

**BAKTERİ İNKTİVASYONUNDA GÜNEŞ ENERJİSİ
AKTİVASYONU İLE ELDE EDİLEN SÜLFAT
RADİKALLERİNİN VERİMLİLİĞİ**

Gülbiye DEMİRCİ



T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BAKTERİ İNAKTİVASYONUNDA GÜNEŞ ENERJİSİ AKTİVASYONU İLE
ELDE EDİLEN SÜLFAT RADİKALLERİNİN VERİMLİLİĞİ**

Gülbiye DEMİRCİ
0000-0002-7830-2119

Dr. Öğr. Üyesi Sevil ÇALIŞKAN ELEREN
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2022
Her Hakkı Saklıdır.

TEZ ONAYI

Gülbiye DEMİRCİ tarafından hazırlanan “BAKTERİ İNAKTİVASYONUNDA GÜNEŞ ENERJİSİ AKTİVASYONU İLE ELDE EDİLEN SÜLFAT RADİKALLERİNİN VERİMLİLİĞİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Dr. Öğr. Üyesi Sevil ÇALIŞKAN ELEREN

Başkan : Dr. Öğr. Üyesi Sevil ÇALIŞKAN ELEREN İmza
0000-0002-8489-9214
Bursa Uludağ Üniversitesi,
Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Arzu TEKSOY İmza
0000-0002-0467-7188
Bursa Uludağ Üniversitesi,
Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Dr. Öğr. Üyesi Saadet HACISALİHOĞLU İmza
0000-0001-5969-4180
Bursa Teknik Üniversitesi,
Mühendislik ve Doğa Bilimleri Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Hüseyin Aksel EREN
Enstitü Müdürü
.././.....

B.U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmasında;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

28/07/2022

Gülbiye DEMİRCİ

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

BAKTERİ İNAKTİVASYONUNDA GÜNEŞ ENERJİSİ AKTİVASYONU İLE ELDE
EDİLEN SÜLFAT RADİKALLERİNİN VERİMLİLİĞİ

Gülbiye DEMİRCİ

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Sevil ÇALIŞKAN ELEREN

Bu çalışmada, solar ışık ve solar ışık ile aktifleştirilmiş persülfatlarla üretilen sülfat (ve hidroksil) radikallerinin *E. coli* ve *P. aeruginosa* bakterilerinin inaktivasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Sülfat radikali üretmek amacıyla persülfat kaynağı olarak üç farklı konsantrasyondaki (0,05-0,1-0,2 mM) $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone kullanılmıştır. Giderim proseslerinin inaktivasyon katsayıları (k_1 ve k_2), GInaFiT (Geeraerd ve Van Impe Inactivation Fitting Tool) modelleme aracı kullanılarak elde edilmiştir. Uygulanan inaktivasyon işlemlerinin ardından her iki bakteride de yeniden çoğalma potansiyelleri belirlenmiş ve proseslerin maliyet hesabı yapılmıştır.

Solar ışık kullanılarak gerçekleştirilen inaktivasyon prosesine persülfatların eklenmesi ile birlikte *E. coli* ve *P. aeruginosa* gideriminde artış olmuştur. Solar+ $K_2S_2O_8$, Solar+ $Na_2S_2O_8$ ve Solar+Oxone proseslerinde oksidan konsantrasyonunun artması bakteri giderimini arttırmış ve her konsantrasyonda en yüksek inaktivasyon Oxone ile elde edilmiştir. Genel olarak tüm inaktivasyon proseslerinde *P. aeruginosa*, *E. coli*' den daha dirençli olduğundan daha uzun inaktivasyon süreleri gerektirmiştir. GInaFiT modelleme aracı kullanılarak farklı inaktivasyon modelleri test edilmiş ve her iki bakterinin de Bifazik modele uyum sağladığı görülmüştür. Bifazik modele göre elde edilen inaktivasyon katsayılarında k_1 değerleri k_2 değerlerinden yüksek bulunmuş ve konsantrasyonun artması ile birlikte katsayılarda artış görülmüştür. Yeniden çoğalma deneylerinde solar ışık ile gerçekleştirilen inaktivasyonun aksine persülfat tuzlarının eklenmesiyle daha büyük bir hücre hasarının oluştuğu görülmüştür. Oxone ile yapılan prosesler daha fazla kimyasal maliyete neden olmakla birlikte inaktivasyon süresini daha da kısaltmıştır ve bu sebeple daha az enerji maliyetine neden olduğu tespit edilmiştir.

Sonuç olarak, solar ışık aktivasyonu ile üretilen sülfat radikallerinin bakteri inaktivasyonunda etkili olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Sülfat radikali, güneş ışığı, inaktivasyon, *E. coli*, *P. aeruginosa*

2022, viii + 96 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

EFFICIENCY OF SULFATE RADICALS PRODUCED BY SOLAR PHOTO-ACTIVATED ON BACTERIAL INACTIVATION

Gülbiye DEMİRCİ

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Sevil ÇALIŞKAN ELEREN

In this study, the effect of sulfate (and hydroxyl) radicals produced by solar light and solar light on the inactivation of *E. coli* and *P. aeruginosa* bacteria was investigated. In order to generate sulfate radicals, $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ and Oxone at three different concentrations (0,05-0,1-0,2 mM) were used as persulfate source. The inactivation coefficients (k_1 and k_2) of the removal processes were obtained using the GInaFiT (Geeraerd and Van Impe Inactivation Fitting Tool) modeling tool. After the inactivation processes, it was determined whether there was a re-growth in both bacteria and the cost of the processes was calculated.

With the addition of persulfates to the inactivation process using solar light, there was an increase in the removal of *E. coli* and *P. aeruginosa*. The increase in oxidant concentration in Solar+ $K_2S_2O_8$, Solar+ $Na_2S_2O_8$ and Solar+Oxone processes increased bacteria removal and the highest inactivation was obtained with Oxone at each concentration. In general, in all inactivation processes, *P. aeruginosa* was more resistant than *E. coli* and required longer inactivation times. Different inactivation models were tested using the GInaFiT modeling tool and it was seen that the Biphasic model was suitable for both bacteria. In the inactivation coefficients obtained according to the biphasic model, the k_1 values were found to be higher than the k_2 values, and the coefficients increased with the increase in concentration. In regrowth experiments, greater cell damage was observed with the addition of persulfate salts, in contrast to inactivation by solar light. The Solar+Oxone processes cause more chemical costs, but also shorten the inactivation time, and therefore it has been determined that it causes less energy cost.

As a result, it has been determined that sulfate radicals produced by solar light activation are effective in bacterial inactivation.

Key words: Sulfate radical, solar light, inactivation, *E. coli*, *P. aeruginosa*

2022, viii + 96 pages

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim süresince bilgi ve deneyimleri ile bana yol gösteren, her zaman desteğini gördüğüm değerli hocam Dr. Öğr. Üyesi Sevil ÇALIŞKAN ELEREN' e teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmalarım sırasında yardımcı olan ve beni motive eden aynı laboratuvarı paylaştığım sevgili arkadaşım İzel KENAN' a, bana destek olan sevgili arkadaşlarım Kübra YILMAZ' a, Elif YILDIZ' a, Betül AKSÜT' e, Gamze ŞENER' e ve Gürhan ÖZKAN' a teşekkürlerimi sunarım.

Hayatım boyunca maddi ve manevi her türlü desteğini veren ve her zaman yanımda olan sevgili annem Remziye DEMİRCİ' ye, babam Mümin DEMİRCİ' ye, kardeşim Ferdi DEMİRCİ' ye, ablam Fatma ÖZCAN' a ve biricik Öykü Asel ÖZCAN' a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Gülbiye DEMİRCİ
28/07/2022

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	4
2.1. Dünya ve Türkiye’ deki Su Kaynakları.....	4
2.2. İçme ve Kullanma Suyu ile İlgili Mikrobiyolojik Standartlar.....	5
2.3. Su Kaynaklı Patojen Mikroorganizmalar.....	7
2.4. İndikatör Mikroorganizmalar.....	9
2.5. Su Dezenfeksiyonu.....	14
2.5.1. Kimyasal dezenfeksiyon yöntemleri.....	15
2.5.3. Fiziksel dezenfeksiyon yöntemleri.....	16
2.5.4. Diğer dezenfeksiyon yöntemleri.....	17
2.6. Güneş Işığı ile Dezenfeksiyon.....	20
2.7. Sülfat Radikali Bazlı İleri Oksidasyon.....	26
2.7.1. Peroksidisülfat ve peroksimonosülfat kimyası.....	26
2.7.2. Aktivasyon yöntemleri.....	27
2.7.3. Biyomoleküllerde radikallerin oksidasyon süreçleri.....	34
2.8. Fotoreaktivasyon ve Karanlık Onarım.....	37
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	40
3.1. Materyal.....	40
3.1.1. Kullanılan kimyasal maddeler.....	40
3.1.2. Kullanılan cihazlar.....	40
3.1.3. Solar simülatör.....	41
3.2. Yöntem.....	42
3.2.1. Kullanılan bakterilerin süspansiyonlarının hazırlanması.....	42
3.2.2. Bakteri sayım metodu.....	43
3.2.3. Deneysel yöntem.....	44
3.2.4. Bakteri gideriminin hesaplanması.....	46
3.2.5. İnaktivasyon kinetiği hesaplamaları.....	47
3.2.6. Enerji maliyetinin hesaplanması.....	49
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	51
4.1. Sadece $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone’ un Bakteri İnaktivasyonuna Etkisi.....	51
4.2. Solar ve Solar+ $K_2S_2O_8$, Solar+ $Na_2S_2O_8$, Solar+Oxone Proseslerinin Bakteri İnaktivasyonuna Etkisi.....	53
4.3. İnaktivasyon Kinetiği Hesaplamaları.....	65
4.3.1. Solar ve solar ile aktifleştirilmiş PDS ve PMS proseslerinin inaktivasyon katsayıları.....	66
4.3.2. Yeniden çoğalma potansiyelleri.....	78
4.3.3. Maliyet hesabı.....	79
5. SONUÇ.....	85
KAYNAKLAR.....	87
ÖZGEÇMİŞ.....	96

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
Å	Angstrom
R ²	Belirleme katsayısı
Fe ⁺²	Demir (II) iyonu
H ₂ O ₂	Hidrojen peroksit
OH·	Hidroksil radikali
S ₂ O ₈ ⁻	Persülfat
K ₂ S ₂ O ₈	Potasyum peroksidisülfat
HSO ₅ ⁻	Peroksimonosülfat
Na ₂ S ₂ O ₈	Sodyum peroksidisülfat
SO ₄ ⁻	Sülfat radikali
TiO ₂	Titanyum dioksit
W/m ²	Watt/metrekare
t _{4D}	4 log' luk inaktivasyon için gereken süre

Kısaltmalar	Açıklama
ATCC	Amerikan tipi kültür koleksiyonu
DNA	Deoksiribonükleik asit
DBP	Dezenfeksiyon yan ürünleri
PPRI	Foto-üretilmiş reaktif ara maddeler
RMSE	Hata kareler ortalaması
CAT	Katalaz
nm	Nanometre
PDS	Peroksidisülfat
PMS	Peroksimonosülfat
RHS	Reaktif halojen türleri
ROS	Reaktif oksijen türleri
SODIS	Solar dezenfeksiyon
SOD	Süperoksit dismutaz
UV	Ultraviyole

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Elektromanyetik spektrum.....	22
Şekil 2.2. Virüslerde ve bakterilerde güneş ışığı inaktivasyon mekanizmalarının kavramsal modeli.....	23
Şekil 2.3. (a) Potasyum/Sodyum PDS ve (b) Oxone' nun moleküler yapısı.....	27
Şekil 2.4. Peroksidisülfat (PDS) ve peroksimonosülfatın (PMS) UV ışık ile aktivasyon mekanizması.....	31
Şekil 2.5. Sülfat radikallerinin inaktivasyon mekanizması.....	35
Şekil 2.6. UV ve UV/PDS inaktivasyonunda bakteri hücrelerinin SEM görüntüleri.....	36
Şekil 2.7. UV ve UV/PMS inaktivasyonunda mantar sporlarının SEM görüntüleri.....	37
Şekil 2.8. SOS yanıtının aktivasyon mekanizması.....	38
Şekil 2.9. Fotoreaktivasyon mekanizması.....	38
Şekil 3.1. Solar simülatör.....	41
Şekil 3.2. <i>E. coli</i> büyüme eğrisi.....	42
Şekil 3.3. <i>P. aeruginosa</i> büyüme eğrisi.....	43
Şekil 3.4. <i>E. coli</i> kolonileri (a) ve <i>P. aeruginosa</i> kolonileri (b).....	44
Şekil 3.5. Deneysel yöntem.....	46
Şekil 3.6. GInaFiT modelleme aracının kapsadığı bakteriyel inaktivasyon eğrileri.....	48
Şekil 4.1. Oxone' nun <i>E. coli</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	52
Şekil 4.2. Oxone' nun <i>P. aeruginosa</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	52
Şekil 4.3. Solar ve Solar+K ₂ S ₂ O ₈ proseslerinin <i>E. coli</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	54
Şekil 4.4. Solar ve Solar+Na ₂ S ₂ O ₈ proseslerinin <i>E. coli</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	55
Şekil 4.5. <i>E. coli</i> için Solar+K ₂ S ₂ O ₈ prosesinin pH değişimi.....	55
Şekil 4.6. <i>E. coli</i> için Solar+Na ₂ S ₂ O ₈ prosesinin pH değişimi.....	56
Şekil 4.7. Solar ve Solar+Oxone proseslerinin <i>E. coli</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	56
Şekil 4.8. <i>E. coli</i> için Solar+Oxone prosesinin pH değişimi.....	57
Şekil 4.9. <i>E. coli</i> için yapılan inaktivasyon deneylerinde 3. dak (a) ve 10. dak (b)' da elde edilen logaritmik bakteri giderimleri.....	58
Şekil 4.10. Solar ve Solar+K ₂ S ₂ O ₈ proseslerinin <i>P. aeruginosa</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	59
Şekil 4.11. Solar ve Solar+Na ₂ S ₂ O ₈ <i>P. aeruginosa</i> proseslerinin inaktivasyonuna olan etkisi.....	60
Şekil 4.12. <i>P. aeruginosa</i> için Solar+K ₂ S ₂ O ₈ prosesinin pH değişimi.....	60
Şekil 4.13. <i>P. aeruginosa</i> için Solar+Na ₂ S ₂ O ₈ prosesinin pH değişimi.....	61
Şekil 4.14. Solar ve Solar+Oxone proseslerinin <i>P. aeruginosa</i> inaktivasyonuna olan etkisi.....	62
Şekil 4.15. <i>P. aeruginosa</i> için Solar+Oxone prosesindeki pH değişimi.....	62
Şekil 4.16. <i>P. aeruginosa</i> için yapılan inaktivasyon deneylerinde 10. dak (a) ve 30. dak (b)' da elde edilen logaritmik bakteri giderimleri.....	64

Şekil 4.17.	<i>E. coli</i> inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) K ₂ S ₂ O ₈ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri.....	66
Şekil 4.18.	<i>E. coli</i> inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) Na ₂ S ₂ O ₈ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri.....	67
Şekil 4.19.	<i>E. coli</i> inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) Oxone ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri.....	68
Şekil 4.20.	<i>E. coli</i> için yapılan inaktivasyon deneylerinde elde edilen logaritmik bakteri giderimi ve Bifazik modele göre belirlenen k ₁ ve k ₂ katsayıları.....	69
Şekil 4.21.	<i>P. aeruginosa</i> inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) K ₂ S ₂ O ₈ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri.....	71
Şekil 4.22.	<i>P. aeruginosa</i> inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) Na ₂ S ₂ O ₈ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri.....	72
Şekil 4.23.	<i>P. aeruginosa</i> inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) Oxone ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri.....	73
Şekil 4.24.	<i>P. aeruginosa</i> için yapılan inaktivasyon deneylerinde elde edilen logaritmik bakteri giderimi ve Bifazik modele göre belirlenen k ₁ ve k ₂ katsayıları.....	74
Şekil 4.25.	<i>E. coli</i> için Bifazik modele göre belirlenen 4 log' luk inaktivasyon için gereken süreler (t _{4D}).....	75
Şekil 4.26.	<i>P. aeruginosa</i> için Bifazik modele göre belirlenen 4 log' luk inaktivasyon için gereken süreler (t _{4D}).....	76
Şekil 4.27.	<i>E. coli</i> ve <i>P. aeruginosa</i> için toplam inaktivasyon sürelerinde kimyasal maliyetlerinin karşılaştırılması.....	81
Şekil. 4.28	<i>E. coli</i> ve <i>P. aeruginosa</i> için 4 log' luk inaktivasyon sürelerinde kimyasal maliyetlerin karşılaştırılması.....	82

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 2.1. İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik Ek-1' de yer alan mikrobiyolojik parametreler.....	5
Çizelge 2.2. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik Ek-1'de yer alan içme suyu için mikrobiyolojik parametreler.....	6
Çizelge 2.3. TS 266 Tüketim Amaçlı Sular standardında yer alan mikrobiyolojik parametreler.....	7
Çizelge 2.4. Su kaynaklı potansiyel hastalıklar ve neden olan patojen mikroorganizmalar.....	8
Çizelge 2.5. Dışkı, atık su ve ham sudaki bazı indikatörlerin ve patojenlerin miktarları örneği.....	14
Çizelge 2.6. Dezenfeksiyon yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları.....	19
Çizelge 2.7. ROS' ların oksitleme kapasiteleri.....	34
Çizelge 3.1. Solar simülatörle çalışılan yükseklikte elde edilen global radyasyon, UV-A ve UV-B değerleri.....	41
Çizelge 3.2. GInaFiT modelleme aracının kapsadığı model türlerine ait olan denklemler ve parametreler.....	49
Çizelge 4.1. Bifazik model göre belirlenen inaktivasyon proseslerine ait parametreler.....	77
Çizelge 4.2. <i>E. coli</i> için inaktivasyon proseslerine ait yeniden çoğalma yüzdeleri.....	78
Çizelge 4.3. <i>P. aeruginosa</i> için inaktivasyon proseslerine ait yeniden çoğalma yüzdeleri.....	78
Çizelge 4.4. <i>E. coli</i> ve <i>P. aeruginosa</i> için kimyasal maliyetleri.....	80
Çizelge 4.5. <i>E. coli</i> ve <i>P. aeruginosa</i> için enerji maliyetleri (4 log' luk inaktivasyon).....	83
Çizelge 4.6. <i>E. coli</i> ve <i>P. aeruginosa</i> için enerji maliyetleri (Toplam inaktivasyon).....	84

1. GİRİŞ

Su, dünyadaki canlılar için vazgeçilmez doğal kaynaklardan biridir. Tüm canlıların hayatını sürdürebilmesi, sağlıklı ve güvenilir su kaynaklarına erişimin olmasına, suyun yeterli miktar ve istenilen kalitede olmasına bağlıdır. Ancak artan nüfus ve küresel iklim krizi, su ortamlarının çeşitli patojen mikroorganizmalar tarafından kirlenmesine katkıda bulunmakta, su miktarında ve kalitesinde azalmaya ve patojenlerin sebep olduğu su kaynaklı hastalıkların görülme oranının artmasına neden olmaktadır (Venâncio, Rodrigues, Nunes ve Madeira, 2022). Günümüzde güvenli su temini ciddi bir küresel sorun olmakla birlikte bu sorun ileriki yıllarda daha da önemli hale gelecektir (Eleren, 2017). Düşük ve orta gelirli ülkelerde kirli su tüketimini azaltmada kaydedilen önemli ilerlemeye rağmen, 748 milyondan fazla insan hala iyileştirilmiş su kaynağına erişememektedir (Luzi, Tobler, Suter ve Meierhofer, 2016; Tsydenova, Batoev ve Batoeva, 2015). Ayrıca 2030 yılına kadar dünyanın %40' ının küresel su açığıyla karşı karşıya kalacağı düşünülmektedir (Guerra-Rodríguez, Rodríguez, Singh ve Rodríguez-Chueca, 2018).

Pek çok insan, nehirler, göletler, korumasız kaynaklar, kazılmış kuyular veya araçlarla taşınan sular gibi mikrobiyolojik olarak güvenli olmayan kaynakları kullanmak zorunda kalmaktadır (Byrne, Fernandez-Ibañez, Dunlop, Alrousan ve Hamilton, 2011; Luzi ve diğerleri, 2016). Ancak, iyileştirilmiş su kaynaklarına (ev bağlantıları, kamuya ait kuyular, korumalı kaynaklar gibi) erişimi olan birçok insan da hala hijyenik açıdan güvenli olmayan suya maruz kalmaktadır. Bunun sebebi ya kaynakların patojen içermeyen suyu sağlayamaması ya da kaynaktan evlere iletimi sırasında suyun yeniden kirlenmesi, hijyenik olmayan koşullarda depolanması ve taşınması olabilmektedir (Luzi ve diğerleri, 2016).

Patojen mikroorganizmalarla kirlenmiş suların kullanımı tifo, hepatit ve kolera dahil olmak üzere su kaynaklı hastalıkların bulaşma riskinin artmasıyla sonuçlanmaktadır (Byrne ve diğerleri, 2011). Her yıl 1,7 milyar ishal vakası meydana gelmekte ve çoğu düşük ve orta gelirli ülkelerde olmak üzere her yıl yaklaşık 760000 çocuk ishal nedeniyle ölmektedir.

İshalli hastalıklardan kaynaklanan enfeksiyonların yaklaşık %88' inin içme ve kullanma suyunun kalitesini ve hijyen uygulamalarını iyileştirmeye yönelik yapılacak müdahalelerle önlenebileceği tahmin edilmektedir (Luzy ve diğerleri, 2016). Bu nedenle, suda bulunan patojen mikroorganizmaların etkin bir şekilde inaktive edilmesi çok önemlidir ve bu da verimli dezenfeksiyon teknolojilerini gerektirmektedir. Su dezenfeksiyonunda klorlama, ozonlama ve UV ışık gibi geleneksel su dezenfeksiyon teknolojileri yaygın olarak kullanılmakla birlikte bu yöntemler, toksik ve kanserojen dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu, tüm patojen mikroorganizmaları tamamen inaktive etmekte yetersiz kalma, yüksek enerji girişi ve bakteriyel yeniden çoğalma dahil olmak üzere birçok dezavantaja sahiptir. Bu nedenle düşük enerji tüketimi ve yüksek verimliliğe sahip alternatif “yeşil” ve uygun maliyetli dezenfeksiyon teknolojileri geliştirme ihtiyacı ön plana çıkmaktadır (Wang ve diğerleri, 2019; Wang, Wang, Li, Wong ve An, 2020; Xia ve diğerleri, 2017).

Güneş ışığı ile dezenfeksiyon (SODIS), yüzeysel ve içme sularındaki patojen mikroorganizmaları inaktive etmek için verimli, basit, ucuz ve çevre dostu bir yöntemdir (Eleren, 2017; Ghanizadeh, Naseri Ara, Esmaili ve Masoumbeigi, 2015; Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019) ve özellikle kullanımı kolay ve ucuz olduğundan gelişmekte olan dünya ülkelerinde kabul görmüş olup etkin bir şekilde kullanılmaktadır (Eleren, 2017). Ancak bu avantajlarına rağmen; nispeten uzun dezenfeksiyon süresi (6 saatten iki güne kadar) (Ghanizadeh ve diğerleri, 2015), dezenfeksiyon etkinliğinin sıcaklığa bağımlılığı ve işlemden sonra bakterilerin çoğalma riski gibi sorunları bulunmaktadır (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019). Güneş ile dezenfeksiyonun verimliliğini arttıran ve güneş enerjisi ile çalışan ileri oksidasyon yöntemleri bu sorunlara çözüm konusunda büyük bir potansiyel sunmaktadır (Marjanovic, Giannakis, Grandjean, Alencastro ve Pulgarin, 2018; Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019).

İleri oksidasyon prosesleri, güçlü oksitleyici türlerle patojen mikroorganizmaları inaktive eden ve etkili bir su dezenfeksiyonu sağlayan yaklaşımlardır (Garkusheva ve diğerleri, 2017; Marjanovic ve diğerleri, 2018; Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2017a). İleri oksidasyon prosesleri ile ilgili çalışmaların çoğu, fenton/foto-fenton, TiO₂ fotokataliz, UV/H₂O₂ gibi hidroksil radikali bazlı işlemler üzerinde yoğunlaşmaktadır (Berruti, Oller

ve Polo-López, 2021; Garkusheva ve diğerleri, 2017; Xia ve diğerleri, 2017). Bununla birlikte, son yıllarda, tipik olarak peroksidisülfat ve peroksimonosülfattan üretilen sülfat radikali bazlı ileri oksidasyon proseslerine artan bir ilgi söz konusudur (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018; Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019; Xia ve diğerleri, 2017) ve özellikle daha ucuz ve verimli olan güneş ışığına dayalı sülfat radikali ($SO_4^{\cdot-}$) bazlı inaktivasyon konusunda yapılan çalışmalar ön plana çıkmıştır (Berruti ve diğerleri, 2021; Ferreira ve diğerleri, 2020; Marjanovic ve diğerleri, 2018; Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019).

Bu çalışmada, güneş ışığına dayalı sülfat radikali bazlı ileri oksidasyon prosesinin, su kalitesinin değerlendirilmesinde yaygın olarak kullanılan *E. coli* ve *P. aeruginosa* bakterileri üzerindeki inaktivasyon etkisi incelenmiştir. Çalışmanın ilk aşamasında, değişen konsantrasyondaki farklı sülfat tuzlarının solar ışık aktivasyonu ile oluşturulan $SO_4^{\cdot-}$ nin *E. coli* ve *P. aeruginosa* üzerindeki inaktivasyon etkileri değerlendirilmiş ve inaktivasyon katsayıları belirlenmiştir. İkinci aşamada ise uygulanan inaktivasyon proseslerinden sonra yeniden çoğalma olup olmadığı değerlendirilmiş ve proseslerin maliyet hesabı yapılmıştır.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Dünya ve Türkiye' deki Su Kaynakları

Su, canlılar için en temel doğal kaynaklardan biridir. Dünyanın toplam yüzey alanı 510 milyon km² 'dir ve bu alanın yaklaşık %71' ini sular oluşturmaktadır. Toplam su miktarı ise 1,4 milyar km³ olup, %97,5' i okyanuslarda ve denizlerde, insanların sağlıklı ve ekonomik bir biçimde kullanamayacağı tuzlu su olarak bulunmaktadır. İnsanların evsel, tarımsal ve diğer amaçlar için güvenli olarak kullanabilecekleri su kaynakları dünyadaki toplam su kaynaklarının %2,5' ini oluşturan nehir ve göllerdeki tatlı sulardır. Ancak bu kadar az olan tatlı su kaynaklarının %90' ının da kutuplarda ve yeraltında bulunması, insanların kullanabileceği tatlı su miktarının ne kadar kısıtlı olduğunu göstermektedir. Ekosistemlerin devamlılığının sürdürülmesi açısından kullanılabilir tatlı suların varlığı çok büyük önem arz etmektedir. Karalarda bulunan suların %10' luk kısmı kullanılabilir tatlı su sınıfına girmektedir ve bu da toplam su potansiyelinin %0,3' lük (5500 km³) kısmını oluşturmaktadır. Bu değer, gelecekte artacak olan su gereksiniminin karşılanmasında büyük problemler olabileceğini ortaya koymaktadır (Karaman ve Gökalp, 2010).

Türkiye, 2013 yılı itibarıyla kişi başına düşen 1500 m³ kullanılabilir su miktarı ile su kısıtı bulunan ülkeler arasında yer almaktadır. 2030 yılına gelindiğinde ise kişi başına düşen 1100 m³ kullanılabilir su miktarı ile su sıkıntısı çeken bir ülke durumuna gelebileceği düşünülmektedir (*Su Kaynakları Yönetimi*, 2018). Dünyadaki duruma bakıldığında, 2030 yılına kadar dünyanın %40' ının küresel su açığıyla karşı karşıya kalacağı öngörülmektedir (Guerra- Rodríguez ve diğerleri, 2018).

Ekonomik büyüme, kentleşme, nüfus artışı, iklim değişikliği ve su kaynaklarının yönetimindeki eksiklikler zaten kısıtlı olan su kaynaklarının üzerindeki baskıyı daha da arttırmakta ve çeşitli patojen mikroorganizmalar tarafından kirlenmesine katkıda bulunmaktadır. Dünyadaki düşük ve orta gelirli ülkelerde kirli su tüketimini azaltmak için yapılan çalışmalara ve kaydedilen önemli ilerlemeye rağmen, hala 748 milyondan fazla insanın iyileştirilmiş su kaynağına erişimi bulunmamaktadır (Luzi ve diğerleri, 2016;

Tsydenova ve diğeri, 2015). Türkiye’ de ise TÜİK verilerine göre 2018 yılında köy nüfusunun %99,4’ üne, belediye nüfusunun %98,6’ sına olmak üzere toplam nüfusun %98,6’ sına içme ve kullanma suyu şebekesi ile iyileştirilmiş suya erişim sağlanmıştır. 2020 yılında ise bu değerler köy nüfusunun ise %99,3’ ü, belediye nüfusunun %98,7’ si olmak üzere toplam nüfusun %98,8’ i olarak değişmiştir (Türkiye İstatistik Kurumu [TÜİK], 2021).

2.2. İçme ve Kullanma Suyu ile İlgili Mikrobiyolojik Standartlar

Patojen mikroorganizmalarla kontamine olmuş suların çeşitli amaçlarla kullanılması veya içilmesi, tüketicilerin su kaynaklı hastalıklara yakalanmasında önemli rol oynamaktadır. Bu nedenle güvenli içme ve kullanma suyuna erişim halk sağlığı açısından öncelikli kriter ve gereklilik olarak değerlendirilmektedir (Elal Muş ve Çetinkaya, 2017).

Ülkemizde yürürlükte olan İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik, içme suları ile ilgili esasları ve kalite kriterlerini, gereken arıtma sınıflarını ve arıtma veriminin tespitine ilişkin hususları içermektedir. Yönetmeliğin Ek-1’ inde yer alan kılavuz değerlere göre içme ve kullanma suları üç farklı kategoriye ayrılmakta ve her biri için arıtma sınıfları belirlenmektedir. İçme suyu arıtma tesislerinin giriş suyu ve çıkış suyu burada yer alan parametreler doğrultusunda izlenmekte ve parametrelerin arıtma verimi hesaplanmaktadır. Ekte yer alan mikrobiyolojik parametreler Çizelge 2.1’ de verilmiştir (İçme Suyu Temin, 2019).

Çizelge 2.1. İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik Ek-1’ de yer alan mikrobiyolojik parametreler (İçme Suyu Temin, 2019)

Parametre	Birim	Kılavuz Değerler		
		A1*	A2*	A3*
<i>Cryptosporidium</i> ookist	ookist/L	0,075	-	1
Fekal koliform	EMS 100 mL	20	2000	20000
Fekal streptokok	EMS 100 mL	20	1000	10000
Toplam Koliform (37 °C’ de)	EMS 100 mL	50	5000	50000

A1*: Basit fiziksel arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular, A2*: Fiziksel arıtma, kimyasal arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular, A3*: Fiziksel arıtma, kimyasal arıtma, ileri arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular

İçme suyu arıtma tesisi çıkış sularının, İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik' te yer alan içme suyu standartlarına ulaşması gerekmektedir. Standart değerler Çizelge 2.2' de verilmiştir. Bu değerlere ulaşamadığı durumlarda tesiste revizyon çalışmaları yapılarak arıtma proseslerinin verimliliği artırılmaktadır (İçme Suyu Temin, 2019).

Çizelge 2.2. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik Ek-1'de yer alan içme suyu için mikrobiyolojik parametreler (İnsani Tüketim Amaçlı, 2016)

Parametre	Parametrik değer	Notlar
<i>E. coli</i>	0/250 ml	
Enterokok	0/250 ml	
Koliform bakteri	0/250 ml	
<i>P. aeruginosa</i>	0/250 ml	
Anaerob sporlu sülfid redükte eden bakteriler	0/50ml	
Patojen Stafilokoklar	0/100ml	
Kaynaktan alınan numunede maksimum:		
22 °C'de koloni sayımı	20/ml	
37 °C'de koloni sayımı	5/ml	
İmlâhanede ambalajlandıktan sonra alınan numunede;		
22 °C'de koloni sayımı	100/ml	Not 1
37 °C'de koloni sayımı	20/ml	
Piyasada satılan ambalajlı sulardan alınan numunede maksimum:		
22 °C'de koloni sayımı	İmlâhane için	
37 °C'de koloni sayımı	belirlenen sınır	
	değerin on katıdır.	
Parazitler	0/5 L	

Not 1: İzin verilen maksimum sınır değer olmayıp rehber değerdir.

Ayrıca Türk Standartları Enstitüsü, İnsanî Tüketim Amaçlı Sular (TS 266) hakkında bir standart yayınlamıştır. Bu standartta, insanî tüketim amaçlı suların tanımı, sınıflandırması ve özellikleri, numune alma, muayene ve deneyleri ile piyasaya arz şekli yer almaktadır. Standartta yer alan mikrobiyolojik standartlar Çizelge 2.3' te verilmiştir. Kapsama giren sular; Sınıf 1 (kaynak (memba) suları) ve Sınıf 2 (kaynak suları dışındaki insanî tüketim amaçlı sular) olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Sınıf 1 sular tek tiptir, Sınıf 2 sular ise Tip 1

(işlem görmüş kaynak (membra) suları) ve Tip 2 (içme ve kullanma suları) olmak üzere iki tipten oluşmaktadır (Türk Standartları Enstitüsü [TSE], 2005).

Çizelge 2.3. TS 266 Tüketim Amaçlı Sular standardında yer alan mikrobiyolojik parametreler (TSE, 2005)

Özellik	Değer, en çok	
	Sınıf 1 ve Sınıf 2 Tip 1	Sınıf 2 Tip 2
<i>Escherichia coli (E.coli)</i>	0/250 mL	0/100 mL
Enterococci	0/250 mL	0/100 mL
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	0/250 mL	-
Koloni sayısı, 22 °C' de	100/mL	-
Koloni sayısı, 37 °C' de	20/mL	-

2.3. Su Kaynaklı Patojen Mikroorganizmalar

Hastalığa neden olan organizmalara patojen adı verilmektedir (Alkan, 2010). Bazı patojenler yaşam döngülerinin önemli bir bölümünü doğal yaşam alanları olan su ortamında geçirirler ve tesadüfen bir konak ile karşılaşır. Çevresel patojen olarak adlandırılan bu organizmalarda çoğalma hem suda hem de konakta meydana gelebilmektedir ve suda karşılaşılan düşük besin konsantrasyonları ile çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik koşullara uyum sağlayabilmektedirler. *Legionella spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, bazı Mycobacteria türleri ve *Naegleria fowleri* çevresel patojenler arasında yer almaktadır. Diğer su kaynaklı patojenler ise enterik patojenlerdir ve çevresel patojenlerin aksine suda çoğalmazlar. Çoğalma, enfekte olmuş konakların bağırsak sistemlerinde meydana gelmektedir ve bu patojenler suya fekal kontaminasyon yoluyla girmektedir. *Campylobacter*, *Salmonella spp.*, *Shigella*, *Cryptosporidium*, *Giardia* ve enterik virüsler enterik patojen türlerindedir (Nocker, Burr ve Camper, 2014). Bu tür patojenlerle kirlenen suların içme veya yemek pişirmede kullanılması, yıkama veya banyo sırasında su ile temas edilmesi, rekreasyon amaçlı kullanılması ve hatta aerosol olarak ince damlacıklarının solunması enfeksiyona neden olabilmektedir (Gadgil, 1998; Magana-Arachchi ve Wanigatunge, 2020).

Su yoluyla bulaşmanın neden olduğu insan sağlığı etkileri, hafif gastroenteritten şiddetli ve bazen ölümcül olabilen diare, dizanteri, hepatit ve tifo ateşine kadar çeşitlilik göstermektedir. Ayrıca patojen içeren sular, kolera, dizanteri ve kriptosporidiyoz dahil olmak üzere büyük hastalık salgınlarının kaynağı da olabilmektedir (Çizelge 2.4) (World Health Organization [WHO], 2017).

Çizelge 2.4. Su kaynaklı potansiyel hastalıklar ve neden olan patojen mikroorganizmalar (Alkan, 2010; WHO, 2017)

Boyut (µm)	Patojen	Başlıca hastalık	Enfektivite	Birincil kaynak
Bakteri				
0.1 - 10	<i>Salmonella typhi</i>	Ateşli tifo	Düşük	İnsan dışkısı
	<i>Salmonella spp.</i>	Gastroenteritis (Salmonellosis)	Düşük	İnsan/hayvan dışkısı
	<i>Shigella</i>	Dizanteri	Yüksek	İnsan dışkısı
	<i>Vibrio cholerae</i>	Kolera	Düşük	İnsan dışkısı, kıyı suları
	<i>Patojenik E.coli</i>	Gastroenteritis	Düşük	İnsan/hayvan dışkısı
	<i>Campylobacteria jejuni</i>	Gastroenteritis	Orta	İnsan/hayvan dışkısı
	<i>Legionellapneumophlia</i>	Legionnaires' hastalığı	Orta	Sıcak su
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Cilt iltihabı	Düşük	Doğal sular
	<i>Aeromonas hydrophila</i>	Gastroenteritis		Doğal sular
	<i>Helicobacter pylori</i>	Peptik ülserler		Salya, insan dışkısı
	<i>Mycobacterium avium intracellulare</i>	Akciğer hastalığı		İnsan/hayvan dışkısı, toprak, su
Virüs				
0.05 - 0.1	Rotavirus	Gastroenteritis	Yüksek	İnsan dışkısı
	Astrovirus	Gastroenteritis	Yüksek	İnsan dışkısı
	Çocuk felci virüsü	Çocuk felci		İnsan dışkısı
	Hepatit A virüsü	Bulaşıcı hepatitler	Yüksek	İnsan dışkısı
	Hepatit E virüsü	Hepatitler	Yüksek	İnsan dışkısı
	Enterovirüsler	Gastroenteritis	Yüksek	İnsan
	Adenovirüsler	Solunum hastalıkları	Yüksek	İnsan

Çizelge 2.4. Su kaynaklı potansiyel hastalıklar ve neden olan patojen mikroorganizmalar (Alkan, 2010; WHO, 2017) (devamı)

Protozoa				
4 - 15	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibik dizanteri	Yüksek	İnsan dışkıısı
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiosis (Gastroenteritis)	Yüksek	İnsan ve hayvan dışkıısı
	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis (Gastroenteritis)	Yüksek	İnsan ve hayvan dışkıısı
	<i>Naegleria fowleri</i>		Orta	Toprak ve su

Not: Gönüllü insanlarla yapılan deneylerden, epidemiyolojik kanıtlardan ve hayvan çalışmalarından elde edilen sonuçlara göre enfektif dozlar belirlenmiştir. Buna göre, Yüksek: 1-10² organizma veya partikül; Orta: 10²-10⁴ organizma veya partikül; Düşük: >10⁴ organizma veya partiküldür.

Ortalama sağlıklı bir yetişkin için minimum enfeksiyon dozu (hastalığa neden olmak için gerekli olan en az sayıdaki patojen), patojen mikroorganizma türüne göre büyük ölçüde farklılık göstermektedir (Gadgil, 1998). Bu doz, *Shigella* için yaklaşık 10 organizma iken, *Campylobacter* enfeksiyonları için birkaç yüz organizma, kolera enfeksiyonu için ise yaklaşık 10⁶ organizmaya kadar değişebilmektedir (Schroeder ve Wuertz, 2003). Ancak minimum enfeksiyon dozunda, maruz kalan kişinin yaşı, sağlığı, beslenme ve immünolojik durumu gibi faktörler de söz konusu olabilmektedir (Gadgil, 1998).

Bir su mikrobiyolojik olarak incelendiğinde amaç, patojenlerin varlığını endekslemekten ziyade onların sağlık riskini oluşturabilecek sayıda (minimum enfeksiyon dozu) olabilme potansiyelini belirlemektir. Bunun için de indikatör mikroorganizmalar kullanılmaktadır (Alkan, 2010).

2.4. İndikatör Mikroorganizmalar

Bazı su kaynaklı spesifik patojenlerin konsantrasyonunu belirlemek için yöntemler mevcut olsa da bu yöntemler karmaşık ve zaman alıcı olabilmektedir. Bu nedenle su kalitesinin rutin olarak izlenmesi için kullanılmaları pratik değildir. Daha uygun bir yaklaşım ise, fekal kontaminasyona işaret edecek bir indikatör organizma türünün varlığını test etmektir (Gadgil, 1998).

İndikatörlerin su ortamında bulunmaları, suya herhangi bir yolla dışkıının bulaştığını ve bağırsak kökenli bir patojen organizmanın bulunabileceğini göstermektedir. Bu bakteriler, belli bir hastalık varlığını direkt olarak kanıtlamamakla birlikte patojenlerle bir arada buldukları için bunların rutin olarak izlenmesi patojen varlığını ortaya koymada kolay bir yol sunmaktadır (Alkan, 2010). Sularda fekal kirliliğin göstergesi olacak indikatör organizma şu özelliklere sahip olmalıdır:

- Patojenler mevcut olduğunda atık sularda ve kirli sularda bulunmalı,
- Tüm kategorilerdeki sulara uygulanabilir olmalı,
- Patojenlere göre daha fazla sayıda mevcut olmalı,
- Sularda patojenlerle benzer hayatta kalma özelliklerine sahip olmalı ve dezenfeksiyona karşı aynı direnci göstermeli,
- Patojenlerin çoğalamadığı çevre koşullarında çoğalmamalı,
- Patojenik özellikte olmamalı,
- Kararlı özelliklere sahip olmalı, sürekli değişmemeli ve basit yöntemlerle kolayca belirlenebilmelidir (Bartram ve Howard, 2003; Horan, 2003).

Aslında hiçbir indikatör organizma yukarıda sıralanmış olan özelliklerin tümüne tam olarak uymamaktadır. Fakat mikrobiyolojik su analizlerinde bu özelliklerin çoğuna uyan organizma indikatör olarak kullanılır. Bunlar da genellikle toplam koliformlar, termotoleran koliformlar, enterokoklar, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* olmaktadır.

Toplam koliformlar: Toplam koliformlar, aerobik ve fakültatif anaerobik olan, gram negatif, spor oluşturmayan, çubuk şeklinde, 35–37 °C’ de 24-48 saat içinde laktoz fermantasyonu ile asit, gaz ve aldehit üreten bakterilerdir. Genel olarak, toplam koliformların *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* ve *Enterobacter* cinslerinden oluştuğu kabul edilmektedir. Ancak grup daha heterojendir ve *Serratia* ve *Hafnia* gibi cinsleri de içermektedir (Payment, Waite ve Dufour, 2003; WHO, 2017).

Toplam koliform grubunun bazı türleri fekal orijinli değildir ve suda hayatta kalabilen ve büyüeyebilen çevresel türleri de barındırmaktadır. Bu nedenle fekal patojenlerin spesifik

bir göstergesi değillerdir. Dağıtım sistemlerinin kalite kontrolü ve biyofilmlerin varlığını değerlendirmek için kullanılabilirler ancak bu amaçlar için kullanılabilirler daha iyi indikatörler bulunmaktadır. Toplam koliformların dezenfeksiyon indikatörü olarak kullanılabilirliği öne sürülmekle birlikte, dezenfeksiyona enterik virüsler ve protozoalardan çok daha duyarlı olabildiklerinden bu organizmaların varlığını göstermede yetersiz kalmaktadırlar (WHO, 2017). Önemli ölçüde suda tespit edilmeleri ve sayımları kolay olduğu için içme suyu kalitesi ile ilgili olarak kullanımlarına devam edilmektedir (Alkan, 2010; Payment ve diğerleri, 2003).

***Escherichia coli* ve termotoleran koliform bakteri:** Termotoleran koliformlar, 44–45 °C’ de çoğalma yeteneğine sahip olan, laktozdan asit ve gaz üreten toplam koliform bakterilerdir. Ayrıca fekal indikatör rolleri nedeniyle fekal koliformlar olarak da bilinmektedir (Ashbolt, Grabow ve Snozzi, 2001). Baskın cins *Escherichia*’dır ancak bazı *Citrobacter*, *Klebsiella* ve *Enterobacter* türlerini de barındırmaktadır.

Escherichia coli (*E.coli*), insan ve sıcakkanlı hayvanların dışkıında çok sayıda bulunmaktadır ve fekal kirliliğinin olmadığı durumlarda suda nadiren görülmektedir. *E. coli* dışındaki termotoleran koliformlar, organik olarak zenginleştirilmiş sulardaki çevresel organizmaları da içerebilmektedir. Bu nedenle *E. coli*, dışkı kaynaklı kirliliğin en uygun indikatörü olarak kabul edilmekle birlikte (Payment ve diğerleri, 2003; WHO, 2017) birçok ülkede toplam ve fekal koliformlar yerine tercih edilmektedir (Alkan, 2010). Çoğu durumda, *E. coli* (veya alternatif olarak termotoleran koliformlar), içme suyu kalitesinin izlenmesinde ilk tercih edilen fekal koliform olabilmektedir. Aynı zamanda *E. coli*, diğer koliformlar gibi dezenfeksiyona karşı bazı patojen organizmalardan (enterik virüsler ve protozoalar) daha duyarlı olabilmesine rağmen dezenfeksiyon indikatörü olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (WHO, 2017).

Heterotrofik bakteri sayısı (HBS): HBS, karbon ve enerji kaynağı olarak organik bileşikleri kullanan aerobik ve fakültatif anaerobik bakterilerin sayısının değerlendirilmesi için kullanılmaktadır. *Aeromonas*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Pseudomonas*, *Serratia*, *Acinetobacter*, *Proteus*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium* ve *Moraxella* cinslerine ait gram-negatif bakterileri içermektedir (Gerba,

2009). Heterotrofik mikroorganizmalar, su ortamlarının hem doğal üyelerini hem de birçok kirlilik kaynağında bulunan organizmaları kapsamakla birlikte özellikle ham su kaynaklarında çok sayıda bulunurlar (WHO, 2017). Koloni sayıları, genellikle fekal kirlilikle alakalı olmayan bakterileri değerlendirmek için 22-37 °C’de birkaç saat ile 7 gün süren inkübasyonun ardından belirlenmektedir (Payment ve diğerleri, 2003; WHO, 2017).

HBS, suda bulunan mikroorganizmaların sadece küçük bir kısmını tespit edebilmektedir ve patojen varlığının indikatörü olarak çok az bir öneme sahiptir. Bu yöntem ile tespit edilen organizmalar, koliform bakteriler gibi dezenfeksiyon işlemlerine duyarlıdır. Arıtma verimliliğinin uzun vadeli değerlendirilmesinde ve amacın mikroorganizma sayılarını mümkün olduğunca az tutmak olduğu arıtma ve dezenfeksiyon proseslerinde indikatör olarak izlenmesi faydalı olabilmektedir. Ayrıca arıtma ve dağıtım sistemlerinin yüzeylerindeki biyofilmlerin varlığını değerlendirmede kullanılabilir (Payment ve diğerleri, 2003; WHO, 2017).

Enterococci ve Fekal streptococci: Fekal streptococci, Lancefield grup D antijenine sahip olan, 45 °C’de çoğalabilen, gram-pozitif streptokok grubudur. Enterococci ise pH 9,6’ da, 10 °C ve 45 °C’ de ve %6,5 sodyum klorürde çoğalabilen streptokokları kapsayan bir gruptur. Fekal streptococci grubu, çeşitli *Enterococcus spp.* ve *S. bovis* ve *S. equinus* türlerinden oluşmaktadır. Fekal streptococci’ nin Enterococci grubu fekal kirliliğin tercih edilen indikatörleridir ve baskın fekal enterokoklar arasında *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans*, *E. hirae* türleri yer almaktadır (Ashbolt ve diğerleri, 2001). *S. bovis* ve *S. equinus* türleri çoğunlukla hayvanlarda bulunurken *E. faecalis* ve *E. faecium* türleri daha çok insanlara özgüdür (Gerba, 2009). İnsan dışkısında bulunan bağırsak enterokoklarının sayısı genellikle *E. coli*’ den daha az olmaktadır. Öte yandan su ortamlarında *E. coli*’ den (veya termotoleran koliformlardan) daha uzun süre hayatta kalabilirler ve klorlamaya karşı daha dirençlidirler. *E. coli*’ den daha uzun süre hayatta kalan fekal patojenlerin bir indikatörü olarak içme suyu analizlerinde kullanılmaktadırlar. Ayrıca, dağıtım sistemlerindeki onarımlardan sonra ve yeni şebekeler döşendikten sonra su kalitesini değerlendirmek için veya yüzeysel suların kirlenmesini tespit etmek için kullanılabilirler (Payment ve diğerleri 2003; WHO, 2017).

Clostridium perfringens: *Clostridium perfringens* gram-pozitif, spor oluşturan, anaerobik, sülfid indirgeyen çubuk şeklindeki bir bakteridir ve yalnızca fekal kaynaklıdır (Gerba, 2009). Dışkıda *E. coli*' den daha düşük sayıda bulunmakla birlikte *E. coli* gibi su ortamlarında çoğalmaz ve fekal kirliliğin oldukça spesifik bir indikatörüdür (WHO, 2017). *C. perfringens* sporları suda uzun süre canlı kalabilmektedir ve yoğun UV ışık, sıcaklık, pH ve klorlama gibi dezenfeksiyon işlemlerine son derece dayanıklı olabilmektedirler (Gerba, 2009; Payment ve diğerleri, 2003; WHO, 2017). Sporların gösterdiği dayanıklılık nedeniyle *C. perfringens*' in arıtılmış içme suyu kaynaklarında protozoanın bir indikatörü olarak kullanımı önerilmektedir. Ayrıca daha önce meydana gelen fekal kirliliğin bir indikatörü olarak kullanılarak aralıklı kontaminasyona yatkın kaynakların belirlenmesine yardımcı olabilmektedir (WHO, 2017). Fakat canlı kalma süreleri nedeniyle kirlilik olayından çok sonra (ve uzakta) tespit edilerek yanlış alarmlara yol açabileceğinden, dağıtım sistemlerinin rutin izlenmesinde kullanımı önerilmemektedir (Payment ve diğerleri, 2003).

Pseudomonas aeruginosa* ve *Aeromonas spp.: *Aeromonas* ve *Pseudomonas spp.*' lerin bazıları fırsatçı patojenler olmakla birlikte, çevrede yaygın olarak bulunan gram-negatif, spor oluşturmeyen, çubuk şeklindeki bakterilerdir (Gerba, 2009; Payment ve diğerleri, 2003). *P. aeruginosa*, yoğun şekilde kirlenmiş sular ile temas edilmesi sonucunda çeşitli yüzeysel enfeksiyonlara yol açan fırsatçı bir patojendir. *Aeromonas spp.*' ler ise enterik enfeksiyonlara sebep olmaktadır. Ancak su dağıtım sistemlerinde bulunan suşların enterik enfeksiyona yol açtığına dair güçlü bir kanıt bulunmamaktadır (Payment ve diğerleri, 2003).

P. aeruginosa doğada (toprak ve suda) her yerde yaygın bir şekilde bulunabilmekte ve doğal şartlarda çoğalabilmektedir (Gerba, 2009). Dışkıda ve kanalizasyonda her zaman bulunmadığından fekal kirlilik indeksi olarak kullanılamamaktadır. İçme suyu dağıtım sistemlerinin genel temizliğinin değerlendirilmesinde dikkate alınabilmektedir. Ayrıca *P. aeruginosa* bulunduğu sularda bakteriyolojik kalitede bozulmaya neden olabilmektedir. Özellikle su sıcaklığındaki artış ve dağıtım sistemindeki düşük akış hızı sonucunda oluşan tat, koku ve bulanıklık şikayetleri ile ilişkilendirilmektedir. *Aeromonas*, *P. aeruginosa* gibi fekal kirlilik indeksi olarak kullanılamamaktadır. Dağıtım sistemlerinde yeniden

büyüme yi değerlendirmede kullanımı faydalı olabilmektedir (Payment ve diğerleri, 2003).

2.5. Su Dezenfeksiyonu

Suların fekal kirliliğine, atık suların alıcı su ortamına değarjı gibi noktasal kirlilik kaynakları, kanalizasyon sızıntıları, kanalizasyon taşmaları, evcil ve vahşı hayvan dışkıları, yağmur suyu akışları, hatalı septik tanklar, kentsel alanlardan veya tarım alanlarından gelen akış gibi noktasal olmayan kaynaklar sebep olmaktadır (Ahmed, Neller ve Katouli, 2005; Tran, Gin ve Ngo, 2015). Özellikle atık sular yüksek düzeyde fekal kaynaklı mikroorganizma içermektedir (Çizelge 2.5) ve atık su değarjıları su ekosisteminin fekal kirliliğinin temel kaynağını oluşturmaktadır (Cabral, 2010). Fekal olarak kirlenmiş suların, çeşitli amaçlarla kullanılması (içme, banyo, yıkama, rekreasyon, sulama vb.) pek çok hastalığa (tifo, dizanteri, gastroenteritis vb.) sebep olduğundan, su dezenfeksiyonu büyük bir önem taşımaktadır.

Çizelge 2.5. Dışkı, atık su ve ham sudaki bazı indikatörlerin ve patojenlerin miktarları örneği (Gerba, 2009; WHO, 2017)

Mikroorganizma	Gram dışkı başına sayı	Aritılmamış atık sularda litre başına sayı	Ham suda litre başına sayı
Fekal koliformlar (<i>E.coli</i> ve <i>Klebsiella</i>)	10^7 (çoğunlukla non-patojenik)	10^6 - 10^{10}	100-100000
<i>Campylobacter spp.</i>	10^6	100- 10^6	100-10000
<i>Vibrio cholerae</i> *	10^6	100- 10^6	100- 10^8
Enterovirüsler	10^6	1-1000	0,01-10
Rotavirüsler	10^9	50-5000	0,01-100
<i>Cryptosporidium</i>	10^7	1-10000	0-1000
<i>Giardia intestinalis</i>	10^7	1-10000	0-1000
		100 mL' deki sayı	
<i>Clostridium perfringens</i>		10^4	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		10^5	

**Vibrio* su ortamında büyüebilmektedir.
Not: Yerel veriler değişiklik gösterecektir.

Dezenfeksiyon, su kaynaklı hastalıkların yayılmasını önlemek için suda bulunan patojenik mikroorganizmaların uzaklaştırılması veya inaktive edilmesi işlemidir (Ngwenya, Ncube ve Parsons, 2013; Zábavá ve diğerleri, 2018). Su içerisindeki canlı mikroorganizma sayısını önemli ölçüde azaltan çeşitli dezenfeksiyon yöntemleri mevcuttur. Geleneksel dezenfeksiyon teknolojileri, flokülasyon ve çökeltme, filtrasyon, pastörizasyon, ultraviyole (UV) ve güneş ışığı gibi fiziksel yöntemleri ve kimyasalların eklenmesinden oluşan klorlama, kloraminasyon, klor dioksiteleme ve ozonlama gibi kimyasal yöntemleri içermektedir. Ayrıca geleneksel yöntemlerin yanı sıra kavitasyon, fotokataliz, fenton, elektrokimyasal ve sülfat bazlı ileri oksidasyon gibi dezenfeksiyon yöntemleri de mevcuttur.

Herhangi bir dezenfeksiyon teknolojisinin uygunluğu, su kaynaklı patojenlere karşı olan etkinliğine, kalıntı aktivitesine, dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DBP' ler) oluşumuna, maliyetine (inşaat, işletme ve bakım), büyük ölçekli uygulamalara uygulanabilirliğine ve dezenfekte edilmiş suyun nihai kullanım alanına göre değerlendirilebilmektedir (Pichel, Vivar ve Fuentes, 2019).

2.5.1. Kimyasal dezenfeksiyon yöntemleri

Klorlama: Klorlama, su kaynaklı patojenlerin inaktivasyonunda en yaygın kullanılan yöntemdir. Suyu klor veya klor yan ürünlerinin (sodyum hipoklorit veya kalsiyum hipoklorit) eklenmesinden oluşmaktadır. Burada klor, genellikle serbest klor olarak adlandırılan hipokloröz asit (HOCl) ve hipoklorit iyonu (OCl⁻) oluşturmakta ve her iki ürün de patojenik mikroorganizmaların inaktive edilmesini sağlamaktadır (Pichel ve diğerleri, 2019). Yöntem etkinliğine rağmen, tat ve koku problemlerine yol açma ve suda bulunan organik ve inorganik bileşiklerle reaksiyona girerek trihalometanlar (THM' ler) ve haloasetik asitler (HAA' lar) gibi 40' tan fazla dezenfeksiyon yan ürünü oluşturma gibi dezavantajlara sahiptir (Alkan, 2010; Pichel ve diğerleri, 2019). Oluşan bu yan ürünler, toksik ve kanserojen olmakta aynı zamanda genetik mutasyonlara sebep olmaktadır (Şengül ve Alkan, 2018).

Klor dioksit: Klor dioksit, klordan daha güçlü bir dezenfektandır ve hümik maddelerle reaksiyona girerek THM oluşturmamaktadır. Genellikle sodyum hipoklorit ve hidroklorik asit arasındaki reaksiyonla üretilmektedir (Environmental Protection Agency [EPA], 2011).

Kloraminasyon: Kloraminasyon işleminde, amonyak ve klor kontrollü bir şekilde dozlanarak reaksiyona girmekte ve monokloraminler (NH_2Cl) oluşturulmaktadır. Klordan daha az etkili olmakla birlikte daha az tat ve koku sorunları üretmekte ve THM oluşturmamaktadır (Pichel ve diğerleri, 2019).

Ozonlama: Ozon, yüksek voltajlı elektrotlardan (on binlerce volt) oluşan bir sistemden kuru oksijen veya hava geçirilerek üretilmektedir. Klor ile dezenfeksiyondan daha yüksek bir dezenfeksiyon verimliliğine sahiptir (Collivignarelli, Abbà, Benigna, Sorlini ve Torretta, 2018) ve klordan sonra en yaygın kullanılan dezenfektandır (Pichel ve diğerleri, 2019). Dağıtım sistemlerinde dezenfeksiyon sürekliliğini sağlayamadığından sadece primer dezenfektan olarak tercih edilmektedir (Alkan, 2010). Ayrıca ozonun, doğal organik maddeler ve bromür iyonu (Br^-) ile reaksiyona girerek bromat, aldehytler, ketonlar ve kinonlar dahil olmak üzere bir dizi yan ürün ürettiği bilinmektedir (Pichel ve diğerleri, 2019).

2.5.3. Fiziksel dezenfeksiyon yöntemleri

UV ışık: UV dezenfeksiyonu, suyun UV lambalarıyla (genellikle 254 nm) kaplı tüplerden geçirilmesiyle sağlanmaktadır. Işık, mikroorganizmaların hücre duvarına nüfuz ederek doğrudan mikroorganizmaların DNA' sına etki etmektedir. Birçok kimyasal dezenfektanın aksine, UV dezenfeksiyonu suya tat ve koku vermemekte ve aşırı doz veya zararlı yan ürün oluşumu nedeniyle risk oluşturmamaktadır. UV ışığın nitrat ile reaksiyonundan sadece nitrit oluşabilmektedir. Ancak arıtılmış suda kalıntı bırakmamakta ve bu nedenle dağıtım şebekesinde olabilecek bir kontaminasyona karşı koruma sağlamamaktadır. Ayrıca suda bulunan bileşikler, lambaların dış yüzeylerini kirleterek uygulanan UV yoğunluğunu ve dolayısıyla dezenfeksiyon etkinliğini

azaltabilmektedir. Lamba yüzeyindeki kirlenme ve biyolojik film oluşumu periyodik temizlik gerektirebilmektedir (Pichel ve diğerleri, 2019).

Pastörizasyon (kaynatma): Kaynatma, güvenilir içme suyu elde etmenin en eski yöntemidir ve çoğunlukla gelişmekte olan ülkelerde kullanılmaktadır. Dezenfeksiyon için suyu kaynama noktasına (100 °C) kadar ısıtmak kesinlikle gerekli değildir; su sıcaklığının altı dakika boyunca 70 °C' de tutulması yeterli olmaktadır. Bu yöntem çok fazla yakıt gerektirmektedir (Pichel ve diğerleri, 2019). Daha çok debisi düşük olan içme suyu arıtma ünitelerinde kullanılmaktadır (Alkan, 2010).

Filtrasyon: Filtrasyon, mikroorganizmaların sudan fiziksel olarak uzaklaştırılması işlemidir. Filtrasyon sırasında su, farklı yatak malzemelerinden oluşan gözenekli bir yapıdan veya ince bir filmde (membran filtrasyonu) geçirilmektedir. Filtre, gözenek boyutuna bağlı olarak suda bulunan askıda partikül maddeleri ve buna bağlı olarak bazı mikroorganizmaları tutmaktadır. Basit kullanımları olan filtreler arasında seramik filtreler, taş filtreler ve kum filtreleri bulunmaktadır. Bu filtrelerin verimliliği çok değişken olabilmektedir. Özellikle küçük topluluklar için, yavaş veya hızlı kum filtreleri, su temini için daha uygun bir yöntemdir (Pichel ve diğerleri, 2019). Gözenek boyutuna göre membran filtrasyon türleri; mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz olarak sınıflandırılmaktadır. Membran filtrasyon, içme suyu ve atık sulardan mikroorganizmaları, organik ve partikül maddeleri uzaklaştırmada etkili bir yöntemdir (Collivignarelli ve diğerleri, 2018). Ters osmoz kullanılarak mikroorganizmaların uzaklaştırılması, bakterilerin membran yüzeyinde biyofilmler oluşturması nedeniyle önerilmemektedir. Ayrıca membran sistemlerinin kimyasal temizleme, membran değişimi ve yüksek bir enerji gereksinimleri söz konusudur (Pichel ve diğerleri, 2019).

2.5.4. Diğer dezenfeksiyon yöntemleri

Kavitasyon: Kavitasyon, bir sıvı içinde hücrel hasar meydana getiren, yüksek basınç ve sıcaklık oluşturan mikro kabarcıkların oluşumu, büyümesi ve çökmesi olarak bilinmektedir. Kavitasyon, toksik yan ürünlerin oluşumuna neden olmamakla birlikte kimyasal dezenfektanlara göre pahalı bir yöntemdir. Ayrıca büyük hacimlerde suyu

arıtma kapasitesine sahip değildir ve sürekli bir enerji gereksinimi vardır (Pichel ve diğerleri, 2019).

Elektrokimyasal dezenfeksiyon: Elektrokimyasal dezenfeksiyon, elektrotlar vasıtasıyla sudan elektrik akımı geçirilerek mikroorganizmaların inaktive edilmesi işlemidir (Kraft, 2008, Pichel ve diğerleri, 2019). Elektrokimyasal dezenfeksiyon mekanizması doğrudan ve dolaylı oksidasyonu içermektedir. Doğrudan oksidasyonda, mikroorganizmaların doğrudan anot ile reaksiyona girmesi sonucu elektron kaybederek, dolaylı oksidasyonda ise üretilen reaktif oksijen türleri (hidroksil radikali (HO[·]), klor radikali (Cl[·]) vb.) ile reaksiyona girerek inaktivasyon gerçekleşmektedir (Chen ve diğerleri, 2021). Bu yöntemde, yerinde üretimin olması nedeniyle dezenfektanların taşınması, depolanması ve dozajı gerekmez (Kraft, 2008). Ancak değişken elektrot ömürleri, kireçli tortu oluşumu, zararlı DBP' lerin oluşumu ve sürekli elektrik beslemesi gerekliliği gibi dezavantajlar söz konusudur (Pichel ve diğerleri, 2019).

Fotokataliz: Fotokataliz işlemi sırasında, katalitik yarı iletken parçacıklar uygun dalga boyundaki ışığa (UV lambaları veya güneş ışığı ($\lambda < 400$ nm)) maruz kaldığında elektron boşluğu çiftleri (e^-/h^+) üretilir ve bu çiftler, inaktivasyon sağlayan oksitleyici türler (HO[·]) oluşturur (Pichel ve diğerleri, 2019). TiO₂, düşük maliyeti, kimyasal kararlılığı, toksik olmaması nedeniyle en yaygın kullanılan fotokatalizördür (Dalrymple, Stefanakos, Trotz ve Goswami, 2010; Guo, Zhou, Ma ve Yang, 2019). Fotokataliz yöntemi mikroorganizma inaktivasyonunda etkili olmakla birlikte bazı zorlukları mevcuttur. Süspansiyon TiO₂ sistemlerinde, hem katalizör kaybını hem de arıtılan suya yeni kirletici girişini engellemek için arıtılmış sudan katalizör parçacıklarının geri kazanımı için ek bir işlem gerekebilmektedir. Bununla birlikte, katalizör bir yüzeye tutturulabilir ancak hem katalitik aktif alanlar azalır hem de foton penetrasyonu, her bir yüzey bölgesine ulaşamayabilir ve bu da dezenfeksiyon etkinliğini azaltabilmektedir. Katalizör aktivasyonu için düşük dalga boyundaki UV' nin kullanılması, yüksek işletme maliyetlerine neden olmaktadır (Pichel ve diğerleri, 2019).

Fenton ve fenton benzeri proses: Fenton prosesi, asidik şartlarda Fe⁺²' nin hidrojen peroksit (H₂O₂) ile reaksiyonu sonucu hidroksil radikallerinin (HO[·]) oluşmasına

dayanmaktadır. Katalitik verim, sıcaklık, H₂O₂ ve Fe⁺² konsantrasyonu gibi parametrelerden etkilenmektedir. Fenton prosesi, yüksek bozunma verimliliği ve kolay kullanım gibi avantajlara sahiptir. Bununla birlikte, asidik çalışma koşulu (pH=3) ve büyük miktarda demir içeren çamur üretimi söz konusudur, bu da yüksek işletme maliyetine ve ek bir kirliliğe neden olmaktadır. Ayrıca heterojen fenton proseslerinde, demir mineralleri, sıfır değerlikli demir (ZVI), metal oksitler (MnO₂, PdO, ZnO vb.) gibi metal katalizörler kullanılmaktadır. Su dezenfeksiyonunda, HO[·] radikali üretimine dayanan fenton/fenton benzeri proseslerini iyileştirmek için ek enerji girdisi (ısı, ışık, elektrik ve ultrasound) ve birleştirilmiş teknikler uygulanmaktadır (Chen ve diğerleri, 2021).

Çizelge 2.6. Dezenfeksiyon yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları (Pichel ve diğerleri, 2019)

Dezenfeksiyon Yöntemi	Avantaj	Dezavantaj/Sınırlama
Klorlama	-Bakteri ve virüs inaktivasyonunda oldukça etkilidir. -Yeniden kontaminasyona karşı koruma sağlar. -Kalsiyum ve sodyum hipoklorit, basit ekipman ve donanım gerektirir.	-Dezenfeksiyon yan ürünleri oluşur. - <i>Cryptosporidium</i> ve <i>Giardia</i> kistlerine karşı etkisizdir. -İstenmeyen tat ve koku oluşur. -Bulanık ve organik madde açısından zengin sularda daha az etkilidir. -Klor gazı tehlikelidir ve aşırı derecede aşındırıcıdır. -Kimyasal ihtiyacı vardır.
Kloraminasyon	-Klordan daha az dezenfeksiyon yan ürünü oluşur. -Yeniden kontaminasyona karşı koruma sağlar. -Dağıtım sisteminde biyofilm oluşumuna karşı etkilidir. -Daha az tat ve koku problemi oluşur.	-Diğer yöntemlere göre daha az dezenfeksiyon yeteneği söz konusudur. -Yerinde üretim gerektirir. -Kimyasal ihtiyacı vardır.
Klordioksit	- Kalıntı aktivite sağlar. - <i>Giardia</i> ' ya karşı etkilidir.	-Yerinde üretim gerektirir. -Klordan daha pahalıdır. -Kloritler ve kloratlar oluşur. -Düşük bir <i>Cryptosporidium</i> inaktivasyonu sağlar. -İstenmeyen tat ve koku oluşur. -Kimyasal ihtiyacı vardır.
Ozonlama	-Bakterilere, virüslere ve protozoalara karşı etkilidir (<i>Giardia</i> ve <i>Cryptosporidium</i>). -Kimyasal ihtiyacı yoktur.	-Yerinde üretim gerektirir. - Kalıntı aktivite sağlamaz. -Diğer kimyasal dezenfektanlara kıyasla maliyeti daha yüksektir. -Yüksek enerji girişi gereklidir. -Dezenfeksiyon yan ürünü (bromat) oluşur.

Çizelge 2.6. Dezenfeksiyon yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları (Pichel ve diğerleri, 2019) (devamı)

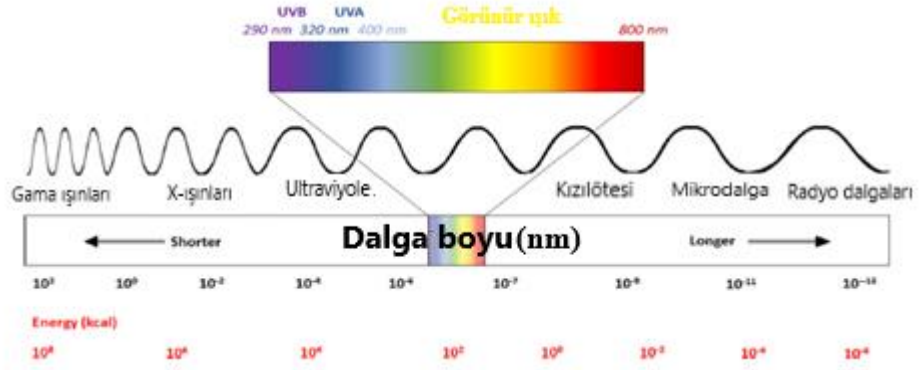
Uv ışık	-Virüs, spor ve kistlere karşı etkilidir. -Tat ve koku problemi yoktur. -Zararlı yan ürün oluşumu yoktur. -Kimyasal ihtiyacı yoktur.	-Kalıntı aktivite sağlamaz. -Lambalar her 6-12 ayda bir değiştirilmelidir. -Atılan lambalar atık yönetimi sorunu yaratır. -Kimyasal kirlenme, biyofilm oluşumu ve yetersiz su geçirgenliği nedeniyle dezenfeksiyonun etkinliği azalır.
Pastörizasyon	-Basit bir yöntemdir. -Kimyasal ihtiyacı yoktur.	-Fazla yakıt gerektirir. -Ekonomik ve çevresel olarak sürdürülebilir değildir.
Filtrasyon	-Suyun bulanıklığını ve mikroorganizma içeriğini azaltır. -Kimyasal ihtiyacı yoktur.	-Patojenlerin elimine edilmesi filtrenin gözenek boyutuna bağlıdır. -Filtrelerin düzenli olarak temizlenmesi gereklidir. -Ters osmozda yüksek enerji tüketimi, yüksek maliyetler ve membran temizliği için kimyasal ihtiyacı söz konusudur.
Kavitasyon	-Zararlı yan ürün oluşturmaz. -Kimyasal ihtiyacı yoktur.	-Kimyasal dezenfektanlara göre pahalıdır. -Sürekli enerji girişi gerekir.
Elektrokimyasal	-Doğrudan elektrolizör için kimyasal ihtiyacı yoktur.	-Sürekli enerji girişi gerekir. -Karışık oksitleyici üretici için kimyasal ihtiyacı vardır. -Elektrotlarda kireçli tortular oluşabilir.
Fotokataliz	-Güçlü bakteri inaktivasyonu sağlar.	-Kimyasal ihtiyacı vardır. -UV lambaları kullanılıyorsa, onların dezavantajları söz konusudur. -Güneş ışığı kullanılıyorsa, iklim koşullarına bağlılık söz konusudur.
Fenton	-Güçlü bakteri inaktivasyonu sağlar.	-Kimyasal ihtiyacı vardır. -Çamur üretimi söz konusudur. -Yüksek işletme maliyetleri vardır.
Güneş ışığı (Solar)	-Kullanımı basit ve ucuzdur. -Elektrik ve kimyasal ihtiyacı yoktur. -Zararlı yan ürün oluşumu yoktur. -Bakterilere, virüslere ve protozoalara karşı etkilidir.	-İklim koşullarına bağlılık söz konusudur. -Dezenfeksiyon için nispeten uzun zaman gereklidir. -Çok bulanık sularda ön arıtma gereklidir. -Kalıntı aktivite sağlamaz.

2.6. Güneş Işığı ile Dezenfeksiyon

Güneş ışığı ile dezenfeksiyon (SODIS), patojenlerle kontamine olmuş suları dezenfekte etmek için kullanılan basit ve düşük maliyetli bir yöntemdir. SODIS ile patojenlerin inaktive edilmesinde, termal ve optik inaktivasyonun sinerjistik etkisinden yararlanılmaktadır. Termal etki, su tarafından kırmızı ve kızılötesi fotonların yüksek absorpsiyonuna bağlı oluşmaktadır. 40 °C' nin altındaki sıcaklıklarda, UV-A inaktivasyon mekanizmalarının, inaktivasyon sürecine hakim olması nedeniyle termal etki ihmal edilebilir düzeyde olmaktadır. Belirgin bir bakteri inaktivasyonundaki

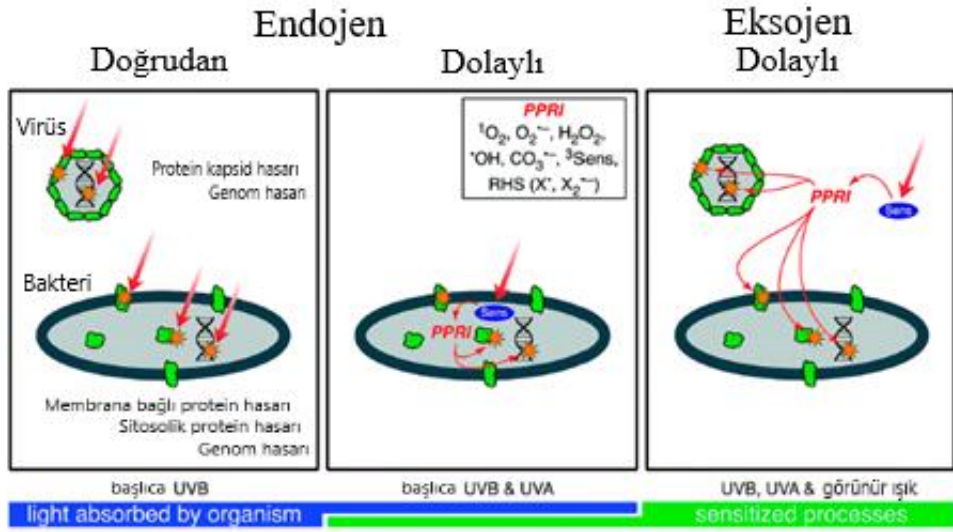
sinerjistik etki 45 °C' nin üzerindeki sıcaklıklarda gözlemlenmektedir (Byrne ve diğeri, 2011). Termal inaktivasyonda, belli bir sıcaklığın üzerinde, birçok mikroorganizma hücresi tahrip olup ölmektedir. Bunun sebebi yüksek sıcaklıkların, mikroorganizmalarda bulunan ve yaşam için gerekli olan proteinleri denatüre etmesidir. Güneşe ışığına maruz bırakılan suyun sıcaklığı 30-50 °C' ye kadar artabilmektedir. Patojen mikroorganizmalar bu aralıktaki sıcaklıklara hassas olan temel proteinleri içeriyorsa, termal olarak inaktive olabilmekte ve bu proteinler patojen için termal eşiği oluşturmaktadır. Örneğin, *E. coli*' deki hücresel fonksiyon bozulmaları, lipid membranların erime noktası nedeniyle 40 °C' de başlamaktadır. *T. thermophilus* bakterisi proteinleri ise 70 °C' ye kadar etkilenmemektedir. Protozoa türü olan *C. parvum*' un canlılığının, ookist duvarında bulunan yağ asitleri ve hidrokarbonların erime noktası nedeniyle 30-50 °C aralığındaki sıcaklıklarda giderek azaldığı bilinmektedir. MS2 virüsü, 50 °C' nin üzerindeki sıcaklıklarda inaktive olmaktadır (García-Gil, García-Muñoz, McGuigan ve Marugán, 2021).

Dünya yüzeyine ulaşan güneş ışığı spektrumu, farklı dalga boylarına sahip olan ultraviyole, görünür ve kızılötesi gibi radyasyonlardan meydana gelmektedir. Optik inaktivasyon, güneş ışığı spektrumundaki UV ve görünür ışık ile sağlanmaktadır (Luzi ve diğeri, 2016) (Şekil 2.1). UV ışık (200–400 nm), UV-A (320–400 nm), UV-B (280-320 nm) ve UV-C (200–280 nm) olarak sınıflandırılabilir (Byrne ve diğeri, 2011). UV-C ve UV-B aralığının %95' i ozon tabakası tarafından absorbe edilmektedir. Bu nedenle UV-B, mikroorganizmaların SODIS inaktivasyonunda yalnızca küçük bir katkı sağlamaktadır. Ayrıca kullanılan kapların malzemeleri de UV-B geçirgenliğini daha da azaltabilmektedir. Sonuç olarak, güneş ışığının UV-A kısmı, SODIS' in ana inaktivasyon faktörünü temsil etmektedir (Byrne ve diğeri, 2011; Moreno-Andrés, Rios Quintero, Acevedo-Merino ve Nebot, 2019).



Şekil 2.1. Elektromanyetik spektrum (Giannakis ve diğerleri, 2016)

Güneş spektrumunun farklı bölümleri, optik inaktivasyonun üç ana hasar mekanizmasına katkıda bulunmaktadır. Bu dalga boylarına bağlı olarak oluşan hasar mekanizmaları, farklı duyarlılıklara ve absorpsiyon spektrumlarına sahip olan farklı kromoforlardan kaynaklanmaktadır (García-Gil ve diğerleri, 2021). Mikroorganizmada, endojen bir kromofor (nükleik asitler, proteinler veya diğer makromoleküller) bir fotonu absorbe ettiğinde, kromoforun kimyasal yapısında değişikliklere neden olan doğrudan fotoinaktivasyon meydana gelmektedir (Nelson ve diğerleri, 2018). Dolaylı fotoinaktivasyonda, bir kromofor bir fotonu absorbe ettiğinde, mikroorganizmanın bileşenlerine zarar veren foto-üretilmiş reaktif ara maddeler (PPRI) üretilmektedir. Burada, kromofor, duyarlılaştırıcı olarak adlandırılmaktadır. Duyarlılaştırıcının bulunduğu yere göre dolaylı fotoinaktivasyon, eksojen veya endojen olarak sınıflandırılmaktadır. Eğer PPRI, dahili duyarlılaştırıcılardan üretiliyorsa endojen dolaylı inaktivasyon, harici duyarlılaştırıcılardan üretiliyorsa eksojen dolaylı inaktivasyon gerçekleşir. Endojen duyarlılaştırıcılar, hidrojen peroksit, hidroksil radikalleri, singlet oksijen veya süperoksit radikalleri gibi reaktif oksijen türleri (ROS) üreten amino asitler, koenzimler ve vitaminlerdir. Eksojen duyarlılaştırıcılar ise çözülmüş organik maddeler, nitratlar, nitritler ve metal kompleksleridir (Şekil 2.2). Su kalitesine göre farklılık göstermekle birlikte deniz suyunda ROS, karbonat radikalleri ($\text{CO}_3^{\cdot-}$) ve reaktif halojen türleri (RHS) gibi çeşitli PPRI' lar harici olarak oluşturulabilmektedir. PPRI' ların oluşturulması ancak hücre dışı su matrisinin bu hassaslaştırıcıları içermesi durumunda mümkün olmaktadır. Bu nedenle, saf suda eksojen dolaylı inaktivasyon oluşmamaktadır (García-Gil ve diğerleri, 2021).



Şekil 2.2. Virüslerde ve bakterilerde güneş ışığı inaktivasyon mekanizmalarının kavramsal modeli (Nelson ve diğerleri, 2018)

Endojen doğrudan hasar, UV-B aralığındaki (280 -320 nm) fotonlar tarafından başlatılırken, endojen dolaylı hasar UV-B ve UV-A (320–400 nm) aralığındaki fotonları içerebilmektedir. Eksojen hasara ise UV-B, UV-A ve görünür (400-700 nm) ışık bölgelerindeki fotonlar neden olabilmektedir (Şekil 2.2) (Nelson ve diğerleri, 2018).

Virüsler endojen doğrudan ve eksojen dolaylı mekanizmalar yoluyla hasara uğrarken, üç mekanizmanın tümü bakteri hasarına katkı sağlamaktadır (Nelson ve diğerleri, 2018). Bakterilerin genomu endojen hasara neden olan UV-B ışığına oldukça hassastır. DNA, UV-B ışığına maruz kaldığında ışığın bir kısmı DNA’daki timin ve sitozin bazlarının pirimidin halkaları tarafından emilir, bu da DNA replikasyonunu inhibe eden pirimidin dimerlerinin oluşumuna yol açar ve böylece mikroorganizmanın üremesi engellenmiş olur. Dolaylı fotoinaktivasyonda duyarlılaştırıcılar aracılığı ile üretilen oldukça reaktif oksijen molekülleri, DNA’ya zarar vermekte, proteinlerdeki amino asitleri ve lipitlerdeki çoklu doymamış yağ asitlerini oksitleyerek hücre zarı hasarını meydana getirmektedir (Pichel ve diğerleri, 2019). Virüslerde endojen fotoinaktivasyon, genom UV-B ışığına maruz kaldığında doğrudan hasar yoluyla meydana gelmektedir. Virüslerin hücre zarı yoktur ve bir protein kapsidi ile çevrili bir genomdan oluşan basit yapıları nedeniyle, dolaylı endojen hasar genellikle ihmal edilebilir düzeyde olmaktadır (García-Gil ve diğerleri, 2021). Eksojen duyarlılaştırıcılar aracılığı ile üretilen reaktif oksijen türleri ise

virüslerin genomuna ve/veya kapsid kabuğuna zarar verebilmektedir (Luzi ve diğerleri, 2016). Kist veya spor oluşturabilen birçok protozoa, güneş ışığı da dahil olmak üzere pek çok çevresel strese karşı dirençlidir (Luzi ve diğerleri, 2016). *C. parvum*' un solar inaktivasyonunda, genomun UV-B ışığı absorpsiyonunun neden olduğu doğrudan endojen hasar baskın olmakla birlikte dolaylı endojen hasar ihmal edilebilir düzeydedir. Eksojen duyarlılaştırıcılardan biri olan doğal organik maddenin mevcudiyeti, büyük olasılıkla yüksek dirençli kalın ookist duvarı nedeniyle *C. parvum* canlılığı üzerinde herhangi bir etkiye neden olmadığından, eksojen hasar da ihmal edilebilmektedir (García-Gil ve diğerleri, 2021).

Güneş ışığı ile dezenfeksiyonu etkileyen birçok parametre bulunmaktadır. Bunlar genel olarak, sudaki organik ve inorganik bileşikler, sudaki çözülmüş oksijenin varlığı, ışık yoğunluğu, sıcaklık, reaktör tipi, mikrobiyal özellikler şeklinde sıralanabilmektedir (Eleren, 2017, Luzi ve diğerleri, 2016).

Organik ve inorganik bileşikler: Suda bulunan çözülmüş maddeler güneş ışığı ile dezenfeksiyon sürecinde iki kritik rol oynayabilmektedir; ya radyasyon zayıflatıcı olarak ve/veya duyarlılaştırıcı olarak etki etmektedirler (García-Gil ve diğerleri, 2021). Işık absorplayan çözülmüş maddelerin ana bileşenini oluşturan hümik maddeler (Eleren, 2017), dahili bir UV filtresi görevi görerek UV-A radyasyonunu doğrudan absorplayabilmekte ve dezenfeksiyon etkinliğini azaltabilmektedirler (Luzi ve diğerleri, 2016). Nitratlar (NO_3^-), nitritler (NO_2^-) (bi)karbonatlar ($\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^-$) ve renkli çözülmüş organik maddeler duyarlılaştırıcı olarak görev gördüklerinde ise ROS üretiminden dolayı güneş ışığı ile dezenfeksiyonu arttırabilmektedirler (Eleren, 2017; García-Gil ve diğerleri, 2021).

Bulanıklık: Suda bulunan askıda katı maddeler UV ışığını bloke ettiğinden, 30 NTU' nun (nefelometrik bulanıklık birimi) üzerindeki bir bulanıklık inaktivasyonu azaltmaktadır (Cháuque ve Rott, 2021; Meierhofer ve Landolt, 2009). Su bulanıklığı 30 NTU' dan yüksekse, bulanıklığı gidermek veya azaltmak için ön işlem uygulanması gerekmektedir (Cháuque ve Rott, 2021; Meierhofer ve Wegelin, 2002). Ancak bazı durumlarda yüksek derecede bulanık sularda yüksek dezenfeksiyon etkinliği gözlemlenebilmektedir. Bu durumun infrared radyasyonu (IR) absorpsiyonunun bir

sonucu olarak suyun sıcaklığının artması (termal inaktivasyon) nedeniyle meydana geldiği belirtilmiştir (Luzi ve diğerleri, 2016).

Sıcaklık: Su sıcaklığı 45 °C' yi aştığında optik ve termal inaktivasyonun sinerjistik etkisi gözlenmektedir (Byrne ve diğerleri, 2011; McGuigan, Joyce, Conroy, Gillespie ve Elmore-Meegan, 1998).

Çözünmüş oksijen: Çözünmüş oksijen içeren suyun güneş ışığı ile dezenfeksiyonu, reaktif oksijen türleri (oksijen serbest radikalleri ve hidrojen peroksitler) üretimi nedeniyle daha verimli olmaktadır (Eleren, 2017; Meierhofer ve Wegelin, 2002).

Reaktör (kap) malzemesi: Güneş ışığı dezenfeksiyonunda, güneş ışığının malzemeye nüfuz etmesi gerektiğinden UV-saydam bir kap veya reaktör kullanılması gerekmektedir. PET şişeler, güneş ışığı ile dezenfeksiyonda en sık kullanılan kaplardır. Ayrıca polipropilen, polistiren, polietilen torbalar ve cam reaktörler (bileşik parabolik toplayıcılarla donatılmış) gibi alternatif kaplar ve malzemeler de kullanılmaktadır. Dezenfeksiyonda kullanılan kapların sadece optik özellikleri değil, aynı zamanda mekanik özellikleri, uzun vadeli dayanıklılıkları ve kullanılabilirlikleri de önemlidir (García-Gil ve diğerleri, 2021).

Mikroorganizma türü: Güneş ışığı ile dezenfeksiyonda birçok mikroorganizma türü inaktive edilebilmekle birlikte inaktivasyon verimleri ve dezenfeksiyona gösterdikleri direnç türlerine göre değişiklik göstermektedir (Eleren, 2017). Genel olarak, patojenik bakteriler, çoğu virüs ve spor/kist oluşturan protozoalar ile karşılaştırıldığında güneşin UV ışığının etkilerine daha az dayanıklı oldukları görülmektedir. Birçok virüs, güneş ışığı ile dezenfeksiyon sürecinde küçük bir rol oynayan UV-B ışığından oldukça etkilenir (Luzi ve diğerleri, 2016) ancak bakterilere göre iki kat fazla güneş ışığı dozu gereklidir (Eleren, 2017). Virüs ve protozoalara göre daha az olsa da, patojenik bakteri türleri arasında da güneş ışığına direnç açısından farklılıklar söz konusudur (Luzi ve diğerleri, 2016). Mikroorganizma türünün yanı sıra büyüme safhası da inaktivasyon verimini etkilemektedir. Ayrıca saf kültür ve doğal olarak ortamda bulunan mikroorganizmalar arasında direnç farklılıklarının olduğu belirtilmiştir (Eleren, 2017).

Işık yoğunluğu ve konum: SODIS verimliliği, mevcut güneş ışığı miktarına bağlı olarak değişmektedir. Güneş ışığı yoğunluğu enlem, mevsim ve günün saatine bağlı olarak farklı coğrafi konumlarda değişiklik göstermektedir (Meierhofer ve Wegelin, 2002). En uygun bölgeler 15 °K ve 35 °K (aynı zamanda 15 °G ve 35 °G) enlemleri arasında yer almaktadır (Eleren, 2017; Meierhofer ve Wegelin, 2002).

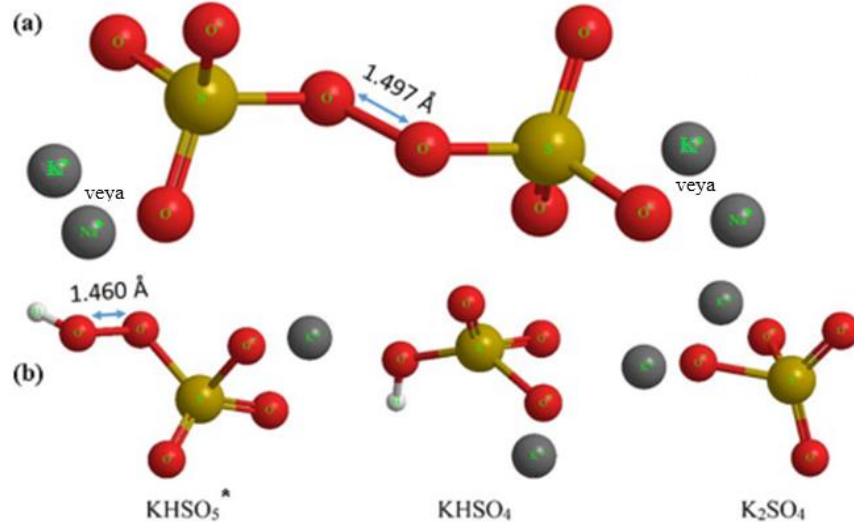
2.7. Sülfat Radikali Bazlı İleri Oksidasyon

2.7.1. Peroksidisülfat ve peroksimonosülfat kimyası

Peroksidisülfat (PDS), potasyum, sodyum ve amonyak olmak üzere üç tuz şeklinde bulunabilmektedir (Wacławek ve diğerleri, 2017). Deneysel çalışmalarda yaygın olarak sodyum peroksidisülfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) ve potasyum peroksidisülfat ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) kullanılmaktadır. PDS, renksiz veya beyaz kristaldir ayrıca yüksek bir stabiliteye sahiptir. 730 g/L çözünürlüğü ile suda kolayca çözünebilmektedir. Simetrik bir yapıya sahip olan PDS' nin O-O bağı mesafesi 1.497 Å ve bağ enerjisi 140 kJ/mol' dür (Şekil 2.3 (a)) (Wang ve Wang, 2018).

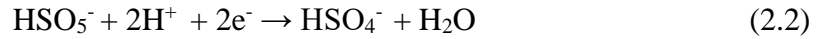
Peroksimonosülfat (PMS) genellikle daha kararlı bir beyaz üçlü tuz formunda ($2\text{KHSO}_5 \cdot \text{KHSO}_4 \cdot \text{K}_2\text{SO}_4$) (potasyum peroksimonosülfat) bulunur ve ticari olarak Oxone® şeklinde adlandırılır (Wacławek ve diğerleri, 2017). PMS, beyaz katı formda bir tozdur ve pH 6' dan küçük veya pH 12 olduğunda stabildir. pH 9' da en zayıf stabilite (HSO_5^- in yarısının SO_5^{2-} ye ayrışmasından) görülmektedir. PMS > 250 g/L çözünürlüğü ile suda kolayca çözünebilmektedir (Wang ve Wang, 2018). Asimetrik bir yapıya sahip olan PMS' nin O-O bağı mesafesi 1.460 Å ve bağ enerjisi 377 kJ/mol' dür (Şekil 2.3 (b)) (Wacławek ve diğerleri, 2017).

PMS, PDS' ye göre daha kısa bir bağ uzunluğuna sahiptir ve bu da daha yüksek bir bağ ayrışma enerjisine karşılık gelmektedir. Yani PMS, peroksit bağının homolitik bölünmesinde radikaller üretmek için daha fazla enerjiye ihtiyaç duymaktadır (Wacławek ve diğerleri, 2017).



Şekil 2.3. (a) Potasyum/Sodyum PDS ve (b) Oxone' nun moleküler yapısı (Wacławek ve diğerleri, 2017)

PDS ve PMS çevresel uygulamalarda kullanılan en güçlü oksitleyici maddeler arasında yer almaktadır. PDS' nin indirgenmesi (Denklem 2.1) için yükseltgeme-indirgeme potansiyeli (ORP), 2,01 V, PMS' nin ise 1,4 V' tur (Denklem 2.2) (Wacławek ve diğerleri, 2017).



Ancak bu bileşikler organik kirleticilerle düşük reaksiyon hızı ile doğrudan reaksiyona girmektedirler. Bu nedenle güçlü oksitleyiciler olan sülfat ve hidroksil radikalleri oluşturmak için PDS ve PMS' ye uygun bir aktivasyon yöntemi uygulanmalıdır (Wang ve Wang, 2018). Aktivasyon ile, PDS tipik olarak sülfat radikalleri, PMS ise sülfat ve hidroksil radikali oluşturabilmektedir (Wacławek ve diğerleri, 2017).

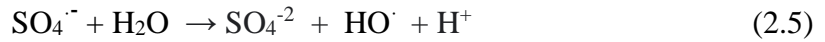
2.7.2. Aktivasyon yöntemleri

Termal aktivasyon: Isı, PDS ve PMS' i aktive etmenin etkili bir yoludur. Ultrasonik aktivasyon da termal aktivasyonu olarak kabul edilmektedir. Çünkü kaviteasyon kabarcıklarının çökmesi gerçekleştiğinde yüksek sıcaklıklar meydana gelmektedir. PDS

ve PMS' nin termal aktivasyonunun temel mekanizması, PDS ve PMS' nin yapısında bulunan O-O bağının fisyonudur (Wang ve Wang, 2018). Yüksek sıcaklıkla (>50 °C) (Wang ve Wang, 2018) sağlanan enerji girişi, O-O bağının fisyonuna neden olabilir, bu da sülfat ve hidroksil radikalleri ile sonuçlanır (Denklem 2.3 ve 2.4) (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018).



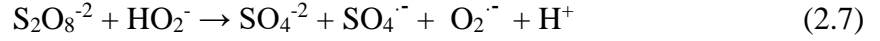
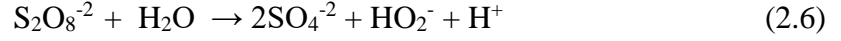
PDS' nin aktivasyonu sırasında, Denklem 2.5' e dayalı olarak sülfat radikalleri hidroksil radikallerine dönüşebilmektedir (Wang ve Wang, 2018).



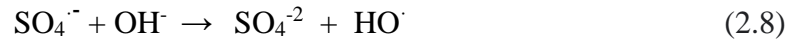
Sülfat radikallerinin su ile reaksiyonu, çoğu reaksiyonda önemli olamayacak kadar yavaş gerçekleşir. Ancak daha yüksek sıcaklıkta reaksiyon hızlı bir şekilde ilerlemektedir. Bu da sıcaklığın reaksiyon hızını önemli ölçüde arttırabileceğini göstermektedir. Ayrıca belirli bir sıcaklıkta sülfat radikallerinin hidroksil radikallerine dönüşümü üzerinde pH' ın da etkisi söz konusudur. pH < 7' de $\text{SO}_4^{\cdot-}$ baskın iken, pH = 9' da hem $\text{SO}_4^{\cdot-}$ hem de HO^{\cdot} , pH = 12' de ise HO^{\cdot} baskındır. PDS' nin ısı aktivasyonu ile karşılaştırıldığında, PMS' nin ısı aktivasyonu üzerine daha az çalışma yapılmıştır.

PDS ve PMS' nin ısı ile aktivasyonu etkili bir yol olmakla birlikte enerji ihtiyacı yüksektir, bu da termal aktivasyonu büyük ölçekli uygulamalar için uygulanamaz hale getirmektedir (Wang ve Wang, 2018).

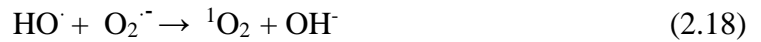
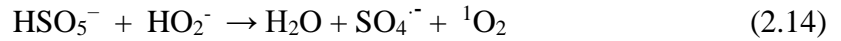
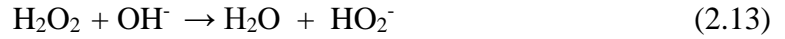
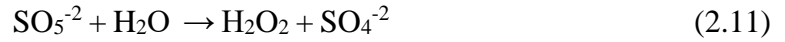
Alkali aktivasyonu: pH, PDS ve PMS' nin aktivasyonunda önemli bir role sahiptir. PDS' nin alkali aktivasyonunun temel mekanizması, O-O bağına gerçekleşen nükleofilik bir saldırıya dayanmaktadır (Denklem 2.6 ve 2.7) (Wang ve Wang, 2018). Yöntemde öncelikle PDS hidrojen peroksit anyonuna (HO_2^-) hidroliz olmaktadır ve ardından bu anyon tarafından PDS' nin indirgenmesi ile sülfat ve süperoksit radikallerinin ($\text{O}_2^{\cdot-}$) üretimi gerçekleşmektedir (Wacławek ve diğerleri, 2017).



Süperoksit radikalleri ile perhidroksil radikalleri arasında pH' a bağlı bir denge söz konusudur. Asidik şartlarda, süperoksit radikalleri hidrojen iyonu ile reaksiyona girerek perhidroksil radikalleri oluşturma eğilimindeyken, alkali şartlarda, perhidroksil radikalleri süperoksit radikallerine ayrışma eğilimindedir. Ayrıca alkali şartlarda, sülfat radikalleri hidroksil radikallerine dönüşmektedir (Denklem 2.8) (Wang ve Wang, 2018).



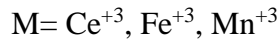
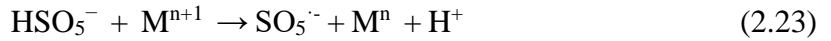
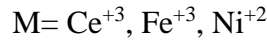
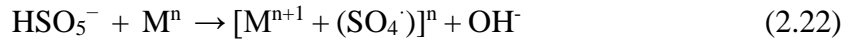
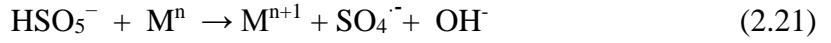
PMS' nin alkali aktivasyonunda benzer mekanizma ancak farklı bir yol görülmektedir (Denklem 2.9-2.19) (Wang ve Wang, 2018).



PDS ve PMS' nin alkali aktivasyonu etkili olsa da düşünülmesi gereken birkaç nokta vardır. Öncelikle artırılmış su pH nötr duruma getirilmelidir. Ayrıca proseste kullanılan yüksek pH, metallerin türleşmesini ve organik kirletici formlarını etkileyebilmektedir (Wang ve Wang, 2018).

Metal aktivasyonu: PDS ve PMS, geçiş metalleri tarafından verimli bir şekilde aktive edilebilmektedir. Metal katalizörler, homojen katalizörler (geçiş metal iyonları) ve heterojen katalizörler (metal oksitler, sentezlenmiş nanomalzemeler, doğal mineraller vb.) olmak üzere iki grupta sınıflandırılabilir (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018).

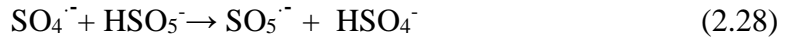
PDS ve PMS' nin metal iyonları ve metal oksit ile aktivasyonunun temel mekanizması, indirgemeye dayanmaktadır (Denklem 2.20 ve 2.21-2.23) (Wang ve Wang, 2018, Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2017a).



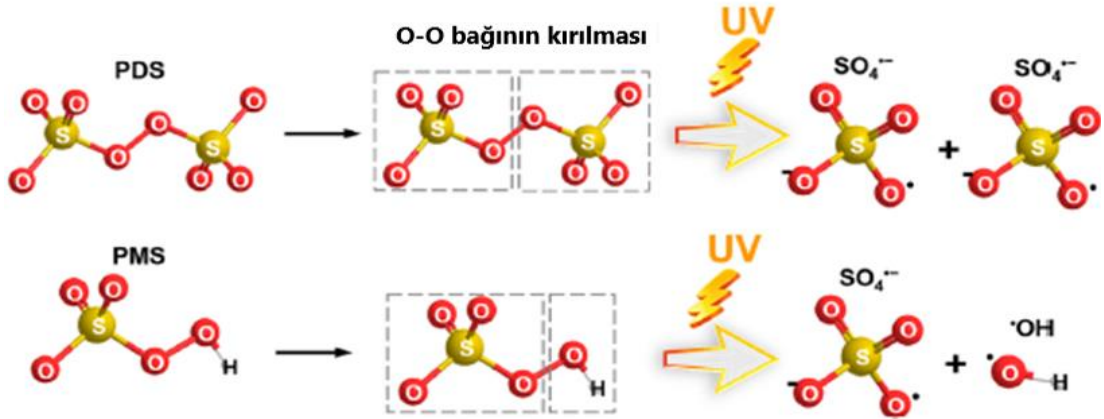
PDS' nin aktive edilmesinde Fe, Co ve Mn gibi geçiş metalleri kullanılmaktadır ve etkinlikleri şu şekildedir: $\text{Mn}^{+2} < \text{V}^{+3} < \text{Ce}^{+3} < \text{Fe}^{+2} < \text{Ru}^{+3} < \text{Co}^{+2}$ (Marjanovic ve diğerleri, 2018). Kobalt iyonu (Co^{+2}), PMS için de iyi bir aktivasyon performansı göstermektedir. Ancak demir ve oksidi, diğer geçiş metallerine kıyasla nispeten toksik olmamaları, çevre dostu ve uygun maliyetli olmaları nedeniyle en çok çalışılan metal olmuşlardır (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018). Homojen sistemlerde, çözülmüş metal iyonları PDS ve PMS ile serbestçe reaksiyona girebilmekle birlikte metal iyonlarını geri kazanmak zordur ve suyun pH' ından ve bileşiminden oldukça etkilenirler. Heterojen sistemlerde performans, malzemenin özelliklerine ve malzemenin yüzey özelliklerine göre önemli ölçüde değişmektedir (Wang ve Wang, 2018).

Işık aktivasyonu: Güneş ışığı, ultraviyole, gama ışını ve ultrasonik radyasyon, PDS ve PMS' yi aktif hale getirebilmektedir. Ultraviyole ile PDS ve PMS' nin aktivasyonu için iki mekanizma söz konusu olabilmektedir. Bunlardan biri, UV enerjisi ile termal

aktivasyonda olduğu gibi, O-O bağının fisyonudur (Şekil 2.4) (Denklem 2.24 ve 2.25) (Rodriguez-Chueca ve diğerleri, 2019).



PMS' nin UV aktivasyonunda, sülfat radikallerine kıyasla biyomoleküllerle 10 kat daha yüksek reaktiviteye sahip hidroksil radikalleri de üretilmektedir. Bu da PMS' nin verimliliğinin daha fazla olduğunu göstermektedir. HO[·], ayrıca, su ile SO₄^{·-} reaksiyonunun veya OH⁻ ile nötralizasyonun (Denklem 2.26 ve 2.27) bir sonucu olarak PDS reaksiyonları içinde de oluşmaktadır. Ayrıca SO₄^{·-} ortamdaki PMS ile reaksiyona girerek kükürt pentoksit radikallerini (SO₅^{·-}) (Denklem 2.28) oluşturmaktadır. Üretilen SO₅^{·-}, HO[·] ve SO₄^{·-} den (E⁰ = 1,1 V) daha düşük bir redoks potansiyeline sahip olmakla birlikte termodinamik olarak bakteri hücre duvarını okside edebilmektedir (Rodriguez-Chueca ve diğerleri, 2019).

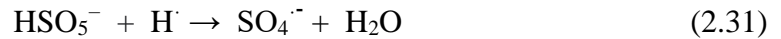
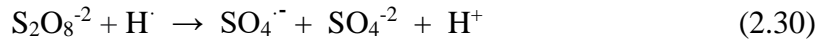


Şekil 2.4. Peroksidisülfat (PDS) ve peroksimonosülfatın (PMS) UV ışık ile aktivasyon mekanizması (Yang, Zhu ve Dionysiou, 2021)

Sülfat radikali aktivasyonu için en çok kullanılan dalga boyu, ultraviyole aralığında yer alan 254 nm' dir (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018; Matzek ve Carter, 2016; Wang

ve Wang, 2018). UV aktivasyonunda dalga boyu ve UV akış hızı, persülfat aktivasyonu ve organik bozunmada önemli bir rol oynamaktadır (Matzek ve Carter, 2016). Ayrıca, kuantum verimi, PDS ve PMS' nin aktivasyonunu karakterize etmek için kullanılan bir faktördür. Kuantum verimi, birim zamanda moleküllerin absorbe edilen foton başına belirli bir olaya girme hızı olarak tanımlanmaktadır (Li ve Li, 2017). UV dalga boyunun kuantum verimleri üzerinde önemli bir etkisi bulunmaktadır. 248 ile 351 nm aralığındaki UV dalga boyunun artmasıyla sülfat radikallerinin kuantum verimleri azalmaktadır (Wang ve Wang, 2018).

Aktivasyon mekanizmalarından diğeri ise, su molekülünün UV ile elektron üretebilmesidir, bu sayede PDS ve PMS elektron aktarımı ile aktive edilmektedir (Eşitlik 2.29-2.31) (Wang ve Wang, 2018).

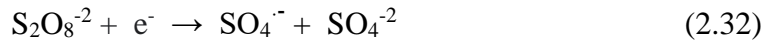


Bu mekanizmada, UV-C (254 nm)' nin son derece kısa penetrasyon derinliği nedeniyle radikallerin yayılması sınırlı olmaktadır. Bu nedenle, UV-C (254 nm) için, gerçek uygulamalarda, bu aktivasyon mekanizması küçük bir öneme sahiptir (Wang ve Wang, 2018). Işık aktivasyonunda farklı radyasyon teknolojileri arasında güneş ışığı da kullanılmaktadır. Ferreira ve diğeri (2020) yaptıkları çalışmada, güneş enerjisiyle aktifleştirilmiş persülfat oksidasyonunun (PDS/güneş) su dezenfeksiyonu üzerindeki etkisini, hem izotonik sudaki hem de sentetik kentsel atık sudaki *E. coli* ve *E. faecalis*' in inaktivasyonu ile değerlendirmişlerdir. Çalışmada güneş ultraviyolesinin (UV) ve termal artışın bakteri inaktivasyonu üzerindeki etkisi ayrı ayrı incelenmiştir. PDS ve güneş ışığının, termal ve UVA etkileri bakteri inaktivasyon sürecini hızlandırmıştır. İzotonik suda *E. coli* ve *E. faecalis*' te 6 log' luk azalma, 20 dakikalık güneş ışığı maruziyetinden sonra sırasıyla 0,5 ve 0,7 mM PDS kullanılarak sağlanmıştır. Sentetik kentsel atık suda ise aynı giderim *E. coli* ve *E. faecalis* için sırasıyla 80 ve 100 dakika maruziyetten sonra sağlanmıştır. PDS/güneş prosesinde, atık suyun arıtılması için düşük maliyetli kimyasal reaktifler (0,5 mM PDS) ve serbest bir enerji kaynağı (güneş ışığı) kullanılarak iki fekal

indikatörün yüksek giderimleri (6 log) elde edilmiştir. Bu da güneş ışığı ile aktifleştirilmiş PDS prosesinin, organik madde ve patojenlerle kirlenmiş suyu arıtmada iyi bir alternatif sunduğunu göstermiştir.

Berruti ve diğerleri (2021) ise çalışmalarında, su arıtımında doğal güneş ışığı ile aktive edilmiş peroksimonosülfatın (PMS) etkinliğini araştırmışlardır. Üç patojenin (*E. coli*, *E. faecalis* ve *P. aeruginosa*) inaktivasyonu, geniş bir PMS konsantrasyonu aralığında (0,0001 ila 0,01 mM) test edilmiştir. Bakterilerin azaltılmasında PMS (karanlıkta)' nin oksidatif etkisi görülmekle birlikte güneş ışığı ile birleştiğinde, tüm bakteriyel kinetik hızlarında (0,005 mM PMS ile 30 dakikada >5 log azalma (1,5 kJ/L, Q_{UV})) büyük bir artış görülmüştür. Rodriguez-Chueca ve diğerleri (2019), farklı aktivasyon yöntemlerini kullanarak peroksimonosülfat (PMS) ve peroksidisülfat (PDS)' in dezenfeksiyon etkisini incelemişlerdir. Çalışmada aktivatör olarak güneş ışığı, hafif ısı (40 °C) ve Fe^{+2} kullanılmış olup bunların ayrı ayrı, çiftler halinde ve birleşik olarak etkileri değerlendirilmiştir. Tüm durumlarda, PMS, *E. coli*' nin inaktivasyonunda PDS' den daha yüksek bir verim göstermiştir. Kombine aktivasyonda (Oksidan/ Fe^{+2} /Güneş ışığı/40 °C), PMS kullanıldığında 30 dakikada toplam bakteri inaktivasyonuna (6 log) ulaşılrken, PDS ile iki kat daha uzun sürmüştür. Proseste güneş ışığının UV ışık ve hafif su ısıtması sağlayabilmesi önemli bir katkı sağlamıştır. Ayrıca yapılan ekonomik analiz de, bu oksidanların kullanımını oldukça desteklemektedir.

Karbon bazlı aktivasyon: PDS ve PMS aktivasyonu için karbon bazlı malzemeler de araştırılmaktadır. Karbon nanotüpler, grafen oksit, nanoelmaslar ve aktif karbon en çok kullanılan malzemelerdendir (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018). Karbon bazlı malzemeler reaktif radikalleri oluşturmak için PDS ve PMS' ye bir elektron vermektedir (Denklem 2.32 ve 2.33) (Wang ve Wang, 2018).



Karbonlu malzemeler, göreceli olarak büyük spesifik yüzey alanına ve yüksek gözenek hacmine sahiptir (Wang ve Wang, 2018), ancak bazı malzemelerin karmaşık sentez yöntemi maliyeti yükseltmektedir (Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018).

2.7.3. Biyomoleküllerde radikallerin oksidasyon süreçleri

PDS ve PMS' nin aktivasyonu ile üretilen ROS' lar farklı redoks potansiyellerine sahiptir ve dezenfeksiyon işlemleri sırasında farklı oksidasyon yollarını indüklemektedir (Çizelge 2.7) (Chen ve diğerleri, 2021).

Çizelge 2.7. ROS' ların oksitleme kapasiteleri (Chen ve diğerleri, 2021)

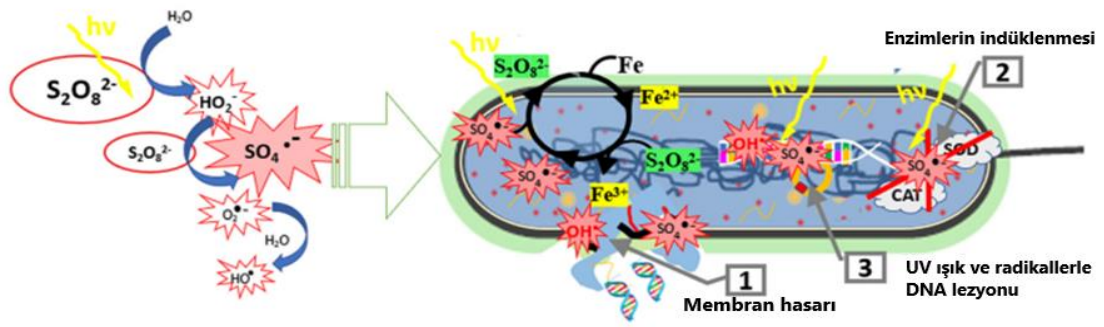
Reaktif türler	Redoks potansiyeli (V)
HO [·]	1,8-2,7
SO ₄ ^{·-}	2,5-3,1
O ₂ ^{·-}	2,4
¹ O ₂	2,2
O ₃	2,1

Hidroksil radikali (HO[·])

Hidroksil radikalleri, lipidler, karbonhidratlar, proteinler ve nükleik asit gibi biyolojik moleküllerin yapısına zarar veren, güçlü, seçici olmayan reaktif oksijen türlerinden biridir. Güçlü elektrofiliğe sahip olan HO[·], lizozim ve ribonükleaz gibi birçok enzimle reaksiyona girebilmektedir. Proteinler, inaktivasyon prosesi sırasında ilk hedeflerden biridir ve HO[·] leri, normal protein yapısı üzerinde çeşitli etkilere (amino asitlerin oksidasyonu, kükürt gruplarının modifikasyonu, çapraz bağlanma) neden olmaktadır. Bu da hücrelerde geri dönüşü olmayan hasarlara yol açmaktadır. Bir diğer hedef olan doymamış yağ asitleri ise, bir oto-oksidasyon sürecini başlatan lipid-peroksil radikallerini oluşturmak için, HO[·] tarafından oksitlenebilmektedir. Ayrıca, HO[·], DNA' daki baz ve riboz kısımlarının oksidasyonuna ve lezyonuna sebep olabilmektedir (Chen ve diğerleri, 2021).

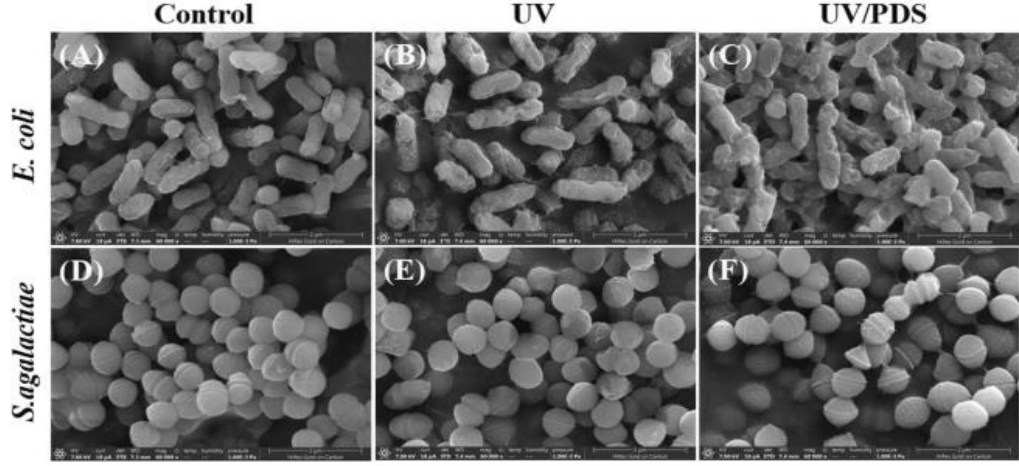
Sülfat radikali ($\text{SO}_4^{\cdot-}$)

$\text{SO}_4^{\cdot-}$ lerinin yüksek bir oksidasyon kapasitesi vardır ancak seçicilikleri, elektronca zengin organiklerle tek bir elektron transfer yolu vasıtasıyla reaksiyona girmesine neden olmaktadır. Elektronötrül olan HO^{\cdot} nin mikroorganizmaların yüzeyine daha erişebilir olmasının aksine $\text{SO}_4^{\cdot-}$ negatif yükü, mikroorganizma ile $\text{SO}_4^{\cdot-}$ arasındaki elektrostatik itmeyi indüklemektedir (Chen ve diğerleri, 2021). Mikroorganizmalar, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ ne maruz kaldıklarında oksidatif strese uğrarlar ve $\text{SO}_4^{\cdot-}$ hücre zarı/duvarı, enzimleri ve genetik materyalleri tahrip ederek inaktivasyona neden olur (Şekil 2.5) (Xiao ve 2019).



Şekil 2.5. Sülfat radikallerinin inaktivasyon mekanizması (Gmurek, Borowska, Schwartz ve Horn, 2022)

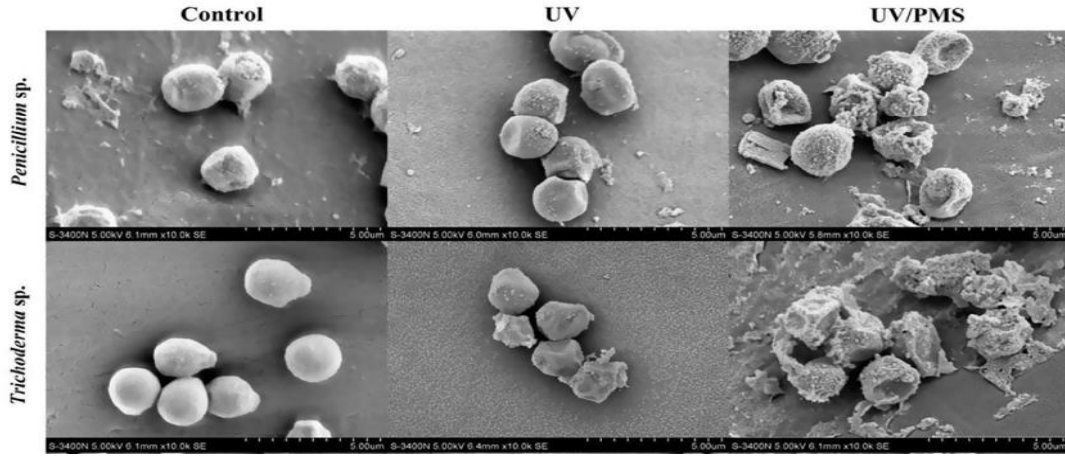
Yapılan bir UV/PDS bakteri inaktivasyonu çalışmasında, işlem öncesi *E. coli* ve *S. agalactiae* hücrelerinin, sağlam ve pürüzsüz dış hücre zarlarına sahip olduğu görülmüştür. UV maruziyetinden sonra, *E. coli* ve *S. agalactiae* hücre yüzeyleri değişmeden kalmıştır. Bununla birlikte, UV/PDS işleminden sonra, hücre duvarının dış zarı kırılmaya başlamış ve hafifçe pürüzlü hale gelmiştir. Bu durum bakterilerin dış oksidatif strese uğradığını düşündürmüştür. Yani UV/PDS prosesinde üretilen ROS' lar, bakterileri etkisiz hale getirmek için hücre duvarını tahrip edebilmekte ve bu da hücre içi malzemelerin salınmasına neden olabilmektedir (Şekil 2.6). Ayrıca yapılan çalışmada UV ve UV/PDS inaktivasyon reaksiyonlarında genomik DNA' nın tahribatının da meydana geldiği gözlemlenmiştir.



Şekil 2.6. UV ve UV/PDS inaktivasyonunda bakteri hücrelerinin SEM görüntüleri (Zhang ve diğerleri, 2022)

Ek olarak aktif proteinler ekstrakte edilerek süperoksit dismutaz (SOD) ve katalaz (CAT) aktiviteleri incelenmiştir. Tek başına PDS maruziyetinde bakteriyel enzim aktivitesinde önemli bir değişiklik olmamakla birlikte PDS' siz UV maruziyetinde de ihmal edilebilir düzeyde olmuştur. UV/PDS maruziyetinde ise artan zamanla birlikte SOD ve CAT aktiviteleri keskin bir şekilde artış göstermiştir. Bu artış bakteriye zarar vermekte ve savunma fonksiyonlarını yok etmektedir. Kısaca çalışmada, radikallerin, hücre zarı/duvar yıkımı, SOD ve CAT enzimlerinin stres tepkisi ve DNA hasarı yoluyla *E. coli* ve *S. agalactiae* hücrelerini etkisiz hale getirebileceği gösterilmiştir (Zhang ve diğerleri, 2022).

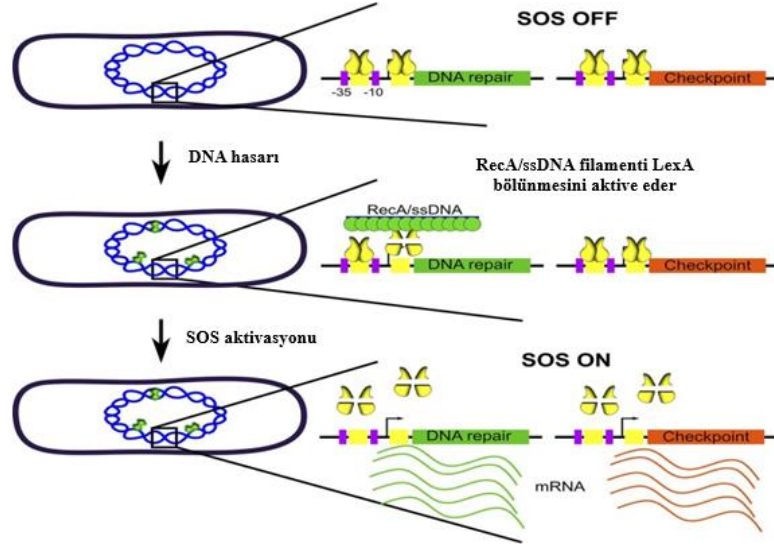
Yapılan bir diğer çalışmada ise mantar sporlarının UV/PMS prosesi ile inaktivasyon mekanizması araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar, önceki çalışma ile benzerdir. Sadece UV maruziyetinden sonra mantar spor numunelerinin hiçbirinde hücre dışı DNA gözlenmemiştir, ancak UV/PMS maruziyetinden sonra hücre dışı DNA seviyesi önemli ölçüde artmıştır. UV sadece DNA üzerinde etkili olmaktadır ve morfolojik olarak kayda değer değişikliklere neden olmamaktadır. Buna karşılık, UV/PMS, hücre duvarı ve sitomembran yüzeylerine zarar vererek hücre içi içeriklerin salınmasına yol açmaktadır (Şekil 2.7) (Wen, Xu, Zhu, Huang ve Ma, 2017).



Şekil 2.7. UV ve UV/PMS inaktivasyonunda mantar sporlarının SEM görüntüleri (Wen ve diğerleri, 2017)

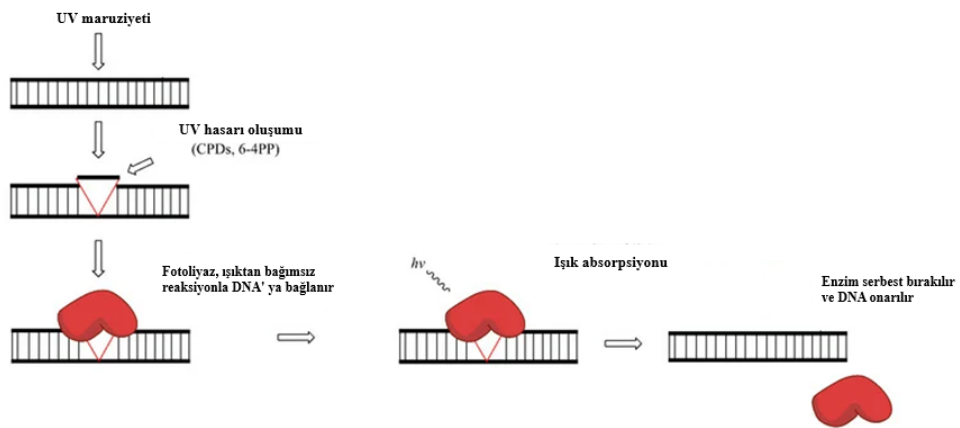
2.8. Fotoreaktivasyon ve Karanlık Onarım

Bakteriler, UV ışığının neden olduğu hasara yanıt olarak çeşitli onarım mekanizmaları geliştirmektedir. Bu mekanizmalar genel olarak, karanlık onarım ve fotoreaktivasyon olarak sınıflandırılabilir (Fernández Zenoff, Siñeriz ve Farías, 2006). Bakterilerde karanlık onarım mekanizmalarından biri olan SOS yanıtı, DNA hasarının fazla olduğu ve diğer onarım mekanizmalarının etkili olmadığı durumlarda oluşan acil yanıt sistemidir (Onur, Tuğrul ve Bozyiğit, 2009). SOS yanıtı, UV ışınlanması dahil olmak üzere DNA'ya zarar veren ajanlar tarafından aktive edilmektedir. SOS yanıtının aktivasyonu, DNA onarımı ve hücre bölünmesinin düzenlenmesinde önemli olan genlerin transkripsiyonunu sağlamaktadır. Bu onarım mekanizmasında, DNA hasarı ile karşılaşıldığında, Rec A proteini, UV maruziyetinden kaynaklanan tek iplikli DNA'ya bağlanmakta ve DNA ile Rec A kompleksi oluşmaktadır. Rec A, DNA'ya bağlandıktan sonra SOS yanıtını baskılayan Lex A proteininin bölünmesini aktive eder. SOS yanıtının aktivasyonu, LexA'nın inaktivasyonunu gerektirmektedir, bu da aktive edilmiş gen transkripsiyonu ile sonuçlanmaktadır (Şekil 2.8) (Burby ve Simmons, 2020; Jungfer, Schwartz ve Obst, 2007).



Şekil 2.8. SOS yanıtının aktivasyon mekanizması (Burby ve Simmons, 2020)

İkinci mekanizma olan fotoreaktivasyonun iki aşamalı bir reaksiyon şeması vardır. İlk adım, bir fotoreaktivasyon enzimi ile onarılacak dimer arasında bir kompleksin oluşmasıdır. Bu adım ışık gerektirmemekle birlikte sıcaklığa, pH' a ve iyonik güce bağlıdır. İkinci adım ise, enzim ve onarılan DNA' nın serbest bırakılmasıdır (Şekil 2.9). Dimerin orijinal monomerize formuna geri döndürülmesi, kesinlikle ışık enerjisi yoğunluğuna bağlı gerçekleşir (Salcedo, Andrade, Quiroga ve Nebot, 2007). Fotoreaktivasyon, UV-A (315 ile 340 nm) ve fotosentetik aktif radyasyon (400 ile 700 nm) gibi farklı dalga boylarında etkinleştirilebilmektedir (Fernández Zenoff ve diğerleri, 2006).



Şekil 2.9. Fotoreaktivasyon mekanizması (Kciuk, Marciniak, Mojzych ve Kontek, 2020)

Rincon ve Pulgarin (2004) yaptıkları çalışmada, 15, 30, 45 ve 60 dakika boyunca ışık (400 W/m^2) ile inaktive edilen *E. coli* popülasyonunun değişimini incelemişlerdir. *E. coli* konsantrasyonu ışık altında azalmakla birlikte sonraki uygulanan karanlık dönemde yeniden artış göstermiştir. Karanlıkta, 3 saat sonra bakteri sayısı, önceki aydınlatma periyodundan bağımsız olarak deneyin başlangıcındakiyle aynı olmuştur. Bakteriler sadece hayatta kalmamış ayrıca karanlıkta 60 saatlik gözlem süresi boyunca çoğalmaya devam etmiştir. Ayrıca 150 dakikalık ışık maruziyetinden sonra *E. coli* $<1 \text{ CFU/mL}$ olduğunda, karanlıkta sadece 2 saat içinde 2 log' luk bir hücre konsantrasyonuna ulaşıldığı görülmüştür. Çalışmanın devamında aynı işlemler TiO_2 eklenerek gerçekleştirilmiştir. 400 W/m^2 lik ışık maruziyetinin durdurulduğu anda ve sonrasında *E. coli* popülasyonunda bir azalma görülmüştür. 15, 30, 45 ve 60 dakikalık uygulamadan sonra, bakteri sayısı karanlıkta (60 saat karıştırdıktan sonra) zamanla 1 CFU/mL ' ye ulaşmıştır. Elde edilen bu sonuç fotokatalitik dezenfeksiyonun ölümcül bakteri hasarlarına neden olduğunu göstermiştir.

Moreno-Andrés, Rios Quintero, Acevedo-Merino ve Nebot (2019) çalışmalarında, UV/PDS inaktivasyon prosesinin ardından meydana gelen bakteriyel yeniden büyümeyi incelemişlerdir. İnaktivasyon deneylerinden sonra su numuneleri, ortam sıcaklığında karanlıkta 48 saat boyunca bekletilmiştir. Çalışmada, *E. faecalis*, 1 mM PDS, 40 mJ cm^{-2} lik UV dozu ve distile su kullanılmıştır. UV için 3, 24 ve 48 saat sonra elde edilen yeniden büyüme yüzdeleri sırasıyla, %1,20, %4,35, %4,69 iken; UV/PDS için elde edilen yüzdeler, %0,08, %−0,08, %0,29 şeklinde olmuştur. Yeniden büyüme deneyleri, UV/PDS inaktivasyon prosesinin daha yüksek hücre hasarı meydana getirdiğini göstermiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

Çalışmada iyonların veya moleküllerin herhangi bir girişimini önlemek için su matrisi olarak saf su kullanılmıştır. Kullanılan saf su steril ve oda sıcaklığındadır (21 ± 2 °C). Mikroorganizma olarak gram negatif bakteriler olan *Escherichia coli* (ATCC 25922) ve *Pseudomonas aeruginosa* (ATCC 15442) kullanılmıştır. *E. coli* yaygın olarak fekal kontaminasyonun indikatörü olarak ve *P. aeruginosa* ise su ve atık su analizinde ek indikatör olarak önerildiği için seçilmiştir (Berruti ve diğerleri, 2021).

3.1.1. Kullanılan kimyasal maddeler

Bakteri inaktivasyon deneylerinde radikal üretimi için oksidan olarak potasyum peroksidisülfat ($K_2S_2O_8$) (Fluka, $\geq 99.0\%$, 60489), sodyum peroksidisülfat ($Na_2S_2O_8$) (Merck, 106609) ve potasyum peroksimonosülfat (oxone, $KHSO_5.0.5KHSO_4.0.5K_2SO_4$) (Sigma-Aldrich, 228036) kullanılmıştır. Bakteriyolojik çalışmalarda kültür ortamı olarak plate count agar (PCA) (Merck, 105463) (Çalışkan Eleren, Alkan ve Teksoy, 2014; Maes ve diğerleri, 2019; Rincon ve Pulgarin, 2004), mikrobiyal kültür hazırlığı için tryptic soy broth (Merck, 105459) ve ringer tabletleri (Merck, 115525) kullanılmıştır. Fosfat tamponu hazırlamak için ise KH_2PO_4 (Merck, 104873), NaOH (1 N), $MgCl_2.6H_2O$ kullanılmıştır.

3.1.2. Kullanılan cihazlar

Deneysel çalışmalarda etüv (Elektromag M6 Philip Harris Ltd.), otoklav (Systec VE75), orbital inkübatör (Gallenkamp INR200), manyetik karıştırıcı (Chiltern HS31), saf su cihazı (Gfl 2001/4), santrifüj (Beckman Coulter Allegra 25R), su banyosu (Nübe NB 20), spektrofotometre (Hach Lange DR5000), terazi (Gec Avery CB53), pH metre (Adwa AD 12), ışık ölçüm cihazı (Delta Ohm DO9847K / UV-A ve UV-B probleleriyle), piranometre (Delta Ohm LP PYRA02), mikropipet (Rainin Pipet-Lite XLS), vorteks karıştırıcı (WiseMix WM-10), buzdolabı ve derin dondurucu kullanılmıştır.

3.1.3. Solar simülatör

İnaktivasyon deneylerinde ışık kaynağı olarak solar simülatör (Honle UV technology SOL-2000) kullanılmıştır. Solar simülatör, laboratuvar ortamında doğal güneş ışığının simüle edilmesini sağlamıştır. 34 cm derinlik, 30 cm genişlik ve 40 cm yüksekliğindeki simülatör, 2000 W kapasiteli bir metal halojen lambaya sahiptir. Lamba, 295-3000 nm (UV-A+UV-B+VIS+IR) aralığında spektral bir dağılım göstermektedir (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Solar simülatör

Işık yoğunluğunu belirlemek için çalışılacak yükseklikte piranometre, UV-A ve UV-B problemleri ile ölçümler yapılmıştır. Elde edilen ölçüm sonuçları Çizelge 3.1’ de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Solar simülatörle çalışılan yükseklikte elde edilen global radyasyon, UV-A ve UV-B değerleri

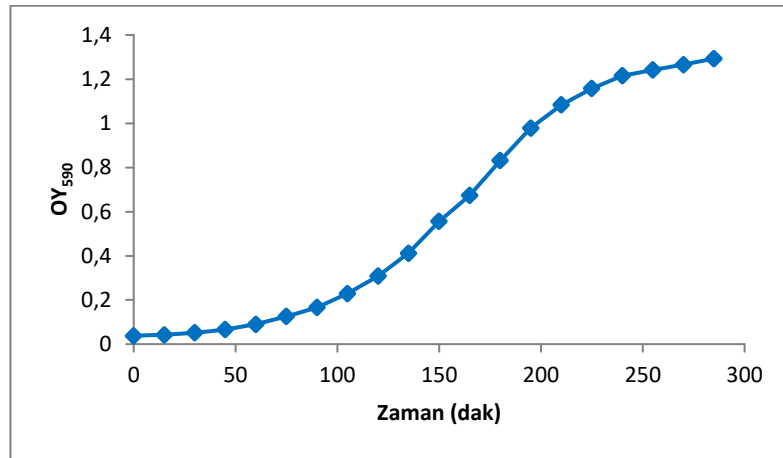
Ortalama global radyasyon (W/m^2)	431,67
Ortalama UV-A (W/m^2)	35,17
Ortalama UV-B (W/m^2)	6,37

3.2. Yöntem

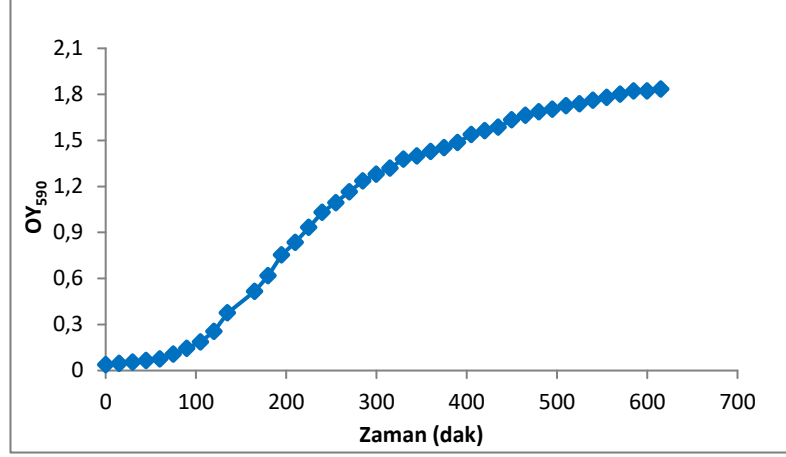
3.2.1. Kullanılan bakterilerin süspansiyonlarının hazırlanması

E. coli (ATCC 25922) ve *P. aeruginosa* (ATCC 15442) liyofilize suşları ATCC talimatlarına göre sulandırılıp kullanılmıştır. Bakterilerin stok süspansiyonları için yüzer mL'lik Tryptic Soy Broth çözeltisi hazırlanmış ve otoklavlanarak (120 °C, 1,5 atm, 15 dak) steril edilmiştir. Steril edilen Tryptic Soy Broth besiyerlerinin içerisine bakteri aşılması yapıp 37,5 °C' de 18 saat orbital inkübatörde inkübe edilmiştir.

İnkübasyon sonunda bakteri kültürlerinden bir miktar alınarak yüzer mL'lik steril Tryptic Soy Broth' a aktarılmıştır. Aşılana besiyerleri 37,5 °C' de inkübatörde inkübe olurken kültürlerden 15 dakikada bir örnek alınarak spektrofotometrede 590 nm dalga boyunda optik yoğunluk (OY₅₉₀) değerleri ölçülmüştür. Elde edilen değerlerle her bir bakterinin büyüme eğrisi oluşturulmuştur (Şekil 3.2 ve 3.3).



Şekil 3.2. *E. coli* büyüme eğrisi



Şekil 3.3. *P. aeruginosa* büyüme eğrisi

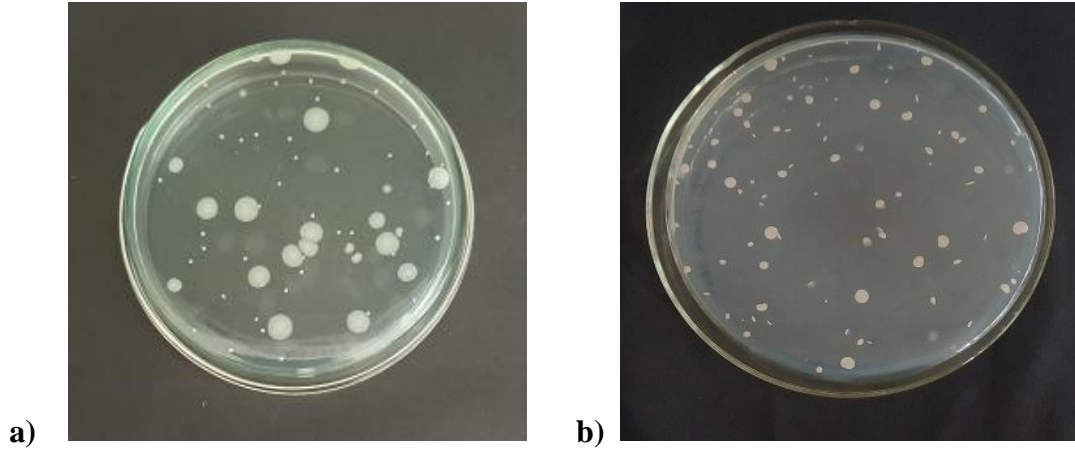
Durgun fazdaki bakteriler, lag ve eksponansiyel fazlarındakine göre daha dirençli olduklarından (Cherchi ve Gu, 2011; Rincon ve Pulgarin, 2004) inaktivasyon çalışmalarında eksponansiyel fazın sonu durgun fazın başlangıcındaki bakteriler kullanılmıştır. Bakterilerin durgun faza gelme süresi *E. coli* için 4 saat, *P. aeruginosa* için 10 saat olarak belirlenmiştir.

Durgun faza ulaşma süresi belirlendikten sonra aşılana kültürlerden alınıp tekrar yüzer mL'lik Tryptic Soy Broth besiyerlerine eklenmiş ve 37,5 °C' de *E. coli* 4 saat, *P. aeruginosa* ise 10 saat orbital inkübatörde inkübe edilmiştir. Ardından bakteri kültürleri santrifüj tüplerine paylaştırılıp 8000 rpm' de 10 dakika santrifüjlenmiştir. Oluşan çökelekler dağılmayacak şekilde üst sıvıları dökülmüştür ve çökelekler hazırlanan steril fosfat tamponu çözeltisi (Standard methods 9050C) ile 2 kez yıkanmıştır. En son elde edilen çökeleklerin üstüne yeniden tampon çözeltisi eklenmiştir ve bakteri çökeleklerinin dağılması için bir süre çalkalanmıştır. Oluşan stok bakteri süspansiyonları yaklaşık 10⁹ CFU/mL konsantrasyona sahiptir ve süspansiyonlar 4 °C' de saklanmıştır.

3.2.2. Bakteri sayım metodu

Bakteri inaktivasyonu çalışmaları sırasında *E. coli* ve *P. aeruginosa* sayılarını belirlemek için dökme plak (pour-plate) yöntemi kullanılmıştır. Besiyeri olarak seçici olmayan bir ortam olduğundan PCA tercih edilmiştir (Çalışkan Eleren ve diğerleri, 2014; Maes ve diğerleri, 2019; Rincón ve Pulgarin, 2004; Valero, Giannakis, Mosteo, Ormad ve

Pulgarin, 2017). Bakteri sayımı yapılacak örnek karıştırılarak homojen hale getirilmiş ve ringer çözeltisi ile gerekli seyreltmeleri yapılmıştır. Çalışmalar iki paralelli ve ardışık üç seyreltmeli olacak şekilde yapılmıştır. Ekim yapılan petriler inkübatöre yerleştirilmiştir. *E. coli* 37 °C' de 24 saat, *P. aeruginosa* 35 °C' de 48 saat inkübe edilmiştir (Berruti ve diğerleri, 2021). İnkübasyondan sonra oluşan krem renkli koloniler sayılmıştır (Şekil 3.4).



Şekil 3.4. *E. coli* kolonileri (a) ve *P. aeruginosa* kolonileri (b)

Sayılan koloniler seyreltme faktörü ile çarpılarak CFU/mL olarak ifade edilmiştir (Denklem 3.1) (Gerek, 2008).

$$\text{Kolonî oluşturan birim (CFU)/mL} = \text{sayım sonucu} \times \text{seyreltme faktörü} \quad (3.1)$$

3.2.3. Deneysel yöntem

Solar bakteri inaktivasyonu deneyleri, su hacmi 200 mL, su yüksekliği 6,5 cm olacak şekilde 7,5 cm çapındaki 250 mL' lik borosilikat cam beherlerde gerçekleştirilmiştir. Beher, solar simülatörün altına, belirli bir yükseklikteki beyaz bir zemin üzerine yerleştirilmiştir (Şekil 3.5). Solar simülatör, homojen bir ışık çıkışı sağlamak için her bir deneyden en az 10 dakika önce çalıştırılmıştır. Tüm inaktivasyon deneyleri oda sıcaklığında (23±2 °C) yapılmıştır.

Sadece solar deneyleri

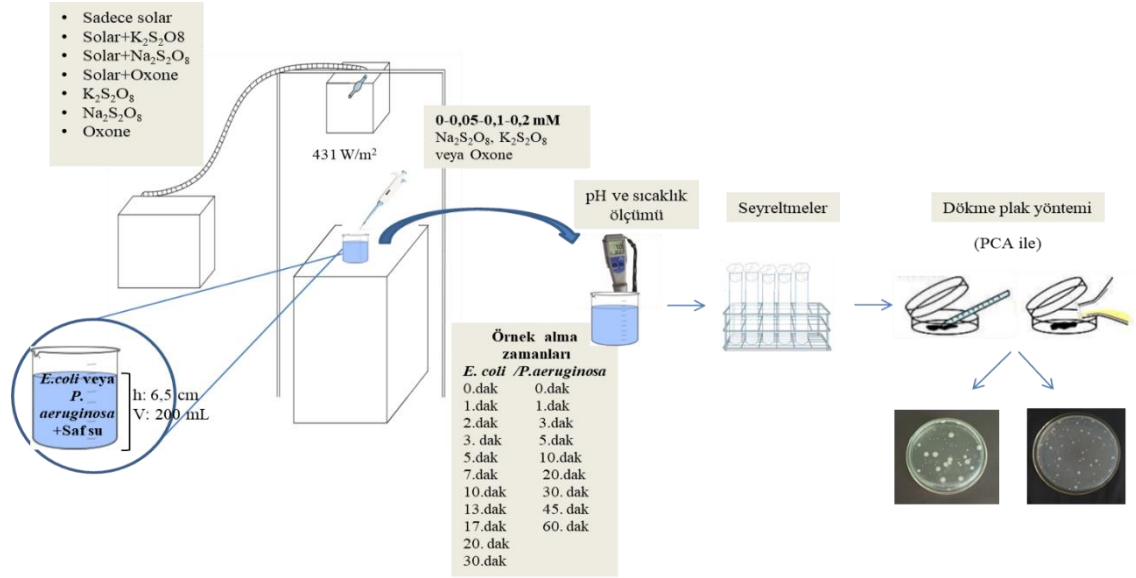
Sadece solar ışığın bakteri inaktivasyonuna olan etkisini belirlemek için herhangi bir oksidan eklemeyen *E. coli* ve *P. aeruginosa* için deneyler yapılmıştır. 200 mL saf su içerisine başlangıç bakteri konsantrasyonu 10^6 CFU/mL olacak şekilde bakteri süspansiyonundan eklenmiş ve 60 dakika boyunca solar ışığa maruz bırakılmıştır. Örnek alma süreleri *E. coli* için 0, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 13, 17, 20 ve 30. dakika, *P. aeruginosa* için ise 0, 1, 3, 5, 10, 20, 30, 45 ve 60. dakika olarak belirlenmiş ve bu sürelerde alınan örneklerin pH ve sıcaklık değerleri ölçülüp, bakteri sayımları gerçekleştirilmiştir. Deneyler iki tekrarlı olacak şekilde yapılmıştır.

Sadece $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone (kontrol) deneyleri

Kontrol (şahit) deneyleri, eklenen farklı oksidanların karanlıkta bakteri canlılığı üzerindeki etkilerini incelemek için yapılmıştır. Deneyler *E. coli* ve *P. aeruginosa* için 0,05-0,1-0,2 mM konsantrasyonlarında $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone kullanılarak gerçekleştirilmiştir. 200 mL saf su içerisine başlangıç bakteri konsantrasyonu 10^6 CFU/mL olacak şekilde bakteri ve oksidan eklenmiş, beher karanlık bir ortama koyulmuştur. Karanlıkta bekletilen beherden 0, 5, 10, 20, 30 ve 60. dakikalarda örnekler alınmış ve alınan örneklerin bakteri sayımları gerçekleştirilmiştir.

Solar+ $K_2S_2O_8$, Solar+ $Na_2S_2O_8$ ve Solar+Oxone deneyleri

Solarla aktive edilen farklı oksidanların *E. coli* ve *P. aeruginosa* bakterilerinin inaktivasyonuna olan etkilerini belirlemek için deneyler yapılmıştır. 200 mL saf su içerisine başlangıç bakteri konsantrasyonu 10^6 CFU/mL olacak şekilde bakteri süspansiyonundan eklenmiş ve üzerine 0,05-0,1-0,2 mM konsantrasyonundaki $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ veya Oxone eklenmiştir. Ardından hazırlanan karışım 60 dakika boyunca solar ışığa maruz bırakılmıştır. Örnek alma süreleri *E. coli* için 0, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 13, 17, 20 ve 30. dakika, *P. aeruginosa* için ise 0, 1, 3, 5, 10, 20, 30, 45 ve 60. dakika olup, bu sürelerde alınan örneklerin pH ve sıcaklık değerleri ölçülmüş ve bakteri sayımları gerçekleştirilmiştir. Deneyler iki tekrarlı olacak şekilde yapılmıştır.



Şekil. 3.5. Deneysel yöntem

Yeniden çoğalma deneyleri

İnaktivasyon deneylerinden sonra *E. coli* ve *P. aeruginosa*'nın yeniden çoğalma potansiyellerini değerlendirmek için deneyler yapılmıştır. Sadece solar ışık ve Solar+K₂S₂O₈, Solar+Na₂S₂O₈, Solar+Oxone inaktivasyon proseslerinden elde edilen tam giderimin ardından su, oda sıcaklığındaki karanlık bir ortama koyulmuştur. Karanlıkta bekletilen sudan 48 saat sonra örnek alınarak bakteri sayımları gerçekleştirilmiştir. Sayımlardan elde edilen değerler kullanılarak yeniden çoğalma yüzdeleri aşağıdaki formülle hesaplanmıştır (Denklem 3.2) (Moreno-Andrés ve diğerleri, 2019).

$$\% \text{yeniden çoğalma} = \frac{N_r - N}{N_0 - N} \cdot 100\% \quad (3.2)$$

N_r: reaktive olan bakteri sayısı (CFU/mL), N₀: inaktivasyondan önceki bakteri sayısı (CFU/mL), N: inaktivasyondan sonraki bakteri sayısı (CFU/mL)

3.2.4. Bakteri gideriminin hesaplanması

Bakteri gideriminin hesaplanmasında aşağıdaki formül kullanılmıştır (Denklem 3.3) (Şengül Topaç, 2016).

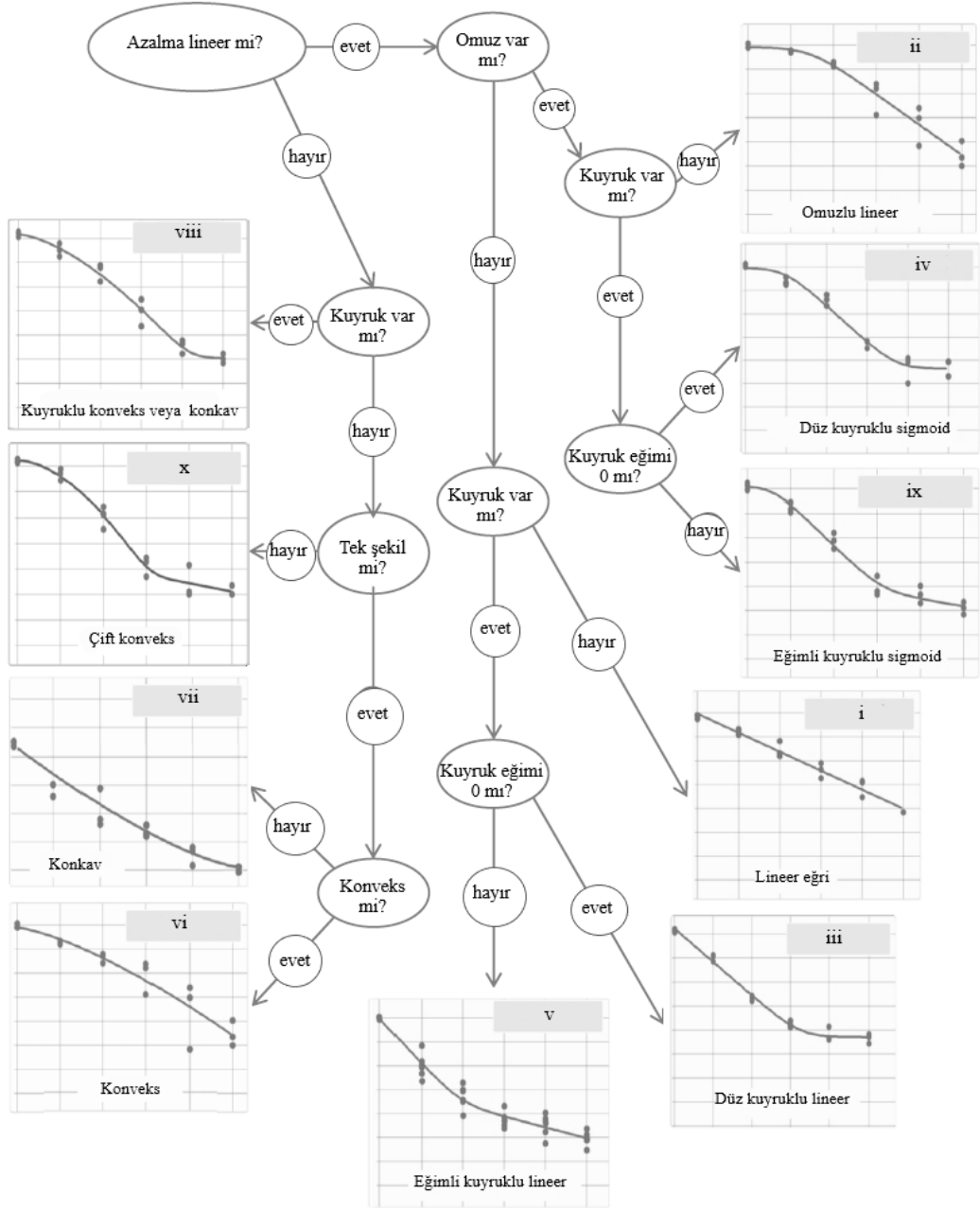
$$R = -\log\left(\frac{N_t}{N_0}\right) \quad (3.3)$$

R: bakteri giderimi, N_0 : başlangıçtaki bakteri sayısı (CFU/mL), N_t : belirli bir zamandaki (t) bakteri sayısı (CFU/mL)

3.2.5. İnaktivasyon kinetiği hesaplamaları

Dezenfeksiyon proseslerinde zamana karşı mikrobiyal inaktivasyonun değerlendirilmesi kinetik modellerle yapılmaktadır. Bu çalışmada, çalışılan bakterilerin inaktivasyon kinetiği hesaplamaları için çeşitli matematiksel inaktivasyon modelleri kapsayan, Microsoft® Excel eklentisi olan GInaFiT (Geeraerd ve Van Impe Inactivation Fitting Tool) modelleme aracı kullanılmıştır (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2017b). Araç, mikrobiyal popülasyonun zamanla gerçekleşen değişimini on farklı türde mikrobiyal hayatta kalma modelini test ederek ortaya koymaktadır. Bu on model türü şunlardır: (i) klasik log-lineer eğriler, (ii) log-lineer azalma belirginleşmeden önce bir omuz gösteren eğriler, (iii) log-lineer bir azalmadan sonra kuyruk gösteren eğriler, (iv) hem omuz hem de kuyruk davranışını gösteren eğriler, (v) içbükey eğriler, (vi) dışbükey eğriler, (vii) ardından bir kuyruk gelen dışbükey/içbükey eğriler, (viii) bifazik inaktivasyon kinetiği, (ix) bir omuzdan sonra gelen bifazik inaktivasyon kinetiği ve (x) çift içbükey/dışbükey şekilli eğriler (Geeraerd, Valdramidis ve van Impe, 2005; *GInaFit A user guide*, 2015).

GInaFiT modelleme aracı kullanılırken öncelikle uygulanan inaktivasyon prosesinden zarar görmüş hücrelerin log-konsantrasyonunu ($\log_{10}N$, CFU/mL) inaktivasyon zamanı (dak) ile ilişkilendiren bir eğri oluşturulmuştur. Ardından oluşturulan eğri, Şekil 3.6' da yer alan on farklı bakteriyel inaktivasyon eğrisi ile karşılaştırılarak hangi kinetik modelin uygun olduğuna karar verilmiştir.



Şekil 3.6. GInaFit modelleme aracının kapsadığı bakteriyel inaktivasyon eğrileri (*GInaFit A user guide*, 2015)

Araç, on model türü için farklı denklemler kullanarak bu model türlerine göre bazı parametre değerlerini hesaplayıp sunmaktadır. Bu model türlerine ait olan denklemler ve parametreler Çizelge 3.2’ de gösterilmiştir (Rodriguez-Chueca ve diğerleri, 2017a). Ayrıca elde edilen parametre değerlerinin yanında, bazı istatistiksel değerler de (belirleme katsayısı (R^2), ortalama hata kare kökü (RMSE)) rapor edilmektedir. Ek

olarak, başlangıç mikrobiyal popülasyonun 4 log azaltılması için gereken süre olan t_{4D} 'de verilmektedir.

Çizelge 3.2. GInaFiT modelleme aracının kapsadığı model türlerine ait olan denklemler ve parametreler (Rodriguez-Chueca ve diğerleri, 2017a)

Modeller	Denklemler	Parametreler	Referanslar
Log-lineer	$N = N_0 \times e^{-k \times t}$	k	Bigelow ve Esty, 1920
Log-lineer+omuz	$N = N_0 \times e^{-k \times t} \times \frac{e^{k \times SI}}{(1+(e^{k \times SI}-1) \times e^{-k \times t})}$	k, SI	Geeraerd, Herremans ve Van Impe, 2000
Log-lineer+kuyruk	$N = (N_0 + N_{res}) \times e^{-k \times t} + N_{res}$	k, N_{res}	Geeraerd ve diğerleri, 2000
Log-lineer+omuz ve kuyruk	$N = (N_0 + N_{res}) \times \frac{e^{-k \times t} \times e^{k \times SI}}{(1+e^{k \times SI}-1) \times e^{-k \times t}} + N_{res}$	k, N_{res} , SI	Geeraerd ve diğerleri, 2000
Hom	$\text{Log} \frac{N_t}{N_0} = -k \times C^n \times t^m = -K \times t^m$	k, n, m	Hom, 1972
Weibull	$\text{Log} \frac{N_t}{N_0} = -\left(\frac{t}{\delta}\right)^p$	δ , p	Mafart, Couvert, Gaillard ve Legurinel, 2002
Weibull+kuyruk	$N = (N_0 - N_{res}) \times 10^{-\left(\frac{t}{\delta}\right)^p} + N_{res}$	δ , p, N_{res}	Albert ve Mafart, 2005
Çift Weibull	$N(t) = \frac{N_0}{1+10^\alpha} \times (10^{-\left(\frac{t}{\delta_1}\right)^{p_1+\alpha}} + 10^{-\left(\frac{t}{\delta_2}\right)^{p_2}})$	δ_1 , δ_2 , p_1 , p_2 , α	Coroller ve diğerleri, 2006
Bifazik	$\text{Log} \frac{N_t}{N_0} = \text{Log}(P \times e^{-k_1 \times t} + (1-P) \times e^{-k_2 \times t})$	P, k_1 , k_2	Cerf, 1977
Bifazik+omuz	$\text{Log} \frac{N_t}{N_0} = \text{Log}\left(f \times e^{-k_1 \times t} \times \frac{e^{k_1 \times SI}}{1+(e^{k_1 \times SI}-1) \times e^{-k_1 \times t}} + (1-f) \times e^{-k_2 \times t} \times \left(\frac{e^{k_1 \times SI}}{1+(e^{k_1 \times SI}-1) \times e^{-k_1 \times t}}\right)^{\frac{k_1}{k_2}}\right)$	P, k_1 , k_2 , SI	Geeraerd ve diğerleri, 2006

k: inaktivasyon katsayısı, N_t : belirli bir zamandaki mikrobiyal popülasyon, N_0 : başlangıçtaki mikrobiyal popülasyon, N_{res} : kalıntı popülasyon yoğunluğu, SI: omuz uzunluğu; p: bir şekil parametresi, δ : bir ölçü parametresi; α : fizyolojik bir parametre, C: dezenfektan konsantrasyonu, m ve n: ampirik bir katsayısı, k_1 ve k_2 : iki alt popülasyonun inaktivasyon katsayıları; f: bir ana alt popülasyonda başlangıç popülasyonunun fraksiyonu; t: zaman

3.2.4. Enerji maliyetinin hesaplanması

İleri oksidasyon prosesleri, geleneksel dezenfeksiyon yöntemlerine göre dezenfeksiyon yan ürün oluşturmaması gibi avantajlara sahipken, yüksek işletme maliyetleri dezavantaj gibi gözükmemektedir (Collivignarelli ve diğerleri, 2018). Bu nedenle ileri oksidasyon

proseslerinin inaktivasyon verimliliğini değerlendirirken maliyet hesaplarının da yapılması önem arz etmektedir.

Solar simülatör ile gerçekleştirilen inaktivasyon proseslerinin enerji hesaplanmasında aşağıdaki formül kullanılmıştır (Denklem 3.4) (Çalışkan Eleren ve Şener, 2022).

$$EE/O(kWh/m^3)=\frac{P.t.1000}{V.60.\log\left(\frac{C_{inf}}{C_{eff}}\right)} \quad (3.4)$$

EE/O: güç ölçeği parametresi, P: giriş gücü (kW), t: oksidasyon süresi (sa), V: örnek hacmi (m³), log(C_{inf}/C_{eff}): logaritmik bakteri giderimi

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

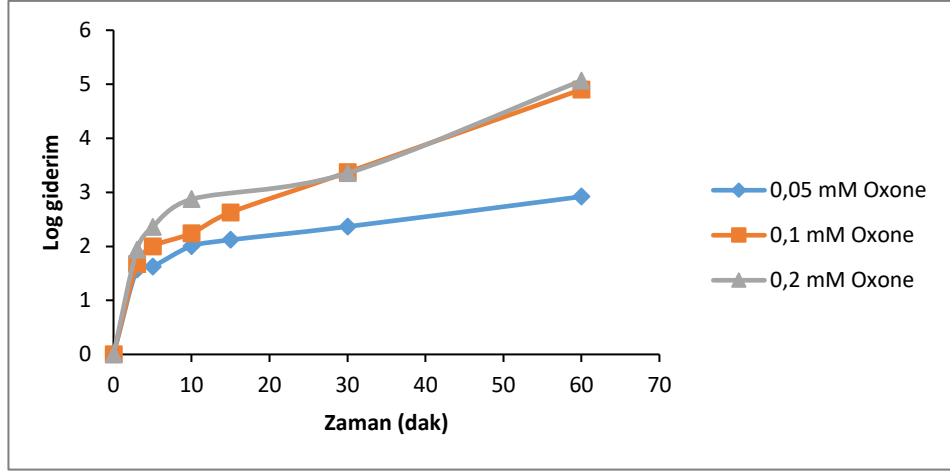
Yapılan bu çalışmada, su dezenfeksiyonunda alternatif olarak görülen güneş ışığına dayalı sülfat radikali bazlı ileri oksidasyon prosesinin bakteri inaktivasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. İnaktivasyon çalışmaları, indikatör bakteri olarak seçilen *E. coli* ve *P. aeruginosa* (başlangıç konsantrasyonları yaklaşık 10^6 CFU/mL) kullanılarak yürütülmüş ve güneş ışığını sağlamak için solar simülatörden ($\sim 431,7$ W/m²) faydalanılmıştır. Ayrıca SO₄⁻ oluşturmak için yapılan deneylerde üç farklı dozda (0,05-0,1-0,2 mM) K₂S₂O₈, Na₂S₂O₈ ve Oxone kullanılmıştır. Gerçekleştirilen deneylerde, farklı temas sürelerinde su örnekleri alınarak giderim verimleri belirlenmiştir.

4.1. Sadece K₂S₂O₈, Na₂S₂O₈ ve Oxone' un Bakteri İnaktivasyonuna Etkisi

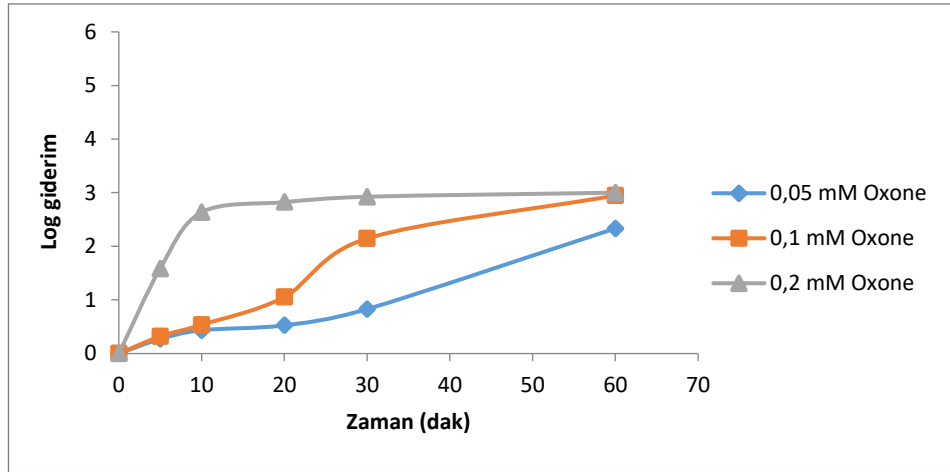
PDS ve PMS' nin *E. coli* ve *P. aeruginosa* inaktivasyonunda bir etkisinin olup olmadığını belirlemek için farklı konsantrasyonlarda K₂S₂O₈ (0,2 mM), Na₂S₂O₈ (0,2 mM), Oxone (0,05-0,1-0,2 mM) kullanılarak karanlıkta ve oda sıcaklığında deneyler yapılmıştır.

PDS kaynağı olarak kullanılan K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈' in en yüksek konsantrasyonunda (0,2 mM) gerçekleştirilen 60 dakikalık maruziyet sonucunda bakterilerin popülasyonunda önemli bir değişim (*P. aeruginosa* için 0,12 log, *E. coli* için 0,6 log azalma) gözlenmemiştir. Bu da, PDS' nin tek başına *E. coli* ve *P. aeruginosa* inaktivasyonunda etkili olmadığını göstermiştir. Benzer şekilde Ferreira ve diğerleri (2020) çalışmalarında tek başına K₂S₂O₈ (0,7 mM)' in *E. coli* ve *E. faecalis* bakterilerinin, Rodríguez-Chueca ve diğerleri (2019) ve Marjanovic ve diğerleri (2018) da yaptıkları çalışmalarında tek başına Na₂S₂O₈ (9×10^{-5} mM)' in *E. coli* K12 bakteri popülasyonunda değişim meydana getirmediğini ve giderimde etkili olmadıklarını belirtmişlerdir.

PMS kaynağı olarak kullanılan Oxone' nun 0,05-0,1-0,2 mM konsantrasyonlarında gerçekleştirilen 60 dakikalık maruziyet sonucunda *E. coli* için sırasıyla 2,92-4,90-5,07 log' luk inaktivasyon sağladığı gözlenmiştir (Şekil 4.1). *P. aeruginosa* için Oxone' nun aynı konsantrasyonlarında (0,05-0,1-0,2 mM) gerçekleştirilen 60 dakikalık maruziyet sonucunda ise sırasıyla 2,33- 2,95-3,00 log' luk inaktivasyon elde edilmiştir (Şekil 4.2).



Şekil 4.1. Oxone' nun *E. coli* inaktivasyonuna olan etkisi



Şekil 4.2. Oxone' nun *P. aeruginosa* inaktivasyonuna olan etkisi

Berruti ve diğerleri (2021) yaptıkları çalışmada PMS' in tek başına *E. coli* ve *P. aeruginosa* üzerindeki etkisini incelemişler ve 0,004 mM konsantrasyonundaki Oxone' nun *E. coli* için 60 dakikada ve *P. aeruginosa* için 120 dakikada > 5 log' luk bir azalma sağladığını gözlemlemişlerdir. Ayrıca Rodríguez-Chueca ve diğerleri (2017a) yaptıkları çalışmada 0,1 mM PMS' nin (90 dakikada 5,59 log) *E. coli* gideriminde etkili olduğunu tespit etmişlerdir. PMS (Oxone), tek başına *E. coli* ve *P. aeruginosa* üzerinde inaktivasyon gerçekleştirebilirken, PDS ($K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$), bir aktivatörün kullanılmasını gerektirmektedir.

PMS ile yapılan deneylerde bakteri popülasyonunda gerçekleşen azalma, PMS ve bakteri membranının redoks potansiyellerinin bir sonucu olarak meydana gelmektedir (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019). PMS' nin bakterinin hücre duvarı üzerinden gerçekleştirdiği oksidasyon, PMS (2,01 V)' ye kıyasla membranın (0,7 V) daha düşük redoks potansiyeline sahip olmasına dayanmaktadır (Berruti ve diğerleri, 2021; Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019). Membran ve oksidan arasındaki reaksiyon yavaş gerçekleşmektedir fakat termodinamik olarak mümkündür. PDS' de aynı yolu izlemekle birlikte, yavaş reaksiyon kinetiği nedeniyle bakteriyel inaktivasyon açıkça görülememektedir (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019).

4.2. Solar ve Solar+K₂S₂O₈, Solar+Na₂S₂O₈, Solar+Oxone Proseslerinin Bakteri İnaktivasyonuna Etkisi

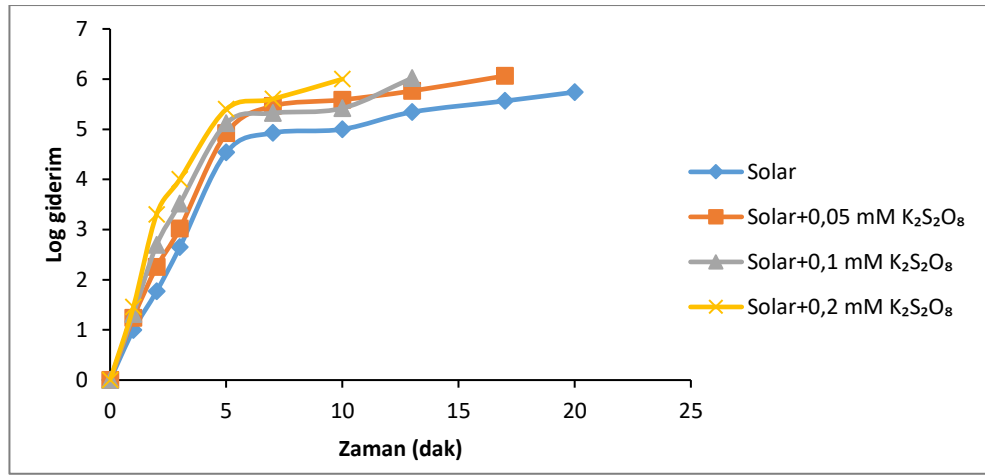
Solarla yürütülen deneyler sırasında su sıcaklığı 19,8-27,7 °C aralığında değişmiştir. Solar simülatörden yayılan ışık yoğunlukları, UV-A için ~35,2 W/m², UV-B için ~6,4 W/m² olup, global radyasyon değeri ise 431,7 W/m² olarak ölçülmüştür. Deneylerde başlangıç bakteri konsantrasyonu yaklaşık 10⁶ CFU/mL olarak belirlenmiştir. İnaktivasyon deney süresi boyunca belirli aralıklarda (*E. coli* için: 0, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 13, 17, 20 ve 30. dakikalarda; *P. aeruginosa* için: 0, 1, 3, 5, 10, 20, 30, 45 ve 60. dakikalarda) reaktörden (200 mL' lik beher) su örnekleri alınarak pH değişimi ve bakteri giderimi tespit edilmiştir.

***E. coli* için;**

Sadece solar ışık ile yapılan deneylerde, *E. coli* için farklı sürelerde elde edilen giderim değerleri Şekil 4.3' te verilmiştir. *E. coli* için 20 dakikalık solar ışık maruziyeti sonunda 5,74 log' luk bir giderim elde edilmiştir. Deney süresi boyunca (30 dak) su sıcaklığı 27,0 °C' den yukarıya çıkmadığından ve optik ve termal inaktivasyonun sinerjistik etkisi 45 °C' den fazla sıcaklıklarda meydana geldiğinden (Byrne ve diğerleri, 2011; McGuigan ve diğerleri, 1998) bakterilerin solar inaktivasyonunda termal etki göz ardı edilebilmektedir. Solar radyasyonun inaktivasyon etkisi, bakterilere etki eden UV-A ve UV-B

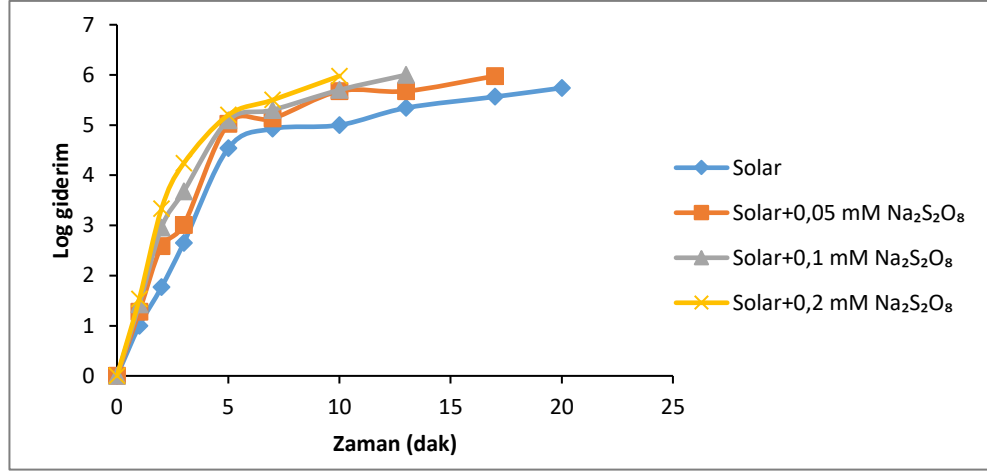
radasyonunun kümülatif oksidatif etkisine atfedilebilmektedir (Ferreira ve diğerleri, 2020).

Solar ışık ile aktiveştirilen PDS kaynaklarından biri olan $K_2S_2O_8$ ' in üç farklı konsantrasyonu (0,05-0,1-0,2 mM) ile yürütülen deneylerde elde edilen *E. coli* inaktivasyon değerleri Şekil 4.3' te gösterilmiştir. $K_2S_2O_8$ ' in 0,05 mM' lik konsantrasyonunda 17 dakika sonunda 6,06 log' luk bir giderim elde edilmiştir. Konsantrasyon 0,1 mM' a çıkarıldığında 13 dakikada 6,02 log' luk, 0,2 mM' da ise 10 dakikada 6,00 log' luk giderim sağlanmıştır.



Şekil 4.3. Solar ve Solar+ $K_2S_2O_8$ proseslerinin *E. coli* inaktivasyonuna olan etkisi

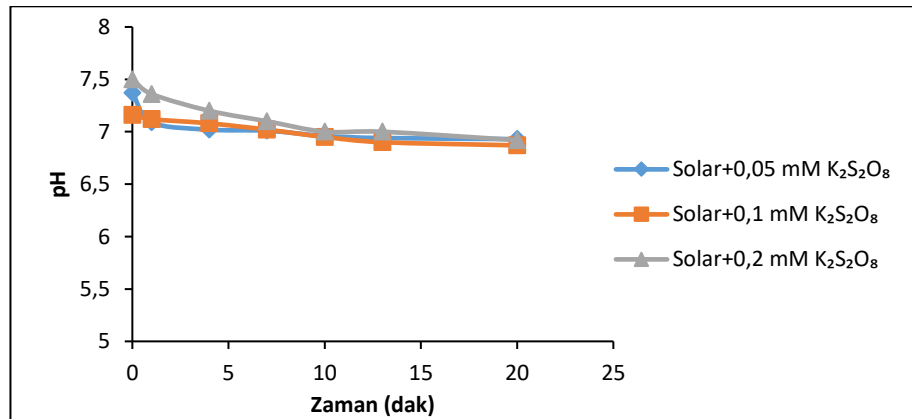
Solar ışık ile aktiveştirilen bir diğer PDS kaynağı $Na_2S_2O_8$ ' in üç farklı konsantrasyonunda (0,05-0,1-0,2 mM) elde edilen *E. coli* inaktivasyon değerleri Şekil 4.4' te gösterilmiştir. 0,05 mM' da 17 dakika sonunda 5,98 log' luk bir giderim elde edilirken 0,1 mM' da 13 dakikada 6,00 log' luk ve en yüksek konsantrasyon olan 0,2 mM' da 10 dakika sonunda 5,98 log' luk bir giderim elde edilmiştir.



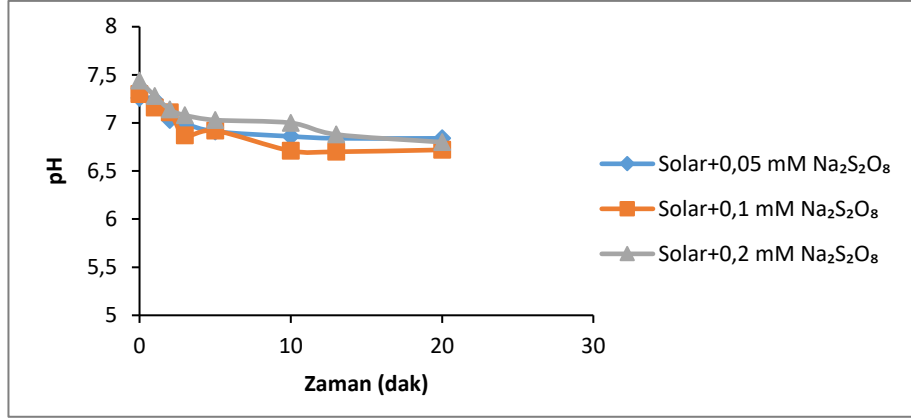
Şekil 4.4. Solar ve Solar+Na₂S₂O₈ proseslerinin *E. coli* inaktivasyonuna olan etkisi

Solar+PDS (K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈) inaktivasyon proseslerinde oksidan konsantrasyonunun artmasıyla birlikte elde edilen giderimin arttığı ve inaktivasyon süresinin azaldığı söylenebilmektedir. Ferreira ve diğerleri (2020) doğal güneş ışığı ile aktifleştirdikleri PDS (Na₂S₂O₈) ile gerçekleştirdikleri *E. coli* inaktivasyonunda PDS konsantrasyonunun artması (0,01 mM' dan 0,7 mM' a) ile birlikte inaktivasyonun daha hızlı gerçekleştiğini ve sürenin azaldığını bildirmişlerdir.

Solar+PDS prosesleri ile gerçekleştirilen *E. coli* inaktivasyonu sırasında meydana gelen pH değişimine bakıldığında ise (Şekil 4.5 ve Şekil 4.6) genel olarak pH' ın azaldığı görülmüştür.



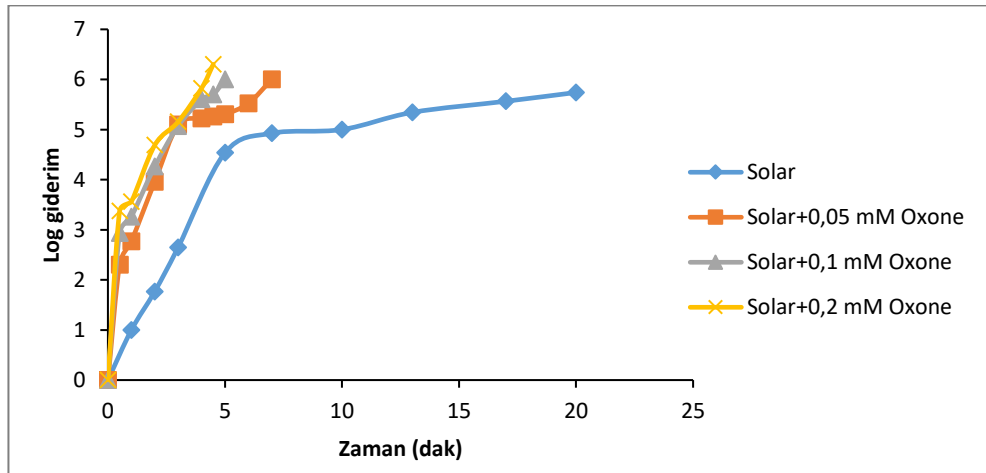
Şekil 4.5. *E. coli* için Solar+K₂S₂O₈ prosesinin pH değişimi



Şekil 4.6. *E. coli* için Solar+Na₂S₂O₈ prosesinin pH değişimi

Solar+K₂S₂O₈ prosesinde 20 dakikalık deney süresinde en düşük pH değeri 6,87 (0,1 mM' da) olurken Solar+Na₂S₂O₈ prosesinde en düşük pH değeri 6,70 (0,1 mM' da) olmuştur.

Solar ışık kullanılarak aktiveleştirilen PMS kaynağı olan Oxone' un üç farklı konsantrasyonunda (0,05-0,1-0,2 mM) elde edilen *E. coli* inaktivasyon değerleri Şekil 4.7' de gösterilmiştir. 0,05 mM' da 7 dakika sonunda 6,00 log' luk bir giderim elde edilirken 0,1 mM' da 5 dakika sonunda 6,00 log ve 0,2 mM' da 4,5 dakika sonunda 6,30 log' luk giderimler elde edilmiştir.

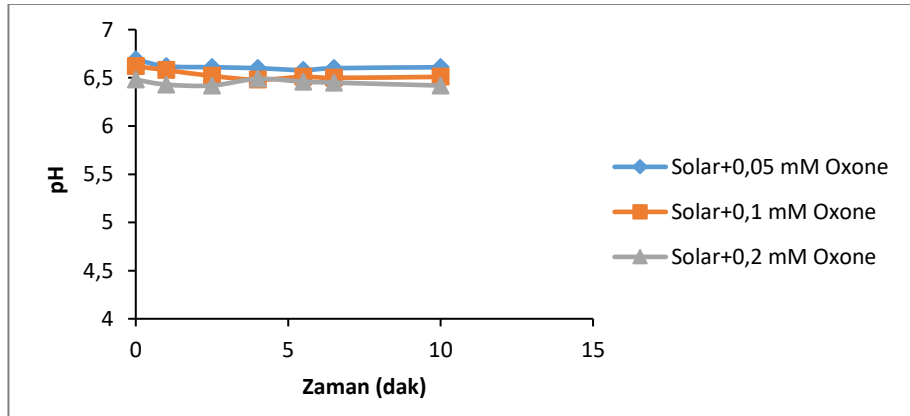


Şekil 4.7. Solar ve Solar+Oxone proseslerinin *E. coli* inaktivasyonuna olan etkisi

Solar+PMS (Oxone) prosesinde, Solar+PDS prosesinde olduğu gibi oksidan konsantrasyonunun artması ile birlikte giderim artarken inaktivasyon süresinde azalma görülmüştür.

Solar+PDS ve Solar+PMS deneyleri sırasında ölçülen sıcaklık değeri 27,0 °C' nin üzerine çıkmamıştır. PDS ve PMS' nin aktivasyonunda, sülfat radikalleri oluşturmak için O-O bağının fisyonu 50 °C ve üzerindeki sıcaklıklarda meydana geldiğinden (Marjanovic ve diğerleri, 2018; Wang ve Wang, 2018) termal etki meydana gelmemiştir. Radikal oluşumunda sadece ışık aktivasyonunun etkili olduğu söylenebilmektedir.

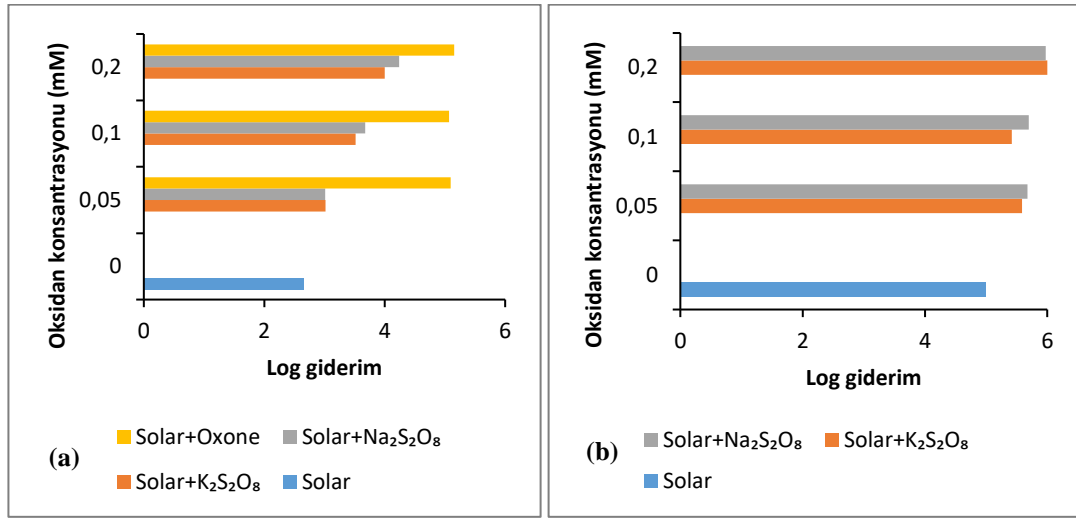
Solar ışık ile aktifleştirilen Oxone prosesinde, *E. coli* inaktivasyonu sırasında pH' ta meydana gelen değişim Şekil 4.8' de verilmiştir. Deney süresince ortam pH' ında önemli bir değişim görülmemekle birlikte ölçülen pH değeri 6,69-6,42 aralığında olmuştur.



Şekil 4.8. *E. coli* için Solar+Oxone prosesinin pH değişimi

E. coli inaktivasyonu için uygulanan Solar, Solar+PDS ve Solar+PMS proseslerinin giderim verimlerindeki karşılaştırmalar 3 dakikalık deney süresi baz alınarak Şekil 4.9 (a)' da, Solar, Solar+K₂S₂O₈ ve Solar+Na₂S₂O₈ proseslerinin giderim verimlerindeki karşılaştırmalar ise 10 dakikalık deney süresi baz alınarak Şekil 4.9 (b)' de verilmiştir. Sadece solar ışık kullanılarak yapılan inaktivasyon işleminde 3 dakikalık sürede 2,65 log' luk bir giderim elde edilmiştir. Solar ışıkla aktifleştirilen en düşük konsantrasyondaki (0,05 mM) K₂S₂O₈, Na₂S₂O₈ ve Oxone ile elde edilen giderim değerleri sırasıyla 3,02 log, 3,01 log ve 5,10 log olurken konsantrasyon değeri 0,1 mM' a çıkarıldığında elde

edilen giderim değerleri sırasıyla 3,52 log, 3,68 log ve 5,07 log olmuştur. En yüksek oksidan konsantrasyonunda (0,2 mM) ise elde edilen giderim değerleri artarak sırasıyla 4,00 log, 4,24 log ve 5,15 log şeklinde olmuştur. *E. coli*' ye uygulanan tüm inaktivasyon proseslerinin giderim değerleri kıyaslandığında sadece solar ışık ile elde edilen giderim değerinin, solar ışık ile aktiveleştirilen $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone' nun ürettiği radikaller ($SO_4^{\cdot-}$ ve HO^{\cdot}) sayesinde arttığı görülmüştür. Ayrıca konsantrasyonun artışı ile birlikte giderim değerlerinin artması söz konusu olmuştur.



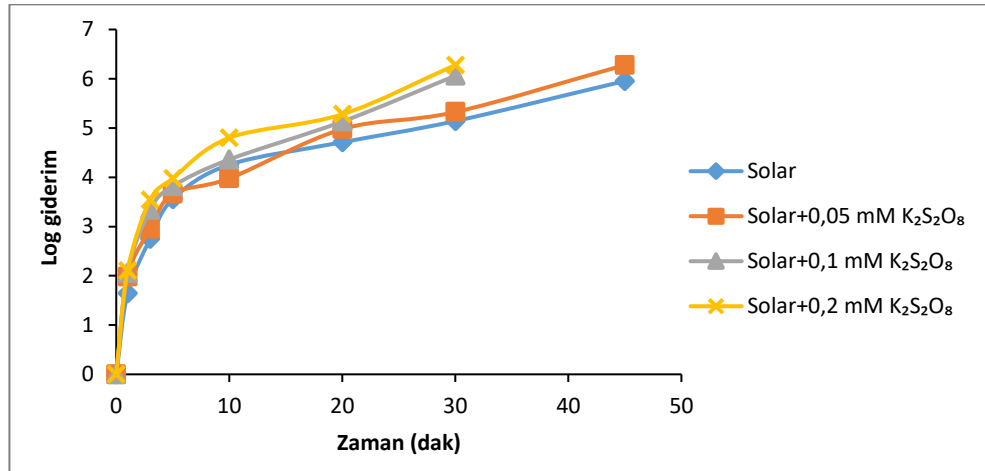
Şekil 4.9. *E. coli* için yapılan inaktivasyon deneylerinde 3. dak (a) ve 10. dak (b)' da elde edilen logaritmik bakteri giderimleri

PDS kaynağı olarak kullanılan $K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$ ile 3. dakikada (Şekil 4.9 (a)) ve 10. dakikada (Şekil 4.9 (b)) elde edilen giderimlere bakıldığında aralarında büyük bir fark görülmezken PMS kaynağı olarak kullanılan Oxone' un $K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$ ' a göre daha yüksek bir bakteri giderimi (3. dakikada) sağladığı görülmüştür. Solar ışık ile aktiveleştirilen PDS' ten iki tane $SO_4^{\cdot-}$ meydana gelirken, PMS' ten $SO_4^{\cdot-}$ ve HO^{\cdot} meydana gelmektedir. $SO_4^{\cdot-}$, HO^{\cdot} ' ne göre eşit veya hatta daha yüksek redoks potansiyeline (2,5-3,1 V) sahip olmakla (Chen ve diğerleri, 2021; Guerra-Rodríguez ve diğerleri, 2018; Wang ve Wang, 2018) birlikte HO^{\cdot} , biyomoleküllerle 10 kat daha yüksek reaktiviteye sahiptir. Bu da, PMS' nin daha fazla giderim verimliliğine sahip olmasına neden olmaktadır (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019).

P. aeruginosa için;

Sadece solar ışık kullanılarak yapılan deneylerde, *P. aeruginosa* için 45 dakikalık maruziyet sonunda 5,95 log' luk bir inaktivasyon elde edilmiştir (Şekil 4.10). Berruti ve diğerleri (2021) ve Achouri ve diğerleri (2019) yaptıkları çalışmada doğal güneş ışığı ile *P. aeruginosa* inaktivasyonunda 60 dakikalık bir maruziyet sonucunda 5 log' dan fazla bir giderim elde etmişlerdir. Yapılan deneylerin sonunda (60 dak) su sıcaklığı 27,7 °C' den yukarıya çıkmadığından *E. coli*' de olduğu gibi solar inaktivasyonda termal etki göz ardı edilebilmektedir.

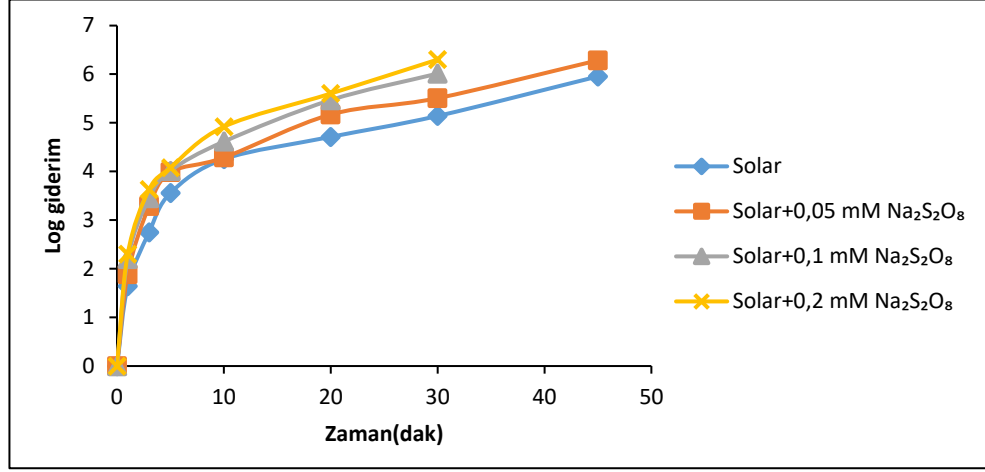
Solar ışık ile aktiveleştirilen $K_2S_2O_8$ ' in üç farklı konsantrasyonunda (0,05-0,1-0,2 mM) elde edilen *P. aeruginosa* inaktivasyon değerleri Şekil 4.10' da gösterilmiştir. En düşük konsantrasyon olan 0,05 mM' da 45 dakika sonunda 6,28 log' luk bir giderim elde edilirken 0,1 ve 0,2 mM' da 30 dakika sonunda sırasıyla 6,06 ve 6,28 log' luk giderimler elde edilmiştir.



Şekil 4.10. Solar ve Solar+ $K_2S_2O_8$ proseslerinin *P. aeruginosa* inaktivasyonuna olan etkisi

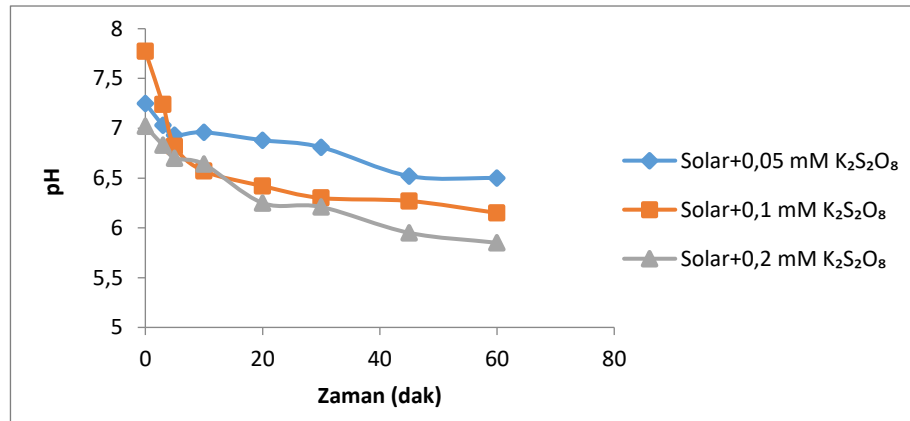
Solar ışık ile aktiveleştirilen $Na_2S_2O_8$ ' in üç farklı konsantrasyonunda (0,05-0,1-0,2 mM) elde edilen *P. aeruginosa* inaktivasyon değerleri Şekil 4.11' de gösterilmiştir. Solar+ $K_2S_2O_8$ prosesinde olduğu gibi Solar+ $Na_2S_2O_8$ prosesinde de oksidan konsantrasyonun artması ile birlikte inaktivasyon artmış ve süre kısalmıştır. En düşük konsantrasyon olan 0,05 mM' da 45 dakika sonunda 6,29 log' luk bir giderim elde

edilirken 0,1 ve 0,2 mM' da 30 dakika sonunda sırasıyla 6,01 ve 6,30 log' luk giderimler elde edilmiştir.

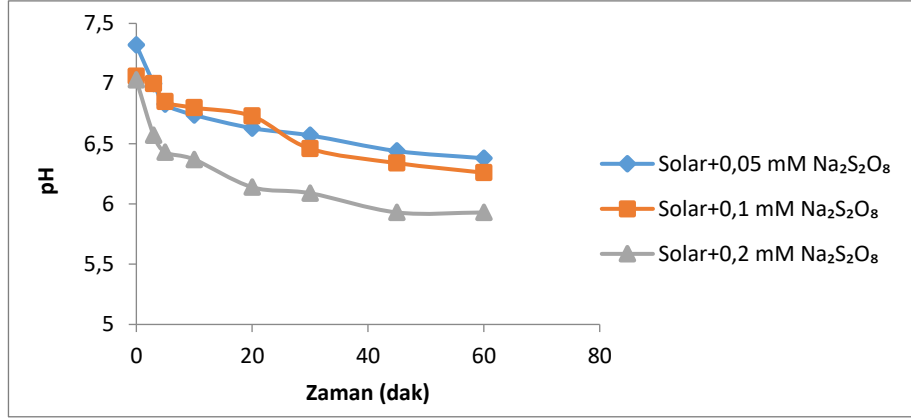


Şekil 4.11. Solar ve Solar+Na₂S₂O₈ *P. aeruginosa* proseslerinin inaktivasyonuna olan etkisi

Solar ışık ile aktifleştirilen K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈ proseslerinde, bakteriyel inaktivasyon işlemi sırasında, sistem pH' ında düşüş meydana gelmiştir (Şekil 4.12 ve Şekil 4.13).

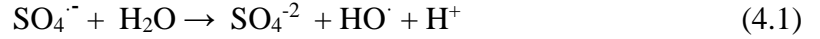


Şekil 4.12. *P. aeruginosa* için Solar+K₂S₂O₈ prosesinin pH değişimi



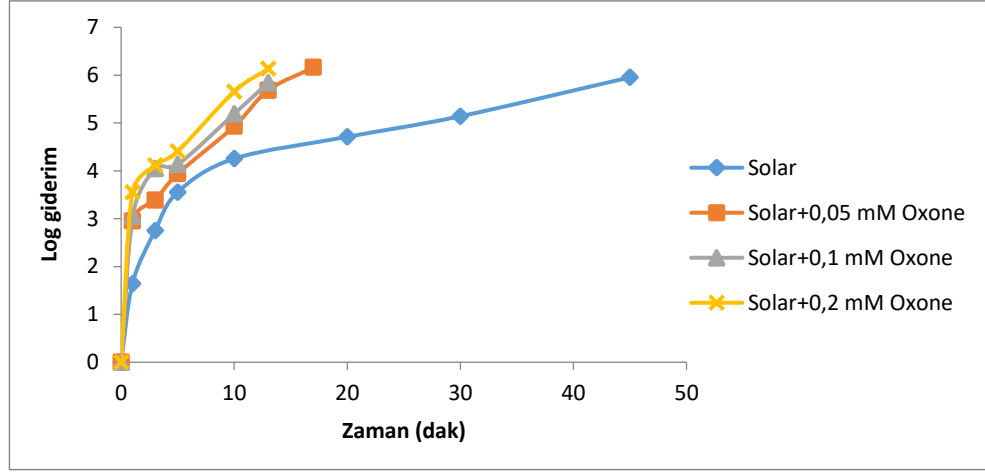
Şekil 4.13. *P. aeruginosa* için Solar+Na₂S₂O₈ prosesinin pH değişimi

PDS konsantrasyonunun artmasıyla birlikte pH' taki düşüşte de bir miktar artış görülmüştür. K₂S₂O₈' in en yüksek konsantrasyon (0,2 mM) değerinde, 60 dakikalık bakteri inaktivasyonundan sonra pH 7,02' den 5,85' e, Na₂S₂O₈' in en yüksek konsantrasyon (0,2 mM) değerinde ise pH 7,03' ten 5,93' e düşmüştür. pH' taki bu düşüşün nedeni kısmen SO₄⁻ tüketimi sürecinde H⁺ oluşumundan kaynaklanıyor olabilmektedir (Denklem 4.1) (Wang ve diğerleri, 2019).



Ayrıca SO₄⁻' den türetilen ROS' ların saldırdığı bakteriyel organik bileşikler, pH düşüşüne de katkıda bulunan alifatik asitleri serbest bırakabilmektedir (Wang ve diğerleri, 2019).

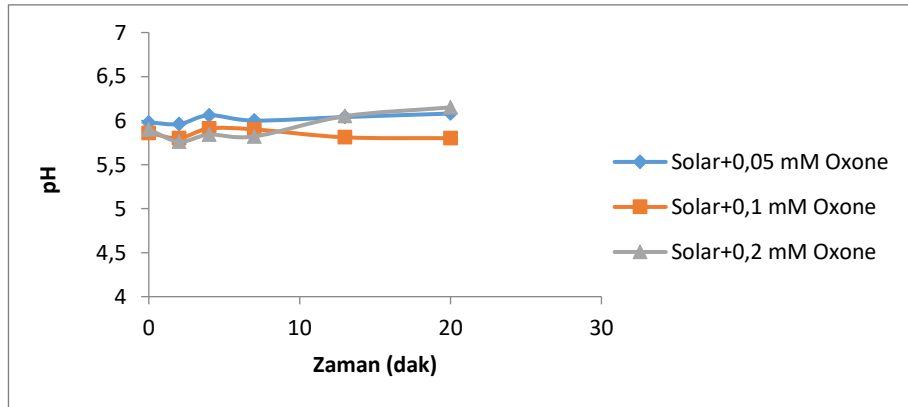
Solar ışık ile aktiveleştirilen Oxone' un üç farklı konsantrasyonunda (0,05-0,1-0,2 mM) elde edilen *P. aeruginosa* inaktivasyon değerleri Şekil 4.14' te gösterilmiştir. 0,05 mM' da 17 dakika sonunda 6,16 log' luk bir giderim elde edilirken 0,1 mM ve 0,2 mM' da 13 dakika sonunda sırasıyla 5,84 ve 6,13 log' luk giderimler elde edilmiştir.



Şekil 4.14. Solar ve Solar+Oxone proseslerinin *P. aeruginosa* inaktivasyonuna olan etkisi

P. aeruginosa'nın inaktivasyonu sırasında gerçekleştirilen Solar+PDS ve Solar+PMS deneylerinde ölçülen en yüksek sıcaklık değeri 27,5 °C olmuştur ve persülfat aktivasyonunda *E. coli* bölümünde açıklandığı üzere termal etki söz konusu olmamıştır.

Solar ışık ile aktifleştirilen Oxone prosesinde, bakteriyel inaktivasyon işlemi sırasında sistem pH'ında Solar+K₂S₂O₈ ve Solar+Na₂S₂O₈ proseslerinin aksine kayda değer bir düşüş gözlemlenmemiştir. Deney süresince pH değeri 6,15-5,76 aralığında değişim göstermiştir (Şekil 4.15).

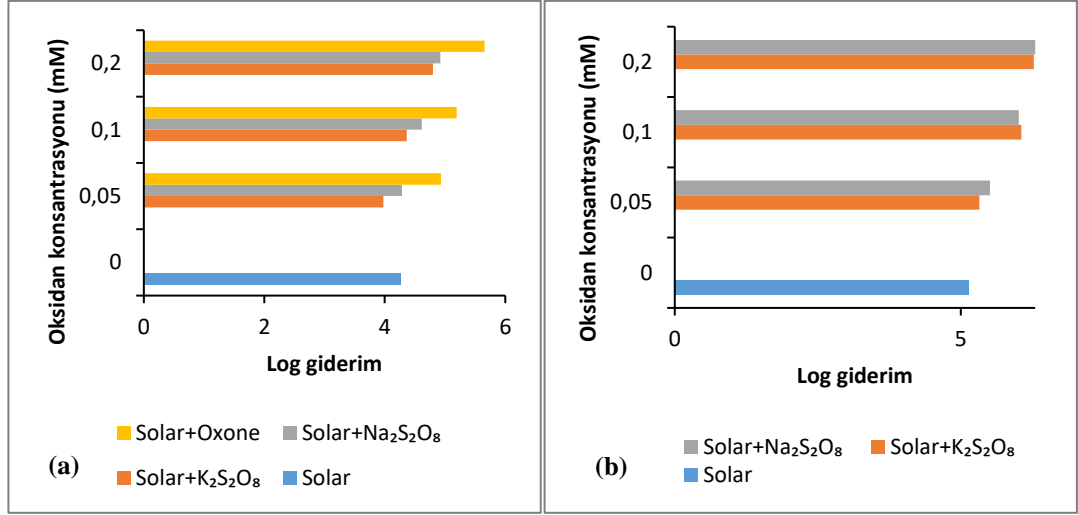


Şekil 4.15. *P. aeruginosa* için Solar+Oxone prosesindeki pH değişimi

Serna-Galvis, Salazar-Ospina, Jiménez, Pino ve Torres-Palma (2020) çalışmalarında UV-C/PS inaktivasyon prosesinde pH'ın 5,3' ten 4,8' e düştüğünü ve pH modifikasyonu ile bakteri popülasyonunun azalmasının ihmal edilebilir düzeyde olduğunu belirtmişlerdir.

Ayrıca, Wang ve diğerleri (2019), pH 5-9 arasında önemli bir hücre kaybı olmadığını belirtmiş ve Rodríguez-Chueca ve diğerleri (2017b) da mikrobiyal popülasyonun 5' in altındaki pH değerlerinde hayatta kalamadığından sülfat radikallerinin mikroorganizmaların inaktivasyonu üzerindeki etkisini incelemek için minimum pH değeri olarak 5' i tercih etmişlerdir. Bu nedenle yapılan bu çalışmada hem Solar+PDS hem de Solar+PMS inaktivasyon proseslerinde pH değeri 5,76' nın altına düşmediğinden bakteri inaktivasyonunda pH etkisi göz ardı edilmiştir.

Solar, Solar+PDS, Solar+PMS inaktivasyon proseslerinin *P. aeruginosa* giderimindeki etkileri 10 dakikalık deney süresi baz alınarak Şekil 4.16 (a)' da karşılaştırılmıştır. Ayrıca daha uzun inaktivasyon süresine sahip olan Solar, Solar+K₂S₂O₈ ve Solar+Na₂S₂O₈ proseslerinin giderimdeki etkileri 30 dakikalık deney süresi baz alınarak Şekil 4.16 (b)' de karşılaştırılmıştır. Sadece solar ile yapılan deneyde 10. dakikada elde edilen giderim 4,26 log olmuştur. Aynı sürede solar ışık ile aktifleştirilen 0,05 mM konsantrasyonundaki K₂S₂O₈, Na₂S₂O₈ ve Oxone' nun *P. aeruginosa* için elde edilen giderim değerleri sırasıyla 3,98 log, 4,29 log ve 4,93 log olmuştur. Oksidanların konsantrasyonu 0,1 mM' a çıkarıldığında elde edilen giderim değerleri sırasıyla 4,36 log, 4,61 log ve 5,19 log olurken, en yüksek oksidan konsantrasyonu olan 0,2 mM' da ise elde edilen giderim değerleri sırasıyla 4,80 log, 4,92 log ve 5,66 log şeklinde bulunmuştur. Sadece solar ışık ile elde edilen giderim değerinin, solar ışık ile aktifleştirilen oksidanların ürettiği radikaller (SO₄^{•-} ve HO[•]) sayesinde arttığı görülmüştür. Oksidan konsantrasyonunun artması da elde edilen giderim değerlerinin artmasını sağlamıştır. PDS kaynağı olarak kullanılan K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈ ile 10. dakikada elde edilen giderimler karşılaştırıldığında Na₂S₂O₈ ile elde edilen giderimin daha fazla olduğu görülmektedir. Ancak ilerleyen dakikalarda (30. dakika) iki oksidan arasında oluşan giderim farkının kapandığı görülmüştür (Şekil 4.16 (b)). PDS ve PMS ile edilen giderimler karşılaştırıldığında ise PMS kaynağı olarak kullanılan Oxone' un PDS' lere göre daha yüksek bir bakteri giderimine sahip olduğu görülmüştür. Daha yüksek giderime neden olan durum *E. coli* bölümünde açıklanmıştır.



Şekil 4.16. *P. aeruginosa* için yapılan inaktivasyon deneylerinde 10. dak (a) ve 30. dak (b)' da elde edilen logaritmik bakteri giderimleri

Rodríguez-Chueca ve diğerleri (2019) yaptıkları çalışmada Solar/PMS ile elde edilen inaktivasyonun sadece solar ışık ve Solar/PDS' e göre daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir.

İnaktivasyon işlemleri sırasında, suyun kimyasal koşullarını değiştiren ve yüksek konsantrasyonlarda belirgin bir tada ve müshil etkisine neden olan sülfat iyonu (SO_4^{-2}) yan ürün olarak üretilmektedir. İçme suyundaki SO_4^{-2} için USEPA ikincil maksimum kirletici seviyesi 250 mg/L' dir (Berruti ve diğerleri, 2021; Wordofa, Walker ve Liu, 2017). SO_4^{-2} oluşumu, kimyasalların optimal dozajının sağlanması gibi önlemlerle, PDS' den SO_4^{-2} ' nin üretim veriminin artırılması ile en aza indirilebilmektedir (Wordofa ve diğerleri, 2017). Örneğin, 0,01 mM PMS' de, stokiyometrik olarak 2,88 mg/L sülfat oluşmaktadır ve Berruti ve diğerleri (2021) yaptıkları çalışmada, 0,01 mM PMS' nin 2 mg/L SO_4^{-2} oluşumuna neden olduğunu bulmuştur ve bu değer içme suyu için belirlenen sınır değerden çok düşüktür. Ayrıca, SO_4^{-2} ' in hücre zarından nüfuz etmesi ve hücrelerin içinde doğal olarak oluşan metallere reaksiyona girmesiyle birlikte enzimler ve genetik materyal gibi dahili hücre bileşenlerinde potansiyel bir hasara neden olmaktadır (Berruti ve diğerleri, 2021).

4.3. İnaktivasyon Kinetiği Hesaplamaları

Dezenfeksiyon proseslerinde, mikrobiyal inaktivasyon genellikle lineer tipte basit kinetik modeller ile tanımlanmaktadır. Ancak bu modeller mikrobiyal inaktivasyonda oluşan belirli sapmaları belirleyememektedir. Ayrıca mikrobiyal inaktivasyon her zaman doğrusal (lineer) bir şekilde gerçekleşmemekle birlikte içbükey (omuz) ve dışbükey (kuyruk) gibi farklı doğrusal olmayan şekillerde de gerçekleşebilmektedir (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2017b). Yapılan bu çalışmada, inaktivasyon proseslerinden elde edilen giderim verileri ile oluşturulan inaktivasyon eğrileri, GInaFiT modelleme aracının kapsadığı bakteriyel inaktivasyon eğrileri ile karşılaştırıldığında lineer azalma ve kuyruk içeren Bifazik modele uyum sağladığı görülmüştür.

Cerf (1977) tarafından tanımlanan, bifazik model iki aşamadan oluşmaktadır. İlk aşamada mikrobiyal popülasyonun inaktivasyonundan kaynaklanan log-lineer azalma (birinci derece kinetik) (k_1) görülürken, ikinci aşamada mikrobiyal popülasyonda daha yavaş bir azalma (kuyruk) (k_2) görülmektedir (Cerf, 1977; Geeraerd ve diğerleri, 2005; Xiong, Xie, Edmondson ve Sheard, 1999).

Modelde elde edilen k_1 ve k_2 hız sabitleri aşağıdaki formül kullanılarak GInaFiT modelleme aracı tarafından hesaplanmıştır (Denklem 4.2) (Cerf, 1977). Ardından elde edilen değerler karşılaştırılmıştır.

$$\text{Log}\frac{N_t}{N_0} = \text{Log}(P \times e^{-k_1 \times t} + (1 - P) \times e^{-k_2 \times t}) \quad (4.2)$$

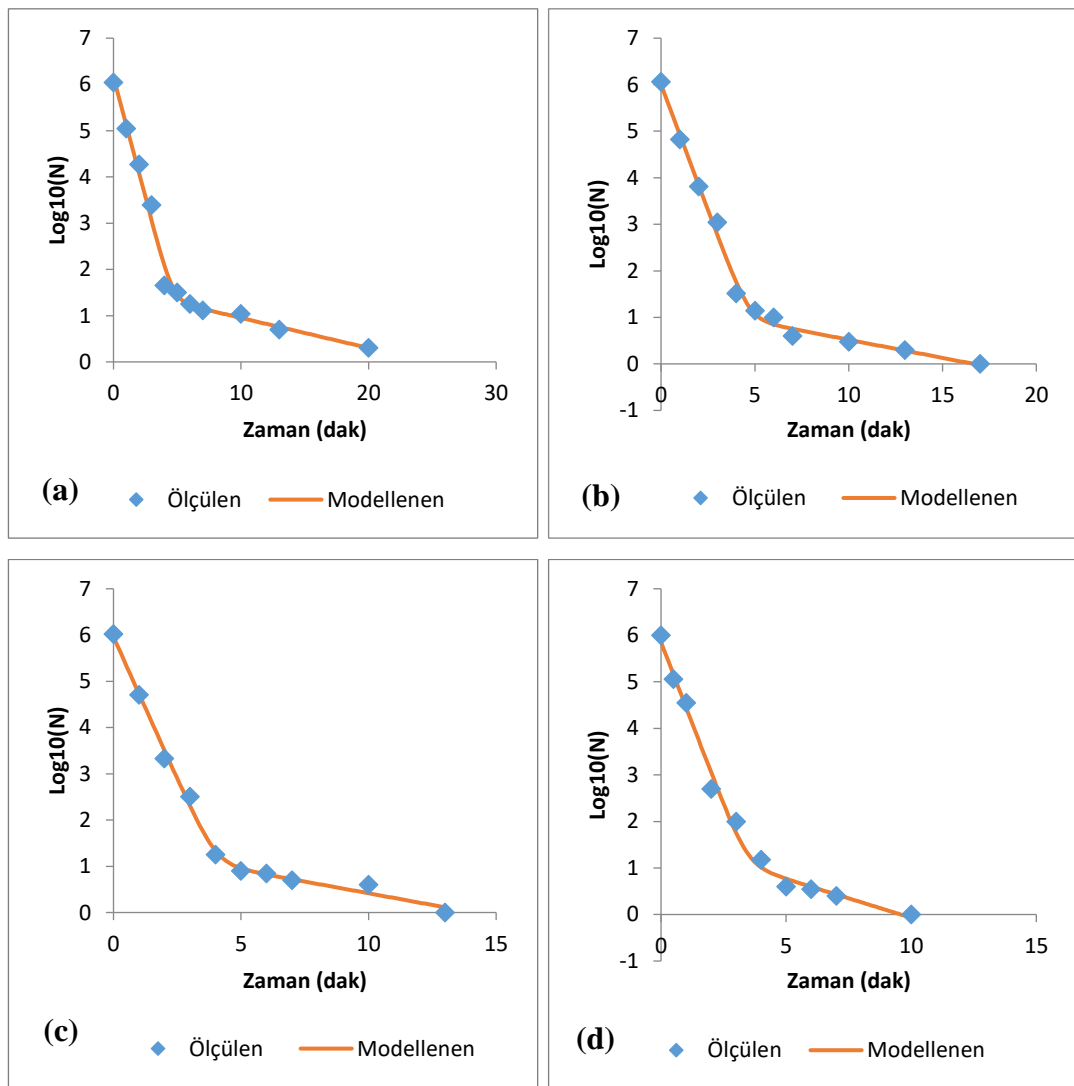
$\text{Log}\frac{N_t}{N_0}$: logaritmik giderim, k_1 ve k_2 : iki alt popülasyonun inaktivasyon katsayıları, p : bir şekil parametresi, t : zaman

Ek olarak modelin uygunluğu belirleme katsayısı (R^2), ortalama hata kare kökü (RMSE) kullanılarak değerlendirilmiş ve bakteri popülasyonun 4 log azalması için gereken süre (t_{4D}) verilmiştir.

4.3.1. Solar ve solar ile aktifleştirilmiş PDS ve PMS proseslerinin inaktivasyon katsayıları

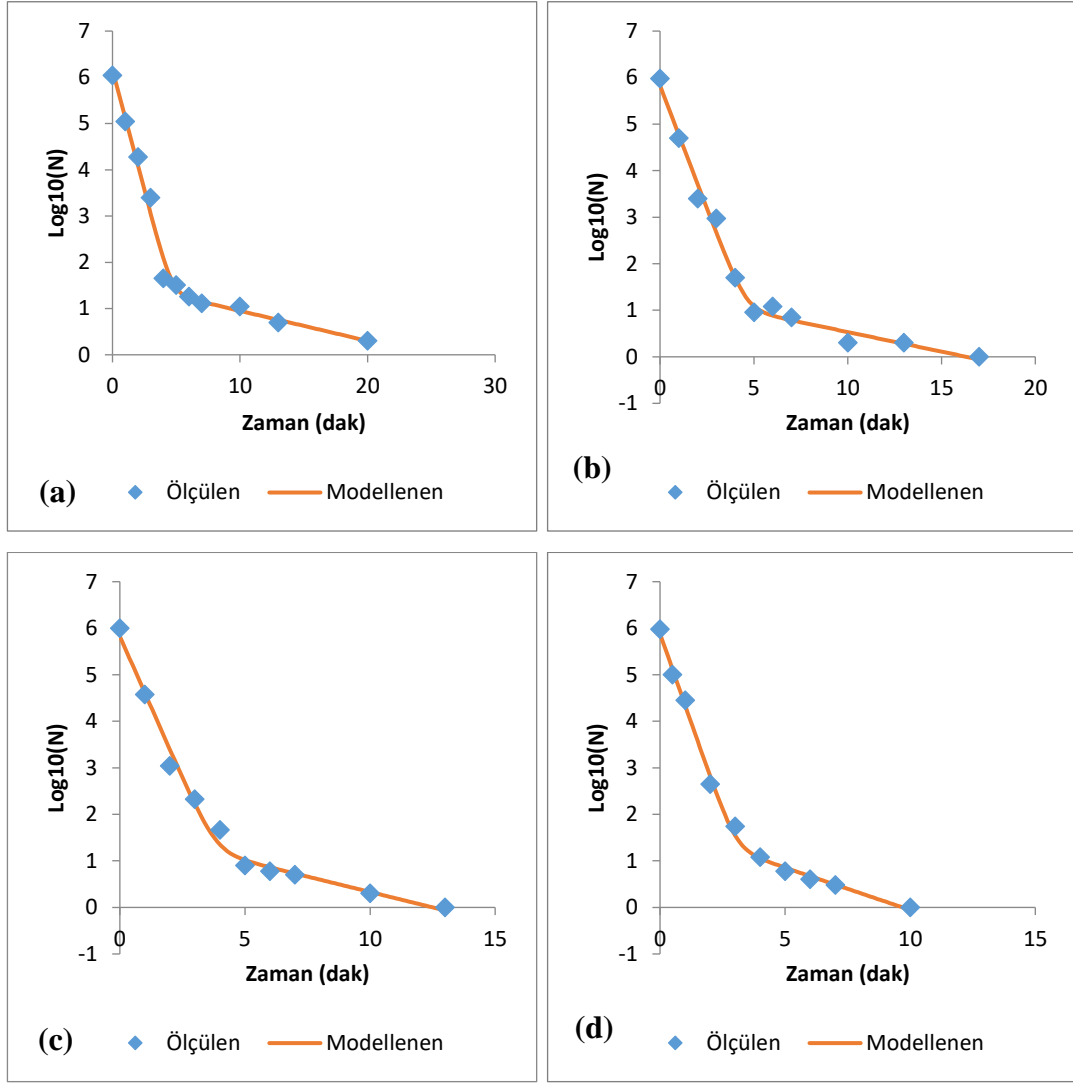
E. coli için;

E. coli' nin solar ve solar+0,05, 0,1, 0,2 mM $K_2S_2O_8$ ile yapılan inaktivasyonunu değerlendirmek için yapılan deneylere ait bifazik model sonuçları sırasıyla Şekil 4.17' de verilmiştir.



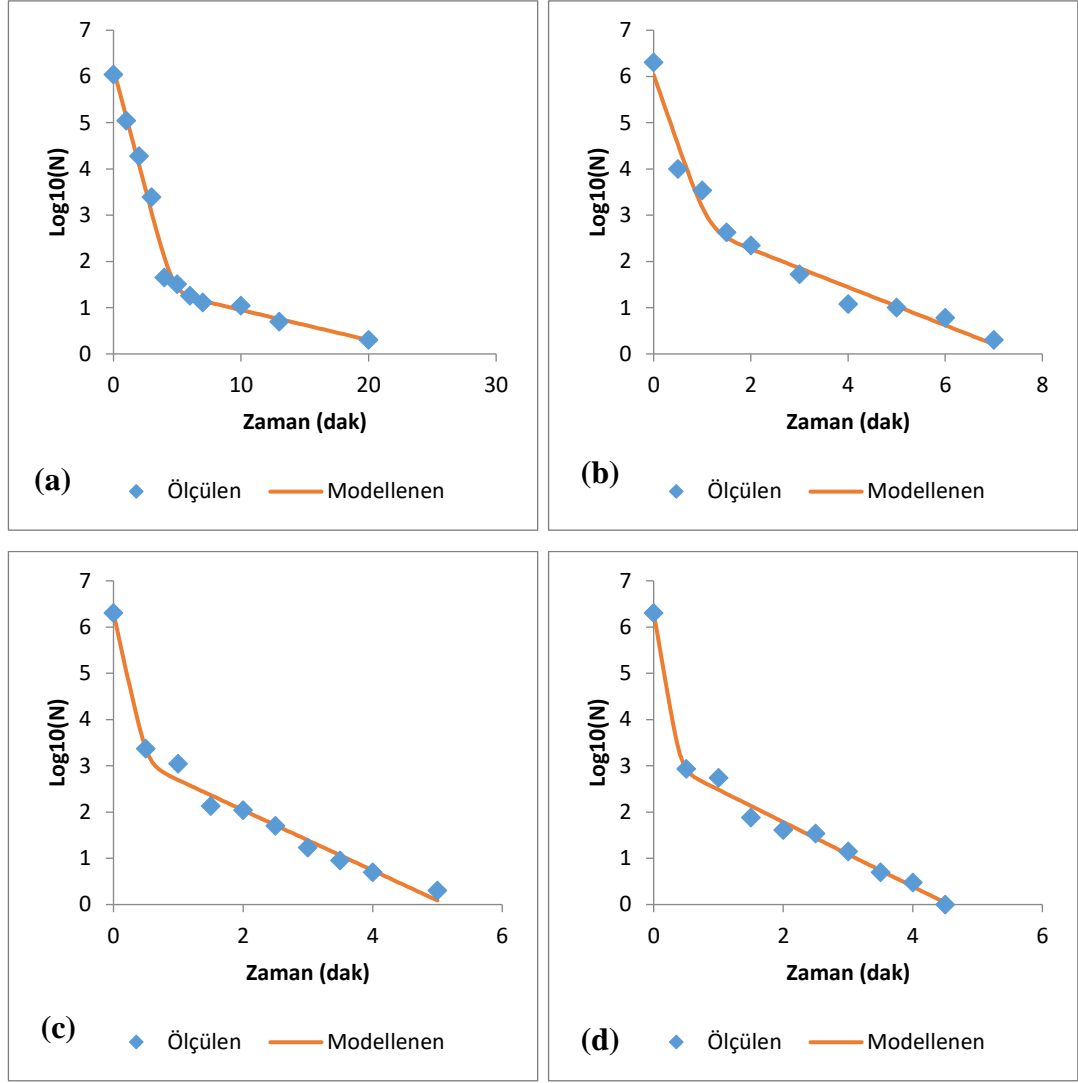
Şekil 4.17. *E. coli* inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) $K_2S_2O_8$ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri

E. coli' nin solar ve solar+0,05, 0,1, 0,2 mM $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ile yapılan inaktivasyonunu değerlendirmek için yapılan deneylere ait bifazik model sonuçları sırasıyla Şekil 4.18' de verilmiştir.



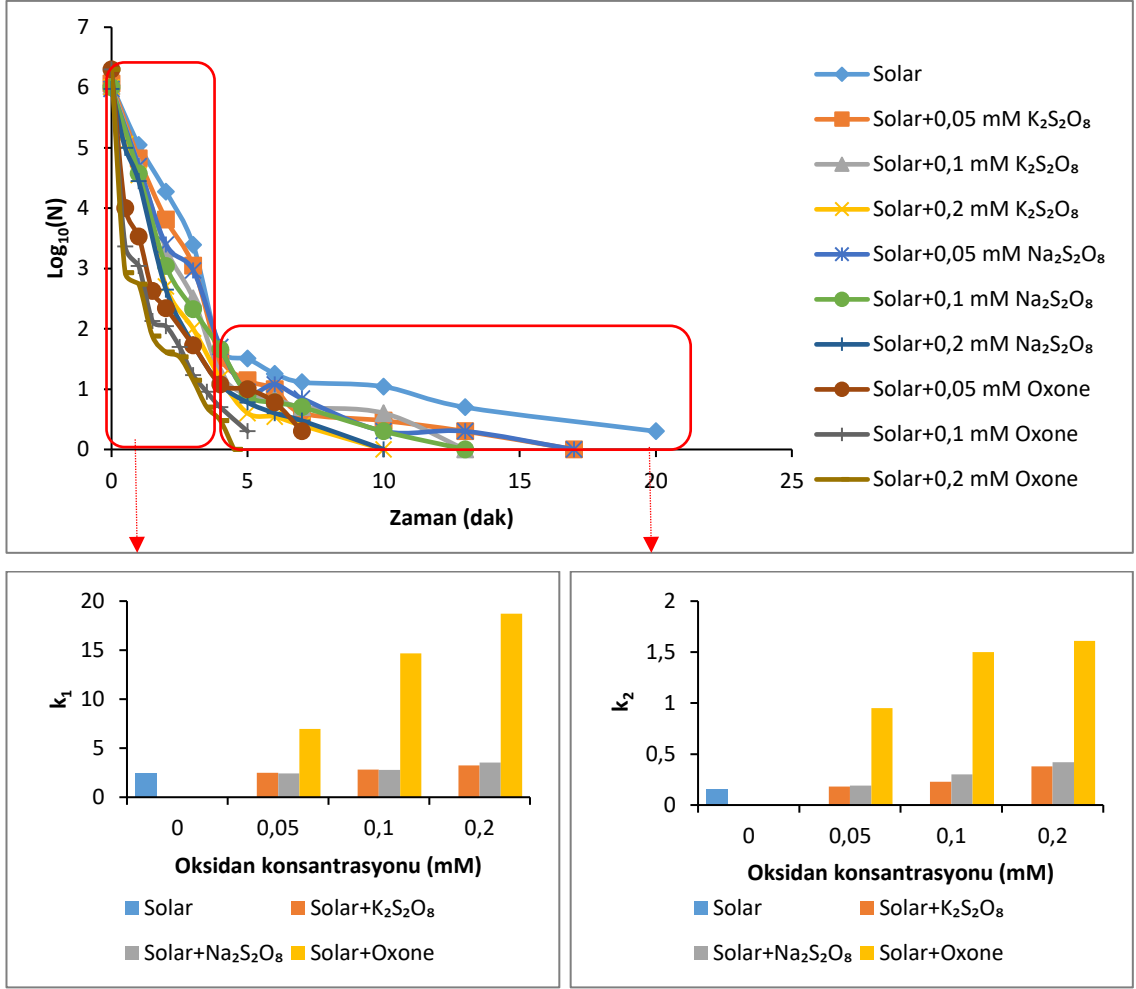
Şekil 4.18. *E. coli* inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri

E. coli' nin solar ve solar+0,05, 0,1, 0,2 mM Oxone ile yapılan inaktivasyonunu değerlendirmek için yapılan deneylere ait bifazik model sonuçları sırasıyla Şekil 4.19' da verilmiştir.



Şekil 4.19. *E. coli* inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) Oxone ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri

GInaFiT programı kullanılarak bifazik modele göre belirlenen, *E. coli*' ye uygulanan tüm inaktivasyon proseslerine ait k_1 ve k_2 katsayıları Şekil 4.20' de karşılaştırılmıştır. Solar ile elde edilen katsayıların diğer proseslere göre daha düşük olduğu ve Solar+PDS ve Solar+PMS inaktivasyon proseslerinde oksidan konsantrasyonunun artması (0,05mM' dan 0,2mM' a) ile birlikte modelle belirlenmiş olan katsayı (k_1 ve k_2) değerlerinde de artış görülmüştür. Solar+PMS proseslerinde elde edilen inaktivasyon katsayıları, Solar ve Solar+PDS proseslerinde elde edilen katsayılarla göre daha yüksek bulunmuştur. Bu durum elde edilen logaritmik bakteri giderimini destekler nitelikte olmuştur.



Şekil 4.20. *E. coli* için yapılan inaktivasyon deneylerinde Bifazik modele göre belirlenen k_1 ve k_2 katsayıları

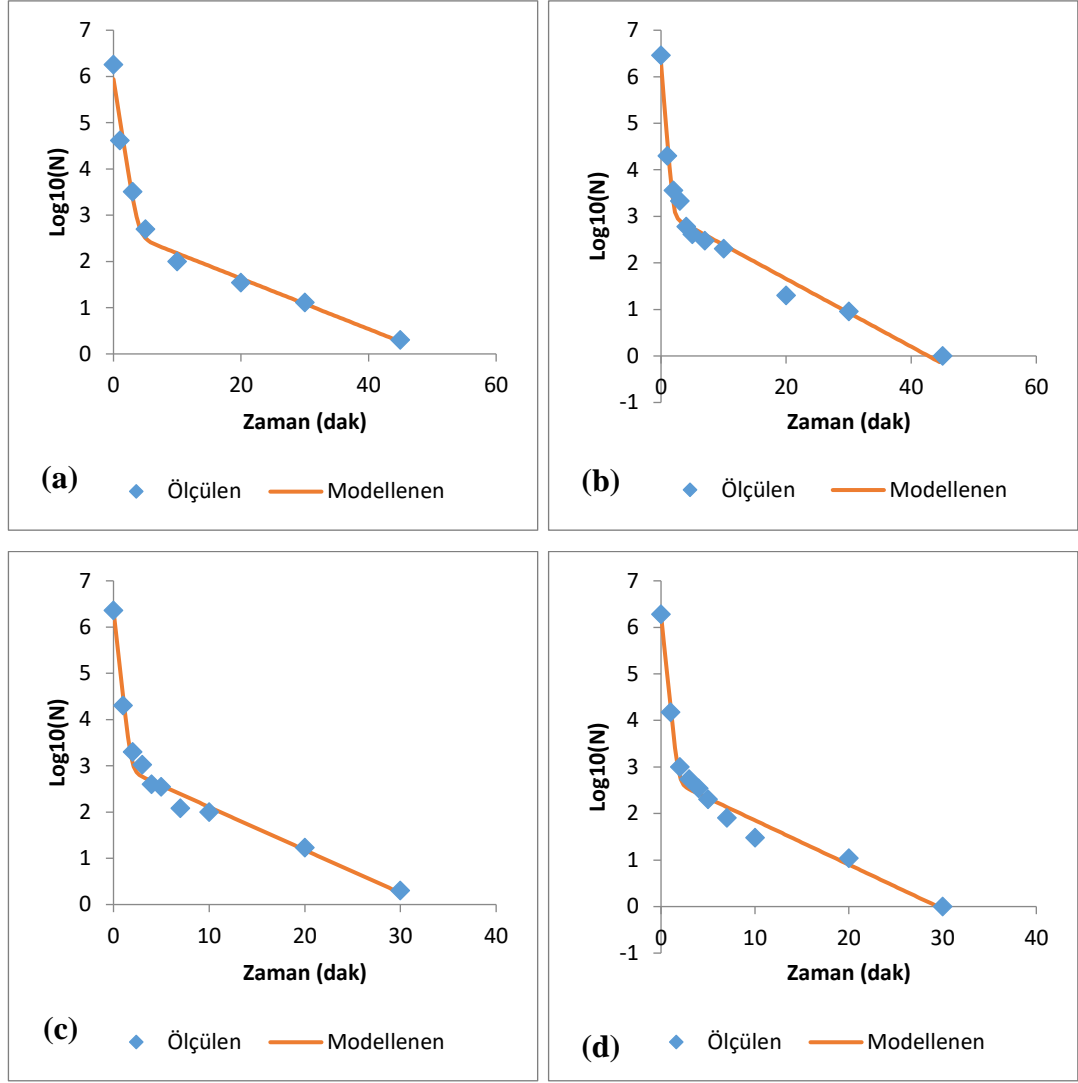
Ayrıca elde edilen model sonuçlarına göre, k_1 katsayıları k_2 katsayılarından daha yüksek bulunmuştur. İnaktivasyon prosesinin ilk dakikalarında hızlı bir bakteri inaktivasyonu görülürken belirli bir zamandan sonra inaktivasyon hızında azalma meydana gelmiştir. Bu durum da bakteri popülasyonunda daha hassas olanların hızlı bir şekilde inaktive edilip daha dirençli olanların daha yavaş inaktive edilmesiyle açıklanabilmektedir (Cerf, 1977). Yani bakteri popülasyonu, farklı dirence sahip olan iki alt popülasyon grubuna ayrılmıştır (Rodríguez-Chueca, Ormad, Mosteo ve Ovelleiro, 2015).

Gutiérrez-Alfaro, Acevedo, Rodríguez, Carpio ve Manzano (2015) doğal güneş ışığı ile yaptıkları *E. coli* inaktivasyonunda, Rodríguez-Chueca ve diğerleri (2017a) ise *E. coli* ve *S. aureus* bakterilerinin 0, 1 mM UV-A/PMS prosesi ile inaktivasyonunda (bifazik modele

göre) elde ettikleri k_1 katsayılarının k_2 katsayılarından yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Benzer olarak, Rodríguez-Chueca ve diğerleri (2015)'nin, *E. coli* ve *Enterococcus spp.*'nin görünür ışık ile inaktivasyonunda GInaFiT programı ile bifazik modele göre elde ettikleri k_1 inaktivasyon katsayıları k_2 inaktivasyon katsayılarından yüksek olmuştur. Ayrıca oksidan (H_2O_2) kullanarak yaptıkları inaktivasyon işlemlerinde de k_1 katsayıları k_2 katsayılarından fazla olduğu görülmüş ve sadece UV-vis uygulanan prosesten elde edilen katsayılar, H_2O_2 /UV-vis prosesinden elde edilen katsayılardan daha düşük çıkmıştır.

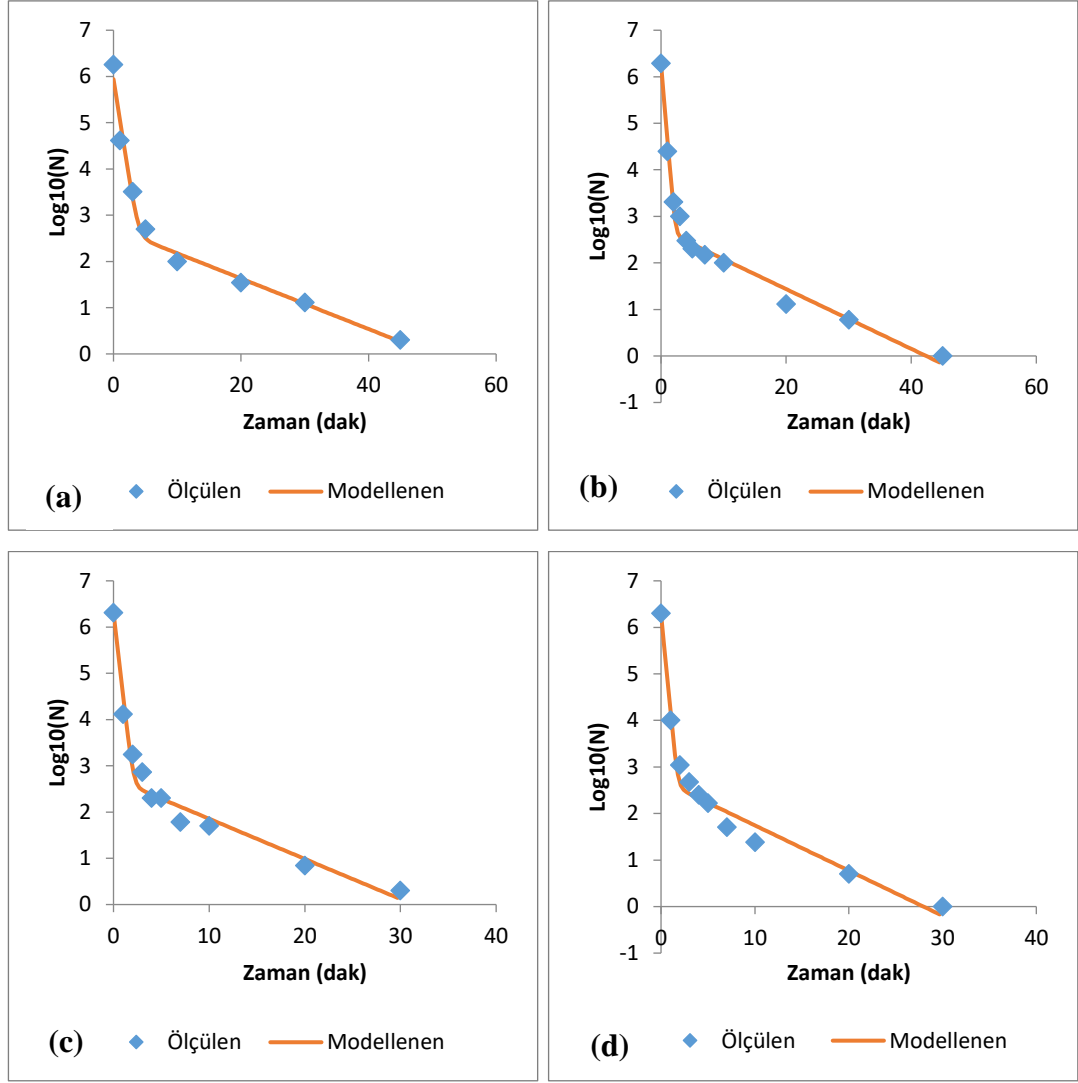
***P. aeruginosa* için;**

P. aeruginosa'nın solar ve solar+0,05, 0,1, 0,2 mM $K_2S_2O_8$ ile yapılan inaktivasyonunu değerlendirmek için yapılan deneylere ait bifazik model sonuçları sırasıyla Şekil 4.21' de verilmiştir.



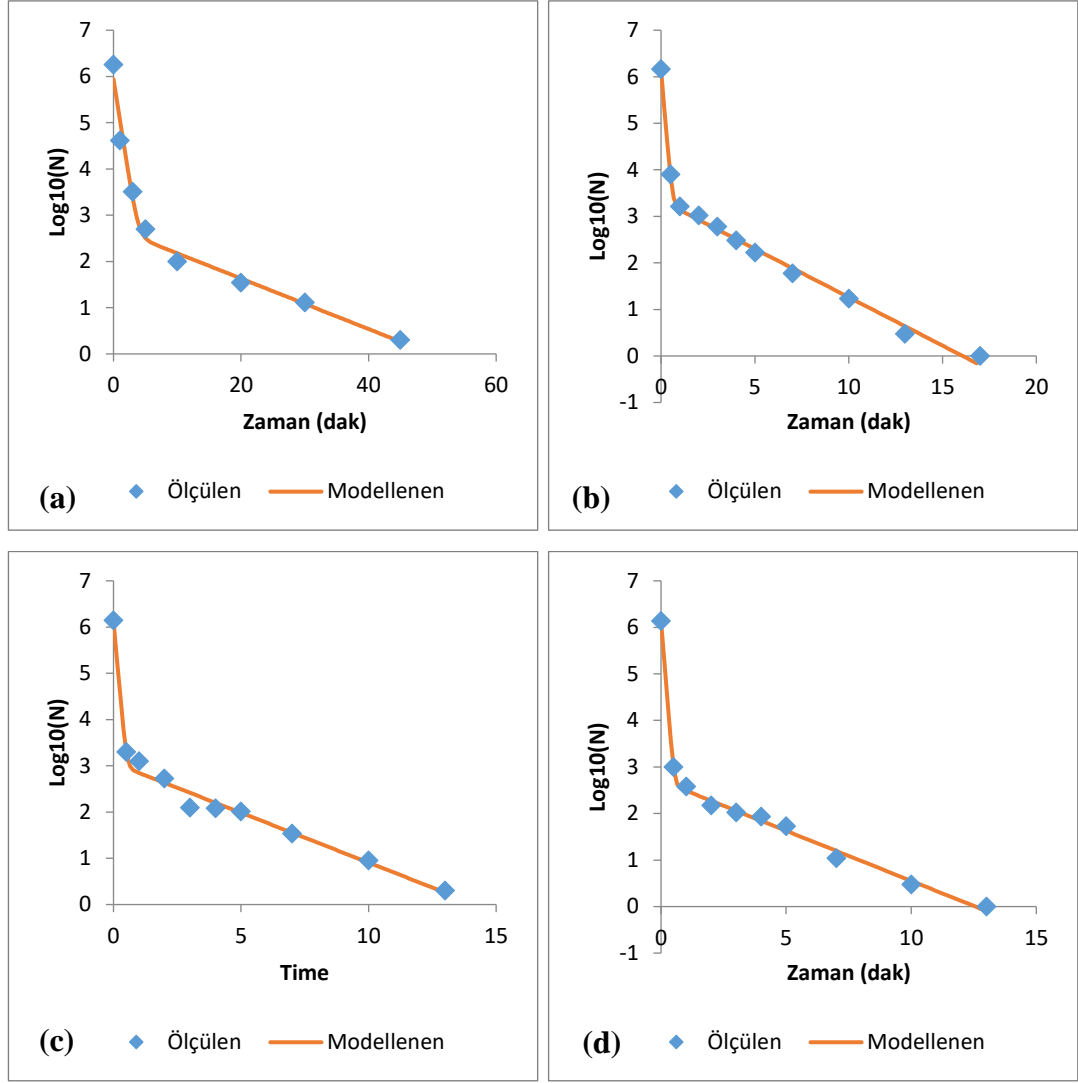
Şekil 4.21. *P. aeruginosa* inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) $K_2S_2O_8$ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri

P. aeruginosa'nın solar ve solar+0,05, 0,1, 0,2 mM $Na_2S_2O_8$ ile yapılan inaktivasyonunu değerlendirmek için yapılan deneylere ait bifazik model sonuçları sırasıyla Şekil 4.22' de verilmiştir.



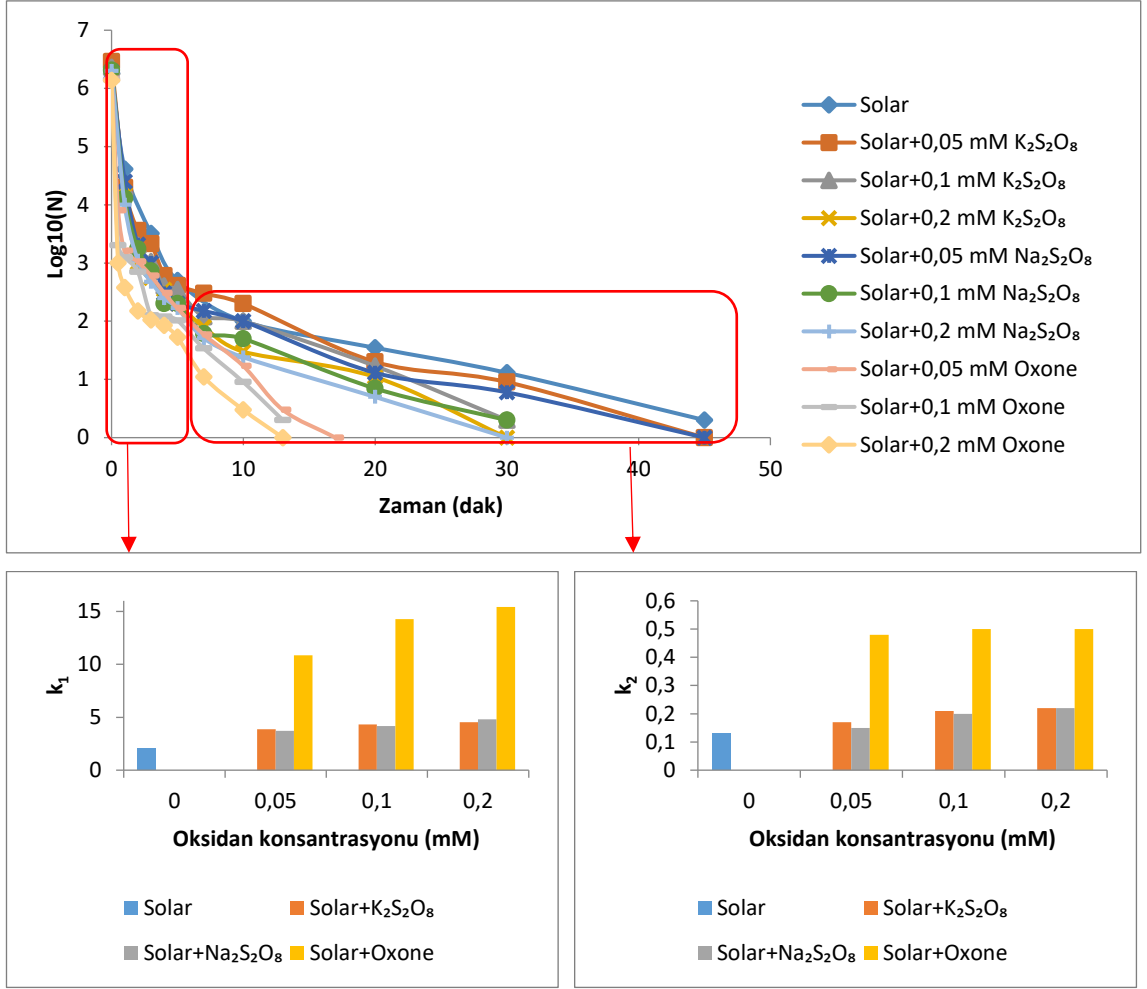
Şekil 4.22. *P. aeruginosa* inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri

P. aeruginosa'nın solar ve solar+0,05, 0,1, 0,2 mM Oxone ile yapılan inaktivasyonunu değerlendirmek için yapılan deneylere ait bifazik model sonuçları sırasıyla Şekil 4.23' te verilmiştir.



Şekil 4.23. *P. aeruginosa* inaktivasyonunda Solar (a) ve Solar+0,05 mM (b), 0,1 mM (c), 0,2 mM (d) Oxone ile yapılan deneylerin Bifazik modele göre oluşturulan inaktivasyon eğrileri

P. aeruginosa için bifazik model kullanılarak belirlenen k_1 ve k_2 katsayıları Şekil 4.24' te karşılaştırılmıştır. *P. aeruginosa*' da da *E. coli*' ye benzer eğilim elde edilmiştir. Solar prosesinden elde edilen katsayılar diğer proseslerin (Solar+PDS ve Solar+PMS) katsayılarından düşük olmakla birlikte Solar+PDS ve Solar+PMS inaktivasyon proseslerinde oksidan konsantrasyonunun artması ile birlikte katsayı değerlerinde artış meydana gelmiştir. Aynı şekilde Solar+PMS prosesinden elde edilen inaktivasyon katsayıları, solar ve Solar+PDS proseslerinde elde edilen katsayılarla göre daha yüksek bulunmuştur.

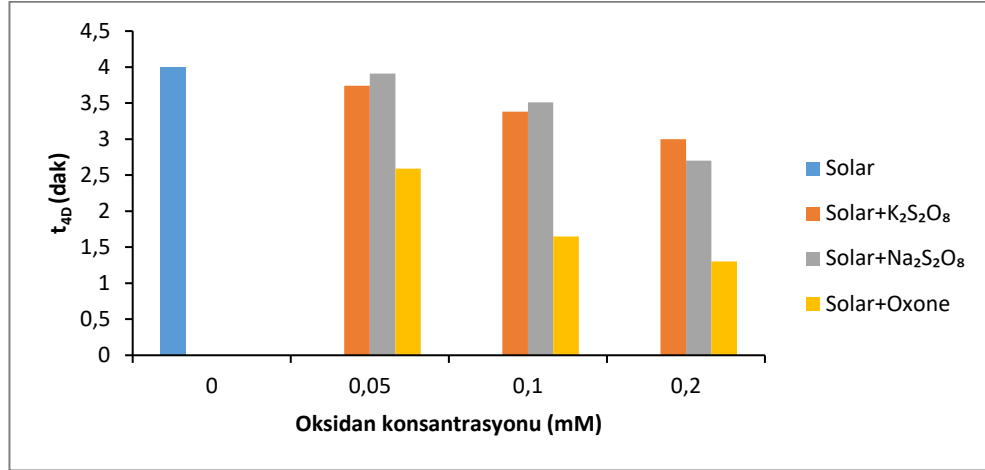


Şekil 4.24. *P. aeruginosa* için yapılan inaktivasyon deneylerinde elde edilen logaritmik bakteri giderimi ve Bifazik modele göre belirlenen k_1 ve k_2 katsayıları

Ek olarak tüm proseslerde k_1 katsayıları k_2 katsayılarından daha yüksek bulunmuştur. Bu duruma *E. coli* bölümünde değinilmiştir.

E. coli ve *P.aeruginosa* bakterilerine uygulanan inaktivasyon proseslerinde meydana gelen 4 log' luk bakteri inaktivasyonu için gerekli olan süreler (t_{4D}) GInaFiT programı kullanılarak bifazik modele göre belirlenmiştir. *E. coli* için 4 log' luk inaktivasyon süreleri Şekil 4.25' te gösterilmiştir. Solar prosesi ve Solar+0,05 mM PDS proseslerinin arasında gerekli süre bakımından büyük bir fark (K₂S₂O₈ için %2,5, Na₂S₂O₈ için %6,5) olmamıştır. Aynı konsantrasyondaki PMS ile gerçekleştirilen processte ise Solar ve Solar+PDS' e göre önemli bir fark oluşmuş ve gerekli süre Solar prosesine göre %35,25 kısalmıştır. Oksidanların konsantrasyonlarının artırılması sürelerin azalmasını

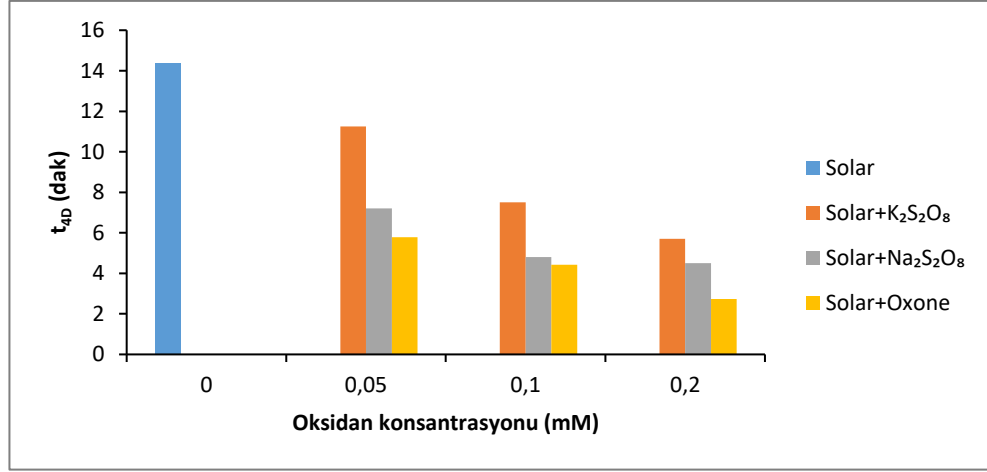
sağlamıştır. En yüksek konsantrasyon olan 0,2 mM' da 0,05 mM' a göre gereken sürelerde $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone için sırası ile %19,8, %30,94 ve %49,8 azalma gerçekleşmiştir.



Şekil 4.25. *E. coli* için Bifazik modele göre belirlenen 4 log' luk inaktivasyon için gereken süreler (t_{4D})

Kullanılan oksidanlar değerlendirildiğinde 4 log'luk *E. coli* inaktivasyonu için gereken süreler açısından $K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$ arasında önemli bir fark görülmezken PDS ve PMS (Oxone) arasında büyük bir fark meydana gelmiştir. Oxone tüm konsantrasyonlarda en düşük inaktivasyon süresine sahip olmuştur.

P. aeruginosa için 4 log' luk inaktivasyon süreleri Şekil 4.26' da verilmiştir. Solar prosesinde gerekli olan süre oksidanların eklenmesiyle birlikte önemli bir azalma göstermiştir. Bu azalma 0,05 mM konsantrasyondaki $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$ ve Oxone için sırasıyla %21,87, %50 ve %59,86 olur iken konsantrasyon 0,2 mM' a çıkartıldığında sırasıyla %60,42, %68,75 ve %81,04 olmuştur. Solar+PDS ve Solar+PMS proseslerinde konsantrasyonun artması 4 log' luk inaktivasyon için gereken süreyi azaltmıştır.



Şekil 4.26. *P. aeruginosa* için Bifazik modele göre belirlenen 4 log' luk inaktivasyon için gereken süreler (t_{4D})

Solar+PDS ve Solar+PMS prosesleri karşılaştırıldığında ise 4 log'luk *P. aeruginosa* inaktivasyonu için gereken süreler Solar+K₂S₂O₈>Solar+Na₂S₂O₈>Solar+Oxone şeklinde sıralanmaktadır.

Çalışılan tüm proseslerde uygulanan modele göre elde edilen k_1 , k_2 , R^2 /RMSE ve t_{4D} değerleri Çizelge 4.1' de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Bifazik model göre belirlenen inaktivasyon proseslerine ait parametreler

İnaktivasyon prosesi	<i>E. coli</i>				<i>P. aeruginosa</i>			
	k_1	k_2	R^2 / /RMSE	t_{4D}	k_1	k_2	R^2 / /RMSE	t_{4D}
Solar	2,39	0,15	0,99/0,23	4	2,03	0,13	0,98/0,31	14,4
Solar+0,05 mM $K_2S_2O_8$	2,50	0,18	0,99/0,17	3,74	3,87	0,17	0,98/0,29	11,25
Solar+0,1 mM $K_2S_2O_8$	2,83	0,23	0,99/0,15	3,38	4,32	0,21	0,98/0,22	7,5
Solar+0,2 mM $K_2S_2O_8$	3,23	0,38	0,99/0,22	3	4,53	0,22	0,98/0,24	5,7
Solar+0,05 mM $Na_2S_2O_8$	2,44	0,19	0,99/0,22	3,91	3,70	0,15	0,98/0,25	7,2
Solar+0,1 mM $Na_2S_2O_8$	2,80	0,30	0,99/0,22	3,51	4,16	0,20	0,97/0,32	4,8
Solar+0,2 mM $Na_2S_2O_8$	3,54	0,42	0,99/0,14	2,7	4,81	0,22	0,98/0,30	4,5
Solar+0,05 mM Oxone	6,98	0,95	0,97/0,34	2,59	10,86	0,48	0,99/0,12	5,78
Solar+0,1 mM Oxone	14,67	1,50	0,99/0,21	1,65	14,42	0,50	0,99/0,19	4,42
Solar+0,2 mM Oxone	18,73	1,61	0,99/0,17	1,3	15,43	0,50	0,99/0,11	2,73

E. coli ve *P. aeruginosa* için tüm proseslerde elde edilen k_1 ve k_2 değerlerine bakıldığında en yüksek değerler Solar+Oxone prosesleri ile elde edilmiştir. Bu durum Oxone' nun inaktivasyon işlemini önemli derece hızlandırdığını göstermektedir. Proseslerden elde edilen t_{4D} değerleri de (Solar+Oxone proseslerinde en düşük t_{4D} değerlerinin elde edilmesi nedeniyle) bu durumu desteklemektedir.

4.3.2. Yeniden çoğalma potansiyeli

E. coli ve *P. aeruginosa*' ya uygulanan solar ve solar ile aktifleştirilmiş inaktivasyon proseslerinin ardından karanlık inkübasyon uygulanarak yeniden çoğalma potansiyelleri belirlenmiştir. Bakterilere uygulanan inaktivasyon prosesinden sonra 48 saat boyunca karanlıkta ve oda sıcaklığında bekletilen sudan alınan örneklerden elde edilen yeniden çoğalma (% şeklinde) değerleri Çizelge. 4.2 ve 4.3' te gösterilmiştir. Karanlıkta yeniden çoğalma analizi için yeniden çoğalma yüzdeleri, Moreno-Andrés ve diğerleri (2019)' ne göre hesaplanmıştır.

Çizelge 4.2. *E. coli* için inaktivasyon proseslerine ait yeniden çoğalma yüzdeleri

Yeniden çoğalma yüzdeleri				
Konsantrasyon (mM)	Solar	Solar+K ₂ S ₂ O ₈	Solar+Na ₂ S ₂ O ₈	Solar+Oxone
	1,02			
0,05		0,64	0,13	0
0,1		0,11	0,05	0
0,2		0	0	0

Çizelge 4.3. *P. aeruginosa* için inaktivasyon proseslerine ait yeniden çoğalma yüzdeleri

Yeniden çoğalma yüzdeleri				
Konsantrasyon (mM)	Solar	Solar+K ₂ S ₂ O ₈	Solar+Na ₂ S ₂ O ₈	Solar+Oxone
	1,16			
0,05		1,12	0,26	0
0,1		0,31	0,006	0
0,2		0	0	0

E. coli ve *P. aeruginosa* için sadece solar ışık ile gerçekleştirilen inaktivasyondan sonra meydana gelen yeniden çoğalma oranları sırasıyla %1,02 ve %1,16 olarak tespit edilmiştir. Solar ile aktifleştirilen K₂S₂O₈' in en düşük konsantrasyonu olan 0,05 mM' da *E. coli* ve *P. aeruginosa* için sırası ile %0,64 ve %1,12 çoğalma olurken, 0,1 mM' da %0,11 ve %0,31 olmuştur. Na₂S₂O₈ ile gerçekleştirilen proseslerden sonra çoğalma

oranları azalarak 0,05 mM' da %0,13 ve %0,26, 0,1 mM' da ise %0,05 ve %0,006 şeklinde olmuştur. Her iki bakterinin de $K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$ ' in en yüksek konsantrasyonu olan 0,2 mM' da ve Oxone (0,05, 0,1 ve 0,2 mM)' da çoğalma gözlenmemiştir. Görüldüğü üzere en yüksek yeniden çoğalma oranı sadece solar ile gerçekleştirilen inaktivasyon prosesinde meydana gelmiştir. Bu da bakterilerde büyük bir hasarın meydana gelmediğini ve karanlıkta DNA onarım mekanizması ile hasarın onarılıp çoğalmanın gerçekleştiğini göstermektedir. Solar prosesine oksidanların eklenmesiyle birlikte yeniden çoğalma oranlarının düştüğü hatta çoğalma gerçekleşmediği görülmüştür. Solar+PDS proseslerinde konsantrasyonun artması ile birlikte çoğalma oranları düşerken Solar+PMS proseslerinde çoğalma olmamıştır. Solar ışık inaktivasyonunun aksine solar ile aktifleştirilen inaktivasyon proseslerinde daha büyük hücre hasarı meydana geldiği söylenebilmektedir. Ayrıca daha önce inaktivasyon prosesleri ile oluşan hasar nedeniyle bakteri hücrelerinde kolayca birikebilen ve su içerisinde kalan artık oksidanda da ek hasara neden olabilmektedir (Moreno-Andrés ve diğerleri, 2019). Elde edilen bu sonuçlar literatür ile benzerlik göstermektedir. Moreno-Andrés ve diğerleri (2019) UV-C, UV/PDS ve UV/PMS ile yaptıkları inaktivasyonun ardından 48 saat sonraki yeniden çoğalma oranlarını incelemiş ve *E. coli*' de UV ve UV/PDS proseslerinde çoğalma olurken UV/PMS prosesinde çoğalma olmadığını belirtmişlerdir. Benzer şekilde Rincón ve Pulgarin (2004) ' de solar ışık ile gerçekleştirdikleri inaktivasyonun ardından çoğalma tespit ederken prosese oksidan (TiO_2) eklenmesi ile birlikte çoğalmanın meydana gelmediğini görmüşlerdir.

4.3.3. Maliyet hesabı

E. coli ve *P. aeruginosa* bakterilerinin inaktivasyonu için gerçekleştirilen proseslerde güneş ışığı kullanılması durumunda sadece kimyasal maliyeti, solar simülatör kullanılması durumunda ise ayrıca enerji maliyeti hesaplanmıştır. *E. coli* ve *P. aeruginosa* için proseslere ait kimyasal (oksidan) maliyetleri Çizelge 4.4' te verilmiştir. Burada, uygulanan inaktivasyon proseslerindeki oksidan fiyatları €/mol (Rodríguez-Chueca ve diğerleri, 2019) cinsinden gösterilmiş, herbir proses için kimyasal maliyeti €/m³ olarak verilmiştir. Oksidanların fiyatları Sigma-Aldrich' ten alınmıştır (Sigma-Aldrich, 2022). İnaktivasyon için sadece doğal güneş ışığından yararlanıldığında herhangi bir kimyasal

ya da enerji ihtiyacı söz konusu olmazken, sülfat radikali üretmek için prosese oksidanlar eklendiğinde kimyasal maliyetleri ortaya çıkmaktadır. Oksidan konsantrasyonlarındaki artış inaktivasyon süresinin kısılmasını sağlamakla birlikte kimyasal maliyetin artmasına neden olmuştur.

Çizelge 4.4. *E. coli* ve *P. aeruginosa* için kimyasal maliyetleri

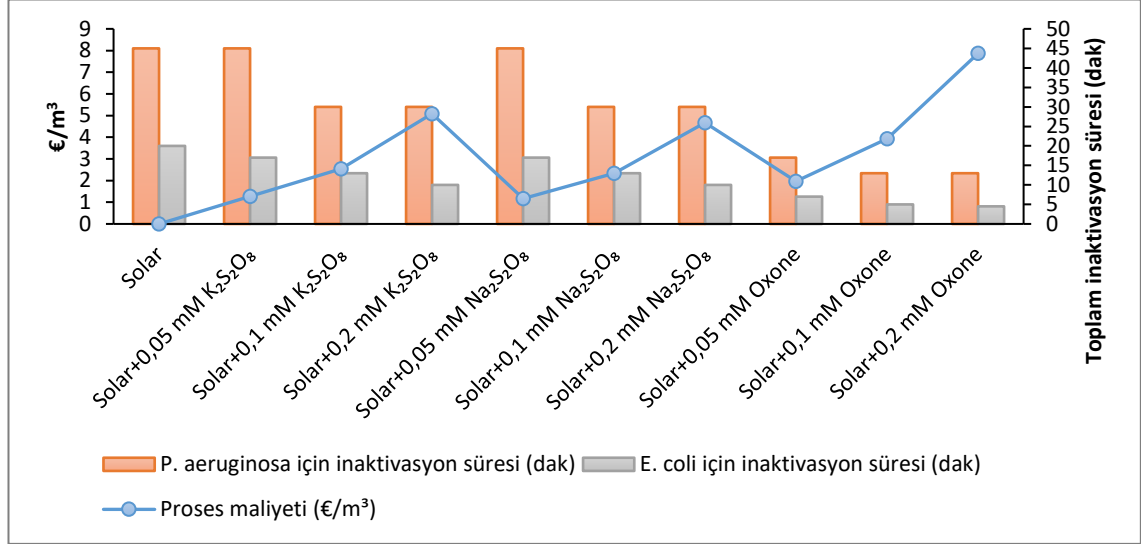
	Oksidan	K ₂ S ₂ O ₈	Na ₂ S ₂ O ₈	Oxone	€/m ³	<i>E. coli</i>		<i>P. aeruginosa</i>	
						Toplam inaktivasyon süresi (dak)	t _{4D} * süresi (dak)	Toplam inaktivasyon süresi (dak)	t _{4D} * süresi (dak)
	Maliyet (€/mol)	25,41	23,4	39,34					
İnaktivasyon prosesi	Solar				0	20	4	45	14,4
	Solar+0,05 mM K ₂ S ₂ O ₈				1,27	17	3,7	45	11,3
	Solar+0,1 mM K ₂ S ₂ O ₈				2,54	13	3,4	30	7,5
	Solar+0,2 mM K ₂ S ₂ O ₈				5,08	10	3	30	5,7
	Solar+0,05 mM Na ₂ S ₂ O ₈				1,17	17	3,9	45	7,2
	Solar+0,1 mM Na ₂ S ₂ O ₈				2,34	13	3,5	30	4,8
	Solar+0,2 mM Na ₂ S ₂ O ₈				4,67	10	2,7	30	4,5
	Solar+0,05 mM Oxone				1,97	7	2,6	17	5,78
	Solar+0,1 mM Oxone				3,93	5	1,7	13	4,42
	Solar+0,2 mM Oxone				7,87	4,5	1,3	13	2,73

t_{4D}*: 4 log' luk inaktivasyon için gereken süre

Şekil. 4.27 ve 4.28' de, uygulanan proseslerin kimyasal maliyetleri ve *E. coli* ve *P. aeruginosa* bakterileri için toplam inaktivasyon ve 4 log' luk giderimi elde etmek için gereken süreler karşılaştırılmıştır. Şekil 4.27' de görüldüğü üzere K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈ kullanılan inaktivasyon proseslerinde kimyasal maliyetleri arasında büyük bir fark olmazken, Oxone kullanılan proses maliyetlerinde önemli ölçüde artış görülmüştür.

Oksidan kullanılarak gerçekleştirilen proseslerden 0,05 mM konsantrasyondaki K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈' nin en düşük kimyasal maliyetine ve en yüksek giderim süresine sahip olduğu görülmüştür. 0,1 mM ve 0,2 mM konsantrasyondaki K₂S₂O₈ ve Na₂S₂O₈

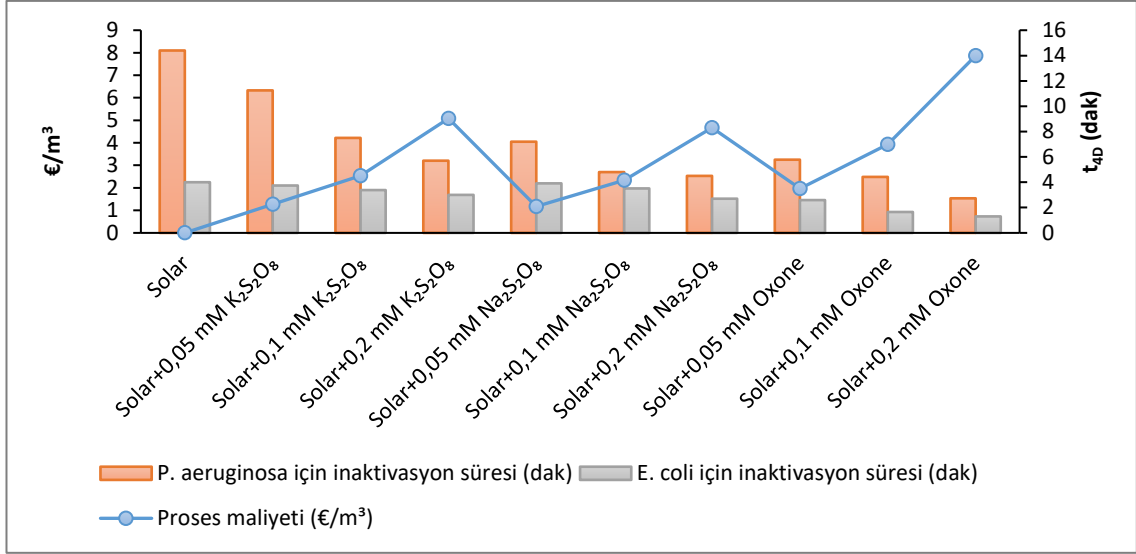
proseslerinin ise giderim süreleri çok yakın olmakla birlikte 0,2 mM konsantrasyonda kimyasal maliyetleri daha fazla olmuştur.



Şekil 4.27. *E. coli* ve *P. aeruginosa* için toplam inaktivasyon sürelerinde kimyasal maliyetlerinin karşılaştırılması

Uygulanan proseslerden en kısa sürede bakteri giderimi Solar+ Oxone prosesleri ile elde edilirken en fazla kimyasal maliyeti de bu proseslere ait olmuştur. Ancak Solar+0,05 mM Oxone prosesi süre ve maliyet açısından diğer proseslere göre ön plana çıkmıştır.

Şekil 4.28' de ise, K₂S₂O₈ ile gerçekleştirilen proseslerle, Na₂S₂O₈ ile gerçekleştirilen proseslerin benzer maliyete sahip olduğu ancak 4 log' luk giderim için gereken sürelerin K₂S₂O₈ ile gerçekleştirilen proseslerde çok daha fazla olduğu görülmüştür. Bu açıdan Na₂S₂O₈ daha avantajlı olmaktadır. Oxone ve Na₂S₂O₈ ile gerçekleştirilen prosesler karşılaştırıldığında ise Oxone' un daha fazla kimyasal maliyete sahip olmakla birlikte daha az giderim sürelerine gerek duyduğu görülmüştür. Özellikle Solar+0,05 mM Oxone ve Solar+0,1 mM Na₂S₂O₈ prosesleri süre ve maliyet açısından diğer proseslere göre ön plana çıkmıştır.



Şekil 4.28. *E. coli* ve *P. aeruginosa* için 4 log' luk inaktivasyon sürelerinde kimyasal maliyetlerin karşılaştırılması

İnaktivasyon aracı olarak doğal güneş ışığı kullanılması maliyetleri azaltmakta ancak bakteri giderimi güneşin varlığına bağlı olarak gerçekleşmektedir. Güneş enerjisinin yoğun olduğu zamanlarda hızlı ve etkili bir giderim gerçekleşirken yoğunluk azaldığında giderim yavaşlamakta ve etkisini kaybetmektedir.

Güneş ışığının aksine solar simülatör sabit bir enerji sağlamaktadır. Enerji kaynağı olarak solar simülatör kullanımı maliyetleri artırmaktadır. Ancak özellikle büyük ölçekli bir su arıtma projesinde, genellikle bulutlu ve yağmurlu havalarda olduğu bölgelerde iyi bir seçenek olabilmektedir (Azamzam ve diğerleri, 2021). Örneğin, Bursa ilinin güneşlenme süresi yıllık 2515 saat (yaklaşık 105 gün) olup güneş radyasyonu ortalama 1400-1550 kWh/m² civarındadır (Yalılı Kılıç, Dönmez ve Adalı, 2021). Bu da ortalama 556-616 W/m² tekabül etmektedir. Güneşlenme süresi dahilinde inaktivasyon için güneşten faydalanılıp kalan zamanlarda ise solar simülatörden faydalanılabilir.

E. coli ve *P. aeruginosa* için solar simülatör kullanılarak gerçekleştirilen proseslere ait enerji maliyet hesaplamaları ise Çalışkan Eleren ve Şener (2022) ve Yasar ve diğerleri (2006)' ne göre yapılmıştır ve elde edilen değerler Çizelge 4.5 ve 4.6' da verilmiştir. Hesaplamalarda tam inaktivasyon ve 4 log' luk bakteri inaktivasyonu için gereken süreler baz alınmıştır. Çizelge 4.5 ve 4.6 incelendiğinde her iki bakteri için de en düşük enerji

maliyetinin Solar+0,2 mM Oxone prosesi ile elde edildiği görülmüştür. Uygulanan prosesin süresi arttıkça orantılı olarak enerji kullanımı ve maliyeti de artmıştır.

Çizelge 4.5. *E. coli* ve *P. aeruginosa* için enerji maliyetleri (4 log' luk inaktivasyon)

İnaktivasyon prosesi	EE/O (kWh/m³)	Maliyet (₺/m³) (1 kWh = 264 kr kabulü)	EE/O (kWh/m³)	Maliyet (₺/m³) (1 kWh = 264 kr kabulü)
Solar	2777,79	7333,37	10000	26400
Solar+0,05 mM K ₂ S ₂ O ₈	2597,22	6856,66	7812,5	20625
Solar+0,1 mM K ₂ S ₂ O ₈	2347,22	6196,66	5208,33	13749,99
Solar+0,2 mM K ₂ S ₂ O ₈	2083,33	5499,99	3958,33	10449,99
Solar+0,05 mM Na ₂ S ₂ O ₈	2715,28	7168,33	5000	13200
Solar+0,1 mM Na ₂ S ₂ O ₈	2437,5	6435	3333,33	8799,99
Solar+0,2 mM Na ₂ S ₂ O ₈	1875	4950	3125	8250
Solar+0,05 mM Oxone	1798,61	4748,33	4012,5	10593
Solar+0,1 mM Oxone	1145,83	3024,99	3069,58	8103,7
Solar+0,2 mM Oxone	902,77	2383,33	1895,83	5004,99

Not: 1 kWh = 0,264 TL kabul edilmiştir (EPDK, 2022).

Çizelge 4.6. *E. coli* ve *P. aeruginosa* için enerji maliyetleri (Toplam inaktivasyon)

İnaktivasyon prosesi	EE/O (kWh/m³)	Maliyet (₺/m³) (1 kWh = 264 kr kabulü)	EE/O (kWh/m³)	Maliyet (₺/m³) (1 kWh = 264 kr kabulü)
Solar	9678,67	25551,68	210008,4	554422,2
Solar+0,05 mM K ₂ S ₂ O ₈	7792,45	20572,06	19349,84	51083,59
Solar+0,1 mM K ₂ S ₂ O ₈	6921,37	18272,42	13751,37	36303,63
Solar+0,2 mM K ₂ S ₂ O ₈	4629,63	12222,22	13269,64	35031,85
Solar+0,05 mM Na ₂ S ₂ O ₈	7896,69	20847,27	19904,46	52547,77
Solar+0,1 mM Na ₂ S ₂ O ₈	6944,44	18333,33	13865,78	36605,66
Solar+0,2 mM Na ₂ S ₂ O ₈	4645,11	12263,1	13227,51	34920,63
Solar+0,05 mM Oxone	3047,72	8045,98	7665,94	20238,09
Solar+0,1 mM Oxone	2314,81	6111,11	6183,41	16324,2
Solar+0,2 mM Oxone	1984,13	5238,09	5890,88	15551,93

Not: 1 kWh = 0,264 TL kabul edilmiştir (EPDK, 2022).

E. coli ve *P. aeruginosa* bakterilerinin inaktivasyonunda, aktivasyon aracı olarak doğal güneş ışığı kullanılması durumunda sadece kimyasal maliyetleri söz konusu olmaktadır. Bu durumda, inaktivasyon süresi baz alınmadığında, diğer oksidanlara göre daha az bir maliyete sahip olması nedeniyle Na₂S₂O₈ ile yapılan prosesler tercih edilebilmektedir. Ancak aktivasyon aracı olarak solar simülatör kullanılması durumunda enerji maliyetleri de dahil olmaktadır. Bu durumda ise inaktivasyon süresi de baz alındığından ve en düşük inaktivasyon süreleri Oxone prosesleri ile elde edildiğinden Oxone ile yapılan inaktivasyon prosesleri tercih edilebilmektedir.

5. SONUÇ

Yapılan bu çalışmada, *E. coli* ve *P. aeruginosa* bakterilerinin inaktive edilmesinde solar ışık ve solar ışığa dayalı sülfat radikali ($SO_4^{\cdot-}$) bazlı ileri oksidasyon proseslerinin etkileri incelenmiştir. $SO_4^{\cdot-}$ oluşturmak için oksidan olarak PDS ($K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$) ve PMS (Oxone) kullanılmıştır. İnaktivasyon deneyleri sonucunda elde edilen verilerle Microsoft® Excel eklenti aracı GInaFiT kullanılarak inaktivasyon katsayıları (k_1 ve k_2) belirlenmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlar şu şekilde olmuştur:

- PDS kaynağı olarak kullanılan $K_2S_2O_8$ ve $Na_2S_2O_8$ ' in tek başına bakteri inaktivasyonunda etkisi olmazken PMS kaynağı olarak kullanılan Oxone' un tek başına bakteri inaktivasyonunda etkili olduğu görülmüştür.
- Sadece solar ışıkla yapılan inaktivasyon prosesinde elde edilen bakteri giderimi, prosese oksidanların eklenmesi ile birlikte artış göstermiştir. Bakteri inaktivasyonunda solar ışık ile aktifleştirilen oksidanlardan oluşturulan radikaller ($SO_4^{\cdot-}$ ve HO^{\cdot}), solar ışığa göre daha etkili olmuştur.
- Solar ışık ile aktifleştirilen PDS ve PMS inaktivasyon proseslerinde en hızlı bakteri inaktivasyonu Solar+Oxone prosesinde meydana gelmiştir. Bu durum, PDS ile yapılan deneylerde oluşan $SO_4^{\cdot-}$ ' lerine kıyasla PMS ile yapılan deneylerde oluşan HO^{\cdot} ve $SO_4^{\cdot-}$ ' lerinin inaktivasyon hızını artırdığını göstermiştir. *E. coli*' de 3 dakikada Solar ile 2,65 log giderim elde edilirken, 0,2 mM $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$, Oxone ile sırasıyla 4 log, 4,24 log, 5,15 log giderim elde edilmiştir. *P. aeruginosa*' da ise 10 dakikada Solar ile 4,26 log giderim elde edilirken, 0,2 mM $K_2S_2O_8$, $Na_2S_2O_8$, Oxone ile sırasıyla 4,80 log, 4,92 log, 5,66 log giderim elde edilmiştir.
- İnaktivasyon proseslerinden elde edilen verilerle oluşturulan giderim eğrileri Bifazik modele uyum sağlamıştır. GInaFit programında Bifazik modele göre belirlenen k_1 ve k_2 inaktivasyon katsayıları kıyaslandığında, k_1 katsayılarının k_2 katsayılarından daha yüksek olduğu görülmüştür.
- Solar+PDS ve Solar+PMS prosesleri, sadece solar ışıkla gerçekleştirilen prosese göre 4 log' luk bakteri inaktivasyonu için gereken süreyi azaltmıştır ve bu inaktivasyon proseslerinde en kısa sürede (*E. coli* için 1,3 dak ve *P. aeruginosa*

için 2,73 dak) bakteri inaktivasyonu Solar+0,2 mM Oxone prosesi ile sağlanmıştır.

- Sadece solar ışık ile yapılan inaktivasyonun ardından *E. coli* ve *P. aeruginosa*' de yeniden çoğalma meydana gelmiştir. Solar+PDS proseslerinde çoğalma solar prosesine göre çok daha az olurken konsantrasyonun artması ile birlikte yeniden çoğalma değerleri düşmüş veya hiç çoğalma olmamıştır. Solar+PMS proseslerinde ise çoğalma hiç gerçekleşmemiştir. Bu durum, solar ışık ile gerçekleştirilen inaktivasyonun aksine prosese persülfat tuzlarının eklenmesiyle daha büyük bir hücre hasarının oluştuğunu göstermiştir.
- Solar+Oxone prosesleri, daha fazla kimyasal maliyete neden olmakla birlikte inaktivasyon süresini daha da kısaltmıştır ve bu sebeple daha az enerji maliyetine neden olmuştur. 4 log' luk bakteri inaktivasyonu için gereken süreler baz alındığında, Solar+0,05 mM Oxone ve Solar+0,1 mM Na₂S₂O₈ prosesleri süre ve kimyasal maliyet açısından diğer proseslere göre ön plana çıkmıştır. Proseslerde solar simülatör kullanılması durumunda ise oluşacak enerji maliyetleri açısından ön plana çıkan proses, en kısa inaktivasyon süresi ile Solar+0,2 mM Oxone olmuştur.

Solar ışık aktivasyonu ile elde edilen sülfat radikallerinin, *E. coli* ve *P. aeruginosa* bakterilerinin giderimindeki etkinliği nedeniyle içme suyu dezenfeksiyonunda alternatif yöntem olarak kullanılabilmesi düşünülmektedir. Ancak ileride yapılacak olan çalışmalarda solar simülatör yerine doğal güneş ışığı kullanımı, farklı mikroorganizma türlerine olan etkinliği ve farklı aktivasyon ve dezenfeksiyon yöntemleri ile karşılaştırılması gibi durumlar da değerlendirilmelidir.

KAYNAKLAR

- Achouri, F., BenSaid, M., Bousselmi, L., Corbel, S., Schneider, R. Ve Ghrabi, A. (2019). Comparative study of Gram-negative bacteria response to solar photocatalytic inactivation. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(19), 18961–18970. doi: 10.1007/s11356-018-2435-y
- Ahmed, W., Neller, R. ve Katouli, M. (2005). Host species-specific metabolic fingerprint database for Enterococci and *Escherichia coli* and its application to identify sources of fecal contamination in surface waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(8), 4461-4468. doi: 10.1128/AEM.71.8.4461–4468.2005
- Albert, I. ve Mafart, P. (2005). A modified Weibull model for bacterial inactivation. *International journal of food microbiology*, 100(1-3), 197-211. doi: 10.1016/j.ijfoodmicro.2004.10.016
- Alkan, U. (2010). *Çevre mikrobiyolojisi*. Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Ders Notları, Bursa, 165s.
- Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. ve Snozzi, M. (2001). Indicators of microbial water quality. *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, World Health Organization, IWA Publishing, UK.
- Azamzam, A.A., Rafatullah, M., Yahya, E.B., Ahmad, M.I., Lalung, J., Alharthi, S., Alosaimi, A.M., ve Hussein, M.A. (2021). Insights into solar disinfection enhancements for drinkingwater treatment applications. *Sustainability*, 13(19), 10570. doi: 10.3390/su131910570
- Bartram, J. ve Howard, G. (2003). Drinking-water standards for the developing world. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic Press, UK, 610.
- Berruti, I., Oller, I. ve Polo-López, M. I. (2021). Direct oxidation of peroxymonosulfate under natural solar radiation: Accelerating the simultaneous removal of organic contaminants and pathogens from water. *Chemosphere*, 279, 130555. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130555
- Bigelow, W. D. ve Esty, J. R. (1920). The thermal death point in relation to time of typical thermophilic organisms. *The Journal of Infectious Diseases*, 602-617. Erişim adresi: <https://www.jstor.org/stable/pdf/30082406.pdf>
- Burby, P. E. ve Simmons, L. A. (2020). Regulation of cell division in bacteria by monitoring genome integrity and Dna replication status. *Journal of Bacteriology*, 202(2), 1-14. doi: 10.1128/JB.00408-19
- Byrne, J. A., Fernandez-Ibañez, P. A., Dunlop, P. S. M., Alrousan, D. M. A. ve Hamilton, J. W. J. (2011). Photocatalytic enhancement for solar disinfection of water: A review. *International Journal of Photoenergy*, 2011, 1-12. doi: 10.1155/2011/798051

- Cabral, J. (2010). Water microbiology. Bacterial pathogens and water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(10), 3657–3703. doi: 10.3390%2Fijerph7103657
- Cerf, O. (1977). Tailing of survival curves of bacterial spores. *Journal of Applied Bacteriology*, 42(1), 1–19. doi: 10.1111/j.1365-2672.1977.tb00665.x
- Cháuque, B. J. M. ve Rott, M. B. (2021). Solar disinfection (SODIS) technologies as alternative for large-scale public drinking water supply: Advances and challenges. *Chemosphere*, 281, 130754. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130754
- Chen, Y., Duan, X., Zhou, X., Wang, R., Wang, S., Ren, N. ve Ho, S. H. (2021). Advanced oxidation processes for water disinfection: Features, mechanisms and prospects. *Chemical Engineering Journal*, 409: 128207. doi: 10.1016/j.cej.2020.128207.
- Cherchi, C. ve Gu, A. Z. (2011). Effect of bacterial growth stage on resistance to chlorine disinfection. *Water Science and Technology*, 64(1), 7–13. doi: 10.2166/wst.2011.536
- Collivignarelli, M. C., Abbà, A., Benigna, I., Sorlini, S. ve Torretta, V. (2018). Overview of the main disinfection processes for wastewater and drinking water treatment plants. *Sustainability*, 10(1), 86-107. doi: 10.3390/su10010086
- Coroller, L., Leguérinel, I., Mettler, E., Savy, N. ve Mafart, P. (2006). General model, based on two mixed Weibull distributions of bacterial resistance, for describing various shapes of inactivation curves. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(10), 6493-6502. doi: 10.1128/AEM.00876-06
- Çalışkan Eleren, S., Alkan, U. ve Teksoy, A. (2014). Inactivation of *E. coli* and *B. subtilis* by solar and solar/H₂O₂ processes in humic surface waters. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23(6), 1397-1406.
- Çalışkan Eleren, S. ve Şener, G. (2022). Uv-C aktivasyonu ile üretilmiş sülfat radikallerinin bakteri inaktivasyonuna etkisi. *Bursa Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 27(1), 163-174. doi: 10.17482/uumfd.981723
- Dalrymple, O. K., Stefanakos, E., Trotz, M. A. ve Goswami, D. Y. (2010). A review of the mechanisms and modeling of photocatalytic disinfection. *Applied Catalysis B: Environmental*, 98(1–2), 27–38. doi: 10.1016/j.apcatb.2010.05.001
- Elal Muş, T. ve Çetinkaya, F. (2017). Bursa’da İçme ve Kullanma Sularında İndikatör ve Bazı Patojen Bakterilerin Varlığının Araştırılması. *Soil Water Journal*, 6(1), 1–6.
- Eleren, S.Ç. (2017). Güneş ışığına dayalı yöntemlerle sularda mikroorganizma inaktivasyonu: Derleme. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 22(1), 149-168. doi: 10.17482/uumfd.309467
- Environmental Protection Agency. (2011). Water treatment manual: disinfection. Ireland.

EPDK. (2021). Elektrik piyasası tarifeler listesi. Erişim Adresi: <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-1/tarifeler>

Fernández Zenoff, V., Siñeriz, F. ve Farías, M. E. (2006). Diverse responses to UV-B radiation and repair mechanisms of bacteria isolated from high-altitude aquatic environments. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(12), 7857-7863. doi: 10.1128/AEM.01333-06

Ferreira, L. C., Castro-Alfárez, M., Nahim-Granados, S., Polo-López, M. I., Lucas, M. S., Li Puma, G. ve Fernández-Ibáñez, P. (2020). Inactivation of water pathogens with solar photo-activated persulfate oxidation. *Chemical Engineering Journal*, 381, 122275. doi: 10.1016/j.cej.2019.122275

Gadgil, A. (1998). Drinking water in developing countries. *Annu. Rev. Energy Environ.*, 23(1), 253–286. doi: 10.1146/annurev.energy.23.1.253

García-Gil, Á., García-Muñoz, R. A., McGuigan, K. G. ve Marugán, J. (2021). Solar water disinfection to produce safe drinking water: a review of parameters, enhancements, and modelling approaches to make sodis faster and safer. *Molecules*, 26(11), 3431-3457. doi: 10.3390/molecules26113431

Garkusheva, N., Matafonova, G., Tsenter, I., Beck, S., Batoev, V. ve Linden, K. (2017). Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by simulated solar photo-Fenton-like process using persulfate. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 52(9), 849-855. doi: 10.1080/10934529.2017.1312188

Geeraerd, A. H., Herremans, C. H. ve Van Impe, J. F. (2000). Structural model requirements to describe microbial inactivation during a mild heat treatment. *International journal of food microbiology*, 59(3), 185-209. doi: 10.1016/S0168-1605(00)00362-7

Geeraerd, A. H., Valdramidis, V. P. ve van Impe, J. F. (2005). GInaFiT, a freeware tool to assess non-log-linear microbial survivor curves. *International Journal of Food Microbiology*, 102(1), 95–105. doi: 10.1016/j.ijfoodmicro.2004.11.038

Gerba, C.P. (2009). *Indicator microorganisms*. Environmental Microbiology Second Edition, Academic Press, USA, 598s.

Gerek, E.E. (2008). Yeraltı suyunun ileri dezenfeksiyonu ve toksisitesinin incelenmesi. (Yüksek lisans tezi), Ulusal Tez Merkezi veri tabanından erişildi. Erişim no: 232950

Ghanizadeh, G., Naseri Ara, A., Esmaili, D. ve Masoumbeigi, H. (2015). Demonstration of the enhanced disinfection of *E. coli* water contamination by associated solar irradiation with potassium persulfate. *Iranian Journal of Public Health*, 44(10), 1376-1386.

Giannakis, S., López, M. I. P., Spuhler, D., Pérez, J. A. S., Ibáñez, P. F. ve Pulgarin, C. (2016). Solar disinfection is an augmentable, in situ-generated photo-Fenton reaction—Part

2: A review of the applications for drinking water and wastewater disinfection. *Applied Catalysis B: Environmental*, 198, 431–446. doi: 10.1016/j.apcatb.2016.06.007

GInaFit A user guide. (2015). Newcastle University.

Gmurek, M., Borowska, E., Schwartz, T. ve Horn, H. (2022). Does light-based tertiary treatment prevent the spread of antibiotic resistance genes? Performance, regrowth and future direction. *Science of The Total Environment*, 817, 153001. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153001

Guerra-Rodríguez, S., Rodríguez, E., Singh, D. N. ve Rodríguez-Chueca, J. (2018). Assessment of sulfate radical-based advanced oxidation processes for water and wastewater treatment: A Review. *Water*, 10(12), 1828-1847. doi: 10.3390/w10121828

Guo, Q., Zhou, C., Ma, Z. ve Yang, X. (2019). Fundamentals of TiO₂ photocatalysis: concepts, mechanisms, and challenges. *Advanced Materials*, 31(50), 1-26. doi: 10.1002/adma.201901997

Gutiérrez-Alfaro, S., Acevedo, A., Rodríguez, J., Carpio, E. A. ve Manzano, M. A. (2015). Solar photocatalytic water disinfection of *Escherichia coli*, *Enterococcus spp.* and *Clostridium Perfringens* using different low-cost devices. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 91, 2016-2037. doi: 10.1002/jctb.4795

Hom, L. W. (1972). Kinetics of chlorine disinfection in an ecosystem. *J. Sanit. Eng. Div. ASCE*, 98(1), 183-193. doi: 10.1061/JSEDAI.0001370

Horan, N.J. (2003). Faecal indicator organisms. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic Press, UK, 610s.

İçme suyu temin edilen suların kalitesi ve arıtılması hakkında yönetmelik. (2019). Ankara: Tarım ve Orman Bakanlığı. Erişim adresi: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2019/07/20190706-8.htm>

İnsani tüketim amaçlı sular hakkında yönetmelikte değişiklik yapılmasına dair yönetmelik. (2016). Ankara: Sağlık Bakanlığı. Erişim adresi: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2016/10/20161020-3.htm>

Jungfer, C., Schwartz, T. ve Obst, U. (2007). UV-induced dark repair mechanisms in bacteria associated with drinking water. *Water research*, 41(1), 188–196. doi: 10.1016/j.watres.2006.09.001

Karaman, S. ve Gökalp, Z. (2010). Küresel ısınma ve iklim değişikliğinin su kaynakları üzerine etkileri. *Tarım Bilimleri Araştırma Dergisi*, 3(1), 59-66.

Kciuk, M., Marciniak, B., Mojzych, M. ve Kontek, R. (2020). Focus on UV-Induced DNA damage and repair—disease relevance and protective strategies. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(19), 7264. doi: 10.3390/ijms21197264

- Kraft, A. (2008). Electrochemical water disinfection: A short review. *Platinum Metals Review*, 52(3), 177–185. doi: 10.1595/147106708X329273
- Li, R. ve Li, C. (2017). Photocatalytic water splitting on semiconductor-based photocatalysts. *Advances in Catalysis*, 60, 1–57. doi: 10.1016/bs.acat.2017.09.001
- Luzi, S., Tobler, M., Suter, F. ve Meierhofer, R. (2016). *SODIS manual Guidance on solar water disinfection*, SANDEC-EAWAG, Switzerland.
- Maes, S., Vackier, T., Nguyen Huu, S., Heyndrickx, M., Steenackers, H., Sampers, I., Raes, K., Verplaetse, A. ve de Reu, K. (2019). Occurrence and characterisation of biofilms in drinking water systems of broiler houses. *BMC Microbiology*, 19(1), 1–15. doi: 10.1186/s12866-019-1451-5
- Mafart, P., Couvert, O., Gaillard, S. ve Legurinel, I. (2002). On calculating sterility in thermal preservation methods: application of the Weibull frequency distribution model. *Int. J. Food Microbiol.* 72: 107-113. doi: 10.1016/S0168-1605(01)00624-9
- Magana-Arachchi, D. N. ve Wanigatunge, R. P. (2020). Ubiquitous waterborne pathogens. *Waterborne Pathogens*, 15–42. doi: 10.1016/B978-0-12-818783-8.00002-5
- Marjanovic, M., Giannakis, S., Grandjean, D., de Alencastro, L. F. ve Pulgarin, C. (2018). Effect of μM Fe addition, mild heat and solar UV on sulfate radical-mediated inactivation of bacteria, viruses, and micropollutant degradation in water. *Water Research*, 140, 220–231. doi: 10.1016/j.watres.2018.04.054
- Matzek, L. W. ve Carter, K. E. (2016). Activated persulfate for organic chemical degradation: A review. *Chemosphere*, 151, 178–188. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.02.055
- McGuigan, K. G., Joyce, T. M., Conroy, R. M., Gillespie, J. B. ve Elmore-Meegan, M. (1998). Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: characterizing the bacterial inactivation process. *Journal of applied microbiology*, 84(6), 1138–1148. doi: 10.1046/j.1365-2672.1998.00455.x
- Meierhofer, R. ve Landolt, G. (2009). Factors supporting the sustained use of solar water disinfection — Experiences from a global promotion and dissemination programme. *Desalination*, 248(1–3), 144–151. doi: 10.1016/j.desal.2008.05.050
- Meierhofer, R. ve Wegelin, M. (2002). *Solar water disinfection: A Guide for the application of SODIS*, SANDEC-EAWAG, Switzerland.
- Moreno-Andrés, J., Rios Quintero, R., Acevedo-Merino, A. ve Nebot, E. (2019). Disinfection performance using a UV/persulfate system: effects derived from different aqueous matrices. *Photochem. Photobiol. Sci.*, 18, 878-883. doi: 10.1039/c8pp00304a
- Moreno-SanSegundo, J., Giannakis, S., Samoili, S., Farinelli, G., McGuigan, K. G., Pulgarín, C. ve Marugán, J. (2021). SODIS potential: A novel parameter to assess the

suitability of solar water disinfection worldwide. *Chemical Engineering Journal*, 419, 129889. doi: 10.1016/j.cej.2021.129889

Nelson, K. L., Boehm, A. B., Davies-Colley, R. J., Dodd, M. C., Kohn, T., Linden, K. G., Liu, Y., Maraccini, P. A., McNeill, K., Mitch, W. A., Nguyen, T. H., Parker, K. M., Rodriguez, R. A., Sassoubre, L. M., Silverman, A. I., Wigginton, K. R. ve Zepp, R. G. (2018). Sunlight-mediated inactivation of health-relevant microorganisms in water: a review of mechanisms and modeling approaches. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 20(8), 1089–1122. doi: 10.1039/C8EM00047F

Ngwenya, N., Ncube, E. J. ve Parsons, J. (2013). Recent advances in drinking water disinfection: Successes and challenges. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 222, 111–170. doi: 10.1007/978-1-4614-4717-7_4

Nocker, A., Burr, M. ve Camper, A. (2014). Pathogens in water and biofilms. *Microbiology of Waterborne Diseases: Microbiological Aspects and Risks: Second Edition*, 3–32.

Onur, E., Tuğrul, B. ve Bozyiğit, F. (2009). DNA hasarı ve onarım mekanizmaları. *Türk Klinik Biyokimya Derg*, 7(2), 61–70.

Payment, P., Waite, M. ve Dufour, A. (2003). Introducing parameters for the assessment of drinking water quality. *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*, World Health Organization and the Organisation for Economic Co-operation and Development, IWA Publishing, UK.

Pichel, N., Vivar, M. ve Fuentes, M. (2019). The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods. *Chemosphere*, 218, 1014–1030. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.205

Rincón, A. G. ve Pulgarin, C. (2004). Bactericidal action of illuminated TiO₂ on pure Escherichia coli and natural bacterial consortia: post-irradiation events in the dark and assessment of the effective disinfection time. *Applied Catalysis B: Environmental*, 49(2), 99–112. doi: 10.1016/j.apcatb.2003.11.013

Rodríguez-Chueca, J., Giannakis, S., Marjanovic, M., Kohantorabi, M., Gholami, M. R., Grandjean, D., de Alencastro, L. F. ve Pulgarín, C. (2019). Solar-assisted bacterial disinfection and removal of contaminants of emerging concern by Fe²⁺-activated HSO₅⁻ vs. S₂O₈²⁻ in drinking water. *Applied Catalysis B: Environmental*, 248, 62–72. doi: 10.1016/j.apcatb.2019.02.018

Rodríguez-Chueca, J., Silva, T., Fernandes, J. R., Lucas, M. S., Puma, G. L., Peres, J. A. ve Sampaio, A. (2017a). Inactivation of pathogenic microorganisms in freshwater using HSO₅⁻/UV-A LED and HSO₅⁻/Mⁿ⁺/UV-A LED oxidation processes. *Water Research*, 123, 113–123. doi: 10.1016/j.watres.2017.06.021

Rodríguez-Chueca, J., Moreira, S. I., Lucas, M.S., Fernandes, J. R., Tavares, P. B., Sampaio, A. ve Peres, J. A. (2017b). Disinfection of simulated and real winery wastewater

using sulphate radicals: Peroxymonosulphate/transition metal/UV-A LED oxidation. *Journal of Cleaner Production*, 149, 805-817. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.02.135

Rodríguez-Chueca, J., Ormad, M. P., Mosteo, R. ve Ovelleiro, J. L. (2015). Kinetic modeling of *Escherichia coli* and *Enterococcus sp.* inactivation in wastewater treatment by photo-Fenton and H₂O₂/UV-vis processes. *Chemical Engineering Science*, 138, 730-740. doi: 10.1016/j.ces.2015.08.051

Salcedo, I., Andrade, J. A., Quiroga, J. M. ve Nebot, E. (2007). Photoreactivation and dark repair in UV-treated microorganisms: effect of temperature. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(5), 1594-1600. doi: 10.1128/AEM.02145-06

Schroeder, E. ve Wuertz, S. (2003). Bacteria. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic Press, UK, 160s.

Serna-Galvis, E. A., Salazar-Ospina, L., Jiménez, J. N., Pino, N. J. ve Torres-Palma, R. A. (2020). Elimination of carbapenem resistant *Klebsiella pneumoniae* in water by UV-C, UV-C/persulfate and UV-C/H₂O₂. Evaluation of response to antibiotic, residual effect of the processes and removal of resistance gene. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(1), 102196. doi: 10.1016/j.jece.2018.02.004

Sigma-Aldrich. (2022). Erişim adresi: <https://www.sigmaaldrich.com/TR/en>

Su kaynakları yönetimi ve güvenliği on birinci kalkınma planı (2019-2023). (2018). Ankara: Kalkınma Bakanlığı. Erişim adresi: https://www.sbb.gov.tr/wp-content/uploads/2020/04/SuKaynaklariYonetimi_ve_GuvenligiOzelIhtisasKomisyonuRaporu.pdf

Şengül Topaç, B. (2016). Eysel atıksuların solar ve Uv ışığına dayalı ileri oksidasyon prosesleri ile dezenfeksiyonu. (Doktora tezi), Ulusal Tez Merkezi veri tabanından erişildi. Erişim no: 459154

Şengül, B. ve Alkan, U. (2018). Eysel atıksuların solar TiO₂ fotokatalizi ile dezenfeksiyonu. *İklim Değişikliği ve Çevre*, 3(2), 39-46.

Tran, N. H., Gin, K. Y. H. ve Ngo, H. H. (2015). Fecal pollution source tracking toolbox for identification, evaluation and characterization of fecal contamination in receiving urban surface waters and groundwater. *The Science of the Total Environment*, 538, 38-57. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.155

Tsydenova, O., Batoev, V. Ve Batoeva, A. (2015). Solar-enhanced advanced oxidation processes for water treatment: Simultaneous removal of pathogens and chemical pollutants. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(8), 9542-9561. doi: 10.3390/ijerph120809542

Türk Standartları Enstitüsü. (2005). İnsani tüketim amaçlı sular (TS 266). Ankara.

Türkiye İstatistik Kurumu, (2021). Su ve atıksu istatistikleri, Türkiye İstatistik Kurumu, Ankara. Erişim adresi: <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Su-ve-Atıksu-Istatistikleri-2020-37197>

Valero, P., Giannakis, S., Mosteo, R., Ormad, M. P. ve Pulgarin, C. (2017). Comparative effect of growth media on the monitoring of *E. coli* inactivation and regrowth after solar and photo-Fenton treatment. *Chemical Engineering Journal*, 313, 109–120. doi: 10.1016/j.cej.2016.11.126

Venâncio, J. P. F., Rodrigues, C. S. D., Nunes, O. C. ve Madeira, L. M. (2022). Application of iron-activated persulfate for municipal wastewater disinfection. *Journal of Hazardous Materials*, 426. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127989

Wacławek, S., Lutze, H. v., Grübel, K., Padil, V. V. T., Černík, M. ve Dionysiou, D. D. (2017). Chemistry of persulfates in water and wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 330, 44–62. doi: 10.1016/j.cej.2017.07.132

Wang, J. ve Wang, S. (2018). Activation of persulfate (PS) and peroxymonosulfate (PMS) and application for the degradation of emerging contaminants. *Chemical Engineering Journal*, 334, 1502–1517. doi: 10.1016/j.cej.2017.11.059

Wang, W., Wang, H., Li, G., An, T., Zhao, H. ve Wong, P. K. (2019). Catalyst-free activation of persulfate by visible light for water disinfection: Efficiency and mechanisms. *Water Research*, 157, 106–118. doi: 10.1016/j.watres.2019.03.071

Wang, W., Wang, H., Li, G., Wong, P.K. ve An, T. (2020). Visible light activation of persulfate by magnetic hydrochar for bacterial inactivation: Efficiency, recyclability and mechanisms. *Water Research*, 176, 115746. doi: 10.1016/j.watres.2020.115746

Wen, G., Xu, X., Zhu, H., Huang, T. ve Ma, J. (2017). Inactivation of four genera of dominant fungal spores in groundwater using UV and UV/PMS: Efficiency and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 328, 619–628. doi: 10.1016/j.cej.2017.07.055

Wordofa, D. N., Walker, S. L. ve Liu, H. (2017). Sulfate radical-induced disinfection of pathogenic *Escherichia coli* O157:H7 via iron-activated persulfate. *Environmental Science and Technology Letters*, 4(4), 154–160. doi: 10.1021/acs.estlett.7b00035

World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva. Erişim adresi: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/

Xia, D., Li, Y., Huang, G., Yin, R., An, T., Li, G., Zhao, H., Lu, A. ve Wong, P. K. (2017). Activation of persulfates by natural magnetic pyrrhotite for water disinfection: Efficiency, mechanisms, and stability. *Water Research*, 112, 236–247. doi: 10.1016/j.watres.2017.01.052

- Xiao, R., Liu, K., Bai, L., Minakata, D., Seo, Y., Kaya Göktaş, R., Dionysiou, D. D., Tang, C. J., Wei, Z. ve Spinney, R. (2019). Inactivation of pathogenic microorganisms by sulfate radical: Present and future. *Chemical Engineering Journal*, 371, 222–232. doi: 10.1016/j.cej.2019.03.296
- Xiong, R., Xie, G., Edmondson, A. E. ve Sheard, M. A. (1999). A mathematical model for bacterial inactivation. *International Journal of Food Microbiology*, 46(1), 45–55. doi: 10.1016/s0168-1605(98)00172-x
- Yalılı Kılıç, M., Dönmez, T. ve Adalı, S. (2021). Bursa ve Karaman illerinde konutlarda güneş enerji potansiyelinin uygulanabilirliğinin araştırılması. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 26(2), 421-432. doi: 10.17482/uumfd.952925
- Yang, J., Zhu, M. ve Dionysiou, D. D. (2021). What is the role of light in persulfate-based advanced oxidation for water treatment?. *Water Research*, 189: 116627. doi: 10.1016/j.watres.2020.116627
- Yasar, A., Nasır, A. ve Khan, A.A.A. (2006). Energy requirement of ultraviolet and AOPs for the post-treatment of treated combined industrial effluent, *Coloration Technology*, 122(4): 201-206. doi: 10.1111/j.1478-4408.2006.00028.x
- Zăbavă, B.Ş., Voicu, G., Paraschiv, G., Dincă, M., Ungureanu, N. ve Ionescu, M. (2018). Wastewater disinfection by chlorination, ozonation and ultraviolet (Uv) – A review, 7th International Conference on Thermal Equipment, Renewable Energy and Rural Development.
- Zhang, Y., Wei, M., Huang, K., Yu, K., Liang, J., Wei, F., Huang, J. ve Yin, X. (2022). Inactivation of *E. coli* and *Streptococcus agalactiae* by UV/persulfate during marine aquaculture disinfection. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–14. doi: 10.1007/s11356-022-19108-y

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Gülbiye Demirci
Doğum Yeri ve Tarihi : Bulgaristan / 19.02.1991
Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu
Lise : L. Aslan Çimento Anadolu Teknik Lisesi
Lisans : Uludağ Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü
Yüksek Lisans : Bursa Uludağ Üniversitesi Çevre Mühendisliği A.B.D.

İletişim (e-posta) : gulbiydemirci@gmail.com