T.C
HARRAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

GRİ SULARIN İLERİ OKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ARITILMASI

Ezgi Sühel AKTAŞ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ŞANLIURFA
2020

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖZET……i
ABSTRACT……ii
TEŞEKKÜR……iii
ŞEKİLLER DİZİNİ……..……...iv
ÇİZELGELER DİZİNİ……..……..……..……v
1. GİRİŞ……..6
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR……..10
2.1. Literatür Özeti 10
2.2. Gri Su 21
2.3. Gri Su Kaynakları ve Karakterizasyonu 24
2.4. Gri Su Arıtma Teknolojisi 27
2.4.1. Fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri 27
2.4.2. Biyolojik arıtma yöntemleri 30
2.4.3. İleri arıtma yöntemleri 31
2.5. Gri Suların Yeniden Kullanımı 33
2.6. Gri Su İle İlgili Türkiye ve Dünya'daki Mevcut Durum 36
2.7. Fenton Prosesi 39
2.7.1. Fenton prosesinde oluşan kimyasal reaksiyonlar 42
2.7.1.1. Redoks reaksiyonları 42
2.7.1.2. Koagülasyon Reaksiyonları 43
2.7.2. Fenton prosesini etkileyen faktörler 44
2.7.2.1. pH Etkisi 44
2.7.2.2. Sıcaklık 46
2.7.2.3. Katalist Demir (Fe^{+2}) Miktarı 46
2.7.2.4. Hidrojen Peroksit Miktarının Etkisi 46
2.7.2.5. Reaksiyon Süresi 47
2.8. Fenton Prosesiyle Gri Su Arıtım Çalışmaları 47
2.9. Fe_3O_4 Manyetik Nanopartikülü ve Atıksu Arıtımında Kullanım Alanları 49
2.9.1. Fe_3O_4 manyetik nanopartikülü sentez yöntemleri 51
2.9.1.1. Birlikte çöktürme yöntemi 51
2.9.1.2. Mikroemülsiyon 52
2.9.1.3. Hidrotermal sentez 53
2.9.1.4. Termal parçalanma 53
2.10. Potasyum Permanganatın Atıksu Arıtımındaki Yeri 53
3. MATERYAL ve YÖNTEM……..55
3.1. Materyal 55
3.1.1. Gri suyun karakterizasyonu 55
3.1.2. Kullanılan kimyasal maddeler 56
3.1.3. Kullanılan cihazlar 56
3.1.4. Fenton prosesi ile box-behnken istatistiksel tasarım çalışmaları 57
3.2. Yöntem 58
3.2.1. Fenton prosesi deneysel aşaması 58
3.2.2. Fe_3O_4 sentezi kullanarak gri suyun arıtım performansının araştırılması 60
3.2.2.1. Fe_3O_4 sentezi 60
3.2.3. Fe_3O_4 ile gri su arıtım laboratuvar çalışmaları 61
3.2.4. $KMnO_4$ ile gri suyun arıtılması 63
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA……..……..……..65
4.1. Sentetik Gri Su Numunesinin Karakterizasyonu 65
4.2. Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Sonuçları 65
4.3. Gerçek Faktörler Açısından Nihai Denklem 67
4.4. Fe_3O_4 ile Yapılan Deneysel Çalışma Sonuçları 73

4.4.1. Fe_3O_4 konsantrasyonunun etkisi 73
4.5. $KMnO_4$ (Potasyum Permanganat) Konsantrasyonunun Etkisi 75
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER……..……..…….79
KAYNAKLAR……...81
ÖZGEÇMİŞ……...…88

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

GRİ SULARIN İLERİ OKSİDASYON YÖNTEMİ İLE ARITILMASI

Ezgi Sühel AKTAŞ

Harran Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Özlem DEMİR
Yıl: 2020, Sayfa: 88

Su kaynaklarının azalmasına rağmen hızla artan su gereksinimlerini karşılamak için; gri suların arıtılması ve yeniden kullanılması amaçlanmaktadır. Duş ve lavabodan gelen ve gri su adı verilen fosseptik atığı olmayan evsel atık su, sarı su ve kahverengi su adı verilen kanalizasyon sularından ayrılıp arıtılmalı ve tekrar kullanılmalıdır. Tuvalet harici atıksuları içeren gri sular toplam evsel su kullanımının en büyük kısmını oluşturmaktadır. Gri sular nütrientler, inorganikler ve tehlikeli organik içerikler bakımından daha az kontamine olduklarından, su kaynaklarının korunması adına önemli bir potansiyel oluşturmaktadır. Daha sonra manyetik bir nanopartikül olarak bilinen Fe_3O_4 sentezlenerek gri suyun arıtılılabilirliği üzerine etkileri araştırılmıştır. Deneysel çalışma sonuçlarına göre, sentetik gri suyun Fe_3O_4 ile 30 dakikalık reaksiyonu sonunda en yüksek KOİ giderim verimi, 2.5 g/L Fe_3O_4 konsantrasyonunda %84 olarak elde edilmiştir. Çalışmanın sonraki aşamasında güçlü bir oksidant olan Potasyum Permanganat'ın ($KMnO_4$) gri suyun arıtılabilirliğine etkileri araştırılmıştır. Deneysel çalışma sonuçlarına göre, sentetik gri suyun 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda en yüksek KOİ giderim verimi %84 ile 0.1 g/L $KMnO_4$ konsantrasyonunda elde edilmiştir. Fenton Prosesi ile yapılan çalışma sonucunda diğer yöntemlere göre daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Fe_3O_4 ile $KMnO_4$ karşılaştırıldığı zaman ise, daha uzun sürede fakat çok daha düşük konsantrasyonda $KMnO_4$ kullanılarak gri sudan hemen hemen aynı verimde KOİ giderilebileceği görülmüştür.

ANAHTAR KELİMELER: Gri su, ileri oksidasyon yöntemleri, Fenton Prosesi, Fe_3O_4 manyetik nanopartikül, $KMnO_4$

ABSTRACT

MSc Thesis

INVESTIGATION OF TREATABILITY OF GRAY WATER BY ADVANCED OXIDATION METHODS

Ezgi Sühel AKTAŞ

Harran University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Özlem DEMİR
Year: 2020, Page: 88

Despite the decrease in water resources, to meet the rapidly increasing water requirements; it is aimed to purify and reuse gray waters. Domestic waste water coming from the shower and basin without a septic tank waste called gray water should be separated from the sewage waters called yellow water and brown water and purified and reused. Gray waters containing non-toilet waste water constitute the largest part of total domestic water use. Gray waters are an important potential for conservation of water resources, as they are less contaminated in terms of nutrients, inorganics and dangerous organic ingredients. In this thesis, in the first stage, the treatment performance of Fenton Process was investigated in the treatment of gray water. During this application, pH, Fe^{+2} concentration, hydrogen peroxide (H_2O_2) concentration and duration, which are the parameters affecting the process, were optimized by Box-Behnken Statistical Analysis Method. As a result of the study, at pH=3, Fe^{+2}=3 mM and H_2O_2=2 Mm and maximum chemical oxygen demand (COD) removal efficiency was found as 97.88% for 37 minutes and these values were determined as optimum values. Then, Fe_3O_4, known as a magnetic nanoparticle, was synthesized and its effects on the treatability of gray water were investigated. According to the results of the experimental study, the highest COD removal efficiency was obtained as 84% at 2.5 g/L Fe_3O_4 concentration after 30 minutes of reaction of synthetic gray water with Fe_3O_4. In the next stage of the study, the effects of Potassium Permanganate (KMnO4), which is a powerful oxidant, on the treatability of gray water were investigated. According to the results of the experimental study, the highest COD removal efficiency at the end of 1 hour reaction time of synthetic gray water was obtained with a concentration of 84% of 0.1 g/L $KMnO_4$. As a result of the study conducted with Fenton Process, higher COD removal efficiency was obtained compared to other methods. When comparing Fe_3O_4 and $KMnO_4$, it was found that COD can be removed from gray water in almost the same yield by using longer time but much lower concentration of $KMnO_4$.

KEY WORDS: Gray water, advanced oxidation methods, Fenton Process, Fe_3O_4 magnetic nanoparticle, $KMnO_4$

TEŞEKKÜR

Tez çalışmamın planlanmasında, yürütülmesinde ve oluşumunda ilgi ve desteğini esirgemeyen, hem akademisyenliği ile hem de hayata yaklaşımıyla örnek olan, engin bilgisini ve deneyimlerini her zaman çok cömertce paylaşan, yönlendirme ve bilgilendirmeleriyle çalışmamı bilimsel temeller ışığında şekillendiren, gösterdiği katkı ve özveri sebebiyle çok değerli saygıdeğer danışmanım Doç. Dr. Özlem DEMİR'e,

Lisansüstü eğitimime başladığımdan bu yana çalışmalarımda engin bilgi ve tecrübelerini esirgemeyen, bitmek tükenmek bilmeyen azmiyle bizlere örnek olan, çok değerli sayın hocam Doç. Dr. Deniz UÇAR'a,

Çalışmalarım boyunca yardımını hiç esirgemeyen çok değerli arkadaşım Barış ŞARALDI ve Nurcan ATEŞ'e,

Bu zamana kadar ne istediysem vermeye çalışan ve bunun karşılığında da benden sadece eğitim almamı ve bir iş sahibi olmamı isteyen, ben her zaman arkandayım ama bir gün olmazsam kendine bakabilecek seviyede olmamı isteyen, maddi manevi yanımda olan, desteğini hiçbir zaman esirgemeyen, yorulduğum, pes ettiğim anda beni ayağa kaldıran, en iyi dostum, arkadaşım, kahramanım, canım babam Ese AKTAŞ'a,

''Annenin gülüşünü görüyorsan, hayat hala güzeldir..'' sözüne sonuna kadar inandığım ve dualarını benden hiç esirgemeyen annem Sevgi PEKER'e, varlığına her daim şükrettiğim kardeşim Eymen İbrahim PEKER'e, İkinci annem olan canım ablam Duygu Tınastepe'ye teşekkür eder, en içten sevgi ve saygılarımı sunarım.

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 2.1. Günlük atık su tüketim oranları 22
Şekil 2.2. Avrupa ülkelerinde yeniden kullanılan su miktarları 38
Şekil 2.3. Şematize edilmiş fenton prosesi 41
Şekil 2.4. Fenton reaksiyonlarının tipik pH profili 45
Şekil 2.5. Manyetik demir partikülleri kirleticilerinin adsorpsiyon ve indirgeme potansiyeli 50
Şekil 3.1. Laboratuvar çalışmaları sırasında numunelerin görüntüsü 59
Şekil 3.2. Sentezlenmiş Fe_3O_4 61
Şekil 3.3. Fe_3O_4 ilavesi ile jar testi 62
Şekil 3.4. $KMnO_4$ ilavesi ile jar testi 64
Şekil 4.1. pH=4 Süre=30 dk için Fe^{+2}-H_2O_2 değişimi 69
Şekil 4.2. pH=3 Süre=30 dk için Fe^{+2} -H_2O_2 değişimi 70
Şekil 4.3. 2 mM sabit Fe^{+2} dozu ve pH=3'te süre ve H_2O_2 dozu değişimi 70
Şekil 4.4. 2 mM sabit H_2O_2 dozu ve pH=3'te süre ve Fe^{+2} dozu değişimi 71
Şekil 4.5. pH=3'te ve sabit 37 dk sürede H_2O_2 dozu ve Fe^{+2} dozu değişimi 72
Şekil 4.6. Fe_3O_4'in KOİ giderim verimi üzerine etkisi 75
Şekil 4.7. $KMnO_4$'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi 77

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa No

Çizelge 2.1. Gri su kaynağına göre kirletici maddeler 25
Çizelge 2.2. Gri suyun ve kaynaklarının karakterizasyonları 26
Çizelge 2.3. Gri su arıtımında fizikokimyasal arıtım yöntemleri 29
Çizelge 2.4. Gri su arıtımı için uygulanan biyolojik arıtma yöntemleri 31
Çizelge 2.5. Atık suyun yeniden kullanımında farklı ülkelere ait standartlar 34
Çizelge 2.6. Gri suların kullanılacakları alanlara göre yeniden kullanım standartları 35
Çizelge 2.7. Yeniden kullanım standartlarına sahip AB ülkeleri listesi 38
Çizelge 2.8. Fenton prosesinin avantajları ve dezavantajları 42
Çizelge 3.1. 5 L Sentetik gri su formülasyonu 55
Çizelge 3.2. A.A.T. çıkış suyu formülasyonu 55
Çizelge 3.3. Deneysel çalışmalar için tasarım değişkenleri 57
Çizelge 3.4. Sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozları 61
Çizelge 3.5. Sabit sürelerde farklı $KMnO_4$ dozları 63
Çizelge 4.1. Çalışmada kullanılan sentetik gri suyun özellikleri 65
Çizelge 4.2. Deney setleri ve sonuçları 65
Çizelge 4.3. ANOVA tablosu 66
Çizelge 4.4. Denklem katsayıları 68
Çizelge 4.5. Gerçek deney sonuçları ve tahmin edilen deney sonuçları 68
Çizelge 4.6. 15 dk sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri 73
Çizelge 4.7. 30 dk sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri 74
Çizelge 4.8. 60 dk sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri 74
Çizelge 4.9. 30 dk sabit sürede farklı $KMnO_4$ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri 76
Çizelge 4.10. 1 sa sabit sürede farklı $KMnO_4$ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri 76
Çizelge 4.11. 2 sa sabit sürede farklı $KMnO_4$ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri 77
Çizelge 4.12. Maksimum KOİ giderimini sağlayan konsantrasyon ve süreleri 78

1. GİRİŞ

Bugün dünyanın karşılaştığı ana sorunlardan biri, doğal kaynakların yetersizliği ve artan nüfusun artan ihtiyaçlarını karşılamamasıdır. Birleşmiş Milletler Kalkınma Programı (UNDP)'nin tahminlerine göre, bugün dünya nüfusunun %31'i 2050'ye kadar yeni nüfusa eklenerek 9.5 milyon kişiyle sonuçlanacaktır. Nüfus artışı ile birlikte ortaya çıkan su kıtlığı ve su kalitesinin bozulması birçok problemler arasında yer almaktadır (Beler ve Baykal, 2015).

Doğal kaynakların yetersizliğine ve artan nüfusun ihtiyaçlarını karşılamadaki zorluklara rağmen, bugün bile insanlar sağlıklı içme suyu kaynaklarına ulaşamamaktadır.

Son yıllarda dünya genelinde tatlı su kaynakları giderek azalmakta ve yeni su kaynakları giderek daha sınırlı ve pahalı hale gelmektedir. Bu sebeplerden dolayı, su ihtiyacını cevaplamanın yeni yollarını bulma çabaları sürmektedir. Suyun yeniden kullanım verimliliğini artırarak su talebini azaltmak için, günümüzde potansiyel yeni tedarik kaynakları düşünülmektedir. Bu kaynak potansiyeli "gri su" olabileceği düşünülmektedir.

Gri su, genellikle ev kullanımlarından elde edilen atık suları içerir; banyo yapmak ve çamaşır yıkamak gibi. Bu atık sular, tuvaletlerden daha kapsamlı şekilde kirlenmiş "kara su" dan ayrılmaktadır. Dünya' da, gri su, tek bir evsel atık su akışında kara su ile birleştirilmiştir. Her ne kadar gri su daha az kirlenmişse ve kara sudan daha yüksek kalitede olsa da, kara su ile birlikte tek evsel atık su arıtma sistemine gri su vermek potansiyel su tasarrufunu önler. Yerinde gri su kullanıldığında, yeni su temini talebini azaltma, su hizmetlerinin enerjisini ve karbon ayak izini azaltma potansiyeli vardır. Özellikle, gri suyun tekrar kullanılması, daha pahalı olan yüksek kaliteli içme suyuna duyulan ihtiyacın azaltılmasına yardımcı olabilir (Barışçı, 2017).

Günümüzde en yaygın kullanılan su kaynaklarından biri evsel atık sulardır. Ayrıca, evsel atık suyun daha verimli kullanılmasına yönelik atıksu yönetimi oluşturulmaya çalışılmaktadır (Giresunlu, 2015). Geleneksel evsel atık suyun yaklaşık %75'i yüksek hacimli olması nedeniyle, gri su, işlendikten sonra alım ile ilgili olmayan su döngüsünün hemen hemen her noktasına geri döndürülebilen değerli bir yenilenebilir su kaynağıdır. Ayrıca, gri suyun daha az kirlenme potansiyeline sahip olması nedeniyle, gri su arıtmanın geleneksel evsel atıksuya göre daha kolay olması beklenmektedir. Geleneksel evsel atık sulardaki tüm organik maddelerin %41'i, gri suyu yeniden kullanım için birincil kirletici yapan organik suyu (Baykal, 2015) içerir, çünkü gri suyun besin açısından kirlenme potansiyeli geleneksel evsel atık sudan daha düşüktür.

Gri sular, yeniden kullanım için umut verici bir uygulama olabilir. Evsel atık su tüketiminin büyük bir kısmını gri sular oluşturmaktadır ve diğer atık sulara göre içilemez yeniden kullanım amaçlarına uygun besinler, inorganikler ve tehlikeli organik maddeler tarafından nispeten daha az kirlenmiştir. Buna göre, fiziksel, biyolojik ve kimyasal/ileri oksidasyon olmak üzere çeşitli teknolojileri içeren gri su kaynaklarını arıtmak için bu yöntemlerin değerlendirilmesi ve uygulanması birçok araştırmacılar tarafından incelenmiştir. Gri suların ve kentsel atıksuların tekrar kullanımı küresel bir uygulamadır ve tuvalet sifonu, sulama, araba yıkama, yangından korunma ve beton üretimi gibi içilemez amaçlar için kullanılabilir (Giresunlu, 2015; Eriksson ve ark., 2002). Her ne kadar arıtılmış gri su tarımsal sulamada da kullanılabilse de, daha fazla besin içeriği nedeniyle belediye atıksuları ideal değildir (Eriksson ve ark., 2002; Winward ve ark., 2008). Geri dönüşümlü bir suyun fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik yönden üstün olma durumu vardır [Barışçı, 2017; Jefferson ve ark., 2001; Jefferson ve ark., 2004).

Pıhtılaşma ve oksidasyon/dezenfeksiyon, su ve atık su arıtımı için iki önemli birim işlemdir. Pıhtılaşma işlemi, kolloidal partiküllerin destabilizasyonu ve çökeltme ve sonra filtrasyon yoluyla uzaklaştırılabilen çözünmüş organik maddelerin adsorpsiyonunu sağlar. Dezenfeksiyon su ve atık su arıtımında zararlı organizmaları (örneğin bakteri ve virüsler) öldürmek, koku öncüllerini kontrol etmek ve

uzaklaştırmak için kullanılır. Su ve atık su arıtımında çok çeşitli pıhtılaştırıcılar ve oksidanlar/dezenfektanlar kullanılabilir. En yaygın pıhtılaştırıcılar ferrik sülfat, alüminyum sülfat ve ferrik klorürdür ve oksidanlar/dezenfektanlar klor, sodyum hipoklorit, klor dioksit ve ozondur. Su kirliliği arttıkça, daha yüksek nitelikler elde etmek için daha etkili su arıtma kimyasalları geliştirilmelidir. Bu su arıtma kimyasalları tercihen şunları sağlayabilir:

- Mikroorganizmaların dezenfeksiyonu;
- Organik ve inorganik maddelerin bozunması ve oksidasyonu;
- Kolloidal ve asılı parçacıkların giderimi (Barışçı, 2017).

Dünya'da kullanılan su kaynaklarının azlığı, kullanılmış suyun geri dönüşümü ve değerlendirilmesi yönünde metotların oluşturulmasına yol açmaktadır. Hem su kıtlığı hem de su kalitesinin bozulması açısından artan su baskısı, yeniden arıtılmış suyun yeni bir su kaynağı olarak değerlendirilmesine neden olmaktadır.

Çevresel ve ekonomik yararlar ve arıtım yöntemleri ile atık suyun yeniden kullanımına imkan tanımaktadır. Atık su geri kazanımı ile kentsel, endüstriyel, tarım ve sanayide kullanılan su miktarı karşılanabilmektedir. Atık su geri kazanımı, su mevcudiyeti veya artan tüketim problemleri olan alanlarda kullanılabilir bir kaynak olarak kabul edilmektedir. Gri suyun tekrar kullanılması, daha pahalı olan yüksek kaliteli içme suyuna duyulan ihtiyacın azaltılmasına yardımcı olabilir. Su ihtiyacına uygun su kalitesiyle eşleşmesi için, gri suların tekrar kullanımı, tuvalet yıkama, araba yıkama ve çevre düzenlemesi vb. gibi içilemez uygulamalarda içme suyunun yerini alabilir.

Bu çalışmada, öncelikle gri suyun arıtımında Fenton Prosesinin performansı araştırılmıştır. Daha sonra manyetik nanopartikül olarak bilinen Fe_3O_4, birlikte çökeltme yöntemiyle sentezlenmiş ve gri su arıtımında etkisi araştırılmıştır. Bunun da, günümüz teknolojisinde hemen her alanda yer alan nanoboyutlu malzemelerin kullanımı ile de çalışmaya yenilikçi bir yaklaşım getirmiş olduğu düşüncesini taşımaktayız. Çalışmanın bir sonraki aşamasında güçlü bir oksidant olan potasyum

permanganat ($KMnO_4$)'ın gri su arıtımı üzerüne etkileri araştırılmıştır. $KMnO_4$'ın de gri su arıtımında denenecek olması çalışmanın diğer bir özgün yanıdır. Kısaca çalışmanın amaçları:

- Gri suların bileşimini belirleyerek karakterize edilmesi.
- Gri suyun Fenton Prosesi ile arıtılması ve optimum koşulların belirlenmesi
- Gri suyun Fe_3O_4 manyetik nanopartikülü kullanarak arıtılması
- Gri suyun $KMnO_4$ ile arıtılması şeklinde özetlenebilir.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. Literatür Özeti

Özgüroğlu (2019), KOİ, anyonik ve iyonik olmayan yüzey aktif maddelerin uzaklaştırılması için gri suyun klasik Fenton prosesi ile arıtılması araştırılmıştır. Çalışmada sentetik gri su kullanılmıştır. Tüm deneyler laboratuar ölçeğinde gerçekleştirilmiştir. Fenton oksidasyonu sonucunda hedef parametre olarak seçilen KOİ, anyonik ve noniyonik yüzey aktif madde için optimum pH, Fe^{+2} ve H_2O_2 dozları belirlenmiştir. Böylece, KOİ, anyonik ve iyonik olmayan yüzey aktif maddeler analiz edilmiştir. Klasik Fenton işleminde optimum koşullar pH için 7.4, 50 mg/L Fe^{+2}, 50 mg/L H_2O_2 olarak belirlenmiştir. Optimum koşullar altında KOİ, anyonik ve iyonik olmayan yüzey aktif maddeler sırasıyla %75, %99.9 ve %99.45 olarak belirlenmiştir (Özgüroğlu, 2019).

Barışçı (2017)'nin yaptığı çalışmada elektrokimyasal Fe (VI) sentezini etkileyen parametreleri araştırıldıktan sonra farklı kaynaklardan alınan gri su örneklerinin arıtılması için Ferrat (VI)'ın uygulanabilirliği ve gri su örneklerinde bulunabilecek mikrokirleticilerin Fe (VI) ile parçalanması araştırılmıştır. Sonuç olarak, elektrokimyasal Fe (VI) sentezi akım yoğunluğu, elektrolit konsantrasyonu, sıcaklık ve elektroliz süresinden etkilenmiştir. Sıcaklık, başlangıç Fe (VI) konsantrasyonu, elektrolit konsantrasyonu ve tipi ve pH gerçek ölçekli uygulamalar için önemli olan Fe (VI) stabilitesini etkileyen parametrelerdendir. Bu çalışma, Fe (VI)'ın gri su arıtımıyla birlikte farmasötiklerin parçalanması için ümit verici bir teknoloji olduğunu göstermiştir. pH ve Fe (VI) dozu gri su arıtımı ve farmasötiklerin gideriminde etkili olan proses parametreleridir. %89 KOİ, %99.9 koliform ve %96 surfaktan gideriminin elde edilmesiyle sonuçlar tatmin edici bulunmuştur. Fe (VI), sırasıyla, Amoksisilin için %63.7, Siprofloksasin için %80.89 ve Flurbiprofen için %99.97 giderim verimi sağlamıştır (Barışçı, 2017).

Giresunlu (2015)'in oteldeki ham gri suyu sayım ve sistematik olarak karakterize etmek için yıl boyunca bir izleme yapılmıştır. Ek olarak, bir üniversite

öğrenci yurdu gri su örneklenerek, mümkün olduğunda analiz edilmiştir. Her iki bina da banyo/duşlardan ve lavabolardan gri su toplanmış, bu binalarda gri su ıslahı için kullanılan membran biyoreaktörlerin (MBR) atık suları izlenmiştir. Bu çalışmanın sonucunda, izlenen binalarda gri su kaynakları aynı olsa bile gri su özelliklerinin benzer olmadığını ortaya koymuştur. Otelden üretilen gri su, üniversite öğrenci yurdundan üretilen gri suya kıyasla daha düşük kirlilik potansiyeline sahiptir. Öte yandan, incelenen gri su, zayıf geleneksel evsel atık su ile karşılaştırıldığında daha düşük kirlilik potansiyeline sahiptir. Ön fiziksel arıtma denemelerinin sonuçları, araştırılan bu sistemlerin başarısının büyük ölçüde ham gri su özelliklerine bağlı olduğunu ortaya koymuştur. Kum filtrasyonunun ve membran filtrasyonunun partikül organik madde uzaklaştırma verimliliği, çKOİ/KOİ ve çBOİ$_5$/BOİ$_5$ oranlarının azalmasıyla artmıştır, çünkü bu oranlardaki düşüş yüksek partikül organik madde içeriğini göstermektedir. Biber fideleri üzerinde yapılan ön bitki denemeleri, gri suyun en az sulama için musluk suyu kadar başarılı olduğunu ortaya koymuştur (Giresunlu, 2015).

Wang ve ark., (2012) yaptığı çalışmada, su arıtma uygulamaları için Fenton reaksiyonunun sakıncalarını gidermek için büyük çaba sarf edilmiştir. Dezavantajları arasında demir çamurunun kullanımı, Fe (II)'nin yavaş rejenerasyonu ve benzerleri bulunur. Bu makale, benzersiz yapılar tarafından ortaya çıkan gelişmiş fiziksel veya kimyasal özelliklerden dolayı aktiviteyi maksimuma çıkarmak için katalizör olarak nano boyutta demir oksitler kullanan heterojen foto-Fenton reaksiyonundaki son gelişmeleri vurgulamaktadır. Bu makale ayrıca, demir oksitlerin ve nano-demir oksitlerin avantajlarını ele almak için doğal dezavantajları ve buna bağlı ilerlemeleri belirleyen Fenton reaksiyonunun temellerini de özetlemektedir. Nanolaşmış demir oksitlerin çevresel etkisinin henüz yeterince tespit edilmediği göz önüne alındığında, yakın gelecekte bu umut verici teknolojiyi geleneksel teknolojilerle akıllıca birleştiğinde su arıtımına ilerletmek için hızlı araştırma büyümesi gerçekleşebilir (Wang ve ark., 2012).

Birben (2012)'in yaptığı çalışma, fotokatalitik oskidasyon prosesinin gri su arıtımında uygulanabilirliğini araştırmayı amaçlamıştır. Bu amaçla, sentetik olarak

hazırlanan gri su numunleri TiO_2 ile fotokatalitik oksidasyona maruz bırakılmıştır. Sistem performansının daha ileri seviyede değerlendirilmesi gri su kompozisyonlarında organik madde yükü, anyon konsantrasyonu ve mikrobiyolojik içerik açısından değişikliklere gidilerek gözlemlenmiştir. Fotokatalitik oksidasyonun deneysel sonuçlarının tartışılması amacıyla tayin edilen spesifik UV görünür bölge ve floresans parametreleri saptanmıştır. UV görünür bölge parametrelerine ilave olarak gri suda bulunan çözünmüş organik karbon ve bakteriyolojik parametreler de giderim verimleri ve fotokatalitik degradasyon kinetikleri açısından incelenmiştir. Sonuç olarak mikroorganizma ve düşük anyon konsantrasyonu içeren düşük yüklü gri suyun fotokatalitik oksidasyonu seçilen parametrelerin giderimi açısından en etkili sonuçları göstermiştir öte yandan seçilen aynı parametrelerin en düşük giderim verimlerini yüksek anyon konsantrasyonuna sahip yüksek yüklü gri suyun fotokatalitik oksidasyonu ile vermesiyle organik madde yükü ve anyon konsantrasyonunun fotokatalitik oksidasyon prosesinin performansı üzerindeki etkisi belirtilmiştir (Birben, 2012).

Öztürk (2017)'nin yaptığı çalışmada, gri suyun ıslahı ve kullanımı UV destekli elektrokoagülasyon ile araştırılmıştır. Başlangıçta elektrokoagülasyon işleminin optimum çalışma koşulları, 40 dakikalık reaksiyon süresinde 1 g Na_2SO_4/L elektrolit miktarı ve 3 mA/cm^2 akım yoğunluğu kullanılarak pH 7.4±0.2'de Al ve Fe elektrotları kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Al elektrotlarla %88.1 KOİ ve %97.2 bulanıklık giderilirken, Fe elektrotlarla %79.3 KOİ ve %99.4 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Öte yandan AKM, TN, TP, $BOİ_5$ parametreleri de değerlendirilmiş ve uzaklaştırma verimleri sırasıyla Al elektrotlarla sırasıyla %62.3, %44, %98, %88.5 ve %80.6, %8.5, %98.4, %78.46 olarak bulunmuştur. Ayrıca, bir hibrit proses olarak UVA destekli elektrokoagülasyon ile optimum proses parametreleri kullanılarak gerçekleştirilmiştir. UVA ışınlaması KOİ ve bulanıklığın giderilmesine etkili bir şekilde katkıda bulunmazken, $BOİ_5$ geri kazanılmış su için düzenlenmiş standartlara hızla ve etkili bir şekilde düşürülmüştür. Fekal koliformun neredeyse tamamen uzaklaştırılması, elektrokoagülasyon işleminin ilk aşamalarında elde edilmiştir (Öztürk, 2017).

Leal ve ark., (2011) yaptığı çalışmada, 32 evden 192 zaman orantılı gri su örneğinin tam karakterizasyonu 14 ay boyunca gerçekleştirildi. KOİ konsantrasyonları 724±150 mg/L, bunun % 34'ü askıya alınmış KOİ, %25'i kolloidal KOİ ve %38'i çözünür KOİ idi. %70±5 gri suyun maksimum anaerobik biyobozunurluğu, KOİ'nin metan olarak geri kazanılma olasılığını gösterir. Bununla birlikte, düşük hidroliz sabiti anaerobik arıtmanın uygulanmasını elverişsiz kılar. Sürfaktanlar toplam KOİ'nin %15'ini oluşturuyordu. Anyonik, katyonik ve nonononik yüzey aktif cisimlerinin konsantrasyonları sırasıyla 41.1±12.1 mg/L, 1.7±0.8 mg/L ve 11.3±3.9 mg/L idi. Ölçülen iz elementlerden sulama için önerilen sınırların altında vardı. Birkaç ölçümde sadece bor (0.53 ± 0.19 mg/L), uzun süreli sulama için belirlenen 0.75 mg/L limitini aşmıştır (Leal ve ark., 2011).

Kutlu ve ark., (2017) yaptığı çalışmada, önemli bir turizm ilçesi olan Alanya'da seçilen pilot bölge için gri su potansiyeli belirlenmiştir. Seçilen otel ve binalardan elde edilen verilere göre gri su akışı hesaplanmıştır. Otel ve binalardan gelen gri suyun ortalama değeri ve arıtılacak gri suyun hangi amaçlar için kullanılabileceği araştırılıp, değerlendirilmiştir. İncelenen otel ve binalar için günlük gri su miktarı sırasıyla 39.480 L (toplam su tüketiminin %40'ı) ve 43.344 L (toplam su tüketiminin% 51'i)'dir. Gri su geri dönüşümü sonucunda su tüketimi otel için %40, binalar için %51 ve toplamda ise %45.5 verim elde edilecektir (Kutlu ve ark., 2017).

Hocaoğlu (2011)'nun yaptığı çalışmada, gri ve siyah suyun, literatürde eksik olan aerobik biyodegrabilite ile ilgili kinetik ve stokiyometrik model parametreleri açısından ayrıntılı özellikleri, toplu deneysel çalışma ve respirometrik testler esas alınarak belirlenmiştir. Yem suyu özelliklerinin daha iyi anlaşılması için kirleticilerin boyut bilgileri 2 μm ile 11 μm arasında çok daha geniş bir aralıkta araştırılmıştır. Ayrıca, MBR'lerde esas olarak membran ayrımının ve çözünür biyolojik olarak parçalanamayan organiklerin akıbetinin daha iyi anlaşılması için MBR'lerin reaktör dökme sıvıları üzerinde boyut dağılımı çalışması da yapılmıştır. Membran yüzeyinde ek bir ayırma bariyeri görevi gören biyofilm oluşumu nedeniyle, membranın kendisi mikrofil boyut aralığında olmasına rağmen, etkili filtrasyon boyutunun 5-14 μm civarında ultrafiltrasyon aralığında olduğu bulunmuştur. Konvansiyonel aktif çamur

sistemlerinde biyolojik olarak parçalanamayan olarak kabul edilen tutulan çözülebilir artık organiklerin yavaşça biyolojik olarak parçalandığı, toplamda %50 ve%95 civarında olduğu bulunmuştur. Her iki MBR için de benzer sonuçlar elde edilmiştir. Bu çalışmanın bulgularına göre, MBR'ler ile geleneksel aktif çamur sistemleri arasındaki farkın sadece bir membran ile fiziksel bir ayırma olmadığı sonucuna varılmıştır. Ayrıca, MBR'lerdeki çözünür organiklerin kaderinin daha iyi anlaşılması, membran kirlenme mekanizmalarının daha iyi anlaşılması için bir adım olacaktır (Hocaoğlu, 2011).

Üstün (2015)'in yaptığı çalışmada, gri su arıtma ve yeniden kullanımını incelemiştir. Bu amaçla, önceki literatür çalışmaları araştırılmış ve yorumlanmıştır. Proje gri suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin incelenmesiyle başlamiş, ikinci bölümde; gri su arıtımı ve yeniden kullanımı incelenmiştir. Üçüncü bölümde; gri suların arıtılmasında kullanılan yöntemler anlatılarak, maliyetlerden ve gri suyun yeniden kullanımıyla ilgili önceki çalışmalardan bahsedilmiştir (Üstün ve Tırpancı, 2015).

Kepoğlu (2014)'ün yaptığı çalışmada, tuvalet suları dışında organik madde yönünden zengin olan gri su bu grup içinde en az kirletici olanıdır ve gerekli bir arıtmadan sonra bu suyun sulama veya yer altı suyu temini gibi yöntemlerle su çevrimine verilmesi önerilmektedir. Arıtılmış gri suyu belediye suyu olarak geri dönüştürmek, su dengesi üzerinde olumlu etkiler yaratacak ve su kaynaklarının korunmasına yardımcı olacaktır. Ayrıca gri su geri kazanım tesisleri içme suyu kullanımını azaltır. Sonuç olarak, içme suyu çıkarma ve dağıtım süreçlerindeki sorunlar (enerji ve kimyasal ihtiyaçlar, yer altı su seviyesinin düşmesi) azalacaktır. Bu çalışma kapsamında ozonla arıtılan gri atık suyun geri dönüşüm olanakları ve fotokataliz işlemleri incelenmiştir. Gri su numunesinin de toplandığı Otel'den elde edilen kişisel bakım ürünleri içeren gri su ve simüle atık su numunelerinin ozonla arıtılması ve fotokataliz işlemleri proses özellikleri dikkate alınarak optimize edilmektedir. Gri atık suyun toksisitesi ve simüle edilmiş atık su numuneleri, Daphnia magna standartlaştırılmış toksisite testi kullanılarak izlenmiştir (Kepoğlu, 2014).

Yalçınalp (2018)'in yaptığı çalışmada, evler için su tüketimini değerlendirerek aynı zamanda gri su ve yeşil çatı sistemlerinin kullanım doğruluğunu incelemeyi amaçlamaktadır. Bunun en önemli nedeni, kentsel sürdürülebilirliğe büyük katkı sağlayan yeşil çatı sistemlerinden insanların maliyetinden dolayı kaçınma ihtimalinin yüksek olması ve evlerin oluşturduğu gri su miktarının ortalamaya bağlı olarak artmasıdır. Bu çalışmada, Trabzon şehrinde rastgele seçilen bir daire için bu iki sürdürülebilir sistemin ortalama maliyeti hesaplanmıştır. Bunun için uzun süredir özel sektörde bulunan bazı firmalara yeşil çatı ve gri su sistemlerinin maliyeti ile ilgili bazı sorular sorulmuş ve farklı kaynaklardan toplanan verilere ek olarak onlardan gelen cevaplar analiz edilerek, kendini kurtarmanın ne kadar süreceğini hesaplamıştır. Bunların dışında binaların hem gri su sistemlerine hem de yeşil çatılara sahip olduklarında alabilecekleri sürdürülebilirliğe ilişkin sertifika sistemleri değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, birlikte kullanıldıklarında oldukça mantıklı olacağı açıktı. Ulaşmak istediğimiz diğer nihai hedeflerimizden biri de Türkiye'deki tüm inşaat sektörlerinin %60'ını kapsayan konut sektörüne gri su ve yeşil çatı sistemlerinin bir arada olması için destek oluşturmaktır (Yalçınalp ve Öztürk, 2018).

Abik (2016)'nin yaptığı çalışmada, arıtılmış gri su alanlarının yeniden kullanımının sürdürülebilirliği için her geçen gün azalan su kaynakları araştırılmıştır. Gri su arıtma işlemi ile ilgili olarak yoğun nüfuslu yerlere seçilerek uygulanacak şekilde tasarlanmıştır. Gri su arıtma sürecindeki işlevlerini yerine getirecek mevcut kurul, çalışmalarda ve sayısal belirlenmiş öncelikli nüfus belirlenmiş ve işlenmiş gri su ana uygulama alanları arasında tarımsal sulama, kentsel ve evsel kullanım, endüstriyel kullanım ve yeraltı suyu temini bulunmaktadır. Aynı zamanda, arıtılmış gri suyun hem tatlı (temiz) hem de çeşitli uygulamalar için yeniden kullanılması, su kaynaklarının dere, göl vb. yüzey su kaynaklarından deşarjlarında büyük tasarruf sağlayacak ve korunacak yeraltı suyunun kirlenmesidir. Ayrıca arıtılmış atık suların tarımsal sulamada kullanılması ekonomiye katkı sağlayacak ve böylelikle gübre ihtiyacını azaltacaktır (Abik, 2016).

Jefferson (2004)'ün yaptığı çalışmada, gri suyun karakterizasyonu, organik güç bakımından düşük-orta şiddette bir belediye kanalizasyon suyuna etki eden, ancak üçüncül arıtılmış atık suya benzer fiziksel ve biyolojik olarak parçalanabilirlik özelliklerine sahip bir kaynak suyu ortaya çıkarmaktadır. Suyun özellikleri biyolojik işlemlerin gri su arıtımı için en uygun birim işlemler olduğunu göstermektedir. Kaynağın oldukça değişken doğası, seçilen teknolojilerin işlemlerinde doğal olarak güçlü olmalarını gerektirir. Potansiyel bir endişe alanı, gri suyun gösterdiği hem makro hem de mikro besinler açısından yüksek KOİ/BOİ oranı ve besin eksikliğidir ve biyolojik işlemlerin etkinliğini potansiyel olarak geciktirir (Jefferson ve ark., 2004).

Winward (2008)'in yaptığı çalışmada, organik ve partiküllerin gri suyun klor dezenfeksiyonu üzerindeki etkisini, toplam koliformun etkisiz hale getirilmesiyle ölçülmüş olarak incelemiştir. Dezenfeksiyonun etkinliği en çok parçacık büyüklüğü ile bağlantılı olduğunu bulmuştur. Daha büyük parçacıklar korumalı toplam parçacıkları artan parçacık boyutu azaldıkça etkisizleştirme ve dezenfeksiyon etkinliğinden korur. Klor dezenfeksiyonu sonrasında partikül ile ilişkili koliformları (PAC'ler) çıkarmak için harmanlama, klorlanmış gri sudaki toplam koliformların %91'inin partikül ilişkili olduğunu ortaya koymuştur. Gri suyun organik konsantrasyonu klor talebini etkiledi, ancak serbest bir klor kalıntısı muhafaza edildiğinde toplam koliformların dezenfeksiyon direncini etkilememiştir. Kentsel su kullanımının etkileri tartışılmış olup, gri su arıtma sistemlerinin dezenfeksiyondan önce PAC'lerin uzaklaştırılmasını sağlamak için askıda katı maddelerin uzaklaştırılmasını hedeflemesi önerilir (Winward ve ark., 2008).

Al-Hamaiedeh (2010)'nun yaptığı bu çalışmada, 4 varilden üretilmiş arıtılmış ve zeytin ağaçlarının ve bazı sebze bitkilerinin sulanmasında kapalı kanal açma arıtma üniteleri kullanılmıştır. Tedavi ünitelerinin performansını ve işlenmiş gri suyun sulama için uygunluğunu Ürdün standardına göre değerlendirmek için işlenmiş ve işlenmemiş gri suyun kalitesi incelenmiştir. İşlenmiş gri suyun yeniden kullanımının Ürdün'deki Al-Amer köylerinde toprak ve sulanan bitkilerin özellikleri üzerine etkisi araştırılmıştır. Sonuçlar, tuzluluk, sodyum adsorpsiyon oranı (SAR) ve

toprağın organik içeriğinin zamanın bir fonksiyonu olarak arttığını göstermiş, bu nedenle toprağın temiz su ile yıkanması şiddetle tavsiye edilmiştir. Sulanan zeytin ağaçlarının ve sebze mahsullerinin kimyasal özellikleri etkilenmezken, bazı sebze mahsullerinin biyolojik kalitesi olumsuz yönde etkilenmiştir (Al-Hamaiedeh ve Bino, 2010).

Sanchez (2010)'nun yaptığı bu çalışmada, titanyum dioksit parçacıkları üzerinde fotokataliz, halihazırda incelenen filtrasyon, biyolojik prosesler, dezenfeksiyon ve/veya pıhtılaşma teknolojileri gibi gri suların arıtılmasında yeni bir alternatif olarak uygulanmıştır. Bu çalışmada, iki farklı kaynaktan gelen bir otel ve bir hane kullanılmıştır. İşlem verimliliğini, çözünmüş organik karbon olarak ifade edilen organik madde içeriğinin evrimi izlemiştir. Otel gri sularının arıtılmasında 150'den sonra %65 çözünmüş organik karbon giderimi ile en iyi sonuçlar alınmıştır. Genellikle kişisel bakım ürünlerinden ve çamaşır deterjanlarından gelen gri sularda bulunan anyonik yüzey aktif maddeler, otel gri sularından ve ev tipi düşük güçlü gri sulardan tamamen uzaklaştırılmıştır. Bu nedenle, uygulanan işlemden sonra, incelenen vakaların bazılarında gri su yeniden kullanılabilir (Sanchez ve ark., 2010).

Winward (2008)'in yaptığı çalışmada, su kalitesinin, gri suyun ultraviyole (UV) dezenfeksiyonu üzerindeki etkisi, kentsel suyun yeniden kullanımı referans alınarak incelenmiştir. Gri suyun doğrudan UV dezenfeksiyonu, <1 ila 2000 μm arasında değişen partiküllü malzemenin varlığı nedeniyle sınırsız kentsel suyun yeniden kullanımı için katı Kaliforniya Eyalet Başlığı 22 kriterlerini karşılamamıştır. Gri su, değişen partikül boyutu dağılımlarına sahip fraksiyonlar üretmek üzere çökeltilerek manipüle edilmiş ve partiküllе ilişkili koliformları (PAC) ekstrakte etmek için dezenfeksiyondan sonra harmanlama kullanılmıştır. UV dezenfeksiyonunun etkinliğinin, gri su fraksiyonlarının parçacık boyutuna bağlı olduğu bulunmuştur. Ortalama partikül boyutu 262 μm ve üzeri olan daha büyük partikül boyutu fraksiyonlarının, UV partikülünden ortalama partikül ebadı 119 um'nin altında olan daha küçük partiküllerden daha fazla koliformu koruduğu gözlenmiştir. Daha büyük partikül boyutu fraksiyonlarındaki toplam koliformların %70 kadarı, 260Mj.cm^{-2}'lik bir UV dozu (akıcılık) sonrasında partiküllе ilişkiliydi ve

standart koliform sayım teknikleri ile tespit edilmeden kalacaktı. Kentsel suyun yeniden kullanımı için sonuçlar tartışılmış ve UV dezenfeksiyonu öncesinde parçacık ilişkili gösterge bakterilerinin ve patojenlerin uzaklaştırılmasını sağlamak için gri su arıtımı için önerilerde bulunulmaktadır (Winward ve ark., 2008).

Butkovskyi (2014)'ün yaptığı çalışmada, mikro kirleticilerin gerçek gri su atığındaki elektrokimyasal dönüşümü ilk kez incelenmiştir. Kişisel bakım ve ev ürünlerinde sıkça bulunan altı bileşik, örneğin metilparaben, propilparaben, bisfenol A, triklosan, galaksolid ve 4-metilbenziliden kafur (4-MBC), aerobik gri su arıtma sisteminin atık sularında tam olarak analiz edilmiştir. Elektrokimyasal hücre ile laboratuar ölçekli deneyler için kullanılmıştır. Üç farklı anot ve beş farklı katot test edilmiştir. Anotlar arasında Ru/Ir karışık metal oksit en iyi performansı göstermiştir. Ag ve Pt katotları Ti ve karışık metal oksit katotlarından biraz daha iyi çalıştımıştır. Bir fenolik halka içeren bileşikler (parabenler, bisfenol A,Q=0.03 Ah/L. Bir benzen halkası ve çok taraflı metil metil grupları (galaksolid, 4-MBC) içeren bileşikler, dönüşüm için yüksek enerji girişi (Q=0.6 Ah/L) gerektiriyordu. Gri su akıntısındaki adsorbe edilebilir organohalojenlerin (AOX) konsantrasyonları, test edilen tüm elektrot kombinasyonları için işlemden sonra önemli ölçüde artmıştır. Bu çalışmanın sonuçlarına göre, karışık metal oksit anotlarında gri suyun oksidasyonu, gri su arıtımı için bir son işlem adımı olarak önerilememiştir. Bu çalışmada, ortaya çıkan dezavantajların üstesinden gelebilecek olası çözümler önerilmiştir (Butkovskyi ve ark., 2014).

Radjenovic (2015)'in yaptığı çalışmanın büyük çoğunluğu nitrat, perklorat, sülfat ve klorür bazlı elektrolit çözeltileri kullanılarak yapılmıştır. Gerçek uygulamalarda, organik ve inorganik bileşenler, elektrokimyasal uygulama performansı üzerinde önemli etkilere sahip olabilir. Özellikle, elektrokimyasal oksidasyonun sonucu, klorür ve bromür konsantrasyonuna bağlı olacaktır. Klorat, perklorat, klorlu ve bromlu organiklerin oluşumu, muamele edilen maddenin kalitesini tehlikeye atabilir. Son araştırmaların eleştirel bir incelemesi, şu anda endüstriyel ve belediye suları ve atık su arıtımı için elektrokimyasal su arıtma sistemlerinin uygulanmasını sınırlayan büyük zorlukların üstesinden gelmek için

gereken gelecekteki fırsatları ve araştırmaları belirlemektedir. Merkezi olmayan atık su arıtımına artan ilgi göz önüne alındığında, evsel atık su, gri su ve kaynakla ayrılmış idrarın arıtılması için elektrolitik sistemlerin uygulamaları da dahil edilmiştir. Gelecekte elektrokimyasal arıtımın benimsenmesini desteklemek için, toksik yan ürünlerin oluşumunu ve kütle transferi sınırlamaları ve istenmeyen yan reaksiyonların neden olduğu verimlilik kaybını en aza indirmek için yeni yaklaşımlara ihtiyaç vardır. Bu gelişmeleri gerçekleştirmeden önce, bu sınırlamaların potansiyel sağlık riskleri yarattığı durumların tanınması, elektrokimyasal arıtma sistemlerinin tasarımında ve işletilmesinde gerekli bir adımdır (Radjenovic ve Sedlak, 2015).

Zhu (2008)'in yaptığı çalışmada, pH 10.1'deki yüzey aktif cisimlerinin ve monosakaritlerin varlığında sulu amonyağın (NH^{+4}/NH_3) TiO_2 fotokatalitik bozunmasını araştırmıştır. Başlangıçtaki NH^{+4}/NH_3 fotokatalitik bozunma oranları, anyonik, katyonik ve iyonik olmayan yüzey aktif cisimleri ve monosakaritlerin varlığında yaklaşık %50-90 azalmıştır. Korelasyon analizi sayesinde, yüzey aktif/monosakarit fotokatalitik bozunma ürünlerinin karbonat ve format ürünleri ile hidroksil radikalinin atılmasının, başlangıçtaki NH^{+4}/NH_3 giderimindeki varyans oranının yaklaşık %80'ini açıklayabildiği sonucuna varılmıştır. Yavaş NH^{+4}/NH_3 bozulma oranlarına rağmen, hem yüzey aktif cisimleri/monosakaritler hem de NH^{+4}/NH_3, TiO_2 fotokataliziyle giderilmiş; bu, bu işlemin hem karbonlu hem de azotlu biyokimyasal oksijen talebini gri sudan etkili bir şekilde giderilebileceğini göstermiştir (Zhu ve ark., 2008).

Leal (2011)'in yaptığı çalışmada, ozonlama ve aktif karbon üzerine adsorpsiyon, kişisel bakım ürünlerinin mikro kirleticilerinin aerobik arıtılmış gri sudan uzaklaştırılması için test edilmiştir. Mikro kirleticilerle (100-1600 mg/L) çivilenen MilliQ su, 1.22'lik bir dozaj oranında ozonlanmıştır. 45 dakika içinde, bu etkili bir şekilde giderildi (>%99): Dört paraben, bisfenol-A, heksilsinamik aldehit, 4-metilbenziliden-kafur (4MBC), benzofenon-3 (BP3), triklosan, gal-aksolid ve etilheksil metoksisidinamat. 60 dakika sonra, ben-zalkonyum klorürün ayrılma verimliliği %98, tonalid ve nonilfenol %95, oktosirilen %92 ve 2-fenil-5-

benzimidazolensülfonik asit (PBSA) %84 idi. Aerobik olarak arıtılmış gri suyun, 15 mg/L'lik bir ozon dozajında ozonlanması, en az %79'luk ayırma verimiyle, oktokrilan, nonilfenol, triklosan, galaksolid, tonalid ve 4-metilbenziliden-kafur konsantrasyonlarını nicelik sınırlarının altına düşürmüştür. Çalışılan tüm mikro kirleticilerin toz halindeki aktif karbon (PAC) üzerine tam adsorpsiyonu, 1.25 g/L'lik bir PAC dozajında 100-1600 mg/L ile damıtılmış milliQ su ile parti testlerinde ve 5 dakikalık bir temas süresinde gözlenmiştir. Aerobik olarak arıtılmış gri suyu arıtmak için üç granül aktif karbon (GAC) kolon deneyi yapılmıştır. Bir GAC kolonunun aerobik olarak muamele edilmiş gri suyla, 0.5 yatak hacminde (BV) h^{-1} akışında 0.1-10 mg/L aralığında mikro kirletici maddeler ile işlenmesi, %72'den daha yüksek bir mikro kirletici giderim verimi göstermiştir. 1728 BV'nin çalışma süresi boyunca, TOK veya mikro kirletici madde atılımı gözlenmemiştir. Mikro kirleticilerin aerobik olarak muamele edilmiş gri sudan uzaklaştırılması, 2 BV h^{-1} akışında bir GAC kolonunda test edildi. Bisfenol-A, triklosan, tonalid, BP3, galaxolid, nonilfenol ve PBSA, %65'lik bir stabil TOK atılmasından sonra bile etkili bir şekilde giderilmiştir. Aerobik olarak muamele edilmiş atıksuları mikro-kirletici maddeler ile 10-100 mg/L konsantrasyonlarına çektikten sonra, en azından 1440 BV için miktar tayin sınırlarının altında etkili bir şekilde uzaklaştırmaya devam edilmiştir. Hem ozonlama hem de adsorpsiyon, mikro kirleticilerin aerobik olarak arıtılmış gri sudan uzaklaştırılması için uygun tekniklerdir (Leal ve ark., 2011).

Winward (2008), gri sudaki ortak patojenlerin varlığını araştırmış ve önde gelen rakip tedavi teknolojilerinin patojen giderim performansını karşılaştırmıştır. Fırsatçı patojenler Pseudomonas aeruginosa ve Staphylococcus aureus test edilen gri sularda tespit edilmiştir. İnşa edilmiş sulak alan, bir membran biyoreaktör (MBR) ve bir membran kimyasal reaktör (MCR) olmak üzere üç konfigürasyon, gösterge bakteri (toplam koliformlar, Escherichia coli, Enterococci, Clostridia ve heterotrophs) giderimi altında 2 yıl süreyle değerlendirilmiştir. Toplam koliformların P. aeruginosa için iyi göstergeler olduğu, güçlü ve anlamlı Spearman'ın akıcı gri sudaki (r_s=0.77, P=0.005) ve arıtılmış atıksulardaki (r_s=0.81, P≤0.001) rütbe korelasyonlarını gösterdiği için iyi göstergeler olduğu bulunmuştur. MBR, en yüksek kalitede arıtılmış atık suyu sağlamış en güçlü arıtma teknolojisi olmuş ve gri su

gücündeki artıştan etkilenmemiştir. İnşa edilen üç sulak alandan, düşük ve yüksek mukavemetli etki koşulları altında en güvenilir performans sergilemiş ve aerobik doymamış sulak alanın patojen giderimi için teknolojinin en uygun şekli olduğunu göstermiştir (Winward ve ark., 2008).

Melhem (2012)'nin yaptığı çalışma, bir elektro-pıhtılaşma (EC) ünitesi ve gri su arıtımı için bir su altı membran biyoreaktör (SMBR) teknolojisinden oluşan entegre bir işlemin performansını sunmaktadır. Karşılaştırma amacıyla, elektrokoagülasyon (EC) olmayan başka bir SMBR işlemi, kesintisiz çalışma modunda 24 gün boyunca sabit transmembran basıncı altında çalıştırılan her iki işleme paralel olarak gerçekleştirilmiştir. EC sürecini SMBR (EC-SMBR) ile entegre etmenin sadece gri su arıtması için etkili bir yöntem olmadığı aynı zamanda membran filtrasyon işleminin genel performansını arttırdığı tespit edilmiştir. EC-SMBR işlemi, elektrokoagülasyon olmadan SMBR'ye kıyasla membran tıkanmasında %13'e varan azalma sağlamıştır. İncelenen çoğu atıksu parametre için her iki işlemde de yüksek ortalama yüzde çıkarmalar sağlanmıştır. Sonuçlar, EC-SMBR performansının KOİ, bulanıklık ve renk için SMBR'nin biraz üzerine çıktığını göstermiştir. Her iki işlem de askıda katı madde içermeyen atıksu üretti ve dışkı koli formları her iki işlemde de neredeyse (%100) uzaklaştırılmıştır. Amonyak azotu yalnızca SMBR ile daha etkili şekilde uzaklaştırılmıştır. Buna göre, EC-SMBR işleminde elektroliz koşulu, biyolojik arıtmayı engellememek için optimize edilmelidir (Melhem ve Smith, 2012).

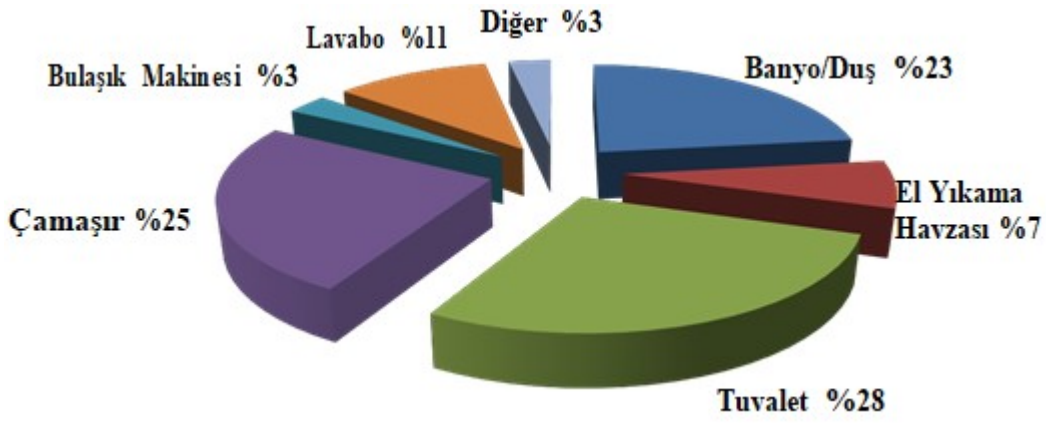
2.2. Gri Su

Kurak ve yarı kurak bölgelerde su ihtiyacı için alternatif bir kaynak olan (Oron ve ark., 2014) gri su; tuvaletler dışında, banyo, duş, el yıkama lavaboları, çamaşır, bulaşık makineleri ve evyeleri de kapsayan kentsel atık sular olarak tanımlanmaktadır (Santos ve ark., 2012). Sabun ve deterjanlar, gri suda bulunan en önemli kirleticilerdir. Ancak insan dışkıları ve tuvalet kağıtlarını içermediğinden genellikle kentsel atık sulardan daha az kirlidir (Pinto ve ark., 2010).

Gri atık su, koyu ve açık gri atık su olmak üzere iki kısıma ayrılmaktadır. Koyu gri atık su mutfak lavabolarının kaynağı iken, açık gri su banyo tuvalet lavabolarından, banyo küvetlerinden, duşlardan, çamaşır makinelerinden ve benzer kaynaklardan gelen suyu temsil eder. Koyu gri atık su, hastalığa neden olan mikroorganizmalar içerir ve besin kalıntıları, sıvı ve katı yağdan kaynaklanan büyük miktarda organik kirletici içerir. Organik kirleticiler açısından, gri atık su diğer atıksulardan daha temizdir (Kepoğlu, 2014).

Ayrıca, gri su, organik madde ve katı madde içeriği bakımından iki gruba ayrılabilir. Mutfaktaki gri su, yüksek organik ve katı içeriğinin yanı sıra yüzey aktif bileşikler, ör. deterjanlar, gri su kaynaklarının geri kalanı, organik madde ve katı madde bakımından fakir olan "düşük yük" gri su olarak tanımlanır (Al-Jayyousi, 2003). Gri su, kombine konut kanalizasyonunun %75'ini ve vakumlu tuvaletler kurulursa %90'a varan toplam evsel atıksu tüketiminin %50-80'ini oluşturur (Birben, 2012; Leal ve ark., 2011; Jefferson, 2003; Friedler and M. Hadari, 2006).

Gri sular genellikle insanların kişisel hijyen ihtiyaçları nedeniyle sürekli olarak oluşur. Gri suların kirlilik dereceleri esas olarak tüketicinin alışkanlıkları, sosyal ve ekonomik durumu tarafından belirlenir. Kullanılan deterjanlar, vücut kirleri, kişisel hijyen ürünleri ve kirli çamaşırlar sonucu olarak kirlilik derecelerini oluşmaktadır. Günlük evsel atık su tüketim oranları Şekil 2.1'de verilmiştir (Karahan, 2011).



Şekil 2.1. Günlük atık su tüketim oranları

Şekil 2.1.'deki yüzdeler, banyo/duş ve lavabolardan elde edilen gri suyun, evsel atık suların %30'unu, yani evsel atık sulara ve diğer gri su fraksiyonlarına kıyasla daha kolay arıtılabilen açık gri suyu oluşturduğunu göstermektedir. Evsel su kullanımından elde edilen açık gri su, evsel atık su kullanımının %28'ini sağlayan yıkama tuvaletlerinin su ihtiyacını karşılamak için yeniden kullanılabilir. Arıtılmış gri su miktarı ihtiyaç duyulan miktardan fazlaysa, ev temizliği, sulama veya süs bitkisi sulama gibi aktiviteler için kullanılabilir (Giresunlu, 2015).

Şekil 2.1.'de gösterildiği gibi, evlerde kullanılan su hacmi, tüketicinin alışkanlıklarına ve yaşam faaliyetlerine bağlı olarak değişmektedir. Gri suyun miktarı ve karakteri, günlük el ve yüz yıkama, duş alma ve diş fırçalama sıklığı açısından sosyal ve kültürel alışkanlıklar, ekonomik fırsatlar ve popülasyona bağlı olarak değişmektedir (Özgüroğlu, 2019; Gleick, 2000).

Bu kaynaklardan hiçbiri, tuvalet atıklarındakilerle aynı büyüklükteki hastalık organizmalarını içeren sular değildir. Atık sulardaki en büyük patojen dışkıdır. Bu nedenle siyah su ile gri su arasındaki en önemli fark, her birinde bulunan kirleticilerin çürüme oranında yatmaktadır. Siyah su, halihazırda doğanın en etkili arıtma tesislerine maruz kalmış olan organik bileşiklerden oluşur: insan vücudunun sindirim sistemi. Bu işlemden elde edilen yan ürünlerin suya yerleştirildiğinde hızla ayrışmadığı anlaşılabilir bir durumdur (Özgüroğlu, 2019).

Gri su, toplam evsel atık suların toplam hacminin %75'ine sahip en büyük bölümünü oluşturur ve %3 ile %10'luk azot ve fosfor içeren, ancak %40'ını oluşturan organik madde içeren ve besin bakımından en düşük kirlilik potansiyeline sahiptir. Gri suyun, evsel atık sudaki toplam askıda katı maddelerin %23'ünü içerdiğini belirtmektedir. Patojenler açısından, gri su, tuvalet atık su ile kirletilmediğinden neredeyse hiç hijyenik bir endişe olmadığı belirtilmektedir (Giresunlu, 2015). Gri su, diğer atık sulara kıyasla nispeten daha az kirlenmiştir ve bu nedenle içilemez yeniden kullanım uygulamaları için umut verici olabilir. Buna göre, fiziksel, biyolojik ve kimyasal/ileri oksidasyon teknolojileri dahil olmak üzere, gri suları arıtmak için sayısız işlemin değerlendirilmesi ve uygulanması kurulmuştur. Gri suların ve kentsel

atık suların tekrar kullanımı küresel bir uygulamadır ve tuvalet sifonu, sulama, araba yıkama, yangından korunma ve beton üretimi gibi içilemez amaçlar için kullanılabilir (Anderson, 2003; Angelakis ve ark., 2003). Her ne kadar arıtılmış gri su tarımsal sulamada da kullanılabilse de, daha fazla besin içeriği nedeniyle belediye atıksuları ideal değildir (Eriksson, 2002; Winward, 2008). Geri dönüşümlü suyun belirli bir fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik üstünlüğü vardır (Jefferson, 2001; Jefferson, 2004).

2.3. Gri Su Kaynakları ve Karakterizasyonu

Evlerde kullanılan şebeke suyu sabun, şampuan ve deterjan gibi kimyasallarla kirlenmesi sonucunda gri su oluşur. Gri suyun kirlilik derecesi esas olarak tüketicilerin alışkanlıkları tarafından belirlenir. Ortaya çıkan kirlilik, kişisel hijyen ürünlerinin, deterjanların, kirli çamaşırların ve vücut kirlerinin bir sonucudur. Bu kirleticiler kısaca biyolojik indirgeyici olarak sınıflandırılmaktadır (Öztürk, 2017). Gri suyun özellikleri çeşitli faktörlere bağlıdır. Ancak gri suyun kalitesini ve miktarını doğrudan etkileyen üç ana faktör vardır. Su kaynağının kalitesi, içme suyu ve gri su için dağıtım ağı türü ve hanelerin faaliyetleri, gri sudaki bileşimsel farklılıklara katkıda bulunan en önemli faktörleri içermektedir. Gri su, ilgili kişilerin yaşam alışkanlıklarının, kullanılan ürünlerin ve tesisin niteliğinin bir sonucu olarak üretilir ve bu nedenle özellikleri oldukça değişkendir (Eriksson ve ark., 2002). Bozulabilir gıda atığının varlığından dolayı, mutfak atıksuları genellikle diğer gri su kaynaklarından daha fazla organik madde yüklemesi içerir (Birben, 2012; Donner, 2010).

Yapılan çalışmalarda, gri atık suyun evsel atıksu miktarına oranı geniş bir aralıkta (%50-%80) bulunmuştur (Hocaoğlu, 2011; Friedler ve Hadari, 2006; Nolde, 2000). Ancak bu miktarın kullanıcı alışkanlıkları, sosyo-ekonomik durum, su kaynaklarının kullanım kolaylığı, tuvalet rezervuar hacmi gibi faktörlere bağlı olarak değişebileceği gözlenmiştir. Toplam hacmin yaklaşık ¾'ünü oluşturan ve kirlilik potansiyeli düşük olan gri atık su, konvansiyonel sistemlerde kirlilik potansiyeli yüksek hacimce ¼'lük olan atık su tarafından kirletilmektedir (Kepoğlu, 2014; Allar ve Baykal, 2007).

Evlerdeki atık su kaynağının belirli bir kısmını oluşturan gri su, tekrar kullanımı ile birlikte içme su kaynakları korunması, evsel atık suların kapladığı fazla hacimden dolayı arıtımında, taşıma maliyetlerinde ve arıtma çamurlarının miktarlarının azaltılmasında büyük rol oynamaktadır.

Gri su karakterizasyonu, gri suyun içeriği insanların alışkanlıklarına, şampuan, sabun, deterjan, duş köpüğü, diş macunu gibi kullanılan ürünlere göre değişiklik göstermektedir. Bu sebeple kaynakların kirlilik içerikleri sınıflandırılmış ve Çizelge 2.1.'de sunulmuştur (Öztürk, 2017).

Çizelge 2.1. Gri su kaynağına göre kirletici maddeler

Gri Su Kaynağı	**Kirletici Maddeler**
Duş- Küvet	Saç, sabun, organik madde, şampuan kalıntıları, askıda katı madde, bakteri.
Lavabo	Yağ ve gres, bakteri, organik madde, sabun, askıda katı madde.
Çamaşır Makinesi	Organik madde, yağ ve gres, nitrat, sodyum, pH, askıda katı madde, fosfor.
Bulaşık Makinesi	pH, artan tuzluluk, deterjan, yağ ve gres, bakteri, askıda katı madde, organik madde.

Gri suların besin içeriği kara suya kıyasla daha azdır. Atık su deşarjında azot ve fosfor gibi parametreler oldukça önemlidir. Gri sularda büyük miktarlarda fosfor bulunması ötrofikasyon problemine neden olur. Sonunda oluşan aşırı alg çoğalması ile sucul ekosistemin dengesizliğine, oksijen yokluğunda balık ölümlerine, su kaynaklarının sınırlı kullanımına ve estetik sorunlara neden olur. Gri sularda azot ve fosfor genellikle şampuan, bulaşık sabunu gibi kimyasal temizlik ürünlerinden kaynaklanmaktadır (Özgüroğlu, 2019; Karahan, 2011).

Çizelge 2.2.'de Li ve arkadaşları (2009), yaptıkları çalışmada gri suyun farklı kaynaklardaki ve genel karakterizasyonunu sunmuşlardır (Li ve ark., 2009). 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 (Öztürk, 2017).

Çizelge 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)	$10\text{-}2.4x10^7$	$200.5\text{-}7x10^5$	$>00.5\text{-}7x^8$	$56\text{-}8x10^7$
Fekal koliform (CFU/100 mL)	$0\text{-}3.4x10^5$	$50\text{-}1.4x10^3$	-	$0.1\text{-}1.5x10^8$

Evsel atık su ile karşılaştırıldığında, gri suyun pH aralığının, çamaşırhanelerde ve banyolarda kullanılan deterjan ve şampuanlardan gelen alkalin (pH-10) olma olasılığı daha yüksektir (Hong Chin, 2009). Öte yandan mutfak gri suyu diğerlerinden farklı olarak bileşenlerine göre asidik bir bileşime sahip olabilir (Birben, 2012; Halalsheh. 2008).

Geleneksel atık su parametreleri göz önüne alındığında, gri su örneklerinin KOİ ve BOİ yüklemeleri evsel atık suya benzer olabilir, ancak kimyasal yapıları oldukça farklı olabilir. $BOİ_5$/KOİ oranı (~0.45), aerobik veya anaerobik olarak gri su örneklerinin kimyasal doğasını ve biyolojik olarak parçalanabilirliğini belirlemek için çeşitli araştırmacılar tarafından dikkate alınan parametrelerden biridir (Birben, 2012; Jefferson, 2000; Hernández. 2011).

Organik maddeler BOİ ve KOİ parametreleri ile ölçülür. Organik maddelerin içeriği biriken (toplanan) gri su akışının kaynağına bağlıdır. Duş ve banyodan gelen gri su az kirlidir. Ek olarak çamaşırlardan elde edilen gri su kullanıldığında, gri sudaki maddelerin konsantrasyonları artması sonucunda suyun temizlenme maliyeti

artmış olur. Mutfakta kullanılan atık su (lavabo, bulaşık makinesi) eklenmesine rağmen, bu maliyet daha da artacaktır (Abik, 2016).

Gri su yüksek katı içeriği, banyodan, yiyecek artıkları, çamaşır makineleri, yağ ve katı parçalar tarafından oluşmaktadır. Bu katılar ve kolloidler suda bulanıklığa ve tedavide kullanılan borularda tıkanmaya neden olur. Askıda katı madde (AKM) konsantrasyonları hafif kirli gri suda 12-315 mg/L ve yoğun kirli gri suda 29-505 mg/L arasındadır (Boyjoo ve ark., 2013).

2.4. Gri Su Arıtma Teknolojisi

Gri su arıtımı fizikokimyasal (fiziksel ve kimyasal) 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 (Öztürk, 2017; Li, 2009; Pidou, 2007).

Gri su arıtma için uygulanan çeşitli teknolojilerin birçoğu işlemden önce katı-sıvı ayırma aşaması ve ardından işlem sonrası dezenfeksiyon aşaması tarafından takip edilir. Bir sonraki işlemin tıkanmasını önlemek için, septik tank, filtre torbaları, elek ve filtreler gibi ön işlemler, partikül ve yağ ve gres miktarını azaltmak için uygulanır. Dezenfeksiyon aşaması, mikrobiyolojik gereklilikleri karşılamak için kullanılır (Barışçı 2017).

2.4.1. 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 (Öztürk, 2017; Al-Jayyousi, 2003). Ek olarak,

kaba filtrelerin kullanılması, membran filtrelerin ve kum ve toprak gibi diğer doğal ortamların, patojen mikroorganizmaların çıkarılması için farklı bir fiziksel arıtma teknolojileri ve bunu takiben bir dezenfeksiyon aşaması olduğu bilinmektedir (Birben, 2012, Nghiem, 2006; Zuma, 2008).

Gri su arıtması için uygulanan çeşitli fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri, seçilen parametrelerdeki giderim verimi açısından performansları Çizelge 2.3.'de sunulmaktadır. Gri su karakteristiğini ifade etmek için kullanılan parametreler; bulanıklık, AKM, TOK, KOİ, BOİ bakımından organik madde içeriği, TN olarak azot içerikleri, iki değerli katyonlara neden olan sertlik, Ca^{+2} , Mg^{+2}'dir. Gri suyun bakteriyolojik yükü toplam koliform ya da spesifik olarak E.coli olarak gösterilmiştir (Pidou ve ark., 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 ve ark., 2004). Ayrıca arıtılmış gri suyun tuvaletleri yıkamak için kullanılabileceği rapor edilmiştir. Düşük yüklü gri su, koagülasyon (pıhtılaşma) ve klorlama ile arıtılmış ve arıtma etkinliği, iki değerli katyonlara neden olan sertliğin yanı sıra organik içeriği (örn., KOİ) temsil eden benzer parametrelerle bildirilmiştir (Friedler, 2008; March, 2009). 2008 yılında Pidou ve arkadaşları tarafından en son yapılan çalışmada, duşlardan elde edilen gri su koagülasyon (pıhtılaşma) ve manyetik iyon değişimi ile arıtılmıştır. Arıtma verimi de koliform bakterilerin giderilmesi olarak verilmiştir (Pidou ve ark., 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 ve bulanıklık) giderilmesi bakımından istenen sonuçları verebileceği sonucuna varmışlardır (Birben, 2012; Öztürk, 2017; Hourlier, 2010).

Bununla birlikte, fiziksel arıtma seçenekleri (örneğin filtrasyon ve çökeltme) yalnızca katı parçacıkları giderebilir ve organik maddeler, besin maddeleri, yüzey

aktif maddeler ve etkileri hafife alınamayan diğer mikro kirleticilerin (örn., organik bileşikler ve metaller) uzaklaştırılmasında, kısıtlamalara sahiptir (Li ve ark., 2010).

Çizelge 2.3.'de gri su arıtması için uygulanan çeşitli fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri sunulmaktadır.

Çizelge 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 ve ark., 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 ve ark., 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 ve ark., 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 ve ark., 2010)
		KOİ (mg/L)	464	77	
		BOİ (mg/L)	63	2	
		ÇOK(mg orgC/L)	149	47	

Sonuç olarak, fizikokimyasal yöntemler adı verilen fiziksel ve kimyasal arıtma teknolojilerinin kombinasyonu tercihen gri su arıtımında kullanılır. 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. Çizelge 3.3.'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 (Birben, 2012).

2.4.2. Biyolojik arıtma yöntemleri

Biyolojik arıtma, 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. 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, Çizelge 2.4.'te gösterilmektedir (Öztürk, 2017).

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 (Santasmasas ve ark., 2013). Bu nedenle, gri su arıtımı için farklı MBR teknolojileri, farklı katı bekletme süreleri (SRT) ve hidrolik bekletme süreleri (HRT) gibi parametreler incelenmiştir (Lesjean ve Gnirss, 2006). Dönen biyolojik kontaktörler, gri su arıtımı için çeşitli literatür çalışmalarında uygulanmıştır. Bu çalışmaların birçoğunda RBC'lerin filtrasyon ve dezenfeksiyon gibi diğer fizikokimyasal arıtma prosesleri ile kombinasyonunun, bu işlemi orta ve yüksek kirliliğe sahip gri su arıtımı için bu yöntemi daha uygulanabilir ve ekonomik hale geldiği görülmüştür (Nolde, 2000; Li ve ark., 2009; Friedler ve ark., 2005; Revitt ve ark., 2011).

Her ne kadar biyolojik arıtma prosesleri yaygın olarak gri su arıtımı için çalışılsa ve uygulansa da, uygulamasının biyolojik olarak dirençli ve biyolojik arıtma sistemlerinin bakteriyel aktivitesini inhibe edici etkisi olan biyolojik olarak parçalanamayan, ksenobiyotik ve toksik bileşiklerin çıkarılması konusunda bazı kısıtlamaları olacaktır (Marco ve ark., 1997). Yukarı akışlı anaerobik çamur battaniyesi (UASB) reaktörü (Elmitwalli ve Otterpohl, 2007), geri dönüşümlü dikey

akışlı biyoreaktör (Gross ve ark., 2007), yatay ve dikey akışlı sulak alanlar (Pansonato ve ark., 2011), sazlıklar (Revitt ve ark., 2011) gri su arıtması için araştırılan diğer bazı biyolojik arıtma teknolojileridir.

Çizelge 2.4.'te gri su arıtımı için uygulanan biyolojik arıtma yöntemleri sunulmaktadır.

Çizelge 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 ve ark., 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 ve 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	A_2O Oksidasyon prosesi ve Mikrofiltrasyon	Bulanıklık (NTU)	14	3	(Kim ve ark., 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 ve Funamizu, 2010)
		NH_4-N (mg/L)	0.17	0.16	
		TKN (mg TKN/L)	25.3	12	
		NO_3-N (mg/L)	0	9.85	
		TP (mg P/ L)	2.4	-	
		PO_4-P (mg/L)	1.3	0.8	

2.4.3. 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 (Birben, 2012).

Bir ışık kaynağının varlığında veya yokluğunda, güçlü oksidasyon elementleri (0^3, H_2O_2) ve/veya katalizörler kullanan prosesler ileri oksidasyon prosesleri olarak adlandırılabilir. Geleneksel oksidasyon proseslerindeki problemler ileri oksidasyon prosesleri ile aşılabilir. İleri oksidasyon işlemleri genellikle yeraltı sularını, yüzey sularını ve ayrışmaya dayanıklı ve tehlikeli kirleticiler içeren endüstriyel atık suları arıtmak için hidroksil radikalleri güçlü, seçici olmayan kimyasal bir oksidanttır (Balcıoglu ve ark., 2001).

İleri oksidasyon proseslerinin, ana mekanizmanın bozabilecek, yüksek oranda reaktif geçici geçici oksijen türleri (ROS) (H_2O_2, OH•, O_2, O_3) üretimi olduğu en yenilikçi su ve atık su arıtma teknolojilerinden bazıları olduğu bilinmektedir. Hatta refrakter organik molekülleri bile biyolojik olarak çözünebilir bileşikler haline getirir ve sonunda CO_2 ve inorganik anyonlar vererek onları suya mineralize eder. 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 (Barışçı, 2017).

Su ve atık su arıtımında ileri oksidasyon süreçlerinin kullanımı son yıllarda artmaktadır. Ayrıca ozonlama, ozon/H_2O_2, UV radyasyonu ve bu oksidanların kombinasyonu uzun yıllardır su arıtımında dezenfeksiyon için kullanılmaktadır. Gelişmiş oksidasyon işlemleri, klor ve H_2O_2 gibi geleneksel yöntemlere kıyasla yüksek maliyetlidir. Bununla birlikte, bu süreçler aktif karbon adsorpsiyonu gibi üçüncül arıtma işlemleriyle finansal olarak rekabet edebilir. Diğer bir dezavantaj, serbest radikallerin oldukça reaktif olmaları, ancak seçici olmamalarıdır. Bu nedenle, su ortamındaki hedef kirleticiler dışındaki diğer bileşiklerle reaksiyona girer ve bu oluşan radikallerin tüketici maddeleri tarafından kullanılması oksidasyon verimliliğini azaltır. Hümik maddeler, karbonat-bikarbonat alkalinliği, fosfat iyonu,

demir, manganez, klorür ve bakır iyonu su ortamında oluşan radikalleri tüketen maddelerdir (Sesler, 2014).

2.5. Gri Suların Yeniden Kullanımı

Kurak bölgelerde su kıtlığına ilişkin ortaya çıkan sorunlar, tatlı su kaynaklarının kullanılmasından kaçınılması, çevreye kirletici madde yüklenmesinin azaltılması ve toplam tedarik maliyetleri nedeniyle su talebi yönetimi büyük ilgi görmüştür. Tüm bu problemler, yüksek kalitede taze su kullanımını önlemek, böylece çevrede kirletici maddeleri azaltmak ve son olarak toplam tedarik maliyetlerini azaltmak için farklı atık su kaynaklarının (yani evsel, endüstriyel ve gri atık su) geri dönüşümü ve yeniden kullanılması fikrini ortaya koydu (Birben, 2012).

Yapılan çalışmalara göre günde kişi başı yaklaşık 120 litre su tüketildiği kabul edildiğinde (Li ve ark., 2009; Balcıoğlu ve ark., 2001; Sesler, 2014), 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 arıtılabilmesi ve atık su arıtma proseslerinin yükünü azaltması için ayrı toplama sistemi ile toplanmalıdır. Bunun sonucu olarak, arıtma sistemleri daha verimli sonuçlar verecek ve daha düşük maliyetlerde çalıştırılabileceklerdir (Öztürk, 2017).

Çok katlı binalar, içme suyu tasarrufu ve maliyet etkinliği ile ilgili sorunların üstesinden gelmek için gri su arıtımının uygulanması ve yeniden kullanılması için bir potansiyele sahiptir. Bazı araştırmacılar bu konuyu sürdürülebilir su yönetimi açısından incelemişlerdir. Çalışmaların çoğu, uygun teknolojilerin seçilmesiyle, arıtılmış gri suyun, tuvalet yıkama, sulama ve araba yıkama gibi içilemez amaçlar için faydalı bir şekilde kullanılabileceği sonucuna varmıştır (Birben, 2012).

Çizelge 2.5.'te farklı ülkelere ait gri su ve atık suların yeniden kullanım uygulamaları ile ilgili farklı standartlar gösterilmektedir. Bu standartlar kalite parametreleri olarak pH, bulanıklık, $BOİ_5$, toplam koliform ve fekal koliform

parametrelerini içermektedir. Bazı durumlarda AKM, kalıntı klor, TN ve TP analizleri istenmektedir (Öztürk, 2017).

Çizelge 2.5. Atık suyun 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
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	$< 10^3$	-	Tuvalet yıkama
							< 5000		Yeşil alan sulama
ABD (Environmental Protection Agency)	6-9	-	< 2	<10	-	1	-	ND*	Yeşil alan sulama, tuvalet yıkama, yangın söndürme,
		<30		<30				< 200	Toprak sıkılaştırma, çakıl yıkama, betonlaştırma suyu
UK (Environmental Agency)	5-9,5	-	<10	-	-	<2	-	<10	Basınçlı yıkama, bahçe sulama, araba yıkama
						<2		<1000	Tuvalet yıkama
								<10	Çamaşır makinası
						<0.5		<1000	Bahçe sulama
Dünya Sağlık Örgütü (WHO)	-	-	-	-	-	-	Helminth eggs <1/L, Escherichia coli $<10^5$ (e-Coli'nin üreme olasılığı göz önünde Bulundurulduğund müsaade edilen sınır: 10^6)		Kısıtlı alanların sulanması
							Helminth eggs <1/L, Escherichia coli $<10^3$ (Büyük yapraklı ürünlerin damlatmalı sulanmasında müsaade edilen sınır: 10^4)		Kısıtlı olmayan alanların sulanması

(Nolde, 2000; Ghunmi ve ark., 2011; Albalawneh ve ark., 2015) gibi çalışmaların referansı ile Li ve ark., (2009), yeniden kullanılacak olan sular için

kullanılacakları alanlara göre standartları da içeren Çizelge 2.6.'da gösterilen yeniden kullanım kılavuzunu oluşturmuşlardır (Li ve ark., 2009).

Çizelge 2.6. Gri suların kullanılacakları alanlara göre yeniden kullanım standartları

Kategori		**Hedeflenen arıtım değerleri**	**Uygulama alanları**
Reaksiyon 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
	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	Vücut temasından uzak rekreasyon amaçlı göl ve havuzlar
Kentsel ve zirai kullanım	Kısıtlı olmayan alan	BOİ5: ≤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, yeşil alan sulaması, yangın söndürme, inşaat, tarımsal sulama, cadde temizliği
	Kısıtlı alan	BOİ5: ≤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

Gri suların yeniden kullanımı ile birlikte içilebilir su kaynaklarının korunması, kanalizasyona ve arıtma tesisinde toplama, arıtma ve bertaraf taleplerindeki hizmet talebini azaltması gibi faydalarının yanında arıtım prosesi çevreye ve ekonomiye de katkı sağlamaktadır. Arıtılan gri su, tuvalet rezervuarları, çamaşır makinası, araba yıkama, yangın söndürme, yeşil alanların sulanması, süs havuzları, endüstriyel proseslerde soğutma suyu gibi kaba kullanım alanlarında kullanılması ile birlikte içme suyu talebi azaltılacak ve su kaynaklarının sürdürülebilir kullanımı sağlanacaktır.

2.6. Gri Su İle İlgili Türkiye ve Dünya'daki Mevcut Durum

Bazı ülkeler, su kaynaklarına olan artan ilgiden dolayı suyun yeniden kullanımı ile ilgili standartları ve kılavuzları yayınlamakta ve su kaynakları olarak yeniden su kullanımını tekrarlamaktadır (Oron ve ark., 2014).

Doğrudan gri suyun yeniden kullanımı çok sık ve yaygın olarak kullanılan bir uygulamadır. Banyo ve lavabodan gelen gri su, doğrudan bahçe sulama, yaygın söndürme vb. alanlarda uzun yıllardan beri kullanılmaktadır. Gri su doğrudan Avustralya, Suriye ve Güney Afrika'daki bahçe ve peyzaj sulamalarında ve İsrail'deki meyve ağaçlarının sulanmasında kullanılmaktadır (Boyjoo ve ark., 2013). Bununla birlikte, kullanmadan önce gri suyun arıtılması şiddetle tavsiye edilir. Gri suyun doğrudan uzun süreli sulama için kullanılması, suda tuz, yüzey aktif madde, yağ ve gres birikmesine yol açar. Bu bağlamda bitki sağlığını ve toprak yapısını olumsuz etkiler ve sonuç olarak yeraltı suyu kirlenmesine neden olur. Gri suyun doğrudan arıtma olmadan rezervuarlarda kullanılması, klozet üzerinde leke bırakır. Bu, tüketicileri daha fazla tuvalet temizleyici kullanmaya teşvik eder (Üstün ve Tırpancı, 2015).

Avustralya, gri suyun yeniden kullanılmasında lider ülkelerden biridir ve her devletin kendi sıhhi tesisat kodu vardır, bu da bir evde üretilecek gri su miktarının nasıl hesaplanacağını ve gri suyun ne kadarının arıtılıp tekrar kullanılması gerektiğini açıklar. Son kullanım uygulaması (Avustralya Doğal Kaynak Yönetimi Bakanlar Konseyi, 2006). Avustralya'nın her eyaleti, sıhhi tesisat kodlarında gri su tanımına sahiptir ve farklı son kullanımlar için gerekli kalite, devlete göre farklılık göstermektedir (Giresunlu, 2015).

Amerika Birleşik Devletleri, su yeniden kullanım uygulamaları dahil olmak üzere su yeniden kullanımı için ulusal bir kılavuza (EPA, 2012) sahiptir ve gri suyu tanımlayan diğer yönergelere benzer şekilde, bu kılavuz, muameleden sonra gri su ve evsel atık su için aynı su kalitesini göstermektedir. 50 eyaletten 9'unun gri su

kullanımı ile ilgili herhangi bir standardı yoktur, ancak diğerlerinin tümü sıhhi tesisat kodlarında veya diğer düzenlemelerde gri su içerir (Yu ve ark., 2013).

Sıhhi tesisat kodlarında gri su tanımı olmayan eyaletler Indiana, Iowa, Kansas, Louisiana, Mississippi, Oklahoma, Pennsylvania, Güney Carolina ve Tennessee'dir. Öte yandan, ABD'nin batısındaki su eksikliği nedeniyle ıstırap çektiği bilinen tüm devletler, sıhhi tesisat kodlarında tanımlanmış gri suya sahiptir. Tüm eyaletler arasında Kaliforniya, her türden geri dönüştürülmüş suyu taşıyan mor renkli boruların kullanılmasını zorunlu kılan Başlık 22 Geri Dönüştürülmüş Su Kalitesi (California Yapı Standartları Komisyonu, 2010) ile özel olarak bilinmektedir (Asano ve ark., 1992). 1987 yılında Kaliforniya'da yeniden kullanılan toplam su miktarını, 200'den fazla atık su ıslah tesisinin geri kalanıyla 330 milyon m^3 olarak belirtmektedir. Bununla birlikte, ABD'de gri su tanımı, bazı devletler mutfak atık suyunu dışarıda bırakmayı tercih ettiğinden, bazılarının sadece mutfak lavabosunu veya sadece bulaşık makinesini hariç tutmayı tercih ettiğinden ve bazılarının farklı düzenlemelerde farklı gri su tanımlamaları yapıldığından çok açık değildir (Yu ve ark., 2013).

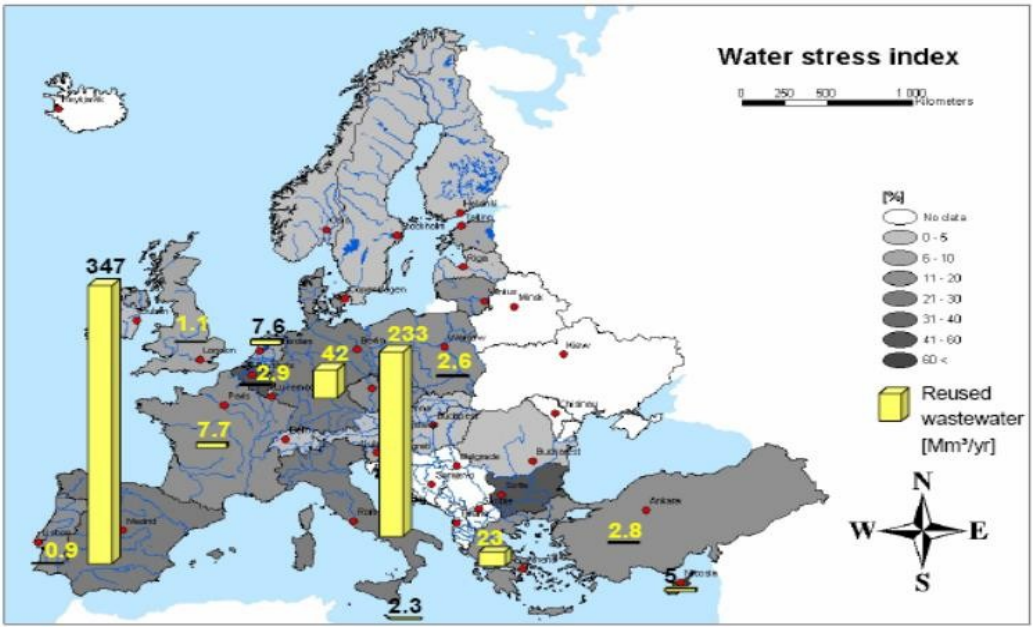
Prens Edward Adası ve British Columbia, su yeniden kullanım standartlarına sahip Kanada'nın yalnızca iki eyaletidir ve bu standartlar gri su sistemlerinden bahsetmez, ancak tuvalet ve pisuar temizliği için atık su yeniden kullanımı hakkında ulusal bir kılavuz vardır (Federal-Bölgesel-Bölgesel Sağlık Komitesi ve Çevre, 2010) ve bu kılavuzda gri su tanımı yer almaktadır (Giresunlu, 2015).

Avrupa Birliği ülkeleri arasında Avusturya, Bulgaristan, Çek Cumhuriyeti, Danimarka, Estonya, Finlandiya, Macaristan, İrlanda, Letonya, Litvanya, Lüksemburg, Malta, Hollanda, Polonya, Romanya, Slovakya, Slovenya ve İsveç, su yeniden kullanım düzenlemeleri olmayan ülkelerdir. Çizelge 2.7.'de AB ülkelerini su geri dönüşümü ile ilgili yönetmelikler ile birlikte göstermektedir. Şekil 2.2.'ye göre, İspanya ve İtalya, büyük miktarlarda arıtılmış atık suyu 347 ve 233 Mm^3/yıl ile kullanan ülkelerdir, ancak su yeniden kullanım standartlarına sahip diğer ülkeler bunların çok gerisindedir. Şekil 2.2.'de gösterilen Türkiye, yılda 2,8 Mm^3 geri

kazanılmış su kullanan ve özellikle sulama için atık su yeniden kullanımı konusunda bir standarda sahip bir Avrasya ülkesidir, ancak standart gri su için bir tanım içermemektedir. Akdeniz bölgesinde kurak bir ortamda bulunan İsrail, işlenmiş atık suyun %87'sini yeniden kullandığından bölgede lider ülke konumundadır (Akdeniz Atık su Yeniden Çalışma Grubu, 2007) (Giresunlu, 2015).

Çizelge 2.7. Yeniden kullanım standartlarına sahip AB ülkeleri listesi

Ülke	Standart
Kıbrıs	Karar no: 296/03.06.05
Fransa	24 Kararname 94/469, 1994
Almanya	Binalarda endüstriyel su kullanımı, 1995
Yunanistan	JMD 145116/11
Italya	Mayıs 2006 tarihli 152 sayılı Bakanlar Kurulu Kararı
Portekiz	ERSAR Teknik Kılavuzu no 14: Atık su yeniden kullanımı
İspanya	7 Aralık Kraliyet kararnamesi 1620/2007
UK	Su yönetmeliği danışma programı Ağustos 1999'da



Şekil 2.2. Avrupa ülkelerinde yeniden kullanılan su miktarları

Japonya'nın başkenti olan Tokyo, 30.000 m^2 alana veya daha büyük binalara ya da 100 m^3 ya da daha fazla geri dönüşüm kapasitesine sahip binalar için gri suyun yeniden kullanılması zorunludur. Singapur, Çin, Kore, Suudi Arabistan ve Kuveyt,

literatüre göre yeniden kullanım standartlarına sahip diğer ülkelerdir (Oron ve ark., 2014).

Ülkelerin çoğunda gri su kullanım kılavuzları/standartları bulunmamakta ve bu ülkelerden bazılarının evsel atık su yeniden kullanım kılavuzu/standartları bulunmaktadır. Böyle bir durumda, evsel atık su yeniden kullanım kılavuzları ve standartları, gri suların geri dönüşümünde kullanılır (Giresunlu, 2015).

Gri su farklı su kalitesi gerektiren son kullanım olanaklarına sahiptir. Bir oyun alanının sulanması için kullanılan arıtılmış gri su, herhangi bir patojen içermemelidir, ancak muamele edilen gri suyun tuvalet yıkama için yüksek bir kaliteye sahip olması gerekliliği tartışmalıdır. Türkiye'de kullanılan suyun geri dönüşümü ile ilgili standartlarda gri bir su tanımı yapılmamakla birlikte kısıtlı ve kısıtsız yeniden kullanım uygulamaları için farklı standartlar bulunmaktadır. Yeniden kullanılan su, çiğlenmiş meyve ve sebzelerin sulanması için kullanılıyorsa, dışkı koliformları tespit edilmemeli ve $BOİ_5$ konsantrasyonu 20 mg/L'nin altında olmalıdır. Fekal koliform konsantrasyonu, 100 mL'de 200' e kadar çıkabilir ve $BOİ_5$ konsantrasyonu, irrigasyonun sınırlı alanlarda yapıldığı ve insan temasının düşük olduğu durumlarda 30 mg/L olabilir. Bulanıklık 2 NTU değerini geçmemeli ve iki tür yeniden kullanım için minimum klor konsantrasyonu 1 mg/L olmalıdır (Giresunlu, 2015).

2.7. Fenton Prosesi

Sulu çözeltilerdeki toksik ve biyolojik olarak refrakter organik kirleticileri yok etmek için birkaç ileri oksidasyon işlemleri kullanılır. İleri oksidasyon işlemleri, çoğu organik ve biyolojik moleküle neredeyse difüzyon kontrollü hızlarda yeniden etki eden, spesifik olmayan, güçlü bir oksidan olan hidroksil radikali (-OH) gibi çok reaktif türlerin oluşumuna dayanmaktadır. Hidroksil radikalleri seçici değildir, tüm organik maddelerle reaksiyona girerler ve nihai ürün olarak CO_2 ve H_2O oluştururlar (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008a).

Bu ileri oksidasyon prosesleri arasında Fenton prosesi; düşük maliyet, Hem demir hem de hidrojen peroksitin ucuz olması ve toksik olmaması, homojen katalitik yapısından dolayı kütle transfer sınırlaması yoktur, prosesin teknolojik olarak basitliği nedeniyle oldukça caziptir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008b).

Fenton prosesi, 1894 yılında Henry John Horstman Fenton tarafından keşfedilmiş bir prosestir. Fe^{+2} ve hidrojen peroksit (H_2O_2) arasındaki zincirleme reaksiyonlar sonucu hidroksil radikallerinin meydana gelmektedir. Oluşan hidroksil radikalleri oldukça yüksek oksitlenme gücüne sahiptirler. Hidrojen peroksit ferro iyonu sistemi ‘‘Fenton reaktifi’’ olarak bilinmektedir. Fenton prosesinin ana avantajı, oksidasyon ve koagülasyonu birleştirmesidir. Bu avantaj, atık suda bulunan organik kirleticilerin oksidasyon ve koagülasyonu yoluyla ikinci kez uzaklaştırılmasını sağlar. Fenton prosesi bu nedenle iki tedavi mekanizmasına sahip bir yöntemdir (Özgüroğlu, 2019).

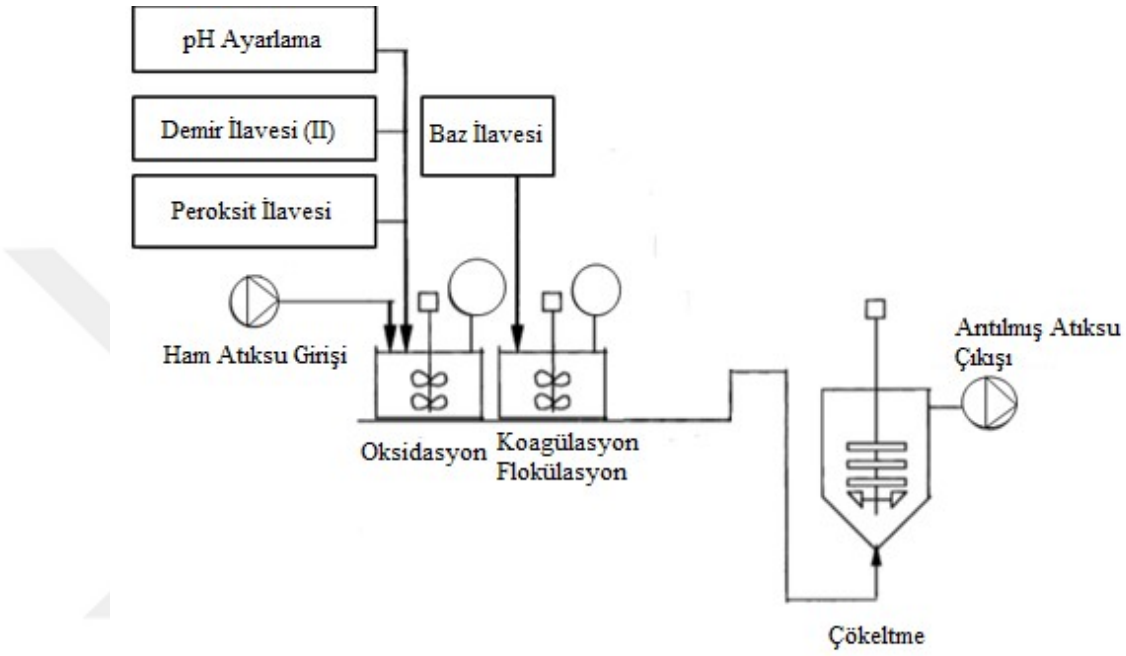
Klasik Fenton prosesi, asidik koşullar altında reaksiyona girerek ferro demirin (Fe^{2+}) ve hidrojen peroksitin (H_2O_2) katalitik ayrışması sonucu oluşmaktadır. Zincirleme reaksiyonların bir sonucu olarak, bilinen en güçlü ikinci oksidant radikal olan hidroksil radikaller ($OH^{\bullet}$) oluşur. Hidroksil radikalleri $OH^{\bullet}$, suda bulunan birçok organik ve inorganik kimyasal madde ile seçici olmaksızın hızlı bir şekilde reaksiyona girerler (Şahinkaya, 2017; Özdemir ve ark., 2008). İleri oksidasyon proseslerinden biri olan Fenton prosesi ile çok kirli endüstriyel atık sulardan renk giderme, toksisite ve KOİ giderimi çalışmaları yapılmıştır (Özdemir ve ark., 2008).

Fenton reaktifinin oksidasyon kabiliyeti, hidrojen peroksitin asit ortamında demir iyonları katalizi ile ayrışmasının bir sonucu olarak hidroksil radikallerinin (OH) oluşumuna bağlıdır. Fenton prosesinde, hidroksil radikallerinin yüksek oksidasyon potansiyeli ile kirletici tamamen çıkarılabilir (Gözükızıl, 2013).

Atık su arıtma tekniği olarak kullanılan Fenton prosesi, uzaklaştırılan maddenin tipine bağlı olarak atık sudaki oksitlenmiş formdaki maddelerin uzaklaştırılmasında etkin bir şekilde kullanılmaktadır. Fenton reaksiyonu, atık su için

tanımlanan KOİ, toksisite ve renk gibi kolektif parametrelerin giderilmesinde ve biyolojik olarak bozunmanın arttırılmasında etkili olabilmektedir (Tezcan, 2010).

Fenton prosesi temel anlamda dört ana aşamadan oluşmaktadır. Bu prosese ait bir uygulama örneği Şekil 2.3.'de gösterilmektedir (Gogate ve Pandit, 2004).



Şekil 2.3. Şematize edilmiş fenton prosesi

Fenton prosesi ile yapılan arıtma işlemi işlemi sırasıyla şöyledir;

1. Başlangıçta asidik koşullar sağlanır. Bunun için uygun pH aralığı 2 – 5 arasındadır.
2. Önce Fenton reaktifleri olan Fe^{+2} tuzları, sonra H_2O_2 ilave edilerek, hidroksil radikalleri oluşturulur. Oksidasyonla organik yüksek moleküllü maddeler daha düşük ağırlıktaki moleküllere dönüşür. Fe^{+2} bu esnada Fe^{+3}'e oksitlenir.
3. Reaksiyondan sonra, demir komplekslerini çözünmüş formda çökeltmek için ortam pH'ı Fe^{+3} floklarının en uygun çökelebilme aralığı olan pH yaklaşık 7-8'e getirilir.
4. Nötralizasyon sonrasında ortamdaki Fe^{+3} floklarının yeterince çökebilmesinin temin edildiği bir bekleme süresinin sonunda oluşan duru faz, çamurdan

ayrılır. Fenton çamuru arıtılan veya rengi giderilen atıksudan kolayca ayrılmakta fakat adsorbe edilen organik maddeler dolayısıyla bertarafı zor olmaktadır. Böylece Fenton işlemi sonlandırılır (Şahinkaya, 2017; Özdemir ve ark., 2008).

Oksidasyon ve koagülasyon işlemlerinin avantajlarına sahip olan Fenton prosesi, sudaki oksijen miktarını da arttırmaktadır. Fenton Prosesinin avantajları ve dezavantajları Çizelge 2.8.'de verilmiştir (Özgüroğlu, 2019).

Çizelge 2.8. Fenton prosesinin avantajları ve dezavantajları

Avantajları	Dezavantajları
• Toksik ve dayanıklı bileşiklerin kısmen esnekliği. • İlk yatırım maliyeti uygundur. • Biyolojik bir arıtım için zehirliliğin azaltılmasında rol oynamaktadır. • Farklı proseslere de uyum sağlamaktadır. • Hidrolik bekleme süresi (1-2) kısadır. • Kullanılan kimyasallar kolayca temin edilebilmektedir. • Yüksek oranda verimlilik sağlar. • Kimyasal olarak inert çamur arıtımı gerçekleştirir. • Çok çeşide sahip maddelerin arıtılmasında kararlıdır. • Kirleticileri kolayca yok edilebilir. • Kalıntı zararlı madde üretmez.	• Kullanılan kimyasalların tehlikeli, depolama, taşıma maliyetinin fazla olması. • Çözeltideki pH'ın 2-5 arasına düşürülmesi için çok fazla miktarda kimyasal gerektirmesi. • Oluşan kimyasal inert çamurun bertarafının zorunluluğu. • Kimyasal maliyetinin kirlilik yükündeki artış ile yükselebilmesi. • Çamurun bertaraf maliyetinin yüksek olabilmesi. • Köpük kontrolüdür.

2.7.1. Fenton prosesinde oluşan kimyasal reaksiyonlar

2.7.1.1. Redoks reaksiyonları

Hidrojen peroksit ve demir iyonları genellikle güçlü bir asitte daha kararlıdır. Ancak, organik bir substrat ve güçlü bir asitte aşırı demir iyonları içeren sulu bir sisteme hidrojen peroksit eklenirse, karmaşık bir redoks reaksiyonu meydana gelecektir (Tezcan, 2010).

Organik maddelerin ve ferro iyonlarının var olduğu bir su ortamına hidrojen peroksit verildiğinde Eşitlik (2.8) ve (2.9)'da görüldüğü gibi ardışık reaksiyonlar meydana gelmektedir (Kato ve Walling, 1971).

Fenton reaktifine dayalı oksidasyon, hem organik hem de inorganik maddelerin işlenmesi için kullanılmıştır. Fenton'un kimyası, H_2O_2 ve demir tuzları kullanır; burada H_2O_2'nin etkinliği, yüksek reaktif hidroksil radikalleri oluşturarak demir tarafından iyileştirilir. Demir, işlemde bir katalizör görevi görür. Demir tipik olarak yüzey altında doğal olarak oluşur veya küçük konsantrasyonlarda eklenebilir ve aşağıdaki denklem ile ifade edilir (Özgüroğlu, 2019).

$$Fe^{+2} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{+3} + OH^- + OH^\bullet \quad (2.1)$$

Ortamdaki $OH^\bullet$ radikalleri ya başka bir Fe^{+2}'yı Fe^{+3}'e yükseltebilir,

$$RH + OH^\bullet \rightarrow R^\bullet + H_2O \quad (2.2)$$

$$R^\bullet + Fe^{+2} \rightarrow R^\bullet + Fe^{+2} \quad (2.3)$$

$$Fe^{+2} + OH^\bullet \rightarrow OH^\bullet + Fe^{+3} \quad (2.4)$$

Fe^{+3}'ün katalitik etkisiyle aşağıda belirtilen H_2O_2 ile reaksiyon verebilirler.

$$Fe^{+3} + H_2O_2 \leftrightarrow Fe\text{-}OOH^{+2} + H^+ \quad (2.5)$$

$$Fe\text{-}OOH^{+2} \rightarrow Fe^{+2} + HO_2^\bullet \quad (2.6)$$

$$Fe^{+2} + HO_2^\bullet \rightarrow Fe^{+3} + HO_2^- \quad (2.7)$$

$$Fe^{+3} + HO_2^- \rightarrow Fe^{+2} + H^+ + O_2 \quad (2.8)$$

$$OH^\bullet + H_2O_2 \rightarrow H_2O + HO_2^\bullet \quad (2.9)$$

2.7.1.2. Koagülasyon Reaksiyonları

Organik maddelerin ürünlere dönüştürülmesi, rengin giderilmesi açısından avantajlar sağlamaktadır. Demir iyonları suya verildiğinde hidroksil iyonları ve ferrik

hidroksil kompleksleri oluştururlar ve aşağıdaki kompleksleme reaksiyonları meydana gelir (Kuo, 1992).

$$[Fe\ (H_2O)_6]^{+3} + H_2O \longrightarrow [Fe\ (H_2O)_5OH]^{+2} + H_3O^{+} \quad (2.10)$$

$$[Fe\ (H_2O)_5OH]^{+2} + H_2O \longrightarrow [Fe\ (H_2O)_4\ (OH)_2]^{+4} + H_3O^{+} \quad (2.11)$$

(3.10) ve (3.11) eşitliğinde oluşan kompleksler polimerize olmaktadırlar. Düşük pH değerinde koagülasyon meydana gelmektedir.

$$2[Fe\ (H_2O)_5OH]^{+2} \longrightarrow [Fe_2\ (H_2O)_8\ (OH)_2]^{+4} + 2H_2O \quad (2.12)$$

$$[Fe_2\ (H_2O)_8(OH)_2]^{+4} + H_2O \longrightarrow [Fe_2\ (H_2O)_7\ (OH)_3]^{+3} + H_3O^{+} \quad (2.13)$$

$$[Fe_2\ (H_2O)_7(OH)_3]^{+3} + [Fe\ (H_2O)_5OH)]^{+2} \longrightarrow [Fe_3\ (H_2O)_5\ (OH)_4]^{+5} + 2\ H_2O \quad (2.14)$$

2.7.2. Fenton prosesini etkileyen faktörler

Fenton prosesine; pH etkisi, sıcaklık, ferro demir miktarı, hidrojen peroksit (H_2O_2) konsantrasyonu ve reaksiyon süresi etki etmektedir.

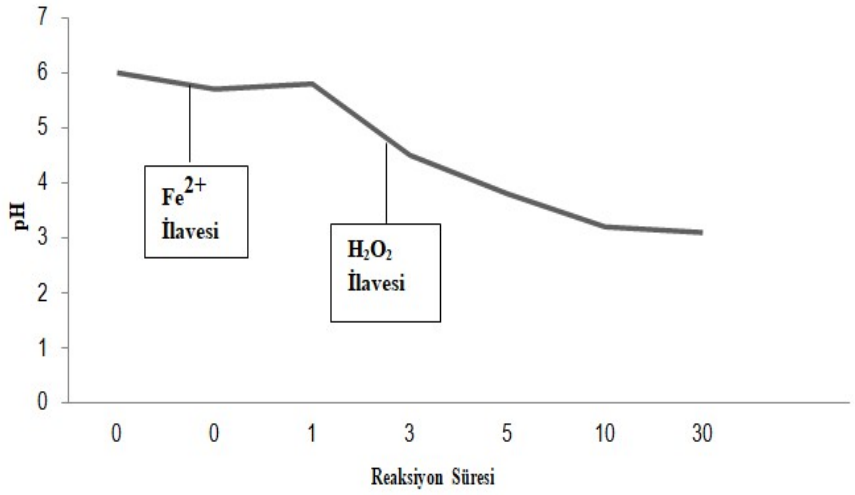
2.7.2.1. pH Etkisi

Fenton prosesindeki redoks reaksiyonları sulu çözeltideki asidik koşullarda daha etkilidir ve KOİ için önemlidir. Asidik koşullarda Fenton verimi yüksekken bazik koşullarda düştüğü gözlemlenmektedir. Bazik bölgedeki verimin azalması; sulu Fe^{+2} iyonunun Fe^{+3} kolloidlere dönüştürülmesiyle katalitik etkinliğin kaybı olarak tarif edilir. pH 3.5'ten düşük olduğunda, hidrojen peroksit ve Fe^{+2} daha kararlıdır. pH değeri 4'ten yüksek olduğunda Fe^{+2} iyonları kararsızdır ve kolayca demir hidroksil kompleksleri üretme eğilimi olan demir iyonları oluştururlar. Yüksek pH değerlerindeki hidrojen peroksit, oksidasyon kabiliyeti azaldıkça kararsızdır (Tezcan, 2010).

Fe^{+2} iyonlarının ve hidrojen peroksidin kararsızlığı redoks sistemini etkiler. Ferro demir kaynağı olarak kullanılan $FeSO_4.7H_2O$ ilavesiyle pH'da bir azalma meydana gelir. Bunun nedeni serbest formda H_2SO_4 içermesidir. H_2O_2 ilavesiyle pH'ta daha büyük bir düşüş meydana gelir. Organik maddelerin organik asitlere parçalanması da pH'da bir düşüşe yol açar (Alnaizy ve Akgerman, 2000).

Eklenen kimyasallar pH'ın değişmesine neden olur. H_2O_2 eklendiğinde, pH değeri düşer ve bu nedenle sistem sürekli kontrol edilmeli, pH sürekli kontrol edilmeli ve reaksiyon istenen değerlerde gerçekleştirilmelidir. Eğer pH'da bir azalma yoksa, H_2O_2'nin reaksiyonu durdurarak reaksiyona benzer bir etki sağladığı söylenebilir.

Şekil 2.4.'de Fenton prosesinin uygulanışı sırasındaki pH'daki değişim gösterilmektedir. Öncelikle bir damla asidik demir katalizörünün eklenmesi sonucunda ilk düşüş gerçekleşmektedir. Artan ferro demir konsantrasyonuna göre, düşüş yavaş yavaş azalmaktır. H_2O_2 ilavesi sonucunda, Fenton reaksiyonunun bir sonucu olarak, reaksiyon ortamında H^+ iyonu üretilir ve pH daha hızlı bir şekilde azalır (Özgüroğlu, 2019).



Şekil 2.4. Fenton reaksiyonlarının tipik pH profili

2.7.2.2. Sıcaklık

Fenton prosesi reaksiyonunun hızı, artan sıcaklıkla birlikte artmaktadır. Sıcaklık 20°C'den düşük olduğunda, giderim verimliliğinde önemli bir azalma olur. Bununla birlikte, sıcaklık 40-50°C'nin üzerine çıktığında hidrojen peroksit kullanımı en aza indirilir. Bunun nedeni, hidrojen peroksitin suya ve oksijene kırılma oranının artmasıdır. Fenton prosesinde optimum sıcaklık aralığı 20-40°C' dir. Sıcaklık arttıkça redoks reaksiyonu hızlanır ve renk giderme artar (Gözükızıl, 2013).

2.7.2.3. Katalist Demir (Fe^{+2}) Miktarı

Parçalanma oranı, artan demir iyonu konsantrasyonu ile artar. Bununla birlikte, belirli bir konsantrasyonun üzerindeki parçalanma oranı çok düşüktür. Hatta, aşırı demir kullanımı nedeniyle çıkışta çözünmüş veya askıda demir miktarı artmaktadır (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008a).

Fenton işlemindeki katalizör demir miktarındaki artması veya azalması giderim verimine etki etmektedir. Yüksek dozların kullanımı verimi artırabilse de, belirli bir konsantrasyondan sonra Fenton reaksiyonu sonucunda üretilen $OH^{\bullet}$ radikalleri fazla demiri süpürür ve arıtma verimini düşürmektedir (Özgüroğlu, 2019).

2.7.2.4. Hidrojen Peroksit Miktarının Etkisi

Hidrojen peroksit konsantrasyonunun artmasıyla, kirleticilerin parçalanma oranı genellikle artar. Bununla birlikte, büyük bir hidrojen peroksit konsantrasyonu durumunda hidroksil radikalleri ile reaksiyona gireceği için önerilmemektedir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008a).

Ağır kirlilik yüküne sahip kirli sularda başlangıçtaki demir ve hidrojen peroksit konsantrasyonunu yüksek tutmak reaksiyon performansı açısından fayda sağlamaktadır. Ancak artan oksidan konsantrasyonu arıtımı belli bir değere kadar olumlu etkilerken; belli bir konsantrasyondan sonra aşırı H_2O_2'nin $OH^{\bullet}$ radikalleri

ile reaksiyona girerek (denklem 3.15) oksidasyon verimini önemli derecede düşürdüğü gözlemlenmiştir.

$$H_2O_2 + OH^{\bullet} \rightarrow HO_2^{\bullet} + H_2O \quad (3.15)$$

Yukarıdaki reaksiyona göre oluşturulan $HO_2^{\bullet}$ serbest radikali zincir reaksiyonlarını da sürdürür, fakat $OH^{\bullet}$ radikalinden daha düşük bir oksidan potansiyele sahiptir. Bu nedenle, arıtma performansını, yani KOİ uzaklaştırma etkinliğini arttırmak için H_2O_2 konsantrasyonunun uygun (optimum) bir değere ayarlanması çok önemlidir. Ek olarak, arıtılmış suda hidrojen peroksit bulunması, KOİ analizlerine pozitif müdahale ile KOİ değerinde bir artışa yol açar (TEZCAN, 2010).

2.7.2.5. Reaksiyon Süresi

Reaksiyon süresi atık su özelliklerine, atık suyun kirlilik yüküne ve organik madde yapısına bağlı olarak değişmektedir. Düşük organik içerikli atık sularda 1 saat veya daha kısa bekleme süresi sonunda olumlu sonuçlar alınırken, yüksek organik içerikli atık sularda ise 10-24 saat gibi uzun bekleme süreleri sonucunda olumlu sonuçlar alınmaktadır (Özgüroğlu, 2019).

2.8. Fenton Prosesiyle Gri Su Arıtım Çalışmaları

Teodoro ve arkadaşları tarafından (2014), foto-Fenton sisteminin, atık suyun yeniden kullanılmak üzere arıtılmasında son zamanlarda çok etkili olduğu kanıtlanmıştır. Bu çalışmanın amacı, alternatif indikatör mikroorganizma Pseudomonas aeruginosa ile gri su dezenfeksiyonu için foto-Fenton sistemini ve diğer gelişmiş oksidasyon süreçlerini test etmektir. 150 ve 25 mg/L'deki H_2O_2 konsantrasyonu, Fe^{+2} konsantrasyonu 10 mg/L olacak şekilde değiştirilip ve numunenin doğal pH'ı ile karşılaştırmak için pH 3'e ayarlanmıştır. Yüksek H_2O_2 konsantrasyonuna göre, dezenfeksiyonda hiçbir fark yoktur. Bununla birlikte, 150 mg/L H_2O_2 konsantrasyonlu H_2O_2/UV sistemi, pH ayarlı (daha verimli) sistemlere

benzer sonuçlar vermiştir. H_2O_2 konsantrasyonu, inaktivasyon ve arıtma için pH ayarlamasına kıyasla daha fazla etki sağlayan ana faktördür (Teodoro ve ark., 2014).

Hossain (2015)'in yaptığı çalışma, Fenton Reaktifi tarafından oksitlenme ve pıhtılaşma öncesi ve sonrasında spesifik parametreleri test ederek Fenton Reaktifinin gri su arıtma verimliliğini değerlendirme girişimini araştırmıştır. Arıtım yaklaşımı 3'te Fenton Reaktifi ile kimyasal muameleyi kum filtrasyonu izlemiştir. Yaklaşım 1, 2 ve 3'te, Fenton Reaktifi dozu 1.13 mg/L ve yaklaşım 4'te doz 2.25 mg/L idi. Yaklaşım 1'de, kimyasal işlem süresi 15 dakika ve yaklaşım 2, 3 ve 4'te, kimyasal işlem süresi 30 dakikadır. Yaklaşım 1'de, arıtılmış gri suyun BOİ, KOİ, TAKM, Bulanıklık değerleri sırasıyla %66.44, %67.34, %54.64, %36.43 ve %99.99 azalmıştır. Yaklaşım 2'de, arıtılmış gri suyun BOİ, KOİ, TAKM, Bulanıklık ve IC sırasıyla %78.08, %80.19, %65.15, %59.77 ve %99.99 oranında azalmıştır. Deney, aynı Fenton'un Reaktif dozlaması için yaklaşım 2'nin yaklaşım 1'den çok daha verimli olduğunu göstermiştir. Yaklaşım 3'te, işlenmiş gri suyun BOİ, KOİ, TSS, Bulanıklık ve IC'si sırasıyla ortalama %82.56, %87.16, % 82.35, %94.31 ve %100 azalmıştır. Yaklaşım 4'te, arıtılmış gri suyun BOİ, KOİ, TAKM, Bulanıklığı ve IC'si sırasıyla ortalama %97.49, %95.68, %79.96, %88.36 ve %100 azalmıştır. Son olarak, tedavi yaklaşımının 3 ve 4'ün, gri suyunun tuvalette veya pisuar sifonda evsel olarak yeniden kullanımı için uygun olduğu sonucuna varılmıştır (Hossaın, 2015).

Thirugnanasambandham ve Sivakumar (2015) yaptığı çalışmada gri atık su Electro-Fenton (E-Fenton) prosesi kullanılarak arıtılmıştır. Bu araştırmanın amacı, E-Fenton prosesindeki akım yoğunluğu, H_2O_2/Fe^{+2} molar oran, elektrot mesafesi ve başlangıç pH'ı gibi işletim parametrelerini KOİ ve AKM ortadan kaldırılması için optimize etmektir. Proses parametrelerinin optimizasyonu için dört faktörlü üç seviyeli Box–Behnken yanıt yüzey tasarımı kullanılmıştır. Yüksek katsayı belirleme değerleri ile matematiksel modeller geliştirilmiş ve optimizasyon için sayısal optimizasyon yöntemi kullanılmıştır. 10mA cm^{-2} akım yoğunluğu, 0.70 H_2O_2/Fe^{+2} molar oranı, 14 dakikalık işlem süresi ve 4 pH gibi optimum koşullar altında KOİ giderimi %90 ve AKM giderimi ise %85'dir (Thirugnanasambandham ve Sivakumar, 2015).

Tony ve arkadaşlarını yaptığı çalışmada (2016), Fenton reaktifi üzerinde katalitik oksidasyon ve Starbon (polisakkaritlerden türetilen mezogözenekli malzeme) kullanılarak adsorpsiyon teknikleri uygulanmıştır. Bu yeni teknikler, filtrasyon ve/veya biyolojik işlemler gibi halihazırda incelenmiş gri su arıtmalarına bir alternatif olarak kullanılmaktadır. Bu çalışmada, ticari bir çamaşırhaneden toplanan gri su kullanılmıştır. Arıtma verimliliği, gri suyun KOİ değişikliklerle belirlenmiştir. Deneyler başarılı, 15 dakika sonra %95 KOİ giderimi ile sonuçlanmıştır. Starbon adsorpsiyonu ile işlem aynı zamanda optimum Fe^{+3} 40 mg/L koşullarında Fenton reaktifi kullanılıyordu; H_2O_2 400 mg/L ve pH 3 olarak belirlenmiş ve 1 saat içinde pH 3'te %81'e varan KOİ giderimine ulaşmıştır. Fenton reaktifi ve Starbon ile kombine tedavi, yalnız Fenton reaktifi ile yapılan tedaviye kıyasla önemli ölçüde azaltılmış, Fenton reaktifi konsantrasyonunda %93 KOİ giderimi ile sonuçlanmıştır. Bu düşük kimyasal doz, maliyetleri düşürme ve çamur oluşumunu azaltma avantajına sahiptir (Tony ve ark., 2016).

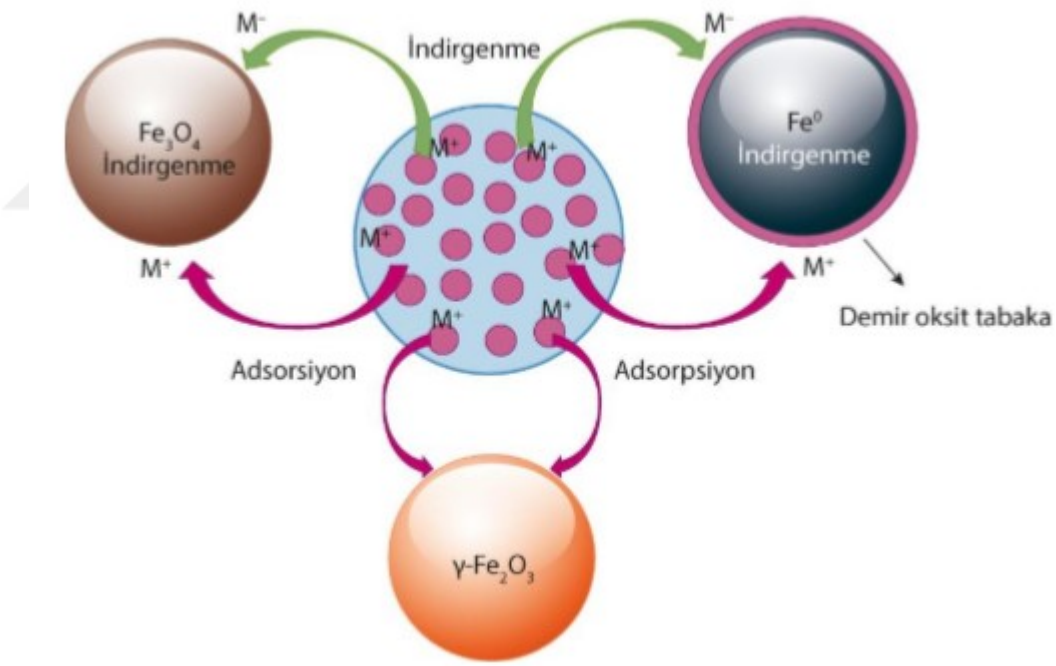
2.9. Fe_3O_4 Manyetik Nanopartikülü ve Atıksu Arıtımında Kullanım Alanları

Nanopartiküller, onlarca atom veya molekülden meydana gelen gruplardır. Çok çeşitli boyutlarda ve şekillerde olabilirler. Metalik nanopartiküller, çapları 1 ile 100 nm arasında olan yapılardır. Nanopartiküller, birikmelerini önleyen koruyucu bir kabuk ile çevrilidir. Koruyucu kabuk, yapıya hem elektrostatik hem de sterik stabilizasyon sağlamaktadır (Sakallıoğlu, 2013).

Farklı manyetik ve kimyasal bileşenlerden oluşan demir oksitler, ferrimanyetizma özellik gösterirler (γ- Fe_2O_3, Fe_3O_4, $MO.Fe_2O_3$ (M=Co, Mn, Ni veya Cu)). Ferrimanyetik demir oksitler, geçiş metalleri gibi ferromanyetik metallerden daha küçük bir manyetik tepki özelliği sergiler. Demir oksitler oksidasyona daha az duyarlıdır ve bu nedenle kararlı manyetik etkilerini korurlar. Manyetit (Fe_3O_4) ve maghemit (γ-Fe_2O_3) en genel ve en çok araştırılan demir oksitlerdir. Manyetit ve maghemit aynı fiziksel özelliklere ve kristal yapısına sahiptir. Her ikisi de ferrimanyetik özellik gösterir. Bununla birlikte, maghemit'in

daha düşük doygunluk mıknatısı vardır. Manyetik tepkileri alt kafes etkileşimleri nedeniyle değişmektedir. Maghemit (γ-Fe_2O_3) sadece Fe^{+3} iyonlarından oluşmaktadır. Kristal yapısında Fe^{+3} iyonlarının yarısı tetrahedral diğer yarısı da oktahedral düzenlenmiştir. Manyetit ise ($FeO.Fe_2O_3$), 1:2 molar oranında Fe^{+3} ve Fe^{+2} iyonlarından oluşmaktadır. Fe^{+3} iyonlarının yarısı tetrahedral diğer yarısı oktahedral ve Fe^{+2} iyonlarının hepsi oktahedral olarak düzenlenmiştir (Sarıbuğa, 2014).

Güçlü bir indirgeyici madde olan demir, kirli sularda, özellikle klorlu çözücülerdeki birçok organik ve inorganik kirleticinin maddelere daha az zarar vermesine neden olur. Şekil 2.5.'te değişik manyetik demir partiküllerinin olası kirletici giderme mekanizmalarının şematik gösterimi verilmiştir (Türkmen, 2018).



Şekil 2.5. Manyetik demir partikülleri kirleticilerinin adsorpsiyon ve indirgeme potansiyeli

Nanoteknolojinin çevre ve enerji uygulamalarında önemli etkiler göstereceği öngörülmektedir. İstenmeyen yan ürünlerin üretimi en aza indirilerek, bu yan ürünleri atık su kaynaklarına ve arıtma tesislerine girmeden izlenerek önlenmelidir (Yalçın, 2015).

Günümüzde yaygın olarak kullanılan nanopartiküller, özelliklerine bağlı olarak, aerobik ve anaerobik biyolojik parçalanma prosesleri için toksik madde özelliği taşımaktadır. Nanopartiküllerin bulaşık, çamaşır ve yağmur suları ile temas etmesi ile suya karışarak atık su arıtma tesisine ulaşmaktadır. Nanopartiküllerin atık su ve çamurdan nasıl uzaklaştırılması gerektiği henüz net olmamakla birlikte, içme suyu arıtma sistemleri içinde bunu söylemek mümkündür. Nanopartiküller ile ilgili genel olarak yapılan çalışmalarda, tesislerdeki filtrasyon verimini arttırmak ve aerobik ve anaerobik organizmalar üzerinde yarattığı etkiler incelenmiştir (Berkun, 2017).

Laboratuvar ortamında sentetik olarak manyetik nanopartiküller sentezlemek için birçok yöntem bulunmaktadır. Bu yöntemler sonucunda yüksek verim elde ederek, birlikte çöktürme yöntemi, mikroemülsiyon, hidrotermal sentez, ve termal parçalanma yöntemleri ile sentezlenmektedir. Ayrıca bu yöntemler, partikül yapı kontrolü, stabilite ve biyolojik uyumluluğun önemine dayanmaktadır (Sarpaşar, 2019).

2.9.1. Fe_3O_4 manyetik nanopartikülü sentez yöntemleri

Çeşitli alanlarda oldukça sık kullanılan Fe_3O_4 manyetik nanoparçacıklar; birlikte çöktürme yöntemi, mikroemülsiyon, hidrotermal sentez, ve termal parçalanma yöntemleriyle sentezlenmektedirler.

2.9.1.1. Birlikte çöktürme yöntemi

Uygun oranlarda karıştırılan Fe^{+2} ve Fe^{+3} iyonları, bazik ortamda güçlü karıştırıcı altında çökeltilir. Bu yöntemle elde edilen parçacıkların boyutları Fe^{+2}/Fe^{+3} oranı, pH, karıştırma hızı, sıcaklık, baz tipi, iyonik yoğunluk ve ortamın miktarından etkilenir. Oda sıcaklığında veya yüksek sıcaklıklarda yapılabilir (Sakallıoğlu, 2013).

Düşük maliyetli ve basit bir yöntemdir. Reaksiyon koşullarını değiştirerek istenen özellikleri elde etmek mümkündür. Demir oksit nanoparçacıkların oluşum

mekanizmasının birlikte çökeltme ile reaksiyonları genel aşağıdaki denklemde verilmektedir (Sarpaşar, 2019).

$$Fe^{+3} + 3OH^- \rightarrow Fe(OH)_3 \quad (2.16)$$

$$Fe(OH)_3 \rightarrow FeOOH + H_2O \quad (2.17)$$

$$Fe^{+2} + 2OH^- \rightarrow Fe(OH)_2 \quad (2.18)$$

$$2FeOOH + Fe(OH)_2 \rightarrow Fe_3O_4 + 2H_2O \quad (2.19)$$

Manyetik nanopartiküller çevresel koşullar altında çok kararlı olmadığından, maghemite kolayca oksitleyebilir ve asidik ortamda çözülebilirler. Oksidasyona maruz kalan manyetik partiküller ferrimanyetik olduğu için az oksidasyon problemi ile maghemite dönüşürler. Birlikte çökeltme yöntemi ile 2-8 nm arasındaki manyetik nanoparçacıklar optimum koşullar altında sentezlenebilir (Sarpaşar, 2019).

2.9.1.2. Mikroemülsiyon

Nanopartikül oluşumunda mikroemülsiyon nanoreaktör olarak kullanılır. Miseller oluşturularak iki sıvı fazın stabilitesi sağlanır. Yağ içinde su mikroemülsiyonunda, damlacıklar sürfaktan ile çevrelenmekte ve sıvıya dağıtılmaktadır. Partiküller misel içinde büyütülür ve çözücü (aseton, etil alkol) ilave edilerek çökeltilir. Misellerin büyüklüğü, su ve yüzey aktif maddenin molar oranına göre değişir (Sakallıoğlu, 2013).

Mikroemülsiyon yöntemi ile elde edilen nano yapıdaki ürünün morfolojik özelikleri;

a) Malzemenin yapısı (kristal, kompozit veya saf) ve konsantrasyonuna,
b) Yüzey aktif madde tipine (Polietilen glikol, Setiltrimetilamonyum bromür
c) (CTAB), Sodyum diisostilsülfaksinat (AOT), vb.),
d) Organik fazın türüne (i-oktan, n-hekzan vb.),
e) Su/Organik faz molar oranına,
f) İkinci organik fazın türüne (Hidrojen peroksit, NaBH4, bütanol vb.) tepkime süresine, bağlıdır (Srikanth ve ark., 2001).

2.9.1.3. Hidrotermal sentez

Hidrotermal tekniklerde; Reaksiyon karışımı otoklav gibi kapalı sistemlerde suyun kaynama noktasına kadar ısıtılır ve numune yüksek basınç altında buhara maruz bırakılır. Sonuç olarak, dar bir boyut dağılımına, kontrol edilebilir bileşime ve morfolojiye sahip tozlar üretilir. Örneğin; 250^{o}C'de $MgSO_4$ ya da $(NH_4)2SO_4$'ın varlığında hidrotermal muamele maruz bırakılmış $Zr(SO_4)_2$'tan iğne şeklinde monoklinik zirkon üretilmektedir. Elde edilen zirkon parçacıklarının 0.3 ve 1.3 mikron arasında bir uzunluğa ve 0.1-0.2 mikron genişliğe sahip olduğu bulunmuştur (Sarıbuğa, 2014).

2.9.1.4. Termal parçalanma

Organik bazlı bir yöntemdir. Kısaca demir-oleat kompleksleri yüksek kaynama noktalı organik çözücüler içinde oleik asit varlığında karıştırılarak kaynatılır. Kompleks termal yollarla ayrıştırılırken, bu işlem sırasında salınan demir ortamdaki oksijen varlığında manyetite dönüşürken, ortamdaki yüzey aktif madde nedeniyle çok fazla büyümeden kalır. Bu yöntemle elde edilen nanokristaller çok iyi monodisperslerdir ve kloroform heksan gibi organik çözücülerde çok iyi dağılırlar. Partikül boyutu, sıcaklığa ve kaynama süresine bağlı olarak 5-22 nm arasında değişir (Ercan, 2019).

2.10. Potasyum Permanganatın Atıksu Arıtımındaki Yeri

Potasyum permanganat (PP, $KMnO_4$) katı halde, molar kütlesi 158,034 g/mol, yoğunluğu 2,70 g/cm³ ve erime noktası >240^{o}C olan potasyum ve manganat iyonlarından oluşan kristal yapılı inorganik bir kimyasal maddedir. Güçlü bir oksitleyici olan potasyum permanganat suda çözündüğünde yoğun pembe-menekşe bir renk verir ve ortamdaki oksitlenebilir maddelerle birleştiğinde rengi yavaş yavaş kahverengiye döner (Aslantürk ve Çetinkaya, 2014).

Potasyum permanganat ($KMnO_4$) kristal halde, kullanımı kolay ve suda %5 oranına kadar çözünen bir bileşiktir. Potasyum permanganat, mangan iyonlarını mangan dioksitlere (MnO_2) dönüştürmede yaygın olarak kullanılır ve klordan daha güçlü bir oksidanttır. Klorun aksine, potasyum permanganatın organik bileşiklerle reaksiyonu sonucu THM (Trihalometan) oluşumu olmadığı gibib THM'lerin azalmasına neden olur (Özer ve Yıldız, 2011).

Potasyum permanganat su arıtımında kullanılan bir oksitleyici maddedir. Sudaki organik maddeleri oksitler ve böylece filtrasyon ile sudan uzaklaştırılır. Ayrıca PP, koku, tat, renk ve alglerin kontrol edilmesi gereken noktalarda kimyasal bir oksidan olarak kullanılır (Aslantürk ve Çetinkaya, 2014).

Potasyum permanganat ($KMnO_4$) da güçlü bir oksidanttır ve suyun dezenfeksiyonunda, toksik maddelerin oksidasyonunda kullanılır. $KMnO_4$'ün diğer oksidanlar olarak kullanılan ozon ve klora kıyasla avantajları, toksik olmaması ve kullanımının güvenli olmasıdır (Demir, 2016).

Su endüstrisindeki potasyum permanganat formları oldukça reaktiftir; kullanılan formları tanımlamanın mümkün olmadığını ifade etmiştir (Epa, 1999).

Sudaki potasyum permanganat, mangan dioksite indirgenerek çökelir. Bileşenlerinin doğal sularda oksidasyonu için reaksiyon oranları nispeten yüksektir ve sıcaklık, pH ve konsantrasyona bağlıdır. Asidik koşullar altındaki oksidasyonu;

$$MnO_4^- + 4H^+ + 3e^- \rightarrow MnO_2 + 2H_2O \quad (2.20)$$

$$MnO_4^- + 8H^+ + 5e^- \rightarrow Mn^{+2} + 4H_2O \quad (2.21)$$

Alkali koşullar altındaki oksidasyonu ise;

$$MnO_4^- + 2H_2O + 3e^- \rightarrow MnO_2 + 4OH^- \quad (2.22)$$

şeklinde gerçekleşir (Aslantürk ve Çetinkaya, 2014).

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Gri suyun karakterizasyonu

Gri suyun Fenton prosesi ile arıtılabilirliği üzerine yapılan bu çalışmada laboratuvar şartlarında hazırlanmış olan sentetik gri su kullanılarak herhangi bir ön işlemden geçirilmeden doğrudan kullanılmıştır. Hazırlanan sentetik gri su buzdolabında saklanmış olup ve en fazla 2 gün içerisinde kullanılmıştır.

5 L sentetik gri su hazırlamak için gerekli formülasyon Çizelge 3.1.'de verilmiştir (Bruce Jefferson ve ark., 2001).

Çizelge 3.1. 5 L Sentetik gri su formülasyonu

Kullanılan Malzeme	Miktar
Musluk Suyu	5 L
Sıvı Yağ	0.05 mL
A.A.T. Çıkış Suyu	12 mL
Sabun (Katı)	3.2 g
Şampuan	4 mL

Atık su Arıtma Tesisi (A.A.T.) çıkış suyu aşağıdaki reçeteye göre musluk suyu eklenerek sentetik olarak hazırlanmıştır. Sentetik A.A.T. çıkış suyu için gerekli formülasyon Çizelge 3.2.'de verilmiştir (Çeçen ve Aktaş, 2001).

Çizelge 3.2. A.A.T. çıkış suyu formülasyonu

Kullanılan Kimyasal	Miktar
$CH_3COONa.3H_2O$	19.89 mg/L
Sükroz (Şeker)	10.6 mg/L
NH_4Cl	8.1 mg/L
KH_2PO_4	4 mg/L
K_2HPO_4	4 mg/L
$MgSO_4.7H_2O$	4 mg/L

3.1.2. Kullanılan kimyasal maddeler

Deneylerde aşağıdaki kimyasal maddeler kullanılmıştır:

- %30' luk hidrojen peroksit (H_2O_2)
- $FeSO_4.7H_2O$
- 1 N' lik H_2SO_4
- 1 N' lik NaOH
- Potasyum Dikromat
- Ferroin İndikatörü
- Gümüşlü Sülfürik Asit Çözeltisi
- Fe_3O_4
- Potasyum Permanganat

3.1.3. Kullanılan cihazlar

Çalışma kapsamında kullanılan cihaz ve ekipmanlar aşağıda verilmiştir.

- Ultra saf su cihazı
- WiseStir marka jar testi cihazı
- Heidolph marka mekanik karıştırıcı
- Hanna İnstruments HI 22I multi parametre ölçer
- Shımadzu marka analitik terazi
- WTW CR 2200 termoreaktör
- IKA MS 3 basic marka vorteks karıştırıcı
- Spectroquant pharo 100 marka spektrofotometre
- Vestel marka buz dolabı
- Rotanta 460 S marka santrifüj makinesi
- HF Scientific Micro 1000 marka bulanıklılık ölçer
- 0,45 µm filtre

3.1.4. Fenton prosesi ile box-behnken istatistiksel tasarım çalışmaları

Box-Behnken İstatistiksel Tasarım Yöntemi, işletim parametrelerinin parçalanma derecesi üzerindeki etkilerini araştırmak ve maksimum KOİ giderimi ile sonuçlanan değişkenlerin uygun kombinasyonunu belirlemek için kullanılmaktadır. Genel olarak, Tepki Yüzeyi Metodolojisi (RSM), deneyleri tasarlamak, yanıtı tahmin etmek için polinom modelleri geliştirmek, faktörlerin önemli etkilerini değerlendirmek ve gerekli fonksiyonu matematiksel bir araç olarak optimize etmek için kullanılır. Box-Behnken tasarım uygulamasında çalışma sayısı azaltılabilir. Deney tasarımı, katsayıların belirlenmesi, veri analizi için Tasarım Uzmanı (Sürüm 7.0.0, Stat-Ease, Inc., Minneapolis, MN, ABD) ve Statistica 6.0 yazılımları kullanılmıştır. İstatistiksel deneysel stratejilerin modeli ve güvenilirliği deneysel ve öngörülen değerler karşılaştırılarak doğrulanmıştır. Regresyon modelinin uygunluğu belirleme katsayısı R^2 ile kontrol edilmiş, genel model önemini belirlemek için Fisher testi F ve bununla ilişkili P olasılığı kullanılmıştır. Model katsayıları çoklu regresyon analizi ile belirlenmiş ve optimum çalışma değişkenlerini belirlemek için model denklemi çözülmüştür (Demir, 2018).

Sentetik gri su numunesi üzerinde Fenton prosesi'nin ileri oksidasyon yöntemi ile arıtılmasındaki etkinliği araştırmak için sıralı olarak deneyler yapılmıştır. Box-Behnken İstatistiksel Deney Tasarımı'nda proses değişkenleri olarak pH, Fe^{+2}, H_2O_2 dozları ve süre seçilmiştir. Program pH=3-5, Fe^{+2} için 0,3-3 mM, H_2O_2 için 2-20 mM arasındaki dozlar ve süre olarak da 10-60 dk aralığında çalışılmıştır. Box-Behnken uygulamasında 4 değişkene göre, deney sayısı 27 tane olarak belirlenmiştir. Deneysel çalışmalar için tasarım değişkenleri Çizelge 3.3.'de verilmiştir.

Arıtmada elde edilen verimleri ve işletme şartlarını takip etmek amacıyla KOİ analizleri titrimetrik metotla yapılmıştır.

Çizelge 3.3. Deneysel çalışmalar için tasarım değişkenleri

Analiz	pH	Fe^{+2} (mM)	H_2O_2 (mM)	Süre (dk)
1	4	3	2	35
2	3	3	11	35
3	4	1.65	11	35

Çizelge 3.3. (devam)

4	4	0.3	2	35
5	5	1.65	11	60
6	4	1.65	11	35
7	5	1.65	11	10
8	4	1.65	2	60
9	3	1.65	2	35
10	3	1.65	11	10
11	5	1.65	20	35
12	4	1.65	20	10
13	4	1.65	20	60
14	4	0.3	20	35
15	5	0.3	11	35
16	3	0.3	11	35
17	3	1.65	11	60
18	3	1.65	20	35
19	4	3	11	10
20	4	1.65	2	10
21	4	1.65	11	35
22	5	3	11	35
23	4	3	20	35
24	4	0.3	11	60
25	4	3	11	60
26	4	0.3	11	10
27	5	1.65	2	35

3.2. Yöntem

3.2.1. Fenton prosesi deneysel aşaması

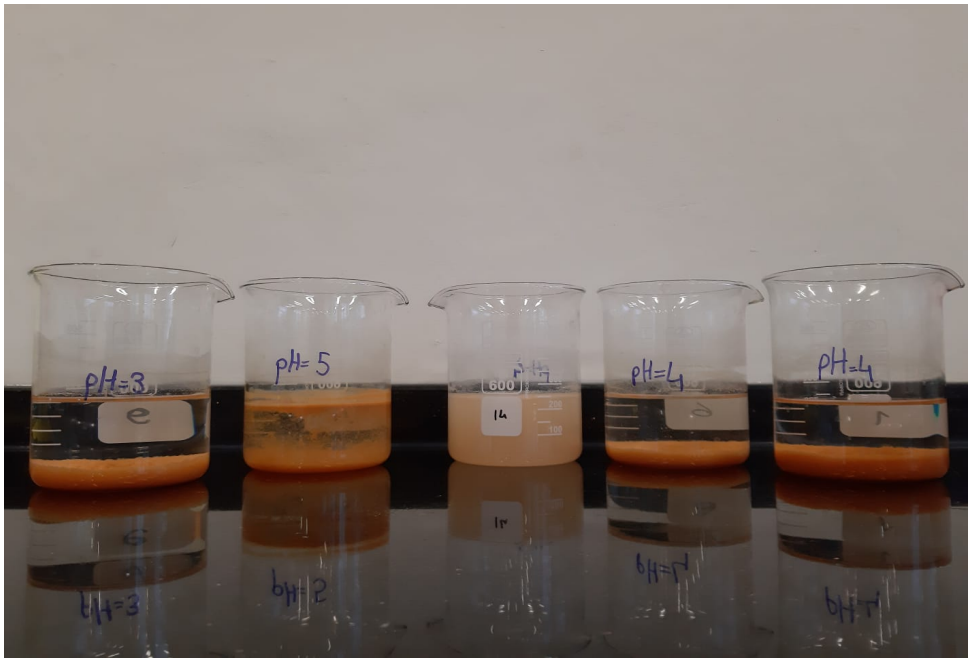
Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'nın öngördüğü deneysel koşullar aşağıdaki adımların izlenmesi ile gerçekleştirilmiştir.

- Sentetik gri su numunesinde 300 mL alınarak behere konulmuştur.
- pH' ı 1 N H_2SO_4 ve 1 N NaOH kullanılarak istenen pH değerine getirilmiştir.
- Numune içerisine istenen konsantrasyonu sağlayacak miktarda $FeSO_4.7H_2O$ ve H_2O_2 eklenmiştir.
- Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'nda belirtilen sürelere göre 150 rpm'de jar testinde karıştırma işlemi yapılmıştır.

- Reaksiyon sürecinin sonunda, ortam pH'ı 7'ye ayarlanmış ve oluşan flokların çökelmesi için 1 saatlik bir süre ile durgun şartlarda bekletilmiştir.
- Beherin üst kısmından arıtılmış su alınıp santrifüj tüplerine konularak 5 dakika ve 3000 rpm'de (3024 RCF) santrifüj edildi.
- Numune 0,45 µm membran filtreden geçirilerek 2,5 mL alındıktan sonra KOİ analizleri yapılmıştır.

Fenton prosesinin arıtma verimi KOİ parametresi ile kontrol edilmiş ve analizleri Kapalı Reflaks Yöntemi ile Standart Metotlar'a (Metot no:5220-A) göre yapılmıştır (Apha, 2005).

Yukarıdaki optimizasyon çalışmaları ile klasik Fenton prosesinin gri sudaki oksitlenebilir formdaki materyaller için en uygun dozlar belirlenmiştir. Laboratuvar çalışması sırasında herhangi bir sapmayı önlemek için gerekli önem ve titizlik gösterilerek en uygun koşullar ile çalışılmıştır. Şekil 3.1. Fenton prosesinin uygulanmasından sonraki görüntüsü verilmiştir.



Şekil 3.1. Laboratuvar çalışmaları sırasında numunelerin görüntüsü

3.2.2. Fe_3O_4 sentezi kullanarak gri suyun arıtım performansının araştırılması

3.2.2.1. Fe_3O_4 sentezi

Çalışmanın sonraki aşamasında manyetik bir nanopartikül olarak bilinen Fe_3O_4'ün yine KOİ giderimi göz önünde bulundurularak gri suyun arıtımındaki performansı araştırılmıştır.

Bu araştırma esnasında manyetik bir nanopartikül olan Fe_3O_4'ün sentezlenmesi birlikte çökeltme yöntemine göre yapılmıştır. Manyetik nanopartiküllerin çökelmesi, demir iyonların sodyum hidroksit çözeltisine birlikte çökeltilmesiyle elde edilebilir. Elektronlar oda sıcaklığında Fe^{+2} ve Fe^{+3} iyonları arasında hareket edebilir. Bu nanopartiküller, yüzey kaplamasından sonra, bazı çözücüler içinde dağılabilir ve ferro sıvılar oluşturabilir (Lopez ve ark., 2010).

Birlikte çöktürme yönteminde aşağıdaki prosedür izlenmiştir;

- Reaksiyon birlikte çökelme yöntemi ile sentezlenmiş ve çözelti hazırlanırken ultra saf su kullanılmıştır.
- 40 mL su içerisinde $FeCl_3.6H_2O$=1.62 g ve $FeSO_4.7H_2O$=1.39 g alınarak 10 dakika boyunca mekanik olarak karıştırılmıştır.
- Karışan bu çözelinin içerisine 5 mL 1 N NaOH ekleyerek siyah parçacıklı nanopartiküllerin oluşumu gözlemlenmiştir.
- Hazırlanan çözeltiyi sıcak su banyosunda 70°C'de 30 dakika boyunca bekletilmiştir.
- Bu aşama tamamlandıktan sonra 5 mL 3 N NaOH ilave edilip karıştırılmıştır.
- Bu işlemlerden sonra çözelti santrifüj tüplerine aktarılarak 3000 rpm (3024 RCF) hızda 20°C'de 10 dakika boyunca santrifüjlenerek nanopartikül tanecikleri süzüntüden ayrılmıştır.
- Çökeltme tamamlandıktan sonra, saf su ile yıkama işlemi ile parçacıklar 5 kez yıkanmıştır.
- Böylece yan ürünlerinden ayrılan malzeme, son basamakta etüvde 106°C'de kurutulmuştur.

- Kurutma sonrasında oksitlenmeyi engellemek için cam kavanozda saklanmıştır.

Sentezlenmiş Fe_3O_4 Şekil 3.2.' de gösterilmektedir.



Şekil 3.2. Sentezlenmiş Fe_3O_4

3.2.3. Fe_3O_4 ile gri su arıtım laboratuvar çalışmaları

Fe_3O_4 dozlarının gri suda KOİ giderim verimi üzerindeki etkilerini görmek amacıyla ve maksimum KOİ giderimini sağlayan konsantrasyonu ve süreyi bulmak için 0.4-2.5 g/L Fe_3O_4 aralığında, pH 7.56, reaksiyon süresi ise 15 dk, 30 dk ve 60 dk olarak belirlenmiştir. Çizelge 3.4.'de sabit sürelerde farklı Fe_3O_4 dozları verilmiştir.

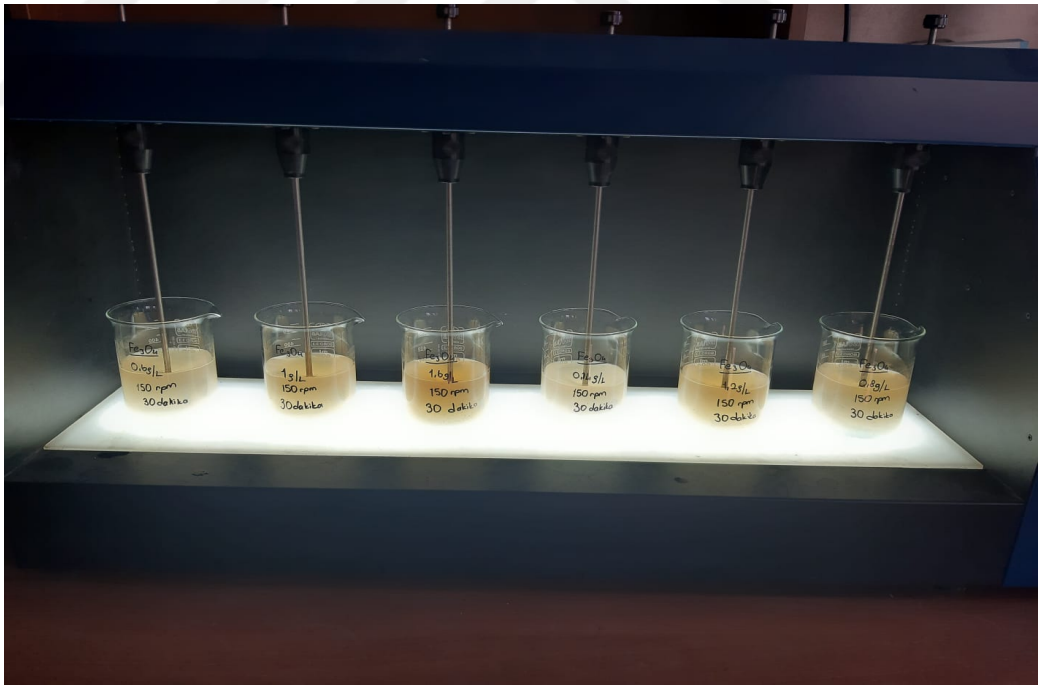
Çizelge 3.4. Sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozları

Analiz	Fe_3O_4 (g/L)
1	0.4
2	0.6
3	0.8
4	1
5	1.2
6	1.6
7	2
8	2.5

Fe_3O_4 ile gri su arıtım laboratuvar çalışmalarında aşağıdaki prosedür izlenmiştir;

- Sentetik gri su numunesinde 300 mL alınarak behere konulmuştur.
- Numune içerisine istenen konsantrasyonu sağlayacak miktarda Fe_3O_4 eklenmiştir.
- Belirtilen sürelere göre 150 rpm'de jar testinde karıştırma işlemi yapılmıştır.
- Reaksiyon sürecinin sonunda, oluşan flokların çökelmesi için 1 saatlik bir süre ile durgun şartlarda bekletilmiştir.
- Beherin üst kısmından arıtılmış su alınıp santrifüj tüplerine konularak 5 dakika ve 3000 rpm'de (3024 RCF) santrifüj edilmiştir.
- Numune 0,45 µm membran filtreden geçirilerek 2,5 mL alındıktan sonra KOİ analizleri yapılmıştır.

Şekil 3.3.'de Fe_3O_4 ilavesi sonrası Jar testindeki görüntüsü verilmiştir.



Şekil 3.3. Fe_3O_4 ilavesi ile jar testi

3.2.4. $KMnO_4$ ile gri suyun arıtılması

$KMnO_4$ konsantrasyonlarının gri suda KOİ giderim verimi üzerindeki etkilerini görmek amacıyla ve maksimum KOİ giderimini sağlayan konsantrasyon ve süreyi bulmak için 100-600 g/L $KMnO_4$ aralığında deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneysel şartlar pH 7.56, reaksiyon süresi ise 30 dk, 1 saat, 2 saat olarak belirlenmiştir. Çizelge 3.5.'de sabit sürelerde farklı $KMnO_4$ dozları verilmiştir.

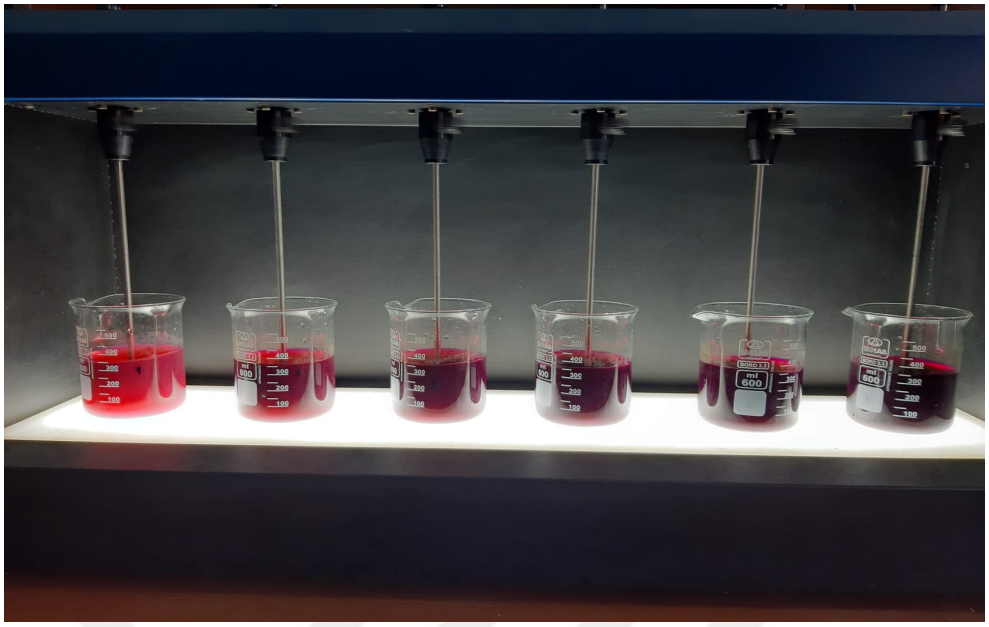
Çizelge 3.5. Sabit sürelerde farklı $KMnO_4$ dozları

Analiz	$KMnO_4$ (mg/L)
1	100
2	200
3	300
4	400
5	500
6	600

$KMnO_4$ ile gri su arıtım laboratuvar çalışmalarında aşağıdaki prosedür izlenmiştir;

- Sentetik gri su numunesinde 300 mL alınarak behere konulmuştur.
- Numune içerisine istenen konsantrasyonu sağlayacak miktarda $KMnO_4$ eklenmiştir.
- 200 rpm' de önce 3 dk, daha sonra belirlenen reaksiyon süresine göre jar testinde karıştırma işlemi yapılmıştır.
- Reaksiyon sürecinin sonunda, oluşan flokların çökelmesi için 1 saatlik bir süre ile durgun şartlarda bekletilmiştir.
- Beherin üst kısmından arıtılmış su alınıp santrifüj tüplerine konularak 5 dakika ve 3000 rpm'de (3024 RCF) santrifüj edildi.
- Numune 0,45 µm membran filtreden geçirilerek 2,5 mL alındıktan sonra KOİ analizleri yapılmıştır.

Şekil 3.4.'de $KMnO_4$ ilavesi sonrası Jar testindeki görüntüsü verilmiştir.



Şekil 3.4. $KMnO_4$ ilavesi ile jar testi

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

4.1. Sentetik Gri Su Numunesinin Karakterizasyonu

Deneylerde laboratuvar şartlarında hazırladığımız ve buzdolabında muhafaza ettiğimiz en fazla 2 gün içerisinde kullandığımız sentetik gri su herhangi bir ön işleme maruz bırakılmadan kullanılmıştır. Sentetik gri su numunesinin karakterizasyon çalışmalarının sonuçları Çizelge 4.1.'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Çalışmada kullanılan sentetik gri suyun özellikleri

Parametreler	Değerler
pH	7.56
Sıcaklık (°C)	18.5
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ, mg/L)	1248
İletkenlik (µS / cm)	398
Alkalinite ($CaCO_3$ / L)	210
Bulanıklılık (NTU)	2121.6
TP (mg / L)	0.046
TN (mg / L)	0.048

4.2. Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Sonuçları

Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'nın verdiği deney setleri ve elde edilen Çözünmüş KOİ sonuçları Çizelge 4.2.'de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Deney setleri ve sonuçları

Analiz	pH	Fe^{+2} (mM)	H_2O_2 (mM)	Süre (dk)	$KOİ_Ç$ (mg/L)	% KOİ Giderimi
1	4	3	2	35	49.92	93
2	3	3	11	35	30.72	95
3	4	1.65	11	35	74.24	89
4	4	0.3	2	35	125.44	82
5	5	1.65	11	60	107.52	85
6	4	1.65	11	35	80.64	89
7	5	1.65	11	10	116.48	85
8	4	1.65	2	60	57.6	92
9	3	1.65	2	35	38.4	94
10	3	1.65	11	10	112.64	87
11	5	1.65	20	35	145.92	80

Çizelge 4.2. (devam)

12	4	1.65	20	10	153.6	81
13	4	1.65	20	60	168.96	78
14	4	0.3	20	35	234.24	68
15	5	0.3	11	35	157.44	78
16	3	0.3	11	35	156.16	78
17	3	1.65	11	60	110.08	86
18	3	1.65	20	35	160	80
19	4	3	11	10	55.04	93
20	4	1.65	2	10	55.04	93
21	4	1.65	11	35	115.2	85
22	5	3	11	35	58.88	92
23	4	3	20	35	134.4	83
24	4	0.3	11	60	179.2	75
25	4	3	11	60	52.48	93
26	4	0.3	11	10	180.48	77
27	5	1.65	2	35	65.28	92

Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'nın verdiği ANOVA tablosu, Çizelge 4.3.'te verilmiştir. Çizelgeden, deney değişkenlerinin ve sonuçlarına göre modelin "significant" olduğu yani Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'na göre anlamlı sonuçlar elde edildiğini göstermektedir.

Çizelge 4.3. ANOVA tablosu

	Sum of		**Mean**	**F**	**p-value**	
Source	**Squares**	**df**	**Square**	**Value**	**Prob>F**	
Model	1253.55	14	89.54	24.37	<0.0001	significant
A-pH	5.33	1	5.33	1.45	0.2515	
B-Fe^{+2}	690.08	1	690.08	187.85	<0.0001	
C-H_2O_2	481.33	1	481.33	131.02	<0.0001	
D-Süre	4.08	1	4.08	1.11	0.3125	
AB	2.25	1	2.25	0.61	0.4490	
AC	1.00	1	1.00	0.27	0.6113	
AD	0.25	1	0.25	0.068	0.7986	
BC	4.00	1	4.00	1.09	0.3173	
BD	1.00	1	1.00	0.27	0.6113	
CD	1.00	1	1.00	0.27	0.6113	
A^2	0.15	1	0.15	0.040	0.8442	
B^2	46.68	1	46.68	12.71	0.0039	
C^2	17.93	1	17.93	4.88	0.0474	
D^2	2.68	1	2.68	0.73	0.4101	
Residual	44.08	12	3.67			
Lack of Fit	33.42	10	3.34	0.63	0.7497	not significant
Pure Error	10.67	2	5.33			
Cor Total	1297.63	26				

Std. Dev.	1.92	R-Squared	**0.9660**
Mean	85.30	Adj R-Squared	0.9264
C.V.%	2.25	Pred R-Squared	0.8332
PRESS	216.48	Adeq Precision	19.483

Model F 24.37 değeri, modelin önemli olduğunu göstermektedir. 0.05'den küçük ‘‘Prob>F’’ değerleri model terimlerinin önemli olduğunu gösterir. Bu durumda B, C, B^2, C^2 önemli model terimleridir. Model terimlerini 0.1'den daha büyük değerler anlamlı değildir. Birçok önemsiz model terimi varsa (aramayı desteklemek için gerekli olanları saymazsak), model azaltma modelinizi iyileştirebilir. ‘‘Fit F-Volue’’ 0.63'lük, Fit Eksikliğinin saf hataya göre önemli olmadığını ima eder. Bu büyüklüğün oluşması için %74.97'lik bir ‘‘Fit F-volue’’ şansı vardır. Anlamlı olmayan uyum eksikliği modelin sığmasını isteriz. 0.8332'deki ‘‘Pred R-Squared’’, 0.9264'ün ‘‘Adj R-Squared’’ ile makul bir uyum içindedir.

4.3. Gerçek Faktörler Açısından Nihai Denklem

KOİ giderimi =

+ 85.41424

- 2.04444 * pH

+ 11.77229 * Fe+2

- 0.48601 * H_2O_2

+ 0.016000 * Süre

- 0.55556 * Fe+2

+ 0.55556 * pH * H_2O_2

+ 1.00000E-002 * pH * Süre

+ 0.082305 * Fe+2 * Süre

- 2.22222E-003 * H_2O_2 * Süre

+ 0.16667 * pH^2

- 1.62323 * $Fe+2^2$

- 0.022634 * $H_2O_2^2$

- 1.13333E-003 * $Süre^2$

Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı’nın verdiği katsayılar ise Çizelge 4.4.’te verilmiştir. Bu katsayılar kullanılarak oluşturulan denklem (4.1) ile de gerçek deney sonuçları ve tahmin edilen sonuçlar elde edilmiştir ve Çizelge 4.5.’de gösterilmiştir. Çizelge 4.5’den anlaşıldığı gibi gerçek deney sonuçları ve tahmin edilenler birbirine yakın değerlerdir.

Box-Behnken İstatistiksel Dizayn programının 4 değişken olan X_1 için pH, X_2 için Fe^{+2}, X_3 için H_2O_2, X_4 için ise süre denklemi;

$$Y= y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_4 + b_{12}X_1X_2 + b_{13}X_1X_3 + b_{14}X_1X_4 + b_{23}X_2X_3 + b_{24}X_2X_4 + b_{11}X_1^2 + b_{22}X_2^2 + b_{33}X_3^2 + b_{44} \quad (4.1)$$

Çizelge 4.4. Denklem katsayıları

bo	+ 85.41424
b1	- 2.04444
b2	+ 11.77229
b3	- 0.48601
b4	+ 0.016000
b12	- 0.55556
b13	+ 0.55556
b14	+ 1.00000E-002
b23	+ 0.082305
b24	- 2.22222E-003
b11	+ 0.16667
b22	- 1.62323
b33	- 0.022634
b44	- 1.13333E-003

Çizelge 4.5. Gerçek deney sonuçları ve tahmin edilen deney sonuçları

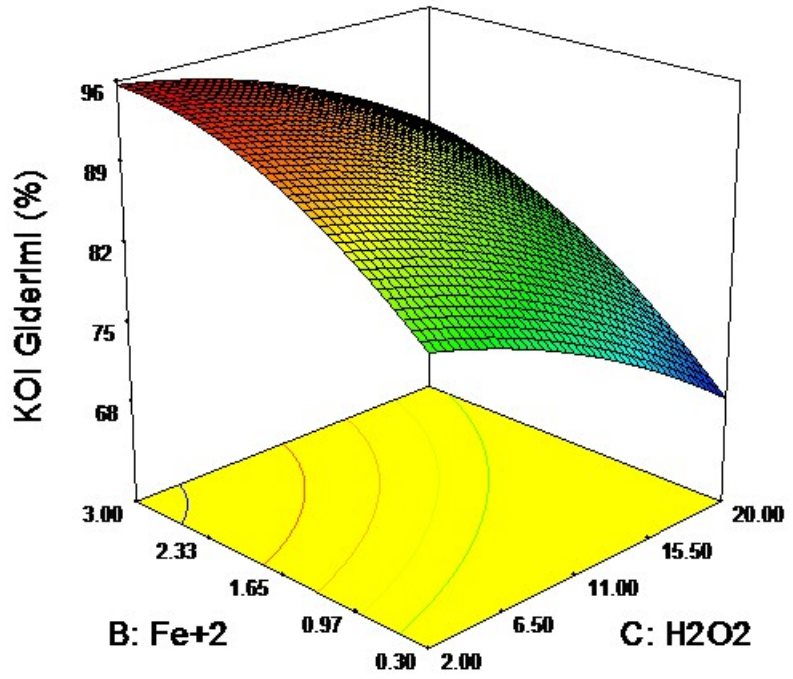
Analiz	pH	Fe^{+2} (mM)	H_2O_2 (mM)	Süre (dk)	$KOİ_Ç$ (mg/L)	% KOİ Giderimi	Tahmin edilen % KOİ giderimi
1	4	3	2	35	49.92	93	95.79
2	3	3	11	35	30.72	95	93.87
3	4	1.65	11	35	74.24	89	87.66
4	4	0.3	2	35	125.44	82	82.62
5	5	1.65	11	60	107.52	85	86.12
6	4	1.65	11	35	80.64	89	87.66
7	5	1.65	11	10	116.48	85	86.79
8	4	1.65	2	60	57.6	92	91.54
9	3	1.65	2	35	38.4	94	93.5
10	3	1.65	11	10	112.64	87	88.62
11	5	1.65	20	35	145.92	80	79.5
12	4	1.65	20	10	153.6	81	79.87
13	4	1.65	20	60	168.96	78	77.7
14	4	0.3	20	35	234.24	68	67.95
15	5	0.3	11	35	157.44	78	77.37
16	3	0.3	11	35	156.16	78	77.2
17	3	1.65	11	60	110.08	86	86.95
18	3	1.65	20	35	160	80	79.83
19	4	3	11	10	55.04	93	91.66
20	4	1.65	2	10	55.04	93	91.54
21	4	1.65	11	35	115.2	85	87.66
22	5	3	11	35	58.88	92	91.04

Çizelge 4.5. (devam)

23	4	3	20	35	134.4	83	85.12
24	4	0.3	11	60	179.2	75	75.33
25	4	3	11	60	52.48	93	91.5
26	4	0.3	11	10	180.48	77	77.5
27	5	1.65	2	35	65.28	92	91.16

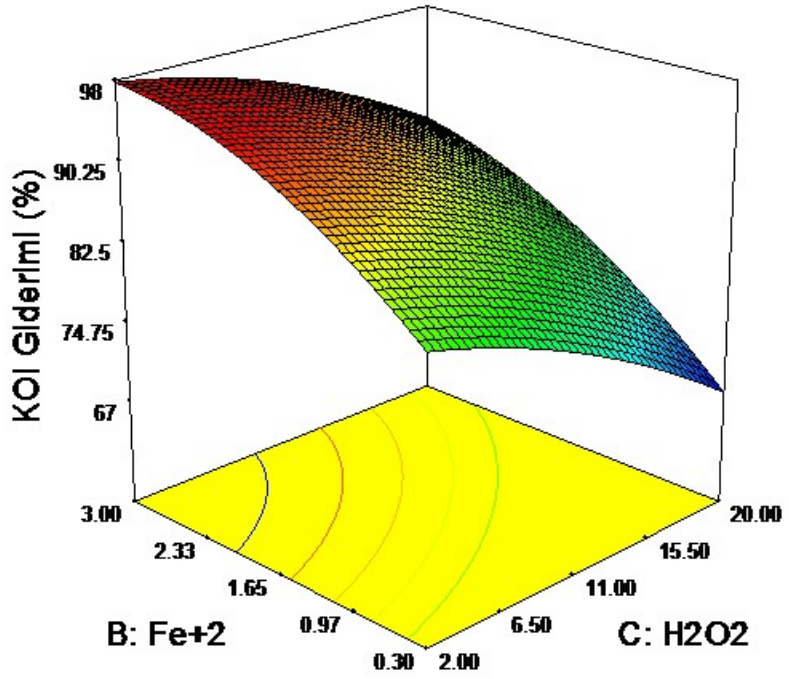
5.3.Optimizasyon Sonuçları

Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'ndan elde edilen grafikler KOİ gideriminin en yüksek elde edildiği optimum Fe^{+2} ve H_2O_2 dozları ve süreyi bulmamıza yardımcı olmaktadır. 30 dk'lik sabit süre, pH 4'te, Fe^{+2}-H_2O_2 değişimi incelendiğinde en yüksek KOİ gideriminin %95.68 ile 2 mM H_2O_2, 3 mM Fe^{+2} dozunda elde edildiği Şekil 4.1.'de görülmektedir.



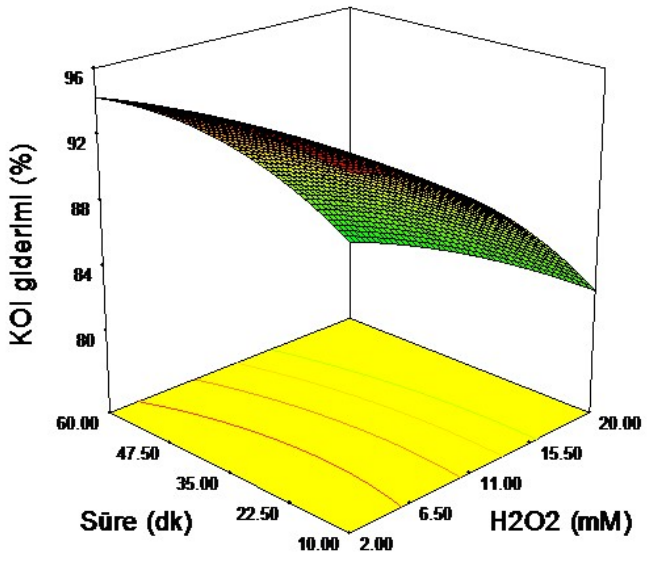
Şekil 4.1. pH=4 Süre=30 dk için Fe^{+2}-H_2O_2 değişimi

30 dk'lık sabit süre ve pH 3'te, H_2O_2 ve Fe^{+2} değişimi incelendiğinde en yüksek KOİ gideriminin %97.81 ile 2 mM H_2O_2, 3 mM Fe^{+2} dozunda elde edildiği Şekil 4.2.'de görülmektedir.



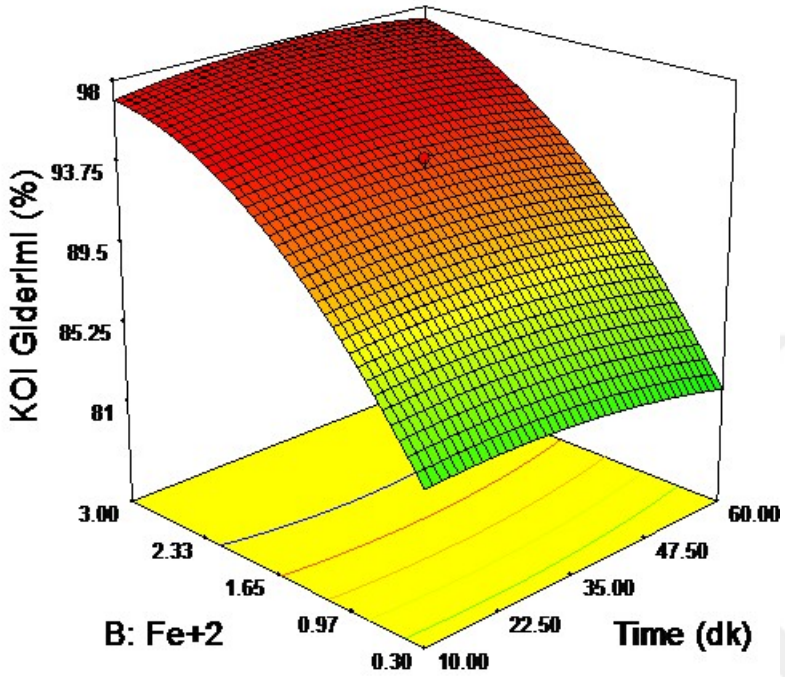
Şekil 4.2. pH=3 Süre=30 dk için Fe^{+2} -H_2O_2 değişimi

2 mM sabit Fe^{+2} dozu ve pH 3'te süre ve H_2O_2 dozu değişimi incelendiğinde en yüksek KOİ gideriminin yine %95.21 ile 2 mM H_2O_2 dozunda ve 30 dk'lık süre ile gerçekleştiği Şekil 4.3.'de görülmektedir.



Şekil 4.3. 2 mM sabit Fe^{+2} dozu ve pH=3'te süre ve H_2O_2 dozu değişimi

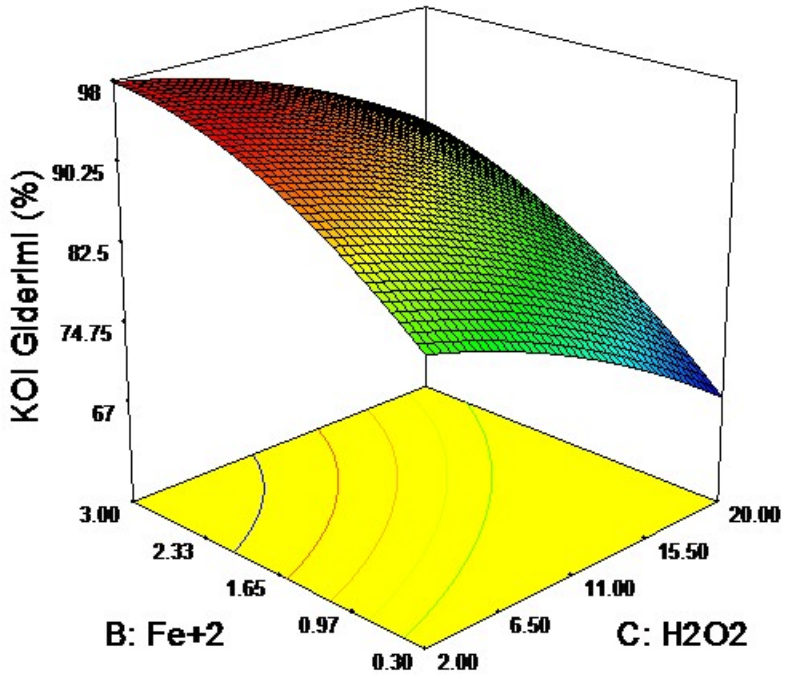
2 mM sabit H_2O_2 dozu ve pH 3'te süre ve Fe^{+2} dozu değişimi incelendiğinde en yüksek KOİ gideriminin yine %97.88 ile 3 mM Fe^{+2} dozunda ve 37 dk'lık süre ile gerçekleştiği Şekil 4.4.'de görülmektedir.



Şekil 4.4. 2 mM sabit H_2O_2 dozu ve pH=3'te süre ve Fe^{+2} dozu değişimi

Son olarak pH 3'te ve 37 dk'lık süre için Fe^{+2} ve H_2O_2 dozu değişim grafiği oluşturulacak olursa maksimum KOİ giderim veriminin %97.88 ile 2 mM H_2O_2 dozu ve 3 mM Fe^{+2} dozunda elde edildiği Şekil 4.5'te görülebilmektedir.

Bu nedenle % 97.88 maksimum en yüksek KOİ giderme verimini elde edildiği 2 mM H_2O_2, 3 mM Fe^{+2} ve süre olarak 37 dk optimum proses koşulları olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.5. pH=3'te ve sabit 37 dk sürede H_2O_2 dozu ve Fe^{+2} dozu değişimi

Öztürk tarafından yapılan çalışmada (2017), UV destekli elektrokoagülasyon için gri suyun geri kazanımı sağlanmıştır. İlk çalışmalarda elektrokoagülasyon işleminin optimum çalışma koşulları, ham su pH değeri 7.4±0.2, 1 g Na_2SO_4/L elektrolit ilavesi, 3 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 40 dakika işlem süresi olarak belirlenmiştir. Bu optimum koşullar altında, Fe (demir) elektrotlar kullanılarak %88.1 KOİ ve %97.2 bulanıklık giderimi Al (Alüminyum) elektrotlar, %79.3 KOİ ve %99.4 bulanıklık giderim verimleri elde edildi. AKM, TN, TP ve $BOİ_5$ parametreleri sırasıyla %62.3, %44, %98, %88.5 idi. Demir elektrot varlığında sırasıyla %80.6, %8.5, %98.4, %78.46 giderim verimleri elde edildi (Öztürk, 2017).

Tony ve ark., (2016) pH 3, 40 mg/L Fe^{+2}, 400 mg/L H_20_2 konsantrasyonunda gri suyun işlenmesi için Fenton işlemi kullanılarak maksimum KOİ gideriminin (%95) elde edilmesini sağlamıştır (Tony ve ark., 2016).

Thirugnanasambandham ve Sivakumar (2015), elektro Fenton sürecini kullanarak gri suyun işlenebilirliğini araştırdı. 10 mA/cm^2 akım yoğunluğu, 0.70 H_2O_2/Fe^{+2} mol oranı, 14 dakika tedavi süresi ve pH değeri 4 gibi optimum koşullar

altında %90 KOİ giderimi ve AKM gideriminin %85'i elde edilmiştir (Thirugnanasambandham ve Sivakumar, 2015).

4.4. Fe_3O_4 ile Yapılan Deneysel Çalışma Sonuçları

4.4.1. Fe_3O_4 konsantrasyonunun etkisi

Çalışmanın bu aşamasında manyetik bir nanopartikül olarak bilinen Fe_3O_4 laboratuvar ortamında sentezlenmiştir. Fe_3O_4 manyetik nanopartikülü kullanılarak gri suyun arıtılabilirliği araştırılmıştır.

Fe_3O_4 konsantrasyonun gri suda KOİ giderim verimi üzerindeki etkilerini görmek amacıyla ve maksimum KOİ giderimini sağlayan konsantrasyonu ve süreyi bulmak için 0.4-2.5 g/L Fe_3O_4 konsantrasyon aralığında deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneysel şartlar pH 7.56, reaksiyon süresi ise 15 dk, 30 dk ve 60 dk olarak belirlenmiştir. KOİ giderim verimleri Çizelge 4.6., Çizelge 4.7., Çizelge 4.8. ve Şekil 4.6.'da verilmiştir.

Ham gri su ve belirlenen Fe_3O_4 dozlarında hazırlanan gri su ise 1/5 oranında seyreltilerek yapılmıştır. Deneysel şartlar altında ham gri suyun KOİ değeri 1440 mg/L'dir. Fe_3O_4 ilave edildikten sonra Jar testinde 150 rpm'de 15 dk döndürüldükten sonra elde edilen KOİ giderim verimleri Çizelge 4.6'da verilmiştir.

Çizelge 4.6. 15 dk sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri

Analiz	Fe_3O_4 (g/L)	Süre (dk)	Kalan KOİ (mg/L)	% KOİ Giderim
1	0.4	15	1395.2	3
2	0.6	15	1382.4	4
3	0.8	15	1356.8	5
4	1	15	1305.6	9
5	1.2	15	1280	11
6	1.6	15	1254.4	12
7	2	15	1075.2	25
8	2.5	15	1056	26

Ham gri su 1/5 oranında ve belirlenen Fe_3O_4 dozlarında hazırlanan gri su ise 1/2 oranında seyreltilerek yapılmıştır. Deneysel şartlar altında ham gri suyun KOİ değeri 1203.2 mg/L'dir. Fe_3O_4 ilave edildikten sonra Jar testinde 150 rpm'de 30 dk döndürüldükten sonra elde edilen KOİ giderim verimleri Çizelge 4.7'de verilmiştir.

Çizelge 4.7. 30 dk sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri

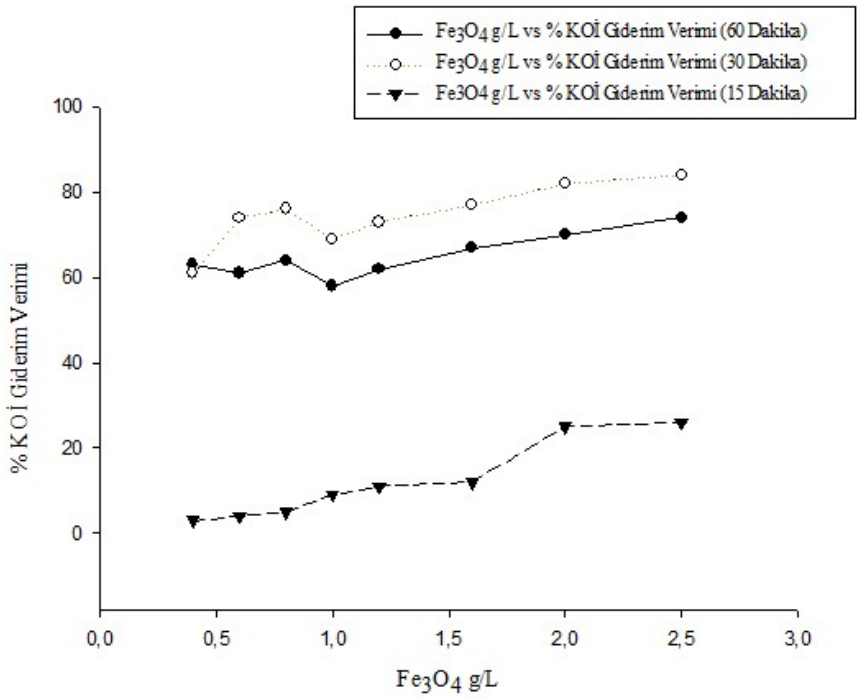
Analiz	Fe_3O_4 (g/L)	Süre (dk)	Kalan KOİ (mg/L)	% KOİ Giderim
1	0.4	30	349.44	61
2	0.6	30	302.08	74
3	0.8	30	286.72	76
4	1	30	368.64	69
5	1.2	30	271.36	73
6	1.6	30	265.86	77
7	2	30	208.74	82
8	2.5	30	189.44	84

Ham gri su 1/5 oranında ve belirlenen Fe_3O_4 dozlarında hazırlanan gri su ise 1/2 oranında seyreltilerek yapılmıştır. Deneysel şartlar altında ham gri suyun KOİ değeri 896 mg/L'dir. Fe_3O_4 ilave edildikten sonra Jar testinde 150 rpm'de 60 dk döndürüldükten sonra elde edilen KOİ giderim verimleri Çizelge 4.8'de verilmiştir.

Çizelge 4.8. 60 dk sabit sürede farklı Fe_3O_4 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri

Analiz	Fe_3O_4 (g/L)	Süre (dk)	Kalan KOİ (mg/L)	% KOİ Giderim
1	0.4	60	330.24	63
2	0.6	60	341.76	61
3	0.8	60	317.44	64
4	1	60	368.64	58
5	1.2	60	340.48	62
6	1.6	60	293.12	67
7	2	60	268.76	70
8	2.5	60	224.12	74

Deneysel çalışma sonuçlarına göre, ham sentetik gri suyun pH değeri 7.56 değerindedir. 30 dk reaksiyon süresi sonunda en yüksek KOİ giderim verimi 2.5 g/L Fe_3O_4 dozunda %84 KOİ ile elde edilmiş ve optimum değer olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.6. Fe_3O_4'in KOİ giderim verimi üzerine etkisi

4.5. $KMnO_4$ (Potasyum Permanganat) Konsantrasyonunun Etkisi

Çalışmanın bu aşamasında güçlü bir oksidant olarak bilinen $KMnO_4$'ın gri suyun arıtılabilirliğine olan etkisi araştırılmıştır.

$KMnO_4$ dozlarının KOİ giderimi üzerindeki etkilerini görmek amacıyla $KMnO_4$' ın belirli dozlar arasındaki değerlerinde deneysel çalışmalar yapılmıştır. Arıtılmış gri suda KOİ tayinleri yapılmış ve giderim verimleri Çizelge 4.9. ile Çizelge 4.10., Çizelge 4.11. ve Şekil 4.7.'de verilmiştir.

Ham gri su 1/5 oranında ve belirlenen $KMnO_4$ dozlarında hazırlanan gri su ise 1/2 oranında seyreltilerek yapılmıştır. Deneysel şartlar altında ham gri su KOİ 1376 mg/L, jar testinde önce 200 rpm'de 3 dk, daha sonra 50 rpm'de 30 dk reaksiyon süresine tabi tutulmuştur. Ve yapılan deneyler sırasında $KMnO_4$'ın gri su içerine eklenmesi sonucu patlıcan moru tonlarında bir renk gözlemlenmiştir. Süre

tamamlandıktan sonra yapılan KOİ analizleri sonucunda en yüksek giderim verimi %71 ile 0.1 g/L konsantrasyonunda elde edilmiştir.

Çizelge 4.9. 30 dk sabit sürede farklı $KMnO_4$ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri

Analiz	$KMnO_4$ (g/L)	Süre (dk)	Kalan KOİ (mg/L)	% KOİ Giderim
1	0.1	30	396.8	71
2	0.2	30	504.32	63
3	0.3	30	550.4	59
4	0.4	30	532.48	61
5	0.5	30	524.8	61
6	0.6	30	519.68	62

Ham gri su 1/5 oranında seyreltilerek, belirlenen $KMnO_4$ dozlarında gri su hazırlanmıştır. Deneysel şartlar altında ham gri su KOİ 1203.2 mg/L, jar testinde önce 200 rpm'de 3 dk, daha sonra 50 rpm'de 1 saat reaksiyon süresine tabi tutulmuştur. En yüksek KOİ giderim verimi %83 ile yine 0.1 g/L konsatrasyonunda elde edilmiştir.

Çizelge 4.10. 1 sa sabit sürede farklı $KMnO_4$ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri

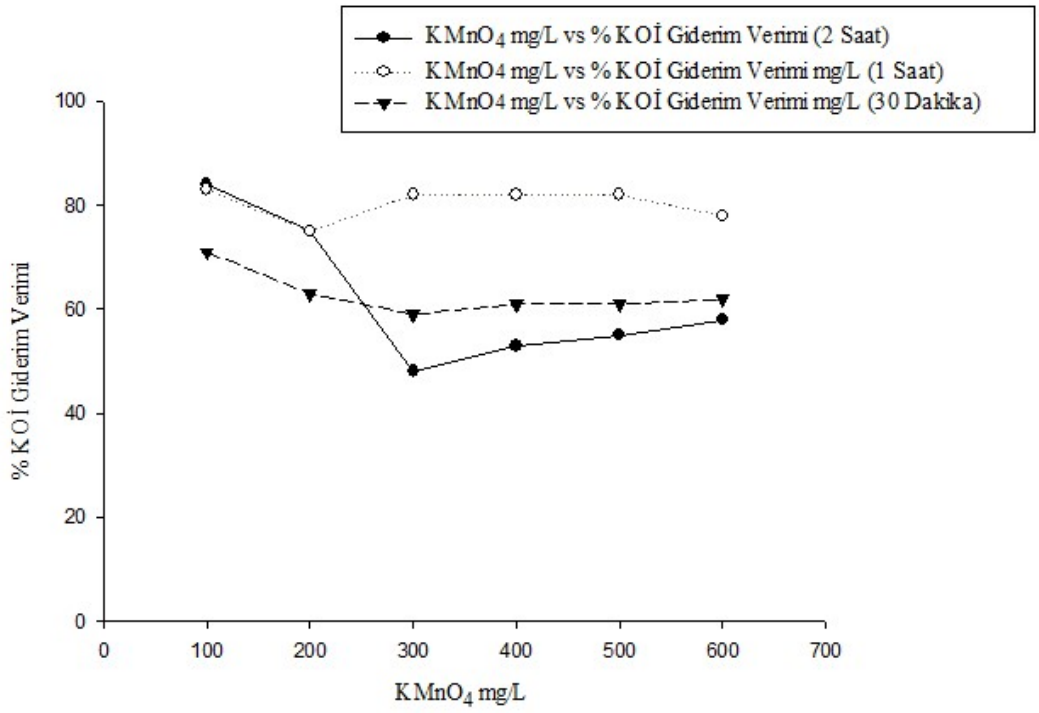
Analiz	$KMnO_4$ (g/L)	Süre (sa)	Kalan KOİ (mg/L)	% KOİ Giderim
1	0.1	1	199.68	83
2	0.2	1	299.52	75
3	0.3	1	216.32	82
4	0.4	1	209.92	82
5	0.5	1	215.04	82
6	0.6	1	254.72	78

Ham gri su ve belirlenen $KMnO_4$ konsatrasyonalrında hazırlanan gri su ise 1/5 oranında seyreltilerek yapılmıştır. Deneysel şartlar altında ham gri su KOİ 1459.2 mg/L, jar testinde önce 200 rpm'de 3 dk, daha sonra 50 rpm'de 2 saat reaksiyon süresine tabi tutulmuştur. En yüksek verim 0.1 g/L konsatrasyonunda %84 giderim verimi elde edildiği belirlenmiştir.

Çizelge 4.11. 2 sa sabit sürede farklı $KMnO_4$ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkileri

Analiz	$KMnO_4$ (g/L)	Süre (sa)	Kalan KOİ (mg/L)	% KOİ Giderim
1	0.1	2	230.4	84
2	0.2	2	364.8	75
3	0.3	2	748.8	48
4	0.4	2	684.8	53
5	0.5	2	646.4	55
6	0.6	2	608	58

Farklı reaksyion sürelerinde, 0.1-0.6 g/L aralığında ve pH değeri 7.48'de $KMnO_4$ ilavesinin etkisi ile gerçekleşen arıtım sonucunda KOİ giderimi verimleri Şekil 4.7.'de verilmiştir. Şekilden de anlaşılacağı üzere sentetik gri suyun KOİ giderim verimi, 2 saatlik reaksiyon süresi sonunda %84'lük en yüksek verim ile 0.1 g/L $KMnO_4$ konsantrasyonunda elde edilmiştir. Fakat 0.1 g/L $KMnO_4$ konsantrasyonunda, 1 saatlik muamalesi sonucunda da %83 ile en yüksek KOİ giderim verimine çok yakın bir verim elde edildiği için optimum konsantrasyon 0.1 g/L $KMnO_4$ kabul edilirken en uygun süre de 1 saat olarak kabul edilebilir.



Şekil 4.7. $KMnO_4$'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi

Ayrıca, gri suyun arıtımına yönelik olarak Fe_3O_4 ve $KMnO_4$ ile elde edilen en yüksek KOİ verimleri ve bunların elde edildiği konsantrasyonları özetleyen tablo Çizelge 4.12.'de verilmiştir.

Çizelge 4.12. Maksimum KOİ giderimini sağlayan konsantrasyon ve süreleri

Fe_3O_4 (g/L)	**Süre (dk)**	**% KOİ Giderim**
2.5	30	84
$KMnO_4$ (g/L)	**Süre (dk)**	**% KOİ Giderim**
0.1	60	83

5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Dünya'da kullanılan su kaynaklarının azlığı, kullanılmış suların tekrar kazanımı ve değerlendirilmesi yönünde metotların oluşturulmasını gündeme getirmektedir. Hem su kıtlığı hem de su kalitesinin bozulması açısından artan su baskısı, geri kazanılmış suyun yeni bir su kaynağı olarak değerlendirilmesine neden olmaktadır. Çevresel ve ekonomik faydalar ve arıtım teknolojileri gri suların yeniden kullanılması için fırsatlar sunmaktadır. Kentsel, endüstriyel, tarımsal ve sanayide kullanılan su miktarını gri su geri kazanımı ile karşılamak mümkündür. Gri suyun tekrar kullanılması, daha pahalı olan yüksek kaliteli içme suyuna duyulan ihtiyacın azaltılmasına yardımcı olabilir. Su ihtiyacına uygun su kalitesiyle eşleşmesi için, gri suların tekrar kullanımı, tuvalet yıkama, araba yıkama ve çevre düzenlemesi vb. gibi içilemez uygulamalarda içme suyunun yerini alabilir. Gri suyun kirlilik yükünün düşük olması nedeniyle arıtımları daha kolaydır ve bu nedenle gri suyun yeniden kullanımı, su rezervlerinin sürdürülebilirliğine katkı sağlamış olacaktır.

Bu tez çalışmasında, ilk olarak gri suyun arıtımında Fenton prosesinin arıtım performansı araştırılmıştır. Gri su arıtımında Fenton prosesi için uygulanan Box-Behnken İstatistiksel Dizayn Programı'nı deney sayılarını azaltmakla birlikte, çalışılmamış deney koşullarını programın verdiği katsayılar ışığında tahmin etmeyi sağlamaktadır. Bu da daha sağlıklı bir optimizasyon çalışmasını beraberinde getirmektedir. Bu uygulama sırasında prosese etki eden değişken parametreler olan pH, demir ve hidrojen peroksit dozu ve sürenin etkisi değerlendirilmiştir. Fenton prosesinin, yüksek oranda verimlilik sağlaması, kullanılan kimyasalların kolayca temin edilebilmesi, düşük yatırım maliyeti, hidrolik bekleme süresi kısa olması gibi avantajlardan ve gri suyun kirlilik yükünün çok yüksek olmasından dolayı cazip hale gelmektedir.

Gri suyun arıtımında Fenton prosesi için pH, demir konsantrasyonu, H_2O_2 ve sürenin Box-Behnken İstatistiksel Analiz Yöntemi ile optimize edilmesi sonucunda,

pH için optimum değer 3 olarak bulunmuştur. Daha sonra Fe^{+2} için optimum doz 3 mM olarak belirlenmiştir. Diğer bir parametre olan H_2O_2 için çalışmaları sonucunda 2 mM (%30 saflıkta) optimum doz olarak kabul edilmiştir. En uygun süre ise 37 dk'dır. Belirlenen optimum koşullar ile elde edilen KOİ giderim verimi ise %97.88 olarak bulunmuştur.

Çalışmanın sonraki aşamasında ise Fe_3O_4 manyetik nanopartikülü birlikte çökeltme yöntemi ile sentezlenmiştir. Fe_3O_4 konsantrasyon aralığı olarak 0.4-2.5 g/L ve süre ise 15 dk, 30 dk, 60 dk olarak belirlenmiştir. Bu sentezlenen materyalin farklı konsantrasyonları ile farklı sürelerde yürütülen gri su arıtım çalışmalarında, sentetik gri suyun pH değeri 7.56 iken, 30 dk'lık reaksiyon süresi sonunda en yüksek KOİ giderim verimi, 2.5 g/L Fe_3O_4 konsantrasyonunda %84 giderim verimi ile elde edilmiştir.

Daha sonra gri su bir güçlü oksidant olan $KMnO_4$ kullanılarak gri suyun arıtılabilirliğine etkisi araştırılmıştır. $KMnO_4$ konsantrasyon aralığı olarak 0.1-0.6 g/L ve süre ise 30 dk, 1 sa ve 2 sa olarak belirlenmiştir. Çalışmanın sonunda, 60 dk'lık reaksiyon süresi sonunda, 0.1 g/L $KMnO_4$ konsantrasyonunda %83 ile hemen hemen en yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiş ve pH 7.48 değerinde, 60 dk süre ve 0.1 g/L $KMnO_4$ optimum koşullar olarak kabul edilmiştir.

Tüm bu analiz çalışmalarının sonucunda, Fenton prosesi ile gri su giderimi öngörüldüğü şekildeki sonuçlanarak, gri suyun arıtımında etkili bir alternatif olarak kullanılabileceğini söylemek mümkündür. Ayrıca, Fenton prosesi ile yapılan çalışma sonucunda diğer yöntemlere göre daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Fe_3O_4 ile $KMnO_4$ karşılaştırıldığı zaman ise, daha uzun reaksiyon süresinde fakat çok daha düşük konsantrasyonda $KMnO_4$ kullanılarak gri sudan hemen hemen aynı verimde KOİ giderilebileceği görülmüştür.

KAYNAKLAR

ABİK, M. Y., 2016. Hava Kuvvetleri Komutanlığı Karargâh Binalarında Kullanım Sonucu Oluşan Atıksuyun Gri Su Olarak Yeniden Değerlendirilip Kullanılması, Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Şanlıurfa, 64s.

AL-HAMAİEDEH and BİNOM., 2010. Effect Of Treated Grey Water Reuse İn İrrigation On Soil And Plants. Desalination, 256:15–119.

AL-JAYYOUSİ and ODEH R., 2003. Greywater Reuse: Towards Sustainable Water Management. Desalination, 156(1-3):181–192.

A. ALBALAWNEH and CHANG, T. K., 2015. Review Of The Greywater And Proposed Greywater. Int. J. Res,-Granthaalayah. 3(12):16-35.

ALNAİZY, R., and AKGERMAN, A., 2000. Advanced Oxidation Of Phenolic Compounds. Adv. Environ. Res., 4(3):233–244.

ANDERSON, J., 2003. The Environmental Benefits Of Water Recycling And Reuse. Water Sci. Technol. Water Supply, 3:1–10.

ANGELAKİS, A. N., BONTOUX, L., and LAZAROVA, V., 2003. Challenges And Prospectives For Water Recycling And Reuse İn EU Countries. Water Sci. Technol. Water Supply, 3:59–68.

APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Am. Public Heal. Assoc. Am. Water Work. Assoc. Environ. Fed., 21s.

ASLANTÜRK, A., ve ÇETİNKAYA, O., 2014. Potasyum Permanganatın ($KMnO_4$) Lepistes (Poecilia reticulata, Peters, 1859) Üzerine Akut Toksisitesi. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Derg., 10(1):12–19.

ASANO, T., LEONG, L. Y. C., RİGBY, M. G., and SAKAJİ, R. H., 1992. Evaluatıon Of The Calıfornıa Wastewater Reclamatıon Crıterıa Usıng Enterıc Vırus Monıtorıng Data. Water Sci Technol., 26 (7-8):1513–1524.

BALCIOGLU, I. A., ARSLAN, I., and SACAN, M. T., 2001. Homogenous And Heterogenous Advanced Oxidation Of Two Commercial Reactive Dyes. Environ. Technol., 22(7):813–822.

BANİ-MELHEM, K., and SMİTH, E., 2012. Grey Water Treatment By A Continuous Process Of An Electrocoagulation Unit And A Submerged Membrane Bioreactor System. Chem. Eng. J., 198:201–210.

BARIŞÇI, S., 2017. Electrochemıcal Ferrate (Vı) Productıon And Research Of Its Potentıal Use For Greywater Treatment. Gebze Technıcal Unıversıty, graduate School Of Natural And Applıed Scıences, A Thesıs Submıtted For The Degree Of Doctor Of Phılosophy Department Of Envıronmental Engıneerıng, Gebze, 154s.

BAYKAL, B. B., 2015. Stream Segregation İn Household Use: A Review Of Grey Water As An Alternative Source Of Water And Yellow Water As An Alternative Source Of Fertilizers. Water Qual. Expo. Heal., 7: 27–37.

Berkun, M., 2017. Atıksuların Arıtılmasındaki Gelişmelere Geçmişten Günümüze Genel Bir Bakış, 8s.

BAYKAL, B. B., ve ALLAR, A. D., 2007. ECOSAN : Ekolojik Evsel Atıksu Yönetimi. itüdergisi, 17:3–12.

BİRBEN, N. C., 2012. Applıcatıon Of Photocatalysıs For The Treatment Of Grey

Water, Yıldız Technical University, Submitted To The Institute Of Environmental Sciences İn Partial Fulfillment Of The Requirements For The Degree Of Master Of Science İn Environmental Technology, 99s.

BOYJOO, Y., PAREEK, V. K., and ANG, M., 2013. A Review Of Greywater Characteristics And Treatment Processes. Water Sci. Technol., 67:1403–1424.

BUTKOVSKYİ, A., JEREMİASSE, A. W., HERNANDEZ LEAL, L., VANDERZANDE, T., RİJNAARTS, H., and ZEEMAN, G., 2014. Electrochemical Conversion Of Micropollutants İn Gray Water. Environ. Sci. Technol., 48:1893–1901.

CELALETTIN, Ö., ŞAHINKAYA, S., and ONÜÇYILDIZ, M., 2008. Treatment of Pesticide Wastewater by Physicochemical and Fenton Processes. Asian J. Chem., 20(5):3795–3804.

ÇEÇEN, F., and AKTAŞ, Ö., 2001. Effect Of PAC Addition İn Combined Treatment Of Landfill Leachate And Domestic Wastewater İn Semi-Continuously Fed Batch And Continuous-Flow Reactors. Inst. Environ. Sci., 27(2):177–188.

DEMİR, Ö., 2018. Performance Of Thermophilic Anaerobic Sludge Digester After Alkaline-Assisted Thermal Disintegration Optimization Using Response Surface Methodology. Water Environ. J., 32(4):597–606.

DEMİR, Ö., 2016. Potasyum Permanganatin Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkileri ve Ultrasonik Ön Arıtımla Geliştirilmesi. Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Derg., 21(2):189–200.

DONNER, E., ERİKSSON, E., REVİTT, D. M., SCHOLES, L., LÜTZHØFT, H. C. H., and LEDİN, A., 2010. Presence And Fate Of Priority Substances İn Domestic Greywater Treatment And Reuse Systems. Sci. Total Environ., 408(12):2444-2451.

ELMİTWALLİ T. A., and OTTERPOHL, R., 2007. Anaerobic Biodegradability And Treatment Of Grey Water İn Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Uasb) Reactor. Water Res., 41(6):1379–1387.

EPA, 1999. Potassium Permanaganate Chemistry. Altern. Disingecants Oxid., 328s.

ERCAN, İ. Ç., 2019. Demir Oksit Nanoparçacıklarının Ağır Metal Adsorpsiyonunda Kullanımı. Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir, 80s.

ERİKSSON, E., AUFFARTH, K., EİLERSEN, A. M., HENZE, M., and LEDİN, A., 2003. Household Chemicals And Personal Care Products As Sources For Xenobiotic Organic Compounds İn Grey Wastewater. Water SA, 29:135–146.

ERİKSSON, E., AUFFARTH, K., HENZE, M., and LEDİN, A., 2002. Characteristics of Grey Wastewater. Urban Water, 4:85–104.

ERNST, M., SPERLİCH, A., ZHENG, X., GAN, Y., HU, J., ZHAO, X., WANG, J., and JEKEL, M., 2007. An İntegrated Wastewater Treatment And Reuse Concept For The Olympic Park, Beijing. Desalination, 202(1–3):293–301.

FRİEDLER, E., and HADARİ, M., 2006. Economic Feasibility Of On-Site Greywater Reuse İn Multi-Storey Buildings. Desalination, 190:221–234.

FRİEDLER, E., KATZ, I., and DOSORETZ, C. G., 2008. Chlorination And Coagulation As Pretreatments For Greywater Desalination. Desalination, 222:38–49.

FRİEDLER, E., KOVALİO, R., and GALİL, N. I., 2005. On-Site Greywater Treatment And Reuse İn Multi-Storey Buildings. Water Sci. Technol., 51(10):187–194.

GHUNMİ, L. A., ZEEMAN, G., FAYYAD, M., and VAN LİER, J. M., 2011. Grey Water Treatment Systems: A Review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 41(7):657–698.

GİLBOA, Y., and FRİEDLER, E., 2008. Uv Disinfection Of Rbc-Treated Light Greywater Effluent: Kinetics, Survival And Regrowth Of Selected Microorganisms. Water Res., 45(5):1043–1050.

GİRESUNLU, E., 2015. Zayıf Nitelikli Kentsel Gri Suyun Karakterizasyonu ve Analizi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 155s.

GLEİCK, P. H., 2000. A Look At Twenty-First Century Water Resources Development. Water Int., 25:127–138.

GOGATE, P. R., and PANDİT, A. B., 2004. A Review Of İmperative Technologies For Wastewater Treatment I: Oxidation Technologies At Ambient Conditions. Adv. Environ. Res., 8(3–4):501–551.

GÖZÜKIZIL, M. F., 2013. Tekstil Endüstrisi Atıksularından Fenton Prosesi ve Biyosorpsiyon Yöntemi İle Renk Giderimi ve Örnek Tesis Modeli. Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Bilecik, 78s.

GROSS, A., SHMUELİ, O., RONEN, Z., and RAVEH, E., 2007. Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW)-A Novel Method Of Recycling Greywater For İrrigation İn Small Communities And Households. Chemosphere, 66(5):916–923.

GÜRTEKİN, E., and ŞEKERDAĞ, N., 2008. Bir İleri Oksidasyon Prosesi: Fenton Proses. J. Eng. Sci., 229–236s.

GÜRTEKİN, E., and ŞEKERDAĞ, N., 2008. Color Removal From Textile Wastewater With Fenton Process. J. Eng. Nat. Sci., 26(212):124–137.

HALALSHEH, M., 2008. Grey Water Characteristics And Treatment Options For Rural Areas İn Jordan. Bioresour. Technol., 99:6635–6641.

HERNÁNDEZ-LEAL, L., TEMMİNK, H., ZEEMAN, G., and BUİSMAN, C. J. N., 2011. Removal Of Micropollutants From Aerobically Treated Grey Water Via Ozone And Activated Carbon. Water Res., 45:2887–2896.

HERNÁNDEZ LEAL, L., TEMMİNK, H., ZEEMAN, G., and BUİSMAN, C. J. N., 2011. "Characterization And Anaerobic Biodegradability Of Grey Water. Desalination, 270:111–115.

HOCAOĞLU, S. M., ve ORON, D., 2011. Ayrık Evsel Atıksuyun Membran Biyoreaktörde Ayrışma Mekanizmaları. itü Derg., 262:35–44.

HONG CHİN, W., 2009. Greywater Treatment by Fenton, Photo-Fenton and UVC/H_2O_2 Processes. RMIT University, A Thesis Submitted İn Fulfilment Of The Requirements For The Degree Of Doctor Of Philosophy, 191s.

HOSSAIN, M. S., 2015. Domestic Grey Water Treatment by Fenton's Reagent for Re-Use in Toilet Flushing. Bangladesh Unıversıty Of Engıneerıng And Technology, Master's Thesis, Bangladesh, 144s.

HOURLİER, F., 2010. Formulation Of Synthetic Greywater As An Evaluation Tool For Wastewater Recycling Technologies. Environ. Technol., 31(2):215–223.

HUELGAS, A., and FUNAMİZU, N., 2010. Flat-Plate Submerged Membrane Bioreactor For The Treatment Of Higher-Load Graywater. Desalination, 250(1):162–166.

IKEDA, M., MAEDA, M., NAKADA, K., and KAWAMOTO, K., 1996. Area-Wide Use Of Reclaimed Water İn Tokyo, Japan. Water Science and Technology,

33(10-11):51-57.
JAVİER, M. E. G., LOPEZ, A., GONZÁLEZ, F., BONİLLA, F. A., and ZAMBRANO, G., 2010. Synthesıs and Characterızatıon of Fe_3O_4 Magnetıc Nanofluıd. Mater. Chem. Phys., 30(1):60–66.
JEFFERSON, B., LAİNE, A., LE CLECH, P., DİAPER, C., CARTER, B., and JUDD, S., 2000. Technologies For Domestic Wastewater Recycling. Environ. Prot. Bull., 64:8–14.
JEFFERSON, B., LAİNE, A. L., STEPHENSON, T., and JUDD, S. J., 2001. Advanced Biological Unit Processes For Domestic Water Recycling. Water Sci. Technol., 43:211–218.
JEFFERSON, B., BURGESS, J. E., PİCHON, A., HARKNESS J., and JUDD, S. J., 2001. Nutrient Addition To Enhance Biological Treatment Of Greywater. Water Res., 35(11):2702–2710.
JEFFERSON, B., PALMER, A., JEFFREY, P., STUETZ, R., and JUDD, S., 2004. Grey Water Characterisation And İts İmpact On The Selection And Operation Of Technologies For Urban Reuse. Water Sci. Technol., 50:157–164.
KARAHAN, A., 2011. Gri Suyun Değerlendirilmesi, IX. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, 1155–1164s.
KATO, S., and WALLİNG, C., 1971. The Oxidation of Alcohols by Fenton's Reagent the Effect of Copper Ion. J. Am. Chem. Soc., 93(17):4275–4281.
KEPOĞLU, C., 2014. Kişisel Bakım Ürünleri Ve Gri Atıksu Numunelerinin Ozon Ve Fotokataliz ile Arıtımı, Toksisite İncelemesi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Tekirdağ, 92s.
KİM, J., SONG, I., OH, H., JONG, J., PARK, J., and CHOUNG, Y., 2009. A Laboratory-Scale Graywater Treatment System Based On A Membrane Filtration And Oxidation Process-Characteristics Of Graywater From A Residential Complex. Desalination, 238(1–3):347–357.
KİM, R. H., LEE, S., JEONG, J., LEE, J. H., and KİM, Y. K., 2007. Reuse Of Greywater And Rainwater Using Fiber Filter Media And Metal Membrane. Desalination, 202:326–332.
KUO, W. G., 1992. Decolorizing Dye Wastewater With Fenton's Reagent. Water Res., 26(7):881–886.
KUTLU, S., ŞENTÜRK, İ., and BÜYÜKGÜNGÖR, H., 2017. Determination of Grey Water Potential for Selected Pilot Region in Alanya Province. Afyon Kocatepe Univ. J. Sci. Eng., 17:580–589.
LEAL, L. H., TEMMİNK, H., ZEEMAN, G., and BUİSMAN, C. J. N., 2011. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. Desalination, 270:111–115.
LESJEAN, B., and GNİRSS, R., 2006. Grey Water Treatment With A Membrane Bioreactor Operated At Low SRT And Low HRT. Desalination, 199(3):432–434.
Lİ, F., WİCHMANN, K., and OTTERPOHL, R., 2009. Review Of The Technological Approaches For Grey Water Treatment And Reuses," Sci. Total Environ., 407:3439–3449.
Lİ, Z., BOYLE, F., and REYNOLDS, A., 2010. Rainwater Harvesting And Greywater Treatment Systems For Domestic Application İn Ireland. DES, 260(1):1–8.
MARCH J. G., and GUAL, M., 2009. Studies On Chlorination Of Greywater.

Desalination, 249:317–322.
MARCH, J. G., GUAL, M., and OROZCO, F., 2004. Experiences On Greywater Re-Use For Toilet Flushing İn A Hotel (Mallorca, Island, Spain). Desalination, 164:241–247.
MARCO, A., ESPLUGAS, S., and SAUM, G., 1997. How And Why Combıne Chemıcal And Bıologıcal Processes For Wastewater Treatment. Water Sci. Technol., 35(4):321–327.
NGHİEM, L. D., OSCHMANN, N., and SCHÄFER, A. I., 2006. Fouling İn Greywater Recycling By Direct Ultrafiltration. Desalination, 187:283–290.
NOLDE, E., 2000. Erratum To 'Greywater Reuse Systems For Toilet Flushing İn Multi-Storey Buildings – Over Ten Years Experience İn Berlin. Urban Water, 2:260.
ORON, G., ADEL, M., AGMON, V., FRİEDLER, E., HALPERİN, R., LESHEM E., ve WEİNBERG, D., 2014. Greywater Use İn Israel And Worldwide: Standards And Prospects. Water Res., 58:92–101.
ÖZGÜROĞLU, G., 2019. Gri Suyun Fenton Prosesi İle Arıtımı, Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Nevşehir, 50s.
ÖZER, S., YILDIZ, S., ve KARAKUŞ, C. B., 2011. Sivas 4 Eylül Barajı İçme Suyundaki Manganın Laboratuar Ve Tesis Ölçekli Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması. J. Fac.Eng.Arch. Selcuk Univ., 26(1):9.
ÖZTÜRK, H., 2017. Gri Suların Elektrokoagülasyon İle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, Gebze Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Gebze, 65s.
PANSONATO, N., AFONSO, M. V. G., SALLES, C. A., BONCZ, M. Á., and PAULO, P. L., 2011. Solar Disinfection For The Post-Treatment Of Greywater By Means Of A Continuous Flow Reactor. Water Sci. Technol., 64(5):1178–1185.
PİDOU, M., 2008. Chemical Solutions For Greywater Recycling. Chemosphere, 71(1):147–155.
PİDOU, M., MEMON, F. A., STEPHENSON, T., JEFFERSON, B., and JEFFERY, P., 2007. Greywater Recycling : A Review. Eng. Sustain., 160:119–131.
PİNTO, U., MAHESHWARİ, B. L., and GREWAL, H. S., 2010. Effects Of Greywater İrrigation On Plant Growth, Water Use And Soil Properties. Resour. Conserv. Recycl., 54:429–435.
RADJENOVİC, J., and SEDLAK, D. L., 2015. Challenges and Opportunities For Electrochemical Processes As Next-Generation Technologies For The Treatment Of Contaminated Water. Environ. Sci. Technol., 49:11292–11302.
REVİTT, D. M., ERİKSSON, E., and DONNER, E., 2011. The İmplications Of Household Greywater Treatment And Reuse For Municipal Wastewater Flows And Micropollutant Loads. Water Res., 45(4):1549–1560.
SAKALLIOĞLU, H., 2013. Manyetik Nanopartiküller Üzerine Desteklenmiş Schiff Bazı Türevi Metal Komplekslerinin Sentezleri Ve Katalitik Etkinliklerinin İncelenmesi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Konya, 69s.
SANCHEZ, M., RİVERO, M. J., and ORTİZ, I., 2010. Photocatalytic Oxidation Of Grey Water Over Titanium Dioxide Suspensions. Desalination, 262:141–146.
SANTASMASAS, C., ROVİRA, M., CLARENS, F., and VALDERRAMA, C.,

2013. Grey Water Reclamation By Decentralized MBR Prototype. Resour. Conserv. Recycl., 72:102–107.
SANTOS, C., TAVEİRA-PİNTO, F., CHENG, C. Y., and LEİTE, D., 2012. Development Of An Experimental System For Greywater Reuse. Desalination, 285:301–305.
SARIBUĞA, S., 2014. Manyetik Nanopartiküllerin Analitik İncelenmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi , İstanbul, 73s.
SARPAŞAR, Z., 2019. Zeolitin Manyetik Fe3o4 Nanoparçacıklar İle Modifikasyonu Ve Boyarmadde Adsorpsiyonunun İncelenmesi. Kütahya Dumlupınar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Kütahya, 53s.
ŞAHİNKAYA, S., 2017. Emaye Kaplama Endüstrisi Atıksularının Klasik ve Modifiye Fenton Prosesleri ile Arıtımı. Nevşehir Bilim ve Teknol. Derg., 6:30–38.
SESLER, Ş. K., 2014. İndigo Yıkama & Pamuklu Kumaş Boyama Yapan Bir Tekstil Endüstrisinin Arıtılmış Atıksuyunda Renk Giderimi İçin En Uygun Koagülasyon/Flokülasyon Teknolojisinin Belirlenmesi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans, Tekirdağ, 172s.
SRİKANTH, H., CARPENTER, E. E., SPİNU, L., WİGGİNS, J., ZHOU, W. L., and O'CONNOR, C. J., 2001. Dynamic Transverse Susceptibility İn Au-Fe-Au Nanoparticles. Mater. Sci. Eng. A, 304–306(1-2):901–904.
TEODORO, A., BONCZ, M. A., JÚNİOR, A. M., and PAULO, P. L., 2014. Disinfection Of Greywater Pre-Treated By Constructed Wetlands Using Photo-Fenton: Influence Of Ph On The Decay Of Pseudomonas Aeruginosa. J. Environ. Chem. Eng., 2(2):958–962.
TEZCAN, H., 2010. Zeytinyağı Atıksularının Fenton Prosesi İle Arıtılması. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Konya, 87s.
THİRUGNANASAMBANDHAM, K., and SİVAKUMAR, V., 2015. Optimization Of Treatment Of Grey Wastewater Using Electro-Fenton Technique - Modeling And Validation. Process Saf. Environ. Prot., 95:60–68.
TONY, M. A., PARKER, H. L., and CLARK, J. H., 2016. Treatment Of Laundrette Wastewater Using Starbon And Fenton's Reagent. J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng., 51(11):974–979.
TÜRKMEN, M. Ö., 2018. Arsenik Baskılanmış Manyetik Nanopartiküllerin Üretimi. Hacettepe Üniversitesi, Doktora Tezi, 120s.
ÜSTÜN, G., and TIRPANCI, A., 2015. Greywater Treatment and Reuse. Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Derg., 20:119.
WANG, C., LİU, H., and SUN, Z., 2012. Heterogeneous Photo-Fenton Reaction Catalyzed By Nanosized İron Oxides For Water Treatment. Int. J. Photoenergy, 2012:10.
WİNWARD, G. P., AVERY, L. M., STEPHENSON, T., and JEFFERSON, B., 2008. Ultraviolet (UV) Disinfection Of Grey Water: Particle Size Effects. Environ. Technol., 29:235–244.
WİNWARD, G. P., 2008. A Study Of The Microbial Quality Of Grey Water And An Evaluation Of Treatment Technologies For Reuse. Ecol. Eng., 32:187–197.
WİNWARD, G. P., AVERY, L. M., STEPHENSON, T., and JEFFERSON, B., 2008. Chlorine Disinfection Of Grey Water For Reuse: Effect Of Organics And Particles. Water Res., 42:483–491.

YALÇIN, K., 2015. Tetrasiklinlerin Sulu Ortamlarda Bimetalik Cu/Fe Nanopartikülü İle Sorpsiyon Ve Parçalanma Mekanizması, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 92s.

YALÇINALP, E., ÖZTÜRK, A. ve BAYRAK, d., 2018. Konut Ölçeğinde Gri Su ve Yeşil Çatı Sistemlerinin Ekonomik Etkileri. Türk Tarım ve Doğa Bilim. Derg., 5:71–80.

YU, Z. LT., RAHARDİANTO, A., DESHAZO, J. R., STENSTROM, M. K., and COHEN, Y., 2013. Critical Review: Regulatory Incentives And Impediments For Onsite Graywater Reuse İn The United States. Water Environ. Res., 85(7):650–662.

ZHU, X., NANNY, M. A., and BUTLER, E. C., 2008. Photocatalytic Oxidation Of Aqueous Ammonia İn Model Gray Waters. Water Res., 42:2736–2744.

ZUMA, B. M., TANDLİCH, R., WHİTTİNGTON-JONES, K. J., and BURGESS, J. E., 2008. Mulch Tower Treatment System Part I: Overall Performance İn Greywater Treatment. Desalination, 242:38–56.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Ezgi Sühel AKTAŞ
Uyruğu : T.C.
DoğumYeri veTarihi : KONAK, 27.08.1995
Telefon : 0554 174 42 02
Fax : ---
e-mail : ezgisuhelaktaş@harran.edu.tr

EĞİTİM

Derece	Adı, İlçe, İl	Bitirme Yılı
Lise	: Anadolu Cumhuriyet Lisesi, Konya/Ereğli	2013
Üniversite	: Harran Üniversitesi, Şanlıurfa/Haliliye	2018
Yüksek Lisans	: Harran Üniversitesi, Şanlıurfa/Haliliye	2020

YABANCI DİL

İngilizce