



BİTKİSEL YAĞ TAŞIMA ARAÇLARININ YIKAMA SULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR PROSESLERİ İLE KOMBİNE ARITIMI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

GÜLŞAH ALBAYRAK

**MERSİN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI**

**MERSİN
KASIM- 2024**

**BİTKİSEL YAĞ TAŞIMA ARAÇLARININ YIKAMA SULARININ
ELEKTROKOAGÜLASYON VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR
PROSESLERİ İLE KOMBİNE ARITIMI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

GÜLŞAH ALBAYRAK
ORCID ID: 0009-0006-3205-7716

MERSİN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
DR. ÖĞR. ÜYESİ HÜDAVERDİ ARSLAN
ORCID ID: 0000-0002-3053-6944

MERSİN
KASIM - 2024

ÖZET

BİTKİSEL YAĞ TAŞIMA ARAÇLARININ YIKAMA SULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON VE MEMBRAN BİYOREAKTÖR PROSESLERİ İLE KOMBİNE ARITIMI

Yağlı atık suyun karmaşıklığı ve tek bir teknolojinin iyileştirmedeki yetersizliği nedeniyle yağ içerikli atık suların etkin bir şekilde uzaklaştırılması için son zamanlarda kombine arıtım teknolojileri kullanılmaktadır. Bu tez çalışmasında bitkisel yağ içerikli atık suyun arıtım kombinasyonunda elektrokoagülasyon (EK) prosesinin membran biyoreaktör (MBR) prosesinde ön ve son arıtım kombinasyonu araştırılmıştır. EK ön arıtım ile 60. dk, pH 5.5'te, 50 A/m² de %50 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. EK+MBR sonrası KOİ, tank içinde %86,32 ve süzöntüde ise %91,65 giderim verimi elde edilmiştir EK son arıtım kombinasyonunda ham atık suyun 20 gün sonra MBR deney sonuçlarına göre KOİ, tank içinde %82 ve süzöntüde ise %86 giderim verimi elde edilmiştir. EK sonrası ise 90. dk, pH 7 de ve 200 A/m² akım yoğunluğunda %47,61 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

Ülkemizde yürürlükte olan Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde yer alan sektörel deşarj limitlerine göre tez çalışmamıza konu olan sektör için belirlenmiş KOİ parametresine ait deşarj limitinin 150 mg/L olduğunu göz önüne alırsak, EK ve MBR arıtım yöntemlerinin tek başına bu tür atık sular için yeterli olmadığı görülmektedir. Elde edilen sonuçlar, bu tür hibrit sistemlerin sürdürülebilir su arıtma teknolojileri için potansiyel vadettiğini göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Atık su arıtımı, Elektrokoagülasyon, membran biyoreaktör, hibrit, kombine arıtım.

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Hüdaverdi ARSLAN, Mersin Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Mersin.

ABSTRACT

COMBINED TREATMENT OF WASHING WATER OF VEGETABLE OIL TRANSPORT VEHICLES BY ELECTROCOAGULATION AND MEMBRANE BIOREACTOR PROCESSES

Due to the complexity of oily wastewater and the inability of a single technology to treat it, combined treatment technologies have recently been used to effectively remove oily wastewater. In this thesis study, the combination of pre- and post-treatment in the membrane bioreactor (MBR) process and the electrocoagulation (EK) process for the treatment of wastewater containing vegetable oil was investigated. With EK pre-treatment, 50% COD removal efficiency was achieved at 60 minutes, pH 5.5, and 50 A/m². After EK+MBR treatment, COD removal efficiency reached 86.32% in the tank and 91.65% in the filtrate. According to the MBR test results of raw wastewater after 20 days in the EK final treatment combination, 82% COD removal efficiency was achieved in the tank and 86% removal efficiency in the filtrate. After EK, 47.61% COD removal efficiency was achieved at 90 minutes, pH 7, and 200 A/m² current density.

Considering that the discharge limit for the COD parameter, determined for the sector subject to this thesis study, is 150 mg/L according to the sectoral discharge limits set by the Water Pollution Control Regulation in our country, it can be seen that EK and MBR treatment methods alone are not sufficient for this type of wastewater. The results obtained show that such hybrid systems promise potential for sustainable water purification technologies.

Keywords: Wastewater treatment, Electrocoagulation, membrane bioreactor, hybrid, combined treatment.

Advisor Dr. Öğr. Üyesi Hüdaverdi ARSLAN, Department of Environmental Engineering, Mersin University, Mersin.

TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın ortaya çıkmasında emeği geçen pek çok değerli kişi bulunmaktadır. Öncelikle tez danışmanım Dr. Öğr. Üyesi Hüdaverdi ARSLAN'a minnettar olduğumu belirtmeliyim. Yüksek Lisans ders dönemimden, tez çalışma aşamasında ve tez savunma aşamamda bana hep güvendiğini belirterek sona gelmemi sağladığı için sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum. Ayrıca tez çalışmamın şekillenmesinde büyük katkısı olan saygı değer hocam ve savunma jürim Prof. Dr. Nadir DİZGE' ye zamanını, rehberliğini ve ilgisini hiç esirgemediği için minnettarım.

Tezime katkılarda bulunarak savunma jüri me tezşrif eden sayın Prof. Dr. Kasım OCAKOĞLU'na teşekkür ederim.

Tez ve laboratuvar çalışmalarım da bana verdiği destek ve yardımlarından dolayı, bilgisini, enerjisini ve kıymetli zamanını benden esirgemeyen doktora öğrencisi sevgili Pınar BELİBAĞLI'ya teşekkürlerimi sunuyorum. Ayrıca doktora öğrencisi sevgili Zeynep BİLİCİ ve yüksek lisans öğrencisi Aya ALTERKAOUİ'ye destekleri ve güler yüzleri için teşekkür ederim.

Benimle bu uzun sürecin zahmetini paylaşan, eğitim hayatımın en başından beri yanımda olan, meslek hayatımda ve yüksek lisans eğitimim boyunca da sabrını, desteğini ve sevgisini bir an bile eksiltmeyen hayat arkadaşım Mustafa ALBAYRAK iyi ki varsın. Ayrıca bu dönemde sevgimden ve ilgimden mahrum kalan ama sabırla bana destek olan canım evlatlarım, Aydın ALBAYRAK ve Beren Yade ALBAYRAK sizlere minnettarım.

Yüksek lisans eğitimim boyunca beni destekleyen, güvenen ve yanımda olduklarını hep hissettiren tüm arkadaşlarıma sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum.

Son olarak canım Annem merhume Yadigar ASLAN, onun fedakârlıkları, sabrı ve yönlendirmeleri olmadan bu başarıya ulaşmam mümkün olamazdı. Çevre Mühendisliği mesleğine adım atmamda beni yönlendirdiği ve hayatımın her anında bana verdiği sevgisi, desteği ve fedakârlığı için sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum. Bu tez çalışmam ona ithafendir.

Bu tez çalışması, Mersin Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) tarafından 2024-TP2-5072 numaralı proje ile desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇ KAPAK	i
ONAY	ii
ETİK BEYAN	iii
ÖZET	iv
ABSTRACT	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER	vii
TABLolar DİZİNİ	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR	x
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMALARI	3
2.1. Atık Su ve Arıtım Yöntemleri	3
2.1.1. Atık Sulardaki Kirlenici Parametreler ve Arıtım Yöntemleri	3
2.1.2. Bitkisel Yağ Taşıma Araçlarının Yıkama Prosesi ve İş Akışı	6
2.1.3. Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri	9
2.2. Elektrokoagülasyon Prosesi	10
2.2.1. Anot ve Katotta Meydana Gelen Tepkimeler	12
2.2.2. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantajları	13
2.2.3. Elektrokoagülasyonun Prosesinin Dezavantajları	13
2.2.4. Elektrokoagülasyon Prosesine Etki Eden Faktörler	14
2.2.4.1. Çözelti pH' nın verime etkisi	14
2.2.4.2. Elektrot Seçimi	14
2.2.4.3. Elektrotlar arası Mesafe	14
2.2.4.4. Elektroliz Süresi	15
2.2.4.5. Akım Yoğunluğu	15
2.2.4.6. Voltajın Verime Etkisi	15
2.3. Membran Teknolojilerine Giriş	15
2.3.1. Membran Prosesleri	16
2.3.1.1. Mikrofiltrasyon (MF)	17
2.3.1.2. Ultrafiltrasyon (UF)	17
2.3.1.3. Nanofiltrasyon (NF)	18
2.3.1.4. Ters Ozmos (RO)	18
2.3.2. Membran Biyoreaktör Sistemleri	19

	Sayfa
2.3.3. Membran Biyoreaktör Konfigurasyonları	20
2.3.4. MBR Performansına Etki Eden Faktörler	22
2.3.5. Membran Biyoreaktör (MBR) Kirlenmesi (Tıkanması)	22
2.4. Endüstriyel Atık sularda Elektrokoagülasyon ve Membran Biyoreaktör Sistemlerinin Uygulamaları	24
3. MATERYAL ve YÖNTEM	27
3.1. Çalışmalarda Kullanılan Atık Su Karakterizasyonu	27
3.2. EK Yöntemi ile Ön Arıtım Deneyleri	28
3.3. BMBR deneyleri	28
4. BULGULAR ve TARTIŞMA	31
4.1. Elektrokimyasal Deneysel Çalışmaları	31
4.2. Elektrokoagülasyon Deneysel Çalışmaları	32
4.2.1. Akımın Etkisi	32
4.2.2. pH Optimizasyonu	33
4.3. EK+MBR Deneysel Çalışmaları	35
4.4. EK+MBR (Fosfat İlavesiz) Deneysel Çalışmaları	37
4.5. MBR+EK Deneysel Çalışmaları	38
4.6. MBR Sonrası EK Optimizasyonu	39
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER	43
KAYNAKLAR	45
ÖZGEÇMİŞ	56

TABLolar DİZİNİ

	Sayfa
Tablo 2.1. Ham atık suda bulunan tipik kirleticiler ve önemleri	4
Tablo 2.2. Atık su arıtımında kirletici türleri ve giderilme prosesleri	5
Tablo 2.3. SKKY tablo 20.3 endüstriyel nitelikli diğer atık sular (benzin istasyonları, yer ve taşıt yıkama atık suları	7
Tablo 2.4. Elektrokimyasal redoks reaksiyonları	10
Tablo 2.5. Aerobik ve anaerobik MBR sistemlerinin karşılaştırılması	20
Tablo 2.6. MBR konfigürasyonlarının karşılaştırılması	22
Tablo 3.1. Ham atık suyun karakterizasyonu	27
Tablo 3.2. Çalışmada kullanılan cihazlar	27
Tablo 4.1 Literatürdeki kombine arıtım yöntemlerinin uygulandığı çalışmalar	41

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Bitkisel yağ taşıyan tanker yıkama prosesi iş akışı	6
Şekil 2.2. Damlacık boyutuna göre yağlar	8
Şekil 2.3. Bir elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü	9
Şekil 2.4. EK prosesinin genel mekanizması	11
Şekil 2.5. Membran akımlarının şematik gösterimi	16
Şekil 2.6. Basınç sürücü kuvvetli membran prosesler	17
Şekil 2.7. Membran prosesleri ve genel özellikleri	18
Şekil 2.8. Membran biyoreaktör şematik gösterimi	19
Şekil 2.9. MBR konfigürasyonları	21
Şekil 2.10. MBR’lerde kirlenme süreci: (a) gözenek tıkanması ve (b) kek tabakası	23
Şekil 2.11. MBR parametreleri ve kirlenme arasındaki içsel ilişkiler	23
Şekil 3.1. Elektrokoagülasyon deneylerinin şematik görünümü	28
Şekil 3.2. Membran biyoreaktör sistemine ait fotoğraf	29
Şekil 4.1. Elektrokoagülasyon ve Elektrooksidasyon proseslerine ait (A) KOİ ve (B) Yağ giderim verimi	31
Şekil 4.2. Farklı akım yoğunluklarında (A) KOİ, (B) Yağ, (C) pH ve (D) Fosfat değişimi	33
Şekil 4.3. pH’nın (A) KOİ, (B) Yağ-gres, (C) pH değişimi ve (D) fosfat parametrelerine etkisi	35
Şekil 4.4. EK ön arıtım sonrası MBR deneylerinin (A) KOİ, (B) MLSS, MLVSS konsantrasyonu, (C) pH değişimi ve (D) PO ₄ parametreleri üzerine etkisi	36
Şekil 4.5. EK ön arıtım sonrası fosfat ilavesiz MBR deneylerinin (A) KOİ, (B) MLSS, MLVSS konsantrasyonu ve (C) pH değişimi parametreleri üzerine etkisi.	37
Şekil 4.6. Ham atık suyun MBR deneylerinin (A) KOİ, (B) MLSS, MLVSS konsantrasyonu, (C) pH değişimi ve (D) PO ₄ parametreleri üzerine etkisi.	39
Şekil 4.7. MBR sonrası EK optimizasyonunun (A) KOİ ve (B) PO ₄ parametreleri üzerine etkisi	40

SİMGELER VE KISALTMALAR

Kısaltma/Simge	Tanım
T.C.	Türkiye Cumhuriyeti
YÖK	Yükseköğretim Kurulu
MEÜ	Mersin Üniversitesi
FBE	Fen Bilimleri Enstitüsü
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
EK	Elektrokoagülasyon
EO	Elektrooksidasyon
EF	Elektroflotasyon
MBR	Membran Biyoreaktör
AMBR	Aerobik Membran Biyoreaktör
AnMBR	Anaerobik Membran Biyoreaktör
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
sKOİ	Çözünür Kimyasal Oksijen İhtiyacı
AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
TKN	Toplam Katı Madde
E.Coli	Escherichia Coli
MF	Mikrofiltrasyon
UF	Ultrafiltrasyon
NF	Nanofiltrasyon
RO/TO	Ters Ozmos
HRT	Hidrolik Bekleme Süresi
SRT	Çamur Yaşı
MLSS	Askıda Katı Madde Konsantrasyonu
MLVSS	Uçucu Askıda Katı Madde Konsantrasyonu
CFV	Çapraz Akım Hızı
EPS	Hücre Dışı Polimerik Madde
TMP	Membran Geçiş Basıncı
SS	Paslanmaz Çelik
Na	Sodyum
Cr	Krom
Cu	Bakır
Pb	Kurşun
Ni	Nikel
US	Ultrasonikasyon
SEC	Sono-Elektrokoagülasyon
SMBR	Batık Membran Biyoreaktör
A/O-EMBR	Anoksik-Oksik Elektro-Membran Biyoreaktör
EKM	Entegre Elektrokoagülasyon+Membran
ED	Elektrodiyaliz

1. GİRİŞ

Nüfusun artması ile kentleşme ve endüstrileşme de giderek artmaktadır. Nüfus artışına paralel olarak insani tüketim ihtiyacının artması, endüstrileşmenin artış göstermesine neden olmuştur. Üretimde su tüketimi kaçınılmaz olurken son yıllarda yaşanan kuraklık tüm Dünya’da temiz suya olan ihtiyacı arttırmıştır. Bu nedenle deniz, nehir, göl vb. yüzeysel su kaynaklarımız ve yeraltı su kaynaklarımızın korunması önem taşımaktadır. Sanayi tesislerinin faaliyetleri sonucu oluşan atık sular kanalizasyon alt yapısı bulunan yerlerde kanalizasyona deşarj edilirken kanalizasyon alt yapısı olmayan yerlerde alıcı ortama (deniz, nehir, göl, akarsu vb.) deşarj edilmektedir. Deşarj edilen atık suların, çevreye olan olumsuz etkilerini en az düzeye düşürebilmek için ülkemizde yürürlükte bulunan 31/12/2004 tarih ve 25687 sayılı Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği ek listelerinde verilen her sektör için belirlenmiş alıcı ortama deşarj standartlarına uygun değerlere getirilebilmesi için artırılması gerekmektedir.

Endüstriyel atık sulardaki kirletici parametreler üretim sektörüne göre değişmektedir. Aynı sektörde üretim yapan iki farklı endüstride bile kullanılan hammadde ve farklı proseslerin uygulanması kirleticilerde değişiklikler gösterebilir. Bu nedenle SKKY’de sektörler gruplara ayrılarak sektöre özgü kirleticilerin deşarj standartları belirlenmiştir. Atık suların deşarj edildikleri alıcı ortam özelliklerini değiştirmeyecek hale getirebilmek için çeşitli fiziksel, kimyasal ve bakteriyolojik arıtma yöntemlerinden (Kösem, 2023) bir veya birden fazlası uygulanmaktadır (SKKY, 2004). Atık suların arıtımında yaygın olarak kullanılan yöntemler biyolojik ve elektrokimyasal arıtım yöntemleridir (Yakamercan vd., 2023; Yüksekdağ vd., 2020). Biyolojik arıtma yöntemi; Atık suda bulunan mikroorganizmaların organik ve kısmen de inorganik kirleticileri enerji ve besin kaynağı addederek atık sudan uzaklaştırma metoduna dayanan atık su arıtma yöntemidir (Yüksekdağ vd., 2020; Shelknanloymılan vd., 2012).

Elektrokimyasal arıtma yöntemleri, kolay kontrol edilebilmeleri, daha kısa sürede yüksek giderim verimi elde edilebilirliği, işletme kolaylığının olması, basit ve düşük maliyetli ekipmanlardan oluşması (Deliktaş, 2011), kimyasal madde kullanımlarının az olması (Diaz vd., 2011) ve daha az çamur oluşması (Mollah vd., 2004) gibi avantajlarından dolayı, su ve atık su arıtımında gün geçtikçe kullanımları yaygınlaşmaktadır (Yılmaz ve Köksal, 2017; Kahraman ve Şimşek, 2020). Elektrokimyasal reaksiyonda yük, elektrot ile iletken sıvı içindeki reaktif türler arasındaki ara yüzeyde transfer olmaktadır (Kaçar, 2023). Reaktör anot, katot, iletken elektrolit ve güç kaynağından oluşmaktadır (Kocaer ve Alkan, 2002). Katotta yük reaksiyona giren türlere geçerek oksidasyon durumunda azalmaya neden olmaktadır (Gülyaşar, 2019). Anotta ise yük, reaktif türlerden elektroda geçerek oksidasyon durumunu artırmaktadır (Uysal, 2017). Oksidasyon durumundaki değişimler türlerin kimyasal özelliklerinin ve formlarının değişmesine yol açmaktadır. Elektrokimyasal arıtımında en çok elektrokoagülasyon (EK) (Şahidi vd.,2020), elektrooksidasyon (EO) (Gülyaşar, 2019) ve elektroflotasyon (EF) prosesleri tercih edilmektedir (Kahraman ve Şimşek, 2020).

Elektrokoagülasyon (EK), kimyasal koagülasyon ile karşılaştırıldığında hem işletme kolaylığı ve daha yüksek arıtma verimine sahip olması (Atmaca, 2023) hem de içme suyuna ve endüstriyel atık su arıtmalarına uygulanabilirliği nedeniyle gün geçtikçe önemi artmaktadır.

EK ile askıda katı maddeler, kolloidler, organik madde, renk, yağ ve gres, metaller, florür, fosfat, bakteri, virüsler vb. gibi farklı türdeki birçok kirleticiyi içeren atık suların arıtılmasında kullanılan, elektrik akımı ve metal elektrotların (genellikle alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} veya Fe^{+2})) kullanımına dayanan (Üçgül ve İskender, 2013), işletme kolaylığı olan (Nidheesh vd., 2022) elektrokimyasal yöntemlerden biridir. EK prosesinin birçok avantajı olduğu gibi, prosesin enerji tüketimi, katot üzerinde oluşan oksitlenmenin verimliliği azaltması gibi dezavantajları mevcuttur. Bu nedenle EK prosesi farklı atık su arıtım yöntemleri işlenerek daha avantajlı ve verimli atık su arıtımı gerçekleştirilebilmektedir (Ekşi, 2023).

Son yıllarda biyolojik arıtmalı kombine elektrokoagülasyon yöntemleri araştırılmaya başlanmıştır (Saad, vd., 2022; Al-Qodah vd., 2020). Özellikle biyolojik arıtım metotlarından biri olan aktif çamur prosesini membran ayırma prosesiyle birleştiren Membran Biyoreaktör (MBR) arıtım sistemleri atık su arıtımında popülerlik kazanmıştır (Tsai vd., 2005). Bu arıtım prosesi konvansiyonel biyolojik arıtım prosesleri ile karşılaştırıldığında daha düşük biyolojik parçalanabilirliğe sahip olan atıklar için yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim verimliliğine sahiptir. Alan kısıtlaması olan veya arazi maliyetlerinin oldukça yüksek olduğu yerlerde daha az yer kaplamaları bu arıtma prosesinin tercih edilme nedenleridir (Gürel ve Büyükgüngör, 2011; Lesage vd., 2008).

Bu tez çalışmasında bitkisel yağ taşıma araçlarının yıkama sularının elektrokoagülasyon ve membran biyoreaktör prosesleri ile kombine arıtım performansı incelenmiştir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMALARI

2.1. Atık Su ve Arıtım Yöntemleri

Yerleşim alanlarında, sanayide ve tarımda kullanılma sonrası üretilen (Kınık ve Aykaç, 2021) veya doğal süreçlerle içerisine kirletici maddeleri aldıktan sonra kanalizasyona veya bir alıcı ortama verilen sulara atık su denilmektedir. (Uyanık ve Nas, 2020) Atık sular evsel, endüstriyel (Choi vd., 2017) ve kentsel atık sular olmak üzere 3'e ayrılmaktadır (Yüksekdağ vd., 2020).

Evsel Atık Sular: İnsanların, günlük yaşamlarını idame ettirildiği ev gibi yerleşim alanları, toplu olarak bulunduğu hastane, okul ve otel vb. alanlardan kaynaklı atık sularıdır (Ataklı ve Balık, 2022; Yüksekdağ vd., 2020).

Endüstriyel Atık Sular: Yağmur suları ve evsel atık sular dışında endüstriyel veya ticari faaliyetlerin prosesleri sonucu oluşan atık sulara denilmektedir (Sathya vd., 2022).

Kentsel Atık Sular: Endüstriyel atık su ve/veya yağmur suyunun karışımı ile oluşan atık suya kentsel atık su denmektedir (Yüksekdağ vd., 2020).

2.1.1. Atık Sulardaki Kirletici Parametreler ve Arıtım Yöntemleri

Atık su arıtımı, endüstri tesislerinin proses faaliyetleri sonucunda (Sathya vd., 2022); fiziksel, kimyasal ve bakteriyolojik (Kesen, 2022) vasıflarının bir kısmını veya tamamını yitiren atık suların bu özelliklerini yeniden kazandırmak ya da deşarj edildikleri alıcı ortam koşullarını değiştirmeyecek hale getirebilmek için uygulanan fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemlerinin birini veya birkaçını kapsamaktadır (SKKY, 2004).

Arıtım yöntemleri seçilirken ham atık sudaki kirletici parametrelerin neler olduğu önem arz etmektedir. Atık sulardaki kirletici türleri genel olarak organik kirleticiler, inorganik kirleticiler, patojenler ve diğer kirleticiler olarak 4 gruba ayrılmaktadır (Uyanık ve Nas, 2020). Ham atık suda bulunan kirletici türleri ve bunların önemleri Tablo 2.1.'de verilmiştir.

Tablo 2.1. Ham atık suda bulunan tipik kirleticiler ve önemleri (Uyanık ve Nas, 2020).

KİRLETİCİLER	ÖNEMİ
Askıda katı madde	Arıtılmadan alıcı ortama deşarj edilen atık su dip çamuru oluşmasına ve ortamda anaerobik koşulların oluşmasına sebep olabilir.
Biyolojik olarak ayrışabilen organikler	Proteinler, karbonhidratlar ve yağlardan oluşan bu maddeler BOİ ve KOİ cinsinden ifade edilmekte olup içeriğinde bulunan atık suların arıtılmadan deşarj edilmesi durumunda, bu maddeler alıcı ortamda oksijen konsantrasyonunun azalmasına ve septik koşulların oluşmasına sebep olabilir.
Patojenler	Bulaşıcı hastalıklar (tifo, kolera, dizanteri, hepatit vs) atık suda bulunan patojenik organizmalar tarafından taşınabilir ve bulaşabilir.
Nütrientler	Azot ve fosfor da karbon kadar yaşamsal faaliyetler için gereklidir. Nütrientler alıcı ortama deşarj edildiğinde, alıcı ortamda istenmeyen durumların oluşmasına sebep olabilir. Toprağa deşarj edilmesi durumunda ise yer altı suyu kirliliğine sebep olmaktadır.
Öncelikli kirleticiler	Organik veya inorganik kirletici bileşikler Kanserojenik, mutajenik, endokrin bozucu veya yüksek akut toksisite etkilerine göre sınıflandırılmaktadır. Halk sağlığının korunması amacıyla atık suda bu bileşiklerin asgari olarak tutulması gerekmektedir.
Dirençli organikler	Bu organik maddeler klasik atık su arıtma prosesleri ile giderilmeyen bu kirleticilere aktif maddeler, fenoller, tarımda kullanılan böcek ilaçları örnek gösterilebilir. Bu gruptaki bazı kirleticiler biyolojik arıtma prosesleri için toksik etki yaratabilir.
Ağır metaller	Ticari ve endüstriyel faaliyetler sonucu atık sularda ağır metaller görülebilir. Tarım arazilerinde stabilize atık çamurun kullanımını olumsuz etkilemektedir.
Çözünmüş inorganikler	Suyun çeşitli kullanımı sonucunda kalsiyum, sodyum, sülfat gibi inorganik bileşikler atık suya geçmektedir ve eğer atık su içme suyu olarak kullanılan bir alıcı ortama deşarj ediliyorsa, bu bileşikler ciddi kirlilik nedeni olabilmektedir.

Atık suların arıtımında karşılaşılan kirleticiler ve bu kirleticilerin hangi arıtma ünitelerinde giderildiği Tablo 2.2 de verilmiştir.

Tablo 2.2. Atık su arıtımında kirletici türleri ve giderilme prosesleri (Uyanık ve Nas, 2020).

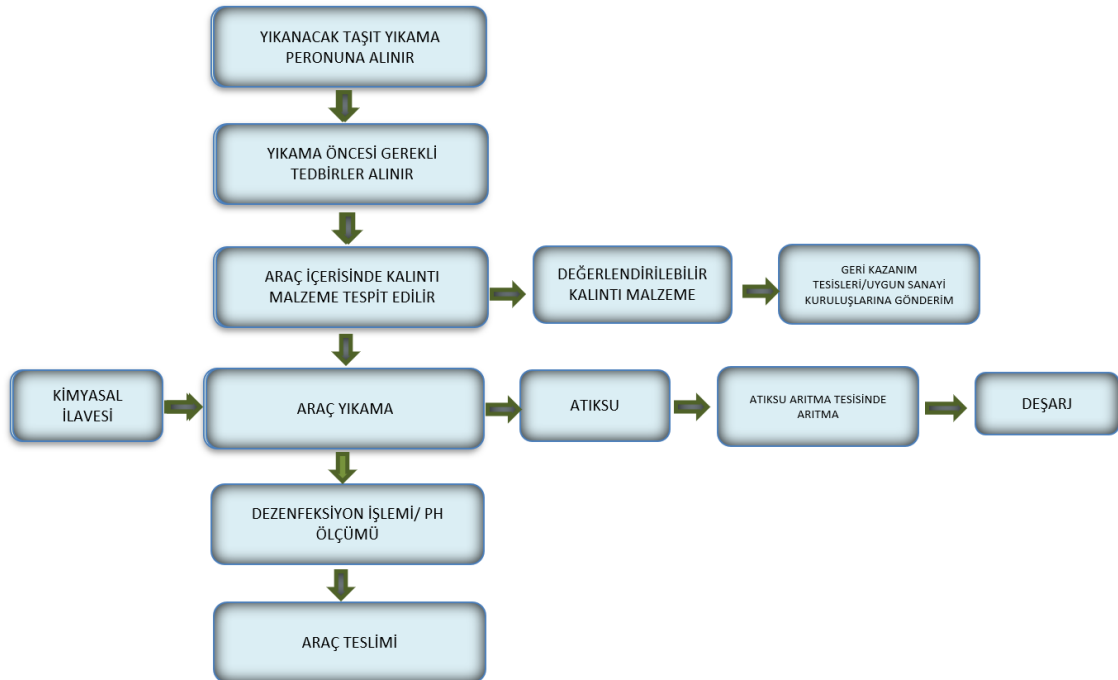
KİRLETİCİLER	KAYNAKLARI	TÜRLERİ	ARITMA TESİSLERİNDE HANGİ ÜNİTELERDE GİDERİLECEĞİ
Büyük Katı Maddeler	Kanalizasyona atılabilen her türlü büyük katı madde	Poşet, ambalaj atıkları, hayvansal atıklar, zirai atıklar	Kaba ve ince ızgaralarda (Kamiloğlu, 2016)
Küçük İnorganik Katı Maddeler	Yağmur suları nedeniyle sokaklardan ve konut temizliklerinden	Kum ve silt	Kum Tutucu Ünitesi
Yüzebilen Maddeler	Mutfaklar, küçük sanayi siteleri, mezbahaneler, banyolar	Köpük, yağ ve gres	Havalandırılmalı Kum Tutucu Yüzdürme Ünitesinde
Çökebilir Organik Maddeler	Organik bazlı çökebilir katı Maddeler	AKM, BOİ	Ön Çökeltim Ünitesi
Karbon İçeren Çözünmüş Maddeler	Mutfak atıkları, kanalizasyon,	KOİ ve BOİ	Biyolojik Arıtma Ünitelerinde
Azot İçeren Çözünmüş Maddeler	İnsan üre ve dışkıları, mutfak Atıkları	TKN	Nitrifikasyon Denitrifikasyon Ünitelerinde
Fosfor İçeren Çözünmüş Maddeler	Deterjan, şampuan atıkları	Toplam Fosfor	Biyolojik veya Kimyasal Fosfor Giderim Ünitelerinde
Bakteriyolojik Parametreler	Kanalizasyon içindeki patojenler	Fekal Koliform, E. Coli	Dezenfeksiyon Ünitelerinde
Mikrokirleticiler	İlaç kalıntıları, Toksik bileşenler.	Herbisit, İnsektisit, Pestisit kalıntıları, Antibiyotik Kalıntıları, Endokrin Bozucular	Membran Prosesler, Adsorpsiyon, Ozonlama

2.1.2. Bitkisel Yağ Taşıma Araçlarının Yıkama Prosesi ve İş Akışı

Bitkisel yağ üretim tesislerinden rafinasyon tesislerine ham yağ (Ayçiçek, soya, fındık vs) tankerler aracılığıyla taşınmaktadır. Ham yağ cinsinin (Ayçiçek, soya, fındık vs.) değişmesi durumunda nakliye için kullanılan taşıma araçları içerisinde bulundurduğu yağ kalıntılarından temizlenmesi gerekmektedir. Bu amaçla faaliyet gösteren tesislerde tanker yıkama prosesi şu şekilde gerçekleşmektedir.

İlk olarak yıkanacak tankerler yıkama alanına alınarak gerekli emniyet tedbirleri sağlanır. Tankerlerin içerisinde kalan kalıntı malzeme var ise pH değerleri ölçülür ve dikkatli bir şekilde alınarak kapalı bertaraf varillerine doldurulur. Burada özellikle geri dönüştürülebilen maddeler veya farklı sanayilerde kullanılabilecek kalıntı maddeler ayrıca stoklanarak geri dönüşüm tesislerine verilir. Daha sonrasında ise yıkama işleminde kullanılacak temizlik maddeleri (yağ çözücü) tespit edilir. Tankerlerin kapakları açılarak platform üzerinde yer alan küresel yıkama yapılmasını sağlayacak dönerli yıkama başlığı tankerin içine indirilerek sıcak su ile yıkama işlemi gerçekleştirir. Tankerlerde dezenfeksiyon işlemi ve pH ölçümü yapılarak yıkama işlemi tamamlanmış olur.

Yıkama prosesi sonucu oluşan endüstriyel nitelikli atık sular içerisinde katı maddelerin tutulması amacıyla yıkama alanında yer alan ızgaralardan geçerek atık su arıtma tesisine verilir.



Şekil 2.1. Bitkisel yağ taşıyan tanker yıkama prosesi iş akışı.

Tez çalışmamızda kullanılan atık suyun temin edildiği Tanker Yıkama Endüstrisinde yer alan kirletici parametrelere ait deşarj standartları SKKY Tablo 20.3 (Endüstriyel Nitelikli Diğer Atık sular (Benzin İstasyonları, Yer ve Taşıt Yıkama Atık suları) şu şekilde verilmiştir.

Tablo 2.3. SKKY tablo 20.3 endüstriyel nitelikli diğer atık sular (benzin istasyonları, yer ve taşıt yıkama atık suları (SKKY, 2004).

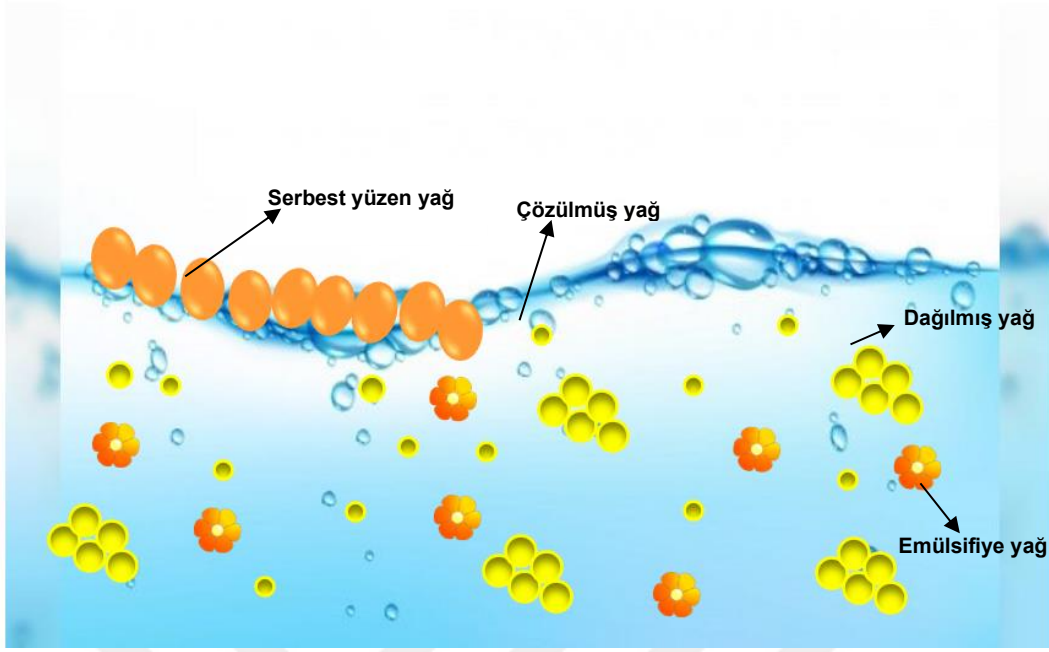
PARAMETRE	BİRİM	2 SAATLİK KOMPOZİT NUMUNE
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	150
YAĞ VE GRES	(mg/L)	20
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	20
pH	-	6-9

Bu tez çalışmasında konu olan endüstriyel faaliyet sonucu oluşan atık suyun kirletici parametreleri arasında yer alan yağ, yüzey sularının ve yeraltı sularının yüzeyini kaplayarak (Şen, 2007) suda yaşayan canlılar için gerekli olan oksijen transferini engellemektedir (Özyurt vd., 2021). Atık suda bulunan yağ konsantrasyonları kaynaklarına göre, 1-40.000 mg/L' ye kadar oldukça fazla değişiklik gösterebilir. Sanayi ve kentleşmenin artmasıyla birlikte son 10 yılda çeşitli kaynaklardan fazla miktarlarda yağlı atık su üretilmektedir (An vd., 2017)

Oluştugu noktadan atık su arıtma tesislerine ulaşmaya kadar gerek kanalizasyon alt yapısına gerekse atık su arıtma tesislerinin ekipmanlarında büyük zarara yol açan yağlı atık suların kaynağında ayrıştırılması büyük öneme sahiptir (Bilici, 2020; Gürdal, 2021)

Yağ, suda çeşitli formlarda bulunabilmektedir (Maggay vd., 2021). Bunlar;

- Serbest yüzen yağlar; 150 µm ve daha büyük damlacık boyutuna sahip yağlardır ve yer çekimi ayırıcıları ile kolayca sudan ayrıştırılabilirler.
- Dağılmış yağlar; 20-150 µm damlacık boyutuna sahip olan yağlar olup kararsız yapıya sahip olmaları nedeniyle damlacıklar birbirleriyle temas ettiklerinde birleşme eğilimindedirler. Böylece yerçekimi etkisiyle atık su yüzeyine doğru yükselirler.
- Emülsifiye yağlar; 20 µm ve daha küçük damlacık boyutuna sahip olan bu yağlar ilaç ve kozmetik sanayisinde daha çok kullanılmaktadır. Damlacık boyutları nedeni ile yerçekimi etkisi ile yüzeye çıkamazlar.
- Çözünmüş yağlar; 5 µm ve daha küçük damlacık boyutuna sahip yağlar olup organik kimyasallardır (Ekşi, 2023; Maggay vd., 2021).



Şekil 2.2. Damlacık boyutuna göre yağlar (Ekşi, 2023).

Atık sulara yağ; üretim, rafinasyon (Maggay vd., 2021) ve kullanım sonucu karışabileceği taşınması sırasında kullanılan araçların temizlenmesi sonucu da karışabilmektedir. Bu nedenle söz konusu bu atık suların deşarj öncesi en uygun arıtma yöntemleri seçilerek mevzuatlarda belirtilen uygun deşarj limitlerine getirilmesi gerekmektedir. Atık sudan yağın uzaklaştırılması, arıtma uygulamalarındaki başlıca zorluklardan biri olarak kabul edilir (Maggay vd., 2021; Ekşi, 2023). Dağılmış yağ damlacıkları genellikle yüksek yüzey yüklerine sahiptir ve bu da su içinde yağ sisteminin kararlılığını sağlar (An vd., 2017).

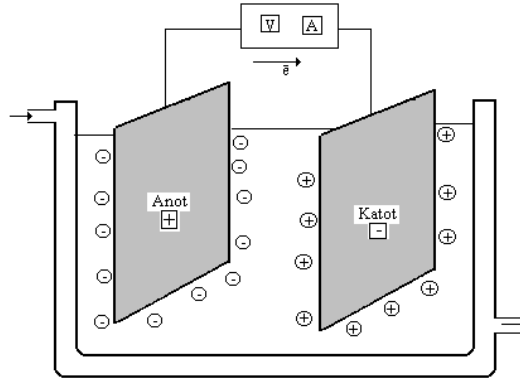
Yağlı atık suların arıtılmasında atık su içerisindeki yağın uzaklaştırılması en zorlu süreç olup (Bratskaya vd., 2006) dağılmış halde bulunan yağ damlacıkları, özellikle emülsifiye halde bulunan yağ mevcut olduğunda atık suda yağ sisteminin stabilitesinin destekleyen yüzey yükleri içerir (Ekşi, 2023)

Yağ içeren atık suların arıtılmasında kullanılan birçok yöntem bulunmakla birlikte (Nalbur ve Karaelli., 2019) başlıcaları; elektrokimyasal arıtım, membran filtrasyonu, biyolojik arıtım, adsorpsiyon, flotasyon, flokülasyon ve kimyasal koagülasyondur (Eryılmaz ve Genç., 2018). Bütün bu teknolojilerin birçok avantajının yanı sıra düşük verim, uzun işlem süresi, ikincil kirleticilerin oluşması (çamur gibi) ve yüksek işletme maliyeti gibi dezavantajları da mevcuttur. Tüm bu giderim yöntemleri tek başına uygulanabildiği gibi birden fazla yöntemin bir arada uygulandığı kombine arıtım yöntemleri de mevcuttur (Gürdal, 2021).

2.1.3. Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri

Fiziksel ve kimyasal prosesler gibi geleneksel arıtma yöntemleri ikincil bir kirletici olan çamur üretebilir veya daha geniş alanlar gerektirebilir. Son yıllarda, elektrokimyasal prosesler su ve atık su alternatif arıtımında ekolojik ve çevre dostu teknolojiler olarak ortaya çıkmıştır. Elektrokimyasal proseslerin avantajları arasında yüksek enerji verimliliği, maliyet etkinliği, otomasyon kolaylığı, düşük kimyasal ürün tüketimi ve düşük çamur üretimi sayılabilir (Briao., 2024; Durur.,2023). Elektrokimyasal arıtım proseslerini diğer prosesler ayıran en önemli farklar proses süresi, akım yoğunluğu, kullanılan elektrot tipidir (Işık, 2019).

Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten hareket eden iyonik bileşiklerin anotta ve katotta yükseltgenme veya indirgenmenin meydana geldiği (Günaslan, 2022) heterojen iyon transferi tepkimeleridir. Anot ve katotta genel olarak metal, karbon veya bir yarı iletken elektrot kullanılabilir (Scott, 1995). Elektroliz işleminin gerçekleşmesi için; anot ve katot arasında bir bağlantı ve elektroliz çözeltisinde belli bir iletkenlik (anyon ve katyonlar) olması şarttır. Bir elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü Şekil. 2.3.'de verilmiştir. Anotta ve katotta gerçekleşen reaksiyonlar Tablo 2.4.'de verilmiştir (Gebeloğlu, 2010).



Şekil 2.3. Bir elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü (Gebeloğlu, 2010).

Elektrokimyasal arıtım işlemleri, özellikle elektrokoagülasyon (EK), elektroflotasyon (EF), ve elektrooksidasyon (EO) olmak üzere sınıflandırılır (Elgün, 2022; Işık, 2019). Elektrooksidasyon prosesi, elektrik akımı yardımıyla çözünmeyen elektrotlar kullanılarak, biyolojik olarak parçalanabilirliği güç olan kirleticilerin kolay parçalanabilen maddelere dönüşmesi ya da CO_2 ve H_2O gibi nihai ürünlere dönüştürülmesi esasına dayanır (Öztürk, 2019; Gebeloğlu, 2010). Elektroflotasyon (EF) ise, oluşan O_2 ve H_2 gazları yardımıyla kirleticilerin reaktör yüzeyinde toplanarak ayrışması sağlanır (Chen ve Chen, 2010; Gebeloğlu, 2010).

Tablo 2.4. Elektrokimyasal redoks reaksiyonları (Parlak, 2008; Gebeloğlu, 2010).

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
- Anot elektron verir - Anotta yükseltgenme meydana gelir - Anotta çözünme olur ($\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{e}^-$) - Anyonlar anotta bir araya gelir - Anolit bölge meydana gelir. - Anotta oksijen çıkışı görülür $2\text{H}_2\text{O} + 4\text{e}^- \rightarrow \text{O}_2(\text{g}) \uparrow + 4\text{H}^+$ - Ortamda klorür iyonu mevcut ise anotta klor çıkışı gözlenir: $2\text{Cl}^- - 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cl}_2(\text{g}) \uparrow$	- Katot elektron alır - Katotta indirgenme meydana gelir - Katotta birikim olur ($\text{Cu}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cu}$) - Katyonlar katotta bir araya gelir. - Katolit bölge meydana gelir. - Katotta hidrojen çıkışı görülür $2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2(\text{g}) \uparrow + 2\text{OH}^-$ - Ortamda bulunan çözünmüş gaz indirgenir: $\text{O}_{2(\text{g})} \uparrow + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$

2.2. Elektrokoagülasyon Prosesi

Elektrokoagülasyon (EK) prosesi, elektrokimyasal prosesler arasında en yaygın olarak kullanılan yöntemdir (Garcia-Segura vd., 2017; Özyurt, 2018). 19. Yüzyılda Amerika’da su arıtımında EK prosesinin il uygulamaları gerçekleşmiş ancak o günün teknolojik şartlarının yetersizliği ile bakım ve işletme maliyetlerinin yüksek oluşu nedeniyle uygulamadan vazgeçilmiştir. EK prosesinin temeli suyun hidroliz prensibine dayanmakta olup Micheal Faraday tarafından geliştirilmiştir (Garcia-Segura vd., 2017; Akarsu, 2022). EK, endüstriyel atık suların arıtımı için, klasik koagülasyon, flotasyon ve adsorpsiyonun pozitif yollarını birleştiren potansiyel alternatif bir yöntemdir (Hakizimana vd., 2017; Işık, 2019).

Elektrokimyasal proseste en önemli şartlardan biri elektrot cinsidir ve EK da sıklıkla (Al^{3+}) ve demir (Fe^{3+} , Fe^{2+}) elektrotlar kullanılmaktadır (Garcia-Segura vd., 2017; Hakizimana vd., 2017; Özyurt, 2018). Kullanılan bu elektrotlar atık suda reakte olarak metal hidroksitler oluşturmaktadır. Oluşan bu metal hidroksitler atık su içerisinde yer alan kirletici parametrelerinin adsorbe edilerek çökmesini sağlar ve böylelikle kirletici parametrelerin atık sudan uzaklaştırılması sağlanır (Garcia-Segura vd., 2017; Akarsu, 2014).

Al ve Fe elektrotlar, kolay bulunabilmeleri, düşük maliyeti ve toksik olmamalarından dolayı en çok tercih edilen elektrot malzemeleridir (Işık, 2019). Alüminyum elektrot, demir elektrota kıyasla iki önemli avantaja sahiptir. Birincisi, Al elektrotun nötr pH’ ta çok düşük çözünürlüğe sahip olması genellikle pH ayarlamasının gerekli olmadığı anlamına gelmektedir. Böylece işlemin maliyeti azalır ve işlem nötr koşullarda yüksek verimlilikle gerçekleştirebilir. İkincisi, polinükleik hidrolitik komplekslerin oluşumu, atık sudaki çözünmüş ve kolloidal kirleticilerin adsorpsiyonunu sağlar (Özay vd., 2018).

Bir EK prosesinde arıtım 3 aşamada gerçekleştirilir. Bunlar;

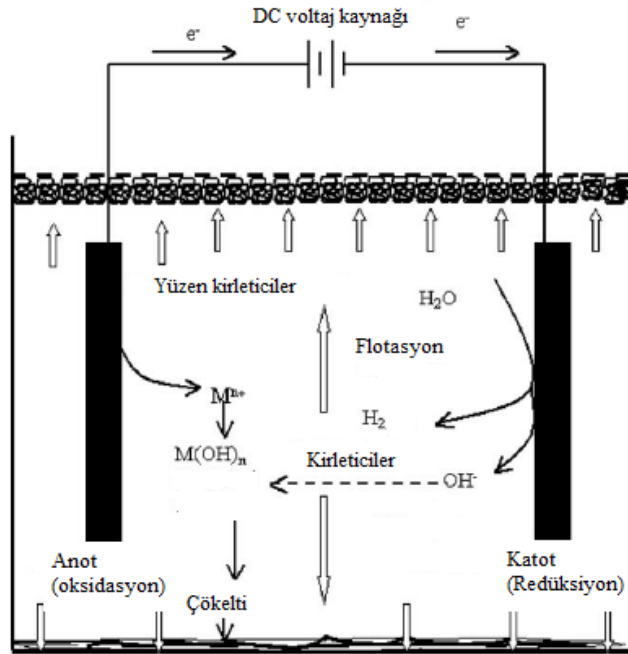
1. Kullanılan elektrodun, elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların oluşumunun sağlanması,
2. Kirleticilerin, askıdaki partiküllerin destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılması,
3. Flok meydana getirmek için destabilize fazların birleşmesi ya da toplanması.

Kirleticilerin, askıdaki partiküllerin destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılma mekanizmaları şu şekilde özetlenebilir.

a) Solüsyon içerisinde akımın geçmesi ve kullanılan elektrodun çözünmesi sonucu oluşan iyonların etkileşimi sonucu meydana gelmiş yüklü türler etrafındaki difüze çift tabakanın sıkıştırılması (Solak ve Öztürk, 2018).

b) Kullanılan elektrotların elektrokimyasal olarak çözünmesi ile üretilen zıt iyonların neden olduğu, atık su içindeki iyonik türlerin yük nötralizasyonu. Bu zıt iyonlar, elektrostatik partiküllerin içsel itme kuvvetini azaltmasından dolayı Van der Waals kuvvetleri baskın hale gelerek koagülasyon prosesini etkin hale getirir (Hakizimana vd., 2017).

c) Flok oluşumu; koagülasyon sonucunda meydana gelen flok, sulu ortamda kalan kolloidal partikülleri yakalayan ve köprüleyen çamur örtüsü oluşturur (Mollah vd., 2004).

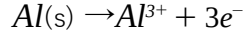


Şekil 2.4. EK prosesinin genel mekanizması (Mollah vd., 2004).

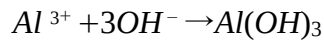
2.2.1. Anot ve Katotta Meydana Gelen Tepkimeler

Bir EK işleminde demir ve alüminyum tepkimeleri aşağıdaki gibidir (Garcia-Segura vd., 2017; Işık, 2019).

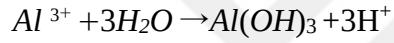
Anotta alüminyum elektrot için:



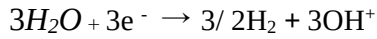
Alkali koşullarda:



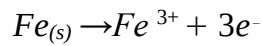
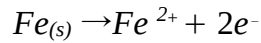
Asidik koşullarda:



Katotta alüminyum (Al) elektrot için:



Anotta demir (Fe) elektrot için:



Reaksiyonlarda da görüldüğü gibi elektrokoagülasyon; yumaklaşma ve yüzdürme işlemlerinin bir bileşimidir (Gülyaşar, 2019). Katottan çıkan hidrojen gazı kabarcıkları, oluşan yumaklara yapışarak onların yüzeye iletilmelerini sağlar (Tetik, 2011) ve bu da elektrokoagülasyon işlemine elektroflotasyonun eşlik ettiğinin bir kanıtıdır (Gülyaşar, 2019; Işık, 2019).

2.2.2. Elektrokoagülasyon Prosesinin Avantajları

- ✓ Elektrokoagülasyonun flokları kimyasal floklara göre daha büyük ve daha kararlıdır.
- ✓ Toplam çözünmüş katı madde miktarı EK' da kimyasal arıtıma nazaran daha düşüktür. Toplam çözünmüş katının az olması nedeni ile yeniden kullanılacak sularda daha az maliyet demektir.
- ✓ Elektrokoagülasyon prosesi, küçük kolloidal partiküller üzerinde kimyasal arıtıma nazaran daha verimlidir. Daha küçük konsantrasyonlar bile elektroliz süresince gaz kabarcıkları kirleticileri taşıyarak flotasyon şeklinde giderilebilir,
- ✓ Elektrokoagülasyon, bilinen koagülasyon-flokülasyon uygulamalarına oranla elektriksel alanın varlığından dolayı en küçük koloidal parçacıkları bile uzaklaştırabilme yeteneğine sahiptir,
- ✓ Biyolojik olarak bozulamayan organik maddeleri uzaklaştırabildiği için biyolojik arıtıma hazır hale getirir,
- ✓ Hidroksitler şeklindeki floklar üzerinde adsorpsiyonla ağır metal iyonlarını uzaklaştırabilir,
- ✓ Sürekli pH takibine gerek yoktur (Garcia-Segura vd., 2017),
- ✓ Kısa temas süresi (Yaklaşık 10 dakika) gerektirir,
- ✓ İyi dizayn edilen sistemlerde %90 oranında verim elde edilebilir,
- ✓ İlk yatırım maliyeti ve işletme maliyeti alternatif teknolojilere oranla daha düşüktür (Hakizimana vd., 2017).,
- ✓ Düşük enerji ihtiyacı gerektirir (Hakizimana vd., 2017).
- ✓ Kimyasal ilavesi olmadığı için diğer elektrokimyasal yöntemlerden daha az maliyetlidir.
- ✓ Bakım maliyeti düşüktür,
- ✓ İşgücü ihtiyacı düşüktür (Hakizimana vd., 2017; Abamor, 2008; Garcia-Segura vd., 2017).

2.2.3. Elektrokoagülasyon Prosesinin Dezavantajları

- ✓ Kullanılan elektrotların düzenli olarak yenilenme ihtiyacı vardır,
- ✓ Kimi bölgelerde elektrik kullanımı pahalı olabilir,
- ✓ Arıtılmış suda Fe ve Al iyon konsantrasyonları nispeten yüksektir,
- ✓ Elektrotlar arasında çözünmeyen hidroksitlerin birikmesi gibi dezavantajlara sahiptir (Brillas vd., 2003; Garcia-Segura vd., 2017; Abamor, 2008).

2.2.4. Elektrokoagülasyon Prosesine Etki Eden Faktörler

EK prosesi ile atık sulardaki kirletici parametrelerinin giderilme verimliliğine çözeltinin pH'ı, elektrot seçimi, elektrotlar arasındaki mesafe, elektroliz süresi, uygulanan akım yoğunluğu, çözeltinin iletkenliği, gibi birçok parametre etki etmektedir (Hakizimana vd., 2017; Akarsu, 2022).

2.2.4.1. Çözelti pH' ının Verime Etkisi

EK prosesinin temelini oluşturan metal hidroksit iyonlarının oluşmasında pH önemli bir parametredir. Farklı pH'larda metal hidroksit floklarının az veya çok oluşması nedeniyle kirletici parametrelerinin giderimini etkilemektedir (Akarsu, 2022).

2.2.4.2. Elektrot Seçimi

EK prosesinde pH kadar önemli olan bir diğer parametre ise kullanılan elektrot tipidir. EK'nin temeli olan metal hidroksit türü kullanılan elektrota bağlıdır. EK' da en yaygın kullanılan metal elektrotlar alüminyum ve demir elektrotlardır. Elektrot tipi üretilen kabarcıkların boyutunu ve miktarını değiştirdiğinden EK'de önemli bir yere sahiptir (Ekşi, 2023). Çoğunlukla dikdörtgen elektrotlar kullanılmakla birlikte dairesel, silindirik gibi geometrik şekillerde elektrotlarda vardır. Elektrotlar EK hücresine dikey ve yatay olarak yerleştirilebildiği gibi nadiren kullanılmasına rağmen yatay elektrotların daha yüksek karıştırma verimliliğine sahip olduğu söylenmektedir (Hakizimana vd., 2017).

2.2.4.3. Elektrotlar Arası Mesafe

Elektrotlar arasındaki mesafe, işletme maliyetleri ve optimizasyon üzerinde önemli bir parametredir (Akarsu, 2022). İki elektrot arası mesafe arttıkça Ohm potansiyel düşüşü artar. Elektrotlar arasındaki boşluk düşürülerek enerji tüketimi azaltılabilir (Tevkur, 2019). Elektrotlar arasındaki mesafe, atık suyun elektriksel iletkenliğine ve uygulanan akım yoğunluğuna bağlı olarak mesafe arttıkça enerji tüketimi artarken mesafe azaldıkça enerji tüketimi azalır (Akarsu, 2022).

Tevkur, 2019 çalışmasında farklı elektrot mesafelerinin (4, 8, 12 ve 16 mm) KOİ giderimi üzerine etkisini incelemiştir. En yüksek KOİ giderimi (%90,63) pH 7,47, akım yoğunluğu 15 A/m², elektrotlar arası mesafe 16 mm ve işletme süresi 60 dakikada olduğu zaman elde edildiğini ve elektrotlar arasındaki mesafe arttıkça çözünen metal iyonları nedeniyle KOİ gideriminin arttığını raporlamıştır (Tevkur, 2019).

2.2.4.4. Elektroliz Süresi

EK prosesinde elektroliz süresi metal hidroksit iyonlarının oluşumunu etkilemesi nedeniyle önemli bir performans parametresidir. Elektroliz süresi arttıkça giderim verimi artar ve bir süre sonra sabit kalır. Daha uzun çalışma süresi daha yüksek enerji gereksinimi ve daha düşük işlem oranı ile sonuçlanır ve dolayısıyla maliyet açısından etkili bir işlem için optimize edilmelidir (Lakshmi ve Sivashanmugam, 2013).

2.2.4.5. Akım Yoğunluğu

EK prosesinde akım yoğunluğu, kabarcık üretim hızını ve flokların büyüklüğünü etkilemesi nedeniyle verimi etkileyen bir diğer parametredir (Akarsu, 2022). Akım yoğunluğu, anottaki pıhtılaştırıcı dozajını ve Faraday yasası tarafından yönetilen katottaki hidrojen gazı (H_2) evrimini belirler (Hakizimana vd., 2017). Akım yoğunluğu arttıkça giderim verimi artacağı gibi maliyette de artış olacaktır (Bener vd., 2019). Akım yoğunluğunun artışı ile oluşacak çamur miktarında da artış olacaktır (Işık, 2019).

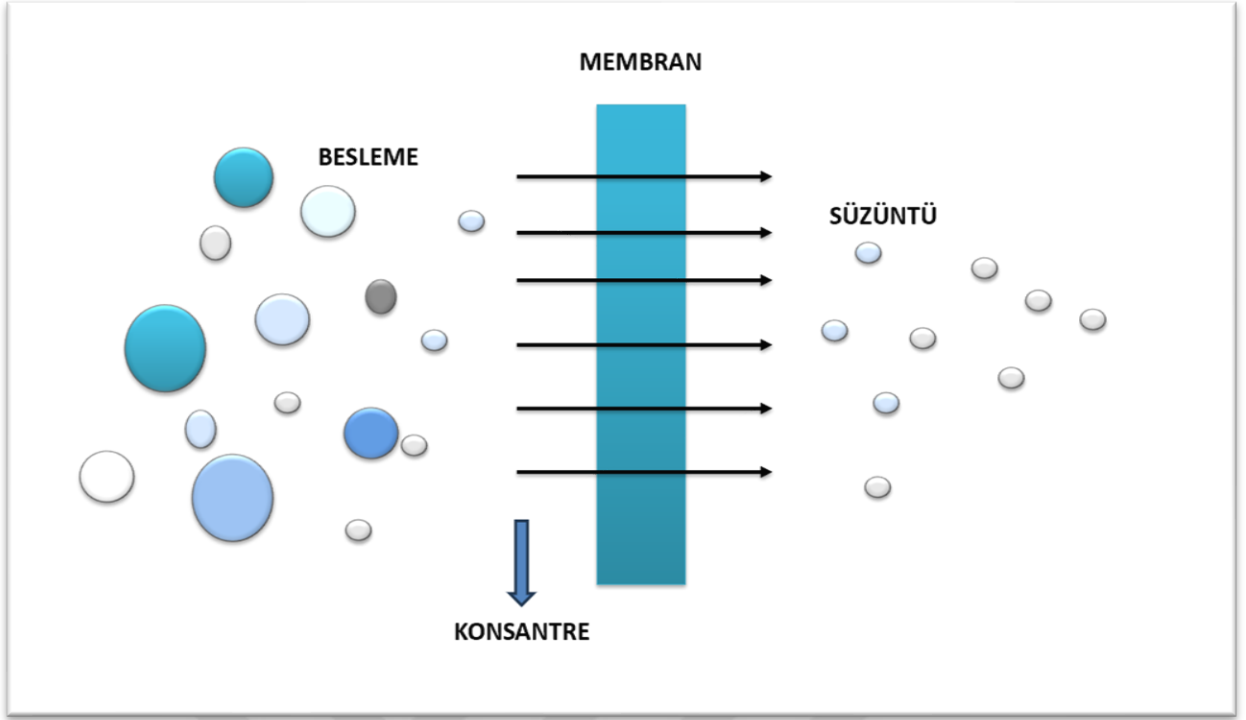
2.2.4.6. Voltajın Verime Etkisi

EK prosesinden uygulanan voltaj diğer parametrelerde olduğu gibi işletme maliyetine ve verime etkisi bulunmaktadır (Hakizimana vd., 2017). Yapılan çalışmalarda voltaj arttıkça giderim veriminin arttığı görülmüştür (Akarsu, 2022).

2.3. Membran Teknolojilerine Giriş

Membran prosesleri ilk olarak 1960'lı yıllarda (Koyuncu, 2001; Kaleli, 2006) deniz suyunun demineralizasyonu için kullanılmaya başlanmışken son 30 yılda membran teknolojilerinin gelişmesiyle deniz suyunun arıtılması, içme suyu eldesi ve atık su arıtımında kullanılmaya başlanmıştır. Membran, belirli türlerin hareketlerini kısıtlayan, metal, anorganik veya polimerlerden yapılan geçirgen (Kırıl Mert, 2009) veya yarı geçirgen bir malzeme olup gaz ayrımı, katı/sıvı ve sıvı/sıvı ayrımı için kullanılan teknolojilerdir (Durak ve Tüfekçi, 2015; Kaleli, 2006).

Membran proseslerde, besleme, süzüntü ve konsantre olarak 3 ayrı akım mevcuttur (Aslan, 2016). Besleme akımı sürücü kuvvetlerin etkisiyle iki ayrı akıma ayrılır (aydın, 2023). Bunlar; membranlardan geçen akım “süzüntü” ve geçemeyen akım ise “konsantre” olarak adlandırılmaktadır (Topacık, 2006; Koyuncu, 2001). Sürücü kuvvetlerine göre membranlar 4 gruba ayrılır. Bunlar basınç, konsantrasyon, elektriksel potansiyel ve sıcaklık farklılığıdır (Koyuncu, 2001).



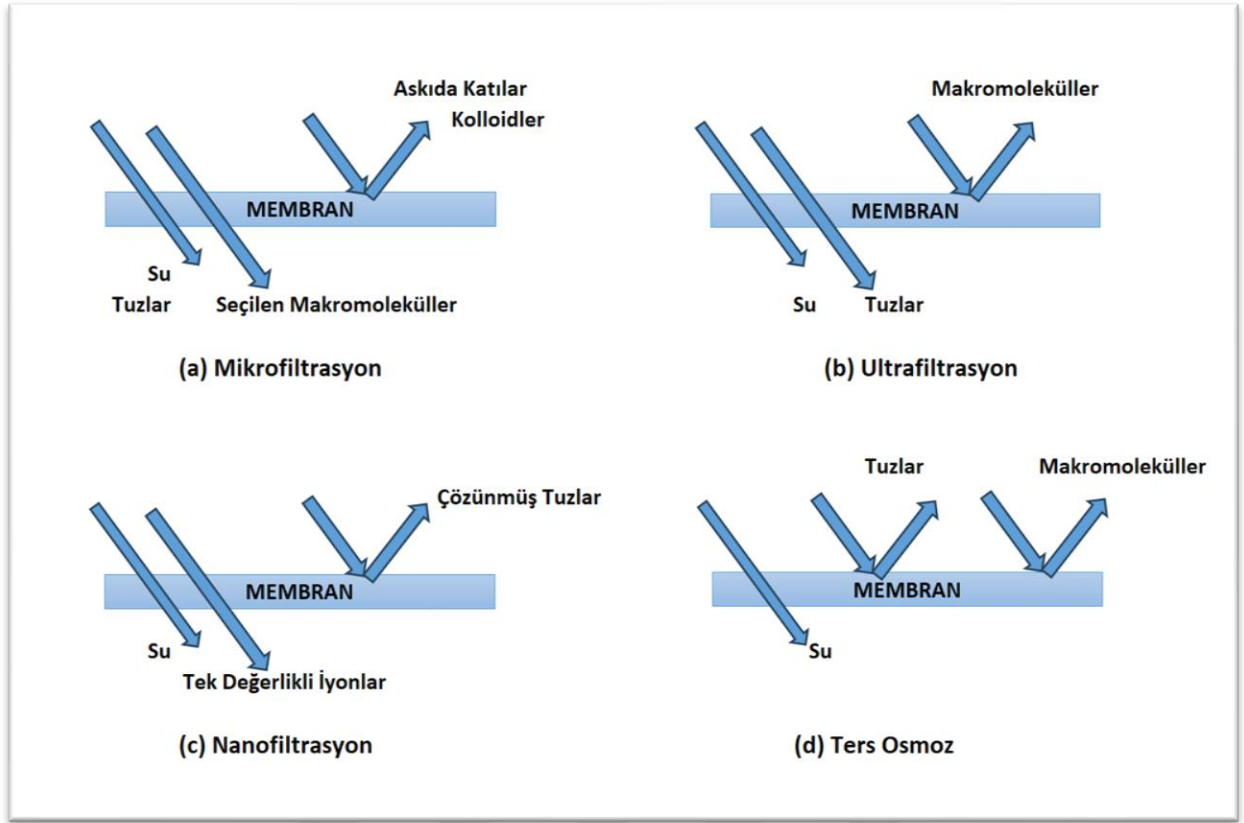
Şekil 2.5. Membran akımlarının şematik gösterimi (Kaleli, 2006).

2.3.1. Membran Prosesleri

Membranlarla arıtma prosesi sürücü kuvvetlerinin etkisiyle gerçekleşmektedir (Mulder, 2012). Bu sürücü kuvvetler; İki faz arasındaki basınç, sıcaklık, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farklarının etkisiyle akım, membranın bir tarafından diğer tarafına geçer (Kaleli, 2006).

Membran proseslerinin en çok kullanılanları basınç uygulamalı olanlarıdır. Sürücü kuvveti basınç olan proseslerin, membran gözenek boyutuna ve giderdikleri bileşenlere göre membran prosesler dört gruba ayrılır (Aygün, 2012; Koyuncu, 2001).

- Mikrofiltrasyon (MF)
- Ultrafiltrasyon (UF)
- Nanofiltrasyon (NF)
- Ters Ozmoz (RO)



Şekil 2.6. Basınç sürücü kuvvetli membran prosesler (Koyuncu, 2001).

2.3.1.1 Mikrofiltrasyon (MF)

Basınç sürücülü membran prosesleri arasında en yaygın kullanılan prosestir (Aslan, 2016). Mikrofiltrasyon prosesi çapları 0.1-10 μm arasında olan partikülleri tutabilmektedir (Yılmaz, 2015; Turgut, 2019). MF membranlar daha çok polipropilen, politetrafloretillen ve polikarbonat malzeme ile üretilirken son yıllarda anorganik (seramik, alüminyum, çelik ve elyafla güçlendirilmiş karbon) membranlar da üretilmeye başlanmıştır (Kaleli, 2006). MF işletilmesi için gereken sürücü kuvvet basıncı 0-2 bar basınçtır (Eren, 2006).

2.3.1.2. Ultrafiltrasyon (UF)

Ultrafiltrasyon membran prosesleri, 0,1 - 0,01 μm arasındaki partikülleri tutmak amacıyla kullanılır. UF işletilmesi için gereken sürücü kuvvet basıncı 1 - 10 bar basınçtır (Kaleli, 2006). UF membran prosesleri, makromoleküller, kolloidal parçacıkların ayrılması ve ürünün derişiklendirilmesinde kullanılır (Salt ve Dinçer, 2006).

2.3.1.3. Nanofiltrasyon (NF)

Nanofiltrasyon membran prosesi, özellikle sulu çözeltilerdeki organik maddelerin giderilmesinde kullanılır. NF işletilmesi için gereken sürücü kuvvet basıncı 10 - 20 bar arasındadır (Kaleli, 2006). Nanofiltrasyon membranları, ultrafiltrasyon ile ters osmoz membranları arasında yer almakta olup çapları 10-13 Å arasındadır (Yılmaz, 2015).

2.3.1.4. Ters Ozmoz (RO)

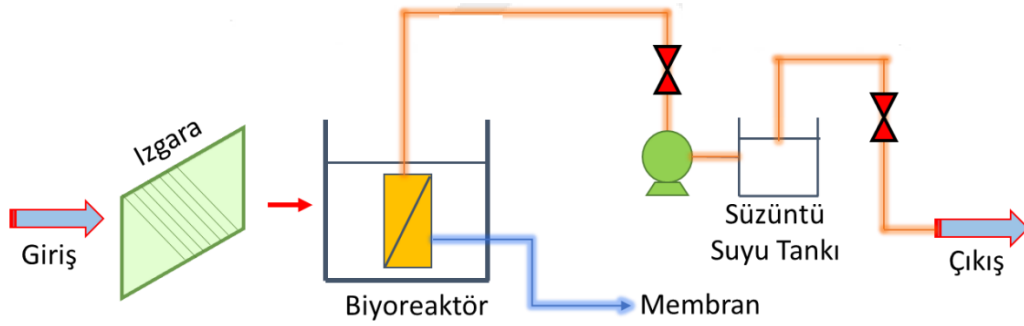
Membran prosesi arasında en karmaşık ayırma prosesi olan Ters ozmosda kullanılan membranların gözenek çapları 0.1 nm ila 1.5 nm arasında değişir. Nono ölçekte membran gözenek boyutlarına sahip oldukları için nono boyutundaki su, bazı solvent ve virüsler gibi çok küçük bileşenlerin geçişine izin verirken, düşük molekül ağırlıklı organik ve inorganik bileşenlerin membranlardan geçişine izin vermez (Aslan, 2016). RO işletilmesi için gereken sürücü kuvvet basıncı 20-100 bar arasındadır. Ters ozmosun en çok kullanıldığı alanlar; tuz giderimi ile proses suyu eldesinde, deniz suyundan içme suyu eldesinde ve atık sulardan istenilmeyen iyonların giderilmesidir (Kaleli, 2006).

	MF MIKROFILTRASYON	UF ULTRAFILTRASYON	NF NANOFILTRASYON	RO TERS OZMOS
MEMBRAN TİPİ	Gözenekli	Gözenekli	Gözeneksiz	Gözeneksiz
MEMBRAN YAPISI	Simetrik Asimetrik	Asimetrik	Asimetrik/ İnce Film Kompozit	İnce Film Kompozit
SÜRÜCÜ KUVVETİ	Hidrostatik Basınç	Hidrostatik Basınç	Hidrostatik Basınç	Hidrostatik Basınç
KULLANIM ALANLARI	AKM Giderimi	Virüsler, Kolloidler, Makromolekül giderimi	İyonlar ve renk giderimi, su yumuşatma	İyonlar ve küçük moleküllerin giderimi
PERFORMANS GÖSTERGESİ	Gözenek Çapı	MWCO	MgSO ₄ giderilmesi	NaCl giderilmesi
MEMBRAN TARZI	Düz plaka, tübüler ve içi boşluklu fiber	Düz plaka, tübüler ve içi boşluklu fiber	Düz plaka, içi boşluklu fiber	Düz plaka
İŞLETME BASINCI	0,1 - 2	0,5- 5	3-15	8-60

Şekil 2.7. Membran prosesleri ve genel özellikleri (Aydın, 2023).

2.3.2. Membran Biyoreaktör (MBR) Sistemleri

Membran biyoreaktörler atık suların arıtılmasında biyolojik süreçler ile membran teknolojisinin birleştirilmesi ile elde edilen organik ve askıda katı madde (AKM) giderimini sağlayan reaktörlerdir (Karahana, 2023). MBR, yeraltı sularının filtrasyonu, çöp sızıntı sularının arıtılması, yağlı atık suların arıtılması, gıda işleme, kağıt hamuru ve kağıt, tekstil, tabaklama, petrokimya atık suları (Lin vd., 2012), atık su arıtma tesislerinden gelen klorlu çözücülerin giderilmesi, fosfor kontrolü, orta dereceli ilaçların giderimi ve benzer birçok durum için kullanılmaktadır (Aslan, 2016). Reaktör, konvansiyonel bir aktif çamur prosesine benzer şekilde işletilmekte olup (Gürel, 2011; Açıkgoz, 2016) bu arıtma tekniğinde son çöktürme tankına ve kum filtrasyonu gibi üçüncül arıtma işlemlerine gerek duyulmamaktadır (Gürel, 2011). Hızla gelişen polimer endüstrisinin ve membran maliyetlerindeki azalmalar ile son yıllarda MBR'lar eksponansiyel bir artışla özellikle gelişmiş batı ülkelerinde atık su arıtımı ve geri kazanımında uygulanmaya başlanmıştır (Yiğit, 2007).



Şekil 2.8. Membran biyoreaktör şematik gösterimi (Erbil, 2023).

MBR sistemleri mikroorganizmaların oksijen ihtiyacına göre aerobik veya anaerobik olarak iki farklı şekilde işletilmektedir (Özan, 2012; Aslan, 2016).

Tablo 2.5. Aerobik ve anaerobik MBR sistemlerinin karşılaştırılması
(Aslan, 2016; Karaçiray, 2019)

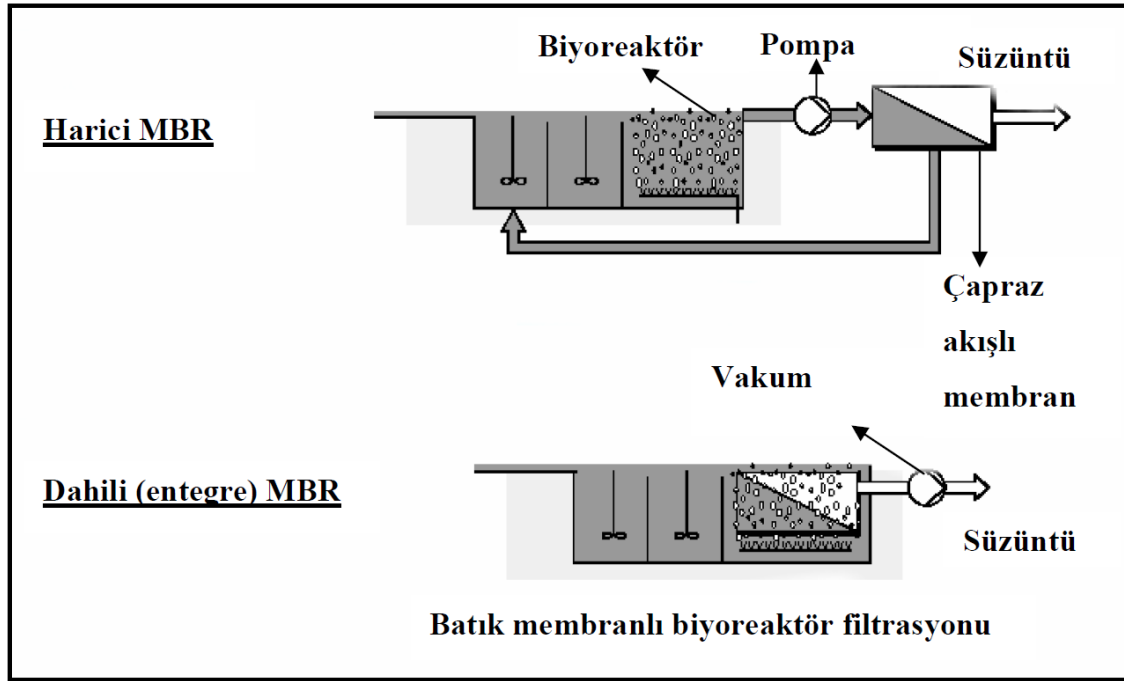
	Aerobik Membran Biyoreaktör (AMBR)	Anerobik Membran Biyoreaktör (AnMBR)
AVANTAJLARI	➤ Yüksek yoğunluklu atık sularda uygulanabilirliği daha yüksektir. ➤ Mikroorganizmalar ani yükleme ve dalgalanmalara karşı dayanıklıdır. ➤ Arıtma verimleri yüksektir. Yasal olan deşarj limit değerlerini karşılayabilir. ➤ Reaktör hacmi AnMBR ye göre daha düşüktür. ➤ Biyokütlenin büyüme hızı yüksektir. ➤ HRT ve SRT düşüktür. ➤ Mikroorganizma kaynaklı sistemsel hata oluşumu düşüktür. ➤ Nitrifikasyon gerçekleşir.	➤ Metan üretimi ve geri devir sayesinde enerji bakımından oldukça ekonomiktir. ➤ Süreç sonunda oluşan çamur miktarı düşüktür. ➤ Meydana gelen denitrifikasyon sayesinde azot giderim verimi yüksektir.
DEZAVANTAJLARI	➤ İlk yatırım maliyeti yüksektir. ➤ Mikroorganizmaların oksijen ihtiyacını karşılamak için ihtiyaç duyulan havalandırma maliyeti yüksektir. ➤ Metan oluşumu mümkün değildir. ➤ Süreç sonunda oluşan çamur miktarı yüksektir. ➤ Nitrifikasyona rağmen denitrifikasyon mümkün değildir.	➤ Düşük yoğunluklu atık sularda Uygulanabilirliği yüksektir. ➤ Mikroorganizmalar ani yükleme ve dalgalanmalara karşı dayanıksızdır. ➤ Arıtım verimi düşüktür. Yasal deşarj limit değerlerini karşılayamaz. ➤ Reaktör hacmi büyüktür. ➤ İlk yatırım maliyeti yüksektir. ➤ Biyokütlenin büyüme hızı düşüktür. ➤ Yüksek HRT ve SRT gerektirir. ➤ Sistemde hata oluşma olasılığı yüksektir. ➤ Mikroorganizmalar çabuk yorulur. ➤ Nitrifikasyon gerçekleşmez.

MBR sistemlerinin avantaj ve dezavantajlarına baktığımızda AMBR sistemi ile atık su arıtımının daha yaygın kullanımı mevcuttur (Elidüzgün, 2011). AnMBR sisteminde gerçekleşen metan üretimi sistemin işletme maliyetini düşürmekle birlikte ek enerji kaynağı sağlaması nedeniyle önem arz etmektedir. Diğer olumsuzlukların giderilmesi durumunda AnMBR sisteminin de yaygın hale geleceği düşünülmektedir. (Karaçiray 2019)

2.3.3. Membran Biyoreaktör Konfigurasyonları

Atık su arıtımı söz konusu olduğunda, atık su biyoreaktörlerine katı ve sıvı fazların ayrımını gerçekleştirmek için bir membran prosesinin dahil edilmesine gerek duyulmaktadır. Uzaklaştırılması gereken partikülün boyutuna göre basınç sürücülü membranlardan uygun olanı sisteme dahil edilebilir (Karaçiray, 2019).

Membranların biyoreaktör ile nasıl bütünleştirileceğine göre, iki temel MBR proses konfigürasyonu tanımlanmıştır (Uzuner, 2021). Bunlar ya reaktöre dışarıdan (Sıvı ve biyokütle ayrımının çapraz akışlı membran filtrasyonu ile ayrı bir ünite de gerçekleştiği) harici ya da sıvı ve biyokütle ayrımının biyoreaktör içinde membranlar batık şekilde entegre edilmektedir (Şekil 4. MBR konfigürasyonları) (Uzuner, 2021; Aslan, 2016). Batık membranlar dâhili veya harici olabilir (Gürsu, 2020). Yani membran biyoreaktör içerisine direkt yerleştirilebileceği gibi, biyoreaktör dışına ayrı bir tank içerisine konulabilir. Membranın ayrı bir tank içine alınması pompa veya vakum maliyetini artırır. Fakat membranın temizlenmesi ve kontrolü kolaydır. Aynı zamanda, bu işletme şeklinde gaz/sıvı geri devri yapılarak, fiziksel yıkama da yapılabilmesi sağlanabilir (Aslan, 2016).



Şekil 2.9. MBR konfigürasyonları (Yiğit, 2007).

Harici MBR yapılandırması, biyoreaktör çıkışına dışarıdan entegre edilen membran sistemi ile başka bir ünite de filtrasyon işlemini gerçekleştirir. Burada basınç sürücülü membran çapraz akış modunda sıvı ve biyokütle ayrımı gerçekleşmektedir. Harici MBR sistemlerinde membran modülü biyoreaktör modülüne iki hatla bağlanır. Birinci hatla biyoreaktör modülünden membran modülüne besleme yapılırken, ikinci hatla süzüntüye geçemeyen su ve atıklar membran modülünden biyoreaktör modülüne geri beslenir. Membranın çapraz akış modunda çalıştırılması birçok avantaj sağlamasına rağmen bu MBR yapılandırmasının enerji tüketiminin fazla olması ve temizleme ihtiyacı gerek duyulması nedeni ile yüksek maliyetli olması MBR sistemlerinin atık su arıtımı için çok fazla tercih edilmemesine neden olmaktadır. (Karaçiray, 2019).

Batık MBR sistemlerinde membran reaktör içinde karışık sıvıya batık haldedir. Süzüntü mekanik olarak veya yerçekimi kuvvetiyle oluşan akış sayesinde emilir (Gürel, & Büyükgüngör, 2011).

Batık MBR konfigürasyonları, harici konfigürasyonlarıyla kıyaslandıklarında nispeten düşük enerji ihtiyaçları nedeniyle daha fazla tercih sebebidir (Aslan, 2016). Bir işletmede hangi MBR konfigürasyonunun kullanılmasına karar verebilmek için bu konfigürasyonların avantaj ve dezavantajlarının bilinmesi gereklidir (Karaçiray, 2019).

Tablo 2.6. MBR konfigürasyonlarının karşılaştırılması (Dönmez, 2023; Topaloğlu, 2010).

PARAMETRE	DAHİLİ/ENTEGRE MBR	HARİCİ MBR
Havalandırma maliyeti	Yüksek (~%90)	Düşük (~%20)
Pompalama maliyeti	Düşük (emme pompası kullanılıyorsa daha yüksek ~%28)	Yüksek (%60-80)
Akı	Düşük	Yüksek
Temizleme ihtiyacı	Az	Daha sık
İşletme maliyeti	Düşük	Yüksek
İlk yatırım maliyeti	Yüksek	Düşük
Değişim	Zor	Kolay

2.3.4. MBR Performansına Etki Eden Faktörler

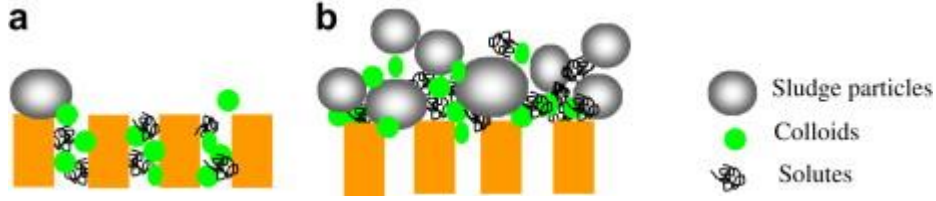
Membran ile desteklenen biyoreaktörlerin temel amacı kirletici giderim verimi yüksek, kaliteli çıkış suyu sağlayan biyolojik proseslerin atık su arıtma performansını arttırmaktır. Biyolojik arıtım ve membran ayırma birbirinden farklı prosesler olmakla birlikte birleşik MBR süreci daha karmaşıktır. Konsantrasyon, hız (Topaloğlu, 2010), Sıcaklık, çamur yaşı, hidrolik bekleme süresi (Uzuner, 2021), çamur özellikleri gibi işletme parametreleri, malzeme ve membran maliyetleri, enerji maliyeti, membran özellikleri, akı ve çapraz akım hızı (CFV), trans membran basıncı vb. parametreler MBR süreçlerinin optimizasyonu için dikkate alınması gerekli parametrelerdir (Topaloğlu, 2010; Aslan, 2016). Arıtım sonucu oluşan atık çamurun uzaklaştırılması, membran temizliği ve gaz püskürtmesi gibi faktörlerde dikkate alınması gerekli parametrelerdir (Aslan, 2016).

2.3.5. Membran Biyoreaktör Kirlenmesi (Tıkanması)

Membran ayırma proseslerinin uygulanmasında en temel problem membran kirlenmesidir (Guo vd., 2012; Uzuner, 2021). Membran kirlenmesinde, giriş suyunun kalitesi, membranların karakteristiği ve biyoreaktörün işletme koşulları etkili olan faktörler arasında yer almaktadır (Uzuner, 2021).

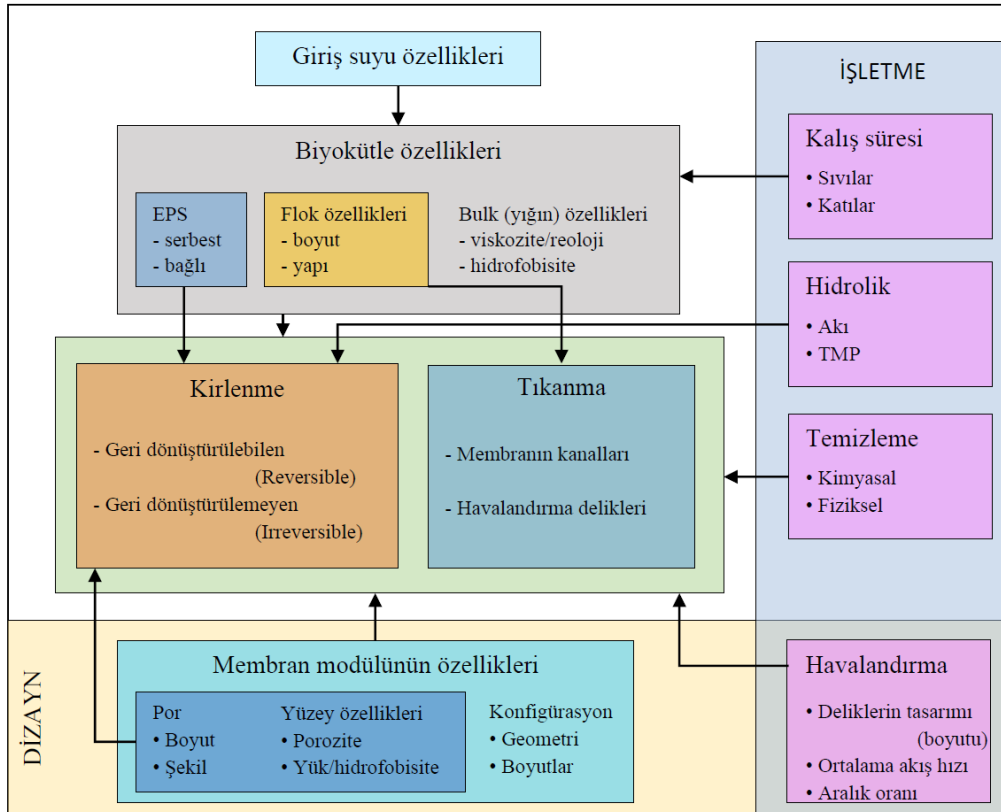
Su akış kalitesi kaybı, çalışma verimliliği düşüşü, servis /bakım aralıklarının kısalması, erken membran değişimi gibi etkileri ortaya çıkarabilmektedir (Hekim, 2019). Membran kirlenmesi, kimyasal

temizleme gerektirmesi ve geri yıkama ihtiyacı nedeniyle bakım maliyetinin artmasına neden olmaktadır (Guo vd., 2012). Tıkanma membran yüzeyinde olabileceği gibi gözenek aralarında da olabilir (Yiğit, 2007; Meng vd., 2009).



Şekil 2.10. MBR’lerde kirlenme süreci: (a) gözenek tıkanması ve (b) kek tabakası (Meng vd., 2009).

Kirlenme membran yüzeyinde meydana geldiğinde havalandırma veya geri yıkama ile giderilebilirken, gözenek aralarında meydana gelmesi durumunda kimyasal temizleme yapılması gerekmektedir. Kimyasal temizleme ile giderilen tıkanmalarda süzöntü akısı azaldığı için yeniden akı yükseltilememektedir (Yiğit, 2007; Topaloğlu, 2010). Giriş suyunun kimyası MBR işletimi üzerinde büyük etkiye sahiptir. Giriş suyunun kalitesi membran kirlenme eğilimini belirlemektedir. MBR parametreleri ve kirlenme arasındaki içsel ilişkiler Şekil. 5’ te verilmiştir (Uzuner, 2021).



Şekil 2.11. MBR parametreleri ve kirlenme arasındaki içsel ilişkiler (Uzuner, 2021).

2.4 Endüstriyel Atık Sularda Elektrokoagülasyon ve Membran Biyoreaktör Sistemlerinin Uygulamaları

Hem elektrokoagülasyonun hem de membran biyoreaktörlerin mevcut avantajları görüldüğünde farklı karakterizasyondaki endüstriyel nitelikli atık sularda uygulamaları olduğu görülmüştür. EK tek başına uygulanabildiği gibi yüksek arıtma verimlerinin elde edilebilmesi için farklı arıtma yöntemleri ile kombine edilerek uygulandığı çalışmalar mevcuttur.

Çok sayıda araştırma çalışması, membran üzerindeki kirlenme yükünü azaltmak amacıyla, MBR modülünden önce besleme akışı için bir ön işlem prosedürü olarak EK' nin kullanımına ilişkin bir araştırma başlatmıştır (Moneer, 2023).

Al-Malack, & Al-Nowaiser, (2018) çalışmalarında, Elektrokoagülasyon-membran biyoreaktör (EC+MBR) prosesinde halofilik bakteriler kullanılarak sentetik hipersalin suyunun arıtılmasını araştırmışlardır. EK deneylerinde kullanılan alüminyum elektrodun KOİ (%50) ve bulanıklık (%52) gideriminde verimlilikleri açısından daha iyi performansa sahip olduğunu gözlemişlerdir. EK+MBR deneyleri sonucunda KOİ giderim verimini %97 ve yağ ve gres giderim verimini %95 oranında bulmuşlardır. Bu sonuçlar doğrultusunda hibrit sistemin hem membran kirlenmesini engellediği hem de giderim verimini arttırdığını bildirmişlerdir (Al-Malack, & Al-Nowaiser, 2018).

Akarsu vd., kişisel bakım ürünü atık sularının entegre EK ve Membran Filtrasyon prosesleri ile arıtma performansını araştırmışlardır. Elektrot malzemesinin (alüminyum, demir, paslanmaz çelik, titanyum ve grafit), akım yoğunluğunun (50–150 A/m²), başlangıç pH' sının (4-10) ve tutulma süresinin (120-140 dk) KOİ, yüzey aktif madde, yağ-gres, ve mikroplastik giderimi üzerine etkisini araştırmışlardır. EK da Paslanmaz çelik (SS) katot en yüksek giderim verimliliği (KOİ giderme verimliliğini %89,6'e, yüzey aktif madde giderimi verimini %99,4'e ve yağ-gres giderim verimini %99,3 oranında bulmuşlardır. EK+MBR deneyleri sonucunda KOİ giderim verimini 30 mg/L atık KOİ konsantrasyonu ile %99,18 oranında giderim verimi olduğunu bulmuşlardır. Uygulanan kombine arıtım yönteminin kişisel bakım ürünü atık sularının arıtımı için etkili olduğunu kanıtlamışlardır (Akarsu vd., 2022).

Changmai vd., sondaj sahasından alınan yağ-gres, Na, Cr, Cu, Pb ve Ni gibi metaller içeren yağlı atık suyun arıtımı için EK+Mikrofiltrasyon (MF) prosesleri kombine olarak çalışmışlardır. EK ön arıtımında yağ ve gresin 20 dakikada 35 mg/L'den 10,2 mg/L'ye düştüğü, toplam çözünmüş katının (TÇK) 3230'dan 2780 mg/L'ye düştüğü görmüşlerdir. EK prosesi sonrası uygulanan MF deneyleri için 700, 800, 900 ve 1000 °C sinterleme sıcaklıklarında hazırlanan dört farklı membran kullanmışlardır. Transmembran basınçlarını 98,196 ve 194 kPa'lık üç farklı basınçta tutmuşlardır. 98 kPa basınçta, sinterleme sıcaklıkları 700'den 1000 °C'ye çıktığında permeat akısı 264'ten 423 L/h·m²'ye yükseldiğini gözlemlemişlerdir. Basınçtaki artışla birlikte, daha fazla itici güç nedeniyle permeat akısı arttığını tespit etmişlerdir. Ayrıca, elektro-koagüle edilmiş numunelerin mikrofiltrasyonu sırasında başlangıç akısının %75-85'inin kaybolduğu da gözlemlemişlerdir (Changmai vd., 2019)

Dizge vd., yaptıkları çalışmada EK, ultrasonikasyon (US) ve sono-elektrokoagülasyon (SEC) proseslerini birlikte kullanarak bira endüstrisi atık suyunun arıtım performansını araştırmışlardır. EK deneylerinde Al/Al elektrot kombinasyonunda %99,2 oranında renk giderim verimi ve %60,5 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Kombine sono destekli elektrokoagülasyon ve membran sistemi, ters ozmoz (RO) membranı ile desteklendiğinde %100 renk ve %90,8 KOİ giderim verimliliği sağladığını gözlemlemişlerdir. Entegre prosesin tek başına elektrokoagülasyon ve sonikasyon prosesine kıyasla daha yüksek kirlenici giderimi sağladığını belirtmişlerdir (Dizge vd., 2018)

Gönder vd., araç yıkama atık sularının yeniden durulama suyu olarak kullanılabilmesi için kombine EK+NF prosesleri arıtımını araştırmışlardır. Ön arıtımı EK prosesi ile Fe elektrodu kullanarak yapmışlardır. EK deneylerinde optimum koşullarda (25 °C, 250 rpm ve MP-P bağlantı modunda) KOİ giderim verimini %88, yağ-gres giderim verimini ise %90 olarak bulmuşlardır. EK atık suyunun daha ileri arıtımı için NF işlemi, NF 270 ve Desal 5DL membranlarını kullanarak gerçekleştirmişlerdir. Bu aşamada klorür (%92), iletkenlik (%80) ve toplam sertlik (%90) parametrelerinde daha iyi arıtma performansı sağlamışlardır (Gönder vd., 2020).

Melhem, & Smith, gri su arıtımı için EK prosesi ve batık membran biyoreaktör (SMBR) teknolojisinden oluşan kombine bir prosesin performansını araştırmışlardır. SMBR' nin tek başına uygulandığı proseste KOİ giderimi %86 oranında iken, EK+SMBR prosesinde %89 oranında giderim olduğunu gözlemlemişlerdir. Bulanıklık giderim verimini %97 oranında, renk giderimini %94 gözlemlemişlerdir. Biyolojik nitrifikasyon yoluyla amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) azaltımı SMBR sürecinde giderimin ortalama %97,4 olduğu, EK-SMBR'de ise sadece %77,8 giderim olduğunu ve bu durumun EK-SMBR sistemindeki mikrobiyal topluluğun EK prosesinde alüminyum konsantrasyonuna duyarlı olduğunun bir göstergesi olabileceğini belirtmişlerdir (Melhem ve Smith, 2012)

Ravadelli vd., azo boya içeren atık suyun arıtımı için anoksik-oksik elektro-membran biyoreaktörün (A/O-EMBR) kullanımını araştırdıkları çalışmalarında EK prosesi olmadan (Dönem I) ve EK uygulanmasıyla (Dönem II) değerlendirmişler ve karşılaştırmışlardır. EK uygulandığında boya giderim veriminin %52' den (Dönem I) %94,9' a (Dönem II) kadar yükseldiğini, anoksik ve aerobik tankların çıkışındaki ortalama çözünür KOİ'de (sKOİ) önemli bir azalma (~%80) tespit etmişlerdir. Ayrıca giderilen boya kütlesi başına enerji tüketimi %17,2 oranında azaldığını belirtmişlerdir. EK+MBR teknolojisinin entegrasyonu, simüle edilmiş tekstil atık suyundan azo boya konsantrasyonunu etkili bir şekilde azaltırken enerji verimliliğini artırmak için alternatif olacağını bildirmişlerdir (Ravadelli vd., 2021)

Saad vd., tekstil endüstrisi atık sularında azo boya giderimi için entegre EK+Membran (EKM) sistemini uygulamışlardır. EK deneylerinde KOİ giderim verimi %61,60 oranında iken, entegre EKM %97,08 oranında giderim sağlandığını görmüşlerdir. EK deneylerinde, %98,34 boya giderimi, entegre EKM sistemi %92,27 boya giderimi tespit etmişlerdir. Her iki sonuç da kabul edilebilir hata aralığının %5'i içinde olduğunu, dolayısıyla tekstil atık suyundaki boyaların giderilmesinde EK ve EKM proseslerinin kullanılabileceğini belirtmişlerdir (Saad vd., 2022).

Deghles, & Kurt, çalışmalarında deri endüstrisi tabaklama atık sularının hibrit EK ve Elektrodializ (ED) işleminin performansını araştırmışlardır. EK+ED deneylerinde alüminyum elektrot KOİ, NH₃-N, Cr ve renk giderim verimlerini sırasıyla %92, %100, %100, %100 oranlarındayken, demir elektrotlu EK+ED deneylerinde, KOİ, NH₃-N, Cr ve renk giderim verimlerini sırasıyla %87, %100, %100, %100 oranlarda tespit etmişlerdir. Sonuç olarak, kombine EK-ED teknikleriyle arıtılan atık suyun besleme suyu değerlerine çok benzer su kalitesi değerleri sağladığını belirtmişlerdir (Deghles ve Kurt, 2016)

Perez vd., Yüksek mukavemetli petrol rafinerisi atık suyunun Tek başına EK deneylerinde enerji tüketimi de dikkate alındığında en yüksek KOİ giderim verimi %76,8 iken kombine sisteminde KOİ (%85) ve TPH'nin (%98) genel olarak uzaklaştırılmasıyla sonuçlandığını rapor etmişlerdir (Perez vd., 2016)

Keerthi & Balasubramanian, tabaklama atık suyunun arıtımı için Elektrokoagülasyon ve mikrofiltrasyonun (EMR), membran biyoreaktör (MBR) ve EK+MBR ile bütünleşik (Hibrit MBR) üç farklı kombinasyonlu arıtma tekniği uyguladıkları çalışmalarında, 5 kPa sabit transmembran basıncı altında 7 gün boyunca yaptıkları analiz sonucunda HMBR' nin (% 94 KOİ giderimi, % 100 krom giderimi) MBR' ye göre (% 90 KOİ giderimi, % 67 krom giderimi) performans ve kirlenme azaltma açısından en uygun olduğunu belirtmişlerdir (Keerthi ve Balasubramanian, 2013).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Çalışmalarda Kullanılan Atık Su Karakterizasyonu

Tez çalışmasında, bitkisel yağ taşıma araçlarının yıkama sularının elektrokoagülasyon ve membran biyoreaktör prosesleri ile kombine arıtımı araştırılmıştır. Çalışmadan kullanılan atık su Mersin’ de faaliyet gösteren bitkisel yağ tankeri yıkama endüstrisinin atık su arıtma tesisi girişinden temin edilmiştir.

Tablo 3.1. Ham atık suyun karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
pH		5,68
İletkenlik	µS/cm	1219
Yağ	mg/L	124
KOİ	mg/L	2545
Fosfat	mg/L	25

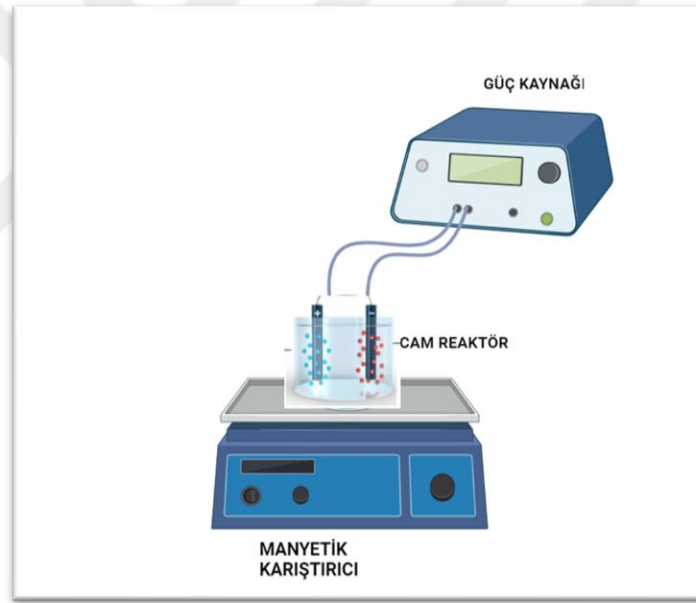
Deney çalışmalarında Tablo 1.2.’ de yer alan Mersin Üniversitesi Çevre Mühendisliği laboratuvarlarındaki cihazlar kullanılmıştır.

Tablo 2.2. Çalışmada kullanılan cihazlar

Adı	Markası	Bulunduğu yer
Hassas terazi	UHAUS CORP ADVENTURE	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
pH Metre	Thermo Scientific Orion 3- Star	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
Güç Kaynağı	AATech ADC-3303D	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
Manyetik Karıştırıcı	Wisd- Wisestir Msh-20a	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
İletkenlik Ölçer	Hach-HQ 40D	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
Santrifüj	Sigma 1-6P	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
KOİ Reaktör	Hanna Instrument-HI839800	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü
Peristaltik Pompa	Watson Marlow 323	MEÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü

3.2. EK Yöntemi ile Ön Arıtım Deneyleri

Elektrokoagülasyon deneylerinde akım, pH ve reaksiyon zamanı optimize edilmiştir. Bitkisel yağ taşıma araçlarının yıkama atık suyuna uygulanan Elektrokoagülasyon deneyleri, 0-30 V çıkış voltajı ve 0-5 A çıkış akımı olan güç kaynağı (AATech ADC-3303D) ile gerçekleştirilmiştir. Atık suyun deney sırasında borosilikat cam reaktörde karıştırılması manyetik karıştırıcı (Wisd MSH-20A) ile sağlanmıştır. Elektrokimyasal deneylerde kullanılacak olan elektrotlar Mersin'de bir sanayi bölgesinden temin edilmiştir. Elektrokoagülasyon deneyleri, 250 mL çalışma hacmine ve 250 rpm sabit karıştırma hızına sahip 600 mL borosilikat cam reaktörde oda sıcaklığı koşullarında (25 ± 1 °C) gerçekleştirilmiştir. EK deney optimizasyonu, akım için 50, 100 ve 200 A/m² akım yoğunluğu, pH için ise pH 4,00, 5,50 ve 7,00 pH değerleri seçilerek 15-90 dk reaksiyon süresince belirli zaman aralıklarıyla numune alınarak belirlenmiştir. Elektrokoagülasyon deneyleri için anot ve katot elektrot çiftleri olarak demir (6 cm genişlik x 4 cm yükseklik x 1 mm kalınlık) kullanılmıştır. Elektrotlar arası mesafe 2 cm olarak ayarlanmıştır.



Şekil 3.1. Elektrokoagülasyon deneylerinin şematik görünümü.

3.3. BMBR deneyleri

Ham atık su ve EK ön arıtma deneyleri sonunda ön arıtılmış atık su, BMBR deneyleri ile birleştirilmiştir. BMBR deneylerine başlamadan önce ham atık su ve ön arıtılmış atık su ile ilk 5 gün boyunca aklimasyon sağlanmıştır. Deney düzeneğinde 60 cm² aktif alana sahip UF150 membran kullanılmıştır. BMBR sistemi, membran modülü, atık su besleme sistemi, çıkış suyu toplama tankı ve havalandırma sistemi ünitelerinden oluşmaktadır. Ön arıtılmış atık su 20 gün boyunca sürekli olarak

MBR tankına beslenmiştir ve KOİ, pH, iletkenlik, yağ, MLSS ve MLVSS analizleri hem MBR reaktöründe hem de süzöntüde günlük olarak izlenmiştir.



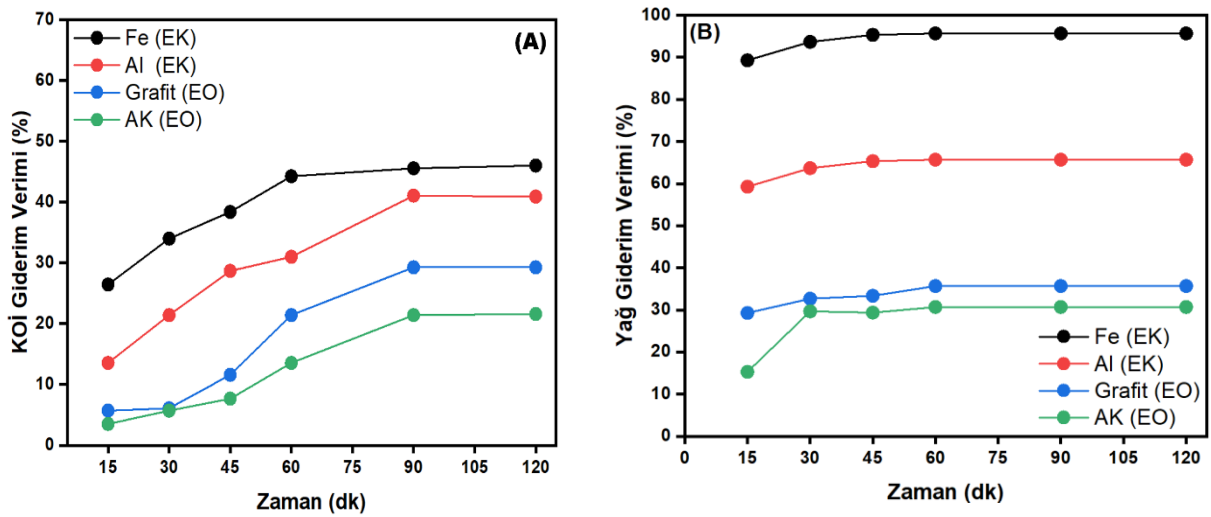
Şekil 3.2. Membran biyoreaktör sistemine ait fotoğraf



4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Elektrokimyasal Deneysel Çalışmaları

Atık sulardaki organik kirleticilerin giderilmesinde elektrokimyasal prosesinin etkinliği, büyük ölçüde kullanılan elektrot malzemesinin doğasına bağlıdır (Özay vd., 2018). EK prosesinde, ticari olarak kolay bulunabilirlikleri ve diğer elektrotlara göre daha düşük maliyetli olmaları nedeniyle Fe ve Al elektrotlar tercih edilmiştir (Akarsu, 2014). EO prosesinde ise Grafit (GR) ve aktif karbon keçe (AK) elektrotlar kullanılarak KOİ giderim etkinliği incelenmiştir. Şekil 4.1’de elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon proseslerine ait KOİ ve yağ giderim verimi verilmektedir. Şekil 4.1(A)’da her bir elektrotun zamana bağlı olarak KOİ giderim verimi orantılı bir şekilde artmıştır. Ancak 90 dakikadan sonra KOİ giderim verimi sabitlenmiştir. Fe elektrotuna ait KOİ giderim verimi %46,01, Al elektrotuna ait KOİ giderim verimi %40,9, grafit elektrotuna ait KOİ giderim verimi %29,27 ve aktif karbon keçe elektrotuna ait KOİ giderim verimi %21,6’dır. Şekil 4.1(B)’de EK prosesinde yağ giderim verimi ise oda sıcaklığında, pH 5,50 ve 120 dakikalık reaksiyon süresi boyunca Fe, Al, grafit ve keçe elektrotuna ait yağ giderim verimi sırasıyla %95,60, %65,67, %35,62 ve %30,27’dir. KOİ ve yağ giderim verimi için en iyi sonuçlar Fe elektrotları kullanılarak sağlanmıştır. Bundan dolayı atık suyun EK proses optimizasyonu için Fe elektrotlar kullanılarak deneysel çalışmalara devam edilmiştir.



Şekil 4.1. Elektrokoagülasyon ve Elektrooksidasyon proseslerine ait (A) KOİ ve (B) Yağ giderim verimi.

4.2. Elektrokoagülasyon Deneysel Çalışmaları

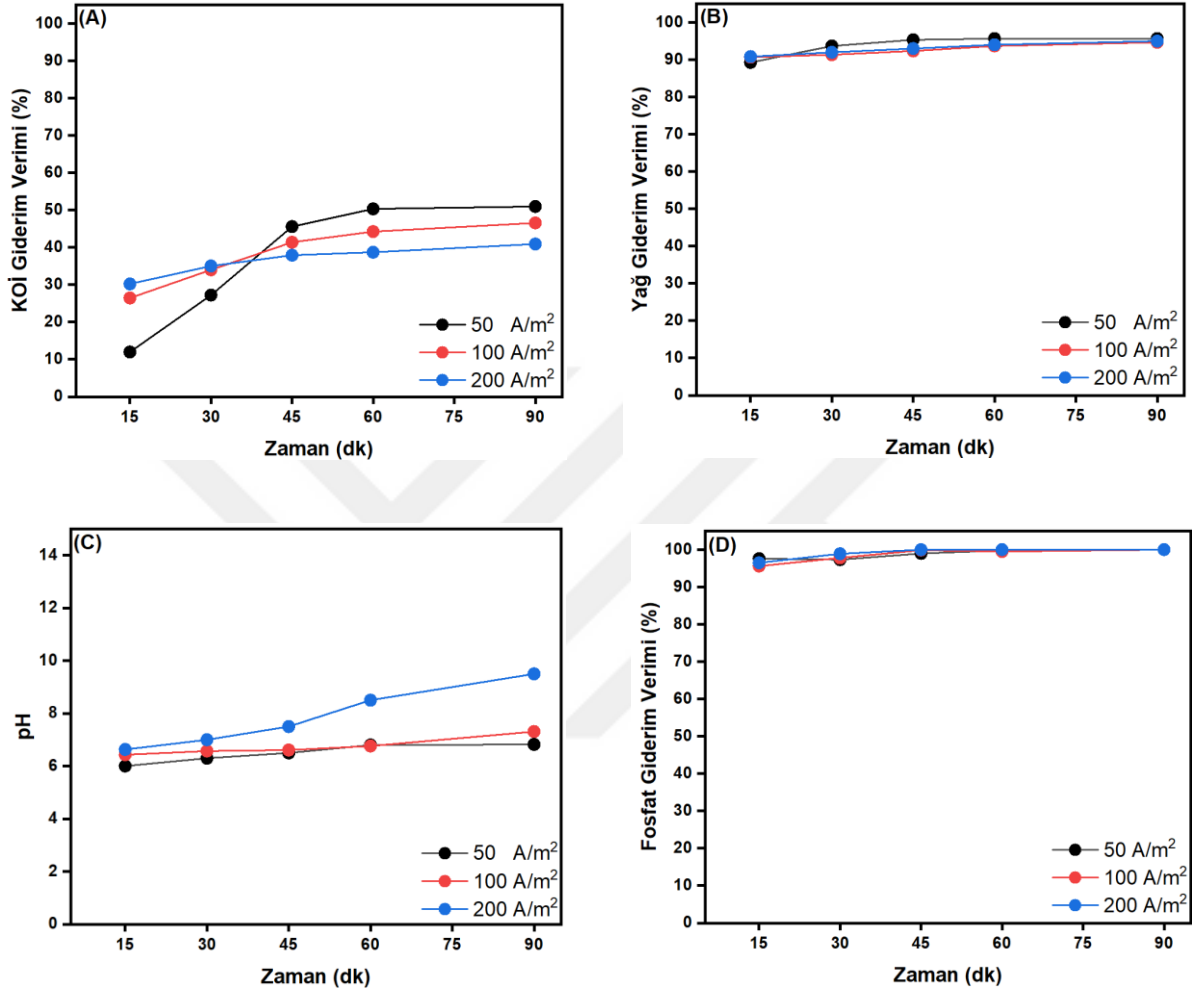
4.2.1. Akımın etkisi

Birim elektrot alanından geçen akım, akım yoğunluğu olarak ifade edilir. Akım yoğunluğunun miktarı, anotta çözünen metal iyonlarının oluşum hızını ve katotta oluşacak kabarcık hızı ve büyüklüğünü etkilemesi nedeniyle oluşan flok miktarını ve yapısını da etkiler. Fazla miktarda oksijen oluşumunu ve sıcaklığın artmasını önlemek için akım önemli bir parametredir (Özyurt, 2018). EK ön arıtımında 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² gibi farklı akım yoğunluklarında zamana karşı alınan numunelerde pH değişimi, KOİ, yağ ve fosfat giderim verimi gibi parametrelerin değişimine ait grafikler Şekil 4.2.'de verilmiştir. Şekil 4.2. (A)'da KOİ giderim verimliliğine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.2. (A)'ya göre ilk 15. dakikasında KOİ giderim verimi 50 A/m² akım yoğunluğunda %11,98, 100 A/m² akım yoğunluğunda %26,44 ve 200 A/m² akım yoğunluğunda ise %30,21 oranında gerçekleşmiştir. 90. dakikanın sonunda KOİ giderim verimi 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² akım yoğunluklarında sırasıyla %50,96, %46,56 ve %40,90'dır. 50 A/m² akım yoğunluğunda KOİ giderim veriminin diğer akım yoğunluklarına göre daha iyidir ve akım yoğunluğunun artmasıyla KOİ giderim verimi azalmıştır. Lacasa ve ark. (2011), Hariz ve ark. (2013), Akarsu ve ark. (2022) ve El Jery ve ark. (2023) yaptıkları çalışmada demir elektrotlarla düşük akım yoğunluğunda KOİ giderim verimliliğinin arttığını belirtmiş olup, bu durum bu çalışma ile paralellik göstermektedir. Akarsu ve ark. (2022), düşük pH değerlerinde pH, sınırlayıcı bir kontrol parametresi olarak hareket eder ve akım yoğunluğu gibi diğer işletme parametrelerinin verimliliğini etkileyebileceğini vurgulamıştır.

Şekil 4.2. (B)'de zamana karşı yağ giderim verimliliğine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.2. (B)'ye göre 90. dk sonunda yağ giderim verimi 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² akım yoğunluklarında sırasıyla %95,67, %94,72 ve %95,01'dir. Elektrik akımı anottaki metal iyonlarının sayısını ve katottaki H₂ üretimini değiştirir. Ayrıca koloidal parçacıkları dengersizleştiren Fe(OH)₃ artar. Bu durum kirleticinin ayrılmasının hızlanması nedeniyle uygundur. Dahası, H₂ üretimi arttıkça ve kabarcıkların boyutu azaldıkça, yoğunlukları ve yukarı doğru akı artar. Kabarcıklar küçüldükçe, kirleticilerle temas yüzeyleri ve giderim verimliliği artar. Üretilen küçük parçacıklar, flokülasyondan sonra çözeltideki yağ parçacıklarını yükseltir ve flotasyon sırasında bunları giderir (Chen, 2004; An vd., 2017).

Şekil 4.2. (C)'de zamana karşı pH değişimine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.2. (C)'ye göre akım arttıkça pH değerinin arttığı görülmüştür. Bunun ana nedeni akım yoğunluğu arttıkça ortamda OH iyonlarının artmasından kaynaklanmaktadır. Şekil 4.2. (D)'de zamana karşı fosfat giderim verimliliğine ait grafik gösterilmektedir.

Şekil 4.2 (D)'ye göre 90. dk sonunda yağ giderim verimi 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² akım yoğunluklarında %100'dür. Bütün bu sonuçlar değerlendirildiğinde optimum akım yoğunluğu 50 A/m² seçilmiştir ve deneylere 50 A/m² akım yoğunluğunda devam edilmiştir.



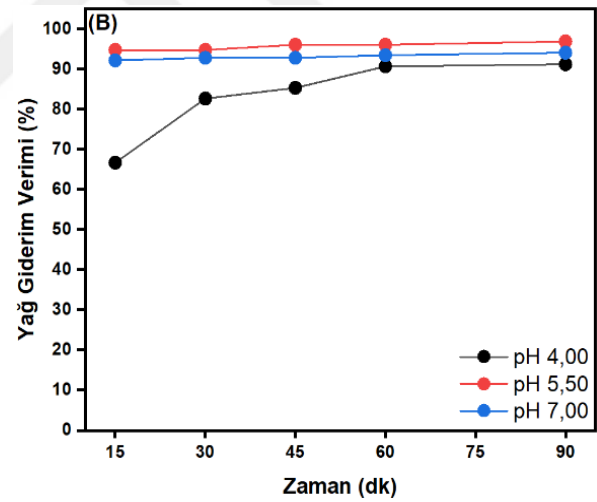
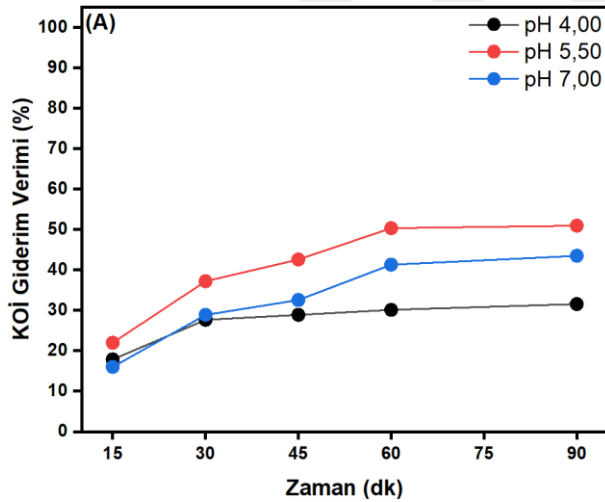
Şekil 4.2. Farklı akım yoğunluklarında (A) KOİ, (B) Yağ, (C) pH ve (D) Fosfat değişimi

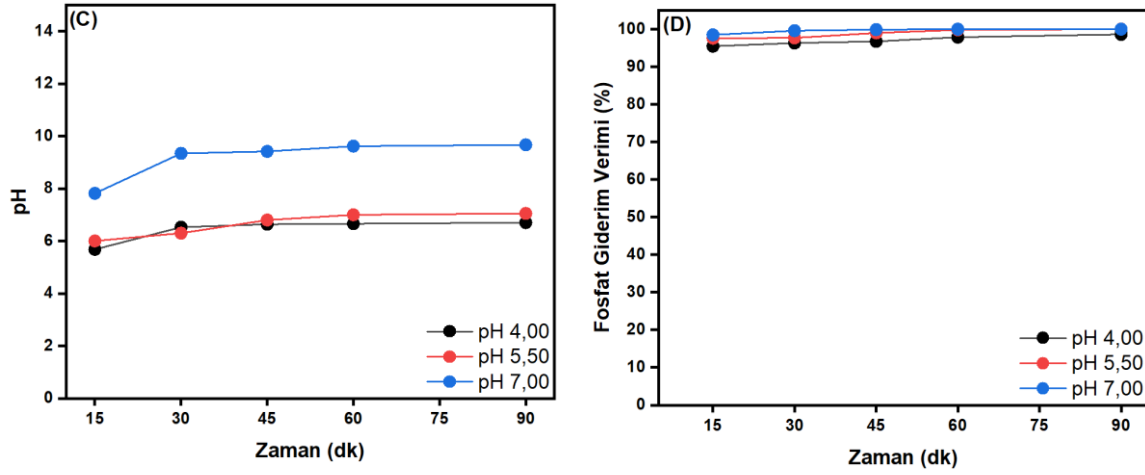
4.2.2. pH Optimizasyonu

EK ön arıtımında pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00 gibi farklı pH değerlerinin zamana karşı alınan numunelerde pH değişimi, KOİ, yağ ve fosfat giderim verim gibi parametrelerin değişimine ait grafikler Şekil 4.3.'de verilmiştir. Şekil 4.3. (A)'da KOİ giderim verimliliğine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.3. (A)'ya göre ilk 15. dakikasında KOİ giderim verimi pH 4,00 değerinde %17,85, pH 5,50 değerinde %21,98 ve pH 7,00 değerinde ise %16,01 oranında gerçekleşmiştir.

90. dakikanın sonunda KOİ giderim verimi pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00 değerinde sırasıyla %31,55, %50,95 ve %43,50'dir. En iyi KOİ giderim verimi pH 5,50 atık suyun orijinal pH değerinde

gerçekleşmiştir. Şekil 4.3. (B)'de yağ giderim verimliliğine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.3. (B)'ye göre ilk 15. dakikasında yağ giderim verimi pH 4,00 değerinde %66,67, pH 5,50 değerinde %94,77 ve pH 7,00 değerinde ise %92,12 oranında gerçekleşmiştir. 90. dakikanın sonunda KOİ giderim verimi pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00 değerinde sırasıyla %91,20, %96,88 ve %94,10'dur. Şekil 4.3. (D)'de fosfat giderim verimliliğine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.3. (D)'ye göre ilk 15. dakikasında fosfat giderim verimi pH 4,00 değerinde %95,45, pH 5,50 değerinde %97,6 ve pH 7,00 değerinde ise %100 oranında gerçekleşmiştir. 90. dakikanın sonunda Fosfat giderim verimi pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00 değerinde sırasıyla %98,60, %100 ve %100'dür. Demir fosfatın (FePO_4) çözünürlüğü, düşük akım yoğunlukları ile elde edilen daha düşük pH değerleri dışında, demir hidroksitten (Fe(OH)_3) genellikle daha yüksektir. Bu durumda, demir hidroksit, yüksek akım yoğunluklarında ana çökelti ürünü olarak ortaya çıkmaktadır. Hem demir hem de alüminyum elektrokoagülasyon süreçlerinde amorf (düzensiz yapıda) metal hidroksit parçacıkları oluşurken, metal fosfat çökeltileri yalnızca demir elektrokoagülasyonunda düşük akım yoğunluklarında ve asidik pH değerlerinde oluşmaktadır (Lacasa vd. 2011). Bütün bu sonuçlar değerlendirildiğinde optimum pH değerleri 5,5 seçilmiştir. EK ön arıtım optimum şartları 50 A/m^2 , pH 5,50 ve reaksiyon süresi 60 dk olarak seçilmiştir ve MBR deneyleri için bu şartlar altında atık su hazırlanmıştır.

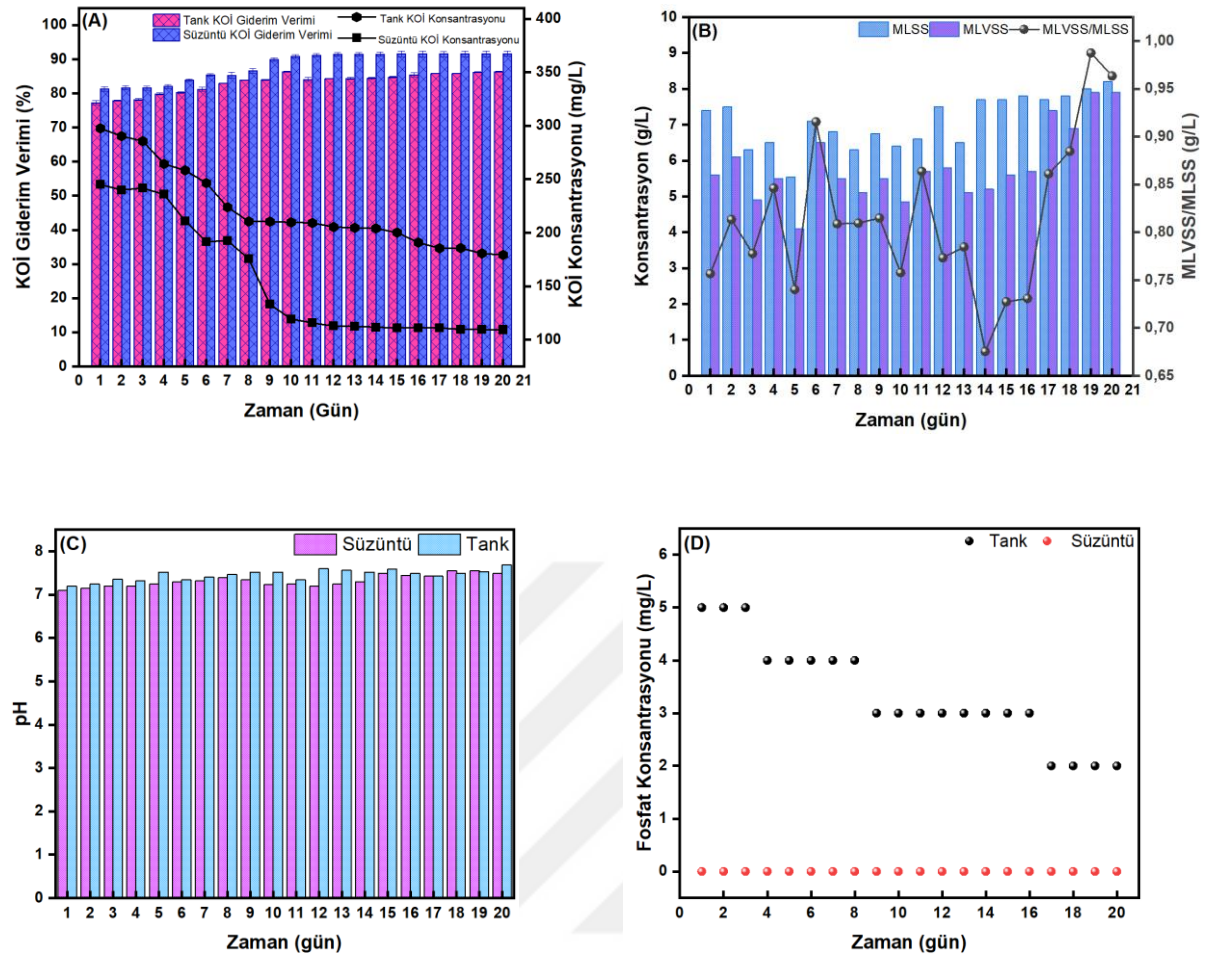




Şekil 4.3. pH' nın (A) KOİ, (B) Yağ-gres, (C) pH değişimi ve (D) Fosfat parametrelerine etkisi

4.3. EK+MBR Deneysel Çalışmaları

Şekil 4.4.'de EK ön arıtım sonrası MBR deneylerinin KOİ giderim verimi, pH değişimi, MLSS, MLVSS konsantrasyonu ve fosfat konsantrasyonuna ait sonuçları gösterilmektedir. Şekil 4.4. (A)'da tank içi ve membran süzöntülerine ait KOİ giderim verimi ve KOİ konsantrasyonun 20 günlük sonuçları gösterilmektedir. Şekil 4.4. (A)'ya göre giriş KOİ konsantrasyonu 1310 mg/L'dir. 20 günün sonunda tank içi KOİ konsantrasyonu 179,2 mg/L ve membran süzöntüsüne ait KOİ konsantrasyonu 109,32 mg/L'dir. KOİ giderim verimi 20 günün sonunda tank içi %86,32 ve membran süzöntüsü ise %91,65'tir. KOİ giderim verimi zamanla doğru orantılı olarak artmıştır. EK ön arıtım MBR kombine sistemlerinde KOİ giderme verimliliği yüksek olması, elektrokoagülasyon ve elektrokimyasal oksidasyon süreçlerine atfedilebilir. Akım uygulanan atık suyun, organik maddelerin oksidasyonunu kolaylaştırır ve böylece biyolojik ayrışmayı ve KOİ giderimini artırmaktadır (Karimi ve ark. 2021; Sharghi ve ark. 2024). Vijayakumar ve Keerthi (2015) ayrıca ağır metaller içeren sentetik atık su için EK-MBR sisteminde (%96) MBR sistemine (%89) kıyasla daha yüksek KOİ giderme verimliliği bildirmiştir. Benzer şekilde, Keerthi ve Balasubramanian (2013) atık suyun arıtılmasında EK-MBR sisteminin yüksek KOİ giderme performansını göstermiştir ve EK-MBR ve MBR sistemleri için sırasıyla %94 ve %90 ortalama giderme verimliliği elde etmiştir. Sharghi vd. (2024) ayçiçeği yağı rafinerisi atık suyuna ait EK+MBR sistemin KOİ giderim verimi %90 olarak bildirmişlerdir. Hosseinzadeh ve ark. (2015) endüstriyel atık su arıtımı için EK-MBR sisteminde (%85) MBR sistemine (%80) kıyasla daha yüksek KOİ giderme verimliliği gözlemlemiştir.



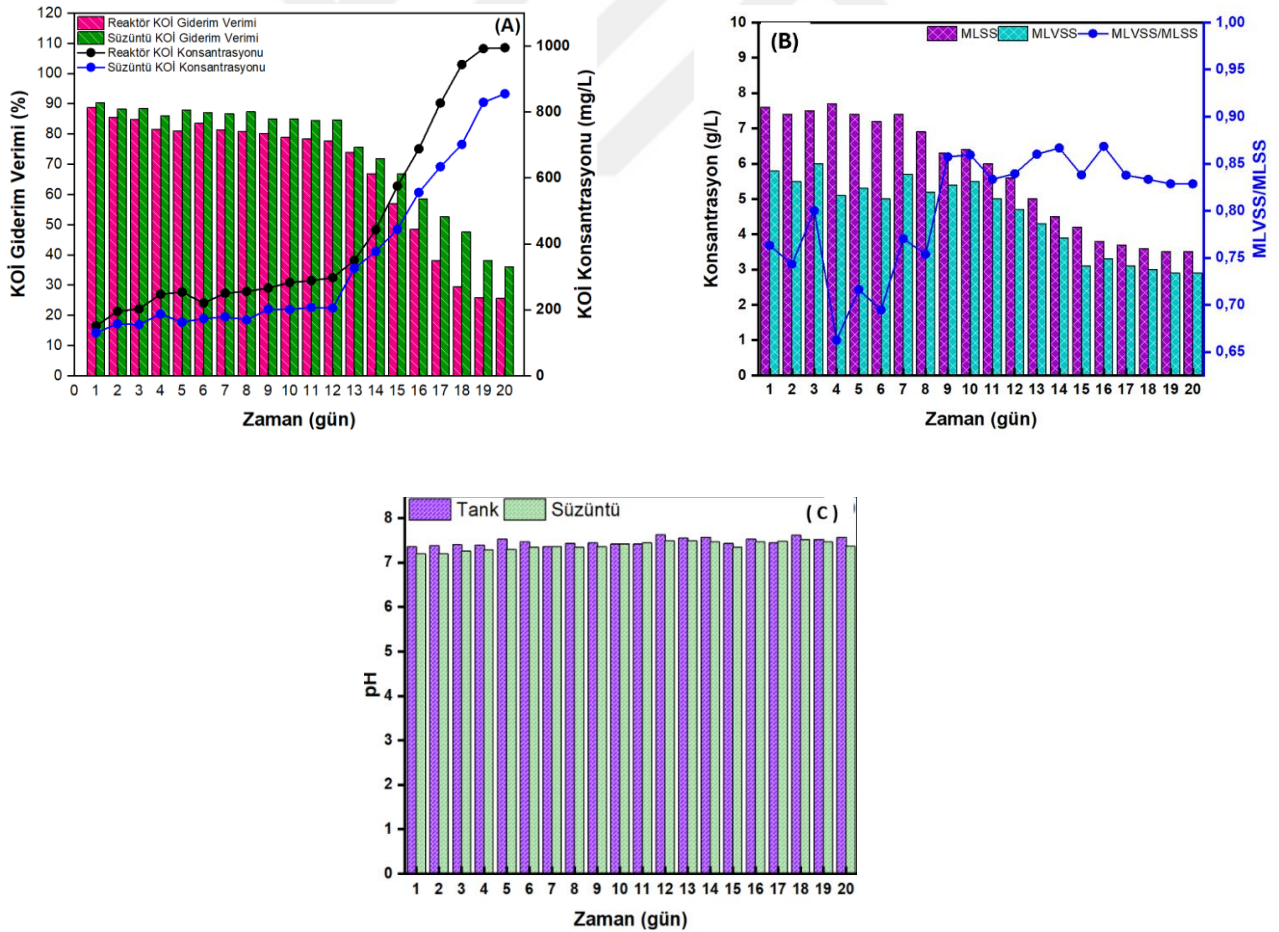
Şekil 4.4. EK ön arıtım sonrası MBR deneylerinin (A) KOİ, (B) MLSS, MLVSS konsantrasyonu, (C) pH değişimi ve (D) PO_4 parametreleri üzerine etkisi.

Şekil 4.4. (B)'de MLSS, MLVSS ve MLVSS/MLSS konsantrasyona ait sonuçlar gösterilmektedir. Biyolojik sistemlerin istikrarına katkıda bulunan önemli faktörlerden biri de biyokütle büyümesidir; bu, MLSS ve MLVSS' nin ölçülmesiyle değerlendirilebilir. MLSS konsantrasyonu, MBR reaktöründeki organik (biyokütle ve yağlı bileşikler dahil) ve inorganik maddelerin varlığı hakkında bilgi sağlar (Sharghi vd. 2023). MLSS konsantrasyonu ilk gün 7,4 g/L, MLVSS konsantrasyonu 5,6 g/L'dir. 20 gün sonunda MLSS konsantrasyonu 8,2 g/L, MLVSS konsantrasyonu ise 7,9 g/L'dir. Zamanla MLSS konsantrasyonunun artmasıyla beraber KOİ giderim verimi eş zamanlı olarak artmıştır. MLVSS/MLSS ortalama oranı 0,81 g/L'dir. Şekil 4.4. (D)'de 20 günlük tank içi ve membran süzüntüsüne ait fosfat konsantrasyon sonuçları gösterilmiştir. 20 gün sonunda tank içi ve membran süzüntüsünde fosfat konsantrasyonu sırasıyla 2 mg/L ve 0 mg/L'dir. Bakterilerin büyümesi için gerekli olan besinlerden biri de fosfattır tank içinde fosfat konsantrasyonunun zamanla azalması bundan kaynaklıdır.

4.4. EK+MBR (Fosfat İlavesiz) Deneysel Çalışmaları

Şekil 4.5.'de EK ön arıtım sonrası fosfat ilavesiz MBR deneylerinin KOİ giderim verimi, MLSS, MLVSS konsantrasyonu ve pH değişimine ait sonuçları gösterilmektedir. Şekil 4.5. (A) 'ya göre giriş KOİ konsantrasyonu 1310 mg/L'dir. 20 günün sonunda tank içi KOİ konsantrasyonu 995 mg/L, giderim verimi %25,6 ve membran süzütüsüne ait KOİ konsantrasyonu 855 mg/L, giderim verimi ise %36,07'dir. Şekil 4.5. (B)'de MLSS, MLVSS ve MLVSS/MLSS konsantrasyonuna ait sonuçlar gösterilmektedir. MLSS konsantrasyonu ilk gün 7,6 g/L, MLVSS konsantrasyonu 5,8 g/L'dir. 20 gün sonunda MLSS konsantrasyonu 3,5 g/L, MLVSS konsantrasyonu ise 2,9 g/L'dir. Atık sularda fosfat, bakterilerin yaşamsal faaliyetleri için temel besin kaynaklarından biri olması nedeniyle (Coşkun vd., 2018) yetersiz fosfat konsantrasyonu reaksiyon süresince MLSS ve MLVSS konsantrasyonlarında düşüşe neden olmuştur. Zamanla MLSS konsantrasyonun azalmasına bağlı olarak KOİ giderim veriminin de azaldığı görülmüştür.

Şekil 4.5. (C)'de pH değişim grafiği gösterilmektedir. 20 gün boyunca tank içi ortalama pH değeri 7,45 ve süzütü pH değeri ise ortalama 7,37'dir.

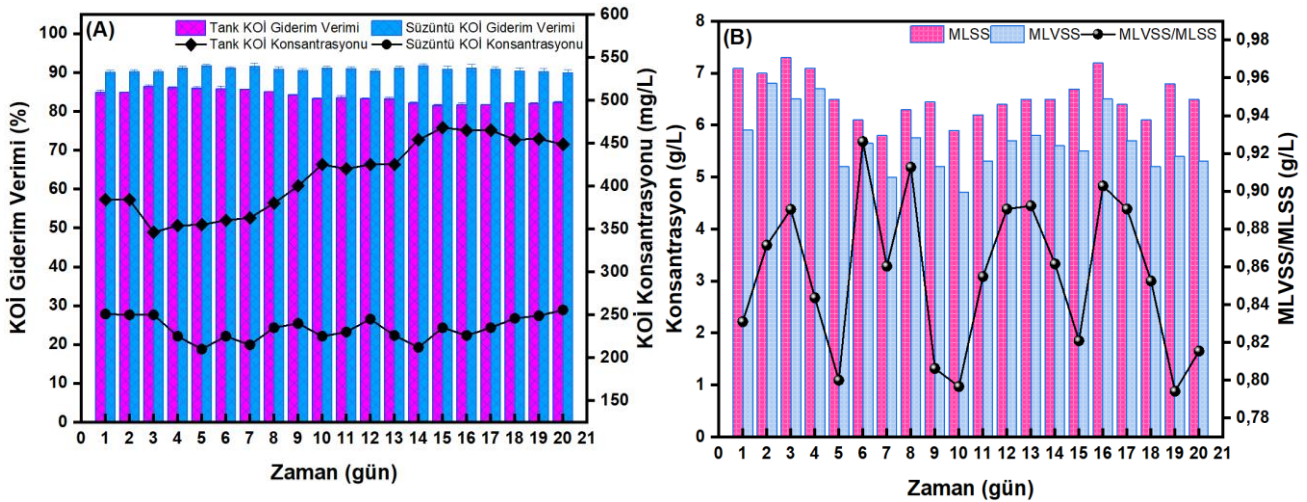


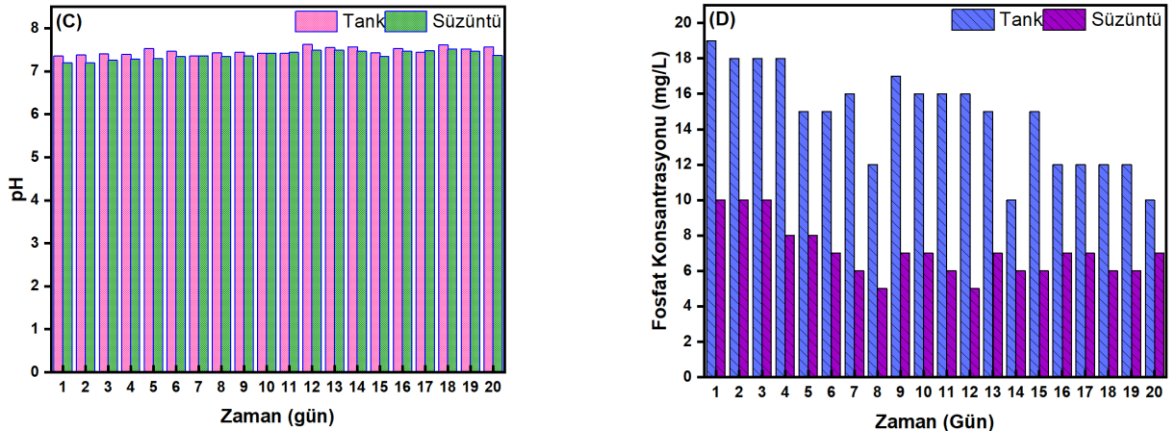
Şekil 4.5. EK ön arıtım sonrası fosfat ilavesiz MBR deneylerinin (A) KOİ, (B) MLSS, MLVSS konsantrasyonu ve (C) pH değişimi parametreleri üzerine etkisi.

4.5. MBR+EK Deneysel Çalışmaları

Şekil 4.6.'de ham atık suyun MBR deneylerinin KOİ giderim verimi, pH değişimi, MLSS, MLVSS konsantrasyonu ve fosfat konsantrasyonuna ait sonuçları gösterilmektedir. Şekil 4.6. (A)'da tank içi ve membran süzöntülerine ait KOİ giderim verimi ve KOİ konsantrasyonun 20 günlük sonuçları gösterilmektedir. Şekil 4.6. (A)'ya göre giriş KOİ konsantrasyonu 2545 mg/L'dir. 20 günün sonunda tank içi KOİ konsantrasyonu 448,7 mg/L ve membran süzöntüsüne ait KOİ konsantrasyonu 255 mg/L'dir. KOİ giderim verimi 20 günün sonunda tank içi %82,36 ve membran süzöntüsü ise %89,95'tir. Şekil 4.6. (B)'de MLSS ve MLVSS konsantrasyonuna ait grafik gösterilmektedir. 20 gün sonunda MLSS konsantrasyonu 6,5 g/L, MLVSS konsantrasyonu ise 5,3 g/L'dir.

Zamanla MLSS konsantrasyonun artmasıyla beraber KOİ giderim verimi eş zamanlı olarak artmıştır. MLVSS/MLSS ortalama oranı 0,81 g/L'dir. Şekil 4.6. (C)'de pH değişim grafiği gösterilmektedir. 20 gün boyunca tank içi ortalama pH değeri 7,50 ve süzöntü pH değeri ise ortalama 7,45'tir. Şekil 4.6. (D)'de 20 günlük tank içi ve membran süzöntüsüne ait fosfat konsantrasyon sonuçları gösterilmiştir. 20 gün sonunda tank içi ve membran süzöntüsünde fosfat konsantrasyonu sırasıyla 10 mg/L ve 7 mg/L'dir. Bakterilerin büyümesi için gerekli olan besinlerden biri de fosfattır. Tank içinde fosfat konsantrasyonun zamanla azalması bundan kaynaklıdır. 20 gün sonunda toplanan atık suda EK optimizasyonu gerçekleştirilmiştir.



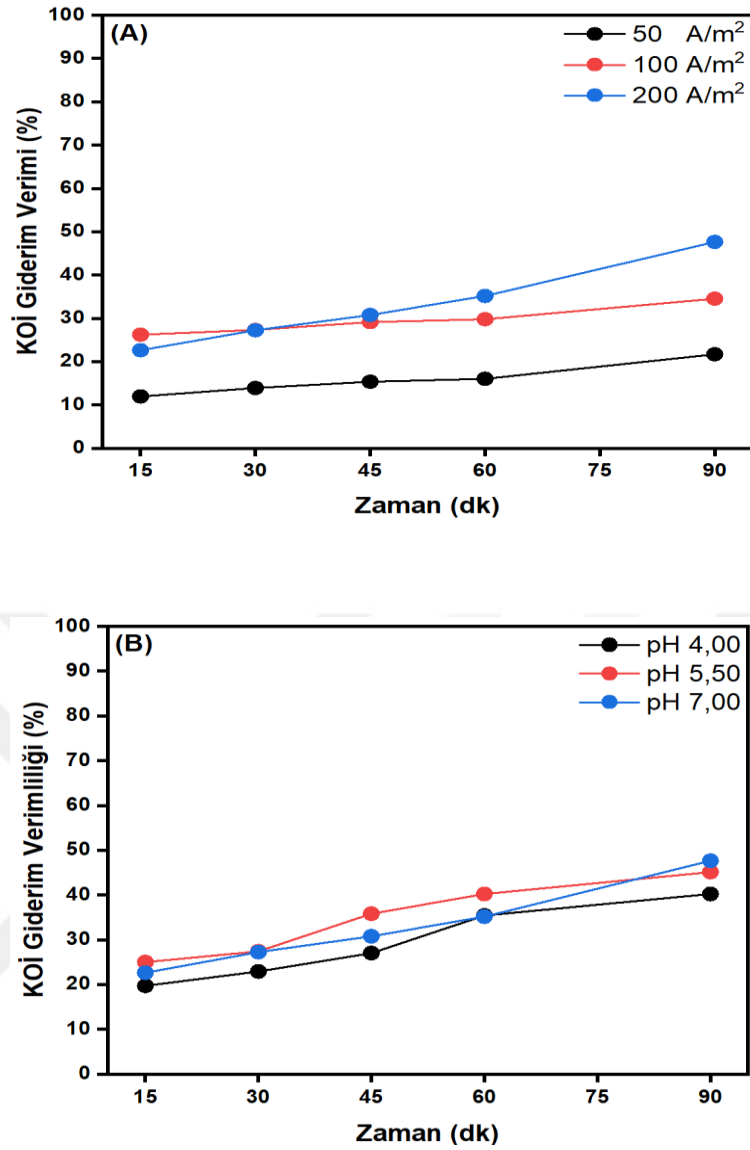


Şekil 4.6. Ham atık suyun MBR deneylerinin (A) KOİ, (B) MLSS, MLVSS konsantrasyonu, (C) pH değişimi ve (D) PO₄ parametreleri üzerine etkisi.

4.6. MBR Sonrası EK Optimizasyonu

MBR sonrası EK optimizasyonunda Şekil 4.7.'de 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² gibi farklı akım yoğunluklarında zamana karşı alınan numunelerde KOİ giderim verimine ait grafik gösterilmektedir. Şekil 4.7. (A)'ya göre 90. dakikanın sonunda KOİ giderim verimi 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² akım yoğunluklarında sırasıyla %21,68, %34,52 ve %47,61'dir. KOİ konsantrasyonu ise 50 A/m², 100 A/m² ve 200 A/m² akım yoğunluklarında sırasıyla 210,5 mg/L, 176 mg/L ve 140,8 mg/L'dir. Akım arttıkça KOİ giderim verimi de artmıştır. Akım arttıkça, elektrot reaksiyonları hızlanır ve üretilen flok miktarı artar.

Daha fazla flok, suda çözünmüş organik maddeleri ve koloidal parçacıkları daha etkili bir şekilde çöktürür veya adsorbe eder (Özyonar ve Karagözoğlu., 2012; Mollah vd., 2004). Bu durum KOİ giderim verimini artırır. Şekil 4.7. (B)'de pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00'a ait KOİ giderim verimi gösterilmektedir. KOİ giderim verimi pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00 pH değerlerinde sırasıyla %40,2, %45,1 ve %47,61'dir. KOİ konsantrasyonu ise pH 4,00, pH 5,50 ve pH 7,00 pH değerlerinde sırasıyla 160 mg/L, 150 mg/L ve 140,8 mg/L'dir. pH değeri arttıkça KOİ giderim verimi de artmıştır.



Şekil 4.7. MBR sonrası EK optimizasyonunun (A) KOİ ve (B) PO4 parametreleri üzerine etkisi.

Sonuç olarak literatür araştırmalarında bitkisel yağ taşıma araçlarının yıkama sularının kombine arıtım yöntemleri ile arıtımının araştırıldığı başka bir çalışma bulunmamaktadır. Literatürdeki farklı atık su kaynakları ile kombine arıtım prosesleri ile yapılan çalışmalar Tablo 4.1.' de gösterilmektedir. Zare vd., elektro-membran biyoreaktörün (EMBR) entegre prosesini uyguladıkları çalışmalarında %85.09 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Kombine arıtım proseslerinin uygulandığı başka bir çalışmada ise Esteki vd., EK+MBR sonrası %99 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir.

Al-Malack, & Al-Nowaiser (2018)., çalışmalarında, Elektrokoagülasyon-membran biyoreaktör (EK+MBR) prosesinde halofilik bakteriler kullanılarak sentetik hipersalin suyunun arıtılmasını araştırmışlardır. EK deneylerinde kullanılan alüminyum elektrodun KOİ (%50) ve bulanıklık (%52) gideriminde verimlilikleri açısından daha iyi performansa sahip olduğunu gözlemişlerdir. EK+MBR deneyleri sonucunda KOİ giderim verimini %97 oranında tespit etmişlerdir.

Tablo 4.1. Literatürdeki kombine arıtım yöntemlerinin uygulandığı çalışmalar.

ATIK SU KAYNAĞI	KOMBİNE PROSES	GİRİŞ SUYU KARAKTERİZASYONU	GİDERİM VERİMLİLİĞİ	KAYNAK
Bitkisel yağ taşıyan tanker yıkama suları	EK+MBR MBR+EK	pH: 5.68 İletkenlik: 1219 $\mu\text{S}/\text{cm}$ PO_4^{3-} : 25 mg/L KOİ: 2545 mg/L Yağ: 124 mg/L	<u>EK+MBR sonrası:</u> KOİ: % 91,65 <u>MBR+EK sonrası:</u> KOİ: %47,61	Bu Çalışma
Sentetik Atık su	Elektro-MBR	pH: 7.56 İletkenlik: 256 $\mu\text{S}/\text{cm}$ PO_4^{3-} : 15 mg/L KOİ: 678 mg/L BOD5: 312 mg/L Bulanıklık: 65 NTU	Fosfat : %50.45 KOİ: %85.09	(Zare vd., 2024)
Sentetik Atık su	EK+MBR	KOİ: 700 $\pm$ 20 mg/L BOD5: 680 $\pm$ 15 mg/L Bulanıklık: 10 $\pm$ 2 BTU pH: 6	KOİ: %99	(Esteki vd., 2024)
Sentetik Hipersalin Su	EK+MBR (EK’ da kullanılan elektrot Alüminyum ve Çelik)	pH: 7.20 İletkenlik: 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ Yağ ve Gres: 100–200 mg/L	EK sonrası (120 dakikalık elektroliz süresi ve 30 mA/cm ² akım); KOİ: % 65, Bulanıklık: %52 EK+MBR sonrası: KOİ: %97 Yağ-gres: %95	(Al-Malack ve Al-Nowaiser, 2018)
Petrol Sahası Atık suyu	EK+TO	pH: 7-8 Yağ: 3000 mg/L KOİ: 280 mg/L İletkenlik: 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Yağ: 0.86 mg/L KOİ: 12 mg/L pH: 8.56 İletkenlik: 556 $\mu\text{S}/\text{cm}$	(Zhao vd., 2014)



5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Yağ, farklı endüstriyel ve evsel kaynaklardan atık sulara karışmakta alıcı ortamlara (deniz, nehir, göl vb) deşarj edilmektedir. Ekoloji için tehlike oluşturan bu atık sular alıcı ortamda su yüzeyini kaplayarak canlılar için gerekli olan Oksijen miktarının azalmasına neden olmaktadır. Bu nedenle yağlı atık suların alıcı ortama verilmeden önce uygun deşarj limitlerine getirilmesi gerekmektedir. Pilot ölçekte veya laboratuvarında yapılan çeşitli fizikokimyasal ve biyolojik çalışmalarla yağ içerikli atık sulardan yağ, KOİ ve fosfat giderimi araştırılmaktadır. Son yıllarda elektrokimyasal arıtma türlerinden biri olan elektrokoagülasyon prosesi ile atık sulardan yağın uzaklaştırılması çalışmaları önem kazanmıştır. EK prosesi, ön iyileştirme veya son iyileştirme yaklaşımları olarak diğer iyileştirme yöntemleri ile kullanılabilmektedir

Bu tez çalışmasında bitkisel yağ taşıyan tankerlerin yıkanması sonucu oluşan atık suların Elektrokoagülasyon ön arıtımı ile Membran Biyoreaktör sistemi ile giderim performansı incelenmiştir.

- Atık suyun giriş KOİ konsantrasyonu 2545 mg/L olduğu,
- EK'nın tek başına uygulandığı deneysel çalışmalarda çıkış suyu KOİ konsantrasyonunun 1310 mg/L ulaştığı,
- MBR'nin tek başına uygulandığı deneysel çalışmalarda ise 20 günlük reaksiyon sonunda süzüntü suyunda KOİ konsantrasyonu 255 mg/L değerlere ulaştığı,
- EK+MBR kombine prosesinin deneysel çalışmalarında KOİ konsantrasyonu 109,32 mg/L,
- MBR+EK kombine prosesinin deneysel çalışmalarında ise KOİ konsantrasyonu 140,8 mg/L, olarak tespit edilmiştir.

Ülkemizde yürürlükte olan Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde yer alan sektörel deşarj limitlerine göre tez çalışmamıza konu olan sektör için belirlenmiş KOİ parametresine ait deşarj limitinin 150 mg/L olduğunu göz önüne alırsak, EK ve MBR arıtım yöntemlerinin tek başına bu tür atık sular için yeterli olmadığı görülmektedir. EK ve MBR süreçlerinin kombine edilmesiyle, organik ve inorganik maddelerin giderimi sürecinde verimliliğin artırılacağı görülmüştür. Elde edilen sonuçlar, bu tür hibrit sistemlerin sürdürülebilir su arıtma teknolojileri için potansiyel vadettiğini göstermektedir.



KAYNAKLAR

- Abamor, H. E. (2008). Elektrokoagülasyon metoduyla Paşaköy ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi atıksuyundaki fosforun giderilebilirliğinin incelenmesi. Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- Akarsu, C. (2014). Elektrokoagülasyon prosesi ile endüstriyel atıksu arıtımı. Akademik Platform Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, vol. 18, pp. 2148-7464.
- Akarsu, C., Bilici, Z., & Dizge, N. (2022). Treatment of vegetable oil wastewater by a conventional activated sludge process coupled with electrocoagulation process. Water Environment Research, 94(2), e10692.
- Akarsu, C., Isik, Z., M'barek, I., Bouchareb, R., & Dizge, N. (2022). Treatment of personal care product wastewater for reuse by integrated electrocoagulation and membrane filtration processes. Journal of Water Process Engineering, 48, 102879.
- Al-Malack, M. H., & Al-Nowaiser, W. K. (2018). Treatment of synthetic hypersaline produced water employing electrocoagulation-membrane bioreactor (EC-MBR) process and halophilic bacteria. Journal of Environmental Chemical Engineering, 6(2), pp. 2442-2453.
- Altuncan Kesen, C. (2022). Çam kozalağının pirolizi ile elde edilen biyokömürün karakterizasyonu ve sulu çözeltilerden kongo kırmızısının gideriminde adsorpsiyon özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans tezi, Hitit Üniversitesi, Çorum.
- An, C., Huang, G., Yao, Y., & Zhao, S. (2017). Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: a review. Science of the Total Environment, pp. 579, 537-556.
- Aslan, M. (2016). Membran teknolojileri. T.C Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Ankara.
- Ataklı, S., & Balık, İ. (2022). Ordu ili kentsel kıyı yerleşim yerlerinden denize verilen evsel atık su deşarjlarının araştırılması. Aquatic Research, 5(3), pp. 186-195.
- Atmaca, K. (2023). Tekstil Atıksularının Elektrokoagülasyon Prosesiyle Arıtımının İncelenmesi. Sinop Üniversitesi, Fen Bilimleri Dergisi, 8(1), pp. 87-100.

Aydın, B. Y. (2023). Balıkesir organize sanayi bölgesi atıksularının jet loop membran biyoreaktör sistemiyle arıtımının incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir.

Aygün, A. (2012). Tekstil endüstrisi reaktif ve dispers boya banyo atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı: Yanıt yüzey yöntemi ile optimizasyon. Doktora Tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.

Bani-Melhem, K., & Smith, E. (2012). "Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system." Chemical engineering journal, pp. 198, 201-210.

Barrera-Díaz, C., Bilyeu, B., Roa, G., & Bernal-Martinez, L. (2011). "Physicochemical aspects of electrocoagulation." Separation & Purification Reviews, 40(1), pp. 1-24.

Bener, S., Bulca, Ö., Palas, B., Tekin, G., Atalay, S., & Ersöz, G. (2019). "Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: Effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study." Process Safety and Environmental Protection, pp. 129, 47-54.

Bratskaya, S., Avramenko, V., Schwarz, S., & Philippova, I. (2006). "Enhanced flocculation of oil-in-water emulsions by hydrophobically modified chitosan derivatives." Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 275(1-3), pp. 168-176.

Brillas, E., Cabot, P. L., & Casado, J. (2003). "Electrochemical methods for degradation of organic pollutants in aqueous media." In Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants (pp. 221-284). CRC Press.

Changmai, M., Pasawan, M., & Purkait, M. K. (2019). "Treatment of oily wastewater from drilling site using electrocoagulation followed by microfiltration." Separation and purification Technology, pp. 210, 463-472.

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. Separation and purification Technology, 38(1), pp. 11-41.

Chen, X., & Chen, G., (2010). "Electroflotation." Electrochemistry for the Environment, pp. 263-277.

Cheng, C., Phipps, D., and Alkhaddar, R. M., (2005). "Treatment of spent metalworking fluids." *Water Research*, 39, pp. 4051-4063.

Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., ... & Lee, B. J. (2017). "Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge." *Water*, 9(6), pp. 409.

Coşkun, Ç., Pulatsü, S., & Coşkun, T. (2018). Evsel Atıksulardan Azot ve Fosforun Biyolojik Giderilme Yöntemleri. *Kilis 7 Aralık Üniversitesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, 2(2), ss. 53-63.

de Vargas Brião, G., da Costa, TB, Antonelli, R., & Costa, JM (2024). Kirletici açısından zengin atık suyun arıtımı için elektrokimyasal prosesler: Kapsamlı bir inceleme. *Chemosphere*, 141884.

Deghles, A., & Kurt, U. (2016). "Treatment of tannery wastewater by a hybrid electrocoagulation/electrodialysis process." *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 104, pp. 43-50.

Deliktaş, E, (2011). Kağıt Endüstrisi Atıksularının Elektro-Fenton Prosesi İle Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Selçuk Üniversitesi, Konya.

Dizge, N., Akarsu, C., Ozay, Y., Gulsen, H. E., Adiguzel, S. K., & Mazmanci, M. A. (2018). Sono-assisted electrocoagulation and cross-flow membrane processes for brewery wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 21, pp. 52-60.

Güneş Durak, S. (2015). Sentezlenen yeni membranların kimyasal yöntemlerle modifiye edilerek membran biyoreaktörde kullanılması. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Durur, İ. (2023). 2, 6-dimetilfenol gideriminde elektrokimyasal arıtımın uygulanabilirliği. Yüksek Lisans Tezi, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Aksaray.

Ekşi, H. S. (2023). Elektrokoagülasyon yöntemleri ile yağ-su emülsiyonlarının ayrılması. Yüksek Lisans Tezi, Necmettin Erbakan Üniversitesi, Konya.

El Jery, A., Salman, H. M., Al-Ansari, N., Sammen, S. S., Maktoof, M. A. J., & Al-Bonsrulah, H. A. (2023). Optimization of oil industry wastewater treatment system and proposing empirical correlations for chemical oxygen demand removal using electrocoagulation and predicting the system's performance by artificial neural network. *PeerJ*, 11, e15852.

Elgün, C. (2022). Kağıt endüstrisi atıksularının elektrooksidasyon yöntemiyle arıtılması (Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir.

Elidüzgün, S. (2011). Yüksek ve düşük tuz konsantrasyonu içeren petrol üretim atıksuyu ile işletilen membran biyoreaktör sisteminin performansı ve mikroorganizma popülasyon değişiminin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Erbil, M. Ç (2023). Membran Biyoreaktörler İle Evsel Atıksu Arıtımında Mikrokirletici Gideriminin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul.

Eren, B. (2006). Yapay sinir ağları ile membran proses verimine etki eden parametrelerin analizi. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Sakarya.

Eryılmaz, C., & Genç, A. (2018). Yağlı Atıksuların Elektrokoagülasyon ile Arıtımında Yatay ve Dikey Elektrot Yerleşiminin Karşılaştırılması. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 18(2), ss. 538-547.

Garcia-Segura, S., Eiband, M. M. S., de Melo, J. V., & Martínez-Huitle, C. A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, pp. 267-299.

Gebeloğlu, U. (2020). Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesi İle Arsenik Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.

Gönder, Z. B., Balcıoğlu, G., Vergili, I., & Kaya, Y. (2020). An integrated electrocoagulation–nanofiltration process for carwash wastewater reuse. *Chemosphere*, 253, 126713.

Guo, W., Ngo, H. H., & Li, J. (2012). A mini-review on membrane fouling. *Bioresource technology*, pp. 122, 27-34.

Gülyaşar, H. C. (2019). Galvanizleme prosesinden kaynaklanan atıksuda elektrokoagülasyon yöntemiyle ağır metal giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Konya Teknik Üniversitesi, Konya.

Günaslan, S. (2022). Mezbaha atıksularının elektrokimyasal yöntemlerle arıtımının incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir.

Gürdal, E. G. (2021). Atık madeni yağlar ve yağlı atıksu arıtma yöntemlerine dair bir araştırma. Nevşehir Bilim ve Teknoloji Dergisi, 10(2), ss. 73-84.

Gürel, L., & Büyükgüngör, H. (2011). Atıksu arıtımında membran biyoreaktörler. Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi, 21(1), ss. 13-23.

Gürsu, E. (2022). Membran Biyoreaktörler. Biyoreaktör Tasarımı Ödevi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. Desalination, 404, ss. 1-21.

Hariz, I. B., Halleb, A., Adhoum, N., & Monser, L. (2013). Treatment of petroleum refinery sulfidic spent caustic wastes by electrocoagulation. Separation and Purification Technology, 107, pp. 150-157.

Hosseinzadeh, M., Bidhendi, G. N., Torabian, A., Mehrdadi, N., & Pourabdullah, M. (2015). A new flat sheet membrane bioreactor hybrid system for advanced treatment of effluent, reverse osmosis pretreatment and fouling mitigation. Bioresource technology, 192, pp. 177-184.

Işık, Z. (2019). Antepfıstığı İşleme Atıksularının Fungal Arıtımına Elektrokimyasal Ön Arıtma Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.

Kaçar, E. (2013). Sulu çözeltilerden ultrasonik sistem ile renk giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversite, Eskişehir.

Kadir, Ö. Z. A. N., & Açıkgöz, Ç. (2015). Haşlama Et Atıksuyunun Membran Biyoreaktör (MBR) Sisteminde Arıtımı. Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi, 8(2), ss. 07-11.

Kahraman, Ö., & Şimşek, İ. (2020). Elektrokimyasal Arıtım Prosesi ile Kot Kumaşı Üretim Tesisi Atıksuyundan Koi Giderimi Ve Regresyon Yöntemi İle Optimizasyonu. Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi, 9(1), ss. 23-36.

Kaleli, B. (2006). Atıksuların ileri arıtımında membran proseslerinin kullanımının araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Karaçıray, E. (2019). Tekstil atık sularında farklı özellikteki boyar maddelerin membran biyoreaktör (MBR) sisteminde arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bilecik.

Karahan, B. N. (2023) Gri Suyun Ozon, Perokson ve Kimyasal Destekli Ön Arıtma. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul.

Karimi, L., Hazrati, H., Gharibian, S., & Shokrkar, H. (2021). Investigation of various anode and cathode materials in electrochemical membrane bioreactors for mitigation of membrane fouling. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(1), 104857.

Keerthi, Vinduja, V., & Balasubramanian, N. (2013). Electrocoagulation-integrated hybrid membrane processes for the treatment of tannery wastewater. Environmental Science and Pollution Research, 20, pp. 7441-7449.

Kınık, Z., & Aykaç, Z. (2021). Atıksu arıtma tesislerinde karşılaşılan problemler ve çözüm önerileri. Türk Hidrolik Dergisi, 5(1), ss. 59-65.

Kırıl Mert, B., (2009). Deri sanayi atıksularından membran teknolojisi ile Cr (II) geri kazanımının araştırılması, Doktora Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya ve Metalurji Fakültesi Biyomühendislik Bölümü, Bursa.

Koyuncu, İ. (2001). Nanofiltrasyon membranları ile tuz gideriminde organik iyon etkisi. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Kösem, E, (2023). Membran Biyoreaktör Çıkışı Sızıntı Sularının Alternatif Anot-Katot Kombinasyonlu Elektrokoagülasyon Prosesi ile Arıtımında Proses Optimizasyonu. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Lacasa, E., Canizares, P., Saez, C., Fernández, F. J., & Rodrigo, M. A. (2011). Electrochemical phosphates removal using iron and aluminium electrodes. *Chemical Engineering Journal*, 172(1), pp. 137-143.

Lakshmi, P. M., & Sivashanmugam, P. (2013). Treatment of oil tanning effluent by electrocoagulation: Influence of ultrasound and hybrid electrode on COD removal. *Separation and Purification Technology*, 116, pp. 378-384.

Lesage, N., Sperandio, M., & Cabassud, C. (2008). Study of a hybrid process: Adsorption on activated carbon/membrane bioreactor for the treatment of an industrial wastewater. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 47(3), pp. 303-307.

Lin, H., Gao, W., Meng, F., Liao, BQ, Leung, KT, Zhao, L., Hong, H. (2012). Endüstriyel Atık Su Arıtımı için Membran Biyoreaktörler: Eleştirel Bir İnceleme. *Çevre Bilimi ve Teknolojisinde Eleştirel İncelemeler*, 42 (7), pp. 677–740.

M. Uysal, (2017). “Tekstil atıksuyunda kimyasal renk giderim yöntemleri,” Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.

Maggay, I. V., Chang, Y., Venault, A., Dizon, G. V., & Wu, C. J. (2021). Functionalized porous filtration media for gravity-driven filtration: Reviewing a new emerging approach for oil and water emulsions separation. *Separation and Purification Technology*, pp. 259, 117983.

Mollah, MY, Morkovsky, P., Gomes, JA, Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, DL (2004). Elektrokoagülasyonun temelleri, şimdiki ve gelecekteki perspektifleri. *Tehlikeli maddeler dergisi*, 114 (1-3), pp. 199-210.

Moneer, A. A. (2023). The potential of hybrid electrocoagulation-membrane separation processes for performance enhancement and membrane fouling mitigation: a review. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*.

Mulder, M. (2012). *Basic principles of membrane technology*. Springer science & business media.

Nalbur, B. E., & Karaelli, E. (2019). Petrol İçeren Atık Suların Arıtılabilirliği ve Arıtım Sisteminin Tasarlanması.

Nidheesh, P. V., Oladipo, A. A., Yasri, N. G., Laiju, A. R., Cheela, V. S., Thiam, A., ... & Roberts, E. T. P. (2022). Emerging applications, reactor design and recent advances of electrocoagulation process. *Process Safety and Environmental Protection*, pp. 166, 600-616.

Ozay, Y., Ünşar, E. K., Işık, Z., Yılmaz, F., Dizge, N., Perendeci, N. A., ... & Yalvac, M. (2018). Optimization of electrocoagulation process and combination of anaerobic digestion for the treatment of pistachio processing wastewater. *Journal of Cleaner Production*, pp. 196, 42-50.

Özan, K. (2012). Tekstil endüstrisi atıksularının arıtılmasında kullanılmak üzere lab/pilot ölçekte membran biyorekatör tasarımı ve imalatı, Yüksek Lisans Tezi, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.

Öztürk, D. (2019). Mezbaha Atıksularının Elektrooksidasyon Prosesi ile Kesikli ve Sürekli Sistemde Arıtımının İncelenmesi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.

Özyonar, F., & Karagözoğlu, B. (2012). Elektrokoagülasyon Prosesi ile Tekstil Sanayi Atıksuyunun Arıtımı Treatment of Textile Wastewater by Electrocoagulation Process. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fen Bilimleri Dergisi*, s. 28(1), 29-37.

Özyurt, A. (2018). Tekstil Endüstrisi Atıksuyunun Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin Karşılaştırmalı Olarak İncelenmesi. Y. Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.

Parlak, N., Uzun, (2008). Metal kaplama prosesi durulama banyo atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtımı, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Gebze.

Pérez, L. S., Rodriguez, O. M., Reyna, S., Sánchez-Salas, J. L., Lozada, J. D., Quiroz, M. A., & Bandala, E. R. (2016). Oil refinery wastewater treatment using coupled electrocoagulation and fixed film biological processes. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, pp. 53-60.

Ravadelli, M., da Costa, R. E., Lobo-Recio, M. A., Akaboci, T. R. V., Bassin, J. P., Lapolli, F. R., & Belli, T. J. (2021). Anoxic/oxic membrane bioreactor assisted by electrocoagulation for the treatment of azo-dye containing wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105286.

Saad, M. S., Kai, O. B., & Wirzal, M. D. H. (2022). Process modelling and techno economic analysis for optimal design of integrated electrocoagulation-membrane system for dye removal in wastewater. *Chemosphere*, 306, 135623.

Salt, Y., & Dinçer, S. (2006). An option for special separation operations: membrane processes. *Sigma*, 4, pp. 1-23.

Sathya, K., Nagarajan, K., Carlin Geor Malar, G., Rajalakshmi, S., & Raja Lakshmi, P. (2022). A comprehensive review on comparison among effluent treatment methods and modern methods of treatment of industrial wastewater effluent from different sources. *Applied Water Science*, 12(4), 70.

Scott K., (1995). *Electrochemical processes of clean technology*, The Royal Society of Chemistry, UK-Cambridge.

Sharghi, E. A., Miri, M., Davarpanah, L., & Faridizad, G. (2024). A comprehensive study on the effects of electrocoagulation integrated in a membrane bioreactor treating sunflower oil refinery wastewater on treatment performance, biological properties, and fouling behavior. *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-22.

Shelknanloymilan, L., Atici, T., & Obal, O. (2012). Removal of nitrogen and phosphate by using *Choleralla vulgaris* on synthetic and organic materials waste water. *Biological Diversity and Conservation*, 5(2), pp. 89-94.

Solak, M., & Öztürk, A. (2018). Endüstriyel Atıksu Arıtımında Kimyasal Ve Elektrokimyasal Proseslerin Etkinliğinin Karşılaştırılması: Denim Ürün Üretim Sektörü. *İleri Teknoloji Bilimleri Dergisi*, 7(2), pp. 20-35.

Şen, S. Ç. (2007). Büyük Melen Havzası'nın Su Kalitesinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Sakarya.

T. C. Resmi Gazete., (2004). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği.

Tevkur, S. (2019). Mezbaha atıksularının elektrokoagülasyon prosesi kullanılarak arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Munzur Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tunceli.

Topacık, M. S. (2006). Çöp Sızıntı Suyunun Nanofiltrasyon ile Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Topaloğlu, D. (2010). Tübüler membran biyoreaktörün atıksu arıtma verimine etki eden parametrelerin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Sakarya.

Turgut, F. (2019). Grafen oksit nanotabakaların plazma yüzey modifikasyonları ve yağ-su ayırımı için ultrafiltrasyon membran üretiminde kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, Konya Teknik Üniversitesi, Konya.

Uyanık, S., & Nas, B., (2020). Atıksu Arıtım Esasları. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı. Ankara.

Uzuner, S. (2021). Yüksek organik kirliliğe sahip mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımı için membran entegre biyoreaktör geliştirilmesi. Doktora Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir.

Üçgül, İ., & İskender, K. (2013). Tekstil Endüstrisi Atık Suyunun Renk Giderimi İçin Elektrokoagülasyon Yöntemi Uygulaması. Yekarum, 2(1).

Van Gölü, H. U. A. S., & Tesisleri, A. (2016). İller Bankası Anonim Şirketi. Van

Vijayakumar, V., Keerthi, & Balasubramanian, N. (2015). Heavy metal removal by electrocoagulation integrated membrane bioreactor. Clean–soil, air, water, 43(4), pp. 532-537.

Yakamercan, E., Bhatt, P., Aygun, A., Adesope, A. W., & Simsek, H. (2023). Comprehensive understanding of electrochemical treatment systems combined with biological processes for wastewater remediation. Environmental Pollution, pp. 330.

Yılmaz, A. E. & Köksal Z. (2017). Antep Fıstığı İşleme Sanayi Atıksularının Sürekli Elektrokoagülasyon Prosesi ile Arıtımına Etki Eden Parametrelerin İncelenmesi. Journal of the Institute of Science and Technology, 7(1), pp. 95-103.

Yılmaz, S. (2015). Membran Biyoreaktör ile Evsel Nitelikli Atıksuların arıtılması ve Geri Kazanılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Yiğit, N. Ö. (2007). Membran Biyoreaktörü (MBR) ile Evsel Atıksu Arıtımı. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta.

Yüksekdağ, M., Gökpınar, S., & Yelmen, B. (2020). Atıksu Arıtma Tesislerinde Arıtma Çamurları ve Bertaraf Uygulamaları. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (18), ss. 895-904.

Esteki, S., Gharibian, S., Hazrati, H. ve Taheri, E. (2024). Bir elektrokoagülasyon-MBR sisteminde bir elektrokimyasal filtre pres akış hücresinin uygulanması: Verimli membran kirlenmesinin azaltılması. *Çevre Kimya Mühendisliği Dergisi*, 12 (1).

Zare, M. R., Farsani, M. H., Rahmani, A., & Mengelizadeh, N. (2024). Application of electro-membrane bioreactor in the treatment of pharmaceutical wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 320, 100866.



