KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

AĞAÇ İŞLEME ATIK SULARININ ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON İLE ARITILMASI

NESLİHAN POLAT

KOCAELİ 2020

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

AĞAÇ İŞLEME ATIK SULARININ ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON İLE ARITILMASI

NESLİHAN POLAT

Doç.Dr. İsmail ÖZBAY		
Danışman,	**Kocaeli Üniversitesi**	**.....**
Doç.Dr. Erhan GENGEÇ		
Jüri Üyesi,	**Kocaeli Üniversitesi**	**.....**
Doç.Dr. Asude ATEŞ		
Jüri Üyesi,	**Sakarya Üniversitesi**	**.....**

Tezin Savunulduğu Tarih: 31.08.2020

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışma ‘Ağaç İşleme Atık Sularının İleri Oksidasyon Yöntemiyle Arıtılması’ adıyla Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) Komisyonu tarafından 2019/039 no’lu proje kapsamında desteklenmiştir.

Lisansüstü eğitimim süresince tüm hoşgörüsüyle bilgi ve tecrübelerini esirgemeden yardım ve desteğini sunan danışman hocam Doç. Dr. İsmail Özbay ve özellikle deneysel çalışmalarımda zaman, mekan ve ekipman dinlemeden yardımcı olan Doç. Dr. Erhan Gengeç’ e bütün içtenliğimle teşekkür ederim. Aynı zamanda birçok çalışmamda yardımını esirgemeyen Doç. Dr. Bilge Özbay, Doç. Dr. Ayla Arslan ve Prof. Dr. Sevil Veli’ye teşekkürlerimi bir borç bilirim. Laboratuvar çalışmalarımda yardım ve desteğini bütün sevecenliğiyle sunan değerli arkadaşım Yüksek Çevre Mühendisi Şehriban Zeybek, Begüm Belat ve Kübra Kayapınar’a çok teşekkür ederim. Sevgi, saygı ve güvenlerini bugüne kadar hiç eksiltmeden maddi ve manevi destek olan çok sevdiğim aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Ağustos - 2020 Neslihan POLAT

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR i
İÇİNDEKİLER ii
ŞEKİLLER DİZİNİ iii
TABLOLAR DİZİNİ iv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ v
ÖZET. vi
ABSTRACT vii
GİRİŞ 1
1. AĞAÇ İŞLEME ENDÜSTRİSİ 3
1.1. Ağaç İşleme Ürünleri 6
1.1.1. Birincil imalat sanayi ana grubu 6
1.1.2. İkincil imalat sanayi ana grubu 8
1.2. Ağaç İşleme Endüstrisinde Kullanılan Kimyasallar 9
1.3. Ağaç İşleme Endüstrisinde Su Kullanımı ve Atıksu Özellikleri 11
1.4. Ağaç İşleme Atıksuyunun Arıtılmasında Kullanılan Diğer Yöntemler 13
2. ELEKTROOKSİDASYON PROSESİ 18
2.1. Doğrudan (Direkt) Oksidasyon 20
2.2. Dolaylı (İndirekt) Oksidasyon 21
2.3. Elektrooksidasyonu Etkileyen Etkenler 23
2.4. Elektrooksidasyon Prosesinde Kullanılan Elektrotlar 24
2.5. Elektrooksidasyon BDD Elektrot 25
3. MALZEME VE YÖNTEM 28
3.1. Çalışmada Kullanılan Atıksuyun Karakterizasyonu 28
3.2. Kullanılan Kimyasallar 29
3.3. Kullanılan Cihaz Araç ve Gereçler 29
3.4. Deneysel Düzenek ve Analitik Yöntem 30
3.1.1. Akım verimliliği, limit akım yoğunluğunun ve enerji tüketiminin hesaplanması 32
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA 35
4.1. Başlangıç pH'ın Etkisi 35
4.2. Akım Yoğunluğunun Etkisi 39
4.3. Elektrolit Tipi ve Konsantrasyonunun Etkisi 45
5. SONUÇ VE ÖNERİLER 50
KAYNAKLAR 52
KİŞİSEL YAYINLAR VE ESERLER 61
ÖZGEÇMİŞ 62

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Orman endüstrisine genel bir bakış 4
Şekil 2.1. Elektrooksidasyon sürecinin gösterimi 18
Şekil 2.2. Doğrudan elektrooksidasyon süreci 20
Şekil 2.3. Dolaylı elektrooksidasyon süreci 22
Şekil 3.1. Elektrooksidasyon kullanılan reaktör 30
Şekil 3.2. Elektrooksidasyonda kullanılan BDD elektrot 30
Şekil 3.3. Elektrooksidasyon düzeneğinin şematik gösterimi 31
Şekil 4.1. Başlangıç pH değerlerinin KOİ giderimine etkisi 36
Şekil 4.2. Başlangıç pH değerlerinin TOK giderimine etkisi 36
Şekil 4.3. pH değerlerinin elektriksel potansiyel üzerindeki etkisi 37
Şekil 4.4. Başlangıç pH değerinin (7 ve 8,5) ve sürenin KOİ üzerine etkisi 38
Şekil 4.5. Başlangıç pH (7 ve 8,5) değerlerinin ve sürenin TOK üzerine etkisi 38
Şekil 4.6. Oksidasyon süresi ve pH'ın enerji tükerimi üzerine etkisi 39
Şekil 4.7. Akım yoğunluğunun TOK giderimine etkisi 40
Şekil 4.8. Akım yoğunluğunun KOİ giderimine etkisi 40
Şekil 4.9. Farklı akım yoğunluklarında zaman ile KOİ logaritması için doğrusal Regrasyon (R^2) 41
Şekil 4.10. Akım yoğunluğu ve zamanın TOK giderimine etkisi 43
Şekil 4.11. Akım yoğunluğu ve zamanın KOİ giderimine etkisi 43
Şekil 4.12. Akım yoğunluğu ve zamanın enerji tüketimine etkisi 44
Şekil 4.13. Elektrolit tipinin TOK giderim verimine etkisi 45
Şekil 4.14. Destek elektrot tiplerinin KOİ giderim verimine etkisi 46
Şekil 4.15. Elektrolit türünün elektrik potansiyaline etkisi 46
Şekil 4.16. Elektrolit konsantrasyonu ve sürenin TOK giderim verimine etkisi 47
Şekil 4.17. Elektrolit konsantrasyonu ve sürenin KOİ giderim verimine etkisi 48
Şekil 4.18. Farklı elektrolit konsantrasyonlarının elektrik tüketimine etkisi 49

TABLOLAR DİZİNİ

Tablo 1.1. Türkiye'ye ait 2018 yılı bazı ormancılık ürünleri üretim ve ticaret miktarları 5
Tablo 1.2. Ağaç işleme endüstrilerinden biri olan mobilya üretiminden kaynaklı atık su ve içerikleri 11
Tablo 1.3. Ağaç işleme kaynaklı atık sulardaki bileşiklerin metanojenik bakterilerinin aktivitesine inhibitör (%50) etkisi 12
Tablo 1.4. Farklı ağaç işleme kuruluşlarına ait ham atık su ve özellikleri..... 13
Tablo 1.5. Bazı çalışmalarda elde edilen ileri arıtım yöntemlerinin giderim sonuçları 14
Tablo 2.1. Elektrooksidasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları 19
Tablo 2.2. Bazı elektrotların avantaj ve dezavantajları..... 24
Tablo 3.1. Ağaç mamülleri ve mobilya sanayii atık sularının alıcı ortama deşarj standartları 28
Tablo 3.2. Ahşap işleme atık suyu karakterizasyonu..... 29
Tablo 4.1. Kinetik parametrelerin ve anlık akım verimliliklerinin belirlenmesi 41

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

CO_2	:Karbon Dioksit
F	:Faraday Sabiti
I	:Akım (A)
ICE	:Anlık Akım Verimliliği
jappl	:Uygulanan Akım Yoğunluğu
jlim	:Sınırlayıcı Akım Yoğunluğu
k	:Yalancı birinci derece hız sabiti, (dak^{-1})
R	:Organik Bileşik
MOx	:Oksitlenmiş Aktif Anot

Kısaltmalar

AKM	:Askıda Katı Madde
BDD	:Boron Doped Diamond (Bor Destekli Elmas)
BOİ	:Biyolojik Oksijen İhtiyacı
EO	:Elektrooksidasyon
FAO	:Food and Agriculture Organization of the United Nations (Gıda ve Tarım Örgütü)
HDF	:High Density Fiberboard (Yüksek Yoğunlukta Liflevha)
İOY	:İleri Oksidasyon Yöntemleri
KOİ	:Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MDF	:Medium Density Fiberboard (Orta Yoğunluklu Lif Levha)
OH	:Hidroksil radikali
pH	:Power of Hidrojen (Hidrojenin Gücü)
TOK	:Toplam Organik Karbon
UV	:Ultraviole (Morötesi)
IC	:Inhibiting Concentration (Engelleyici Konsantrasyon)

AĞAÇ İŞLEME ATIKSULARININ ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON İLE ARITILMASI

ÖZET

Bor katkılı elmas (BDD) anotun elektrokatalitik bozunma etkinliği, kimyasal olarak ön işleme tabi tutulmuş ağaç işleme atık sularının akım yoğunluğu (27-106 $mAcm^{-2}$), başlangıç pH'ı (3-9,5), elektrolit tipi (NaCl, Na_2SO_4 and $Na_2S_2O_8$) ve elektrolit konsantrasyonu (1-2 NaCl/500 ml) dâhil olmak üzere farklı deney parametreleri açısından değerlendirilmiştir. Toplam organik karbon (TOK), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve enerji maliyetindeki değişimler izlenerek proses verimliliği değerlendirilmiştir. Bozunma işlemi, sözde birinci dereceden kinetiklerle iyi bir şekilde oturtulmuştur. Uygulanan akım yoğunluğunun daha yüksek değerleri kontrollü bir bozunma olduğunu göstermiştir. Atık suyun orijinal pH değerinde 2 gr NaCl / 500 ml elektrolit eklenmesi ile maksimum akım yoğunluğu (106 $mAcm^{-2}$) ve oksidasyon süresi (480 dk), KOİ (% 97) ve TOK (% 97) için en yüksek giderim verimliliği sağlamıştır. Bununla birlikte, yüksek akım yoğunluğu ve uzun oksidasyon süresi, yüksek enerji tüketimine (kg başına KOİ giderimi 779 kWh) neden olmuştur. Hem giderim verimliliği hem de enerji tüketimleri (akım yoğunluğu 45 $mAcm^{-2}$, pH 7, 2 g NaCl / 500 ml ve oksidasyon süresi 480 dakika) dikkate alınarak optimum koşullar seçildiğinde % 93 giderim verimi ve kg KOİ giderimi başına 239 kWh enerji tüketimi elde edilmiştir. Çalışmanın genel sonuçları, BDD elektrodunun güçlü elektrokatalitik etkiye sahip ağaç işleme atık sularının bozulması için umut verici bir potansiyele sahip olduğunu göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Ağaç İşleme Atıksuyu, Bor Destekli Elmas Elektrot, Elektrokimyasal Oksidasyon, Enerji Maliyeti, Uygulanan Akım Yoğunluğu.

TREATMENT OF WOODWORKING WASTEWATER BY ELEKTROOXIDATION

ABSTRACT

The electrocatalytic degradation efficiency of boron-doped diamond (BDD) anode was evaluated for oxidation of chemically pretreated woodworking effluents under different experimental parameters including current density (27-106 $mAcm^{-2}$), initial pH (3-9.5), electrolyte type (NaCl, Na_2SO_4 and $Na_2S_2O_8$) and electrolyte concentration (1-2 g NaCl/500 ml). Process efficiency was evaluated by monitoring variations in total organic carbon (TOC), chemical oxygen demand (COD) and energy cost. The degradation process was fitted well with pseudo first-order kinetics. The higher values of applied current density indicated a mass-transport controlled degradation. Maximum current density (106 $mAcm^{-2}$) and oxidation period (480 min) with additon of 2 gr NaCl/500 ml electrolyte at original pH of the wastewater provided the highest removal efficiencies for COD (97%) and TOC (97%). However, high current density and prolonged oxidation period resulted high energy consumption (779 kWh per g CODremoval). When optimum conditions were selected considering both removal efficiency and energy consumptions (current density 45 $mAcm^{-2}$, pH 7, 2 g NaCl /500 ml and oxidation period 480 min), degradation efficiency of 93% and energy consumption of 239 kWh per g $COD_{removal}$ were obtained. Overall results of the study demonstrated BDD electrode has a promising potential for degradation of woodworking effluents with strong electrocatalytic impact.

Keywords: Applied Current Density, Boron Doped Diamond Electrode, Electrochemical-oxidation, Energy Cost, Woodworking Wastewater.

GİRİŞ

Gelişen ve değişen yaşam şartları birçok alanda yenilikler meydana getirmiş ve bunun sonucunda tüketim alanları genişlemiştir. Artan tüketim alışkanlıkları pekçok alanda sanayileşmeyi zorunlu kılmıştır. Ülkemizde 1870'li yıllarda gelişmeye başlayan orman ürünleri sanayisi de bu sektörlerden biridir [1]. Dünyadaki orman ürünleri sanayisinde yıllık uluslararası endüstriyel odun üretimi 3,4 milyar m^3 civarında olup %53'ü yakacak odun iken %47'si endüstriyel odun olduğu kaydedilmiştir [2].

Ağaç ürünleri sektörü inşaat, gemi sanayi, metal, plastik ve cam sanayisi ile ilişkili olup, yaklaşık yirmi alt sektörü desteklemektedir [1]. Bu denli büyük bir sektör olan ağaç işleme sektöründe işletme tipine göre farklı miktarlarda su kullanılmakta buna bağlı olarak süreç sonunda doğada kalıcı kirliliğe neden olacak atık sular oluşmaktadır.

Ağaç endüstrisi kaynaklı atık sular yüksek askıda katı madde (AKM) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonlarıyla karakterize edilmektedir. 3200 mg/L ile 50000 mg/L aralığında değişen yüksek KOİ kirlilik yükleri ve toksisiteleri bu atıksuların evsel atık su arıtma tesislerinde arıtılmasını olanaksız kılmaktadır. Dolayısıyla bu atısuların etkin bir şekilde arıtılmaması, sucul yaşam (mikroalg, bitki türleri ve mikrokabuklular gibi) için tehlikeli ve potansiyel toksik etki göstermektedir [3,4].

Ağaç işleme atık sularının arıtılması hakkında birçok bilimsel araştırma yapılmıştır. Daha önce de belirtildiği gibi biyoparçalanabilirliği düşük bu atısuları arıtımında konvensiyonel biyolojik yöntemler yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle bu atıksular için hidroksil radikalleri üretilmesine dayanan İleri Oksidasyon Yöntemleri (İOYler) yaygın olarak kullanılmaktadır [4]. İleri oksidasyon yöntemi uygulamalarında geleneksel arıtma yöntemlerine kıyasla daha az toksik madde açığa çıkmakta ve kirleticiler daha kısa sürede giderilmektedir [5].

Bu amaçla ağaç işleme endüstrisinden kaynaklanan atık sulardaki kirleticilerin tamamen parçalanarak çevreye zararsız hale getirebilecek yöntemler araştırılmaktadır. Bu çalışma, ileri oksidasyon yöntemlerinden biri olan elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle BDD anodu kullanılarak ağaç işleme atık sularının Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği deşarj standartlarına uygun olarak arıtılmasını içermektedir.

1. AĞAÇ İŞLEME ENDÜSTRİSİ

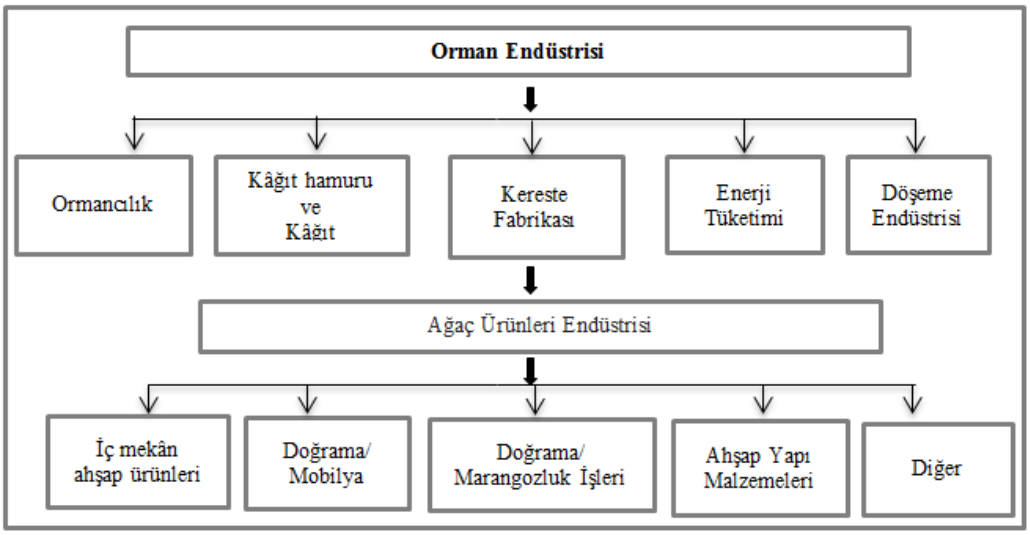
Ormanlar ve onu oluşturan ağaçlar, canlılar için sağlıklı bir çevre oluştururken aynı zamanda ekonomik değer ifade etmektedir. Geniş çaplı bir kullanım alanı oluşturan ormanlar yenilenebilen kaynaklar içinde yer alırken iyi bir üretim ve tüketim dengesi kurulamadığı takdirde hem ekonomik hem de çevre açısından sorunların ortaya çıkmasına neden olmaktadır [6].

Ağaç kaynaklı ürünler, plastik gibi kalıcı kirliliğe neden olan ve metal materyaller gibi (demir, çelik vb.) uzun ve tehlikeli işlem süresini barındıran ve enerji kaybına yol açan olan ikamelerine kıyasla yenilenebilir, biyolojik olarak bozunabilir, kolay işlenebilir bir tedarik oluşturmakta ve kolay uygulanabilir özellik göstermektedir [7]. Bu gibi özellikleri nedeniyle ağaç temelli ürünlere talep artmakta ve dolayısıyla üretim miktarı da yükseliş göstermektedir.

Ormanların tahrip edilmesi ve nüfus artışıyla, ahşap esaslı ürünlere talep arasındaki ilişkinin paralel seyretmesi ağaç işleme sektöründe hammadde sorununu meydana getirmiştir. Bu nedenle ağaç işleme endüstrisi, masif odun yerine, yine ahşap kökenli lif levha, yonga levha, kontrplak gibi yapı malzemeleri üretmeye başlamıştır. Bu ürünler, çeşitli araştırmalar neticesinde talaş, testere tozu, tomruk (ince çaplı ve düşük kaliteli), tarım ve orman atıklarının değerlendirilmesiyle oluşturulmaktadır. Çeşitli araştırmalarda budama atıkları, ağaç kabukları ve dalları, keten, pamuk, mısır, ayçiçeği ve hindistan cevizi gibi bitkilerin atıkları da bu amaçla kullanılmaktadır [8].

Ağaç işleme sektörünün teknolojiye paralel olarak gelişimi, ağaç tabanlı ürünlerin üretilme aşaması başta olmak üzere birçok gelişime zemin hazırlamıştır. Bilgisayarın gelişmesi ve bu doğrultuda yüz tanıma (The Best Opening Face technology) programlarının gelişmesi kütüklerden elde edilen kerestelerin de verimini önemli ölçüde arttırmıştır. Bu teknoloji, elektronik ortamda taranan kütüklerin, kesim ve kırpma işlemeleri için en uygun konumlandırılmasını sağlamaktadır. Buna ek olarak, kompozit kereste ve lamine kaplama kereste kavramlarının oluşması ve bu doğrultuda, nispeten düşük mukavemete sahip doğal türlerin küçük çaplı

ağaçlarından büyük boyutlu, yüksek mukavemetli kereste üretimine başlanmıştır. Bunun devamında ise kontrplak endüstrisi doğmuş, böylece kereste yapımında kullanılamayan odunlar bu alanda kullanılmaya başlanmıştır. Böylece yapısalkontrplak teknolojisindeki ilerlemeler sayesinde tamamen yeni bir ahşap ürünler ailesi olan yapısal kompozit panelleri ortaya çıkmıştır. Sonuç olarak, nispeten düşük mukavemete sahip küçük ağaçlar ekonomide yer açılmış ve ahşap endüstrisinde kullanıma açıldı [9]. Ağaç işleme tesislerinden çıkan ürünlere ait diyagram Şekil 1.1' de verilmiştir [10].



Şekil 1.1. Orman endüstrisine genel bir bakış

Şekilde de görüldüğü gibi orman endüstrisinin kollarını günümüzde sıklıkla talep gören ürünlerin üreticilerini oluşturmaktadır. Ağaçlar, canlı yaşamı için doğrudan ve dolaylı olarak birçok açıdan önemli yere sahiptir ve oksijen üretim payıyla yaşam devamlılığı için vazgeçilemez bir konumda bulunmaktadır. Bununla ilgili olarak Amerika Birleşik Devletleri'nde kentsel ormanlar tarafından üretilen oksijen miktarları üzerine yapılan bir araştırmaya göre yetişkin bir kişinin yıllık net oksijen tüketimini dengelemek için gereken ağaç sayısı, genel olarak 30'iken New Jersey (Freehold) için 17, Alberta (Calgary) için 81'dir. Şehirlerarasındaki bu fark, ağaç türlerine, boyutlarına, ortam koşullarına ve büyüme oranlarına bağlı olarak değişmektedir [11].

Doğal yapıları gereği ağaçlar, fotosentez yoluyla atmosferden CO_2 alarak karbon olarak biriktirmekte ve atmosfere oksijen vermektedir. Fotosentez reaksiyonlarıyla

büyüyen normal bir ağaç, 1 metreküplük her hacim artışında atmosferden 1000 kg CO_2 absorplamasına karşılık 7272 kg oksijen üretmektedir [12].

Oksijen üretimi, ağaçların karbon tutma gibi birçok çevresel faydalarından biridir ve kentsel ağaçlar önemli miktarda oksijen üretebilmektedir. Ağaçlar doğanın önemli ve vazgeçilemez bir parçası olduğu gibi ekonomik açıdan da önemli bir değere sahip olmasıyla birlikte kullanım alanı her geçen yıl artmaktadır. Ev, ofis ve okul gibi alanlarda yaygın olarak kullanılan ağaç ürünlerinin işlenmiş halde yaklaşık 6000 civarında kullanım alanı bulunmaktadır [13].

Birçok endüstrinin doğrudan veya dolaylı hammadde ihtiyacını karşılayan orman varlığı ve orman ürünleri ekonomik açıdan oldukça önemli bir yere sahiptir. Türkiye sadece kereste üretimiyle 166 ülke arasından % 1,6'lık, mobilya üretiminde ise %1'lik bir paya sahiptir. 2000 yılında 7,3 milyon m^3 endüstriyel odun üreten Türkiye, 2016 yılında üretim miktarını 13,3 milyon metreküpe çıkarmıştır. 2017 yılındaki Mobilya, Kâğıt ve Orman Ürünleri ihracatını, 2018 yılında (ocak- mayıs dönemi) %15,96 arttırmış ve 2 milyar 68 milyon 603 bin dolarlık ihracat payına sahip olmuştur [14]. Tablo 1.1'de FAO'ya Türkiye'ye ait oduna dayalı işlenmiş bazı ürünlerin üretim ve ticaret alanındaki miktarları verilmiştir [15].

Tablo 1.1. Türkiye'ye ait 2018 yılı bazı ormancılık ürünleri üretim ve ticaret miktarları

Alan Adı	**Birim**	**Üretim Miktarı**	**Ticaret Miktarı**	
			İthalat	**İhracat**
Odun artıkları	m^3	850000	700	6000
Kontrplak	m^3	112000	130100	21700
Sunta (Düşük yoğunluklu lif levha)	m^3	4355000	59000	870200
Yönlendirilmiş yonga levha	m^3	75000	145000	2800
MDF/ HDF	m^3	4910000	58800	679000
Diğer lif levha	m^3	60000	200	142000
Endüstriyel yuvarlak odun	m^3	70000	36469	119
Talaş ve parçacıkları	m^3	130000	3376000	0
Kâğıt	Ton	331087	822919	29854

Tabloda ki üretim verileri göz önünde bulundurulduğunda sektörün Türkiye için ithalat ve ihracat büyüklüğü göze çarpmaktadır. Özellikle mobilya, zemin döşeme ve

yapı ürünlerinde sıklıkla kullanılan MDF/HDF, sunta ve kontrplak üretimi ençok talep alan çıktılar olduğunu göstermektedir.

Geniş kullanım alanı ve artan nüfus ile ağaç ürünlerine talebin fazla olmasına karşın ağaçların uzun yetişme süreleri, orman kaynaklarında azalma ve önemli bir oksijen kaynağı olması nedeniyle orman ürünlerinin israf edilmeden kullanılması gerekmektedir [16]. Ağaç işleme sektörü inşaat, gemi sanayi, metal, plastik ve cam sanayi ile yakından ilişkili olup, toplam olarak da yirmi alt sektörü desteklemektedir. Bu kadar geniş üretim yelpazesi olan ağaç ürünleri, ham ağaçtan yapılan ürünler (kereste, masif ve parke vb.) ve ağaçtan yapılan ürünler (MDF, yonga levha vb.) olmak üzere iki farklı şekilde kullanılmaktadır [1].

1.1. Ağaç İşleme Ürünleri

Odun ve/veya ağaç artıklarından elde ürünlerinin çeşitli sınıflandırmaları mevcuttur. Kullanım alanı, malzeme boyutları, yapıştırıcı çeşitleri, tabi tutuldukları işlem farklılıkları gibi özelliklere sahiptirler. Temel olarak sektörün imalat sanayisinde birincil ve ikincil üretim grubu olarak iki farklı başlık altında ağaç ürünleri kullanılmaktadır [17].

1.1.1. Birincil imalat sanayi ana grubu

Bu grupta yer alan odunlar doğrudan hammadde olarak kullanmaktadır. Ağaçlar; kesme, bükme, yarma, soyma ve emprenyeleme gibi temel ve basit işlemlerle ürün haline getirilmektedir. Kereste Sanayi ve Levha Sanayi (kaplama ve kontrplak, sunta, yonga levha, lif levha, kontrplak) alt sektörleri ahşabı doğrudan hammadde olarak kullanmaktadır [18].

Kereste, tomrukların boyuna kesilmesiyle elde edilen ve ticari amaçlarda kullanılan ağaç ürünüdür. İnşaat ve mobilya endüstrisinde çoğunlukla kullanılmaktadır. Kullanım ömrünü uzatmak amacıyla nem, su, yanma, biyolojik bozunmaya karşı direncini arttırmak için çeşitli kimyasallar yüzeyine sürülür. Bu kimyasalların bir kısmı maden kömürü ve bazı petrol ürünlerinden, organik solventlerden, suda çözünebilen tuzlardan, bir kısmı da mantar, böcek gibi biyolojik türlere karşı koruma sağlayan türlerden elde edilmektedir [1].

Ahşap Levha Sanayi, ahşap levhaların yapısının bir kısmını veya tamamını ligno selülozik veya odun gibi hammaddeler oluşturmaktadır. Hammaddeler, yongalanma, liflendirilme ve yapıştırma işleminden sonra belirli bir kalıba getirilme ve preslenmeyle meydana gelmektedir. Günümüzde ahşap levhanın birçok çeşidi üretilmektedir. Başlıca levha türleri; sunta, MDF, odun kompozit levha, ağaç levha, odun panel, ahşap panel vb. isimlerle bilinmektedir [19].

Yaygın kullanım alanı bulunan ahşap levhalardan olan kontrplak, tomrukların ıslatılarak yumuşatılması ve kabuklarının soyulması sürecinden sonra kontrplak üretimi için, kurutulan ağaç malzemelerinin çapraz olarak istiflenmektedir. Yapımı için en az üç kurutulmuş ince ağaç tabakasının lif yönler birbirine bakacak şekilde üst üste getirilerek yerleştirilir. Plakların birbirine tutunması için formaldehit (üre formaldehit, melamin formaldehit, fenol formaldehit vb.) içerikli sentetik tutkallar kullanılmaktadır. Belirli sıcaklık ve basınç altında taslak ürün haline dönüştürülmektedir [20].

Bir diğer levha olan yonga levha ise odun [13] veya tarımsal atıkların yonga haline getirilerek sentetik tutkallar yardımıyla yeterli ısı ve basınç altında birleştirilmesiyle elde edilmektedir. Yonga levha için ligno selülozik hammaddeler tercih edilmektedir [21]. Yonga levha, mobilya olarak ev, büro, kütüphane, okul gibi birçok alanda kullanılmaktadır [13].

Levha ürünlerde lif levha önemli bir yere sahiptir. Lif levhalar, odun ve odunlaşmış lignoselülozik hammaddelerden elde edilmiş lif ve lif demetleri kullanılmaktadır. Liflerin kendiliğinden yapışma özelliği olduğu gibi ilave sentetik yapıştırıcılar kullanılarak yüksek sıcaklık ve basınç uygulanmasıyla elde edilen geniş yüzeyli levhalardır. İçeriğinde %80 oranında bitkisel lifler içermektedir, bu nedenle dayanıklılığı yüksektir [22].

Lif levha üretiminde yaş ve kuru olmak üzere iki yöntem vardır. Yaş yöntemde oldukça fazla organik içerikli atık su oluşmaktadır. Lif levhanın HDF (yüksek yoğunlukta lif levha), MDF (orta yoğunlukta lif levha) ve LDF (düşük yoğunlukta lif levha) olmak üzere en sık kullanılan üç çeşidi mevcuttur [23]. Bu üç çeşitten en sık tercih edilen ve kullanılan ürünlerin başında ise MDF gelmektedir.

MDF ilk başlarda yonga levhaya alternatif olarak üretilmiştir ancak zamanla üretimindeki hızlı gelişmeler nedeniyle yonga levhayı geçmiş ve üretim miktarı sürekli bir artış içine girmiştir. Bunun önemli nedenlerinden biri de hammadde ihtiyacının daha geniş alana sahip olması, masif ağaç malzemeleri gibi işlenebilme alternatifinin bulunması ve fiziksel özellikleri ve mekanik direncinin oldukça iyi olmasındandır. Bu nedenle yonga levha, kontrplak gibi ürünlere kıyasla talep ihtiyacı daha fazladır [24]. MDF, ısı ve basınç altında reçine ile birbirine bağlanmış ahşap liflerinden oluşan ahşap esaslı bir paneldir. Ayrıca hem yapısal hem de yapısal olmayan kullanımlar için geniş bir uygulama alanı mevcuttur. MDF ürünleri dolap, tezgâh gibi birçok mobilya yapımında yerini almıştır [25].

1.1.2. İkincil imalat sanayi ana grubu

İkincil imalat sanayi ana grubunda, hammadde veya birincil imalat sanayi tarafından yarı işlenmiş ürünlerin mobilya, palet, kapı, dolap, ahşap yapı malzemesi ve inşaat elemanlarına dönüştürülmesi gerçekleştirilmektedir. Mobilya üretiminde hammaddeler yonga haline getirilir ve ardından kontrplak, yonga levha, lif levha gibi ihtiyaç duyulan mobilya parçaları haline dönüştürülür veya birincil imalat sanayide üretilen ürünler kullanılır. Özellikle yonga levha ve MDF mobilya yapımında çoğunlukla kullanılmaktadır [26].

Birincil ve ikincil imalat grubunda yer alan kontrplak, yonga levha, MDF, mobilya, inşaat elemanları ve yapı malzemesi olarak taşıyıcı elemanlar, dış cephe kaplamaları, yer döşeme ürünleri, iskeleler, çatı malzemeleri vb. alanlarda sıklıkla kullanılmaktadır.

Ahşap ürünler kullanım alanlarına göre üretim aşaması sırasıyla planlama, kurutma, şekillendirme işlemlerinden geçtikten sonra yapıştırıcı (formaldehit içerikli yapıştırıcılar, çimento, hayvansal kaynaklı yapıştırıcılar vb.) ve ardından presleme uygulanarak liflerin tek bir ürünmüş gibi dayanıklı olmasının sağlanması şeklindedir. Görsel amaçlı kullanılacak ahşap ürünler ağartma (çamaşır suyu), renklendirme, dayanıklılığı arttırmak için vernikleme ve ağacı nemden korumak için mumlama gibi kimyasal işlemlere tabi tutulmaktadır. Bu sürecin ardından ürünler satışa çıkarılmaktadır [1].

1.2. Ağaç İşleme Endüstrisinde Kullanılan Kimyasallar

Ağaç işleme endüstrisinde taslakların birbirine yapıştırılması için yapıştırıcıların sıklıkla kullanılması ağaç/odun kaynaklarını iyi bir şekilde kullanmak için anahtar bir faktördür. Yapıştırıcıların ana kullanım yerleri kontrplak, yönlendirilmiş yonga levha, sunta, yapısal kompozit keresteler, lamine ahşap ürünler de dâhil olmak üzere yapı malzemeleridir. Yapıştırıcılar ayrıca mobilya ve dolapların montajında, işlenmiş ahşap ürünlerin imalatında, konut ve ticari yapıların yapımında kullanılmaktadır [27].

Üre formaldehit, fenol formaldehit ve melamin formaldehit gibi formaldehit içerikli yapıştırıcılar en yaygın kullanılan tutkal türüdür. Levha üretiminde özellikle üre formaldehitin tercih edilmesinde düşük maliyet, kullanım kolaylığı, sıcak preslerde en hızlı reaksiyon süresi, suda çözünürlük, düşük sertleştirme sıcaklıkları, mikroorganizmalara ve aşınmaya karşı direnç gibi avantajlar yer almaktadır [28]. 2015 yılı verilerine göre dünyadaki formaldehit talebinin yaklaşık % 70'i üre, fenol ve melamin formaldehit reçineleri üretmek için kullanılmıştır [29]. Ancak formaldehit, Kanserojen Mutajenik Reprotoksik olarak sınıflandırılması nedeniyle ahşap yapıştırıcılardan azaltılması veya ortadan kaldırılması için zamanla çevre dostu yapıştırıcılara ilgi artmıştır [30].

Çevresel kaygılar ve gelecekte petrolde yaşanacak kıtlık nedeniyle petrol kökenli yapıştırıcılar yerine doğal kökenli reçineler ticari/endüstriyel alanda son 40 yıldır kompozit, yonga levha gibi sert ahşap panellerin yapımında kullanılmaktadır. Ahşap panel bağlayıcılar olarak kullanılan ana doğal reçineler bitkisel tanen yapıştırıcılar, lignin yapıştırıcılar ve daha yakın zamanda kullanılmaya başlanan soya proteini yapıştırıcılarıdır. Doğal kökenli yapıştırıcılar güçlü bir yapıya sahip olsa da ilgili levha standart gerekliliklerini sağlayamaması nedeniyle fenol formaldehit veya çoğunlukla polimerik izosiyanat, reçinin % 20 ila % 40'ı ile karıştırılarak piyasada kullanılmaktadır [31].

Yenilenebilir doğal bir madde olan ligninden yapılan biyolojik yapıştırıcılar, ligninin polifenolik özelliği sayesinde fenol ile kimyasal yapılarının benzerliğinden dolayı ahşap yapıştırıcılar için uygun bir bağlayıcı olarak kullanılmaktadır. Lignin, selülozdan sonra bitkilerde büyük miktarlarda bulunur ve esas olarak bitki liflerine mekanik bir destek ve bağlayıcı görevi görmektedir [30]. Uzun bir süreden beri

piyasada olan tanen içerikli yapıştırıcılar, birçok ülkede endüstriyel olarak kullanılmıştır. Tanen içerikli yapıştırıcıların bağlayıcı özelliğinin artması için eşdeğer sentetik yapıştırıcılarda kullanılan formaldehit oranının 1/10'u oranında formaldehit kullanılmaktadır [32].

Ahşap işleme ürünlerinde formaldehit içerikli tutkalların uygun şartlarda sertleşebilmesi için sertleştirici maddeler kullanılmaktadır. Üre formaldehit kullanımında en yaygın kullanılan sertleştirici, amonyum klorürdür, nadiren amonyum sülfatta kullanılmaktadır. Düşük sıcaklıklarda bile formaldehit ile reaksiyona girerek Hekzametilentetraamin, hidroklorik asit (HCl) ve su oluşmaktadır. Fenol ve melamin formaldehit tutkalı kullanımında ise sertleştirici maddeye gerek duyulmadan doğrudan sıcaklıkla sertleşme sağlanmaktadır. Ancak bazen melamin formaldehit tutkalının hızlı sertleşebilmesi için amonyum klorür ve potasyum persülfat gibi tuzlar kullanılabilmektedir [33]. Ayrıca odun endüstrisinin atık suyundaki yüksek fenol konsantrasyonları, odun koruma için kullanılan pentaklorofenolden (PCP) kaynaklanmaktadır [34].

Panel levhalar kullanım yeri ve ortam şartlarına göre koruyucu ve yanmayı geciktirici maddeler içermektedir. Bitkisel ve hayvansal zararlılara karşı koruma sağlamak amacıyla fenol ve pentaklorfenol tuzları, kromlu bakır arsenat (CCA-Tip C) ve amonyaklı bakır arsenik gibi kimyasal maddeler kullanılmaktadır [35]. Levhaların yanıcı özelliklerini en aza indirmek için ise çinko, arsenik ve bakır tozlarına başvurulmaktadır. Bunların yanı sıra boraks, borik asit ve borat ihtiva eden maddeler kullanılmaktadır [36].

Ahşap zemin ve ahşap mobilya üretimi gibi kuru süreçlere dayanan endüstrilerde, atık su esas olarak yüzeylerin, depolama tanklarının ve makinelerin temizlenmesinden sonra üretilmektedir. Küçük hacimlerde üretilen ancak işlem sürecinde kullanılan kimyasallar nedeniyle ortaya çıkan bu atık suların alıcı ortama deşarjı sonunda sucul ekosistemlerde ortaya çıkan veya çıkacak çevresel riskler nedeniyle arıtma seçenekleri araştırılmaktadır. Bu doğrultuda, süreçte kullanılan kimyasallar, ana materyal ve yan ürünler, atık suların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri için oldukça büyük önem arz etmektedir. Yüksek kimyasal içeriğe sahip bu atık suların uygun yönetim olmadan doğal su kütlelerine deşarj edilmesi

durumunda: yüksek konsantrasyonlarda sucul canlıların büyümesini kısıtlayabilir ve düşük konsantrasyonda ötrofikasyon nedeniyle büyüme uyarımına ve diğer potansiyel çevresel etkilere neden olabilmektedir [37].

1.3. Ağaç İşleme Endüstrisinde Su Kullanımı ve Atıksu Özellikleri

Ağaç ürünleri üretiminde, ağaç paneller ve MDF gibi ürünlere talep önemli ölçüde arttırmakta ve talepteki bu artışa paralel olarak üretim miktarında da yükselme meydana gelmektedir. Üretimin artması, sistemde oluşan atık suyun kirlilik derecesi ve arıtılmasıyla ilgili endişe uyandırmaktadır.

Genel olarak kuru prosese sahip olan ağaç işleme endüstrisinde atık su oluşum kaynakları endüstriden endüstriye ve prosesten prosese değişiklik göstermektedir. Üstelik bu atık su akışları manuel olarak üretildiğinden miktar ve nitelikleri zamanla değişmektedir [38].

Genel olarak su tüketiminin büyük bir kısmı reçine yapımı, taslaklara nem kazandırmak amacıyla buhar üretimi [39], odun ve talaş gibi hammaddelerin, yüzeyler ve makinaların yıkama/temizleme işlemlerinde ve boyama sürecinden sonra [40] nispeten düşük hacimlerde ancak yüksek kirlilik yüküne sahip atık sulardan oluşmaktadır [41]. Örneğin, ahşap esaslı zeminlerin ve ahşap laminatların üretiminde kullanılan üre formaldehit reçinelerini ahşap lifli levhalara uygulamak için kullanılan makineler genellikle haftada bir veya iki kez temizlenir ve yıkanır. Bu nedenle ortaya çıkan atık suyun miktarı az ancak formaldehit içeriği yüksek olmaktadır [38]. Bunların dışında ağaç işleme endüstrisinin bir kolu olan ahşap mobilya üretim süreçlerinde de atık su üretimi olmaktadır. Üç tip atık su çıkışı mevcuttur ve Tablo 1.2'de gösterilmiştir [41].

Tablo 1.2. Ağaç işleme endüstrilerinden biri olan mobilya üretiminden kaynaklı atık su ve içerikleri

Proses	**Kirletici türü**
Mobilya imalatı Yapıştırma - dekorasyon	Polivinil asetat $(C_4H_6O_2)n$ Formaldehit
Ahşap koruma	Renk sabitleştiriciler 1-Metoksi 2-propanol ($C_4H_{10}O_2$) Metil benzoil format, fosfonat ve akrilik asit)

Kirliliğin temel sebepleri taslak yapım süreci boyunca kullanılan üre, fenol ve melamin formaldehit içerikli sentetik yapıştırıcılardan, amonyum sülfat, ahşap dolgu maddeleri, vernik/cila ve deterjan gibi kimyasallardan kaynaklanmaktadır [42].

Odun koruma ve tasarrufu amacıyla kullanılan fenolik bileşikler (pentaklorofenol vb.) yüksek tuzluluk, asitlik, kimyasal oksijen ihtiyacı ve düşük biyobozunurluk ile iyi bilinmektedir. Ek olarak, düşük uçuculuğa sahiptirler ve kolayca azeotroplar ve ötektikler oluştururlar. Tüm bu özellikler onları arıtmayı zorlaştırmaktadır [34]. Yüksek organik içeriğe, düşük miktarda makronütrient içeriğine [40] ve dalgalanan pH değerine sahip olmasıyla birlikte oluşan atık suyun organik içeriği yüksek oranda selülozlar, lignin ve reçine asitlerinden oluşmaktadır [43]. Orman ürünlerinden atık suya karışan bileşiklerin toksisiteleri Tablo 1.3' de verilmiştir [44].

Tablo 1.3. Ağaç işleme kaynaklı atık sulardaki bileşiklerin metanojenik bakterilerinin aktivitesine inhibitör (%50) etkisi

Bileşikler		**50%IC (mg/L)**	**Toksisite**
Tanin	Tanin monomerleri	3000	Metan bakterileri için oldukça toksiktir
	Yoğunlaştırılmış Taninler	350	
	Hidrolize edilebilir taninler	750	
	Polimerize taninler	>736	
Ağaç özleri	LCFA	250 - 1235	Ham reçine, yaklaşık 50 mg/L'de metanojenik aktivitenin % 50'sini inhibe eder.
	Reçine asitleri	21 - 400	
	Uçucu terpenler	42 - 500	Ana bileşenleri 100 ppm'de yüksek oranda inhibitördür.
	Triterpenler	> 1000	
	Hidroksi Stilben	25	
Klorlu fenoller	Mono triklorofenol	2 - 800	Artan kloro grubu ile toksisite artar.
	Pentaklorofenol	0,04- 76	Monoto triklorofenol konsantrasyonu birkaç yüz mg/L'yi aştığında ciddi şekilde toksiktir.
			En toksik klorofenol ise pentaklorofenol'dür.
Monomerik Lignin Türevleri	Fenolik asitler	1170 - > 10500	Fenolik asitler nötr pH aralığında genellikle toksik değildir.
	Fenolik aldehitler	1800 - 4400	
	Methoxyphenol	498 - 2200	Fenolik aldehitler ve metoksillenmiş fenoller hafif toksisite gösterir.
	Alkil gayakol	140 - 250	
			Alkil yan zincirleri olan lignin monomerlerinde ise belirgin bir toksisite vardır.
Halometanlar	Kloroformlar	0,50- 0,96	Güçlü bir metanojenik inhibitörler
Lignin		3320 - > 15000	Atık su ligninleri toksik değildir veya hafif toksisiteye sahiptirler.

Ağaç işleme atık suları odun yapında bulunan maddeler nedeniyle toksik özellikler taşımaktadır. Toksisitenin önemli bir kısmına organik bileşikler neden olmaktadır. Ahşap reçine, tanenler ve klorofenoller sudaki organizmalar için toksiktir. Ayrıca bu bileşikler anaerobik arıtma yapan atık su arıtma tesislerindeki mikroorganizmaların potansiyel inhibitörleridir [44].

Ağaç işleme endüstrisinde kullanılan hammaddelerden kaynaklanan kirleticilerin toksisiteleri tabloda verildiği gibi metanojenik bakteriler üzerinde etkili olmasının yanısıra alıcı ortamdaki canlılar üzerinde de olumsuz etkileri mevcuttur.

Bu tür atık sular yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve düşük biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ile karakterizedir [41]. Bununla ilgili olarak farklı ağaç işleme endüstrilerinin ham atık su özellikleri Tablo 1.4'de verilmiştir.

Tablo 1.4. Farklı ağaç işleme kuruluşlarına ait ham atık su ve özellikleri

Parametre	**Birim**	[40,45]	[41]
pH	-	6,7	4,6
KOİ	mgO_2/L	16200	42582
BOİ (Biyolojik oksijen ihtiyacı)	mgO_2/L	2970	6422
Toplam Organik Madde	mg/L	6220	13874
İletkenlik	µS/cm	4680	-
Yağ&Gres	mg/L	80	13461

Tablodan da açıkça görüldüğü gibi endüstrinin kullandığı üretim süreci ve hammadde miktarı farklı olduğundan ortaya çıkan atık su özellikleri de önemli farklılıklar göstermektedir. Ancak iki sektördeki sonuçlarda dikkat çeken önemli husus yüksek KOİ/BOİ oranıdır. Bu durumda bu atıksuların biyolojik olarak arıtılabilirliğinin zorluğunu ortaya koymaktadır [41]. Ağaç işleme atık suları yüksek askıda katı madde içerir, mantar ve böceklere karşı kullanılan ahşap koruyucular nedeniyle oldukça toksik maddeler içermektedir. Bu nedenle süreç sonucu oluşan atık suların, sucul yaşam için oldukça tehlikeli olması nedeniyle alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir [4].

1.4. Ağaç İşleme Atıksuyunun Arıtılmasında Kullanılan Diğer Yöntemler

Ağaç işleme endüstrisi nispeten kuru üretim yapan bir prosese sahip olmasına karşın yıkama yapıştırıcı yapımı gibi alanlarda ortaya çıkan atık su yüksek miktarda kirletici içermektedir. Kirletici içeriği yüksek olan bu atık suyun arıtılmasında birçok yöntem denenmiştir. Biyolojik arıtma ve sorpsiyon / filtrasyon işlemlerinin kullanımında atık suda iyileştirmeler olmuştur ancak ana amaç alıcı su kütlelerine deşarj için belirlenmiş standartlara uymak olduğunda istenen seviyeye ulaşılamamıştır [44].

İnatçı organik bileşiklerin varlığı geleneksel atık su arıtma tesislerindeki biyolojik arıtma için sınırlayıcı bir faktördür [46]. Biyoparçalanabilirliği düşük dolayısıyla yüksek KOİ/BOİ oranları ile temsil edilen atıksuların arıtımında ileri oksidayon yöntemleri tercih edilen konumdadır. İleri oksidasyon yöntemleri güçlü oksidan olan hidroksil radikali üretimine dayanan içerisinde birçok yöntem barındıran metotlar bütünüdür. Hidroksil radikali seçici olmayan, oksidasyon yoluyla organik kirleticileri ve patojenleri parçalayarak veya bozunmaya uğratarak gidermekte kullanılan oksidanttır [47]. Başlıca ileri oksidasyon yöntemleri; Fenton/ Foto-Fenton prosesi, UV/H_2O_2-Ozon, UV, UV/H_2O_2, UV/Ozon'dir. Ağaç işleme atık suları üzerinde yapılan bazı ileri oksidasyon yöntemleri ile arıtım ile ilgili çalışmalarda elde edilen sonuçlar Tablo 1.5'te gösterilmiştir.

Tablo 1.5. Bazı çalışmalarda elde edilen ileri arıtım yöntemlerinin giderim sonuçları

Parametre		**Uygulanan AOP**	**Verim (%)**	**Kaynak**
Adı	**Başlangıç Değeri**			
TOK (mg/L)	1647	O_3	43	[48]
		O_3/UV	56	
KOİ (mg/L)	3460	O_3	85	
		O_3/UV	93	
TOK (mg/L)	6220	Fotokatalitik ozonlama	90	[41]
		Fotokataliz	40	
		O_3	10	
		Katalitik Ozonlama	11	
		Fotolitik ozonlama	97	
Formaldehit (mg/L)	66	Fenton	77	[39]
		Hidrodinamik Kavitasyon destekli Fenton	80	
KOİ(mg/L)	448	Fenton	58	
		Hidrodinamik Kavitasyon destekli Fenton	70	
Renk (pt-Co)	323	Fenton	81	
		Hidrodinamik Kavitasyon destekli Fenton	89	

Ağaç işleme atık suyu özellikleri tesisten tesise kullanılan prosese bağlı olarak değişmektedir. Tablodan da görülebileceği gibi araştırmalarda kullanılan atık suların KOİ ve TOK değerleri birbirinden farklıdır. Ağaç işleme endüstrisinden kaynaklanan atık suların arıtılması için Ar-Ge çalışmaları yapılmış ve birçok yöntem geliştirilmiş ve denenmiştir.

Deneysel AO sisteminde altı yöntem uygulanarak (fotoliz, fotokataliz, ozonlama, katalitik ozonlama, fotolitik ozonlama ve fotokatalitik ozonlama) mobilya endüstrisi

atık suyunun arıtılmasının amaçlandığı çalışmada, fotokatalitik ozonlama, ilk 100 dakika sonra TOK konsantrasyonunun % 90'ını azaltarak, teknolojik olarak en uygun yöntem olarak ortaya çıktı ve 180 dakika içinde tam mineralizasyon sağladı [41].

nZVI ile Fenton, nZVI ile foto-Fenton yöntemlerini kullanarak ahşap zemin endüstrisinde üretilen atık sularının arıtılmasında bu iki yöntemin karşılaştırılmasıyla teknik uygulanabilirliğinin doğrulanması ve seçilen değişkenlerin (H_2O_2 / KOİ oranı, H_2O_2 / nZV ve miktarları) etkilerini araştırmak amacıyla bir çalışma yapılmıştır. Bu çalışmada, ahşap döşeme endüstrisi atık suyundan KOİ ve TOK giderimi için sırasıyla kullanılan Karanlık Fenton (nZVI / H_2O_2) ve Foto Fenton (nZVI/H_2O_2/UV) ile 2 seviyeli tam faktöriyel deney tasarımı uygulanmıştır. Başlangıç KOİ ve TOK sırasıyla 4956 mg/L ve 2730 mg/L'dir. Bu çalışma sonucunda KOİ ve TOK'un en yüksek giderimi (sırasıyla % 80 ve % 60) Foto-fenton yöntemiyle gerçekleşmiş ve UV (ultraviole)'nin foto Fenton ile birleştirilmesiyle mineralizasyonda önemli bir arış gözlenmiştir. Reaksiyon süresi boyunca tek dozdan fazla reaktantların eklenmesi arıtma verimi üzerinde olumlu etkiye sahip olduğu görülmüştür [46].

Başka bir çalışmada, atık suyun başlangıç pH ($pH_{düşük}/O_3$) ile ozonlama, düzenlenmiş pH ile ozonlama ve düzenlenmiş pH, UV ile ozonlama (pH_{adj} / O_3 / UV) yöntemleriyle arıtılmasının teknik uygulanabilirliğini ve bu doğrultuda arıtım sürecinde önemli rol oynayan değişkenlerin etkilerinin araştırıldığı çalışmada ozon ve ozon bazlı gelişmiş oksidasyon işlemleri uygulanmıştır. Farklı hidrolik tutma süreleri için tasarlanmış bir UV reaktörü ile birleştirilmiş boru şeklindeki ozon reaktörü kullanılmıştır. Sonuç olarak, düşük pH'ta ile ozonlama işleminin uygulandığı arıtımda KOİ ve TOK giderimi sırasıyla % 65 ve %31 olarak elde edilmiştir ancak biyolojik olarak parçalanabilirlikte artış gözlemlenmemiştir. Başlangıç ayarlanmış pH değeri ile ozonlamada, KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla % 85 ve% 43'e yükselmiştir. En etkili giderim verimleri ise pH_{adj} / O_3 / UV ile elde edildi ve sırasıyla KOİ ve TOK giderim verimleri % 93 ve % 56 olarak belirlenmiş ve biyolojik olarak parçalanabilirlikte önemli bir artış sağlamıştır [48].

Ağaç işleme atık suyunun arıtılması için biyolojik olarak arıtılabilirliğinin araştırıldığı laboratuvar ölçekli aralıklı olarak havalandırılan anaerobik bir reaktörden oluşan bir reaktör tasarlanmıştır. Formaldehitin ve KOİ'nin giderilmesinin

yanı sıra nitrifikasyon denitrifikasyon işlemlerine odaklanılmıştır. Sonuç olarak, KOİ ve formaldehit giderim oranları sırasıyla % 65 ± 11 ve % 93 ± 4 ulaşmıştır. Sistemde formaldehit etkili bir formaldehit giderimi olmasına rağmen tatmin edici bir KOİ giderimi elde edilemedi. Aynı zamanda, amonyum ve nitrat giderimine rağmen aralıklı havalandırmalı reaktör nitrifikasyon için zayıf performans göstermiştir [38].

Elektrokimyasal olarak henüz sentezlenmiş ferrat (IV) ile oksidasyon reaksiyonunda odun endüstrisindeki termal kurutucu ve buhar odasından alınan atık sudan fenol gideriminin amaçlandığı bir çalışma yapılmıştır. Termal kurutucudan gelen fenolün başlangıç konsantrasyonu 27 mgO_2/L ve buhar odasından gelen fenol konsantrasyonu ise 30 mgO_2/L'dir. Demir hidroksitin katalitik etkisi nedeniyle, ferrat (IV) indirgeme reaksiyonundan ortaya çıkan ürün, atık sudan fenol gideriminde yüksek verimlilik sağlamıştır. Termal kurutucudan alınan numunenin KOİ'si 3233,1 mgO_2 / L ve buhar odasından numunenin KOİ'si 4692,1 mgO_2 / L'dir. Sonuç olarak, termal kurutucudan alınan numune için % 74,9 giderim verimliliği ve buhar odasından alınan numune için ise % 72,7 fenol giderim verimi elde edilmiştir. Termal kurutucu ve buhar odasından alınan numunelerden elde edilen KOİ giderim verimleri ise başlangıç değerlerine göre sırasıyla %26,3 ve 44,7'dir [34].

Fotokatalitik ve membran proseslerin birleştirilip hibrit membran fotokatalitik reaktör kullanılarak, katalizör varlığında UVA dalga boyları eşliğinde renk ve KOİ giderim verimi üzerine araştırma yapılmıştır. Yarı iletken katalizör tipi, UV dalga boyu etkisi, katalizör yükü, atıksu KOİ konsantrasyonu ve membran akısı gibi parametreler ve seçilen optimum katalizörün tekrar kullanımının renk ve KOİ giderim verimine etkisi incelenmiştir. Atık suyun giderimi için kesikli ve sürekli deneyler yapılarak membran fotokatalik reaktör performansı araştırılmıştır. MDF atıksuyunda ZnO katalizörü ile % 70 KOİ giderim verimine, tekstil atıksuyunda ise % 40 KOİ giderim verimine ulaşılmıştır. MDF atıksuyunda 1 g/L ZnO katalizör yükü optimum sonucu vermiştir. MDF atıksuyu için sürekli deney süresince KOİ giderim verimi %45-55 arasında iken 30-45 da sonrasında tümüyle renk giderimi olduğu görülmüştür. Memban fotokatalitik oksidasyon prosesi sonrasında kalan KOİ giderimini daha fazla arttırmak amacıyla, 1 saat süren ters osmoz deneyleri yapılmıştır. Sonuçta KOİ giderimi 20 mg/L' nin altına düşürülmüştür [49].

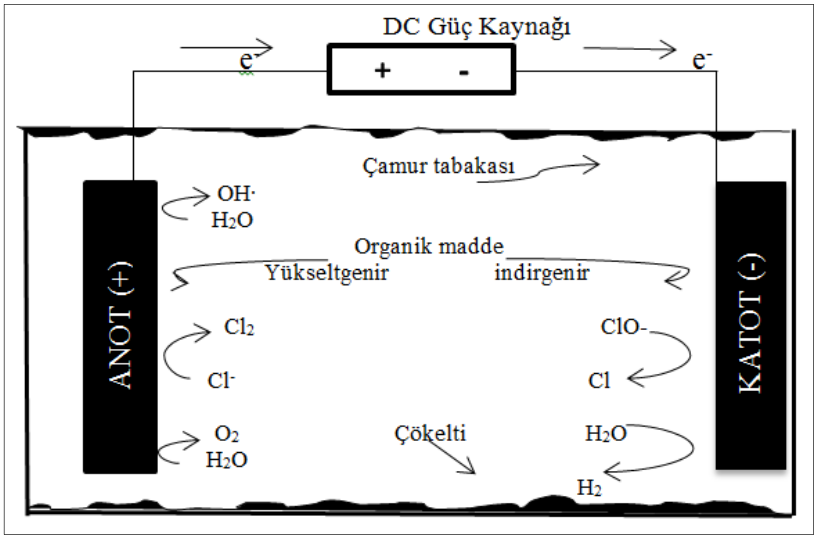
Su bazlı ahşap boyama atık suyunun anodik oksidasyonu için BDD elektrotunun kullanıldığı bir çalışma test edilmiştir. Elektroliz, bir hücrede, sınırlı akım kontrolü altında % 100'e yakın bir akım verimliliği ile gerçekleştirilmiştir. Elektrooksidasyon da, atık sudaki organik maddenin büyük bir kısmında ve KOİ (%93) gideriminde etkili bir giderim sağlar. Anodik akım yoğunluğu 10–20 mA/cm^2 olduğunda özgül enerji tüketimi 20–27 kWh / kg KOİ' dir. Elektroliz sınırlı akım kontrolü altında gerçekleştirildiğinde ($I_{appl}/I°_{lim} < 1$), KOİ başlangıç değerinin % 7-8' ine ulaşıncaya kadar elektroliz süresinde düz bir çizgi KOİ bağımlılığı vardır [50].

2. ELEKTROOKSİDASYON PROSESİ

Elektrooksidasyon (EO) süreci, elektrokimyasal oksidasyon veya anodik oksidasyon olarak bilinmektedir. Genel olarak, bir elektrokimyasal işlemde gerçekleşen redoks tepkimeleri ile anotta kirleticiler oksidasyona (yükseltgenme) uğrarken katotta ise kirleticilerin indirgenmesi meydana gelmektedir [51].

Elektrokimyasal atık su arıtımının ana amacı organik maddelerin son ürün olan CO_2' e dönüştürmek yani tamamen oksidasyona uğratmak veya en azından biyobozunur bileşiklere dönüştürmektir [52]. Bu nedenle, kullanılan anodik materyalin elektrokatalitik özellikleri organik kirleticilerin giderim verimliliğinde elektrooksidasyon süresince önemli rol oynamaktadır. Bu süreçte esas önemli aktif rol oynayan elektrot, anot elektrottur.

EO, anot yüzeyinde hidroksil radikali (•OH) oluşumuna dayalı bir metottur. Hidroksil radikali, kirleticilere karşı seçici olmayan kuvvetli bir oksidanttır. Kısa ömürlü bir reaktiftir ve organik yapıların bazı bağlarını bozarak yüksek oksidasyon potansiyeline sahip olmaktadır. Bunun sonucunda, Elektrooksidasyon süreci bitiminde çevre için daha az zararlı ürünler oluşmaktadır [53]. Sistemin çalışma mekanizması Şekil 2.1'de gösterilmektedir [54].



Şekil 2.1. Elektrooksidasyon sürecinin gösterimi

Elektrooksidasyonda temel amaç kullanılan çözünmeyen elektrotlar (Ti, Pt, BDD vb.) ile anot elektrottan O_2 gazı ve katot elektrottan H_2 gazlarının ortaya çıkmasıyla indirgenme ve yükseltgenme (redoks) tepkimeleri gerçekleşmesiyle istenenoksidasyonu sağlamaktadır. Elektrooksidasyon sürecinin verimi kullanılan anot elektrot materyaline, atık suyun karakterizasyonuna ve uygulama şartlarına bağlı olarak değişmektedir [55].

Atık suların EO ile arıtılmasında anot olarak Ti / PbO_2, Ti / IrO_2, Ti / SnO_2, grafit, Ti / RuO_2 ve sentetik elmasla kaplı silikondan üretilen ve iletkenlik kazanması için bor ile kaplanan BDD (Boren doped diamond) gibi çeşitli elektrot tiplerinin kullanıldığı bildirilmiştir [56]. Bu arada, BDD anodunun yüzeyinde üretilen hidroksil radikallerinden dolayı organiklerin oksidasyonuna karşı çok etkili olduğu bildirilmiştir [57]. Elektrooksidasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları Tablo 2.1'de gösterilmektedir.

Tablo 2.1. Elektrooksidasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları

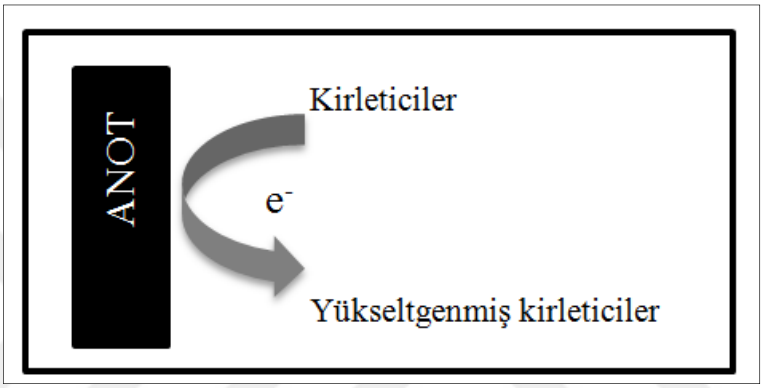
Avantajlar	**Dezavantajlar**
Çok az kimyasal eklenir veya hiç eklenmesine ihtiyaç duyulmaz [58]. Kimyasal maddeleri depolama ve tasıma problemi yoktur [59].	Atık su yeterli iletkenlikte olmalıdır [61]. İletken olmayan atık sulara iletkenlik kazandırmak için elektrolit katılması gerekir.
İşletimi kolaydır, reaksiyon güç kesilmesiyle kolayca kapatılıp tekrar başlatılabilir [60]. Süreç, oda sıcaklığında ve atmosferik basınç altında kullanılabilir [61].	Ucuz ve dayanıklı elektroda ihtiyaç vardır. Konsantrasyon düştükçe akım verimliliğinde azalma meydana gelebilir [59].
Çok toksik atıkları arıtabilir. Herhangi bir istenmeyen reaksiyon ürünü ve çamur üretmez [61].	Yüksek enerji kullanılmasından dolayı işletme maliyeti yüksektir [60].
Düşük hacimli uygulamalarda kirletici maddelerin gideriminde uygun maliyetli arıtım şartları gerçekleştirilebilir [62].	Elektrot yüzeyinde malzeme birikmesi nedeniyle elektrot kirlenmesi meydana gelebilir [61] ve elektrot ömründe azalma olabilir.

Elektrooksidasyon prosesi, kullanım kolaylığı ve çok kirli sularda bile etkili bir arıtım sağlaması nedeniyle geniş bir tercih alanına sahiptir. Bir elektrolitik hücrede organik kirleticilerin oksidasyonu doğrudan (direkt) anodik oksidasyon ve dolaylı (indirekt) oksidasyon olmak üzere iki farklı şekilde gelişmektedir.

2.1. Doğrudan (Direkt) Oksidasyon

Elektrotlar yüzeyinde gerçekleştirilen doğrudan oksidasyon, iki aşamada gerçekleşmektedir. Birinci aşamada kirleticilerin anot yüzeyine difüzyonu gerçekleşirken ikinci aşamada ise anot yüzeyine adsorbsiyonu gerçekleşmektedir. Sonuç olarak, bu yöntemde kirleticilerin bozunmasından elektron transfer hızı ve substratın kütle transferi sorumludur. Elektron transfer hızının belirlenmesi, elektrot aktivitesi ve akım yoğunluğuna bağlıdır [60].

Doğrudan elektrooksidasyon sürecini anlatan gösterim Şekil 2.2'de verilmiştir [63].



Şekil 2.2. Doğrudan elektrooksidasyon süreci

Anodik oksidasyon ile organik kirleticilerin oksidasyonu esnasında iki farklı yol izlenebilir; elektrokimyasal dönüşüm (i) ve elektrokimyasal yanma (ii).

Elektrokimyasal Dönüşüm ile burada organik bileşikler kısmen oksitlenirler bu nedenle ardından ikinci bir arıtım gerekebilir (denklem 2.2).

Elektrokimyasal Yanma ile ise organik bileşikler nihai ürünler olan H_2O, CO_2 ve diğer inorganik bileşenlere dönüşür ve arıtım gerçekleşir (2.3) [64]. Elektrotlarda, elektrokimyasal olarak üretilen hidroksil radikali ($\cdot OH$), güçlü etkileşimden dolayı elektrot MO_x yüzeyinde adsorbe edilir ve organikler, (2.1) reaksiyonu yoluyla doğrudan oksidasyon mekanizması ile oksitlenir / bozunur [56].

$$MO_x + H_2O \rightarrow MO_x(\cdot OH) + H^+ + e^- \quad (2.1)$$

$$R + MO_{x+1} \rightarrow RO + MO_x \quad (2.2)$$

$$R + MO_x(\cdot OH) \rightarrow CO_2 + H^+ + MO_x + e^- \quad (2.3)$$

R, organik bileşiği, MO_{x+1} aktif oksijeni, MOx ise oksitlenmiş anotu ifade etmektedir.

Anot materyali üzerinde suyun elektrolizi gerçekleşir ve bunun sonucunda hidroksil radikali (•OH) üretilir (2.4).

$$M + H_2O \rightarrow M(\bullet OH) + H^+ + e^- \quad (2.4)$$

M anot olarak adlandırılır ve M (• OH) adsorbe edilmiş hidroksil radikalidir. Bununla birlikte;

$$M(\bullet OH) \rightarrow MO + H^+ + e^- \quad (2.5)$$

$$MO + R \rightarrow M + RO \quad (2.6)$$

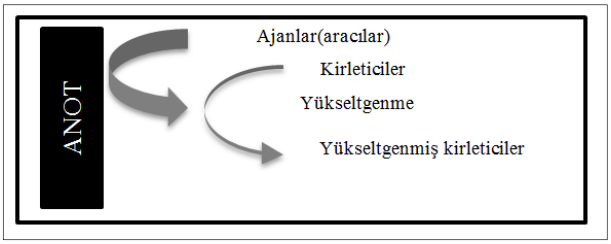
Hidroksil radikalleri kirletici maddeleri oksitleyebilen daha yüksek oksitli 'MO' (2.5) oluşturmak için aktif anot ile etkileşime girebilir (2.7).

$$R \rightarrow CO_2 + H_2O + Tuzlar + e^- \quad (2.7)$$

Organik maddeler, aktif olmayan anot yüzeyinde gerçekleşen elektrokimyasal yanma tepkimesi sonucunda, aktif oksijen (•OH) ile CO_2 ve diğer inorganik bileşenlere tamamen mineralleştirilebilir (2.7). Teorik olarak, organik maddelerin CO_2'ye elektrokimyasal oksidasyonu mümkündür, ancak pratikte reaksiyon kinetik ve termodinamik sınırlamalar nedeniyle çok yavaş gerçekleşir [51].

2.2. Dolaylı (İndirekt) Oksidasyon

Organik kirleticilerin giderimi hem dolaylı hem de doğrudan elektrooksidasyon ile gerçekleştirilebilmektedir. Dolaylı elektrooksidasyonda ilk olarak kirleticiler anot yüzeyinde oksitlenir. Daha sonra dolaylı elektrooksidasyonda üretilen güçlü oksidanlar (ajanlar) ile elektrik akımı kurban olmayan bir elektrottan geçirilir. Bu oksidanların üretilmesiyle çözeltideki kirleticiler giderilir [65]. Dolaylı elektrooksidasyon sürecinde gerçekleşen basamaklar Şekil 2.3'te verilmiştir [63].



Şekil 2.3. Dolaylı elektrooksidasyon süreci

Dolaylı elektrooksidasyon verimi, ikincil oksidanların çözeltiye difüzyon hızına, sıcaklık ve pH'ına bağlıdır. Atık sularda bulunan organik ve toksik kirleticiler genellikle doğrudan veya dolaylı bir anodik oksidasyonla giderilmektedir. Etkili bir elektrokimyasal proses sonucunda kirleticiler tüm organik maddeleri H_2O ve CO_2'ye dönüştürür [66].

Dolaylı oksidasyon işlemlerinde, anot elektrot yüzeyinde klor, hipoklorik asit, hipoklorit, hidrojen peroksit ve ozon gibi güçlü oksitleyici ajanlar elektrokimyasal olarak üretilir [67]. Üretilen oksidanlar aracılığıyla atık su içindeki kirleticiler, oksidasyon reaksiyonları sonucu yok edilir. Tüm oksidanlar yerinde üretilir ve kısa ömürlü olmaları nedeniyle hemen kullanılır [68]. Radikallerin elektrotlardan uzak bölgede olması durumunda (direkt veya doğrudan oksidasyon) radikallerin parçalanması sonucunda birincil (Cl_2 ve O_2) ve ikincil (ClO_2, O_3 ve H_2O_2) oksitleyici bileşikler oluşur [58].

Genellikle klor, klorürün anodik oksidasyonları nedeniyle güçlü bir oksidan olarak kullanılmaktadır. Elektrokimyasal oksidasyonda meydana gelen genel klorür reaksiyonları, (2.8 ile 2.14)'daki reaksiyonlarında açıklanmaktadır. Hipoklorik asit, klor ve hipoklorit iyonları, aktif klor türleri olarak adlandırılan güçlü oksitleyici ajanlardır [69]:

$$2Cl^- \rightarrow Cl_2 + 2e^- \quad (2.8)$$

$$Cl_2 + H_2O \rightarrow HOCl + Cl^- + H^+ \quad (2.9)$$

$$HOCl \rightarrow H^+ + OCl^- \quad (2.10)$$

$$6HOCl + H_2O \rightarrow 2ClO_3^- + 14Cl^- + 12H^+ + 3O_2 + 6e^- \quad (2.11)$$

$$OCl^- + H_2O + 2e^- \rightarrow Cl^- + 2OH\cdot \quad (2.12)$$

$$6ClO^- + 3H_2O \rightarrow 2ClO_3^- + 4Cl^- + 6H^+ + \frac{1}{2}O_2 + 6e^- \quad (2.13)$$

$$2H_2O+2e^- \rightarrow 2OH\cdot+H_2 \quad (2.14)$$

Doğrudan ve dolaylı oksidasyon karşılaştırıldığında, doğrudan oksidasyonun daha az miktarda kimyasal madde gerektirmesi ve ikincil kirletici üretmemesi gibi bazı avantajları vardır [67].

2.3. Elektrooksidasyonu Etkileyen Etkenler

Elektrooksidasyon prosesinin çalışma etkinliğini ve verimliliğini etkileyen bazı faktörler vardır. Bunlar;

pH, sistemde gerçekleşen elektrolitik tepkimeleri doğrudan etkilemektedir. Süreç boyunca hidroksil radikallerinin oluşum yüzdesinde birinci derecede etkilidir. Başlangıç pH'ına bağlı olarak elektrooksidasyon arttıkça pH düşmektedir [70].

Ön arıtım, elektrooksidasyon işleminden önce atık suyun arıtım verimliliğini doğrudan etkilemektedir. Atık suyun katı maddelerden arındırılmasıyla elektrotların yüzeyinin kapanması ve böylece etkisizleşmesi engellenir. Ayrıca katı maddeler elektrooksidsayon ortamındaki direnci attırarak akım yoğunluğunun arıtma verimine etkisini düşürmektedir ve böylece maliyeti arttırmaktadır [59]. Sıcaklık, reaktör için ideal olarak 20ºC ila 50ºC arasında olması yeterli kabul edilmektedir. Ekonomik uygulanabilirlik nedeniyle, sıcaklığı gereksiz yere yükseltmek işletme maliyetini artırabileceğinden ortam sıcaklığında çalışılması tercih edilmektedir [71].

Akım Yoğunluğu, birim alandaki elektrik akımı olduğu için işlemin etkinliğini etkileyecektir [71]. Ayrıca arıtma verimi atık suyun özelliğine bağlı olarak değişmektedir. Yüksek akım yoğunluğunda çalışmak, elektrik tüketimini arttırması nedeniyle maliyeti de arttırmaktadır [55].

Arıtma süresi, sürecin verimliliği üzerinde öneme sahiptir. Reaktör içerisinde gerçekleşen tepkimeler süreç içinde optimum bir noktaya ulaşır ve bu süre aşıldıkça verimde bir değişiklik olmaz ancak elektrik tüketimi arttığından maliyeti arttırır. Sürenin hesaplanandan az tutulmasında ise istenen verim elde edilemez [71,58].

Elektrot tipi, yüksek elektrik iletkenliği, fiziksel ve kimyasal kararlılığı, katalitik aktivitesi, seçiciliği ve ayrıca düşük maliyetli olması gibi özelliklere sahip olması etkili bir performans için önemlidir. Paslanmaz çelik, platin, titanyum ve BDD

yaygın kullanılan elektrotlardır [71]. Sisteme elektrolit eklenmesiyle, atık su ortamında iletkenliği artar ve sistem içinde akım geçişi daha fazla olur. Öylece elektrokimyasal parçalanma artar [55].

2.4. Elektrooksidasyon Prosesinde Kullanılan Elektrotlar

Elektrooksidasyon prosesinde birçok farklı elektrot kullanılmaktadır ve bu elektrotların türüne göre arıtım verimliliği değişmektedir. Ti (Titanyum), Pt (Platinyum), PbO_2, katkılı $Pb0_2$, katkılı $Sn0_2$ ve $Ir0_2$ gibi geleneksel elektrotlar, anodik oksidasyon için sıklıkla kullanılmaktadır. Elektrokimyasal arıtım yöntemlerle organik kirleticilerin giderilmesinde sınırlayıcı etkenler genellikle elektrot materyali ve elektrot kararlılığıdır [72,73]. Bu nedenle kullanılacak uygun elektrot malzemesi seçmek önemlidir. Elektrooksidasyonda sıklıkla kullanılan bazı elektrotların özellikleri Tablo 2.2'de gösterilmiştir [74].

Tablo 2.2. Bazı elektrotların avantaj ve dezavantajları

Elektrot	**Avantajlar**	**Dezavantajlar**	**Karşılaştırma**
Ti	Kararlı	Pasif ve pahalı	
Pt	İnert, düşük oksijen gelişimi	Pahalı	Anodik oksidasyonda organik bileşiklerin zayıf giderimi
PbO_2	İyi iletkenliğe sahip, ucuz, kirleticilerin okside edilmesinde etkili, Yüksek oksijen gelişimi, Kolay hazırlanır	Aşındırıcıdır, Toksik Pb_2 iyonları oluşabilmektedir	
Boyutsal kararlı anotlar	Dolaylı oksidasyonu destekler, İyi akım verimliliği, Yüksek oksijen gelişimi aşırı potansiyeli, Düşük maliyetli, Yüksek kullanılabilirlik	Kısa ömürlü, Düşük elektrokimyasal kararlılık	
BDD	İnert yapıya sahip, Yüksek oksijen gelişimi ve elektrokimyasal kararlılık, İyi akım verimlilik ve iletkenlik, Aşınmaya karşı yüksek direnç	Çok pahalı	Oldukça yüksek aktivite

Atık su arıtımının elektrooksidasyon yöntemiyle arıtılması konusunda tercih edilen anot elektrotlardan biri olan titanyum elektrot, yüksek elektriksel iletkenliğe sahip olmakla birlikte çözünmeye, korozyona karşı dirençli yapısı ve uzun ömürlü olmasıyla dikkat çekmektedir [75]. TiO_2 gibi aşırı gerilim anotu ile oksijen oluşumu arasındaki reaksiyon oldukça yavaş gerçekleşebilir. Bu durumda çözelti içindeki

iletkenlik düşer ve arıtım verimi istenen düzeyde gerçekleşmez [76]. Bu nedenle daha kararlı anotlara ihtiyaç duyulur.

Grafit ve karbonun düşük maliyetli ve korozyon direncine ve camsı karbon ve karbon siyahı gibi diğer karbonlarla karşılaştırıldığında daha fazla gözenekli yapıya sahiptir. Grafit, yüksek elektriksel iletkenliğe sahip olması sayesinde reaktörde destekleyici bir elektrolite ihtiyaç duymamaktadır. Ancak bu özelliklerinin yanında grafit ve karbon elektrotlar, çok kirli sularda yüksek akım yoğunluklarında korozyon dirençlerini kaybedebilmektedir [77].

Pt elektrot uzun ömre sahip pahalı bir elektrottur [78]. Platin anotlar, yüksek potansiyelde bile iyi iletkenlik sağlar ve kimyasal kararlılığı nedeniyle kirleticileri gidermek için elektrot malzemesi olarak uzun süredir kullanılmaktadır. Pt anotlarının oksijen oluşumu için potansiyeli çok yüksek değildir (1.6 V değer, 0.5 M H_2SO_4 koşullarında) ve bu nedenle organik kirleticilerin kısmi parçalanmasına neden olup düşük verim sağlamaktadır [79].

PbO_2 elektrotu aktif olmayan bir anottur ve yüzeyinde OH radikallerinin birikmesi nedeniyle daha iyi oksidatif performanslar sergilemektedir [52]. Bununla birlikte atık su / su arıtımında kullanıldığında anodik tepkimeler sonucunda çözelti bileşimine Pb kontaminasyonu ihtimali kullanımını sınırlandırmaktadır [80].

IrO_2 bazlı elektrot tipik olarak düşük oksidasyon gücüne sahip bir anottur [81]. IrO_2 gibi düşük oksidasyon gücüne sahip olan RuO_2 veya Pt gibi aktif anotlar, kirleticilerin kısmi ve seçici oksidasyonunu sağlarken, SnO_2, PbO_2 veya BDD gibi aktif olmayan anotlar ise tam yanmayı gerçekleştirebilmektedir. Bu nedenle, aktif olmayan anotlar, atık su arıtımı sırasında organik maddelerin CO_2'ye tamamen oksidasyonu için arzu edilen elektrotlar olarak kabul edilmektedir [82].

2.5. Elektrooksidasyon BDD Elektrot

1980'lerin sonlarında Pleskov tarafından elmas esaslı malzemeler elektrot olarak kullanılmaya başlanmıştır. Doğal elmas elektrot olarak kullanılamayan elektriksel olarak yalıtkan bir malzemedir. Ancak elmasın sp3 hibridize tetrahedral örgüsü içine saflığı bozan maddelerin girmesi onu iletken hale getirmektedir. Bor, en yaygın

olarak kullanılan katkı maddesidir ve katkı seviyelerine bağlı olarak p tipi yarı iletkenler veya metal benzeri elektronik özelliklere sahip malzemeler verir. Bor katkılı elmas filmler çoğunlukla hidrojen atmosferi altında silikon veya metalik substratlar üzerinde kimyasal buhar biriktirme yöntemiyle hazırlanmaktadır [83]. Elmas elektrotlar düşük arka plan akımı, geniş potansiyeli, inert adsorpsiyon [84] ve güçlü oksitleyici /indirgeyici özellikleri hem organik hem de inorganik kimyasalların elektrokimyasal sentezi için yaygın olarak kullanılmasına yol açmıştır [85].

BDD elektrotlar, çok çeşitli organik bileşiklerin ve özellikle oksitlenmesi zor bileşiklerin elektroanalizinde genel olarak kullanılmaktadır [84]. BDD elektrot, oksijen gelişim reaksiyonu için yüksek potansiyeli nedeniyle en güçlü anot malzemesi olarak yaygın şekilde kabul görmüştür [86]. Son yıllarda BDD elektrot atık su arıtımında umut verici sonuçlar vermiştir. Bor katkılı elmas elektrot, düşük akımda çalışabilme, yüksek fiziksel ve kimyasal kararlılık ve inert adsorbsiyon gibi özellikleriyle mükemmel elektrokatalitik özellik göstermektedir [87].

BDD anot yüzeyinde hidroksil radikali üretilmesi başlıca giderim mekanizması olarak tanımlanmıştır. BDD elektrotlarının, asidik ve bazik şartlarda çalışabilmesi, korozyon ve yüzey kirlenmelerine karşı dayanıklı olması [88] anodik hidroksil radikali üretimi, oksijen gelişimi için yüksek potansiyel sağlaması nedeniyle çok etkili bir şekilde meydana gelebilmektedir. İnert yüzeye ve düşük adsorbsiyon kapasitesine sahip olduğundan hidroksil radikali ile BDD anot yüzeyi arasındaki etkileşim oldukça zayıftır. BDD elektrot ile yapılan elektrooksidasyon boyunca kirleticilerin parçalanabilmesi, fiziksel olarak soğurulan •OH nedeniyle mümkün olmaktadır [67].

Atık su arıtımının temel amacı organik maddelerin son ürünlere (CO_2 ve H_2O) tamamen oksidasyonu ve/veya toksik maddelerin zararsız hale dönüştürülmesidir [89]. Bu amaçla kullanılan elektrokimyasal oksidasyon yönteminde BDD elektrot kullanılmasıyla üretilen •OH radikallleri, daha fazla organik maddeyi okside edebilmek veya O_2'ye yükseltgenebilmek için su ile reaksiyona girebilmektedir. Hidroksil radikallerinin yüksek reaktifitesi nedeniyle tepkimeler, elektrot yüzeyine yakın yerde ince film tabakası şeklinde gerçekleşmektedir [90]. Elmas destekli elektrotlar atık sularda, yüzey ve yeraltı sularında bulunan kirleticilerin giderilmesini

sağlayabilecek önemli teknolojilerden biri olarak kabul edilmektedir. Arıtma alanındaki rolü, özellikle sulu koşullar altında organik bileşiklerin oksidasyonu ve dezenfeksiyonu için uygun hale getiren benzersiz özellik kümeleri nedeniyle ilgi çekicidir. Ancak, BDD olağanüstü elektrooksidasyon performansı sergilemesine rağmen, yüksek maliyeti nedeniyle kullanımı şimdiye kadar laboratuvar ölçekli deneylerle sınırlı kalmıştır [86].

3. MALZEME VE YÖNTEM

Bu çalışmada kimyasal olarak ön arıtıma tabi tutulmuş ağaç işleme atıksularının oksidasyonu için bor katkılı elmas (BDD) anodun elektro degradasyon etkinliği incelenmiş ve uygulanan akım yoğunluğu, başlangıç pH'ı, oksidasyon süresi, elektrolit türü ve elektrolit konsantrasyonu parametreleri açısından optimm deneysel koşulları araştırılmıştır.

3.1. Çalışmada Kullanılan Atıksuyun Karakterizasyonu

Çalışmalarda kullanılan atık su, Kocaeli ilinde yer alan toplamda 400.000 m^2 kurulu alanda günlük 4,200 m^3 levha (MDF, MDFLAM, laminat parke, kapı paneli vb.) üretim kapasitesine sahip ağaç işleme sanayi kuruluşundan temin edinilmiştir.

Bu tesiste oluşan atıksu kimyasal ve ardından biyolojik arıtım yöntemleri uygulanarak Tablo 3.1' deki Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği standartlarına uygun hale getirilerek kanalizasyona deşarj edilmektedir.

Tablo 3.1. Ağaç mamülleri ve mobilya sanayii atık sularının alıcı ortama deşarj standartları

Parametre	**Birim**	**Anlık Numune**	**Kompozit Numune 2 Saatlik**
KOİ	mg/L	-	100
Çökelebilir Katı Madde	ml/L	0.5	-
pH	-	6-9	6-9

Ancak ağaç işleme sanayiinde kullanılan kimyasallardan kaynaklı atıksuyun dirençli yapısı, mevcut biyolojik sistemin verimini olumsuz etkileyebilmektedir. Bu nedenle yapılan bu çalışmada ağaç işlemi atıksularının dirençli yapısını parçalamak için biyolojik arıtma yerine elektrokimyasal oksidasyon yönteminin kullanılabilirliği değerlendirilmiştir.

Deneysel çalışmalarda kullanılan atıksu numuneleri, arıtma tesisinin kimyasal çıkış kısmından alınmış ve bidonlarla laboratuvara getirildikten sonra +4^oC altında

soğutucuda kullanılana dek bozulmadan muhafazası sağlanmıştır. Tablo 3.2'de çalışılan atık suyun karakterizasyonuna ilişkin analiz sonuçları verilmiştir.

Tablo 3.2. Ahşap işleme atık suyu karakterizasyonu

Parameter	Birim	Değer
pH	-	7±0.4
İletkenlik	mS/cm	3.03±0.7
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	3970±230
Toplam Organik Karbon (TOK)	mg/L	2175±50
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOI)	mg/L	3160±115
Biyokimyasal Oksiken İhtiyacı (BOI_5)	mg/L	1030±50
Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)	mg/L	3.92±0.8
Toplam Fosfor (PO4-P)	mg/L	15.14±3.2
Klorür (Cl^-)	mg/L	325±25

Tablodan görüldüğü gibi, KOİ, BOİ ve TOK gibi geleneksel organik kirlilik parametreleri, incelenen atık suyun yüksek organik yüke sahip olduğunu göstermektedir. Düşük BOİ / KOİ oranı, atık suyun biyolojik olarak parçalanmaya dirençli doğasının önemli bir kanıtıdır. Diğer taraftan, bileşimdeki klorür içeriğinin iletkenlik parametresini artırarak ileri oksidasyon sırasında sinerjik etki sağlayacağı da düşünülmektedir [91].

3.2. Kullanılan Kimyasallar

Deneylerde kullanılan yüksek analitik saflıkta H_2SO_4 (sülfirik asit), NaCl (sodyum klorür), Na_2SO_4 (sodyum sülfat), NaOH (sodyum hidroksit) ve $Na_2S_2O_8$ (sodyum tiyosülfat) ve diğer tüm kimyasallar kullanılmıştır. pH etkisinin araştırıldığı çalışmalarda pH ayarı için 1 M H_2SO_4 ve 0,5 M NaOH çözeltileri kullanılmıştır. Ayrıca analizlerde ultra saf su cihazında üretilen deiyonize su (Elga Purelab Flex 7Lt) kullanılmıştır.

3.3. Kullanılan Cihaz Araç ve Gereçler

Ağaç işleme atıksularının elektro-oksidasyonla arıtımında pH metre (Thermo Scientific ORION STAR model A111), manyetik karıştırıcı (IKA-C MAG HS 7), hassas terazi (KERN Abs), deiyonize su (Elga Purelab Flex 7Lt), Güç kaynağı (TDK Lambda GEN 30-50), Soğutma-Isıtma Sirkülatörü (Julabo F 34 HE), Termoreaktör (WTW CR 2200), spektrofotometre (HACH DR 5000), iletkenlik ölçüm cihazı (Lavibond Con 200), Termoreaktör WTW CR 2200, Toplam organik karbon analizörü (TOC-L SHIMADZU) cihazları kullanılmıştır.

3.4. Deneysel Düzenek ve Analitik Yöntem

Elektro-oksidasyon deneyleri 7,5 cm çapında ve 16 cm derinliğinde açık bölmeli silindirik cam reaktörde kesikli olarak gerçekleştirilmiştir. Kullanılan reaktör hücresinin görseli Şekil 3.1'de gösterilmektedir.



Şekil 3.1. Elektrooksidasyon kullanılan reaktör

Reaktör hacmi 700 mL'dir. Elektro-oksidasyon çalışmaları 500 ml atıksu ile gerçekleştirilmiştir. Elektrooksidasyon sırasında elektrolit hücrede oluşan aşırı ısınmanın önlenmesi için hücre etrafında soğutma ceketi vardır ve oksidasyon süresince ceket içinden soğutma suyu sirküle edilmektedir.

Deneyde bir anot (BDD) ve bir katot (paslanmaz çelik) olmak üzere paralel bağlı iki elektrot kullanılmaktadır (Şekil 3.2).

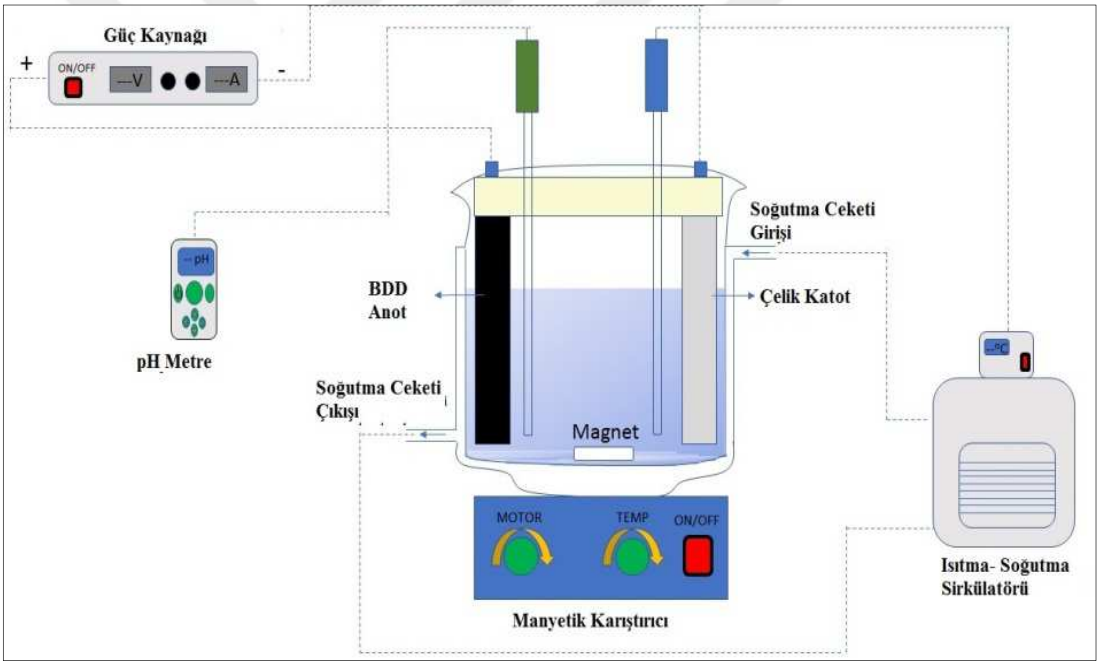


Şekil 3.2. Elektrooksidasyonda kullanılan BDD elektrot

Dikey olarak elektrolit hücre içine yerleştirilmiş olan elektrotun (20 cm x6 cm x0,20) 11 cm'lik uzunluğu atık su içerisinde kalmaktadır. Her bir elektrotun aktif yüzey

alanı 66 cm^2'dir. Elektrotlar arası 2 cm olacak şekilde dikey olarak sabitlenmiştir. BDD elektrot, her Elektrooksidasyon öncesinde bir sünger yardımıyla hafif hareketlerle temizlenmiştir. Her EO deneyi sonrasında ise elektrot plak, deney esnasında oluşan köpük lekelerinden temizlenmesi birkaç damla %35,5'lik HCl ile sünger kullanılarak silinerek ve ardından önce musluk suyu ardından saf su ile yıkanarak gerçekleştirilmiştir.

Elektrooksidasyon sürecinin gerçekleştirildiği düzenekte, manyetik karıştırıcı ve reaktör içindeki bir manyetik balık yardımıyla karışım sağlanmıştır. EO boyunca hücre etrafındaki soğutma ceketi yardımıyla hücre içindeki sıcaklık 25°C'de tutulmuştur. Reaksiyon süresince pH, pH metre ile ölçülmüştür. Elektrooksidasyon deneyinde kullanılan düzenek Şekil 3.3'te verilmektedir.



Şekil 3.3. Elektrooksidasyon düzeneğinin şematik gösterimi

Yüksek akım yoğunluğunda gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda elektrolit olarak sodyum klorür (NaCl), sodyum sülfat (Na_2SO_4) ve sodyum persülfat ($Na_2S_2O_8$) etkinliği incelenmiştir. Elektrotlar, galvanostatik modda çalışan dijital DC güç kaynağına bağlanarak, akım önceden belirlenen seviyede her deneme için sabit tutulmuştur.

Deneyler, parametrelerin etkinliğini ortaya çıkarmak için farklı pH değerlerinde, akımlarda, sürelerde ve elektrolitler kullanılarak veya kullanılmadan gerçekleştirilmiştir. Her deney boyunca hücreden belirli sürelerde numuneler alınmış ve TOK ve KOİ giderimleri incelenmiştir. Numunelerdeki TOK seviyeleri, 680°C'de yakma katalitik oksidasyon metodu ile belirlenmiştir. KOİ seviyeleri ise Standart Metotların kapalı reflüks titrimetrik metoduna göre belirlenmiştir. Analizler üç kez tekrarlanarak ortalama değerler hesaplanmıştır.

3.1.1. Akım verimliliği, limit akım yoğunluğunun ve enerji tüketiminin hesaplanması

Anlık akım verimliliği (ICE-Instantaneous Current Efficiency), akımın doğrudan organik bileşikleri oksitlemek için kullanılan kısmı olarak tanımlanmaktadır. ICE değerleri, KOİ konsantrasyonlarında meydana gelen azalma üzerinden Denklem 3.1'e göre hesaplanmıştır [92].

$$ICE(\%)=\frac{KOİ_0-KOİ_t}{8.I.t}*F.V.100 \quad (3.1)$$

Verilen denklemde, $KOİ_0$ ve KOİt, sıfır ve t zamanındaki kimyasal oksijen ihtiyaçlarıdır. F, Faraday sabitini, V numune hacmini (L) ve I ise akımı (A) ifade etmektedir.

Elektro-oksidasyonda elektrot reaksiyonunu kontrol eden iki ana mekanizma vardır [93]. Bunlar; Elektrik yük transferi ile uygulanan akım yoğunluğuna göre elektroaktif türlerin elektroda doğru kütle transferidir.

Kütle transfer mekanizması, akım yoğunluk gradyanı tarafından yönlendirilmektedir. Uygulanan akım yoğunluğunun (jappl) iki farklı çalışma rejimi, uygulanan akım yoğunluğunun göreceli büyüklükleri ve sınırlayıcı akım yoğunluğu (jlim) dikkate alınarak tanımlanır.

jappl < jlim durumunda, düşük akım uygulanırsa veya organiklerin konsantrasyonu yüksekse, akım reaksiyon kinetiklerini kontrol etmektedir. %100 verim mevcut olduğunda KOİ giderimi için doğrusal bir eğilim gözlemlenmektedir. Tersi durumda (jappl>jlim) ise yani uygulanan akım yüksek ve organik madde konsantrasyonu düşükse, kütle taşıma mekanizması reaksiyon kinetiğini kontrol etmektedir. Bu

durumda, mevcut verimliliği azaltan oksijen çıkışı gibi ikincil reaksiyonlar meydana gelir. KOİ giderme üstel bir eğilim göstermekte ve kütle taşınımıyla açıklanmaktadır [94]. Sınırlayıcı akım yoğunluğunun hesaplanması için elektrokimyasal oksidasyon çalışmalarında denklem (3.2) yarar sağlamaktadır [95].

$$J_{lim}=4Fk_mKOİ_O \quad (3.2)$$

Eşitlikte, J_{lim} sınırlayıcı akım yoğunluğunu (Am^{-2}), F Faraday Sabitini (96847 $Cmol^{-1}$), km kütle transfer katsayısını (ms^{-1}), son olarak $KOİ_O$ ise çözeltideki ilk KOİ konsantrasyonunu ifade etmektedir (mol m^{-3}).

Organik maddenin (KOİ açısından) hidroksil radikalleri HO• tarafından anodik oksidasyonunun birinci dereceden olması gerekiyorsa ve hidroksil radikallerinin konsantrasyonu elektroliz sırasında sabitse, oksidasyon hızı (r) aşağıdaki gibi tanımlanabilir:

$$r=-\frac{dKOİ}{d_t}=k[OH\cdot]^{\alpha}KOİ=k_{obs}KOİ=\frac{Ak_m}{V}\ KOİ \quad (3.3)$$

Kütle aktarım katsayısı (k_m), aşağıda verilen birinci dereceden kinetik modele göre hesaplanabilir:

$$KOİ_t=KOİ_0.e^{\frac{A.k_m.t}{V}} \quad (3.4)$$

3.3'nolu denklemde α, adsorbe edilmiş hidroksil radikal konsantrasyonuyla ilgili reaksiyon sırasını gösterir. k ve k_{obs} sırasıyla gerçek ve gözlenen oran sabitleridir. 3.4 numaralı denklemde ise $KOİ_0$ ve $KOİ_t$, başlangıç ve t zamandaki KOİ değerlerini ifade etmektedir. A, anodik aktif yüzey alanını (0,0066 m^2), V numune hacmini ($0.5x10^{-3}$ m^3) ve t ise elektroliz süresini (7200 s) göstermektedir.

Elektro-kimyasal arıtma proseslerinde yüksek enerji maliyetlerinin başlıca sınırlayıcı faktör olduğu iyi bilinmektedir. Bu nedenle, uygulanan sürecin uygunluğu enerji tüketimi açısından da incelenmiştir. Bu amaçla verilen 3.5 numaralı denklem g $KOİ_{giderilen}$ başına kWh cinsinden spesifik enerji tüketimini (Ec) hesaplamak için kullanılmaktadır [94].

$$E_c = \frac{U.I.\,t/60}{(KO\dot{I}_0 - KO\dot{I}_t).V} \quad (3.5)$$

Eşitlikte U ile gösterilen uygulanan voltaj (V), I değeri akım (A), t ise elektroliz süresidir (dak). V numune hacmini (L), $KO\dot{I}_0$ ve $KO\dot{I}_t$ ise t ve başlangıç zamandaki KOİ konsantrasyonudur (gO_2L^{-1}).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Kocaeli' de bulunan bir ağaç işleme tesisinin kimyasal çıkışından alınan atıksuda gerçekleştirilen BDD anot elektrotla elektrokimyasal oksidasyon arıtımının etkinliği akım yoğunluğu, başlangıç pH'ı, reaksidasyon süresi, elektrolit türü ve miktarı parametreleri açısından aşağıda detaylı olarak incelenmiştir.

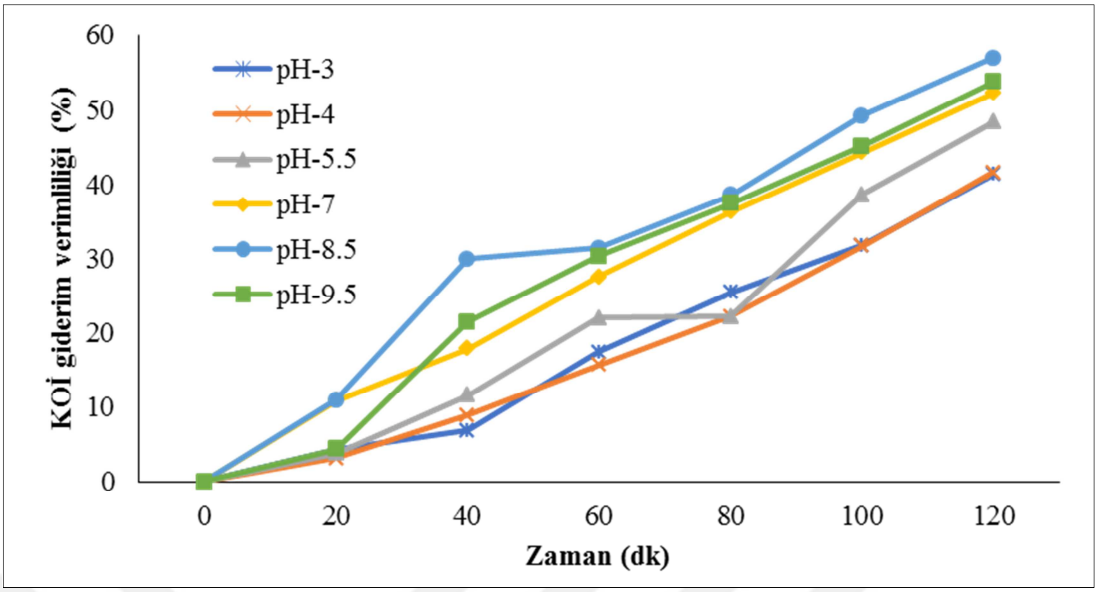
4.1. Başlangıç pH'ın etkisi

Elektrooksidasyon işleminde hem kirleticilerin kimyasal özelliklerini hem de kirleticiler ile elektrotlar arasındaki etkileşimleri etkilemesi nedeniyle pH oldukça önemlidir. Bu açıdan çalışmada asidik, nötre yakın ve hafif alkali koşullar ele alınmıştır. Çalışmada atık su başlangıç pH değerleri sırasıyla pH 3,4, 5,5, 7, 8,5 ve 9,5 olmak üzere test edilmiştir. Önceden belirlenen her akım değeri için başlangıç pH etkisi incelenmiştir.

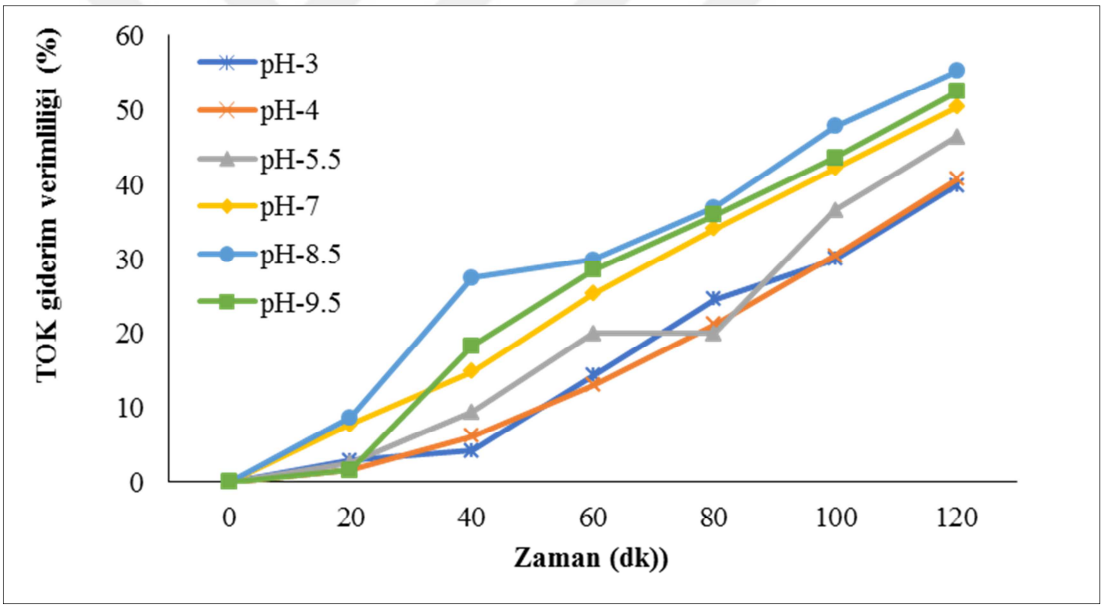
·OH tutucu olarak işlev gören hidroperoksit anyonunun (HO_2^-) üretilmesi ve oksijen tespitinin ikincil reaksiyonları alkalin ortamda daha iyi arttırılmaktadır. Bu ortam aynı zamanda, hidroksil radikalleri oluşumundaki azalma ve elektrot yüzeyinde difüzyon zorluğu ile tanımlanmaktadır [96]. Bu nedenle çalışmada aşırı alkali seviyelerde çalışma gerçekleştirilmemiştir. pH değerinin arıtma verimi üzerindeki etkilerini incelemek için yapılan çalışma 500 devir/dakika hızında karıştırılarak 120 dakika reaksiyon süresinde ve 45 mA/ cm^2 akım yoğunluğunda gerçekleştirildi.

Başlangıç KOI ve TOK değerlerinin sırasıyla 3165±30 mg/L ve 2170±25 mg/L olduğu atık suların işlem sonucunda en yüksek giderim miktarı KOİ için 1358 mg/L iken TOK değeri için ise 970 mg/L olarak pH 8,5'te kaydedildi.

pH değerlerinin ağaç işleme atık sularının elektrooksidasyonu prosesinde KOİ ve TOK giderimleri üzerindeki etkisinin gösterildiği 120 dakikalık çalışma sonuçları sırasıyla Şekil 4.1 ve 4.2'de verilmiştir



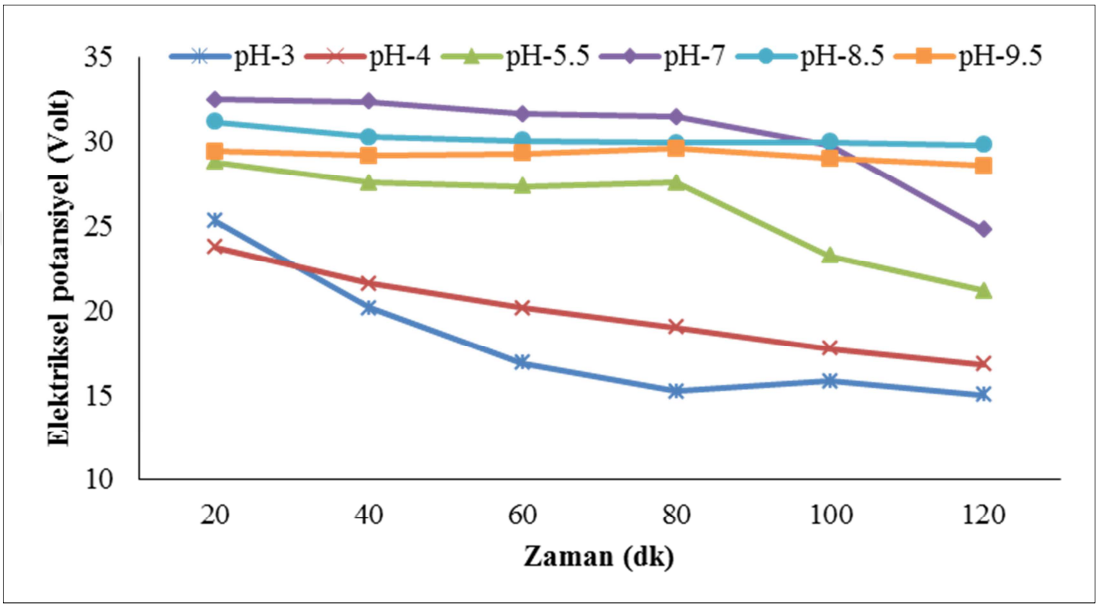
Şekil 4.1. Başlangıç pH değerlerinin KOİ giderimine etkisi



Şekil 4.2. Başlangıç pH değerlerinin TOK giderimine etkisi

Grafiklerden de görüldüğü gibi test edilen pH aralıklarında süre ilerledikçe arıtma veriminde artış gerçekleştiği görülmektedir. pH 3 değerinde 120 dakika reaksiyon süresi sonunda % 41,3 KOİ giderim verimi elde edildi. pH 4, 5,5, 7, 8,5 ve 9,5 değerlerinde elde edilen KOİ giderim verimi sırasıyla % 41,59, %48,29, %52,23, % 56,96 ve % 53,65 olarak tespit edildi. Aynı durum diğer parametre olan TOK'da da belirlendi. TOK giderimi üzerinde pH etkisi incelendiğinde % 40 ila % 53 aralığında giderim verimleri elde edildi. TOK ve KOİ grafiklerinden de görüleceği gibi 120 dakikalık reaksiyon süresi boyunca parçalanmanın devam etmesi nedeniyle verimde

devamlı bir artış gözlendi. 120 dakikalık deney süresine karşı en iyi TOK ve KOİ giderim veriminin nötre yakın (pH-7) ve hafif alkalin (pH-8,5) ortamlarda biraz daha yüksek olduğu kaydedilmiştir. Ayrıca pH 7 ve 8,5'in seçilmesinde atık suyun orijinal pH değerinin 7 olması ve giderim verimlerinin birbirlerine yakın sonuçlar vermesi nedeniyle eklenen bazik ve asidik çözeltilerin maliyeti arttırması göz önünde bulunduruldu.

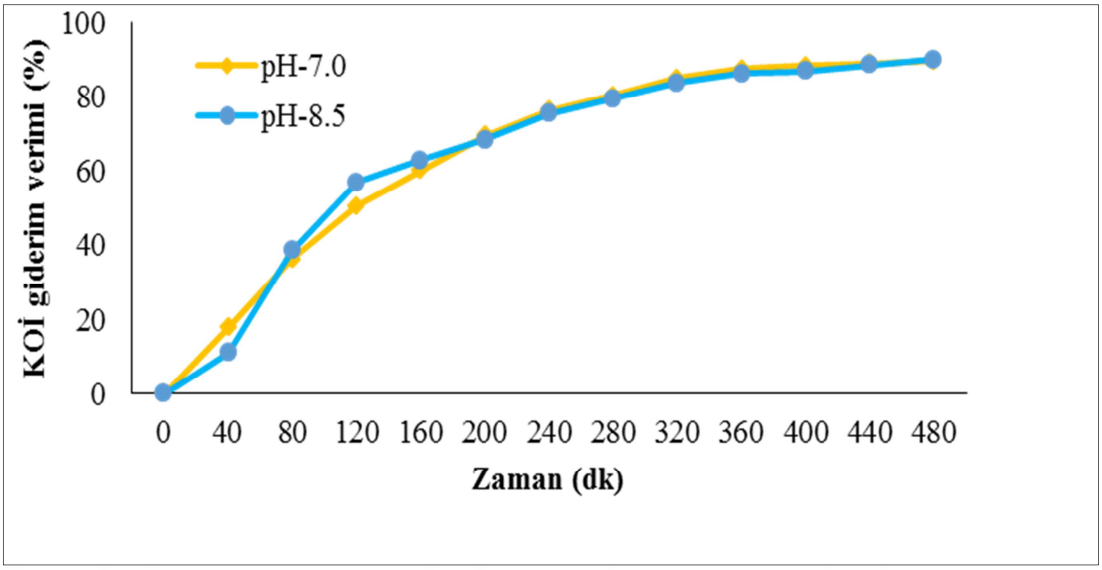


Şekil 4.3. pH değerlerinin elektriksel potansiyel üzerindeki etkisi

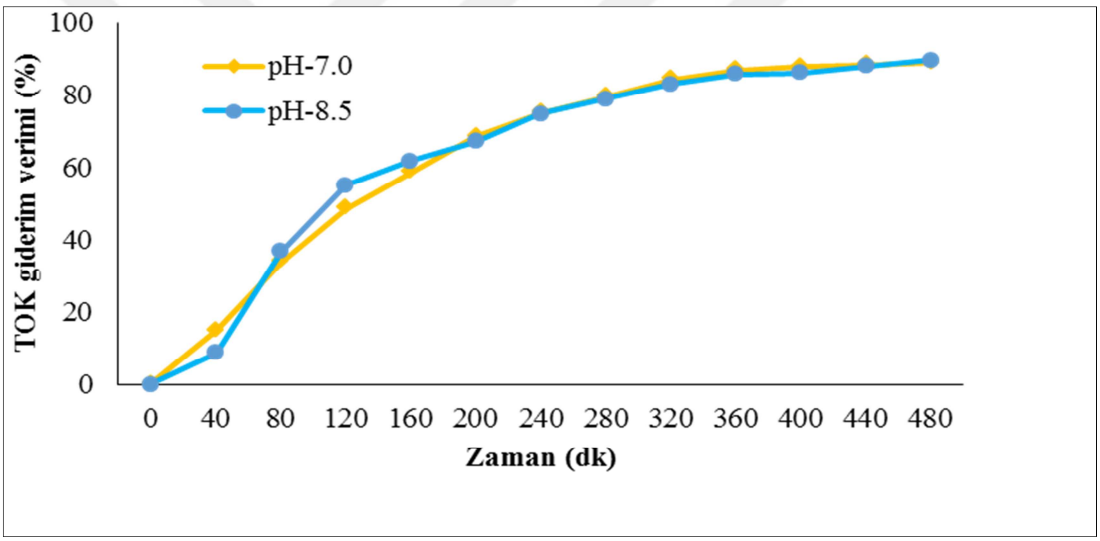
Başlangıç pH değerinin elektriksel potansiyel yük üzerine etkisi incelendiğinde ise pH'ın artmasıyla volt (elektriksel potansiyel) artış gösterdi (Şekil 4.3). Denklem 4.5'ten de açıkça görüldüğü gibi U (volt) ile enerji tüketimi doğru orantılıdır. Yüksek pH değerlerinde elektrik tüketiminde artış gözlendi.

Reaksiyonda organik maddenin parçalanmaya devam etmesi ve arıtma veriminin istenen düzeyde (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre) olmadığının her iki parametrede de görülmesi nedeniyle daha uzun sürelerde deneysel çalışmaya devam edildi.

Uzun süreli (480 dk) EO koşullarında, pH 7 ve pH 8,5 başlangıç değerlerinde yapılan çalışmada KOİ ve TOK başlangıç değerlerinin sırasıyla 3150±10 ve 2160±15 mg/L olduğu EO prosesinin KOİ giderim verimine etkisi Şekil 4.4'da ve TOK giderim verimleri üzerine etkisi Şekil 4.5'te verildi.



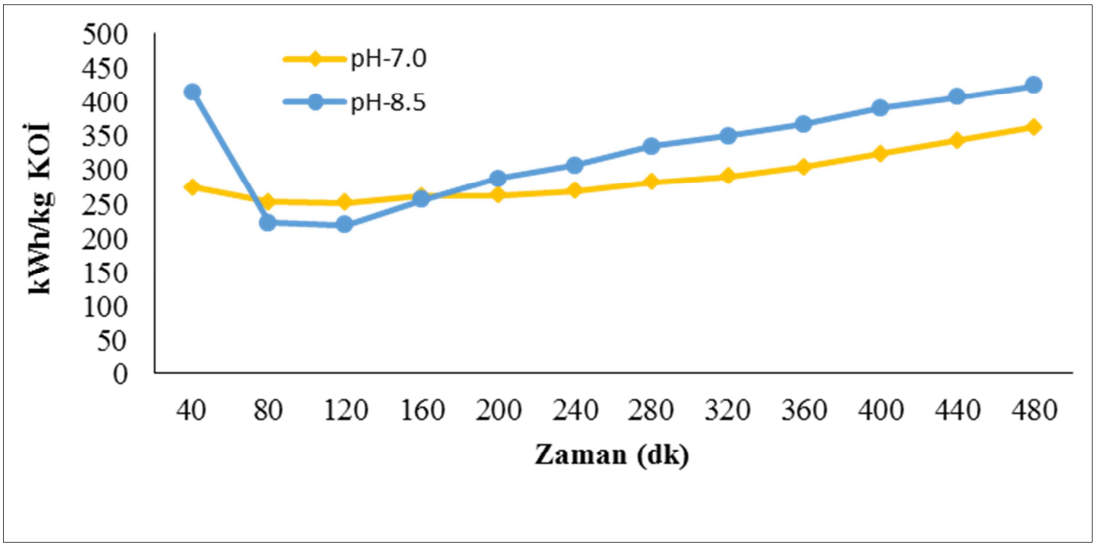
Şekil 4.4. Başlangıç pH değerinin (7 ve 8,5) ve sürenin KOİ üzerine etkisi



Şekil 4.5. Başlangıç pH (7 ve 8,5) değerlerinin ve sürenin TOK üzerine etkisi

Grafiklerde de görüldüğü gibi KOİ ve TOK giderim veriminde 120 dakikadan sonra kirletici parçalanmasının artarak devam ettiği, 440 ve 480 dakikaları arasında sabit bir eğim yakaladığı gözlendi. Uzun süreli (480 dk) elektrooksidasyon çalışmasından sonra, başlangıç pH seviyelerinin her ikinde de yaklaşık olarak benzer KOİ ve TOK (~ 90%) giderimleri not edildi.

Atık suyun orijinal değeri olan pH 7'deki arıtma veriminin 120 dakikalık reaksiyon süresindeki maksimum KOİ giderim verimine yakın olması ve maliyet açısından optimum olduğuna karar verildi. Öte yandan pH 7 için belirlenen enerji tüketimi yaklaşık% 14,6 daha düşüktü (Şekil 4.6).



Şekil 4.6. Oksidasyon süresi ve pH'ın enerji tükerimi üzerine etkisi

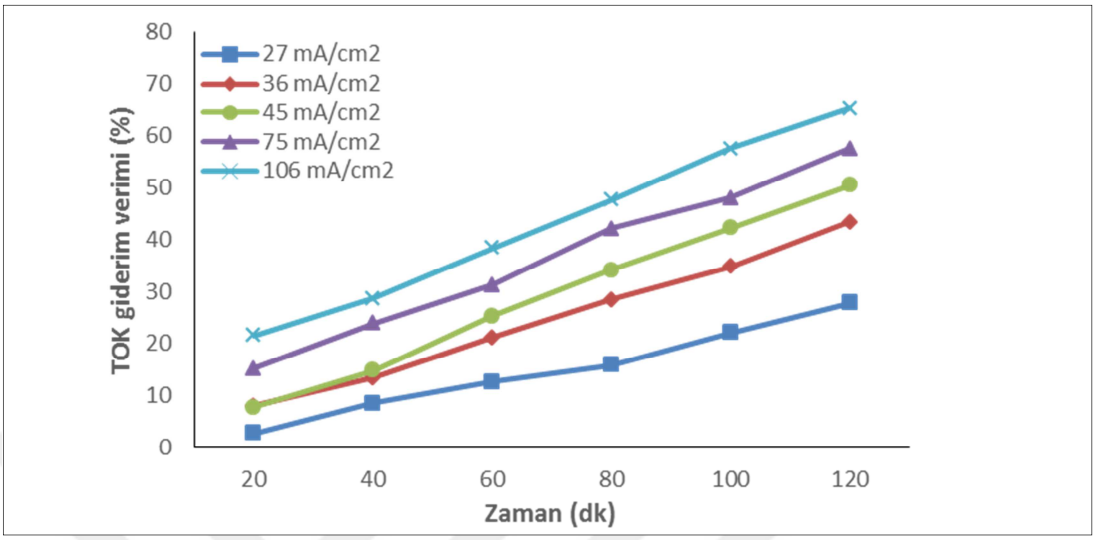
Bu sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda nötre yakın pH değerleri incelenen atık suyun arıtılması için hem ekonomik hem de çevresel açıdan daha faydalıdır. Diğer bir deyişle, pH düzenlemesi olmadan ağaç işleme endüstrisinin atık sularının arıtılması için elektrooksidasyon teknolojisinin kullanılabileceği sonucuna varılabilir. Aynı zamanda bu sonuç, elektro-oksidasyon için nötr pH seviyelerinin uygunluğunu beyan eden literatüre de uygundur [97, 98].

4.2. Akım Yoğunluğunun Etkisi

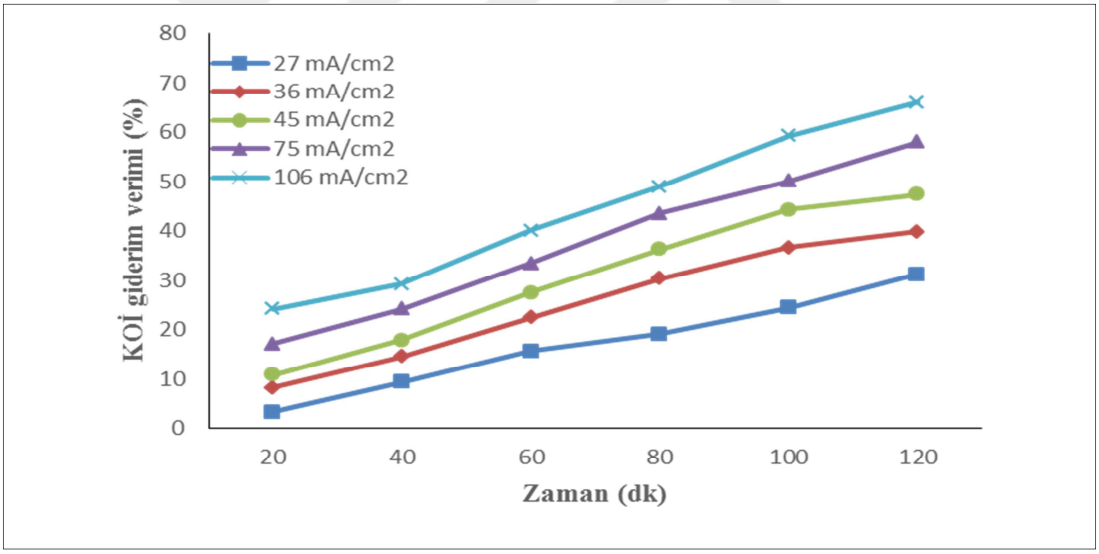
Elektro-oksidasyon uygulamalarında organik bileşiklerin bozunması, elektron transfer potansiyeli ve hidroksil radikallerinin üretilmesi ile sağlanmaktadır. Uygulanan akım yoğunluğu, hidroksil radikallerinin oluşumunu kontrol eden en önemli faktörlerden biridir [97]. Dolayısıyla, akım yoğunluğu, hem proses verimliliğini hem de enerjiyi etkileyen elektro-oksidasyon için ana çalışma parametresi olarak kabul edilmektedir [99, 98].

Çalışmada, kullanılan akım değerleri sırasıyla 1,8, 2,4, 3, 5 ve 7 amper'dir ve spesifik enerji tüketim değerleri dikkate alınarak akım yoğunluklarına karar verilmiştir. Bu nedenle çalışmada literatür ile uyumlu 27, 36, 45, 75 ve 106 $mAcm^{-2,}$ lik akım yoğunlukları tercih edilmiştir [97, 100]. Reaksiyon süresi olarak iki saat seçilmiştir.

Farklı akım yoğunluklarının TOK ve KOİ giderimi üzerindeki etkileri, sırasıyla Şekil 4.7 ve 4.8'de sunulmaktadır.



Şekil 4.7. Akım yoğunluğunun TOK giderimine etkisi



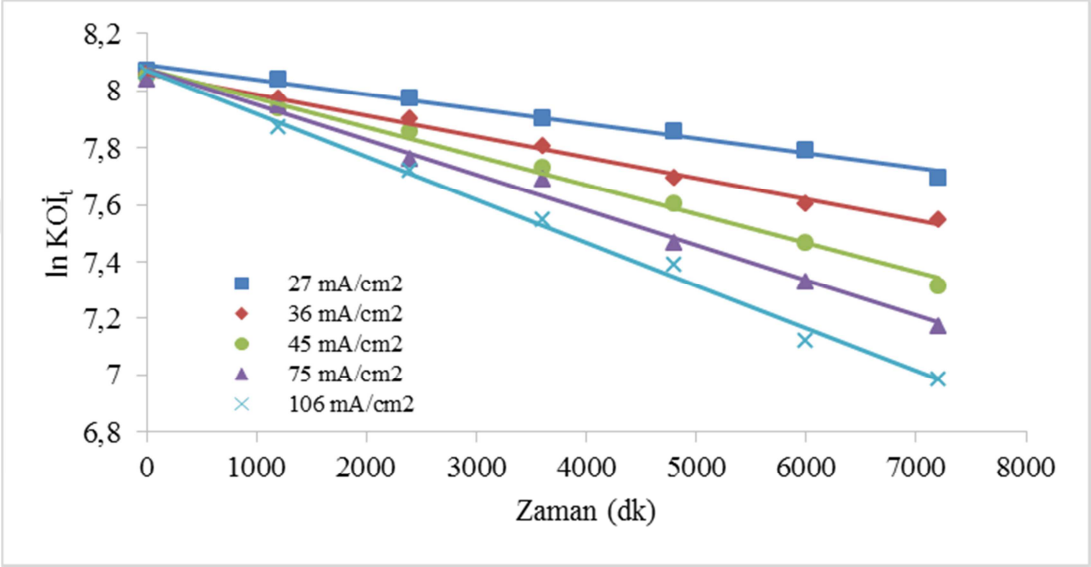
Şekil 4.8. Akım yoğunluğunun KOİ giderimine etkisi

Grafikler incelendiğinde TOK ve KOİ giderim verimliliğinin zamanla arttığı açıkça görülmektedir. Bu artış, uygulanan akım yoğunluğu ile desteklenmektedir. Görüldüğü gibi 120 dakikalık elektroliz süresi içinde, görünen akım yoğunluğu 27'den 106 $mAcm^{-2}$ 'e yükseltildiğinde, sırasıyla KOİ ve TOK giderimleri % 31'den % 66'ya ve % 28'den % 65'e yükselmektedir. Uygulanan akım yoğunluğundaki artış, denklem 4.6 ve 4.7'de verilen reaksiyonlara bağlı olarak hidroksil radikali konsantrasyonunda artış sağladığını göstermektedir [92].

$$H_2O \rightarrow HO^x + H^+ + e^- \quad (4.6)$$

$$R + HO^* + e^- \quad (4.7)$$

Çalışmada mineralizasyon kinetiği de araştırılmıştır. Daha yüksek akım yoğunlukları için daha yüksek oran sabitleri elde edilmiştir. Denk 3.3'de verilen k_{obs}, ln ($KOİ_t$) grafiğinin t'ye göre eğiminden belirlenebilmektedir (Şekil 4.9).



Şekil 4.9. Farklı akım yoğunluklarında zaman ile KOİ logaritması için doğrusal Regrasyon (R^2)

Yüksek regresyon katsayılı (R^2) düz çizgiler oksidasyon kinetiğinin sözde birinci dereceden reaksiyon ile uyumlu oksidasyon kinetiğinin gerçekleştiğini göstermekteedir. Kinetik çalışmaların sonuçları Tablo 4.1 'de sunuldu.

Tablo 4.1. Kinetik parametrelerin ve anlık akım verimliliklerinin belirlenmesi

Japp (mA cm^{-2})	**R^2**	**k_{obs} (s^{-1})**	**k_m (ms^{-1})**	**J_{lim} (mA cm^{-2})**	**ICE (%)**
27	0,9869	5 x 10^{-5}	3.79 x 10^{-6}	14,67	47
36	0,9948	7 x 10^{-5}	5,3 x 10^{-6}	20,29	44
45	0,9931	1 x 10^{-5}	7,58 x 10^{-6}	28,80	42
75	0,9901	1 x 10^{-5}	7,58 x 10^{-6}	28,43	30
106	0,9946	2 x 10^{-5}	1,52 x 10^{-6}	58,33	25

Bu bağlamda, J_{lim}, Denk 4.2 'ye göre elde edilen her J_{app} değeri için belirlenen kütle transfer katsayıları baz alınarak 4.2 numaralı denklemin kullanılmasıyla hesaplandı. Nispeten daha yüksek J_{app} değerleri, kontrollü bir kütle taşınım bozulma sürecini göstermektedir. Aynı zamanda bu sonuç, % 100'ün altındaki tüm ICE değerlerine de uygundur. Bu sonuç, yüksek akım koşullarında BDD yüzeyinde elektrot ve elektrolit arasında elektrolit ayrışması (denklem 4. 8) ve / veya oksijen oluşumu (denklem 4.9) gibi ikincil reaksiyonların meydana gelebileceği gerçeğiyle açıklanabilir [95].

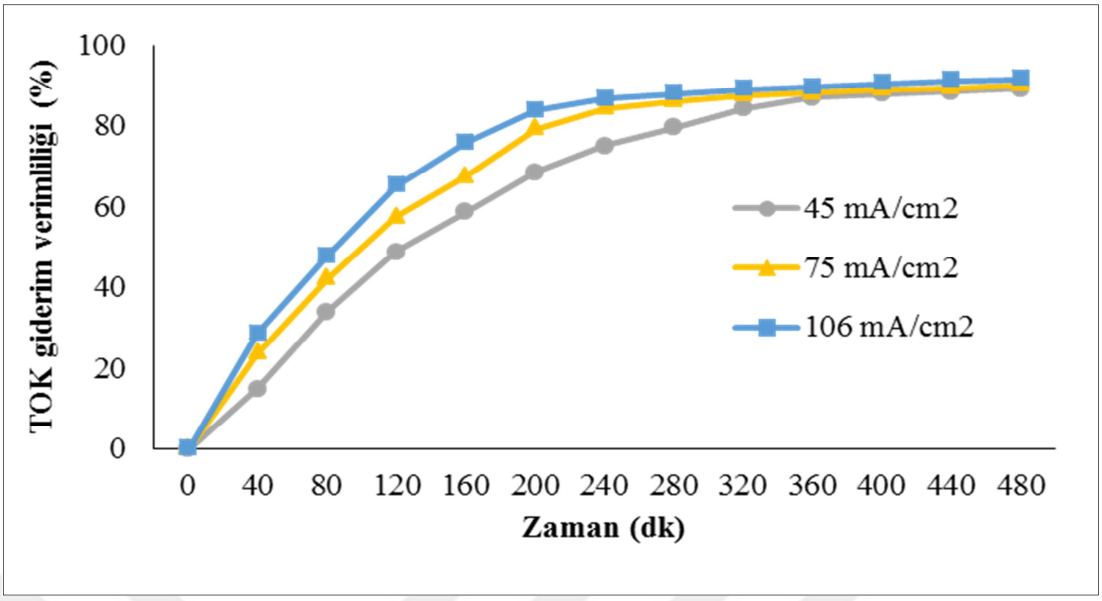
$$2SO_4^{-2} \rightarrow S_2O_8^{-2} + 2e^- \quad (4.8)$$

$$2H_2O \rightarrow O_2 + 4H^+ + 4e^- \quad (4.9)$$

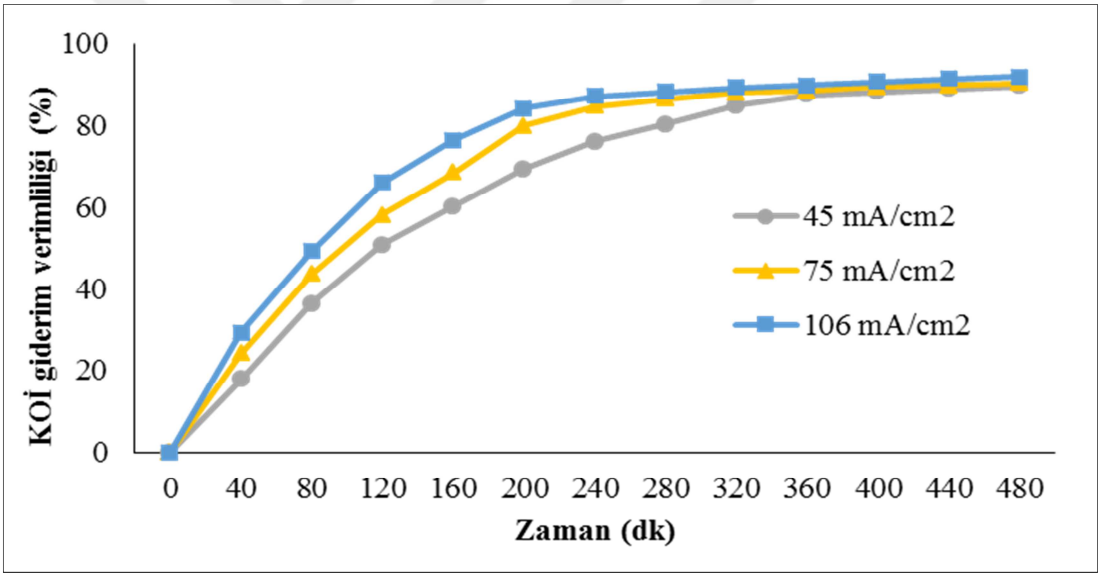
Tablo 4.1'den görüldüğü gibi, en yüksek ICE değeri (% 47) 2 saatlik oksidasyon süresi için 27 $mAcm^{-2}$' de elde edilirken, 36, 45, 75 ve 106 $mAcm^{-2}$ 'de sırasıyla % 44,% 42,% 30 ve % 25 ICE değerleri elde edildi. Yüksek akım yoğunluğunda elde edilen düşük ICE değeri yüksek akım yoğunluğu, elektrot yüzeyinde O_2 kabarcıklarının oluşması ve ayrılmasından kaynaklanan kütle taşınım sınırlandırılmasına bağlanabilir. Böylece uygulanan akım yoğunluğundaki artış, organik bileşiklerin anot yüzeyine doğru difüzyon akışını düzenler [97]. Zamanla difüzyon tabakası kalınlığı azalmakta ve buna bağlı olarak k_m değerlerinde artış gözlenmektedir.

Bu çalışmada, yüksek akım yoğunluğunda (106 $mAcm^{-2}$) bile tamamen KOI gideriminin sağlanamaması, ağaç işleme atık sularında ara maddelerinin oksidasyonundaki güçlüğü ortaya koymaktadır. Dolayısıyla bu atık suların BDD elektrot kullanılarak yapılan arıtımında oksidasyon işleminde enerji maliyeti göz önünde bulundurulmalıdır.

Enerji tüketimi daha önce de belirtildiği gibi elektro-oksidasyon süreçlerinde en önemli faktördür. Bu nedenle, kullanılan teknolojinin verimliliği, atık suyun $KOİ_{giderilen}$ başına enerji tüketimi açısından da değerlendirildi. Uzun süreli elektrooksidasyon çalışmasında, elektrolit miktarının 1g NaCl/500 mL, başlangıç TOK ile KOİ değerlerinin 2150 ile 3140 mgL^{-1} ve pH değerinin 7 olarak tutulduğu TOK ve KOİ'nin zamansal değişiklikleri sırasıyla Şekil 4.10 ve 4.11'de verildi.



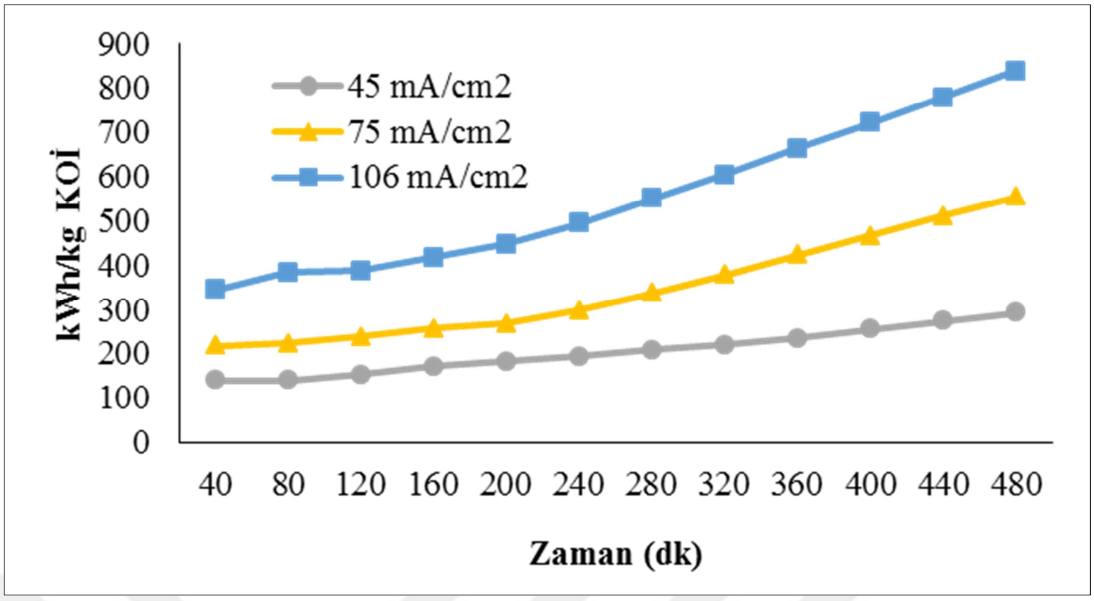
Şekil 4.10. Akım yoğunluğu ve zamanın TOK giderimine etkisi



Şekil 4.11. Akım yoğunluğu ve zamanın KOİ giderimine etkisi

TOK ve KOİ grafiklerinde görüldüğü gibi, uzun süreli elektrooksidasyon çalışmasında KOİ ve TOK giderim verimlilikleri test edilen tüm akım yoğunlukları için benzer eğilimler gösterdi. Elektrooksidasyon süresi boyunca artan TOK giderim verimi biyolojik parçalanmanın arttığını gösterdi. Her üç akım yoğunluğu şartlarında sürenin ilerlemesiyle verim artarken 360 dakika sonrasında verim bibirlerine yakın sonuçlar verdi.

Ayrıca üç farklı akım yoğunluğunda (yani 45, 75 ve 106 $mAcm^{-2}$) enerji tüketimi Şekil 4.12'de verilmektedir.



Şekil 4.12. Akım yoğunluğu ve zamanın enerji tüketimine etkisi

Bununla birlikte, Ec daha hafif akım yoğunluklarında önemli ölçüde daha düşük potansiyel gösterdi. Akım yoğunluğu 45'den 106 $mAcm^{-2}$ 'ye çıkartıldığında 480 dakikalık oksidasyon süresi boyunca Ec'da 2,86 katlık bir artış (yani 296'dan 840 $kWhg^{-1}$ $KOİ_{giderilen}$) gözlendi (Şekil 4.12).

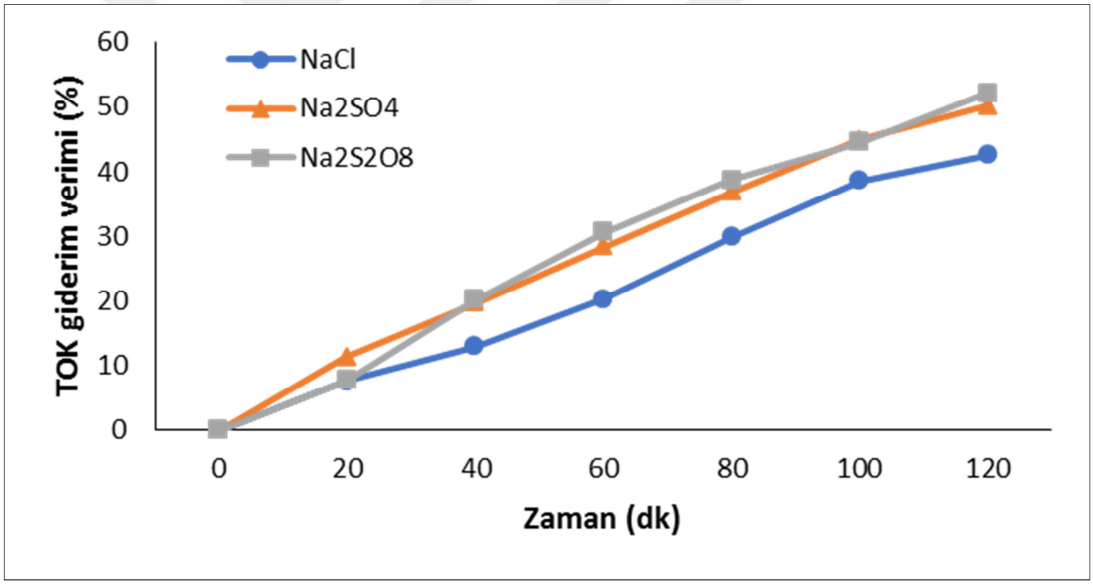
Uzun oksidasyon periyotlarında Ec'daki artışım daha yüksek akım yoğunluk değerlerinde daha belirgin olarak gözlendi. Bu, yüksek akım yoğunluk koşullarında enerjinin bir kısmını tüketen oksijen oluşumunun yan reaksiyonu ile açıklanabilir. Bu nedenle, aynı anda ekonomik verimlilik elde etmek için farklı deney koşulları (daha kısa sürede daha yüksek akım yoğunluğu veya tam tersi) test edilmelidir.

Bu çalışmada, farklı koşullar altında (160 dk için 106 $mAcm^{-2}$ akım yoğunluğu, 200 dk için 75 $mAcm^{-2}$ akım yoğunluğu ve 280 dk için 45 $mAcm^{-2}$ akım yoğunluğu) benzer oksidasyon performansı (yaklaşık % 80) gözlemlendi. Öte yandan, Şekil 5.7 ’de görüldüğü gibi hesaplanan enerji tüketim değerleri ise önemli ölçüde farklılıklar (sırasıyla 417, 269 ve 209 $kWhg^{-1}$ $KOİ_{giderilen}$) gösterdi. Bu nedenle, 45 $mAcm^{-2}$'lik akım yoğunluğunun hem arıtım hem de ekonomik verimliliği göz önünde bulundurulduğunda en uygun değer olduğuna karar verildi.

4.3. Elektrolit Tipi ve Konsantrasyonunun Etkisi

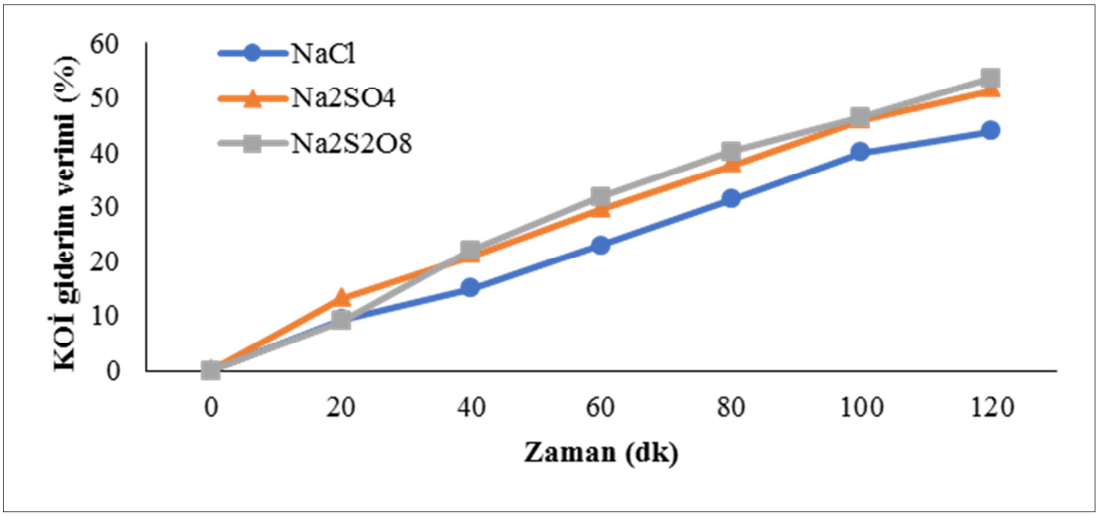
Elektrolit ilavesi, elektrik tüketimini en aza indirgemek için su direncini azaltmak için ideal bir alternatiftir. Tüm elektrokimyasal işlemlerde elektrolitlerin (NaCl, KCl, Na_2SO_4, $Na_2S_2O_8$ ve H_2SO_4 gibi) ilave edilmesinin elektrik tüketimini azalttığı bilinmektedir [98]. Bu çalışmada üç farklı elektrolit tipinin (NaCl, Na_2S0_4 ve $Na_2S_20_8$) etkileri incelenmiştir.

Farklı elektrolitlerin giderime etkisi test edilirken pH değeri 7' de ve akım değeri 3 Amperde ($45mA/cm^{-2}$) sabit tutuldu. Elektrolitlerin etkisini belirlemek için daha önceden belirlenen miktarlarda NaCl, Na_2S0_4 ve $Na_2S_20_8$ sırasıyla çalışmada ayrı olarak denendi. TOK giderim verimi için elde edilen sonuçlar Şekil 4.13 sunulmuştur.



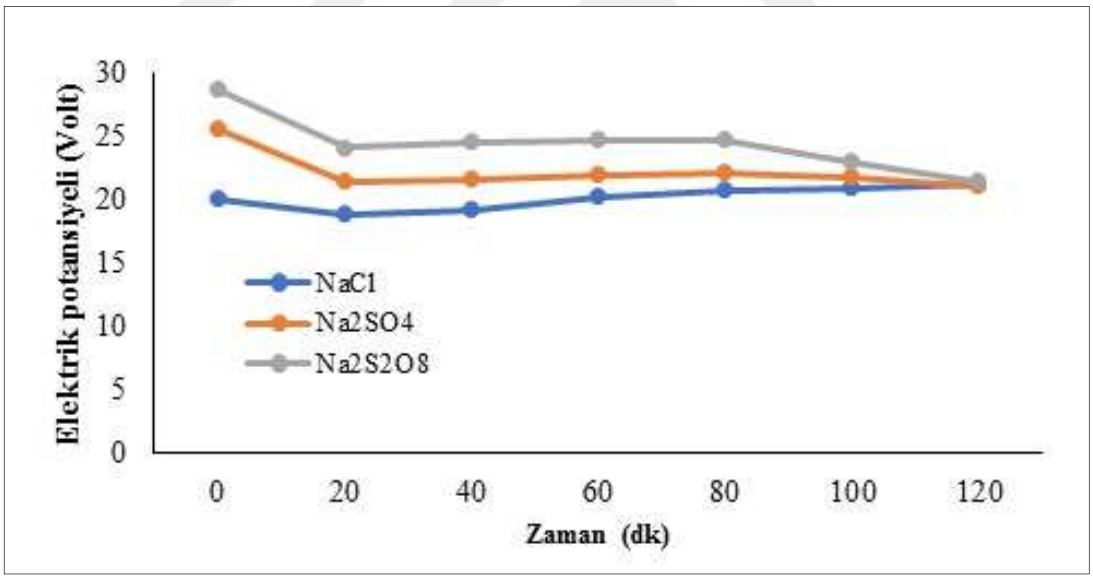
Şekil 4.13. Elektrolit tipinin TOK giderim verimine etkisi

Şekilde görüldüğü gibi elektrolit destekli EO koşullardaki çalışmada 120 dakikalık reaksiyon süresi sonunda NaCl, Na_2SO_4 ve $Na_2S_2O_8$ ilavesi TOK için sırasıyla % 43, % 50 ve % 52 ve KOİ için % 44, % 52 ve % 54 uzaklaştırma verimi sağlamıştır. Kullanılan elektrolit (sırasıyla NaCI, Na_2SO_4 ve $Na_2S_2O_8$) türüne göre 2 saatlik oksidasyon sonunda KOİ giderim miktarları 1730, 1480 ve 1430 mg/L olarak kaydedildi. TOK giderim miktarları ise 1225, 1052,5 ve 1013 mg/L olarak not edildi. 2 saatlik oksidasyon sonunda KOİ giderimine ait verim Şekil 4.14'te verilmiştir.



Şekil 4.14. Destek elektrot tiplerinin KOİ giderim verimine etkisi

Şekil 4.14'de görüldüğü gibi, NaCl, Na_2SO_4 ve $Na_2S_2O_8$ ilavesi KOİ için % 44, % 52 ve % 54 giderim verimi sağlamıştır. Enerji tüketimini etkileyen elektriksel potansiyeller söz konusu olduğunda ise veriler Şekil 4.15'te verilmiştir.



Şekil 4.15. Elektrolit türünün elektrik potansiyaline etkisi

Şekil 4.15'de görüldüğü gibi, enerji tüketimini etkileyen elektriksel potansiyeller düşünüldüğünde, NaCl'nin daha iyi verimlilik sağladığı açıkça görülmektedir. Birçok araştırmada NaCl'nin diğer elektrolitlere karşı daha verimli sonuçlar verdiği sonucuna varılmıştır [101, 102].

Ayrıca, klorür iyonunun doğrudan oksidasyonu sonraki adımları destekleyen aktif klor türleri, özellikle klor ve hipoklorit oluşturabilir (Denklem 4.1 ~ 4.4) [103].

$$Cl^- \rightarrow Cl_{2(aq)} + 2e^- \quad (4.1)$$

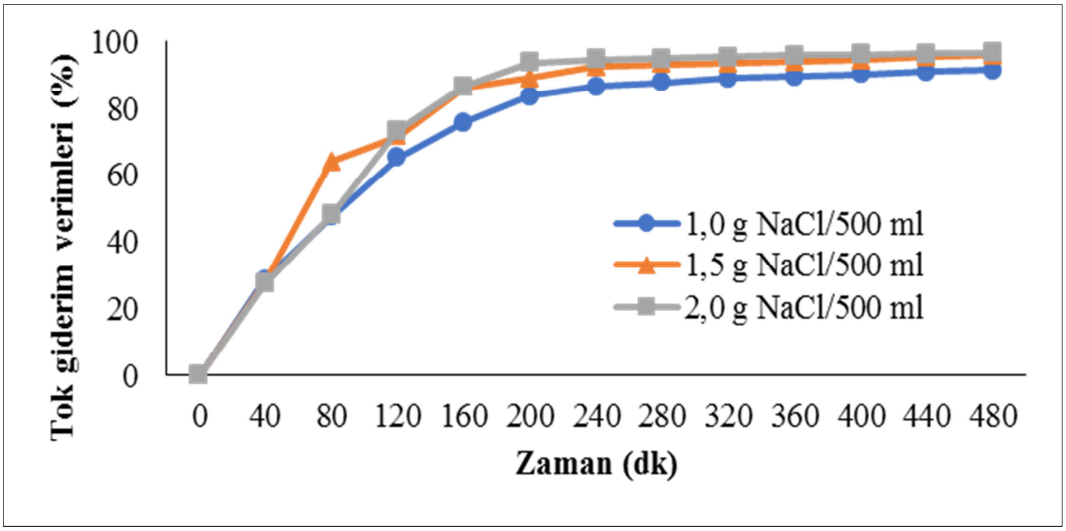
$$Cl_{2(aq)} + H_2O \leftrightarrow HClO_{(aq)} + H^+_{(aq)} + Cl^-_{(aq)} \quad (4.2)$$

$$HClO_{(aq)} \leftrightarrow ClO^-_{(aq)} + H^+_{(aq)} \quad (4.3)$$

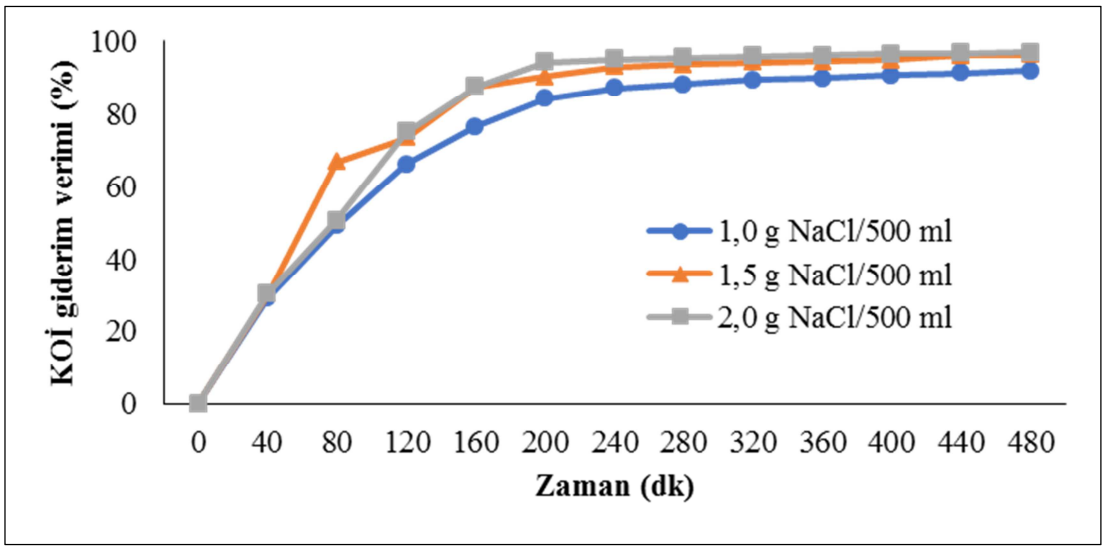
$$ClO^-_{(aq)} + \text{organik kirletici} \rightarrow CO_2 + H_2O + Cl^-_{(aq)} \quad (4.4)$$

Aktif klor türleri, EO sırasında güçlü oksidan (örneğin hidroksil radikalleri için) görevi görebilir. Organik bileşikler, klorürlerin varlığında farklı oksiklorlama bileşiklerine katalitik olarak oksitlenir. Bu çalışmanın sonuçları NaCl'nin elektrolit olarak uygunluğunu göstermiştir.

Uzun süreli çalışmada akım yoğunluğunun 106 mA/cm^2, pH_i 7 ve TOK_0 ile $KOİ_0$ değerleri sırasıyla 2160±20, 3160±20 mg/L optimum olarak seçilen 1 gram NaCl elektroliti ile yapılan Elektrooksidasyonun, TOK ve KOİ giderimi üzerine etkisi Şekil 4.16 ve 4.17'de verilmiştir.



Şekil 4.16. Elektrolit konsantrasyonu ve sürenin TOK giderim verimine etkisi

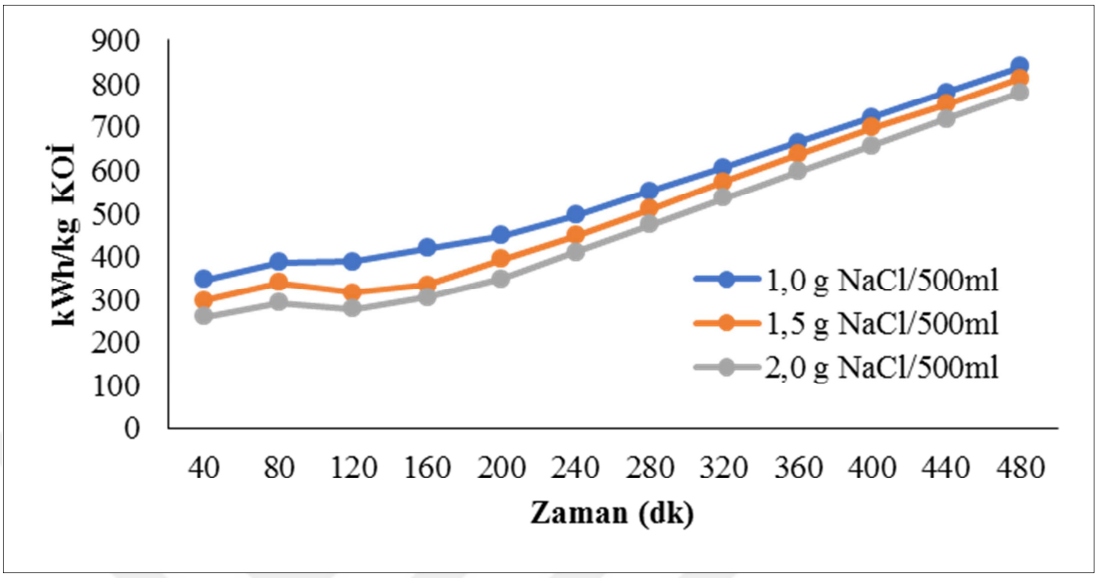


Şekil 4.17. Elektrolit konsantrasyonu ve sürenin KOİ giderim verimine etkisi

Elektrolit konsantrasyonunun ve sürenin KOİ ve TOK giderim verimleri üzerindeki etkisinin gösterildiği grafiklerdeki gibi uygun elektrolit olarak seçilen NaCl ile uzun reaksiyon süreli (480 dk), belirlenen miktarlarda (1, 1,5 ve 2 gr) yapılan çalışmada KOİ ve TOK miktarlarının neredeyse tamamında yüksek oranda giderim elde edildi. 160 dakikalık reaksiyon süresinde 1 gr NaCl ile oksidasyonda hem TOK hem de KOİ için sırasıyla %76 ve %75 giderim verimleri gözlendi. Uzun reaksiyon süresi sonunda 1 gr NaCl ile elektrooksidasyonda ise TOK için % 91,56 ve KOİ için ise %91,82 giderim verimlerine ulaşıldı. Elektrolit miktarı arttırılarak 500 ml atık su hacmine 1,5 ve 2 gram NaCl elektrolit ilavesiyle KOİ'de sırasıyla % 96,35 ve % 96,98 giderim sonuçları verdi. TOK parametresi için de giderim verimi arttı, 1,5 ve 2 gram NaCl elektrolit ilavesiyle sırasıyla, % 95,96 ve % 96,70 değerlerine ulaşıldı. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda kullanılan elektrolit konsantrasyonunun hem KOİ hem de TOK giderimlerinde önemli miktarda etki ettiği görüldü.

Elektro-oksidasyon çalışmalarından elde edilen sonuçlar süre ve elektrolit miktarının arttırılmasıyla TOK ve KOİ giderimini de arttırdığını göstermektedir. Ancak elektro-oksidasyon yönteminin uygulanabilir olması için enerji tüketimi de göz önünde bulundurulmalıdır. Bu şartlarda akım yoğunluğunu artırıldıkça reaktör içerisinde direk ve dolaylı elektrooksidasyonun hızı artmaktadır. Bunun sonucu olarak giderim verimleri artmıştır.

Şekil 4.18'de ilave edilen elektrolit miktarının enerji tüketimine etkisi verilemektedir.



Şekil 4.18. Farklı elektrolit konsantrasyonlarının elektrik tüketimine etkisi

Grafikte görüleceği gibi oksidasyon süresi uzatıldığında, ilave edilen elektrolit miktarı arttıkça enerji tüketim miktarı da artış göstermektedir. Elektrolitin elektrik tüketimi ve giderim verimliliği üzerindeki etkilerini değerlendirmek için yüksek CD (106 $mAcm^{-2}$) seviyesinde farklı NaCl dozajları 1 g/500 ml ve 2 g/500 ml uygulandı. 160 dk oksidasyon periyodunda 500 mL atık su hacminde 1, 1,5 ve 2 g NaCl ilavesi proses potansiyelini (sırasıyla 27,16, 24,59 ve 22,44 V) ve elektrik tüketimini (417, 333 ve 304 $kWhkg^{-1}$ $KOİ_{giderilen}$) azaltmıştır.

Elde edilen sonuçlar dikkate alınarak 160 dk oksidasyon süresi için elektrik ve kimyasal tüketim arasında denge sağladığından 2 gr / 500 ml NaCl dozajının oksidasyon süresi boyunca hem elektrik tüketimi hem de kimyasal maliyetler açısından verimli olması nedeniyle bu elektrolit dozajı ve oksidasyon süresinin, incelenen ağaç işleme atıksuyunun arıtımında optimum seviyeler olduğuna karar verildi.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Çalışmanın temel amacı ağaç işleme endüstrisi tarafından üretilen atık suyun BDD elektrotlar ile elektrooksidasyonundaki uygunluğunu incelemekti. Çalışmanın sonuçları, KOİ ve TOK olmak üzere iki geleneksel kolektif parametre kullanılarak değerlendirildi. Akım yoğunluğu, oksidasyon süresi ve elektrolit konsantrasyonu gibi deneysel koşulların, giderim verimleri üzerinde önemli etkileri olduğu sonucuna varıldı. KOİ (% 97) ve TOK (% 97) için en yüksek giderim verimleri atık suyun orijinal pH değerinde 2 gr NaCl/500 ml elektrolit ilave edilerek maksimum akım yoğunluğunda (106 $mAcm^{-2}$) ve oksidasyon süresinde (480 dk) elde edildi. Ancak düşük maliyet ve elektrik potansiyeli nedeniyle elektrolit olarak NaCl tercih edildi. Deneysel sonuçlar incelendiğinde, NaCl dozajında 1 g /500 ml'den 2 g/ 500 ml'ye çıkarmanın, kg $KOİ_{giderilen}$ başına enerji tüketiminde % 27,3 azalma sağladığını gösterdi. $KOİ_{giderilen}$ verimliliği optimum deney koşulları (akım yoğunluğu 45 mA/cm^2, atık suyun orijinal pH'ı: 7, NaCl konsantrasyonu 2 g/ 500 ml ve oksidasyon süresi: 480 dakika) altında % 89'a ulaştı. Bu seçilmiş koşullar, maksimum giderimi sağlayanlara kıyasla $KOİ_{giderilen}$ verimliliğinde yalnızca % 4,12 azalma ile % 69,32 enerji tasarrufu sağladı.

Bu çalışmada, enerji maliyetinin tüm elektro-oksidasyon süreçlerinde en önemli zorlayıcı faktör olması nedeniyle, optimum koşullar belirlenirken enerji tüketim değerleri de dikkate alındı. Bozunma veriminde iyileşme sağlayan yüksek akım yoğunluğu değerlerinin uzun süreli kullanılması sonucunda enerji tüketiminde önemli bir artış olması nedeniyle, elektrolit ilavesinin elektrik tüketimini azalttığı görüldü. Aynı zamanda aktif ikincil oksidasyon ajanlarının oluşturulmasıyla giderim veriminin yavaşça artmasını sağladığı düşünüldü.

Yüksek organik kirleticileri etkili bir şekilde gidermesine karşın elektrot olarak kullanılan BDD referans anotunun yüksek maliyeti, büyük ve küçük ölçekli tesislerde kullanılabilirliğinin önündeki en büyük engeldir ve maliyeti kısıtlamaktadır.

Teknolojinin gelişmesi ve maliyetinin düşmesi durumunda kirleticilerin giderimi amacıyla atık su arıtma tesislerinde kullanılabileceği düşünülmektedir. BDD elektrot kullanımını etkileyen en önemli etken akım miktarıdır. Akım miktarı arttıkça maliyet miktarı da paralel olarak artış göstermektedir.

Çalışmanın genel sonuçlarına bakıldığında BDD elektrotlarının ağaç işleme tesislerinden üretilen atık suların elektrooksidasyonunda, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği deşarj şartlarına uygun ölçüde yüksek miktarda kirletici giderimi sağladığı görüldü. BDD elektrotlarının maliyet kısıtlamasının sonraki yıllarda azalması durumunda, bu atık sular için uygun arıtım yöntemi olduğuna karar verildi.

KAYNAKLAR

[1] Evrim, Tolga, Ruken, Sektörel Atık Kılavuzları Ağaç Ürünleri ve Mobilya İmalatı, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, https://webdosya.csb.gov.tr/db/cygm/editordosya/Agac_Agac_urunleri_ve_Mobilya_imalati_Kilavuzu.pdf, (Ziyaret Tarihi:14 Eylül 2019).

[2] Kurt R., Çabuk Y., Karayılmazlar S., Türkiye ve Dünya Yuvarlak Odun ve Odun Dışı Orman Ürünlerinin Üretim, Dış Ticaret ve Ekonomik Potansiyel Analizi, *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 2011, **13**(20), 1-9.

[3] Hansson H., Kaczala F., Amaro A., Marques M., Hogland W., Advanced Oxidation Treatment of Recalcitrant Wastewater from A Wood Based Industry: A Comparative Study of O_3 and O_3/UV, *Water Air Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-015-2468-5.

[4] Khoeil S., Fakhril H., Canbolat C. B., Hancil T. O., Keskinler B., Treatment of Medium Density Fiberboard Wastewater by Fe^{2+}/Persulfate and Fe^{2+} Persulfate Enhanced Hydrodynamic Cavitation Processes, *Fresenius Environmental Bulletin*, 2017, **26**(1), 483-489.

[5] Kaya Ş., İleri Oksidasyon Prosesleri ile Endüstriyel Atık Suların Arıtılması, Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir, 2018, 514152.

[6] Erdin N., Ağaç Malzeme Kullanımı ve Çevreye Etkisi, *Türkiye Mühendislik Haberleri Dergisi*, 2003, **1**(427), 96-100.

[7] Pandey C. N., Nath S. K., Sujatha D., Wood Based Panel Products: Technology Road Map, *Journal of the Indian Academy of Wood Science*, DOI 10.1007/s13196-012-0047-6.

[8] Çolak S., Öztürk H., Demir A., Demirkır C.,Yonga Levha Üretiminde Kontrplak Atıklarının Kullanılması, *3. Ulusal Mobilya Kongresi,* Konya, Türkiye, 10-12 Nisan.

[9] Bowyer J., Kathryn Fernholz, Utilization of Harvested Wood by the North American Forest Products Industry, Dovetail Partners Outlook, https://www.dovetailinc.org/portfoliodetail.php?id=5e45b70568f6e, (Ziyaret Tarihi: 02 Haziran 2020).

[10] Landscheidta S., Kansb M., Evaluating Factory of the Future Principles for the Wood Products Industry: Three Case Studies, *Procedia Manufacturing Journal*, DOI: 10.1016/j.promfg.2020.

[11] Nowak D. J., Hoehn R., Crane D. E., Oxygen Production by Urban Trees in the United States, *Arboriculture & Urban Forestry,* 2007, **33**(3), 220–226.

[12] Ulusoy H., Atılgan A., Peker H., Orman Ürünleri Endüstrisinin Ekolojik Açıdan İrdelenmesi, *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, DOI: 10.5578/fmbd.16926.

[13] Depişgen O., Ağaç Ürünleri Piyasa Yapısı Analizi Kastamonu Örneği, Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kastamonu Üniversitesi, Kastamonu, 2018, 533998.

[14] Kara O., Şahin Ö., Bekar İ., Kayacan B., Endüstriyel Ağaç ve Ahşap Ürünleri Sektörünün Uluslararası Rekabet Gücü Analizi: Türkiye Örneği, *Ekonomik ve Sosyal Araştırmalar Dergis*i, 2019, **15**(1), 1306 – 2174.

[15] http://www.fao.org/faostat/en/#data/FO, (Ziyaret Tarihi: 03 Haziran 2020).

[16] Ergül E., Yonga İstifi Bekleme Şartlarının Liflevhanın Fiziksel ve Mekanik Özellikleri Üzerine Etkisi, Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul Üniversitesi, İstanbul, Haziran 2013, 337095.

[17] Bayram B. Ç., Akyüz İ., Akyüz K.C., What Is The Role of Turkey's Forest Products Industry on Consumption of Energy and How It Is Affected by The Prices and Taxes, *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 2012, **12**(1), 1-7.

[18] https://sanayihavarehberi.csb.gov.tr/sektorel-kilavuzlar-i-86227, Ağaç Ürünleri Üretimi, (Ziyaret Tarihi: 03 Haziran 2020).

[19] İstek A., Özsoylu İ., Kızılkaya İ., Türkiye Ahşap Esaslı Levha Sektör Analizi, *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, DOI: 10.24011/barofd.297231.

[20] Demirkır M. S., Çeşitli Ağaç Türlerinden Elde Edilen Kontrplakların Teknolojik Özellikleri Üzerine Presleme Süresi ve Tutkal Türünün Etkisi, Yüksek Lisans Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, 2014, 360894.

[21] Zengin H., Yonga Levha ve Lif Levha Endüstrisinde Odun Hammaddesi Sağlanması Sorunları ve Çözüm Yolları, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2010, 282597.

[22] Ondaral M., Orta Yoğunlukta Lif Levhanın (MDF) Performansını Arttırmak Amacı ile Farklı Kimyasal Kullanımı, Doktora Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, 2019, 553688.

[23] Halvarsson S., Manufacture of Straw MDF and Fibreboards, Doctoral Thesis, Mid Sweden University, Department of Natural Sciences, Engineering and Mathematics, Sundsvall, Sweden, 2010, ISBN 978-91-86073-86-2.

[24] Akgül M., Çamlıbel O., Gedik T., Türkiye ve Dünyadaki MDF Endüstrisine Genel Bir Bakış, *Ormancılık Dergisi*, 2013, **9**(2), 117-125.

[25] Kartal N., Green F., Decayand termite resistance of medium density berboard (MDF) made from different wood species, *International Biodeterioration & Biodegradation*, DOI: 10.1016/s0964-8305(02)00072-0.

[26] Top Y., Waste generation and utilisation in micro-sized furniture-manufacturing enterprises in Turkey, *Waste Management*, DOI: 10.1016/j.wasman.2014.09.028.

[27] Frihart R. C., Hunt G. C., Adhesives with Wood Materials Bond Formation and Performance, Editor: Robert J. Ross, *Wood Handbook, Forest Products Laboratory*, DOİ: 10.2737/FPL-GTR-190, 2010.

[28] Boran S., Usta M., Gümüşkaya E., Decreasing formaldehyde emission from medium density fiber board panels produced by adding different amine compounds to urea formaldehyde resin, *International Journal of Adhesion & Adhesives*, DOI: 10.1016/j.ijadhadh.2011.06.011.

[29] Ang F. A., Ashaari F., Lee S. H., Tahir P. M., Halis R., Lignin-based copolymer adhesives for composite wood panels – A review, International Journal of Adhesion and Adhesives, DOI: 10.1016/j.ijadhadh.2019.102408.

[30] Lei H., Du G., Wu Z., Xi X., Dong Z., Cross-linked Soy-based Wood Adhesives for Plywood, *International Journal of Adhesion and Adhesives*, DOI: 10.1016/j.ijadhadh.2014.01.026.

[31] Mansouri H. R., Navarrate P., Pizzi A., Tapin L. S., Benjelloun M. B., Pasch H., Rigolet S., Synthetic Resin Free Wood Panel Adhesives From Mixed Low Molecular Mass Lignin and Tannin, *European Journal of Wood and Products*, DOI: 10.1007/s00107-010-0423-0.

[32] Santiago M. F., Foyer G., Pizzi A., Caillo S., Delmotte L., Lignin Derived Nontoxic Aldehydes for Ecofriendly Tannin Adhesives for Wood Panels, *International Journal of Adhesion and Adhesives*, DOI: 10.1016/j.ijadhadh.2016.07.002.

[33] Yiğittap Ö., Tutkallamada Yonga Sıcaklığının levha Özelliklerine Etkisi, Yüksek Lisans Tezi, Bartın Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bartın, 2016, 456986.

[34] Tomic M., Bujanovic L. N., Cekerevac M., Zdravkovic M., Dokocic M. S., Application of Electrochemically Synthesized Ferrate (VI) in The Treatment of Phenol Contaminated Wastewater from Wood Industry, *Acta Technica Corviniensis*, ISSN: 2067 – 3809.

[35] Yüce Ö., Yonga Levha Üretiminde Toz Üre Kullanımının Formaldehit Emisyonu Üzerine Etkileri, Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 2017, 465119.

[36] Cülfük M., İki Farklı Tutkal Kullanılarak Üretilen Yonga Levhaların Bazı Özelliklerinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 2017, 473132.

[37] Laohaprapanon S., Kaczala F., Salomon P. S., Margues M., Hogland W., Wastewater Generated During Cleaning/Washing Procedures In a Wood Floor Industry: Toxicity On the Microalgae Desmodesmus Subspicatus, *Environmental Technology*, DOI:10.1080/09593330.2012.671853.

[38] Kalzala F., Marques M., Hogland W., Biotreatability of Wastewater Generated During Machinery Washing In A Wood-Based Industry: COD, Formaldehyde and Nitrogen Removal, Bioresource Technology, *Bioresource Technology*, DOI:10.1016/j.biortech.2010.06.122.

[39] Canbolat C., Sakar H., Karagundüz A., Keskinler B., Advanced Treatment of Biologically Treated Medium Density Fiberboard (MDF) Wastewater with Fenton and Fenton Enhanced Hydrodynamic Cavitation Process, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology,* DOI 10.1002/jctb.4909.

[40] Nasr F.A., Doma H.S., El-Shafai A., Abou Talep E., Management of Industrial Wastewater (Case Study), *Journal of Applied Sciences Research*, 2012, **8**(6), 3004-3011.

[41] Tichonovas M., Krugly E., Grybauskas A., Jankūnaitė D., Račys V., Martuzevičius D., Advanced Oxidation-Based Treatment of Furniture Industry Wastewater, *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2017.1352037.

[42] Amaro A., Hanson H., Kaczala F., Margues M., William M., Ozone Based Advanced Oxidation Process as Pretreatment of Wastewater from the Wood Based Industry, *Linnaeus Eco-Tech*, DOI: 10.15626/Eco-Tech.2014.057.

[43] Galehdar M., Younesi H., Hadavifar M., Zinatizadeh A. A., Optimization Of A Photo-assisted Fenton Oxidation Process: A Statistical Model For MDF Effluent Treatment, *Clean Journal*, DOI: 10.1002/clen.200900052.

[44] Alvarez R. S., Field J. A., Kortekaas S., Lettinga G., Overview Of the Anaerobic Toxicity Caused By Organic Forest Industry Watewater Pollutants, *Water Science And Technology Journal*, DOI: 10.2166/wst.1994.0728.

[45] Mato T., Ben M., Kennes C., Veiga M. C., Valuable Product Production From Wood Mill Effluents, *Water Science and Technology Journal*, DOI: 10.2166/wst.2010.949.

[46] Hansson H., Kaczala F., Marques M., Hogland W., Photo-Fenton and Fenton Oxidation Of Recalcitrant Industrial Wastewater Using Nanoscale Zero-Valent Iron, *Corporation International Journal of Photoenerg*y, DOİ: 10.1155/2012/531076.

[47] Swaminathan M., Muruganandham M., Sillanpaa M., Advanced Oxidation Processes For Wastewater Treatment, *International Journal of Photoenergy*, DOI: 10.1007/s11270-009-0065-1.

[48] Hansson H., Kaczala F., Amaro A., Marques M., Hogland W., Advanced Oxidation Treatment Of Recalcitrant Wastewater From A Wood-Based Industry: A Comparative Study of O_3 And O_3/UV, *Water Air Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-015-2468-5.

[49] Doru N., Hibrit Membran Fotokatalitik Reaktör Kullanılarak Tekstil ve Ağaç İşleme Endüstrisi Atık Sularının Arıtılmasının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2013, 341389.

[50] Vengris T., Stončius A., Ragauskas R., Binkienė R., Judžentienė A., Anodic Oxidation of Wood Painting Wastewater on Boron doped Diamond Electrodes, *Chemija Jounal*, 2014, **25**(2), 70–74.

[51] Seguraa G. S., Ocon J. D., Chongb M. N., Electrochemical Oxidation Remediation Of Real Wastewater Effluents- A Review, *Process Safety And Environmental Protection*, DOİ: 10.1016/j.psep.2017.09.014.

[52] Mouraa D., Britoa C. N., Quiroz M. A., Perghera S., Huitlea C.A., CI-Mediated Electrochemical Oxidation For Treating An Effluent Using Platinum And Diamond Anodes, *Journal of Water Process Engineering*, DOI: 10.1016/j.jwpe.2014.11.005.

[53] Karaoğlu A.G., Bor Katkılı Elmas Elektrot Kullanılarak Elektrooksidasyon-Ultrases Hibrit Prosesiyle Parasetamol Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2016, 439402.

[54] Solak M., Öztürk A., Endüstriyel Atık Su Arıtımında Kimyasal ve Elektrokimyasal Proseslerin Etkinliğinin Karşılaştırılması: Denim Üretim Sektörü, *İleri Teknoloji Bilimleri Dergis*i, 2018, **7**(2), 20-35.

[55] Kaygusuz T., Elektrokimyasaloksidasyon Yönteminin Tekstil Atık Sularının Arıtılabilirliğine Etkilerinin Tam Ölçekli Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ, 2013, 332313.

[56] Kaur P., Kushwaha J. P., Sangal V.K., Evaluation And Disposability Study Of Actual Textile Wastewater Treatment By Electrooxidation Methodusing Ti/RuO_2 Anode, *Process Safety and Environmental Protection*, DOI: 10.1016/j.psep.2017.06.004.

[57] Qing N., Ti/SnO2-Sb2O5 As An Anode Material In Electro-oxidation Of Organic Compounds For Wastewater Treatment, https://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/76590, (Ziyaret Tarihi: 03 Haziran 2020).

[58] Arargüç E. C., Atık Aktif Çamurun Elektrooksidasyon Yöntemi ile Ön Arıtımının İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Üniversitesi, Erzurum, 2018, 498374.

[59] Fil B.A., Antep Fıstığı İşleme Atık Sularının Elektrooksidasyon Yöntemiyle Arıtılması, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Üniversitesi, Erzurum, 2014, 376258.

[60] Durmuş B., Grafen Bazlı Elektrotlarla Sudan Organik Kirleticilerin Elektrooksidasyon ile Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Üniversitesi, Kocaeli, 2019, 544502.

[61] Kaur P., Treatment Of Dye Wastewater By Electrooxidation Process, http://tudr.thapar.edu:8080/jspui/handle/10266/2979, (Ziyaret Tarihi: 04 Haziran 2020).

[62] Öztürk H., Elektrooksidasyon Elektrokoagülasyon Hibrit Prosesiyle Fenol Giderimi: Reaksiyon Kinetiği ve Metabolitlerin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Üniversitesi, Kocaeli, 2019, 544956.

[63] García E. A., Novel Decentralized Greywater Treatment System Based On Combined Adsorption And Electrochemical Oxidation, PhD Thesis, *The University of Queensland*, DOI: 10.14264/uql.2018.381.

[64] Fenk Z., Feng C., Li W., Cui1 J., Indirect Electrochemical Oxidation of Dye Wastewater Containing Acid Orange 7 Using Ti/RuO_2-Pt Electrode, *International Journal of Electrochemical Science*, 2014, **9**(8), 943 – 954.

[65] Liu Y.J., Huc C., Loa S., Direct and Indirect Electrochemical Oxidation of Amine-Containing Pharmaceuticals Using Graphite Electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.037.

[66] Parsaa J. B., Abbasib M., Decolorization of Synthetic and Real Wastewater By Indirect Electrochemical Oxidation Process, *Acta Chimica Slovenica*, 2007, **54**(04), 792–796.ıyıy

[67] Gengeç N., Gengeç E., Taner O., Kobya M., Electrooxidation of Alkyd Resin Production Wastewater By Boren Doped Diamond Electrode, *Academic Perspective Procedia*, DOI: 10.33793/acperpro.01.01.168.

[68] Rajkumar D., Palanivelu K., Electrochemical Treatment of Industrial Wastewater, *Journal of Hazardous Materials*, DOI:10.1016/j.jhazmat.2004.05.039.

[69] Nidheesh P.V., Kumar A., Babu D. S., Scaria J., Kumar M.S., Treatment of Mixed Industrial Wastewater by Electrocoagulation and Indirect Electrochemical Oxidation, *Chemosphere*, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126437.

[70] Yıldız M. A., Tekstil Endüstrisi Atık Suyunun Elektrokimyasal Yöntemler ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Üniversitesi, Kocaeli, 2011, 290429.

[71] Mau-Han T., Electrooxidation of Palm Oil Mill Effluent (POME): Post Treatment, http://eprints.utar.edu.my/id/eprint/1740, (Ziyaret Tarihi: 04 Haziran 2020).

[72] Labiadh L., Barbucci A., Carpanese M. P., Gadri A., Ammar S., Panizza M., Direct and Indirect Electrochemical Oxidation of Indigo Carmine Using PbO_2 and $TiRuSnO_2$, *Journal of Solid State Electrochemistry*, DOI: 10.1007/s10008-017-3559-6.

[73] Stupar S., Grgur B.N., Onjia A.E., Mijin D.Z., Direct and Indirect Electrochemical Degradation of Acid Blue 111 Using IrO_X Anode, *International Journal of Electrochemical Science*, DOI: 10.20964/2017.09.44.

[74] Sarkka H., Bhatnagar A., Sillanpaa M., Recent Developments Of Electro-oxidation In Water Treatment, *Journal of Electricoanalytical Chemistry*, DOI: 10.1016/j.jelechem.2015.06.016.

[75] Erden G., Elektrooksidasyon Prosesi İle Biyolojik Çamur Dezentegrasyonu, *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi C- Yaşam Bilimleri ve Biyoteknoloji*, DOI: 10.18036/aubtdc.407651.

[76] Chuna D., Lima C., Lee H., Yoona W., Lee T., Kim D. K., Electrochemical Treatment of Urine by Using $Ti/IrO_2/TiO_2$ Electrode, *Journal of Water Process Engineering*, DOI: 10.1016/j.jwpe.2018.06.004.

[77] Chen J., Chiou G., Wu C., Electrochemical Oxidation of 4-Chlorophenol With Granular Graphite Electrodes, *Desalination*, DOI: 10.1016/j.desal.2010.07.009.

[78] Duong P., Pham C., Huyn N.T, Yoon Y., Removal of Ammonia Nitrogen in Wastewater by Indirect Mechanism Using Electrochemical Method With Platinum Electrode as Anode, *Nature Environment and Pollution Technology*, 2018, **17**(4), 1331-1338.

[79] Panizza M., Cerisola G., Direct And Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants, *Journal of Chemical Reviews*, DOI: 10.1021/cr9001319.

[80] Murugananthan M., Yoshihara S., Rakuma T., Uehara N., Shirakashi T., Electrochemical Degradation of 17 β-estradiol (E2) at Boron-doped Diamond (Si/BDD) Thin Film Electrode, *Electrochimica Acta Journal*, 2007, **52**(9), 3242-3249.

[81] Kapalka A., Foti G., Comninellis C., Kinetic Modelling of the Electrochemical Mineralization of Organic Pollutants for Wastewater Treatment, *Journal of Applied Electrochemistry*, DOI: 10.1007/s10800-007-9365-6.

[82] He Y., Lina H., Guo Z., Zhanga W., Lid H., Huang W., Recent Developments and Advances in Boron-doped Diamond Electrodes for Electrochemical Oxidation of Organic Pollutants, *Separation and Purification Technology*, DOI: 10.1016/j.seppur.2018.11.056.

[83] Roeser J., Alting N.F.A., Permentier H.P., Bruins A.P., Bischoff R.,Boron-Doped Diamond Electrodes for the Electrochemical Oxidation and Cleavage of Peptides, *Analytical Chemistry*, DOI:10.1021/ac303795c.

[84] Chailapakul O., Popa E., Tai H., Sarada B.V., Tryk D.A., Fujishima A., The Electrooxidation of Organic Acids at Boron-doped diamond Electrodes, *Journal: ELECOM (Electrochemistry Communications*), DOI: 10.1016/S1388-2481(00)00049-7.

[85] McBeath S.T., Wilkinson D. P., Graham N., Application of Boron-doped Diamond Electrodes for the Anodic Oxidation of Pesticide Micropollutants in A Water Treatment Process: A Critical Review, *Environmental Science Water Research and Technology*, DOI: 10.1039/c9ew00589g.

[86] Lee C., Lee E.S., Lim Y.K.i., Park K.H., Park H.D., Lim D.S., Enhanced Electrochemical Oxidation of Phenol By Boron-doped Diamond Nanowire Electrode, *The Royal Society of Chemistry*, DOI: 10.1039/c6ra26287b.

[87] Duan X.J., Zhao C.C., Song D.Y. Chen X.M., Chang M., Li X.W., The Characteristics of Porous BDD Electrode And Its Degradation of Dye Wastewater, *International Conference on Mechatronics and Automation*, China, August, 3-6, 2014.

[88] Uçar M., Bor Katkılı Elmas Elektrot Kullanılarak Progesteron Hormonunun Elektroanalitik İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Batman Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Batman, 2019, 606491.

[89] Alfaro M., Ferro S., Martinrz-Huitle C., Vong Y., Boron Doped Diamond Electrode for the Wastewater Treatment, *Journal of the Brazilian Chemical Society*, DOI: 10.1590/S0103-50532006000200003.

[90] Erem A., Dems Study of Ethanol and Cyclohexane Electrooxidation at Boron Doped Diamond Electrode, MS Thesis, University of Çukurova, Institute of Natural and Applied Sciences, Adana, 2009, 244263.

[91] Canizares P., Hernandez M., Rodrigo M.A., Saez C., Barrera C.E., Roa G., Electrooxidation of Brown-colored Molasses Wastewater, Effect of the Electrolyte Salt on the Process Efficiency, *Ind Eng Chem Res*, 2009, 48,1298–1301.

[92] Ellouze S., Panizza M., Barbucci A., Cerisola G., Mihiri T., Elaoud S.C., Ferulic Acid Treatment by Electrochemical Oxidation Using a BDD anode, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical*, DOI: 10.1016/j.jtice.2015.09.008.

[93] Vasilie S., Manea F., Baciu A., Pop A., Dual Use of Boron-Doped Diamond Electrode in Antibiotics Containing Water Treatment and Process Control, *Process Safety and Environmental Protection*, **117**(1), 446- 453.

[94] He Y., Lin H., Guo Z., Zhang W., Li H., Huang W., Recent Developments And Advances In Borondoped Diamond Electrodes For Electrochemical Oxidation of Organic Pollutants, *Separation and Purification Technology*, DOI: 10.1016/j.seppur.2018.11.056.

[95] Tsantaki E., Velegraki T., Katsaounis A., Mantzavinos D., Anodic Oxidation of Textile Dyehouse Effluents on Boron-doped Diamond Electrode, *Journal of Hazardous Materials,* DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.03.107.

[96] Siedlecka E. M., Ofiarska A., Borzyszkowska A.F., Bialk B. A., Stepnowski P., Pieczynska A., Cytostatic Drug Removal Using Electrochemical Oxidation With BDD Electrode: Degradation Pathway and Toxicity, *Water Research*, DOI: 10.1016/j.watres.2018.07.035.

[97] Ammar H. B., Brahim M. B., Abdelhédi R., Samet Y., Green Electrochemical Process for Metronidazole Degradation at BDD Anode in Aqueous Solutions Via Direct and Indirect Oxidation, *Separation and Purification Technology*, DOI: 10.1016/j.seppur.2015.11.027.

[98] Bai H., He P., Pan J., Chen J., Chen Y., Dong F., Li H., Boron-doped Diamond Electrode: Preparation, Characterization and Application for Electrocatalytic Degradation of M-dinitrobenzene, *Journal of Colloid and Interface Science*, DOI: 10.1016/j.jcis.2017.03.017.

[99] Gengec E., Treatment of Highly Toxic Cardboard Plant Wastewater by A Combination of Electrocoagulation and Electrooxidation Processes, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, **145**(1) 184-192.

[100] Thiam A., Salazar R., Fenton-based Electrochemical Degradation of Metolachlor in Aqueous Solution by Means of BDD and Pt Electrodes: Influencing Factors and Reaction Pathways, *Environmental Science and Pollution Research,* 2019, **26**(3), 2580- 2591 .

[101] Frontistis Z., Antonopoulou M., Yazirdagi M., Kilinc Z., Konstantinou I., Katsaounis A., Mantzavinos D., Boron Doped Diamond Electrooxidation of Ethyl Paraben, The Effect of Electrolyte on by Products Distribution and Mechanisms, *Journal of Environmental Management*, 2016, **195**(2), 148-156.

[102] Kaur R., Kushwaha J.P., Singh N., Electro-oxidation of Ofloxacin Antibiotic by Dimensionally Stable Ti/RuO_2 Anode: Evaluation and Mechanistic Approach, *Chemosphere*, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.065.

[103] Mussa Z. H., Al-Qaim F. F., Othman M. R., Abdullah M. P., Latip J., Zakria Z., Pseudo First Order Kinetics and Proposed Transformation Products Pathway for the Degradation of Diclofenac Using Graphite-PVC Composite as Anode, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, DOI: 10.1016/j.jtice.2016.12.031.

KİŞİSEL YAYINLAR VE ESERLER

[1] **Polat N**., Gengeç E., Özbay İ., Ağaç İşleme Atık Sularının İleri Oksidasyon Yöntemleriyle Arıtılması, *13.Ulusal 1.Uluslararası Çevre Mühendisliği Kongresi*, Kocaeli, 10-12 Ekim, 2019.

[2] Özbay İ., **Polat N**., Electro-oxidation of Woodworking Wastewater by Using Boron Doped Diamond Electrode, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, DOI: 10.1080/03067319.2020.1836173.

ÖZGEÇMİŞ

Neslihan POLAT, ilk, orta ve lise öğretimini Kocaeli'de tamamladı. 2010 yılında girdiği Kahramanmaraş Sürçü İmam Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Böülümünü 2015'te bitirdi. 2017-2020 yılları arasında, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı' nda yüksek lisans derecesini tamamladı.