

## Research Article

## Submission Date

18 / 10 / 2022

## Admission Date

14 / 04 / 2023



How to Cite:

# Anaerobik Parçalanma Prosesinin Zenginleştirilmesinde Katkı Maddesi Olarak Biyoçar

## Biochar as an Additive in Enrichment of the Anaerobic Digestion Process

Ceyda Güneç<sup>1</sup>Cennet Teker<sup>2</sup>Zeynep Kobak<sup>3</sup>Fatih Yılmaz<sup>4</sup>N. Altınay Perendeci<sup>5</sup>

Güneç, C., Teker, C., Kobak, Z., Yılmaz, F., Perendeci, N.A.. (2023). Biochar as an Additive in Enrichment of the Anaerobic Digestion Process. *Journal of Environmental and Natural Studies*, 5 (1), 1-27.

DOI: <https://doi.org/10.53472/jenas.1190980>

**ABSTRACT:**

The diversification of energy sources to meet the world's energy needs has become a necessity. Biomass is one of the prominent options among these alternative energy sources. In order for biomass to be used as an energy source, it must be converted into a suitable material form. The pyrolysis method enables biomass conversion into value-added solid, liquid, and gaseous products. This study discusses the properties, usage areas and mechanisms of action of biochar, a solid product produced by pyrolysis technology, on the anaerobic decomposition process. It has been determined that biochars have many positive effects, such as the disposal of agricultural wastes, reduction of greenhouse gas emissions, water conservation, and improvement of soil quality. In addition, the use of biochar is one of the prominent applications in improving anaerobic degradation process conditions and efficiency. As a result of the study, it was determined that biochars' adsorption and immobilization properties improve the efficiency of the anaerobic decomposition process, prevent inhibition, increase system stability, and contribute to the C/N ratio of the system and increase biogas production. Furthermore, it has been seen that the effect of the specific properties of the used biochar on the process efficiency is essential, and optimizing the pyrolysis conditions is important.

**KEYWORDS:** Adsorption, Anaerobic digestion, Biochar, Methane production, Interspecies electron transfer

**Öz:**

Dünyanın enerji gereksinimini karşılayacak enerji kaynaklarının çeşitlendirilmesi bir ihtiyaç haline gelmiştir. Biyokütle bu alternatif enerji kaynakları arasında öne çıkan seçeneklerden biridir. Biyokütlenin enerji kaynağı olarak kullanılabilmesi için uygun madde formuna dönüştürülmesi gerekmektedir. Piroliz yöntemi, biyokütlenin katı, sıvı ve gaz ürünlere dönüştürülmesini sağlamaktadır. Bu çalışmada piroliz teknolojisi ile üretilen katı ürün olan biyoçarın özellikleri, kullanım alanları ve anaerobik parçalanma süreci üzerindeki etki mekanizmaları ele alınmıştır. Biyoçarların, tarımsal atıkların bertarafı, sera gazı emisyonlarının azaltılması, suların korunumu ve toprak kalitesinin iyileştirilmesi gibi pek çok olumlu etkisinin olduğu belirlenmiştir. Ayrıca biyoçar kullanımı anaerobik parçalanma süreci koşullarının ve verimliliğinin iyileştirilmesinde öne çıkan uygulamalardan biridir. Yapılan

<sup>1</sup> Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 07070, Antalya, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4408-4317>

<sup>2</sup> Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 07070, Antalya, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0211-7969>

<sup>3</sup> Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 07070, Antalya, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1371-6350>

<sup>4</sup> **Corresponding Author Yetkili Yazar:** Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 07070, Antalya, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7660-2671>

<sup>5</sup> Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 07070, Antalya, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6751-5151>



çalışma sonucunda biyoçarların adsorpsiyon ve immobilizasyon özelliklerinin anaerobik parçalanma prosesinin verimini iyileştirdiği, inhibisyonu engellediği, sistem kararlılığını arttırdığı, sistemin C/N oranının sağlanmasına katkı sağladığı ve biyogaz üretimini arttırdığı uygulamalar olduğu tespit edilmiştir. Kullanılan biyoçarın spesifik özelliklerinin proses verimi üzerindeki etkisinin önemli olduğu ve piroliz koşullarının optimizasyonunun önemli olduğu görülmüştür.

**Anahtar Kelimeler:** Adsorbsiyon, Anaerobik parçalanma, Biyoçar, Metan üretimi, Türler arası elektron transferi

## GİRİŞ:

Biyokütleden biyoçar üretimi, verimli ve çevre dostu bir biyokütle işleme ve geri kazanım yöntemidir. Hayvan gübreleri, tarım kaynaklı hasat atıkları, orman kalıntıları, endüstriyel biyo-atıklar, deniz ve su organizmaları gibi organik atıklar ve materyaller biyoçar üretimi için kullanılan ana hammaddelerdir (W. Yang et al., 2020). Biyoçar, yüksek spesifik yüzey alanı, karbonize olmayan bileşen içeriği, gözenekli yapısı ve yüzey fonksiyonel gruplarının yüksek değişkenliği gibi özellikleriyle aktif karbonun kullanım alanlarında potansiyeli olan umut verici bir alternatiftir (Rajec et al., 2016). Farklı biyokütleden hazırlanan biyoçarların fizikokimyasal özellikleri, elementel bileşimleri, mineral element içerikleri, spesifik yüzey alanları (SSA), gözeneklilikleri, kül içerikleri, karboksilik ester, aromatik ve alifatik zincir yapıları değişiklikler göstermektedir (Tripathi, Sahu, & Ganesan, 2016). Biyokütle kaynağı ve piroliz proses koşulları, üretilen biyoçarın yapısal özelliklerinde önemli bir rol oynamaktadır. Piroliz proses koşulları arasında sıcaklık, biyoçarın yapı özelliklerinde çok önemli bir rol oynamaktadır. Bu nedenle, maksimum verim elde etmek için piroliz prosesinde sıcaklığı ve diğer proses koşullarını optimize etmek önemlidir (Ling, Liu, Zhang, & Jiang, 2017; Son, Poo, Chang, & Chae, 2018).

Biyoçar kullanım alanları; biyoçarın pH'ı, kation değişim kapasitesi, yüzey alanı, gözenek hacmi vb. gibi fizikokimyasal özelliklerine büyük ölçüde bağlıdır (Laird, Brown, Amonette, & Lehmann, 2009). Çevre kirliliğindeki artış, yüksek yüzey alanı, yüksek gözeneklilik, düşük kül içeriği ve yüksek miktarda yüzey aktivitesi gibi özellikler, biyoçarı kirleticilerin giderilmesinde etkili bir araç haline getirmektedir (Balajii & Niju, 2019; Gopinath et al., 2021; Kosheleva, Mitropoulos, & Kyzas, 2019). Biyoçarın aktivasyonu, yüzey alanı ve gözeneklilik yapısı gibi yüzey özellikleri iyileştirebilmektedir. Biyoçarın, anaerobik parçalanma prosesinde doğrudan türler arası elektron transferini (DIET) destekleyen, biyogaz üretimini ve metan üretimini iyileştiren, tamponlama kapasitesini artıran, amonyak asit inhibisyonunu hafifleten, mikrobiyal zenginleştirme ve kolonizasyonu iyileştiren bir katkı maddesi olarak başarı ile kullanıldığını gösteren çalışmalar bulunmaktadır (Cai, He, Wang, Shao, & Lü, 2016; Masebinu, Akinlabi, Muzenda, & Aboyade, 2019).

Bu derleme makalede, biyoçar üretiminde kullanılan hammaddeler, biyoçarın özellikleri, biyoçar üretim yöntemleri, biyoçar aktivasyon yöntemleri, biyoçarın kullanım alanları, biyoçarın arıtma proseslerindeki etki mekanizmaları ve özellikle enerji üretimi sağlayan anaerobik parçalanma prosesindeki katkıları ile rolü konusunda literatürde bulunan güncel bilgiler paylaşılmıştır.

## 1. BİYOÇAR

Biyoçar, organik maddelerin anoksik veya sınırlı oksijen kaynağı koşulları altında ve nispeten düşük sıcaklıklarda (<700°C) termal bozunmasıyla üretilen karbon bakımından zengin biyokütle ürünü olarak tanımlanmaktadır (Johanne Lehmann & Joseph, 2015).

### 1.1. Biyoçar Hammaddeleri

Hammadde türü biyoçarın özelliklerini belirleyen temel faktördür ve bu hammaddeler genellikle;

- Odunsu atıklar, bahçe atıkları ve tarımsal hasat atıkları dahil olmak üzere bitki bazlı biyokütle kaynakları ve,
- Hayvan gübreleri ve atık aktif çamur dahil olmak üzere bitki bazlı olmayan biyokütle kaynakları olarak sınıflandırılabilir.

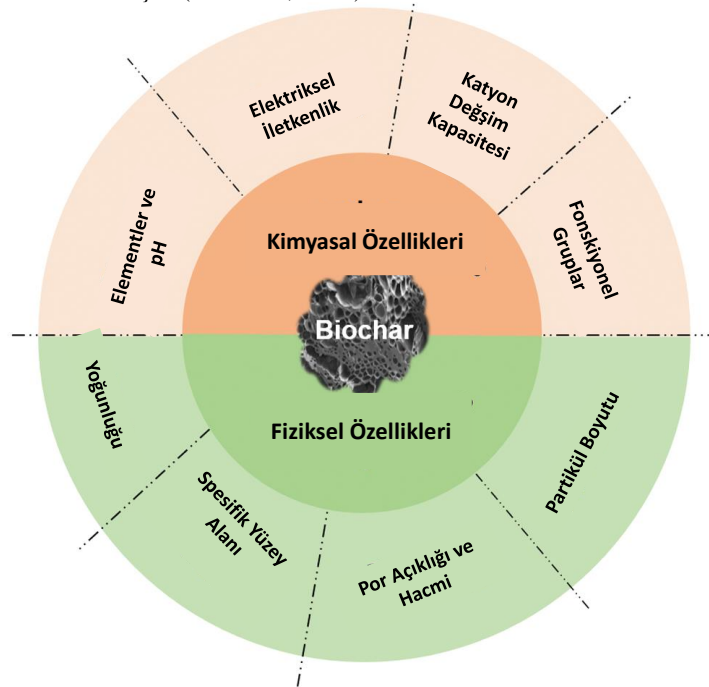
Biyoçar üretiminde kullanılan biyokütle kaynaklarının odunsu biyokütle, bitkisel biyokütle, insan ve hayvan atıkları ve arıtma çamurları olmak üzere dört sınıfta incelenmesi mümkündür (Çizelge 1) (Xie et al., 2022). Karbon bakımından zengin biyokütle kaynakları, özellikle bitki bazlı lignoselülozik maddeler daha yüksek biyoçar üretim verimine sahiptir (Yaashikaa, Senthil Kumar, Varjani, & Saravanan, 2019). Biyoçarın özellikleri açısından bitki ve hayvan bazlı hammaddeler karşılaştırıldığında; hayvan gübrelerinden elde edilen biyoçarın çok daha yüksek kül içeriği ile yüksek pH değerlerine ve daha düşük karbon içeriğine sahip olduğu gözlemlenmiştir (Ahmed & Hameed, 2020). Buna karşılık, yüksek organik içeriği nedeniyle bitki bazlı hammaddeler ile üretilen biyoçarın daha gözenekli bir yapıya sahip olduğu ve bu özelliğin de adsorpsiyon ve hareketsizleştirme kabiliyetini iyileştirdiği tespit edilmiştir (Hopkins & Hawboldt, 2020). Farklı biyokütle türlerinden hazırlanan biyoçar, mineral elementleri, elementel bileşimi, gözenekliliği, spesifik yüzey alanı, karboksilat, kül, aromatik zincir yapıları açısından farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere sahiptir (Kambo & Dutta, 2015; J. Zhang et al., 2015).

**Çizelge 1.** Biyoçar üretiminde kullanılan biyokütle kaynakları (Xie et al., 2022).

| Grup                     | Genel Hammadde   |
|--------------------------|--|
| Odunsu biyokütle         | Kök odun yongaları, talaş, kerestecilik kalıntıları, orman atıkları, dallar  |
| Bitkisel biyokütle       | Dallı darı, saman, koçan, saplar, otlar, bambo, palmiye yağı atıkları  |
| İnsan ve hayvan atıkları | Kümes hayvanlarının atıkları, büyük baş hayvan atıkları, tavukçuluk atıkları, meyve ve sebze atıkları, kağıt endüstrisi atıkları |
| Aritma çamurları         | Aritma çamurları, anaerobik çamurlar vb.   |

## 1.2. Biyoçarın Özellikleri

Yoğunluk, gözenek boyutu ve gözenek hacim dağılımı, spesifik yüzey alanı, pH, element bileşimi, yüzey fonksiyonel grupları, elektriksel iletkenlik ve katyon değişimi kapasitesi (CEC) gibi biyoçar'ın işlevselliği ve uygulamaları ile ilişkili olan fiziksel ve kimyasal özellikler Şekil 1'de sunulmuştur (Tang, Wang, Liu, Zhang, & Si, 2020). Biyoçarın genel özellikleri ise Çizelge 2'de özetlenmiştir (Xie et al., 2022).



Şekil 1. Biyoçar'ın fiziksel ve kimyasal özellikleri (Tang et al., 2020)

### 1.2.1. Spesifik Yüzey Alanı (SSA)

Biyoçar, geniş bir spesifik yüzey alanına ve yüksek katyon değişim kapasitesine sahiptir (Shareef & Zhao, 2017). Biyoçarın spesifik yüzey alanı genellikle 1.5–500 m<sup>2</sup>/g aralığındadır ve belirli bir aralıkta piroliz sıcaklığı arttıkça spesifik yüzey alanı artmaktadır (Al-Wabel, Al-Omran, El-Naggar, Nadeem, & Usman, 2013; Sobik-Szołtysek, Wystalska, Malińska, & Meers, 2021; Tomczyk, Sokołowska, & Boguta, 2020).

### 1.2.2. Gözenek Boyutu ve Gözenek Hacim Dağılımı

Biyoçar geniş bir yüzey alanına sahip olmasına rağmen, adsorbe etme yeteneği gözeneklerin boyutu ile sınırlıdır. Biyoçar gözenekleri çeşitli büyüklüktedir ve genel olarak mikro (0,0001–0,05 µm), orta (0,002–0,05 µm) ve büyük (0,05–1000 µm) gözenek olmak üzere üç grupta sınıflandırılmaktadır. Biyoçar gözenekleri, genel olarak mikro gözeneklerden oluşmaktadır ve artan proses sıcaklığı ile birlikte toplam gözenek hacmi artmaktadır. Partikül boyutu reaksiyon sıcaklığı ile ters orantılıdır (Weber & Quicker, 2018). Yani, yüksek proses sıcaklıkları daha küçük biyokütle parçacıkları üretirken, uzun proses süreleri ve düşük ısıtma hızları daha büyük biyoçar parçacıkları üretmektedir (Zhou et al., 2021).

### 1.2.3. Stabilite

Biyöçar yüksek stabilitesi ile karakterizedir. Biyöçarın stabilitesi, kullanılan hammadde türünden, piroliz yönteminden ve pH koşullarından büyük ölçüde etkilenmektedir. Piroliz sıcaklığının artırılması, yüksek stabiliteye sahip biyöçar üretilmesini sağlamaktadır. 600°C'de üretilen biyöçarın 250°C, 350°C ve 450°C sıcaklıklarda üretilenlere oranla daha kararlı olduğu bulunmuştur (Yan Yang et al., 2018).

### 1.2.4. Element Bileşimi

Biyöçar genellikle C, H, O, N, S, P, K, Ca, Mg, Na ve Si gibi elementleri içermektedir. C içeriği en yüksektir (genellikle %60'ın üzerinde) ve ardından H ile O gelmektedir (J. H. Yuan, Xu, & Zhang, 2011). Azot esas olarak biyöçarın yüzeyinde bulunmaktadır ve biyöçarda mevcut N içeriği çok düşüktür (Johannes Lehmann, Gaunt, & Rondon, 2006). Biyöçardaki P içeriği de nispeten düşüktür. P mevcudiyeti büyük ölçüde değişmektedir ve karbonizasyon sıcaklığı ile negatif ilişkilidir (Chan, Van Zwieten, Meszaros, Downie, & Joseph, 2007). Genel olarak, biyöçarın elementel bileşimi ve aktivitesi, hammaddeler, karbonizasyon prosesi koşulları ve pH ile ilgilidir (Chan et al., 2007).

### 1.2.5. Yüzey Fonksiyonel Grupları

Biyöçar, karboksil, karbonil ve hidroksil grupları gibi çok sayıda fonksiyonel grup içermektedir. Bu fonksiyonel grupların çoğu oksijen içermektedir veya alkalidir. Bu gruplar biyöçara yüksek adsorpsiyon kabiliyeti, hidrofilik veya hidrofobiklik, tamponlama ve iyon değiştirme kapasitesi sağlamaktadır. Biyöçarın yüzeyindeki fonksiyonel grupların sayısı karbonizasyon sıcaklığı ile yakından ilişkilidir (Antón-Herrero et al., 2018).

### 1.2.6. pH

Biyöçar genellikle alkalidir. Bu durum esas olarak karbonatlar ve fosfatlar gibi inorganik mineraller ve piroliz ile karbonizasyon sırasında oluşan kül ile ilgilidir (J. H. Yuan et al., 2011). Ayrıca hammadde ve piroliz sıcaklığı gibi faktörlerden de etkilenmektedir (Lenmann, 2007). Sıcaklık, biyöçar pH'ını etkileyen en kritik değişkenlerden biridir. Piroliz, biyöçarın bazı asidik fonksiyonel gruplarının karbonizasyon sürecinde erken ayrılmasına sebep olmakta ve sonuçta biyöçarın pH'ında bir artış neden olmaktadır (Li et al., 2018).

### 1.2.7. Katyon Değişim Kapasitesi

Biyöçarın katyon değişim kapasitesi (CEC), biyokütle tipi ve piroliz sıcaklığı ile ilgilidir (Suliman et al., 2016). Karbonizasyon işleminde, selülozun eksik ayrışması nedeniyle hidroksil, karboksil ve karbonil gibi bazı oksijen içeren fonksiyonel gruplar korunmakta ve biyöçarın katyon değişim kapasitesi artmaktadır (Lee et al., 2010). Ayrıca, biyöçar bekledikçe, yüzeydeki bazı fonksiyonel gruplar, oksidasyon reaksiyonları yoluyla daha fazla oksijen içeren fonksiyonel gruplar üretebilmekte, bu da biyöçarın O/C oranını ve katyon değişim kapasitesini artırabilmektedir (Atkinson, Fitzgerald, & Hipps, 2010; Clough & Condon, 2010).

### 1.2.8. Su Tutma Kapasitesi

Genel olarak proses sıcaklığı arttıkça, biyöçarın aromatisasyon derecesi ve hidrofobikliği artmakta, O ve N içeren fonksiyonel grupların sayısı azalmakta ve biyöçarın su tutma kapasitesi de azalmaktadır (Kinney et al., 2012; Moreno-Castilla, 2004; Shinogi & Kanri, 2003). Çalışmalar, 300°C'de samandan hazırlanan biyöçarın  $13 \times 10^{-4}$  ml.m<sup>-2</sup> su tutma kapasitesine sahip olduğunu, ancak karbonizasyon sıcaklığı 700°C'ye yükseltildiğinde su tutma kapasitesinin  $4,1 \times 10^{-4}$  ml.m<sup>-2</sup>'e düştüğünü göstermiştir (Spokas, 2010).

**Çizelge 2.** Biyoçarın genel özellikleri (Xie et al., 2022).

| Özellik                                     | Tanımlama   | Özellik  |
|---|---|--|
| <b>Kütle Verimi</b>                         | Piroliz ürünün kütlelerinin ham biyokütle kütle oranı   | Biyoçar üretim verimini göstermektedir   |
| <b>Yoğunluk</b>                             | Maddenin kütlelerinin hacmine bölümü ifade etmektedir   | Düşük yoğunluk ve yüksek porozite birim hacminde düşük ağırlığı göstermektedir. Bulk yoğunluğu biyoçarın taşınması ve transportunda önemlidir.   |
| <b>Spesifik Yüzey Alanı (SSA)</b>           | Bir birim kütle için toplam yüzey alanını ifade etmektedir.   | Yüksek SSA, biyoçarın yüksek adsorbsiyon kapasitesini ve su tutma kapasitesini ifade etmektedir.   |
| <b>Porozite</b>                             | Boşluk ya da por boşluklarının hacminin toplam hacme oranını ifade etmektedir.  | Porozite ve SSA, biyoçarın adsorbent ve toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilirliği ile belirli koşullar altında reaktivitesini göstermektedir.   |
| <b>Por Hacmi ve Por Büyüklüğü Dağılımı</b>  | Biyoçarda toplam por ve açıklık hacmidir. Por büyüklüğü dağılımı her bir por boyutunun relatif dağılımını vermektedir.  | Por hacmi ve büyüklüğü dağılımı önemli oranda hidrofobisite, su tutma kapasitesi ve bileşiklere olan afiniteyi etkilemektedir.   |
| <b>Elektriksel İletkenlik</b>               | Elektrik akımını yaratacak ne kadar miktarda voltajın gerekli olduğunu ifade etmektedir.  | Materyalin elektrik akımını ne kadar ilettiğini göstermektedir.  |
| <b>Elementel Kompozisyon</b>                | C, H, N ve S gibi element içeriği ile H/C mol oranı ve O/C mol oranını ifade etmektedir.  | Karbonizasyon derecesini, stabilitesini, amorf karbon yapısını göstermektedir. Düşük O/C ve H/C mol oranı biyoçarın yüksek stabilitesini ifade etmektedir.   |
| <b>pH Değeri</b>                            | $pH = -\log [H]^+$  | Biyoçarın alkalitesi hakkında bilgi vermektedir.   |
| <b>Yüzey Fonksiyonel Grupları</b>           | Biyoçar yüzeyindeki aromatik ve heterosiklik yapıları göstermektedir.   | Sulu çözeltide biyoçarın kirleticileri adsorbe etme kapasitesini, anaerobik parçalanma prosesi ve katalizör olarak performansını ifade etmektedir.   |
| <b>Isıtma Değeri/Enerji İçeriği</b>         | Bir birim kütle ya da bir birim hacimden üretilen ısı miktarıdır.   | Tam yanmada ne kadar yüksek seviyede termal enerji üretilebileceğini ifade etmektedir.   |
| <b>Sabit Karbon İçeriği</b>                 | Biyoçar numunesinden, nem, uçucu madde ve külü çıkardıktan sonra elde edilen değeri ifade etmektedir.<br>$\%FC = (100 - (UM + Kül))$  | Karbonizasyon derecesini ifade etmektedir. Aynı zamanda numunenin karbon miktarını da göstermektedir.  |
| <b>Uçucu Madde (Organik) İçeriği (UM)</b>   | Belirli koşullar altında ısıtıldığında biyoçardan ne kadar UM (örneğin gazlar) çıkarılabileceğini ifade etmektedir.   | UM, biyoçarın kararsız fraksiyonunu yansıtmaktadır.  |
| <b>Kül İçeriği ve Kompozisyonu</b>          | Biyoçarın yanmayan inorganik veya mineral içeriğini ifade etmektedir.   | Kül içeriği, biyoçarın kireçleme etkisi ile ilişkili olan alkali kimyasal bileşenlerini göstermektedir. Biyoçar içerisindeki K ve Ca gibi belirli inorganik elementler, toprağın gübrelenmesi ve toprak kalitesinin iyileştirilmesi gibi potansiyel agronomik ve çevresel faydaları açısından önemlidir. |
| <b>Katyon Değiştirme Kapasitesi (CEC)</b>   | Biyoçarın ne kadar değiştirilebilir katyonu tutabileceğini ifade etmektedir.  | Toprak verimliliğinde biyoçarın etkisinin göstergesidir.   |
| <b>Anyon Değiştirme Kapasitesi (AEC)</b>    | Biyoçarın ne kadar anyonu adsorbe edebileceğini göstermektedir.   | Toprakta anyonik besinlerin sızmasını azaltmak için biyoçarın etkisini göstermektedir.   |
| <b>Hidrofobisite ve Su Tutma Kapasitesi</b> | Biyoçarın, suya afinitesini ve ne kadar suyu tutma kapasitesi olduğunu ifade etmektedir.  | Biyoçarın, toprakta ne kadar suyu tutma yeteneği olduğunu ifade etmektedir. Ayrıca, suyun hareketini ve bitkilerin su stresini azaltmaktadır.  |
| <b>Stabilite</b>                            | Abiyotik ve biyotik degradasyondan sonra kalan karbonu ifade etmektedir.  | Biyoçarın farklı koşullar altında ve zaman skalasında bazı uygulamalara karşı (karbon tutma) dirençliğini göstermektedir.  |
| <b>Yüzey Fonksiyonel Grupları</b>           | Biyoçar yüzeyinde bulunan ve sorblama (emilim) özelliğini artıran karboksilik (-COOH), hidroksil (-OH), amine, amid ve laktonik gibi fonksiyonel grupları ifade etmektedir. | Biyoçarın, organik madde, ağır metal gibi kirleticileri adsorplama kapasitesini ve katalitik performansını göstermektedir.   |

### 1.3. Biyoçar Üretim Yöntemleri

Biyoçar; piroliz, gazlaştırma ve hidrotermal karbonizasyon olmak üzere çeşitli termokimyasal proseslerle üretilmektedir (Manyà, 2012). Çizelge 3’de biyoçar üretme tekniklerinin genel koşulları verilmiştir (Kambo & Dutta, 2015; Khalid et al., 2021). Piroliz, biyoçar üretimi için en yaygın kullanılan yöntemdir. Piroliz, ısıtma hızına ve biyokütle kalma süresine bağlı olarak yavaş ve hızlı piroliz olmak üzere iki ana kategoriye ayrılmaktadır (Ok, Tsang, Bolan, & Novak, 2018; Qian, Kumar, Zhang, Bellmer, & Huhnke, 2015). Piroliz ürününün bağlı verimi, reaksiyon süresi, reaksiyon sıcaklığı, ısıtma hızı vb. gibi proses parametrelerine bağlıdır. Yavaş piroliz işleminin özelliği, düşük sıcaklık (tipik olarak yaklaşık 300 C), uzun kalma süresi (yaklaşık 10-30 dakika veya 25-35 saat) ve düşük ısıtma hızıdır (0,1-0,8°C/sn). Hızlı piroliz de öncelikle biyo-yağ üretmekte ve proses yüksek ısıtma hızı ve daha düşük kalma süresi altında gerçekleştirilmektedir. Yavaş piroliz, hızlı pirolize göre daha yüksek biyoçar verimi sağlamaktadır (Jahirul, Rasul, Chowdhury, & Ashwath, 2012).

**Çizelge 3.** Biyoçar üretme tekniklerinin standart koşulları (Kambo & Dutta, 2015; Khalid et al., 2021).

| Üretim Tekniği            | Sıcaklık (°C) | Alıkonma Süresi | Isıtma Hızı (°C/dk.) | Tipik Ürün Verimi (%) |       |       |
|---------------------------|---------------|-----------------|----------------------|-----------------------|-------|-------|
|                           |               |                 |                      | Katı                  | Sıvı  | Gaz   |
| Yavaş Piroliz             | 300-650       | 5 dk. – 12 saat | 10-30                | 25-35                 | 20-30 | 25-35 |
| Gazlaştırma               | 600-900       | 10-20 sn        | 50-100               | <10                   | <5    | >85   |
| Hidrotermal Karbonizasyon | 180-260       | 5 dk. – 12 saat | 5-10                 | 45-70                 | 5-25  | 2-5   |

### 1.4. Biyoçar Aktivasyon Metotları

Aktivasyon, biyoçarın fiziksel özelliklerini ve absorpsiyon kapasitesini arttırmaya yönelik bir tekniktir (Marsh & Rodríguez-Reinoso, 2006). Spesifik yüzey alanı ve gözenek yoğunluğunu artırma işlemine aktivasyon denilmektedir. Genel olarak, fiziksel ve kimyasal olmak üzere iki tür aktivasyon tekniği vardır (Sakhiya, Anand, & Kaushal, 2020). Fiziksel aktivasyonda biyoçar, 700°C'nin üzerinde gaz ajanları (CO<sub>2</sub>, buhar veya karışım) akışına maruz bırakıldığında biyoçarın gözenekliliği ve yüzey alanı artmaktadır. Bu işlem sırasında yüksek reaktiviteye sahip karbon atomları (Cha et al., 2016; W. J. Liu, Jiang, & Yu, 2015). Kimyasal aktivasyon, karbonizasyon aktivatörlerin (alkali, metal-NaOH, KOH, asit-H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) biyoçara eklenmesini içermektedir. Aktivasyon ajanları, adsorbanlar üzerinde etki eden ve böylece adsorpsiyon derecesini artıran maddelerdir. Bu nedenle adsorpsiyon derecesi, hem adsorbana hem de adsorbata bağlıdır. Adsorbanın, adsorbatlara uygun şekilde bağlanmasından sorumlu olan faktörler yüzey alanı, gözenek boyutu ve hacmi, pH ve çıkıntılı/bağlı kimyasal gruplar iken, adsorbat için dikkate alınması gereken faktörler; verilen yüzey alanına sığacak boyut, çözünürlüğünün doğası ve kimyasal grupların bağlanmasıdır (C. Zhao et al., 2018).

### 1.5. Biyoçarın Kullanım Alanları

Biyoçar, anaerobik parçalanma prosesi de dahil olmak üzere toprak iyileştiricisi ve organik gübre olarak, adsorban, katalizör, yakıt hücresi, aktif karbon, depolama materyali gibi birçok alanda kullanılmaktadır (Glaser, Wiedner, Seelig, Schmidt, & Gerber, 2015). Biyoçarın kullanım alanlarının amaçları, avantaj ve dezavantajları Çizelge 4’de ve farklı uygulama alanına göre biyoçarın anahtar özellikleri Çizelge 5’de sunulmuştur.

**Çizelge 4.** Biyoçarın kullanım alanlarının amaçları, avantaj ve dezavantajları (Khalid et al., 2021).

| Kullanım Alanı  | Kullanım Amacı  | Avantajlar  | Dezavantajlar   |
|---|---|---|---|
| <b>Katalizör</b>  | Sentez gazı ve biyodize verimi için temizleme                             | Güçlendirilmiş metal, ko-katalizör olarak geri kullanım kolaydır. Ayrıca, işlemden maliyet sağlar   | Pazarlanabilir katalizör için düşük direce sahiptir ve göreceli düşük faydalıdır.       |
| <b>Toprak Şartlandırıcı</b>                                   | Toprak kalitesini iyileştirme ve karbon tutma                             | Düşük maliyet, uygulanabilir kaynak, su tutma kapasitesi, gübredeki besin tüketiminde azalma, sera gazı salımında azalma, besin kaybının engellenmesi                                 | Muhtemel ağır metal kirleticiler  |
| <b>Adsorban</b>   | Suda ve topraktaki organik kirleticilerin ve ağır metallerin adsorbsiyonu | Düşük maliyet, yaygın ve sürdürülebilir kaynak, oksijenlenmiş gruplar vasıtasıyla biyoçar yüzeyinden adsorbsiyon  | Organik ve inorganik kirleticilerin remediasyonundaki yeterliliği halen belirsiz        |
| <b>Yakıt Hücre</b>  | Yakıt hücresi için yakıt  | Yenilenebilir enerji kaynağı  | Yüksek kül içeriği, düşük enerji içeriği ve voltaj verimi                               |
| <b>Depolama Materyali</b>                                     | CO <sub>2</sub> tutma ve H <sub>2</sub> depolama                          | Düşük maliyetli, bol ve ekonomik kaynak ve yüksek geri dönüşüm  | Yüzey temizliğine ihtiyaç duyulması   |
| <b>Aktif karbon</b>   | Aktif karbon üretiminde öncü  | Düşük maliyetli, bol ve sürdürülebilir kaynak   | Belirli öncül özelliklerde değişim, granüler veya yuvarlak aktif karbon veriminde değil |
| <b>Anaerobik Parçalanma ve Kompostlama için Katkı Maddesi</b> | Karbon mineralizasyonunu iyileştirme ve bakteriyel topluluğu değiştirmek  | Yüksek partükül yüzey alanı ve geçirgenliğe sahiptir, sera gazları emisyonunu azaltmak için çok sayıda operasyonel grup içerir, yüksek azot alıkonması, ağır metallerde stabilizasyon | Organik kirleticiler ve ağır metaller toprağa zarar verebilir                           |
| <b>Elektrokimyasal enerji depolama</b>                        | Etkili elektrot materyali olarak kullanılabilir                           | Düşük maliyetli, yenilenebilir materyal, yüksek yüzey alanı, zengin geçirgenlik, biyokütlenin yeniden yapılandırılabilirliği  | Muhtemel düşük performans   |

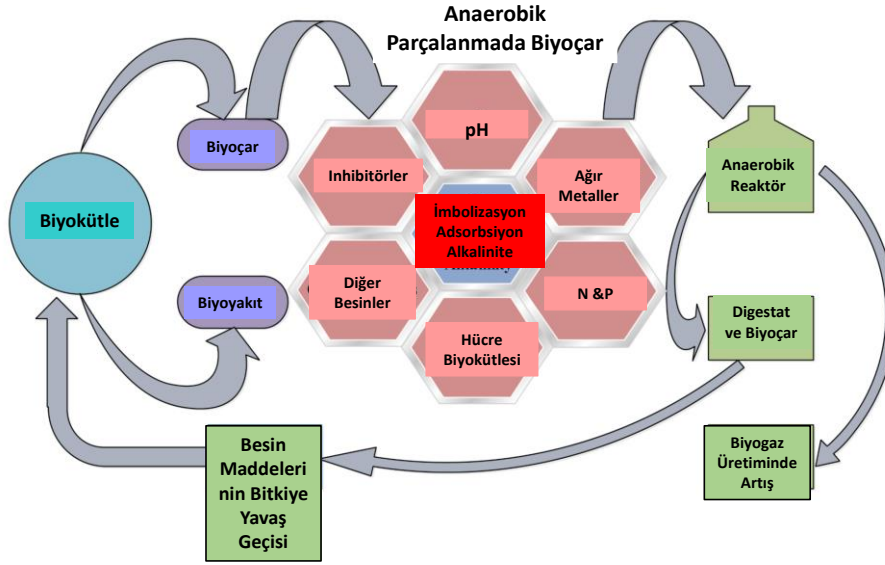
**Çizelge 5.** Farklı uygulama alanına göre biyoçar'ın anahtar özellikleri (Xie et al., 2022).

| Uygulama                    | Amaç   | Biyoçar'ın Anahtar Özellikleri   | Gereksinimler   |
|-----------------------------|--|--|---|
| Atıksu Arıtma               | Ağır Metal Giderimi  | pH, Yüzey fonksiyonel grupları, Spesifik yüzey alanı   | Asidik koşullarda yüksek spesifik yüzey alanı, yüksek pH ve oksijen içeren fonksiyonel gruplar  |
|                             | Nutrient Giderimi  | Yüzey fonksiyonel grupları, Spesifik yüzey alanı   | Yüzeyde yüksek oksijen, asidik, phenolik ve karboksilik gruplar   |
|                             | Organik Kirlenmelerin Giderimi                               | pH, Yüzey fonksiyonel grupları, Spesifik yüzey alanı, Hidrofobik yapı, H/C molar oran  | Düşük pH, yüksek spesifik yüzey alanı ve yüzeyde istenilen spesifik fonksiyonel gruplar   |
| Toprak Uygulaması           | Gübre veya Nutrient Kullanım Verimliliğinde Artış            | pH, , Spesifik yüzey alanı ve Katyon değişim kapasitesi ile porozite   | Yüksek pH ve katyon değişim kapasitesi<br>Geniş spesifik yüzey alanı ve porozite  |
|                             | Toprakta Karbon Tutma  | Verim ve karbon içeriği  | Biyoçar ve karbon içeriğinde yüksek verim   |
|                             | Toprak Şartlandırıcı   | Biyoçar stabilitesi, yüksek spesifik yüzey alanı, porozite ve nutrient içeriği   | Geniş spesifik yüzey alanı ve porozite ve nutrient elementlerinde yüksek içerik   |
| Biyogaz Üretimi             | Tampon olarak Biyoçar  | pH, Biyoçarda Potasyum ve İz Elementler  | Yüksek pH<br>Yüksek konsantrasyonda potasyum  |
|                             | Biyogaz Üretimini Artırmak için Sintrofik İşbirliği          | Spesifik yüzey alanı   | Geniş spesifik yüzey alanı  |
|                             | NH <sub>3</sub> ve NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> adsorbsiyonu | Spesifik yüzey alanı, por hacmi ve yüzeyi, fonksiyonel gruplar   | Geniş spesifik yüzey alanı ve asidik fonksiyonel gruplar  |
|                             | Mikroorganizmalar için Koruyucu Habitat                      | Por hacmi  | Bakteri ile karşılaştırıldığında makro porlar büyüklüğü   |
| Gaz Temizleme               | NO <sub>x</sub> Giderimi<br>H <sub>2</sub> S Giderimi        | Spesifik yüzey alanı, por hacmi ve boyutu  | Geniş spesifik yüzey alanı, Çok sayıda mikroporlar  |
| Katalizör                   | Farklı Kimyasal Prosesler için Katalizör                     | Spesifik yüzey alanı, Porozite, Yüzey fonksiyonel grup içeriği ve katalitik inorganik elementlerin formu                             | Geniş spesifik yüzey alanı, Çok sayıda mikroporlar, Yüzey fonksiyonel grupları, Yüksek içerikli veya katalitik etkili inorganik elementler (ör: Alkali metaller)  |
| Metal Üretimi               | İndirgeyici olarak Biyoçar                                   | Uçucu Madde<br>Sabit karbon içeriği<br>Spesifik yüzey alanı ve por hacmi<br>Mekanik özellikleri<br><br>Kül içeriği<br><br>Reaktivite | Düşük uçucu madde içeriği<br>Yüksek sabit karbon içeriği<br>Düşük spesifik yüzey alanı ve por hacmi<br>Yüksek mekanik dayanıma sahip biyoçar<br>İndirgeyici olarak kullanım için yoğunluk<br>Düşük kül içeriği ve bazı inorganik elementler (alkali metaller ve P)<br>Metal üretim proses koşullarında gazlara, metal cevherlerine ve cürufa doğru düşük reaktivite |
| Elektrokimyasal Uygulamalar | Yakıt Olarak   | Yüksek ısıtma değeri   | Yüksek enerji yoğunluğu ile yüksek ısıtma değeri  |
|                             | Elektrokatalist olarak                                       | Spesifik yüzey alanı ve por hacmi  | Yüksek spesifik yüzey alanı ve por hacmi<br>Yüksek spesifik yüzey alanı ve yüksek karbon ve düşük kül içeriği   |
|                             | Mikrobiyal Yakıt Hücresinde Elektrot olarak                  | Spesifik yüzey alanı ve karbon ve kül içeriği  |   |
|                             | Süper kapasitörlerde elektrot olarak                         | Spesifik yüzey alanı, por dağılımı, elektriksel iletkenlik, İslanabilirlik   | Yüksek spesifik yüzey alanı, düşük ıslanabilirlik, yüksek elektriksel iletkenlik<br>Yüksek spesifik yüzey alanı ve N içeriği  |
|                             | Pillerde elektrot olarak                                     | Spesifik yüzey alanı, por dağılımı ve N içeriği  |   |

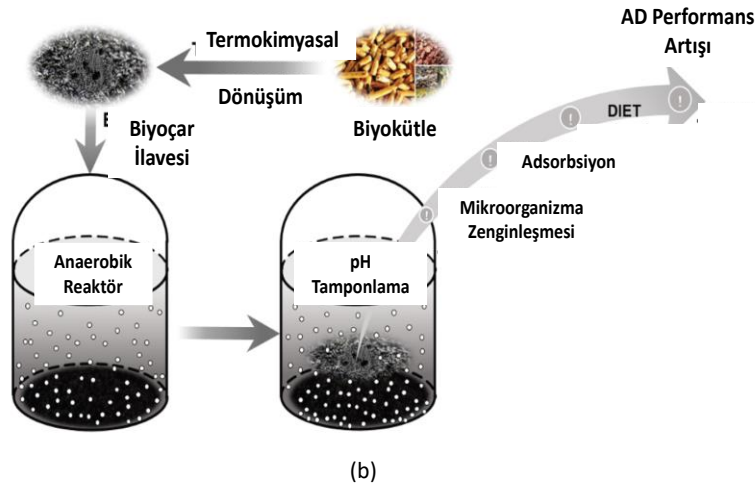


## 2. ANAEROBİK PARÇALANMA PROSESİNDE BİYOÇARIN ETKİ MEKANİZMASI

Anaerobik proseslere biyoçar ilave edilmesinin; inhibitörlerin sorpsiyonu, mikrobiyal hücrelerin immobilizasyon yeteneğinin ve sayısının artırılması ve prosesin tamponlama kapasitesinin artırılmasına pozitif etkileri bulunmaktadır. Biyoçarın anaerobik parçalanmada, besin maddelerinin korunması, karbon/azot oranının iyileştirilmesi ve digestat karışımının uygulanması sonrasında besinlerin filtrasyonunu azaltması gibi önemli katkıları da bulunmaktadır. Şekil 2’de biyoçarın anaerobik parçalanma ve digestat kalitesinin iyileştirilmesine olan katkıları (a) ve biyoçarın, anaerobik parçalanma prosesini zenginleştirme mekanizması için konsept öneri (b) sunulmuştur.



(a)



(b)

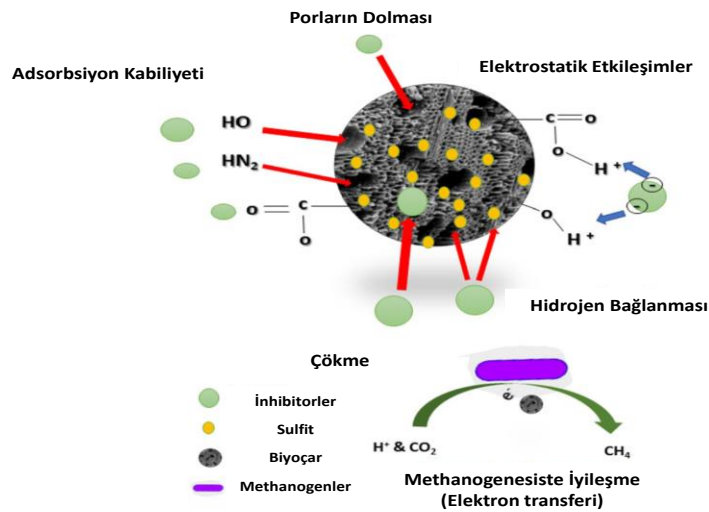
**Şekil 2.** Biyoçar’ın anaerobik parçalanma ve digestat kalitesinin iyileştirilmesine olan katkıları (a) (Khalid et al., 2021), Biyoçarın, anaerobik parçalanma prosesini zenginleştirme mekanizması için konsept öneri (b) (Tang et al., 2020)

### 2.1. Adsorpsiyon Yeteneği

Biyoçarın adsorpsiyon mekanizması; adsorbatın tuttuğu maddenin yüzeyine yerleştiği fiziksel adsorpsiyon, adsorbatın tuttuğu maddenin yüzeyinde oluşturduğu katmanlar ve adsorbatın tuttuğu maddenin gözenğinde yoğunlaştığı doldurma şeklinde gerçekleşmektedir (Fagbohunbe et al., 2017). Biyoçarın adsorpsiyon mekanizması tüm süreçte üç bölgeye sahiptir. Bunlar; adsorpsiyonun olmadığı temiz bölge, adsorpsiyonun olduğu kütle transfer bölgesi ve dengenin olduğu doymuş bölgedir. Süreçte temiz bölge ile doymuş bölge ters orantılıdır. Adsorbat konsantrasyonunun artması kütle transfer bölgesini etkilemektedir (Moreno-Castilla, 2004).

Yüksek spesifik yüzey alanı ve bol gözenekli yapısı biyoçara yüksek adsorpsiyon yeteneği kazandırmaktadır (W. Zhao, Yang, He, Zhao, & Wei, 2021). Biyoçar eldesinde kullanılan hammaddelerin ve piroliz parametrelerin değişiminin, biyoçarın yapısını, gözenek boyutlarını ve spesifik yüzey alanını önemli ölçüde etkilediği ve dolayısıyla adsorpsiyon ve immobilizasyon kapasitesini değiştirdiği görülmüştür (Cantrell, Hunt, Uchimiya, Novak, & Ro, 2012). Anaerobik sistemlerde biyoçarın adsorpsiyon yeteneği amonyak, ağır metaller ve metanojenler üzerinde inhibisyona sebep olan toksinlere karşı dirençliliğini arttırmıştır. Bu toksinler biyoçarın aromatik grupları, hidroksil bağı ve aminin toksin adsorpsiyonu sırasında kilit rol oynadığı çökeltme, iyon değişimi ve elektrostatik çekim yoluyla biyoçar yüzeyinde adsorplanabilmektedir (Amonette & Joseph, 2009).

Organik maddeler için adsorpsiyon mekanizmaları; hidrojen bağı, Vanderwaals kuvvetleri ve hidrofobik etkileşimler iken, metallerin adsorpsiyonu; elektrostatik çekim, çökeltme, iyon değişimi yollarıyla sağlanmaktadır (Amonette & Joseph, 2009). Biyoçarın güçlü immobilizasyon yeteneği mikroorganizmalara hayatta kalmaları için fayda sağlamaktadır (W. Zhao et al., 2021). Biyoçarın adsorpsiyon, çökme, bağlanma, elektrostatik çekimler, porların dolması gibi benzersiz özellikleri amonyum, sülfid gibi anaerobik parçalanma prosesine inhibisyon etkisi yapan maddelerin giderilmesinde etkili olmaktadır (Şekil 3). Tüm bu özellikler ve biyoçarın spesifik yüzey alanı, anaerobik parçalanma proseslerinde metan üretim verimine olumlu bir etki yaratmaktadır (Qin et al., 2020).



Şekil 3. Biyoçarın önemli özelliklerinin anaerobik parçalanma prosesine katkısı

## 2.2. Tamponlama Yeteneği

Biyoçar, yüksek miktarda asidik/alkali fonksiyonel gruplar ve metal iyonları varlığı sebebiyle anaerobik parçalanma sistemlerinde sıkça görülen asidik/alkali şoklara direnmek için yüksek bir tamponlama yeteneğine sahiptir. Bu yeteneğin ana kaynağı, piroliz işlemi sırasında pirolizden üretilen fenolik, karboksilik, amin grupları dahil olmak üzere fonksiyonel gruplardır (W. Zhao et al., 2021). Bu gruplar dışında da Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> gibi alkali metallerin ve Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup> gibi toprak alkali metal iyonlarının varlığı da tamponlama kapasitesine katkıda bulunmaktadır (W. Zhao et al., 2021). Biyoçar çoğunlukla bazik özellik sergilemesine rağmen, bazı asidik ürünlerden (talaş vb.) elde edilen biyoçarın asidik özellik gösterdiği de tespit edilmiştir (Nzediegwu, Arshad, Ulah, Naeth, & Chang, 2021). Bunun yanı sıra, piroliz sıcaklığı ile elde edilen biyoçarın pH ve alkalitesi doğrusal bir ilişki göstermiştir (Fidel, Laird, Thompson, & Lawrinenko, 2017). Yapılan birkaç çalışma, biyoçarın tamponlama yeteneğinin anaerobik sistemin pH'ını nötr bir koşulda koruduğu ve stabilitesini geliştirdiğini göstermiştir (H. Ma, Hu, Kobayashi, & Xu, 2020).

pH düşüşüne neden olan uçucu yağ asitlerinin inhibisyonunu azaltmak amacıyla biyoçar eklenerek anaerobik parçalanmada alkalinite ve tamponlama kabiliyetinin iyileştiği gözlemlenmiştir (Meng et al., 2020).

## 2.3. Elektron Transfer Yeteneği

Biyoçar, kinon, fenolik, piridin, fenazin gibi elektrokimyasal fonksiyonel grupların ve konjuge π-elektronun, yoğun aromatik yüzeyine dağılımı sebebiyle mükemmel elektron transfer yeteneğine sahiptir (C. Wang et al., 2018). Biyoçarın başlangıçta geleneksel olarak doğrudan türler arası elektron transferini geliştirdiği düşünülmüş (S. Chen et al., 2014) olsa da, son zamanlarda yapılan çalışmalarda

hidrokinon, kinon gibi fonksiyonel grupların elektron verici bakteriler ile elektron alıcı metanojenler arasındaki elektron transferini hızlandırdığı da görülmüştür (J. Wang, Zhao, & Zhang, 2021).

Hem biyoçarın elde edildiği hammadde türü, hem de piroliz sıcaklığı biyoçarın elektron transferi kabiliyetini önemli derecede etkilemektedir (W. Zhao et al., 2021). Genellikle piroliz sıcaklığının artmasıyla biyoçarın elektron transfer yeteneğinin artması doğrudan ilişkilidir ve bu özelliğin oluşumu iki yaklaşım ile açıklanabilmektedir; (W. Yang et al., 2020) Karbon tabakalarının gelişimi ve yüksek piroliz sıcaklığı altında, iletken grafit benzeri ağ elektron transferinde ve iletkenlikte kayda değer bir artışa yol açmaktadır (Chacón, Sánchez-Monedero, Lezama, & Cayuela, 2020). Biyoçar içeriğinde bulunan sabit karbon içeriğinin artması, elektriksel iletkenliğin de artışına yol açmaktadır (Gabhi, Kirk, & Jia, 2017). Yüksek piroliz sıcaklığında üretilen biyoçardan elektron transferinin iyileştirilmesi için yararlanılmış olsa da (He, Xiao, Tang, Chen, & Sun, 2019), oksijen içeren fonksiyonel grupların CO, CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>O'ya ayrışması elektron transferini azaltmaktadır (B. Zhang, Zhou, Zhou, Wen, & Yuan, 2019). Sonuç olarak, biyoçardaki elektron transferinin hem fonksiyonel gruplardan, hem de grafitleştirilmiş yapılardan kaynaklandığı düşünüldüğünde, biyoçar eldesindeki piroliz sıcaklığının nasıl seçileceği, anaerobik parçalanma sisteminde elektron transferinin artırılmasında kritik öneme sahiptir (W. Zhao et al., 2021). Genellikle lignoselülozik saman, buğday samanı gibi saman bazlı biyoçar eldesi için yüksek piroliz sıcaklığı seçilirken, gübre peleti gibi lignoselülozik olmayan biyoçar eldesi için orta piroliz sıcaklığı, talaş kökenli biyoçar eldesi için ise düşük piroliz sıcaklıkları seçilmektedir (W. Zhao et al., 2021).

### 3. BİYOÇARIN ANAEROBİK PARÇALANMA PROSESİNDEKİ ETKİLERİ

Anaerobik parçalanma prosesine biyoçar ilavesinin metan üretim verimine, amonyak inhibisyonunun azaltılması ya da engellenmesine, uçucu organik asit birikiminin önlenmesine, mikrobiyal topluluğun çoğalması ve biyozenginleşmesine olanak tanınmasına ve türler arası elektron transferini sağlayarak anaerobik parçalanma prosesine pozitif yönde katkı sunmaktadır. Bununla birlikte, farklı kaynaklardan elde edilen biyoçarların anaerobik parçalanma prosesine olan negatif etkileri konusunda literatürde bulunan çalışmalar da bulunmaktadır. Çizelge 6'da anaerobik parçalanma prosesine biyoçar eklenmesi ile metan üretim potansiyelinin değişimini pozitif katkı sunan çalışmalar (Qiu, Deng, Wang, Davaritouchaee, & Yao, 2019) ve Çizelge 7'de biyoçar eklenmesinin anaerobik parçalanma prosesine negatif etkiler yarattığı çalışmalar (Khalid et al., 2021) sunulmuştur.

**Çizelge 6.** Anaerobik parçalanma prosesine biyoçar eklenmesi ile metan üretim potansiyelinin değişimini inceleyen örnek çalışmalar (Khalid et al., 2021; Qiu et al., 2019).

| Biyoçar - Miktar                                  | Piroliz Sıcaklığı | Substrat                                    | Anaerobik Proses Sıcaklığı | Metan Üretim Verimliliği  |
|---|-------------------|---|----------------------------|---|
| Elma Ağacı Atıkları - %5                          | 550°C             | Tavuk gübresi                               | 35°C                       | Biyogaz üretim verimi %45.24 arttı.   |
| Meyve Ağacı - 10 mg/L                             | 800°C             | Glukoz                                      | 35°C                       | Metan üretim verimi %70.6 arttı.  |
| Karışık Meyve Ağaçları - 1.25 gr                  | 500°C             | Yemek atıkları                              | 20°C                       | Metan üretim hızı 5 kat arttı.  |
| Odun Talaşı - %5                                  | 550°C             | Tavuk gübresi                               | 35°C                       | Metan üretim verimi %68.97 arttı  |
| Odun - 1.25 gr                                    | 500°C             | Yemek atığı                                 | 20°C                       | Metan üretim hızı 4.6 kat arttı.  |
| Çam Ağacından Üretilen Biyoçar - 2.49 gr/gr       | -                 | Aritma çamuru                               | 55°C                       | Metanın hacimsel yüzdesi %47.80 arttı.  |
| Ceviz Kabuğundan Üretilen Biyoçar - 0.83 gr       | 900°C             | Yemek atığı                                 | 55°C                       | Metanın hacimsel yüzdesi %85.7 arttı, CO <sub>2</sub> miktarı %6 azaldı.  |
| Tavuk Gübresi %5                                  | 550°C             | Tabuk gübresi                               | 35°C                       | Metan üretim verimi %32.76 arttı.   |
| Hindistan Cevizi                                  | 600 °C            | İnek Gübresi                                | 38°C                       | Kümülatif metan üretim verimi %11,48 arttı.   |
| Sert Odun   | 55°C de Ön Çözme  | İnek Gübresi                                | 55°C                       | Metan üretimi kontrole göre 2 kat arttı.  |
| Talaş   | 500°C             | Susuzlaştırılmış aktif çamur ve yemek atığı | 35°C                       | Metan üretimi zenginleşti, lag fazı kısaldı, biyoçar ilavesi ile yüksek organik yüklemelere ulaşıldı, tamponlama kapasitesi VFA birikiminden kaynaklı pH düşmesini engelledi.   |
| Talaş   | 500°C             | Yemek atıkları ve atık aktif çamur          | 55°C                       | Lag fazı kısaldı, metan üretimi arttı, bir kısıtlama olmadan yüksek organik yükleme, biyoçar ile pH değişimi yoluyla sağlanan yüksek VFA birikimine mikroorganizmaların adaptasyonu sağlandı, DIET prosesi zenginleşti. |
| Çam Talaşı  | 650 °C            | Yemek atıkları                              | 35°C                       | Biyoçar ilavesi metan ve hidrojen üretiminde artırdı. Hidroliz fazı kısaldı, biyoçar hidrojen üretim fazında VFA artışını ve metan üretim fazında ise VFA birikimini düzenledi.   |
| Hindistan Cevizi Kabukları, Pirinç Kabuğu ve Odun | 450°C             | Limon kabukları                             | 35°C                       | Lag fazı kısaldı, metan üretiminde az miktarda artış gözlemlendi, methanojenlerde artış.  |
| Meyve Ağacı Odunu                                 | 800°C             | Glukoz ve Maya Ekstraktı                    | 35°C                       | Lag fazı kısaldı, metan üretimi arttı, kontrol grubuna göre Archea miktarı arttı, VFA parçalanmasında iyileşme ve biyoçar ilave edilen grupta faydalı mikroorganizmalarda iyileşme gözlemlendi.                         |
| Kurutulmuş Bira Tahıl Atıkları                    | 300°C             | Bira Tahıl Atıkları                         | 37°C                       | Biyogaz üretim veriminde artış  |
| Kanola Atığı,                                     | 400-900°C         | Saf glukoz ve byoyağın su fazı              | 37°C                       | Biyometan üretiminde artış, lag fazında kısıtlama,  |

**Çizelge 7.** Biyoçar eklenmesinin anaerobik parçalanma prosesine negatif etkiler yarattığı çalışmalar (Khalid et al., 2021)

| Piroliz Hammaddesi             | Piroliz Sıcaklığı | Doz    | Atık                  | Anaerobik Parçalanma Sıcaklığı | İnhibisyon Etkisi   |
|--------------------------------|-------------------|--------|-----------------------|--------------------------------|---|
| Pirinç Kabuğu                  | 600°C             | %4     | Büyükbaş hayvan atığı | 38°C                           | Kümülatif metan üretimi azaldı ve fermantasyon döngüsünde gecikme gözlemlendi.    |
| Sert Odun                      | 550°C             | 5 mg   | Sülfat içeren atık    | 35°C                           | VFA birikimi, kümülatif metan üretimini azalttı ve reaktör bozulmasına sebep oldu |
| Kurutulmuş Bira Tahıl Atıkları | 300°C             | %20-50 | Bira Tahıl Atıkları   | 37°C                           | Reaksiyon hızında ve biyogaz üretiminde azalma                                    |

### 3.1. Amonyak İnhibisyonunun Önlenmesi

Anaerobik sistemlerde en çok bilinen problem amonyak birikiminden kaynaklanan inhibisyonudur (Yao et al., 2017). Amonyak inhibisyonunun kapsamı, substratta bulunan azot konsantrasyonunun yanında anaerobik parçalanma prosesinin pH'ına ve çalışma sıcaklığına bağlıdır (Rajagopal, Massé, & Singh, 2013). Biyogaz üretiminde mezbahane atıkları ve hayvan atıkları gibi yüksek azot içerikli malzemeler kullanılmaktadır (Hejnfelt & Angelidaki, 2009; Rajagopal et al., 2013; Yenigün & Demirel, 2013). Anaerobik parçalanma sistemine biyoçar eklenmesi ile amonyak konsantrasyonuna olan toleransın artabileceği gözlemlenmiştir. Biyoçarın, uçucu yağ asitlerinin parçalanmasında ve amonyum-N konsantrasyonunun azaltılması üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu sonucuna varılmıştır (Giwa et al., 2019). Çizelge 8'de biyoçarın anaerobik parçalanma prosesinde amonyum üzerindeki adsorpsiyon etkisini inceleyen literatürdeki çalışmalar özetlenmiştir.

**Çizelge 8.** Biyoçarın anaerobik parçalanma prosesinde amonyum üzerindeki adsorpsiyon etkisini inceleyen literatürdeki çalışmalar (Khalid et al., 2021; Osman et al., 2022; Qiu et al., 2019).

| Biyoçar Kaynağı              | Piroliz Koşulları                     | Substrat  | Amonyum Konsantrasyonu    | Sonuç   |
|------------------------------|---------------------------------------|---|---------------------------|---|
| Ağaç Kırıntıları             | 600°C - 10 saat                       | Domuz gübresi + NH <sub>4</sub> Cl  | 1390 – 1450 mg/L          | 44.64 mg/g adsorbsiyon verimliliği  |
| Pirinç Kabuğu                | 600°C - 10 saat                       | Domuz gübresi + NH <sub>4</sub> Cl  | 1390 – 1450 mg/L          | 39.8 mg/g adsorbsiyon verimliliği   |
| Biyogaz Artığı Domuz Gübresi | KOH eklenmiş -12 saat, 550°C - 2 saat | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - Domuz gübresi içeren bulamaç                   | 855 mg/L                  | 26.82 mg/g adsorbsiyon verimliliği  |
| Buğday Kabuğu & Kağıt Çamuru | 500°C - 20 dk.                        | CH <sub>6</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub> CH <sub>5</sub> NO <sub>3</sub> | 500 mg N kg <sup>-1</sup> | Hafif amonyak inhibisyonu önlenmiştir.  |
| Pirinç Kabuğu                | 500°C - 2 saat                        | Mısır koçanı ve tavuk gübresi   | >6300 mg/L                | Metan üretimi %28-96 zenginleşti  |
| Macadam Fındığı Kabukları    | 350°C - 2 saat                        | Gıda atıkları   | 1500 mg/L                 | Biyoçar ilave edilen grupta kontrole göre %8 daha fazla KOİ giderimi. Genel olarak %90 KOİ giderimi |
| Meyve Ağacı                  | 800-900°C                             | Glukoz çözeltisi  | 7000 mg/L                 | Pik metan üretim hızı %47.1   |
| Buğday keğegi peleti         | 800°C                                 | Buğday keğegi peleti  | 200-250 mg/L              | VFA giderim hızında artış ve lag fazında kısalma. Biyoçarın NH <sub>4</sub> adsorbsiyonu gözlenmedi |
| Buğday kabuğu                | 350-400-550°C                         | Tavuk gübresi   | 4480 mg/L                 | Kontrole göre toplam NH <sub>4</sub> de %25 giderim sağlandı.                                       |

Biyoçarın yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplar, amonyak adsorpsiyon hızını etkilemektedirler (Koukouzas, Hämäläinen, Papanikolaou, Tourunen, & Jäntti, 2007). Amonyak inhibisyonunun azalması, mikroorganizmaların biyoçar yüzeyinde ve gözeneklerinde büyümesi ve biyofilmler oluşturabilmesi yoluyla askıda büyüyen serbest mikroorganizmalardan daha korunaklı

alandaki olmalarıyla açıklanmaktadır (Sossa, Alarcón, Aspé, & Urrutia, 2004). Yapılan araştırmaların sonucunda anaerobik ekosistemde *Methanoculleus* spp. *Bacteroidales*, *Lactobacillales* ve *Methanoregulaceae*'de mikroorganizmalarında artış görülürken *Syntrophomonas* spp.'de azalma gözlemlenmiştir (Su et al., 2019). Biyoçar malzemelerinin çeşitli nitrojen bileşikleriyle reaksiyona girerek azot mevcudiyetini etkileyebilecek belirli özelliklere (örneğin oksijen grupları, amonyum, OH<sup>-</sup>) sahip olduğu bulunmuştur (Bailey, Fansler, Smith, & Bolton, 2011). Kısacası biyoçarın yüzeyinde bulunan oksijen gruplarının adsorbe edilen amonyak ile reaksiyona girerek ortamda amin ve amit oluşumuna neden olduğu bilinmektedir (Seredych & Bandosz, 2007). Amonyak alkali bir madde olduğu için amonyağın adsorpsiyonu biyoçarın yüzeyindeki asidik grupların miktarıyla (Molina-Sabio, Goncalves, & Rodriguez-Reinoso, 2011; Taghizadeh-Toosi, Clough, Sherlock, & Condron, 2012). Ek olarak biyoçarın spesifik yüzey alanı yükseldikçe amonyak konsantrasyonunda da o kadar azalma gözlenmektedir (Zhai, Li, Xiong, Wang, & Fu, 2020). Şimdiye kadar çoğu kaynak anaerobik parçalanma sürecinin inhibisyonu ile amonyak konsantrasyonu arasındaki ilişkiyi göstermiştir (Hansen, Angelidaki, & Ahring, 1998; Nakakubo, Møller, Nielsen, & Matsuda, 2008; Procházka, Dolejš, MácA, & Dohányos, 2012). Anaerobik parçalanma süreçlerinde amonyak inhibisyonunu kontrol etmek amacıyla strüvit çöktürme (Nelson, Mikkelsen, & Hesterberg, 2003), zeolit kullanımı (Sasaki, Morita, Hirano, Ohmura, & Igarashi, 2011) gibi çeşitli iyileştirme teknikleri kullanılmaktadır. Fakat bu tekniklerin büyük çoğunluğu yüksek maliyetlidir. Biyoçar ise anaerobik parçalanma süreçlerinde amonyak inhibisyonunu azaltmak için başarıyla uygulanmıştır (Qiu et al., 2019).

### 3.2. Uçucu Organik Asit Birikiminin Önlenmesi

Anaerobik parçalanma sürecindeki asit inhibisyonu temel olarak uçucu yağ asitlerinin hızlı birikmesinden kaynaklanmaktadır. Özellikle, yüksek organik madde yükleme hızlarında metanojenlerin aktivitesini etkileyen düşük pH ile sonuçlanmaktadır (F. Shen et al., 2013). Uçucu yağ asitlerinin artışı, pH değerinde düşmeye ve metanojenlerin aktivitesinde azalmaya sebep olmaktadır. Bu da aside duyarlı enzimlerin aktivitesinde düşüşe neden olabilmektedir (Bouallagui, Touhami, Ben Cheikh, & Hamdi, 2005; Y. Deng, Dai, Xu, Liu, & Xu, 2018; Misi & Forster, 2001; Z. Xu et al., 2014). Diğer yandan metanojenler dış ortamdaki değişikliklere duyarlıdır ve büyüme hızları asit üreten bakterilerden daha yavaştır (Lopez, Higgins, Pagaling, Yan, & Cooney, 2014; Pandey, Ndegwa, Soupier, Alldredge, & Pitts, 2011). Anaerobik parçalanma sürecinde hidroliz, asidojenesis ve asetojenesis bakteriler tarafından, metanojenesis ise arkelerin belirli bir dalı tarafından tamamlanmaktadır (Stams & Plugge, 2009).

Günümüzde uçucu yağ asitlerinin metanojenesis üzerinde sebep olduğu inhibisyonu azaltmak için karbon/azot oranını ayarlama, metanojenlerin büyüme hızını arttırmak için iz elementler ekleme ve metanojenesis aşaması ile hidroliz ve asit oluşum aşamalarını birbirinden ayırarak iki ayrı reaktör kullanma ön plana çıkan uygulamalardır. Bahsedilen önlemlerin neredeyse tamamı uçucu yağ asitlerinin birikmesini önlemeye yöneliktir. Ancak, yüksek uçucu yağ asidi konsantrasyonunda metanojenlerin faaliyetlerinin desteklenmesine değinilmemiştir. Wang ve ark. (2019) yaptığı araştırmada yüksek organik yükleme hızında reaktöre biyoçar ilavesinin uçucu yağ asidi birikimini geciktireceğini göstermiştir (G. Wang, Li, Gao, & Wang, 2019).

Bazı biyoçar, anaerobik parçalanma sistemlerinde pH değerini düzenleme amacıyla kullanılmaktadır (D. Wang et al., 2017). Biyoçar alkalinitesi, biyoçarın elde edildiği hammaddenin özelliklerine göre belirlenmektedir (Cao & Pawłowski, 2012). Yapılan araştırmalarda elde edilen bulgular, biyoçar eldesinde piroliz sıcaklığındaki artışın biyoçarın alkaliliğini arttırdığını göstermiştir (J. H. Yuan et al., 2011). Anaerobik parçalanma prosesine biyoçar ilavesinin asidojenesis ve asit tamponlama kapasitesi üzerine etkilerini inceleyen çalışmalar Çizelge 9'da sunulmuştur.

**Çizelge 9.** Anaerobik parçalanma prosesine biyoçar ilavesinin asidojenesis ve asit tamponlama kapasitesi üzerine etkilerini inceleyen çalışmalar (Qiu et al., 2019).

| Biyοçar Kaynağı | Piroliz Koşulları | Substrat                                     | Biyοçar Dozu         | Verim  |
|-----------------|-------------------|--|----------------------|--|
| Meyve Ağaçları  | 800°C             | Glukoz                                       | 10 gr/L              | Uçucu yağ asitlerinin birikimi ve bozulması, biyoçar ilavesi olmayan sisteme göre daha hızlı |
| Çam Talaşı      | 650°C - 20 dk.    | Gıda atıkları & ekmek                        | 8.3 gr/L             | Bütirik tipi fermantasyon  |
| Çam Talaşı      | 650°C - 20 dk.    | Gıda atıkları & ekmek                        | 16.6, 25.1, 33.3 g/L | Propiyonik tipi fermantasyon   |
| Solucan Gübresi | 500°C - 2 saat    | Asetik, propiyonik, bütirik, valerik asit    | 5%                   | Asit tamponlama kapasitesi büyük ölçüde iyileşti.  |
| Solucan Gübresi | 500°C - 2 saat    | Mutfak atıkları                              | 5%                   | Asetik asit artışı gözlemlendi.  |
| Solucan Gübresi | 500°C - 2 saat    | Tavuk gübresi                                | 24 g/L               | ç VFA >12000 mg/L.<br>VFA, 10798 mg/L'den 3957 mg/L'ye düştü.                                |
| Talaş           | 500°C - 1.5 saat  | Yemek atıkları, susuzlaştırılmış aktif çamur | 15 gr/L              | Bütirik oksidasyonu teşvik edildi.   |
| Buğday Samanı   | 550°C             | Yemek atıkları ve çamur                      | 10 g/L               | VFA >4000 mg/L<br>Propiyonat 1460 mg/L'ye düştü, spesifik metan verimi %24 arttı             |
| Aritma Çamuru   | 350°C             | Meyve atıkları ve aktif çamur                | 0,5-1-1,5-2 g/L      | VFA 2587 mg/L<br>Toplam VFA sırasıyla 387, 1196, 1465 ve 1594 mg/L'ye düştü.                 |
| Talaş Atıkları  | 500°C - 1.5 saat  | Yemek atıkları ve çamur                      | 20 g/L               | Butirat %70 oranında düştü ve metan içeriği %70 arttı.                                       |
| Odun Talaşı     | 800°C             | Gıda atıkları                                | 5 g/L                | VFA >3000 mg/L<br>Metan üretimi %18 arttı.   |

Biyolojik atık bertarafı ve değerlendirilmesinde kullanılan anaerobik prosteşte uçucu organik asit tamponlamada biyoçarın önemli katkı sağlayabileceği konusu halen araştırılmaktadır (D. Wang et al., 2017).

### 3.3. Mikroorganizma Metabolizmasını ve Türler Arası Elektron Transferini İyileştirme

Anaerobik parçalanma sisteminde biyoçarın gözenekli yapısı kütle transferini ve mikroorganizma metabolizmasını etkileyebilir. Biyoçar, anaerobik parçalanma sürecinde mikrobiyal üremeyi artırma ve metabolizmayı iyileştirme potansiyeli de sağlamaktadır. Yapılan son çalışmalar, biyoçarın türler arası elektron transferi yoluyla anaerobik mikroorganizmaların metabolizmasını destekleme potansiyeli sunduğunu ortaya çıkartmıştır (Cai et al., 2016; De Vrieze, Devooğht, Walraedt, & Boon, 2016; Lü, Luo, Shao, & He, 2016).

#### 3.3.1. Biyo-Zenginleştirme ve Mikrobiyal Topluluğun Üremesi

Anaerobik parçalanma sürecini stabilize etmenin bir yolu mikrobiyal topluluğun metabolizma dengesini güçlendirmektir (Luo, Lü, Shao, & He, 2015; Yingnan Yang et al., 2004). Biyoçar anaerobik parçalanma sisteminde biyofilm oluşumu için uygun bir taşıyıcı olarak kullanılmıştır ve biyoçarın hücre immobilizasyonunu ve mikrobiyal büyümeyi desteklediği tespit edilmiştir (Watanabe & Tanaka, 1999). Biyoçar, yüksek spesifik yüzey alanı ve gözenekli yapısı sayesinde asetojenik bakterilerin ve metanojenik arkelerin kolonileşmelerini desteklemektedir. Böylece, anaerobik parçalanma prosesi reaksiyon hızı ve toplam organik karbon giderimini artmaktadır (Cetin, Moghtaderi, Gupta, & Wall, 2004; Luo et al., 2015; Sharma & Melkania, 2017; S. Xu et al., 2015). Junting et al. (2016), farklı ortam sıcaklıklarında biyoçar eklenmiş anaerobik parçalanma sisteminin mikrobiyal yapısına bakıldığında mikrobiyal yapıyı optimize edebildiğini, *Methanosarcina* spp'nin %74,9'a kadar çoğaldığını ve bu yüzden biyoçar eklenmemiş anaerobik sistemden %17 daha yüksek olduğunu tespit etmiştir. Ayrıca, sülfat indirgeyen bakterilerin belirgin şekilde azaldığı ve H<sub>2</sub>S konsantrasyonun da önemli ölçüde azaldığı görülmüştür (JunTing, Ling, XiaoHui, & Gao, 2016). Biyoçar eklenen sistemde arkelerin biyoçara sıkı bir şekilde bağlandığı ve biyoçar eklenmeyen sisteme göre oranlarının daha fazla olduğu gözlenmiştir (Lü et al., 2016). Ek olarak, *Methanosaeata* spp'nin, biyoçarın dış yüzeyine tutunma eğiliminde olduğu belirlenmiştir (Luo et al., 2015). *Methanosaeataceae*, *Methanosarcinaceae* ve *Methanobacteriales*'in çokluğu metan üretimi için pozitif etki gösterirken, *Methanomicrobiales*'in çokluğu negatif etki göstermiştir. Yapılan çalışma metanojenlerin zenginleştirilmesi için taşıyıcı malzeme olarak biyoçarın kullanılmasının uygun olduğunu ortaya koymuştur (De Vrieze et al., 2016).

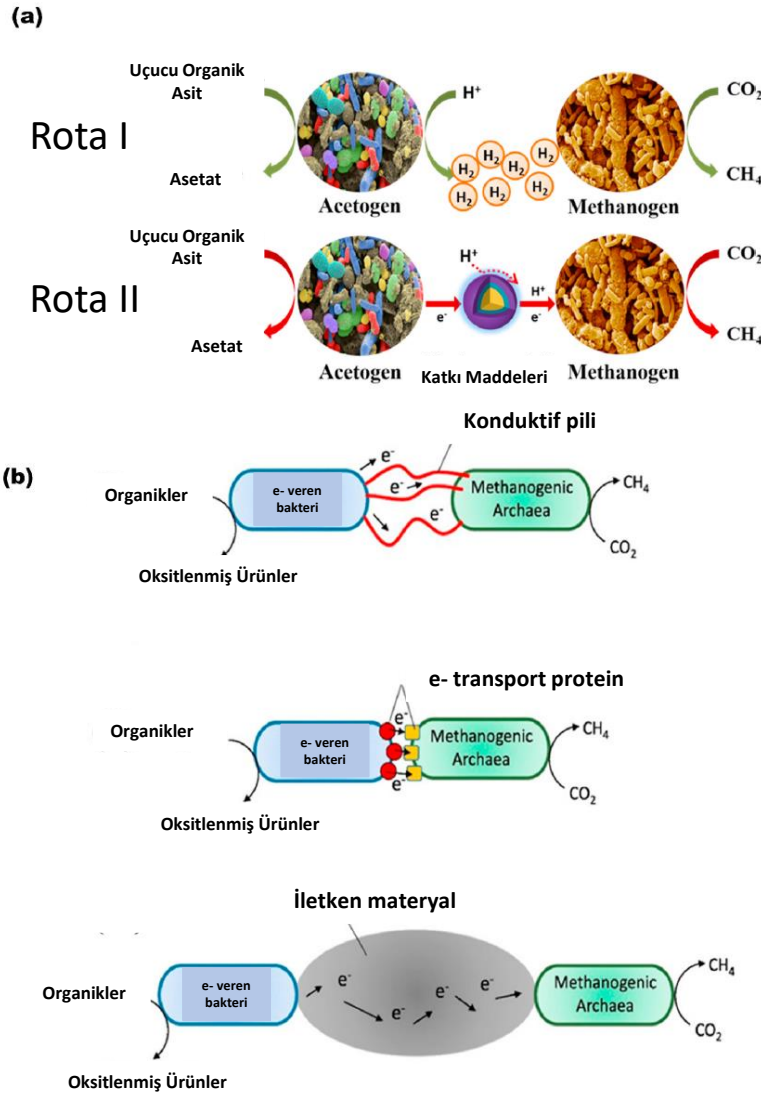
### 3.3.2. Türler Arası Elektron Transferi (IET)

Son zamanlarda, doğrudan türler arası elektron transferi (DIET), anaerobik parçalanma prosesinde yeni bir mekanizma olarak önerilmiştir (B, 1997; Dang et al., 2016; Lovley, 2017; Rotaru et al., 2014). Anaerobik parçalanma prosesinde mikrobiyomlar, substratların dönüşümü sırasında elektronları dönüştürmek için sentrofik bir ilişki kurmaktadır (Y. Yuan et al., 2017). Sentrofik elektron değişimi, dolaylı elektron transferlerinde hidrojen ve formatın ana bileşenler olarak hareket ettiği doğrudan veya dolaylı elektron transferi yoluyla gerçekleşmektedir (F. Liu et al., 2012). Genel olarak, dolaylı elektron transferi, elektron taşıyıcı olarak hidrojen veya formatı kullanan fermentatif bakteriler ve metanojenler arasında sentrofik bir ortaklık olduğunda meydana gelmektedir. Bununla birlikte, biyoçar gibi iletken malzemelerin sisteme dahil edilmesi mikrobiyal verimliliği artırarak kayıpları en aza indirebilme ve elektron taşıyıcı işlevi görebilme potansiyeli sunmaktadır (C. Deng et al., 2020). Biyolojik sistemlerdeki doğrudan türler arası elektron transferi (DIET) mekanizması, C-tipi sitokrom araçları veya iletken pili aracılığıyla gerçekleşmektedir. Sitokromlar elektronları hücre zarı üzerindeki alıcılara geçirirken, pili hücre ekleri aracılığıyla elektronları harekete geçirmektedir (Summers et al., 2010). Doğrudan türler arası elektron transferi (DIET) mekanizması Şekil 4'de şematize edilmiştir (Abbas et al., 2021).

Düşük maliyetli biyokütle kaynaklı biyoçarın eklenmesi direkt türler arası elektron transferini geliştirmekte ve böylece anaerobik fermentasyonun performansını hızlandırmaktadır (Y. Chen, Cheng, & Creamer, 2008; Y. Yuan et al., 2017). Ayrıca, biyolojik olmayan iletken malzemelerin kullanımı, hücre dışı iletken bağlantıların üretilmesini gerektirmediğinden, bakteri hücre enerjisini korumaktadır. Asetat ve etanol gibi ara metabolitler substrat olarak kullanılmaktadır. Genel olarak asetoklastik metanojenler asetatı kullanmakta ve hidrojenotrofik metanojenler CO<sub>2</sub> indirgemesi için H<sub>2</sub> kullanmaktadır (F. Liu et al., 2012). Biyoçar ilavesi DIET mekanizmasını desteklemekte ve iletken yapısı ile tamponlama yeteneği sayesinde proses verimliliğini artırmaktadır (Kumar et al., 2021).

Biyoçar gibi iletkenlerin eklenmesi sadece mikroorganizmalar için alan sağlamakla kalmayıp, aynı anda elektrik kanalı işlevi de görmektedir. Anaerobik parçalanma prosesinde elektronlar için iletken olarak hizmet ederek metanojenleri hızlandırıp sentrofik asetojenler ve metanojenler arasında doğrudan türler arası elektron transferini desteklediği tahmin edilmektedir (S. Chen et al., 2014). Biyoçar ilavesi ayrıca elektro-aktif *Anaerolineaceae* ve *Methanosaeta* spp. florasını zenginleştirerek doğrudan türler arası elektron transferini teşvik edebilmektedir (G. Wang, Li, Gao, & Wang, 2018). Biyoçar eklenmiş anaerobik parçalanma prosesinde, eklenmeyenlere göre daha yüksek bir elektriksel iletkenlik tespit edilmiştir. Bunun sebebinin de biyoçarın yüksek derecede aromatik yapısından kaynaklandığı tahmin edilmektedir (Bourke et al., 2007). Biyoçarın elektriksel iletkenliği granül aktif karbondan neredeyse 1000 kat az olmasına rağmen aktif redoks özelliği vardır (G. Wang et al., 2018). Bu sebeple bütirat oksitleyen mikroorganizmalar asetat oluşturduğunda, biyoçarda bulunan metanojenik arkenin metabolik durağanlığı sebebiyle geçici elektron alıcısı olarak görev yaptığı doğrudan türler arası elektron transferi gerçekleşmektedir (G. Wang et al., 2018). Biyoçarın elektriksel iletkenliği zayıf olmasına rağmen türler arası elektron transferini teşvik ederek etanolün ayrışma hızını da arttırmaktadır (S. Chen et al., 2014).

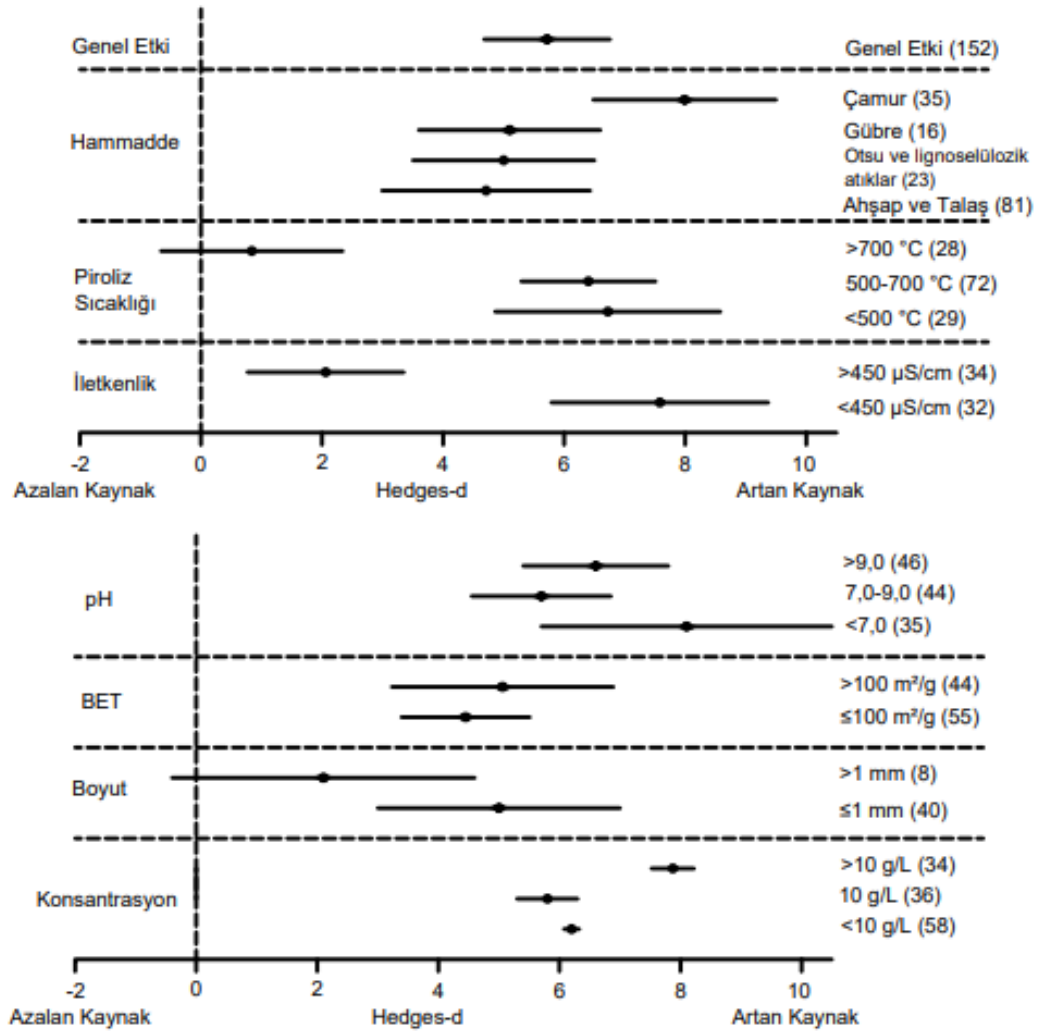




**Şekil 4.** Anaerobik parçalanma sisteminde türler arası elektron transferi (a); Rota I: Asetojenler ve Metanojenler arasında H<sub>2</sub> elektron taşıyıcı, Rota II: Doğrudan türler arası elektron transferi (DIET), Organik madde oksitleyen bakteriler ve metanogenler arasındaki 3 farklı DIET mekanizması (b): Konduktif pili, Membrana bağlı elektron, İletken materyal (bioçar vb.) (Abbas et al., 2021)

### 3.4. Biyokütle Tipi, Piroлиз Sıcaklığı ve Biyoçar Özelliklerinin Metan Üretim Verimine Etkisi

Biyoçar ilavesinin anaerobik parçalanma prosesine etkisini tespit edebilmek amacıyla biyoçar eklenmemiş kontrol sistemleri ile karşılaştırılan 156 yayının sonuçları kullanılarak Hedges-d değeri hesaplanmıştır ve elde edilen sonuçlar Şekil 5’de sunulmuştur (Xiao, Lichtfouse, Kumar, Wang, & Liu, 2021).



Şekil 5. Hedge's-d değerleri

Sonuçlar, biyoçar varlığının büyük oranda istatistiksel olarak metan üretiminde artışa neden olduğunu anlatan  $5.70 \pm 1.04$ 'lük bir d değeri ile ifade edilmektedir. Bazı çalışmalarda ise biyoçarın inhibitör etkisinden ya da hiç etkisinin olmadığından bahsedilmektedir (Cheng, De Los Reyes, & Call, 2018; Y. Shen, Linville, Ignacio-de Leon, Schoene, & Urgun-Demirtas, 2016) Fakat bu çalışmalarda spesifik biyoçar özellikleri sağlanarak metan üretiminin artırılabilirliği ifade edilmiştir (Xiao et al., 2021). Gübre, çamur, otsu ve odunsu selülozik atıklar, odun ve talaş gibi hammadde türlerinden üretilen biyoçarın d değerinin  $4,71 \pm 1,72 - 7,99 \pm 1,51$  arasında olduğu ve metan üretimini iyileştirdiği sonucuna ulaşılmıştır. Değişik piroliz sıcaklıklarında üretilen biyoçarların d değerleri  $500^\circ\text{C}$ 'nin altında,  $6,72 \pm 1,86$ ,  $500$  ve  $700^\circ\text{C}$  arasında,  $6,40 \pm 1,11$  ve  $700^\circ\text{C}$ 'nin üzerinde  $0,840 \pm 1,50$  olarak hesaplanmıştır. Elde edilen değerlere göre  $700^\circ\text{C}$ 'nin altında piroliz edilen biyoçarların metan üretimini desteklediği görülmüştür.  $450 \mu\text{S/cm}$ 'nin altında düşük iletkenliğe sahip biyoçarların d değeri  $7,58 \pm 1,79$  iken, yüksek iletkenliğe sahip biyoçarların d değerleri  $2,06 \pm 1,29$  olarak hesaplanmıştır. Bu nedenle düşük iletkenliğe sahip biyoçarların metan üretimini hızlandırmada daha etkili olduğu sonucu ortaya çıkmıştır. Farklı pH değerlerine sahip biyoçarların metan üretimindeki etkileri incelenmiş ve pH'ı  $9.0$ 'dan büyük,  $7.0-9.0$  arasında olan ve  $7$ 'den küçük pH'a sahip olan biyoçarların fermantasyon oranlarını değiştirdiği bilinmesine rağmen, metan üretimi üzerinde istatistiksel farklılığa neden olmadığı tespit edilmiştir. Brunauer, Emmett ve Teller (BET) yüzey alanı  $100 \text{ m}^2 / \text{g}$ 'nin üzerinde olan biyoçar için hesaplanan d değeri  $5.06 \pm 1.83$  iken, yüzey alanı  $100 \text{ m}^2 / \text{g}$ 'nin altında olan biyoçarın d değeri  $4.45 \pm 1.06$  olarak hesaplanmıştır. pH ile benzer şekilde biyoçarın partikül boyutu metan oluşumunu değiştirmemektedir. Ancak  $1 \text{ mm}$ 'nin altında partikül boyutuna sahip biyoçar için daha yüksek d değeri hesaplanmıştır (Xiao et al., 2021). Biyoçar konsantrasyonun etkisi için yapılan hesaplamalarda ise maksimum d değeri  $10 \text{ g/L}$ 'yi aşan konsantrasyonlarda görülmüştür.  $7.87 \pm 0.35$  olarak hesaplanan biyoçar konsantrasyonunun metan üretiminde güçlü bir etkisi olduğu tespit edilmiştir. Bu nedenle biyoçar konsantrasyonunun artırılmasının metanojenesisini geliştirmek için etkili bir yöntem olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Sonuç olarak, biyoçarın spesifik özellikleri, metan üretim verimini

artırmada ve anaerobik parçalanma prosesinin stabilize edilmesinde yardımcı olmaktadır (Gao, Zhang, & Liu, 2020; Lim et al., 2020; J. Ma et al., 2021).

#### 4. SONUÇ

Bu çalışmada biyoçarın özellikleri, piroliz yöntemi ile üretimi, etki mekanizması ve anaerobik parçalanma prosesine olan etkileri incelenmiştir. Çeşitli biyokütlelerden elde edilen biyoçarların laboratuvar, sera ve arazi çalışmalarında uygulanmasını konu eden araştırmalarda; biyoçarların bitkisel ve hayvansal kökenli atıkların güvenli bir şekilde bertaraf edilmesi, sera gazları emisyonlarının azaltılması ile toprakta karbonun depolanması, azotlu gübrelerin kullanım etkinliklerinin iyileştirilmesi, yüzey ve yüzey altı sularının kirlenmesinin önlenmesi, toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerine olumlu katkı yaparak toprak kalitesinin korunması ve geliştirilmesi ile bitkisel üretimde verimliliğin sürdürülebilir bir şekilde artırılması gibi çok sayıda olumlu etkisi bulunmaktadır.

Bu genel katkıların yanında, biyoçarın anaerobik parçalanma proseslerinde kullanımının çeşitli etkilerinin olduğu tespit edilmiştir. Biyoçarın anaerobik parçalanma prosesinde adsorpsiyon, immobilizasyon, tamponlama ve elektron transfer yeteneği olmak üzere dört temel etkisi vardır. Adsorpsiyon yeteneği ile ağır metal gibi toksik maddelerin etkisinin azaltılmasında, immobilizasyon yeteneği ile mikroorganizmaların sistemde kalmasında, tamponlama yeteneği ile sistemin pH'sının nötr koşulda tutulmasında ve uçucu yağ asitlerinin inhibisyonunun azaltılmasında önemli rol almaktadır. Bu yetenekler sayesinde anaerobik parçalanma prosesinin verimini iyileştirdiği, sistem kararlılığını artırdığı, istenen karbon/azot oranını koruduğu ve biyogaz üretim verimini artırdığı tespit edilmiştir. Kullanılan biyoçarın spesifik özelliklerinin de (üretilen hammadde, piroliz sıcaklığı, yüzey alanı, iletkenlik, parçacık büyüklüğü vb.) sistem üzerindeki etkileri değiştirdiği görülmüştür. Bu etkilerinin yanı sıra mikrobiyal topluluğun üremesi ve zenginleşmesi üzerinde de pozitif yönlü etkisi bulunmaktadır. Sonuç olarak biyoçar, metan üretimini artırarak, inhibitörleri adsorbe ederek, amonyak ve uçucu yağ asitlerinin inhibisyonunu hafifleterek ve proses stabilitesini koruyarak anaerobik parçalanmanın verimliliğini arttırmak amacıyla son yıllarda dikkat çeken bir uygulamadır.

#### KAYNAKÇA:

- Abbas, Y., Yun, S., Wang, Z., Zhang, Y., Zhang, X., & Wang, K. (2021). Recent advances in bio-based carbon materials for anaerobic digestion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *135*, 110378. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2020.110378>
- Ahmed, M. J., & Hameed, B. H. (2020). Insight into the co-pyrolysis of different blended feedstocks to biochar for the adsorption of organic and inorganic pollutants: A review. *Journal of Cleaner Production*, *265*, 121762. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.121762>
- Al-Wabel, M. I., Al-Omran, A., El-Naggar, A. H., Nadeem, M., & Usman, A. R. A. (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*, *131*, 374–379. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.12.165>
- Amonette, J. E., & Joseph, S. D. (2009). Characteristics of biochar: Microchemical properties. *Biochar for Environmental Management*. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/255216430\\_Characteristics\\_of\\_biochar\\_Microchemical\\_properties](https://www.researchgate.net/publication/255216430_Characteristics_of_biochar_Microchemical_properties)
- Antón-Herrero, R., García-Delgado, C., Alonso-Izquierdo, M., García-Rodríguez, G., Cuevas, J., & Eymar, E. (2018). Comparative adsorption of tetracyclines on biochars and stevensite: Looking for the most effective adsorbent. *Applied Clay Science*, *160*, 162–172. <https://doi.org/10.1016/J.CLAY.2017.12.023>
- Atkinson, C. J., Fitzgerald, J. D., & Higgs, N. A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant and Soil*, *337*(1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/S11104-010-0464-5>
- B, S. (1997). Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* : *MMBR*, *61*(2), 262–280. <https://doi.org/10.1128/MMBR.61.2.262-280.1997>
- Bailey, V. L., Fansler, S. J., Smith, J. L., & Bolton, H. (2011). Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(2), 296–301. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2010.10.014>
- Balajii, M., & Niju, S. (2019). Biochar-derived heterogeneous catalysts for biodiesel production. *Environmental Chemistry Letters*, *17*(4), 1447–1469. <https://doi.org/10.1007/S10311-019-00885-X>

- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, *40*(3–4), 989–995. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2004.03.007>
- Bourke, J., Manley-Harris, M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunoura, T., & Antal, M. J. (2007). Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 2. A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, *46*(18), 5954–5967. <https://doi.org/10.1021/IE070415U>
- Cai, J., He, P., Wang, Y., Shao, L., & Lü, F. (2016). Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. *Waste Management and Research*, *34*(5), 409–416. <https://doi.org/10.1177/0734242X16634196>
- Cantrell, K. B., Hunt, P. G., Uchimiya, M., Novak, J. M., & Ro, K. S. (2012). Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource Technology*, *107*, 419–428. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2011.11.084>
- Cao, Y., & Pawłowski, A. (2012). Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *16*(3), 1657–1665. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2011.12.014>
- Cetin, E., Moghtaderi, B., Gupta, R., & Wall, T. F. (2004). Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars. *Fuel*, *83*(16), 2139–2150. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2004.05.008>
- Cha, J. S., Park, S. H., Jung, S. C., Ryu, C., Jeon, J. K., Shin, M. C., & Park, Y. K. (2016). Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *40*, 1–15. <https://doi.org/10.1016/J.JIEC.2016.06.002>
- Chacón, F. J., Sánchez-Monedero, M. A., Lezama, L., & Cayuela, M. L. (2020). Enhancing biochar redox properties through feedstock selection, metal preloading and post-pyrolysis treatments. *Chemical Engineering Journal*, *395*, 125100. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.125100>
- Chan, K. Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., & Joseph, S. (2007). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, *45*(8), 629–634. <https://doi.org/10.1071/SR07109>
- Chen, S., Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Malvankar, N. S., Liu, F., Fan, W., ... Lovley, D. R. (2014). Promoting interspecies electron transfer with biochar. *Scientific Reports*, *4*. <https://doi.org/10.1038/SREP05019>
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, *99*(10), 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2007.01.057>
- Cheng, Q., De Los Reyes, F. L., & Call, D. F. (2018). Amending anaerobic bioreactors with pyrogenic carbonaceous materials: the influence of material properties on methane generation. *Environmental Science: Water Research & Technology*, *4*(11), 1794–1806. <https://doi.org/10.1039/C8EW00447A>
- Clough, T. J., & Condon, L. M. (2010). Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, *39*(4), 1218–1223. <https://doi.org/10.2134/JEQ2010.0204>
- Dang, Y., Holmes, D. E., Zhao, Z., Woodard, T. L., Zhang, Y., Sun, D., ... Lovley, D. R. (2016). Enhancing anaerobic digestion of complex organic waste with carbon-based conductive materials. *Bioresource Technology*, *220*, 516–522. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.08.114>
- De Vrieze, J., Devooght, A., Walraedt, D., & Boon, N. (2016). Enrichment of Methanosaetaceae on carbon felt and biochar during anaerobic digestion of a potassium-rich molasses stream. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *100*(11), 5177–5187. <https://doi.org/10.1007/S00253-016-7503-Y>
- Deng, C., Lin, R., Kang, X., Wu, B., O’Shea, R., & Murphy, J. D. (2020). Improving gaseous biofuel yield from seaweed through a cascading circular bioenergy system integrating anaerobic digestion and pyrolysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *128*, 109895. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2020.109895>
- Deng, Y., Dai, B., Xu, J., Liu, X., & Xu, J. (2018). Anaerobic co-digestion of rice straw and soybean straw to increase biogas production

- by pretreatment with trichoderma reesei RUT C30. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 37(3), 1050–1057. <https://doi.org/10.1002/EP.12782>
- Fagbohunbe, M. O., Herbert, B. M. J., Hurst, L., Ibeto, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2017). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*, 61, 236–249. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.11.028>
- Fidel, R. B., Laird, D. A., Thompson, M. L., & Lawrinenko, M. (2017). Characterization and quantification of biochar alkalinity. *Chemosphere*, 167, 367–373. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.09.151>
- Gabhi, R. S., Kirk, D. W., & Jia, C. Q. (2017). Preliminary investigation of electrical conductivity of monolithic biochar. *Carbon*, 116, 435–442. <https://doi.org/10.1016/J.CARBON.2017.01.069>
- Gao, M., Zhang, L., & Liu, Y. (2020). High-loading food waste and blackwater anaerobic co-digestion: Maximizing bioenergy recovery. *Chemical Engineering Journal*, 394. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.124911>
- Giwa, A. S., Xu, H., Chang, F., Wu, J., Li, Y., Ali, N., ... Wang, K. (2019). Effect of biochar on reactor performance and methane generation during the anaerobic digestion of food waste treatment at long-run operations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103067. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2019.103067>
- Glaser, B., Wiedner, K., Seelig, S., Schmidt, H. P., & Gerber, H. (2015). Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), 667–678. <https://doi.org/10.1007/S13593-014-0251-4>
- Gopinath, K. P., Vo, D. V. N., Gnana Prakash, D., Adithya Joseph, A., Viswanathan, S., & Arun, J. (2021). Environmental applications of carbon-based materials: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(1), 557–582. <https://doi.org/10.1007/S10311-020-01084-9>
- Hansen, K. H., Angelidaki, I., & Ahring, B. K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure : inhibition by ammonia. *Water Research*, 32(1), 5–12. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00201-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00201-7)
- He, J., Xiao, Y., Tang, J., Chen, H., & Sun, H. (2019). Persulfate activation with sawdust biochar in aqueous solution by enhanced electron donor-transfer effect. *Science of The Total Environment*, 690, 768–777. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.043>
- Hejnfelt, A., & Angelidaki, I. (2009). Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *Biomass and Bioenergy*, 33(8), 1046–1054. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2009.03.004>
- Hopkins, D., & Hawboldt, K. (2020). Biochar for the removal of metals from solution: A review of lignocellulosic and novel marine feedstocks. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 103975. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2020.103975>
- Jahirul, M. I., Rasul, M. G., Chowdhury, A. A., & Ashwath, N. (2012). Biofuels production through biomass pyrolysis- A technological review. *Energies*, 5(12), 4952–5001. <https://doi.org/10.3390/EN5124952>
- JunTing, P., JunYi, M., Ling, Q., XiaoHui, G., & Gao, T. (2016). The performance of biochar-mediated anaerobic digestion of chicken manure. *China Environmental Science*, 36(9), 2716–2721. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/309115088\\_The\\_performance\\_of\\_biochar-mediated\\_anaerobic\\_digestion\\_of\\_chicken\\_manure](https://www.researchgate.net/publication/309115088_The_performance_of_biochar-mediated_anaerobic_digestion_of_chicken_manure)
- Kambo, H. S., & Dutta, A. (2015). A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physico-chemical properties and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 359–378. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2015.01.050>
- Khalid, Z. Bin, Siddique, M. N. I., Nayeem, A., Adyel, T. M., Ismail, S. Bin, & Ibrahim, M. Z. (2021). Biochar application as sustainable precursors for enhanced anaerobic digestion: A systematic review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105489. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.105489>
- Kinney, T. J., Masiello, C. A., Dugan, B., Hockaday, W. C., Dean, M. R., Zygourakis, K., & Barnes, R. T. (2012). Hydrologic properties of

- biochars produced at different temperatures. *Biomass and Bioenergy*, *41*, 34–43. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2012.01.033>
- Kosheleva, R. I., Mitropoulos, A. C., & Kyzas, G. Z. (2019). Synthesis of activated carbon from food waste. *Environmental Chemistry Letters*, *17*(1), 429–438. <https://doi.org/10.1007/S10311-018-0817-5>
- Koukouzas, N., Hämäläinen, J., Papanikolaou, D., Tourunen, A., & Jäntti, T. (2007). Mineralogical and elemental composition of fly ash from pilot scale fluidised bed combustion of lignite, bituminous coal, wood chips and their blends. *Fuel*, *86*(14), 2186–2193. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2007.03.036>
- Kumar, A. N., Dissanayake, P. D., Masek, O., Priya, A., Ki Lin, C. S., Ok, Y. S., & Kim, S. H. (2021). Recent trends in biochar integration with anaerobic fermentation: Win-win strategies in a closed-loop. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *149*, 111371. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2021.111371>
- Laird, D. A., Brown, R. C., Amonette, J. E., & Lehmann, J. (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *3*(5), 547–562. <https://doi.org/10.1002/BBB.169>
- Lee, J. W., Kidder, M., Evans, B. R., Paik, S., Buchanan, A. C., Garten, C. T., & Brown, R. C. (2010). Characterization of biochars produced from cornstovers for soil amendment. *Environmental Science and Technology*, *44*(20), 7970–7974. <https://doi.org/10.1021/ES101337X>
- Lehmann, Johanne, & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: an introduction. *Biochar for Environmental Management*, 1–13. <https://doi.org/10.4324/9780203762264-1>
- Lehmann, Johannes, Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *11*(2), 403–427. <https://doi.org/10.1007/S11027-005-9006-5>
- Lenmann, J. (2007). Bio-Energy in the Black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 381–387. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/221899775\\_Bio-Energy\\_in\\_the\\_Black](https://www.researchgate.net/publication/221899775_Bio-Energy_in_the_Black)
- Li, R., Liang, W., Wang, J. J., Gaston, L. A., Huang, D., Huang, H., ... Zhang, Z. (2018). Facilitative capture of As(V), Pb(II) and methylene blue from aqueous solutions with MgO hybrid sponge-like carbonaceous composite derived from sugarcane leafy trash. *Journal of Environmental Management*, *212*, 77–87. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.12.034>
- Lim, E. Y., Tian, H., Chen, Y., Ni, K., Zhang, J., & Tong, Y. W. (2020). Methanogenic pathway and microbial succession during start-up and stabilization of thermophilic food waste anaerobic digestion with biochar. *Bioresource Technology*, *314*, 123751. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123751>
- Ling, L. L., Liu, W. J., Zhang, S., & Jiang, H. (2017). Magnesium Oxide Embedded Nitrogen Self-Doped Biochar Composites: Fast and High-Efficiency Adsorption of Heavy Metals in an Aqueous Solution. *Environmental Science and Technology*, *51*(17), 10081–10089. [https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B02382/SUPPL\\_FILE/ES7B02382\\_SI\\_001.PDF](https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B02382/SUPPL_FILE/ES7B02382_SI_001.PDF)
- Liu, F., Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Malvankar, N. S., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2012). Promoting direct interspecies electron transfer with activated carbon. *Energy and Environmental Science*, *5*(10), 8982–8989. <https://doi.org/10.1039/C2EE22459C>
- Liu, W. J., Jiang, H., & Yu, H. Q. (2015). Development of Biochar-Based Functional Materials: Toward a Sustainable Platform Carbon Material. *Chemical Reviews*, *115*(22), 12251–12285. <https://doi.org/10.1021/ACS.CHEMREV.5B00195>
- Lopez, R. J., Higgins, S. R., Pagaling, E., Yan, T., & Cooney, M. J. (2014). High rate anaerobic digestion of wastewater separated from grease trap waste. *Renewable Energy*, *62*, 234–242. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2013.06.047>
- Lovley, D. R. (2017). Syntrophy Goes Electric: Direct Interspecies Electron Transfer. *Annual Review of Microbiology*, *71*, 643–664. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-MICRO-030117-020420>
- Lü, F., Luo, C., Shao, L., & He, P. (2016). Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching Methanosaeta and then Methanosarcina. *Water Research*, *90*, 34–43. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.12.029>

- Luo, C., Lü, F., Shao, L., & He, P. (2015). Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *Water Research*, *68*, 710–718. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2014.10.052>
- Ma, H., Hu, Y., Kobayashi, T., & Xu, K. Q. (2020). The role of rice husk biochar addition in anaerobic digestion for sweet sorghum under high loading condition. *Biotechnology Reports*, *27*, e00515–e00515. <https://doi.org/10.1016/J.BTRE.2020.E00515>
- Ma, J., Chen, F., Xue, S., Pan, J., Khoshnevisan, B., Yang, Y., ... Qiu, L. (2021). Improving anaerobic digestion of chicken manure under optimized biochar supplementation strategies. *Bioresource Technology*, *325*. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.124697>
- Manyà, J. J. (2012). Pyrolysis for biochar purposes: A review to establish current knowledge gaps and research needs. *Environmental Science and Technology*, *46*(15), 7939–7954. <https://doi.org/10.1021/ES301029G>
- Marsh, H., & Rodríguez-Reinoso, F. (2006). *Activated Carbon*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044463-5.X5013-4>
- Masebinu, S. O., Akinlabi, E. T., Muzenda, E., & Aboyade, A. O. (2019). A review of biochar properties and their roles in mitigating challenges with anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *103*, 291–307. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.12.048>
- Meng, L., Xie, L., Suenaga, T., Riya, S., Terada, A., & Hosomi, M. (2020). Eco-compatible biochar mitigates volatile fatty acids stress in high load thermophilic solid-state anaerobic reactors treating agricultural waste. *Bioresource Technology*, *309*. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123366>
- Misi, S. N., & Forster, C. F. (2001). Batch co-digestion of multi-component agro-wastes. *Bioresource Technology*, *80*(1), 19–28. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00078-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00078-5)
- Molina-Sabio, M., Goncalves, M., & Rodríguez-Reinoso, F. (2011). Oxidation of activated carbon with aqueous solution of sodium dichloroisocyanurate: Effect on ammonia adsorption. *Microporous and Mesoporous Materials*, *142*(2–3), 577–584. <https://doi.org/10.1016/J.MICROMESO.2010.12.045>
- Moreno-Castilla, C. (2004). Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. *Carbon*, *42*(1), 83–94. <https://doi.org/10.1016/J.CARBON.2003.09.022>
- Nakakubo, R., Møller, H. B., Nielsen, A. M., & Matsuda, J. (2008). Ammonia inhibition of methanogenesis and identification of process indicators during anaerobic digestion. *Environmental Engineering Science*, *25*(10), 1487–1496. <https://doi.org/10.1089/EES.2007.0282>
- Nelson, N. O., Mikkelsen, R. L., & Hesterberg, D. L. (2003). Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg:P ratio and determination of rate constant. *Bioresource Technology*, *89*(3), 229–236. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00076-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00076-2)
- Nzediegwu, C., Arshad, M., Ulah, A., Naeth, M. A., & Chang, S. X. (2021). Fuel, thermal and surface properties of microwave-pyrolyzed biochars depend on feedstock type and pyrolysis temperature. *Bioresource Technology*, *320*, 124282. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.124282>
- Ok, Y. S., Tsang, D. C. W., Bolan, N., & Novak, J. M. (2018). Biochar from biomass and waste: Fundamentals and applications. *Biochar from Biomass and Waste: Fundamentals and Applications*, 1–462. <https://doi.org/10.1016/C2016-0-01974-5>
- Osman, A. I., Fawzy, S., Farghali, M., El-Azazy, M., Elgarahy, A. M., Fahim, R. A., ... Rooney, D. W. (2022). Biochar for agronomy, animal farming, anaerobic digestion, composting, water treatment, soil remediation, construction, energy storage, and carbon sequestration: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *20*(4), 2385–2485. <https://doi.org/10.1007/S10311-022-01424-X>
- Pandey, P. K., Ndegwa, P. M., Soupier, M. L., Alldredge, J. R., & Pitts, M. J. (2011). Efficacies of inocula on the startup of anaerobic reactors treating dairy manure under stirred and unstirred conditions. *Biomass and Bioenergy*, *35*(7), 2705–2720.

<https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2011.03.017>

- Procházka, J., Dolejš, P., MácA, J., & Dohányos, M. (2012). Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *93*(1), 439–447. <https://doi.org/10.1007/S00253-011-3625-4>
- Qian, K., Kumar, A., Zhang, H., Bellmer, D., & Huhnke, R. (2015). Recent advances in utilization of biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *42*, 1055–1064. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2014.10.074>
- Qin, Y., Yin, X., Xu, X., Yan, X., Bi, F., & Wu, W. (2020). Specific surface area and electron donating capacity determine biochar's role in methane production during anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, *303*, 122919. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.122919>
- Qiu, L., Deng, Y. F., Wang, F., Davaritouchaee, M., & Yao, Y. Q. (2019). A review on biochar-mediated anaerobic digestion with enhanced methane recovery. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *115*, 109373. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2019.109373>
- Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, *143*, 632–641. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2013.06.030>
- Rajec, P., Roszkopfová, O., Galamboš, M., Frišták, V., Soja, G., Dafnomili, A., ... Matović, L. (2016). Sorption and desorption of pertechnetate on biochar under static batch and dynamic conditions. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, *310*(1), 253–261. <https://doi.org/10.1007/S10967-016-4811-8/METRICS>
- Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Liu, F., Shrestha, M., Shrestha, D., Embree, M., ... Lovley, D. R. (2014). A new model for electron flow during anaerobic digestion: Direct interspecies electron transfer to Methanosaeta for the reduction of carbon dioxide to methane. *Energy and Environmental Science*, *7*(1), 408–415. <https://doi.org/10.1039/C3EE42189A>
- Sakhiya, A. K., Anand, A., & Kaushal, P. (2020). Production, activation, and applications of biochar in recent times. *Biochar*, *2*(3), 253–285. <https://doi.org/10.1007/S42773-020-00047-1>
- Sasaki, K., Morita, M., Hirano, S. I., Ohmura, N., & Igarashi, Y. (2011). Decreasing ammonia inhibition in thermophilic methanogenic bioreactors using carbon fiber textiles. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *90*(4), 1555–1561. <https://doi.org/10.1007/S00253-011-3215-5>
- Seredych, M., & Bandosz, T. J. (2007). Mechanism of ammonia retention on graphite oxides: Role of surface chemistry and structure. *Journal of Physical Chemistry C*, *111*(43), 15596–15604. <https://doi.org/10.1021/JP0735785>
- Shareef, T. M. E., & Zhao, B. (2017). Review Paper: The Fundamentals of Biochar as a Soil Amendment Tool and Management in Agriculture Scope: An Overview for Farmers and Gardeners. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, *06*(01), 38–61. <https://doi.org/10.4236/JACEN.2017.61003>
- Sharma, P., & Melkania, U. (2017). Biochar-enhanced hydrogen production from organic fraction of municipal solid waste using co-culture of *Enterobacter aerogenes* and *E. coli*. *International Journal of Hydrogen Energy*, *42*(30), 18865–18874. <https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2017.06.171>
- Shen, F., Yuan, H., Pang, Y., Chen, S., Zhu, B., Zou, D., ... Li, X. (2013). Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FVW) and food waste (FW): Single-phase vs. two-phase. *Bioresource Technology*, *144*, 80–85. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2013.06.099>
- Shen, Y., Linville, J. L., Ignacio-de Leon, P. A. A., Schoene, R. P., & Urgun-Demirtas, M. (2016). Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar. *Journal of Cleaner Production*, *135*, 1054–1064. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.06.144>
- Shinogi, Y., & Kanri, Y. (2003). Pyrolysis of plant, animal and human waste: physical and chemical characterization of the pyrolytic products. *Bioresource Technology*, *90*(3), 241–247. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00147-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00147-0)



- Sobik-Szofttysek, J., Wystalska, K., Malińska, K., & Meers, E. (2021). Influence of pyrolysis temperature on the heavy metal sorption capacity of biochar from poultry manure. *Materials*, *14*(21). <https://doi.org/10.3390/MA14216566>
- Son, E. B., Poo, K. M., Chang, J. S., & Chae, K. J. (2018). Heavy metal removal from aqueous solutions using engineered magnetic biochars derived from waste marine macro-algal biomass. *Science of the Total Environment*, *615*, 161–168. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.09.171>
- Sossa, K., Alarcón, M., Aspé, E., & Urrutia, H. (2004). Effect of ammonia on the methanogenic activity of methylaminotrophic methane producing Archaea enriched biofilm. *Anaerobe*, *10*(1), 13–18. <https://doi.org/10.1016/J.ANAEROBE.2003.10.004>
- Spokas, K. A. (2010). Review of the stability of biochar in soils: Predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, *1*(2), 289–303. <https://doi.org/10.4155/CMT.10.32>
- Stams, A. J. M., & Plugge, C. M. (2009). Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. *Nature Reviews Microbiology*, *7*(8), 568–577. <https://doi.org/10.1038/NRMICRO2166>
- Su, C., Zhao, L., Liao, L., Qin, J., Lu, Y., Deng, Q., ... Huang, Z. (2019). Application of biochar in a CIC reactor to relieve ammonia nitrogen stress and promote microbial community during food waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, *209*, 353–362. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.10.269>
- Suliman, W., Harsh, J. B., Abu-Lail, N. I., Fortuna, A. M., Dallmeyer, I., & Garcia-Perez, M. (2016). Influence of feedstock source and pyrolysis temperature on biochar bulk and surface properties. *Biomass and Bioenergy*, *84*, 37–48. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2015.11.010>
- Summers, Z. M., Fogarty, H. E., Leang, C., Franks, A. E., Malvankar, N. S., & Lovley, D. R. (2010). Direct exchange of electrons within aggregates of an evolved syntrophic coculture of anaerobic bacteria. *Science*, *330*(6009), 1413–1415. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1196526>
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R. R., & Condon, L. M. (2012). Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*, *350*(1–2), 57–69. <https://doi.org/10.1007/S11104-011-0870-3>
- Tang, S., Wang, Z., Liu, Z., Zhang, Y., & Si, B. (2020). The role of biochar to enhance anaerobic digestion: A review. *Journal of Renewable Materials*, *8*(9), 1033–1052. <https://doi.org/10.32604/JRM.2020.011887>
- Tomczyk, A., Sokółowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, *19*(1), 191–215. <https://doi.org/10.1007/S11157-020-09523-3/TABLES/3>
- Tripathi, M., Sahu, J. N., & Ganesan, P. (2016). Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *55*, 467–481. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2015.10.122>
- Wang, C., Liu, Y., Gao, X., Chen, H., Xu, X., & Zhu, L. (2018). Role of biochar in the granulation of anaerobic sludge and improvement of electron transfer characteristics. *Bioresource Technology*, *268*, 28–35. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.07.116>
- Wang, D., Ai, J., Shen, F., Yang, G., Zhang, Y., Deng, S., ... Song, C. (2017). Improving anaerobic digestion of easy-acidification substrates by promoting buffering capacity using biochar derived from vermicompost. *Bioresource Technology*, *227*, 286–296. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.12.060>
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., & Wang, X. C. (2018). Synergetic promotion of syntrophic methane production from anaerobic digestion of complex organic wastes by biochar: Performance and associated mechanisms. *Bioresource Technology*, *250*, 812–820. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.12.004>
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., & Wang, X. C. (2019). Sawdust-Derived Biochar Much Mitigates VFAs Accumulation and Improves Microbial Activities to Enhance Methane Production in Thermophilic Anaerobic Digestion. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, *7*(2), 2141–2150. <https://doi.org/10.1021/ACSSUSCHEMENG.8B04789>
- Wang, J., Zhao, Z., & Zhang, Y. (2021). Enhancing anaerobic digestion of kitchen wastes with biochar: Link between different

- properties and critical mechanisms of promoting interspecies electron transfer. *Renewable Energy*, 167, 791–799. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2020.11.153>
- Watanabe, Y., & Tanaka, K. (1999). Innovative sludge handling through pelletization/thickening. *Water Research*, 33(15), 3245–3252. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00045-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00045-7)
- Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel*, 217, 240–261. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2017.12.054>
- Xiao, L., Lichtfouse, E., Kumar, P. S., Wang, Q., & Liu, F. (2021). Biochar promotes methane production during anaerobic digestion of organic waste. *Environmental Chemistry Letters*, 19(5), 3557–3564. <https://doi.org/10.1007/S10311-021-01251-6/METRICS>
- Xie, Y., Wang, L., Li, H., Westholm, L. J., Carvalho, L., Thorin, E., ... Skreiberg, Ø. (2022). A critical review on production, modification and utilization of biochar. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 161, 105405. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2021.105405>
- Xu, S., He, C., Luo, L., Lü, F., He, P., & Cui, L. (2015). Comparing activated carbon of different particle sizes on enhancing methane generation in upflow anaerobic digester. *Bioresource Technology*, 196, 606–612. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.08.018>
- Xu, Z., Zhao, M., Miao, H., Huang, Z., Gao, S., & Ruan, W. (2014). In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 163, 186–192. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.04.037>
- Yaashikaa, P. R., Senthil Kumar, P., Varjani, S. J., & Saravanan, A. (2019). Advances in production and application of biochar from lignocellulosic feedstocks for remediation of environmental pollutants. *Bioresource Technology*, 292, 122030. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122030>
- Yang, W., Feng, G., Miles, D., Gao, L., Jia, Y., Li, C., & Qu, Z. (2020). Impact of biochar on greenhouse gas emissions and soil carbon sequestration in corn grown under drip irrigation with mulching. *Science of The Total Environment*, 729, 138752. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.138752>
- Yang, Yan, Sun, K., Han, L., Jin, J., Sun, H., Yang, Y., & Xing, B. (2018). Effect of minerals on the stability of biochar. *Chemosphere*, 204, 310–317. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.04.057>
- Yang, Yingnan, Tada, C., Miah, M. S., Tsukahara, K., Yagishita, T., & Sawayama, S. (2004). Influence of bed materials on methanogenic characteristics and immobilized microbes in anaerobic digester. *Materials Science and Engineering: C*, 24(3), 413–419. <https://doi.org/10.1016/J.MSEC.2003.11.005>
- Yao, Y., Yu, L., Ghogare, R., Dunsmoor, A., Davaritouchaee, M., & Chen, S. (2017). Simultaneous ammonia stripping and anaerobic digestion for efficient thermophilic conversion of dairy manure at high solids concentration. *Energy*, 141, 179–188. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2017.09.086>
- Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 48(5–6), 901–911. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2013.04.012>
- Yuan, J. H., Xu, R. K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*, 102(3), 3488–3497. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.11.018>
- Yuan, Y., Bolan, N., PrévotEAU, A., Vithanage, M., Biswas, J. K., Ok, Y. S., & Wang, H. (2017). Applications of biochar in redox-mediated reactions. *Bioresource Technology*, 246, 271–281. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.06.154>
- Zhai, S., Li, M., Xiong, Y., Wang, D., & Fu, S. (2020). Dual resource utilization for tannery sludge: Effects of sludge biochars (BCs) on volatile fatty acids (VFAs) production from sludge anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 316, 123903. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123903>
- Zhang, B., Zhou, S., Zhou, L., Wen, J., & Yuan, Y. (2019). Pyrolysis temperature-dependent electron transfer capacities of dissolved organic matters derived from wheat straw biochar. *Science of The Total Environment*, 696, 133895. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.133895>

- Zhang, J., Lü, F., Zhang, H., Shao, L., Chen, D., & He, P. (2015). Multiscale visualization of the structural and characteristic changes of sewage sludge biochar oriented towards potential agronomic and environmental implication. *Scientific Reports* 2015 5:1, 5(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep09406>
- Zhao, C., Lv, P., Yang, L., Xing, S., Luo, W., & Wang, Z. (2018). Biodiesel synthesis over biochar-based catalyst from biomass waste pomelo peel. *Energy Conversion and Management*, 160, 477–485. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.01.059>
- Zhao, W., Yang, H., He, S., Zhao, Q., & Wei, L. (2021). A review of biochar in anaerobic digestion to improve biogas production: Performances, mechanisms and economic assessments. *Bioresource Technology*, 341, 125797. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125797>
- Zhou, Y., Qin, S., Verma, S., Sar, T., Sarsaiya, S., Ravindran, B., ... Awasthi, M. K. (2021). Production and beneficial impact of biochar for environmental application: A comprehensive review. *Bioresource Technology*, 337, 125451. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125451>

#### EXTENDED SUMMARY:

Due to global population growth, the pressure on the energy supply is also increasing. As a result, the diversification of energy resources to meet the world's energy needs has become a necessity. Biomass is one of the prominent options among these alternative energy sources. In order for biomass to be used as an energy source, it must be converted into a suitable material form. Biochar production from biomass is an efficient and environmentally friendly biomass processing and recovery method. Organic wastes and materials such as animal manure, agricultural harvest wastes, forest residues, industrial bio-wastes, marine and aquatic organisms are the primary raw materials used for biochar production. Biochar usage areas are highly dependent on its physicochemical properties such as pH of the biochar, cation exchange capacity, surface area, pore volume, etc. Features such as high surface area, high porosity, low ash content, and high surface activity make biochar an effective tool for removing pollutants. Biochar is a promising alternative to activated carbon with features such as high specific surface area, non-carbonized component content, porous structure, and high variability of surface functional groups. Biochar: It can be produced by various thermochemical processes such as pyrolysis, gasification, and hydrothermal carbonization. Pyrolysis is the most widely used method for biochar production. Pyrolysis is divided into two main categories, slow and fast pyrolysis, depending on the heating rate and the biomass retention time. The relative yield of pyrolysis product depends on process parameters such as reaction time, reaction temperature, heating rate, etc. The slow pyrolysis process is characterized by low temperature (typically around 300°C), long retention time (approximately 10-30 minutes or 25-35 hours), and low heating rate (0.1-0.8°C/sec). Rapid pyrolysis also produces primarily bio-oil, and the process is carried out under high heating rate and lower retention time. Slow pyrolysis provides higher biochar yield than fast pyrolysis. In this study, up-to-date information in the literature about the raw materials used in the production of biochar, the properties of biochar, biochar production methods, biochar activation methods, usage areas of biochar, the effect mechanisms of biochar in the treatment processes, and its contribution and role in the anaerobic digestion process, which provides energy production, are shared. It is reported that on the application of biochars obtained from various biomass in laboratory, greenhouse, and field studies have many positive contributions, such as; Safe disposal of plant and animal origin wastes of biochars, reduction of greenhouse gas emissions, and storage of carbon in the soil, improvement of the efficiency of use of nitrogen fertilizers, prevention of pollution of surface and subsurface waters, protection and improvement of soil quality, improving the physical, chemical and biological properties of the soil. It also has many positive effects, such as increasing productivity in crop production in a sustainable way. Biochar is used in many areas, such as soil improver and organic fertilizer, adsorbent, catalyst, fuel cell, activated carbon, storage material, including the anaerobic decomposition process. The use of biochar is one of the prominent applications in improving anaerobic digestion process conditions and efficiency. As a result of the study, it was determined that the adsorption and immobilization properties of biochars improve the efficiency of the anaerobic degradation process, prevent inhibition, increase system stability, contribute to the C/N ratio of the system, and increase biogas production. It has been seen that the effect of the specific properties of the used biochar on the process efficiency is essential, and the optimization of the pyrolysis conditions is important.