



**T.C.
BURSA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**PLASTİK GERİ DÖNÜŞÜM TESİSİ ATIKSULARININ HİBRİT
ELEKTROKİMYASAL PROSES İLE ARITIMI**

DOKTORA TEZİ

Oğuz ŞAHİNER

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Doktora Programı

HAZİRAN 2025

**T.C.
BURSA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**PLASTİK GERİ DÖNÜŞÜM TESİSİ ATIKSULARININ HİBRİT
ELEKTROKİMYASAL PROSES İLE ARITIMI**

DOKTORA TEZİ

**Oğuz ŞAHİNER
(20393039004)**

ORCID: 0000-0003-4526-1709

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Mühendisliği Doktora Programı**

Danışman: Prof. Dr. Orhan Taner CAN

ORCID: 0000-0003-3386-975

İkinci Danışman: Doç. Dr. Murat SOLAK

ORCID: 0000-0003-1542-1599

HAZİRAN 2025

BTÜ, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün 20393039004 numaralı Doktora Öğrencisi Oğuz ŞAHİNER, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “PLASTİK GERİ DÖNÜŞÜM TESİSİ ATIKSULARININ HİBRİT ELEKTROKİMYASAL PROSES İLE ARITIMI” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Orhan Taner CAN
Bursa Teknik Üniversitesi

İkinci Danışman : Doç. Dr. Murat SOLAK
Düzce Üniversitesi

Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Mehmet Kemal KORUCU
Bursa Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Erhan GENGEÇ
Kocaeli Üniversitesi

Prof. Dr. Mehmet İŞLEYEN
Sakarya Üniversitesi

Dr. Öğr. Üyesi Samet ÖZTÜRK
Bursa Teknik Üniversitesi

Savunma Tarihi : 2 Haziran 2025

Teslim Tarihi : / / 2025



20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, Bursa Teknik Üniversitesi’nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Lisansüstü Eğitim Enstitüsü’nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

İNTİHAL BEYANI

Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belgelediğimi, aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul ettiğimi beyan ederim.

Öğrencinin Adı SOYADI: Oğuz ŞAHİNER

İmzası:

ÖNSÖZ

Doktora öğrenimimde ve yaptığım çalışmalarda gösterdiği her türlü destek ve yardımlarından dolayı değerli hocalarım Prof. Dr. Orhan Taner CAN ve Doç. Dr. Murat SOLAK’a en içten dileklerimle teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarımda verdiği destek ve yardımlarından dolayı Prof. Dr. Erhan GENGEÇ ve Billur AKALPOĞLU’na teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca benden desteğini esirgemeyen eşim ve çocuklarıma, ayrıca aile büyüklerime teşekkürlerimi sunarım.

Haziran 2025

Oğuz ŞAHİNER

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ.....	iv
İÇİNDEKİLER	v
KISALTMALAR	ix
ÇİZELGE LİSTESİ.....	x
ŞEKİL LİSTESİ.....	xi
ÖZET.....	xii
SUMMARY	xiv
1. GİRİŞ	1
1.1 Motivasyon ve Amaç	1
1.2 Kapsam.....	2
2. PLASTİK	4
2.1 Plastik Çeşitleri	5
2.1.1 Arcylonitrile-Bütadin-Styrene (ABS)	5
2.1.2 Polivinilklorür (PVC)	5
2.1.3 Polipropilen (PP)	6
2.1.4 Polietilen (PE).....	6
2.1.5 Alçak Yoğunluklu Polietilen (LDPE)	6
2.1.6 Yüksek Yoğunluklu Polietilen (HDPE)	6
2.1.7 Polietilentraftalat (PET).....	6
2.1.8 Polistren (PS) Plastik	6
2.2 Plastik Geri Dönüşümü	7
2.2.1 Mekanik Geri Dönüşüm	10
2.2.2 Kimyasal Geri Dönüşüm	13
3. ELEKTROKİMYASAL ATIKSU ARITMA YÖNTEMLERİ	14
3.1 Elektrokoagülasyon.....	15
3.2 Elektrooksidasyon	16
3.3 Elektroflotasyon	17
3.4 Elektrofenton	17
3.5 Elektrodializ	18
3.6 Elektro-Dezenfeksiyon.....	18
3.7 Hibrit Elektrokimyasal Prosesler	19
3.7.1 Eşzamanlı Hibrit Elektrokimyasal Prosesler	20
3.7.2 Ardışık Hibrit Elektrokimyasal Prosesler	22
3.7.3 Entegre / Kombine Hibrit Elektrokimyasal Prosesler	24
4. MATERYAL VE METOT	27
4.1 Materyal	27
4.2 Deney Düzenegi ve Yöntemi	29
4.3 Analitik Metot	32
5. SONUÇLAR	34
5.1 Eşzamanlı Hibrit Elektrokimyasal Proses Sonuçları	34
5.2 Ardışık Hibrit Elektrokimyasal Proses Sonuçları	38

5.2.1 EK Sonuçları	38
5.2.2 EO Sonuçları	41
5.2.2.1 Elektrot türünün TOK giderme verimliliği üzerine etkisi	41
5.2.3 Ardışık Hibrit Elektrokimyasal Proses Toplam Sonuçları	45
5.3 Entegre / Kombine Hibrit Elektrokimyasal Proses Sonuçları	48
5.3.1 Kimyasal Koagülasyon (KK) Sonuçları	48
5.3.2 EO Sonuçları	50
5.3.2.1 Elektrot türünün TOK giderme verimliliği üzerine etkisi	50
5.3.2.2 pH'nın TOK giderme verimliliği üzerine etkisi	57
5.3.2.3 Karıştırma hızının TOK giderme verimliliği üzerine etkisi	66
5.3.2.4 Entegre / kombine hibrit prosesin TOK giderme etkinliği	69
5.3.2.5 Organik bozunma parametrelerinin incelenmesi	71
5.3.2.6 Prosesin enerji etkinliğinin incelenmesi	73
5.3.2.7 Prosesin maliyet analizi	77
5.4 Giderim Verimlerinin Değerlendirilmesi	78
6. TARTIŞMA VE ÖNERİLER	79
KAYNAKLAR	81
ÖZGEÇMİŞ.....	93

KISALTMALAR

ABS	: Akrilonitril-Bütadien-Stiren
HDPE	: Yüksek Yoğunluklu Polietilen
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LDPE	: Alçak Yoğunluklu Polietilen
PE	: Polietilen
PET	: Polietilentraftalat
PP	: Polipropilen
PS	: Polistren
PVC	: Polivinilklorür
TOK	: Toplam Organik Karbon

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 1.1	: Tez çalışması kapsamı.....	3
Çizelge 2.1	: Atık plastik geri dönüşüm yöntemleri.	8
Çizelge 2.2	: Mekanik ve kimyasal geri dönüşümün özellikleri.	10
Çizelge 3.1	: Elektrokimyasal proses türü çalışmaları.....	19
Çizelge 3.2	: Ardışık hibrit elektrokimyasal proses çalışmaları.....	24
Çizelge 3.3	: Entegre/kombine hibrit elektrokimyasal proses çalışmaları	25
Çizelge 4.1	: Yapılacak analizler ve yöntemleri.....	27
Çizelge 4.2	: Atıksu numunesi karakteristik özelliği.....	27
Çizelge 5.1	: Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses deney sonuçları.....	35
Çizelge 5.2	: Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses enerji verileri	36
Çizelge 5.3	: EK prosesi deney sonuçları	38
Çizelge 5.4	: EK prosesi enerji verileri.....	40
Çizelge 5.5	: EO prosesi deney sonuçları	42
Çizelge 5.6	: EO prosesi enerji verileri.....	44
Çizelge 5.7	: Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi sonuçları.....	45
Çizelge 5.8	: Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi enerji verileri.....	47
Çizelge 5.9	: Pt-IrO ₂ elektrot ile EO deney sonuçları.....	51
Çizelge 5.10	: BKE elektrotlar ile EO deney sonuçları.....	54
Çizelge 5.11	: Pt-IrO ₂ elektrot ile pH 6'da EO deney sonuçları.....	60
Çizelge 5.12	: BKE elektrotlar ile pH 6'da EO deney sonuçları	63
Çizelge 5.13	: Farklı karıştırma hızında yapılan EO deney sonuçları.	67
Çizelge 5.14	: Deneysel işlemler.	69
Çizelge 5.15	: Farklı sektörlerdeki hibrit elektrokimyasal proses çalışmaları.....	71
Çizelge 5.16	: BKE elektrot ile EO prosesi enerji verileri	73
Çizelge 5.17	: Pt-IrO ₂ elektrot ile EO prosesi enerji verileri.....	75
Çizelge 5.18	: Maliyet analizi.....	77
Çizelge 5.19	: Giderim verimlerine ilişkin veriler.....	78

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1	: Plastik türleri	5
Şekil 2.2	: Plastik geri dönüşüm tesisi şematik gösterimi	12
Şekil 3.1	: EK proses şeması	15
Şekil 3.2	: EO proses şeması	16
Şekil 3.3	: Hibrit elektrokimyasal prosesler	20
Şekil 3.4	: Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses.....	21
Şekil 3.5	: Ardışık hibrit elektrokimyasal proses.....	23
Şekil 4.1	: Deneysel çalışmalarda kullanılan elektrotlar	28
Şekil 4.2	: Kimyasal koagülasyon işlemi.....	29
Şekil 4.3	: Kaba filtrede süzme işlemi	30
Şekil 4.4	: Deney reaktörü	30
Şekil 4.5	: Deney seti şematik gösterimi	31
Şekil 4.6	: TOK ölçüm cihazı	32
Şekil 5.1	: Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses giderim verimleri.....	35
Şekil 5.2	: Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses enerji tüketimi	37
Şekil 5.3	: Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses spesifik enerji tüketimi.....	37
Şekil 5.4	: EK prosesi giderim verimi	39
Şekil 5.5	: EK prosesi enerji tüketimi.....	40
Şekil 5.6	: EK prosesi spesifik enerji tüketimi	41
Şekil 5.7	: EO prosesi giderim verimi	43
Şekil 5.8	: EO prosesi enerji tüketimi.....	44
Şekil 5.9	: EO prosesi spesifik enerji tüketimi	45
Şekil 5.10	: Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi giderim verimi.....	46
Şekil 5.11	: Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi enerji tüketimi	47
Şekil 5.12	: Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi spesifik enerji tüketimi.....	48
Şekil 5.13	: KK prosesinde koagülant tuzunun TOK giderimine etkisi	49
Şekil 5.14	: KK prosesinde $AlCl_3$ dozu ve pH' nın TOK giderimine etkisi	50
Şekil 5.15	: Pt-IrO ₂ elektrot ile EO giderim verimi	52
Şekil 5.16	: Pt-IrO ₂ elektrot ile EO prosesi TOK konsantrasyonu	53
Şekil 5.17	: BKE elektrot ile EO giderim verimi.....	56
Şekil 5.18	: BKE elektrot ile EO prosesi TOK konsantrasyonu.....	57
Şekil 5.19	: Pt-IrO ₂ elektrot ile EO prosesi pH değişimi.....	58
Şekil 5.20	: BKE elektrot ile EO prosesi pH değişimi	59
Şekil 5.21	: Pt-IrO ₂ elektrot ile pH 6'da TOK giderim verimi	61
Şekil 5.22	: Pt-IrO ₂ elektrot ile pH 6'da TOK konsantrasyonu.....	62
Şekil 5.23	: BKE elektrot ile pH 6'da TOK giderim verimi.....	64
Şekil 5.24	: BKE elektrot ile pH 6'da TOK konsantrasyonu	65
Şekil 5.25	: Karıştırma hızının TOK giderimine etkisi.....	68
Şekil 5.26	: KK sonrası EO toplam giderim verimleri	70
Şekil 5.27	: BKE elektrot karbon ve ortalama oksidasyon durumu	72

Şekil 5.28 : Pt-IrO ₂ elektrot karbon ve ortalama oksidasyon durumu	72
Şekil 5.29 : BKE elektrot spesifik enerji tüketimi	74
Şekil 5.30 : BKE elektrot enerji tüketimi	74
Şekil 5.31 : Pt-IrO ₂ elektrot spesifik enerji tüketimi	76
Şekil 5.32 : Pt-IrO ₂ elektrot enerji tüketimi.....	76



PLASTİK GERİ DÖNÜŞÜM TESİSİ ATIKSULARININ HİBRİT ELEKTROKİMYASAL PROSES İLE ARITIMI

ÖZET

Bu tezde, plastik geri dönüşüm tesisi atıksularının hibrit elektrokimyasal proses ile arıtımı üzerine çalışılmıştır. Deneysel çalışmalarda elektrokimyasal proseslerin hibrit kullanım türleri olan eşzamanlı hibrit, ardışık hibrit ve entegre/kombine hibrit prosesleri uygulanmıştır. pH, akım yoğunluğu, elektroliz süresi ve karıştırma hızı gibi işletme parametrelerinin giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Deneylerde alüminyum (Al), paslanmaz çelik (PÇ), kurşun oksit (PbO₂), karışık metal oksit (Pt-IrO₂) ve bor kaplı elmas (BKE) elektrotlar kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar sonucunda hibrit proseslerinin tamamında plastik geri dönüşüm tesisi atıksularının arıtılabildiği görülmüştür. Hibrit prosesler arasında en düşük giderim verimi eşzamanlı hibrit proste elde edilirken, en yüksek giderim verimi entegre/kombine hibrit elektrokimyasal proste elde edilmiştir. Eşzamanlı, ardışık ve entegre/kombine hibrit elektrokimyasal prosesler ile elde edilen en yüksek Toplam Organik Karbon (TOK) giderim verimleri sırasıyla %24,1, %54,5 ve %89,2 olarak belirlenmiştir. En yüksek TOK giderim verimi elde edilen proses için Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) giderim oranı %94 olarak hesaplanmıştır. En yüksek giderim verimlerinin alındığı deneysel çalışma şartları pH, elektroliz süresi ve akım yoğunluğu için sırasıyla 6, 90 dakika ve 2 A olarak belirlenmiştir. Ayrıca karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisinin incelendiği deneysel çalışmalarda, aynı deneysel şartlarda karıştırma hızının iki katına çıkarılması ile giderim verimi %2 artarken, dört katına çıkarılması ile giderim verimini %3,2 artırmıştır. Karıştırma hızının artırılmasıyla TOK giderim veriminin %92,4 ve daha yüksek seviyelere ulaşacağı görülmüştür. Tüm deneysel çalışmalarda BKE elektrodunun bulunduğu deney setinde en yüksek giderim verimi sağlanmıştır. Enerji tüketimi, akım verimi gibi parametreler elektrokimyasal proseslerin önemli parametrelerinden bazılarıdır. Bu sebeple yapılan çalışmada elektrotların enerji verileri de incelenmiştir. Spesifik enerji tüketim değerleri açısından BKE elektrotun diğer elektrotlara göre daha verimli olduğu görülmüştür. Çalışmada ayrıca, biyolojik bozunurluğunun belirlenmesi amacıyla Ortalama Oksidasyon Durumu (OOD) ve Karbon Oksidasyon Durumu (KOD) gibi parametreler incelenmiştir. En yüksek giderim veriminin elde edildiği proses için maliyet analizi de yapılmış olup 9,34 m³/USD olarak belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Elektrokimyasal, Hibrit elektrokimyasal, Toplam organik karbon, Bor kaplı elmas elektrot, Kurşun oksit elektrot, Karışık metal oksit elektrot.

TREATMENT OF PLASTIC RECYCLING PLANT WASTEWATER BY HYBRID ELECTROCHEMICAL PROCESS

SUMMARY

In this thesis, treatment of plastic recycling plant wastewater by hybrid electrochemical process was studied. Simultaneous hybrid, sequential hybrid and integrated/combined hybrid processes, which are hybrid utilization types of electrochemical processes, were applied in the experimental studies. The effect of operating parameters such as pH, current density, electrolysis time and stirring speed on the removal efficiency was investigated. Aluminum (Al), stainless steel (SS), lead oxide (PbO₂), mixed metal oxide (Pt-IrO₂) and boron doped diamond (BDD) electrodes were used in the experiments. As a result of the experimental studies, it was seen that plastic recycling plant wastewater can be treated in all hybrid processes. Among the hybrid processes, the lowest removal efficiency was obtained in the simultaneous hybrid process, while the highest removal efficiency was obtained in the integrated/combined hybrid electrochemical process. The highest Total Organic Carbon (TOC) removal efficiencies obtained by simultaneous, sequential and integrated/combined hybrid electrochemical processes were 24.1%, 54.5% and 89.2%, respectively. Chemical Oxygen Demand (COD) removal rate was calculated as 94% for the process with the highest TOC removal efficiency. The highest removal efficiencies were obtained at pH, electrolysis time and current density of 6, 90 minutes and 2 A, respectively. In addition, in the experimental studies in which the effect of mixing speed on removal efficiency was examined, while doubling the mixing speed increased the removal efficiency by 2% under the same experimental conditions, quadrupling the mixing speed increased the removal efficiency by 3.2%. It was observed that the TOC removal efficiency will reach 92.4% and higher levels by increasing the mixing speed. In all experimental studies, the highest removal efficiency was achieved in the experimental set with the BDD electrode. Parameters such as energy consumption and current efficiency are some of the important parameters of electrochemical processes. For this reason, the energy data of the electrodes were also analyzed in this study. In terms of specific energy consumption values, the BDD electrode was found to be more efficient than the other electrodes. The study also examined parameters such as Average Oxidation State (AOS) and Carbon Oxidation State (COS) to determine its biodegradability. Cost analysis was also performed for the process where the optimum removal efficiency was obtained and it was determined as 9.34 m³/USD.

Keywords: Electrochemical, hybrid electrochemical, total organic carbon, boron-doped diamond electrode, lead oxide electrode, mixed metal oxide electrode.

1. GİRİŞ

1.1 Motivasyon ve Amaç

Dünya nüfusunun artışına bağlı olarak kentleşme oranı ve endüstriyel faaliyetler artmaktadır. Gerek endüstriyel faaliyetler sonucu gerekse insan faaliyetleri ile çevrenin olumsuz etkilenmesi muhtemeldir. Çevre kirliliği, her geçen gün artan bir sorun olarak karşımıza çıkmaktadır. Çevre kirliliğine sebep olan birçok farklı kirlletici bulunmaktadır ve plastikler de bunlardan biridir. Plastik malzemelerin kullanımı günlük yaşantımızın bir parçası haline gelmiş durumdadır. Birçok tüketim malzemesinin ambalajı, mutfak araç gereçleri ve yiyecek içecek sektörü bunlardan bazılarıdır. Birleşmiş Milletler Çevre Programı verilerine göre küresel ölçekte plastik üretimi son on yılda katlanarak artmış durumdadır. Günümüzde yaklaşık 400 milyon ton plastik üretimi yapılmaktadır (Unep). Türkiye ise 10 milyon tonu aşan üretim kapasitesi ile Avrupa'da ikinci, dünyada ise altıncı konumdadır (Pagev, 2022). Kullanım sonrası ortaya çıkan plastik atıkların geri dönüşümünün sağlanması doğal kaynakların korunması açısından oldukça önemli bir adımdır. Aksi halde gelişigüzel çevreye atılan atık plastiklerin doğada yokolma süreleri plastik türüne göre değişmekle birlikte 400-1000 yıl aralığında olabilmektedir.

Plastik geri dönüşümü, atık plastiklerin birtakım işlemlerden geçirilerek hammadde olarak yeniden kullanılmasıdır. Atık plastiklere uygulanan işlemler; yabancı maddelerden temizleme, yıkama, parçalama, ısıl işleme tabi tutma ve granül haline getirme olarak sıralanabilir. Granül hale getirilmiş olan malzeme plastik hammaddesi olarak kullanılmaktadır. Farklı kullanım alanlarına göre üretilmiş olan plastiklerin atık haline gelmesi ile içerisinde temas ettiği maddenin kalıntılarını barındırmaktadır. Geri dönüşüm tesisinde atık plastiklere yıkama işlemi uygulandığında, ortaya çıkan atıksuyun kirlilik yükü de fazla olmaktadır. Bu atıksuyun arıtılması çevre ve doğal kaynakların korunması açısından önem arz etmektedir.

Atıksu arıtımında, atıksuyun özelliğine göre fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Bir ileri arıtma yöntemi olan elektrokimyasal prosesler de birçok farklı endüstriyel atıksu arıtımında başarılı bir şekilde uygulanmaktadır. Elektrokimyasal proseslerin birçok avantajının bulunmasının yanında diğer arıtma prosesleri ile entegre bir şekilde uygulanabilmesi bu prosesin çok yönlü olmasını sağlamaktadır. Elektrokimyasal prosesler; Elektrokoagülasyon, Elektrooksidasyon, Elektroflotasyon, Elektro-Fenton, Elektrodializ ve Elektrodezenfeksiyon olarak sınıflandırılır (Solak, 2023). Bu prosesler ayrı ayrı kullanılabileceği gibi birbirleriyle veya başka proseslerle hibrit olarak da uygulanabilmektedir. Elektrokimyasal proseslerin hibrit uygulamaları; Eşzamanlı, ardışık ve entegre hibrit olarak gruplandırılmaktadır (Shah ve diğ, 2024).

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses, aynı reaktör içerisinde birden fazla prosesin aynı anda çalışması prensibine dayanmaktadır. İki anot ve bir katot elektrot bağlantı sistemi ile hem EK hem de EO prosesleri aynı anda çalışmaktadır. Böylece zaman ve reaktör tasarrufu sağlanmaktadır. Ardışık hibrit elektrokimyasal proses, ön arıtma olarak atıksuya önce EK uygulanması, sonrasında aynı atıksuya EO uygulanması prensibine dayanır. Böylece atıksudan kirletici giderimi daha yüksek seviyelere çıkabilmektedir. Entegre hibrit elektrokimyasal proses ise elektrokimyasal prosesin başka bir proses ile entegre edilmesi esasına dayanır. Burada farklı bir proses ile ön arıtma yapılmış olan atıksuya elektrokimyasal prosesler uygulanmaktadır. Entegre hibrit elektrokimyasal prosesler kombine hibrit proses veya ön koagüle hibrit proses olarak da anılmaktadır.

Plastik geri dönüşüm tesisi atıksularının atırımı üzerine yapılmış olan çalışmalar oldukça kısıtlıdır. Bu çalışmada plastik geri dönüşüm tesisi atıksuyunun hibrit elektrokimyasal prosesler ile arıtılması amaçlanmıştır. Diğer farklı sektörlerin atıksu arıtımında başarılı sonuçlar veren elektrokimyasal proseslerin plastik geri dönüşüm tesisi atıksuları arıtım etkinliği araştırılmış olup, en etkin hibrit elektrokimyasal prosesin belirlenmesi amaçlanmıştır.

1.2 Kapsam

Tez çalışmasında yapılan deneysel çalışmaların kapsamı Çizelge 1.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 1.1 : Tez çalışması kapsamı.

No.	Yürütülen Çalışmalar	Amaç	Kapsam
1	Eşzamanlı Hibrit Elektrokimyasal Proses	Atıksuyun tek bir reaktörde hibrit şekilde arıtılabilirliğinin araştırılması	- Atıksuya aynı reaktörde hem EK hem EO uygulanmıştır. - Al (+) / PÇ (-) / BKE (+) - Al (+) / PÇ (-) / Pt-IrO₂ (+) - Al (+) / PÇ (-) / PbO₂ (+) elektrot bağlantıları kullanılmıştır.
		Ön arıtma olarak atıksuya uygulanacak olan EK prosesinde kullanılacak elektrotların belirlenmesi	- Atıksuya EK uygulanmıştır. - Al (+) / PÇ (-) - Fe (+) / PÇ (-) elektrot bağlantıları kullanılmıştır.
2	Ardışık Hibrit Elektrokimyasal Proses	Ön arıtma sonrası atıksuda bulunan kirleticilerin giderimi	- Al (+) / PÇ (-) elektrotları kullanılarak yapılan EK prosesi sonrasında atıksuya EO uygulanmıştır. - BKEI (+) / PÇ (-) - Pt-IrO₂ (+) / PÇ (-) - PbO₂ (+) / PÇ (-) elektrot bağlantıları kullanılmıştır.
		Ön arıtma olarak atıksuya uygulanacak olan Kimyasal Koagülasyon prosesinde kullanılacak kimyasalın belirlenmesi	Atıksuya AlCl₃ ve FeCl₃ tuzları kullanılarak koagülasyon-flokülasyon uygulanmıştır.
3	Entegre Hibrit Elektrokimyasal Proses	Belirlenmiş olan kimyasalın doz ve pH'sının optimizasyonu	AlCl₃ kimyasalı kullanılarak dört farklı doz ve pH'da koagülasyon-flokülasyon uygulanmıştır.
		Ön arıtma sonrası atıksuda bulunan kirleticilerin giderimi	- AlCl₃ kimyasalı kullanılarak yapılan koagülasyon prosesi sonrasında atıksuya EO uygulanmıştır. - BKE (+) / PÇ (-) - Pt-IrO₂ (+) / PÇ (-) elektrot bağlantıları kullanılmıştır.
		Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi	- AlCl₃ kimyasalı kullanılarak yapılan koagülasyon prosesi sonrasında atıksuya EO uygulanmıştır. 200, 400 ve 800 rpm karıştırma hızlarında deneyler yapılmıştır.
		pH'nın giderim verimi üzerine etkisi	- AlCl₃ kimyasalı kullanılarak yapılan koagülasyon prosesi sonrasında atıksuya EO uygulanmıştır. - Değişken ve sabit pH değerlerinde deneyler yapılmıştır.

2. PLASTİK

Plastikler fosil kaynaklardan ya da selüloz vb. organik ürünlerden türetilen, çeşitli monomerlerin uzun zincirli yapılara dönüştürülmesiyle elde edilen sentetik ve yarı sentetik materyallerdir (Uysal, 2021). Hafiflik, esneklik, kolay işlenebilirlik, korozyona karşı dayanıklılık, iyi elektrik ve ısı yalıtkanlığı, kullanım kolaylığı ve ekonomik olması gibi birçok avantajı vardır. Bu avantajları nedeniyle günlük hayatımızın her alanında kullanılan maddelerdir (Yurtsever, 2015). Plastikler başta gıda, yiyecek-içecek, temizlik malzemesi vb. olmak üzere tüm alanlarda kullanılan bir malzemedir ve kullanımı her geçen gün artarak devam etmektedir. Günlük yaşamda farklı sektörlerde farklı tipte plastikler kullanılmaktadır. Plastikler, termoplastikler ve termoset plastikler (Sarwar ve diğ, 2024; Desidery ve Lanotte, 2022) olarak fiziksel özelliklerine göre ikiye ayrılır. Termoplastikler, ısıtma koşulları altında eritilebilen ve yeniden şekillenebilen plastik türleridir. Isıya maruz kalmaları bu plastik türünü geri dönüşüme yatkın hale getirir (Sarwar ve diğ, 2024; Geyer, 2020; Jayamani ve diğ, 2022). Diğer malzemelerden daha hafif, daha dayanıklı hale getirilen bu termoplastik polimer türleri yaygın olarak plastik ambalaj uygulamasında kullanılmaktadır (Sarwar ve diğ, 2024; Azeez, 2019; Thahir ve diğ, 2021; Mohamadi, 2023). Termoset plastik türleri aşırı yüksek sıcaklıklara maruz kaldıktan sonra bile erimez. Termoset plastiklerin en sık görülen örnekleri epoksi ve silikondur (Sarwar ve diğ, 2024). Plastikler kullanıldıktan sonra küresel çevremiz için ciddi bir sorun yaratan bir atık haline gelir. Tam olarak yönetilmediği takdirde plastik atıklar büyük mesafeler kat edebilmektedir. Böylece, karasal ve kıyısal alanlarda hatta açık denizlerde ve okyanuslarda büyük miktarlarda birikebilmektedir (Zbyszewski ve Corcoran, 2011). Ayrıca bu atıklar zaman içinde fiziksel ve biyokimyasal bozunmaya (mekanik erozyon, ışık kaynaklı bozunma ve biyolojik bozunma) uğramakta ve kontrolü daha zor hale gelmektedir (Briain ve diğ, 2020). Herhangi bir plastik için bu sürecin onlarca hatta yüzlerce yıl sonra tamamlanabileceği öngörülmektedir (Moore, 2008).

2.1 Plastik Çeşitleri

Plastikler, ürün yapısı ve özelliklerine göre farklı formlarda üretilmekte ve günlük hayatta insanlar tarafından sıkça kullanılmaktadır. Farklı türde üretilen plastıklara ilişkin görsel Şekil 2.1’ de görülmektedir.

 PETE	 HDPE	 PVC	 LDPE	 PP	 PS	 OTHER
Polietilen Tereftalat	Yüksek Yoğunluklu Polietilen	Polivinilklorür	Düşük Yoğunluklu Polietilen	Polipropilen	Polistiren	Diğer
						

Şekil 2.1 : Plastik türleri (Url-1).

2.1.1 Arcylonitrile-bütadien-styrene (ABS)

ABS plastik malzemeler genelde küçük ev aletlerinin (saç kurutma makinesi, blender, mikrodalgafırın ve diğer mutfak aletlerinin) döküm kutularıdır. Ayrıca buzdolabı üretiminde de kullanılan ABS plastikleri, kimyasal dayanımı, düşük sıcaklıklara dayanım ve yüzey parlaklığı ihtiyacını karşılamaya yönelik olarak tercih edilmektedir. Yüksek sıcaklık derecelerine dayanıklı olması sebebiyle otomotiv sektöründe de kullanımı oldukça yaygındır. Bunların yanında oyuncak ve mobilya sektöründe de yaygın olarak kullanılmaktadır (Vatan, 2002).

2.1.2 Polivinilklorür (PVC)

PVC plastik türlerinin birçok kullanım alanı olmakla birlikte, inşaat sektöründe oldukça fazla kullanılmaktadır. Ayrıca otomotiv sanayi, elektrik kabloları vb. alanlarda da kullanılmaktadır. PVC plastiklerin sıcaklıkla şekillendirilme özelliği sebebiyle kullanım alanı artmaktadır Geri dönüşümü sağlanan PVC plastikten; atık su boruları, marley ve dolgu malzemeleri üretilmektedir (Vatan, 2002; Armağan ve diğ, 2006).

2.1.3 Polipropilen (PP)

Diğer plastıklere göre daha hafiftir ve yumuşama noktası daha yüksektir. Bu sebeple amlalaj sanayinde oldukça yoğun olarak kullanılmaktadır. Geri dönüşümü sağlanan PP plastikten; oyuncak, kırtasiye malzemeleri ve sentetik halı tabanı gibi ürünler üretilmektedir (Armağan ve diğ, 2006).

2.1.4 Polietilen (PE)

En çok kullanılan plastik türlerinden biridir. Şampuan ve deterjan kutusu, oyuncak, bidon vb. ürün üretiminde kullanılmaktadır. Geri dönüşümü sağlanan PE plastikten deterjan şişeleri, çöp kutuları vb. ürünler üretilebilir. (Vatan, 2002; Armağan ve diğ, 2006).

2.1.5 Alçak yoğunluklu polietilen (LDPE)

Sağlam, esnek ve pürüzsüz olmasından dolayı film üretiminde oldukça yoğun kullanılır. Gıda ve endüstriyel ürün paketlenmesinde, seracılık faaliyetlerinde kullanılmaktadır (Vatan, 2002).

2.1.6 Yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE)

Sağlam ve ekonomik bir plastik türüdür. Kalıplama ürünleri, şişirme kalıplama ürünleri, film ve levha üretimi yöntemlerinin kullanıldığı ürünler bulunmaktadır. HDPE plastikleri ultraviyole ışınlara dayanıklı seramik film, dayanıklı torba, kablo izolasyonu, boru ve bazı spesifik film uygulamalarında kullanılmaktadır (Vatan, 2002).

2.1.7 Polietilentraftalat (PET)

İçecek kutusu ve yağ şişelerinin üretiminde kullanılır. Dayanıklı ve hafif bir yapıya sahip olması sebebiyle tercih sebebi olmaktadır. Tamamen geri dönüştürülebilir yapıdadır. Geri dönüşümü sağlanmış olan PET plastiklerden; sentetik elyaf ve dolgu malzemesi elde edilebilir (Vatan, 2002).

2.1.8 Polistren (PS)

PS plastikler sıklıkla koruyucu paketlemede kullanılır. Yiyecek paketlemede, yumurta kartonları, tepsi, kahve kapları, plastik çatal-kaşık, mobilya ürünlerinde, iş

malzemelerinde ve iletişim araçlarında kullanılmaktadır (Vatan, 2002; Kahraman, 2015).

2.2 Plastik Geri Dönüşümü

Bilinçsizce çevreye atılan plastik atıklar uzun yıllar doğada çözünmeden kalabilmektedir. Bu nedenle, kullanım sonucu ortaya çıkan atık plastiklerin geri dönüşüm tesislerinde birtakım işlemlerden geçirilerek hammadde olarak yeniden kullanılması çevresel açıdan oldukça önemli bir süreçtir. Plastik geri dönüşümü ile hammadde ihtiyacı azalır, çevre kirliliği önlenmiş olur, doğal dengenin korunumu sağlanmış olur (Özdemir, 2019).

Plastiğin uygun şekilde bertarafı, birçok ülkede önemli bir sorundur (Nafiu ve diğ, 2024; Law ve diğ, 2020; Wang ve diğ, 2022). Dünyadaki katı atıkların %60'ını plastiklerin oluşturduğu tahmin edilmektedir (Nafiu ve diğ, 2024; Kunwar ve diğ, 2016). Türkiye'de bu oran %15-20 civarındadır (Öztürk, 2001). Plastik atıkların uzun bir stabilite ve yavaş çevresel bozulma geçmişi vardır, bu nedenle çöp depolama alanında uzun süre kalmaktadır. Plastik atıkların çevreye olumsuz etkileri bilinmektedir. Bisfenol A (BPA), poliflorlu bileşikler, ftalatlar, antimon trioksit ve bromlu alev geciktiriciler plastiklerin bünyesinde bulunmaktadır. Bu tehlikeli maddeler, plastiklerden sızarak toprağa ve suya karışmak suretiyle suda yaşayan canlıları, insan sağlığını ve çevreyi tehlikeye atan tehlikeli maddelerden sadece birkaçıdır (Nafiu ve diğ, 2024; Okunola ve diğ, 2019; Tanimu ve diğ, 2019).

Plastiklerin ekosistemlere zarar vermesinin yanı sıra, her yıl üretilen yaklaşık 400 milyon ton plastik atık yakma sırasında karbon salınımı nedeniyle iklim değişikliğini de etkilemektedir (Vollmer ve diğ, 2020). Farklı kullanım amacına göre üretilen çok sayıda plastik malzeme göz önüne alındığında dört R programı aracılığıyla bunları yönetme araçları geliştirmek zorunlu hale gelmektedir. Rethink (yeniden düşün), reuse (yeniden kullan), reduce (azalt) ve recycle (geri dönüştür) yaklaşımlarından oluşan ve hepsi çevreyi ve ekosistemi korumayı amaçlayan bu yaklaşımlar arasında, atık plastiğin geri dönüşümü önemli bir ilgi görmüştür. Geri dönüşüm, çöpe atma veya atık yakmaya göre daha çevre dostu bir alternatif olarak kabul edilmektedir. Sadece çevreyi korumakla kalmaz, aynı zamanda atık ve zararlı malzemelerin değerli ürünlere dönüştürülmesine de yardımcı olmaktadır (Nafiu ve diğ, 2024; Kalkanis ve diğ, 2022). Atık plastiklerin geri dönüşümü, ekosistemi

kurtarmak ve döngüsel ekonomi yoluyla zenginlik yaratmak için akıllıca bir yaklaşım olarak kabul edilmektedir (Nafiu ve diğ, 2024; Tanimu ve diğ, 2024) .

Plastik atık geri kazanımında, atık plastik türüne ve hedeflenen geri kazanım ürününe göre farklı yaklaşımlar bulunmaktadır (Nafiu ve diğ, 2024; Schyns ve Shaver, 2021). Geri dönüşüm yaklaşımlarının her birinin avantaj ve dezavantajları olabilmektedir. Plastik atık türleri için uygulanan geri dönüşüm yöntemleri Çizelge 2.1’de görülmektedir.

Çizelge 2.1 : Atık plastik geri dönüşüm yöntemleri (Lee ve diğ, 2025).

Yapılan işlem	Atık kaynağı	Özellikler
Yeniden ekstrüzyon	Sanayi sonrası	Kapalı devre sistem, atıkların yeniden kullanım oranı yüksek, maliyet etkin
Mekanik geri dönüşüm	Tüketici sonrası	Açık devre sistem, geri dönüşümlü ürünler, Ön işlem gereksinimi
Kimyasal geri dönüşüm	Tüketici sonrası	Yüksek değerli ürünler, çözücü ve katalizör maliyeti
Enerji geri kazanımı	Sanayi sonrası ve tüketici sonrası	Kirletici ve toksin emisyonlar, yakıt ve yağların enerji üretimi

Plastik atıkların geri dönüşümü için farklı yaklaşımlar bulunmaktadır. Bu yaklaşımlar birincil, ikincil, üçüncül ve dördüncül geri dönüşüm olarak sınıflandırılabilir (Nafiu ve diğ, 2024; Lee ve diğ, 2025). Birincil ve ikincil geri dönüşüm hemen hemen aynıdır. Arasındaki temel ayrım hammadde kaynağından ileri gelmektedir. Sanayi sonrası veya tüketici sonrası atıklardan kaynaklanıp kaynaklanmadığına göre belirlenmektedir.

Birincil geri dönüşüm plastik ürünlerin üretimi sırasında oluşan hurda veya fazla malzemeleri birincil hammadde olarak kullanarak kapalı bir devre içinde

alışmasıdır. Birincil geri dönüşüm, plastik atıkların döngüsel ekonomisi açısından en uygun geri dönüşüm sürecidir. Bu süreç düşük karbon emisyonu ile sonuçlanır ve diğer geri dönüşüm süreçlerine kıyasla en uygun maliyetli geri dönüşüm yöntemidir.

İkincil geri dönüşüm çeşitli kentsel, kırsal ve endüstriyel kaynaklardan toplanan katı plastik atıkların işlendiği açık devre bir sisteme benzetilebilir. Tüketici öncesi polimerlerin birincil geri dönüşümünde saf polimer üretimi için gereken aynı tesislerin kullanılmasını ile daha fazla analize gerek kalmadan hammadde bileşiminin anlaşılması gibi avantajları bulunmaktadır. Ancak tüketici sonrası toplanan plastik atık ayırma, yıkama, parçalama ve öğütme içeren çok adımlı bir ön işlem süreci gerektirir. Hem birincil hem de ikincil geri dönüşüm süreçleri genellikle polimerlerin özelliklerine zarar verebilecek termal işlem gerektirir. Genel olarak, polimer yapıları polimer hammaddesinin yeniden işlenmesi sırasında bozulabilir ve bu da bağ kopmasına veya dallanmaya yol açabilir. Bu değişiklikler, moleküler ağırlığını düşürerek ve polimer zincirleri arasında istenmeyen dallanmalar oluşturarak polimerin kalitesini düşürebilir. İkincil geri dönüşüm sırasında polimer özelliklerinin potansiyel olarak bozulması nedeniyle, bu işleme genellikle aşağı dönüşüm denir. Bununla birlikte yeniden işlenmiş hammaddeye kimyasal katkı maddeleri eklemek polimer özelliklerini iyileştirmeye yardımcı olabilir ancak bu ek maliyetlere neden olabilmektedir. Polimer atık akışlarının ayrılması, polimer atıklarının boyutunun küçültülmesi ve ekstrüzyon ikincil geri dönüşümde gerekli adımlardır.

Üçüncül geri dönüşüm hidroliz, amonoliz ve alkol gibi hidrojenolizi ve solvolizi, termal işleme tabi tutulan uygun şekilde seçilmiş bir katalizörle birleştiren katalitik bir kimyasal geri dönüşüm sürecidir.

Dördüncül geri dönüşüm yalnızca plastik atıkların kimyasal enerji potansiyelinden ısı ve enerji kaynaklarını kullanarak yararlanmaya dayanır. Ancak dördüncül geri dönüşüm sera gazı emisyonlarında artışa ve ciddi çevre kirliliğine neden olabilir. Sonuç olarak, plastik atıkların dördüncül geri dönüşümü insan sağlığı ve ekosistem güvenliği için potansiyel riskleri nedeniyle daha az önerilmektedir (Lee ve diğ, 2025).

Plastiğin yapım sürecinde kullanılan klorürler, kükürt, silikon, flor, alev geciktiriciler, endokrin bozucular, PFAS, BPA ve ftalatlar gibi toksik kimyasal katkı maddeleri, geri dönüşüm süreçleri boyunca genellikle atık plastiğe yapışır ve üretilen yakıtlara ve kimyasallara karışabilmektedir. Bazı durumlarda bu katkı maddelerinin bir kısmı gaz kirleticiler veya endüstriyel atık su olarak çevreyi kirletebilmektedir (Nafiu ve diğ, 2024).

Günümüzde plastik atık geri dönüşümü mekanik ve kimyasal geri dönüşüm olarak sınıflandırılmaktadır. Mekanik ve kimyasal geri dönüşüm yöntemleri ve özellikleri Çizelge 2.2’de görülmektedir.

Çizelge 2.2 : Mekanik ve kimyasal geri dönüşümün özellikleri (Lee ve diğ, 2025).

Yöntem	Özellikleri
Mekanik Geri Dönüşüm	- Nispeten düşük maliyet - Düşük teknik gereksinim - Çıkan ürün kalitesi, giren ürün kalitesine bağlıdır - Sınırlı sayıda geri dönüşüm
Kimyasal Geri Dönüşüm	- Nispeten yüksek maliyet - Yüksek teknik gereksinim - Çıktı metaryalin yüksek kalitesi - Birden fazla geri dönüşüm mümkündür

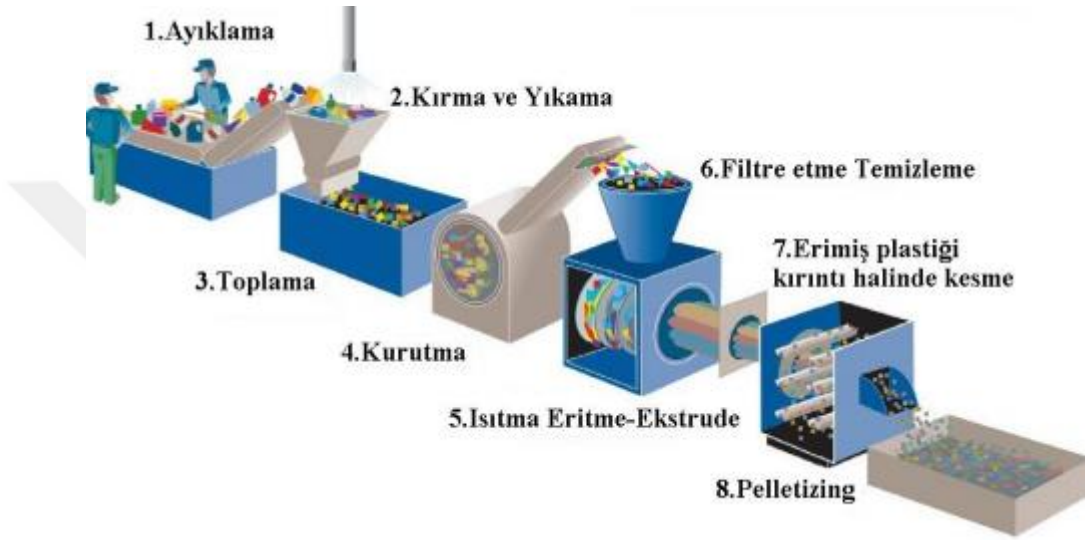
2.2.1 Mekanik geri dönüşüm

Mekanik geri dönüşüm kimyasal geri dönüşüme kıyasla daha az maliyetli olduğu için en popüler ve sıklıkla seçilen geri dönüşüm türüdür. Mekanik geri dönüşüm yöntemi, ürün olarak %94-98 oranında plastik akışı üretmektedir. Her plastik türü, çok çeşitli eriyik akış hızlarına (çeşitli moleküler ağırlıklar), çeşitli renklere ve katkı maddelerine sahip olabilir. Ayrıca birçok geri dönüşümden elde edilen plastik gıda sınıfı gerekliliklerini karşılamayabilir. Bu da gıda ambalajlama ile ilgili uygulamalarda doğrudan kullanımını yasaklar ve çeşitli ambalaj senaryolarında

kapalı devre geri dönüşümü zorlaştırır (Nafiu ve diğ, 2024). Mekanik olarak geri dönüştürülen ürünler sıklıkla zayıf mekanik özelliklere sahiptir olabilir ve bu da pazar talebini ve pratik uygulamasını sınırlamaktadır (Khan ve diğ, 2010). Bu kısıtlamanın iki ana nedeni bulunmaktadır. Bunlar, özellikle kesme veya yüksek sıcaklıkta kalıplama sırasında plastik atıkların işlem görmesi sonucu termomekanik bozulma (Mbarek ve diğ, 2006; Sanchez ve diğ, 2014) ve geri dönüştürülmüş plastik ürünlerin beklentilerin altında performans göstermesidir (Brems ve diğ, 2012). Atık plastiklerin bertarafı için kullanılan fiziksel yaklaşımlar plastiğin yeniden sentezi veya kompozitlerin oluşturulması şeklinde yapılır (Kulkarni ve diğ, 2022). Bu kompozit malzemeler genellikle inşaat, borulama, paketlenme vb. alanlarda kullanılmaktadır (Ma ve diğ, 2021; Sukkaneewat ve diğ, 2024).

Atık plastiklerin geri dönüşümü, plastiklerin çöplere atılan farklı katı atıklardan ayrıştırılmış şekilde tesise gelmesi ile başlamaktadır. Bu malzemeler, ayırma, yıkama, kesme, öğütme ve peletleme dahil olmak üzere çeşitli ön işlem adımlarından geçer (Ragaert ve diğ, 2017). Tesise gelen atıklara ilk olarak yabancı maddelerden arındırılması için ayıklama işlemi uygulanır. Atık plastiklerin içerisinde bulunan kimyasal veya biyolojik maddeler ile teması sonucu veya farklı çöplerle birlikte teması sonucu atık plastikler kontamine haldedir. Kontamine olmuş atık plastikler ön yıkama yapılarak dış yüzeylerinde bulunan kirleticilerin giderilmesi sağlanmaktadır. Daha sonra parçalarına ayrılan atık plastikler içerisindeki kirletici unsurların da giderilmesi amacıyla ikinci yıkamaya tabi tutulurlar. Tesiste oluşan atıksuyun kaynağını yıkama aşamasında ortaya çıkan atıksular oluşturmaktadır. Parçalama işlemi ve diğer proseslerin uygulanmasından sonra granül hale getirilmektedir. Ekstrüzyon (eritme) teknolojileri genellikle mekanik geri dönüşüm için kullanılır. Bu sistemler, plastik atığın sokulduğu bir besleme bölümü, sıkıştırma bölümü içeren bir namlu ve pul pul dökülmüş plastik atığı eritmek için tek (Sakai, 2013) veya çift (Martins ve De Paoli, 2005) vidadan oluşur. Ekstrüzyon özellikle plastik malzemelerin yeni ürünlere dönüştürülmesi söz konusu olduğunda plastik atıkların geri dönüşümünde kritik bir adımdır. Plastiği eritmek ve şekillendirmek için kullanılan bir cihaz olan ekstrüder, plastik parçalarını alır, yüksek bir sıcaklığa kadar ısıtılır ve ekstrüderin içinde sıkıştırılarak viskoz bir sıvıya dönüştürülür. Bundan sonra, erimiş plastik bir kalıptan itilerek

ekstrüde edilen malzemeye doğru şekil verilir (Nafiu ve diğ, 2024). Ekstrüder tasarımı, geri dönüştürülmüş ürünlerin kalitesini önemli ölçüde etkilemektedir. Erimiş reçine haznesi (MSR) ile donatılmış bir ekstrüder kullanılarak üretilen polimerler, akış yönüne hizalanmış laminar bir yapı sergiler. Buna karşılık, MSR olmadan çift vidalı ekstrüderlerden üretilen polimerler düzensiz dağılmış yapılar sergiler (Lee ve diğ, 2025). Plastik geri dönüşüm tesisinde uygulanan işlemleri gösteren şematik gösterim Şekil 2.2’de gösterilmiştir.



Şekil 2.2 : Plastik geri dönüşüm tesisi şematik gösterimi (Megep, 2006).

Geri dönüşüme tabi tutulacak olan plastiklerin içerisinde bulunan yabancı maddeler sonraki proseslerde sorun oluşturabilmektedir. Bundan dolayı plastikler içerisinde bulunan maddelerden ayrılmalıdır. Kırma ünitesi, plastik atıkları daha küçük parçalara ayırmayı içerir. Bu işlem parçalayıcı adı verilen bir makine kullanılarak gerçekleştirilir. Cihaz, atık plastiği daha kolay işlenebilmesi ve eritilerek başka öğeler oluşturulabilmesi için daha küçük parçalara kesmek üzere tasarlanmıştır. Parçalanmış plastiğin kirlilik ve kalıntılardan arındırılması için yıkama ve kurutma işlemleri uygulanır. Genellikle plastik atıkları temizlemek için deterjanlar veya diğer maddelerin yardımıyla yıkama işlemi uygulanır. Plastiği eritmek ve şekillendirmek için kullanılan bir cihaz olan ekstrüder, plastiği yüksek bir sıcaklığa kadar ısıtır. Isıtılmış olan plastik ekstrüderin içinde sıkıştırılarak viskoz bir sıvıya dönüştürülür ve erimiş plastik bir kalıptan itilerek ekstrüde edilen malzemeye doğru şekil verilir.

2.2.2 Kimyasal geri dönüşüm

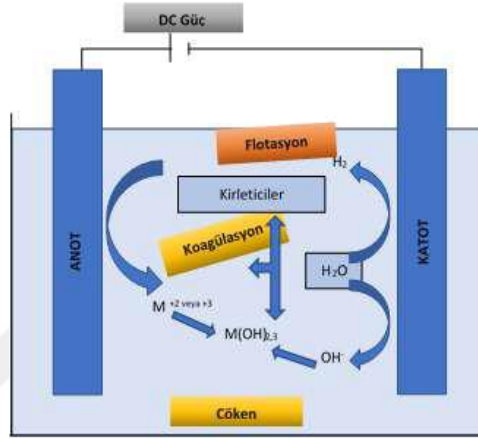
Kimyasal geri dönüşüm, mekanik olarak geri dönüştürülmesi zor olan plastiklerin geri dönüştürülmesine olanak tanıyan bir teknolojidir. Kimyasal geri dönüşüm, her türlü plastik atığın işlenmesi ve katma değerli yakıtlar ve kimyasallar elde edilmesi açısından büyük avantajlar sunmasına rağmen teknik ve ekonomik olarak daha zordur (Nafiu ve diğ, 2024; Christopher ve diğ, 2022; Nanda ve Berruti 2021). Genellikle kimyasal, termal veya katalitik işlemler yoluyla plastiklerdeki uzun hidrokarbon zincirlerinin daha kısa parçalara veya monomerlere depolimerizasyonunu içerir (Luo ve diğ, 2023). Piroliz, hidrokraking ve solvoliz kimyasal geri dönüşüm süreçleri içerir (Lee ve diğ, 2025). Kimyasal geri dönüşüm, mekanik işleme için ekonomik potansiyellerini tüketmiş polimerlerden daha fazla değer çıkarılmasını sağlayarak mekanik geri dönüşüm süreçlerini tamamlar (Liu ve diğ, 2024).

3. ELEKTROKİMYASAL ATIKSU ARITIM YÖNTEMLERİ

Plastikler, farklı kullanım amacına göre üretildiklerinden dolayı geri dönüşüm tesisinde ortaya çıkan atıksular da kompleks yapıda ve oldukça yüksek organik içeriğe sahip olabilmektedir. Yüksek organik yüke sahip atıksuların etkin bir şekilde arıtılması son derece önemlidir. Bu tür atıksuların arıtılmasında aerobik, anaerobik gibi biyolojik prosesler, oksidasyon, membran sistemleri gibi konvansiyonel ileri arıtma sistemleri kullanılmaktadır. Bu prosesler etkin giderim verimlerine sahip olmasına karşın işletme maliyeti ve işletme kolaylığı açısından alternatif yöntemlerin geliştirilmesi gerekliliğini ortaya koymaktadır. Yüksek organik içeriğe sahip atıksuların arıtılmasında kullanılan proseslerden biri de elektrokimyasal proseslerdir. Elektrokimyasal proseste, elektrik enerjisi yardımıyla birtakım reaksiyonlar gerçekleşmektedir. Meydana gelen reaksiyonlar prosesin ana arıtım mekanizmasını oluşturmaktadır. Proseste anot ve katottan oluşan elektrotlara DC veya AC ile akım verilmektedir. Verilen akım sonrasında çözelti içerisinde gerçekleşen redoks reaksiyonlarına bağlı olarak atıksular arıtılmaktadır. Elektrot seçiminde iletken veya yarı iletken metaller kullanılmaktadır (Blöcher, 2002). Elektrokimyasal prosesler, ileri arıtma yöntemleridir ve farklı sektörlerdeki atıksuların arıtılmasında oldukça başarılı bir şekilde kullanılmaktadır. Kimyasal madde kullanımının sınırlı olması, reaksiyonların hızlı gerçekleşmesi ve düşük elektrik potansiyeli ile çalışma kabiliyeti bu prosesin çok yönlü bir proses olduğunu göstermektedir (Kurt, 2007). Günümüzde, enerji tüketimleri ve karbon emisyonları nedeniyle konvansiyonel arıtma teknolojileri yerine elektrokimyasal proseslerin önemi artmaktadır. Bu sistemler diğer arıtma teknolojileri ile entegre olarak da çalışabilmektedir (Tang ve diğ, 2019). Elektrokimyasal proseslerin Elektrokimyasal proseslerin atıksu karakterine göre kullanılan farklı türleri de bulunmaktadır. Bu prosesler bazen tekil olarak kullanılırken bazen hibrit sistem olarak uygulanmaktadır. Elektrokimyasal proseslerin farklı atıksu karakterlerine bağlı olarak kullanılan farklı türleri aşağıda incelenmiştir.

3.1 Elektrokoagülasyon

Kimyasal koagülasyonun bir alternatifi olarak geliştirilen Elektrokoagülasyon prosesi, koagülant madde kullanılmaksızın elektrik akımı ve elektrotlar sayesinde koagülant maddenin yerine üretilmesi ile gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyon (EK) prosesinin şematik gösterimi Şekil 3.1’de görülmektedir.



Şekil 3.1 : EK proses şeması (Solak, 2023).

Elektrot türü EK prosesinde giderim verimini etkileyen parametrelerdendir. EK prosesinde Alüminyum, demir, bakır, magnezyum gibi çözülebilir elektrotlar kullanılmaktadır (Solak, 2023). Alüminyum elektrot kullanılması halinde meydana gelen reaksiyonlar Denklem 3.1-3.3’te görülmektedir (Solak, 2019).

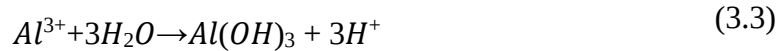
Anot yüzey reaksiyonları



Katot yüzey reaksiyonları

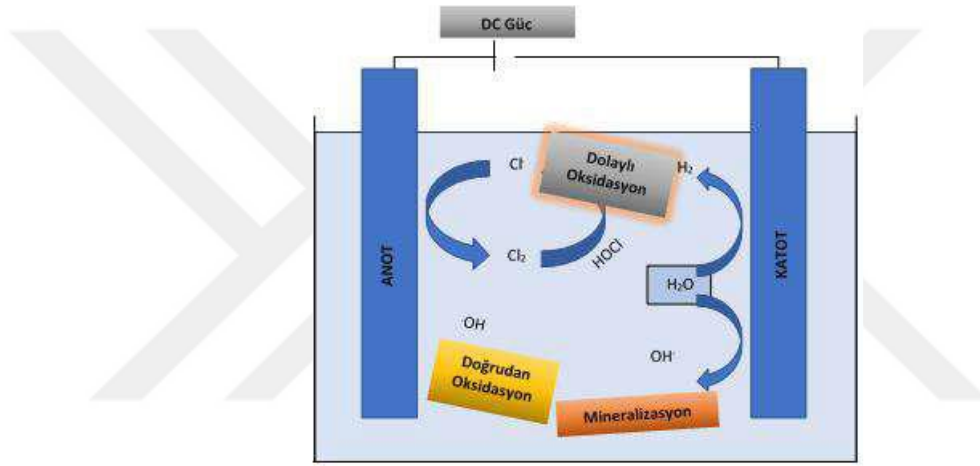


Çözelti reaksiyonları



3.2 Elektrooksidasyon

Elektrooksidasyon (EO) prosesi iki şekilde gerçekleşmektedir. Birincisi doğrudan oksidasyon (anodik oksidasyon), ikincisi dolaylı oksidasyondur. EO, atıksu ortamında bulunan organik kirleticileri biyolojik olarak zor parçalananan kirleticileri biyolojik olarak parçalanabilen formlara dönüştürmektedir (Arargüç, 2018). EO prosesinin verimliliği atıksu karakteri, kullanılan elektrot türlerine, atıksu pH'sı, elektroliz süresi, akım yoğunluğu gibi işletme parametrelerine bağlı olarak değişmektedir (Periyasamy ve Muthuchamy, 2018). EO prosesi şematik gösterimi Şekil 3.2'de görülmektedir.



Şekil 3.2 : EO proses şeması (Solak, 2023).

EO prosesinde kullanılan elektrotlar suda çözünmeyen özelliktedir (Yazıcı, 2017). Bunlar; grafit (Sathish ve Viswanath 2005; Sundarapandiyan ve diğ, 2010), bor kaplı elmas (Dominguez ve diğ, 2010; Anglada ve diğ, 2011), kaplanmış titanyum (Kong ve diğ, 2006; Santos ve diğ, 2010) platin (Fino ve diğ, 2005; Carbonio ve diğ, 2009) olarak sayılabilir. EO prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar Denklem 3.4-3.10' da görülmektedir (Solak, 2019).

Anot yüzey reaksiyonları





Katot yüzey reaksiyonları

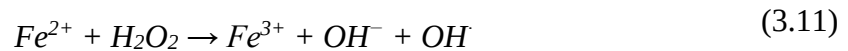


3.3 Elektroflotasyon

Elektroflotasyon (EF) fiziksel bir ayırma işlemidir. Bu proseste temel mantık kirleticilerin atıksu ortamından yüzdürülerek ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Elektroflotasyon prosesi de atıksu içerisindeki kirleticilerin yüzdürülmesi ile giderimini amaçlamaktadır. Her ne kadar elektroflotasyon kendi başına bir proses olarak ifade edilse de EK ve EO proseslerinde oluşan gazlar sayesinde yüzdürme işlemi gerçekleşir. Böylelikle elektroflotasyon adını almaktadır. Kullanım amacı olarak ayırıcı özelliklere sahip olan yağ-gres giderimi için kullanılıyorsa elektroflotasyon olarak ifade edilmesi uygundur. Genelde Al ve PÇ elektrotların kullanımı yaygındır. Bunun sebebi diğer metallere göre daha dayanıklı olmaları ve gazların çıkışına engel olmamalarıdır (Aljaberi ve diğ, 2023).

3.4 ElektroFenton

Düşük pH'larda oksidasyon, nötralizasyon ve çöktürme aşamalarını izleyen prosesler dizisidir. Hidroksil radikallerinin oluşumu bu proses için ana reaksiyondur (Liu ve diğ, 2018). Fenton reaksiyonunda üretilen hidroksil radikali, H_2O_2 'nin demir katalizli ayrışmasından kaynaklanmaktadır. Elektro-Fenton prosesinde demir kaynağı olarak demir elektrot, oksitleyici olarak da hidrojen peroksit (H_2O_2) kullanılır. Bu proses, yoğun çözünmüş organik kirleticilerin atıksulardan giderilmesinde etkindir (Solak, 2023). Fenton prosesinde gerçekleşen reaksiyon Denklem 3.11'de görülmektedir.



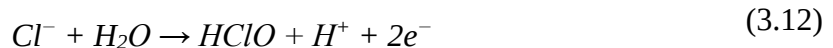
Elektro-Fenton prosesine UV (Ultraviyole) ışığı entegre edilebilmektedir. Böylece proses Foto Elektro-Fenton olarak anılmaktadır. Aynı şekilde ses dalgalarının eklenmesi de mümkün olup, bu durumda proses sono-elektro-fenton ismini almaktadır (Solak, 2023).

3.5 Elektrodiyaliz

Elektrodiyaliz (ED) prosesi son yıllarda dikkat çeken bir prosestir. Elektrik enerjisi altında iyonik halde bulunan türler ve mineral tuzların iyon seçici membranlar aracılığı ile bir çözeltiden başka bir çözeltiye geçmesidir. Prosesin temelini membranlar oluşturmaktadır. İyon seçici membranlar anyonik ve katyonik olmak üzere iki türdür. Bir çözeltiyi demineralize etmek için istiflenmiş bir konfigürasyonda plastik ara parçalar arasına dönüşümlü olarak katyon ve anyon membranları yerleştirilir. Bir ucunda pozitif bir elektrot (anot) ve diğer ucunda negatif bir elektrot (katot) bulunmaktadır. Elektrotlara akım uygulandığında, oluşturulan elektrik potansiyeli iyonları hareket ettirmek için itici güç haline gelir ve membranlar zıt yüklü iyonlar için bariyerler oluşturur (Solak, 2023).

3.6 Elektro-Dezenfeksiyon

Su ve atıksu ortamında bulunan mikroorganizmaların gideriminde çeşitli yöntemler bulunmaktadır. Bunlarda ozon, UV ve klorlama gibi tekniklerdir. Elektrokimyasal prosesler çeşitli kirletici türlerini arıtmanın yanı sıra mikroorganizmaların gideriminde de etkili bir yöntemdir. Bunun sebebi proseste oluşan redoks reaksiyonlarıdır. EK ve EO proseslerinde farkı elektrot türlerinde giderim sağlanabilmektedir. Bu yüzden bu proseslerin eletro-dezenfeksiyon olarak adlandırılması mümkündür. Proseste mikroorganizma giderim etkinliği redoks reaksiyonlarına ve oluşan oksidantlara bağlıdır. Klorür içeren bir atıksuyun proses çalışma sırasında gerçekleşen reaksiyonlar Denklem 3.12 ve 3.13’de görülmektedir (Solak, 2023; Cotillas ve diğ, 2013).



Elektrokimyasal prosesler ile farklı sektördeki atıksular üzerine yapılmış çeşitli çalışmalar Çizelge 3.1’de sunulmuştur.

Çizelge 3.1 : Elektrokimyasal proses türü çalışmaları.

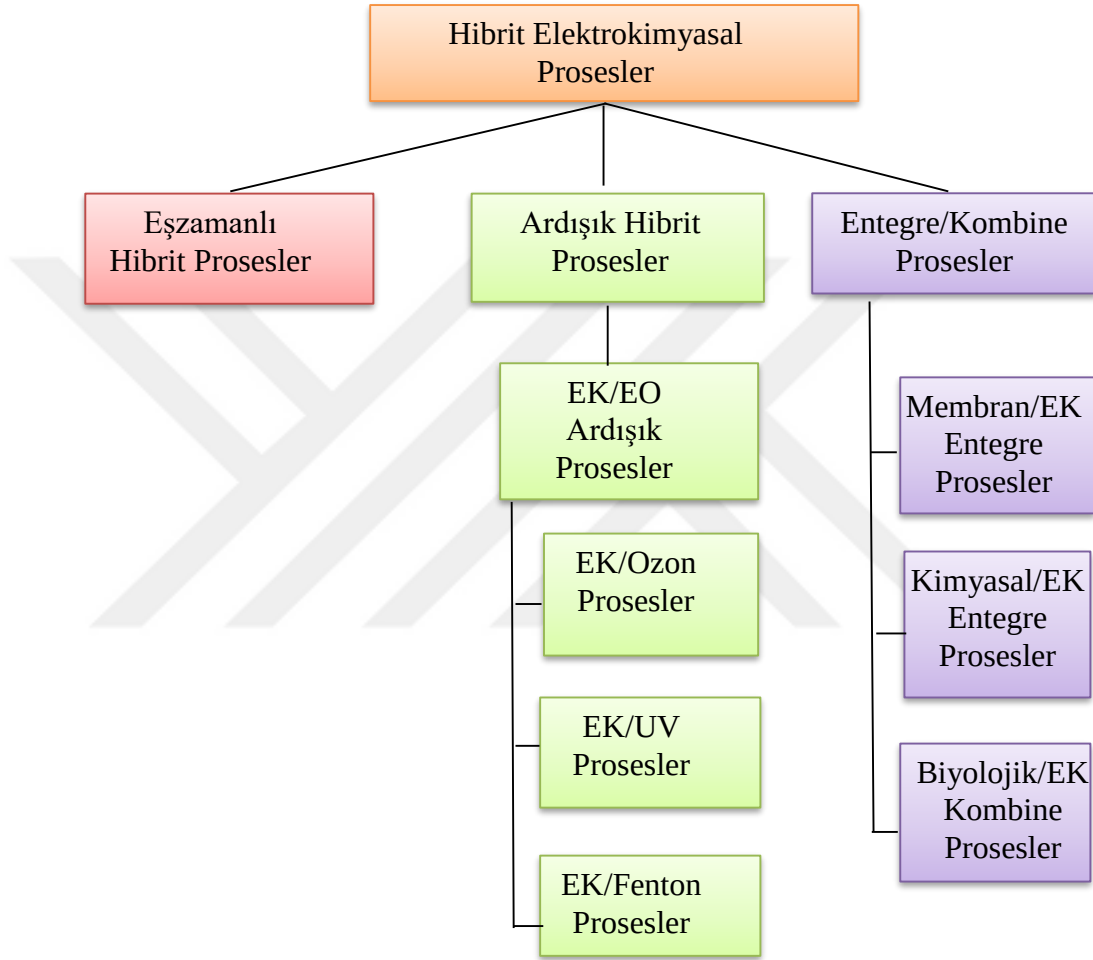
Atıksu Tipi	Proses Türü	Giderim	Referans
Evsel atıksu	EK	%87,5 ve üzeri KOİ	Bote, 2021
Evsel atıksu	EK	%99 Fosfor	Omwene ve diğ, 2018
Maden atıksuları	EK	%70 Bor	Da Silva ve diğ, 2019
Petrol rafineri atıksuyu	EK	%99 Selenyum	Hansen ve diğ, 2019
Sentetik atıksu	EK	%99 Kurşun	Hussin ve diğ, 2017
Mermer atıksuyu	EK	%99,99 AKM	Solak ve diğ, 2009
İlaç sanayi atıksuyu	EO	%90 Parasetamol %82 KOİ %65 TOK	Periyasamy ve Muthuchamy, 2018
Boya üretim atıksuyu	EO	%93,08 Renk	Suman ve diğ, 2003
Şeker üretim atıksuyu	EO	%87-%92 KOİ %95 Renk	Sharma ve diğ, 2020; Sahu, 2016
Herbisit üretim atıksuyu	EO	%75 KOİ	Zhang ve diğ, 2020
Depolama alanı çöp sızıntı suyu	EO	%42-%99 KOİ %68 BOİ %97 Renk	Ghanbari ve diğ, 2020; Veli ve diğ, 2021; Ukundimana ve diğ, 2018
Endüstriyel atıksu	EO	%67 KOİ %63 TOK	Zhao ve diğ, 2022
Petrokimyasal atıksu	EO	%78 KOİ %90 PAH	Ajab ve diğ, 2020
Yağ içeren atıksu	EF	%94 KOİ %97 Yağ asitleri	Mirshafiee ve diğ, 2018
Kalkopirit parçacıkları içeren atıksular	EF	%95 Ultrafin	Solak, 2023
Yağ içeren atıksu	EF	%96 KOİ %93 BOİ %97 Yağ %91 Renk	Esfandyari ve diğ, 2015
Ağır metal içeren atıksu	EF	%97 Demir %80 Nikel %96 Bakır %99 Çinko %97 Kurşun %95 Kadmiyum	Belkacem ve diğ, 2008
Tekstil atıksuyu	Foto-Fenton	%84 KOİ	Solak, 2023
Sağlık tesisi atıksuyu	Eletro-Fenton	%96 KOİ	Ghjair ve Abbar, 2023
Süt endüstrisi atıksuyu	Foto-Fenton	%60 KOİ	Trigueros ve diğ, 2022
Boya üretim atıksuyu	Eletro-Fenton	%94 CN %54 KOİ	Can-Güven, 2022
Sintine atıksuyu	Eletro-Fenton	%71 KOİ %69 Yağ-Gres	Ulucan ve Kurt, 2015
Kaplama atıksuları	ED	%92 Ni-EDTA %100 Ni %98 N	Liu ve diğ, 2023
Fosfor ve azot içeren atıksu	ED	%65 P	Cai ve diğ, 2020

3.7 Hibrit Elektrokimyasal Prosesler

Son yıllarda daha verimli performansa ulaşmak için birden fazla elektrokimyasal prostesten yararlanılabilmektedir. Elektrokimyasal prosesler diğr proseslerle entegre olabilme yeteneklerinden dolayı büyük ilgi görmektedir. Bu yenilikçi yöntemlerin çevresel kirlenmeyle mücadelede ve atıksu arıtımında oldukça etkili

olduğu görülmektedir (Asfaha ve diğ, 2021; Aljaberi ve diğ, 2022; Mohora ve diğ, 2018).

Hibrit elektrokimyasal prosesler, birden fazla prosesin eşzamanlı, ardışık veya entegre olarak uygulanması şeklinde tanımlanabilir. Hibrit elektrokimyasal proseslerin dağılımlarına ilişkin şematik gösterim Şekil 3.3’de görülmektedir.

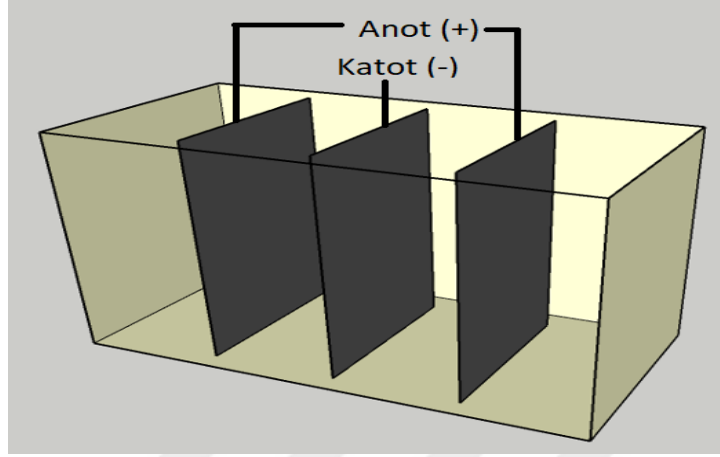


Şekil 3.3 : Hibrit elektrokimyasal prosesler (Shah ve diğ, 2024).

3.7.1 Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses

Tek bir reaktörde iki prosesin birlikte kullanılmasını esas almaktadır. Bu tasarımda atıksu arıtımı için gerekli süre, enerji ve reaktör tasarrufu sağlanmış olmaktadır. Bu teknikte, bir çözünür bir de çözünmez elektrot anot olarak, ortada da katot olarak çalışacak bir elektrot ile az 3 elektrot kullanılmaktadır. Böylelikle, reaktör hem EK hem de EO olarak çalışmaktadır. Eşzamanlı hibrit EO prosesler, literatürde çift anot sistemi veya birleşik EK sistemi olarak da anılmaktadır (Ding ve diğ, 2021a; Rezgui, 2022).

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal prosesin şematik gösterimi Şekil 3.4 'de görülmektedir.



Şekil 3.4 : Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses.

Dondurma üretim tesisi atıksuyundan KOİ ve TOK giderimi üzerine yapılan bir çalışmada eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses uygulanmıştır. Deneysel çalışmalarda dört farklı elektrot serisi kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan elektrotların biri çözünür diğer ikisi çözünmez özelliktedir ve elektrotların ikisi anot (+) biri katot (-) olacak şekilde bağlantı yapılmıştır. Çalışmada kullanılan elektrot ve bağlantı türü aşağıda yer almaktadır.

1. Seri: Fe(+)/PÇ(-)/TiRuO₂(+)
2. Seri: Al(+)/PÇ(-)/TiRuO₂(+)
3. Seri: Fe(+)/PÇ(-)/Grafit(+)
4. Seri: Al(+)/PÇ(-)/Grafit(+) setleri kullanılmıştır.

İlgili deneysel çalışmada akım yoğunluğu, pH ve elektroliz süresi parametreleri giderim veriminde etkili olmuştur. Farklı elektrot setleri için giderim verimleri farklılık göstermiştir. 1., 2., 3., ve 4. Seri elektrotların KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %76 ve %56, %72 ve %44, %59 ve %46, %59 ve %44 olarak belirlenmiştir (Akyüz, 2023).

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal prosesin kullanılmış olduğu başka bir çalışmada, suda bulunan *E. coli* bakterisi giderimi amaçlanmıştır. İlgili çalışmada Al ve PÇ elektrotlar kullanılmıştır. Elektrot serisi olarak Al(+)/PÇ(-)/PÇ(+) kullanılmıştır. 0,3 akımda ve 21,12 dakikalık elektroliz süresinde *E.coli* bakterisinin 4D bozulmasının meydana geldiği görülmüştür. Eşzamanlı hibrit elektro-

dezenfeksiyon işlemi güvenilir bir yaklaşım olduğu ve su/atık sudan *E. coli*'nin inaktivasyonu için geleneksel yöntemlere önemli bir alternatif olabileceği sonucuna varılmıştır (Solak ve Karaköse, 2023).

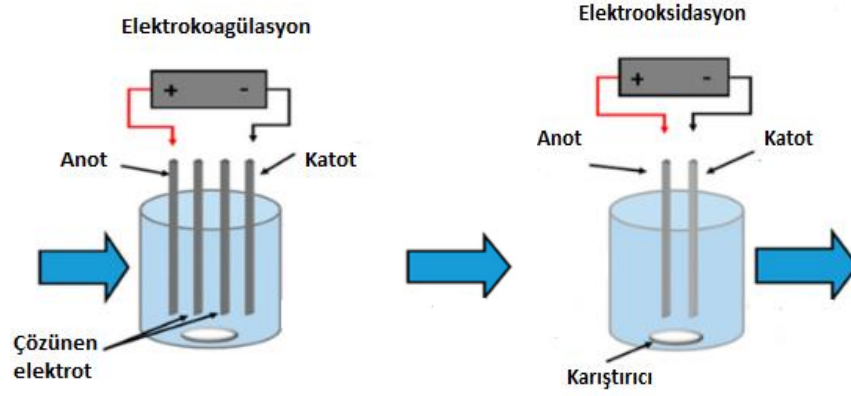
Tabakhane atıksularının arıtılması için eşzamanlı hibrit elektrokimyasal prosesin uygulanmış olduğu bir çalışmada EF ve EC süreçlerini birleştiren birleşik bir yaklaşım uygulamışlardır. Her bir yöntemin optimize edilmesiyle, birleşik proseste % $(88,1 \pm 4,8)$ KOİ giderme oranı ve izin verilen deşarj limitlerini karşılayacak şekilde kromun tamamen giderildiğini göstermiştir (Rezgui, 2022).

Depolama sızıntı suyu arıtımı için eşzamanlı hibrit elektrokimyasal prosesin uygulanmış olduğu başka bir çalışmada birleşik EK ve EO prosesinin kesikli ve sürekli akışlı modda arıtma verimliliğini araştırmıştır. Anot elektrot olarak Ti-Pt, katot olarak grafit elektrot kullanılmıştır. Anot ile katot arasına akım verilmeksizin iki kutuplu Fe elektrot kullanılmıştır. Bu konfigürasyon, hem Ti-Pt elektrodundaki anodik oksidasyon reaksiyonlarını hem de Fe elektrodunun yarım yüzeyini teşvik etmek ve daha sonra bir demir pıhtılaştırıcı oluşturacak olan çözünmesini sağlamak için seçilmiştir. Birleşik sistemde KOİ, bulanıklık, toplam fosfor, toplam koliformlar için giderim verimleri sırasıyla %56, %78, %96, %97 olarak tespit edilmiştir (Benguit ve diğ, 2022).

Ding ve arkadaşları, sızıntı suyu konsantresinin arıtımı için çift anot sistemi kullanan, elektro-Fenton benzeri bir işlemle birleşik bir EC yaklaşımı üzerine araştırma yapmışlardır. Yapılan çalışmada askıdaki katı organiklerin ve amonyağın giderim verimliliğine pH, elektrot aralığının ve elektrik yükünün etkisi incelenmiştir. Yapılan çalışma ile belirli koşullar altında organiklerin yaklaşık %57'sinin ve amonyağın %60'ının başarılı bir şekilde giderildiğini göstermiştir (Ding ve diğ, 2021b).

3.7.2 Ardışık hibrit elektrokimyasal proses

EK ve EO prosesleri art arda uygulandığı proseslerdir. Literatürde ardışık hibrit elektrokimyasal proseslerin giderim verimini arttırdığı görülmektedir. Son yıllarda konteyner yıkama atıksuları, meşrubat, süt gibi farklı endüstriyel atıksu arıtımında hibrit elektrokimyasal uygulamalar üzerine çalışmalar görülmektedir (Yılmaz Nayır ve Kara, 2018). Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesin şematik gösterimi Şekil 3.5'de görülmektedir.



Şekil 3.5 : Ardışık hibrit elektrokimyasal proses (Shah ve diğ, 2024).

Guvenc ve arkadaşlarının yapmış olduğu çalışmada, biyodizel üretimi yapan bir tesisin atıksularına hibrit EK-EO prosesi uygulanmıştır. EK ve EO proseslerinin çalışma koşulları optimize edilmiş, ardından hibrit EK-EO prosesi uygulanmıştır. EK işlemi için Al-Al elektrot çifti, EO işlemi için ise Ti/SnO₂ anotu seçilmiştir. Hibrit EK-EO prosesinin KOİ, TSS ve yağ-gres giderme verimliliği sırasıyla %98,9, %98,2 ve %99,8 olmuştur. Optimize edilmiş koşullarda EK, EO ve hibrit EK-EO proseslerinin enerji tüketimi sırasıyla 1,02, 43,4 ve 37,4 kWh/kg KOİ'dir. Hibrit proses, tek başına EK veya EO proseslerinden daha yüksek bir giderme verimliliğine sahipken, EO prosesinden daha az enerji kullanmıştır. Çalışmanın sonuçlarına göre hibrit EK-EO prosedürü, asitlenmiş biyodizel atıksu arıtımında etkili olduğu tespit edilmiştir (Guvenc ve diğ, 2022).

Asfaha ve arkadaşlarının yapmış olduğu bir çalışmada tekstil endüstrisi atıksularına hibrit EK-EO prosesi uygulanmıştır. Proseslerin farklı çalışma koşullarını optimize etmek için Box-Behnken istatistiksel deney tasarımı kullanılmıştır. Çalışmada KOİ ve renk giderimi incelenmiştir. EK prosesi, optimum çalışma koşullarında %76 KOİ ve %89 renk giderimi sağlanmıştır. Hibrit EK-EO prosesinde %97 KOİ ve renk giderimi sağlanmıştır (Asfaha ve diğ, 2022).

Literatürde hibrit elektrokimyasal prosesler ile ilgili yapılmış diğer bazı çalışmalar Çizelge 3.2'de görülmektedir.

Çizelge 3.2 : Ardışık hibrit elektrokimyasal proses çalışmaları.

Atıksu Tipi	Proses Türü	Giderim	Referans
Endüstriyel konteyner yıkama atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%97 Fosfor %95 KOİ	Sanni ve diğ,2022
Yapıştırıcı üretim tesisi atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%100 KOİ ve Amonyak	Lu ve diğ, 2022
Endüstriyel atıksu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%70 TOK %99 KOİ	Linares ve diğ, 2017
Çözünür kahve atıkları	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%72 TOK %89 KOİ %100 Renk	Ibarra-Taquez ve diğ, 2017
Süt endüstrisi atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%60 KOİ	Chakchouk ve diğ, 2017
Biyodizel atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%68 Metanol %95 KOİ	Palomino ve diğ, 2013
Tekstil atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%97 Renk	Solak, 2019
Sentetik atıksu	Ardışık Hibrit (EK+EF)	%85 AKM %76 Bulanıklık %88 BOİ %79 KOİ %93 Renk	Merzouk ve diğ, 2010
E-coli sentetik atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%100 E-coli	Solak ve Karaköse, 2023
Evsel atıksu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%97 ve üzeri E-coli	Ozyonar ve Korkmaz, 2022
E-coli atıksuyu	Ardışık Hibrit (EK+EO)	%100 E-coli %100 Bulanıklık	Cotillas ve diğ, 2013

3.7.3 Entegre/kombine hibrit elektrokimyasal proses

Farklı geleneksel arıtma yöntemleri bazı atıksudaki dirençli bileşiklerin etkili bir şekilde arıtılmasında yetersiz olabilmektedir (Yabalak ve diğ, 2021). Boyalar, tuzlar, yüzey aktif maddeler, asitler, bazlar ve oksidanlar geleneksel arıtma ile tam olarak giderilemeyen parametrelerden bazılarıdır. Membran prosesler ve ters ozmoz bu parametrelerin giderimi için umut veren proseslerdir. Ancak membran kirlenmesi ve düşük su akışı gibi dezavantajlarının bulunması bu proseslerin kullanım potansiyelini engelleyebilmektedir. Tek bir arıtma prosesi ile istenen arıtma verimi sağlanamaması durumunda, yüksek kalitede arıtılmış atık su sağlamak ve atık suyun yeniden kullanımını kolaylaştırmak için kombine arıtma teknolojilerinin uygulanması gerekmektedir (Anis ve diğ, 2019). Çok sayıda avantajı nedeniyle elektrokimyasal proses, atık su arıtma araştırmalarında kombine bir arıtma yöntemi olarak dikkat çekmektedir (Bilinska ve diğ, 2020). Elektrokimyasal proseslerin, herhangi bir arıtma prosesi ile entegre edilmiş olması

da hibrit prosesler olarak bilinmektedir. Başka proseslerle entegre edilmiş olan proses bazen kombine olarak anılırken bazen destek prosesi olarak anılmaktadır.

Zaldivar-Diaz ve arkadaşları, elektrokimyasal proses-kimyasal çöktürme işleminin denim endüstrisinden gelen gerçek atık su üzerindeki sinerjik etkisini araştırmışlardır. Kombine proses ile KOİ için %91, renk için %93 ve bulanıklık için %94'lük giderim verimliliğiyle sonuçlanan sinerjistik etkiler ortaya konulmuştur (Zaldivar-Diaz ve diğ, 2023).

Can ve arkadaşları, kimyasal çöktürme destekli EO proses ile kahve ve kahve ürünleri üretim atıksuyundan TOK ve KOİ giderimi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Optimum şartlarda %95 TOK ve %97 KOİ giderim verimi elde edilmiştir (Can, 2019a).

Shen ve arkadaşları, kombine bir EK/EF yöntemi kullanılarak florür konsantrasyonunun sentetik çözeltiden giderilmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Optimum çalışma koşulunda florür konsantrasyonu 15 mg/L'den 2 mg/L'ye düşürülmüştür (Shen, 2003).

Can-Güven ve arkadaşları, yapmış olduğu bir çalışmada zeytin değirmeni atıksuyuna demir katalizli perkarbonat, peroksimonosülfat oksidasyonu ve ardından elektrooksidasyon prosesi uygulanmıştır. %77 KOİ ve %100 renk giderimi sağlanmıştır (Can-Güven ve diğ, 2023).

Can-Güven ve arkadaşları, yapmış olduğu başka bir çalışmada boya imalat atıksuyuna peroksimonosülfat ve geçiş metallerinin ilave edildiği elektrooksidasyon prosesi uygulanmıştır. %74 KOİ ve %99 renk giderimi sağlanmıştır (Can-Güven ve diğ, 2022). Literatürde elektrokimyasal prosesler ile entegre edilmiş diğer bazı çalışmalar Çizelge 3.3'de görülmektedir.

Çizelge 3.3 : Entegre / kombine hibrit elektrokimyasal proses çalışmaları.

Atıksu Tipi	Proses Türü	Giderim	Referans
Asit içeren atıksu	Entegre Hibrit (EK+Turmalin+Biyolojik)	%99 KOİ	Yang ve diğ, 2022
Çöp sızıntı atıksuyu	Entegre Hibrit (EK+EO+Peroksimonosülfat)	%95 KOİ %99 Amonyak	Ghanbari ve diğ, 2020
Çöp sızıntı atıksuyu	Entegre Hibrit (Elektro- Fenton+Biyolojik)	%97 KOİ	Baiju ve diğ, 2018
Endüstriyel atıksu	Entegre Hibrit (Elektro-Fenton destekli sonikasyon)	%85 KOİ %65 Amonyak	Menon ve diğ, 2021
Karışık endüstriyel atıksu	Entegre Hibrit (Elektro- Fenton+Biyolojik)	%80 KOİ	Popat ve diğ, 2019
Karışık endüstriyel atıksu	Entegre Hibrit (Elektro-Fenton+EK)	%85 KOİ	Nidheesh ve Gandhimathi, 2014

Plastik geri dönüşüm tesislerinden çıkan atık suyun arıtımı, söz konusu kirleticilerin karmaşıklığı ve toksisitesi nedeniyle kritik bir çevresel endişe olarak ortaya çıkmıştır. Bu atık suyun arıtımı için çeşitli yöntemlerin kapsamlı bir analizi, özellikle koagülasyon teknikleri, gelişmiş oksidasyon süreçleri ve sürdürülebilir malzemelerin entegrasyonu açısından umut verici sonuçlar ortaya koymaktadır.

Fadlilah ve Bagastyo tarafından yapılan karşılaştırmalı bir çalışmada, ferrik klorür ve alüminyum sülfat dahil olmak üzere farklı koagülantların, değişen pH seviyelerinde atık sudan polietilen tereftalat (PET) mikroplastiklerinin giderilmesindeki etkinliğini araştırmıştır. Bulguları, mikroplastiklerin atık sudaki kirleticilerin yaklaşık %76'sını oluşturduğunu, öncelikle 251 ila 500 µm arasında değişen boyutlarda parçalar halinde olduğunu göstermiştir. Bu, çevresel etkileri azaltmak ve su kalitesini iyileştirmek için mikroplastik konsantrasyonlarını azaltmada etkili koagülasyon yöntemlerine olan ihtiyacı vurgulamaktadır. (Fadlilah ve Bagastyo, 2024)

İleri oksidasyon süreçleri bağlamında, atık suyun elektrokimyasal arıtımı, plastik geri dönüşüm atık suyundaki kirleticileri parçalamak için uygulanabilir bir seçenek olarak incelenmiştir. Yu ve arkadaşları tarafından yürütülen araştırmada, plastikleştirici atık suyunun arıtımı için özel olarak tasarlanmış bir Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Battaniyesi (UASB)-Anaerobik/Anoksik (A/O) işleminin kullanımını göstermiştir. Bu çalışma, bu tür atık suların verimli bir şekilde arıtılmasının zorluklarını vurgulayarak, biyolojik yöntemleri ileri oksidasyonla birleştiren entegre arıtma yaklaşımlarının yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) atık suları için daha iyi sonuçlar verebileceğini belirtmiştir. (Yu ve diğ, 2014)

Ek olarak, fotokatalitik süreçlerin kullanımı, plastik geri dönüşümünden kaynaklanan atık suda karmaşık organik kirleticilerin parçalanması için umut verici bir yol sunmaktadır. Damayanti ve arkadaşları tarafından yürütülen araştırmada, çeşitli arıtma süreçlerinin kullanılmasının avantajlarını vurgulayarak, kimyasal geri dönüşümün plastik atıkları değerli ürünlere dönüştürebileceğini ve böylece atık yönetimiyle ilişkili hem çevresel hem de ekonomik zorlukları ele alabileceğini belirtmiştir (Damayanti ve diğ, 2022).

Plastik geri dönüşüm tesisi atıksuların karakterizasyonu ve ileri oksidasyon yöntemi ile giderimi üzerine bir çalışma yapmıştır. Tehlikeli atık geri kazanımı, IBC konteyner ve plastik bidon yıkama hizmeti veren bir geri dönüşüm tesisinin

atıksuyu üzerine çalışılmıştır. Fenton benzeri oksidasyon prosesi ile optimum şartlarda %86,8 KOİ, %89,1 BOİ₅ , %89,6 TOK giderim verimi elde edilmiştir (Demir, 2015).

Plastik geri dönüşüm tesisi atıksularının Fenton ve elektro-Fenton prosesleri ile arıtımı üzerine yapılan başka bir çalışmada, plastik geri dönüşüm tesisinin atıksu arıtma tesisinden alınan numuneler üzerinde çalışılmıştır. Optimum şartlarda fenton prosesi için KOİ giderim verimi %79,6 olurken elektro-Fenton prosesi için KOİ giderim verimi %81,2 olarak belirlenmiştir (Şahinkaya, 2017).

Atık plastik geri dönüşüm endüstrisi atıksularının arıtılabilirliği üzerine yapılan başka bir çalışmada; Belediye katı atık merkezinden temin edilen HDPE, LDPE, PET, PP, PS ve karışık termoplastik atıklara yıkama işlemi yapılmıştır. Yıkama işlemi laboratuvar ortamında, gerçek tesis simüle edilerek yapılmıştır ve ortaya çıkan atıksuya koagülasyon-flokülasyon işlemi uygulanmıştır. Alüm ve FeCl₃ ile 2 farklı flokülant (PEL ve FSPS) denenmiştir. Optimum şartlarda KOİ giderim verimlerinin Alüm/FeCl₃+FSPS ile %70-94 ve BOİ'nin ise %80-99 aralığında olduğu tespit edilmiştir (Özdemir, 2019).

Özellikle, elektrokimyasal ileri oksidasyon işlemleri, plastik geri dönüşümünden gelenler de dahil olmak üzere çeşitli endüstriyel atıklar için etkili tedaviler olarak vurgulanmıştır. Barrera-Díaz ve arkadaşları tarafından yapılan inceleme, plastik geri dönüşüm atık suyunda bulunan çeşitli kirleticileri arıtmak için elektrokimyasal yöntemlerin çok yönlülüğünü göstererek, organik kirleticileri etkili bir şekilde parçalama potansiyellerini vurgulamıştır (Barrera-Díaz ve diğ, 2014).

Araştırmadaki son gelişmeler, özellikle sürdürülebilir uygulamaların geliştirilmesiyle birlikte, plastik geri dönüşümü ve atık su arıtımının manzarasını şekillendirmeye devam etmektedir. Örneğin, geri dönüştürülmüş plastiklerin fotokatalizör kompozit filmlerin üretiminde kullanılması, yalnızca atık suyu arıtmakla kalmayıp aynı zamanda malzemeleri etkili bir şekilde geri dönüştüren ve entegre bir atık yönetim stratejisine katkıda bulunan ikili bir yaklaşımı temsil etmektedir. Chuang ve arkadaşları tarafından yapılan araştırma, geri dönüştürülmüş plastiklerin kompozit filmlerde kullanımını ele alsa da, bunların boya atık suyu arıtımı için özel uygulamaları henüz yeterince araştırılmamıştır ve bu alanda daha fazla araştırmaya ihtiyaç olduğunu göstermektedir (Chuang ve diğ, 2025).

Sonuç olarak, plastik geri dönüşüm tesislerinden çıkan atık suyun arıtımı, etkili koagülasyon yöntemleri, gelişmiş oksidasyon teknikleri ve sürdürülebilir malzeme entegrasyonunu kapsayan çok yönlü stratejiler gerektirir. Son çalışmalardan elde edilen kümülatif kanıtlar, yenilikçi ve çevre dostu teknolojilerin daha sürdürülebilir bir geleceğe giden yolu açabileceği plastik atık arıtımının gelişen manzarasına işaret etmektedir.



4. MATERYAL VE METOT

4.1 Materyal

Deneyisel çalışma sırasında yapılacak olan analizler ve yöntemleri Çizelge 4.1’de verilmiştir.

Çizelge 4.1 : Yapılan analizler ve yöntemleri.

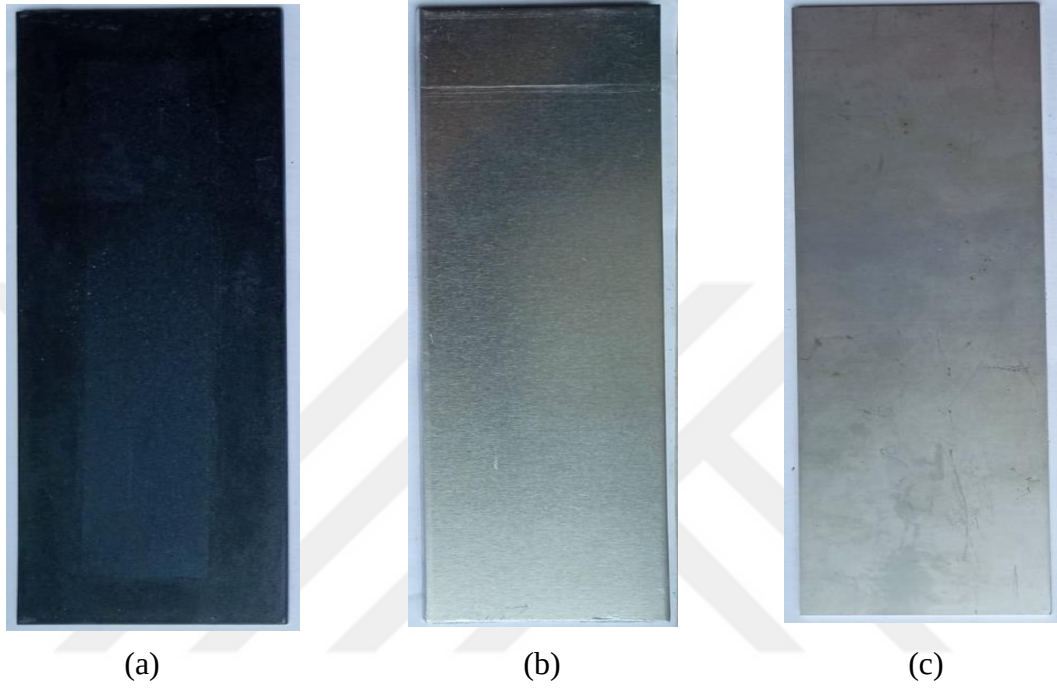
Parametre	Metot
pH	SM 4500-H.B
Sıcaklık	SM 2550-B
İletkenlik	SM 2510
ORP	SM 2580-B
AKM	SM 2540-D
TOK	SM 5310-B
KOİ	SM 5520-D

Yapılacak deneylerde kullanılacak olan numuneler, Düzce ilinde faaliyet gösteren bir plastik geri dönüşüm tesisinden alınmış ve laboratuvar ortamında deneyisel çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Numuneler standart yöntemlere uygun olarak +4 derecede saklanmıştır (APHA 1998). Atıksu numunesinin karakteristik özelliği çizelge 4.2’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.2 : Atıksu numunesi karakteristik özelliği.

Parametre	Miktar
pH 20 °C	7,2
AKM (Askıda Katı Madde) (mg/l)	390
KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) (mg/l)	1411
TOK (Toplam Organik Karbon) (mg/l)	351
TOK/KOİ oranı	0,25
Fiziksel Özellik	Koyu kahverengi, yoğun kokulu
İletkenlik (µS/cm)	5,86
ORP (Oksidasyon/İndirgeme Potansiyeli) (mv)	-150

Deneysel çalışmalarda PbO_2 , Pt-IrO_2 , BKE, Al, Fe ve PÇ elektrotlar kullanılmıştır. BKE elektrotlar DiaCCon GmbH Almanya'dan temin edilen, Pt/Ir-O_2 elektrotlar Baoji Changli Special Metal Co., Ltd. Çin'den temin edilen elektrotlardır. Deneysel çalışmalarda kullanılan bazı elektrotlar Şekil 4.1'de gösterilmiştir. Elektrotların boyutları $200 \times 60 \times 0,5$ mm dir.



Şekil 4.1 : Deneysel çalışmalarda kullanılan elektrotlar. a) BKE b) Pt/Ir-O_2 c) PÇ

Plastik geri dönüşüm tesisi atıksuyunun arıtılması üzerine yapılan deneysel çalışmalarda literatürde geçen eşzamanlı hibrit, ardışık hibrit ve entegre hibrit elektrokimyasal prosesler uygulanmıştır.

Eşzamanlı hibrit proses deneylerinde, PbO_2 , Pt-IrO_2 , BKE, Al ve PÇ elektrotlar kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan elektrot ve bağlantı türü aşağıdaki şekilde yapılmıştır.

1. $\text{PbO}_2(+)$ / PÇ(-) / Al(+)
2. $\text{Pt-IrO}_2 (+)$ / PÇ(-) / Al(+)
3. BKE(+) / PÇ(-) / Al(+)

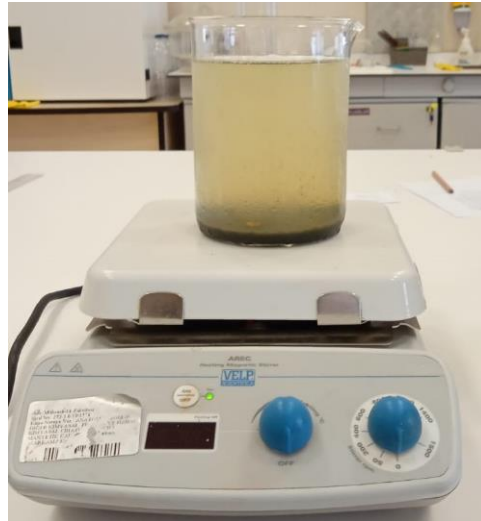
Ardışık hibrit proses deneylerinde, önce elektrokoagülasyon yapılmış olup buradan çıkan numuneye elektrooksidasyon uygulanmıştır. Elektrokoagülasyon deneylerinde anot ve katot olarak Al ve Fe elektrotlar kullanılmıştır. EO prosesinde

anot olarak BKE, Pt/Ir-O₂ ve PbO₂ elektrotlar kullanılırken katot olarak PÇ kullanılmıştır.

Entegre hibrit proses deneylerinde önce kimyasal koagülasyon yapılmış olup buradan çıkan numuneye EO uygulanmıştır. EO prosesinde anot olarak BKE, Pt/Ir-O₂ ve PbO₂ elektrotlar kullanılırken katot olarak PÇ kullanılmıştır.

4.2 Deney Düzeneği ve Yöntemi

Deneyisel çalışmalarda koagülasyon prosesinde AlCl₃ ve FeCl₃ pıhtılaştırıcı tuz kullanılmış olup en yüksek kirlenici giderim verimine sahip olan pıhtılaştırıcı tuz belirlenmiştir. Giderimi sağlanan kirlenici parametreler açısından benzerlik gösteren hazır kahve ve kahve ürünleri fabrikası atıksuyunun arıtımı üzerine yapılmış olan bir çalışmada TOK ve KOİ gideriminin farklı elektrot türleri ile giderimi araştırılmıştır. Ön arıtmada koagülasyon-flokülasyon işlemlerinde dört farklı pıhtılaştırıcı tuz (FeSO₄, FeCl₃, Al₂(SO₄)₃ ve AlCl₃) kullanılmıştır. Kullanılan pıhtılaştırıcılardan TOK ve KOİ giderim verimi en yüksek olan pıhtılaştırıcı tuz belirlenmiştir (Can ve diğ., 2019a). Deneylerde kimyasal koagülasyon çalışmaları cam reaktörde gerçekleştirilmiştir ve reaktöre 2000 ml plastik geri dönüşüm tesisi atıksu numunesinden koyulmuştur. Manyetik karıştırıcı ile hızlı karıştırma 300 rpm’de 3 dk., yavaş karıştırma 50 rpm’de 2 dk. olarak uygulanmıştır. Kimyasal koagülasyon işlemine ilişkin görsel Şekil 4.2’ de görülmektedir.



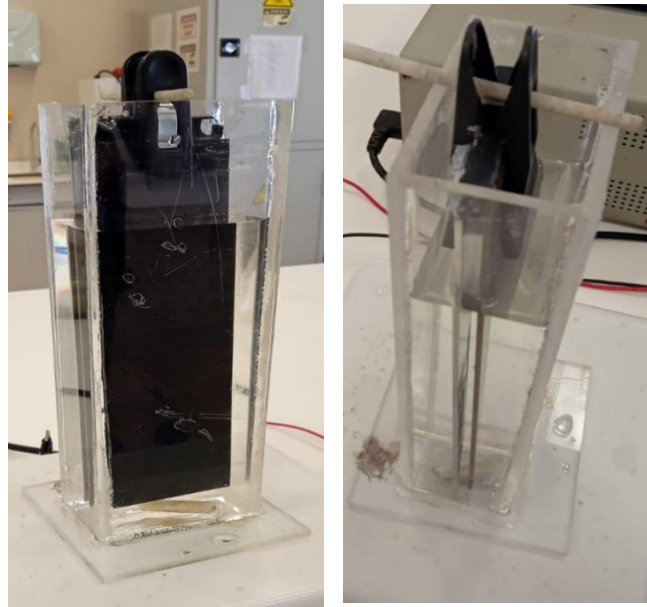
Şekil 4.2 : Kimyasal koagülasyon işlemi.

Karıştırma işlemlerinin ardından 35 dk. çöktürme işlemleri uygulanmıştır ve elektrooksidasyon işleminde kullanılacak olan numune üstten alınmıştır. Üstten alınmış olan numune 0,45 µm gözenekli selüloz membran filtreden süzülerek elektrooksidasyon deneyleri yapılmıştır. Filtreden süzme işlemine ilişkin görsel Şekil 4.3’de görülmektedir.



Şekil 4.3 : Kaba filtrede süzme işlemi.

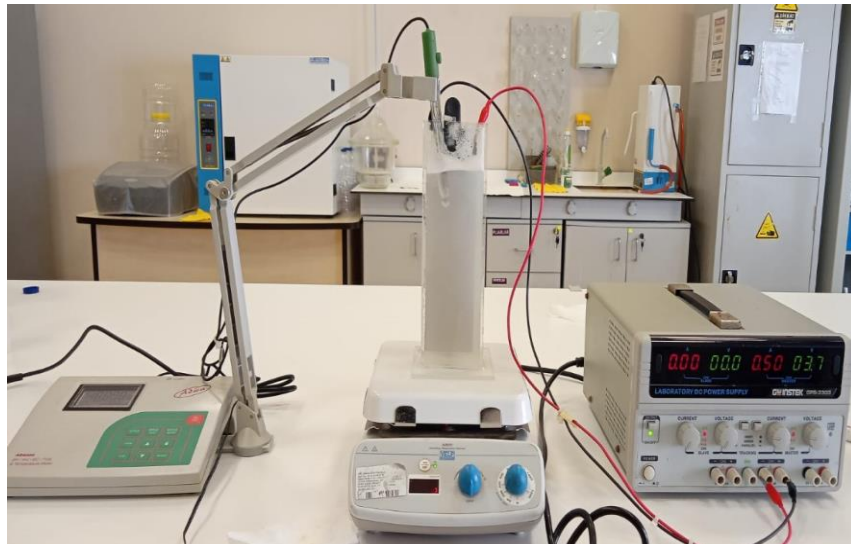
Elektrokimyasal deneysel çalışmaları için plexi glas malzemeden reaktör tasarlanmıştır. Deney reaktörünün boyutları 230*70*40 mm dir. Elektrotlar düzeneğin içine dikey olacak şekilde ve birbirlerine paralel olarak yerleştirilmiştir. Deney reaktörüne ait görsel Şekil 4.4’de görülmektedir.



Şekil 4.4 : Deney reaktörü.

Reaktör tasarımı yapılırken kullanılabilecek maksimum elektrot yüzey alanı belirleyici olmuştur. Böylece numune ile temas edecek elektrot yüzeyinin artması sağlanmıştır. Deneysel çalışmalar sırasında hem anot hem de katot elektrotların suda kalan bölümü 170 mm ve elektrotlar arası mesafe 5 mm olarak ayarlanmıştır. Anotların toplam aktif yüzey alanı 102 cm² dir. Her çalışmadan önce elektrotlar, yüzeyde biriken yabancı maddeleri uzaklaştırmak için fosforik asit veya aseton ile silinerek saf su ile yıkanmıştır.

Deneysel çalışmalarda 500 ml numune kullanılmıştır ve reaktör deney süresince manyetik karıştırıcı ile karıştırılmıştır. Karıştırma hızının verim üzerine etkisinin de araştırıldığı deneylerde 200 rpm, 400 rpm ve 800 rpm’de karıştırma yapılmıştır. Bu amaçla AREC Herating Magnetic Stirrer model manyetik karıştırıcı kullanılmıştır. Deneysel çalışmalarda, akım ve voltaj kontrolü GPS-3303-Multi Output DC Power Supply (0-30V, 0-3A) model güç kaynağı ile sağlanmıştır. Deneysel çalışmalarda elektrotlara 5,10 ve 20 mA/cm² akım uygulanmıştır. pH’nın giderim verimi üzerine etkisi de araştırılmıştır. Bu sebeple bazı deneylerde herhangi bir pH ayarı yapılmazken, bazı deneylerde deney süresince pH 6’da tutulmuştur. TOK değerleri 15 dakikada bir tek numune alınarak ölçülmüştür. Deney setine ilişkin görsel Şekil 4.5’ de gösterilmiştir.



Şekil 4.5 : Deney seti şematik gösterimi.

4.3 Analitik Metot

Tüm kimyasal analizler su ve atık suların incelenmesine yönelik standart yöntemlerle gerçekleştirilmiştir (APHA 1998). TOK seviyeleri, arındırılmayan organik karbon yöntemiyle dağılmayan bir IR kaynağı (Shimadzu, TOC-L modeli) kullanılarak numunelerin 680 °C'de yakılması yoluyla belirlenmiştir. TOK analizlerinin yapıldığı cihaza ilişkin görsel Şekil 4.6'da görülmektedir.



Şekil 4.6 : TOK ölçüm cihazı.

Sonuçların tekrarlanabilirliğini kontrol etmek için tüm deneyler üç kez tekrarlanmıştır. Maksimum deneysel hata %2'nin altındadır ve ortalama değerler rapor edilmiştir. Her ölçüm üç tekrarlı olarak yapılmış ve üç sonucun ortalaması alınmıştır.

TOK ve KOİ giderme verimliliği Denklem 4.1 ile hesaplanmıştır.

$$E(\%) = (C_0 - C) * 100 \quad (4.1)$$

Burada; C_0 başlangıç konsantrasyonu (mg/L), C son konsantrasyonudur (mg/L).

Elektrokimyasal arıtma prosesinin işletme maliyetlerinin ana bileşeni olan TOK giderimine dayalı spesifik enerji tüketimi (SET) hesaplanmıştır. SET, giderilen TOK'un (TOCrem) birim kütlesi başına tüketilen enerji miktarı olarak tanımlanır ve kWh/kg cinsinden ifade edilir.

Spesifik enerji tüketim miktarı Denklem 4.2 ile hesaplanmıştır (Can ve diğ, 2019a).

$$SET = (kWh/kgTOC) = (V * I * t) / TOC_{rem} \quad (4.2)$$

V elektrotlar arasındaki voltajdır, I amper cinsinden akımdır, t saat cinsinden süredir, TOC_{rem} TOK giderimidir.

Atık su için elektrooksidasyonun anot verimlilikleri (η), metre kare başına amper başına saat başına uzaklaştırılan TOK'un (TOC_{rem}) miligramı (mg) cinsinden Denklem 4.3 ile hesaplanmıştır (Can ve diğ., 2019a).

$$\eta (mg TOC/Ahm^2) = [\Delta (TOC)_{exp} * V_s] / ItS_{anode} \quad (4.3)$$

$(TOC)_{exp}$ deneysel TOK bozunumu (veya TOC_{rem}) (mg/L), I amper cinsinden akım, t süredir(saat), S aktif anot alanıdır.

Elektrokimyasal proseslerde enerji tüketimi kirletici giderim verimini ve işletme maliyetini etkileyen en önemli parametrelerden biri olması nedeniyle deneysel çalışmalarda değerlendirilmesi gerekir. Enerji tüketimi Denklem 4.4 ile hesaplanmıştır.

$$E.T. = V.i.t/v \quad (4.4)$$

Burada, $E.T.$: Enerji Tüketimi (kWsa/m³), V : Volt (V), i : Akım (A), t : Zaman (saat),

v : Toplam atksu hacmi (m³)

Atıksularda organik kirleticilerin biyolojik bozunma etkinliklerinin değerlendirildiği KOD (Karbon Oksidasyon Değeri) ve OOD (Ortalama Oksidasyon Değeri) parametreleri Denklem 4.5 ve 4.6 ile hesaplanmıştır (Gilpavas ve Correa-Sanchez 2019).

$$KOD = 4-1,5 * (KOİ / TOK_0) \quad (4.5)$$

$$OOD = 4-1,5 * (KOİ / TOK) \quad (4.6)$$

5. SONUÇLAR

5.1 Eşzamanlı Hibrit Elektrokimyasal Proses Sonuçları

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses deney sonuçları Çizelge 5.1’de görülmektedir.

PbO₂ elektrot için numunenin iletkenlik değeri 60 dk.’da 4,78-14,05 mS/cm aralığında, 75 dk.’da 14,05-16,37 mS/cm aralığında değişkenlik göstermiştir. ORP değeri 60 dk.’da 50-30 aralığında, 75 dk.’da 30-33 aralığında tespit edilmiştir. pH değeri 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sı artış eğilimi göstererek 60 dk.’da 6-7,4 aralığında, 75 dk.’da 7,4-7,5 aralığında tespit edilmiştir. 351mg/L olan başlangıç TOK değeri 60 dk.’da 308,5 mg/L, 75 dk.’da 306 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

Pt-IrO₂ elektrot için numunenin iletkenlik değeri 60 dk.’da 4,78-14,70 mS/cm aralığında, 75 dk.’da 14,70-16,45 mS/cm aralığında değişkenlik göstermiştir. ORP değeri 60 dk.’da 50-44 aralığında, 75 dk.’da 44-40 aralığında tespit edilmiştir. pH değeri 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sı artış eğilimi göstererek 60 dk.’da 6-6,8 aralığında, 75 dk.’da 6,8-6,9 aralığında tespit edilmiştir. 351mg/L olan başlangıç TOK değeri 60 dk.’da 311 mg/L, 75 dk.’da 307 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

BKE elektrot için numunenin iletkenlik değeri 60 dk.’da 4,78-14,46 mS/cm aralığında, 75 dk.’da 14,46-16,20 mS/cm aralığında değişkenlik göstermiştir. ORP değeri 60 dk.’da 50-40 aralığında, 75 dk.’da 40-60 aralığında tespit edilmiştir. pH değeri 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sı artış eğilimi göstererek 60 dk.’da 6-7 aralığında, 75 dk.’da 7-7,3 aralığında tespit edilmiştir. 351mg/L olan başlangıç TOK değeri 60 dk.’da 305 mg/L, 75 dk.’da 311mg/L aralığında tespit edilmiştir.

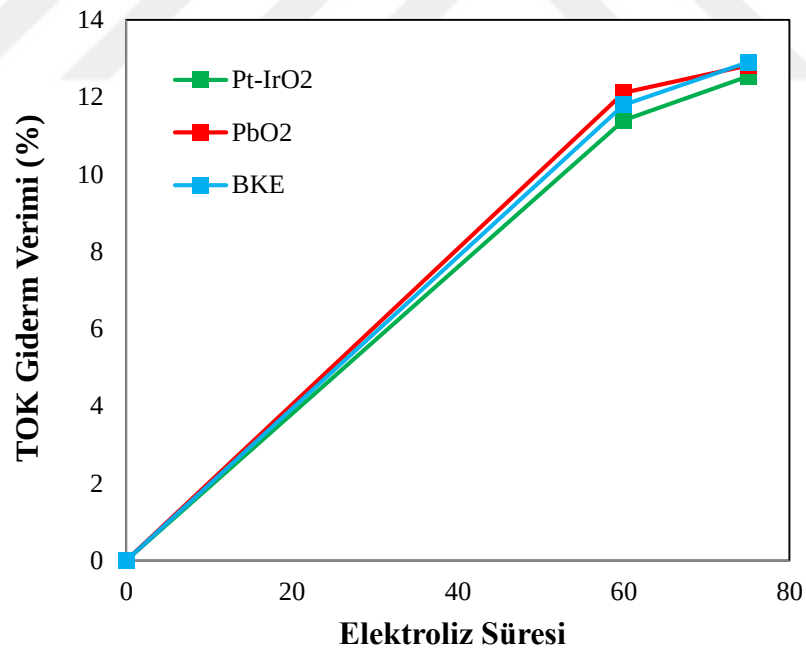
Çizelge 5.1 : Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses deney sonuçları.

Elektrot	Süre (dk.)	pH		ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
		Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
PbO ₂	60	6	7,4	50	30	4,78	14,05	308,5	12,1
	75	7,4	7,5	30	33	14,05	16,37	306	12,8
Pt-IrO ₂	60	6	6,8	50	44	4,78	14,70	311	11,4
	75	6,8	6,9	44	40	14,70	16,45	307	12,5
BKE	60	6	7	50	40	4,78	14,46	305,8	11,8
	75	7	7,3	40	60	14,46	16,20	311	12,9

(Karırtırma hızı: 200 rpm, Akım: 0,5A)

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal prosesin giderim verimlerini gösteren grafik Şekil 5.1’de görülmektedir. Elektroliz süresi 60 dk iken PbO₂, Pt-IrO₂ ve BKE elektrotlar için giderim verimleri sırasıyla %12,1, %11,4 ve %11,8 olarak; Elektroliz süresi 75 dk iken PbO₂, Pt-IrO₂ ve BKE elektrotlar için giderim verimleri sırasıyla %12,8, %12,5 ve %12,9 olarak tespit edilmiştir.

60 ve 75 dk elektroliz sürelerinin her ikisinde de giderim sağlanmıştır. 60 dk elektroliz süresinde en çok giderimi sağlayan elektrot PbO₂ iken 75 dk’da BKE elektrot olmuştur.



Şekil 5.1 : Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses giderim verimleri.

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses deney sonuçlarına ilişkin spesifik enejji tüketimi, anot verimliliği ve enerji tüketimine ait veriler Çizelge 5.2’de görülmektedir.

PbO₂ / PÇ / Al elektrotlar için spesifik enerji tüketimi 0,07-0,10 aralığında; anot verimliliği değeri 0,10-0,12 aralığında; enerji tüketimi 1,70-2,63 aralığında tespit edilmiştir.

Pt-IrO₂ / PÇ / Al elektrotlar için spesifik enerji tüketimi 0,11-0,12 aralığında; anot verimliliği değeri 0,10-0,11 aralığında; enerji tüketimi 2,70-2,88 aralığında tespit edilmiştir.

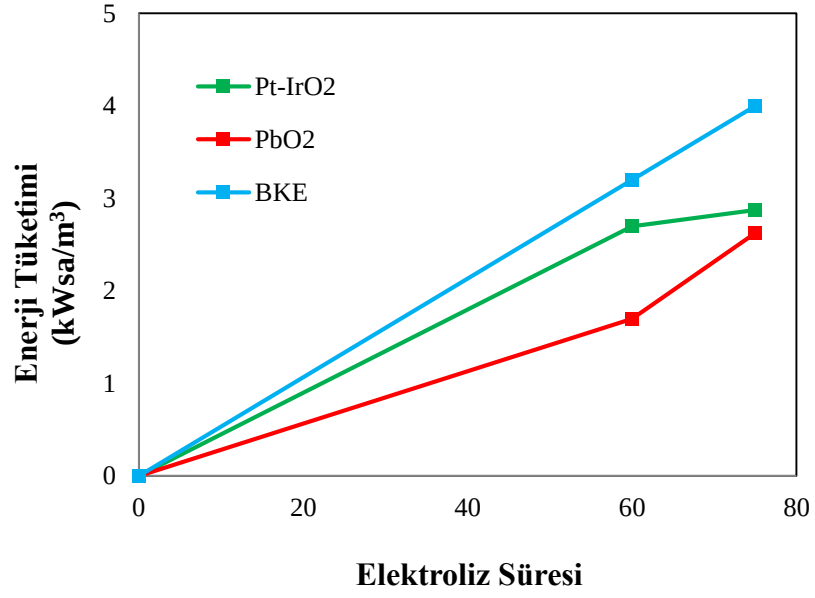
BKE / PÇ / Al elektrotlar için spesifik enerji tüketimi 0,14-0,16 aralığında; anot verimliliği değeri 0,10-0,12 aralığında; enerji tüketimi 3,20-4 aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.2 : Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses enerji verileri.

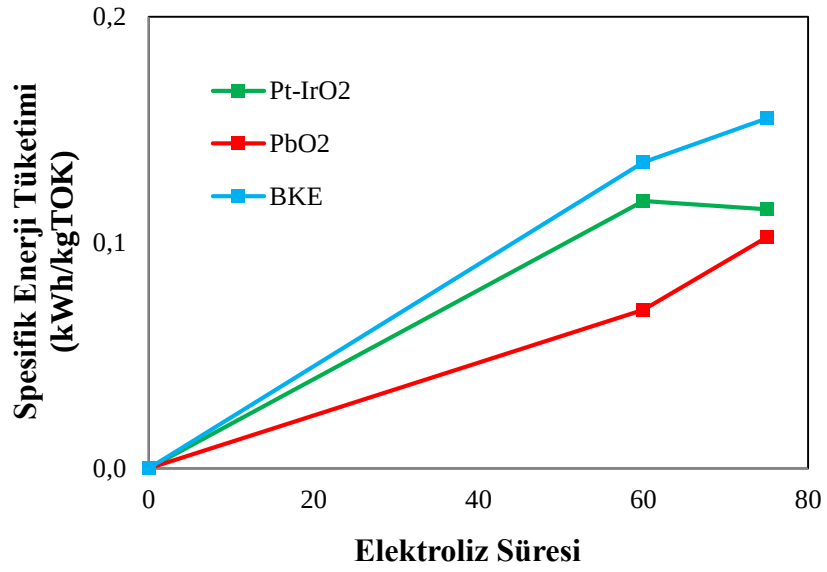
Elektrot	Süre (dk.)	Spesifik Enerji Tüketimi (kWh/kgTOK _{rem})	Anot Verimliliği (mg TOK/Ahm ²)	Enerji Tüketimi (kWs/m ³)
PbO ₂	60	0,07	0,12	1,70
	75	0,10	0,10	2,63
Pt-IrO	60	0,12	0,11	2,70
	75	0,11	0,10	2,88
BKE	60	0,14	0,12	3,20
	75	0,16	0,10	4

(Karıştırma hızı: 200 rpm, Akım: 0,5A)

Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses enerji ve spesifik enerji tüketim grafikleri Şekil 5.2 ve 5.3'te görülmektedir. Spesifik enerji tüketimi, TOK birim kütlesi başına tüketilen enerji miktarı olarak tanımlanır ve giderilen TOK'un kWh/kg'ı olarak ifade edilir (Can ve diğ., 2019). Grafik incelendiğinde en düşük spesifik enerji tüketimi PbO₂ elektrodunda, en yüksek spesifik enerji tüketimi BKE elektrotta gerçekleşmiştir.



Şekil 5.2 : Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses enerji tüketimi.



Şekil 5.3 : Eşzamanlı hibrit elektrokimyasal proses spesifik enerji tüketimi.

5.2 Ardışık Hibrit Elektrokimyasal Proses Sonuçları

Bu çalışmada, plastik geri dönüşüm tesisi atık suyundan TOK giderimi iki aşamada incelenmiştir. İlk aşamada EK uygulanmıştır. İkinci aşamada, farklı elektrot türlerinin kullanıldığı EO prosesi ile TOK giderim etkinliği belirlenmiştir.

5.2.1 EK sonuçları

EK deneylerinde anot olarak Al elektrotlar kullanılmıştır. Al elektrot deney sonuçları Çizelge 5.3’de görülmektedir.

Al elektrot için numunenin iletkenlik değeri 0,25A akım yoğunluğunda başlangıçta 5,92 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 106-1666 aralığında; başlangıçta 50 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 38-82 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH’sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sında ilk 15 dk. herhangi bir değişiklik olmazken 30 dk. sonunda ve sonrasında artış eğilimi göstererek 6-6,6 aralığında değişiklik göstermiştir. 351mg/L olan başlangıç TOK değeri, deneysel çalışmalar sonunda 298-327 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

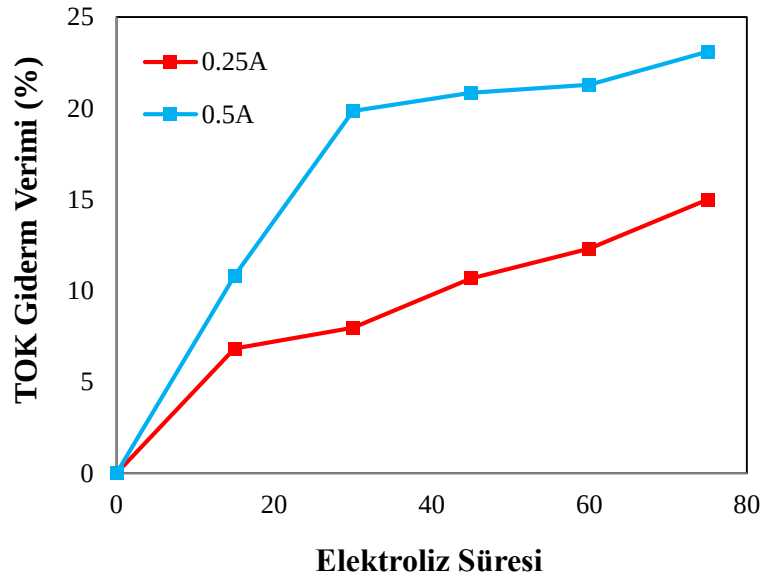
İletkenlik değeri 0,5A akım yoğunluğunda başlangıçta 5,92 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 27-491 aralığında; başlangıçta 50 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 33-57 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH’sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sı artış eğilimi göstererek 6-7,6 aralığında değişiklik göstermiştir. pH’nın artış eğilimi 0,25A akım yoğunluğundaki artışa göre nispeten daha fazla gerçekleşmiştir. 351mg/L olan başlangıç TOK değeri, deneysel çalışmalar sonunda 267-313 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.3 : EK prosesi deney sonuçları.

Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	pH		ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
Al	0,25	15	6	6	50	38	5,92	106	327	6,8
	0,25	30	6	6,3	38	49	106	205	323	8
	0,25	45	6,3	6,5	49	57	205	1513	313,5	10,7
	0,25	60	6,5	6,5	57	74	1513	1578	307,8	12,3
	0,25	75	6,5	6,6	74	82	1578	1666	298	15
	0,50	15	6	6,4	50	51	5,92	491	313	10,8
	0,50	30	6,4	6,6	51	59	491	200	281,3	19,9
	0,50	45	6,6	6,9	59	33	200	342	277,8	20,9
	0,50	60	6,9	7,3	33	50	342	250	270	21,3
	0,50	75	7,3	7,6	50	37	250	27	267,8	23,7

(Karıştırma hızı: 200 rpm)

EK prosesinin giderim verimlerini gösteren grafik Şekil 5.4’de görülmektedir. Akım yoğunluğu 0,25A, elektroliz süresi 15 dk’da giderim verimi %6,8 iken elektroliz süresi 75 dk’da giderim verimi %15 olarak tespit edilmiştir. Akım yoğunluğu 0,50A, elektroliz süresi 15 dk’da giderim verimi %10,8 iken elektroliz süresi 75 dk’da giderim verimi %23,1 olarak tespit edilmiştir. Akım yoğunluğunun ve elektroliz süresinin artışı ile giderim veriminde de artış sağlanmıştır. 75 dk’da ve 0,5A akım uygulandığında %23,1 maksimum giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 5.4 : EK prosesi giderim verimi.

EK prosesi deney sonuçlarına ilişkin spesifik enerji tüketimi, anot verimliliği ve enerji tüketimine ait veriler Çizelge 5.4.’de görülmektedir.

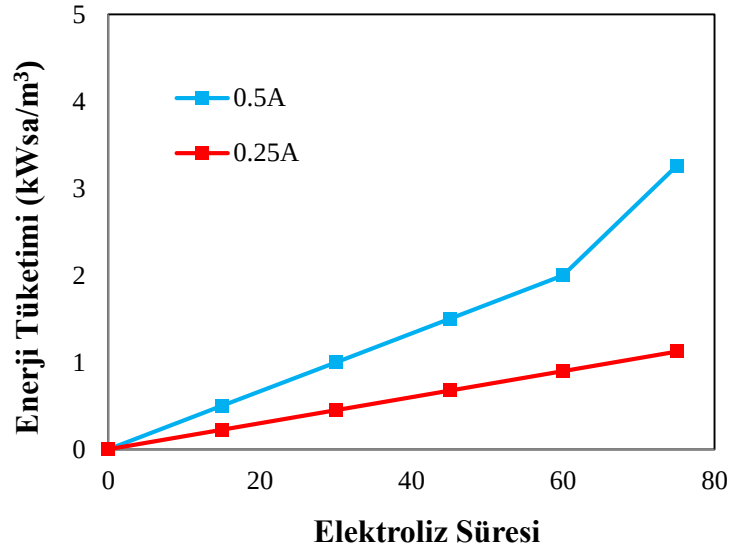
Al elektrotlar için 0,25A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,02-0,04 aralığında; anot verimliliği değeri 0,24-0,54 aralığında; enerji tüketimi 0,23-1,13 aralığında tespit edilmiştir.

Al elektrotlar için 0,50A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0-0,07 aralığında; anot verimliliği değeri 0,18-0,42 aralığında; enerji tüketimi 0,05-3,25 aralığında tespit edilmiştir.

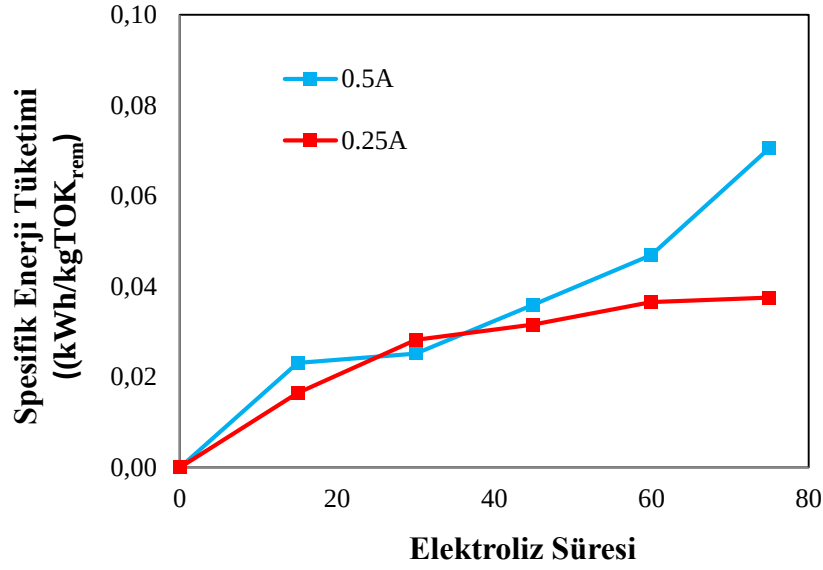
Çizelge 5.4 : EK prosesi enerji verileri.

Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	Spesifik Enerji Tüketimi (kWh/kgTOK _{rem})	Anot Verimliliği (mg TOK/Ahm ²)	Enerji Tüketimi (kWsa/m ³)
Al	0,25	15	0,02	0,54	0,23
	0,25	30	0,03	0,31	0,45
	0,25	45	0,03	0,28	0,68
	0,25	60	0,04	0,24	0,90
	0,25	75	0,04	0,24	1,13
	0,5	15	0	0,42	0,05
	0,5	30	0	0,39	0,10
	0,5	45	0	0,27	0,15
	0,5	60	0	0,21	0,20
	0,5	75	0,07	0,18	3,25

EK prosesi enerji ve spesifik enerji tüketim grafikleri Şekil 5.5 ve 5.6’da görülmektedir. Grafikler incelendiğinde akım yoğunluğunun artması ile birlikte enerji ve spesifik enerji oranlarında artış yaşanmıştır.



Şekil 5.5 : EK prosesi enerji tüketimi.



Şekil 5.6 : EK prosesi spesifik enerji tüketimi.

5.2.2 EO sonuçları

Deneysel çalışmalarda, en yüksek giderim verimi elde edilen EK prosesinden sonra EO uygulanmıştır. EK işlemi akım yoğunluğu 0,50A ve elektroliz süresi 75 dk olarak uygulanmıştır. EO prosesinde anot olarak BKE, Pt/Ir-O₂ ve PbO₂ elektrotlar kullanılırken katot olarak PÇ kullanılmıştır.

5.2.2.1 Elektrot türünün tok giderme verimliliği üzerine etkisi

EO prosesi deney sonuçları Çizelge 5.5’de görülmektedir. Numunenin iletkenlik değeri PbO₂ elektrot için başlangıçta 0,07 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,38-6,92 aralığında; başlangıçta 37 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 30-80 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH’sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sı artış eğilimi göstererek 6-8,3 aralığında değişiklik göstermiştir. 267 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 247-252,3 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

Numunenin iletkenlik değeri Pt-IrO₂ elektrotlar için başlangıçta 0,07 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 9,42-13,10 aralığında; başlangıçta 37 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda -30-100 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH’sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH’sı artış eğilimi göstererek 6-8,7 aralığında değişiklik göstermiştir. 267 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 241-250 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

Numunenin iletkenlik değeri BKE elektrotlar için başlangıçta 0,07 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 13,10-13,70 aralığında; başlangıçta 37 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 14-68 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-7,3 aralığında değişiklik göstermiştir. 267 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 183-246,4 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.5 : EO prosesi deney sonuçları.

Elektrot	Süre (dk.)	pH		ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
		Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
PbO ₂	15	6	7,5	37	80	0,07	0,38	252,3	5,8
	30	7,5	8	80	55	3,20	3,20	250,5	6,5
	45	8	8,2	55	68	5,30	5,30	251,8	6
	60	8,2	8,3	68	30	6,92	6,92	247,7	7,5
Pt-IrO ₂	15	6	8,5	37	20	0,07	9,42	250	6,6
	30	8,5	8,6	20	100	9,42	10,77	246,4	8
	45	8,6	8,4	100	-25	10,77	13,10	245,8	8,2
	60	8,4	8,7	-25	-30	13,10	12,74	241,1	10
BKE	15	6	7,7	37	16	0,07	13,28	246,4	8
	30	7,7	7,4	16	68	13,28	13,56	228,5	14,7
	45	7,4	7,3	68	14	13,56	13,10	210,7	21,3
	60	7,3	7,3	14	40	13,10	13,70	183,6	31,4

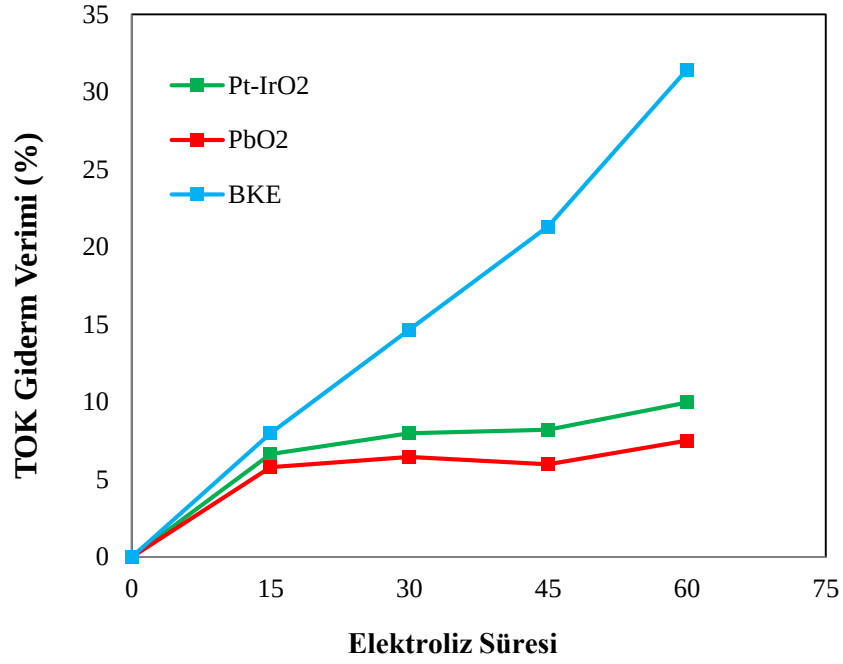
(Karıştırma hızı: 200 rpm, Akım: 0,5A)

EO prosenin giderim verimlerini gösteren grafik Şekil 5.7'de görülmektedir. PbO₂ / PÇ elektrotlar için elektroliz süresi 15, 30, 45 ve 60 dk'da giderim verimleri sırasıyla %5,8, %6,5, %6 ve %7,5 olarak tespit edilmiştir.

Pt-IrO₂ elektrot için elektroliz süresi 15, 30, 45 ve 60 dk'da giderim verimleri sırasıyla %6,6, %8, %8,2 ve %10 olarak tespit edilmiştir.

BKE elektrotlar için elektroliz süresi 15, 30, 45 ve 60 dk'da giderim verimleri sırasıyla %8, %14,7 %21,3 ve %31,4 olarak tespit edilmiştir.

Elektroliz süresinin artışı ile giderim veriminde de artış sağlanmıştır. BKE elektrot ile 60 dk'da ve 0,5A akım uygulandığında %31,4 maksimum giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 5.7 : EO prosesi giderim verimi.

EO prosesi deney sonuçlarına ilişkin spesifik enerji tüketimi, anot verimliliği ve enerji tüketimine ait veriler Çizelge 5.6’da görülmektedir.

PbO₂ elektrotlar için 0,5A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,32-1,33 aralığında; anot verimliliği değeri 0,07-0,23 aralığında; enerji tüketimi 3,75-20 aralığında tespit edilmiştir.

Pt-IrO₂ elektrotlar için 0,5A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,07-0,19 aralığında; anot verimliliği değeri 0,10-0,26 aralığında; enerji tüketimi 0,95-3,8 aralığında tespit edilmiştir.

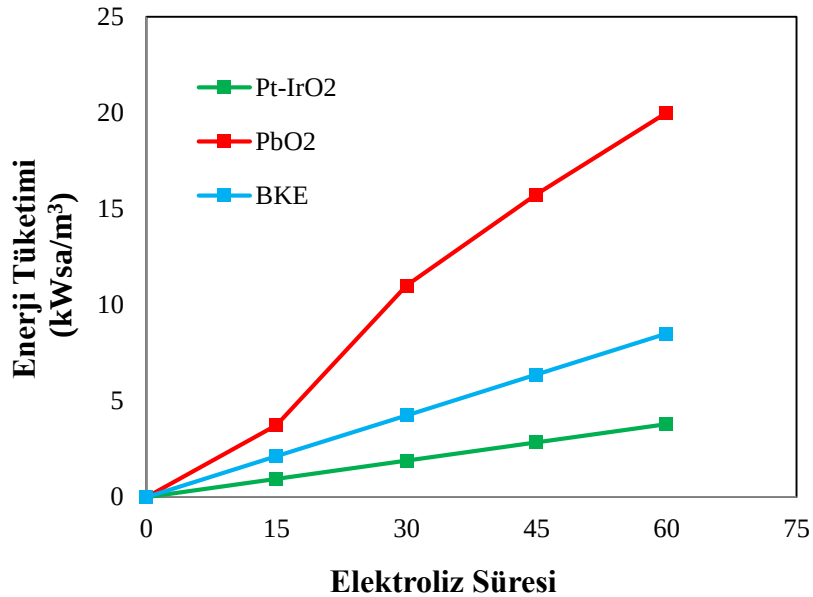
BKE elektrotlar için 0,5A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,13-0,15 aralığında; anot verimliliği değeri 0,28-0,31 aralığında; enerji tüketimi 2,13-8,5 aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.6 : EO prosesi enerji verileri.

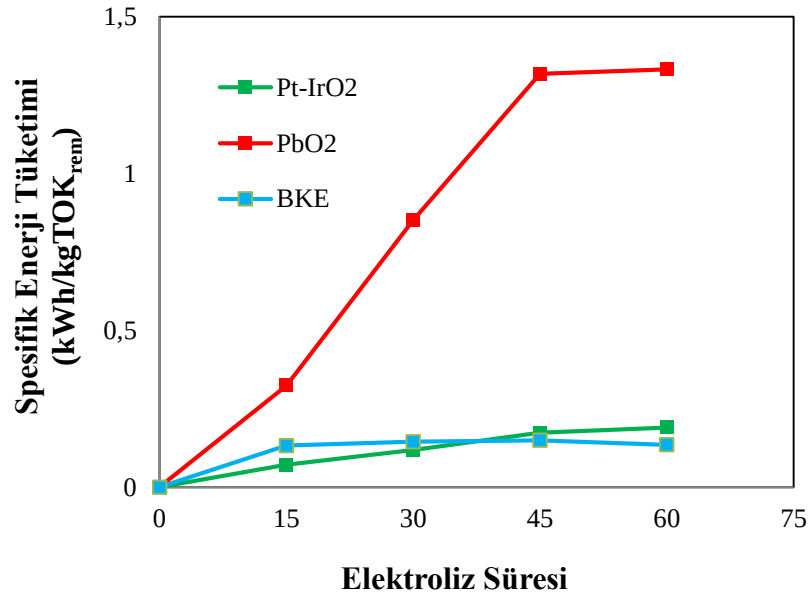
Elektrot	Süre (dk.)	Spesifik Enerji Tüketimi (kWh/kgTOK _{rem})	Anot Verimliliği (mg TOK/Ahm ²)	Enerji Tüketimi (kWs/m ³)
PbO ₂	15	0,32	0,23	3,75
	30	0,85	0,13	11
	45	1,32	0,08	15,75
	60	1,33	0,07	20
Pt-IrO ₂	15	0,07	0,26	0,95
	30	0,12	0,16	1,9
	45	0,17	0,11	2,85
	60	0,19	0,10	3,8
BKE	15	0,13	0,31	2,13
	30	0,14	0,29	4,25
	45	0,15	0,28	6,38
	60	0,14	0,31	8,5

(Karıştırma hızı: 200 rpm, Akım: 0,5A)

EO prosesi enerji ve spesifik enerji tüketim grafikleri Şekil 5.8 ve 5.9’da görülmektedir. Grafikler incelendiğinde PbO₂ elektrodunun enerji ve spesifik enerji değerleri diğer iki elektrottan daha fazla çıkmıştır. Deneysel çalışmalarda PbO₂ elektrodunun yüzey kaplamasında kısmi olarak kopmalar ve delinmeler yaşanmıştır. Enerji verilerinde oluşan yüksek değer ve dalgalanmanın sebebi, yüzeyindeki deformasyona bağlı olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 5.8 : EO prosesi enerji tüketimi.



Şekil 5.9 : EO prosesi spesifik enerji tüketimi.

5.2.3 Ardışık hibrit elektrokimyasal proses toplam sonuçları

Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi toplam verileri Çizelge 5.7’de görülmektedir. 351 mg/L olan TOK başlangıç değeri uygulanan EK prosesi sonrası 267,8 mg/L seviyesine inmiştir. Burdan çıkan numuneye EO işlemi uygulanmıştır. 267,8 mg/L olan TOK değeri 252,3-183,6 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır.

Çizelge 5.7 : Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi sonuçları.

Elektrokoagülasyon				Elektrooksidasyon			
Elektrot	Süre (dk.)	TOK (mg/L)		Elektrot	Süre (dk.)	TOK (mg/L)	
		Giriş	Çıkış			Giriş	%
Al	75	351	267,8	PbO ₂	15	252,3	28,1
					30	250,5	28,6
					45	251,8	28,3
					60	247,7	29,4
				Pt-IrO ₂	15	250	28,8
					30	246,4	29,8
					45	245,8	30
					60	241,1	31,3
				BKE	15	246,4	29,8
					30	228,5	34,9
					45	210,7	40
					60	183,6	47,7

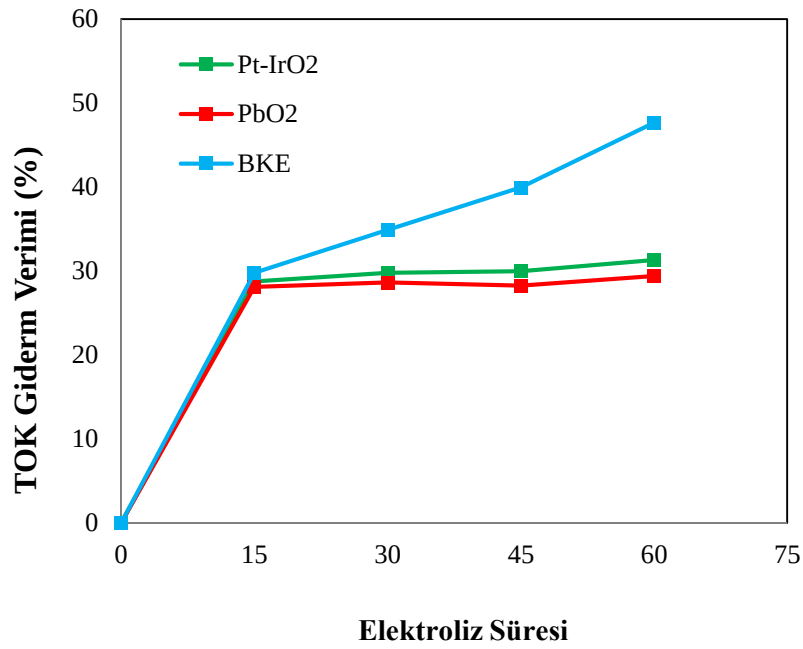
(Karıştırma hızı: 200 rpm)

Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi toplam giderim verimleri Şekil 5.10’da görülmektedir. PbO₂ / PÇ elektrotlar için elektroliz süresi 15, 30, 45 ve 60 dk’da giderim verimleri sırasıyla %28,1, %28,6, %28,3 ve %29,4 olarak tespit edilmiştir.

Pt-IrO₂ / PÇ elektrotlar için elektroliz süresi 15, 30, 45 ve 60 dk'da giderim verimleri sırasıyla %28,8, %29,8, %30 ve %31,3 olarak tespit edilmiştir.

BKE / PÇ elektrotlar için elektroliz süresi 15, 30, 45 ve 60 dk'da giderim verimleri sırasıyla %29,8, %34,9 %40 ve %47,7 olarak tespit edilmiştir.

Elektroliz süresinin artışı ile giderim veriminde de artış sağlanmıştır. BKE elektrot ile 60 dk'da ve 0,5A akım uygulandığında %47,7 maksimum giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 5.10 : Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi giderim verimi.

Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi deney toplam sonuçlarına ilişkin spesifik enerji tüketimi, anot verimliliği ve enerji tüketimine ait veriler Çizelge 5.8’de görülmektedir.

PbO₂ / PÇ elektrotlar için 0,5A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,39-1,40 aralığında; anot verimliliği değeri 0,25-0,41 aralığında; enerji tüketimi 7-23,25 aralığında tespit edilmiştir.

Pt-IrO₂ / PÇ elektrotlar için 0,5A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,14-0,26 aralığında; anot verimliliği değeri 0,28-0,44 aralığında; enerji tüketimi 4,20-7,05 aralığında tespit edilmiştir.

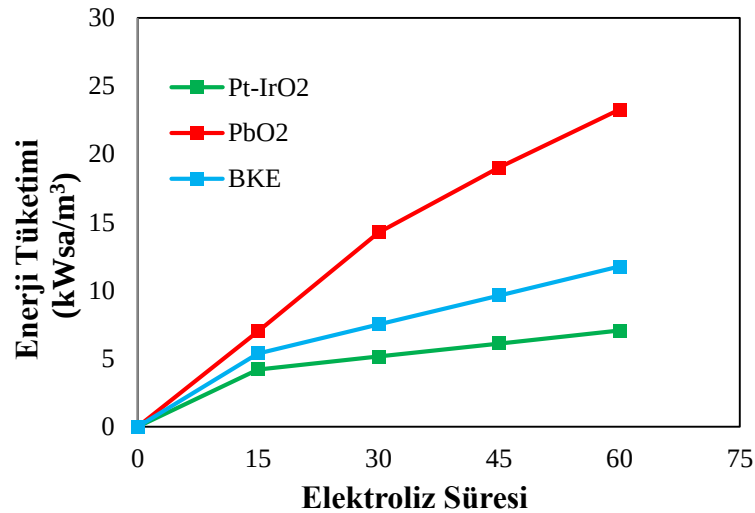
BKE / PÇ elektrotlar için 0,5A akım yoğunluğunda spesifik enerji tüketimi 0,20-0,22 aralığında; anot verimliliği değeri 0,46-0,49 aralığında; enerji tüketimi 5,38-11,75 aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.8 : Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi enerji verileri.

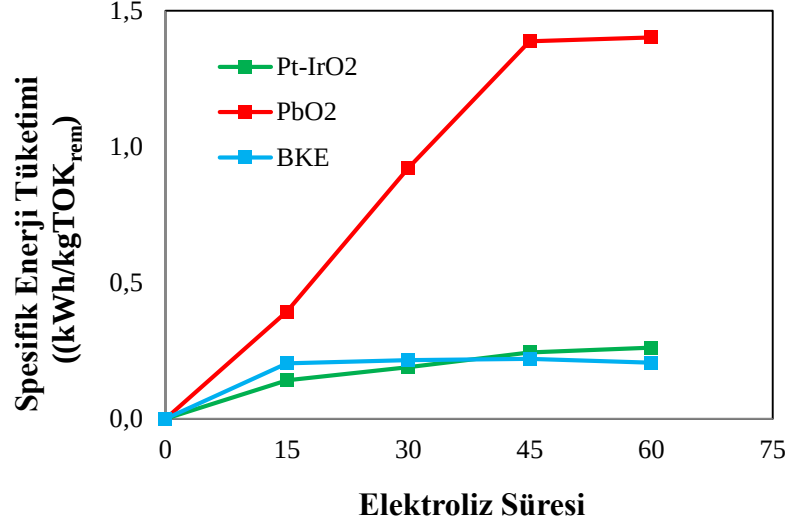
Elektrot	Süre (dk.)	Spesifik Enerji Tüketimi (kWh/kgTOK _{rem})	Anot Verimliliği (mg TOK/Ahm ²)	Enerji Tüketimi (kWsa/m ³)
PbO ₂	15	0,39	0,41	7
	30	0,92	0,31	14,25
	45	1,39	0,26	19
	60	1,40	0,25	23,25
Pt-IrO ₂	15	0,14	0,44	4,20
	30	0,19	0,34	5,15
	45	0,24	0,29	6,10
	60	0,26	0,28	7,05
BKE	15	0,20	0,49	5,38
	30	0,22	0,47	7,50
	45	0,22	0,46	9,63
	60	0,21	0,49	11,75

(Karıştırma hızı: 200 rpm, Akım: 0,5A)

Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi enerji ve spesifik enerji tüketim grafikleri Şekil 5.11 ve 5.12’de görülmektedir. Grafikler incelendiğinde PbO₂ elektrodunun enerji ve spesifik enerji değerleri diğer iki elektrottan daha fazla çıkmıştır. Deneysel çalışmalarda PbO₂ elektrodunun yüzey kaplamasında kısmi olarak kopmalar ve delinmeler yaşanmıştır. Enerji verilerinde oluşan yüksek değer ve dalgalanmanın sebebi, yüzeyindeki deformasyona bağlı olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 5.11 : Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi enerji tüketimi.



Şekil 5.12 : Ardışık hibrit elektrokimyasal prosesi spesifik enerji tüketimi.

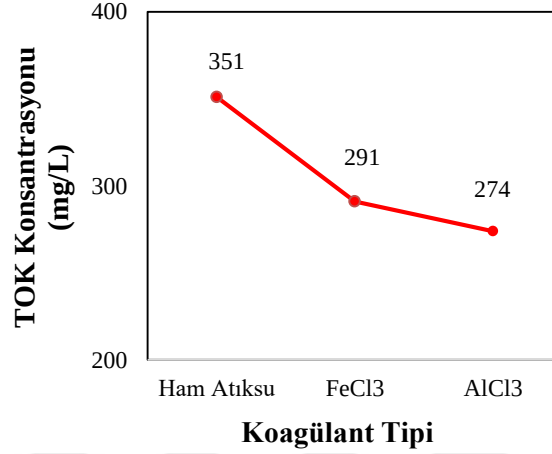
5.3 Entegre/Kombine Hibrit Elektrokimyasal Proses Sonuçları

Bu çalışmada, plastik geri dönüşüm tesisi atık suyundan TOK giderimi 2 aşamada incelenmiştir. İlk aşamada, atıksu koagülasyon-flokülasyona tabi tutulmuştur. İkinci aşamada, farklı elektrot türlerinin kullanıldığı EO prosesi ile TOK giderim etkinliği belirlenmiştir.

5.3.1 Kimyasal koagülasyon (KK) sonuçları

Yüksek oranda askıda organik madde içeren atıksular EO işlemine tabi tutulduğunda askıda organik maddelerin bir kısmı, EO işleminin ilk dakikalarında çözünür forma dönüşmektedir. Bu olay istenen bir durum değildir. Çünkü çözünür forma dönüşen organik maddeler, EO prosesinin giderim verimini ve işletme koşullarını olumsuz yönde etkilemektedir. Bunu önlemek ve EO prosesinin etkinliğini arttırmak için plastik geri dönüşüm tesisi atıksuyuna askıda organik madde giderimi için koagülasyon uygulanmıştır. Koagülasyon prosesinde $AlCl_3$ ve $FeCl_3$ pıhtılaştırıcı tuz kullanılmıştır. Plastik geri dönüşüm tesisi atıksuyuna iki farklı koagülant tuzu kullanılarak yapılan koagülasyon-flokülasyon sonucu Şekil 5.13’de görülmektedir. Ham atıksu TOK değeri 351 mg/L iken $AlCl_3$ ile yapılan koagülasyon sonrasında TOK değeri 208 mg/L, $FeCl_3$ ile yapılan koagülasyon sonrasında TOK değeri 291 mg/L olarak tespit edilmiştir. En iyi TOK giderim verimi $AlCl_3$ ile elde edilmiştir. Hazır kahve ve kahve ürünleri fabrikası atıksuyunun arıtımı üzerine yapılmış olan bir çalışmada EO prosesi öncesi

uygulanan koagülasyon-flokülasyon proseslerinde en yüksek TOK ve KOİ giderim verimi AlCl_3 tuzu ile elde edilmiştir (Can ve diğ, 2019a). Kok atıksuyunun arıtımı üzerine yapılmış olan başka bir çalışmada FeCl_3 ve AlCl_3 pıhtılaştırıcı tuz kullanılmış olup, AlCl_3 tuzu daha yüksek TOK giderim verimi sağlamıştır (Li ve diğ, 2021).

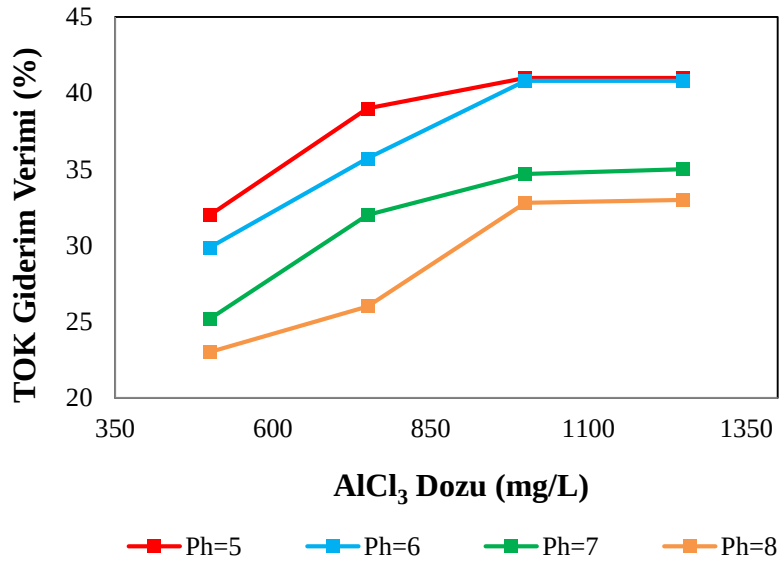


Şekil 5.13 : KK prosesinde koagülant tuzunun TOK giderimine etkisi. (AlCl_3 ve FeCl_3 :1000 mg/L)

TOK ve KOİ giderim veriminin sağlandığı AlCl_3 tuzu ile koagülasyon prosesini etkileyen pH ve koagülant dozu optimize edilmiştir. Optimizasyon çalışmaları dört farklı pH ve dört farklı konsantrasyonda yapılmıştır. Yapılan optimizasyon çalışmasına ait grafik Şekil 5.14’de verilmiştir. AlCl_3 dozajının artması ile TOK giderim verimi artmış olup, optimum AlCl_3 dozu 1000 mg/L olarak belirlenmiştir. Kentsel atıksuların arıtımını iyileştirmek için koagülant dozu ve yüzey optimizasyonuna ilişkin yapılan bir çalışmada, koagülant olarak polialüminyum klorür (PAC) kullanılmıştır. Koagülant dozu arttıkça kirletici giderim veriminde artış meydana gelmiştir. Ancak arıtma etkisi 120 mg/L PAC eklendiğinde optimum değere ulaşmıştır. PAC dozajındaki daha fazla artış, her gösterge için giderim verimliliğinin azalmasına neden olmuştur (Fan ve diğ, 2024).

pH parametresi kullanılan koagülantların çözünürlüklerini doğrudan etkilediğinden her farklı atıksu için optimize edilmesi gereken önemli bir parametredir (Zhang ve diğ, 2023). pH’ nın optimize edilmesi amacıyla dört farklı pH’da deneyler yapılmıştır. pH 7 ve pH 8’de diğerlerine göre daha düşük TOK giderim verimleri elde edilmiştir. pH 5’de yüksek TOK giderim verimi ile başlayan proses 1000 mg/L AlCl_3 dozaj noktasında ve sonrasında pH 6 ile neredeyse aynı sonuçları vermiştir.

pH 5 ve pH 6'nın sonuçları bakımından koagülasyon prosesisin pH 6'da çalışması, daha az pH düzenleyici kimyasal kullanılması anlamına gelecektir. Bu sebeple optimum pH 6, optimum AlCl_3 dozajı 1000 mg/L olarak belirlenmiştir. Optimum şartlarda 351 mg/l olan başlangıç TOK değeri % 41 giderim verimi ile 207,95 mg/L olarak tespit edilmiştir. Kozmetik üretiminde oluşan anyonik yüzey aktif madde atıksuyunun koagülasyon prosesi ile arıtımı üzerine bir çalışma yapılmıştır. Çalışmada pH ve PAC dozajının etkisi araştırılmıştır. En yüksek giderim verimliliği 2,6 g/L PAC konsantrasyonunda ve pH 6 değerinde elde edilmiştir (Zhang ve diğ, 2023).



Şekil 5.14 : KK prosesinde AlCl_3 dozu ve pH' nın TOK giderimine etkisi.

5.3.2 EO sonuçları

5.3.2.1 Elektrot türünün TOK giderme verimliliği üzerine etkisi

Pt-IrO₂ Elektrot sonuçları

EO prosesi deney sonuçları Çizelge 5.9'da görülmektedir. 0,5A akım yoğunluğunda başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,11-0,15 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 74-116 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-7 aralığında değişiklik göstermiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda

178-196 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 1A akım yoğunluğunda başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,02-0,11 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 64-110 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-8,2 aralığında değişiklik göstermiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 179,20-197 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 2A akım yoğunluğunda başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,01-0,12 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda -85-40 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-9 aralığında değişiklik göstermiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 195,03-201,03 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır.

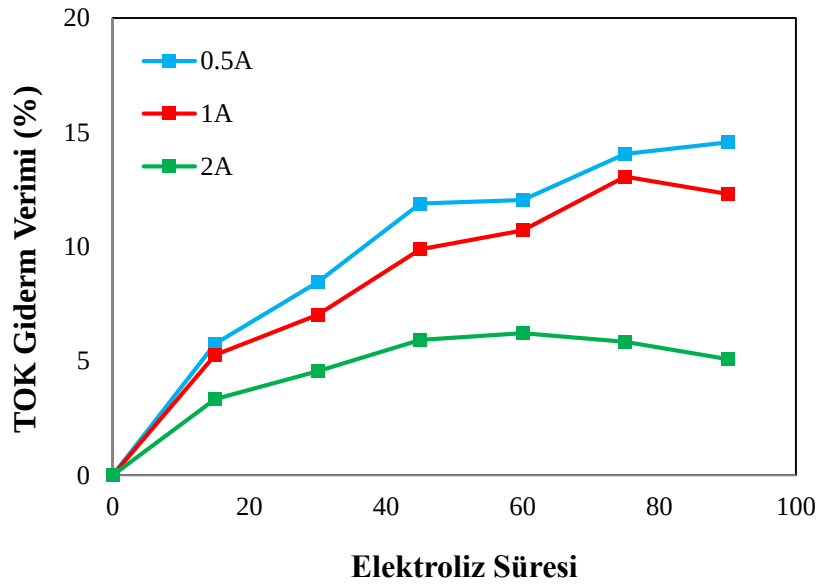
Çizelge 5.9 : Pt-IrO₂ elektrot ile EO deney sonuçları.

Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	pH		ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
Pt-IrO ₂	0,5	15	6	6,6	102	86	0,01	0,11	196	5,75
	0,5	30	6,6	6,7	86	91	0,11	0,13	190,40	8,44
	0,5	45	6,7	6,8	91	116	0,13	0,15	183,25	11,88
	0,5	60	6,8	6,9	116	83	0,15	0,14	182,93	12,03
	0,5	75	6,9	7	83	78	0,14	0,15	178,73	14,05
	0,5	90	7	7	78	74	0,15	0,15	178	14,56
	1	15	6	7,1	102	110	0,01	0,02	197	5,27
	1	30	7,1	7,4	110	83	0,02	0,06	193,38	7,01
	1	45	7,4	7,6	83	66	0,06	0,08	187,40	9,88
	1	60	7,6	7,8	66	65	0,08	0,10	185,68	10,71
	1	75	7,8	8,1	65	64	0,10	0,11	180,80	13,06
	1	90	8,1	8,2	64	64	0,11	0,11	179,20	12,30
	2	15	6	8,2	102	6	0,01	0,01	201,03	3,33
	2	30	8,2	8,4	6	15	0,01	0,03	198,50	4,54
	2	45	8,4	9	15	40	0,03	0,09	195,65	5,91
	2	60	9	8,9	40	-85	0,09	0,11	195,03	6,21
	2	75	8,9	8,7	-85	-6	0,11	0,12	195,83	5,83
	2	90	8,7	8,7	-6	-20	0,12	0,12	195,50	5,08

(Karıştırma hızı: 200 rpm)

Pt-IrO₂ elektrot için EO prosesinin giderim verimini gösteren grafik Şekil 5.15'de görülmektedir. AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya yapılan EO sonrası giderim verimlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200 rpm ve başlangıç pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. Burada pH değeri başlangıçta 6'ya ayarlanmıştır ve reaksiyon boyunca herhangi müdahalede bulunulmamıştır. Buna göre, 0,5A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60,

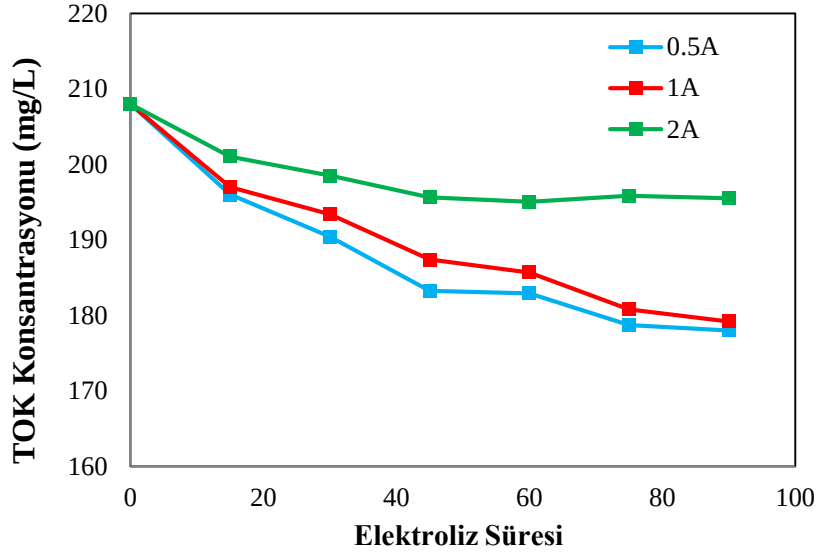
75 ve 90 dk'da giderim verimleri sırasıyla %5,75, %8,44, %11,88, %12,03, %14,05 ve %14,56 olarak tespit edilmiştir. 1A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da giderim verimleri sırasıyla %5,2, %7, %9,8, %10,7, %13 ve %12,3 olarak tespit edilmiştir. 2A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da giderim verimleri sırasıyla %3,3, %4,5, %5,9, %6,2, %5,8 ve %5,1 olarak tespit edilmiştir. TOK giderim verimi 0,5A'da %14,56, 1 A'da %12,30 iken 2 A' e yükseldiğinde verim %5,1'e düşmüştür. Pt elektrotlarının mineralizasyon etkinliğinin yavaş olması ve oksijen potansiyelinin düşük kalması sebebiyle OH⁻ radikal üretim potansiyeli düşük olmaktadır (Karaoğlu ve diğ, 2023; Ochoa-Chavez ve diğ, 2018; Barhoumi ve diğ, 2015; Dominguez ve diğ, 2018). EO performansı ve organik madde giderimi büyük ölçüde anot malzeme performansına bağlıdır. Anot malzemesinin elektrokimyasal aktivitesi ne kadar yüksekse, elektron transfer hızı o kadar hızlı olmaktadır (Mandal ve diğ, 2017).



Şekil 5.15 : Pt-IrO₂ elektrot ile EO giderim verimi.

Şekil 5.16'da AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya yapılan EO sonrası konsantrasyon değerlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200 rpm ve başlangıç pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. TOK konsantrasyonları 0,5A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da sırasıyla 196, 190,40, 183,25, 182,93, 178,73 ve 178 mg/L olarak; 1 A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da sırasıyla 197, 193,38, 187,40, 185,68, 180,80 ve

179,20 mg/L olarak; 2 A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da sırasıyla 201,03, 198,50, 195,65, 195,03, 195,83, 195,50 olarak tespit edilmiştir. 0,5A’da 178 mg/L, 1 A’da 179,20 mg/L iken 2 A’ e yükseldiğinde konsantrasyon 195,50 mg/L seviyesindedir.



Şekil 5.16 : Pt-IrO₂ elektrot ile EO prosesi TOK konsantrasyonu.

Şekil 5.15 ve 5.16 incelendiğinde akım yoğunluğunun artması ile Pt-IrO₂ elektrotunun TOK giderim verimi düşmüştür. Elektrokimyasal oksidasyon prosesi klorür ve bromür iyonlarının konsantrasyonuna bağlı olabilmektedir. Yüksek akım yoğunluklarında, bu iyonların varlığının istenmeyen yan ürünlerin oluşumuna yol açması veya oksidasyon sürecini etkileyerek uzaklaştırma verimliliğinde bir azalmaya neden olması mümkündür (Radjenovic ve Sedlak, 2015). Bozyiğit ve arkadaşları elektrooksidasyon kullanarak seçili pestisitlerin, alkilfenollerin, hormonların ve bisfenol A'nın uzaklaştırılmasına odaklanmıştır. 2,0 A akımda bisfenol A için uzaklaştırma verimliliğinde bir azalma gözlemlemişlerdir. Bu özel durum, akım ve uzaklaştırma verimliliği arasındaki ilişkiyi doğrudan ele almasa da, daha yüksek akımların belirli kirleticiler için uzaklaştırma verimliliğinde bir azalmaya yol açabileceği durumlar olabileceğini düşündürmektedir (Bozyiğit ve diğ, 2022).

BKE elektrot sonuçları

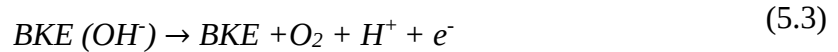
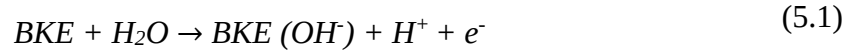
EO prosesi deney sonuçları Çizelge 5.10'da görülmektedir. 0,5A'da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,13-0,14 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 81-90 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-6,5 aralığında değişiklik göstermiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 146,90-197,30 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 1A'da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,01-0,04 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 57-82 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-6,9 aralığında değişiklik göstermiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 126,12-193,13 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 2A'da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,01-0,06 aralığında tespit edilmiştir. Başlangıç pH'sı 6 olarak ayarlanmış olan atıksuyun pH'sı artış eğilimi göstererek 6-7,4 aralığında değişiklik göstermiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 93,55-179,25 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır.

Çizelge 5.10 : BKE elektrot ile EO deney sonuçları.

Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	pH		ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
BKE	0,5	15	6	6,5	102	81	0,01	0,13	197,30	5,12
	0,5	30	6,5	6,5	81	86	0,13	0,13	186	10,56
	0,5	45	6,5	6,4	86	88	0,13	0,14	172,23	17,18
	0,5	60	6,4	6,5	88	90	0,14	0,14	160,38	22,88
	0,5	75	6,5	6,5	90	90	0,14	0,14	147,70	28,97
	0,5	90	6,5	6,5	90	90	0,14	0,14	146,90	30
	1	15	6	6,9	102	57	0,01	0,01	193,13	7,13
	1	30	6,9	6,9	57	70	0,01	0,02	183,85	11,59
	1	45	6,9	6,9	70	73	0,02	0,03	165,43	20,45
	1	60	6,9	6,9	73	82	0,03	0,03	149,18	28,26
	1	75	6,9	6,8	82	79	0,03	0,04	126,83	39,01
	1	90	6,8	6,8	79	74	0,04	0,04	126,12	39,50
	2	15	6	7,1	102	58	0,01	0,04	179,25	13,80
	2	30	7,1	7,3	58	34	0,04	0,05	155,15	25,39
	2	45	7,3	7,3	34	39	0,05	0,05	138,73	33,29
	2	60	7,3	7,3	39	60	0,05	0,06	108,30	47,92
	2	75	7,3	7,4	60	55	0,06	0,06	93,88	54,85
	2	90	7,4	7,4	55	52	0,06	0,06	93,55	55

(Karıştırma hızı: 200 rpm)

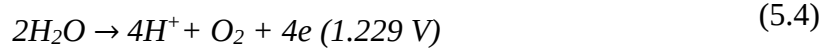
BKE elektrot için EO prosesinin giderim verimini gösteren grafik Şekil 5.17’de görülmektedir. $AlCl_3$ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya yapılan EO sonrası giderim verimlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200 rpm ve başlangıç pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. BKE elektrodunun kullanıldığı EO prosesinde TOK giderim verimleri elektroliz süresinin artmasıyla artmıştır. Burada pH değeri başlangıçta 6’ya ayarlanmıştır ve reaksiyon boyunca herhangi müdahalede bulunulmamıştır. Buna göre, 0,5A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da giderim verimleri sırasıyla %5,12, %10,56, %17,18, %22,88, %28,97 ve %30 olarak tespit edilmiştir. 1A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da giderim verimleri sırasıyla %7,13, %11,59, %20,45, %28,26, %39,01 ve %39,50 olarak tespit edilmiştir. 2A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da giderim verimleri sırasıyla %13,80, %25,39, %33,29, %47,92, %54,85 ve %55 olarak tespit edilmiştir. BKE elektrot için en yüksek TOK giderim verimi 0,5A’da %29,7, 1 A’da %39,8 iken 2 A’ a çıktığında verim %55,6’ya yükselmiştir. BKE elektrotların kullanıldığı EO prosesi ile gerçekleşen reaksiyonlar aşağıda verilmiştir. Atıksu içindeki organik safsızlıkların BKE elektrodu ile bozunma mekanizması Denklem 5.1-5.3 ile gerçekleşir (Marselli ve diğ, 2003; Sun ve diğ, 2012).



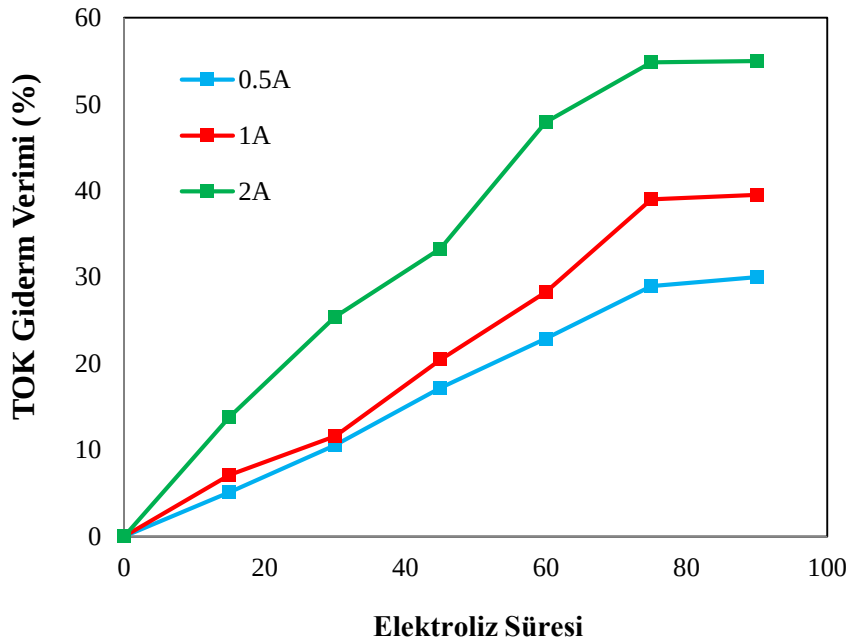
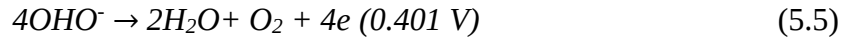
Akım yoğunluğunun artması üretilen oksidantların veriminin artmasına bağlı olarak BKE elektrot için TOK giderim verimini artırmaktadır. Karaoğlu ve arkadaşları farklı tip elektrotlar kullanarak EO ve ultrason hibrit işlemiyle parasetamol bozunumunu araştırmışlardır. Çalışmada BKE, Ti/PbO₂ ve Ti/Pt elektrotları kullanılmıştır. En yüksek giderim verimi BKE elektrotta elde edilmiştir (Karaoğlu ve diğ, 2023). Ayrıca, BKE elektrodunda verimin yüksek olduğu pH değeri 6 olarak belirlenmiştir. EO performansı ve organik madde giderimi büyük ölçüde anot malzeme performansına bağlıdır. Anot malzemesinin elektrokimyasal aktivitesi ne kadar yüksekse, elektron transfer hızı o kadar hızlı olmaktadır (Mandal ve diğ, 2017). EO prosesinde asidik koşullar, hidroksil radikallerinin oksidasyonu için

elverişli bir ortamdır ve oksijen çıkışının yan reaksiyonların oluşumunu engellemede yardımcıdır (Guo ve diğ, 2022). Denklem 5.4 ve 5.5 de görüleceği gibi alkali koşullar altında oksijen üretme potansiyeli 0.401 V'dur; bu da asidik koşullara kıyasla oksijen salan yan reaksiyonlar üretme olasılığının daha yüksek olduğu anlamına gelir.

Asitli ortamda:



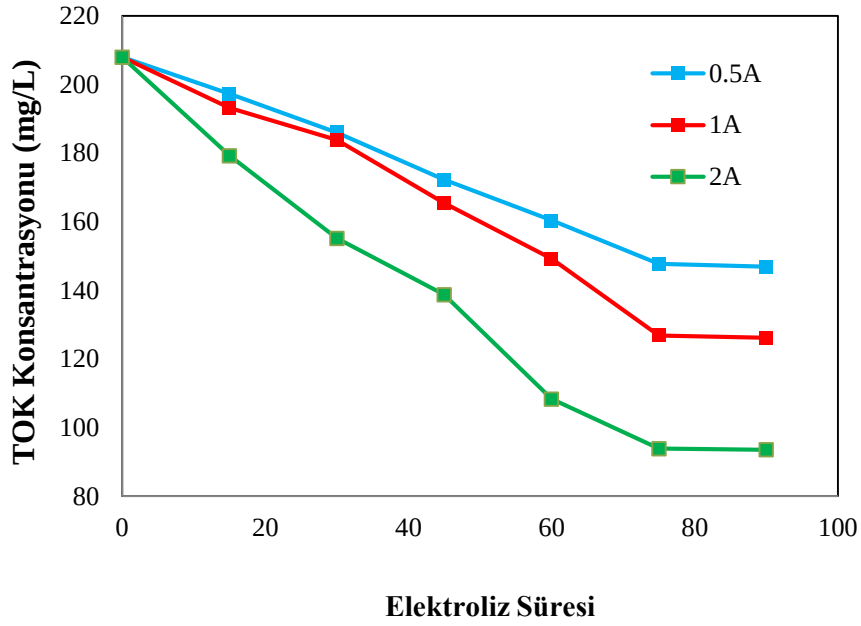
Alkali ortamda:



Şekil 5.17 : BKE elektrot ile EO prosesi giderim verimi.

Şekil 5.18’de $AlCl_3$ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya yapılan EO sonrası konsantrasyon değerlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200 rpm ve başlangıç pH değerinin 6 olduğu şartlarda, BKE elektrodunun kullanıldığı EO prosesinde TOK konsantrasyonu elektroliz süresinin artmasıyla azalmıştır. Burada pH değeri başlangıçta 6’ya ayarlanmıştır ve reaksiyon boyunca herhangi müdahalede bulunulmamıştır. TOK konsantrasyonları 0,5A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da sırasıyla 197,30, 186, 172,23, 160,38, 147,70 ve 146,90 mg/L olarak; 1 A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da

sırasıyla 193,13, 183,85, 165,43, 149,18, 126,83 ve 126,12 mg/L olarak; 2 A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da sırasıyla 179,25, 155,15, 138,73, 108,30, 93,88 ve 93,55 mg/L olarak tespit edilmiştir. Buna göre, BKE elektrot için TOK konsantrasyonları 0,5A’da 146,90 mg/L, 1 A’da 126,12 mg/L iken 2 A’ e yükseldiğinde TOK konsantrasyonu 93,55 mg/L’ye düşmüştür.



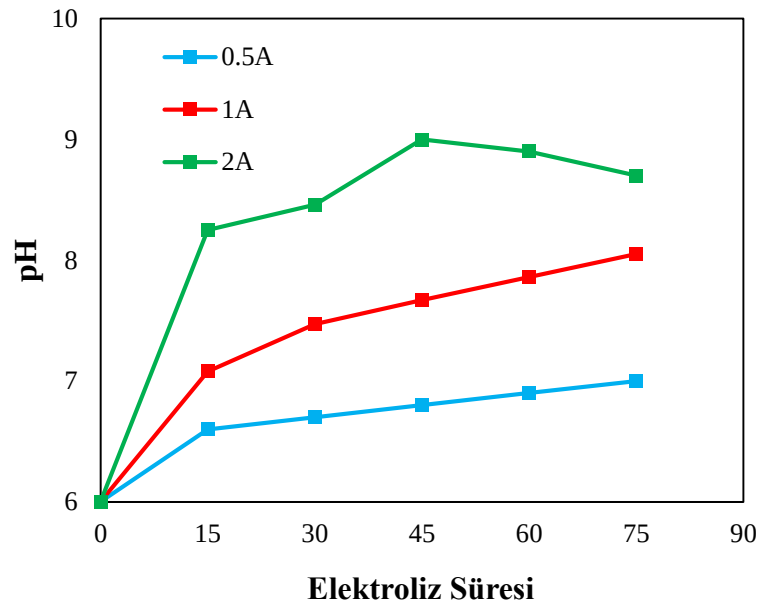
Şekil 5.18 : BKE elektrot ile EO prosesi TOK konsantrasyonu.

5.3.2.2 pH’nın TOK giderme verimliliği üzerine etkisi

Klorür iyonlarının (Cl^-) varlığı ve atık suyun pH’ı, elektrooksidasyon sırasında kirleticilerin giderim verimliliğini etkileyebilecek önemli faktörlerdir (Can, 2015; Ding ve diğ., 2014; Ganiyu ve Martínez-Huitle, 2019; Panizza ve Cerisola, 2004). Klorür iyonları, çeşitli kirleticilerin oksidasyonunu artırabildikleri için elektrokimyasal oksidasyon sürecinde önemli bir rol oynarlar (Li ve Liu, 2009). Asidik koşullar altında, hidroksil radikalleri ile elektrot yüzeyi arasında zayıf bir etkileşim vardır ve oksijen salınımı için elektrokimyasal aktivite düşüktür. Bu durum organik madde oksidasyonuna karşı daha yüksek bir kimyasal reaksiyona neden olur. Aynı zamanda, asidik koşullar altında, karbonat (CO_3^{2-}) ve bikarbonat (HCO_3^-) gibi hidroksil radikal "temizleyiciler" miktarı önemli ölçüde azalacak ve böylece oksidasyon oranı artabilecektir. EO prosesinde pH değeri asidik olduğunda, oksijen salınımı yan reaksiyonları azaltılabilir. Alkali koşullar altında aktif klorun yerinde, hipokloröz asit daha kolay üretilir ve böylece bazı organik

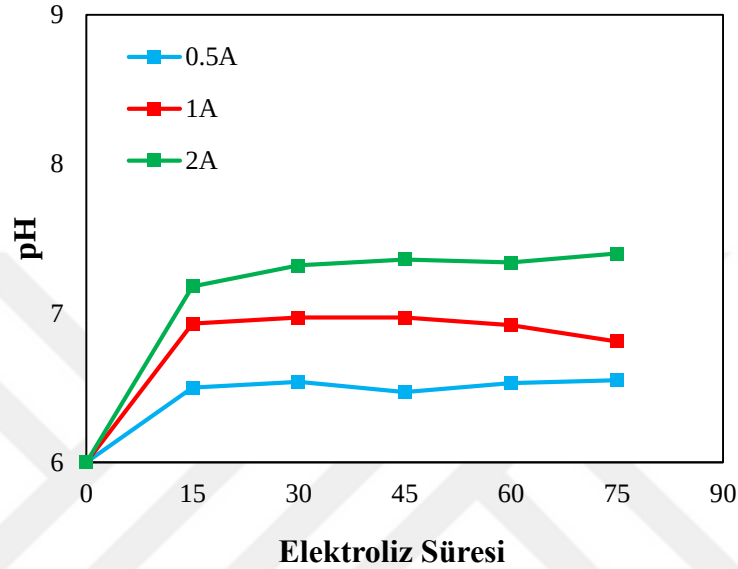
bileşiklerin dolaylı oksidasyonu teşvik edilir (Guo ve diğ, 2022; Turro ve diğ, 2011). Daha düşük pH değerlerinde (asidik koşullar), HOCl konsantrasyonu OCl⁻ ile karşılaştırıldığında daha yüksektir. pH arttıkça (daha alkali hale geldikçe), OCl⁻ konsantrasyonu artarken HOCl konsantrasyonu azalır. Bu, HOCl'nin H⁺ ve OCl⁻ iyonlarına ayrıştığı iyonlaşmasına atfedilebilir. HOCl ve OCl⁻ arasındaki denge pH'a bağlıdır ve pH arttıkça HOCl/OCl⁻ oranı OCl⁻'ye doğru kayar (Rossi-Fedele ve diğ, 2011; Rule ve diğ, 2005). HOCl ve OCl⁻ her ikisi de güçlü oksidanlardır, ancak kimyasal özellikleri nedeniyle oksitleme güçleri farklıdır. HOCl, suda H⁺ ve OCl⁻'ye ayrılan zayıf bir asittir. Ayrışmamış HOCl türü daha reaktiftir ve OCl⁻ ile karşılaştırıldığında daha yüksek bir oksitleme gücüne sahiptir. Bunun nedeni, nötr HOCl molekülünün organik kirleticilerle doğrudan reaksiyona girebilmesi, OCl⁻'nin ise etkili oksidasyon için pH'a bağlı bir HOCl dönüşümü gerektirmesidir (Debnath ve diğ, 2022; Fang ve diğ, 2014; Hu ve diğ, 2017; Pattison ve Davies, 2001; Wenk ve diğ, 2013).

AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya Pt-IrO₂ elektrotla yapılan EO sonrası pH değişim grafiği Şekil 5.19'da görülmektedir. Deneysel çalışmalara pH 6'da başlanmış olup deney süresince pH'da dalgalanmalar meydana gelmiştir. En yüksek pH değişimi 2A'da elektrotunda 9 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.19 : Pt-IrO₂ elektrot EO prosesi pH değişimi.

AlCl_3 ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya BKE elektrotla yapılan EO sonrası pH değişim grafiği Şekil 5.20’de görülmektedir. BKE elektrotunda meydana gelen pH değişimleri nispeten daha düşük kalmış ve en yüksek pH değeri 2A’da meydana gelmiş olup 7,4 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.20 : BKE elektrot EO prosesi pH değişimi.

EO işleminin ilk 15 dk.’ da her iki elektrot için de pH artmaya başlamıştır. BKE ve Pt-IrO₂ elektrotlar için en yüksek pH 45 dk.’da meydana gelmiştir.

Parasetamol içeren sentetik atıksu arıtımı üzerine bir çalışma yapılmıştır. Farklı tipte elektrotların kullanıldığı EO ve ultrason hibrit prosesi uygulanmıştır. Proseste BKE, Ti/PbO₂ ve Ti/Pt elektrotlar kullanılmıştır. Asidik şartlarda yapılan deneylerde TOK giderimi, bazik şartlardaki giderime göre daha yüksek çıktığı belirlenmiştir (Karaoğlu ve diğ, 2023). Asetaminofenin içeren atıksuyun foto-elektroksidasyon prosesi ile arıtımı üzerine yapılmış olan başka bir çalışmada, BKE-Fe ve BKE-Cu elektrotları kullanılmıştır. Asidik ortamda giderim verimlerinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Sierra-Sanchez ve diğ, 2022).

Şekil 5.19 ve Şekil 5.20 incelendiğinde EO prosesine asidik şartlarda başlanmış olmasına rağmen, pH artış göstermiştir. pH’nın giderim verimine etkisinin araştırılması açısından pH’nın asidik şartlarda sabit tutulması sağlanmış ve TOK giderim veriminin artırılması amaçlanmıştır.

Pt-IrO₂ elektrot sonuçları

EO prosesi deney sonuçları Çizelge 5.11’de görülmektedir. 0,5A’da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,11-0,15 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 31-57 aralığında tespit edilmiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 146,18-174,80 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 1A’da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,01-0,12 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda -40-33 aralığında tespit edilmiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 133,80-160,83 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 2A’da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar boyunca 0,01 değerini korumuştur; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda -7-38 aralığında tespit edilmiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 128,43-154,03 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır.

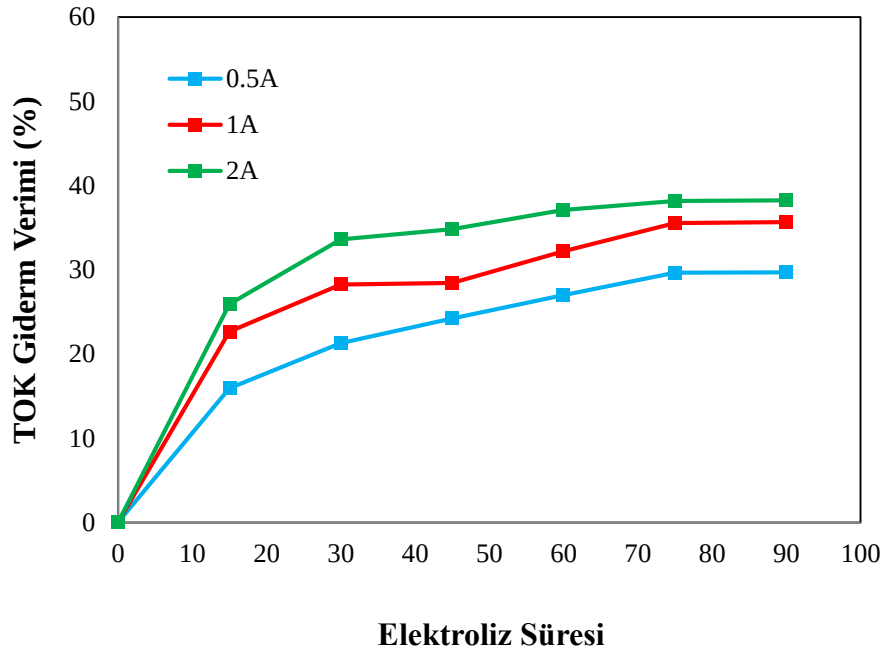
Çizelge 5.11 : Pt-IrO₂ elektrot ile pH 6’da EO sonuçları.

Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
Pt-IrO ₂	0,5	15	102	52	0,01	0,01	174,80	15,94
	0,5	30	52	57	0,11	0,02	163,68	21,29
	0,5	45	57	57	0,13	0,03	157,58	24,22
	0,5	60	57	38	0,15	0,05	151,78	27,01
	0,5	75	38	33	0,14	0,07	146,30	29,65
	0,5	90	33	31	0,07	0,07	146,18	29,70
	1	15	102	33	0,01	0,01	160,83	22,66
	1	30	33	43	0,01	0,02	149,18	28,26
	1	45	43	37	0,02	0,02	148,83	28,43
	1	60	37	60	0,02	0,12	140,98	32,20
	1	75	60	-25	0,12	0,12	133,80	35,66
	1	90	-25	-40	0,12	0,12	133,80	35,66
	2	15	102	-7	0,01	0,01	154,03	25,93
	2	30	-7	38	0,01	0,01	138,05	33,61
	2	45	38	38	0,01	0,01	135,53	34,83
	2	60	38	36	0,01	0,01	130,80	37,10
	2	75	36	28	0,01	0,01	128,55	38,18
	2	90	28	26	0,01	0,01	128,43	38,24

(Karıştırma hızı: 200 rpm)

Şekil 5.21’de AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya Pt-IrO₂ elektrotla yapılan EO sonrası giderim verimlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/L, karıştırma hızının 200 rpm, başlangıç ve bitiş pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. Buna göre, 0,5A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da

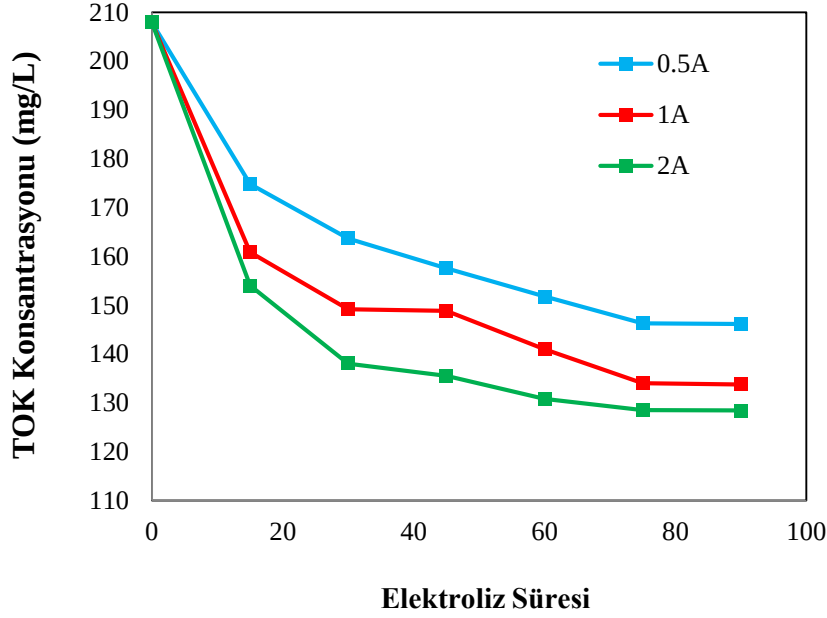
giderim verimleri sırasıyla %15,94, %21,29, %24,22, %27,01, %29,65 ve %29,70 olarak tespit edilmiştir. 1A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da giderim verimleri sırasıyla %22,66, %28,26, %28,43, %32,20, %35,66 ve %35,66 olarak tespit edilmiştir. 2A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da giderim verimleri sırasıyla %25,93, %33,61, %34,83, %37,10, %38,18 ve %38,24 olarak tespit edilmiştir. Pt-IrO₂ elektrot için TOK giderim verimi 0,5A'da %29,70, 1 A'da %35,66 iken 2 A' a çıktığında verim %38,24'e yükselmiştir. Akım yoğunluğunun artması ile giderim veriminin arttığı görülmüştür.



Şekil 5.21 : Pt-IrO₂ elektrot ile pH 6'da TOK giderim verimi.

Şekil 5.22'de AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya Pt-IrO₂ elektrotla yapılan EO sonrası konsantrasyon değerlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/L, karıştırma hızının 200 rpm, başlangıç ve bitiş pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. TOK konsantrasyonları 0,5A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da sırasıyla 174,80, 163,68, 157,58, 151,78, 146,30 ve 146,18 mg/L olarak; 1 A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da sırasıyla 160,83, 149,18, 148,83, 140,98 ve 133,80 mg/L olarak; 2 A'da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk'da sırasıyla 154,03, 138,05, 135,53, 130,80, 128,55 ve 128,43 mg/L olarak tespit edilmiştir. TOK konsantrasyonları maksimum giderim ile 0,5A'da 146,18

mg/L, 1 A'da 133,80 mg/L iken 2 A' e yükseldiğinde konsantrasyon 128,43 mg/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.22 : Pt-IrO₂ Elektrot ile pH 6'da TOK konsantrasyonu.

BKE elektrot sonuçları

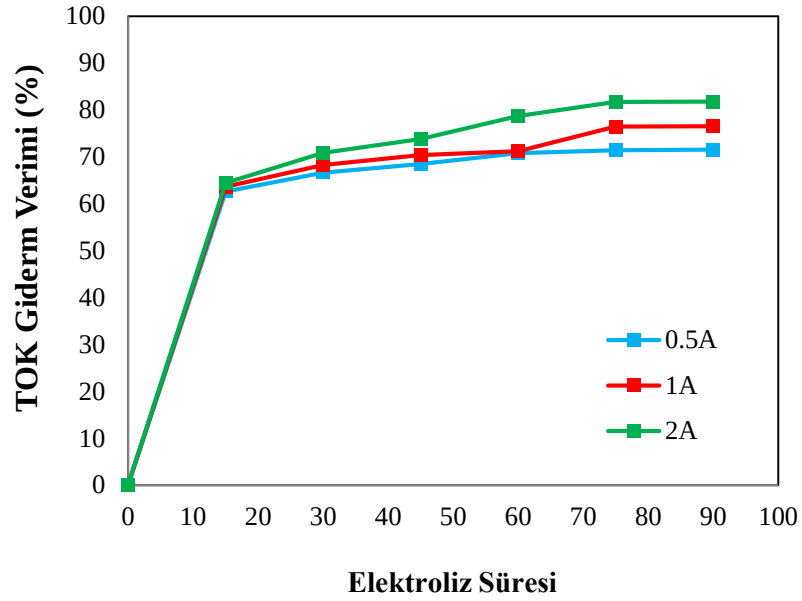
EO prosesi deney sonuçları Çizelge 5.12'de görülmektedir. 0,5A'da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 0,03-0,32 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda -25-64 aralığında tespit edilmiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 59,20-77,75 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 1A'da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar sonunda 14-49 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda -14-49 aralığında tespit edilmiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 48,75-75,68 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır. 2A'da başlangıçta numunenin iletkenlik değeri 0,01 mS/cm iken, deneysel çalışmalar boyunca 0,03-0,32 aralığında; başlangıçta 102 olan ORP değeri deneysel çalışmalar sonunda 40-82 aralığında tespit edilmiştir. 207,95 mg/L olan başlangıç TOK değeri deneysel çalışmalar sonunda 37,93-73,90 mg/L aralığında değişen değerlere ulaşmıştır.

Çizelge 5.12 : BKE elektrot ile pH 6’da EO sonuçları.

Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	ORP (mV)		İletkenlik (mS/cm)		TOK	
			Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	(mg/L)	(%)
BKE	0,5	15	102	62	0,01	0,03	77,75	62,61
	0,5	30	62	64	0,03	0,19	69,38	66,64
	0,5	45	64	54	0,19	0,28	65,58	68,46
	0,5	60	54	41	0,28	0,31	60,73	70,80
	0,5	75	41	-10	0,31	0,32	60,10	71,15
	0,5	90	-10	-25	0,32	0,32	59,20	71,53
	1	15	102	49	0,01	49	75,68	63,61
	1	30	49	42	49	42	65,98	68,27
	1	45	42	44	42	44	61,53	70,41
	1	60	44	37	44	37	59,83	71,23
	1	75	37	21	37	19	49,02	76,44
	1	90	21	14	19	14	48,75	76,54
	2	15	102	40	0,01	0,03	73,90	64,46
	2	30	40	50	0,03	0,20	60,60	70,86
	2	45	50	48	0,20	0,26	54,43	73,83
	2	60	48	60	0,26	0,29	44,20	78,74
	2	75	60	79	0,29	0,29	38,01	81,73
	2	90	79	82	0,29	0,32	37,93	81,76

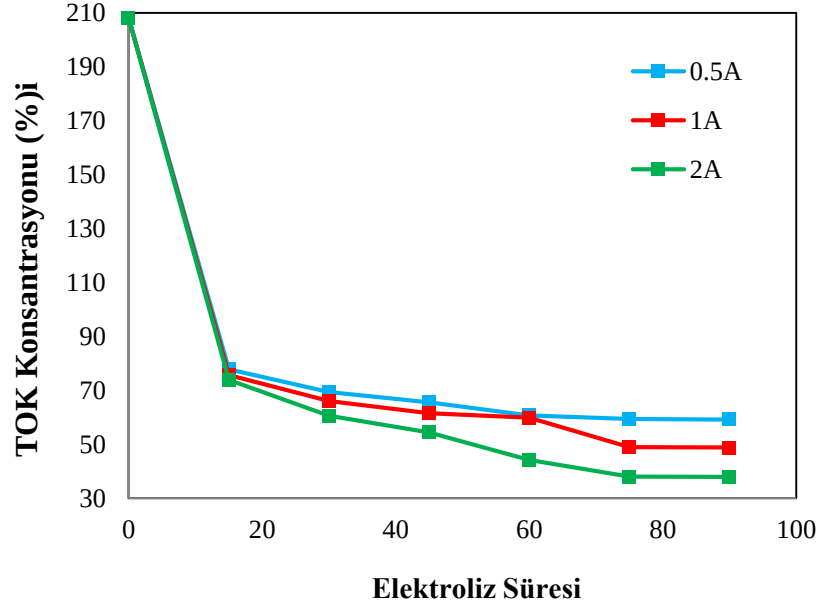
(Karıştırma hızı: 200 rpm)

Şekil 5.23’de AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya BKE elektrotla yapılan EO sonrası giderim verimlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200 rpm, başlangıç ve bitiş pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. Buna göre, 0,5A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da giderim verimleri sırasıyla %62,61, %66,64, %68,46, %70,80, %71,15 ve %71,53 olarak tespit edilmiştir. 1A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da giderim verimleri sırasıyla %63,61, %68,27, %70,41, %71,23, %76,44 ve %76,54 olarak tespit edilmiştir. 2A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da giderim verimleri sırasıyla %64,46, %70,86, %73,83, %78,74, %81,73 ve %81,76 olarak tespit edilmiştir. BKE elektrot için en yüksek TOK giderim verimi 0,5A’da %71,53, 1 A’da %76,54 iken 2 A’ a çıktığında verim %81,76’ya yükselmiştir. Akım yoğunluğunun artması ile giderim veriminin arttığı görülmüştür. Kirleticilerin EO prosesi ile giderimi üzerine yapılan bir çalışmada Ti/BKE ve Ti/RuO₂ elektrotlar kullanılmıştır. BKE elektrotun kullanıldığı EO prosesi ile daha yüksek giderim verimi elde edilmiş olup kirletici konsantrasyonu daha düşük seviyelere indirilmiştir (Le Luu, 2020).



Şekil 5.23 : BKE Elektrot ile pH 6’da TOK giderim verimleri.

Şekil 5.24’de $AlCl_3$ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya BKE elektrotla yapılan EO sonrası konsantrasyon değerlerini göstermektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200 rpm, başlangıç ve bitiş pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. TOK konsantrasyonları 0,5A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da sırasıyla 77,75, 69,38, 65,58, 60,73, 60,10 ve 59,20 mg/L olarak; 1 A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da sırasıyla 75,68, 65,98, 61,53, 59,83, 49,02 ve 48,75 mg/L olarak; 2 A’da elektroliz süresi 15, 30, 45, 60, 75 ve 90 dk’da sırasıyla 73,90, 60,60, 54,43, 44,20, 38,01 ve 37,93 mg/L olarak tespit edilmiştir. TOK konsantrasyonları maksimum giderim ile 0,5A’da 59,20 mg/L, 1 A’da 48,75 mg/L iken 2 A’ e yükseldiğinde konsantrasyon 37,93 mg/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.24 : BKE Elektrot ile pH 6'da TOK konstrasyonu.

Şekil 5.21, Şekil 5.22, Şekil 5.23 ve Şekil 5.24 incelendiğinde, kirleticilerin mineralizasyonunun doğrudan uygulanan akım yoğunluğuna bağlı olduğunu açıkça göstermektedir (Sires ve diğ., 2014). Kirleticilerin mineralizasyonu ilk 15 dk.'da nispeten hızlı gerçekleşirken, bu oran sonraki dönemlerde azalabilmektedir. Bu azalma, kirletici organiklerin yapılarından kaynaklanmaktadır. Basit organikler oksitlenebilir ve sudan kısa sürede uzaklaştırılabilirken, karmaşık organiklerin oksitlenmesi çok daha uzun sürer (Romero-Soto ve diğ., 2018). Her iki elektrot için de akım yoğunluğunun artması giderim veriminde artışa sebep olmuştur. Akım yoğunluğu, organik kirleticilerin elektrokimyasal gideriminde önemli faktörlerden biridir. Akım yoğunluğunun artmasının, hidroksil radikal üretiminin artması nedeniyle kirlilik giderme oranını artırdığı bilinmektedir (Brillas ve diğ., 2005). Şekiller incelendiğinde BKE elektrotunun Pt-IrO₂ elektrotundan daha iyi giderme sağladığı görülmektedir. BKE elektrot ile en iyi TOK giderim verimi %81,76 olarak tespit edilmiştir. Böylece 207,95 mg/L olan başlangıç TOK konstrasyonu 37,93 mg/L seviyelerine inmiştir. Pt-IrO₂ elektrotu ile en iyi TOK giderim verimi %38,24 olarak belirlenmiş olup 207,95 mg/L olan TOK konstrasyonu 128,43 mg/L olarak tespit edilmiştir. En yüksek TOK giderimi %81,76 ile BKE elektrotunda elde edilmiştir. Bu sonuç, BKE elektrotunun Pt-IrO₂ elektrotundan 2,1 kat daha iyi TOK giderme verimliliği sağladığını göstermektedir. Her iki elektrot için de 75 dk. sonra kayda değer bir giderim artışı olmamıştır.

5.3.2.3 Karıştırma hızının TOK giderme verimliliği üzerine etkisi

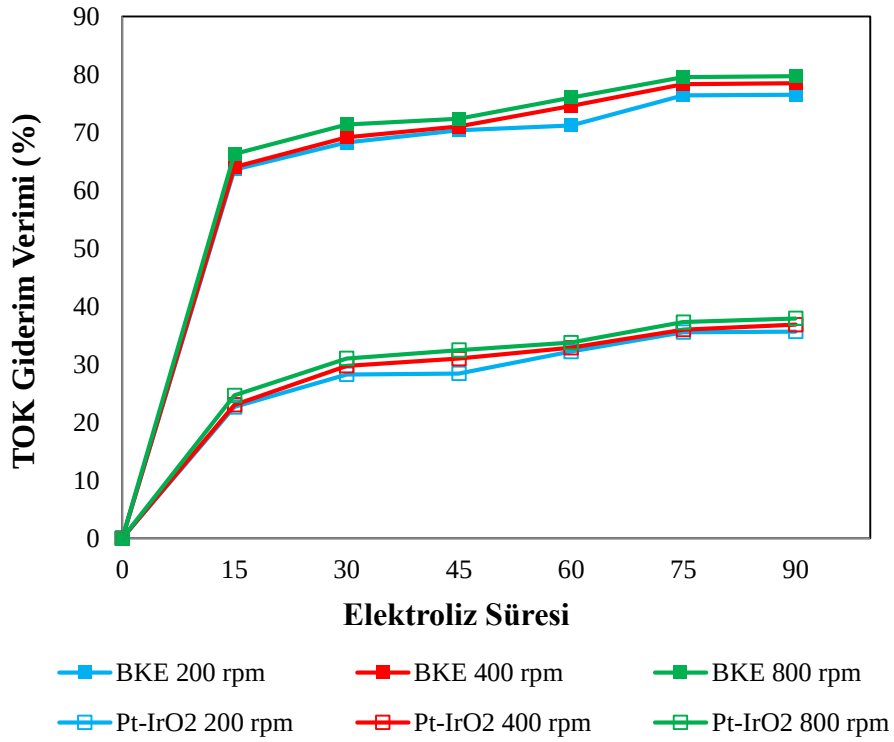
Elektrokimyasal proseslerde karıştırmanın amacı reaktör içeriğinin homojen hale gelmesini sağlamaktır. Reaktör sıcaklığı, pH ve organik maddelerin reaktör içerisinde homojenize olmasını sağlar. BKE elektrot ile pH 6'da 200 rpm karıştırma hızında 1A akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi %76,54, pH 6'da 200 rpm karıştırma hızında 2A akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi %81,76 olarak tespit edilmiştir. Pt-IrO₂ elektrot ile pH 6'da 200 rpm karıştırma hızında 1A akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi %35,66, pH 6'da 200 rpm karıştırma hızında 2A akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi %38,24 olarak tespit edilmiştir. Sonuçlar bakımından en yüksek giderim verimleri 2A akım yoğunluğunda elde edilmiş olsa da, daha düşük akım yoğunluğunda karıştırma hızının artırılması ile aynı giderim veriminin elde edilmesi araştırılmıştır. Böylece enerji tasarrufu sağlanacağı amaçlanmıştır. Aynı deneysel şartlarda karıştırma hızının 2 ve 4 katına çıkarılarak giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Deneysel çalışmalarda her iki elektrot için de 1A akım yoğunluğunda çalışılmıştır. Yapılan bir çalışmada 0, 250, 500, 750 ve 1000 rpm karıştırma hızında TOK giderim verimi araştırılmıştır. 1000 rpm'lik en yüksek karıştırma hızı ile karıştırma yapılmayan arasındaki TOK giderme verimliliği farkı yaklaşık %28 olmasına rağmen, SEC yaklaşık %44 oranında orantılı olarak artmaktadır. Elde edilen sonuçlar bakımından, işlemin daha yüksek karıştırma hızlarında çalıştırılmasının ekonomik olarak çok daha avantajlı olduğu tespit edilmiştir (Can ve diğ, 2019b). AlCl₃ ile optimum şartlarda yapılan koagülasyon-flokülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya farklı elektrotlarla ve farklı karıştırma hızlarında yapılan EO deney sonuçları Çizelge 5.13'de görülmektedir. Ham atıksuyun TOK değerinin 207,95 mg/l, karıştırma hızının 200, 400 ve 800 rpm, başlangıç ve bitiş pH değerinin 6 olduğu şartlarda çalışılmıştır. BKE elektrodunun kullanıldığı EO prosesinde TOK giderim verimleri elektroliz süresinin artmasıyla artmıştır.

Çizelge 5.13 : Farklı karıştırma hızında yapılan EO deney sonuçları.

Elektrot	Karıştırma Hızı (rpm)	Süre (dk.)	TOK Giderim Verimi (%)
BKE	200	15	63,61
		30	68,27
		45	70,41
		60	71,23
		75	76,44
		90	76,54
	400	15	64,03
		30	69,18
		45	71,05
		60	74,61
		75	78,36
		90	78,53
	800	15	66,32
		30	71,39
		45	72,40
		60	76,03
		75	79,56
		90	79,71
Pt-IrO ₂	200	15	22,66
		30	28,26
		45	28,43
		60	32,20
		75	35,56
		90	35,66
	400	15	23,01
		30	29,75
		45	31
		60	32,87
		75	36
		90	36,85
	800	15	24,65
		30	31,02
		45	32,47
		60	33,76
		75	37,29
		90	37,93

(Akım:1A pH:6)

Farklı karıştırma hızlarında yapılan EO prosesi giderim verimleri Şekil 5.22’de görülmektedir. Buna göre, BKE elektrot için en yüksek TOK giderim verimi 200 rpm karıştırma hızında %76,54, 400 rpm karıştırma hızında %78,53 iken 800 rpm karıştırma hızında verim %79,71’e yükselmiştir. Pt-IrO₂ elektrot için en yüksek TOK giderim verimi 200 rpm karıştırma hızında %35,66, 400 rpm karıştırma hızında %36,85 iken 800 rpm karıştırma hızında verim %37,93’e yükselmiştir.



Şekil 5.25 : Karıştırma hızının TOK giderimine etkisi.

BKE elektrot ile aynı süre ve akım yoğunluğunda 200 rpm olan karıştırma hızının 2 katına (400 rpm) çıkarılması ile giderim verimi %2, karıştırma hızının 4 katına (800 rpm) çıkarılması ile giderim verimi %3,2 daha fazla giderim sağladığı görülmüştür. Aynı şekilde Pt-IrO₂ elektrot için de karıştırma hızının artırılması giderim veriminde artışa sebep olmuştur. Aynı süre ve akım yoğunluğunda 200 rpm olan karıştırma hızının iki katına (400 rpm) çıkarılması ile %1,2, karıştırma hızının dört katına (800 rpm) çıkarılması ile %2,3 daha fazla giderim sağlandığı görülmüştür.

En verimli elektrot olan BKE elektrot ile 200 rpm karıştırma hızında 2A akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi %81,76 iken 800 rpm karıştırma hızında 1A akım yoğunluğunda maksimum giderim verimi %79,71 olarak tespit edilmiştir. 800 rpm karıştırma hızında ve 1A akım yoğunluğunda alınan sonuç, 200 rpm karıştırma hızında ve 2A akım yoğunluğundaki sonuç ile hemen hemen aynı durumdadır. Karıştırma hızının artırılmasıyla TOK giderme verimliliğindeki artış, kirletici organik maddelerin fiziksel olarak tutunmuş OH⁻ ile daha etkili bir şekilde temas etmek için BKE anot yüzeyine doğru kütle transferinin artmasıyla açıklanabilir (Can ve diğ, 2019b). Bu durumda diğer tüm deneysel şartların aynı olduğu ve sadece karıştırma hızının artırılması ile neredeyse aynı sonuca ulaşılması

enerji tasarrufu açısından önemli bir kazanım olmuştur. Deney sonuçları bakımından karıştırma hızının artırılması başka herhangi bir kazanım olmasa dahi, giderim veriminde artışa sebep olduğu tespit edilmiştir.

5.3.2.4 Entegre/kombine hibrit prosesin TOK giderme etkinliği

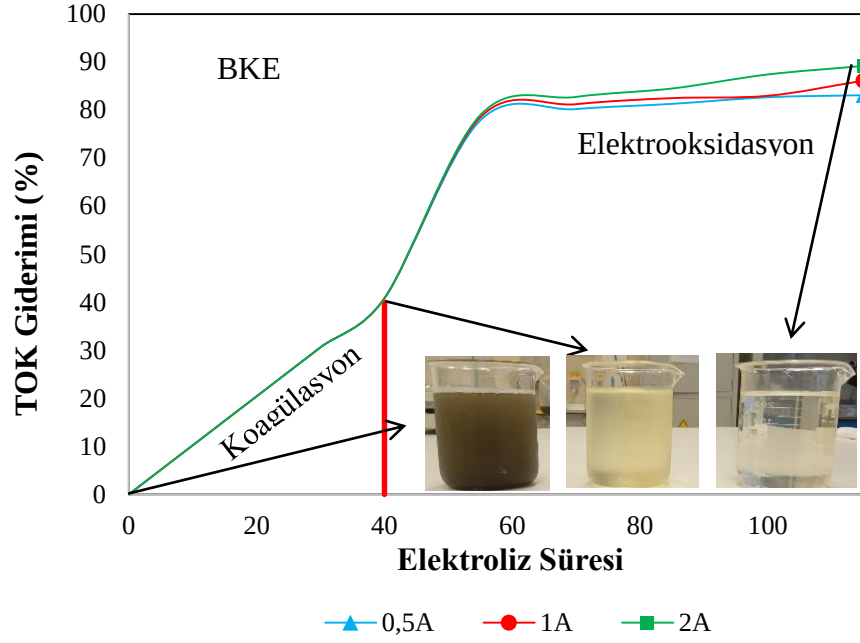
Plastik geri dönüşüm tesisi atıksuyundan TOK giderimi hibrit proses kullanılarak yapılmıştır. Kimyasal koagülasyon sonrası kirleticilerden kısmen arındırılmış atıksuya farklı elektrotlar kullanılarak EO uygulanmıştır. Yapılan işlemlere ilişkin veriler Çizelge 5.14’de gösterilmiştir. Başlangıç TOK değeri 351 mg/L iken, KK sonrasında %40,8 giderim verimi ile 207,95 mg/L seviyesine gerilemiştir. Daha sonra farklı elektrotlar kullanılarak EO işlemi uygulanmıştır. Pt-IrO₂ elektrotla yapılan EO işlem sonrasında TOK değeri toplamda % 63,41 giderim verimi ile 128,43 mg/L seviyesine düşmüştür. Pt-IrO₂ elektrot SEC değeri 0,03-0,40 kWh/kgTOK_{rem} aralığında tespit edilmiştir. BKE elektrot ile yapılan EO işlemi sonrasında TOK değeri toplamda %89,19 giderim verimi ile 37,93 mg/L seviyesine inmiştir. BKE elektrot SEC değeri 0,01-0,28 kWh/kgTOK_{rem} aralığında tespit edilmiştir. BKE elektrotun Pt-IrO₂ elektrota göre enerji tüketimi açısından daha verimli olduğu ve daha fazla TOK giderimi sağladığı görülmüştür.

Çizelge 5.14 : Deneysel işlemler

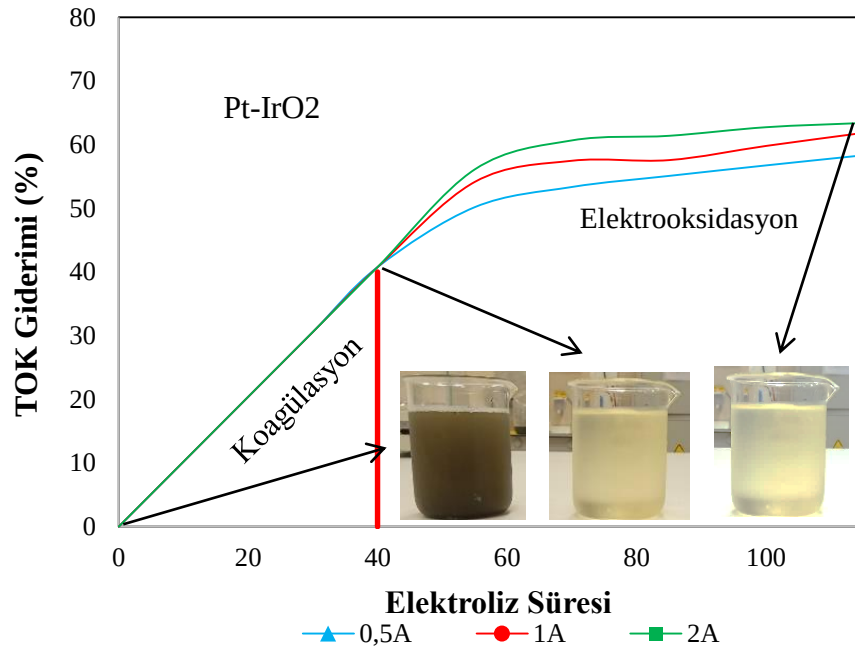
Parametre	Başlangıç (mg/L)	Koagülasyon Sonrası (1000 mg/L AlCl ₃)	EO Sonrası	
			BKE	Pt-IrO ₂
TOK	351	207,95	37,93	128,43
KOI	1411	831,8	80	270
AOS	-	-2	3,42	2,05
COS	-	-2	0,84	0,85
Enerji Tüketimi (kWh/m ³)	-	-	46,20	30,60
SEC (kWh/kgTOK _{rem})	-	-	0,28	0,40

Hibrit proses ile elde edilen sonuçlara göre TOK giderim verimleri Şekil 5.26’da görülmektedir. AlCl₃ tuzu ile gerçekleştirilen koagülasyon sonrası %40,8 TOK giderimi elde edilmiştir. Ön arıtma sonrası BKE elektrodunun kullanıldığı EO prosesi ile TOK giderim verimi %89,19’a ulaşırken Pt-IrO₂ elektrodunun kullanıldığı EO prosesi ile TOK giderim verimi %63,41’e ulaşmıştır. BKE

elektrodunun kullanıldığı EO prosesinin Pt-IrO₂ elektrot bağlantılı sisteme göre toplamda %25,78 daha verimli olduğu belirlenmiştir. Literatürde yapılan bazı çalışmalarda da benzer bulgular elde edilmiştir (Karaoğlu ve diğ, 2023; Can ve diğ, 2019a).



(a)



(b)

Şekil 5.26 : KK sonrası EO toplam giderim verimleri. a) BKE elektrot b) Pt-IrO₂ elektrot

EO prosesinin etkinliğinin artırılması amacıyla ön işlem olarak çeşitli prosesler kullanılabilmektedir (Shah ve diğ, 2024). Literatürde yapılmış olan farklı hibrit çalışmalar için elde edilen sonuçlar Çizelge 5.15 'de verilmektedir. Buna göre ön arıtmanın EO prosesinin kirletici giderim veriminde önemli etkileri olduğu görülmektedir.

Çizelge 5.15 : Farklı sektörlerdeki hibrit elektrokimyasal proses çalışmaları.

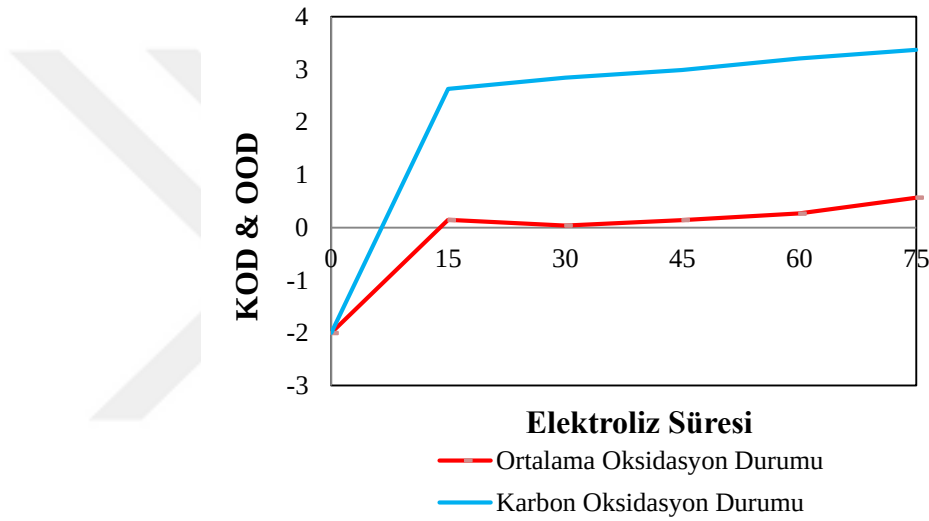
Kirletici/Atıksu	Ön Arıtma	TOK (%)	KOI (%)	EO Elektrot Tipi	TOK (%)	KOI (%)	Ref.
Plastik Geri Dönüşüm Tesisi Atıksuyu	Kimyasal Koagülasyon	40,8	41,05	BKE Pt-IrO ₂	81,76 38,24	90,40 67,50	Mevcut çalışma
Kahve Üretim Atıksuyu	Kimyasal Koagülasyon	29	55	BKE Ti/Pt	95 13	97 25	Can ve diğ, 2019a
Tekstil Atıksuyu	Kimyasal Koagülasyon	-	-	BKE	75	93	Gilpavas ve diğ, 2018
Mezbaha Atıksuyu	EK	-	-	Ti/IrO ₂	93	85	Sandoval ve diğ, 2022
Biodizel Atıksuyu	EK	-	-	Ti/SnO ₂	-	98,9	Güvenç ve diğ, 2022
Konteyner Yıkama Atıksuyu	EK	-	-	BKE	-	99	Yılmaz Nayır ve Kara, 2018
Tekstil Atıksuyu	EK	-	76	IrO ₂ /Ti	-	97	Asfaha ve diğ, 2022

5.3.2.5 Organik bozunma parametrelerinin incelenmesi

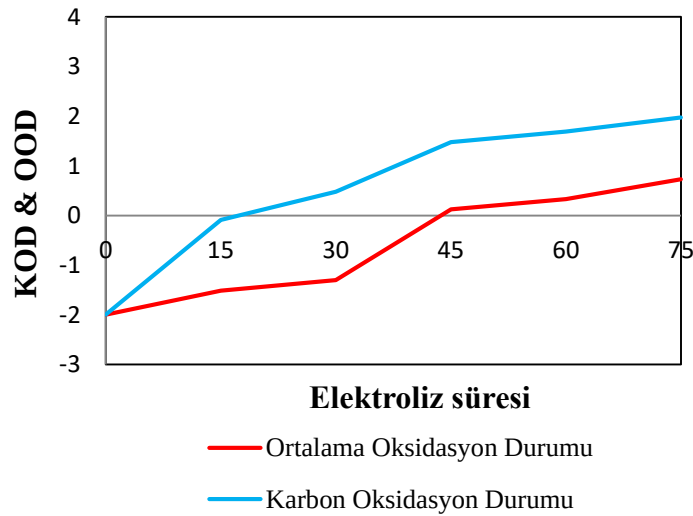
Ortalama oksidasyon durumu (OOD) ve karbon oksidasyon durumu (KOD) parametreleri elektrokimyasal prosesler sonrasında atıksuların biyolojik bozunabilirliğinin belirlenmesinde kullanılan iki önemli parametredir. OOD atıksuyun biyobozunurluğundaki değişikliklere neden olan varyasyonları belirlemek için ve atıksuda kalan organik bileşiklerin genel bir ölçüsü olarak kullanılabilmektedir. KOD atıksudan karbondioksit (CO₂) formundaki karbonun elimine edilmesini temsil eder. Yüksek KOD değerleri, proses çıkışındaki organik bileşiklerin esas olarak organik asitlerden oluştuğunu ve OOD'deki artışın biyolojik

bozunabilirliğin arttığını göstermektedir (Gilpavas ve Correa-Sanchez, 2019; Kobya ve Delipinar, 2008).

Şekil 5.27’de BKE elektrotun kullanıldığı hibrit elektrokimyasal prosesin karbon oksidasyon durumu ve ortalama oksidasyon durumu, Şekil 5.28’de Pt-IrO₂ elektrotun kullanıldığı hibrit elektrokimyasal prosesin karbon oksidasyon durumu ve ortalama oksidasyon durumlarının elektroliz süresi ile değişimi verilmiştir. Her iki elektrot için de karbon oksidasyon ve ortalama oksidasyon durumu bakımından sürenin artmasıyla bu değerlerin arttığı belirlenmiştir. Bu değerlerin artması etkin oksidasyon sürecinin işlediğini göstermektedir.



Şekil 5.27 : BKE elektrot karbon ve ortalama oksidasyon durumu.



Şekil 5.28 : Pt-IrO₂ elektrot karbon ve ortalama oksidasyon durumu.

5.3.2.6 Prosesin enerji etkinliğinin incelenmesi

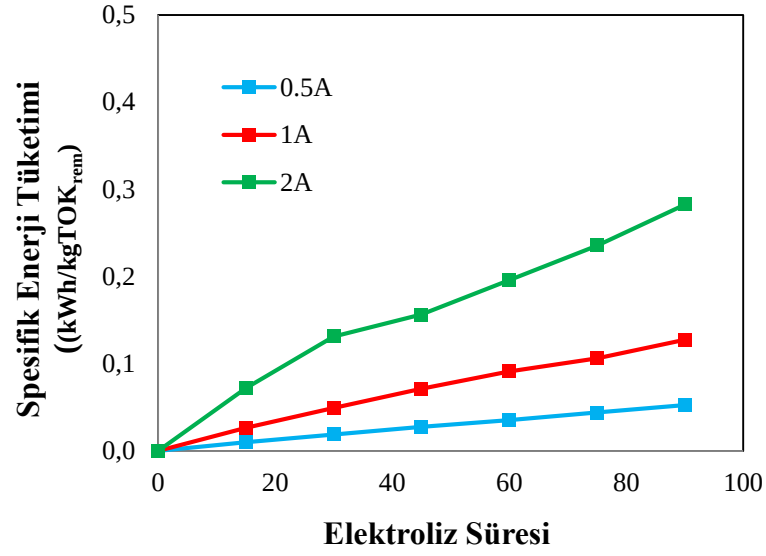
BKE sonuçları

Enerji tüketimi elektrokimyasal proseslerin işletme maliyetleri açısından önemli bir parametredir. BKE elektrot ile yapılan EO prosesi deney sonuçlarına ilişkin spesifik enerji tüketimi, anot verimliliği ve enerji tüketimine ait veriler Çizelge 5.16’da görölmektedir. 0,5A akımda spesifik enerji tüketimi 0,01-0,05 aralığında; anot verimliliği değeri 0,47-2,46 aralığında; enerji tüketimi 1,25-7,50 aralığında tespit edilmiştir. 1A akımda spesifik enerji tüketimi 0,03-0,13 aralığında; anot verimliliği değeri 0,25-1,25 aralığında; enerji tüketimi 3,35-19,50 aralığında tespit edilmiştir. 2A akımda spesifik enerji tüketimi 0,07-0,28 aralığında; anot verimliliği değeri 0,13-0,63 aralığında; enerji tüketimi 9,30-46,20 aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.16 : BKE elektrot ile EO prosesi enerji verileri.

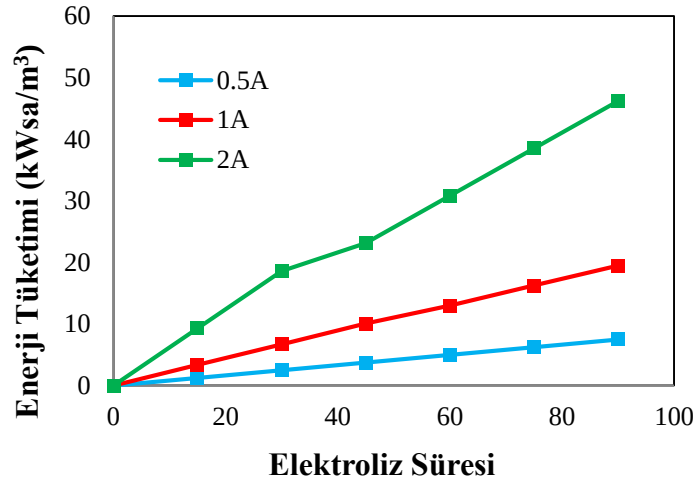
Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	Spesifik Enerji Tüketimi (kWh/kgTOK)	Anot Verimliliği (mg TOK/Ahm ²)	Enerji Tüketimi (kWsa/m ³)
BKE	0,5	15	0,01	2,46	1,25
	0,5	30	0,02	1,31	2,50
	0,5	45	0,03	0,89	3,75
	0,5	60	0,04	0,69	5
	0,5	75	0,04	0,56	6,25
	0,5	90	0,05	0,47	7,50
	1	15	0,03	1,25	3,35
	1	30	0,05	0,67	6,70
	1	45	0,07	0,46	10,05
	1	60	0,09	0,35	13
	1	75	0,11	0,30	16,25
	1	90	0,13	0,25	19,50
	2	15	0,07	0,63	9,30
	2	30	0,13	0,35	18,60
	2	45	0,16	0,24	23,10
	2	60	0,20	0,19	30,80
	2	75	0,24	0,16	38,50
	2	90	0,28	0,13	46,20

Deneyssel çalışmalarda elektroliz süresinin enerji tüketimleri üzerindeki etkisi belirlenmiştir. Şekil 5.29’da TOK kütlesi başına tüketilen enerji miktarı olarak tanımlanan SEC değeri görölmektedir. SEC değeri, uygulanan akım yoğunluğuna paralel olarak arttığı görölmektedir. En düşük SEC değeri 5 mA/cm² için elde edilirken en yüksek SEC değeri 20 mA/cm² için elde edilmiştir. İşlem sonunda, BKE elektrot için en düşük ve en yüksek giderim verimleri arasındaki fark yaklaşık %19 iken, en düşük ve en yüksek SEC oranları arasında 28 kat fark olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 5.29 : BKE elektrot spesifik enerji tüketimi.

Şekil 5.30’da prosesin enerji tüketim grafiği görülmektedir. Enerji tüketim değerlerinin, uygulanan akım yoğunluğuna paralel olarak arttığını göstermektedir. En düşük enerji tüketimi değerleri 5 mA/cm^2 için elde edilirken en yüksek enerji tüketim değeri 20 mA/cm^2 için elde edilmiştir. İşlem sonunda, BKE elektrot için en düşük ve en yüksek giderim verimleri arasındaki fark yaklaşık %19 iken, en düşük ve en yüksek enerji tüketim oranları arasında 46 kat fark olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 5.30 : BKE elektrot enerji tüketimi.

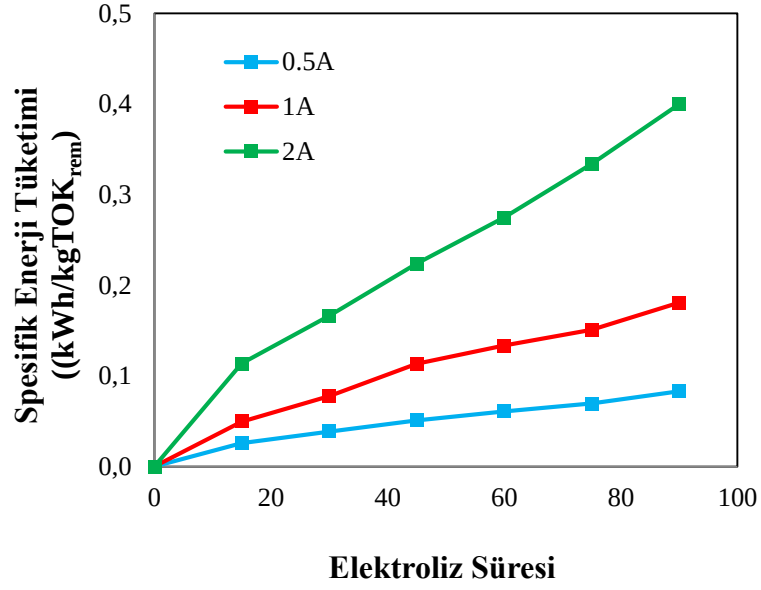
Pt-IrO₂ sonuçları

Pt-IrO₂ elektrot ile yapılan EO prosesi deney sonuçlarına ilişkin spesifik enerji tüketimi, anot verimliliği ve enerji tüketimine ait veriler Çizelge 5.17’de görülmektedir. 0,5A akımda spesifik enerji tüketimi 0,03-0,08 aralığında; anot verimliliği değeri 0,19-0,63 aralığında; enerji tüketimi 0,83-4,95 aralığında tespit edilmiştir. 1A akımda spesifik enerji tüketimi 0,05-0,18 aralığında; anot verimliliği değeri 0,12-0,44 aralığında; enerji tüketimi 2,25-12,90 aralığında tespit edilmiştir. 2A akımda spesifik enerji tüketimi 0,11-0,40 aralığında; anot verimliliği değeri 0,06-0,25 aralığında; enerji tüketimi 5,90-30,60 aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.17 : Pt-IrO₂ elektrot ile EO prosesi enerji verileri

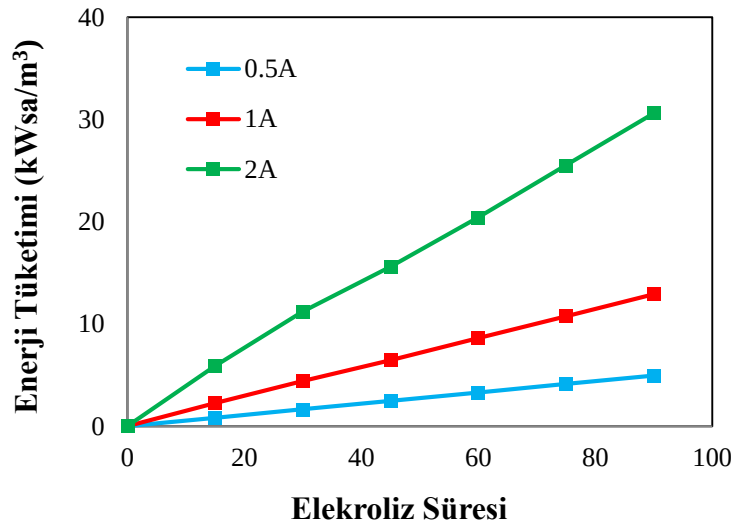
Elektrot	Akım (A/m ²)	Süre (dk.)	Spesifik Enerji Tüketimi (kWh/kgTOK)	Anot Verimliliği (mg TOK/Ahm ²)	Enerji Tüketimi (kWs/m ³)
Pt-IrO ₂	0,5	15	0,03	0,63	0,83
	0,5	30	0,04	0,42	1,65
	0,5	45	0,05	0,32	2,48
	0,5	60	0,06	0,26	3,30
	0,5	75	0,07	0,23	4,13
	0,5	90	0,08	0,19	4,95
	1	15	0,05	0,44	2,25
	1	30	0,08	0,28	4,40
	1	45	0,11	0,19	6,45
	1	60	0,13	0,16	8,60
	1	75	0,15	0,14	10,75
	1	90	0,18	0,12	12,90
	2	15	0,11	0,25	5,90
	2	30	0,17	0,16	11,20
	2	45	0,22	0,11	15,60
	2	60	0,27	0,09	20,40
	2	75	0,33	0,07	25,50
	2	90	0,40	0,06	30,60

Deneysel çalışmalarda elektroliz süresinin enerji tüketimleri üzerindeki etkisi belirlenmiştir. Şekil 5.31’de TOK kütlesi başına tüketilen enerji miktarı olarak tanımlanan SEC değerleri görülmektedir. SEC değerlerinin, uygulanan akım yoğunluğuna paralel olarak arttığı görülmektedir. En düşük SEC değerleri 5 mA/cm² için elde edilirken en yüksek SEC değeri 20 mA/cm² için elde edilmiştir. İşlem sonunda Pt-IrO₂ elektrot için en düşük ve en yüksek giderim verimleri arasındaki fark yaklaşık %22 iken, en düşük ve en yüksek SEC oranları arasında 13 kat fark olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 5.31 : Pt-IrO₂ elektrot spesifik enerji tüketimi.

Şekil 5.32’de prosesin enerji tüketim grafiği görülmektedir. Enerji tüketim değerlerinin, uygulanan akım yoğunluğuna paralel olarak arttığını göstermektedir. En düşük enerji tüketimi değerleri 5 mA/cm² için elde edilirken en yüksek enerji tüketim değeri 20 mA/cm² için elde edilmiştir. İşlem sonunda, Pt-IrO₂ elektrot için en düşük ve en yüksek giderim verimleri arasındaki fark yaklaşık %22 iken, en düşük ve en yüksek enerji tüketim oranları arasında 36 kat fark olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 5.32 : Pt-IrO₂ elektrot enerji tüketimi.

Giderim verimi ve spesifik enerji tüketimi açısından değerlendirildiğinde BKE elektrotun Pt-IrO₂ elektrota göre birim kütle başına TOK giderim veriminin daha yüksek olduğu görülmüştür. Şekil 5.26 ve Şekil 5.28 incelendiğinde 5, 10 ve 20 mA/cm² için Pt-IrO₂ elektrotunun SEC değerleri BKE elektrotundan daha yüksek çıkmıştır. Can ve arkadaşları, hazır kahve ve kahve ürünleri fabrikası atıksuyunun arıtımı üzerine bir çalışma yapmışlardır. Farklı elektrotların kullanıldığı proseste TOK ve KOİ giderimleri araştırılmıştır. En verimli giderimi sağlayan BKE elektrotun SEC değeri en düşük çıkmıştır. Buna karşı en düşük giderim verimine sahip RuO₂-TiO₂ elektrotunun SEC değeri en yüksek değerde olduğu tespit edilmiştir (Can ve diğ., 2019a).

5.3.2.7 Prosesin maliyet analizi

Plastik geri dönüşüm tesisi atıksuyundan alınan numuneye yapılan deneysel çalışma aşamalarında uygulanan arıtma yöntemlerinin maliyet analizi Çizelge 5.18’de gösterilmiştir. Deneysel çalışmalar sırasında farklı elektrot türlerinde alınan en yüksek giderim veriminde elde edilen değerler hesaplamalarda kullanılmıştır.

Çizelge 5.18 : Maliyet analizi.

Koagülant (m ³ /USD)	pH ayarlama (m ³ /USD)	Mekanik Karıştırıcı Enerji Tük. (m ³ /USD)	EO (Pt-IrO ₂) Enerji Tük. (kWh/m ³) (m ³ /USD)	EO (BKE) Enerji Tük. (kWh/m ³) (m ³ /USD)
1,5	0,42	1,32	4,04	6,10

Yapılan deneysel çalışmada AlCl₃ ile kimyasal koagülasyon prosesi ile ön arıtma yapılmış olan atıksuya EO prosesi uygulanmıştır. Kimyasal koagülasyon yerine farklı elektrokimyasal yöntemler veya başka arıtma yöntemleri de kullanılabilecektir. Bu durumda maliyet analizinde değişiklikler olması muhtemeldir. Deneysel çalışmalarda EO proseslerinin enerji giderleri baz alınır, ön arıtmanın elektrokoagülasyon prosesi ile yapılmış olması halinde enerji maliyeti koagülant maddenin maliyetinden fazla olacağı aşikardır. Bu da arıtma maliyetini arttırıcı bir etken olacaktır. Yapılan çalışmada ön arıtmanın AlCl₃ ile kimyasal koagülasyon olarak uygulanması maliyet düşürücü bir unsur olması açısından önemli bir sonuçtur.

5.4 Giderim Verimlerinin Değerlendirilmesi

Elektrokimyasal prosesin her üç hibrit modeli ile de yapılmış olan deneysel çalışmalara ilişkin giderim verimlerine ilişkin veriler Çizelge 5.19’da görülmektedir. Hibrit elektrokimyasal proseslerin tamamında giderim sağlandığından bahsedilebilir. Ancak eşzamanlı hibrit proseste daha düşük giderim verimi elde edilmiştir. En yüksek giderim verimi entegre hibrit elektrokimyasal proseste sağlanmıştır.

Çizelge 5.19: Giderim verimlerine ilişkin veriler.

	Hibrit Proses Türleri				
	Eşzamanlı Hibrit	Ardışık Hibrit		Entegre Hibrit	
	Ana Arıtım	Ön Arıtım	İkincil Arıtım	Ön Arıtım	İkincil Arıtım
Elektrot Türü	Al(+)/PÇ(-)/BKE(+)	Al(+)/SS (-)	BKE (+)/SS (-)	KK (AlCl ₃)	BKE (+)/PÇ (-)
Optimum Şartlar	pH:7,3, AY: 0,5A, ES:75	pH:7,6, AY: 0,5A, ES:75	pH:7,3, AY: 0,5A, ES:60	1000 mg/L	pH:6, AY: 2A ES:90 dk.
TOK					
Giderim Verimi (%)	12,9	23,7	31,4	40,7	81,76
KOİ					
Giderim Verimi (%)	-	-	-	41,05	90,4

Karıştırma hızı 200 prn, AY: Akım Yoğunluğu, ES: Elektroliz Süresi (dk.)

6. TARTIŞMA VE ÖNERİLER

Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda plastik geri dönüşüm tesisi atıksularının eşzamanlı, ardışık ve entegre/kombine hibrit elektrokimyasal prosesler ile organik madde giderimi sağladığı görülmüştür.

Eşzamanlı hibrit sistemde PbO_2 , Pt-IrO_2 ve BKE elektrotlar kullanılmıştır. En düşük TOK giderim verimi PbO_2 elektrot ile alınırken en yüksek TOK giderim verimi BKE elektrot ile elde edilmiştir. En yüksek TOK giderim verimi %12,9 olarak belirlenmiştir. Ancak her ne kadar arıtım sağlanmış olsa da giderim verimi diğer proseslere göre düşük kalmıştır.

Ardışık hibrit sistemde Al, PbO_2 , Pt-IrO_2 ve BKE elektrotlar kullanılmıştır. Atıksu numunesine önce EK daha sonra EO uygulanmıştır. Al elektrot ile EK yapılmış olan numuneye PbO_2 , Pt-IrO_2 ve BKE elektrotlar ile EO uygulanmıştır. EO deneyleri sırasında PbO_2 elektrotta akım yoğunluğunun artmasına bağlı olarak elektrot yüzeyinde çözümler başlamıştır. Çözümler 1 A akım yoğunluğundan fazla olan durumlarda gerçekleşmiştir. Bu sebeple yüksek akımla yapılacak olan diğer deneysel çalışmalarda bu elektrot kullanılmamıştır. Buna bağlı olarak PbO_2 elektrot ile yapılan deneyler kısıtlı olmuş ve en düşük TOK giderim verimi PbO_2 elektrot ile elde edilmiştir. Diğer elektrotlarla ilgili herhangi bir olumsuzluk yaşanmamış olup planlanan deneyler gerçekleştirilmiştir. En yüksek TOK giderim verimi BKE elektrot ile elde edilmiştir. Atıksu numunesinin 351 mg/L olan başlangıç TOK konsantrasyonu EK ve EO prosesleri sonrası 183,6 mg/L seviyesine gerilemiş olup böylece %47,7 TOK giderim verimi elde edilmiştir.

Entegre/kombine hibrit sistemde atıksu numunesine önce KK yapılmış olup, burdan çıkan numuneye EO uygulanmıştır. KK prosesinde AlCl_3 ve FeCl_3 pıhtılaştırıcı tuzlar kullanılmıştır ve TOK giderim verimleri sırasıyla %22 ve %17 olarak belirlenmiştir. TOK giderim verimi daha yüksek olan AlCl_3 için doz ve pH optimizasyonu yapılarak deneysel çalışmalara devam edilmiştir. Böylece pH 6 ve 1000 mg/L dozajda maksimum TOK ve KOİ giderim verimleri sırasıyla %40,8 ve 41,05 olarak belirlenmiştir. KK prosesinden sonra Pt-IrO_2 ve BKE elektrotlar

kullanılarak elektrokseidasyon uygulanmıştır. Pt-IrO₂ elektrot ile yapılan EO deneysel çalışmalarda elektroliz suresi ve akım yoğunluğunun artması ile pH'nın da artış eğiliminde olduğu görülmüştür. Aynı zamanda elektroliz suresi ve akım yoğunluğunun artması ile giderim verimi düşüş eğilimi göstermiştir. BKE elektrot ile yapılan EO deneysel çalışmalarda da elektroliz suresi ve akım yoğunluğunun artması ile pH'nın artışına sebep olmakla birlikte giderim veriminde herhangi bir düşme gerçekleşmemiştir. Ayrıca pH'nın deneysel süre boyunca 6'da sabit kalmasını sağlayacak şekilde yeni deneyler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlarda giderim veriminin arttığı görülmüştür. Buna göre Pt-IrO₂ elektrodu ile pH 6, elektroliz suresi 90 dak. ve akım yoğunluğu 20 mA/cm² iken TOK ve KOİ için maksimum giderim verimleri sırasıyla %38,24 ve %67,50 olarak belirlenmiştir. BDD elektrodu ile aynı deneysel şartlarda TOK ve KOİ için maksimum giderim verimleri sırasıyla %81,76 ve %90,40 olarak belirlenmiştir.

Ham atıksuyun herhangi bir deneysel işleme tabi tutulmadan nceki TOK ve KOİ konsantrasyon değerleri sırasıyla 351 mg/L ve 1411 mg/L'dir. Entegre/kombine elektrokimyasal hibrit prosesin, maksimum giderim verimlerinin elde edildiği KK ve EO prosesi sonrasında TOK ve KOİ konsantrasyon değerleri Pt-IrO₂ elektrot için sırasıyla 128,43 mg/L ve 270 mg/L olarak belirlenmiş olup giderim verimleri sırasıyla %63 ve %81 olarak hesaplanmıştır. BKE elektrot için TOK ve KOİ konsantrasyon değerleri sırasıyla 37,93 mg/L ve 80 mg/L olarak belirlenmiş olup giderim verimleri sırasıyla %89,2 ve %94 olarak hesaplanmıştır. Deneysel alışma sonuçlarına göre en yüksek TOK ve KOİ giderimi BKE elektrot ile elde edilmiştir. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisinin de incelendiği çalışmada karıştırma hızının artması ile giderim verimini arttığı tespit edilmiştir. Karıştırma hızının 200 rpm'den 400 rpm'ye çıkarılması ile %2, karıştırma hızının 200 rpm'den 800 rpm'ye çıkarılmasıyla %3,2 daha fazla giderim sağlandığı görülmüştür. BKE elektrotlar ile en yüksek TOK giderim verimi olan %89,2, 200 rpm karıştırma hızında elde edilmiştir. Karıştırma hızının 400 rpm olması durumunda toplam giderim veriminin yaklaşık %91,2, karıştırma hızının 800 rpm olması durumunda toplam giderim veriminin yaklaşık %92,4 olacağı düşünülmektedir. KOİ için bu değerin %95 ve üzeri olacağı tahmin edilmektedir.

Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda hibrit elektrokimyasal proseslerin plastik geri dönüşüm tesisi atıksularından organik madde gideriminde alternatif bir arıtma yöntemi olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır. Sonraki çalışmalarda

elektrot maliyeti düşük olan ve organik madde giderim potansiyeli yüksek olabilecek elektrotların kullanılması önerilebilir.



KAYNAKLAR

- Ajab, H., Isa, M. H., Yaqub A.** (2020). Electrochemical oxidation using Ti/RuO₂ anode for COD and PAHs removal from aqueous solution, *Sustainable Materials and Technologies*, 26, e00225.
- Akyüz, A.** (2024). *Hibrit Elektrokimyasal Prosesler İle Dondurma Üretim Tesisi Atıksularının Arıtımı*, Yüksek Lisans Tezi, Düzce Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Düzce, Türkiye.
- AlJaberi, F. Y., Alardhi, S. M., Ahmed, S. A., Salman, A. D., Juzsakova, T., Cretescu, I., Nguyen, D. D.** (2022). Can electrocoagulation technology be integrated with wastewater treatment systems to improve treatment efficiency?, *Environmental Research*, 214, 113890.
- AlJaberi, F.Y., Ahmed, S.A., Makki, H.F., Naje, A.S., Zwain, H.M., Salman, A.D. Juzsakova, T., Viktor, S., Van, B., Le, P.C. La, D.D., Chang,S.W., Um, M.J., Ngo, H.H., Nguyen, D.D.** (2023). Recent advances and applicable flexibility potential of electrochemical processes for wastewater treatment, *Science of The Total Environment*, 867, 161361.
- Anglada, Á., Urtiaga, A., Ortiz, I., Mantzavinos, D., Diamadopoulos, E.** (2011). Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products, *Water Research*, 45(2), 828-838.
- Anis, S. F., Hashaikeh, R., Hilal, N.** (2019). Reverse osmosis pretreatment technologies and future trends: A comprehensive review, *Desalination*, 452, 159-195.
- Arargüç, E. C.** (2018). *Atık aktif çamurun elektrooksidasyon yöntemi ile ön arıtımının incelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum, Türkiye.
- Armağan, B., Demir, İ., Demir, Ö., Gök, N.** (2006). Katı atıkların ekonomide değerlendirilmesi, *İstanbul Ticaret Odası, Yayın*, 23.
- Asfaha, Y. G., Tekile, A. K., Zewge, F.** (2021). Hybrid process of electrocoagulation and electrooxidation system for wastewater treatment: a review, *Cleaner Engineering and Technology*, 4, 100261.
- Asfaha, Y.G., Zewge, F., Yohannes, T., Kebede, S.** (2022). Application of hybrid electrocoagulation and electrooxidation process for treatment of wastewater from the cotton textile industry, *Chemosphere* 302, 134706.
- Azeez, T. O.** (2019). Thermoplastic recycling: properties, modifications, and applications, *Thermosoftening Plastics*.
- Baiju, A., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., Nidheesh, P. V.** (2018). Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the

- treatment of stabilized landfill leachate, *Journal of Environmental Management*, 210, 328-337.
- Barhoumi, N., Labiadh, L., Oturan, M. A., Oturan, N., Gadri, A., Ammar, S., Brillas, E.** (2015). Electrochemical mineralization of the antibiotic levofloxacin by electro-Fenton-pyrite process, *Chemosphere*, 141, 250-257.
- Barrera-Díaz, C., Canizares, P., Fernández, F. J., Natividad, R., Rodrigo, M. A.** (2014). Electrochemical advanced oxidation processes: an overview of the current applications to actual industrial effluents. *Journal of The Mexican Chemical Society*, 58(3), 256-275.
- Belkacem M, Khodir M, Abdelkrim S.** (2008). Treatment characteristics of textile wastewater and removal of heavy metals using the electroflotation technique, *Desalination*, 228:245–54.
- Benguit, A., Tiwari, B., Drogui, P., Landry, D.** (2022). Tertiary treatment of a mixture of composting and landfill leachates using electrochemical processes, *Chemosphere*, 292, 133379.
- Bilinska, L., Blus, K., Foszpańczyk, M., Gmurek, M., Ledakowicz, S.** (2020). Catalytic ozonation of textile wastewater as a polishing step after industrial scale electrocoagulation, *Journal of Environmental Management*, 265, 110502.
- Blöcher, C., Noronha, M., Fünfroeken, L., Dorda, J., Mavrov, V., Janke, H. D., Chmiel, H.** (2002). Recycling of spent process water in the food industry by an integrated process of biological treatment and membrane separation, *Desalination*, 144(1-3), 143-150.
- Bote, M. E.** (2021). Studies on electrode combination for COD removal from domestic wastewater using electrocoagulation, *Heliyon*, 7, 08614.
- Bozyiğit, G. D., Ayyıldız, M. F., Chormey, D. S., Turan, N. B., Kapukıran, F., Engin, G. O., Bakırdere, S.** (2022). Removal of selected pesticides, alkylphenols, hormones and bisphenol A from domestic wastewater by electrooxidation process, *Water Science and Technology*, 85(1), 220-228.
- Brems, A., Baeyens, J., Dewil, R.** (2012). Recycling and recovery of post-consumer plastic solid waste in a European context, *Thermal Science*, 16(3), 669-685.
- Briain, O. Ó., Mendes, A. R. M., McCarron, S., Healy, M. G., Morrison, L.** (2020). The role of wet wipes and sanitary towels as a source of white microplastic fibres in the marine environment, *Water Research*, 182, 116021.
- Brillas, E., Sirés, I., Arias, C., Cabot, P. L., Centellas, F., Rodríguez, R. M., Garrido, J. A.** (2005). Mineralization of paracetamol in aqueous medium by anodic oxidation with a boron-doped diamond electrode, *Chemosphere*, 58(4), 399-406.
- Cai, Y., Han, Z., Lin, X., Duan, Y., Du, J., Ye, Z., Zhu, J.** (2020). Study on removal of phosphorus as struvite from synthetic wastewater using a pilot-scale electrodialysis system with magnesium anode, *Science of The Total Environment*, 726, 138221.
- Can, O. T.** (2015). Removal of TOC from fertilizer production wastewater by electrooxidation, *Desalination and Water Treatment*, 53(4), 919-927.

- Can, O. T., Gengeç, E., Kobya, M.** (2019a). TOC and COD removal from instant coffee and coffee products production wastewater by chemical coagulation assisted electrooxidation, *Journal of Water Process Engineering*, 28-35.
- Can, O. T., Bayramoglu, M., Sozbir, M., Aras, O.** (2019b). Mineralization of o-tolidine by electrooxidation with BDD, Ti/Pt and MMO anodes, *Desalination and Water Treatment*, 141, 377-385.
- Can-Güven, E., Bayrak, Ş., Dokuyucu, B., Guvenc, S. Y., Varank, G.** (2023). Hybrid treatment of olive mill wastewater by iron-catalyzed percarbonate and peroxymonosulfate oxidation followed by electrooxidation, *Journal of Water Process Engineering*, 54, 104018.
- Can-Güven, E., Guvenc, S. Y., Ilhan, F., Varank, G.** (2022). Application of combined EO/PMS/Me²⁺ process in organic matter and true color removal from paint manufacturing industry wastewater, *Environmental Research*, 212, 113451.
- Carbonio, E. A., Nagao, R., Gonzalez, E. R., Varela, H.** (2009). Temperature effects on the oscillatory electro-oxidation of methanol on platinum, *Physical Chemistry Chemical Physics*, 11(4), 665-670.
- Chakchouk, I., Elloumi, N., Belaid, C., Mseddi, S., Chaari, L., Kallel, M.** (2017). A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for dairy wastewater, *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 34, 109-117.
- Christopher, F. J., Kumar, P. S., Vo, D. V. N., Christopher, F. C., Jayaraman, L.** (2022). Methods for chemical conversion of plastic wastes into fuels and chemicals, A review, *Environmental Chemistry Letters*, 1-20.
- Chuang, K. H., Lin, Z. A., Wey, M. Y.** (2025). Synthesis of photocatalyst composite films from recycled plastics via hot pressing for dye wastewater treatment. *Catalysis Science & Technology*.
- Cotillas, S., Llanos, J., Canizares, P., Mateo, S., Rodrigo, M.A.** (2013). Optimization of an integrated electrodisinfection/electrocoagulation process with Al bipolar electrodes for urban wastewater reclamation, *Water Research*, 47, 1741 -1750.
- Da Silva Ribeiro, T., Grossi, C.D., Merma, A.G., dos Santos, B.F., Torem, M.L.** (2019). Removal of boron from mining wastewaters by electrocoagulation method: modelling experimental data using artificial neural networks, *Minerals Engineering*, 131, 8–13.
- Damayanti, D., Saputri, D. R., Marpaung, D. S. S., Yusupandi, F., Sanjaya, A., Simbolon, Y. M., Wu, H. S.** (2022). Current prospects for plastic waste treatment. *Polymers*, 14(15), 3133.
- Debnath, S., Ghosh, R., Nair, R. R., Pradhan, D., Chatterjee, P. B.** (2022). Advances in the development of water-soluble fluorogenic probes for bioimaging of hypochlorite/hypochlorous acid in cells and organisms, *ACS Omega*, 7(43), 38122-38149.
- Demir, E.** (2015). Geri Dönüşüm Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu Ve İleri Oksidasyon Yöntemleri İle Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.

- Desidery, L., & Lanotte, M.** (2022). Polymers and plastics: Types, properties, and manufacturing, In *Plastic Waste For Sustainable Asphalt Roads* (pp. 3-28), Woodhead Publishing.
- Ding, J., Gao, Q., Wang, Y., Zhao, G., Wang, K., Jiang, J., Zhao, Q.** (2021a). Simulation and prediction of electrooxidation removal of ammonia and its application in industrial wastewater effluent, *Water Environment Research*, 93(1), 51-60.
- Ding, J., Jiang, M., Zhao, G., Wei, L., Wang, S., Zhao, Q.** (2021b). Treatment of leachate concentrate by electrocoagulation coupled with electro-Fenton-like process: Efficacy and mechanism, *Separation and Purification Technology*, 255, 117668.
- Ding, J., Zhao, Q. L., Wang, K., Hu, W., Li, W., Li, A., Lee, D. J.** (2014). Ammonia abatement for low-salinity domestic secondary effluent with a hybrid electrooxidation and adsorption reactor, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 53(24), 9999-10006.
- Dominguez, C. M., Oturan, N., Romero, A., Santos, A., Oturan, M. A.** (2018). Lindane degradation by electrooxidation process: effect of electrode materials on oxidation and mineralization kinetics, *Water Research*, 135, 220-230.
- Domínguez, J. R., González, T., Palo, P., Sánchez-Martín, J.** (2010). Anodic oxidation of ketoprofen on boron-doped diamond (BDD) electrodes. Role of operative parameters, *Chemical Engineering Journal*, 162(3), 1012-1018.
- Esfandiyari, Y., Mahdavi, Y., Seyedsalehi, M., Hoseini, M., Safari, G. H., Ghozikali, M. G., Jaafari, J.** (2015). Degradation and biodegradability improvement of the olive mill wastewater by peroxi-electrocoagulation/electrooxidation-electroflotation process with bipolar aluminum electrodes, *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 6288-6297.
- Fadlilah, L. I., ve Bagastyo, A. Y.** (2024). Coagulation of Wastewater Containing Polyethylene Terephthalate (PET) Microplastics by Using Ferric Chloride, Aluminum Sulfate and Aluminum Chlorohydrate: A Comparative Study. *International Journal of Multidisciplinary Research and Analysis*, 07(07).
- Fan, K., Zhu, C., Chen, G., Zhu, X., Wang, J., Liu, F.** (2024). Experimental study on surface optimization of dosage in magnetic coagulation process for enhancing primary treatment of urban sewage, *Desalination and Water Treatment*, 320, 100784.
- Fang, J., Fu, Y., Shang, C.** (2014). The roles of reactive species in micropollutant degradation in the UV/free chlorine system, *Environmental Science & Technology*, 48(3), 1859-1868.
- Fino, D., Jara, C. C., Saracco, G., Specchia, V., Spinelli, P.** (2005). Deactivation and regeneration of Pt anodes for the electro-oxidation of phenol, *Journal of Applied Electrochemistry*, 35, 405-411.
- Ganiyu, S. O., Martínez-Huitle, C. A.** (2019). Nature, mechanisms and reactivity of electrogenerated reactive species at thin-film boron-doped diamond (BDD) electrodes during electrochemical wastewater treatment, *ChemElectroChem*, 6(9), 2379-2392.
- Geyer, R.** (2020). A brief history of plastics. Mare plasticum-the plastic Sea: *Combatting Plastic Pollution Through Science and Art*, 31-47.

- Ghanbari, F., Wu, J., Khatebasreh, M., Ding, D., Lin, K. Y. A.** (2020). Efficient treatment for landfill leachate through sequential electrocoagulation, electrooxidation and PMS/UV/CuFe₂O₄ process, *Separation and Purification Technology*, 242, 116828.
- Ghjair, A. Y., Abbar, A. H.** (2023). Applications of advanced oxidation processes (Electro-Fenton and sono-electro-Fenton) for COD removal from hospital wastewater: Optimization using response surface methodology, *Process Safety and Environmental Protection*, 169, 481-492.
- GilPavas, E., Correa-Sanchez, S.** (2019). Optimization of the heterogeneous electro-Fenton process assisted by scrap zero-valent iron for treating textile wastewater: Assessment of toxicity and biodegradability, *Journal of Water Process Engineering* 32, 100924.
- GilPavas, E., Dobrosz-Gómez, I., Gómez-García, M. Á.** (2018). Optimization of sequential chemical coagulation-electro-oxidation process for the treatment of an industrial textile wastewater, *Journal of Water Process Engineering*, 22, 73-79.
- Guo, Z., Zhang, Y., Jia, H., Guo, J., Meng, X., Wang, J.** (2022). Electrochemical methods for landfill leachate treatment: A review on electrocoagulation and electrooxidation, *Science of The Total Environment*, 806, 150529.
- Guvenc, S. Y., Varank, G., Can-Güven, E., Ercan, H., Yaman, D., Saricam, E., Türk, O. K.** (2022). Application of the hybrid electrocoagulation–electrooxidation process for the degradation of contaminants in acidified biodiesel wastewater, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 926, 116933.
- Hansen, H.K., Peña, S.F., Gutiérrez, C., Lazo, A., Lazo, P., Ottosen, L.M.** (2019). Selenium removal from petroleum refinery wastewater using an electrocoagulation technique, *Journal of Hazardous Materials*, 364, 78–81.
- Hu, Y., Xie, G., Stanbury, D. M.** (2017). Oxidations at sulfur centers by aqueous hypochlorous acid and hypochlorite: Cl⁺ versus O atom transfer, *Inorganic Chemistry*, 56(7), 4047-4056.
- Hussin, F., Abnisa, F., Issabayeva, G., Aroua, M.K.** (2017). Removal of lead by solarphotovoltaic electrocoagulation using novel perforated zinc electrode, *Journal of Cleaner Production*, 147, 206–216.
- Ibarra-Taquez, H. N., GilPavas, E., Blatchley III, E. R., Gómez-García, M. Á., Dobrosz-Gómez, I.** (2017). Integrated electrocoagulation-electrooxidation process for the treatment of soluble coffee effluent: Optimization of COD degradation and operation time analysis, *Journal of Environmental Management*, 200, 530-538.
- Jayamani, E., Ki, C. O. S., Rahman, M. R., Bakri, M. K. B.** (2022). Recycled polymer and plastic waste and its biocomposites, In *Recycled Plastic Biocomposites* (pp. 81-96), Woodhead Publishing.
- Kahraman, M. U.** (2015). *Plastik Ambalaj Atıklarından Yapı Malzemesi Üretimi*, Sanatta Yeterlik Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Güzel Sanatlar Enstitüsü, Ankara.
- Kalkanis, K., Alexakis, D. E., Kyriakis, E., Kiskira, K., Lorenzo-Llanes, J., Themelis, N. J., Psomopoulos, C. S.** (2022). Transforming waste to

- wealth, achieving circular economy, *Circular Economy and Sustainability*, 2(4), 1541-1559.
- Karaoğlu, A. G., Öztürk, D., Akyol, A., Kara, S.** (2023). PCT degradation with electrooxidation (EOx) and ultrasound (US) hybrid process using different type electrodes: BDD, Ti/PbO₂ and Ti/Pt, *Separation and Purification Technology*, 311, 123313.
- Khan, Z. A., Kamaruddin, S., Siddiquee, A. N.** (2010). Feasibility study of use of recycled High Density Polyethylene and multi response optimization of injection moulding parameters using combined grey relational and principal component analyses, *Materials & Design*, 31(6), 2925-2931.
- Koby, M., Delipinar, S.** (2008). Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials* 154, 1133-1140.
- Kong, W., Wang, B., Ma, H., Gu, L.** (2006). Electrochemical treatment of anionic surfactants in synthetic wastewater with three-dimensional electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 137(3), 1532-1537.
- Kunwar, B., Cheng, H. N., Chandrashekar, S. R., Sharma, B. K.** (2016). Plastics to fuel: a review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 421-428.
- Kulkarni, P., Ravekar, V., Rao, P. R., Waigokar, S., Hingankar, S.** (2022). Recycling of waste HDPE and PP plastic in preparation of plastic brick and its mechanical properties, *Cleaner Materials*, 5, 100113.
- Kurt, U.** (2007). *Fenton Ve Elektrokimyasal Yöntemlerle Evsel Atıksuların Arıtılabilirliğinin Araştırılması*, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Law, K. L., Starr, N., Siegler, T. R., Jambeck, J. R., Mallos, N. J., Leonard, G. H.** (2020). The United States' contribution of plastic waste to land and ocean, *Science Advances*, 6(44), eabd0288.
- Le Luu, T.** (2020). Post treatment of ICEAS-biologically landfill leachate using electrochemical oxidation with Ti/BDD and Ti/RuO₂ anodes, *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101099.
- Lee, J. E., Lee, D., Lee, J., Park, Y. K.** (2025). Current methods for plastic waste recycling: Challenges and opportunities, *Chemosphere*, 370, 143978.
- Li, L., Liu, Y.** (2009). Ammonia removal in electrochemical oxidation: mechanism and pseudo-kinetics, *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 1010-1016.
- Li, S., Liu, M., Meng, F., Hu, X., Yu, W.** (2021). Removal of F⁻ and organic matter from coking wastewater by coupling dosing FeCl₃ and AlCl₃, *Journal of Environmental Sciences*, 110, 2-11.
- Linares Hernandez, I., Barrera Diaz, C., Valdes Cerecero, M., Almazan Sanchez, P. T., Castaneda Juarez, M., Lugo Lugo, V.** (2017). Soft drink wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation processes, *Environmental Technology*, 38(4), 433-442.
- Liu, X., Y. Zhou, J. Zhang, L. Luo, Y. Yang, H. Huang, H. Peng, L. Tang, Y. Mu.** (2018). Insight into electro-Fenton and photo-Fenton for the degradation of antibiotics: Mechanism study and research gaps, *Chemical Engineering Journal*, 347, 379-397.

- Liu, Y., Shi, J., Jin, H., Guo, L.** (2024). Chemical recycling methods for managing waste plastics: a review, *Environmental Chemistry Letters*, 22(1), 149-169.
- Liu, Y., Wu, X., Wu, X., Dai, L., Ding, J., Ye, X., Van der Bruggen, B.** (2023). Recovery of nickel, phosphorus and nitrogen from electroless nickel-plating wastewater using bipolar membrane electrodialysis, *Journal of Cleaner Production*, 382, 135326.
- Lu, J., Zhuo, Q., Ren, X., Qiu, Y., Li, Y., Chen, Z., Huang, K.** (2022). Treatment of wastewater from adhesive-producing industries by electrocoagulation and electrochemical oxidation, *Process Safety and Environmental Protection*, 157, 527–536.
- Luo, Y., Lin, X., Lichtfouse, E., Jiang, H., Wang, C.** (2023). Conversion of waste plastics into value-added carbon materials, *Environmental Chemistry Letters*, 21(6), 3127-3158.
- Ma, Y., Zhou, H., Jiang, X., Polaczyk, P., Xiao, R., Zhang, M., Huang, B.** (2021). The utilization of waste plastics in asphalt pavements: A review, *Cleaner Materials*, 2, 100031.
- Mandal, P., Dubey, B. K., Gupta, A. K.** (2017). Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope, *Waste Management*, 69, 250-273.
- Marselli, B., Garcia-Gomez, J., Michaud, P.A., Rodrigo, M.A., Comninellis, C.** (2003). Electrogenation of hydroxyl radicals on boron-doped diamond electrodes, *Journal of Electrochemical Society*, 150, 79-83.
- Martins, C. R., De Paoli, M. A.** (2005). Antistatic thermoplastic blend of polyaniline and polystyrene prepared in a double-screw extruder, *European Polymer Journal*, 41(12), 2867-2873.
- Mbarek, S., Jaziri, M., Carrot, C.** (2006). Recycling poly (ethylene terephthalate) wastes: Properties of poly (ethylene terephthalate)/polycarbonate blends and the effect of a transesterification catalyst, *Polymer Engineering & Science*, 46(10), 1378-1386.
- Megep,** (2006). *Mesleki Eğitim Ve Öğretim Sisteminin Güçlendirilmesi Projesi*, Plastik Teknolojisi, Geri Dönüşüm Makinelerinde Üretim 2.
- Menon, P., Singh, T. A., Pani, N., Nidheesh, P. V.** (2021). Electro-Fenton assisted sonication for removal of ammoniacal nitrogen and organic matter from dye intermediate industrial wastewater, *Chemosphere*, 269, 128739.
- Merzouk, B., Madani, K., Sekki, A.** (2010). Using electrocoagulation–electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies, *Desalination*, 250, 573–577.
- Mirshafiee, A., Rezaee, A., Mamoory, R.S.** (2018), A clean production process for edible oil removal from wastewater using an electroflotation with horizontal arrangement of mesh electrodes, *Journal of Cleaner Production*, 198, 71-79.
- Mohamadi, M.** (2023). Plastic types and applications, *Plastic Waste Treatment and Management: Gasification Processes*, 1-19.
- Mohora, E., Rončević, S., Agbaba, J., Zrnić, K., Tubić, A., Dalmacija, B.** (2018). Arsenic removal from groundwater by horizontal-flow continuous electrocoagulation (EC) as a standalone process, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 512-519.

- Moore, C.J.** (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat, *Environmental Research*, 108, 131–139.
- Nafiu, S. A., Azeez, M. O., AlAqad, K. M., Olarewaju, T. A., Yerima, E. A., Tanimu, A.** (2024). Waste plastic management: Recycling and the environmental health nexus, *Cleaner Materials*, 100291.
- Nanda, S., Berruti, F.** (2021). Thermochemical conversion of plastic waste to fuels: a review, *Environmental Chemistry Letters*, 19(1), 123-148.
- Nidheesh, P. V., Gandhimathi, R.** (2014). Effect of solution pH on the performance of three electrolytic advanced oxidation processes for the treatment of textile wastewater and sludge characteristics, *RSC Advances*, 4(53), 27946-27954.
- Ochoa-Chavez, A. S., Pieczyńska, A., Borzyszkowska, A. F., Espinoza-Montero, P. J., Siedlecka, E. M.** (2018). Electrochemical degradation of 5-FU using a flow reactor with BDD electrode: Comparison of two electrochemical systems, *Chemosphere*, 201, 816-825.
- Okunola, A. A., Kehinde, I. O., Oluwaseun, A. Olu ropo EA** (2019). Public and Environmental Health Effects of Plastic Wastes Disposal: A Review, *J Toxicol Risk Assess*, 5, 359-365.
- Omwene, P.I., Koby, M., Can, O.T.** (2018). Phosphorus removal from domestic wastewater in electrocoagulation reactor using aluminium and iron plate hybrid anodes, *Ecological Engineering*, 123, 65–73.
- Ozyonar, F., Korkmaz, M.U.** (2022). Sequential use of the electrocoagulationelectrooxidation processes for domestic wastewater treatment, *Chemosphere* 290, 133172.
- Özdemir, N. C.** (2019). *Atık Plastik Geri Dönüşüm Endüstrisi Atıksularının Arıtılabilirliği*, Yüksek Lisans Tezi, Konya Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.
- Öztürk, M.** (2001). Plastikler ve geri kazanılması. *İstanbul: YT Ü İnşaat Mühendisliği Yayınları*.
- Pagev,** (2022). Türkiye Plastik Sektör İzleme Raporu (Rapor No: 2022). İstanbul: Türk Plastik Sanayicileri Araştırma Geliştirme ve Eğitim Vakfı.
- Palomino Romero, J. A., Cardoso Junior, F. S. S., Figueiredo, R. T., Silva, D. P., Cavalcanti, E. B.** (2013). Treatment of biodiesel wastewater by combined electroflotation and electrooxidation processes, *Separation Science and Technology*, 48(13), 2073-2079.
- Panizza, M., Cerisola, G.** (2004). Electrochemical oxidation as a final treatment of synthetic tannery wastewater, *Environmental Science & Technology*, 38(20), 5470-5475.
- Pattison, D. I., Davies, M. J.** (2001). Absolute rate constants for the reaction of hypochlorous acid with protein side chains and peptide bonds, *Chemical Research in Toxicology*, 14(10), 1453-1464.
- Periyasamy, S., Muthuchamy, M.** (2018). Electrochemical oxidation of paracetamol in water by graphite anode: Effect of pH, electrolyte concentration and current density, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6, 7358-7367.
- Popat, A., Nidheesh, P. V., Singh, T. A., Kumar, M. S.** (2019). Mixed industrial wastewater treatment by combined electrochemical advanced oxidation and biological processes, *Chemosphere*, 237, 124419.

- Radjenovic, J., Sedlak, D. L.** (2015). Challenges and opportunities for electrochemical processes as next-generation technologies for the treatment of contaminated water, *Environmental Science & Technology*, 49(19), 11292-11302.
- Ragaert, K., Delva, L., Van Geem, K.** (2017). Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste, *Waste management*, 69, 24-58.
- Rezgui, S., Ghazouani, M., Bousselmi, L., Akrou, H.** (2022). Efficient treatment for tannery wastewater through sequential electro-Fenton and electrocoagulation processes, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107424.
- Romero-Soto, I. C., Dia, O., Leyva-Soto, L. A., Drogui, P., Buelna, G., Díaz-Tenorio, L. M., Gortáres-Moroyoqui, P.** (2018). Degradation of chloramphenicol in synthetic and aquaculture wastewater using electrooxidation, *Journal of Environmental Quality*, 47(4), 805-811.
- Rossi-Fedele, G., Guastalli, A. R., Doğramacı, E. J., Steier, L., De Figueiredo, J. A. P.** (2011). Influence of pH changes on chlorine-containing endodontic irrigating solutions, *International Endodontic Journal*, 44(9), 792-799.
- Rule, K. L., Ebbett, V. R., Vikesland, P. J.** (2005). Formation of chloroform and chlorinated organics by free-chlorine-mediated oxidation of triclosan, *Environmental Science & Technology*, 39(9), 3176-3185.
- Sahu, O.** (2016). Performance of copper compounds in chemical and electro oxidation treatment of sugar industry waste water: Batch reaction, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 65, 256–268.
- Sakai, T.** (2013). Screw extrusion technology past, present and future, *Polimery*, 58(11-12), 847-857.
- Sathish, M., Viswanath, R. P.** (2005). Electrochemical degradation of aqueous phenols using graphite electrode in a divided electrolytic cell, *Korean Journal of Chemical Engineering*, 22, 358-363.
- Sanchez, C., Hortal, M., Aliaga, C., Devis, A., Cloquell-Ballester, V. A.** (2014). Recyclability assessment of nano-reinforced plastic packaging, *Waste Management*, 34(12), 2647-2655.
- Sandoval, M.A., Espinoza, L.C., Coreno, ~ O., García, V., Fuentes, R., Thiam, A., Salazar, R.** (2022). A comparative study of anodic oxidation and electrocoagulation for treating cattle slaughterhouse wastewater, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10, 108306
- Santos, I. D., Afonso, J. C., Dutra, A. J. B.** (2010). Behavior of a Ti/RuO₂ anode in concentrated chloride medium for phenol and their chlorinated intermediates electrooxidation, *Separation and Purification Technology*, 76(2), 151-157.
- Sanni, I., Estahbanati, M. R. K., Carabin, A., Drogui, P.** (2022). Coupling electrocoagulation with electro-oxidation for COD and phosphorus removal from industrial container wash water, *Separation and Purification Technology*, 282, 119992.
- Sarwar, S., Shaibur, M. R., Farzana, F., Howlader, M.** (2024). Conversion of PP-type plastic caps to plastic rope and the instruments involved: A case report, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 10, 100882.

- Schyns, Z. O., Shaver, M. P.** (2021). Mechanical recycling of packaging plastics: A review, *Macromolecular Rapid Communications*, 42(3), 2000415.
- Shah, A. A., Walia, S., Kazemian, H.** (2024). Advancements in combined electrocoagulation processes for sustainable wastewater treatment: A comprehensive review of mechanisms, performance, and emerging applications, *Water Research*, 121248.
- Sharma, S., Simsek, H.** (2020). Sugar beet industry process wastewater treatment using electrochemical methods and optimization of parameters using response surface methodology, *Chemosphere*, 238, 124669.
- Shen, F., Chen, X., Gao, P., Chen, G.** (2003). Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater, *Chemical Engineering Science*, 58(3-6), 987-993.
- Sierra-Sánchez, A. G., Linares-Hernández, I., Martínez-Miranda, V., Almazán-Sánchez, P. T., Teutli-Sequeira, E. A., Castañeda-Juárez, M., Esparza-Soto, M.** (2022). Photo-electrooxidation treatment of Acetaminophen in aqueous solution using BDD-Fe and BDD-Cu systems, *Environmental Technology*, 43(8), 1189-1199.
- Sires, I., Brillas, E., Oturan, M. A., Rodrigo, M. A., Panizza, M.** (2014). Electrochemical advanced oxidation processes: today and tomorrow. A review, *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 8336-8367.
- Solak, M.** (2019). Hibrit Elektrokoagülasyon/Elektrooksidasyon Prosesleri ile Denim Ürün Üretim Atıksularının Arıtımı, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, Cilt 23, Sayı 3, 780-786.
- Solak, M.** (2023). Endüstriyel Atıksu Arıtımında Geleneksel ve Yeni Nesil Elektrokimyasal Tekniklerin İncelenmesi, Bölüm 15, *Mühendislik Alanında Gelişmeler 2*. Cilt Editör Gülden Başyigit Kılıç.
- Solak, M., Kılıç, M., Hüseyin, Y., Şencan, A.** (2009). Removal of suspended solids and turbidity from marble processing wastewaters by electrocoagulation: Comparison of electrode materials and electrode connection systems, *Journal of Hazardous Materials*, 172(1), 345-352.
- Solak, M., Tekin Karaköse, R.** (2023). Modelling of E. coli Inactivation from Solutions using GInaFiT via Hybrid Electrode Connected Electro-Disinfection Process, *Bilge International Journal of Science and Technology Research*, 7 (2), 142-155.
- Suman, H., Yadav, D.K., Sangal, V.K., Vashishtha M.** (2003). Parametric study for the treatment of tannery dye wastewater by electro-oxidation, *Journal of the Indian Chemical Society*, 100, 100961.
- Sun, J., Lu, H., Lin, H., Du, L., Huang, W., Li, H., Cui, T.** (2012). Electrochemical oxidation of aqueous phenol at low concentration using Ti/BDD electrode, *Separation Purification Technology*, 88 116-120.
- Sundarapandiyar, S., Chandrasekar, R., Ramanaiah, B., Krishnan, S., Saravanan, P.** (2010). Electrochemical oxidation and reuse of tannery saline wastewater, *Journal of Hazardous Materials*, 180(1-3), 197-203.

- Sukkaneewat, B., Sanetuntikul, J., Naknaen, P., Ketpang, K., Petchwattana, N.** (2024). Reutilization of waste cling film as a toughening agent and self-plasticizer in recycled poly (vinyl chloride) pipe for semi-rigid building material applications, *Cleaner Materials*, 12, 100244.
- Şahinkaya, S.** (2017). Plastik geri dönüşüm tesisi atıksularının Fenton ve Elektro-Fenton prosesleri ile arıtımı, *Mühendislik Dergisi, Dicle Üniversitesi Mühendislik Fakültesi*, Cilt:8, Sayı:3, 631-639.
- Tang, J., Zhang, C., Shi, X., Sun, J., Cunningham, J. A.** (2019). Municipal wastewater treatment plants coupled with electrochemical, biological and bio-electrochemical technologies: Opportunities and challenge toward energy self-sufficiency, *Journal of Environmental Management*, 234, 396-403.
- Tanimu, A., Aitani, A., Al-Shuqaih, R. H., Alghamdi, A. A., Alhassan, A. M., Shafi, S.** (2024). Tuning the morphology and textural properties of ZSM-5 additive for co-cracking of waste plastics with vacuum gas oil to light olefins, *Waste Management*, 189, 254-264.
- Tanimu, A., Jillani, S. M. S., Alluhaidan, A. A., Ganiyu, S. A., Alhooshani, K.** (2019). 4-phenyl-1, 2, 3-triazole functionalized mesoporous silica SBA-15 as sorbent in an efficient stir bar-supported micro-solid-phase extraction strategy for highly to moderately polar phenols, *Talanta*, 194, 377-384.
- Thahir, R., Irwan, M., Alwathan, A., Ramli, R.** (2021). Effect of temperature on the pyrolysis of plastic waste using zeolite ZSM-5 using a refinery distillation bubble cap plate column, *Results in Engineering*, 11, 100231.
- Trigueros, D.E.G., Braun, L., Hinterholz, C.L.** (2022). Environmental and economic feasibility of the treatment of dairy industry wastewater by photo-Fenton and electrocoagulation process: Multicriteria optimization by desirability function, *Journal of Photochemistry & Photobiology, A: Chemistry*, 427, 113820.
- Turro, E., Giannis, A., Cossu, R., Gidarakos, E., Mantzavinos, D., Katsaounis, A.** (2011). Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 190(1-3), 460-465.
- Ukundimana, Z., Omwene, P. I., Gengec, E., Can, O. T., Koby, M.** (2018). Electrooxidation as post treatment of ultrafiltration effluent in a landfill leachate MBR treatment plant: Effects of BDD, Pt and DSA anode types, *Electrochimica Acta*, 286, 252-263.
- Ulucan, K., Kurt, U.** (2015). Comparative study of electrochemical wastewater treatment processes for bilge water as oily wastewater: A kinetic approach, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 747, 104–111.
- Uysal, O. G.** (2021). Nehirlerde Mikroplastik Kirliliği ve Hidrodinamik Modellenmesi, *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi, Özel Sayı 28*, 1410-1414.
- Vatan, C.** (2002). *Plastik Malzemelerin Geri Dönüşümü: Otomotiv Endüstrisinden Örnekler*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Veli, S., Arslan, A., Isgoren, M., Bingöl, D., Demiral, D.** (2021). Experimental design approach to COD and color removal of landfill leachate by the electrooxidation process, *Environmental Challenges*, 5, 100369.

- Vollmer, I., Jenks, M. J., Roelands, M. C., White, R. J., Van Harmelen, T., De Wild, P., Weckhuysen, B. M.** (2020). Beyond mechanical recycling: giving new life to plastic waste, *Angewandte Chemie International Edition*, 59(36), 15402-15423.
- Wang, Q., Tweedy, A., Wang, H. G.** (2022). Reducing plastic waste through legislative interventions in the United States: Development, obstacles, potentials, and challenges, *Sustainable Horizons*, 2, 100013.
- Wenk, J., Aeschbacher, M., Salhi, E., Canonica, S., Von Gunten, U., Sander, M.** (2013). Chemical oxidation of dissolved organic matter by chlorine dioxide, chlorine, and ozone: effects on its optical and antioxidant properties, *Environmental Science & Technology*, 47(19), 11147-11156.
- Yabalak, E., Ozay, Y., Gizir, A. M., Dizge, N.** (2021). Water recovery from textile bath wastewater using combined subcritical water oxidation and nanofiltration, *Journal of Cleaner Production*, 290, 125207.
- Yang, Q., Ke, J., Li, H., Huang, W., Wang, D., Liu, Y., Chen, J., Guo, R.** (2022). Mechanism and practical application of homogeneous–heterogeneous hybrid catalysts in electrolytic system for high COD chemical waste acid treatment, *Chemical Engineering Journal*, 449, 137767.
- Yazıcı, E., T.** (2017). *Iohexol'ün elektrooksidasyon yöntemi ile parçalanması ve işletme parametrelerinin etkilerinin incelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze, Türkiye.
- Yılmaz Nayır, T., Kara, S.** (2018). Container washing wastewater treatment by combined electrocoagulation–electrooxidation, *Separation Science and Technology*, 53(10), 1592-1603.
- Yu, Z. Y., Bao, J. Z., Jiang, J. G., Ma, W. S., Yang, J. Y.** (2014). Experimental Study on the Plasticizer Wastewater Treatment by UASB-A/O Process. *Advanced Materials Research*, 955, 2574-2580.
- Yurtsever, M.** (2015). Mikroplastiklere Genel Bir Bakış, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen Ve Mühendislik Dergisi*, Cilt:17, No:2, Sayı:50, Sayfa:68-83.
- Zaldivar-Díaz, J. M., Martínez-Miranda, V., Castillo-Suárez, L. A., Linares-Hernández, I., Ríos, M. S., Alcántara-Valladolid, A. E.** (2023). Synergistic electrocoagulation–precipitation process using magnesium electrodes for denim wastewater treatment: bifunctional support electrolyte effect, *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103369.
- Zbyszewski M., Corcoran P.L.** (2011). Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada, *Water Air Soil Pollut*, 220, 365–372.
- Zhang, L., Wei F, Zhao Q, Lv S, Yao Y.** (2020). Real herbicide wastewater treatment by combined means of electrocatalysis application and biological treatment, *Chemistry and Ecology*, 36, 382-395, 2020.
- Zhang, L., Liu, X., Zhang, M., Wang, T., Tang, H., Jia, Y.** (2023). The effect of pH/PAC on the coagulation of anionic surfactant wastewater generated in the cosmetic production, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(2), 109312.

Zhao, Z., Zhang, J., Yao, J., You, S. (2022). Electrochemical removal of 4-chlorophenol in water using a porous Magn´eli-phase (Ti_4O_7) electrode, *Environmental Research*, 210, 113004.

Url-1 < <https://plastixmold.com/gidaya-uygun-plastik-hammadde-cesitleri/>
(Erişim Tarihi: 22.12.2022)

Url-2 Unep< <https://www.unep.org/resources/report/drowning-plastics-marine-litter-and-plastic-waste-vital-graphics> (Erişim Tarihi: 29/11/2024)



ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Oğuz ŞAHİNER

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** :2014, Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü
- **Yüksek Lisans** :2019, Düzce Üniversitesi, Kompozit Malzeme Teknolojileri Anabilim Dalı, Kompozit Malzeme Teknolojileri Bölümü

MESLEKİ DENEYİM:

- Düzce Üniversitesi, Çevre Mühendisi