

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

GRİ SUYUN OZON, PEROKSON VE KİMYASAL DESTEKLİ ÖN ARITMA

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Beyza Nur KARAHAN

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Bilimleri Mühendisliği ve Yönetimi Programı**

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Hale ÖZGÜN

HAZİRAN 2023

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**GRİ SUYUN OZON, PEROKSON VE KİMYASAL DESTEKLİ ÖN ARITMA
PROSESLERİ İLE ARITILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Beyza Nur KARAHAN
(501181709)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri Mühendisliği ve Yönetim Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Hale ÖZGÜN

HAZİRAN 2023

ISTANBUL TECHNICAL UNIVERSITY ★ GRADUATE SCHOOL

**TREATMENT OF GREY WATER WITH OZONE, PEROXONE AND
CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT**

M.Sc. THESIS

**Beyza Nur KARAHAN
(501181709)**

Department of Environmental Engineering

Environmental Science, Engineering and Management

Thesis Advisor: Doç. Dr. Hale ÖZGÜN

JUNE 2023

İTÜ, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün 501181709 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Beyza Nur KARAHAN, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “GRİ SUYUN OZON, PEROKSON VE KİMYASAL DESTEKLİ ÖN ARITMA PROSESLERİ İLE ARITILMASI” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Hale ÖZGÜN**

İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Doç. Dr. Kübra ULUCAN-ALTUNTAŞ**

İstanbul Teknik Üniversitesi

Dr. Öğr. Üyesi Muhammed İberia AYDIN

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa

Teslim Tarihi : 26.05.2023
Savunma Tarihi : 19.06.2023



Çok sevdiğim aileme,



ÖNSÖZ

Yüksek lisans eğitimim ve tez çalışmalarım boyunca karşılaştığım her sorunda yardımlarını ve bilgilerini benden esirgemeyen danışmanım Doç. Dr. Hale ÖZGÜN'e teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım ve tez yazım sürecim boyunca yanımda olan ve tecrübelerini esirgemeyen; zorlandığım noktalarda manevi olarak her zaman destek olan Malhun FAKIOĞLU KUTLU ve Arş. Gör. Yasemin AKDAĞ'a teşekkür ederim.

Hayatım boyunca karşılaştığım her zorlukta destek olan, yılmadan devam etmem için ellerinden gelen her şeyi yapan değerli aileme sevgi ve teşekkürlerimi sunarım. Biricik annem Hacer YILMAZ'a, babam Ahmet YILMAZ'a, ablam Sara YILDIRIM'a, ağabeyim Arif YILDIRIM'a, kardeşim Abdullah Hami YILMAZ'a, yeğenlerim Ulya Nur ve Muhammed Turan YILDIRIM'a hayatımda oldukları için ve tüm destekleri için teşekkür ederim.

Tez sürecim boyunca her zaman yanımda olan, beni her gün motive eden, cesaretlendiren, tezimi sayesinde tamamlayabildiğim sevgili eşim, hayat arkadaşım Mehmet Baki KARAHAN'a sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

Lisans eğitimine başladığım ilk günden beri yanımda olan, her koşulda maddi manevi desteğini esirgemeyen, hayatıma birçok güzellik katan biricik arkadaşım Gülşen Nilay TUNCER'e ayrıca teşekkür ederim.

Haziran 2023

Beyza Nur Karahan
(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ	ix
İÇİNDEKİLER	xi
KISALTMALAR	xiii
ÇİZELGE LİSTESİ	xvii
ŞEKİL LİSTESİ	xix
ÖZET	xxi
SUMMARY	xxv
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	1
1.3 Tez İçeriği.....	2
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	3
2.1 Akım Ayrımı ve Ekolojik Evsel Atıksu Yönetimi	3
2.2 Gri Su	5
2.2.1 Gri su karakterizasyonu.....	5
2.2.2 Gri su arıtma alternatifleri.....	18
2.2.3 Arıtılmış gri suyun geri kazanım alternatifleri.....	21
2.3 Mikrokirleticiler Hakkında Genel Bilgiler	23
2.4 Yasal Mevzuat	25
2.5 Çalışma Kapsamında Kullanılan Teknolojiler	29
2.5.1 Ozonlama prosesi	29
2.5.2 Perokson prosesi	32
2.5.3 Kimyasal destekli ön arıtma prosesi	33
2.6 Gri sulardan mikrokirletici giderimi amaçlı uygulanan arıtma çalışmaları. 36	
3. MATERYAL VE YÖNTEM	39
3.1 Gri Su Karakterizasyonu	39
3.2 Mikrokirleticiler	41
3.3 Deney Düzeneği	43
3.3.1 Ozon jeneratörü ve reaktörü.....	43
3.3.2 Perokson prosesi	45

3.3.3 Jar test.....	45
3.4 Deneysel Plan	46
3.5 Analiz Yöntemleri	48
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	51
4.1 Farklı Ozon Dozu ve Temas Sürelerinin Arıtma Performansı Üzerindeki Etkisi	51
4.2 Perokson ve Kimyasal Destekli Ön Arıtma Proseslerinin Arıtma Performanslarının Karşılaştırılması.....	61
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	69
5.1 Sonuçlar.....	69
5.2 Öneriler.....	70
KAYNAKLAR.....	71



KISALTMALAR

17a-E2	:17a-Etinilestradiol
2-MIB	: 2-metilizoborneol
4-NP	: Nonilfenol
4-OP	: Oktilfenol
AB	: Avrupa Birliği
ABD	: Amerika Birleşik Devletleri
AKM	: Askıda Katı Madde
Al	: Alüminyum
Al₂(SO₄)₃	: Alum
APAP	: Asetominofen
ATZ	: Atrazin
B	: Bor
BM	: Birleşmiş Milletler
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
BOİ₅	: 5 Günlük Biyolojik Oksijen İhtiyacı
BP3	: Benzofenon-3
BPA	: Bisfenol-A
Br⁻	: Bromür
BrO₃⁻	: Bromat
Ca²⁺	: Kalsiyum İyonu
CAF	: Kafein
CBM	: Karbendazim
CBZ	: Karmazepin
Cd	: Kadmiyum
CKD	: Çimento Fırını Tozu
Cl₂	: Klor
Cl⁻	: Klorür
Co	: Kobalt
CO₂	: Karbondioksit

CPFX	: Siprofloksasin
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
ÇKM	: Çözünmüş Katı Madde
ÇO	: Çözünmüş Oksijen
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
DCF	: Diklofenak
DCMU	: Diuron
Do₃	: Spesifik Ozon Dozu
DZN	: Diyazinon
E1	: Östron
E2	: 17-beta-estradiol
ECOSAN	: Ekolojik Evsel Atıksu Yönetimi
ERY	: Eritromisin
<i>E. coli</i>	: <i>Escherichia coli</i>
Fe	: Demir
Fe²⁺	: Demir (II) İyonu
Fe³⁺	: Demir (III) İyonu
FeCl₃	: Demir Klorür
FK	: Fekal Koliform
FNB	: Fenofibrat
FXT	: Fluksetin
GAK	: Granül Aktif Karbon
GFZ	: Gemfibrozil
H₂O₂	: Hidrojen Peroksit
HCO₃⁻	: Bikarbonat
IC	: İyon Kromatografisi
ICM	: X-ışını kontrast maddesi
ICP-MS	: Endüktif Olarak Eşleştirilmiş Plazma Kütle Spektrometrisi
İBF	: İbuprofen
İOP	: İleri Okdisadyon Prosesi
KDÖA	: Kimyasal Destekli Ön Arıtma
kob	: Koloni Oluşturan Birim
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
Kow	: Oktanol-Su Ayrışım Katsayısı

LC-MS/MS	: Sıvı Kromatografi Kütle Spektrofotometrisi
Li	: Lityum
MBR	: Membran Biyoreaktör
Mg²⁺	: Magnezyum
ML	: Malatyon
Mn	: Mangan
Mo	: Molibden
N:N	: Molar Oran
Na⁺	: Sodyum İyonu
NH₃-N	: Amonyak Azotu
NH₄-N	: Amonyum Azotu
Ni	: Nikel
NO₂-N	: Nitrit Azotu
NO₃-N	: Nitrat Azotu
NPX	: Naproksen
NSAİİ	: Steroid Yapıda Olmayan Antiinflamatuvar İlaçlar
O₃	: Ozon
OH•	: Hidroksil Radikali
PAH	: Poliaromatik Hidrokarbonlar
PACl	: Polialüminyum Klorür
PAFC	: Polialüminyum Demir Klorür
Pb	: Kurşun
PBSA	: 2-Fenil-5-Benzimidazol Sülfonik Asit
PCZ	: Propikonazol
pKa	: Asit Ayrışma Sabiti
PO₄³⁻	: Fosfat
PRM	: Primidon
RBC	: Döner Biyolojik Diskler
SAR	: Sodyum Adsorpsiyon Oranı
SBR	: Ardışık Kesikli Reaktör
Se	: Selenyum
SMZ	: Sülfametaksazol
SO₄³⁻	: Sülfat
SPE	: Katı Faz Ekstraksiyonu
SS	: Standart Sapma

SUVA	: Spesifik Ultraviyole Absorpsiyonu
TAK	: Toz Aktif Karbon
TCS	: Triklosan
TiO₂	: Titanyum Dioksit
TK	: Toplam Koliform
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TN	: Toplam Azot
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
TRM	: Trimetoprim
UASB	: Yukarı Akışlı Havasız Çamur Yataklı Reaktör
UF	: Ultrafiltrasyon
UV_{254nm}	: Ultraviyole _{254nm}
V	: Vanadyum
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü
Zn	: Çinko

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1 : Gri su kaynakları ve bileşenleri (Eriksson ve diğ., 2002; Morel ve Diener, 2006; Li ve diğ., 2009b; Shaikh ve Ahammed, 2020).....	7
Çizelge 2.2 : Karışık kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.	13
Çizelge 2.3 : Banyo kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları. 15	
Çizelge 2.4 : Çamaşır yıkama sularından oluşan gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.	16
Çizelge 2.5 : Mutfak kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.	17
Çizelge 2.6 : Gri sularda gözlenen koliform değerleri ile ilgili literatür çalışmaları. 17	
Çizelge 2.7 : Arıtılmış suların geri kazanım alanları (EPA, 2012; Öztürk ve diğ.,2016).	23
Çizelge 2.8: Ülkelerin yönetmeliklerine göre arıtılmış gri suyun geri kazanım alanları ve ilgili kalite standartları.	27
Çizelge 2.9 : O ₃ molekülünün fiziksel özellikleri (von Sonntag ve von Gunten, 2012; Kepoğlu, 2014).	29
Çizelge 2.10 : Gri sulardan mikrokirletici giderimi amacıyla gerçekleştirilmiş literatür çalışmaları.	37
Çizelge 3.1: Gri su karakterizasyonu.....	39
Çizelge 3.2 : Hedef mikrokirleticiler ve ilgili mikrokirleticilerin fiziksel, kimyasal özellikleri.	42
Çizelge 3.3 : Farklı işletme modları için ozon dozları, temas süreleri ve spesifik ozon dozları.	46
Çizelge 3.4 : KDÖA deneylerinde uygulanan işletme koşulları.....	48
Çizelge 4.1 : Mikrokirleticilerin ozonlama sonrası çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri.....	56
Çizelge 4.2 : Farklı O ₃ dozları ve temas sürelerine ait çıkış suyu TK, FK ve <i>E. Coli</i> değerleri ve log giderim verimleri.	58
Çizelge 4.3 : Optimum işletme moduna (A3) ait arıtma performansı.	59
Çizelge 4.4 : Farklı arıtma prosesleri için çıkış akımında mikrokirletici konsantrasyonları ve giderim verimleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+Ozonlama.	64
Çizelge 4.5: Farklı arıtma prosesleri için çıkış akımında TK, FK ve <i>E. coli</i> değerleri ve log giderim değerleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+ozonlama.	66
Çizelge 4.6: AB tarımsal sulama suyu standardı ile ozonlama, perokson, KDÖA+ozonlama proseslerine ait çıkış suyu kalitelerinin karşılaştırılması.	67



ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1: Evsel atıksu bileşenleri şeması.	5
Şekil 3.1: Ozonlama sistemi: (a) Şematik gösterim; (b) Laboratuvar ölçekli deneysel sistem.	44
Şekil 3.2: Jar testi sistemi: (a) Deneysel düzenek; (b) Karıştırma aşamasında numuneler; (c) Çökelme aşamasında numuneler.	45
Şekil 3.3: Deneysel plan.	47
Şekil 4.1: Farklı O ₃ dozları ve temas sürelerine ait KOİ ve BOİ ₅ giderim verimleri (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).	52
Şekil 4.2: Farklı O ₃ dozları ve temas sürelerine ait AKM giderim verimleri ve çıkış suyu bulanıklık değerleri (Hata çubukları standart sapmayı gösterir). .	53
Şekil 4.3: Farklı O ₃ dozları ve temas sürelerine ait ÇOK, UV _{254nm} ve SUVA değerleri: (a) ÇOK; (b) UV _{254nm} ; (c) SUVA (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).	55
Şekil 4.4: Farklı arıtma prosesleri için KOİ, BOİ ₅ , AKM giderim verimleri ve çıkış suyundaki bulanıklık değerleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+ozonlama. (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).	62
Şekil 4.5: Farklı arıtma prosesleri için TP giderim verimleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+ozonlama (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).	63



GRİ SUYUN OZON, PEROKSON VE KİMYASAL DESTEKLİ ÖN ARITMA PROSESLERİ İLE ARITILMASI

ÖZET

Günümüzdeki dünya nüfusunun yirminci yüzyıl ortalarındaki nüfusa göre üç kat daha fazla olduğu bilinmektedir. 1950 yılından bugüne kadar artarak büyüyen dünya nüfusu 2023 yılı itibariyle 8 milyara ulaşmıştır. 2059 yılına kadar dünya nüfusunun 10 milyarın üstüne çıkması öngörülmektedir. Hızla artan dünya nüfusu insanların temiz su kaynaklarına ulaşmasını gündün güne zorlaştırmaktadır. İklim değişikliği ile yaşanan son kuraklıklar yaşam için ciddi bir tehdit oluşturmuş ve dünya çapında su kıtlığı yaşayan ülkelerin sayısı artmıştır. Bu durum sonucunda alternatif su kaynağı arayışı başlamıştır. Arıtılmış su geri kazanımı bu bağlamda alternatif su kaynağı olarak değerlendirilmektedir.

Evsel atıksuların tek bir akım halinde toplandığı geleneksel atıksu toplama sistemleri yerine akım ayrımı prensibi ile çalışan güncel uygulamalar gün geçtikçe yaygınlaşmaktadır. Sürdürülebilir su kullanımı, alternatif kaynak arayışında ve doğal kaynakların kontrollü kullanılmasında etkin rol oynayan bir uygulamadır. Ekolojik evsel atıksu yönetimi (ECOSAN), evsel atıksuların farklı bileşenlerinin ayrı akımlar halinde toplanmasını önermektedir. Bu sistemle birlikte atıksuların değerli bir kaynak olarak kullanımı ve bunun neticesinde sürdürülebilir su kullanımı sağlanabilmektedir.

ECOSAN prensibinde evsel atıksular iki veya üç bileşene ayrılarak toplanabilmektedir. Evsel atıksuyun üç akım halinde ayrı toplanması durumunda atıksu bileşenleri; gri su, sarı su ve kahverengi sudur. Gri su, evsel atıksuların tuvalet suları dışında kalan banyolardan, duşlardan, el yıkama lavabolarından, mutfak lavabolarından, çamaşır ve bulaşık makinelerinden gelen kısmı olarak tanımlanmaktadır. Gri sular evsel atıksuların %75'lik kısmını oluşturmaktadır.

Gri su, yüksek hacim potansiyeli ve kirlilik yükünün geleneksel evsel atıksulara oranla daha düşük olması sebebiyle değerli bir yenilenebilir su kaynağıdır. Kirlilik yükünün az olması sebebiyle geleneksel evsel atıksulara göre gri suların arıtılması daha kolaydır.

Gri su arıtma süreçleri; arıtılmış su geri kazanımı için düzenleyici standartları sağlamalı ve organik bileşikler ile patojenlerin giderimi açısından etkili olmalıdır. Gri su arıtımı ve geri kazanımı için; doğal arıtma sistemleri, filtrasyon gibi fiziksel arıtma sistemleri, kimyasal ve biyolojik süreçler dahil olmak üzere çeşitli teknolojiler uygulanmaktadır. Bu arıtma prosesleri ile sulama ve tuvalet sifon suyu gibi içilebilir olmayan gri suyun geri kazanımına yönelik düzenleme ve gerekliliklerin yerine getirilmesi amaçlanmaktadır.

Bu çalışma kapsamında, 1000 kişi kapasiteli ve günlük ortalama debisi 40-50 m³/gün aralığında olan bir otelden temin edilen gri suyun arıtımı incelenmiştir. Çalışmanın temel amacı; konvansiyonel parametrelerle birlikte mikrokirleticilerin giderimi açısından ozonlama prosesi için optimum işletme koşullarını belirlemek ve ozonlama prosesini hidrojen peroksit (H₂O₂) veya kimyasal destekli ön arıtma (KDÖA) ile

birleştirek ozonlama prosesinin arıtma performansını geliştirmektedir. Mikrokirletici giderimi ile kovansiyonel parametrelerin giderimi üzerine deneyler yürütülmüş ve arıtılan gri suyun AB (2020) yönetmeliği çerçevesinde tekrar kullanım için uygunluğu değerlendirilmiştir.

Çalışmanın ilk aşamasında; gri suyun 6 farklı deney koşulunda ozonlama prosesi ile arıtımı incelenmiştir. Bu deneylerde 5 ve 10 mg/L olmak üzere iki farklı ozon (O₃) dozu; 5, 10 ve 20 dk olmak üzere üç farklı O₃ temas süresi uygulanmıştır. İncelenen 6 deney koşulunun sonucunda, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim veriminin %20 ile %38 aralığında, 5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) giderim veriminin %7-%46 aralığında olduğu tespit edilmiştir. En yüksek KOİ ve BOİ₅ giderim veriminin 5 mg/L O₃ dozunun, 20 dk O₃ temas süresinin ve 10 mg/L O₃ dozunun, 20 dk O₃ temas süresinin olduğu iki deney koşulunda elde edildiği görülmüştür. Çalışma boyunca diğer konvansiyonel parametrelerin giderimi de incelenmiştir. O₃ temas süresinin ve O₃ dozunun artması ile konvansiyonel parametrelerin giderim verimlerinin de arttığı görülmüştür.

Mikrokirletici giderimi açısından ozonlama deneyleri incelendiğinde ise O₃ temas süresinin mikrokirletici giderim verimi üzerinde O₃ dozundan daha etkili olduğu görülmüştür. Diklofenak (DCF), Fenofibrat (FNB) ve Naproksen (NPX) konsantrasyonlarının tüm deney koşullarında ölçüm limitinin altında kaldığı görülmüştür. Asetaminofen (APAP) giderim veriminin %80-%99 aralığında ve Kafein (CAF) giderim veriminin %29-%99 aralığında olduğu belirlenmiştir.

O₃ dozu ve temas süresinin koliform giderimi üzerindeki etkisi de diğer parametrelere benzer şekilde olmuştur. O₃ dozu ve temas süresinin artması ile Toplam koliform (TK) bakterilerinin azaldığı görülmüştür. Fekal koliform (FK) ve *Escherichia coli* (*E. Coli*) ise tamamen inaktif olmuştur.

Konvansiyonel parametrelerin ve mikrokirleticilerin giderimi açısından ozonlama deneyleri değerlendirildiğinde; 5 mg/L O₃ dozuna ve 20 dk O₃ temas süresine sahip işletme modu ile 10 mg/L O₃ dozuna ve 20 dk O₃ temas süresine sahip işletme modunun benzer arıtma performansına sahip olduğu görülmüştür. Maliyet dikkate alınarak ozon dozunun düşük olduğu işletme koşulu optimum koşul olarak seçilmiştir.

Avrupa Birliği (AB) yönetmeliğinde geri kazanılmış suların tarımsal sulama suyu amacıyla kullanılması için çeşitli su kalitesi kriterleri yer almaktadır. Ozonlama prosesi ile arıtılmış gri suyun bu yönetmeliğin gerekliliklerini karşılamadığı görülmüştür. Bu sebeple arıtılan suyun kalitesinin iyileştirilmesi için ileri arıtma prosesleri uygulanmıştır.

İleri arıtma prosesleri kapsamında ilk olarak O₃ ve H₂O₂'nin birlikte kullanıldığı perokson prosesinin arıtma performansı değerlendirilmiştir. Daha sonra ozonlama prosesinden önce demir klorür (FeCl₃) ilavesiyle KDÖA prosesinin uygulandığı KDÖA+ozonlama prosesinin arıtma performansı değerlendirilmiştir.

Perokson prosesi sonucunda konvansiyonel parametrelerin giderim verimlerinin ozonlama prosesindeki giderim verimlerine benzer olduğu görülmüştür. Ancak KDÖA+ozonlama prosesi ile giderim verimlerinin arttığı, ; 5 mg/L O₃ dozuna ve 20 dk O₃ temas süresine sahip işletme modunda %37,00±1,32 olan ortalama KOİ giderim veriminin %71,01±2,26 olduğu ve %27,00±6,48 olan ortalama BOİ₅ giderim veriminin %56,7±2,4 olduğu gözlemlenmiştir. KDÖA+ozonlama prosesi ile askıda katı madde (AKM) gideriminde de ciddi bir iyileşme sağlandığı görülmüştür. Mikrokirletici konsantrasyonlarının perokson ve KDÖA+ozonlama prosesi sonucunda

ölçüm limitinin altında kaldığı görülmüştür. İleri arıtma prosesleri sonucunda koliformlar tamamen inaktif olmuştur.

İleri arıtma prosesleri sonucunda perokson prosesi ile arıtılmış gri suyun ozonlama prosesine benzer şekilde gereklilikleri karşılamadığı görülmüştür. Ancak KDÖA'nın ozonlama prosesi ile birleştirilmesi, tek ozonlama ve perokson sürecine göre temel konvansiyonel parametrelerin giderilmesi açısından daha etkili olmuştur. BOİ₅ hariç AB yönetmeliğinin gereksinimini karşılayan uygun bir alternatif olduğu da görülmüştür. Bu nedenle, tarımsal sulamada arıtılan gri suyun geri kazanım olasılığını arttırmak için KDÖA'nın optimum ozon dozu ve temas süresi ile birlikte uygulanması önerilmektedir.





TREATMENT OF GREY WATER WITH OZONE, PEROXONE AND CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT

SUMMARY

It is known that the current world population is three times higher than it was in the mid-20th century. The world population, that has grown since 1950, has reached 8 billion by 2023. It is predicted that the world population will exceed 10 billion by 2059. The rapidly growing world population is making it increasingly difficult for people to access clean water sources. Recent droughts due to climate change have posed a serious threat to life, and the number of countries experiencing water scarcity worldwide has increased. As a result, the search for alternative water sources has begun. The reuse of wastewater is being considered as an alternative water source in this context.

Current applications based on the principle of flow separation are becoming increasingly widespread, rather than conventional wastewater collection systems, that collect all wastewater together. Sustainable water use is an effective practice in the search for alternative sources and the controlled use of natural resources. Ecological sanitation (ECOSAN) proposes the separate collection of different components of domestic wastewater through different systems. With this system, the valuable use of wastewater as a resource and sustainable water use can be achieved.

In the ECOSAN principle, domestic wastewater can be collected by separating it into two or three components: Grey, yellow, and brown water. Grey water refers to the portion of domestic wastewater that does not include toilet water and comes from sources such as baths, showers, hand-washing sinks, kitchen sinks, and washing machines. Grey water constitutes 75% of domestic wastewater.

Grey water is a valuable renewable water resource due to its high volume potential and lower pollution load compared to conventional domestic wastewater. Due to its low pollution load, grey water is easier to treat than conventional domestic wastewater.

Grey water treatment processes should be effective in reducing organic compounds and pathogens to meet regulatory requirements for reuse. A variety of technologies exist for grey water treatment and reuse, including natural treatment systems, coarse filtration, and chemical and biological processes. With these treatment processes, it is aimed to fulfill the regulations and requirements for the reuse of non-potable grey water such as irrigation and toilet flushing.

This study investigated the treatment of grey water obtained from a hotel with a population of 1000 and a daily average flow rate of 40-50 m³/day. The main objective of the study was initially to determine the optimum operational conditions for the ozonation process in terms of both conventional parameters and the removal of micropollutants and to improve the treatment performance of the ozonation process by combining it with hydrogen peroxide (H₂O₂) or chemically enhanced primary treatment (CEPT). Experiments were conducted on the removal of micropollutants and

conventional parameters, and the suitability of the treated grey water for reuse was investigated within the framework of the EU directive (2020).

In the first stage of this study, treatment of grey water with ozone process was examined under 6 different experimental conditions. Two different ozone (O₃) doses of 5 and 10 mg/L and three different O₃ contact times of 5, 10, and 20 minutes were applied in these experiments. As a result of these 6 experiments, chemical oxygen demand (COD) removal efficiency was found to be in the range of 20-38%, and biological oxygen demand (BOD₅) removal efficiency was found to be in the range of 7-46%. The highest COD and BOD₅ removal efficiencies were observed at two experimental conditions with 5 mg/L O₃ dosage, 20 min O₃ contact time and 10 mg/L O₃ dosage, 20 min O₃ contact time. The removal efficiencies of other conventional parameters were also investigated during the study. It was observed that the removal efficiencies of conventional parameters also increased with increasing O₃ contact time and O₃ dosage.

When the ozone experiments were examined in terms of micropollutant removal, it was seen that O₃ contact time was more effective than O₃ dosage on micropollutant removal efficiency. The concentrations of Diclofenac (DCF), Fenofibrate (FNB), and Naproxen (NPX) were found to be below the detection limit in each experimental condition. Acetaminophen (APAP) removal efficiency was in the range of 80-99%, and Caffeine (CAF) removal efficiency was in the range of 29-99%.

The effect of O₃ dosage and contact time on coliform removal was also similar to that of other parameters. It was observed that increasing O₃ dosage and contact time led to a decrease in Total coliform (TC) bacteria. Fecal coliform (FC) and Escherichia coli (E. coli) were completely inactivated.

When the ozone experiments were evaluated in terms of conventional parameters and micropollutant removal, it was seen that the operation mode with 5 mg/L O₃ dose and 20 min O₃ contact time and the operation mode with 10 mg/L O₃ dose and 20 min O₃ contact time had similar treatment performance. However, considering the cost, the operation mode with a lower ozone dose was selected as the optimum condition.

The European Union (EU) regulation sets water quality requirements for the use of reclaimed water as agricultural irrigation water. It was found that the grey water treated by the ozonation process did not meet the requirements of this regulation. Therefore, advanced treatment processes were applied to improve the water quality of the treated water.

As part of the advanced treatment processes, the peroxone process, that uses O₃ and H₂O₂ together, was evaluated for enhancing treatment performance. Then, the CEPT process, that involves adding ferric chloride (FeCl₃) before the ozonation process, was evaluated for enhancing treatment performance as CEPT+ozonation process.

According to the study, the conventional parameter removal efficiencies were found to be similar between the peroxone process and the ozonation process. However, it was observed that the CEPT+ozonation process improved removal efficiencies, the average COD removal efficiency was 71.01±2.26%, while it was 37.00±1.32% in the operating mode with a 5 mg/L O₃ dose and 20 min O₃ contact time and the average BOD₅ removal efficiency was 56.7±2.4% while it was 27.00±6.48% in the operating mode with a 5 mg/L O₃ dose and 20 min O₃ contact time. Significant improvements were also observed in total suspended solids (TSS) removal with the CEPT+ozonation process. The concentrations of micropollutants were found to be below the detection

limit for both the peroxone and CEPT+ozonation processes. Additionally, the coliforms were completely inactivated with both advanced treatment processes.

Although the peroxone process did not meet the requirements of the EU regulations for agricultural irrigation water, the CEPT+ozonation process was found to be an appropriate alternative, meeting the requirements except for BOD₅. Therefore, it is recommended to apply the CEPT process with optimal ozone dosage and contact time to increase the possibility of reusing the treated grey water for agricultural irrigation.



1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Arıtılmış su geri kazanımı su yönetiminin verimliliği açısından önemli bir konu haline gelmiştir. Su talebinin artması sonucunda mevcut su kaynaklarının yetersiz kalması ve su kalitesinin azalması su kıtlığının artmasına sebep olmaktadır (Leong ve diğ., 2016). Ayrıca, dünya nüfusunun artması ve yaşam standartlarının yükselmesi de su kullanımının artmasına yol açmıştır (Hong Chin, 2009). Bu durum son yıllarda arıtılmış suların geri kazanımı uygulamalarının yaygınlaşmasına sebep olmuştur. Arıtılmış suların geri kazanımı su ve atıksu yönetiminin temel bileşeni olarak kabul edilmektedir (Tamanna ve diğ., 2011). Arıtılmış evsel suların geri kazanımı, hızlı nüfus artışıyla birlikte artan su tüketimi nedeniyle cazip bir seçenek haline gelmiştir (Sanchez ve diğ., 2010). Son yıllarda su kaynaklarının yetersiz kullanımı sorununu çözmek için sürdürülebilirlik ve çevre ilkelerinin korunmasına dayalı yeni yöntemler uygulanmaktadır (Asano ve diğ., 2007). Dünyada yaygın olarak uygulanan bu yöntemlerden biri de arıtılmış gri suyun geri kazanımıdır (Sanchez ve diğ., 2010). Evlerde oluşan atıksu kaynakları içerisinde en büyük paya sahip olan gri suların yeniden kullanılması bu bağlamda su kaynaklarının aşırı kullanımının önüne geçmek için temel bir önlem olarak değerlendirilebilmektedir.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Arıtılmış gri suların geri kazanımı kapsamında yapılan bu çalışmanın amaçları:

- Gri suların ozon ile arıtılabilirliğinin incelemesi,
- Gri sularda mikrokirleticilerin ve konvansiyonel parametrelerin ozonlama yoluyla arıtılması için optimum işletme koşullarının belirlenmesi,
- Ozonlama prosesini hidrojen peroksit (H_2O_2) ve kimyasal destekli ön arıtma (KDÖA) ile birleştirerek arıtma performansının iyileşme olasılığının araştırılması,

- Arıtılmış gri suların nihai kullanımında sulama suyu olarak değerlendirilebilmesinin araştırılması

olarak sıralanabilir.

Bu amaçlar doğrultusunda gerçekleştirilen çalışmalar aşağıda sıralanmaktadır:

- 1000 kişi kapasiteli bir otelden alınan gri su, iki farklı ozon dozu ve üç farklı ozon temas süresi ile oluşturulan altı farklı işletme modu kullanılarak ozonlama prosesi ile arıtılmıştır. Ozonlama deneyleri sonucunda optimum ozon dozu ve temas süresini içeren işletme koşulu optimum işletme modu olarak belirlenmiştir.
- Ozonlama prosesi H₂O₂ veya KDÖA ile birleştirerek, bu prosesler sonucunda arıtılmış gri suyun Avrupa Birliği (AB) yönetmeliği kapsamında tarımsal sulamada yeniden kullanım için uygunluğu irdelenmiştir.

1.3 Tez İçeriği

Bu çalışma 5 farklı bölümden oluşmaktadır. Bu 5 bölümün içeriği aşağıda özetlenmektedir:

Bölüm 2, akım ayrımı ve ekolojik atıksu yönetimine, gri suların karakterizasyonu ve arıtma alternatiflerine, mikrokirleticiler hakkında genel bilgiler ve arıtma yöntemlerine, arıtılmış gri suların geri kazanımına yönelik standart ve yönetmeliklere ait bilgiler içermektedir. Ayrıca bu çalışma kapsamında uygulanan ozonlama, perokson ve KDÖA prosesleri hakkında genel bilgiler ve literatürdeki uygulama örnekleri bu bölümde yer almaktadır.

Bölüm 3'te deneysel çalışma planı, gri suyun ve mikrokirleticilerin karakterizasyonu açıklanmıştır. Ayrıca bu bölüm ozonlama, perokson ve KDÖA proseslerinin tasarımı ve işleyişi hakkında bilgiler içermektedir.

Bölüm 4'te farklı işletme koşullarının ve farklı arıtma proseslerinin arıtma performansları karşılaştırılmış ve analiz edilmiştir.

Bölüm 5'te çalışmanın sonuçları özetlenmiştir ve yeni çalışmalar için öneriler belirtilmiştir.

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1 Akım Ayrımı ve Ekolojik Evsel Atıksu Yönetimi

Günümüzdeki dünya nüfusu yirminci yüzyıl ortalarındaki nüfusa göre üç kat daha fazladır. 1950 yılından bugüne kadar artarak büyüyen dünya nüfusunun 2059 yılına kadar 10 milyarın üstüne çıkması öngörülmektedir (Birleşmiş Milletler, 2022). Hızla artan dünya nüfusu doğal kaynakların yetersiz hale gelmesine sebep olmuştur. İnsanların temiz su kaynaklarına ulaşması günden güne zorlaşmaktadır. Birleşmiş Milletler (BM)'in raporlarına göre; iki milyardan fazla insan su kıtlığı yaşamakta ve ihtiyaçlarını karşılayacak temiz su kaynakları bulamamaktadır (BM, 2021). Yaşanan su kıtlığı mevsimlere göre değişkenlik göstermektedir. İklim değişikliğinin mevsimsel değişkenliği arttırmasıyla birlikte; dünyadaki su kıtlığı durumu her geçen gün farklılaşmaktadır. Mevcut durumda kıtlık yaşayan bölgelerde sorunların artacağı öngörülürken, su kaynaklarında kıtlık yaşamayan bölgelerin dahi bu kıtlıkla yüz yüze geleceği öngörülmektedir (BM, 2021).

Artan nüfusla birlikte azalan doğal kaynaklar ve ortaya çıkan çevresel sorunlar yeni kaynak arayışlarını beraberinde getirmiştir. Yeni kaynak arayışında ve doğal kaynakların kontrollü kullanımında etkin rol oynayan sürdürülebilirlik kavramı günden güne daha önemli hale gelmiştir. Sürdürülebilirlik kavramı atık yönetiminde ve çevresel kirliliğin kontrolünde de çok büyük rol oynamaktadır. Su kaynaklarının amacına uygun kullanımı su kaynaklarının sürdürülebilirliği için önemli bir adımdır (Belç-Baykal, 2015).

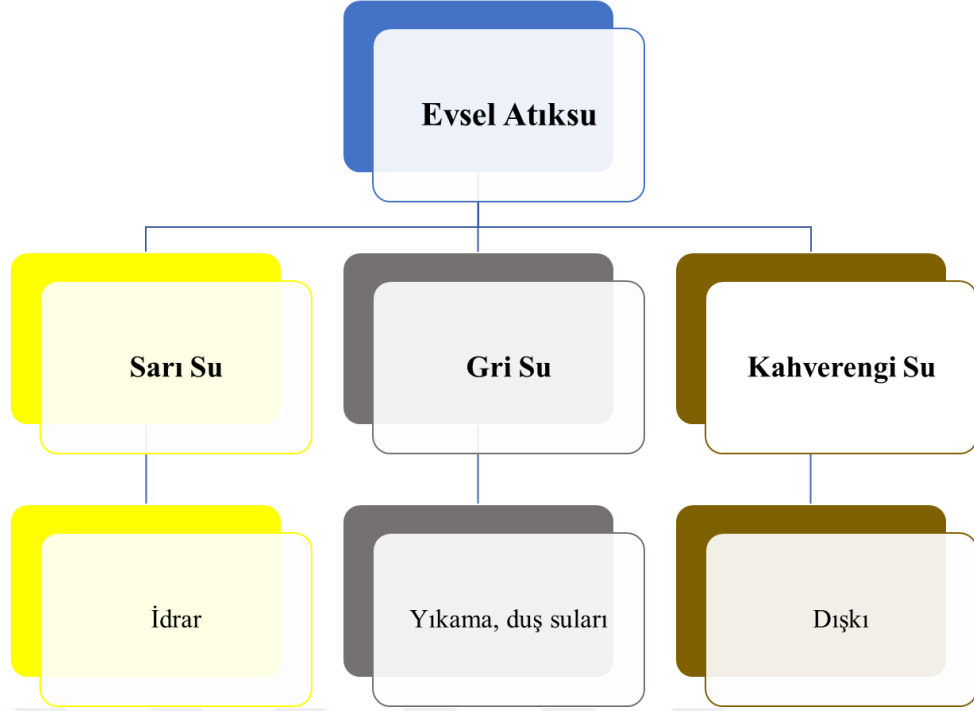
Konvansiyonel atıksu toplama sistemleri farklı kullanımlar sonucu üretilen ve farklı karakterizasyona sahip tüm atıksuların birbirine karıştığı ve tek bir hatta toplandığı sistemlerdir. Konvansiyonel yöntemlerin aksine, akım ayrımı sistemleri evsel atıksuların ayrı toplanmasını önermektedir. Akım ayrımı sistemlerinde; atıksu, atık olarak değerlendirilmek yerine faydalı bir amaç için kullanılabilir bir ürün haline gelmektedir. Bu sistem kapsamında atıksular siyah su ve gri su olarak iki bileşenli veya gri su, sarı su ve kahverengi su olarak üç ayrı bileşen şeklinde toplanabilmektedir (Belç-Baykal, 2019). Ayrık toplama yaklaşımı artırılmış evsel suyu geri

kazanılabilecek bir kaynak olarak görmektedir. Bu kapsamda farklı karakterizasyondaki evsel atıksular ayrık akımlar halinde toplanmaktadır. Ayrık toplanan atıksular farklı işlemlere tabi tutularak arıtılmakta ve son olarak yararlı bir ürüne dönüştürülmektedir. Akım ayrımı etkin kaynak kontrolü sağlayarak, geri kazanım, geri dönüşüm ve yeniden kullanım proseslerini destekleyerek sürdürülebilirliği sağlayan bir yaklaşımdır (Belçer-Baykal, 2019).

Ekolojik evsel atıksu yönetimi (ECOSAN), konvansiyonel yöntemlerin yeni teknolojiler ile kombinasyonu olarak değerlendirilmektedir. Arıtılmış suların geri kazanımı ve faydalı son ürün haline dönüştürülmesi proseslerini kapsamaktadır (Masi, 2009). ECOSAN sisteminin sağladığı bazı avantajlar aşağıda sıralanmaktadır (Langergraber ve Muellegger, 2005):

- Sağlık risklerini azaltmak
- Doğal su kaynaklarının kirlenmesinin önüne geçmek
- Su yönetimini etkin bir şekilde sağlamak

ECOSAN yaklaşımında evsel atıksular kirlenici olarak değil, değerli bir kaynak olarak görülmektedir. Farklı karakterizasyona sahip evsel atıksu fraksiyonlarının kaynağında akımlara ayrılarak toplanması, her akımın uygun işlemlerden geçtikten sonra değerlendirilmesi esasına dayanmaktadır (Belçer-Baykal ve Allar, 2007). ECOSAN yaklaşımında evsel atıksuların ayrı olarak toplanmasında temel olarak üç fraksiyon belirlenmiştir. Bu fraksiyonlar; gri su, sarı su ve kahverengi sudur (Otterpohl ve diğ., 2003). Sarı su, evsel atıksuların ayrı toplanmış idrardan oluşan kısımdır ve nütrientler açısından oldukça zengindir. Evsel atıksuların yaklaşık %1'lik kısmı sarı sudan oluşmaktadır. Gri su ise tuvalet sularının dışında kalan tüm evsel atıksu içeriğinin oluşturduğu kısımdır. Evsel atıksuların yaklaşık %75'lik büyük bir bölümü gri sudan oluşmaktadır. Bunların dışında kalan, dışkı içeren atık akımı ise evsel atıksuyu oluşturan fraksiyonların en küçük kısmıdır (Belçer-Baykal, 2015). Evsel atıksu fraksiyonları ve kaynaklarını özetleyen şema Şekil 2.1'de sunulmuştur.



Şekil 2.1: Evsel atıksu bileşenleri şeması.

2.2 Gri Su

2.2.1 Gri su karakterizasyonu

Su canlı yaşamı için gerekli olan en önemli kaynaktır. Bu sebeple su kaynaklarının doğru, etkili ve sürdürülebilir bir şekilde kullanılması hayati önem taşımaktadır (Oktor ve Çelik, 2019). Ancak su kaynakları, nüfus artışıyla birlikte artan ekonomik aktiviteler sonucunda su kaynaklarına ulaşmak için artan rekabetin etkisiyle baskı altına girmiştir (Bani-Melhem ve diğ., 2015). Kurak bölgeleri aşarak dünyaya yayılan su kıtlığı ve doğal kaynakların tükenmesi alternatif su kaynağı arayışını başlatmıştır (Shaikh ve Ahammed, 2020). Alternatif su kaynaklarından biri olarak kabul gören evsel atıksularda, ayrık olarak toplanmış evsel atıksular da günümüzde dikkat çekmeye başlamıştır (Giresunlu ve Beler-Baykal, 2016). Evsel atıksular genellikle siyah su ve gri su olmak üzere ikiye ayrılır.

Evsel atıksuların tuvalet suları dışında kalan; banyolardan, duşlardan, el yıkama lavabolarından, mutfak lavabolarından, çamaşır ve bulaşık makinelerinden gelen kısmı gri su olarak tanımlanmaktadır (Eriksson ve diğ., 2002; Jefferson ve diğ., 2004; Li ve diğ., 2009a). Gri sular evsel atıksuların yaklaşık %75'lik kısmını oluşturmaktadır (Eriksson ve diğ., 2003). Siyah sular ise evsel atıksuların dışkı, idrar içeren tuvalet

sularından oluşmaktadır. Bazı çalışmalar mutfak lavabolarından ve bulaşık makinelerinden gelen suları da siyah suların bileşeni olarak görmektedir (Oron ve diğ., 2014).

Gri sular evsel atıksuların daha az kirlilik içeren kısımlarıdır. Bununla birlikte gri sularda kendi içinde kirlilik seviyelerine göre ikiye ayrılır. Daha az kirlilik içeren gri sular zayıf gri sular olarak tanımlanırken, daha yoğun kirlilik içeren gri sular kuvvetli gri sular olarak tanımlanmaktadır (Giresunlu, 2015). Banyo lavaboları ve duşlardan gelen gri sular zayıf gri su olarak sınıflandırılırken, çamaşırhane ve mutfak kısımlarından gelen gri sular kuvvetli gri su olarak sınıflandırılır (Birks ve Hills, 2007). Giresunlu (2015) tarafından yapılan bir çalışmada, evsel su kullanımı gruplara ayrılmış ve en fazla suyun tuvalet rezervuarları tarafından kullanıldığı bildirilmiştir. Çamaşır faaliyetleri için kullanılan su miktarı %25, banyo ve duşlar için kullanılan su miktarı ise %23 olarak bildirilmiştir. Mutfaklarda ve bulaşık makinelerinde kullanılan su miktarı sırasıyla %11 ve %3 olarak gözlemlenmiştir. El yıkama lavabolarında su kullanımı %7 ve diğer amaçlar için kullanılan su miktarı %3 olarak bildirilmiştir.

Gri su karakterizasyonu; su kaynağının kalitesine, su dağıtım sisteminin türüne ve son olarak üretilen kaynaktaki faaliyetlere bağlıdır (Eriksson ve diğ., 2002). Gri su kalitesi ve miktarı; kişisel alışkanlıklara, yıkama veya temizlik amaçlı kullanılan kimyasallara, duşta kullanılan kişisel malzemelerin içeriğine göre değişiklik göstermektedir (Li ve diğ., 2009a; Barzegar ve diğ., 2019). Üretilen gri su miktarı, su potansiyeline bağlı olarak farklılık gösterir. Suyun çok olduğu, su kıtlığının yaşanmadığı ülkelerde üretilen ortalama günlük gri su miktarı kişi başı 90-120 L arasındadır. Düşük gelirli ve su kıtlığı bulunan ülkelerde ise günlük gri su hacmi kişi başı 20-30 L arasında değişmektedir (Morel ve Diener, 2006; Li ve diğ., 2009a).

Gri sular literatürde genel olarak dört kategoride incelenmektedir. Bu kategoriler mutfak kaynaklı gri sular, banyo kaynaklı gri sular, çamaşırhane kaynaklı gri sular ve karışık gri sular olarak tanımlanmaktadır (de Gisi ve diğ., 2016). Mutfak gri suları yüksek miktarda yemek atıkları ve yağ içermektedir. Bunun yanında mutfak gri sularında bulaşık deterjanları, çamaşır suyu, lavabo açıcılar gibi kimyasallar da bulunmaktadır. Çamaşırhane gri sularında deterjanlardan kaynaklı olarak yüksek miktarda kimyasal, yüzey aktif maddeler bulunmaktadır. Bebek bezlerinin çamaşırhanede yıkanması durumunda çamaşırhane gri sularının patojen içeriği artmaktadır. Banyo lavabolarından ve duşlardan gelen gri su genellikle diğer

kaynaklara göre daha düşük kirlilik potansiyeline sahiptir. Sabun, şampuan, diş macunu ve kişisel bakım ürünleri banyo gri suyunun temel bileşenleridir (Morel ve Diener, 2006). Gri su kaynakları ve bileşenleri Çizelge 2.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1 : Gri su kaynakları ve bileşenleri (Eriksson ve diğ., 2002; Morel ve Diener, 2006; Li ve diğ., 2009b; Shaikh ve Ahammed, 2020).

Gri Su Kaynağı	Gri Su Bileşenleri
Mutfak	Bulaşık deterjanları, katı ve sıvı yağlar, yemek kalıntıları, meyve sebze kabukları, çay ve kahve gibi içecek artıkları, çamaşır suyu.
Çamaşırhane	Deterjan kaynaklı kimyasallar, boyalar, ağartıcılar, çamaşır suyu, biyolojik olarak parçalanamayan kumaş parçaları.
Banyo/duş ve banyo lavaboları	Şampuan, sabun, diş macunu, saç, deri parçaları, vücut ve cilt bakım ürünleri, traş artıkları.

Literatürde bulunan farklı gri su kaynaklarına ait karakterizasyon çalışmaları Çizelge 2.2, Çizelge 2.3, Çizelge 2.4 ve Çizelge 2.5’te özetlenmiştir. Gri sular genellikle biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddeler ve nitrat türevleri, fosfor türevlerinden oluşmaktadır. Koliformlar, bazı mikrokirleticiler, kişisel bakım ürünleri ve bazı ağır metaller gri sularda az miktarda bulunmaktadır (Oteng-Pepurah ve diğ., 2018). Gri sular tuvalet atıksularını içermedikleri için evsel atıksulara göre daha az kirlilik içermektedirler. Genel olarak düşük organik madde ve nütrient içeriğine sahiptirler (Birks ve Hills, 2007). Literatür çalışmaları mutfak ve çamaşır faaliyetlerinden kaynaklanan kuvvetli gri suların, banyolardan kaynaklanan zayıf gri sulara ve karışık kaynaklı olarak değerlendirilen gri sulara oranla daha fazla kirlilik yüküne sahip olduklarını göstermektedir (Hong Chin 2009; Li ve diğ. 2009b; Tamanna ve diğ. 2011). Gri sularda büyük öneme sahip olan kirleticiler temizlik amaçlı kullanılan deterjanlardır. Kompleks yapıya sahip bu kimyasallar gri sulardaki tuzluluk ve alkalinite oranını arttırmaktadır (de Gisi ve diğ., 2016).

Farklı kullanım amaçları sonucunda oluşan gri suların birlikte toplanması sonucunda elde edilen gri sular karışık kaynaklı gri sular olarak değerlendirilmiştir. Mutfak lavabolarından, bulaşık makinelerinden, çamaşır makinesi ve çamaşır yıkama faaliyetlerinden kaynaklanan kuvvetli gri sular ve banyo/duş ve banyo lavabolarından kaynaklanan zayıf gri sular birlikte toplanarak karışık kaynaklı gri sular olarak

incelenmiş ve karakterizasyon çalışmaları yürütülmüştür. Çizelge 2.2’de karışık kaynaklı gri sulara ait karakterizasyon çalışmalarının sonuçları sunulmuştur.

Ahmadi ve Ghanbari (2016) İran Ahvaz’da bulunan bir öğrenci yurdundan topladıkları gri su üzerinde çalışmalar yürütmüşlerdir. 150 öğrencinin bulunduğu bu yurttan toplanan gri suların %20’si mutfak lavabolarından, %35’i banyolardan, %20’si çamaşır makinesinden ve %20’si el yıkama lavabolarından gelmektedir. Gerçekleştirilen karakterizasyon çalışmalarının sonucunda kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonu 530 mg/L ve 5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) konsantrasyonu 180 mg/L olarak ölçülmüştür. Biyolojik olarak parçalanabilme oranını temsil eden BOİ₅/KOİ oranı 0,33 olarak tespit edilmiştir. Gri suya ait AKM konsantrasyonu 150 mg/L, bulanıklık değeri 165 NTU olarak ölçülmüştür. pH değeri 6,9 ve Ultraviyole_{254nm} (UV_{254nm}) absorpsiyon değeri 0,453 cm⁻¹ olarak belirlenmiştir. Gri suda klorür (Cl⁻) ve fosfat (PO₄³⁻) iyonlarının da tayini yapılmış ve sırasıyla 280 mg/L ve 7,4 mg/L olarak ölçülmüştür.

Bani-Melhem ve diğ. (2015) Ürdün’de bulunan bir üniversitenin gri su sisteminden aldıkları numuneler ile çalışmalarını yürütmüşlerdir. Bu sistemde temizlik faaliyetleri sonucunda oluşan gri sular ve lavabolardan gelen gri sular toplanmıştır. Yapılan karakterizasyon çalışmalarının sonucunda KOİ konsantrasyonu ortalama 356 mg/L olarak ölçülmüştür. pH 6,9, renk 378 Pt/Co ve ÇO 0,72 mg/L olarak tayin edilmiştir. ÇKM konsantrasyonu 319 mg/L, bulanıklık 80 FTU ve AKM 34 mg/L olarak tayin edilmiştir. Yapılan nütrient tayinleri sonucunda amonyak azotu (NH₃-N) konsantrasyonu 2,47 mg/L, NO₃-N konsantrasyonu 1,10 mg/L, toplam fosfor (TP) konsantrasyonu 1,64 mg/L olarak belirlenmiştir.

Baban ve diğ. (2010) çalışmaları için gri su numunelerini konaklama binalarında bulunan gri su sisteminden toplamışlardır. Bu sistemde mutfak ve banyolardan gelen gri sular ayrı olarak toplanmıştır. Karakterizasyon çalışmaları sonucunda pH 7,1 ve sıcaklık 22 °C olarak ölçülmüştür. KOİ konsantrasyonu 347 mg/L, BOİ₅ konsantrasyonu 119 mg/L, AKM konsantrasyonu 79 mg/L ve bulanıklık değeri 103 NTU olarak tespit edilmiştir. Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) 8 mg/L, amonyum azotu (NH₄-N) 2,2 mg/L ve TP 9,8 mg/L olarak ölçülmüştür.

Hong Chin (2009) çalışmasında çamaşır faaliyetlerinden kaynaklanan gri suları, duşlardan ve banyolarda bulunan lavabolardan gelen gri suları toplayarak karışık bir

gri su numunesi kullanmıştır. Bu çalışma kapsamında ayrı ayrı toplanan gri sular farklı oranlarda bir araya getirilerek deneysel çalışmalar yürütülmüştür. İlk olarak %22,5 oranında çamaşır makinesinden gelen gri sular, %25 oranında duşlardan gelen gri sular ve %52,5 oranında banyo lavabolarından gelen suların oluşan gri su üzerinde karakterizasyon çalışması yapılmıştır. İkinci olarak %28 oranında çamaşır makinesinden gelen gri sular, %31,3 oranında duşlardan gelen gri sular ve %39,7 oranında banyo lavabolarından gelen suların oluşan gri su üzerinde karakterizasyon çalışması yapılmıştır. Son olarak %37,5 oranında çamaşır makinesinden gelen gri sular, %41,7 oranında duşlardan gelen gri sular ve %20,8 oranında banyo lavabolarından gelen suların oluşan gri su üzerinde karakterizasyon çalışması yapılmıştır. Deneyler sonucunda KOİ konsantrasyonları sırasıyla 225 mg/L, 268 mg/L, 356 mg/L; BOİ₅ konsantrasyonları 76 mg/L, 106 mg/L, 134 mg/L olarak ölçülmüştür. BOİ₅/KOİ oranı 0,34 ile 0,40 aralığında değişmektedir. pH değerleri sırasıyla 10, 10,1 ve 10,3; AKM konsantrasyonları 19 mg/L, 23 mg/L, 31 mg/L; ÇKM konsantrasyonları ise 205 mg/L, 267 mg/L ve 425 mg/L olarak belirlenmiştir. Bulanıklık 18,1 NTU, 25,2 NTU, 32,5 NTU; iletkenlik 1088 µS/cm, 1268 µS/cm ve 1585 µS/cm olarak ölçülmüştür. Cl⁻ iyonları sırasıyla 23,6 mg/L, 21,1 mg/L, 23 mg/L olarak ölçülmüştür. Nitrit azotu (NO₂-N) konsantrasyonları 0,1 mg/L, 0,1 mg/L ve 0,2 mg/L olarak ölçülürken, NO₃-N konsantrasyonları sadece ilk gri su numunesinde 0,3 mg/L olarak ölçülmüştür. Diğer iki gri su numunesinde NO₃-N tespit edilmemiştir. PO₄³⁻ 40,8 mg/L, 52 mg/L ve %50,9; sülfat (SO₄²⁻) 43,6 mg/L, 50,9 mg/L ve 66,4 mg/L olarak ölçülmüştür.

Katukiza ve diğ. (2014) mutfak, banyo ve çamaşır faaliyetlerinden kaynaklanan evsel gri su sisteminden aldıkları numuneler ile çalışmalarını yürütmüşlerdir. Toplanan numunelerin karakterizasyon analizleri sonucunda pH değeri 7,2, sıcaklık 25 °C, iletkenlik 2067 µS/cm olarak ölçülmüştür. Yağ ve gres konsantrasyonu 5,8 mg/L, ÇO konsantrasyonu 2 mg/L, KOİ konsantrasyonu 2861 mg/L ve BOİ₅ konsantrasyonu 1125 mg/L olarak gözlenmiştir. Toplam organik karbon (TOK) konsantrasyonu 892 mg/L, çözünmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyonu 559 mg/L, AKM konsantrasyonu 996 mg/L olarak tespit edilmiştir. NH₄-N konsantrasyonu 24,7 mg/L, NO₃-N konsantrasyonu 3,8 mg/L, TKN konsantrasyonu 58,5 mg/L, TP konsantrasyonu 2,9 mg/L olarak ölçülmüştür.

Li ve diğ. (2009b) tarafından yapılan bir çalışmada karışık gri su numunelerine ait pH değeri 6,3 ile 8,1 aralığında; AKM konsantrasyonu 25 mg/L ile 183 mg/L aralığında ve bulanıklık değeri 29 NTU ile 375 NTU aralığında belirlenmiştir. Bu çalışmaya göre karışık gri suların KOİ konsantrasyonu 100 mg/L ile 700 mg/L aralığında; BOİ₅ konsantrasyonu 47 mg/L ile 466 mg/L aralığında değişmektedir. Toplam azot (TN) konsantrasyonu 1,7 mg/L ile 34,3 mg/L; TP konsantrasyonu ise 0,11 mg/L ile 22,8 mg/L aralığında değişmektedir. Yapılan çalışmalar sonucunda karışık kaynaklı gri suların orta kirlilikte evsel atıksular ile benzerlik gösterdiği görülmüştür.

Banyo lavabolarından, duşlardan gelen gri sular ayrı olarak toplanıp deneysel çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Banyo kaynaklı gri sulara ait karakterizasyon çalışmaları Çizelge 2.3'te sunulmuştur. Banyo kaynaklı gri sular; şampuan, sabun, diş macunu, kişisel bakım ürünleri ve cilt, saç kalıntılarını içermektedir (Li ve diğ., 2009a). Hong Chin (2009) duşlardan gelen gri su numuneleri üzerinde çalışmalarını yürütmüştür. Giresunlu ve Beler-Baykal (2016) öğrenci yurdu banyolarından gelen gri sular ile, Merz ve diğ. (2007) ise spor kulübünün duşlarından gelen gri sular ile çalışmışlardır.

Yapılan çalışmalarda KOİ konsantrasyonlarında farklılık gözlenmiştir. En yüksek KOİ konsantrasyonu 317 mg/L, en düşük KOİ konsantrasyonu ise 83 mg/L olarak ölçülmüştür. BOİ₅ konsantrasyonu tüm çalışmalarda benzerlik göstermiş ve 50 mg/L ile 67 mg/L aralığında değişmiştir. Ayrıca banyo kaynaklı gri sularda nütrient değerlerinin oldukça düşük olduğu gözlenmiştir. Hong Chin (2009) ve Li ve diğ. (2009b) tarafından yapılan çalışmalarda AKM konsantrasyonu 7 mg/L olarak tespit edilmiştir. Giresunlu ve Beler-Baykal (2016) tarafından gerçekleştirilen çalışmada ise AKM değeri 139 mg/L olarak belirlenmiştir. Gerçekleştirilen çalışmalar sonucunda banyo kaynaklı gri suların karışık kaynaklı gri sulara oranla daha düşük kirlilik yüküne sahip oldukları gözlenmiştir.

Çizelge 2.4'te çamaşır faaliyetlerinden kaynaklanan gri suların karakterizasyon çalışmalarına ait sonuçlar sunulmuştur. Çamaşır yıkama sularından oluşan gri sularda deterjanlardan kaynaklanan kompleks kimyasallara rastlanmaktadır (Li ve diğ., 2009a). Çamaşır faaliyetlerinden kaynaklanan gri sular alkali yapıdadır ve tuzluluk yüksektir (Morel ve Diener, 2006). Alkali yapı gri suların sahip olduğu yüksek pH değerini açıklamaktadır. Gerçekleştirilen literatür çalışmalarında bulanıklık değerinin yaklaşık olarak 30 NTU ile 120 NTU arasında değiştiği görülmüştür (Hong Chin,

2009; Sanchez ve diğ., 2010). Sanchez ve diğ. (2010) çalışmalarında en düşük KOİ konsantrasyonunu 393,77 mg/L, en yüksek KOİ konsantrasyonunu ise 3937,7 mg/L; Li ve diğ. (2009b) çalışmalarında en düşük KOİ konsantrasyonunu 231 mg/L, en yüksek KOİ konsantrasyonunu ise 2950 mg/L olarak tespit etmiştir. Çamaşır yıkama faaliyetlerinde kullanılan deterjanlar, çamaşır yıkama sularından oluşan gri sularda bulunan sülfat konsantrasyonunun artmasına sebep olmaktadır.

Mutfak kaynaklı gri sular; yemek kalıntıları, katı ve sıvı yağ, bulaşık deterjanları içermektedir. Mutfak kaynaklı gri sulara ait karakterizasyon verileri Çizelge 2.5'te verilmiştir. Li ve diğ. (2009b) tarafından yapılan bir çalışmada bulanıklık 298 NTU; pH 5,9 ile 7,4 aralığında ölçülmüştür. Bu çalışmaya göre mutfak kaynaklı gri sularda en düşük AKM konsantrasyonu 134 mg/L, en yüksek AKM konsantrasyonu ise 1300 mg/L; en düşük KOİ konsantrasyonu 26 mg/L, en yüksek KOİ konsantrasyonu 2050 mg/L; en düşük BOİ₅ konsantrasyonu 536 mg/L, en yüksek BOİ₅ konsantrasyonu 1460 mg/L olarak tespit edilmiştir. Yemek kalıntılarında dolayı mutfak kaynaklı gri sularda nütrientler yüksek konsantrasyonlarda görülmektedir. Li ve diğ. (2009b)'nin çalışmasına göre TN konsantrasyonu 11,4 mg/L ile 74 mg/L; TP konsantrasyonu 2,9 mg/L ile 74 mg/L aralığında ölçülmüştür. Halalsheh ve diğ. (2008) çalışmalarında benzer sonuçlar elde edilmiştir. pH değeri 5,58; AKM konsantrasyonu 644 mg/L; alkalinite değeri 154 mg/L; iletkenlik değeri 1066 µS/cm olarak tespit edilmiştir. KOİ konsantrasyonu 2244 mg/L, BOİ₅ konsantrasyonu 1100 mg/L; TP konsantrasyonu 18,25 mg/L olarak ölçülmüştür. Yapılan literatür çalışmalarının sonucunda mutfak ve çamaşır faaliyetlerinden kaynaklanan kuvvetli gri suların, banyo/duş ve banyodaki lavabolardan kaynaklanan zayıf gri sulara oranla daha yüksek kirlilik yüküne sahip oldukları görülmüştür.

Sanchez ve diğ. (2010) ve Atanasova ve diğ. (2017) gri su toplama sistemi olan otellerden aldıkları numuneler ile çalışmalarını yürütmüşlerdir. Atanasova ve diğ. (2017) tarafından yapılan çalışmada pH değeri en düşük 4,9; en yüksek 7,9 olarak ölçülmüştür. Sanchez ve diğ. (2010)'nin çalışmalarında pH değeri 6,93 olarak ölçülmüştür. Nütrient konsantrasyonları oldukça düşük olarak gözlenmiştir. Atanasova ve diğ. (2017) tarafından yapılan çalışmada BOİ₅ konsantrasyonu en düşük 36,6 mg/L; en yüksek 295 mg/L olarak; AKM konsantrasyonu en düşük 4,9 mg/L, en yüksek 195,4 mg/L olarak ölçülmüştür.

Arıtılmış gri suların geri kazanımında halk sağlığı için önemli bir risk unsuru olan patojenik mikroorganizmalar büyük bir öneme sahiptir. Bu nedenle gri suların nihai kullanımından önce bu kirleticilerin uzaklaştırılması gerekmektedir. Gri suların mikrobiyolojik kalitesini belirlemek için genel olarak toplam koliform (TK), fekal koliform (FK) ve *Escherichia coli* (*E. coli*) gibi mikrobiyolojik göstergeler izlenmektedir. Fiziksel ve kimyasal parametreler açısından evsel atıksulara göre daha düşük kirlilik yüküne sahip gri sular mikrobiyolojik parametreler açısından da düşük değerlere sahiptir. Tuvalet kullanımından sonra el yıkama, dışkı veya idrar kalıntıları ve kontaminasyonları, bebek bezlerinin veya bebeklerin yıkanması, çiğ yiyecekler gri sulardaki mikrobiyal kirliliklerin başlıca kaynaklarıdır (Eriksson ve diğ., 2002; Shaikh ve Ahammed, 2020).

Evsel atıksular koliform değerlerine göre üç grupta incelenmektedir. Zayıf karakterli evsel atıksularda TK değeri 10^6 - 10^8 koloni oluşturan birim(kob)/100 mL; orta karakterli evsel atıksularda TK değeri 10^7 - 10^9 kob/100 mL; kuvvetli karakterli evsel atıksularda TK değeri 10^8 - 10^{10} kob/100 mL olarak kabul edilmektedir (Tchobanoglous ve diğ., 2003). Gri sularda bulunan koliform değerleriyle ilgili literatür çalışmalarının sonuçları Çizelge 2.6'da verilmiştir. Gerçekleştirilen literatür çalışmaları sonucunda gri sulardaki toplam koliform değeri 10^5 kob/100 mL ile 10^8 kob/100 mL aralığında değişmektedir. Zayıf karakterli evsel atıksularda FK değeri 10^3 - 10^5 kob/100 mL; orta karakterli evsel atıksularda FK değeri 10^4 - 10^6 kob/100 mL; kuvvetli karakterli evsel atıksularda FK değeri 10^5 - 10^8 kob/100 mL olarak kabul edilmiştir (Tchobanoglous ve diğ., 2003). Literatür çalışmaları sonucunda gri sulardaki FK değerinin 10^3 kob/100 mL ile 10^6 kob/100 mL aralığında değiştiği görülmektedir. Buna göre gri sular mikrobiyal kirlilik açısından zayıf karakterli evsel atıksulara benzerlik göstermektedir.

Çizelge 2.2 : Karışık kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.

Parametre	Birim	Kaynaklar					
		Ahmadi ve Ghanbari (2016)	Bani-Melhem ve diğ. (2015)	Katukiza ve diğ. (2014)	Baban ve diğ. (2010)	Hong Chin (2009)	Li ve diğ. (2009b)
Bulanıklık	NTU	165	80 ^a	-	103	18,1-32,5	29-375
pH	-	6,9	6,9	7,2	7,1	10-10,3	6,3-8,1
Sıcaklık	°C	-	-	25	22	-	-
Çözünmüş Oksijen (ÇO)	mg/L	-	0,72	2,2	-	-	-
Toplam Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	150	34	996	79	19-31	25-183
Çözünmüş Katı Madde (ÇKM)	mg/L	870	319	-	-	205-425	-
KOİ	mg/L	530	356	2861	347	225-356	100-700
BOİ ₅	mg/L	180	-	1125	119	76-134	47-466

Çizelge 2.2 (devam) : Karışık kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.

Parametre	Birim	Kaynaklar					
		Ahmadi ve Ghanbari (2016)	Bani-Melhem ve diğ. (2015)	Katukiza ve diğ. (2014)	Baban ve diğ. (2010)	Hong Chin (2009)	Li ve diğ. (2009b)
Nitrat Azotu (NO ₃ -N)	mg/L	-	1,1	3,8	-	0-0,3	-
NH ₄ -N	mg/L	-	-	24,7	2,2	-	-
TKN	mg/L	-	-	58,5	8	-	-
TP	mg/L	-	1,64	2,9	9,8	-	0,11-22,8
İletkenlik	µS/cm	-	-	2067	-	1088-1585	-
Cl ⁻	mg/L	280	-	-	-	23-23,6	-
PO ₄ ³⁻	mg/L	7,4	-	-	-	40,8-79,3	-

^a: FTU

Çizelge 2.3 : Banyo kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.

Parametre	Birim	Kaynaklar				
		Giresunlu ve Beler-Baykal (2016)	Tamanna ve diğ. (2011)	Hong Chin (2009)	Li ve diğ. (2009b)	Merz ve diğ. (2007)
Bulanıklık	NTU	-	123-145	5,6	44-375	29
pH	-	-	6,9-7,2	7,8	6,4-8,1	7,6
AKM	mg/L	139	-	7	7-505	-
KOİ	mg/L	198	317-561	83	100-633	109
BOİ ₅	mg/L	67	64-220	61	50-300	59
NH ₄ -N	mg/L	0,64	-	-	-	11,8
TKN	mg/L	6,09	-	-	-	15,2
TP	mg/L	-	-	-	0,11-48,8	1,6
İletkenlik	µS/cm	-	-	227	-	645
PO ₄ ³⁻	mg/L	0,75	-	-	-	1

Çizelge 2.4 : Çamaşır yıkama sularından oluşan gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.

Parametre	Birim	Kaynaklar			
		Tamanna ve diğ. (2011)	Sanchez ve diğ. (2010)	Hong Chin (2009)	Li ve diğ. (2009b)
Bulanıklık	NTU	27,6-370	115,63-510,38	32,2	50-444
pH	-	6,43-7,04	10,3-10,33	10,3	7,1-10
AKM	mg/L	-	-	29	68-465
KOİ	mg/L	172-1307	393,77-3973,7	350	231-2950
BOİ ₅	mg/L	50-750	-	135	48-472
Cl ⁻	mg/L	-	9,2-96,52	31,8	-
PO ₄ ³⁻	mg/L	-	0-4,54	107,1	-
SO ₄ ²⁻	mg/L	-	73,12-897,62	97,9	-

Çizelge 2.5 : Mutfak kaynaklı gri su karakterizasyonu ile ilgili literatür çalışmaları.

Parametre	Kaynaklar	
	Li ve diğ. (2009b)	Halalsheh ve diğ. (2008)
Bulanıklık (NTU)	298	-
pH	5,9-7,4	5,58
AKM (mg/L)	134-1300	644
KOİ (mg/L)	26-2050	2244
BOİ ₅ (mg/L)	536-1460	1100
NH ₃ -N (mg/L)	-	32
TKN (mg/L)	-	51
TN (mg/L)	11,4-74	-
TP (mg/L)	2,9-74	18,25
Alkalinite (mg/L)	-	154
İletkenlik	-	1066

Çizelge 2.6 : Gri sularda gözlenen koliform değerleri ile ilgili literatür çalışmaları.

Gri Su Kaynağı	TK (kob/100 mL)	FK (kob/100 mL)	<i>E. coli</i> (kob/100 mL)	Kaynaklar
Karışık	2-5×10 ⁵		2-2.8×10 ³	Barzegar ve diğ. (2019)
Banyo	1,5×10 ⁷	-	1,4×10 ⁶	Atanasova ve diğ. (2017)
Banyo	1,16×10 ⁷	4,82×10 ⁶	2,11×10 ⁶	Giresunlu ve Beler-Baykal (2016)
Karışık	4,4×10 ⁵	3,1×10 ⁵	-	Bani-Melhem ve diğ. (2015)
Karışık	7,5×10 ⁷	4,0×10 ⁶	8,4×10 ⁴	Katukiza ve diğ. (2014)
Karışık	>10 ⁶	-	-	Baban ve diğ. (2010)
Çamaşırhane			1,9×10 ³ -5,0×10 ³	Sanchez ve diğ. (2010)

Çizelge 2.6 (devam) : Gri sularda gözlenen koliform değerleri ile ilgili literatür çalışmaları.

Gri Kaynağı	Su	TK (kob/100 mL)	FK (kob/100 mL)	<i>E. coli</i> (kob/100 mL)	Kaynaklar
Karışık		56–8,03×10 ⁷	0,1–1,5×10 ⁸	-	Li ve diğ. (2009b)
Banyo		10–2,4×10 ⁷	0–3,4×10 ⁵	-	Li ve diğ. (2009b)
Çamaşırhane		200,5–7×10 ⁵	50–1,4×10 ³	-	Li ve diğ. (2009b)
Mutfak		>2,4×10 ⁸	-	-	Li ve diğ. (2009b)
Banyo		-	1,4×10 ⁵	-	Merz ve diğ. (2007)

2.2.2 Gri su arıtma alternatifleri

2.2.2.1 Fiziksel arıtma

Fiziksel arıtma teknolojilerine örnek olarak kum filtreleri ve membranlar verilebilir (Pidou et al., 2007; Li et al., 2009a). Šostar-Turk ve diğ. (2005) çamaşır yıkama faaliyetleri sonucu oluşan gri suyun membran filtrasyonu ile arıtılması üzerine çalışmalar yürütmüşlerdir. Çalışmalarında ultrafiltrasyon (UF) ve ters ozmoz proseslerini kullanmışlardır. Arıtma proseslerinin sonucunda %98,9 KOİ giderim verimi ve %99,2 BOİ₅ giderim verimi elde etmişlerdir. Tusiime ve diğ. (2022) tarafından yapılan laboratuvar ölçekli bir filtrasyon sistemi ile gri suyun arıtılabilirliği araştırılmış ve çalışmanın sonucunda KOİ giderim verimi %95,91 ile %98,98 aralığında; BOİ₅ giderim verimi %96,5 ile %99,1 aralığında tespit edilmiştir.

2.2.2.2 Biyolojik arıtma

Gri suların arıtılmasında farklı biyolojik prosesler kullanılmaktadır. Döner biyolojik disk (RBC), ardışık kesikli reaktör (SBR), membran biyoreaktör (MBR), yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör (UASB) ve yapay sulak alan prosesleri gri su arıtımında kullanılan biyolojik proseslerdir (Pidou et al., 2007; Li et al., 2009a).

RBC'ler yatay bir şaft üzerine monte edilmiş dönen disklerden oluşan sabit yataklı reaktörlerdir (Oteng-Peprah ve diğ., 2018). Gri sudaki organik bileşikler, mikroorganizmaların disklerin üzerinde oluşturduğu biyofilm tabakasına tutunurlar ve böylece biyolojik reaksiyonlar meydana gelir. Mikroorganizmalar ihtiyaç duydukları

oksijeni disklerin dönüşü sırasında temas ettikleri havadan sağlarlar (Üstün ve Tırpancı, 2015).

Baban ve diğ. (2010) gri suyun iki aşamalı RBC sistemi ile arıtılması üzerine çalışmalarını yürütmüşler ve %84-%89 aralığında KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Bu çalışma kapsamında %94 BOİ₅ giderim verimi, %83 AKM giderim verimi ve %75 TKN giderim verimi tespit edilmiştir. Pathan ve diğ. (2011) tarafından gri suyun RBC ile arıtılması üzerine yapılan bir çalışmada %53 BOİ₅ giderim verimi ve %60 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

SBR atıksu arıtımda yaygın olarak kullanılan bir prosestir. Biyolojik arıtma tek bir reaktör veya birbirini takip eden birkaç reaktörün içerisinde gerçekleşmektedir (Oteng-Peprah ve diğ., 2018). İşletme koşullarındaki esneklik, daha az arıtma alanının yeterli olması, kontrollü çamur üretimi ve düşük bakım maliyetleri SBR prosesinin avantajları arasında yer almaktadır (Priyanka ve diğ., 2020).

Priyanka ve diğ. (2020) gri suyun bir saat anaerobik, iki saat aerobik ve bir saat anoksik arıtma fazlarını içeren bir SBR prosesi ile arıtılmasını araştırmışlardır. Çalışmalarının sonucunda %96,62 KOİ giderim verimi, %97,38 biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) giderim verimi elde etmişlerdir. Bu çalışma kapsamında TP giderim verimi %72, NH₄-N giderim verimi %81,68 olarak tespit edilmiştir. Hernández Leal ve diğ. (2010) gri suyun SBR ile arıtılması üzerine çalışmalarını yürütmüşlerdir ve yapılan çalışma sonucunda KOİ giderim verimi %82-%90 aralığında, TN giderim verimi %26- %35 aralığında ve TP giderim verimi %28-%31 aralığında tespit edilmiştir. Hernández-Leal ve diğ. (2010) aynı gri su numunesinin UASB sistemi ile arıtımını da incelemiştir ve UASB prosesi sonucunda KOİ giderim veriminin %39-%51 aralığında olduğu görülmüştür. TN giderim verimi %15, TP giderim verimi %11 olarak ölçülmüştür. Aynı çalışmada SBR ve UASB sisteminin kombine olarak çalıştığı arıtma prosesi de incelenmiştir. Çalışma sonucunda %89 KOİ giderim verimi elde edilmiştir, ancak TN ve TP giderim verimi oldukça düşük ve sırasıyla %2 ve %3 olarak tespit edilmiştir.

MBR, biyolojik arıtma ile membran filtrasyonunun birleşimi sonucu ortaya çıkmış bir teknolojidir. Patojen giderimi ve prosesin kararlılığı sayesinde gri su arıtımında yenilikçi bir arıtma teknolojisi olarak kabul edilmiştir (Li ve diğ., 2009a). Kompakt yapıları sayesinde kullanım kolaylığı sağlayan MBR'ler UF membranlar ile atıksularda dezenfeksiyon da sağlayarak yüksek kalitede çıkış suyu

üretebilmektedirler (Atasoy ve diğ., 2007). Atanasova ve diğ. (2017) bir otelden aldıkları gri su numunesinin MBR sistemi ile arıtımını araştırmışlardır. Atanasova ve diğ. (2017) tarafından yapılan bu çalışmanın sonucunda %80-%95 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. NH₄-N giderim verimi %80,5 ve TN giderim verimi %85,1 olarak tespit edilmiştir. Atasoy ve diğ. (2007) benzer şekilde %95 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. BOİ₅ giderim verimi %95'ten yüksek, AKM giderim verimi %94, TN giderim verimi %92 olarak tespit edilmiştir. Merz ve diğ. (2007) gri suyun MBR ile arıtılması çalışmalarının sonucunda %85 KOİ giderim verimi, %94 BOİ₅ giderim verimi, %19 TP giderim verimi ve %72 NH₄-N giderim verimi elde etmişlerdir.

2.2.2.3 Kimyasal arıtma

Kimyasal arıtma teknolojileri arasında koagülasyon ve iyon değiştirme gibi farklı prosesler yer almaktadır (Pidou et al., 2007; Li et al., 2009a). Šostar-Turk ve diğ. (2005) çalışmalarında gri suyun koagülasyon ile arıtılmasını incelemişlerdir. Koagülasyon ile arıtma sürecinin sonunda KOİ giderim verimi %36 ve BOİ₅ giderim verimi %51 olarak ölçülmüştür. Koagülasyon sürecini granül aktif karbon (GAK) prosesi ile kombinleyerek ilave bir arıtma sağlanmıştır. Bu kombin proses sonucunda KOİ giderim verimi %93 ve BOİ₅ giderim verimi %95 olarak ölçülmüştür.

Gri su arıtımında kullanılan fiziksel prosesler organik ve inorganik kirleticilerin yeterli şekilde giderilmesini sağlayamamaktadır (Li ve diğ., 2009b). Biyolojik prosesler arıtmada etkili olsalar da uzun hidrolik bekletme süreleri, büyük alan ihtiyacı gibi dezavantajlara sahiptir (Daghrir ve diğ., 2016). Ayrıca gri sular düşük nütrient içeriğine sahip olup, biyolojik olarak dirençli bileşikler içermektedir. Bu durum da biyolojik arıtım süreci için büyük bir oluşturmaktadır (Alrousan ve Dunlop, 2020). Gri su arıtma teknolojileri; gri suyun organik madde ve patojen içeriklerini gidererek, geri kazanım için gerekli olan standartları sağlayacak kaliteye uygun hale getirebilmelidir. İOP ile bu kalitede su elde etmek mümkündür (Sanchez ve diğ., 2010). Atıksulardaki kirleticileri başka bir faza ihtiyaç duymadan tek seferde giderebilmeleri, herhangi bir kısıtlama olmadan birçok kirletici bileşiği oksitleyebilmeleri ve çok etkili bir dezenfeksiyon sağlamaları İOP'lerin avantajları olarak sıralanabilir (Alrousan ve Dunlop, 2020).

İOP, kirleticilerin karbondioksit (CO₂) ve inorganik bileşiklere mineralizasyonunu sağlayan bir kimyasal arıtma prosesidir. İOP ile kirleticilerin zararsız son ürüne

dönüştürülmeleri sağlanabilmektedir (Poyatos ve diğ., 2009). İOP güçlü bir oksidan olan hidroksil (OH•) radikalinin oluşturulması prensibiyle çalışmaktadır.

İOP için birçok farklı sınıflandırmalar söz konusudur. En yaygın kullanılan sınıflandırma biçimi İOP'lerin homojen ve heterojen prosesler olarak iki sınıfta incelenmesidir. Heterojen İOP; katalitik ozonlama, fotokatalitik ozonlama ve heterojen fotokataliz şeklinde kendi aralarında üç sınıfa ayrılmıştır. Homojen İOP ise enerji gereksinimi bulunan ve enerji gereksinimi bulunmayan prosesler olarak iki sınıfa ayrılmaktadır. Alkali ortamda gerçekleşen ozonlama, perokson prosesi enerji gerektirmeyen homojen İOP olarak sınıflandırılmaktadır (Poyatos ve diğ., 2009).

Bugüne kadar, gri su arıtımında kimyasal arıtma ve İOP'nin kullanımı ile ilgili birçok çalışma yapılmıştır. Sanchez ve diğ. (2010) otellerde oluşan gri suyu arıtmak için bir fotokatalizör olarak titanyum dioksit (TiO₂) nanoparçacıklarını kullanmış ve 150 dk'lık temas süresinde %65 ÇOK giderim verimi elde etmişlerdir. Tony ve diğ. (2016) gri suyun arıtılması için Fenton prosesini kullanmış ve 40 mg/L demir (III) iyonu (Fe³⁺) konsantrasyonu ve 200 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda KOİ için maksimum %95 giderim verimi elde edilmiştir. Başka bir araştırmada, titanyum dioksit ve UV radyasyonu ile gerçekleştirilen fotokatalitik oksidasyon prosesi ile gri sudaki KOİ konsantrasyonu 139 mg/L'den 26 mg/L'ye düşmüştür (Pidou ve diğ., 2007). Gri suyun İOP ile arıtımı; reaksiyon süresi, H₂O₂/demir (II) iyonu (Fe²⁺) oranı, pH, TiO₂ konsantrasyonu, ozon konsantrasyonu ve UV yoğunluğu gibi çeşitli faktörlerden etkilenebilir (Sanchez ve diğ., 2010; Albalawneh ve Chang, 2015). Gri su arıtımı için foto-fenton, fotokataliz ve H₂O₂/UV/ozon prosesleri karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir (Hassanshahi ve Karimi-Jashni, 2018). Öte yandan, en etkili İOP'lerden biri olan perokson prosesi, mikrokirleticilerle birlikte konvansiyonel kirleticilerin uzaklaştırılması için su ve atıksuda kullanılmıştır (Fakioglu ve diğ., 2021; Guven ve diğ., 2020). Fakat gri suyun perokson prosesi ile arıtılması üzerine çalışmalar literatürde kısıtlıdır.

2.2.3 Arıtılmış gri suyun geri kazanım alternatifleri

Kentselleşme, iklim değişikliği ve kuraklık su kaynakları üzerinde ciddi bir baskı oluşturmaktadır. Su kaynakları üzerindeki bu baskılar doğal kaynakları korumak için mevcut su kaynaklarının yerine alternatif su kaynaklarının kullanılmasını gündeme getirmiştir. Dünya Sağlık Örgütü (WHO)'ne göre arıtılmış suların geri kazanımını daha değerli hale getiren artan su kıtlığı, artan nüfus ve buna bağlı olarak gelişen gıda

güvenliği sorunları, atıksu deşarjları ve artan çevre kirliliği gibi çeşitli sorunlar mevcuttur (World Health Organization, 2006).

Alternatif bir kaynak olan arıtılmış suların geri kazanımı ekonomik, sosyal ve çevresel açıdan birçok fayda sağlamaktadır. Su mevcudiyetinin artması, su kaynaklarının sürdürülebilir bir biçimde kullanılması, yüzey ve yer altı sularının aşırı kullanımının önlenmesi, alıcı su ortamına giden nütrient ve kirlilik yüklerinin önlenmesi, tarımsal üretimin artması, istihdam ve yerel ekonominin gelişmesi arıtılmış suların geri kazanımının sağladığı faydalardan bazılarıdır (Alcalde-Sanz ve diğ., 2014). Atıksuların alternatif bir kaynak olarak kullanılabilmesi birçok alan mevcuttur. Arıtılmış suların geri kazanım alanları ve uygulamaları Çizelge 2.7’de özetlenmiştir. Arıtılmış suların geri kazanım alternatifleri kentsel kullanım alanları, endüstriyel kullanım alanları, tarımsal kullanım alanları, rekreasyon, içme suyu kaynağı ve yer altı suyu beslemesi olarak altı farklı grupta incelenmektedir (Öztürk ve diğ., 2016).

Arıtılmış suların geri kazanımı kapsamında gri suyun potansiyeli günden güne daha fazla dikkat çeken bir konu haline gelmiştir. Gri suyun evsel atıksulara oranla daha az kirliliğe sahip olması alternatif bir kaynak olarak değerlendirilmesinde büyük bir etken olmuştur (Eriksson ve diğ., 2002).

Gri sular genellikle içme suyu kalitesinde su gerektirmeyen alanlarda kullanılmaktadır. Bu kullanım alanları genellikle sifon suyu olarak kullanım, bahçe sulama, araba yıkama gibi uygulamaları kapsamaktadır (Shaikh ve Ahammed, 2020). Arıtılmış gri suların sifon suyu olarak geri kazanımı en yaygın uygulamalardan biridir. Arıtılmış gri suların geri kazanımı ile evsel su kullanım talebinde %30 oranında azalma sağlanacağı öngörülmektedir (Jefferson ve diğ., 2004; Shaikh ve Ahammed, 2020). Arıtılmış gri suların geri kazanımı azalan su kaynaklarının korunması, su temini maliyetlerinin azalması, arıtma tesislerindeki kirlilik yükünün azalması, atıksu arıtma maliyetlerinin en aza indirgenmesi ve su kaynaklarının sürdürülebilir kılınması gibi çeşitli avantajlar sağlamaktadır (Shaikh ve Ahammed, 2020).

Çizelge 2.7 : Arıtılmış suların geri kazanım alanları (EPA, 2012; Öztürk ve diğ.,2016).

Kullanım alanı/yeri	Kullanım amacı/Uygulama
Kentsel kullanım	Parkların, peyzaj sahalarının, golf sahalarının, yeşil alanların sulanması Havuzlar, fiskiyeler, şelaler gibi dekoratif amaçlı kullanım Araç yıkama, beton üretimi gibi ticari kullanım Sifon suyu olarak kullanım
Endüstriyel kullanım	Soğutma suyu, kazan besleme suyu, proses suyu olarak kullanım
Tarımsal kullanım	İşlenmiş veya işlenmemiş gıda mahsullerinin, sebze meyvelerin sulanması Hayvan yemleri için üretilen bitkilerin, tohumların sulanması Süs bitkilerinin sulanması Su ürünleri yetiştiriciliği
Rekreasyon/restorasyon	Su sporları, balık tutmak gibi rekreasyonel amaçlar için kullanım Sulak alanların iyileştirilmesi için kullanım
Yeraltı suyu beslemesi	Geri kazanılmış suları depolamak Zemin çökmelerinin önüne geçmek
İçme suyu kaynağı	Doğrudan veya dolaylı olarak içme suyu

2.3 Mikrokirleticiler Hakkında Genel Bilgiler

Mikrokirleticilerin oluşumu son yıllarda dünya çapında çevresel kaygı uyandıran bir sorun haline gelmiştir. Su, toprak ve hava matrisinde μg veya daha düşük konsantrasyonlarda bulunan zararlı bileşikler mikrokirletici olarak tanımlanmaktadır (Yang ve diğ., 2014; Isik ve diğ., 2022; Toroz ve diğ., 2022). Farmasötikler, kişisel bakım ürünleri, endüstriyel kimyasallar, pestisitler, poliaromatik hidrokarbonlar (PAH), steroid hormonlar ve ağır metaller bilinen bazı mikrokirletici gruplarıdır (Luo ve diğ., 2014; Grandclément ve diğ., 2017; Nas ve diğ., 2017). Bu mikrokirleticilerin endüstriyel atıksular, tarım, hayvancılık ve su ürünleri yetiştiriciliğinden kaynaklanan atıksular, düzenli depolama sonucu oluşan sızıntı suları, evsel atıksular ve hastane atıksuları gibi çok farklı kaynakları mevcuttur.

Mikrokirleticilerin çevre ortamlarında eser miktarda bulunmalarına rağmen çevre ve insan sağlığı üzerinde olumsuz etkileri olduğu ve olabileceği düşünülmektedir (Grandclément ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2022). Düşük konsantrasyonlardaki endokrin bozucu bileşiklerin kontaminasyonu sonucu balıklarda dişileşme ve üreme faaliyetlerinde aksama görülmektedir. Ayrıca organik mikrokirleticilere göre biyolojik olarak parçalanamayan ağır metaller sucul ortamda veya toprakta birikme yapabilmektedir (Isik ve diğ., 2022).

Mikrokirleticilerin çok düşük konsantrasyonlarda bulunması tespit ve analiz açısından zorluklara sebep olduğu gibi arıtma prosesleri için de çeşitli zorluklar oluşturmaktadır. Konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri özellikle mikrokirletici arıtımı için tasarlanmamıştır. Mikrokirletici giderimi için koagülasyon-flokülasyon, aktif karbon adsorpsiyonu (Toz aktif karbon (TAK) ve GAK), ileri okdisadyon prosesi (İOP), membran prosesler veya bu proseslerin kombinasyonu ile oluşturulmuş hibrit prosesler kullanılan arıtma teknolojileri arasındadır (Nas ve diğ., 2017).

Fizikokimyasal bir arıtma prosesi olan koagülasyon-flokülasyon su arıtımında ön arıtma, ikincil arıtma olarak çeşitli aşamalarda kullanılabilir (Suarez ve diğ., 2009). Koagülasyon-flokülasyon prosesi kolloidal ve bazı çözünmüş partiküler maddeleri gidermek amaçlı kullanılmaktadır.

Suarez ve diğ. (2009) hastane atıksularındaki farmasötik ve kişisel bakım ürünlerinin koagülasyon-flokülasyon prosesi ile arıtılmasını incelemiştir. Çalışma sonucunda farmasötiklerin giderim veriminin misk kokularının giderim verimine kıyasla oldukça düşük olduğu görülmüştür. Bazı kişisel bakım ürünlerinde ise herhangi bir giderim olmadığı gözlenmiştir. %83,4 tonalit giderim verimi, %79,2 galaksolit giderim verimi ve %77,7 celestolit giderim verimi elde edilirken; %46 diklofenak (DCF) giderim verimi, %42 naproksen (NPX) giderim verimi ve %23 ibuprofen (İBF) giderim verimi elde edilmiştir. Matamoros ve Salvadó (2013) tarafından benzer şekilde koagülasyon-flokülasyon prosesi ile atıksulardan mikrokirletici giderimi üzerine yapılan çalışmada %41 NPX giderim verimi, %4 İBF giderim verimi elde edilmiştir.

Kovalova ve diğ. (2013) çalışmalarında mikrokirletici giderimi için üç farklı arıtma prosesini incelemiştir. MBR ile arıtılmış hastane atıksuları ile yürüttükleri bu çalışmada; TAK, ozonlama ve UV uygulamalarının arıtma performanslarını araştırmışlardır. Farmasötikler, dezenfektanlar, endüstriyel kimyasallar gibi farklı mikrokirletici gruplarını temsilen 56 mikrokirletici belirlemiştir. Tüm çalışma sonucunda yalnız MBR ile iyotlu X-ışını kontrast maddesi (ICM) gideriminde %2, farmasötik gideriminde %90, endüstriyel kimyasalların gideriminde %80 giderim verimi elde edilmiştir. Yalnız ozonlama prosesi ile %50 ICM giderim verimi, %90 farmasötik giderimi ve %91 endüstriyel kimyasal giderimi elde edilmiştir. Yalnız TAK ile 61 ICM giderim verimi, %86 farmasötik giderimi ve %91 endüstriyel kimyasal giderimi elde edilmiştir. UV prosesi sonucunda ise 65 ICM giderim verimi, %33 farmasötik giderimi ve %6 endüstriyel kimyasal giderimi elde edilmiştir. MBR ve

ozonlama prosesi birlikte kullanıldığında %51 ICM giderim verimi, %99 farmasötik giderimi ve %100 endüstriyel kimyasal giderimi elde edilmiştir. MBR ve TAK birlikte kullanıldığında; %62 ICM giderim verimi, %99 farmasötik giderimi ve %98 endüstriyel kimyasal giderimi elde edilmiştir. MBR ve UV birlikte kullanıldığında %66 ICM giderim verimi, %93 farmasötik giderimi ve %81 endüstriyel kimyasal giderimi elde edilmiştir.

İOP, mikrokirletici gideriminde kullanılacak alternatif teknolojiler arasındadır. Zor parçalanabilen organik kirleticileri bile herhangi bir seçicilik olmadan oksitleyebilen İOP ile atıksularda oldukça etkin dezenfeksiyon sağlanmaktadır. Sui ve diğ. (2010) çalışmalarında mikrokirleticilerin gideriminde ozonlama prosesinin etkinliğini araştırmıştır. Sui ve diğ. (2010) bu çalışma sonucunda ozonlama prosesi ile farmasötiklerin %95 oranında giderildiğini gözlemlemiştir. Sui ve diğ. (2010) çalışmalarında DCF, karbamazepin (CBZ) ve indometazin (IM) gideriminin %90'dan daha büyük olduğunu gözlemlemiştir. Kim ve diğ. (2009) farmasötiklerin UV tabanlı İOP ile arıtılması üzerine çalışmalar yürütmüştür. Mikrokirleticilerin yalnızca UV ile giderimi sağlanamamış, eritromisin (ERY), CBZ ve primidon (PRM) giderim verimi %50'nin altında kalmıştır. UV ve H₂O₂ birlikte kullanılarak CBZ ve primidon giderimi araştırıldığında ise giderim veriminin %90 olduğu gözlenmiştir.

2.4 Yasal Mevzuat

Arıtılmış suların geri kazanımının sağlık ve çevre açısından oluşturduğu riskleri en aza indirmek ve güvenli bir şekilde kullanım için çeşitli düzenlenmeler geliştirilmiştir. Bazı uluslararası ve ulusal kuruluşlar arıtılmış suların geri kazanım uygulamaları için kılavuzlar, yönetmelikler ve standartlar geliştirmişlerdir. Bu standartlar ve gereklilikleri Çizelge 2.8'de özetlenmiştir. Geliştirilen bu standartlar ve yönetmelikler askıda katı madde, organik madde, mikrobiyolojik kalite ve bulanıklık parametrelerini kapsamaktadır.

Arıtılmış suların geri kazanım tercihi ülkelerin su kıtlığı ve su stresi seviyesine bağlı olarak değişmektedir. Mevcut olan standartların ve yönergelerin çoğu su stresi ve su kıtlığı seviyesinin oldukça yüksek olduğu ülkeler veya arıtılmış suyun geri kazanımı için gerekli olan teknolojiye sahip olan ülkeler tarafından geliştirilmiştir. Akım ayrımı ve arıtılmış gri suların geri kazanımı dünya çapında oldukça yeni uygulamalardır. Bu nedenle geliştirilmiş standart ve yönetmeliklerin çoğunda gri su ayrıca

tanımlanmamaktadır. Ancak arıtılmış evsel atıksu kalitesi ile geri kazanım öncesi arıtılmış gri su kalitesi arasında herhangi bir ayırım yapılmamaktadır (Giresunlu, 2015).

Avustralya ve Amerika Birleşik Devletleri (ABD) geliştirdikleri standart ve yönergelerde gri su kavramını tanımlamış ve arıtılmış gri suyun geri kazanım uygulamalarına yönelik öneriler sunmuşlardır. Avustralya'nın her eyaletinde gri su tanımı mevcuttur ve farklı kullanımlar için gerekli kalite eyaletlere göre değişmektedir. Ancak ABD'nin her eyaletinde arıtılmış gri suyun geri kazanımı için belirlenmiş standart bulunmamaktadır.

AB tarafından arıtılmış suların geri kazanımı için çeşitli direktifler ve yönetmelikler geliştirilmiştir. Arıtılmış suların tarımsal sulama amaçlı kullanılması için gerekli kalite parametreleri tohum türüne göre belirlenmiştir. AB direktifinde çiğ olarak tüketilen, ısıl işlem sonrası tüketilen ve endüstriyel amaçlı kullanılan tohumlar olarak ayrı ayrı gruplar yer almaktadır. Kıbrıs, Fransa, Almanya, Yunanistan, İtalya, Portekiz, İspanya arıtılmış suların geri kazanımına dair kendi yönetmelikleri bulunan AB ülkeleridir. Türkiye de gri su tanımı içermemesine rağmen arıtılmış suların geri kazanımına dair yönetmeliğe sahip olan ülkeler arasında yer almaktadır.

Çizelge 2.8: Ülkelerin yönetmeliklerine göre arıtılmış gri suyun geri kazanım alanları ve ilgili kalite standartları.

	Geri kazanım alanları	Bulanıklık (NTU)	pH	AKM (mg/L)	KOİ (mg/L)	BOİ ₅ (mg/L)	TN (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	TK (kob/100 mL)	FK (kob/100 mL)	<i>E. Coli</i> (kob/100 mL)
WHO ^a	Tuvalet rezervuar	- ^b	-	10	-	10	-	-	10	-	-
	Piştirilmeden yenen meyve ve sebzelerin sulanması	-	-	10	-	20	-	-	200	-	-
	Süs havuzu, meyve sebze sulanması	-	-	140	-	240	-	-	1000	-	-
Arizona, ABD ^c	Kentsel kullanım (kısıtsız)	5	-	-	-	-	-	-	-	23	-
	Kentsel kullanım (kısıtlı)	-	-	-	-	-	-	-	-	800	-
	Gıda ürünlerinin sulanması	5	-	-	-	-	-	-	-	23	-
	Çiğ olarak yenen meyve sebze sulaması	-	-	-	-	-	-	-	-	800-4000	-
Kaliforniya, ABD ^c	Kentsel kullanım (kısıtsız)	10	-	-	-	-	-	-	240	-	-
	Kentsel kullanım (kısıtlı)	-	-	-	-	-	-	-	240	-	-
	Gıda mahsullerinin sulanması	10	-	-	-	-	-	-	240	-	-
Florida, ABD ^c	Kentsel kullanım (kısıtsız)	2-2,5	-	5	-	60	-	-	-	25	-
	Gıda mahsullerinin sulanması	2-2,5	-	5	-	60	-	-	-	25	-

Çizelge 2.8 (devam) : Ülkelerin yönetmeliklerine göre arıtılmış gri suyun geri kazanım alanları ve ilgili kalite standartları.

	Geri kazanım alanları	Bulanıklık (NTU)	pH	AKM (mg/L)	KOİ (mg/L)	BOİ ₅ (mg/L)	TN (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	TK (kob/100 mL)	FK (kob/100 mL)	<i>E. Coli</i> (kob/100 mL)
İngiltere ^d	Sprey sulama, araç yıkama, çamaşır makinesi	10	5-9,5	-	-	-	-	<2	10	-	-
	Tuvalet rezervuar	10	5-9,5	-	-	-	-	<2	1000	-	-
	Bahçe sulama		5-9,5	-	-	-	-	<0,5	1000	-	-
Ürdün ^e	Tarımsal sulama	10	6-9	50-150	100-500	30-300	45-70	-	-	-	100-1000
	Tuvalet rezervuar	≤5	6-9	≤10	≤20	≤10		-	-	-	
AB ^f	Tarımsal sulama	≤5	-	≤10	-	≤10	-	-	-	-	10-10000
Türkiye ^g	Çiğ olarak yenen meyve sebze sulaması	2	6-9	-	-	20	-	>1	-	0	-
	Piştirildikten sonra yenen meyve sebze sulaması	2	6-9	30	-	30	-	>1	-	200	-

^aWHO (2006)

^b"-" işareti ilgili yönetmelikte belirtilen parametre için herhangi bir değer yer almadığını göstermektedir.

^cEPA (2012)

^dBS-8525-1 (2010)

^eKitiş ve diğ. (2019)

^fAB (2020)

^gSu Kalitesi Kontrolü Yönetmeliği (2004)

2.5 Çalışma Kapsamında Kullanılan Teknolojiler

2.5.1 Ozonlama prosesi

2.5.1.1 Genel esaslar

Bir oksijen allotropu olan ozon (O₃) son derece kararsız olan bir gazdır. Kendisine has bir kokusu ve mavimsi bir rengi bulunmaktadır. Su arıtımında uzun yıllardır kullanılan O₃ güçlü bir dezenfektan ve kuvvetli bir oksitleyicidir. O₃, sahip olduğu bu kararsız yapısı itibari ile üretilir üretilmez parçalanmaktadır. Bu nedenle O₃ üretildiği yerde kullanılmalıdır. O₃ molekülüne ait bazı fiziksel özellikler Çizelge 2.9'da verilmiştir. Ozonun çözünürlüğü, sıcaklığın azalması ve basıncın artmasıyla beraber artış göstermektedir.

Çizelge 2.9 : O₃ molekülünün fiziksel özellikleri (von Sonntag ve von Gunten, 2012; Kepoğlu, 2014).

Özellik	Birim	Değer
Moleküler ağırlık	g/mol	48
Dipol momenti	Debye	0,537
Erime noktası	° C	-192,7
Kaynama noktası	° C	-110,5
Gaz halde yoğunluk	kg/m ³	2,144
Sıvı halde yoğunluk	kg/m ³	1358
Suda çözünürlük (0 °C)	M	2,2×10 ⁻²
Suda çözünürlük (20 °C)	M	1,19×10 ⁻²
Henry sabiti (0 °C)	atm/M	35
Henry sabiti (20 °C)	atm/M	100

Ozonlama prosesi içme suyu arıtımında yıllardır yaygın olarak kullanılmaktadır. Atıksu arıtımında ise ozonlama prosesinin kullanımını giderek artmaktadır. Ozonlama

prosesi esas olarak içme suyu ve atıksu arıtımında dezenfeksiyon amacıyla kullanılmaktadır (Yao ve diğ., 2018). Ozon oksidasyonu iki şekilde gerçekleşir:

I. Moleküler ozon reaksiyonu

II. OH• radikalinin oluşumu

Moleküler ozon reaksiyonları oldukça seçici olup, alifatik bileşikler, aromatik bileşikler ve spesifik fonksiyonel gruplarla sınırlıdır. OH• radikali ise atıksudaki organik kirleticileri parçalamakta etkilidir (Gautam ve diğ., 2019). Flor, oksidanlar içinde en yüksek oksidasyon potansiyeline sahip oksidandır. Flor gazının oksidasyon potansiyeli 3,03 volt, hidroksil radikallerinin oksidasyon potansiyeli 2,80, ozon gazının oksidasyon potansiyeli 2,07 olarak bildirilmiştir (Kitiş ve diğ., 2009). Ancak flor gazı yüksek toksik etkisi bulunan bir gaz olduğu için su arıtımında kullanılmamaktadır. Bu nedenle su arıtımında kullanılan en yüksek oksidasyon potansiyeline sahip oksidan hidroksil radikalidir (Kitiş ve diğ., 2009).

2.5.1.2 Avantajlar ve dezavantajlar

Ozonlama prosesi su arıtımında kullanılan diğer arıtma proseslerine göre birçok avantaja sahiptir. Bu avantajlar aşağıda listelenmiştir (Başar, 2011; Ünal, 2011).

- Su arıtımında kullanılan farklı kimyasallara göre O₃, yüksek oksitleme gücüne sahiptir.
- O₃ su arıtımında kullanılan çeşitli dezenfektanlardan daha etkilidir.
- Organik ve inorganik çoğu kirletici, ozonlama prosesi ile daha zararsız bileşiklere dönüştürülebilmekte ve sonrasında biyolojik veya kimyasal proseslerle kolayca giderilebilmektedir.
- Su arıtımında farklı kimyasal kullanımları sonucunda oluşan toksik son ürünler ozonlama prosesinde oluşmaz.
- O₃ ile arıtım sonucunda kimyasal çamur oluşumu da görülmektedir.

Kullanılan her proste olduğu gibi ozonlama prosesinde de avantajların yanı sıra çeşitli dezavantajlar görülmektedir (Başar, 2011; Ünal, 2011):

- İlk yatırım maliyeti ozonlama prosesi için oldukça yüksektir.

- Ozonlama prosesinden sonra suda bakiye O_3 kalmamaktadır. Bu durumda ozonlama prosesine ek olarak klorlama gibi son dezenfeksiyon adımı gerekliliği oluşmaktadır.
- Ozon kimyasal olarak kararsız olan yapısından dolayı depolanamamakta ve taşınamamaktadır.
- Ozonlama prosesinin tek başına kullanılması ekonomik açıdan fizibil değildir.

2.5.1.3 Ozonlama prosesinin performansını etkileyen faktörler

Tüm İOP'lerde olduğu gibi ozonlama prosesinde proses verimliliği bazı parametrelere bağlıdır. Bu parametreler; pH, başlangıçtaki oksidan dozu, oksidanın temas süresi, sıcaklık şeklinde sıralanabilmektedir (Akbal ve Balkaya, 2002). Düşük pH'ta moleküler ozon reaksiyonları gerçekleşirken, yüksek pH'ta oluşan radikallerin reaksiyonları gerçekleşmektedir. $OH\bullet$ radikallerinin oksidasyon potansiyeli daha yüksek olduğu için yüksek pH'da gerçekleşen indirekt reaksiyonlarla beraber oksidasyon daha hızlı gerçekleşmektedir. Ozonlama prosesini etkileyen önemli faktörlerden birisi de karbonat ve bikarbonat girişimleridir. Karbonat ve bikarbonat iyonları $OH\bullet$ radikalleri ile reaksiyona girerek ozon tüketimine sebep olurlar (Ünal, 2011). Ozonun sudaki çözünürlüğünün sıcaklık ile değişmesi ozonlama prosesinde sıcaklığın etkisini arttırmaktadır. Artan sıcaklıkla beraber ozonun çözünürlüğü azalmaktadır. Ozon dozunun ve ozon temas süresinin artması da ozonlama prosesinin verimliliğini olumlu yönde etkilemektedir (Öztürk ve Eren, 2010).

2.5.1.4 Ozonlama teknolojisinin uygulama alanları

İlk olarak içme suyu arıtımında kullanılan ozonlama prosesinin günümüzde çok çeşitli kullanım alanları mevcuttur. O_3 ; havuz hijyeni, içme ve atıksuların arıtılması, gıda işleme, dezenfeksiyon amaçlarıyla çeşitli alanlarda kullanıldığı gibi tedavi ve koruma amacıyla tıbbi alanda da kullanılmaktadır. Atıksularda bulunan zehirli etkiye sahip bileşiklerin giderilmesinde etkili bir proses olan ozonlama tat ve koku kontrolünde sıklıkla kullanılmaktadır (Öztürk ve Eren, 2010).

Fakioglu ve diğ. (2020a) İstanbul'da bulunan arıtma tesislerinde alg kökenli bileşiklerden kaynaklanan tat ve kokuya sebep olan bileşiklerin giderimini incelemiştir. Ayrıca Fakioglu ve diğ. (2020a) tat ve kokuya neden olan bu bileşiklerin gideriminde kullanılan mevcut arıtma yöntemlerine alternatif teknolojileri

araştırmışlardır. Ozonlama prosesinin, Geosmin ve 2-metilizoborneol (2-MIB) gibi suda tat ve koku problemi oluşturan bileşiklerin giderimindeki etkisini incelemiştir. 2-MIB giderim verimi %65, Geosmin giderim verimi ise %50 olarak tespit edilmiştir. Ozonlama prosesinin etkinliğini arttırmak için laboratuvar ölçekli perokson deneyleri yapılmış, Geosmin ve 2-MIB bileşiklerinin giderim verimlerinin %99'a yükseldiği görülmüştür.

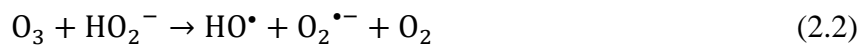
Toroz ve diğ. (2022) ozonlama prosesinin pilot ölçekli yüksek yüklemeli aktif çamur sisteminin çıkışından aldıkları atıksu numunesindeki makro kirletici ve mikrokirletici giderim verimleri üzerindeki etkisini araştırmıştır. Farklı ozon dozları ve farklı ozon temas süreleri ile deneyler yürütülmüş, optimum çalışma koşulları belirlenmiştir. Çalışma sonucunda optimum koşullarda KOİ giderim verimi %60-%63 aralığında, AKM giderim verimi %81-%82 aralığında gözlenmiştir. Sülfametaksazol (SMZ) giderim verimi >%80, trimetoprim (TRM) giderim verimi >%51,7, kafein (CAF) giderim verimi >%99,9, asetaminofen (APAP) giderim verimi >%99,6, NPX giderim verimi >%99, karbamazepin CBZ giderim verimi >%31,5 olarak tespit edilmiştir.

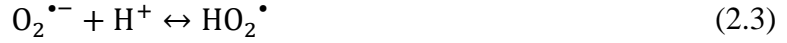
2.5.2 Perokson prosesi

2.5.2.1 Genel esaslar

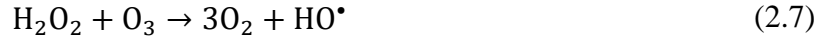
O₃'ün hidroksil radikaline ayrışmasını arttırmak için çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemler arasında en yaygın kullanılan H₂O₂ ilavesidir (Chen ve Wang, 2021). O₃ ve H₂O₂'in birlikte kullanıldığı bu İOP, perokson prosesi olarak adlandırılmaktadır. H₂O₂, O₃'ün parçalama etkisini arttırarak hidroksil radikali üretimini arttırmaktadır. Böylece perokson prosesi yalnızca O₃ kullanılarak yapılan arıtmaya göre daha etkili olmaktadır.

Bilinen en güçlü oksidanlardan biri olan H₂O₂ ve O₃'ün birlikte kullanılması sonucu oksitleyici radikallerin oluşması prensibi ile çalışan perokson prosesinin işleyiş mekanizmasını gösteren reaksiyonlar Denklem 2.1 ile Denklem 2.7 arasında gösterilmiştir. O₃ varlığında H₂O₂, bir dizi karmaşık reaksiyon mekanizmasıyla O₃'ün ayrışmasını başlatmaktadır. H₂O₂'den ayrılan HO₂ iyonları O₃ parçalanmasını başlatmak için OH• iyonlarına göre daha etkilidir (Chen ve Wang, 2021).





Tüm bu reaksiyonlar sonucu oluşan ana reaksiyon Denklem 2.7’de verilmiştir.



2.5.2.2 Avantaj ve dezavantajlar

Perokson prosesinde çamur ve tuz oluşumu görülmemektedir. Proses çok kısa reaksiyon sürelerinde oldukça verimli çalışmaktadır. Arıtma için ihtiyaç duyulan kimyasal miktarı da oldukça düşüktür. Buna karşın; ilk yatırım maliyeti, işletme ve bakım maliyetleri oldukça yüksektir. Perokson prosesinde KOİ gibi organik maddelerin giderimi de oldukça düşüktür. Perokson prosesi sırasında kullanılan kimyasal maddeler sebebiyle toksisite ve güvenlik açısından işletme problemleri oluşmaktadır. Bu nedenle ilave emniyet ihtiyacı perokson prosesi açısından oldukça önemlidir (Sevimli, 2000; Ünal, 2011).

2.5.2.3 Perokson prosesinin performansını etkileyen faktörler

Perokson prosesi bir İOP olduğu için İOP’de etkili olan tüm faktörler perokson prosesinde de etkili olmaktadır. Kullanılan oksidanın dozu, temas süresi, sıcaklık ve pH bu parametreler arasındadır. Ozonlama prosesinde olduğu gibi pH perokson prosesi üzerinde de etkilidir. Yüksek pH değerlerinde daha fazla H₂O₂ iyonlarına ayrışır ve böylece ozon parçalanma oranı da artmış olur. Ozonun parçalanmasıyla OH• radikallerinin oluşması ve zincir reaksiyonların devamıyla kirleticilerin oksidasyonu gerçekleşmiş olur (Ünal, 2011). Perokson prosesinin performansını etkileyen en önemli faktör H₂O₂/O₃ oranıdır. Yapılan çalışmalar optimum H₂O₂/O₃ oranının 0,5-1 aralığında olduğunu göstermektedir (Acar, 2004).

2.5.3 Kimyasal destekli ön arıtma prosesi

2.5.3.1 Genel esaslar

Birincil arıtma prosesleri, atıksu arıtma tesislerinde askıda katı maddelerin fiziksel proseslerle uzaklaştırılması için geliştirilmiş proseslerdir. Bu proseslerin verimini arttırmak için çalışmalar gerçekleştirilmiştir. KDÖA prosesi olarak adlandırılan bu proses atıksu arıtma tesislerinde kullanılan konvansiyonel birincil arıtma süreçlerini

daha efektif bir hale getirmek için geliştirilen proseslerden birisidir (Ansari ve Farzadkia, 2022).

KDÖA çeşitli kimyasallar kullanılarak kirleticilerin koagülasyon-flokülasyon süreçleri ile daha etkili bir şekilde giderimi işlemidir (Wang ve diğ., 2009). KDÖA uygulamalarında kimyasal olarak genellikle metal tuzları ve polimerler kullanılmaktadır (Mian ve diğ., 2018). KDÖA prosesi organik maddelerin arıtımında konvansiyonel birincil arıtma yöntemlerine göre daha efektif şekilde işleyen bir prosestir (Ansari ve Farzadkia, 2022).

Sarparastzadeh ve diğ. (2007) alum ($Al_2(SO_4)_3$) ve $FeCl_3$ gibi çeşitli kimyasallar kullanarak evsel atıksuyun ön arıtımı ile ilgili bazı deneyler gerçekleştirmiştir. Bu çalışmaların sonucunda, optimum alum dozunda (80 mg/L) KOİ, fosfor ve AKM için giderim verimleri sırasıyla %38, %66 ve %69 olarak belirlenmiş; optimum $FeCl_3$ dozunda (70 mg/L) KOİ, fosfor ve AKM için giderim verimleri sırasıyla %60, %73 ve %48 olarak elde edilmiştir. He ve diğ. (2016) polialüminyum demir klorür (PAFC) ile KDÖA deneylerini gerçekleştirmiş ve optimum koşullarda KOİ, TP ve AKM giderim verimlerinin sırasıyla %22, %28 ve %52 olarak elde edildiğini gözlemlemişlerdir. Dong ve diğ. (2019) ise sırasıyla KOİ, AKM ve TP giderim verimlerinin %76, %89 ve %84 olduğu tam ölçekli bir birincil arıtma sisteminde optimum koagülan dozunun 15 mg/L $FeCl_3$ olduğunu bildirmişlerdir. Ahmad ve diğ. (2020), gri suyun bulanıklığını 29,3 NTU'dan 3 NTU'ya düşürmek için çimento fırını tozu (CKD), kireç, $FeCl_3$ ve alum için gerekli optimum dozu 60 mg/L, 40 mg/L, 40 mg/L ve 60 mg/L olarak belirlemiştir. Barzegar ve diğ. (2019) gri suyun arıtılması için elektrokoagülasyon/ozon işlemini uygulamıştır. Bu çalışmada pH 7,0, 47,4 mg/L ozon konsantrasyonunda ve 15 mA/cm² akım yoğunluğunda 60 dk'lık elektroliz süresi boyunca KOİ ve TOK giderim verimleri %85 ve %70 olarak elde edilmiştir. KDÖA prosesinin performansını araştıran birkaç çalışma olmasına rağmen, gri sudan makro ve mikrokirleticilerin giderilmesi için KDÖA ile ozon oksidasyonunu birleştiren çalışmalar literatürde oldukça sınırlıdır.

2.5.3.2 Avantaj ve dezavantajlar

KDÖA prosesi son yıllarda evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılmaya başlamıştır. KDÖA prosesinin sahip olduğu avantajlar kullanımının yaygınlaşmasını sağlamıştır. KDÖA prosesinin kullanılması birincil çökeltim

sisteminin ihtiyaç duyduğu alanın azalmasını sağlamaktadır. Proses süresince gerekli olan enerji miktarı da oldukça düşüktür. KDÖA prosesinin işletme ve bakım süreci oldukça pratik ve ilk yatırım maliyeti düşüktür. Karbon ve nütrient giderimi açısından etkili bir proses olan KDÖA prosesi ağır metallerin ve PAH'ların gideriminde de etkilidir (Wang ve diğ., 2009). KDÖA prosesi; AKM, KOİ ve BOİ gideriminde de oldukça etkilidir. Ancak tüm bu avantajlarının yanı sıra metal tuzlarının sebep olduğu kompakt olmayan ve susuzlaştırma açısından zorluk çıkaran büyük hacimli çamur oluşumu KDÖA prosesinin en büyük dezavantajları arasında yer almaktadır (Haydar ve Aziz, 2009). KDÖA prosesinin konvansiyonel birincil arıtma sistemlerine göre yaklaşık 1,5-2 kat daha fazla çamur oluşturduğu bilinmektedir. KDÖA prosesinin dezavantajlarından bir diğeri ise kullanılan kimyasalların maliyetidir (Li ve diğ., 2011).

2.5.3.3 KDÖA prosesinin performansını etkileyen faktörler

KDÖA prosesinin verimliliği ve işleyişi birçok değişkene bağlıdır (Bratby, 2006):

- pH
- Kullanılan koagülan tipi ve dozu
- Kullanılan flokülün tipi ve dozu,
- Kimyasal ilave sırası ve dozlama arasındaki gecikme süresi,
- Hızlı karıştırma ünitesindeki karıştırma yoğunluğu ve süresi,
- Karıştırma için kullanılan cihaz tipi,
- Flokülasyon aşamasında uygulanan hız gradyanları,
- Flokülasyon ünitesindeki temas süresi

Koagülan tipi ve dozunun uygun şekilde seçilmesi; KOİ giderim veriminin artması, sonraki biyolojik prosesler açısından olumsuz bir etki oluşturulmaması, pratik olarak uygulanabilmesi ve kimyasal maliyetlerinin azalması açısından büyük bir öneme sahiptir (Güven ve diğ., 2019). Katyonik, anyonik polimerler, $Al_2(SO_4)_3$ ve $FeCl_3$ gibi metal tuzları KDÖA prosesinde yaygın olarak kullanılan koagülanlardır. Kullanılan bu koagülanlar çamur oluşumunu etkilemektedir. Metal tuzları gibi inorganik koagülanların kullanılması çamur üretimini arttırırken, anyonik polimerlerin kullanılması çamur hacmini azaltmaya yardımcı olmaktadır (Haydar ve Aziz, 2009);

Guven ve diğ., 2019). Koagülan olarak kullanılan kimyasalların miktarı da çamur oluşumunu etkilemektedir. Fazla çamur üretiminden ve oluşan çamurun bertaraf maliyetlerinden kaçınmak için kullanılan koagülan miktarının doğru seçilmesi de oldukça önemlidir (Guven ve diğ., 2019). KDÖA prosesinin devamında gelen biyolojik süreçler için KDÖA prosesinin çıkış suyundaki pH değerinin izlenmesi gerekmektedir. Mikroorganizmaların aktivitelerini engellemeyecek uygun pH aralığının sağlanmasına dikkat edilmelidir (Guven ve diğ., 2019).

2.6 Gri sulardan mikrokirletici giderimi amaçlı uygulanan arıtma çalışmaları

Gri sular evsel atıksulara oranla daha düşük konsantrasyonlarda mikrokirletici içermektedir. Bu mikrokirleticiler temel olarak parfümler, yüzey aktif maddeler, koruyucular, UV filtreleri gibi kişisel bakım ürünlerinden ve temizlik amaçlı kullanılan ürünlerden kaynaklanmaktadır (Hernández-Leal ve diğ., 2011a). Gri su arıtma teknolojileri genel olarak KOİ ve BOİ gibi organik maddelerin ve nütrientlerin giderimi üzerine odaklanmıştır. Gri sulardaki mikrokirleticilerin karakterizasyonu ve arıtılmasına dair kısıtlı sayıda çalışma bulunmaktadır (Hernández-Leal ve diğ., 2011a). Gri sulardan mikrokirletici giderimi amacıyla gerçekleştirilen literatür çalışmaları Çizelge 2.10'da özetlenmiştir. Eriksson ve diğ. (2003) gri suda bulunan yaklaşık 200 mikrokirletici tanımlamışlardır. Bu mikrokirleticilerin geri kazanılan gri sularda kalması durumunda insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etki oluşturacağı öngörülmüştür.

Andersen ve diğ. (2007) banyolardan ve el yıkama lavabolarından gelen gri suların toplandığı bir gri su sisteminden aldıkları numuneler ile gri sulardan paraben giderimi üzerine çalışmalar yürütmüşlerdir. Gri su bu sistemde RBC ile arıtılmaktadır. Andersen ve diğ. (2007) çalışmalarında gri suyun RBC ile arıtılmasını ve bu sistemde arıtılmış gri suyun klor dioksit ile arıtılmasını incelemişlerdir. Çalışma boyunca beş farklı paraben ölçümü yapılmıştır. Çalışmanın sonucunda mikrokirleticilerin konsantrasyonları ölçüm limitinin altına düşmüştür. RBC ile paraben giderim verimi %97 olarak tespit edilmiştir. RBC ile arıtılmış gri suya yalnızca 0,75 mg/L klordioksit ilavesi ile yapılan arıtma sonucunda ise parabenlerin giderim veriminin %98'den daha fazla olduğu tespit edilmiştir.

Hernández-Leal ve diğ. (2011b) karışık kaynaklı gri su numunesi için dört farklı arıtma prosesinin etkinliğini incelemişlerdir. Çalışmada gri su SBR ile aerobik, UASB ile anaerobik, SBR ve UASB kombinasyonu ile aerobik ve anaerobik şekilde ve biyoflokülasyon sistemi ile arıtılmıştır. Çalışmada farklı mikrokirletici grupları içerisinde yer alan 18 mikrokirleticiye ait giderim verimleri incelenmiştir. Bu gruplar koruyucular, UV filtreleri, kokular ve yüzey aktif maddelerdir. Çalışmanın sonucunda mikrokirleticilerin aerobik koşullar altında daha yüksek verimle giderildiği, anaerobik koşullar altında mikrokirletici gideriminin düşük olduğu gözlenmiştir.

Çizelge 2.10 : Gri sulardan mikrokirletici giderimi amacıyla gerçekleştirilmiş literatür çalışmaları.

Gri Su Kaynağı	Mikrokirleticiler	Arıtma Teknolojileri	Mikrokirletici Giderim Verimleri (%)	Kaynaklar
Karışık	BP3 ^a , PBSA ^b , oktokrilen, nonilfenol, triklosan, galaksolit, tonalit	Ozonlama	84, 94, 87, >79, >87, 87, 79	Hernández-Leal ve diğ. (2011a)
	PBSA, BP3, oktokrilen, nonilfenol, triklosan, galaksolit, tonalit	TAK	>94, >94, >94, >94, >94, >94, >94	
	Bisfenol-A, triklosan, tonalit, BP3, galaksolit, nonilfenol, PBSA	GAK	85, >88, >52, 71, >95, >52, 93	
Karışık	Propilparaben, triklosan, bisfenol- A, galaksolit, nonilfenol	SBR	77-90	Hernández-Leal ve diğ. (2011b)
Çamaşır yıkama suları	Yüzey aktif maddeler	Fotokatalik Oksidasyon	68	Sanchez ve diğ. (2010)
Banyo	Metilparaben, etilparaben, propilparaben, bütilparaben, izobütilparaben	RBC	99, 98,9, 99,3, 98,3, 97,8	Andersen ve diğ. (2007)
	Metilparaben, etilparaben, propilparaben, bütilparaben, izobütilparaben	RBC+Dezenfeksiyon	99, 98,9, 99,7, 98,3, 97,8	

^abenzofenon-3

^b2-fenil-5-benzimidazol sülfonik asit

Hernández-Leal ve diğ. (2011a) SBR ile aerobik olarak arıtılmış gri suyun ozon ve aktif karbon adsorpsiyonu ile arıtılması üzerine çalışmalar yürütmüş, mikrokirletici

giderim verimlerini incelemişlerdir. 15 dk boyunca uygulanan 15 mg/L ozon dozu ile arıtma sonucunda seçilen 18 mikrokirleticiye ait giderim verimi %99'dan yüksek olmuştur. SBR ile aerobik olarak arıtılmış gri suda mikrokirleticilerin giderim verimleri TAK ve GAK kullanılarak da test edilmiştir. TAK ile mikrokirletici giderim verimi %94; GAK ile mikrokirletici giderim verimi %67 olarak tespit edilmiştir.

Sanchez ve diğ. (2010) bir otelin çamaşırhanesinden aldıkları gri su numunesinin TiO_2 kullanarak fotokatalik oksidasyon prosesi ile arıtılması üzerine çalışmalar yürütmüşlerdir. Çalışmada çamaşırhanede kullanılan deterjanlardan kaynaklanan yüzey aktif maddelerin giderim verimi incelenmiştir. Arıtma için 0,5 g/L, 1 g/L, 2 g/L, 3 g/L olmak üzere dört farklı TiO_2 dozu kullanılmıştır. Çalışma sonucunda yüzey aktif madde giderim veriminin %68 olduğu gözlenmiştir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Gri Su Karakterizasyonu

Çalışmada kullanılan gri su, İstanbul'da bulunan akım ayırım sistemine sahip 1000 kişi kapasiteli bir otelin gri su toplama sisteminden alınmıştır. Otel odalarının lavabo ve duşlarından gelen zayıf karakterli gri su debisi günlük ortalama 40-50 m³ aralığındadır. Bu çalışma kapsamında otelden alınan gri su numunesinin ozonlama, perokson, KDÖA+ozonlama prosesleri ile arıtımı incelenmiştir.

Numuneler her hafta aynı gün ve saat olmak üzere Salı günleri sabah saat 09.00 ile saat 10.00 aralığında alınmıştır. Otelden alınan zayıf karakterli gri su numunesi buzdolabında +4 °C sıcaklıkta muhafaza edilmiştir. Deneylerde kullanılan gri su numunesine ait karakterizasyon çalışmalarının sonuçları Çizelge 3.1'de verilmiştir. .

Çizelge 3.1: Gri su karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer (Ortalama±Standart Sapma (SS))
<i>Fiziksel Parametreler</i>		
Bulanıklık	NTU	37,7±2,6
pH	-	7,01±0,01
Renk	Pt/Co	314,8±14,8
Sıcaklık	° C	18,09±0,19
<i>Kimyasal Parametreler</i>		
ÇOK	mg/L	14,9±8,2
TOK	mg/L	16,8±7,9
AKM	mg/L	39,8±1,8
ÇKM	mg/L	257,8±20,7

Çizelge 3.1 (devam) : Gri su karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer (Ortalama±SS)
<i>Kimyasal Parametreler</i>		
KOİ	mg/L	91,9±4,2
BOİ ₅	mg/L	46,1±4,3
NO ₃ -N	mg/L	0,20±0,02
NO ₂ -N	mg/L	0,09±0,02
NH ₄ -N	mg/L	5,71±0,32
TN	mg/L	11,09±0,94
TP	mg/L	0,74±0,11
UV _{254nm}	cm ⁻¹	0,47±0,06
Spesifik Ultraviyole Absorpsiyonu (SUVA)	-	3,59±0,39
Alkalinite	mg/L	137,3±3,7
İletkenlik	µS/cm	534,8±42,3
Bromür (Br ⁻)	µg/L	<0,10
Bromat (BrO ₃ ⁻)	µg/L	<0,10
Sodyum İyonu (Na ⁺)	mg/L	39,9±3,7
Kalsiyum İyonu (Ca ²⁺)	mg/L	51,9±1,6
Magnezyum İyonu (Mg ²⁺)	mg/L	8,90±0,58
Sodyum Adsorpsiyon Oranı (SAR)	-	6,76±0,55
Cl ⁻	mg/L	67,6±1,7
Bikarbonat (HCO ₃ ⁻)	mg/L	- ^a
<i>Ağır Metaller</i>		
Alüminyum (Al)	µg/L	14,4±3,3
Bakır (Cu)	µg/L	39,6±3,4
Bor (B)	µg/L	0,045±0,001
Çinko (Zn)	µg/L	79,3±49,9
Demir (Fe)	µg/L	102,1±12,3
Kadmiyum (Cd)	µg/L	<0,25
Kobalt (Co)	µg/L	<0,25
Krom (Cr)	µg/L	<0,25
Kurşun (Pb)	µg/L	<0,25
Lityum (Li)	µg/L	<0,25
Mangan (Mn)	µg/L	<0,10
Molibden (Mo)	µg/L	<0,25
Nikel (Ni)	µg/L	<0,25
Selenyum (Se)	µg/L	<0,25
Vanadyum (V)	µg/L	<0,25

Çizelge 3.1 (devam) : Gri su karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer (Ortalama±SS)
<i>Mikrobiyolojik Parametreler</i>		
TK	kob/100 mL	$4,78 \times 10^5 \pm 0,21 \times 10^5$
FK	kob/100 mL	$2,8 \times 10^5 \pm 1,1 \times 10^5$
<i>E. coli</i>	kob/100 mL	$1,64 \times 10^5 \pm 0,35 \times 10^5$
<i>Mikrokirleticiler</i>		
APAP	µg/L	29,30±5,05
DCF	µg/L	1,2±0,5
Fenofibrat (FNB)	µg/L	0,38±0,14
CAF	µg/L	50,3±13,9
NPX	µg/L	1,20±0,83
Siprofloksasin (CPFX)	µg/L	1,5±1,2

^apH 8,2'den düşük olduğu için bikarbonat ölçülemedi.

3.2 Mikrokirleticiler

Bu çalışma kapsamında birçok farklı grubu temsil eden 27 adet mikrokirletici seçilmiştir. Bu seçim daha önce yapılmış çalışmalarda sıklıkla görülen mikrokirletici gruplarına göre yapılmıştır (Toroz ve diğ., 2022). Farmasotikler, steroid hormonlar, steroid yapıda olmayan antienflamatuar ilaçlar (NSAİİ), endüstriyel kimyasallar, kişisel bakım ürünleri, belediye atıksularında yaygın olarak bulunan pestisitler, fungusitler ve insektisitler bu grupların başlıcalarıdır. Çalışma sırasında ozonlama sistemindeki organik kirleticilerin arıtma verimleri belirlenmiş ve değerlendirilmiştir. Seçilen mikrokirleticilere ait fiziksel ve kimsayal özellikler Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2 : Hedef mikrokirleticiler ve ilgili mikrokirleticilerin fiziksel, kimyasal özellikleri.

Mikrokirletici	Tür	Kimyasal Formül	Moleküler Ağırlık (g/mol)	log Oktanol-Su	
				Ayrışım Katsayısı (Kow) ^a	Asit ayrışma Sabiti (pKa) ^b
17a-Etimilestradiyol (17a-E2)	Hormon	C ₁₈ H ₂₄ O ₂	272,4	3,67	10,33
17-beta-estradiol (E2)	Hormon	C ₁₈ H ₂₄ O ₂	272,4	4,01	10,71 ^c
APAP	Analjezik	C ₈ H ₉ NO ₂	151,2	0,46	9,46
Atrazin (ATZ)	Herbisit Endüstriyel	C ₈ H ₁₄ ClN ₅	215,7	2,61	14,48
Bisfenol-A (BPA)	Kimyasallar	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	228,3	3,32	9,78
DCF	NSAİİ	C ₁₄ H ₁₁ C ₁₂ NO ₂	296,2	4,51	4
Diuron (DCMU)	Herbisit	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O	233,1	2,68	13,18
Diyazinon (DZN)	İnsektisit	C ₁₂ H ₂₁ N ₂ O ₃ PS	304,4	3,81	2,6 ^a
ERY	Antibiyotik	C ₃₇ H ₆₇ NO ₁₃	733,9	3,06	12,44
FNB	Fibrat	C ₂₀ H ₂₁ ClO ₄	360,8	5,19	-4,9 ^b
Fluksetin (FXT)	Antidepresan	C ₁₇ H ₁₈ F ₃ NO	309,3	1,22	10,1 ^d
Gemfibrozil (GFZ)	Fibrat	C ₁₅ H ₂₂ O ₃	250,3	4,77	4,42
İBF	NSAİİ	C ₁₃ H ₁₈ O ₂	206,3	3,97	4,85
CAF	Sitimülant	C ₈ H ₁₀ N ₄ O ₂	194,2	-0,07	14 ^a
CBZ	Antiepileptik	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	236,3	2,45	15,96
Karbendazim (CBM)	Fungisit	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂	191,2	1,52	9,7
Malatyon (ML)	İnsektisit	C ₁₀ H ₁₉ O ₆ PS ₂	330,4	2,36	-6,8 ^b
NPX	NSAİİ	C ₁₄ H ₁₄ O ₃	230,3	3,18	4,19
Nonilfenol (4-NP)	Endüstriyel Kimyasallar	C ₁₅ H ₂₄ O	220,4	5,76	10,31
Oktilfenol (4-OP)	Endüstriyel Kimyasallar	C ₁₄ H ₂₂ O	206,3	5,25	10,3 ^c
Östron (E1)	Hormon	C ₁₈ H ₂₂ O ₂	270,4	3,13	10,33
PRM	Antikonvülzan	C ₁₂ H ₁₄ N ₂ O ₂	218,3	0,91	11,5
Propikonazol (PCZ)	Fungisit	C ₁₅ H ₁₇ Cl ₂ N ₃ O ₂	342,2	3,72	1,09 ^a
CPFEX	Antibiyotik	C ₁₇ H ₁₈ FN ₃ O ₃	331,4	0,28	5,76
SMZ	Antibiyotik	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S	253,3	0,89	6,16
Triklolan (TCS)	Antiseptik	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂	289,5	4,76	7,68
Trimetoprim (TRM)	Antibiyotik	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃	290,3	0,91	17,33

^aUr1-1.

^bUr1-2.

^cE2'nin pKa değeri Lewis and Archer (1979) çalışmasından alınmıştır.

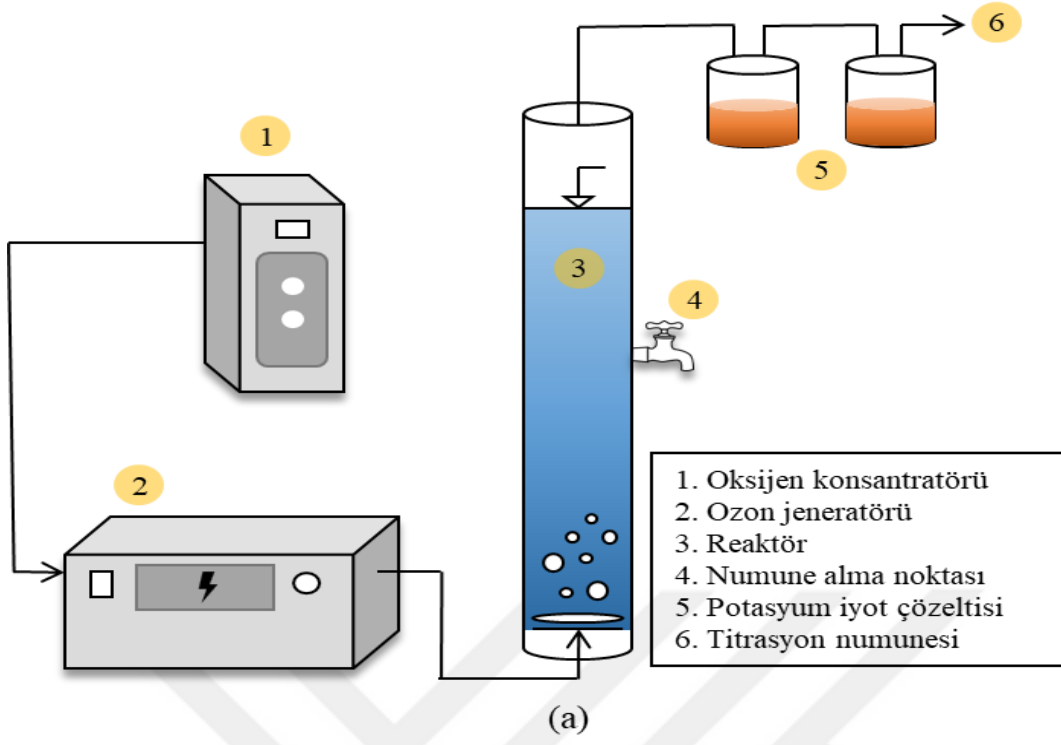
^dFXT'nin pKa değeri Schneider (2018) çalışmasından alınmıştır.

^e4-OP'nin pKa değeri Zhou ve diğ. (2011) çalışmasından alınmıştır.

3.3 Deney Düzenegi

3.3.1 Ozon jeneratörü ve reaktörü

Ozonlama sistemi; reaktör, O₃ jeneratörü (Meo-20, Arcbull, Türkiye) ve oksijen konsantratöründen (Healthtime OC-5, Elmaslar, Türkiye) oluşmaktadır. O₃ jeneratörü 5-25 g/m³ kapasiteye sahiptir. Kullanılan reaktör camdan yapılmış olup, 1,5 L hacimde ve 6 cm çapındadır. Reaktörün altında seramik bir difüzör, orta kısmında bir numune alma vanası ve üst kısmında cam bir kapak bulunmaktadır. O₃ beslemesi reaktörün alt kısmında bulunan seramik difüzör ile gerçekleştirilmektedir. Atık O₃ gazını toplamak için reaktörün üst kısmında bulunan cam kapak kullanılmıştır. Tüm ozonlama deneyleri oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Ozonlama sistemine ait deney düzenegi Şekil 3.1'de verilmektedir.



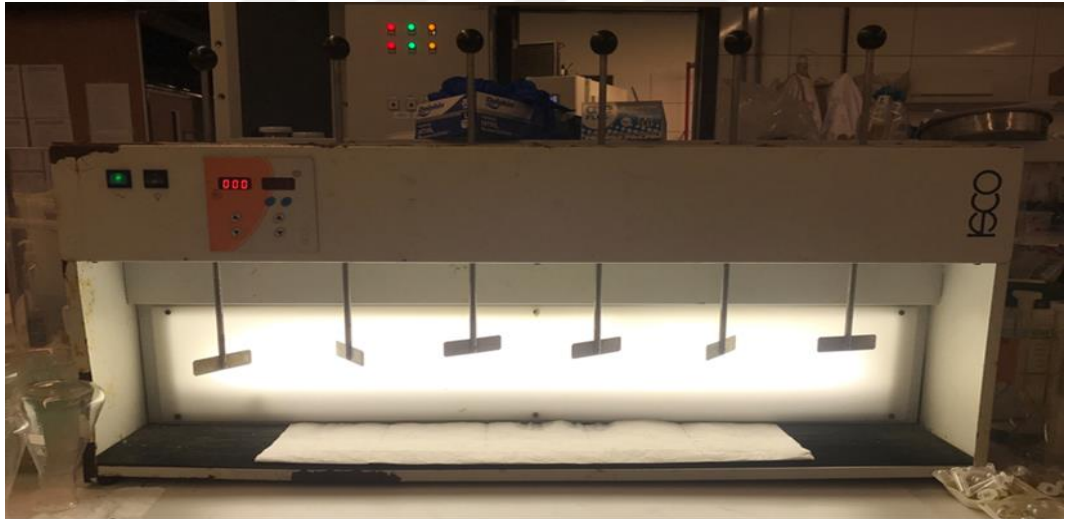
Şekil 3.1: Ozonlama sistemi: (a) Şematik gösterim; (b) Laboratuvar ölçekli deneysel sistem.

3.3.2 Perokson prosesi

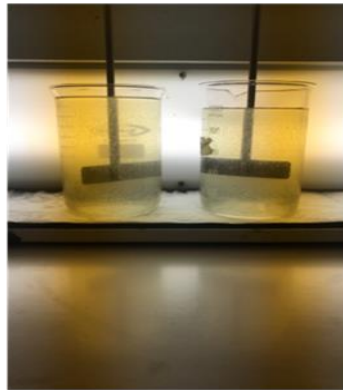
Perokson deneyleri 3.3.1. başlığı altında açıklanan ozonlama sisteminde gerçekleştirilmiştir. Perokson deneyleri, 0,5 ($H_2O_2:O_3$) molar oranı (n:n) ile O_3 reaktörüne H_2O_2 ilavesi ile gerçekleştirilmiştir. Reaktöre O_3 beslemesi yapılmadan önce H_2O_2 ilave edilmiş ve ardından 5 dk boyunca 20 mg/L O_3 verilmiştir.

3.3.3 Jar test

KDÖA deneylerinde 6 pedallı bir jar testi sistemi kullanılmıştır (Şekil 3.2). +4 °C sıcaklıkta saklanan ham gri su numunelerinin KDÖA deneyleri öncesinde oda sıcaklığına (21 °C) gelmeleri beklenmiştir. Koagülan olarak $FeCl_3$ (Merck, Almanya) kullanılmıştır. Numunelere 150 devir/dk karıştırma hızı ile 2 dk hızlı karıştırma, 30 devir/dk karıştırma hızı ile 20 dk yavaş karıştırma uygulanmıştır. Karıştırma işlemlerinin ardından numuneler 30 dk boyunca çökelmeye bırakılmıştır. Kullanılan jar test cihazı, karıştırma ve çökeltme sırasında numuneler Şekil 3.2’de verilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 3.2: Jar testi sistemi: (a) Deneysel düzenek; (b) Karıştırma aşamasında numuneler; (c) Çökeltme aşamasında numuneler.

3.4 Deneysel Plan

Otelden alınan gri su, laboratuvar ölçekli ozonlama sisteminde farklı işletme koşullarında ozonlamaya tabi tutulmuştur. Bu kapsamda 5 ve 10 mg/L olmak üzere iki farklı O₃ dozu ve 5, 10 ve 20 dk olmak üzere üç farklı temas süresi ile deneyler gerçekleştirilmiştir. Farklı O₃ dozları ve temas sürelerinden oluşan işletme modları Çizelge 3.3'te gösterilmiştir. Optimum O₃ dozu ve temas süresi, mikrokirleticiler ve konvansiyonel parametrelerin arıtımı dikkate alınarak belirlenmiştir. Belirlenen optimum koşulda gerçekleştirilen deneylerde, ozon reaktöründeki çözünmüş O₃ konsantrasyonu ile gaz fazındaki giriş ve çıkış (çıkış gazı) O₃ konsantrasyonları belirlenmiştir.

Çizelge 3.3 : Farklı işletme modları için ozon dozları, temas süreleri ve spesifik ozon dozları.

İşletme Modu	Ozon dozu (mg/L)	Temas süresi (dk)	Spesifik O ₃ dozu (g O ₃ /g ÇOK)
A1	5	5	0,36
A2	5	10	0,75
A3	5	20	1,53
B1	10	5	0,63
B2	10	10	1,28
B3	10	20	2,60

Spesifik O₃ dozu, tüketilen ozon dozunun gri sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonuna bölünmesiyle hesaplanmıştır. NO₂-N, O₃ tüketimi ile ilgili diğer bir parametre olduğu için spesifik ozon dozu, 4,34 mg O₃/mg NO₂-N'nin stokiyometrik tüketimi ile düzeltilmiştir (von Sonntag ve von Gunten, 2012). Denklem 3.1 tüketilen O₃ dozlarını hesaplamak için kullanılırken, Denklem 3.2 spesifik ozon dozunu (D_{O₃}) hesaplamak için kullanılmıştır. Denklemlerdeki tüm parametreler (giriş O₃, çıkış O₃, giriş ÇOK ve NO₂-N) mg/L cinsindedir. Bu çalışmada, çeşitli işletme modları için spesifik ozon dozları 0,36-2,60 g O₃/g ÇOK aralığında değişmektedir.

$$C_{O_3} = (C_{O_3-G} - C_{O_3-Ç}) \quad (3.1)$$

$$D_{O_3} = \frac{C_{O_3} - 4,34 \times C_{(NO_2-N)-G}}{C_{ÇOK-G}} \quad (3.2)$$

C_{O_3} : Tüketilen ozon konsantrasyonu (mg/L)

C_{O_3-G} : Giriş ozon konsantrasyonu (mg/L)

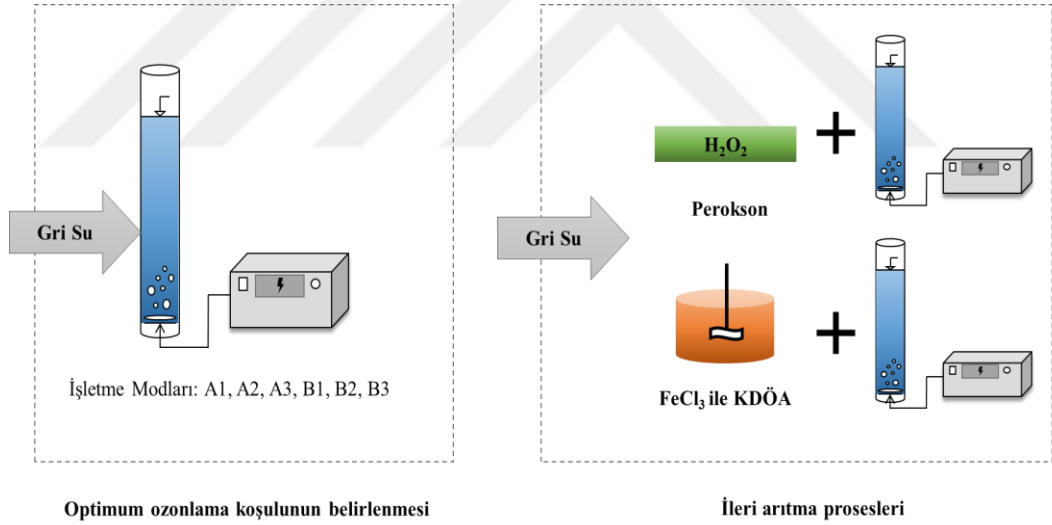
$C_{O_3-Ç}$: Çıkış ozon konsantrasyonu (mg/L)

D_{O_3} : Spesifik ozon dozu (g O₃/g ÇOK)

$C_{(NO_2-N)-G}$: Giriş nitrit konsantrasyonu (mg/L)

$C_{ÇOK-G}$: Giriş ÇOK konsantrasyonu (mg/L)

Gri suyun arıtılması amacıyla gerçekleştirilen ozonlama çalışmalarının ardından optimum ozonlama koşulu belirlenmiş, ardından arıtma verimini arttırmak amacıyla ileri arıtma prosesleri geliştirilmiştir. Tüm bu deneysel prosedürü özetleyen şema Şekil 3.3'te verilmiştir.



Şekil 3.3: Deneysel plan.

Optimum O₃ dozu ve temas süresi belirlendikten sonra, arıtma performansını arttırmak için ozonlama ile birleştirilebilecek etkili bir İOP olan perokson prosesine ait deney gerçekleştirilmiştir. Deneyler öncesinde kullanılan numunelerin sıcaklığı 18 °C olarak ayarlanmıştır. Perokson prosesine ait deneyler, 0,5 (H₂O₂:O₃) molar oranı (N:N) ile O₃ reaktörüne H₂O₂ ilavesi ile gerçekleştirilmiştir.

Optimum O₃ dozu ve temas süresi belirlendikten sonra, arıtma performansını arttırmak için ozonlama ile birleştirilebilecek KDÖA deneyleri gerçekleştirilmiştir. KDÖA deneyleri numunelere 30 mg/L FeCl₃ ilavesiyle gerçekleştirilmiştir. KDÖA deneyleri, ozonlama öncesinde laboratuvar ölçekli jar test sistemi ile gerçekleştirilmiştir. Deneylere başlamadan önce numunelerin oda sıcaklığına gelmesi beklenmiştir. Numuneler 21 °C sıcaklığa ulaştıktan sonra KDÖA deneyleri iki aşamalı olarak gerçekleştirilmiştir. Numunelere koagülan ilavesinin ardından karıştırma işlemleri başlatılmıştır. İlk olarak 150 devir/dk karıştırma hızı ile 2 dk hızlı karıştırma uygulanmıştır. Ardından 20 dk 30 devir/dk karıştırma hızı ile yavaş karıştırma uygulanmıştır. Tüm bu karıştırma koşulları Çizelge 3.4'te özetlenmiştir.

Çizelge 3.4 : KDÖA deneylerinde uygulanan işletme koşulları.

Karıştırma Türü	Numune Sıcaklığı (° C)	Karıştırma Hızı (devir/dk)	Karıştırma Süresi (dk)
Hızlı Karıştırma	21	150	2
Yavaş Karıştırma	21	30	20

Hızlı ve yavaş karıştırma işlemlerinde sonra oluşan yumakların çökebilmesi için numuneler 30 dk çökmeye bırakılmıştır. Kimyasal olarak arıtılmış gri suya daha sonra laboratuvar ölçeğinde bir ozonlama sistemi aracılığıyla seçilen optimum koşulda ozonlama uygulanmıştır.

3.5 Analiz Yöntemleri

KOİ, BOİ₅, AKM, alkalinite, TN, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N, TP, TK, FK ve *E. coli* Standart Yöntemlere göre ölçülmüştür (APHA, 2017). ÇOK ve TOK analizi, bir TOK analizörü (TOC-V CPN, Shimatzu, Japonya) ile gerçekleştirilmiştir. İyon ölçümleri (Br⁻, BrO₃⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ ve Cl⁻) iyon kromatografisi (IC) (Dionex, ICS-3000, ABD) ile yapılmıştır. Ağır metal ölçümleri (Al, B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, V ve Zn) endüktif olarak eşleştirilmiş (ICP-MS) (Perkin Elmer, Optima 7000 DV, ABD) ile yapılmıştır. Bulanıklık, pH ve sıcaklık sırasıyla bulanıklık ölçer (Hach 2100 P, ABD), pH metre (Mettler Toledo, ABD) ve termometre (IN, TP101, Almanya) ile belirlenmiştir. İletkenlik, iletkenlik probu (Hach 51800-10 senION 5, ABD) kullanılarak ölçülmüştür. Renk, spektrofotometre (Hach, DR 2800, ABD)

kullanılarak belirlenmiştir. ÇKM, bir ÇKM probu (Hach, HQ 40d, ABD) kullanılarak belirlenmiştir.

Mikrokirleticilerin belirlenmesi, sıvı kromatografi kütle spektrofotometrisi (LC-MS/MS) (Agilent Technologies, G6460A, ABD) aracılığıyla gerçekleştirilmiştir. Analiz için %90 Solvent A (5 mM amonyum format ve %0,1 formik asit içeren deiyonize su) ve %10 Solvent B (metanol) oranına sahip mobil faz kullanılmıştır. Poroshell 120 SB-C18 kolonu, LC/MS-MS içinde 0,6 mL/dk akış hızıyla kullanılmıştır. Detektör olarak MS/MS kullanılırken kaynak olarak 10 mL/dk akış hızına sahip elektron spreyi kullanılmıştır. LC-MS/MS ile ölçüm yapılmadan önce katı faz ekstraksiyonu (SPE) yöntemi ile numune hazırlama işlemi gerçekleştirilmiştir.

UV_{254nm}, spektrometre (Bio-Rad SmartSpec Plus, ABD) ile ölçülmüştür. SUVA, UV_{254nm} ve ÇOK'a göre hesaplanmıştır.

SAR, meq/L cinsinden ifade edilen tüm katyon konsantrasyonları ile Denklem 3.3 kullanılarak belirlenmiştir.

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} \quad (3.3)$$

SAR : Sodyum adsorpsiyon oranı

Na⁺ : Atıksudaki Na⁺ konsantrasyonu (meq/L)

Ca⁺² : Atıksudaki Ca⁺² konsantrasyonu (meq/L)

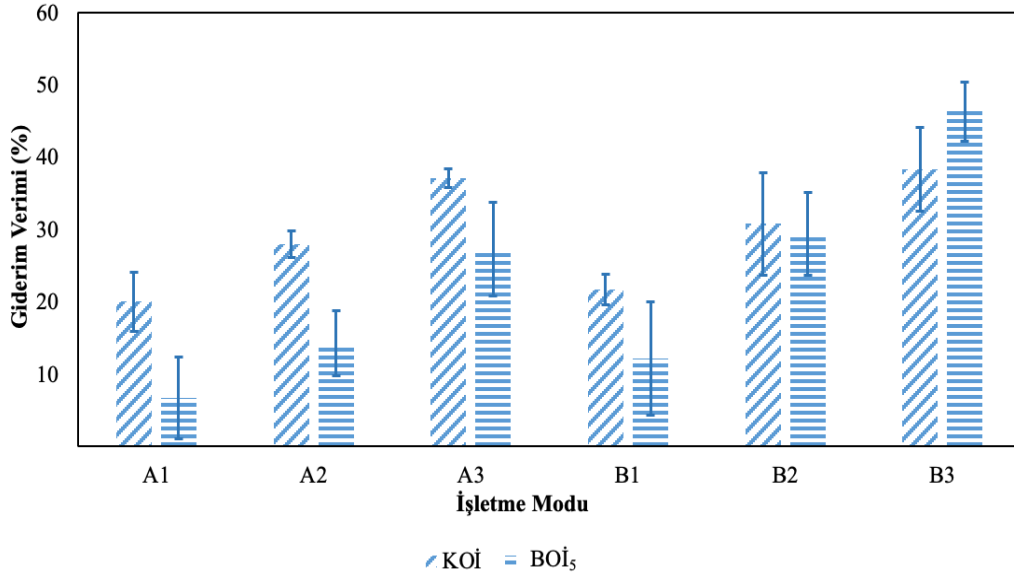
Mg⁺² : Atıksudaki Mg⁺² konsantrasyonu (meq/L)



4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 Farklı Ozon Dozu ve Temas Sürelerinin Arıtma Performansı Üzerindeki Etkisi

Farklı O₃ dozlarında ve temas sürelerinde KOİ ve BOİ₅ giderim verimleri Şekil 4.1’de verilmiştir. Farklı işletme modlarında KOİ giderim verimi %20-38 aralığında değişirken, BOİ₅ giderim verimi aralığı %7-46 olarak belirlenmiştir. KOİ giderim verimi, O₃ dozundaki artışa göre O₃ temas süresindeki artıştan daha fazla etkilenmiştir. Temas süresinin BOİ₅ giderimi üzerindeki etkisi, KOİ giderimi ile karşılaştırıldığında daha belirgindir. En yüksek KOİ ve BOİ₅ giderim verimleri sırasıyla A3 ve B3 işletme modlarında elde edilmiştir. Gri suyun ozonlanmasıyla ilgili sınırlı sayıda literatür çalışması mevcuttur (Daghrir ve diğ., 2016; Barzegar ve diğ. 2019; Alrousan ve Dunlop, 2020). Fakioglu ve diğ. (2020b) belediye atıksularının arıtılması için 30 dk’lık temas süresi ve 20 mg/L ozonlama ile %69 KOİ giderim verimine ulaşıldığını göstermiştir. Phan ve diğ. (2022) belediye atıksularının arıtılması için 0,4-0,8 g O₃/g ÇOK aralığındaki spesifik O₃ dozu değerlerinde %7-17 aralığında KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Bu çalışmada spesifik O₃ doz aralığı, KOİ giderim verimleri %20-38 aralığında olacak şekilde 0,36-2,60 g O₃/g ÇOK olarak hesaplanmıştır. Bu iki çalışma değerlendirildiğinde, gri suya ozonlama uygulandığında belediye atıksularına uygulanan ozonlama çalışmasına göre daha yüksek KOİ giderim verimi sağlandığı görülmüştür. Bu durum gri suyun daha zayıf karakteristik ve daha az karmaşık organik madde yapısına bağlanabilir (Belcer-Baykal, 2015). Hassanshahi ve Karimi-Jashni'nin (2018) çalışmasında, gri suyun arıtımı için farklı fotokatalitik prosesler incelenmiştir. Bahsi geçen bu çalışmanın sonuçlarına göre, en yüksek KOİ giderim verimi %92,1 olup, pH 6,8, reaksiyon süresi 4 saat, O₃ konsantrasyonu 150 mg/L ve H₂O₂ konsantrasyonu 200 mg/L olmuştur. Temas süresinin ve O₃ dozunun bu çalışmaya göre çok daha yüksek olması ve Hassanshahi ve Karimi-Jashni (2018)’in çalışmasında fotokatalitik proseslerin kullanılması sonucunda yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir.



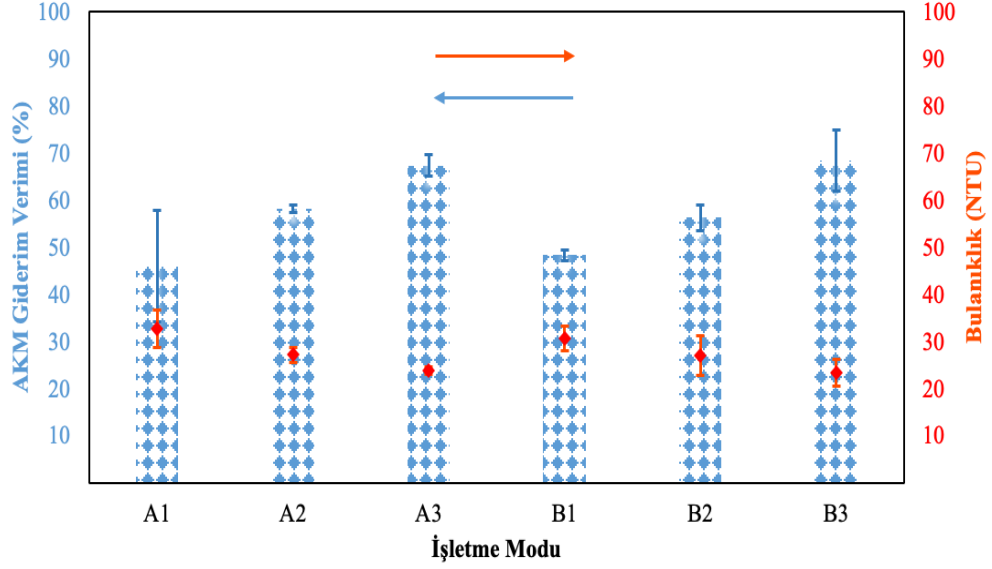
Şekil 4.1: Farklı O₃ dozları ve temas sürelerine ait KOİ ve BOİ₅ giderim verimleri (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).

Ozonlama deneyleri sırasında TN ve TP konsantrasyonları da takip edilmiştir. Sonuçlara göre, ozonlama sırasında TN giderim verimi %4'ün altında ve oldukça düşüktür. Bu durum daha önce Fakioglu ve diğ. (2020b)'nin çalışmalarında da doğrulanmıştır. Ayrıca, deneyler sırasında azot formlarındaki değişim de izlenmiştir. Her işletme modunda NH₄-N konsantrasyonundaki azalma %8'in altında, NO₂-N konsantrasyonundaki artış ise %80'in üzerinde olmuştur. Ozonlama sırasında TP giderim verimi, beklendiği gibi her işletme modunda %15'in altında kalmıştır ve bu durum da yine Fakioglu ve diğ. (2020b)'nin çalışmalarında doğrulanmıştır.

Şekil 4.2, her işletme modunda AKM giderim verimlerini ve bulanıklık değerlerini göstermektedir. Şekil 4.2'ye göre, AKM giderim verimi tüm işletme modları için %46-68 aralığında değişmiştir. AKM giderim verimindeki değişiklik, KOİ giderim verimi ile ilgili bulgulara benzer şekilde, O₃ dozundaki artışa göre temas süresindeki artıştan daha fazla etkilenmiştir. Benzer şekilde bulanıklıktaki azalma, aynı temas süresinde farklı O₃ dozlarına göre, aynı O₃ dozunda farklı temas süreleri arasında daha belirgin bir değişiklik göstermiştir. Ozonlama prosesi çıkışında bulanıklık 23 NTU ile 33 NTU arasında değişirken, B3 çalışma modunda 23 NTU'ya düşmüştür. A3 ve B3 işletme koşullarında en yüksek AKM giderim verimlerinin sağlanmasının yanı sıra, tüm işletme koşulları arasında en düşük iki bulanıklık değerine ulaşılmıştır.

Fakioglu ve diğ. (2020b) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada 20 mg/L O₃ dozu ve 90 dk'luk temas süresi ile belediye atıksularında AKM giderim verimi %90 olarak

gözlenmiş olup, ilgili giderim verimi, bu çalışmadaki maksimum O₃ dozunun 10 mg/L ve temas süresinin 20 dk olduğu değerlendirildiğinde, beklenildiği gibi bu çalışmaya göre çok daha yüksektir.



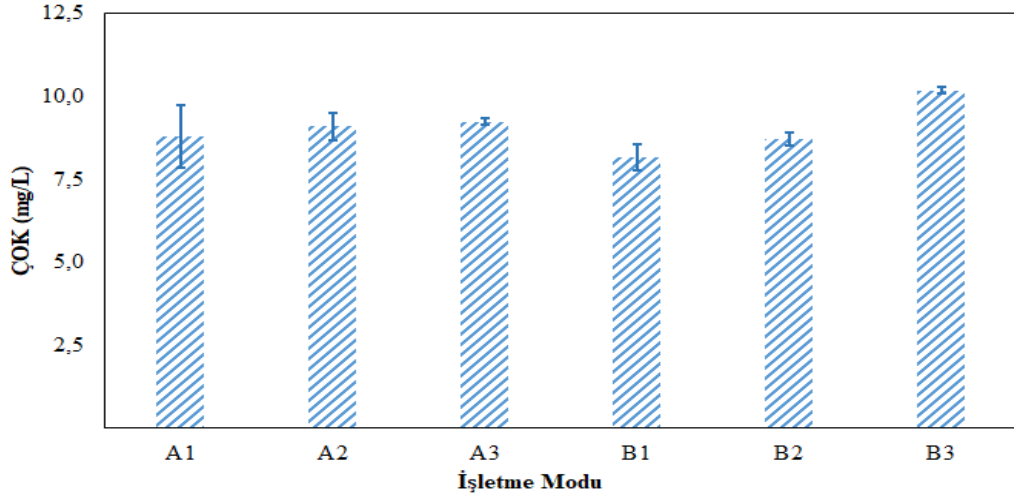
Şekil 4.2: Farklı O₃ dozları ve temas sürelerine ait AKM giderim verimleri ve çıkış suyu bulanıklık değerleri (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).

Farklı işletme modlarında ÇOK, UV_{254nm} ve SUVA parametreleri için elde edilen sonuçlar Şekil 4.3'te sunulmuştur. Ozonlama sonrası ÇOK konsantrasyonları 8,2-10,2 mg/L aralığında olmuştur. UV_{254nm}'deki değişim, humik asitlerin aromatik karakterinin bir göstergesi olan organik madde formundaki değişimin temel bir göstergesi olduğu için, ozonlama sırasında izlenmesi gerekmektedir. Guillosoou ve diğ. (2020) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, çalışılan spesifik ozon dozunda, ozonun elektron alıcı özelliği sebebiyle elektron verici bileşiklerle etkili bir biçimde reaksiyona girerek bu bileşikleri parçalaması neticesinde UV_{254nm} değerinde %10-50 gibi ciddi bir azalış sağlanmıştır. Bu çalışmada ise artan temas süresiyle UV_{254nm} değerinde azalma sağlanmış, ancak farklı ozon dozlarının UV_{254nm}'nin azalmasında herhangi bir etkisi olmadığı gözlenmiştir.

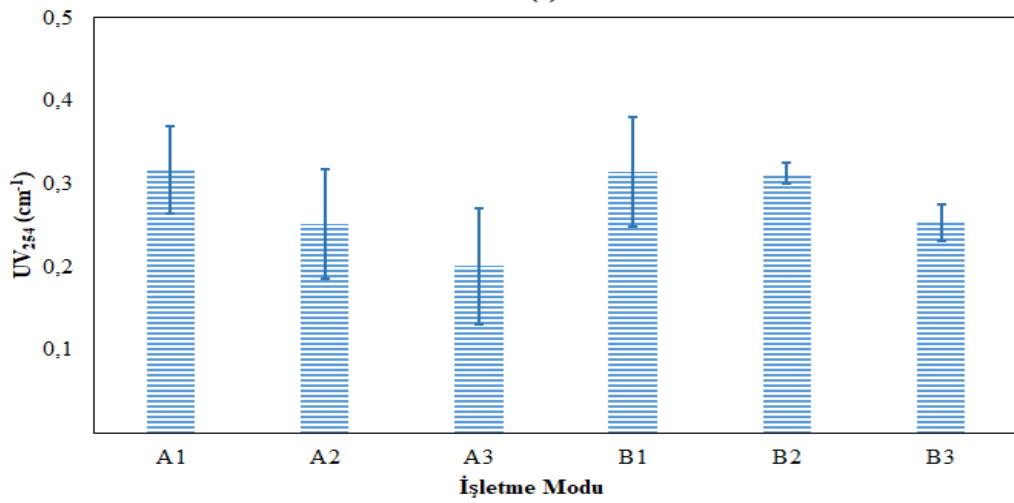
Bu çalışmadan elde edilen sonuçlara göre UV_{254nm} değerleri temas süresinin artmasıyla azalırken, aynı temas sürelerine ancak farklı ozon dozlarına sahip işletme modlarında benzer değerler elde edilmiştir. Bu çalışmada UV_{254nm} değerindeki azalma %60 olmuştur. SUVA genellikle atıksudaki ÇOK'un humik içeriğinin nispi bir indeksi olarak kullanılır (Musikavong ve Wattanachira, 2007). Çalışma boyunca ortalama SUVA değeri 4,39 L/mg.m olarak ölçülmüştür. UV_{254nm} parametresine benzer şekilde,

Şekil 4.3'te gösterilen sonuçlara göre SUVA, esas olarak O₃ dozundan ziyade O₃ temas süresinden etkilenmiştir. Hümik maddeler, ozonlamanın ardından hümik olmayan maddelere dönüşür (Chen ve Wang, 2011). Krasner ve diğ. (2009) SUVA'nın maddeleri hümik (>4 L/mg.m) veya hümik olmayan (<2 L/mg.m) olarak sınıflandırmaya izin verdiğini belirtmiştir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, ozonlamanın ÇOK'un hümik içeriğini hümik olmayan hale önemli ölçüde değiştirdiğini ortaya koymuştur. Ozonlama işlemi sırasında, hümik maddeler, kompleks yapının yok edilmesi yoluyla hümik olmayan maddelere dönüştürülerek daha az karmaşık hale gelir ve bu durum da giderim verimini artırır. Ozonlama prosesi girişindeki SUVA değeri 4 L/mg.m'dan büyük olduğu için hümik özellik göstermesine rağmen, A3 ve B3 işletme modlarında ozonlama sonrası SUVA değeri 2 L/mg.m olarak hesaplanmış ve hümik maddeler için tanımlanan eşik değere kadar düşmüştür.

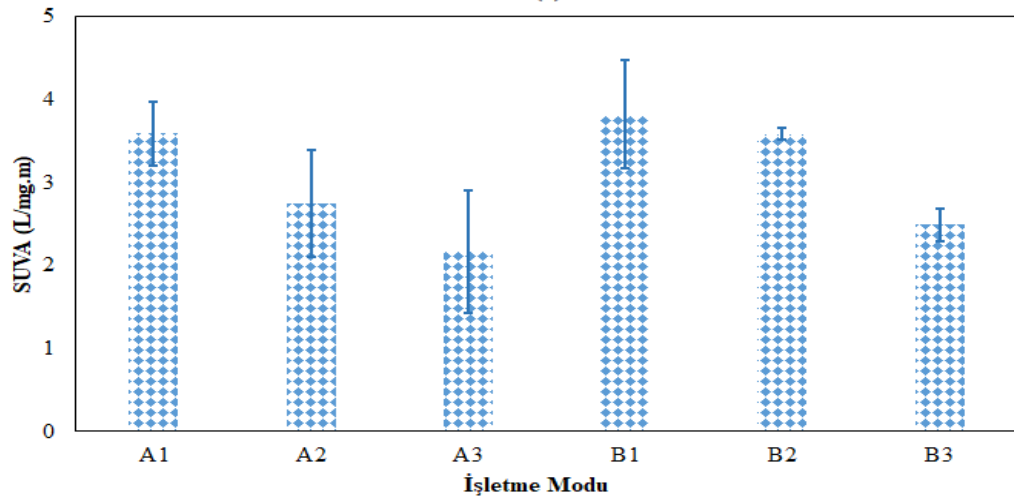
Çizelge 4.1, ozonlama sonrası çeşitli mikrokirleticilerin konsantrasyonlarını ve giderim verimlerini göstermektedir. Sonuçlara göre, APAP giderim verimi yaklaşık %80 ile %99 aralığında değişmektedir. Bununla birlikte, CAF giderim verimi, A3 ve B3 işletme modları dışında APAP giderim verimine göre oldukça düşüktür. CAF giderim verimi A1 işletme modunda sadece %29,21±0,19 iken, APAP giderim verimi %80,34±0,04 olarak ölçülmüştür. Öte yandan, CPF, A1 işletme modu hariç hemen hemen her işletme modunda ölçüm limitinin altına kadar giderilmiştir. DCF, FNB ve NPX konsantrasyonları her işletme modunda limit değerlerin altına inmiş olup, sırasıyla >%30,6, >%24,6 ve >%56,0 giderim verimleri elde edilmiştir. Sonuçlara göre, temas süresinin giderim verimi üzerindeki etkisi açısından ozon dozuna göre daha baskın olduğu görülmüştür. Hernández-Leal ve diğ. (2011a)'nın çalışmalarında, aerobik olarak arıtılmış gri suyun 15 mg/L'lik bir ozon dozu ile ozonlanması sonucunda, oktokrilen, 4-NP, TCS, galaksolit, tonalid ve 4-metilbenzildin-kafurun minimum %79'luk giderim verimi ile ölçüm limitlerinin altına düştüğü gözlenmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.3: Farklı O₃ dozları ve temas sürelerine ait ÇOK, UV_{254nm} ve SUVA değerleri: (a) ÇOK; (b) UV_{254nm}; (c) SUVA (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).

Çizelge 4.1 : Mikrokirleticilerin ozonlama sonrası çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri.

Mikrokirletici		İşletme Modu					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3
APAP	Konsantrasyon (µg/L)	5,1±4,7	0,83±0,70	<0,10	3,6±3,8	0,80±0,80	<0,10
	Giderim Verimi (%)	80,34±0,04	96,43±0,01	>98,9	86,11±0,07	96,08±0,03	>98,9
CAF	Konsantrasyon (µg/L)	33,5±5,8	5,4±3,8	<0,10	21,9±3,7	2,09±0,53	<0,10
	Giderim Verimi (%)	29,21±0,19	87,21±0,11	>99,8	54,98±0,05	95,31±0,02	>99,8
CPFX	Konsantrasyon (µg/L)	0,24	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>48,3	>54,8	>54,8	>54,8	>54,8	>54,8
DCF	Konsantrasyon (µg/L)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>30,6	>30,6	>30,6	>3,6	>30,6	>30,6
FNB	Konsantrasyon (µg/L)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>24,6	>24,6	>24,6	>24,6	>24,6	>24,6
NPX	Konsantrasyon (µg/L)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>56,0	>56,0	>56,0	>56,0	>56,0	>56,0

Çizelge 4.2'ye göre, ozonlama sonrası farklı işletme modlarında TK değerleri $1,0 \times 10^2 \pm 0,82 \times 10^2$ ile $21,3 \times 10^2 \pm 11,5 \times 10^2$ kob/100 mL aralığında değişirken, log giderim verimlerinin 2,34-3,67 aralığında olduğu görülmüştür. Bu çalışmada gri suyun TK ve FK değerleri sırasıyla $4,78 \times 10^5 \pm 0,21 \times 10^5$ ve $2,8 \times 10^5 \pm 1,1 \times 10^5$ kob/100 mL'dir (Çizelge 3.1). TK'nın en yüksek giderim verimi B3 işletme modunda elde edilmiştir. A3, B2 ve B3 işletme modlarının çıkış sularında FK ve *E. coli* saptanmamıştır. Daha önce tartışılan diğer parametrelere benzer şekilde, temas süresinin artması, tüm bu mikrobiyolojik parametrelerin giderim verimlerindeki artışta, ozon dozundaki artışa göre daha yüksek bir etkiye sahip olmuştur. Bustos ve diğ. (2014) tarafından yapılan bir çalışmada belediye atıksularının ozonlama prosesi ile arıtılması incelenmiş ve giriş atıksuyundaki TK ve FK değerleri sırasıyla 5×10^6 ve 1×10^6 kob/100 mL olarak

gözenmiştir. Bustos ve diğ. (2014) tarafından yapılan bu çalışmanın sonucunda %72'lik FK giderim verimi ve %78'lik TK giderim verimi elde edildiği gözlenmiştir.



Çizelge 4.2 : Farklı O₃ dozları ve temas sürelerine ait çıkış suyu TK, FK ve *E. Coli* değerleri ve log giderim verimleri.

İşletme Modu	Parametre					
	TK		FK		<i>E. coli</i>	
	kob/100 mL	log giderim	kob/100 mL	log giderim	kob/100 mL	log giderim
A1	$21,3 \times 10^2 \pm 11,5 \times 10^2$	2,34±0,22	$2,67 \times 10^2 \pm 0,51 \times 10^2$	3,02±0,13	$2,03 \times 10^2 \pm 0,78 \times 10^2$	2,94±0,12
A2	$7,7 \times 10^2 \pm 4,3 \times 10^2$	2,79±0,22	$1,33 \times 10^2 \pm 0,77 \times 10^2$	3,32±0,21	$0,53 \times 10^2 \pm 0,17 \times 10^2$	3,52±0,08
A3	$1,2 \times 10^2 \pm 1,0 \times 10^2$	3,60±0,56	T.E. ^a	T.İ. ^b	T.E.	T.İ.
B1	$13,9 \times 10^2 \pm 8,2 \times 10^2$	2,53±0,22	$1,5 \times 10^2 \pm 1,2 \times 10^2$	3,24±0,02	$1,42 \times 10^2 \pm 0,43 \times 10^2$	3,10±0,08
B2	$5,1 \times 10^2 \pm 1,7 \times 10^2$	2,96±0,16	T.E.	T.İ.	T.E.	T.İ.
B3	$1,0 \times 10^2 \pm 0,82 \times 10^2$	3,67±0,14	T.E.	T.İ.	T.E.	T.İ.

^aT.E.: Tespit edilemedi

^bT.İ.: Tam inaktivasyon

Mikrokirletici ve konvansiyonel parametrelerin giderim verimi sonuçlarına göre, aynı O₃ temas sürelerine ancak farklı O₃ dozlarına sahip olan A3 ve B3 işletme modlarının, benzer arıtma performansına sahip olduğu gözlenmiştir. Bu çalışmada, B3 daha yüksek O₃ dozu gerektirdiğinden, ozonlama maliyeti dikkate alınarak optimum işletme modu olarak A3 seçilmiştir. Çizelge 4.3 optimum işletme modu için fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik parametrelerin çıkış değerlerini ve giderim verimlerini sunmaktadır. Bulanıklık ve rengin nihai değerleri 23,92±0,69 NTU ve 138,5±7,9 Pt/Co olarak ölçülmüştür. Optimum çalışma modu için ÇOK ve TOK konsantrasyonları ortalama olarak sırasıyla 9,24±0,10 mg/L ve 9,48±0,59mg/L olarak ölçülmüştür. Öte yandan; AKM, KOİ ve BOİ₅ için ortalama nihai konsantrasyonlar sırasıyla 13,2±1,3, 56,9±3,3 ve 33,4±4,2 mg/L olarak ölçülmüştür. 5 mg/L O₃ dozu ve 20 dk'lık temas süresi ile yapılan ozonlama deneyinden sonra, NH₄-N, TN'nin yaklaşık %49,5'ini oluştururken; NO₃-N ve NO₂-N, TN'nin sadece %3'ünü oluşturmuştur. Farklı işletme modlarında 7,47 ile 7,31 aralığında değişen SAR değeri optimum ozonlama koşulu olan A3 işletme modunda 7,43±0,62 olarak hesaplanmıştır. Çizelge 4.3'te sunulmayan Cd, Cr, Co, Pb, Li, Mo, Ni, S ve V gibi diğer ağır metallerin giriş ve çıkış konsantrasyonları <25 mg/L'dir. Mn giriş ve çıkış akımında <10 mg/L iken, A3 işletme modu için çıkış akımında tüm mikrokirletici konsantrasyonlarının ölçüm limitinin altında olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.3 : Optimum işletme moduna (A3) ait arıtma performansı.

Parametre	Değer (Ortalama±SS) (mg/L)	Giderim Verimi (Ortalama±SS) (%)
<i>Fiziksel Parametreler</i>		
Bulanıklık	23,92±0,69 ^a	38,71±0,77
pH	7,98±0,05 ^b	- ^c
Renk	138,5±7,9 ^d	55,2±1,8
<i>Kimyasal Parametreler</i>		
ÇOK	9,24±0,10	8,7±9,2
TOK	9,48±0,59	22,7±2,7
AKM	13,2±1,3	67,4±2,3
ÇKM	271,7±4,1	- ^c
KOİ	56,9±3,3	37,0±1,3
BOİ ₅	33,4±4,2	27,0±6,5
NO ₃ -N	0,16±0,07	- ^c
NO ₂ -N	0,15±0,11	- ^c

Çizelge 4.3 (devam) : Optimum işletme moduna (A3) ait arıtma performansı.

Parametre	Değer (Ortalama±SS) (mg/L)	Giderim Verimi (Ortalama±SS) (%)
<i>Kimyasal Parametreler</i>		
NH ₄ -N	5,64±0,27	- ^c
TN	11,4±1,0	- ^c
TP	0,61±0,02	10,9±7,8
UV _{254nm}	0,20±0,07 ^e	60,1±11,1
İletkenlik	560,3 ±14,0 ^f	- ^c
Na ⁺	40,8±3,9	- ^c
Ca ²⁺	51,00±0,95	- ^c
Mg ²⁺	9,17±0,58	- ^c
SAR	7,43±0,62	- ^c
<i>Ağır Metaller</i>		
Al	14,4±3,3 ^g	- ^c
B	0,045±0,002 ^g	- ^c
Cu	39,6±3,4 ^g	- ^c
Fe	102±12,3 ^g	- ^c
Zn	79,3±49,9 ^g	- ^c
<i>Mikrobiyolojik Parametreler</i>		
TK	1,2×10 ² ±1,0×10 ^{2h}	3,60±0,56 ⁱ
FK	T.E. ^j	T.İ. ^k
<i>E. coli</i>	T.E.	T.İ.
<i>Mikrokirleticiler</i>		
APAP	<0,10 ^g	>98,8
DCF	<0,10 ^g	>30,6
FNB	<0,10 ^g	>24,6
CAF	<0,10 ^g	>99,8
NPX	<0,10 ^g	>56
CPF _X	<0,10 ^g	>54,8

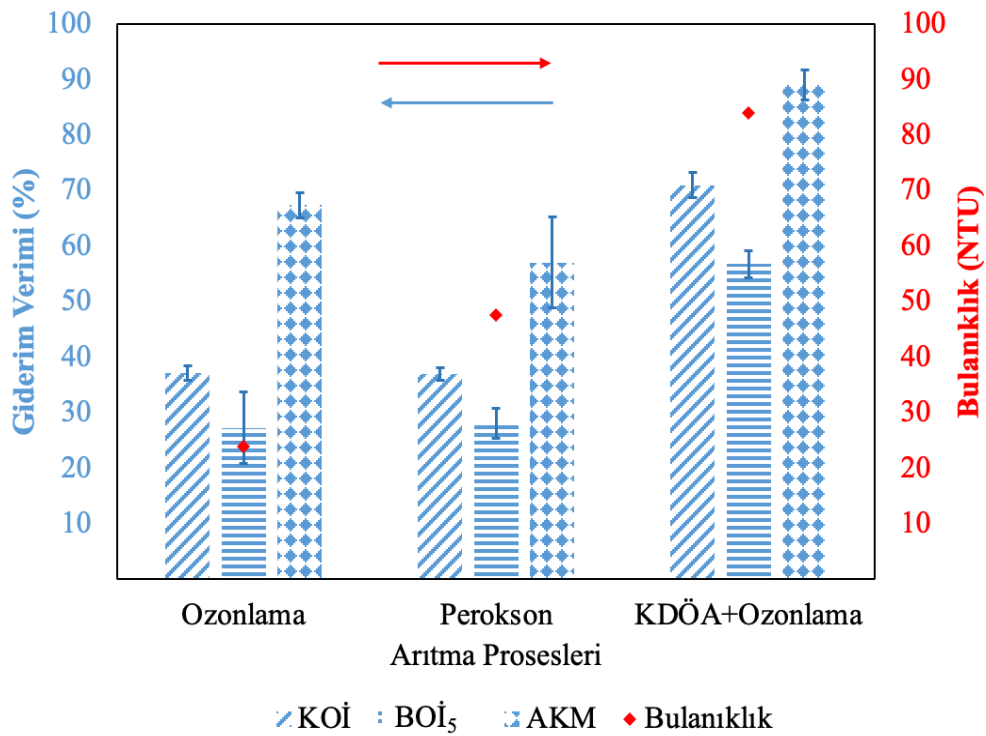
^aNTU^bbirimi yok.^c"-" işareti giderim olmadığını göstermektedir.^dPt/Co^ecm⁻¹^fμS/cm^gμg/L^hkob/100 mLⁱlog giderim^jTespit edilemedi.^kTam inaktivasyon.

AB (2020) yönetmeliğine göre, tarımsal sulama için geri kazanılan su kalitesi gereklilikleri *E. coli* için ≤ 10 kob/100 mL, BOİ₅ için ≤ 10 mg/L, AKM için ≤ 10 mg/L ve A kalite sınıfı için bulanıklık için ≤ 5 NTU'dur. Tüm işletme modları için çıkış suyundaki *E. coli* değeri $0,53 \times 10^2 - 2,0 \times 10^2$ kob/100 mL aralığında, BOİ₅ konsantrasyonu ise 25-43 mg/L aralığında değişmektedir. Ek olarak, tüm işletme modları için AKM konsantrasyonları ve bulanıklık değerleri 13-22 mg/L ve 23-33 NTU aralığında değişmektedir. Sonuçlara göre; sadece ozonlama uygulaması gri suyun, tarımsal amaçlı geri kazanılmış su standartlarını karşılaması için yeterli olmamıştır. Bu nedenle, bu çalışma kapsamında arıtılan suyun kalitesinin artırılması ve AB yönetmeliği (2020) gerekliliklerinin karşılanması amacıyla perokson prosesi ve ozonlama ile birleştirilmiş KDÖA gibi ilave arıtma yöntemleri veya proses kombinasyonları ortaya konulmuştur.

4.2 Perokson ve Kimyasal Destekli Ön Arıtma Proseslerinin Arıtma Performanslarının Karşılaştırılması

Bu çalışma kapsamında ozonlama uygulamasının giderim verimini arttırmak için ileri arıtma sistemleri ozonlama sistemi ile birlikte kullanılmıştır. Her iki ileri arıtma sistemi için aynı giriş suyu kullanılmıştır. Sonuçlar, arıtılmış su kalitesindeki iyileşmeyi değerlendirmek amacıyla ozonlama deneylerinin optimum çalışma modu ile karşılaştırılmıştır. KOİ giderim verimi sadece ozonlama prosesi ile $\%37,00 \pm 1,32$ iken perokson prosesi sonucu $\%36,98 \pm 1,17$ civarında olmuştur. KDÖA adımının ardından $\%45,44 \pm 1,48$ KOİ giderim verimi elde edilirken KDÖA+ozonlama sistemi ile bu oran ciddi bir artışla $\%71,01 \pm 2,26$ 'ya yükselmiştir. (Şekil 4.4). Dong ve diğ. (2019) evsel atıksu kullanarak yaptıkları çalışmalarında koagülan olarak 15 mg/L FeCl₃ ve flokülan olarak 0,5 mg/L polialüminyum klorür (PACl) kullanarak KDÖA ile $\%76$ KOİ giderim verimi elde etmiş olup, sonuçlar bu çalışmanın sonuçlarıyla tutarlıdır. Benzer şekilde, sadece ozonlama prosesi ile elde edilen BOİ₅ giderim verimi $\%27,00 \pm 6,48$ iken perokson uygulaması ile BOİ₅ giderim verimi $\%28,05 \pm 2,76$ olarak tespit edilmiştir. KDÖA adımı sonucunda BOİ₅ giderim verimi $\%41,64 \pm 0,88$ olarak tespit edilmiştir. KDÖA+ozonlama uygulaması ile BOİ₅ giderim verimi $\%56,7 \pm 2,4$ olarak elde edilmiştir. Sadece KDÖA uygulaması ile AKM giderim verimi $\%48,68 \pm 2,15$ iken, KDÖA+ozonlama uygulaması ile AKM giderim veriminde ciddi bir artış ($\%89,04 \pm 2,70$) gözlenmiştir. Bulanıklık perokson prosesi sonucunda $17,8 \pm 1,4$

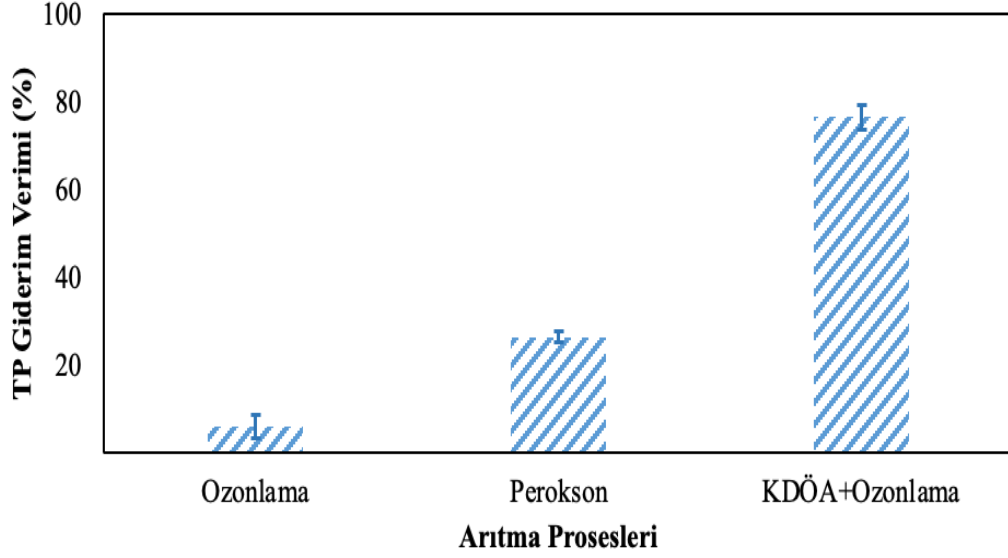
NTU olarak ölçülmüştür. KDÖA adımının ardından bulanıklık $13,15 \pm 0,45$ NTU olarak ölçülürken, KDÖA+ozonlama uygulaması sonrası $5,4 \pm 0,4$ NTU olarak ölçülmüştür. Dong ve diğ. (2019)'un evsel atıksu ile yaptıkları çalışmalarında FeCl_3 kullanarak KDÖA uygulaması ile AKM giderim verimi %89 elde edilmiştir. Benzer şekilde, Johnson ve diğ. (2008), belediye atıksularının arıtılması için 0,5 mg/L polimer ilavesi ile 40 mg/L FeCl_3 dozunun %83'lük maksimum AKM giderim verimi sağladığını göstermiştir. Şekil 4.4'teki sonuçlar bulanıklığın sadece ozonlama prosesi ile 23,9 NTU'ya, perokson prosesi ile 17,8 NTU'ya ve KDÖA+ozonlama prosesi ile 5,4 NTU'ya düştüğünü göstermiştir.



Şekil 4.4: Farklı arıtma prosesleri için KOİ, BOİ₅, AKM giderim verimleri ve çıkış suyundaki bulanıklık değerleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+ozonlama. (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).

Şekil 4.5, sadece ozon prosesi, perokson ve KDÖA+ozonlama işlemlerinin TP giderim verimlerini göstermektedir. Elde edilen sonuçlara göre; ozonlamanın optimum çalışma modunda TP giderim verimi $10,9 \pm 7,8$ iken, perokson prosesi ile TP giderim verimi $26,4 \pm 1,1$ 'ya kadar yükselmiştir. KDÖA uygulaması ile TP giderim verimi $74,002 \pm 3,346$ olarak belirlenmiştir. Dong ve diğ. (2019), TP'nin 15 mg/L FeCl_3 kullanılarak KDÖA ile uzaklaştırılmasının bu çalışmanın sonuçlarıyla uyumlu olarak %84 olduğunu göstermiştir. KDÖA+ozonlama uygulaması ile TP'nin toplam giderim

verimi $76,5 \pm 2,8$ olarak belirlenmiştir. Bu durum KDÖA sonrası ozonlamanın giderim verimi üzerinde çok düşük etkiye sahip olduğunu göstermiştir. Öte yandan, sadece ozonlama, perokson ve KDÖA+ozonlama uygulamaları ile TN giderim verimi benzer sonuçlar vermiş olup, %13'ün altında kalmıştır.



Şekil 4.5: Farklı arıtma prosesleri için TP giderim verimleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+ozonlama (Hata çubukları standart sapmayı gösterir).

Farklı prosesler için çıkış akımındaki mikrokirletici konsantrasyonları, giderim verimleriyle birlikte Çizelge 4.4'te verilmiştir. Çizelge 4.4'e göre, girişte tespit edilen tüm bileşikler, uygulanan tüm işlemlerle arıtma sonrasında ölçüm limitinin altına inmiştir. Sonuçlar ayrıca KDÖA uygulamasının tek başına mikrokirleticilerin gideriminde çok düşük etkiye sahip olduğunu ortaya koymuştur. Örneğin; sadece KDÖA uygulaması ile CAF giderimi sağlanamamıştır. Ozonlamadan sonrası ise %99,3'ten yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Benzer şekilde APAP, sadece KDÖA uygulaması ile yalnızca %15 oranında giderilirken, KDÖA+ozonlama uygulaması ile toplam giderim verimi %98'den yüksek olmuştur. KDÖA uygulaması mikrokirletici giderimi açısından etkili olmamıştır.

Çizelge 4.5, farklı arıtma prosesleri için çıkış akımındaki TK, FK ve *E. Coli* değerlerini ve log giderim verimlerini göstermektedir. Sonuçlara göre; perokson ile TK, FK ve *E. coli* tamamen giderilirken, sadece ozonlama uygulamasında optimum çalışma modu FK ve *E. coli*'yi tamamen gidermiştir. Optimum ozonlama çalışma modu için TK'nın log giderimi $3,60 \pm 0,56$ olarak; KDÖA+ozonlama uygulaması için ise $3,81 \pm 0,04$

olarak ölçülmüştür. Sonuçlar, KDÖA uygulamasının TK giderimi üzerinde çok düşük etkisinin olduğunu, FK ve *E. coli*'nin giderimi üzerinde ise herhangi bir etkisinin olmadığını göstermiştir. Bu nedenle, sadece ozonlama prosesi ile TK, FK ve *E. coli*'nin giderimi, KDÖA+ozonlama uygulaması ile karşılaştırıldığında benzer olarak görülmüştür.

Çizelge 4.4 : Farklı arıtma prosesleri için çıkış akımında mikrokirletici konsantrasyonları ve giderim verimleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+Ozonlama.

Mikrokirletici	Arıtma Prosesi			
	Ozonlama	Perokson	KDÖA+Ozonlama	
APAP	Konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$)	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>98,8	>98,1	>98,1
CAF	Konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$)	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>99,8	>99,3	>99,3
CPFX	Konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$)	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>54,8	- ^a	-
DCF	Konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$)	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>30,6	-	-
FNB	Konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$)	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>24,6	-	-
NPX	Konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$)	<0,10	<0,10	<0,10
	Giderim Verimi (%)	>56,0	-	-

^a“-” işareti giderim olmadığını göstermektedir.

Çalışma boyunca farklı arıtma prosesleri için giriş ve çıkış akımlarında ağır metal konsantrasyonları ölçülmüştür. Sonuçlara göre, bazı ağır metaller arıtma sonrası form değiştirmiş ancak konsantrasyonlarındaki değişim oldukça düşük olmuştur. Ancak ozonlama prosesi ile birleştirilen KDÖA işlemi sonucunda Fe gibi ağır metallerin konsantrasyonları %46,4±8,4 azalırken, Mn ve Cu'nun giderim verimleri sırasıyla %7,8±0,1 ve %3,9±3,4 olmuştur. Ozonlama prosesi öncesinde uygulanan KDÖA işleminin ağır metallerin gideriminde etkili olduğu görülmüştür. Johnson ve diğ. (2008) tarafından yapılan bir çalışmada 0,5 mg/L polimer ile 40 mg/L FeCl₃ ilave

edilmiş ve ağır metallerin giderim verimleri Pb için %95, Cr için %92, Cu için %79, Zn için %57 ve Ni için %17 olarak tespit edilmiştir. Hargreaves ve diğ. (2018) çalışmalarında, 0,10 mg/L'lik optimize FeCl₃ dozunda Cu, Pb ve Zn için giderim verimlerini sırasıyla %48, %56 ve %41 olarak tespit etmiştir. Sylwan ve Thorin (2021)'in çalışmalarında koagülasyon/flokülasyon proseslerinde polimer ilavesi ile ağır metal giderim veriminde artışın mümkün olduğu görülmüştür.

Ozonlama, perokson ve KDÖA+ozonlama olmak üzere üç farklı arıtma prosesi uygulanan gri su çıkış kalitesinin standartlar ile karşılaştırılması Çizelge 4.6'da özetlenmiştir. Arıtılmış suların tarımsal sulamada kullanılmasının uygulanabilirliğini incelemek için atıksular AB (2020) yönetmeliğinde bulunan standartlar ile karşılaştırılmıştır. Sonuçlar, ozonlama ve perokson proseslerinin sulama suyu kriterlerini karşılamada başarılı olmadığını göstermiştir. Her iki arıtma prosesinde de sadece *E. coli* değerlerinin yönetmeliğin gereksinimlerini karşıladığı görülmüştür. KDÖA prosesini ozonlama ile birleştirmek çıkış suyu kalitesinde iyileşme sağlamıştır. KDÖA+ozonlamanın çıkış suyu bulanıklık, AKM ve *E. coli* için limitleri karşılamıştır. KDÖA+ozonlama ile arıtma sonucunda arıtılmış suyun AB standartlarına göre BOİ₅ hariç uygun olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.5: Farklı arıtma prosesleri için çıkış akımında TK, FK ve *E. coli* değerleri ve log giderim değerleri: (a) Ozonlama; (b) Perokson; (c) KDÖA+ozonlama.

Arıtma Prosesi	Parametre					
	TK		FK		<i>E. coli</i>	
	kob/100 mL	log giderim	kob/100 mL	log giderim	kob/100 mL	log giderim
Ozonlama	$1,2 \times 10^2 \pm 1,0 \times 10^2$	3,60±0,56	T.E. ^a	T.İ. ^b	T.E.	T.İ.
Perokson	T.E.	T.İ.	T.E.	T.İ.	T.E.	T.İ.
KDÖA+Ozonlama	$0,78 \times 10^2 \pm 0,06 \times 10^2$	3,81±0,04	T.E.	T.İ.	T.E.	T.İ.

^aT.E.: Tespit edilemedi.

^bT.İ.: Tam inaktivasyon.

Çizelge 4.6: AB tarımsal sulama suyu standardı ile ozonlama, perokson, KDÖA+ozonlama proseslerine ait çıkış suyu kalitelerinin karşılaştırılması.

Parametre	Birim	Ozonlama			Perokson			KDÖA+Ozonlama		
		Çıkış Değeri (Ortalama±SS)	AB Standartları	Uyum	Çıkış Değeri (Ortalama±SS)	AB Standartları	Uyum	Çıkış Değeri (Ortalama±SS)	AB Standartları	Uyum
Bulanıklık	NTU	23,92±0,69	≤5	X	17,75±1,35	≤5	X	5,40±0,39	≤5	✓
AKM	mg/L	13,2±1,3	≤10	X	16,33±3,12	≤10	X	4,17±1,03	≤10	✓
BOİ ₅	mg/L	33,4±4,2	≤10	X	33,41±1,28	≤10	X	20,09±1,13	≤10	X
<i>E. coli</i>	kob/100 mL	T.E.	≤10	✓	T.E.	≤10	✓	T.E.	≤10	✓

NOT: Tabloda geçen ✓ sembolü ilgili değer in standart ile uyumlu olduğunu, X sembolü ise ilgili değer in standart ile uyumsuz olduğunu göstermektedir.



5. SONUÇ VE ÖNERİLER

5.1 Sonuçlar

Bu çalışma, 1000 kişi kapasiteli ve günlük ortalama debisi 40-50 m³/gün aralığında olan bir otelden temin edilen gri su ile gerçekleştirilmiştir. Mikroirletici ve konvansiyonel parametrelerin giderimi üzerine araştırmalar yapılmıştır. Arıtılmış gri suyun AB (2020) yönetmeliği çerçevesinde geri kazanım için uygunluğu araştırılmıştır. Çalışma boyunca farklı koşullarda deneyler yürütülmüş ve sonuçlar karşılaştırılmıştır. Çalışma iki aşamadan oluşmaktadır: Gri suyun sadece ozonlama prosesi ile arıtımının incelenmesi ve ozonlama prosesinin arıtma performansının artırılması için farklı proseslerle entegre bir şekilde uygulanması. İlk aşamada farklı ozon dozları ve temas sürelerini kapsayan 6 farklı işletme modunda ozonlama prosesinin arıtma performansı incelenmiştir. İkinci kısımda O₃ ve H₂O₂'nin birlikte kullanıldığı perokson prosesinin arıtma performansı ve KDÖA sonrası uygulanan ozonlama prosesinin arıtma performansı değerlendirilmiştir.

Gerçekleştirilen ozonlama çalışmalarının sonuçlarına göre, A3 ve B3 işletme modu benzer arıtma performansı göstermiştir. Fakat B3 işletme modunda daha yüksek ozon dozu gerekli olduğundan, maliyet dikkate alınarak optimum çalışma modu A3 olarak belirlenmiştir. Bununla birlikte, AB (2020) yönetmeliği'ne göre sadece ozonlama arıtılmış gri suyu tarımsal amaçlarla geri kazanmak için yeterince verimli değildir ve bu nedenle ilave arıtma yöntemleri veya kombinasyonları gerekmektedir. Ozonlama prosesinin arıtma performansını arttırmak için perokson prosesi ve ozonlama prosesi ile entegre KDÖA uygulaması ile ileri arıtma deneyleri yapılmıştır. Sonuçların genel değerlendirmesi, ozonlama ile birleştirilmiş KDÖA prosesinin, sadece ozonlama ve perokson proseslerine göre konvansiyonel parametrelerin giderilmesi açısından daha etkili olduğunu göstermiştir. Bulanıklık, perokson ve KDÖA+ozonlama uygulamasından sonra sırasıyla 17,8±1,4 ve 5,4±0,4 NTU olarak ölçülmüştür. Benzer şekilde, çıkış akımında AKM konsantrasyonu perokson prosesi sonucunda 16,33±3,12 ve KDÖA+ozonlama sonucunda 4,17±1,03 mg/L olarak ölçülmüştür. BOİ₅ konsantrasyonu perokson ve KDÖA+ozonlama prosesleri için sırasıyla 33,41±1,28 ve

20,09±1,13 mg/L olmuştur. Bu nedenle, KDÖA prosesinin optimum ozon dozu ve temas süresi ile uygulanması AB yönetmeliğinin BOİ₅ dışındaki gerekliliklerini karşılamak için uygun bir alternatif olarak değerlendirilebilir.

5.2 Öneriler

Bu çalışma kapsamında elde edilen sonuçlara göre gelecek çalışmalar için öneriler aşağıda sıralanmaktadır:

- AB yönetmeliğinde belirtilen gerekliliklerin tamamen sağlanması amacıyla KDÖA+ozonlama uygulamasının arıtma performansının iyileştirilmesi yönünde çalışmalar yapılması önerilmektedir. KDÖA ve ozonlama işlemi için koagülan dozu ve temas süresi gibi optimum çalışma koşullarının belirlenmesine yönelik çalışmalar yapılması gerekmektedir.
- Gri suların arıtılmasına yönelik laboratuvar ölçekli pek çok çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmaların gerçek ölçekte gerçekleştirilmesi ve yaygınlaştırılması gerekmektedir. Gri suların arıtıldıktan sonra geri kazanımına yönelik fizibilite analizlerinin yapılması gerçek ölçekte uygulamaları arttırabilir.

KAYNAKLAR

- AB** (2020). Regulation (EU) 2020/741 of the European parliament and of the council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse. Official Journal of the European Union L, 177, 32-55.
- APHA** (2017). Standard methods for examination of water and wastewater, 23rd ed. American Public 307 Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 308 Washington DC, USA.
- Acar, E.** (2004). *Oxidation of acid red 151 solutions by peroxone (O₃/H₂O₂) process.* (Master's thesis) Middle East Technical University, Graduate school of natural and applied sciences, Turkey.
- Ahmad, A., Al-Ghadeer, S., & Al-Hosni, T. K.** (2020). Study on gray water treatment using cement kiln dust and chemical coagulants. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 8(2), 161-170. <https://doi.org/10.1080/23249676.2020.1761900>.
- Ahmadi, M., & Ghanbari, F.** (2016). Optimizing COD removal from greywater by photoelectro-persulfate process using Box-Behnken design: assessment of effluent quality and electrical energy consumption. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(19), 19350-19361. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7139-6>.
- Akbal, F., ve Balkaya, N.** (2002). Toksik organik kirleticilerin gideriminde ileri oksidasyon teknolojileri. *Yıldız Teknik Üniversitesi Dergisi*, 4, 47-55.
- Albalawneh, A., & Chang, T.-K.** (2015). Review of the greywater and proposed greywater recycling scheme for agricultural irrigation reuses. *International Journal of Research -GRANTHAALAYAH*, 3(12), 16-35. <https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v3.i12.2015.2882>.
- Alcalde, S. L., Gawlik, B., M.** (2014). *Water reuse in Europe: Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation.* EUR 26947. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2014. JRC92582.
- Alrousan, D. M. A., & Dunlop, P. S. M.** (2020). Evaluation of ozone-based oxidation and solar advanced oxidation treatment of greywater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104309>.
- Andersen, H. R., Lundsbye, M., Wedel, H. V, Eriksson, E., & Ledin, A.** (2007). Estrogenic personal care products in a greywater reuse system. *Water Science and Technology*, 56(12), 45-49. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.821>.
- Ansari, M., & Farzadkia, M.** (2022). Chemically enhanced primary treatment of municipal wastewater; Comparative evaluation, optimization, modelling, and energy analysis. *Bioresource Technology Reports*, 18. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101042>.

- Asano, T. Burton, F. Leverenz, H. Tsuchihashi, R. Tchobanoglous, G. Metcalf & Eddy Inc.** (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. New York: McGraw-Hill.
- Atanasova, N., Dalmau, M., Comas, J., Poch, M., Rodriguez-Roda, I., & Buttiglieri, G.** (2017). Optimized MBR for greywater reuse systems in hotel facilities. *Journal of Environmental Management*, *193*, 503-511. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.041>.
- Atasoy, E., Murat, S., Baban, A., & Tiris, M.** (2007). Membrane bioreactor (MBR) treatment of segregated household wastewater for reuse. *Clean - Soil, Air, Water*, *35*(5), 465-472. <https://doi.org/10.1002/clen.200720006>.
- Baban, A., Hocaoglu, S. M., Atasoy, E. A., Gunes, K., Ayaz, S., & Regelsberger, M.** (2010). Grey water treatment and reuse by using RBC: A kinetic approach. *Desalination and Water Treatment*, *23*(1-3), 89-94. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1955>.
- Bani-Melhem, K., Al-Qodah, Z., Al-Shannag, M., Qasaimeh, A., Rasool Qtaishat, M., & Alkasrawi, M.** (2015). On the performance of real grey water treatment using a submerged membrane bioreactor system. *Journal of Membrane Science*, *476*, 40-49. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.11.010>.
- Barzegar, G., Wu, J., & Ghanbari, F.** (2019). Enhanced treatment of greywater using electrocoagulation/ozonation: Investigation of process parameters. *Process Safety and Environmental Protection*, *121*, 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.10.013>.
- Başar, G.** (2011). *Bir reaktif boya hammadesi olan 2-naftilamin 3,6,8-trisülfonik asit (k-asit) 'in ozonlama prosesi ile oksidasyonunun incelenmesi*. (Yüksek lisans tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul.
- Belcer-Baykal, B.** (2019). Recycling/reusing grey water and yellow water (Human urine): Motivations, perspectives and reflections into the future. *Desalination and Water Treatment*, *172*, 212-223. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24667>.
- Belcer-Baykal, B.** (2015). Stream Segregation in Household Use: A Review of Grey Water as an Alternative Source of Water and Yellow Water as an Alternative Source of Fertilizers. *Water Quality, Exposure and Health*, *7*(1), 27-37. <https://doi.org/10.1007/s12403-013-0105-3>.
- Belcer-Baykal, B., ve Allar A. D.** (2007). ECOSAN: Ekolojik evsel atıksu yönetimi. *İTÜ Dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü*, *17*(3), 3-12.
- Birks, R., & Hills, S.** (2007). Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for Recyclin. *Environmental Monitoring and Assessment*, *129*(1-3), 61-69. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9427-y>.
- Birleşmiş Milletler** (2022). *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. UN DESA/POP/2022/TR/NO. 3.
- Birleşmiş Milletler** (2021). *The United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water*. UNESCO, Paris.
- Bratby, J.** (2006). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. London, UK, IWA Publishing.
- BS-8525-1** (2010). *British Standards Part 1: Greywater Systems: Code and Practices*, BSI, London, UK, ISBN 978 0 580 63 475 8..

- Bustos, Y., Vaca, M., López, R., Bandala, E., Torres L. & Rojas-Valencia, N.** (2014). Disinfection of primary municipal wastewater effluents using continuous UV and ozone treatment. *Journal of Water Resource and Protection*, 6 (1), 16-21.
- Chen, H., & Wang, J.** (2021). Degradation and mineralization of ofloxacin by ozonation and peroxone (O₃/H₂O₂) process. *Chemosphere*, 269. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128775>.
- Chen, K. C., & Wang, Y. H.** (2011). Control of disinfection by-product formation using ozone-based advanced oxidation processes. *Environmental Technology*, 33(4), 487–495.
- Daghrir, R., Gherrou, A., Noel, I., & Seyhi, B.** (2016). Hybrid process combining electrocoagulation, electroreduction, and ozonation processes for the treatment of grey wastewater in batch mode. *Journal of Environmental Engineering*, 142(5). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001071](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001071).
- de Gisi, S., Casella, P., Notarnicola, M., & Farina, R.** (2016). Grey water in buildings: a mini-review of guidelines, technologies and case studies. *Civil Engineering and Environmental Systems* 33(1), 35-54. Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/10286608.2015.1124868>.
- Dogrueel, S., Gurel, M., ve Pehlivanoglu-Mantas, E.** (2022). Mikroirleticiler: tanım, mevzuat ve ülkemizde atıksularda ve yerüstü sularında mevcudiyetleri. *İTÜ Dergisi-e derleme makale*, 23(2), 133-144.
- Dong, T., Shewa, W. A., Murray, K., & Dagnew, M.** (2019). Optimizing chemically enhanced primary treatment processes for simultaneous carbon redirection and phosphorus removal. *Water (Switzerland)*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/w11030547>.
- EPA** (2012). Guidelines for Water Reuse, USEPA Office of Wastewater Management, Office of Water Washington, D.C., National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development Cincinnati, Ohio, US Agency for International Development Washington, D.C.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Eilersen, A.-M., Henze, M., & Ledin, A.** (2003). *Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater*. <http://www.wrc.org.za>.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A.** (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4(2002), 85-104. www.elsevier.com/locate/urbwat.
- Fakioglu, M., Gulhan, H., Ozugun, H., Ersahin, M. E., & Ozturk, I.** (2021). Removal of taste and odor causing compounds from drinking water sources by peroxone process: laboratory and pilot scale studies. *Ozone: Science and Engineering*, 43(6), 527-537. <https://doi.org/10.1080/01919512.2020.1856641>.
- Fakioglu, M., Karpuzcu, M. E., Toröz, İ., Yıldız, F., & Öztürk, İ.** (2020a). Removal of taste and odor from drinking water: performance evaluation and upgrade options for the treatment plants in Istanbul. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences*, 26(3), 505-512. <https://doi.org/10.5505/pajes.2019.78949>.
- Fakioglu, M., Koknar, B., and Ozturk, I.** (2020b). Applications of extended ozonation at different stages of a full-scale municipal wastewater

- treatment plant. *Ozone: Science & Engineering*, 43(6), 538-545, DOI: 10.1080/01919512.2020.1864620.
- Gautam, P., Kumar, S., & Lokhandwala, S.** (2019). Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. İçinde *Journal of Cleaner Production*, 237. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117639>.
- Giresunlu, E., & Beler-Baykal, B.** (2016). A case study of the conversion of grey water to a flush water source in a Turkish student residence hall. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(6), 1659-1667. <https://doi.org/10.2166/ws.2016.078>.
- Giresunlu, E.** (2015). *Characterization and analysis of weak urban grey water*. (Yüksek lisans tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul.
- Grandclément, C., Seyssiecq, I., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Vanot, G., Tiliacos, N., Roche, N., & Doumenq, P.** (2017). From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. *Water Research* 111, 297-317. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.005>.
- Güven, H., Dereli, R. K., Özgün, H., Ersahin, M. E., & Öztürk, I.** (2019). Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. *Progress in Energy and Combustion Science*, 70, 145-168. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.10.002>.
- Güven, H., Fakioglu, M., Sinop, I., & Öztürk, I.** (2020). Retrofitting of five preliminary wastewater treatment plants in İstanbul (Turkey) to high-rate activated sludge system and/or post oxidation. *Ozone: Science and Engineering*, 42(3), 255-266. <https://doi.org/10.1080/01919512.2019.1654362>.
- Guillossou, R., Le Roux, J., Brosillon, S., Mailler, R., Vulliet, E., Morlay, C., Nauleau, F., Rocher, V., & Gaspéri, J.** (2020). Benefits of ozonation before activated carbon adsorption for the removal of organic micropollutants from wastewater effluents. *Chemosphere*, 245, 125530.
- Halalsheh, M., Dalahmeh, S., Sayed, M., Suleiman, W., Shareef, M., Mansour, M., & Safi, M.** (2008). Grey water characteristics and treatment options for rural areas in Jordan. *Bioresource Technology*, 99(14), 6635-6641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.029>.
- Hargreaves, A.J., Vale, P., and Whelan, J.** (2018). Coagulation–flocculation process with metal salts, synthetic polymers and biopolymers for the removal of trace metals (Cu, Pb, Ni, Zn) from municipal wastewater. *Clean Techn Environ Policy* 20 (2018), 393–402. <https://doi.org/10.1007/s10098-017-1481-3>.
- Hassanshahi, N., & Karimi-Jashni, A.** (2018). Comparison of photo-Fenton, O₃/H₂O₂/UV and photocatalytic processes for the treatment of gray water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161, 683-690. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.039>.
- Haydar, S., & Aziz, J. A.** (2009). Coagulation-flocculation studies of tannery wastewater using cationic polymers as a replacement of metal salts.

- Water Science and Technology*, 59(2), 381-390.
<https://doi.org/10.2166/wst.2009.864>.
- He, Q., Wang, H., Xu, C., Zhang, J., Zhang, W., Zou, Z., & Yang, K.** (2016). Feasibility and optimization of wastewater treatment by chemically enhanced primary treatment (CEPT): A case study of Huangshi. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 28(1-4), 209-215.
<https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1247657>.
- Hernández-Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N.** (2011a). Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. *Water Research*, 45(9), 2887-2896.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.009>.
- Hernández-Leal, L., Zeeman, G., Temmink, H., & Buisman, C. J. N.** (2011b). Grey water treatment concept integrating water and carbon recovery and removal of micropollutants. *Water Practice and Technology*, 6(2).
<https://doi.org/10.2166/wpt.2011.035>.
- Hernández-Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., & Cees, C. J.** (2010). Comparison of three systems for biological greywater treatment. *Water (Switzerland)*, 2(2), 155-169. <https://doi.org/10.3390/w2020155>.
- Hong Chin, W.** (2009). *Greywater treatment by fenton, photo-fenton and uvc/h₂o₂ processes*. (Thesis of doctor of philosophy). RMIT University, School of Civil, Environmental and Chemical Engineering, Melbourne.
- Isik, O., Erbil, M. C., Abdelrahman, A. M., Ersahin, M. E., Koyuncu, I., Ozgun, H., & Demir, I.** (2022). Removal of micropollutants from municipal wastewater by membrane bioreactors: Conventional membrane versus dynamic membrane. *Journal of Environmental Management*, 303.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114233>.
- Jefferson, B., Palmer, A., Jeffrey, P., Stuetz, R., & Judd, S.** (2004). Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*, 50(2), 157-164. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0113>.
- Johnson, P.D., Girinathannair, P., Ohlinger, K.N., Ritchie, S., Teuber, L. & Kirby, J.** (2008). Enhanced removal of heavy metals in primary treatment using coagulation and flocculation. *Water Environment Research*, 80, 472-479. <https://doi.org/10.2175/106143007X221490>.
- Katukiza, A. Y., Ronteltap, M., Niwagaba, C. B., Kansiime, F., & Lens, P. N. L.** (2014). Grey water treatment in urban slums by a filtration system: Optimisation of the filtration medium. *Journal of Environmental Management*, 146, 131-141.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.033>.
- Kepoğlu, C.** (2014). *Kişisel bakım ürünleri ve gri atıksu numunelerinin ozon ve fotokataliz ile arıtımı, toksisite incelemesi. (Yüksek lisans tezi)*. Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Kim, I., Yamashita, N., & Tanaka, H.** (2009). Performance of UV and UV/H₂O₂ processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3), 1134-1140.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.020>.

- Kitiş, M., Şahinkaya, E., Köseoğlu, H., Öztürk, E., ve Öztaş, T.** (2019). Kullanılmış suların yeniden kullanım uygulamalarına ilişkin rehber doküman. Tarım ve Orman Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü.
- Kitiş, M., Yiğit, N. Ö., Köseoğlu, H., ve Bekaroğlu, Ş. Ş.** (2009). Su ve atıksu arıtımında ileri arıtma teknolojileri-arıtılmış atıksuların geri kullanımı. Çevre ve Orman Bakanlığı Çevre Görevlisi Eğitimi Ders Notları.
- Kovalova, L., Siegrist, H., von Gunten, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R., & Mc Ardell, C. S.** (2013). Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV. *Environmental Science and Technology*, 47(14), 7899-7908. <https://doi.org/10.1021/es400708w>.
- Krasner, S. W., Westerhoff, P. Chen, B., Rittman, B. E., Nam, S. N., & Amy, G.** (2009). Impact of Wastewater Treatment Processes on Organic Carbon, Organic Nitrogen, and DBP Precursors in Effluent Organic Matter. *Environmental Science Technology*. 43(8), 2911–2918. <https://doi.org/10.1021/es802443t>.
- Langergraber, G., & Muellegger, E.** (2005). Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems? *Environment International*, 31(3), 433-444. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.006>.
- Leong, J. Y. C., Oh, K. S., Poh, P. E., Chong, M. N.** (2016) Prospects of hybrid rainwater-greywater decentralised system for water recycling and reuse: A review. *Journal of Cleaner Production*, 142(2017), 3014-3027.
- Lewis, K. M., & Archer, R. D.** (1979). pKa values of estrone, 17 β -estradiol and 2-methoxyestrone. *Steroids*, 34(5), 485–499. [https://doi.org/10.1016/S0039-128X\(79\)80011-2](https://doi.org/10.1016/S0039-128X(79)80011-2).
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R.** (2009a). Evaluation of appropriate technologies for grey water treatments and reuses. *Water Science and Technology*, 59(2), 249-260. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.854>.
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R.** (2009b). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407(11), 3439-3449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>.
- Li, Y., Tang, F., Zhao, Q., & Hu, K.** (2011). Domestic wastewater treatment with CEPT-wetlands process. *International Journal of Environment and Pollution*, 45, 1-3.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C.** (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 473-474, 619-641. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>.
- Masi, F.** (2009). Water reuse and resources recovery: the role of constructed wetlands in the Ecosan approach. *Desalination*, 246, 27-34. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.04>.
- Matamoros, V., & Salvadó, V.** (2013). Evaluation of a coagulation/flocculation-lamellar clarifier and filtration-UV-chlorination reactor for removing emerging contaminants at full-scale wastewater treatment plants in Spain. *Journal of Environmental Management*, 117, 96-102. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.021>.

- Merz, C., Scheumann, R., el Hamouri, B., & Kraume, M.** (2007). Membrane bioreactor technology for the treatment of greywater from a sports and leisure club. *Desalination*, 215(1-3), 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.026>.
- Mian, H. R., Hussain, S. H., & Gul-E-hina.** (2018). Optimization of sequencing batch reactor for wastewater treatment using chemically enhanced primary treatment as a pre-treatment. *Water SA*, 44(3), 399-405. <https://doi.org/10.4314/wsa.v44i3.07>.
- Morel, A., & Diener, S.** (2006). Greywater management in low ad middle-income countries: Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Musikavong, C., & Wattanachira, S.** (2007). Reduction of dissolved organic matter in terms of DOC, UV-254, SUVA and THMFP in industrial estate wastewater treated by stabilization ponds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 134, 489–497. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9639-9>.
- Nas, B., Dolu, T., Ateş, H., Argun, M. E., & Yel, E.** (2017). Treatment alternatives for micropollutant removal in wastewater. *Selcuk University Journal of Engineering, Science and Technology*, 5(2), 133-143. <https://doi.org/10.15317/scitech.2017.77>.
- Oktor, K., & Çelik, D.** (2019). Treatment of wash basin and bathroom greywater with *Chlorella variabilis* and reusability. *Journal of Water Process Engineering*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100857>.
- Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., & Weinberg, D.** (2014). Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. *Water Research*, 58, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.032>.
- Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A., & deVries, N. K.** (2018). Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception—a Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(8). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3909-8>.
- Otterpohl, R., Braun, U., & Oldenburg, M.** (2003). Innovative technologies for decentralised water-, wastewater and biowaste management in urban and peri-urban areas. *Water Science Technology*, 48 (11-12), 23–32. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0795>. <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/48/11-12/23/45178/23.pdf>.
- Öztürk, D., ve Eren, A., H.** (2010). Tekstil terbiyesinde ozon kullanımı. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 15(2), 37-51. www.aflon.net.
- Öztürk, İ., Tanık, A., ve Cüceloğlu, G.** (2016). *Arıtılmış atıksuların yeniden kullanımı ve yağmur suyu hasadı sistemleri*. Ankara. www.tbb.gov.tr.
- Pathan, A. A., Bux Mahar, R., & Ansari, K.** (2011). Preliminary Study of Greywater Treatment through Rotating Biological Contactor. *Mehran University Research Journal Of Engineering & Technology*, 30(3), 531-538.
- Phan, L. T., Schaar, H., Saracevic, E., Krampe, J., & Kreuzinger, N.** (2022). Effect of ozonation on the biodegradability of urban wastewater treatment plant effluent. *Science of The Total Environment*, 812, 152466. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152466>.

- Poyatos, J. M., Munio, M. M., Almecija, M. C., Torres, J. C., Hontoria, E., Osorio, F.** (2009) Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art. *Water Air Soil Pollutant*, 205, 187-204.
- Pidou, M., Mamon, F. A., Stephenson, T., Jefferson, B., & Jeffrey, P.** (2007). Greywater recycling: Treatment options and applications. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Engineering Sustainability*, 160(3), 119-131. <https://doi.org/10.1680/ensu.2007.160.3.119>.
- Priyanka, K., Behera, M., & Neelancherry, R.** (2020). Graywater treatment in sequencing batch reactor using simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal, with kinetic studies of phosphate adsorption onto corncob. *Journal of Hazardous, Toxic Radioactive Waste*, 24(3). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)).
- Sanchez, M., Rivero, M. J., & Ortiz, I.** (2010). Photocatalytic oxidation of grey water over titanium dioxide suspensions. *Desalination*, 262(1-3), 141-146. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.060>.
- Sarparastzadeh, H., Saeedi, M., Naeimpoor, F., & Aminzadeh.** (2007). Pretreatment of Municipal Wastewater by Enhanced Chemical Coagulation. *International Journal of Environmental Research*, 1(2), 104-113.
- Schneider, J. D.** (2018). *Effects on the sorption of fluoxetine and sulfamethoxazole by three powdered activated carbons.* (All Graduate Theses and Dissertations). Utah State University.
- Sevimli, M. F.** (2000) *Tekstil endüstrisi atıksularından ozonlama ile renk giderimi ve ozonlamanın biyolojik olarak arıtılabilirliğe etkisi.* (Doktora tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M.** (2020). Quantity and quality characteristics of greywater: A review. *Journal of Environmental Management*, 261, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110266>.
- Šostar-Turk, S., Petrinić, I., & Simonić, M.** (2005). Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(2), 185-196. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.11.002>.
- Su Kalitesi Kontrol Yönetmeliği.** (2004). T.C. Resmi Gazete, 25687, 31.12.2004.
- Suarez, S., Lema, J. M., & Omil, F.** (2009). Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation-flocculation and flotation. *Bioresource Technology*, 100(7), 2138-2146. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.015>.
- Sui, Q., Huang, J., Deng, S., Yu, G., & Fan, Q.** (2010). Occurrence and removal of pharmaceuticals, caffeine and DEET in wastewater treatment plants of Beijing, China. *Water Research*, 44(2), 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.010>.
- Sylwan, I., & Thorin, E.** (2021). Removal of heavy metals during primary treatment of municipal wastewater and possibilities of enhanced removal: a review. *Water*, 13(8), 1121. <https://doi.org/10.3390/w13081121>.
- Tamanna, M., Jalil, A. Md., Islam, S., & Anam, S.** (2011). Grey water generation and quality measurement at a specific site in Dhaka city. *Proceedings of the 4th Annual Paper Meet and 1st Civil Engineering Congress, December 22-24, 2011 (978-984).* Dhaka, Bangladesh. <http://www.iebconferences.info/362.pdf>.

- Tony, M. A., Parker, H. L., & Clark, J. H.** (2016). Treatment of laundrette wastewater using Starbon and Fenton's reagent. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 51(11), 974-979. <https://doi.org/10.1080/10934529.2016.1191817>.
- Toroz, E. R., Akdag, Y., Fakioglu, M., Korkut, S., Sagir Kurt, E., Atli, E., Guven, H., Ozgun, H., Ozturk, I., & Ersahin, M. E.** (2022). Effects of ozone dose and contact time on ozonation process performance for treatment of high rate activated sludge process effluent. *Ozone: Science and Engineering*. <https://doi.org/10.1080/01919512.2022.2157243>.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., Metcalf & Eddy.** (2003). Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Fourth Edition, Tata McGraw-Hill Publishing Co., New Delhi.
- Tusiime, A., Solihu, H., Sekasi, J., & Mutanda, H. E.** (2022). Performance of lab-scale filtration system for grey water treatment and reuse. *Environmental Challenges*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100641>.
- Url-1** <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>>, date retrieved: 22 Mayıs 2023.
- Url-2** <<https://hmdb.ca/metabolites/>>, date retrieved: 22 Mayıs 2023.
- Ünal, T.** (2011). *Ekmek mayası endüstrisi seperasyon prosesi atıksularında ozon ve ozon/hidrojen peroksit oksidasyonu ile renk giderimi*. (Yüksek lisans tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Üstün, G. E., & Tirpancı, A.** (2015). Greywater treatment and reuse. *Uludağ University Journal of The Faculty of Engineering*, 20(2), 119. <https://doi.org/10.17482/uujfe.79618>.
- von Sonntag, C., & von Gunten, U.** (2012). Chemistry of ozone in water and wastewater treatment: from basic principles to applications. London, UK. IWA Publishing.
- Wang, H., Li, F., Keller, A. A., & Xu, R.** (2009). Chemically enhanced primary treatment (CEPT) for removal of carbon and nutrients from municipal wastewater treatment plants: A case study of Shanghai. *Water Science and Technology*, 60(7), 1803-1809. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.547>.
- WHO** (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta, and greywater*. World Health Organization.
- Yang, W., Zhou, H., & Cicek, N.** (2014). Treatment of organic micropollutants in water and wastewater by UV-based processes: A literature review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(13), 1443-1476. Taylor and Francis Inc. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.790745>.
- Yao, W., Ur Rehman, S. W., Wang, H., Yang, H., Yu, G., & Wang, Y.** (2018). Pilot-scale evaluation of micropollutant abatements by conventional ozonation, UV/O₃, and an electro-peroxone process. *Water Research*, 138, 106-117. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.044>.
- Zhou, Q., Gao, Y., and Xie, G.** (2011). Determination of bisphenol A, 4-n-nonylphenol, and 4-tert-octylphenol by temperature-controlled ionic liquid dispersive liquid-phase microextraction combined with high performance liquid chromatography-fluorescence detector. *Talanta* 85 (2011), 1598–1602.

Zhou, C., Lai, C., Huang, D., Zeng, G., Zhang, C., Cheng, M., and Wen, X. (2018). Highly porous carbon nitride by supramolecular preassembly of monomers for photocatalytic removal of sulfamethazin under visible light driven. *Applied Catalysis B: Environmental*, 220, 202–210.



ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Beyza Nur Karahan

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2017, İstanbul Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği
- **Yüksek Lisans** : Devam ediyor, İstanbul Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Bilimleri Mühendisliği ve Yönetimi

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER

- **Nisan 2018-Eylül 2019**
Kurum : Yiğitler Metal Geri Dönüşüm Sanayi ve Ticaret Ltd. Şti.
Pozisyon : Çevre Mühendisi

TEZDEN ÜRETİLEN YAYINLAR, SUNUMLAR VE PATENTLER:

Karahan, B., N., Akdag, Y., Fakioglu, M., Korkut, S., Guven, H., Ozturk, I., Ersahin, M., E., Ozgun, H. (2023). Coupling Ozonation with Hydrogen Peroxide and Chemically Enhanced Primary Treatment for Advanced Treatment of Grey Water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.