

## UV-C AKTİVASYONU İLE ÜRETİLMİŞ SÜLFAT RADİKALLERİNİN BAKTERİ İNAKTİVASYONUNA ETKİSİ

Sevil ÇALIŞKAN ELEREN \*<sup>ID</sup>

Gamze ŞENER \*\*<sup>ID</sup>

Alınma: 11.08.2021; düzeltme: 30.11.2021; kabul: 03.01.2022

**Öz:** Geleceğin en büyük küresel risklerinden biri olabilecek su krizleri, kaliteli içme suyuna ulaşabilmede sıkıntıların yaşanmasını da beraberinde getirecektir. İçilebilir nitelikte kaliteli içme suyu temininde en önemli noktalardan biri mikroorganizma dezenfeksiyonudur. Son zamanlarda içme suyu dezenfeksiyonunda ileri oksidasyon prosesleri alternatif olarak uygulanmaya başlanmıştır. İleri oksidasyon yöntemleri içinde son derece reaktif ve seçici olan sülfat radikalleri, giderek ön plana çıkmaktadır. Bu çalışmada, kanalizasyon suyundan izole edilmiş *E.coli* bakterisinin dezenfeksiyonunda, UV-C ile aktif hale getirilmiş sülfat radikallerinin giderim verimine etkisi incelenmiştir. Sülfat radikali bazlı fotokimyasal ileri oksidasyon prosesinde (UV-C+K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>) dört farklı konsantrasyonda K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> (0,5, 1, 2 ve 3 mmol/L) kullanılmıştır. UV-C radyasyonu ile aktive edilen K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>'in konsantrasyonunun artması ile *E.coli* inaktivasyonunun arttığı belirlenmiştir. UV-C prosesine, 2 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> ilave edilmesi ile 30 saniye içinde yaklaşık 2,7 logluk bir bakteri giderim artışı elde edilmiştir. 5,48 log *E.coli* inaktivasyonu sağlanması için gerekli süre, 1 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> kullanıldığı durumda 60 saniyede iken, 2 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> kullanıldığında 30 saniye olarak tespit edilmiştir. K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> konsantrasyonu 3 mmol/L'ye çıktığında bu süre 8 saniyeye düşmüştür. Süredeki bu azalma ileri oksidasyon prosesinin elektrik maliyetini önemli ölçüde azaltacaktır.

**Anahtar Kelimeler:** Sülfat radikalleri, UV-C radyasyonu, *E.coli*, İnaktivasyon

### Effect of Sulfate Radicals Produced by UV-C Activation on Bacterial Inactivation

**Abstract:** Water crises, which may be one of the biggest global risks of the future, will bring along difficulties in accessing quality drinking water. Microorganism disinfection is one of the most important points in supplying quality drinking water. Advanced oxidation processes have been started to be applied as an alternative in drinking water disinfection recently. Sulfate radicals, which are highly reactive and selective among advanced oxidation methods, are increasingly come into prominence. In this study, the effect of sulfate radicals activated by UV-C on the removal of *E.coli* isolated from sewage was investigated. Four different concentrations of K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> (0.5, 1, 2 and 3 mmol/L) were used UV-C+K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> process. It was determined that *E.coli* inactivation increased with the increasing the concentration of K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> activated by UV-C. Addition of 2 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> to the during UV-C process, an increase of approximately 2.7 log on bacteria removal was obtained within 30 seconds. The time required for 5.48 log *E.coli* inactivation was determined 60 and 30 seconds when 1 and 2 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> was used, respectively. This time decreased to 8 seconds when the K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> concentration increased to 3 mmol/L. This reduction in time will significantly reduce the electricity cost of the advanced oxidation process.

**Keywords:** Sulfate radicals, UV-C radiation, *E.coli*, Inactivation

\* İletişim Adresi (Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Görükle Kampüsü, 16059, Nilüfer / Bursa)

İletişim Yazarı: Sevil ÇALIŞKAN ELEREN (sceleren@uludag.edu.tr)

## 1. GİRİŞ

Hızlı nüfus artışı, yaşam standartlarının yükselmesi ve sanayinin gelişmesi su tüketiminin giderek artmasına sebep olmuştur. Yeryüzünün sahip olduğu su kaynakları, su yönetiminin tüm dünyada bilinçli bir şekilde yapılamamasından dolayı gün geçtikçe daha büyük öneme sahip olmaktadır. Türkiye, su kaynağı potansiyelinin oldukça düşük olduğu yarı kurak iklime sahip ülkelerden biridir. Mevcut şartlarda ülkemizde yeraltı ve yerüstü su potansiyeli yaklaşık 112 milyar m<sup>3</sup>/yıl iken, kişi başına düşen su miktarı 1519 m<sup>3</sup>/yıl civarındadır (Tomar, 2009; Kayaer ve Çiftçi, 2018). Bu durumda ülkemiz yıllık 2000 m<sup>3</sup> değerinin altında olduğundan dolayı su azlığı yaşayan ülkeler kategorisinde değerlendirilmektedir (DSİ, 2018). Ülkemizin su kıtlığı yaşayan bir ülke durumuna gelmesinin ise 2030 yılı civarında olacağı ve aynı zaman diliminde ise dünyanın %40'ının küresel su açığına maruz kalacağı öngörülmektedir (Tomar, 2009; Guerra-Rodríguez ve diğ., 2018). Bu bilgiler, dünyada su krizlerinin yaşanması durumunun en büyük küresel risklerden biri olduğunu açıkça göstermektedir. Bununla birlikte kaliteli içme suyuna ulaşamama durumu beraberinde ciddi hastalıkların ortaya çıkmasına sebep olacağından içme suyu olarak kullanılacak suyun kalitesi de önemli problemlerden biridir (Guerra-Rodríguez ve diğ., 2018).

İçme suyu olarak kullanılması planlanan suya gerekli arıtma işlemleri uygulandıktan sonra dezenfeksiyon işlemlerine tabii tutulması gerekir. İçme suyu arıtımı, doğal suların içeriğinde bulunan çeşitli organik, inorganik ve kimyasal maddeler ile mikroorganizmaların uzaklaştırılması amacıyla yapılmaktadır. İçme suyunda dezenfeksiyon amaçlı kullanılan yöntemlerin başında gelen klorlama işlemi süresince, klor doğal organik maddelerle reaksiyona girerek trihalometan ve haloasetik asit gibi insan sağlığına zararlı olduğu belirtilen dezenfeksiyon yan ürünlerini meydana getirmektedir. Trihalometanlar suda renk, tat ve koku farklılığı yaratırlar; insan sağlığı açısından akut ve kronik etkilerinin yanında en önemlisi kanserojenik bileşiklerdir (Özyonar ve diğ., 2011; Waller vd., 1998). Yapılan araştırmalar söz konusu bileşiklerin, doğuştan meydana gelen kalp kusurları, kadınlarda düşük yapma ve çocuklarda gelişme geriliği gibi hastalıklar ile ilgili yakından ilişkisi olduğunu göstermiştir (Özyonar ve diğ., 2011; Dodds vd., 1999; Cedergen vd., 2002). İçme sularının dezenfeksiyonunda kullanılan diğer bir yöntem ise ozonlamadır. İçme suyu elde edilecek kaynağın bromür içermesi durumunda ozonlama sonucunda farklı bir dezenfeksiyon yan ürünü olan bromat oluşumu söz konusudur (Kayaoğlu,2003). Bu sebeplerle çeşitli ülkelerde içme suyu güvenliği ve kalitesi ile ilgili yeni düzenlemeler geliştirilmektedir. Söz konusu düzenlemelerde belirtilen limit değerlerinin, içme sularında bulunabilen önemli ölçüde tehlikeye sahip bu zararlı bileşiklerin tercihen tamamen giderilmesi, eğer mümkün değilse belirtilen limit değerlerin altında minimum konsantrasyona indirilmesini sağlayacak nitelikte olması gerektiği belirtilmiştir (Özdemir ve Töröz, 2010).

Sudaki ekosistem ve insanlar için toksik olabilen, genotoksik mutajen ve/veya bazıları kanserojen olarak kabul edilen bu dezenfeksiyon yan ürünleri (Zhang ve diğ., 2013; Mohd Zainudin ve diğ., 2018) dolayısı ile son zamanlarda içme sularının arıtılması ve dezenfeksiyonunda birçok alternatif metod geliştirilmiş ve bu amaçla ileri oksidasyon prosesleri de uygulanmaya başlanmıştır (Guerra-Rodríguez ve diğ., 2018; Verma ve diğ., 2016; Anipsitakis ve diğ., 2008; Gosselin ve diğ., 2013; Bianco ve diğ., 2017; Ruales-Lonfat ve diğ., 2016). İleri oksidasyon yöntemleri üzerinde öncelikle hidroksil radikali üzerinde çalışılmıştır. Yapılan araştırmalarda; hidroksil radikaline alternatif olabilecek, son derece reaktif ve seçici olan, oldukça fazla avantajları olan sülfat radikalleri giderek ön plana çıkmaktadır. Bu özellikleri nedeni ile, sülfat radikallerinin (SO<sub>4</sub><sup>•-</sup>) oluşumunu sağlayan persülfat (S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>) bazlı ileri oksidasyon proseslerine karşı artan bir ilgi görülmüştür. SO<sub>4</sub><sup>•-</sup> nin güçlü oksidatif yapısı, onu potansiyel olarak etkili bir dezenfektan yapsa da, patojenik bakteriler üzerindeki dezenfeksiyon etkinliği hakkında çalışmalar sınırlı sayıdadır ve son yıllarda önemli bir araştırma alanı olmuştur (Wordafa, 2014; Bianco ve diğ., 2017; Wordofa ve diğ., 2017; Garkusheva ve diğ., 2017; Xiao ve diğ., 2018;

Rodríguez-Chueca ve diğ., 2017a; Wen ve diğ., 2017; Qi ve diğ., 2018; Guerra-Rodríguez ve diğ., 2018; Xu ve diğ., 2012).

Sülfat radikalleri genellikle peroksimonosülfat (PMS) ve persülfattan (PS) üretilir. Sülfat radikallerine dayalı ileri oksidasyon yöntemlerinde  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ,  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  ve  $\text{KHSO}_5$  (Oxone) gibi persülfat tuzları olarak kullanılan kimyasal oksidanlar ile çalışmalar yürütülmüştür (Wei et al., 2015; Rodríguez-Chueca ve diğ., 2017b).  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$  ve  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  tuzları PS, Oxone ise PMS kaynağı olarak kullanılmaktadır. Bununla birlikte, PMS ve PS'nin kirletici maddeler ile doğrudan reaksiyonu çok düşük bir oranda gerçekleşir, bu nedenle sülfat radikalleri oluşturmak için aktive edilmeleri gerekmektedir (Liang ve Bruell 2008; Guerra-Rodríguez ve diğ., 2018). PS aktivasyonu gerçekleştiğinde; yüksek oksidatif yapısı sayesinde çeşitli organik kirleticilerle reaksiyona girebilen serbest sülfat radikallerini üretebilir. Sülfat radikalleri ( $\text{SO}_4^{\bullet-}$ ), ısı (termal), UV radyasyonu (fotoliz), iyonlaştırıcı radyasyon (radyolojik) veya kimyasal elektron transferi aktivasyonu (kataliz; baz ve metal aktivasyonu) üretilebilir (Wang ve diğ., 2018; Yuan ve diğ., 2014; Hori ve diğ., 2005; Lau ve diğ., 2007; Antoniou ve diğ., 2010; Liang ve Guo, 2010; Liang ve diğ., 2004; Johnson ve diğ., 2008; Wordafa ve diğ., 2017). PS, yer altı suyunun ve toksik organik kirletici maddelerle kirlenmiş toprağın iyileştirilmesi için potansiyel bir alternatif oksidan olarak incelenmiştir. Aynı zamanda, PS, içme suyunun ve atıksuyun arıtılması çalışmalarında da geniş çapta kullanılmaktadır (Xu ve diğ., 2012).

Bu çalışmada, kanalizasyon suyundan izole edilmiş *E.coli* bakterisinin dezenfeksiyonunda, UV-C ile aktif hale getirilmiş sülfat radikallerinin giderim verimine etkisi incelenmiştir.

## 2. MATERYAL VE YÖNTEM

### 2.1. *E.coli* İzolasyonu ve Kültürün Hazırlanması

*E.coli*, kanalizasyon suyundan izole edilmiştir. *E.coli*, seçici ortam olan ENDO agar (Merck 1.04044) kullanılarak  $44,5\text{ }^\circ\text{C}$ ' de 2 gün boyunca inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonunda seçici besiyerinde oluşan *E.coli* kültürleri ile aşılama yapılmış olup bakteriyel büyüme eğrisi, inkübasyon süresi boyunca 15 dakikada bir aşılama yapılmış besiyerinden örnek alınarak  $590\text{ nm}$ 'de optik yoğunluk ölçülerek belirlenmiştir. Bakteri çoğalma eğrisinde durgun fazın başlangıcı 2 saat 45 dakika olarak belirlenmiştir. Tryptic Soy Broth (TSB) (Merck 1.05459) ile aşılama işlemi tekrar yapılmış olup belirlenen inkübasyon süresi boyunca  $37,5\text{ }^\circ\text{C}$ 'de orbital inkübatörde inkübe edilmiştir. Daha sonra *E. coli*' yi kültür ortamından ayırmak için fosfat tampon çözeltisi ile santrifüjleme işlemi yapılmış olup oluşan çökelek ve fosfat tampon çözeltisi süspanse edilerek deney aşaması için kullanılacak stok çözeltisi hazırlanmıştır. *E. coli* stok çözeltisinin başlangıçta  $17,3 \times 10^8$  CFU/mL konsantrasyonuna sahip olduğu belirlenmiştir.

### 2.2. *E.coli* Sayısının Belirlenmesi

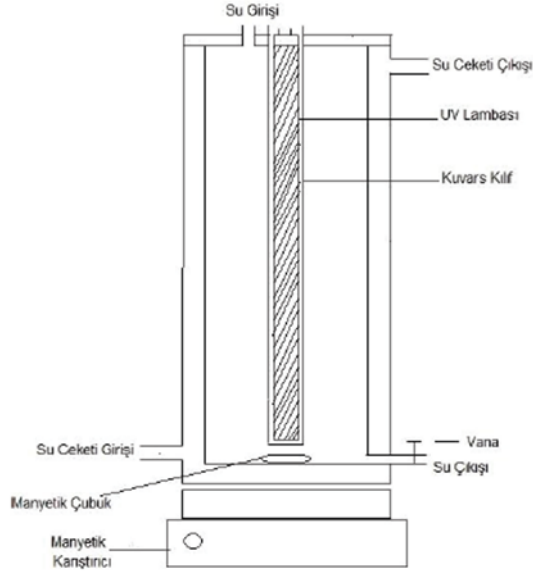
*E.coli* için seçici ortam olan ENDO agar kullanılarak dökme plak metodu ile deneysel çalışmalar gerçekleştirilmiştir (Feng ve diğ., 2020). Plakalar,  $44,5\text{ }^\circ\text{C}$ ' de 48 saat süreyle inkübe edilmiştir ve daha sonra oluşan metalik renkli koloniler sayılmıştır. Sonuçlar ml başına CFU olarak hesaplanmıştır.

### 2.3. Deneysel Prosedür

Deneyler 2L hacimli silindirik cam reaktör içerisinde ve oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Kullanılan silindirik reaktörün dış çapı  $14,7\text{ cm}$ , iç çapı  $13,5\text{ cm}$  ve boyu  $45\text{ cm}$ ' dir. Çözeltinin yeterli ve sabit bir şekilde karıştırılmasını sağlamak için reaktör manyetik bir karıştırıcı ile sürekli karıştırılmıştır. Bu reaktörün içerisine  $254\text{ nm}$  dalga boyundaki UV ışınımı üreten düşük basınçlı civa lambası yerleştirilmiştir ( $14\text{ W}$ , Lightech). UV reaktörünün şematik bir diyagramı Şekil 1'de

gösterilmektedir. Her bir deneysel çalışmadan önce UV lambası, cam reaktörü sterilize etmek için, en az 5 dakika süre ile çalıştırılmıştır.

İçerisine saf su konulan 2 L'lik fotoreaktöre, belirlenen miktarda (yaklaşık  $10^6$  CFU/mL) *E.coli* inoküle edilmiştir. UV ışığı çalıştırılmadan önce başlangıç bakteri miktarını belirlemek üzere örnek alınmıştır. Ardından kimyasal ilavesi olmadan sadece UV ışığı çalıştırılarak, UV ışığının bakteri inaktivasyonuna etkisini incelemek üzere 120 saniye boyunca su örnekleri alınmıştır. Alınan su örneklerinin mikrobiyolojik analizi yapılmıştır. Sadece tuz etkisinin bakteri inaktivasyonuna etkisini (şahit deneyleri) incelemek için ise, reaktöre 2 L saf su doldurulmuştur ve suyun içerisine gerekli miktarda bakteri eklenmiştir. Daha sonra suyun içerisine en yüksek konsantrasyonda (3 mmol/L)  $K_2S_2O_8$  ilave edilmiştir ve homojenliğin sağlanması için karıştırılmıştır. 90 ve 120. saniyelerinde reaktörden su örnekleri alınmıştır. Alınan su örneklerinin mikrobiyolojik analizi yapılmıştır.



**Şekil 1:**  
Çalışmada kullanılan fotoreaktör

UV-C+ $K_2S_2O_8$  deneylerinde; yaklaşık  $10^6$  CFU/mL *E.coli* ilave edilen fotoreaktöre, belirlenen konsantrasyonlarda (0,5, 1, 2 ve 3mmol/L)  $K_2S_2O_8$  ilave edildikten sonra karışımın tamamı 2 litre olacak şekilde tamamlanmıştır. İleri oksidasyon deneyleri boyunca *E.coli* inaktivasyonunu belirlemek amacıyla, deney süresince örnekler alınmıştır. Uygun şartlarda steril ekipmanlar kullanılarak seyreltme ve ekim işlemleri gerçekleştirilmiş olup *E.coli* için seçici ortam olan ENDO agar ile mikrobiyolojik analiz yapılmıştır. Deneysel çalışmalar, iki tekrarlı olacak şekilde gerçekleştirilmiştir.

### 3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Kanalizasyon suyundan izole edilen *E.coli* bakterisinin inaktivasyonunda sülfat radikallerinin ( $SO_4^{\cdot-}$ ) etkisini belirlemek için, UV-C radyasyonu ve  $K_2S_2O_8$  tuzu ile serbest sülfat radikalleri üretilmiştir. Bu amaçla, sülfat radikali bazlı fotokimyasal ileri oksidasyon prosesinde (UV-C+ $K_2S_2O_8$ ) dört farklı konsantrasyonda  $K_2S_2O_8$  (0,5, 1, 2 ve 3 mmol/L) kullanılmıştır. Deneylerde bakteri başlangıç konsantrasyonu yaklaşık  $10^6$  CFU/mL olarak belirlenmiştir. Deney süresi boyunca farklı temas sürelerinde UV reaktöründen su örnekleri alınarak giderim verimleri tespit edilmiştir.

Farklı temas sürelerinde sadece UV-C radyasyonu uygulanan suda, *E. coli*'nin inaktivasyonu sonucu logaritmik giderim verimleri Şekil 2' de görülmektedir. Sadece UV-C radyasyonu uygulanan suda, *E.coli* gideriminin 120 sn temas süresi sonunda 5,26 log (%99,999451) olduğu görülmektedir. 300 nm'den daha kısa dalga boylarında DNA absorpsiyonu, daha uzun dalga boylarındakine nazaran çok daha güçlüdür ve bu da DNA'nın bozulmasına sebep olmaktadır (Sutherland ve Griffin 1981). Nyangaresi ve diğ. (2019) UV radyasyonlarında *E. coli* üzerindeki etkisini incelediklerinde en yüksek giderimin 265 nm dalga boyunda (45 sn'de 4,5 log) olduğunu ortaya koymuşlardır.



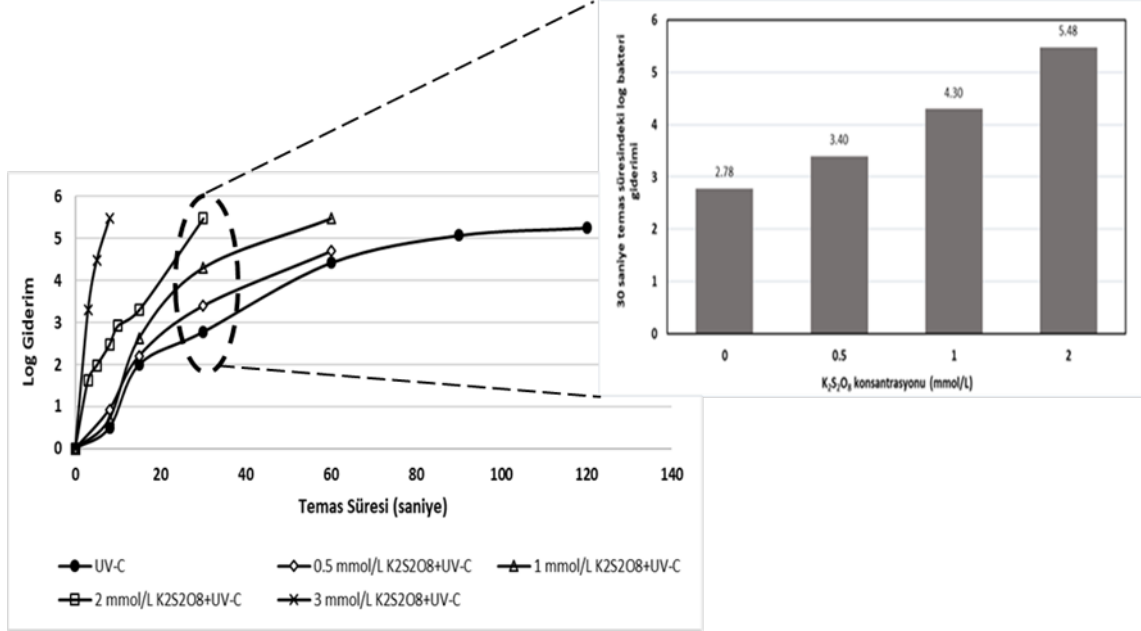
**Şekil 2:**  
UV-C radyasyonu ile elde edilen *E.coli* giderimi

Deneylerde  $SO_4^{2-}$  üretmek için kullanılan PS kaynağı  $K_2S_2O_8$  tuzunun inaktivasyonda tek başına bir etkisi olup olmadığını tespit etmek için en yüksek  $K_2S_2O_8$  konsantrasyonunda (3 mmol/L) dezenfeksiyon deneyleri yapılmış ve deney süresince bakteri inaktivasyonuna herhangi bir etkisi olmadığı tespit edilmiştir. Wordofa ve diğ. (2017) yaptıkları çalışmada persülfat kaynağı olarak kullandıkları  $K_2S_2O_8$ 'in tek başına ilk 30 dakikada *Escherichia coli* O157:H7 hücrelerinin canlılık kaybının ihmal edilebilir düzeyde olduğunu tespit etmişlerdir. Farklı bir persülfat kaynağı olan  $Na_2S_2O_8$  ile yapılan başka bir çalışmada ise Marjanovic ve diğ. (2018), PS anyonlarının (farklı  $Na_2S_2O_8$  konsantrasyonlarında) tek başına (aktivasyon araçları olmadan), 5 saat temas süresi boyunca *E. coli* sayılarını etkilemediğini belirtmişlerdir. Yapılan bu çalışmada elde edilen bulgular literatür ile uyumlu bulunmuştur.

UV-C radyasyonu ile aktifleştirilen  $K_2S_2O_8$ 'in farklı dozlarının (0,5, 1, 2, 3 mmol/L) *E.coli* inaktivasyonu üzerindeki etkileri Şekil 3' de görülmektedir. Şekil 3 incelendiğinde,  $K_2S_2O_8$ 'in konsantrasyonunun artması ile *E.coli* inaktivasyonunun arttığı açıkça görülmektedir. UV-C radyasyonu ile aktifleştirilen  $K_2S_2O_8$ 'in en düşük dozunda (0,5 mmol/L), deney sonunda (60. saniye) *E.coli* giderim veriminde 0,27 log luk (%46,297) bir fark oluşmuştur.  $K_2S_2O_8$ 'in konsantrasyonu 1 mmol/L'ye artırıldığında, *E.coli* inaktivasyonunda yaklaşık 1,06 log luk (%91,290) bir artış meydana gelmiştir. PS ve PMS tuzlarının UV-C ile aktivasyonunda yüksek verimlilikte bakteri gideriminin artması, sülfat bazlı dezenfeksiyon sistemlerinde üretilen  $SO_4^{\bullet-}$  lerinin, lipidler ve polisakaritler gibi bakteriyel hücre duvarının biyomolekülleriyle reaksiyona girerek inaktivasyona neden olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir (Sun ve diğ., 2016, Marjanovic ve diğ., 2018).

UV-C radyasyonu ile aktifleştirilen  $K_2S_2O_8$ 'nin doz artışının *E.coli* inaktivasyonu üzerindeki etkisini daha net bir şekilde değerlendirebilmek için UV-C+ $K_2S_2O_8$  proseslerinin 30 saniye temas süresindeki log giderim verimleri karşılaştırıldığında, UV-C prosesine, 2 mmol/L  $K_2S_2O_8$  ilave

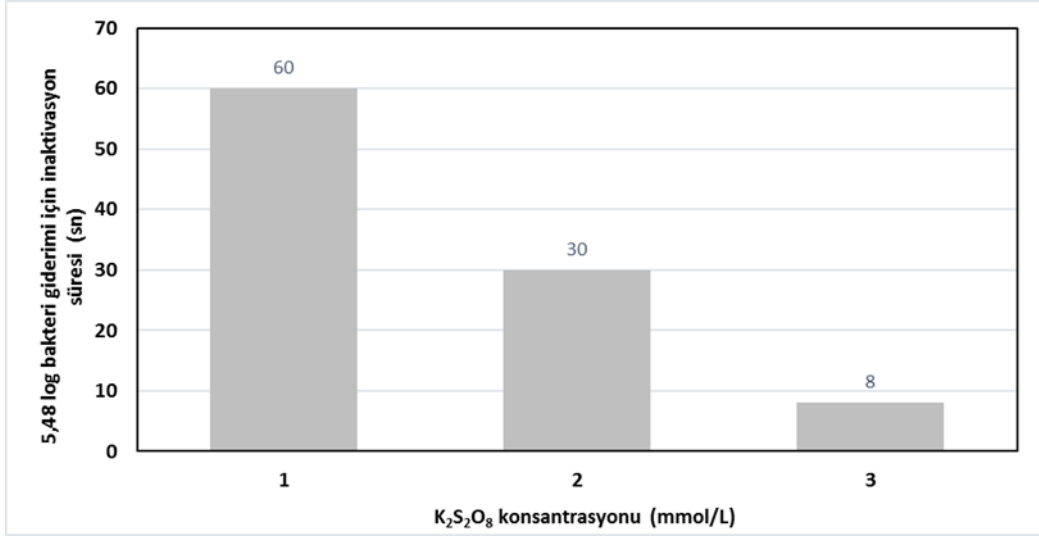
edilmesi ile 30 saniye içinde yaklaşık 2,7 logluk (%99,8005) bir bakteri giderim artışı elde edildiği görülmektedir (Şekil 3). Yapılan çalışmada 1 mmol/L  $K_2S_2O_8$  kullanıldığı durumda 60 saniyede 5,48 log (%99,99967) giderim görülürken, 2 mmol/L  $K_2S_2O_8$  kullanıldığında 30 saniyede 5,48 log giderim görülmüştür. 3 mmol/L kullanıldığında ise bu süre 8 saniyeye düşmüştür (Şekil 4).



Şekil 3.

UV-C ve UV-C/ $K_2S_2O_8$  proseslerinin *E. coli* inaktivasyonuna etkisinin karşılaştırılması

$K_2S_2O_8$  konsantrasyonunun 1 mmol/L'den 3 mmol/L'ye çıkartılması ile yaklaşık %87 lik bir süre kazancı sağlanmıştır (Şekil 4). Bu da ileri oksidasyon prosesinin elektrik maliyetini önemli ölçüde azaltacaktır. Michael-Kordatou ve diğ. (2015) yaptıkları çalışmada kentsel atıksularda sülfat radikali bazlı UV-C radyasyonu ile eritromisine (ERY) dirençli ve dirençli olmayan *E.coli* ve inaktivasyonunu incelemişlerdir. *E.coli*'nin inaktivasyonunu sağlayan UV-C (254 nm) radyasyonuna eklenen sodyumpersülfatın (SPS) *E.coli*'nin atıksudan giderimini sinerjistik olarak arttırdığını belirtmişlerdir. SPS'in UV-C radyasyonuna eklenmesi ile giderim süresi eritromisine (ERY) dirençli *E.coli* için 90 dakikadan 45 dakikaya, ve eritromisine (ERY) dirençli olmayan *E.coli* için ise 45 dakikadan 30 dakikaya inmiştir.



**Şekil 4.**

*Sülfat radikali üretilen proseslerde E. coli bakterisinin 5,48-log inaktivasyonu için gereken süreler*

İşletme maliyetleri, uygulanan ileri oksidasyon proseslerinin arıtma performansından doğrudan etkilenir. Reaksiyon verimliliğinin karşılaştırılmasına olanak sağlamak için EE/O olarak adlandırılan güç ölçeği parametresi kullanılır (Yasar ve diğ., 2006; Bolton ve diğ.,1996). EE/O, ileri oksidasyon proseslerinin elektrik verimliliği ile doğrudan bağlantılıdır, sistemin doğasından bağımsızdır. Bu nedenle farklı ileri oksidasyon proseslerinin karşılaştırılmasına olanak sağlar. Bu parametre ekonomik analiz ve ölçek büyütme için gerekli verileri de sağlar. Bu çalışma kapsamında, özellikle verimli bir bakteri giderimi ile sürelerde önemli değişimler sağlayan UV-C+1 mmol/L persülfat, UV-C+2 mmol/L persülfat ve UV-C+3 mmol/L persülfat prosesleri için maliyet hesabı yapılmıştır. Hesaplama 5,48 log giderim verimi için maliyetler değerlendirilmiştir. Prosesler için EE/O değerleri aşağıda belirtilen formülasyon (Yaşar ve diğ., 2006) ile hesaplanmıştır. Hesaplama sonuçları Tablo 1’ de verilmiştir.

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

Formülde; P= giriş gücü (kW) (0.014 kW), t= oksidasyon süresi (sa), V= örnek hacmi (m<sup>3</sup>) şeklindedir. log(C<sub>inf</sub>/C<sub>eff</sub>)= 5,48 ve 1 kWh = 0,63 TL kabul edilmiştir (EPDK, 2021).

**Tablo 1. *E.coli*'nin giderimi için farklı proseslerin enerji gereksinimlerinin ve maliyetlerinin karşılaştırılması**

PROSESLER	BAKTERİ GİDERİM VERİMİ (log)	EE/O (kWh/m <sup>3</sup> )	MALİYET (1 kWh = 63 krş kabulü)
UV+ 1 mmol/L K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub>	5,48	0,354825629	3,73*10 <sup>-3</sup>
UV+ 2 mmol/L K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub>	5,48	0,177412814	0,93*10 <sup>-3</sup>
UV+ 3 mmol/L K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub>	5,48	0,047310084	6,62*10 <sup>-5</sup>

Tablo 1 incelendiğinde 5,48 log'luk giderim ele alındığında en düşük maliyetin UV-C+3 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> uygulamasında elde edildiği görülmektedir. *E.coli*'nin giderimi ve enerji tüketim verileri değerlendirildiğinde en iyi alternatifin UV-C+3 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> prosesi olduğu görülmüştür.

#### 4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada kanalizasyon suyundan izole edilen *E.coli* bakterisinin dezenfeksiyonunda UV-C ile aktif hale getirilmiş sülfat radikallerinin giderim verimine etkisi incelenmiştir. UV-C ve K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> ile oluşturulan sülfat radikallerinin *E.coli* bakterisi giderimi üzerinde önemli ölçüde katkısı olduğu görülmüştür. K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> tuzunun tek başına bakteri inaktivasyonuna herhangi bir etkisi olmadığı tespit edilmiştir. UV-C ve K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>'in birlikte kullanımı sırasında, kullanılan sülfat tuzunun (K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>) konsantrasyonunun artması ile giderim veriminin arttığı tespit edilmiştir. Sadece UV-C ışınlarının etkisi ile 120. saniyede 5,26 log giderim verimi gözlenirken, 3 mmol/L K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> ve UV-C ışınları birlikte kullanıldığında yaklaşık aynı verim için sadece 8 saniye gibi bir süre yeterli olmuştur. Uygulanan proseslerde işletme maliyetleri, arıtma performansından doğrudan etkilendiği için reaksiyon verimliliğini karşılaştırılmasına olanak sağlayan güç ölçeği parametresi kullanıldığında; K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> tuzunun kullanımı sarf maliyetini arttırmasına rağmen enerji gereksinimleri, kazanılan süreden dolayı yaklaşık 56 kat azalmıştır. Bu da prosesin önemli bir alternatif olabileceğini ortaya koymuştur. Günümüz şartlarında içme sularının artırılması aşamasında kullanılan yöntemler yan ürünlerin ve kanserojen nitelikli ürünlerin oluşması yönünden eleştirilmektedir. Bu durumda ileri oksidasyon yöntemlerinden olan UV-C+K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> prosesinin olumlu etkileri gözlenmiş olup iyi bir alternatif olarak karşımıza çıkmaktadır. Ancak, yapılacak çalışmalarda farklı mikroorganizma türleri, farklı sülfat tuzlarının etkisi, farklı aktivasyon metotlarının karşılaştırılması ve uygulanan sulardaki pH değişimleri gibi etkenler mutlaka değerlendirilmelidir.

#### ÇIKAR ÇATIŞMASI

Yazarlar, bilinen herhangi bir çıkar çatışması veya herhangi bir kurum/kuruluş ya da kişi ile ortak çıkar bulunmadığını onaylamaktadırlar.

#### YAZAR KATKISI

Sevil ÇALIŞKAN ELEREN, çalışmanın kavramsal ve tasarım süreçlerinin belirlenmesi, deneysel yöntemin oluşturulması ve tasarlanması, veri analizi ve yorumlama, makale taslağının oluşturulması ve fikrinsel içeriğin eleştirel incelemesi ile son onay ve tam sorumluluk, Gamze ŞENER, deneysel veri toplama, veri analizi, makale taslağının oluşturulması ile son onay ve tam sorumluluk kısımlarına katkı sağlamıştır.



## KAYNAKLAR

1. Anipsitakis, G.P., Tufano, T.P., Dionysiou, D.D. (2008) Chemical and microbial decontamination of pool water using activated potassium peroxymonosulfate, *Water Research*, 42(12), 2899-2910. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.002>
2. Antoniou, M.G., de la Cruz, A.A., Dionysiou, D.D. (2010) Intermediates and reaction pathways from the degradation of microcystin-LR with sulfateradicals, *Environmental Science & Technology*, 44 (19), 7238-7244. <https://doi.org/10.1021/es1000243>
3. Bianco, A., Polo-López, M.I., Fernández-Ibáñez, P., Brigante, M., Mailhot, G. (2017) Disinfection of water inoculated with *Enterococcus faecalis* using solar/Fe(III)EDDS-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> or S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup> process, *Water Research*, 118, 249-260. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.061>
4. Bolton, J.R., Bircher, K.G., Tumas, C.A., Tolman, C.A. (1996) Figures of merit for the technical development and application of advanced oxidation processes, *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 1(1), 13-17. <https://doi.org/10.1515/jaots-1996-0104>
5. Cedergren, M.I., Selbing, A.J., Löfman, O., Bengt, A.J. (2002) Chlorination by products and nitrate in drinking water and risk for congenital cardiac defects, *Environmental Research*, 89(2),124-130. doi:10.1006/enrs.2001.4362
6. Dodds, L., King, W., Woolcott, C., Pole, J. (1999) Trihalomethanes in public water supplies and adverse birth outcomes, *Epidemiology*, 10(3), 233-237. PMID: 10230830. <http://www.jstor.org/stable/3703588>
7. DSI, (2018). T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, Stratejik Plan 2019-2023. Erişim Adresi: [http://www.sp.gov.tr/upload/xSPStratejikPlan/files/GUagq+DSI\\_2019-2023\\_Donemi\\_Stratejik\\_Planı.pdf](http://www.sp.gov.tr/upload/xSPStratejikPlan/files/GUagq+DSI_2019-2023_Donemi_Stratejik_Planı.pdf) (Erişim Tarihi: 29.07.2021)
8. EPDK, (2021). Elektrik Piyasası Tarifeler Listesi. Erişim Adresi: <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-1/tarifeler> (Erişim Tarihi: 29.07.2021)
9. Feng, P.(ret.), Weagant, S.D.(ret.), Grant M.A.(dec.), Burkhardt, W. (2020) Chapter 4: Enumeration of *Escherichia coli* and the Coliform Bacteria, Bacteriological Analytical Manual (BAM), Content current as of: 10/09/2020 Regulated Product(s) Food & Beverages, Erişim Adresi:<https://www.fda.gov/food/laboratory-methods-food/bacteriological-analytical-manual-bam> (Erişim Tarihi: 26.07.2021)
10. Garkusheva, N., Matafonova, G., Tsenter, I., Beck, S., Batoev, V., 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*, 52(9), 849-855. doi: 10.1080/10934529.2017.1312188
11. Gosselin, F., Madeira, L.M., Juhna, T., Block, J.C. (2013) Drinking water and biofilm disinfection by Fenton-like reaction, *Water Research*, 47(15), 5631-5638. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.036>
12. Guerra-Rodríguez, S., Rodríguez, E., Singh, D.N., Rodríguez-Chueca, J. (2018) Assessment of Sulfate Radical-Based Advanced Oxidation Processes for Water and Wastewater Treatment: A Review, *Water*, 10(12),1828. <https://doi.org/10.3390/w10121828>
13. Hori, H., Yamamoto, A., Hayakawa, E., Taniyasu, S., Yamashita, N., Kutsuna, S., Arakawa, R. (2005) Efficient decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids by use of persulfate as a photochemical oxidant, *Environmental Science & Technology*, 39(7): 2383-2388. doi: 10.1021/es0484754

14. Johnson, R.L., Tratnyek, P.G., Johnson, R.O. (2008) Persulfate persistence under thermal activation conditions, *Environmental Science & Technology*, 42(24), 9350-9356. <https://doi.org/10.1021/es8019462>
15. Kayaer, M., ve Çiftçi, S. (2018) ‘Su Sorunu’ ve Türkiye'nin Tatlısu Potansiyeli Çerçevesinde Türkiye'nin Sınıraşan Sularının Stratejik, Etik ve Hukuki Boyutlarının Değerlendirilmesi, *Pesa International Journal of Social Studies*, 4(3), 386-404. <https://doi.org/10.25272/j.2149-8385.2018.4.3.02>
16. Kayaoğlu, S. (2003). İçme sularında ozonlamanın organik madde giderimi üzerine etkileri ve bromat kontrolü, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
17. Lau, T.K., Chu, W., Graham, N.J.D. (2007) The aqueous degradation of butylated hydroxyanisole by UV/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>(2-)</sup>: study of reaction mechanisms via dimerization and mineralization, *Environmental Science & Technology*, 41(2), 613-619. <https://doi.org/10.1021/es061395a>
18. Liang, C., Bruell, C. J., Marley, M. C., Sperry, K. L. (2004) Persulfate oxidation for in situ remediation of TCE. II. Activated by chelated ferrous ion, *Chemosphere*, 55 (9), 1225-1233. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.030>
19. Liang, C., Bruell, C.J. (2008) Thermally activated persulfate oxidation of trichloroethylene: Experimental investigation of reaction orders, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 47, 2912–2918. <https://doi.org/10.1021/ie0708201>
20. Liang, C., Guo, Y. (2010) Mass transfer and chemical oxidation of naphthalene particles with zerovalent iron activated persulfate, *Environmental Science & Technology*, 44 (21), 8203-8208. <https://doi.org/10.1021/es903411a>
21. Marjanovic, M., Giannakis, S., Grandjean, D., de Alencastro, L.F., 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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.054>
22. Michael-Kordatou, I., Iacovou, M., Frontistis, Z., Hapeshi, E., Dionysiou, D.D., Fatta-Kassinos, D. (2015) Erythromycin oxidation and ERY-resistant Escherichia coli inactivation in urban wastewater by sulfate radical-based oxidation process under UV-C irradiation, *Water Research*, 85, 346-358. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.050>
23. Mohd Zainudin, F., Abu Hasan, H., Sheikh Abdullah, S.R. (2018) An overview of the technology used to remove trihalomethane (THM), trihalomethane precursors, and trihalomethane formation potential (THMFP) from water and wastewater, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 57, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2017.08.022>
24. Nyangaresi, P.O., Qin, Y., Chen, G., Zhang, B., Lu, Y., Shen, L. (2019) Comparison of UV-LED photolytic and UV-LED/TiO<sub>2</sub> photocatalytic disinfection for Escherichia coli in water, *Catalysis Today*, 335, 200-207. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2018.11.015>
25. Özdemir, K., Toröz, İ. (2010) İçme suyu kaynaklarında klorlama yan ürünlerinin diferansiyel UV spektroskopi yöntemi ile izlenmesi, *İTÜ Dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20(2), 59-69.
26. Özyonar, F., Karagözoğlu, B., Atmaca, E. (2011) İçme Suyundan Elektrokoagülasyon Prosesi ile Doğal Organik Madde Giderimi, *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 27(4), 309-316. <https://dergipark.org.tr/tr/pub/erciyesfen/issue/25568/269711>

27. Qi, H., Huang, Q., Hung, Y.C. (2018) Efficacy of activated persulfate in inactivating *Escherichia coli* O157:H7 and *Listeria monocytogenes*, *International Journal of Food Microbiology*, 284, 40-47. doi: 10.1016/j.ijfoodmicro.2018.06.021
28. Rodríguez-Chueca, J., Amor, C., Silva, T., Dionysiou, D.D., Puma, G.L., Lucas, M.S., Peres, J.A. (2017b) Treatment of winery wastewater by sulphate radicals:  $\text{HSO}_5^-$ /transition metal/UV-A LEDs, *Chemical Engineering Journal*, 310(2), 473-483. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.135>
29. Rodríguez-Chueca, J., Silva, T., Fernandes, J.R., Lucas, M.S., Puma, G. L., Peres, J.A., Sampaio, A. (2017a) Inactivation of pathogenic microorganisms in freshwater using  $\text{HSO}_5^-$ /UV-A LED and  $\text{HSO}_5^-/\text{Mn}^+$ /UV-A LED oxidation processes, *Water Research*, 123, 113-123. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.021>
30. Ruales-Lonfat, C., Barona, J.F., Sienkiewicz, A., Vélez, J., Benítez, L.N., Pulgarín, C. (2016) Bacterial inactivation with iron citrate complex: A new source of dissolved iron in solar photo-Fenton process at near-neutral and alkaline pH, *Applied Catalysis B: Environmental*, 180, 379-390. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.06.030>
31. Sun, P., Tyree, C., Huang, C. H. (2016) Inactivation of *Escherichia coli*, bacteriophage MS2, and *Bacillus* spores under UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  and UV/peroxydisulfate advanced disinfection conditions, *Environmental Science & Technology*, 50(8), 4448-4458. doi: 10.1021/acs.est.5b06097
32. Sutherland, J. C., Griffin, K. P. (1981) Absorption spectrum of DNA for wavelengths greater than 300 nm. *Radiation Research*, 86(3), 399-410. doi:10.2307/3575456
33. Tomar, A. (2009) Toprak ve Su Kirliliği ve Su Havzalarının Korunması, TMMOB İzmir Kent Sempozyumu. 8-10 Ocak, İzmir, 333-345.
34. Verma, K., Gupta, D., Gupta, A.B. (2016) Optimization of ozone disinfection and its effect on trihalomethanes, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(3), 3021-3032. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.06.017>
35. Waller, K., Swan, S.H., De Lorenzo, G., Hopkins, B. (1998). Trihalomethanes in drinking water and spontotion abortion, *Epidemiology*, 9(2), 134-140. PMID: 9504280.
36. Wang, D., Cheng, L., Wang, M., Zhang, X., Xue, D., Zhuo, W., Zheng, L., Ding, A. (2018) The performance of a sulfate-radical mediated advanced oxidation process in the degradation of organic matter from secondary effluents. *Environmental Science, Water Research & Technology*, 4(6), 773-782. <http://dx.doi.org/10.1039/C7EW00346C>
37. Wei, G., Liang, X., He, Z., Liao, Y., Xie, Z., Liu, P., Ji, S., He, H., Li, D., Zhang, J. (2015) Heterogeneous activation of Oxone by substituted magnetites  $\text{Fe}_{3-x}\text{M}_x\text{O}_4$  (Cr, Mn, Co, Ni) for degradation of Acid Orange II at neutral pH, *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 398, 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.molcata.2014.11.024>
38. Wen, G., Xu, X., Zhu, H., Huang, T., 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. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.07.055>
39. Wordofa, D. N., Walker, S. L., Liu, H. (2017) Sulfate radical-induced disinfection of pathogenic *Escherichia coli* O157: H7 via iron-activated persulfate, *Environmental Science & Technology Letters*, 4(4), 154-160. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00035
40. Wordofa, D.N. (2014). Application of Iron Activated Persulfate for Disinfection in Water Treatment. Master Thesis. University of California, Riverside, Chemical and Environmental Engineering, USA.

41. Xiao, R., Luo, Z., Wei, Z., Luo, S., Spinney, R., Yang, W., Dionysiou, D.D. (2018) Activation of peroxymonosulfate/persulfate by nanomaterials for sulfate radical-based advanced oxidation technologies, *Current Opinion in Chemical Engineering*, 19, 51-58. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2017.12.005>
42. Xu, X.R., Li, S., Hao, Q., Liu, J.L., Yu, Y.Y., Li, H.B. (2012) Activation of Persulfate and Its Environmental Application, *International Journal of Environment and Bioenergy*, 1(1), 60-81.
43. Yasar, A., Nasir, A., 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. <https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.2006.00028.x>
44. Yuan, S., Liao, P., Alshwabkeh, A.N. (2014). Electrolytic manipulation of persulfate reactivity by iron electrodes for trichloroethylene degradation in groundwater. *Environmental Science & Technology*, 48 (1), 656-663. <https://doi.org/10.1021/es404535q>
45. Zhang, F., Wang, Y., Chu, ., Gao, B., Yue, Q., Yang, Z., Li, Q. (2013) Reduction of organic matter and trihalomethane formation potential in reclaimed water from treated municipal wastewater by coagulation and adsorption, *Chemical Engineering Journal*, 223, 696-703. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.03.059>