

**ELEKTROFLOKÜLASYONUN EVSEL ATIKSU ARITIMINDA
UYGULANMASI**

Merve ERBİLGİN

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Yusuf YAVUZ

Eskişehir

Eskişehir Teknik Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Mayıs 2021

ÖZET

ELEKTROFLOKÜLASYONUN EVSEL ATIKSU ARITIMINDA UYGULANMASI

Merve ERBİLGİN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Mayıs 2021

Danışman: Prof. Dr. Yusuf YAVUZ

Bu çalışmada, evsel nitelikli atıksuların elektroflokülasyon prosesi ile arıtımı araştırılarak optimum şartlar belirlenmeye çalışılmış, sistem ve maliyet analizi yapılmıştır. Bu amaç doğrultusunda Söğüt Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi dengeleme rezervuarından alınan evsel nitelikli atıksuya, demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak EC elektroflokülasyon prosesi uygulanmıştır. Proseste en uygun işletme şartları; alüminyum anot ile evsel nitelikli atıksuyun doğal pH'sı ($7,4 \pm 0,3$), 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 60 dakika olarak belirlenmiştir. Evsel nitelikli atıksular için alüminyum elektrotun, demir elektrottan daha verimli olduğu tespit edilmiş olup KOİ kirlilik parametresi için yaklaşık %87 giderim verimi elde edilmiştir. Maliyet analizi çalışmalarında yapılan deneyler sonucunda belirlenen optimum şartlar üzerinden hesaplama yapılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Elektrokimyasal Arıtım, Elektrokoagülasyon, Elektroflokülasyon, Evsel Nitelikli Atıksular

ABSTRACT

APPLICATION OF ELECTROFLOCCULATION IN DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT

Merve ERBİLGİN

Department of Environmental Engineering

Programme in Environmental Technology

Eskişehir Technical University, Institute of Graduate Programs, May 2021

Supervisor: Lütfen seçiniz Yusuf YAVUZ

In this study, the optimum conditions were determined by investigating the treatment of domestic wastewater originating by electrocoagulation process, and system and cost analysis was made. For this purpose, electroflocculation process was applied by using iron and aluminum electrodes for domestic wastewater taken from the balancing reservoir of Söğüt Municipality Wastewater Treatment Plant. Optimal operating conditions in the process; natural pH of domestic wastewater (7.4 ± 0.3), $15\text{mA}/\text{cm}^2$ current intensity and 60 set in minutes. It has been determined that the aluminum electrode is more efficient than the iron electrode for domestic wastewater and approximately 87% efficiency has been obtained for the COD pollution parameter. Calculations were made based on optimum conditions determined as a result of experiments conducted in cost analysis studies

Keywords: Electrochemical Treatment, Electrocoagulation, Electroflocculation, Domestic Wastewater

TEŞEKKÜR

Bu çalışma sırasında bilgi ve deneyimini benden esirgemeyen, ihtiyacım olduğunda her zaman yanımda olan, kolaylık sağlayan, yol gösteren ve bu çalışmanın oluşmasında en büyük paya sahip olan saygı değer tez danışmanım ve hocam Prof. Dr. Yusuf YAVUZ'a tüm içtenliğimle teşekkür ederim. Laboratuvar ve tez çalışmalarım sırasında bana yardımcı olan yüksek lisans arkadaşlarıma, bölümümüz öğretim üyeleri ve araştırma görevlilerine, çalışmalarım için gerekli olan evsel nitelikli atıksuyu kullanmama müsaade eden Söğüt Belediyesi'ne ve her türlü desteği ve yardımı sağlayan Yük. Müh. Serdar YILMAZ'a teşekkürlerimi sunarım.

Bugüne kadar bana her zaman destek olan, her zaman arkamda olan maddi ve manevi yardımını asla esirgemeyen sevgili aileme minnetlerimi sunarım.

Merve ERBİLGİN

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi; bu çalışmamın Eskişehir Teknik Üniversitesi tarafından kullanılan “bilimsel intihal tespit programı”yla tarandığını ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Merve ERBİLGİN

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
BAŞLIK SAYFASI	i
ÖZET	ii
ABSTRACT.....	iii
TEŞEKKÜR	iv
ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ.....	v
İÇİNDEKİLER	vi
TABLOLAR DİZİNİ.....	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xiv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xvii
1. GİRİŞ.....	1
2. SU VE ATIKSU	3
2.1. Atıksu	5
2.2. Endüstriyel Atıksular.....	6
2.3. Evsel Atıksular	8
2.3.1. Evsel Atıksuların Genel Özellikleri	11
2.3.2. Evsel Atıksuların Bileşenleri	14
2.3.3. Fiziksel Özellikler	14
2.3.3.1. Toplam Katı Madde	15
2.3.3.2. Koku	15
2.3.3.3. Renk.....	16
2.3.3.4. Sıcaklık.....	16
2.3.4. Kimyasal Bileşenler	16
2.3.4.1. Organik Bileşenler.....	17
2.3.4.2. İnorganik Bileşenler.....	17
2.3.4.3. Çözünmüş Gazlar.....	18
2.3.5. Biyolojik Bileşenler.....	18
2.4. Başlıca Atıksu Parametreleri	19

2.4.1. Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ)	19
2.4.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	20
2.4.3. Toplam Organik Karbon (TOK)	21
2.4.4. Teorik Oksijen İhtiyacı (TeOI)	21
2.4.5. Toplam Oksijen İhtiyacı (TOİ)	22
2.4.6. pH.....	22
2.4.7. Askıda Katı Madde (AKM)	22
2.4.8. Debi.....	23
2.4.9. Sıcaklık	23
2.4.10. İletkenlik.....	23
2.4.11. Klorür	23
2.4.12. Alkalinite	24
2.4.13. Azot	24
2.4.14. Fosfor	25
2.4.15. Kükürt	25
2.4.16. Ağır Metaller ve Zehirli Bileşikler	26
2.4.17. Çözünmüş Oksijen (DO).....	26
2.4.18. Çökebilen Katı Maddeler	26
2.4.19. Bulanıklık	26
2.5. Atıksuların Alıcı Ortama Etkileri	27
2.5.1. Organik İçeriğin Ekosistem Sağlığına Etkisi.....	27
2.5.2. AKM'nin Ekosistem Sağlığına Etkisi	28
2.5.3. Çözünmüş Tuzların Ekosistem Sağlığına Etkisi.....	29
2.5.4. Bakteriler ve Virüslerin İnsan Sağlığına Etkisi.....	29
2.5.5. Çözünmüş Diğer Bileşenlerin İnsan Sağlığına Etkisi.....	30
2.5.6. Endokrin Bozucular	30
3. EVSEL ATIKSULARIN ARITILMASI	31
3.1. Atıksu Arıtma Tesislerinin Tarihi Gelişimi.....	31
3.2. Atıksu Arıtmada Hedefler	33
3.3. Fiziksel Arıtma	33
3.3.1. Ön Arıtma	33
3.3.2. Eleme	34

3.3.3. Kaba ızgaralar	34
3.3.4. Çubuk ızgaralar	34
3.3.5. İnce ızgaralar	34
3.3.6. Elekler	35
3.3.7. Öğütücüler	35
3.3.8. Kum Tutucular	35
3.3.9. Dengeleme	35
3.3.10. Ön Çöktürme	36
3.3.11. Yüzdürme	36
3.3.12. Havalandırma	37
3.4. Biyolojik Arıtma	37
3.4.1. Havalı (Aerobik) Biyolojik Arıtma	38
3.4.2. Aktif Çamur Sistemleri	38
3.4.3. Saf Oksijenli Sistemler	39
3.4.4. Uzun Havalandırmalı Sistemler	39
3.4.5. Kontakt Stabilizasyon	39
3.4.6. Oksidasyon Hendekleri	39
3.4.7. Kademeli Havalandırma	39
3.4.8. Tadil Edilmiş Havalandırma	40
3.4.9. Yüksek Hızlı Havalandırma	40
3.4.10. Damlatmalı Filtreler	40
3.4.11. Biyodiskler	40
3.4.12. Mekanik Havalandırmalı Lagünler	40
3.4.13. Fakültatif Havalandırmalı	41
3.4.14. Kesintisiz Akışlı	41
3.4.15. Katıların Geri Döndürüldüğü	41
3.4.16. Stabilizasyon Havuzları	41
3.4.17. Havasız (Anaerobik) Biyolojik Arıtma	41
3.4.18. Atıksuların Arazide Arıtımı	42
3.4.19. Akuatik Arıtma Sistemleri	42
3.5. İleri Arıtma	42
4. ELEKTROKİMYASAL ARITIM	44

4.1. Elektrokimya	44
4.2. Elektrokimyasal Atıksu Arıtımı	46
4.3. Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri	48
4.3.1. Elektrooksidasyon (EOx).....	48
4.3.2. Elektrodializ (ED).....	50
4.3.3. Elektroflotasyon (EF).....	50
4.3.4. Elektroflokülasyon	55
4.3.5. Elektrokoagülasyon.....	56
4.3.5.1. Elektrokoagülasyon Prosesi	56
4.3.5.2. Elektrokoagülasyon Teorisi.....	56
4.3.5.3. Elektrokoagülasyon Reaktöründe Gerçekleşen Reaksiyonlar	60
4.3.5.4. Elektrot Tipleri.....	61
4.3.5.5. Elektrokoagülasyon Prosesinde Kullanılan Elektrot Bağlantı Tipleri.....	67
4.3.5.6. Avantajlar.....	70
4.3.5.7. Dezavantaj.....	71
4.3.5.8. EC Reaktör Sistemlerinin Sınıflandırılması.....	72
4.3.5.9. Elektrokimyasal reaktör çeşitleri	73
4.3.5.10. Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler	76
4.4. Literatür Çalışması	86
5. ATIKSU ARITMA TESİSLEİRİNDE MALİYET UNSURLARI.....	108
5.1. Yatırım Maliyetleri	108
5.2. İşletme Maliyeti	109
5.3. Maliyet ve Maliyet Faktörleri Arasındaki Bağlantılar.....	109
5.4. İlk Yatırım Maliyetinin Hesabı.....	109
5.5. İşletme Maliyetleri	110
6. MATERYAL METOT	111
6.1. Akım Yoğunluğunun Demir Anot Üzerine Etkisi.....	113
6.2. 15 mA/cm ² Akım Yoğunluğunda Destek Elektrolitin Etkisi.....	121
6.3. Optimum Şartlarda pH Çalışmaları ve Fenton Prosesi	126
6.4. Akım Yoğunluğunun Alüminyum Anot Üzerine Etkisi	132
6.5. 15 mA/cm ² Akım Yoğunluğunda Destek Elektrolit Etkisi	136

6.6. Optimum Şartlarda pH Çalışmaları	140
7. SONUÇ	145
KAYNAKÇA.....	149
ÖZGEÇMİŞ	170



TABLÖLAR DİZİNİ

Sayfa

Tablo 2.1. Kıtalara göre nüfus ve su kaynakları	3
Tablo 2.2. Türkiye'nin su kaynakları potansiyeli	4
Tablo 2.3. Atıksu karakterizasyonunda bulunan temel kirletici parametreler	6
Tablo 2.4. Türkiye Endüstriyel Atıksu Envanteri	7
Tablo 2.5. Türkiye Evsel Atıksu Envanteri.....	9
Tablo 2.6. Evsel atıksuda kişi başı oluşan günlük ortalama kirlilik miktarları.....	10
Tablo 2.7. Evsel atıksu birim değerleri	10
Tablo 2.8. Evsel atıksularda bulunan parametreler	12
Tablo 2.9. Evsel atıksuların genel bileşimi	13
Tablo 2.10. Evsel atıksuların fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenleri.....	14
Tablo 2.11. Atıksularda organik maddelerin analizleri ve aralarındaki ilişki.....	16
Tablo 2.12. Evsel atıksulardaki organik madde kompozisyonu	17
Tablo 2.13. Evsel atıksulardaki kirleticilerin partikül boyutuna göre dağılımı	17
Tablo 2.14. Evsel atıksu bileşenlerinin çevreye etkileri	19
Tablo 2.15. Kirletici parametreler arasındaki tipik oranlar.	26
Tablo 2.16. KOİ, BOİ ve TOK analizlerinin kıyaslanması.....	27
Tablo 4.1. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları	61
Tablo 4.2. Sulu ortamda Al^{3+} ın oluşturduğu hidroksil kompleks türleri.....	61
Tablo 4.3. Sulu ortamda Fe^{3+} ve Fe^{2+} 'inin oluşturduğu hidroksil kompleks türleri.	65
Tablo 6.1. Deneysel çalışmalarda kullanılan evsel atıksuyun karakterizasyonu	111
Tablo 6.2. 5 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	114
Tablo 6.3. 10 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	114
Tablo 6.4. 15 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	115
Tablo 6.5. 20 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	115
Tablo 6.6. 25 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	116

Tablo 6.7. 5 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM NaNO ₃ ilavesi).....	119
Tablo 6.8. 10 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM NaNO ₃ ilavesi).....	119
Tablo 6.9. 15 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM NaNO ₃ ilavesi).....	120
Tablo 6.10. 20 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM NaNO ₃ ilavesi).....	120
Tablo 6.11. 25 mA/cm ² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM NaNO ₃ ilavesi).....	121
Tablo 6.12. Fe elektrot ile destek elektrolit ilavesi olmadan KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	122
Tablo 6.13. Fe elektrot ile 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	122
Tablo 6.14. Fe elektrot ile 7,5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	123
Tablo 6.15. Fe elektrot ile 10 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	123
Tablo 6.16. Fe elektrot ile 15 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	124
Tablo 6.17. Fe elektrot ile doğal pH'ta KOİ giderimi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	126
Tablo 6.18. Fe elektrot ile pH=3'te KOİ giderimi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	127
Tablo 6.19. Fe elektrot ile pH=10'da KOİ giderimi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	127
Tablo 6.20. Fe elektrot ile doğal pH'ta H ₂ O ₂ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	130
Tablo 6.21. Fe elektrot ile pH=3'te H ₂ O ₂ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	130

Tablo 6.22. 5 mA/cm ² akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	132
Tablo 6.23. 10 mA/cm ² akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	133
Tablo 6.24. 15 mA/cm ² akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	133
Tablo 6.25. 20 mA/cm ² akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	134
Tablo 6.26. Al elektrot ile destek elektrolit ilavesi olmadan KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	136
Tablo 6.27. Al elektrot ile 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu).....	137
Tablo 6.28. Al elektrot ile 7,5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	137
Tablo 6.29. Al elektrot ile 10 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	138
Tablo 6.30. Al elektrot ile 15 mM Na ₂ SO ₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	138
Tablo 6.31. Al elektrot ile doğal pH'ta KOİ giderimi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	141
Tablo 6.32. Al elektrot ile pH=3'te KOİ giderimi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	141
Tablo 6.33. Al elektrot ile pH=10'da KOİ giderimi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	142
Tablo 7.1. Optimum Şartlar İçin Maliyet Analizi (Al elektrot; doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	147

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. 1960-2014 Sektörlere Göre Su Kullanma Miktarı	4
Şekil 2.2. Sektörlere Göre Su Kullanımı	5
Şekil 2.3. Günlük Evsel Su Tüketimi Oranları	8
Şekil 2.4. Katı maddelerin sınıflandırılması.	15
Şekil 4.1. EC reaktörünün şematik görünüşü	56
Şekil 4.2. EC'un oluşum mekanizması	57
Şekil 4.3. Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi.	62
Şekil 4.4. EC reaktöründe Al elektrodu kullanılması durumunda gerçekleşen reaksiyonlar	63
Şekil 4.5. Sulu ortamda demir kompleksleri ve pH ilişkisi ($a.Fe^{+3}$ ve $b.Fe^{+2}$)	65
Şekil 4.6. Paralel bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli EC reaktörü	68
Şekil 4.7. Seri bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli EC reaktörü	68
Şekil 4.8. Paralel bağlı bipolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli EC reaktörü	69
Şekil 4.9. Laboratuvar ölçekli EC reaktör sistemi	69
Şekil 4.10. Kapiler aralıklı plakaların kullanıldığı elektrokimyasal hücre	75
Şekil 4.11. Akışkan yataklı partikül elektrotların kullanıldığı elektrokimyasal hücre	76
Şekil 6.1. Farklı Akım Yoğunluklarının Sıcaklığa Olan Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5mM Na_2SO_4 ilavesi)	116
Şekil 6.2. Farklı Akım Yoğunluklarının KOİ'ye Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na_2SO_4 ilavesi)	117
Şekil 6.3. Farklı Akım Yoğunluklarının KOİ Giderim Verimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na_2SO_4 ilavesi)	117
Şekil 6.4. Farklı Akım Yoğunluklarının Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na_2SO_4 ilavesi)	117
Şekil 6.5. Farklı Akım Yoğunluklarının KOİ'ye Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na_2SO_4 ilavesi)	121
Şekil 6.6. Destek Elektrolit Miktarının Sıcaklığa Olan Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	124
Şekil 6.7. Destek Elektrolit Miktarının KOİ'ye Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	125

Şekil 6.8. Destek Elektrolit Miktarının KOİ Verimi Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu).....	125
Şekil 6.9. Destek Elektrolit Miktarının Kümülatif Enerjiye Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	125
Şekil 6.10. Optimum Şartlarda Farklı pH'ların Çıkış Suyu Sıcaklığına Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	128
Şekil 6.11. pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ'ye Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	128
Şekil 6.12. pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	128
Şekil 6.13. pH'nın Fe Anot Üzerindeki Kümülatif Enerjiye Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	129
Şekil 6.14. H ₂ O ₂ İlavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	131
Şekil 6.15. H ₂ O ₂ İlavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	131
Şekil 6.16. H ₂ O ₂ İlavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	131
Şekil 6.17. H ₂ O ₂ İlavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	132
Şekil 6.18. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	134
Şekil 6.19. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	135
Şekil 6.20. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki KOİ Giderim Verimi Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi).....	135

Şekil 6.21. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	135
Şekil 6.22. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu).....	139
Şekil 6.23. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	139
Şekil 6.24. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	139
Şekil 6.25. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm ² akım yoğunluğu)	140
Şekil 6.26. pH'nın Al Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	142
Şekil 6.27. pH'nın Al Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	143
Şekil 6.28. pH'nın Al Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	143
Şekil 6.29. pH'nın Al Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm ² akım yoğunluğu; 5 mM Na ₂ SO ₄ ilavesi)	143
Şekil 7.1. Fe ve Al Reaktörler İçin Optimum Şartlarda Farklı pH'ların KOİ Etkisi....	147
Şekil 7.2. Fe ve Al Reaktörler İçin Optimum Şartlarda Farklı pH'ların Enerji Tüketimine Etkisi.....	147

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

A	: Amper
AKM	: Askıda Katı Madde (mg/L)
Al	: Alüminyum
As	: Aktif Yüzey Alanı
Ar	: Argon
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
Ce	: t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonu (mg/L)
C ₀	: Başlangıçta atıksudaki kirletici konsantrasyonu (mg/L)
Ca	: Kalsiyum
Cd	: Kadmiyum
Cl	: Klor
Cu	: Bakır
DAF	: Çözünmüş Hava Flotasyonu
DC	: Doğru Akım
dk	: Dakika
EAS	: Evsel Atıksu
EC	: Elektrokoagülasyon
EF	: Elektroflotasyon
EO _x	: Elektrooksidasyon
EK	: Elektrokimyasal
F	: Faraday Sabiti
Fe	: Demir
H ₂ O	: Su
H ₂ O ₂	: Hidrojen Peroksit
I	: Akım
KBr	: Potasyum Bromür
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
m	: Elektrotlarda toplanan veya çözünen madde miktarı (g)
M	: Metal
Mg	: Magnezyum
Mn	: Mangan
N	: Anot yüzeyinde adsorbe edilmiş olan OH ⁻ 'nin sayısı

Na_2SO_4	Sodyum Sülfat
NaNO_3	Sodyum Nitrat
NaCl	: Sodyum Klorür
Ne	: Reaksiyon süresinde alınıp verilen elektron
NH_3N	: Amonyak Azotu
OH°	: Hidroksil Radikali
h	: Saat
In	: İndiyum
T	: Sıcaklık
TÇKM	: Toplam Çökebilir Katı Madde
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
Pb	: Kurşun
$\text{PO}_4\text{-P}$	: Fosfat
R	: Organik Bileşik
S	: Elektrotlarda çözünen veya toplanan elementin atom kütlesi
SS	: Askıda Süspansiyon
Se	: Selenyum
t	: Zaman
V	: Uygulanan Potansiyel fark (volt)
v	: Reaktördeki toplam çözelti hacmi (m^3)
W	: Enerji Tüketimi (kWh/m^3)
z	: Elektrotlarda alınan veya verilen elektron sayısı
Zn	: Çinko
η	: Arıtma verimi
μS	: Mikrosiemens

1. GİRİŞ

Su, tüm canlıların yaşayabilmesi için zorunlu ve en önemli unsurlardan biridir. Yeryüzünün 2/3'ünün sularla kaplı olmasına rağmen içilebilir ve kullanılabilir su miktarı oldukça kısıtlıdır. Dünyadaki toplam su miktarı 1,4 milyar km^3 'tür. Bunun %97,5'inin okyanus ve denizlerde tuzlu su olarak, %2,5'inin ise nehir ve göllerde tatlı su olarak bulunduğu bilinmektedir. Az olan tatlı su kaynaklarının %90'ının kutuplar ve yeraltında mevcut olduğu göz önünde bulundurulursa, canlıların faaliyetlerini sürdürmek için yararlanabileceği içilebilir ve kullanılabilir su miktarının ne derece kısıtlı olduğu anlaşılmaktadır (Gürbüz, 2018).

Ülkemizde de tatlı su kaynakları, özellikle son yıllarda yaşanan iklim değişikliği ve kuraklık sebebiyle oldukça kısıtlıdır. Türkiye'nin kullanılabilir su potansiyeli 110 milyar m^3 olup, bunun %16'sı içme ve kullanma, %72'si tarımsal sulama ve %12'si de sanayide tüketilmektedir (Muluk vd., 2013).

Ülkelerin su varlıkları, kişi başına düşen yıllık su miktarına göre belirlenmektedir. Kişi başına düşen kullanılabilir su miktarı 1.000 m^3 'ten az ise su fakiri, 1000-2000 m^3 arasında ise su azlığı çeken ve 2000 m^3 'ten fazla ise su zengini ülkeler olarak nitelendirilirler. 2016 yılı Devlet Su İşleri verilerine göre kişi başına düşen yıllık su miktarı 1.519 m^3 'tür (DSİ, 2016). Bir diğer kaynaktan edinilen bilgiye göre ülkemizde kişi başına düşen kullanılabilir yıllık su miktarı 2000 yılında 1.652 m^3 , 2009 yılında 1 544 m^3 , 2020 yılında ise 1.346 m^3 olmuştur (www.dsi.gov.tr/Sayfa/Detay/754 23.03.2021). Bu durumda Türkiye, su azlığı yaşayan bir ülke konumundadır.

Su tüketimi sonucunda oluşan atıksular ya kanalizasyon sistemleriyle toplanarak atıksu arıtma tesislerinde arıtmakta ya da arıtılmadan, doğrudan alıcı ortamlara deşarj edilmektedirler. Arıtılmadan deşarj edilen atıksular, yüzeysel sulara, yeraltı sularına ve içme sularına karışarak birçok çevresel sorunları beraberinde getirmektedir. Çevresel sorunların başında kuşkusuz su kirliliği gelmektedir. Bu sebeple, arıtılmamış atıksuların alıcı ortamlara deşarj edilmemesi gerekmektedir. Ülkemizde atıksuların arıtılmasında genel olarak klasik yöntemler kullanılmaktadır. Ancak, mevcut klasik atıksu arıtma yöntemlerinin atıksuların arıtılmasında yeterli olmadığı düşünülerek, son zamanlarda atıksuların arıtılmasında ileri arıtma yöntemleri de sıkça kullanılmaktadır (Topal, 2015).

Atıksuların arıtılarak alıcı ortamlara verilmesi, çıkarılan kanun, yönetmelik ve tebliğlerle hükme bağlanmıştır. 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan "Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği" ülkemizin yeraltı ve yerüstü su

kaynakları potansiyelinin korunması ve en iyi bir biçimde kullanımının sağlanması için, su kirlenmesinin önlenmesini sürdürülebilir kalkınma hedefleriyle uyumlu bir şekilde gerçekleştirmek üzere çıkarılmıştır (Çevre Şehircilik Bakanlığı, 2004). Yüzeysel sular ile kıyı ve geçiş sularının biyolojik, kimyasal, fiziko-kimyasal ve hidromorfolojik kalitelerinin belirlenmesi, sınıflandırılması, su hedefleriyle uyumlu bir şekilde koruma kullanma dengesi de gözetilerek ortaya konulması, korunması ve iyi su durumuna ulaşılması için alınacak tedbirlere yönelik usul ve esasların belirlenmesi amacıyla 30.11.2012 tarih ve 28483 sayılı Resmi Gazete’de “Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği” yayınlanmıştır (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2012).

Bu çalışmada amaç, evsel nitelikli atıksuların alıcı ortamlara verilmeden elektroflokülasyon yöntemi ile arıtılması ve bu süreçte arıtım verimine etki eden parametrelerin belirlenerek sistem ve maliyet analizi çalışmalarını gerçekleştirmektir. Çalışmalarda Bilecik İli, Söğüt İlçesi, EC-Elektroflokülasyon Prosesli Atıksu Arıtma Tesisi dengeleme rezervuarından temin edilen evsel nitelikli atıksular kullanılmıştır. EC-Elektroflokülasyon yöntemi ile performans göstergesi olarak belirlenen KOİ için giderim verimi; akım şiddetinin, destek elektrolit türü-konsantrasyonu ve atıksu başlangıç pH’sı etkileri incelenerek optimum işletme şartları belirlenmeye çalışılmıştır. Ayrıca, çalışmada belirlenen optimum şartlar için m³ atıksu başına düşen maliyet hesap çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

2. SU VE ATIKSU

Su, hidrojen ve oksijen atomlarından oluşan, oda sıcaklığında sıvı formda bulunan, fiziksel olarak renksiz, kokusuz ve tatsız bir maddedir. Canlıların biyolojik yapılarının büyük bir kısmını oluşturan su, dünyaya gelme, büyüme ve gelişme dönemlerinde tüm canlılar için vazgeçilmez hayati öneme sahip bir yaşam desteğidir. Kişisel ihtiyaçlarımız başta olmak üzere tarımsal faaliyetlerde, elektrik üretiminde, sanayi ve üretim faaliyetlerinin hemen hemen tamamında su büyük bir gereksinimdir.

Su, tüm ekosistem için önemli bir kaynak olmasına karşın bir o kadar da kısıtlı bir kaynaktır. Dünyanın %71'i su olmasına rağmen toplam tatlı su miktarı, yaklaşık 35 milyon km³ (yani dünya üzerindeki toplam suyun %2,5'i) olup bunun yalnızca %0,3'ü (yaklaşık 105.000 km³) insan kullanımına elverişli tatlı su kaynaklarından oluşmaktadır (Muluk vd., 2013). Kıtalara göre nüfus ve su kaynakları Tablo 2.1.'de verilmiştir.

Tablo 2.1. *Kıtalara göre nüfus ve su kaynakları*

Kıtalar	Nüfus (%) 2020 yılı	Su Kaynakları (%)
Avustralya	0,5	5
Asya	59,6	36
Afrika	17,2	11
Avrupa	9,6	8
Kuzey Amerika	4,7	15
Güney Amerika	8,4	26

Kaynak: Yazar tarafından çeşitli kaynaklardan oluşturulmuştur.

Türkiye’de, kişi başına yaklaşık 1.346 m³’lük kullanılabilir tatlı suyun düştüğü göz önünde bulundurulduğunda “su zengini” ülke konumunda olmadığı görülmektedir.

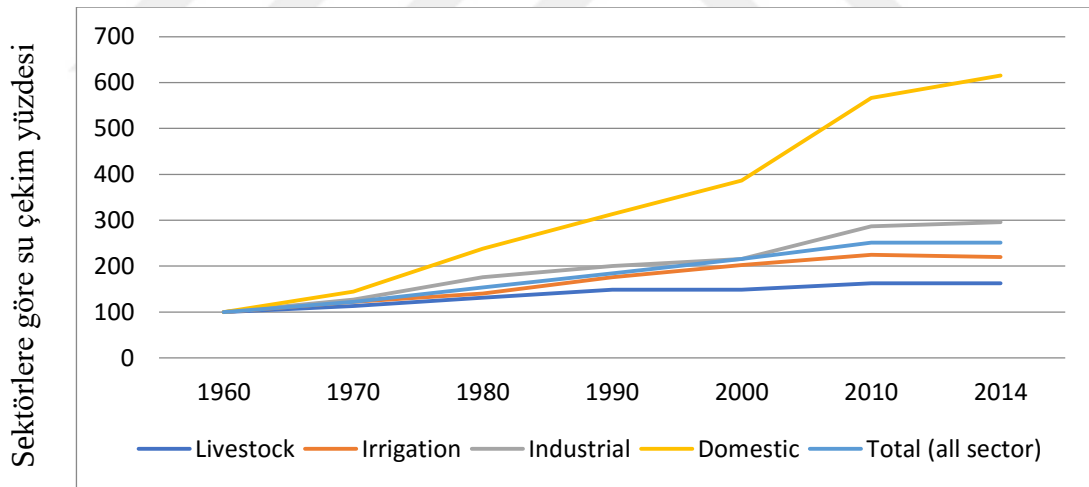
Gün geçtikçe artan nüfus ve buna paralel olarak büyüyen tarımsal ve endüstriyel faaliyetler, tüketim miktarını ciddi boyutlara taşımıştır. Birleşmiş Milletler Dünya Su Konseyi (UNCWW), Dünya Kaynakları Enstitüsü (WRI) ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) gibi kuruluşlar, 1950’lerde yalnızca birkaç ülkenin su sorunu bulunduğunu, 1990’larda 300 milyon insanın yaşadığı 26 ülkede susuzluk çekildiğini, 2050 yılında ise dünya nüfusunun 2/3’ünün yaşayacağı 66 ülkede, şiddetli su sıkıntısının görüleceğini belirterek küresel su krizinin işaretlerini vermektedirler. Tarım (%70) ve sanayi (%19),

dünyadaki tatlı suların ezici çoğunluğunu çekerken, hanelerden gelen talep de hızla artmaktadır. Türkiye'nin su kaynakları potansiyeli Tablo 2.2'de verilmiştir.

Tablo 2.2. Türkiye'nin su kaynakları potansiyeli (Atçı, E.B, 2020)

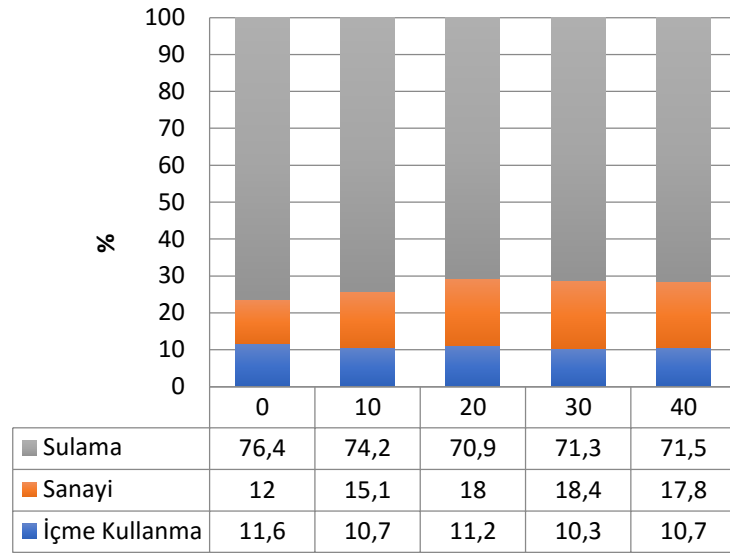
Ortalama yağış (mm/yıl)	644
Ortalama yağış miktarı ($\times 10^6$ m ³ /yıl)	501
Buharlaşma ($\times 10^6$ m ³ /yıl)	274
Yeraltı suyu ($\times 10^6$ m ³ /yıl)	41
Yüzey akışı ($\times 10^6$ m ³ /yıl)	158
Kullanılabilir yüzeysel su ($\times 10^6$ m ³ /yıl)	98
Çekilebilir yeraltı suyu miktarı ($\times 10^6$ m ³ /yıl)	14
Toplam Kullanılabilir Su ($\times 10^6$ m³/yıl)	112

WRI'nin Su Kemer platformundan alınan veriler, evsel su talebinin 1960-2014 yılları arasında diğer tüm sektörlerden çok daha hızlı bir şekilde % 600 arttığı Şekil 2.1'de göstermektedir.



Şekil 2.1. 1960-2014 Sektörlere Göre Su Kullanma Miktarı (World Resources Institute)

Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO)'nın 2016'da yayınlanan 2010 yılı verilerine göre; su kaynaklarının dünyada %69'u sulama, %19'u sanayi, %12'si kentsel tüketimde kullanılmıştır. Avrupa Çevre Ajansı (EEA) verilerine göre ise 2017 yılı itibarıyla, Avrupa ülkelerinde suyun %58,3'ü sulama, %28,8'i sanayi, %12,9'u kentsel tüketimde kullanılmıştır. Türkiye'de sektörlere göre çekilen su Şekil 2.2'de verilmiştir.



Şekil 2.2. Sektörlere Göre Su Kullanımı (TÜİK 2010-2018)

Ülkemizde 2018 yılı içerisinde kaynaklardan yaklaşık 17,6 milyar m³ su çekilmiştir. Kişi başına günlük çekilen su miktarı 224 L'dir (TÜİK, 2020).

2.1. Atıksu

Su, moleküllerinin hidrojen bağı oluşturma özelliği ve polaritesinden dolayı, var olan en iyi çözücülerden biridir. Bu özelliği sayesinde temas ettiği diğer maddeleri çözerek bünyesine katmaya ve safsızlaşmaya son derece yatkındır. Suyun diğer bir özelliği ise atıkların taşınmasında bir araç oluşudur (Vesilind vd., 2014). Bu durum, suyun pek çok faktörle karşı karşıya kalmasına ve kirlenmesine sebep olur. Günlük hayatta kullanılan çeşitli kimyasallar, hormonlar, toksinler gibi pek çok madde doğaya karıştığında kaybolmaz ve kirlenici etki yapar. Bu kirleniciler tüm ekosistem için ciddi tehlike oluşturmaktadır. Kimyasal atıkların çoğu, suyun taşıyıcı ve çözücü özelliği sayesinde çözünerek suya karışır, taşınır ve böylelikle de su kirliliğini oluştururlar. Su, belli bir değerdeki kirliliği tolere edebilse de kirlenicilerin konsantrasyonu arttığında tüm ekosistem için sorun teşkil etmektedir (Can vd., 2002). Su kirliliği, su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen ve doğrudan veya dolaylı yoldan biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlarla kullanılmasında engelleyici bozulmalar yaratacak madde veya enerji atıklarının boşaltılmasıyla oluşur

(Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2004). Tablo 2.3’de atıksu karakterizasyonunda bulunan temel kirletici parametreler yer almaktadır.

Tablo 2.3. Atıksu karakterizasyonunda bulunan temel kirletici parametreler (Tünay, 1996)

Fiziksel parametreler	Kimyasal parametreler	Biyolojik parametreler
Renk	pH	BOİ
Koku	KOİ	Patojenik mikroorganizma
Radyoaktivite	TOK	Toksisite
Sıcaklık	İnorganik Bileşenler	
AKM	Klor ihtiyacı	
ÇO	Yağ ve hidrokarbonlar	
Köpük	Fenol	
Korozyon	Toplam çözünmüş tuz	
Bulanıklık	Sülfatlar	
	Azot ve fosfor	
	Sertlik	
	Klor iyonu	
	Alkalinite	

Atıksu; evsel, endüstriyel, tarımsal faaliyetler neticesinde kirlenen, nitelikleri büyük ölçüde değişen, maden üretiminden ve bunlara ait zenginleştirme tesislerinden kaynaklanan ve ayrıca yerleşim merkezlerinde cadde, sokak vb. alanlardaki yağışların yüzey ve yeraltı akışa dönüşmesiyle oluşan sular olarak tanımlanmaktadır (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2004).

Günümüzde su kalitesinin pek çok ülkede bozulmuş olması ve su ihtiyacının günden güne artış göstermesi, suyun çok önemli bir problem haline gelmesini sağlamıştır. Atıksu, kullanıldığı faaliyetin çeşidine göre nitelendirilmekte olup, evsel ve endüstriyel atıksu olmak üzere ikiye ayrılmaktadır.

2.2. Endüstriyel Atıksular

Endüstriyel atıksular, endüstriyel tesislerin çeşitli hammadde ve yardımcı hammaddeleri kullanarak ürün elde etmesi sürecinden kaynaklanan atıksulardır. Atıksuda kirlilik yıkama, taşıma, pişirme gibi pek çok işlemten kaynaklı olabilir. Bu işlemler neticesinde suda oluşan kirletici miktarına bağlı olarak su kirliliği oluşur. Ayrıca işletmede çalışan kişilerce kullanılan banyo, tuvalet ve yemekhanelerinden gelen

evsel nitelikli sular da endüstriyel atıksularda bulunmaktadır. Türkiye’ye ait endüstriyel atıksu verileri Tablo 2.4’te verilmiştir.

Tablo 2.4. Türkiye Endüstriyel Atıksu Envanteri (TÜİK, 2020)

	Birim	2010	2012	2014	2016	2018
Deşarj edilen atıksu miktarı	x10m ³ /yıl	1,256,195	1,539,818	1,931,282	1,900,356	2,431,855
Arıtılarak deşarj edilen toplam atıksu miktarı	x10m ³ /yıl	164,315	188,577	207,575	251,243	276,538
Alıcı ortamlarına göre deşarj edilen atıksu miktarı	x10m ³ /yıl					
Şehir Kanalizasyonu		80,922	59,459	59,723	58,124	64,134
Deniz			1,193,937	1,558,816	1,518,126	1,976,984
Göl		239				
Akarsu		244,893	148,432	140,321	136,234	164,818
Baraj		731.0		486.0		568.0
Atık Barajı					75	
Foseptik		5,446	2,539	2,126	2,347	3,467
OSB Kanalizasyonu		109,326	113,658	121,292	130,337	164,484
Diğer Alıcı Ortamlar		28,443	13,683	47,764	52,479	53,880
Atıksu arıtma tesisi sayısı	adet					
Fiziksel/Kimyasal		656	778	878	1,077	1,386
Biyolojik		1,089	1,190	1,094	1,177	1,323
Gelişmiş		80	107	124	107	118
Atıksu arıtma tesisi kapasitesi	x10m ³ /yıl					
Fiziksel/Kimyasal		103,387	159,582	157,153	196,759	223,503
Biyolojik		335,505	334,402	318,508	344,537	368,568
Gelişmiş		51,062	61,825	63,792	57,970	83,946
Atıksu arıtma tesislerinde arıtılan atıksu miktarı	x10m ³ /yıl					
Fiziksel/Kimyasal		54,677	57,797	66,865	100,145	108,422
Biyolojik		170,061	151,291	149,822	158,653	182,678
Gelişmiş		19,760	30,559	27,425	26,235	41,290

Endüstriyel atıksular, imalat türüne, üretim miktarına, kullanılan hammadde ve işlemin türüne göre farklı içerikte olabilirler. Yoğun organik madde içerdiklerinden biyooksidasyona uğrayabilirken, yoğun inorganik madde de içerebilirler. Bu yüzden

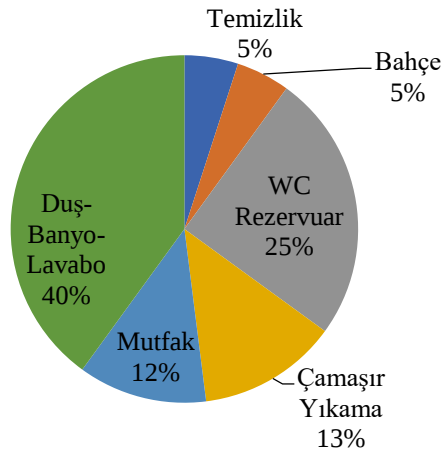
TAKM, BOİ ve KOİ bir mg/L'den birkaç bin mg/L'ye kadar değişebilmektedir (Jern, 2006).

Endüstriyel atıksular içerdikleri parametreler bakımından büyük farklılıklar gösterirler. Öyle ki tesis içerisinde prosesin farklı aşamalarında ve farklı zamanlarında dahi farklı karakterizasyona sahip bulunabilir. Dolayısıyla arıtma tesisi seçiminde mutlak surette atıksuyun karakterizasyonu belirlenmeli ve buna göre değerlendirme yapılmalıdır. Günümüzde teknolojik gelişmeler ve sanayi devrimiyle önem kazanan endüstriyel faaliyetlerin, çevreye olan negatif etkisini azaltmak için başta endüstriyel atıksuların arıtılması, hatta suyun geri kazanılması, büyük önem taşımaktadır.

Endüstriyel atıksular, üretim prosesinden kaynaklanan atıksular, proses harici oluşan atıksular ve çalışan kişilerin ihtiyaçları neticesinde oluşan evsel nitelikli atıksular olmak üzere üç kaynaktan oluşmaktadır (Tünay, 1996).

2.3. Evsel Atıksular

Evsel atıksu; yaygın olarak yerleşim bölgelerinden ve çoğunlukla evsel faaliyetler ile insanların günlük yaşam faaliyetlerinin yer aldığı okul, hastane, otel gibi hizmet sektöründen kaynaklanan atıksular olarak tanımlanmıştır (Çevre Bakanlığı, 2004). Evsel nitelikli atıksular, konutlardan, kurumlardan, ticari ve endüstriyel kuruluşlardan gelen atıksular ile yeraltı, yüzeysel ve yağmur suyu gibi suların bir bileşimi olarak da tanımlanabilir (Metcalf ve Eddy, 1991). Mara ise evsel atıksuları; insan vücudu atıklarından, yıkanma, genel temizlik ve mutfak işleri sonucu oluşan atıksular olarak tanımlamıştır (Mara, 1978). Şekil 2.3.'de günlük evsel su tüketim oranları verilmiştir.



Şekil 2.3. Günlük Evsel Su Tüketimi Oranları (Mara, 1978)

Tanımlardan da anlaşılacağı gibi, insanın var olduğu ve suya ihtiyaç duyduğu her alan evsel atıksuların kaynaklarını oluşturmaktadır. Çeşitli amaçlar çerçevesindeki su sarfiyatı kişi başına veya kullanım birimi başına belirli değer aralıkları arasında yer alır. Türkiye’ye ait evsel atıksu verileri Tablo 2.5’de verilmiştir.

Tablo 2.5. Türkiye Evsel Atıksu Envanteri (TÜİK, 2020)

	Birimi	2010	2012	2014	2016	2018
Toplam Belediye Sayısı	adet	3,225	2,950	1,396	1,397	1,399
Kanalizasyon Şebekesi İle Hizmet Verilen Belediye Nüfusu	kişi	54,017,052	58,754,795	65,071,589	67,732,686	69,732,686
Kanalizasyon Şebekesi İle Hizmet Verilen Belediye Nüfusunun Toplam Belediye Nüfusuna Oranı	%	88,0	92,0	90,0	90,0	91,0
Kanalizasyon Şebekesi İle Hizmet Verilen Belediye Sayısı	adet	2,235	2,300	1,309	1,338	1,357
Alıcı Ortamlara Göre Şebekeden Deşarj Edilen Atıksu Miktarı	x10m ³ /yıl	3,582,131	4,072,563	4,296,851	4,499,145	1,795,130
Atıksu Arıtma Tesisi Sayısı	adet	326	460	604	881	991
Atıksu Arıtma Tesisi İle Hizmet Verilen Belediye Nüfusu	kişi	38,050,717	43,543,737	49,358,268	56,016,738	60,528,175
Atıksu Arıtma Tesisi İle Hizmet Verilen Belediye Nüfusunun Toplam Belediye Nüfusuna Oranı	%	61,7	68,3	68,1	74,8	79,0
Atıksu Arıtma Tesisi İle Hizmet Verilen Belediye Sayısı	adet	438	536	513	581	644
Atıksu Arıtma Tesisi Kapasitesi	x10m ³ /yıl	5,293,204	5,532,352	5,549,506	5,911,326	6,366,650
Atıksu Arıtma Tesislerinde Arıtılan Atıksu Miktarı	x10m ³ /yıl	2,719,151	3,256,980	3,483,787	3,842,350	4,236,419
Belediyelerde Deşarj Edilen Kişi Başına Günlük Atıksu Miktarı	L/kişi.gün	182	190	181	183	188

Evsel atıksuda kişi başı oluşan günlük ortalama kirlilik miktarları Tablo 2.5’de, kullanım birimi başına değer değişim aralığı Tablo 2.6’da ve sarf edilen yerlere göre değerleri Tablo 2.7’de verilmiştir.

Tablo 2.6. Evsel atıksuda kişi başı oluşan günlük ortalama kirlilik miktarları (Tünay ve Meriç 2000)

Kirletici Kaynak	İnorganik Katı Madde (mg/L)	Organik Katı Madde (mg/L)	Toplam (mg/L)
Tuvalet	19	63	82
Mutfak ve banyo	11	47	58
İçme suyu	50	-	50
Toplam	80	110	190

Tablo 2.7. Evsel atıksu birim değerleri (Tünay ve Meriç, 2000)

Sarf Yeri	Birimi	Değer
Evsel	L/kişi.gün	150-500
Otel	L/kişi.gün	150-225
Büro	L/kişi.gün	30-75
Lokanta	L/kişi.gün	30-40
Hastane	L/kişi.gün	50-1000
Okul	L/kişi.gün	60-120

Belediyelerin hizmet sınırları içerisinde sorumluluğu gereği yapmış olduğu faaliyetler neticesinde ortaya çıkan atıksular da evsel nitelikli atıksu olarak değerlendirilirler ve kanalizasyon sistemlerine deşarj edilirler (Polprasert, 1989).

Evsel atıksuların yaklaşık %95-99'unu su, diğer %1-5'lik kısmını organik ve inorganik maddeler oluşturmaktadır. Önemli miktarda endüstriyel atıksu içermiyorsa yoğunluğu aynı sıcaklıktaki suyun yoğunluğuna yakındır (Metcalf ve Eddy, 1991). Taze atıksu bulanık olup, büyüklü küçüklü yüzen veya AKM ve koloidal yapıda çok küçük katı maddeler içerir. Fiziksel olarak arzu edilmediği gibi içerdiği patojen organizmalar nedeniyle de oldukça tehlikelidir (Mara, 1978).

Evsel atıksuların rengi genellikle açık kahverengimsi gridir ve kendine has bir kokuya sahiptir (Metcalf ve Eddy, 1991). Atıksuyun renginin, kanalizasyon sisteminde kalma süresinin artması ve ortamda anaerobik şartların gelişmesiyle koyu griye ve daha sonra siyaha doğru değişmesi söz konusu olabilir. Atıksuyun siyah renge dönmesi, anaerobik hale geldiğini ifade etmektedir. Bu renk, anaerobik şartlarda oluşan sülfür formlarının atıksudaki metallerle reaksiyona girmesi ile oluşan metalik sülfürlerden kaynaklanır (Metcalf ve Eddy, 1991).

Evsel atıksuların ortalama sıcaklıkları, kaynaklandığı coğrafi bölgeye ve mevsime bağlı olarak 10-21°C arasında değişmektedir. Sıcak iklimlerde evsel atıksular, çözünmüş oksijen içeriğini çabuk kaybeder ve böylece septik hale geçer. Septik atıksu kötü bir kokuya sahip olup bunun en önemli kaynağı hidrojen sülfürdür (Mara, 1978). Hidrojen sülfürden kaynaklanan çürük yumurta kokusu septik atıksuların ayırt edici özelliğidir.

Günümüz gelişmiş toplumlarının kendilerine yeterli su ihtiyaçlarını sağlayabilmelerinin, gelişmelerinde önemli rol oynadığı dikkat çekmektedir. Temiz su varlığı, toplumun yaşam kalitesinde ve su kullanım alanlarında çeşitliliğe neden olacak, bu çeşitlilik de oluşacak atıksu miktarını artıracaktır. Evsel atıksuların miktar ve özellikleri, atıksuyu oluşturan nüfusun yoğunluğuna, gelişmişlik düzeyine, sosyokültürel yapıya, mevsimlere, gün içerisindeki etkin saatlere, hizmet sektörünü oluşturan yapıların varlığı ve sayılarına, kanalizasyon sisteminin teşkiline bağlı olarak farklılık göstermektedir.

2.3.1. Evsel Atıksuların Genel Özellikleri

Evsel atıksuyun kirlilik konsantrasyonunu etkileyen temel parametreler nüfus yoğunluğu ve kullanılan su miktarıdır. Atıksuyun üretildiği yerin coğrafik konumu, mevsimsel şartları, yer alan toplumun gelişmişlik düzeyi, yaşam şartları, alışkanlıkları gibi özelliklerin yanında evsel atıksuya karışan farklı nitelikteki atıksular da kirlilik konsantrasyonuna etkileyen parametreler olarak karşımıza çıkmaktadır. Evsel atıksuyun özelliklerinin anlık değişiklik göstermesinin, kirlilik konsantrasyonunun dış etkenlere duyarlılığı ve etki parametrelerinin çok olmasından kaynaklandığı açıktır. Evsel atıksularda bulunan organik ve inorganik katılar kirliliği oluşturlar. Bu kirleticiler atıksu içerisinde katı halde bulunabileceği gibi kolloidal ve çözünmüş olarak da bulunmaktadır. Evsel atıksu içerisindeki katı maddelerin 2/3'lük kısmını çözünmüş formlar temsil ederken, 1/3'lük kısmını ise süspanse maddeler oluşturmaktadır. Çözünmüş katı madde formlarının ağırlıklı oranı inorganik maddelerden, süspanse maddelerin ağırlıklı oranı organik maddelerden meydana gelmektedir. Atıksuların karakterine göre, atıksu özellikleri Tablo 2.8'de verilmiştir.

Tablo 2.8. Evsel atıksularda bulunan parametreler (Arceivala, 1998)

Madde	Atıklarda bulunan değeri (g/N-gün)
BOİ ₅	45-54
KOİ	(1,6 - 1,9)BOİ ₅
TOK	(0,6 - 1,0)BOİ ₅
TKM	170 - 220
AKM	70 - 145
İnorganikler ($\geq 0,2\text{mm}$)	5 - 15
Metalik yağ	10 - 30
Alkalinite (CaCO_3 şeklinde)	20 - 30
Klor	4 - 8
Toplam N	6 - 12
Organik N	$\sim(0,4)\text{TN}$
Serbest N	$\sim(0,6)\text{TN}$
NO_3	(0,0-0,5)TN
Toplam P	0,6 - 4,5
Organik P	$\sim(0,3)\text{TP}$
İnorganik P (orthopolifosfatlar)	$\sim(0,7)\text{TP}$
Potasyum (K_2O olarak)	2,0 - 6,0
100 mL atıksuda görülen mikroorganizmalar	
Bakteri	$10^9 - 10^{10}$
Koliform	$10^9 - 10^{10}$
Faecal Streptococci	$10^5 - 10^6$
Salmonellatyphosa	$10^1 - 10^4$
Protozoa kistleri	$\leq 10^3$

Evsel atıksuyun değişimine sebep olan diğer iki faktör ise; endüstriyel atıksuyun, evsel atıksuyun taşındığı kanalizasyon sistemine bırakılması ve yağmur sularının kanalizasyon sistemine sızmasıdır. Her ne kadar yağışların atıksuyu seyrelteceği düşünülse de bazen mevsimsel olarak beklenmedik ve aşırı miktardaki yağışlar suyun özelliğini düşünülenin aksine değiştirebilmektedir. Bu durum, kanalizasyon sisteminin eski oluşundan, kanalizasyon borularının üst seviyelerindeki kurumuş atıkların ani bir şekilde artan debiden dolayı atıksuya karışıp kirlilik yükünü arttırmasından yahut yağmurun yağmasıyla yollardan gelen asfalt parçalarının kanalizasyonda atıksuyla karışmasından kaynaklanabilir (Arceivala, 1998).

Yağlar, karbonhidratlar ve proteinler, atıksudaki en belirgin organik kirleticilerdir. Günlük yaşantıda kullanılan kimyasal maddelerin bünyesinde yer alan pestisitler ve fenoller de sentetik organikler olarak atıksuda bulunan diğer kirleticilerdir. Atıksu içerisinde bulunan katı maddeler askıda katılar ve filtre edilebilen katı maddeler olmak üzere 2'ye ayrılırken, askıda katı maddeler çökebilen ve çökemeyen, filtre edilebilen katı maddeler ise kolloidal ve çözünmüş maddeler olarak incelenebilmektedir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Ağır metaller evsel atıksu muhtevasında serbest iyonlar halinde ve askıda katılara tutulu halde bulunurlar. Ağır metaller, düşük pH değerlerinde, evsel atıksu içerisinde iyon yapıları ile, normal pH değerlerinde ise katı maddelere tutulmuş olarak yer alabilirler. Ağır metallerin nötr pH dolaylarında katı partiküllere tutunma kabiliyeti Cd için %80, Cr ve Pb için %70, Zn ve Cu için % 50 mertebelerinde olurken, Ni için % 10 mertebesindedir (Odegaard, 1989).

Atıksu içindeki kirletici konsantrasyonu su tüketimi miktarına göre değişmektedir (Gürü ve Yalçın, 2010). Evsel atıksular kirlilik yüklerine göre zayıf, orta ve kuvvetli karakterli olarak sınıflandırılmaktadır. Evsel atıksuların genel bileşenleri Tablo 2.9'da verilmiştir.

Tablo 2.9. *Evsel atıksuların genel bileşimi (Metcalf ve Eddy, 1991)*

Nitelik	Zayıf	Orta	Şiddetli
TKM, mg/L	350	720	1200
AKM, mg/L	100	220	350
Çöken Katı, mg/L	5	10	20
BOİ ₅ , mg/L	110	220	400
TOK, mg/L	80	160	290
Toplam N, mg/L	20	40	85
Toplam P, mg/L	4	8	15
Klor, mg/L	30	50	100
Alkalinite, (CaCO ₃ olarak)	50	100	200
Yağ vd	50	100	150

Henze (1992), evsel atıksu içerisindeki organik maddeleri, inert çözünmüş, biyolojik olarak kolay parçalanabilir (hidroliz hızı yüksek), biyolojik olarak zor parçalanabilir (hidroliz hızı yavaş), biyokütle ve inert askıda malzeme şeklinde sınıflandırmıştır. Bahsi geçen çalışmada, toplam KOİ nin % 20-25 kadarı inert KOİ ile,

% 20 kadarı kolay parçalanabilir organikler ile ve % 15-20 kadarı da heterotrofik biyokütle ile temsil edildiği ortaya konmuştur.

Evsel atıksuları, gri su ve siyah su olarak ikiye ayırabiliriz. Gri su banyo sularını, çamaşır ve bulaşık makinası suları ile mutfak sularını içermektedir. Evsel atıksuların büyük bir kısmını oluşturan gri su daha az organik maddeler ve besinler içermektedir. Ayrıca üre, katı atık ve tuvalet kağıdı ihtiva etmemektedir (Sarioğlu, 2011).

Gri sular da kirlilik oranlarına göre düşük yüklü ve yüksek yüklü olmak üzere ikiye ayrılır. Yüksek yüklü atıksuları mutfaktan, çamaşır ve bulaşık makinasından gelen deterjan içeren atıksuları içermektedir. Düşük yüklü gri atıksular, yüksek yüklü atıksular ve siyah atıksulara göre daha az kirliliğe sahip banyo sularını ve lavabo sularını içermektedir (Sarioğlu, 2011).

2.3.2. Evsel Atıksuların Bileşenleri

Evsel atıksuların özelliklerini belirleyen fiziksel, kimyasal ve biyolojik nitelikli pek çok bileşeni mevcuttur. Tablo 2.10'da evsel atıksuların fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenleri verilmiştir.

Tablo 2.10. Evsel atıksuların fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenleri (Metcalf ve Eddy, 1991)

Fiziksel Özellikler	Kimyasal Bileşenler			Biyolojik Bileşenler
	Organikler	İnorganikler	Gazlar	
Renk	Karbonhidratlar	Alkalinite	Metan	Canlı hücreler
Koku	Yağ ve gres	Klorürler	Oksijen	Tek hücreliler
Katı maddeler	Pestisitler	Ağır Metaller	Hidrojen sülfür	Virüsler
Sıcaklık	Fenoller	Azot		
	Proteinler	pH		
	Yüzey aktif mad	Fosfor		
		Sülfür		
		Toksik bileşen		

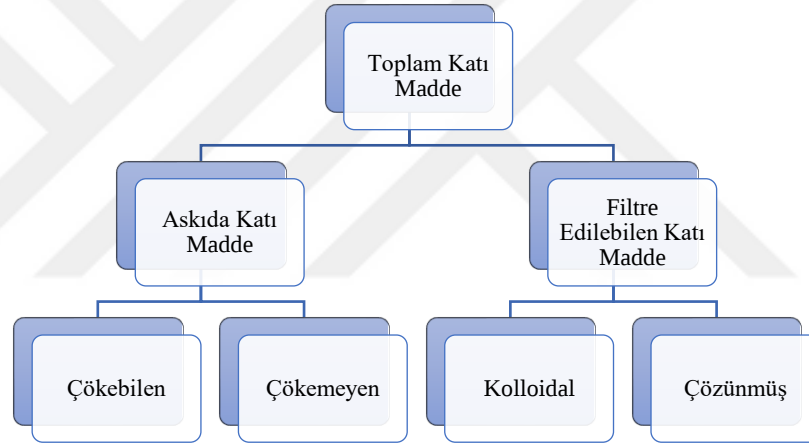
2.3.3. Fiziksel Özellikler

Toplam katı madde, koku, renk ve sıcaklık, evsel atıksuların fiziksel özelliklerini belirlemede en önemli parametreler olarak karşımıza çıkmaktadırlar.

2.3.3.1. Toplam Katı Madde

Evsel atıksulardaki en temel fiziksel parametre, katı maddelerdir. Suda bulunan katılar tipik olarak nehir yataklarından, göllerden gelen kum ve killeri, doğal antropojenik kaynaklardan taşıdıkları organik maddeleri ve mikroorganizmaları içerirler. Katı maddeler, askıda katı maddeler, çözünebilir katı maddeler, çökebilir katı maddeler ve uçucu (550°C 'de yanabilen) katı maddeler olarak tanımlanır ve arıtma sistemleri, bu parametrelerin ortadan kaldırılması için planlanır (Vigil, 2003).

Atıksuda bulunan katıların bir kısmı filtrelenebildiği gibi bir kısmı da ayrıştırılamamaktadır. Filtre edilebilen kısım, filtreden geçen kolloidal parçacıkları ve çözünmüş katıları içerir. Filtre edilemeyen kısım ise, filtreden geçmeyen çökebilir ve çökelemeyen fraksiyonları içerir (Sincero P. ve Sincero A., 2002). Katı maddelerin sınıflandırılması Şekil 2.4'de verilmiştir.



Şekil 2.4. Katı maddelerin sınıflandırılması (Sincero P. ve Sincero A., 2002).

2.3.3.2. Koku

Evsel atıksuları oluşturan organik maddelerin bozulması neticesinde oluşan gazlar, kokuya sebebiyet vermektedir. Çeşitli mikroorganizmalar, doğal maddelerin parçalanması ve hidrojen sülfat redüksiyonları, doğal kaynaklarda kokuya neden olan maddelerin oluşmasına sebep olabilmektedir (Cox,1964). Havasız ortamda septik hale gelen atıksuda oluşan hidrojen sülfür nedeniyle oluşan koku, atıksuyun en belirgin kokusudur.

Algler tipik olarak atıksuda koku ve tat oluşumunu sağlayan organizmalardır. Bununla birlikte yaprak ve ağaçların biyolojik olarak bozunmaları da koku oluşumuna sebep olmaktadır. Ayrıca atıksuda bulunan yağlar, birtakım kimyasallar ve organik içerikli sıvılar da koku oluşmasına yol açmaktadır (Vigil, 2003).

2.3.3.3. Renk

Saf haldeyken renksiz ve kokusuz olan suyun rengi, temas ettiği endüstriyel atık, organik ve inorganik eriyiklere bağlı olarak değişmektedir. Renk, evsel atıksularda ayırt edici parametrelerin başında gelmektedir.

Evsel atıksuyun rengi, kirlilik yüküne ve ortamdaki oksijen düzeyine göre sarı, gri, kahverengi ve siyah olabilmektedir. Taze atıksu gri renkte iken septik atıksu siyah renktedir. Bitki örtüsünden ve inorganik maddelerden bozulan malzemeler suya renk verir. Ayrıca evsel atıksulara endüstriyel atıksuların karışmasının da renk değişimlerine sebep olduğu bilinmektedir (Metcalf ve Eddy, 1991; Sincero P. ve Sincero A., 2002). Suyun içindeki askıda kolloidal katıların suya verdiği renge “zahiri renk” denir ve bu renk genellikle gridir. Bozunmuş organik maddelerle temas etmiş sular açık sarıdan kahverengiye kadar renk alabilir, endüstriyel atıkların atıksuya deşarj edildiği noktada endüstrinin tipine göre çok çeşitli renklerle karşılaşılabilir (Vigil, 2003).

2.3.3.4. Sıcaklık

Sıcaklık, kimyasal reaksiyonları ve reaksiyon hızlarını, sucul hayatı ve suyun faydalı kullanılabilirliğini etkilediği için önemli bir parametredir (Metcalf ve Eddy, 1991). Sıcaklık pekçok mikrobiyal faaliyetin gerçekleşmesinde etkin rol oynamaktadır. Genellikle atıksu sıcaklığı, kış aylarında hava sıcaklığından daha yüksek, yaz aylarında ise daha düşüktür (White,1977). Evsel atıksuların sıcaklıkları 15,6°C civarındaki referans değerinin yanı sıra, coğrafi konuma bağlı olarak 10 ila 22°C arasında çeşitlilik gösterir (Cox, 1964).

2.3.4. Kimyasal Bileşenler

Evsel atıksuların kimyasal bileşenlerini organikler, inorganikler ve çözülmüş gazlar oluşturmaktadır. Tablo 2.11.’de organik maddelerin analizleri yer almaktadır.

Tablo 2.11. Atıksularda organik maddelerin analizleri ve aralarındaki ilişki (Henze vd., 2002)

Sembol	Bileşen	Ham Atıksu
CKOİ	KOİ değeri	600 (gO ₂ /m ³)
CBOİ ₅	BOİ ₅ değeri	280 (gO ₂ /m ³)
CBOİ ₇	BOİ ₇ değeri	320 (gO ₂ /m ³)
CTOK	TOK değeri	200 (gC/m ³)
CTOİ	TOİ değeri	800 (gO ₂ /m ³)

2.3.4.1. Organik Bileşenler

Evsel atıksudaki AKM'nin % 70'lik kısmı ile filtrata geçen çözünmüş maddelerin % 40'lık kısmını organik maddeler oluşturmaktadır. Organik maddelerin %40-60'ını proteinler, %25-50'sini karbonhidratlar ve %10'luk kısmını ise yağ ve gresler oluşturmaktadır. Deterjanlar, pestisitler ve fenoller evsel atıksu kompozisyonunda yer almaktadırlar. Tablo 2.12'de görüleceği üzere, evsel atıksular içerisinde bulunan yağlar ve proteinler çözünmeye karşı daha dirençli davranırken, karbonhidratlar ağırlıklı oranda çözünmüş formlarla temsil edilmektedir.

Tablo 2.12. Evsel atıksulardaki organik madde kompozisyonu (Odegaard, 1989)

	Çözünmüş	Kolloidal	Supr-kolloidal	Çökebilin
Boyut	<0,08 µm	0,08-1,0 µm	1-100 µm	>100 µm
KOI, %	25	15	26	34
TOK, %	31	14	24	31
Yağ	12	51	24	19
Protein	4	25	45	25
Karbonhidrat	58	7	11	24
BOİ hız sbt., k (gün ⁻¹)	0,39	0,22	0,09	0,08

Biyolojik parçalanma hızı ise partikül boyutu ile ters orantılı olarak değişmektedir. Tablo 2.13'de evsel atıksulardaki kirleticilerin partikül boyutuna göre dağılımı görülmektedir.

Tablo 2.13. Evsel atıksulardaki kirleticilerin partikül boyutuna göre dağılımı (Odegaard, 1989)

	Çözünmüş	Kolloidal	Super-kolloidal	Çökebilin
Boyut aralığı	<0,025µm	0,025-3,0 µm	3-10 ⁶ µm	>10 ⁶ µm
BOİ, %	25	15	26	34
KOI, %	31	14	24	31
TOK, %	22	6	36	36
Top. P %	63	3	12	22
Top. N %	27	15	38	20

2.3.4.2. İnorganik Bileşenler

Alkalinite, klorür, ağır metaller, sülfür, fosfor, azot, toksik bileşenler ve pH hem evsel atıksuyun bünyesinde hem de arıtım proseslerinde biyokimyasal reaksiyonların

içeriğini belirlemede etkili olan inorganik bileşiklerdir. Bunlardan azot ve fosfor, bakteriler tarafından besin olarak kullanılmaktadır. Ağır metaller, diğer toksik maddeler ve yüksek konsantrasyonlu klorür, organizma faaliyetlerini olumsuz yönde etkilemektedir. Alkalinite ise özellikle biyolojik arıtma proseslerinde biyolojik aktivitenin devamlılığını sağlamaktadır.

2.3.4.3. Çözünmüş Gazlar

Evsel atıksuda havasız ortamda oluşan anaerobik mikrobiyal faaliyetler sonucunda metan ve hidrojen sülfür gazları oluşmaktadır. Bu gazlar kanalizasyon sistemlerinde yüksek miktarlarda bulunmaktadır. Hidrojen sülfürün atıksuya toksikolojik etkisi kadar kanalizasyon sistemine yaptığı korozif etkisi de çözünmüş gazların olumsuz etkilerine örnektir.

2.3.5. Biyolojik Bileşenler

Suyun biyolojik özellikleri, su kalitesini etkileyen sucul mikroorganizma popülasyonu ile doğrudan ilişkilidir (Gainey ve Lord, 1952). Tüm doğal sular insan sağlığı için zararlı olan birçok mikroorganizmayı içeren biyolojik organizma toplulukları taşır (Welch, 1980). Evsel atıksularda bulunan biyolojik bileşenler; canlı hücreler, bitkiler, kabuklular, funguslar, solucanlar, virüsler ve tek hücreliler gibi mikroorganizmalardır.

Tek hücreliler grubunu oluşturan bakteriler, protozoalar ve algler, çevre şartlarının olumlu ya da olumsuz etkilenmesini sağlamaktadır. Besin maddeleri (N ve P) konsantrasyonundaki artış alıcı ortamlarda bulunan bakterilerin kontrolsüz şekilde çoğalmasına, dolayısıyla ötrofikasyon oluşmasına, bunun sonucu olarak da alglerin oluşmasına zemin hazırlamaktadır. Su yüzeyinde gelişen algler güneş ışınlarının kırılmasını sağlarlar ve zamanla anaerobik bir ortamın oluşmasına zemin hazırlarlar (Kurt, 2007).

Bakteriler, içtiğimiz suda, yediğimiz yiyeceklerde, soluduğumuz havada ve vücudumuzun içinde yaygın olarak bulunan tek hücreli canlılardır. Bakteriler toprak yüzeyinde, nehir, göl ve denizlerde çok miktarda bulunurlar. Bakteriler hem zararlı hem de faydalıdır. Toplum tarafından üretilen atık maddeleri azaltırlar. Atıksu arıtma tesislerinde bakteriler kirlilik olarak tanımlanan maddeleri yerler ve biyokimyasal reaksiyonlarla son ürünlere (CO_2 , H_2O ve NH_3) dönüştürürler (Kurt, 2007).

Bakteriler protozoaları da besin kaynağı olarak kullanırlar. Atıksuda bulunan azot, fosfor, bakır, çinko gibi mineraller bakterilerin ihtiyaç duyduğu maddelerdir. Bakteriler tarafından kullanılan fosfor, azot ve bunların bileşiklerinin ortadan kaldırılmasında karbon kullanılmaktadır (Sincero P. ve Sincero A., 2002). Evsel atıksularının bileşenlerinin çevreye etkileri Tablo 2.14’te verilmiştir.

Tablo 2.14. *Evsel atıksu bileşenlerinin çevreye etkileri (Erdoğan vd., 2005)*

Bileşen	Bileşen Niteliği	Olası Etki
Mikroorganizma	Virüs, kurt ve bakteri	
Biyobozunur organik		Alıcı ortam oksijenini tüketir
Organik madde	Azot, fosfor, deterjan	Toksik tesir
Besleyiciler	Azot, fosfor, amonyak	Toksik tesir, oksijen yetersiz.
Metalik kirletici	Cıva, kurşun, krom, bakır, nikel	Toksik tesir
Diğer organikler	Asit, baz	Toksik, korozif tesir
Termal etki	Sıcaklık	Kötü yaşam koşulu
Koku	H ₂ S	Duyusal tesir
Radyoaktiflik		Toksik tesir

2.4. Başlıca Atıksu Parametreleri

2.4.1. Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ)

BOİ, su numunesindeki (20°C’da belirlenen zaman periyodunda ve tanımlanan şartlarda) organik maddelerin oksitlenmesi için mikroorganizmalarca kullanılan çözünmüş oksijen miktarıdır. Organik maddenin biyolojik olarak stabilizasyonunda gerekli oksijen miktarının tayininde, atıksu arıtma birimlerinin ebatlarının belirlenmesi ve bazı arıtma işlemlerinin veriminin ölçülmesi için kullanılmaktadır (Dağ, 2002). Yapının bozularak inorganik bileşenlerine ayrılması ve nitrifikasyon (azot içeren organik bileşenlerin nitrit ve nitrat formunu oluştururken oluşan amonyumun oksitlenmesi) olmak üzere iki basamaktan oluşur. BOİ’nin büyüklüğü; suda parçalanabilecek organik maddelerin doğası ve konsantrasyonu, mikroorganizmaların sayısı ve adaptasyonu, mikroorganizmalar için besinlerin doğası ve miktarı, inkübasyon süresi, sıcaklık, ışık etkileri ve toksik etkilere sahip maddeler ile biyolojik ve/veya biyokimyasal proseslerin etkileri gibi pek çok faktöre bağlıdır. Yukarıda değinilen işlemlerin ilerleme hızı çok yavaştır. İşlem öyle yavaş ilerler ki teorik olarak tamamlanma süresi neredeyse sonsuzdur. BOİ₅’te oksitlenme %60-70 dolaylarındadır

(Manilal vd., 1992). Standart metotlara göre uygulamaların çoğunda 5 günlük BOİ değeri kullanılmaktadır ve BOİ₅ ile ifade edilmektedir.

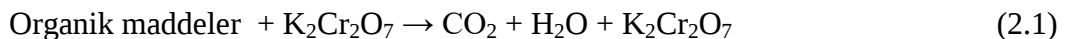
Biyooksidasyon, organik maddelerin atıksu içerisinde oluşturdıkları yanma olayıdır. Yanma, suyun içinde çözünmüş halde bulunan oksijen ile gerçekleşir. Atıksudaki organik madde miktarının oksidasyon süresince atıksudan alınan oksijen miktarına oranı lineerdir. Atıksuda bulunan organiklerde bulunan karbonun, CO₂'e dönüşümü tamamlanana dek biyolojik oksidasyon sürmekte, oksidasyon tamamlanana değin de BOİ artmaktadır.

Yerleşim yerlerinde kanalizasyon sisteminin etkin çalışması BOİ değerini olumlu etkilemektedir. BOİ değeri yerleşim yerlerinde yaklaşık 54g/N.gün'dür (Feachem, 1977). Henüz gelişme göstermemiş, etkin kollektör ağı bulunmayan bölgelerde, oluşan atıksuyun tamamının kanalizasyon sistemine alınamaması durumunda BOİ 30-40g/N.gün civarındadır. Ofis, okul gibi belirli sürelerle kullanılan alanlarda mevcut atıksularda 27g/N.gün, restoran ve kafeteryalarda ise 14g/N.gün civarındadır (Vigil, 2003). Tiyatrolar ve sinemalarda koltuk başına düşen BOİ değeri de normalin altında kabul edilirken, otel ve hastanelerde ise kişi başına düşen BOİ, normalin 1,5-2,5 katı olarak alınmaktadır. Eğer kanalizasyonda birleşik sistem kullanılıyor ise, BOİ %40 daha fazla, yani 77gr/N.gün civarında olabilir. Gelişmiş ülkelerde ise ~60gr/N.gün olarak kabul görmektedir (Ujang ve Henze, 2006).

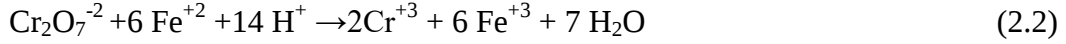
2.4.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

KOİ, yükseltgenebilir niteliğe sahip atıksu bileşenlerinin oksitlenmeleri için gerekli oksijen miktarını ifade etmektedir. Kimyasal oksidasyona uğrayacak bileşikler miktar olarak, biyooksidasyona dahil olacak bileşiklerden daha fazladır. Bu nedenle KOİ, BOİ'den büyük değerdedir (Cox, 1964). Ham atıksularda BOİ₅/KOİ, 0,4-0,8 (~0,65) kabul görmektedir (Sinan, 2010).

Atığın, organik içeriğini okside etmek için bir gerekli oksijen eşdeğer içeriğini ölçmekte, KOİ testi kullanılmaktadır. Atığın oksijen eşdeğeri ne kadar yüksekse, KOİ değeri de o kadar yüksek olur. K₂Cr₂O₇'ın asidik bir ortamda mükemmel bir oksidan olduğu bilinmektedir. Bir atıksuyun KOİ'sini belirlemek için, alınan atıksu numunesi sülfirik asitli ortamda belli hacimde, primer standart olan K₂Cr₂O₇ ile reaksiyona sokulur. Oluşan reaksiyon şöyledir:



Organik maddelerin kolay parçalanmalarını sağlamak ve oksitlenmeye yardımcı olmak için çözeltiye gümüş sülfat katılır. Kalan dikromat, molaritesi bilinen demir çözeltisi ile titre edilir.



Bazı atık türlerinde, KOİ ve BOİ arasında yüksek düzeyde bir korelasyon kurulabilir. Durum böyle ise, bir korelasyon eğrisi hazırlanabilir, böylece BOİ için analiz yapmak yerine KOİ analiz edilebilir. BOİ testinin beş gün, KOİ testinin ise sadece iki-üç saat sürdüğü düşünüldüğünde, KOİ/BOİ korelasyonu oldukça avantaj sağlayacaktır. Ardından korelasyon, arıtma tesisinin kontrolü ve işletilmesi için kullanılabilir (Sincero P. ve Sincero A., 2002).

2.4.3. Toplam Organik Karbon (TOK)

Suda asılı halde veya çözünmüş durumda bulunan organik materyallerin toplamıdır. TOK, karbondioksitin kızılötesi analizörü vasıtasıyla ölçümüyle belirlenmektedir.



Yukarıdaki denklemde görüldüğü gibi CO₂ miktarı, bize karbon miktarını verecektir. Test, bilinen bir miktar numunenin bir oksitleyici fırına enjekte edilmesi ile gerçekleştirilir. Fırının içindeki karbonun oksijen ile tepkimesinden oluşan karbondioksit miktarı, kızılötesi analizör ile nicel olarak ölçülür. Daha sonra TOK konsantrasyonu, karbonun karbondioksite olan kimyasal oranı kullanılarak hesaplanır. TOK organik kirliliğin gücünü tam olarak gösteren bir parametredir. (Sincero P. ve Sincero A., 2002). Atıksularda TOK çoğunlukla gübreler, pestisitler, yüzey aktif maddeler gibi antropik katkılardan kaynaklanmaktadır (Visco vd., 2005).

Bilhassa çok küçük boyuttaki organik konsantrasyonlarında etkin bir parametredir. Düşük organik madde konsantrasyonlarının ölçümünü sağlamakta ve güvenilir sonuçlar vermektedir (Metcalf ve Eddy, 1991). BOİ₅/TOK= 1-1,6 alınabilir.

2.4.4. Teorik Oksijen İhtiyacı (TeOİ)

Atıksuda yaygın olarak yer alan başta karbonhidrat, protein ve yağların içeriklerini karbon, azot, oksijen ve hidrojen oluşturmaktadır. Kirleticiler içeriklerini oluşturan bu elementlerin oksitlenebilmesi için oksijen gereklidir. Oksitlenme için gereken oksijen miktarı da eğer içeriğin kimyasal formülü biliniyorsa, kolaylıkla

bulunabilir. Bulunan değerin BOİ ve KOİ'den büyük olmasının gerekçesi, KOİ'de de oksitlenmemiş karbonlu bileşiğin bulunmasıdır.

2.4.5. Toplam Oksijen İhtiyacı (TOİ)

TOİ; BOİ, KOİ, TOK, TeOİ parametrelerinin teorik olarak kullanılmaya başlanılmasından sonra geliştirilmiş ve kullanılmaya başlanmıştır. Atıksuyun, Pt'nin katalizör olarak kullanıldığı yanma odasında bozunması ve bu süreçte ihtiyaç duyulacak ve kullanılacak oksijen miktarını ifade etmektedir.

2.4.6. pH

Çözeltilerin asidik ya da bazik niteliklerini ve bu niteliklerinin şiddetini ifade etmekte kullanılan, logaritmik ölçü birimidir. Atıksuyun tabi tutulacağı arıtma işlem ya da işlemlerinin belirlenmesinde, sahip olduğu pH değerinin önemi büyüktür. White (1977), içme suyunda 6-8, kaynak sularında 7, evsel atıksuda 7-8 pH değerlerinin gözlemlendiğini ifade etmektedir (White, 1977).

Çözeltilerin asidik-bazik özellikleri, içeriklerinde bulunan hidrojen iyonun aktivitesine bağlıdır. pH; hidrojen iyonu konsantrasyonunun negatif logaritması olarak tanımlanır ve matematiksel olarak;

$$pH = -\log [H^+]$$
 şeklinde ifade edilir.

pH, su ve atıksu için önemli bir parametredir. Sucul hayatta tolere edilebilir konsantrasyon aralığı oldukça dardır ki bu durum atıksu arıtımında da geçerlidir. Örneğin, arıtma tesislerinin nitrifikasyon yapılan kısımlarının pH 7,2-9,0 gibi dar bir aralıkta etkin oldukları bilinmektedir. Kanalizasyon sistemlerinde korozyona, atıksuyun pH 7-8 aralığı dışındaki nitelikleri sebep olmaktadır (Sincero P. ve Sincero A., 2002).

2.4.7. Askıda Katı Madde (AKM)

Su içinde çözünmemiş halde bulunan katı maddelerdir. AKM'nin bazıları iri parçalar halinde olup çökebilmektedir. Toplam AKM şöyle hesaplanır: Belli bir miktar atıksu alınır ve 0,45µm çaptaki porselen süzgeçten veya filtre kağıdından süzildükten sonra kalıntı 105°C sıcaklıktaki etüvde kurutularak tartılır ve böylece toplam AKM bulunur (Gürü ve Yalçın, 2010).

AKM, suların çeşitli amaçlar (içme, endüstriyel kullanım gibi) için kullanılmasını doğrudan etkiler. Doğal sularda ışık geçirgenliğini azaltıp, dip birikintilerine sebep

olarak su canlılarını da etkilemektedir. Bu özellikleri ile AKM atıksularda önemli bir parametredir.

2.4.8. Debi

Debi, ölçülmesi gereken önemli atıksu parametrelerinden biridir. Atıksu arıtma tesisinde kirlilik yükünün bilinmesi ve yüke göre tesis içinde önlem alınabilmesi için debinin bilinmesi büyük önem taşır.

2.4.9. Sıcaklık

Sıcaklık; atıksuda bulunan mikroorganizma faaliyetlerini, birbirleriyle etkileşimlerini, etkileşimin süresi ve hızını etkileyen önemli bir parametredir. Ayrıca metabolizma aktivitelerini, biyolojik çamurun çökeltme özelliğini, gaz transferini, tüm bu reaksiyonların hız ve şiddetlerini etkilemektedir.

2.4.10. İletkenlik

İletkenlik, sulu bir çözeltinin elektriği iletme yeteneğinin nicel ifadesidir. Özellikle elektrokimyasal atıksu arıtma yöntemlerinden birisi kullanılacaksa büyük önem teşkil etmektedir.

2.4.11. Klorür

Klorür, doğal tuz birikimlerinin çözülmesinden veya insan faaliyetlerinden kaynaklanan bir anyondur. Klorür, endüstriyel, ticari ve evsel faaliyetlerde yaygın olarak kullanılmaktadır. Deterjan sanayinde, plastik imalatında, gıdalarda, gübrelerde, kimyasallarda (çözücüler, yağ giderme maddeleri, yapıştırıcılar, böcek öldürücü ilaçlar, herbisitler), tıbbi malzemelerde, kişisel bakım ürünlerinde, sebze ve işlenmiş yiyeceklerde dahi bulunmaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991). Canlı organizmaların biyolojik aktivitelerinin doğal sonucu olarak açığa çıkmaktadır. Bu aktiviteler sonucu ortaya çıkan üre, evsel atıksularda klorür oluşmasına sebep olmaktadır. Yüksek sertliğe sahip suyun yumuşatılmasında klorür kullanılmakta, böylelikle atıksudaki klorür miktarı da artmaktadır. Bu atıksuların alıcı ortama deşarjı da alıcı ortamdaki klorür konsantrasyonunu artırmaktadır (Vigil, 2003).

2.4.12. Alkalinite

Su içerisinde çözünmüş bulunan karbonatlar, bikarbonatlar ve hidroksitlerin tamponlama kapasitesinin miktarsal ölçüsüdür. Atıksu genelde alkalidir (White, 1977). Bu alkali özelliğini suyun kaynağından, evsel kullanım sonucu atıksuya karışan atıklardan alır (Sincero P. ve Sincero A., 2002).

Alkalinite, bir atıksu arıtma tesisinin işletilmesinde kontrol edilmesi gereken bir parametredir. Atıksulardaki alkalinite, kalsiyum, magnezyum, sodyum ve potasyum gibi elementlerden, hidroksitler, karbonatlar ve bikarbonatların varlığından kaynaklanmaktadır. Alkalinite evsel atıksuların kapasite salınımları tamponlanarak kontrol altına alınabilmektedir.

2.4.13. Azot

Azot atıksuyun önemli bir bileşenidir. Protein yaklaşık olarak %16 azot içermektedir. Protein içindeki azot organik azottur. Bu nedenle, organik azot, bir organik atıktaki protein içeriğinin bir ölçüsüdür. Yediğimiz etlerde, tavuklarda azot içeren proteinler bulunmaktadır. İnsanlar tarafından bu besinler tüketilmekte ve azotun atıksuya karışımı bu şekilde olmaktadır. Özellikle kanalizasyon suları içeren evsel atıksularda fazla miktarda bulunur (15-20 mg/L) (Gürü ve Yalçın, 2010).

Azot atıksudaki mikroorganizmalar için bir besin maddesidir. Bir organik madde mikroorganizmalar tarafından saldırıya uğradığında, protein serbest amonyağa hidrolize olur. Atıksuda bulunan amonyak miktarı ölçülerek atıksuyun oluşum zamanıyla ilgili bilgi edinilebilmektedir. Amonyak miktarının çokluğu atıksuyun tazeliği ile paraleldir. Azot ve nitratlar, amonyanın nitritlere Nitrosomonas bakterisi tarafından oksitlenmesinin ve nitritlerin nitratlara Nitrobakter ile oksitlenmesinin sonucudur. Atıksudaki azot bileşiklerinin oksidasyonunda son aşama, bileşiklerin nitrata dönüşmeleridir (Vigil, 2003). Organik, serbest amonyak, nitrit ve nitrat azotlarının toplamına, toplam azot denir (Sincero P. ve Sincero A., 2002). Azot mikroorganizmaların büyümesi için gerekli olan amonyak azotu (NH₄-N) ve nitrat azotu (NO₃-N) gibi besi elementleri içermektedir. Bu nedenle azot ihtiva etmeyen atıksuları biyolojik yöntemlerle arıtmak mümkün değildir. Atıksularda azot, amonyum (NH₄⁺) ya da amonyak (NH₃) şeklinde bulunur. Azotun bulunuş biçimi, atıksuyun pH'sına bağlı olarak değişir.



$\text{pH} \geq 7$ ise amonyak formu, $\text{pH} \leq 7$ ise amonyum iyonları etkindir.

Bakterilerin, aerobik ortamdaki metabolik etkileşimleri ile gerçekleşen biyooksidasyon neticesinde amonyak oksitlenir, nitrit ve nitrat formunu alır. Nitritin kararsız oluşu, kolaylıkla nitrata dönüşmesine sebep olmaktadır. Atıksu konsantrasyonu içinde az bulunmaları (1mg/L), kararsızlığının sonucudur. Nitrat ise atıksuda 20mg/L'ye kadar bulunabilmektedir.

2.4.14. Fosfor

Atıksudaki mikroorganizmalar için bir besin maddesidir. Fosfor hem bitkilerde hem de hayvanlarda bulunur. Kemikler, dişler, sinirler ve kas dokuları fosfor içerir. Nükleik asit, DNA ve RNA da fosfor içerir. İnsan vücudu bu fosforu tükettiği yiyeceklerle alır. Bu yiyecekler yumurta, fasulye, bezelye ve süttür. İnsanlar tarafından kullanıldığı için, bu gıdalar fosfor ile birlikte atık sulara girerler. Atıksudaki fosforun bir diğer önemli kaynağı da deterjan üretiminde kullanılan fosfattır (Sincero P. ve Sincero A., 2002). Evsel atıksularda 4-15 mg/L oranında ortofosfat, polifosfat ve organik fosfor bileşikleri halinde fosfor bulunur. Fosforun yaklaşık %10'u AKM içinde bulunur (Gürü ve Yalçın, 2010).

Eğer atıksu, içeriğinde fosfor bulunduruyorsa, bulunduğu ortamda ötrofikasyon sürecinin başlaması muhtemeldir. Böylelikle alg konsantrasyonu artacak, bunun dışındaki mikroorganizmaların miktarı azalacaktır (White, 1977).

Günümüzde kimya endüstrisi, bilhassa deterjan sanayii büyük gelişme kaydetmiş, deterjan kullanımı hayli artmıştır. Bu da, deterjan üretiminde katkı maddesi olarak kullanılan fosfat ve polifosfat bileşiklerinin artması sonucunu doğurmuştur. Atıksulara bu yolla karışan fosfat, son dönemlerde belirginleşen, fosfor konsantrasyonundaki artışın ana kaynağını oluşturmaktadır.

2.4.15. Kükürt

Atıksularda rastlanılan bir diğer bileşen de sülfat iyonudur. Atıksuya oksijensiz ortamda etkiyen bakteriler, suda bulunan sülfatı S_2 ve H_2S 'e indirgerler. H_2S , nemli ortamda bakterilerin etkisiyle oksijen ile reaksiyona girer ve çok kuvvetli sülfürik asiti oluşturur. Sülfür konsantrasyonundaki artış, kanalizasyon sisteminde hasara yol açtığı gibi koku kirliliği ve potansiyel sağlık sorunlarını oluşturmaktadır.

2.4.16. Ağır Metaller ve Zehirli Bileşikler

Nikel, kurşun, krom, kadmiyum, çinko, bakır ve cıva gibi ağır metaller ve bu metallerin bileşikleri, tüm canlılar açısından zararlıdır. Bilhassa mikroorganizmalar için oldukça toksik etkiye sahiptirler. Buradan hareketle mikroorganizma etkin biyolojik arıtma proseslerinde özellikle istenilmezler. Bu ağır metaller, endüstriyel olarak çok fazla kullanılmadıklarından, evsel atıksuların içeriklerinde var olmaları da neredeyse olanaksızdır.

2.4.17. Çözünmüş Oksijen (DO)

Oksijen suda az çözünebilir bir gaz olup ancak hava ile temas eden suda bulunmaktadır. Oksijen bulunan suda fotosentez olayı gerçekleşir. Bakteriler ise ancak oksijen sayesinde biyolojik parçalanmayı sağlar. Suda bulunan oksijenin azalması ise sudaki biyolojik olayları durduracağından anaerobik çürüme ve kokuşma başlar. Atıksularda ise organik bileşiklerin parçalanması sonucu oksijen hızla azalır. Bu nedenle arıtma tesislerinde mikrobiyolojik parçalanma gerçekleşebilmesi için sisteme belli bir basınçta oksijen pompalanır (Gürü ve Yalçın, 2010).

2.4.18. Çökebilir Katı Maddeler

Atıksu içinde bazı katı maddeler kabın dibine çökerek birikebilir. Sıvı içerisinde yer aldığı halde, çökerek birikebilir katılardır. Çökebilir katı maddeler “imhoff konisi” kullanılarak ölçülür. (Gürü ve Yalçın, 2010).

2.4.19. Bulanıklık

Bulanıklık, suda bulunan organik ve inorganik maddelerden, mikroorganizmaların neden olduğu askıdaki maddelerden kaynaklanmaktadır. Bulanıklık suda ışığın saçılması veya absorbe edilmesine göre ölçülmektedir. Kirletici parametreleri arasındaki oran Tablo 2.15’de ve parametre kıyaslaması Tablo 2.16’da verilmiştir.

Tablo 2.15. Kirletici parametreler arasındaki tipik oranlar (Henze vd., 2002).

Parametre	Oran
KOİ / BOİ	2 - 2,5
KOİ / TN	8 - 12
KOİ / TP	35 - 45
BOİ / TN	4 - 6
BOİ / TP	15 - 20
KOİ / UAKM	1,4 - 1,6
UAKM / AKM	0,6 - 0,8
KOİ / TOK	2,5 - 3

Tablo 2.16. KOİ, BOİ ve TOK analizlerinin kıyaslanması (Boyles, 1997)

Parametre	KOİ	BOİ	TOK
Kullanılan Oksidan	$K_2Cr_2O_7$ $Mn_2(SO_4)_3$	Mikroorganizmalar	O_2 , $K_2O_2S_8$ ve bunların çeşitli katalizörlerle kombinasyonu
Kullanımı	Arıtma tesisi verimliliği ve su kalitesinin hızlı ve sık olarak izlenmesi	Prosesi ve bileşiklerin alıcı suların, ÇOI üzerindeki etkilerini modelleme	Numunelerde TOK miktarını ölçme
Analiz Süresi	2-3 saat	5 gün	Birkaç dakikadan birkaç saate
Hassasiyet	%5-10 nispi standart sapma (bu yüzden numeneler AKM içeriğinde daha da artabilir)	%15 nispi standart sapma(hassas sayılmaz)	%5-10 nispi standart sapma (bu yüzden numeneler AKM içeriğinde daha da artabilir)
Avantajlar	Kısa analiz süresi. Toksik madde oksidantı etkilemez. Giriş ve çıkış atıksuyunda KOİ değerindeki değişiklik, BOİ sonuçlarıyla paralel olabilir.	Uygun aşı ile doğal ortamdaki gibi seyrederek	Kısa analiz süresi BOİ ile ilişkilendirebilir ancak KOİ kadar ilişkili değildir
Dezavantajlar	Klorür girişi. Bazı organik bileşikler tamamen okside olmaz	Zehirli maddeler mikroorganizmaları öldürür. Mikroorganizmalar atıksudaki tüm materyalleri okside etmez.	Pahalı ekipman gerektirir. Bazı organik bileşikler tamamen okside olmaz. Oksijen talebini değil, TOK'ı ölçer

2.5. Atıksuların Alıcı Ortama Etkileri

2.5.1. Organik İçeriğin Ekosistem Sağlığına Etkisi

Organik maddeler, pestisitler, ağır metaller, radyoaktif maddeler gibi unsurlar bir taraftan akarsular, göller, denizler ve toprakta kirlilik oluştururken, diğer taraftan da bu ortamlardaki canlıların bünyesine girmek suretiyle besin zincirine geçer. Atıksular, doğrudan deşarj, yağışlarla yeraltı ve yüzeysel sulara taşınarak tatlı su kaynaklarının kirlenmesine neden olurlar. Buna bağlı olarak ekosistemdeki canlı türlerinin sayısının azalmasına ve ekolojik dengenin bozulmasına sebep olur.

Atıksuların içerdikleri organik maddeler, alıcı ortamlarda mikroorganizmalar aracılığıyla ayrıştırılırlar. Bu ayrışma başlangıçta aerobik şartlarda oluşur. Sudaki çözünmüş oksijen, mikroorganizmaların metabolik faaliyetleri için tüketilir. Tüketilen oksijen atmosferle su arasında gerçekleşen gaz transferi ile yeniden kazanılır. Bu, doğal bir döngü içerisinde sürekli olarak cereyan eden doğal arıtma sürecidir. Doğal arıtmayı gerçekleştiren canlı türleri, bunlar arasındaki etkileşimler ve organik maddenin parçalanması sırasında oluşan biyokimyasal reaksiyonlar çok karmaşık yapılara sahiptir.

Organik maddelerin, aerobik ayrışması normal süreçte devam ettiği müddetçe herhangi bir sorun teşkil etmemektedir. Ne var ki, alıcı ortama verilen organik madde yükünün hızla artması, aşırı miktarda oksijen tüketimine neden olacağından sudaki çözünmüş oksijen değeri sınır değerlerin altına düşebilir. Sulardaki oksijen tüketim hızı oksijen kazanma hızından çok daha yüksek ise, çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0 mg/L'ye kadar düşebilir. Bunun sonucu olarak da anaerobik ortam oluşur. Anaerobik mikroorganizmalar da sulardaki organik maddeyi tüketir. Atıksu, içinde bulunan aşırı miktarda organik materyali su yollarına getirdiği zaman, materyali tüketen aerobik bakteri sudaki çözünmüş oksijeni tüketir ve çözünmüş oksijen seviyelerini düşürebilen alg ve köpüklerin büyümesi tetiklenir. Her iki durumda da sucul yaşam zarar görür (Ferguson vd., 2003). Biyokimyasal reaksiyon sonucu hidrojen sülfür, metan ve karbondioksit gibi gazları açığa çıkarır. Ortamda kullanılan oksijen miktarının artması ya da bakteri yumağının çok hızlı bir şekilde büyümesi zararlara sebep olabilir.

Atıksuların alıcı ortamlarda ortaya çıkardığı en önemli çevre sorunlarından bir tanesi de ötrofikasyondur. Fosfor ve azotça zengin olan evsel atıksuları, tarımsal drenaj suları ve bazı endüstriyel atıklar alıcı ortamda beslenmeyi arttırarak fotosentezle aşırı alg üremesine ve organik madde miktarının artmasına ve sonuçta birtakım kimyasal değişikliklerin meydana gelmesine neden olur. Su ortamında besin zenginleşmesi ve aşırı organik madde üretiminin şekillendiği bu kirlenmeye ötrofikasyon adı verilir (Muslu, 1994).

2.5.2. AKM'nin Ekosistem Sağlığına Etkisi

Eğer atıksu arıtılmadan deşarj edilirse, içerdği katılar durgun bölgelere yerleşmeye meyillidir. Oksijen seviyesi, yakında kontamine olmuş alanlarda tükenecek ve bu durum anaerobik olarak parçalanmaya neden olacaktır. Bu kontaminasyon yüksek yoğunluklarda ise, oksijen tükeninceye kadar akarsu içindeki su septikleşecektir. Bu

durum yalnızca balıkları boğmakla kalmayıp, aynı zamanda ölü bölgelerin yaratılmasına ve akarsu dibindeki hayatın sonlanmasına sebep olacaktır (Ferguson vd., 2003).

2.5.3. Çözünmüş Tuzların Ekosistem Sağlığına Etkisi

Atıksu içindeki en önemli tuzlar nitratlar ve fosfatlardır. Bunlar bir dereceye kadar doğal yollarla meydana gelir. Nitrat aynı zamanda protein atık maddelerindeki organik azotun parçalanması ve idrardaki amonyak oksidasyonundan kaynaklanır. Fosfatlar, yıkamada kullanılan deterjanlarda bulunur ve ayrıca organik parçalanma ile üretilirler. Nitratlar ve fosfatlar büyüme için gerekli unsurlardır. Nitratlar ve fosfatlar doğal sulara (temiz sulara) bırakıldıklarında, alglerin ve sudaki yabancı otların büyümesine sebep olur. Bu aşırı büyüme ölümlere ve bozulmalara neden olur ve çözünmüş oksijenin daha fazla tüketilmesi ve su hayatının ölmesi anlamına gelir (Ferguson vd., 2003).

2.5.4. Bakteriler ve Virüslerin İnsan Sağlığına Etkisi

İnsan bağırsakları, dışkının bir parçası olan ve onunla birlikte atılan çok miktarda bakteri üretir. En yaygın ve kolayca ölçülebilen organizma, dışkı koliform bakterileri olarak adlandırılan E.coli, Escherichia coliform grubudur. Buna "gösterge" denir, çünkü varlığı sıcakkanlı hayvanların, dışkı maddesinin varlığına işaret eder. Her bir kişi günde yaklaşık 140 milyar fekal koliform atar.

Virüslerin ana sınıfı gastroenterite neden olan enterik virüslerdir. Kalsivirüs (Norwalk virüsü), rotavirüs, enterovirüs (çocuk felci ve menenjit) ve hepatit bunlara örnek olarak verilebilir. Genellikle virüsler dış dünyada çoğalmaz, ancak uzun süre hayatta kalabilirler. Poliovirüs, atıksu arıtma tesislerinden çıkan aerosollerde bulunabilmektedir. Deniz ortamında, bazı virüslerin muhtemelen askıda kalmış katılarda korunup, günlerce hayatta kalabileceği bilinmektedir.

İnsan atıklarındaki fekal koliform bakterilerin çoğu zararsızdır. Bununla birlikte, zarar verebilecek hastalık organizmaları ya da "patojenler" vardır. Bunlar tifo gibi bakteriler veya hepatit B gibi virüsler olabilir. Bu patojenlerle doğrudan temas veya su kaynağının kirlenmesi enfeksiyonlara neden olabilir (Ferguson vd., 2003).

2.5.5. Çözünmüş Diğer Bileşenlerin İnsan Sağlığına Etkisi

Atıksu, evlerden gelen gıdaları, ilaçları, kozmetik ürünleri ve temizlik ürünleri ile iş yerlerinden gelen metalleri, kimyasalları ve hormonları içerir. Bu atıklar küçük ya da lokalize alanlara fazla miktarlarda deşarj edilirse, kirlilik problemleri baş gösterebilir. Bu kirlilik problemleri ise besin zincirinin çeşitli noktalarında birikerek biyoakümülyasyona sebep olurlar. Çeşitli atık su kalıntılarının insan sistemi üzerindeki uzun vadeli etkileri olabileceği düşünülmektedir. Su, doğal olarak demir, çinko ve manganez gibi maddeleri içerir, ancak endüstriyel işlemler daha yüksek konsantrasyonlara neden olabilir. Konsantrasyonlar yüksekse, bazı metallere ve kimyasallara maruz kalma, vücudun sisteminin işleyişi üzerinde bir etkisi olabilir (Ferguson vd., 2003).

2.5.6. Endokrin Bozucular

İnsan anatomisindeki endokrin sistemi, büyüme, gelişme ve olgunlaşma, çeşitli organların çalışması gibi vücut fonksiyonlarının çoğunu düzenleyen karmaşık bir bez ve hormon ağıdır. Hipofiz, tiroid, adrenal, timus, pankreas, yumurtalıklar ve testisler de dahil olmak üzere endokrin bezleri doğal olarak kimyasal haberciler gibi davranırlar ve kan dolaşımına dikkatlice ölçülmüş hormon miktarlarını bırakırlar. Birçok yaşam fonksiyonunu kontrol etmek ve ayarlamak için vücudun farklı bölgelerine giderler.

Endokrin, bozucu sentetik bir kimyasaldır ve vücutta emildiğinde hormonları taklit veya bloke ederek vücudun normal işlevlerini bozar. Bu bozulma, normal hormon düzeylerini değiştirerek, hormon üretimini durdurarak veya uyararak veya hormonların vücudun içindeki dolaşım biçimini değiştirmesiyle olabilir. Bu durum insanlar için önemli olduğu kadar sucul yaşamda da oldukça önemlidir.

3. EVSEL ATIKSULARIN ARITILMASI

Atıksu arıtma, suyun kirletici unsurlarca atıksuya dönüşmesi ile kaybettiği niteliklere yeniden dönüşmesi ya da deşarj edildiği alıcı ortamın doğal dengesinde bozucu etkisini ortadan kaldırmak maksatlarıyla, fiziksel, kimyasal ve biyolojik tekniklerle temizlenmesi ya da etkisizleştirilmesi işlemidir.

Evsel atıksuların kirletici bileşenlerinin atıksudan uzaklaştırılması hedeflenerek atıksu arıtma tesisleri tasarlanmaktadır. Atıksuyun karakteristiğine, istenilen arıtma verimine bağlı olarak atıksu arıtma tesislerinin dizaynı birbirinden farklıdır (Vesilind vd., 2014).

Atıksu, içeriğindeki kirleticilerin uzaklaştırılması için, kirleticinin şekline bağlı olarak; fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri derece arıtmaya tabi tutulur. Atıksu bu işlemlerden sadece birisine veya birbirini takip eden bir dizi işleme tabi tutulabilir. Arıtma yöntemlerini, kullanılan işlemler bakımından üç grupta toplayabiliriz. Birinci yöntem fiziksel işlemlerden faydalanılarak yapılan mekanik arıtma yöntemidir. İkinci yöntem mikroorganizmaların ve biyokimyasal reaksiyonların rol oynadığı biyolojik arıtma yöntemidir. Diğer bir yöntem ise, kimyasal proseslere dayanan kimyasal arıtma yöntemidir. Bu yöntemlerden hangisinin ya da hangilerinin birlikte kullanılacağına, arıtılacak atıksuyun özelliklerine ve deşarj standartlarına bakılarak karar verilir (Samsunlu, 2011). Bu nedenle arıtılması gereken ham suyun miktarı ve özellikleri, arıtma tesislerinin boyutlandırılmasından önce bilinmelidir.

Kimyasal veya biyolojik arıtmadan önce uygulanan fiziksel arıtım, ana arıtma sistemine gelecek kirlilik yükünü azaltarak, buradaki ekipmanların (boru, vana vb.) zarar görmesini engeller ve aynı zamanda ilk aşamada uygulanan fiziksel arıtım işlemlerine yönelik maliyeti düşürür (Samsunlu, 2006).

Fiziksel arıtma ile atıksuda bulunan AKM'ler ve yüzebilen kirleticiler uzaklaştırılabilir. Aerobik, anaerobik ve fakültatif bakteriler yardımıyla yapılan arıtım ise biyolojik arıtmadır. Bu bakteriler yardımıyla atıksu içinde bulunan organik bileşikler parçalanır. Su içinde çözünmüş olan fosfatlar veya kolloidal olarak dağılmış tanecikler ise kimyasal çöktürme ile çökeltilir.

3.1. Atıksu Arıtma Tesislerinin Tarihi Gelişimi

Atıksuların uzaklaştırılması problemi insanlık tarihi kadar eskidir ve her zaman için uygarlığın bir göstergesi olagelmıştır. Yunanlılar, sıcak ve soğuk su tesisatlarını

geliştirmiş, Romalılar da umumi banyo sularını umumi tuvaletlerin yıkanmasında kullanarak bir döngü sağlamışlardır. Atıksular hendekler vasıtasıyla yerleşim yerlerinin dışına taşınarak göl, akarsu gibi su kaynaklarına deşarj edilmiştir. Eski Avrupa ve doğuda her zaman için içme suyu ile atıksuyun birbirine karışmaması gerektiği düşüncesi hakim olmasına karşılık, ilk atıksu toplama sistemleri, atıksuları yüzeysel sulara boşaltmaktan ibarettir. Lağım çukurları ve kulübe şeklindeki tuvaletler, bireysel sistemler olarak binlerce yıl kullanılmıştır. Bazı tarihçilere göre, MS 476'da Roma İmparatorluğu'nun çöküşünden sonra Avrupa'da kamu sağlığı teknolojisi de gelişmiştir. Lağımaları içme suyundan uzak tutma gayretleri başarısızlıkla sonuçlanmıştır (Ulutaş, 1998).

Sanayi devriminden sonra kent nüfusunun hızla artması, şehir planlaması ve kamu işlerinin tekrar düzenlenmesini zorunlu kılmıştır. Dünyada modern manada ilk arıtma tesisi 1842 yılında Hamburg'da (Almanya) inşa edilmiştir. Bundan 12 yıl sonra, 1855'de Chicago'da ilk kanalizasyon yapımına başlanmıştır. Tasfiye tesislerinin inşası ise 1870 yılından sonradır. Arıtma, sadece suyun kendi kendini temizleme kapasitesinin aşılmasından ve kirlenmenin tolere edemeyeceği durumlardan sonra göz önünde bulundurulmuştur. 1800'lü yılların sonunda 1900'lü yılların başında ve 1920'ye kadar çeşitli arıtma prosesleri denenmiştir. Son 30–40 yıldır atıksu arıtımında büyük avantajlar yakalanmış ve orijinal prosesler geliştirilip formüle edilmiştir. Öyle ki, evsel atıksulardan içme suyu kalitesinde su elde eden ileri arıtma teknikleri dahi geliştirilmiştir (Muslu, 1994).

19. yüzyılda birçok yerde ihtiyaç duyulan su, doğrudan kaynak veya yüzey sularından sağlanıyordu ve hiçbir arıtmaya tabi tutulmadan kullanılmaktaydı. Oluşan atıksuların su kaynaklarına ulaşmasıyla kolera, tifüs gibi hastalıklar ortaya çıktı. Bundan ötürü içme suyu, uzaktaki kirlenmemiş su rezervlerinden sağlanmaya başlandı. Zamanla suya duyulan ihtiyaç ve suyun efektif bir şekilde kullanılamaması, atıksu oluşumunu arttırmıştır. 1850–1900 yılları arasında İngiltere'deki atıksu sorunlarını inceleyip rapor etmekle sorumlu kurullar, atıksular için en uygun alıcı ortamın arazide arıtım olduğu yönünde karar vermişlerdir. 1900'lü yıllara kadar teknik yönden doğal bir arıtım şekli olan arazide arıtım, atıksuyun gübre etkisinden dolayı ön planda yer aldı. Uygun zemine ve arazi şartlarına sahip olmayan yerlerde bu teknik kullanılmadı. Bunun yerine fiziksel arıtım yöntemleri olan ızgaralar, elekler çökeltme ve filtre yapıları devreye girdi. İngiltere ve Amerika'da atıksu çürütme tanklarının hakim olduğu dönemlerde,

Almanya’da 1907 yılında Imhoff tarafından geliştirilen 2 kademeli çökeltme ve çürütme tankları kullanıldı (Laak, 1986).

3.2. Atıksu Arıtmada Hedefler

Canlıların yaşamları boyunca içinde bulundukları çevrenin, çevresel değerlerin, doğal kaynakların varlığının ve kalitesinin korunması ve en iyi bir biçimde kullanımının sağlanması, ekolojik dengeyi ve canlıların sağlığını bozabilecek her türlü olumsuz etkeni ortadan kaldırmak ya da minimuma indirmek amacıyla atıksu arıtma tesisleri planlanmakta ve optimum şartlarda işletilmektedir.

Atıksu arıtımında ana ilke; kanun, yönetmelik, tebliğ ve genelgeler ile belirlenmiş deşarj standartlarına değin, atıksuda bulunan kirletici parametrelerin ortadan kaldırılması ve minimum olumsuz etkiye sahip haliyle alıcı ortama aktarılmasıdır.

3.3. Fiziksel Arıtma

Fiziksel arıtma, atık suda bulunan çökelebilen, yüzebilen değişik boyutlardaki katı maddelerin, çözünmüş organik ve inorganik maddelerin uzaklaştırılması amacıyla uygulanan işlemleri kapsamaktadır. Fiziksel arıtma üniteleri, atıksularda bulunan kaba malzemelerin sudan ayrılması, akış ölçümü ve akış ayarı gibi herhangi bir kimyasal ilavesi olmadan yapılan arıtma aşamalarından oluşur. Fiziksel arıtma sistemlerine örnek; kum tutucular, ızgaralar, yüzdürme sistemleri, elekler, dengeleme havuzları ve çöktürme havuzlarıdır (George ve Edward, 1987). Atıksularda bulunan yüzen (örneğin yağ, gres, elyaf, talaş, plastik vb.) veya çökebilen (örneğin taş, kum, metal vb.) maddeler fiziksel arıtma yöntemleriyle sudan ayrılır.

3.3.1. Ön Arıtma

Ön arıtma, atıksuyun tesise verilmeden özelliklerinin iyileştirilmesi maksadıyla uygulanan birincil işlem olup atıksu arıtma tesislerinin girişinde yer alır. Atıksularda bulunan kaba malzemelerin ayrılması, akış ölçümü ve akış ayarı gibi herhangi bir kimyasal ilavesi olmadan yapılan arıtma aşamalarından oluşur. Kirleticiler ilk aşamada uzaklaştırılmadığı takdirde proseste yer alan pompalar, çamur giderme ekipmanları, vanalar gibi ekipmanlara zarar vererek sistemde sorun oluşturabilmektedir.

3.3.2. Eleme

Eleme işleminde ızgara ve elekler kullanılmaktadır. Izgaralar, ince ve kaba ızgara olmak üzere iki şekilde dizayn edilirler (Samsunlu, 2011).

3.3.3. Kaba ızgaralar

İçerisinde büyük boyutlu madde bulunan atıksuların arıtım mekanizmasına zarar vermemesi için kullanılan arıtım üniteleridir. Büyük hacimli maddeler pompa ve diğer arıtım elemanlarına zarar verebilmekte ve diğer arıtım ünitelerine gelen yükü arttırmaktadır. Izgaralar, ince ve kaba ızgara olmak üzere iki şekilde dizayn edilirler (George ve Edward, 1987).

Elekler: Kaba ızgaralar atıksu arıtma tesislerinin koruyucu ekipmanı olarak ilk ünite kısmında yer alır. Hemen hemen her arıtmada kullanılan ilk ünite çubuk ızgaralar, elekler ve öğütücülerdir.

3.3.4. Çubuk ızgaralar

Arıtma tesislerinin su alma yapılarında tesis ekipmanlarına zarar verebilecek ebatta kaba pislikleri sistemden güvenli bir biçimde fiziksel olarak uzaklaştırılmasına yarayan ekipman, çubuk tipi mekanik ızgaradır.

Çubuk tipi ızgaralar mekanik veya manuel olarak ikiye ayrılırlar. Mekanik ızgara çubuk aralıklarına göre ince ve kaba ızgara olarak adlandırılır. Mekanik ızgaralar atıksu arıtma tesislerinin yanı sıra, pompa terfi istasyonları ve su temini yapılarında etkili bir şekilde çalışmaktadır. Açık kanal montajlı olarak kullanılan ekipman, 70-75 derece açı ile montaj edilmektedir. 15 mm ve daha küçük çubuk aralığındaki ızgaralar ince, 15 mm'den daha büyük açıklıktaki ızgaralar kaba ızgara olarak adlandırılır.

3.3.5. İnce ızgaralar

Atıksu arıtma tesislerinde kaba ızgara ünitesinden kaçan 20-30 mm boyutundaki katı maddelerin ayrılması amacıyla kullanılan, genellikle mekanik temizlemeli donanımlardır. Katı maddelerin ayrıştırılmasının yanında atıksudan yağ giderimine de katkı sağlarlar. İnce ızgaralar ile yapılan mekanik arıtma neticesinde atıksudaki oksijen miktarı da artırılmaktadır.

Atıksu içinde bulunan ve ızgaralar ile tutulan katı maddelerin depolanması sakıncalıdır. Evsel katı atıkların bertaraf yöntemleri olan birlikte yakma, depolama, kompostlaştırma gibi yöntemlerle ortadan kaldırılırlar (Azman, 2005).

3.3.6. Elekler

Arıtma tesisine giren atıksuyun içerisindeki katı maddelerin tutulması ve sistemin giriş kirlilik yükünün azaltılması amacıyla kullanılırlar (George ve Edward, 1987). Elekler tutulan maddelerin boyutlarına göre kaba, ince ve mikro elekler olmak üzere ikiye ayrılmaktadır (Samsunlu, 2011).

3.3.7. Öğütücüler

Atıksudaki büyük boyutlu katıları, sudan ayrılmadan parçalamak için kullanılırlar. Arıtma sisteminde yer alan pompalarda olası tıkanmaların önüne geçmek için iri taneli katıların boyutlarının azaltılması önem taşımaktadır. Ayrıca ikincil ve üçüncül arıtmalarda arıtma veriminin artmasına da katkı sağlamaktadır.

3.3.8. Kum Tutucular

Atıksuda bulunan çakıl, kum vb. inorganik maddelerin sisteme zarar vermesini engellemek ve gereksiz birikimini önlemek için kullanılırlar (George ve Edward, 1987). Bu inorganikler evsel atıksuda genellikle, yağmur suyunun akışı esnasında sürüklediği katıların toplama sistemlerine karışması neticesinde meydana gelmektedir. Arıtma tesislerinde kum tutucuların kullanılmasıyla atıksuda mevcut katıların pompa vb. sistem elemanlarının aşınmalarına, yoğunluk nedeniyle tıkanmalarına mani olunmaktadır.

Kum tutucuların inorganik maddelerin seperasyonunu sağlaması, özellikle organik maddelerin biyooksidasyonu prensibiyle çalışan biyoloji arıtma prosesleri açısından büyük önem taşır. Bu sistemlerle tutulan atıklar birlikte yakma, depolama, kompostlaştırma gibi yöntemlerle ortadan kaldırılırlar (Azman, 2005).

Dairesel ya da dikdörtgen kesitli tercih edilebilen kum tutucuların yatay akışlı, havalandırılmalı ve Vorteks akımlı olmak üzere üç tipi bulunmaktadır.

3.3.9. Dengeleme

Atıksu debileri ve karakteristiklerindeki salınımları daha sonraki arıtma üniteleri için optimum çalışma koşullarını sağlamak amacıyla kontrol etmek veya minimuma

indirgeme sürecidir (Şengül, 1995). Arıtma tesisine giren atıksuyun debi ve kirlilik yüklerinin dengelenmesi amacı ile kullanılırlar (George ve Edward, 1987).

Arıtma proseslerinde dengeleme havuzlarının kullanılması, atıksu karakterizasyonunda oluşan anlık değişikliklerin yaratacağı olumsuz etkiyi ortadan kaldırmakta, atıksuyun stabil halde ünitelerdeki akışını sağlayarak sistem verimine katkı sağlamaktadır. Ancak atıksu bileşimin homojenleştirilmesi ve AKM'lerin çökmesinin engellenmesi için karıştırma işlemi uygulanmalıdır (Arceivala, 1998). Ayrıca işlem BOİ'ne de olumlu etkiyerek arıtma işlemine katkı sağlamaktadır. Karıştırma işlemi mekanik olarak yapılabileceği gibi havalandırma ile de yapılabilmektedir.

3.3.10. Ön Çöktürme

Atıksuda bulunan çoğunlukla organik içeriğe sahip olan ve yoğunluğu sudan daha fazla olan AKM'lerin, hareketsiz ortamda, söz konusu yoğunluk farkından yararlanılarak çöktürülmesi ve sudan ayrıştırılması hedeflenerek ön çöktürme işlemi uygulanır. Bu amaçla yapılan çöktürme havuzlarında, atıksudaki AKM'lerin yaklaşık %60'ı ayrıştırılmaktadır. AKM'lerin sadece yerçekiminden yararlanılarak ayrılması, ikincil arıtmalara düşecek yükü azaltmakta ve işletme maliyetine katkı sağlamaktadır.

Ön çöktürme havuzlarında, atıksuyun bekleme süresinin optimum çöktürme sağlanması açısından önemi büyüktür. Bekleme süresinin artması, atıksuda bakteri gelişimine yol açar. Söz konusu gelişme çöktürme verimini düşürdüğü gibi kötü koku oluşumuna da sebep olur.

Ön çöktürme havuzları dikdörtgen ve dairesel geometride uygulanmakta olup oluşan çamurun havuz tabanından alınmasında mekanik sıyrıcılar kullanılmaktadır.

Çöktürme havuzlarının kullanım sırası genellikle fiziksel ve kimyasal arıtım tamamlandıktan sonra gelmektedir (George ve Edward, 1987). Kimyasal çöktürme ve yumaklaştırma proseslerinden sonra kolloidal veya askıda katı maddeler çöktürme havuzları sayesinde sudan uzaklaştırılmaktadır. Aynı zamanda üçüncül arıtım süreçlerinde de çöktürme havuzları kullanılmaktadır (Samsunlu, 2011).

3.3.11. Yüzdürme

Yüzdürme, sıvı ortama verilen gaz kabarcıklarının atıksulardaki sıvı veya katı partiküller etrafında tutunması ve yoğunluk farkından yararlanarak onların yüzeye taşınması ve kirleticilerin ortamdan uzaklaştırılması prensibine göre çalışan ayırma

işlemidir. (Samsunlu, 2011). Atıksuda bulunan, yoğunluğu suyun yoğunluğundan daha düşük olan katı ve sıvı kirleticilerin, suda oluşturulacak gaz kabarcıklarına yapışarak suyun yüzeyine çıkarılması ve bu sayede sudan ayrılmasını sağlayan bu işleme flotasyon adı verilir.

Yüzeye çıkan partiküller yüzeyden sıyrılarak uzaklaştırılırlar. Yüzdürme sistemleri ile atıksuda bulunan yağ, sabun, talaş v.b maddelerin uzaklaştırılması hedeflenir (George ve Edward, 1987). Bu parçaların daha iyi yüzebilmesi için aktif maddeler eklenebilir (Gürü ve Yalçın, 2010). Yüzdürme işleminde gaz olarak genellikle hava kullanılmaktadır.

3.3.12. Havalandırma

Yüksek BOİ içeren atıksulardan BOİ giderilmesinde oksijen sınırlamalarını önlemek için oksijenle zenginleştirilmiş hava ya da saf oksijen kullanılır (Kargı, 1995). Saf oksijenli sistemler atıksu özelliklerindeki değişimlere daha iyi adapte olabilir (Jeffries, 1983). Bu yüzden atıksuyun havalandırılması büyük önem taşımaktadır.

Atıksuların havalandırılması, iki prensip ve bu prensipler doğrultusunda üretilen ekipmanlara göre yapılmaktadır. Bunlardan biri havalandırmanın, atıksuya dışarıdan hava ya da oksijen verilmesi suretiyle yapılması, bir diğeri de havanın suda çözünmesinin mekanik ekipmanlarla sağlanmasıdır. Havalandırma işleminde kullanılan ekipmanlar şunlardır:

- Difüzörler,
- Blowerler,
- Mekanik Havalandırıcılar,

Düşey milli yüzey havalandırıcılar,

Düşey milli batmış havalandırıcılar

Yatay milli döner mekanik havalandırıcılar

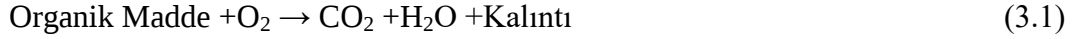
Yatay milli batmış mekanik havalandırıcılar

3.4. Biyolojik Arıtma

Temel olarak biyolojik arıtma, atıksu içerisinde bulunan çözünmüş organik maddeler ile askıdaki katı maddelerin bakteriler tarafından parçalanması ile gaz olarak atmosfere bırakılan veya çökebilen biyolojik floklar ile atıksuyun içerisinde kalan sabit inorganik bileşenlere dönüşme işlemidir (Metcalf ve Eddy,1991). Çözünmüş haldeki

veya çökelemeyen durumdaki organik maddeler, biyolojik arıtma ünitelerinde kısmen yeni bakteri kütlesi haline dönüşebileceği gibi, kısmen de okside olabilmektedirler. Organik maddelerin bir kısmı mikroorganizma hücrelerine katılmakta, bir kısmı da enerjiye dönüşmektedir (Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2010).

(Bakteri)



Reaksiyon, doğada bulunan canlıların besin döngüsünü ifade etmektedir. Mikroorganizmalar da yaşamsal faaliyetlerinde ihtiyaç duydukları besin kaynaklarını oksijen ile yakarak enerjiye dönüştürler. Biyolojik arıtma sistemleri, söz konusu doğal döngünün kontrollü olarak ve daha kısa sürede tamamlanması prensibiyle tasarlanmış proseslerdir. Bakterinin besinleri parçalamada kullandığı oksijen, havalandırma ekipmanlarıyla sağlanmaktadır. Reaksiyon sonucunda bakteri, su ile arasında olan yoğunluk farkının etkisiyle atıksudan ayrılır.

Atıksudaki organik madde konsantrasyonu, oksijen miktarı, pH, toksik etkiye sahip madde varlığı, sıcaklık gibi unsurlar, biyolojik arıtma sürecine direkt etki ettiklerinden, sürekli takip ile belirli standartlarda tutulmaları büyük önem taşımaktadır.

Mikroorganizmaların biyokimyasal aktiviteleri, biyolojik arıtma sistemlerinin tasarımında ve sistem seçiminde büyük önem taşımaktadır. Bu sistemler, bakteri karakterine göre sınıflandırıldıkları gibi oksijen ihtiyaçları baz alınarak da sınıflandırılırlar.

3.4.1. Havalı (Aerobik) Biyolojik Arıtma

Aerobik mikroorganizmaların sisteme sağlanan oksijen ile atıksuda bulunan organik atıkların bir kısmını metabolik faaliyetleri neticesinde tüketmesi, kalanını ise biyoksidasyon ile yok etmesi prensibiyle çalışan biyolojik arıtma sistemleridir. Enerji tüketen prosesler olarak da nitelendirilirler. Organik maddeler CO₂ ve suya dönüştürülürken ciddi miktarda aktif çamur ortaya çıkmaktadır.

Çeşitli amaçlarla modifiye edilen havalı sistemlerin kullanım alanı bulan modifikasyonlarına aşağıda değinilmiştir.

3.4.2. Aktif Çamur Sistemleri

Bakterilerin, organik maddeyi sistemde bulunan çözünmüş oksijeni kullanarak ayrıştırma esasına göre çalışan aerobik biyolojik arıtma sistemidir (Toprak, 1996).

Arıtma sürecini yöneten bakterilerin askıda tutulmaları, sistemde en çok dikkat edilmesi gereken unsurdur. Arıtım sonucu oluşan çamur geri besleme ile sistem girişine verilir (Kargı, 1995). Bu yolla sistemde bulunan bakteri konsantrasyonu istenilen seviyede tutulur. Sistem pek çok arıtma tesisinde tercih edilmektedir.

3.4.3. Saf Oksijenli Sistemler

Atıksudan BOİ'nin giderilmesinde oksijen sınırlamalarını ortadan kaldırmak için saf oksijen ya da oksijence zenginleştirilmiş hava kullanılır (Kargı, 1995). Saf oksijenli sistemler, atıksuda meydana gelen değişimleri kolay sübvans edebildikleri gibi daha az aktif çamur üretirler (Jeffries, 1983).

3.4.4. Uzun Havalandırılmalı Sistemler

Atıksuyun havalandırma havuzunda uzun süre kalmasından dolayı uzun havalandırılmalı sistem adı verilmiştir (Arceivala, 1998). Atıksu kum tutucudan sonra hiçbir işleme sokulmadan havalandırma havuzuna beslenir.

3.4.5. Kontakt Stabilizasyon

Aktif çamurun, organik maddeleri absorblama özelliği baz alınarak geliştirilmiş sistemlerdir. Atıksu, çöktürme işlemi sonucu geri beslenen aktif çamur ile kontakt havuzlarında karıştırılarak belirli sürelerde yeniden havalandırılması prosesidir. Kontakt stabilizasyon işlemi evsel nitelikli atıksularda başarıyla uygulanmaktadır (Muslu, 1994).

3.4.6. Oksidasyon Hendekleri

Atıksuyun, dairesel ya da oval olarak oluşturulan hendek içerisinde hareket ettirilerek havalandırılması prensibiyle çalışan sistemlerdir (Kargı, 1995). Bu sistemlerde arıtım süreci uzundur. Çamur, hendek sonrası oluşturulan çöktürme havuzlarından alınmaktadır.

3.4.7. Kademeli Havalandırma

Sistemin, klasik aktif çamur sisteminden tek farkı, sağlanan oksijen miktarının standart debi ve kalitede sisteme veriliyor olmasıdır. Oluşan aktif çamurun yüksek absorban nitelikte olması arıtma süresini kısaltarak verimi artırmaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991).

3.4.8. Tadil Edilmiş Havalandırma

Bakteri konsantrasyonunun diğer sistemlere oranla az olması ile ilişkili olarak mikroorganizma başına düşen organik madde miktarının fazla olması sistemin belirgin özelliğidir.

3.4.9. Yüksek Hızlı Havalandırma

Tadil edilmiş havalandırma sistemlerinden tek farkı, birim bakteri başına düşen kirlilik yükünün daha fazla olması nedeniyle, atıksuya uygulanan havalandırma işleminin uzun olmasıdır.

3.4.10. Damlatmalı Filtreler

Mikroorganizmaların üzerinde tutunarak biofilm oluşturdıkları plastik, taş, seramik vb. gibi maddelerden oluşan dolgu malzemesi bulunan ve atıksuyun, oluşturulan biofilm üzerine düşük şiddette damlatılması prensibiyle çalışan sistemlerdir. Atıksuda bulunan organik maddeler yavaş hareketle biyofilme yapışır ve burada bakterilerce sentezlenir. Damlatmalı filtreden çıkan atıksu son çökeltme tankına verilir (İleri, 2000). Damlatmalı filtreler ani yüklenmelere ve mevsimsel değişikliklere karşı oldukça dayanıklıdır. Sistemin havalandırma gereksinimi duymaması, işletme kolaylığı ve yüksek verimleri nedeniyle tercih edilirler.

3.4.11. Biyodiskler

Aktif çamur sistemlerine benzeyen sistemin farkı havalandırma havuzunun yerine bir şaft üzerine tespit edilmiş plastik disklerin suyun içerisinde döndürülmesiyle, bu disklerin üzerinde biyofilm oluşturularak atıksuyun arıtılmasıdır. Sistemin verimi, hava sıcaklığı 13°C'nin altında olduğunda düşmektedir (Metcalf ve Eddy, 1991).

3.4.12. Mekanik Havalandırma Lagünler

Toprakta oluşturulan lagün içerisine beslenen atıksuyun mekanik yüzey havalandırıcı ile havalandırılması prensibiyle çalışan sistemlerdir. Stabilizasyon havuzlarına oranla daha derin olan sistemde atıksuyun bekleme süresi daha düşüktür (Toprak, 1996).

3.4.13. Fakültatif Havalandırma

Atıksu içindeki AKM ve organik maddelerin bir kısmının lagün zeminine çökerek orada anaerobik bozunma başlatmasıyla; arıtımın hem aerobik hem de anaerobik yapıldığı sistemlerdir.

3.4.14. Kesintisiz Akışlı

Fakültatif lagünden farklı olarak, lagün tabanına herhangi bir çökmenin olmadığı ve arıtmanın tamamen aerobik yapıldığı sistemlerdir.

3.4.15. Katıların Geri Döndürüldüğü

Katı maddelerin, havalandırma sonrası atıksu ile birlikte sistemi terk etmesinin engellenmesi prensibiyle çalışan sistemlerdir.

3.4.16. Stabilizasyon Havuzları

Genellikle topraktan teşekkül, geniş alanlara sığ olarak açılan ve arıtma işleminin doğal yollarla yapıldığı sistemlerdir.

3.4.17. Havasız (Anaerobik) Biyolojik Arıtma

Atıksuda bulunan kirleticilerin anaerobik bakteriler ile oksijensiz ortamda giderilmesi prensibiyle çalışan atıksu arıtma sistemleridir. Sistem septik tank ve havuzdan başlayarak yüksek verimli reaktörlere dönüşmüştür (Metcalf ve Eddy, 1991). Atıksudaki organikler önce alkol ve organik aside, oradan da CO₂ ve H₂'ye, son olarak da metana dönüştürülürler (İleri, 2000).

Uygulamada kullanılan havasız biyolojik arıtma sistemleri şunlardır (Öztürk, 2017).

- Askıda Çoğalan Sistemler
 - Klasik havasız çürütücüler
 - Havasız temas reaktörleri
 - Membranlı havasız reaktörler
 - Havasız çamur yataklı reaktörler
- Biofilm Sistemleri
 - Havasız akışkan yataklı reaktörler
 - Havasız filtreler

- Havasız döner diskler
- Perdeli reaktörler
- Hibrid Filtreler
- İki Kademeli Reaktörler
- Havasız Kompost Reaktörleri

3.4.18. Atıksuların Arazide Arıtımı

Atıksuyun, herhangi bir tesis kurmadan, arazinin doğal halinde, fiziksel temasıyla arıtılması işlemlerinden oluşmaktadır. Atıksu araziye;

- Sulama (düşük infiltrasyon),
- Sızdırma (hızlı infiltrasyon),
- Akıtma,
- Suda bırakma,
- Yüzey altından tatbik

yöntemleriyle verilmektedir (Öztürk, 2017).

3.4.19. Akuatik Arıtma Sistemleri

Atıksuların, arıtma tesisi maliyetinin oldukça yüksek olması nedeniyle yapılmaması ancak atıksu deşarjının, yönetmeliklerle belirlenmiş standartlara göre yapılması açısından atıksuyu, içeriğindeki kirleticilerden arındırmak maksadıyla kullanılan sistemlere akuatik arıtma sistemleri denilmektedir. Arceivala, akuatik arıtma sistemlerini, doğal sulak alanlar, yapay sulak alanlar ve su bitki havuzları olarak 3'e ayırmıştır (Arceivala, 1998).

3.5. İleri Arıtma

Atıksu içinde bulunan birtakım kirleticilerin tamamının arıtılmasında birincil ve ikincil arıtma sistemleri yeterli olmayabilir. Bu kirleticiler AKM, organik ya da inorganik maddeler olabildiği gibi amonyak, azot, fosfor gibi nütrientler de olabilmektedir. Bu kirleticilerin çevreye olan olumsuz etkilerinin ortadan kaldırılması ve atıksuyun sağlaması gereken deşarj standartlarına getirilmesi için ilave arıtma sistemlerinin kullanılması gereklidir. Arıtılmış suyun içeriğini iyileştirmek ve ilgili olduğu standarda getirmek amacıyla kullanılan fiziksel, kimyasal ya da biyolojik nitelikli sistemler, ileri arıtma sistemi olarak isimlendirilirler.

Uygulamada kullanılan ileri arıtma yöntem ve prosesleri şöyledir (Öztürk, 2017).

- Nitrifikasyon
- Denitrifikasyon
- Filtrasyon/Ultrafiltrasyon
- Adsorpsiyon
- İyon değiştirme
- Dezenfeksiyon
- Ters osmoz
- Kimyasal çöktürme
- Karbon oksidasyonu
- A/O Prosesi
- PhoStrip Prosesi
- Ardışık kesikli reaktör
- A²/O Prosesi
- Bardenpho Prosesi
- UCT Prosesi
- VIP Prosesi
- Membran sistemleri

4. ELEKTROKİMYASAL ARITIM

4.1. Elektrokimya

Maddenin elektrik enerjisi ile etkileşimi sonucu ortaya çıkan kimyasal dönüşümler ile fiziksel değişiklikleri ve kimyasal enerjinin elektrik enerjisine çevrilmesini inceleyen bilim dalına elektrokimya denmektedir.

Elektrokimya pratikte büyük öneme sahip bir bilimdir. Genel anlamda, elektrokimya, elektrik enerjisi üreten veya elektrik enerjisiyle yürüyen yükseltgenme-indirgenme reaksiyonlarının tümünü içine alan bilim dalıdır. Bir anlamda elektrik akımının kimyasal reaksiyonlarla ilişkisini açıklar. Bir elektrokimyasal olay muhakkak bir redoks reaksiyonudur ve elektrik üretir veya elektrik akımı yardımıyla reaksiyon gerçekleşir. Her redoks reaksiyonu da indirgenme yarı reaksiyonu ve yükseltgenme yarı reaksiyonu olmak üzere iki yarı reaksiyondan ibarettir. Elektrik akımı ise bir metalik iletken ve bir elektrolit iletken yardımıyla ortaya çıkarılır (Baker, 1991).

Elektrik akımı üreten veya elektrik akımı yardımıyla kimyasal bir olayın gerçekleştiği sisteme veya cihaza elektrokimyasal pil adı verilir. Bir pilde iyon akımının geçirildiği çözeltiye elektrolit, bu çözeltiye batırılmış olan ve elektron akımının sağlandığı metal veya grafit çubuklara elektrot adı verilir. Her türlü elektrokimyasal pilde; yükseltgenme yarı reaksiyonunun olduğu elektrot anot, indirgenme yarı reaksiyonunun olduğu elektrot da katot adı verilir. Eğer inert elektrotlar kullanılmamışsa anot metali çözünür, katot metali üzerinde birikme olur (Baker, 1991).

Atomlar arası pozitif (katyon), negatif (anyon) uçlar bulunmaktadır. Bu uçlar elektrokimyasal hücreleri oluşturur. Kimyasal bağlanmanın tüm türlerinde elektronlar aktif olarak rol aldıklarından, tüm kimyasal tepkimeler esas itibarıyla elektriksel olaylardır.

Elektrokimya, uygulamada büyük öneme sahip bir konudur. Bazı metallerin saf olarak eldesi veya yüzeylerinin başka bir metalle kaplanması da elektrokimyasal yöntemlerle yapılır. Doğada çok sık karşılaşılan ve gerçekleşmesi istenilmeyen bir olay olan korozyon da bir elektrokimyasal süreçtir. Bütün kimyasal reaksiyonlar genel olarak yükseltgenme-indirgenme içermeyen reaksiyonlar ve yükseltgenme-indirgenme içeren (redoks) reaksiyonlar olmak üzere iki temel gruba ayrılabilirler (Baker, 1991). Yükseltgenme-indirgenme içermeyen reaksiyonlarda, reaksiyon sırasında bileşenlerin (atomların veya iyonların) yükseltgenme basamaklarında bir değişiklik olmaz. Buna

karşılık yükseltgenme-indirgenme içeren reaksiyonlarda, bileşenleri oluşturan atomları veya iyonların bir kısmının yükseltgenme sayılarında değişiklikler olur (Baker, 1991).

Elektrik akımı, elektrik yükünün akması sonucu oluşur. Bir elektrolit çözeltisi içerisinde elektrik akımı + ve - yüklü iyonlar tarafından taşınır. Bu tür iletkenliğe ise elektrolitik iletkenlik denir. Elektrolit içerisindeki iyonlar hareket etmedikçe elektrolitik iletkenlik gözlenmez. Bu nedenle elektrolit çözeltilerinin içerisine + ve - yüklü elektrotlar daldırılarak akım gönderilir ve iyonların bu elektrotlara doğru hareketi sağlanır. Elektrolitik iletkenlikten yararlanılarak erimiş tuzların ve elektrolit çözeltilerinin elektrolizi yapılır.

Elektrolitik iletkenlik iyonların hareketinden kaynaklandığından, bu hareketleri engelleyen herhangi bir etki, akıma karşı bir direncin doğmasına yol açar ve iletkenliği azaltır. Bu etkiler: çözünen-çözünen, çözünen-çözücü ve çözücü-çözücü etkileşmesi, iyonlar arası etkileşmeler ve çözücünün viskozitesidir. Sıcaklık yükseldikçe çözünen iyonların kinetik enerjileri artacağından direnç düşer ve iletkenlik artar (Baker, 1991). İyonlar arası etkileşmeler ve çözücünün viskozitesi sıcaklıkla azalacaktır. Elektriğin iletilmesi süresince daima elektrolit içerisindeki elektronötrallik korunacak ve elektrolitin her noktasından geçen anyon ve katyon sayıları birbirine eşit olacaktır. Elektrik akımının (I) ölçüm birimi amper (A) dir. Amper bir devreden bir saniyede geçen elektrik yük miktarıdır.

$$I = Q/t \text{ (coulomb/s) veya } Q = I \times t \quad (4.1)$$

formülüyle verilir. Bir devreden elektrik akımının geçmesine neden olan potansiyel farkı volt (V) olarak ölçülür. Potansiyel farkı 1 V olduğunda, 1 coulomb elektriğin düşük potansiyelden yüksek potansiyele taşınması için gereken işe 1 joule denir ($V=W/I$). Bir telin iki noktası arasındaki potansiyel farkı ne kadar büyükse elektrik akışı da o derece şiddetli olur. Ohm yasası ise potansiyel farkı (V) ile elektrik akımı (I) arasındaki ilişkiyi tanımlar.

$$V=I \times R \quad (4.2)$$

Burada R: ohm yasası orantı sabiti olup direnç adıyla bilinir. Metallerin dirençleri sıcaklıkla artar. Elektrolit çözeltilerin dirençleri ise sıcaklıkla azalır.

Kendiliğinden oluşmayan bir kimyasal tepkimenin dışarıdan gönderilen elektrik enerjisi ile bileşenlerine ayrıştırılması işlemine elektroliz denir. Elektrik, kimyasal enerjiye dönüşür. Bu değişiklik, maddenin elektron vermesinden (yükseltgenme) veya almasından (indirgenme) kaynaklanır. Elektrotlar bir akım kaynağına bağlandığında

meydana gelen gerilim iyonları karşıtlı yüklü elektroda doğru hareket ettirir. Karşıtlı kutupta yükünü dengeleyen atom veya moleküller elektrolit içerisindeki moleküllerle yeni reaksiyonlara girer. Örneğin, sofru tuzu (NaCl) içeren elektrolit çözeltisinde, anotta (anyonlar gider) klor açığa çıkarken sodyum atomları su moleküllerini etkileyerek katotta (katyonlar gider) hidrojen açığa çıkmasına neden olur ve çözeltide sodyum hidroksit (NaOH) oluşur.

Elektroliz olayının temelleri Faraday yasaları tarafından yönetilir. Elektroliz sonucu elde edilen ürünlerin miktarı, ürünlerin meydana gelme hızı ve doğası, elektroliz koşullarına bağlıdır. Faraday elektroliz yasalarına göre,

1- Bir elektrolit çözeltisinden elektrik akımı geçirildiğinde serbest hale geçen madde miktarı elektrolit içerisinde geçen elektrik yükü miktarı ile orantılıdır.

2- Çeşitli elektrolitlerden aynı miktar elektrik akımının geçirilmesiyle ayrılan madde miktarı bu maddenin eşdeğer ağırlığı ile orantılıdır.

Eşdeğer ağırlık, bir atom veya atom grubunun ağırlığının, işlem sırasında aldığı veya verdiği elektron sayısına oranlanmasıyla bulunan miktardır. Bir Faraday (96487 coulomb) elektrik yükü miktarının serbest hale geçirdiği maddenin gram miktarı, maddenin eşdeğer ağırlığına eşittir. Bir elektrokimyasal devreden geçen akım miktarı Q (Coulomb) uygulanan akım şiddeti ve akımın geçme süresiyle orantılıdır.

Elektrolizin başlayabilmesi, yani elektrotlarda indirgenme ve yükseltgenme olaylarının başlayabilmesi minimum elektrot potansiyeline bağlıdır. Bu değer standart elektrot potansiyellerinden ve Nerst eşitliğinden hesaplanır. Bazen madde toplanmasının başlayabilmesi için teorik olarak hesaplanan potansiyel değerinden daha büyük potansiyel değerine ihtiyaç duyulabilir. Bu durumda aşırı potansiyel söz konusudur. Eğer toplanan veya ayrılan madde miktarı Faraday yasaları ile hesaplanan teorik değere eşitse akım verimi %100 değilse %100'ün altındadır.

4.2. Elektrokimyasal Atıksu Arıtımı

Dünya nüfusundaki artış, nüfus artışına paralel olarak gelişen ve değişen teknolojiye bağlı endüstriyel faaliyetlerdeki çeşitlilik, suya olan talebi artırmıştır. Bunun doğal sonucu olarak atıksu miktarı da artmıştır. Suya olan talebin karşılanması, su kaynaklarının korunması ve verimli kullanılması ile beraber geri kazanılmasını da zaruri hale getirmiştir. Ayrıca enerji maliyetlerinde meydana gelen artış ve arz eksikliği mevcut arıtma yöntemlerinin yerine düşük maliyetli, yüksek verimli yöntem arayışına

itmiştir. Bu arayış neticesinde elektrokimyasal yöntemler geliştirilmiş ve atıksu arıtma sistemleri arasındaki yerini almıştır.

Atıksuyun, elektrokimyasal olarak arıtılması ilk kez 1889 yılında İngiltere'de yapılmasına karşın çözünen alüminyum ve demir elektrot kullanılarak arıtımına 1909 yılında Amerika'da başlanılmıştır. Bu yöntem Avrupa'da da kullanım alanı bulmasına karşın ülkemizde kısa bir süredir ilgi çekici hale gelmiştir.

Elektrokimyasal yöntemler üzerine kurulan arıtım yöntemleri teknolojinin gelişimine paralel olarak hem geliştirilebilir olması ve yüksek arıtma verimleri dolayısıyla ümit verici yapıdadır (Panizza vd., 1999). Biyolojik arıtımın mikroorganizmalar üzerine toksik etkisi, proses kontrolünün zorluğu, çamur miktarındaki fazlalık, kimyasal madde tüketiminin veya maliyetinin yüksekliği, verim düşüklüğü, arıtım için ihtiyaç duyulan tesis alanı büyüklüğünün fazla olması gibi birçok sınırlandırıcı dezavantajı mevcuttur. Bu yöntemler geleneksel arıtma yöntemlerinin dezavantajlarının birçoğunu ortadan kaldırır. Elektrokimyasal atık su arıtım yöntemleri genellikle yüksek konsantrasyona sahip organik ve inorganik kirleticilerin arıtılmasında, metal iyonların uzaklaştırılması veya geri kazanılmasında kullanılır (Panizza vd., 1999). Elektrokimyasal prosesleri çevre kirlilik problemlerini önlemede ve çözümede ön plana çıkaran esas kriterleri aşağıdaki şekilde özetleyebiliriz (Delipınar, 2007; Rajeshwar vd., 1994).

Çok Yönlülük: Elektrokimyasal prosesler birçok çevre probleminin çözümünde doğrudan veya dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu, çözeltilerin 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 birçoğunun 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.

Prosesin avantajlarından dolayı bu yeni arıtım tekniği çok çeşitli dallarda kullanılabilmektedir. Elektrokimyasal arıtım yöntemi günümüzde evsel atıksularda, atık yağların, boyaların, askıda katı maddelerin, sızıntı sularında organik madde atıklarının, sentetik atık suların, ağır metallerin gideriminde ve suların deflorinasyonu gibi birçok dalda uygulanmaktadır. Kirleticilerin giderilmesi ya da parçalanması, sürekli ya da kesikli modda çalışan, doğrudan ya da dolaylı olarak yükseltgeme/indirgeme işlemleri ile elektrokimyasal hücrelerde yapılabilir (Jüttner vd., 2000). Özellikle toksik ve tehlikeli atıksuların arıtımında pratikte kullanılabilecek ileri atıksu arıtım proseslerinden en önemlisi “elektrokimyasal atıksu arıtım prosesleri” olarak göze çarpmaktadır. Bu teknik, yiyecek atıksularını, katranlı petrol atık suyunu, içme suyu kalitesine getirecek şekilde arıtmak için kullanılır. Evsel atıksulardan fosfat, endüstriyel atıksulardan çeşitli ağır metal iyonları etkin bir şekilde çıkarılabilir. Bunun yanı sıra EC, tekstil atık suyu (Şengil vd, 2004) ve ham sulu bitki özleri gibi boya içeren çözeltilerin renkleştirilmesinde kullanılmaktadır (Pletcher ve Walsh, 1990).

Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten göç eden iyonik bileşiklerin anotta yükseltgendiği ve katotta indirgendiği homojen olmayan tepkimelerden oluşur. Anot ve katotta genellikle metal, karbon veya bir yarı iletken elektrot kullanılmaktadır (Pletcher ve Walsh, 1990).

Elektrokimyasal prosesler içinde en çok kullanılanlar; EC, EOx ve EF'dur. Elektrokimyasal proseslerde kirletici parametrelerin giderim yöntemi adsorbsiyon, oksidasyon, çöktürme ve flotasyon şeklindedir.

4.3. Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri

4.3.1. Elektrooksidasyon (EOx)

Organik maddelerin parçalanması prensibiyle çalışan EOx işlemleri 1980'li yıllardan bu yana atıksu arıtımı araştırmalarına konu olmuştur. EOx yönteminin temel prensibi, elektriksel güce maruz kaldığı halde çözünmeyen elektrotlar (Ti, Ru, Pt,

paslanmaz çelik vb.) kullanılarak anotta oluşan gazlar (O_2 ve Cl_2) ve oluşan H_2O_2 ve OH ile istenilen oksidasyonun sağlanmasıdır. EOx'da en iyi sonuçların metal oksit anotlarla alındığı belirtilmiştir. Bu işlem ile pek çok madde oksidasyona uğratılabilirken biyolojik olarak parçalanması güç olan bileşikler, biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik bileşiklere veya CO_2 ve H_2O gibi son ürünlere dönüştürülür.

EOx prosesinde etkin elektrot anottur. Bu nedenle anodun katalitik aktivitesi, prosesi etkileyen parametrelerin başında gelmektedir. Ayrıca akım, sıcaklık, pH, organik bileşikler ve diğer oksidantların difüzyon hızı da proses açısından büyük önem taşımakta, anot materyalinin potansiyeline bağlı olarak atıksuda bulunan klorür iyonları kloro dönüşmekte ve klor, güçlü oksidant yapısı nedeniyle organik bileşikleri doğrudan okside edebilmektedir (İlhan vd., 2007). Anot potansiyelinin yüksek olması halinde, atıksuda bulunan klorür iyonları veya organik bileşiklerin direkt oksidasyonu gibi ikincil reaksiyonlar da gözlenebilir. Klor, güçlü oksidant yapısıyla bazı organik bileşiklere etkiyerek okside olmalarını sağlar. Yapılan çalışmalarda atıksu karakterizasyonuna bağlı olarak % 90 oranında KOİ verimi elde edilmektedir. EOx'un diğer arıtma yöntemlerine göre güçlü yanını elektrot malzemesi ve hücre tipi oluşturur. Ayrıca mevcut tesislere ikamesindeki kolaylığı ve yatırım ve işletme maliyetinin uygun olması, tercih edilmesini sağlamaktadır.

Bu yöntem endüstriyel atıksularda kullanılmaya başlanmıştır. KOİ, BOİ, AKM ve renk parametrelerinin değerlerinin düşürülebileceği görülerek geliştirilmiştir (Chen, 2004). Sigara endüstrisi Bejankiwar (2002), tekstil endüstrisi Vlyssides vd., (2000), deri endüstrisi Szpyrkowicz vd., (2001) atıksularının arıtım veriminde olumlu sonuçlara ulaşılmıştır. Arıtımın yanı sıra bazı metallerin geri kazanımında da bu yöntem son yıllarda kullanılmaya başlamıştır (Chmielewski ve Urbanski, 1997). EOx ile önemli ölçüde KOİ giderimi sağlanırken hemen hemen tüm amonyak azotu ve özellikle renk giderilebilir. Ülkemizde de önemli bir endüstri kolu olan tekstil endüstrisinde, oluşan boyalı atıksuların EOx yöntemleri ile arıtılması da yaygın bir şekilde Chou vd. (2011) tarafından çalışılmıştır. Costa vd. (2010), Sundarapandiyan vd. (2010), Ün vd. (2008) zeytinyağı atıksuları, deri sanayi atıksuları üzerinde başarılı çalışmalar yapmışlardır.

Çözeltilerin elektrolizi esnasında suyun oksidasyonu, ortamdaki mevcut organik maddelerin oksidasyonundan oldukça hızlı gerçekleşmektedir (Panizza vd., 1999). Anotta açığa çıkan O_2 gazı en temel oksidanttır. Bu yöntemde çeşitli oksidasyon

reaksiyonları ile kirliliklerin giderimi sağlanır. Bu reaksiyonlar direkt oksidasyon ve indirekt oksidasyon olarak ikiye ayrılabilir (Chen, 2004).

4.3.2. Elektrodializ (ED)

ED, elektriksel olarak yüklenmiş taneciklerin sulu çözeltilerden seçici iyon membran kullanılarak ayrılması işlemidir. ED’de etkili kuvvet elektrik potansiyel farkları olup, tuzlu çözeltileri iyonların elektriksel yükleri prensibine dayanarak ayırtıran ve iyon alışverişine müsait karaktere sahip membranlardan oluşan sistem yardımıyla meydana gelmektedir (Can vd., 2002).

ED ünitesi anot ve katot arasına anyon ve katyon geçirici membran serilerinin oluşturulması esasına dayanır. Katyonlar, negatif yüklü katyon değişim membranlarından kolaylıkla geçer ve sabit pozitif yüklü anyon değişim membranları tarafından itilirler. Böylece iyon konsantrasyonu bir bölmeden azalırken daha sonraki bölmede artar; iyon yönünden zenginleşen çözelti derişik, iyon kaybeden çözelti ise seyreltik olarak adlandırılır (Rautenbach ve Albert, 1989).

4.3.3. Elektroflotasyon (EF)

Atıksu arıtımında en fazla kullanılan elektrokimyasal arıtım proseslerinden bir diğeri elektroflotasyondur (Chen vd., 2002; Gao vd., 2005; Kobya vd., 2001) EF yöntemi, atıksuda bulunan kirliliklerin (organik, ve çözünmüş çok küçük partikül halindeki süspansiyon maddeler) elektrik akımı kullanılarak, elektrotlarda suyun elektrolizi sonucu oluşan gaz kabarcıkları (H_2 ve O_2 gazı) ile birleşerek su yüzeyinde toplanması ve yüzeyde oluşan çamurun bir sıyrıcı yardımıyla uzaklaştırılması işlemidir (Müller, 1992). Hidrojen gazları katotta, oksijen gazları ise anotta oluşturulmaktadır (Chen, 2004).

Flotasyonda, hidrofobik yüzeylerin varlığı veya oluşması çok önemlidir. Bu sebeple sistemde yüzey aktif maddeler kullanılmaktadır. Bu maddeler, hava kabarcıklarına tutunan kirletici partiküllerin yumaklaşmasını sağlar. Partikül yoğunluğundaki değişim sonucu, disperse partiküllerin flokülatör yüzeyine yüzdürülerek köpük tabakasında kalması sağlanmış olur. Elektroflotatör yüzeyinde oluşan yumaklar köpük sıyrıcılar kullanılarak filtrasyona bırakılır.

EF, tek başına uygulanacak bir sistem olmayıp bir diğerk elektrokimyasal proses ile birlikte kullanılır. Sistem, elektrotlardan açığa çıkan gaz kabarcıkların kirleticileri

adsorbe ederek yüzeye çıkarması sonucu kirliliğin giderilmesi esasına dayanır. EF, flotasyonun (yüzdürme) elektrokimyasal bir uygulamasıdır ve ayrıldığı nokta işleminde kullanılan kabarcıkların üretilme şeklidir. EF’da kabarcıklar elektroliz ile oluşturulur. Kabarcıklar çoğunlukla atıksuyun kendisinden üretilir, ancak yardımcı bir elektrolit katkısı sağlanarak da kabarcık üretilebilir.

EF’da üretilen kabarcık boyutları oldukça küçüktür. Buna rağmen çok yüksek dispersiyona sahiptirler. Elektroliz işlemin yapıldığı reaktörlere elektroflotatör adı verilmektedir. Elektrot yüzey alanına bağlı olarak kabarcıkların sayısı 10-20 milyon/cm² arasında değişmektedir (Koby vd., 2001; Matis ve Zouboulis, 1995; Müller, 1992; Romanov vd., 2000). EF prosesinde istenilen verimin sağlanması kullanılacak elektrot materyaline, akım yoğunluğuna, suyun iletkenliğine, pH’sına, gaz kabarcıklarının miktarına ve hacmine bağlı olarak değişmektedir (Chen, 2004). Elektroflotatöre uygulanan akım yoğunluğu artırılabilir, artan akım yoğunluğuyla farklı ebatlarda kabarcıklar üretilebilir böylelikle de daha büyük bir yüzey alanı oluşturularak gaz kabarcıkların çarpışma ve bir araya gelme olasılığı artırılmış olunur. Bu durumda ayırma verimi ve etkinliği artırılır (İlhan vd., 2007). Bu sayede EF’nin hızı artırılabilir (Romanov vd., 2000).

Katotta genellikle çelik elektrot kullanılmaktadır. Çeliğin elektroliz sonucu oluşan korozyona dirençli olması ve saf kabarcık oluşumunu sağlayabilmesi, elektrot olarak seçilmesinde en büyük etkidir. Ayrıca çelik levha akım yoğunluğunu, kabarcık hacmini, miktarını ve hızlı hareket etmesini, dolayısıyla kabarcıkların reaktör içerisinde üniform hareketini sağlar. Anot olarak atıksuyun içeriği dikkate alınarak Fe, Al, Grafit, Pb, Pt, TiO₂, Ti/TiO_x kullanılır (Juang ve Chen, 1999). Fe ve Al zamanla uygulanan voltaj nedeniyle çözünebildikleri ve büyük hacimli kabarcık (H₂ ve O₂ gazları) oluşturabilme potansiyelleri dikkate alınmalıdır. Son yıllarda ise yüksek elektrokimyasal kararlılığı ve elektrokatalitik aktivitesi nedeniyle Ti/IrO_x tercih edilmektedir (Juang ve Chen, 1999).

Flotasyonda oluşacak en büyük problemlerin başında, atıksuda bulunan 20 µm’den küçük partiküllerin giderimi gelmektedir. Bu problem, çözünmüş hava flotasyonu (DAF) veya EF ile oluşturulan ince gaz kabarcıkları ile çözümlenebilir. EF’da, çözeltiye bulunan daha küçük boyuttaki partiküllerin (8-15 µm) ayrımı sağlanabilmektedir. EF işleminde hedef kirletici oldukça düşük partiküllere sahip süspansiyonlar, kimi zaman yağ emülsiyonlarıdır (Müller, 1992).

Elektrodun pasifleşmesi EF kullanımında sıkça yaşanan bir sorundur. Bu sorunu elektrot yüzeyinin filmle ya da farklı oluşumlarla kaplanması doğurmaktadır. Anotta, Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Fe_3O_4 tipi oksit filmleri pasifleşmeye sebep olmaktadır. Bu filmleri yok edip pasifleşmeyi ortadan kaldırmak için şu metotlar uygulanmaktadır.

- Elektrot kutupsallığının (polaritesinin) değiştirilmesi,
- Suyun sıcaklığının artırılması,
- Oksit filmlerinin mekanik olarak uzaklaştırılması,
- Akım yoğunluğunun uygulanması,
- Ortam pH'sının değiştirilmesi,
- Suyu pasifleşmeyi önleyici iyonların ilavesi, (Klorür iyonları gibi)
- Elektrotlar arasında hareket eden suyun hızının değiştirilmesi şeklinde özetlenebilir (Romanov vd., 2000).

Anodun yanında, katotta da filmlerin çökmesi sebebiyle katodun da pasifleştiği görülmüştür. Ayrıca karbon sertliğinin sebep olduğu tuzun, elektrotları izole ettiği de gözlenmiştir.

EF sisteminde, özellikle anot başta olmak üzere elektrot seçimi büyük önem taşımaktadır. Anodu oluşturacak elektrodun seçiminde, aşağıdaki kriterler aranmalıdır.

- Mekanik olarak kolaylıkla işlenebilmeli.
- Ucuz ve dayanıklı olmalı.
- Yeterli iletkenliğe sahip olmalı.
- Kimyasal ve elektrokimyasal olarak kararlılığını koruyabilmelidir.

Elektrot, metal, karbon ve grafit malzemeler ve metallerin oksitleri, nitritleri, borit ve karbitler gibi iletken metal bileşikleri ve yarı iletkenler arasından seçilebilmektedir. Metaller içerisinde platin ve altın hem asidik hem de bazik çözeltilerde kullanılabilir. Platin ve platin-iridyum elektrotlar; korozyon direnci, iyi teknoloji, homojen fizikokimyasal özellikler gibi özelliklere sahip olmalarına rağmen, pahalı olmaları sebebi ile EF sistemlerinde kullanılmamaktadır (Yıldız, 2003).

Klasik yöntemler ile güç arıtılan atıksularda yüksek verimle arıtma yapılabilir. EF ile proses basitleşir ve sistemin ihtiyacı olan alan azalır. EF'nin giderim verimi asidik ya da bazik bir ortamda nötral bir ortama göre daha

yüksek olmaktadır (Chen, 2004). Elektrokimyasal arıtım türlerinde önemli bir yeri olan EF'nin bazı avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Bunlar kısaca şöyle özetlenebilir (Akbulut, 2000);

Avantajları:

- 1.Kabarcık sayısını ve boyutunu kontrol etmek için akım yoğunluğuna müdahale edilebilir.
- 2.Yüklenmiş olan kabarcıklar bir bütün halini almazlar,
- 3.Yüksek flok stabilitesini bozmaz,
- 4.Yüksek sıcaklıklar kabul edilebilir,
- 5.Daha az kimyasal kullanılır,
- 6.Anodik klor dezenfektan gibi davranır.

Dezavantajları:

- 1.Doğru akım (DC) gücü gerektirir,
- 2.Tank yüksekliği 1m'den azdır,
- 3.Elektrot korozyonu oluşur,
- 4.Elektrot pasivizasyonu oluşur,
- 5.Yüksek spesifik yoğunluklu materyallere göre daha zayıf performans sağlar.

EF yöntemiyle atıksulardan giderilen kirleticiler yağ ve emülsiyonlar gibi düşük yoğunluklu maddeler kadar AKM giderim verimi de yüksektir. Özellikle KOİ'nin giderilmesindeki verimi yüksektir. Bu özellikleriyle metal kaplama, tekstil, boya ve kimya endüstrisinde kullanılmaktadır. Ayrıca KOİ'nin sızıntı sularında önemli olduğundan hareketle EF'nin sızıntı suyunda kullanılabilirliği araştırılmalıdır.

EF, elektroflotatöre 0,1-10 mA/cm²'lik akım yoğunluğu uygulanmaktadır. Bu durumda; hücre potansiyeli 10 V'a ulaştığında 0,2-0,4 kWh/m³ enerji tüketimi gerçekleşmektedir. EF hücrelerinin kapasiteleri genelde yüksek olmayıp, maksimum arıtma oranı 150 m³/h civarındadır (Pletcher ve Walsh, 1990).

EF'da kabarcığa yapışan partiküllerin yüzeyde oluşturdukları yumaklar, köpük sıyrıcılar ile sıyrılır ve filtrasyona gönderilir. EF'nin verimi; kabarcıkların hacmi, sayısı ve boyutu ile akım yoğunluğu ve kullanılan elektrotun niteliğinden etkilenmektedir.

EF yöntemi yağ endüstrisi, cam endüstrisi, gıda endüstrisi, boya endüstrisi, tekstil endüstrisi atık suları gibi çeşitli endüstriyel atık suların arıtılmasında uygulanmaktadır (Hernlem ve Tsai, 1997). Mandıra, konserve, yemek üretim, çiftlik, kağıt, lokanta, deri endüstri atıksuları, gemi sintine ve güverte atıksuları, maden cevherleri ve atıklarından metal geri kazanımı, deniz suyundan magnezyum eldesi, radyoaktif ve toksik metal atıksuları, biyoteknolojide bir kısım maddelerin eldesi ve ayrılma işlemlerinde de kullanılmaktadır (Matis ve Zouboulis 1995; Müller, 1992).

Dispers Blue 56 boya çözeltisi ve tekstil boyama atıksularından EF ve EC işlemi aynı reaktörde gerçekleştirilmiş olup, 10mA/cm^2 akım yoğunluğunda alüminyum elektrotlar kullanıldığında %93'lük bir renk giderme verimi elde edilmiştir. Aynı reaktörlerde tekstil atıksuyu için EF'da 15mA/cm^2 akım yoğunluğunda %85'lik renk giderimi elde edilirken, EC'de 10mA/cm^2 akım yoğunluğunda ise alüminyum elektrotlar kullanıldığında %94'lük bir giderme verimi elde edilmiştir (Öğütveren vd., 1992).

Karpuzcu vd. (2002) tarım endüstrisi atıksularının muhtevastaki protein-gres karışımından elektroflotokoagülasyon yöntemi ile arındırmayı başarmışlardır.

Dimoglo vd. (2004), petrokimya endüstrisi atıksularından KOİ, bulanıklık, TF, hidrokarbon ve yağ gresi EF ve EC yöntemlerini kullanarak gidermeyi amaçlamışlardır. EF prosesinde anot olarak grafit katod olarak paslanmaz örgü çelik kullanılmış EC prosesinde ise Al ve Fe elektrot çiftlerini kullanılmıştır. EF prosesinde giderim verimleri KOİ için %75'ler, TF için %60'lar, hidrokarbon ve gres için %70'ler seviyelerinde elde edilmiştir. EC prosesinde Fe ve Al elektrotların kıyaslaması yapılmıştır. Fe elektrot ile KOİ: %80'ler, TF: %45'ler, hidrokarbon ve gres %80'ler mertebelerinde giderilmiştir. Al elektrot için ise, KOİ ve gres giderim verimliliklerinde benzer sonuçlar elde edilirken, TF giderimi 2 kat, hidrokarbon giderimi de kısmen artarak %90'lar seviyesine yükselmiştir.

Casqueira vd. (2006) sentetik olarak hazırlanan 20 mg/L çinko içeren çözeltiden EF tekniği ile çinkoyu gidermeyi amaçlamışlardır. Çalışmada platin anot ve çelik katot kullanmışlardır. Çinko giderme verimi üzerine akım yoğunluğunun, potansiyelin ve sodyum dodesil sülfat (SDS) konsantrasyonun

etkisi araştırılmıştır. Çalışmada pH 7; 8mA/cm² akım yoğunluğunda ve akım yoğunluğu/SDS 3:1 olduğunda en yüksek çinko giderme verimine (%96) ulaşılmıştır.

Anotta meydana gelen reaksiyonlar;



Katotta meydana gelen reaksiyonlar;



EC prosesi esnasında da gerçekleşen EF prosesi, literatürde bilinen flotasyona benzemektedir. Tek farkı EF prosesinde, taşıyıcı gaz kabarcığının bir kısmının kendiliğinden oluşuyor olmasıdır. EF’da elektrotlarda oluşan reaksiyonlar görülmektedir.



4.3.4. Elektroflokülasyon

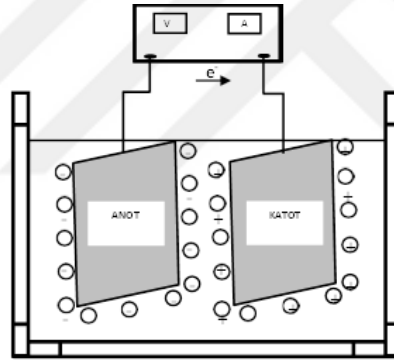
EC ve EF işlemlerinin bir arada kullanıldığı atıksu arıtma sistemidir. EF prosesinde anot materyali olarak Fe veya Al levha tercih edilebildiği gibi katot materyali olarak ise çelik levha kullanılabilir. Fe ve Al anotta Fe²⁺, Al³⁺ iyonlarına yükseltgenir. Katotta suyun elektrolizi sonucu H⁺ iyonuna ve OH[°] radikallerine oksitlenir. Fe²⁺ ve Al³⁺ iyonları ile OH⁻ radikalleri reaksiyona girer ve çökelebilen, Fe(OH)₂ ve Al(OH)₃ formlarına dönüşürler. Oluşan flokların çökmesiyle de kirlilik giderimi sağlanmış olur. Sistemde aynı zamanda katotta oluşan kabarcıkları negatif yüklü partiküller ile temas ederek su yüzeyinde flokların birikmesine neden olur. Oluşan bu floklar, bir sıyrıcı yardımı ile yüzeyden uzaklaştırılır (Chen, 2004).

4.3.5. Elektrokoagülasyon

EC çözünebilir ve pıhtılaştırıcı özelliğe sahip bir metal elektrotun kullanıldığı kimyasal atıksu arıtım sürecidir. Bu yöntem de pıhtılaştırma ve çökeltme işlemleri, ortama kimyasal madde ilave edilmeden, reaktördeki elektrotların yardımıyla yapılmaktadır (Koparal vd., 1999). Katotta hidrojen tepkimesi olurken aynı zamanda anotlarda çeşitli temel işlemler sonucu yüksek bir verim oluşur. Elektrot tipleri değiştirilerek farklı sistemlerde reaktörler çalıştırılarak giderilmesi istenen parametrelere uygun yöntem belirlenebilir (Mollah vd., 2001).

4.3.5.1. Elektrokoagülasyon Prosesi

EC reaktörü, basit olarak anot ve katot, elektrotun bulunduğu elektrolitik hücre ile anot ve katot elektrotlarına bağlanan DC güç kaynağından oluşmaktadır (Mollah vd., 2001). EC reaktörü şematik görünümü Şekil 4.1’de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. EC reaktörünün şematik görünüşü (Mollah vd., 2001)

4.3.5.2. Elektrokoagülasyon Teorisi

Aşınan elektrotların atıksuya kattığı aktif koagülant çekirdeklerin (genellikle alüminyum veya demir katyonları) etrafını saran negatif yüklü emülsifiye maddeler, AKM ve koloidal maddeler, elektriksel alanda yumaklaşıp çökeler. Elektroliz esnasında oluşan kabarcıklar, hafif yumakları yüzeyde toplarlar. Atıksuda çözünmüş haldeki organik ve inorganik kirleticilerin bir kısmı floklarda adsorplanarak giderimleri sağlanır. EC deneylerinde, oksitlenmiş formların öncelikli olarak oluştuğu, sisteme verilen enerjinin bu yapıların oluşumu için gerekli aktivasyon enerjisini sağladığı ve çözünür kirleticilerin birleşerek aside dayanıklı formda çökelti oluşturdukları belirlenmiştir (Sayiner, 2003).

Kimyasal koagülasyon (CC), atıksuda bulunan kolloid haldeki katıların, kimyasal kullanılarak çöktürülmesidir. Çökelmeyi sağlayacak kimyasal maddeler bu noktada çözeltiye eklenir. Alüm bu kimyasal maddelere örnektir. Koagülasyon, çözeltiye katılan kimyasal ile kolloidal partiküllerin yüzey yükünün azaltılmasıyla birlikte elektrostatik kuvvetler ile itilmesi, sıkışması ve Van Der Waals kuvvetiyle bir araya gelerek tutunup birikmeleriyle oluşur. Çözeltide meydana gelen reaksiyon sonucu oluşan zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyeli yüzey yükünün azaltılmasıyla azalır. CC'den farklı olarak; EC'de koagülant, anotun yükseltgenmesiyle oluşur. Bu proseste yüklü iyon türleri ile anottan çözünmüş olan metal iyonları metal hidroksit floklarını oluşturur (Delipınar, 2007; Mollah vd., 2001).

$$\text{M}_{(\text{s})} \longrightarrow \text{Mn}^{n+}_{(\text{aq})} + n\text{e}^{-} \quad (4.13)$$

$$n\text{H}_2\text{O} + n\text{e}^- \rightarrow (n/2)\text{H}_2 + n(\text{OH}^-) \quad (4.15)$$

$$\text{M}_{(\text{s})} + (2+\text{n})\text{H}_2\text{O} \longrightarrow (2+(\text{n}/2)) \text{H}_{2(\text{g})} + \text{O}_{2(\text{g})} + \text{n}(\text{OH}^-) + \text{Mn}^{\text{n}+} \quad (4.17)$$

The diagram illustrates the electrocoagulation process for wastewater treatment. It features a central rectangular tank with two vertical electrodes: an Anode (Fe) on the left and a Cathode (Fe) on the right. A DC Voltage source (DC Voltaj kaynağı) is connected between the electrodes. The top of the tank is labeled 'kararlı floklar' (stable flocs). Inside the tank, various processes are shown: 'kirlenmelerin yüzeye çıkması' (rise of pollutants to the surface), 'elektronlar' (electrons) moving from the anode, 'Fe²⁺ floklasyon' (Fe²⁺ flocculation), 'koagülasyon' (coagulation), 'KİRLİTİCİ' (pollutant), 'Hidrate kanyonlar' (hydrate canyons), 'çökme' (settling), 'Kirlenmiş çökeltileri' (polluted settling), 'Çamur' (sludge) at the bottom, 'su pH'sı' (water pH), 'OH⁻', 'gaz oluşumu' (gas formation), 'H₂(g)', and 'H₂O'. Two circular insets provide detailed views of the electrode reactions. The left inset shows the anode reaction: $Fe \rightarrow Fe^{2+} + 2e^{-}$, followed by $Fe^{2+} + 2OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_2$, and $Fe(OH)_2 + 2e^{-} \rightarrow Fe(OH)_3$. The right inset shows the cathode reaction: $2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_2(g) + 2OH^{-}$, and $Fe(OH)_3 + 2e^{-} \rightarrow Fe(OH)_2 + 2OH^{-}$. The diagram also shows 'koloidler' (colloids) and 'çökelti' (precipitate) being removed from the water.

EC prosesinin teorisi, Joffe ve, Mollah, vd. (2001) ,Knieper (2000) ve Parekh (1979), tarafından ele alınmıştır. EC'nin birbirini izleyen 3 aşamada gerçekleştiği kabul

edilmektedir (Canizares vd., (2005, 2006; Gürses vd., 2002; Holt vd., 2002; Jiang vd., 2002); Moreno-Casillas vd., 2007). EC'da Al ve Fe elektrotlar en çok tercih edilen ve kullanılan elektrot materyalleridir (Chen vd. (2000, 2004); Emamjomeh ve Sivakumar, 2009; Mollah vd., 2001).

1.Aşama: Kullanılan elektrodun, elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların oluşturulması.

2.Aşama: Kirleticilerin, askıdaki partiküllerin destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılması.

3.Aşama: Flokları oluşturmak için destabilize fazların birleşmesi ya da toplanması. Kirleticiler ve süspansiyon partiküller destabilizasyon mekanizması ve emülsiyonların parçalanma mekanizması farklı aşamalarda gerçekleşir ve aşağıdaki gibi özetlenebilir:

Kurban elektrotun oksidasyonu ile iyonların karşılıklı etkileşimleri sonucunda yüklü türler etrafındaki difüze çift tabakanın sıkıştırılması.

Kurban elektrotun elektrokimyasal olarak çözünmesi sonucu üretilen zıt yüklü iyonlar vasıtası ile atıksuda bulunan iyonik türlerin yük nötralizasyonu, bu zıt yüklü iyonlar partikülleri arasındaki elektrostatik itmeyi azaltır ve prosesteki sıfır yük koagülasyonun oluşmasına sebep olur.

Flok oluşumu: Koagülasyonun bir sonucu olarak oluşan floklar, su ortamında mevcut kolloidal partikülleri yakalayan ve hapseden bir çamur yorganı oluşturur. Katı oksitler, hidroksitler ve oksihidroksitler kirletici türlerin adsorpsiyonu için aktif yüzey alanı oluştururlar. Bu proseste reaksiyonun başlaması için çözünmesi sağlanacak elektrot malzemesine elektrik akımı uygulanır.

Fe/Al, sulu ortamda polimerik demir veya alüminyum hidroksitlere hidrolizlenen metal iyonlarının oluşumuna sebep olan anotta çözünürler. Oluşan bu polimerik hidroksitler çok iyi koagülant özelliğe sahiptirler. Çözünebilen kurban metal anot, anot etrafında sürekli olarak polimerik hidroksitleri oluşturmak için kullanılır. Koagülasyon, elektroforetik taşınma ile anot etrafına taşınan negatif partiküllerle, anotta oluşan metal katyonların birleşmesi sonucunda gerçekleşir. Atıksularda bulunan kirleticiler, ya kimyasal reaksiyonlar yardımıyla ve çöktürmeyle ya da elektrot erozyonu ile oluşan kolloidal maddelere fiziksel ve kimyasal yapışmaları neticesinde arıtılmış olurlar. Daha sonra bu oluşumlar, EF ya da çöktürme ve filtrasyon işlemleri ile su ortamından

uzaklaştırılır. Böylece, konvansiyonel koagülasyon prosesinde olduğu gibi ilave koagülant kullanmadan, bu proses yardımıyla koagülant ortamda üretilmiş olur.

Su, katotta hidroliz, anotta oksijen kabarcıklarının üretilmesiyle elektroliz olmuş olur. Bu kabarcıklar, floküle olmuş partikül ve kirleticilerin yüzeye taşınmasına da yardımcı olur.

Belirtilen reaksiyonlara ilaveten EC hücresinde aşağıda belirtilen reaksiyonlar da gerçekleşebilir;

- Atıksudaki kirleticilerin katodik indirgenmesi
- Koloidal partiküllerin koagülasyonu
- Çözültideki iyonların elektroforetik taşınımı
- Koagüle olmuş partiküllerin elektrotlarda oluşan O₂ ve H₂ gazları yardımı ile EF'u
- Metal iyonlarının katotta indirgenmesi
- Diğer elektrokimyasal ve kimyasal prosesler

EC denemelerinde elektrot veya elektrot grupları genellikle bir doğru akım kaynağına bağlanır. Çözünmüş metal miktarı elektrolit çözeltisinden geçen akım şiddetine bağlıdır. Akım yoğunluğu (A/cm²) ve çözünmüş madde miktarı (g veya M/cm²) arasındaki basit bir ilişki Faraday kanunu ile hesaplanabilir;

$$\omega = \frac{i \times t \times M}{\eta F} \quad (4.18)$$

Burada, çözünmüş elektrot malzemesinin miktarı (g), i; akım yoğunluğu (A.cm⁻²), t; zaman, M; elektrot malzemesinin nispi molar kütlesi, η oksidasyon/indirgenme reaksiyonundaki elektron sayısı, F; Faraday sabiti (96500 C/mol) ifade etmektedir (Mollah vd., 2004).

Kirleticilerin, askıdaki partiküllerin destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılma mekanizmaları aşağıdaki basamaklarla özetlenebilir.

a) Solüsyon içerisinde akımın geçmesi ve kullanılan elektrodun çözünmesi ile üretilen iyonların etkileşimi sonucu meydana gelmiş yüklü türler etrafındaki difüze çift tabakanın sıkıştırılması.

b) Kullanılan elektrotların elektrokimyasal olarak çözünmesi ile üretilen zıt iyonların sebep olduğu, atıksu içerisindeki mevcut iyonik türlerin yük nötralizasyonu (Bu zıt iyonlar, elektrostatik partiküllerin içsel itme kuvvetini azaltmasından dolayı Van der Waals kuvvetleri baskın hale gelerek koagülasyon prosesini etkin hale getirir).

c) Flok yapısı ve koagülasyon sonucundaki flok oluşumu, kompleksleşmeyen kolloidal partikülleri yakalayan ve köprü kuran çamur tabakası oluşumu (Mollah vd., 2001).

EC teknikleri ile tekstil atık suyu arıtımında yüksek verim elde edilebildiğinden tercih edilmektedir (Can vd., 2006; Koby vd., 2006). Spesifik uygulamalarda, içme sularının deflorinasyonunda, endüstriyel sulardan ağır metal gideriminde, yağ içeren sularda, besin içeren atıksuların arıtımında, sızıntı sularından organik madde gideriminde, atıksulardan AKM gideriminde, kimyasal ve mekanik boyama atıklarının gideriminde, sulardan askıdaki katıları ayırmada, atıksulardan nitrat gideriminde, fenolik bileşiklerin geri kazanımında, arsenik gideriminde, poliaromatik organik kirliliğin, ligninin ve organik kirliliğin gideriminde EC yöntemi kullanılabilmektedir. EC deneylerinde, oksitlerin öncelikli olarak oluştuğunu, çünkü sistemden verilen enerjinin, bunların oluşumu için gerekli aktivasyon enerjisini aştığını bulmuştur. Bu reaksiyonlar çözünmüş kirleticileri birleştirerek aside dayanıklı moleküler formda çökelti oluştururlar (Sayiner, 2003).

EC prosesi yüksek oranda sulu ortamın kimyasına, özellikle iletkenliğine bağlıdır. Ayrıca pH, partikül büyüklüğü, ortamın kimyası da önemli parametreler arasındadır (Mollah vd., 2001). Bununla birlikte elektrot tipi, reaksiyon süresi, etkin elektrot yüzey alanı gibi parametrelerde göz ardı edilmemelidir.

Eğer anodun yeteri kadar yüksek potansiyeli varsa, atıksuda bulunan klor iyonları veya organik bileşiklerin direkt oksidasyonu gibi ikincil reaksiyonlarda oluşabilir (Panizza ve Cerisola, 2003).

EC nitrat gideriminde kullanılabilen bir yöntemdir. Kimyasal eklenmesi ve sonrasında bir arıtım gerektirmediği gibi, az miktarda çamur oluşumu, az alana ihtiyaç duyulması ve düşük maliyetiyle göze çarpmaktadır. Bu metotlarla elektrokimyasal redüksiyon sonucu nitrat iyonları N_2 ve amonyuma dönüşür. Ana katodik reaksiyonlar elektrokimyasal redüksiyonla nitrit ve nitrat iyonlarının nitrojen ve amonyuma dönüşmektedir.

4.3.5.3. Elektrokoagülasyon Reaktöründe Gerçekleşen Reaksiyonlar

EC reaktöründe elektrotlara DC güç kaynağı ile akım verildiğinde anot elektrot elektron vererek yükseltgenir, katot elektrot ise elektron alarak indirgenir. EC

reaktöründe anot ve katotta gerçekleşen elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları Tablo 4.1.'de özetlenmiştir.

Tablo 4.1. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları (Eyvaz, 2005)

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
Anotta yükseltgenme (elektron verir)	Katotta indirgenme (elektron alır)
Anodik çözünme $\text{Al(k)} \rightarrow \text{Al}^{+3} + 3\text{e}^-$	Katodik birikme $\text{Cu}^{+2} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cu}$
Anyonlar anotta toplanır	Katyonlar katotta toplanır
Anolit bölge oluşur	Katolit bölge oluşur
Anotta oksijen: $2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{O}_2\uparrow + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^-$	Katotta hidrojen $2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\uparrow + 2\text{OH}^-$
Klor var ise anotta klor $2\text{Cl}^- - 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cl}_2\uparrow$	Gazın indirgenmesi $\text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$

4.3.5.4. Elektrot Tipleri

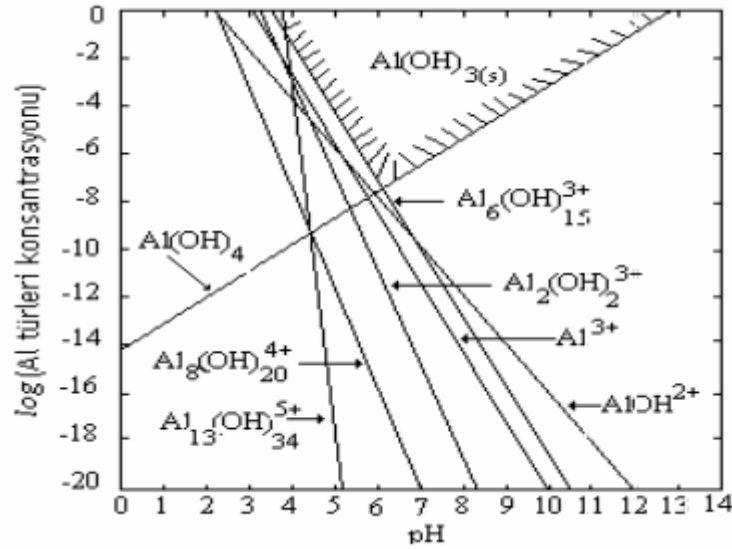
Alüminyum Elektrot

EC'de çok sık kullanılan çözünen alüminyum elektrotların sulu ortamda oluşturacağı Al kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Al^{3+} 'ün oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri verilmiştir. Tablo 4.2'de 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 vd., 1982).

Tablo 4.2. Sulu ortamda Al^{3+} 'in oluşturduğu hidroksil kompleks türleri (25°C)(Mollah vd., 2001; Delipınar, 2007).

Reaksiyon	logK
1. $\text{Al}_3^{+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_2^{+} + \text{H}^+$	-5.02
2. $2\text{Al}_3^{+} \rightarrow \text{Al}_2(\text{OH})_4^{+} + 2\text{H}^+$	-6.27
3. $6\text{Al}_3^{+} \rightarrow \text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{+3} + 15\text{H}^+$	-47.00
4. $8\text{Al}_3^{+} \rightarrow \text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{+4} + 20\text{H}^+$	-68.70
5. $13\text{Al}_3^{+} \rightarrow \text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5} + 34\text{H}^+$	-97.39
6. $\text{Al}_3^{+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_4^{-} + 4\text{H}^+$	-23.57
7. $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)} \rightarrow \text{Al}^{3+}_{(aq)} + 3\text{OH}^{-}_{(aq)}$	-32.34

Şekil 4.3'te sulu ortamda Al kompleksleri ve pH ilişkisi grafiği gösterilmiştir. Anot malzemesinin alüminyum tercih edilmesi ile çözeltide düşük pH'larda Al^{3+} ve $Al(OH)_2^+$ ürünleri gözlenir.



Şekil 4.3. Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi (Şengül ve Küçükgül, 1997).

Bu ürünler zamanla uygun şartlar yakalandığında $Al(OH)_3$ 'e sonrasında da $Al_n(OH)_{2n-3n}$ 'e dönüşürler (Mollah vd., 2001). Süreçte gözlenen reaksiyonlar şöyledir:

Anotta:



Katotta:



Ayrıca pH'a göre $Al(OH)_2$, $Al(OH)_4$ ve $Al(OH)$ gibi alüminyum bileşikleri ile de karşılaşılabilir.

Monomerik alüminyum türleri:



Polimerik alüminyum türleri:



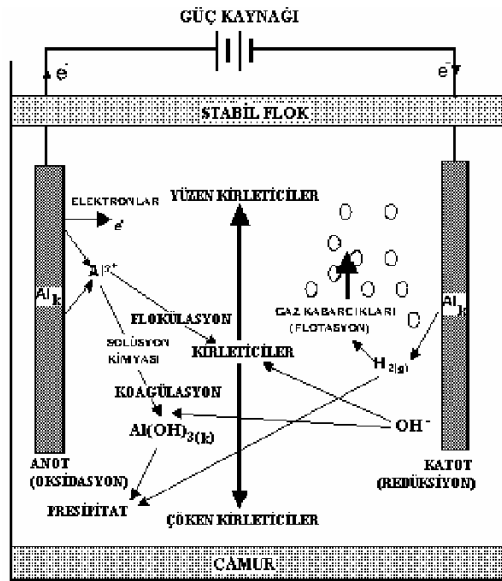
$$[Al_{13}(OH)_{34}]^{5+} \quad (4.24)$$

Monomerik, dimerik ve polimerik hidroksitlerin oluşumu zamansal olarak birbirinden farklılık gösterir. 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 Lurie, 1993).

EC işleminin net bir şekilde açıklanması oldukça zordur. EC'deki voltaj aralığı, temel elektrokimyasal çalışmalarda kullanılmamaktadır. Temel elektrokimyasal çalışmalarda sınırlayıcı tabaka tepkisinden etkilenmenin yanı sıra, reaksiyonlar için 10-60V arası bir voltaj gerekmektedir (Mollah vd., 2001).

EC Reaktöründe Alüminyum Elektrot Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar

EC prosesinde, Al elektrotları kullanılması ile Al anotta çözünür ve katotta da hidrojen gazı açığa çıkar. Al'in çözünmesi sırasında anotta farklı Al türleri üretilir. Al türleri, büyük boyutta floklar oluşturmak için koagülant olarak kirleticilerle birleşir. Al elektrotu kullanılması durumunda EC hücresinde meydana gelen prosesler Şekil 4.4'de görülmektedir. Al anotlarının oksidasyonla suda elektrolitik olarak çözünmesi sulu Al^{+3} türleri (Emamjomeh ve Sivakumar, 2006) oluşturur.



Şekil 4.4. EC reaktöründe alüminyum (Al) elektrodu kullanılması durumunda gerçekleşen reaksiyonlar (Emamjomeh ve Sivakumar, 2006)

Anotta Katotta



Hidroliz sırasında oluşan H_2 gazı su yüzeyine doğru yüzer ve bundan dolayı da flotasyon prosesini hızlandırır. Al^{+3} iyonlarının katı $\text{Al}(\text{OH})_3$ presipitatu oluşum reaksiyonu görülmektedir.

Al elektrodunun kullanılması ile EC mekanizmasında gerçekleşen reaksiyonlar Cheng, (1985), Ming vd., (1983) ve Mollah vd., (2001) tarafından ele alınmıştır.

Al elektrotların kullanıldığı EC prosesinde koagülant üretim mekanizması kimyasal koagülasyondaki mekanizmaya benzemektedir. Her iki proseste de Al^{3+} 'ün hidrolizi ve bunun sonunda çeşitli alüminyum hidroksit polimer kompleks ve çöktelleri meydana gelmektedir (Mollah, 2001).

Al_3 iyonlarının hidrolizi ile $\text{Al}(\text{HO})_3$, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}_2$, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2$ ve hidroliz ürünleri $\text{Al}(\text{OH})_2$, $\text{Al}(\text{OH})$, $\text{Al}_2(\text{OH})_4$, $\text{Al}(\text{OH})$, $\text{Al}_6(\text{OH})_3$, $\text{Al}_7(\text{OH})_4$, $\text{Al}_8(\text{OH})_4$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_7$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_5$ gibi monomerik ve polimerik bileşikler de oluşabilir (Mollah vd., 2004; Rebhun ve Lurie, 1993).

Jel gibi bir yapıda olan yüklü hidrokso katyonik kompleksler, kirleticileri yük nötralizasyonu sağlaması ile adsorpsiyon ve presipitatta yakalayarak etkili bir şekilde giderebilirler (Ming vd., 1983; Mollah, 2001).

Demir Elektrot

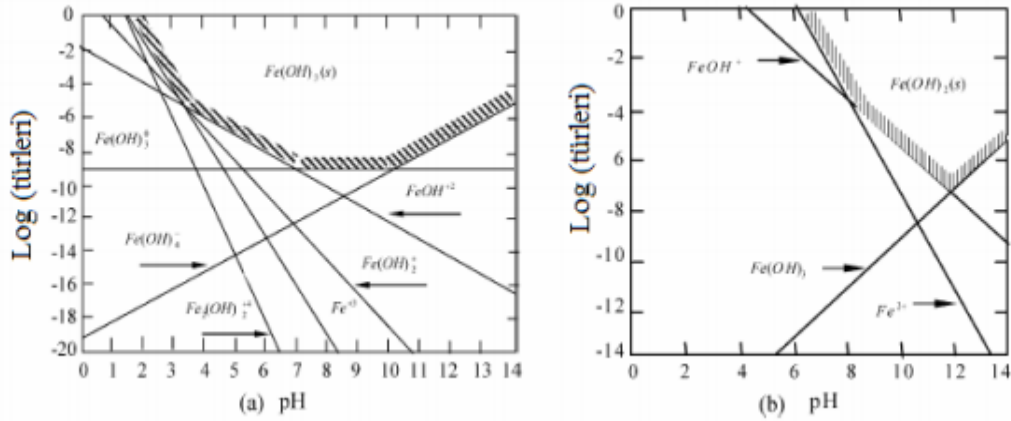
EC'de çok sık kullanılan çözünen demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı Fe kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Fe^{3+} 'ün oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Tablo 4.3.'de verilmiştir.

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

Tablo 4.3. Sulu ortamda Fe^{3+} ve Fe^{2+} 'inin oluşturduğu hidroksil kompleks türleri (Çiftçi, 2007).

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

Şekil 4.5'te sulu ortamda Fe komplekslerinin pH ile ilişkisi grafikleri gösterilmektedir.



Şekil 4.5. Sulu ortamda demir kompleksleri ve pH ilişkisi (a. Fe^{+3} ve b. Fe^{+2}) (İrdemez vd., 2006)

Anot malzemesinin demir tercih edilmesi ile çözeltide düşük pH'larda $Fe(OH)^-$ gözlenir. Bu ürünler zamanla uygun şartlar yakalandığında $Fe(OH)^-$ 'e sonrasında da $Fe_n(OH)_{2n-3n}$ 'e dönüşürler (Mollah vd., 2001).

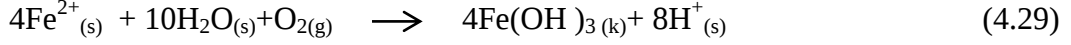
EC Reaktöründe Demir Elektrot Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar

Elektrolitik sistemde demirin oksidasyonu sonucu, demir hidroksit, $Fe(OH)_n$ ($n=2$ veya 3 olabilir) üretilir (Endyuskin vd., 1983; Mollah, vd., 2001).

$Fe(OH)_n$ 'nin üretimi için iki mekanizma ileri sürülmüştür.

1.Mekanizma

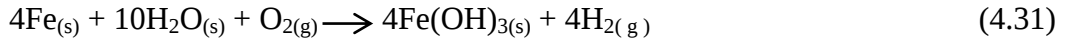
Anot



Katot



Sonuçta



2.Mekanizma

Anot



Katot



Sonuçta

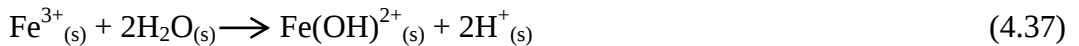


Demir elektrot kullanılması durumunda EC hücresinde meydana gelen prosesler.

Yine demir elektrodun elektrokimyasal oksidasyonu ile üretilen demir iyonları, su ortamının pH değerine bağlı olarak $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3^{0}$ ve $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4^{-}$ gibi monomerik iyonları, (2004). $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ve polimerik hidroksi kompleksleri oluşturabilir (Mollah vd., 2001)

Redoks reaksiyonun sonucu üretilen H_2 çözünmüş organikleri veya AKM'yi flotasyon ile giderir. Bu yüzden Fe^{3+} iyonları hidratlamaya uğrayabilir ve solüsyon pH'sına bağlı olarak, asidik koşullar altında $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ bileşikler oluşturabilir (Endyuskin vd., 1983; Mollah, vd., 2001).

Reaksiyonlar şu şekilde gerçekleşir.



Alkali koşullar altında, $\text{Fe}(\text{OH})_6^{-}$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_4^{-}$ iyonları görülebilir.

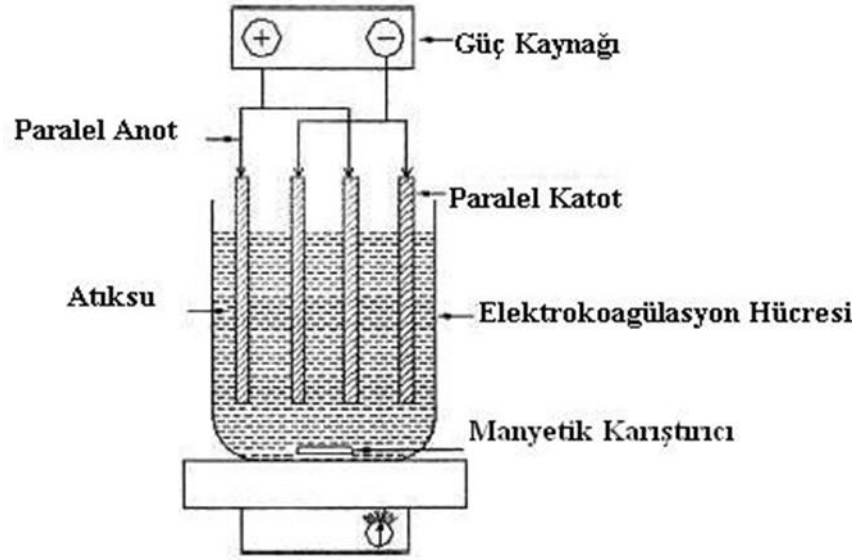
Polimerik Fe^{3+} ve Al^{3+} hidroks kompleksleri ile ağır metalin adsorpsiyon ve absorpsiyonu geniş bir şekilde belirtilmiştir (Davis ve Kent, 1990; Mollah vd., 2001).

4.3.5.5. Elektrokoagülasyon Prosesinde Kullanılan Elektrot Bağlantı Tipleri

EC sistemi, elektrik üreticisine bağlanmış anot ve katotu oluşturan elektrotlardan teşkil reaktörün bir elektrolit içine daldırılması ile kurulur. 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; elektrotların yüzey alanı, yeterli çözünme gerçekleşmesi bakımından önemlidir. Reaktörler tek kutuplu olarak paralel ya da seri halde bağlanabilirler. Şekil 4.6'da monopolar paralel bağlı EC reaktörü görülmektedir (Delipınar, 2007).

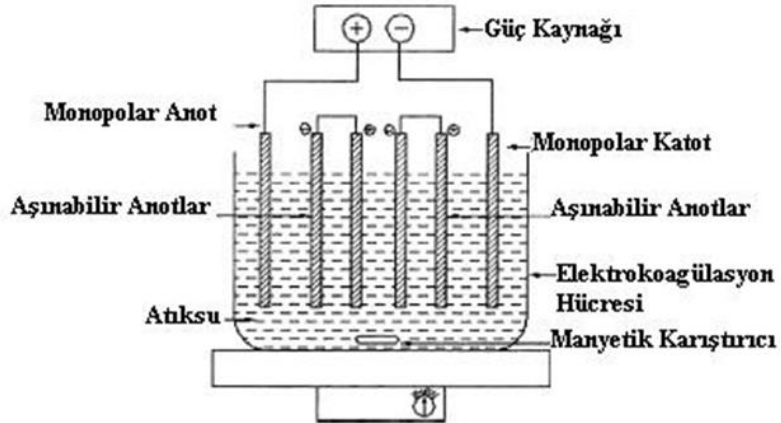
Elektrokimyasal arıtım esnasında elektrotların anot tarafında anodik katot tarafında ise katodik reaksiyonlar oluşacaktır. Elektrotların iyon oluşturduğu sistemde demir ve alüminyum gibi çözünen metal levhalar kullanılabilir. Ortama çözünen bu metal levhalar çözeltide yüklü partikülleri nötralize ederek koagülasyon işleminin başlamasını sağlamaktadır. Elektrotlardan çözünen iyonlar, kimyasal reaksiyon gerçekleşmesi ile koloidal maddelerin çökmesine ve EF ile 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 EC işleminde kirleticiler atıksulardan uzaklaştırılarak arıtım yapılmış olunur (Eyvaz, 2005).

Tek kutuplu (monopolar) elektrotların seri bağlanması EC reaktörü ortaya çıkmaktadır. Herbir tükenen veya çözünen anot elektrot çiftleri birbirine ve sonra güç kaynağına bağlanmaktadır. Çözünme içte yer alan anotta meydana gelirken bu elektrotun en dışta yer alan anotla da katotla da herhangi bir etkileşimi olmamaktadır (Delipınar, 2007). Paralel bağlı monopolar elektrot görseli Şekil 4.6.'da verilmiştir.



Şekil 4.6. Paralel bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli EC reaktörü (Mollah vd., 2001)

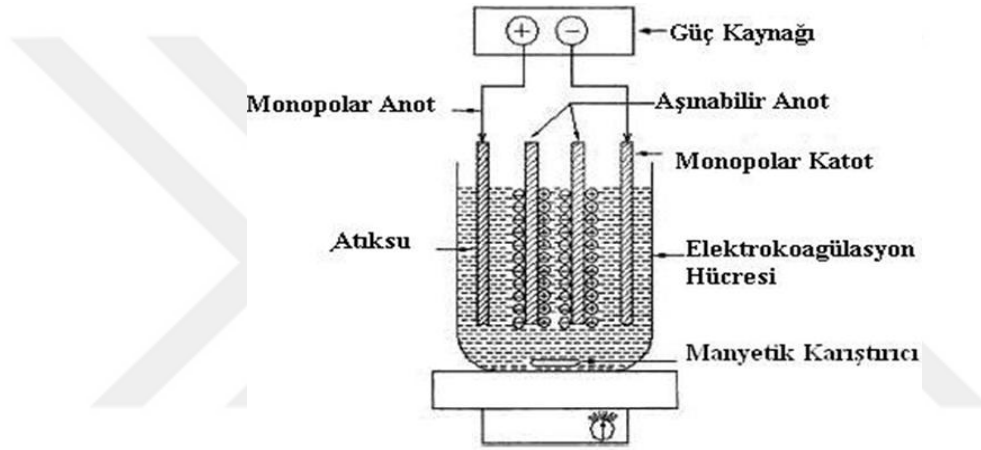
Bir çift iletken metal plakanın arasına iki paralel plaka yerleştirilip bir güç kaynağı eklenerek reaktör oluşturulabilir. Bu deneysel düzenek ile gerçek akımlarda akım zamanı ve akım yoğunlukları incelenerek optimizasyon yapılmalıdır. Giderim verimi optimizasyonda su karakteristikleri gibi pH, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli ve iletkenlik, kirleticilerin giderim oranının belirlenmesinde çok önemli parametrelerdir. Gerekli çalışmalarda bu parametrelerin incelenmesi de verimi önemli ölçüde değiştirebilmektedir. EC’de elektrotlar seri halde de bağlanmaktadır. Bu tip reaktörlerde, elektrotlar arasında daha fazla potansiyel farkın oluşmasıyla reaktör içinden akım geçebilmektedir. Bunun nedeni, akım şiddetinin her noktada aynı olması ve direncin diğer paralel bağlı reaktörlere göre daha yüksek olmasıdır. Seri bağlı monopolar elektrotların görseli Şekil 4.7’de görülmektedir.



Şekil 4.7. Seri bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli EC reaktörü (Mollah vd., 2001)

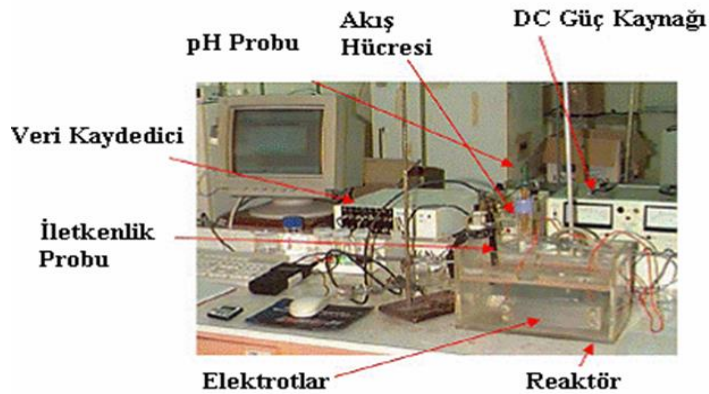
Elektrotlara bağlı olarak değişik bir tip olarak ortaya çıkan bir diğer elektrot dizaynı ise dipolar elektrotlarla oluşur.

Bir diğer EC reaktöründe ise elektrotlar paralel çift kutuplu (bipolar) olarak bağlanmaktadır. Üretece bağlı halde bulunan anot ve katot arasına birbiri ile rabıtası olmayan çözünebilir nitelikte farklı anotlar konulması ile reaktör düzeneği oluşturulur. Bu EC reaktör şekli, prosesin kullanım ve işletim kolaylığı amacıyla düzenlenmiştir. Sistem çalıştırıldığında anot-katot arasına yerleştirilmiş olan anotların bir yüzeylerinin anot, diğer yüzlerinin ise katot özelliği gösterdiği gözlenir. Paralel bağlı bipolar elektrot görseli Şekil 4.8’de görülmektedir.



Şekil 4.8. Paralel bağlı bipolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli EC reaktörü (Mollah vd., 2001)

Bu düzeneğe basit bir şekilde kurulabilir ve kolaylıkla düşük bakım ihtiyaçları ile kullanılabilir. Elektroliz süresince anodik reaksiyonlar altında pozitif, katodik reaksiyon ise negatif olarak karşılaşır. Genellikle demir ve alüminyum gibi elektrotlar kullanılır. Şekil 4.9’da laboratuvar ölçekli örnek bir EC reaktör sistemi görülmektedir.



Şekil 4.9. Laboratuvar ölçekli EC reaktör sistemi (Holt vd., 2005)

4.3.5.6. Avantajlar

EC prosesi kapladığı alan ve ilk yatırım maliyetinin düşüklüğü açısından önemlidir. Oluşan metal hidroksitler kimyasal olarak sisteme eklenen elektrolitlere göre minerallerin yüzeylerine daha fazla adsorplanma yeteneğine sahiptir. EC'nin bu yönüyle etkin bir arıtma teknolojisi olduğu söylenebilir.

EC Prosesinin Avantajları;

1. EC prosesi ekipmanlarının temini ve yapısı gayet basittir.
2. İşletiminin kolay olmasının yanında, sistemin çalışması sırasında karşılaşılan birçok probleme elle müdahale kolaylığı sunar.
3. EC prosesi ile atıksu arıtımı sonucu istenilen nitelikte, temiz, renksiz, kokusuz su elde edilir.
4. EC prosesi uygulanması sonucu oluşan çamur kolayca çökebilme ve kolay susuzlaştırılabilme özelliği sunar, çünkü temelde oksit/hidroksitlerden oluşmuştur.
5. EC prosesi, yoğun çamur üretme prosesidir.
6. EC prosesi ile oluşan floklar büyük, asidik ortama dayanıklı, oldukça stabil ve filtrasyonla kolaylıkla ayrılabilir.
7. EC prosesi, kimyasal koagülasyon-flokülasyon prosesleri ile karşılaştırılırsa, az miktarda toplam çözünmüş katıları içeren çıkış suyu üretir.
8. EC prosesi, en küçük kolloid partiküllerin giderimi avantajına sahiptir. Çünkü, güç kaynağı ile verilen elektriğin oluşturduğu elektriksel alan en küçük partiküllerin hızlı hareket etmesini sağlayarak koagülasyona yardımcı olmaktadır.
9. EC prosesinde, kimyasal madde gereksinimi ve kimyasal arıtmada problem oluşturan fazla kimyasalları nötralize etme problemi yoktur, atıksu arıtımında kimyasal koagülasyon kullanılmış olması durumundaki gibi yüksek konsantrasyonlarda kimyasal madde ilavesi ile ikincil kirlenmeye olanak tanımaz.
10. Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları, kirleticileri çözeltinin üst kısmına taşıyabilir, söz konusu bu kirleticilerde kolaylıkla konsantre olabilir ve daha kolay ayrılımlarını sağlar.
11. EC tekniği kırsal kesimlerde uygun bir şekilde elektriğin mevcut olmaması durumunda üniteye güneş paneli ilave edilmesi ile proseste yine başarı sağlanabilir (Delipınar, 2007; Mollah, vd., 2001).
12. İlk yatırım ve işletme maliyeti alternatif teknolojilerden belirgin bir şekilde düşüktür.

13. Optimum şartlar sağlanması durumunda enerji ihtiyacı çok yüksek değildir.
14. Diğer birçok proste sadece tek bir kirletici giderilirken bu prosesle birçok kirletici aynı anda giderilebilir.
15. Kimyasal madde ilavesine gereksinim duyulmaması, kirletici gücü yüksek atıksularla çalışılmaya da imkan tanır.
16. EC prosesi küçük kolloidal partiküllerin üzerinde kimyasal arıtıma oranla daha verimlidir (Vik vd., 1984).
17. Çözünabilir ya da kolloidal kirletici formları oluşan floklar üzerinde kısmen de olsa adsorplanarak giderilebilir (Mollah, 2001).
18. Kullanılan elektrotların sistemde sabit konumda olmaları, uygulanan elektrik potansiyelinin kontrol altında tutulabilmesine, bu da bakım aralıklarının uzamasına imkan tanımaktadır. Yüksek sıcaklıklar proses için herhangi bir problem oluşturmamaktadır.

4.3.5.7. Dezavantaj

EC prosesinin dezavantajlarını şu şekilde sıralayabiliriz (Chen, 2004; Emamjomeh ve Sivakumar, 2009; Mills, 2000; Mollah vd., 2001);

1. Oksidasyon sonucu atıksu içerisinde çözünen elektrotların düzenli bir şekilde yenilenmesi gerekir.
2. Yükseltgenme neticesinde anot çözünür ve sürekli olarak yenisi ile değiştirilmesi gerekir.
3. Cl⁻'nin atıksuda bulunan bazı organik bileşiklerle etkileşimiyle toksik etki oluşabilmektedir.
4. Elektrotlardan çözülen metal iyonları deşarj standartlarının üstünde olabilmektedir.
5. Bazı çalışmalarda çözünabilir maddeler hidroksit şeklinde çökerler (İlhan vd., 2007).
6. Elektrik enerjisinde dışa bağımlı olan ülkeler için ekonomik risk her zaman vardır.
7. Katot üzerinde geçirimsiz film tabakası oluşumu prosesin verimliliğini düşürebilir.
8. Elektrot atık su içindeki çözülmüş maddelerin oksidasyonu sonucu oksitlenebilir.
9. Anot ve katot bölgelerinde oluşan reaksiyonlar birbirleri üzerinde girişim yapabilir.

10. Atıksu çözeltilerinin yüksek iletkenliğe sahip olması gerekir. İletkenliği zayıf olan sularda reaksiyon süresi uzayabilir (Delipınar, 2007).
11. Jelatinli hidroksit bazı durumlarda çözünmeye meyilli olabilir (Mollah vd., 2001).
12. EC reaktör dizaynı/işletimi ve elektrot güvenilirliği konusunda sistematik katılımın eksikliği mevcuttur (özellikle kullanma ömrü dolan elektrotların pasivasyonu) (metalin kimyasal olan aktif yüzeyinin aktivasyona zıt olarak çok daha az reaktif duruma dönüşmesi) (Holt vd., 2005).

4.3.5.8. EC Reaktör Sistemlerinin Sınıflandırılması

EC reaktörlerinin dizaynında en önemli fark besleme şekli olup sürekli veya kesikli şekilde dizayn edilebilirler. Genellikle normal şartlar altında sürekli reaktörler kullanılır. Bu tip reaktörlerin en önemli avantajı, oluşmasını istediğimiz koagülantlar dizayn ve operasyona bakmadan su içinde oluşacaktır.

EC ünitelerinde sadece koagülasyon oluşacağı gibi entegre olarak flotasyon da eklenerek EF da yapılabilir.

Alternatif reaktör dizaynlarında ikinci en önemli fark ise flotasyonun rolüdür. Reaktörlerde kirlilik elektrokimyasal arıtımla birlikte gaz kabarcıklarının vasıtasıyla giderilebilir. EC çok önemli ayırma teknolojileri ile DAF (Çözünmüş Hava Flotasyonu), EF, filtrasyon ve berraklaştırma işlemlerini kapsar.

EC ünitelerinin dizaynında aşağıdakiler göz önünde bulundurulmalıdır (Holt vd. 2005).

- 1) Kesikli ya da sürekli işlem,
- 2) Elektrolitik gaz kabarcıklarının rolü,
- 3) Su içindeki kirleticilerin sudan ayrılması

Konu ile ilgili literatür incelendiğinde endüstriyel ölçekteki reaktörlerin tasarımı için en önemli parametreler akım yoğunluğu, voltaj, reaksiyon kinetiği ve verim olduğu göze çarpmaktadır. Bununla birlikte denge potansiyeli ve akım ve deneysel kinetik veriler fizibilite için büyük önem taşımaktadır (Francesco ve Costamagna, 2004).

Son yıllarda farklı tiplerde hücreler tasarlanmıştır. Etkili bir hücre tasarımı hacim-zaman veriminin iyileştirilmesi yönüne doğru kaymaktadır. Bunun başarılabilmesi ise; yüksek özgül elektrot alanı ve/veya yüksek kütle transfer katsayılarının sağlanmasına

bağlıdır. Meseleye bu açıdan yaklaşıldığında elektrokimyasal hücreler üç grupta sınıflandırılabilirler. Bunlar:

1. Artırılmış kütle transferine sahip hücreler: Bu tip hücrelerde hareketli elektrotlar ya da hücre içerisindeki türbilansı artırıcı teçhizatlar kullanılarak kütle transferi ve böylece akım yoğunlukları artırılır. Fakat bu hücrelerde nispeten düşük elektrot alanları kullanılır.

2. Yüksek elektrot alanlı hücreler: Bu hücrelerde küçük hacimlerde daha yüksek elektrot alanları sağlanmaya çalışılır. Bu ise yoğunlukla elektrotların çoklu modda kullanılmasıyla yapılır.

3. Yüksek kütle transferi ve yüksek elektrot alanına sahip hücreler: Bu hücrelerde üç boyutlu elektrotlar kullanılır. Dolgu yataklı, gözenekli hücreler, akışkan yataklı hücreler bunların tipik örnekleridir.

Üç boyutlu elektrotların dizaynı esas olarak iki boyutlu elektrotların üç boyutta büyütülmesi ile ortaya çıkmıştır. Bu tip üç boyutlu elektrotların iç kısmındaki özel hidrolik akım şartları sebebiyle bu elektrotların kullanıldığı hücreler sadece yüksek yüzey alanları değil, yüksek kütle transfer katsayılarına sahiptirler (Jüttner vd., 2000).

Bu tip hücrelerde elektrolit akışı reaktörün altından üst kısma doğrudur. Burada yatağı oluşturan tanecikler sürekli olarak süspansiyon formundadırlar. Akışkan yataklı hücrelerin avantajları sabit yataklı hücrelerde görülen yatak tıkanması olayının görülmemesi ve metallerin sürekli olarak geri kazanımına imkân sağlamasıdır. Akışkan yatağı oluşturan tanecikler eksi olarak yüklenir ve katodu oluştururlar. İşlem ilerledikçe irileşen tanecikler reaktörün alt kısmından alınırken üst kısımdan yeni partiküller sisteme ilave edilirler.

4.3.5.9. Elektrokimyasal reaktör çeşitleri

Genel olarak elektrokimyasal reaktörler şu şekilde gruplandırılabilir.

1. Karıştırılmalı tank reaktörler
2. Paralel plakalı reaktörler
3. Kapiler (kılcal) aralıklı reaktörler
4. Partikül elektrotlu reaktörler
 - a. Sabit yataklı reaktörler
 - b. Süspansiyon yataklı partikül elektrotlu reaktörler
 - c. Akışkan yataklı partikül elektrotlu reaktörler.

Karıştırılmalı Tank Reaktörler

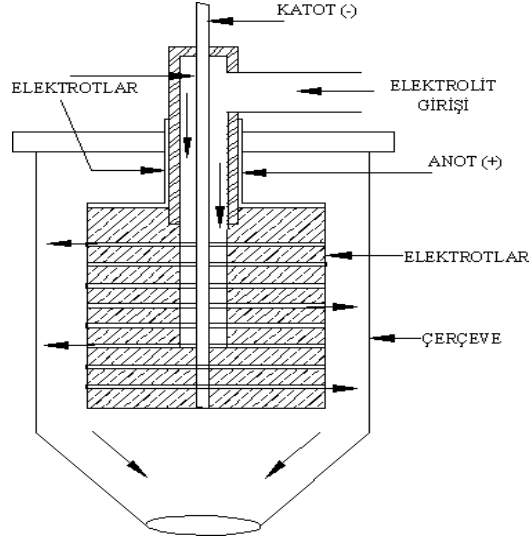
Bu tip reaktörler bekletme süresinin uzun olduğu kesikli prosesler için kullanılmaktadır. Karıştırılmalı tank reaktörlerde ısı kontrolü dıştaki ceketten yapılabileceği gibi, reaktör içine yerleştirilecek olan spirallerden soğuk su geçirilerek de yapılabilir. Reaktör malzemesi olarak genellikle tepkimeye girmeyecek katı malzemeler seçilir. Bazen reaktörün iç duvarı, elektrotlardan biri olacak şekilde iletken bir malzemedir de yapılabilir. Anottaki yükseltgenme ürününün katottaki indirgenme tepkimesi ile (veya tersi) etkileşmediği durumlar dışında diyafram gereklidir. Elektrotlar tel, yuvarlak veya yassı çubuk, plaka veya tel kafes biçiminde olabilir. Elektrotlar arası uzaklık, hücre direncini ve oluşacak ısıyı azaltmak için mümkün olduğu kadar küçük tutulmalıdır (Yıldız, 2003).

Paralel Plakalı Reaktörler

Endüstride büyük ölçekli sentezlerde yaygın olarak kullanılan bu reaktörler, filtre pres reaktörler olarak da bilinirler. Yalıtkan çerçevelerle birbirlerinden ayrılmış ve elektrolit için bölmeler oluşturacak şekilde yan yana konulmuş plaka elektrotlardan meydana gelmiştir. Bu tip reaktörlerde kullanılan düzlemsel plakalar sabit elektrot gerilimi sağlamaktadır. Paralel plakalı reaktörlerde sürekli işlem kolay, fakat reaktör içindeki sıcaklık kontrolü zordur. Bu reaktörler yüksek basınç altında çalışabilme imkânı da sağlamalarına rağmen en önemli dezavantajları ise bakım ve tamir güçlüğüdür. Ayrıca iyi bir ısı aktarımı için akışkan hızlarının yüksek tutulması gerekmekte, bu ise pompalama maliyetlerini artırmaktadır (Yıldız, 2003).

Kapiler (Kılcal) Aralıklı Reaktörler

Bu tip reaktörlerde elektrotlar arası mesafenin küçültülmesi çözeltideki gerilim düşüşlerini en aza indirmektedir. Bu sayede daha az enerji tüketimi ile daha iyi hacim-zaman verimi elde edilebilmektedir. Diyaframsız çift kutuplu olan bu reaktörler özellikle iletkenliği düşük olan çözeltilerde kullanılmaktadır. Bu reaktörlerde çözelti pompalama maliyetinin yüksek olmasına karşın, genel enerji tüketiminin içerisindeki payının az olması, ekonomik açıdan prosese yük getirmemektedir (Yıldız, 2003). Kapiler aralıklı plakaların kullanıldığı EK hücre Şekil 4.10'da gösterilmektedir.



Şekil 4.10. Kapiler aralıklı plakaların kullanıldığı elektrokimyasal hücre (Yıldız,2003)

Partikül Elektrotlu Reaktörler

Üç temel grupta incelenen bu reaktörlerin en büyük özelliği elektrot olarak partiküllerin kullanılması ve böylece daha uygun ısı ve kütle aktarımının sağlanabilmesidir.

Sabit Yataklı, Partikül Elektrotlu Reaktörler

Reaktörler, yalıtkan malzemelerle birbirlerinden ayrılmış iki kutuplu taneciklerden ve her iki uçta bulunan elektrot bağlantılarından oluşmuştur. Bu tip reaktörler, özellikle çözelti iletkenliğinin düşük fakat anolit ve katolitin birbiri ile karışmasının sakıncalı olmadığı durumlarda tercih edilmelidir. Çok fazlı proseslere uygun olması ve yüksek kütle aktarım özelliğine sahip olması avantajlarıdır. Öte yandan bu tip reaktörlerde oluşabilecek by-pass elektrolit geçişleri, akımın düşmesine sebep olmaktadır.

Bu tip reaktörlerde elektrolit, akış hızı düşürülerek reaktöre üstten verilirse ve elektrotlara ulaşmadan bir dağıtıcıdan geçirilerek ince bir film oluşturması sağlanırsa, iki kutuplu damlamalı reaktör elde edilmiş olur. Bu reaktörler için akış hızının yanı sıra, reaktörün ve elektrotların boyutları da değişken olarak incelenmiş, reaktör performansı üzerindeki etkileri araştırılmıştır (Yıldız, 2003).

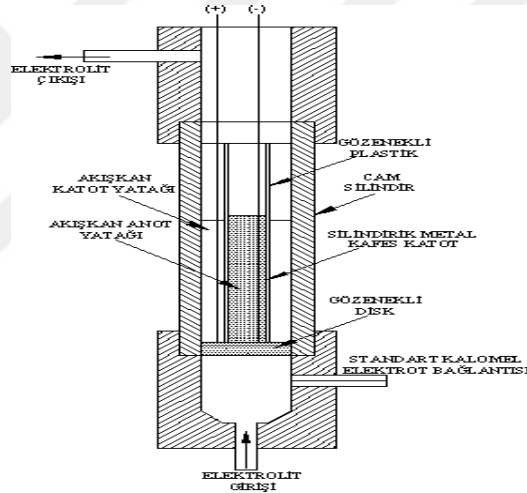
Süspansiyon Yataklı, Partikül Elektrotlu Reaktörler

Elektrot bölmelerinin birinde veya ikisinde süspansiyon halinde iletken partiküller bulunan reaktörlerdir. Reaktör, bir cam veya polipropilen silindirden oluşmaktadır. Katot ve anot, bir sinter cam veya asbest diyaframla ayrılmıştır. Katolit bölmesine eş

merkezli, gözenekli grafit katot yerleştirilmiştir. Hücrenin iç duvarı, anot görevini yapan, karbon veya platinlenmiş grafitle kaplanmıştır. Katodun içine oksijen veya hava verilir. Katot ve diyafram arasına grafit partiküller yerleştirilmiştir. Bu partiküller çözelti ile süspansiyon oluştururlar (Yıldız, 2003).

Akışkan Yataklı Partikül Elektrotlu Reaktörler

Bu reaktörler bir veya iki elektrot veya elektrolitin yukarı doğru akışı ile akışkan hale getirilmiş (%10-20 genişleme), metal veya metal kaplanmış partiküllerin yatağından oluşmuştur. Bu tip reaktörler süspansiyon yataklı reaktörlerin geliştirilmiş şeklidir. Akışkan yatak, elektrot alanının hücre hacmine oranının yüksek olmasını sağlar. Bu reaktörde derişik çözeltilerle yapılan çalışmalarda, partiküllerin prosesi durduracak kadar birikmemelerine dikkat edilmelidir (Yıldız 2003). Akışkan yataklı partikül elektrotların kullanıldığı EK hücre Şekil 4.11’de görülmektedir.



Şekil 4.11. Akışkan yataklı partikül elektrotların kullanıldığı elektrokimyasal hücre (Yıldız,2003)

Konu ile ilgili literatür incelendiğinde endüstriyel ölçekteki reaktörlerin tasarımı için en önemli parametreler akım yoğunluğu, voltaj, reaksiyon kinetiği ve verim olduğu göze çarpmaktadır. Bununla birlikte denge potansiyeli ve akım ve deneysel kinetik veriler fizibilite için büyük önem taşımaktadır (Francesco ve Costamagna, 2004). Günümüzde EC için çok fazla reaktör dizayn çeşidi yoktur.

4.3.5.10. Elektrokoagülasyon Prosesini Etkileyen Faktörler

Her arıtım sürecinde olduğu gibi EC prosesinde de arıtma performansına etki eden faktörler vardır. Bu faktörlerden; pH, akım yoğunluğu ve akım verimliliği, elektrolit türü ve konsantrasyonu, elektrot materyali ve elektrotlar arası mesafe, sıcaklık ve arıtma süresi aşağıda detaylı olarak incelenmiştir.

Elektrolit konsantrasyonu

EC'nin verimini arttırmak ve atıksuyun iletkenliğini istenilen seviyeye getirmek amacıyla sodyum nitrat, sodyum sülfat gibi inert tuzlar, NaCl, KBr gibi halojenli tuzlar ya da deiyonize su kullanılmaktadır. Bu ayarlama atıksuyun başlangıç pH'ında yaklaşık olarak 0,3 birim değişime neden olmaktadır (Chen, 2004; Kobya vd., 2003).

Arıtmada çözeltinin iletkenliği elektrokimyasal prosesler için önemli bir faktördür. Çünkü böyle prosesler elektrot yüzeyinden çözeltiye ve çözelti içinde heterojen iyon transfer reaksiyonlarına dayanmaktadır (Ögütveren vd., 1992). Elektrolit konsantrasyonunun artmasıyla atıksu iletkenliğindeki değişim EC prosesinde enerji tüketimini etkileyecektir. EC prosesinin voltajı ve enerji tüketimi iletkenlik ile değişir. Atıksu iletkenliği (mS/cm veya $\mu\text{S/cm}$) arttıkça EC prosesinde elektrotlar arası potansiyel (V) ve enerji tüketimi azalır. EC prosesinde atıksuyun iletkenliği belli bir değerde ohmic direnci sınırlamak için yeterli olması gerekir.

Çözeltinin iletkenliği, elektrokimyasal sistemlerde büyük önem taşır. Sahip olduğu yüksek iletkenlik, çözünürlük, klorun kuvvetli oksitleyiciliği ve düşük maliyeti nedeniyle çözeltinin iletkenliğinin artırılmasında NaCl yaygın olarak tercih edilmektedir (Kim vd., 2002).

Klorür iyonlarının ortamda bulunan HCO_3^- ve SO_4^{2-} gibi iyonların olumsuz etkilerini önemli ölçüde azalttığı tespit edilmiştir. Karbonat ve sülfat iyonları Ca^{2+} ve Mg^{2+} iyonlarını çöktürerek, elektrotların yüzeyinde elektrotlar arası potansiyeli hayli artıran, geçirimsiz bir tabaka oluşturmaktadır ve çökmesinin nedenini, oluşan bu geçirimsiz tabaka oluşturmaktadır. Chen (2004), ortamda mevcut anyonların %20'sinin klorür iyonu olması halinde EC prosesinin etkin bir şekilde gerçekleşebileceğini belirtmektedir. Çözeltiye NaCl ilave edilerek iletkenlik artırılmakta, artan iletkenlik güç tüketiminde azalmaya sebep olmaktadır (Chen, 2004).

EC ile lokanta atıksularına NaCl ilave edilerek iletkenlik 443-2850 $\mu\text{S/cm}$ arasında değiştirilerek artırılmış olup, KOI (>%85) ve yağ-gres (>%99) giderim veriminin iletkenlik artışıyla değişmediği saptanmıştır (Chen vd., 2000). Diğer bir çalışmada ise Fe elektrotlar kullanılarak tekstil atıksularının EC 'da arttığı bulunmuştur (Lin ve Peng, 1994).

NaCl ilavesi uygun bir seviyede atıksuyun elektriksel iletkenliğini artırmak için gereklidir. Enerji tüketimi hücre voltajı ile doğru orantılı ve sıvı dirençliliği ile artar. Makul fiyatı, orta seviyede düşük toksisitesinden NaCl kullanılır ve klor türleri tükenen

anot yüzeylerinde inhibisyon olayını önler (Calvo vd., 2003). Yüksek yağ içeriğine sahip atıksuyun (55000 mg/L KOİ, 12000 mg/L SS ve pH 6,7) EC ile arıtımında 0,015 mol/L (0,9 g/L) kullanılması durumunda KOİ ve SS giderim verimi %43,7 ve %31,6 iken 0,045 mol/L (2,7 g/L) NaCl konsantrasyonunda ise KOİ ve SS giderim verimi %32,3 ve %23,8 olarak saptanmıştır (Calvo vd., 2003). Fakat fazla NaCl konsantrasyonu proses verimini düşürebilir. NaCl konsantrasyonunun aşırı miktarda olması elektrotların aşırı tüketimine ve yüzeylerinde çukurluklar şeklinde düzensiz çözünmelerine neden olur. 3g/L üzerinde NaCl konsantrasyonlarında Al çözünme akım verimi %150 'den daha fazladır. Bu klorür konsantrasyonu tekrardan kullanılacak sulardaki kabul edilebilir maksimum konsantrasyonu aşacaktır (Calvo vd., 2003).

Katodik çözünme ve akım verimliliği

EC prosesinde anot ve katot olarak Al ve Fe elektrotlar kullanılır. Faraday yasasına göre EC prosesinde anot olarak kullanılan elektrotların çözünmesi gerekir. Örneğin; EC prosesinde elektrot olarak Al elektrotlar kullanılır ise Faraday yasasına göre elektrolitik devreden 1 Faradaylık (1F) yük geçtiğinde bipolar EC reaktöründe her bir anotta 9g Al çözünecektir ($M_{Al}=27$ g/mol ve Al^{3+} için $Z=3$). Akım verimliliği ise Faraday yasasına göre gerçek elektrot tüketiminin teorik elektrot tüketimine oranıdır.

Akım Yoğunluğu

Proses hızını belirleyen önemli bir parametre olan akım yoğunluğu, birim elektrot alanına düşen akım olarak tanımlanmaktadır. Proses hızını belirleyen bir parametredir. Elektrotlara uygulanan elektrik akımı ile elektrot materyali cinsine bağlı oluşan Al^{3+} ya da Fe^{2+} iyonları miktarı uygulanan akım miktarına bağlıdır. Elektrokimyasal eşdeğer, 1 saniye boyunca 1 amper şiddetinde bir elektrik akımı geçiren bir çözeltide açığa çıkan madde (iyon) miktarını ifade etmektedir. Yüksek akım miktarı küçük EC ünitesi anlamına gelmektedir. Ancak akım çok arttırıldığında zaman elektrik enerjisinin suyun ısıtılmasında harcanma ihtimali ortaya çıkmaktadır. Daha önemlisi çok yüksek akım yoğunluğu akım veriminde önemli bir azalma ile sonuçlanabilmektedir. EC sistemini bakım yapılmaksızın uzun bir süre işletebilmek için önerilen akım yoğunluğu, elektrot yüzeyinin periyodik temizliği için gerekli tespitler yapıldığı sürece, 20 – 25A/m²'dir (Chen, 2004). Optimum akım yoğunluğunun tam aralığı EC prosesinin uygulandığı yerin ekonomik ve coğrafik durumuna bağlıdır. Akım yoğunluğu arttığında anot ve katottaki iyon üretim verimi de artmaktadır. Bu nedenle de çözeltideki flok oluşumu artmakta ve renk gideriminde gelişme olmaktadır (Daneshvar vd., 2004). Arıtılmış

suyun kalitesi üretilen iyonların miktarına ya da akım ve zamanın çarpımı olan yük yüklemesine bağlıdır. Literatürde gerekli değerlerin olmaması durumunda akım yoğunluğu ya da yük yüklemesi deneysel olarak belirlenebilmektedir. Gerekli yük yüklemesi belirlenirken yük yüklemesinin kritik değeri göz önünde bulundurulmalıdır. Yük yüklemesi bu kritik değere ulaştıktan sonra çıkış suyunda akım artışına bağlı olarak önemli bir iyileşme görülmemektedir (Chen, 2004).

EC prosesinde sadece çözünen metal miktarı (koagülan miktarı) değil aynı zamanda EC 'nin arıtım verimini etkileyecek gaz kabarcıklarının (H_2) oluşum hızı, flokların boyut ve büyüklüğü de akım yoğunluğuna bağlıdır. Akım yoğunluğunun artması gaz kabarcıklarının (bubbles) yoğunluğunu artırır iken onların boyutunun azaltmasına neden olmakta; sonuçta yukarı doğru daha büyük akış ve kirleticilerin daha hızlı giderimi ve çamur flotasyonu gözlenmektedir (Khosla ve Venkatachalam, 1991) EC prosesinde anot elektrotların (Al veya Fe) çözünerek çözeltiye iyonların geçişi Faraday kanunu ile ifade edilir (Mollah vd., 2004).

Yapılan çalışmalar, EC prosesinde akım yoğunluğunun 2-2,5 mA/cm² uygulanması halinde optimum çalışma şartlarının sağlandığını ortaya koymuştur. Söz konusu optimum şartların sağlanabilmesi için gerekli akım verimi akım yoğunluğu, ortam sıcaklığı, atıksu debisi ve pH ile birlikte değerlendirilmelidir. Akım verimi elektrot olarak alüminyum tercih edildiğinde %120-140, demir tercih edildiğinde %100 dolaylarındadır.

Chen (2004) akım veriminin, akım yoğunluğunun dışında anyonların türüne bağlı olduğunu, akım yoğunluğu ya da yük yüklemesi değerleri deneysel olarak bulunabileceğini, her deneysel çalışmada kritik bir yük yüklemesi değerinin bulunduğunu ve bu kritik değere gelindiğinde çıkış suyu kalitesinin daha sonraki akım artışlarında önemli bir gelişme anlamı taşıdığını ifade etmiştir (Chen, 2004).

EC prosesinde sadece çözünen metal miktarı (koagülant miktarı) değil aynı zamanda EC 'nin arıtım verimini etkileyecek gaz kabarcıklarının (H_2) oluşum hızı, flokların boyut ve büyüklüğü de akım yoğunluğuna bağlıdır.

Akım yoğunluğunun artması gaz kabarcıklarının (bubbles) yoğunluğunu artırır iken onların boyutunun azaltmasına neden olmakta; sonuçta yukarı doğru daha büyük akış ve kirleticilerin daha hızlı giderimi ve çamur flotasyonu gözlenmektedir (Khosla ve Venkatachalam, 1991)

Akım yoğunluğunun miktarı, anotta çözünen metal iyonlarının üretim hızını ve katotta oluşacak kabarcık hızı ile büyüklüğünü etkilediğinden oluşan flokların miktarını, yapısını ve oluşumunu da etkiler. Akım yoğunluğu, aşırı oksijenin ve olası sıcaklık artışının önlenmesi için kontrol edilmelidir (Şengil ve Özaçar, 2009).

Düşük akım yoğunluklarında az kabarcık oluşumu görüldüğünden kirleticilerin gideriminde çöktürme flotasyondan daha baskın olmaktadır (Holt vd., 2002). Akım yoğunluğu arttıkça çözünen madde miktarı artar. Akım yoğunluğu ile çözünen metal iyonu miktarı arasında Faraday kanunu ile ifade edilmiş bağıntı mevcuttur.

Akım yoğunluğu ve akım verimliliği elektrot tüketimlerinin miktarının belirlenmesi ve pasivasyon durumunun oluşup oluşmadığının ortaya konabilmesi için son derece önemlidir. Akım verimliliği, elektroliz reaksiyonlarının verimliliğini ölçmede kullanılabilecek en önemli göstergelerden biridir. Akım verimi, gözlenen elektrot tüketiminin, Faraday kanununa göre sarf edilmesi gereken teorik elektrot tüketimine oranı olarak ifade edilebilir. Gerçek elektrot tüketimi EC prosesinde arıtılan atıksuyun özelliğine göre değişmektedir. Buna bağlı olarak hesaplanan akım verimliliği değeri % 100'ün üzerinde veya altında olabilmektedir.

pH

EC veriminde pH belirleyici etkiye sahiptir. EC sürecinde oluşan reaksiyonlar ve reaksiyon ürünlerinin oluşumunda, oluşan ürünlerin çözünürlüklerinde ortam pH'ının etkisi büyüktür. pH düşük ya da yüksek oluşu, reaksiyon sonucu oluşan hidroksitlerin çözünürlüklerini artırır. Bu çözünürlük artışı EC sürecinde oluşan yumaklaşmaya olumsuz etkiyerek sistem verimini düşürmektedir. Bu durumda sistem veriminde belirgin düşüslere neden olabilmektedir. Buna karşın ortamda elektrolit olarak NaCl bulunması durumunda;



reaksiyonları meydana gelmektedir (Chen, 2004). Asidik pH'larda oluşan reaksiyon da HOCl oluşmakta iken nötr ya da hafif alkali pH'larda OCl⁻ hakim olduğu görülmektedir. pH'ın 11'in üzerinde olduğu durumlarda reaksiyon sonucunda OCl³⁻ ve OCl⁴⁻ oluşmakta, Bu da oksidasyonun tamamen sonlanmasına neden olmaktadır.

EC prosesinde arıtım süresince ortam pH'sı sürekli olarak değişmektedir (Şahin, 2006). Bazı çalışmalarda geniş pH aralığında istenilen verim elde edilmekte ve sistemde

başlangıç pH düzenlemesine ihtiyaç olmamaktadır (Koby vd., 2006). Buna karşın, bazı çalışmalarda optimum pH değerinin belirlenmesi ve istenilen arıtım performansı için başlangıç pH değerinin ayarlanması zorunludur.

EC prosesinde oluşacak ve kirleticilerin gideriminde etkin rol alacak metal hidroksitlerin türü ortamın pH'sı tarafından belirlenmektedir. Alüminyum elektrot kullanılması durumunda pH 4-5 aralığında monomerik türler (Al(OH)^{+2} , Al(OH)^{2+} , $\text{Al}_2(\text{OH})^{2+}_4$, $\text{Al}_2(\text{OH})^{2-}_4$) oluşurken; pH 5-6 aralığında ise polimerik türler ($\text{Al}_6(\text{OH})^{+3}_{15}$, $\text{Al}_2(\text{OH})^{+4}_{17}$, $\text{Al}_8(\text{OH})^{+4}_{20}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})^{+7}_{24}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})^{+5}_{34}$) olduğu ifade edilmiştir (Alinsafi vd., 2005). Benzer şekilde, demir elektrot kullanılması durumunda, pH 7-10 aralığında monomerik Fe(OH)_3 oluşur, pH 3,5-7 aralığında oluşan kompleksler ise polimerleşme eğilimindedir ve polimerik türler Fe(OH)^{+2} , Fe(OH)^{+1}_2 , $\text{Fe}_2(\text{OH})^{+4}_2$, $\text{Fe(H}_2\text{O)}^{+}_2$, $\text{Fe(H}_2\text{O)}^{+2}_5\text{OH}$, $\text{Fe(H}_2\text{O)}^{+1}_4(\text{OH})_2$, $\text{Fe(H}_2\text{O)}^{+4}_8(\text{OH})_2$, $\text{Fe(H}_2\text{O)}^{+2}_6(\text{OH})_4$ ve pH 10'un üzerinde polimerik olan Fe(OH)^{+}_4 oluşur (Şengil ve Özacar, 2009). Ferron metodu kullanılarak oluşan hidrolize olmuş alüminyum ve demir türlerinin karakterizasyonu belirlenebilmektedir. Bu yöntemde, Monomerik türler Ferron ile neredeyse hemen tepkime oluştururken, polimerik türlerin tepkime hızı daha düşüktür.

Asidik şartlarda, EC prosesi çıkış suyunda pH'da artış görülürken, alkali şartlarda pH'da azalma meydana gelir. Asidik şartlarda pH'daki artışı bazı araştırmacılar sadece katotlardaki hidrojen oluşumu ile ifade ederken, Chen vd. (2000), bunlara ilave olarak asidik şartlarda karbondioksitin aşırı doygun olduğunu ve ortamdan uzaklaşması ile pH'da artış olduğunu, ayrıca ortamda Cl^- ve SO_4^{2-} olması durumunda, metal hidroksit oluşumu sırasında OH^- iyonları ile yer değiştirerek serbest kalan OH^- iyonlarının ortam pH'sını arttırdığını ifade etmiştir.

Sıcaklık

Tüm kimyasal reaksiyonlarda olduğu gibi sıcaklık artışı ile elektrokimyasal reaksiyon hızı da artar. Sıcaklık artışı ile iyonların hareketliliği artar, kütle transferi kolaylaşır ve bunlara bağlı olarak EC prosesi kirletici giderim veriminde artış meydana gelir. Song vd., (2008) ile Chen (2004) tarafından yapılan çalışmalarda verimin azalmaya başladığı sıcaklık değeri 60°C olarak ifade edilmiştir. 60°C den daha yüksek sıcaklık değerlerinde, stabil olmayan flok oluşumu veya çöken maddelerin çözünmesindeki artış arıtmadaki verimliliğin azalmasına neden olur. Ayrıca, Chen, (2004) yaptığı çalışmada sıcaklığın artması ile iletkenliğin arttığını ve buna bağlı olarak enerji tüketiminin azaldığını ifade etmiştir.

EC reaksiyon hızı da diğer kimyasal reaksiyonlar gibi çözeltinin sıcaklığı arttığı zaman artmaktadır. Sıcaklık 27°C'yi geçtiği zaman üretilen iyonların hareketi oldukça artmakta ve bu iyonların yumaklaşma ve metal hidroksit flokları oluşturma şansı azalmaktadır. Sonuç olarak da proses veriminde azalma gözlenmektedir (Chen, 2004; Daneshvar vd., 2004).

Alüminyum elektrot kullanılması halinde akım verimi sıcaklık ile birlikte artış gösterir. Ancak sıcaklığın kritik noktaya gelmesiyle geline maksimum verim bu değerden sonra sıcaklığın artmasıyla, negatif eğilim göstermeye başlar. Verim artışı, elektrot üzerindeki katı tabakanın parçalanmasıyla hidroksit iyonlarının aktivitelerinin artması ile gerçekleşir. Sıcaklığın iletkenlik üzerinde yaptığı etki enerji tüketiminde düşüşe olanak vermektedir.

Elektrot Materyali

EC en yaygın olarak demir, çelik ve alüminyum elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotlar ucuz, kolay temin edilebilir olmaları ve etkinliklerinin kanıtlanmış olması nedeniyle tercih edilmektedir (Chen vd., 2000).

EC kullanılan elektrot malzemeleri genellikle alüminyum, çelik, demir ve hurdadır. Demirin organik bileşikler üzerinde etkin oksitleme gücü ile özellikle tekstil atıksularında tercih edilmektedir. EOx proseslerinde diğer materyallere kıyasla daha düşük maliyetli olması nedeniyle kullanılan bir elektrot malzemesidir (Bejankiwar vd., 2005).

Alüminyum elektrotlar, Al^{3+} iyonunun yüksek koagülasyon verimi sebebiyle, tek başına veya demir elektrotlar ile birlikte tercih edilmektedir. (Bejankiwar vd., 2005). Atıksuda yüksek miktarda Ca^{2+} ve Mg^{2+} iyonları bulunuyorsa katot olarak paslanmaz çelik kullanılması uygun olmaktadır (Chen, 2004).

EC'da tükenen elektrot olarak en yaygın olarak Fe ve Al elektrotlar kullanılmaktadır. Al elektrotlar atıksulardan renk giderimin de Fe elektrotlardan daha iyi sonuçlar verdiği görülmüştür (Adhoum ve Monser, 2004). EC prosesinde anot olarak Fe elektrotlar kullanıldığında ilk olarak arıtım çıkışı yeşilimsi ve daha sonra sarı-kahverengimsi görünür. Bu EC esnasında oluşan Fe^{2+} ve Fe^{3+} türlerinden kaynaklanmakta olup, demir türlerin aşırı oluşumu ve sarı-kahverengimsi bir özellik gösterecektir. Fe elektrotların elektrolizinde oluşan en yaygın iyon Fe^{2+} 'dir. Asidik ve nötr koşullarda sudaki O_2 ile Fe^{3+} iyonları kolaylıkla oksitlenir. Fe^{3+} sarımsı küçük $Fe(OH)_3$ partikülleri şeklinde ve çökmesi zordur (Koby vd., 2006). Ayrıca atıksu

içinde çözünür organik bileşiklerin çözünen Fe iyonları arasında kompleks reaksiyonlarda renk oluşumuna neden olabilir. EC prosesinde açık elektrolitik devredeki Fe elektrotlar korozyona uğramaktadır.

EC prosesi ile atıksu arıtımında elektrot polarizasyonu önemlidir. Elektrot polaritesinde düzenli bir değişimi (her iki saatte bir), elektrotların homojen olarak çözünme ve korozyonu ve metal içeren katıların metal (elektrot) yüzeylerinin kirlenmesine sınırlandırılmasına imkan sağlamaktadır.

Elektrolit Türü ve Konsantrasyonu

Elektrolit türü ve konsantrasyonu, arıtma verimini, elektrot tüketimini, elektrik sarfiyatını etkileyen en önemli faktörlerdendir. EC prosesinde iletkenlik sağlamak için yaygın olarak NaCl ve Na₂SO₄ kullanılmaktadır. Bunların dışında, NaNO₃, KCl, K₂SO₄ ile de iletkenlik sağlanabilmektedir (Irdemez vd., 2006; Song vd., 2008). Elektrolit ilavesi ile iyonikliğin arttırılması sonucu, hücre potansiyel farkı korunduğunda daha fazla akım yoğunluğu oluşur, bununla birlikte akım yoğunluğu sabit tutulduğunda ise hücre potansiyel farkında azalma meydana gelir. EC proseslerinde çözünen metal iyonlarının miktarı akım yoğunluğu ile kontrol edilmektedir. Elektrolit ilavesi sonucu istenen akım yoğunluğu sabit tutulduğunda daha düşük potansiyel fark elde edileceğinden elektrik tüketiminde azalma meydana gelmektedir.

Düşük elektrolit konsantrasyonlarında, iyonların akım oluşturmak için yeterli teması sağlanamamaktadır. Bu durum su/atık suyun direncini arttırmakta ve proses verimini azaltmaktadır. Bununla birlikte yüksek tuz konsantrasyonu ortamdaki iyonik kuvveti arttırır. EP’de oluşan yüklü iyonlarla olan denge reaksiyonları ve reaksiyon kinetiği iyonik kuvvet tarafından etkilenir. Bu da proses verimini olumsuz yönde etkiler (Song vd., 2008).

Elektrolit olarak NaCl kullanılması durumunda, EC prosesinde aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelir.



NaCl sadece yeterli akımı sağlamak için gerekli olan iletkenliği arttırmaz aynı zamanda asidik koşullarda oksidan oluşumuna da sebep olur. EC, oksidasyon ve redüksiyon tepkimelerini oluşturması yanında organik maddelerin ortamdan

uzaklaşmalarını da sağlar. Buna gerekçe EC sürecinde oksidan oluşumudur. Ancak $\text{pH} < 11$ olması halinde söz konusu oksidasyonun etkinliği sağlanabilir (Vardar, 2006).

Kim vd., (2002) elektrolit konsantrasyonunu 0'dan 1000 mg/L NaCl'ye arttırdıklarında verimde bir miktar artış gözlemledikleri halde, 1000 mg/L'den 2000 mg/L NaCl'ye arttırdıklarında verimde artış gözlemlenmemiştir. Ayrıca elektrolit konsantrasyonunu 500 mg/L'ye çıkardıklarında elektrik tüketiminde 3,7 kat azalma tespit etmişlerdir. Yeterli miktarda elektrolitin ilave edilmesi gerekliliği hem arıtma veriminin artırılması hem de elektrik tüketiminin azaltılması açısından önemlidir ancak belli bir değerden sonra tuz konsantrasyonunun artırılması verim olarak olumlu sonuç vermemektedir. Bir başka çalışmada, renk giderimi maksimize edilmesi isteniyorsa tuz ilavesinden kaçınılması gerektiği ifade edilmektedir (Merzouk vd., 2009).

Elektrolit olarak Na_2SO_4 kullanılabilir ancak, NaCl kullanılması ile daha iyi renk ve organik madde giderimi elde edilebileceği ifade edilmektedir (Vardar, 2006).

Atıksu arıtımında EC prosesinin verimli bir şekilde iletilebilmesi için ortamda bulunan mevcut iyonlar arasında Cl^- iyonlarının miktarının % 20 olması tavsiye edilmektedir (Şahin, 2006). Ortamda kalsiyum ve karbonat iyonları varsa elektrot yüzeyinde yalıtkan bir tabaka oluşturan CaCO_3 oluşur (Merzouk vd., 2009). Bu tabaka elektrotlar arasındaki potansiyel farkı aniden arttırmakta ve akım veriminde önemli bir azalmaya neden olmaktadır. Ortamda klorür iyonları olması durumunda pasivizasyon önlenmektedir.

Elektrolit cinsi olarak düşük maliyetli, yüksek iletkenlik ve çözünürlüğe sahip olan malzemeler kullanılması gerekmektedir. EC uygulamalarında yaygın olarak NaCl kullanılmaktadır (Kim vd., 2002). NaCl kullanımının ayrıca pasivizasyon ile oluşan oyuk korozyonunu artırdığı belirtilmektedir. (Yang ve Dluhy, 2002).

Elektrotlar Arası Mesafenin Etkisi

EC reaktöründeki atıksuyun ısınmasına neden olan elektrot aşırı potansiyeli ile birlikte ohmik direnci azaltmak için mümkün olduğunca elektrotlar arası mesafe az olmalıdır. Elektrot yüzeylerinin pürüzlülüğü EC reaktöründe oluşan askıdaki katı maddelerin elektrot kanallarını engelleyecek şekilde olmamalı, ancak minimum bir elektrotlar arası mesafe sağlanmalıdır. EC prosesi genellikle ortam (hava) sıcaklığında gerçekleştirilir. EC prosesinde gaz-sıvı arayüzey olaylarındaki değişim ve köpük oluşumu ile elektrot yüzeylerine yönelmesinden dolayı yüksek sıcaklık koşullarından kaçınmak gerekir. Ayrıca yüksek sıcaklıklarda büyük hidrojen kabarcıkları oluşur ve bu

kabarcıkların sıvı yüzeyine çıkış hızları artar ve sonuçta prosesin EF etkisi azalır. EC reaktörlerinde sıcaklık geri devir veya atıksuyun sirkülasyonu ile birkaç dereceyle sınırlı Joule etkisinden dolayı artacaktır. Sıcaklık artışı EC prosesinde tüketilen elektrik ve sıvı akış hızı ile değişir.

Elektrotlar arası mesafenin, EC prosesinin arıtım performansı üzerine etkisi diğer faktörlerle karşılaştırıldığında ihmal edilebilecek düzeydedir. Elektrotlar arası mesafe arttırıldığında potansiyel fark ve buna bağlı olarak elektrik tüketimi artmaktadır. Bununla birlikte elektrotlar arası mesafenin ne çok az ne de çok fazla olması istenir. Uygun mesafenin sağlanması ile EC prosesi istenen performansta çalıştırılır. Çok yakın olduğunda flok oluşumu ve oluşan flokların adsorplama yetenekleri az olur. Çok uzak olduğunda potansiyel farktaki artışa bağlı olarak EC prosesi ekonomik bir çözüm olmaktan uzaklaşır.

Elektrotlar arası mesafenin belirli oranda arttırılması proses verimini arttırmaktadır. Mesafenin daha da fazla artması ile üretilen iyonların hareketini yavaşlatmasından dolayı yumak oluşumunda azalma görülmektedir. Literatürde genellikle elektrotlar arası mesafe 3-5 mm arasında seçilmektedir (Hu vd., 2003; Shen vd., 2003) Elektrotların reaktör içerisinde monopolar veya bipolar olarak bağlanması verimi önemli ölçüde etkilemektedir. Monopolar ve bipolar elektrot seri ya da paralel olarak bağlandığında giderim veriminde farklılıklar görülmektedir. Seri bağlı sistemlerde, paralel bağlı sistemlere göre daha yüksek bir potansiyel farkı uygulamak gerekmektedir. Eğer anot ve katot birbirlerine paralel çift kutuplu olarak bağlı oldukları halde güç kaynağına monopolar olarak bağlanır ve aralarına herhangi bir güç kaynağına bağlı olmayan anot materyalinden elektrotlar konulursa, araya yerleştirilen elektrotun bir tarafının anot diğer tarafının katot gibi davrandığı görülür (Mollah vd., 2004).

Reaksiyon Süresi

Elektroliz süresince pozitif elektrot anodik reaksiyonlara maruz kalırken katodik reaksiyonlar negatif elektrotta meydana gelmektedir. Elektrotlardan salınan iyonlar partiküllerin yüklerini nötralize etmekte ve böylece koagülasyon başlamaktadır. Elektroliz süresinin artması durumunda iyon konsantrasyonunda ve iyonların hidroksit floklarında artış meydana gelmektedir (Daneshvar vd., 2004).

EC prosesinde kirleticilerin türü ve konsantrasyonu arıtım süresine etki eden en önemli faktörlerdir. Renk gideriminde yarım saat arıtım süresi yeterli oluyorken, krom gideriminde iki saate kadar arıtım süresine ihtiyaç duyulmaktadır. Arıtım süresi

arttırıldığında çözünen metal iyonlarının miktarı doğru orantılı olarak artmaktadır. Yapılan çalışmalar ile EC için belirlenen optimum arıtım süresinden sonra sürenin arttırılması ile kirletici giderim veriminde iyileşme meydana gelmemekte ve genellikle sabit kalmaktadır. Buna karşın Yang ve McGarrah (2005), alüminyum elektrot kullanılması durumunda optimum renk gideriminin elde edildiği elektroliz süresinden sonra oluşturulan metal hidroksitler tarafından adsorplanan boyarmadde moleküllerinin pH'daki değişim, flokların çözünmesi gibi sebeplerden dolayı tekrar suya geçmesiyle süre artışına bağlı olarak verimde önemli bir düşüş tespit etmiştir.

Elektrik Yükünün (charge loading) Etkisi

EC mekanizması oldukça kompleks olup; genellikle EC'nin yanı sıra olası üç mekanizma: EF, EOx ve adsorpsiyon söz konusudur. Bu mekanizmaların hepsi akım yüküne oldukça bağlıdır. Elektrik yükünün (Q_e) kesikli bir EC prosesinde atıksudan kirleticilerin giderimi üzerine akımın etkisi şeklinde ifade edilir.

Bu ifadede n hücre sayısı,

I : akım (A),

t : EC süresi (sn),

V : EC reaktördeki atıksu hacmi (L veya m^3) ve

Q_e (Faraday/L veya m^3) akım yüküdür.

Hem anotlardan Al veya Fe çözünmesi ve hem de katotlardan H_2 gazının oluşan miktarı Q_e ile orantılıdır. Sürekli sistemde akış hızı QL dikkate alınarak yukarıdaki eşitlik aşağıdaki şekilde yazılır:

$$n_e = \frac{n I}{QL} \quad (4.45)$$

Genellikle QL 'nin artmasıyla Q_e azalacağı için kirleticilerin giderim verimi QL artışı ile azalacaktır. Akım yükünün artışı ile elektrolitik oksidasyon, çözünen anot miktarının artışı ve adsorbsiyon ile daha yüksek kirletici giderim verimi elde edilebilir, fakat elektroliz veya EC prosesinin voltajı hızlı bir şekilde artacağından elektrik tüketimi yani enerji maliyeti artacaktır. Bundan dolayı EC prosesinde optimum bir akım yükünün belirlenmesi gerekir.

4.4. Literatür Çalışması

EC prosesi atıksu arıtımında ilk olarak 1889'da İngiltere'de kullanılmıştır (Matteson vd.,1995). ABD'de 1909'da demir ve alüminyum elektrotların kullanıldığı

EC prosesi için ilk patent alınmış ve büyük ölçekte içme sularının arıtımı ilk kez 1946 yılında uygulanmıştır. 1956 yılında İngiltere’de nehir sularının arıtılmasında kullanılan EC prosesi, 1946 ve 1956 yıllarında uygulanan atıksulardan renk ve türbiditenin giderilmesinde yüksek verime ulaşılmıştır. 1972’de gıda endüstrisi atıksularında ve daha sonra kültürden mikroorganizmaların, atıksudan çözünmüş maddeler ve protein giderimi üzerinde çalışmalar yapılmıştır (Matteson vd., 1995). 1980’de Rus bilim adamları atıksularda EC ile yağ-su karışımlarından yağı gidermişlerdir (EPA, 1993).

EC, yüksek giderme etkinliği ile su ve atıksuların arıtımı açısından basit ve etkili bir yöntemdir. Bu yöntem, KOİ, bulanıklık, amonyak, renk ve katı madde gibi çeşitli kirleticilerin giderilmesinde potansiyele sahiptir. Sanayi işletmeleri gün geçtikçe daha ağır çevre regülasyonlarına ve daha sıkı denetimlere tabii tutulmaktadır. Zorunlu çevre düzenlemeleri işletmeleri, atık sularının arıtımında daha efektif proses arayışına itmiştir. EC prosesinin gelişmesi ve bu proses için yapılan araştırmaların artmasının temel sebebi bu zorlayıcı arayıştır. EC prosesi çevreye etkileri açısından incelendiğinde atık su içinde dağılmış safsızlıkları ayrıştırmak ve uzaklaştırmak için uygun, güvenli ve etkili bir yöntemdir (Chen, 2004 ; Rajeshwar vd., 1994).

EC, Kuzey Amerika’da kağıt hamuru, madencilik ve metal işleme endüstrilerinde kullanılmıştır. Bunun yanında, gıda maddesi atıkları, yağ atıkları, boyalar, askıdaki partiküller, kimyasal ve mekanik cilalama atıkları, deponi alanlarından organik madde giderimi, suyun florsuzlaştırılması, sentetik deterjan atıksuları ve ağır metal içeren çözeltilerin arıtılmasında uygulanmıştır (Mollah vd., 2001). Ayrıca EC, EK yöntemlerin kullanıldığı çalışmalarda, poliaromatik organik bileşenleri içeren atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde kullanıldığı (Uğurlu, 2004; Panizza vd., 1999), EOx ve EC yöntemleri ile organik ve inorganik atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde kullanılabileceği (Do ve Chen, 1994; Uğurlu, 2004) belirtilmiştir.

EC içme sularında, besin ve protein içerikli atıksularda, restaurant atıksularında, bira mayası atıksuyunda, kentsel atıksularda, katran, toprak ve yağ atık sularında, nitrat içerikli atıksularda ve arsenik içerikli atıksuların arıtılmasında yaygın olarak kullanılmaktadır. Düşük parçalanabilirliğe sahip ve toksik organiklerin arıtımında özellikle tekstil, deri, petrokimya ve yağ endüstrilerinden gelen atıksuların arıtımında sıkça kullanılmıştır. Elektrokimyasal yöntemlerin verimliliğinin arttırılabilmesi için farklı oksidasyon proseslerinin (Fenton oksidasyonu, foto-oksidasyon, elektro-oksidasyon gibi) aynı elektrokimyasal hücre içerisinde eş zamanlı olarak yürütüldüğü

hibrit sistemler sıkça kullanılmaktadır. Özellikle EOx ve EC bir arada gerçekleştiği bir sistem olarak bilinen elektrofenton, kirlilik yükü yüksek atıksuların arıtımında oldukça iyi sonuçlar vermektedir.

Son yıllarda EC; boya çözeltilerinin ve tekstil atıksularının renksizleştirilmesi, akımla kaplama ve cilalama atıksularının ıslahında, sanayi atıklarından florür iyonları ve arseniğin temizlenmesinde, organiklerin elektrokimyasal bozulmasında, atıksulardan krom(VI)'nın arıtılmasında, kolloidal parçacıkların temizlenmesinde, fenolle ilgili alaşımların temizlenmesinde, içilebilir suyun arıtılmasında, fosfatın temizlenmesinde ve borun temizlenmesinde başarıyla kullanılmıştır.

EC prosesi kolay işletim, basit ekipman, kısa reaktif alıkonma süresi, hızlı bir şekilde çöken çamur miktarının azalması, indirgenme ve ekipman için ilave bir kimyasal kullanılmaması gibi özelliklere sahiptir (Koby vd. 2007).

Türkiye'de 2019 yılında yaklaşık 19,2 milyon ton kağıt üretilmiştir (TÜİK, 2020). Kağıt sanayinde 1 ton kağıt üretiminde 10,5 m³ temiz su kullanılmaktadır. Kağıt endüstrisi atıksuları; renk veren organikler, mikroorganizmalar, AKM ve biyolojik ayrışmaya dirençli organiklerce zengin olup üretim süreçlerinde, BOİ₅, KOİ, TÇKM, renk, AOx, dioksinler ve furanlar, aseton, metil etil keton, kloroform ve klorlu fenolik bileşikler gibi kirleticiler oluşmaktadır (Ali ve Sreekrishnan, 2001).

Sridhar vd. (2011) yaptığı çalışmada, Hindistan'ın Erode bölgesinde yer alan hamur ve kağıt fabrikası atıksularının EC prosesi ile arıtımında; elektroliz süresi, akım yoğunluğu, pH, NaCl konsantrasyonu, karıştırıcı hızı ve elektrotlar arası mesafenin renk, KOİ ve BOİ giderimi üzerindeki etkileri üzerine çalışmışlardır. Atıksuyun başlangıçtaki özellikleri pH 6,9-7,2, KOİ 620 mg/L, BOİ 210 mg/L, AKM 1200 mg/L ve renk 255 Pt-Co olduğu halde, optimum koşulları pH 7, akım yoğunluğu 15mA/cm², NaCl konsantrasyonu 1g/L, karıştırma hızı 100 rpm, sıcaklık 28°C, elektrotlar arası mesafe 3cm ve elektroliz süresini 20 dakika belirleyip, %94 renk, %90 KOİ ve %87 BOİ giderimin verimlerini elde etmişlerdir. Optimum işletme koşullarında enerji sarfiyatını 10,1-12,9 kWh/m³, böylece işletme maliyetinin 1,56USD/m³ olduğunu belirlemişlerdir (Sridhar vd., 2011).

Zaied ve Bellakhala, (2009) Güney Tunus'da bulunan bir hamur ve kağıt fabrikası atıksuyundan KOİ, polifenol ve renk yoğunluğu gideriminde EC prosesini araştırmışlardır. Araştırmada elektroliz süresinin, akım yoğunluğunun, elektrot tipinin ve ilk pH'ın proses verimi üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Atıksu

karakterizasyonu; KOİ 7960 mg/L, polifenol 3220mg/L ve pH 12 olarak belirtilmiş, buna göre Al elektrot ile pH 7, elektroliz süresi 50 dakika ve akım yoğunluğu 14mA/cm² optimum çalışma koşulları sağlanmıştır. Giderim verimleri sırasıyla; %98 KOİ, %92 polifenol ve %99'dan daha fazla renk olarak belirlenmiştir. Ayrıca Al elektrot kullanımında proses sonrası atıksuyun oldukça temiz ve stabil olduğu ancak Fe elektrot kullanıldığında önce sarı sonrasında yeşil ve bulanık olduğu gözlemlenmiştir. Başlangıç pH değerinin önemli olması sebebi ile sülfirik asit eklenerek pH 2-12 aralığında çalışılmış ancak pH<2 ve pH>8 olduğu durumlarda giderimin düşük olduğu saptanmıştır (Zaied ve Bellakhala, 2009).

Türkiye'de toplam endüstriyel üretimin %20'sini oluşturan tekstil endüstrisi teknolojik anlamda hayli gelişme göstermiştir (Tünay, 1996). Tekstil endüstrisi atık sularında, özellikle boyama işlemlerinde ortaya çıkan atıksular oldukça fazla kirlilik yüküne sahiptir (BOİ: 100-500 mg/L, KOİ: 450-1500 mg/L, pH: 9-10, AKM: 90-250 mg/L, Sıcaklık: 10-50°C, Yağ: 10-50 mg/L, İletkenlik: 2100-2900 µs (Yavuz, 1998).

Tekstil atıksuyunun EC ile arıtılabilirliğinin araştırıldığı çalışmada Bayramoğlu vd, (2004), alüminyum ve demir elektrot kullanarak atıksu karakteristiklerinin ve işletme değişkenlerinin, işletme maliyeti, KOİ ve bulanıklık giderim verimleri üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. 3422 mg/L KOİ, 900 mg/L TOK ve 6,95 pH'a sahip olan tekstil atıksuyu, alüminyum ve demirden müteşekkil, etkin elektrot alanı 78 cm² olan 46x55x3mm boyutlarındaki 2'si anot, 2'si katot olmak üzere 4 adet monopolar elektrotun, aralarında 11mm mesafe olacak şekilde yerleştirildiği 100x65x6mm boyutlarında camsı plastikten yapılmış EC reaktöründe incelenmiştir. Sistemde alüminyum elektrot kullanılması durumunda, pH 6'nın üzerinde iken bulanıklık giderimi %98, KOİ giderimi %61-%65 olarak ölçülmüştür. Demir elektrot kullanıldığında başlangıç pH'sı 3 ile 7'nin arasında iken bulanıklık ve KOİ giderimlerinin sırasıyla %98-%75 ve %77-%47'ye ulaştığı, pH 10'un üzerinde ise sırasıyla %87 ve %26'ya düştüğü saptanmıştır. Bu nedenle asidik ortamda alüminyum elektrotlar ile daha yüksek giderim verimi elde edilirken, nötr ve hafif alkali ortamda ise demir elektrotların daha etkin olduğu sonucuna varılmıştır. Ancak alüminyum elektrot kullanıldığında işletme maliyetinin %78'inin malzeme maliyeti olduğu, pH 5 ile 9 arasında iken işletme maliyetinin başlangıç pH'sından bağımsız olduğu, bu değerlerin dışında ise işletme maliyetinin artan pH ile arttığı, demir elektrot kullanılması halinde

işletme maliyetinin alüminyum elektrotta göre 3 kat daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Bayramoğlu vd., 2004).

Yine Kobya vd., (2006), yaptıkları çalışmada, tekstil endüstrisinde kullanılan Levafix Orange E₃ GA (reaktif boya) çözeltisinden, alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesi ile renk giderimini incelemişler, verim ve maliyet bileşenlerinden elektrot ve enerji gereksinimine başlangıç pH'ı, iletkenlik, akım yoğunluğu, başlangıç boya konsantrasyonu ve reaksiyon süresi parametrelerinin etkilerini değerlendirmişlerdir. Akım yoğunluğunun 100'den 250A/m²'ye yükseltilmesinin renk giderim verimine kayda değer bir etkisinin olmadığı, dolayısıyla 100A/m² akım yoğunluğunun iyi bir renk giderimi için yeterli olduğu tespit edilmiştir. Yüksek akım yoğunluklarında alüminyumun anodik çözünmesi arttığından kirletici giderimi için önemli miktarda çökelti oluştuğu ve bunun yanında kabarcık oluşum hızı ve akım yoğunluğu nedeniyle kabarcık boyutu küçüldüğünden H₂ flotasyonu ile kirletici gideriminde iyi bir verim elde edildiği sonucuna varılmıştır. pH 3 ile 9 arasındaki pH artışı sırasında renk giderim veriminin yavaş bir şekilde azaldığı, pH 9'un üzerindeki pH'larda ise hızla düştüğü görülmüştür. Maksimum renk giderimi pH 3'de %99,9 olarak, minimum renk giderimi ise pH 11'de %76,6 olarak elde edilmiştir. İletkenlik için çözeltiye NaCl elektrolit olarak ilave edilmiş, 250-4000 µS/cm aralığında artan iletkenlik ile renk giderim veriminde ve pil voltajında bir düşüş saptanmıştır. Verimdeki düşüş de sulu ortam iletkenliğinin değişmesi sonucu iyonik güçteki değişim ile açıklanmıştır. İletkenliğin artması ile enerji tüketiminin 102 kWh/kg boyadan 13,3 kWh/kg boyaya düştüğü, elektrot tüketiminin ise iletkenliğin değişmesi ile 1,93 ile 2,20 kg Al/kg boya arasında değiştiği tespit edilmiştir. Başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun 100'den 500 mg/L'ye artırılması ile renk giderim veriminin %99,6'dan %88'e doğru lineer bir düşüş gösterdiği saptanmıştır. Bunun nedeni de yüksek boya konsantrasyonlarında ortamda yeterli miktarda alüminyum hidroksit floklarının bulunmaması olarak açıklanmıştır. Boya konsantrasyonundaki artış ile enerji tüketiminde 98'den 23 kWh/kg boyaya, elektrot tüketiminde 4,7'den 1,1 kg Al/kg boyaya düştüğü görülmüştür. Çalışma sonucunda akım yoğunluğu 100 A/m², reaksiyon süresi 12 dakika ve başlangıç pH'ı 6,4 olduğu optimum koşullarda %95 renk giderimi elde edilmiştir (Kobya vd., 2006).

Bunların dışında Öğütveren vd., (1992), Do ve Chen, (1994), Lin ve Peng, (1994), Yavuz, (1998), Vlyssides vd., (2000), Can vd., (2002, 2006), Gürses vd., (2002), Kobya

vd., (2003, 2006, 2007), Daneshvar vd., (2004), Alinsafi vd., (2005), Bayramoğlu vd., (2004), Mollah vd., (2004), Şengil ve Özaçar, (2006, 2009), Eyvaz, (2005), Canizares vd., (2006), Şahin, (2006), Vardar, (2006), Song, vd., (2008), Chou vd., (2011), Merzouk vd., (2009), yaptıkları analizlerle tekstil endüstrisi atıksularının EC ile arıtımını teknik ve ekonomik açıdan optimize etmeye çalışmışlardır.

Zeytinin işlenerek zeytinyağı üretimi prosesi ile ortaya çıkan zeytin karasuyu çevresel manada önemli sorun teşkil etmektedir. 1 ton zeytinin işlenmesine karşılık 1-1,5 ton karasu oluşmakta (Mert vd., 2008), oluşan bu karasuyun her 1m³'ü, 100-200 m³ evsel atıksuyun kirlilik yüküne eşdeğer kirlilik barındırmaktadır (El-Abbasi vd., 2013). 2020 yılında Türkiye'de 803.486 ton yağlık zeytin üretilmiştir (TÜİK, 2021). Genellikle karasuyun BOİ₅ değeri 35-110 g/L, KOİ değeri 45-170 g/L, AKM değeri 1-9 g/L, fenolik bileşik değeri 0.5-24 g/L arasında değişmektedir (Vlyssides vd., 2000).

İnan vd., (2004), ilk kez karasuya EC uygulamış, elektrot tipi, akım yoğunluğu, başlangıç pH'ı ve süre değişimlerinin, KOİ giderim verimine etkileri araştırmışlardır. 48,5 g/L KOİ'ye sahip zeytin karasuyu yüzey alanı 35 cm² olan 8 anot - 8 katot kullanarak arıtmaya çalışılmıştır. 10 kat seyreltilmiş 500 mL karasu pH 6,2 iken, reaktöre 12 V gerilim uygulanmış, 20 mA/cm² akım yoğunluğu elde edilmiş ve 30 dakika sonunda, demir elektrot ile % 52, alüminyum elektrot ile % 42 KOİ giderimine ulaşılmıştır (İnan vd., 2004).

Hanafi vd. (2010) yaptıkları çalışmada, yüzey alanı 18 cm² olan alüminyum elektrotlardan 1 anot, 1 katot kullanarak zeytin karasuyunun EC ile arıtımını araştırmışlar, elektroliz süresi, akım yoğunluğu, NaCl konsantrasyonu ve başlangıç pH'ının, KOİ, toplam fenol ve renk giderimine etkisini incelemişlerdir. Elektroliz süresi 15 dakika, akım yoğunluğu 20 mA/cm², NaCl konsantrasyonu 2 g/L ve başlangıç pH'ı 4,2 olarak belirlenen şartlarda, %70 KOİ, %70 toplam fenol ve %90 renk giderimi elde edilmiştir. Her çalışmada 5 kat seyreltilmiş ancak 20 g/L KOİ, 260 mg/L fenolik bileşik barındıran 100 mL karasu kullanılmıştır. Yapılan incelemede elektrot tüketiminin 0,085 kg Al/giderilen kg KOİ, enerji tüketiminin 2,63 kWh/giderilen kg KOİ ve operasyon maliyetinin 0,27 €/giderilen kg KOİ olduğu gözlemlenmiştir (Hanafi vd., 2010).

Türkiye'de 2019 yılında 22.960.379 ton süt üretimi gerçekleşmiştir (TÜİK, 2020). Süt endüstrisinde birim üretim başına ortalama 3,5 m³ atıksu oluşmaktadır. Süt ve süt ürünleri endüstrisi atıksuları yüksek konsantrasyonda organik madde, yağ-gres,

deterjan, dezenfektan ve katı madde içerirler ve dolayısıyla yüksek konsantrasyonlarda BOİ5, KOİ, genellikle yağ ve besin maddesi içerirler (Sabuncu, 2014).

Şengil ve Özacar (2006), yaptıkları çalışmada yüksek KOİ ve BOİ içeriği ile karakterize edilen mandıra atık suyunu, çelik elektrotların kullanıldığı EC yöntemi ile arıtmışlardır. İşlemden giriş pH'sı, elektroliz süresi, giriş KOİ konsantrasyonu ve akım yoğunluğu incelenmiş, demir elektrotlar ile atıksuyun etkili bir şekilde giderildiği gözlenmiştir. Kesikli akışta yapılan deneyler sonucunda, toplam KOİ ve yağ-gres giderim verimleri sırasıyla % 98–99 bulunmuştur. 18.300 mg/L KOİ ve 4.579 mg/L yağ-gres içeren suyun optimum akım yoğunluğu, pH ve elektroliz süresi sırasıyla 0,6 mA/cm², 7 ve 1 dakikadır. KOİ giderimi için harcanan enerji 0,003 kg/kWh bulunmuştur (Şengil ve Özacar, 2006).

Sabuncu (2014), süt ve süt ürünleri endüstrisi atıksularının Fe ve Al elektrotlar kullanarak EC prosesi ile arıtımının uygulanabilirliğini araştırmış, sonucunda EC prosesinin süt endüstrisi atıksuyundan düşük enerji sarfıyatı ile yüksek kirletici giderim verimi sağlamak için, uygun bir arıtma alternatifi olduğunu göstermiştir. Çalışmada KOİ, renk, ortofosfat, AKM ve bulanıklık giderimi üzerinde giriş pH'ı, akım yoğunluğu ve elektroliz süresi değişkenlerinin etkileri araştırılmış ve optimum şartların pH: 5-9, J: 25-65A/m², t:5-45 dakika aralıklarında olduğu tespit edilmiştir. Fe elektrotlar kullanılarak sağlanan giderim verimleri KOİ için %98,91 ve ortofosfat için % 98,24, Al elektrotlar kullanılarak sağlanan giderim verimlerinin KOİ için %98,84 ve ortofosfat için %99,78 olarak belirlenmiş, işletme maliyetinin Fe elektrot için, 0,54 €/m³, Al elektrot için 0,42 €/m³ olarak tespit edilmiştir (Sabuncu, 2014).

Bunların dışında, süt ve süt endüstrisi atıksularını EC ile arıtılması üzerine araştırmalar yapmışlardır.

Türkiye'de 2019 yılında 1.201.469 ton kırmızı et üretimi gerçekleşmiş, söz konusu üretim 9.527.120 adet hayvandan (koyun, keçi, sığır, manda) elde edilmiştir (TÜİK, 2020). Entegre et ve et ürünleri endüstrisinde hayvan başına ortalama 4,7 m³ su kullanılmaktadır. Oluşan atıksular yüksek miktarda organik madde, AKM, fosfor, azot, yağ ve gres içermektedir (Oğuz, 1993).

Tevkur, (2019) mezbaha atıksuyunu Fe elektrotun kullanıldığı EC prosesi ile arıtımını ve akım yoğunluğu, pH, elektrotlar arası mesafe ve sürenin, KOİ ve TOK giderimine etkilerini incelemiştir. Elektrotlar arası mesafe 16 mm olup pH 7,47 olan çözeltiye 15 mA/m² akım yoğunluğu uygulanmış ve 60 dakikanın sonunda maksimum

KOİ giderimi (%90,63) sağlanmıştır. Bunun yanında %92,22 yağ ve gres, %42,94 TKM, %75,38 UKM, %51,37 NH₃-N, %71,69 NO₃-N, %77,18 NO₂-N, %79,64 TKN, 96,84 PO₄-P, %99,81 bulanıklık ve %98,41 renk giderim verimi elde edilmiştir. Bu durumda işletme maliyeti 9,15 TL/kg KOİ ve tüketilen elektrot miktarı 0,79 kg/kg KOİ, tüketilen enerji ise 0,08 kWh/kg KOİ olarak bulunmuştur. Maksimum TOK giderim verimi %94,77'dir ve elektrotlar arası mesafenin 12,03 mm olduğu, akım yoğunluğunun 22,97mA/m²'ye geldiği ve işlemin 78,95 dakika sürdüğü halde giderim verimi maksimize edilmiştir. Bu durumda 96,84 yağ ve gres %91,86, KOİ, %84,55 TKM, %84,55 UKM, %66,05 NH₃-N, %87,18 NO₃-N, %68,97 NO₂-N, %61,17 TKN, %78,37 PO₄-P, %95,58 bulanıklık ve %98,41 renk giderim verimleri karşısında maliyet 24,40 TL/kgTOK, tüketilen elektrot miktarı ve 2,11 kg/kg TOK ve enerji tüketimi ise 0,03 kWh/kg TOK olarak bulunmuştur. Sonuç, EC prosesinin mezbahane atıksularından organik maddelerin, besin maddelerinin, ağır metallerin ve hatta patojenlerin giderilmesi için etkili bir teknoloji olduğunu göstermektedir (Tevkur, 2019).

Benzer şekilde, Ahmadian vd., (2012), Fe elektrotları kullanarak mezbahane atıksuyunun arıtımı için EC performansı değerlendirmişlerdir. Akım yoğunluğu, çalışma süresi ve elektrot sayısının arttırılmasıyla organik madde ve besin maddesi giderim oranlarının arttırıldığını tespit etmişlerdir. Sonuçlar, BOİ, KOİ, TN ve TKM için sırasıyla % 97, 93, 84 ve % 81 oranında giderme verimlerinin elde edildiğini göstermektedir (Ahmadian vd., 2012).

Türkiye'de 2019 yılında 2.198.195 ton kanatlı eti üretimi gerçekleşmiş, söz konusu üretim 1.214.083.333 adet kanatlıdan (tavuk, hindi, bıldırcın) elde edilmiştir (TÜİK, 2020). Kanatlı et ve et ürünleri endüstrisinde hayvan başına ortalama 25L su kullanılmaktadır. Oluşan atıksular yüksek seviyede organik madde yağ, protein ve selüloz gibi askıda ve kolloidal madde (Bayramoğlu vd., 2006) ile nitrojen ve fosfor (Amorim vd., 2007) içermektedir.

Bayramoğlu vd. (2006), yaptıkları çalışmada EC prosesini kümes hayvanı kesimhanesi atıksularının arıtılması için bir ön teknik olarak ve ekonomik analiz için değerlendirmişlerdir. Analiz amacıyla KOİ, yağ ve gres giderim etkinlikleri ve toplam işletme maliyeti kullanılmıştır. Toplam maliyetin hesaplanmasında elektrik, kurban elektrotlar, işçilik, çamur taşıma, bakım ve amortisman maliyetleri gibi çeşitli doğrudan ve dolaylı maliyet kalemleri dikkate alınmıştır. Demir ve alüminyum, kurban elektrot malzemesi olarak test edilmiştir. Başlangıç pH, akım yoğunluğu ve işletme süresi proses

değişkenleri olarak incelenmiştir. Deneyler, kümes hayvanı kesimhanesi atıksularının arıtımında EC etkinliğini göstermiştir. Alüminyum elektrot 25°C gibi düşük sıcaklıkta, 3 gibi düşük pH değerinde, 150 A/m² akım yoğunluğunda %93'lük bir KOİ artım verimliliği ile iyi performans göstermiştir. Öte yandan, demir elektrot, başlangıçtaki pH değerine bakılmaksızın %98 verimle yağ ve gresi gidermede daha etkin bulunmuştur. Ekonomik bakış açısından demir elektrot açıkça tercih edilir; çünkü toplam işletme maliyeti, alüminyumun neredeyse yarısı kadar olan 0,3 ile 0,4 \$/m³ arasındadır. Toplam işletme maliyetleri, demir ve alüminyum elektrotlar için giderilen kg KOİ bazında 0,015 \$ ve 0,027 \$ olarak hesaplanmıştır (Bayramoğlu vd., 2006).

Türkiye'de 2019 yılında yaklaşık 410.000 ton ham deri işlenmiştir (TÜİK, 2020). Deri endüstri prosesinde 30-80m³/ton deri atıksu üretilmekte (Mert, 2009) olup atıksu, KOİ, BOİ, organik maddeler (OM), AKM, pH, sülfür, azot, krom, yağ ve gres barındırır (Özkan, 2008).

Benhadji vd. (2011) yaptığı çalışmada, deri endüstrisi atıksuyunun EC ile arıtılmasını incelemiştir. Çalışmada 1L atıksu, katot olarak alüminyum ve çelik, anot olarak alüminyum elektrotların kullanıldığı EC reaktörde arıtılmış, elektroliz süresi ve akım yoğunluğunun arıtma verimine etkisi gözlenmiştir. Sonuçta, 75 A/m² akım yoğunluğu, 45 dakika elektroliz süresinin optimum şartlar olduğu ve bu şartlarda BOİ₅, KOİ, bulanıklık, krom, demir ve nitratın %90'dan fazla verimle atıksudan uzaklaştırıldığı tespit edilmiştir (Benhadji vd., 2011).

Bir diğer çalışmada Deghles (2016), deri endüstrisi atıksuyu için demir ve alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesi üzerinde durmuş, akım yoğunluğu, başlangıç pH'sı ve elektroliz süresinin arıtma verimi üzerindeki etkileri, KOİ, renk, Cr ve NH₃-N ölçümleri ile araştırmıştır. Al elektrot ve 6,0 pH, 14 mA/cm² akım yoğunluğu ve 125 dakika elektroliz süresi için % 73 KOİ, % 94 renk, >% 99 Cr ve % 51 NH₃-N giderimi elde edilmiştir. Arıtma işlemi için enerji maliyetinin 0.65\$/m³ ve oluşan çamur miktarının 0.35 kg kuru çamur/kg KOİ olduğu belirtilmiştir. Bulunan bu sonuçlar ED prosesi ile entegre edilmiş ve 1.5 mS/cm iletkenliğin sağlandığı 25. dakikada % 92 KOİ, >% 99 renk, >% 99 Cr ve >% 99 NH₃-N giderimi gerçekleştiği ifade edilmiştir (Deghles, 2016).

Hastane atıksuları, en tehlikeli kirlilik türlerinden biridir. Bu atıksular, bakteriler, virüsler ve parazitler gibi patojenler, ayrıca tehlikeli kimyasal bileşikler, farmasötik bileşikler ve radyoaktif izotoplar ile kirlenmiş sulardır.

Veli vd. (2015), yaptıkları çalışmada, ham hastane atıksuyunun EC prosesi ile arıtımını incelemişlerdir. Alüminyum, demir ve paslanmaz çelik elektrotların kullanıldığı çalışmada, pH, akım yoğunluğu ve elektroliz süresinin TOK giderimi üzerine etkisi incelenmiş ve Fe elektrotla yapılan deneylerde maksimum giderim verimini, 7,56 pH, 4,46 mA/cm² akım yoğunluğunda, %98 olarak belirlemişlerdir. Yaklaşık % 98 giderim verimine Al elektrotla pH=5.44, akım yoğunluğu 4,46 mA/cm² şartlarında ulaşmışlardır. Çelik elektrotla yapılan çalışmada ise pH=7,56, akım yoğunluğu 2,45 mA/cm² şartlarında %99 giderim verimi sağladığını tespit etmişlerdir (Veli vd.,2015).

Mahajan vd. (2013) hastane ameliyathane atıksularını, farklı elektrot kombinasyonları kullanmak suretiyle EC yöntemiyle arıtılmasını incelemişlerdir. Elektrotlar arasındaki mesafe, akım yoğunluğu, karıştırma hızı ve elektroliz süresinin KOİ giderimi üzerindeki etkisini araştırmışlar ve Fe-Fe elektrot kombinasyonu, Al-Al ve Fe-Al elektrot kombinasyonuna kıyasla yüksek KOİ giderme verimliliği ile sonuçlandığını bildirmişlerdir. Fe-Fe elektrot kullanılarak 75 dakikalık elektroliz süresi ve 12,2 mA/cm²'lik akım yoğunluğunda % 100'e yakın KOİ verimi elde etmişlerdir (Mahajan vd., 2013).

Türkiye'de 2020 yılında yaklaşık 21 milyon ton şeker pancarı üretilmiştir (TUIK, 2020). Şeker üretim prosesinde 1 ton pancar 22 m³ dolaylarında su kullanılmakta (Özcan, 2013) ve bu su içerisinde yüksek BOİ₅, KOİ, AKM, çözünmüş katılar, azot ve fosfor formları ve fekal koliform barındıran atıksu haline dönüşmektedir (Koyuncu, 2017).

Özcan, (2013), 800 mg/L BOİ₅, 2580 mg/L KOİ, 9,4 NTU bulanıklık değerlerini içeren şeker fabrikası atıksuyunun EC ile arıtılması üzerine çalışma yapmıştır. Özcan, elektrot malzemesi, karıştırma hızı, başlangıç pH'sı, akım yoğunluğu, destek elektrolit kullanımı, türü ve konsantrasyonu parametrelerini değerlendirerek optimum verim şartlarına adapte etmiştir. Alüminyum elektrot kullanıldığı halde, karıştırma hızı 150 devir/dakika iken %74, başlangıç pH'sı 6 iken %83, akım yoğunluğunun 2,143 mA/cm² seçilmesi halinde %91,14, çözeltiye destek elektrolit olarak 100 mmol NaCl edildiğinde %97,43 KOİ verimine gelindiği tespit edilmiştir (Özcan, 2013).

Maya Endüstrisi'ndeki çıkış proses atıksuları evsel atıksuların karakterinde olmakla birlikte yüksek organik yüke sahiptir.

Koby ve Delipinar (2008), yaptıkları çalışmada ekmek mayası üreten bir işletmenin atıksularını Al ve Fe elektrotlar kullanarak EC ile arıtılmasını incelemiştir. Elektrot malzemesi, pH, akım yoğunluğu ve elektroliz süresinin, arıtma verimine etkileri, KOİ, TOK ve bulanıklık değerleri ile birlikte araştırılmıştır. Optimum şartlar; Al elektrot için 6,5 pH, 70A/m² akım yoğunluğu, 50 dakika, Fe elektrot için ise 7 pH, 70A/m² akım yoğunluğu, 50 dakika olarak belirlenmiştir. Al elektrot için %71 KOİ, %53 TOK ve %90 bulanıklık, Fe elektrot için ise %69 KOİ, %52 TOK ve %56 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Al elektrot, çözünmüş demirin renginden kaynaklanan girişim nedeniyle Fe elektroduna göre daha fazla bulanıklık verimine sahip olduğu belirtilmiştir (Koby ve Delipinar, 2008).

Birim yüzey alanı başına oluşan sızıntı suyu miktarı ülkemizde bu değer 15 – 35 m³/ha-gün mertebelerindedir (Yıldız vd., 2007). Sızıntı suyu; çözünmüş organik maddeler; KOİ, TOK, Uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler, inorganik makro bileşenler; Kalsiyum (Ca²⁺), Magnezyum (Mg²⁺), Amonyum (NH⁴⁺), Sodyum (Na⁺), Potasyum (K⁺), Demir (Fe²⁺), Mangan (Mn²⁺), Klorür (Cl⁻), Sülfat (SO₄²⁻) ve Bikarbonat (HCO₃⁻) (İlhan vd., 2007) kirleticilerini barındırabilmektedir.

Shivayogimath vd. (2014), Hindistan'ın Bagalkote şehrine ait düzenli depolama alanında; 4.820 mg/L KOİ, 89 NTU bulanıklık, 5,8 pH değerlerine sahip sızıntı suyunu gerilim, pH, elektroliz süresinin etkileri ve demir elektrot kullanarak EC yöntemi ile arıtımı üzerinde çalışmışlardır. 5, 10, 15, 20, 25, 30 ve 35 dakikalık çalışma süreleri, 4, 5 ve 8 pH değeri, 3,6 ve 9 V gerilimi ile gerçekleştirdikleri çalışmada 35 dakika çalışma süresi, 5,8 pH değeri ve 9V çalışma gerilimi olarak belirledikleri optimum çalışma şartlarında; sırasıyla, %92,1 KOİ, %94 renk ve %95,5 bulanıklık arıtım verimlerini sağladıklarını bildirmişlerdir (Shivayogimath vd. 2014).

Nizam vd. (2016) EC ile sızıntı suyundaki kirlilik giderimini toplam krom, renk ve bulanıklık çerçevesinde değerlendirdikleri çalışmalarında elektrot olarak alüminyum ve paslanmaz çelik kullanılarak 3, 4, 5, 6, 7 pH değerlerinde 1.5V, 2.0V ve 2.5V gerilim uygulanmıştır. Çalışmada alüminyum elektrotun bulanıklık ve renk gideriminde, paslanmaz çelik elektrotun ise toplam krom gideriminde daha etkin olduğunu, Başlangıç pH'nın ağır metal gideriminde önemli etkiye sahip olduğu ve maksimum giderim veriminin maksimum gerilim ile sağlandığını tespit etmişlerdir. Alüminyum elektrot ile toplam krom, renk ve bulanıklık giderimini %72.65, %99.78 ve %99.65,

paslanmaz çelik elektrotta ise %88.35, %94.76, %99.41 değerlerini elde etmişlerdir (Nizam vd., 2016).

Bunların dışında, Mills, (2000), Ihara vd. (2004), Kurt, (2007), sızıntı sularının EC ile arıtılmasında maksimum faydayı elde etmek üzere çalışmışlardır.

Gıda işleme endüstrileri atık suları genellikle yüksek KOİ, AKM ve azot, fosfor gibi çeşitli inorganik bileşenler ve yağ içermektedirler.

Sevil vd. (2018), gıda endüstrisi atıksuyunun Al elektrotun kullanıldığı kesikli sistemde EC yöntemiyle arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada pH, iletkenlik, akım yoğunluğu ve reaksiyon süresinin giderim verimine etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada pH 7, iletkenlik 3.5 mS/cm, akım yoğunluğu 1.83 mA/cm² ve süre 30 dakika optimum koşullar olarak belirlenmiş, söz konusu şartlarda %95 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Yapılan hesaplamalar neticesinde işletme maliyetinin 0.98 TL/m³ arıtılan atıksu olduğu görülmüştür (Sevil vd., 2018).

Roa-Morales vd. (2007) makarna ve kurabiye üretim hanelerinden kaynaklanan atıksuların H₂O₂ ilaveli EC prosesi ile arıtılması üzerinde çalışmışlardır. 35 Pt-Co renk, 1153NTU bulanıklık, 7500 mg/L KOİ, 445 mg/L BOİ, 2905mg/L TOK ve 11000MPN fekal koliform içeren atıksu, 4 adet Al elektrot ile gerçekleştirilen çalışmada optimum çalışma koşulları pH 4 ve akım yoğunluğu 18,2 mA/m² olarak belirlemişler, karşılığında %90 KOİ, %96 BOİ₅, %95 TOK, %97 bulanıklık, %57 renk ve %99,9 fekal koliform verimi elde etmişlerdir. Çalışmalar pH 3-8 aralığında yapılmış, bu aralık dışında KOİ giderim verimin düşük olduğu saptanmıştır. Çalışma neticesinde EC prosesinin H₂O₂ modifikasyonu bu endüstride gelecek vadeden bir teknoloji olduğu değerlendirilmiştir (Roa-Morales vd. 2007).

Qasim vd. (2013) anaerobik arıtma prosesi uygulanmış şekerleme atıksularının EC ile arıtılabilirliği üzerinde çalışmışlardır. Fe elektrotlar MP-P, MP-S ve BP-S bağlantı düzenleri kullanılarak 4-10 pH, 10-120A/m² akım yoğunluğu 15-105 dakika aralıklarında optimum şartlar incelenmiştir. MP-P bağlantı düzeninde 8 pH'da 90 A/m² akım yoğunluğu ve 75 dakika işletme süresi parametreleriyle şartlarda %77 KOİ, %93 AKM, %92 bulanıklık, %93 RES436, %84 sülfat ve %60 klorür giderimi elde edilmiştir. İşletme maliyetinin 23,3 TL/m³ ve oluşan çamur miktarını 3,7 kg/m³ olduğu belirlenmiştir (Qasim vd., 2013).

García-Morales vd. (2018) çalışmalarında endüstriyel çikolata üretim tesisi atıksuyunda EC ve kum filtrasyon proseslerinin ön arıtma olarak kullanılmasının arıtma

verimi üzerindeki etkilerini değerlendirmişlerdir. Aktif alanı 343 cm² olan Al elektrotlardan oluşan kesikli reaktöre 0,1A akım verilmiş ve % 39 KOİ, %98,2 bulanıklık ve %96.1 renk giderim verimi elde edilmiştir (García–Morales vd. 2018).

Chen vd. (2000), yüksek kirlilik konsantrasyonuna (KOİ: 292-4.240 mg/L, BOİ₅: 58-2.240 mg/L, AKM: 13,2-1.320 mg/L, yağ ve gres: 52,6-2.100 mg/L) sahip restoran atıksuları, EC prosesi ile arıtılması üzerine çalışmışlardır. Çalışmada Fe ve Al elektrotlar kullanılarak atıksu akış hızı: 9 L/saat, akım: 0,1-0,6A, Faraday: 1,67-9,95 F/m³, elektrotlar arası voltaj: 3,95-15,5V, enerji gereksinimi: 0,53-3,08 kWh/m³ ve elektrot tüketimi: 17,7-106,4 g/m³ seçilmiş olup; lokanta atıksuyu %94,4-99,9 yağ ve gres, %84,1-99 AKM, %68-94,5 KOİ ve %59,3-93,4 BOİ₅ verimleriyle arıtılabilmektedir. Alüminyum elektrot tüketimi ve enerji ihtiyacı sırasıyla 17,7-106,4 g/m³ ve <1,5 kWh/m³ hesaplanmıştır (Chen vd., 2000).

Ibarra-Taquez vd. (2017), yaptıkları çalışmada çözünabilir kahve üretimi atık sularının Al anot ve grafit katot elektrotlar kullanılarak EC ve grafit anot ve Al katot kullanılarak EO ardışık arıtımında, pH, akım yoğunluğu ve tepkime süresinin renk, KOİ, TOK giderimleri ve enerji tüketimlerine etkilerini incelemişlerdir. EC için optimum şartlar 7.98 pH, 149,2 A/m² ve 62 dakika, EO için ise 500 A/m² akım yoğunluğu ve 53 dakika olarak belirlenmiş ve reaksiyonlar neticesinde % 100 renk, % 89 KOİ, % 72 TOK giderimleri sağlanmış, buna karşılık enerji tüketiminin 45.28 kWh/m³ olduğu saptanmıştır (Ibarra-Taquez vd., 2017).

Bunların dışında, Mollah, vd. (2001), Bejankiwar (2002), Jiang vd. (2002), Kobya vd. (2006), Delipınar (2007), Kobya ve Delipınar (2008), Ün vd., (2009) gıda endüstrisi atıksularının EC prosesi ile arıtılması üzerinde araştırma yapmışlardır.

Türkiye’de 2019 yılında 134.000.000L biyodizel üretimi gerçekleştirilmiştir (TÜİK, 2020) ve 27000m³ atıksu ortaya çıkmıştır (Suehara vd., 2007). Biyodizel atıksuları yüksek oranda (250.000 – 450.000 mg/L KOİ, 54.000 – 110.000 mg/L TOK) organik madde, yağ, metanol ve gliserin içermektedir (Tanattı, 2015).

Chavalparit ve Ongwandee (2009), tarafından yapılan çalışmada ester değişimi metoduyla küçük ölçekli biyodizel üretimi yapan bir tesisin yüksek seviyelerde KOİ, yağ ve gres içeren atıksularını, alüminyum anot ve grafit katot kullanılarak EC yöntemiyle arıtımı gerçekleştirilmiştir. Proses değişkenleri pH, uygulanan voltaj ve reaksiyon süresi olarak belirlenmiş, cevap yüzey yönteminde, işletme şartlarını optimize etmek için Box-Behnken dizayn metodu kullanılmıştır. Yapılan çalışmalarda, pH 6,06

uygulanan voltaj 18,2 V ve reaksiyon süresinin 23,5 dakika olduğu optimum şartlarda giderim verimleri KOİ için %55,43 yağ ve gres için %98,42 ve AKM için %96,5 olarak belirlenmiştir (Chavalparit ve Ongwandee, 2009).

Tir ve Moulai – Mostefa (2008), EC ile yağlı atık sulardan yağ giderilmesi üzerine çalışmışlardır. Al elektrotlar kullanılarak optimizasyonun bir parçası olarak işlem parametrelerinin temel etkisi incelenmiştir. Deney sonuçları 22 dk'dan az sürede ve $25\text{mA}/\text{cm}^2$ akım yoğunluğunda EC ile %99 bulanıklık ve %90 KOİ giderimi yapılabildiğini göstermiştir (Tir ve Moulai – Mostefa, 2008).

Bunların dışında; Calvo vd. (2003), Tir ve Mostefa (2004, 2008), Canizares vd. (2006), Ün vd. (2009) yağlı atıksuların arıtılmasında EC etkisi ve verimliliği üzerinde çalışmışlardır.

Borlu atıksuların EC prosesi ile arıtımı için yapılan çalışmada Sayiner (2003); $30\text{mA}/\text{cm}^2$ akım yoğunluğunda 50 dakika işletme süresi ile %92-96 bor giderimi elde edilmiştir. Sistem optimizasyonu, akım yoğunluğu $20\text{mA}/\text{cm}^2$ iken 20-30 dakikada sağlanmış, bu şartlarda %90'lık bir bor giderimi gözlenmiştir. Bu durumda sistemin elektrik ihtiyacı ise $2,54,5\text{ kWsa}/\text{m}^3$ olarak tespit edilmiştir (Sayiner, 2003).

Kuzey Meksika'da La Comarca Lagunera bölgesindeki kuyu sularında As 0.24-1 mg/L arasında olduğu, arsenik zehirlenme belirtilerinin gözlemlendiği ve yaklaşık 2 milyon insanın risk altında olduğu ifade edilmiştir (Parga vd. 2005). Söz konusu sulardan arsenik giderimi EC prosesli Mobil Pilot Tesis ile sağlanmıştır. Tesis $2500\text{ m}^3/\text{gün}$ kuyu suyu %99 verimle arıtmakta olup elektrik kullanımı yaklaşık $216\text{ kWh}/\text{gün}$ ve enerji maliyeti $0.002\text{ USD}/\text{m}^3$ olarak gerçekleşmektedir (Parga vd. 2005).

Florür içeren içme suyunun monopolar ve bipolar bağlı elektrot kullanılarak EC uygulandığı çalışmada Ghosh vd. (2008), bipolar bağlantı kullanılarak $625\text{A}/\text{m}^2$ akım yoğunluğu ile 30 dakika uygulama ile %90 florür giderimi sağlanmıştır. İşletme maliyetinin $0,62\text{ USD}/\text{m}^3$ olarak bildirilmiştir (Ghosh vd., 2008).

İçme sularından doğal organik madde gideriminin incelendiği çalışmada Özyonar ve Karagözoğlu, (2011), Fe ve Al elektrot kullanılarak EC prosesi uygulanmıştır. Fe elektrot kullanıldığında %78 çok ve %94,5 UV254 giderimi elde edilmiş ve EC ile içme sularında doğal organik madde gideriminde etkin bir yöntem olduğu belirtilmiştir (Özyonar ve Karagözoğlu, 2011).

İçme sularından bulanıklık gideriminin incelendiği çalışmada Özyonar ve Karagözoğlu (2014), EC prosesini Fe ve Al elektrotu monopolar paralel bağlayarak

incelemişler, elektrot materyali, pH, akım yoğunluğu ve işletim süresinin bulanıklık giderimine etkisi üzerinde durmuşlardır. Çalışmada 7,9 pH, 10A/m² akım yoğunluğu ve 3 dakika işletim süresi, optimum şartlar olarak belirlenmiş ve bu şartlarda Al elektrot uygulamasında %99 bulanıklık verimi, 0,0234 USD/m³ işletme maliyeti, Fe elektrot uygulamasında ise %96 bulanıklık verimi, 0,0247 USD/m³ işletme maliyeti değerleri elde edilmiştir (Özyonar ve Karagözoğlu, 2014).

EC işlemi ile içme suyundan nitrat giderimi, Kumar ve Goel, (2010)'in yaptıkları çalışmada incelenmiştir. Sisteme uygulanan 25V gerilim ile içme suyundan % 84 nitrat verimi elde edilmiştir (Kumar ve Goel, 2010).

İçme suyundan EC yöntemi Fe giderimi, Vasudevan vd. (2009) tarafından yapılan çalışma ile incelenmiştir. Çalışmada katot materyali olarak galvanize demir, anot materyali olarak magnezyumun kullanıldığı EC prosesinde sıcaklık, pH ve akım yoğunluğuna göre Fe giderimi araştırılmıştır. pH 6, 0,06A/dm² akım yoğunluğunda, %98,4 Fe giderimi sağlandığı belirtilmiştir (Vasudevan vd., 2009).

İçme sularından sertlik giderimi üzerine yapılan çalışmada Malakootian vd. (2010), Fe elektrotların kullanıldığı EC yöntemi değerlendirilmiş, optimum şartlarda Ca ve toplam sertlik giderimi gözlenmiştir. Çalışmalar % 98,2 sertlik ve % 97,4 Ca giderimi, pH 10, 12V gerilim farkı ve 60 dakika elektroliz süresi ile sağlandığı bildirilmiştir (Malakootian vd., 2010).

Mansour ve Hasieb (2012), EC yöntemi ile içme suyundan Ni giderimi üzerine çalışmışlardır. Çalışmada, verimliliği etkileyen faktörler tespit edilerek optimum şartlar sağlanmıştır. Araştırma neticesinde akım yoğunluğunun etkinliği ile % 86,80 - % 99,50 arasında Ni giderimi elde edildiği bildirilmiştir (Mansour ve Hasieb, 2012).

Ulu (2016), doğal yüzeysel sudaki hümk maddelerin EC yöntemi ile giderilmesi üzerine yaptığı çalışmada Al, Fe ve hibrid elektrotlar kullanılarak pH, akım yoğunluğu, işletme süresi değerlerini optimize etmiş ve EC prosesi verimini DOC, UV254 ve renk açısından belirlemiştir. Al elektrot ile, 4 pH'da 1,2mA/cm² akım yoğunluğu uygulanarak ticari hümk asit için %87,5, toprak hümk madde için ise %90 DOC giderim verimi elde edilmiştir (Ulu, 2016).

İçme suyundan kromun EC prosesi ile gideriminin araştırıldığı çalışmada Thella vd. (2008), Fe elektrotun kullanılarak 2 pH ve 50A/m² akım yoğunluğu ile 30 dakika işletme süresinde %99,2 giderim verimi bildirilmiştir (Thella vd., 2008).

EC yöntemiyle içme sularından fosfat giderimi üzerine yaptıkları çalışmada Vasudevan vd. (2008), katot materyali olarak çelik tel, anot materyali olarak da yumuşak tel tercih ederek sıcaklık, pH, akım yoğunluğunun verime etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada 6,5 pH ve 0,05A/dm² akım yoğunluğunda %98 fosfat giderimi gerçekleştirildiği bildirilmiştir (Vasudevan vd., 2008).

Atık metal kesme atıksuyunun EC yöntemi ile arıtılması konusunda yaptığı çalışmada Kobya vd. (2007), Al ve Fe elektrotları kullanarak KOİ ve TOK giderimleri ve pH, akım yoğunluğu ve arıtma süresinin proses verimine etkileri araştırılmıştır. Araştırma sonunda optimum şartların, Fe elektrot için pH 7, 6mA/cm² akım yoğunluğu ve 25 dakika elektroliz süresi, Al elektrot için ise pH 5, 6mA/cm² akım yoğunluğu ve 25 dakika elektroliz süresi olarak belirlenmiş ve söz konusu şartlarda %93 KOİ, %82 TOK giderimi elde edilmiştir. Demir elektrot kullanıldığında arıtma maliyeti 0,497 USD/m³ iken Al elektrot kullanıldığında ise 0,768 USD/m³ olduğu bildirilmiştir (Kobya vd., 2007).

Quinones vd. (2012) yaptıkları çalışmada elektrolitik kaplama yapan bir fabrikanın durulama suyuna, Fe elektrotların kullanıldığı EC prosesi uygulanmış, reaktör optimizasyonu ve inorganik kirletici giderimi araştırılmıştır. Optimum şartlar 6,5 pH, 175 rpm karıştırma hızı, 97,7A/m² akım yoğunluğunda 35 dakika olarak belirlenmiş, bu şartlarda %100 renk, %100 bulanıklık, %90 AKM ve %90 KOİ giderimi sağlanmıştır (Quinones vd., 2012). Çalışma, ağır metal barındıran atıksuların arıtılmasında EC prosesinin diğer konvansiyonel sistemlerden düşük maliyetli olduğu sonucunu ortaya koymuştur.

Meşrubat üretimi atık sularının arıtılması üzerine Linares-Hernández vd. (2007), yaptıkları çalışmada EC ile BDD anot ve bakır katot kullanılarak EO ardışık arıtımında, pH, akım yoğunluğu ve tepkime süresinin, KOİ, TOK, toplam fosfat, toplam azot ve renk giderimleri üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. Optimum şartlar EC prosesi için 8 pH, 51 mA/cm² akım yoğunluğu ve 20 dk işletim süresi, EO prosesi için 6 pH, 30A/m² akım yoğunluğu ve 6 saat işletim süresi olmak üzere %85 KOİ, %75 TOK, %89 TP, %84 TN ve %100 renk giderimi elde edilmiştir (Linares-Hernández vd., 2007).

Petrol ve petrol türevlerinden kaynaklanan çevre kirliliği içme suyu, akarsu, göl, kıyı ve deniz kirlenmesi olarak tanımlanabilir. Dikkate değer miktarda tuz, fenol, PAH, ağır metal vb. toksik maddeler içeren bu suyun yer altı suyunu kirlletme ihtimali yüksektir.

Dimoglo vd. (2004), petrokimya endüstrisi kaynaklı atıksuların, EC ve EF ile arıtılması üzerine çalışmışlardır. EF’da grafit anot olarak, çelik tel katot, EC ünitesinde, Fe ve Al eş zamanlı olarak kullanılmıştır. Gerilim 12V, 5-15mA/cm², elektroliz süresi EF için 2-20 dakika, EC için 1-10 dakika olmak üzere EF için %83, EC için %88 bulanıklık giderimi sağlandığı bildirilmiştir (Dimoglo vd. (2004).

Sintine suları yağlı ve tuzlu sulardan oluşmaktadır ve yüksek konsantrasyonda kirletici barındırırlar. Asselin vd. (2007) yaptıkları çalışmada, Al ve Fe elektrotların tek kutuplu ve çift kutuplu bağlandığı EC reaktörü ile sintine sularının arıtılmasını incelemişlerdir. Elektrot materyali ve bağlantı şekli, akım yoğunluğu ve elektroliz süresinin arıtım performansına etkisi göz önünde bulundurularak tespit edilen optimum şartlarda; 60 veya 90 dakika arıtma süresi, 0,15 mA akım yoğunluğunda tek kutuplu demir elektrotlu sistemde %93 BOİ₅, %95 yağ ve gres, %78 KOİ giderilmiştir. Bunların yanında %98 bulanıklık, %99 AKM giderilmiş, maliyetin 0,46USD/m³ olduğu belirtilmiştir (Asselin vd., 2007).

Tersane atıksuyunun arıtımı ile ilgili yapılan bir diğer çalışmada Mohamud (2017), kesikli reaktörde Al ve Fe elektrotları kullanılarak EC yöntemini kullanmışlardır. 4 mA/cm² akım yoğunluğunda, Fe elektrot için %92,2 KOİ, 95,6 yağ gresi ve 96,5’lık AKM giderim veriminin, Al elektrot için %88.8 KOİ, 97,3 yağ gresi ve 97,7’lık AKM giderimi elde edilmiştir. İşletme maliyeti ise Fe elektrot için enerji tüketiminin 7,25 kWh/m³, elektrot tüketiminin 1,103kg/m³, Al elektrot için enerji tüketimi 25,1 kWh/m³ ve elektrot sarfiyatı 1,103kg/m³ olduğu tespit edilmiştir. Araştırma sonucu, EC işleminin yağlı atıksuların arıtılmasında etkili bir yöntem olduğunu göstermektedir (Mohamud, 2017).

Ouaissa vd. (2014), tetrasiklin antibiyotiklerinin EC ile giderimini alüminyum elektrotlar kullanarak incelemişlerdir. Çalışmada, reaksiyon süresi (0-60 dakika), akım yoğunluğu (0,1-0,8A), pH (0-10) ve başlangıç tetrasiklin konsantrasyonu (10-300 mg/L) işletim parametrelerinin etkisi araştırılmıştır. Araştırmacılar, 10 mg/L tetrasiklin konsantrasyonunda 0,3A akım şiddeti uygulamışlar ve 2 dakika sonunda %96,5 tetrasiklin giderimi, 6 dakika sonunda %98 tetrasiklin giderimi elde etmişlerdir (Ouaissa vd., 2014).

Koby vd. (2009) yaptıkları çalışmada otomotiv montaj fabrikası kaynaklı durulama sularından Zn ve PO₄ gideriminin, Fe ve Al elektrotların kullanıldığı kesikli EC reaktöründe incelemişlerdir. Akım yoğunluğu, pH ve elektroliz süresinin arıtım

performansına olan etkisi PO₄ ve Zn giderim verimleri, enerji ve elektrot sarfiyatına bağlı olarak araştırmışlardır. Al için 5,0 pH, 60A/m² akım yoğunluğu ve 25 dakika elektroliz süresi ile %99,8 PO₄, %96,7; Fe elektrot için 3,0 pH, 60A/m² akım yoğunluğu ve 15 dakika elektroliz süresi ile %97,7 PO₄ ve Zn giderimleri elde edilmiştir (Koby vd., 2009).

Fenolik bileşikler, petrol rafineri, petrokimyasallar, kok işleme, ilaç, reçine üretimi, boya, plastik, kâğıt hamuru ve kâğıt fabrikası ve ağaç ürünleri gibi çeşitli endüstrilerin atık sularında mevcuttur.

Abdelwahab vd. (2009) yaptıkları çalışmada EC ile fenol giderimi üzerine çalışmışlardır. Çalışmalarında elektrot olarak Al materyali kullanarak fenol giderimi üzerinde pH, elektroliz süresi, akım yoğunluğu, başlangıç fenol konsantrasyonu ve NaCl konsantrasyonu gibi çeşitli parametrelerin etkileri üzerinde durulmuştur. Sonuçlar, yüksek akım yoğunluğunda pH 7' de 2 saatlik süre sonunda % 97' lik bir fenol giderimi olduğunu göstermiştir (Abdelwahab vd., 2009).

Ağır metallerin kaynağını, metal endüstrisi, galvaniz sanayii, tekstil endüstrisi, gıda ve yem endüstrileri, otomobil endüstrisi, gübre sanayi ve yan kuruluşları petrol rafinerileri ve petrokimya endüstrisi atıksuları oluşturmaktadır. Atıksular, Cr, As, Ba, Cd, Cu, Fe, Pb, Mn, Al, Hg, Ni, Se, Ag, Zn gibi pek çok ağır metal barındırabilmektedir.

Mavrov vd. (2004) yaptıkları çalışmada, endüstriyel atıksularda bulunan ağır metallerin EC prosesi ile mikro filtrasyon uygulanarak uzaklaştırılması araştırılmıştır. Çalışmada, başta As ve Se olmak üzere, Cd, Zn, Cu ve Pb uzaklaştırılması incelenmiştir. Çalışma neticesinde, 4,8 mA/cm² akım yoğunluğu, 20dk arıtım periyodunda giderim verimleri; Se %98,7, As %99,9, Cu ve Pb %98,0, Zn ve Cd %99,9 olarak tespit edilmiştir (Mavrov vd., 2004).

Bouamra vd. (2012) çalışmalarında, Fe elektrot kullanılarak 10mg/L fosfor konsantrasyonuna sahip atıksudan fosforun EC yöntemiyle giderimini incelemişlerdir. Elektrolit konsantrasyonu 2g/L NaCl, elektrotlar arası mesafe 1,8cm, uygulanan akım 1,5-2A ve 70 dakika elektroliz süresi optimum şartlar olarak belirlenmiş ve bunun karşılığında, % 89-92 fosfor giderimi elde edilmiştir (Bouamra vd., 2012).

Özyonar (2007) EC çalışmalarında, Al elektrot ile KOİ ve yağ-gres parametresinin bir arada giderildiği en yüksek verim için optimum pH değeri 4 olarak bulunmuştur. pH:4'te maksimum giderme verimi %73,55 olarak elde edilmiştir. Bu

durumda toplam maliyet 1,244USD/m³ olarak belirlenmiştir. Akım yoğunluğu çalışmalarında en yüksek KOİ, yağ-gres ve türbitide giderim verimi 140A/m² akım yoğunluğunda gerçekleşmiştir. Bu akım yoğunluğundaki toplam maliyet ise 2,757 USD/m³ olarak bulunmuştur. 30 dakikalık bir EC süresi sonucunda maksimum %77,47 KOİ ve %94,79 yağ-gres verimi elde edilmiştir. Bu sürede türbitide giderim verimi ise %94,87'dir. Bu sürede toplam maliyet ise 3,55USD/m³ olarak bulunmuştur. Demir elektrotu için optimum pH değeri 6 olarak belirlenmiş ve değerinde elde edilen %72,82 KOİ, %85,07 yağ-gres ve %87,82 türbitide giderim verimleri elde edilmiştir. Bu durumda toplam işletme maliyeti 0,262 USD/m³ olarak bulunmuştur. Demir elektrot kullanılarak 100 A/m²'da en yüksek %76,67 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Bu akım yoğunluğunda %92,83 yağ-gres ve %95,95 türbitide verimleri elde edilmiştir. Bu akım yoğunluğundaki toplam maliyet ise 0,872 USD/m³ olarak bulunmuştur. 30 dakikalık bir sürede %76,73 KOİ ve %94,9 yağ-gres giderme verimine ulaşıldığı saptanmıştır. Bu sürede toplam maliyet 1,537 USD/m³ olarak belirlenmiştir (Özyonar, 2007).

Gri su sınıfında olan bu atık sularda askıda katı madde, Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Toplam Organik Karbon (TOK), renk, iletkenlik ve pH parametreleri ön plana çıkmaktadır.

Bu çalışmada çamaşırhane atık sularının arıtımı için EC prosesinde alüminyum elektrotlar tercih edilmiş olup, elektroflotasyon için ise demir elektrotlar kullanılmıştır. Yapılan optimizasyon çalışmaları sonucunda 4,5 pH, 7,89 mA/cm² akım yoğunluğu ve 7 dk çalışma değerleri belirlenmiş olup, bu koşullar altında arıtma verimleri yüzey aktif madde için % 93-97, renk için % 98 ve bulanıklık için % 99 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar göstermiştir ki, EC metodu, çamaşırhane atıksularının arıtılması ve tekrar kullanımında oldukça yüksek potansiyel taşımaktadır (Gökmen, 2020).

EC prosesi ile atıksu arıtımı üzerine yapılmış bir takım laboratuvar çalışmalarında bazı önemli parametreler için ortalama giderimleri şöyledir: BOİ giderimi >%90, TAKM (kil, silt vb.) giderimi > %99, yağ-gres giderimi % 93-99, ağır metal (As, Cr, Cd, Pb, Ni, Cu vb.) giderimi %95-99, PO₄-P giderimi >%93, bakteri ve virüs giderimi >%99.99'dur (Prisca vd. 2015).

EC prosesi çok büyük miktarda kirleticiyi azaltmada çevresel açıdan uygun güvenilir etkili bir teknolojiye sahip olduğunu göstermektedir (Chen 2004)

900 mg/L KOİ, 340mg/L AKM konsantrasyonuna sahip kent atıksuyu EC ve EF sisteminin birlikte kullanıldığı 0,15 m² elektrot yüzey alanlı sisteme 0-40 V ve 0-40 A değerlerinde akım verilerek %75 KOİ, %85 AKM ve %90 bulanıklık giderimi elde edilmiştir (Pouet ve Grasmick, 1995).

Pouet ve Persin (1992), 15 Al elektrottan oluşan reaktör ile EC ve EF den oluşan birleşik sistem ile evsel atıksuyu arıttıkları çalışmada, birleşik sistem ile EC'nin yalnız kullanıldığı sistemin mukayesesini yapmışlardır. Çalışma sonunda birleşik sistemin, yalnız sisteme oranla AKM'de %65, KOİ'de %20 ve bulanıklıkta %30 iyileşme görüldüğü bildirilmiştir (Pouet ve Persin, 1992).

Vlyssides vd. (2002), katot olarak kullanılan 20 cm çapında 304 paslanmaz çelikten yapılmış silindir hücrenin merkezine 48 cm uzunluğunda 2,54 cm çapında Ti/Pt anot yerleştirerek oluşturduğu reaktör ile evsel atıksuyun elektrokimyasal olarak arıtımını araştırmışlardır. 40°C sıcaklık, 047 mg/L KOİ konsantrasyonu, pH 9, 0,075A/cm² akım yoğunluğu, %0,8 (ağırlık/hacim) NaCl konsantrasyonunda 1 saat elektroliz süresi sonunda %89 KOİ giderimi elde edilmiş, işlemin 12,4 kWh/kg KOİ enerji ihtiyacının olduğu hesaplanmıştır (Vlyssides vd., 2002).

Feng vd. (2003) EC ve EC prosesli, 0,3m³/h kapasiteli sistem ile evsel atıksuların arıtılması üzerine yaptıkları çalışmada, Ti ve Pt elektrot kullanmışlar ve %81 NH₄-N, %99 TP ve %86 KOİ giderimi elde etmişlerdir (Feng vd., 2003).

Lai ve Lin (2003) Al-Al, Fe-Fe, Al-Fe, Ti-Al, Ti-Fe elektrot çiftlerinin kullanıldığı çalışmada, sisteme 30V gerilim uygulayıp 2 saat sonunda 30 dakika çökmeye bırakmışlardır. En iyi KOİ gideriminin Al-Al elektrotun kullanıldığı elektrot ile (%88,4) elde etmişlerdir. Al-Fe elektrotun uygulandığı sistemde, 100 dakikadan kısa sürede %99 Cu ve %96,5 bulanıklık giderimi elde etmişlerdir (Lai ve Lin, 2003).

Bukhari (2007) yaptığı çalışma ile evsel suları, çelik elektrot kullanılarak EC işlemi uygulamıştır. Sisteme 0,8 A akım uygulanmış ve 5 dakika sonunda % 95,4 TÇK ve % 99 BOİ giderimleri sağlanmıştır (Bukhari, 2007).

Mahvi vd (2011), dışta çelik ve Ti/RuO₂ ve bunların arasına konulmuş 9 adet Al elektrot bulunan reaktör kullanılarak EC ve EF birleşik sistem ile evsel atıksudan PO₄ giderimini incelemişlerdir. Maksimum şartlar pH 6, 3A akım, 60 dakika elektroliz süresi olarak belirlenmiş, bu şartlarda %99 PO₄ giderimi gerçekleştirilmiştir. Diğer şartlar aynı kalmak üzere pH 7'de ise %99 NH₃-N giderimi elde edilmiştir (Mahvi vd., 2011).

Özyonar ve Karagözoğlu (2011) Fe ve Al elektrotlar ile fosfor giderimi üzerine yaptıkları çalışmada optimum şartları Al elektrotun kullanıldığı, 7,8 pH, 100A/m² akım yoğunluğu ile 10 dakika EC süresi olarak belirlemişler ve %72 KOİ, %98 bulanıklık %98 P giderimi sağlamışlardır. Bu şartlarda enerji tüketiminin 8,90 kWh/m³, elektrot tüketiminin 0,18kg/m³ olduğundan hareketle işletme maliyetinin 0,86 USD/m³ olduğu hesaplanmıştır (Özyonar ve Karagözoğlu, (2011).

Tran vd. (2012) yaptıkları çalışmada, yüksek fosfat konsantrasyonuna sahip evsel atıksu Fe elektrotun kullanıldığı EC yöntemi ile arıtılarak fosfat konsantrasyonu, akım yoğunluğu, elektroliz süresinin, giderim verimine etkisini incelemişlerdir. En yüksek oranda P giderimi, 38,2 mA/cm² akım yoğunluğu ile 20 dakika arıtım süresinde elde edilmiştir.

Daghrir vd. (2013), grafit, Al ve Fe elektrotlar ile EC ve EO birleşik sistemini evsel atıksuyun arıtılmasında kullanmışlardır. Çalışmada, elektrot materyali, akım yoğunluğu, elektroliz süresinin KOİ ve bulanıklık giderimi ile enerji tüketimine etkileri incelenmiştir. Optimum şartların Al elektrot ile, 0,7A akım şiddeti ile 39 dakika olduğu bulunmuş, uygulama ile %75 KOİ, %89 bulanıklık giderimi elde edildiği, işlemin 2,68 kWh/m³ enerji tükettiği rapor edilmiştir (Daghrir vd., 2013).

İnan ve Alaydın, (2014) 4L hacimli reaktörde Fe elektrotlar ile insan idrarından fosfor giderimi üzerine çalışmışlardır. 7 anot ve 7 katottan oluşan reaktörde elektrotlar arası mesafe 3mm olarak ayarlanmış, optimum şartların pH 8, 300A/m² akım yoğunluğu olduğu belirlenmiştir. Bu şartlarda %98 PO₄-P giderimi, %21 NH₃-N ve %26 TOK giderimleri sağlanmış ve işletme maliyetlerinin 0,20EURO/m³ olduğu hesaplanmıştır (İnan ve Alaydın, 2014).

Chopra ve Sharma (2015), biyolojik olarak arıtılmış belediye atıksuyunun, EC yöntemi ile arıtılması üzerine yaptıkları çalışmada Al elektrot kullanılarak KOİ gideriminin etkinliği üzerine çalışmışlardır. Optimum şartlar pH 7, 0,5 g/L NaCl konsantrasyonu, 7,52 mA/cm² akım yoğunluğu ile 40 dakikada sağlandığı belirlenmiş, bu şartlarda %86 KOİ giderimi elde edilmiştir (Chopra ve Sharma, 2015).

Öztürk (2017), evsel nitelikli gri atıksuya Fe ve Al elektrotları kullanarak yaptıkları çalışmada, optimum işletme şartlarını 7,4 pH, 1g Na₂SO₄ destek elektrolit ilavesi, 3mA/cm² akım yoğunluğu 40 dakika işletim süresi olarak belirlemişlerdir. Al elektrot ile %88,1 KOİ, %97,2 bulanıklık, %62,3 AKM, %44 TN, %98 TP ve %88,5, Fe

elektrot ile %80,6 AKM, %8,5 TN, %98,4 TP ve %78,46 BOİ₅ giderimleri elde edilmiştir.

Omwene ve Koby, (2018) Fe ve Al plaka elektrotların kullanıldığı kesikli bir reaktör ile yaptıkları çalışmada EC ile P giderimine elektrot materyali, P konsantrasyonu, akım yoğunluğu ve elektroliz süresinin P giderimine etkileri araştırılmıştır. Fe elektrot ile 52 mg/L PO₄-P konsantrasyonu, 20A/m² akım yoğunluğu ve 100 dakika işletim süresinde %99 PO₄-P giderimi sağlanmış, buna karşılık 4,179 kWh/m³ enerji, 0,884 kg/m³ elektrot materyali sarf edilerek işletme maliyetinin 1,343USD/m³ olduğu tespit edilmiştir. Al elektrot ile aynı konsantrasyon ve akım yoğunluğunda, 50 dakika işletim süresinde %99 PO₄-P giderimi sağlanmış, buna karşılık 1,143 kWh/m₃ enerji, 0,218 kg/m₃ elektrot materyali sarfedilerek işletme maliyetinin 1,032USD/m₃ olduğu tespit edilmiştir (Omwene ve Koby, 2018).

Devlin vd. (2019) yaptıkları çalışmada, kentsel atıksuya Al, Fe ve Mg elektrotların kullanıldığı EC sistemini uygulayarak, elektrot materyalinin KOİ, TN, TP giderimi üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Çalışma sonucunda, Al Elektrot ile %38 KOİ, %10 TN, %67 TP, Fe ile %68 KOİ, %13 TN, %93 TP, Mg ile %49 KOİ ile %21 TP giderimi elde etmişlerdir (Devlin vd., 2019).

Bunların dışında; Farooqui (2004), Lin C. vd. (2005), Kurt, (2007), Kurt vd. (2008), Chou vd. (2009), Rodrigo vd. (2010), Pikaar vd. (2011), Melhem ve Smith, (2012), Tran vd. (2012), Zaleschi vd. (2013), Al-Shannag vd. (2012), Cotillas vd. (2013), Moreno vd. (2013), Daghrir vd. (2014), Karichappan vd. (2014), Llanos vd. (2014), Vakıl vd. (2014), Dede (2015), Anfruns-Estrada vd. (2017), Elazzouzi vd. (2017), Koyuncu ve Arıman, (2017), Smoczyński vd. (2017), evsel atıksuların EC yöntemiyle arıtılması üzerine çalışmalar yapmışlardır.

5. ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE MALİYET UNSURLARI

Atıksu arıtma tesisi maliyetine tesir eden faktörler aşağıda kısaca özetlenmiştir: Arıtma tesislerinin boyutlandırılması ve arıtma tesisi maliyetlerinin hesap edilebilmesi için genel olarak arıtılacak atıksuyun miktarının bilinmesi gerekmektedir. Bunun için yerleşim biriminin nüfusuna ve kişi başına kullanılan günlük su miktarına ihtiyaç vardır. Arıtılacak suyun miktarı arıtma tesisinin büyüklüğünü doğrudan etkilediği için atıksu arıtma maliyetine etki eden ana unsurdur.

Atıksu arıtma tesisi maliyetlerine tesir eden ikinci ana faktör arıtılacak atık suyun özellikleridir. Kirletici parametrelerin yüksek olduğu atıksuların mevcut standartları sağlayacak şekilde arıtılması diğer atık sulara göre daha maliyetli olmaktadır.

Kirletici parametre yükleri hayat standartlarına bağlı olarak bölgeden bölgeye ve ülkeden ülkeye değişmektedir. Burada sözü edilen kişi başına kullanılan su miktarları ve kişi başına ortaya çıkan kirletici yükleri hem arıtma tesislerinin boyutlarını hem maliyetlerini etkilemektedir. Arıtma tesislerinin maliyetleri bütün diğer tesislerde olduğu gibi iki ana gruptan oluşur. Bunlar yatırım ve işletme maliyetleridir.

5.1. Yatırım Maliyetleri

Atıksu arıtma tesislerinin seçiminde değişik sistemler düşünülerek optimum çözümün bulunması gereklidir. Bunun için öngörülen her sistem için ilk yatırım ve işletme maliyetleri hesaplanarak toplam maliyet bulunur. Bu maliyetler kıyaslanarak optimum çözüm seçilir. İlk yatırım maliyetleri tesis işletmeye alınana kadar yapılan bütün harcamaları kapsar. Bu harcamalar aşağıda özetlenmiştir.

1. Arıtma tesisinin inşa edileceği arsa bedeli,
2. Arıtma tesisi için yapılacak projelendirme müşavirlik, fizibilite vb. raporlama giderler,
3. Arıtma tesisinin inşaat bedeli (temel sondajları dahil),
4. Arıtma tesisi için gerekli olan mekanik ve elektrik ile ilgili ekipmanların satın alınması, taşınması ve montaj maliyetleri,
5. Arıtma tesisleri ile ilgili borç alınmışsa bu para ve kredilere ödenen faizler (finansman giderleri).

Atıksu arıtma tesisinin maliyetlerini etkileyen faktörlerin başında projeye esas alınacak nüfus ve birim atık su kullanımı gelmektedir. Atıksuların özellikleri ve arıtılmış atıksuların sağlayacağı standartlar seçilmiş olan sistemdeki arıtma birimlerinin

boyutlarını etkiler. Örnek olarak sistemdeki hidrolik bekletme süreleri arıtma verimini etkiler. Optimum arıtma veriminin elde edilmesi için gerekli bekletme süresi arıtma tesisinin ilgili biriminin hacmini etkiler. Bu ise doğrudan arıtma tesisinin hem yatırım hem de işletme maliyetini artırır.

5.2. İşletme Maliyeti

Atıksu arıtma tesisi çalışmaya başladıktan sonra sistemin işletilmesi için gerekli olan harcamaları ve ekipmanların amortismanlarını kapsar. İşletme maliyetleri aşağıda sıralanmıştır. Bunlar;

- Gerekli kimyasal maddelerin maliyeti
- Personel giderleri
- Her türlü nakliye giderleri
- Yakıt, su ve elektrik giderleri
- Bakım ve onarım giderleri
- Sigorta giderleri
- Danışmanlık uzman vb. hizmet alımları
- Genel giderler olarak adlandırılırlar.

5.3. Maliyet ve Maliyet Faktörleri Arasındaki Bağlantılar

Arıtma tesislerinin maliyetlerinin hesaplanabilmesi için arıtma teknolojisinin seçilmiş olması gerekir. Arıtma teknolojilerinin seçiminde arıtılacak atıksuyun özellikleri ile arıtılmış suyun deşarj standardı en önemli iki faktördür. Ayrıca arıtılacak suyun miktarı da diğer önemli unsurlardan biridir.

5.4. İlk Yatırım Maliyetinin Hesabı

Atıksu arıtma tesislerinin ilk yatırım maliyetlerinin hesaplanabilmesi için en azından avan projelerinin hazırlanmış ve kullanılacak ekipmanlara karar verilmiş olması gerekir. Karar verilmesi veya kabul edilmesi gereken teknik bilgiler aşağıda özetlenmiştir. Aktif çamur tesislerinde çökeltme havuzları ile havalandırma havuzlarındaki bekleme süreleri bilinmelidir (havuzların büyüklüklerinin hesabı için). Atıksu arıtma tesisinin inşaat maliyetinin hesaplanabilmesi için aşağıdaki bilgilere ihtiyaç vardır.

1. Arıtma tesisinin inşa edileceği alanla ilgili bilgiler; gerekli arazi miktarı, bölgenin zemin yapısı depremsellik, arazinin hazırlanması vb. bilgiler.

2. Atıksu arıtma tesisine gelen ana kolektörün derinliği.
3. Atıksu arıtma tesisinden sonra arıtılmış suyun verileceği alıcı ortam ile ilgili bilgiler.
4. Arıtılacak atıksuların özellikleri ve miktarı
5. Hava temini için difüzör-blower veya yüzey havalandırıcılardan hangisinin kullanılacağı
6. Çamur uzaklaştırma sisteminin ne olacağı
7. Tesiste kullanılacak mekanik ekipmanın cinsi (paslanmaz çelik veya epoksi boya vb.)
8. Tesiste kullanılacak terfi sistemi ile ilgili bilgiler

Bir atıksu arıtma tesisindeki inşaat işleri aşağıdaki kısımlardan oluşur.

- Kazı yapılması, grobeton, normal beton, kalıp ve iskele işleri, betonarme demiri ve demir işçiliği (malzeme ve işçilik birlikte değerlendirilmelidir)
Arıtma tesisindeki mekanik aksam maliyetleri ise aşağıdaki kısımlardan oluşmaktadır.
- İnce ve kaba ızgaralar, debi ölçerler, pompalar, elektrik tesisatı, elektrik otomasyonu, kimyasal hazırlama ve dozlama (çamur susuzlaştırma ünitesinde), laboratuvar ve ekipmanı, borular vb. bu kalemlere taşıma işçilik ve montaj bedelleri de dahildir.

5.5. İşletme Maliyetleri

Atıksu arıtma tesisi işletme giderleri kurulmuş olan tesisin işletilmesi gerekli olan kimyasallar personel nakliye ve enerji giderlerini kapsar. İşletme giderleri aşağıdaki kalemlerden oluşur. Bunlar;

1. Personel giderleri; Tesis sorumlusu, İşçiler, Sekreter, Laboratuvar teknisyeni (Laboratuvar varsa), Güvenlik elemanları
2. Kimyasal madde giderleri
3. Nakliye
4. Enerji (Elektrik)
5. Jeneratör (bulunması halinde) olarak adlandırılırlar.

6. MATERYAL METOT

Literatür incelendiğinde evsel ve kentsel nitelikli atıksuların arıtılmasına dair farklı yöntemlerle pekçok çalışmanın yapıldığı görülmektedir. Evsel nitelikli atıksuların arıtılmasına ilişkin yapılan çalışmalarda daha çok konvensiyonel yöntemlerin kullanıldığı gözlenmektedir. Ülkemizde elektrokimyasal arıtım yöntemleri ile evsel nitelikli atıksuların arıtılması çalışmalarının kısa bir tarihe sahip olduğu görülmektedir. Bu çalışmada evsel nitelikli atıksulardan, EC-EF prosesi ile KOİ giderimi incelenmiş, başlangıç pH'ı, akım yoğunluğu, destek elktrolit konsantrasyonu ve elektroliz süresinin, arıtma verimine etkisi araştırılmıştır. Atıksu, Söğüt Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi dengeleme rezervuarından alınmış ve herhangi bir ön işleme tabi tutulmadan kullanılmıştır. Alınan evsel atıksu numuneleri 5 L'lik sızdırmaz kaplarda +4°C de muhafaza edilmiştir.

Monopolar paralel bağlı, 60x40x2mm boyutlarında 6 adet demir ve alüminyum elektrotun kullanıldığı sistemde 400 mL evsel atıksuyun arıtılması sağlanmıştır. Elektrotlar arası mesafe 3mm olarak ayarlanmıştır. Deneysel çalışmalarda kullanılan atıksuyun karakterizasyonu Tablo 6.1'de verilmiştir.

Tablo 6. 1. Deneysel çalışmalarda kullanılan evsel nitelikli atıksuyun karakterizasyonu

Parametre	Numune 1	Numune 2	Numune 3
pH	7,50	7,23	7,45
Sıcaklık(°C)	14	17	5
KOİ (mg/L)	321	300	285
BOİ (mg/L)	85,7	90,4	95,1
İletkenlik (µs/cm)	876	890	930
TAKM (mg/L)	62,8	65	79
T.Fosfor (mg/L)	3,03	3,45	3,23
T.Azot (mg/L)	29,5	27	24,7

Deneylerin Yürütülüşü;

1. Deney öncesi, numunede bulunan AKM'lerin çökme olasılıklarına karşın 7-8 dakika süresince karıştırma işlemi uygulanarak atıksuyun homojenizasyonu sağlanmıştır. Homojen atıksudan büret ile 400 mL numune alınarak deneye başlanmıştır.
2. Alınan her numune için pH, iletkenlik ve sıcaklık parametreleri ölçülmüş, destek elektrolit ilavesi akabinde aynı işlem tekrar edilmiştir.
3. Deney süresi boyunca, manyetik karıştırıcı kullanılarak çözeltide çökelmenin önüne geçilmiştir. Sisteme enerji verilerek arıtım işlemi başlatılmıştır.
4. Arıtım sürecinin başlangıcı dahil 5, 10, 20, 30, 40, 50 ve 60'ıncı dakikalarında 5'er mL numune alınmış, santrifüj tüplerinde yapılan işlem ile KOİ ölçümüne hazır hale getirilmiştir. Süre bazında sıcaklık, akım şiddeti ve potansiyel fark değerleri kayıt altına alınmıştır.
5. 1 saatin sonunda alınmış 8 adet numunenin, pH, sıcaklık ve iletkenlik değerleri ölçülerek not edilmiştir.
6. Daha önceden hazırlanan ve çift olarak çalışılan KOİ tüplerine santrifüjden alınan tüplerden 1 mL numune alınıp 0,5 mL $Kr_2Cr_2O_7$ (potasyum dikromat) ve 1,5 mL $Ag_2SO_4-H_2SO_4$ (gümüş sülfat) çözeltisi ilave edildikten sonra termoreaktöre alınan numune, $150^{\circ}C$ 'de 120 dk bekletilmiştir. Süre sonunda alınan tüpler soğutulmuş ve her bir numune erlene boşaltılmıştır. Sıralı olan KOİ tüplerine 4,5 mL saf su ilave edilip çalkalandıktan sonra erlene boşaltılmıştır. Üzerine 1-2 damla ferroin indikatörü ilave edildikten sonra $(NH_4)_2(FeSO_4)$ (demiramonyumsülfat) ile titre edilerek kırılım noktasındaki sarfiyatlar belirlenmiştir.
7. Her bir deney de saf su ve fitalat için KOİ deneyi tekrar edilerek not edilmiştir. DAS sarfiyatları ile KOİ hesaplama işlemleri yapılmıştır.

KOİ hesabı;

c: Standart amonyum demir (II) sülfat çözeltisinin hesaplanmış konsantrasyonu, mol/L,

V_0 : Deney numunesinin hacmi veya seyreltme yapılmışsa deney numunesinin seyreltmeden önceki hacmi, mL,

V_1 : Tanık deneyde titrasyonda kullanılan amonyum demir (II) sülfat çözeltisinin hacmi, mL,

V_2 : Deney çözeltisinin titrasyonunda kullanılan amonyum demir (II) sülfat çözeltisinin hacmi, mL,

8000: Sonucun mg O_2 /L cinsinden ifade edebilmek için dönüştürme faktörüdür.

$$KOİ = \frac{8000 \cdot c \cdot (V_1 - V_2)}{V_0} \quad (6.1)$$

DeneySEL verilerin hesaplanmasında kullanılan eşitlikler;

Giderim Verimin Hesaplanması;

C_0 : Başlangıçtaki kirlilik konsantrasyonu (mg/L)

C_e : t anındaki atıksuda kalan kirletici konsantrasyonu (mg/L)

$$q = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100 \quad (6.2)$$

Enerji Tüketiminin Hesaplanması

W: Enerji tüketim miktarı (Wsaat/m³)

I: Akım Şiddeti (A)

V: Sistemde oluşan potansiyel fark (V)

t: Zaman (saat)

v: Reaktördeki toplam çözelti hacmi (m³)

$$W = \frac{V \times I \times t}{v} \quad (6.3)$$

Akım yoğunluğunun hesaplanması;

J: Akım yoğunluğu (mA/cm²)

I: Uygulanan akım şiddeti (mA)

A_s : Aktif elektrot yüzey alanı (cm²)

$$J = \frac{I}{A_s} \quad (6.4)$$

6.1. Akım Yoğunluğunun Demir Anot Üzerine Etkisi

Ham numunenin doğal pH'ı 7,85, elektriksel iletkenliği 864,8 μ S/cm ölçülmüştür. Yapılan analiz sonucu kullanılan evsel nitelikli atıksu için farklı değerler okunmakla birlikte ortalama KOİ değeri 346,39 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Akım şiddeti elektrokimyasal olarak koagülant madde miktarının girişini tespit etmektedir. Bu yüzden EC yönteminde verim incelenirken dikkate alınması gereken önemli bir parametredir. Evsel atıksularda KOİ giderim verimi üzerine akım şiddetinin etkisi incelenirken başlangıç konsantrasyonuna sahip evsel atıksu ile doğal pH ve 5mM Na₂SO₄ destek elektrolit ilavesiyle, 5, 10, 15, 20 ve 25 mA/cm² akım yoğunluklarında denemeler yapılmış, başlangıç, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60. dk için numune çalışılmıştır. Denemelerde atıksu doğal pH değeri ile alınmıştır. Farklı akım yoğunluklarında yapılan deney sonuçları Tablo 6.2.-6.6’da verilmiştir.

Tablo 6. 2. 5 mA/cm² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	359,85	0,00	18,00	4,20	0,00	0,00
5	199,91	44,44	19,00	4,10	0,43	0,43
10	109,95	69,44	21,00	4,10	0,85	1,28
20	79,97	77,77	22,00	4,10	1,71	2,99
30	79,97	77,77	23,00	4,00	2,50	5,49
40	89,96	74,99	24,00	4,00	3,33	8,82
50	89,96	74,99	24,00	4,00	4,17	12,99
60	79,97	77,77	25,00	4,10	5,13	18,11

pH₀ = 7,48, Ei₀ = 0,85 mS/cm

pH₀ = 10,00, Ei₀ = 2,71 mS/cm

Tablo 6. 3. 10 mA/cm² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	369,84	0,00	16,00	6,70	0,00	0,00
5	299,87	18,42	17,00	5,40	1,13	1,13
10	169,93	52,63	20,00	5,50	2,29	3,42
20	139,94	60,53	21,00	5,40	4,50	7,92
30	109,95	68,42	24,00	5,40	6,75	14,67
40	99,96	71,05	25,00	5,60	9,33	24,00
50	99,96	71,05	26,00	5,70	11,88	35,88
60	79,97	76,31	28,00	5,80	14,50	50,38

pH₀ = 7,50, Ei₀ = 0,85 mS/cm

pH₀ = 9,80, Ei₀ = 2,73 mS/cm

Tablo 6. 4. 15 mA/cm^2 akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; $5 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	275,38	0,00	16	8,10	0,00	0,00
5	203,99	25,93	19	8,70	2,72	2,72
10	91,79	66,67	20	7,80	4,88	7,59
20	71,40	74,07	24	7,30	9,13	16,72
30	71,40	74,07	27	7,70	14,44	31,16
40	51,00	81,48	30	7,70	19,25	50,41
50	51,00	81,48	32	8,20	25,63	76,03
60	51,00	81,48	35	8,70	32,63	108,66
pH ₀ = 7,44, Ei ₀ = 0,85 mS/cm pH ₀ = 9,96, Ei ₀ = 2,68 mS/cm						

Tablo 6. 5. 20 mA/cm^2 akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; $5 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$)

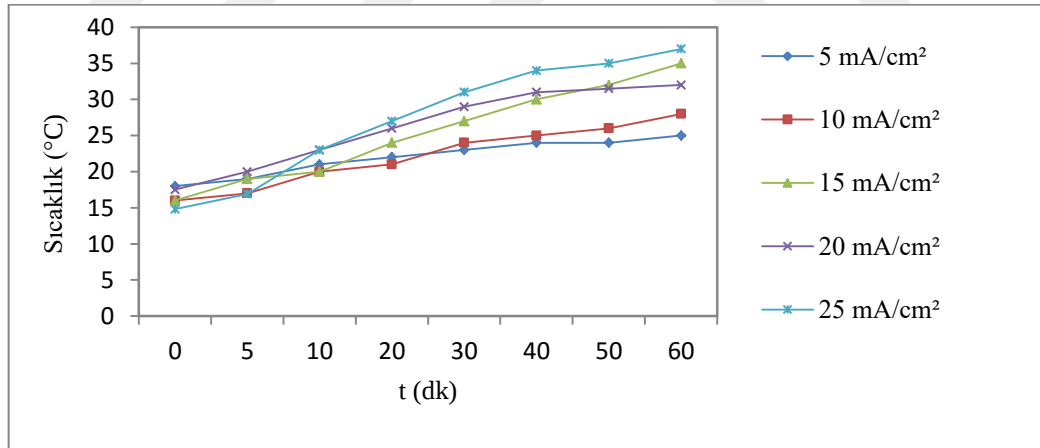
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	299,87	0,00	18	6,20	0,00	0,00
5	259,89	13,33	20	6,50	2,71	2,71
10	239,90	20,00	23	6,40	5,33	8,04
20	209,91	30,00	26	6,10	10,17	18,21
30	189,92	36,67	29	6,30	15,75	33,96
40	189,92	36,67	31	3,10	10,33	44,29
50	209,91	30,00	32	2,50	10,42	54,71
60	219,91	26,67	32	2,40	12,00	66,71
pH ₀ = 7,90, Ei ₀ = 0,83 mS/cm pH ₀ = 10,14, Ei ₀ = 2,68 mS/cm						

Tablo 6. 6. 25 mA/cm² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)

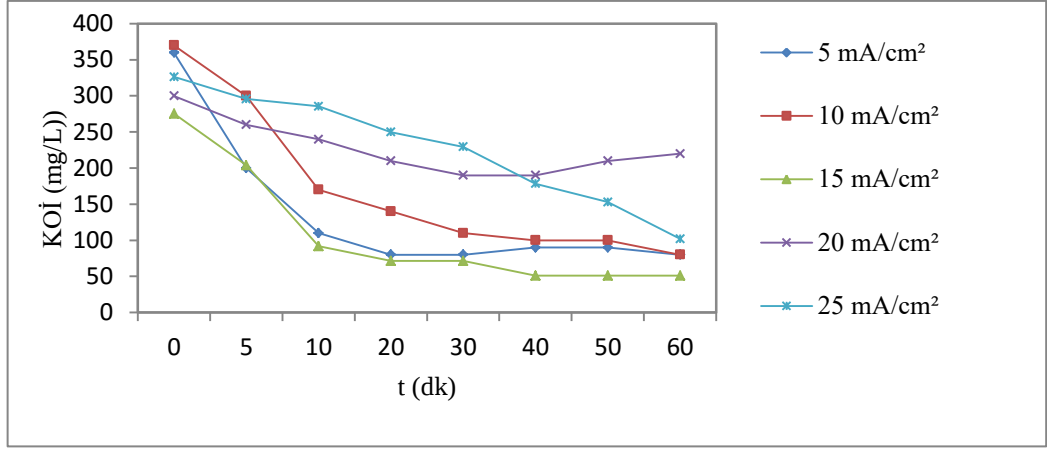
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	326,38	0,00	14,8	8,5	0,00	0,00
5	295,78	9,38	16,9	8,1	4,22	4,22
10	285,58	12,50	23	8,1	8,44	12,66
20	249,88	23,44	27	8	16,67	29,32
30	229,48	29,69	31	7,8	24,38	53,70
40	178,49	45,31	34	4,4	18,33	72,03
50	152,99	53,13	35	4	20,83	92,86
60	101,99	68,75	37	3,8	23,75	116,61

pH₀ = 7,36, Ei₀ = 0,80 mS/cm
pH₀ = 9,76, Ei₀ = 2,67 mS/cm

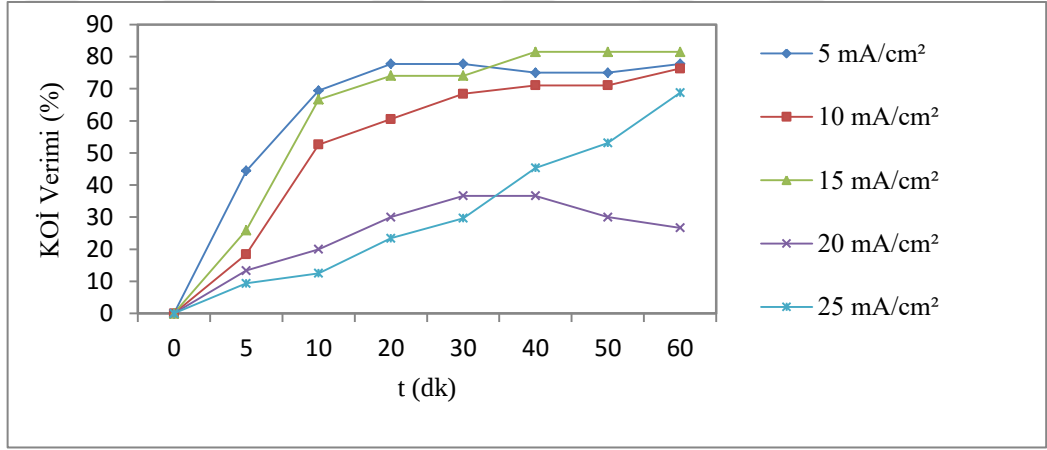
Elde edilen deneysel sonuçlarda, farklı akım yoğunlukları için EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimlerdeki değişim Şekil 6.1.-4'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



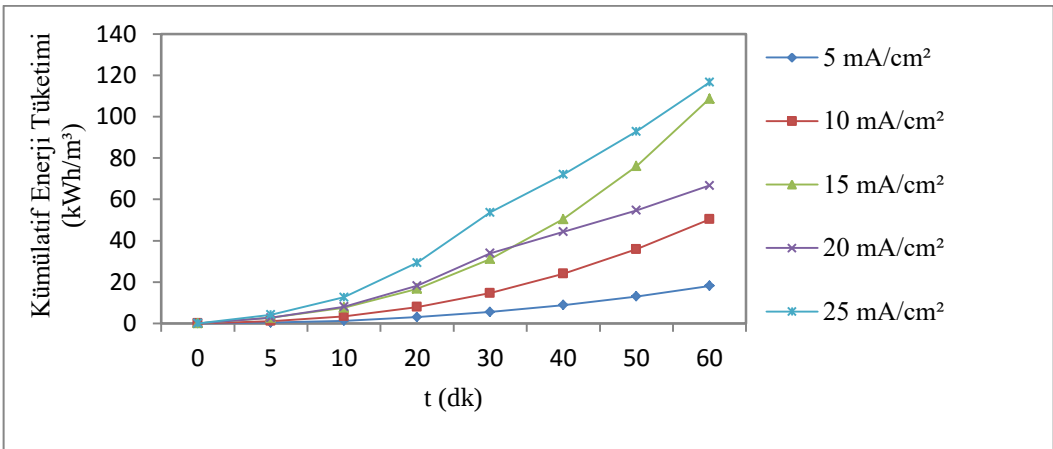
Şekil 6. 1. Farklı Akım Yoğunluklarının Sıcaklığa Olan Etkisi (°C)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)



Şekil 6. 2. Farklı Akım Yoğunluklarının KOİ'ye Etkisi (mg/L)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)



Şekil 6. 3. Farklı Akım Yoğunluklarının KOİ Giderim Verimine Etkisi (%)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)



Şekil 6. 4. Farklı Akım Yoğunluklarının Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (kWh/m³)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄)

Doğal pH ve 5mM Na₂SO₄ destek elektrolit ile farklı akım yoğunlukları için sıcaklık incelenmiştir. Grafikten de anlaşılabacağı gibi çıkış suyu sıcaklık değeri deney süresince artış göstermiştir. Evsel atıksuyun doğal pH değeri için yapılan çalışmalarda 5 mA/cm² akım yoğunluğunda çıkış suyu sıcaklığı 25°C'iken 25 mA/cm² akım yoğunluğunda 37°C olduğu gözlemlenmiştir. Zamana karşı sistemde oluşan direncin ve sıcaklığın artması, arıtımın varlığının göstergesidir. Artan akım yoğunluğu ile birlikte, çıkış suyu KOİ değeri belirli oranda düşmüştür. Farklı akım yoğunlukları için KOİ eğrileri farklılık göstermiştir. Doğal pH'da yapılan çalışmalarda 5 mA/cm² akım yoğunluğunda KOİ 359,85 mg/L'den 79,97 mg/L'ye, 10 mA/cm² akım yoğunluğunda KOİ 369,84 mg/L'den 79,97 mg/L'ye, 15 mA/cm² akım yoğunluğunda KOİ 275,38 mg/L'den 51,00 mg/L'ye, 20 mA/cm² akım yoğunluğunda KOİ 299,87 mg/L'den 219,91 mg/L'ye ve 25 mA/cm² akım yoğunluğunda KOİ 326,38 mg/L'den 101,99 mg/L'ye düştüğü gözlemlenmiştir.

Reaktöre uygulanan sabit akım yoğunluğu, elektrokimyasal çözünmeyi ve koagülant madde oluşumunu belirlediğinden, EC prosesinde giderim verimi incelenirken göz önünde bulundurulmalıdır. Grafikler incelendiğinde 60 dakikanın sonunda 5 mA/cm² sabit akım yoğunluğunda %77,77; 10 mA/cm²'de %78,95; 15 mA/cm²'de %81,48; 20 mA/cm²'de %26,67 ve 25 mA/cm²'de ise %68,75 olarak gerçekleştiği görülmektedir.

Optimum şartların belirlenmesine ilişkin yapılan çalışmalarda ideal akım şiddetinin belirlenmesinde etken unsurlardan biri de potansiyel fark sonucu ortaya çıkan arıtılmış birim su başına düşen enerji tüketimidir. Sabit destek elektrolit konsantrasyonu, farklı akım yoğunluklarında, arıtma süresince enerji tüketiminde meydana gelen değişimin nedeni, sistemde oluşan potansiyel farktır. 5 mM Na₂SO₄ ilavesiyle 60 dakika sonunda, 5 mA/cm² akım yoğunluğunda 18,11 kWsa/m³, 10 mA/cm²'de 50,38 kWsa/m³, 15 mA/cm²'de 108,66 kWsa/m³, 20 mA/cm²'de 66,71 kWsa/m³ ve 25 mA/cm²'de ise 139,9 kWsa/m³ enerji tüketimi değerleri elde edilmiştir.

Destek elektrolit olarak NaNO₃'ün kullanıldığı çalışmalarda elde edilen sonuçlar aşağıdaki tablolarda verilmiştir. Farklı akım yoğunlukları için kıyaslama Şekil 6.5.'te verilmiştir.

Tablo 6. 7. 5 mA/cm^2 akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM NaNO_3)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	320,00	0,00	24,0	5,10	0,00	0,00
5	300,00	6,25	25,0	5,30	0,55	0,55
10	300,00	6,25	25,0	5,50	1,15	1,70
20	310,00	3,12	26,0	5,60	2,33	4,03
30	310,00	3,12	26,0	6,20	3,88	7,91
40	320,00	0,00	27,0	6,90	5,75	13,66
50	300,00	6,25	28,0	7,60	7,92	21,57
60	310,00	3,12	29,0	7,40	9,25	30,82
pH ₀ = 7,32, E _{i0} = 0,83 mS/cm pH ₀ = 10,29, E _{i0} = 0,86 mS/cm						

Tablo 6. 8. 10 mA/cm^2 akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM NaNO_3)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	295,00	0,00	17,0	8,90	0,00	0,00
5	290,00	1,69	19,0	8,90	1,85	1,85
10	285,00	3,39	22,0	8,90	3,71	5,56
20	280,00	5,08	25,0	8,90	7,42	12,98
30	270,00	8,47	30,0	9,00	11,25	24,23
40	265,00	10,17	33,0	9,00	15,00	39,23
50	260,00	11,86	37,0	9,00	18,75	57,98
60	255,00	13,56	40,0	9,00	22,50	80,48
pH ₀ = 7,23, E _{i0} = 0,88 mS/cm pH ₀ = 9,84, E _{i0} = 0,91 mS/cm						

Tablo 6. 9. 15 mA/cm^2 akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM NaNO_3)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	300,00	0,00	18,5	9,20	0,00	0,00
5	295,00	1,67	22,0	9,20	2,88	2,88
10	285,00	5,00	24,0	9,20	5,75	8,63
20	275,00	8,33	29,0	9,10	11,38	20,00
30	255,00	15,00	33,0	9,10	17,06	37,06
40	245,00	18,33	36,8	9,10	22,75	59,81
50	240,00	20,00	40,0	9,10	28,44	88,25
60	245,00	18,33	42,2	9,10	34,13	122,38
pH ₀ = 7,24, Ei ₀ = 0,88 mS/cm pH ₀ = 9,98, Ei ₀ = 0,90 mS/cm						

Tablo 6. 10. 20 mA/cm^2 akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM NaNO_3)

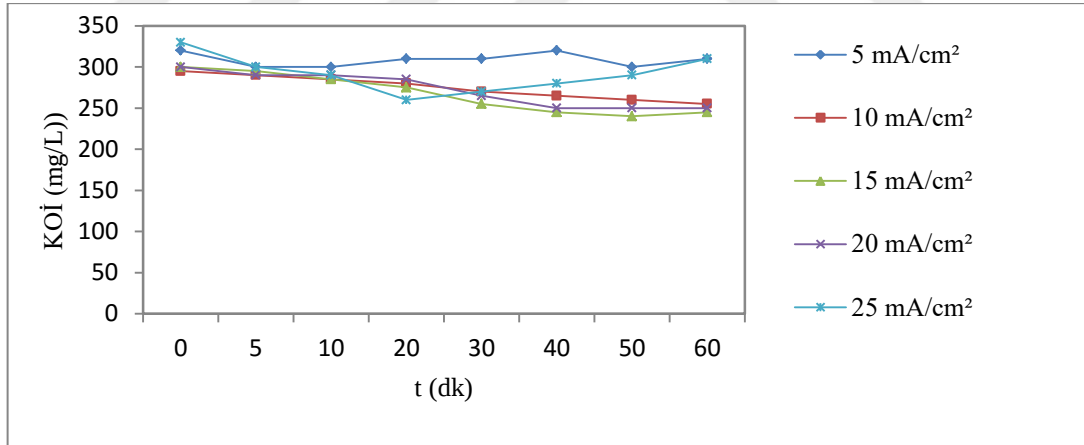
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	300,00	0,00	20,0	7,80	0,00	0,00
5	290,00	3,33	22,4	8,70	3,63	3,63
10	290,00	3,33	24,0	9,00	7,50	11,13
20	285,00	5,00	28,0	9,00	15,00	26,13
30	265,00	11,67	31,0	9,20	23,00	49,13
40	250,00	16,67	35,0	9,60	32,00	81,13
50	250,00	16,67	38,5	10,00	41,67	122,79
60	250,00	16,67	42,0	10,00	50,00	172,79
pH ₀ = 7,22, Ei ₀ = 0,87 mS/cm pH ₀ = 9,76, Ei ₀ = 0,90 mS/cm						

Tablo 6. 11.25 mA/cm² akım yoğunluğunun Fe elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM NaNO₃)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	330,00	0,00	18,0	14,50	0,00	0,00
5	300,00	9,09	24,0	13,50	7,03	7,03
10	290,00	12,12	29,0	13,30	13,85	20,89
20	260,00	21,21	37,0	14,00	29,17	50,05
30	270,00	18,18	44,0	14,00	43,75	93,80
40	280,00	15,15	49,0	14,00	58,33	152,14
50	290,00	12,12	56,0	14,00	72,92	225,05
60	310,00	6,06	60,0	13,40	83,75	308,80

pH₀ = 7,26, E_{i0} = 0,82 mS/cm
pH₀ = 9,60, E_{i0} = 0,82 mS/cm

Sonuçlar, NaNO₃'ün KOİ giderim verimine pozitif etkisinin olmadığını ortaya koymuştur. Buraya kadar yapılan çalışmalar neticesinde, 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ve 15 mA/cm² akım yoğunluğu ile deneylere devam edilme kararı alınmıştır.



Şekil 6. 5. Farklı Akım Yoğunluklarının KOİ Etkisi (mg/L)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM NaNO₃)

6.2. 15 mA/cm² Akım Yoğunluğunda Destek Elektrolit Etkisi

6.1 bölümünden edinilen veriler ile uygulanacak akım yoğunluğunun 15 mA/cm² olarak seçilmesi uygun bulunmuş ve destek elektrolit denemeleri ile devam edilme kararı alınmıştır. Doğal pH değeri, 15 mA/cm² sabit akım yoğunluğu ve 5, 7,5, 10, 15 mM Na₂SO₄ destek elektrolit değerleri için sıcaklık, enerji ve KOİ giderimi

incelenmiştir. Sabit akım yoğunluğu, farklı elektrolit konsantrasyonlarında EC süresince elde edilen sonuçlar Tablo 6.12.-16'te verilmiştir.

Tablo 6. 12. *Fe elektrot ile destek elektrolit ilavesi olmadan KOİ giderimine etkisi*

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	308,97	0,00	14,5	12,00	0,00	0,00
5	308,97	0,00	18,0	11,80	3,69	3,69
10	299,88	2,94	22,0	11,50	7,19	10,88
20	290,79	5,88	25,0	11,00	13,75	24,63
30	277,16	10,29	28,4	10,90	20,44	45,06
40	268,07	13,24	30,1	10,90	27,25	72,31
50	236,27	23,53	34,0	10,00	31,25	103,56
60	218,09	29,41	36,5	10,00	37,50	141,06

pH₀ = 7,52, Ei₀ = 0,83 mS/cm
pH₀ = 9,23 , Ei₀ = 0,78 mS/cm

Tablo 6. 13. *Fe elektrot ile 5 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi*

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	330,04	0,00	20,0	9,00	0,00	0,00
5	301,76	17,19	22,0	8,80	2,75	2,75
10	254,61	30,13	24,0	8,70	5,44	8,19
20	198,03	45,66	27,0	8,70	10,88	19,06
30	122,59	66,36	30,5	8,60	16,13	35,19
40	103,73	71,54	34,0	8,40	21,00	56,19
50	94,30	74,12	36,0	8,40	26,25	82,44
60	89,58	75,42	38,0	8,50	31,88	114,31

pH₀ = 7,42, Ei₀ = 0,93 mS/cm
pH₀ = 10,31 , Ei₀ = 1,41 mS/cm

Tablo 6. 14. *Fe elektrot ile 7,5 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi*
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	330,04	0,00	20,0	8,60	0,00	0,00
5	301,76	17,19	23,0	8,60	2,69	2,69
10	268,75	26,25	25,0	8,40	5,25	7,94
20	226,32	37,90	28,0	8,30	10,38	18,31
30	160,31	56,01	30,0	8,00	15,00	33,31
40	141,45	61,18	33,0	8,00	20,00	53,31
50	122,59	66,36	34,0	8,10	25,31	78,63
60	103,73	71,54	36,0	8,20	30,75	109,38

pH₀ = 7,42, Ei₀ = 0,83 mS/cm
pH₀ = 9,26 , Ei₀ = 1,89 mS/cm

Tablo 6. 15. *Fe elektrot ile 10 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi*
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	308,94	0,00	17,5	9,20	0,00	0,00
5	290,76	5,89	20,0	8,20	2,56	2,56
10	268,05	13,24	21,0	8,80	5,50	8,06
20	236,25	23,54	25,0	8,70	10,88	18,94
30	163,55	47,06	28,5	8,40	15,75	34,69
40	149,93	51,48	30,5	8,30	20,75	55,44
50	127,21	58,83	33,5	8,10	25,31	80,75
60	109,04	64,71	35,0	8,10	30,38	111,13

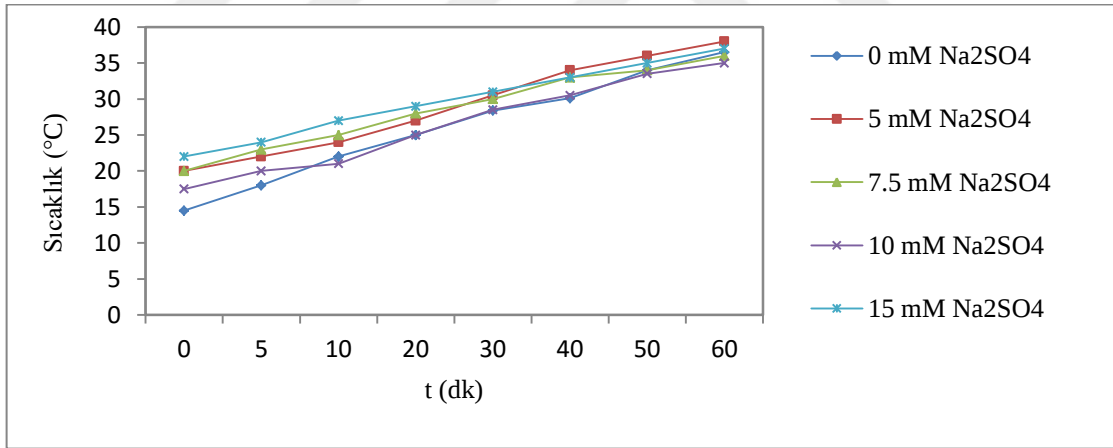
pH₀ = 7,52, Ei₀ = 0,80 mS/cm
pH₀ = 10,61, Ei₀ = 2,24 mS/cm

Tablo 6. 16. Fe elektrot ile 15 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

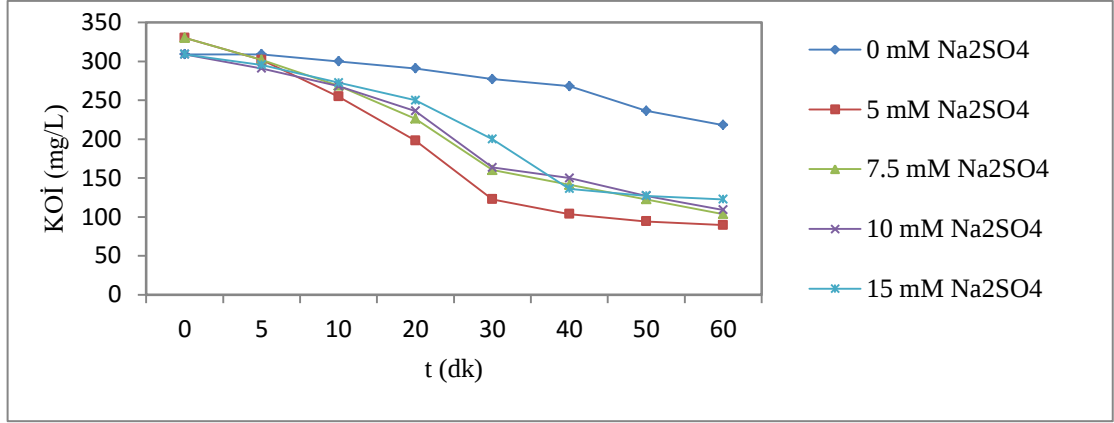
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	308,94	0,00	22,0	8,80	0,00	0,00
5	295,31	4,42	24,0	8,20	2,56	2,56
10	272,59	11,77	27,0	8,00	5,00	7,56
20	249,88	19,13	29,0	7,90	9,88	17,44
30	199,90	35,30	31,0	7,50	14,06	31,50
40	136,30	55,89	33,0	7,60	19,00	50,50
50	127,21	58,83	35,0	7,60	23,75	74,25
60	122,67	60,30	37,0	7,80	29,25	103,50

pH₀ = 7,52, E_{i0} = 0,80 mS/cm
pH₀ = 9,56, E_{i0} = 3,09 mS/cm

Elde edilen deneysel sonuçlarda, farklı elektrolit konsantrasyonları ve sabit akım yoğunluğunda EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimindeki değişim Şekil 6.6.-9’da grafiksel olarak gösterilmiştir.

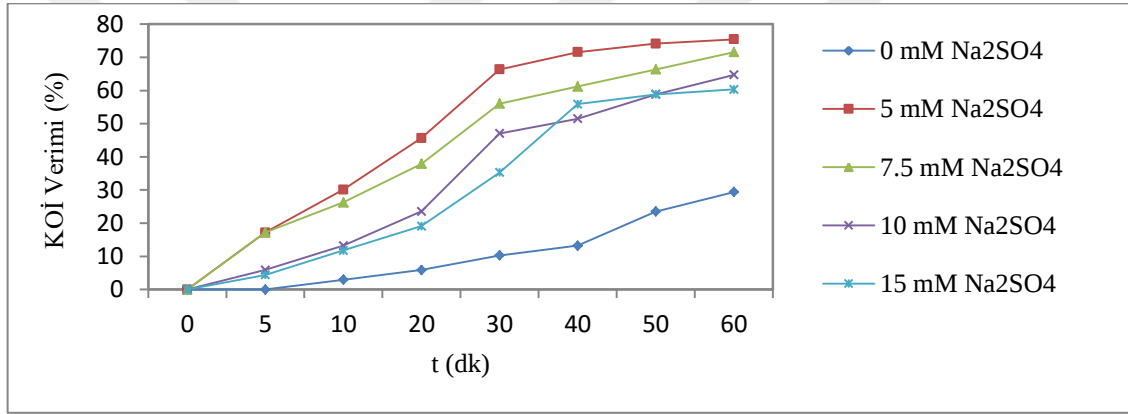


Şekil 6. 6. Destek Elektrolit Miktarının Sıcaklığa Olan Etkisi (°C)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)



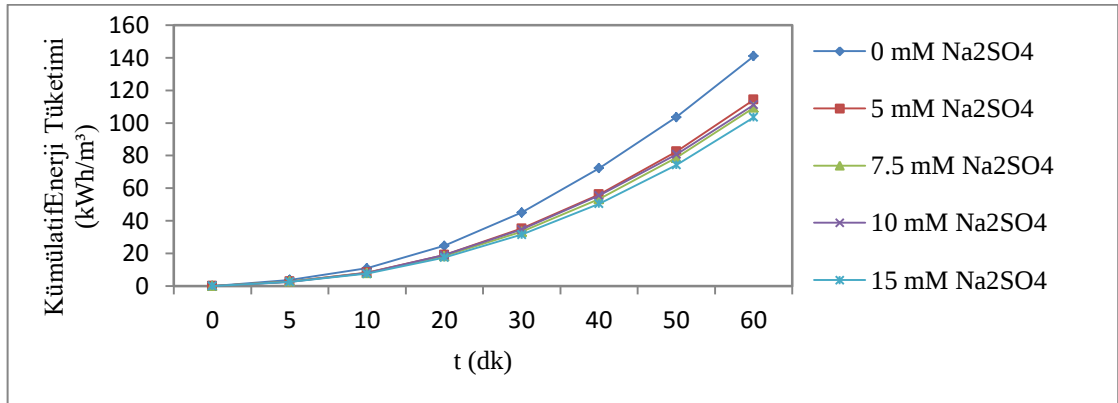
Şekil 6. 7. Destek Elektrolit Miktarının KOİ'ye Olan Etkisi (mg/L)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)



Şekil 6. 8. Destek Elektrolit Miktarının KOİ Verimi Etkisi (%)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)



Şekil 6. 9. Destek Elektrolit Miktarının Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (kWh/m³)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Grafikten de anlaşılabacağı gibi çıkış suyu sıcaklık değeri başlangıca göre artış göstermiştir. 15 mA/cm² akım yoğunluğu ve doğal pH değerinde çıkış suyu sıcaklığının 60 dakika sonunda 36,5°C, 5mM Na₂SO₄ için 38°C, 7,5mM Na₂SO₄ için 36°C, 10 mM Na₂SO₄ için 35°C ve 15mM Na₂SO₄ için 37°C olduğu; KOİ değerlerinin doğal pH'da 308,97 mg/L'den 218,09 mg/L'ye, 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ile KOİ 364,41 mg/L'den 98,91 mg/L'ye, 7,5mM Na₂SO₄ ilavesi ile KOİ 364,41 mg/L'den 114,53 mg/L'ye, 10mM Na₂SO₄ ilavesi ile KOİ 308,97 mg/L'den 109,05 mg/L'ye ve 15mM Na₂SO₄ ilavesi ile KOİ 308,97 mg/L'den 122,68 mg/L'ye düşmüş olduğu, bu durumda KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %29,41, %72,86, %68,57, %64,71, %60,29 olarak gerçekleştiği gözlemlenmiştir.

15 mA/cm² sabit akım yoğunluğu ve 60 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda enerji tüketimi değerleri; doğal pH için 141,1 kWh/m³, 5mM için 114,3 kWh/m³, 7,5mM için 109,4 kWh/m³, 10mM için 111,1 kWh/m³ ve 15mM için 103,5 kWh/m³ olarak bulunmuştur.

6.3. Optimum Şartlarda pH Çalışmaları ve Fenton Prosesi

Bölüm 6.2'de yapılan analizler neticesinde 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ve 15 mA/cm² akım yoğunluğu optimum çalışma şartları belirlenmiş ve pH 3, doğal pH ve pH 10 deneyleri gerçekleştirilmiştir. Söz konusu şartlarda elde edilen değerler Tablo 6.17.-19'da verilmiştir.

Tablo 6. 17. *Fe elektrot ile doğal pH'ta KOİ giderimi*

(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	364,41	0,00	20,0	9,00	0,00	0,00
5	333,18	8,57	22,0	8,80	2,75	2,75
10	281,12	22,86	24,0	8,70	5,44	8,19
20	218,65	40,00	27,0	8,70	10,88	19,06
30	135,35	62,86	30,5	8,60	16,13	35,19
40	114,53	68,57	34,0	8,40	21,00	56,19
50	104,12	71,43	36,0	8,40	26,25	82,44
60	98,91	72,86	38,0	8,50	31,88	114,31

pH₀ = 7,42, Ei₀ = 0,93 mS/cm

pH₀ = 10,31, Ei₀ = 1,41 mS/cm

Tablo 6. 18. *Fe elektrot ile pH=3 asidik ortamda KOİ giderimi**(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)*

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	330,04	0,00	7,0	19,00	0,00	0,00
5	320,61	2,86	17,0	18,40	5,75	5,75
10	301,76	8,57	20,0	11,60	7,25	13,00
20	297,04	10,00	24,0	11,40	14,25	27,25
30	282,90	14,28	28,0	11,50	21,56	48,81
40	268,75	18,57	34,0	11,10	27,75	76,56
50	264,04	20,00	37,0	11,50	35,94	112,50
60	264,04	20,00	40,0	12,00	45,00	157,50

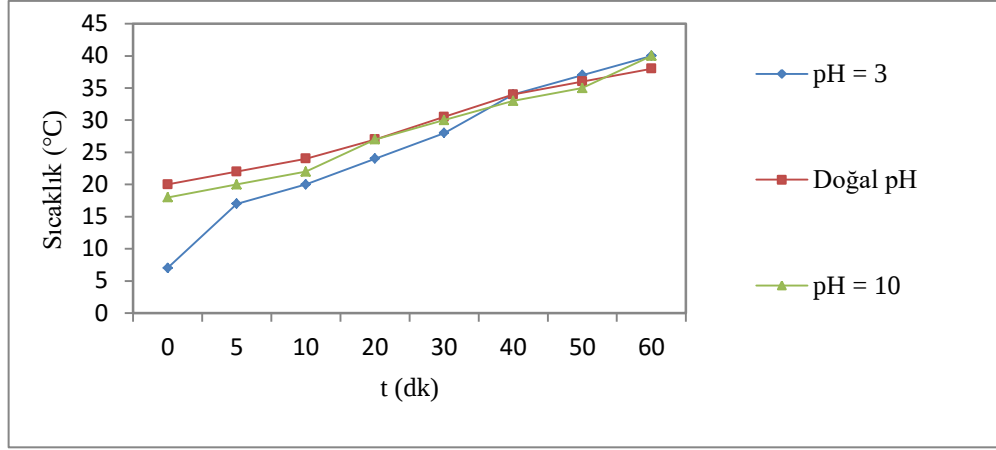
pH₀ = 7,25, Ei₀ = 0,86 mS/cm
pH₀ = 10,52 , Ei₀ = 1,38 mS/cm

Tablo 6. 19. *Fe elektrot ile pH=10 bazik ortamda KOİ giderimi**(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)*

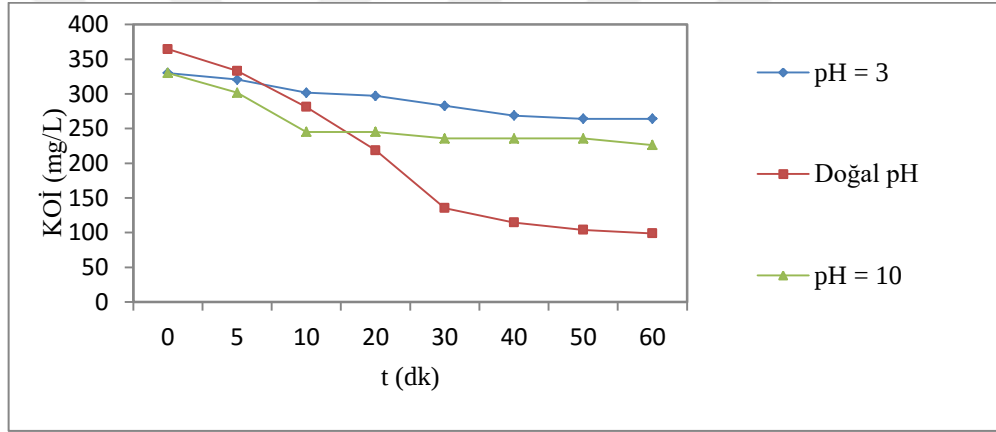
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	330,04	0,00	18,0	10,30	0,00	0,00
5	301,76	8,57	20,0	11,00	3,44	3,44
10	245,18	25,71	22,0	11,60	7,25	10,69
20	245,18	25,71	27,0	11,90	14,88	25,56
30	235,75	28,57	30,0	12,40	23,25	48,81
40	235,75	28,57	33,0	12,30	30,75	79,56
50	235,75	28,57	35,0	12,60	39,38	118,94
60	226,32	31,43	40,0	12,80	48,00	166,94

pH₀ = 7,28, Ei₀ = 0,86 mS/cm
pH₀ = 9,64 , Ei₀ = 1,57 mS/cm

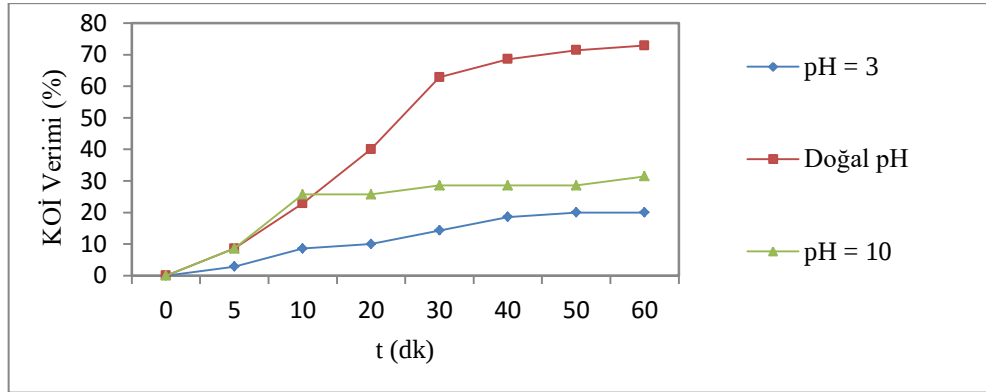
Elde edilen deneysel sonuçlarda, 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ve 15 mA/cm² akım yoğunluğunda EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimlerdeki değişim Şekil 6.10.-13’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



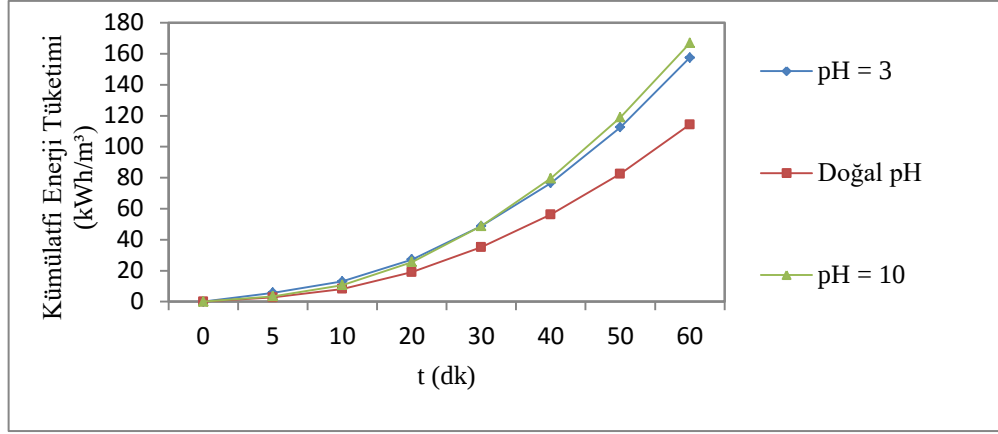
Şekil 6. 10. Optimum şartlarda farklı pH'ların çıkış suyu sıcaklığına etkisi
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 11. pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (mg/L)
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 12. pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (%)
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 13. pH'nın Fe Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (kWh/m³)
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)

Grafikler incelendiğinde 5mM Na₂SO₄ ilavesinde 15 mA/cm² akım yoğunluğu sabit kalmak üzere pH 3, doğal pH ve pH 10 için çıkış suyu sıcaklıklarının 40°C, 38°C ve 40°C olduğu, KOİ miktarlarının 330,04 mg/L'den 264,04 mg/L'ye, 364,41 mg/L'den 98,91 mg/L'ye, 330,04 mg/L'den 226,32 mg/L'ye düştüğü, bu durumda KOİ giderim verimlerinin %20, %72,86 ve %31,43 olduğu ve enerji tüketimlerinin 157,5 kWh/m³, 114,3 kWh/m³ ve 166,9 kWh/m³ olduğu görülmektedir.

Fenton oksidasyonu, H₂O₂ ve Fe⁺² tuzları karışımının doğrudan atıksuya ilave edildiği bir ileri oksidasyon teknolojisidir. Bu karışım H₂O₂'in katalitik dekompozisyonu yoluyla OH⁻ radikallerinin ortaya çıkmasına ve zararlı organik kirleticilerin daha zararsız forma dönüşmelerine (CO₂, su ve inorganik tuzlar) yol açar. Fenton reaksiyonu asidik şartlar altında Fe⁺² iyonunun H₂O₂ ile reaksiyonuna dayanmakta ve bu reaksiyon sonucu OH⁻radikalleri oluşmaktadır. (Kurt, 2007).



Fenton prosesi dört aşamadan oluşmaktadır; pH ayarlama, oksidasyon reaksiyonları, nötralizasyon işlemi ve koagülasyon ile çöktürme işlemidir. Bu şekilde organik maddeler iki aşamada oksidasyon ve koagülasyon ile giderilmektedir (Kurt, 2007). 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ve 15 mA/cm² akım yoğunluğunda, atıksuya H₂O₂ ilave edilerek pH 3 ve doğal pH'da fenton oksidasyonu deneyleri gerçekleştirilmiştir. Deneylerden elde edilen sonuçlar Tablo 6.20-21'de verilmiştir.

Tablo 6. 20. *Fe elektrot ile doğal pH'ta H₂O₂ ilavesinin KOİ giderimine etkisi**(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)*

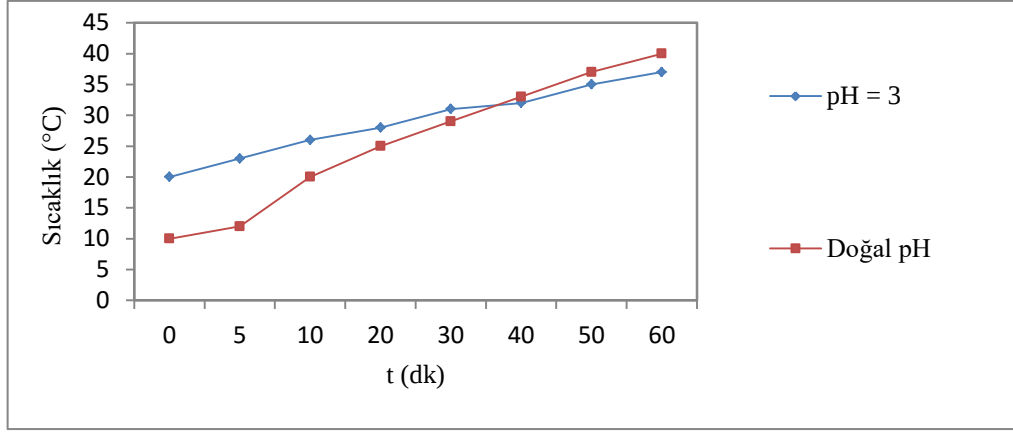
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	295,91	0,00	10,0	14,40	0,00	0,00
5	265,30	10,34	12,0	13,10	4,09	4,09
10	173,47	41,38	20,0	12,30	7,69	11,78
20	147,96	50,00	25,0	11,90	14,88	26,66
30	71,43	75,86	29,0	12,00	22,50	49,16
40	71,43	75,86	33,0	11,80	29,50	78,66
50	66,32	77,59	37,0	11,50	35,94	114,59
60	66,32	77,59	40,0	11,50	43,13	157,72

pH₀ = 7,26, E_{i0} = 0,86 mS/cmpH₀ = 10,00, E_{i0} = 1,32 mS/cm**Tablo 6. 21.** *Fe elektrot ile pH=3'te H₂O₂ ilavesinin KOİ giderimine etkisi**(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)*

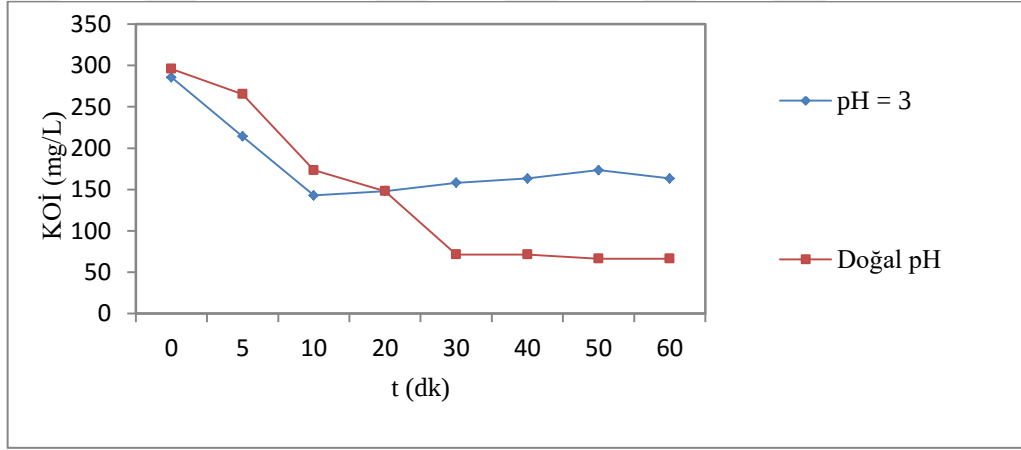
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	285,71	0,00	20,0	11,30	0,00	0,00
5	214,28	25,00	23,0	10,30	3,22	3,22
10	142,85	50,00	26,0	10,20	6,38	9,59
20	147,96	48,21	28,0	9,80	12,25	21,84
30	158,16	44,64	31,0	9,80	18,38	40,22
40	163,26	42,86	32,0	9,80	24,50	64,72
50	173,47	39,29	35,0	10,10	31,56	96,28
60	163,26	42,86	37,0	10,10	37,88	134,16

pH₀ = 7,20, E_{i0} = 0,86 mS/cmpH₀ = 8,55, E_{i0} = 1,97 mS/cm

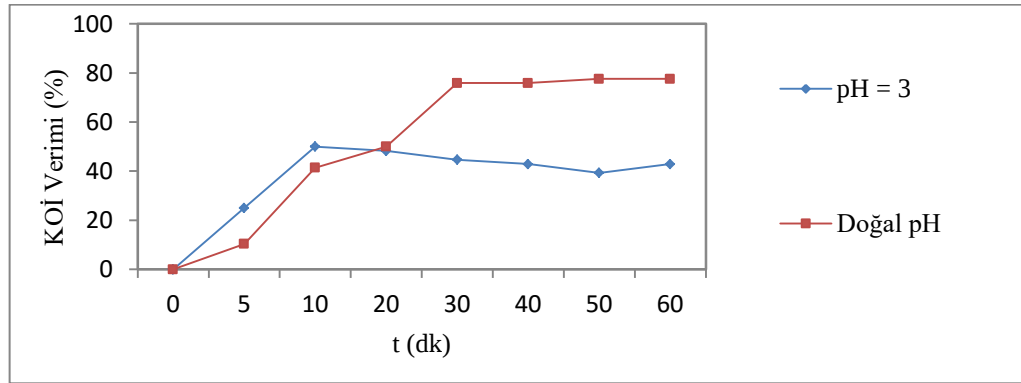
Elde edilen deneysel sonuçlarda, 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ve 15 mA/cm² akım yoğunluğunda H₂O₂ ilave edilerek EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimlerdeki değişim Şekil 6.14.-17'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



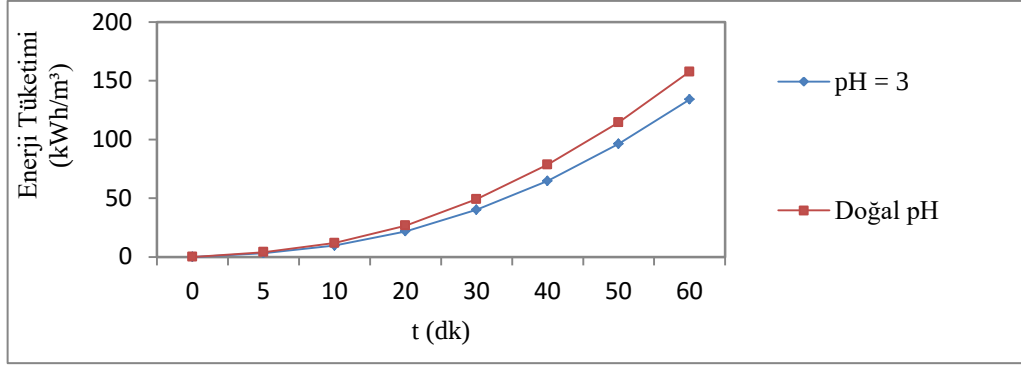
Şekil 6. 14. H_2O_2 ilavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi ($^{\circ}C$)
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu; $5 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesi)



Şekil 6.15. H_2O_2 ilavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (mg/L)
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu; $5 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesi)



Şekil 6. 16. H_2O_2 ilavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (%)
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu; $5 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesi)



Şekil 6. 17. H_2O_2 ilavesinde pH'nın Fe Anot Üzerindeki Enerji Etkisi (kWh/m^3)

(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu; $5\text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesi)

Grafikler incelendiğinde $5\text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesinde 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu sabit kalmak üzere pH 3 ve doğal pH'da atıksuya H_2O_2 ilavesiyle çıkış suyu sıcaklıklarının 37°C ve 40°C olduğu, KOİ miktarlarının $285,71\text{ mg/L}$ 'den $163,26\text{ mg/L}$ 'ye ve $295,91\text{ mg/L}$ 'den $66,32\text{ mg/L}$ 'ye düştüğü, bu durumda KOİ giderim verimlerinin %42,86 ve %77,59 olduğu ve enerji tüketimlerinin $134,2\text{ kWh/m}^3$ ve $157,7\text{ kWh/m}^3$ olduğu görülmektedir.

6.4. Akım Yoğunluğunun Alüminyum Anot Üzerine Etkisi

İkinci bölümde alüminyum reaktörlerin kullanıldığı EC sistemi ile çalışmalar yapılmıştır. Boyutları $6\times 4\times 2\text{ mm}$ alüminyum plakalar kullanılmış ve $5\text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesinde, 5, 10, 15 ve 20 mA/cm^2 akım yoğunlukları uygulanarak optimum arıtma şartları belirlenmeye çalışılmıştır. Denemelerde atıksu doğal pH değeri ile alınmıştır. Farklı akım yoğunluklarında yapılan deney sonuçları Tablo 6.22.-25'da verilmiştir.

Tablo 6. 22. 5 mA/cm^2 akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; $5\text{ mM Na}_2\text{SO}_4$ ilavesi)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t ($^\circ\text{C}$)	Gerilim (V)	EnerjiTüketimi (kWh/m^3)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m^3)
0	380,01	0,00	17,0	3,20	0,00	0,00
5	280,01	26,32	19,0	3,10	0,32	0,32
10	200,01	47,37	21,0	3,20	0,67	0,99
20	160,01	57,89	23,0	3,40	1,42	2,41
30	180,01	52,63	24,0	3,60	2,25	4,66
40	170,01	55,26	25,0	3,50	2,92	7,57
50	200,01	47,37	26,0	3,40	3,54	11,11
60	180,01	52,63	27,0	3,30	4,13	15,24

$pH_o = 7,31$, $Ei_o = 0,82\text{ mS/cm}$

$pH_o = 9,70$, $Ei_o = 1.42\text{ mS/cm}$

Tablo 6. 23. 10 mA/cm^2 akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na_2SO_4 ilavesi)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	380,01	0,00	17,0	5,10	0,00	0,00
5	260,01	31,58	20,0	5,10	1,06	1,06
10	210,01	44,74	23,0	5,80	2,42	3,48
20	240,01	36,84	25,0	5,70	4,75	8,23
30	200,01	47,37	27,0	5,70	7,13	15,35
40	220,01	42,10	29,0	5,50	9,17	24,52
50	215,01	43,42	30,5	5,60	11,67	36,19
60	200,01	47,37	33,0	5,50	13,75	49,94
pH ₀ = 7,30, E _{i0} = 0,81 mS/cm pH ₀ = 9,70, E _{i0} = 1,42 mS/cm						

Tablo 6. 24. 15 mA/cm^2 akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na_2SO_4 ilavesi)

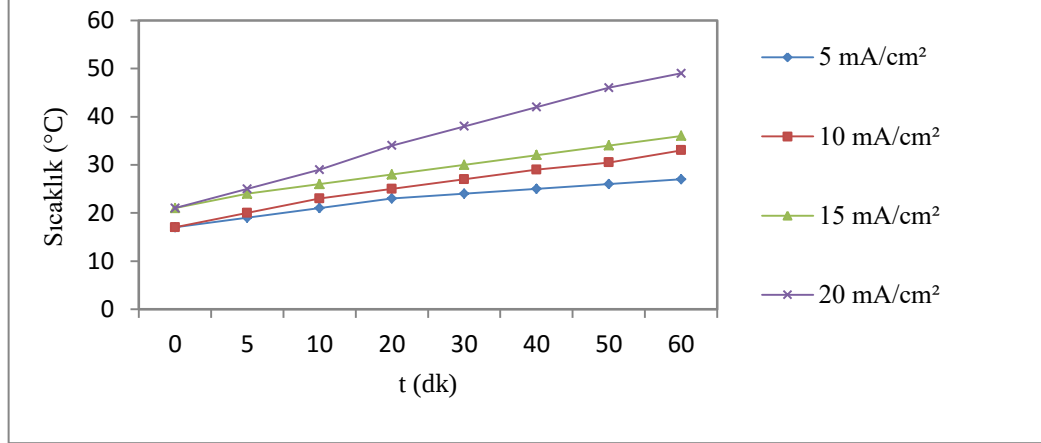
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	380,01	0,00	21,0	5,90	0,00	0,00
5	220,01	42,10	24,0	5,90	1,84	1,84
10	100,00	73,68	26,0	6,10	3,81	5,66
20	80,00	78,95	28,0	6,00	7,50	13,16
30	90,00	76,32	30,0	5,50	10,31	23,47
40	80,00	78,95	32,0	5,20	13,00	36,47
50	60,00	84,21	34,0	5,30	16,56	53,03
60	50,00	86,84	36,0	5,40	20,25	73,28
pH ₀ = 7,30, E _{i0} = 0,82 mS/cm pH ₀ = 9,52, E _{i0} = 1,27 mS/cm						

Tablo 6. 25. 20 mA/cm² akım yoğunluğunda Al elektrot ile KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)

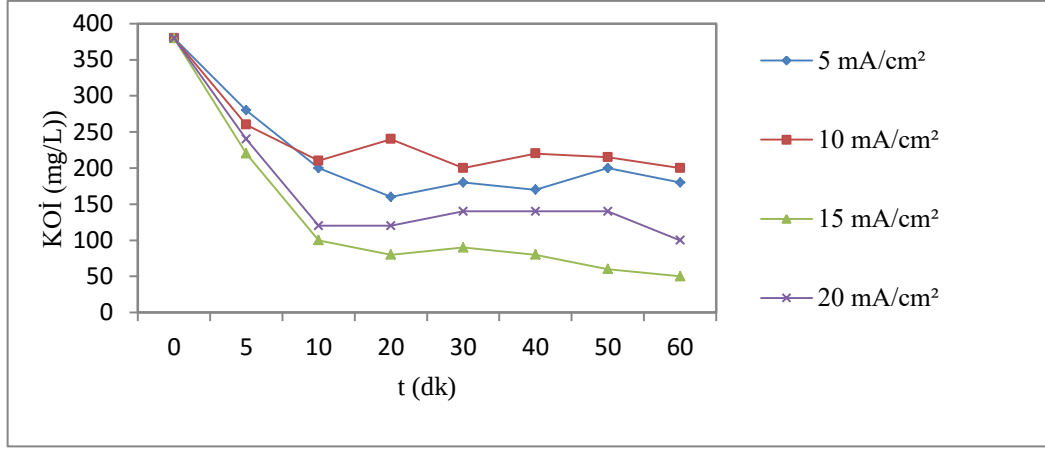
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	380,01	0,00	21,0	9,30	0,00	0,00
5	240,01	36,84	25,0	8,60	2,69	2,69
10	120,00	68,42	29,0	8,40	5,25	7,94
20	120,00	68,42	34,0	7,90	9,88	17,81
30	140,00	63,16	38,0	7,80	14,63	32,44
40	140,00	63,16	42,0	8,10	20,25	52,69
50	140,00	63,16	46,0	7,70	24,06	76,75
60	100,00	73,68	49,0	7,30	27,38	104,13

pH₀ = 7,33, E_{i0} = 0,82 mS/cm
pH₀ = 8,95, E_{i0} = 1,32 mS/cm

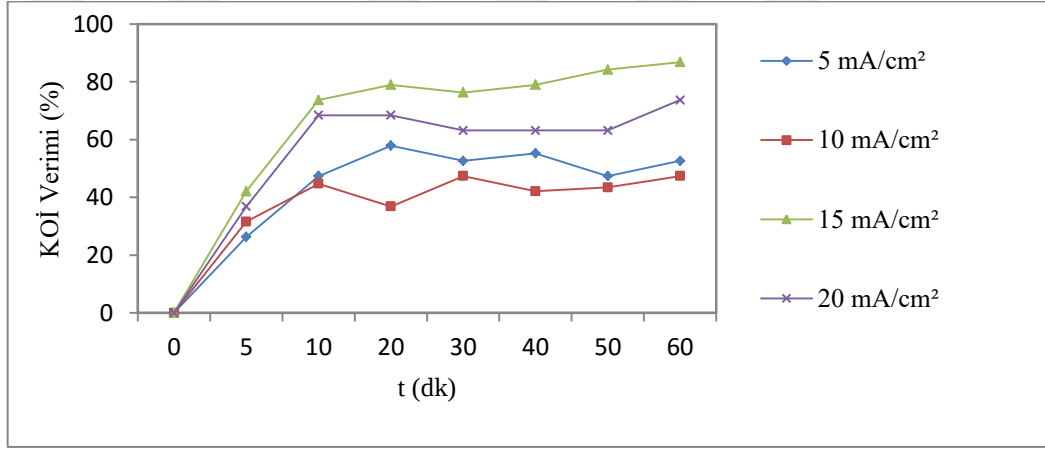
Elde edilen deneysel sonuçlarda, farklı akım yoğunlukları için EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimlerdeki değişim Şekil 6.18.-21’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



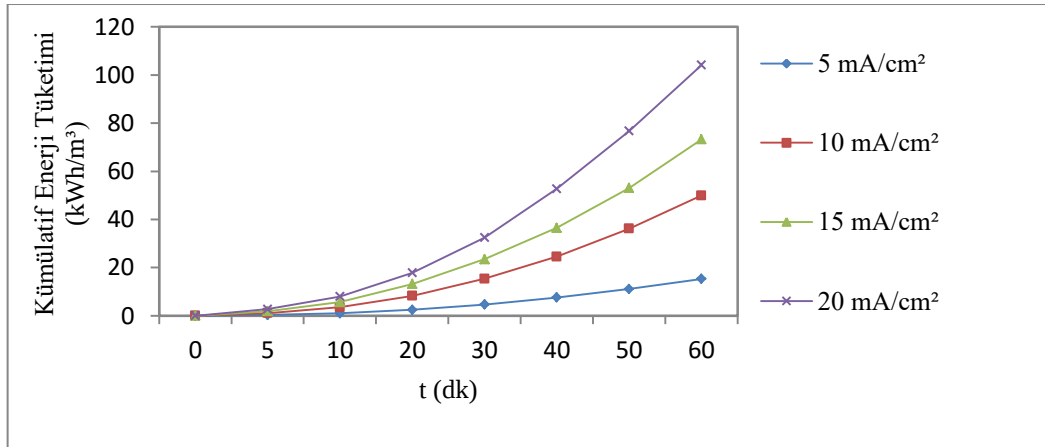
Şekil 6. 18. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi (°C)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 19. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (mg/L)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 20. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki KOİ Giderim Verimi Etkisi (%)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 21. Farklı Akım Yoğunluklarının Al Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Etkisi (kWh/m³)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)

Alüminyum anot için doğal pH ve 5mM Na₂SO₄ destek elektrolit ile farklı akım yoğunlukları için sıcaklık incelenmiştir. Grafikten de anlaşılacağı gibi çıkış suyu sıcaklık değeri deney süresince artış göstermiştir. Evsel atıksuyun doğal pH değeri için yapılan çalışmalarda 5 mA/cm² akım yoğunluğunda çıkış suyu sıcaklığı 27°C'iken 20 mA/cm² akım yoğunluğunda 49°C olduğu gözlemlenmiştir. Zamana karşı sistemde oluşan direncin ve sıcaklığın artması, arıtımın varlığının göstergesidir. Artan akım yoğunluğu ile birlikte, çıkış suyu KOİ değeri belirli oranda düşmüştür. Farklı akım yoğunlukları için KOİ eğrileri farklılık göstermiştir. Doğal pH'da yapılan çalışmalarda 5 mA/cm² akım yoğunluğunda KOİ 380,01 mg/L'den 180,01 mg/L'ye, 10 mA/cm² akım yoğunluğunda 380,01 mg/L'den 200,01 mg/L'ye, 15 mA/cm² akım yoğunluğunda 380,01 mg/L'den 50,00 mg/L'ye ve 20 mA/cm² akım yoğunluğunda 380,01 mg/L'den 100,00 mg/L'ye düştüğü gözlemlenmiştir. Bu durumda KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %52,63, %47,37, %86,84, %73,68 olduğu, böylelikle enerji tüketimlerinin 15,2 kWh/m³, 49,9 kWh/m³, 73,3 kWh/m³ ve 104,1 kWh/m³ olduğu görülmektedir.

6.5. 15 mA/cm² Akım Yoğunluğunda Destek Elektrolit Etkisi

6.4 bölümünden edinilen veriler ile uygulanacak akım yoğunluğunun 15 mA/cm² olarak seçilmesi uygun bulunmuş ve destek elektrolit denemeleri ile çalışmalar sürdürülmüştür. Doğal pH, 15 mA/cm² sabit akım yoğunluğu ve 5, 7,5, 10, 15 mM Na₂SO₄ destek elektrolit değerleri için sıcaklık, enerji ve KOİ giderimi incelenmiş ve elde edilen sonuçlar Tablo 6.26.-30'da verilmiştir.

Tablo 6. 26. Al elektrot ile destek elektrolit ilavesi olmadan KOİ giderimine etkisi

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	360,01	0,00	17,0	13,90	0,00	0,00
5	340,01	5,56	22,0	12,80	4,00	4,00
10	290,01	19,44	27,0	13,10	8,19	12,19
20	280,01	22,22	33,0	11,20	14,00	26,19
30	270,01	25,00	39,0	10,90	20,44	46,63
40	230,01	36,11	43,0	11,50	28,75	75,38
50	220,01	38,89	47,0	11,60	36,25	111,63
60	210,01	41,67	49,0	10,80	40,50	152,13

pH_o = 7,61, Ei_o = 0,87 mS/cm
pH_o = 8,33, Ei_o = 0,84 mS/cm

Tablo 6. 27. Al elektrot ile 5 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	380,01	0,00	21,0	5,90	0,00	0,00
5	220,01	42,10	24,0	5,90	1,84	1,84
10	100,00	73,68	26,0	6,10	3,81	5,66
20	80,00	78,95	28,0	6,00	7,50	13,16
30	90,00	76,32	30,0	5,50	10,31	23,47
40	80,00	78,95	32,0	5,20	13,00	36,47
50	60,00	84,21	34,0	5,30	16,56	53,03
60	50,00	86,84	36,0	5,40	20,25	73,28
pH ₀ = 7,30, Ei ₀ = 0,82 mS/cm pH ₀ = 9,52, Ei ₀ = 1,27 mS/cm						

Tablo 6. 28. Al elektrot ile 7,5 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	350,01	0,00	20,0	7,00	0,00	0,00
5	280,01	20,00	22,0	7,00	2,19	2,19
10	240,01	31,43	26,0	6,00	3,75	5,94
20	215,01	38,57	29,0	5,00	6,25	12,19
30	200,01	42,86	31,0	5,00	9,38	21,56
40	180,01	48,57	35,0	5,00	12,50	34,06
50	150,00	57,14	38,0	5,00	15,63	49,69
60	110,00	68,57	43,0	5,00	18,75	68,44
pH ₀ = 7,62, Ei ₀ = 0,82 mS/cm pH ₀ = 9,60, Ei ₀ = 1,69 mS/cm						

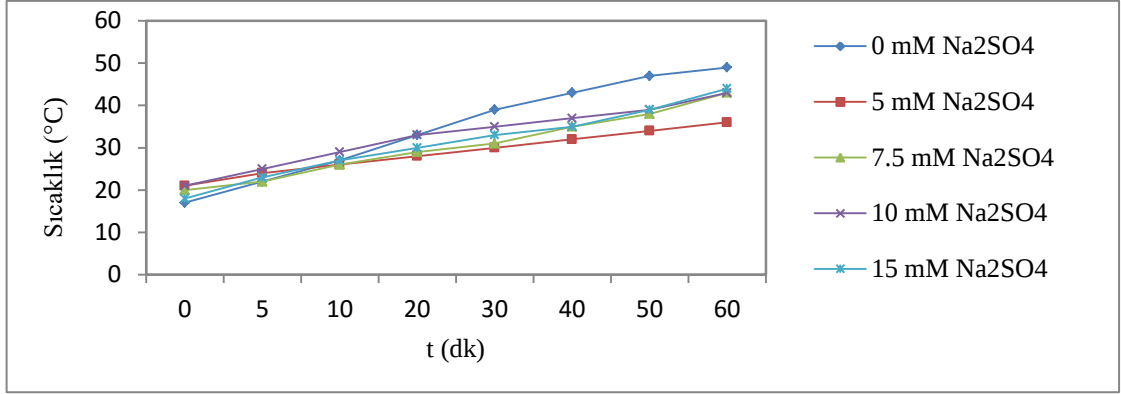
Tablo 6. 29. Al elektrot ile 10 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	360,01	0,00	21,0	4,60	0,00	0,00
5	310,01	13,89	25,0	4,60	1,44	1,44
10	235,01	34,72	29,0	4,60	2,88	4,31
20	230,01	36,11	33,0	4,50	5,63	9,94
30	200,01	44,44	35,0	4,50	8,44	18,38
40	195,01	45,83	37,0	4,40	11,00	29,38
50	170,01	52,78	39,0	4,40	13,75	43,13
60	140,00	61,11	43,0	4,50	16,88	60,00
pH ₀ = 7,62, E _{i0} = 0,87 mS/cm pH ₀ = 9,40, E _{i0} = 2,20 mS/cm						

Tablo 6. 30. Al elektrot ile 15 mM Na₂SO₄ ilavesinin KOİ giderimine etkisi
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu)

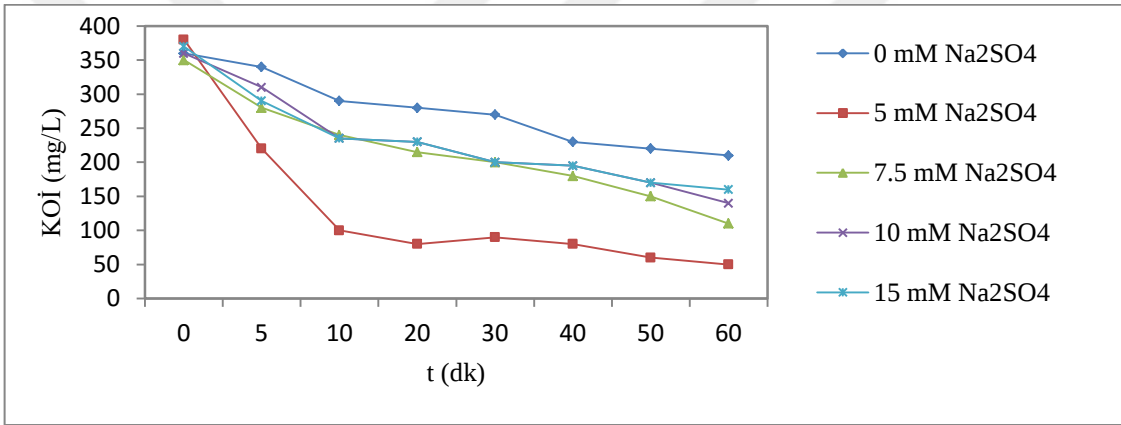
Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	370,01	0,00	18,0	5,40	0,00	0,00
5	290,01	21,62	23,0	4,60	1,44	1,44
10	235,01	36,49	27,0	4,60	2,88	4,31
20	230,01	37,84	30,0	4,60	5,75	10,06
30	200,01	45,95	33,0	4,60	8,63	18,69
40	195,01	47,30	35,0	4,30	10,75	29,44
50	170,01	54,05	39,0	4,30	13,44	42,88
60	160,01	56,76	44,0	4,30	16,13	59,00
pH ₀ = 7,61, E _{i0} = 0,87 mS/cm pH ₀ = 9,46, E _{i0} = 2,76 mS/cm						

Elde edilen deneysel sonuçlarda, farklı elektrolit konsantrasyonları ve sabit akım yoğunluğunda EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimindeki değişim Şekil 6.22.-25’de grafiksel olarak gösterilmiştir.



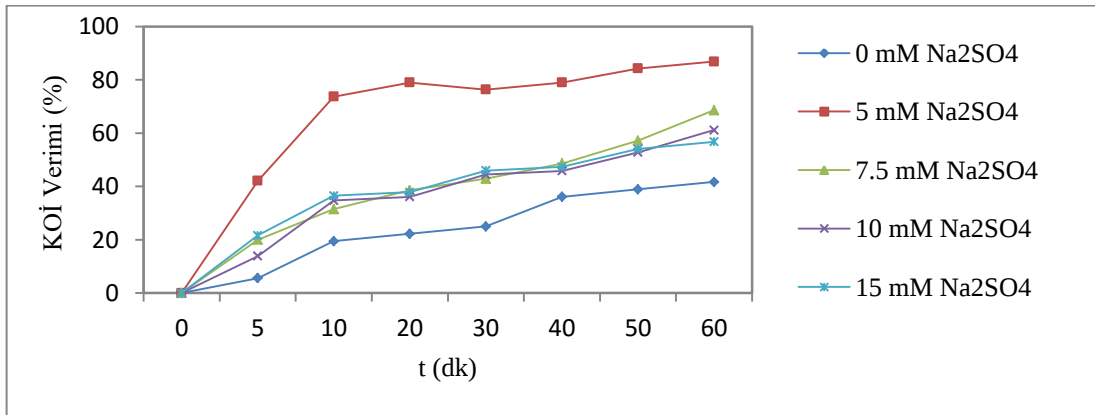
Şekil 6. 22. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi ($^{\circ}\text{C}$)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu)



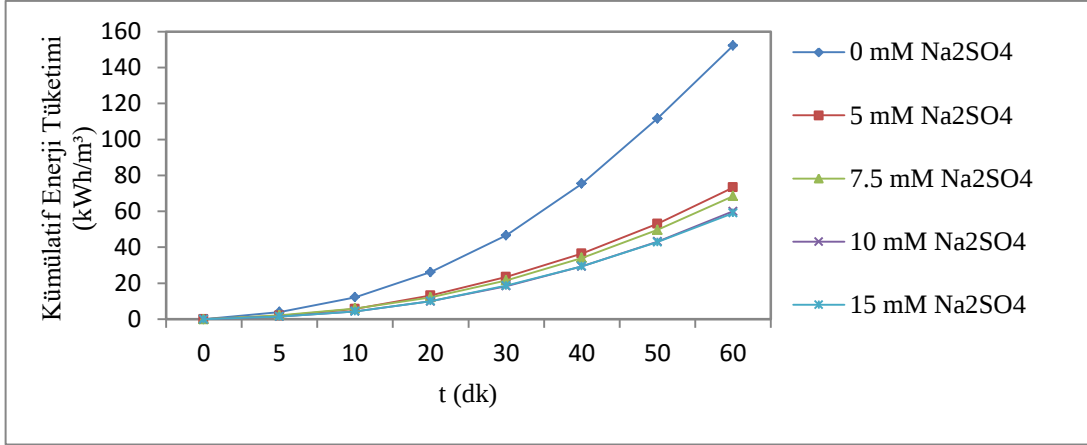
Şekil 6. 23. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (mg/L)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu)



Şekil 6. 24. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (%)

(Sabit tutulan parametreler doğal pH; 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu)



Şekil 6. 25. Destek Elektrolit Miktarının Al Anot Üzerindeki Kümülatif Enerjiye Etkisi (kWh/m^3)
(Sabit tutulan parametreler doğal pH; $15 mA/cm^2$ akım yoğunluğu)

Grafikten de anlaşılabacağı gibi çıkış suyu sıcaklık değeri başlangıca göre artış göstermiştir. $15 mA/cm^2$ akım yoğunluğu ve doğal pH değerinde çıkış suyu sıcaklığının 60 dakika sonunda $49^{\circ}C$, $5mM Na_2SO_4$ için $36^{\circ}C$, $7,5mM Na_2SO_4$ için $43^{\circ}C$, $10 mM Na_2SO_4$ için $43^{\circ}C$ ve $15mM Na_2SO_4$ için $34^{\circ}C$ olduğu; KOİ değerlerinin doğal pH'da $360,01 mg/L$ 'den $210,01 mg/L$ 'ye, $5 mM Na_2SO_4$ ilavesi ile $380,01 mg/L$ 'den $50,00 mg/L$ 'ye, $7,5mM Na_2SO_4$ ilavesi ile $350,01 mg/L$ 'den $110,00 mg/L$ 'ye, $10mM Na_2SO_4$ ilavesi ile $360,01 mg/L$ 'den $140,00 mg/L$ 'ye ve $15mM Na_2SO_4$ ilavesi ile $370,01 mg/L$ 'den $160,01 mg/L$ 'ye düşmüş olduğu, bu durumda KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %41,67, %86,84, %68,57, %61,11 ve %56,76 olarak gerçekleştiği gözlemlenmiştir.

$15 mA/cm^2$ sabit akım yoğunluğu ve 60 dakikalık reaksiyon süresi sonucunda enerji tüketimi değerleri; doğal pH için $152,1 kWh/m^3$, $5mM$ için $73,3 kWh/m^3$, $7,5mM$ için $68,4 kWh/m^3$, $10mM$ için $60,0 kWh/m^3$ ve $15mM$ için $59 kWh/m^3$ olarak bulunmuştur.

6.6. Optimum Şartlarda pH Çalışmaları

Bölüm 6.5'de yapılan analizler neticesinde $5 mM Na_2SO_4$ ilavesi ve $15 mA/cm^2$ akım yoğunluğu optimum çalışma şartları belirlenmiş ve pH 3, doğal pH ve pH 10 deneyleri gerçekleştirilmiştir. Söz konusu şartlarda elde edilen değerler Tablo 6.31.-33'de verilmiştir.

Tablo 6. 31. *Al elektrot ile doğal pH'ta KOİ giderimi**(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)*

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	380,01	0,00	21,0	5,90	0,00	0,00
5	220,01	42,10	24,0	5,90	1,84	1,84
10	100,00	73,68	26,0	6,10	3,81	5,66
20	80,00	78,95	28,0	6,00	7,50	13,16
30	90,00	76,32	30,0	5,50	10,31	23,47
40	80,00	78,95	32,0	5,20	13,00	36,47
50	60,00	84,21	34,0	5,30	16,56	53,03
60	50,00	86,84	36,0	5,40	20,25	73,28
pH ₀ = 7,30, E _{i0} = 0,82 mS/cm pH ₀ = 9,52, E _{i0} = 1,27 mS/cm						

Tablo 6. 32. *Al elektrot ile pH=3 asidik ortamda KOİ giderimi**(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)*

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	319,16	0,00	16,0	5,80	0,00	0,00
5	303,20	5,00	19,0	5,80	1,81	1,81
10	265,97	16,67	22,0	5,80	3,63	5,44
20	276,61	13,33	25,0	5,80	7,25	12,69
30	255,33	20,00	27,0	5,80	10,88	23,56
40	244,69	23,33	29,0	5,80	14,50	38,06
50	234,05	26,67	31,0	5,80	18,13	56,19
60	228,73	28,33	33,0	5,80	21,75	77,94
pH ₀ = 7,62, E _{i0} = 0,79 mS/cm pH ₀ = 9,25, E _{i0} = 1,35 mS/cm						

Tablo 6. 33. Al elektrot ile pH=10 bazik ortamda KOİ giderimi

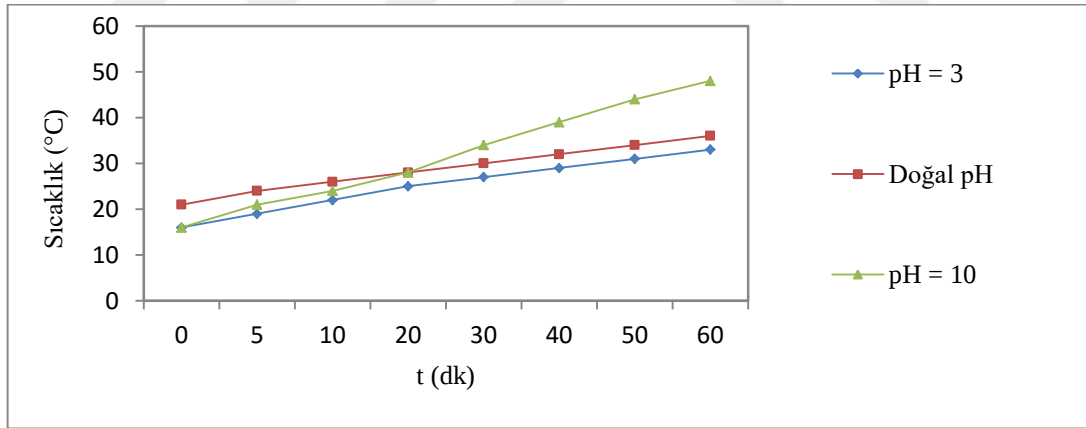
(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)

Zaman (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ (%Giderim)	t (°C)	Gerilim (V)	Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	Kümülatif Enerji Tüketimi (kWh/m ³)
0	319,16	0,00	16,0	6,90	0,00	0,00
5	297,88	6,67	21,0	6,70	2,09	2,09
10	265,97	16,67	24,0	6,80	4,25	6,34
20	265,97	16,67	28,0	6,90	8,63	14,97
30	255,33	20,00	34,0	7,20	13,50	28,47
40	244,69	23,33	39,0	8,30	20,75	49,22
50	191,50	40,00	44,0	8,70	27,19	76,41
60	180,86	43,33	48,0	9,80	36,75	113,16

pH₀ = 7,63, Ei₀ = 0,79 mS/cm

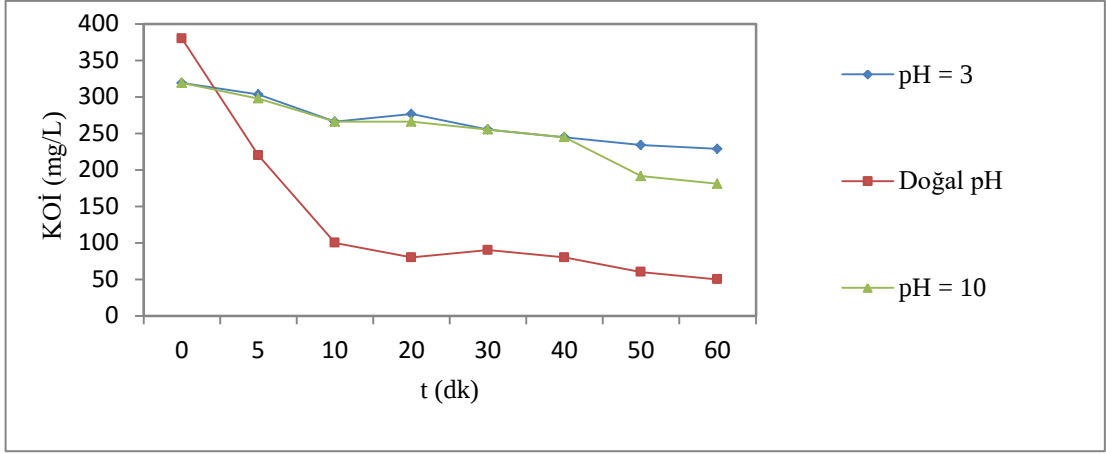
pH₀ = 9,63, Ei₀ = 1,33 mS/cm

Elde edilen deneysel sonuçlarda, 5 mM Na₂SO₄ ilavesi ve 15 mA/cm² akım yoğunluğunda farklı pH larda EC süresince sıcaklık, KOİ giderimi, KOİ giderim verimi ve enerji tüketimlerdeki değişim Şekil 6.26.-29'da grafiksel olarak gösterilmiştir.



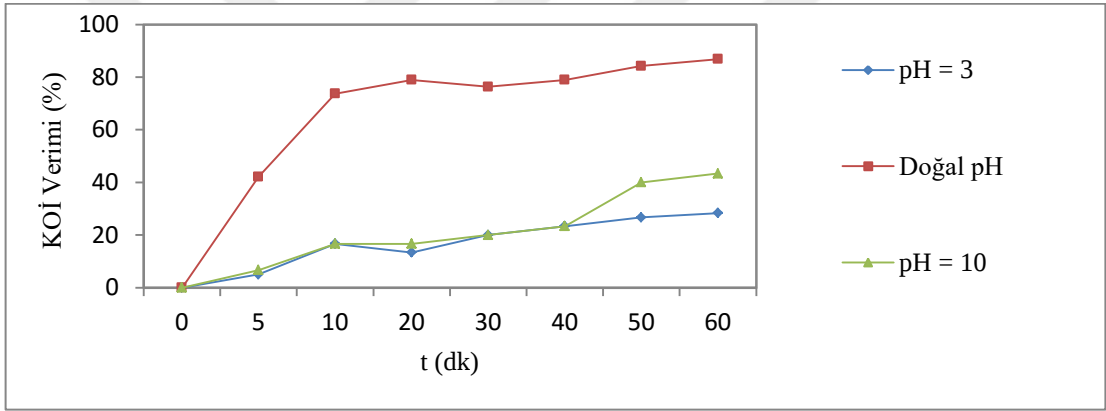
Şekil 6. 26. pH'nın Al Anot Üzerindeki Sıcaklık Etkisi (°C)

(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



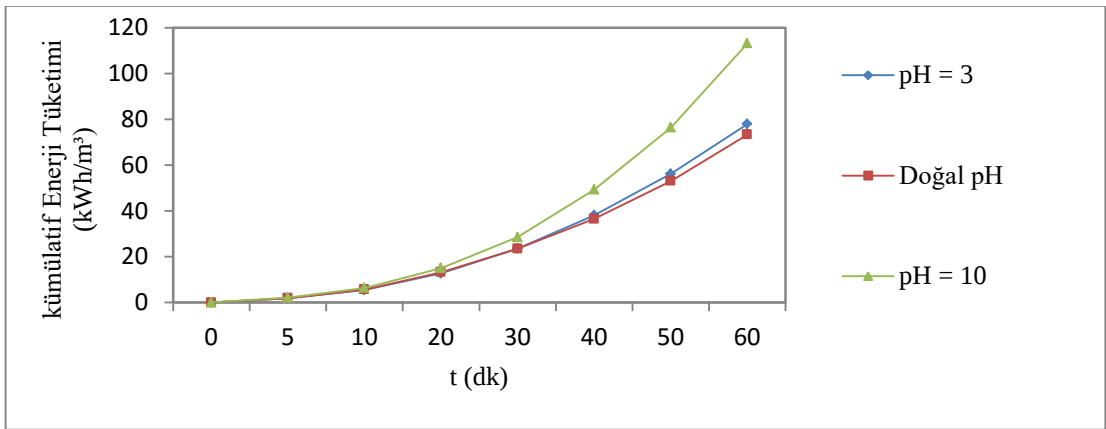
Şekil 6. 27. pH'nın Al Anot Üzerindeki KOİ Etkisi (mg/L)

(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 28. pH'nın Al Anot Üzerindeki KOİ Verimi Etkisi (%)

(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)



Şekil 6. 29. pH'nın Al Anot Üzerindeki Kümülatif Enerji Tüketimine Etkisi (kWh/m³)

(Sabit tutulan parametreler 15 mA/cm² akım yoğunluğu; 5 mM Na₂SO₄ ilavesi)

Grafikler incelendiğinde 5mM Na₂SO₄ ilavesinde 15 mA/cm² akım yoğunluğu sabit kalmak üzere pH 3, doğal pH ve pH 10 için çıkış suyu sıcaklıklarının 33°C, 36°C ve 48°C olduğu, KOİ miktarlarının 319,16 mg/L'den 228,73 mg/L'ye, 380,01 mg/L'den 50,00 mg/L'ye, 319,16 mg/L'den 180,86 mg/L'ye düştüğü, bu durumda KOİ giderim verimlerinin %28,33, %86,84 ve %43,3 olduğu ve enerji tüketimlerinin 77,9 kWh/m³, 73,3 kWh/m³ ve 113,2 kWh/m³ olduğu görülmektedir.



7. SONUÇ

Yapılan çalışmalarda Bilecik İli, Söğüt İlçesi, Söğüt Belediyesi EC-Elektroflokülasyon Prosesli Atıksu Arıtma Tesisi dengeleme rezervuarından temin edilen evsel nitelikli atıksu kullanılmıştır. Çalışmanın performansı KOİ parametresi ölçülerek belirlenmiştir. KOİ kirlilik parametresi üzerine analizler yapılarak optimum şartlar bulunmuş ve maliyet analizi yapılmıştır. Akım şiddeti, destek elektrolit miktarı ve türü, pH değişken parametre olarak belirlenmiş, bu parametrelerin KOİ giderim verimi ve enerji sarfiyatına olan etkileri araştırılmıştır.

Demir anodun kullanıldığı sistem ile KOİ giderim verimi üzerine akım şiddetinin etkisi incelenirken doğal pH'ta 60 dk süresince yapılan denemelerde en iyi verimin yaklaşık %82 olduğu, söz konusu verimin 15 mA/cm² akım yoğunluğu ile sağlandığı belirlenmiştir. Reaktöre uygulanan sabit akım şiddeti, sisteme çözünerek geçen koagülant madde miktarını Faraday Kanunu ile belirlediği için, EC yöntemi ile giderim verimi incelenirken göz önünde bulundurulması gereken önemli hususlardandır. Akım yoğunluğu ile potansiyel fark doğru orantılı olduğundan, bu ikisinde olan artış, enerji tüketiminin de artmasına neden olmaktadır. Bu nedenle giderim verimi ve enerji tüketimi değerlerinin optimum olduğu akım şiddeti aralığı tercih edilmelidir. Her bir akım şiddeti çalışmasına bakıldığında çıkış suyu sıcaklık değerleri artış, KOİ değeri belirli oranda düşüş göstermiştir. Sisteme uygulanan akım şiddeti arttığında çözelti sıcaklığının da arttığı söylenebilmektedir. Akım şiddetine bağlı olarak sistemde oluşan direncin artması, elektrik enerjisinin ısı enerjisine dönüştüğünün göstergesi olarak kabul edilebilir. Farklı akım değerleri için KOİ eğrileri farklılık göstermiştir. Zamana karşı sistemde oluşan direncin ve ısı enerjisinin artması, arıtım varlığını işaret etmektedir. Atıksu sıcaklığının çok artması elektrokimyasal olarak oluşması gereken flok üzerinde olumsuz etki göstererek yeterli miktarda Fe⁺³ iyonunun çözünmesine rağmen Fe(OH)₃ radikalinin oluşmasına engel olabilmektedir. Bu durum, yüksek akım uygulanan sistemde oluşan sıcaklık artışının, KOİ giderim verimini olumsuz etkilemesinin gerekçesini oluşturmaktadır. Bununla birlikte yüksek akım şiddeti ile beklenen arıtım verimine ulaşılamamasının diğer bir nedeninin, pH'da gözlenen hızlı artışın elektriksel dirençte gereksiz artışa neden olması söylenilebilir.

Destek elektrolit ilavesinin, sistemde meydana gelen potansiyel farkta meydana getirdiği düşüş, enerji tüketiminin azalmasına sebep olmaktadır. Sabit akım şiddetinde

farklı destek elektrolit tür ve miktarları için oluşturulan eğriler incelendiğinde, elektroliz süresince sıcaklık değerlerinin birbirlerine yakın seyrettiği görülmektedir.

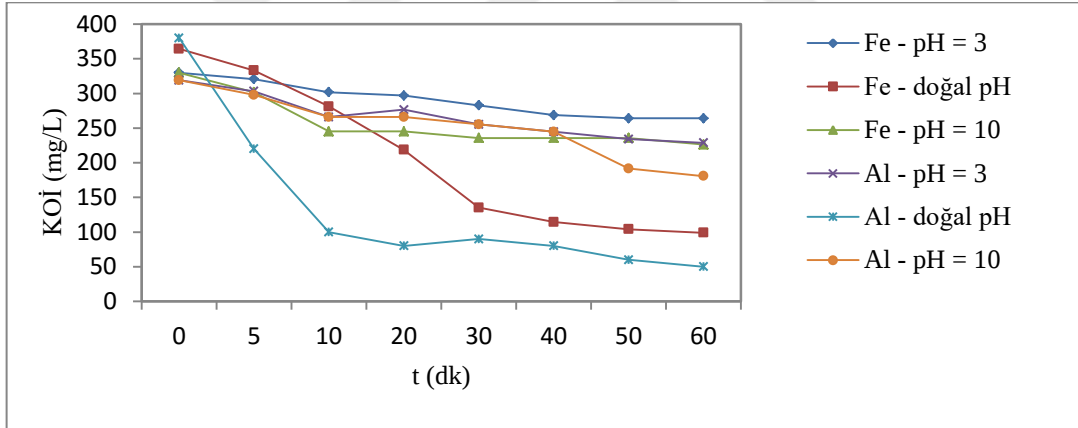
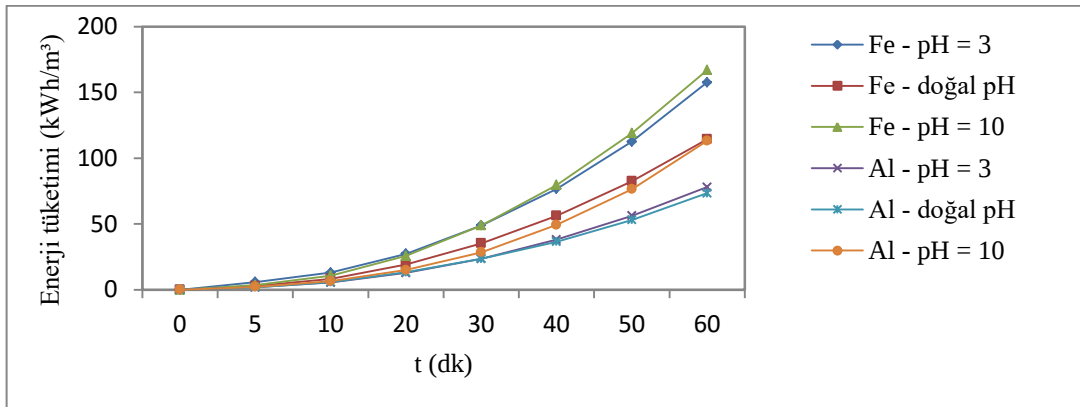
KOİ giderim verimine destek elektrolitin etkisi, Na_2SO_4 ve NaNO_3 tuzlarının kullanıldığı sistemde incelenmiştir. Her iki reaktör için de NaNO_3 ile yapılan EC uygulamalarında, arıtma verimi alınamadığı görülmüştür. 15 mA/cm^2 sabit akım yoğunluğunda 0, 5, 7,5, 10 ve 15 mM Na_2SO_4 ilavesinin arıtma verimine etkisi incelenmiş ve optimum şartların 5mM destek elektrolit ilavesi ile sağlandığı tespit edilmiştir. Yüksek destek elektrolit miktarı KOİ verimini olumsuz etkilese de iletkenliği arttırdığı için enerji tüketimini azaltmaktadır. Elektrokimyasal arıtım prosesinde destek elektroliti kullanılmasının ana sebebi, düşük elektriksel iletkenliğe sahip atıksulara iletkenlik kazandırarak sistemde oluşabilecek direnci ve dolayısıyla potansiyel farkı azaltmaktır. Böylelikle yüksek KOİ giderimi düşük enerji ihtiyaçları ile sağlanabilecektir. Ancak yapılan çalışmalar, destek elektrolit miktarındaki aşırı artışın KOİ giderimini olumsuz etkilediğini göstermektedir. Optimum şartlarda pH'ın KOİ giderimine etkisi doğal pH, pH 3 ve pH 10 için araştırılmıştır. Literatür çalışmalarına paralel olarak, EC prosesinde maksimum verim pH 7-7,5 aralığında sağlanmıştır. EC'de pH, oluşan metal hidroksitlerin çözünürlüğünü belirlemede kullanılan bir parametredir. Asidik ve bazik pH'larda çözünürlüklerde artış olduğu görülmüştür.

Asidik şartlar altında Fe^{+2} iyonunun hidrojen peroksit ile reaksiyonuna dayanmakta olan fenton prosesi ile yapılan deneyde verim alınamamıştır. Bunun nedeninin, pH'daki hızlı artışın hidrojen peroksit üzerinde yarattığı olumsuz etki olduğu düşünülmektedir. Alüminyum anot ile yapılan çalışmalarda, optimum şartların doğal pH'da, 15 mA/cm^2 akım yoğunluğu ile 60 dakika elektroliz süresi olduğu belirlenmiş ve bu şartlarda %86,84 KOİ giderimi elde edilmiştir. Anot içinde oluşan direnç artışı ve çıkış suyu sıcaklığında gözlenen artış, arıtım varlığının göstergesi olarak kabul edilmiştir. Sıcaklığın çok artması, oluşması gereken flok üzerinde olumsuz etki göstererek yeterli miktarda Al^{+3} iyonunun çözünmesine rağmen $\text{Al}(\text{OH})_3$ radikalinin oluşmasına engel olabilmektedir.

Tablo 7. 1 Optimum Şartlar İçin Maliyet Analizi(Al elektrot; doğal pH; 15 mA/cm² akım yoğunluğu ve 5 mM Na₂SO₄ ilavesinde)

Süre (dk)	KOİ (mg/L)	KOİ Verimi (%)	Σ Elektrik Tük. (kWh/m ³)	Σ Elektrik Maliyeti (TL/m ³)	Aşın. Anot Miktarı (kg/m ³)	Anot Maliyeti (TL/m ³)	D.E. Miktarı (kg/m ³)	D.E. Maliyeti (TL/m ³)	Toplam İşletme Maliyeti (TL/m ³)
0	380,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,00
5	220,00	42,11	1,84	0,96	0,10	0,47			4,54
10	100,00	73,68	5,66	2,95	0,21	0,94			7,00
20	80,00	78,95	13,16	6,87	0,42	1,88	0,71	3,11	11,85
30	90,00	76,32	23,47	12,25	0,63	2,81			18,18
40	80,00	78,95	36,47	19,04	0,84	3,75			25,90
50	60,00	84,21	53,03	27,69	1,05	4,69			35,49
60	50,00	86,84	73,28	38,26	1,26	5,63			47,00

* D.E. için piyasa fiyatı, elektrik maliyeti hesaplamada birim fiyat olarak EPDK fiyatı baz alınmıştır.

**Şekil 7. 1.** Fe ve Al reaktörler için optimum şartlarda farklı pH'ların KOİ'ye etkisi**Şekil 7. 2.** Fe ve Al reaktörler için optimum şartlarda farklı pH'ların enerji tüketimine etkisi

Demir ve alüminyum ile yapılan çalışmalar karşılaştırıldığında aralarında önemli bir fark olmamakla birlikte, literatür araştırmaları neticesinde ortaya çıkan önceliğe paralel olarak, Al anot ile yapılan EC uygulamalarında daha iyi KOİ giderimi sağlanmıştır. Evsel atıksuların EC yöntemi ile arıtımı üzerine yapılan bu çalışmada enerji ve elektrot sarfıyatı ile destek elektrolit miktarı baz alınmak üzere, arıtılmış suyun deşarj standartları göz önünde bulundurularak optimum fayda belirlenmiştir. Al elektrotun kullanıldığı sisteme 5mM Na₂SO₄ ilave edilerek 15 mA/cm² akım yoğunluğu uygulanmıştır. 10 dakika sonunda %74 KOİ verimi ile atıksu deşarj standardına getirilmiştir. Bu şartlarda 5,66 kWh/m³ enerji gereksinimi ile 2,95 TL/m³ enerji maliyeti, 0,2097 kg/m³ elektrot sarfıyatı ile 0,94TL/m³ elektrot maliyeti, 0,71kg/m³ Na₂SO₄ gereksinimi ile 3,1098.-TL/m³ destek elektrot maliyeti hesap edilmiştir. Çalışma sonucunda; Evsel nitelikli atıksuların arıtılmasında EC-EF sistemi başarı ile uygulanmış, sistemin işletme maliyetinin 7,00.-TL/m³ olduğu tespit edilmiştir.

KAYNAKÇA

- Abdelwahab, O., Amin, N.K. and El-Ashtoukhy, E.-S.Z. (2009). EK removal of phenol from oil refinery wastewater. *Journal of Hazardous Materials*.
- Adhoum, N. and Monser, L. (2004). Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by EC, *Chem. Eng. Proces.*, 43 1281–1287.
- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N.,Belgaied, J.E. (2004) Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cr(VI) by EC. *J. Hazard.Mater.* B112, 207–213.
- Ahmadian, M. ve diğerleri, 2012. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by EC using Fe electrodes. *Water Sci Technol.*, 66(4): 754-760.
- Akbulut, H.Y. (2000). Siyanür ve krom(VI) içeren galvanik atıksuların elektrokimyasal yöntemler kullanılarak arıtılması, *Yüksek Lisans Tezi, GYTE*.
- Al-Shannag, M., Lafi, W., Bani-Melhem, K., Gharagheer, F., Dhaimat, O. (2012). Reduction of COD and TSS from paper industries wastewater using EC and CC. *Separation Science and Technology* (47): 1–9.
- Alinsafi, A., Khemis, M., Pons, M.N., Leclerc, J. P., Yaacoubi, A., Benhammou, A., and Nejmeddine, A. (2005). EC of reactive textile dyes and textile wastewater, *Chemical Engineering and Processing*, 44, 461- 470.
- Alvarez, M.J. (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, *Iwa Publishing, London* pp. 1-43.
- Amorim, A.K.B., Nadri, D.İ.R., Del Nery, V., 2007. Water conservation and effluent minimization: case study of poultry slaughterhouse, *Resour. Conserv. Recycl.*, 51, pp. 93-100
- Anfruns-Estrada, E., Brugera-Casamada, C., Salvado, H., Brillas, E., Sires, I., Aruj, R. M., (2017). Inactivation of microbiota from urban wastewater by single and sequential EC and electro-Fenton treatments. *Water Research*, 126: 450-459.

- Arceivala, S.J., 1998. Wastewater treatment for pollution control (A. Balman, V. Balman). çevre kirliliği kontrolünde atıksu arıtımı, 1. Baskı, Tata McGraw – Hill Publishing Company Limited, New Delhi, s.14-17 Archae Press, USA.
- Atçı, E.B. (2020). Türkiye genelinde su kaynaklarının durumu. *Su ve Çevre Teknolojileri Dergisi*, 139.s 36-37.
- Asselin, M., Drogui, P., Brar, S.K., Benmoussa, H. and Blais, J. (2007). Organics removal in oily bilgewater by electrocoagulation process, *Journal of Hazardous Material*, 151, 146-155.
- Azman, H.E. (2005). Evsel atıksuların arıtılmasında arıtma verimi-enerji ilişkisinin incelenmesi. *Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana*.
- Baker, H. (1991). Genel Kimya *KTÜ Yayınları*.
- Bani-Melhem, K. and Smith, E. (2012). Grey water treatment by a continuous process of an EC unit and a submerged membrane bioreactor system. *Chemical Engineering Journal*, 198-199, 201-210.
- Bayramoglu, M., Can, O.T., Kobya, M. and Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of EC of textile dye wastewater. *Sep. Purif. Technol.* (37) 117–125.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Eyvaz, M. and Senturk, E. (2006). Technical and economic analysis of EC for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Separation and Purification Technology*, 51, 404-408.
- Bejankiwar, R.S. (2002). Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study. *Water Research*, 36, 4386-4390.
- Bejankiwar, R., Lalman, J.A., Seth, R. and Biswas, N. (2005). Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater feasibility study, *Water Research*.
- Benefield, LD., Judkins, JF., and Jr, Weand, LB., (1982). Proses chemistry for water and wastewater treatment. *Pretice-Hall, INC., , New Jersey* 07632.
- Benhadji, A., Ahmed,M.T. and Maachi, R., (2011). —EC and effect of cathode materials on the removal of pollutants from tannery wastewater of Rouïba, *Desalination*, 277(28): 128–134.

- Boyles, W. (1997). The science of chemical oxygen demand. technical information series, Booklet No.9. *Hach Company, USA*, 24s.
- Bouamra, F., Drouiche, N., Ahmed, D.S. and Lounici, H. (2012). Treatment of Water Loaded with Orthophosphate by EC. *Procedia Engineering*, 33, 155-162.
- Bukhari, A.A. (2007). Investigation of the EC treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 99(5), 914–921.
- Calvo, L.S., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Cames, M.C., Paternotte, G., Valentin, G., Rostan, A. and Lapicque, F. (2003). An EC unit for the purification of soluble oil wastes of high COD. *Environmental Progress* 22, 57-65.
- Can, O.T., Bayramoğlu, M. and Kobya, M. (2002). Decolorization of reactive dye solutions by EC using Al electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 42, 3391-3396.
- Can, O.T., Kobya, M., Demirbas, E. and Bayramoglu, M. (2006). Treatment of the textile wastewater by combined EC. *Chemosphere* 62, 181-187.
- Canizares, P., Carmona, M., Lobato, J., Martı́nez, F. and Rodrigo, M.A. (2005). Electrodisolution of Aluminum Electrodes in Electrocoagulation Processes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 44, 4178-4185.
- Canizares, P., Martinez, F., Jimenez, C., Lobato, J. and Rodrigo, M.A. (2006). Comparison of the aluminum speciation in chemical and electrochemical dosing processes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 45 8749-8756.
- Casqueira, R.G., Torem, M.L. and Kohler, H.M. (2006). The removal of zinc from liquid streams by EF. *Minerals Eng.* 19 1388–1392.
- Chavalparit, O. ve Ongwandee, M., (2009). Optimizing EC process for the treatment of biodiesel wastewater using response surface methodology, *Journal of Environmental Sciences*, 21 1491-1496.
- Chen, X., Chen, G. and Yue, P.L. (2000). EC and EF of restaurant wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 126, No. 9. 858-863.
- Chen, G., Chen, X. and Yue, P.L. (2002). Novel electrode system for electroflotation of wastewaters. *Environ. Sci. and Technol.* 36 778–783.

- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38, 11-41.
- Cheng, S.L. (1985). Electro-chemical method to remove fluoride from drinking water. *Water Supply* 3, 177–186.
- Chmielewski, A.G. and Urbański, Migdal W. (1997). Separation technologies for metals recovery from industrial wastes. *Hydrometallurgy* 45, 333-344.
- Chopra, A.K. and Sharma, A.K. (2015). Effect of electrochemical treatment on the COD removal from biologically treated municipal wastewater. *Desalination and Water Treatment* 53 (1) , 41-47.
- Chou, W.L., Wang, C.T. and Huang, K.Y. (2009). Effect of operating parameters on indium (III) ion removal by iron EC and evaluation of specific energy consumption. *Journal of Hazardous Materials*, 1-8.
- Chou,W.L., Chang, W.C. and Liu, T.C. (2011). EC study for cod removal from chemical mechanical polishing wastewater. *Retrieved May 10*.
- Costa, C.R., Montilla, F., Morallón, E. and Olivi, P. (2010). EOx of synthetic tannery wastewater in chloride-free aqueous media. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3), 429-435.
- Cotillas, S., Llanos, J., Canizares, P., Mateo, S. and Rodrigo, M. A. (2013). Optimization of an integrated electrodisinfection/EC process with al bipolar electrodes for urban wastewater reclamation. *Water Research*, 47, 1741-1750.
- Cox, C.R. (1964). Operation and control of water treatment processes. *World Health Organization, Geneva*.
- Çiftçi, Ç. (2007). Metal kesme atıksularının EC ve CC ile arıtımı. *GYTE Müh., ve Fen Bil. Ens.,Yüksek Lisans Tezi, Gebze*, s, 14-36.
- Daghrir, R., Drogui, P. ve Zaviska, F. (2013). Effectiveness of a hybrid process combining EC and electro-oxidation for the treatment of domestic wastewaters using response surface methodology. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 48(3), 308-318.

- Daghrir, R., Drogui, P., Tshibangu, J., Delegan, N. ve El Khakani, M. A. (2014). Electrochemical treatment of domestic wastewater using boron-doped diamond and nanostructured amorphous carbon electrodes. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(10), 6578-6589.
- Dağ, C.M., (2002). Evsel nitelikli atıksular için arıtma prosesleri. *Çevre Mühendisliği Uygulamaları*, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara.
- Daneshvar N., Sorkhabi, H. A. and Kasiri, M.B. (2004). Decolorization of dye solution acid red 14 by EC with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, B112 55–62.
- Davis, J.A. and Kent, D.B. (1990). In: M.F. Hochella Jr., A.F. White (Eds.). Mineral–water interface geochemistry. *Reviews in Mineralogy*, 23, 177.
- Dede, Y. (2015). Evsel atıksuların kesikli ve sürekli sistemde EC arıtım yöntemi ile arıtımının incelenmesi. *Atatürk Üniv/Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, Erzurum*.
- Deghles, A., (2016). EC/Electrodialysis treatment for the recovery and reuse tannery wastewater, *Doktora Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul*.
- Delipınar, Ş. (2007). Maya endüstrisi atıksularının EC ve CC ile arıtımı. *GYTE Müh. ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, Gebze*, 3-81.
- Deng, Y. and Englehardt, J.D. (2007). EOx for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 27(3), 380-388.
- Devlin, T.R., S.Kowalski, M., Pagaduan, E., Zhang, X., Wei, V., Oleszkiewicz, J.A. (2019). EC of wastewater using aluminum, iron, and magnesium electrodes. *J. Haz. Mat.*, 368: 862-868.
- Dimoglo, A., Akbulut, H.Y., Cihan, F. and Karpuzcu, M. (2004). Petrochemical wastewater treatment by means of clean electrochemical Technologies. *Clean Techn Environ Policy*, 6, 288-295.
- Do, J.-S. and Chen, M.-L. (1994). Decolourization of dye-containing solutions by EC., *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 785-790.
- El-Abbassi A., Hafidi A., García-Payo M.C., (2013), Integrated direct contact membrane distillation for olive mill wastewater treatment. *Desalination*, 323, 31-8.

- Elazzouzi, M, Haboubi, K. and Elyoubi, M.S. (2017). EC flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. *Chemical Engineering Research And Design* 117, 614–626.
- Emamjomeh, M.M. and Sivakumar, M. (2006). An empirical model for defluoridation by batch monopolar EC/Flotation (ECF) Process. *Journal of Hazardous Materials*, B131, 118-125.
- Emamjomeh, M.M. and Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by EC and EC/flotation processes. *J. Environ. Manag.*, 90 (2009) 1663-1679.
- Endyuskin, P.N., Selezenkin, S.V. and Dyumaev, K.M. (1983). *Journal of Applied Chemistry*, 56, 1100.
- Erdoğan, A.O., Zengin, G.E. and Orhon, D. (2005). Türkiye'de evsel atıksu oluşum miktarları ve karakterizasyonu. *İTÜ dergisi*.
- Eyvaz, M. (2005). Demir ve alüminyum elektrotların farklı bağlantıları ile tekstil atıksularının EC. *GYTE Müh. ve Fen. Bil. Ens., Yüksek lisans Tezi, Gebze, s.*, 41-172.
- Farooqui, M.S. (2004). Combined EOx and EC process for the treatment of municipal wastewater. *The Degree of Master of Science in Civil Engineering, King Fahd University of petroleum & Minerals UMI Microform*.
- Feachem, R.G. (1977). Water supplies for low-income communities: resource allocation, planning and design for a crisis situation in water. *Wastes and Health in Hot Climates, Chichester, England*.
- Feng J.W., Sun Y.B., Zheng Z., Zhang J.B., Li S., Tian Y.C., (2003) Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation, *J. Environ. Sci.*, 19 1409-1415.
- Ferguson, G., Dakers, A. and Gunn, I. (2003). Sustainable wastewater management a handbook for smaller communities, N.Z.: *Ministry for the Environment*.
- Francesco, M. and Costamagna, P. (2004). On the design of electrochemical reactors for the treatment of polluted water. *Journal Of Cleaner Production*, 12, 159-163.
- Gainey, P.L. and Lord, T.H. (1952). Microbiology of water and sewage. *Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.*

- Gao, P., Chen, X., Shen, F. ve Chen, G. (2005). Removal of Cr(VI) from wastewater by combined EC–EF without a filter. *Separation and Purification Technology*, 43, 117–123.
- García–Morales, M. A., Juárez J. C. G., Martínez– Gallegos S., Roa–Morales G., Peralta E., del Campo López, E. M., Barrera–Díaz C., Miranda V. M. and Blancas T. T. (2018). Pretreatment of real wastewater from the chocolate manufacturing industry through an integrated process of EC and sand filtration. *International Journal of Photoenergy*, 2146751, 1–7.
- George, T. and Edward, D.S. (1987). Water quality, *Addison Wesley Publishing Company*.
- Ghosh, D., Medhi, C.R. and Purkait, M.K. (2008). Treatment of fluoride containing drinking water by EC using monopolar and bipolar electrode connections. *Chemosphere*, 73, 1393–1400.
- Gürbüz, Ö.A. (2018). 2nd International Water Congress, *Afyon*.
- Gürses, A., Yalçın, M. and Doğar, Ç. (2002). EC of some reactive dyes: a statistical investigation of some electrochemical variables. *Waste Management*, 22 491-499.
- Gürü, M. ve Yalçın, H. (2010). Su Teknolojisi. *Palme Yayınları*, No: 204, 640s, Ankara.
- Hanafi, F., Assobhei, O. and Mountadar, M. (2010). Detoxification and discoloration of Moroccan olive mill wastewater by EC. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3), 807-812.
- Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Sci. and Tech.*, Vol. 25, No. 6, pp. 1-15.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. and Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. *Springer-Verlag Publishing, Berlin Heidelberg*, 433s.
- Hernlem, B. J. and Tsai, L.S. (1997). Chlorine generation and disinfection by EF. *Journal of Food Science*, vol. 65, pp. 834-837.

- Holt, P.K., Barton, G.W., Wark, M. and Mitchell, C.A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and EC. *Colloids and Surfaces A, Physicochem. Eng. Aspects*, 211, 233-248.
- Holt, P.K., Barton G.W. and Mitchell, C.A. (2005). The future for EC as a localised water treatment technology. *Chemosphere* 59, 355–367.
- Hu, C. Y., Lo, S.L and Kuan, W.H. (2003). Effects of co-existing anions on fluoride removal in EC process using aluminum electrodes. *Water Research*, 37, 4513–4523.
- Ibarra-Taquez, H.N., GilPavas, E., Blatchley III, E.R., Gómez-García, M.Á. and Dobrosz-Gómez, I. (2017). Integrated EC-EOx process for the treatment of soluble coffee effluent: Optimization of COD degradation and operation time analysis. *Journal of Environmental Management*, 200, 530-538.
- Ihara, I., Kanamura, K., Shimada, E. and Watanabe, T. (2004). high gradient magnetic separation combined with EC and EOx for the treatment of landfill leachate. *Ieee Transactions On Applied Superconductivity*, 14-2, 1558-1560.
- Inan, H., Dimoglu, A., Simsek, H. and Karpuzcu, M. (2004). Olive oil mill wastewater treatment by means of EC. *Sep. Purif. Technol.* 36, 23-31.
- Inan E. ve Alaydin E., (2014). Phosphate and nitrogen removal by iron produced in electrocoagulation reactor. *Desalination and Water Treatment*, 52, 1396-1403.
- İleri, R. 2000. Çevre biyoteknolojisi. değişim yayınları 525.s.
- İlhan F., Kurt U., Apaydin Ö., Arslankaya E., Gönüllü M.T., 2007. Elektrokimyasal Arıtım ve Uygulamaları: Katı Atık Sızıntı Suyu Çalışması. TÜRKAY, AB sürecinde Türkiye’de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu.
- İrdemez, S., Demircioglu, N., Yildiz, Y.S., Bingul, Z. and Tosunoglu, V. (2006). The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by EC using aluminum and iron plate electrodes. *Sep. Purif. Technol.*, 52 218-401.
- Jeffries, J.J. (1983). Treatment of acub neuroloptic induced dyskinesia. *Toronto, Canada*.

- Jern, W.N. (2006). Industrial wastewater treatment. *Nanyang Tec. Universty*.
- Jiang, J., Graham, N., Andre, C., Kelsall, G. and Brandon, N. (2002). Laboratuary study of EC/flotation for water treatment. *Water Research* 36 4064-4078.
- Joffe, L. and Knieper, L. (2000). EC technology quickly removes barium, total suspended solids from a water-retention pond for fractions of a cent per gallon. ind. wastewater, 5, 1-5.
- Juang, R.S. and Chen, M.L. (1999). Application of the Elovich equation to the kinetics of metal sorption with solvent impregnated resins. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 36, pp. 813-820.
- Jüttner, K., Gala, U. and Schneider, H. (2000). Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry. *Electrochimica Acta*. 45, 2575-2594.
- Kargı, F. (1995). Çevre Mühendisliğinde Biyoprosesler. *D.E.Ü. Mat., İzmir*, 425s.
- Karichappan, T., Venkatachalam, S. and Jeganathan, P. (2014). Optimization of EC process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology. *Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*, 336, 12-29.
- Karpuzcu, M., Dimoglo, A., Romanov, A. and Akbulut, H.Y. (2002). Siyanür ve krom içeren atıksuların elektrokimyasal yöntemlerle arıtımı. *Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Çevre Müh. Bölümü*, 41400.
- Khosla, N.K. and Venkatachalam, S. (1991). Pulsed electrogeneration of bubbles for EF. *Journal of Applied Electrochemistry*.
- Kim, T.H., Park, C., Shin, E.B. and Kim, S. (2002). Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous EC process. *Desalination*, 150, 165- 175.
- Koby, M., Romanov, A., Dimoglo, A. and Aydın, C. (2001). Atıksulardaki kolloidal partiküllerin EC/EF giderimi, *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 11, 25-31.
- Koby, M., Can, O.T. and Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by EC using iron and aluminium electrodes, *J. Hazard. Mater.*, 100 163-178.

- Kobyas, M., Demirbař, E., Can, O.T. and Bayramoğlu, M. (2006). Treatment of levafix orange textile dye solution by EC. *J. Hazard. Mater.*, 132, 183-188.
- Kobyas, M., ifti, C., Bayramoğlu, M. ve řensoy, M.T. (2007). Study On The Treatment Of Waste Metal Cutting Fluids Using EC. *Separation And Purification Technology*.
- Kobyas M. and Delipinar S. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation, *J. Hazard. Mater.*, 154 (2008) 1133-1140.
- Kobyas, M., Demirbař, E., Bayramoğlu, M. ve řensoy, M.T., (2009). "Optimization of Electrocoagulation Process for the Treatment of Metal Cutting Wastewaters with Response Surface Methodology", *Water, Air and Soil Pollution*, 215:399-410.
- Koparal, A.,S.,Gken, ř., tveren,.,1999, Petrol formasyon suyunun elektrokimya ve geleneksel yöntemler ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Türkiye'de evre Kirlenmesi ncelikleri Sempozyumu III, Cilt I, 370-390
- Koyuncu, S., Arıman S. (2017). Domestic wastewater treatment by real-scale EC process. *Water Science and Technology* 81 (4), 656-667
- Kumar, N.S. and Goel, S. (2010). Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process. *Journal of Hazardous Materials* 173 528–533.
- Kurt, U. (2007). Fenton ve elektrokimyasal yöntemlerle evsel atıksuların arıtılabilirliğinin araştırılması. *Doktora Tezi, evre Mhendisliđi Ana Bilim Dalı, İT*.
- Kurt, U., Gnll, M.T., İlhan, F. and Varınca, K. (2008). Treatment of domestic wastewater by EC in a cell with Fe-Fe electrodes. *Environmental Engineering Science*, 25 (2):153-161.
- Laak, R. (1986). Wastewater engineering design for unsewered areas. *Technomic Publishing Co. Inc., Lanchester*.
- Lai C.L., Lin S.H. EC of chemical mechanical polishing (CMP) wastewater from semiconductor fabrication *Chem. Engin.*, 95 (2003) 205-211

- Lin, S.H. and Peng, C.F. (1994). Treatment of textile wastewater by electrochemical method. *Water Res*; 28:277-282.
- Lin, C.J., Lo, S.L., Kuo, C.Y. and Wu, C.H. (2005). Pilot-scale EC with bipolar aluminum electrodes for on-site domestic greywater reuse. *Journal of Environmental Engineering*, 131(3), 491–495.
- Linares-Hernández I., Barrera-Díaz C., Roa-Morales G., Bilyeu B., Ureña-Núñez Hansen F.C.M. (2007). A combined electrocoagulation–sorption process applied to mixed industrial wastewater. *J. Hazard. Mater.* 144 240-248.
- Llanos, J., Cotillas, S., Canizares, P. and Rodrigo, M.A. (2014). Effect of bipolar electrode material on the reclamation of urban wastewater by an integrated electrodisinfection / EC process. *Water Research*, 53, 329-338.
- Mahajan, R., Khandegar, V. and Anil, K. Saroha. (2013). Treatment of hospital operation theatre effluent by EC, *International Journal of Chemical and Environmental Engineering*, 4, 2, 104-107.
- Mahvi, A.H., Malakootian, M. and Heidari, M. R. (2011). Comparison of polyaluminum silicate chloride and EC process, in natural organic matter removal from surface water in Ghochan, Iran. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 33(6), 377-385.
- Malakootian, M., Mansoorian, H.J. and Moosazadeh, M. (2010). Performance evaluation of EC process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination*, 255, 67–71.
- Manilal, V.B., Haridas, A., Alexander, R. (1992). Photokatalytic treatment of toxic organics in wastewater: toxicity of photodegradation products. *Water Res.*, 26, 8, 1035-1038.
- Mansour, S.E. and Hasieb, I.H. (2012). Removal of Ni from drinking water by EC technique using alternating current. *Current Research in chemistry* 4(2):41-50.
- Mara, D. (1978). Sewage treatment in hot climates. *Wiley-Interscience Publication, Scotland*, 168pp.

- Matis, K.A. and Zouboulis, A.I. (1995). Electrolytic flotation: an unconventional technique, flotation science and engineering. *University of Newcastle upon Tyne*.
- Matteson M.J., Regina L.Dobson, Robert W.Glenn Jr., Nagesh S.Kukunoor, William H.Waits, III Eric J.Clayfield, (1995). EC and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* V. 104, Issue 1, 101-109.
- Mavrov V., Erwe T., Chmiel H., 2004, Selective separation of heavy metals from industrial wastewater streams by means of heavy metal bonding agents, *Water, Air, And Soil Pollution: Focus* 4, 147–155.
- Melhem, K.B. and Smith, E. (2012). Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system. *Chemical Engineering Journal*, 198–199, 201–210.
- Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K. and Chibane, M. (2009). Removal turbidity and separation of heavy metals using EC–EF technique: A case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 215-222.
- Metcalf and Eddy (1991). Wastewater engineering, treatment, disposal, and reuse. *McGraw-Hill nc., 3rd. Edition*.
- Mills, D. (2000). A new process for EC, *JAWWA*, 92, 34-43.
- Ming, L., Sunrui, Y., Zhangjun, H., Bina, Y., Wel, L., Liu, P. and Kefichero, F. (1983). *Fluoride* 20(2), 54.
- Mohamud. A.A, Çalışkan. Y, Bektaş. N, Yatmaz H.C., (2017) Investigation of shipyard wastewater treatment using EC process with al electrodes, *Separation Science and Technology*
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R. and Cocke, D.L. (2001). EC science and application. *Journal of Hazardous Materials*, B84, 29-41.
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Parga, J. and Cocke, D.L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of EC. *Journal of Hazardous Materials*, B114, 199–210.

- Moreno, H., Parga, J. R., Gomes, A. J. & Rodríguez, M. (2013). EC treatment of municipal wastewater in Torreon Mexico. *Desalination and Water Treatment* 51 (13–15), 2710–2717.
- Moreno-Casillas, H.A., Cocke, D.L., Gomes, D.A.G., Morkovsky, P., Parga, J.R., and Peterson, E., (2007). EC mechanism for COD removal, *Seperation and Purification Technology*, 56, 204-211.
- Muluk, Ç.B., Kurt, B., Turak, A., Türker, A., Çalışkan M.A., Balkız, Ö., Gümrükçü, S., Sarıgül, G. and Zeydanlı, U. (2013). Türkiye’de suyun durumu ve su yönetiminde yeni yaklaşımlar: *Çevresel Perspektif. İş Dünyası ve Sürdürülebilir Kalkınma Derneği - Doğa Koruma Merkezi, Ankara.*
- Muslu, Y. (1994). Atıksuların Arıtılması. *İstanbul Üniversitesi Matbaası, İstanbul*, 754-854s.
- Müller, K. (1992). EF from the double layer to trouble waters in oliver j. murphy and Vs. (Eds), *Eletrochemistry In Transition, Plenum Pres, New York, USA.*
- Nizam, M.M.K., Mohd Remy Rozainy, M.A.Z., Abustan, I. and Baharun, N. (2016). EC process by using aluminium and stainless steel electrodes to treat total chromium, colour and turbidity. *Procedia Chemistry*, 19: 681-686.
- Odegaard, H. (1989). Appropriate technology for wastewater treatment in coastal tourist areas. *Water Science and Tech. vol. 21, No. 21, pp. 1-17.*
- Omwene, P.I. and Kobya, M. (2018). Treatment of domestic wastewater phosphate by EC using fe and al electrodes: A Comparative Study. *Process Safety and Enviromental Protection.* (116): 34-51.
- Ouaissa, Y.A., Chabani, M., Amrane, A. and Bensmaili, A. (2014). Removal of tetracycline by electrocoagulation: Kinetic and isotherm modeling through adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* pp.177-184.
- Öğütveren, B.Ü., Gönen, N. and Koparal, S. (1992). Removal of dye stuffs from wastewater: EC of acilan blau using soluble anode, *J. Environ. Sci and Healt.*, A27 1237-1247.

- Özcan, S. (2013). Sugar factory wastewater treatment by EC method, *Ataturk University, Mater Thesis*.
- Özkan, A., (2008). Hatay'daki deri endüstri atık sularının incelenmesi, *Yüksek Lisans Tezi, Mustafa Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Hatay*.
- Öztürk, H. (2017). Gri suların EC ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, *Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze*.
- Özyonar, F., 2007, Entegre et ve et ürünleri tesisleri atıksularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon yöntemleriyle arıtılabilirliğinin incelenmesi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Sivas.
- Özyonar, F. and Karagözöglü, B. (2011). Operating cost analysis and treatment of domestic wastewater by EC using aluminum electrodes. *Pol J. of Environ. Stud.* 20(1), 173-179.
- Özyonar, F. and Karagozoglu, B. (2014). Investigation of technical and economic analysis of EC process for the treatment of great and small cattle slaughterhouse wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 52(1-3), 74-87.
- Panizza, M., Boca, C. and Cerisola, G. (1999). Electrochemical treatment of wastewater containing polyaromatic organic pollutants. *Water Research*, pp.16.
- Panizza, M. and Cerisola, G. (2003). Electrochemical processes for wastewater treatment. *ICheaP-6, Pisa*, 895-900.
- Parekh, B.K. (1979). Ph. D. Dissertation, *Pennsylvania State Univ., State College, PA*.
- Parga, J.R., Cocke, D.L., Valenzuela, J.K., Gomez, J.A., Kesmez, M., Irwin, G., Moreno, H. and Weir, M., (2005). Arsenic removal via EC from heavy metal contaminated groundwater in La Magunera Mexico. *Journal of Hazardous Materials*, 124, 247-254.
- Pletcher, D. and Walsh, F. (1990). Industrial EK, *The Universty Press Cambridge*.
- Pikaar, I., Rozendal, R.A., Yuan, Z., Keller, J. and Rabaey, K. (2011). Electrochemical sulfide removal from synthetic and real domestic wastewater at high current densities. *Water Research*, 45, 2281-2289.

- Polprasert, C. (1989). Organic wastes recycling wiley, *Chichester, UK*.
- Pouet, M.F. and Grasmick, A. (1995). Urban wastewater treatment by EC and flotation. *Water Sci. Technol.*, 275-283.
- Pouet M.F., Persin F., (1992). Intensive treatment by EC-flotation-tangential flow microfiltration in areas of high seasonal population. *Water Sci. Technol.*, 247-253.
- Prica, M., Adamovic, S., Dalmacija, B., Rajic, L., Trickovic, J., Rapajic, S., ve Becelic-Tomin, M., “The electrocoagulation/flotation study: The removal of heavy metals from the waste fountain solution”, *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 262-273, 2015.
- Pykhiteev, O.Y., Ofimou, A.A. and Moskuin, L.N. (1999). Hydrolysis of iron (III) aqua complexes, *Russ. J. Appl. Chem.*, 72, 9-20.
- Qasim, S.R. (2013). Wastewater Treatment Plants; Planning, Design and Operation, Technomic Publishing Co. Inc.
- Quinones F. R., Mˆodenos A. N., Theodoro P. S., (2012), —Optimization of the iron electro-coagulation process of Cr, Ni, Cu, and Zn galvanization by-products by using response surface methodology, *Separation Science and Technology*, 47 (5), 688-699.
- Rajeshwar, K., Ibanez, J.G. and Swain, G.M. (1994). Electrochemistry and the Environment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 1077-1091.
- Rautenbach, R. and Albert, R. (1989). Membrane processes. *John Wiley and Sons Ltd.*, USA,
- Rebhun, M. and Lurie, M. (1993). Control of organic matter by coagulation and floc separation. *Water Science and Technology*, 27, 1 – 20.
- Roa-Morales, G., Campos-Medina, E., Aguilera-Cotero, J., Bilyeu, B. and Barrera-Diaz, C. (2007). Aluminum EC with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie process. *Sep. Purif. Technol.* 54 (1), 124-129.

- Rodrigo, M. A., Canizares, P., Buitron, C., Saez, C., (2010). Electrochemical technologies for the regeneration of urban wastewaters. *Electrochimica Acta*, 55, 160–8164.
- Romanov, A., Koby, M. ve Dimoğlu, A. (2000). Atıksulardaki koloidal partiküllerin elektroflotokoagülasyonla giderimi. İTÜ 7. *Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu*. İstanbul, pp. 67-74.
- Sabuncu, M.M. (2014). Süt ve süt ürünleri endüstrisi atıksularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımında rsm kullanılarak proses optimizasyonu. *Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi*.
- Samsunlu, A. (2006). Atıksuların Arıtılması. Birsen Yayınevi, 644s, İstanbul.
- Samsunlu, A. (2011). Atıksuların Arıtılması. Birsen Yayınevi, 647 s., 156, İstanbul.
- Sarioğlu, S. (2011). Low load greywater and municipal wastewater treatment by membrane bioreactor. *Yüksek Lisans Tezi, Boğaziçi Ün., Fenbilimleri Enstitüsü. 77. İstanbul*.
- Sayiner, G. (2003). Borlu atıksuların EC yöntemi ile arıtılabilirliğinin incelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli*.
- Sevil V., Özbay B., Özbay İ., Arslan A., Ecren Ç. 2018. EC prosesi ile gıda endüstrisi atıksuyunun arıtımında optimum koşulların belirlenmesi, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 22 (2): 932-936.
- Shen, F., Chen, X., Gao, P. and Chen, G. (2003). Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater. *Chemical Engineering Science* 58 (2003) 987 – 993.
- Shivayogimath, C.B. and Watawatı, C. (2014). Landfill leachate treatment by EC process using iron sacrificial electrodes. international. *Journal of Renewable Energy and Environmental Engineering* 2, (3), 180-184.
- Sinan, R.K. (2010). Evsel atıksu arıtma tesislerinde ön arıtım ve biyolojik arıtım çıkış parametrelerinin YSA ile tahmini. *Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. 156. Konya*.

- Sincero, P.A. and Sincero, A.G. (2002). Physical – chemical treatment of water and wastewater. *IWA Publishing, London*, 796s.
- Smoczynski Lech ; Kosobucka Marta ; Smoczynski Michal ; Ratnaweera Harsha ; Pieczulis-Smoczynska Krystyna (2017). Sizes of particles formed during municipal wastewater treatment. *Water Sci Technol* 75 (4): 971–977.
- Song, S., Yao, J., He, Z., Qiu, J. and Chen, J. (2008). Effect of operational parameters on the decolorization of C.I. reactive blue 19 in aqueous solution by ozone-enhanced EC. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 204-210.
- Sridhar, R., Sivakumar, V., Prince Immanuel, V. and Prakash Maran, J. (2011). Treatment of pulp and paper industry bleaching effluent by EC process. *Journal of Hazardous Materials* (186): 1495-1502.
- Sundarapandiyan, S., Chandrasekar, R., Ramanaiah, B. Krishnan, S. and Saravanan, P. 2010. EOx and reuse of tannery saline wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 197–203.
- Szpyrkowicz, L., Kelsall, G.H., Kaul, S. N. and De Faveri, M. (2001). Performance of electrochemical reactor for treatment of tannery wastewaters. *Chemical Engineering Science*, 56, 1579 - 1586.
- Şahin, Y. (2006). Asit boya banyosu atık sularının kimyasal proseslerle ön arıtılabilirliğinin incelenmesi. *Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü*.
- Şengül, F. (1995). Çevre mühendisliğinde fiziksel-kimyasal temel işlemler ve süreçler. *D.E.Ü. Matbaası, İzmir*, 223s.
- Şengül, F. ve Küçükgül, E.Y. (1997). Çevre mühendisliğinde fiziksel- kimyasal temel işlemler ve süreçler, *Dokuz Eylül Üni. Mühendislik Fak. Yayınları* No: 153, 4. Baskı.
- Şengil, İ., Özacar, M, and Ömürlü, B. (2004). Decolorization of C. I. Reactive red 124 using the electrocoagulation method. *Chem. Biochem. Eng. Q.* 18 (4), pp. 391-401.

- Şengil, İ.A. and Özacar, M. (2006). Treatment of dairy wastewaters by EC using mild steel electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, B137, 1197–1205.
- Şengil, İ.A. and Özacar, M. (2009). The decolorization of C.I. reactive black 5 in aqueous solution by EC using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2–3), 1369-1376.
- Tanattı, N., Pınar, (2015). Biyodizel atıksularının EC ve ileri oksidasyon yöntemleri ile arıtılabilirliği. *Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya.*
- Tevkur, S., 2019. Mezbaha atıksularının elektrokoagülasyon prosesi kullanılarak arıtılması, *Yüksek Lisans Tezi, Munzur Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tunceli.*
- Thella, K., Verma, B., Srivastava, V.C., Srivastava, K.K., (2008). EC study for the removal of arsenic and chromium from aqueous solution. *Journal of Environmental Science and Health*. 43,554-562.
- Tir, M. and Moulai-Mostefa, N. (2008). Optimization of oil removal from oily wastewater by EC using response surface method”, *Journal of Hazardous Materials*, 158(1):107-115.
- Topal, S (2015). Kağıt endüstrisi atık suyunun EC yöntemi ile arıtımı. *Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.*
- Toprak, H. (1996). Atıksu arıtma çamurlarının tasarım esasları. *D.E.Ü. Matbaası, İzmir*, 612s.
- Tran, N., Drogui, P., Blais, J.F. and Mercier, G. (2012). Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. *Separation and Purification Technology*, 95, 16–25.
- Tünay, O. (1996). Endüstriyel kirlenme kontrolü, *İTÜ Yayınları, İstanbul.*
- Tünay, O. ve Meriç, S. (2000). Atıksuların karakterizasyonu. atıksu arıtma tesisleri işletme el kitabı, s.30-38.

- Uğurlu, M., (2004). EC yöntemiyle kağıt atıksularında bazı inorganic bileşiklerin giderimi, *G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi*, 17, 85-99.
- Ujang, Z. and Henze M. (2006). Municipal wastewater management in developing countries. Principles and Engineering. IWA Publishing, Illustrate.
- Ulu, Kaç, F. (2016). Humic substances and nom removal from aqueous solutions and lake waters (Terkos-Turkey and Saimaa-Finland) by EC. *Doktora Tezi. Gebze: Gebze İleri teknoloji Enstitüsü.*
- Ulutaş, Ş. (1998). Küçük yerleşimler için uygun atıksu arıtma sistemlerinin türkiye açısından değerlendirilmesi. *Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.*
- Ün, U.T., Altay, U., Koparal, A.S. and Ogutveren, U.B. (2008). Complete treatment of olive mill wastewaters by EOx. *Chemical Engineering Journal*, 139(3), 445-452.
- Ün, Ü.T., Koparal A.S. and Ögütveren, Ü.B. (2009). Hybrid Processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 164, 580 – 586.
- Vakil, K.A., Sharma, M.K., Bhatia, A., Kazmi, A.A. and Sarkar, S. (2014). Characterization of greywater in an Indian middle-class household and investigation of physicochemical treatment using EC. *Separation and Purification Technology*, 130, 160–166.
- Vardar, B. (2006). Tekstil endüstrisinin reaktif boya banyolarının elektrokimyasal yöntemler ile arıtımı. *Yüksek Lisans Tezi, İTÜ, Fen Bilimler Enstitüsü. 224. İstanbul.*
- Vasudevan, S., Sozhan, G., Ravichandran, S., Jayaraj, J., Lakshmi, J. and Sheela, S.M. (2008). Studies on the removal of phosphate from drinking water by EC process. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47, 2018-2023.
- Vasudevan, S., Lakshmi, J. and Sozhan, G. (2009). Studies on the removal of iron from drinking water by EC – a clean process. *Clean*, 37 (1), 45 – 51.

- Veli, S., Öztürk, T. ve Dimoglo, A., (2015). ‘‘Treatment of municipal solid wastes leachate by means of chemical- and electro-coagulation’’, *Separation Purification Technology*, 61: 82-88.
- Vesilind, P.A., Morgan, S.M. and Heine, L.G. (2014). Introduction to environmental engineering 3. Baskı, *Nobel Kitap, Ankara*, s.343.
- Vigil, K., (2003). An introduction to water quality and pollution control. Corvallis: *Oregon State University Press*, 181 pages, *Cambridge*.
- Vik, E.A., Carlson, D.A., Eikum A.S. and Gjessing, E.T. (1984). EC of potable water, *Water Research*, 18, 1355-1360.
- Visco, G., Campanella, L., and Nobili, V. (2005). Organic carbons and TOC in waters: an overview of the international norm for its measurements. *Microchem. J.* 79, 185–191.
- Vlyssides, A.G., Papaioannou, D., Loizidou, M., Karlis, P.K. and Zorpas, A.A. (2000). Testing an electrochemical method for treatment of textile dye wastewater. *Waste Management* 20, pp.569-574.
- Vlyssides, A.G., Karlis, P.K., Rori, N. and Zorpas, A.A., (2002). Electrochemical treatment in relation to pH of domestic wastewater using Ti/Pt electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, B95, 215-226.
- Welch, E.B., (1980). Ecological effects of waste water, *Cambridge University Press, Cambridge*.
- White, A.V. (1977). Patterns of domestic water use in low income communities in water. *Wastes and Health in Hot Climates, England*.
- Yang, C. and Dluhy, R. (2002). Electrochemical generation of aluminum sorbent for fluoride adsorption. *Journal of Hazardous Materials*, B94, 239–252.
- Yang, C.L. and McGarrah, J. (2005). EC for textile effluent decolorization. *Journal of Hazardous Materials*, B127, 40–47.
- Yavuz, Y. (1998). Tekstil atıksularından boyar maddelerin elektroadsorpsiyonla giderimi. *Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir*.

Yıldız, Y.Ş. (2003). Humik maddeler içeren atık suların EC metodu ile arıtımı, *Atatürk Üniversitesi, Doktora Tezi, Erzurum*.

Yıldız, Y.Ş., Koparal A.S., İrdemez Ş. and Keskinler B. (2007). EC of synthetically prepared waters containing high concentration of NOM using iron cast electrodes”, *Journal of Hazardous Materials*, 139(2), 373-380.

Zaied, M. and Bellakhala, N. (2009). EC treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials* (163): 995-1000.

Zaleschi, L., Sáez, C., Cañizares, P., Cretescu, I. and Rodrigo M.A., (2013). EC of treated wastewaters for reuse. *Desalination and Water Treatment*, 51, 3381-3388.

http-1: <https://www.dsi.gov.tr/Sayfa/Detay/754> (Erişim tarihi:23.03.2021)

http-2: [http.worldmeters.info](http://worldmeters.info) (Erişim tarihi:02.03.2021)

ÖZGEÇMİŞ

ORCID NO:

İsim / Soy isim Merve ERBİLGİN

Çalıştığı Kurumlar 2018- Söğüt Belediye Başkanlığı / Fen İşleri Müdürlüğü
Çevre Mühendisi ve Çevre Görevlisi

2016-2017 Arslan Alüminyum A.Ş. / Çevre Mühendisi

Yüksek Lisans 2017- Eskişehir Teknik Üniversitesi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Teknolojisi

Lisans 2012-2016 Sakarya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi

Çevre Mühendisliği Bölümü

2014-2018 Anadolu Üniversitesi İşletme Fakültesi

İşletme Bölümü

Lise 2007-2011 Bilecik Ertuğrul Gazi Lisesi