

**T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**GRİ SULARIN ELEKTROKOAGÜLASYON İLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

**HÜLYA ÖZTÜRK
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**GEBZE
2017**

T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

GRİ SULARIN
ELEKTROKOAGÜLASYON İLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

HÜLYA ÖZTÜRK
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMANI
PROF. DR. NİHAL BEKTAŞ

GEBZE
2017

T.R.
GEBZE TECHNICAL UNIVERSITY
GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

**INVESTIGATION OF GREY WATER
TREATABILITY USING
ELECTROCOAGULATION**

HÜLYA ÖZTÜRK

**A THESIS SUBMITTED FOR THE DEGREE OF
MASTER OF SCIENCE
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

THESIS SUPERVISOR
PROF. DR. NİHAL BEKTAŞ

GEBZE
2017

GTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 22/06/2017 tarih ve 2017/34 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 17/07/2017 tarihinde tez savunma sınavı yapılan Hülya ÖZTÜRK'ün tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) : Prof. Dr. Nihal BEKTAŞ

ÜYE

: Prof. Dr. Nevim GENÇ

ÜYE

: Doç. Dr. Elif İNCE

ONAY

Gebze Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun

...../...../..... tarih ve/..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

Doç. Dr. Arif Çağdaş AYDINOĞLU
Gebze Teknik Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

ÖZET

Günümüzde, evsel atıksuların büyük bir bölümü olan gri suların ayrı bir şebeke hattı ile toplanarak etkili bir şekilde arıtımı ve yeniden kullanımını sağlanabilmektedir. Duşlardan, banyo ve mutfak lavabolarından, çamaşır ve bulaşık makinelerinden kaynaklan gri sular evsel atıksuyun büyük bir kısmını oluşturur fakat toplam kirletici miktarının küçük bir kısmını içerir. Konvansiyonel metotlar ile yeterli kirletici giderimine ulaşılamaması gri suların yeniden kullanımında ileri arıtım proseslerine ihtiyaç duyulduğunu göstermiştir. İleri arıtım yöntemleri arasında yer alan elektrokoagülasyon ve fotolitik metotların kombinasyonu ile tek seferde gri suların tekrar kullanılabilir hale geleceği öngörülmüştür.

Bu çalışmada, gri suların UV destekli elektrokoagülasyon ile kullanılabilir su eldesi için geri kazanımı çalışılmıştır. Yapılan ilk çalışmalarda elektrokoagülasyon prosesinin optimum işletme şartları ham su pH değeri 7.4 ± 0.2 , 1 g $\text{Na}_2\text{SO}_4/\text{L}$ elektrolit ilavesi, $3 \text{ mA}/\text{cm}^2$ akım yoğunluğu ve 40 dakika proses süresi olarak belirlenmiştir. Bu optimum şartlarda Al (Alüminyum) elektrotlar kullanılarak %88.1 KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) ve %97.2 bulanıklık giderimi, Fe (demir) elektrotlar kullanılarak %79.3 KOİ ve %99.4 bulanıklık giderim verimleri elde edilmiştir. AKM (Askıda Katı Madde), TN (Toplam Azot), TP (Toplam Fosfor) ve BOİ₅ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı) parametrelerinde de alüminyum elektrot varlığında sırasıyla %62.3, %44, %98, %88.5; demir elektrot varlığında sırasıyla %80.6, %8.5, %98.4, %78.46 giderim verimleri elde edilmiştir. Ayrıca belirlenen optimum şartlarda UVA destekli elektrokoagülasyon hibrit prosesi çalışılmıştır. UVA ışığının KOİ ve bulanıklık giderimine ilave bir etkisi gözlenirse de BOİ₅ parametresinin daha iyi giderilerek yeniden kullanım standartlarında yer alan 10 mg/L seviyesine indirildiği gözlenmiştir. Fekal koliform giderimi ise elektrokoagülasyon prosesinin başlangıç aşamalarından itibaren %100'e yakın bir verime ulaşmıştır.

Anahtar Kelimeler: Gri su, Su iyileştirmesi, Foto-elektrokoagülasyon, Elektrokoagülasyon, UVA ışığı.

SUMMARY

If domestic wastewater is separated and collected separately as grey and black water effluents, each effluent can be treated in much more effective process for successful reclamation of grey water. Grey water generates from showers, bathroom and kitchen basins, washing machines and dishwashers and consists of the large volume of domestic wastewater but also comprises a small amount of pollutants. Inadequacy of conventional methods in contaminant removal exhibits the need of advanced treatment processes for reuse of grey waters. Reusability of grey water can be achieved by the combined treatment of electrocoagulation and photolytic processes which are recently placed among other advanced treatment methods.

In this work, reclamation and use of grey water was investigated by UV-assisted electrocoagulation. Initially, optimum operating conditions of electrocoagulation process were carried out using Al and Fe electrodes at pH 7.4 ± 0.2 , using 1 g Na_2SO_4 /L electrolyte amount and 3 mA/cm² current density in 40 min reaction time. 88.1% COD and 97.2% turbidity removal were achieved with Al electrodes whereas 79.3% COD and 99.4% turbidity removal were obtained with Fe electrodes. On the other hand, TSS, TN, TP, BOD₅ parameters were also evaluated and removal efficiencies were found as 62.3%, 44%, 98%, 88.5% respectively with Al electrodes and 80.6%, 8.5%, 98.4%, 78.46% respectively with Fe electrodes. Furthermore UVA-assisted electrocoagulation as a hybrid process was also performed using optimum process parameters found in EC. UVA irradiation has not effectively contributed for removal of COD and turbidity whereas BOD₅ were rapidly and effectively decreased to regulated standards for reclaimed water. Almost complete removal of Fecal coliform was gained at initial stages of electrocoagulation process.

Keywords: Grey water, Water reclamation, Photo-electrocoagulation, Electrocoagulation, UVA irradiation.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışmam süresince, desteğini ve bilgisini esirgemeyen danışmanım Sayın Prof. Dr. Nihal BEKTAŞ'a,

Çalışmalarım sırasında bilgi ve görüşleriyle yardımcı olan Sayın Doç. Dr. H. Cengiz YATMAZ'a,

Deneyisel çalışmalar süresince laboratuvarında gösterdiği destek için Arş. Gör. Mesut TEKBAŞ'a ve Lab Tek. İpek SARSIK'a,

Çalışmalarım sırasında bana her zaman destek olan değerli arkadaşım Arş. Gör. Yasemin ÇALIŞKAN'a ve değerli hocam Sayın Doç. Dr. Elif İNCE'ye,

Hayatım boyunca hep yanımda olan aileme, özellikle tez dönemimde desteğini ve anlayışını esirgemeyen biricik annem Zennüre ÖZTÜRK ve sevgili ablam Meryem ÖZTÜRK'e,

Yüksek lisans tez dönemindeki burs desteğinden dolayı Türkiye Çevre Koruma Vakfı'na,

115Y474 No' lu proje kapsamında bu tezi destekleyen TÜBİTAK'a

En içten teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	v
SUMMARY	vi
TEŞEKKÜR	vii
İÇİNDEKİLER	viii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
TABLolar DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ	1
1.1. Elektrokoagülasyon İle Gri Su Arıtma Çalışmaları	3
1.2. Tezin Amacı, Katkısı ve İçeriği	6
2. GRİ SU	7
2.1. Gri Suların Kaynakları ve Karakterizasyonu	7
2.2. Gri Suların Arıtım Teknolojileri	9
2.2.1. Fiziksel ve Kimyasal Arıtım Yöntemleri	10
2.2.2. Biyolojik Arıtım Yöntemleri	12
2.2.3. İleri Arıtım Yöntemleri	14
2.3. Gri Suların Yeniden Kullanımı	14
3. ELEKTROKOAGÜLASYON	17
3.1. Elektrokoagülasyon Teorisi	17
3.2. Elektrokoagülasyonu Etkileyen Faktörler	24
3.3. Elektrokoagülasyonun Avantaj ve Dezavantajları	25
4. UV İLE DEZENFEKSİYON	27
5. MATERYAL VE METOT	29
5.1. Materyal	29
5.2. Deney Düzenneği	30
5.3. Deneysel Metod	32
5.4. Analizler ve Prosedürleri	33
6. BULGULAR VE TARTIŞMA	35

6.1. Ham Atıksuya Uygulanan Elektrokoagülasyon Denemeleri	35
6.2. Elektrolit Miktarının Etkisi	38
6.3. Akım Yoğunluğunun Etkisi	40
6.3.1. KOİ, Bulanıklık ve E.coli Giderimi	42
6.3.2. Çıkış Suyu Parametreleri	47
6.4. pH'ın Etkisi	49
6.5. UV Destekli Elektrokoagülasyon	51
6.5.1. KOİ ve Bulanıklık Giderimi	52
6.5.2. Çıkış Suyu Parametreleri	54
6.6. Arıtılan Atıksuyun Yeniden Kullanılabilirliği	55
6.7. Foto-Elektrokoagülasyon Prosesinde Tüketilen Elektrot ve Enerji	56
7. SONUÇ ve ÖNERİLER	58
KAYNAKLAR	60
ÖZGEÇMİŞ	65

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

<u>Simgeler ve</u>	<u>Açıklamalar</u>
<u>Kısaltmalar</u>	
μ	: Mikro
A	: Akım yoğunluğu
Dak	: Dakika
F	: Faraday sabiti
I	: Akım şiddeti
L	: Litre
mg	: Miligram
Q	: Akım miktarı
T	: Zaman
Al	: Alüminyum
AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
ED	: Elektrodezenfeksiyon
EK	: Elektrokoagülasyon
Fe	: Demir
HCl	: Hidrojen klorür
H ₂ SO ₄	: Sülfürik asit
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	: Membran Biyoreaktör
Na ₂ SO ₄	: Sodyum sülfat
PAC	: Toz Aktif Karbon
pH	: Çözeltideki Hidrojen İyonu Konsantrasyonu
TN	: Toplam Azot
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil No:</u>	<u>Sayfa</u>
2.1: Gri suyun kaynaklarına göre ortalama dağılımı.	8
3.1: Elektrokimyasal bir hücrenin şematik görünümü.	18
4.1: Işık spektrumu.	27
5.1: UV lamba destekli fiskiye tip elektrokoagülasyon reaktörünün şematik görünümü.	31
5.2: UV lamba destekli fiskiye tip elektrokoagülasyon reaktörü.	32
6.1: Gri suda zamana karşı KOİ giderimi (Al elektrot).	35
6.2: Ham gri suya uygulanabilen farklı akım yoğunluklarındaki a) KOİ, b) bulanıklık giderimleri (Al elektrot).	37
6.3: Elektrolit miktarının a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot).	39
6.4: Akım yoğunluğunun a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot).	43
6.5: Akım yoğunluğunun a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Fe elektrot).	44
6.6: Akım yoğunluğunun E.coli giderimine etkisi. (Al elektrot).	45
6.7: E.coli ekimi yapılan besiyerleri.	46
6.8: Giriş pH değerinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot).	49
6.9: Giriş pH değerinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Fe elektrot).	50
6.10: UVA+EK prosesinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot).	52
6.11: UVA+EK prosesinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Fe elektrot).	53

TABLolar DİZİNİ

<u>Tablo No:</u>	<u>Sayfa</u>
2.1: Gri su kaynaklarına göre kirletici içeriği.	8
82.2: Gri suyun ve kaynaklarının karakterizasyonları.	9
2.3: Gri su arıtımında fizikokimyasal arıtım yöntemleri.	11
2.4: Gri su arıtımı için uygulanan biyolojik arıtma yöntemleri.	13
2.5: Atıksuyun yeniden kullanımında farklı ülkelere ait standartlar.	15
2.6: Gri suların kullanılacakları alanlara göre yeniden kullanım standartları.	16
3.1: Elektrokimyasal redoks reaksiyonları.	18
5.1: Gri su karakterizasyonu.	29
6.1: Alüminyum elektrot kullanıldığında akım yoğunluğu denemelerinde pH ve iletkenlik değişimi.	41
6.2: Demir elektrot kullanıldığında akım yoğunluğu denemelerinde pH ve iletkenlik değişimi.	41
6.3: Alüminyum elektrot için farklı akım yoğunluklarının çıkış suyu kaliteleri.	47
6.4: Demir elektrot için farklı akım yoğunluklarının çıkış suyu kaliteleri.	48
6.5: UVA+EK prosesinin çıkış suyu kalitesi (Al elektrot).	54
6.6: UVA+EK prosesinin çıkış suyu kalitesi (Fe elektrot).	54
6.7: Yeniden kullanılabilirliği öngörülen arıtılmış gri suyun standartlarla karşılaştırılması.	55
6.8: Elektrot ve enerji tüketimi.	57

1. GİRİŞ

Dünyadaki su kaynakları hızla artan nüfus, gelişen endüstri ve teknoloji, artan yaşam standartları gibi sebeplerle yetersiz kalmaktadır. Dünya üzerinde yaklaşık 1.2 milyar insan su kıtlığı olan alanlarda yaşamakta ve 2025'e kadar bu rakamın 1.8 milyara ulaşacağı beklenmektedir [Tchobanoglous et al., 2004], [Ferroa et al., 2015]. Büyük bir bölümü sularla kaplı olan dünyada yaşanan bu sıkıntının yaşanmasındaki en büyük etkenlerden biri de tam oluşmayan çevre bilincidir. Tüketilen ve kirlenen su kaynakları sadece kullanma sularının azalmasına değil içilebilir su kaynaklarının da kirlenmesine sebep olmaktadır. Bazı yerleşimlerinde şebeke suyu ihtiyacını artık karşılayamayacak duruma gelen yeraltı ve yerüstü kaynaklarına ilave olarak denizlerden arıtma teknolojileri ile su temin edilmeye çalışılmaktadır. Su kıtlığına sebep olan bahsedilen sebeplerin yanı sıra kullanılan su miktarı ile doğru orantılı bir şekilde atıksu miktarı da artmaktadır. Artan atıksu arıtma tesislerinde kapasite, işletme sıkıntısı, çıkan arıtma çamuru miktarı ve ekonomi ile ilgili yeni sıkıntılara yol açmaktadır. Bu durum, alternatif teknolojilere sahip yöntemler ile atıksuyun yeniden kullanılması ihtiyacını doğurmuştur. Arıtma tesisine gönderilen düşük konsantrasyonda kirlilik içeren atık suların yeniden kullanımı sağlanarak doğal su kaynaklarının içme suyu ve temiz su ihtiyacı için korunması gerekmektedir.

Kentsel atıksuların yeniden kullanımı 20.yy'ın sonundan beri uygulanmaktadır [Opher et al., 2016], [Larsen et al., 2013]. Bahçe sulama, araba yıkama, caddelerin yıkanması, endüstriyel aktiviteler, tuvalet rezervuarları gibi günlük kaba ihtiyaçlarda kullanılan suyun atıksulardan karşılanabilmesi için yeni stratejiler geliştirilmesi gerekmektedir. Gri suyun kaynağında ayrılması ve yeniden kullanımı su kaynaklarının korunmasında potansiyel bir alternatiftir. Kanalizasyondan ayrı toplanan, banyo, duş, lavabolar, çamaşır ve bulaşık makinalarından üretilen atıksulara gri su adı verilmekte ve evsel atıksuların yaklaşık %50-80'sini oluşturmaktadır [Li et al., 2009]. Gri sular, bir atıksu olarak değil kullanılabilir su kaynağı olarak değerlendirilmelidirler. Gri suların tekrar kullanımı ile öncelikle içme su kaynaklarının korunması, evsel atıksuların hacminin azalması dolayısıyla bu azalma ile birlikte arıtım sistemlerindeki işletme problemlerinin, taşıma maliyetlerinin ve arıtma çamuru miktarının ve bertaraf maliyetinin azalması sağlanmaktadır. Gri suyun yeniden kullanımı tüm dünyada potansiyel bir su kaynağı

olarak kabul edilmiştir ve birçok araştırmacı gri suyun arıtımı konusunda çalışmalar yapmıştır [Li et al., 2009], [Ghunmi et al., 2011], [Albalawneh et al., 2015]. Gri suyun gündelik kaba ihtiyaçlarda etkili ve verimli bir şekilde yeniden kullanılabilmesi için siyah sudan kaynağında ayrı toplanması için de ayrıca çalışmalar sürdürülmektedir [Li et al., 2009], [Ghunmi et al., 2011], [Albalawneh et al., 2015].

Gri su miktarı ve karakterizasyonu yaşam standartlarına ve alışkanlıklara göre değişiklik göstermektedir. Gri sudaki kirleticiler kişisel bakım ürünleri, deterjanlar, kirlenmiş kıyafetlerin yıkanması ve vücut kirinden kaynaklanmaktadır. İçerdiği bu kirletici maddelerin giderilerek yeniden kullanılabilir duruma gelebilmesi için gri suların arıtımı fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım metotları ile arıtılabilirliği konulu çalışmalar literatürde bulunmaktadır. Filtrasyon ve çöktürme gibi fiziksel arıtım yöntemleri nütrientlerin giderimini kolaylaştırmak amacıyla kimyasal ve biyolojik arıtmalarda ön arıtma olarak kullanılmaktadır. Literatürde gri suyun biyolojik metotlarla arıtılmasında MBR önde gelmektedir [Li et al., 2009], [Melhem and Smith, 2012]. Membranın yüksek yağ içeriğine karşı olan hassasiyetinden dolayı, mutfak lavabosundan kaynaklanan atıksuyun diğer gri su kaynaklarından ayrı toplanması gerekmektedir. Ayrı toplanan mutfak lavabolarından kaynaklı atık su önce yağ sıyrıcıdan geçirilip daha sonra gri su arıtma sistemine verilebilmektedir. Bu bilgilere dayanarak, ileri arıtım teknolojileri gri suların yeniden kullanımı için önemli bir hale gelmektedir. Elektrokimyasal metotlar bir çeşit ileri arıtım teknolojisi olup yüksek konsantrasyondaki çözünmüş ve kolloidal organik ve inorganik kirleticilerin giderimi için uygun bir yöntem olarak bilinmektedir. Elektrokoagülasyon teknolojisi elektroliz sonucu anodun çözünmesi ile atıksu içerisinde metal hidroksit flokların oluşumuna dayanan bir elektrokimyasal metottur.

Klor ve ozon gibi büyük ölçekli atıksu dezenfeksiyonu için kullanılan teknolojiler küçük ölçekli işletmelerde kimyasalların depolanması gibi işletme güvenilirliğini sıkıntıya düşürebilmektedir [Haaken et al., 2014], [Lazarova et al., 1999]. Arıtma proseslerinde UVA ışınlarının kullanımı ile çıkış sularındaki dezenfeksiyon etkisinin artırıldığı bilinmektedir. Literatür çalışmaları incelendiğinde fotolitik proseslerin genellikle katalizör varlığında (fotokatalitik prosesler) uygulandığı görülmektedir [Chong et al., 2010]. Bu nedenler ile bu çalışmada, gri suların kullanılabilir su eldesi amacıyla geri kazanılması için UVA destekli

elektrokoagülasyon ile arıtılabilirliğinin incelenmesi amaçlanmıştır. Burada uygulanan UVA ışığının yalnızca çıkış suyu kalitesine olan etkisi incelenmiş, herhangi bir katalizör ilavesi yapılmamıştır.

1.1. Elektrokoagülasyon İle Gri Su Arıtma Çalışmaları

Hindistan'da orta sınıf 4 kişilik bir hanenin gri su karakterizasyonu ve elektrokoagülasyon ile arıtımının araştırılması 2014 yılında Sarkar ve arkadaşları tarafından incelenmiştir. Bu çalışma için seçilen hanenin tuvalet harici drenaj sistemi modifiye edilmiş ve 1000 L' lik PVC tanka bağlanmıştır. Çalışma, 5cm(H)×20cm(L)×10cm(W) (10L hacimli), akrilik levhadan yapılmış, benç ölçekli reaktörde, manyetik karıştırıcıda 30 rpm'de karıştırılarak çeşitli değişkenler ile 6 ay boyunca sürdürülmüştür. Reaktöre 4 cm aralıklarla yerleştirilen alüminyum ve grafit elektrotların efektif alanları 48cm×8cm×0.2mm'dir. Farklı voltaj ve akım yoğunluğunda çalıştırılan arıtım prosesi 0.3 kW h/m³ enerji tüketimi ile %70 KOİ ve %99.9'dan fazla patojen giderimine ulaşmıştır. Maksimum KOİ giderim verimine anodun 15 mg/L alüminyum saldıgında ulaşılmıştır. Çalışılan maksimum potansiyel fark 12 V' tur ve bu çalışma gerçek hayatta pilot ölçekli çalışmalar için gri sudan patojen, KOİ ve bulanıklık giderimi açısından uygulanabilir olduğunu göstermektedir [Vakil et al., 2014].

Rodrigo ve arkadaşları (2010) kentsel atıksuların yeniden kullanımında demir elektrotlarla elektrokoagülasyon ile birlikte UV radyasyonu birleşiminin etkisini araştırmışlardır. Uygulanan bu foto-elektrokoagülasyon prosesi ile kentsel atıksulardan bulanıklık ve E.coli giderimi incelenmiştir. Çalışma, düşük akım yoğunluklarında çalışıldığında dahi yalnızca elektrokoagülasyon prosesinin oldukça verimli bir teknoloji olduğunu göstermiştir. E.coli yalnızca floklar arasında süpürülerek giderilmemiş, aynı zamanda elektrokimyasal olarak üretilen klor dezenfektantı türleri ile etkisiz hale gelmişlerdir. Elektrokoagülasyona UV radyasyonu ilavesi ile birlikte E.coli ve bulanıklık giderim verimi artmıştır. Elektrotlar, anot demir ve katot gözenekli paslanmaz çelik olmak üzere, yuvarlak ve 69.4 cm² alanındadır ve aralarındaki mesafe 6 mm olacak şekilde benç ölçekli 60 mL'lik elektrokimyasal reaktörüne yerleştirilmiştir. Güç kaynağından 0-30 V ve 0-10 A değerleri arasında yararlanılmıştır. Reaktörün bir kenarı kuvars camdan yapılmış

ve elektrokoagülasyon prosesi 254 nm dalga boyunda, 930 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ şiddetinde ve 4.89 eV'luk enerjili UV lambaya maruz bırakılmıştır. 1.44 A/m^2 akım yoğunluğunda sinerjik etki, 7.20 A/m^2 akım yoğunluğunda ise tam tersi etki görülmüştür. Görülen bu zıt etkinin bulk solüsyondaki katı konsantrasyonun artmasına bağlı olarak UV radyasyonunun solüsyona iletiminin daha düşük olduğundan kaynaklandığını belirtmişlerdir [Rodrigo et al., 2010].

Bir diğer çalışma, kentsel atıksuyun yeniden kullanımında Al bipolar elektrotlar kullanılarak elektrodezenfeksiyon (ED) ve elektrokoagülasyon (EC) proseslerinin bir aradaki etkisini ortaya koymuştur [Llanos et al., 2014]. Elektrokimyasal reaktör 78.5 cm^2 alana sahip dairesel boron katkılı eşkenar (BDD) veya 100 cm^2 alana sahip dikdörtgenel ölçülebilir stabil (DSA) anot, paslanmaz çelikten bir katot ve anot ile katot arasında bipolar elektrot olarak davranan paslanmaz çelikten gözenekli bir levha içermektedir. Proses performansını kontrol etmek için öncelikle sentetik atıksu ile yapılan deneylerde, bipolar elektrotun elektroçözünmesi ile %100 bulanıklık gideriminin gerçekleşebileceği görülmüştür. Daha sonra gerçek atıksu ile çalışılırken ED-EC proseslerine akım yoğunluğu ve anot materyalinin etkisi çalışılmıştır. BDD anodunun kullanımı 6.65 A/m^2 akım yoğunluğunda, 0.0077 A hdm^3 lük elektrik yükünde E.coli'nin tamamen giderilmesini sağlamaktadır. DSA anodu ile çalışıldığında ise tüm E.coli'yi giderebilmek için daha yüksek akım yoğunluğu (11.12 A/m^2) gerektiği görülmüştür.

Gri su arıtımı için yapılan bir çalışmada ise, elektrokoagülasyon sonrası batık membran biyoreaktör sistemi denenmiştir. Elektrokoagülasyon ve membran biyoreaktörünün birlikte uygulanması ile yalnızca gri su arıtımında etkili bir metot olması değil membran filtrasyon prosesinin performansının arttığını rapor etmişlerdir. Proses çıkış suyundaki askıda katı ve fekal koliform giderimi yaklaşık %100 oranında olduğu rapor edilmiştir [Bani-Melhem and Smith, 2012].

Kentsel atıksuların yeniden kullanımında elektrokimyasal teknolojilerin bir alternatif olduğunu Rodrigo ve arkadaşları 2010 yılında yaptıkları bir çalışmada belirtmişlerdir. Sonuçlar elektrokoagülasyonun iyonik formdaki fosforun kolloid kaynaklı KOİ'nin kolayca giderilebildiğini göstermiştir. Ayrıcı yeniden kullanılacak suyun iletkenliğini arttırmaya gerek kalmadan pH değerini tamponlama özelliği olduğu görülmüştür. Çalışmada iletken levhalı elektrokimyasal oksidasyon prosesi ile de çalışılmış ve bu prosesin dezenfekte etkisinin olduğu ve dirençli organikler

dahil nerdeyse tüm KOİ'yi giderdiği rapor edilmiştir. Yapılan analizlerde 0.9 kAh/m^3 ün altında akım yoğunluğu ve 4.5 kWh/m^3 ten daha düşük enerji tüketiminin dezenfeksiyon ve organiklerin giderimi için yeterli olacağı görülmüştür. Çalışma sonunda yazarlar elektrokimyasal proseslerin kullanılan yenileme teknolojilerine göre daha sağlam olduğunu belirtmişlerdir [Rodrigo, 2010].

2009 yılında biyolojik ön işlemden sonra kimyasal madde kullanmadan gri suyu kullanılır hale getirmek amacıyla toz aktif karbon ile fotokatalitik oksidasyon denemesi yapılmıştır [Gulyas et al., 2009]. Solar radyasyon şiddetinde çalıştırılabilen fotokimyasal proses biyolojik önartımı yapılmış gri su için verimi sınırlı ölçüde kaldığından dolayı, sisteme aktif karbon adsorpsiyonu dahil edilmiştir. Yapay sulak alanda ayrı toplanan gri su titanyum dioksit (TiO_2) fotokatalizörü ve toz aktif karbon (PAC) ile TiO_2 fotokatalizörü birlikte fotokatalitik oksidasyona maruz bırakılmıştır. Yaklaşık 10 Wh/L akışındaki UV 5.5 mg/L giriş konsantrasyonundaki toplam organik karbonu (TOC) suyun tekrar kullanımı için ön koşul olan 2 mg/L seviyesine indirebilmek için yeterli olmamıştır. PAC eklendiğinde ise TiO_2/PAC karışımı 10 kez denendiğinde bile TOC konsantrasyonu 2 mg/L 'nin altına düşmüştür. İlave edilen PAC, biyolojik olarak arıtılmış gri suyun solar fotokatalitik oksidasyonu için hedeflenmiş, maruz kalması istenen ışın alanını 7 kat azaltmaktadır.

Yapılmış olan bir diğer çalışma ile gri suyun UV-C/ H_2O_2 ile arıtımı incelenmiştir [Roddick et al., 2009]. Bu çalışmada kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) giderimi hedeflenmiştir. Bir gece çöktürmeye bırakıldıktan sonra 10 mM 'lık H_2O_2 ile 3 saat radyasyona maruz bırakılan gri suyun KOİ değerini 225 mg/L 'den 30 mg/L 'ye düşmüştür (%87 giderim verimi). %13 KOİ gideriminin çöktürme işlemi ile uzaklaştırıldığı görüldüğünden çoğu kirleticinin oksidasyon ile giderildiği belirtilmiştir. Giriş pH değeri 10 olduğunda ve pH 3 ve pH 7'ye göre kıyaslandığında az oranda KOİ giderimi gözlenmiştir. Bu durumu H_2O_2 'nin O_2H^- a ayrışmasından dolayı olduğunu belirtmişlerdir. Çöktürülmüş gri suyun giriş biyobozunurluğu ($\text{BOİ}_5:\text{KOİ}$) 0.22'dir. 2 saatlik UV-C/ H_2O_2 arıtımından sonra ise kalan kirleticilerin büyük bir kısmının biyobozunur olduğu ($\text{BOİ}_5:\text{KOİ}=0.41$) görülmüştür. Bu sonuç ile bu arıtım yönteminin biyolojik prosesler için bir ön arıtım potansiyelinin olduğunu belirtmişlerdir.

1.2. Tezin Amacı, Katkısı ve İçeriği

Literatürde yapılan tüm çalışmalar ışığı altında bu tez çalışmasında gri suların UV destekli elektrokoagülasyon ile yeniden kullanımının incelenmesi planlanmıştır. Çalışmada, temiz su kaynaklarını korumak adına UV destekli elektrokoagülasyon prosesi ile gri suyun yeniden kullanılabilirliği araştırılırken günümüzde en önemli sorunlardan biri haline gelen evsel atıksu arıtma çamuru miktarının da arıtma tesisine giden atıksu hacmi ile birlikte azaltılmasına çözüm önerisi getirilmiş olacaktır. Arıtma tesisine giden atıksu hacminin azaltılması hem çıkan çamuru azaltacak hem de arıtma tesisinin daha yüksek giderim verimlerinde çalışmasını sağlayacaktır.

Gri su ile, öncelikle yalnızca elektrokoagülasyon prosesinde çalışılmış ve optimum elektrokimya proses parametreleri belirlenmiştir. Belirlenen parametreler varlığında UV destekli elektrokoagülasyon prosesi kullanılarak hem gri suyun arıtılarak yeniden kullanılabilirliği incelenmiş hem de UV desteğinin prosese olan katkısı belirlenmiştir. Proses parametreleri olarak pH, akım yoğunluğu, elektrolit miktarı, elektrot türü (Al, Fe) seçilmiş ve elde edilen sonuçlar bu tez çalışmasında verilmiştir.

2. GRİ SU

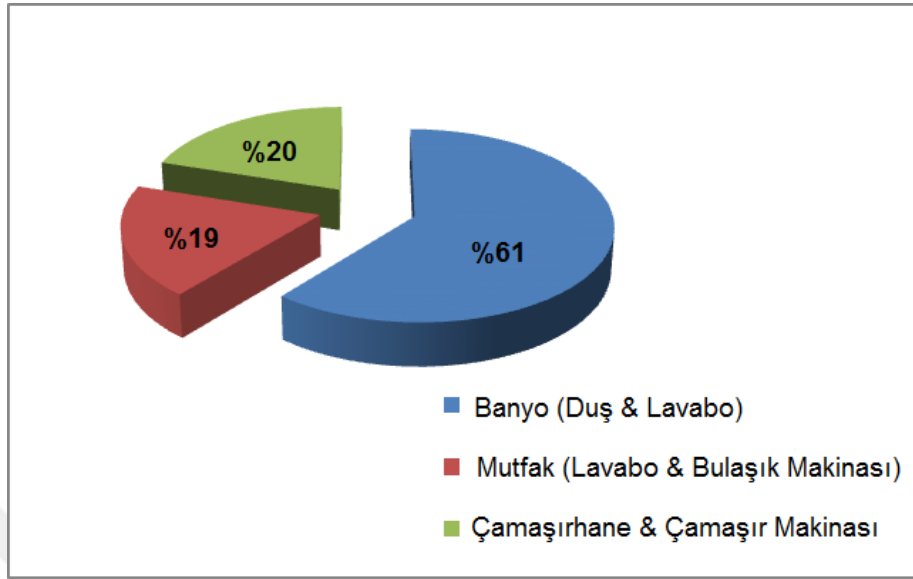
Gri su, tuvalet sularının dışında kalan tüm atık suları içeren, kirlilik yönünden en düşük seviyede bulunan ve en az kirletici içeren atıksudur [Tchobanoglous and Burton, 1991], [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Ridderstolpe, 2004], [Fatta-Kassinis et al., 2016]. Pratik olarak tuvalet sularının haricindeki tüm evsel atık su akımlarını kapsayan bu suyun başlıca kaynakları, mutfak atık suları, banyo, lavabo ve çeşitli yıkama sularıdır. %75'lik pay ile hacimsel olarak evsel atık suyun en büyük yüzdesini gri su oluşturur. Gri suda patojen bulunma olasılığı düşük olup, besi maddeleri açısından da zengin değildir. Atık su içerisinde de yer alan azot kirletme etkisi en yüksek olan ve içme suyundan en zor temizlenen maddedir. Gri suda, siyah sudan çok daha az miktarda azot bulunmaktadır. Bu sebeple gri su, siyah sudan daha kolay ayrışır ve daha kısa sürede temizlenir. Gri suyun, siyah suya göre daha az miktarda patojen mikrobu içermesi arıtımını da kolaylaştırmaktadır. Ayrıca organik madde açısından zengin olan gri su, bu grup kirleticinin giderilmesinin ardından su çevrimine geri verilerek değerlendirilebilir [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Ridderstolpe, 2004], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinis et al., 2016].

2.1. Gri Suların Kaynakları ve Karakterizasyonu

Evlerde kullanılan şebeke suyunun kimyasallarla kirlenmesiyle gri su oluşur. Gri suyun kirlilik derecesini temel olarak tüketicilerin alışkanlıkları belirler. Oluşan kirlilik kullanılan kişisel hijyen ürünlerinin, deterjanların, kirli kıyafetlerin ve vücut kirinin bir sonucudur. Bu kirletenler kısaca biyolojik indirgenler olarak sınıflandırılır. [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinis et al., 2016].

Evlerdeki atıksu kaynağının ortalama %50-80'ini gri su olarak adlandırdığımız banyo, lavabo, çamaşır ve bulaşık makinası kaynaklı atıksuların oluşturduğu belirtilmektedir [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Li vd., 2009], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinis et al., 2016]. Gri sular, bir atıksu olarak değil kullanılabilir su kaynağı olarak değerlendirilmelidirler. Gri suların tekrar kullanımı ile öncelikle içme su kaynaklarının korunması, evsel atıksuların hacminin dolayısıyla arıtım, taşıma maliyetlerinin ve arıtma çamuru miktarının azalması sağlanmaktadır. Üretilen gri su miktarı kültür, yaşam standartları vs.'ye göre değişim göstermektedir. Üretilen gri

suyun kaynaklarına göre ortalama dağılımı Şekil 2.1'deki gibidir [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Gross et al., 2015].



Şekil 2.1: Gri suyun kaynaklarına göre ortalama dağılımı.

Gri su karakterizasyonu değişiklik gösterebilmektedir. Gri suyun içeriği insanların alışkanlıklarına, şampuan, sabun, deterjan, duş köpüğü, diş macunu gibi kullanılan ürünlere göre değişmektedir [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Üstün ve Tırpancı, 2015], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinou et al., 2016]. Gri suyun kaynağı tekrar kullanımının değerlendirilmesi açısından oldukça önemlidir. Bu sebeple kaynakların kirlilik içerikleri sınıflandırılmış ve Tablo 2.1'de sunulmuştur [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinou et al., 2016].

Tablo 2.1: Gri su kaynaklarına göre kirletici içeriği.

Gri su kaynağı	İçerik
Çamaşır makinası	Askıda katı, organik madde, yağ-gres, sodyum, tuzluluk, nitrat, fosfor
Bulaşık makinası	Askıda katı, organik madde, yağ-gres, tuzluluk, yüzey aktif madde, bakteri
Banyo ve duş	Askıda katı, organik madde, yağ-gres, yüzey aktif madde, bakteri, saç, şampuan kalıntıları
Lavabolar (Mutfak dahil)	Askıda katı, organik madde, yağ-gres, yüzey aktif madde, bakteri, saç, şampuan kalıntıları

Li ve arkadaşları yaptıkları çalışmada gri suyun farklı kaynaklardaki ve genel karakterizasyonunu sunmuşlardır [Li et al., 2009]. (Tablo 2.2). Bu çalışmada, gri suyun farklı kaynakları kıyaslanmaktadır. Tablodan da görüldüğü gibi mutfak ve çamaşır makinasından kaynaklanan gri su yüksek organik ve fiziksel kirletici içermektedir. Ayrıca banyo gri sularında azot ve fosfor oranları da oldukça düşüktür. Çamaşırhane gri sularında yüksek miktarda fosfor, mutfak gri sularında ise yüksek miktarda azot ve askıda katı miktarı gözlenmektedir.

Tablo 2.2: Gri suyun ve kaynaklarının karakterizasyonları.

Parametreler	Banyo ve duş	Çamaşırhane	Mutfak	Karışım
pH	6.4-8.1	7.1-10	5.9-7.4	6.3-8.1
AKM (mg/L)	7-505	68-465	134-1300	25-183
Bulanıklık (NTU)	44-375	50-444	298	29-375
KOİ (mg/L)	100-633	231-2950	26-2050	100-700
BOİ ₅ (mg/L)	50-300	48-472	536-1460	47-466
TN (mg/L)	3.6-19.4	1.1-40.3	11.4-74	1.7-34.3
TP (mg/L)	0.11-48.8	ND*-171	2.9-74	0.11-22.8
Toplam koliform (CFU/100 mL)	10-2.4x10 ⁷	200.5-7x10 ⁵	> 2.4x10 ⁸	56-8x10 ⁷
Fekal koliform (CFU/100 mL)	0-3.4x10 ⁵	50-1.4x10 ³	-	0.1-1.5x10 ⁸

2.2. Gri Suların Arıtım Teknolojileri

Gri su arıtımı fizikokimyasal arıtma yöntemleri, biyolojik arıtma yöntemleri ve ileri arıtma yöntemleri gibi geniş bir yelpazede alternatifler içermektedir. Gri su arıtma teknolojisinin belirlenmesinde dikkate alınması gereken ana etkenler gri suyun karakteristiği ve yeniden kullanılması planlanan alandır. Bu nedenle, gri suların yeniden kullanımında alternatif teknolojiler ve kombinasyonlarının uygulanması olumlu sonuçlar elde etmek için tercih edilen bir başka yoldur [Pidou et al., 2007], [Li et al., 2009], [Sharma and Sanghi, 2012], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinos et al., 2016].

2.2.1. Fiziksel ve Kimyasal Arıtma Yöntemleri

Gri suların fiziksel ve kimyasal arıtımlarında, doğal ve yapay malzemeler ile filtrasyon, çöktürme ve sedimantasyon ile membran teknolojileri kullanılan en yaygın yöntemlerdir. Bir üst toprak yüzeyinden doğrudan süzülme, bilinen en basit ve en eski gri su arıtma sistemidir [Al-Jayyousi, 2003]. Buna ek olarak, kaba filtreler, membran filtreler, kum ve toprak gibi doğal ortamlar farklı fiziksel arıtım teknolojileri olarak bilinir, bunları patojen mikroorganizmaları gidermek için bir dezenfeksiyon basamağı takip eder [Nghiem et al., 2006], [Kim et al., 2007], [Zuma et al., 2009]. Gri su arıtımı için uygulanan çeşitli fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri, seçilen parametrelerdeki giderim verimi açısından çeşitli çalışmalar incelenmiş ve Tablo 2.3'te verilmiştir. Gri su karakteristiğini oluşturan parametreler; bulanıklık, AKM, TOK, KOİ, BOİ, TN, Ca⁺², Mg⁺²'dir. Gri suyun bakteriyolojik yükü toplam koliform ya da E.coli olarak gösterilmiştir [Pidou et al., 2008].

2004 yılında yapılan bir çalışmada küvet ve lavabodan alınan gri suya filtrasyon ve sedimantasyonun ardından dezenfeksiyon uygulanmıştır. Proses verimi bulanıklık, AKM, TN, TOK, KOİ olarak verilmiştir [March et al., 2004]. Söz konusu çalışmada arıtılan gri suyun tuvalet yıkama suyu olarak kullanılabilmesi rapor edilmiştir. Düşük kirliliğe sahip gri su koagülasyon ve klorlama ile arıtılarak giderim verimi organik içeriği gösteren (KOİ) benzer parametrelerle ve sertliğe neden olan kationlarla verilmiştir [Friedler et al., 2008]. 2008 yılında Pidou ve arkadaşları tarafından en son yapılan çalışmada, duşlardan elde edilen gri su koagülasyon ve manyetik iyon değişimi ile arıtılmıştır. Arıtma verimi de koliform bakterilerin giderilmesi olarak verilmiştir [Pidou et al., 2008]. Dahası, Hourlier ve arkadaşları 2010 yılında sentetik gri suyun arıtılması için direkt ultrafiltrasyon uygulayarak direkt ultrafiltrasyonun seçilen geleneksel atık su parametrelerinin (örn., KOİ, BOİ, ÇOK ve bulanıklık) giderilmesi bakımından istenen sonuçları verebileceği sonucuna varmışlardır [Hourlier et al., 2010].

Bununla birlikte, fiziksel arıtma seçenekleri (örneğin filtrasyon ve sedimantasyon) yalnızca katı parçacıkları giderebilir ve organik maddeler, besin maddeleri, yüzey aktif maddeler ve etkileri hafife alınamayan diğer mikro kirliticilerin (örn., organik bileşikler ve metaller) uzaklaştırılmasında, kısıtlamalara sahiptir [Li et al., 2010].

Tablo 2.3: Gri su arıtımında fizikokimyasal arıtım yöntemleri.

Numune	Arıtma yöntemi	Çalışılan Parametreler			Kaynak
			Giriş	Çıkış	
Küvet ve lavabolardan alınan gri su	Filtrasyon Çöktürme ve Dezenfeksiyon	Bulanıklık (NTU)	20	16.5	March et al., 2004
		TOK (mg /L)	171	78	
		KOİ (mg/L)	58	39.9	
		AKM (mg/L)	44	18.6	
		TN (mg/L)	11.4	7.6	
Düşük kirliliğe sahip gri su	Koagülasyon ve klorlama	Bulanıklık (NTU)	<1	<1	Friedler et al., 2008
		Ca ⁺² (mg/L)	0.2	0.1	
		Mg ⁺² (mg/L)	1.1	0.7	
		TOK (mg/L)	1.4	0.3	
		TN (mg/L)	0.7	0.3	
Banyodan alınan gri su	Koagülasyon ve manyetik iyon değiştirme	Bulanıklık (NTU)	46.6	3.01	Pidou at al., 2008
		KOİ (mg/L)	791	241	
		BOİ (mg/L)	205	27	
		ÇOK(mg orgC/L)	171	78.1	
		TK (CFU100 /mL)	5.7E4	<1	
		E.coli (CFU100 /mL)	6.5E3	<1	
Sentetik gri su	Direkt ultrafiltrasyon	Bulanıklık (NTU)	4	<1	Hourlier et al., 2010
		KOİ (mg/L)	464	77	
		BOİ (mg/L)	63	2	
		ÇOK(mg orgC/L)	149	47	
		A-yüzey aktif madde (mg/L)	17	2	

Sonuç olarak, fizikokimyasal yöntemler adı verilen fiziksel ve kimyasal arıtma teknolojilerinin kombinasyonu tercihen gri su arıtımında kullanılır [Birben, 2012], [Gross et al., 2015]. Fizikokimyasal arıtma yöntemleri, bir filtreleme aşamasından sonra bir dezenfeksiyon işleminden oluşan iki aşamalı sistem kadar basit olabilir. Diğer yandan, koagülasyon ve iyon değişim yöntemleri için farklı kimyasalların

etkisi, gri su arıtımı için kullanılan farklı fizikokimyasal yöntemlerde de dikkate alınır. Tablo 2.3' ten elde edilen sonuçlara göre, seçilen parametrelerin giderilmesi açısından en etkili sonuçlar, tek başına fiziksel arıtım yöntemleri yerine fizikokimyasal arıtma prosesleri ile özellikle diğer arıtım teknolojilerinin kombinasyonu ile koagülasyon kullanıldığında elde edilir.

2.2.2. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Biyolojik arıtma yöntemleri, literatür çalışmalarında incelenen ve uygulanan en yaygın gri su arıtma teknolojilerinden biridir. Gri su arıtımında en çok kullanılan biyolojik arıtma yöntemleri; membran biyoreaktörler (MBR), dönen biyolojik kontaktörler (RBC) ve yapay sulak alanlardır [Sharma and Sanghi, 2012], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinos et al., 2016]. Bu bölümde, biyolojik arıtma yöntemleri ve gri suyun arıtımındaki uygulamalarından literatür çalışmaları ile bahsedilmiştir. Gri su arıtımı için, MBR ve RBC'leri içeren ardından UV uygulanan çeşitli biyolojik arıtma yöntemleri, Tablo 2.4'te gösterilmektedir.

MBR, gri su arıtımı ve yeniden kullanımı için yaygın olarak kullanılmaktadır. Çeşitli çalışmalar, gri su arıtımı için kullanılan MBR teknolojilerinin, stabilitesi ve patojen giderimi nedeniyle istenilen yeniden kullanım standartlarıyla sonuçlandığını göstermiştir [Santomasasa et al., 2013]. Bu nedenle, gri su arıtımı için farklı MBR teknolojileri, farklı katı bekletme süreleri (SRT) ve hidrolik bekletme süreleri (HRT) gibi parametreler incelenmiştir [Lesjean and Gnirss, 2006], [Scheuman and Kraume, 2009]. Dönen biyolojik kontaktörler, gri su arıtımı için çeşitli literatür çalışmalarında uygulanmıştır. Bu çalışmaların birçoğunda RBC'lerin filtrasyon ve dezenfeksiyon gibi diğer fizikokimyasal işlemlerle kombinasyonu, orta ve yüksek kirliliğe sahip gri su arıtımı için bu yöntemi daha uygulanabilir ve ekonomik hale geldiği görülmüştür [Nolde, 1999], [Friedler et al., 2005], [Li et al., 2009], [Revitt et al., 2011]. Ancak, biyolojik arıtma yöntemleri yaygın olarak incelenmesine ve gri su arıtımı için uygulanmasına rağmen, biyolojik arıtma sistemlerinin bakteri aktivitesi üzerinde engelleyici etkiye sahip ve oldukça dirençli olan biyolojik olarak bozunabilir olmayan, ksenobiyotik ve toksik bileşiklerin uzaklaştırılmasında bazı sınırlamalara sahiptir. Dahası, biyolojik proseslerin son ürünü olan atık aktif çamur yönetimi de göz önüne alınması gereken önemli bir konudur.

Tablo 2.4: Gri su arıtımı için uygulanan biyolojik arıtma yöntemleri.

Numune	Arıtma yöntemi	Çalışılan Parametreler			Kaynak
			Giriş	Çıkış	
Gri su	RBC ve Çöktürme ve kum Filtrasyon ve Dezenfeksiyon	Bulanıklık (NTU)	33	0.61	Friedler et al., 2005
		KOİ (mg/L)	158	40	
		TAKM (mg/L)	43	7.9	
		BOİ (mg/L)	59	2.3	
		FC (CFU100 /mL)	6+E5	0.1	
Düşük kirliliğe sahip gri su	RBC ve UV Dezenfeksiyon	Bulanıklık (NTU)	33	1.5	Gilboa and Friedler, 2008
		KOİ (mg/L)	148	47	
		BOİ (mg/L)	86	45	
		TOK (mg/L)	29	5.8	
		Absorbans _{254nm} (cm-1)	0.28	0.032	
Gri su	Oksidasyon prosesi ve Mikrofiltrasyon	Bulanıklık (NTU)	14	3	Kim et al., 2009
		KOİ (mg/L)	44	4	
		AKM (mg/L)	20	5	
		E.coli (CFU100 /mL)	4000	1300	
Yüksek kirliliğe sahip Sentetik gri su	Düz plaka batık MBR	KOİ (mg/L)	675	26.3	Huelgas and Funamizu, 2010
		TKN (mg TKN/L)	25.3	12	
		NH ₄ -N (mg/L)	0.17	0.16	
		NO ₃ -N (mg/L)	0	9.85	
		TP (mg P/ L)	2.4	-	
		PO ₄ -P (mg/L)	1.3	0.8	

2.2.3. İleri Arıtma Yöntemleri

Fizikokimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri gri su arıtımında istenen sonuçları vermesine rağmen, oldukça dirençli ve toksik olan birkaç mikro molekülün giderilmesi için yeterince etkili değildirler. Sonuç olarak, bu mikro molekülleri gidermek için geleneksel yöntemler dışındaki alternatif arıtma yöntemleri araştırılmalıdır. Bu noktada, böyle bir sorunun üstesinden gelmek için ileri oksidasyon prosesleri dikkate alınabilir [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Sharma and Sanghi, 2012], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinis et al., 2016].

Homojen ve heterojen fotokatalitik oksidasyon, fenton prosesi, foto-fenton prosesi, karanlık oksidasyon prosesleri, hidrotermal oksidasyon, ıslak oksidasyon, radyoliz ve sonoliz, farklı literatür araştırmaları boyunca sınıflandırılan ve incelenen ileri oksidasyon proseslerinden bazılarıdır [Gross et al., 2015].

2.3. Gri Suların Yeniden Kullanımı

Gri suyun yeniden kullanımının şebeke suyuna olan ihtiyacı azaltarak temiz su kaynaklarının korunması, kanalizasyona ve arıtma tesisine giden su miktarının azaltılması, enerji ve kimyasal tasarrufu, sulama sırasında kalıntı besi maddelerinden faydalanılması, bu vasıta ile de daha iyi bitki gelişimi gibi faydaları vardır [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Sharma and Sanghi, 2012], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinis et al., 2016]. Yapılan çalışmalara göre günde kişi başı yaklaşık 120 litre su tüketildiği kabul edildiğinde [Li et al., 2009], [Ghunmi et al., 2011], [Albalawneh et al., 2015], meydana getirdikleri gri suyu yeniden kullanan 4 ya da 5 kişilik bir aile yılda 80000 litreye yakın şebeke suyunu koruyabilmektedir. Gri su, kolay bir şekilde arıtılabilir ve atıksu arıtma proseslerinin yükünü azaltması için ayrı toplama sistemi ile toplanmalıdır. Bunun sonucu olarak, arıtma sistemleri daha verimli sonuçlar verecek ve daha düşük maliyetlerde çalıştırılabilirlerdir.

Gri su arıtımı yurtlar, siteler, iş merkezleri, oteller, alışveriş merkezleri gibi yüksek insan kapasitesine sahip alanlara uygulanabilir. Arıtılan gri su ise tuvalet rezervuarları, çamaşır makinası, yeşil alanların sulanması, araba yıkama, yangın söndürme, süs havuzları, endüstriyel proseslerde soğutma suyu gibi kaba kullanım alanlarında kullanılabilir. Yeniden kullanılması öngörülen gri suyun hijyenik ve

estetik olmasının yanı sıra, arıtım prosesi çevreye ve ekonomiye de katkı sağlamalıdır [Rowe and Abdel-Magid, 1995], [Sharma and Sanghi, 2012], [Gross et al., 2015], [Fatta-Kassinos et al., 2016].

Atıksuların yeniden kullanımı için oluşturulmuş yasal standartlar halkı sağlık risklerinden korumaktadır. Bu standartlar kullanım alanına göre değişiklik göstermekte ve buna bağlı olarak ihtiyaç duyulan gri su arıtım prosesi de değişiklik göstermektedir. Yüksek kirliliğe sahip bazı gri sular ileri arıtma teknolojilerine ihtiyaç duyarken bazı gri sular için klasik metotlar yeterli olmaktadır.

Tablo 2.5'te farklı ülkelere ait gri su ve atıksuların yeniden kullanım uygulamaları ile ilgili farklı standartlar gösterilmektedir [WHO, 2006], [Li et al., 2009], [Couto et al., 2014]. Bu standartlar kalite parametreleri olarak pH, bulanıklık, BOİ₅, toplam koliform ve fekal koliform parametrelerini içermektedir. Bazı durumlarda AKM, kalıntı klor, TN ve TP analizleri istenmektedir.

Tablo 2.5: Atıksuyun yeniden kullanımında farklı ülkelere ait standartlar.

Ülke	pH	AKM (mg/L)	Bulanıklık (NTU)	BOİ ₅ (mg/L)	ÇO (mg/L)	Kalıntı Cl (mg/L)	Toplam Koliform (CFU/100 mL)	Fekal Koliform (CFU/100 mL)	Yeniden Kullanım Alanı
Almanya	-	-	-	5	>%50	-	<10 ⁴	<10 ³	Tuvalet yıkama
Çin	6-9	<1500	<5	<10	-	>1	-	<3	Tuvalet yıkama
		<1000	< 20	< 20	> 1				Yeşil alan sulama
Japonya	5.8-8.6	-	-	< 20	-	> 0.4	< 10 ⁵ < 5000	-	Tuvalet yıkama
									Yeşil alan sulama
ABD (Environmental Protection Agency)	6-9	-	< 2	<10	-	1	-	ND*	Yeşil alan sulama, tuvalet yıkama, yangın söndürme,
		<30		<30					< 200
UK (Environmental Agency)	5-9,5	-	<10	-	-	<2	-	<10 <1000 <10 <1000	Basınçlı yıkama, bahçe sulama, araba yıkama
									Tuvalet yıkama
									Çamaşır makinası
									Bahçe sulama
Dünya Sağlık Örgütü (WHO)	-	-	-	-	-	-	Helminth eggs <1/L, Escherichia coli <10 ⁵ (e-Coli'nin üreme olasılığı göz önünde bulundurulduğundan, müsaade edilen sınırlar: 10 ⁶)	-	Kısıtlı alanların sulanması
									Helminth eggs <1/L, Escherichia coli <10 ³ (Büyük yapraklı ürünlerin damlatmalı sulanmasında müsaade edilen sınırlar: 10 ⁴)

[Maeda et al., 1996], [Nolde, 1999], [Ernst et al., 2006] ve [Asano, 2007] gibi çalışmaların referansı ile Li ve arkadaşları, yeniden kullanılacak olan sular için kullanılacakları alanlara göre standartları da içeren Tablo 2.6'da gösterilen yeniden kullanım kılavuzunu oluşturmuşlardır [Li et al., 2009].

Tablo 2.6: Gri suların kullanılacakları alanlara göre yeniden kullanım standartları.

Kategori		Hedeflenen arıtım değerleri	Uygulama alanları
Rekreasyon alanı	Kısıtlı olmayan alan	BOİ ₅ : ≤10 mg/L TN: ≤1 mg/L TP: ≤0.05 mg/L Bulanıklık: ≤2 NTU pH: 6-9 Fekal koliform: ≤10/mL Toplam koliform: ≤100/mL	Süs havuzları; göller, havuzlar, vb.
	Kısıtlı alan	BOİ ₅ : ≤10 mg/L TN: ≤1 mg/L TP: ≤0.05 mg/L AKM: ≤30 mg/L pH: 6-9 Fekal koliform: ≤10/mL Toplam koliform: ≤100/mL	Vücut temasından uzak rekreasyon amaçlı göl ve havuzlar
Kentsel ve zirai kullanım	Kısıtlı olmayan alan	BOİ ₅ : ≤10 mg/L Bulanıklık: ≤2 NTU pH: 6-9 Fekal koliform: ≤10/mL Toplam koliform: ≤100/mL Kalıntı klor: ≤1 mg/L	Tuvalet rezervuarı; çamaşır yıkama; havalandırma; endüstriyel proses suları; yeşil alan sulaması; yangın söndürme; inşaa; tarımsal sulama; cadde temizliği
	Kısıtlı alan	BOİ ₅ : ≤10 mg/L Anyonik yüzey aktif madde: ≤1 mg/L AKM: ≤ 30 mg/L pH: 6-9 Fekal koliform: ≤10/mL Toplam koliform: ≤100/mL Kalıntı klor: ≤1 mg/L	Kontrollü ve nadir kullanılan yeşil alanların sulanması

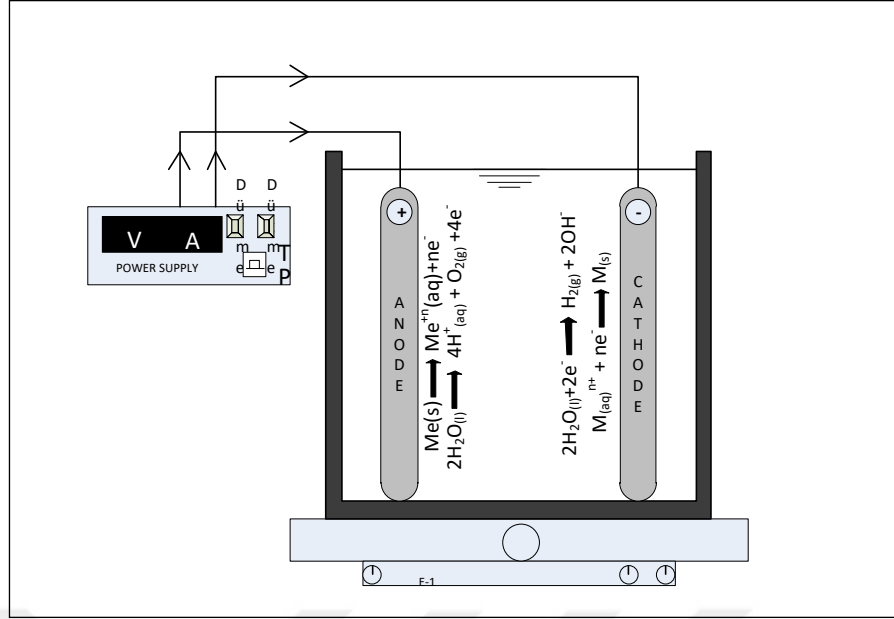
3. ELEKTROKOAGÜLASYON

Atıksuların arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin kullanımı önceki yıllarda sınırlı iken, özellikle son zamanlarda kullanımı ve etkinliği artmıştır. Elektrokoagülasyon, atıksudan kirletici gideriminde birden fazla mekanizmanın sinerjik olarak çalışması ile gerçekleşen kompleks bir prosestir [Casillas et al., 2007]. Elektrokoagülasyon prosesin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorpsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon olayları gerçekleşebilir. Ortak olarak oluşan bu reaksiyon topluluğu neticesinde atıksuda kirletici konsantrasyonu ve kirletici parametrelerine bağlı olarak yüksek bir giderim verimi elde edilebilmektedir [Mollah et al., 2004]. Son yıllarda yapılan çalışmalarda minimum enerji tüketimi maksimum proses verimine dayalı teknoloji geliştirmeyi hedefleyen çalışmalar sayesinde geçmişte kısıtlı kalan elektrokoagülasyon prosesinin kullanımı yaklaşık son 10 yıldır artış göstermektedir [Mollah et al., 2004], [Casillas et al., 2007].

Elektrokoagülasyon prosesi içme suyu arıtımı, evsel atıksu arıtımı, sızıntı suyu arıtımı, endüstriyel atıksular, ters osmos gibi teknolojilerde ön arıtım, arıtma çamuru susuzlaştırılması gibi farklı uygulamalarda kullanılabilir. Proses sırasında gerçekleşen arıtma mekanizmaları ile deflorinasyon, ağır metal giderimi, yağ-gres giderimi, organik madde giderimi, fosfat ve azot giderimi, askıda katı madde giderimi, renk giderimi, fenol giderimi, arsenik giderimi, poliaromatik organik kirlilik, lignin ve deşarj ve tekrar kullanım öncesi klor ve bakteri giderimi uygulanabilmektedir [Mollah et al., 2001] [Chen, 2004], [Mollah et al., 2004], [Casillas et al., 2007].

3.1. Elektrokoagülasyon Teorisi

Elektrokimyasal reaksiyonlar elektrolit ile hareket eden iyonik bileşiklerin anot ve katotta yükseltgendiği veya indirgendiği heterojen iyon transferi reaksiyonlarıdır. Anot ve katot genellikle metal, karbon veya yarı iletken malzemedeki yapılan elektrotlardır [Brett and Oliveira Brett, 1993], [Scott, 1995], [Rajeshwar and Ibanez, 1997]. Şekil 3.1'de elektrolitik bir hücrenin şematik görünümü verilmiştir ve bu reaktörde Tablo 3.1'de verilen reaksiyonlar gerçekleşmektedir [Pletcher and Walsh, 1990], [Scott, 1995].



Şekil 3.1: Elektrokimyasal bir hücrenin şematik görünümü.

Tablo 3.1: Elektrokimyasal redoks reaksiyonları.

Anot Reaksiyonları	Katod Reaksiyonları
<p>Anot elektron verir. Anotta yükseltgenme olur. Anotta çözünme olur ($Al \rightarrow Al^{+3} + 3e^{-}$). Anyonlar anotta toplanır. Anolit bölge oluşur. Anotta oksijen çıkışı gözlenir: $2H_2O \rightarrow O_{2(g)}\uparrow + 4H^{+} + 4e^{-}$ Ortamda klorür iyonu var ise anotta klor çıkışı gözlenir: $2Cl^{-} + 2e^{-} \rightarrow Cl_{2(g)}\uparrow$</p>	<p>Katod elektron alır. Katotta indirgenme olur. Katotta birikme olur ($Cu^{+2} + 2e^{-} \rightarrow Cu$). Katyonlar katotta toplanır. Katolit bölge oluşur. Katotta hidrojen çıkışı gözlenir: $2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_{2(g)}\uparrow + 2OH^{-}$ Ortamdaki çözünen gaz indirgenir: $O_{2(g)}\uparrow + 4H^{+} + 4e^{-} \rightarrow 2H_2O$</p>

Elektrokimyasal prosesler birçok çevresel problemlerin çözümü için direkt veya dolaylı olarak kullanılabilir. Birçok kirletici ve diğer maddelerin çok düşük konsantrasyonlara kadar düşmesini sağlayan giderim ve ayırma mekanizmaları elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu gerçekleşmektedir. Elektrotlar, elektrokimyasal proseslerde ana reaktif materyallerdir. Uygun elektrotlar ve reaktör dizaynı ile elektriksel akım dağılımlarını düşürerek, voltaj düşmelerini ve ikincil reaksiyonlardan dolayı oluşan güç kayıplarını minimize ederek enerji tasarrufu sağlanabilmektedir. Bu avantajlarının yanı sıra elektrokimyasal prosesler basit reaktör dizaynı, işletim ve bakım kolaylığı, otomasyona ve modifikasyona olan uygunluğu ve yüksek verimi sayesinde ekonomik bir arıtım prosesi olarak dikkat

çekmektedirler [Brett and Oliveira Brett, 1993], [Scott, 1995], [Rajeshwar and Ibanez, 1997].

Elektrokimyasal bir proses için, anot ve katot arasında bir bağlantı ve belirli bir miktarda iletkenliği olan elektrolitik bir çözelti gerekmektedir [Brett and Oliveira Brett, 1993], [Scott, 1995], [Rajeshwar and Ibanez, 1997]. Elektrotlar güç kaynağına bağlandığında anot materyali elektrokimyasal olarak çözünmeye başlar. Bu çözünme elektrokoagülasyon prosesinin 3 temel adımdan birincisi olan, arıtım için gerekli koagülantların metal iyonlarının çözeltiye salınmasıdır. Bu süreç zarfında suyun elektrolizi sonucu oluşan oksijen ve hidrojen gazları ortamda flotasyon mekanizmasının da gerçekleşmesini sağlar. Yine suyun hidrolizine bağlı oluşan hidroksil iyonları ile metal iyonlarının çözünmeyen hidroksimetal ve polihidroksimetal floklarını oluşturmaları elektrokoagülasyon prosesinin ikinci temel adımıdır. Mekanizmanın üçüncü temel adımını ise kirleticilerin destabilizasyonu, emülsiyonların kırılması ve stabilize olmuş bu partiküllerin hidroksi ve polihidroksi metal flokları ile bir araya gelmesidir [Mollah et al., 2004], [Casillas et al., 2007], [Rodrigo et al., 2010]. Kolloidler negatif yüklü olduklarından dolayı anota yakın dururlar ve çözünen yüksek miktardaki metal iyonların etkisi ile destabilizasyona uğrarlar [Chen, 2004], [Vakil et al., 2014]. Atıksu içindeki kolloidal kirleticilerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu, elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışarak, Van der Waals kuvvetleriyle bir araya gelmesiyle elektrokoagülasyon gerçekleştirilir [Mollah et al., 2004]. Klasik koagülasyon metotunda dozaj ayarı ile sağlanan gerekli koagülant miktarı, elektrokoagülasyon yönteminde akım ayarı ile sağlanmaktadır [Lin et al., 2005].

Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde, elektrokoagülasyon prosesi farklı karakterizasyona sahip atıksulara uygulandığında oldukça farklı sonuçlar elde edildiği görülmektedir. Bu sebeple elektrokoagülasyon prosesi klasik bir metot olarak kabul edilememektedir [Casillas et al., 2007]. Bunun başlıca sebebi atıksudaki kirleticilerin, kullanılan elektrot malzemesinden çözünen metallerin oluşturduğu floklarla birlikte çökelebileceği gibi atıksu içinde çözünebilen maddelere dönüşebilmesidir. Bazen ise kirliliği oluşturan maddeler sıvı içerisinde çözünür durumdayken metal flokları ile birlikte hareket etmezler ve çözelti içerisinde kalırlar. Bu durumda atıksu arıtımı gerçekleşmez ya da kirleticiler oluşan floklara adsorbsiyon veya absorpsiyon yolu ile tutunarak kısmi miktarda giderilirler [Casillas

et al., 2007]. Dolayısıyla elektrokoagülasyon prosesinin giderim verimini etkileyen en önemli proses parametrelerinden biri şüphesiz ki elektrot malzemesidir. Çünkü verilen elektrik akımı ile çözünmesi sağlanan elektrotlar ortama koagülant etkisi yaratan metal iyonlarını sağlar. Elektrot malzemesi ile birlikte salınan metal iyonu değişir ve bu da gerçekleşen arıtım mekanizmasını oldukça değiştirir.

Çalışmalarda çoğunlukla kullanılan materyallerden biri olan alüminyum elektrot olarak kullanıldığında, anotun çözünmesiyle ortama alüminyum iyonları (Al^{+3}) salınır [Mollah et al., 2001], [Vakil et al., 2014]:



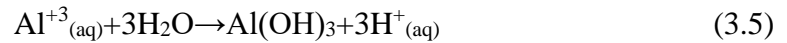
Ayrıca yüksek potansiyellerde su oksijen ve H^{+} iyonlarına hidroliz olabilir:



Elektrik akımının oluşturduğu etki ile alüminyum ve hidrojen iyonları katoda doğru hareket etmeye başlar ve katotta aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşir:



Katotta oluşumu gerçekleşen hidroksil iyonları ise elektrik akımının etkisi ile anoda doğru hareket eder. Alüminyum iyonları karşılaştıkları hidroksil iyonları ile çözünmeyen alüminyum hidroksit flokları oluştururlar:

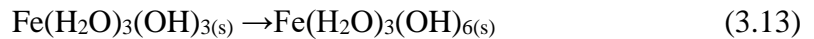
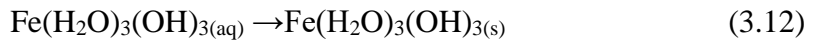
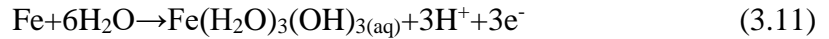
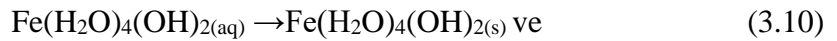
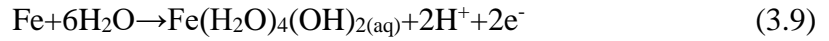


Oluşan bu çözünmeyen formdaki alüminyum hidroksit molekülleri bir araya gelerek flok oluşumunu gerçekleştirir ve bu floklar atıksularda bulunan kolloidleri süpürme mekanizması ile giderirler. Atıksuyun pH değerine bağlı olarak floklar üzerinde AlOH^{+2} , $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ gibi iyonik türler de bulunabilir [Mollah et al., 2001], [Vakil et al., 2014].

Elektrokogülasyon prosesinde en çok kullanılan elektrot malzemelerinden bir diğeri de demirdir. Yapılan elektrokoagülasyon çalışmalarında gerçekleştiği düşünülen mekanizma aynı doğrultuda olsa da elektrot malzemesi ile birlikte anottan çözünen iyon değişime koagülantlar farklı floküller oluşturduğundan arıtım verimleri değişmektedir. Elektrot malzemesi demir olması durumunda anottan Fe^{+2} ve Fe^{+3} iyonları salınmaya başlar [Casillas et al., 2007]:



Ayrıca demirin de çeşitli hidrolizleri gerçekleşir:



Katotta ise oluşan H^+ iyonları;



reaksiyonunu gerçekleştirerek pH değerinin tamponlanmasında önemli rol oynar.

Proses süresince gerçekleşen reaksiyonlar sonucu oluşan $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_{2(\text{s})}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_{3(\text{s})}$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gibi formlar biraraya gelerek demir floklarını oluşturur ve bu floklar atıksudaki kirleticilerin atıksudan arındırılmasını sağlarlar.

- Faraday Kanunu

Elektrokoagülasyon deneyinde elektrot ya da elektrot topluluğu genellikle doğru akım kaynağıyla etkileştirilir. Çözünmüş metal miktarı, çözelti içinden geçirilen elektriğin miktarına bağlıdır. Akım yoğunluğu ve çözünmüş maddeler arasındaki ilişki elektrokimyasal proseslerin temel kanunu olan Faraday Kanunu ile açıklanabilir [Scott, 1995], [Rajeshwar and Ibanez, 1997]:

Bir elektrokimyasal hücrede, geçen akımın miktarı “q” ile akım şiddeti “I” ve zaman “t” arasındaki ilişki;

$$q = \int (I dt) \quad (3.15)$$

Çözünen metalin mol miktarı ise;

$$m = \frac{q}{nF} = \frac{It}{nF} \quad (3.16)$$

eşitliği ile hesaplanır.

Bu eşitlikte,

n: Çözünen metalin tesir değeri

F: Faraday sabiti (96500 Coulomb/mol), olarak ifade edilir [Scott, 1995].

- Akım verimi: Faraday değerindeki kayıp veya akım verimi (CE) ile ifade edilirse; akım verimi yük geçişine bağlı olarak tanımlanır [Scott, 1995].

$$CE = \frac{q_p}{q_T} \quad (3.17)$$

Bu eşitlikte;

- q_p : oluşan ürünün harcadığı yük
- q_T : toplam harcanan yük değerini ifade etmektedir.

Oluşan ürün veya harcanan reaktantın miktarı esas alınarak ölçülen (m_{act}) ve teorik (m) akım verimi arasındaki ilişki;

$$CE = \frac{m_{act}}{m} \quad (3.18)$$

şeklinde ifade edilir.

- Enerji Tüketimi: Harcanan enerji ise aşağıda verilen bağıntı ile hesaplanmaktadır [Vakil et al., 2014].

$$W = \frac{I \times v \times t}{V} \quad (3.19)$$

Bu eşitlikte,

- W : Tüketilen enerji ($W \cdot \text{saat}/m^3$)
- I : Akım şiddeti (A)
- v : Volt (V)
- t : Zaman (saat)
- V : Atıksu hacmi (m^3)

3.2. Elektrokoagülasyonu Etkileyen Faktörler

Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen birçok faktör bulunmaktadır. Elektrot tipi, akım yoğunluğu, pH, iletkenlik, arıtma süresi ve sıcaklık bu etkenlerden bazılarıdır [Brett and Oliveira Brett, 1993], [Scott, 1995], [Rajeshwar and Ibanez, 1997].

• Elektrot Tipi

Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen parametrelerin başında gelmektedir. Farklı malzeme kullanıldığında farklı reaksiyonlar gerçekleştiği için elektrot tipi büyük önem taşımaktadır. Elektrokoagülasyon yöntemi için demir ve alüminyum elektrotlar, elektrooksidasyon prosesinde titan, platin, rutenyum vb. elektrotlar yaygın şekilde kullanılmaktadır. Elektrot tipi, elektrokimyasal arıtım türünü belirlediği gibi kirlenici giderim verimini de doğrudan etkiler. Elektrot tipi seçiminin yanı sıra elektrotların reaktör içerisindeki yerleşimi de büyük önem taşımaktadır. Monopolar ve bipolar elektrotlar kullanılarak seri ya da paralel şekilde bağlanmak suretiyle farklı giderim verimleri sağlanabilmektedir [Rajeshwar and Ibanez, 1997].

• Akım Yoğunluğu

Elektrokoagülasyon prosesini ve optimizasyonu etkileyen bir diğer önemli parametre akım yoğunluğudur. Gerekenden fazla akım yoğunluğu uygulandığında maliyet artışı oluşabileceği gibi paralel oranda çamur oluşumu da artacaktır [Rajeshwar and Ibanez, 1997], [İlhan vd., 2007].

• pH

Elektrolitik reaksiyonları direkt olarak etkilediğinden dolayı diğer bir önemli parametre pH'dır. Atıksuyun ya da suyun pH değeri oluşan metal hidroksit floklarının çözünürlüğünde ciddi rol oynamaktadır. Kirlenici giderim verimleri başlangıç pH değerine oldukça bağlı olmaktadır [Casillas et al., 2007].

• İletkenlik

Elektrotlar arasında elektriksel akımın oluşabilmesi için iletkenlik şarttır ve belirli değerlerin altında akım verimini azaltarak dirence sebep olur. Çoğu zaman

istenen akıma ulaşabilmek için çözeltiliye tuz ilavesi yapılmaktadır [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004].

- Arıtım Süresi

Verimi oldukça etkileyen diğer bir parametre arıtım süresidir. Yeterli verim elde edildiğinde prosesin durdurulmaması maliyet açısından uygun olmamakla birlikte, çamur ve köpük oluşumunun da gereksiz bir şekilde arttırılmasına sebep olmaktadır [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004].

3.3. Elektrokoagülasyonun Avantaj ve Dezavantajları

Atıksu arıtım işlemlerine göre elektrokoagülasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları sırasıyla Tablo 3.2 ve Tablo 3.3'te verilmiştir [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004].

-Elektrokoagülasyonun Avantajları

- Basit ekipmanlar ve işletme şartları gerektirir. Arıtım çıkışı renksiz, kokusuz ve berraktır.
- Oluşan çamur, metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla stabil hale getirilir ve susuzlaştırılabilir. Çamur miktarı azdır. Oluşan floklar kimyasal floklara benzemekle birlikte; daha büyük floklar olma eğilimindedir. Ortama dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha hızlı ayrılabilirler.
- Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az toplam çözünmüş katılar içerir. Elektrokoagülasyon prosesler en küçük kolloidal parçacıkları giderme avantajına sahiptirler. Çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan onların daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırır.
- Elektrokoagülasyonda kimyasal madde kullanımından kaçınılır ve böylece kimyasal koagülasyonda ilave edilen yüksek konsantrasyondaki kimyasal maddenin sebep olduğu ikincil kirlenme olasılığı ortadan kaldırılmış olunur.
- Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları kirleticileri çözeltili yüzeyine taşıyabilir, daha kolay ayrılmaları sağlanır.

- Elektrokoagülasyon prosesi için, kırsal alanlarda elektrik prosese ilave edilen güneş panellerinden temin edilebilir.

-Elektrokoagülasyonun Dezavantajları

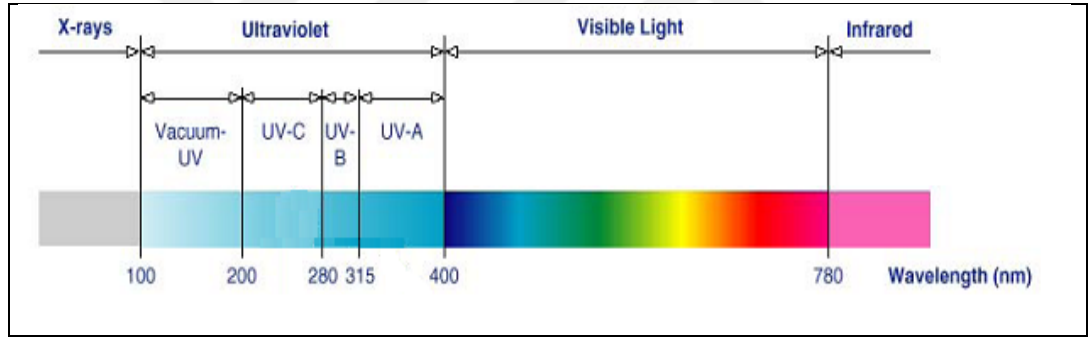
- Çözünen harcanan elektrot'ların düzenli olarak yenilenmesi gerekmektedir.
- Bazı yerlerde elektrik kullanımını pahalı olabilir.
- Katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşumu prosesin verimliliğini düşürebilir.
- Atıksu çözeltilerinin yüksek iletkenliğe sahip olması gerekir.



4. UV IŞINLARI İLE DEZENFEKSİYON

Dezenfeksiyon, sularda bulunan ve hızla çoğalabilen insan, hayvan ve hatta bitki sağlığı açısından sakıncalar teşkil eden virüsler dahil tüm patojen mikroorganizmaların (bakteriler, sporlar, parazitler) yok edilmesi veya üreme imkanlarının sona erdirilmesi olarak tanımlanabilir.

Doğada UV ışınlarının kaynağı olan güneşten atmosferimize ulaşan ışınların dalga boyu %7 UVA; %1.5 UVB ve %0.5 UVC olarak dağılmaktadır [Vanloon and Duffy, 2000]. Buna karşın dezenfektan etkisi olan UVC ışınları stratosferde emilmekte ve yeryüzüne ulaşmamaktadır. Uluslararası Aydınlatma Komisyonu'nun (The International Commission on Illumination – CIE) sınıflandırmasına göre UV ışınlarının dağılımı UV-A (315-400nm), UV-B (280-315 nm) ve UV-C (200-280 nm) şeklindedir (Şekil 4.1).



Şekil 4.1: Işık spektrumu.

UV ışığının atık suya direkt uygulanması ile ışınlar mikroorganizmaların hücre zarından içeri süzülür ve bu ışıma organizmanın genetik materyalini (DNA ve RNA) tahrip eder [Locas et al., 2008], [Cotillas et al., 2014]. Işık DNA'yı oluşturan başta "Timin" adlı nükleik asitler tarafından absorbe edilir [Aydın, 2009]. DNA'sı bozulan canlının bu enerji transferi sonucu üreme dahil tüm hücre faaliyetleri durur ve hücre ölümü meydana gelir.

Literatürdeki çalışmalar ışığında arıtma proseslerine UV ışınları ilave edildiğinde atıksuya uygulanan dezenfeksiyon etkisinin arttığı bilinmektedir [Giannakis et al., 2016]. Bu durumun önemli bir getirisi de dezenfeksiyonu yapılan

suyun kimyasal özelliğinin (iletkenlik, pH değerleri gibi) değişmemesidir [Paleologou et al., 2007], [Ortega-Gómez et al., 2014].

- UV Işınları İle Dezenfeksiyonun Avantajları

UV ışınları her şeyden önce çevre dostudur, kimyasal kullanmadan dezenfeksiyon sağlar. Bu durumun önemli bir getirisi de dezenfeksiyonu yapılan suyun kimyasal özelliğinin (iletkenlik, pH değerleri gibi) değişmemesini sağlar. Dezenfeksiyonu sağlarken de herhangi bir sıcaklık veya pH aralığı gerektirmediğinden proses kaynaklı pH ayarı yapılmasına da gerek kalmaz. Kimyasal maddelere hiçbir aşamada gerek duyulmadığından satın alma, nakliye, depolama gibi işletme yükleri ve bu maddelerle çalışılmadığından iş güvenliği sorunları yaşanmayan bir yöntemdir. Diğer dezenfeksiyon metotlarına kıyasla işletme maliyetinin düşük olmasının yanı sıra suda kanserojen yan ürünler oluşturmaması da en önemli avantajlarından biridir. UV dezenfeksiyonun süresi oldukça hızlıdır (yaklaşık <5 sn) ve yeterli doz sağlandığında tüm mikroorganizmalar üzerinde etkilidir [Giannakis et al., 2016].

Arıtma proseslerine ilave edilen UV ışınlarının dezenfeksiyon etkisi ile arıtım verimlerinin arttığını literatürdeki çalışmalardan görülmektedir. Fakat incelenen çalışmalardan yalnızca iki tanesi hariç fotokimyasal arıtma yönteminin homojen veya heterojen katalizörler eşliğinde uygulandığı (fotokatalitik oksidasyon) görülmektedir. Etkisinin katalizörsüz araştırıldığı çalışmalarda atıksudan KOİ giderim veriminde elektrokoagülasyon, foto-elektrokoagülasyon, peroksi elektrokoagülasyon ve peroksi foto-elektrokoagülasyon proseslerini karşılaştırmıştır [Moreira et al., 2017]. Diğer çalışma ise kentsel atıksular üzerinde uygulanan elektrokoagülasyon ünitesine eklenen UV ışınlarının etkisinin incelenmesidir [Cotillas et al., 2014].

Gri suların arıtımı için literatürde çeşitli klasik arıtım veya elektrokoagülasyon içerikli birçok araştırma bulunmaktadır [Li et al., 2009]. Fakat gri suların tekrar kullanımı için uygulanan elektrokoagülasyon prosesi eşliğinde UV ışınlarının arıtım performansının değerlendirilmesine hiç rastlanmamıştır. Bu çalışma ile uygulanan elektrokoagülasyon prosesi ile UV ışınlarının dezenfeksiyon etkisi birleştirildiğinde gri suların çıkış kalitesine yansıtacak olan etkisi incelenecektir. Elektrokoagülasyon prosesinin bilinen veriminin UV kullanımı ile birlikte artacağı beklenmektedir.

5. MATERYAL VE METOT

5.1. Materyal

Bu çalışmada evsel atıksulardan ayrı olarak toplanan, tuvalet sularının dışındaki atıksuları içeren gri suyun, farklı elektrot türleri ve çeşitli işletme şartlarında elektrokoagülasyon prosesi ile arıtılması sonucu giderim prosesi incelenmiştir.

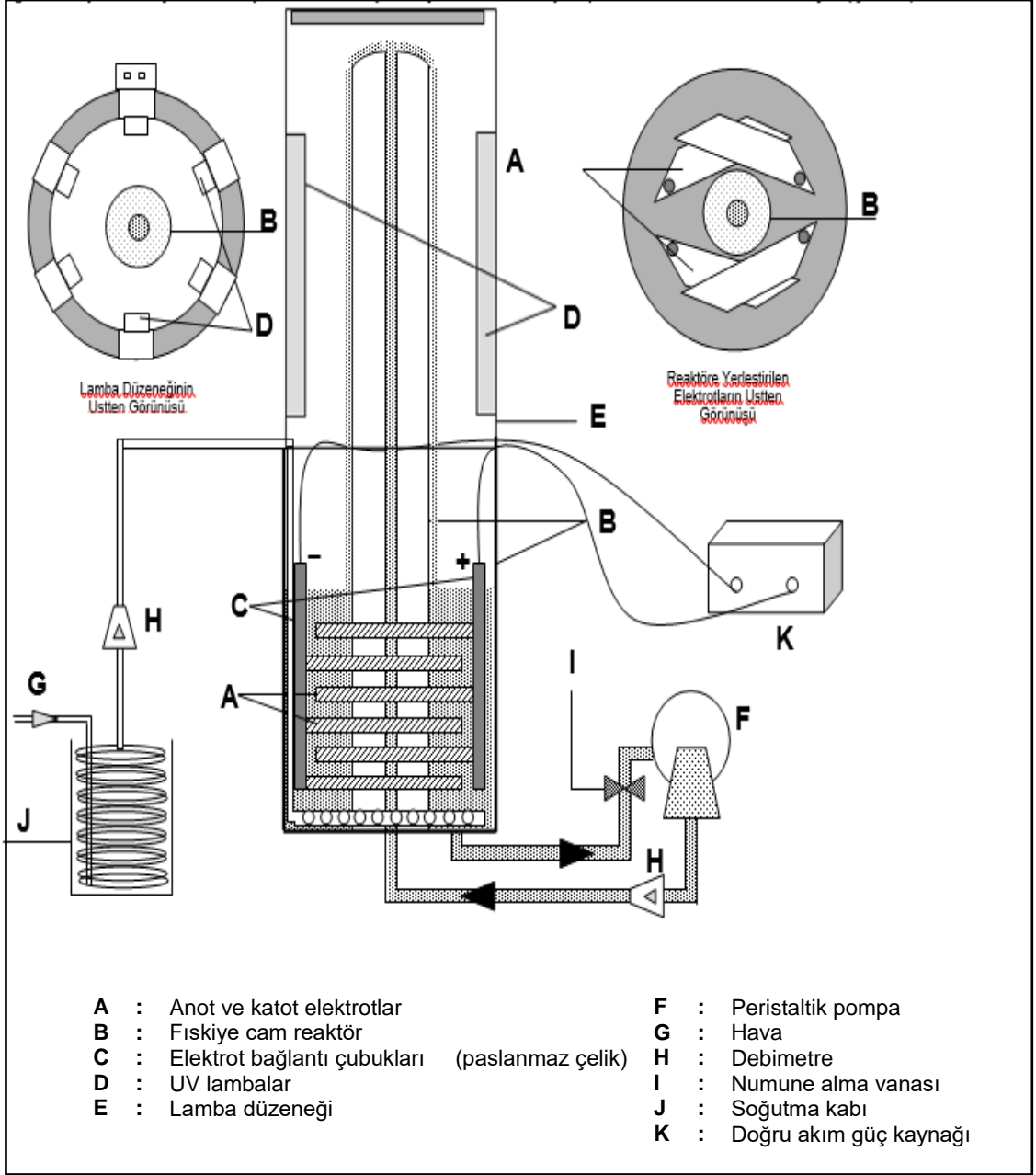
Çalışmalarda TÜBİTAK MAM lojmanlarından temin edilen gri su kullanılmıştır. Gri su ayrı toplama sistemi misafirhane ve lojman dairesi içeren 28 ayrı haneye uygulanmakta ve yaklaşık 100 kişilik gri su üretimini temsil etmektedir. Deneyle sırasında kullanılan gri suyun analizleri çalışma süresince ihtiyaç duyulan periyotlarla yapılarak Tablo 5.1’de verilmiştir.

Tablo 5.1: Gri su karakterizasyonu.

Parametre	Kasım	Aralık	Şubat	Mayıs	Ağustos
pH	7.33	7.48	7.29	7.33	7.84
İletkenlik ($\mu\text{S/cm}$)	558	587	591	523	595
Bulanıklık (NTU)	50.5	36.6	63.8	94.6	55.5
KOİ (mg/L)	180	192	244	247.2	172
BOİ (mg/L)	100	85	130	130	110
AKM (mg/L)	17.75	23.75	32.6	51.5	18
TN (mg/L)	10.5	9.95	16.9	11.7	6.3
TP (mg/L)	1.1	1.02	1.3	1.056	1.13
E.coli (adet/100 mL)	2620	2440	2500	2200	240

5.2. Deney Düzenegi

Çalışmalar Şekil 5.1’de gösterilen deney düzeneginde gerçekleştirilmiştir. Kullanılan reaktör 18 cm yüksekliğinde 13 cm çapında olup cam malzemedan yapılmış bir fıskiye reaktördür. 50 cm boy, 3.5 cm dış çap ve 1 cm iç çap boyutlarındaki fıskiye cam haznenin tam orta kısmında bulunmaktadır. Reaktörde paralel bağlı 6 anot 6 katot olmak üzere toplam 12 adet elektrot kullanılmıştır. Elektrot materyali olarak 7×3.5×10.5 cm boyutlarında, alüminyum ve demir plakalar kullanılmıştır. Paralel yerleştirilen toplam 12 elektrotun oluşturduğu elektriksel alan yaklaşık 600 cm² olarak hesaplanmıştır. Dijital bir güç kaynağı olan “NETES Dual Tracking DC Power Supply 6303D” ile akım ve voltaj kontrolü sağlanmıştır. Deneyler 1500 mL gri su kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Reaktörde karıştırma işlemi hava verilerek gerçekleştirilmiştir. Karışımın ve flok oluşumunun hızlı bir şekilde gerçekleşmesi için reaktörün tabanından sisteme kontrollü hava verilmiştir. Fıskiye sistemi devreye alınmak istendiğinde reaktör içinde gerçekleşmesi gereken sirkülasyon Omega FPU5-MT peristaltik pompa ile gerçekleştirilmiştir.



Şekil 5.1: UV lamba destekli fiskiye tip elektrokoagülasyon reaktörünün şematik görünümü.

Kullanılan UV lamba sistemi ile eşit aralıklarla yerleştirilmiş 6 adet UVA lamba kullanılmıştır. Sistemde, ışık kaynağı olarak dalga boyu başlıca 365 nm olan, 8 Watt'lık yapay tip actinic UVA lamba seti kullanılmıştır. UV destekli elektrokoagülasyon prosesi çalıştırıldığında zamana bağlı olarak lambalardan ortaya çıkacak sıcaklık artışını önlemek amacıyla buz banyosu konularak, bu buz banyosu vasıtasıyla soğuk hava sağlanarak çözelti sıcaklığı $25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ 'de sabit tutulmuştur.



Şekil 5.2: UV lamba destekli fıskiye tip elektrokoagülasyon reaktörü.

5.3. Deneysel Metot

Deneysel çalışmalarda gri suyun UV destekli elektrokoagülasyon ile artırılabilirliği incelenmiştir. Yapılan çalışmalarda TÜBİTAK MAM lojmanlarından alınan gri su kullanılmıştır.

Elektrokoagülasyon deneylerinde 1500 mL gri su cam reaktöre alınmıştır. Daha sonra optimum şartları belirlemek için pH, akım yoğunluğu ve elektrolit miktarı ve zaman arasındaki ilişki incelenmiştir. pH ayarlamaları için H_2SO_4 ve $NaOH$ kullanılmıştır. Akım yoğunluğunu artırmak için elektrolit olarak Na_2SO_4 kullanılmıştır.

Optimizasyon çalışmaları için elektrot malzemesi, akım yoğunluğu, pH, iletkenlik ve arıtım süresi değişken parametreler olarak belirlenmiştir. Elektrot malzemesi olarak literatürde en etkin olarak kullanıldığı belirtilen alüminyum ve demir elektrotlar kullanılmış, diğer proses parametrelerinden akım yoğunluğu ve pH her iki elektrot malzemesi için de denenmiştir. Gri suyun pH değeri nötr değerine yakın olduğundan, belirlenen 5 farklı akım yoğunluğundaki çalışmalar atık suyun pH

değeri değiştirilmeden gerçekleştirilmiştir. Çalışılan akım yoğunlukları 0.6 mA/cm², 1.2 mA/cm², 1.8 mA/cm², 2.4 mA/cm² ve 3 mA/cm² olarak seçilmiştir. Elektrolit ilave edilerek ulaşılabilen 1.8 mA/cm², 2.4 mA/cm² ve 3 mA/cm² akım yoğunluklarında 1 g/L ve 1.5 g/L olmak üzere 2 farklı Na₂SO₄ ilavesinin sonuçlara yansıyan değişimi incelenmiştir. 0.6 mA/cm², 1.8 mA/cm² ve 3 mA/cm² akım yoğunluklarında ise giriş pH değeri 5'e indirilerek ve 9'a çıkartılarak deneyler tekrarlanmış, giriş pH değerinin arıtım sonunda ulaşılan giderim verimine etkisi incelenmiştir.

Yapılan optimizasyon çalışmaları sonunda belirlenen optimum proses parametrelerinde UV destekli elektrokoagülasyon ile gri suların yeniden kullanılabilirliği çalışılmıştır. UV destekli elektrokoagülasyon prosesi optimum olarak belirlenen optimum akım yoğunluğu, giriş pH değeri, elektrolit ilavesi ve arıtma süresinde her iki elektrot için de denenmiştir. Optimum şartlarda elde edilen çıkış suyu kaliteleri foto-elektrokoagülasyon prosesinde elde edilen çıkış suyu kaliteleri ile karşılaştırılmıştır. UVA ışınlarının enerji etkisi ile bozulan molekül yapılarının gri su arıtımında kirleticilerin giderimine olan katkısı incelenmiştir.

5.4. Analizler ve Prosedürleri

DeneySEL çalışma süresi ön denemeler yapılarak 40 dak. olarak belirlenmiştir. Deneylerde 5, 10, 20, 40. dakikalarda numune alınarak önce 6000 rpm'de 10 dakika santrifüjlenip (Hettich/EBA 20) daha sonra 0.45 µm gözenek boyutunda rejenere selüloz şırınga filtreden (Sartorius) geçirilmiştir. Deneylerde belli sürelerde alınan numunelerin pH, iletkenlik ve sıcaklığı anlık ölçülmüştür.

Deneyler sırasında kullanılacak olan gri suyun karakterizasyonunu belirleyebilmek ve proses sonrasında gerçekleşen arıtımı değerlendirebilmek için pH (Thermo Scientific/Orion 3 star) ve iletkenlik (Mettler Toledo/SevenGo Duo pro) ölçümü ve bulanıklık, KOİ, BOİ, AKM, TN, TP, e-Coli analizleri yapılmıştır. Bulanıklık Standart Metotlar 2130 B Nephelometric yöntemine uygun olarak ölçülmüştür (Turbidimetre: Hach/2100 P). KOİ analizi için Standart Metotlar STM 5220 C metoduna uygun closed reflux titrimetrik yöntemi kullanılmıştır. BOİ analizi Standart Metotlar STM 5210 B 5-gün testine göre yapılmıştır. TN Laton Toplam Azot kitleri kullanılarak ölçülmüştür (Hach-Lange). TP analizleri yüksek sıcaklıkta

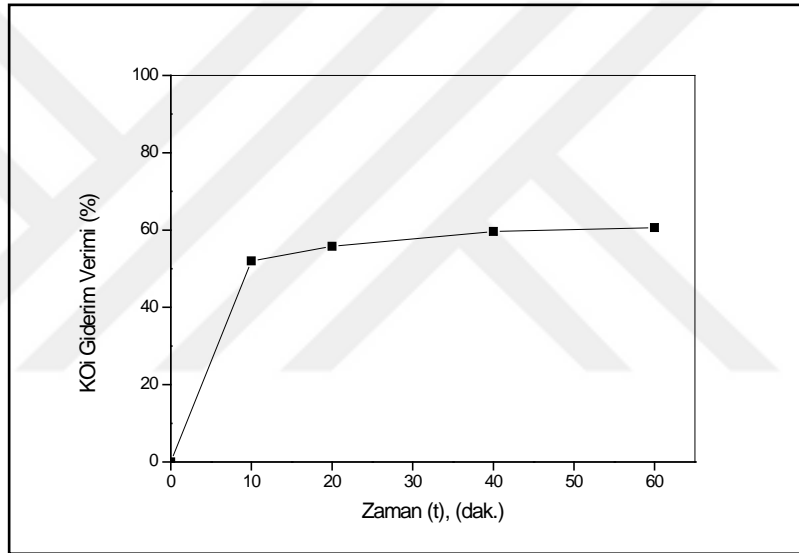
kuvvetli asit reaktifleri ile parçalama ve kolorimetrik ölçüm yöntemi (Standart Metotlar 4500 P) ile gerçekleştirilmiştir. Askıda Katı Madde tayini için Standart Metotlar 2540 D yöntemi kullanılmıştır. Gri suda sürekli kontrol edilen fekal koliformun ölçümü ise EMB besiyerinin (Merck 1.01347) kullanımı ile katı besi yeri yöntemine göre yapılmıştır. Yeniden kullanımı önerilen çıkış suyundaki alüminyum konsantrasyonu ise Perkin Elmer marka ICP-OES Optima 7000 DV cihazı ile ölçülmüştür.



6. BULGULAR VE TARTIŞMA

6.1. Ham Atıksuya Uygulanan Elektrokoagülasyon Denemeleri

Gri suyun elektrokoagülasyon ile arıtımının incelenmesinde yapılacak olan çalışmalarda optimum arıtma süresini belirleyebilmek için alüminyum elektrot ile 0.6 mA/cm^2 olan en düşük akım yoğunluğunda proses 60 dakika çalıştırılıp zamana karşı KOİ giderimi takip edilmiştir. Şekil 6.1'den de anlaşılacağı gibi 20. dakikada %55.8 KOİ giderimi gözlenmiş sonrasında ciddi bir artışa rastlanmamıştır.

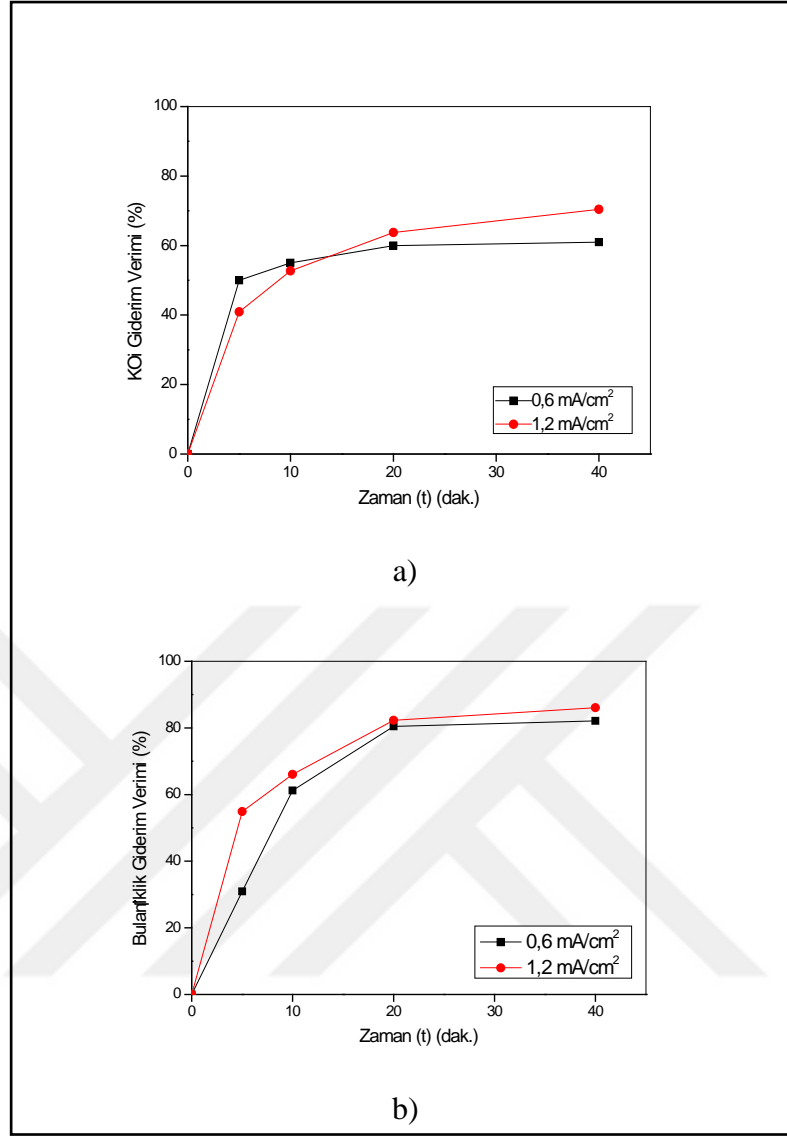


Şekil 6.1: Gri suda zamana karşı KOİ giderimi (Al elektrot, pH= giriş, $\text{Na}_2\text{SO}_4=0 \text{ g/L}$, 0.6 mA/cm^2 akım yoğunluğu).

Elektrokoagülasyon prosesi ile gri sudaki KOİ giderim veriminin hızlı gerçekleşen reaksiyonlar sonucu ilk 10 dakika içerisinde %50'nin üzerine çıktığı görülmüştür. Bu sebeple zamana karşı izlenecek parametreler için 5, 10, 20 ve 40 dakikalar uygun görülmüştür. İncelenen literatür çalışmalarında EK ile gri su ve evsel atıksu arıtımı çalışmalarında da benzer sürelerde yüksek giderim verimlerine ulaşıldığı görülmüştür [Ozyonar vd., 2011], [Karichappan et al., 2014]

Hedeflenen verimlere ulaşılabilmesi için çoğu zaman atıksuyun pH değerinin ve/veya iletkenliğinin, elektrokoagülasyon prosesinde istenen başlangıç şartları için değiştirilmesi gerekir. Gereken akım yoğunluklarına çıkabilmek ve sabit akım

yoğunluğunda çalışmaya devam edebilmek için atıksuya iletkenlik ilavesi yapılmaktadır. Çünkü elektrik akımının çözelti içerisine uygulanabilmesi için çözeltinin yeterli elektrik geçirgenliğine sahip olması gereklidir ve bu çözeltideki iyonlar aracılığı ile olur [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004]. Kirliliği yüksek atıksulara elektrokoagülasyon uygulandığında çoğunlukla iletkenlik problemi yaşanmaz, fakat gri su gibi düşük kirliliğe sahip atıksuların içerdiği iyon miktarı yeterli kalmamaktadır [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004]. Bu durumda düşük akım yoğunluklarında çalışılabilmektedir. Elektrokoagülasyon uygulamalarında giderim verimlerini değiştiren bir diğer parametre ise pH'dır. Elektrotlardan çözünen metaller ile oluşacak floklar belirli pH değerlerinde daha etkin bir şekilde giderim sağlayabilmektedirler [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004].



Şekil 6.2: Ham gri suya uygulanabilen farklı akım yoğunluklarındaki a) KOİ, b) bulanıklık giderimleri (Al elektrot, pH= giriş, Na₂SO₄=0 g/L).

Yapılan çalışmada öncelikle alınan ham suyun özellikleri değiştirilmeden elektrokoagülasyon prosesi uygulandığında ne kadar KOİ ve bulanıklık giderimi sağlanabildiği belirlenmiştir. Gerçekleştirilen bu denemeler alüminyum elektrotlar ile yürütülmüştür. İletkenliği 558 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ve pH değeri yaklaşık 7 olan atıksuyun, iletkenliği ve pH değeri değiştirilmediğinde 0.6 mA/cm² ve 1.2 mA/cm² akım yoğunlukları uygulanabilmiştir. Bu akım yoğunluklarında sağlanan KOİ ve bulanıklık giderimleri sırasıyla şekil 6.2’de gösterilmektedir. Ham gri suyun giriş şartlarında herhangi bir değişiklik yapılmadan (pH değişimi ve elektrolit eklenmesi olmadan) elektrokoagülasyon prosesi en düşük ve en yüksek akım yoğunluklarında (0.6 mA/cm² ve 1.2 mA/cm²) çalıştırılmış ve KOİ’sinin %70’e kadar giderilebildiği

Şekil 6.2a'da görülmektedir. %70 KOİ giderim veriminin gözlemlendiği 1.2 mA/cm^2 akım yoğunluğunda çıkış KOİ'si 58.4 mg/L 'ye kadar düşmüştür. Bulanıklık giderimi ise %86 verim ile 8.3 NTU değerine kadar düşürülmüştür (Şekil 6.2b).

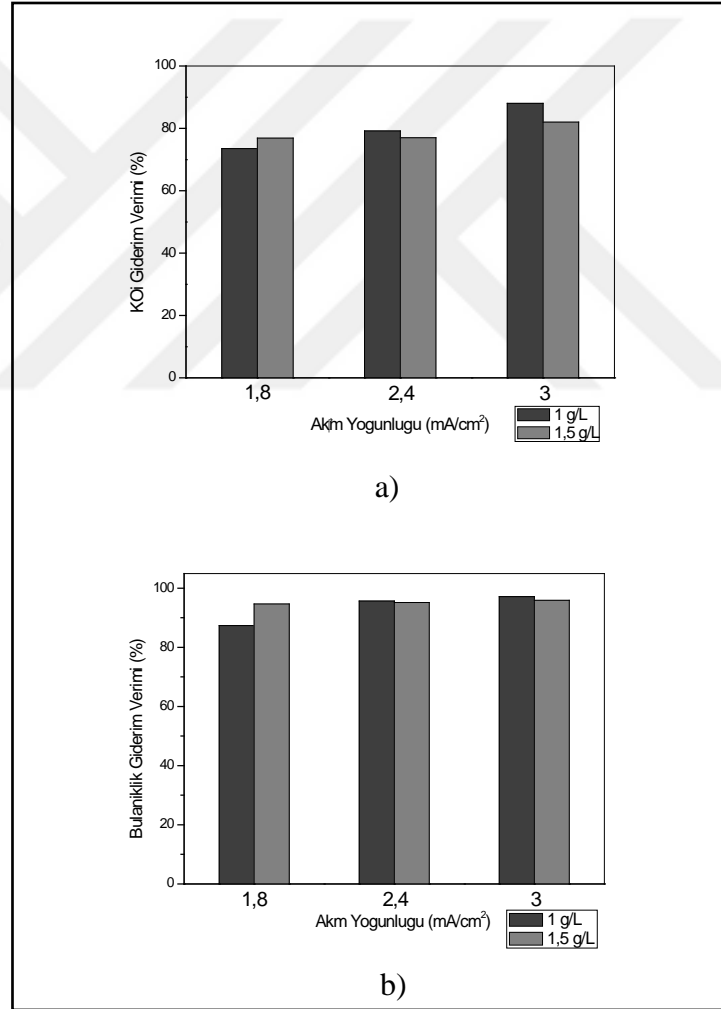
Gri suyun tekrar kullanımına yönelik artıtımı amaçlandığı için çıkış suyu kalitesinin atıksuların yeniden kullanımı standartlarını yakalaması gerekmektedir. İletkenlik ilave etmeden çalışılabilen bu iki akım yoğunluğu denemelerinde elde edilen çıkış suyu kaliteleri yeniden kullanım için yeterli değildir, sonuçlar akım yoğunluğu denemelerinde ayrıntılı olarak tartışılmıştır.

6.2. Elektrolit Miktarının Etkisi

Elektrokoagülasyon prosesi uygulamalarında çözeltideki iletkenlik eksikliğinden kaynaklı istenen akım yoğunluklarına ulaşamadığı durumlarda, çözeltiye ilave edildiğinde kısa sürede çözünen ve kirlilik problemi teşkil etmeyen tuzlar, proses öncesinde çözeltiye eklenir ve çözeltinin iletkenliği arttırılarak istenen akım yoğunluklarında çalışılabilmesi sağlanır. Literatürde elektrolit olarak kullanılan tuzlardan başlıcaları NaCl , Na_2SO_4 , NH_4Cl , Na_2CO_3 , olarak sıralanmaktadır. Çoğunlukla kullanılanlar ise NaCl ve Na_2SO_4 'tır. Bu çalışmada elektrolit olarak Na_2SO_4 tercih edilerek, kirleticilerin aynı zamanda sülfat ile de çökelti oluşturarak daha yüksek verimler ile arttırılabileceği düşünülmüştür. Aynı zamanda NaCl tuzu kullanıldığında katottan çıkacak olan Cl_2 gazının da önüne geçilmiştir. Bunun yanında ortamda bulanacak olan klorlu bileşikler ve azot türevi kirleticilerin kloramin oluşumu da NaCl kullanımının bir dezavantajı olarak söylenebilir (Cotillas vd., 2014). Suyun yeniden kullanımı düşünüldüğünde ise Na_2SO_4 tuzu kullanımının bir sakıncası olmadığı düşünülmektedir. Çünkü şebeke suyunda da SO_4^{2-} iyonu bulunmaktadır ve bu durumda kullanılan suda olmayan bir iyonun ilavesi söz konusu olmayacaktır.

Elektrolit olarak kullanılan Na_2SO_4 tuzu ile 1.8 mA/cm^2 , 2.4 mA/cm^2 ve 3 mA/cm^2 olmak üzere 3 farklı akım yoğunluğunda, yine alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon prosesi ile gri suyun arıtımı çalışılmıştır. Elektrolit miktarının etkisi ise 1 g/L ve 1.5 g/L olmak üzere 2 farklı değerde aynı akım yoğunluklarındaki çıkış KOİ ve bulanıklık değerleri karşılaştırılarak gözlenmiştir. Şekil 6.3'de görüldüğü gibi elektrolit miktarının arttırılması giderim verimlerini fazla

miktarda etkilememektedir. 1.8 mA/cm² akım yoğunluğu çalışmasında elektrolit miktarı 1 g/L'den 1.5 g/L'ye çıkartıldığında KOİ giderimi %73.5'tan %76.9'a, bulanıklık giderimi ise %87.3'ten %94.6'ya kadar yükselmiştir. 2.4 mA/cm² ve 3 mA/cm² akım yoğunluğundaki çalışmalarında ise bu oranda herhangi bir artış gözlenmemiş, KOİ giderimleri sırasıyla %77 ve %82'de kalırken, bulanıklık giderimleri her iki akım yoğunluğu çalışmasında da %95 olarak ölçülmüştür. Fakat söz konusu farklılıklar çok az miktarda olduğundan ve 1 g/L Na₂SO₄ kullanıldığında çalışılması planlanan tüm akım yoğunluklarına çıkılabildiğinden dolayı çalışmalara 1 g/L Na₂SO₄ ile devam edilmesine karar verilmiştir. Böylece yeniden kullanılması istenilen atık suya gereksiz madde ilavesinden de kaçınılmış olacaktır.



Şekil 6.3: Elektrolit miktarının a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi. (Al elektrot, pH=giriş, t=40 dak.)

6.3. Akım Yoğunluğunun Etkisi

Elektrokimyasal arıtımın en önemli işletme şartlarından birinin akım yoğunluğu olduğu bilinmektedir [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004].

Bir elektrokoagülasyon prosesinde işletme maliyetinin büyük bir kısmını enerji sarfiyatı oluşturduğu için belirlenecek olan optimum akım yoğunluğu oldukça önemlidir. Dolayısıyla gereğinden fazla akım yoğunluğu uygulandığında işletme maliyetindeki artış ile birlikte akım yoğunluğuna paralel olarak oluşan çamur miktarı da artacak, bu durum yine çamur bertaraf maliyetini arttırdığı gibi proses kontrolünü de zorlaştıracaktır.

Gri suyun yeniden kullanımı amacıyla yapılan bu çalışmada 0.6 mA/cm², 1.2 mA/cm², 1.8 mA/cm², 2.4 mA/cm² ve 3 mA/cm² olmak üzere 5 farklı akım yoğunluklarında çalışılmıştır. 40 dakika süresince çalıştırılan sistemde belirli zaman aralıklarında pH, iletkenlik, KOİ, bulanıklık ve E.coli izlenmiştir. Tablo 6.1 alüminyum elektrot ile yapılan çalışmalar sırasında gerçekleşen pH ve iletkenlik değişimlerini göstermektedir.

Tablo 6.1'den de görüldüğü gibi 40 dakika içerisinde pH çok ciddi bir değişim göstermemektedir. Bu durum, anotta hidroliz sonucu oluşan H⁺ iyonlarının katotta hidrojen gazına dönüşürken, katotta oluşan OH⁻ iyonlarının çoğunun alüminyum hidroksit floklarını oluşturduğunu desteklemektedir [Vakil et al., 2014]. 3 mA/cm² akım yoğunluğunda çıkış pH değeri 10'a ulaşsa da atıksuyun arıtılmasında herhangi bir olumsuz etkisi ile karşılaşılmamıştır. Tablo 6.1'deki iletkenlik değerleri incelendiğinde klasik metotlar ile gerçekleştirilen koagülasyon-flokülasyon prosesinin tam tersine azalma eğilimi gösterdiği gözlenmektedir. Bu durum elektrokoagülasyon prosesinin önemli avantajlarından biridir [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004].

Koagülasyon yönteminde kullanılan yüksek miktardaki tuzların yerine uygulanan akım ile doğru orantılı olacak kadar oluşan metal iyonları çözünmeyen hidroksifloklarını oluşturması ile bu durum açıklanabilir [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004], [Mollah et al., 2004].

Çalışılan en yüksek akım yoğunluğunda (3 mA/cm²) çıkış iletkenliğinin başlangıç iletkenliğine en yakın değerde olduğu görülmektedir. Bu durum yüksek

elektrik akımından kaynaklanan Al^{+3} iyonlarının daha yüksek miktarda ortama salındığından kaynaklanmaktadır.

Tablo 6.1: Alüminyum elektrot kullanıldığında akım yoğunluğu denemelerinde pH ve iletkenlik değerlerinin değişimi.

Zaman (dak.)	0.6 mA/cm ²		1.2 mA/cm ²		1.8 mA/cm ²		2.4 mA/cm ²		3 mA/cm ²	
	pH	İletkenlik (μ S/cm)	pH	İletkenlik (μ S/cm)	pH	İletkenlik (μ S/cm)	pH	İletkenlik (μ S/cm)	pH	İletkenlik (μ S/cm)
0	7.2	2000	7.8	2005	7.4	2010	7	2009	7.3	2014
5	8.3	1882	7	1892	9.4	1898	7.5	2000	9.6	2000
10	8.4	1798	8	1880	9.5	1882	8	1915	9.7	1991
20	8.8	1712	8.8	1889	9.7	1880	8.1	1922	9.9	2000
40	9.1	1678	9.2	1880	9.8	1885	9	1900	10.4	1978

Gri suların arıtımı ve yeniden kullanımının incelenmesi için yapılan çalışmalarda elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrot kullanıldığında ise pH ve iletkenlik değerlerinin farklı akım yoğunlukları ile gerçekleşen değişimleri Tablo 6.2’de verilmiştir.

Tablo 6.2: Demir elektrot kullanıldığında akım yoğunluğu denemelerinde pH ve iletkenlik değişimi.

Zaman (dak.)	0.6 mA/cm ²		1.2 mA/cm ²		1.8 mA/cm ²		2.4 mA/cm ²		3 mA/cm ²	
	pH	İletkenlik (μ s/cm)	pH	İletkenlik (μ s/cm)	pH	İletkenlik (μ s/cm)	pH	İletkenlik (μ s/cm)	pH	İletkenlik (μ s/cm)
0	7.8	2002	7.5	2010	7.3	1997	7.3	2000	7.3	2100
5	7.2	1842	8.1	1953	9.1	1965	9.4	1943	9.5	2002
10	7.6	1897	8.3	1913	9.8	1960	10	1920	10.3	1993
20	8.0	1865	8.5	1917	10.2	1961	10.6	1990	11.3	1996
40	8.6	1792	8.4	1899	11.3	1960	11.8	1970	12.2	2000

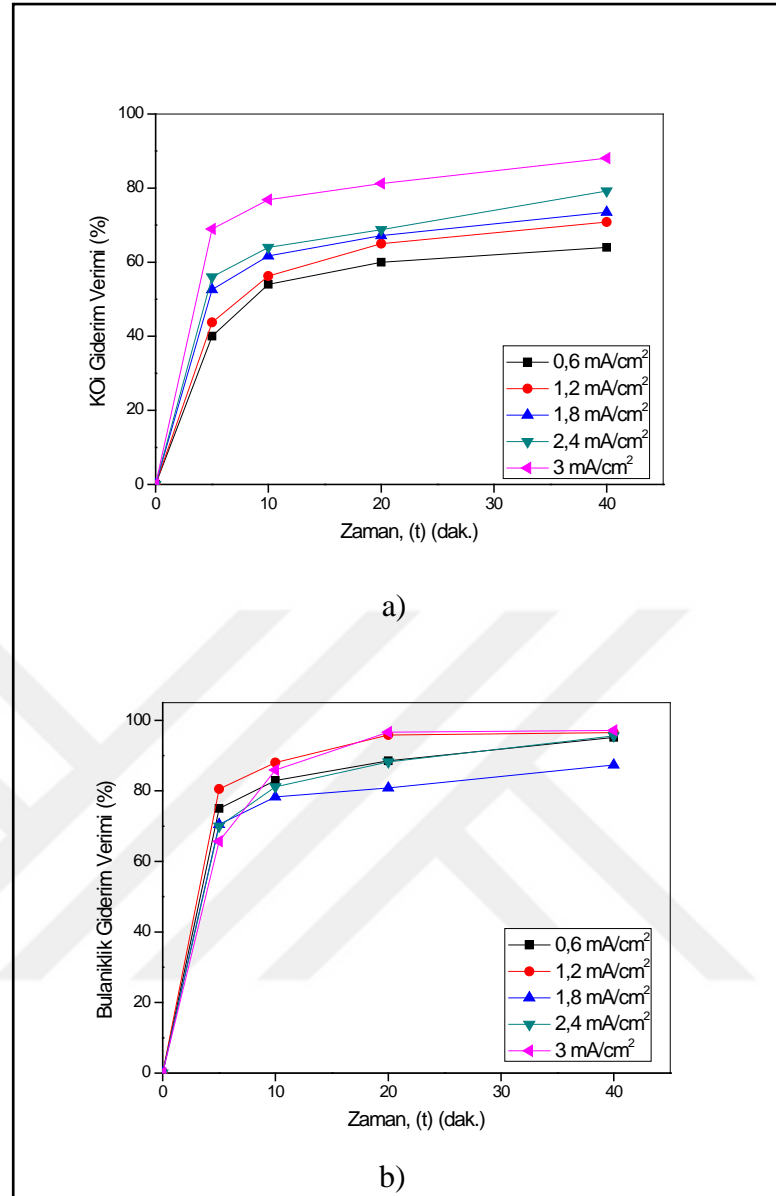
Tablo 6.2’den görüldüğü gibi 0.6 mA/cm² ve 1.2 mA/cm² akım yoğunluklarında pH değeri 40 dakika içerisinde ciddi bir değişim göstermemektedir. Fakat 1.8 mA/cm² ve 2.4 mA/cm² akım yoğunluklarında 11’in üzerine çıkan pH, 3 mA/cm² akım yoğunluğunda 12.2’ye ulaşmaktadır. Bu durum demir hidroksit floklarının atıksu içerisinde çözünür yapıda olabileceğinden kaynaklanabilir [Mollah et al., 2001], [Chen et al., 2004].

Bu çözünme ortamda demir ve hidroksit iyonlarının fazla olduğuna işaret eder. Tablo 6.2’de iletkenlik değerleri incelendiğinde değerlerin alüminyum elektrot kullanımında olduğu gibi ciddi bir değişime uğramadıkları anlaşılmaktadır.

6.3.1. KOİ, Bulanıklık ve E.coli Giderimi

Alüminyum ve demir elektrot kullanılarak yapılan çalışmalarda 0.6 mA/cm² ile 3 mA/cm² arasında çeşitli yoğunluklarda akım uygulanarak zamana karşı KOİ, bulanıklık ve E.coli giderim verimleri belirlenmiştir. Şekil 6.4’te alüminyum elektrot ile yapılan deneylerin sonuçları verilmiştir. Şekil 6.4a’dan da anlaşılacağı gibi artan akım yoğunluğunun etkisi ile daha yüksek KOİ giderim verimleri elde edilmiştir.

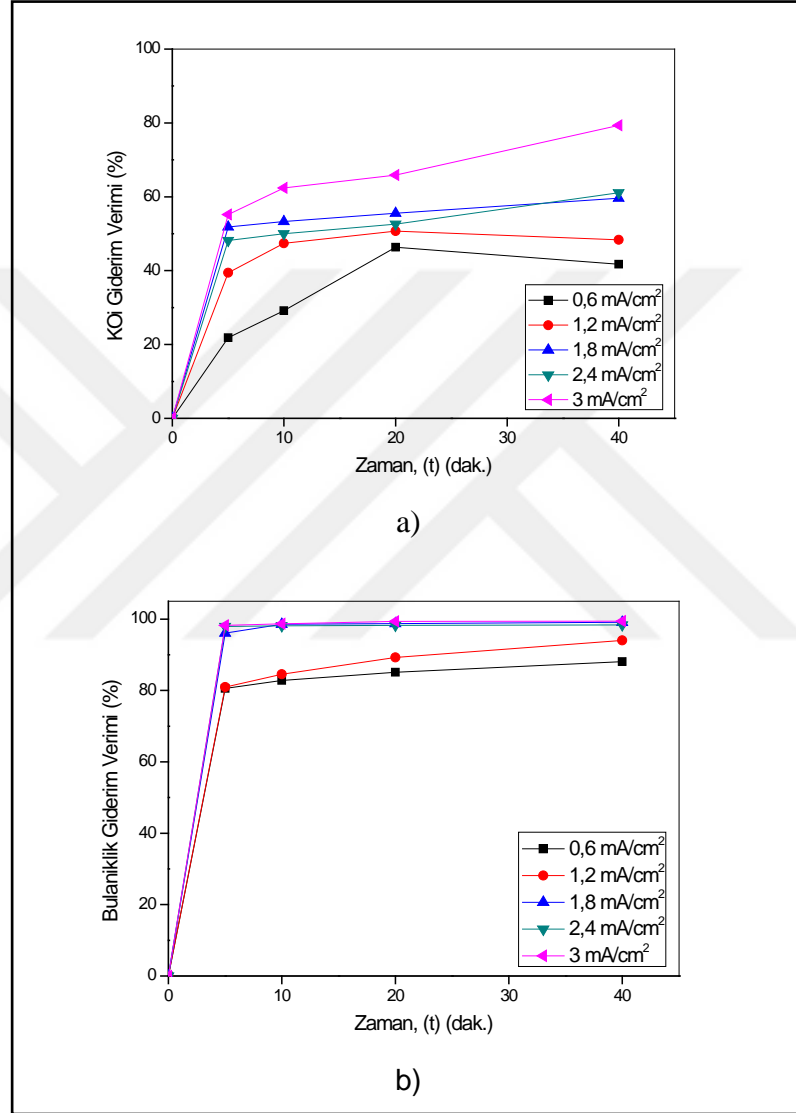
Atıksudaki toplam KOİ çözünür, kolloidal ve askıda halde bulunan türleri içermektedir. Gri sular mutfak, duş, yıkama atıksuları gibi farklı kaynakları içerdiklerinden mikroorganizma, yağ, organik asit, tuz, şeker, alkol, süt gibi çözünebilir, çözünemeyen ve emülsiyeye şeklinde kirleticileri bünyelerinde bulundurlar [Vakil et al., 2014]. Mikroorganizmaları da içinde bulunduran makromoleküller ve kolloidler destabilizasyona uğrayarak flotasyon veya sedimentasyon ile çözümlenmeden ayrılabilen floklar oluştururlar. 0.6 mA/cm², 1.2 mA/cm², 1.8 mA/cm², 2.4 mA/cm² ve 3 mA/cm² akım yoğunlukları uygulandığında 40 dakika sonunda gerçekleşen KOİ giderim verimleri sırasıyla %64.0, %70.8, %73.5, %79.2 ve %88.05’tir. 0.6 mA/cm² akım yoğunluğunda %64.0 giderim verimi ile 200 mg/L’den 72 mg/L’ye düşen KOİ değeri, 3 mA/cm² akım yoğunluğunda 234 mg/L’den 28 mg/L’ye düşerek %88 giderim verimi gerçekleşmiştir. Akım yoğunluğunun artırılması anottan daha fazla metal çözünmesine sebep olduğundan elektrokoagülasyon prosesinin artırım verimini direkt olarak etkilemektedir. Artan akım yoğunluğu ve zamanla ortamdaki hidroksiflokların miktarının artmasının yanında flokülasyonu gerçekleştiren kirleticilerin destabilizasyonu da daha etkin partikül boyutlarına gelerek artmaktadır. Böylelikle kirleticiler daha efektif bir şekilde giderilmiş olurlar [Vakil et al., 2014].



Şekil 6.4: Akım yoğunluğunun a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot, pH=giriş, Na₂SO₄= 1 g/L).

Elektrokoagülasyon prosesi partikül haldeki KOİ'yi kolayca giderebilirken, çözülmüş haldeki organik maddeyi az miktarda giderebilmektedir [Lin et al., 2005]. KOİ gideriminin bir kısmı bu çözülmüş organik maddelerin oluşan floklar üzerine adsorpsiyon veya absorpsiyon yolu ile tutunması ile gerçekleşmektedir. Bu durum KOİ grafiğinde açık bir şekilde görülen iki farklı eğimi açıklamaktadır [Rodrigo et al., 2010]. Giderilemeyen KOİ ise çözülmüş organiklerin floklara tutunamayan kısmı ile ortamdaki koagülantlar ile çözünür yapıda madde oluşumuna sebep olan reaksiyonlara giren diğer organiklerdir [Casillas et al., 2007].

Bulanıklık giderimi de KOİ giderimi ile benzerlik göstermektedir (Şekil 6.4b). Çalışmanın 5. dakikasında yüksek bulanıklık verimlerine ulaşılması oluşan flokların askıda katı madde giderimindeki etkisini göstermektedir. Bulanıklık giderimi arttırılan akım yoğunluğunun etkisi ile destabilizasyonu daha efektif gerçekleşen partiküllerin daha kolay çökmesine bağlı olarak artış göstermektedir.

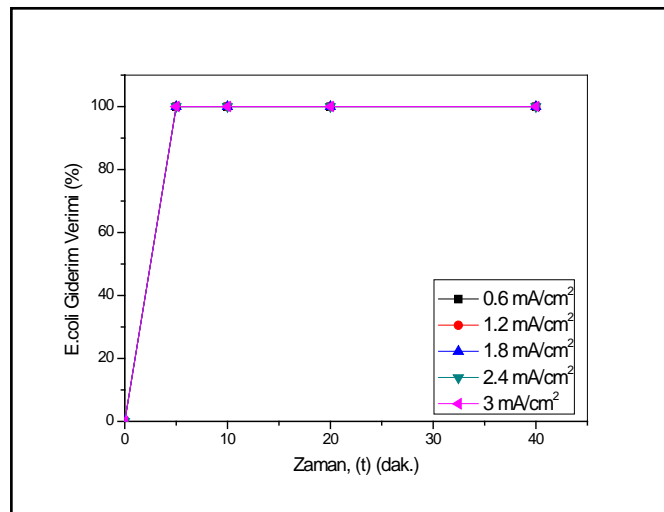


Şekil 6.5: Akım yoğunluğunun a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Fe elektrot, pH=giriş, Na₂SO₄= 1 g/L).

Şekil 6.5'te demir elektrot kullanımında 5 farklı akım yoğunluğunda zamana karşı değişen KOİ ve bulanıklık giderim verimleri verilmektedir. Şekil 6.5a'da görüldüğü gibi artan akım yoğunluğunun etkisi ile daha yüksek KOİ giderim verimleri elde edilmiş ve bu fark alüminyum elektrotta elde edilen sonuçlara göre

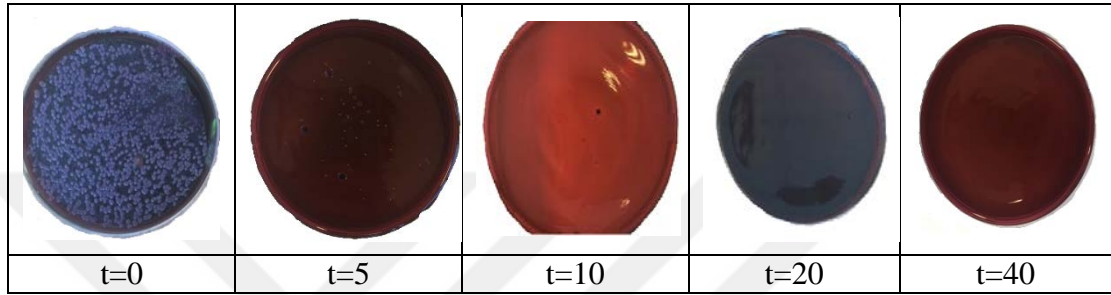
daha fazla gözlenmiştir. 0.6 mA/cm^2 , 1.2 mA/cm^2 , 1.8 mA/cm^2 , 2.4 mA/cm^2 ve 3 mA/cm^2 akım yoğunlukları uygulandığında 40 dakika sonunda gerçekleşen KOİ giderim verimleri sırasıyla % 41.7, %48.3, %59.6, %61.1 ve %79.3'tür. Alüminyum flokları 3 mA/cm^2 akım yoğunluğunda %88 giderim verimi ile KOİ'yi 234 mg/L 'den 28 mg/L 'ye kadar düşürürken, aynı akım yoğunluğunda demir flokları %79.31 verim ile 232 mg/L başlangıç KOİ'si olan gri suyun KOİ'sini 48 mg/L 'ye kadar düşürebilmiştir. Bunun sebebi, demir flokları ile oluşan koagülantların ortamda bulunan organik moleküllerle çözünür yapıda madde oluşturarak reaksiyona girmeleri koagülasyonun verimini düşürmekte ve Al elektrotlara göre daha az KOİ giderim verimi vermektedir [Casillas et al., 2007]. Bulanıklık giderim verimleri incelendiğinde (Şekil 6.5b) oluşan demir hidroksit floklarının daha etkin gelişerek atıksudan efektif bir şekilde ayrıldığı anlaşılmaktadır. Ayrıca bu sonuç demir elektrot kullanımında proses sonunda gözlemlenen pH değerinin alüminyum elektrot kullanımına göre daha yüksek olmasının da çözünür yapıda bulunan hidroksit iyonlarına bağlı olduğunu desteklemektedir. Bulanıklık gideriminin alüminyum elektrot kullanımına oranla daha başarılı olmasının sebebi, demir floklarının daha ağır ve kararlı yapıda olması ile çıkış suyundan daha başarılı bir şekilde ayrılabilmesi olarak açıklanabilir.

Gri sudan E.coli giderimi alüminyum elektrot denemelerinde 5 farklı akım yoğunluğunda zamana karşı incelenmiştir (Şekil 6.6). Grafikte görüldüğü gibi proses 5. dakikaya ulaşıldığı anda neredeyse tüm E.coli'yi gidermektedir.



Şekil 6.6: Akım yoğunluğunun E.coli giderimine etkisi (Al elektrot, pH=giriş, $\text{Na}_2\text{SO}_4= 1 \text{ g/L}$).

E.coli giderimi zamana karşı % giderim verimi olarak grafikte belirtilmiş olsa da atıksuların yeniden kullanımı için önemli olan atıksuyun E.coli'den tamamen arındırılmış olmasıdır. Bu sebeple 0.6 mA/cm² akım yoğunluğunda E.coli sayımı için zamana karşı ekimi yapılan besiyerlerinin fotoğrafları Şekil 6.7'ye eklenmiştir. Giriş E.coli sayısı 2500 adet/100mL olan atıksu örneğinin çıkış E.coli sayıları 5., 10., 20. ve 40. dakikalarda sırasıyla 0.3 adet/100 mL, 0.1 adet/100 mL, 0 adet/100 mL ve 0 adet/100 mL olduğu görülmektedir.



Şekil 6.7: E.coli ekimi yapılan besiyerleri (t=dak.).

Tüm akım yoğunluğu çalışmalarında E.coli ekimi yapılmış, sonuçların neredeyse hepsi benzerlik göstermiştir. 5. ve 10. dakikalarda 1 ya da 0 koloni gözlenen besiyerlerde 20. ve 40. dakikalarda koloni göstergesi ile karşılaşılmamıştır. Kolloidlerin ayrılması ile oluşan bulanıklık giderimi ile mikroorganizmaların giderimi arasında doğru orantı oluşmuştur, dolayısıyla mikroorganizmaların atıksudan floklar ile ayrılarak giderildiği düşünülmektedir. Fakat yapılan çalışmaların sonuçları dikkate alındığında, flok oluşumunun minimum olduğu en düşük akım yoğunluğunda dahi henüz proses süresinin yarısına ulaşıldığında atıksuyun tüm E.coli mikroorganizmasından arındırılmış duruma geldiği görülmektedir. Bu sonuç mikroorganizmaların sadece ayrılarak değil aynı zamanda elektrokoagülasyon sırasında gerçekleşen elektrolitik reaksiyonlar ile dezenfekte edildiğinin göstergesidir [Cotillas et al., 2014].

Alüminyum elektrotlarla varılan sonuçlar ışığında, demir elektrot denemelerinde E.coli takibi her akım yoğunluğunda zamana karşı incelenmemiş ve 0.6 mA/cm² akım yoğunluğunda ilk 5 dakikada %90'ın üzerinde giderim sağlanmış ve 20 dakika sonunda E.coli gideriminin %100'e ulaştığı tespit edilmiştir.

6.3.2. Çıkış Suyu Parametreleri

Arıtılan gri suların günlük kaba temizlik ihtiyaçlarında kullanılabilmesi için uluslararası yönetmeliklerce oluşturulmuş yeniden kullanım standartlarına uygun olup olmadığı belirli parametrelerle incelenmiştir. 5 farklı akım yoğunluğunda arıtımı incelenen gri suyun çıkış sularında izlenen diğer parametreler AKM, TN, TP ve BOİ₅'tir. 40 dakika sonunda elde edilen sonuçlar alüminyum ve demir elektrot çalışmaları için ayrı ayrı karşılaştırılmıştır. Bir seferde temin edilen atıksu, çalışılan akım yoğunluğu denemeleri için yeterli olduğundan, bu parametreler için giriş kalite parametrelerinin değerleri değişim göstermemiştir.

Alüminyum elektrot çalışmalarında farklı akım yoğunluklarında elde edilen çıkış sularının AKM, TN, TP ve BOİ değerleri Tablo 6.3'te verilmiştir.

Tablo 6.3: Alüminyum elektrot için farklı akım yoğunluklarının çıkış suyu kaliteleri.

	AKM (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	BOİ (mg/L)
Giriş	32.6	16.9	1.3	130
0.6 mA/cm ²	11	10.8	0.019	26
1.2 mA/cm ²	12.2	10.8	0.016	23
1.8 mA/cm ²	11	10.6	0.016	26
2.4 mA/cm ²	18.6	8.78	0.031	23
3 mA/cm ²	12.3	9.42	0.026	15

Alüminyum elektrot kullanıldığında, gri sudan AKM giderimi neredeyse tüm akım yoğunluklarında %62-66 arası giderim verimine ulaşmıştır. Literatür çalışmalarında bahsedilen standart ve belirlenen tablolara göre atıksuyun yeniden kullanılabilmesi için AKM'nin 20 mg/L'den küçük olması yeterli bir değerdir. Elektrokoagülasyon prosesinde oluşan hidroksifloklar askıda katı maddelerle flokülasyon oluşturur ve suyun arıtımını gerçekleştirirler [Casillas et al., 2007]. Toplam azot arıtımı incelendiğinde, bütün akım yoğunluklarında elde edilen verim yaklaşık %50 seviyesinde kalmaktadır. Ancak uygulanan tüm akım yoğunluklarında %95'in üzerinde toplam fosfor giderimi gerçekleşmiştir. Rodrigo ve arkadaşları 2010 yılını azotun yalnızca adsorpsiyon ya da absorpsiyon mekanizması ile çökelerek atıksudan ayrılan metal hidroksit floklarına tutunarak giderilebildiğini, fosforun ise bu mekanizma ile ayrılmasının haricinde oluşan metal ya da metal hidroksit iyonları

ile çökelebilen fosfor türevleri meydana getirerek de giderilebildiğini söylemişlerdir [Rodrigo et al., 2010]. Bu doğrultuda fosfor gideriminin elektrokoagülasyon yöntemi ile azota göre her zaman daha yüksek verimlerde gerçekleşmesi beklenen bir durumdur. Giriş fosfor değerinin 1.3 mg/L gibi düşük bir değer olması ise, neredeyse tüm fosforun giderilmesinde elbette göz ardı edilemez bir gerçektir. Çıkış suyundaki BOİ değerleri incelendiğinde ise 3 mA/cm² akım yoğunluğuna çıkıldığında giderim veriminin %80-82 aralığından %88'e çıktığı görülmektedir. Atıksuların yeniden kullanımı için önemli parametrelerden biri olan ve standartlara göre en yüksek 10 mg/L olması istenen BOİ, %88 giderim verimine ulaşsa da 15 mg/L'nin altına düşürülememiştir.

Tablo 6.4: Demir elektrot için farklı akım yoğunluklarının çıkış suyu kaliteleri.

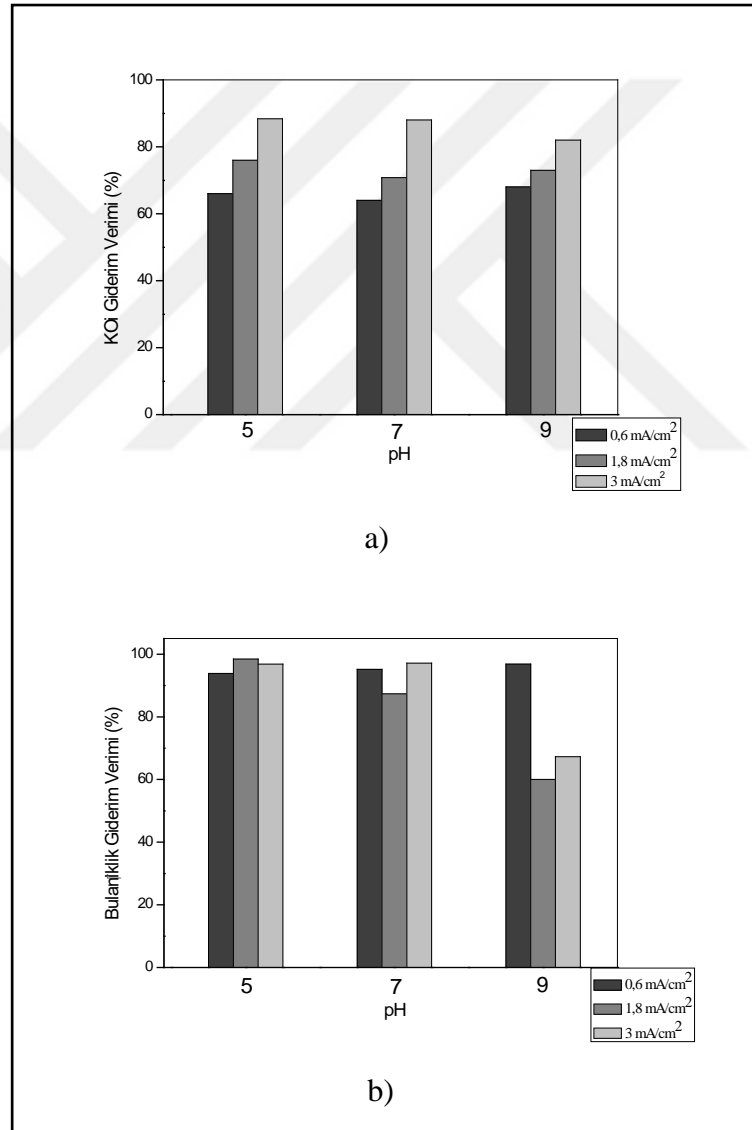
	AKM (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	BOİ (mg/L)
Giriş	51.5	11.7	1.056	130
0.6 mA/cm ²	10.75	10.4	0.017	32
1.2 mA/cm ²	12.5	10.45	0.013	80
1.8 mA/cm ²	3.75	10.5	0.017	58
2.4 mA/cm ²	9.5	10.9	0.02	60
3 mA/cm ²	10	10.7	0.017	28

Demir elektrot kullanıldığında da yine tüm akım yoğunluklarında yeterli AKM giderimi gerçekleşmektedir (Tablo 6.4). 1.8 mA/cm² akım yoğunluğunda çıkış AKM değeri %92 verim ile 51.5 mg/L'den 3.75 mg/L'ye düşmüştür. Bu sonuç en etkili süpürme mekanizmasının demir hidroksit flokları ile ve 1.8 mA/cm² akım yoğunluğunda gerçekleştiğini göstermektedir. Gri sudan azot giderimi incelendiğinde azotun demir hidroksit floklarına alüminyum floklarına tutunabildiği kadar tutunamadığı anlaşılmaktadır [Elazzouzi et al., 2017]. Toplam fosfor ise yine etkili bir şekilde yüksek verimlerle atıksudan giderilmiştir. Demir elektrotlarla gerçekleşen reaksiyonlar sonucunda atıksuda bulunan 130 mg/L BOİ'yi maksimum akım yoğunluğunda 28 mg/L'ye kadar düşürebilmiştir (Tablo 6.4). Gri suyun yeniden kullanılabilirliği için bu sonuç yeterli olmamaktadır.

6.4. pH'ın Etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde daha önce de belirtildiği gibi etkisi yüksek olan proses parametrelerinden biri de atıksuyun giriş pH değeridir. Bu sebeple giriş pH değeri değiştirilerek proses sonunda arıtılmış su incelenerek değerlendirilmeler yapılmıştır. Belirlenen 3 farklı akım yoğunluğunda giriş pH değerinin düşük ve yüksek olduğu durumlarda arıtım gerçekleştirilmiştir.

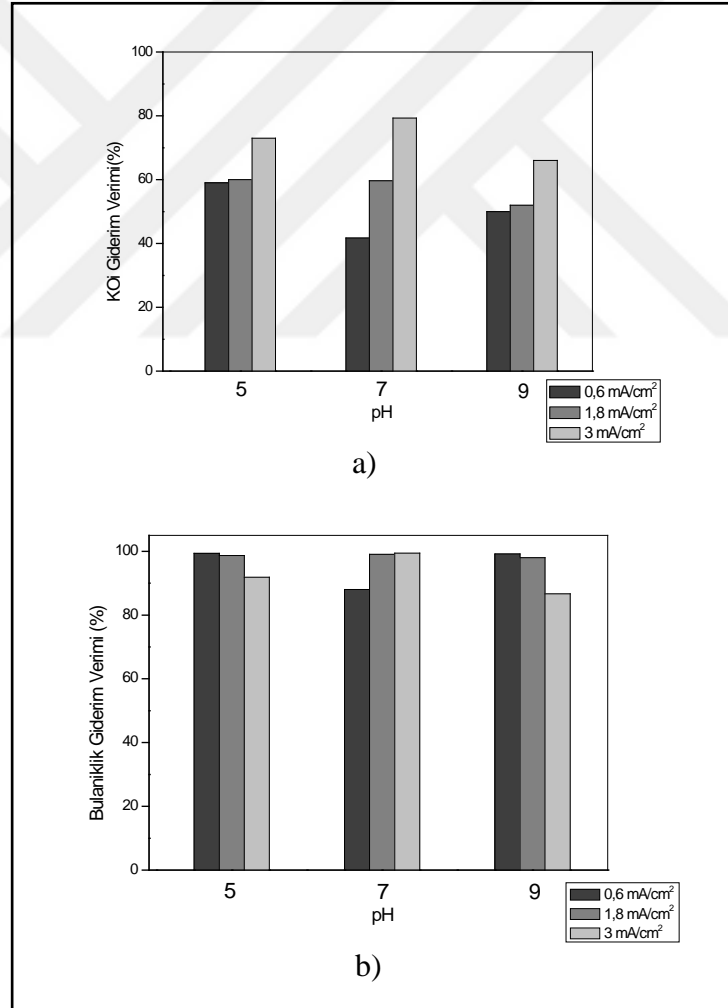
Alüminyum elektrot denemelerindeki giriş pH değerinin KOİ ve bulanıklık üzerindeki etkisi sırasıyla Şekil 6.8'de gösterilmektedir.



Şekil 6.8: Giriş pH değerinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot, Na₂SO₄= 1 g/L, t=40 dak.).

Şekil 6.8a'da görüldüğü gibi gri suyun alüminyum elektrot varlığında elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı pH 5 ve çözelti pH'sı olan 7'de giderim verimi olarak bir fark gözlenmemiştir. Ancak pH 9'da kısmen de olsa düşme gözlenmiştir. Bütün pH değerlerinde akım yoğunluğu arttırıldıkça verimin arttığı gözlenmiştir. Bulanıklık giderimi incelendiğinde ise (Şekil 6.8b) pH 5 ve pH 7 tüm akım yoğunluklarında benzeri verimler elde edilmiş ancak pH 9'da akım yoğunluğu arttıkça bulanıklık giderim veriminde ciddi düşüş gözlenmiştir. Buna sebep olarak pH değeri 9 iken oluşan alüminyum hidroksit floklarının akım yoğunluğu arttırıldığında verimli bir şekilde çökelemedikleri söylenebilir.

Alüminyum elektrot denemelerinde gerçekleştirilen pH çalışmaları aynı şartlarda demir elektrot kullanımı ile tekrarlanmıştır.



Şekil 6.9: Giriş pH değerinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Fe elektrot, Na₂SO₄= 1 g/L, t=40 dak.).

Şekil 6.9’da görüldüğü gibi gri suyun demir elektrot varlığında gerçekleştirilen çeşitli pH değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında elde edilen sonuçlara benzerlik göstermiştir. Ancak pH 5’te düşük akım yoğunluğunda daha iyi verim gözlenmiştir. Bulanıklık giderimi incelendiğinde ise (Şekil 6.9b) tüm şartlardaki çalışmalarda bulanıklık giderim veriminin %90’ın üzerinde olduğu görülmektedir. Bu durum oluşan demir hidroksit floklarının efektif bir şekilde arıtılmış atıksudan ayrılabilmesinin başka bir göstergesidir.

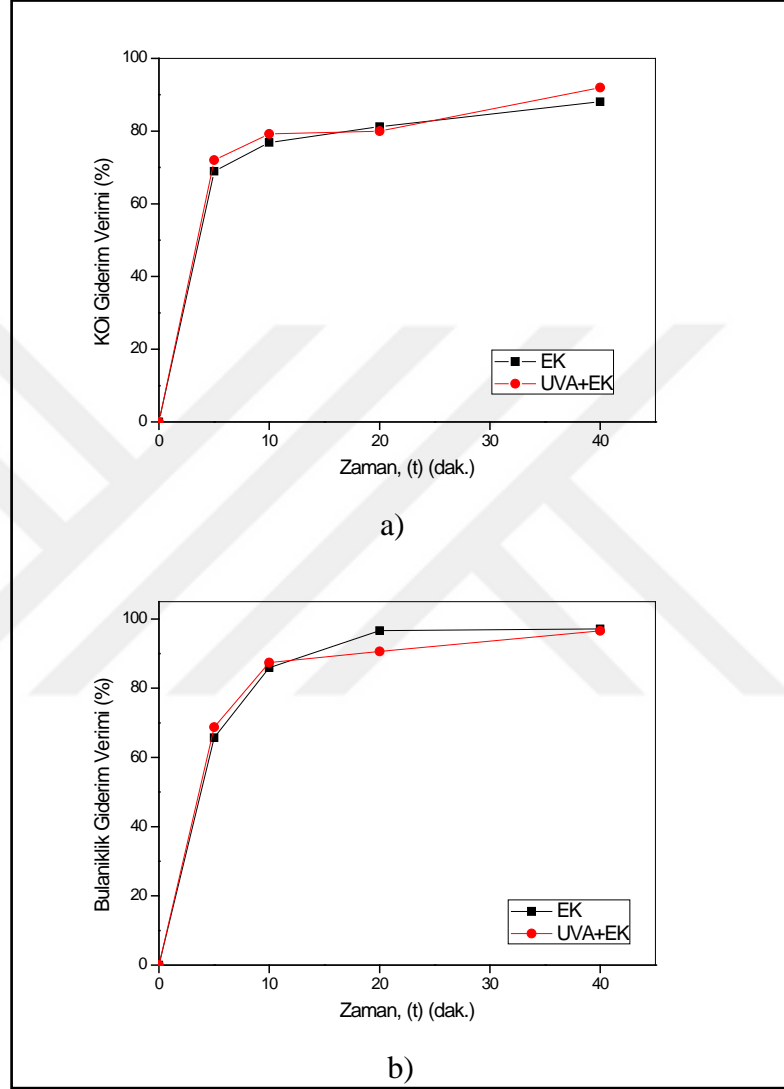
6.5. UV Destekli Elektrokoagülasyon

Bu çalışmada elektrokoagülasyon prosesinin alüminyum ve demir elektrotların kullanımı ile E.coli gideriminde oldukça etkili olduğu görülmüştür. Elde edilen sonuçlar literatür çalışmalarıyla da desteklenmiştir. [Gheraout et al., 2008], [Rodrigo et al., 2010], [Zaleschi et al., 2013], [Cotillas et al., 2014]. Ancak elektrokoagülasyon prosesinin dezenfeksiyon hızını iyileştirmek için fotoliz uygulanması ile desteklenmesi atık suların yeniden kullanımının sağlanması açısından önem taşımaktadır. Fotoliz prosesi ile atıksuya direkt uygulanan UV ışığı, organizmanın genetik materyali ile (DNA ve RNA) etkileşime girer. Hücre duvarından içeri sızan UV ışınması, hücrenin çoğalma özelliğine zarar verir [Locas et al., 2008], [Cotillas et al., 2014].

Gri suyun alüminyum ve demir elektrotlar ile gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesi ile elde edilen optimum şartlarda (3 mA/cm², gri suyun kendi pH değeri, 1 g/L Na₂SO₄, 40 dakika) UVA ışığının kullanımı ile foto-elektrokoagülasyon hibrit arıtımı gerçekleştirilmiştir.

6.5.1. KOİ ve Bulanıklık Giderimi

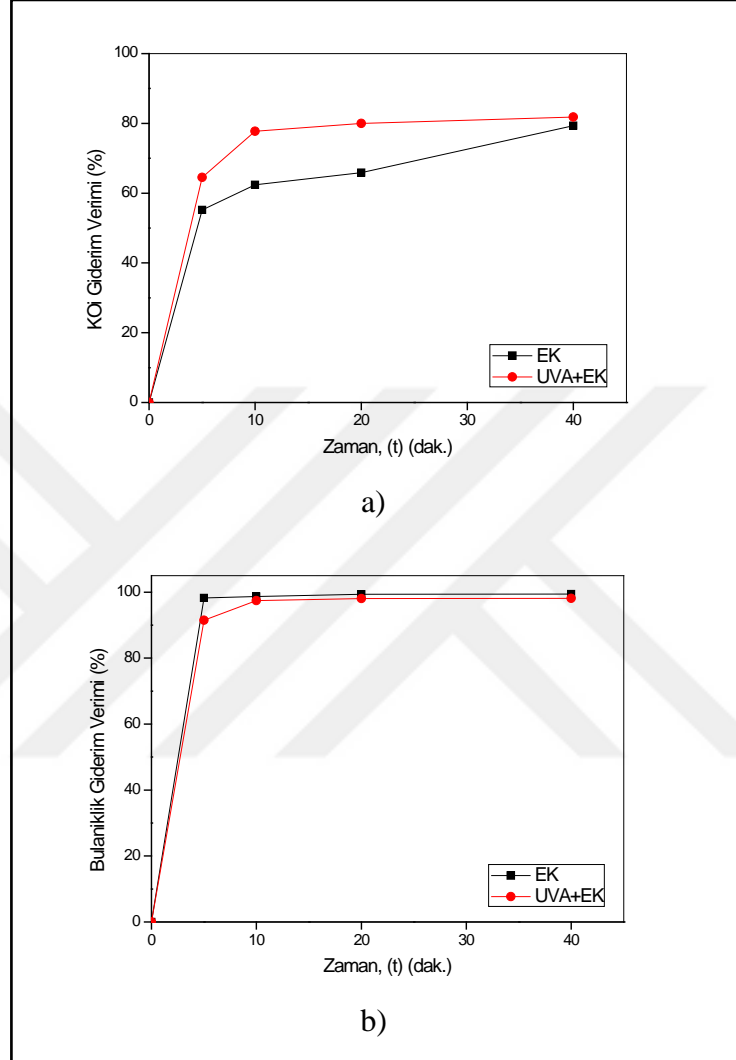
Şekil 6.10 alüminyum elektrotun UVA ile desteklenerek uygulandığında gerçekleşen KOİ ve bulanıklık giderimini göstermektedir.



Şekil 6.10: UVA+EK prosesinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Al elektrot, pH=giriş, Na₂SO₄= 1 g/L).

Zamana karşı KOİ ve bulanıklık giderim verimlerinde UVA' nın ciddi bir etkisi olmamaktadır. KOİ giderimi UVA'nın uygulanması ile %88'den %92'ye çıkarken, UVA'sız %96 olan bulanıklık giderimi yine aynı değerde kalmıştır. Elde edilen sonuçlar elektrokoagülasyon prosesinin yüksek KOİ ve bulanıklık giderim verimlerine ulaşabilmek için kendi başına yeterli olduğunu göstermektedir.

Gri suyun demir elektrot kullanıldığında belirlenen optimum şartlarda UVA ışığının ilavesi ile uygulanan hibrit arıtma sisteminde meydana gelen KOİ ve bulanıklık giderimi Şekil 6.11’de verilmiştir.



Şekil 6.11: UVA+EK prosesinin a) KOİ, b) bulanıklık giderimine etkisi (Fe elektrot, pH=giriş, Na₂SO₄= 1 g/L).

Şekil 6.11a’da verilen grafikten de anlaşılacağı gibi demir elektrot çalışmalarında UVA kullanımı ile beraber reaksiyonun başlangıç aşamalarında KOİ giderim verimi artmıştır. UVA destekli elektrokoagülasyon prosesinde demir elektrot bu noktada alüminyum elektrottan farklılık göstermiştir.

Her iki elektrot kullanımında görüldüğü üzere UVA varlığında bulanıklık giderimleri üzerinde bir etki görülmemektedir (Şekil 6.10b ve 6.11b).

6.5.2. Çıkış Suyu Parametreleri

Tablo 6.5’de alüminyum elektrot kullanımı ile belirlenen optimum proses parametrelerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesi sırasında UVA ışığının varlığında çıkış suyu kalitesindeki değişim gösterilmiştir.

Tablo 6.5: UVA+EK prosesinin çıkış suyu kalitesi (Al elektrot).

Parametre	EK		UVA+EK	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
AKM (mg/L)	32.6	12.3	51.5	17.4
TN (mg/L)	16.9	9.42	11.7	9.65
TP (mg/L)	1.3	0.026	1.056	0.029
BOİ (mg/L)	130	15	130	10
E.coli (adet/100 mL)	2500	0	2200	0

Tablo 6.5’ten de görüldüğü üzere incelenen parametreler üzerinde UVA ışığının olumlu etkisi görülmemektedir. Ancak çıkış suyu BOİ₅ değerinin yeniden kullanım standardı olan 10 mg/L’nin altına düşürülmesi sağlanmıştır. Sonuçlar UVA ışığının BOİ₅ verimi üzerindeki olumlu etkisini göstermektedir.

Tablo 6.6’da demir elektrot kullanımı ile belirlenen optimum proses parametrelerinde gerçekleştirilen elektrokoagülasyon prosesi sırasında UVA ışığının etkisi ile çıkış suyu kalitesindeki değişim gösterilmiştir.

Tablo 6.6: UVA+EK prosesinin çıkış suyu kalitesi (Fe elektrot).

Parametre	EK		UVA+EK	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
AKM (mg/L)	51.5	10	18	11.25
TN (mg/L)	11.7	10.7	6.3	4.83
TP (mg/L)	1.056	0.017	1.13	0.004
BOİ (mg/L)	130	28	110	10
E.coli (adet/100 mL)	2200	0	240	0

Alüminyum elektrotlar kullanımında olduğu gibi demir elektrotlar kullanımında da Tablo 6.6’da görüldüğü gibi UVA ışığının olumlu bir etkisi

görülmemektedir. Ancak aynı şekilde BOİ₅ gideriminde daha iyi verim elde edilmiştir.

UVA ışınlarının kolay parçalanabilen organik moleküllerin gideriminde etkisi olduğu bilinmektedir. Burada da bu sonuç BOİ₅ gideriminin artışı ile desteklenmektedir.

6.6. Arıtılan Atıksuyun Yeniden Kullanılabilirliği

Suların yeniden kullanımına ilişkin ana prensip kullanıcıyı patojenik mikroorganizmalardan korumak olsa da geri kazanılan atıksuyun estetik açıdan da herhangi bir şikâyete neden olmaması beklenmektedir [Lin et al., 2005].

Alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak yapılan elektrokoagülasyon prosesinin UVA destekli arıtım sonuçları daha iyi BOİ₅ veriminden dolayı arıtılan gri suyun yeniden kullanılabilirliğini desteklemektedir.

Gri suların arıtıldıktan sonra kullanıldığı amaçlara göre uluslararası standartların belirlediği kriterler de değişiklik göstermektedir. Bu çalışmadaki amaç doğrultusunda geri kazanılan atıksuyun, tuvalet rezervuarları, bahçe sulama, araba yıkama, yangın söndürme, endüstriyel proseslerde soğutma suyu, cadde ve sokak temizliği, havalandırma gibi uygulamalarda kullanılmasında bir sakınca görülmemektedir. Li ve arkadaşlarının 2009 yılında çeşitli ülkeler tarafından yayınlanan tüm standartlardan, kullanım alanlarına göre oluşturdukları yeniden kullanım kılavuzundaki uygun bölüme göre elde ettiğimiz çıkış suyu aşağıdaki tabloda karşılaştırılmıştır [Li et al., 2009].

Tablo 6.7: Yeniden kullanılabilirliği öngörülen arıtılmış gri suyun standartlarla karşılaştırılması.

Kategori	Uygulama alanları	Hedeflenen arıtım değerleri	Bu çalışma
Kentsel ve zirai kullanım (Kısıtlı olmayan alanlar)	Tuvalet rezervuarı, çamaşır yıkama, endüstriyel proses suları, yeşil alan sulaması, yangın söndürme, cadde temizliği.	BOİ ₅ ≤ 10 mg/L Bulanıklık ≤ 2 NTU pH = 6-9 Fekal koliform ≤ 10/mL	BOİ ₅ = 10 mg/L Bulanıklık = 1.8 NTU pH = 10 Fekal koliform = 0/mL

BOI₅ ve bulanıklık parametrelerinin istenen referans değerlerin altına düşmesi foto-elektrokoagülasyon prosesinin umut vaat edici bir proses olduğunun önemli bir göstergesidir. Aynı işletme şartlarında elektrokoagülasyon prosesi tek başına uygulandığında standartların üzerinde kalmıştır.

6.7. Foto-Elektrokoagülasyon Prosesinde Tüketilen Elektrot ve Enerji

Akım yoğunluğu elektrokoagülasyon prosesinde sisteme uygulanan akım ve aktif elektrot yüzey alanı arasındaki ilişkidir. Birim aktif elektrot yüzey alanına uygulanan akım miktarı arttıkça çözünen anot miktarının da artması beklenir. Teorikte gerçekleşen reaksiyonlar ve Faraday Kanunu'nun akım yoğunluğu ile ilişkisine göre proste sadece anot çözünecektir. Fakat hesaplanan verimin %100'ün üzerinde çıkması uygulanan proste bir miktar katotun da çözüldüğünü göstermektedir.

Elektrokoagülasyon prosesinde en önemli işletme maliyeti elektrot ve enerji tüketiminden kaynaklanmaktadır. Belirlenen optimum şartlarda (3 mA/cm², 1 g /L Na₂SO₄, giriş pH değeri, 40 dak.) gerçekleştirilen alüminyum ve demir elektrotlar ile yapılan çalışmalarda gerçekleşen elektrot ve enerji tüketimleri Tablo 6.5'te verilmiştir.

Tablo 6.8'den de görüleceği gibi pratikte gerçekleşen elektrot tüketimi teorikte hesaplanandan yüksek çıkmıştır. İki farklı materyal kıyaslandığında ise demir elektrotun alüminyum elektrota oranla 3.19 kat daha fazla tükendiği görülmektedir. Enerji tüketimi incelendiğinde ise alüminyum elektrotun demir elektrota göre daha yüksek volt değerinde güç ile çalıştığını görmekteyiz. Elektrot tüketimi açısından demir elektrota göre daha ekonomik olan alüminyum elektrotun enerji tüketimi açısından demir elektrotun işletilmesine göre daha maliyetli olduğu anlaşılmaktadır. UVA prosesinde ise kullanılan 6 adet 8 Watt'lık lamba setinin enerji tüketimi 21.12 kW.h/m³ olarak hesaplanmıştır.

Tablo 6.8. Elektrot ve enerji tüketimi.

Proses		Enerji Tüketimi (kW.h/m ³)	
Elektrokogülasyon	Elektrot Tüketimi (kg/m ³)		
	Teorik	Pratik	
Alüminyum	0.268	0.26	17.42
Demir	0.557	0.83	4.98
UVA			21.12



7. SONUÇ ve ÖNERİLER

Bu çalışmanın sonuçları foto-elektrokoagülasyon prosesinin, UVA ışınlarının elektrokoagülasyon prosesine desteği ile gri suların geri kazanımında uygulanabilir bir metot olduğunu göstermektedir. UVA ışınları ile hibrit olarak çalıştırılacak olan optimum elektrokoagülasyon işletim şartları ham gri suyun pH değerinde, 1 g Na₂SO₄ /L elektrolit ilavesiyle, 3 mA/cm² akım yoğunluğunda, 40 dakika proses süresi olarak belirlenmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçları özetleyecek olursak;

Elektrokoagülasyon prosesi tek başına uygulandığında yüksek KOİ, bulanıklık ve koliform bakteri gideriminin sağlanabildiği görülmektedir. Bu prosesin patojenleri sadece ayırma mekanizması ile değil aynı zamanda elektrokimyasal reaksiyonlar sonucu dezenfeksiyon etkisi ile de giderdiği açıktır.

KOİ, bulanıklık ve fekal koliform dışındaki diğer parametrelerde de kaydadeğer giderim verimleri elde edilmiştir. Ancak gri suyun rekreasyon alanlarındaki kullanımında istenilen TN değerine ulaşamamıştır.

UVA destekli elektrokoagülasyon hibrit prosesi uygulandığında kısıtlı olmayan kullanım alanlarında (tuvalet rezervuarları, endüstriyel prosesler soğutma suyu, araba yıkama, yangın söndürme, yeşil alan sulamaları, caddelerin yıkanması vb.) yeniden kullanılabilirliği için BOİ₅ parametresinin standartlarda verilen gerekli değer altına UVA ışınlarının etkisi ile düşürülebildiği gözlenmiştir. UVA ışığının hibrit etkisi BOİ₅ verimi dışında önemli görülmemiştir.

Alüminyum elektrotlar ile yeniden kullanımı önerilen gri suda proses sonundaki alüminyum iyonu içeriği kontrol edilmiş, 1.4 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu sonuç elektrokoagülasyon prosesi için uygulanması önerilen 3 mA/cm² akım yoğunluğunda etkili bir şekilde alüminyum hidroksit floklarının çözünmeden flokülasyonu gerçekleştirdiğini göstermesinin yanında, gri suyun kısıtlı olmayan alanlardaki kaba temizlik işlerinde yeniden kullanımında alüminyumun riskli bir durum oluşturmadığının da göstergesidir.

Foto-elektrokoagülasyon prosesinin tüketeceği toplam enerji alüminyum elektrotlar kullanıldığında 35.54 kW.h/m³ ve demir elektrotlar kullanıldığında 26.1 kW.h/m³ olarak hesaplanmıştır.

Gri su ayrı toplama sistemlerinin toplu sosyal ya da yaşam alanlarında oluşturulması ile gri suyun siyah sudan etkili bir şekilde ayrı toplandığı bir havuzda

foto-elektrokoagülasyon prosesi uygulanabilir kolay işletilebilir bir yöntemdir. Bu uygulama ile günlük kaba ihtiyaçlarda yeniden kullanılabilir duruma gelen gri su ile öncelikle temiz su kaynakları korunmuş olacaktır. Bunun yanında arıtma tesisine giden atıksu hacminin azaltılması, evsel arıtma çamuru probleminin çözümüne önemli oranda katkıda bulunacaktır. Tüm bu sonuçlar değerlendirildiğinde, gri suların yeniden kullanılabilir duruma getirilmesi ile birlikte ekonominin de korunmuş olacağı anlaşılmaktadır.



KAYNAKLAR

Al-Jayyousi O. R., (2003), "Grey water reuse: Towards Sustainable Water Management", *Desalination*, 156, 181-192.

Albalawneh A., Chang T., (2015), "Review Of The Greywater And Proposed Greywater Recycling Scheme For Agricultural Irrigation Reuses", *International Journal of Research*, 3(12), 16-35.

Asano T., (2007), "Milestones in the Reuse of Municipal Wastewater", *Proceedings of Water Supply and Sanitation*, 1, 295-306.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, (1998), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition, APHA, AWWA, WEF.

Aydın K., (2009), "Ultraviyole Işınları İle Suların Dezenfeksiyonu", IX. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, 7, İzmir, Türkiye, 6-9 Mayıs.

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*, 198-199, 201-210.

Birben N.C., (2012), "Application of Photocatalysis For The Treatment of Grey Water", Master Thesis, Bogazici University.

Casillas H.A.M., Cocke D.L., Gomes J.A.G., (2007), "Electrocoagulation mechanism for COD removal", *Separation and Purification Technology*, 56, 204-211.

Chen G., (2004), "Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment", *Separation and Purification Technology*, 38, 11-41.

Chong M., Jin B., Chow C.W.K., Saint C., (2010), "Recent developments in photocatalytic water treatment technology", *Water Research*, 44, 2997-3027.

Cotillas S., Llanos J., Miranda O.G., Díaz-Trujillo G.C., Canizares P., Rodrigo M.A., (2014), "Coupling UV irradiation and electrocoagulation for reclamation of urban wastewater", *Electrochimica Acta*, 140, 396-403.

Couto E.A., Calijuri M.L., Assemany P.P., Santiago A.F., Lopes L.S., (2014), "Greywater treatment in airports using anaerobic filter followed by UV disinfection: an efficient and low cost alternative", *Journal of Cleaner Production*, 9, 1-8.

Elazzouzi M, Haboubi K., Elyoubi M.S., (2017) "Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater", *Chemical Engineering Research And Design* 117, 614-626.

Ernst M., Sperlich A., Zheng X., Gan Y., Hu J., Zhao X., Wang J., Jekel M., (2007), "An Integrated Wastewater Treatment and Reuse Concept for the Olympic Park 2008, Beijing", *Desalination*, 202, 293-301.

Ferroa G., Fiorentinoa A., Alferez M.C., Polo-Lopez M.I., Rizzoa L., Fernández-Ibáñez P., (2015), "Urban wastewater disinfection for agricultural reuse: Effect of solar driven AOPs in the inactivation of a multidrug resistant E. coli strain", *Applied Catalysis B: Environmental*, 178, 65-73.

Friedler E., Kovalio R., Galil N I., (2005), "On-site grey water treatment and reuse in multistorey buildings", *Water Science and Technology*, 51, 187-194.

Friedler E., Catz I., Dosortez C. G., (2008), "Chlorination and coagulation as pre-treatments for grey water desalination", *Desalination*, 222, 38-49.

Ghernaout D., Badis A., Kellil A., Ghernaout B., (2008), "Application of electrocoagulation in Escherichia coli culture and two surface waters", *Desalination*, 219, 118-125.

Ghunmi L.a., Zeeman G., Fayyad M., Lier J.B., (2011), "Grey Water Treatment Systems", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(7), 657-698.

Giannakis S., Inmaculada Polo López M., Spuhler D., Sánchez Pérez J.A., Pilar Ibáñez P.F., Pulgarin C., (2016), "Solar disinfection is an augmentable, in situ-generated photo-fenton reaction", *Applied Catalysis B: Environmental*, 198, 431-446

Haaken D., Dittmar T., Schmalz V., Worch E., (2014), "Disinfection of biologically treated wastewater and prevention of biofouling by UV/electrolysis hybrid technology: Influence factors and limits for domestic wastewater reuse", *Water Research*, 52, 20-8.

Hourlier F., Masse A., Jaouen P., Lakel A., Gerente C., Faur C., Le Cloirec P., (2010), "Formulation of synthetic grey water as an evaluation tool for wastewater recycling technologies", *Environmental Technology*, 31, 215-223.

İlhan F., Kurt U., Apaydın Ö., Arslankaya E., Gönüllü M.T., (2007), "Elektrokimyasal Arıtım Ve Uygulamaları: Katı Atık Sızıntı Suyu Çalışması", AB sürecinde Türkiye'de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye, 31 Mayıs.

Karichappan T., Venkatachalam S., Jeganathan P., (2014), "Optimization of electrocoagulation process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology", *Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*, 336, 12-29.

Kim R. H., Lee S., Jeong J., Lee J. H., Kim Y. K., (2007), "Reuse of grey water and rainwater using fiber filter media and metal membrane", *Desalination*, 202, 326-332.

Larsen T.A., Udert K.M., Lienert J., (2013), "Source Separation and Decentralization for Wastewater Management", 1st Edition, IWA Publishing.

Lazarova V., Savoye P., Janex M.L., Blatchley III E.R., Pommepuy M., (1999), "Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives." *Water Science Technology*, 40, 203-213.

Lesjean B., Gnirss R., (2006), "Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and low HRT", *Desalination*, 199, 432-434.

Li F., Witchmann K., Otterpohl R., (2009), "Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses", *Science of the Total Environment*, 407, 3439–3449.

Li Z., Boyle F., Reynolds A., (2010), "Rainwater harvesting and grey water treatment systems for domestic application in Ireland", *Desalination*, 260, 1-8.

Lin C.J., Lo S.L., Kuo C.Y., Wu C.H., (2005), "Pilot-Scale Electrocoagulation with Bipolar Aluminum Electrodes for On-Site Domestic Greywater Reuse", *Journal of Environmental Engineering*, 131(3), 491–495.

Llanos J., Cotillas S., Canizares P., Rodrigo M., (2014), "Effect of bipolar electrode material on the reclamation of urban wastewater by an integrated electrodisinfection/electrocoagulation process", *Water Research*, 53, 229-338

Locas A., Demers J., Payment P., (2008), "Evaluation of photoreactivation of *Escherichia coli* and enterococci after UV disinfection of municipal wastewater", *Canadian Journal of Microbiology*, 54, 971-975.

Maeda M., Nakada K., Kawamoto K., Ikeda M., (1996), "Area Wide Use of Reclaimed Water in Tokyo", *Water Science and Technology*, 33, 51-58.

March J. G., Gual M., Orozco F., (2004), "Experiences on grey water reuse for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain)", *Desalination*, 164, 241-247.

Marco A., Esplugas S., Saum G., (1997), "How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment", *Water Science and Technology*, 35, 321–327.

Mollah M.Y., Morkovsky P., Gomes J.A.G., Kesmez M., Parga J., Cocke D.L., (2004), *Fundamentals Present and Future Perspectives of Electrocoagulation*, *Journal of Hazardous Materials*, 114, 199-210.

Mollah M.Y.A., Pathak S.R., Patil P.K., Vayuvegula M., Agrawal T.S., Gomes J.A.G., Kesmez M., Cocke D.L., (2004), "Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes", *Journal of Hazardous Materials*, 109(1-3), 165-171.

Mollah M.Y.A., Schennach R., Parga J.R., (2001), "Electrocoagulation (EC) science and application", *Journal of Hazardous Materials*, 84, 29-41.

- Moreira F.C., Boaventura R.A.R., Brillas E., Vilar V.J.P., (2017), “Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters”, *Applied Catalysis B: Environmental*, 202, 217-261.
- Nghiem L. D., Oschmann N., Schäfer A. I., (2006), “Fouling in grey water recycling by direct ultrafiltration”, *Desalination*, 187, 283-290.
- Nolde E., (1999), “Greywater Reuse Systems for Toilet Flushing in Multi-Storey Buildings- Over Ten Years Experience in Berlin”, *Urban Water*, 1, 275-284.
- Opher T., Friedler E., (2016), “Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse”, *Journal of Environmental Management*, 182, 464-476.
- Ortega-Gómez E., Esteban García B., Ballesteros Martín M.M., Fernández Ibáñez P., Sánchez Pérez J.A., (2014), “Inactivation of natural enteric bacteria in real municipal wastewater by solar photo-Fenton at neutral pH”, *Water Research*, 63, 316-324.
- Ozyonar F., Karagozoglu B., (2011), “Operating Cost Analysis and Treatment of Domestic Wastewater by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes”, *Polish J. of Environ. Stud.* 20(1), 173-179.
- Paleologou A., Marakas H., Xekoukoulotakis N., Moya A., Vergara Y., Kalogerakis N., Gikas P, Mantzavinos D., (2007), “Disinfection of water and wastewater by TiO₂ photocatalysis, sonolysis and UV-C irradiation”, *Catalysis Today*, 129, 136-142.
- Pidou M., Memon F., Stephenson T., Jefferson B., and Jeffrey P., (2007), “Grey water recycling: treatment options and applications”, *Proceedings of the Institution of Civil Engineers Engineering Sustainability*, 160, 119–131.
- Pidou M., Avery L., Stephenson T., Jeffrey P., Parsons S. A., Liu S., Memon F. A., Jefferson B., (2008), Chemical solutions for grey water recycling. *Chemosphere*, 71, 147-155.
- Pletcher D., Walsh F.C., (1990), *Industrial Electrochemistry*, 2nd Edition, The University Press.
- Rajeshwar K., Ibanez, J.G., (1997), *Environmental Electrochemistry: Fundamentals And Applications In Pollution Abatement*, 1st Edition, Academic Press.
- Revitt D.M., Eriksson E., Donner E., (2011), The implications of household grey water treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads. *Water Research*, 45, 1594-1560.
- Rodrigo M.A., Cañizares P., Buitrón C., Sáez C., (2010), “Electrochemical technologies for the regeneration of urban wastewaters”, *Electrochimica Acta*, 55, 7797-8364.

Santasmaasa C., Rovira M., Clarens F., Valderrama C., (2013), “Grey water reclamation by decentralized MBR prototype”, *Resources, Conservation and Recycling*, 72, 102-107.

Scott K., (1995), *Electrochemical Processes of Clean Technology*, 1st Edition, The Royal Society of Chemistry.

Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H. D., (1991), *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Edition, Mc Graw Hill.

Üstün G.E., and Tırpancı A., (2009), “Greywater treatment and reuse”, *Journal of Uludağ University Department of Engineering*, 7, 119-139.

Vakil K.A., Sharma M.K., Bhatia A., Kazmi A.A., Sarkar S., (2014), “Characterization of greywater in an Indian middle-class household and investigation of physicochemical treatment using electrocoagulation”, *Separation and Purification Technology*, 130, 160–166.

Vanloon G.W., Duffy S.L., (2000), *Environmental Chemistry, A Global Perspective*, 3rd Edition, Oxford University Press.

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

Zuma B. M., Tandlich R., Whittington-Jones K. J., Burgess J. E., (2009), “Mulch tower treatment system Part 1: Overall performance in grey water treatment”, *Desalination*, 242(1-3), 38-56.

WHO-World Health Organization, (2006), *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, 1st Edition, WHO Press.

ÖZGEÇMİŞ

1987 yılında Ardahan’da doğan Hülya ÖZTÜRK ilk, orta ve lise öğrenimini Gebze’de tamamladı. 2008 yılında Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde lisans öğrenimine başladı ve 2012 yılında mezun oldu. 2013 yılında Gebze Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans eğitimine başladı. Halen aynı bölümde öğrenimine devam etmektedir.

