



**EVSEL ATIKSULARIN
GÜNEŞ IŞIĞI İLE DEZENFEKSİYONU**

Nesrin DENİZLİ



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ATIKSULARIN
GÜNEŞ IŞIĞI İLE DEZENFEKSİYONU**

Nesrin DENİZLİ

Prof.Dr. Ufuk ALKAN
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2015

Her hakkı saklıdır.

TEZ ONAYI

Nesrin DENİZLİ tarafından hazırlanan “Evsel Atıksuların Güneş Işığı ile Dezenfeksiyonu” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Ufuk ALKAN

Başkan : Prof. Dr. Ufuk ALKAN
Uludağ Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Yrd. Doç. Dr. Arzu TEKSOY
Uludağ Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Yrd. Doç. Dr. Aşkın BİRGÜL
Bursa Teknik Üniversitesi
Doğa Bilimleri, Mimarlık ve Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Ali Osman DEMİR
Enstitü Müdürü
..../..../....

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

- 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 yararlanması 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.

08/09/2015

Nesrin DENİZLİ

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

EVSEL ATIKSULARIN GÜNEŞ IŞIĞI İLE DEZENFEKSİYONU

Nesrin DENİZLİ

Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Ufuk ALKAN

Sentetik evsel atıksudaki *E.coli* ve *Bacillus subtilis* sporlarının dezenfeksiyonu amacıyla; solar ışık, solar/H₂O₂ ve solar foto-fenton prosesleri araştırılmıştır. pH, zemin rengi ve atıksuyun bulanıklığı değiştirilerek prosesler üzerine etkileri incelenmiş, her bir bakteri türü için proses verimlilikleri ve bu verimliliklerin değişken parametrelerden ne yönde etkilendiği araştırılmıştır. Her bir proses için bakteri olarak *E.coli* ve *Bacillus subtilis* sporları kullanılmış, solar simülörün ışık yoğunluğu 500 W/m² olarak ayarlanmış ve temas süresi 120 dakika olarak çalışılmıştır. Solar/H₂O₂ prosesinde H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L, solar/foto-fenton prosesinde H₂O₂ konsantrasyonu 30 mg/L, Fe²⁺ konsantrasyonu 5,6 mg/L olarak çalışılmıştır. Tüm çalışmalarda zemin rengi beyaz kullanılmış olup *E.coli* için uygulanan proseslerde ayrıca yansıtıcı yüzey ile de denemeler yapılmıştır. *E.coli* ile yapılan çalışmalarda 0 mg/L, 35 mg/L ve 150 mg/L askıda katı madde konsantrasyonu ile denemeler gerçekleştirilirken *Bacillus subtilis* sporları ile yapılan çalışmalarda 0 mg/L ve 35 mg/L askıda katı madde konsantrasyon değerleri kullanılmıştır. *E.coli* için atıksuyun pH'ı nötral şartlarda çalışılmış olup *Bacillus subtilis* sporları için solar ışık ve solar/foto-fenton proseslerinde asidik pH ile de denemeler yapılmıştır.

Çalışmalar sonucunda, nötral şartlarda *E.coli* inaktivasyonunda solar/foto-fentonun, *Bacillus subtilis* inaktivasyonunda ise solar/H₂O₂ prosesinin daha etkili olduğu gözlenmiştir. Tüm deneysel şartlarda bulanıklık değerinin artması ile proses verimliliğinin düştüğü tespit edilmiştir. Asidik pH da solar ışık ile *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonunun arttığı belirlenmiş olup, *E.coli* için uygulanan yansıtıcı yüzey denemelerinde ise beyaz zemine göre proses veriminin arttığı gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Evsel atıksu, dezenfeksiyon, Solar/H₂O₂, Solar Foto-fenton, *E.Coli*, *Bacillus subtilis*, inaktivasyon, bulanıklık.

2015, viii + 82 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

DISINFECTION OF DOMESTIC WASTEWATERS BY SOLAR RADIATION

Nesrin DENİZLİ

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

Supervisor: Prof. Dr. Ufuk ALKAN

Processes of solar light, solar/H₂O₂ and solar photo-fenton were investigated for the disinfection of synthetic domestic wastewaters in order to inactivate *E.coli* and *Bacillus subtilis* spores. The effects of pH, surface colour and turbidity of wastewater, on processes were investigated. For each process, *E.coli* and *Bacillus subtilis* spores were used, the light density of solar Simulator was set for 500 W/m² and the contact time with wastewater was studied for 120 minutes. In solar/H₂O₂ process, the concentration of 50 mg/L of H₂O₂ was applied to wastewater samples; in solar/photo fenton process, the concentration of 30 mg/L of H₂O₂ and 5,6 mg/L of Fe²⁺ were studied. In all of experiments, the surface colour used as white, also some experiments were studied with reflective surface for *E.coli*. The concentrations of 0-35-150 mg/L of suspended solid material (SSM) were applied to wastewater for *E.coli* and the concentrations of 0-35 mg/L of SSM were applied for *Bacillus subtilis* spores. While the pH of wastewater was studied in neutral conditions for *E.coli*, the pH was studied also in acidic conditions for solar light and solar photo fenton processes for *Bacillus subtilis* spores.

As a result, solar photo fenton disinfection was observed to be the most effective for removing *E.coli* and for removing *Bacillus subtilis* spores, solar/H₂O₂ disinfection was observed to be the most effective process in neutral conditions. Process efficiency decreased with increasing concentration of SSM for all of experiments. In acidic pH for solar light process, an increase of inactivation of *Bacillus subtilis* spores were obtained. Reflective surface that was used for *E.coli* appeared to increase process efficiency in comparison to white surface.

Key words: Domestic wastewater, disinfection, Solar/H₂O₂, Solar/Photo-fenton, *E.coli*, *Bacillus subtilis*, inactivation, turbidity.

2015, viii + 82 pages.



Canım ođlum **EFE**'ye

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim ve tez çalışmam boyunca bilgi ve deneyimleri ile bana yol gösteren, her koşulda desteğini esirgemeyen tez danışmanım, U.Ü. Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Sayın Prof. Dr. Ufuk ALKAN' a teşekkürü borç bilirim.

Tez çalışmam süresince bilgi ve emeğini esirgemeyen U.Ü. Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Arş. Gör. Burcu ŞENGÜL TOPAÇ' a,

Yüksek lisans eğitimim boyunca bana güç veren ve maddi, manevi desteğini hiçbir zaman esirgemeyen sevgili eşim Fatih DENİZLİ' YE,

Hayatım boyunca bana inanarak, beni her konuda destekleyen canım aileme,

İlgi, destek ve yardımlarını esirgemeyen tüm arkadaşlarıma

Sevgi ve saygılarımı sunar, teşekkür ederim.

Nesrin Denizli
08/09/2015

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER	2
2.1. EVSEL ATIKSULARIN ÖZELLİKLERİ.....	2
2.1.1. Genel karakterizasyon	2
2.1.2. Mikrobiyal kompozisyon	5
2.1.2.1. Patojenik mikroorganizmalar	5
2.1.2.2. İndikatör mikroorganizmalar	11
2.1.3. Uluslararası ve ulusal mikrobiyal standartlar.....	16
2.2. Dezenfeksiyon.....	19
2.2.1. Klasik yöntemler	22
2.2.1.1. Klor ile dezenfeksiyon	22
2.2.1.2. Klor dioksit ile dezenfeksiyon	25
2.2.1.3. Ozon ile dezenfeksiyon	26
2.2.1.4. Diğer kimyasallarla dezenfeksiyon	29
2.2.2. İleri oksidasyon prosesleri.....	31
2.2.2.1. İleri oksidasyonun mekanizması	32
2.2.3. Ultraviyole radyasyon ile dezenfeksiyon	36
2.2.4. Güneş ışığı ile dezenfeksiyon	38
2.2.4.1. Solar/H ₂ O ₂ prosesi	40
2.2.4.2. Solar/TiO ₂ prosesi	44
2.2.4.3. Solar/Foto-fenton ve Fenton prosesleri	46
3. MATERYAL VE YÖNTEM	52
3.1 MATERYAL	52
3.2. YÖNTEM.....	53
3.2.1. Bakteri süspansiyonunun hazırlanması	53
3.2.2. Besiyeri, seyreltme sıvısı ve bentonit stoğunun hazırlanması	54
3.2.3. Solar Simülatör	55
3.2.4. Solar / H ₂ O ₂ ve solar / foto-fenton dezenfeksiyon prosesleri	56
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	58
5. SONUÇ	73
KAYNAKLAR	75
ÖZGEÇMİŞ	82

SİMGELER ve KISALTMALAR

Simgeler

%	Yüzde
⁰ C	Derece Santigrad
K _H	Reaksiyon denge sabiti
K _i	İyonlaşma Katsayısı

Açıklama

Kısaltmalar

SODİS	Solar Water Disinfection (solar su dezenfeksiyonu)
İOP	İleri Oksidasyon Prosesleri
SOD	Süperoksit Dismutaz
CoA	Koenzim A
ROS	Reaktif Oksijen Türleri
EGF-Fe	Demir İyonlarının İnorganik Silika ile Dokunmuş Kumaşa Enjeksiyonu
EDDS	Etilendiamin-N, N'-disüksinik Asit
dk	Dakika
TTC indikatörü	Trifenil tetrazolium Klorit
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit
RNA	Ribo Nükleik Asit
BOI	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
KOI	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
AKM	Askıda Katı Madde
SSM	Suspended Solid Material
H ₂ O ₂	Hidrejen Peroksit
FF	Foto Fenton
TiO ₂	Titanyum Dioksit
FADH ₂	Flavin Adenin Dinukleotid
THM	Trihalometan

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Spor yapısı	15
Şekil 2.2. Dezenfeksiyon işlemlerinde uygulanan yöntemler	21
Şekil 2.3. Hidroksil radikalının bazı karakteristik özellikleri	34
Şekil 2.4. UV spektrumu	37
Şekil 3.1. <i>E.coli</i> bakterisine ait büyüme eğrisi	53
Şekil 3.2. Solar ışık proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>E.coli</i>)	59
Şekil 3.3. Solar /H ₂ O ₂ proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>E.coli</i>)	60
Şekil 3.4. Solar / foto-fenton proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>E.coli</i>).....	61
Şekil 3.5. 0 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H ₂ O ₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin <i>E.coli</i> giderimleri	62
Şekil 3.6. 35 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H ₂ O ₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin <i>E.coli</i> giderimleri	63
Şekil 3.7. 150 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H ₂ O ₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin <i>E.coli</i> giderimleri	63
Şekil 3.8. Solar ışık proses veriminin zemin rengine göre değişimi (<i>E.coli</i>).....	64
Şekil 3.9. Solar /H ₂ O ₂ proses veriminin zemin rengine göre değişimi (<i>E.coli</i>)	65
Şekil 3.10. Solar/foto-fenton proses veriminin zemin rengine göre değişimi (<i>E.coli</i>) ...	66
Şekil 3.11. Solar ışık proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>Bacillus subtilis</i>).....	67
Şekil 3.12. Solar /H ₂ O ₂ proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>Bacillus subtilis</i>)	68
Şekil 3.13. Solar / foto-fenton proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>Bacillus subtilis</i>)	69
Şekil 3.14. Solar /ışık ve solar/foto-fenton proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (<i>Bacillus subtilis</i> -pH=3)	70
Şekil 3.15. 0 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H ₂ O ₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin <i>Bacillus subtilis</i> giderimleri.....	71
Şekil 3.16. 35 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H ₂ O ₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin <i>Bacillus subtilis</i> giderimleri.....	72

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Evsel Atıksuyun Bileşenleri.....	3
Çizelge 2.2. Arıtılmamış evsel atıksuda bulunan potansiyel bulaşıcı ajanlar	5
Çizelge 2.3. Arıtılmamış atıksuda ve foseptik çıkış suyunda bulunan mikroorganizma konsantrasyonları ve buna karşılık gelen enfeksiyon dozu	7
Çizelge 2.4. Dışkıda bulunan patojenik helmintlerden bazıları	10
Çizelge 2.5. Su Kalitesi İndikatörleri, önemli kaynakları ve potansiyel kullanımları	12
Çizelge 2.6. Fecal streptococci' nin sınıflandırılması	13
Çizelge 2.7. Kıtaçi su kaynaklarının sınıflarına göre parametreler.....	17
Çizelge 2.8. Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması	18
Çizelge 2.9. Sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite standartları.....	19
Çizelge 2.10. Ozonun özellikleri.....	28
Çizelge 2.11. Bazı oksidanların oksidasyon potansiyelleri.....	36
Çizelge 3.1. Sentetik atıksuyun kimyasal kompozisyonu	52
Çizelge 3.2. Solar simulatörün UV-A , UV-B ve global radyasyon değerleri.....	55
Çizelge 3.3. Solar / H ₂ O ₂ prosesinde incelenen parametreler.....	57
Çizelge 3.4. Solar / foto-fenton prosesinde incelenen parametreler	57
Çizelge 3.5. Atıksuyun bulanıklık değerleri (NTU).....	58

1. GİRİŞ

Su canlıların yaşaması için hayati öneme sahiptir. En küçük canlı organizmadan, en büyük canlı varlığa kadar, bütün biyolojik hayatı ve bütün insan faaliyetlerini ayakta tutan sudur. Dünyamızın 3/4 'ünü su kaplamaktadır. Dünyadaki suların ancak % 2,5' i tatlı sudur. Bunun da % 70' i buzullarda, toprakta, atmosferde, yeraltı sularında bulunur ve kullanılamaz durumdadır.

Nüfusun hızla artması, buna karşılık su kaynaklarının sabit kalması sebebiyle su ihtiyacı her geçen gün artmaktadır. Dünyada kişi başına su tüketimi yılda ortalama 800 m³ civarındadır. Dünya nüfusunun yaklaşık % 20' sine karşılık gelen 1,4 milyar insan yeterli içme suyundan mahrum olup, 2,3 milyar kişi sağlıklı suya hasrettir. Buna ek olarak, 2050 yılında su sıkıntısı çeken ülkelerin sayısı 54 'e, bu şartlarda yaşamak zorunda kalan insanların sayısının 3,76 milyara yükseleceği düşünülmektedir. Bu durum 2050' de 9,4 milyar olması beklenen dünya nüfusunun % 40 'ının su sıkıntısı çekeceği anlamına gelmektedir.

Hayatımızın vazgeçilmezi olan su, taşıyabildiği çözülmüş ve çözünmemiş inorganik tuzlar, bakteriler, virüsler, parazitler ve bitkisel maddelerle birçok hastalığın meydana gelmesine yol açar. Toplum bireylerinin kullanımına sunulan suyun sağlığa zararlı olabilecek hiçbir etkeni bulundurmaması gereklidir. Bu nedenle dengeli mineral dağılımı olan, içerdiği minerallerin miktarı belli sınır değerlerini aşmayan, hastalık yapıcı mikroorganizma içermeyen, fiziksel nitelikleri uygun, güvenli suyun kullanıma sunulması esastır. Yeryüzünde her yıl çoğunluğu çocuk olmak üzere 2 milyon insan uygunsuz su kullanımı ve kötü hijyenik şartlar neticesinde ortaya çıkan bağırsak enfeksiyonlarından hayatını kaybetmektedir. Ayrıca kronik flor eksikliği ve benzeri pek çok durum da çok ciddi bir problem haline gelmektedir. Suyla geçen enfeksiyonların önüne geçilmesi büyük ölçüde suyun dezenfekte edilmesi ile mümkündür (Ardıç 2007).

Güvenilir içme suyu; fiziksel sağlığın, sosyal ve ekonomik aktivitelerin ve gelişimin şartıdır. Dolayısıyla içme suyu arıtımında acil olarak enerji gerektirmeyen ya da çok az

enerji ile arıtımın gerçekleştirilebildiği, uygun lokasyona ve işgücüne sahip ve düşük bakım maliyetleri olan inovatif yöntemlere ihtiyaç duyulmaktadır (Spluher D. 2010).

Mikroorganizmaların tatlı sulardaki yaşam süreleri uzundur ve protozoa, bakteri, virüs ve helmintler şeklinde artan bir sıralama izlemektedir. Deşarjdan sonra patojenler uzun mesafeler kat ederek deşarjdan uzak noktalara ulaşabilir. Denizlere evsel atık su deşarjı sonucu genelde iki tür sağlık problemi ortaya çıkar: balık ve kabuklu deniz hayvanlarının kontaminasyonu ve plajların kontaminasyonu. Arıtılmış atık sular ve sıvı atıklar sık olarak yer altı sularına da ulaşmaktadır. Aslında bu, amaçlı olarak yapılmamakta olup topraktan sızma sonucunda istenmeden gerçekleşmektedir. Aynı zamanda kurak bölgelerde stabilizasyon havuzlarından sızmalar sonucunda da yer altı sularının kirlenmesi gerçekleşebilir (Alkan 2010).

Sonuç olarak (i) patojen içeren atık suların karakteristiklerinin iyi belirlenmesi, (ii) hastalığa neden olan bu organizmaların tabiatta çeşitli ortamlardaki taşınımlarının izlenmesi, (iii) fekal kirlenmeye neden olan atık suların arıtımında uygulanacak en etkin arıtma teknolojilerinin seçilmesi ve (iv) mikrobiyolojik su kalite standartlarının etkin bir şekilde uygulanarak bir bölgede ortaya çıkabilecek salgın hastalıkların önlenmesi konuları önem taşımaktadır (Alkan 2010).

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Evsel Atıksuların Özellikleri

2.1.1. Genel karakterizasyon

İçme suyu sistemleriyle meskenlere verilen sular çeşitli şekillerde kullanıldıktan sonra kanalizasyon sistemi ile uzaklaştırılır. Atıksuyun miktarı kanalizasyon sistemine bağlanan alanın nüfusuna, atıksuyun özellikleri ise bu alandaki nüfusun yaşam standartlarına bağlıdır. Bu nedenle büyük yerleşimlerde kişi başına kanala verilen atıksu miktarı küçük yerleşim yerlerinininkinden büyüktür. Ülkemiz için nüfusa bağlı oluşan

atıksu miktarları İller Bankasının ilgili yönetmeliklerinde verilmiştir. Artılmamış evsel atıksuyun özellikleri konsantrasyonuna bağlı olarak Çizelge 2.1’ de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Evsel Atıksuyun Bileşenleri (Samsunlu 2006)

Kalite Parametresi	Konsantrasyon (mg/L)		
	Kuvvetli	Orta	Zayıf
Toplam Katı Madde	1200	720	350
Çözünmüş Toplam Katı Madde	850	500	250
Toplam Askıda Madde	350	220	100
Çökebilir Madde	20	10	5
BOI ₅	400	220	100
Toplam Organik Karbon(TOK)	290	160	80
KOI	1000	500	250
Toplam Azot	85	40	20
Organik Azot	35	15	8
Nitrit	0	0	0
Nitrat	0	0	0
Toplam Fosfor	15	8	4
Organik Fosfor	5	3	1
İnorganik Fosfor	10	5	3
Klorür	100	50	30
Alkalinite (CaCO ₃)	200	100	50
Yağ-Gres	150	100	50
Toplam Koliform (adet/100 mL)	10 ⁸ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁷
Uçucu Organik Bileşikler	> 400	100-400	< 100

Evsel atıksuyun önemli bir miktarı insan artıklarından, mutfak suyu, sebze ve yiyecek artıklarından meydana gelmektedir. Bu atıksu taze olduğunda bulanık veya sarı renklidir. Belirli bir kokuya sahiptir. Kendisini oluşturan maddelerin oksijen tüketici özelliklerinden dolayı çok az oksijen içerir. Bazen suda hiç oksijen bulunmayabilir. Az eğimli kanallarda veya uzun süren akışlarda anaerobik ayrışma meydana gelir ve bu nedenle suyun rengi kararır; H_2S , CH_4 ve benzeri gazlar ortaya çıkar. Kanallarda meydana gelen bu ayrışma atıksuyun biyolojik yolla arıtılmasını zorlaştırır. Bu nedenle atıksu oluşumundan sonra mümkün olduğu kadar kısa bir sürede arıtılmalıdır.

Evsel atık sular askıda, kolloidal ve çözünmüş halde organik ve inorganik maddeler içerir. İklimsel şartlar, yaşam standartları ve kültürel alışkanlıklar atık su özelliğini önemli ölçüde etkiler. Şehir kanalizasyon şebekesine endüstriyel atık suların kabulü, mevcut evsel atık su özelliklerini büyük oranda değiştirir. Her ne kadar suya deşarj edilen atık miktarı toplumların özelliklerine göre farklılıklar gösterse de, bu fark çok yüksek değildir. Dolayısıyla atık su özellikleri sadece şehirden şehre değil, ele alınan her bir yerleşim birimi için mevsimsel hatta saatlik değişkenlik gösterir. Atıklar çok büyük oranda karbon, azot, fosfor gibi organik besinlerden ve yüksek konsantrasyonda mikroorganizmalardan oluşmaktadır. Bunlar hemen bozunmaya yatkın olup, kanallardan akarken bile biyolojik bozunmaları devam eder. Böylece zaman içinde atık suyun bazı özellikleri de değişmektedir.

Atık sudaki kirleticilerin konsantrasyonlarına bağlı olarak atık suyu, zayıf, orta ve kuvvetli olarak sınıflandırmak mümkündür. Kirleticiler ve konsantrasyonları, saate, güne, aya ve diğer yerel şartlara bağlı olarak değişim gösterdiğinden tablodaki veriler yalnızca yol gösterici değerler olup tasarımda o yere ait gerçek veriler esas alınmalıdır. Kanalizasyon sisteminin etkili çalışması durumunda, BOI_5 değeri genellikle ortalama 54 g/kişi-gün civarındadır. Gelişmekte olan bazı bölgelerde üretilen atık suyun tamamı kanalizasyon sistemine verilmediğinden, BOI_5 değeri 30-40 g/kişi-gün seviyesinde olabilir. Eğer kanalizasyonda birleşik sistem kullanılıyor ise, BOI_5 değeri %40 daha yüksek, yani 77 g/kişi-gün mertebesinde olur.

2.1.2. Mikrobiyal kompozisyon

2.1.2.1. Patojenik mikroorganizmalar

Hastalık yapan organizmalar patojenler olarak adlandırılır. Patojen organizmalar dört geniş gruba ayrılabilir: bakteri, protozoa, helmintler ve virüsler. Sudan geçen hastalıklar genellikle akut olup gastrointestinal semptomlara neden olmaktadır. Patojenlerle temas ve hastalığın ortaya çıkması arasındaki zaman iki gün veya birkaç hafta arasında değişir. Arıtılmamış atıksuda bulunan patojenik organizmalar neden olduğu hastalıklarla ve her hastalığın belirtileriyle Çizelge 2.2' de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Arıtılmamış evsel atıksuda bulunan potansiyel bulaşıcı ajanlar (Feachem ve ark. 1983, Madigan ve ark. 2009, Crook 1998)

Organizma	Hastalık	Açıklamalar/Belirtiler
Bakteri		
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenterit	İshal
<i>Escherichia coli</i> (<i>Enteropatejonik</i>)	Gastroenterit	İshal
<i>Legionella pneumophila</i>	Lejyoner hastalığı	Halsizlik, kas ağrısı, ateş, baş ağrısı
<i>Leptospiraa (spp.)</i>	Leptospiroz	Sarılık, ateş (Weil hastalığı)
<i>Salmonella typhi</i>	Tifo ateşi	Yüksek ateş, ishal, ince bağırsak ülserasyonu
<i>Salmonella</i> (≈2,100 serotipi)	Salmonellosis	Gıda zehirlenmesi
<i>Shigella (4 spp.)</i>	Basur	Basili dizanteri
<i>Vibrio cholera</i>	Kolera	Aşırı ağır ishal, vücudun susuz kalması
<i>Yersinia enterolitica</i>	Yersiniosis	İshal
Protozoa		
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis	İshal,dizanteri
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiosis	İshal
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Cyclosporiasis	Şiddetli ishal, mide bulantısı, kusma
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiyaz	Kanlı ishal, karaciğer ve ince bağırsakta apse
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	Hafiften ağır şiddetteki ishal, mide bulantısı, hazımsızlık

Çizelge 2.2. Arıtılmamış evsel atıksuda bulunan potansiyel bulaşıcı ajanlar (Feachem ve ark. 1983, Madigan ve ark. 2009, Crook 1998) (devam)

Organizma	Hastalık	Açıklamalar/Belirtiler
Helmintler		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	Yuvarlak kurt istilası
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis	Kıl kurdu
<i>Fasciola hepatica</i>	Fascioliasis	Koyun karaciğeri kelebeği
<i>Hymenolepis nana</i>	Hymenolepiasis	Bodur tenyası
<i>Taenia saginata</i>	Taeniasis	Sığır tenyası
<i>Taenia solium</i>	Taeniasis	Domuz tenyası
<i>Trichuris trichiura</i>	Trihuriasis	Kamçılı kurt
Virüsler		
Adenovirus (31 türü)	Solunum rahatsızlığı ve gastrointestinal hastalık	
Enterovirus	Gastroenterit, kalp anomalileri, menenjit	
Hepatit A virüsü	Bulaşıcı hepatit	
Norovirus	Gastroenterit	
Pavrovirus (2 türü)	Gastroenterit	Sarılık, ateş
Rotavirus	Gastroenterit	Kusma

İnsan kaynaklı bakteriyel patojenik organizmalar tifo, paratifo, dizanteri, ishal ve kolera gibi gastrointestinal sistem hastalıklarına yol açmaktadır. Bu organizmalar oldukça bulaşıcı olduğundan sıhhi şartların zayıf olduğu, özellikle tropikal kuşaklarda her yıl binlerce kişinin ölümüne yol açmaktadır. 4,5 milyar kadar insanın ya bulaşıcı hastalığa yakalandığı ya da bu hastalığı taşıdığı tahmin edilmektedir (Madigan ve ark. 2009). Seçilmiş olan patojenik organizmaların atıksudaki miktarı ve bulaşması için gereken konsantrasyon seviyesi Çizelge 2.3' te verilmiştir.

Çizelge 2.3. Arıtılmamış atıksuda ve foseptik çıkış suyunda bulunan mikroorganizma konsantrasyonları ve buna karşılık gelen enfeksiyon dozu (Crook 1998, Feacham ve ark. 1983)

Organizma	Ham atıksudaki konsantrasyon (EMS/100mL)	Enfeksiyon dozu, (organizma sayısı)
Bakteri		
Bakteroid	$10^7 - 10^{10}$	
Koliform, toplam	$10^7 - 10^9$	
Koliform, fekal	$10^6 - 10^8$	$10^6 - 10^{10}$
Koliform, <i>E.coli</i>	$10^5 - 10^7$	
<i>Clostridium perfringens</i>	$10^3 - 10^5$	$1 - 10^{10}$
Enterococci	$10^4 - 10^5$	
Fekal streptococci	$10^4 - 10^7$	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$10^3 - 10^6$	
<i>Shigella</i>	$10^0 - 10^3$	$10 - 20$
<i>Salmonella</i>	$10^2 - 10^4$	
Protozoa		
<i>Cryptosporidium parvum</i> oosistleri	$10^1 - 10^3$	$1 - 10$
<i>Entamoeba histolytica</i> sistleri	$10^{-1} - 10^1$	$10 - 20$
<i>Giardia lamblia</i> sistleri	$10^3 - 10^4$	<20
Helmint		
Yumurtacıklar	$10^1 - 10^3$	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$10^{-2} - 10^0$	$1 - 10$
Virüsler		
Enterik virüs	$10^3 - 10^4$	$1 - 10$
Kolifaj	$10^3 - 10^4$	

EMS: En muhtemel sayı

Bakteri: Siyanobakteri hariç tüm sudan geçen hastalıklara neden olan bakteriler heterotroftir. Yalnız küçük bir kısım bakteri hastalıklara neden olmaktadır. İnsanların bağırsaklarında zararsız bakterilerin birçok türü mevcuttur ve rutin olarak dışkıya geçmektedir. Hastalığa yakalanmış bireylerin dışkılarında patojenik bakteriler de olduğundan, evsel atıksu patojenik ve patojenik olmayan bakterinin oldukça çeşitli türlerini ve konsantrasyon aralığını içermektedir. Evsel atıksularda en yaygın olan bakteriyel patojen *Salmonella* cinsidir. *Salmonella* grubu insanlarda ve hayvanlarda hastalığa yol açabilen çok çeşitli türleri içermektedir. Tifo ateşi, *Salmonella typhi*'nin neden olduğu, insanlara özel en şiddetli ve ciddi hastalıktır. *Salmonella* ile ilişkilendirilen en yaygın hastalık salmonellosis diye tanımlanan gıda zehirlenmesidir. *Shigella* daha nadir bir bakteri cinsi olup basilli dizanteri veya basur olarak bilinen bağırsak hastalığına neden olmaktadır. Dizanterinin su kaynaklı salgınlarına yüzme alanlarında ve atıksuyun karıştığı içme suyu kaynaklarında rastlanmıştır (Crook 1998).

Salmonella: 2200'ün üzerinde bilinen serotipi mevcuttur ki bunların hepsi insanlarda patojeniktir. Çoğunluğu gastrointestinal hastalıklara neden olurken bir kısmı da tifo ve paratifo gibi hastalıklara neden olur.

Shigella: Bu cinste dört ana tür mevcuttur. İnsanları enfekte ederek dizanteriye neden olurlar. *S.sonnei* sudan geçen hastalıkların birçoğuna neden olur. *Shigella*'nın yaşam süresi koliformlar kadar olduğundan koliform standartlarına uygun sistemlerde hastalık riski yoktur. Koliformları kontrol eden sistemler bu organizmaya karşı da etkilidir.

Yersinia enterocolitica: Akut gastrointetinal hastalıklara neden olur ve insanlara, domuzlar ve diğer hayvanlar tarafından taşınırlar. Bu organizma yüzeysel sularda bulunabilir ve bazen yeraltı suları ve içme sularından izole edilmektedir. Klorlama bu organizmaya karşı etkilidir.

Campylobacteria jejuni:

C. jejuni insanları ve çeşitli hayvanları enfekte edebilir. Gastrointestinal hastalığın en sık ortaya çıkmasına neden olan organizmalardandır. Doğal ortamı sıcak kanlı hayvanların bağırsaklarıdır ve atıksular ile yüzeysel sularda yaygındır.

Legionella: 25'in üzerinde türü vardır ve bir kısmı zatüreye neden olur. %15 ölüm ile sonuçlanan bu hastalığın nedeni organizmayı içeren su aerosolünün solunması ile ortaya çıkar. Göllerde ve akarsularda yaygın olarak bulunmuştur. Aynı zamanda yer altı suyu, içme suyu şebekesindeki biyofilmlerde rastlanmıştır. Klorla giderme verimleri yetersiz olmakla birlikte ozon, klordioksit ve UV dezenfeksiyonu etkilidir.

Patojenik E.Coli: 140 serotipten 11 tanesi insanlarda gastrointestinal hastalıklara neden olur. Bunlardan *E.coli* 0157:H7 çocuklarda kanlı ishale neden olmaktadır. Dezenfeksiyon prosesleri bu organizmaya karşı etkilidir.

Vibrio chlorea: Bu organizma kolera hastalığına neden olmaktadır. Hastalık tedavi edilmezse birkaç saat içinde ölüm meydana gelebilir. Dünyada meydana gelen vakalarda hastalığa neden olan kaynak olarak içme suyu veya kirli sularda yetişen balık

veya kabuklu deniz ürünleri olarak görülmüştür. Bu organizmaya karşı klorlama etkili olmakla birlikte organizma agregat oluşturduğunda yeterli etki görülmeyebilir (Alkan 2005).

Bilinmeyen nedenlerden oluşan su kaynaklı bağırsak ve mide iltihabı sıkça bildirilmekte ve şüpheli ajanın bakteriyel olabileceğinden şüphelenilmektedir. Bu hastalığın olası kaynağı normalde zararsız olarak nitelendirilen belirli gram-negatif bakterilerdir. Bunlar, yeni doğanları etkileyebilen ve gastrointestinal hastalığı salgınlarından sorumlu enteropatojenik *Escherichia coli*'yi ve *Pseudomonas*'ın belirli streptokoklarını içermektedir. *Campylobacter jejuni*'nin insanlarda bakteriyel ishale neden olduğu tespit edilmiştir. Bu organizmanın hayvanlarda da hastalıklara neden olduğu ve insanlarda su bazlı hastalık salgınlarından sorumlu etiyolojik ajan olduğu iyi bilinmektedir (Crook 1998).

Protozoa: 1993 yılında Milwaukee'de gerçekleşen cryptosporidiosis salgınında 400 000 insanın hasta olduğu ve diğer 10 eyalette meydana gelen cyclosporiasis salgınları, patojenik protozoa kaynaklı hastalıkların önemini belirtmektedir. Çizelge 2.2' de belirtildiği gibi protozoan organizmalar şiddetli ishal, mide krampları, mide bulantısı ve uzun süreli kusma gibi semptomlara neden olabilmektedir. İnsanlarda ve hayvanlarda yapılan yoğun çalışmalara rağmen cryptosporidiosis için etkili bir tedavi bulunamamıştır (Roberts ve Janovy 1996). *Cryptosporidium parvum* oosistleri ve *Giardia lamblia* sistleri çevresel şartlara en dayanıklı olan korunma şeklidir. Bu organizmalar neredeyse atıksuların tamamında bulduklarından ve klor gibi konvansiyonel dezenfeksiyon tekniklerinin kullanımının bunların inaktivasyonunda etkili bir yöntem olmadığından büyük bir endişe kaynağıdır.

Helmintler: Parazitik kurtlar ve helmintlerin konakçıları genellikle insanlardır. Helmintler insanlarda çoğalamazlar ve bu olay hastalık yapma şekilleri ve çevresel değişikliklerin, kontrollerine olan etkileri açısından çok önemlidir. Dışkıyla ortaya çıkan helmintler Çizelge 2.4' te listelenmiştir.

Çizelge 2.4. Dışkıda bulunan patojenik helmintlerden bazıları

Helmint	İsim	Taşınım
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Kanca kurt	İnsan→ toprak→ insan
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Yuvarlak kurt	İnsan→ toprak→ insan
<i>Necator americanus</i>	Kanca kurt	İnsan→ toprak→ insan
<i>Taenia saginata</i>	Sığır bağırsak solucanı (tenya)	İnsan→ toprak→ insan

Helmint terimi asalak kurtları tanımlamak için kullanılmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri'nde atıksu arıtma tesislerinde, sanitasyon ve gıda işleme uygulamalarında sağlanan iyileştirmelerin bir sonucu olarak helmintlerin neden olduğu salgınlar son yüzyılda önemli ölçüde düşmüştür. Buna rağmen, helmintlerin yaygın olduğu ülkelerden ABD'ye yaşanan göçlerin artması sonucu asalakların atıksularla ve özellikle biyokatırlarla taşınması hala büyük bir endişe kaynağı olarak kalmaya devam etmektedir. Aslında, kurtların yumurtaları ülke boyunca atıksularda bulunmuştur. Özellikle küçük ve asalak olmayan nematodlar içilmeye hazır suların içeriğinde bile bulunmaktadır (Cooper 2012). Helmintler dünya çapında insanlarda hastalığa neden olan birincil organizmalardır. Helmintlerin yaydığı hastalıklara maruz kalan insanların sayısı 4,5 milyar olarak tahmin edilmektedir (Roberts ve Janovy 1996).

Virüsler: 100'den fazla enterik virüs türü insanlarda enfeksiyona ya da hastalığa yol açabilecek kapasitedir. Enterik virüsler bağırsaklarda çoğalarak hasta insanların dışkılarıyla atılmaktadır. Sağlık açısından bakıldığında en önemli enterik virüsler enterovirüsler (polio, echo ve coxsackie), norovirüsleri içeren calicivirüsler (Norwalk ajanları), rotavirüsleri, reovirüsleri, adenovirüsleri ve hepatit A virüsüdür. İshalli hastalıklara yol açan virüsler arasında sadece Norwalk virüsü ve rotavirüsü su kaynaklı patojenlerin çoğunluğunu oluşturmaktadır. Solunum rahatsızlıklarına, mide ve bağırsak iltihabına, göz enfeksiyonuna yol açan reovirüsler ve adenovirüsler atıksudan izole edilmiştir. AIDS'e yol açan HIV'in su yoluyla taşınabileceğine dair herhangi bir kanıt bulunmamıştır (Crook 1998, Madigan ve ark. 2009, Rose ve Gerba 1991).

Prionlar: Prionlar, farklı hücre dışı şeklinde bulunan fakat herhangi bir DNA ya da RNA molekülü bulundurmeyen küçük protein moleküllerini içermektedir. Prionlara duyulan ilgi, hayvanlarda deli dana ve koyunlarda skrapı gibi hastalıklara yol

açmasından ve insanlara bulaşabilmesinden kaynaklanmaktadır. Prionların iki formu mevcuttur: zararsız ve patojenik. Zararsız formu çoğu hayvanda bulunmaktadır. Patojenik form, zararsız prionları içeren konak hücreye girer ve bu zararsız prionları hücre içinde patojenik hale dönüştürerek çoğalır. Bu zamana kadar, patojenik prionların zararsızları nasıl hastalık yapıcı forma dönüştürdüğüne dair herhangi bir açıklama mevcut değildir. Prionların neden olduğu hastalıkların bir şekli, patojenik prionların bulaşmış olduğu etin tüketilmesi sonucu insanlar üzerinde gözlemlenmiştir (Johnson ve ark. 2011).

2.1.2.2. İndikatör mikroorganizmalar

İçme suyu veya rekreasyonel amaçlarla kullanılan su taşıyıcı olarak görev yapar ve çeşitli enterik patojenlerin insanlara geçerek hastalık yapmasına neden olabilir. Bir suyun mikrobiyolojik olarak incelenmesindeki amaç, patojenlerin varlığını endekslemek değil, onların sağlık riskini oluşturabilecek sayıda olabilme potansiyelini belirlemektir. Bunun için indikatör bakteriler kullanılır. İndikatör mikroorganizmalar fekal bulaşmanın bir göstergesi olarak kullanılmaktadır. İndikatör mikroorganizmalar, hijyen açısından patojen olan bakterilerle birinci derecede yakın ve onlarla birlikte yaşayan bakterilerdir (Alkan 2005).

Bir indikatör mikroorganizma şu karakteristiklere sahip olmalıdır:

- atıksuda ve kirli sularda bulunmalı, kirli olmayan suda bulunmamalıdır.
- patojenlerle birlikte yaşamalıdır.
- indikatör sayısı, suyun kirlilik seviyesi ile ilişkili olmalıdır.
- patojenler kadar uzun süre hayatta kalmalıdır.
- stabil yapıda olmalıdır, karakteristikleri değişmemelidir.
- insan ve hayvan sağlığına zararsız olmalıdır.
- standart laboratuvar teknikleriyle kolaylıkla tespit edilebilmelidir (Pelczar 1993).

Çeşitli su kalitesi indikatörleri, önemli kaynakları ve potansiyel kullanımları Çizelge 2.5' te verilmiştir.

Çizelge 2.5. Su kalitesi indikatörleri, önemli kaynakları ve potansiyel kullanımları (Alkan 2005)

İndikatör	Önemli Kaynak(a)	Potansiyel Kullanım(b)
Koliformlar	F A E Y T	K
<i>Escherichia coli</i>	A E Y T	P İ K A
<i>Klebsiella</i> spp.	A E Y T	P K N
<i>Enterobacter</i> spp.	A E Y T	P K N
Fecal koliformlar	F A E Y T	I K N
Enterococci	F A	I K A U N
<i>Clostridium</i> perf.	F A	P I K U N
<i>Salmonella</i> spp.	F A	P K N
<i>Shigella</i> spp.		

a:Diğer kaynaklara göre; (F: sıcak kanlı hayvanların dışkısı, A: kanalizasyon suyu, E: Endüstriyel atıklar, Y: Kontamine olmamış topraklardan gelen yüzeysel su, T: tatlı sular ve deniz suları.)

b:Potansiyel kullanım; (P: patojen, I: fekal indikatörler, K: kanalizasyon indikatörü, A: insanın daha alçak hayvan kaynaklarından ayrılması, U: fekal kaynağa yakınlık, N: nutrient kirlenmesi indikatörü. (Alkan 2005)

Toplam koliform ve fekal koliformlar: Koliform grubunu oluşturan bakteriler; tamamı aerobik veya fakültatif anaerobik olan, gram negatif, spor oluşturmeyen, çubuk şeklinde, laktozdan 35°C’ de 48 saat içerisinde gaz ve asit oluşturan bakteriler olarak tarif edilir. Koliformlar dışında çok az bakteri laktozu metabolize edebilir. Toplam ve fekal koliformları birbirinden ayıran özellik fekal koliformların 44,5 ± 0,5 °C sıcaklıkta çoğalabilme yeteneğidir.

Toplam koliformlar *Escherichia coli*, *Klebsiella*, *Enterobacter* ve *Citrobacter* türlerinden oluşmaktadır. Fecal koliformlar ise *E.coli* ve *Klebsiella* türlerinden oluşmaktadır. Arıtılmamış evsel atıksular genellikle 3.10⁶ cfu/100 mL’ den fazla koliform içerirler.

Koliformların indikatör organizma olarak içerdiği bir çok olumsuz özellik nedeniyle su kirliliği kontrolünde fekal koliformlar tercih edilmektedir. Fecal koliformlar; *E.coli* ve *Klebsiella* türlerinden oluşmaktadır (Alkan 2005).

Fekal streptococci: Kanalizasyon kirliliğinde indikatör olarak *Fecal streptococci* geniş biçimde kullanılmaktadır. *Fecal streptococci*, enterococci ve grup D gibi terimler

dikkatli yorumlanmalıdır. Çünkü bu kategorilerden hiçbirisi için tek bir tanımlama kullanılmamaktadır.

Fecal streptococci, fekal maddede bulunan bütün *streptococci* türlerini kapsar. *Fecal streptococci* teriminin, Lancefield Grup D antijen bulunduran organizmalar olarak kabul edilmesi gerektiği görüşü benimsenmiştir (Çizelge 2.6).

Çizelge 2.6. *Fecal streptococci* 'nin sınıflandırılması (Alkan 2010)

	<i>S. faecalis</i> *
Enterococci	<i>S. faecium</i> *
	<i>S. durans</i> *
	<i>S. bovis</i> *
Viridans	<i>S. equinus</i> *
	<i>S. mitis</i>
	<i>S. salivarius</i>

* Lancefield's Grup D

Fecal streptococci özellikle koliformlar ile birlikte kullanıldığından akarsuların, göllerin ve deniz sistemlerinin çalışılmasında geçerli kirlilik indikatörleridir. Bugüne kadar yürütülen epidemiyolojik çalışmalar *Fecal streptococcus* (*Enterococcus*) grubunun rekreasyonel suların sağlık açısından kalitesini belirlemede indikatör olarak kullanılmasını desteklemektedir. USEPA çalışmalarında, tatlı su rekreasyonel bölgeleri su kalitesini belirlemede *E.coli* kullanılmasını ve deniz sularının kalite değerlendirmesinde standart *Enterococcus*' un tek olarak kullanılmasını önermiştir. Enfeksiyon sayısı ile *Enterococcus* grubu yoğunluğunun en iyi korelasyonu sağladığı tespit edilmiştir.

***Clostridium perfringers*:** *Clostridium perfringers* gram pozitif, anaerobik, sporlu, çubuk şeklinde bir bakteri olup normal bağırsak bakterilerindedir. Dışkı içerisinde *E.coli* bakterilerine göre daha düşük sayıda bulunurlar. Organizmanın indikatör olarak kullanımını etkileyen önemli faktörler:

1. Tutarlı olarak normal insan dışkısından elde edilebilir.
2. Sporları uzun yaşar.
3. Çoğalma için anaerobik ortam gereklidir.

Anaerobik büyüme gereksinimi, kırsal ve akuatik çevrelerde çoğalabilmeyi kısıtlar ki bu, fekal indikatör organizmalar için istenen bir özelliktir. Ama bu sınırlama organizmanın sayımı ve teşhisini güçleştirir.

Heterotrofik Bakteri Sayısı: HBS karbon ve enerji eldesini organik bileşiklerden sağlayan aerobik ve fakültatif anaerobik bakterileri kapsamaktadır. HBS grubunda bulunan gram-negatif cinsler, *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Klebsiella*, *Flavobacterium*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Serratia*, *Acinetobacter*, *Proteus*, *Alcaligenes*, *Enterobacter* ve *Moraxella*'dır. Bu grubun bazı üyeleri *Aeromonas*, *Flavobacterium* gibi fırsatçı patojenler olmakla birlikte halk sağlığına etkileri konusunda fazla bilgi mevcut değildir. İçme suyundaki HBS seviyesi 1 cfu/mL ile 10⁴ cfu/mL arasında olabilir ve bu miktar sıcaklık, bakiye klor ve asimile edilebilir organik madde miktarı gibi faktörlere bağlı olarak değişir. HBS tekrar kullanılan atıksulardaki patojenlerin giderimini gösteren en iyi indikatördür.

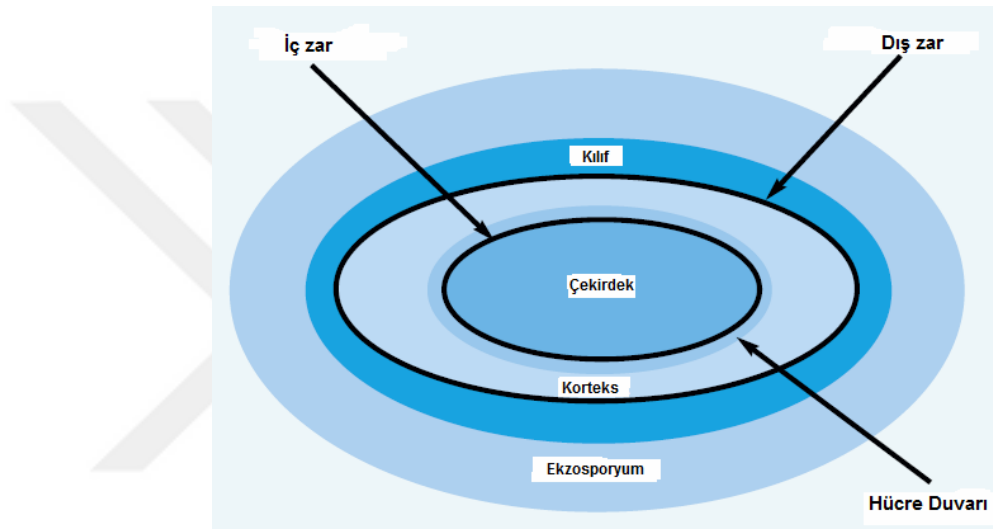
HBS içme suyu arıtımında aşağıdaki amaçlar için kullanılır:

1. Arıtma tesisinde dezenfeksiyon dahil bazı proseslerin değerlendirilmesi.
2. Arıtılmış suyun dağıtımı ve depolanması sırasında mikrobiyal kalitesinin izlenmesi.
3. Arıtma ve dağıtım sistemindeki yüzeylerde bakteriyel çoğalmanın tespiti.
4. Dağıtım sırasında arıtılmış suda bakteriyel çoğalma potansiyelinin belirlenmesi.

(Alkan 2010)

***Bacillus subtilis* sporları:** *Bacillus* cinsi, *Bacillaceae* familyasına dahil olup, gram pozitif (bazı türleri değişken), aerobik veya fakültatif anaerobik, spor oluşturan, çubuk şeklinde bakterilerdir. Çoğunlukla mezofilik olmakla birlikte, psikrofilik ve termofilik türleri de vardır. Endospor oluştururlar. Vejetatif hücreler 0,5×1,2 µm ile 2,5×10 µm çapındadır. *Bacillus* cinsinin koloni morfolojisi çeşitlilik gösterir. Geneli beyaz veya krem renkli kolonilere sahiptir. Bazı türlerinde sarı, pembe, portakal rengi ve siyah renklerde pigmentli kolonilere de rastlanır. Birçok türü bulunan *Bacillus*'lara toprak, su ve çeşitli gıdalarda rastlanmaktadır.

Elliyeye yakın türü ihtiva eden *Bacillus* 'larda, endosporun hücre içindeki yeri farklı olabilir. Spor hücre merkezinde veya uçta olabilir. Vejetatif hücreden daha dar olabildiği gibi, daha geniş de olabilir (<http://www.mikrobiyoloji.org/>). Sporu kimyasal ajanlara veya diğer çevresel faktörlere karşı koruyan spor kılıfı, 25'ten fazla çapraz bağlı polipeptidten oluşmuştur. Sporlar elips şeklinde, 1,5 µm uzunluğunda ve 0,7 µm çapındadırlar. Bakteri süspansiyonu pastörize edilerek, ortamda sadece sporların kalması ve vejetatif hücrelerin giderimi sağlanabilir (Uvbiama 2006). Bir sporun yapısı Şekil 2.1' de gösterilmiştir (Setlow 2005).



Şekil 2.1. Spor yapısı (Setlow 2005)

B.subtilis sporları, evsel atıksu veya arıtılmamış içme suyu gibi ortamlarda bulunmaktadır. Zor şartlarda canlı kalabilirler ve laboratuvar ortamında uzun periyotlarda saklanabilirler. Birçok fiziksel ve kimyasal faktöre dirençlidirler. Bu karakteristikleri ile, su bileşimindeki varyasyonlardan etkilenmeyecekleri için UV dezenfeksiyonundan da etkilenme potansiyeli azalacaktır. Bu nedenlerle *B.subtilis* sporları UV dezenfeksiyonu çalışmalarında yaygın olarak kullanılmaktadır (Uvbiama 2006).

2.1.3. Uluslararası ve ulusal mikrobiyal standartlar

31.12.2004 tarihli ve 25687 nolu Su Kalitesi Kontrolü Yönetmeliğine göre kıta içi yüzeysel suların kalitelerine göre yapılan sınıflandırma aşağıdaki gibidir;

- Sınıf I : Yüksek kaliteli su,
Sınıf II : Az kirlenmiş su,
Sınıf III : Kirli su,
Sınıf IV : Çok kirlenmiş su olarak tanımlanmaktadır.

Yukarıda belirtilen kalite sınıflarına karşılık gelen suların aşağıdaki su kullanım alanları için uygun olduğu kabul edilmektedir.

a) Sınıf I – Yüksek kaliteli su;

- 1) Yalnız dezenfeksiyon ile içme suyu temini,
- 2) Rekreatiyonel amaçlar (yüzme gibi vücut teması gerektirenler dahil),
- 3) Alabalık üretimi,
- 4) Hayvan üretimi ve çiftlik ihtiyacı,
- 5) Diğer amaçlar.

b) Sınıf II – Az kirlenmiş su;

- 1) İleri veya uygun bir arıtma ile içme suyu temini,
- 2) Rekreatiyonel amaçlar,
- 3) Alabalık dışında balık üretimi

Yine aynı yönetmeliğin eklerinde verilen tablolara göre belli şartlara uygun standartlar belirlenmiştir. Çizelge 2.7' de kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre parametreler, Çizelge 2.8' de sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması verilmiştir.

Çizelge 2.7. Kıtaıçi su kaynaklarının sınıflarına göre parametreler

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları			
	I	II	III	IV
Genel Şartlar				
Sıcaklık (°C)	≤ 25	≤ 25	≤ 30	> 30
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,0-9,0	6,0-9,0 dışında
İletkenlik (µS/cm)	< 400	400-1000	1001-3000	> 3000
Renk	RES 436 nm: 1,5	RES 436 nm: 3	RES 436 nm: 4,3	RES 436 nm: 5
	RES 525 nm: 1,2	RES 525 nm: 2,4	RES 525 nm: 3,7	RES 525 nm: 4,2
	RES 620 nm: 0,8	RES 620 nm: 1,7	RES 620 nm: 2,5	RES 620 nm: 2,8
A) Oksijenlendirme Parametreleri				
Çözünmüş oksijen (mg O ₂ /L)	> 8	6-8	3-6	< 3
Oksijen doygunluğu (%)	90	70-90	40-70	< 40
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOl) (mg/L)	< 25	25-50	50-70	> 70
Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI ₅) (mg/L)	< 4	4-8	8-20	> 20
B) Nutrient (Besin Elementleri) Parametreleri				
Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	< 0,2	0,2-1	1-2	> 2
Nitrit azotu (mg NO ₂ ⁻ -N/L)	< 0,002	0,002-0,01	0,01-0,05	> 0,05
Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	< 5	5-10	10-20	> 20
Toplam kjeldahl-azotu (mg/L)	0,5	1,5	5	> 5
Toplam fosfor (mg P/L)	< 0,03	0,03-0,16	0,16-0,65	> 0,65
C) İz Elementler (Metaller)				
Cıva (µg Hg/L)	< 0,1	0,1-0,5	0,5-2	> 2
Kadmiyum (µg Cd/L)	≤ 2	2-5	5-7	> 7
Kurşun (µg Pb/L)	≤10	10-20	20-50	> 50
Bakır (µg Cu/L)	≤20	20-50	50-200	> 200
Nikel (µg Ni/L)	≤20	20-50	50-200	> 200
Çinko (µg Zn/L)	≤200	200-500	500-2000	> 2000
D) Bakteriyolojik Parametreler				
Fekal koliform (EMS/100 mL)	≤10	10-200	200-2000	> 2000
Toplam koliform (EMS/100 mL)	≤100	100-20000	20000-100000	> 100000
Tehlikeli maddeler	Tehlikeli maddeler ve bu tabloda verilmeyen diğer kirleticiler konuyla ilgili ülke envanteri (referans değerler) oluşturulduktan sonra, 1 Ocak 2015'den itibaren değerlendirilecektir.			

Çizelge 2.8. Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi^a	İzleme periyodu	Uygulama mesafesi^b
Sınıf A				
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenmeyen gıda ürünleri</i>				
<i>b-Kentsel alanların sulanması</i>				
a)Yüzeysel ve yağmurlama sulama ile sulanan ve ham olarak direkt olarak yenilebilen her tür gıda ürünü	-İkincil arıtma ^c -Filtrasyon ^d -Dezenfeksiyon ^e	-pH=6-9 -BOI ₅ < 20 mg/L -Bulanıklık < 2 NTUf -Fekal koliform: 0/100 mL ^{g,h} -Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L ⁱ	-pH: Haftalık -BOI ₅ : Haftalık -Bulanıklık: Sürekli -Koliform: günlük -Bakiye klor: sürekli	İçme suyu temin edilen kuyulara en az 50 m mesafede
b)Her türlü yeşil alan sulaması (Parklar, golf sahaları vb.)				
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenen gıda ürünleri^m</i>				
<i>b-Girişi kısıtlı sulama alanları</i>				
<i>c- Tarımsal sulama: Gıda ürünü olmayan bitkiler</i>				
a)Meyve bahçeleri ve üzüm bağları gibi ürünlerin salma sulama ile sulanması	-İkincil arıtma ^c -Dezenfeksiyon ^e	-pH=6-9 -BOI ₅ < 30 mg/L -AKM < 30 mg/L -Fekal koliform < 200 ad/100 mL ^{g,j,k} -Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L ⁱ	-pH: Haftalık -BOI ₅ : Haftalık -AKM: günlük -Koliform: günlük -Bakiye klor: sürekli	-İçme suyu temin edilen kuyulara en az 90 m mesafede. -Yağmurlama sulama yapılıyor ise halkın bulunduğu ortama en az 30 m mesafede
b)Çim üretimi ve kültür tarımı gibi halkın girişinin kısıtlı olduğu yerler				
c)Otlak hayvanları için mera sulaması				
Açıklamalar:				
-Tarımsal sulama için tavsiye edilen limitlerde gözönünde bulundurulmalıdır.				
-Püstkürtmeli sulama yapılıyor ise AKM < 30 mg/L olmalıdır.				
-Yüksek nütrient içeriği besinleri büyüme aşamasında etkileyebilir.				
-Süt hayvanlarının meralara girişi sulama yapıldıktan 15 gün sonra olmalıdır. Bu süre kısa olması gerektiği durumlarda, fekal koliform değeri en fazla 14 ad/100 mL olabilir.				

a-Aksi belirtilmedikçe, arıtılmış atıksu kalitesini belirtmektedir.

b-Su kaynaklarını ve dolayısıyla insanları arıtılmış atıksuyun etkisinden korumak için konuluş bir sınırlamadır.

c-İkincil arıtma, aktif çamur sistemleri, biyodisk, damlatmalı filtreler, stabilizasyon havuzları, havalandırılmalı lagünleri vb içerebilir.

d-Kum filtreleri veya mikrofiltrasyon ile ultrafiltrasyon gibi membran filtreler olabilir.

e-Dezenfektant olarak klor kullanılması, diğer dezenfeksiyon yöntemlerinin de kullanımını kısıtlamaz.

f-Tavsiye edilen bulanıklık değeri dezenfeksiyon öncesinde sağlanmalıdır. Hiç bir zaman 5 NTU'yu geçmemelidir. Bulanıklık yerine AKM'nin kullanıldığı durumlarda, AKM değeri 5 mg/L'nin altında olmalıdır.

g-7günlük ortalama değerleri karakterize eder.

h-Fekal koliform değeri hiç bir zaman 14 ad/100 mL'yi geçmemelidir.

i-Bakiye klor değeri 30 dk temas süresi sonrasındaki değeri karakterize etmektedir.

j-Fekal koliform değeri hiç bir zaman 800 ad/100 mL'yi geçmemelidir.

k-Stabilizasyon havuzları fekal koliform değerini dezenfeksiyon olmadan da sağlayabilir.

l-İleri arıtma uygulanmalıdır.

m-Ticari olarak işlenen gıda ürünleri halka satılmadan önce patojen mikroorganizmaların öldürülmesi için fiziksel veya kimyasal bir işlemde geçirilen ürünlerdir.

İsviçre'nin Engelberg şehrinde 1985 yılında arıtılmış atıksuların sulamada kullanılmasının doğuracağı sağlık riski meselelerini tartışmak üzere toplanan bilim adamları iyi arıtılmış atıksuların sulamada kullanılmasının doğuracağı sağlık riskinin az olduğu ve o güne kadar uygulanmakta olan bakteriyolojik standartların gereğinden fazla sınırlayıcı olduğu sonucuna varmıştır (WHO 1988).

Bu toplantıda varılan sonuçlar Engelberg Raporu adı altında yayınlanmıştır. Buna göre tavsiye edilen mikrobiyolojik kalite kriterleri Çizelge 2.9' da verilmiştir. Fekal koliform bakteri konsantrasyonlarının geometrik ortalaması olarak verilen 1000 koliform/100 ml değeri son epidemiyolojik verilerle desteklenmiş olup, gelişmekte olan ülkelerde bile teknik olarak ulaşılabilir bir değerdir (Yılmaz 2005).

Çizelge 2.9. Sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite standartları (Yılmaz 2005)

Kalite kriterleri	I.Sınıf Su (Çok iyi)	II.Sınıf Su (İyi)	III:Sınıf Su (Kullanılabilir)	IV.Sınıf (İhtiyatla Kullanılmalı)	V.Sınıf Su (Zararlı Uygun Değil)
Fekal koliform, mg/L	0-2	2-20	20-100	100-1000	1000

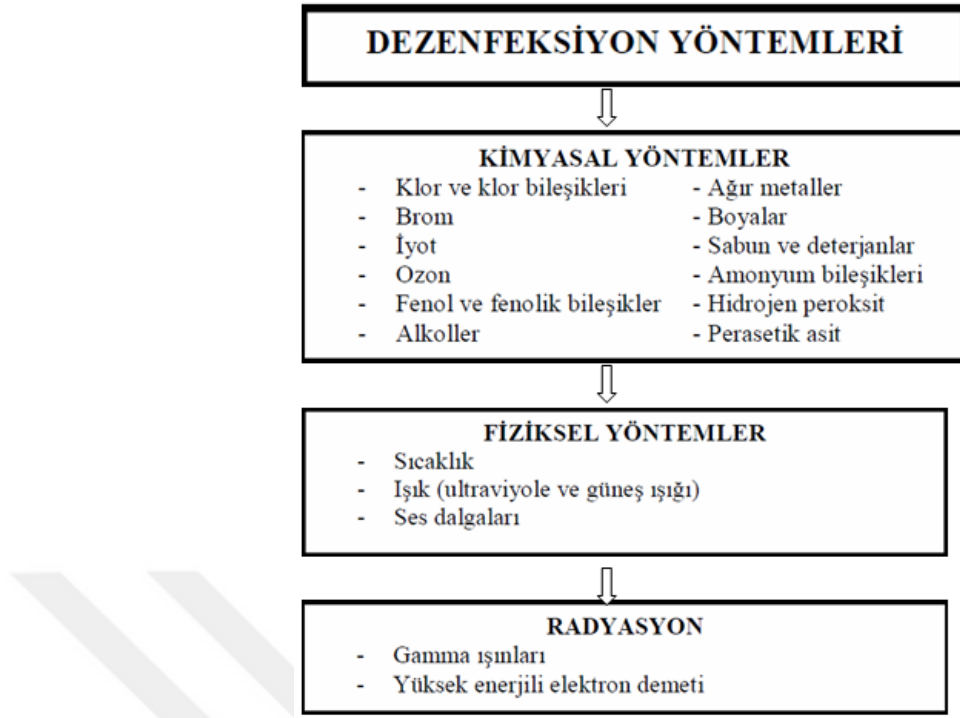
2.2. Dezenfeksiyon

Dezenfeksiyon, su kaynaklı hastalıkların yayılmasını engellemek için su içerisinde bulunan patojenik mikroorganizmaların aktivitelerinin durdurulması veya öldürülmesi için yapılan işleme denir (EPA 1999). Bir dezenfeksiyonun verimliliği, hedef alınan mikroorganizmayı etkilemesine, temas zamanına ve dezenfektanın konsantrasyonuna bağlıdır (Gunten ve ark. 2001). Su arıtma işleminin en önemli bölümü bakterilerin, virüslerin ve protozaların öldürülmesi olayıdır (Gunten 2003a ve 2003b, Gottschalk ve

ark. 2000). Dezenfeksiyon tarihi çok eskilere dayanmaktadır. Örneğin suyun bakır ve gümüş kaplarda saklanması, suyun kaynatılması gibi uygulamalar bilinçsizce de olsa tarihin eski devirlerinden başlayarak yapılan dezenfeksiyon işlemleridir. 1800' lü yıllarda tifo, dizanteri gibi salgın hastalıkların önlenmesinde yavaş kum filtresi gibi arıtma uygulamalarının yararı olduğu belirlenmiştir. Gerçek anlamda dezenfeksiyon ilk defa 1904 yılında bir tifo salgınında sodyum hipoklorit ile klorlama yapılarak salgının önlenmesiyle başlamış ve dezenfeksiyon uygulamaları hızla yaygınlaşmıştır.

Dezenfeksiyon ile patojenik organizmaların yok edilmesi ve su vasıtası ile yayılan bulaşıcı hastalıkların önlenmesi amaçlanmaktadır (Şengül ve Küçükgül 1997).

Dezenfeksiyon işlemi genel olarak; kimyasal, fiziksel, mekanik yöntemlerle ve radyasyonla gerçekleştirilir. Dezenfeksiyon prosesinde kullanılan kimyasal maddeler, klor ve klor bileşikleri, brom ve iyot bileşikleri, ozon, fenol ve fenolik bileşikleri, alkoller, çeşitli boyalar, sabunlar ve sentetik deterjanlar, amonyum bileşikleri, hidrojen peroksit, çeşitli alkaliler ve asitlerdir. Isı ve ışık (özellikle ultraviyole) kullanımı, fiziksel dezenfeksiyon yöntemleridir. Çökeltme, yumaklaştırma ve filtrasyon gibi mekanik işlemlerle mikroorganizmaların kısmen azaltılması mümkündür. Kobalt 60 gibi radyoizotoplardan çıkan gama ışınları da, su ve atıksu dezenfeksiyonunda kullanılmaktadır (Metcalf 2004).



Şekil 2.2. Dezenfeksiyon işlemlerinde uygulanan yöntemler (Şengül 2009)

Başlıca kimyasal dezenfektanlar:

- Aldehitler
- Klor ve klor bileşikleri
- Brom
- İyot
- Ozon
- Fenoller
- Alkoller
- Ağır metal ve bileşikleri
- Kuaterner amonyum tuzları
- Hidrojen peroksit
- Potasyum permanganat
- Asit ve bazlardır.

İdeal bir dezenfektan, suda organik yan ürünler oluşturmamalı, bakteri ve virüslerde yüksek dezenfeksiyon verimi sağlayabilmeli, protozoaların gideriminde de etkili

olabilmeli ve dağıtım şebekesini bulaşmalara karşı koruyabilecek kalıntı bırakabilmelidir. Hiçbir dezenfeksiyon yöntemi tek başına bu özelliklerin tümünü yerine getirememektedir. Ancak dezenfeksiyon yöntemleri arasında sinerji oluşturulması ile sözkonusu ideal dezenfeksiyon yöntemine ulaşılması mümkündür. UV radyasyonu ile dezenfeksiyon, mikroorganizma inaktivasyonunda oldukça etkili olması ve suda kanserojenik yan ürünler oluşturmaması nedeniyle en iyi dezenfeksiyon yöntemi olarak görünse de dağıtım sistemlerinde kalıcı bir dezenfeksiyon etkisinin olmaması ve oluşabilecek mikrobiyolojik bulaşmalara karşı sistemi korunmasız bırakması dezavantaj yaratmaktadır. UV radyasyonunun; klor, klordioksit, kloramin ve hidrojenperoksit gibi dezenfektanlarla birlikte kullanımı bu dezavantajları ortadan kaldırmaktadır (Cairns 1993, USEPA 1999, Meriç 1996).

2.2.1. Klasik yöntemler

2.2.1.1. Klor ile dezenfeksiyon

Klor tüm dünyada en fazla kullanılan kimyasal dezenfektan maddedir. Maliyetinin düşük olması, taşınması, depolanması ve kullanım sonrasında sudaki analizinin kolay olması klorla dezenfeksiyonu cazip hale getirmesine rağmen, sudaki organik madde miktarına bağlı olarak meydana getirdikleri klorlu yan ürünler toksik etkiye sahiptir (Lee ve ark. 2001).

Klorun öldürücü etkilerini açıklamak için çeşitli teoriler ileri sürülmektedir. Bunlar; hücre geçirgenliğinin değişmesi, hücre protoplazmasının değişmesi, enzim aktivitesinin inhibisyonu ve hücre DNA ve RNA'sının zarar görmesi şeklinde sıralanabilir. Klorun hücre membranındaki lipitler ile güçlü şekilde reaksiyona girdiği görülmektedir. Yüksek lipid konsantrasyonuna sahip membranlar bozulmaya karşı daha duyarlıdır. Bunun sonucu olarak, virüsler ve sistler dezenfektanlara karşı bakterilerden daha dirençlidir. Klordan zarar görme derecesi mikroorganizma türüne bağlı olarak değişmektedir. Klor DNA'yı etkilemekle birlikte hücre zarında veya yakınlarında öldürücü durumların ortaya çıkmasına neden olabilir. Klorun bakterilerde hücre respirasyonu, taşınım ve DNA'yı olumsuz yönde etkilediği belirtilmiştir (Alkan 2010).

Klor ile Dezenfeksiyonun Avantaj ve Dezavantajları

Avantajları

1. Hemen hemen tüm mikroorganizma türlerine karşı etkilidir.
2. Klor ile dezenfeksiyon metodunun uygulanması ve ekipmanların bakımı oldukça kolaydır.
3. Ucuzdur.

Dezavantajları

1. Klor korozif bir yapıya sahiptir.
2. Yüksek toksisiteye sahiptir.
3. Kimyasal olarak tehlikeli bir maddedir.
4. İnorganik ve organik yüklemelere karşı oldukça duyarlıdır.
5. Tehlikeli dezenfeksiyon yan ürünleri (DBP) oluşumu söz konusudur

(Alkan 2010).

Klor kimyası: Suya ilave edilen klor gazı (Cl_2) aşağıdaki reaksiyona göre hidroliz olmaktadır:



Suya klor uygulanması sonucu meydana gelen hidrojen iyonlarından dolayı suyun pH'ı düşmektedir. Hipokloröz asidi zayıf asit olup hidrojen ve hipoklorit iyonlarına ayrılmaktadır (Teksoy 2006).

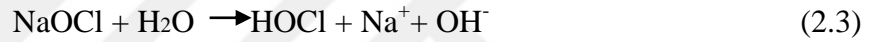


Yapılan çalışmalarda aynı seviyede patojen inaktivasyonu sağlamak için pH 7' de pH 6'dakinden 50 kat daha fazla temas süresi gerektiği, sıcaklık $10^\circ C$ 'nin altına düşürüldüğünde kabul edilebilir inaktivasyon seviyelerine ulaşmak için temas sürelerinin 2-3 kez artırılması gerektiği ortaya koyulmuştur (Teksoy 2006).

Hipokloröz asidi, su ve atıksuların mikrobiyal inaktivasyonunda en etkili olan klor bileşimidir. Atıksuda girişim yapan maddelerin bulunması klorun dezenfeksiyon verimini azaltmaktadır. Bu nedenle yeterli virüs giderimi sağlamak için oldukça yüksek klor konsantrasyonlarına (20-40 ppm) ihtiyaç duyulur.

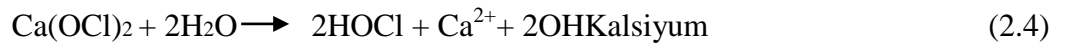
Hipoklorit: Klor, klor gazının yanı sıra sulu veya katı formlarda da bulunabilmektedir. En yaygın kullanılan sulu hipoklorit solüsyonu sodyum hipoklorit, en yaygın katı form ise kalsiyum hipoklorittir.

Sodyum hipoklorit: Klor gazının sodyum hidroksit çözeltisinde çözünmesi ile elde edilen sodyum hipoklorit çözeltisi tipik olarak %12,5 oranında yarayışlı klor içermektedir. Sodyum hipoklorit ile suya ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon meydana gelmektedir:



Reaksiyonda görüldüğü gibi suya sodyum hipoklorit uygulanması tıpkı klor gazı gibi suda hipokloröz asidi oluşumuna neden olmaktadır. Bunun yanı sıra OH⁻ miktarının artmasıyla suyun pH'ını da arttırmaktadır.

Kalsiyum hipoklorit: Klor gazının kalsiyum oksit ve sodyum hidroksit çözeltisinden geçirilip çöktürülmesi ile elde edilen granüler kalsiyum hipoklorit tipik olarak %65 oranında yarayışlı klor içermektedir. Kalsiyum hipokloritin su ilavesi ile aşağıdaki reaksiyon gerçekleşmektedir:



Hipoklorit de suda klor gazının hidrolizine benzer reaksiyon vermekte ve sodyum hipoklorite benzer şekilde OH⁻ iyonu meydana getirdiği için pH'ı arttırmaktadır (Teksoy 2006).

2.2.1.2. Klor dioksit ile dezenfeksiyon

Klor dioksit çabuk etki gösteren güçlü bir dezenfektandır. Su ve atıksularda bakteri ve virüsleri inaktive etme verimliliği klor ile aynı veya biraz daha yüksektir. Patojenik protozoa sistlerinin yok edilmesinde de oldukça etkilidir. Klordioksitin virüsidal etkisi pH 4,5'tan 9'a çıkartıldığında artmaktadır.

Klor dioksit, hacimsel doz bazında değerlendirildiğinde, klorla karşı üstün veya eşit seviyede inaktivasyona sahiptir. *B.subtilis*, *B.mesentericus*, *B.megatherium* sporlarının ve *Salmonella typhosa* ve *S. paratyphi* inaktivasyonunda klor dioksit klordan daha etkilidir.

Klor dioksit, virüslere karşı etkilidir. Nötral pH' lardan daha yüksek değerlerde (bu değerlerde hipoklorit iyonları baskındır) çok sayıda virüslerin inaktivasyonunda klordioksit klorla nazaran daha üstündür. Protein kılıfının parçalanması poliovirüs gibi diğer virüslerde de söz konusudur.

Klor dioksitin dezenfeksiyon verimi, *Giardia* inaktivasyonu için klordan daha büyük veya klorla eşittir. Yüksek pH'larda klor dioksit klorla karşı daha üstündür.

Klor dioksit ile Dezenfeksiyonun Avantaj ve Dezavantajları

Avantajları

1. Tüm mikroorganizma türlerine karşı çok etkilidir.

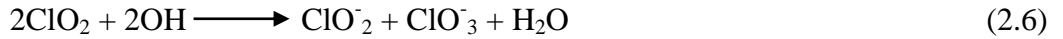
Dezavantajları

2. Stabil değildir.(Kullanılacağı yerde üretilmelidir.)
3. Yüksek toksisiteye sahiptir.
4. Kimyasal olarak tehlikeli bir maddedir.
5. İnorganik ve organik yüklemelere karşı oldukça duyarlıdır.
6. Tehlikeli dezenfeksiyon yan ürünleri (DBP) oluşumu söz konusudur.
7. Pahalıdır.

Klor dioksit kimyası: Klor gazı ile sodyum kloritin reaksiyona girmesi sonucu aşağıdaki reaksiyona göre elde edilmektedir.



Meydana gelen ClO_2 suda hidroliz olmayıp çözülmüş gaz olarak bulunabilmektedir. Alkali çözeltilerde klorit ve klorat iyonlarını meydana getirmektedir.



Klorit arıtma tesislerinde çoğunlukla üretilen yapıdır. THM oluşumunun önlenmesi için ön oksidant ve primer dezenfektan olarak ClO_2 kullanılmaktadır. Suda klor kalıntısının sağlanabilmesi için ClO_2 'nin ardından son dezenfektan olarak klor ilave edilmektedir (Alkan 2010).

2.2.1.3. Ozon ile dezenfeksiyon

İçme suyu arıtma tesislerinde çok yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu tesislerde ozonlama ile tat, koku ve renk üreten maddeler giderilmektedir. Son zamanlarda atıksu dezenfeksiyonunda yaygın olarak kullanılmaktadır (Alkan 2010).

Tarihte, birincil amaçla suların dezenfeksiyonu için kullanılmasına rağmen günümüzde ozonun üretilmesi ve çözüm teknolojilerine dair elde edilen gelişmeler, ozonun diğer dezenfeksiyonlarla maliyet açısından rekabet edecek konuma gelmesiyle artılmış atıksuyun dezenfeksiyonu konusunda kullanımını arttırmıştır. Daha da fazlası, ozonun eser seviyedeki bileşiklerin azaltılması veya giderilmesi konusundaki yeteneği, bu dezenfektanın kullanımındaki ilgiyi de yenilemiştir. Ozon, karbon adsorbsiyonu proseslerinin yerini alarak dayanıklı çözülmüş organiklerin giderilmesi için suyun yeniden kullanımı uygulamalarında tercih edilmektedir.

Ozon oksijene göre daha fazla oksidanttır çünkü substrat ile hemen reaksiyona hazır durumdadır. Oksijen ise reaksiyona başlamak için metal iyonları gibi katalizöre ihtiyaç

duymaktadır. Suların arıtımı sırasında ozon kompleks bir mekanizma ile serbest radikalleri meydana getirmektedir. Serbest hidroksil radikalleri diğer okside edici ajanlar içerisinde en reaktif olanıdır. Ozon ya moleküler ozonla direkt olarak ya da ozonun parçalanması sonucu meydana gelen serbest hidroksil radikalleri ile bileşikleri okside etmektedir (Guittonnea ve ark. 1996, USEPA 1999).

Ozon klordan daha güçlü bir oksidanttır. Çok hızlı bakteri inaktivasyonunun meydana geldiği eşik ozon konsantrasyonu sadece 0,1 mg/L'dir. *E.coli* 'nin %99'unun inaktive olması için gerekli Ct değeri 0,001 ile 0,2 arasında, enterik virüsler için ise 0,04 ile 0,42 arasında değişmektedir. 25 °C'de pH=7'de 10 dakika temas süresinde enterik virüslerin %99,9'unun inaktive olması için gerekli ozon konsantrasyonu 0,05 ile 0,6 mg/L arasında değişmektedir. Ancak bazı bakteriyel patojenler (örn. *Mycobacterium fortuitum*) ozona karşı virüslerden daha dayanıklıdır (Alkan 2010).

Ozon, virüsleri nükleik asit yapılarına hasar vererek inaktive etmektedir. Ayrıca protein kılıfta tahribata neden olur. Virüsler, ozona karşı vejetatif bakterilerden daha dayanıklı, ama *Mycobacteria*'nin sporlu yapılarından daha az dayanıklıdır. Virüslerin en dayanıklı yapıları bakteriyofajlardır.

Ozon, bakterilere karşı oldukça etkilidir. *E.coli*, en duyarlı bakterilerden biridir. Bunun yanı sıra, *E.coli*'nin ve *Salmonella* gibi diğer patojenlerin de içinde olduğu gram-negatif bakterilerin hepsi ozon inaktivasyonuna karşı duyarlıdır. Buna karşılık, gram-pozitif cocci (*Staphylococcus* ve *Streptococcus*), gram-pozitif basilli (*Bacillus*) ve *Mycobacteria* ozona daha dayanıklı bakterilerdir. Sporlu bakteri yapıları, ozon dezenfeksiyonuna karşı vejetatif yapılarından çok daha fazla dayanıklıdır, ama ozonun oldukça düşük seviyeleri ile dahi hepsi oldukça kolay inaktive edilebilir.

Protozoa sistleri, ozon ve diğer dezenfektanlara karşı, bakteri ve virüslerin vejetatif yapılarından çok daha fazla dayanıklıdır (Alkan 2010).

Ozonun özellikleri Çizelge 2.10' da özetlenmiştir.

Çizelge 2.10. Ozonun özellikleri (U.S. EPA 1986, White 1999)

Özellik	Birim	Değer
Moleküler ağırlığı	g	48.0
Kaynama noktası	°C	- 111.9 ± 0.3
Donma noktası	°C	- 192.5 ± 0.4
111.9 °C’de latent buharlaşma ısı	kJ/kg	14.90
- 183 °C’de sıvı yoğunluğu	kg/m ³	1574
0 °C’de ve 1 atm basınç altında gaz yoğunluğu	g/mL	2.154
20.0 °C’de sudaki çözünürlüğü	mg/L	12.07
-183 °C’de buhar basıncı	kPa	11
Kuru havaya kıyasla 0 °C’de ve 1 atm altında buhar yoğunluğu	birimsiz	1.666
0 °C’de ve 1 atm basınç altında buharın özgül hacmi	m ³ /kg	0.464
Kritik sıcaklık	°C	- 12.1
Kritik basınç	kPa	5532.3

Ozon Kullanımının Avantajları ve Dezavantajları

Avantajları

- Virüs, *Giardia* ve *Cryptosporidium* inaktivasyonunda klor, kloramin, ve klor dioksitten daha etkilidir.
- Demir, manganez ve sülfütlere okside etmektedir.
- Bazen durultma proseslerinin verimini ve bulanıklık giderimini arttırmaktadır.
- Renk, tat ve koku oluşumunu kontrol etmektedir.
- Diğer kimyasal dezenfektanlara göre daha az temas süresine ihtiyaç duymaktadır.
- Bromür iyonu bulunmadığı takdirde halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri meydana getirmemektedir.
- Dekompozisyonu sonucu meydana gelen tek kalıntı çözünmüş oksijendir.
- Biyosidal etkisi pH değişimlerinden etkilenmemektedir.

Dezavantajları

- Bromür, aldehit ve keton varlığında bromat ve bromlu dezenfeksiyon yan ürünlerini meydana getirmektedir.
- Ozonlama sisteminin başlangıç maliyeti yüksektir.
- Ozon üretimi yüksek enerji gerektirmektedir ve uygulama esnasında yerinde üretilmelidir.
- Korozivitesi ve toksiditesi yüksektir.

- Ozonlama sonrası oluşan asimile edilebilir organik karbonun ve biyobozunabilir çözülmüş organik karbonun giderilmesi için biyolojik olarak aktive edilmiş filtreler gerekmektedir.
- Yüksek pH ve sıcaklıklarda çabuk bozunmaktadır.
- Kalıntı bırakmamaktadır (Teksoy 2006).

2.2.1.4. Diğer kimyasallarla dezenfeksiyon

Hidrojen Peroksit (H₂O₂) ile dezenfeksiyon: Hidrojen peroksit doğada çok düşük konsantrasyonlarda bulunabilen bir bileşiktir. Gaz formundaki hidrojen peroksit atmosferdeki fotokimyasal reaksiyonlar sonucunda oluşmaktadır. Çok düşük miktarlarda da su ortamında yer almaktadır.

Hidrojen peroksit, birbirine tek bağla bağlı iki oksijen atomu (O-O)⁻² içeren güçlü bir oksidanttır. Kimyasal formülü “H-O-O-H” şeklindedir. Oksijen atomları arasındaki bağların kopması ile oluşan H-O radikalleri, diğer bileşiklerle hızlı bir şekilde reaksiyona girmektedir.

Mikroorganizma inaktivasyonunda ve organik ve inorganik kirleticilerin oksidasyonunda kullanılan hidrojen peroksit, çoğunlukla arıtım proseslerinin verimini arttırmak için sulara ilave edilmektedir. Hidrojen peroksit, dezenfektan olarak ve dağıtım sistemlerinde büyümeyi engellemek amacıyla mikroorganizma inaktivasyonunda kullanılmaktadır. Hidrojen peroksit dezenfeksiyonu, açığa çıkan oksijen radikalleri ile gerçekleşir.



Avantajları:

Hidrojen peroksit klor, klor dioksit ve potasyum permanganattan daha güçlü bir oksidanttır. Oksidasyon özelliği ile oldukça zor arıtılan birçok kirleticinin giderimini sağlayabilmektedir. Ayrıca dezenfeksiyon sırasında, suda sağlığa zararlı yan ürünler meydana getirmemektedir.

Dezavantajları:

Hidrojen peroksitin dezenfeksiyon amaçlı kullanımında karşılaşılan en büyük problem uzun temas süreleri ve yüksek konsantrasyonlar gerektirmesidir. Bu sebeple ozon veya UV dezenfeksiyonu ile birlikte kullanılmaktadır.

Hidrojen peroksitin verimliliği sıcaklık, pH ve suyun kompozisyonu gibi birçok faktöre bağlıdır. Güçlü bir oksidant olması nedeniyle insanlarla olabilecek direk teması oldukça tehlikelidir (Ateşli 2006).

Potasyum Permanganat ile Dezenfeksiyon: Zararlı organizmaların kontrolünde kullanılabilir. Belirli virüslere karşı etkili olabilmesine karşın iyi bir dezenfektan değildir. Uzun süreli temas süreleri gerektirir. Demiri, mangani ve koku ve tat problemlerine sebep olan bileşikler okside eder. THM ve diğer dezenfeksiyon yan ürünlerinin kontrolünde kullanılabilen bir kimyasaldır (USEPA 1999). Dezenfektan olarak çok küçük ölçeklerde ve evsel amaçlarla kullanılmaktadır (Tünay 1996).

Yüzey Aktif Maddeler ile Dezenfeksiyon: Katyonik deterjanlar sağlık kuruluşlarında dezenfektan olarak kullanılırlar. Katyonik deterjanlar kuvvetli dezenfektan, anyonik deterjanlar zayıf dezenfektanlardır (Şengül ve Küçükgül 1997).

Brom ile Dezenfeksiyon: Kloru nazaran daha zayıf bir dezenfektan olan brom, amonyak içeren sularda oluşan monobrom aminin kuvvetli bir bakteri öldürücü olması ve tribromamin oluşumu olmaması nedeniyle küçük çaplı uygulamalarda, özellikle yüzme havuzlarında kullanılır (Şengül ve Küçükgül 1997, Ateşli 2006).

İyot ile Dezenfeksiyon: İyot organik maddelerle klor kadar kolay reaksiyon vermemesi ve yüksek dezenfeksiyon gücü nedeniyle avantajlı bir dezenfektandır. İyot amonyakla iyotaminler oluşturmaz ancak amonyağı oksitler. Dezenfeksiyon sonrası kalıntı iyodun kararlı olması, tat ve koku oluşturmaması da bir avantajdır. Su arıtımında etkilerinin iyi bilinmemesi, kloru göre 10-15 kat pahalı olması ve tiroid bezi üzerindeki muhtemel etkileri nedenleriyle kullanılmamaktadır (Şengül ve Küçükgül 1997, Ateşli 2006).

Ağır Metaller ile Dezenfeksiyon: Gümüş, civa, kobalt, bakır ve nikel iyonları kuvvetli dezenfektanlardır. Bunlardan bakır, bakır sülfat olarak arıtma tesislerinde alg gelişimini önlemek için kullanılır. Civa, insan ve diğer canlılara zehirli etkisi nedeniyle kullanılmaz. Diğer metaller ancak özel ve küçük çaplı uygulamalarda kullanılmaktadır (Tünay 1996).

2.2.2. İleri oksidasyon prosesleri

Son yıllarda, su ve atıksu dezenfeksiyonunda klasik yöntemlere alternatif olarak UV radyasyonunun kullanımı daha da önemli hale gelmiştir. UV dezenfeksiyonunda, 253,7 nm'de monokromatik UV radyasyonu veren düşük basınçlı civa lambaları kullanılarak, su ve atıksularda patojen inaktivasyonu gerçekleştirilmektedir (Bolton 2001). UV dezenfeksiyonu, toksik, mutajenik ve/veya kanserojenik yan ürünler ve kimyasal kalıntılar oluşturmaz ve sudaki enterik bakteriler, virüsler, bakteriyel sporlar ve parazit sistlerine karşı oldukça etkilidir (Koivunen ve Tanski 2005). Suyun solar radyasyona maruz kalması mikrobiyolojik kalitesini arttırmaktadır. Solar dezenfeksiyon olarak adlandırılan bu proseste suyun kalitesinin küçük işlemlerle içilebilir hale gelmesi amaçlanır (Wegelin ve ark. 1994). UV dezenfeksiyonunun verimliliği, büyük oranda suyun kalitesine bağlıdır (Koivunen ve Tanski 2005).

Radikal oluşturma özelliğine sahip bir kimyasal dezenfektan ile UV radyasyonunun etkileşimi sonucu açığa çıkan ikincil oksidantların (hidroksil radikali gibi) kullanımına dayanan prosesler ileri oksidasyon prosesleri (İOP) olarak adlandırılmaktadırlar. Oluşan hidroksil radikalleri su arıtımındaki en reaktif oksidanttır ve organik ve inorganik bileşiklerin oksidasyonunda ve dezenfeksiyon amaçlı kullanılırlar (Koivunen ve Tanski 2005). İOP'lerinde yapay ışık kaynakları yanında, güneş enerjisi de kullanılmaktadır. UV/H₂O₂ prosesi en yaygın olarak kullanılan homojen ileri oksidasyon proseslerinden biridir.

İleri oksidasyon prosesleri, reaktif oksijen türlerinin, özellikle hidroksil radikallerinin, oluşumuna dayanan ve bu türler aracılığı ile hedef kirleticilerin gideriminin

gerçekleştirildiği oksidasyon prosesleridir. Şimdiye kadar yapılan araştırma-geliştirme çalışmaları, su ve atıksu arıtımına yönelik olsa da, ileri oksidasyon prosesleri, yer altı suyu arıtımı, toprak remediasyonu, çamur şartlandırma, ultra saf su eldesi, koku kontrolü ve uçucu organik bileşiklerin giderimi gibi farklı alanlarda da uygulamalar bulunmaktadır. Arıtım amacına ve arıtılacak suyun özelliklerine bağlı olarak, tek olarak kullanılabilecekleri gibi, diğer fizikokimyasal ve biyolojik proseslerle birlikte de uygulanabilirler (Klavarioti ve ark. 2009).

2.2.2.1. İleri oksidasyonun mekanizması

Serbest Radikal Oluşumu

Serbest radikaller, paylaşılmamış elektron içeren moleküller ya da atomlardır. Radikal sembollerinde bulunan noktalar ($A\cdot$ gibi) bu paylaşılmamış elektronu ifade etmektedir. Örneğin, metandaki C-H bağlarından birinin kırılmasından oluşan $\cdot\text{CH}_3$ metil radikali gibi. Bazı radikaller kararlı ve uzun ömürlü olsa da (en yaygın örneği oksijen- O_2); birçok radikal yüksek reaktivliğe sahip ancak kararsız ve kısa ömürlüdür (Christophersen ve ark. 1991).

Elektron çiftleri kimyada kovalent bağın temelini oluşturduğu için, serbest radikaller genellikle paylaşılmamış elektronlarını bir diğeri ile eşleştirmek eğilimindedirler ve bu eksik elektronu kazanabilmek için başka bir molekül ile reaksiyona girerler. Serbest radikaller başlıca 3 temel mekanizma ile oluşurlar:

1. e^- kazanımı, başka bir molekülden e^- alınarak gerçekleşirse, bu molekül radikale dönüşür (Eşitlik 2.8) ve böylece kendi kendine ilerleyen bir reaksiyon dizisi başlamış olur (Eşitlik 2.9). Çünkü hala ortamda çifti olmayan elektronlar mevcuttur.



Eğer bir radikal paylaşılmamış elektronunu ikinci bir radikal ile eşleştirirse, reaksiyon zinciri sonlanır ve iki radikal de birbirinin etkisini yok eder (Eşitlik 2.10), (Christophersen ve ark. 1991).



2. Radikal özelliği taşımayan bir moleküle tek elektron transferi ile dış orbitalinde paylaşılmamış elektron oluşturuluyorsa, bu tür indirgenme radikal oluşumuna neden olabilir. Örneğin moleküler oksijenin tek elektron ile indirgenmesi, radikal formu olan süperoksitin oluşumuna neden olur.

3. Yüksek enerjili elektromanyetik dalgalar ve yüksek sıcaklık (500-600°C) kimyasal bağların kırılmasına neden olur. Kırılma sırasında bağ yapısındaki iki elektronun her biri ayrı ayrı atomlar üzerinde kalıyorsa, bu tür kırılmaya homolitik kırılma denir ve her iki atom üzerinde de paylaşılmamış elektron kalır (Kılınç 2002).

Reaktif Oksijen Türleri

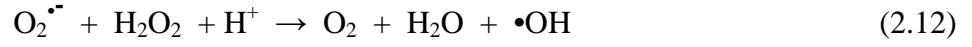
Biyolojik sistemlerdeki en önemli serbest radikaller, oksijenden oluşan radikallerdir. Fe^{3+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} ve Mo^{5+} gibi geçiş metalleri de ortaklanmamış elektronlara sahip oldukları halde serbest radikal olarak kabul edilmezler, fakat serbest radikal oluşumunda önemli rol oynarlar (Altınışik 2001).

Hidroksil Radikali: Hidroksil radikali ($\bullet OH$), Fenton reaksiyonu ve Haber-Weiss reaksiyonu sonucu hidrojen peroksitten oluşmaktadır. Ayrıca suyun yüksek enerjili iyonize edici radyasyona maruz kalması sonucunda oluşur.

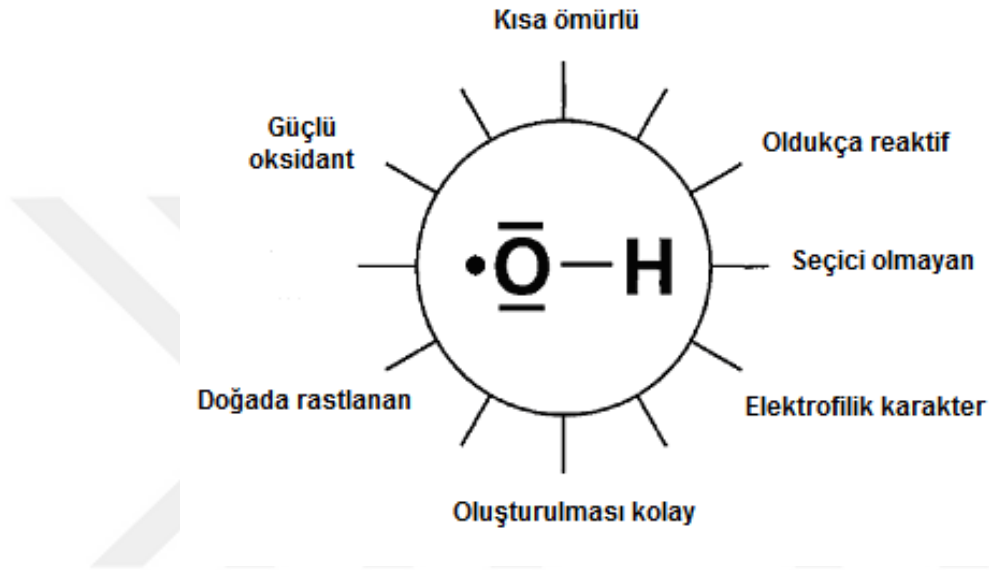
Metal iyonları ile hidrojen peroksitin tepkimesinden, hidroksil radikali ve hidroksit iyonu açığa çıkar. Bu reaksiyon Fenton reaksiyonu olarak bilinir. Metal iyonu, peroksitin oksijen-oksijen bağının kırılmasında rol oynar.



Haber-Weiss reaksiyonunda ise;



(Christophersen ve ark. 1991, Altınışık 2000).



Şekil 2.3. Hidroksil radikalının bazı karakteristik özellikleri (Parsons 2004)

Süperoksit Anyonu: Moleküler oksijenin bir elektron alarak indirgenmesi sonucu oluşur. Kazandığı ekstra elektron nedeniyle negatif yüklüdür ($\text{O}_2^{\bullet-}$). Süperoksit radikali hem oksitleyici hem indirgeyici özelliğe sahiptir. Süperoksit radikali kendisi direkt olarak zarar vermez. Bu radikal anyonun asıl önemi, singlet oksijen, peroksinitrit gibi türlerin öncüsü olmasından kaynaklanmaktadır.

$\cdot\text{O} - \text{O} \cdot$ (triplet oksijen) ($\downarrow\downarrow$) (taban hali)

\downarrow monovalan indirgenme

$\cdot\text{O} - \text{O} \cdot$ (süperoksit)

Süperoksit anyonu hidroksil radikali ile reaksiyona girerek singlet oksijen oluşturmaktadır (Christophersen ve ark. 1991, Altınışık 2001).



Hidrojen Peroksit: Yapısında paylaşılmamış elektron içermediğinden radikal özelliği taşımaz, reaktif bir tür değildir. Hidrojen peroksidin oksitleyici bir tür olarak bilinmesinin nedeni, demir, bakır gibi metal iyonlarının varlığında hidroksil radikalının öncülü olarak davranmasıdır (Christophersen ve ark. 1991).

Singlet Oksijen: Moleküler oksijen en düşük enerji seviyesindedir (taban hali- ${}^3\text{O}_2$). Serbest radikal tanımına göre moleküler oksijen, bir biradikal (diradikal) olarak değerlendirilir. Paralel spin durumlu iki ortaklanmamış (eşleşmemiş) elektrona sahiptir ve en dıştaki elektron çifti paralel spin durumunda olan moleküller ($\downarrow\downarrow$ ile gösterilir) triplet hal, en dıştaki elektron çifti antiparalel spin durumunda olan moleküller ($\uparrow\downarrow$ ile gösterilir) singlet hal olarak ifade edilmektedir. Triplet halde oksijen pek çok molekülle reaksiyon vermez, fazla reaktif değildir. Ancak, enerji ile aktif hale geçirilerek, reaktif oksijen türlerine dönüştürülebilmektedir (Christophersen ve ark. 1991).

Biradikal oksijenin elektronlarından birinin enerji alarak kendi spininin ters yönünde olan başka bir orbitale yer değiştirmesiyle singlet oksijen (${}^1\text{O}_2$) oluşur. Singlet oksijen, eşleşmemiş elektronu olmadığı için radikal olmayan reaktif oksijen molekülüdür (Christophersen ve ark. 1991).

$\cdot\text{O} \text{---} \text{O}\cdot$ (triplet oksijen) ($\downarrow\downarrow$) (taban hali)

\downarrow enerji

$\text{O} \text{---} \text{O}:$ (singlet oksijen) ($\uparrow\downarrow$) (son derece reaktif)

Singlet oksijen, doğal biyolojik reaksiyonlar sonucunda ve ışık enerjisinin absorbe edilmesiyle gerçekleşen fotosensitizasyon prosesleriyle oluşmaktadır. Aldığı enerjiyi çevreye dalga enerjisi şeklinde verip yeniden oksijene dönebilir. Singlet oksijen ve diğer oksidanlara ait oksidasyon potansiyelleri Çizelge 2.11' de verilmiştir (Parsons 2004).

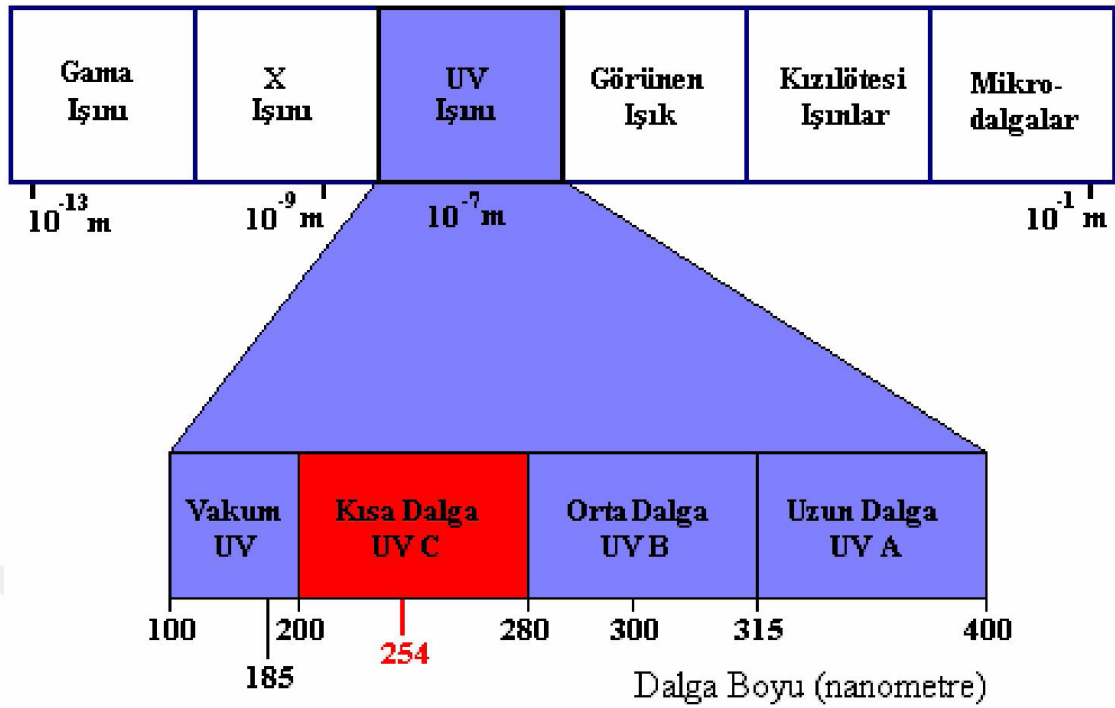
Çizelge 2.11. Bazı oksidanların oksidasyon potansiyelleri (Parsons 2004)

TÜR	OKSİDASYON POTANSİYELİ (V)
Flor	3.03
Hidroksil radikali	2.80
Singlet(atomik) oksijen	2.42
Ozon	2.07
Hidrojen peroksit	1.78
Perhidroksil radikali	1.70
Permanganat	1.68
Hipobromöz asit	1.59
Klordioksit	1.57
Hipokloröz asit	1.49
Klor	1.36

İOP'ler homojen ve heterojen prosesler olmak üzere 2'ye ayrılır. Özellikle güneş ışığı kullanımı ile gerçekleştirilen solar dezenfeksiyon ve oksidasyon prosesleri son yıllarda öne çıkan yöntemler arasındadır. Bu yöntemler, altyapısı yeterli olmayan ancak güneş ışığını bolca alan kırsal bölgelerde gelecek vaat etmektedir (Herrera ve ark. 2005).

2.2.3. Ultraviyole radyasyon ile dezenfeksiyon

Ultraviyole (UV) ışık, görülebilir ışıktan düşük, X-Ray ışınlarından büyük dalga boyuna sahip elektromanyetik radyasyondur. Dalga boyuna bağlı olarak, UV ışığı üç farklı bölgeye ayrılabilir; UV-A (320 – 400 nm), UV-B (280 – 320 nm) ve UV-C (200 – 280 nm). Öldürücü etkisi en fazla olan UV-C olup bu dalga boyu ozon tabakası tarafından yeryüzüne ulaşmadan absorbe olmaktadır. Tipik UV dezenfeksiyon sistemi, 254 nm'de maksimum dalga boyunu yayan, antiseptik lamba olarak da bilinen kuvars camdan yapılmış düşük basınçta civa buharı içeren özel lambalardır (U.S. EPA 1996).



Şekil 2.4. UV spektrumu (Ateşli 2006)

Günümüzde, UV-C radyasyonundan kaynaklanan herhangi bir yan ürün oluşumu bildirilmemiş ve bakterilerin (Green ve ark. 2004, Bak ve ark. 2010), virüslerin (Kurth ve ark. 1999, Kristin ve Rimstad 2001), parazitlerin (Hugo ve Malan 2010, Seltsam ve Müller 2011), mantarların (Begum ve ark. 2009) ve sporların (Bintsis ve ark. 2000) dezenfeksiyonunda etkili bir yöntem olduğu kanıtlanmıştır.

UV-C radyasyonunun biyolojik etkisi, DNA ve RNA'ya verdiği hasardır (Cadet ve ark. 1992). DNA'nın absorbe edebileceği maksimum dalga boyu 260 nm'dir. Bu durumda, 254 nm dalga boyunda, mikroorganizmaların DNA'sı zarar görmekte ve yeniden üremeleri engellenmektedir. UV radyasyonu mikroorganizmayı etkisiz hale getirmemekle beraber sadece genetik bilgiye hasar vererek hücrelerin tekrar çoğalmasını engeller. Virüslerde, UV-C radyasyonu urasil birimlerinin deminerizasyonuna neden olarak genomda kırılmalara ya da mutasyonlara yol açmakta ve bu radyasyonun yüksek dozu protein-RNA arasında kovalent bağların oluşumuna neden olmaktadır (Smirnov ve ark. 1991). UV radyasyonunun mikroorganizmalar üzerindeki etkisi UV ışığının yoğunluğuna ve mikroorganizmanın bu radyasyona maruz kalma süresine bağlıdır (Bak ve ark. 2009).

UV ile arıtmada, suya herhangi bir reaktif eklenmemesi ve sistem iyi işletme koşullarında çalıştırıldığında ek arıtma materyallerine ve cihazlarına ihtiyaç duyulmaması gibi avantajlar vardır. Suyu ek bir maddenin eklenmemesi, zararlı dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu minimize etmektedir (Yamagiwa ve ark. 2002). Ayrıca, diğer su dezenfeksiyon sistemleriyle karşılaştırıldığında, UV ile arıtma, maliyet, işgücü ve işletimi için kalifiye personele ihtiyaç açısından avantajlara sahiptir. Buna rağmen, UV radyasyonunun da dezavantajları vardır. En büyük endişe, UV ışığına cildin çok fazla maruz kalması sonucu güneş yanığının ve bazı durumlarda cilt kanserinin oluşmasıdır. Gözlerin UV radyasyonuna maruz kalması sonucu korneanın iltihaplanması, bazı durumlarda körlüğün de dahil olduğu geçici ya da kalıcı görme kaybı yaşanabilir (Parsons 2004, U.S. EPA 2006). Bundan başka, mikroorganizmalar hasar görmüş DNA'yı tamir edebildiğinden yeniden büyümeyi engellemek amacıyla ikincil bir dezenfeksiyon metodu gerekmektedir (Hancock ve Davis 1999). Zayıf penetrasyon gücündeki UV ışığı kolayca katılar tarafından absorbe edilebilir ya da yansıtılabilir. Böylece sadece atıksu yüzeyindeki bakteriyel hücreler etkisiz hale getirilecektir (Kühn ve ark. 2003). Sonuç olarak, UV dezenfeksiyon her zaman temiz sularda çalıştırılmalıdır (U.S. EPA 1999).

2.2.4. Güneş ışığı ile dezenfeksiyon

Doğal güneş ışığı bakteri öldürücü etkiler göstermektedir. Bu etki ilk olarak 1877'de tanımlanmıştır (Downes ve Blunt 1877). Wegelin ve ark.(1994), yaklaşık 2000 kJ/m² veya 555 Wh/m² ışık dozunun (açık yaz günü 5 saat güneşte kalma), 3-log *E.Coli* giderimi sağladığını bildirmişlerdir.

Patojenik mikroorganizma içermeyen suların sağlanmasında özellikle maliyet konusuna vurgu yapan modern araştırmacılar son yıllarda suyun doğal güneş radyasyonuna nasıl tamamen maruz kalabileceği konusundaki çalışmalara yoğunlaşmışlardır. Genel olarak arıtılmamış (ya da kirlenmiş) suyun küçük hacimlerde (1 – 1,5 L) şeffaf kaplarla 8 saatlik periyodlara kadar ışımaya bırakılması söz konusudur. Bu basit yöntem yaygın olarak “Solar Su Dezenfeksiyonu” (Solar Water Disinfection (SODIS)) (<http://www.sodis.ch/>) olarak bilinmektedir ve geniş çeşitlikteki patojenlerin giderilmesindeki başarısı kanıtlanmıştır (McGuigan ve ark. 1999, Lonnen ve ark. 2005).

Güneş ışığı suyu iki mekanizmanın eş zamanlı etkisi ile dezenfekte eder: UV-A ışınımı (Dalga boyu 320-400nm) ve aynı zamanda suyun ısısının yükselmesi ile sudaki patojen mikroorganizmaları yok eder. Açık hava ve iklim koşulları gerektirir. SODIS uygulamasında, şişe, gökyüzünün açık veya %50' den az bulutlu olduğu bir zamanda 6 saat süreyle güneş altında yatırılır. Gökyüzü %100 bulutlu ise şişe ardarda iki gün boyunca güneşte bekletilir. Suda yüzen partiküller güneş ışınlarının sudaki yoğunluğunu azaltır ve mikroorganizmaları ışıklardan korur. SODIS en fazla 30 NTU bulanıklıkta berrak suyu gerektirir. SODIS, güvenli içme suyu tedarikinin büyük problem olduğu yerlerde evsel içme suyu arıtımı için çok uygun bir yöntemdir. Yine de bu metot büyük miktardaki sular için yetersizdir. Bu dezavantajlar SODIS uygulamalarını sınırlamaktadır.

Mikroorganizmanın güneş radyasyonuna olan direnci birçok araştırmacı tarafından araştırılmış ve bir türden diğerine değiştiği bulunmuştur (Gill ve McLoughlin 2007). *Escherichia coli*, birçok çalışmada enterik koliform bakterilerin referansı olarak seçilmiştir. Bu bakteri yapılan birçok araştırma sonrasında solar radyasyon ile inaktivasyonu basit olduğundan dezenfeksiyon için kolay bir hedef olarak belirlenmiştir (Lonnen ve ark. 2005, Martin-Domínguez ve ark. 2005, Cho ve ark. 2002, Vidal ve Diaz 2000).

Rincón ve Pulgarin' in (2004) *E.coli*, diğer koliformlar, gram-negatif ve *Enterococcus* türleriyle simüle edilmiş güneş ışığı altında yaptığı çalışmalardan bildirdikleri inaktivasyon oranları şu sıradadır: *E.coli* > Gram-negatif bakteriler > diğer koliform türleri >> *Enterococcus* türleri. Değerlendirilen bütün durumlarda direnci en az olan tür *E.coli* ve direnci en fazla olan tür *Enterococcus* olarak bulunmuştur. Sinton ve arkadaşları (1994) da *Enterococcus* türlerinin doğal güneş ışığı ile fekal koliformlara nazaran daha yavaş inaktivasyonunun gerçekleştiğini bulmuşlardır. Araştırmacılar bu davranışı doğal tepkiye ve her bir örneğin solar radyasyona olan doğasına dayandırmışlardır. Bakteriyel endosporlar gibi diğer organizma türleri sadece solar radyasyon ile inaktivite edilememektedir. Özellikle, *Bacillus anthracis* (şarbona neden olan bakteri) yerine kullanılan *Bacillus cereus*'un, Lee ve arkadaşları (2005) tarafından

yapılan çalışmada simüle edilmiş solar-UV radyasyonuna karşı dirençli olduğu bulunmuştur.

Lonnen ve arkadaşları (2005) solar dezenfeksiyon kesikli proseslerinin su bazlı protozoan patojeni *Acanthamoeba polyphaga* sistlerinin ve *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonu için yetersiz olduğunu göstermişlerdir. Buna rağmen, *Candida albicans* ve *Fusarium solani* gibi fungi patojenlerinin solar dezenfeksiyon teknolojileri kullanılarak hızlıca inaktivasyonunun gerçekleştiği belirlenmiştir. Kehoe ve arkadaşları (2004) Tip I *Shigella dysenteriae* türünün solar dezenfeksiyona karşı oldukça hassas olduğunu, bulutlu koşullarda bile kolayca etkisizleştirildiğini ve bu prosesin gelişmekte olan ülkelerde *S. dysenteriae* Tip I salgınları sırasında kullanımının uygun olduğunu kanıtlamışlardır. Mèndez ve arkadaşları (2005) solar dezenfeksiyon proseslerinin sudaki *C. parvum* oosistlerinin dezenfeksiyonu için kullanılabilirliğini araştırmışlardır. Çalışmaları, simüle güneş ışığı koşulları altında oosist süspansiyonunun solar dezenfeksiyon ile etkili bir biçimde giderildiğini göstermiştir. *Poliovirus*, *faj MS-2* ya da *faj Q-beta* gibi bakteriyofajlar da solar dezenfeksiyon yöntemleriyle laboratuvar koşulları altında inaktive edilebilmektedir (Gill ve McLoughlin 2007).

2.2.4.1. Solar/H₂O₂ prosesi

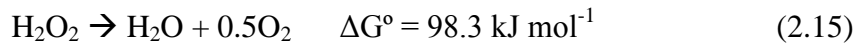
Hidrojen peroksit yüksek (1,77 V) redoks potansiyeline sahip yarı kararlı bir moleküldür. Dezenfeksiyon özellikleri doğrudan moleküler proseslerden (Dorè 1989) ve daha da önemlisi katalitik reaksiyonlarca oluşturulan serbest radikallerden kaynaklanmaktadır. Hidrojen peroksit kimyasal olarak pre-oksijenli bileşiklerle ya da sülfürik asidin veya sülfatların platin anotlarla elektrolizinden elde edilebilir (Barbier ve Nguyen 1996). Bir başka çalışma Fenton reaktifleri kullanılarak üç-elektrotlu hücrede peroksit üretimini açıklamıştır (Oturan 1999).

Hidrojen peroksit foto-Fenton reaksiyonlarına katkı maddesi olarak ya da ozon veya UV-C lambalarıyla birlikte kullanılmıştır (Sichel ve ark. 1994, Malato ve ark. 2009). 300 nm'den düşük dalga boyundaki fotonlarla H₂O₂'nin fotolizi hidroksil radikallerini oluşturmaktadır:



Dünya yüzeyine ulaşan solar radyasyon küçük miktarda UV-B (280-320 nm) fraksiyonunu ve UV-A (320-400 nm) spektrumunun çoğunu içermektedir. Deniz seviyesinde UV-C fotonlarının yokluğuna bağlı olarak UV-C lambaları ya da O₃ ile kullanımı ile karşılaştırıldığında H₂O₂ fotoliziyle (Eşitlik 2.14) üretilen hidroksil radikalleri için güneş enerjisi yetersiz olmaktadır. Bu nedenle suyun dezenfeksiyonu için güneş ışığı ve hidrojen peroksitin kullanımı günümüze kadar sınırlı kalmıştır. Fakat Solar/H₂O₂ kullanımının sulardaki çeşitli mikroorganizmalarda gösterdiği öldürme etkisine dair birçok yayın mevcuttur. Mekanizması belirsiz olmasına rağmen yakın UV bölgesindeki ışıkla hidrojen peroksitin yarattığı sinerjik etkinin mikroorganizmaların inaktivasyonundaki rolüne dair kanıtlar vardır (Hartman ve Eisenstark 1978, Feuerstein ve ark. 2006).

Solar/H₂O₂ hidrojen peroksitin düşük miktarlarda ilavesini ve güneş ışığının birlikte kullanımı gerektirir. Bu durum, hidrojen peroksit ucuz olduğundan dezenfeksiyon sürecinin maliyetinin az olduğunu ve 50 mg/L 'den düşük konsantrasyonlar kullanıldığından herhangi bir zararlı etki yaratmayacağını göstermektedir. Üstelik hidrojen peroksitin suya ve oksijene ayrışması (Eşitlik 2.15) (Jones 1999) reaktifin dezenfeksiyonda kullanıldığını ve böylece ikincil bir kirlilik ya da pH düzeltilmesi gibi sorunların olmadığını göstermektedir.

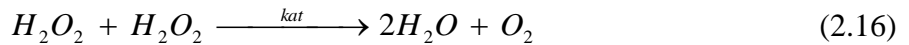


Literatürde, birkaç araştırmacı hidrojen peroksitin hücre duvarına nüfuz ederek içsel yapılarda yarattığı hasarları bildirmiştir. Hartman ve Eisenstark (1978) UV radyasyonu (300-400 nm) ve H₂O₂'in (6x10⁻³ – 6x10⁻¹ M) neden olduğu sinerjik öldürme etkisinin suda bulunan *E.coli* hücrelerinde yarattığı sonuçları araştırmışlardır. Rincon ve arkadaşları (2005) H₂O₂'in bakteri hücreleri üzerindeki doğrudan oksidatif etkisinin onları daha güçsüzleştirdiğini ve solar radyasyona daha duyarlı hale getirdiğini öne sürmüşlerdir. Ayrıca Solar/Fe⁺³ ve Solar/H₂O₂/Fe⁺³ süreçlerinin *E.coli* ile kirlenmiş sulardaki etkisi üzerine araştırmalar yapmışlardır. Bu çalışmalarda Solar/H₂O₂ prosesi

ile *E.coli* inaktivasyonunun arttığı tespit edilmiştir. Yine aynı araştırmacılar güneş ışığı ile 10 mg/L H₂O₂'in kombinasyonunun saf suda bulunan hücrelerde gerçekleşen Fenton/Haber-Weiss reaksiyonları yoluyla *E.coli* süspansiyonları inaktivasyonunun geliştiğini göstermişlerdir (Spluher ve ark. 2010).

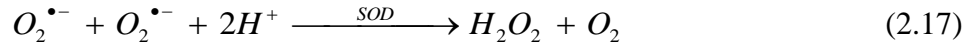
H₂O₂ nispeten daha kararlı ([•]OH'in aksine) ve O₂^{•-}'nin aksine yüklü değildir. Bu nedenle hücre dışı ortamda H₂O₂ varlığı söz konusu olduğu her seferde hücre zarına nüfuzu gerçekleşir ve hücre içine girer (Imlay 2008). Hücresel H₂O₂'in aşırı oluşması, serbest ya da zayıf bağlı hücresel demirin Fenton reaksiyonuyla oksitlenmesi sonucu [•]OH üretimini arttırabilir. Eğer ki demir iyonları ortamda bulunmuyorsa H₂O₂ demir sülfür kümelerinin ([4Fe-4S]) oksidasyonuna neden olarak Fe⁺²'yi indirgendiğinde hücre içi Fenton reaksiyonlarına katkıda bulunabilecek Fe⁺³'ü oluşturur (Imlay 2003). Ayrıca Fe⁺², enterobactin (Hoerter ve ark. 1996) ve ferritin (Tyrrell ve ark. 2000) gibi demir içeren proteinlerin UV-A (320-400 nm) ile parçalanması sonucu serbest kalabilir. Üstelik aerobik solunumun bir yan ürünü olan (FADH₂'nin oto-oksidasyonu) (Imlay 2003) ya da içsel fotosensitizasyon sonucu üretilen (Acra ve ark. 1990, Hartman ve Eisenstark 1978) O₂^{•-}, Fe⁺² salınımına ve aynı zamanda fazladan H₂O₂ oluşumuna neden olan [4Fe-4S]'i okside etmektedir (Henle ve Linn 1997, Imlay 2003, Fridovich 1995). Üretilen aşırı miktardaki geçiş demir iyonları, yüksek derecede aktif [•]OH radikalinin ve diğer zararlı oksijen türlerinin H₂O₂ varlığında Haber-Weiss reaksiyonlarıyla üretimi için elverişli koşullar oluşturmaktadır (Hoerter ve ark. 1996). Sonuç olarak, DNA ile ilişkili Fe⁺²'nin Fenton reaksiyonlarıyla doğrudan oksidasyonuna bağlı olarak büyük miktarda H₂O₂ oluşmaktadır (Luo ve ark. 1994).

Işığın yokluğunda, H₂O₂'nin herhangi bir bakterisit etkisi gözlenmemiş ve H₂O₂ ve ışığın etkisinin sinerjik olabileceği öne sürülmüştür (Hartman ve Eisenstark 1978). Sinerji, UV-A radyasyonunun oksidatif gerilimlere karşı hücresel savunma için önemli olan enzim katalizörüne hasar verebilme yeteneğinden kaynaklanmaktadır (Imlay 2008, Eisenstark 1998). Katalizörler hücre içinde bulunan H₂O₂'yi gidermekte ve aşağıda verilen reaksiyonla konsantrasyonunu kontrol etmektedir:



Katalizör bozulduğunda, özellikle hücelere nüfuz eden hücre dışı H_2O_2 'in varlığında hücre içi H_2O_2 konsantrasyonları toksik seviyelere ulaşmaktadır.

Süperoksit dismutaz (SOD) oksidatif streslere karşı hücre savunmasıyla ilişkili diğer bir enzimdir. SOD $O_2^{\bullet-}$ 'yi H_2O_2 'e dönüştürerek giderebilir fakat bu durum H_2O_2 konsantrasyonlarının artmasına neden olmaktadır:



Diğer birçok enzim gibi SOD da UV-A tarafından etkisizleştirilebilir (Tytler ve ark. 1984). H_2O_2 üretimi engelleneceğinden ilk bakışta bu durumun hücre için faydalı olabileceği düşünülebilir. Fakat $O_2^{\bullet-}$, hücrel Fenton reaksiyonlarında önemli bir rol oynamaktadır. Radyasyon (fotosensitizasyon) ile aşırı üretimi indüklenmektedir. Hücrelerde bulunan [4Fe-4S] kümelerinin oksidasyonundan, bunu müteakip Fe^{+2} 'nin salınımından, bunla eş zamanlı olarak da H_2O_2 oluşumundan sorumlu olup Fe^{+3} indirgenmesini sağlayarak Fe^{+2} üretimine hizmet edebilir (Gutteridge 1982, Fridovich 1995, Imlay 2003, Henle ve Linn 1997). Işığın hücrel anti-oksidadant sistemleri üzerindeki ve H_2O_2 ve demirin hücrel olarak fazla yüklenmesindeki toplam etkisi geliştirilmiş foto-inaktivasyona yol açan katalitik süreçleri içermektedir.

UV/ H_2O_2 Prosesini Etkileyen Faktörler

Su içerisinde bulunan askıdaki partiküller, kimyasal oksijen ihtiyacı, renk gibi bazı değişkenler UV ışınının iletimini etkilemektedir. Bu nedenle dezenfeksiyon için gerekli olan UV dozu suyun özelliklerine bağlı olarak değişmektedir. Humik asitler, fenolik bileşikler, kağıt endüstrilerinden kaynaklanan lignin sülfatlar gibi maddeler suda girişim yapmaktadır. İndikatör bakteriler partikül maddelere yerleşerek zararlı UV ışınlarından kısmen korunabilmektedirler. Fakat su ve atıksulardaki bu partikül maddeler UV ışınının bir kısmını absorbladıkları için mikroorganizmalar kısmen korunabilmektedir. Atıksulardaki partiküller UV ışınının %75'ini absorblayıp % 25'ini yansıtırlar. Pek çok kil minerali UV ışınıni yansıttığı için mikroorganizmaları koruyamaz. Bu partiküllerin koruyucu etkileri spesifik absorbsiyonlarına ve UV ışınıni yansıtmalarına bağlıdır.

Flokülasyon ve kum filtresi prosesleri partikülleri giderdiği için bu proseslerden sonra UV ışını uygulanması dezenfeksiyon verimini arttırmaktadır (Ateşli 2006).

Sudaki karbonat ve (CO_3^{2-}) ve bikarbonat (HCO_3^-) iyonları hidroksil radikallerinin tükenmesine neden olmakta ve UV/ H_2O_2 prosesinin verimini düşürmektedir. Hidroksil iyonu ile karbonatın reaksiyonu sonucu oluşan karbonat radikali oksidant özelliği gösterse de oksidasyon potansiyeli hidroksil radikaline göre oldukça düşüktür.

Asidik koşullarda oksidasyon daha yüksektir, artan pH ile birlikte verim azalmaktadır. Bikarbonat iyonunun baskın olduğu 5' in üzerindeki pH'larda hidroksil radikali tükenmektedir. pH 7' nin üzerinde olduğunda ise hidroksil radikaline karşı yüksek reaktiviteye sahip olan karbonat iyonları baskın haldedir (Wang ve ark. 2000).

2.2.4.2. Solar/ TiO_2 prosesi

TiO_2 'in foto-katalitik özelliklerinin uygulanmasına dair ilgi Fujishima ve Honda (1972) tarafından suyun foto-elektrolizinin bildirildiği zaman canlanmış ve bu olay kısa zamanda hem kirliliklerin oksidasyonunda (Carey ve ark. 1976, Frank ve Bard 1977) hem de mikroorganizmaların öldürülmesinde (Matsunaga 1985, Matsunaga ve ark. 1985) kullanılmaya başlanmıştır. Foto-katalitik yüzeyler süperhidrofilik olup suyun yüzeyde yayılmasını ve kirliliğin yıkanmasını mümkün kılar.

Foto-kataliz üzerine 11 000'den fazla yayın bulunmaktadır. Birincil atıksu çıkış suyunun TiO_2 ile dezenfeksiyonu için yapılan geçmiş çalışmada herhangi bir gelişme bulunmadığı bildirilse de (Carey ve Oliver 1980) bunu takip eden çalışmalarda suyun dezenfeksiyonu için TiO_2 'in foto-katalizör olarak faydası kanıtlanmıştır (Chong ve ark. 2010). Bu çalışmalar bakterinin (Rincón ve Pulgarín 2004) ve virüslerin (Sjogren ve Sierka 1994) su kaynaklarından giderimini, atıksuyun üçüncül arıtımını (Araña ve ark. 2002), içme suyunun arıtılmasını (Makowski ve Wardas 2001), sebze hazırlamasında kullanılan yıkama sularının arıtımını (Selma ve ark. 2008) ve biyoreaktörde biyofilm oluşumunu engellemek için yapılan tasarımı (Shiraishi ve ark. 1999) içermektedir. TiO_2 kaplı filtreler havanın dezenfeksiyonu için de kullanılmıştır (Jacoby ve ark. 1998, Goswami ve ark. 1997, 1999; Lin ve Li 2003a,b; Chan ve ark. 2005). Konvansiyonel

hava filtrelerinde foto-katalizörün kullanılmasındaki avantaj filtrelerin kendi kendini yıkama özelliğidir. Kanser hücrelerini öldürme potansiyeli ayrıca değerlendirilmiştir (Blake ve ark. 1999, Fujishima ve ark. 2000).

TiO₂ foto-katalizi ile mikroorganizma inaktivasyonu

Matsunaga ve arkadaşlarının (1985) yaptığı foto-katalitik dezenfeksiyondan bu yana konuyla ilgili birçok makale yayınlanmıştır. Bunların çoğunluğu sucul ortamlarda foto-katalitik mekanizmaları ve dinamiklerini bildirirken birçoğu *E.coli*'yi model hedef mikroorganizma olarak kullanmıştır (Rincòn ve Pulgarin 2004a, b, c, Dillert ve ark. 1998, Herrera ve ark. 2000, Wist ve ark. 2002). Yukarıda bahsedilen çalışma ile (Matsunaga ve ark. 1985) ışımaya bırakılan TiO₂ süspansiyonunda *Lactobacillus acidophilus* (bakteri), *Saccharomyces cerevisiae* (maya) ve *E.coli* (bakteri) türlerinde Koenzim A'nın (CoA) foto-oksidasyonu gerçekleştirilmiştir. Bu hücrelerde azalan CoA konsantrasyonu ile metabolik aktivite yavaşlamış, hücrenin ölümü gerçekleşmiştir. Araştırmacılar bu durumun hücre duvarının kalınlığı ve kompleksliği ile ters orantılı olduğunu bildirmişlerdir. Sonrasında yapılan çalışmalarda foto-uyarılmış titanyum dioksitin bakteriyel aktivitesini daha iyi anlayabilmek için diğer araştırmacılar (Huang ve ark. 2000, Sunada ve ark. 1998, Nadtochenko ve ark. 2004) hücrel hasarın konumlarını ve bunların *E.coli* hücrelerinin ölümüne katkısını incelemişlerdir. Bu araştırmacılar TiO₂'nin foto-katalitik yüzeyinin tüm hücrelerle ilk temasını yaptığı hücre duvarında oksidatif hasarın gerçekleştiğini öne sürmüşlerdir. Foto-katalitik işlem kademeli olarak hücrenin geçirgenliği arttırmış, hücre içi materyallerin açık akışı ile TiO₂ partiküllerinin hücre içi elementlerine ulaşımı ve foto-oksidasyonu kolaylaşmış ve sonunda hücre ölümünü hızlandırmıştır. Günümüzde, TiO₂'nin fotokimyasal mekanizmasının neden olduğu biyosidal işlemi hala büyük belirsizlik içindedir. Özellikle sadece •OH radikalının değil, ayrıca O₂^{•-} ve H₂O₂ dahil olduğu reaktif oksijen türlerinin (ROS) hangisinin doğrudan öldürme işlemine etkisi olduğu bilinmemektedir (Blake ve ark. 1999). Cho ve arkadaşları (2002) tarafından yapılan çalışmada •OH radikalının ya bağımsız ya da diğer ROS'larla birlikte çalışarak *E.coli* inaktivasyonu üzerindeki etkisi gösterilmiştir. UV-aydınlatmalı TiO₂ partiküllerinin varlığında •OH radikalının kararlı-hal konsantrasyonları ve *E.coli* inaktivasyon oranları arasında mükemmel bir lineer korelasyon bulunmuştur.

Zhang ve arkadaşları (1994) suyun katalizi ile ilgili yaptıkları çalışmada kesikli reaktörde 23 dakika güneş ışığına maruz bırakılan TiO₂ süspansiyonundaki *E.coli* konsantrasyonunda 4-logluk bir azalma gözlemlenmiştir. Block ve arkadaşları (1997) tarafından gerçekleştirilen çalışmada UV-lambaları ya da güneş ışığı ile aydınlatılan toz halindeki TiO₂ varlığında bakteriyel davranışlar incelenmiştir. Bu çalışma, birçok yaygın bakterinin (*Serratia Marcescens*, *E.coli* ve *Streptococcus Aureus*) 10 dakikadan daha az sürede inaktivite olduğunu göstermiştir. Bu gibi durumlarda süreci optimize etmek için herhangi bir girişimde bulunulmamıştır. Foto-katalitik reaktörlerle suyun dezenfeksiyonu için tasarlanan ve işletilen sistemlerde dikkate alınması gereken belli başlı bazı noktalar vardır. En önemlileri ise sucul sistemin karakteristikleri, UV-fotonların kaynağı (lamba türleri ya da güneş), katalizör ister süspansiyon isterse sabit olarak kullanılacak günlük su hacmi, sürekli ya da kesikli işlem ve benzeridir. Eğer ki amaç içme suyu sağlamak ise katalizör ışınları alabilecek dayanıklı ve etkisiz bir zemin üzerine yerleştirilerek, katalizörün sudan ayrılması için arıtma sonrasında herhangi bir işlem gereksinimi engellenmiş olur. Ancak foto-katalitik arıtmanın verimi katalizörün nasıl kullanıldığına bağlı olarak değişmektedir. Toz halinde TiO₂ dispersiyonlarını kullanan sistemler sabit katalizörlere bağlı olanlara nazaran organik kirleticileri daha etkili bir şekilde gidermektedir. Böyle bir durumun gerçekleşmesi olağan olup bazı mikroorganizmalar için kanıtlanmış olmasına (Rincón ve Pulgarin 2004a, c, 2005, Herrera ve ark. 2000, Fernández-Ibáñez ve ark. 2005) rağmen yukarıda bahsedilen substrat-katalizör adsorpsiyon sürecinin neden olduğu foto-bozulma, katalizörün ve hücrenin boyutlarına bağlı olduğundan mikroorganizmalar için geçerli değildir.

2.2.4.3. Solar/Foto-fenton ve Fenton prosesleri

Klasik fenton prosesi, bir veya birden fazla oksitleyici madde (hidrojen peroksit ve/veya oksijen) ile bir katalistin (metal tuzları veya oksitleri, genellikle demir) kullanımını kapsar. Foto-fenton prosesinde ise, güneş ışığı veya başka bir ışık kaynağı da prosese dahil olur. Gerçekleşen reaksiyonlar sonucunda, organik bileşikler okside edebilen bir dizi serbest radikal oluşur. Hidroksil radikali, pek çok ileri oksidasyon prosesinde olduğu gibi oluşan serbest radikallerin en önemlisidir (Parsons 2004).

Fenton prosesinde, asidik ortamda, çözünmüş Fe(II) ile H₂O₂ arasındaki reaksiyon sonucu, Fe(II), Fe(III)'e okside olur (Eşitlik 2.18).



Açığa çıkan hidroksil radikali iki reaksiyona girebilir. Ortamdaki Fe(II)'yi, Fe(III)'e yükseltgeyebilir (Eşitlik 2.19) ve ortamdaki organik maddeyi oksitler (Eşitlik 2.20 ve 2.21).



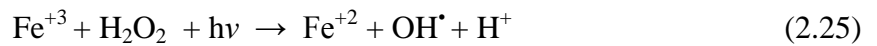
Fe⁺³ ile H₂O₂ arasında da reaksiyon meydana gelir (Eşitlik 2.22). Ancak reaksiyon hızı daha düşüktür. Bu nedenle demir sistem içerisinde daha çok +3 formundadır.



Hidrojen peroksidin fotolizi sonucu hidroksil radikali oluşmaktadır (Eşitlik 2.23). Eşitlik 2.24' te görüleceği üzere, hidroksil radikalleri (OH•) hidrojen peroksit (H₂O₂) ile etkileşime girerek inhibitör etkisi yapmaktadırlar.



Uygun dalga boyunda ışık uygulandığında (180-400 nm), hidroksil radikali oluşumunu katalize eder (Eşitlik 2.25) ve bu proses foto-fenton prosesi olarak adlandırılır.



Böylece, demir +2 ve +3 oksidasyon seviyelerinde döngü halindedir (Parsons 2004).

Literatürde, fenton ve foto-fenton prosesleri ile yapılan çalışmalar, toksik madde giderimine yöneliktir. Ancak son yıllarda fenton prosesinde güneş ışığının kullanıldığı dezenfeksiyon çalışmalarına rastlanmaktadır. Rincon ve ark. (2007) düşük hidrojen peroksit ve Fe^{+3} konsantrasyonlarında, pH 6,5 civarında fenton prosesi ile bakteriyel inaktivasyonun gerçekleştiğini bildirmişlerdir (Rincon ve Pulgarin 2007). Yine, Rincon ve Pulgarin (2007) yaptıkları çalışmada Lemán Gölü'nden aldıkları suya foto-fenton dezenfeksiyonunu uygulamışlar (10 ppm Fe^{+2} , 10 ppm H_2O_2 , nötral pH) ve *E.Coli* giderimini incelemişlerdir. Olumlu sonuçlar bildirilmiş olsa da, ortamdaki Fe^{+2} ve H_2O_2 konsantrasyonlarının izlenmesi, nötral şartlarda ortamda ne kadar demir kaldığının ve bunun fenton reaksiyonunu ne kadar katalizlediğinin mutlaka izlenmesi gerekir (Malato ve ark. 2009).

Fenton ve foto-fenton ile dezenfeksiyonda karşılaşılan ilk problem, kirleticiler ve ligandlar arasındaki hidroksil radikali rekabetidir. Ligandlar çözeltilerde demirin devamlılığını sağlarlar. Organik ligandlar oksitlendiği takdirde, nötral pH'ta çözelti içerisinde demir kalmaz. Diğer bir problem ise pH'tır. Düşük pH fenton prosesleri için önemlidir. Oysaki, pH 3 civarında, pek çok mikroorganizma, ek bir arıtmaya gerek olmadan yok olmaktadır (Malato ve ark. 2009).

Fenton prosesi aşağıdaki eşitliklerle açıklanabilmektedir (Pignatello ve ark. 2006):



Burada k ikinci dereceden bozulma sabitidir. $\cdot OH$ radikalinin üretimi 600 nm dalga boyuna kadar olan UV-görülebilir radyasyonu ile oldukça artmaktadır. Aşağıda verilen

reaksiyonla katalitik döngü kapanır ve bu durum foto-Fenton olarak adlandırılır (Mailhot ve ark. 2002).



Bu koşullar altında, Fe^{+3} komplekslerinin fotolizi Fe^{+2} 'nin yeniden oluşumunu desteklemekte ve demir gerçek bir katalizör olarak değerlendirilmektedir (Pignatello ve ark. 2006).

Sudaki patojenlerin inaktivasyonu için daha yakın zamanda büyük ilgi toplayan diğer foto-indüklemeli proses ise solar radyasyon ve hidrojen peroksitin oluşturduğu sinerjik etkidir. H_2O_2 'nin fotolizinin 300 nm'den daha düşük dalga boylarından kaynaklanan fotonlarla radyasyona uğrayıp aşağıdaki eşitlik gereğince $\cdot\text{OH}$ radikali oluşturduğu iyi bilinmektedir (Jones 1999, Goldstein ve ark. 2007):



Şimdiye kadar, H_2O_2 /güneş ışığı etkisinin sudaki mikroorganizmalara olan zararlı etkisi çok az katkılarla bildirilmiştir. UV'ye yakın ya da görülebilir ışığın hidrojen peroksitle oluşturduğu dezenfeksiyon kapasitesine dair deneysel kanıt *E.coli* ve *Streptococcus mutants* gibi farklı hedefler kullanılarak elde edilmiştir (Hartman ve Eisenstark 1978, Feuerstein ve ark. 2006). Buna rağmen güncel çalışmalarla, birleşik parabolik kolektörler (CPC) kullanılarak doğal güneş radyasyonu varlığında hidrojen peroksitin düşük konsantrasyonları (≤ 10 mg/L) ile dirençli mantar sporlarının dezenfeksiyonunda oldukça iyi etkinlik gösterdiği kanıtlanmıştır (Sichel ve ark. 1994, Polo-López ve ark. 2011).

Hidrojen peroksit ve solar fotonlar arasındaki sinerjik etki Fenton prosesi boyunca $\cdot\text{OH}$ oluşumuna katkıda bulunmuştur. Bu etki mikrobiyal hücrelerde bulunan doğal demir içeriği ve H_2O_2 'nin hücre membranları boyunca difüzyonu sonucunda gerçekleşen radikal oksidasyonu ile açıklanmaktadır (Polo-López ve ark. 2011). UV civarındaki fotonlarla ışımaya uğrayan hücrelerde Fe^{+2} 'nin membran geçirgenliğinin artması ile

konsantrasyonlarının yükselmesi gerçekleşebilir (Spluher ve ark. 2010). Kritik faktör hücrel, kararsız demir iyonlarının varlığı ile ilişkilendirilmektedir (Kruszewski 2003). “Serbest” haldeki demirin iz konsantrasyonları Fenton/Haber-Weiss reaksiyon döngüsü gereğince hidroksil radikallerinin üretimini katalizlemektedir.

Foto-Fenton prosesinin optimal pH'ı 2,8 olup nötr pH civarında demir tuzlarının düşük çözünürlüğü yüzünden prosesin verimi düşmektedir. Bundan dolayı bazı yazarlar bu sorunun üstesinden gelebilmek için yeni çalışmalar yürütmektedir. Bazı araştırmacılar demiri sabitlemek için spesifik sistemler kullanmıştır. Cho ve arkadaşları (2004) *E.coli* inaktivasyonunun nötr pH'da gerçekleşmesi için gerekli olan çözünmüş Fe^{+3} 'in elde edilmesine izin veren foto-demiroksalat dezenfeksiyon sistemini (UV-görülebilir ışık iyonları ve oksalat) kullanmışlardır. Ayrıca demir iyonlarının inorganik silika ile dokunmuş kumaşa enjeksiyonu (EGF-Fe), *E.coli K12* türünün foto-Fenton prosesiyle inaktivasyonunda denenmiştir (Moncayo-Lasso ve ark. 2008). En çok yapılan çalışmalardan biri de etilendiamin-N, N'-disüksinik asit (EDDS) olarak farklı demir komplekslerinin kullanımınıdır. Klamerth ve arkadaşları (2013) EDDS ile oluşturulan demir komplekslerinin Fe iyonlarının nötr pH'da stabilizasyonunu ve çözünürlüğünü sağladığını fakat bakteri dezenfeksiyonunun tamamlanmadığını göstermişlerdir. Spluher ve arkadaşları (2010) atıksularda bulunan doğal organik maddelere örnek olarak kullandıkları resorcinolun foto-Fenton prosesi boyunca demir çözünürlüğünü iyileştirdiğini bildirmişlerdir. Resorcinol ve onun bozulması, nötr pH da foto-aktif olan demir komplekslerinin oluşumuna etki etmektedir. Reaktif oksijen türlerinin üretimi artarak resorcinol olmayan sulara kıyasla *E.coli* için daha düşük inaktivasyon süreleri oluşmuştur (Spluher ve ark. 2010).

García-Fernández ve arkadaşları (2012) nötr pH seviyelerinde yaptıkları solar foto-Fenton deneylerinde *E.coli* (bakteri) ve *Fusarium solani* (mantar) türlerinin inaktivasyonu üzerine çalışmışlardır. Elde ettikleri sonuçlarda *E.coli*'nin inaktivasyonu için sistemde toplanan 0,96 kJ/L solar UV-A enerjisi ile 5 mg/L Fe^{+3} ve 10 mg/L H_2O_2 gerekirken, *F. solani* sporları için bu değerler 14,47 kJ/L ile 2,5 mg/L Fe^{+3} ve 5 mg/L H_2O_2 olarak bulunmuştur. Ortega-Gómez ve arkadaşları (2014) nötr pH'larda kullanılan resorcinolun foto-Fenton prosesiyle sağlanan dezenfeksiyona herhangi bir etkisi olup

olmadığını araştırmışlardır. Nötr pH'larda çözülmüş demir sağlamak için kullanılan resorcinolün, radikal üretimi sırasında oksidasyonu gerçekleşerek dezenfeksiyon performansını düşürdüğü tespit edilmiştir. Yüksek oksidant koşulları sağlandığında (H_2O_2/Fe^{+2} : 50/20 mg L⁻¹) dezenfeksiyon ve foto-oksidasyon prosesleri arasındaki bu rekabet üretilen aşırı miktardaki radikallerin varlığından dolayı gözlenmemiştir.

Fe^{+2} , H_2O_2 ve UV ışınının kombinasyonu foto-fenton prosesi olarak adlandırılmaktadır. Foto-fenton prosesi, fenton prosesine göre daha fazla hidroksil radikali üretir ve organik kirleticinin bozunma hızını ve mineralizasyonunu önemli ölçüde artırır. Fotokimyasal olarak Fe^{+2} 'ye indirgenen ve Fenton reaksiyonlarında tekrar Fe^{+3} 'e yükseltgenen demir iyonlarının çevrimi nedeniyle daha az Fe^{+2}/Fe^{+3} iyonuna ihtiyaç duyulmaktadır (Gürses 2004).

Fenton ve Foto-Fenton Proseslerini Etkileyen Faktörler

Fenton ve foto-fenton proseslerini etkileyen faktörler; Fe^{+2} , Fe^{+3} , H_2O_2 konsantrasyonları, pH, sıcaklık, karıştırma hızı, temas süresi ve inorganik anyon konsantrasyonudur. Bu parametreler reaksiyon verimini tayin etmektedir.

pH: Fenton prosesinde işletme pH'ı etkin bir parametredir. Fenton prosesle yapılan çalışmalarda, çoğunlukla optimum pH olarak 3 bulunmuştur. Daha düşük pH'larda $[Fe^{+2}(H_2O)]^{+2}$ oluşumu meydana geldiğinden daha az hidroksil radikali üretilmektedir. pH>4 olması halinde Fe^{+2} komplekslerinin oluşumundan dolayı parçalanma hızı azalır. Son yıllarda yapılan çalışmalarda, yüksek pH değerlerinde de iyi sonuçlar elde edilmiştir.

Fe^{+2} konsantrasyonu: Demir iyonu konsantrasyonunun artmasıyla parçalanma hızı artar. Ancak, belli konsantrasyon üzerinde parçalanma hızı oldukça azdır. Hatta fazla demirin kullanılmasından dolayı çıkışta çözülmüş halde veya askıdaki demir miktarı artmaktadır.

H₂O₂ konsantrasyonu: Reaksiyon hızı artan hidrojen peroksit konsantrasyonu ile artma eğiliminde olsa da, hidrojen peroksit hidroksil radikalini inhibe edici etki gösterdiğinden, optimum Fe²⁺/H₂O₂ oranının uygulanması çok önemlidir. Bazı araştırmacılar optimum oranı 1:10 olarak bulmuşlardır ve bu değer teorik olarak tahmin edilen değere de yakındır (Parsons 2004).

Sıcaklık: Fenton prosesinde diğer etkin bir parametre sıcaklıktır. Yapılan bir çalışmada 30 °C sıcaklık optimum olarak bulunmuştur. Sıcaklığın 10 °C'dan 40 °C'ye artmasıyla parçalanma veriminin değişmediği, 40 °C üzerinde hidrojen peroksitin su ve oksijene parçalanmasının artmasından dolayı soğutma işleminin yapılması gerektiği tavsiye edilmiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1 Materyal

Çalışmada materyal olarak sentetik atıksu kullanılmıştır. Kullanılan atıksuyun kimyasal kompozisyonu Çizelge 3.1' de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Sentetik atıksuyun kimyasal kompozisyonu (Anonim 2001)

Kimyasal İçerik	Konsantrasyon g/L
Pepton	0.448
Et Özütü	0.308
Üre	0.084
CaCl ₂ .2H ₂ O	0.0112
MgSO ₄ .7H ₂ O	0.0056
K ₂ HPO ₄	0.0784
NaCl	0.0196

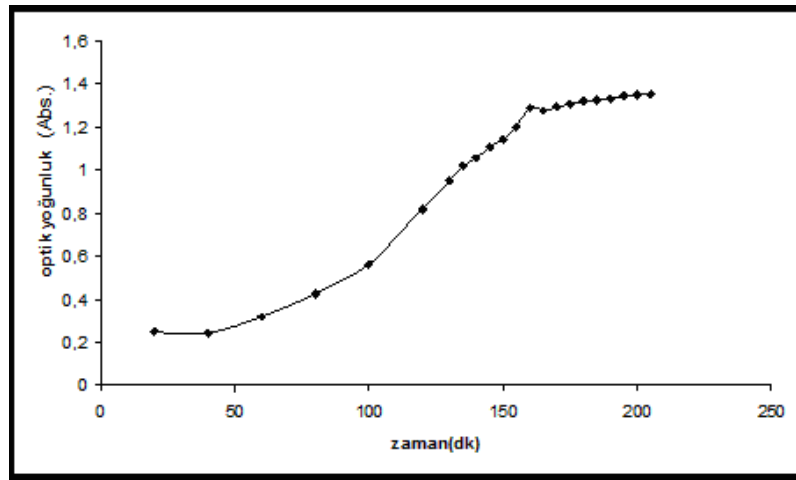
Hazırlanan atıksu 500 mg/L KOI içermektedir. Yapılan deneylerde ise 125 mg/L KOI içeren atıksu kullanılmıştır. Bu nedenle hazırlanan atıksu stok olarak kullanılıp her deneyde stoktan 350 mL atıksu alınarak su ile 1400 mL'ye tamamlanmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Bakteri süspansiyonunun hazırlanması

E.Coli: Çalışmada kullanılan *E.Coli* saf kültürü ATCC 25922'den elde edilmiştir. Tüm deneylerde kullanılan stok kültürü her 15 günde bir yenilenmiştir. Mikroorganizmaların durgun faza ulaşılabilmesi için kültürler; steril ılık Tyriptic Soy Broth'a aşılacaktır. Tyriptic Soy Broth çözeltisi hazırlanırken 100 mL saf su + 3 g Tyriptic Soy Broth eklenerek çözülmüş ve erlenin ağzı pamuk ve alüminyum folyo ile kapatılarak otoklavda sterilize edilmiştir. Sterilize edilmiş soy broth içine aşılama yapılarak bu çözelti orbital çalkalayıcıda 35 °C 'de 24 saat inkübe edilmiştir. Hazırlanan broth-bakteri karışımı tüplere ağırlıkları eşit olacak şekilde konulmuş, 5500 rpm ve 26°C'de 10 dk santrifüjlenmiştir. 10 dk sonunda bakterilerin dibe çöklediği gözlenmiştir. Üstte kalan kısım dökülerek fosfat tamponundan eklenmiş ve çökelti çözülerek yeniden santrifüjlenmiştir. Fosfat ile yıkama işlemi 4 kere tekrarlanmıştır. Oluşan bakteri aşısı koyu renkli şişede muhafaza edilmiştir.

Şekil 3.1'de *E.coli* bakterisine ait büyüme eğrisi görülmektedir. Şekilde görüldüğü üzere yaklaşık 40 dakikalık lag fazının ardından popülasyon eksponansiyel faza geçmiş ve 160. dakikaya kadar eksponansiyel büyüme devam etmiştir. 160. dakikadan itibaren ise sistemin durgun faza geçtiği tespit edilmiştir.



Şekil 3.1. *E.coli* bakterisine ait büyüme eğrisi

Bacillus subtilis: *Bacillus subtilis* kültürü ATCC'den temin edilmiştir. Sulandırılan kültürden steril tryptic soy broth'a aktarılmıştır. Orbital çalkalayıcı da 35 °C'de 24 saat inkübe edilerek, vejetatif hücrelerin geç-log faza ulaşmaları sağlanmıştır. Vejetatif hücrelerin sporlanmasını arttıran MnCl₂ içeren (20 mg/L) fosfat tamponu ile geç-log faza ulaşmış kültürden 10⁻² seyreltmesi hazırlanmıştır. R2A agar içeren petri kutularına bu seyreltmeden yüzeyde ince bir tabaka oluşturacak miktarda (3 mL) aktararak 35 °C'de 7 gün inkübe edilip sporların oluşumu sağlanmıştır. Agar yüzeyinden sporları toplamak için yüzey, steril fosfat tamponu ile kaplanıp, spor tabakası steril cam çubuk ile sıyrılmıştır. Santrifüj tüpüne alınan sıvı, 5300 rpm'de 5 dk. santrifüjlenmiş ve %0,1'lik tween 80-fosfat tamponu karışımı ile 4 kez yıkanmıştır. Hazırlanan kültür 4 °C'de yaklaşık 1,5 yıl saklanabilmektedir.

Bakteri sporlarının sayısını belirlerken, örnekler vejetatif hücreleri öldürmek amacıyla, 80 °C'de 15 dk. pastörize edilmiş, fosfat tamponu ile seri seyreltmeler hazırlanmıştır. 0,45 µm filtreden süzülen örnekler, 1,65 mL tryptic soy broth ile ıslatılmış absorbent pedlerin üzerine yerleştirilerek 35 °C'de 24 saat inkübe edilir.

3.2.2. Besiyeri, seyreltme sıvısı ve bentonit stoğunun hazırlanması

E.coli için besiyeri "plate count agar" dan hazırlanmıştır. Ambalajda verilen değer dikkate alınarak 100 mL'lik şişeler için 2,35 g PCA (plate count agar) tartılıp 100 mL saf su eklenerek 121°C'de otoklavlandıktan sonra sıcak su banyosunda bekletilmiştir.

Bacillus subtilis sporları için besiyeri Tryptic soy Broth ve bacteriological agar kullanılarak hazırlanmıştır. 3 g Tryptic soy Broth ve 1 g bacteriological agar tartılarak 100 mL saf su ile tamamlanmış ve 121°C'de otoklavlandıktan sonra sıcak su banyosunda bekletilmiştir.

Seyreltme sıvısı olarak fosfat tamponları kullanılmıştır. 1 L saf su için fosfat tamponundan 1,25 mL , MgCl₂.6H₂O çözeltisinden 5 mL alınarak tamamen karışma sağlandıktan sonra 100 mL'lik şişelere 90 mL alınarak 121°C'de otoklavlanmıştır.

Atıksuyun bulanıklık değerini arttırabilmek için bentonit çözeltisi kullanılmıştır. GFC filtre kağıtları etüvde 105°C’de 1 saat bekletilmiş etüvden sonra 20-30 dk kadar desikatörde soğutulularak hassas tartıda ölçüm yapılmış boş ağırlıkları kaydedilmiştir. 2L lik behere yaklaşık 1,5 L su alınıp içine bentonit tozdan yaklaşık 20 spatül atılmış, iyice karıştırılarak 3 saat bekletildikten sonra çökmeden üstte kalan kısım başka bir behere alınmıştır. 3 saat içinde çöken kısım deney esnasında da çökeceği için kullanılmamıştır. Üstte kalan kısımdan filtrasyon cihazı ile 100 mL lik 2 süzme işlemi yapılarak filtre kağıtlarının her ikisi de etüvde 105°C’de 1 saat kurutulmuş desikatörde 20-30 dk. soğuduktan sonra hassas tartıda ölçüm alınmıştır. Hazırlanan bentonit çözeltisi kullanılmadan önce etüvde 121°C’de sterilize edilmiştir.

Deneyde kullanılan bütün tüpler, pipetler, kavanozlar ve petri kapları da etüvde 171°C’ de en az 2 saat bekletilerek sterilize edilerek kullanılmıştır.

3.2.3. Solar Simülatör

Deneylerde 34-30-40 cm boyutlarındaki, 400 v / 50 Hz, 2000 watt kapasiteli ‘‘Honle UV Technology’’ solar simülatörü kullanılmıştır. Solar simülatör 295-3000 nm dalga boyu aralığında ışık (UV-A+UV-B+UV-C+VIS+IR) vermektedir. Sadece UV-A ve UV-B etkisini gözlemleyebilmek amacıyla UV-C’ yi kesen pleksiglas bir filtre kullanılmıştır.

Yapılan ışık dozu ölçümlerine göre UV-A ve UV-B değerleri Çizelge 3.2’ de verildiği gibidir.

Çizelge 3.2. Solar simulatörün UV-A , UV-B ve global radyasyon değerleri

UV-A anlık ortalama (W/m ²)	UV-B anlık ortalama (W/m ²)	Global radyasyon anlık ortalama (W/m ²)	UV-A 120 dk kümülatif (Ws/m ²)	UV-B 120 dk. Kümülatif (Ws/m ²)	Global radyasyon 120 dk. Kümülatif (Ws/m ²)
30,5	1,83	394,4	220 000	13 200	2 840 000

3.2.4. Solar / H₂O₂ ve solar / foto-fenton dezenfeksiyon prosesleri

Her uygulama öncesinde solar simülatör, sabit ışık yoğunluğu elde etmek için 5 dakika önce açılmıştır. 1,4 L sentetik atıksu örneği hazırlanmış ve pH'ı ayarlandıktan sonra sayısı 10⁵-10⁶ CFU/ml olacak şekilde bakteri süspansiyonundan suya ilave edilmiştir. Solar/foto-fenton prosesinde Fe₂SO₄, pH ayarlanmadan önce 1,4 L' lik atıksuya eklenmiş sonrasında pH ayarlaması ve bakteri eklenmesi işlemleri gerçekleştirilmiştir. Hazırlanan örnek 200 ml'lik beherlere eşit olarak bölünmüştür. Gerekli H₂O₂ dozları (%1'lik) suya ilave edilmiş ve homojenliğin sağlanması için karıştırılıp ışık altına koyulmuştur. UV-C etkisini engellemek amacıyla pleksiglas ile beherlerin üstü kapatılmıştır. Her üç proses için de örnekler, ışık altında 120 dk. bekletilmiştir. Belirlenen aralıklarla ışığın altından alınan örneklerle, ekimden önce kalıntı hidrojen peroksiti gidermek için sodyum bisülfid ilavesi yapılmıştır.

Tüm şartlarda atıksudan örnek alma zamanları;

Ham su, 15.dk, 30.dk, 45.dk, 60.dk, 75.dk, 90.dk, 100.dk, 110.dk ve 120.dk olarak çalışılmıştır. Alınan su örnekleri fosfat tampon çözeltisi ile seyreltilmiştir. En yüksek seyreltme ile başlanarak steril petri kaplarına karışımdan 1 mL pipetlenmiştir.

Besiyeri donduktan sonra petri kapları ters çevrilerek 37 °C'de 24 saat inkübe edilmiştir. Bu sürenin sonunda 30-300 koloni içeren petrilere, *E.Coli* koloni sayıları sayılmıştır. İki petri ortalaması alınıp, uygun seyreltme faktörü ile çarpılarak her mL örnekteki sayı belirlenmiştir.

Bacillus subtilis için ise vejetatif hücreleri ortamdan yok etmek amacıyla ışık altından alınan örnekler su banyosunda 80°C ye kadar ısıtılarak bu ısıda 15 dakika bekletildikten sonra ekime başlanmıştır. Besiyeri içine TTC indikatörü eklenmiş, bu sayede 24 saat inkübasyondan sonra kırmızı-kahverengi renkte görünen *Bacillus subtilis* sporları kolaylıkla sayılabilmektedir.

Deneyisel çalışma kapsamında kullanılan bakteri türleri *E.coli* ve *Bacillus subtilis* olmuştur. Proses olarak ışık, solar-H₂O₂ ve solar-foto fenton uygulanmıştır. Işık

yoğunluğu her iki proses ve bakteri türü için tek olup 500W/m^2 'dir. Solar- H_2O_2 prosesinde *E.coli* ve *Bacillus subtilis* sporları için incelenen pH değeri 7 iken, solar-foto fenton prosesinde *E.coli* için 7, *Bacillus subtilis* sporları için 7 ve 3'tür. *E.coli* için uygulanan bulanıklık değerleri 0, 35 ve 150 mg/L AKM iken *Bacillus subtilis* sporları için 0 ve 35 mg/L AKM değerlerinde inceleme yapılmıştır. Solar/ H_2O_2 ve solar/foto-fenton dezenfeksiyon proseslerinin, incelenen parametrelere göre deneysel dizayn tabloları Çizelge 3.3 ve 3.4' te verildiği gibidir.

Her deney şartı iki tekrarlı olarak yapılmıştır.

Çizelge 3.3. Solar / H_2O_2 prosesinde incelenen parametreler

Deney No	Mikroorganizma türü	pH	Bulanıklık AKM (mg/L)	Işık yoğunluğu W/m^2	H_2O_2 kons. mg/L	Zemin rengi
1	<i>E.coli</i>	7	0	500	0	Beyaz + Al.folyo
2	<i>E.coli</i>	7	0	500	50	Beyaz + Al.folyo
3	<i>E.coli</i>	7	35	500	0	Beyaz
4	<i>E.coli</i>	7	35	500	50	Beyaz
5	<i>E.coli</i>	7	150	500	0	Beyaz
6	<i>E.coli</i>	7	150	500	50	Beyaz
7	<i>Bacillus subtilis</i>	7	0	500	0	Beyaz
8	<i>Bacillus subtilis</i>	7	0	500	50	Beyaz
9	<i>Bacillus subtilis</i>	7	35	500	0	Beyaz
10	<i>Bacillus subtilis</i>	7	35	500	50	Beyaz

Çizelge 3.4. Solar / foto-fenton prosesinde incelenen parametreler

Deney No	Mikroorganizma türü	pH	Bulanıklık AKM (mg/L)	Işık yoğunluğu W/m^2	H_2O_2 kons. mg/L	Fe^{2+} kons. mg/L	Zemin rengi
1	<i>E.coli</i>	7	0	500	30	5,6	Beyaz + Al.folyo
2	<i>E.coli</i>	7	35	500	30	5,6	Beyaz
3	<i>E.coli</i>	7	150	500	30	5,6	Beyaz
4	<i>Bacillus subtilis</i>	7	0	500	30	5,6	Beyaz
5	<i>Bacillus subtilis</i>	7	35	500	30	5,6	Beyaz
6	<i>Bacillus subtilis</i>	3	0	500	0	0,0	Beyaz
7	<i>Bacillus subtilis</i>	3	0	500	30	5,6	Beyaz
8	<i>Bacillus subtilis</i>	3	35	500	0	0,0	Beyaz
9	<i>Bacillus subtilis</i>	3	35	500	30	5,6	Beyaz

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

Bu çalışmada, evsel atıksuların dezenfeksiyonunda solar ışık, solar / H₂O₂ ve solar / foto-fenton prosesleri ile *E.coli* ve *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonu araştırılmıştır. *Escherichia coli*, birçok çalışmada enterik koliform bakterilerin referansı olarak seçilmiştir. Bu bakteri, yapılan birçok araştırma sonrasında solar radyasyon ile inaktivasyonu basit olduğundan dezenfeksiyon için kolay bir hedef olarak belirlenmiştir (Lonnen ve ark. 2005, Martin-Domínguez ve ark. 2005, Cho ve ark. 2002, Vidal ve Diaz 2000). Elde edilen sonuçlar her bir bakteri türü için proses verimlilikleri ve her bir proses için bulanıklık değeri, pH ve zemin renginin etkileri açısından değerlendirilmiştir.

35 mg/L AKM ve 150 mg/L AKM içeren atıksuyun bulanıklık değerleri türbidimetre ile ölçülmüştür. Her proses için bildirilen AKM değerindeki atıksu bulanıklığı Çizelge 3.5’te verildiği gibidir.

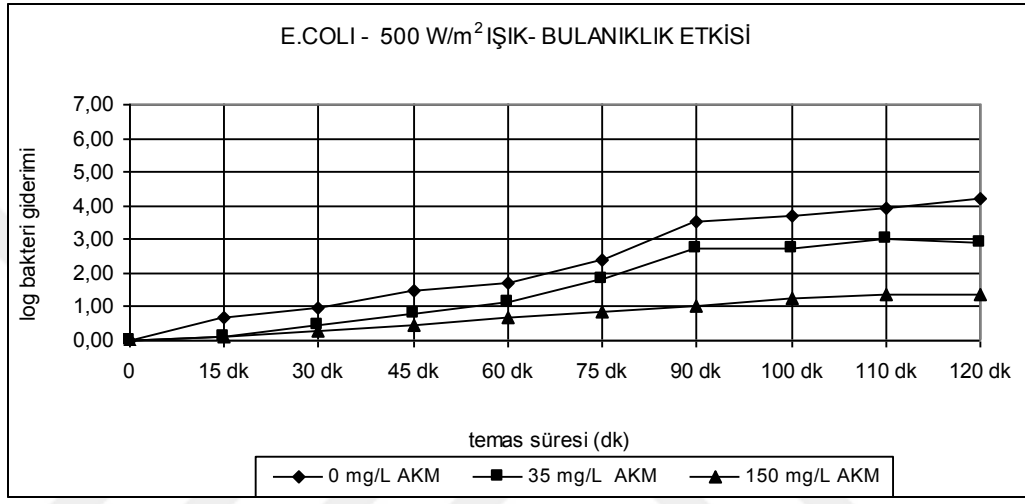
Çizelge 3.5. Atıksuyun bulanıklık değerleri (NTU)

Atıksuyun AKM konsantrasyonu	Solar ışık + solar H ₂ O ₂ Atıksuyun bulanıklık değeri (NTU)	Solar foto-fenton Atıksuyun bulanıklık değeri (NTU)
0 mg/L	0,18	3,2
35 mg/L	30	37,3
150 mg/L	150,5	158

Çalışmanın temel amaçlarından biri atıksuyun bulanıklığının proses verimi üzerine etkisini tespit etmektir. Bilindiği üzere su içerisinde bulunan askıdaki partiküller, kimyasal oksijen ihtiyacı, renk gibi bazı değişkenler ışığın iletimini etkilemektedir. İndikatör bakteriler partikül maddelere yerleşerek zararlı UV ışınlarından kısmen korunabilmektedirler. Fakat su ve atıksulardaki bu partikül maddeler UV ışınının bir kısmını absorbladıkları için mikroorganizmalar kısmen korunabilmektedir. Atıksulardaki partiküller UV ışınının %75’ini absorblayıp % 25’ini yansıtırlar. (Ateşli 2006).

Çalışmada ilk olarak solar ışık kullanılarak gerçekleştirilmesi hedeflenen *E.coli* inaktivasyonu üzerine bulanıklığın etkisi araştırılmıştır. 125 mg/L KOI içeren atıksuda

başlangıçta 10^5 seviyesinde bulunan *E.coli* sayısının 120 dakika boyunca uygulanan solar ışık sonrasında logaritmik giderimi hesaplanmış ve proses verimi üzerine bulanıklığın etkisi tespit edilmiştir. Atıksu pH' ı 7 çalışılarak nötral pH' taki sonuçlar değerlendirilmiştir. 35 mg/L AKM içeren ve 150 mg/L AKM içeren atıksu örneklerinde giderim veriminin giderek düştüğü gözlenmiştir. Şekil 3.2' de solar ışık proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi gösterilmiştir.



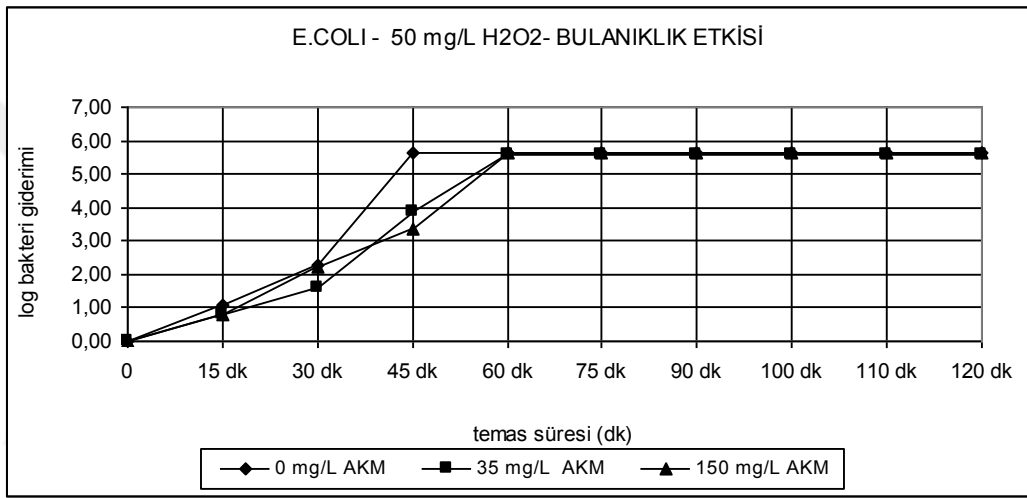
Şekil 3.2. Solar ışık proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*E.coli*)

Şekil 3.2' de görüldüğü üzere *E.coli* üzerine 120 dakika boyunca uygulanan solar ışık ile bulanıklık değerinin 0 mg/L olduğu deney şartlarında yaklaşık 4-log giderim sağlanırken, 35 mg/L bulanıklık içeren atıksuda askıda katı maddelerin ışığın iletimini engellemesi sebebiyle giderim 3- log civarında, 150 mg/L bulanıklık içeren atıksu da ise askıda katı madde miktarındaki ciddi artışın etkisiyle giderim 1-log civarında gerçekleşmiştir. Tüm bulanıklık değerlerinde 120 dakikalık temas süresi sonunda atıksudaki *E.coli* bakterisinin tamamı giderilememiş, en fazla giderim 4-log ile ortamda askıda katı madde olmayan deney şartında elde edilmiştir.

Solar ışık prosesi ile sadece solar ışığın etkisi gözlenmiş olup atıksudaki bakterilerin tamamının giderimi için tüm bulanıklık değerlerinde temas süresinin 120 dk üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Rincon ve arkadaşları (2005) yaptıkları çalışmalarda H_2O_2 'in bakteri hücreleri üzerindeki doğrudan oksidatif etkisinin onları daha güçsüzleştirdiğini ve solar radyasyona daha duyarlı hale getirdiğini öne sürmüşlerdir. Çalışmalarında

solar/H₂O₂ süreci ile simule güneş ışığı altında *E.coli* inaktivasyonunun arttığı tespit edilmiştir.

Bu sebeple, bakteri inaktivasyonundaki temas süresini kısaltmak amacıyla hidrojen peroksit ilave edilerek aynı bulanıklık değerlerinde çalışılmıştır. Solar / H₂O₂ prosesinde H₂O₂ dozu 50 mg/L olarak seçilmiş ve deneylerde yine nötral pH (pH:7) ve beyaz zemin rengi uygulanmıştır. Şekil 3.3' te *E.coli* inaktivasyonunda solar/H₂O₂ proses veriminin bulanıklık ile değişimi gösterilmektedir.



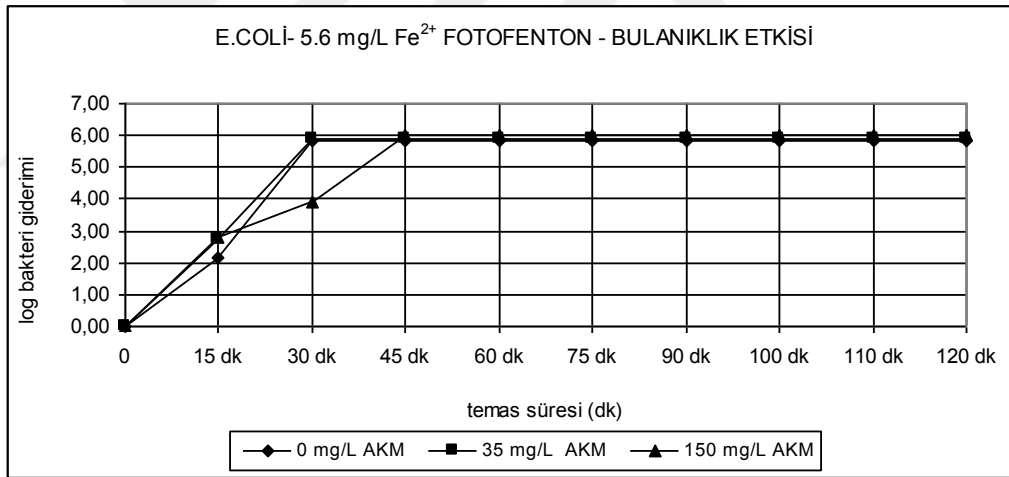
Şekil 3.3. Solar /H₂O₂ proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*E.coli*)

Şekil 3.3' te görüldüğü üzere *E.coli* üzerine uygulanan solar /H₂O₂ prosesinin (bulanıklık değerinin 0 mg/L olduğu deney şartlarında) 45. dakikasında yaklaşık 5-log giderim sağlanırken, 35 mg/L bulanıklık içeren atıksuda giderim 4- log civarında, 150 mg/L bulanıklık içeren atıksu için ise giderim 3-log civarında gerçekleşmiştir. Ortamdaki askıda katı madde ilk 45 dk. boyunca ışık geçişini engelleyerek proses verimini olumsuz etkilese de temas süresi 60. dakikaya ulaştığında ve sonrasında, tüm bulanıklık şartlarında 5-log üzerinde giderim gerçekleşmiş ve ortamdaki *E.coli* bakterisinin tamamının inaktivasyonu sağlanmıştır.

Sadece ışığın bakteri inaktivasyonu üzerine etkisi hidrojen peroksit varlığında gözlenen etkiye nazaran düşük olduğu gibi ışık yokluğunda yapılan bazı çalışmalarda da H₂O₂'nin herhangi bir bakterisit etkisi gözlenmemiş ve H₂O₂ ve ışığın etkisinin sinerjik

olabileceği öne sürülmüştür (Hartman ve Eisenstark 1978). Hidrojen peroksit aynı zamanda foto-Fenton reaksiyonlarına katkı maddesi olarak ya da ozon veya UV-C lambalarıyla birlikte de kullanılmıştır (Sichel ve ark. 1994, Malato ve ark. 2009). Foto fenton prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar sonucunda, organik bileşikler okside edebilen bir dizi serbest radikal oluşur. Hidroksil radikali, pek çok ileri oksidasyon prosesinde olduğu gibi oluşan serbest radikallerin en önemlisidir (Parsons 2004).

E.coli giderimi üzerine solar/foto-fenton prosesinin etkinliğini araştırmak amacıyla nötral pH' ta ve beyaz zemin renginde 30 mg/L H₂O₂ ve 5,6 mg/L Fe²⁺ konsantrasyonları ile deneyler yapılmış olup 30 dakika gibi kısa sürede 5-log üzerinde bir giderime ulaşılmıştır (Şekil 3.4). Solar ışık ve solar/ H₂O₂ proseslerine nazaran solar foto-fenton prosesinde 35 mg/L AKM değeri ile yapılan deney sonuçları ile 0 mg/L AKM ile yapılan deney sonuçları arasında farklılık gözlenmemiştir.

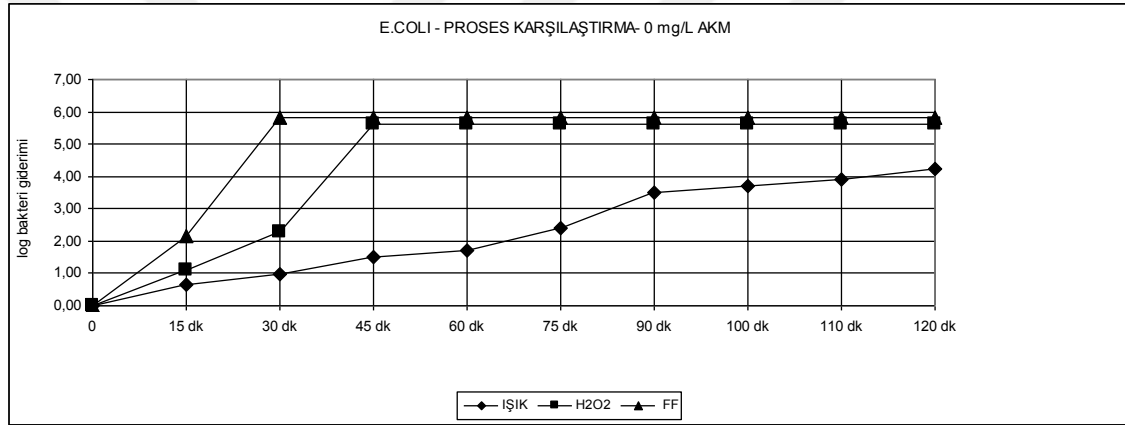


Şekil 3.4. Solar / foto-fenton proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*E.coli*)

Şekil 3.4' te görüldüğü üzere *E.coli* üzerine uygulanan solar /foto-fenton prosesinin 30. dakikasında bulanıklık değerinin 0 mg/L ve 35 mg/L olduğu deney şartlarında yaklaşık 6-log giderim sağlanırken, 150 mg/L bulanıklık içeren atıksu için ise giderim 4-log civarında gerçekleşmiştir. 45. dakika ve sonrasında tüm bulanıklık şartlarında 5-log üzerinde giderime ulaşılmış ve ortamdaki *E.coli* bakterisinin tamamının inaktivasyonu sağlanmıştır. Bu sonuca dayanarak *E.coli* için en iyi giderim veriminin solar/foto-fenton

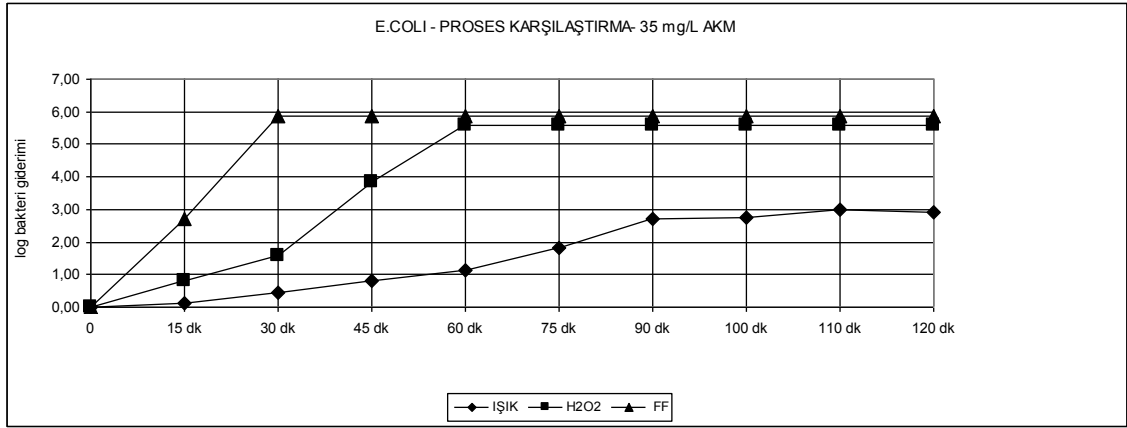
ile sağlandığını söylemek mümkündür. Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde de olumlu sonuçlara rastlanmaktadır. Örneğin Rincon ve Pulgarin (2007) yaptıkları çalışmada Lemán Gölü'nden aldıkları suya foto-fenton dezenfeksiyonunu uygulamışlar (10 ppm Fe^{+2} , 10 ppm H_2O_2 , nötral pH) ve *E.Coli* giderimini incelemiştirler. Olumlu sonuçlar bildirilmiş olsa da, ortamdaki Fe^{+2} ve H_2O_2 konsantrasyonlarının izlenmesi, nötral şartlarda ortamda ne kadar demir kaldığının ve bunun fenton reaksiyonunu ne kadar katalizlediğinin mutlaka izlenmesi gerekir (Malato ve ark. 2009).

Şekil 3.5, 3.6 ve 3.7'de *E.coli* bakterisi için uygulanan üç dezenfeksiyon prosesinin farklı bulanıklık şartları için karşılaştırılması yapılmıştır.



Şekil 3.5. 0 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/ H_2O_2 ve solar/foto-fenton proseslerinin *E.coli* giderimleri

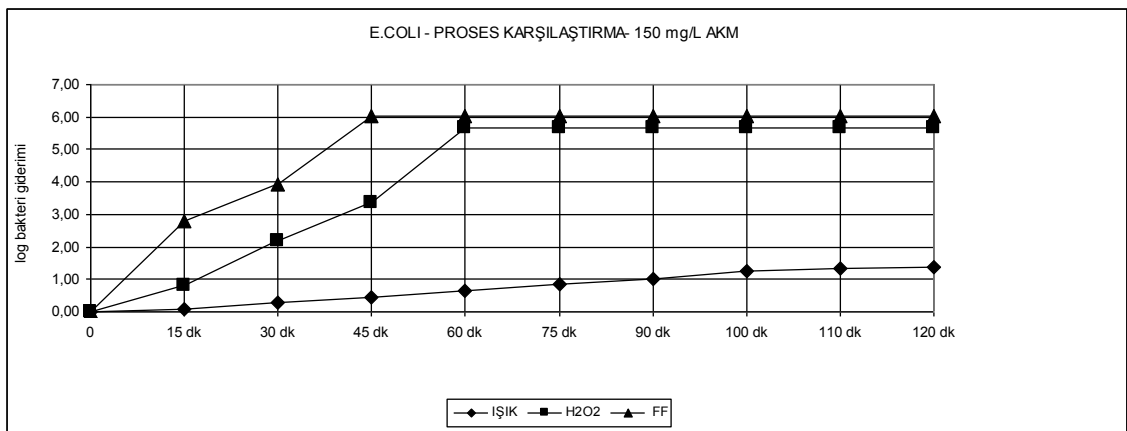
Şekil 3.5' te görüldüğü üzere ortamda askıda katı madde olmadan gerçekleştirilen deneylerde solar foto fenton prosesi ile 30 dk. sonunda 5-log üzerinde giderim sağlanırken aynı temas süresi sonunda solar / H_2O_2 prosesi ile 2-log, solar ışık prosesi ile de 1-log civarında bir giderim gerçekleşmiştir. 45. dakikada ve sonrasında solar / H_2O_2 ve solar foto fenton prosesi ile ortamdaki *E.coli* bakterisinin tamamı inaktive edilirken solar ışık prosesi ile 120 dakikalık temas süresi sonunda ancak 4-log giderime ulaşılabilmektedir.



Şekil 3.6. 35 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H₂O₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin *E.coli* giderimleri

Şekil 3.6’ da verilen giderim değerlerine göre 35 mg/L AKM içeren atıksuda *E.coli* giderimi için en iyi verimin solar/foto-fenton prosesinden elde edildiği söylenebilir. Askıda katı madde içermeyen su ile yapılan deneylerde olduğu gibi 30. dakikada ortamdaki bakterinin tamamının inaktive edildiği görülmektedir. Aynı süre sonunda solar/H₂O₂ prosesinde 2-log, solar ışık prosesinde ise 1-log altında giderim gerçekleşmiştir.

0 mg/L AKM içeren suda solar/H₂O₂ prosesi ile, solar foto-fentonun sağladığı giderime 45. dakikada ulaşılmışken, 35 mg/L AKM içeren atıksuda bu süre 60 dakikaya uzamıştır. Solar ışık prosesi ise 120 dakikalık temas süresi sonunda dahi bakterilerin tamamını inaktive edemeyerek, 3-log’ luk giderim değerine ulaşabilmiştir.

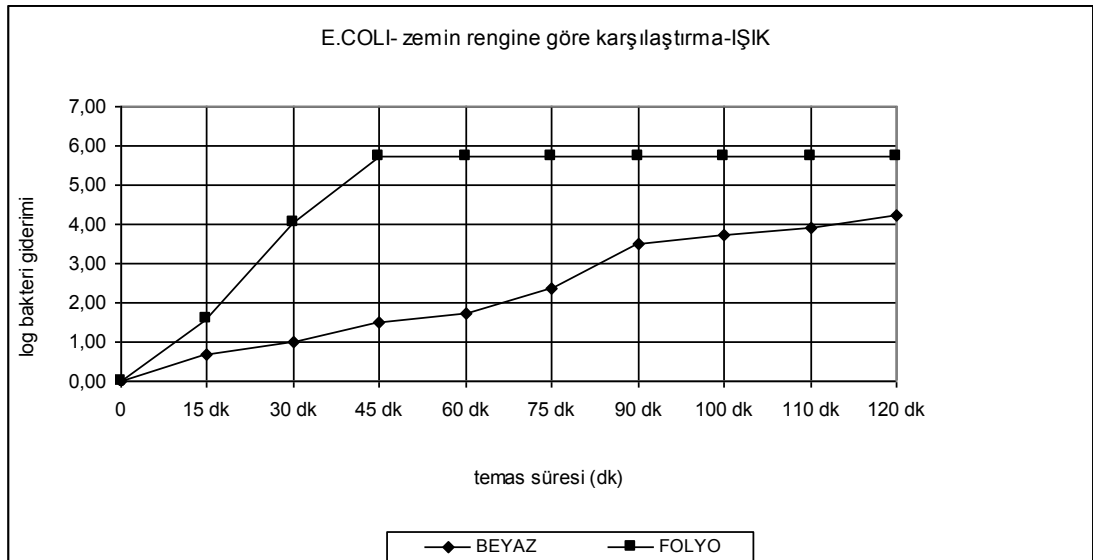


Şekil 3.7. 150 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H₂O₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin *E.coli* giderimleri

Şekil 3.7' deki verilere dayanarak solar foto fentonun 150 mg/L AKM içeren deney şartları için de en verimli proses olduğu söylenebilir. Solar foto fenton ile 45. dakikada ortamdaki bakterinin tamamı inaktive edilebilirken solar H₂O₂ prosesi ile 45. dakikada 3-log üzerinde giderim gerçekleşmiştir. Solar ışık prosesi ise 45. dakikada 1-log'luk bir giderime dahi ulaşamamıştır. Solar / H₂O₂ prosesi 60. dakika ve sonrasında ortamdaki *E.coli* bakterisinin tamamını inaktive edilebilmişken solar ışık prosesi ile 120 dakikalık temas süresi sonunda en fazla 1-log üzerinde bir giderim gerçekleştirilebilmiştir.

Bu verilere dayanarak *E.coli* inaktivasyonunda incelenen üç bulanıklık değeri için de geçerli olmak üzere en verimli prosesin solar/foto-fenton olduğu görülmektedir. En düşük etki ise solar ışık prosesinde gözlenmektedir.

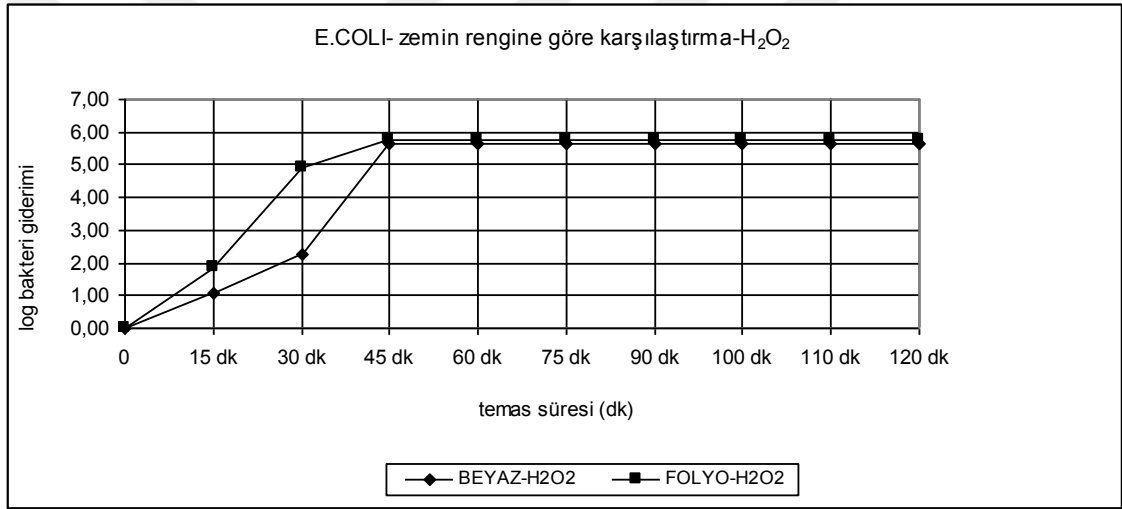
E.coli ile yapılan diğer bir araştırma ise her üç proses için zemin renginin beyaz ve alüminyum folyo ile çalışılmasıdır. Alüminyum folyo kullanılarak yansıtıcı bir yüzey oluşturulmuş ve yansıyan ışığın etkisiyle giderim veriminin artırılması hedeflenmiştir. Işığın etkisinin net görülebilmesi amacıyla askıda katı madde içermeyen atıksu ile çalışılmış olup tüm deneyler nötral pH' da gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmaların bulguları şekil 3.8, 3.9 ve 3.10 da verilmiştir.



Şekil 3.8. Solar ışık proses veriminin zemin rengine göre değişimi (*E.coli*)

Şekil 3.8’ de solar ışık prosesinin verimi üzerine yansıtıcı yüzeyin olumlu etkisi oldukça açık bir şekilde görülmektedir. Alüminyum folyo kullanılarak yapılan deneylerde 45. dakika ve sonrasında ortamdaki *E.coli* bakterisinin tamamı inaktive edilebilmişken beyaz zemin ile yapılan deneylerde 45. dakikada yaklaşık 1,5-log civarında giderim gerçekleşmiş ve 120 dakikalık temas süresi sonunda da giderim 4-log civarında kalarak bakterilerin tamamı inaktive edilememiştir.

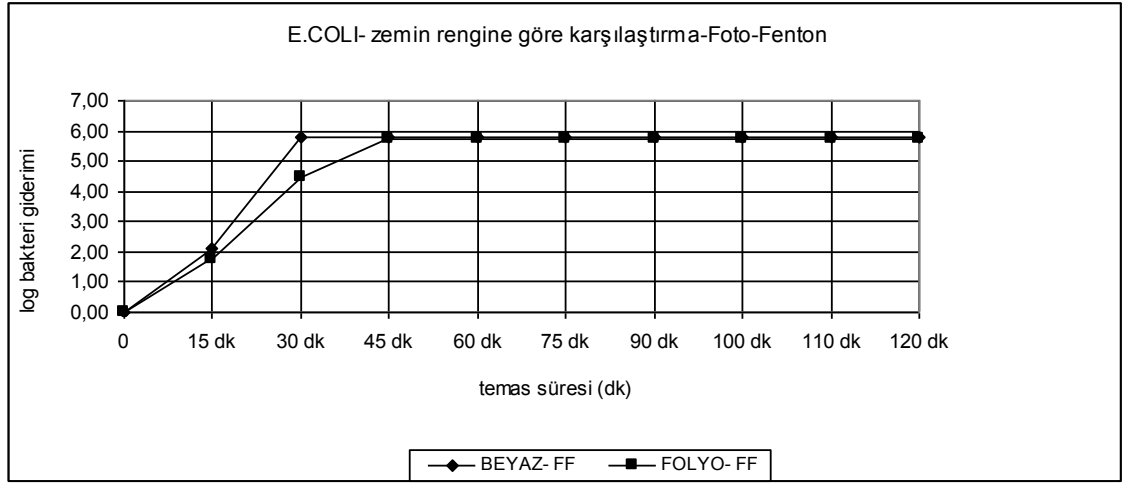
Şekil 3.9’ da solar H₂O₂ prosesinin, beyaz zemin ve alüminyum folyo kullanılarak yapılan deney sonuçları yer almaktadır. Solar ışık prosesinde olduğu gibi ortama askıda katı madde ilavesi yapılmamıştır.



Şekil 3.9. Solar /H₂O₂ proses veriminin zemin rengine göre değişimi (*E.coli*)

Yansıtıcı yüzey olarak kullanılan alüminyum folyo ile solar/H₂O₂ prosesinde de *E.coli* inaktivasyonunda artış sağlandığı Şekil 3.9’ da görülmektedir. 30. dakikada alüminyum folyo kullanılan deneylerde bakteri giderimi 5-log değerine ulaşmışken beyaz zemin uygulanan deneylerde 2-log civarında kalmıştır. Her iki zemin rengi için solar/ H₂O₂ prosesi ile 45. dakika ve sonrasında ortamdaki *E.coli* bakterisinin tamamı inaktive edilebilmiştir.

Şekil 3.10’ da beyaz zemin ve alüminyum folyo ile uygulanan solar/foto-fenton proseslerinin karşılaştırılması gösterilmiştir.

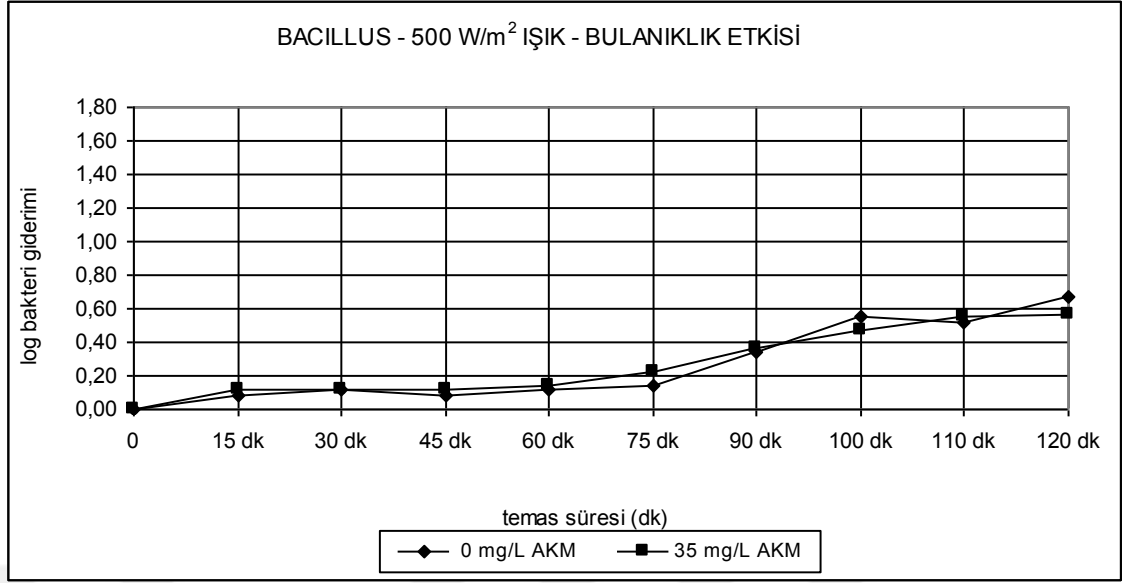


Şekil 3.10. Solar/foto-fenton proses veriminin zemin rengine göre değişimi (*E.coli*)

Şekil 3.10' daki verilere dayanarak solar/foto-fenton prosesinde yansıtıcı yüzey ile giderim veriminin aynı kaldığı söylenebilir. Beyaz zemin ile 30. dakikada 5-log üzerinde giderim gerçekleşirken alüminyum folyo ile giderim 4,5-log civarında kalmış, 45. dakika ve sonrasında ortamdaki her iki zemin rengi için de bakterilerin tamamı giderilmiştir.

E.coli ile yapılan çalışmaların yanı sıra ikinci bir indikatör bakteri olarak *Bacillus subtilis* sporları kullanılmıştır. *Bacillus subtilis* sporları, (i) UV radyasyonuna karşı dirençli olduklarından (ii) uzun süre canlı kalabildiklerinden (iii) kültürün hazırlanması kolay ve ucuz olduğundan (iv) standart mikrobiyolojik tekniklerle enümerasyonu yapılabildiğinden (v) insan sağlığı ve çevre açısından risk taşımadığından UV dezenfeksiyonu çalışmalarında yaygın biçimde kullanılmaktadır (Wang 2008).

Lonnen ve arkadaşları (2005) solar dezenfeksiyon kesikli proseslerinin su bazlı protozoan patojeni *Acanthamoeba polyphaga* sistlerinin ve *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonu için yetersiz olduğunu göstermişlerdir. Nitekim *Bacillus subtilis* sporları için yapılan çalışmalarda da nötral pH da ve solar ışık prosesinde 120 dk. sonunda ciddi bir giderim gerçekleştirilememiş olup başlangıçta 10^4 seviyesinde olan bakteri sayısı deney sonunda yine 10^4 seviyesinde tespit edilmiştir.

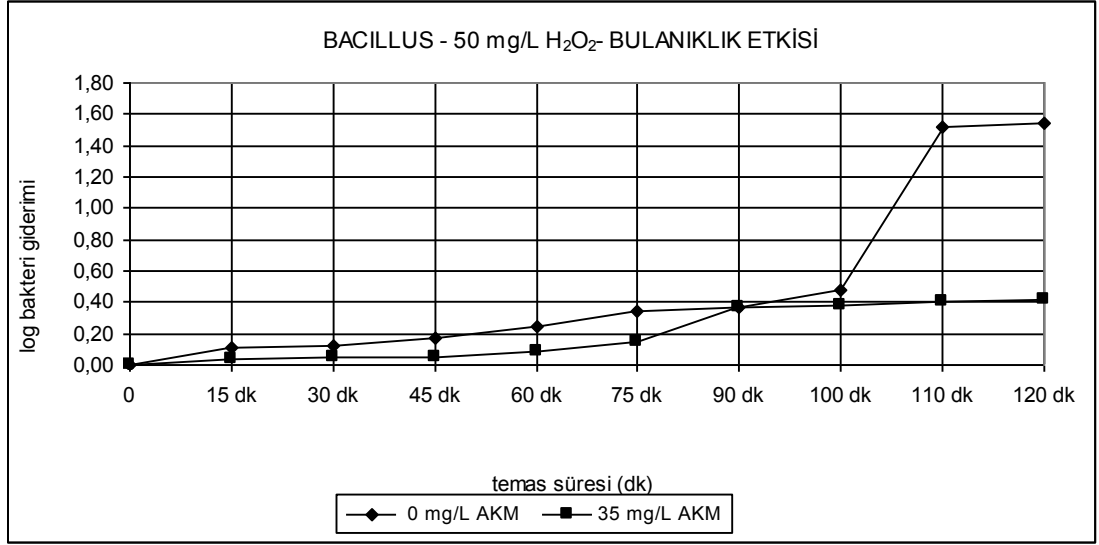


Şekil 3.11. Solar ışık proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*Bacillus subtilis*)

Şekil 3.11’ de *Bacillus subtilis* sporları üzerine uygulanan solar ışık prosesinin inaktivasyon etkisi görülmektedir. 120 dakika sonunda sadece 0,6-0,7 log civarında bir giderim gerçekleştirilebilmiştir. Nötral pH’ da ortama 35 mg/L konsantrasyonunda eklenmiş olan askıda madde, 120 dakikalık temas süresi boyunca giderim verimini çok fazla etkilememiştir.

Bazı patojenler ısıtma, klorlama gibi klasik yöntemlere ve UV radyasyona karşı daha fazla direçlidirler. Örneğin *Bacillus subtilis*; protein esaslı dış katmanı, peptidoglikan kabuğu ve sıkı çekirdek yapısı ile koruyucu bir endospor oluşturabilmekte ve yüksek sıcaklığı, güçlü asidik ya da bazik şartları tolere edebilmektedir. *Bacillus subtilis* sporlarını inaktive edebilmek için gerekli olan UV dozunun *E.coli* için gerekli olan dozdan 9 kat daha fazla olduğu raporlanmıştır (Sun ve ark. 2012). Sporları yok etmek amacıyla klor dioksit, hidrojen peroksit, hipoklorit gibi bazı oksitleyici kimyasallar kullanılmaktadır (Yong ve Setlow 2004).

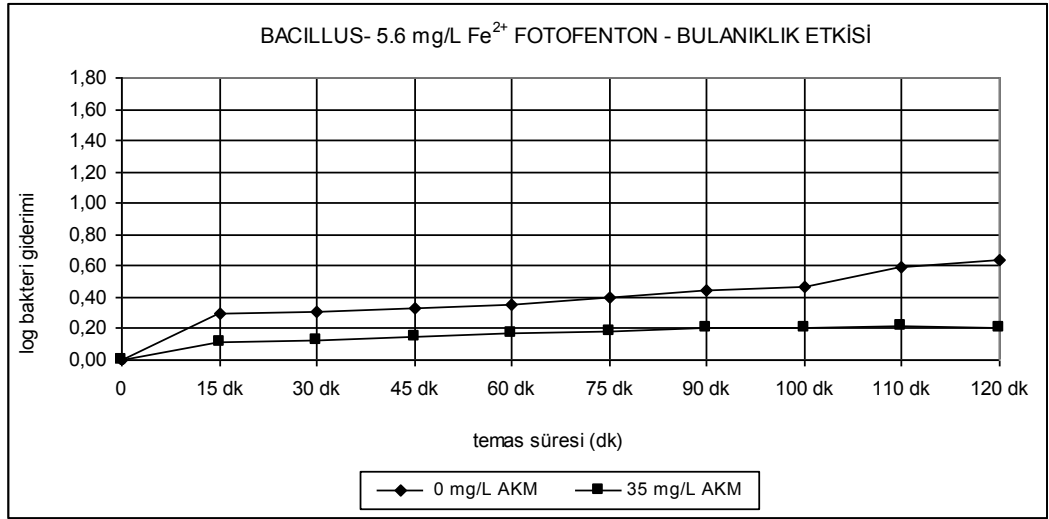
Şekil 3.12’ de *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonu için solar /H₂O₂ prosesinin 0 mg/L AKM ve 35 mg/L AKM ile giderim verimlerindeki değişiklik gösterilmiştir.



Şekil 3.12. Solar /H₂O₂ proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*Bacillus subtilis*)

Şekil 3.12’ de; nötral pH da ve Solar/H₂O₂ prosesinde, 0 mg/L AKM değerinde 1-log üzerinde bir giderim sağlanıp bakteri sayısı 10⁴ seviyesinden 10³ seviyesine indirilmişken ortamdaki AKM değerinin 35 mg/L’ ye artırılması sonucunda kaydadeğer bir giderim elde edilemediği görülmektedir. Solar ışık prosesi ile karşılaştırıldığında solar/ H₂O₂ prosesinde 35 mg/L askıda katı maddenin etkisi daha net görülebilmektedir. Ortamda solar ışık dışında H₂O₂ bulunmasına rağmen giderimin yine de düşük gerçekleştiği gözlenmiştir. Riesenmann ve Nicholson’a (2000) göre, sporlar kılıf olarak adlandırılan protein tabakasına sahiptirler ve pek çok fiziksel ve kimyasal ajana olan dirençlerini bu tabakaya borçludurlar. Spor kılıfı, ya hidrojen peroksit için bir bariyer görevi görür ve hedef bölgelere ulaşmasını engeller ya da hidrojen peroksit, kılıf yapısındaki proteinler ile reaksiyona girer ve etkili konsantrasyonu, hedef bölgelere ulaşmadan azalır.

Şekil 3.13’ te *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonu için solar /foto-fenton prosesinin 0 mg/L AKM ve 35 mg/L AKM ile giderim verimlerindeki değişiklik gösterilmiştir.



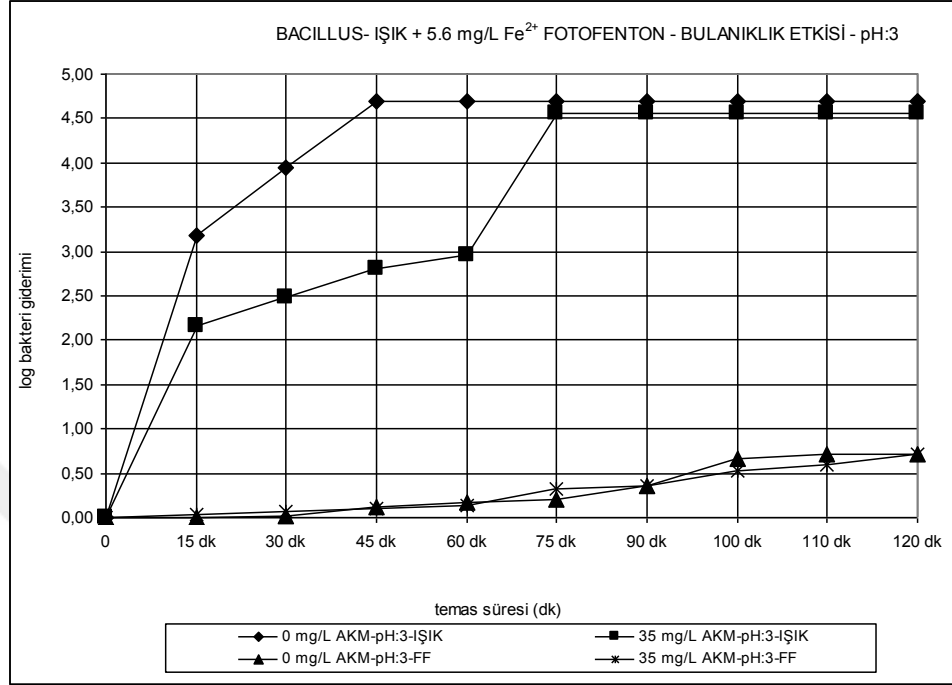
Şekil 3.13. Solar / foto-fenton proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*Bacillus subtilis*)

Bacillus subtilis sporları için uygulanan Solar foto-fenton prosesinde de nötral pH da 120 dk sonunda verimli bir giderim gerçekleştirilememiş olup 0 mg/L AKM ve 35 mg/L AKM değerleri için deney sonucunda log bakteri giderimleri sırasıyla 0,6 log ve 0,2 log civarında gözlenmiştir. Bu proseste verimin çok daha düşük gözlenmesinde Fe²⁺ iyonlarının suda oluşturduğu bulanıklık ile solar ışığın etkisinin engellendiği düşünülmektedir.

Foto-fenton ile dezenfeksiyonda karşılaşılan ilk problem, kirleticiler ve ligandlar arasındaki hidroksil radikali rekabetidir. Ligandlar çözültide demirin devamlılığını sağlarlar. Organik ligandlar oksitlendiği takdirde, nötral pH'ta çözülti içerisinde demir kalmaz. Diğer bir problem ise pH'tır. Düşük pH fenton prosesleri için önemlidir. Oysaki, pH 3 civarında, pek çok mikroorganizma, ek bir arıtmaya gerek olmadan yok olmaktadır (Malato ve ark. 2009). Fenton prosesi ile yapılan çalışmalarda, çoğunlukla optimum pH olarak 3 bulunmuştur. Daha düşük pH'larda [Fe⁺²(H₂O)]⁺² oluşumu meydana geldiğinden daha az hidroksil radikali üretilmektedir. pH>4 olması halinde Fe⁺² komplekslerinin oluşumundan dolayı parçalanma hızı azalır.

Bacillus subtilis sporları için uygulanan asidik deney şartlarında pH:3 olarak ayarlanmıştır. Solar ışık ve solar/foto-fenton prosesleri, 0 mg/L AKM ve 35 mg/L AKM

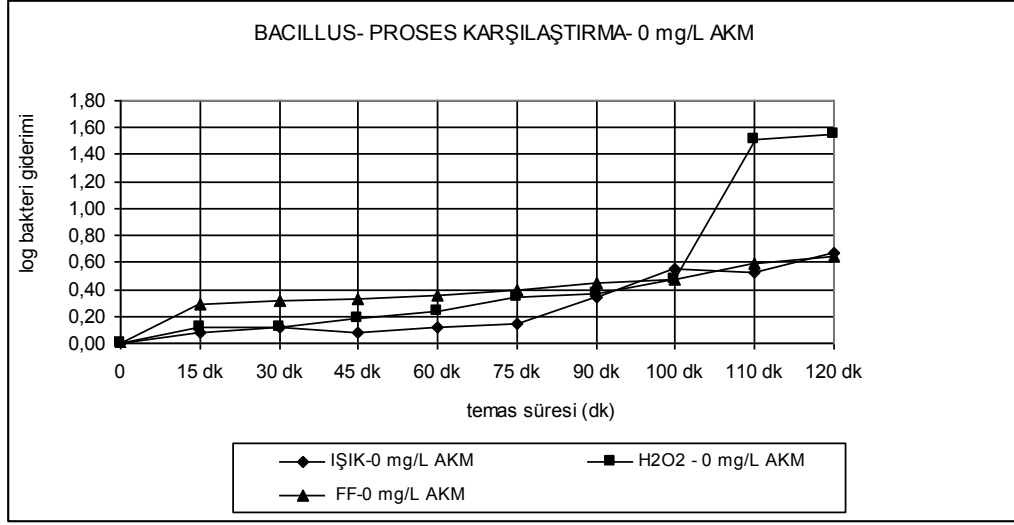
içeren atıksu üzerine uygulanmıştır. Her iki prosesin pH:3' teki giderim verimleri Şekil 3.14' te verildiği gibidir.



Şekil 3.14. Solar /ışık ve solar/foto-fenton proses veriminin atıksuyun bulanıklık değeri ile değişimi (*Bacillus subtilis* -pH=3)

Şekil 3.14'te görüldüğü üzere; solar ışık prosesi için giderim veriminde ciddi bir artış gözlenmiş olup 0 mg/L AKM değerinde 45. dakikada, 35 mg/L AKM değerinde ise 75. dakikada ortamdaki bakterinin tamamı giderilmiştir. Aynı pH değerinde uygulanan solar foto-fenton prosesinde ise 0 mg/L AKM değerinde 110. dakikada 0,7 log, 35 mg/L AKM değerinde ise 120. dakikada 0,7 log giderim ile kaydadeğer bir giderim olmadığı söylenebilir.

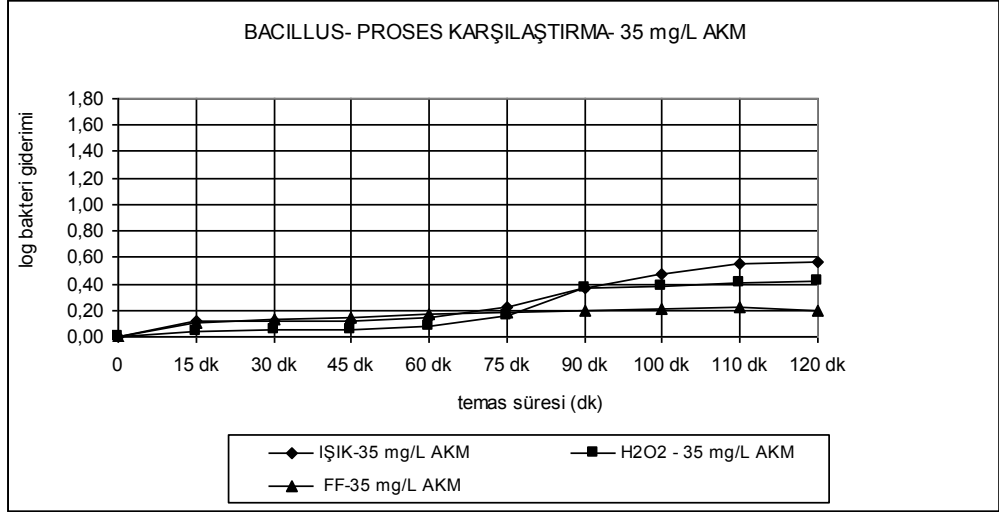
Şekil 3.15 ve 3.16' da *Bacillus subtilis* sporları inaktivasyonu için uygulanan solar ışık, solar/ H₂O₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin log bakteri giderimi açısından karşılaştırılmaları verilmiştir. Şekil 3.15 nötral pH ve 0 mg/L AKM içeren deney şartlarını göstermektedir.



Şekil 3.15. 0 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H₂O₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin *Bacillus subtilis* giderimleri

Şekil 3.15’ te görüldüğü üzere nötral pH’ ta ve ortamda askıda katı maddenin bulunmadığı deney şartlarında yaklaşık 1-log gibi düşük bir giderim olsa da solar/ H₂O₂ prosesinin diğerlerine göre daha etkili olduğu gözlenmektedir. *Bacillus subtilis* sporları için nötral şartlarda 0 mg/L AKM içeren atıksu ile çalışılan üç prosesin de *Bacillus subtilis* sporlarının giderimi için yeterli olmadığı görülmektedir. Her üç proses te 120 dakikalık temas süresi sonunda kaydadeğer bir inaktivasyon değerine ulaşılmasını sağlayamamıştır.

Şekil 3.16 nötral pH ve 35 mg/L AKM içeren deney şartlarını göstermektedir.



Şekil 3.16. 35 mg/L bulanıklık değeri için solar ışık, solar/H₂O₂ ve solar/foto-fenton proseslerinin *Bacillus subtilis* giderimleri

Şekil 3.16' daki veriler incelendiğinde 35 mg/L AKM içeren atıksuda; solar ışık, solar/H₂O₂ ve solar/foto-fenton prosesleri ile ortamdaki *Bacillus subtilis* sporlarının çok küçük bir kısmının giderildiği görülmektedir. 120 dakikalık temas süresi sonunda solar ışık prosesi ile yaklaşık 0,6-log, solar / H₂O₂ prosesi ile yaklaşık 0,4 log ve solar/foto-fenton prosesi ile de yaklaşık 0,2-log giderim gerçekleşmiştir. Her üç proses için de kaydadeğer bir bakteri giderimi elde edilememiş olsa da üç proses arasında karşılaştırma yapılırsa solar ışık prosesinin diğerlerine göre daha etkili olduğu söylenilebilir.

5. SONUÇ

1. Yapılan bu çalışma ile atıksuyun bulanıklığının solar ışık, solar/ H₂O₂ ve solar/foto-fenton dezenfeksiyonundaki önemi ortaya konmuştur.
2. Yapılan deneyler sonucunda, bulanıklığın güneş ışığının direkt temasını engelleyerek etkisini azalttığı ve buna bağlı olarak ta giderim verimini düşürdüğü gözlenmiştir.
3. *E.coli* ile yapılan deneylerde tüm prosesler için bulanıklık değerinin artışı giderim verimini olumsuz etkilemiş olup özellikle 150 mg/L AKM değerinde *E.coli* inaktivasyonu ciddi oranda azalmıştır.
4. Yapılan deneyler sonucunda *E.coli* için 0 mg/L AKM, 35 mg/L AKM ve 150 mg/L AKM değerlerinde en yüksek giderim verimleri solar/foto-fenton prosesinde gözlenmiştir. *E.coli* için tüm AKM değerlerinde ve nötral şartlarda proseslerin verimlilikleri karşılaştırılacak olunursa solar/foto-fenton > solar/H₂O₂ > solar ışık sonucuna varılmaktadır.
5. Yapılan bu çalışma ile *Bacillus subtilis* sporlarının nötral şartlarda oldukça dirençli bir bakteri türü olması sebebiyle, uygulanan proseslerde 120 dakikalık temas süresi boyunca ciddi bir giderim gerçekleşmediği görülmektedir.
6. *Bacillus subtilis* sporları için solar/ışık ve solar/foto-fenton proseslerinde 0 mg/L AKM ve 35 mg/L AKM değerlerinde bir değişiklik gözlenmemişken solar/H₂O₂ prosesinde 35 mg/L AKM değeri 0 mg/L AKM değerine göre temas süresini 10 dakika uzatarak aynı logaritmik giderime ulaşmıştır.
7. *Bacillus subtilis* sporları için 0 mg/L AKM değerinde ve nötral şartlarda proseslerin verimlilikleri karşılaştırılacak olunursa solar/H₂O₂ > solar/ışık > solar/foto-fenton; 35 mg/L AKM değerinde ve nötral şartlarda proseslerin verimlilikleri karşılaştırılacak olunursa solar/ışık > solar/H₂O₂ > solar/foto-fenton sonucuna varılmaktadır.
8. Verilere dayanarak söylenilebilir ki *Bacillus subtilis* sporlarının inaktivasyonunun bulanıklık artışından en az etkilendiği proses solar/ışık prosesi olmuştur.
9. pH'ın prosesler üzerine etkisini değerlendirebilmek amacıyla *Bacillus subtilis* sporları ile pH:3' te yapılan denemelerde ise solar/ışık prosesi ile 0 mg/L AKM

değerinde 45. dakikada, 35 mg/L AKM değerinde ise 75. dakikada 4-log giderim gerçekleşerek ortamdaki bakterinin tamamının inaktive edildiği tespit edilmiştir.

10. pH:3' te *Bacillus subtilis* için çalışılan solar/foto-fenton prosesinde ise 120 dakikalık temas süresi sonunda ancak 0,7 log'luk bir giderim gerçekleşebilmiştir.

11. Solar simülâtör altındaki atıksu örnekleri tüm çalışmalarda beyaz zemin üzerine yerleştirilmiştir. Beyaz zeminden dönen solar ışık ile alüminyum folyo üzerinden dönen solar ışığın bakteri inaktivasyonu üzerindeki etkisini tespit edebilmek amacıyla *E.coli* bakterisi için solar/ışık, solar/H₂O₂ ve solar/foto-fenton prosesleri 0 mg/L AKM değeri ile alüminyum folyo kullanılarak ta uygulanmıştır. Yapılan deneyler sonucunda solar/ışık ve solar/H₂O₂ proseslerinde alüminyum folyo kullanılması ile bakteri inaktivasyonu hızlanmışken, solar/foto-fenton prosesinde değişmediği gözlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Acra A., M. Jurdi, H. Mu`allem, Y. Karahagopian, Z. Raffoul, 1990.** Water Disinfection by Solar Radiation: Assessment and Application. International Development Research Centre (IDRC – Canada), PO Box 8500, Ottawa, Ont., Canada K1G 3H9
- Alkan, U. 2005.** Çevre Mikrobiyolojisi Ders Notları (yayınlanmamış), Uludağ Üniversitesi, Bursa, 104 s.
- Alkan, U. 2010.** Çevre Mikrobiyolojisi Ders Notları (yayınlanmamış), Uludağ Üniversitesi, Bursa, 166 s.
- Altınışık, M. 2000.** Serbest Oksijen Radikalleri ve Antioksidanlar. <http://www.mustafaaltinisik.org.uk/21-adsem-01.pdf> (Erişim tarihi: 30.06.2014).
- Anonim, 1998.** Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 th Edition, American Public Health Association, (APHA) Washington D.C.
- Anonim, 1998.** Advanced Photochemical Oxidation Process, Handbook, US. EPA, Washington, DC.
- Anonim, 2001.** Guidelines for Testing of Chemicals, Simulation Test-Aerobic Sewage Treatment, 303A, OECD, France.
- Anonim, 2002.** Otago Polytechnic Drinking Water Assessors Course US 18453-Disinfection, Water ITO, Otago Polytechnic, USA.
- Araña J, Herrera Melián J.A., Doña Rodríguez J.M., González Díaz O, Viera A, Pérez Peña J, Marrero Sosa P.M., Espino Jiménez V. 2002.** TiO₂-photocatalysis as a tertiary treatment of naturally treated wastewater. *Catal Today* 76 (2–4):279–289
- Ardıç, N. 2007.** İçme Sularında Parazit ve Diğer Patojenlere Karşı Dezenfeksiyon Uygulamaları ve Ara Konaklarla Mücadelede Kullanılan Kimyasallar. 5. Ulusal Sterilizasyon Dezenfeksiyon Kongresi Bildirisi, Antalya, 4-8 Nisan 2007, sayfa 353-365.
- Ateşli, A. 2006.** Humik Maddelerin İçme Suyu Dezenfeksiyonu Prosesine Etkileri. Yüksek lisans tezi (yayınlanmamış), Bursa, 103 s.
- Bak J., Ladefoged S.D., Begovica T., Winding, A. 2010.** UVC fluencies for preventative treatment of *Pseudomonas aeruginosa* contaminated polymer tubes. *The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research* 26, 821-828
- Barbier M.J., Nguyen B. 1996.** *Techinques de l' Ingénieur* J1 - 1
- Begum M., Hocking A.D., Miskelly D. 2009.** Inactivation of food spoilage fungi by ultra violet (UVC) irradiation. *International Journal of Food Microbiology* 129, 74-77
- Bintsis E., Litopoulou-Tzanetaki R.K., Robinson J. 2000.** Existing and potential applications of ultraviolet light in the food industry - A critical review. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 80, 637-645
- Blake D.M., Maness P.C., Huang Z, Wolfrum E.J., Huang J, Jacoby W.A. 1999.** Application of the photocatalytic chemistry of titanium dioxide to disinfection and the killing of cancer cells." *Sep Purif Methods* 28 (1):1–50
- Block S.S., Seng V.P., Goswami D.W. 1997.** *J. Sol. Energy Eng.* 119:85–91
- Bolton, J. R. 2001.** Ultraviolet Applications Handbook. Bolton Photosciences Inc.628 Cheriton Cres. NW, Edmonton, AB, Canada, T6R 2M5.
- Cadet J., Anselmino C., Douki T., Voituriez L. 1992.** Photochemistry of nucleic acids in cells. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 15, 277-298
- Cairns, W.L. 1993.** Comparing disinfection by Ultraviolet light and Chlorination-The implications of mechanism for practice. Proceeding of the WEF specialty conference on

planning, Design and operations of effluent disinfection systems, Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, 555-566 p.

Carey J.H., Oliver B.G. 1980. The photochemical treatment of wastewater by ultraviolet irradiation of semiconductors. *Water Pollut Res J Can* 15 (2):157–185

Carey J.H., Lawrence J, Tosine H.M. 1976. Photodechlorination of PCB's in the presence of titanium dioxide in aqueous suspensions. *Bull Environ Contam Toxicol* 16 (6):697–701

Chan D.W.T., Law K.C., Kwan C.H.S., Chiu W.Y. 2005. Application of an air purification system to control air-borne bacterial contamination in a university clinic. *Trans Hong Kong Inst Eng* 12 (1):17–21

Cho I.H., Moon I.Y., Chung M.H., Lee H.K., Zoh K.D. 2002. *Water Sci. Technol.: Water Supply* 2, 181

Cho M., Y. Lee, H. Chung, J. Yoon, 2004. *Appl. Environ. Microb.* 70 - 1129–1134

Chong M.N., Jin B., Chow C.W.K, Saint C. 2010. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. *Wat Res* 44 (10):2997–3027

Christophersen, A. G., Jun, H., Jorgensen, K., Skibsted, L. H. 1991. Photobleaching of astaxanthin and canthaxanthin: quantum-yields dependence of solvent, temperature, and wavelength of irradiation in relation to packaging and storage of carotenoid pigmented salmonoids. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*, 192:433-439

Cooper R. C. 2012. Personal communication, Bio Vir Laboratories, Benicia, CA

Crompton D. W. T. 1999. How much human helminthiasis is there in the World? *J. Parasitol.*, 85, 379 – 403

Crook J. 1998. Water reclamation and reuse criteria. Chap 7, T. Asano (ed.) *Water Reclamation and Reuse*, Technomic Publishing Co., Ltd. Lancaster, PA

Dillert R., Siemon U., Bahneman D. 1998. *Chem. Eng. Technol.* 21, 356

Dorè M. 1989. Chimie des Oxydants et Traitement des Eaux. Lavoisier, Paris, 250pp

Downes A., Blunt T.P. 1877. *Proc. R. Soc. London* 26, 488

Eisenstark A. 1998. Bacterial gene products in response to near-ultraviolet radiation.” *Mutat. Res.* 422, 85–95

Eroğlu, V. 1995. Su tasfiyesi, İTÜ, İstanbul, s. 7-10245-258

Feachem R.G., D.J. Bradley, H. Garelick and D.D. Mara, 1983. *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management.* Published for the World Bank by John Wiley and Sons, New York

Fernández-Ibáñez P., Blanco J., Sichel C., Malato S. 2005. *Catal. Today* 101, 345

Feuerstein O., D. Moreinos, D. Steinberg, 2006. Synergic antibacterial effect between visible light and hydrogen peroxide on *Streptococcus mutans*. *The Journal of Antimicrobial Chemotherapy* 57, 872–876

Frank S.N., Bard A.J. 1977. Heterogeneous photocatalytic oxidation of cyanide and sulfite in aqueous solutions at TiO₂ powders. *J Am Chem Soc* 99 (1):303–304

Fernández-Ibáñez P., Blanco J., Malato S., de las Nieves F.J., (2003) *Water Res.* 37, 3180

Fridovich I. 1995. Superoxide radical and superoxide dismutases.” *Annu. Rev. Biochem.* 64 97–112

Fujishima A, Honda K. 1972. Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode. *Nature* 238 (5358):37–38

Fujishima A, Rao TN, Tryk DA. 2000. Titanium dioxide photocatalysis. *J. Photochem. Photobiol. C.* 1 (1):1–21

- García-Fernández I., Polo-López M.I., Oller I., Fernández-Ibáñez 2012.** Bacteria and fungi inactivation using Fe⁺³/sunlight, H₂O₂/sunlight and near neutral photo-Fenton: A comparative study. *Applied Catalysis B: Env* 121, 122:20 – 29
- Gill L.W., McLoughlin O.A. 2007.** *Sol. Energy Eng.* 129, 111
- Goldstein D., Y. Aschengrau, J. Diamant, J. Rabani 2007.** *Environmental Science & Technology* 41, 7486–7490
- Goswami D.Y., Trivedi D.M., Block S.S. 1997.** Photocatalytic disinfection of indoor air. *Trans Am Soc Mech Eng* 119:92–96
- Green C.F., Scarpino P.V., Jensen, P., Jensen N.J., Gibbs S.G. 2004.** Disinfection of selected *Aspergillus* spp. using ultraviolet germicidal irradiation. *Canadian Journal of Microbiology* 50, 221-224
- Guillon S., de Laat J., Dorè M., Duguet J.P., Bonnel C. 1988.** *Revue des Sciences de l' Eau.* 1, 85
- Guillon S., Thibaudeau, D., Meallier. 1996.** Free Radical Formation Induced by Ozonation of Humic Substances in Aqueous Medium. *Catalysis today.* 29,323-327.
- Gutteridge J.M. 1982.** The role of superoxide and hydroxyl radicals in phospholipid peroxidation catalysed by iron salts. *FEBS Lett.* 150 (2) 454–458
- Gürses, F., 2004.** Antibiyotik formülasyon atıksularının fenton-benzeri ve fotofenton-benzeri ileri oksidasyon prosesleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi. İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Maslak, İstanbul.
- Hancock G.G., Davis E.M. 1999.** Regrowth potential of coliforms after UV disinfection of municipal wastewater. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 34, 1737-1743
- Hartman P.S., Eisenstark A. 1978.** Synergistic killing of *Escherichia coli* by near-UV radiation and hydrogen peroxide: distinction between recA-repairable and recA-nonrepairable damage. *Journal of Bacteriology* 133, 769–774
- Hawaii Department of Health. Hawaii Administrative Rules, (2000) Water Quality Standards 11-54-08, Honolulu, Hawaii
- Henle E.S. and Linn S. 1997.** Formation, prevention, and repair of DNA damage by iron/ hydrogen peroxide. *J. Biol. Chem.* 272 (31) 19095–19098
- Herrera J.A., Doña J.M., Vieira A., Tello E., Valdès C., Arana J., Pèrez J. 2000.** *Chemosphere* 41, 323
- Hoerter J., A. Pierce, C. Troupe, J. Epperson, A. Eisenstark, 1996.** Role of enterobactin and intracellular iron in cell lethality during near-UV irradiation in *Escherichia coli*. *Photochem. Photobiol.* 64 (3) 537–541
- Huang Z., Maness P., Blake D.M., Wolfrum E.J., Smolinski S.L., Jacoby W.A. 2000.** *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.* 130, 163
- Hugo H.J., Malan A.P. 2010.** Occurrence and control of plant-parasitic nematodes in irrigation water: A review. *South African Journal for Enology and Viticulture* 31, 169-180
- Imlay J.A. 2003.** Pathways of oxidative damage. *Annu. Rev. Microbiol.* 57 (1) 395–418
- Imlay J.A. 2008.** Cellular defenses against superoxide and hydrogen peroxide. *Annu. Rev. Biochem.* 77 (1) 755–776
- Jacoby W.A., Maness P.C., Wolfrum E.J., Blake D.M., Fennell J.A. 1998.** Mineralization of bacterial cell mass on a photocatalytic surface in air. *Environ Sci Technol* 32 (17):2650–2653

- Johnson C.J., D. McKenzie, J.A. Pedersen and J.M. Aiken, 2011.** Meat and bone meal and mineral feed additives may increase the risk of oral prion disease transmission, *J. Toxicol. Environ. Health*, 74, 161 – 166
- Jones C.W. 1999.** Applications of Hydrogen Peroxide and Derivatives. Royal Society of Chemistry, 224 p.
- Kehoe S.C., Barer M.R., Devlin L.O., McGuigan K.C. 2004.** *Lett. Appl. Microbiol.* 38, 410
- Kestioğlu K. 2001.** Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi Boyutlandırma Kriterleri, Uludağ Üniversitesi, ISBN 975-564-114-9, Bursa, sf 261-266
- Kılınç, K., Kılınç, A. 2002.** Oksijen Toksisitesinin Aracı Molekülleri Olarak Oksijen Radikalleri. *Hacettepe Tıp Dergisi*; 33(2): 110 – 118.
- Klamerth N., S. Malato, A. Agüera, A. Fernández-Alba, 2013.** *Water Res.* 47, 833–840
- Koivunen, J., Tanski, H-T. 2005.** Inactivation of Enteric Microorganisms with Chemical Disinfectants, UV Irradiation and Combined Chemical/UV Treatments. *Water Research*, 39:1519-1526.
- Kristin Øye, A., Rimstad, E. 2001.** Inactivation of infectious salmon anaemia virus, viral haemorrhagic septicaemia virus and infectious pancreatic necrosis virus in water using UVC irradiation. *Diseases of Aquatic Organisms* 48, 1-5
- Kruszewski M. 2003.** Mutation Research: Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis. 531, 81–92
- Kurth J., Waldmann R., Heith J., Mausbach K., Burian R. 1999.** Efficient inactivation of viruses and mycoplasma in animal sera using UVC irradiation.” *Developments in Biological Standardization* 99, 111-118
- Kühn K.P., Chaberny I. F., Massholder K., Stickler M., Benz V.W., Sonntag H.G., Erdinger L. 2003.** Disinfection of surfaces by photocatalytic oxidation with titanium dioxide and UVA light. *Chemosphere* 53, 71-77
- Lee S.H., Pumprueg S., Moudgil B., Sigmund W. 2005.** *Colloids Surf. B: Biointerfaces* 10, 93
- Lee K.J., Kim K.J., B.H., Hong, J. E., Pyo H.S., Park S-J., Lee D.W. 2001.** A Study on the Distribution of Chlorination By-Products (CPBs) in Treated Water in Korea. *Water Res.* 35(12), 2861-2872.
- Lin C.Y., Li C.S. 2003a.** Effectiveness of titanium dioxide photocatalyst filters for controlling bioaerosols. *Aerosol Sci Technol* 37 (2):162–170.
- Lin C.Y., Li C.S. 2003b.** Inactivation of microorganisms on the photocatalytic surfaces in air. *Aerosol Sci Technol* 37 (12):939–946
- Lonnen J., Kilvington S., Kehoe S.C., Al-Touati F., McGuigan K.G. 2005.** *Water Res.* 39, 877
- Luo Y., Z. Han, S. Chin, S. Linn, 1994.** Three chemically distinct types of oxidants formed by iron-mediated Fenton reactions in the presence of DNA. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 91 (26) 12438–12442
- Madigan M.T., J.M. Martinko, P.V. Dunlap and D.P. Clark. 2009.** *Brock Biology of Microorganisms*, 12th ed., Pearson Benjamin Cummings, San Francisco, CA.
- Mailhot G., M. Sarakha, B. Lavedrine, J. Caceres, S. Malato, (2002) *Chemosphere* 49, 525–532
- Makowski A, Wardas W 2001.** Photocatalytic degradation of toxins secreted to water by cyanobacteria and unicellular algae and photocatalytic degradation of the cells of selected microorganisms. *Curr Top Biophys* 251:19–25

- Malato S., P. Fernández-Ibáñez, M.I. Maldonado, J. Blanco, W. Gernjak, 2009.** Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. *Catal. Today* 147, 1–59
- Maria Klavarioti, Dionissios Mantzavinos, Despo Kassinou, 2009.** Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes, *Environment International*, 35, 2, 402-407
- Martín-Domínguez A., Alarcón-Herrera M.T., Martín-Domínguez R.R., González-Herrera A. 2005.** *Sol. Energy* 78, 31
- Matsunaga T. 1985.** Sterilization with particulate photoconductor. *J Antibact Antifung Agents* 13:211–220
- Matsunaga T, Tomoda R, Nakajima T, Wake H. 1985.** Photoelectrochemical sterilization of microbial cells by semiconductor powders. *FEMS Microbiol Lett* 29(1–2):211–214
- McGuigan K.G., Joyce T.M., Conroy R.M. 1999.** *J. Med. Microbiol.* 48, 765
- Meriç, S., Topacık, D., 1996.** Arıtma tesisi çıkış sularının UV ile dezenfeksiyonu, 1. Uludağ üniversitesi sempozyumu, s.153-154, Bursa.
- Metcalf & Eddy. 2004.** Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. 4th edition, p.1220-1223.
- Méndez F., Castro J.A., Ares E., Kehoe S.C., McGuigan K.G. 2005.** *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 1653
- Moncayo-Lasso A., R. Torres-Palma, J. Kiwi, N. Benítez, 2008.** *Appl. Catal. B: Environ.* 84, 577–583
- Nadtochenko V.A., Rincón A.G., Stanca S.E., Kivi J. 2004.** *J. Photochem. Photobiol. A Chem.* 169, 131
- Ortega-Gómez E., Ballesteros Martín M.M., Esteban García, Sánchez Pérez J.A., Fernández Ibáñez 2014.** Solar photo-Fenton for water disinfection: An investigation of the competitive role of model organic matter for oxidative species. *App. Cat. B. Env.* 148 – 149:484 – 489
- Oturan M.A. 1999.** Dèpollution des eaux chargées de matières organiques toxiques- Traitement in situ par électrochimie indirecte.” *Journées d’ Electrochimie* CO 43, Toulouse
- Parsons S. 2004.** *Advanced Oxidation Process for Water and Wastewater Treatment.* CRC Press, London, UK.
- Pelczar, M.J., Chan, E.C.S., Krieg, N.R. 1993.** Microbiology Concepts and Applications. Mc-Graw Hill, Inc., USA.
- Pignatello J.J., E. Oliveros, A. McKay, 2006.** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 36, 1–84
- Polo-López M.I., I. García-Fernández, I. Oller, P. Fernández-Ibáñez, 2011.** *Photochemical & Photobiological Sciences* 10, 381–388
- Riesenman, P.J., W.L. Nicholson. 2000.** Role of the Spore Coat Layers in *Bacillus subtilis* Spores Resistance to Hydrogen Peroxide, Artificial UV-C, UV-B, and Solar UV Radiation. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(2):620-626.
- Rincón A.G., Pulgarin C. 2005.** Use of coaxial photocatalytic reactor (CAPHORE) in the TiO₂ photo-assisted treatment of mixed *E.coli* and *Bacillus* sp. and bacterial community present in wastewater. *Catal. Today* 101, 331-344
- Rincón A.G., Pulgarin C. 2007.** Fe³⁺ and TiO₂ Solar-Light-Assisted Inactivation of *E.Coli* at Field Scale: Implications in Solar Disinfection at Low Temperature of Large Quantities of Water, *Catalysis Today*, 122(1-2):128–136.

- Roberts L.S. and J Janovy, Jr. (1996) *Foundations of Parasitology*, 5th ed, WCB, Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, IA.
- Rose J. B. and C.P. Gerba 1991.** Assessing potential health risks from viruses and parasites in reclaimed water in Arizona and Florida, USA. *Water Sci Technol.*, 23, 2091 – 2098
- Samsunlu,A. 2006.** Atıksuların Arıtılması, Syf. 13-14.
- S.B. Young, P. Setlow 2004.** Mechanisms of *Bacillus subtilis* spore resistance to and killing by aqueous ozone. *Journal of Applied Microbiology* 2004, 96, 1133–1142
- Selma M.V., Allende A., Lopez-Galvez F., Conesa M.A., Gil M.I. 2008.** Heterogeneous photocatalytic disinfection of wash waters from the fresh-cut vegetable industry. *J Food Prot* 71(2):286–292
- Seltsam A., Müller T.H. 2011.** UVC Irradiation for pathogen reduction of platelet concentrates and plasma.” *Transfusion Medicine and Hemotherapy* 38, 43-54
- Shiraishi F, Toyoda K, Fukinbara S, Obuchi E, Nakano K. 1999.** Photolytic and photocatalytic treatment of an aqueous solution containing microbial cells and organic compounds in an annularflow reactor. *Chem Eng Sci* 54(10):1547–1552
- Sichel C., P. Fer`nandez-Ibàñez M., de Cara and J. Tello, 1994.** Lethal synergy of solar UV-radiation and H₂O₂ on wild *Fusarium solani* spores in distilled and natural well water. *Water Res.*, 2009, 43, 1841–1850
- Sinton L.W., Davies R.J., Bell R.G. 1994.** *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 2040
- Sjogren J.C., Sierka R.A. 1994.** Inactivation of phage MS2 by ironaided titanium dioxide photocatalysis. *Appl Environ Microbiol* 60(1):344–347
- Smirnov Y.A., Kapitulets S., Amitina N.N., Ginevskaya V.A., Kaverin N.V. 1991.** Effect of UV-irradiation on rotavirus. *Acta Virologica* 35:1-6
- Spluher D., J.A. Rengifo-Herrera, C. Pulgarín, 2010.** The effect of Fe²⁺, Fe³⁺, H₂O₂ and the photo-Fenton reagent at near neutral pH on the solar disinfection (SODIS) at low temperatures of water containing *Escherichia coli* K12. *Appl. Catal. B: Environ.* 96, 126–141
- Sunada K., Kikuchi Y., Hashimoto K., Fujishima A. 1998.** *Environ. Sci. Technol.* 32 - 726
- Şengül, B. 2009.** İçme Suyu Dezenfeksiyonuna Yan Ürün Oluşturmayan Metotların Verimliliği.
- Şengül, F., E.Y. Küçükgül. 1997.** Çevre Mühendisliğinde Fiziksel-Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler, 4.Baskı, DEÜ Basım Ünitesi, İzmir,177 s.
- Teksoy, A. 2006.** İçme Sularından Organik Madde Giderimi ve Trihalometan Oluşumunun Önlenmesi için Arıtma Proseslerinin Optimizasyonu. Doktora Tezi (yayınlanmamış), Bursa, 133 s.
- Tünay, O. 1996.** Çevre mühendisliğinde kimyasal prosesler, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul,, s 53-79.
- Tyrrell R., C. Pourzand, J. Brown, V. Hejmadi, E. Kvam, S. Ryter, R. Watkin, 2000.** Cellular studies with UVA radiation: a role for iron. *Radiat. Prot. Dosim.* 91 (1–3) 37–39
- Tytler E., T. Wong, G. Codd, 1984.** Photoinactivation in vivo of superoxide dismutase and catalase in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *FEMS Microbiol. Lett.* 23 (2-3) 239–242
- United States Environmental Protection Agency. 1986.** *Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection*, Washington, D.C. EPA/625/1-86/021

- United States Environmental Protection Agency. 1996.** *Ultraviolet Light Disinfection Technology in Drinking Water Application - An Overview*. EPA 811-R-96-002, Office of Ground Water and Drinking Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- United States Environmental Protection Agency. 1999c.** *Wastewater Technology Fact Sheet Ultraviolet Disinfection*. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C., USA.
- USEPA 1999.** *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*. 815-R-99014.
- Uvbiama, R.D. 2006.** The Effect of Upstream treatment Processes on UV Inactivation on microorganisms in Filtered Drinking Water. MSc Thesis (unpublished). University of Alberta. P.1-155.
- Vidal A., Diaz A.I. 2000.** *Water Environ. Res.* 72, 271
- Wang, G.S., S.T. Hsieh, C.S. Hong. 2000.** Destruction of Humic Acid in Water by UV Light-Catalyzed Oxidation with Hydrogen Peroxide. *Water Research*, 34(15): 3882-3887.
- Wegelin, M., Canonica, S., Mechesner, K., Fleischermann, T., Pesaro, F., Metsler, A. 1994.** Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments. *J. Water SRT-Aqua* Vol.43, No.3, pp.154-169, 1994.
- White G.C. 1999.** *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*, 4th ed., John Wiley & Sons, Inc., New York
- WHO, 1988.** Health Guidelines For The Use Of Wastewater In Agriculture and Aquaculture. WHO Technical Report Series 778, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Wist J., Sanabria J., Dierolf C., Tores W., Pulgarin C. 2002.** *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.* 147, 241
- Yamagiwa, K., Tsujikawa, M., Yoshida, M., Ohkawa, A. 2002.** Disinfection kinetics of *Legionella pneumophila* by ultraviolet irradiation. *Water Science and Technology* 46 (11-12), 311-317.
- Yılmaz, D. 2005.** Arıtılmış Atıksuların Tarımsal Sulama Suyu Kriterleri Açısından Değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi (yayınlanmamış), Uludağ Üniversitesi, Bursa, 132 s.
- Zhang P., Scudato R.J., Germano G. 1994.** *Chemosphere* 28, 607

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Nesrin Denizli
Doğum Yeri ve Tarihi : Bursa, 24.12.1982
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Bursa Çelebi Mehmet Lisesi (1996-2000)
Lisans : Uludağ Üniversitesi- Fen Edebiyat Fakültesi - Kimya (2001-2005)
Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi – Müh.Mim. Fakültesi – Çevre Mühendisliği
(2011-2015)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl : Yeşim Tekstil A.Ş. , (2006-2010)
İletişim (e-posta) : nesfth@hotmail.com

