme veriminde önemli bir değişiklik olmadığı gözlemlenmiştir. Türbidite açısından zaman arttıkça giderme veriminin'de arttığı görülmüş ve 30 dakikada %94,63'lük bir verim elde edilmiştir. Yağ-gres gideriminde ise %94,9 ile 30 dakikada en yüksek giderme verimine ulaşılmıştır.

Alüminyum elektrotu için Şekil 5.3 (a), (b) ve (c) incelendiğinde KOI ve yağ-gres için en yüksek giderme verimlerinin sırasıyla %78,99, %94,87 olarak 30 dakikalık bir sürede gerçekleştiği görülmüştür. Bu sürede türbidite giderme verimi ise %94,87 olarak tesbit edilmiştir. Bu sonuçlar göz önüne alındığında alüminyum elektrotu için de elektrokoagülasyon süresi 30 dakika olarak kabul edilmiştir.

Çizelge 5.3. (a) Elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrotları üzerine zamanın etkisi.

Parametre	Zaman (dakika)							
	2,5	5	10	15	20	30	40	60
Ölçülen pH _b	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
Ölçülen pH _s	7,01	6,95	7,36	7,92	8,56	8,92	8,67	8,92
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	100	100	100	100	100	100	100	100
Akım (A)	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Voltaj (V)	15,65	15,96	17,3	18,37	18,5	19	18,36	19,05
Karıştırma Devri (rpm)	250	250	250	250	250	250	250	250
Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,616	1,616	1,616	1,616	1,616	1,616	1,616	1,616
Çıkış İletkenlik (mS/cm)	1,917	1,832	1,634	1,588	1,555	1,364	1,451	1,339
Başlangıç KOI (mg/l)	3429,5	3429,5	3429,5	3429,5	3429,5	3429,5	3429,5	3429,5
Çıkış KOI (mg/l)	2830,1	2570,4	1378,6	874,4	828,5	798	782,7	798
R _{KOI} (%)	17,48	25,05	59,80	74,50	76,67	76,73	77,18	76,73
Başlangıç Türbidite (NTU)	308,3	308,3	308,3	308,3	308,3	308,3	308,3	308,3
Çıkış Türbidite (NTU)	291,4	250,0	204,8	58,6	14,43	16,6	23,1	5,7
R _{TURB} (%)	5,4	18,91	33,83	80,99	95,95	94,62	92,52	98,16
Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	302,5	302,5	302,5	302,5	302,5	302,5	302,5	302,5
Çıkış Yağ-gress (mg/l)	72,15	41,41	53,13	44,73	20,09	15,41	30,34	36,11
R _{ysğ-gress} (%)	75,72	86,31	82,44	85,21	92,83	94,9	89,97	88,06
Anodik Çözünme (g)	0,1620	0,2330	0,4022	0,5537	0,7844	1,1277	1,4901	2,2570
Katodik Çözünme (g)	0,0033	0,0353	0,0101	0,0088	0,0062	0,0037	0,0193	0,0046
Toplam Çözünme (g)	0,1653	0,2683	0,4123	0,5625	0,7906	1,1314	1,5094	2,2616
Akım Verimliliği (%)	266,4	190,9	165,5	151,7	161,4	154,7	153,3	154,8
Harcanan Fe (kg) /m ³ atıksu	0,1653	0,2683	0,4123	0,5625	0,7906	1,1314	1,5094	2,2616
Toplam Çözünme (kg çöz./kg KOI)	0,276	0,312	0,201	0,220	0,290	0,430	0,570	0,860
Enerji Tüketimi (Wh)	1,37	2,79	6,05	9,64	10,53	19,95	25,70	40,0
kg KOI başına tüketilen kWh	2,29	3,25	2,95	3,77	3,87	7,58	9,71	15,20
Faraday/m ³	3,26	6,52	13,06	19,56	26,12	39,18	52,24	78,48
Elektrot Maliyeti (\$/m ³)	0,050	0,080	0,124	0,169	0,240	0,340	0,453	0,680
Enerji Maliyeti (\$/m ³)	0,082	0,167	0,363	0,580	0,632	1,197	1,542	2,40
Elektrot Maliyeti (\$/kg KOI)	0,083	0,093	0,060	0,066	0,087	0,129	0,171	0,258
Enerji Maliyeti (\$/kg KOI)	0,137	0,195	0,177	0,226	0,232	0,455	0,583	0,912
Toplam İşletim Maliyeti (\$/m ³)	0,132	0,247	0,487	0,749	0,872	1,537	1,995	3,080
Toplam İşletim Maliyeti (\$/kg KOI)	0,220	0,288	0,237	0,292	0,319	0,584	0,754	1,17
EC -Çamur Oluşumu (kg/m ³)	2,21	3,53	3,97	4,97	8,95	9,55	9,20	9,15

Deney Sabit Şartları; Ph: 6, Akımyoğunluğu :100 A/m², karıştırma hızı: 250 rpm

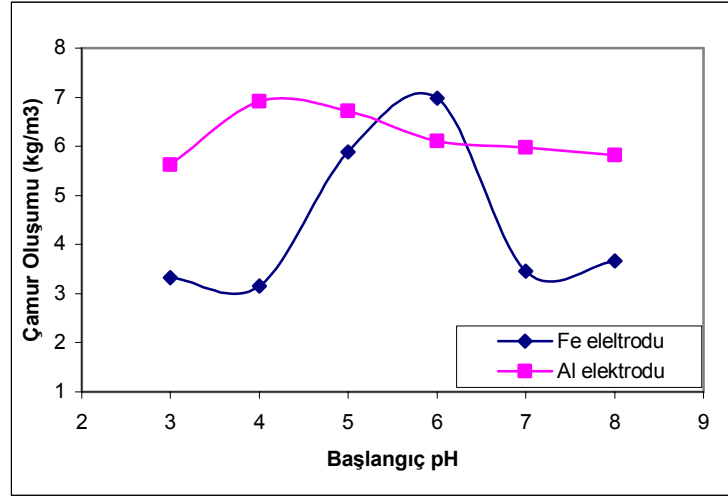
Çizelge 5.3. (b) Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotları üzerine zamanın etkisi.

Parametre	Zaman							
	2,5	5	10	15	20	30	40	60
Ölçülen pH _b	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
Ölçülen pH _s	4,68	4,85	4,85	4,90	5,34	7,79	8,33	8,63
Akım Yoğunluğu (A/m ²)	140	140	140	140	140	140	140	140
Akım (A)	3,03	3,03	3,03	3,03	3,03	3,03	3,03	3,03
Voltaj (V)	22,6	19,5	22,8	23,6	24,8	24,2	24,1	26,0
Karıştırma Devri (rpm)	250	250	250	250	250	250	250	250
Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,578	1,578	1,578	1,578	1,578	1,578	1,578	1,578
Çıkış İletkenlik (mS/cm)	1,872	2,180	1,693	1,576	1,423	1,338	1,241	1,136
Başlangıç KOI (mg/l)	3337,8	3337,8	3337,8	3337,8	3337,8	3337,8	3337,8	3337,8
Çıkış KOI (mg/l)	1748,8	1565,4	1290,4	1046,0	777,15	701,2	1057,7	736,9
R _{KOI} (%)	47,60	53,10	61,14	68,66	78,30	78,99	68,31	77,92
Başlangıç Türbidite (NTU)	290	290	290	290	290	290	290	290
Çıkış Türbidite (NTU)	240	209	186,3	67,85	32,80	15,10	2,20	0,99
R _{TURB.} (%)	17,24	27,93	35,76	76,60	90,21	94,79	99,24	99,66
Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	295,3	295,3	295,3	295,3	295,3	295,3	295,3	295,3
Çıkış Yağ-gress (mg/l)	120,24	109,15	101,2	97,95	16,17	15,16	54,16	45,51
R _{ysg-gress} (%)	59,28	63,04	65,73	66,89	94,70	94,87	81,66	84,59
Anodik Çözünme (g)	0,0237	0,1097	0,3241	0,3944	0,5303	0,7096	0,8934	1,489
Katodik Çözünme (g)	0,0003	0,0368	0,0224	0,0301	0,1675	0,0401	0,0488	0,096
Toplam Çözünme (g)	0,0240	0,1465	0,3465	0,4245	0,6978	0,7497	0,9422	1,585
Akım Verimliliği (%)	55,90	129,5	191,32	155,21	156,47	139,57	131,80	146,41
Harcanan Al (kg) /m ³ atksu	0,0240	0,1465	0,3465	0,4245	0,6978	0,7497	0,9422	1,585
Toplam Çözünme (kg çöz./kg KOI)	0,0151	0,0826	0,1692	0,1852	0,248	0,2899	0,4132	0,6094
Enerji Tüketimi (Wh)	2,85	4,93	11,51	17,88	25,02	36,66	48,88	78,78
kg KOI başına tüketilen kWh	1,79	2,78	5,62	7,80	8,919	14,18	21,44	30,29
Faraday, (F/m ³)	4,71	9,42	18,84	28,26	37,68	56,52	75,36	113,04
Elektrot Maliyeti (\$/m ³)	0,0432	0,2637	0,6237 0	0,7641	1,256	1,350	1,696	2,853
Enerji Maliyeti (\$/m ³)	0,171	0,296	0,690	1,073	1,501	2,20	2,930	4,730
Elektrot Maliyeti (\$/kg KOI)	0,0272	0,1487	0,3046	0,333	0,450	0,522	0,744	1,097
Enerji Maliyeti (\$/kg KOI)	0,107	0,167	0,337	0,468	0,535	0,851	1,290	1,820
Toplam İşletim Maliyeti (\$/m ³)	0,2142	0,5597	1,3137	1,8371	2,757	3,55	4,626	7,583
Toplam İşletim Maliyeti (\$/kg KOI)	0,1342	0,3157	0,6416	0,801	0,985	1,373	2,034	2,917
EC -Çamur Oluşumu (kg/m ³)	2,851	3,554	5,84	6,301	7,29	7,295	7,099	7,335

Deney Sabit Şartları; Ph: 4, akım yoğunluğu :140 A/m², karıştırma hızı: 250 rpm

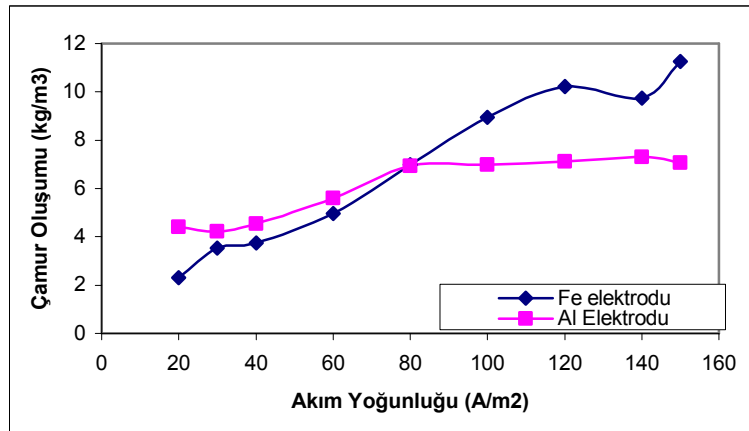
5.1.4. Elektrokoagülasyon prosesinde çamur oluşumu

Elektrokoagülasyonda prosesinde pH değişimi ile Al ve Fe hidroksit türlerinin çeşitliliği ve miktarları da değişmektedir. Bu nedenle oluşan çamur miktarı da değişiklik gösterir. Başlangıç pH'sındaki değişimin çamur oluşumuna etkisi Şekil 5.4'te görülmektedir. Demir ve alüminyum elektrotu için optimum pH değerlerinde en yüksek çamur miktarının oluştuğu gözlemlenmiştir.



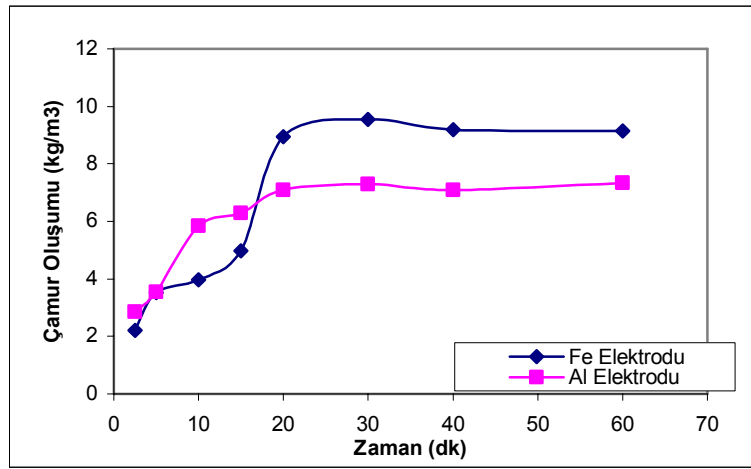
Şekil 5.4. Elektrokoagülasyonda başlangıç pH'sının çamur oluşumu üzerindeki etkisi

Demir elektrotunun kullanıldığı süreçte akım yoğunluğunun artışına paralel olarak çamur oluşumunda da genel bir artış söz konusudur. Alüminyum elektrotu için ise akım yoğunluğu 80 A/m² değerine kadar oluşan çamur miktarında bir artış gözlemlenmiş, 80 A/m²'nin üzeri akım yoğunluğu değerinde ise oluşan çamur miktarında önemli bir değişiklik gözlemlenmemiştir (Şekil 5.5).



Şekil 5.5. Elektrokoagülasyonda akım yoğunluğunun çamur oluşumu üzerindeki etkisi

Elektrokoagülasyonda deney süresinin çamur oluşumuna etkisi incelendiğinde, hem demir hem de alüminyum elektrotu kullanılması ile 2,5-20 dakika arasında çamur oluşumunda büyük bir artış gözlemlenmekle birlikte 20 dakikanın üzerindeki sürelerde ise her iki elektrot içinde çamur oluşumunda önemli bir değişiklik görülmemektedir. Demir elektrotu için optimum koşullar olan pH 6, akım yoğunluğu 100 A/m^2 ve 30 dakika deney süresinde maksimum çamur oluşumunun gerçekleştiği gözlemlenmiştir. Alüminyum elektrotları için de optimum koşullar olan pH 4, akım yoğunluğu 140 A/m^2 ve 30 dakika deney süresinde maksimum düzeyde çamur oluştuğu gözlemlenmiştir (Şekil 5.6).



Şekil 5.6. Elektrokoagülasyonda zamanın çamur oluşumu üzerindeki etkisi

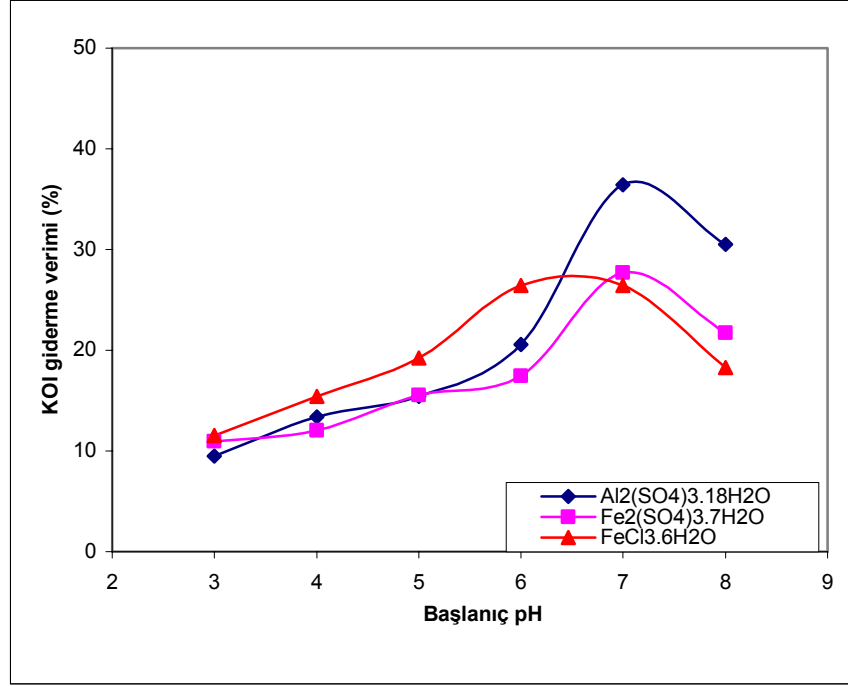
5.2. Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisi Atıksuyunun Kimyasal Koagülasyonu

Kimyasal koagülasyon prosesinde entegre et ve et ürünleri tesisi atıksuyunun arıtılmasını incelemek amacıyla, pH ve koagülant madde dozajı olmak üzere iki değişkenin proses üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Kimyasal koagülasyon prosesinde koagülant madde olarak; $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ kullanılmıştır.

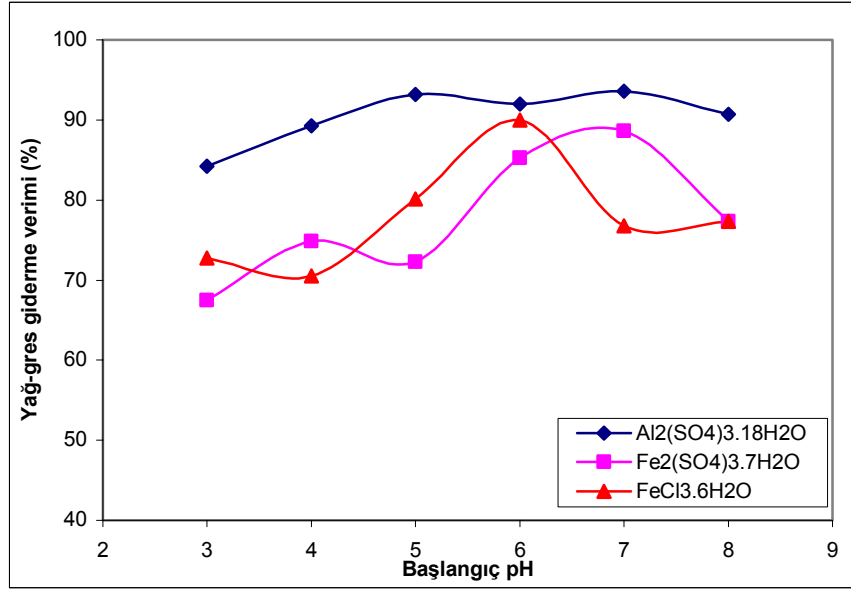
5.2.1. Kimyasal koagülasyon üzerine pH'nin etkisi

Entegre et ve et ürünleri tesisi suyunun kimyasal koagülasyon prosesi ile arıtılmasının incelenmesinde ilk olarak pH'nin süreç üzerine etkisi incelenmiştir. Bu amaçla bazı sabit şartlar seçilerek deneyler yapılmıştır. Her bir koagülant için $200 \text{ mg Fe}^+/l$ ve $200 \text{ mg Al}^+/l$ sabit koagülant dozajı, hızlı karıştırma için 5 dakika 200rpm ve yavaş karıştırma için 15 dakika 45 rpm karıştırma hızı ve 60 dakika çökeltme süresi sabit koşullar olarak alınmıştır. pH' etkisini incelemek için atıksu başlangıç pH'ı 3-8 aralığında seçilerek bu pH'lardaki KOI, yağ-gres ve türbitide giderme verimleri incelenmiştir.

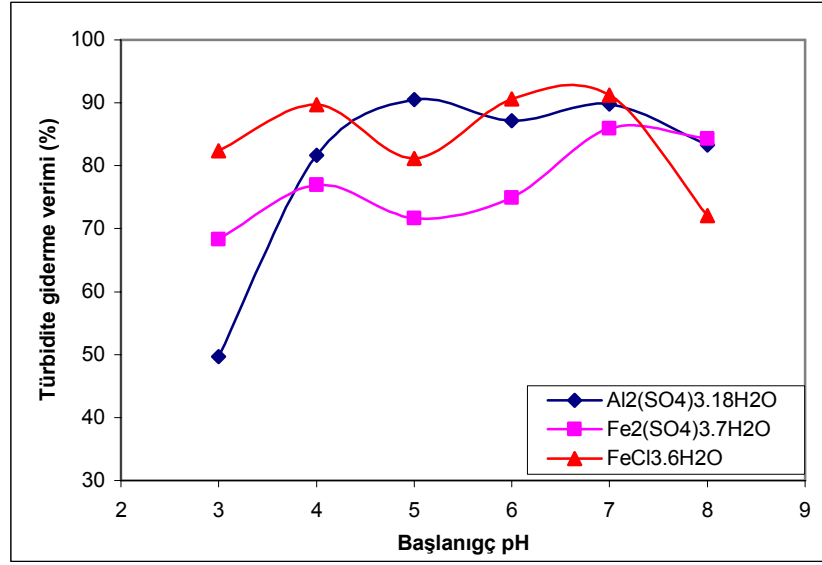
Kimyasal koagülasyon ile pH'nin % KOI, Yağ-gres ve türbidite giderimleri üzerindeki etkisi sırasıyla, Şekil 5.7, 5.8 ve 5.9 'da görülmektedir.



Şekil 5.7. Kimyasal koagülasyon’da pH’ın KOI giderimi üzerinde etkisi



Şekil 5.8. Kimyasal koagülasyon’da pH’ın yağ-gres giderimi üzerinde etkisi



Şekil 5.9. Kimyasal koagülasyon'da pH'ın yağ-gres giderimi üzerinde etkisi

Al₂(SO₄)₃.18H₂O koagülantının %KOI giderme verimi incelendiğinde pH arttıkça verimde bir artış olduğu gözlemlenmiştir. Bu artış pH:7'den sonra bir düşüş göstermiştir. KOI giderme veriminin en yüksek %36,43 ile pH 7'de gerçekleştiği görülmektedir. Yağ-gres giderme veriminin en yüksek %93,06 ile pH:7' de gerçekleştiği görülmektedir. En yüksek türbidite giderme verimi ise %90,5 ile pH:5'de elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar topluca değerlendirildiğinde en uygun pH değerinin, atıksuyun pH'sına da yakın olması nedeniyle pH: 7 olduğuna karar verilmiştir.

Koagülant maddesi Fe₂(SO₄)₃.7H₂O'nun kullanıldığı koagülasyon denemelerinde ise pH:7'de % 27,78 ile en yüksek KOI gideriminin elde edildiği görülmüştür. Yağ-gres gideriminin yine pH:7'de %88,59 ile en yüksek değerine ulaştığı saptanmıştır. Türbidite açısından incelendiğinde en yüksek giderme verimi yine pH:7'de gerçekleşmiş olup bu değer % 85,90 olarak bulunmuştur. Sonuçta her 3 parametre için pH:7'de en yüksek giderme verimleri elde edilmiştir. Bu nedenle Fe₂(SO₄)₃.7H₂O için optimum pH aralığı 7 olarak kabul edilmiştir..

FeCl₃.6H₂O koagülant maddesi için ise en yüksek KOI giderim verimi (% 26,44) pH:6 ve pH:7 için yaklaşık aynı değerlerde olup pek farklılık göstermemiştir. Yağ-gres açısından sonuçlar incelendiğinde en yüksek giderme verimi pH:6'da gerçekleşmiş olup %89,99 olarak bulunmuştur. Türbidite açısından sonuçlar değerlendirildiğinde giderme veriminin en yüksek olarak pH:7'de %91,28 olarak elde edildiği görülmektedir. Bu koagülant madde için optimum pH değerinin ise, sonuçlar değerlendirildiğinde, pH:6 olduğuna karar verilmiştir. Sonuç olarak Al₂(SO₄)₃.18H₂O ve Fe₂(SO₄)₃.7H₂O için optimum pH: 7, FeCl₃.6H₂O için ise optimum pH:6 olarak alınmıştır. Ancak her 3 koagülant madde için %KOI giderim verimine bakıldığında %9,46-37,76 oranlarda değiştiği ve çok fazla bir giderimin sağlanmadığı görülmektedir. Ancak yağ-gres ve türbidite açısından yüksek giderme verimleri elde edilmiştir.

Çizelge 5.4. Kimyasal koagülasyon üzerine pH'nın etkisi

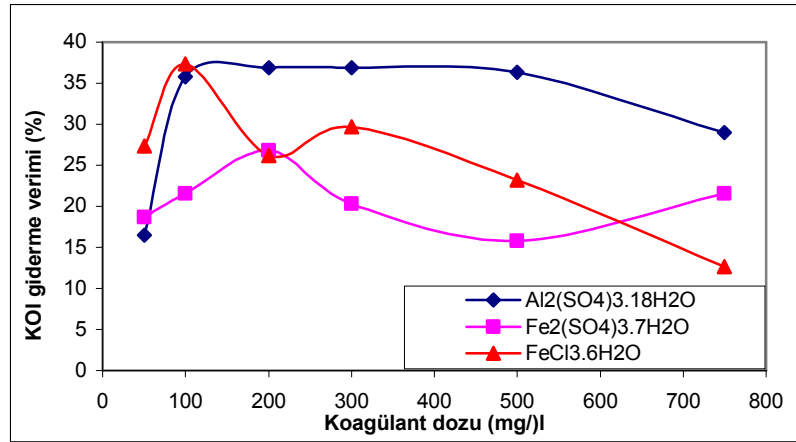
Koagulant	Parametre	pH					
		3	4	5	6	7	8
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	pH _{başlangıç}	3,00	4,00	5,00	6,01	7,00	8,01
	pH _{son}	2,92	3,63	3,95	4,14	4,28	4,42
	Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,813	1,813	1,813	1,813	1,813	1,813
	Çıkış İletkenlik (mS/cm)	6,06	3,07	2,8	2,65	2,44	2,65
	Başlangıç KOI (mg/l)	4132,3	4132,3	4132,3	4132,3	4132,3	4132,3
	Çıkış KOI (mg/l)	3741	3580,5	3495	3282,6	2709,6	2872,1
	R _{KOI} (%)	9,46	13,35	15,42	20,56	36,43	30,49
	Başlangıç Türbidite (NTU)	320	320	320	320	320	320
	Çıkış Türbidite (NTU)	161,1	58,74	30,40	41,19	32,68	53,41
	R _{TURB.} (%)	49,65	81,64	90,5	87,13	89,80	83,31
	Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	376,2	376,2	376,2	376,2	376,2	376,2
	Çıkış Yağ-gress (mg/l)	59,5	40,5	25,6	30,1	24,1	35,1
	R _{yağ-gress} (%)	84,2	89,28	93,2	91,99	93,6	90,7
	Maliyet (\$/m ³)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Maliyet (\$/kg KOI)	1,28	0,90	0,79	0,59	0,35	0,32
	Çamur (g/l)	0,963	1,965	1,34	1,384	2,685	2,935
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .7H ₂ O	pH _{başlangıç}	3,01	4,00	5,00	6,00	7,00	8,01
	pH _{son}	3,18	4,23	5,06	6,13	6,49	6,66
	Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,817	1,817	1,817	1,817	1,817	1,817
	Çıkış İletkenlik (mS/cm)	3,06	2,66	2,61	2,41	2,37	2,45
	Başlangıç KOI (mg/l)	4150,5	4150,5	4150,5	4150,5	4150,5	4150,5
	Çıkış KOI (mg/l)	3695,1	3650,1	3504,5	3425,4	3001,5	3250,3
	R _{KOI} (%)	10,97	12,04	15,56	17,47	27,68	21,69
	Başlangıç Türbidite (NTU)	320	320	320	320	320	320
	Çıkış Türbidite (NTU)	101,3	73,77	90,55	80,11	45,11	50,21
	R _{TURB.} (%)	68,34	76,95	71,70	74,96	85,90	84,31
	Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	370,2	370,2	370,2	370,2	370,2	370,2
	Yağ-gress (mg/l)	120,5	93,00	102,67	54,44	42,22	83,83
	R _{yağ-gress} (%)	67,45	74,88	72,26	85,29	88,59	77,35
	Maliyet (\$/m ³)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Maliyet (\$/kg KOI)	0,44	0,4	0,31	0,27	0,174	0,22
	Çamur (g/l)	2,25	1,72	3,1	2,74	3,28	2,97

Çizelge 5.4 (devam ediyor)

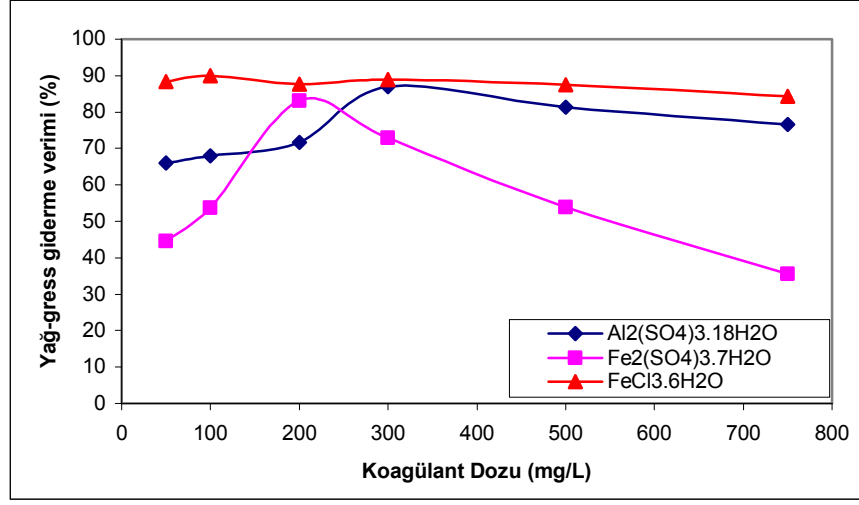
FeCl ₃ .6H ₂ O	pH _{başlangıç}	3,00	4,00	5,01	6,00	7,00	8,00
	pH _{son}	2,71	2,86	3,58	4,27	5,02	5,81
	Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,817	1,817	1,817	1,817	1,817	1,817
	Çıkış İletkenlik (mS/cm)	4,01	3,10	2,65	2,49	2,40	2,52
	Başlangıç KOI (mg/l)	4150,5	4150,5	4150,5	4150,5	4150,5	4150,5
	Çıkış KOI (mg/l)	3672	3511,8	3351,3	3053,4	3053,4	3390,7
	R _{KOI} (%)	11,53	15,40	19,25	26,44	26,44	18,30
	Başlangıç Türbidite (NTU)	320	320	320	320	320	320
	Çıkış Türbidite (NTU)	56,25	33,05	60,24	30,11	27,88	89,2
	R _{TURB.} (%)	82,42	89,67	81,17	90,59	91,28	72,12
	Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	370,2	370,2	370,2	370,2	370,2	370,2
	Çıkış Yağ-gress (mg/l)	100,9	109,0	73,5	37,06	86,15	83,85
	R _{yağ-gress} (%)	72,74	70,56	80,14	89,99	76,73	77,36
	Maliyet (\$/m ³)	0,165	0,165	0,165	0,165	0,165	0,165
	Maliyet (\$/kg KOI)	0,35	0,26	0,206	0,150	0,150	0,22
	Çamur (g/l)	1,92	1,13	1,55	2,57	2,45	1,18

5.2.2. Kimyasal koagülasyon üzerine koagülant dozajı'nın etkisi

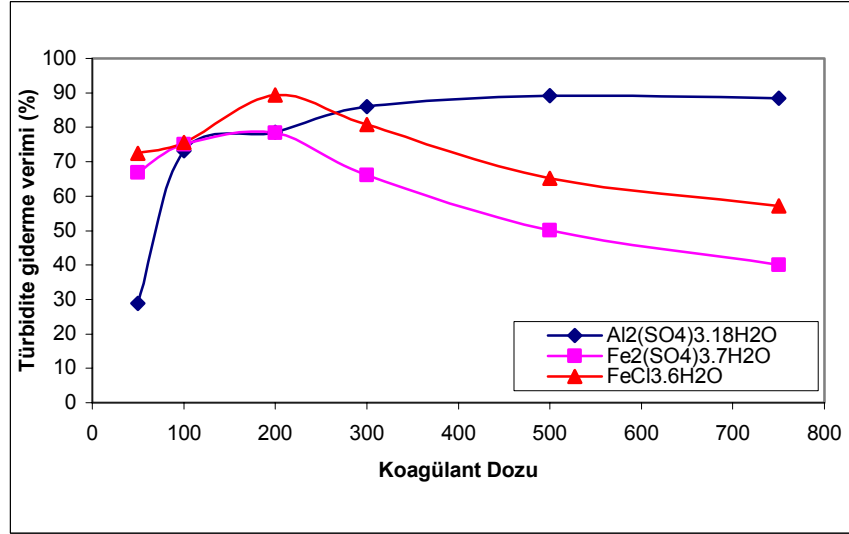
Kimyasal koagülasyon prosesinde, koagülant dozajının etkisini belirlemek için pH deneylerinde belirlenen optimum pH değerleri baz alınmıştır. Kimyasal koagülasyon prosesinde koagülant dozajının, %KOI, yağ-gres ve türbidite giderimleri üzerine etkisi incelenmiş aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir (Şekil 5.10, 5.11 ve 5.12.).



Şekil 5.10. Kimyasal koagülasyon'da koagülant dozajının KOI giderimi üzerinde etkisi



Şekil 5.11. Kimyasal koagülasyon’da koagülant dozajının yağ-gres giderimi üzerinde etkisi



Şekil 5.12. Kimyasal koagülasyon’da koagülant dozajının türbidite giderimi üzerinde etkisi

Kimyasal Koagülasyon’da koagülant dozajının KOI giderimi üzerindeki etkisinin incelendiği süreçlerde deney sonuçlarına bakıldığında, koagulan dozajı değişimin KOI gideriminde de en yüksek değerine, % 37,38 ile FeCl₃.6H₂O koagülantı ile ulaşılmış olup 100 mgFe/l dozaj değerinde elde edilmiştir. Al₂(SO₄)₃.18H₂O koagülantı ile 200mgAl/l dozaj değerinde, en yüksek giderim verimleri KOI için %36,91, türbidite için %78,58 oranında gerçekleşirken yağ-gres için bu değer %71,58 giderim verimi olarak elde edilmiştir. Fe₂(SO₄)₃.7H₂O koagülantının kullanıldığı denemelerde 200mgFe/l dozaj değerinde hem türbidite hem de yağ-gres için yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. KOI giderim verimi ise oldukça düşük değerlerde kalmıştır.

Çizelge 5.5. Kimyasal koagülasyon üzerine koagülant dozajının etkisi

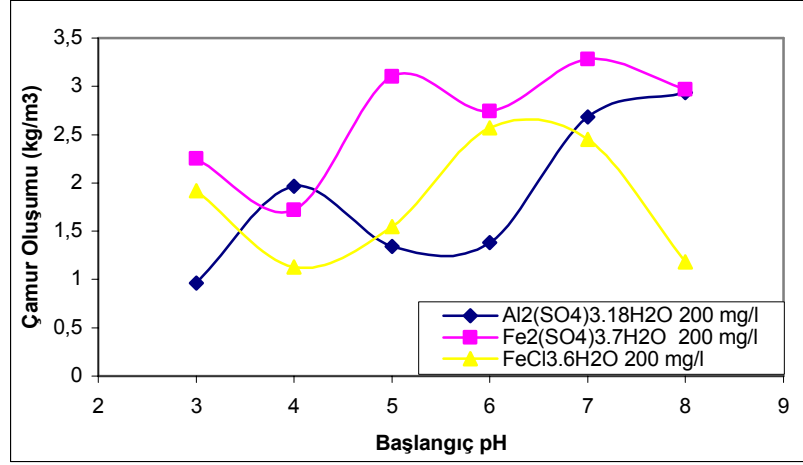
Koagülant	Parametre	Koagülant dozu (mg Me/l)					
		50	100	200	300	500	750
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	pH _{başlangıç}	7,00	7,01	7,00	7,00	7,00	7,00
	pH _{son}	7,15	6,54	4,28	4,25	4,06	3,92
	Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,918	1,918	1,918	1,918	1,918	1,918
	Çıkış İletkenlik (mS/cm)	2,40	2,65	2,96	3,18	3,85	4,53
	Başlangıç KOI (mg/l)	4040,6	4040,6	4040,6	4040,6	4040,6	4040,6
	Çıkış KOI (mg/l)	3374,2	2595	2709,6	2548,2	2571,7	2870
	R _{KOI} (%)	16,49	35,78	36,43	36,91	36,35	28,97
	Başlangıç Türbidite (NTU)	280,8	280,8	280,8	280,8	280,8	280,8
	Çıkış Türbidite (NTU)	199,8	75,28	32,68	39,13	30,10	32,50
	R _{TURB.} (%)	28,84	73,19	89,80	86,06	89,28	88,42
	Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	370,2	370,2	370,2	370,2	370,2	370,2
	Çıkış Yağ-gress (mg/l)	125,5	118,95	24,1	48,48	68,85	86,67
	R _{yağ-gress} (%)	66,09	67,90	93,6	86,90	81,40	76,58
	Maliyet (\$/m ³)	0,124	0,250	0,5	0,750	1,25	1,875
	Maliyet (\$/kg KOI)	0,186	0,173	0,35	0,50	0,85	1,602
	Çamur (g/l)	1,48	2,13	2,685	3,21	3,14	3,11
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .7H ₂ O	pH _{başlangıç}	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00
	pH _{son}	7,52	7,26	6,49	6,50	6,25	6,01
	Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,817	1,817	1,817	1,817	1,817	1,817
	Çıkış İletkenlik (mS/cm)	2,43	2,64	2,37	2,77	3,20	3,78
	Başlangıç KOI (mg/l)	3948,9	3948,9	3948,9	3948,9	3948,9	3948,9
	Çıkış KOI (mg/l)	3211,8	3097,2	3001,5	3145,1	3326,1	3097,1
	R _{KOI} (%)	18,66	21,57	27,68	20,35	15,77	21,57
	Başlangıç Türbidite (NTU)	302	302	302	302	302	302
	Çıkış Türbidite (NTU)	100,5	75,2	45,11	102,3	150,7	180,8
	R _{TURB.} (%)	66,82	75,09	85,90	66,13	50,1	40,13
	Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	325,1	325,1	325,1	325,1	325,1	325,1
	Çıkış Yağ-gress (mg/l)	180,43	100,4	42,22	88,2	150,1	209,5
	R _{yağ-gress} (%)	44,48	53,72	88,59	72,86	53,81	35,54
	Maliyet (\$/m ³)	0,05	0,099	0,2	0,3	0,5	0,75
	Maliyet (\$/kg KOI)	0,068	0,116	0,174	0,37	0,80	0,88
	Çamur (g/l)	2,89	3,05	3,28	3,37	3,68	3,25

Çizelge 5.5 (devam ediyor)

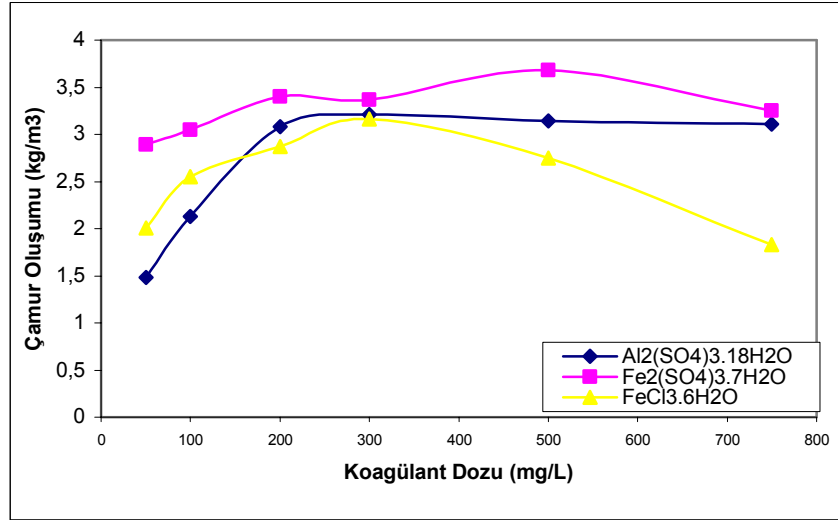
FeCl ₃ .6H ₂ O	pH _{başlangıç}	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
	pH _{son}	6,50	5,79	4,27	3,96	2,69	2,40
	Başlangıç İletkenlik (mS/cm)	1,910	1,910	1,910	1,910	1,910	1,910
	Çıkış İletkenlik (mS/cm)	2,53	2,67	2,49	3,08	4,28	5,81
	Başlangıç KOI (mg/l)	3887,8	3887,8	3887,8	3887,8	3887,8	3887,8
	Çıkış KOI (mg/l)	2824,2	2434,5	3053,4	2732,5	2984,6	3397,1
	R _{KOI} (%)	27,35	37,38	26,44	29,72	23,23	12,62
	Başlangıç Türbidite (NTU)	305	305	305	305	305	305
	Çıkış Türbidite (NTU)	84,33	74,37	30,11	58,61	106,1	130,5
	R _{TURB.} (%)	72,45	75,61	90,59	80,78	65,21	57,21
	Başlangıç Yağ-gress (mg/l)	350,5	350,5	350,5	350,5	350,5	350,5
	Çıkış Yağ-gress (mg/l)	40,61	35,11	37,06	38,67	44,44	54,81
	R _{yağ-gress} (%)	88,39	89,97	89,99	88,95	87,45	84,34
	Maliyet (\$/m ³)	0,04	0,082	0,165	0,247	0,41	0,617
	Maliyet (\$/kg KOI)	0,038	0,056	0,150	0,214	0,454	1,26
	Çamur (g/l)	2,01	2,55	2,57	3,16	2,75	1,83

5.2.3. Kimyasal Koagülasyon'da çamur oluşumu

Kimyasal koagülasyon prosesini etkileyen parametrelerden pH'nın ve koagülant madde dozajının çamur oluşuma etkisinin incelendiği aşamalarda elde edilen sonuçlar Şekil 5.13 ve 5.14'de gösterilmiştir. Şekil 5.13 incelendiğinde pH derişimlerine bağılı olarak çamur miktarlarında değışik salınımlar gözlemlenmektedir. Özellikle optimum olarak seçilen pH değıerlerinde çamur miktarının maksimum değıerde olduğı gözlemlenmiştir. Bunu sebebi olarak optimum pH'da oluşan kompleks metalhidroksit türlerinin ve miktarının olacağı düşünölmektedir. Çünkü çamur miktarını büyük kirleticileri çökelmeyle uzaklaştıran metalhidroksitler oluşturmaktadır. Şekil 5.14 incelendiğinde ise koagülant madde miktarının artmasıyla orantılı olarak çamur miktarında da bir artış meydana gelmektedir.



Şekil 5.13. Kimyasal koagülasyonda başlangıç pH'nın çamur oluşumu üzerindeki etkisi



Şekil 5.14. Kimyasal koagülasyonda koagülant dozajının çamur oluşumu üzerindeki etkisi

5.3. Ekonomik Değerlendirme

Maliyet hesaplarının içinde elektrik, malzeme(elektrotlar/kimyasallar) çamur nakli gibi direk maliyetlerin yanı sıra güç kaynağı, EC tankı gibi yatırım maliyetleri ile bunlara ait işçilik, bakım ve amortisman gibi dolaylı yatırım maliyetleri de yer almalıdır. Bu çalışmadaki maliyet hesaplarında ise, dolaylı maliyetler tam olarak bilinemediğinden sadece direk maliyetler göz önüne alınarak ekonomik değerlendirme yapılmıştır.

Maliyet Hesaplamalarında kullanılan parametreler ve fiyatları Çizelge 5.6'da görülmektedir.

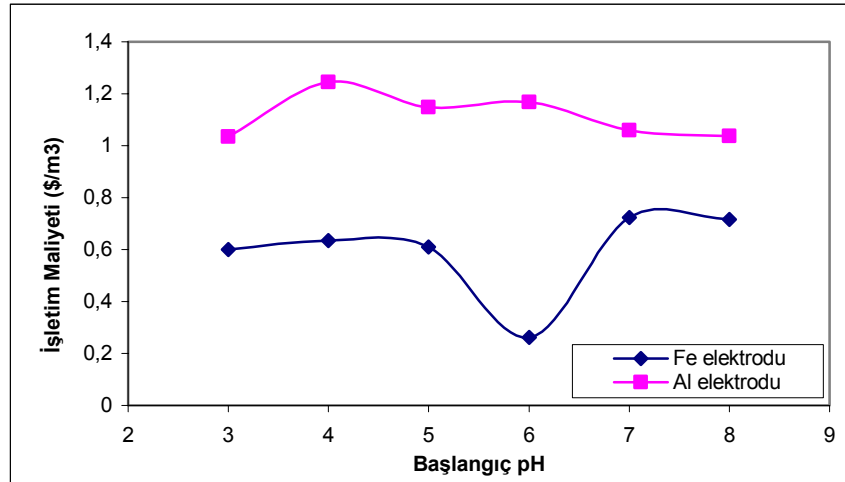
Çizelge 5.6. Maliyet hesaplarında kullanılan ekonomik parametreler (Bayramoğlu ve diğ., 2006).

Parametre Adı	Fiyat Değeri
<i>Enerji Maliyeti (\$/kWh)</i>	0,06
<i>Malzeme Maliyeti (\$/kg)</i>	
Alüminyum Elektrot	1,80
Demir Elektrot	0,3
<i>Kimyasal Maliyeti (\$/kg)</i>	
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	0,40
$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$	0,40
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	0,34

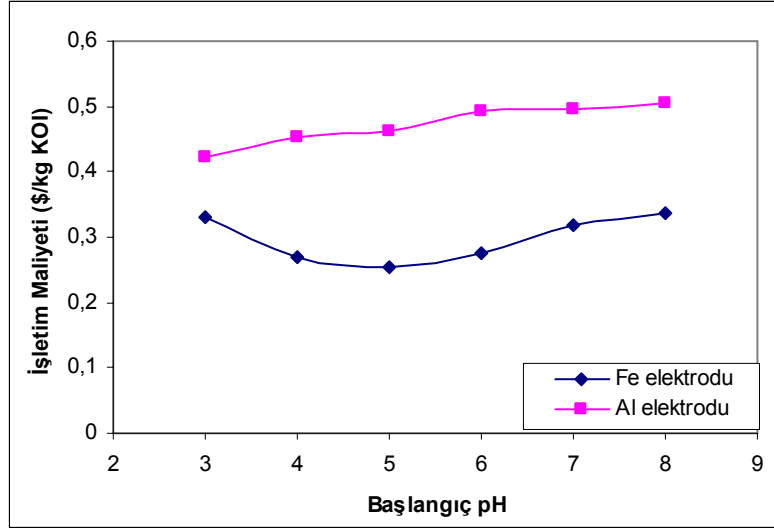
5.3.1. Elektrokoagülasyon'un maliyet değerlendirmesi

5.3.1.1. İşletme maliyeti üzerine başlangıç pH'nın etkisi

İşletme maliyeti üzerine pH etkisi hesaplanırken, deneysel işlem sırasında, 80 A/m^2 akım yoğunluğu, 20 dakika işlem süresi, 250 rpm karıştırma hızı sağlanmış ve pH 3-8 değerleri aralığında değiştirilerek deneysel işlemler gerçekleştirilmiştir. Başlangıç pH'nın işletme maliyetine etkisi her iki elektrot için Şekil 5.15 (a) ve Şekil 5.15 (b)'de gösterilmiştir.



(a)



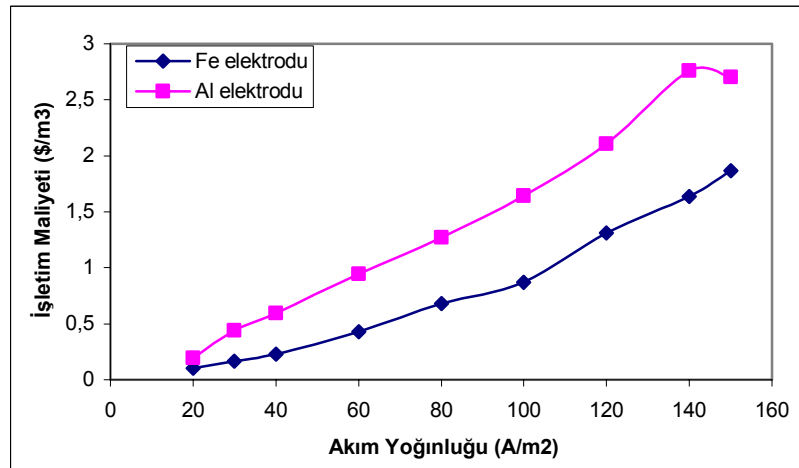
(b)

Şekil 5.15 Başlangıç pH'nın işletme maliyeti üzerine etkisi (a) $\$/m^3$, (b) $\$/kg$ KOI

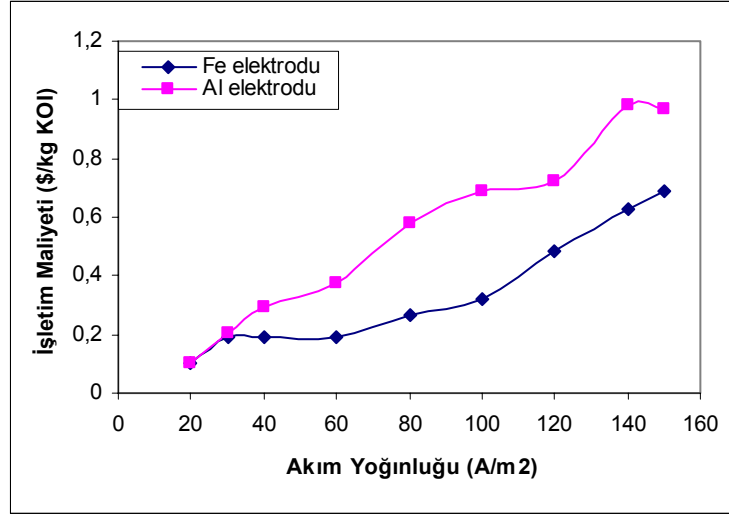
Al elektrotu ile yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarında pH 3'de en düşük maliyet elde edilmiştir. Ancak Al elektrotu için optimum pH 4 olarak seçilmiştir. Demir elektrotu ile yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarında ise pH 6'da en düşük maliyet elde edilmiştir. Bu da demir elektrotu için seçilen optimum pH değeridir.

5.3.1.2. İşletme maliyeti üzerine akım yoğunluğu'nun etkisi

Elektrot tüketimleri ve maliyetleri hesaplanırken demir elektrotu için pH: 6, alüminyum elektrotu için pH:4 olarak belirlenmiş ve t: 20 dakika, 250 rpm karıştırma hızı ile sabit deney şartları sağlanmış ve akım yoğunluğu; 20-150 A/m^2 aralığında değiştirilerek deneyler gerçekleştirilmiştir. Akım yoğunluğunun işletme maliyeti üzerine etkisi Şekil 5.16.(a) ve Şekil 5.16.(b)'de görülmektedir.



(a)



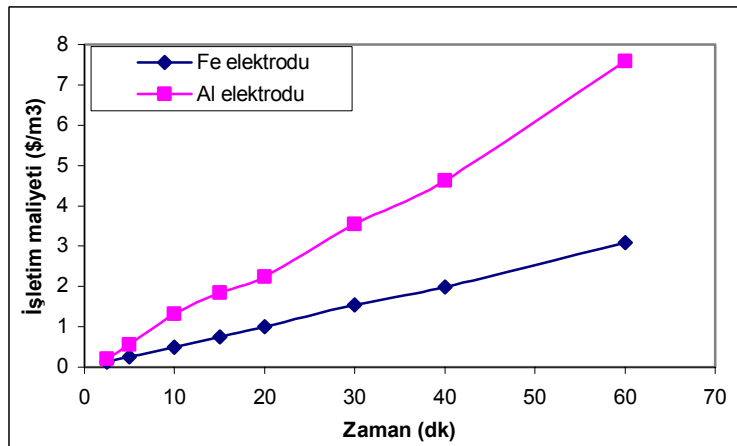
(b)

Şekil 5.16. Akım yoğunluğunun işletme maliyeti üzerine etkisi; (a) \$/m³, (b) \$/kg KOI

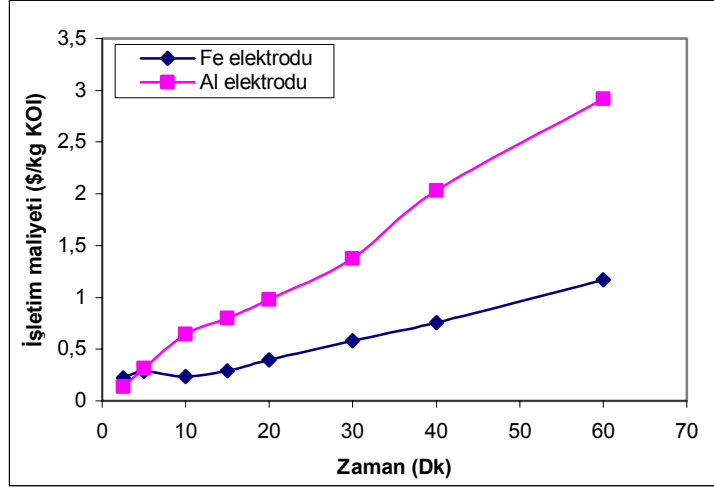
Elektrot sarfiyatı akım yoğunluğu ile doğru orantılı olarak artmaktadır. Bu nedenle elektrot sarfiyatı arttıkça maliyette artmaktadır. Optimum şartlarda alüminyum elektrodu için işletme maliyeti, 2,757 \$/ m³ iken demir için bu değer 0,872 \$/m³ olarak elde edilmiştir.

5.3.1.3. İşletim maliyetleri üzerine zaman parametresinin etkisi

Elektrot tüketimleri ve maliyetleri hesaplanırken demir elektrotu için akım yoğunluğu: 100 A/m², pH: 6, 250 rpm karıştırma hızı ve alüminyum elektrotu için akım yoğunluğu: 140 A/m², pH:4, 250 rpm karıştırma hızı ile sabit deney şartları sağlanmış ve zaman 2,5-60 dakika aralığında değiştirilerek deneyler gerçekleştirilmiştir. Zaman parametresinin işletme maliyeti üzerine etkisi Şekil 5.17.(a) ve Şekil 5.17.(b)'de görülmektedir.



(a)



(b)

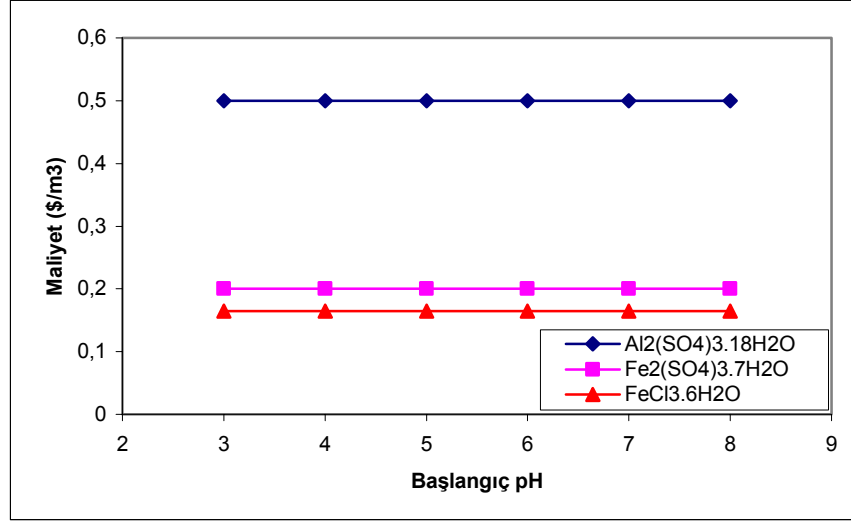
Şekil 5.17. Zamanın işletme maliyeti üzerine etkisi; (a) \$/m³, (b) \$/kg KOI

Zaman ile birlikte çözünen elektrot miktarı artmaktadır. Dolayısıyla işletme maliyeti artmaktadır. Her iki elektrotları için kirletici giderme verimlerine bakıldığında 30 dakika süre sonrasında pek bir değişiklik gözlemlenmemektedir. Ancak zaman arttıkça işletme maliyeti artmaktadır. Proseslerin seçilmesinde en önemli parametrelerden biri maliyet olması nedeniyle her iki elektrot için optimum süre 30 dakika seçilmiştir. Enerji maliyeti de işletme maliyetinin içinde yer aldığından sürenin uzaması enerji sarfiyatını arttırmaktadır.

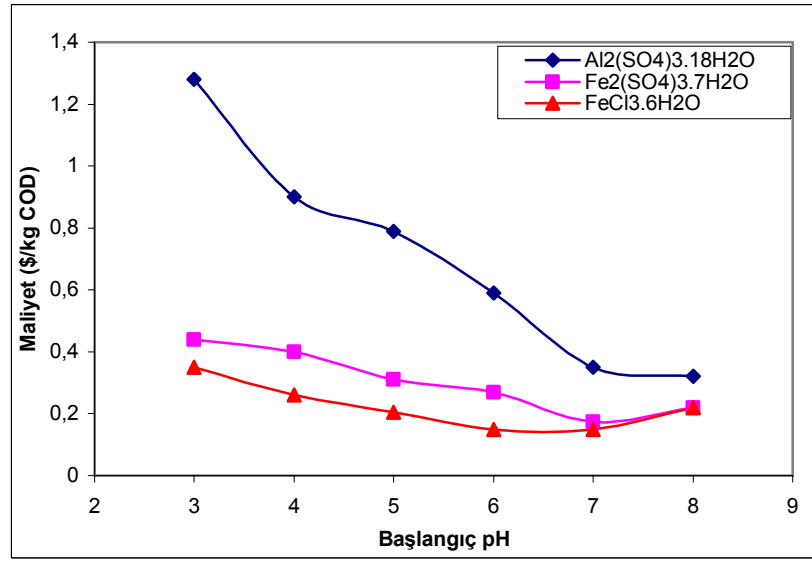
5.3.2. Kimyasal koagülasyonun maliyet değerlendirmesi

5.3.2.1. İşletme maliyeti üzerine başlangıç pH'nın etkisi

İşletme maliyeti üzerine pH değişiminin etkisi incelendiğinde koagülant dozajı sabit olduğu için maliyet hesabında bir değişiklik olmamıştır. Ancak giderilen KOI göre maliyet hesabında değişik pH değerlerinde farklı giderimler olduğu için \$ /kg KOI maliyetin değiştiği görülmüştür. Kimyasal koagülasyonda pH işletme maliyeti üzerine etkisi Şekil 5.18 ve Şekil 5.19'da görülmektedir.



Şekil 5.18. Başlangıç pH'nın koagülant maliyeti üzerine etkisi (\$/m³) .

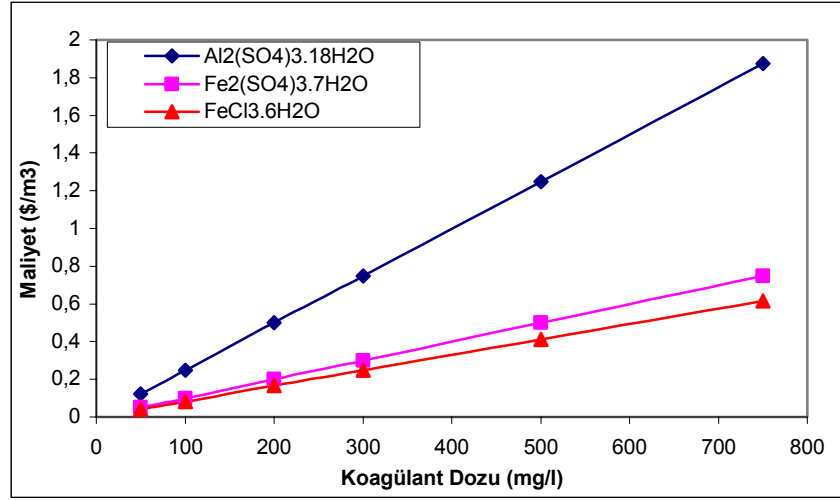


Şekil 5.19. Başlangıç pH'nın koagülant maliyeti üzerine etkisi (\$/kg KOI) üzerinde etkisi

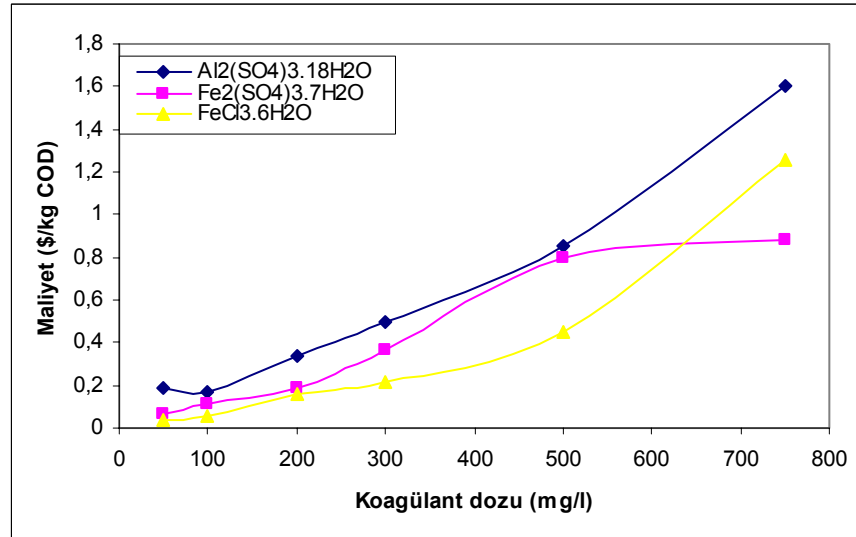
5.3.2.2. İşletme maliyeti üzerine koagülant dozajının etkisi

Koagülant dozajının işletme maliyeti üzerine etkisi incelendiğinde koagülant miktarı arttıkça işletme maliyeti doğru orantılı olarak artmaktadır (Şekil 5.20 ve şekil 5.21).

Al₂(SO₄)₃.18H₂O koagülantı, dozaj artışı ile diğerlerine göre giderilen kg KOI başına en yüksek Maliyet (\$/kg KOI) değerine sahiptir. Maliyet açısından en uygun koagülant, KOI gideriminin de en yüksek değeri veren Fe₂(SO₄)₃.7H₂O koagülantı olarak görülmektedir.



Şekil 5.20. Koagülant dozajının, işletme maliyeti (\$ /m³) üzerinde etkisi



Şekil 5.21. Koagülant dozajının işletme maliyeti (\$/kg KOI) üzerinde etkisi

Elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyonun teknik ve ekonomik özellikleri bir arada karşılaştırılması yapılmış ve çizelge 5.7'de sunulmuştur. Koagülant maddelerin optimum koşullarda işletme maliyeti yönünden \$ /m³ olarak karşılaştırılmasında; Al₂(SO₄)₃.18H₂O için 0,5 \$ /m³, Fe₂(SO₄)₃.7H₂O için 0,199 \$ /m³ ve FeCl₃.6H₂O 0,247 \$ /m³ bulunmuştur. Bu sonuçlardan da görüldüğü gibi Al₂(SO₄)₃.18H₂O işletme maliyet en yüksek olmasına karşın KOI giderimin de en yüksek giderim verimi elde edilen koagülanttir. Elektrokoagülasyonda kullanılan demir ve alüminyum elektrotlar işletme maliyeti açısından karşılaştırılacak olunursa Al elektrotu için işletme maliyeti optimum şartlarda 3,55 \$ /m³, demir elektrotu için ise bu değer 1,537 \$ /m³ olarak bulunmuştur. Elektrokoagülasyon prosesinde, alüminyum elektrotunun işletme maliyeti açısından ekonomik olmadığı görülmüştür. Kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesi

maliyet açısından çizelge 5.7’de görüldüğü gibi karşılaştırıldığında daha pahalı bir proses olarak karşımıza çıkmaktadır. Ancak Al elektrotları kullanıldığında %78,99 KOI giderimi, kimyasal koagülasyonda ise koagülant madde olarak $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ kullanıldığında % 37,38 KOI giderimi elde edilmiştir. Dolayısıyla elektrokoagülasyon kimyasal koagülasyona göre daha pahalı bir proses olmasına karşın teknik açıdan daha iyi sonuçların alındığı bir prosestir.

Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum elektrotu ve demir elektrotu ile yapılan deneylerde en iyi sonuçların alındığı örneklerin genel görünümü Şekil 5.22’de sunulmuştur.



A) Ham atıksu

B) Al

C) Fe

Şekil 5.22. Al ve Fe elektrotta en iyi giderim elde edilen örnekler.

Çizelge 5.7. Elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyonun teknik ve ekonomik özelliklerinin birarada karşılaştırılması.

Materyal	Elektrokoagülasyon (EC)		Kimyasal Koagülasyon (CC)		
	Al Elektrot	Fe Elektrod	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .7H ₂ O	FeCl ₃ .6H ₂ O
Optimum Deney Şartları	AY=140 A/m ² ; pH= 4; t= 30dk	AY=100 A/m ² ; pH= 6; t= 30dk	pH= 7; Dozaj= 200mgMe/l	pH= 7; Dozaj= 200 mgMe/l	pH= 6; Dozaj= 100 mgMe/l
% KOI Giderimi	78,99	76,73	36,91	26,8	37,38
% Yağ-Gres Giderimi	94,87	94,9	71,58	83,12	88,95
% Türbidite Giderimi	94,79	94,62	78,58	78,44	80,78
Çamur Oluşumu (kg/m ³)	7,295	9,55	3,08	3,4	3,16
Materyal veya Koagülant Tüketimi (kg/m ³)	0,7497	1,1314	0,2	0,2	0,3
Materyal veya Koagülant Tüketimi (kg/kg KOI)	0,2899	0,43	0,134	0,159	0,068
İşletim Maliyeti (Materyal + *Enerji Maliyeti \$ /m ³)	3,55	1,537	0,5	0,199	0,247
İşletim Maliyeti (Materyal + *Enerji Maliyeti \$ /kg KOI)	1,373	0,584	0,335	0,188	0,214

* Enerji maliyeti, sadece EC prosesi için geçerlidir.

6. SONUÇ ve ÖNERİLER

Entegre et ve et endüstrisi atıksuları yüksek miktarda organik madde, toplam askıda katı, toplam fosfor, toplam azot , yağ ve gres içermekte olup, biyolojik olarak ayrışabilen nitelikte bir atıksu özelliğindedir. Bu çalışmada bu niteliklere sahip Entegre et ve et endüstrisi atıksularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri ile arıtılabilirliği incelenmiş ve ekonomik bir yaklaşımda bulunulmuştur..

Kimyasal koagülasyon deneylerinde KOI gideriminde tüm koagülant maddeler için giderme verimi oldukça düşük kalmıştır. Bunun nedeni KOI'ye neden olan kirleticilerin çoğunun organik maddelerden ileri geldiği düşünülmektedir. Çözünmüş madde gideriminde kimyasal koagülasyon prosesinin etkisi çok fazla değildir. Ancak yağ –gres ve türbitide giderim verimleri incelendiğinde bu prosesle oldukça yüksek giderme verimleri elde edilmiştir. 3 farklı koagülant maddesinin kullanıldığı deneylerde atıksuda renk açısından berrak bir giderim gerçekleşmemiştir. Sonuçlara bakıldığında kimyasal koagülasyon prosesi bu nitelikteki bir entegre et ve et ürünleri tesisi atıksuyu için KOI giderimi açısından uygun olmayıp, yağ-gres giderimi açısından yüksek olduğu için başka bir prosesle birlikte kullanılabilir.

Elektrokoagülasyon çalışmalarında, alüminyum elektrotu için KOI ve yağ-gres parametresinin bir arada giderildiği en yüksek verimin elde edildiği optimum pH değeri 4 olarak bulunmuştur. pH:4'ün üzerinde pH'lara çıkıldığında KOI gideriminde bir azalma görülmektedir. pH:4'te maksimum giderme verimi %73,55 olarak elde edilmiştir. Bu pH'ta toplam maliyet 1,244\$/m³ olarak belirlenmiştir. Deney süresince çözünmüş alüminyum materyali ve hidroksil türleri sayesinde pH'ın daha yüksek değerlere çıktığı görülmüştür. Akım yoğunluğu çalışmalarında ise akım yoğunluğuna paralel olarak KOI, yağ-gres ve türbitide giderim verimleri de bir artış gözlemlenmiştir. En yüksek KOI, yağ-gres ve türbitide giderim verimi 140 A/m² akım yoğunluğunda gerçekleşmiştir. Bu akım yoğunluğundaki toplam maliyet ise 2,757 \$/m³ olarak bulunmuştur. Arıtma veriminde alınan sonuçlardan dolayı alüminyum elektrotu için optimum akım yoğunluğu 140 A/m² olarak belirlenmiştir. Elektrokoagülasyonda sürenin etkisi alüminyum elektrotu için 2,5-60 dakika arasında incelenmiş olup, deney çalışmaları sonucunda elde edilen verilerden elektrokoagülasyon süresinin 20-30 dakika olduğu saptanmıştır. 30 dakika'lık bir Elektrokoagülasyon süresi sonucunda maksimum KOI ve yağ-gres verimi elde edilmiştir (%77,47-%94,79). Bu sürede türbidite giderim verimi ise %94,87'dir. Sonuçlar incelendiğinde süre artmasında 30 dakikadan sonra herhangi bir önemli verim değişimi gözlemlenmemiştir. Bu nedenle Al elektrotu için maliyet de göz önüne alınarak 30 dakikalık bir elektrokoagülasyon süresinin yeterli olduğu kanısına varılmıştır. Bu sürede toplam maliyet ise 3,55\$/m³ olarak bulunmuştur.

Demir elektrotu için optimum pH değeri 6 olarak belirlenmiş ve değerinde elde edilen KOI, yağ-gres ve türbitide giderim verimleri sırasıyla %72,82-%85,07-%87,82'dir. pH'ın demir elektrotuna olan etkisi incelendiğinde pH:6'ya kadar KOI ve yağ-gres giderim verimlerinde bir

artış olduğu ve pH:6 da maksimum olduğu, bundan sonraki pH'larda ise giderim verimini çok olmamakla beraber düştüğü görülmüştür. Dolayısıyla tüm parametreler için en yüksek giderme veriminin elde edildiği pH:6 optimum pH olarak seçilmiştir. Bu pH'ta toplam işletme maliyeti 0,262 \$/m³ olarak bulunmuştur. Bu deneylerde de alüminyum elektrotunda olduğu gibi deney süresince çözünmüş elektrot metaryali ve hidroksil türleri sayesinde pH'ın daha yüksek değerlere çıktığı görülmüştür.

Akım yoğunluğunun artması ile KOI, yağ-gres ve türbitide giderim verimlerinin arttığı saptanmıştır. Demir elektrot kullanılarak 100 A/m²'da diğer akım yoğunluklarına göre en yüksek KOI giderim verimi elde edilmiştir (%76,67). Daha yüksek akım yoğunluklarına çıkıldığında ise KOI gideriminde önemli bir değişiklik görülmemiştir. Bu nedenle maliyet açısından daha düşük bir akım yoğunluğu seçilmiştir. Bu akım yoğunluğunda yağ-gres ve türbitide'de elde edilen giderme verimlerinin de yüksek olduğu görülmüştür (%92,83-%95,95). Bu sonuçlara göre optimum akım yoğunluğu demir elektrotu için 100 A/m² olarak seçilmiştir. Bu akım yoğunluğundaki toplam maliyet ise 0,872 \$/m³ olarak bulunmuştur. Elektrokoagülasyonda demir elektrotlar kullanılması halinde deney süresinin 30 dakikalık bir sürede KOI ve yağ-gres açısından en yüksek giderme verime ulaştığı saptanmıştır (%76,73-94,9). 30 dakikanın üzeri sürelerde bu iki parametre açısından önemli bir değişiklik gözlemlenmemiştir. Dolayısıyla demir elektrotu için elektrokoagülasyon süresinin 30 dakika olması yeterli bir süre olarak seçilmesine neden olmuştur. Bu sürede toplam maliyet 1,537 \$/m³ olarak belirlenmiştir.

Elektrokoagülasyon'da kullanılan alüminyum elektrotlar, demir elektrotlara göre daha pahalıdır. Bu nedenle proste demir elektrotu daha fazla tercih sebebidir. Alüminyum elektrotunun bazı avantajları vardır. Özellikle bakım ve proses sonrası temizlenmesi daha kolaydır. Demir elektrotu atıksu içerisinde bekletildiğinde hızlı bir şekilde oksitlendiğinden proses dışında hızlı bir şekilde kurutulmalıdır. Ayrıca demir elektrotu atıksu tankı içerisinde bekletildiğinde çözünerek suda ekstradan türbitideye sebep olmaktadır.

Sonuçta, elektrokoagülasyon prosesi ve kimyasal koagülasyon prosesi ekonomik açıdan karşılaştırıldığında (Çizelge 5.7) elektrokoagülasyonun işletme maliyeti açısından daha pahalı bir proses olduğu ortaya çıkmıştır. Ancak teknik açıdan elektrokoagülasyonla %78,99'lık bir KOI giderimi söz konusu iken, kimyasal koagülasyonda %37,38'lık bir KOI giderimi söz konusudur. Dolayısıyla elektrokoagülasyon prosesinde kimyasal koagülasyon prosesine göre daha yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Elde edilen bu sonuçlar, teknik açıdan elektrokoagülasyonun entegre et ve et ürünleri endüstrisi atıksularının arıtımı için daha uygun ama daha pahalı bir proses olduğunu ortaya koymaktadır.

Çalışmalar sonucunda elde edilen veriler incelendiğinde bu endüstri için Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğinin Tablo 5.6'da belirtilen gerekli deşarj limitlerinden biri KOI diğeri ise yağ-gres parametresidir. Bu parametrelerden KOI değeri, elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon prosesleri ile istenen limit değerleri sağlanamamıştır. Ancak yağ-gres parametresinin her iki

prosesle istenen deşarj limitlerini sağladığı görölmüştür.. Dolayısıyla elektrokoagölasyon ve kimyasal koagölasyon prosesleri ile bu endüstri atıksuların KOI parametresi giderimi açısından yeterli yöntemler olmadığı sonucuna varılmıştır. Bu tesisin atıksuları çözünmüş maddelerin giderme verimi yüksek olduğu biyolojik bir arıtma ünitesinde arıtılmasının daha iyi olacağı düşünülmektedir.

Yapılan bu çalışma ile ilgili olarak aşağıdaki öneriler verilebilir;

- Elektrokoagölasyon uygulanmasında farklı türde elektrotlar için elektrokoagölasyon verimi araştırılabilir (Nikel, pilatin, çelik, bakır v.s).
- Elektrokoagölasyon’da farklı elektrot bağlantı türleri; seri bağlı monopolar, paralel bağlı bipolar yapılarak arıtma verimi araştırılabilir.
- Elektrokoagölasyonda farklı karıştırma hızları denerek proseste verim araştırılabilir.
- Suyun karakterinden kaynaklanan çözünmüş madde giderimini arttırmak için elektrokoagölasyon ile biyolojik bir arıtma prosesi kombinasyonunun giderim verimleri üzerindeki etkileri incelenebilir.
- Kimyasal koagölasyon ile elektrokoagölasyon prosesleri bir arada entegre edilerek arıtma verimleri incelenebilir.

7. KAYNAKLAR

- Acar, F.N., ve Tekin, D., 2002, Kimyasal Çöktürme ile Sulu Ortamdan Renk Giderimi, 1. Ulusal Çevre Sorunları Sempozyumu, 304-307, Erzurum
- Al-Mutairi, N.Z., Hamoda, M.F, and Al-Ghusain, I., 2004, Coagulant Selection And Sludge Conditioning İn A Slaughterhouse Wastewater Treatment Plant, *Bioresource Technology*, 95, 115–119.
- APHA, AWWA, WPCF, 1995, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, American public Health Association, Washington D. C
- Aguilar, M.I., Saez, J., Llorens, M., Soler, A., Ortuno J.F., Meseguer, V., and Fuentes A., 2005, Improvement Of Coagulation–Flocculation Process Using Anionic Polyacrylamide As Coagulant Aid, *Chemosphere*, 58, 47–56.
- Bayramoğlu, M., Kobya, M., Eyvaz, M., and Sentürk, E., 2006, Technical and Economic Analysis Of Electrocoagulation For The Treatment Of Poultry Slaughterhouse Wastewater, *Separation and Purification Technology*, 51, 404–408.
- Beck, E.C.,Giannini A.P. and Ramirez, E.R., 1974, Electrocoagulation Clarifies Food Wastewater, *Food Technol.*, 28, 18-22.
- Benefield, LD., Judkins, JF., and Jr, Weand, LB., 1982, *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*,Pretice-Hall, INC.,Englewood Cliffs, New Jersey 07632.
- Borja, R., Banks, C., J., Wang, Z., J., and Mancha, A., 1998, Anaerobic Digestion Of Slaughterhouse Wastewater Using A Combination Sludge Blanket And Filter Arrangement İn A Single Reactor, *Bioresource Tech*, 65: (1-2), 125-133.
- Can, O. T., 2002, Alüminyum Elektrotlar Kullanarak Tekstil Atıksu ve Boyalarının Elektrokoagülasyon ile Arıtımı, *GYTE Müh. Ve Fen Bil. Ens.,Yüksek Lisans Tezi, Gebze*, s.,15-55.
- Can, O. T., Bayramoğlu, M., and Kobya, M., 2002, Decolorization Of Reactive Dye Solutions By Electrocoagulation Using Aluminium Electrodes, *Ind. Eng. Chem. Res.*, 42, 3391-3396,
- Canizares, P., Carmona, M., Lobato, J., Martınez, F.,and Rodrigo, M. A., 2005, Electrodisolution of Aluminum Electrodes in Electrocoagulation Processes, *Ind. Eng. Chem. Res*, 44, 4178-4185
- Chen, G., Chen, X., and Yue, PL., 2000, Separation of Pollutants From Restaurant Wastewater by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology.*, 19. 65-76
- Chen, G., Chen, X., and Yue, PL., 2000, Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. *Journal of Environmental Engineering.*, Vol. 126, No. 9.
- Chen X., Chen G.and Yue P.L., 2002, Investigation On The Electrolysis Voltage Of Electrocoagulation, *Chem. Eng. Sci.*, 57, 2449-2455.
- Ciardelli, G. and Ranieri, N., 2001, The Treatment And Reuse Of Wastewater İn The Textile Industry By Means Of Ozonation And Electroflocculation,*Water Res.*, 35, 567-572.
- Çevre Bakanlığı, 1996, Çevreyi Etkileyen Bazı Sanayiler ve Emel Sektör Faaliyetleri, ÇED ve Planlama Genel Müdürlüğü, Çevre Envanteri Daire Başkanlığı, Ankara.
- Çiftçi, Ç., 2007, Metal Kesme Atıksularının Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon ile Arıtımı, *GYTE Müh., ve Fen Bil. Ens.,Yüksek Lisans Tezi, Gebze*, s, 14-36.
- Daneshvar, N., Ashassi-Sorkhabi H. and Tizpar A., 2003, Decolorization of orange II by electrocoagulation method, *Sep. Purif. Technol.*, 31, 153-162.

- Danış, Ü., 1990, Erzurum Et Kombinasi Atıksularının Arıtılmasında Model Sistem Geliştirilmesi, Atatürk Üniveristesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans tezi, Erzurum, s, 1-55
- Delipınar, Ş., 2007, Maya Endüstrisi Atıksularının Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon ile Arıtımı, GYTE Müh. ve Fen Bil. Ens.,Yüksek Lisans Tezi, Gebze, 3-81.
- Do, J.-S., and Chen, M.-L., 1994, Decolourization Of Dye-Containing Solutions By Electrocoagulation.,Journal of Applied Electrochemistry., 24, 785-790.
- Eckenfelder, W. W. Jr., 1989, Industrial Water Poluution Control (Second Edition), McGraw-Hill Internal Editions, Civil Engineering Series, Printed in Singapore.
- EPA, 1993, Electro Pure Alternating Current Electrocoagulation, Emerging Tecnol, summary, EPA/540/s-93/504, p.5.
- Eyvaz, M., 2005, Demir ve Alüminyum Elektrotların Farklı Bağlantıları İle Tekstil Atıksularının Elektrokoagülasyonu, GYTE Müh. ve Fen. Bil. Ens., Yüksek lisans Tezi, Gebze, s., 41.
- Gönenç, İ. E., Göknil, M. Orhon, D., Borat, M. ve Talınlı, İ., 1984, Bursa Et Kombinasi Atıksu Arıtma Tesisi Projesi, İ.T.Ü. Çevre ve Şehir. Uyg. Araş. Mer. , s.9
- Holt, P.K., Barton, G.W. and Mitchell, C.A., 2002, Mathematical analysis of a batch electrocoagulation reactor, Water Sci. Technol.,2, 65-71.
- İpek, U., 1997, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilimdalı, Yüksek Lisans Tezi, Diyarbakır, s.3
- İredmez, Ş., Demircioğlu, N., and Yıldız, Y. Ş., 2006, The effects of pH on Phosphate Removal From Wastewater By Electrocoagulation With Iron Plate Electrodes, Journal of Hazardous Materials B137, 1231–1235
- Johns, M.R, Harrison, M.L., llutchinson, P.IL, and Beswick, P., 1995, Sources Of Nutrients İn Wastewater From İntegrated Cattle Slaughterhouse, Water Science and Technology, 32, 2, 53-58.
- Kobyay, M., Can, O. T., and Bayramoğlu, M., 2003, Treatment of Textile Wastewaters By Electrocoagulation Using İron and Aluminum Electrodes, Journal of Hazardous Materials, B100, 163-178.
- Kestioglu, K., Yalılı, N., Yonar, T., ve Takır, Ö., 2004, Sızıntı Sularının Fizikokimyasal ve Adsorpsiyon Yöntemleri İle Arıtılabilirliğinin Araştırılması; Bursa örneği, 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 157-164, İstanbul
- Larue, O. and Vorobiev, E., 2003, Floc Size Estimation İn İron İnduced Electrocoagulation And Coagulation Using Sedimentation Data, Int. J. Miner Proc., 1629, 1-15.
- Lin, S.H., and Lin, C.S., 1998, Reclamation Of Wastewater Effluent From A Chemical Fiber Plant. Desalination, 120, 185–195. ()
- Li, C.T., Shieh, W.K., ASCE, A.M., Wu, C. S., and Huang, J. S., 1986, Chemical/bio fluidized bed treatment of slaughterhouse wastewater, Journal of Civil Engineering, 112, 4.
- Manjunath, N.T., Mehrotra, 1., and Mathur, R.P. (2000) Treatment Of Wastewater From Slaughterhouse by DAF-UASB system, Water Research, 34, No.6, 1930- 1936.
- Martinez, J., Borzaceoni, L., Mallo, M., Galisteo, M., and Vinas, M., 1995, Treatment of slaughterhouse wastewater, Water Science and Technology, 32, 99-104.
- Mill, D., 2000, A new process for Elektrokoagulation, JAWWA, 92, 34-43.
- Mollah, MYA., Schennach, R., Parga, JR., and Cocke, DL., 2001, Elektrokoagulation (EC) Science and Applications, Journal of Hazardous Materials, B84, 29-41.

- Norcross, K.L., Petrie, S., Bair, R., and Beaushaw, G., 1987, Start-up and operational results from SBR treatment of meat processing wastewater, 42 Purdue Industrial Waste Conference Proceedings, 475-482.
- Oktav, E., Canlı, Ö., ve Şengül, F., 2004, Süt Endüstrisi Atıksularının Kimyasal Ön Arıtımı, 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 165-170, İstanbul.
- Oktav, E., ve Şengül, F., 2000, Zeytinyağı Endüstrisi Atıksularının Arıtılması Üzerine Bir Çalışma, İTÜ, 7. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu.
- Oğuz, M., and Oğuz, M., 1993, Characterization Of Ankara Meat Packing Plant Wastewater And Treatment With A Rotating Biological Contactor, International Journal of Environmental Studies, 44, 39-44.
- Öğütveren, Ü.B., and Kopal, S., 1992, Electrochemical Treatment of Water Containing Dye-Substances: Anodic Oxidation of Congo Red and Xiron Blau 2RHD, Journal Environmental Studies, Vol.42, pp. 41-52.
- Özcan, P., 2001, Mezbaşa Endüstrisi Atıksularında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesi İle Azot Giderimi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, s, 3-25, İstanbul.
- Öztür, İ., Timur, H., ve Koşkan, U., 2005, Atıksu Arıtımının Esasları, T.C Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Park, E., Giannini, R., Barnett, S.M. and Lee, C., 2001, Pollution Prevention and Biochemical Oxygen Demand Reduction In A Squid Processing Facility, J. Cleaner Produc., 9, 341-349.
- Pletcher, D. and Walsh FC., 1990 Industrial Electrochemistry, The University Press, Cambridge,.
- Pouet, M.F. and Grasmick, A., 1995, Urban Wastewater Treatment By Electrocoagulation and Flotation, Water Sci. Technol., 31, 275-283.
- Pykhteev, O.Y., Ofimou, A.A., Moskuin, L.N., 1999, Hydrolysis of iron (III) aqua complexes, Russ. J. Appl. Chem., 72, 9-20.
- Del Pozo, and Diez, R.V, 2005, Integrated Anaerobic–Aerobic fixed-film Reactor For Slaughterhouse Wastewater Treatment, Water Research. 39, 1114-1122.
- Rajeshwar, k., İbanez, J.G., Swai, G.M., 1994, Electrochemistry and The Environmental, Journal of Applied Electrochemistry, 24, 1077-1091.
- Rebhun, M., Lurie, M., 1993, Control of Organic Matter by Coagulation and Flocculation, Wat. Sci. Tech., 27, 1-20,
- Romanov, A., Kobya, and M., Dımoğlu, A., 2000, Atıksulardaki Kolloidal Partiküllerin Elektroflotokagülasyonla Giderimi, İTÜ 7. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu 2000, S. 67-74, İstanbul.
- Sanfan, W., 1991, Studies On Economic Property of Pretreatment Process of Brackish Water Using EC Method, Desalination, 82, 359-363.
- Scott, K., 1995, Electrochemical Processes For Clean Technology. University of Newcastle upon Tyne.
- Selçuk, H., Meriç, S., ve Tunay, O., 2004, 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 485-488, İstanbul.
- Su Kirlenmesi Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete, Sayı:25687, 31 aralık 2004.
- Subramaniam, K., Greenfield, P.F., Ho, K.M., Johs, M.R., Keller, J., 1994, Efficient Biological Nutrient Removal in High Strength Wastewater Using Combined Anaerobic-Sequencing Batch Reactor Treatment, Water Science and Technology, 36, 2-3, 225-228.

- Şanlı, N., 2006, Deri Sanayi Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon ile Arıtımı, GYTE Müh. ve Fen. Bil. Ens., Yüksek lisans Tezi, Gebze, s., 32.
- Şengül, F., ve Küçükgül, E.Y., 1997, Çevre Mühendisliğinde Fiziksel- Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler, Dokuz Eylül Üni. Mühendislik Fak. Yayınları , No: 153, 4. Baskı.
- Tsai, C.T., Lin, S.T., Shue, Y.C. and Su, P.L., 1997, Electrolysis Of Soluble Organic Matter In Leachate From Landfills. Water Res. 31, 3073–3081.
- Uygun R., 2002, Demir ve alüminyum Elektrotlar Kullanılarak Tekstil Boyalarının Elektrokoagülasyon İle Arıtımı, GYTE Müh. Ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, s, 33-55, Gebze.
- Vik, E.A., Carlson, D.A., Eikum, A.S., and Gjessing, E.T., 1984, Electrocoagulation Of Potable Water, Water Res., 18, 1355-1360.
- Xiong, Y., Strunk, P.J., Xia, H., Zhu, X. and Karlsson, H.T., 2001, Treatment Of Dye Wastewater Containing Acid Orange II Using A Cell With Three-Phase Three-Dimensional Electrode, Water. Res., 35, 4226-4230.
- Xu, L.J., Sheldon, B.W., Larick, D.K., and Carawan, R.E., 2002, Recovery and Utilization Of Useful By-Products From Egg Processing Wastewater By Electrocoagulation. Poultry Sci. 81 785–792.

8. ÖZGEÇMİŞ

1980 yılında Sivas'ta doğdu. İlk öğrenimini Namık Kemal İlkokulunda, Orta öğrenimini Başöğretmen Atatürk Orta okulunda Sivas'ta tamamladı. Lise öğrenimini ise Sivas Cumhuriyet Anadolu Lisesi'nin Süper Lise kısmında tamamladı. 2003 yılında Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünden Bölüm birincisi olarak mezun oldu. 2005 yılında Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünde araştırma görevlisi oldu. 2006 yılında Çevre Bilimleri Anabilim dalında Yüksek lisans öğrenimine başladı. Halen Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünde Araştırma görevlisi olarak görev yapmaktadır.