

*Derleme Makalesi - Review Article*

# Düzenli Depolama Alanlarından Sızıntı Suyunun Mikrodalga Işınlama ile Arıtılmasına Genel Bakış

## Overview of Treatment of Leachate from Landfill Sites by Microwaveirradiation

Ali Alhrishawi<sup>1\*</sup>, Şükrü Aslan<sup>2</sup>

*Geliş / Received: 07/01/2022*

*Revize / Revised: 15/06/2022*

*Kabul / Accepted: 01/08/2022*

### ÖZ

Artan kentleşme, yaşam standartlarının yükselmesi ve nüfus artışı, katı atık üretimini yükseltmektedir. Katı atıkların kaynağında etkin bir şekilde ayrıştırılması, organik atıkların düşük maliyet ve işletme kolaylığı ile düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmesini cazip kılmaktadır. Ancak, düzenli depolama sahalarından kaynaklanan karmaşık yapılara ve yüksek konsantrasyonda kirleticilere sahip olan sızıntı suları, çevresel bir sorun teşkil etmektedir. Sızıntı suyu biyolojik ve fiziksel/kimyasal yöntemlerle arıtılabilir. Arıtma hedeflerine bağlı olarak, düzenli depolama sahalarında genellikle birleşik sistemler uygulanır. Mikrodalga (MD) radyasyon teknolojisi, hızlı ve seçici ısıtma kapasitesi, gelişmiş organik karbon mineralizasyonu/ayırışması/çözünürlüğü ve amonyak-azotu buharlaşması nedeniyle atıksu ve sızıntı suyunun arıtılmasında son yıllarda yaygın olarak çalışılmaktadır. Sıcaklık yükselme hızı, hedef sıcaklık, uygulama süresi, MW gücü çöp sızıntı suyunun ayrışmasını etkiler. Çalışmalar, MW radyasyonunun diğer yöntemlerle kombinasyonunun, sızıntı suyundaki organik maddenin ayrışmasını artırdığını göstermiştir. İleri Oksidasyon Süreçlerinde (İOPS) güçlü serbest radikal oluşumu, sızıntı suyundaki organik maddelerin etkin ve güçlü bir şekilde çözünmesini sağlamaktadır. Hibrit MD-PS (persülfat)süreci, sızıntı suyu hacmi ve kirletici uzaklaştırma oranı dikkate alındığında, depolama sahası sızıntı suyunun arıtılması için uygulanabilir bir yöntem olarak görülmektedir. Bu derleme çalışmasında, düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı suyunun arıtımında uygulanan MD süreci güç tüketimi, verimlilik ve işletme maliyeti açısından incelenmiştir. Ayrıca sızıntı suyu arıtımında daha etkin ve verimli kombine MD/İOS süreçleri değerlendirilmiştir.

**Anahtar Kelimeler-** *Dezentegrasyon, Hibrit MD/İOS süreci, MD radyasyonu, Sızıntı suyu arıtımı*

### ABSTRACT

Increasing urbanization, rising living standards, and population growth are increasing the rate of solid waste production. An effectively source separation of solid wastes makes attractive to dispose of organic wastes in a landfill area with a low cost and ease of operation. However, the leachates, which have complex structures and high concentration of pollutants, originating from landfill sites poses an environmental problem. The leachate could be treated by biological and physical/chemical methods. Depending on the treatment goals, integrated systems are often applied in the sanitary landfill sites. Microwave (MW) radiation technology is widely studied in the treatment of wastewater and leachate in recent years due to its rapid and selective heating capacity, enhanced organic carbon mineralization/decomposition/solubility and ammonia-nitrogen evaporation. The rate

<sup>1\*</sup>Sorumlu yazar iletişimi: [alihussin2294@uomisan.edu.iq](mailto:alihussin2294@uomisan.edu.iq) (<https://orcid.org/0000-0003-4099-9042>)

*Department of Civil Engineering, College of Engineering, Misan University, Iraq*

<sup>2</sup>İletişim: [saslan@cumhuriyet.edu.tr](mailto:saslan@cumhuriyet.edu.tr) (<https://orcid.org/0000-0001-8735-8029>)

*Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 58140, Sivas, Türkiye*

of temperature rise, target temperature, application time, and power of MW affects the decomposition of landfill leachate. Studies indicated that the combination of MW radiation with other methods enhanced the decomposition of organic matter in the leachate. Formation of strong free radical in the Advanced Oxidation Processes (AOPs) process ensures effective and powerful dissolution of organic substances in the leachate. The hybrid MW-PS (persulphate) process is seen as an applicable method for the treatment of landfill leachate, considering the leachate volume and pollutant removal rate. In this review study, the MW process applied in the treatment of leachate generated in the landfill area was examined in terms of power consumption, efficiency, and operating cost. In addition, more effective and efficient combined MW/AOPs processes in the leachate treatment were also evaluated.

**Keywords-** *Disintegration, Hybrid MW/AOP processes MW radiation, Landfill leachate treatment*

## I. GİRİŞ

Gereksiz veya istenmeyen yan ürünler ve atık oluşumu, çoğu üretim işleminin kaçınılmaz bir sonucudur. Küresel ölçekte yılda  $7-9 \times 10^9$  ton atık üretilmektedir. Belediye katı atıkları, evlerden kaynaklanan belirli bir atık kategorisidir ve raporlama standardına bağlı olarak ticari ve endüstriyel atıklar içerebilir [1]. Dünya Bankası istatistiklerinde, yıllık kentsel katı atık üretiminin yaklaşık  $2 \times 10^9$  ton olduğu ve 2050 yılına kadar her yıl artarak  $3,4 \times 10^9$  tona yükseleceği öngörülmektedir [2]. Farklı kirleticiler içeren katı atıklar, ekolojik çevre için tehdit oluşturduğundan bertarafı yasal olarak düzenlenmektedir. Oluşan katı atıkların ilk aşamada kaynağa azaltılması, bileşenlerine ayrılması, geri kazanılması ve uygun yöntemler ile bertarafı, en ekonomik ve çevresel açıdan en az zararlı yaklaşım olarak kabul edilmektedir.

Evsel nitelikli katı atık (EKA) bertaraf yöntemleri (depolama, yakma, kompostlama vd.) arasında düzenli depolama ve yakma en yaygın olanlarıdır [3]. EKA'nın bertarafında yakma, genellikle gelişmiş ülkelerde veya bölgelerde uygulanmaktadır. Yakma, işlenmiş EKA miktarını önemli ölçüde azaltmasına rağmen, daha iyi yakma performansı için EKA'nın ayrılması ve yakma sonucu açığa çıkan gazın atmosfere salınmadan önce arıtılması gerekmektedir. Ayrıca, EKA'nın yakma işleminin önceki depolama periyodunda oluşan sızıntı suyu, yönetim stratejisinin maliyetini daha da artırmaktadır [4]. Gelişmekte olan ülkelerde, yakma işlemi, politik, ekonomik kalkınma, eğitim, vatandaş bilinci ve muhalefeti nedeni ile ancak özellikle yüksek maliyet ve yerleşime yakın bölgelerde olmamak üzere sınırlı olduğundan, düzenli depolama, dünyanın birçok yerinde EKA bertarafı için daha rasyonel bir yaklaşımdır [4]. Mevcut EKA bertaraf seçenekleri arasında, işletme kolaylığı, daha düşük bakım gideri ve vasıfsız işgücü gerektirmesi nedeniyle genellikle düzenli depolama, gelişmekte olan ve az gelişmiş ülkelerde tercih edilmektedir [3, 5].

Kentsel katı atık düzenli depolama sahaları genellikle evsel, tehlikeli atık sınıfına girmeyen endüstriyel ve ticari katı atıklar ile tehlikeli olmayan çamurlar için kullanılmaktadır [6]. Çevre üzerindeki potansiyel zararlı etkilerine rağmen düzenli depolama, atık yönetimi planlarında da kullanılmaktadır [7]. Büyük şehirlerin ve endüstriyel bölgelerin çoğunda EKA ve tehlikeli katı atık miktarında artış görüldüğünden, düzenli depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının çevre açısından sorun olmasını engellemek için arıtımı ve kontrolü kritik olarak değerlendirilmektedir [8-11].

Geleneksel bir anaerobik çöp depolama alanında, yeterli önlemler ile sızıntı suyunun yeraltı suyuna geçişini ve depolama sahasına dışarıdan su girmesini önlemek için tedbirler alınmaktadır [12]. Sürekli azalan su içeriği, deponi sahasında mikrobiyal aktiviteyi önemli ölçüde yavaşlatmaktadır. Anaerobik çöp deponi alanında EKA'nın 8-10 yıl stabilizasyon süresinde yüksek hacimde sızıntı suyu üretilmektedir [4].

Çöp deponi alanının işletim süresine göre sızıntı suyu niteliği farklılık göstermektedir. Düzenli çöp deponi alanlarında oluşan yüksek organik madde içeriğine sahip sızıntı sularının anaerobik çürütülmesi ile biyogaz elde edilmektedir. Biyogaz hacminin yükseltilmesi ve kirletici derişiminin arttırılması için oluşan sızıntı suyu, çöp deponi sahalarında geri devredilmektedir. Sızıntı suyu içeriğinde biyolojik parçalanabilir organik madde derişiminin geri devir ile arttırılması, anaerobik çürütmede oluşan biyogaz hacminin yükselmesini sağlamaktadır.

Atıkların, yenilenebilir enerji kaynakları olarak değerlendirilmesi günümüzde ekonomik açıdan oldukça önemli görülmektedir. Türkiye'de yenilenebilir enerji ve atıklardan (Jeotermal, rüzgar, katı biyokütle, güneş,

biyogaz ve atık kaynakları) elektrik enerjisi üretim oranı yıllara göre artış göstermektedir ve 2019 yılında %14,7 ile en yüksek seviyeye ulaşmıştır [13].

Türkiye’de 2016 yılına kadar mevcut 25 adet (İstanbul’da 3, Ankara’da 2, Adana, Bursa, Kayseri, Konya, Gaziantep, Kocaeli, Elazığ, Hatay, Trabzon, Malatya, Antalya, Tokat, Aksaray, Uşak, Amasya, Bolu, Kırıkkale ve Denizli illerinde birer adet) çöp gazı tesisinin kurulu gücü 151,7 MW’dır ve bu değer ülkemiz kurulu gücünün % 0,2’i kadardır[14]. 2014 yılında hizmete giren Sivas çöp deponi alanında 350 ton/gün atık toplanmakta ve 2100 MW/ay elektrik üretimi yapılmaktadır [15]. Çanakkale çöp deponi alanı enerji üretim tesisi,yenilenebilir elektrik üretimi için 3,6 MW’lık üretim lisansı alınarak, ilk etapta 1,2 MW kurulu gücünde bir tesis kurularak bakanlık kabulü yapılmış ve işletmeye alınmıştır [16]. 2018 yılı itibari ile İzmir’de 3 adet, Konya’da 2 adet, İstanbul ve Van’da 1 adet olmak üzere sızıntı suyundan enerji üretim tesisi işletmeye alınmıştır.

Enerji üretiminin daha düşük maliyet ve uzun dönemde çevresel açıdan daha kabul edilebilir yöntemler ile gerçekleştirilmesi oldukça önem arz etmektedir. Bu kapsamda, atık maddelerin hacminin azaltılması, enerji elde edilmesi ve sonuçta kalıntı atıkların daha ekonomik ve uygulanabilir yöntemler ile bertarafı, daha çevreci bir yaklaşım olarak kabul edilmektedir. Günümüzün en önemli sorunlarından birisi enerji gereksiniminin karşılanmasında, yenilenebilir kaynakların kullanımı yaygınlaştırılmaya çalışılmakta ve yönetimler tarafından önemli destekler sağlanmaktadır.

Çöp sızıntı suları, yüksek organik madde içeriği ile önemli enerji kaynağı olarak değerlendirilmektedir. Ülkemizde de son yıllarda EKA’ların düzenli deponi alanlarında bertarafında anaerobik çürütme sonucu oluşan biyogazda toplanmakta ve enerji kaynağı olarak kullanılmaktadır. Sızıntı sularının geri devri ile organik madde ayrışması ve oluşan biyogaz hacmi yükselmektedir. Sızıntı suyu niteliği, çöp deponi alanı işletimi süresince farklılık göstermekte, biyolojik parçalanabilir organik madde içeriği azalmakta ve sonuçta BOI<sub>5</sub>/KOI oranı düşmektedir. Çöp deponi alanlarının işletim süresi arttıkça, daha kararlı organik madde içeriğine sahip sızıntı sularının artımı güçleşmektedir. Biyolojik zor parçalanabilir kararlı organik maddelerin artımında/ön parçalanmasında (dezintegrasyonunda) farklı yöntemler uygulanmaktadır. Bu derleme çalışmasında, çöp deponi sahalarında oluşan yüksek kirletici derişimine sahip sızıntı sularının dezintegrasyonunda, mikrodalg radyasyonu (MD) ve bileşik (hibrit) MD ile birlikte uygulanabilecek ileri oksidasyon süreçlerinin (İOS) etkinliği, işletim koşulları ve uygulanabilirliği araştırılmıştır.

#### A. Farklı Ülkelerde Üretilen EKA Miktarı ve Uygulanan Bertaraf Yöntemleri

2016 yılında üretilen toplam atığın  $2 \times 10^9$  tonunu EKA oluşturmaktadır [1,2]. Son 1 yılda dünya nüfusu,  $2,9 \times 10^9$ ’dan  $3 \times 10^9$  artış göstermesine rağmen EKA üretimi,  $0,68 \times 10^9$  ton’dan  $1,3 \times 10^9$  tona, kişi başına üretim ise 0,64 kg/gün’den 1,2 kg/gün’e artarak 10 yılda yaklaşık olarak iki katına yükselmiştir [17]. Yaklaşık 4,3 milyar kent nüfusunun, 2025 yılına kadar 1,42 kg/kişi/gün EKA üreteceği tahmin edilmektedir [18]. Yaşam kalitesine ve alışkanlıklarına göre ülkelerde kişi başı katı atık üretimi farklılık göstermektedir.

Küresel olarak, belediye katı atıklarının yaklaşık %71’i düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir[19]. Ortalama olarak Avrupa’da 2012 yılında 486 kg/kişi/yıl katı atık üretildiği ve atıkların yüksek oranda düzenli depolama alanlarında bertaraf edildiği belirlenmiştir [20]. Avrupa Birliği (AB), 2015 dögüsel ekonomik eylem planında, 2025 yılına kadar belediye atıklarının %55’inin, 2030’a kadar %60’ının ve 2035 yılına kadar ise %65’inin geri dönüştürülerek yeniden kullanıma hazırlanması ön görülmektedir [21]. Dünyada atık üretiminin 2050 yılına kadar 27 milyar ton olması beklenmekte ve Asya ülkelerinden Çin (0-0,49 kg/kişi/gün) ve Hindistan (0,50-0,9 kg/kişi/gün) küresel ölçekte toplam atığın üçte birini üretmektedir [2,22]. Hindistan’ın 10 büyük şehrinde yapılan çalışmada katı üretiminin 0,37-0,62 kg/gün.kişi aralığında değiştiği belirlenirken 25.351 ton/gün katı atık üretilmektedir [18]. Katı atığın % 91,4’ü düzenli depolama alanlarında toplanırken, geri kalanın % 8,6’sı yakılmakta (yüzde 6,4) veya kompostlaştırılmaktadır (% 2,2) [23]. ABD’de %52,6 EKA [24] ve Suudi Arabistan Krallığı’nda evsel ve endüstriyel atıkların yaklaşık %85’i, düzenli depolama ile bertaraf edilmektedir [25].

2012 yılında, Avrupa’da kişi başına EKA üretimi en yüksek İsviçre’de ve en düşük Romanya’da olmak üzere toplam 246 milyon ton EKA (487 kg/kişi. yıl) üretilmiştir [26]. Üye ülkelerde atık kabul uygulamalarının geliştirilmesi ile birçok Avrupa ülkesinde (İrlanda, Çekya, Slovenya, Norveç, Birleşik Krallık, Danimarka, İzlanda, Avusturya ve Finlandiya) atık hacminde önemli ölçüde düşüş sağlanmış ve ayrıca yasa dışı atık depolama sayısında da azalma olmuştur [27].

2012 yılında 28 AB üye ülkesinde, iyileştirilen tüm atıkların %34'ü çöp deponi sahasına gönderilirken, %42'si geri dönüştürmeye, %4'ü yakmaya ve %15'i kompostlaştırmaya veya anaerobik çürütmeye tabi tutulmuştur [26]. Deponi Alanı Direktifi 1999/31/EC [28]'ne göre üye devletlerin 16 Temmuz 2016'da çöp sahasına gönderilen biyolojik olarak parçalanabilen evsel atık (BPEA) miktarını, 1995'te üretilen toplam BPEA miktarının %35'i oranında azaltmasını gerekmektedir. 2015 yılına kadar Avusturya, Belçika, Danimarka, Finlandiya, Fransa, Almanya, Macaristan, İrlanda, Lüksemburg, Hollanda, İspanya ve İsveç belirlenen hedeflere ulaşmıştır [29,30].

Türkiye'de yıllara göre toplanan atık miktarındaki artış değişkenlik göstermesine rağmen nüfus artışı, üretim çeşitlenmesi vd. etkenlere bağlı olarak atık miktarı sürekli yükselmektedir. 2016 yılında toplam belediye atık miktarı 31.584.000 ton iken 2018 yılında yaklaşık olarak %1,98 artış göstererek 32.209.000 tona ulaşmıştır. Toplanan çöplerin yaklaşık olarak %60'tan daha yüksek oranı, 2014 yılından itibaren düzenli çöp depolama alanlarına gönderilmektedir [31]. Türkiye'de toplam kapasitesi 1,2 milyar m<sup>3</sup> olan 174 düzenli depolama tesisinde, 31,9 milyon tonu tehlikeli atık olmak üzere, 77,8 milyon ton atık bertaraf edilmiştir [31]. Tablo 1'de bazı ülkelerde EKA üretimi ve uygulanan bertaraf yöntemleri sunulmuştur.

**Tablo 1.** Bazı ülkelerde EKA üretimi ve uygulanan arıtma yöntemleri sunulmuştur.

Ülke/Bölge	Kg Çöp/Kişi/ gün	%Yakma	% Depolama	%*Kompost veya **çürütme	%Diğer	Not	Kaynak
Avrupa Birliği	1,35	27,8	24,1	45,5	2,6	Veriler farklı çalışmalardan alınarak ortalamaları hesaplanmıştır.	[20,19]
Hindistan	0,24 - 0,85	50				Teorik olarak, Hindistan'da belediye atıkların işleme yöntemleri, atığın kompostlanabilirlik özelliklerine göre genellikle %50 kompostlanabilir olarak kabul edilir. Yaklaşık olarak %90 çöp, arazide tedbir alınmadan depolanmaktadır ve düzenli çöp deponi alanı sınırlı sayıdadır.	[32,33]
Çin	0,5	45	52	3	--	Bazı araştırmalarda günlük ortalama atık yaklaşık 0,5 kg/kişi/gün olarak alınmıştır.	[21,34]
Güney Kore	0,94 – 1,05	24,9	13,5	-	61,6 geri dönüşüm	-	[35]
Japonya	0,98	79			21geri dönüşüm	Japonya'da üretilen toplam evsel katı atığın %94'ü, başta yakma ve geri dönüşüm olmak üzere bertaraf edilmektedir.	[36,37]
ABD	2,9	8	63	25	4	Kişi başı atık, üretilen toplam nüfusa oranı olarak hesaplanmıştır (387 milyon ton EKA/300 milyon kişi).	[38]
ABD	1,81	12,8	52,6	34,6	-	kg/kişi/gün	[24, 39-42]
Brezilya	1,062	-	40	-	-	2014 yılında Brezilya'da çöplükler, her belediye için nihai bertarafın %28'si olmak üzere; kontrollü depolama alanları %32 ve düzenli depolama alanları %40.	[42]
Latin Amerika ve Karayipler	0,99	<1	16,5	*52 ; **26	4,5	Uygulama ülkelere göre farklılıklar göstermekte ve yerleşim yerlerinde geri kazanım önem kazanmaktadır. Montevideo, Uruguay ve Bogota ve Medellin, Kolombiya, atıklarının yaklaşık %15'ini geri dönüştürmekte, Mexico City ve Rosario gibi şehirlerde, Arjantin'de atıkların %10'undan fazlası kompostlaştırılmaktadır.	[2,17]
Orta Doğu ve Kuzey Afrika	0,81	<1	23	*%52,7; **4	% 19,8	Ülkeler arasında önemli farklılıklar olmasına rağmen, çoğu ülkede kırsal alanlarda atıkların ortalama % 74'ü toplanmakta. Katar'da atıkların tamamı toplanırken, Tunus'da atıkların %5'i ve Mısır Arap Cumhuriyeti'nde ise % 15'i toplanmakta. Kırsal alanlarda atıklar depolanmakta (doğal çöküntülerde, eski taş ocaklarında, kanyonlar vd.) yasa dışı çok sayıda atık bertaraf alanı bulunmaktadır.	
Türkiye	1,13	-	69,4	0,38 kompost	13,2 geri kazanım 0,40 diğer	% 20,2 belediye çöplüğü; % 0,002 yüzeysel su kaynaklarına	[31]
Birleşik Arap Emirlikleri/Abu Dhabi	1,6	6	34	12	48		[43]

### B. Çöp Deponi Alanı Sızıntı Suyu Özellikleri ve Miktarı

Düzenli çöp deponi alanlarında atıklar, günlük ara katman toprak örtüsü serilmek sureti ile kat kat dökülmektedir. EKA bileşimi, iklimsel özellikler, yağış, nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, depo yaşı vb. faktörler, sızıntı suyu miktarını ve özelliklerini önemli ölçüde etkilemektedir [44, 45]. Sızıntı suyu kalitesi, atıkların depolanması sonrası geçen süre ile önemli ölçüde değişmektedir. Atık içeriğindeki kirleticilerin miktarı sınırlıdır, bu nedenle yaklaşık 2-3 yıl işletim süresi ile sızıntı suyu içeriğinde en yüksek derişime ulaşır ve daha sonraki yıllarda kirlilik kademeli olarak azalır [46].

Atıklar depolandıktan hemen sonra mikrobiyal ayrışma ile açığa çıkan ısı, deponi alanında sıcaklığın hızla yükselmesini sağlamaktadır [5]. Atıkların deponi sahasına biriktirilmesi esnasında atmosfer ile teması sonucu organik maddelerin ayrışması, aerobik koşullarda başlamakta ve basit şekerler hızla parçalanırken, lignin ve tanin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması, daha yavaş gerçekleşmektedir. Bu aşamada kimyasal ara ürünlerle birlikte içeriğinde büyük çoğunluğu CO<sub>2</sub>, amonyak (NH<sub>3</sub>) ve önemli miktarda su bulunan gaz karışımı, oluşmaktadır [47]. Her bakterinin optimum büyüme sıcaklığı vardır ve bu sıcaklıktan daha düşük/yüksek derecelerde, enzim engellenmesi veya hücre duvarı parçalanması nedeniyle bakteriyel büyüme sınırlanmaktadır. Ayrıca, Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> ve NaCl gibi birçok tuzun çözünürlüğü sıcaklıkla artarken, sızıntı suyu içeriğindeki CaCO<sub>3</sub> ve CaSO<sub>4</sub> gibi bileşiklerin çözünürlüklerinde ise azalma görülür [5]. Depolama sahası yaşlandıkça, nispeten daha kısa bir başlangıç aerobik periyodundan, asidik ve ardından metanojenik olarak iki farklı alt faza sahip daha uzun süreli anaerobik bozunma periyoduna geçiş olur [48] ve biyolojik ayrışma sonucu organik karbon, CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>'e dönüştürülür [49]. Çöp sahasında, anaerobik çürüme ile organik madde, NH<sub>3</sub>, inorganik tuz, klorlu bileşikler, toksik metaller vb. içeren atığın biyolojik parçalanması ile oldukça yüksek kirletici derişimine sahip sızıntı suyu (yağmur suyunun katı atıklardan sızması nedeniyle üretilen sulu atık) oluşur [50,51]. Atıkta yeterli nem içeriği, mikroorganizma ve bozunabilir madde bulunması, EKA'nın ayrışmasına neden olur ve gaz ve kötü koku üretir [49].

Sızıntı suyu oluşumu, yıllık yağış yüksekliğinin %20-50'si [52] aralığında olması beklenirken Akdeniz iklim kuşağında, sızıntı suyu için 0,15-0,20 m<sup>3</sup>/ton EKA değerleri verilmektedir. İstanbul ve Bursa katı atık düzenli depolama alanlarında üzeri kapatılmamış, aktif hücrelerden oluşan sızıntı suyu miktarı 10-12 m<sup>3</sup>/ha-gün, ABD New York eyaleti düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarı ise 20-30 m<sup>3</sup>/ha-gün olarak belirlenmiştir [45].

Klasik depolama alanlarındaki kapalı anaerobik ortamda, EKA'nın bozunma hızının düşük olması, stabilizasyon süresinin uzamasına neden olmaktadır. Sürenin kısaltılmasında deponi alanlarının biyoreaktör olarak işletilebilmesi için oluşan sızıntı suyunun geri devri ile bozunmayı hızlandırma önerilmektedir. Düzenli depolama sahalarında kullanılan en yaygın geri devir sistemleri; yüzey püskürtme, yatay hendekler ve dikey kuyu yöntemleridir [3].

Geri devir, sızıntı suyu yönetimi için ucuz bir seçenek olarak kabul edilir. Geri devir, stabilizasyona yol açan organik maddenin daha hızlı biyolojik bozunmasında ve biyogaz emisyon oranlarında yükselme sağlar, sızıntı suyu miktarını azaltır ve sızıntı suyundaki organik ve inorganik içeriği filtreler [53]. Sızıntı suyu geri devrinin kontrollü bir reaktör sisteminde nem içeriğini artırır, metanojenler ve katı/sıvılar arasında besin ve enzim dağılımı sağlar [54]. Yeniden devredilen sızıntı suyu hacmi, ilk atık yatak hacminin %30' u olduğunda, CH<sub>4</sub> üretiminde ve KOİ derişiminde önemli düşüş gözlenmektedir [55].

Sızıntı suyunun aşırı geri devri, doymunluk, göllenme ve asidik koşulların oluşması (metanojenik aktivite engellenebilir) gibi sorunların ortaya çıkmasına neden olabilir [56]. Depolanan çöpün nem içeriğindeki artış, substratların ve besinlerin yeniden dağılımını ve depolama alanındaki mikro ortamlar arasında mikroorganizmaların yayılmasını kolaylaştırarak anaerobik bozunma süreçlerini iyileştirir ve CH<sub>4</sub> üretim hızında artışa yol açar [57]. Özellikle büyük ölçekli depolama alanlarında, sızıntı suyu içeriğindeki organik madde yükseldiğinde, mikrobiyal parçalanma hızı artar ve sonuçta yüksek CH<sub>4</sub> hacmi ile enerji üretimi iyileşir, emisyon azalımı ve geri kazanım sağlar. Sızıntı suyu geri devri ile atık yapısında CH<sub>4</sub> üretim hızı %15'ten %700'e çıkarılabilmektedir [58]. İstanbul Odayeri çöp deponi alanında yapılan çalışmada geri devir ile metanojenik aktivitedeki artış sonucu oluşan biyogaz CH<sub>4</sub> fraksiyonunda yaklaşık %10 artışa neden olduğu belirlenmiştir [59].

Sızıntı sularındaki organik maddenin büyük kısmını ağırlıklı olarak kolloidlerle ilişkili yüksek moleküler ağırlıklı hümitik benzeri bileşiklerden oluşur [60]. Yüksek miktarlarda biyolojik olarak bozunabilir, ancak aynı zamanda biyobozunmaya karşı dirençli organik maddeleri ve ayrıca nutrientleri, ağır metaller, klorlu

organik ve inorganik tuzları içerebilir [5, 61-64]. Sızıntı suyunda aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler, böcek ilaçları ve plastitler gibi çeşitli moleküler toksik bileşikler bulunmaktadır [63, 65-66]. Ayrıca sızıntı suyu, uçucu yağ asidi (UYA) ve çöp sahasındaki organik maddenin anaerobik bozunmasının bir sonucu olarak üretilen UYA'nın diğer basit yan ürünlerini de içerebilir [49].

Sızıntı suyu özellikleri; biyolojik parçalanabilirlik ve toksisite, BOI, KOI, BOI/KOI oranı (biyoparçalanma indeksi), pH, askıda katı maddeler, uçucu katılar, azot ve metaller gibi en önemli kalite parametreleri ölçülerek belirlenebilir. Sızıntı suyu BOI/KOI oranı; kimyasal, biyolojik veya fiziksel arıtma yöntemi seçiminde önemli bir parametredir [67].

Sızıntı suyu özellikleri (pH, BOI, KOI ve BOI/KOI gibi) depolama sahası yaşlandıkça önemli ölçüde değişir [68,66]. Örneğin BOI ve KOI derişimleri, sızıntı suyundaki organik atıkların parçalanması nedeniyle depolama sahası yaşının artması ile azalmaktadır[69]. Genç deponi alanlarında KOI derişimi çok yüksektir ve BOI<sub>5</sub>/KOI oranı kompleks organiklerin bozunması nedeniyle 0,5'ten büyüktür. Deponi sahası yaşı arttıkça, alanda anaerobik koşullar altında bakterilerin organik madde tüketimi nedeniyle BOI<sub>5</sub>/KOI oranı 0,2'den daha düşüktür[46, 30]. Çoğu biyolojik olarak parçalanabilen organiklerin stabilite aşamasında bozunduğu düşünülürken, biyolojik olarak parçalanamayan veya zor parçalanabilen organiklerin sabit kaldığı düşünülerek, BOI/KOI oranı deponi işletim süresi ile zamanla azalır [70]. Özellikle genç çöp sızıntı sularında yüksek KOI derişimleri (>10.000 mg/L) ve yüksek BOI/KOI oranları (0,5-1) gözlenirken, yaşlı çöp deponi alanlarında 4000 mg/L'nin altında KOI derişimi ve 0,1'den düşük BOI/KOI oranları belirlenmiştir [66, 68]. Genel olarak, Brezilya'da sızıntı suları, yüksek organik madde derişimine sahip olarak tanımlanmasına rağmen bazı çöp deponi sahaslarında düşük BOI<sub>5</sub> derişimleri görülmektedir. Örneğin Muribeca çöp sahasında organik bileşiklerin yüksek oranda zor parçalanabilir bileşiklerden (örneğin hümik ve fulvik asitler) oluştuğu belirlenmiştir. Metanojenik fazda olduğu tespit edilen yaşlı düzenli depolama sahaslarının BOI/KOI oranlarının < 0,1'den küçük olduğu (0,022) belirlenmiştir [63, 71-72]. Sızıntı suyu pH'ı, deponi yaşı ile birlikte yükselir ve ağır metal derişimleri, sızıntı suyunun artan pH'ı nedeniyle zamanla artan bir katılma hızına işaret eder [73,74].

NH<sub>4</sub>-N derişimi, incelenen düzenli depolama sahaslarında 800-5.210 mg/L aralığında gözlenmiştir [71,72]. İrlanda'da, BOI<sub>5</sub>, KOI, NH<sub>4</sub>-N ve klorürün ortalama derişimlerinin, genç deponi alanı sızıntı suyunda eski depolama alanlarına göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç, orta ve yaşlı çöp sahasları için ortalama KOI derişimi sırası ile 1.100 mg/L'den 693 mg/L'e ve 221 mg/L'e düşmekte ve benzer şekilde BOI<sub>5</sub> (110 mg/L'den 69 mg/L ve 14 mg/L'e) ve NH<sub>4</sub>-N derişimlerinde (352 mg/L 'den 218 mg/L ve 98 mg/L) azalma olduğu görülmektedir [27]. İsveç, Göteborg bölgesinde üç belediye çöp sahasından gelen sızıntı sularında, 35 öncelikli kirlenici ve bir dizi düzenlenmemiş yapıda alkoller, eterler, ketonlar, kısa zincirli fenoller, benzensülfonamidler ve fosfat esterleri, çöplük sızıntılarının ortak bileşenlerini içeren 200'den fazla organik bileşik ve bileşik grubu olduğu belirlenmiştir [60]. Hindistan'da, özellikle Yeni Delhi'de, sızıntı sularının pH'ı 7,6 civarında olduğundan şehir çöplüklerinin çoğu, alkali olarak kabul edilir. Sızıntı sularında bulunan en yüksek metalik derişim, demir 12 ppm'ken, BOI<sub>5</sub> ve KOI değerleri sırasıyla 1.500 mg/L ve 10.400 mg/L olarak ölçülmüştür [75]. İran'da, özellikle Hemedan şehrinde, aktif ve kapalı saha sızıntı sularındaki ortalama BOI<sub>5</sub> seviyeleri sırasıyla 8.634 ve 9.217 mg/L, KOI ise sırasıyla 11.774 ve 11.920 mg/L olarak bulunmuştur. Kapalı saha sızıntı suyu KOI derişiminin yüksek olması, katı atıkların ayrışmasını yavaşlatan eski atık sıkıştırma ve konsolidasyon ile ilişkilendirilmiştir. Yüksek BOI<sub>5</sub> değeri, her iki alanda da stabilizasyon sürecinin çok yavaş bir bozunma oranı ile erken aşamalarında olduğunu göstermektedir [76]. Mısır, İskenderiye düzenli depolama alanında sızıntı suyu BOI<sub>5</sub> derişimi,9.620-11.700 mg/L ve KOI 12.850-16.350 mg/L olarak ölçülürken,0,69 BOI<sub>5</sub>/KOI oranı, sızıntı suyunun anaerobik çürütme için önemli bir potansiyele sahip olduğunu göstermektedir [77]. Polonya'da sızıntı suyundaki ana kirleniciler; organik madde ve NH<sub>3</sub> olarak açıklanırken artan deponi alanı yaşı ile sızıntı suyundaki KOI derişimi 1.800 mg/L'den 610 mg /L'ye azalırken, BOI<sub>5</sub>/KOI oranı 0,4'den daha düşük ve NH<sub>4</sub>-N derişimi 98 mg/L'den 364 mg/L'ye artış gösterdiği belirlenmiştir [78].

Depolama sahasının yaşı, kirlenicilerin yapısı ve birikimi üzerinde önemli bir etkiye sahip olmasına rağmen [66,79] sızıntı suyunun bileşimindeki farklılıklar sadece depolama sahası yaşına değil, aynı zamanda atık stabilizasyon derecesine ve deponi sahasına sızan su hacmine de bağlıdır. Sızıntı suyundaki kirlenici yükü genellikle depolama sahasının ilk işletme yıllarında (2-3 yıl) maksimum değerlere ulaşır ve sonraki yıllarda giderek azalır [80,81]. Sızıntı suyunun geri devri, nispeten düşük derişimlerde bozunabilir karbon bileşikleri, ancak yüksek derişimlerde NH<sub>3</sub> [82] içeren stabilize sızıntı suları üretmektedir ve bu nedenle KOI ve BOI giderilmesine rağmen NH<sub>3</sub>-N derişimi yükselmektedir [55].

Sızıntı suyu özelliklerinin deponi alanı işletim süresine göre değişimi Tablo 2'de gösterilmektedir. Tablodan görüldüğü gibi yaşlı düzenli deponi alanlarında oluşan sızıntı suyu düşük BOİ/KOI oranları ile biyolojik zor parçalanabilir organik madde içeriğine sahiptir [83,84]. Sızıntı suyu pH ve inorganik madde içeriğinde de artış görülmektedir [85,86]. Büyük miktarlarda bozunabilir organik madde içeren genç çöp deponi alanlarında, ana fermentasyon ürünleri olarak UYA üreten hızlı anaerobik fermentasyon meydana gelir. Asidik fermentasyon, katı atığın yüksek nem veya su içeriği ile geliştirilmiştir. Organik içeriğin %95'ine kadar önemli miktarı, serbest UYA'nın salınması, depolama sahasının erken ilk dönemleri olarak bilinen asidik fazda gerçekleşir [5]. Asitler, alkoller, aldehitler, UYA, hümmik asitler ve fulvik asitler, çözünmüş organik madde içeriğinde belirlenen bileşikler arasındadır. UYA bileşikleri; asetik asit, propiyonik asit, n-butirik asit, izobütirik asit, en-valerik asit, izovalerik asit, n-kaproik asit vb. sızıntı suyu içeriğinde yer almaktadır [87]. Bu bileşikler, biyolojik olarak kolayca parçalanabilir ve organik maddenin yüksek oranını (%95) oluşturur [5]. Fermentasyonun asit fazının bir sonucu olarak, daha genç depolama alanlarında oluşan sızıntı suyu, tipik olarak önemli miktarlarda uçucu asitlerin varlığı ile karakterize edilir. Hümmik ve fulvik benzeri fraksiyonlar, olgun depolama alanlarından sızıntı suyundaki organiklerin büyük bir yüzdesini oluşturur [78]. Sistemdeki yüksek UYA derişimlerinin hidroliz sürecini engellediği gözlemlenmiştir ve süreç pH'ı uygun olduğunda dahi UYA birikimi, katı organik substratın daha yavaş hidroliz hızına yol açabilir [88]. Sonuç olarak, anarobik çürütme öncesinde sızıntı suyunda UYA'nın giderilmesi için etkili bir ön arıtma tekniğinin geliştirilmesine gereksinim duyulmaktadır [89].

## II. SIZINTI SUYU ARITIMI

Tablo 2'den görüldüğü gibi sızıntı suyunun bileşimi son derece değişken ve heterojendir [103, 5] ve yasal bertaraf gerekliliklerini karşılamak için içeriğindeki oldukça karmaşık organik bileşenlerin parçalanmasında tek bir yöntem yetersizdir [49]. Sızıntı sularının arıtımında, biyolojik reaktör öncesi atıksu içeriğindeki engelleyici bileşik derişimlerinin azaltılması gerekmektedir. Deponi sahası yaşı arttıkça sızıntı suyundaki organik madde derişimi azalır ve NH<sub>3</sub>-N derişimi artar [104]. Eski sahalardan gelen çöp sızıntı suları, genellikle biyolojik olarak parçalanabilen atık substratların azot içeren fraksiyonlarının hidrolizi ve fermentasyonundan kaynaklanan NH<sub>3</sub> ile yüksek oranda kirlenmiştir [82]. En kararlı (olgun) sızıntı suyu, yüksek NH<sub>3</sub>-N (400-5.000 mg/L), KOİ (5.000-20.000 mg/L) derişimine sahip olmasına rağmen BOİ/KOİ < 0,1 oranı daha düşük [5, 105] olduğundan geliştirilmiş sızıntı suyu yönetimi için birleşik süreçler kullanılmaktadır. Depolama sahasının yaşı ile organik madde bileşimi arasındaki mevcut ilişki, uygun bir arıtma süreci seçmek için faydalı bir kriter sağlayabilir. Sızıntı suyu arıtımında en önemli parametreler organik madde ve azot içeriği, deponi sahasının yaşı ile doğrudan ilişkilidir.

Genç sızıntı suyu arıtımında biyolojik yöntemler, KOİ, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ve ağır metallerin gideriminde kabul edilebilir seviyede etkindir. Stabilize (daha az biyolojik olarak parçalanabilen) sızıntı suyu arıtımında ise refrakter organik maddelerin gideriminde, fiziko-kimyasal yöntemler, biyolojik arıtma öncesi etkili bir arıtma adımı olarak görülmektedir. Entegre kimyasal-fiziksel-biyolojik süreçler (herhangi bir sırada), yöntemlerin tekil olarak uygulanması ile olabilecek sınırlamaları iyileştirmesi sonucu, bileşik arıtmanın daha yüksek verimde gerçekleşmesini sağlamaktadır [5]. Ancak, farklı yöntemler ile arıtılabilmesine rağmen, yüksek inşaat ve işletme maliyetleri, geniş alan gereksinimi ve yüksek enerji tüketimi, sızıntı suyu arıtımında en önemli sorun olarak görülmektedir. Mevcut sınırlamalar, sızıntı suyunun arıtılmasını dünya çapında çözümü zor bir sorun haline getirmektedir [69, 96]. Sızıntı suyu özellikleri, alıcı ortam deşarj seçenekleri, uygulanabilir teknolojiler, maliyet, arıtma tesislerinin seçimini ve inşasını etkileyen önemli husus olduğundan arıtma yöntemini belirlemede oldukça karmaşık faktörlerin göz önünde tutulması gerekmektedir [51].

Biyolojik arıtım verimini yükseltmek için biyokütle aktivitesini düşüren sızıntı suyu içeriğindeki kirliticilerin uzaklaştırılmasında koagülasyon-flokülasyon, adsorpsiyon gibi klasik yöntemler tercih edilmektedir. Biyolojik yöntemler ile parçalanabilir organik maddelerin giderimi sağlanırken [106, 107], adsorpsiyon [91] ile iz derişimde biyolojik parçalanamayan kirliticilerin giderimine çalışılmaktadır. Adsorbent dozu derişimi, MD uygulama süresi ve gücü, kirlitici (KOİ, NH<sub>3</sub>-N, bulanıklık, askıda katı vd.) gideriminde etkin parametrelerdir [25, 108-111]. Yüksek pH (11,0) ve uzun havalandırma süresi sonunda (18 saat) sızıntı suyunda NH<sub>3</sub> derişimi önemli seviyelerde azaltılabilmektedir [82]. Koagülasyon-flokülasyon gibi yöntemler, biyolojik arıtım ünitesine gelen kirlilik yükünün azaltılması, arıtmayı engelleyen toksik bileşiklerin uzaklaştırılması ve membran reaktörlerin daha etkin olmasını sağlamak amacı ile uygulanmaktadır [94, 112].

Uygulanan koagülasyon ve flokülasyon yöntemi ile biyolojik reaksiyonu engelleyen, ağır metaller, fenoller vd. gibi toksik kirliticiler kimyasal çamur yapısında tutulurken aynı zamanda organik madde, NH<sub>4</sub> ve



fosfor gibi nutrientlerde uzaklaştırılmaktadır. Alüm ve kireç ile koagülasyon ve flokülasyon süreçleri etkin bir ön arıtma sağlamaktadır [113]. Koagülasyonda, pH ayarlaması yapılmadan stabilize sızıntı suyu için demir klorür ile %59, alüm kullanılarak %75 KOİ giderme verimine ulaşılrken, taze sızıntı suyu için KOİ giderme verimi alüm ile %55 ve ferrik klorür için %35 olarak tespit edilmiştir. 210 dak. karıştırma süresinde, optimum 6 g/L alüm dozu ile ön arıtılan olgun sızıntı suyu için uçucu kül adsorpsiyonu sonucu KOİ giderme verimi %28, toplam KOİ giderme verimi ise %82 olarak belirlenmiştir [114]. 3 g/L derişiminde alüminyum koagülasyonu ile optimal KOİ giderimine ulaşılmıştır [48]. Kısmen stabilize edilmiş sızıntı suyu için %75'in üzerinde KOİ giderme verimine ulaşılmaktadır. Sızıntı suyu pH'ı 10,0 için ise 2 g/L demir dozunda yaklaşık %80 KOİ giderimi tespit edilmiştir [48]. Demir tuzlarının, alüminyum tuzlarından KOİ gideriminde daha etkin olduğu görülmektedir (%56'ya kadar) [115]. pH 6,0 ve 1,2 g/L FeCl<sub>3</sub> dozunda KOİ giderimi yaklaşık %64'e ulaşmaktadır[99]. 52,5g Ca(OH)<sub>2</sub>/L kireç dozunda düşük çamur hacmi (%30) oluşurken KOİ'nin %66,3'ü, bulanıklığın %98'i ve rengin %80'inin giderimi sağlanmıştır. 12 g/L FeCl<sub>3</sub> dozunda %62,5 KOİ, %92,5 bulanıklık ve %82 renk giderme verimine ulaşılrken çamur hacmi %21 daha düşük elde edilmiştir. Alüm, renk, bulanıklık ve KOİ giderimindeki etkinliği çok düşük olmasına rağmen Ni, Pb ve Cr gideriminde sırasıyla %95, %94 ve %93 verimle çok uygun görünmektedir [116]. pH 6,0 ve 10 g/L dozunda, pıhtılaştırıcı polialüminyum klorür (PACl) %59 KOİ ve %57 TOK, pH 8,0 ve 7 g/L FeCl<sub>3</sub> dozunda ise %53 KOİ ve %52 TOK giderimine ulaşılmıştır [100]. 2 g/L alüm dozunda %68 AKM, %78 renk, %33 KOİ ve %14 NH<sub>4</sub>-N giderme verimine ulaşılrken, aynı FeCl<sub>3</sub> dozunda giderme verimi %92 AKM, %82 renk, % 28 KOİ ve % 26 NH<sub>4</sub>-N olarak belirlenmiştir [117].

NH<sub>3</sub> sıyırma/flokülasyon/membran biyoreaktör/ters osmoz (TO) birleşik sisteminin farklı kombinasyonlarında giriş KOİ derişimi 8.500-19.200 mg/L aralığında değişen sızıntı suyunun arıtılması ile çıkış suyunda 4 mg KOİ/L'den daha düşük seviyelere ulaşılabilceği belirlenmiştir [118].

Özellikle yaşlı çöp deponi sahalarında oluşan sızıntı suyundaki biyolojik parçalanamayan organik maddelerin gideriminde etkin TO ünitesi öncesi koagülasyon-flokülasyon yöntemi uygulanmaktadır [94, 112]. Modifiye edilmiş aktif karbon adsorpsiyonu ile sızıntı suyundan yaklaşık %99 NH<sub>3</sub> ve %86 Zn giderimi sağlanmıştır [119].

İyi bilinen fiziko-kimyasal yöntemler ve biyolojik arıtma, ikincil kirlilik, düşük kirletici giderme verimi ve/veya daha uzun reaksiyon süresi gibi olumsuzluklara sahiptir. Son yıllarda seçici olmayan ve güçlü oksitleyici türlerle dayanan ileri oksidasyon süreçleri (İOS) ile arıtımı güç, sızıntı sularının kirletici giderme verimini iyileştirmek için çalışmalar yapılmaktadır [120].

MDradyasyon teknolojisi, geleneksel ısıtma yöntemlerinden daha hızlı reaksiyon süresine ve daha düşük güç gereksinimine sahip olduğu için son yıllarda sızıntı suyu arıtımında İOS ile birlikte kullanılmaktadır [121,122]. Temassız ısıtma, seçici malzeme ısıtma ve içten dışa ısıtma, geleneksel termal yöntemlere göre MD ısıtmanın faydaları olarak tanımlanmaktadır [123]. Malzemelerin dielektrik özellikleri, MD enerjisinin ve çözelti pH'ının verimi etkilediği bildirilmektedir. Su, MD enerjisini kolayca absorbe etmek için yüksek bir dielektrik sabitine ( $\epsilon=80,4$ ) sahip olduğundan, MD enerjisi ile iyi ısıtılabilir [121, 124]

**Tablo 2.** Deponi işletim süresine göre sızıntı suyu özelliklerinin değişimi

Deponi alanı yaşı	pH	BOI/KOI	TKN- TN(mg/L)	TÇK mg/L	NTU	Renk/PtCo	NH <sub>3</sub> -N veya NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	Ağır metal mg/L	Kaynaklar
-	7,9	0,2	TKN:12	9.600	340	7.600	NH <sub>3</sub> -N= 1250*,1750**	-	[48]
22	7,7	0,033	-	-	-	-	NH <sub>4</sub> -N =3,5	Fe:30; Mg:3.000;Ni:3,70;	[90]
>4	7,1	0,6	-	-	-	-	NH <sub>4</sub> -N = 1.140	Fe: 23,2; Cu:10,4; Zn:59,4; Pb:3,1	[91]
-	6,7	0,75	-	-	-	-	NH <sub>4</sub> -N = 2.760	-	[86]
-		0,09 <sup>a</sup> -0,205 <sup>b</sup>	-	-	1,546 <sup>a</sup> ; 8,55 <sup>b</sup>	3,334-1,936	NH <sub>3</sub> -N= 483-300	Fe: 7,9; Zn:0,6	[92]
-	6,7	0,16	-	-	-	1,152	NH <sub>4</sub> -N = 1.780	Fe:10,3; Zn:1,066; Pb: 0,447	[93]
18	8,4	0,23	-	-	-	-	NH <sub>4</sub> -N = 2.132	Cu: 0,15; Zn:0,42; Pb: <0,05	[94]
-	8,2	0,07	-	7,120	-	-	-	Fe:3,41; Zn:2,3; Pb:0,02; Ni:0,17	[95]
18	7,9	0,18	-	-	-	-	NH <sub>3</sub> -N=1.750	-	[84]
-	8,3	0,04	-	-	-	-	NH <sub>3</sub> -N=1.240	-	[96]
-	7,8	0,59	TKN:2.624	-	-	26.690	NH <sub>4</sub> -N= 2.281	Fe:10,37; Zn:0,96; Pb:0,71;Cr:1,85; Ni:0,95	[46]
9-14	7,4	0,14	-	2,027	-	-	NH <sub>3</sub> -N= 1.803	Fe:11,16; Zn:3; Pb:0,3; Ni:1,339; Cu:0,15	[83]
-	8,2	0,09	-	-	106,9	-	NH <sub>4</sub> -N= 342	Fe:2,6; Zn:0,07	[97]
5	8,0	0,13	TKN:1.570	23,500	1,000	-	NH <sub>3</sub> -N = 270 <sup>c</sup> ; 560 <sup>d</sup>	Zn:1,6; Pb:0,66; Cd: 0,3	[98]
-	8,1	0,11	TKN:5.236	-	-	-	NH <sub>3</sub> -N= 3.156	Fe:21,5; Zn:1,5; Cd:1,7	[99]
-	8-8,5	0,10	-	3,400	177	koyu kahverengi	-	Fe: 1,6; Mg: 118,5; Cd: 0,09; Ag:0,346	[100]
> 10	7,38	0,35	TN:2.641	-	1,200	-	-	-	[101]
3	8,4	0,22	TKN: 385	13,000	-	-	NH <sub>4</sub> -N= 175	Pb:0,078; Cd:0,085; As:0,08; Cr <sup>+6</sup> :0,025	[102]

TKN: Toplam Kjeldahl Azotu, TÇK: Toplam Çözülmüş Katı, NTU: Bulanıklık, \*: Yaşlı düzenli deponi alanı \*\*: Genç düzenli deponi alanı; a: Aerobik deponi alanı, b: Anaerobik deponi alanı; c: Kurak dönemlerde; d: Yağışlı dönemler

### III. MD RADYASYONU

Son yıllarda, MD radyasyonu, geleneksel ısıtmaya göre daha verimli ısıtma sağladığından, atıksu arıtımında kullanılmaktadır. Geleneksel ısıtmada, enerji ortama/malzemeye öncelikle konveksiyon, iletim ve malzemenin yüzeyinden ısı yayımı gibi çeşitli olayların neden olduğu bir termal enerji gradyanı yoluyla aktarılır [125]. Bununla birlikte, MD ısıtması, dipol ve ara yüzey polarizasyonunun neden olduğu moleküler düzeydeki etkileşimlerden kaynaklanır [126]. MD radyasyonunda 12,24 cm dalga boyu ile en yaygın kullanılan frekans 2450 MHz' de [127] oluşan elektromanyetik alanda molekül, saniyede  $2,45 \times 10^9$  kez yer değiştirerek yalıtım malzemesinin hızlı ve verimli bir şekilde ısıtılmasına olanak tanır [128]. MD'nın termal olmayan etkisi, polar moleküllerin enerjik hareketine yol açar ve moleküler uyarımın dönme enerjisi ile oksitleyiciler tarafından seçici olarak absorbe edilerek sıcak noktaların oluşumu sonucu, bağların kolayca kırılmasını sağlayan radikallerin üretiminin teşvik edilmesine neden olur [12, 130].

MD radyasyonu, kok fabrikası atıksuyundan  $\text{NH}_3\text{-N}$  gidermek [131], remazolün neden olduğu atıksudaki altın sarısı pigmentini parçalamak [132] ve derişik atıksulardan Bor giderimi ve geri kazanımı için uygulanmıştır [133]. MD işletim süresi, sıcaklık ve karıştırma/karıştırma koşulları, sızıntı suyu dezentegrasyonunda önemli işletim faktörleridir [134, 135]. Sızıntı suyu tarafından absorplanan MD enerji miktarı, onu ısıtmak için kullanılan zaman ve güç miktarı ile orantılıdır. Kalorimetrik denklem, bu ilişkiyi Eşitlik 1 ile açıklamaktadır [136].

$$W_{\text{abs}} \times t = [B \times C_p \times \Delta T \times M] \quad (1)$$

Eşitlikte  $W_{\text{abs}}$ : Absorplanan MD gücü; t: radyasyon süresi; B = birim dönüştürme katsayısı;  $C_p$ : ısı kapasitesi;  $\Delta T$ : akışkan için ortalama sıcaklık artışı ve M: sıvı kütlesi olarak tanımlanmaktadır.

Çamurun MD ile pirolizi, çamur depolama, ekili arazilere uygulanması ve yakma gibi mevcut arıtma tekniklerine göre önemli çevresel avantajlara sahip görünmektedir. Piroliz, ağır metalleri karbon içeren katı yapısında konsantre ettiğinden, çamur yapısından metallerin salınması, yakma sonucu elde edilen küllerde olduğu kadar önemli değildir [137, 138].

MD ile dezentegrasyonda, hedef sıcaklık, sıcaklık yükselme hızı, uygulama süresi vb. işletim koşulları atık içeriğindeki organik maddenin çözünürlüğünü etkilemektedir [139-141]. 160-180 °C gibi yüksek sıcaklıklar ve uzun uygulama süreleri (30-60 dak.), atık biyolojik çamurların parçalanmasında optimum işletim koşulları olarak belirtilmesine rağmen [142], yüksek sıcaklıklarda organik madde yapısının bozulması ile anaerobik çürütme sürecinde  $\text{CH}_4$  gaz hacminde azalmaya neden olmaktadır. Öte yandan, yüksek sıcaklıkların (180°C) düşük moleküler ağırlıklı şekerlerin ve amino asitlerin polimerize olmasına ve Maillard reaksiyonları (karamelizasyon) yoluyla yeniden kalsitran polimer benzeri organik bileşikler oluşturmaya neden olması, MD sürecini takip eden anaerobik çürütme süreç performansını bozmaktadır [139, 141]. Çözünür KOİ'nin  $\text{CO}_2$ 'e dönüşümü meydana gelebileceğinden, 120°C' nin üzerindeki yüksek sıcaklıklarda çözünür KOİ'de bir azalma olasıdır [143].

Çöp deponi sahası sızıntı suyu için en uygun arıtma teknolojisinin seçimi, esas olarak sızıntı suyunun özelliklerine (KOİ, BOİ/KOİ, depolama yaşı vd.) bağlıdır. MD gücü 100 W'dan 300 W'a yükseltildiğinde, ham sızıntı suyunda BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranının 0,122'den 0,462'ye yükselmesi, sızıntı suyunun biyolojik arıtmaya uygun olduğunu göstermektedir [144]. MD güç seviyesi [145] ve uygulama süresi arttıkça sızıntı suyu kirletici parçalanma ve BOİ/KOİ oranının yükselmesini sağlamaktadır. MD gücü 200 W'dan 800 W'a yükseltildiğinde KOİ giderme verimindeki artış %72'ye ulaşmaktadır [146].

600 W güç ve 4 dak. MD uygulama süresinde, sızıntı suyundan KOİ giderimi % 20 daha yüksek elde edilmiştir [146]. TOK (toplam organik karbon) azalması, farklı MD güçleri (128 W, 325 W ve 550 W) için karşılaştırıldığında, çalışmada belirlenen en yüksek güç olan 550 W'da belirlenmiştir [147]. MD ışıması ile yaşlı depolama sahası sızıntı suyundan organik maddenin parçalanmasında 16 dak. radyasyon süresi ve 450 W güç uygulandığında KOİ, renk ve UV giderimi sırasıyla %10, %12 ve %13,5 olarak belirlenmiştir [1]. Eşit süre ve sıcaklık için MD ve geleneksel ısıtma yöntemleri önemli farklılıklar göstermektedir. 400 W güç ve 30 dak. uygulama süresi için geleneksel ısıtmaya göre MD radyasyonu ile KOİ (% 90) ve  $\text{NH}_3\text{-N}$  (% 70) giderme oranından daha yüksek tespit edilmiştir [147]. UYA gideriminin artan radyasyon enerjisi ve radyasyon süresi ile arttığı belirtilirken, 8 dak. uygulama süresi ve 800 W güçte, UYA giderimi, % 31,8'den daha yüksek belirlenmiştir [89]. Geleneksel ısıtmaya göre MD süreci ile % 3 KOİ, % 24,0 UV254 ve % 21,2 renk uzaklaştırma verimleri daha yüksek elde edilmiştir [4].

Yüksek pH ve sıcaklıklarda  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ 'e dönüşmektedir. Yüksek pH seviyelerinde MD radyasyonunun, organik bileşikler etkilemeden  $\text{NH}_3$ 'ü önemli ölçüde azalttığı bildirilmiştir [131].  $\text{NH}_3$  giderimi, düşük pH koşullarında daha yüksek enerji gerektirmektedir [131, 148]. Alternatif elektromanyetik alan,  $\text{H}_2\text{O}$  gibi polar malzemelerin dipollerinin dönmeye neden olmakta, moleküller arasındaki sürtünme büyük miktarda ısı üretmekte ve sonuçta kaptaki çözeltinin sıcaklığı hızla yükselmektedir. Uzun MD radyasyon süresinin daha yüksek sıcaklık sağlaması ile daha hızlı molekül hareketini ve daha hızlı kütle transferini indüklemesi sonucu  $\text{NH}_3$ -N'ün sıvı ortamından uzaklaşmasını temin etmektedir [125, 149]. pH 11, 750 W güç ve 3 dak. radyasyon süresinde uçucu  $\text{NH}_3$ 'ün %98'i su ortamından uzaklaştırılmaktadır [131]. Başka bir çalışmada da pH 11, 700 W güç ve 4 dak. radyasyon süresinde  $\text{NH}_3$  giderme verimi %90,1 olarak bulunmuştur [148]. Sonuç olarak, MD sıcaklığının yükseltilmesi, sudaki moleküler hareketi artırmakta ve yüksek pH seviyelerinde uçucu moleküler  $\text{NH}_3$  gaz formuna dönüşmektedir [125,145]. MD uygulama süresinin artması  $\text{NH}_3$ -N'in giderme veriminin yükselmesini sağlamaktadır [147]. 78 kJ MD enerjisi, pH 11 ve 120 sn. radyasyon ve 10 dak. havalandırma süresi sonunda sentetik çözeltiden maksimum % 81,7 ve çöp sahası sızıntı suyundan maksimum %70  $\text{NH}_3$  giderimi elde edilmiştir [134]. Tablo 3'te farklı MD işletme koşullarında sızıntı suyu arıtma verimleri sunulmuştur.

Çalışmalar, MD ile birlikte uygulanan diğer süreçler, sızıntı suyu içeriğindeki zor parçalanabilir organik bileşiklerin biyolojik parçalanabilir bileşiklere dönüştürülmesinde tek başına MD uygulamasından daha etkin olduğunu göstermektedir.

**Tablo 3.** MD işletme koşullarında sızıntı suyu arıtma verimleri

MD işletim koşulları	Başlangıç Derişim (mg/L), Renk ( $\text{cm}^{-1}$ )	Sonuç Derişim (mg/L), Renk ( $\text{cm}^{-1}$ )	Verim (%)	Kaynak
700 W; 12 dak.	KOI = 2.530 BOI <sub>5</sub> /KOI = 0,122	KOI = 2.034,12 BOI <sub>5</sub> /KOI = 0,214	KOI = 19,2	[144]
800 W; 50 dak.	KOI = 4.062,8	KOI = 3.981,5	KOI = 2	[150]
800 W; 8 dak.	KOI = 1.066,6	KOI = 8.050	KOI = 20	[146]
900 W; 30 dak.	KOI = 20.000 NH <sub>4</sub> = 1.000	KOI = 2.000 NH <sub>4</sub> = 300	KOI = 90 NH <sub>4</sub> = 70	[147]
800 W; 8 dak.	UYA = 2.140	UYA = 1.459	UYA = 31,82	[89]
450 W; 8 dak.	KOI = 1.690 UV <sub>254</sub> = 6.170 Renk = 3.350 BOI <sub>5</sub> /KOI = 0,008	KOI = 1.639,6 UV <sub>254</sub> = 5,92 Renk = 2,64 BOI <sub>5</sub> /KOI = 0,022	KOI = 2,99 UV <sub>254</sub> = 4,05 Renk = 21,2	[4]
78 KJ; 2 dak., 95 °C 450 W; 16 dak.	NH <sub>4</sub> = 4.000 KOI = 1467,05; UV <sub>254</sub> = 11,75 Renk = 0,67	NH <sub>4</sub> = 1.680 KOI = 1320 UV <sub>254</sub> = 10,7 BOI <sub>5</sub> /KOI = 0,52	NH <sub>4</sub> = 58 KOI = 10 UV <sub>254</sub> = 8,9 Renk = 22	[134] [1]

### A. MD ile Birlikte Uygulanan Yöntemler

Fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin birlikte uygulanması ile oluşan geleneksel arıtma yöntemleri, biyolojik olarak parçalanamayan ve inorganik materyallerin çöp sızıntı suyundan giderilmesinde etkisiz olduğundan ultra filtrasyon (UF) ve TO, İOS; Fenton, foto-Fenton, UV-fotokataliz, ozon vd. ile çöp sızıntı sularının arıtımında olası çözümler üzerinde çalışılmaktadır [73,151-153]. Ozon, hidrojen peroksit ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) ile oksidasyon ve UV radyasyonu (fotoliz olarak adlandırılır) Fenton, ultrases vd. gibi İOS süreçleri ve bunların kombinasyonları (hibrit) olgun ve toksik sızıntı suyu arıtımında kullanılmıştır [72,152].

Hibrit sistemler, son yıllarda sızıntı suyu arıtımında daha yüksek verimleri ile daha yaygın hale gelmiştir [45, 118, 154]. 80 kg/m<sup>3</sup> sülfamik asit derişimi, 3,4 kW MD gücünde ve 3 dak. karıştırma süresinde çıkış suyu BOI<sub>5</sub>/KOI oranı 0,05'ten 0,36'ya (% 620) yükselmesinin, biyolojik arıtma verimliliğinde gelişme olabileceğini göstermektedir [155]. MD/peroksisülfat (3,5 mg/L) ile 85 °C, 450 W güç ve 10 dak. temas süresinde sızıntı suyunun parçalanması ile biyolojik parçalanabilirlik 0,01'den 0,23'e yükselmiştir [4]. İOS'lerinde serbest radikal zincir reaksiyonları ve organik madde yapı bozunması denklem (2-5) ile [49, 156-158], farklı oksidantlar/birleşik UV sistemi ile MD mekanizması Şekil 1'de sunulmuştur.



KO: kimyasal oksitleyici ( $H_2O_2$ ,  $S_2O_8^{2-}$ , vd.); R•: serbest radikal; AS: atıksu.

İOS'leri, sızıntı suyu içeriğindeki refrakter organikleri daha basit formlara dönüştürmek için uygun arttırma stratejileridir, KOİ ve renk parametresinin kontrol edilmesini sağlar. Genel olarak İOS'lerinin etkinliği, hidroksil radikalleri ( $\bullet OH$ ) yaratma kapasitesi ile ilgilidir [159]. Ozon veya  $H_2O_2$ , serbest radikal reaksiyonu başlattığında, çözeltilde art arda oksidasyon meydana gelir ve radikaller, hedef moleküllerin çoğuyla hızla reaksiyona girer. Radikal, kirlenici derişimleri, sıcaklık ve  $OH^-$  iyonu İOS'lerin kinetik hızını etkiler [160]. 2,8 ve 1,95 V (pH: 0-14) aralığında, referans elektroda karşı oksidasyon potansiyeline sahip radikaller, sızıntı suyunun arıtılmasında etkin oksitleyici ajan olarak işlev görür [161] ve reaktif radikaller organik kirlenicileri hidrojen ekstraksiyonu, elektron transferi, radikal ekleme ve radikal toplanması olarak dört şekilde parçalar [162]. Serbest radikaller,  $\bullet OH$ 'nin  $O_2$  ile reaksiyona girebilen ve organik peroksil radikaline ( $ROO\bullet$ ) dönüşebilen organik bileşiklerle reaksiyona girmesiyle alkil (R) veya alkol (R-OH) üretilir [163].  $\bullet OH$ , sulu ortamda organik ve organometalik kirlenicilerin seçici olmadan parçalanması ile  $CO_2$ ,  $H_2O$  ve inorganik iyonlara tam mineralizasyonu hedeflenir [164-166].  $\bullet OH$ , ortamda birikmeyen ancak diğer oksidantlara dirençli organik kirlenicilerle verimli bir şekilde reaksiyona girebilen ve hız sabitleri  $10^6$ - $10^{10} M^{-1} s^{-1}$  ile sonuçlanan oldukça reaktif bir türdür [167]. Türlerine göre oksitleme kapasiteleri Tablo 4' de sunulmuştur.

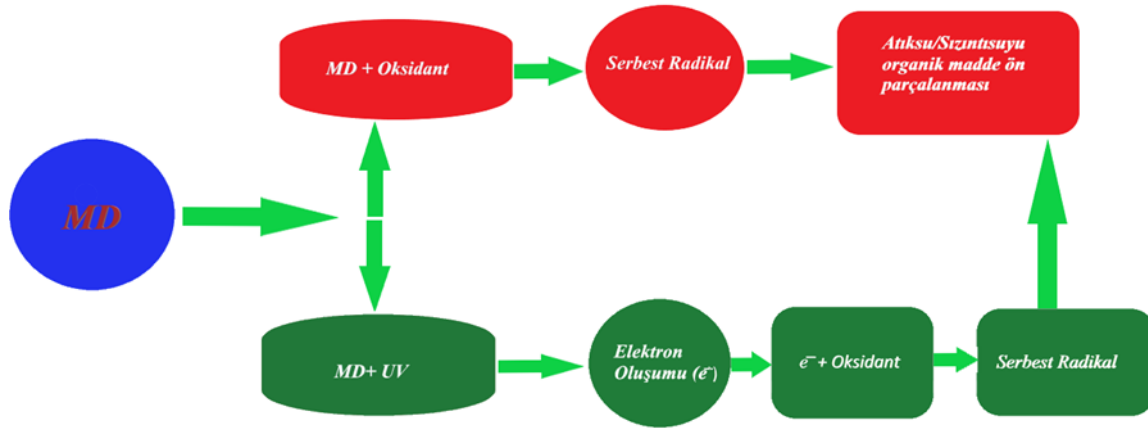
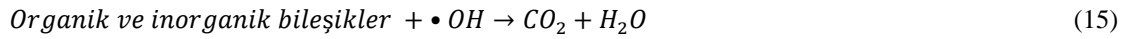
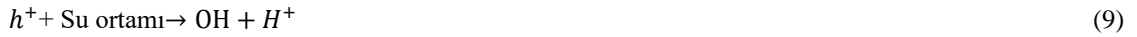
Tablo 4. Farklı oksitleyicilerin oksitleme kapasiteleri [168, 169]

Oksitleyiciler	Formül	Elektro kimyasal oksidasyon potansiyeli ( $E^\circ$ (V))
Titanyum dioksit	$TiO_2$	3,02
Flor	F	3,06
Hidroksil radikalleri	$OH^\bullet$	2,80
Atomik oksijen	O	2,42
Ozon	$O_3$	2,08
Hidrojen peroksit	$H_2O_2$	1,78
Hipoklorit	$ClO^-$	1,49
Klor	$Cl/Cl_2$	1,36
Klordioksit	$ClO_2$	1,27
Mangandioksit	$MnO_2$	1,23
Oksijen	$O_2$	1,229
Brom	Br	1,065

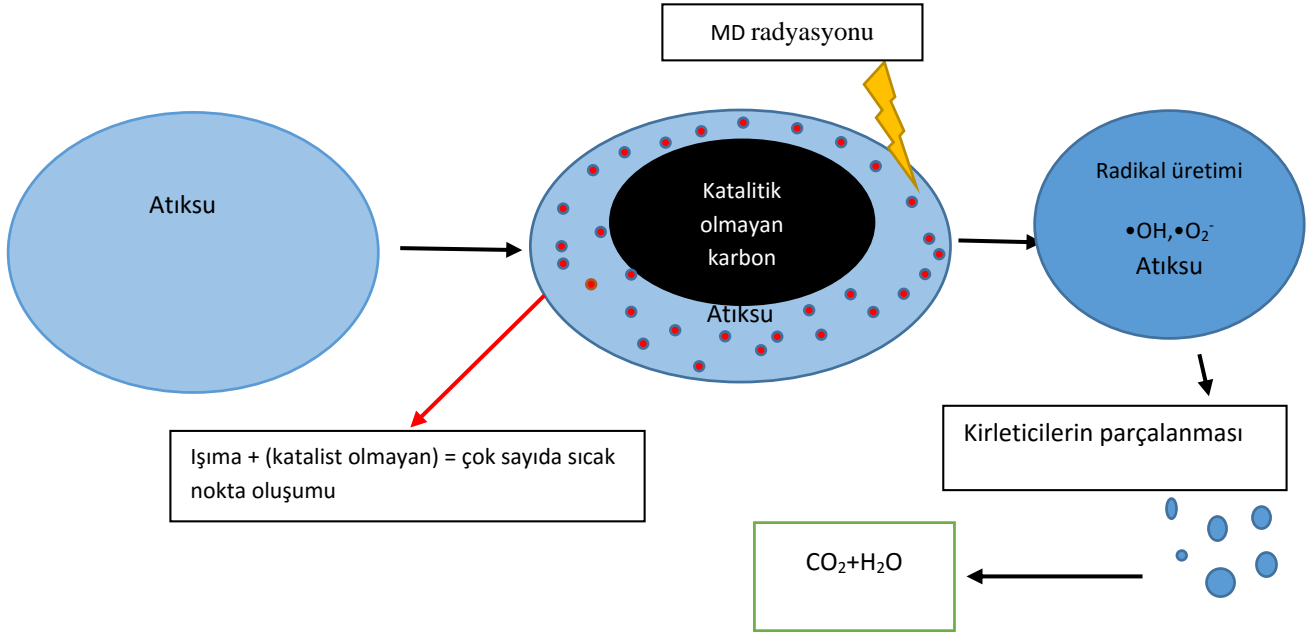
Denklem (5)'te görüldüğü gibi radikaller tarafından organik maddelerin oksidasyonu ile toplam mineralizasyon gerçekleştirilir. MD radyasyonu, bazı katalizör olmayan (karbon bileşikleri) MD absorplayıcılar, katalizör görevi görebilir. MD, klimalar ve karbon nanotüpler (CNT'ler) gibi karbon malzemelerle çalıştığında, yüzeyde birçok "sıcak nokta" oluşabilir [170,171]. Sıcak noktaların (karbon malzemeleri gibi) sıcaklığı genellikle 1200 °C veya daha fazlasına ulaşabilir ve bu durum reaktant moleküllerinin yanmasına ve  $CO_2$ ,  $H_2O$  ve bazı basit inorganik iyonlara oksitler [171,172]. Ayrıca, "sıcak noktalarda" bulunan  $H_2O$  molekülleri,  $\bullet OH$  ve  $\bullet H$ 'ye pirolizlenebilir. Daha sonra sulu çözeltilde  $\bullet H$ , denklemlerde (6-7) gösterildiği gibi  $\bullet O_2^-$  oluşturmak üzere  $O_2$  molekülleri ile birleşebilir [17,174]. Güçlü oksitleme kapasitelerine sahip bu radikaller, kalıntı kirlenicileri veya ara ürünleri ayrıca  $CO_2$ ,  $H_2O$  ve inorganik türlere ayrıştırabilir [171,174]. Şekil 2'de MD ve katalist olmayan (karbonlu bileşik) arasındaki etkileşimi göstermektedir [175].



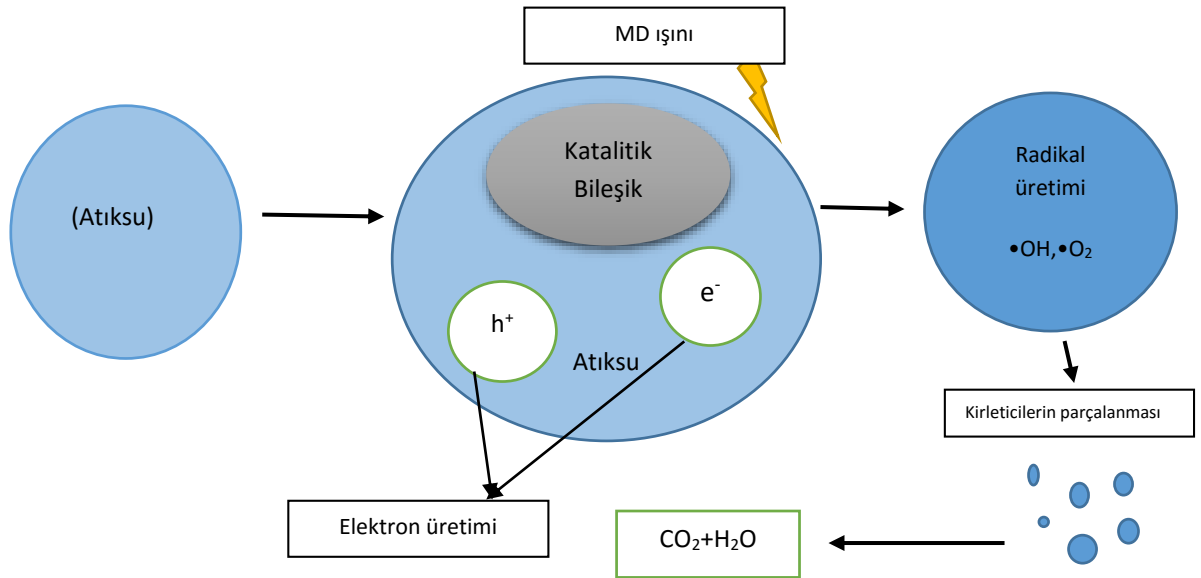
İçsel katalizörler (geçiş metal oksitleri, yarı iletkenler ve ferromanyetik metaller gibi), çeşitli kimyasal işlemlerde önemli katalitik kapasiteye sahiptir. Valans bandındaki (VB),  $e^-$  uyarılarak, katalizörlerde iletim bandına (CB) aktarılacağından, katalizörler,  $e^-$  ve  $h^+$  çiftleri oluşturulmasında, doğrudan MD ışınması ile uyarılabilir. Bu nedenle fırın radyasyonunu katalizörlerle birleştirmek, katalizörlerin katalitik kabiliyetini ve organik kirleticilerin ayrışma verimliliğini artırabilir. Daha sonra, VB'deki  $h^+$  ve CB'deki  $e^-$ , sırasıyla  $H_2O$ , çözünmüş  $OH^-$  ve  $O_2$  ile reaksiyona girerek güçlü oksitleyici  $\bullet OH$  ve diğer oksitleyici aktif gruplar oluşturur, bu da denklemlerde (8-15) gösterildiği gibi mineralizasyona kadar sürekli oksidasyon yoluyla kirleticileri parçalayabilir [176-179]. MD ve katalizörler arasındaki etkileşim Şekil 3'de sunulmuştur [176, 180].



Şekil 1. Kirleticilerin MD ile hibrit arıtma mekanizması [49]



Şekil 2. MD ve katalizör olmayanlar (karbonlu malzemeler) arasındaki etkileşim [175]



Şekil 3. Serbest radikaller oluşturmak için mikrodalga ve katalizörler arasındaki etkileşim [177,180]

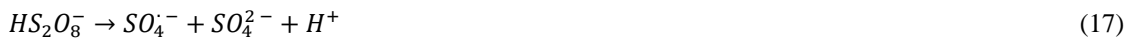
### B. Hibrid MD/İOS Uygulamaları

İOS ile birleştirilen MD radyasyonu, organik kirlenmelerin doğrudan mineralizasyonunu artırmakta veya organik kirlenmelerin biyolojik parçalanma potansiyelini güçlendirmektedir [181, 182]. Süreçte, güçlü serbest radikaller, •OH ( $E_0 = 2.8$  V) ve  $SO_4^{\cdot-}$  ( $E_0 = 2.6$  V), sızıntı suyu içeriğindeki organik maddelerin etkili ve güçlü bir şekilde çözünmesini sağlar [183, 184]. Persülfat (PS) ve  $H_2O_2$ , MD oksidasyon araştırmalarında kullanılan en yaygın oksitleyicilerdir [126].  $SO_4^{\cdot-}$ , organik kirlenmelerin oksidasyonu için •OH'den daha seçicidir ve ayrıca,

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> tarafından oksidasyon yoluyla daha iyi mineralizasyon elde edilebilir. Nispeten yüksek stabilitesi, suda çözünürlüğü ve düşük maliyeti nedeniyle PS, saha uygulamalarında SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> kaynağı olarak yaygın olarak kullanılır [185]. Oksitleyici radikaller içeren bazı kimyasal bileşikler, tek başlarına düşük oksidasyon kapasitesine sahip olmalarına rağmen sıcaklık, UV, ultrases veya MD tarafından etkinleştirilerek oksitleme kapasiteleri artırılabilir [151, 186-188]. Kimyasal bağların parçalanmasına neden olabilen 4,1 eV enerjiye sahip UV olduğu için 10<sup>-3</sup> eV enerjiye sahip MD'nin değil UV'nin •OH'ı indüklediği düşünülmektedir [18,173]. MD enerjisi, UV ışığıyla sulu çözeltide •OH oluşumunu arttırmaktadır [189].

Radyasyon süresi ne kadar uzun olursa organik kirleticilerin uzaklaştırılması o kadar yüksek olmaktadır. 1M PS, 500 W/85 °C ve 70 dak. temas süresinde MD ile kümülatif toplam organik karbon giderimi yaklaşık 45 mg/L'ye ulaşırken, KOİ derişimi 254 mg/L'den 115 mg/L'ye azalmaktadır [123]. 33,3 mg/g Fe iyonu ve ~ 720 W MD için radyasyon süresinin 10 dak.'dan 30 dak.'ya yükseltilmesi ile KOİ ve NH<sub>3</sub>-N uzaklaştırılması sırasıyla % 95,6 ve %88,6 olmasına rağmen 33,3 mg/g'nin üzerinde Fe derişimi ve 720 W'n üzerinde MD gücünde, kararlı duruma ulaşıldığından, KOİ ve NH<sub>3</sub>-N gideriminde artış belirlenmemiştir [147]. Radyasyon süresinin 10 dak.'dan kısa olması, yüksek radyasyon süresinden daha etkin olduğu açıklanmıştır. Bu, proses sıcaklığındaki kademeli artış ve peroksidisülfat (PDS) radikallerinin miktarındaki yükselme nedeniyle artan SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> üretimi ve oksidasyon hızı ile açıklanmaktadır [120].

Aktifleştirilmiş PDS, artan sıcaklık ve azalan pH ile MD aktivasyonu yoluyla önemli miktarda SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> oluşturabilir (Denklemler 16-18) [190, 191]. Bu, PS vd. gibi kimyasal katkı maddelerinin bozunmasının büyük ölçüde T tarafından kontrol edildiğini ve bu bağımlılığın pratikte reaktör tasarımı büyük ölçüde etkilediğini göstermektedir, k<sub>obs</sub> için sıcaklık (T) bağımlılığı Arrhenius denklemi (9) kullanılarak değerlendirilmiştir [185]. MD ile birlikte uygulanan kimyasal maddelerin (M) (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, PS vd.) verimliliğini (MD+PS, MD+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, MD+pH, vd.) tanımlamada kullanılan sinerji indeksi, Eşitlik 19 ile hesaplanabilir [120,192].



$$k_{obs} = S \cdot e^{-E_a/(GT)} \quad (18)$$

$$\text{Sinerjistik İndeks (f)} = \frac{K_{(KM+MD)}}{K_{KM} + K_{MD}} \quad (19)$$

Eşitliklerde; K<sub>KM</sub>: kimyasal madde için hız sabiti; K<sub>MD</sub>: MD için hız sabiti; K<sub>(KM+MD)</sub>: kimyasal madde ve MD için hız sabiti; k<sub>obs</sub>: parçalanma hızı dak<sup>-1</sup>; S: ön ekponansiyel sabit dak<sup>-1</sup>; E<sub>a</sub> (J/mol) = aktivasyon Enerjisi; G: 8,314 J/mol; K: Ünlversal gaz sabiti; T: Sıcaklık olarak tanımlanmaktadır; Sıcaklığa bağlı ve M tarafından ölçülen hız sabiti, K<sub>obs</sub>, yalancı birinci dereceden bir hız sabiti Eyring eşitliği ile belirlenmektedir [185].

MD radyasyonu, kirleticilerin oksidasyonu için gerekli olan eşik enerjisini azaltmasına rağmen reaksiyonun doğasını değiştirmez. E<sub>a</sub>'ya eşit veya daha yüksek olan MD işlemine yaklaşık 2,6 kat daha fazla sayıda molekül dahil olduğundan, reaksiyon kinetiğini kolaylaştırmaktadır [120]. Tablo 5'de arıtma seçenek kombinasyonları ve çöp sızıntı suyunun arıtılması için hibrit sistemleri içeren araştırmalar sunulmuştur. Tablo'dan görüldüğü gibi sızıntı suyu arıtımında hibrit uygulamalar, sadece MD uygulamalarına göre daha yüksek kirletici giderme verimlerine sahiptir.

MD, fenton oksidasyonunu arttırmakta ve sulu çözeltide kolloidal flokülasyonu geliştirmektedir. Organik madde giderimi temel olarak oksidasyon ile NH<sub>3</sub>-N giderimi ise flokülasyon ve adsorpsiyon ile gerçekleşmektedir. En yaygın çevresel endokrin bozucu türlerden biri olarak belirtilen, bifenol A'nın (BPA) fenton'un MD ile güçlendirilmiş oksidasyonu ile giderilebileceği belirtilmektedir [193,194]. MD radyasyon enerjisinin artmasıyla BPA giderim hızı kademeli olarak artmaktadır [108,110]. BPA giderim hızı ile birlikte H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bozunma hızı artmaktadır [195]. Eşit BPA giderim hızına ulaşmak için farklı MD gücü kullanıldığında, reaksiyon süresinde önemli farklılıklar bulunmaktadır [130]. Örneğin, BPA %90 giderme verimine ulaşmak için 100 W'ta 12,0 dak.'da gerçekleşirken, 300 W güçte 4,0 dak. reaksiyon süresi yeterli olmaktadır. 300 W'tan daha yüksek enerji seviyelerinde (500 W) •OH'in etkin olarak kullanılamaması nedeni ile eşit BPA giderme verimine ulaşmak için önemli farklılık gözlenmemiştir [196-198].



**Tablo 5.** MD ve MD birleşik süreçler ile çöp deponi alanı sızıntı suyu arıtım verimleri

İşletim Koşulları	Deponi alan yaşı/Ülke	Başlangıç Kirlenimi (mg/L)	Kirlenimi (mg/L)	Son Kirlenimi (mg/L)	Kirlenimi (mg/L)	Giderme Verimi		Kaynak
						Birleşik Arıtım	Tek Kademe Arıtım	
*MD: 85 °C; 30 dak.; Güç: 550 W; 1 M Sodyum Persülfat	27 yıl/Çin	BOI <sub>5</sub> /KOI: 0,05 TOK: 57,7		TOK: 11,9 BOI <sub>5</sub> /KOI: 0,12		Renk: 86 TOK: %79,9 UV <sub>254</sub> : %79	Renk: % 18 ( SPS) TOK: %19 ( SPS) UV <sub>254</sub> : %22 ( SPS)	[199]
*MD: 550 W; 120 dak.; 1 M	16 yıl/ Tayvan	UV <sub>254</sub> : 1,65 Renk:121 TOK: 56,5		UV <sub>254</sub> : 0,702 Renk: 5 TOK:11,3		UV <sub>254</sub> : % 55 Renk: % 96 TOK: % 80	-	[200]
MD:775 W; 120 dak.; 1 M, *MD: 480W; 3 dak.; *MD: 300 W; Kimyasal: Fe atıkları: 2 g/L FeSO <sub>4</sub> ; 1,5 g/L Kimyasal: 0,02 mol/L Fe <sup>+2</sup> -DTA, 0,1 mol/L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ve 6 g/L GAK	- / Çin	KOI: 11.928		611,5		KOI: % 48,7	-	[201]
*MD: 90 °C; 30 dak. Kimyasal; 0,1 M SPS	- / Güney Kore	KOI: 2.350 BOI <sub>5</sub> /KOI: 0,12 TOK: 437		KOI:1.022,25 BOI <sub>5</sub> /KOI: 0,46 TOK: 65,55		KOI: % 56,6 TOK: % 85	KOI: % 19,6 (MD) KOI: %26,2 (Fenton)	[144] [202]
*MD: 800 W; 30 dak. Kimyasal: 0,3 mol/L PS	-/ Çin	KOI: 4.062,8		KOI: 109,6		KOI: % 97,3	KOI: %30	[150]
*MD: 750 W; 30 dak.; Kimyasal: 33.32 mg/g GAC, Fe iyon taşıyıcı	-/ Çin	KOI:20.000 NH <sub>3</sub> : 1.000 UYA: 2.140		KOI: 873 NH <sub>3</sub> : 113,7 UYA: 1.459,052		KOI: % 95,6 NH <sub>3</sub> : % 88,6 UYA: %31,8	KOI:%30 (MD) NH <sub>3</sub> %20 (MD) UYA: %28 (MD)	[147] [89]
*MD (MH): 625 W, 8 dak; havalandırma hızı 0,5 L/dak	-/ Çin	NH <sub>4</sub> : 4.000		NH <sub>4</sub> : 732		NH <sub>4</sub> : %81,7	NH <sub>4</sub> : % 53,1 (MD)	[134]
*MD (MH): 78 KJ, 750 W, 120 dak, pH 11, 10 dak havalandırma *MD <sup>p</sup> : 450 W, 16 dak. Kimyasal: 50 mmol/L PS	-/ Kanada 26/Çin	KOI: 1.467,05 UV <sub>254</sub> :11,75 Renk: 0,67		KOI: 660,17 UV <sub>254</sub> : 2,93 Renk: 0,005		KOI: 55 UV <sub>254</sub> : %75 Renk: %99,2	KOI: % 8,9 (MD) UV <sub>254</sub> :%10,2 (MD) Renk:% 13,86 (MD)	[1]

\* sonuçlar en yüksek değerler olarak sunulmuştur; DTA: disodyum etilenediamintetraasetik acit; AK: aktif karbon; GAK: granül aktif karbon; a: hibrit arıtım kirlenimi; b: oranlar grafiklerden alınmıştır; MH: MD-hidrotermal; PDS: peroksidisülfat; K-F: koagülasyon-flokülasyon (FeCl<sub>3</sub>); SPS : Sodyum Persülfat

### C. Maliyet

Reaktör işletimi için elektrik ve oksitleyici gereksinimi, MD/MD-hibrit sistemlerde önemli olduğundan sızıntı suyu arıtımı için MD sistemlerinin seçiminde maliyet analizi kritiktir. Sızıntı suyu arıtımında kimyasal maliyeti ve MD güç gereksinimi hesabında eşitlik (20-23) kullanılır [49, 78, 84, 85, 206, 207].

$$\text{Enerji tüketimi(Kwh)} = \frac{\text{MD Güç} \times \text{süre}}{1000 \times 60} \quad (20)$$

$$\text{Giderilen organik atık için elektrik maliyeti} \frac{\$}{\text{mg}} = \frac{\text{Enerji} \times \text{Elektrik fiyatı}}{\text{Giderilen kirlenici derişimi} \times \text{kirlenici hacmi}} \quad (21)$$

$$\text{Giderilen organik atık için kimyasal maliyeti} \frac{\$}{\text{mg}} = \frac{\text{Gerekli kimyasal miktarı} \times \text{kimyasal fiyatı}}{\text{Giderilen kirlenici derişimi} \times \text{hacim}} \quad (22)$$

$$\text{Giderilen organik madde/Güç/katalist} = \frac{\text{Kirlenici derişimi(Giriş-Çıkış)} \times \text{Hacim}}{\text{Tüketilen Güç} \times \text{Katalist miktarı}} \quad (23)$$

Arıtılan sızıntı suyu için koagülant madde dozu maliyeti, demir klorür, kireç ve alüm için sırası ile 3,6 \$/m<sup>3</sup>, 5,25 \$/m<sup>3</sup>, 5,85 \$/m<sup>3</sup> olarak hesaplanmıştır [116]. Kireç ile (ağırlıkça %10) çöp deponi sızıntı suyundan AKM, KOİ ve ağır metaller, sırasıyla %82, %19 ve %60 oranında uzaklaştırılmıştır. Kireç ile ön arıtmanın sermaye ve işletme maliyeti sırasıyla 175 \$/m<sup>3</sup> ve 5 \$/m<sup>3</sup> olarak bulunmuştur [90].

Sızıntı suyu arıtımında MD ısıtma, ekonomik olarak uygulanabilir maliyetlidir [131]. Refrakter bileşiğin bileşik adsorpsiyon ve İOS/PS ile arıtma maliyeti, enerji maliyetine kıyasla, kimyasal maliyeti daha önemlidir ve toplam maliyet 41 \$/m<sup>3</sup> olarak bulunmuştur [208]. MD/PS süreçleri ile arıtma maliyeti ise 6,37 \$/m<sup>3</sup> olarak belirtilmektedir [199]. Biyolojik arıtım için daha kolay bozunabilen basit organik asit elde edilmesinde ve daha düşük biyolojik bozunabilir organik bileşiklerin oksidasyonunda, 6,03 \$/m<sup>3</sup> maliyeti olan MD oksidasyon işleminin, sonraki bir ön işlem olarak daha uygun olduğu açıklanmaktadır [199]. MD/aktifleştirilmiş PS sürecinin optimum koşullarda işletim maliyeti 29,4 \$/L atıksu, konvansiyonel ısı ile aktive edilen PS süreci kullanılarak işletme maliyetinin ise 18,8 \$/L atık su olarak açıklanmaktadır [109]. MD-Fe0/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bileşik süreç işletme maliyetinin esas olarak Fe0 ve H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kimyasal reaktiflerinin tüketiminden kaynaklandığı ve bu nedenle arıtma maliyetinin 1 ton işlem başına yaklaşık 0,1 \$ olması nedeni ile MD-Fe0/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bileşik süreç, sızıntı suyunun arıtılması için ekonomik olarak uygun bir ön arıtma yöntemi olarak önerilmektedir [203].

### IV. SONUÇ

Nüfus artışı, insan ihtiyaçlarının çeşitlenmesi ve ihtiyaçların karşılanması gerekliliği, çok farklı kaynak kullanımını zorunlu hale getirmektedir. Geçmiş, teknolojik uygulamalar, kaynak tüketimini azaltmadığından, sürdürülebilir gelişme ve canlılar için mevcut sağlıklı yaşam koşullarını iyileştirmek amacı ile daha uygun yaklaşımların zorunlu olduğu görülmektedir. İnsan ihtiyaçlarını karşılamak için etkin sistemler kurulmalı ve çevresel verimlilik için optimize edilmelidir.

Ekonomik gelişme sonucu kaynakların tüketimi ile oluşan; katı, gaz ve sıvı atıklar, yeterli/yetersiz arıtım sonrası veya arıtılmadan, alıcı ortamlar; hava, toprak ve suya verilmektedir. Alıcı ortamların kirlenmesi ile uzun dönemde ortaya çıkan çevresel kirlilik, ekolojik dengenin bozulmasına neden olmaktadır. Kaynakların kontrollü kullanılması ve mümkün olduğunca atıkların azaltılması ile sürdürülebilir gelişme ve üretim sağlanabilir. Oluşan atıkların geri kazanımı, tekrar kullanımı ve üretim süreçlerinde değerlendirilmesi ile kaynak tüketimi azaltılabilir.

Sıfır Atık yaklaşımı tüm ürünler veya yan ürünlerin yeniden kullanılması veya geri dönüştürülmesi için kaynak tedarik zincirinin yeniden şekillendirilmesini kapsadığından katı atık sorununu çözmenin etkili bir yoludur. Sıfır atık yaklaşımı, ihtiyaç olmayanın reddedilmesi, atık azaltımı, tekrar kullanımı, geri dönüşümü ve çürütmeyi içermektedir.

Düzenli depolama atık yönetimi, arazi kullanımları ve atık emisyonları nedeniyle, akıllı sürdürülebilir şehirlerin geliştirilmesinde politika yapıcılar ve planlayıcılar için önemli bir zorluktur. Düzenli depolama için çerçeveyi geliştirmek, atık miktarı ve özellikleri hakkında yaklaşım gerektirir.

EKA içeriğindeki plastik, cam, metal ve kağıt gibi malzemeler geri dönüşümde değerlendirilirken, organik içerikli atıklar düzenli deponi alanlarında çürütmeye tabi tutulmakta ve anaerobik ortam koşullarında CH<sub>4</sub> gazı elde edilmektedir. Anaerobik çürütme sonucunda ve yağış etkisi ile heterojen içeriğe sahip yüksek

hacimde sızıntı suyu oluşmaktadır. Sızıntı suyu, deponi alanında nem oranını belirli seviyede tutmak amacıyla geri devredilirken enerji üretiminin artmasını da sağlamaktadır.

Heterojen ve biyolojik parçalanması zor organik madde içeriği ile sızıntı suyu, arıtımı oldukça güç bir atıksu olarak nitelendirilmektedir. İçeriğindeki yüksek derişimdeki organik madde, CH<sub>4</sub> gazı elde edilmesinde enerji kaynağı olarak değerlendirilmektedir. Biyolojik olarak zor parçalanabilir organik bileşiklerin ön işlemler ile parçalanması, anaerobik çürütme ile CH<sub>4</sub> gaz hacminde artış sağlanabilir. Çöp deponi alanlarında sızıntı suyunun alana geri devri sonucu, çıkış suyunda biyolojik parçalanabilir organik madde derişimi azalmakta ve BOI/KOI oranı düşmektedir. Biyolojik parçalanabilir refrakter organik madde içeriği ve ayrıca yüksek NH<sub>4</sub>-N derişimi ile sızıntı suyunun alıcı ortama deşarj öncesi arıtımı gerekmektedir.

Deponi alanı işletimi ile BOI/KOI oranı düşük ve ağır metal içeriğine sahip atık sıvının arıtımı için farklı yöntemler araştırılmaktadır. Kirletici derişimi yüksek atık sıvıların arıtımında kimyasal madde kullanımı, kimyasal atık çamur oluşumuna neden olmaktadır. Adsorpsiyon, iyon değiştirme ve TO gibi yöntemlerin sızıntı suyu arıtımında uygulanması ile de artırılması gereken, derişimi oldukça yüksek, atık sıvı oluşmaktadır.

MD pirolizi gibi yenilikçi teknolojilerin kullanımı ile bazı zorlu atık yönetim sorunlarının üstesinden gelinebilir. Arıtma çamurlarının ve çöp deponi alanlarında oluşan sızıntı sularının dezentegrasyonu konusunda çok sayıda araştırma sürdürülmektedir. Termal ve atermal etkileri nedeniyle MD teknolojisi, çöp sızıntı suyunun arıtımında önemli bir yöntem olarak kabul edilmesine rağmen MD ile hibrit süreçler, çok daha yüksek verimde işlemlenmektedir. Çalışmalar, hedef sıcaklık, sıcaklık yükselme hızı, MD gücü ve uygulama süresinin, atık dezentegrasyonunda önemli olduğunu göstermektedir. Atık niteliğine göre MD/İOS uygulamasının optimize edilmesi, daha yüksek verimde arıtım sağlarken, aynı zamanda CH<sub>4</sub> gaz hacminde de artış sağlayacaktır. Hibrit MD/İOS sürecinin iyileştirilmesi ile daha ekonomik ve uygulanabilir bir yöntemle ulaşılabilir. MD-PS birleşik süreci ise sızıntı suyu hacmi ve kirletici giderme hızı göz önüne alındığında, deponi sahasında sızıntı suyu arıtımında gelecekte uygulanabilecek yöntem olarak görülmektedir. MD süreci ile fiziko-kimyasal-biyolojik biyoremediasyonun birleştirilmesi, çöp sızıntı suyunun sürdürülebilir ve uygun maliyetli arıtım, sorununun çözümünde etkin bir yaklaşım olabilir.

Sıfır atık yaklaşımında da çöp deponi alanında organik maddenin çürütülmesi gerçekleşirken, süreç sonunda oluşan artırılması güç sızıntı suyu arıtımı ve yan ürün elde edilmesi söz konusu olabilecektir.

#### KAYNAKLAR

- [1] Chen, W., Wang, F., He, C., & Li, Q. (2020). Molecular-level comparison study on microwave irradiation-activated persulfate and hydrogen peroxide processes for the treatment of refractory organics in mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 397, 122785.
- [2] Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. *World Bank Publications*.
- [3] Chen, G., Wu, G., Li, N., Lu, X., Zhao, J., He, M., & Wang, S. (2021). Landfill leachate treatment by persulphate related advanced oxidation technologies. *Journal of Hazardous Materials*, 132655.
- [4] Gu, Z., Chen, W., Li, Q., Wang, Y., Wu, C., & Zhang, A. (2018). Degradation of recalcitrant organics in landfill concentrated leachate by a microwave-activated peroxydisulfate process. *RSC advances*, 8(57), 32461-32469.
- [5] Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493.
- [6] Mojiri, A., Aziz, H. A., Zaman, N. Q., Aziz, S. Q., & Zahed, M. A. (2016). Metals removal from municipal landfill leachate and wastewater using adsorbents combined with biological method. *Desalination and Water Treatment*, 57(6), 2819-2833.
- [7] Mojiri, A., Ziyang, L., Hui, W., Ahmad, Z., Tajuddin, R. M., Amr, S. S. A., & Farraji, H. (2017). Concentrated landfill leachate treatment with a combined system including electro-ozonation and composite adsorbent augmented sequencing batch reactor process. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 253-262.
- [8] Jayanthi, M., Duraisamy, P., Sharma, K. K., & Paramasivam, K. (2012). Potential impacts of leachate generation from urban dumps on the water quality of Pallikaranai Marsh-the only surviving freshwater wetland of Chennai city in India. *Indian Journal of Innovations and Developments*, 1(3), 186-192.

- [9] Karak, T., Bhagat, R. M., & Bhattacharyya, P. (2012). Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(15), 1509-1630.
- [10] Ramaiah, B. J., Ramana, G. V., & Datta, M. (2017). Mechanical characterization of municipal solid waste from two waste dumps at Delhi, India. *Waste Management*, 68, 275-291.
- [11] Sharholi, M., Ahmad, K., Mahmood, G., & Trivedi, R. C. (2008). Municipal solid waste management in Indian cities—A review. *Waste management*, 28(2), 459-467.
- [12] Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., & Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of the Total Environment*, 569, 1255-1264.
- [13] TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu. (2021). *İstatistik Veri Portalı*, <https://data.tuik.gov.tr/Kategori/GetKategori?p=Cevre-ve-Enerji-103>.
- [14] Çelebi, M., Dökmetaş, B., Sönmez, B., & Akçam, N. (2017). Belediye Atıklarından Çöp Gazı (LandFill Gas-LFG) Elde Edilerek Elektrik Enerjisi Üretilmesi ve Ülkemizdeki Örneklerinin İncelenmesi. *5<sup>th</sup> International Symposium on Innovative Technologies in Engineering and Science (ISITES 2017)*. 29-30 September, s. 695-701, Baku-Azerbaijan.
- [15] Sivas Belediyesi. (2019). *Çevre Koruma ve Kontrol ve Müdürlüğü Sunumu*, 35s.
- [16] Çanakkale Valiliği. (2021). <http://www.canakkale.gov.tr/cop-deponi-alani-enerji-uretim-tesisinin-acilisi-gerceklestirildi>
- [17] Mihai, F. C., & Taherzadeh, M. J. (2017). Introductory chapter: Rural waste management issues at global level. *Solid Waste Management in Rural Areas. InTech: Rijeka, Croatia*, 1-10.
- [18] Ayub, S., & Khan, A. H. (2011). Landfill practice in India: A review. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 3(4), 270-279.
- [19] Zacarias-Farah, A., & Geyer-Allély, E. (2003). Household consumption patterns in OECD countries: trends and figures. *Journal of Cleaner Production*, 8(11), 819-827.
- [20] Lee, P., Sims, E., Bertham, O., Symington, H., Bell, N., Pfaltzgraff, L. & O'Brien, M. (2017). Towards a circular economy: waste management in the *EU Report, Brussels*.
- [21] Mourelatou, European Environment Agency. (2018). *A. Mourelatou, European Environment Agency Environmental indicator report 2018: In support to the monitoring of the Seventh Environment Action Programme Publications Office of the European Union, Luxembourg (2018)*
- [22] Modak, P. (2010). Municipal Solid Waste Management: *Turning waste into resources. Shanghai Manual-A Guide for Sustainable Urban Development in the 21<sup>st</sup> Century*
- [23] Liu, Z. H., Tao, C. Y., Liu, R. L., Sun, D. G., & Zou, Z. H. (2007). Study on Treatment of Landfill Leachate Aided by Microwave Fenton Process [J]. *Piezoelectrics & Acousto-optics*, 3.
- [24] Sun, W., Wang, X., Decarolis, J. F., & Barlaz, M. A. (2019). Evaluation of optimal model parameters for prediction of methane generation from selected US landfills. *Waste Management*, 91, 120-127.
- [25] Ouda, O. K., Raza, S. A., Nizami, A. S., Rehan, M., Al-Waked, R., & Korres, N. E. (2016). Waste to energy potential: a case study of Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 61, 328-340.
- [26] Eurostat. (2015). Eurostat: *the statistical office of the European Union situated in Luxembourg*. <<http://ec.europa.eu/eurostat>>
- [27] Brennan, R. B., Healy, M. G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D., & Clifford, E. (2016). Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. *Waste management*, 55, 355-363.
- [28] Eur – lex. europe.eu. (1999). Council Directive 1999/31/EC of 26th April 1999 on the landfill of waste (online) available from <http://eur-lex.europa.eu/> (Accessed 02/02/2014).
- [29] EEA. (2013). European Environment Agency. Towards a green economy in Europe. *EU environmental policy targets and objectives 2010–2050*. [file:///C:/Users/0109448s/Downloads/Towards%20a%20green%20economy%20in%20Europe%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/0109448s/Downloads/Towards%20a%20green%20economy%20in%20Europe%20(1).pdf) (accessed 15 May 2015).
- [30] EPA. (2000). Landfill Manuals Landfill Site Design. Wexford, Ireland, 154.
- [31] TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu. (2021). *Atık İstatistikleri, 2020*. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Atik-Istatistikleri-2020-37198>
- [32] Sharma, K. D., & Jain, S. (2019). Overview of municipal solid waste generation, composition, and management in India. *Journal of Environmental Engineering*, 145(3), 04018143.
- [33] Kumar, S., Smith, S. R., Fowler, G., Velis, C., Kumar, S. J., Arya, S., & Cheeseman, C. (2017). Challenges and opportunities associated with waste management in India. *Royal Society open science*, 4(3), 160764.

- [34] Ding, Y., Zhao, J., Liu, J. W., Zhou, J., Cheng, L., Zhao, J., & Hu, Z. T. (2021). A review of China's municipal solid waste (MSW) and comparison with international regions: Management and technologies in treatment and resource utilization. *Journal of Cleaner Production*, 126144.
- [35] Lee, S. H. (2020). South Korea's Experience with Smart Infrastructure Services: *Bus Management System (No. IDB-MG-854)*.
- [36] MOE. (2011). Result of actual condition survey on general waste disposal in FY2010. (in Japanese). [http://www.env.go.jp/recycle/waste\\_tech/ippan/index.html](http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/index.html). (Accessed 1 February 2017).
- [37] Pariatamy, A., Tanaka, M., Islam, A., Rasul, G., Manandhar, P., Parveen, J. A., & Ahmed, N. (2014). Municipal solid waste management in Asia and the Pacific Islands. *Environmental Science, Springer, Singapore*, 201.
- [38] Themelis, N. J., & Mussche, C. (2013). Municipal solid waste management and waste-to-energy in the United States, China and Japan. In *2<sup>nd</sup> International Academic Symposium on Enhanced Landfill Mining, Houthalen-Helchteren. October*, (pp. 14-16).
- [39] Alfaia, R. G. D. S. M., Costa, A. M., & Campos, J. C. (2017). Municipal solid waste in Brazil: A review. *Waste Management & Research*, 35(12), 1195-1209.
- [40] US EPA. (2015). *Report on the 2015 US Environmental Protection Agency (EPA) International Decontamination Research and Development Conference*.
- [41] Gonçalves, A. T. T., Moraes, F. T. F., Marques, G. L., Lima, J. P., & Lima, R. D. S. (2018). Urban solid waste challenges in the BRICS countries: a systematic literature review. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 13.
- [42] Oudejans, L. (2017). Report on the 2016 US Environmental Protection Agency (USEPA) International Decontamination Research and Development Conference.
- [43] Abu Dhabi Statistics Centre. (2018). Statistical Yearbook of Abu Dhabi 2018. Retrieved 20 May 2016 from [https://www.scad.gov.abudhabi/Release%20Documents/SY\\_B\\_2018\\_EN\\_9Sep.pdf](https://www.scad.gov.abudhabi/Release%20Documents/SY_B_2018_EN_9Sep.pdf)
- [44] Koda, E., & Żakowicz, S. (1998). Physical and hydraulics properties of the MSW for water balance of the landfill. *3<sup>rd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics. September*, 1.
- [45] Öztürk, İ., Onay, T. T., Çallı, B., Mertoglu, B., & Yıldız, Ş. (2010). Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu, Türkiye.
- [46] Akgul, D., Aktan, C. K., Yapsakli, K., & Mertoglu, B. (2013). Treatment of landfill leachate using UASB-MBR-SHARON-Anammox configuration. *Biodegradation*, 24(3), 399-412.
- [47] Bilgili, M. S., Demir, A., & Özkaya, B. (2006). Quality and quantity of leachate in aerobic pilot-scale landfills. *Environmental Management*, 38(2), 189.
- [48] Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. (2003). Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7), 737-744.
- [49] Tripathy, B. K., & Kumar, M. (2017). Suitability of microwave and microwave-coupled systems for landfill leachate treatment: An overview. *Journal of environmental chemical engineering*, 5(6), 6165-6178.
- [50] Mojiri, A., Zhou, J. L., Ratnaweera, H., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., & Asakura, H. (2021). Treatment of landfill leachate with different techniques: an overview. *Water Reuse*, 11(1), 66-96.
- [51] Qasim S.R. & Chiang W. (1994). Sanitary Landfill Leachate Generation, *Control and Treatment 6<sup>th</sup> ed. Technomic*
- [52] Filipkowska, U. (2008). Effect of recirculation method on quality of landfill leachate and effectiveness of biogas production. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(2), 199.
- [53] Aldrawsha, A. A., İsmail, A., Natarajan, R., & İbrahim, O. (2020). Biogas production from waste in a sanitary landfill reactor. *Journal of Thermal Engineering*, 6(6), 298-311.
- [54] Bae, J. H., Cho, K. W., Lee, S. J., Bum, B. S., & Yoon, B. H. (1998). Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid wastes. *Water Science and Technology*, 38(2), 159-168.
- [55] Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., & Al-Rekabi, W. S. (2009). Review on Landfill leachate treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, 5(5), 534-545.
- [56] Şan, I., & Onay, T. T. (2001). Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 87(1-3), 259-271.
- [57] Sanphoti, N., Towprayoon, S., Chairprasert, P., & Nopharatana, A. (2006). The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. *Journal of Environmental Management*, 81(1), 27-35.

- [58] Liu, Y., Sun, W., Du, B., & Liu, J. (2018). Leachate Recirculation for Enhancing Methane Generation within Field Site in China. *Hindawi Journal of Chemistry*, 2018, ID 9056561, 7 pages. <https://doi.org/10.1155/2018/9056561>.
- [59] Ozkaya, B., Demir, A., Basturk, A., & Bilgili, M. S. (2004). Investigation of leachate recirculation effects in Istanbul Odayeri Sanitary Landfill. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 39(4), 873-883.
- [60] Paxéus, N. (2000). Organic compounds in municipal landfill leachates. *Water Science and Technology*, 42(7-8), 323-333.
- [61] Arunbabu, V., Indu, K. S., & Ramasamy, E. V. (2017). Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, 68, 329-336.
- [62] Budi, S., Suliasih, B. A., Othman, M. S., Heng, L. Y., & Surif, S. (2016). Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. *Waste Management*, 55, 231-237.
- [63] Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.
- [64] Moody, C. M., & Townsend, T. G. (2017). A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*, 63, 267-274.
- [65] Boonyaroj, V., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., & Yamamoto, K. (2017). Enhanced biodegradation of phenolic compounds in landfill leachate by enriched nitrifying membrane bioreactor sludge. *Journal of hazardous materials*, 323, 311-318.
- [66] Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of hazardous materials*, 171(1-3), 54-60.
- [67] Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, 703, 135468.
- [68] Fernandez, Y., Maranon, E., Castrillón, L., & Vázquez, I. (2005). Removal of Cd and Zn from inorganic industrial waste leachate by ion exchange. *Journal of Hazardous Materials*, 126(1-3), 169-175.
- [69] Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I. A., Tolkou, A. K., & Airoidi, M. (2017). Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: a review. *Sustainability*, 9(1), 9.
- [70] Ahmed, F. N., & Lan, C. Q. (2012). Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287, 41-54.
- [71] Assou, M., El Fels, L., El Asli, A., Fakidi, H., Souabi, S., & Hafidi, M. (2016). Landfill leachate treatment by a coagulation–flocculation process: effect of the introduction order of the reagents. *Desalination and Water Treatment*, 57(46), 21817-21826.
- [72] Costa, A. M., Alfaia, R. G. D. S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of environmental management*, 232, 110-116.
- [73] Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste management*, 27(3), 380-388.
- [74] Shehzad, A., Bashir, M. J., Sethupathi, S., & Lim, J. W. (2015). An overview of heavily polluted landfill leachate treatment using food waste as an alternative and renewable source of activated carbon. *Process safety and environmental protection*, 98, 309-318.
- [75] Naveen, B. P., Sharma, A. K., Sivapullaiah, P. V., Sitharam, T. G., & Narayana, M. A. (2013). Characteristics of the leachate from MSW landfill. In *Silver Jubilee Celebrations of Indian Chapter of IGS-Interenational Symposium "Geosynthetics India"*. 23-25 October.
- [76] Vahabian, M., Hassanzadeh, Y., & Marofi, S. (2019). Assessment of landfill leachate in semi-arid climate and its impact on the groundwater quality case study: Hamedan, Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 191(2), 109.
- [77] Abd El-Salam, M. M., & Abu-Zuid, G. I. (2015). Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of advanced research*, 6(4), 579-586.
- [78] Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource technology*, 99(13), 5981-5985.
- [79] Labanowski, J., Pallier, V., & Feuillade-Cathalifaud, G. (2010). Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 166-172.

- [80] Gálvez, A., Ramos, A., Rodríguez, M. L., & Zamorano, M. (2008). Characterization of the leachate produced in the closed cells of a landfill site at Alhendín (Granada, Spain). *International Conference on Waste Management and the Environment*. May.
- [81] Heyer, K. U., Stegmann, R., & Für Abfallwirtschaft, I. (2001). Leachate management: leachate generation, collection, treatment and costs. *Ingenieurbüro Für Abfallwirtschaft*. Online at: <http://www.ifashamburg.de/pdf/leachate.pdf>.
- [82] Horikoshi, S., Hidaka, H., & Serpone, N. (2003). Hydroxyl radicals in microwave photocatalysis. Enhanced formation of OH radicals probed by ESR techniques in microwave-assisted photocatalysis in aqueous TiO<sub>2</sub> dispersions. *Chemical Physics Letters*, 376(3-4), 475-480.
- [83] Guo, J. S., Abbas, A. A., Chen, Y. P., Liu, Z. P., Fang, F., & Chen, P. (2010). Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 699-705.
- [84] Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapulliah, P. V., & Ramachandra, T. V. (2017). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, 220, 1-12.
- [85] Bhalla, B., Saini, M. S., & Jha, M. K. (2012). Characterization of leachate from municipal solid waste (MSW) landfilling sites of Ludhiana, India: a comparative study. *International Journal of Engineering Research and Applications*, 2(6), 732-745.
- [86] Shouliang, H. U. O., Beidou, X. I., Haichan, Y. U., Liansheng, H. E., Shilei, F. A. N., & Hongliang, L. I. U. (2008). Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. *Journal of Environmental Sciences*, 20(4), 492-498.
- [87] Kang, K. H., Shin, H. S., & Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water research*, 36(16), 4023-4032.
- [88] Siegert, I., & Banks, C. (2005). The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. *Process Biochemistry*, 40(11), 3412-3418.
- [89] Yang, L., Chen, Z., Yang, J., Liu, Y., Wang, J., Yu, Y., & Gao, X. (2014). Removal of volatile fatty acid in landfill leachate by the microwave-hydrothermal method. *Desalination and water treatment*, 52(22-24), 4423-4429.
- [90] Ren, X., Liu, D., Chen, W., Jiang, G., Wu, Z., & Song, K. (2018). Investigation of the characteristics of concentrated leachate from six municipal solid waste incineration power plants in China. *RSC advances*, 8(24), 13159-13166.
- [91] Kılıç, M. Y., Kestioğlu, K., & Yonar, T. (2007). Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process. *Journal of biological and environmental sciences*, 1(1), 37-43.
- [92] Kamaruddin, M. A., Yusoff, M. S., Aziz, H. A., & Hung, Y. T. (2015). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5(2), 113-126.
- [93] Hu, X., Wang, X., Ban, Y., & Ren, B. (2011). A comparative study of UV-Fenton, UV-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Fenton reaction treatment of landfill leachate. *Environmental technology*, 32(9), 945-951.
- [94] Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Ulmanu, M., Anger, I., & Marañón, E. (2010). Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, 30(2), 228-235.
- [95] Jahan, E., Nessa, A., Hossain, M. F., & Parveen, Z. (2016). Characteristics of municipal landfill leachate and its impact on surrounding agricultural land. *Bangladesh Journal of Scientific Research*, 29(1), 31-39.
- [96] Wang, Z., Peng, Y., Miao, L., Cao, T., Zhang, F., Wang, S., & Han, J. (2016). Continuous-flow combined process of nitrification and ANAMMOX for treatment of landfill leachate. *Bioresource technology*, 214, 514-519.
- [97] Oumar, D., Patrick, D., Gerardo, B., Rino, D., & Ihsen, B. S. (2016). Coupling biofiltration process and electrocoagulation using magnesium-based anode for the treatment of landfill leachate. *Journal of environmental management*, 181, 477-483.
- [98] Xaypanya, P., Takemura, J., Chiemchaisri, C., Seingheng, H., & Tanchuling, M. A. N. (2018). Characterization of landfill leachates and sediments in major cities of Indochina peninsular countries—Heavy metal partitioning in municipal solid waste leachate. *Environments*, 5(6), 65.
- [99] Boumechhour, F., Rabah, K., Lamine, C., & Said, B. M. (2013). Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/flocculation. *Water and Environment Journal*, 27(1), 114-119.
- [100] Yadav, J. S., & Dikshit, A. K. (2016). Effect of pretreatment by coagulation on stabilized landfill leachate during anaerobic treatment. *Cogent Environmental Science*, 2(1), 1209993.

- [101] Yarimtepe, C. C., & Oz, N. A. (2015). Enhanced biogas production from landfill leachate by low frequency ultrasound. *WIT Transactions on the Built Environment*, 168, 225-234.
- [102] Taşcı, S., Özgüven, A., & Yıldız, B. (2021). Multi-Response/Multi-Step Optimization of Heterogeneous Fenton Process with Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Catalyst for the Treatment of Landfill Leachate. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(7), 1-19.
- [103] Peng, Y. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567-S2574.
- [104] Córdova, R. N., Nagel-Hassemer, M. E., Matias, W. G., Muller, J. M., & De Castilhos Junior, A. B. (2019). Removal of organic matter and ammoniacal nitrogen from landfill leachate using the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> photochemical process. *Environmental technology*, 40(6), 793-806.
- [105] Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 129(1-3), 80-100.
- [106] Wang, L., Lin, H., Dong, Y., He, Y. (2018). Effects of cropping patterns of four plants on the phytoremediation of vanadium-containing synthetic wastewater. *Ecological Engineering*, 115, 27-34.
- [107] Yong, Z. J., Bashir, M. J., Ng, C. A., Sethupathi, S., Lim, J. W. (2018). A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. *Journal of environmental management*, 205, 244-252.
- [108] Fukahori, S., Ichiura, H., Kitaoka, T., Tanaka, H. (2003). Capturing of bisphenol A photodecomposition intermediates by composite TiO<sub>2</sub>-zeolite sheets. *Applied Catalysis B: Environmental*, 46(3), 453-462.
- [109] Genç, N., & Durna, E. (2019). Simultaneous optimization of treatment efficiency and operating cost in leachate concentrate degradation by thermal-activated persulfate catalysed with Ag (I): comparison of microwave and conventional heating. *Journal of Microwave Power and Electromagnetic Energy*, 53(3), 155-170.
- [110] Li, C., & Li, X. Z. (2007). Degradation of endocrine disrupting chemicals in aqueous solution by interaction of photocatalytic oxidation and ferrate (VI) oxidation. *Water Science and Technology*, 55(1-2), 217-223.
- [111] Wei-sheng, D. Z. G. (2012). Treatment of Landfill Leachate via Fenton Oxidation Process Catalyzed by Fe<sup>-2+</sup> Loaded on GAC and Enhanced by Microwave [J]. *Journal of South China University of Technology (Natural Science Edition)*, 8.
- [112] Amokrane, A., Comel, C., Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water research*, 31(11), 2775-2782.
- [113] Teh, C. Y., Budiman, P. M., Shak, K. P. Y., & Wu, T. Y. (2016). Recent advancement of coagulation-flocculation and its application in wastewater treatment. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 55(16), 4363-4389.
- [114] Gandhimathi, R., Durai, N. J., Nidheesh, P. V., Ramesh, S. T., & Kanmani, S. (2013). Use of combined coagulation-adsorption process as pretreatment of landfill leachate. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 10(1), 1-7.
- [115] Diamadopoulos, E. (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28(12), 2439-2445.
- [116] Chaouki, Z., El Mrabet, I., Khalil, F., Ijjaali, M., Rafqah, S., Anouar, S., & Zaitan, H. (2017). Use of coagulation-flocculation process for the treatment of the landfill leachates of Casablanca city (Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, 8(8), 2781-2791.
- [117] Daud, Z., Abd Aziz, A. L., & Mao, L. (2012). Coagulation-Flocculation in Leachate Treatment by Using Ferric Chloride and Alum as Coagulant. *International Journal of Engineering Research and Applications* 2(4).
- [118] Hasar, H., Unsal, S. A., Ipek, U., Karatas, S., Cınar, O., Yaman, C., Kınacı, C. (2009). Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 309-317.
- [119] Erabee, I. K., Ahsan, A., Jose, B., Aziz, M. M. A., Ng, A. W. M., Idrus, S., Daud, N. N. N. (2018). Adsorptive treatment of landfill leachate using activated carbon modified with three different methods. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 22(4), 1083-1095.
- [120] Patil, N. N., & Shukla, S. R. (2015). Degradation of Reactive Yellow 145 dye by persulfate using microwave and conventional heating. *Journal of Water Process Engineering*, 7, 314-327
- [121] Chou, Y. C., Lo, S. L., Kuo, J., & Yeh, C. J. (2013a). A study on microwave oxidation of landfill leachate—contributions of microwave-specific effects. *Journal of hazardous materials*, 246, 79-86.



- [122] Costa, C., Santos, V. H. S., Araujo, P. H. H., Sayer, C., Santos, A. F., & Fortuny, M. (2009). Microwave-assisted rapid decomposition of persulfate. *European polymer journal*, 45(7), 2011-2016.
- [123] Chou, Y. C., Lo, S. L., Kuo, J., Yeh, C. J. (2013b). Derivative mechanisms of organic acids in microwave oxidation of landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 254, 293-300.
- [124] Lidström, P., Tierney, J., Watheyb, B., Westmana, J. (2001). Microwave assisted organic synthesis: A review. *Tetrahedron*, 57, 9225-9283.
- [125] Thostenson, E. T., Chou, T. W. (1999). Microwave processing: fundamentals and applications. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 30(9), 1055-1071.
- [126] Remya, N., & Lin, J. G. (2011). Current status of microwave application in wastewater treatment—a review. *Chemical Engineering Journal*, 166(3), 797-813.
- [127] Karthik, P. S., & Singh, S. P. (2015). Conductive silver inks and their applications in printed and flexible electronics. *Rsc Advances*, 5(95), 77760-77790.
- [128] Galindo, L. A., Puillandre, N., Strong, E. E., Bouchet, P. (2014). Using microwaves to prepare gastropods for DNA barcoding. *Molecular Ecology Resources*, 14(4), 700-705.
- [129] Ku, H. S., Siores, E., Taube, A., Ball, J. A. (2002). Productivity improvement through the use of industrial microwave technologies. *Computers & Industrial Engineering*, 42(2-4), 281-290.
- [130] Li, S., Zhang, G., Wang, P., Zheng, H., Zheng, Y. (2016). Microwave-enhanced Mn-Fenton process for the removal of BPA in water. *Chemical Engineering Journal*, 294, 371-379.
- [131] Li, L., Jing, C., Zuqun, X., Songhu, Y., Menghua, C., Huangcheng, L., Xiaohua, L. (2009). Removal of ammonia nitrogen in wastewater by microwave radiation: A pilot-scale study. *Journal of Hazardous Materials*, 168.
- [132] Bi, X., Wang, P., Jiao, C., Cao, H. (2009). Degradation of remazol golden yellow dye wastewater in microwave enhanced ClO<sub>2</sub> catalytic oxidation process. *Journal of hazardous materials*, 168(2-3), 895-900.
- [133] Tsai, H. C., & Lo, S. L. (2011). Boron removal and recovery from concentrated wastewater using a microwave hydrothermal method. *Journal of hazardous materials*, 186(2-3), 1431-1437.
- [134] Dong, S., & Sartaj, M. (2016a). Statistical analysis and optimization of ammonia removal from landfill leachate by sequential microwave/aeration process using factorial design and response surface methodology. *Journal of environmental chemical engineering*, 4(1), 100-108.
- [135] Dong, S., & Sartaj, M. (2016b). Statistical analysis of thermal and nonthermal effects of sequential microwave/aeration process for the removal of ammonia from aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*, 57(42), 20005-20015.
- [136] Salvi, D., Ortego, J., Arauz, C., Sabliov, C. M., & Boldor, D. (2009). Experimental study of the effect of dielectric and physical properties on temperature distribution in fluids during continuous flow microwave heating. *Journal of food engineering*, 93(2), 149-157.
- [137] Caballero, J. A., Front, R., Marcilla, A., & Conesa, J. A. (1997). Characterization of sewage sludges by primary and secondary pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 40, 433-450.
- [138] Menéndez, J. A., Inguanzo, M., & Pis, J. J. (2002). Microwave-induced pyrolysis of sewage sludge. *Water research*, 36(13), 3261-3264.
- [139] Coelho, N. M. G., Droste, R. L., & Kennedy, K. J. (2014). Microwave effects on soluble substrate and thermophilic digestibility of activated sludge. *Water Environment Research*, 86(3), 210-222.
- [140] Peng, L., Appels, L., & Su, H. (2018). Combining microwave irradiation with sodium citrate addition improves the pre-treatment on anaerobic digestion of excess sewage sludge. *Journal of environmental management*, 213, 271-278.
- [141] Toreci, I., Kennedy, K. J., & Droste, R. L. (2010). Effect of high-temperature microwave irradiation on municipal thickened waste activated sludge solubilization. *Heat Transfer Engineering*, 31(9), 766-773.
- [142] Bougrier, C., Delgenes, J. P., & Carrère, H. (2007). Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34(1), 20-27.
- [143] Wong, W. T., Chan, W. I., Liao, P. H., & Lo, K. V. (2006). A hydrogen peroxide/microwave advanced oxidation process for sewage sludge treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 41(11), 2623-2633.
- [144] Xu, X. C., Zhang, H. T., Dong, Z. Y., Fan, Y. F. (2013). Pretreatment of old-age landfill leachate by microwave-assisted catalytic oxidation in the presence of activated carbon. *Environmental technology*, 34(20), 2853-2858.

- [145] Zhang, L., Guo, X., Yan, F., Su, M., & Li, Y. (2007a). Study of the degradation behaviour of dimethoate under microwave irradiation. *Journal of hazardous materials*, 149(3), 675-679.
- [146] Tao, C. Y., Xiang, Y., Liu, R. L., Sun, D. G., & Liu, Z. H. (2006). Comparison experiment of landfill leachate by using microwave and microwave-Fenton reagent [J]. *Journal of Liaoning University of Petroleum & Chemical Technology*, 4.
- [147] Ding, Z., Tan, F., Li, Q., & Qiu, J. (2011). Research on Fenton oxidation treatment of landfill leachate by microwave. *International Conference on Electric Technology and Civil Engineering (ICETCE)*. April, pp. 1468-1471.
- [148] Rabah, F. K., & Darwish, M. S. (2012). Characterization of ammonia removal from municipal wastewater using microwave energy: batch experiment. *Environ. Nat. Resour. Res*, 3(1), 42-50.
- [149] Kawala, Z., & Atamańczuk, T. (1998). Microwave-enhanced thermal decontamination of soil. *Environmental science & technology*, 32(17), 2602-2607.
- [150] Zhang, W., Yang, S., Niu, R., Shao, X., Shan, L., Yang, X., & Wang, P. (2010). Microwave-assisted COD removal from landfill leachate by hydrogen peroxide, peroxymonosulfate and persulfate. *4<sup>th</sup> International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering*. June, (pp. 1-4).
- [151] Deng, Y., & Zhao, R. (2015). Advanced oxidation processes (AOPs) in wastewater treatment. *Current Pollution Reports*, 1(3), 167-176.
- [152] Särkkä, H., Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2015). Recent developments of electro-oxidation in water treatment—a review. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 754, 46-56.
- [153] Umar, M., Aziz, H. A., Yusoff, M. S. (2010). Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste management*, 30(11), 2113-2121.
- [154] Haapea, P., Korhonen, S., Tuhkanen, T. (2002). Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation+ hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water. *Ozone: Science & Engineering*, 24(5), 369-378.
- [155] Li, N., Wang, P., Liu, Q., & Cao, H. (2010). Microwave enhanced chemical reduction process for nitrite-containing wastewater treatment using sulfaminic acid. *Journal of Environmental Sciences*, 22(1), 56-61.
- [156] Berlin, A. A. (1986). Kinetics of radical-chain decomposition of persulfate in aqueous solutions of organic compounds *Kinet. Catal.* (Engl. Transl). 27(1 PT 1).
- [157] House, D. A. (1962). Kinetics and mechanism of oxidations by peroxydisulfate. *Chemical Reviews*, 62(3), 185-203.
- [158] Huang, K. C., Couttenye, R. A., Hoag, G. E. (2002). Kinetics of heat-assisted persulfate oxidation of methyl tert-butyl ether (MTBE). *Chemosphere*, 49(4), 413-420.
- [159] Koçak, S., Güney, C., Argun, M. T., Tarkin, B., Kirtman, E. Ö., Akgül, D., & Mertoglu, B. (2013). Treatment of landfill leachate by advanced oxidation processes. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 25(2), 51-64.
- [160] Al-Kdasi, A., Idris, A., Saed, K., Guan, C. T. (2004). Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes—a review. *Global nest: the International Journal*, 6(3), 222-230.
- [161] Oliveira, C., Alves, A., & Madeira, L. M. (2014). Treatment of water networks (waters and deposits) contaminated with chlorfenvinphos by oxidation with Fenton's reagent. *Chemical Engineering Journal*, 241, 190-199.
- [162] Duan, P., Pan, J., Du, W., Yue, Q., Gao, B., & Xu, X. (2021). Activation of peroxymonosulfate via mediated electron transfer mechanism on single-atom Fe catalyst for effective organic pollutants removal. *Applied Catalysis B: Environmental*, 299, 120714.
- [163] Gautam, P., Kumar, S., & Lokhandwala, S. (2019). Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117639.
- [164] Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8(3-4), 501-551.
- [165] Tchobanoglu, G., Burton, F., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* 4th ed. *McGraw-Hill Higher, Boston*, 1819.
- [166] Pera-Titus, M., García-Molina, V., Baños, M. A., Giménez, J., & Esplugas, S. (2004). Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 47(4), 219-256.
- [167] Andreozzi, R., Caprio, V., Insola, A., & Marotta, R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis today*, 53(1), 51-59.
- [168] Brillas, E., Sirés, I., & Oturan, M. A. (2009). Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry. *Chemical reviews*, 109(12), 6570-6631.

- [169] Cuerda-Correa, E. M., Alexandre-Franco, M. F., & Fernández-González, C. (2020). Advanced oxidation processes for the removal of antibiotics from water. An overview. *Water*, 12(1), 102.
- [170] Bo, L., Quan, X., Chen, S., Zhao, H., & Zhao, Y. (2006). Degradation of p-nitrophenol in aqueous solution by microwave assisted oxidation process through a granular activated carbon fixed bed. *Water Research*, 40(16), 3061-3068.
- [171] Chen, J., Xue, S., Song, Y., Shen, M., Zhang, Z., Yuan, T., & Dionysiou, D. D. (2016). Microwave-induced carbon nanotubes catalytic degradation of organic pollutants in aqueous solution. *Journal of hazardous materials*, 310, 226-234.
- [172] Zhang, Z., Shan, Y., Wang, J., Ling, H., Zang, S., Gao, W., & Zhang, H. (2007b). Investigation on the rapid degradation of congo red catalyzed by activated carbon powder under microwave irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1-2), 325-333.
- [173] Quan, X., Zhang, Y., Chen, S., Zhao, Y., & Yang, F. (2007). Generation of hydroxyl radical in aqueous solution by microwave energy using activated carbon as catalyst and its potential in removal of persistent organic substances. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 263(1-2), 216-222.
- [174] Shen, M., Fu, L., Tang, J., Liu, M., Song, Y., Tian, F., & Dionysiou, D. D. (2018). Microwave hydrothermal-assisted preparation of novel spinel-NiFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>/natural mineral composites as microwave catalysts for degradation of aquatic organic pollutants. *Journal of hazardous materials*, 350, 1-9.
- [175] Wei, R., Wang, P., Zhang, G., Wang, N., & Zheng, T. (2020). Microwave-responsive catalysts for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 382, 122781.
- [176] Qiu, Y., Zhou, J., Cai, J., Xu, W., You, Z., & Yin, C. (2016). Highly efficient microwave catalytic oxidation degradation of p-nitrophenol over microwave catalyst of pristine  $\alpha$ -Bi<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. *Chemical Engineering Journal*, 306, 667-675.
- [177] Qiu, Y., & Zhou, J. (2019). Highly effective and green microwave catalytic oxidation degradation of nitrophenols over Bi<sub>2</sub>O<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> based composites without extra chemical additives. *Chemosphere*, 214, 319-329.
- [178] Sun, C., Chen, C., Ma, W., & Zhao, J. (2011). Photodegradation of organic pollutants catalyzed by iron species under visible light irradiation. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 13(6), 1957-1969.
- [179] Xu, D., Lai, X., Guo, W., & Dai, P. (2017a). Microwave-assisted catalytic degradation of methyl orange in aqueous solution by ferrihydrite/maghemite nanoparticles. *Journal of water process engineering*, 16, 270-276.
- [180] Zhang, M. H., Dong, H., Zhao, L., & Wang, D. X., Meng, D. (2019). A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of the Total Environment*, 670, 110-121.
- [181] Bokare, A. D., & Choi, W. (2014). Review of iron-free Fenton-like systems for activating H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 275, 121-135.
- [182] Sharma, A., Ahmad, J., & Flora, S. J. S. (2018). Application of advanced oxidation processes and toxicity assessment of transformation products. *Environmental Research*, 167, 223-233.
- [183] Fernandes, A., Labiadh, L., Ciriaco, L., Pacheco, M. J., Gadri, A., & Ammar, S., Lopes, A. (2017). Electro-Fenton oxidation of reverse osmosis concentrate from sanitary landfill leachate: Evaluation of operational parameters. *Chemosphere*, 184, 1223-1229.
- [184] Xu, J., Long, Y., Shen, D., Feng, H., & Chen, T. (2017b). Optimization of Fenton treatment process for degradation of refractory organics in pre-coagulated leachate membrane concentrates. *Journal of hazardous materials*, 323, 674-680.
- [185] Deng, J., Shao, Y., Gao, N., Deng, Y., Zhou, S., & Hu, X. (2013). Thermally activated persulfate (TAP) oxidation of antiepileptic drug carbamazepine in water. *Chemical Engineering Journal*, 228, 765-771.
- [186] Anipsitakis, G. P., Dionysiou, D. D. (2004). Radical generation by the interaction of transition metals with common oxidants. *Environmental Science & Technology*, 38(13), 3705-3712.
- [187] Ghanbari, F., & Moradi, M. (2017). Application of peroxymonosulfate and its activation methods for degradation of environmental organic pollutants. *Chemical Engineering Journal*, 310, 41-62.
- [188] Hu, P., & Long, M. (2016). Cobalt-catalyzed sulfate radical-based advanced oxidation: a review on heterogeneous catalysts and applications. *Applied Catalysis B: Environmental*, 181, 103-117.
- [189] Abramovitch, R. A., Bangzhou, H., Abramovitch, D. A., & Jiangaos, S. (1999). In situ decomposition of PAHs in soil and desorption of organic solvents using microwave energy. *Chemosphere*, 39(1), 81-87.
- [190] Qi, C., Liu, X., Lin, C., Zhang, X., Ma, J., Tan, H., & Ye, W. (2014). Degradation of sulfamethoxazole by microwave-activated persulfate: kinetics, mechanism and acute toxicity. *Chemical Engineering Journal*, 249, 6-14.

- [191] Qi, C., Liu, X., Lin, C., Zhang, H., Li, X., & Ma, J. (2017). Activation of peroxymonosulfate by microwave irradiation for degradation of organic contaminants. *Chemical Engineering Journal*, 315, 201-209.
- [192] Tripathy, B. K., & Kumar, M. (2019). Sequential coagulation/flocculation and microwave-persulfate processes for landfill leachate treatment: Assessment of bio-toxicity, effect of pretreatment and cost-analysis. *Waste Management*, 85, 18-29.
- [193] Bolong, N., Ismail, A. F., Salim, M. R., Rana, D., Matsuura, T., & Tabe-Mohammadi, A. (2010). Negatively charged polyethersulfone hollow fiber nanofiltration membrane for the removal of bisphenol A from wastewater. *Separation and Purification Technology*, 73(2), 92-99.
- [194] Wang, N., Zheng, T., Jiang, J., Wang, P. (2015). Cu (II)-Fe (II)-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidative removal of 3-nitroaniline in water under microwave irradiation. *Chemical Engineering Journal*, 260, 386-392.
- [195] Cheng, G., Lin, J., Lu, J., Zhao, X., Cai, Z., Fu, J. (2015). Advanced treatment of pesticide-containing wastewater using Fenton reagent enhanced by microwave electrodeless ultraviolet. *BioMed research international*, 2015.
- [196] Bradu, C., Frunza, L., Mihalche, N., Avramescu, S. M., Neață, M., Udrea, I. (2010). Removal of Reactive Black 5 azo dye from aqueous solutions by catalytic oxidation using CuO/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> and NiO/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. *Applied Catalysis B: Environmental*, 96(3-4), 548-556.
- [197] Kim, J. R., Huling, S. G., & Kan, E. (2015). Effects of temperature on adsorption and oxidative degradation of bisphenol A in an acid-treated iron-amended granular activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 262, 1260-1267.
- [198] Pan, W., Zhang, G., Zheng, T., & Wang, P. (2015). Degradation of p-nitrophenol using CuO/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> as a Fenton-like catalyst under microwave irradiation. *RSC advances*, 27043-27051.
- [199] Chou, Y. C., Lo, S. L., Kuo, J., & Yeh, C. J. (2015). Microwave-enhanced persulfate oxidation to treat mature landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 284, 83-91.
- [200] Yeh, C. J., Lo, S. L., Kuo, J., & Chou, Y. C. (2018). Optimization of landfill leachate treatment by microwave oxidation using the Taguchi method. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(10), 2075-2086.
- [201] Jiang, B. H., Zhao, Y., Jin, Y., Hu, X. M., Jiang, L., & Li, X. M. (2012). Study on coupled oxidation and microwave process in treating urban landfill leachate by fenton and fenton-Like reaction. *Advanced Materials Research*, 393, pp. 1443-1446.
- [202] Kim, Y. B., & Ahn, J. H. (2016). Microwave-assisted decomposition of landfill leachate with persulfate. *Journal of Environmental Engineering*, 142(3), 04015084.
- [203] Chen, W., Zhang, A., Gu, Z., & Li, Q. (2018). Enhanced degradation of refractory organics in concentrated landfill leachate by Fe<sup>0</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> coupled with microwave irradiation. *Chemical Engineering Journal*, 354, 680-691.
- [204] Wang, J., Ma, X. P., Tang, F. D., Yang, C. L., Li, Y., & Guo, B. (2011). Study on pretreatment of landfill leachate by microwave-assisted catalytic oxidation process. *China Environmental Science*, 31(7), 1166-1170.
- [205] Na, L. I., Xiaoming, L. I., Qi, Y. A. N. G., Xian, L., & XiuQiong, W. (2014). Landfill leachate treatment by microwave-enhanced persulfate oxidation process using activated carbon as catalyst. *China Environmental Science*, 34(1), 91-96.
- [206] Chian, E. S., & Dewalle, F. B. (1976). Sanitary landfill leachates and their treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 102(2), 411-431.
- [207] Vishnuganth, M. A., Remya, N., Kumar, M., & Selvaraju, N. (2017). Carbofuran removal in continuous-photocatalytic reactor: reactor optimization, rate-constant determination and carbofuran degradation pathway analysis. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 52(5), 353-360.
- [208] Wang, J., Liao, Z., Ifthikar, J., Shi, L., Du, Y., Zhu, J., & Chen, Z. (2017). Treatment of refractory contaminants by sludge-derived biochar/persulfate system via both adsorption and advanced oxidation process. *Chemosphere*, 185, 754-763.