



ANAEROBİK ÇÜRÜTME ÖNCESİ ATIK BİYOLOJİK ÇAMURLARIN MİKRODALGA RADYASYONU İLE DEZENTEGRASYONU

Ali Abdulzahra Ali ALHRAİSHAWİ^{1*}, Şükrü ASLAN²

¹Department of Civil Engineering, College of Engineering, Misan University, Iraq

²Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 58140, Sivas, Türkiye

Anahtar Kelimeler

*Biyolojik Çamur,
Mikrodalga Radyasyonu,
Dezintegrasyon,
Metan Üretimi.*

Öz

Kentsel yerleşim alanlarındaki nüfus artışı, belediye atıksu arıtma tesislerinde (AAT) biyolojik çamur üretiminde artışa neden olmaktadır. Yüksek bertaraf maliyeti ve yasal kısıtlama, AAT'nde biyolojik çamur yönetimi konusunda karşılaşılan en önemli sorunlardır. Son yıllarda, AAT'nde atık çamur üretimini azaltmak ve anaerobik çürütme ünitesinde üretilen biyogaz hacmini artırmak için daha çevreci ve ekonomik yöntemler geliştirmek amacı ile deneysel çalışmalar yapılmaktadır. Anaerobik çürütme reaktöründe biyolojik bozunma için gereken uzun hidrolik alıkonma süresi, atık biyolojik çamurun (ABÇ) dezintegrasyonu ile azaltılabilir. Biyolojik çamurun parçalanması, çözeltiye organik ve inorganik maddelerin salınmasını sağlar. Anaerobik reaktör girişindeki organik madde derişiminin artması, çürütme verimini artırır. Dezintegrasyon, biyolojik çamurun yavaş ve kısmen parçalanabilir kısmının anaerobik çürütme sürecinde, biyokütle tarafından daha kolay kullanılabilen bileşiklere dönüştürülmesini sağlar. Anaerobik çamur çürütme (AÇÇ) sürecinde, biyogaz üretim verimliliğini artırmak için termal, kimyasal, mekanik ve ileri oksidasyon işlemleri gibi biyolojik çamur dezintegrasyon yöntemleri veya bunların kombinasyonları uygulanmaktadır. Bu derleme çalışmasının temel amacı, anaerobik çamur çürütmede biyogaz üretimi dikkate alınarak biyolojik çamur dezintegrasyonunda mikrodalga radyasyon (MD) mekanizmasını tanıtmaktır. Çeşitli çalışma koşulları altında, MD ile dezintegrasyon yönteminin etkinliği, ısıtma prensipleri, çamur ayrışması, biyogaz üretimi açısından değerlendirilmiştir. Ayrıca MD/H₂O₂, MD/UV vd. MD ile birleşik sistem verimliliği, tekil MD radyasyon süreci ile karşılaştırılmıştır.

DISINTEGRATION OF WASTE BIOLOGICAL SLUDGES BY MICROWAVE RADIATION BEFORE ANAEROBIC DIGESTION

Keywords

*Biosludge,
Microwaveirridiation,
Disintegration,
Methane Production.*

Abstract

The growth of population in the urban areas leads to an increase in the biological sludge production in the municipal wastewater treatment plants (WWTP). The most important problems on the biosludge management in the WWTP are the high disposal cost and legal constraint. In recent years, experimental studies have been carried out to develop more environmental friendly and economical methods in order to reduce the amount of waste sludge production in the WWTP and increase in the biogas volume produced in an anaerobic digestion unit. The long hydraulic retention time required for the biodegradation in the anaerobic digestion reactor can be reduced by the disintegration of waste biological sludge (WBS). The disintegration of biosludge provides the release of organic and inorganic substances into the solution. An increase of organic substances concentration in the inlet of anaerobic reactor improves the digestion efficiency. In the disintegration process, a slow and partial degradable organic fractions of biosludge are converted into the readily biologically available compounds in the anaerobic digestion process. In order to improve the biogas production in the anaerobic sludge digestion, several disintegration methods such as thermal, chemical, mechanical, and advance

* İlgili yazar / Corresponding author: alihussin2294@uomisan.edu.iq, +90-552-354-6612

oxidation processes or their combinations are applied. The main goal of the present review paper is to introduce the biological sludge disintegration by the microwave (MW) radiation considering the biogas production in the anaerobic digestion process. Under various operating conditions, the effectiveness of MW disintegration method was investigated in terms of heating principles, sludge disintegration, and biogas production. Additionally, the efficiency of hybrid systems such as MW/H₂O₂, MW/UV, etc. were compared with the singular MW radiation process.

Alıntı / Cite

Alhraishawi, A., Aslan, Ş., (2022). Anerobik Çürütme Öncesi Atık Biyolojik Çamurların Mikrodalga Radyasyonu İle Dezentegrasyonu, Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi, 10(2), 740-760.

Yazar Kimliği / Author ID (ORCID Number)

A. Alhraishawi , 0000-0003-4099-9042
Ş.Aslan , 0000-0001-8735-8029

Makale Süreci / Article Process

Başvuru Tarihi / Submission Date	02.05.2021
Revizyon Tarihi / Revision Date	05.11.2021
Kabul Tarihi / Accepted Date	17.12.2021
Yayın Tarihi / Published Date	30.06.2022

1. Giriş (Introduction)

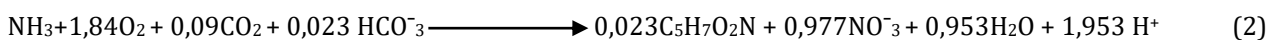
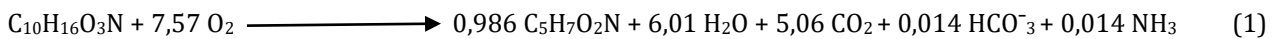
Artış hızı dikkate alındığında 2030 yılında dünya nüfusunun 9 milyara ulaşacağı tahmin edilmektedir. Nüfus artış hızı gelişmekte olan ülkelerde daha yüksek gerçekleşirken, gelişmiş ülkelerin nüfusunun yaklaşık 1 milyarda sabit kalacağı ve kırsal alanlardan kentsel alanlara güçlü bir göç olacağı öngörülmektedir (Jhansi ve Mishra, 2013). Plansız kentleşme ve göç sonucu bazı ülkelerin gelişmiş yerleşim alanlarında kontrol edilemeyen nüfus yoğunluğundaki artış, geleceğe yönelik alt yapı yatırımlarının planlamasını güçleştirmektedir. Gelecekte ise küresel ısınma sonucu bazı ülkelerin kuraklık sorunu ile karşılaşacağı ve küresel bir göç probleminin ortaya çıkaracağı tahmin edilmektedir. Öngörülemeyen nüfus yoğunluğu değişimi, yerleşim alanlarında gerekli su hacminin belirlenmesini ve su kaynaklarının planlamasını zorlaştırmaktadır. Özellikle büyük yerleşim alanlarında nüfus yoğunluğunun artması, su tüketimini yükseltmektedir. Endüstriyel ve evsel su kullanımı ile oluşan atıksular, kanalizasyon sistemi ile toplanmakta ve alıcı ortama verilmeden önce ekolojik dengeyi korumak için arıtılmaktadır.

Endüstriyel ve kentsel hızlı büyüme sonucu su kullanımının artması ile arıtma tesislerinde (AAT) alıcı ortama verilmeden önce çok yüksek hacimde atıksuyun arıtılması gerekmektedir. Atıksu arıtımında, organik madde, fosfor ve azot bileşiklerinin gideriminde yüksek verimleri nedeniyle biyolojik yöntemler, tercih edilmektedir. Ayrıca kimyasal madde gereksinimi olmaması, kimyasal atık oluşturulmaması, biyolojik arıtımın uygulamada daha fazla tercih edilmesini sağlamaktadır.

Atıksu içeriğindeki atık maddeler, boyutlarına göre AAT'lerinde fiziksel arıtım olarak tanımlanan ızgara, kum ve yağ tutucu ve ön çökeltim havuzlarında ayrılmaktadır. Fiziksel arıtımın temel amacı biyolojik reaktöre gelen kirlilik yükünün azaltılmasıdır. Fiziksel arıtım çıkış suyunda bulunan çözünmüş ve partikül formdaki kirlleticiler (organik madde, azot bileşikleri, fosfor vd.) biyolojik reaktöre gelmektedir. Biyolojik reaktörde ise kirleticiler, çökebilir form olan biyokütle (basitleştirilmiş ampirik formül, C₅H₇O₂N veya C₆₀H₈₇O₂₃N₁₂P) ve uygulanan sürece göre (aerobik, anoksik, anaerobik) son ürünlere (CO₂, H₂O, N₂, CH₄ vd.) dönüştürülmektedir. Atıksu içeriğindeki biyokütle tarafından besi maddesi olarak tüketilen kirleticilerin (organik madde, NH₄⁺, PO₄-P) yanı sıra, farmasötikler, yüzey aktif maddeler, poliaromatik hidrokarbonlar, vd. bazı daha karmaşık organik kirleticiler ve ağır metallerin önemli bir kısmı ABÇ'a adsorbe edilir veya biriktirilir (Christodoulou ve Stamatelatos, 2016). Biyolojik reaktörde oluşan atık biyolojik çamur (ABÇ), son çökeltim havuzunda çöktürüldükten sonra uygun yöntemler ile bertaraf edilmektedir.

Evsel nitelikli atıksuların arıtımında son yıllarda inşaa edilen mevcut AAT'lerinde ön çökeltim havuzu bulunmamaktadır. Biyolojik arıtımda yaygın olarak uzun katı alıkonma süresine sahip (KAS/SRT/Çamur yaşı) askıda büyüme süreçleri uygulanmaktadır. Ön çökeltim uygulanmaması ile literatürde birincil çamur olarak tanımlanan organik madde içeriği yüksek atıksu, biyolojik reaktöre alınmaktadır.

Biyolojik arıtımda organik madde ve amonyak oksidasyonu ile üretilen biyokütle miktarı, ampirik olarak denklem 1 ve 2 ile tanımlanmaktadır (Barber, 2014).



Denklemdede; $C_{10}H_{16}O_3N$; atıksuyun ampirik formülü, biyokütle verimi (Y): 0,56 g $C_5H_7O_2N/g$ $C_{10}H_{16}O_3N$ ve 0,153g $C_5H_7O_2N/gNH_3$ olarak hesaplanmaktadır.

ABÇ'un katı madde özellikleri ve miktarı, çamur susuzlaştırma ve bertaraf yöntem seçiminde dikkate alınır. Temel yöntemler; yoğunlaştırma, şartlandırma, stabilizasyon, susuzlaştırma ve nihai bertaraf yöntemleri (yakma ve arazi uygulaması) olarak sınıflandırılabilir. ABÇ içeriğinde başlıca organik madde, azot, fosfor vd. bulunması ve olumsuz sağlık etkisi nedeni ile çevresel açıdan oldukça önemli bir sorun teşkil etmektedir.

ABÇ'un yüksek organik madde içeriği, anaerobik çürütülmesi (AÇÇ) ile enerji kaynağı olarak kullanılabilen CH_4 gazı içeren biyogaz oluşumuna olanak sağlamaktadır. Yaklaşık olarak % 97-99 su içeriğine sahip ABÇ'un, çöp deponi alanlarında daha düşük hacimlerde biriktirilebilmesi için susuzlaştırılması gerekmektedir.

21. yüzyılda AB politikaları, atık yönetiminin gözden geçirilmesine, biyo-atık yönetmeliklerinin yeniden değerlendirilmesine ve enerji stratejisinin uygulanmasına odaklanmıştır. AB tarafından temel hedef, ekonomi olarak belirlenerek, "Atığın Sonu", tehlikeli atıkların revizyonu, Gübre Yönetmeliğinin revizyonu, fosfor vd. olmak üzere biyolojik parçalanabilir atıkların, sürdürülebilir kullanımı konusunda çok sayıda girişim ve strateji desteklenmektedir. Yenilenebilir kaynaklardan % 20 oranında enerji üretimi, AB mevzuatı çerçevesinde 2020 yılı için hedef olarak belirlenmiştir. Sürdürülebilir enerji üretiminin bir yolu olarak biyogaz üretiminin geliştirilmesi için AÇÇ teşvik edilmektedir (Christodoulou ve Stamatelatou, 2016). Ayrıca, AÇÇ süreci, farklı yöntemlerle işlendiğinde, yüksek oranlarda P ve N gibi nutrientleri içeren ve toprak iyileştirilmesinde kullanılabilen yararlı atık ürün sağlamaktadır (Lu vd., 2019; Wainaina vd., 2020).

AÇÇ sürecinin temel avantajları, CH_4 gazı elde edilebilmesi ve atıklarının toprak iyileştirmede kullanılabilmesi olarak görülmektedir (Christodoulou ve Stamatelatou, 2016; Iacovidou vd., 2012). Son yıllarda, AAT işletimi için gerekli toplam enerji ihtiyacının, atık çamurun AÇÇ süreci ile arıtımından elde edilen biyogaz ile karşılanması hedeflenmektedir. Ayrıca, enerji tüketimini ve karbon salınımını azaltmak için enerji açısından kendi kendine yeten arıtım işletim modelleri konusunda çalışmalar yapılmaktadır (Kor-Bicakci ve Eskicioglu, 2019). ABÇ yapısında bulunan zor parçalanabilir organik bileşenlerin, AÇÇ süreci öncesi ön işlemler ile parçalanması (dezentegrasyon) çamur içeriğindeki biyolojik parçalanabilir organik madde derişimini yükseltmekte ve sonuçta CH_4 gaz veriminde iyileşme sağlanmaktadır.

Bu derleme çalışmasında AAT'lerinde oluşan biyolojik çamurların (biyoçamur) dezentegrasyonunda mikrodalga (MD) radyasyon işletim koşulları olan hedef sıcaklık, sıcaklık yükselme hızı ve uygulanan gücün ABÇ parçalanmasında etkisi incelenmiştir. Ayrıca, MD ile birlikte uygulanan yöntemler (hibrit) ve işletim koşulları, AÇÇ'de oluşan CH_4 gazı ve atık içeriğindeki kirleticiler olan azot ve fosfor ele alınmıştır.

1.1. Çamur Üretimi (Sludge Production)

AAT'lerinde elektrik enerjisi, toplam işletme maliyetinin %25-40'ını oluştururken, çamur arıtımı işletme maliyetinin %50-%60'ını kapsamaktadır (Di Fraia vd., 2018). Daha sıkı yasal düzenlemeler sonucu ABÇ bertarafı, çevresel açıdan oldukça önemli bir sorun olarak görülmektedir (Desa, 2013, Canales vd., 1994). Çin'de 2016 yılında, 6 milyon tondan daha yüksek miktarda kuru katı madde olarak çamur üretilmiştir (Zhang vd., 2016). Avrupa Birliği (AB) nüfusu, 2010'da yaklaşık 499 milyon iken düşük nüfus artış hızı ile 2020 yılında 514 milyondan biraz daha düşük olacağı tahmin edilmektedir. Bu tahmine göre AB ülkelerinde çamur miktarının, 2010 yılında yaklaşık 11,8 milyon tondan, 2020'de 13 milyon ton kuru maddeye artacağı öngörülmüştür (Milieu, 2010).

Ülkelerin yaşam kalitesi ve toplumun alışkanlıklarına, uygulanan biyolojik arıtım yöntemlerine göre farklılık göstermesine rağmen biyolojik arıtmada oluşan çamurun kuru katı madde miktarı, belirli aralıklarda tanımlanmaktadır. Barber (2012), kurulu altyapı sistemine göre çamur üretiminin kişi başına günde 10-75 g kuru çamur aralığında olabileceğini belirtmiştir. Avrupa'da, birincil, ikincil ve hatta üçüncül arıtmadan kaynaklanan kuru madde üretimi, 90 g/kişi.gün olarak bildirilmektedir (Fytli ve Zabaniotou, 2008).

TÜİK, 2018 verilerine göre ülkemizde AAT hizmeti verilen nüfusun toplam belediye nüfusuna oranı %79'dur. Türkiye'de mevcut AAT'lerinde, 1.169.612.481 m³/yıl atıksu, biyolojik arıtmaya tabi tutulmakta ve yaklaşık olarak 318.503 ton kuru katı madde olarak çamur üretilmektedir (TÜİK, 2018). 2020 yılı nüfusu 83.614.362 kişi olarak açıklanmıştır (TÜİK, 2021). Türkiye'de 2019 yılında %92,8 olan il ve ilçe merkezlerinde yaşayanların oranı, 2020 yılında %93'e artış gösterirken, belde ve köylerde yaşayanların oranı %7,2'den %7'ye azalmıştır (TÜİK, 2021). Ülkemizde yeni inşaa edilen ve kapasitesi arttırılan AAT'leri ile ilgili son verilere ulaşamadığı için güncel oluşabilecek biyolojik kuru katı madde miktarı, nüfus ve 2018 yılı kuru katı madde miktarı dikkate alındığında, 324.758 ton olarak hesaplanabilir

1.2. Biyoçamur Özellikleri (Properties of Biosludge)

ABC içeriğindeki geniş çeşitliliğe sahip mikrobiyal topluluk, kanalizasyon kaynağına, arıtma koşullarına (örneğin kireçleme ve redoks koşulları), atıksu bileşimine bağlıdır (Nascimento vd., 2018). AAT'lerinde birincil ve ikincil arıtma ünitelerinde, farklı özelliklere sahip çamur üretilmektedir. Evsel nitelikli AAT'ine gelen su içeriğindeki askıda katı maddeler, birincil çamurun % 50-60'ını oluşturmaktadır ve ayrıştırılabilir, ağırlıkça dışkı ve yiyecek atıklarından müteşekkil % 1 katı madde ve görsel açıdan rahatsız edici köpük içermektedir (Colon vd., 2017; Spinosa ve Vesilind, 2001).

Birincil çamur yapısındaki su, yoğunlaştırma/susuzlaştırma ile kolayca azaltılabilir. İkincil çamura kıyasla, birincil çamur, daha büyük partikül boyutuna ve daha yüksek patojen organizma derişimine sahiptir (Verlicchi ve Zambello, 2015). ABC, daha fazla miktarda protein ve fosfor içermesine rağmen birincil çamura göre lipit ve lif derişimi daha düşüktür (Barber, 2014; Kor-Bicakci ve Eskicioğlu, 2019). Arıtma tesisine gelen kağıt lifleri, sebze ve yiyecek artıkları gibi karbonhidrat içeren maddelerin oranının yüksek olması, birincil çamurdaki karbonhidrat yüzdesinin ortalama değerden önemli ölçüde daha yüksek olmasını sağlamaktadır. Diğer taraftan son çökeltim havuzundan atılan fazla çamur, yüksek protein içeriğine sahiptir (Kor-Bicakci ve Eskicioğlu, 2019).

ABC'nin, çeşitli mikrobiyal hücrelerden, organik ve inorganik kimyasallardan ve AÇÇ'ye karşı dirençli hücre dışı polimerik maddelerden (EPS) oluşması nedeni ile biyolojik parçalanabilirliği düşüktür (Carlsson vd. 2012, Koupaie vd. 2016; Parkin vd.,1986). Biyokimyasal bozunma süreçleri ile biyogaz ve düşük miktarda yeni oluşan bakteri kütlelerine dönüştürülen biyoçamurun organik içeriği, temel olarak üç ana bileşen, proteinler, yağlar ve karbonhidratlardan oluşmaktadır. Karbonhidratların bozunabilirliği, monosakkaritlerin bağlanma şekline bağlıdır ve bu nedenle, örneğin, selüloz (3-glikosidik bağlanma) güç parçalanırken, nişasta (a-glikosidik) kolaylıkla parçalanabilir. Proteinler genellikle kolayca parçalanabilir, ancak mikroorganizma hücrelerinin içindeki protoplazmada bulunur ve bu nedenle yalnızca hücre duvarı hasar gördüğünde veya yok edildiğinde erişilebilir (Pinnekamp, 1988). Partiküllerin yavaş hidroliz hızından dolayı ikincil arıtma ünitesinden gelen yoğunlaştırılmış ABC içeriğindeki organiklerin %50'den fazlası, biyolojik olarak parçalanamaz. Geleneksel AÇÇ süreci ile organik içeriğindeki uçucu katıların (UK) % 30-% 45'inin azalması sağlanabilir (Töreci vd., 2010).

2. Anaerobik Çamur Çürütme Süreci (Anaerobic Sludge Digestion Process)

AÇÇ, organik atıkları (biyoçamur, hayvan gübresi, organik içerikli evsel nitelikli çöpler), ısıtma ve elektrik için yenilenebilir bir enerji kaynağı, CH₄ bakımından zengin biyogaza dönüştüren biyolojik bir süreçtir. AÇÇ süreci, organik atık içeriğindeki patojenlerin ve kokunun azalmasını sağlamak ve ayrıca antropojik atıklardan kaynaklanan sera gazı emisyonlarında düşüş ile iklim değişikliğinde olumsuz etkiyi azaltmaktadır (Akgul vd., 2017). Stabilizasyonu ve enerji geri kazanımı dikkate alındığında sürdürülebilir ABC yönetimi için AÇÇ uygun bir seçenek olarak kabul edilmektedir (Appels vd., 2008; Duan vd., 2012).

ABC'un AÇÇ ile arıtılması için uzun bekleme süresine gereksinim olması, yüksek ilk yatırım giderlerine neden olmaktadır (Appels vd., 2008). Çamur kalınlığını azaltması, CH₄ gazı eldesi ve nutrient içeriği ile zengin son ürünler üretmesi avantajlarına sahip olduğundan AÇÇ süreci, modern bir AAT'inde gerekli bir çamur işleme yöntemi olarak kabul edilir (Matta vd., 2000). Bununla birlikte, AÇÇ için maksimum bozunma seviyesi % 40'a kadar çıkabilir (Neis vd., 2000). ABC içeriğindeki biyokütlenin hücre duvarları, dışsal enzim parçalamasına karşı fiziksel ve kimyasal engeller olduğundan, doğrudan anaerobik parçalamaya dirençli yapılardır (Baier ve Schmidheiny, 1997). Mikrobiyal hücrelerin yanı sıra, aktif çamur flok yapısında önemli bir organik fraksiyon, EPS ve EPS'nin katyonlara bağlanma mekanizmaları, aktif çamurun susuzlaştırılabilirliğini ve ayrıştırılabilirliğini belirleyen önemli bir faktör olarak görülmektedir (Eskicioğlu vd., 2007a). İki değerlikli katyonların EPS üzerindeki negatif bölgelere (polisakkaritler ve proteinler gibi) bağlanarak flok boyutunu, flok mukavemetini ve susuzlaştırılabilirliğini artırabileceğini göstermektedir. Daha spesifik olarak, polisakkaritlerin, lektin benzeri bileşiklerle ilişkili olduğu ve kalsiyum ve magnezyum gibi iki değerlikli katyonlara bağlanabildiği bildirilmektedir. Proteinlerin ise biri demire ve muhtemelen alüminyuma bağlanan ve diğeri iki değerlikli katyonlar ve polisakkaritlerle ilişkili olmak üzere iki fraksiyon içerdiği bulunmuştur. Mevcut iki değerlikli/tek değerlikli katyonların oranına bağlı olarak, iki değerlikli katyonlara bağlı proteinler çökelmeyi ve susuzlaştırmayı iyileştirirken yüksek, tek değerlikli katyon içeriğine sahip çamurların çökmesi ve susuzlaştırılması zor olabilir. AÇÇ, yüksek demir içeriğine sahip çamurlar için en iyi katı parçalanmasını sağlar ve flok bütünlüğü için gerekli olan yüksek miktarlarda iki değerlikli katyonların serbest kalmasını temin edebilir. Bu faktörlerin bir sonucu olarak, AÇÇ'de hidroliz, hız sınırlayıcı basamak haline gelir (Akgul vd., 2017; Eskicioğlu vd., 2007a).

Mezofilik tek aşamalı AÇÇ süreci, AAT'de üretilen ABC'un veya katı atık arıtılmasında en yaygın kullanılan geleneksel çürütme işlemlerinden biridir. Ancak, ABC'un mezofilik AÇÇ işleminde, son yıllarda gelişme olmasına rağmen minimum 15-20 gün KAS gerekmekte ve sadece (% 40-50) kısmi UK parçalanması sağlanmakta (Akgul

vd., 2017; Muller vd., 1998) ve patojenlerin deaktivasyonu sınırlı olmaktadır (Akgul vd., 2017). AÇÇ çıkışında elde edilen biyokatı maddelerin, arazide kısıtlı uygulamalara sahip olması, bu katıların kullanılabilirliğini olumsuz etkilemektedir. Bu sınırlama, kısmen ABÇ'un doğal karmaşık moleküler yapısı, kümelenmiş mikrobiyal hücrelerden ve hücre içi ve hücre dışı EPS'den kaynaklanmaktadır. Hidrolize birlikte direnç yaratan hücreler ve EPS, ABÇ'ların biyolojik bozunmaya nispeten dayanıklı hale gelmesine neden olur ve ABÇ'ların hidrolizi için AÇÇ'de daha uzun KAS gerektirmektedir. AÇÇ ile biyolojik olarak parçalanabilirliğin iyileştirilmesi, çamur flok yapısının bozulmasının geliştirilmesine, hücre dışı ve hücre içi bileşenlere erişilebilirliğin artmasına bağlıdır (Eskicioğlu vd., 2007a). ABÇ doğal yapısı nedeni ile klasik AÇÇ sürecinde KOI azalması % 30-35 ile sınırlıdır (Eskicioğlu vd., 2007a,b). Özellikle yüksek dirençli dezentegrasyon uygulandığında çözünürlüğün artması, ABÇ içeriğindeki yararlanılabilir substrat miktarını yükseltmekte ve her zaman AÇÇ süreci ile CH₄ üretim veriminde iyileşme sağlamaktadır (Kim vd., 2013). ABÇ dezentegrasyonu, sadece hidroliz sürecini hızlandırmakla kalmamakta, çamur susuzlaştırmasını iyileştirirken, bakteri derişimini ve köpüklenmeyi azaltmaktadır (Muller 2001).

3. Biyoçamur Dezentegrasyonu (Disintegration of Biosludge)

AÇÇ sürecinin verimliliği, biyoçamur içeriğinde bulunan partikül organiklerin hidrolizine (hız sınırlayıcı basamak) bağlıdır. Dezentegrasyon yöntemleri ile hidrolize edilebilir bileşiklerdeki kimyasal bağların bozulmasıyla, AÇÇ süreç verimi iyileştirilmektedir (Ahn vd., 2009).

Dezentegrasyon, birincil çamura, ABÇ'ye veya her ikisinin karışımına uygulanabilir. ABÇ'a kıyasla, kolaylıkla parçalanabilen bileşenlere sahip birincil çamurun dezentegrasyonu, AÇÇ sürecinde önemli verim yükselmesi sağlamamaktadır. Uzun KAS'de işletilen anaerobik çürütme sürecinde, karmaşık çamur yapısı nedeniyle ABÇ'nin çürütme verimi, birincil çamurun yaklaşık yarısı kadar olabilir. İkincil çamura göre birincil çamurun anaerobik çürütülmesi ile daha yüksek hacimde CH₄ gazı elde edilmektedir. Bu nedenle, ikincil çamurun dezentegrasyonu sonrası birincil çamurla karıştırılması, AÇÇ sürecinin verimini yükseltmektedir (Kor-Bicakci ve Eskicioğlu, 2019).

Dezentegrasyon süreci, fiziksel, kimyasal, biyolojik ve termal tekniklere veya bunların bir kombinasyonuna dayanmaktadır (Alhraishawi vd., 2020; Carlsson vd., 2012; Hasegawa vd., 2000; Thomas vd.,1993). ABÇ'un dezentegrasyonunda uygulanan tüm yöntemlerin, katıların parçalanmasında verimleri yüksektir. Mikrobiyal hücrelerin çözündürülmesinde, mekanik dezentegrasyon süreçlerinin verimleri yüksek olmasına rağmen süreçler karmaşık ve maliyeti yüksektir (Weemaes vd., 1998). Mekanik dezentegrasyon yöntemleri, çamur yüzey alan artışına neden olduğundan, ABÇ susuzlaştırılması bozulmaktadır. Ayrıca AÇÇ'den sonra çamur susuzlaştırma için polimer gereksiniminde yükselmeye neden olmakta (Muller vd., 1998; Muller vd., 2001) ve toplam ve fekal koliform azaltımında etkisi bulunmamaktadır (Muller vd., 2003). Yüksek sıcaklık ve basıncın bir arada uygulandığı yüksek asidik veya bazik koşullar altında gerçekleştirilen kimyasal ve termokimyasal dezentegrasyon işlemleri çok başarılı olmakla birlikte, agresif reaksiyon koşulları, özel yapılmış malzemelerin kullanımını gerektirmektedir (Tanaka vd., 1997). Sonikasyon yöntemi, çamur hücrelerinin %70-100 elimine edilmesinde etkin olmakta, ancak süreç enerji yoğun yaklaşım olarak tanımlanmaktadır (Hong vd., 2004).

MD radyasyonu ile çamur dezentegrasyonu, termal yöntemlerden birisidir. MD radyasyonu, hızlı ısıtma sağlamakta ve geleneksel ısıtmadan daha düşük güç gerektirmektedir. MD reaksiyon süresine göre patojenler yok edilebilmektedir. MD, kontrolü basit, kompakt ve düşük maliyete sahip bir teknoloji olarak tanımlanmaktadır (Jones vd., 2002; Kennedy vd., 2007; Park vd., 2010). Çevre mühendisliğinde, MD radyasyonu, kirli toprak ıslahı, atık bertarafı, mineral işleme, aktif karbon rejenerasyonu (Jones vd., 2002) ve metal içerikli çamurların stabilizasyonunda (Chen vd., 2007; Hsieh vd., 2007; Kuan vd., 2008) uygulanmaktadır. MD ayrıca, organik bozunması, medikal atık sterilizasyonu ve gıda, hayvan gübre atıkları ve toprak patojenlerini yok etmek amacı ile kullanılmaktadır (Hong vd., 2004). MD dezentegrasyonu, gaz üretimini yükseltmenin yanı sıra KOI'nin çözünürlüğünü artırarak çamurun özelliklerini iyileştirmek için kullanılabilen geleneksel ısıl işleme alternatif bir yöntemdir (Appels vd., 2013). Örneğin, 60-70 °C sıcaklıklarda MD dezentegrasyonu sonrası AÇÇ süreci CH₄ üretiminde % 41-52 oranında yükselme, çamur çözünürlüğündeki artış ile ilişkilendirilmektedir (Carrère vd., 2008; Mottet vd., 2009).

4. Mikrodalga Radyasyonu ile Biyoçamurların Dezentegrasyonu (Disintegration of Biosludges by Microwave Radiation)

Klasik ısıtma'da, ısıtma aparatından ortama ısı transferi, ısıtma performansına, termal iletkenliğe, malzeme boyunca sıcaklık farkına ve konveksiyon akımlarına bağlıdır (Plazl vd., 1995). MD fırınında ise tüm numunenin ısıtılması aynı anda gerçekleşir ve çözelti sıcaklığı, çok hızlı bir şekilde kaynama noktasına ulaşır. Hızlı ısıtma nedeniyle, MD sisteminde ısıtılan matriste, daha yüksek sıcaklık bölgeleri gözlemlenebilir. Bu sıcak noktalar, MD

ısıtma uygulamalarının çoğunda gözlemlenen homojen olmayan sıcaklık profillerinin sebebidir (Eskicioğlu vd., 2007b).

Termal hidrolizde önemli faktör, reaksiyon sıcaklığına ulaşmak için gereken enerji ihtiyacının en aza indirilmesi ve ayrıca işlenen ABÇ miktarını ve sıcaklığını optimize etmektir. ABÇ, sudan daha düşük özgül ısı kapasitesine sahip olduğundan (Xu ve Lancaster, 2009), içeriğindeki kuru katı madde derişiminin yükseltilmesi, doğal olarak enerji gereksinimlerini azaltmaktadır (Barber, 2016).

Termal hidroliz reaksiyon sıcaklığının, optimum sıcaklık aralığına yükseltilmesi; ABÇ'un anaerobik çürütülebilirliğini iyileştirmekte, görünür vizkoziteyi azaltmakta, lipidlerin çözünürlüğünü ihmal edilebilir düzeyde artırmaktadır. Ayrıca, karbonhidratların, proteinlerin çözünürlüğünü artırmakta, ortalama partikül boyutlarını azaltırken, refrakter bileşik oluşum (KOI, azot, renk) potansiyelini yükseltmekte, çamur susuzlaştırılmasını daha da iyileştirmektedir (Barber, 2016).

4.1. Mikrodalga Radyasyonu (Microwave Radiation)

MD radyasyonu, dalga ve parçacık özelliğine sahiptir. Elektromanyetik dalgalar foton adı verilen enerji birimleri halinde emilmektedir. Bir fotonun taşıdığı enerji, yayılmanın dalga boyu ve frekansına bağlıdır. MD ışın dalgaları gibi hareket ederek, metallere yansır, bazı dielektrik materyaller tarafından absorbe edilir ve bazı dielektrik materyallerden önemli bir absorpsiyon etkisinde kalmadan geçebilir (Büyükkoyuncu, 2012).

MD, 300 MHz-300 GHz salınım frekans aralığında 1 m'den 1 mm'ye kadar bir dalga boyu aralığına karşılık gelen elektromanyetik radyasyon ile dezentegrasyon için bir seçenektir (Banik vd., 2003). Genel olarak, evsel ve endüstriyel MD fırınları, 12,2 cm dalga boyuna ve $1,02 \times 10^{-5}$ eV enerjiye karşılık gelen 2,45 GHz frekansında çalışır (Jacob vd., 1995).

MD ile üretilen elektromanyetik alan, dipol dönüş olarak tanımlanan polarize moleküllerin hizalanmasına neden olur. Elektromanyetik alandaki azalma, düzensizliğin restorasyonuna yol açar ve termal enerji açığa çıkar. MD ışınlanması, hem termal hem de atermal (termik olmayan) molekül oryantasyon etkilerinden, hızlı odaklanmış ısıtma etkileri üretebilir. Atermik etkiler, polar moleküllerin dipol dönüşü nedeniyle karmaşık organik moleküllerin üçüncül ve dördüncül yapısının bozulmasına neden olabilir. MD'nin termal ve yönelim etkilerinin birlikte, zayıf hidrojen bağlarının kopmasına neden olduğu, karmaşık organik moleküllerin bozulmasına ve açılması ile daha küçük biyolojik olarak parçalanabilir organik moleküller ve parçacıklara yol açtığı varsayılmaktadır. Biyolojik sistemler üzerinde MD radyasyonunun atermal bir etkisinin (dipol oryantasyonu nedeniyle) olup olmadığı konusunda fikir birliği olmamasına rağmen MD radyasyonu, biyokimyasal ve kimyasal sistemlere, enerji sağlamanın alternatif bir yöntemi olarak kabul edilmektedir. Malzemelerin doğrudan MD'ler tarafından içten ısıtılması nedeniyle, konveksiyon ve iletim yoluyla ısı kaybı en aza indirilebilir. Güç kaynağı aplikatörden uzak olduğu için temiz bir ısıtma ortamı elde edilebilir (Toreci vd., 2010).

4.2. Biyoçamurdan Çözünmüş Organik Madde Salınımına MD Radyasyonu Etkisi (Effect of MD Radiation on the Release of Dissolved Organic Substance from the Biosludge)

ABÇ, dielektrik özellikleri ve yüksek su içeriği nedeniyle MD ışınlanmasının uygulanabileceği bir absorblayıcı olarak tanımlanmaktadır (Wojciechowska vd., 2005). ABÇ içeriğindeki su, proteinler, belirli lipidler veya diğer kompleks polar moleküller, MD uygulaması ile radyasyona uğrar. MD elektrik alanıyla, bu moleküller dönmeye başlar ve sonuçta ortaya çıkan moleküler dönme, sürtünme ısısının enerjisi, çamura yaymasına neden olur (Kennedy vd., 2007; Park vd., 2010). Sürtünme ısısı nedeniyle, ABÇ'a uygulanan MD ışını, suyun buharlaşması ile genleşme, hücre içinde basınç artışına neden olur ve mikrobiyal hücre parçalanır (Acquisto vd., 2006; Golmakani vd., 2008; Pino-Jelicic vd., 2006). MD ışınlama ile lipidler, palmitik asit, stearik asit ve oleik aside; proteinler, doymuş ve doymamış asitler dizisi yolu ile amonyak ve karbon dioksite; karbonhidratlar ise daha düşük moleküler ağırlıklı polisakkaritlere ve muhtemelen basit şekerlere hidrolize edilir (Brooks vd., 1970; Wojciechowska vd., 2005). Mikrobiyal hücrelerin parçalanması, hücre dışı ve hücre içi materyallerin sıvı ortama salınmasına ve karmaşık organik moleküllerin, AÇÇ sürecinde daha kolay biyolojik parçalanabilir yapılara dönüşmesini sağlar.

MD dezentegrasyon sürecinde işletim koşulları (hedef sıcaklık, sıcaklık yükselme hızı vb.), ABÇ'un karmaşık flok sisteminin parçalanması ve hücre içi ve hücre dışı polimer bileşiklerin (proteinler, yağlar, karbonhidratlar ve hümitik asitler) çözünürlüğünü etkilemektedir. MD dezentegrasyonu, izole edilmiş partikül organik maddenin çamurdan çözünmesini, aynı zamanda aktif çamur floğunu oluşturan EPS matrisinin dengesizleşmesini ve parçalanmasını sağlamaktadır (Coelho vd., 2011; Toreci vd., 2010; Zhou vd., 2010).

ABC'nin MD ile dezentegrasyonunda 160-180 °C sıcaklık ve 30-60 dak uygulama süresi, optimum olarak belirtilmesine rağmen (Bougrier vd., 2007), yüksek sıcaklıklarda organik madde yapısının bozulması ile CH₄ veriminde azalma tespit edilmiştir. Yüksek sıcaklıklarda (> 80 °C), özellikle şeker derişimlerinin salınmasında karamelizasyon veya Maillard olarak tanımlanan reaksiyonlar sonucu organik madde derişiminde azalmalar görülmektedir (Labuza vd., 1992; Park vd., 2004). Aminoasitler ve indirgen şekerler arasındaki enzimatik olmayan kimyasal reaksiyonlarla, kahverenkli, yüksek moleköl ağırlıklı melanoidinleri içeren heterojen polimerler (>10 kDa) olan Maillard ve Amadori ürünlerinin üretildiği bilinmektedir. Melanoid, 140-165 °C'de, tipik termal hidroliz reaksiyon aralığında oluşmaktadır. Melanoid üretimi sıcaklığa bağlı olduğundan, termal hidroliz reaksiyon sıcaklığını özellikle 160 °C'nin altına düşürmek, karamel üretimini önlemede etkili bir strateji olabilir (Barber, 2016). Termal hidroliz, şekerlerin ve proteinlerin çözünürlüğünü artırdığından, bu ürünlerin oluşumu beklenmelidir. Şekerler 160 °C'de karamelize olmaya başlar ve renk daha da koyulaşır (Barber, 2016). Yüksek derişimlerde hem şeker, hem de protein içeren atıklara termal hidroliz uygulandığında melanoid üretiminin artması AÇÇ sürecinde, biyogaz hacminde azalmaya neden olmaktadır. 175 °C sıcaklıkta ABC'nin çözünürlüğünde yükselme ve AÇÇ süreci ile biyogaz üretiminde artış gözlenmesine rağmen 180 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda Maillard reaksiyonu nedeniyle metan üretiminde keskin bir düşüş meydana gelmektedir (Pinnekamp vd., 1988). 100 °C'den daha düşük MD sıcaklıklarında (50, 75 ve 96 °C) yapılan deneysel çalışmada, sıcaklık artışı ile sulu fazda protein ve şeker derişimleri kontrole göre daha yüksek seviyelerde tespit edilmiştir. 96 °C sıcaklıkta ise şeker derişiminin 75 °C'den daha düşük olması, tam olarak açıklanamamasına rağmen, azalmanın şeker yapısının bozulmasından veya yüksek sıcaklıkta diğer bileşiklere dönüşmesinden kaynaklanmış olabileceği belirtilmektedir (Eskicioglu vd., 2006a).

MD ile ısıtılan ABC örneklerinde protein çözünürlüğü ve indirgenmiş şekerler de tespit edilmesine rağmen derişimler kontrol örneklerinden daha düşüktür. Yükselen sıcaklık koşullarında partikül kinetik enerjisi artması ile vibrasyon etkisi sonucu bağlar kopmaktadır. Sonuç olarak, çözünür karbonhidratların derişimi yükselmekte ve ayrıca protein yapısında yeralan bazı hidrojen bağları ve polar olmayan hidrofobik bağlar çözülmeye başlayabilir (Hong vd., 2002, Madigan vd., 2005). 160 °C'de ABC'nin MD dezentegrasyonu ile karbonhidrat ve protein derişimi sulu çözeltide daha yüksek seviyelere çıkmaktadır (Doğan, 2008).

ABC'un MD ile dezentegrasyonu çamur hacminde % 70'in üzerinde azalma sağlamakta (Mawioo vd., 2016) ve kaynama noktasına kadar ısıtıldığında, toplam KOİ'nin % 22'sine kadar çözünmüş KOİ (çKOİ) salınımı görülmektedir (Park vd., 2004). çKOİ derişimindeki artış, aynı zamanda, karmaşık ABC flok yapısındaki önemli bir bozunmaya ve hücre dışı ve hücre içi biyopolimerlerin (proteinler ve şekerler) biyoçamurdan çözünür faza salınmasını göstermektedir (Eskicioglu vd., 2006a). Geleneksel ev tipi MD ile 100 °C'nin altında sıcaklıkta ABC'un çKOİ/TKOİ (toplam KOİ) oranında yükselme ve toplam biyogaz hacminde artış belirlenmiştir (Eskicioglu vd., 2007a). Kontrol örnekleri ile karşılaştırıldığında, MD dezentegrasyonu ile gram negatif bakteriden salınan çKOİ, 1,8-4,0 kat, çözünür protein derişiminde 1,1-1,8 kat ve çözünür karbonhidrat derişiminde 3,2-14,1 kat artış tespit edilmiştir. ABC, 0 ila 9 dakika arasında farklı ışınlama süreleri ile MD işlemine tabi tutulduğunda çKOİ, 0,14'ten 2,38 g/L'ye yükselirken, uygulama süresine göre kademeli olarak 72 kata kadar artmaktadır (Zhou vd., 2010). Toplam % 3 katı madde (TK) içeren ABC'un, 91,2 °C ve kaynama sıcaklığında MD dezentegrasyonu ile çKOİ derişiminde, % 19'dan % 22'ye artış belirlenmiştir. 72,5 °C gibi düşük sıcaklıklarda dahi, MD dezentegrasyonuna tabi tutulmuş % 4,1 TK içeren ABC'un parçalanması ile çKOİ % 8'den (kontrol) % 18'e önemli artış görülmektedir (Hong vd., 2006; Park vd., 2004). Susuzlaştırılmış ABC'un MD ile dezentegrasyonu ile kontrole göre % 143 ± 34 çKOİ artışı elde edilmiştir (Eskicioglu vd., 2006b).

MD'da, düşük yükselme hızlarında hedeflenen sıcaklığa ulaşılması, çKOİ derişiminde artış sağlamaktadır (Eskicioglu vd., 2007; Eskicioglu vd., 2008a; Koupaie vd., 2015; Park vd., 2009; Toreci vd., 2009; Toreci vd., 2010; Toreci vd., 2011). Düşük sıcaklık yükselme hızlarında olmak üzere, hedeflenen yüksek sıcaklıkta (> 96 °C) ABC'un, MD radyasyonuna tabi tutulması ile KOİ çözünürlüğünün % 25'e kadar arttığı görülmektedir. 2,9 °C/dak ve 17,1 °C/dak yükselme hızlarında hedef sıcaklık 52 °C ve 108 °C'ler için yapılan çalışmada en yüksek çözünme oranı, 2,9 °C/dak ve 108 °C işletim koşullarında belirlenmiş ve çözünürlük artışı %15,8 olarak hesaplanmıştır (Park vd., 2009). 3,75 °C/dak yükselme hızı ve hedef MD sıcaklığı 175 °C için TK içeriği %6 olan çamur için KOİ çözünürlüğü %10'dan % 46'ya yükselirken, %12 TK içeriğine sahip çamur için %7'den %57'ye artmıştır (Toreci vd., 2009).

Düşük sıcaklıklarda ise düşük sıcaklık yükselme hızları için çKOİ artışı daha sınırlı olduğu görülmektedir. Hedef sıcaklık 96 °C için sıcaklık yükselme hızı, 18 °C/dak'dan 1,2 °C/dak'ya düşürüldüğünde, çözünürlük yaklaşık olarak %17'den %22'ye yükselmiştir (Eskicioglu vd., 2007b). 75 °C için ise sıcaklık yükselme hızı 24,5'den 1,3°C/dak'ya düşürülmesi ile çKOİ derişimi artışı yaklaşık olarak %19 olarak açıklanmaktadır (Koupaie vd., 2015). Toreci vd., (2011) biyoçamurun MD ile dezentegrasyonunda, 3,75 °C/dak sıcaklık yükselme hızında çamur çözünmesinin, 7,5 °C/dak 'dan daha etkili olduğunu bildirmektedir. 3 °C/dak yükselme hızında çamur çözünürlüğünün 6 °C/dak ve 11 °C/dak'dan daha yüksek olduğunu tespit etmiştir (Koupaie vd., 2016). Sıcaklık yükselme hızlarına bağlı olarak çKOİ derişim artışı, Tablo 1' de sunulmuştur.

Uygulanan MD enerjisine göre ABÇ dezentegrasyonu deneysel çalışmalarda incelemiştir. Organik madde çözünme hızı, sağlanan toplam enerjiden etkilenir (Ahn vd., 2011; Rani vd., 2013). MD'ye uygulanan enerji, aşağıdaki eşitlikler (3-5) kullanılarak hesaplanabilir.

$$\text{Spesifik enerji} \left(\frac{kJ}{kgTK} \right) = \frac{\text{güç (Watt)} \times \text{radyasyon süresi (sn)}}{\text{örnek ağırlığı (kg)}} \quad (3) \text{ (Passos vd., 2013)}$$

$$\text{Güç} \left(\frac{kJ}{L} \right) = \frac{\text{Magnetron gücü (kJ/sn)} \times \text{işılama süresi (sn)}}{\text{Örnek Hacmi (L)}} \quad (4) \text{ (Rani vd., 2013)}$$

veya

$$\text{Radyasyon enerjisi} = \frac{\text{güç (Watt)} \times \text{radyasyon süresi (sn)}}{\text{çamur kütlesi (g)} \times \text{yoğunluk} \left(\frac{g}{L} \right) \times \text{UK g/L}} \quad (5) \text{ (Yang vd., 2013)}$$

58 ila 493 sn süre, 700 watt veya 900 watt güç ve 60-70 °C sıcaklıklarda uygulanan MD dezentegrasyonu sonucu AÇÇ reaktöründe CH₄ gaz hacminde % 41-52'lik artış görülmüştür (Kuglarz vd., 2013). Çözünme hızı, 700 watt güçte 400 watt'tan daha etkili olurken, 400 W güçte çKOİ, 0,113 mg O₂/g TK iken 700 W'da, çKOİ 0,137 mg O₂/g TK olarak belirlenmiştir (Serrano vd., 2016). 14.000 kJ/kg TK spesifik enerji seviyesinde çKOİ'de % 28 artış elde edilirken, 14.000 kJ/kgTK enerji seviyelerinin üzerinde, KOİ çözünürlüğünde önemli derecede değişme görülmemekte, 45.000 kJ/kgTK enerji seviyelerinin üzerinde, kaynama sonucu organiklerin buharlaşması nedeni ile KOİ çözünürlüğü azalmaktadır (Ebenezer vd., 2015).

Çamurun MD ile dezentegrasyonu 96 kJ/kg'da, düşük substrat çözünmesi elde edilmesine rağmen 192 kJ/kg güçte çözünmede önemli iyileşme sağlanmıştır (Westerholm vd., 2016). 240 Watt'ın üzerinde güç uygulandığında çKOİ derişiminde önemli bir değişim görülmemektedir. 800 W gücünde ise ABC'un kaynamasına bağlı olarak çKOİ derişiminde net bir salınım olduğu belirtilmektedir (Jiang vd., 2018). MD gücünün artması ile ABC parçalanması ile çKOİ derişiminin, 381 mg/L'den 5.523 mg/L'ye yükseldiği görülmektedir (Ahn vd., 2011). Çıkış gücü ve maruz kalma süresi dikkate alınmadan, aynı özgül enerji için benzer çözünürlük artışı (64.400 kJ/Kg TK'de artış %800) elde edilmiş ve biyogaz üretim hızında yükselme gözlenmiştir (Passos vd., 2013). Artan MD enerji seviyesi ve uygulama süresi ile çKOİ/TKOİ oranı iyileşmektedir (Hephzibah vd., 2015). 100 kJ/g UK'ye kadar özgül enerji girdisi çözünürlükte doğrusal dik bir artış sağlarken, çKOİ'de % 2-%170 iyileşme görülmektedir. Ancak, 265-8.135 kJ/UK arasında daha yüksek özgül enerji girdisi, daha küçük eğimle daha düşük bir çözünürlük verimi ile % 1000 ile 2000 arasında çözünürlük verimi sağlamaktadır (Bozkurt vd., 2019). MD enerji seviyesine göre ABÇ çözünürlüğü Tablo 2'de organik madde derişim değişimi Tablo 3'de sunulmuştur.

Tablo 1. Farklı sıcaklık yükselme hızlarında MD parçalanması ile biyoçamurun çKOİ değişimi (The SCOD variation of bioludges by MD disintegration at different temperature ramping rates).

MD hedef sıcaklık (°C)	Yükselme hızı °C dak ⁻¹ /Toplam süre (dak)	çKOİ %	Kaynaklar
91,2	nv/7	17	Park vd., 2007
Kaynama noktası	nv/15	20	
72,5	nv	10	Hong vd., 2006
96	nv/5	15	Eskicioglu vd., 2007a
Kaynama noktası	nv/15	20	Ahn vd., 2009
96	14.4/6	14	Miguel vd., 2011
120	5/10	12	Eskicioglu vd., 2008b
120	nv/14.3	11	Park vd., 2010
160	7.5/19.6	34.3	Cella vd., 2016
108	10/nv	14.7	Park vd., 2009
96	1.2/nv	22	Eskicioglu vd., 2007b
75	1.3/nv	19	
175	nv	26	Eskicioglu vd., 2008a

nv: noksan veri

Tablo 2. MD enerji seviyesinin çamur çözünürlüğüne etkisi (Effect of MW energy level on the biosludge solubility)

MD özgül Enerji ve/veya Güç	KOİ Çözünürlük		çKOİ/TKOİ (%)	Kaynaklar
	Kontrol	MD		
8300 J/kg TK, 800 Watt	3 ^a	9.3 ^a	% 214, %6 ^a	Apples vd., 2013
1600 Watt	% 6,5	% 17.5	%11	Park vd., 2010
30,000 J/g TK, 400 Watt	8600 mg O ₂ /Kg	11175 mg O ₂ /Kg	%30 (2575) mg O ₂ /Kg	Serrano vd., 2016
30,000 J/g TK, 700 Watt	1835 mg O ₂ /Kg	5620 ^a mg O ₂ /Kg	% 215	
14000 kJ/g TK çamur	%1	%21	% 20	Ebenezer vd., 2015
3.49 kJ/g UK çamur	nv		%60,6	Akgul vd., 2017
700 Watt	93 (mg O ₂)/L	926 (mg O ₂)/L	833(mg O ₂)/L > % 8,9 ^b	Machnicka vd., 2017
64 kJ/kg TK çamur, 700 Watt	% 1,5	% 22,3	% 20,8	Ahn vd., 2011
1814 kJ/kg çamur, 900 Watt	% 4	% 19	%15	Houtmeyers vd., 2014
800 Watt, % 90	% 4	% 13	%11	Rani vd., 2013

a: Ortalama değere göre hesaplanan; b: Kontrol çalışmasına göre hesaplanan % artış

Tablo 3. Farklı MD işletme koşullarında ABC'dan sulu faza salınan organik madde derişim değişimleri (Changes in the concentration of organic matters released from WBS to aqueous phase under different MD operating conditions)

MD				Derişim (Kontrol)				Derişim (MD)				Derişim artış (%)				Kaynak
Hedef Sıcaklık °C	°C/dak	Süre (dak)	Güç	Protein	Karbonhidrat	Şeker	Humik asit	Protein	Karbonhidrat	Şeker	Humik asit	Protein	Karbonhidrat	Şeker	Humik asit	
-	-----	9	700 W	1,023 mg/L	28 mg/L	nv	nv	1,827 mg/L	400 mg/L	Nc	nv	% 78	%93	nv	nv	
96	1,2	20	-----	nv				< 100 g/L	nv	380 mg/L	nv				Eskicioglu vd., 2006a ^b	
75	1,3	20	-----	nv				450 mg/L	nv	95 mg/L	nv					
96	-----	-----	-----	47 mg/L	nv	nv	nv	nv	nv	177 mg/L	nv	% 2,8	nv	%2,4	nv	Woo vd.,2000 ^{a,c}
75	-----	-----	-----	47 mg/L	nv	nv	nv	nv	nv	255 mg/L	nv	%1,08	nv	%3,9	nv	
160	-----	14	600 W	17,4 mg/L	8,1 mg/L	nv	nv	nv	125 mg/L	nv	nv	%12,4	% 14,4	nv	nv	Doğan., 2008 ^{a,d}
96	-----	4	1000W	22,5 mg/L	nv	nv	nv	43 mg/L	nv	nv	nv	%0,91	nv	nv	nv	Sherien vd.,2013
96 ±1	-----	5	1250 W	88 mg/L	nv	80 mg/L	nv	224 mg/L	nv	91 mg/L	nv	%1,5	nv	%0,13	nv	Eskicioglu vd., 2006b
180	2,5	30	-----	% 4,2	nv	% 0,9	%8,2	% 39,4	nv	9,2%	%50,8	%35,2	nv	%7,3	%4,6	Kor-Bicakci vd.,2019
160	7,5	-----	1200 W	% 4,8	nv	%1,2	%8,8	%28	nv	31,5%	%23,5	%23	nv	%30	%14,7	Mehdizadeh vd., 2013 ^{a,c}
110	3,75	-----	-----	480 mg/L	nv	333 mg/L	nv	885 mg/L	nv	1255 mg/L	nv	%0,8	nv	%2,8	nv	Toreci vd., 2009 ^{a,c}
150		-----	-----	480 mg/L	nv	333 mg/L	nv	1168 mg/L	nv	1068 mg/L	nv	%1,4	nv	%2,2	nv	
175		-----	-----	-----	480 mg/L	nv	333 mg/L	nv	1571mg/L	nv	1009	nv	%2,3	nv	%2	
80	3	-----	1200 W	%11	nv	%1	%12	%23,5	nv	% 6	%22	%12,5	nv	%5	%10	Koupaie vd., 2015 ^{c,d,f}
120		-----	-----	%11	nv	%1	%12	%26,5	nv	%7,5	%24,5	%15,5	nv	%6,5	%12	
160		-----	-----	-----	%11	nv	%1	%12	% 30,5	nv	%12,5	%34,5	%19,5	nv	%11,5	
110	-----	20	18600 Kj/Kg TK	39,7 mg/L	5 mg/L	nv	nv	750 mg/L	450 mg/L	nv	nv	%17,8	% 89	nv	nv	Eswari vd., 2016 ^{a,c,e}
80	30	5	4933 Kj/Kg TK	379 mg/L	147 mg/L	nv	361 mg/L	435,8 mg/L	207,27	nv	469,3 mg/L	15%	% 41	nv	%30	Yi vd., 2014

a: % artış kontrole göre hesaplanmıştır

b: Örnek oranları veri noksan (Kontrol).

c: Oranlar şekillerden alınmıştır.

d: En iyi sıcaklık yükselme hızı şekilden alınmıştır

e: En iyi sıcaklık ve özgül enerji değeri şekilden alınmıştır

f: En yüksek oran 160 °C ve 80 °C için şekilden alınmıştır

4.3. Biyoçamurdan Nutrient Salınımı (Nutrient Release from the Biosludge)

ABC, özellikle protein içeriğinde fosfor (% 0,5-0,7 TK) ve azot (%2,4-5,0 TK) olmak üzere önemli miktarlarda nutrient içermektedir (Kor-Bıçakçı vd., 2017). ABC içeriğindeki biyokütlenin parçalanması ve çözünmesi ile açığa çıkan amonyak ve fosfat, doğrudan toprak uygulamasında veya magnezyum amonyum fosfat (MAP) gibi bitki gübrelere üretiminde potansiyel olarak kullanılabilir bileşikler elde edilebilir (Cid vd., 2001; Jamali vd., 2009; Xia vd., 2000).

MD ısıtması ile ABC parçalanması, ortamda azot, fosfor vd. inorganik bileşiklerin açığa çıkmasını sağlamaktadır (Dogan vd., 2009; Jones vd., 2002; Liao vd., 2003; Ray vd., 1990). 24 saat uygulama süresinde, 100 °C'nin üzerindeki MD sıcaklığında, çözelti içeriğindeki fosfat ve amonyak derişimi iki kattan fazla artmaktadır (Liao vd., 2005a). 5 dak MD uygulama süresinde, 900 watt güç ve 100 °C'den daha düşük sıcaklıkta, süpernatanttaki toplam azot 40,5 mg/L'den, 143,8 mg/L'ye, toplam fosfor derişimi ise 7,0 mg/L'den 25 mg/L'ye yükselmektedir (Chen vd., 2020). İleri oksidasyon süreci (İOS) ile birlikte 170 °C'de, 5 dak MD maruziyet süresinde toplam fosforun %84'den fazlası ortama salınmaktadır (Liao vd., 2005b). H₂O₂ ve 5 dak MD uygulama süresi ile 100 °C ve 120 °C sıcaklıklarda toplam fosforun %61'i kadar ve TKN'nin ise %36'sı çözeltiye salınmaktadır (Wong vd., 2006). İOS ile birlikte 120 °C hedef sıcaklıkta MD uygulandığında ABC'dan, yaklaşık % 70 fosfor ve % 47 amonyak çözünmesi belirlenmiştir (Chan vd., 2007a; Chan vd., 2007b). 2 mL H₂O₂ ve 0,25 mL H₂SO₄ dozlarında, 200 °C MD sıcaklığında, biyokütle parçalanmasının iyileştirilmesi sonucu çözelti TP miktarı, toplam TP'nin % 95,3'ü olarak belirlenmiştir (Wong vd., 2007). MD radyasyonu ile birlikte İOS uygulanması, ABC'dan nutrient salınımı işletim koşullarına göre Tablo 4'de özet olarak sunulmuştur.

4.4. MD İşletim Koşullarında Biyogaz Üretimi ve Katı Giderimi (Biogas Production and Solid Removal at MW Operating Conditions)

Uçucu askıda katı (UAK) hidrolizi, katıların çözünürlük artışında etkindir. UAK'lar genel olarak ana organik hidroliz ajanı olarak görülmektedir (Pino-Jelcic vd., 2006). Yüksek sıcaklık ve MD sürelerinde UAK'ların bozunmaları artmaktadır. Örneğin, Cambi yöntemiyle 170 °C'de ABC ısıtıldığında, UK uzaklaştırma yaklaşık % 40'tan %60'a çıkmaktadır (Kepp vd., 2000). MD ile 170 °C sıcaklık ve 30 dak uygulama süresinde en yüksek UAK çözünmesi %36,4 elde edilmiştir (Qiao vd., 2010). Isıl işlem ve anaerobik kesikli reaktör serisinin kombinasyonu ile sıcak çamurun çökeltme veriminde ve UK giderme oranında % 60'a ulaşan iyileşme görülmektedir (Wang vd., 2006). 96 °C MD sıcaklığında, ABC biyogaz veriminde %17 artış belirlenmiştir (Serrano vd., 2016; Wojciechowska vd., 2005). Ortalama sıcaklık ve dalga yoğunluğuna göre gaz ve CH₄ üretimi farklılık göstermektedir. MD işletim koşullarına göre ABC'dan biyogaz üretim verimleri Tablo 5'de sunulmuştur.

Tablo 4. MD ve AOP birleşik sistem uygulanmasında koşullara göre AÇ'den çözeltiyeye salınan amonyak ve fosfor derişimleri (According to the operational conditions of the MD and AOP combined systems Ammonia and phosphorus concentrations released from the WBS to the aqueous solution)

MD işletim koşulları			İOS	Derişim ve %	Kaynaklar
Hedef sıcaklık °C	Sıcaklık yükselme hızı (°C/dak)	Maruziyet süresi (dak)			
100	15	5	1 mL H ₂ O ₂ (% 30 kütle)	TN salınımı 143,4 mg/L; (artış %255) TP: 25 mg/L (artış: %25)	Chen vd., 2020 ^a
100	15	5	1 mL H ₂ O ₂ (% 30 kütle)	Birleşik H ₂ O ₂ /MD Fosfat geri kazanım oranı %84 MD ile Fosfat geri kazanım oranı %65	Liao vd., 2005 ^a
100-120	5	10	2 mL H ₂ O ₂ (% 3)	MD sonrası, H ₂ O ₂ uygulaması ile çözünebilir orto-P hacmi artmakta. MD (120 °C) ile çözelti içeriğinde 108 mg NH ₃ -N/L Çözünmüş N : %38.8 TKN : % 36 TP : %61	Wong vd., 2006 ^c
≤80	5	8	2 mL H ₂ O ₂ (%3)	Yüksek H ₂ O ₂ derişimlerinde daha düşük derişimde çözünmüş ortho-P %1,5 H ₂ O ₂ , 80 °C'de etkin derişim Çözünmüş N: %30	
≤80	-	-	1 mL H ₂ O ₂	En düşük orto-fosfat derişimi, 80 °C Çoğu P, polifosfat formunda TP: % 19-39 (H ⁺ eklenmeden) TKN: % 10 (H ⁺ eklenmeden)	Chan vd., 2007 ^{b,a,d}
100-120	-	-	1 mL H ₂ O ₂ +0,5 mL H ⁺	Sıcaklık artışı ile çözünmüş P NH ₃ artmakta. (H ⁺ eklenmesi ve yüksek sıcaklıkta polifosfatlar, orto-P'ye parçalanmakta TP: %57-70 (H ⁺ ile) TKN: % 13-47	
60-<130	5	-	2 ml H ₂ O ₂ + 0,5 mL H ⁺	Minimum amonyak derişimi, düşük sıcaklıkta (H ₂ O ₂ eklenmeden) P çözünürlüğü H ₂ O ₂ ile artarken asit ile 60 °C'de azalmakta P çözünürlüğü: % 22,4 (H ₂ O ₂ ile) NH ₃ çözünürlüğü : % 12 (H ₂ O ₂ ve H ⁺)	Wong vd., 2007 ^b
200	5	-		P çözünürlüğü: % 95 (H ₂ O ₂ +H ⁺) NH ₃ çözünürlüğü: %52 (H ₂ O ₂)	

a :Yüksek ve düşük sıcaklık sonuçları alındı (60 dak); b: TK: % 0.64 ilk deneme ve TK: %0.61 ikinci deneme; c: Sıcaklık ve H₂O₂ yüzdesine bağlı olarak En yüksek değerler; d : H⁺: H₂SO₄

4.5. Hibrit Mikrodalga/İleri Oksidasyon Süreçleri ile Atık Biyolojik Çamurun Parçalanması (Disintegration of Waste Biosludges by Hibrit Microwave/Advanced Oxidation Processes)

ABC'un dezentegrasyon verimini arttırmak için hibrit yöntem, MD ile birlikte fiziksel veya kimyasal yöntem/yöntemler sırası ile uygulanmaktadır. Hibrit uygulama ile çamur yapısının daha kolay bozunması ve daha ekonomik bir yaklaşımın sağlanması hedeflenmektedir (Andreottola vd., 2006). Yapılan deneysel çalışmalarda en yüksek KOİ çözünmesine ulaşmak ve dolayısı ile AÇÇ'de CH₄ gaz verimini yükseltmek için hibrit yöntemde, kimyasal tür ve dozları ve MD işletim koşulları belirlenmeye çalışılmaktadır.

Yüksek molekül ağırlıklı maddeleri, düşük molekül ağırlıklı bileşiklere dönüştürmede hibrid MD/İOS'nin başarıyla kullanıldığını göstermektedir (Chan vd., 2007b; Kenge vd., 2009; Liao vd., 2007; Yawson vd., 2011). MD/İOS uygulamaları, H₂O₂ ile •OH radikalleri oluşturmak, atık çamur arıtımında verimli bir yöntem (Remya vd., 2011; Tyagi vd., 2013) olmasının yanında, nutrient geri kazanımı ve ABC'un hacminin azaltılmasında etkindir (Chan vd., 2010; Lo vd., 2018). ABC ayrışma hızını yükseltmek için oksidantlarla eşzamanlı olarak MD uygulanması, üretilen serbest radikallerin, MD için enerji gereksinimini düşürerek, işletim maliyetini azaltabilir (Bi vd., 2009; Clark vd., 2000).

MD ile karşılaştırıldığında, MD/K₂S₂O₈ ve MD/H₂O₂ hibrit uygulamalarında 4 dak.'da dimethoate'nun hemen hemen tamamen yok olduğu gözlenmiştir (Zhang vd., 2007). H₂O₂, 60 °C'den daha düşük sıcaklıklarda, çamur partikülleri ile reaksiyona girmeden önce yüksek derecede aktif katalaz tarafından tüketilebilir (Guwy vd., 1998; Guwy vd., 1999). Daha yüksek MD (80 °C) sıcaklıklarında H₂O₂ ilavesi, •OH radikallerine ayrışmasını arttırmakta ve ABC moleküllerinin oksidasyonunu ve ayrışmasını yükseltmek, KOİ çözünürlüğü, fosfor ve amonyum gibi inorganik bileşenlerin salınımını iyileştirmektedir (Eskicioglu vd., 2008b ; Wang vd., 2015). Hibrit MD/H₂O₂ ile eşit MD sıcaklık ve işlem süresinde çözünür fosfor veriminde, toplam fosforun % 84'üne kadar artma görülmektedir (Liao et al. 2005b). 5 dak. süre ve 20 °C/dak sıcaklık yükselme hızlarında, 7 mL/L H₂O₂ ile TKOİ çözünürlüğünde %96'dan daha fazla artış belirlenmiştir (Liao vd., 2007). Ayrıca MD ile üretilen sülfat serbest radikalleri, refrakter organik kirleticileri daha iyi yok edebilen 2,6V'luk yüksek bir oksidasyon indirgeme potansiyeline (ORP) sahiptir (Liang vd., 2004). Hibrit ultrases ve MD işleminin (2,450 MHz, 800W ve 3 dak. MD, ardından 0,4 W/mL ve 10 dak. ultrases), sadece MD işleminden daha iyi AÇÇ performansı sağladığını göstermektedir (Yeneneh vd., 2013a). Hibrit MD/ultrases işlemde önemli seviyede çKOİ/TKOİ oranında artış görülmekte (Saifuddin vd., 2009) ve TK giderimi % 69,1 ve CH₄ üretimi %71 artmaktadır (Yeneneh vd., 2015). Alkali ortamda MD'nin, kimyasal ve moleküler reaksiyonların hızındaki artıştan ve MD-alkali sistemdeki protein çözünürlüğünün, sadece MD işletimine göre KOİ'nin çözünmesinde daha etkili olduğu bulunmuştur (Tyagi vd., 2014a). O₃ ve MD işlemlerini ayrı uygulamalarına kıyasla, birleşik MD/O₃ ile çözültide yaklaşık % 24 daha yüksek KOİ (Yin vd., 2007) ve fosfor salınımı sağlanmaktadır (Lo vd., 2015). MD/H₂O₂/O₃, İOS hibrit süreç ile TP, % 30 ve TKN % 20 salınım artışı belirlenmiş ve sadece MD'ye göre biyoçamurun TKOİ'sinde %37 artış sağlanmıştır (Yin vd., 2007). MD ve Fe₃O₄ nanopartikül (demir oksit nanopartiküller) ile kombinasyonunda, biyogaz hacmi en yüksek 328 mL olarak belirlemiştir (Zaidi vd., 2019). 700 watt MD gücü ve 30 san. MD uygulama süresinde, 0,5 g FeO'nun, diğer örneklerle kıyasla pentaklorofenol (PCP) gideriminde % 99,9'un üzerinde verime ulaşılmıştır (Jou, 2008). Tablo 6'da MD ile hibrit ABC'un dezentegrasyon çalışmaları sunulmuştur.

Tablo 5. MD işletim koşullarına göre AÇ çözünmesi ve biyogaz verimliliği (Solubility of WBS and biogas efficiency according to MW operating conditions)

MD işletim koşulları	Açıklama	Reference
6% TS, 10 dak, 150 °C (MKAÇ)	Maksimum biyogaz üretimi 794 mL/gün, Toplam CH ₄ üretimi 260,25 mL/gVS, maksimum kümülatif CH ₄ verimi %73	Wang vd., 2021
%5,5 TK, 5 dak; 96 °C (MKAÇ)	çKOİ artışı % 143±34; kümülatif gaz üretimi: % 211±2	Eskicioglu vd.,2006a
1,2–1,4 °C /dak, 175 °C (MKAÇ)	%34 biyogaz üretiminde artış	Eskicioglu vd., 2009
7–8% TK, 1,2 dak, absorplanan enerji 0,54 kJ/ml, 1000 Watt (MKAÇ)	CH ₄ verimi 211 mL/gVS, % 15,4 CH ₄ üretiminde artış	Sólyom vd., 2011
4% TK; 1168 W; 90 °C (MKAÇ)	%37 çürütme hızında artış, CH ₄ üretiminde etki belirlenmedi	Zheng vd.,2009
14,2 ± 0,7 g TK/kg; 14.000 kJ/kg (MKAÇ)	biyogaz üretiminde % 570,7 artış	Ebenezer vd., 2015
2450 MHz, 900 W, 12 dak, 1814 kJ/L (11,66 g TK/L) (MSAÇ)	% 55'den daha yüksek biyogaz üretiminde ve %64'den yüksek UK giderimi	Rani vd., 2013
(43,6 g TK/kg), 2,45 GHz, 800 W, 1 dak, 96 kJ/kg TK (MSAÇ)	+ % 20 biyogaz üretiminde artış	Houtmeyers vd.,2014
(40,8 g TK/kg), 96 kJ/kg TK, 800 W (MSAÇ)	Kuru katı giderim verim artışı = 1,7 Ortalama çKOİ artışı; % 214; CH ₄ üretim artışı; %50	Apples vd ., 2013
336 kJ/kg TK,1250 W, 2450 MHz, 100% yoğunluk, (MSAÇ)	Biyogaz üretim artışı; % 106; En yüksek UK giderimi: % 53,1	Coelho vd ., 2011
TK %3, 30 dak, 175 °C ve 2000 kPa (MSAÇ)	Atıksuların MD ön arıtımı sonrası çözültide pratikte ihmal edilebilir seviyed; UK : % 54; CH ₄ : %69,1; biyogaz üretimi: 6,1 L	Siddique vd., 2017
130–230 °C ve2–5 dak	%41,3 CH ₄ üretim verimi (0,326 m ³ CH ₄ /kg UK), 190 °C, 4 dak. MD hidrolizi ile selüloz mikrofibrillerdeki gözenekli yapı	Kainthola vd., 2019
350 W, 20–30 dak; 2,45 GHz	UK giderimi; %34,6; TK giderimi: %72; biyogaz üretimi; % 67; çKOİ/TKOİ= %34	Savoo S vd., 2018
2,45 GHz, 1,460 W	% 6.43 biyogaz ve 128.05 mL CH ₄ /g UK artışı, TK: %1; UK; %2; KOİ: 0,5 giderme verimi artışı	Deepanraj vd., 2017
300 Watt; 180 sn	CH ₄ üretimi= %70; kümülatif gaz üretimi = 500 mL/gUK	Yu vd., 2017

MKAÇ: Mezofilik Anaerobik Kesikli Reaktör; MSAÇ: Mezofilik Anaerobik Sürekli Reaktör.

Tablo 6. MD ile birleşik uygulanan ABC önarıtım verileri (Disintegration of WBS at various hybrid processes)

Birleşik Önarıtım	İşletim koşulları	Açıklama	Kaynak
MD-Alkali	160 °C; pH: 12(NaOH), 16 dak	çKOI/TKOI oranı pH ile artmakta; en yüksek çKOI/TKOI oranı pH-12+MD, en yüksek CH ₄ : % 19	Dogan vd., 2009
MD-Alkali	60 meq NaoH/L; 170°C	Çözünürlük derecesi: %72; En yüksek UK giderimi: %62,4; KGÜ: 2,3-5,7 L/L	Jang vd., 2015
MD-Alkali	170°C; 1 dak; 0,005 g NaOH/g kuru katı ve 5 dak. reaksiyon süresi	UAK çözünürlüğü= 50%; Azot çözünmesi= %60	Qiao vd.,2008
MD-Alkali	pH= 12; MD: 600 W, 2 dak	KOI çözünürlüğü: %46	Chang vd., 2011
MD-Alkali	MD: 800W+pH:12; 300 sn	MD + pH-12; çCOD: %412; enyüksek biyogaz hacmi: 204 mL/gün	Zhen vd., 2011
MD-Alkali	MD: 2,45 GHz (95 °C, 135 °C, and 175 °C); 3,5 °C/dak ve pH: 10	MD 175 °C+ pH-10: CH ₄ : %137; çKOI: %2040 MD: 175 °C: çKOI: %2640	Alqaralleh vd., 2019
MD+ H ₂ O ₂	H ₂ O ₂ (30%) 0,2 g/g TK, MD: T= 100 °C; 20 °C/dak (hedef sıcaklıkta ısıtma tamamlanmakta)	CH ₄ üretim artışı %40'dan yüksek UK azalma oranı ≅ %37 çKOI artış oranı ≳ % 900 Histeriziz alan azalması ≅ %32 EPS çözünmesi ≳ 2000 mg/L	Liu vd., 2016
MD+ H ₂ O ₂	g H ₂ O ₂ /g TK; MD; T= 160°C'de 15 dak.	MD: % 53 TK ve % 29 UK giderme verimi MD+ H ₂ O ₂ : %59 TK ve % 40 UK giderme verimi çKOI giderme: Kontrol= %14; MD=%74; MD+H ₂ O ₂ = %78 NH ₃ ≤ 1700 mg/L; UYA (VFA) ≤ 4000 mg/L CH ₄ verimi: MD= %64 ve MD+ H ₂ O ₂ = %38	Chen vd., 2008; Franke vd., 2014; Koster vd., 1984; Lee vd., 2015; Özön vd., 2019
H ₂ O ₂ + H ₂ O ₂ /MD	H ₂ O ₂ (%30, w/w); MD: 100 °C	H ₂ O ₂ / TKOI (0-4)= arttıkça TKOI ve TOK salınımı artmakta (MD-80 °C+ H ₂ O ₂ /TKOI=4): %382	Gabbita vd.,1984; Guwy vd., 1998; Tyagi vd.,2013; Wang vd., 2009
MD+ H ₂ O ₂	H ₂ O ₂ (1 g H ₂ O ₂ /g TK); MD: 60-120 °C, 20°C/dak	T= 120 °C için MD+ H ₂ O ₂ KOI çözünürlüğü %24 Partikül boyut <0,45 mm HA= %37; Şeker = % 35 diğer örneklere göre yüksek MD; 100 °C diğer işletme koşullarına göre % 29 CH ₄ mL/g	Guwy vd., 1998; Kim vd., 2003; Penaud vd., 1999; Valo vd., 2004; Yin vd., 2007,
MD- Ultrasonik (US)	MD: 2,450 MHz, 800 W, 3 dak US: 0,4 Watt/ml; 48,000 J, % 90, 10 dak. (amplitude, 55/5 pulse)	Özgül CH ₄ verimi= 16,7 mL biyogas/g AÇ, 15,6 mL CH ₄ /g TKOI [MD:2 dak; US: 6 dak) Daha yüksek hücre parçalanması ve organik çözünürlüğü ile TK %63,5 ve UK%79,3 azalması.	Saha vd., 2011; Tiehm vd., 2001; Yeneneh vd.,2013a
MD- Ultrasonik(US)	MD: 2450 MHz; 3,2 Watt/mL yoğunluk, 10 dak (64 kJ/g TKOI) US: 0,4 Watt/mL yoğunluk, %90 amplitude (150 W), 55/5 pulse, 9 dak (3,2 kJ/g TKOI)	%70 biyogaz ve %18 CH ₄ üretimi yükselmesi Partikül boyut azalması Mikrobiyal aktivite ile CO ₂ seviye artışı çKOI/TKOI oranı MD'ye göre %47 daha yüksek TK %31 ve UK %21 giderim MD'ye göre daha yüksek KES değeri MD'nin MD+US' ye göre daha yüksek	Tyagi vd., 2014b; Yeneneh vd.,2015
MD- Ultrasonik(US)	MD: 2450 MHz, 800 W, 3 dak. US: 0,4 Watt/mL, % 90 amplitude, 150 Watt, 55/25 pulses 6 dak.	Kümülatif CH ₄ üretimi (66,5 mL/g TKOI) diğer örneklere göre daha yüksek. Daha yüksek kapiler emme süresi (201 sn)	Yeneneh vd., 2013b
MD +Ozon+pH	O ₃ : 30 veya 60 dak, Q= 1 L/dak. MD: 250 Watt, 2,45 GHz, 5 veya 10 dak., acidik pH =2	MD ve O ₃ etkisi ile BOI değeri %100' e kadar artış göstermekte Biyogaz çıkış hızı MD+O ₃ = 10 kat Biyogaz çıkış hızı MD + pH (2)= 25 kat	Beszédes vd., 2009; Bougrier vd., 2007
MD+O ₃ +H ₂ O ₂	MD:95 °C, 120°C (20 °C/dak), 5 dak, O ₃ ; H ₂ O ₂ %0,5	O ₃ /(MD+H ₂ O ₂)(MD:95 °C ve 120 °C): çKOI artışı: % 381	Lo vd., 2015
MD+ Fe ₃ O ₄ NPs	MD: 600 W, 60 dak (sıvı:kati= 20:1), 10 mg NPs.	MW + Fe ₃ O ₄ NP: en yüksek toplan biyogaz artışı: %155	Zaidi vd.,2019

5. Sonuç ve Tartışma (Result and Discussion)

Biyolojik arıtım sonucu oluşan atık çamurlar, çevresel açıdan sorun oluşturduğundan uygun yöntemler ile bertaraf edilmelidir. ABÇ'ların, su içeriğinin azaltılması deponi alanlarında hacim gereksinmesini azaltmaktadır. Yüksek organik madde içeriği, ABÇ'ların anaerobik çürütülmesi ile CH₄ gazı elde edilmesini sağlamak ve tesis enerji gereksinimini düşürmektedir. Sürdürülebilir enerji kaynağı olarak değerlendirilmesi ve fosil yakıtların tüketiminde azalma ile sera gazı oluşumunu sınırlaması, küresel enerji ihtiyacı için ABÇ'ların çürütülmesi, uygulanabilir bir seçenek olarak değerlendirilmektedir.

ABÇ yapısında bulunan zor ayrışabilir organik maddeler, dezentegrasyon süreci ile biyolojik kolay parçalanabilir bileşiklere dönüşmekte ve sonuçta AÇÇ sürecinde CH₄ üretim verimi yükselmektedir. Ayrıca, çamur susuzlaştırma verimi iyileşmekte, çıkış suyu nutrient derişimi artmakta, katı madde ve patojen azalması sağlanmaktadır.

AAT'lerinde enerji yeterliliğinin sağlanmasında, atık çamurun artırılması ile kazanılan toplam enerjinin yükseltilmesi ve dolayısı ile dışsal enerji gereksiniminin azaltılması veya ortadan kaldırılması, işletim maliyeti açısından önemlidir. Bu çalışmada temel amaç, ABÇ'ların, bertarafı öncesi, enerji geri kazanım verimini yükseltmek için uygulanabilecek MD dezentegrasyon yöntem uygulamalarını ve işletim koşullarını değerlendirmektir.

MD ile ABÇ'ların dezentegrasyonunda, sıcaklık, sıcaklık yükselme hızı, çamur katı madde içeriği ve uygulama süresi önemli işletme parametreleridir. Düşük MD sıcaklıklarında ve yükselme hızlarında, ABÇ parçalanma verimi iyileşmekte ve ortama salınan çKOİ ve nutrient derişiminde artış sağlanmaktadır. ABÇ dezentegrasyonu ile AÇÇ sürecinde üretilen CH₄ hacmi artmaktadır. Yüksek sıcaklıklarda (≥ 180 °C) ise organik madde yapısının bozulması, AÇÇ sürecinde CH₄ üretim veriminde azalmaya neden olmaktadır.

ABÇ parçalanmasında tek bir dezentegrasyon yöntemine göre hibrit uygulamaların daha etkin olduğu görülmektedir. Hibrit sistemlerin iyileştirilmesinde, dezentegrasyon yöntemlerinin sıralaması, uygulama süresi, hedef sıcaklık ve kimyasal madde dozlarının, çalışılan çamur özelliklerine göre belirlenmesi daha ekonomik bir yaklaşıma ulaşılmasını sağlayacaktır.

Enerji gereksinmesinin önemli kısmının atık maddelerden sağlanması ve ayrıca arıtma sonucu oluşan atıkların farklı alanlarda kullanılabilirliği, ekonomik yöntemlere ulaşılabilmesi ile mümkündür. MD dezentegrasyonu, ABÇ'ların dezentegrasyonunda etkin bir yöntem olmasına rağmen sınırlı enerji verimliliği ile yüksek maliyetli bir teknoloji olarak görülmektedir. MD ile birlikte uygulanabilecek yöntemlerin ABÇ dezentegrasyon verimini yükseltmesi, AÇÇ enerji verimini artırmaktadır.

Daha ekonomik hibrit uygulamalara ulaşılması için;

- Enerji verimliliği,
- AÇÇ sonucu oluşan nutrient içeriği yüksek atıkların değerlendirebildiği alanlar,
- Çamur susuzlaştırma verimindeki yükselme,
- AÇÇ süreci sonucu oluşan atık katı maddenin hacminin düşmesi ile deponi hacim azalması,
- Sera gazı oluşumunu azaltılmasına katkısı, birlikte değerlendirilerek çalışmalar yapılmalıdır.

Çıkar Çatışması (Conflict of Interest)

Yazarlar tarafından herhangi bir çıkar çatışması beyan edilmemiştir. No conflict of interest was declared by the authors.

Kaynaklar (References)

- Acquisto, B. A., Reimers, R. S., Smith, J. E., Pillai, S. D., 2006. Factors Affecting Disinfection and Stabilization of Sewage Sludge. Proceedings of the Water Environment Federation, (7), 5345-5361.
- Ahn, J. H., Shin, S. G., Hwang, S., 2009. Effect Of Microwave Irradiation on the Disintegration and Acidogenesis of Municipal Secondary Sludge. Chemical Engineering Journal, 153(1-3), 145-150.
- Ahn, J. H., Shin, S. G., Park, B. C., Hwang, S., 2011. Comparison of Municipal and Coke Wastewater Sludges in Disintegration and Acidogenesis by Microwave. Journal of Environmental Engineering, 137(8), 740-745.
- Akgul, D., Cella, M., Eskicioglu, C., 2017. Influences of Low-Energy Input Microwave and Ultrasonic Pretreatments on Single-Stage and Temperature-Phased Anaerobic Digestion (TPAD) of Municipal Wastewater Sludge. Energy, 123(None), 271-282.
- Alhraishawi, A. A., Alani, W. K., Chaichan, M. T., Jawad, R. S., 2020. Performance of Oil on Bio-Methane Creation Under Anaerobic Co-Fermentation Condition. Review. In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 881, No. 1, P. 012189.

- Alqaralleh, R. M., Kennedy, K., Delatolla, R., 2019. Microwave vs. Alkaline-Microwave Pretreatment for Enhancing Thickened Waste Activated Sludge and Fat, Oil, and Grease Solubilization, Degradation and Biogas Production. *Journal of Environmental Management*, 233, 378-392.
- Andreottola, G., Foladori, P., 2006. A Review and Assessment of Emerging Technologies for the Minimization of Excess Sludge Production in Wastewater Treatment Plants. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41(9), 1853-1872.
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., Dewil, R., 2008. Principles and Potential of the Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755-781.
- Appels, L., Houtmeyers, S., Degrève, J., Van Impe, J., Dewil, R., 2013. Influence of Microwave Pre-Treatment on Sludge Solubilization and Pilot Scale Semi-Continuous Anaerobic Digestion. *Bioresource Technology*, 128, 598-603.
- Baier, U., Schmidheiny, P., 1997. Enhanced Anaerobic Degradation of Mechanically Disintegrated Sludge. *Water Science and Technology*, 36(11), 137-143.
- Banik, S. B. A. S. G. S., Bandyopadhyay, S., Ganguly, S., 2003. Bioeffects of Microwave—A Brief Review. *Bioresource Technology*, 87(2), 155-159.
- Barber, W. P. F., 2012. Comparison of Thermal Destruction Technology for Complete Biosolids Processing, https://www.waternz.org.nz/article?action=view&article_id=584.
- Barber, W. P. F., 2014. Influence of Wastewater Treatment on Sludge Production and Processing, *Water and Environment Journal*, 28, 1-10.
- Barber, W. P. F., 2016. Thermal Hydrolysis for Sewage Treatment: A Critical Review. *Water Research*, 104, 53-71.
- Beszédes, S., Kertész, S., László, Z., Szabo, G., Hodur, C., 2009. Biogas Production of Ozone and/or Microwave-Pretreated Canned Maize Production Sludge. *Ozone: Science & Engineering*, 31(3), 257-261.
- Beszédes, S., László, Z., Horváth, Z., Szabó, G., Hodúr, C., 2011. Comparison of the Effects of Microwave Irradiation with Different Intensities on the Biodegradability of Sludge from the Dairy- and Meat Industry. *Bioresource Technology*, 102(2), 814-821.
- Bi, X., Wang, P., Jiao, C., Cao, H., 2009. Degradation of Remazol Golden Yellow Dye Wastewater in Microwave Enhanced ClO₂ Catalytic Oxidation Process. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 895-900.
- Bougrier, C., Battimelli, A., Delgenes, J. P., Carrere, H., 2007. Combined Ozone Pretreatment and Anaerobic Digestion for the Reduction of Biological Sludge Production in Wastewater Treatment. *Ozone: Science and Engineering*, 29(3), 201-206.
- Bozkurt, Y. C., Apul, O. G., 2019. Critical Review for Microwave Pretreatment of Waste-Activated Sludge Prior to Anaerobic Digestion. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 14, 1-9.
- Brooks R., 1970. Heat Treatment of Sewage Sludge. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 69(2), 221-31.
- Büyükkoyuncu, D., 2012. Mikrodalga'nın Hacim İçerisinde Dağılımının Sıcaklık Profiline Etkisinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Makine Mühendisliği Anabilim Dalı, Türkiye, 157s.
- Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J. L., Huyard, A., 1994. Decreased Sludge Production Strategy for Domestic Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*, 30(8), 97..
- Carlsson, M., Lagerkvist, A., Morgan-Sagastume, F., 2012. The Effects of Substrate Pre-Treatment on Anaerobic Digestion Systems: A Review. *Waste Management*, 32(9), 1634-1650.
- Carrère, H., Bougrier, C., Castets, D., Delgenès, J. P., 2008. Impact of Initial Biodegradability on Sludge Anaerobic Digestion Enhancement by Thermal Pretreatment. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 43(13), 1551-1555.
- Cella, M. A., Akgul, D., Eskicioglu, C., 2016. Assessment of Microbial Viability in Municipal Sludge Following Ultrasound and Microwave Pretreatments and Resulting Impacts on the Efficiency of Anaerobic Sludge Digestion. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(6), 2855-2868.
- Chan, W. I., Liao, P. H., Lo, K. V., 2010. Effects of Irradiation Intensity and pH on Nutrients Release and Solids Destruction of Waste Activated Sludge Using the Microwave-Enhanced Advanced Oxidation Process. *Water Environment Research*, 82(11), 2229-2238.
- Chan, W. I., Lo, K. V., Liao, P. H., 2007a. Solubilization of Blood Meal to be Used as a Liquid Fertilizer. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 42(4), 417-422.
- Chan, W. I., Wong, W. T., Liao, P. H., Lo, K. V., 2007b. Sewage Sludge Nutrient Solubilization Using a Single-Stage Microwave Treatment. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42(1), 59-63.
- Chang, C. J., Tyagi, V. K., Lo, S. L., 2011. Effects of Microwave and Alkali Induced Pretreatment on Sludge Solubilization and Subsequent Aerobic Digestion. *Bioresource Technology*, 102(17), 7633-7640.
- Chen, S.L., Lo, S.L., Chiueh, P.T., Kuan, W.H., Hsieh, C.H., 2007. The Assistance of MW Process in Sludge Stabilization with Sodium Sulfide and Sodium Phosphate. *Journal of Hazardous Materials*, 147(3), 930-937.
- Chen, J., Li, J., Zhang, X., Wu, Z., 2020. Pretreatments for Enhancing Sewage Sludge Reduction and Reuse in Lipid Production. *Biotechnology for Biofuels*, 13(1), 1-10.
- Chen, Y., Cheng, J. J., Creamer, K. S., 2008. Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064.
- Christodoulou, A., Stamatelatos, K., 2016. Overview of Legislation on Sewage Sludge Management in Developed Countries Worldwide. *Water Science and Technology*, 73(3), 453-462.
- Cid, B. P., Alborés, A. F., Gómez, E. F., López, E. F., 2001. Use of Microwave Single Extractions for Metal Fractionation in Sewage Sludge Samples. *Analytica Chimica Acta*, 431(2), 209-218.
- Clark, D. E., Folz, D. C., West, J. K., 2000. Processing Materials with Microwave Energy. *Materials Science and Engineering: A*, 287(2), 153-158.
- Coelho, N. M., Kennedy, K. J., Droste, R. L., 2011. Effect of Microwave Athermal and Thermal Radiation in Wastewater Sludge Properties. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 5(6).
- Colón, J., Alarcón, M., Healy, M.G., Namli, A., Ponsá, S., Dilek Sanin, F., Taya, C., 2017. Chapter 14: Producing Sludge for Agricultural Applications. J. M. Lema, S. Suarez Martinez (Edt.), *Handbook of Innovative Wastewater Treatment and Resource Recovery Technologies*, (P. 296-322). London, UK: IWA Publishing.

- David, H., Palanisamy, K., Normanbhay, S., 2014 . Pre-Treatment of Sewage Sludge to Enhance Biogas Production to Generate Green Energy for Reduction of Carbon Footprint in Sewage Treatment Plant (STP). In 2014 International Conference And Utility Exhibition on Green Energy for Sustainable Development (ICUE) (Pp. 1-5). IEEE.15).
- Deepanraj, B., Sivasubramanian, V., Jayaraj, S., 2017. Effect of Substrate Pretreatment on Biogas Production Through Anaerobic Digestion of Food Waste. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(42), 26522-26528.
- Desa, U., 2013. Population Division 2013. World Population Prospects: The 2012 Revision, Highlights and Advance Tables. Working Paper No. ESA/P/WP.228.
- Di Fraia, S., Massarottia, N., Vanoli, L., 2018. A Novel Energy Assessment of Urban Wastewater Treatment Plants. *Energy Conversion and Management*, 163, 304–313.
- Doğan, I., 2008. Combination of Alkaline Solubilization with Microwave Digestion as a Sludge Disintegration Method: Effect on Gas Production and Quantity and Dewaterability of Anaerobically Digested Sludge. Master's Thesis, Middle East Technical University, Turkey, 186p.
- Doğan, I., Sanin, F. D., 2009. Alkaline Solubilization and Microwave Irradiation as a Combined Sludge Disintegration and Minimization Method. *Water Research*, 43(8), 2139-2148.
- Duan, N., Dong, B., Wu, B., Dai, X., 2012. High-Solid Anaerobic Digestion of Sewage Sludge Under Mesophilic Conditions: Feasibility Study. *Bioresource Technology*, 104, 150-156.
- Ebenezer, A. V., Arulazhagan, P., Kumar, S. A., Yeom, I., Banu, J. R., 2015. Effect of Deflocculation on the Efficiency of Low-Energy Microwave Pretreatment and Anaerobic Biodegradation of Waste Activated Sludge. *Applied Energy*, 145, 104–110.
- Elagroudy, S., El-Gohary, F., 2013. Microwave Pretreatment of Mixed Sludge for Anaerobic Digestion Enhancement. *International Journal of Thermal and Environmental Engineering*, 5, 105-111.
- Eskicioglu, C., Droste, R. L., Kennedy, K. J., 2006a. Performance of Continuous Flow Anaerobic Sludge Digesters After Microwave Pretreatment. *Proceedings of the Water Environment Federation*, (13), 526-540.
- Eskicioglu, C., Kennedy, K. J., Droste, R. L., 2007a. Enhancement of Batch Waste Activated Sludge Digestion by Microwave Pretreatment. *Water Environment Research*, 79(11), 2304-2317
- Eskicioglu, C., Kennedy, K. J., Droste, R. L., 2008a. Initial Examination of Microwave Pretreatment on Primary, Secondary and Mixed Sludges Before and After Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*, 57(3), 311-317.
- Eskicioglu, C., Kennedy, K. J., Droste, R. L., 2009. Enhanced Disinfection and Methane Production from Sewage Sludge by Microwave Irradiation. *Desalination*, 248(1-3), 279-285.
- Eskicioglu, C., Kennedy, K. J., Droste, R. L., 2006b. Characterization of Soluble Organic Matter of Waste Activated Sludge Before and After Thermal Pretreatment. *Water Research*, 40(20), 3725-3736.
- Eskicioglu, C., Prorot, A., Marin, J., Droste, R. L., Kennedy, K. J., 2008b. Synergetic Pretreatment of Sewage Sludge by Microwave Irradiation in Presence of H₂O₂ for Enhanced Anaerobic Digestion. *Water Research*, 42(18), 4674–4682.
- Eskicioglu, C., Terzian, N., Kennedy, K. J., Droste, R. L., Hamoda, M., 2007b. Athermal Microwave Effects for Enhancing Digestibility of Waste Activated Sludge. *Water Research*, 41(11), 2457–2466.
- Eswari, P., Kavitha, S., Kaliappan, S., Yeom, I. T., Banu, J. R., 2016. Enhancement of Sludge Anaerobic Biodegradability by Combined Microwave- H₂O₂ Pretreatment in Acidic Conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 13467-13479.
- Franke-Whittle, I. H., Walter, A., Ebner, C., Insam, H., 2014. Investigation into the Effect of High Concentrations of Volatile Fatty Acids in Anaerobic Digestion on Methanogenic Communities. *Waste Management*, 34(11), 2080-2089.
- Fytli, D., Zabaniotou, A., 2008. Utilization of Sewage Sludge in EU Application of Old and New Methods—A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.
- Gabbita, K. V., Hzuang, J. Y., 1984 . Catalase Activity of Activated Sludge. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 8(2-3), 133-150.
- Golmakani, M. T. Rezaei, K., 2008. Comparison of Microwave assisted Hydro distillation with the Traditional Hydrodistillation Method in the Extraction of Essential Oils from *Thymus Vulgaris* L. *Food Chemistry*, 109, 925–930 .
- Guwy, A.J., Buckland, H., Hawkes, F.R., Hawkes, D.L., 1998. Active Biomass in Activated Sludge: Comparison of Respirometry with Catalase Activity Measured Using An On-Line Monitor. *Water Research*, 32(12), 3705-3709.
- Guwy, A.J., Martin, S.R., Hawkes, F.R., Hawkes, D.L., 1999. Catalase Activity Measurements in Suspended Aerobic Biomass and Soil Samples. *Enzyme Microb. Technol.*, 25(8), 669-676.
- Hasegawa, S., Shiota, N., Katsura, K., Akashi, A., 2000. Solubilization of Organic Sludge by Thermophilic Aerobic Bacteria as a Pretreatment for Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*, 41(3), 163-169.
- Hephzibah, D., Kumaran, P., Saifuddin, N. M., 2015. Comparison of the Effects of Continuous Flow Microwave Pre-Treatment with Different Intensities on the Anaerobic Digestion of Sewage Sludge for Sustainable Energy Recovery from Sewage Treatment Plant. *International Journal of Bioengineering and Life Sciences*, 9(12), 1210-1214.
- Hong, S. M., Park, J. K., Lee, Y. O., 2004. Mechanisms of Microwave Irradiation Involved in the Destruction of Fecal Coliforms from Biosolids. *Water Research*, 38(6), 1615-1625.
- Hong, S. M., Park, J. K., Teeradej, N., Lee, Y. O., Cho, Y. K., Park, C. H., 2006. Pretreatment of Sludge with Microwaves for Pathogen Destruction and Improved Anaerobic Digestion Performance. *Water Environment Research*, 78(1), 76-83.
- Hong, S.M., 2002. Enhancement of Pathogen Destruction and Anaerobic Digestibility Using Microwaves. Ph.D. Thesis, University of Wisconsin–Madison, USA.
- Houtmeyers, S., Degreève, J., Willems, K., Dewil, R., Appels, L., 2014. Comparing the Influence of Low Power Ultrasonic and Microwave Pre-Treatments on the Solubilisation and Semi-Continuous Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Bioresource Technology*, 171, 44-49.
- Hsieh, C. H., Lo, S. L., Chiueh, P. T., Kuan, W. H., Chen, C. L., 2007. Microwave Enhanced Stabilization of Heavy Metal Sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 139(1), 160-166.
- Iacovidou, E., Ohandja, D. G., Voulvoulis, N., 2012. Food Waste Co-Digestion with Sewage Sludge—Realising its Potential in the UK. *Journal of Environmental Management*, 112, 267-274.

- Jacob, J., Chia, L. H. L., Boey, F. Y. C., 1995. Thermal and Non-Thermal Interaction of Microwave Radiation with Materials. *Journal of Materials Science*, 30(21), 5321-5327.
- Jamali, M. K., Kazi, T. G., Arain, M. B., Afridi, H. I., Jalbani, N., Kandhro, G. A., Baig, J. A., 2009. Speciation of Heavy Metals in Untreated Sewage Sludge by Using Microwave Assisted Sequential Extraction Procedure. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), 1157-1164.
- Jang, J. H., Ahn, J. H., 2015. High-Temperature Microwave NaOH Pretreatment of Waste-Activated Sludge for Anaerobic Digestion. *Journal of Environmental Engineering*, 141(8), 06015002.
- Jhansi, S.C. And Mishra, S.K., 2013. Wastewater Treatment and Reuse: Sustainability Options. *Journal of Sustainable Development*, 10, 1, 1 - 15.
- Jiang, H., Liu, T., Ding, J., Nie, H., Zhou, H., 2018. Optimization and Performance of Moderate Combined Alkali and Microwave Pretreatment for Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(2), 689-697.
- Jones, D. A., Lelyveld, T. P., Mavrofidis, S. D., Kingman, S. W., Miles, N. J., 2002. Microwave Heating Applications in Environmental Engineering—A Review. *Resources, Conservation and Recycling*, 34(2), 75-90.
- Jou, C. J., 2008. Degradation of Pentachlorophenol with Zero-Valence Iron Coupled with Microwave Energy. *Journal of Hazardous Materials*, 152(2), 699-702.
- Kainthola, J., Shariq, M., Kalamdhad, A. S., Goud, V. V., 2019. Enhanced Methane Potential of Rice Straw with Microwave Assisted Pretreatment and its Kinetic Analysis. *Journal of Environmental Management*, 232, 188-196.
- Kenge, A. A., Liao, P. H., Lo, K. V., 2009. Treating Solid Dairy Manure Using Microwave-Enhanced Advanced Oxidation Process. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 44(6), 606-612.
- Kennedy, K. J., Thibault, G., & Droste, R. L., 2007. Microwave Enhanced Digestion of Aerobic SBR Sludge. *Water SA*, 33, 2, 261-270.
- Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., Solheim, O. E., 2000. Enhanced Stabilisation of Sewage Sludge Through Thermal Hydrolysis-Three Years of Experience with Full Scale Plant. *Water Science and Technology*, 42(9), 89-96.
- Kim, D. H., Cho, S. K., Lee, M. K., & Kim, M. S., 2013. Increased Solubilization of Excess Sludge Does Not Always Result in Enhanced Anaerobic Digestion Efficiency. *Bioresource Technology*, 143, 660-664.
- Kim, J., Park, C., Kim, T. H., Lee, M., Kim, S., Kim, S. W., Lee, J., 2003. Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(3), 271-275.
- Kor-Bicakci, G., Abbott, T., Ubay-Cokgor, E., Eskicioglu, C., 2017. Effect of Microwave Pretreatment on Removal of Triclosan During Anaerobic Digestion of Wastewater Treatment Sludge. *Proceedings of the Water Environment Federation*, (9), 3062-3082.
- Kor-Bicakci, G., Ubay-Cokgor, E., Eskicioglu, C., 2019. Effect of Dewatered Sludge Microwave Pretreatment Temperature and Duration on Net Energy Generation and Biosolids Quality From Anaerobic Digestion. *Energy*, 168, 782-795.
- Koster, I. W., Lettinga, G., 1984. The Influence of Ammonium-Nitrogen on the Specific Activity of Pelletized Methanogenic Sludge. *Agricultural Wastes*, 9(3), 205-216.
- Koupaie, E. H., & Eskicioglu, C., 2016. Conventional Heating vs. Microwave Sludge Pretreatment Comparison Under Identical Heating/Cooling Profiles for Thermophilic Advanced Anaerobic Digestion. *Waste Management*, 53, 182-195.
- Koupaie, E. H., Eskicioglu, C., 2015. Below and Above Boiling Point Comparison of Microwave Irradiation and Conductive Heating for Municipal Sludge Digestion Under Identical Heating/Cooling Profiles. *Bioresource Technology*, 187, 235-245.
- Kuan, W., Chen C.L., Lo, S.L., 2008. Application of MW Energy on the Stabilization of Copper-Contained Industry Sludge. *Research Journal of Chemical and Environment*, 12(3):77-81.
- Kuglarz, M., Karakashe, D., Angelidaki, I., 2013. Microwave and Thermal Pretreatment as Methods for Increasing the Biogas Potential of Secondary Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plants. *Bioresource Technology*, 134, 290-297.
- Iacovidou, E., Ohandja, D. G., Voulvoulis, N., 2012. Food Waste Co-Digestion With Sewage Sludge—Realising its Potential in the UK. *Journal of Environmental Management*, 112, 267-274.
- Labuza, T. P., 1992. The Kinetics of Nonenzymatic Browning. *Physical Chemistry of Foods*.
- Lee, D. J., Lee, S. Y., Bae, J. S., Kang, J. G., Kim, K. H., Rhee, S. S., Seo, D. C., 2015. Effect of Volatile Fatty Acid Concentration on Anaerobic Degradation Rate from Field Anaerobic Digestion Facilities Treating Food Waste Leachate in South Korea. *Journal of Chemistry*, <https://doi.org/10.1155/2015/640717>.
- Liang, C., Bruell, C. J., Marley, M. C., Sperry, K. L., 2004. Persulfate Oxidation for in Situ Remediation of TCE. I. Activated by Ferrous Ion with and Without A Persulfate-Thiosulfate Redox Couple. *Chemosphere*, 55(9), 1213-1223.
- Liao, P. H., Lo, K. V., Chan, W. I., Wong, W. T., 2007. Sludge Reduction and Volatile Fatty Acid Recovery Using Microwave Advanced Oxidation Process. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42(5), 633-639.
- Liao, P. H., Mavinic, D. S., Koch, F. A., 2003. Release of Phosphorus from BNR Sludges: A Study of Sludge Pre-Treatment Methods to Optimize Phosphorus Release for Subsequent Recovery Purpose. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2, 369-81.
- Liao, P. H., Wong, W. T., Lo, K. V., 2005a. Release of Phosphorus from Sewage Sludge Using Microwave Technology. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 4(1), 77-81.
- Liao, P. H., Wong, W. T., Lo, K. V., 2005b. Advanced Oxidation Process using Hydrogen Peroxide/Microwave System for Solubilization of Phosphate. *Journal of Environmental Science and Health*, 40(9), 1753-1761.
- Liu, J., Yu, D., Zhang, J., Yang, M., Wang, Y., Wei, Y., Tong, J., 2016. Rheological Properties of Sewage Sludge During Enhanced Anaerobic Digestion with Microwave-H₂O₂ Pretreatment. *Water Research*, 98, 98-108.
- Lo, K. V., Srinivasan, A., Liao, P. H., Bailey, S., 2015. Microwave Oxidation Treatment of Sewage Sludge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 50(8), 882-889.
- Lo, K. V., Tan, H., Tunile, I., Burton, T., Kang, T., Srinivasan, A., Liao, P. H., 2018. Microwave Enhanced Advanced Oxidation Treatment of Municipal Wastewater Sludge. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 128, 143-148.
- Lu, J., 2019. Carbon Footprint and Reduction Potential of Chinese Wastewater Treatment Sector. Master Thesis. University of Science And Technology of China, China (in Chinese).

- Machnicka, A., Nowicka, E., Grübel, K., 2017. Disintegration as a Key-Step in Pre-Treatment of Surplus Activated Sludge. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 39(1), 47-55.
- Madigan, M. T., J. M. M., Paul.V.D., David.P.C., 2005. *Brock Biology of Microorganisms*, 11th Edn. (International Edition).
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabres, P., 2000. Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes. An Overview of Research Achievements and Perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1), 3-16.
- Mawioo, P. M., Rweyemamu, A., Garcia, H. A., Hooijmans, C. M., Brdjanovic, D., 2016. Evaluation of a Microwave Based Reactor for the Treatment of Blackwater Sludge. *Science of The Total Environment*, 548-549, 72-81.
- Mehdizadeh, S. N., Eskicioglu, C., Bobowski, J., Johnson, T., 2013. Conductive Heating and Microwave Hydrolysis under Identical Heating Profiles for Advanced Anaerobic Digestion for Municipal Sludge. *Water Research*, 47(14), 5040-5051.
- Miguel, N., Coelho, G., Droste, R. L., Kennedy, K. J., 2011. Evaluation of Continuous Mesophilic, Thermophilic and Temperature Phased Anaerobic Digestion of Microwaved Activated Sludge. *Water Research*, 45(9), 2822-2834.
- Milieu, Wrc, RPA., 2010. Environmental, Economic and Social Impacts of the Use of Sewage Sludge on Land. Final Report, Part III: Project Interim Reports. DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r.
- Mottet, A., Steyera, J.P., Del Erisb, S., Vedrenneb, F., Chauzyc, J., Carr Ere, H., 2009. Kinetics of Thermophilic Batch Anaerobic Digestion of Thermal Hydrolysed Waste Activated Sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 46, 169-175.
- Müller, J. A., 2001. Prospects and Problems of Sludge Pre-Treatment Processes. *Water Science and Technology*, 44(10), 121-128.
- Müller, J., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Nèveke, R., Kopp, J., Hempel, D. C., 1998. Disintegration of Sewage Sludges and Influence and Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*, 38(8-9), 425-433.
- Nascimento, A. L., Souza, A. J., Andrade, P. A. M., Andreote, F. D., Coscione, A. R., Oliveira, F. C., Regitano, J. B., 2018. Sewage Sludge Microbial Structures and Relations to Their Sources, Treatments, and Chemical Attributes. *Frontiers in Microbiology*, 3,9, 1462.
- Neis, U., 2000. Ultrasound in Water, Wastewater and Sludge Treatment. *Water* 21, 36-39.
- Özön, E., Erdinçler, A., 2019. Effects of Microwave, H₂O₂/MW and H₂O₂/Heat Pre-Treatments on the Methane Production from Wastewater Sludges: Experimental and Modeling Approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(35), 35411-35421.
- Park, B., Ahn, J. H., Kim, J., Hwang, S., 2004. Use of Microwave Pretreatment for Enhanced Anaerobiosis of Secondary Sludge. *Water Science and Technology*, 50(9), 17-23.
- Park, W. J., Ahn, J. H., Lee, C. K., 2009. Effect of Temperature-Increase Rate and Terminal Temperature on the Solubilization of Sewage Sludge Using Microwave Irradiation. *Environmental Engineering Research*, 14(1), 48-52.
- Park, W., Ahn, J., Hwang, S., Lee, C., 2010. Effect of Output Power, Target Temperature, and Solid Concentration on the Solubilization of Waste Activated Sludge Using Microwave Irradiation. *Bioresource Technology*, 101(1), S13-S16.
- Parkin, G. F., Owen, W. F., 1986. Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. *Journal of Environmental Engineering*, 112(5), 867-920.
- Passos, F., Solé, M., García, J., Ferrer, I., 2013. Biogas Production from Microalgae Grown in Wastewater: Effect of Microwave Pretreatment. *Applied Energy*, 108, 168-175.
- Penaud, V., Delgenès, J. P., Moletta, R., 1999. Thermo-Chemical Pretreatment of a Microbial Biomass: Influence of Sodium Hydroxide Addition on Solubilization and Anaerobic Biodegradability. *Enzyme and Microbial Technology*, 25(3-5), 258-263.
- Pinnekamp, J., 1988. Effects of Thermal Pretreatment of Sewage Sludge on Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*, 18-21 July, 97-108.
- Pino-Jelcic, S. A., Hong, S. M., Park, J. K., 2006. Enhanced Anaerobic Biodegradability and Inactivation of Fecal Coliforms and Salmonella Spp. in Wastewater Sludge by using Microwaves. *Water Environment Research*, 78(2), 209-216.
- Plazl, I., Leskovšek, S., Koloini, T., 1995. Hydrolysis of Sucrose by Conventional and Microwave Heating in Stirred Tank Reactor. *The Chemical Engineering Journal and the Biochemical Engineering Journal*, 59(3), 253-257.
- Qiao, W., Wang, W., Xun, R., Lu, W., Yin, K., 2008. Sewage Sludge Hydrothermal Treatment by Microwave Irradiation Combined with Alkali Addition. *Journal of Materials Science*, 43(7), 2431-2436.
- Qiao, W., Wang, W., Zhu, C., Zhang, Z., 2010. Biogas Recovery from Microwave Heated Sludge by Anaerobic Digestion. *Science in China Series E: Technological Sciences*, 53(1), 144-149.
- Rani, R. U., Kumar, S. A., Kaliappan, S., Yeom, I., Banu, J. R., 2013. Impacts of Microwave Pretreatments on the Semi-Continuous Anaerobic Digestion of Dairy Waste Activated Sludge. *Waste Management*, 33(5), 1119-1127.
- Ray, B. T., Lin, J. G., Rajan, R. V., 1990. Low-Level Alkaline Solubilization for Enhanced Anaerobic Digestion. *Research Journal of The Water Pollution Control Federation*, 81-87.
- Remya, N., Lin, J. G., 2011. Current Status of Microwave Application in Wastewater Treatment—A Review. *Chemical Engineering Journal*, 166(3), 797-813.
- Saha, M., Eskicioglu, C., Marin, J., 2011. Microwave, Ultrasonic and Chemo-Mechanical Pretreatments for Enhancing Methane Potential of Pulp Mill Wastewater Treatment Sludge. *Bioresource Technology*, 102(17), 7815-7826.
- Saifuddin, N., Fazlil, S. A., 2009. Effect of Microwave and Ultrasonic Pretreatments on Biogas Production from Anaerobic Digestion of Palm Oil Mill Effluent. *American Journal of Engineering and Applied Sciences*, 2(1).
- Savoo, S., Mudhoo, A., 2018. Biomethanation Macrodynamics of Vegetable Residues Pretreated by Low-Frequency Microwave Irradiation. *Bioresource Technology*, 248, 280-286.
- Serrano, A., Siles, J. A., Martín, M. A., Chica, A. F., Estévez-Pastor, F. S., Toro-Baptista, E., 2016. Improvement of Anaerobic Digestion of Sewage Sludge Through Microwave Pre-Treatment. *Journal of Environmental Management*, 177, 231-239.
- Siddique, M. N. I., Munaim, M. S. A., Wahid, Z. B. A., 2017. The Combined Effect of Ultrasonic and Microwave Pre-Treatment on Bio-Methane Generation from Co-Digestion of Petrochemical Wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 145, 303-309.
- Sólyom, K., Mato, R. B., Pérez-Elvira, S. I., Cocero, M. J., 2011. The Influence of the Energy Absorbed from Microwave Pretreatment on Biogas Production from Secondary Wastewater Sludge. *Bioresource Technology*, 102(23), 10849-10854.

- Spinosa, L., Vesilind, P. A., 2001. Sludge into Biosolids. Handbook of Processing, Disposal, Utilization. Pp 394. IWA Publishing, London.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K., N, M. L., Bildan, S., 1997. Effects of Thermochemical Pretreatment on the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Water Science and Technology*, 35(8), 209–215.
- Thomas, L., Jun Thomas, L., Jungschaffer, G., Sprössler, B., 1993. Improved Sludge Dewatering by Enzymatic Treatment. *Water Science and Technology*, 28(1), 189-192.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis, U., 2001. Ultrasonic Waste Activated Sludge Disintegration for Improving Anaerobic Stabilization. *Water Research*, 35(8), 2003-2009.
- Toreci, I., Droste, R. L., Kennedy, K. J., 2011. Mesophilic Anaerobic Digestion with High-Temperature Microwave Pretreatment and Importance of Inoculum Acclimation. *Water Environment Research*, 83(6), 549-559.
- Toreci, I., Kennedy, K. J., Droste, R. L., 2009. Evaluation of Continuous Mesophilic Anaerobic Sludge Digestion After High Temperature Microwave Pretreatment. *Water Research*, 43(5), 1273–1284.
- 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.
- TÜİK2018.Tuik.Gov.Tr/Prehaberbultenleri.Do?id=30667#:~:Text=At%C4%B1ksu%20ar%C4%B1tma%20tesisleri%20ile%20hizmet,%X%2C7%20olarak%20hesapland%C4%B1.&Text=Belediyeler%20taraf%C4%B1ndan%20kanalizasyon%20C5%9Febekesi%20ile,Miktar%C4%B1%20188%20litre%20olarak%20hesapland%C4%B1.
- TÜİK2021. <https://Data.Tuik.Gov.Tr/Bulten/Index?P=Adrese-Dayal%C4%B1-N%C3%Bcfus-Kay%C4%B1t-Sistemi-Sonu%C3%A7lar%C4%B1-2020-37210&Dil=1>.
- Tyagi, V. K., Lo, S. L., 2013. Microwave Irradiation: A Sustainable Way for Sludge Treatment and Resource Recovery. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 18, 288-305.
- Tyagi, V. K., Lo, S. L., Appels, L., Dewil, R., 2014b. Ultrasonic Treatment of Waste Sludge: A Review on Mechanisms and Applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(11), 1220-1288.
- Tyagi, V. K., Lo, S. L., Rajpal, A., 2014a. Chemically Coupled Microwave and Ultrasonic Pre-Hydrolysis of Pulp and Paper Mill Waste-Activated Sludge: Effect on Sludge Solubilisation and Anaerobic Digestion. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(9), 6205-6217.
- Valo, A., Carrère, H., Delgenès, J. P., 2004. Thermal, Chemical and Thermo-Chemical Pre-Treatment of Waste Activated Sludge for Anaerobic Digestion. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 79(11), 1197-1203.
- Verlicchi, P., Zambello, E., 2015. Pharmaceuticals and Personal Care Products in Untreated and Treated Sewage Sludge: Occurrence and Environmental Risk in The Case of Application on Soil—A Critical Review. *Science of the Total Environment*, 538, 750-767.
- Wainaina, S., Awasthi, M. K., Sarsaiya, S., Chen, H., Singh, E., Kumar, A., Taherzadeh, M. J., 2020. Resource Recovery and Circular Economy from Organic Solid Waste Using Aerobic and Anaerobic Digestion Technologies. *Bioresource Technology*, 301, 122778.
- Wang, C., Shao, Z., Qiu, L., Hao, W., Qu, Q., Sun, G., 2021. The Solid-State Physicochemical Properties and Biogas Production of the Anaerobic Digestion of Corn Straw Pretreated by Microwave Irradiation. *RSC Advances*, 11(6), 3575-3584.
- Wang, Y., Gui, C., Ni, X., Chen, M., Wei, Y., 2015. Multivariate Analysis of Sludge Disintegration by Microwave-Hydrogen Peroxide Pretreatment Process. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 856-864.
- Wang, Y., Wei, Y., Liu, J., 2009. Effect of H₂O₂ Dosing Strategy on Sludge Pretreatment by Microwave- H₂O₂ Advanced Oxidation Process. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3), 680-684.
- Wang, Z., Wang, W., Zhang, X., 2006. Integrated Process of Thermal Hydrolysis and Anaerobic Sequencing Batch Reactor for the Treatment of Sewage Sludge. *Acta Scientiarum Naturalium-Universitatis Pekinensis*, 42(6), 746.
- Weemaes, M. P., Verstraete, W. H., 1998. Evaluation of Current Wet Sludge Disintegration Techniques. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 73(2), 83-92.
- Westerholm, M., Crauwels, S., Geel, M. Van, Dewil, R., Lievens, B., Appels, L., 2016. Microwave and Ultrasound Pre-Treatments Influence Microbial Community Structure and Digester Performance in Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 5339–5352.
- Wojciechowska, E., 2005. Application of Microwaves for Sewage Sludge Conditioning. *Water Research*, 39(19), 4749-4754.
- Wong, W. T., Chan, W. I., Liao, P. H., Lo, K. V., Mavinic, D. S., 2006. Exploring the Role of Hydrogen Peroxide in the Microwave Advanced Oxidation Process: Solubilization of Ammonia and Phosphates. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(6), 459-465.
- Wong, W. T., Lo, K. V., Liao, P. H., 2007. Factors Affecting Nutrient Solubilization from Sewage Sludge Using Microwave-Enhanced Advanced Oxidation Process. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42(6), 825-829.
- Woo, I. S., Rhee, I. K., Park, H. D., 2000. Differential Damage in Bacterial Cells by Microwave Radiation on the Basis of Cell Wall Structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(5), 2243-2247.
- Xia, D. K., Pickles, C. A., 2000. Microwave Caustic Leaching of Electric Arc Furnace Dust. *Minerals Engineering*, 13(1), 79-94.
- Xu, C. C., Lancaster, J., 2009. Treatment of Secondary Sludge for Energy Recovery. *Energy Recover. Nov. Sci. Publ. Inc., New.*
- Yan, Y., Chen, H., Xu, W., He, Q., Zhou, Q., 2013. Enhancement of Biochemical Methane Potential from Excess Sludge with Low Organic Content by Mild Thermal Pretreatment. *Biochemical Engineering Journal*, 70, 127-134.
- Yang, Q., Yi, J., Luo, K., Jing, X., Li, X., Liu, Y., Zeng, G., 2013. Improving Disintegration and Acidification of Waste Activated Sludge by Combined Alkaline and Microwave Pretreatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 91(6), 521-526.
- Yawson, S. K., Liao, P. H., Lo, K. V., 2011. Two-Stage Dilute Acid Hydrolysis of Dairy Manure for Nutrient Release, Solids Reduction and Reducing Sugar Production. *Natural Resources*, 2(04), 224.
- Yeneneh, A. M., Chong, S., Sen, T. K., Ang, H. M., Kayaalp, A., 2013a. Effect of Ultrasonic, Microwave and Combined Microwave-Ultrasonic Pretreatment of Municipal Sludge on Anaerobic Digester Performance. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(5), 1-9.
- Yeneneh, A. M., Kayaalp, A., Sen, T. K., Ang, H. M., 2015. Effect of Microwave and Combined Microwave-Ultrasonic Pretreatment on Anaerobic Digestion of Mixed Real Sludge. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(4), 2514-2521.

- Yeneneh, A., Sen, T., Chong, S., Ang, H. M., Kayaalp, A., 2013b. Effect of Combined Microwave-Ultrasonic Pretreatment on Anaerobic Biodegradability of Primary, Excess Activated and Mixed Sludge. *Computational Water, Energy, and Environmental Engineering*, 2, 7-11.
- Yi, W. G., Lo, K. V., Mavinic, D. S., 2014. Effects of Microwave, Ultrasonic and Enzymatic Treatment on Chemical and Physical Properties of Waste-Activated Sludge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 49(2), 203-209.
- Yin, G., Liao, P. H., Lo, K. V., 2007. An Ozone/Hydrogen Peroxide/Microwave-Enhanced Advanced Oxidation Process for Sewage Sludge Treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42(8), 1177-1181.
- Yu, T., Deng, Y., Liu, H., Yang, C., Wu, B., Zeng, G., Nishimura, F., 2017. Effect of Alkaline Microwaving Pretreatment on Anaerobic Digestion and Biogas Production of Swine Manure. *Scientific Reports*, 7(1), 1-8.
- Zaidi, A. A., Feng, R., Malik, A., Khan, S. Z., Shi, Y., Bhutta, A. J., Shah, A. H., 2019. Combining Microwave Pretreatment with Iron Oxide Nanoparticles Enhanced Biogas and Hydrogen Yield from Green Algae. *Processes*, 7(1), 24.
- Zhang, L., Guo, X., Yan, F., Su, M., Li, Y., 2007. Study of The Degradation Behaviour of Dimethoate Under Microwave Irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, 149(3), 675-679.
- Zhang, Q. H., Yang, W. N., Ngo, H. H., Guo, W. S., Jin, P. K., Dzakpasu, M., Yang, S. J., Wang, Q., Wang, X. C., Ao, D., 2016. Current Status of Urban Wastewater Treatment Plants in China. 93, 11-22.
- Zhen, Z., Xu, Y., Bin, L., 2011. Effect and Mechanism of Microwave Irradiation and Alkaline Solubilization as a Combined Method on Sludge. *International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering* (pp. 1135-1138) IEEE .
- Zheng, J., Kennedy, K. J., Eskicioglu, C., 2009. Effect of Low Temperature Microwave Pretreatment on Characteristics and Mesophilic Digestion of Primary Sludge. *Environmental Technology*, 30(4), 319-327.
- Zhou, B. W., Shin, S. G., Hwang, K., Ahn, J. H., Hwang, S., 2010. Effect of Microwave Irradiation on Cellular Disintegration of Gram Positive and Negative Cells. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 87(2), 765-770.