



**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

**SIZINTI SUYUNUN ELEKTROKOAGÜLASYONLA
ARITIMINDA KARBON NANO TÜP KULLANILMASI**

Yüksek Lisans Tezi

Şeyma KEYİF

Danışman
Doç. Dr. Andaç AKDEMİR

SAMSUN
2023

T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI



**SIZINTI SUYUNUN ELEKTROKOAGÜLASYONLA
ARITIMINDA KARBON NANO TÜP KULLANILMASI**

Yüksek Lisans Tezi

Şeyma KEYİF

Danışman

Doc. Dr. Andaç AKDEMİR

Bu çalışma Ondokuz Mayıs Üniversitesi tarafından Ondokuz Mayıs Üniversitesi Proje Yönetim Ofisi Lisansüstü Tezleri Destekleme Programı kapsamında 2017 yılında PYO.MUH.1904.17.022 proje numarası ile desteklenmiştir.

SAMSUN
2023

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK BEYANI

Hazırladığım Yüksek Lisans tezinin bütün aşamalarında bilimsel etiğe ve akademik kurallara riayet ettiğimi, çalışmada doğrudan veya dolaylı olarak kullandığım her alıntıya kaynak gösterdiğimi ve yararlandığım eserlerin Kaynaklar'da gösterilenlerden oluştuğunu, her unsurun enstitü yazım kılavuzuna uygun yazıldığını ve TÜBİTAK Araştırma ve Yayın Etiği Kurulu Yönetmeliği'nin 3. bölüm 9. maddesinde belirtilen durumlara aykırı davranılmadığını taahhüt ve beyan ederim.

Etik Kurul Gerekli mi?

Evet ☐ (Gerekli ise ekler kısmına ekleyiniz)

Hayır ☒

31/05/2023
Şeyma KEYİF

TEZ ÇALIŞMASI ÖZGÜNLÜK RAPORU BEYANI

Tez Başlığı : SIZINTI SUYUNUN ELEKTROKOAGÜLASYONLA ARITIMINDA KARBON NANO TÜP KULLANILMASI

Yukarıda başlığı belirtilen tez çalışması için şahsım tarafından 31/05/2023 tarihinde intihal tespit programından alınmış olan özgünlük raporu sonucunda;

Benzerlik oranı : % 15

Tek kaynak oranı : % 5 çıkmıştır.

31 /05/ 2023
Doç. Dr. Andaç AKDEMİR

ÖZET

SIZINTI SUYUNUN ELEKTROKOAGÜLASYONLA ARITIMINDA KARBON NANO TÜP KULLANILMASI

Şeyma KEYİF

Ondokuz Mayıs Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Yüksek Lisans, Ağustos/2023

Danışman: Doç. Dr. Andaç AKDEMİR

Sızıntı suyunda Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) değerinin çok yüksek olması ve literatürdeki birçok metot ile tam olarak arıtılmamasından yola çıkılarak, elektro koagülasyonla arıtımında ön arıtım amaçlı nano materyal kullanımının performansı incelenmiştir.

Öncelikle sızıntı suyundaki KOİ arıtımı için optimum elektrokoagülasyon şartları oluşturulmuş ve optimum işletme şartları dikkate alınarak; Çok Duvarlı Karbon Nano Tüp (MWCNT) ve Grafen Oksit (GO) ilavesinin arıtım verimine etkisi araştırılmıştır. En yüksek KOİ giderimleri; 0.8 A akım, Fe-Fe elektrot, pH=6, 250 rpm karıştırma hızı ve 40 dakika temas süresi sonunda 1 mg MWCNT ile % 32.89 KOİ giderimi sağlanmıştır. 240 dakika temas süresinde 8 mL GO ilavesinde ise % 36.5 KOİ giderimi sağlanmıştır. Sızıntı suyundan KOİ gideriminde elektrokoagülasyon ile arıtıma ön arıtım olarak yalın haldeki karbon nano tüp ilavesinin yüksek verim sağlamadığı, yapılan çalışmalar ışığında fonksiyonelleştirilen nano materyallerinde daha yüksek arıtım verimleri sağlayacağı görüşüne varılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Elektrokoagülasyon, Kimyasal Oksijen İhtiyacı, Karbon Nano tüp, Sızıntı Suyu, Grafen Oksit.

ABSTRACT

THE USE OF NANO MATERIAL IN ELECTROCOAGULATION TREATMENT OF LEACHATE

Şeyma KEYİF

Ondokuz Mayıs University

Institute of Graduate Studies

Department of Environmental Engineering

Master, August/2023

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Andaç AKDEMİR

Based on the fact that the Chemical Oxygen Demand (COD) value in leachate is very high and cannot be fully treated by many methods in the literature, the performance of using nano materials for pretreatment in electrocoagulation treatment was investigated.

Firstly, optimum electrocoagulation conditions were established for COD treatment in leachate and the effect of the addition of Multi Walled Carbon Nanotubes (MWCNT) and Graphene Oxide (GO) on the treatment efficiency was investigated by considering the optimum operating conditions. The highest COD removal was achieved with 1 mg MWCNT at 0.8 A current, Fe-Fe electrode, pH=6, 250 rpm mixing speed and 40 minutes contact time with 32.89% COD removal. 36.5% COD removal was achieved with the addition of 8 mL GO at 240 minutes contact time. It was concluded that the addition of plain carbon nanotubes as pretreatment to the treatment with electrocoagulation in COD removal from leachate does not provide high efficiency, and in the light of the studies carried out, functionalized nano materials will provide higher treatment efficiencies.

Keywords: Electrocoagulation, Chemical Oxygen Demand, Carbon Nanotube, Leachate, Graphene Oxide (GO).

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışmada sızıntı suyunun elektrokoagülasyon (EC) ile arıtımında Karbon Nano tüplerin (CNT) etkisini inceleyen çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma Ondokuz Mayıs Üniversitesi Proje Yönetim Ofisi Lisansüstü Tezleri Destekleme Programı kapsamında 2017 yılında PYO. MUH.1904.17.022 proje numarası ile desteklenmiştir. Ondokuz Mayıs Üniversitesi Proje Yönetim Ofisi grubuna Projemize sağladıkları desteklerinden dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım esnasında gerek tecrübesi gerekse şahsi laboratuvar ekipmanlarının ve malzemelerinin kullanımına izin veren Sayın Doç. Dr. Ümmükülsüm Özel Akdemir' e teşekkür ederim.

Çalışmalarım boyunca desteğini ve tecrübelerini paylaşan değerli danışman hocam Sayın Doç. Dr. Andaç AKDEMİR'e tüm emekleri için teşekkürü bir borç bilirim.

Hayatım boyunca hiçbir fedakarlıktan kaçınmayıp bana sevgi ve desteklerini her zaman hissettiren her türlü imkan ve desteğini sağlayan çok kıymetli annem ve babama sonsuz teşekkür ederim.

Şeyma KEYİF

İÇİNDEKİLER

TEZ KABUL VE ONAYI.....	i
BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK BEYANI.....	ii
TEZ ÇALIŞMASI ÖZGÜNLÜK RAPORU BEYANI.....	ii
ÖZET.....	iii
ABSTRACT.....	iv
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	v
İÇİNDEKİLER.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	vii
TABLolar DİZİNİ.....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	2
2.1. Sızıntı Suyu Kirliliği.....	2
2.2. Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri.....	2
2.2.1. Biyolojik Arıtm.....	3
2.2.2. Fiziko-Kimyasal Arıtım Yöntemleri.....	4
2.2.2.1. Koagülasyon-Flokülasyon.....	4
2.2.2.2. Adsorpsiyon.....	4
2.2.3. İleri Oksidasyon Teknikleri.....	4
2.2.3.1. Kimyasal Oksidasyon.....	5
2.2.3.2. Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri.....	5
2.2.3.3. Elektrooksidasyon	5
2.2.3.4. Elektroflotasyon... ..	6
2.2.3.5. Elektrokoagülasyon.....	6
2.2.4. Membran Sistemler.....	9
2.3. Nanoteknoloji.....	10
2.3.1. Karbon Nano Tüpler.....	11
2.3.2. Tek Duvarlı Karbon Nano Tüpler.....	12
2.3.3. Çok Duvarlı Karbon Nano Tüpler.....	13
2.3.4. Grafen Oksit.....	14
2.4. Kaynak Özetleri.....	16
3. MATERYAL VE METOT.....	18
3.1. Materyal.....	18
3.2. Metot.....	18
3.2.1. Numuların Hazırlanması.....	19
3.2.2. Deneyin Yapılışı.....	20
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	22
5. SONUÇ VE DEĞERLENDİRME.....	31
KAYNAKLAR	33
ÖZ GEÇMİŞ.....	39

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2. 1. Elektrokoagülasyon düzeneğinin şematik diyagramı	8
Şekil 2. 2. Nano yapıların şematik gösterimi	11
Şekil 2. 3. Tek duvarlı karbon nano tüplerin yüzey ve iç görünümü	12
Şekil 2. 4. Çok duvarlı karbon nano tüpler	13
Şekil 2. 5. Grafen	14
Şekil 2. 6. Grafen oksit	15
Şekil 3. 1. Samsun Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı suyu kontrol odası	18
Şekil 3. 2. Deneylerde kullanılan çok duvarlı karbon nanotüp ve SEM görüntüsü	19
Şekil 3. 3. Elektrokoagülasyon deney düzeneği.....	20
Şekil 4. 1. Nano malzeme miktarının KOİ giderimine etkisi.	25
Şekil 4. 2. Akım değişiminin KOİ giderimine etkisi	27
Şekil 4. 3. Grafen oksit miktarının KOİ giderimine etkisi	30

TABLÖLAR DİZİNİ

Tablo 2.1. Elektrokagülasyon (EC) ile Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) giderimi konusunda yapılan bazı örnek çalışmalar.....	9
Tablo 2. 2. Karbon nano tüpler ile KOİ giderimine ait literatür özeti.....	14
Tablo 2. 3. GO ile KOİ giderimine ait literatür özeti.....	16
Tablo 3. 1. Ham sızıntı suyu kompozisyon değerleri.....	18
Tablo 3. 2. Elektrokoagülasyon deney düzeneği özellikleri.	19
Tablo 4.1. MWCNT ilavesiz elektrokoagülasyon çalışmasında KOİ giderimi.....	23
Tablo 4. 2. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=1 mg MWCNT).....	24
Tablo 4. 3. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=5 mg MWCNT)	24
Tablo 4. 4. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=10 mg MWCNT)	24
Tablo 4. 5. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M= 50 mg MWCNT)	24
Tablo 4. 6. 1mg MWCNT ilavesi ve 1,6 amperde gerçekleştirilen EC deneyleri	26
Tablo 4. 7. 1mg MWCNT ilavesi ve 2,4 amperde gerçekleştirilen EC deneyleri	26
Tablo 4.8. 1mg MWCNT ilavesi ve 3,2 amperde gerçekleştirilen EC deneyleri	26
Tablo 4. 9. GO ilavesiz EC çalışmasında KOİ giderimi	28
Tablo 4. 10. GO ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon EC deneyleri (8 mL GO).....	28
Tablo 4. 11. GO ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneyleri (16 mL GO).....	29
Tablo 4. 12. GO ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon deneyleri (32mL GO).....	29

1. GİRİŞ

Katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suları genel olarak çöp içindeki nem ve depolama alanına düşen yağmur sularının yüzeyden aşağı doğru süzülmesi ile oluşan oldukça tehlikeli atık sulardır.

Sızıntı suları yüksek miktarda kirlilik içermesi sebebiyle alıcı ortama verilmeden önce arıtılmalıdır. Sızıntı suyu uygun şekilde arıtılmaz ve doğrudan çevreye deşarj edilirse, toprak, su ve insanlar üzerinde olumsuz etkiler oluşturabilir.

Sızıntı sularının arıtılması için birçok yöntem kullanılmaktadır. Farklı kimyasal bileşiklerin giderilmesi için sızıntı suyunun özellikleri dikkate alınarak çeşitli giderim yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları dikkate alınmalıdır. Geleneksel yöntemlerle birlikte çevresel ve finansal açıdan yeni teknolojilerin geliştirilmesi gerekmektedir. Sızıntı suyu arıtımında fiziksel, kimyasal, biyolojik yöntemler ve bu yöntemlerin birlikte kullanıldığı metodlar mevcuttur.

Elektrokoagülasyon, sızıntı suyunun arıtılması için başarılı bir yöntemdir. Literatürdeki bilgiler göz önünde bulundurularak elektrokoagülasyonun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) gideriminde etkisinin % 60-70 oranında olduğu görülmektedir. Sızıntı suyu arıtımında daha ekonomik ve daha çok giderim verimi elde etmek amacıyla yeni uygulamalar araştırılmaktadır.

Nano materyallerin çevre mühendisliği uygulamalarında kullanımının yaygınlaşması sonucunda karbon nano tüpler ve grafen bazlı malzemeler su ve atıksu arıtımında ilgi odağı haline gelmiştir. Bu çalışmada son yıllarda sıklıkla kullanılmaya başlayan nano malzemelerin arıtım üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Çalışmada nano malzeme olarak çok duvarlı karbon nano tüp (MWCNT) ve grafen oksitini(GO) kullanılmış ve bu malzemelerin sızıntı suyundan KOİ giderimindeki etkisi incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Sızıntı Suyu Kirliliği

Düzenli depolama; katı atıkların çevre ve insan sağlığı üzerinde oluşabilecek tehlikeleri önlemek ve en aza indirmek için belirli bir arazide mühendislik metotları uygulanarak depolanmasıdır.

Depolama ile ilgili önemli bir sorun, sızıntı suyu üretimidir. Genellikle sızıntı suyu yüksek miktarda inorganik iyonlar ve çözünebilen organik maddeler içerir. Sızıntı suyu uygun şekilde arıtılmaz ve doğrudan çevreye deşarj edilirse, toprak, su ve insanlar üzerinde olumsuz etkiler oluşturacaktır (Bhavani ve Kanthi, 2017).

Katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suları genel olarak depolanan çöp içindeki nemin ve depolama alanına düşen yağmur sularının infiltrasyonu sonucu ortaya çıkan oldukça kirli atık sulardır (Sanjay vd, 2013).

Katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suları, yüksek miktarda organik, inorganik ve mikrobik kirlenici içeriğiyle bilinirler (Dia vd, 2018). Ayrıca depolama sahası sızıntı sularında, aromatik bileşikler, halojenli bileşikler, fenoller, böcek ilaçları, ağır metaller ve amonyum gibi çok sayıda tehlikeli madde tanımlanmıştır (Naveen, vd, 2017).

2.2. Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri

Katı atık düzenli depolama sahası sızıntı sularının arıtımı genellikle üç ana gruba ayrılmaktadır: biyolojik arıtım (aerobik veya anaerobik), kimyasal ve fiziksel arıtım, fiziksel-kimyasal ve biyolojik süreçlerin birlikte kullanımı şeklindedir (Torretta vd, 2017). Uzun yıllar boyunca, havalandırılmış lagünler, basit aerobik ve anaerobik çürütücüler gibi basit biyolojik ve fiziko-kimyasal işlemler, ozon veya fenton reaktifleri kullanılarak ileri oksidasyon işlemleri, granüler aktif karbon veya toz aktif karbon kullanılarak adsorpsiyon, kimyasal ve elektriksel koagülasyon gibi yöntemler depolama sahası sızıntı suları gibi yüksek konsantrasyonlu atık suların arıtımı ve yönetimi için yeterli kabul edilmekteydi (Mukherjee vd, 2015).

Geçmişten günümüze sızıntı sularının arıtılması için birçok yöntem kullanılmıştır. Farklı kimyasal bileşiklerin giderilmesi için sızıntı suyunun özellikleri dikkate alınarak çeşitli giderim yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları dikkatle incelenmiştir. Geleneksel yöntemlerle birlikte çevresel ve finansal açıdan yeni

teknolojilerin geliştirilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır. Günümüzde, fiziksel, kimyasal, biyolojik yöntemler ve bu yöntemleri birlikte kullanarak sızıntı suyu arıtımında birçok yöntem kullanılmaktadır. Organik bileşikler, amonyak azotu, ağır metaller ve kolloidal maddelerin uzaklaştırılması için sızıntı suyu arıtma işlemlerine koagülasyon, çökeltme, adsorpsiyon, membran prosesleri ve bazı yeni yöntemler ilave edilmiştir (Liu, 2013).

2.2.1. Biyolojik Arıtım

Biyolojik arıtım, organik maddelerin, nitrojen, fosfor bileşenlerinin atık sulardan uzaklaştırılması için kullanılan en yaygın yöntemdir. Bu sürecin seçilmesinin temel nedenlerinden biri, kirletici maddeleri yüksek giderim verimi ile atıksulardan uzaklaştırmasıdır. Aynı zamanda biyolojik arıtım, fiziko-kimyasal ve kimyasal arıtım işlemlerinden daha ucuz olmasıdır. Aerobik arıtım, organik kirleticilerin giderilmesini ve nitrifikasyon işlemlerinin gerçekleştirilmesini sağlar. Gereken yüksek oksijen miktarı, fazla miktarda çamur oluşumu ve yüksek enerji maliyetleri bir dezavantaj olarak dikkat çekmektedir (Torretta, 2017).

Aerobik ortamda (çözünmüş oksijen konsantrasyonu > 2 mg/L), mikroorganizmalar için bir besin kaynağı olarak organik madde kullanılır. Askıda organik maddeler, biyolojik aktif çamur floklarına tutunarak giderilir. Kolloidal organikler ve az miktarda çözünür organikler de kısmen emilir ve çamur flokları tarafından tutulur. Bu nedenle, toplam kimyasal oksijen ihtiyacının yaklaşık % 85'ine kadar giderilmesi, 10 dakika ila 15 dakika alıkonma süresinden sonra elde edilebilir (Gotvajn ve Pavko, 2015).

Anaerobik ve anoksik süreçler, çözünmüş oksijen içermeyen ortamda organik maddeleri parçalayabilen mikroorganizmaların aktivitesine dayanır. Anaerobik arıtımın çeşitli yararlarına rağmen, anaerobik mikroorganizmaların büyüme oranının düşük olması, etkisiz $\text{NH}_4\text{-N}$ 'nin giderimi ve biyokütlenin az alıkonmasından dolayı uygulama süreçleri sınırlıdır (Ma vd., 2013).

Sızıntı suyunun biyolojik olarak arıtılması, yüksek amonyum konsantrasyonu ve inatçı organik bileşikler sebebiyle kimyasal oksijen ihtiyacı ve biyolojik oksijen ihtiyacı gideriminde çok etkili sonuçlar vermez. Biyolojik arıtımın etkinliğini arttırmak ve bu iki bileşenin miktarını azaltmak için ön arıtım gerekebilir. (El-Gohary ve Kamel, 2016).

2.2.2. Fiziko-Kimyasal Arıtım Yöntemleri

Fiziko-kimyasal teknikler, sızıntı sularında biyolojik olarak parçalanamayan maddeleri gidermek için uygulanır (Wiszniewski vd, 2006). Fiziko-kimyasal yöntemler; koagülasyon-flokülasyon, adsorpsiyon, kimyasal oksidasyon/ileri oksidasyon ve hava ile sıyırma işlemlerini kapsamaktadır.

2.2.2.1. Koagülasyon-Flokülasyon

Koagülasyon-flokülasyon işlemleri yüksek konsantrasyondaki organik kirleticileri ve ağır metalleri su ve atık sulardan uzaklaştırmak için kullanılan etkili bir yöntemdir (Daud, 2015). Koagülasyon-flokülasyon işlemleri kimyasal oksijen ihtiyacı, bulanıklık, renk ve boyar maddelerin giderilmesinde etkili bir yöntem olarak tercih edilmektedir (Verme ve Kumar, 2016). Koagülasyon-flokülasyon tekniği sızıntı sularının arıtımında tercih edilir. Bu sürecin temel amacı, organik bileşiklerin sızıntı sularından uzaklaştırılmasıdır (Kumar vd, 2013). Bazı deney sonuçlarında, bu yöntemin kimyasal oksijen ihtiyacı gidermede % 30 ile % 86 arasında ve ağır metal ise % 74 ile % 98 arasında değiştiği ifade edilmiştir (Liu, 2013). Koagülasyon ayrıca, daha yüksek giderim verimi elde etmek için membran filtrasyonu için ön-işlem ve son-işlem tekniği olarak da kullanılmaktadır (Mukherjee vd, 2015).

2.2.2.2. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, atık su arıtma işlemlerinde etkin ve yaygın olarak kullanılan temel yaklaşımlardan biri olarak kabul edilmektedir. Geleneksel olarak aktif karbon, geniş gözenekli yüzey alanı, kontrol edilebilir gözenek yapısı termal stabilite ve düşük asit/baz reaktivitesi nedeniyle sızıntı suyu arıtımında sıklıkla kullanılır. Aktif karbon, sulu ve gazlı ortamlarda çözünen çok çeşitli organik ve inorganik kirletici maddelerin giderilmesinde de oldukça etkilidir (Mukherjee vd, 2015).

2.2.3. İleri Oksidasyon Teknikleri

İleri oksidasyon işlemleri, hidroksil radikalleri (OH) gibi yüksek oranda reaktif kimyasal türlerin üretilmesi yoluyla, geri tepkisiz ve / veya biyolojik olarak parçalanamayan organik maddelerin arıtımı için kullanılmaktadır (Mukherjee vd, 2015).

2.2.3.1. Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon, tehlikeli kirletici maddelerin moleküler yapısını, daha kararlı, daha az hareketli, tehlikeli olmayan daha az toksik bileşiklere dönüştürür. En çok kullanılan oksitleyici maddeler, ozon, hidrojen peroksit, hipoklorit, klor, klor dioksit ve UV-radyasyondur. Kimyasal oksidasyon / redüksiyon sızıntı suyu arıtımı için tam gerçekçi bir yöntem değildir, ancak diğer arıtım yöntemleri ile kombinasyon halinde bir alternatif olabileceği ifade edilmiştir (Yu, 2007).

2.2.3.2. Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri

Elektrokimyasal teknolojiler, her bir elektrokimyasal teknoloji için uygun, özel malzemelerden yapılmış, anot ve katot arasında bir elektrik alanı uygulayarak elektrotlar ve elektrolitik çözelti arasındaki elektron transferine dayanmaktadır. Uygulanan akım / potansiyel farkı, elektrokimyasal hücrede bulunan çözeltinin kirletici maddelerin oksitlenme / indirgeme reaksiyonlarını gerçekleştirmek için gerekli itici gücü sağlar (Fernandes vd, 2015).

2.2.3.3. Elektrooksidasyon

Elektrokimyasal oksidasyon biyobozunur olmayan maddeyi tamamen mineralize edebilen çok güçlü bir yöntem olarak kabul edilmektedir (Feng vd, 2016).

Organik bileşiklerin, rengin ve amonyak azotunun sızıntı suyundan gideriminde elektrooksidasyon yöntemi ile ilgili çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Anot materyallerinin yanı sıra, araştırmalar ayrıca, çalışma parametrelerinin, örneğin klorür konsantrasyonu, akım yoğunluğu, elektroliz süresi, başlangıç pH'ı ve ilave elektrolitlerin rolü üzerine odaklanmıştır (Ding vd, 2018).

Yüksek giderim verimi ve çok yönlülüğü ile elektrooksidasyon, ham sızıntı suyu ve biyolojik atıksu için ön arıtma ve arıtma sonrası teknolojiler olarak uygulanmıştır. Stabilize edilmiş depolama sahası sızıntı sularının arıtılması için elektrooksidasyon yöntemi kullanılmış ve çalışmalar uygun çalışma koşulları altında % 90 kimyasal oksijen ihtiyacı, renk ve toplam fenol giderimi sağlandığını göstermiştir (Ding vd, 2018).

2.2.3.4. Elektroflotasyon

Elektroflotasyon çözünmeyen elektrotlar kullanılarak, hidrojen ve oksijen gaz kabarcıklarının salınmasıyla kirletici maddelerin bu gazların yüzeylerine tutunup yukarıya doğru kaldırılması esasına dayanır. Elektroflotasyon, petrol ürünleri, ince parçacıklar ve çözünmüş organik bileşikler için en etkili su arıtma yöntemlerinden biridir. Gaz kabarcıklarının boyutu, elektrotların bileşimi ve şeklinin yanı sıra akım yoğunluğu ve sıcaklık gibi elektroliz koşullarına da bağlıdır. Bu, elektroliz sırasında arzu edilen boyutta gaz kabarcıklarının elde edilmesinin mümkün olduğu anlamına gelir. Atık su arıtımının en yüksek verimliliği, Elektroflotasyon-Elektrokoagülasyon ile kombine edildiğinde elde edilir. Bu durumda, kirleticiler, su ayrıştırma reaksiyonları ve anot çözünmesi sırasında oluşan metal oksitlerin bir sonucu olarak gaz kabarcıklarına maruz kalırlar. Elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon adımlarının süresi aynı olmalıdır. Atık suların maksimum toplam elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon süresi yaklaşık 30-40 dakikadır (Sillanpaa ve Shestakova, 2017).

2.2.3.5. Elektrokoagülasyon

Su ve atıksuların elektrokimyasal olarak arıtımında kullanılan elektrokoagülasyon (EC), genellikle demir veya alüminyumdan yapılmış elektrotlara bir DC voltaj uygulandığı ve elektrolitin su veya atıksu olduğu bir elektrokimyasal hücreden oluşmaktadır. Elektrokoagülasyon, anottan metalin çözünmesiyle koagülant oluşumunu içerir ve katotta hidroksil iyonları ve hidrojen gazı eşzamanlı olarak oluşur. Elektrokoagülasyon metallerin, anyonların, boyaların, organik maddelerin (BOİ, KOİ), askıda katı maddelerin, kolloidlerin ve hatta arseniğin su ve atık sulardan giderilmesinde etkili bir yöntemdir (Moreno-Casillas vd, 2007).

Elektrokoagülasyon koagüle edilen partiküller atıksularda bulunan mikro kolloidal partikülleri ve iyonları kendilerine doğru çekerek onları adsorbe etmektedir. Amaç anotların elektro-çözünmesiyle atıksu içerisinde metal hidroksit floklarını oluşturmaktır (Karagözoğlu ve Malkoç, 2017).

Demir ve alüminyum en yaygın kullanılan elektrokoagülasyon elektrot malzemeleridir, çünkü ucuz, kolay erişilebilir ve etkilidir. Elektrokoagülasyon prosesindeki demir anot olduğunda, Fe^{+2} anotta Fe oksidasyonuna uğrayarak çözeltiye çözülür ve $n = 2$ veya 3 olan demir hidroksit, $Fe(OH)_n$ üretir. Oluşan $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ flokları, kolloidler, dağılmış parçacıklar ve iyonik türler için

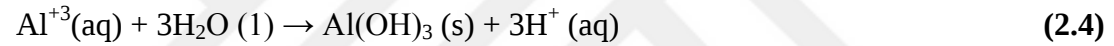
güçlü bir afiniteye sahiptir ve daha büyük parçacıklar üreten flokülasyona neden olur.

Al ile EC durumunda, alüminyum anodun elektrolitik çözünmesi, Al^{+3} ve $Al(OH)^{+2}$ gibi başlangıçta $Al(OH)_3$ 'e dönüştürülmüş ve son olarak $Al_n(OH)_{3n}$ 'ye polimerize edilmiş türler üretir. Bununla birlikte, sulu ortamın pH'ına bağlı olarak, sistemde $Al(OH)^{+2}$, $Al_2(OH)_2^{+4}$ ve $Al(OH)_4^-$ gibi başka iyonik türler de mevcut olabilir. Çözeltinin pH'ına bağlı olarak metal hidroksit üretimi için iki farklı mekanizma tanımlanmıştır. Demir veya alüminyum anotların reaksiyonları aşağıdaki denklemlerde verilmiştir:

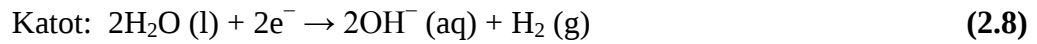
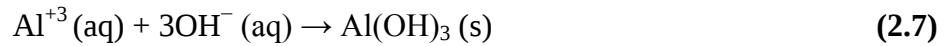
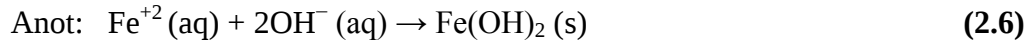
Mekanizma 1 (asidik ortam)



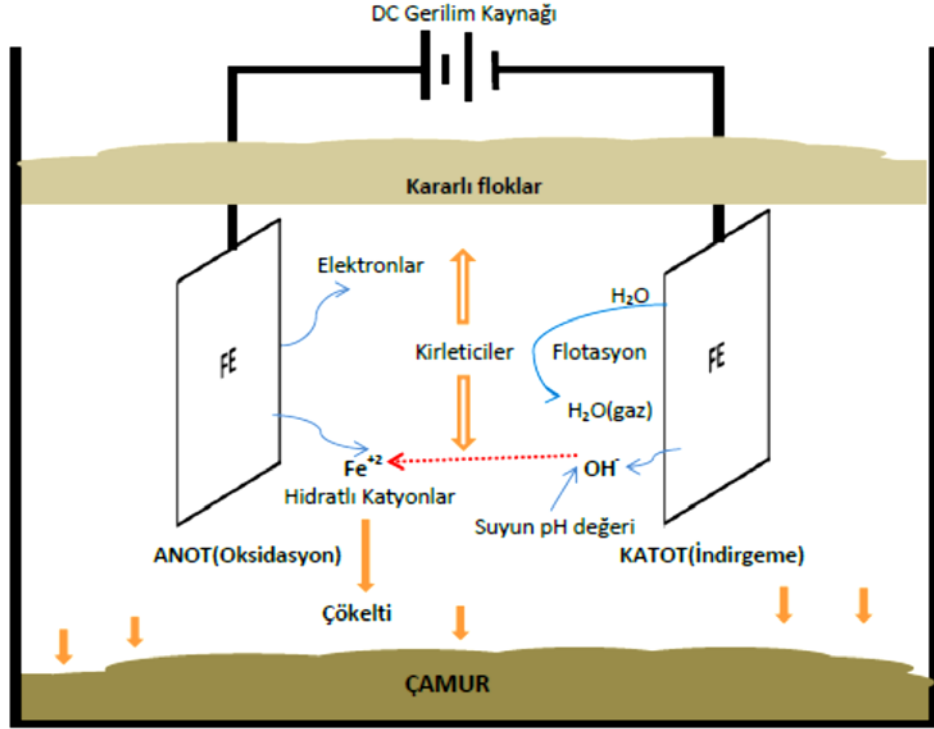
Çözüm olarak:



Mekanizma 2 (alkali ortam)



Çeşitli proses değişkenleri, reaktör tasarımı, elektrot malzemesi, akım yoğunluğu, pH, iletkenlik gibi etmenler elektrokoagülasyon arıtım verimliliğini etkileyebilir. Bir elektrokoagülasyon hücresinin tasarımındaki ana amaç, sürecin maksimum verimliliğini sağlamaktır. En basit haliyle, bir elektrokoagülasyon reaktörü, bir anot ve bir katot ile bir elektrolitik hücreden yapılabilir. Harici bir güç kaynağına bağlandığında, anot malzemesi oksidasyona bağlı olarak elektrokimyasal korozyona uğrarken, katot pasivasyona maruz kalmaktadır (Fernandes vd, 2015).



Şekil 2.1. Elektrokoagülasyon düzeneğinin şematik diyagramı

Elektrokoagülasyon ile arıtım çeşitli süreçlerin bir kombinasyonunu içerir;

- Elektrotta elektrolitik reaksiyonlar,
- Sulu ortamda anodik metal ve metal hidroksit katyonlarının oluşumu,
- Çözünabilir veya kolloidal kirlenmelerin metal yüzeyine adsorpsiyonu,
- Kirlenici maddelerin elektroflotasyon, çöktürme ve kabarcıklara yapışması ile giderilmesidir (Sahu ve Chaudhari, 2015).

Elektrokoagülasyon çalışma koşulları çoğunlukla, esas olarak iletkenlik ve pH olmak üzere sulu ortamın kimyasına bağlıdır. Ayrıca, diğer önemli özellikler, parçacık boyutu, elektrot tipi, plaka türü, plaka aralığı, kimyasal bileşen konsantrasyonları ve temas süresidir. Esas çalışma prensibi, demir veya alüminyum anotlarından üretilen elektrolitik katyonların sulu bir ortamdan kirlenmelerin koagülasyonunu artırarak gidermektir. Elektroforetik hareket, katot bölgelerinde pozitif yüklü iyonları ve anot bölgesinde negatif yüklü parçacıkları konsantre etme eğilimindedir. Kurban metal, anot, anodun çevresinde üretilen çok değerlikli metal katyonları için kullanılır. Bu katyonlar, anotta taşınan parçacıkların elektroforetik hareket ile negatif yükünü nötralize eder ve bu da pıhtılaşmayı kolaylaştırır. Organik

maddenin oksidasyonu, anot maddesine, NaCl konsantrasyonuna, akıma ve gerilime bağlıdır (Chaturvedi, 2013).

Tablo 2.1. Elektrokokagülasyon (EC) ile Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) giderimi konusunda yapılan bazı örnek çalışmalar

Atıksu Türü	Yöntem	Kirletici	% Giderim	Referans
Tekstil Endüstrisi	EC	KOİ	72	Anand vd, 2013
Boya Endüstrisi	EC	KOİ	96,5	Kumar ve Sahu, 2013
Tekstil Endüstrisi	EC	KOİ	90-93	Raju vd, 2009
Kağıt Endüstrisi	EC	KOİ	50	Terrazas vd, 2010
Edüstriyel Atısu	EC	KOİ	95	Meas vd, 2010
Edüstriyel Atısu	EC	KOİ	70	Türk, 2016
Sızıntı Suyu	EC	KOİ	45,1	Huda vd, 2017
Şeker Kamışı	EC	KOİ	84	Sadu vd, 2017
Sızıntı Suyu	EC	KOİ	49,8	Li vd, 2011
Süt Endüstrisi	EC	KOİ	98	Şengil ve Özacar ,2006
Besin Endüstrisi	EC	KOİ	70	Kushwaha vd, 2010
Petrol Rafinerisi	EC	KOİ	80	Hariz vd, 2013
Badem Endüstrisi	EC	KOİ	81	Valero vd, 2011
Damıtma Atıksuyu	EC	KOİ	61	Davilaa vd, 2011
Sızıntı Suyu	EC	KOİ	68	Bouhezila vd, 2011
Restoran Atıksuyu	EC	KOİ	95	Chen vd, 2000
Tabakhane Atıksu	EC	KOİ	82	Şengil vd, 2009
Tekstil Endüstrisi	EC	KOİ	92,5	Zodi vd,2009
Evsel Atıksu	EC	KOİ	60	Gönüllü vd,2008
Sigara Endüstrisi	EC	KOİ	56	Bejankiwar, 2002
Boya Endüstrisi	EC	KOİ	93	Alaton vd, 2009
Et Endüstrisi	EC	KOİ	92	Thirugnanasambandham vd, 2015

2.2.4. Membran Sistemler

Membran prosesleri, farklı konsantrasyonlardaki iki çözeltiyi yarı geçirgen bir zar ile ayırmaya amaçlar. Bu işlemde, suyun daha yüksek konsantrasyondan daha düşük konsantrasyona akmasını zorlaştıran daha konsantre çözeltiye basınç eklenir. Mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon, tek başına veya kombinasyon halinde ters osmoz ve nanofiltrasyon, uygulanan membran prosesleridir. Bu membran işlemlerinin en büyük dezavantajlarından biri, membran yüzeyinde ve membran gözenekleri içinde inorganik, organik ve mikrobiyolojik maddelerin birikmesiyle indüklenen membranların kirlenmesi veya biyolojik olarak kirlenmesidir. Depolama sahası sızıntılarının arıtılması için membran teknolojilerinin başarılı bir şekilde uygulanması, membran kirlenmesinin etkin bir şekilde kontrolünü gerektirir.

Çözünmüş organik ve inorganik maddeler, koloidal ve süspansiyon halindeki partiküller dahil olmak üzere bu maddelerin uzaklaştırılması pH ayarı, ön filtrasyon ve koagülasyon ile sağlanabilir (Wiszniowski vd, 2006).

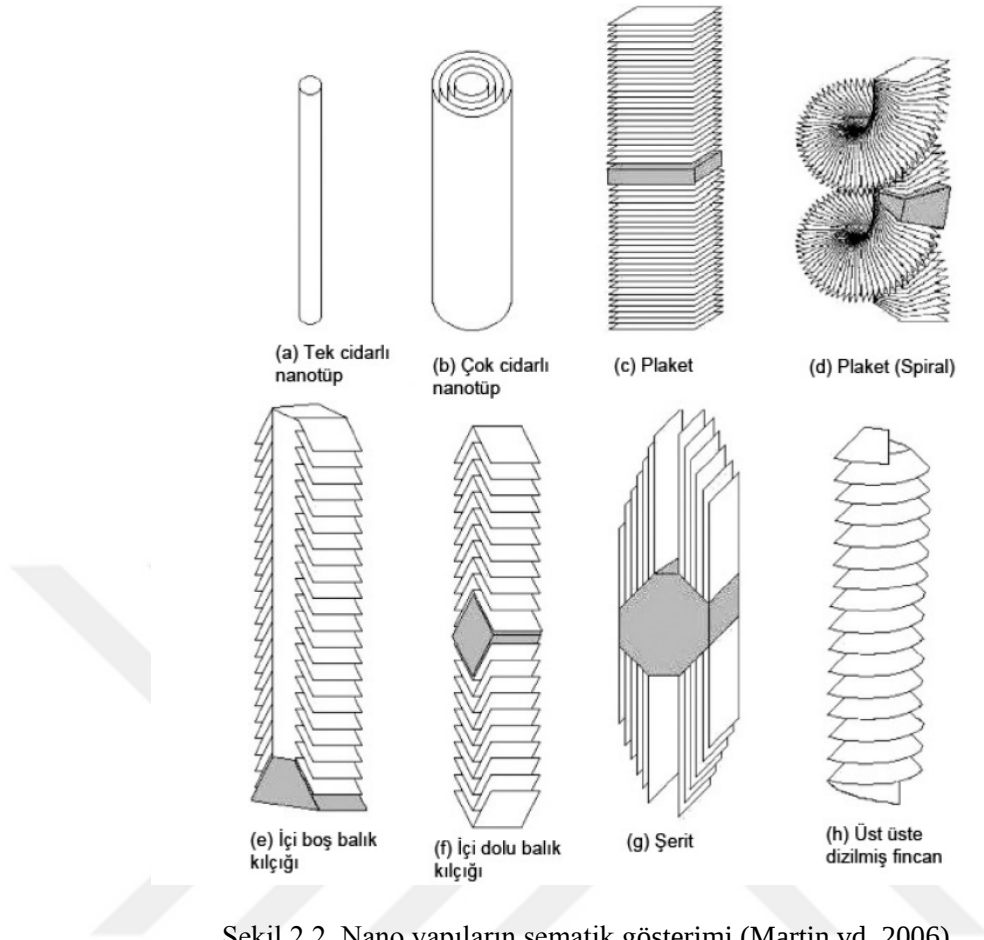
Membranların sızıntı suyu arıtma tesislerindeki performansını incelemek için; organik madde giderimi, amonyak giderimi ve mikro kirletici madde giderimi ile ilgili son yıllarda çeşitli çalışmalar yapılmaktadır. Membran kullanarak sızıntı suyu arıtımı ile ilgili yayınlanan çalışmaların çoğunluğu, farklı çalışma koşullarında sızıntıdan organik madde ve amonyak giderimi açısından reaktörün performansına odaklanan pilot ölçekli çalışmalardır (Ahmed ve Lan, 2012).

2.3. Nanoteknoloji

Nanometre ölçeğindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik olayların anlaşılması, kontrolü ve üretimi amacıyla, fonksiyonel materyallerin, cihazların ve sistemlerin geliştirilmesi nanoteknoloji bilimi ile gerçekleştirilmektedir.

Maddeler boyutsal açıdan makro, mikro ve nano maddeler olarak sınıflandırılabilir. Madde büyüklüğü nanometre ölçütlerine indiğinde kuantum davranışlar, bilinen klasik davranışların yerini almaktadır. Bu ölçekte kimyasal ve fiziksel özellikler, yapının büyüklüğüne ve atomların yerleşim düzenine, sonradan bağlanan yabancı atomun cinsine ve geometrisine göre çok farklı ve olağanüstü davranışlar sergileyebilmektedir.

Nanoyapılı karbon malzemelerde genel olarak nano tüp, plaketa, spiral plaketa, içi boş balık kılçığı (fishbone/herringbone), içi dolu balık kılçığı, şerit ve üst üste dizilmiş fincan şeklinde morfolojiler elde edilmiştir (Altay, 2011). Nano yapılara ait şematik gösterimlere ait bazı örnekler Şekil 2.2.'de yer almaktadır.



Şekil 2.2. Nano yapıların şematik gösterimi (Martin vd, 2006).

2.3.1. Karbon Nano Tüpler

1991 yılında Sumio Iijima tarafından keşfedildiğinden beri karbon nano tüpler benzersiz kimyasal özellikleri ve ilginç fiziksel özellikleri sebebiyle oldukça ilgi görmektedir (Yan vd, 2008).

Karbon nano tüpler ark deşarjı ya da lazer ablasyon yöntemi kullanılarak grafitten ya da kimyasal buhar birikimi yoluyla karbon içeren gazlardan sentezlenir. Karbon nano tüpler grafen levhalarının farklı şekilde düzenlenmesiyle tek duvarlı veya çok duvarlı karbon nano tüpler olarak üretilmektedir. Tek duvarlı karbon nano tüpler tek bir grafen tabakasının silindirik şeklinde kıvrılmasıyla oluşurken, çok duvarlı karbon nano tüpler birden fazla eş merkezli grafen tabakasının silindirik şeklinde kıvrılmasıyla elde edilmektedir (Ghasemzadeh vd, 2014).

Karbon nano tüpler (CNT'ler) çeşitli inorganik ve organik kirleticilerin ve büyük miktarda radyonüklidlerin atıksulardan uzaklaştırılmasına yönelik olağanüstü

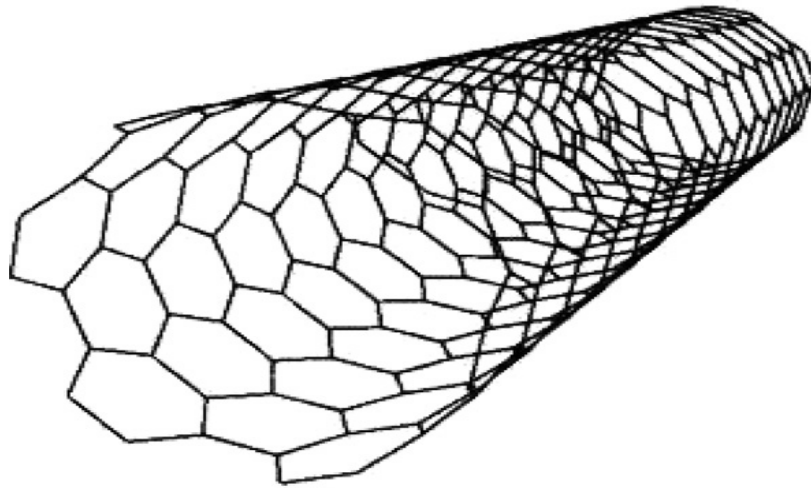
yetenekleri nedeniyle yeni bir adsorbent türü olarak önem kazanmıştır. Yüzey fonksiyonel grupları ve hidrofobik yüzeyleri nedeniyle, karbon nano tüpler hem ağır metal iyonlarıyla hem de organik bileşiklerle güçlü etkileşimler göstermektedir (Ren vd, 2010).

Karbon nano tüpler dayanıklıdır ve mekanik kuvvetlere karşı yüksek termal stabiliteye sahiptir, bunları temizlemek ve tekrar tekrar kullanmakta kolaydır. 2012 yılında Kashi Tarashi ve arkadaşları sızıntı suyunun arıtımı için karbon nano tüpleri kullanmışlar ve % 58.23'e kadar verim elde etmişlerdir (Dehdashti vd, 2017).

2.3.2. Tek Duvarlı Karbon Nano Tüpler

Karbon nano tüplerin yapısını açıklayabilecek en basit model şekil 2.3'te gösterilen tek duvarlı bir tüp için şu şekildedir: Tek sıra karbon atomundan oluşan bir grafin katmanının, silindir şeklinde bükülerek uçlarının birleştirildiği ve grafin içersindeki bağların aynısından oluşturulduğu düşünülürse bu yapı tek katmanlı bir karbon nano tüple aynı yapı olur (Kutucu, 2010).

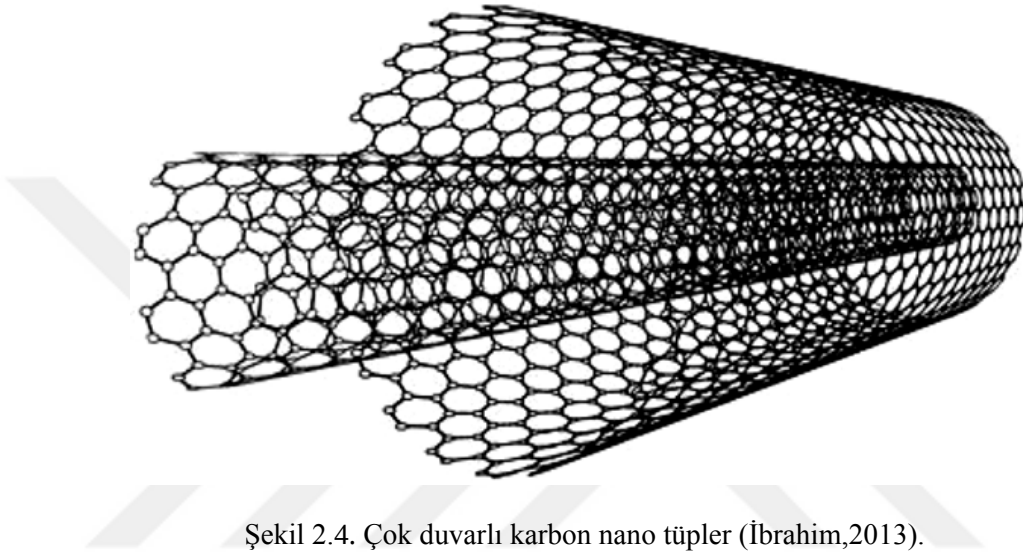
Mikroskopik atomik düzenlemelerine ve simetrilerine bağlı olarak, tek duvarlı karbon nano tüpler metalik veya yarı iletken olabilir. Yarı iletken nano tüpler, çapa bağlı, doğrudan bant boşlukları bulunan fotonik cihaz uygulamaları için özellikle umut vericidir; metalik tüpler, nano-devre kablolarından güç aktarma kablolarına kadar çeşitli elektronik ve elektrik uygulamaları için ideal adaylar olarak kabul edilmektedir. Son yıllarda, tek duvarlı karbon nano tüpler mükemmel sağlamlıkları ve yüksek mukavemetleri gibi olağanüstü mekanik özelliklerinden dolayı ilgi odağı olmuştur (Kim vd, 2013).



Şekil 2.3. Tek duvarlı karbon nano tüplerin, yüzey ve iç görünüm (İbrahim, 2013).

2.3.3. Çok Duvarlı Karbon Nano Tüpler

Bu nano tüpler, içteki tüpü çevreleyen dış tüpün bulunduğu Şekil 2.4.' te de görüldüğü gibi, iki veya daha fazla eş merkezli karbon nano tüpten imal edilmektedir. Çok duvarlı karbon nano tüpler grafen tüplerinin sayısına bağlı olarak 2 ila 50 nm arasında değişen çaplarla kendini saran çok sayıda tabakadan oluşmaktadır. Bu tüpler yaklaşık 0.34 nm'lik bir katmanlar arası mesafeye sahiptir (Saeed, 2013).



Şekil 2.4. Çok duvarlı karbon nano tüpler (İbrahim,2013).

Karbon nano tüpler geniş yüzeyleri, yüzey fonksiyonel grupları ve hidrofobikliklerinden dolayı sulu çözeltilerin gaz fazından dioksinler ve uçucu organik bileşikler gibi organik kirletici maddelerin uzaklaştırılması için bir tür adsorban olarak kullanılır. Organik moleküller ve karbon nano tüpler arasında güçlü bir bağlantı oluşturarak düşük konsantrasyonlarda organik (fenol) kirleticilerin uzaklaştırılması amacıyla adsorban olarak karbon nano tüpler incelenmiştir. Son çalışmalar, karbon nano tüpler in organik ve organik olmayan kirleticiler için yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu göstermiştir (Dehdashti vd, 2017)

Yüksek yüzey alanı, gözenek yapısı ve sitotoksosite özelliklerinden dolayı, karbon nano tüplerin su dezenfeksiyonunda kullanılabileceği düşünülmektedir. Karbon nano tüpler ve çeşitli patojen ajanlar arasındaki etkileşimleri araştıran bazı deneysel çalışmalar bulunmaktadır. Bu çalışmalar, mikrobiyal yakalama ajanları olarak karbon nano tüplerin mükemmel bir potansiyel olduğunu göstermektedir (Kolangikhah vd, 2012).

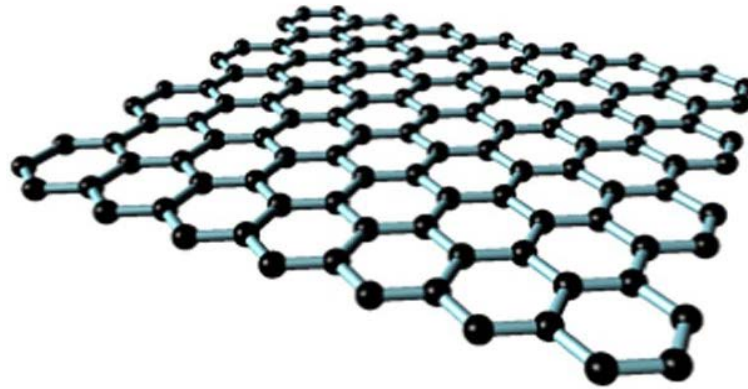
Tablo 2.2. Karbon nano tüpler ile KOİ giderimine ait literatür özeti

Atıksu türü	Yöntem	Nano Materyal	pH	Giderim (%)	Referans
Elektro Kaplama	Adsorpsiyon	MWCNT	5.63	96.34	Bankole vd. 2017
Rafineri	Adsorpsiyon	MWCNT	7	97	Abdulgafour, 2013
Süt Endüstrisi	Adsorpsiyon	MWCNT	9,2	66.8	Moradi ve Maleki, 2013
Rafineri	Adsorpsiyon	MWCNT	7	97	Abdulgafour vd, 2013

2.3.4. Grafen Oksit (GO)

Mükemmel optik, elektronik, mekanik ve termal özellikleri ve geniş uygulama alanlarıyla grafen veya grafen bazlı malzemeler son yıllarda oldukça dikkat çekmektedir (Gomez vd, 2016). Şekil 2.5'te bir grafen tabakasına ait görsel yer almaktadır.

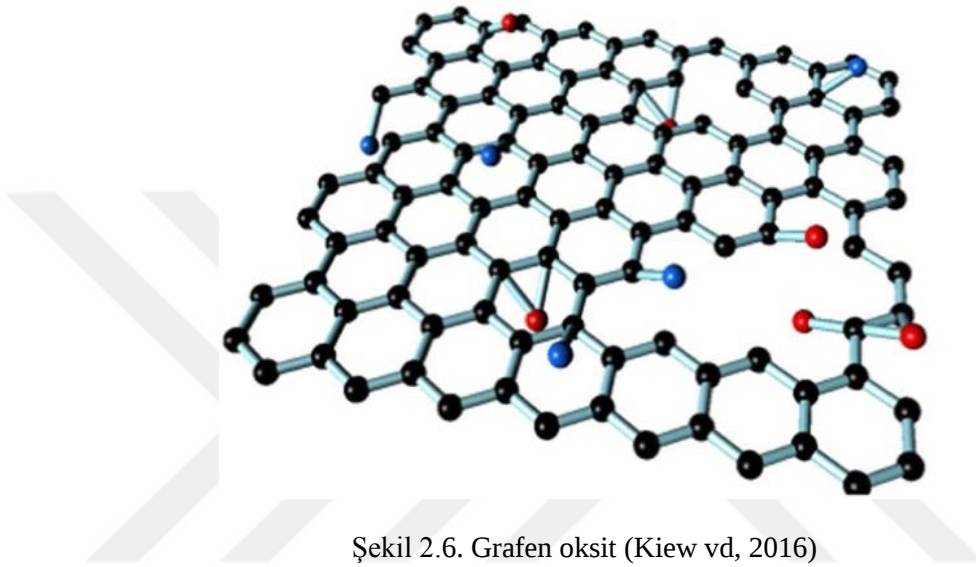
Grafen tabakalar, bir grafen polimer bazlı kompozitlerin elektriksel ve termal iletkenlikleri dahil olmak üzere mekanik ve fonksiyonel özellikleri geliştirmek için nano dolgu maddeleri olarak tercih edilebilir (Zheng vd, 2010).



Şekil 2.5. Grafen (Kiew vd, 2016)

Grafen oksit, fonksiyonel sıvılar, güneş pilleri, polimer kompozitler, çimento kompozitleri, ilaç taşıyıcı sistemler, iletken filmler, biyosensörler, transistörler, süper kapasitörler, nano kompozitler, biyo materyaller, lityum iyon pili, su arıtma işlemi gibi geniş bir uygulama alanına sahiptir (Şimşek vd, 2017).

Grafen esaslı malzemeler, su ve atık suyun, adsorpsiyon, membran, elektrofenton prosesi, fotokataliz, ozonlama gibi işlemlerde kullanılmaktadır. Son zamanlarda grafen bazlı malzemelerin su ve atıksu arıtımında uygulanması üzerine çeşitli araştırmalar yayınlanmaktadır. İncelemelerin çoğu, adsorpsiyon ve fotokataliz üzerine odaklanmıştır. Şekil 2.6.'da yer alan rrafen bazlı kompozit malzemeler, çeşitli organik kirleticilerin giderilmesi için heterojen bir fenton katalizörü olarak kullanılır (Nidheesh, 2017).



Şekil 2.6. Grafen oksit (Kiew vd, 2016)

Genel olarak grafen bazlı materyaller ve özellikle grafen oksit için farklı sektörlerde ve çevresel iyileştirme alanlarında umut verici uygulamalar gerçekleştirilmiştir. Grafen bazlı nano materyaller kullanılarak gerçekleştirilen çeşitli uygulamalar ve çalışmalar, bu malzemelerin bakteri büyümesi üzerindeki etkileridir. GO dahil grafen bazlı nano malzemeler, gerektiğinde bakteri üremesini etkilemek veya azaltmak için kullanılabilir (Jamialahmadi vd, 2017).

Etkileşim ortamı, fonksiyonel gruplar, yüzey modifikasyonları, süspansiyon sıvısının kimyası, yüzeyin fizikokimyasal özellikleri, yaprakların boyutu ve bakteri özellikleri gibi farklı durumlar, bakterilerle grafen oksit etkileşimini kontrol eder. Çevresel iyileştirmede grafen oksitin çeşitli potansiyel uygulamalarını göz önünde bulundurarak, depolama sahaları, sızıntı suyu biyolojik arıtımında grafen oksitin olası uygulamasından da yararlanabilir (Jamialahmadi vd, 2017).

Tablo 2.3. GO ile KOİ giderimine ait literatür özeti

Atıksu türü	Kirletici	Adsorbent	% Giderim	Referans
Süt Eendüstrisi	KOİ	GO	84	Falahati vd, 2017
Hastane Atıksuyu	KOİ	Graphene Oxide magnetite (Nano-GO/M)	88	Sponza ve Alicanoğlu, 2017
Sızıntı suyu	KOİ	GO	64,7	Zadeh vd, 2016

2.4. Kaynak Özetleri

Nanoteknolojinin hızla gelişmesi her sektörde etki yaratmıştır. Bu hızlı ilerleme çevresel uygulamalar için de yeni bir alan oluşturmıştır. Su ve atıksu arıtımında nano malzemeler etkin olarak kullanılmaktadır.

Sızıntı suları yüksek miktarda çözünmüş karbon, inorganik bileşikler, ağır metaller, humik asitler, amonyak, tuz ve bir çok toksit madde bulundurmaktadır. Son yıllarda yapılan çalışmalar geleneksel arıtım yöntemlerinin sızıntı suyu arıtımında artık yetersiz kaldığını göstermektedir. Bu nedenle daha geniş ve evrensel bir yönteme ihtiyaç vardır (Aluko vd, 2003).

Sızıntı suyu arıtılması için kullanılacak yöntemleri etkileyecek faktörlerin başında KOİ/TOK ve BOİ/KOİ oranları, mutlak KOİ konsantrasyonu ve depolama sahası yaşı yer almaktadır (Gao vd, 2015).

Nano materyallerin sızıntı suyu arıtımı için uygun olmasının bazı sebepleri; geniş yüzey/hacim oranları, elektronların davranışları ve hareketleri, kirletici atomlarla reaksiyonları, daha hızlı kimyasal süreçler sağlaması olarak düşünülebilir (Zelic vd, 2018).

Nanoteknoloji ile bağlantılı olarak nanofiltrasyon sızıntı suyu arıtımında ve ağır metal gideriminde etkili bir şekilde kullanılmaktadır. Nano filtrasyon sızıntı suyu gibi oldukça yüksek miktarda kirlilik bulunduran suların arıtımında kayda değer kullanım sağlamaktadır (George vd, 2021).

Nanokatalizörler, yüksek yüzey alanına sahip olduğu için katalitik aktiviteyi arttırmakta, ileri oksidasyon proseslerinde sızıntı sularında organik ve inorganik kirleticilerin oksidasyonunu sağlamaktadır. Araştırmalar demir nanoparçacıkların tarımsal böcek ilaçları, trinitrotoluen(TNT), ağır metaller, nitratlar, poliklorlu

bifeniller gibi çeşitli kirleticileri etkisiz hale getirebildiğini göstermiştir (Kashitarash vd, 2012).

Metal nano partiküller ve metal oksitler, nanokatalizör olarak ve fotokatalizde kullanımları açısından çevre kirliliği uygulamalarında önem taşımaktadır. Titanyum nano katalizörler daha düşük maliyetleri, kararlılıkları ve çevre dostu olmalarından dolayı, araştırmalarda kullanım için genel olarak verimli ve uygun nanokatalizörler ve fotokatalizörler tercih edilmektedir. Yapılan çalışmalarda TiO_2 nanopartiküllerini metal iyonlarıyla katkılamanın ultraviyole radyasyon ve güneş ışığı altında TiO_2 'nin fotoelektrokimyasal özelliklerini geliştirmek için kullanılan en etkili yöntemlerden biri olduğunu göstermiştir. Pb, Cd, Cu, Zn ve Ni gibi ağır metalleri pH 8'de adsorbe etmek için TiO_2 nanomalzemelerle heterojen fotokataliz kurulmuştur. TiO_2 ve W- TiO_2 kullanılarak sızıntı suyunun fotokatalitik olarak arıtılmasında katkılı olan nano partikülün TiO_2 katalizörü kullanmaktan daha verimli olduğunu göstermiş ve % 46 oranında KOİ giderilmesini sağlamıştır (George vd, 2021).

Yapılan başka bir çalışmada gümüş (Ag) katkılı TiO_2 'nin TOK, Cd, Ni ve KOİ için giderim verimlerinin sırasıyla % 90, % 100, % 96 ve % 75 olduğunu bildirmiştir (Elleuch vd, 2020).

3. MATERYAL VE METOT

3.1 Materyal

Çalışmada kullanılan sızıntı suyu Samsun Düzenli Katı Atık Depolama tesisine ait arıtıma gitmeden önceki ham sızıntı suyu toplama odasından (Şekil 3.1) alınmıştır.



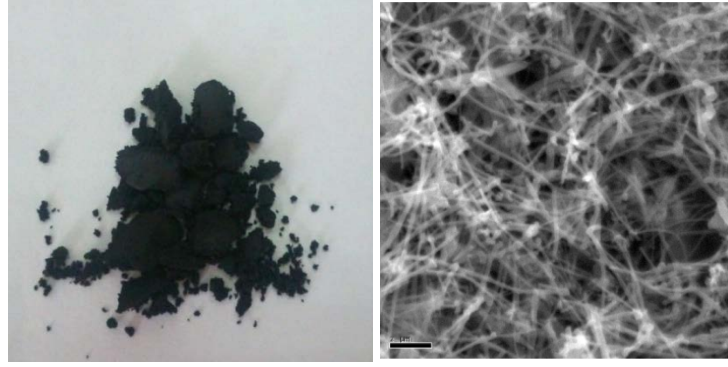
Şekil 3.1. Samsun Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı kontrol odası

Ham atıksuya ait kompozisyon değerleri Tablo 3.1’de verilmiştir.

Tablo 3.1. Ham sızıntı suyu kompozisyon değerleri

Parametre	Bu Çalışma	Esen, H. 2019	Yeni, Ö.2019
pH	5-8	7.96-8.32	7.56-9.50
Sıcaklık (° C)	20±3	-	-
KOİ (mg/L)	≈ 8059,6	8325-18250	4184-38400
İletkenlik (µS)	> 6	20-40	28.60

Nano malzeme olarak deneylerde çok duvarlı karbon nano tüp (MWCNT) ve grafen oksit (GO) kullanılmıştır. MWCNT (>% 90 karbon bazlı, 110-170 nm×5-9 µm) ticari üretim olup Sigma Aldrich’ten temin edilmiştir Deneylerde adsorbent olarak kullanılan grafen oksit % 99.5+ saflıkta ve 0.4-1.1 nm çapındadır (Nanografı, Türkiye, 2018).



Şekil 3.2. Deneylerde kullanılan çok duvarlı karbon nano tüp ve SEM görüntüsü (Anonim, 2019).

Deneylerde pH, iletkenlik ve sıcaklık ölçümleri HANNA Instrument marka HI9814 model pH metre ile yapılmıştır. Sindirme işlemleri için Merck marka ve Spectruquant TR 420 model termoreaktör kullanılmıştır. Nano malzemelerin homojen şekilde karışmasını sağlamak için Bandelin (HD 2070) marka sonikatör kullanılmıştır. Akım ve voltaj kontrolü için Marxlow marka PS-305D model dijital güç kaynağı kullanılmıştır. KOİ ölçümleri kit yöntemine göre; Merck marka kitlerle fotometrik olarak gerçekleştirilmiştir. Ölçümler NOVA marka 60A model spektrometre ile 605 nm’de gerçekleştirilmiştir.

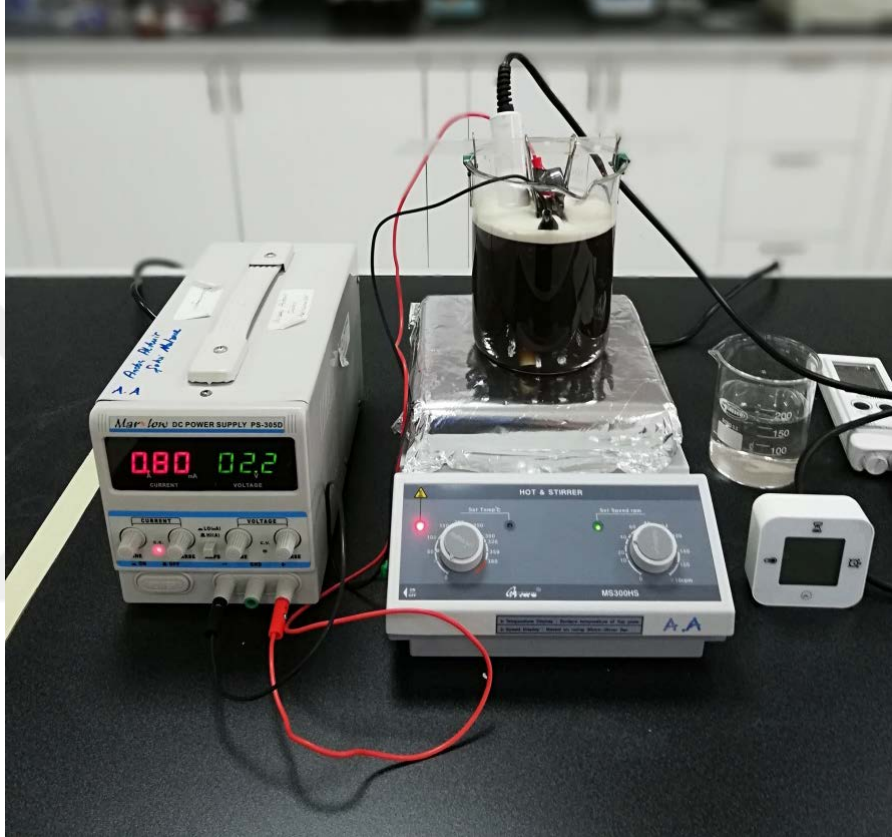
3.2. Metot

3.2.1. Numunelerin Hazırlanması

Tesisten alınan ham sızıntı suyu asitle şartlandırılarak koruma işlemi gerçekleştirildikten sonra, içerisindeki askıda katıların nispeten uzaklaştırılması için 10 cm çap ve 40 cm yüksekliğindeki dolgu kolondan (içerisinde 5m çaplı çakıl yerleştirilen) serbest akışla süzölmüştür. Kolondan alınan ham sızıntı suyu numunesi için pH, iletkenlik, sıcaklık parametreleri ölçülmüş ve sızıntı suyu numunesinin nano malzeme ile homojen karışımını sağlamak için 1 saat % 100 genlikte sonikatörde karıştırma ön işlemi uygulanmıştır. Böylece nano malzemenin sızıntı suyu içerisinde homojen dağılması sağlanmıştır.

3.2.2. Deneyin Yapılışı

Deneylerde elektrokoagülasyon reaktörü olarak 1000 ml hacimde beher kullanılmıştır ve numune miktarı 800 mL olarak alınmıştır. Etkili bir karışım sağlamak için MTOPS marka MS300HS model manyetik karıştırıcı kullanılmıştır. Deneyde elektrot olarak 2 adet % 99 saflıkta demir plaka kullanılmıştır. Elektrotlar arası mesafe 0.9 cm olarak ayarlanmış ve tamamen elektrolite batırılmıştır.



Şekil 3.3. Elektrokoagülasyon deney düzeneği

Elektrokoagülasyon deney düzeneği özellikleri Tablo 3.2’de verilmiştir;

Tablo 3.2. Elektrokoagülasyon deney düzeneği özellikleri

Parametre	Değer
EC reaktör hacmi (mL)	1000
Numune hacmi (mL)	800
Anot materyal türü	Demir (Fe)
Katot materyal türü	Demir (Fe)
Elektrotlar arası mesafe (cm)	0.9
Elektrot boyutları (cm)	8.1x5.1x0.1

Nano malzeme olarak MWCNT kullanılan deneylerde ön işlem uygulanan sızıntı suyu numunesinin pH'sı ayarlandıktan sonra elektrokoagülasyon düzeneğine koyulmuş, akım ve karıştırma hızı belirlenmiş ve elektrokoagülasyon deneyi başlatılmıştır. Sıcaklık, pH, iletkenlik değerleri 5 dakikada bir ölçülmüş ve belirli periyotlar ile (0, 20, 40, 60. dakikalarda) numuneler alınmıştır. Elektrokoagülasyon işleminden sonra 2 saat 148°C'de termoreaktörde sindirime tabi tutulan numunelerinin KOİ ölçümleri APHA 5220 D kapalı sistem kalorimetrik (Closed Reflux, Colorimetric Method) yöntemine göre yapılmıştır. Bunun için Merck marka 500-10000 mg/l ölçüm aralığında ölçüm kitleri kullanılmıştır.

Deneylerin ikinci aşamasında nano malzeme olarak GO kullanılmıştır. GO atıksu numunesine çözünmüş halde ayrı ayrı denemelerde 8 mL (64 mg/L), 16 mL (128mg/L), 32 mL (256 mg/L) ilave edilmiştir. Numuneye 1 saat % 100 genlikte sonikatörde ön işlem uygulanmıştır. Ön işlemin ardından atıksu numunesi EC reaktöründe arıtıma tabi tutulmuştur. Belli zaman dilimlerinde (0, 20, 40, 60, 120, 180, 240. dakika), reaktörde pH, sıcaklık, iletkenlik değerleri de ayrıca ölçülmüştür. Bu zaman dilimlerinde alınan atıksu numunesinde KOİ ölçülmüştür.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Elektrokoagülasyon prosesinde arıtılmak istenen atıksuya, fazladan bir kimyasal eklemekten koagülasyonun gerçekleşmesi bu yöntemi avantajlı hale getirmiştir. Ayrıca EC prosesinde oluşan çamur miktarının da az olması ve bırakıldığında kendiliğinden çökmesi prosesin tercih edilmesinde etkili olmuştur. Çalışmada oluşan çamura herhangi bir müdahale yapılmadan kendiliğinden çökmeye bırakılmıştır.

Reaksiyon süresi giderim verimini etkilemektedir. Bu süre belirlenirken giderim verimi ve maliyet göz önüne alınmalıdır. Xu ve Zhu'nun yapmış olduğu çalışmalarda yağ gres ve KOİ parametrelerinin reaksiyon süresi arttıkça daha fazla giderildiği görülmüştür. 60 dakikalık deney sonucunda ilk 20-30 dakika içerisinde KOİ giderimi % 77 olarak gözlemlenmiştir (Xu ve Zhu, 2004). Yapılan çalışmalarda en yüksek giderimin ilk 20. ve 40. dakikalar arasında gerçekleştiği analiz sonuçlarında yer almaktadır.

EC prosesinin en önemli parametrelerinden biri de pH'dır. Anot ve katotta gerçekleşen reaksiyonlar sonucunda çözelti pH'ında değişimler meydana gelmektedir. Yapılan laboratuvar çalışmalarında pH'ın analiz süresi boyunca artış gösterdiği gözlemlenmiştir.

Koby ve arkadaşlarının 2005 yılında yapmış olduğu bir başka çalışmada patates cipsi fabrikası atıksuyunu elektrokoagülasyonla arıtmaya çalışmışlar ve pH 4-6 değerlerinde etkili ve ekonomik bir giderim sağlamışlardır (Koby vd, 2005). 2009 yılında Zaied ve arkadaşları tarafından yapılan bir başka çalışmada kağıt endüstrisi atıksuyunun elektrokoagülasyon ile arıtımı incelenmiş ve pH 7 değerinde % 98 KOİ giderimi sağlanmıştır (Zaied ve Bellakhala, 2009). İnan ve arkadaşlarının 2004 yılında zeytinyağı fabrikası atıksuyunun elektrokoagülasyon ile arıtılması üzerine çalışmışlardır. Çalışma sonucunda 20 mA/cm² akım yoğunluğunda ve pH 6,2 de demir elektrotlar kullanarak % 42 KOİ giderimi sağlamışlardır (İnan vd, 2004). Yağlı atıksuyun elektrokoagülasyonla arıtmaya çalışıldığı bir başka çalışmada 10-14 A/m² akım yoğunluğunda % 95 yağ giderimi ve % 75 KOİ giderimi sağlanmıştır (Xu ve Zhu, 2004).

Yukarıdaki literatür araştırması özetine ve diğer birçok çalışma dikkate alınarak tez çalışmasında; optimum pH değeri 6 olarak belirlenmiştir. Akım değeri 0,8 amper karıştırma hızı 250 rpm olarak ayarlanıp deneyler gerçekleştirilmiştir.

Nano malzeme ilave edilmeden yapılan elektrokoagülasyon deneyi sonucu Tablo 4.1’de gösterilmektedir. Deney süresi 60 dakika olup literatürde yapılan araştırmaların da gösterdiği gibi ilk 20-30 dakikada en yüksek giderim verimine ulaşılmıştır.

Tablo 4.1. MWCNT ilavesiz elektrokoagülasyon çalışmasında KOİ giderimi

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	4,93	6	26,5	11258,5	-
10	5	6	26,5	10837,5	3,72
20	5,03	6	26,4	10635,0	5,53
30	5,92	6	26,7	8015,0	28,8
40	7,13	6	26,9	10802,5	4,05
50	7,56	6	27,2	10795,0	4,11
60	6,3	6	27,3	10115,0	10,15

Karbon nano tüplerde adsorpsiyon dört bölgede meydana gelir. Bunlar: uçlarının açık olduğu durumlarda nano tüp boşluklarının iç kısmında, nano tüpler arasında yapılan ve bir ağ içinde oluşturulan gözenekler arasındaki yüzeylerde, nano tüplerin dış yüzeylerinde, tüp kenarında bulunan dallarda. Geniş yüzeyleri, yüzey fonksiyonel grupları ve hidrofobiklikleri nedeniyle karbon nano tüpler, dioksinler ve uçucu organik bileşikler gibi organik kirleticileri sulu çözeltilerin gaz fazından gidermek için adsorban olarak son yıllarda oldukça fazla tercih edilmektedir (Dehdashti, vd, 2017).

Deneylerde nano malzeme olarak çok duvarlı karbon nano tüp tercih edilmiştir ve nano malzemenin numune içerisindeki dağılımının adsorpsiyon kinetiğini önemli oranda etkilediğinden elektrokoagülasyon deneyleri öncesinde numuneye 1 saat sonikatör ile karıştırma işlemi uygulanmıştır (Zang, vd, 2012).

Karıştırma işleminden sonra belirlenen miktarlarda MWCNT eklenerek elektrokoagülasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Elde edilen veriler aşağıdaki Tablo 4.2, Tablo 4.3, Tablo 4.4 ve Tablo 4.5'te gösterilmektedir.

Tablo 4.2. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=1 Mg MWCNT)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	6	6	28,2	7682,5	-
20	6,47	6	28,2	5280	31,27
40	7,41	6	28,2	5155	32,89
60	8,02	6	28,2	6410	16,56

Tablo 4.3. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=5 Mg)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	6	6	25	8217,5	-
20	6,61	6	25,6	6750	17,85
40	7,74	6	25,7	6700	18,46
60	7,95	6	26,1	6850	16,64

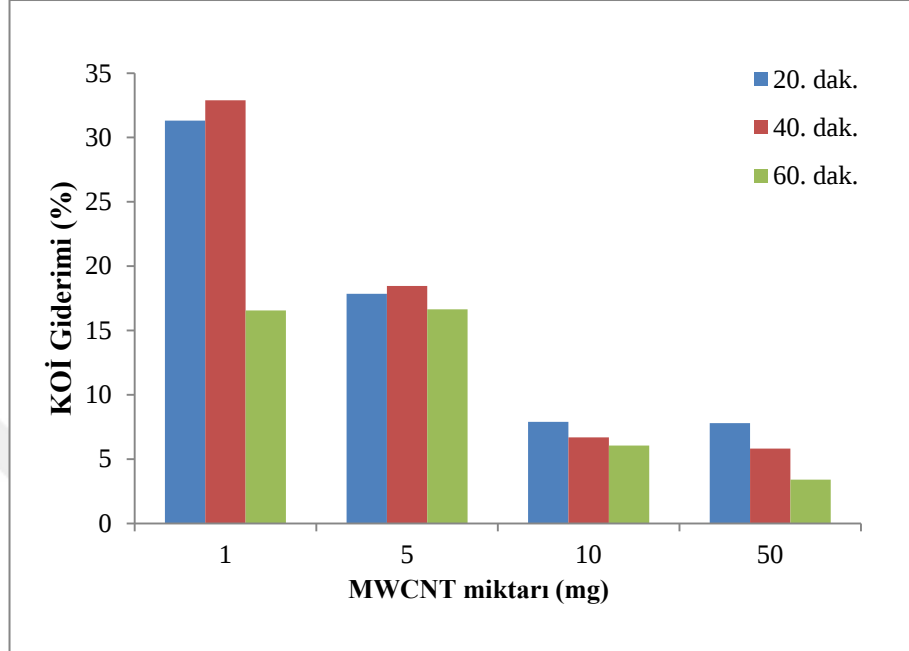
Tablo 4.4. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=10 Mg)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	6	6	25	12927,5	-
20	6,76	6	25,6	11905	7,9
40	7,32	6	25,7	12027,5	6,69
60	7,9	6	26,1	12145	6,05

Tablo 4.5. MWCNT ilavesi ile gerçekleştirilen EC deneyleri (M=50 Mg)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	6	6	23,6	12822,5	-
20	6,33	6	26	11817,5	7,83
40	6,45	6	25,9	12075	5,82
60	6,97	6	26,4	12385	3,41

Şekil 4.6’da 0,8 amper 250 rpm karıştırma hızında ve 60 dakika boyunca gerçekleştirilen EC deney sonuçları özetlenmiştir. Değişik miktarlarda MWCNT ilave ederek gerçekleştirilen EC deneyleri sonucunda KOİ giderim verimi gösterilmektedir.



Şekil 4.1. Nano malzeme miktarının KOİ giderimine etkisi.

Deneyler sonucunda karbon nano tüp ilavesi arttıkça giderim veriminde düşüş gözlemlenmiştir. Bir başka deyişle adsorbent miktarındaki artış KOİ gideriminde ters yönde bir etki oluşturmuştur. Elde edilen verilere bakıldığında düşük miktarda karbon nano tüp ilavesinin daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

Bu aşamadan sonra nano malzeme miktarı sabit tutulup akım değeri değiştirilip 1 mg MWCNT kullanılarak EC deneyleri gerçekleştirilmiştir. Elde edilen veriler Tablo 4.6, Tablo 4.7 ve Tablo 4.8’te gösterilmektedir.

Tablo 4.6. 1mg MWCNT ilavesi ve 1,6 amperde gerçekleştirilen EC deneyleri

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	25,8	6862,5	-
20	7,39	6	30,5	6337,5	7,65
40	7,76	6	30,1	5990	12,70
60	7,97	6	30	5345	22,11

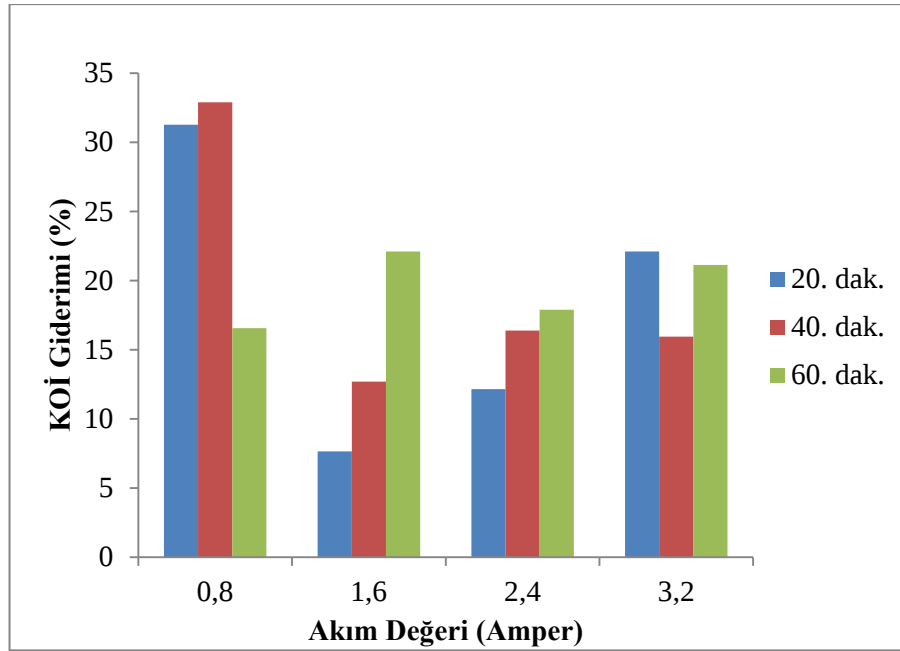
Tablo 4.7. 1mg MWCNT ilavesi ve 2,4 amperde gerçekleştirilen EC deneyleri

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	32,2	6662,5	-
20	7,81	6	32,1	5852,5	12,15
40	8,01	6	32,9	5570	16,39
60	8,48	6	31,8	5470	17,89

Tablo 4.8. 1mg MWCNT ilavesi ve 3,2 amperde gerçekleştirilen EC deneyleri

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	33,9	6942,5	-
20	7,11	6	28,4	5407,5	22,11
40	7,79	6	35,3	5835	15,95
60	8,53	6	26,4	5475	21,13

Nano malzeme miktarı 1 mg olarak sabit tutularak farklı akım değerlerinde (0,8 amper, 1,6 amper, 2,4 amper, 3,2 amper) gerçekleştirilen EC deneyleri sonucunda KOİ giderim verimi Şekil 4.10’da özetlenmiştir.



Şekil 4.2. Akım değişiminin KOİ giderimine etkisi

Akım şiddetinin artması çözünen anot miktarının artmasına sebep olur ve bunun sonucunda atıksudan giderilen kirletici miktarı artmaktadır. Deneyler sonucunda akım şiddeti arttıkça giderim veriminde artış gözlemlenmektedir. Ancak yüksek akım şiddeti anot materyalinin hızlı bir şekilde çözünmesine sebep olur ve çözeltiye Fe iyonları verir ekivalent başına hesaplanan giderim verimi azalır. Ayrıca akım şiddetinin artması atıksuyun ısınmasına sebep olur ve bu da elektrokoagülasyonu olumsuz yönde etkiler. Tüm bunlar göz önüne alındığında akım değerinin belli bir limit değerinde tutulması gerektiği sonucuna varılabilir.

Akım yoğunluğu elektrotlardan ayrılan demir miktarını, gaz kabarcıklarının büyüklüğünü ve flokların oluşumunu etkiler. Akımın artması oluşan kabarcıkların yoğunluğunu ve oluşum hızlarını artırır. Bu durum H_2 flotasyonuna neden olarak kirleticilerin hızlı giderilmesini sağlar. Ayrıca akım değeri arttıkça anottaki elektrot malzemenin çözünmesi hızlanacaktır bununla beraber katotta suyun hidrolizi ile sürekli olarak ortama hidroksil iyonu verecek bu da reaktör içerisinde pH değerinin de artmasına sebebiyet verecektir. Tüm bunların yanında akımın artması hem enerji maliyetini hem de elektrotların hızla tükenmesine neden olacaktır.

Yapılan çalışmalar sonucunda MWCNT kullanıldığında istenilen düzeyde giderim sağlanamamıştır. Bu noktadan adsorbent türü değiştirilmiştir. Deneylere yine karbon bazlı bir adsorbent olan grafen oksit (GO) ile devam edilmiştir. Akım değeri (0,8 amper) ve karıştırma hızı (250 rpm) sabit tutulup GO miktarı değiştirilerek

deneyler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen veriler sırasıyla Tablo 4,9, Tablo 4.10, Tablo 4.11; 4.12’de verilmiştir.

Tablo 4.9. GO ilavesiz EC çalışmasında KOİ giderimi

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (µS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	18,9	5318,75	-
20	7,76	6	21	4518,75	15,04
40	8,26	6	22,1	4456,25	16,21
60	8,74	6	23,7	4418,78	16,93
120	9,39	6	27,6	4518,75	15,04
180	9,51	6	29,6	4493,75	15,51
240	9,96	6	31,3	4131,25	22,32

Elektrokoagülasyon öncesinde grafen oksitin numune içerisinde homojen dağılımı için 1 saat sönikatörde karıştırma işlemi uygulanmıştır. Eklenen grafen oksit miktarları 8 mL (64 mg/L), 16 mL (128mg/L), 32 mL (256 mg/L) şeklindedir.

Tablo 4.10. GO ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon EC deneyleri (8 mL GO)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (µS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	23,3	2575	-
20	8,69	6	23,2	2235	13,2
40	8,83	6	23,3	2365	8,15
60	9,08	6	23,7	2395	9,66
120	9,7	6	25	2415	6,21
180	9,53	6	25,9	2055	20,19
240	9,54	6	27,3	1635	36,5

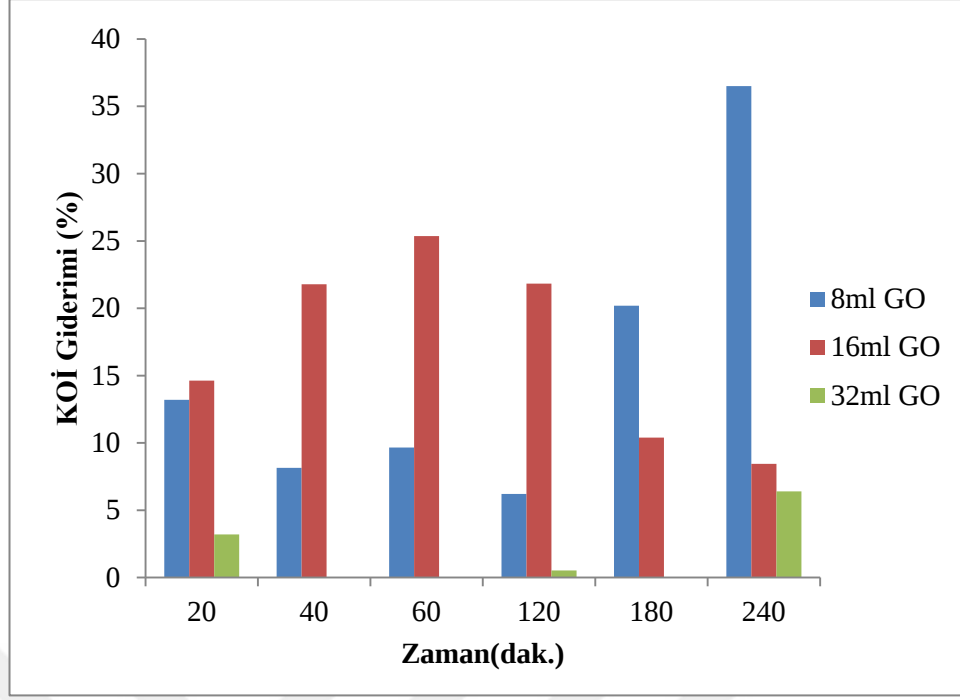
Tablo 4.11. GO ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon EC deneyleri (16 mL GO)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	21	3075	-
20	7,54	6	24,6	2625	14,63
40	7,93	6	24,8	2405	21,78
60	8,11	6	25,1	2295	25,36
120	8,22	6	26,3	2403,5	21,83
180	8,39	6	27,1	2755	10,4
240	8,26	6	27,5	2815	8,45

Tablo 4.12. GO ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon EC deneyleri (32 mL GO)

Süre (dakika)	pH	İletkenlik (μS)	Sıcaklık (°C)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderimi %
0	7	6	22,1	4668,75	-
20	7,3	6	22,8	4518,75	3,2
40	7,67	6	23,3	5118,75	0
60	7,81	6	24	5281,75	0
120	8,15	6	27,4	4643,75	0,53
180	8,28	6	28,4	5093,75	0
240	8,96	6	30,3	4368,75	6,4

Şekil 4.3'te 0,8 amper 250 rpm karıştırma hızında ve 240 dakika boyunca gerçekleştirilen EC deney sonuçları özetlenmiştir. Değişik miktarlarda grafen (GO) ilave ederek gerçekleştirilen EC deneyleri sonucunda KOİ giderim verimi gösterilmektedir.



Şekil 4.3. Grafen oksit miktarının KOİ giderimine etkisi

MWCNT kullanılarak gerçekleştirilen deneylerdeki gibi grafen oksit için de istenilen düzeyde giderim sağlanamamıştır. Grafen oksit miktarı arttıkça giderim veriminde azalma gözlemlenmektedir. Düşük miktarda grafen ilavesinin KOİ değerinin giderimine az da olsa katkısı olmuştur. Yapılan tüm çalışmalar göze alındığında tek başına karbon nano tüp ve grafen oksitin KOİ gideriminde yeterli olmadığı ifade edilebilir.

5. SONUÇ VE DEĞERLENDİRME

Bu çalışma; sızıntı suyundaki Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) parametresinin giderimi için kullanılan elektrokoagülasyon metoduna nano materyallerin etkisini inceleme için yapılmıştır.

Çalışmada ticari olarak hazırlanan nano malzeme olarak fonksiyonelleştirilmemiş Çok Duvarlı Karbon Nano Tüp (MWCNT) ve fonksiyonelleştirilmemiş Grafen Oksit (GO) kullanılmıştır.

Giderim mekanizması olarak elektrokoagülasyon yöntemi seçilmiş gerek literatür araştırması gerekse ön deneyler sonucunda optimum işletme şartları olarak; $pH=6$, optimum akım 0.8 amper, karıştırma hızı 250 rpm, temas süresi 0-240 dakika, elektrot olarak her iki kutup için demir plaka kullanılmıştır. Adsorbentin numune içerisindeki dağılımının adsorpsiyon kinetiğini önemli oranda etkilediğinden elektrokoagülasyon deneyleri öncesinde numuneye 1 saat sonikatör ile karıştırma işlemi uygulanmıştır.

Elektrokoagülasyon işlemi esnasında Çok Duvarlı Karbon Nano Tüp ilavesi 1mg, 5 mg, 10 mg ve 50 mg olarak değiştirilmiştir. Neticede 40 dakikalık optimum temas süresi sonunda sırasıyla % 32.89, % 18.46, % 7.9 ve % 7.83 KOİ giderimi sağlanmıştır. Çalışmalar sonucunda karbon nano tüp ilavesi arttıkça giderim veriminde düşüş gözlemlenmiştir. Bir başka deyişle nano malzeme miktarındaki artış KOİ gideriminde ters yönde bir etki oluşturmuştur. Elde edilen verilere bakıldığında düşük miktarda karbon nano tüp ilavesinin daha etkili olduğu kanaatine varılmıştır. Bu aşamadan sonra nano malzeme miktarı sabit tutulup, deneylere akım şiddetinin giderim üzerine etkisini incelemek için akım değeri değiştirilerek devam edilmiştir.

Çalışmanın ikinci aşamasında 8 mL, 16 mL ve 32 mL grafen oksit (GO) ilave edilerek KOİ giderimleri araştırılmıştır. KOİ giderim verimleri sırasıyla % 36.5, % 25.26 ve % 6.4 olarak 240. dakika da gerçekleşmiştir. Eklenen nano malzeme miktarı arttıkça KOİ gideriminde azalma görülmüştür.

Elektrokoagülasyonda akımı arttırmak verimi arttırabilir ancak çözeltiliye daha fazla koagülant madde geçişine sebep olur ve bu da çamur miktarında artışa neden olur. Bu proseste daha az çamur oluşumu ile daha fazla giderim sağlamak amaçlanmıştır. Akım şiddetinin artması çözünen anot miktarının artmasına sebep olur ve bunun sonucunda atıksudan giderilen kirletici miktarı artmaktadır. Deneyler

sonucunda akım şiddeti arttıkça giderim veriminde artış gözlemlenmektedir. Ancak yüksek akım şiddetinin anot materyalinin hızlı bir şekilde çözünmesine sebep olacağından ve çözeltiye demir iyonları verilip ekivalent başına hesaplanan giderim veriminin azalmasına neden olacağından akım değerinin de belli bir değerde tutulması gerekeceği sonucuna varılabilir. Tüm bunların yanında akım şiddetinin artması atıksuyun fazladan ısınmasına sebep olur ve bu da elektrokoagülasyonu olumsuz etkiler. Çalışmalar sonucunda akım değeri ve nano malzeme miktarının belli bir limit değerde tutulmasının giderim verimi üzerinde daha etkili olacağı sonucuna varılmıştır.

Sonuç olarak, sızıntı suyundaki KOİ nin gideriminde elektrokoagülasyona sistemine ilave nano malzeme eklenmesinin arıtım gideriminde yüksek verimlere ulaşamadığı ancak yeni geliştirilen nano malzemelerin özellikle fonksiyonelleştirilerek KOİ gideriminde kullanımı ileriye yönelik önemli bir araştırma konusu olacaktır.

KAYNAKLAR

- Abdulgafoor, H.I., Mohammed, F.M. ve Abdul-Majeed, M.A., (2013). Removal Elements from an Industrial Wastewater of Refinery at Different Temperatures using CNTs. Volume 4 Issue 12, December 2015.
- Ahmed, F.N. ve Lan, C.Q., (2012). Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review .*Desalination*:287:41-54.
- Altay, M., (2011). *Kimyasal Buhar Biriktirme Yöntemiyle Nanoyapılı Karbon Büyütülmesi*. İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Aluko, O.O., Sridhar, M.K.C, Oluwande, P.A., (2003). Characterization of leachates from a municipal solid waste landfill site in Ibadan, Nigeria. *Journal of Environmental Health. Research*, Volume 2, Issue 1, 2003.
- Anand, M.V., Srivastava, V.C., Singh, S., Bhatnagar, R., ve Deo, I., (2014). Mall Electrochemical treatment of alkali decrement wastewater containing terephthalic acid using iron electrodes. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 45:908–913. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2013.08.010>.
- Anonim, (2019). *Sigma Aldrich*. <https://www.sigmaaldrich.com/european-export.html>, [(Erişim tarihi:15.05.2019)].
- Arslan-Alaton, İ., Vardar, K.B. ve Tünay, O., (2009). Electrocoagulation of simulated reactive dyebath effluent with aluminum and stainless steel electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. 164 (2009) 1586–1594, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.09.004.
- Bejankiwar, R.S., (2002). Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study. *Water Research*. 364386–4390, PII:S0043-1354(02)00155-0.
- Bhavani S., ve Kanthi, M.V, (2017). Study On Treatment Of Municipal Solid Waste Landfill Leachate By Fenton Process, *International Research Journal of Engineering and Technology*. 4:2375-2380 e-ISSN: 2395 -0056.
- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., Mameri, N., (2011). Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*. 280 (347–353, doi:10.1016/j.desal.2011.07.032.
- Chaturvedi, S.I., (2013). Electrocoagulation: A Novel Waste Water Treatment Method. *International Journal of Modern Engineering Research*.Vol.3, Issue.1, Jan-Feb. 2013 pp-93-100 ISSN: 2249-6645.
- Chen, X., Chen, G., Yue, P.L., (2000). Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*. 19 (2000) 65–76, PII: S1383-5866(99)00072-6.
- Daud, Z., Awang, H., Latif, A.A.A., Nasir, N., Ridzuan, M.B.R., Ahmad, Z., (2015). Suspended Solid, Color, COD and Oil and Grease Removal from Biodiesel Wastewater by Coagulation and Flocculation Processes. *World Conference on Technology, Innovation and Entrepreneurship Procedia-Social and Behavioral Sciences*. 195 (2015) 2407 – 2411 doi: 10.1016/j.sbspro.2015.06.234.
- Davilaa, J.A., Machuca, F. Ve Marrianga, N., (2011). Treatment of vinasses by electrocoagulation–electroflotation using the Taguchi method. *Electrochimica Acta*. 56(2011)7433–7436 doi:10.1016/j.electacta.2011.07.015.
- Dehdashti, B., Pourzamani, H.R., Amin, M.M., Mokhtari, M., Babaei, F., (2017). A Review of the Performance of Carbon Nanotubes in Reducing Environmental Pollution. *Journal Of Environmental Health And Sustainable Development* .16 July 2017. 2017; 2(2): 298-309.

- Dia, O., Drogui, P. and Dube, G.B.R., (2018). Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.016>.
- Dinga, J., Wang, K., Wang, S., Zhaoa, Q., Wei, L., Huang, H., Yuan, Y., Dionysios, D.D., (2018). Electrochemical treatment of bio-treated landfill leachate: Influence of electrode arrangement, potential, and characteristics. *Chemical Engineering Journal*. 344 (2018) 34–41. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.043>.
- El-Gohary, A.F., Kamel, G., (2016). Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. *Ecological Engineering*. 94:268-274.
- Elleuch L., Messaoud M., Djebali K., Attafi M., Cherni Y., Kasma M., Elaoud A., Trabelsi I., Chattia A., (2020). A new insight into highly contaminated landfill leachate treatment using Kefir grains pre-treatment combined with Ag-doped TiO₂ photocatalytic process. *Journal of Hazardous Materials*. 382 (2020) 121119.
- Eyvaz, M. Kobya, M., (2006) Farklı Demir ve Alüminyum Elektrot Bağlantıları İle Tekstil Atık Sularının Elektrokoagülasyonu, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Esen.H., (2019). Sızıntı Suyundan Elektro-Fenton Yöntemi İle KOİ Giderimi Üzerine İşletme Koşullarının Etkisi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi. Samsun.
- Fard, F.R. Sar, M.E.K., Fahiminia, M., Mirzaei, N., Yousefi, N., Mansoorian, H.J., Khanjani, N., Rezaei, S. Ve Ghadiri, S.K., (2018). Efficiency of Multi Walled Carbon Nanotubes for Removing Direct Blue 71 from Aqueous Solutions. *Eurasian Journal of Analytical Chemistry*. DOI: 10.20933/ejac/85010.
- Feng, Y., Yang, L., g Liua, J. and. Loganb, B.E., (2016). Electrochemical technologies for wastewater treatment and resource reclamation. *Environmental Science Water Research & Technology*. DOI: 10.1039/c5ew00289c.
- Fereshteh Yousefi, (2017). Removal of Organic Pesticides by Carbon Nanoparticle Synthesized from Pomegranate Peel. *International Journal of Bioorganic Chemistry*. doi:10.11648/j.ijbc.20170202.14.
- Fernandes, A., Pacheco M.J. Ciriaco, L., Lopes, A. (2017). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*. 176–177 (2015) 183–200 <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>.
- Gao J., Oloibiri V., Chys M., Audenaert W., Decostere B., He Y., Van Langenhove H., Demeestere K., Van Hulle S. W. H., (2015). The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Rev Environ Sci Biotechnol*. (2015) 14:93–122.
- George O., Ayibowu D.B., Yusoff S. M., Iwakin M. O., (2021). Application Of Nanotechnology In Leachate Treatment (A Critical Review) *ACTA TECHNICA CORVINIENSIS – Bulletin of Engineering Tome XIV 2021 Fascicule 2*.
- Ghasemzadeh, G., Momenpour, M., Omidi, F., Hosseini, M.R., Ahani, M., Barzegari, A. (2014). Applications of nanomaterials in water treatment and environmental remediation. *Front. Environ. Sci. Eng.* 8(4): 471–482 DOI 10.1007/s11783-014-0654.
- Gomez, V., Robalinob, E., Harob, D., Tenea, T., Escudero, P., Harob, A. ve Orbeb, J., (2016) on Flexible Organic Electronics Structural and electronic properties of graphene oxide for different degree of oxidation. *12th International Conference on Nanosciences & Nanotechnologies & 8th International Symposium*.

- Gotvaj, A., Pavko, A., (2015). Perspectives on Biological Treatment of Sanitary Landfill Leachate. *Wastewater Treatment Engineering*. Doi:10.5772/60924.
- Hariz, I.B., Halleb, A., Adhoum, N. ve Monser, L., (2013). Treatment of petroleum refinery sulfidic spent caustic wastes by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*. 107(2013)150-157 <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.01.051>.
- Huda, N., Raman, A.A.A., Bello, M.M. ve Ramesh, S., (2017). Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization. *Journal of Environmental Management*. 204 (2017) 75e81 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>.
- Ibrahim, K., (2013). Carbon nanotubes–properties and applications: a review. *Carbon Letters*. Vol.14,No. 3, 131-144. DOI: 10.5714/CL.2013.14.3.131.
- Inan H., Dimoglo A., Şimşek H., Karpuzcu M., (2004), “Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation” *Separation and Purification Technology* 36, 23-31.
- Jamialahmadi, N., Safari, E. ve Baghdadi, M., (2017). Interaction of graphene oxide nano-sheets and landfill leachate bacterial culture. *Environmental Technology*. DOI: 10.1080/09593330.2017.1356875.
- Karagözoğlu, B1. ve Malkoç, R2., (2017). Tekstil Atıksularından Reactive Orange 16 Boyasının Elektrokoagülasyon Prosesi Kullanılarak Gideriminin Araştırılması. *1.Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Sivas, 2Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü*. Sivas, TÜRKİYE. <http://dx.doi.org/10.17776/cs.340509>.
- Kiew, S.F., Kiew, V.L., Lee, H.L., Imae, T., Chung, L.Y., (2016). Assessing biocompatibility of graphene oxide-based nanocarriers: A review. *Journal of Controlled Release*. 226:217–228 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconrel.2016.02.015>.
- Kashitarash Z. E., Taghi S. M., Kazem N., Abbass A., Alireza R., (2012). Application of iron nanoparticles in landfill leachate treatment - case study: Hamadan landfill leachate. *Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*. 2012, 9:36.
- Koby, M., H. Hiza, E. Senturk, C. Aydinea, E. Demirbas., (2005). Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination* 190 (2006) 201–211. doi:10.1016/j.desal.2005.10.006.
- Koby, M., Bayramoğlu, M., Can, Taner., Can, T., Sözbir, M., Akyol, A., (2008). Endüstriyel Atıksuların Arıtılması için Elektrokimyasal Reaktör Geliştirilmesi. Proje No:104Y267 TÜBİTAK.
- Kolangikhah, M., Maghrebi M., Ghazvini, K., Farhadian, N.(2012). Separation of Salmonella Typhimurium Bacteria from Water Using MWCNTs Arrays. *International Journal of Nanoscience and Nanotechnology*. Vol. 8, No. 1, March 2012, pp. 3-10.
- Kumar, S., Dhruv Katoria, D., Singh, G., (2013). Leachate Treatment Technologies. *International Journal of Environmental Engineering and Management*. ISSN 2231-1319, Volume 4, Number 5 (2013), pp. 439-444. *Department of Environment Engineering, Delhi Technological University (D.C.E), Bawana, Delhi, India*.
- Kurt, U., Gonullu, M.T., İlhan, F., Varınca, K., (2008). Treatment of domestic wastewater by electrocoagulation in a cell with Fe-Fe electrodes. *Environmental Engineering Science*. 25(2),pp.153-161.Cited26times. DOI: 10.1089/ees.2006.0132.
- Kutucu, B. (2010). *Nanoteknoloji Ve Çift Duvarlı Karbon Nano tüplerin İncelenmesi*. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İnşaat Mühendisliği Ana Bilim Dalı, 85, İstanbul.

- Kushwaha, P.J., Srivastava, V.C., Mall, I.D., (2010). Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. *Separation and Purification Technology* .76(2010)198–205 doi:10.1016/j.seppur.2010.10.008.
- Khatibikamala, V., Torabiana, A., Janpoora, F. Ve Hoshyaripourb, G., (2010). Fluoride removal from industrial wastewater using electrocoagulation and its adsorption kinetics. *Journal of Hazardous Materials*. 179 (2010) 276–280 doi:10.1016/j.jhazmat.2010.02.089
- Liu, S., (2013). *Landfill leachate treatment methods and evaluation of Hedeskoga and Måsalycke landfills*. Master Thesis number: 2013-07, Water and Environmental Engineering Department of Chemical Engineering Lund University, Sweden.
- Li, X., Song, J., Guo, J., Wang, Z. ve Feng, Q., (2011). Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *3rd International Conference on Environmental Procedia Environmental Sciences*. 10(2011)1159–1164.
- Ma, J., Wang, Z., Zou, X., Feng, J., Wu, Z., (2013). Microbial communities in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: Comparison of bulk sludge and cake layer. *Process Biochemistry*. 48:3,510-516.
- Martin - Gullon, I., Vera, J., Conesa, J. A., González, J. L., Merino, C., (2006), Differences between carbon nano fibers produced using Fe and Ni catalysts in a floating catalyst reactor. *Carbon*. 44, 1572–1580.
- Meas, Y., Ramirez, J.A., Villalon, M.A. ve Chapman, T.W., (2010). Industrial wastewaters treated by electrocoagulation. *Electrochimica Acta*. 55 (2010) 8165–8171 doi:10.1016/j.electacta.2010.05.018.
- Moradi, O. ve Maleki, S. M., (2013). Removal of COD from Dairy Wastewater by MWCNTs: Adsorption Isotherm Modeling. Fullerenes, Nanotubes, and Carbon Nanostructures, 21: 836–848. *Department of Chemistry, Shahre-Qods Branch, Islamic Azad University, Shahre-Qods, Tehran, Iran*. DOI: 10.1080/1536383X.2011.613547.
- Moreno-Casillas, H.A., Cocke, D.L., Gomes, J.A.G., Morkovsky, P., Parga, J.R. Peterson, E., (2007). Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*. 56:204–211. doi:10.1016/j.seppur.2007.01.031.
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M.A., Gupta, B.S., (2015). Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. Critical Review. *Environmental Science and Technology*. 45:472–590, doi: 10.1080/10643389.2013.876524.
- Naveen, B.P, Mahapatra, D.M., Sitharam, T.G., Sivapullaiah, P.V., and Ramachandra, T.V., (2017). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*. 220:1-12.
- Nidheesh, P. V., (2017). Graphene-based materials supported advanced oxidation processes for water and wastewater treatment: a review. *Environmental Science Pollutant Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0481-5>.
- Nidheesh, P.V. ve Singh, A.T.S., (2017). Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*. 181(2017) 418-432. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.082>.
- Ren, X., Chen, C., Nagatsu M., Wang X. (2011). Carbon nanotubes as adsorbents in environmental pollution management: A review. *Chemical Engineering Journal*. ,170:395-410 doi:10.1016/j.cej.2010.08.045.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. 150:3,468–493.

- Sahu O.P. ve Chaudhari, P.K., (2014). Electrochemical treatment of sugar industry wastewater: COD and color Removal. *Journal of Electroanalytical Chemistry*. 739 (2015) 122–129 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jelechem.2014.11.037>.
- Sanjay, M., Amit, D., and Mukherjee S. N. (2013). Applications of adsorption process for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Research And Development*, 8:2,365-370.
- Saeed ,K.I, (2013). Carbon nanotubes–properties and applications: a review. *Carbon Letters*. Vol.14,No. 3, 131-144. DOI: 10.5714/CL.2013.14.3.131.
- Sillanpaa, M., & Shestakova, M., (2017). *Equipment for Electrochemical Water Treatment. Electrochemical Water Treatment Methods*. 227–263. doi:10.1016/b978-0-12-811462-9.00004-9.
- Şengil, A.İ. ve Özacar, M., (2006). Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. B 137(2006)1197–1205. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.04.009>.
- Şengil, A.İ., Kulaç, S. Ve Özacar , M., (2009). Treatment of tannery liming drum wastewater by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. 167 (2009) 940–946, doi:10.1016/j.jhazmat.2009.01.099.
- Şimşek, B., Ultav, G., Korucu, H., Yartaşı, A., (2018). Improvement of the Graphene Oxide Dispersion Properties with the Use of TOPSIS Based Taguchi Application. *Periodica PolytechnicaChemicalEngineering*.62(3),pp.323-335. <https://doi.org/10.3311/PPch.11412>.
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I.A., Tolkou, A.K., (2017). Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment:A Review. *Sustainability*. 9:9,2-39, doi:10.3390/su9010009.
- Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V., Prakash J.M., (2015). Response surface modelling and optimization of treatment of meat industry wastewater using electrochemical treatment method. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 46:160–167. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.09.021>.
- Terrazasa, E., Vázquez, A., Brionesa, R., Lázaroa, I. ve Rodríguez, I., (2010). EC treatment for reuse of tissue paper wastewater: Aspects that affect energy consumption. *Journal of Hazardous Materials*. 181 (2010) 809–816 doi:10.1016/j.jhazmat.2010.05.086.
- Vajtari, R.(2013), Springer Handbook of Nanomaterials. Nanot,S., Thompson, N.A., Kim, J.H., Wang, X., Rice W.D., Hároz, E.H. Ganesan, Y., Pint, C.L., Kono, J. (2013). *Single-walled carbon nanotubes*, Part A/4. DOI:10.1007/978-3-642-20595-8_4.
- Valero, D., Ortiz, J.M., García, V., Expósito, E., Montiel, V. Ve Aldaz, A., (2011). Electrocoagulation of wastewater from almond industry. *Chemosphere*. 84 (2011) 1290–1295 doi:10.1016/j.chemosphere.2011.05.032.
- Wiszniewski, J., Robert, D., · Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J.V., (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*. 4:51-61. DOI 10.1007/s10311-005-0016-z.
- Yao, P., (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment.. *Arabian Journal of Chemistry*. 10: S2567–S2574.
- Yeni, Ö., Kuleyin, A., Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürme Yöntemi İle Sızıntı Suyundan Amonyak Giderimi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans Tezi. Samsun.

- Yan, X.M., Shi, B.Y., Lu, J.J., Feng, C.H., Wang, D.S., Tang H.X.(2008). Adsorption and desorption of atrazine on carbon nanotubes. *Journal of Colloid and Interface Science* .321 (2008) 30–38 doi:10.1016/j.jcis.2008.01.047.
- Yu,D., (2007). Landfill Leachate Treatment Case Study, Srv Atervinning, Sweden. Master of Science Thesis, Industrial Ecology, Royal Institute of Technology.
- Zaieda, M., Bellakhala, N., (2009). Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials* 163 (2009) 995–1000.
- Zelic, E., Vukovic, Z., Halkijevic, I., (2018). Application Of Nanotechnology In Wastewater Treatment.*Građevinar*. 70(2018)4,315-323.
- Zhang, S. J., Shao, T., Kose, H. S., & Karanfil, T. (2012). Adsorption kinetics of aromatic compounds on carbon nanotubes and activated carbons. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 31(1), 79-85.
- Zheng, Q., Geng, Y., Wang, S., Li, Z., Kim, J.K., (2010). Effects of functional groups on the mechanical and wrinkling properties of graphene sheets. *Carbon*. 48 (2010) 4 3 1 5 –4 3 2 2. doi:10.1016/j.carbon.2010.07.044.
- Zodi, S., Potier, O., Lapique, F. ve Leclerc, J.P., (2009). Treatment of the textile wastewaters by electrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge settling characteristics. *Separation and Purification Technology*. 69 (2009) 29–36, doi:10.1016/j.seppur.2009.06.028.

ÖZ GEÇMİŞ

Şeyma KEYİF, Ondokuzmayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 2015 yılında mezun oldu. 2022 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalında yüksek lisans programına girdi (24.04.2023).

ORCID ID : 0000-0002-7524-5155

Yayınlar:

1. Keyif, Ş., Akdemir, A. (2023). “Sızıntı Suyunun Elektrokoagülasyonla Arıtımında Karbon Nano Tüp Kullanılması”, *5.International Ankara Multidisciplinary Studies Congress* (5. Uluslararası Ankara Multidisipliner Bilimsel Çalışmalar Kongresi), Ankara, TÜRKİYE, 27-29 January 2023, (666-671).
2. Keyif, Ş., Akdemir, A., Özel, Ü., Terzioğlu, Ö., Baysoy, O., (2018) . ‘ Using of Carbon Nano Tube in Electrocoagulation Treatment of Chemical Oxygen Demand (COD) in Leachate”, *Ecology 2018*. Kastamonu, TÜRKİYE June 19-23 2018.