



**T.C.**  
**SELÇUK ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**EVSEL ARITMA ÇAMUR**  
**FRAKSİYONLARINDA YAĞ-GRES VE LİPİD**  
**MADDELERİNİN ANAEROBİK**  
**STABİLİZASYONDA GİDERİM**  
**POTANSİYELİ VE SUSUZLAŞMAYA**  
**ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

**Cansu BAYHAN**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Haziran-2018**  
**KONYA**  
**Her Hakkı Saklıdır**

## TEZ KABUL VE ONAYI

Cansu BAYHAN tarafından hazırlanan “Evsel Arıtma Çamur Fraksiyonlarında Yağ-  
Gres Ve Lipid Maddelerinin Anaerobik Stabilizasyonda Giderim Potansiyeli Ve  
Susuzlaşmaya Etkisinin Araştırılması” adlı tez çalışması 25.6.18 tarihinde aşağıdaki  
jüri tarafından oy birliği / ~~oy çokluğu~~ ile Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul  
edilmiştir.

### Jüri Üyeleri

#### Başkan

Prof. Dr. Mustafa Işık

#### Danışman

Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

#### Üye

Prof. Dr. Mustafa ACAROĞLU

### İmza

.....  
.....  
.....

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. ....  
FBE Müdürü

Bu tez çalışması SÜ BAP Koordinatörlüğü tarafından 17201112 nolu proje ile desteklenmiştir.

## TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

## DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.

Cansu BAYHAN

Tarih: 25.06.2018



## ÖZET

### YÜKSEK LİSANS TEZİ

# EVSEL ARITMA ÇAMUR FRAKSİYONLARINDA YAĞ-GRES VE LİPİD MADDELERİNİN ANAEROBİK STABİLİZASYONDA GİDERİM POTANSİYELİ VE SUSUZLAŞMAYA ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI

Cansu BAYHAN

Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

2018, 58 Sayfa

Jüri

Danışman: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

Prof. Dr. Mustafa IŞIK

Prof. Dr. Mustafa ACAROĞLU

Prof. Dr. Bilgehan NAS

Prof. Dr. Mehmet Faik Sevimli

Tez çalışmasında kentsel atıksu arıtma tesislerinde (AAT) oluşan birincil (BÇ) ve ikincil çamur (İÇ) fraksiyonlarının ayrı anaerobik stabilizasyonu, laboratuvar ölçekli yarı-kesikli anaerobik reaktörlerde mezofilik sıcaklıkta (35 °C) farklı yükleme hızlarında çalışılmıştır. Her çamur tipi için uygulanan işletme koşullarında biyogaz üretimi, uçucu katı madde (UKM) ve giderimi, alkalinite/uçucu yağ asitleri (UYA) dengesi, sülfür (H<sub>2</sub>S) etkisi ve kontrol stratejisi ile stabilize çıkış çamurunda yağ-gres miktarı ve susuzlaşma özelliği incelenmiştir. BÇ ve İÇ fraksiyonlarının karışımı mevcut AAT sistemi çamur hattı ve ana hat biyolojik arıtım prosesinde problemlere yol açmaktadır. Çalışma kapsamında kentsel arıtma çamurlarının 35 °C'de ayrı anaerobik stabilizasyonu modelinin uygulanabilirliği, avantajları ve dezavantajları belirlenmiştir. BÇ ve İÇ için sırasıyla 0,57-2,05 ve 0,27-0,57 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün aralıklarında yükleme hızları uygulanmıştır. Metan dönüşüm oranı BÇ ve İÇ için sırasıyla 150-700 ve 100-990 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> aralıklarında gerçekleşmiştir. BÇ stabilizasyonunda artan yükleme ile oluşan toksik etkiler demir klorür ilavesi ile kontrol edilmeye çalışılmıştır. BÇ için 1.3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye kadar artan yükleme ile metan dönüşüm oranında artış, UKM gideriminde %50-65 ortalama giderim ve susuzlaşma özelliğinde düşüş, İÇ için 0,44 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye kadar artan yükleme ile metan dönüşüm oranında artış, UKM gideriminde %40-50 ortalama giderim ve susuzlaşma kabiliyetinde sabitlenme elde edilmiştir. Her iki çamur fraksiyonu için ayrı stabilizasyon modelinde BÇ ve İÇ için optimum yükleme değerleri sırasıyla 1,1-1,3 ve 0,4-0,44 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün olarak belirlenmiştir. Stabilize çamurda yağ gres miktarı %UKM olarak; BÇ ve İÇ için sırasıyla % 0,30-0,65 ve % 0,84-1,5 seviyesinde gerçekleşirken çamur susuzlaşmaya etki belirlenmemiştir. Stabilize çamur numularında N içeriği BÇ ve İÇ için sırasıyla 56,5-84 ve 120-177 mg N/g aralığında elde edilmiştir. P için sırasıyla 12-20 ve 30-56 mg P/g değerleri elde edilmiştir. Sonuçlar değerlendirildiğinde, ayrı çamur stabilizasyonunun özellikle İÇ için mevcut sisteme göre daha düşük bekleme süresi/reaktör hacmi ve daha yüksek susuzlaşma özelliği gibi faydalar sağlayacağı belirlenmiştir. BÇ çürütücüsünde artan yükleme hızı sonucunda proses performansı olumsuz etkilenmiştir, ayrıca yüksek yüklemelerde hidroliz hızının aşıldığı reaktörde UKM akümülyasyonu ile gözlenmiştir fakat demir klorür ilavesi ile metan üretiminin artırılması mümkün olmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** Arıtma çamurları, anaerobik, birincil, ikincil, işletim, metan, susuzlaşma.

## **ABSTRACT**

### **MS THESIS**

# **INVESTIGATION OF ANAEROBIC STABILIZATION POTENTIAL AND DEWATERING EFFECT OF OIL-GREASE AND LIPID MATTER FROM MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE FRACTIONS**

**Cansu BAYHAN**

**THE GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCE OF  
SELÇUK UNIVERSITY  
THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE  
IN ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

**Advisor: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ**

**2018, 58 Pages**

**Jury**

**Advisor: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ**

**Prof. Dr. Mustafa IŞIK**

**Prof. Dr. Mustafa ACAROĞLU**

**Prof. Dr. Bilgehan NAS**

**Prof. Dr. Mehmet Faik Sevimli**

In this thesis, anaerobic stabilization of primary (PS) and secondary (SS) sludge fractions in municipal wastewater treatment plants (WWTP) was studied at different loading rates at mesophilic temperature (35 ° C) in laboratory-scale semi-batch anaerobic reactors. The operational performance was monitored with methane production, volatile solids (VS) concentration and removal, alkalinity/volatile fatty acids (VFA), toxicity (H<sub>2</sub>S) and control strategy and final stabilized sludge quality with oil and grease content and dewaterability. In the present WWTP system, PS and SS are mixed and pumped to the anaerobic digesters at variable volumes. Mixing of sludge fractions leads to problems in the sludge line and biological treatment process. The feasibility, advantages and disadvantages of the separate anaerobic stabilization of PS and SS were investigated. VS loading rates of 0.57-2.05 and 0.27-0.57 kg VS/m<sup>3</sup>.d were applied for PS and SS, respectively. The methane conversion rate was 150-700 mL/VS<sub>added</sub> for PS and 100-990 mL/VS<sub>added</sub> for SS. The toxic effects caused by increased loading in PS stabilization were controlled by iron chloride addition. Methane conversion rate increased with increasing loading up to 1.3 kg VS/m<sup>3</sup>.d for PS, 50-65% VS removal and dewatering decreased. For SS, methane conversion rate increased with increasing loading up to 0.44 kg VS/m<sup>3</sup>.d, 40-50% VS removal and stabilized dewatering capacity. The optimum loading values for PS and SS in the separate stabilization model were determined as 1.1-1.3 and 0.4-0.44 kg VS/m<sup>3</sup>.d, respectively. Oil and grease content as % of VS for stabilized sludge was 0.30-0.65% and 0.84-1.5% for PS and SS, respectively. In the stabilized sludge samples, N contents were obtained in the range of 56.5-84 and 120-177 mg N/g for PS and SS, respectively. P contents of 12-20 and 30-56 mg P/g were obtained, respectively. When the results are assessed, it has been determined that separate sludge stabilization will provide benefits such as lower retention time/reactor volume and higher dewatering characteristics for SS. The changes in PS content affected process performance and in the case of high loading rate, hydrolysis rate was exceeded which was observed by the VS accumulation in the reactor, but it was possible to recover methane production by iron chloride addition.

**Keywords:** Sewage sludge, anaerobic, primary, secondary, operation, methane, dewatering.

## ÖNSÖZ

Bu çalışmada farklı çamur fraksiyonlarından Birincil Çamur (BÇ) ve İkincil Çamur (İÇ) yoğunlaşma özellikleri belirlenerek laboratuvar ölçekli yarı-sürekli anaerobik reaktörlerde 6 farklı yükleme hızında paralel ayrı çürütme çalışması yürütülmüş ve uzun dönemli işletim özellikleri ile proses fizibilitesi araştırılmıştır. Ayrıca yükleme hızı bazında çamur fraksiyonları için optimum işletim şartları belirlenmiştir.

Çalışma konusunun belirlenmesinde ve çalışmanın hazırlanma sürecinin her aşamasında bilgilerini, tecrübelerini ve değerli zamanlarını esirgemeyerek bana her fırsatta yardımcı olan danışman hocam Sayın Prof. Dr. DİLEK ERDİRENÇELEBİ'ye sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Laboratuvar çalışması boyunca yardımlarını esirgemeyen Arş. Gr. HAMZA AYSAN'a teşekkürü bir borç bilirim.

Ve son olarak eğitim hayatım boyunca yanımda olan ve desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen sevgili aileme çok teşekkür ederim.

Cansu BAYHAN  
KONYA-2018

# İÇİNDEKİLER

<b>ÖZET .....</b>	<b>iv</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>v</b>
<b>ÖNSÖZ .....</b>	<b>vi</b>
<b>İÇİNDEKİLER .....</b>	<b>vii</b>
<b>SİMGELER VE KISALTMALAR .....</b>	<b>ix</b>
<b>1.GİRİŞ .....</b>	<b>1</b>
1.1.Çalışmanın Amaç ve Kapsamı.....	2
1.2.Tezin Önemi .....	2
<b>2.KAYNAK ARAŞTIRMASI .....</b>	<b>4</b>
2.1. Arıtma Çamurları ve Biyokati .....	4
2.2. Anaerobik Çamur Çürütme.....	6
2.3.Anaerobik Çürütme Prosesini Etkileyen Faktörler .....	9
2.3.1. Çamur yaşı ve HBS.....	9
2.3.2. Sıcaklık .....	9
2.3.3.Alkalinite .....	10
2.3.4. pH.....	10
2.3.5. UYA.....	11
2.3.6. Amonyak.....	11
2.3.7. Toksisite.....	12
2.4.Anaerobik Çamur Çürütücü Tipleri .....	13
2.4.1. Mezofilik anaerobik çürütücüler .....	13
2.4.2. Termofilik anaerobik çürütücüler .....	14
2.5. Yağ-Gres Maddeleri .....	14
2.5.1. Yağ-Gres maddelerinin parçalanması.....	15
2.6. Literatür Özeti.....	16
2.6.1. Farklı çamur fraksiyonları üzerine çalışmalar .....	17
2.6.2. Termofilik ve mezofilik sistemler üzerine çalışmalar .....	18
2.6.3.Yağ-gres maddeleri.....	20
<b>3. MATERYAL VE YÖNTEM.....</b>	<b>23</b>
3.1. Ham Çamur Karakteristiği .....	23
3.2. Ardışık Kesikli Reaktör Çalışması .....	24
3.3 Yarı-Kesikli Reaktör İşletimi.....	24
3.4. Reaktörde İzlenen Parametreler .....	24
3.5. Analiz Yöntemleri.....	25
<b>4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA.....</b>	<b>27</b>
4.1. Çamur Yoğunlaşma Özelliği .....	27

4.2. Kesikli besleme aşaması sonuçları .....	29
4.3. Yarı kesikli besleme aşaması sonuçları .....	30
4.3.1. Metan Üretimi .....	30
4.3.2. Çözünmüş Sülfür Oluşumu .....	33
4.3.3. UKM .....	34
4.3.4. Yağ-Gres İçeriği .....	35
4.3.5. Susuzlaşma değeri .....	36
4.3.6. Stabilize çamur N ve P içeriği .....	37
4.3.7. İletkenlik .....	38
4.3.8. UYA, HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ve pH parametrelerinin ilişkisi .....	38
4.4. Değerlendirme ve Tartışma .....	40
<b>5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER .....</b>	<b>43</b>
5.1. Sonuçlar .....	43
5.2. Öneriler .....	44
<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>45</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ .....</b>	<b>49</b>



## SİMGELER VE KISALTMALAR

### Simgeler

NH<sub>3</sub>: Amonyak  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Amonyum  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: Amonyum azotu  
NO<sub>2</sub><sup>+</sup>: Nitrit  
NO<sub>2</sub><sup>+</sup>-N: Nitrit azotu  
NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrat  
NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N: Nitrat azotu  
SO<sub>2</sub>: Kükürt dioksit  
SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: Sülfat  
H<sub>2</sub>S: Hidrojen sülfür

### Kısaltmalar

AAT: Atıksu Arıtma Tesisi  
AÇ: Arıtma Çamuru  
AKR: Ardışık Kesikli Reaktör  
BÇ: Birincil Çamur  
BOİ: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı  
ÇBS: Çamur Bekletme Süresi  
ÇO: Çözünmüş Oksijen  
FBÇ: Fazla Biyolojik Çamur  
HBS: Hidrolik Bekletme Süresi  
İÇ: İkincil Çamur  
KÇ: Karışık Çamur  
KOİ: Kimyasal Oksijen İhtiyacı  
KYH: Katı Yükleme Hızı  
ORP: Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli  
OYH: Organik Yükleme Hızı  
ÖÇÇ: Ön Çöktürme Çamuru  
TAKM: Toplam Askıda Katı Madde  
TN: Toplam Azot  
TOK: Toplam Organik Karbon  
TP: Toplam Fosfor  
UAKM: Uçucu Askıda Katı Madde  
UKM: Uçucu Katı Madde  
UYA: Uçucu Yağ Asitleri  
UZYA: Uzun Zincirli Yağ Asitleri

## 1.GİRİŞ

Arıtma çamurlarının artması; ön arıtım yöntemleri, çamur fraksiyonlarının diğer organik atıklar ile birlikte çürütülmesi, tek veya çok kademeli termofilik+mezofilik anaerobik stabilizasyon çalışmaları, çamur çürütme prosesinin enerji eldesinin ve stabilizasyon derecesinin iyileştirilmesi çalışmalarına önem kazandırmıştır. Uluslararası çalışmalarda farklı sistemlerin fizibilitesi laboratuvar ölçekli çalışmalarla yürütülmekte ise de gerçek ölçekli uygulamalar için maliyet-enerji etkinliği henüz uygulanabilir seviyede değildir. A.B.D. kaynaklı gerçek ölçekli tesislerde termofilik sıcaklık veya kademeli termofilik-mezofilik uygulaması ile çıkış biyokatı kalitesinin yükseltilmesi tercih edilmektedir (Iranpour ve ark, 2004);(Shao ve ark, 2002);(Krugel ve ark, 1998). Literatürde ise termofilik çürütücülerin kararsız işletim özelliği nedeniyle farklı sonuçlar elde edilmiştir. Mevcut anaerobik çürütücüler için öncelikli olarak orta ve üst mezofilik sıcaklık seviyesinde birincil ve ikincil çamur fraksiyonların ayrı çürütülmesinin sağlayacağı faydaların araştırılması gerekmektedir.

Atıksu arıtma tesislerinin (AAT) sayısındaki artış ve üretilen atık çamur için gereken kalite, çamurun anaerobik çürütme verimliliğini arttırmayı gerekli kılmaktadır. İÇ'nin ön işlemleri, çamurdan uçucu katıların ve patojen mikroorganizmaların giderilmesinde önemli avantajlar göstermiş ve biyogaz üretimi üzerinde de olumlu bir etkisi olmuştur; 55°C'de, 12 ve 24 saat süre ile işlem sonucunda çamur yapısının hidrolizi % 40, metan verimliliği %23 oranında ve çamur akışkanlığında genel bir iyileşme olmuştur (Carvajal ve ark, 2013). Biyokimyasal metan potansiyeli deneyleri, ikincil çamurun metan üretim potansiyelinin hafif termal ön işleme büyük ölçüde arttırılabileceğini, ön işlem sıcaklığı 100°C ve çürütme süresi 20 gün ile metan veriminin  $142,6 \pm 2,5$  mL/g UKM'ye kadar yükselebileceğini göstermiştir (Yan ve ark, 2013). İki kademeli anaerobik çürütme işleminde karışık çamur (KÇ) için termofilik + mezofilik sistemde sırasıyla 2-3 ve 10-13 günlük çamur bekletme sürelerinde tek kademeli klasik anaerobik çürütme işlemine göre patojen gideriminde A sınıfı biyokatı eldesinin mümkün olabileceği gösterilmiştir (Rubio-Loza ve Noyola, 2010).

BÇ'nin anaerobik çözünürlüğü üzerine pH'ın etkisi kesikli anaerobik reaktörlerde 20 gün ve 35°C'de incelendiğinde pH'nın kontrol edilmediği işletimde toplam katı madde (TKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) giderimi beklendiğinden daha yüksek gerçekleşmiştir (Gomec ve Speece, 2003). Buna karşın İÇ'nin pH kontrollü çürütülmesinde daha yüksek TKM ve UKM giderimi elde

edilmiştir. pH kontrolü altında BÇ'nin hidroliz ve asitleme periyodunda azalma gözlenmiştir. İÇ için ise asidojenik safha, pH korunumu ve uçucu yağ asitleri (UYA) oluşumu gözlenmemiştir. Tüm bu sonuçlar BÇ ve İÇ'nin yapısal farkının farklı anaerobik stabilizasyon özellikleri gerektirdiğini göstermektedir.

Ayrıca arıtma çamurlarının içeriğinde bulunan yağ gres içeriği maddeleri susuzlaşma kabiliyetini düşürmektedir. Bu tip çamurların ilave katkı maddeleriyle susuzlaşma seviyesinin artırılması birçok farklı madde ile literatürde çalışılmıştır (Ziels ve ark, 2016).

Yapısı ve debisi oldukça farklı BÇ ve İÇ fraksiyonlarının çamur hattında birleştirilerek yoğunlaştırma ve ardından anaerobik çürütme prosesine tabi tutulması AAT işletiminde ciddi problemlere yol açmaktadır (Tomei ve ark, 2016). Farklı yoğunlaşma özellikleri sebebiyle çamur yoğunlaştırıcı ünitesinde tasarım değerlerine ulaşamamaktadır.

### **1.1.Çalışmanın Amaç ve Kapsamı**

Bu çalışmada kentsel AAT'lerde oluşan BÇ ve İÇ fraksiyonları laboratuvar ölçekli yarı-kesikli anaerobik reaktörlerde mezofilik sıcaklıkta (35 °C), 6 farklı UKM yükleme hızında uygulanan işletme koşullarında metan üretimi, UKM giderimi ve alkalinite/UYA dengesi ve toksik H<sub>2</sub>S etkisi, yağ gres maddelerinin miktarı ve oluşan stabilize çamurun susuzlaşma kabiliyeti araştırılmıştır.

Çalışmanın ana amacı çamur fraksiyonlarının ayrı stabilizasyonunun farklı bekleme sürelerinde hem biyogaz üretimine hem de son ürün stabilize çamurun bertarafına yönelik iyileşme sağlanması ile mevcut AAT çamur hattı işletimine yönelik yeni bir model oluşturmaktır. Böylece ayrı stabilizasyonda her iki çamur fraksiyonu için avantaj ve kısıtlamalar belirlenmiştir.

### **1.2.Tezin Önemi**

BÇ ve İÇ farklı yoğunlaşma, biyolojik parçalanabilirlik ve susuzlaşma özelliklerine sahiptirler. Kentsel AAT'lerde sürekli farklı oranlarda karışarak farklı yoğunluklarda anaerobik çürütücülere gönderilmekte ve çökelmeyen çamur savaklanarak geri devirle ana hatta verilmekte ve katı madde yükünü arttırmaktadır. İki fraksiyonun karışımından dolayı çamur hattında ve ana hat arıtım ünitelerinde oluşan

problemlerin giderilmesi için ayrı sistem anaerobik stabilizasyonun çok yönlü araştırılması gerekmektedir. BÇ'nin ham protein ve yağ gres maddelerinden oluşması, yüksek UKM ve patojen içeriği ile yüksek metana dönüşüm özelliği, ayrışabilirliği kısıtlı olan İÇ'ye göre farklı bekletme sürelerinde çürütülmesi gerektiğini göstermektedir. Uygulanacak yüksek yüklemeler sonucunda ise protein maddesinin parçalanmasından oluşacak H<sub>2</sub>S ve NH<sub>3</sub> toksisitelerinin proses performansını etkilemesi muhtemel olacaktır.

Yağ gres maddeleri, atıksulara çoğunlukla yüksek seviyede karışan ve hidrofobik özellikleri sebebiyle arıtma tesislerinde partikül maddelere adsorplanarak arıtma çamurlarına geçen önemli bir kirletici grubudur. Bu maddelerin çamur yapısında bulunması, AAT ana hat biyolojik arıtımı ve çamur hattında önemli problemlere yol açmaktadır (Eddy, 1991);(Erdirençelebi ve Küçükhemek, 2015). Bu maddelerin biyogaza dönüşüm potansiyelinin yüksek olması, birincil ve ikincil çamurlarda farklı seviyelerde birikmeleri ve her iki çamur fraksiyonunun farklı yoğunlaşma özelliği sebebiyle yağ gres maddelerinin daha etkin giderimine yönelik birincil ve ikincil çamurların ayrı anaerobik stabilizasyonu ve getireceği faydaların araştırılması konusunda önemli bir boşluk bulunmaktadır ve elde edilecek çıktılar mevcut çamur hattı işletimine yönelik revizyon ihtiyacını ortaya koyacaktır. Bu maddelerin ayrı sistemde stabilizasyonu daha etkin giderim sağlayacaktır ve çürütücülere beslenemeyen ve geri devir akımları ile ana hatta dönen çamur miktarı minimize edilerek özellikle biyolojik arıtım ve son çökeltme ünitelerinde karşılaşılan işletim problemleri azaltılacaktır. Bu amaçla çamur fraksiyonlarında biyogaz oluşumunu arttıracak optimum bekleme süresi ve yükleme hızlarının belirlenmesi önem arz etmektedir.

Tez çalışmasında kentsel AAT'lerde oluşan BÇ ve İÇ fraksiyonları laboratuvar ölçekli yarı-kesikli anaerobik reaktörlerde mezofilik sıcaklıkta (35 °C) farklı yükleme hızlarında ayrı anaerobik stabilizasyon performansının ve oluşacak stabilize çamurun susuzlaşma kabiliyetinin araştırılması proses etkinliğinin arttırılmasına katkı sağlayacaktır.

Anaerobik arıtım/stabilizasyon prosesi ülkemizde yeterli seviyede bilinmemekte ve işletilememektedir. Bu konuda saha çalışmalarına katkı sağlayacaktır.

## 2.KAYNAK ARAŞTIRMASI

Bu bölümde arıtma çamurları ve biyokatı, anaerobik çamur çürütme prosesi ve proses işletimi, yağ gres maddeleri ve anaerobik sistemlerde parçalanması hakkında teorik bilgiler verilmiş bölümün sonunda konuya ilişkin literatür çalışmaları verilmiştir.

### 2.1. Arıtma Çamurları ve Biyokatı

Evsel veya endüstriyel atıksuların fiziksel, biyolojik ve kimyasal yöntemlerle arıtımı sonucu oluşan sıvı ya da yarı katı halde, kokulu, % 0,25–12 arasında katı madde içeren atıklara “arıtma çamuru” denir (Ayol ve ark, 2006). Atıksu arıtımı sırasında oluşan, çamur veya biyokatı olarak isimlendirilen katı maddelerin çevreye herhangi bir olumsuz etkisi olmaksızın bertaraf edilmeleri gerekir. Günümüzde sıvı hayvan gübresi gibi arıtma çamurlarının da değerli bir ürün olduğu bilinmektedir (Huyard ve ark, 2000). Arıtma çamurları su ve atıksu arıtma tesislerinin işletilmesi sırasında veya sonrasında oluşan bir yan ürün olarak ortaya çıkmaktadır. Arıtma işlemleri sonucunda oluşan çamurun biyolojik arıtma sistemlerinde arıtımı ve bertaraf edilmesi yaklaşık olarak toplam atıksu arıtma maliyetinin yarısını oluşturmaktadır (Yasui ve Shibata, 1994). Çamur miktarının kaynağında azaltılması, taşıma maliyetinin minimize edilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından oldukça önemlidir.

Biyokatılar, organik bakımdan zengin bir nütrienttir. Biyokatılar, evsel atık su ve atıklarının arıtımı ve stabilizasyonu sonucu bir geri dönüşüm süreci ile üretilmektedir. Bu işlem sırasında, atıksu arıtma tesislerinden gelen çamur faydalı, toprak geliştirici bir malzemeye dönüştürülür. Biyokatılar, patojenler, ağır metaller ve kimyasal maddeler için katı standartlara tabidir. Biyokatıların arıtma süreci, atık su ve arıtma çamurundan farklıdır.

Arıtma çamurlarının uygun arıtım ve bertaraf yönteminin belirlenebilmesi için çamur özelliğinin bilinmesi gerekmektedir. Atıksu arıtma tesislerinde farklı hatlar üzerinde oluşan; BÇ, İÇ ve çürütülmüş çamur olarak sıralanabilir. Sırası ile genel özellikleri aşağıda verilmiştir.

BÇ; koyu gri renkte, yoğun kokulu, besleyici yapıya sahip ve bu sebeple daha kolay çürütülebilme özelliğine sahiptir.

İÇ; kahverengi renkte, toprak kokusunda ve mikroorganizma ağırlıktadır.

Anaerobik çamur; koyu kahverengi siyah renkte çok fazla gaz içeriğine sahiptir.

EPA biyokatların kalitesini 2 sınıfa ayırmış ve her sınıf için bazı kriterlere sınırlamalar getirmiştir (USEPA, 2007).

#### A Sınıfı Biyokatı:

- Halk sağlığı açısından güvenli olmasını sağlamak için belirli ölçütleri karşılamalıdır.
- Fekal koliform <1000 MPN/g toplam kuru katı
- *Salmonella* <3 MPN /g toplam kuru katı

#### B sınıfı Biyokatı:

- Arazi uygulamaları ve deponi alanına atılmak için A sınıfından daha az arıtım gerekliliğine sahiptir.
- Çim veya ev bahçelerine uygulanan biyokatlar, patojen azaltımı için A sınıfı kriterlerine uymalıdır.

A sınıfı, patojen, metal ve kirletici konsantrasyonları için çok yüksek standartları karşılayan, arıtılmış ve stabilize edilmiş biyokatları belirtmektedir. Bir çok ülkede kapsamlı arıtım süreci ve kalitesi nedeniyle A sınıf biyokatlarını atık, atık su veya arıtma çamuru olarak görülmemekte ve arazi uygulamalarında belediyeler tarafından onaylanmamaktadır.

B Sınıfı biyokatlar, metal, patojen ve kontaminant konsantrasyonları için daha düşük bir kalite standardına sahiptir. B sınıfı biyokatlar tarım arazilerine uygulanamaz (Forster-Carneiro ve ark, 2010). Fekal koliformlar ve *Salmonella* bakterileri gibi patojen düzeylerinin analizi, Helmint yumurtaları, virüsleri ve diğer olası patojen göstergeleri, arıtılmış çamur kullanımıyla ilişkili riskleri karakterize etmek için gereklidir. Dolayısıyla, birçok ülke arıtma çamur kullanımı hakkında mevzuat geliştirmiştir. ABD'de, arıtma çamurunun kullanımı veya yok edilmesi için standartların ilan edilmesi, çamurun A sınıfı kalite için arıtılması için bir güç sağlamıştır (EPA, 1992). Aslında patojen içermeyen ve tüm kullanımlar için yetkili olan A sınıfı biyokatların aksine, B sınıf biyokatı bazı patojenler içerebilir ve ürün hasadı, hayvan otlatma ve belirli bir süre kamu erişimine ilişkin çeşitli kısıtlamalarla kullanılabilir.

Yapılan bir çalışmada primer çamurun fekal koliform içeriğini mezofilik anaerobik proses sonrası 102-104 MPN/g seviyesine azaltarak biyokatı A sınırının yaklaşık olarak sağlanabileceğini göstermiştir (Watanabe ve ark, 1997).

Bir diğerk çalışmada mezofilik proses sonrası fekal koliform giderimi açısından biyokatı B kalitesini elde ederken salmonella için Biyokatı A kalitesinde giderim elde etmiştir (Forster-Carneiro ve ark, 2010).

Bir başka çalışmada iki kademeli anaerobik çürütme işlemini karışık aktif çamur örneklerine (primer + sekonder) uygulamış, ilk aşamadaki termofilik reaktörde iki kısa çamur bekletme sürelerinde (2 ve 3 gün), ikinci kademedeki mezofilik koşulda işletilen reaktörde ise 13 ve 10 günlük çamur bekletme sürelerinde çalışmışlardır. Sonuçlar ilk kademedeki termofilik sıcaklık koşullarının 2 – 3 gün gibi kısa bekletme sürelerinde bile patojen mikroorganizma gideriminde tek kademeli klasik anaerobik çürütme işlemine göre daha etkili olduğunu ve iki kademeli sistemin A sınıfı biyokatı eldesi amacıyla kullanılabilceğini göstermiştir (Rubio-Loza ve Noyola, 2010).

## 2.2. Anaerobik Çamur Çürütme

Anaerobik çürütücü, nihai bertaraf öncesi çamurun arıtılması için uygun bir tekniktir ve çamur stabilizasyonu için bilinen en eski ve en önemli procestir (Eddy, 1991). Bu proses moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması olarak tanımlanmaktadır. Anaerobik çürüme işlemi; hidroliz, fermantasyon ve metanlaşma olmak üzere üç adımdan oluşmaktadır ve anaerobik çürüme işleminde organik maddeler biyolojik olarak parçalanarak son adımda CO<sub>2</sub> ve CH<sub>4</sub>'e dönüşmektedir (Filibeli, 1998).

Anaerobik çürütme, evsel ve endüstriyel atık suların arıtımı sonucu oluşan çamurların stabilizasyonunda kullanılmaktadır. Anaerobik parçalanma prosesindeki temel amaç organik maddenin bozulması ve parçalanması ile organik madde ve patojen azaltımının gerçekleşmesidir. Stabilizasyon esnasında birçok patojenik mikroorganizma zararsız hale getirilmektedir. Anaerobik stabilizasyon ile oluşan son ürün toprak şartlandırıcısı veya gübre olarak kullanılabilen stabil bir çamurdur (Öztürk, 2008).

Proses, anaerobik ortamda organik bileşenlerin CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>'e biyolojik olarak dönüşmesine dayanmaktadır. Bu dönüşüm birlikte işleyen, belirli biyolojik işlemde sorumlu olan çok sayıda bakteri tarafından katalizlenmektedir. Anaerobik prosesin kimyası ve mikrobiyolojisi aerobik prosteden çok daha karmaşıktır ve ayrıca, bu proses inhibe edici bileşenlere ve işletim parametrelerine daha hassastır. Anaerobik parçalanma prosesinde, organik maddenin bir kısmı enerji bakımından zengin biyogaza

dönüşmektedir. Anaerobik parçalanma, çoğunluğu doğada biyokimyasal olarak gerçekleşen sayısız reaksiyonu içermektedir.

Anaerobik parçalanma prosesi temelde üç aşamada gerçekleşmektedir. Bunlar hidroliz, asit oluşumu (asidojenesis) ve metan oluşumu (metanojenesis) aşamalarıdır (Dumlu ve ark, 2011):

1. Hidroliz: Bu safha hücrelerin dış enzimleri tarafından gerçekleştirilir. Enzimlerin etkileyen faktörler çalışma hızını da etkiler (Debik ve ark, 2008). Karbonhidratlar, proteinler ve yağlar gibi kompleks organik bileşiklerin daha basit yapılu çözümler olan şekerler, amino asitler ile uzun zincirli yağ asitleri ve gliserine dönüşümleri, fermentatif bakterilerin hücre dışı enzim salgılaması yoluyla gerçekleşmektedir. Bu basamak genel olarak hidroliz aşaması olarak tanımlanmaktadır. (Dumlu ve ark, 2011). Hidroliz basamağı, yağ veya büyük bir bölümü partiküler organik madde olan atıkların (örneğin atık çamur, hayvan atığı ve yemek atığı) arıtıldığı anaerobik parçalanma prosesleri için hız sınırlayıcı basamak olarak bilinmektedir. Bu tür atıkların arıtıldığı eski tip çürütücülerde metan üretim hızı, partiküler madde çözünme hızı ile orantılıdır (Khanal, 2011); (Dumlu ve ark, 2011).

2. Asit oluşumu: Asit üretimi aşamasında hidroliz ürünleri esas olarak asetik asite dönüştürülmektedir. Bu safhada iki farklı bakteri grubu rol aldığı için bu süreç literatürde iki aşamada ardışık gerçekleşen asidojenesis ve asetojenesis olarak isimlendirilmektedir. Asidojenesis, propiyonik ve bütirik asit gibi uçucu yağ asitlerinin üretimini içermektedir. Oluşan UYA hidrojen üreten asetojenik bakteriler tarafından asetik asit, hidrojen ve karbondioksit çevrilmektedir. Asetik asit üretim basamağı asetojenesis olarak adlandırılmaktadır. Hidrojeni kullanan bakteri grubu (hidrogenotrofik metanojenler veya homoasetojenler) tarafından hidrojenin tüketilerek, hidrojenin kısmi basıncının  $10^{-3}$  atm'in altına inmedikçe asetojenesis basamağının termodinamik açıdan uygun olmayacağı kabul edilmektedir. Ayrıca yüksek hidrojen kısmi basınçlarında propiyonat parçalanmasının kısmen inhibe olduğu belirtilmiştir (Khanal, 2011); (Dumlu ve ark, 2011).

3. Metan üretimi: Anaerobik parçalanmada özellikle yüksek konsantrasyonlarda hidrolizi yavaş gerçekleşen maddeler yoksa, hız sınırlayıcı basamaktır ve metanojenesis olarak isimlendirilmektedir. Metan, asetik asitin dekarboksilasyonu ve/veya  $H_2$  ve  $CO_2$ 'in indirgenmesi sonucunda üretilmektedir. Anaerobik parçalanmada metanın yaklaşık %30'u  $H_2$  ve  $CO_2$ 'den, %70'i asetik asitin dekarboksilasyonundan üretilmektedir.  $H_2$  ve  $CO_2$ 'den metan üreten arkeler, asetik asit kullanan arkelere oranla



çok daha hızlı çoğalmaktadır. Anaerobik parçalanmada  $H_2$  tüketen arkelerin faaliyeti nihai ürün olan metanın oluşması açısından önemlidir. Bu arkeler sayesinde  $H_2$  konsantrasyonu sürekli düşük seviyelerde tutularak sistemdeki diğer mikroorganizmaların faaliyetlerinin devamı sağlanmaktadır (Öztürk, 2008; Dumlu ve ark, 2011).

Anaerobik çamur çürütmenin diğer çamur stabilizasyon işlemlerine göre avantajları aşağıda verilmiştir (Spinosa ve Vesilind, 2001):

- Proses sonucu oluşan metan gazının kalorifik değeri yüksek olduğu için arıtma tesislerinde enerji kaynağı olması.
- Üretilen enerji tesis içinde kullanılması (ısıtıcı ve karıştırıcı).
- Ham çamurdaki katı madde gideriminin %25-50 civarında olması.
- Anaerobik çürüme sonra stabilize olmuş çamurun kokusuz ve bozunma gerçekleşmeksizin depo edilebilmesi.
- Toprak iyileştirici özellikte olabilmesi.
- Bekletme süresi uzun olduğu için patojenlerin zararsız halde bulunması.
- İnşa alanı gereksiniminin az oluşu ve işletme kontrolü gereksiniminin minimize edilebilir oluşu.

Anaerobik çamur çürütmenin bazı dezavantajları ise aşağıdaki gibidir (Spinosa ve Vesilind, 2001):

- Yüksek yatırım maliyeti gerektirmesi (pompa, çamur karışımı, ısı değiştiriciler ve kompresörler ile donatılmış büyük ve ağız kapalı tanklar).
- Metanojenlerin toksik maddelere ve çevre şartlarına karşı aşırı hassas olması.
- Çürüme sonrası oluşan üst faz suda (süpernatant) askıda katı madde, çözünmüş ve partikül organik maddeler, azot, fosfor ve diğer bileşikler bulunmaktadır.
- Bu geri devir akımı, atıksu arıtma tesisinin katı madde yükleme oranını, oksijen ihtiyacını ve besi maddesi yükünü artırması.
- Sıcaklık düşüşlerinde kinetik hızın yavaşlaması.
- Biyokütle gelişimi için adaptasyon evresi gereksinimi (uzun süre).

### 2.3. Anaerobik Çürütme Prosesini Etkileyen Faktörler

Anaerobik arıtmayı en verimli biçimde gerçekleştirebilmek için reaktörde optimum çevre şartlarını sağlamak gerekmektedir. Böylece mikroorganizmanın işlevinden en iyi şekilde yararlanılmış olur. Anaerobik çürütme prosesinde çamur bekletme süresi (çamur yaşı), hidrolik bekletme süresi (HBS), sıcaklık, alkalinite, pH, toksik maddelerin varlığı ile besi maddelerinin ve iz metallerin biyolojik olarak kullanılabilirliği en önemli çevresel faktörler olarak verilmektedir (Tchobanoglous ve ark, 2003).

#### 2.3.1. Çamur yaşı ve HBS

Anaerobik çürütücü boyutlandırılmasında en önemli parametredir. Reaktörlerde bakteriler tarafından organik maddenin parçalanması sonucu biyogaz üretimi için gereken süre olarak tanımlanır. Gerekli bekletme süresinin sağlanmasına dayanmaktadır. Hidroliz, fermantasyon ve metan üretimi reaksiyonları doğrudan çamur yaşına bağlıdır. Eğer çamur yaşı minimum çamur yasından küçük olursa bakterilerin çoğalma hızı düşer ve dolayısıyla çürütme prosesinin verimi azalır (Tchobanoglous ve ark, 2003). HBS ise metan ve sülfat bakterileri popülasyonu açısından oldukça önemlidir (Atilla, 2002). Seçilen hidrolik bekleme süresi içinde besi maddelerinin %70-80 oranında biyokimyasal reaksiyona girerek bertaraf olduğu kabul edilmektedir. Biyogaz tesislerinde işletme sıcaklığına ve seçilen proses konfigürasyonuna bağlı olarak HBS saatler ya da günler mertebesinde olabilmektedir (Öztürk, 2008).

#### 2.3.2. Sıcaklık

Anaerobik çürütücüler; psikrofilik sıcaklık aralığı 12-20°C, mezofilik sıcaklık aralığı 25-40°C ve termofilik sıcaklık aralığı 55-65°C olmak üzere üç farklı sıcaklık aralığında çalıştırılabilmektedir. Termofilik şartlarda gaz üretim hızı artmasına rağmen gerekli olan ısıtma enerjisinin maliyeti yüksektir. Kararlı halde işletimi daha zordur. Bu nedenle biyogaz tesislerinde genellikle 35-37°C aralığındaki mezofilik koşullar tercih edilmektedir. Reaktörlerdeki sıcaklığın ani olarak değişmesi gerek asetojen gerekse metan bakterilerinin faaliyetlerini olumsuz yönde etkilemektedir. Anaerobik proseste metanojenlerin asetojenlere oranla sıcaklık hassasiyeti daha yüksektir (Speece, 1983); Dumlu ve ark, 2011). Yavaş olan sıcaklık değişimlerine mikroorganizmalar adapte

olurlar, ancak ani sıcaklık değişimleri mikroorganizmalar üzerinde inhibisyon etkisi yapar. Bu yüzden anaerobik proseslerin  $\pm 2$  °C aralığında çalıştırılması gerekir.

Yeni geliştirilen sistemlerde, mezofilik ve termofilik çürütmenin farklı aşamalarındaki kombinasyonu kullanılmaktadır. Metanojenler sıcaklık değişimlerine duyarlı olduklarından işletme sıcaklıklarının seçimi kadar, sabit bir işletme sıcaklığının sürdürülmesi de önemlidir (Tchobanoglous ve ark, 2003).

### 2.3.3. Alkalinite

Alkalinite amurun tamponlama kapasitesini gösterir. Anaerobik parçalanma proseslerinde alkalinite 1000–5000 mg CaCO<sub>3</sub>/L aralığında değişmektedir (Tchobanoglous ve ark, 2003). Anaerobik parçalanma prosesinde metabolik alkalinite olarak adlandırılan alkalinite kaynakları mevcuttur. Protein gibi azotlu organik bileşiklerin parçalanmasından açığa çıkan amonyum oranına bağlı olarak metabolik alkalinite oluşmaktadır. Ayrıca, anaerobik metabolizma sırasında sülfat ve sülfidin indirgenmesinden de metabolik alkalinite oluşmaktadır. Bu nedenle anaerobik parçalanmada pH kontrolü için ihtiyaç duyulan alkalinite açısından azotlu organik bileşiklerin, sülfatlı bileşiklerin ve UYA'nın konsantrasyonu önemlidir (Speece, 1983). Anaerobik parçalanma sistemlerinin stabilitesi UYA/Alk oranı ile belirlenmektedir. Reaktörün işletilmesi esnasında UYA/Alk oranı 0.1 değerini aşmamalıdır. Ortam pH'sının düşmesi ve alkalinitenin azalması durumunda, sistem alkalinitesinin arttırılması gereklidir (Tchobanoglous ve ark, 2003).

### 2.3.4. pH

Anaerobik arıtmada proses kontrol parametresidir. Metan bakterileri ancak belirli bir pH aralığında (6,3-7,8) büyük bir hızla oğalabildiğinden anaerobik ürütücü içindeki pH değeri ve stabilitesi önemlidir. Anaerobik ürütmede genel olarak, pH 6,0–8,5 aralığında gerçekleşmektedir.

Anaerobik parçalanmayı katalizleyen popülasyondaki her bir grubun optimum pH değeri birbirinden farklıdır. Asidojenlerin optimum pH'sı 5,5–6,5 iken, metanojenler için nötral pH optimum olmakla birlikte pH 7,8–8,2 aralığında yaşamlarını devam ettirebilmektedirler (Khanal, 2011).

Anaerobik reaktörde UYA birikimi sonucunda ortam pH'sı düşme eğilimi göstermektedir. Ortam pH'sının düşmesiyle metanojenler inhibe olmaktadır. Anaerobik reaktör içerisinde oluşan organik asitler ve karbondioksit pH'yı düşürürken, amonyak ve sülfid üretimi pH'yı yükseltmektedir (Türker ve Pakmaya, 2008). pH 8,2'den büyük değerlere ulaştığında metanojenik aktivitenin iyonize olmamış amonyak tarafından engellendiği düşünülmektedir.

Anaerobik reaktörün işletmeye alınması ve aşırı yükleme gerçekleştirilmesi durumunda pH 6,6'nın altına düşmektedir (Dumlu ve ark, 2011).

Asidojenik popülasyon düşük veya yüksek pH değerlerine daha az duyarlı olduğundan pH değişimi durumunda metanojenik fermantasyondan daha etkin duruma gelir ki bu durum stabilizasyonun tamamen durması ile sonuçlanır (Van Haandel ve Lettinga, 1994).

### 2.3.5. UYA

Anaerobik reaktörlerin stabilitesini en çok etkileyen faktörlerden biri asidojen bakterileri tarafından üretilen UYA'ların sistemde birikmesi ile yüksek konsantrasyonlara ulaşmasıdır. Literatürde asetik asitin çok az inhibisyon etkisi olduğu ancak propiyonik asitin spesifik konsantrasyonlarının anaerobik çürütme prosesi üzerinde toksik etkileri olabileceği ifade edilmektedir. pH 6.0'ın altına düştüğünde asidojenik aktiviteler daha baskın olacağından UYA'lar metana dönüştürülemez ve anaerobik prosesi durdurabilir. Yapılan son araştırmalar UYA inhibisyon etkisinin asit moleküllerinin çözünür formda olup olmasına bağlı olduğunu göstermektedir. Düşük pH'larda ortamda UYA çözünmeyen formları bulunacağından metan üretimi gerçekleşmemektedir. Anaerobik reaktörlerde UYA konsantrasyonunun genellikle 8-300 mg/L olması beklenir (Spinosa ve Vesilind, 2001).

### 2.3.6. Amonyak

Anaerobik çürütücülerde protein bileşiklerinden süratle amonyak oluşturulur. Serbest amonyak ( $\text{NH}_3$ ), amonyum iyonlarından ( $\text{NH}_4^+$ ) çok daha fazla toksik etki yaratır. Serbest amonyağın ve amonyum iyonlarının konsantrasyonları pH ile değişir.  $\text{NH}_3$  toksisite eşik seviyeleri pH 8'in üzerindeki değerlerde çok artar.  $\text{NH}_4^+$  -N iyonları 1500 mg/L'ye kadar tolere edilebilirken,  $\text{NH}_3$  80 mg/L'nin altında tutulmalıdır. Ancak

kararlı işletmelerde  $\text{NH}_3$  konsantrasyonunun aklımasyon ile 8000 mg/L'ye kadar çıktığı gözlenmiştir (Spinosa ve Vesilind, 2001).

### 2.3.7. Toksisite

Anaerobik mikroorganizmalar, atıksuda bulunan toksik maddeler ve proses süresince mikroorganizmaların ürettikleri metabolik yan ürünler tarafından inhibe olabilmektedir. Amonyak,  $\text{H}_2\text{S}$ , ağır metaller, halojenli bileşikler ve siyanür ile anaerobik proste oluşabilecek UYA, sülfıt ve amonyak gibi yan ürünler inhibisyona neden olabilecek nitelikteki maddelerdir. Bununla birlikte anaerobik mikroorganizmalar adaptasyonla toksik maddelerin belirli konsantrasyonlarını tolere edebilme yeteneğine sahiptirler (Khanal, 2011); (Türker ve Pakmaya, 2008); (Dumlu ve ark, 2011). Mineral iyonlar, ağır metaller ve deterjanlar anaerobik tesislerde, mikroorganizmaların büyümelerini engelleyerek toksik etki yapmaktadırlar. Az miktarda mineral iyonlar (sodyum, potasyum, kalsiyum, magnezyum, amonyum ve kükürt) bakterilerin büyümeleri geliştirirken ağır metaller ve amonyak bakteriler üzerinde toksik etki yapmaktadır. Benzer şekilde bakır, nikel, krom, çinko, kurşun gibi ağır metaller çok düşük konsantrasyonlarda bakterilerin gelişmesinde olumlu etki, yüksek konsantrasyonlarda ise toksik etkisi yapmaktadırlar (Dumlu ve ark, 2011).

### 2.3.8 $\text{H}_2\text{S}$ kontrolü

Anaerobik proste üretilen biyogazın %60-75  $\text{CH}_4$ , %25-40  $\text{CO}_2$ , az miktarda  $\text{H}_2\text{S}$  ve diğer gaz bileşenleridir. Bu bileşenlerden özellikle  $\text{H}_2\text{S}$  istenmeyen zararlı bir gazdır. Sülfatların indirgenmesi ve proteinlerin parçalanması sonucu ortaya çıkan  $\text{H}_2\text{S}$  hem toksik hem de korozif niteliktedir. Özellikle metan bakterileri için toksik bir maddedir. Sistemde  $\text{H}_2\text{S}$  miktarı 200 mg/L aştığı durumlarda metan üretiminin durduğu bilinmektedir (Debik ve ark, 2008). Ayrıca, gazdaki  $\text{H}_2\text{S}$  istenmeyen kötü kokulara neden olmaktadır. Biyogazın yakılması durumunda  $\text{H}_2\text{S}$ 'nin  $\text{SO}_2$ 'ye oksitlenmesi ile koku problemi azalmaktadır. Ancak, bu durumda da hava kirletici parametre olan  $\text{SO}_2$  oluşmaktadır. Bu nedenle, biyogaz tesislerinde  $\text{H}_2\text{S}$  ölçülmeli ve kontrol altında tutulmalıdır. Daha kaliteli biyogaz ve sağlıklı ekipmanlar için oluşan biyogaz içerisinde  $\text{H}_2\text{S}$ 'in desülfürizasyon ünitesi ile giderimi sağlanabilir.

## 2.4. Anaerobik Çamur Çürütücü Tipleri

Anaerobik çamur çürütme prosesleri temelde yüksek hızlı, düşük hızlı ve iki kademeli anaerobik çamur çürütücüler olmak üzere 3'e ayrılmıştır. Yaygın olarak yüksek hızlı anaerobik çamur çürütücü kullanılmaktadır. Sıcaklık, mezofilik (35-40 °C) veya termofilik (50-60 °C) seviyede uygulanmaktadır.

### 2.4.1. Mezofilik anaerobik çürütücüler

Mezofilik anaerobik çamur çürütücülerin tek kademeli-yüksek hızlı, iki kademeli ve ayrı çamur çürütücüler olmak üzere başlıca üç tip uygulaması vardır. Literatürde çürütücü tipleri için kullanılan "yüksek hızlı" ve "standart hızlı" terimler bakteriyel aktivite hızını değil çürütücüye uygulanan organik madde yüklemesini ifade etmektedir (Atilla, 2002).

Standart hızlı çamur çürütücüler geniş tank hacimlerine ihtiyaç duyduğundan ve yeterli karışımın sağlanamaması nedeniyle nadiren kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve ark, 2003).

Tek basamaklı-yüksek hızlı çürütücü ısıtma, karıştırma ekipmanları, üniform besleme, besleme akımının yoğunlaşması tek basamaklı-yüksek hızlı çürütme prosesini karakterize etmektedir. Bu tip proseste üst faz su (süpernatant) ayırımı yoktur ve toplam katı madde %45-50 oranında azaltılarak gaz olarak atılmaktadır. Dolayısıyla çürümüş çamurun katı madde konsantrasyonu yarı yarıya azalmış olur (Tchobanoglous ve ark, 2003).

İki kademeli çürütmede, bir yüksek hızlı çürütücü ikinci bir tank ile seri olarak birleştirilir. İlk tank ısıtılarak ve karıştırılarak çürütme amaçlı kullanılırken ikinci tank genellikle ısıtılmaz ve esas olarak depolama amaçlı kullanılır. Anaerobik olarak çürütülen çamurlar iyi çökmediği için, ikinci tanktan çekilen üst faz suyu yüksek konsantrasyonda askıda katı madde içerebilir. Zayıf çökeltme karakteristiği ilk çürütücüdeki çürüme prosesinin tamamlanmamasına ve sonrasında ikinci tankta gaz ve yüzen katıların oluşumuna neden olur (Tchobanoglous ve ark, 2003).

Ayrı çamur çürütücü yerine birçok atıksu arıtma tesisinde ön çökeltme ve biyolojik atık çamurların karıştırılarak çürütülmesi uygulanmaktadır. Fakat çürütülmüş ön çökeltme çamurun katı-sıvı faz ayırımı biyolojik atık çamurun çok az miktarlarda ilavesinde bile zorlaşabilir.

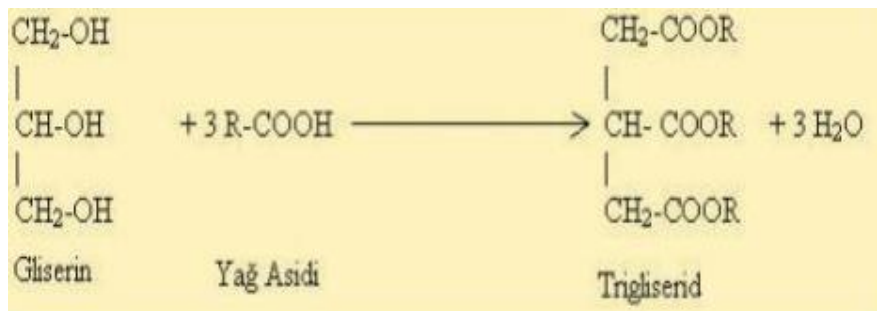
Ayrı çamur çürütme sistemlerinde birincil ve biyolojik atık çamurlar ayrı tanklarda çürütülerek ön çökeltme çamurun susuzlaştırma karakteristiği artırılabilir ve çürütme için optimum proses koşulları sağlanabilir. Ancak fosfor giderimin yapıldığı biyolojik arıtma sistemlerden oluşan çamurların anaerobik çürütücülerde fosforun yeniden çözünür hale gelmesi nedeni ile bu çamurların aerobik çürütülmesi tercih edilir (Tchobanoglous ve ark, 2003).

#### 2.4.2. Termofilik anaerobik çürütücüler

Termofilik çürüme, termofilik bakteriler için uygun koşullar olan 50 ve 75°C arasındaki sıcaklıklarda gerçekleşir. Biyokimyasal reaksiyon hızları sınırlandırıcı bir sıcaklığa ulaşıncaya kadar her 10°C’de iki kat arttığı için termofilik çürüme mezofilik çürümeye göre daha hızlıdır. Termofilik çürüme, katı madde ve bakteriyel giderimi artırır ve susuzlaştırma işleminin iyileşmesini sağlar. Termofilik çürütmenin dezavantajları ise, ısıtma için yüksek enerji ihtiyacı, üst faz su (süpernatant)’da yüksek çözünmüş katı madde konsantrasyonu, koku ve proses stabilitesinin az olmasıdır. Hatta termofilik çürümede mezofilik çürümede olduğundan daha fazla patojen giderimi olduğu halde ABD yönetmeliklerinde çamur keklerinin arazi uygulamasında patojen giderimi için termofilik çürütme tavsiye edilmemektedir (Tchobanoglous ve ark, 2003).

#### 2.5. Yağ-Gres Maddeleri

Yağlar, en genel tanımlamayla organik asitlerle alkollerin yaptıkları esterlerdir. Suda ayrı faz yapmaları ve organik çözücülerde çözünmeleri ile bilinmektedirler. Aşağıdaki denklemde bir poliol olan gliserin ile bir yağ asidinin esterifikasyon ürünü ifade edilmiştir.



Şekil 2.1. Trigliserid şeklindeki bir yağ molekülü (YTU, 2018)



Şekil 2.2. Bir yağ molekülü (YTU, 2018)

Her bir yağ molekülünde 3 yağ asidi (oleik asit) ve bu yağ asitlerine bağlı bir tane de gliserol görülmektedir. Burada olduğu gibi her zaman 3 tip yağ asidi gliserole bağlanmak zorundadır. Bazı zamanlarda gliserollere 1 ya da 2 tane yağ asidi bağlanmasıyla da yağlar oluşur. Ayrıca farklı alkollere yağ asitlerinin bağlanması ile de yağlar oluşmaktadır.

Yağ ile gres genelde birlikte anılır. Yağ ve gres esas olarak aynı maddeden oluşmakla beraber; gres, içindeki yağ ve diğer additifler aynı olmakla beraber bunların dışında ısı ve ezilme gibi yıpranmalara karşı dış mukavemetin artırılması için içine kısmi olarak yoğunluğunu artıracak maddeler katılmaktadır. Akışkan bir yağ ile kalınlaştırıcı bir maddenin, katı ile yarı akışkan arasında yapı değişikliği gösterdiği bir yağdır. Literatürde yağ ve gres kavramının sürekli şekilde FOG (YGL) şeklinde, yağların özelliklerine bağlı olarak bir sınıflandırma söz konusu olmuştur. Bu kısaltmada Fats (Doymuş ve uzun zincirli katı yağlar), Oils (Doymamış ve bitkisel yağlar), ve Greases (Gresler) şeklindedir.

### 2.5.1. Yağ-Gres maddelerinin parçalanması

Lipid maddesinin parçalanması ile gliserol ve yağ asitleri oluşur. Yağ asitleri, çift ve tek karbon sayılı olanlar, sırasıyla atomlu asetil CoA (asetik asit) ve asetil CoA+propiyonil CoA moleküllerine dönüşürler (Abeles ve ark, 1992). Reaksiyon heterotrofik bakteri tarafından hem aerobik hem de anaerobik şartlarda gerçekleştirilir (Denklem 2.1 ve 2.2).





Yağ içeriği yüksek atıkların anaerobik çamur çürütücülere katılması ile elde edilecek biyogaz artışı konusunda çeşitli çalışmalar yürütülmektedir. Yağ ve gresler, anaerobik parçalanmaya özellikle dirençlidirler.

Yağ, gres ve UYA, yüzey aktif maddeler olarak, hidroksillenmiş ve çapraz-bağlanmış yağ asitleri, glikolipidler, lipoproteinler, fosfolipid ve polisakkarit-lipid kompleksleri ise mikroorganizmaların metabolik aktiviteleri sonucu oluşan biyolojik yüzey aktif maddeler olarak tanımlanmaktadır (Kosaric, 1992);(Ron ve Rosenberg, 2002);(Nitschke ve Pastore, 2006). Bu maddeler anaerobik çürütücülerde bolca mevcuttur ve daha küçük ve basit moleküllü bileşiklere parçalanmaktadır (Gerardi, 2003).

Lipidler suda çözünmeyen çok yüksek hidrofobik özelliğe sahip organik moleküllerdir ve bu sayede çamurdaki katı partiküllere bağlanırlar. Evsel ve endüstriyel atıksularda ve sonrasında çamurda en çok rastlanan lipidler katı yağlar (fat) ve sıvı yağlardır (oil). Anaerobik çürütücüye giren yağlar hidroliz sonucu gliserol ve yağ asitlerine ve sonuçları organik asitlere dönüşürler (Gerardi, 2003).

Katı ve sıvı yağlar primer çamurda kuru maddenin yaklaşık %6.4-14.8 seviyesinde bulunurken anaerobik çürütücülerde ve fazla biyolojik çamurda sırasıyla %2.4-9.0 ve 0.8-2.52 kuru madde olarak belirlenmişlerdir (Gonzales ve ark, 2003).

YGL maddeleri içeriği arıtma çamurlarının susuzlaşma kabiliyetini düşürmektedir. Bu tip çamurların ilave katkı maddeleriyle susuzlaşma seviyesinin artırılması birçok farklı madde ile literatürde çalışılmıştır (Ziels ve ark, 2016).

## 2.6. Literatür Özeti

Mezofilik sıcaklık aralığı 30-40 °C anaerobik çürütücüler için benimsenmiştir fakat uygulanan sıcaklık çoğunlukla 35-36 °C olarak gerçekleşmektedir. Anaerobik çürütücüler için termofilik sıcaklık aralığı 50-60 °C ise organik katıların giderim oranının artması, katıların sıvı ayırımının iyileştirilmesi ve patojen organizmaların gideriminin artması gibi çeşitli avantajlar gösterir (Rimkus ve ark, 1982). Bununla birlikte, termofilik anaerobik çürütücünün kullanımı, zayıf süpernatant kalitesi ve yüksek propiyonat konsantrasyonları ile ilgili zayıf işletim stabilitesi gibi bazı dezavantajlar nedeniyle sınırlı olmuştur.

Önceki araştırmalara göre, termofilik mikroorganizmaların mezofilik bakterilere kıyasla daha yüksek substrat kullanımı ve büyüme oranları ve daha yüksek bozunma

oranı ile karakterize oldukları gösterilmiştir (Kugelman ve Guida, 1989). Birkaç araştırmacı tarafından yapılan araştırmalar, termofilik sistemlerin mezofilik sistemlere kıyasla daha yüksek organik yüklemeye elverişli olduğunu ve daha yüksek spesifik büyüme hızına sahip olduğunu göstermiştir. Bu mikroorganizmaların birim miktarındaki substrat başına verimi daha düşüktür.

EPA tarafından sınıflandırılan A sınıfı biyokatılar esas olarak patojen içermezler ve uygulama alanlarına hiçbir kısıtlama getirmezler. Mezofilik anaerobik çürütücü, yeterli yüksek sıcaklığa ulaşamamasından dolayı A sınıfı biyokatıların kriterlerini karşılamamaktadır. Termofilik anaerobik çürütücü, A sınıfı biyokatıların üretilmesi için kanıtlanmış yöntemlerden biridir.

Genel olarak, arıtma çamurunun mezofilik anaerobik çürütülmesi, termofilik çürütülmesi ile karşılaştırıldığında, daha az enerji gereksinimi ve işletimin daha yüksek stabilitesi nedeniyle daha yaygın olarak kullanılır. Bununla birlikte, termofilik anaerobik çürütücü süreci, genellikle, hızlandırılmış biyokimyasal reaksiyonlar, mikroorganizmaların daha yüksek büyüme hızı ve daha düşük hidrolik tutulma zamanlarında artışa uğramış metanojenik potansiyel ile hızlandırılmış türler arası hidrojen transferi ile karakterizedir.

Ayrıca, termofilik işlemin geliştirilmiş hijyenizasyon etkisi, özellikle insanlardan ve hayvanlardan kaynaklanan patojenlerin giderilmesi için AB politikasıyla uyumludur; arıtma çamurunun termofilik anaerobik çürütülmesinin, sonraki arazi uygulaması için uygun olan EPA A sınıfı biyokatıları oluşturabileceği bildirilmiştir.

### **2.6.1. Farklı çamur fraksiyonları üzerine çalışmalar**

Literatürde özellikle BÇ'nin fermantasyonu arttırdığı ve tam ölçekli uygulamada İÇ ile karıştırılarak yarı-kesikli reaktör ile arıtımın daha uygulanabilir olduğu ifade edilmiştir. Ayrıca birçok çalışmada AAT'nin anaerobik çürütücülerinin veriminin artırılması amacıyla arıtma çamuruna farklı ön arıtma metotları uygulanmıştır (Sundin, 2008).

BÇ'nin dezentegrasyonu sonucunda daha yüksek gaz üretimi gerçekleşmiştir. Bunun nedeni, BÇ'nin yüksek yağ ve kolay ayrışabilir organik maddeler içermesidir.

Çamur bileşenleri ile ilgili yapılan bir çalışmada; ısıt arıtımın çamur bileşenleri (proteinler, karbonhidratlar, lipidler) üzerindeki etkilerini incelemişlerdir (Bougrier ve ark, 2007). Yapılan çalışmada, çamur 190°C'de arıtıldıktan sonra lipid, karbonhidrat ve

proteinlerin parçalanma verimliliği sırasıyla %67'den %84'e, %56'dan %82'ye ve %35'den %46'ya yükselmiştir. Ayrıca, ön arıtım sayesinde metan üretimi %25 oranında artırmıştır.

Farklı çamur türleriyle ilgili çalışmalarda anaerobik çürütülme esnasında UKM ve canlı biyokütle miktarlarını ölçmüşlerdir (Arnaiz, 2006). Çamur çürütme prosesinde UKM giderimi gerçekleştiğinde biyokütlenin de stabilize olduğu düşüncesinin aksine biyokütle stabilizasyonu gerçekleşmiş olmasına rağmen UKM gideriminin hala sürüp süremeyeceğini saptamaya çalışmışlardır. Sonuç olarak İÇ esas olarak biyokütleden oluşurken, BÇ'nin çok daha az biyokütle içerdiği ve bu sebeple daha uzun süreli aklimasyona ihtiyaç duyabileceği sonuçlarına ulaşılmıştır. Ayrıca İÇ'un İÇ'dan daha fazla (yaklaşık 3 kat) biyolojik olarak parçalanabilir kısmı olduğu, biyolojik çamurda ölüm prosesi sonunda kalan ürünlerin ve diğer hücre kalıntılarının, BÇ'de ise selüloz ve diğer bileşenlerin inert fraksiyonu oluşturduğu sonuçlarına ulaşılmıştır.

### **2.6.2. Termofilik ve mezofilik sistemler üzerine çalışmalar**

Sıcaklık üzerine literatürde birçok çalışma bulunmaktadır. Bir çalışmada evsel BÇ'nin anaerobik çürütülmesinde, mezofilik sıcaklıkta (35°C) pH'ın etkisi araştırılmıştır (Gomec ve Speece, 2003). Çamurdaki çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacının (ÇKOİ) ve UYA üretimleri için sürekli tam karışimli reaktörlerin performansı incelenmiştir. Bu amaçla pH kontrolsüz ve pH kontrollü 2 set oluşturulmuştur. pH kontrollü sette asidifikasyon ve metan fazlarını ayırabilmek için 2 ayrı (asidifikasyon ve metan reaktörleri) reaktör işletilmiştir. Asidifikasyon ve metan fazlarının ayrılmasıyla çözünemeyen kalıntı katı maddelerin ayrı dispersiyonları asit üretilen reaktörde gerçekleşmiş ve metan üretimin olduğu reaktöre geçişleri engellenmiştir. Ayrıca, metan üretilen reaktörde çamur bekletme süresinin artırılması ile yavaş gelişen metanojenlerin muhafaza edildiği belirtilmiştir. Dolayısıyla, BÇ'nin anaerobik çürümeyi arttırdığı ileri sürülmüştür.

İki sistemin farkını ortaya koyan başka bir çalışmada; mezofilik ve termofilik anaerobik çürütme prosesleri arasındaki farklar ile BÇ ve İÇ anaerobik çürütülmesine 70°C'de uygulanan ön arıtmanın etkisini incelemişlerdir (Gavala ve ark, 2003). 37°C ve 55°C sıcaklıkta işletilen iki ayrı reaktöre bir evsel AAT'den alınan BÇ ve İÇ karışımı ilave edilmiş ve reaktörler kesikli olarak 20 günlük bekletme süresinde işletilmiştir. Reaktörlerdeki çamur stabilizasyonu 2 ay sonunda gerçekleşmiştir. Araştırmacılar,

spesifik işletme koşullarında mezofilik ve termofilik reaktörlerin karakterlerinin birbirine benzediğini, her iki reaktörde de aynı KOİ giderimi ve metan üretiminin olduğunu ifade etmişlerdir. Ayrıca termofilik çürütmenin ürün ve/veya substrat inhibisyonundan yüksek derecede zarar gördüğünü ileri sürmüşlerdir. Ham çamurla beslenen asidojenik ve metanojenik bakterilerin aktivitelerinin termofilik koşullarda 20 günlük bekletme süresinde mezofilik koşullara göre sırasıyla, 1,8 ve 1,6 kez daha yüksek olduğunu gözlemlemişlerdir. Dolayısıyla, termofilik anaerobik çürütmenin organik madde giderimi ve metan üretimi açısından mezofilik prosese göre daha etkin olduğu sonucuna ulaşmışlardır. 70°C sıcaklıkta yürütülen ön arıtmanın etkisinin gözlenmesi için BÇ'nin mezofilik ve termofilik çürütülmesi ile İÇ'un mezofilik ve termofilik çürütülmesi olacak şekilde toplam 4 adet kesikli deney yürütülmüştür. Çamurlara sırasıyla 0., 1., 2., 4. ve 7. günlerde ön arıtma uygulanmıştır. Ön arıtmanın BÇ'nin termofilik çürütülmesinde metan potansiyeli ve üretiminde çok olumlu etkileri olduğu gözlenmiştir. Metan üretimi en çok İÇ'un termofilik ve mezofilik çürütülmesinde ön arıtma ile olumsuz etkilenmiştir. Ancak metan potansiyelinin sadece İÇ'nin mezofilik çürütülmesinde olumlu etkilendiği belirtilmiştir. Efektif ön arıtma sürelerinin BÇ için termofilik ve mezofilik çürütmede sırasıyla 2 ve 4 gün iken İÇ için termofilik ve mezofilik çürütmede sırasıyla 4 ve 7 gün olduğu gözlenmiştir. Bu çalışmanın en önemli sonucu olarak ön arıtma süresinin ve sıcaklığın etkisinin çamurun BÇ, İÇ veya her ikisinin karışımı olmasına ve karışım olması durumunda karışımın oranına bağlı olduğu bulunmuştur.

Başka bir çalışma iki kademeli anaerobik çürütme işlemini karışık aktif çamur örneklerine (ön çökeltim + son çökeltim) uygulamış, ilk aşamadaki termofilik reaktörde iki kısa çamur bekletme sürelerinde (2 ve 3 gün), ikinci kademedeki mezofilik koşulda işletilen reaktörde ise 13 ve 10 günlük çamur bekletme sürelerinde çalışmışlardır (Rubio-Loza ve Noyala., 2010). Sonuçlar ilk kademedeki termofilik sıcaklık koşullarının 2 – 3 gün gibi kısa bekletme sürelerinde bile patojen mikroorganizma gideriminde tek kademeli klasik anaerobik çürütme işlemine göre daha etkili olduğunu ve iki kademeli sistemin A sınıfı biyokatı eldesi amacıyla kullanılabileceğini göstermiştir.

Anaerobik çürütme proselerinde, daha yüksek stabilizasyon derecelerine ulaşmak ve daha kısa bekletme sürelerinde işletim sağlayabilmek için iki kademeli (Termofilik/mezofilik) çürütme işlemleri bir alternatif olarak karşımıza çıkmaktadır.

Bir başka çalışmada termofilik şartlar altında tek kademeli anaerobik çamur çürütme işlemi ile iki kademeli (termofilik çürütme sonrasında mezofilik çürütme) anaerobik çürütme işlemi katı madde indirgenmesi ve metan üretimi açısından karşılaştırmıştır (Erden ve Filibeli, 2011). Çamurun en yüksek katı madde giderimi termofilik şartlar altında işletilen reaktör içinde gerçekleştirilmiş olup; mezofilik sıcaklık koşulunda gerçekleştirilen ikinci kademe çürütme, daha fazla katı madde giderimine sebep olmamakla birlikte daha fazla metan üretimine olanak sağlamıştır.

Farklı bir çalışmada, mezofilik şartlar altında işletilen klasik anaerobik çürütücü reaktör, yüksek sıcaklıkta (65 °C'de) işletilen aerobik sistem ile birleştirilmiş, sistem yarı kesikli olarak 44 günlük çamur bekletme süresinde 180 gün süreyle işletilmiş; sonuçlar bu sisteme paralel olarak işletilen klasik anaerobik çürütücünden elde edilen sonuçlar ile karşılaştırılmıştır (Dumas ve ark, 2010). Bileşik işletilen sistemde klasik sisteme oranla çamur çözünürlüğü artmış ve %30 oranında daha fazla KOİ giderimi elde edilmiştir.

Yapılan farklı bir çalışmada mezofilik ve termofilik şartlar altında işletilen anaerobik çürütücülerin verimliliklerini karşılaştırmıştır (Ucisik ve Henze, 2008). Sırasıyla 20 ve 15 gün boyunca işletilen mezofilik ve termofilik reaktörlerde, en yüksek verimler mezofilik şartlarda işletilen çürütücüde gözlenmiştir.

Mezofilik ve termofilik çürütücüler için sırasıyla katı madde giderimi %28,7 ve %27,4, uçucu katı madde giderimi %40,6 ve %37, KOİ giderimi %42,4 ve %37,2 olarak tespit edilmiştir. Biyogaz üretimi ve susuzlaştırılabilirlik açısından da mezofilik çürütücülerden daha yüksek verim elde edilmesine rağmen, mikrobiyolojik açıdan indikatör gideriminde termofilik reaktörlerin daha etkili olduğu belirlenmiştir (Astals ve ark, 2012).

### **2.6.3.Yağ-gres maddeleri**

Lipidler suda çözünmeyen çok yüksek hidrofobik özelliğe sahip organik moleküllerdir ve bu sayede çamurdaki katı partiküllere bağlanırlar.

Evsel ve endüstriyel atıksularda ve sonrasında çamurda en çok rastlanan lipidler katı yağlar (fat) ve sıvı yağlardır (oil). Anaerobik çürütücüye giren yağlar hidroliz sonucu gliserol ve yağ asitlerine ve sonuçları organik asitlere dönüşürler (Gerardi, 2003). Katı ve sıvı yağlar primer çamurda kuru maddenin yaklaşık %6,4-14,8 seviyesinde bulunurken anaerobik çürütücülerde ve fazla biyolojik çamurda daha düşük

yüzdelerde belirlenmişlerdir (sırasıyla %2,4–9,0 ve 0,8–2,52 kuru madde) (Gonzales ve ark, 2003). Lipidlerin anaerobik çürütücülerde proteinlerden daha hızlı kullanıldığını ve başlangıç konsantrasyonundan bağımsız olarak denge değerine düşürüldüğü belirlenmiştir.

Yağ içeriği yüksek atıkların anaerobik çamur çürütücülere katılması ile elde edilecek biyogaz artışı konusunda çeşitli çalışmalar yürütülmektedir.

Yağ-gres maddesinin anaerobik çürütme prosesinde oluşturduğu ara ürünler (uzun zincirli yağ asitleri (UZYA)) bakteri üzerinde toksik etki oluşturmaktadır, toksik etki UZYA tipine, sıcaklık seviyesine ve mikrobiyal popülasyona göre değişmektedir. Sırasıyla azalan etkide olmak üzere oleik, palmitik ve stearik asitler en yüksek toksisiteye sahip yağ asitleri olarak belirlenmiştir (Silvestre ve ark, 2011). Yaptıkları lab-ölçekli (CSTR) termofilik çürütme çalışmasında arıtma çamurları ile birlikte 3 farklı seviyede (%12, 27 ve 37% KOİ) yağlı atık yüklemesi (ön arıtımda oluşan) gerçekleştirmişler ve ilk iki seviyede 2,2 ve 2,8 kg KOİ m<sup>-3</sup>.g<sup>-1</sup> OYH hızında metan oluşumunda 1,2 ve 2,2 kat artış elde etmişlerdir. Üçüncü seviyede işletimde ise metan üretiminde kararsızlık ve UZYA birikmesi gerçekleşmiş ve çıkış suyundaki artış susuzlaştırma kabiliyetini düşürmüştür. Spesifik metanojenik aktivite deneyinin sonuçlarına göre asetoklastik aktivite artış gösterirken, hidrojenotrofik aktivite düşüş göstermiştir. UZYA'ne toleransın daha çok geliştirilmesi için lipid içerikli maddelerin düşük hızda arttırılarak eklenmesi önerilmiştir. Yağlı atıkla arıtma çamurunun biyo ayrışabilirliği termofilik sıcaklıkta gerçekleştirilmiş ve arıtma çamuruna göre 7 kat kirletici yüküne sahip yağlı atığın bünyesinde mevcut UZYA'ların %50'sini oleik asit ve %17-18'ini de linoleik ve palmitik asitin oluşturduğunu belirlemişlerdir. Arıtma çamurunda ise en fazla oleik asitin, daha sonra miristik ve linoleik asitlerin baskın türler olduğu belirlenmiştir.

Yağ, gres ve UYA, yüzey aktif maddeler olarak, hidroksillenmiş ve çapraz-bağlanmış yağ asitleri, glikolipidler, lipoproteinler, fosfolipid ve polisakkarit-lipid kompleksleri ise mikroorganizmaların metabolik aktiviteleri sonucu oluşan biyolojik yüzey aktif maddeler olarak tanımlanmaktadır (Kosaric, 1992); (Ron ve Rosenberg, 2002); (Nitschke ve Pastore, 2006). Bu maddeler anaerobik çürütücülerde bolca mevcuttur ve daha küçük ve basit moleküllü bileşiklere parçalanmaktadır (Gerardi, 2003).

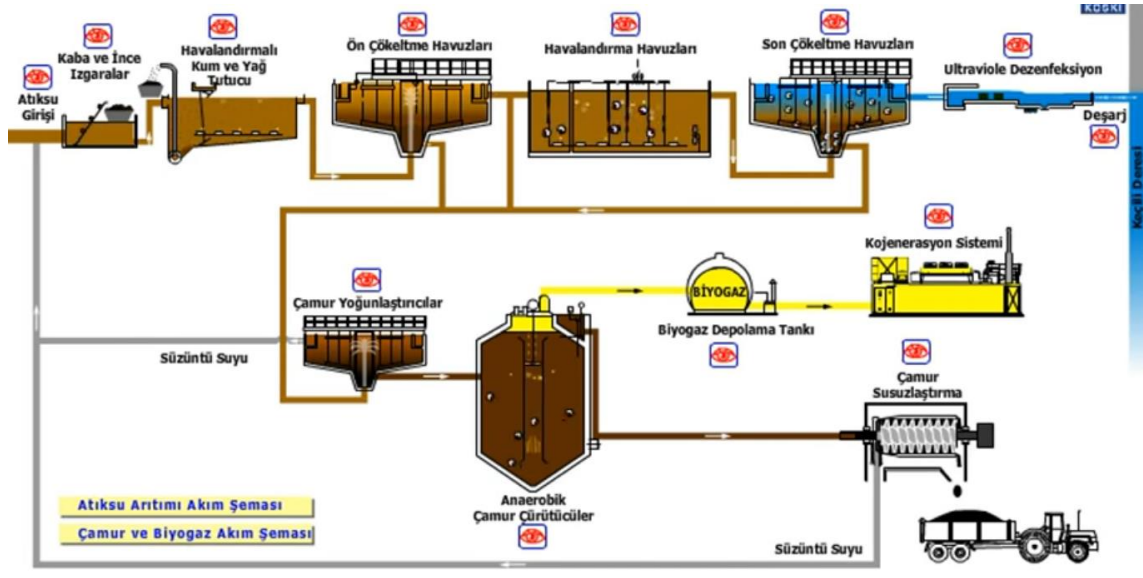
Katı, sıvı yağ ve gres maddeleri anaerobik çürütme prosesinde biyometan oluşumunu arttırabilmektedirler. Bu maddelerin çürütücülere aşırı beslenmesi reaktörde

uzun zincirli yağ asitlerinin (UZYA) birikerek toksik etki göstermesine sebep olmaktadır. Optimum yükleme hızlarının belirlenmesi çalışmasında beta oksidasyonla UZYA-parçalayan sintrofik genus *Syntrophomonas*'ın yağ beslenen çürütücüde toplam bakteri içindeki popülasyonunun %3'den 15'e çıktığı ve optimum UZYA yükleme hızının ( $0-1,5 \times 10^{-12}$  g UKM yağ/16S gen kopyası.  $g^{-1}$ ) çıkış suyunda 30 mg UZYA/g TKM konsantrasyonu elde edildiğini göstermiştir (Ganidi ve ark, 2009). Yavaş büyüyen bu bakterinin çürütücülerde çoğaltılmasının yüksek çamur yaşı ile mümkün olduğu belirtilmiştir.



### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

Laboratuvar ölçekli 2000 mL paralel reaktörler, 1500 mL aktif hacimde BÇ ve İÇ ile günlük olarak beslenmiştir. 15 günlük periyotlarla KOSKİ AAT ön çöktürme çıkışından alınan BÇ ve biyolojik arıtım geri devir hattından alınan İÇ numunelerinin karakterizasyonu yapılan analizlerle belirlenmiştir (Şekil 3.1). Anaerobik aşı çamuru KOSKİ ATT susuzlaştırma ünitesi girişinden alınmıştır.



Şekil 3.1. Konya AAT akım şeması

#### 3.1. Ham Çamur Karakteristiği

Ham çamur numunelerinin karakterizasyonu yapılan analizlerle pH, TKM, UKM ve susuzlaşma özelliği belirlenmiştir (Çizelge 3.1). Tesisten gelen ham çamurun karakteristiği değişken olduğu için uygun yükleme hızını sağlamak için ham çamura yoğunlaştırma veya seyreltme gibi işlemler yapılarak istenen UKM değerine ulaşılmıştır. Ham çamur numuneleri +4°C'de saklanmıştır.

Çizelge 3.1. Ham Çamur Fraksiyonlarının Karakterizasyonu

Ham Çamur	pH	TKM (mg/g)	UKM (mg/l)	Susuzlaşma Süresi (dk)
BÇ	6,3-7,0	30000-50000	20000-35000	5-10
İÇ	7,2-8,0	7000-11000	5000-7000	1,67-2,5
Aşı	8,2-8,4	17720-19000	10900-12000	



### **3.2. Ardışık Kesikli Reaktör Çalışması**

06.03.2017 tarihinden itibaren 2 ay süresince BÇ, İÇ ve KÇ olmak üzere 3 ayrı çamur fraksiyonunun 2 L'lik reaktörlerde 35 °C'de ön kesikli çalışması iki farklı UKM besleme değerinde 5 günlük periyotlarla gerçekleştirilerek biyogaz üretimi belirlenmiştir.

### **3.3 Yarı-Kesikli Reaktör İşletimi**

Çalışma 2 L'lik toplam hacme sahip gaz çıkışı ve numune çıkışları bulunan özel yapım cam reaktörlerde, mezofilik (35°C) sıcaklık seviyesinde gerçekleştirilmiştir. Reaktörler 1500 mL'lik aşı anaerobik çamur ile kurularak günlük beslemelerle çamur fraksiyonları için sırasıyla tablodaki işletim parametreleri uygulanmıştır. Ortalama UKM konsantrasyonlarına göre hesaplanmış, çalışma boyunca güncel değerler belirlenmiştir (Çizelge 3.2).

### **3.4. Reaktörde İzlenen Parametreler**

KOSKİ AAT anaerobik çürütücünden alınan anaerobik çürütücü çamuru ile reaktörler kurularak işleme başlanmış ve artan yükleme hızlarında çalışılmıştır. Beslendikten sonra reaktörler N<sub>2</sub> ile gazlanarak etüvde inkübasyona alınmıştır.

Günlük metan gazı ölçümlerini takiben çıkış çamur numunelerinde pH, bikarbonat alkalitesi ve toplam UYA analizleri ve TKM/UKM analizleri 2/hafta periyodunda gerçekleştirilmiştir. Her UKM YH periyodu sonunda yağ-gres ve çamur susuzlaşma analizleri yürütülmüştür. Demir klorür tuzu ile hidrojen sülfür toksisitesi kontrol edilmeye çalışılmıştır. Reaktörlerde karışım, besleme ve gaz ölçümleri sonrasında gerçekleştirilmiştir.

**Çizelge 3.2.** Yarı kesikli reaktör çalışma programı

Çamur Tipi	HBS (gün)	UKM YH (kg /gün m <sup>3</sup> )	Süre (gün)	Eklenen/çekilen Çamur Miktarı (mL)
BÇ	30	1,1	30	50
	25	1,3	30	60
	22	1,5	23	68
	20	1,65	21	75
	16	2,06	16	94
	12	2,75	15	125
İÇ	28	0,3	30	50
	24	0,33	25	60
	20	0,4	20	68
	18	0,44	18	75
	14	0,57	15	94
	12	0,67	12	125

### 3.5. Analiz Yöntemleri

- Metan, sıvı yer değiştirme yöntemi ile 0,1N NaOH çözeltisinden geçirilerek günde iki kez doğrudan ölçülmüştür (Şekil 3.2). Beslendikten sonra reaktörler N<sub>2</sub> ile gazlanarak etüvde inkübasyona alınmıştır. (Şekil 3.3; Şekil 3.4 ).
- Çıkış çamur sıvı fazında çözülmüş sülfür belirlenmiştir (4500 S<sup>2-</sup> F iyodometrik metot) (APHA, 2005).
- Çıkış çamur numuneleri sıvı fazında günlük olarak pH, bikarbonat alkalinitesi ve toplam UYA analizleri iki noktalı titrasyon ile gerçekleştirilmiştir (Anderson ve Yang, 1992).
- Çıkış stabilize çamurlarda TKM (2540.B), UKM (2540.E), yağ-gres (5520 E), susuzlaşma (Time-to-filter)(2710 H) standart metotları ile gerçekleştirilmiştir (APHA, 2005).

Bikarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ve UYA tayininde 20 ml numunenin ilk pH'ı pH metre ile ölçüldükten sonra pH:5,1 ve pH:3,5'e 0,1 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ile titrasyon gerçekleştirilmiştir (Anderson ve Yang, 1992).

Yağ-gres analizi için 20 g çamur numunesi behere alınıp yaklaşık 0.3 ml derişik HCl ile pH:2'ye ayarlanmıştır. 25 g MgSO<sub>4</sub>.H<sub>2</sub>O eklenerek çamur kurutulmuştur. 100 ml hegzan ile sokslet düzeneğinde 1 saat 20 döngü olacak şekilde ayarlanmış

extraksiyon 4 saat boyunca devam etmiştir. Yağ-gres miktarı toplam katı madde ve uçucu katı madde yüzdesi cinsinden hesaplanmıştır.



Şekil 3.2. Metan gazı ölçümü



Şekil 3.3. N<sub>2</sub> ile gazlama işlemi



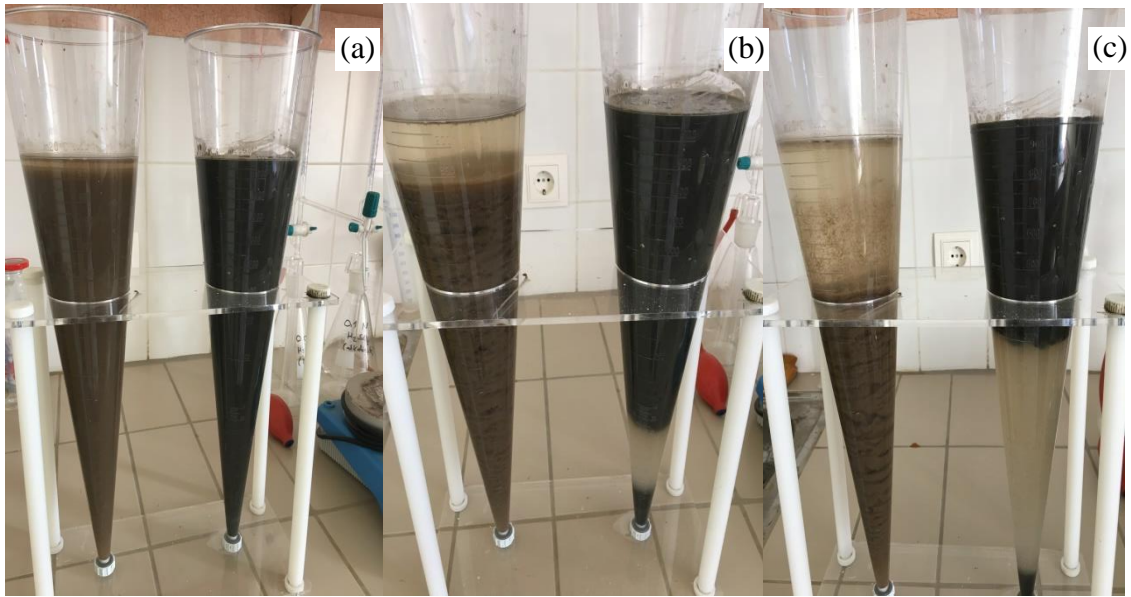
Şekil 3.4. Reaktörlerin inkübasyonu

#### 4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

Farklı arıtma çamur fraksiyonları ile beslenen anaerobik çürütücü reaktörlerde çalışma KÇ'nin de dahil edildiği kesikli ön çalışma dönemi ile başlamıştır. Bu dönemde elde edilen biyogaz oluşumu sonuçlarına göre çalışmaya BÇ ve İÇ ile devam edilmiş ve farklı yüklemelerde elde edilen işletim sonuçları karşılaştırmalı olarak ayrı sistem performansının belirlenmesine yönelik değerlendirilmiştir.

##### 4.1. Çamur Yoğunlaşma Özelliği

BÇ ve İÇ ham numunelerinin yoğunlaşma özelliği 6 ve 24 sa'lik imhoff çökmesi ile araştırılmıştır (Şekil 4.1 a). 6 sa sonunda İÇ çökme özelliği gösterirken BÇ flotasyon eğilimi göstermiştir (Şekil 4.1 b). 24 sa sonunda İÇ %50 hacim küçülmesi geçirirken BÇ'un yüzeye flotasyonu artmıştır (Şekil 4.1 c). Mevcut durumda AAT çamur yoğunlaştırıcılarında yaklaşık 18-24 sa'lik bekletme süreleri uygulanmakta iken iki çamur fraksiyonunun yoğunlaşma özelliği tamamen zıt yönde gerçekleşmektedir ve ayrı sistem çamur hattının sağlayacağı faydalar İÇ'un yoğunlaştırma tankına alınırken BÇ'nin doğrudan çürütücülere beslenmesi ile tank hacmi azalması, yoğunlaştırma taşkanının süzöntü suyu olarak tesis başına geri devri, dolayısıyla ana hatta gelen ilave katı madde yükünün elimine edilmesi ve çürütücüye yüksek konsantrasyonda çamur beslenmesidir. Sonuç olarak Kentsel AAT'lerde çamur hattı kaynaklı işletim problemlerine önemli bir çözüm getirilmiş olacaktır. BÇ'un flotasyonunda çamurun anaerobikleşerek gaz üretmesinin etkin olduğu gözlenmiştir. Ayrıca ham çamur ve stabilize çamur numunelerinin farklı hacimlerde susuzlaşma analizi yapılmış ve elde edilen değerler reaktör işletimindeki değerlerle örtüşmüştür (Erdirençelebi ve ark., 2017). BÇ ham numunesine göre daha düşük sürede susuzlaşırken İÇ'de süre artmıştır. Bunda İÇ içeriğindeki biyokütle yapısının parçalanmasının etkin olduğu sonucuna varılmıştır (Çizelge.4.1).



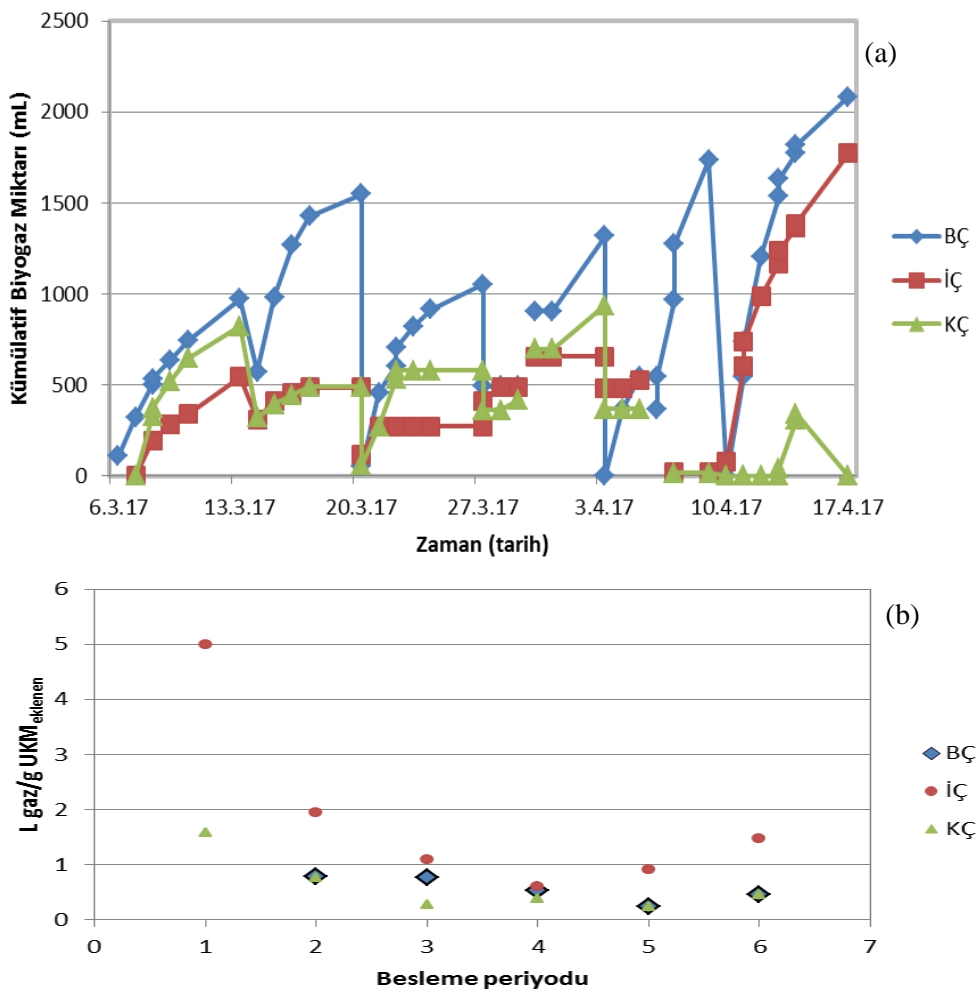
**Şekil 4.1** BÇ ve İÇ'un imhoff çökelme süreci (a) ham numuneler, (b) 6 sa'lik bekletme ve (c) 24 sa'lik bekletme

**Çizelge 4.1.**Ham çamur ve stabilize çamur fraksiyonlarında susuzlaşma süresi (Erdirençelebi ve ark., 2017)

Çamur tipi	Numune Hacmi (mL)	Susuzlaşma Süresi (dk)	
BÇ	10	15	
		15,15	
	20	14,12	
		90	
	İÇ	10	87
			2,52
20		2,58	
		2,59	
KÇ	10	9,41	
		9,59	
	20	10	
		60	
Stabilize Çamur	10	60	
		196	
	20	6, 40	
		6,30	
KÇ	10	6,48	
		42. 52	
	20	57	
		55	
Stabilize Çamur	10	8	
		11, 24	
	20	11	
		68	
		66	

#### 4.2. Kesikli besleme aşaması sonuçları

Kesikli besleme çalışmasında, BÇ, İÇ ve KÇ olmak üzere 3 ayrı çamur fraksiyonu kesikli paralel reaktörlere beslenerek 35 °C'de 5 günlük periyotlarla biyogaz üretimi izlenmiştir (Şekil 4.2 a). BÇ en yüksek biyogaz oluşumunu gösterirken İÇ'den oluşan seviye diğerlerine göre en düşük seviyede elde edilmiş ve zamanla aktivite kaybı gerçekleşmiştir. KÇ beslemesi ise diğer iki çamurun arasından bir seviyede biyogaz üretmiş ve aktivite kaybı göstermiştir. Biyogaz üretimi, beslenen UKM biriminde hesaplandığında en yüksek değeri İÇ'nin verdiği ve BÇ ile KÇ'nin benzer seviyede biyogaza dönüşüm gösterdiği gözlenmiştir (Şekil 4.2 b). Bu sonuca göre İÇ'nin daha yüksek yüklemelerde reaktöre beslenebileceği, aktivite kaybının ise kısıtlı kalan hidroliz sonucu anaerobik bakterinin yeterli seviyede substrat ve/veya nütrient eksikliğindedir.



Şekil 4.2. BÇ, İÇ ve KÇ için (a) ardışık kesikli biyogaz üretimi ve (b) birim biyogaz üretimi

### 4.3. Yarı kesikli besleme aşaması sonuçları

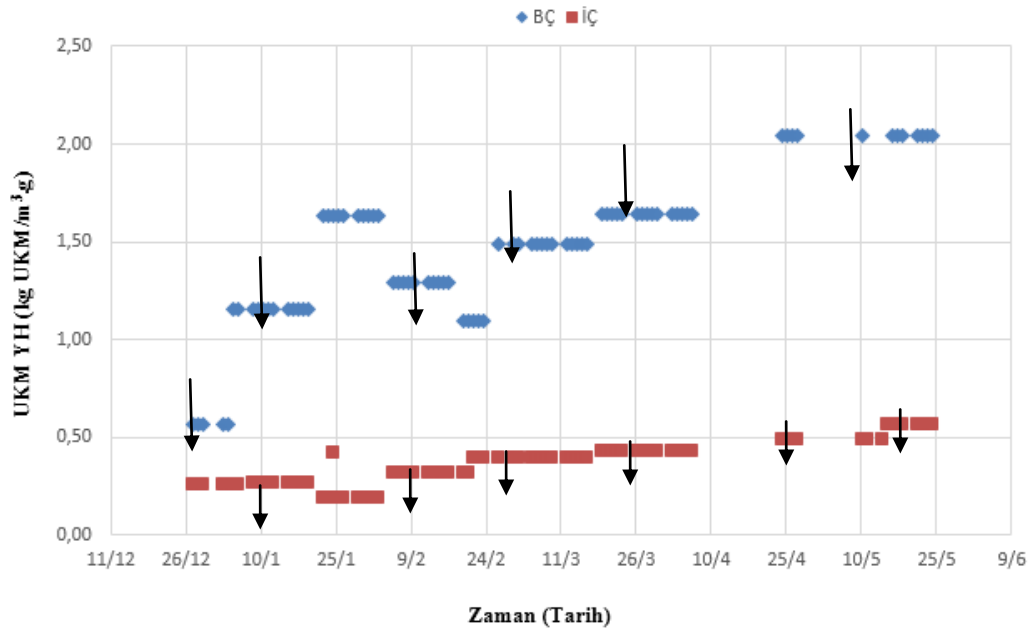
#### 4.3.1. Metan Üretimi

İlerleyen tez çalışmasında BÇ ve İÇ reaktörleri için farklı yüklemelerde yarı kesikli modda çalışılmış ve reaktörler yükleme hızlarına göre evrelere ayrılmıştır (Şekil 4.3). Çalışma başlangıçta BÇ ve İÇ için sırasıyla 0,57 ve 0,26 kg UKM/m<sup>3</sup>.günyükleme hızlarında gerçekleşmiştir. Ortalama metan dönüşüm oranı BÇ ve İÇ için sırasıyla 200-400 ve 84-494 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub> olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.4). Yaklaşık 1 aylık bu süreçte ilk yüklemeye geçilmeden adaptasyon sağlanmıştır.

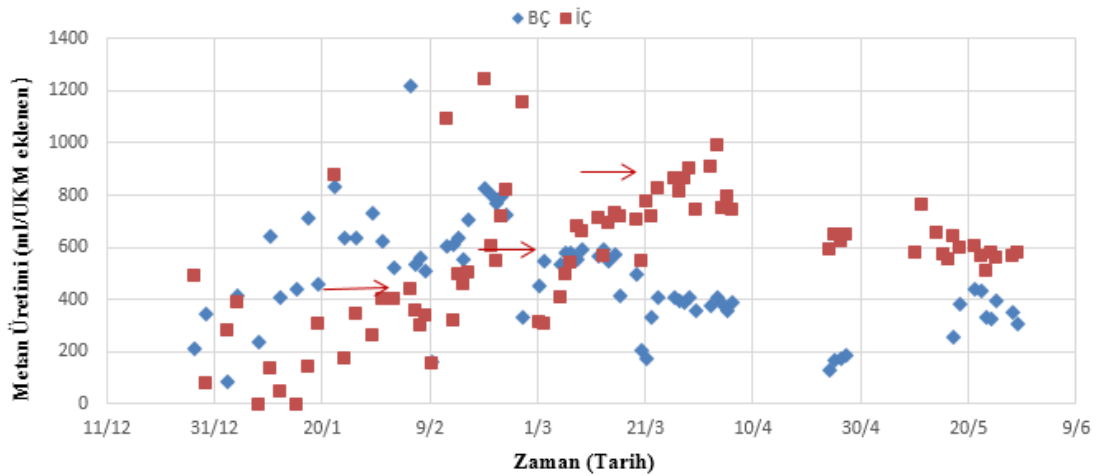
İlk yükleme hızında (1,19 ve 0,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün) ise bu değerler BÇ için 400-640 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub> aralığına artarken, İÇ için 200 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub>'nin altında gerçekleşmiştir (Şekil 4.3; 4.4). Bu reaktöre aşırı takviyesi yapılarak bakteriyel bozulma iyileştirilmiştir.

Sonraki dönemde yükleme hızında BÇ için 1,64 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün'e artış ve İÇ için 0,2 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün'e düşüş gerçekleşmiştir. Bu dönemde BÇ için metan dönüşümü 640-740 seviyesinden 540 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub> seviyesine düşmüştür. Bu düşüşte toksisite etkisi olduğu kabul edilerek YH'ı 1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün'e düşürülmüştür. İÇ için performans 390(+/-)50 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub> seviyesine yükselmiştir (Şekil 4.3; 4.4).

Sonraki yükleme hızı ise İÇ için 0,35 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün olarak gerçekleşirken elde edilen metan dönüşüm oranı 500'den 824 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub> 'e kadar yükselmiştir (Şekil 4.3; 4.4). Artan yükleme ile metan dönüşümünde artış, özellikle İÇ için oldukça yüksek gerçekleşmiştir. Bunda da İÇ'nin düşük hidroliz hızı sebebiyle besin içeriğinin anaerobik biyokütle için düşük yüklemelerde yetersiz kaldığı kabul edilebilir. İÇ'nin UKM konsantrasyonundaki değişimin genel olarak düşük gerçekleşmesi AAT biyolojik arıtım hattının tasarım değerlerinin kararlı şekilde sağlanmasının sonucudur ve bu çamur fraksiyonunun etkin metan üretimi sağlaması için yüksek yükleme/düşük HBS ile mümkün olabilir.



Şekil 4.3. BÇ ve İÇ reaktörlerinde UKM yükleme hızı (YH)



Şekil 4.4. Metan dönüşüm oranı (ml/UKM eklenen)

BÇ reaktöründe  $1,5 \text{ kg UKM/m}^3$ .gün yüklemede ortalama metan üretimi  $500\text{-}600 \text{ ml metan/g UKM}_{\text{beslenen}}$  olarak gerçekleşmiştir. İÇ için  $0,4 \text{ kg UKM/m}^3$ .gün yüklemede ortalama metan üretimi  $400\text{-}500 \text{ mL metan/g UKM}_{\text{beslenen}}$  olarak gerçekleşmiştir. Her iki reaktörde de yüklemenin artması ile çözünmüş sülfür miktarları önceki yüklemelere göre artış göstermiştir. Bu yüklemede günlük gaz miktarları BÇ için

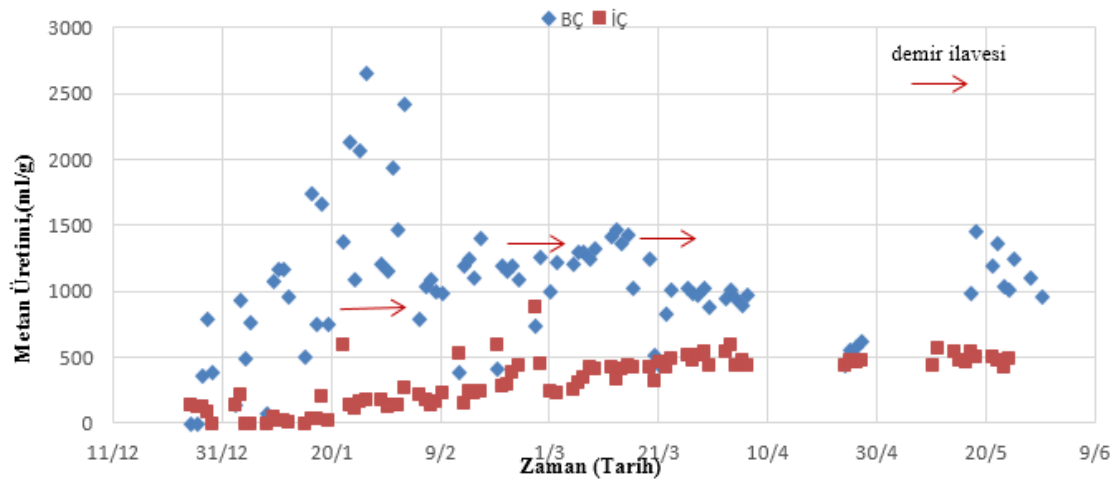


1215 mL iken İÇ için 380-500 mL'dır (Şekil 4.5). Günlük metan oluşumları 1,5 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye kadar yüklemeye arttıkça artış gerçekleşmiştir. Özellikle BÇ besleyici yapısından dolayı daha fazla metan oluşturmaktadır. İÇ 0,4 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye gelene kadar daha kararlı bir artış göstermiştir. Bu da BÇ'nin İÇ'ye göre ham çamurdaki salımlara karşı daha hassas olduğunu göstermiştir.

Sonraki yüklemelerde de İÇ için az miktarda da artış hep sağlanmış kararlı hal yakalanmıştır. İÇ ham çamurdaki değişimlerinde daha dengeli yaklaşım sergilemiştir. Bu yüklemelerde BÇ ve İÇ eklenen UKM başına metan oluşumu bakımından neredeyse yakın değerler almıştır. Bu durum BÇ'nin daha yüksek UKM özelliği ile açıklanır.

1,65 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemelerde BÇ günlük metan oluşumu 800-900 mL aralığına düşmüştür (Şekil 4.5). Dolayısıyla UKM başına metan üretimi de 200-396 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub> aralığına düşmüştür. Hatta bu düşüş BÇ için ilk yüklemeye değerinin altında gerçekleşmiştir. BÇ reaktöründe çözünmüş sülfür aynı yüklemeye için ortalama 25 mg/L'dir. Sülfür kaynaklı bir toksisite belirlenmemiştir.

Ayrıca sistemin bu yüklemelerde UYA/Alk değeri de yaklaşık 0,1 değerindedir (122/1289). BÇ reaktörü için bu düşüş gelen ham çamurun karakteristiği ile ilgili olabilir. Olası bir ağır metal reaktörde toksisiteye ve metan bakterilerinin aktivitesinde bozulmaya sebep olmuş olabilir. İÇ bu yüklemelerde önceki yüklemelere göre fazla bir artış göstermemiştir. Ortalama metan üretimi 450-500 mL/g'dır. UKM başına metan oluşumu ise 800-1000 mL metan/g UKM<sub>beslenen</sub>'dir. İÇ 0,44 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye kadar yüklemenin artması ile artış göstermiştir.



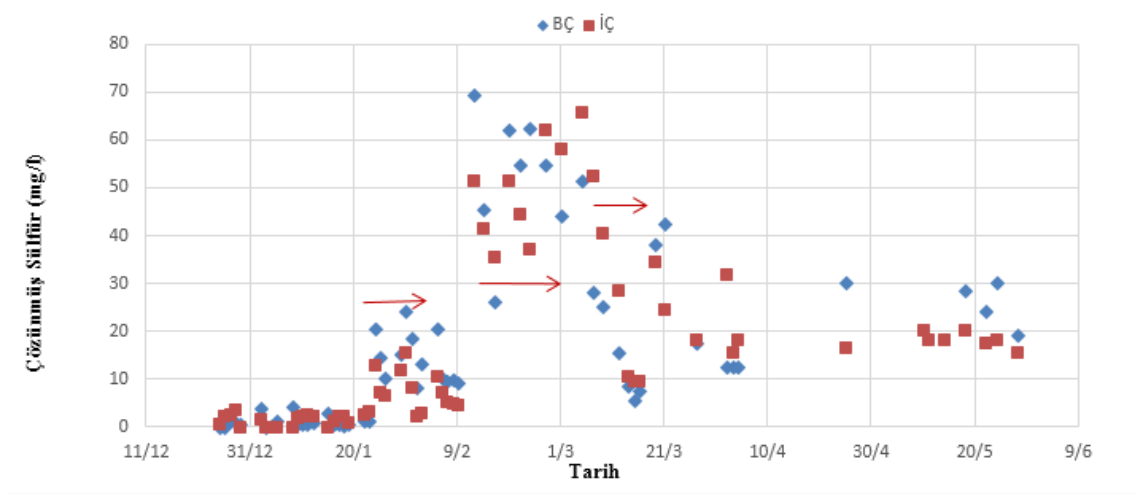
Şekil 4.5. BÇ ve İÇ reaktörlerinde günlük metan oluşumu (ml/g)

Çalışmada BÇ için HBS azaldıkça (özellikle 3.yüklemeden sonra) metan oluşumunda düşüş yaşanmıştır ve reaktörün kararlılığı bozulmuştur. BÇ için metan üreten reaktörde HBS'nin azalması ile yavaş büyüyen metan üreten mikroorganizmalar olumsuz etkilenmiş ve dolayısıyla metan oluşumunda düşüş görülmüştür. Reaktörlerde HBS'nin artırılması ile metan üreten mikroorganizmaların muhafaza edildiği bilinmektedir (Gomec ve Speece, 2003). BÇ'nin yüksek HBS'lerde metan üreten mikroorganizmalar için daha uygun olduğu ve dolayısıyla BÇ'nin anaerobik çürütmeyi arttırdığı ileri sürülmüştür.

Metan üretimi açısından değerlendirildiğinde mezofilik sıcaklık şartlarında İÇ stabilizasyonu BÇ'ye göre daha kararlı bir performans sergilemiştir. BÇ'nin termofilik çürütülmesinde metan potansiyeli ve üretiminde daha olumlu etkiler gözlenmiştir. BÇ'nin yoğun kirletici parametreleri içermesi yüksek sıcaklıkta daha iyi performans sergilemesini sağlamıştır (Gavala ve ark, 2003). Çalışmada İÇ stabilizasyonu, BÇ'ye göre metan dönüşümünde daha iyi davranış sergilemiştir.

#### 4.3.2.Çözünmüş Sülfür Oluşumu

Çalışma boyunca en önemli kontrol parametrelerinden biridir. Çözünmüş formda analiz edilmiştir. Sülfatların indirgenmesi veya proteinlerin parçalanması sonucu ortaya çıkan  $H_2S$  hem toksik, hem de korozif niteliktedir. Adaptasyon sürecinden sonra yüklemenin artması ile çözünmüş sülfür artış göstermiştir. Reaktörlerdeki çözünmüş sülfür ise metan üretimine ters yönde değişim göstermiştir. Özellikle besleme çamurunun değişmesi ile değişkenlik göstermiştir. Adaptasyon sürecinde çözünmüş sülfür BÇ ve İÇ için 5 mg/L'nin altında oluşurken, yükleme hızının artması ile BÇ için 20-25 mg/L ve İÇ için 10-15 mg/L seviyesine yükselmesini sonraki yüklemelerde 36-51 ve 55-62 mg/L seviyeleri takip etmiştir (Şekil 4.6). Çözünmüş sülfürün toksik etki oluşturduğu aynı dönemde metan dönüşüm oranındaki azalma ile belirlenmiştir. Bu durum demir klorür tuzu ilavesi ile kontrol edilmeye başlanmıştır. Yüklemenin BÇ için 1,64 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün olduğu değerinde en yüksek sülfür oluşumu elde edilmiştir. BÇ için ortalama 70 mg/L seviyesine yükselmiştir. Sonraki yüklemelerde her 2 reaktörde de çözünmüş sülfür konsantrasyonunda düşüş gözlenmiştir.



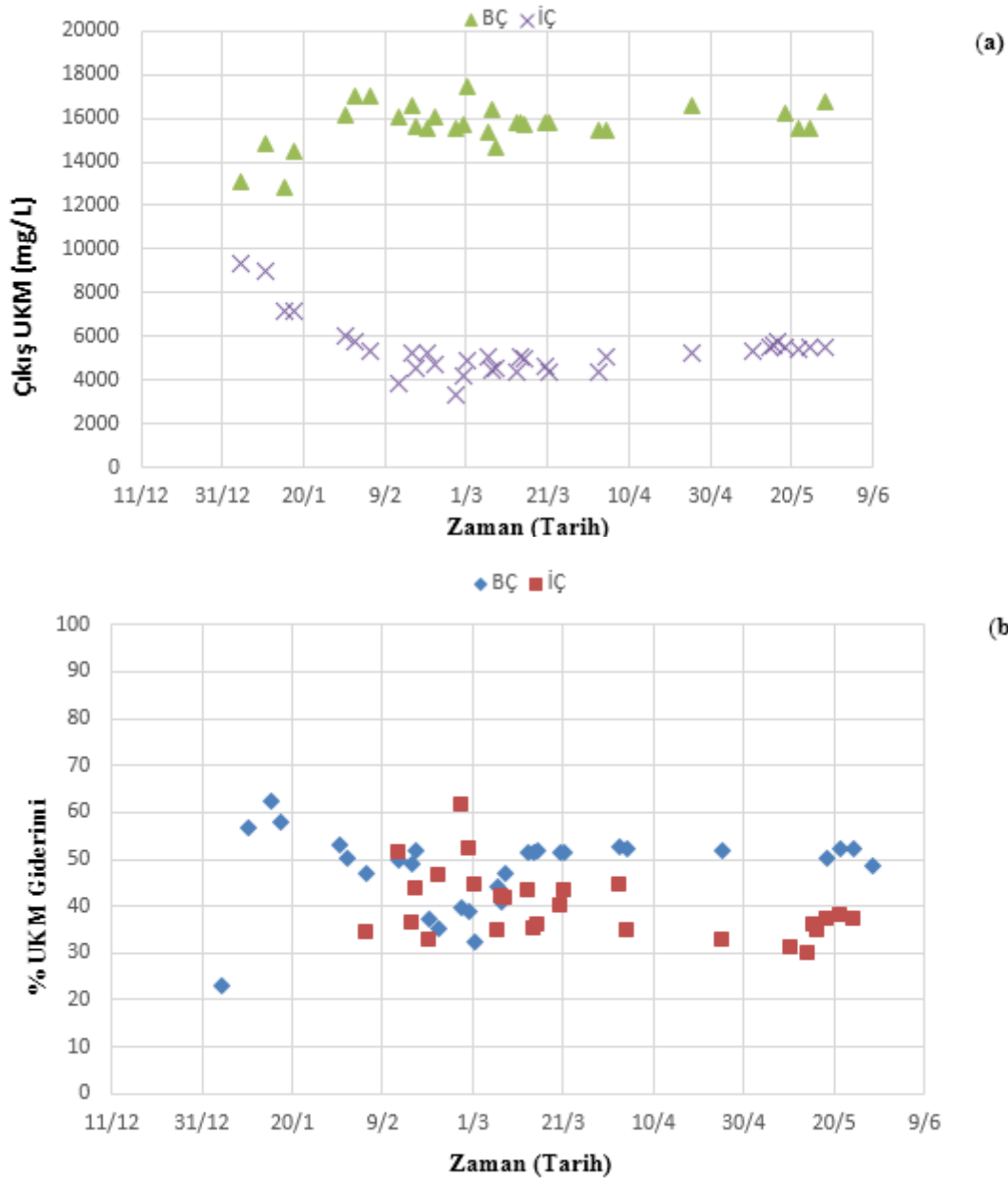
Şekil 4.6. Reaktörlerde çözünmüş sülfür konsantrasyonu

BÇ 30 mg/L, İÇ 20 mg/L değer almıştır (Şekil 4.6). Literatürde metan üreten bakterilerinin inhibe olduğu üst sınır aralığı 100-224 mg S<sup>2-</sup>/L olarak verilmektedir (Speece,1996). Çalışma boyunca her iki çamur fraksiyonu için çözünmüş sülfür sınır değerlerin altında oluşmuştur.

#### 4.3.3. UKM

Çalışma boyunca BÇ çıkış UKM değeri 12500 -16500 mg/L arasındadır (Şekil 4.7.a). Yükleme miktarı arttıkça çıkış UKM değeri ortalama 15000 -16000 mg/L arasında değer almıştır. İÇ için çıkış UKM değeri 8500-5200 mg/L olarak gerçekleşmiştir. BÇ ve İÇ için sırasıyla % UKM giderimleri %50-60 ve %30-40 aralığındadır. Reaktörlerden çıkış çamur UKM konsantrasyonları BÇ ve İÇ için sırasıyla 16000 mg/L'ye artış ve 4000 mg/L seviyesine düşüş şeklinde gerçekleşmiştir (Şekil 4.7.a). Bu sonuçta BÇ'nin besi içeriğinin yüksek ve İÇ'nin yetersiz kaldığı veya düşük hidroliz seviyesinin etkisi gözlenmektedir.

UKM giderimi BÇ için artan yükleme ile %60'dan %35-40 seviyesine düşüş göstermiştir (Şekil 4.7.b). İÇ için %53(+/-)10 seviyesinde gerçekleşmiştir. Ham İÇ'nin UKM değeri reaktördeki çamurun UKM değerinden daha düşük olduğu için İÇ için ilk süreçte giderim hesaplanamamıştır. Çamurun % UKM değeri 30-70 aralığında giderildiği göz önüne alındığında UKM gideriminin istenilen işletme şartlarında olduğu ve bu değerlerde sistemin normal olarak çalıştığı görülmüştür.



Şekil 4.7.Çıkış UKM değeri (a) %UKM giderimleri (b)

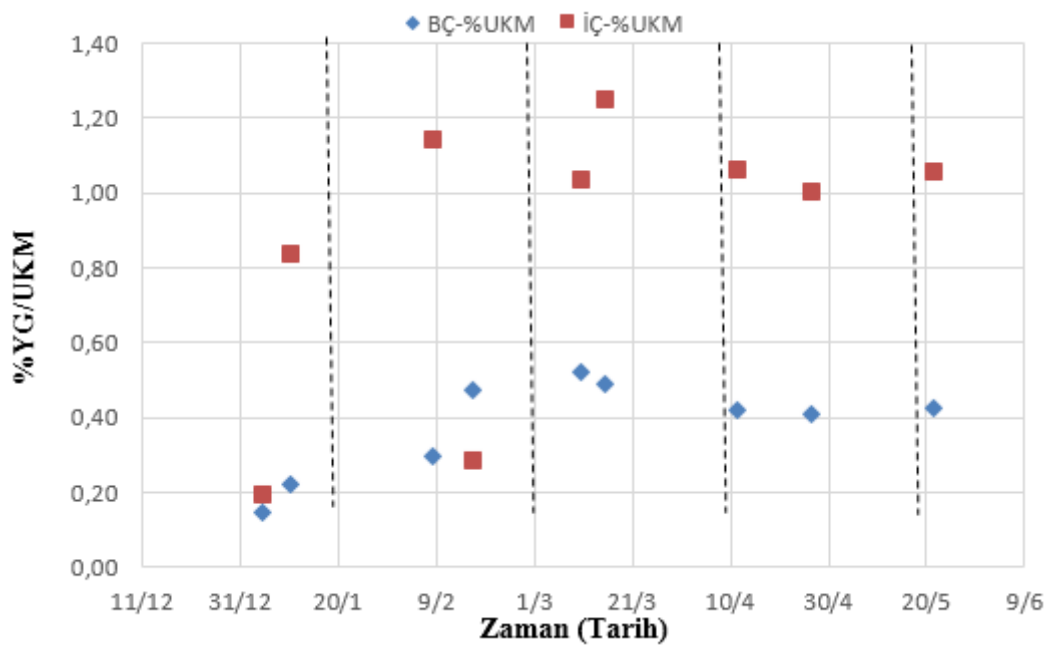
#### 4.3.4. Yağ-Gres İçeriği

Yağ-gres içeriği BÇ beslenen reaktör için yükleme arttıkça %0,20 ile 0,50 arasında iken İÇ için % 0,80 ile 1,3 arasında değer almıştır (Şekil 4.8). UKM cinsinden yağ gres miktarı, gelen çamurun UKM değerindeki artış ile paralellik göstermiştir. BÇ UKM üzerinden % yağ-gres miktarı 1,1 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemede yağ-gres miktarı %0,23-0,3, 1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemede % 0,48- 0,52, 1,5 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemede % 0,5 değerinde gerçekleşmiştir. 1,65 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye

geçildiğinde yağ-gres miktarı %0,4'e düşmüştür. Reaktörde bu yüklemeye kadar UKM başına metan oluşumu da artış göstermiştir.

Yağ gres içeriği maddelerinin metan oluşumunu arttırdığı literatürde bilinmektedir. Aynı yüklemdeki her iki düşüşün ham çamurdaki yağ gres içeriğinden kaynaklanabileceği düşünülmüştür. Ayrıca 1,1 ve 1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemde % yağ-gres miktarı en fazla artış göstermiştir. Susuzlaşma değeride düşüş sergilemiştir.

Yağ gres maddelerinin varlığı susuzlaşma özelliğini olumsuz etkilemektedir (Ziels ve ark, 2016). Çalışma boyunca ham çamur karakteristiği değiştiği ve susuzlaşma kabiliyeti farklı olan çamurlar sebebiyle doğrudan yağ gres maddelerinin varlığı ile susuzlaşma özelliği arasında literatürde olduğu gibi bir ilişki kurulamamıştır. Her 2 reaktör için yağ gres miktarı susuzlaşmaya etki edecek seviyede görülmemiştir. Genel olarak İÇ için UKM üzerinden yağ-gres miktarı BÇ'den daha yüksektir.



Şekil 4.8. UKM cinsinden % yağ-gres miktarı

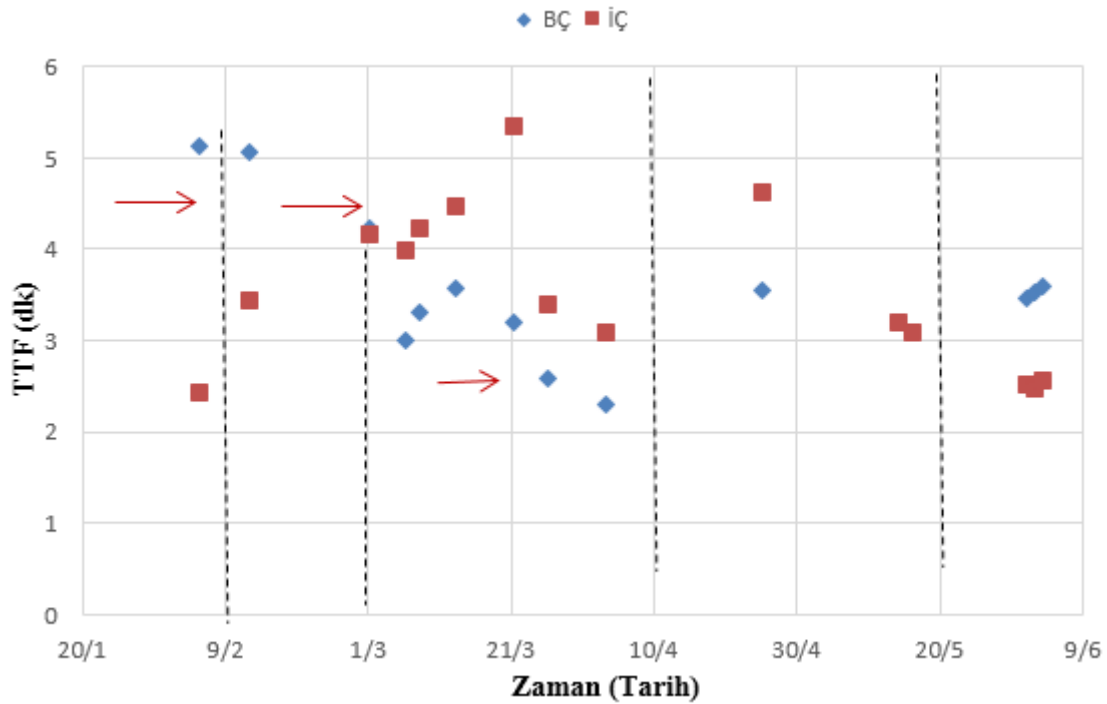
#### 4.3.5. Susuzlaşma değeri

Susuzlaşma değeri (Time-to-filter (TTF)) çıkış numuneleri için başlangıçta BÇ ve İÇ için sırasıyla 5-5,3 ve 2,45-3,45 dk olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.9).

BÇ için susuzlaşma süresi başlangıç değerine göre çalışma sonunda düşüş göstermiştir. BÇ için 1,1 kg UKM/m<sup>3</sup> yüklemekten 1,65 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye

kadar susuzlaşma süresi 2,5 dk kısalmıştır. İÇ için 0,4 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye kadar susuzlaşma süresi artış göstermiş ve yaklaşık 4,5-5 dk'dır.

Sonrasında 2,5-3 dk arasına düşmüştür. Her 2 reaktör için susuzlaşma değerini etkileyen faktör HBS olmuştur. HBS düşünce susuzlaşma süresi azalmıştır. İÇ için ilk 3 yüklemeye kadar artış göstermesi beklenen bir durum olmuştur.



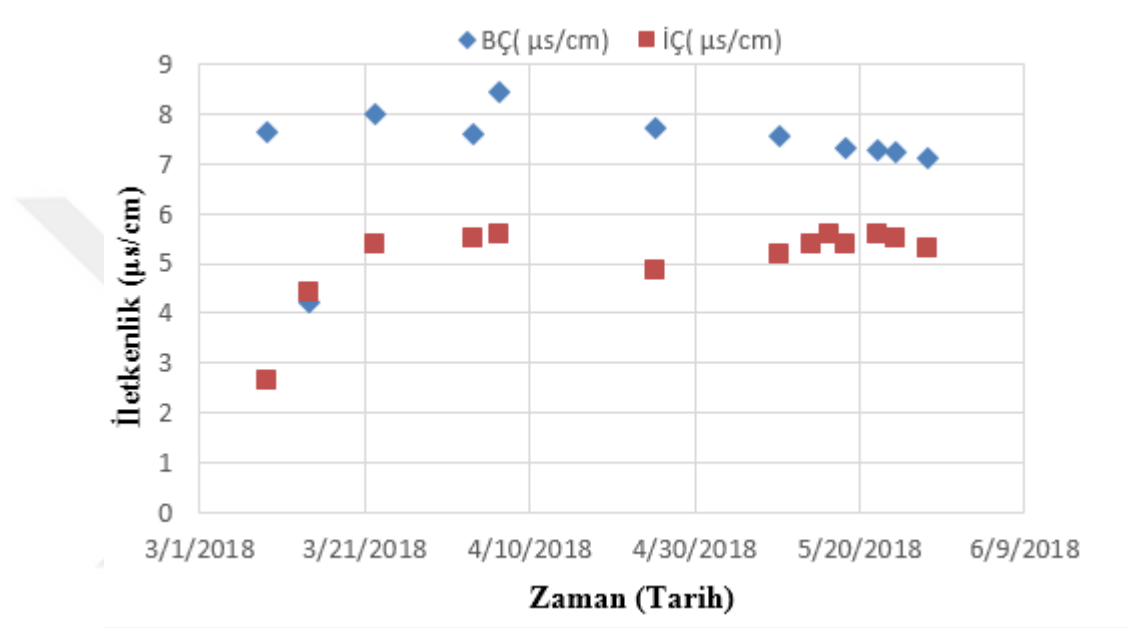
Şekil 4.9. BÇ ve İÇ'nin susuzlaşma süresi (dk)

#### 4.3.6. Stabilize Çamur N ve P İçeriği

Stabilize/çıkış çamur N içeriği BÇ ve İÇ için sırasıyla 56.5-84 ve 120-177 mg N/ g UKM aralığında gerçekleşmiştir. Stabilize/çıkış çamur P değeri BÇ ve İÇ için sırasıyla 12-20 ve 30-56 mg P/ g UKM aralığında elde edilmiştir. İÇ stabilize çamurunun N ve P değeri BÇ'ye göre daha yüksek gerçekleşmiştir. Benzer bir çalışmada, mezofilik anaerobik çürütücü çıkışı BÇ için N ve P içerikleri benzer seviyelerde sırasıyla 65,9-90 mg N/ g UKM ve 15-27 mg P/g UKM olarak elde edilirken İÇ için 130-187,5 mg N/ g UKM ve 25,6-60 mg P/g UKM olarak gerçekleşmiştir (Hyun ve ark, 2013).

#### 4.3.7. İletkenlik

Çalışma boyunca iletkenlik değerleri BÇ için 7,15-8,5  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , İÇ için 4,5-5,6  $\mu\text{s}/\text{cm}$ 'dir (Şekil 4.10). İletkenliğin adaptasyon döneminden sonra BÇ için bir miktar azalması, hidroliz hızının azaldığını ve İÇ için sabitlenmesi hidroliz ve diğer mikrobiyal reaksiyonların belirli bir hızda kararlı şekilde gerçekleştiğini göstermektedir.



Şekil 4.10. BÇ ve İÇ'nin iletkenlik değeri ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )

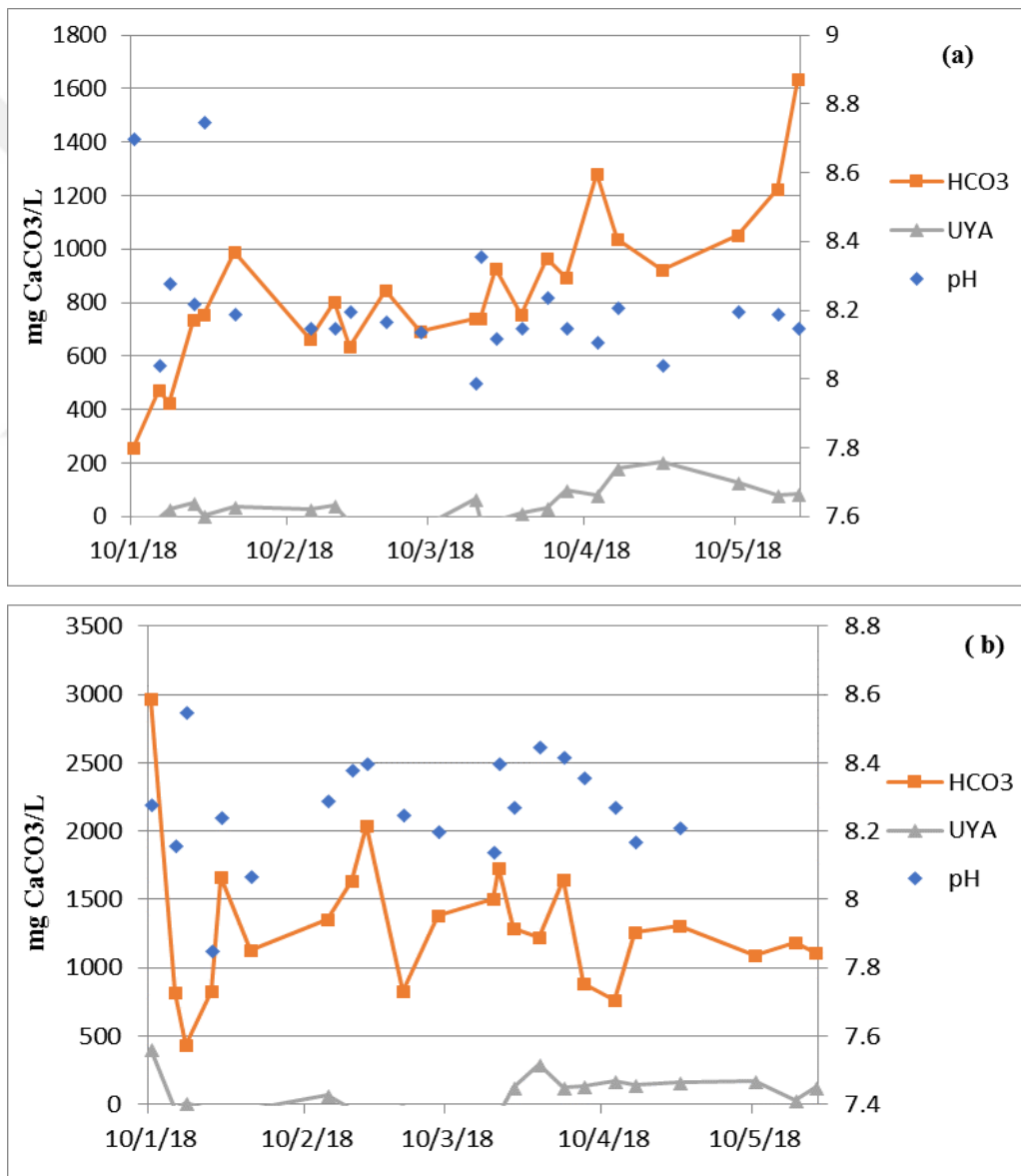
#### 4.3.8. UYA, $\text{HCO}_3^-$ ve pH parametrelerinin ilişkisi

Besleme öncesi ham çamurların pH'sı düzenli olarak ölçülmüştür. Ham BÇ için aralık olarak 6– 6,45, ham İÇ için 7,05- 7,3 olarak ölçülmüştür. Çalışma boyunca beslenen çamur pH'ı çürütülmüş çamur pH'ından düşüktür. Genel olarak 2 reaktörde de pH'nın normal aralıkta çalıştığı görülmüştür. Çürütme sürecinde çıkış pH değerleri artış göstermiştir. Reaktör çıkış pH değerleri BÇ ve İÇ için sırasıyla 7,26-8,02 ve 7,5-8,3 aralığındadır. (Şekil 4.11.a). Metanojenler için optimum pH aralığı 7,2-8,2 aralığındadır (Öztürk, 2007). Dolayısıyla reaktörde oluşan işletme sıkıntıları pH ile ilgili olmamıştır.

Artan yükleme ile BÇ çürütücüsünde bikarbonat miktarında düşüş, İÇ için ise artış gözlenmiştir (Şekil 4.11). Bikarbonat konsantrasyonunu arttıran reaksiyon

proteinin hidrolizi olduğundan BÇ stabilizasyonunda bu reaksiyonda yavaşlama gerçekleştiği şeklinde kabul edilebilir.

UYA seviyeleri işletim boyunca BÇ ve İÇ'de sırasıyla 0-500 ve 0-200 mg/L aralığında değer almıştır. İşletim boyunca metan üretimine olumsuz bir etki olacak seviyelere çıkmamıştır. Çoğunlukla çürüyen çamurda 50-250 mg/L arasında olan UYA asetik asit şeklinde ifade edilmektedir. Çalışmadaki seviye asetik asit olarak 70-350 mg/L aralığında gerçekleşmiştir. Üst aralık değerine ise son yüklemelerde ulaşılması, reaktörlerde metanlaşma hızının üzerine çıktığını göstermiştir.



Şekil 4.11. UYA, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> ve pH ilişkisi (a) İÇ ve (b) BÇ



#### 4.4. Değerlendirme ve Tartışma

Reaktörlerin her yüklemedeki genel sonuçları Çizelge 4.1 ve 4.2’de özetlenmiştir. Çalışma boyunca çözünmüş sülfür adaptasyon evresinde 1-5 mg/L aralığından ilk yüklemeye geçildiğinde her iki reaktörde de artış göstermiştir (Çizelge 4.1). Demir ilavesi ile her evre sonunda toksisite kontrol edilmeye çalışılmıştır. Aynı zamanda reaktörlerin metan oluşumunda artış gözlenmiştir. BÇ için 1,65 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemesinde metan oluşumu ilk yüklemedeki değerin altına düşmüştür. Bakır, nikel, krom, çinko, kurşun gibi ağır metallerin iz konsantrasyonlarda bakterilerin gelişmesinde olumlu etki, yüksek konsantrasyonlarda ise toksik etkisi bilinmektedir (Dumlu ve ark, 2011).

BÇ için % UKM giderimi sabitlenirken metan dönüşüm oranındaki düşüş hidrolitik bakterilerin hızını sabit kaldığını fakat metan üreten mikroorganizmaların olumsuz etkilendiğini göstermiştir. Benzer bir çalışmada BÇ için anaerobik ayrışma sonucu 0,6-0,79 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yükleme hızında, UKM giderimi % 35 seviyelerinde, metan üretimi 519-612 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> seviyesinde gerçekleşmiştir (Wouter ve Verstraete, 1997). 1,36 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye geçildiğinde demir klorür ilave edilmiş ve UKM giderimi % 57 seviyelerinde, metan üretimi 299-395 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> olarak elde edilmiştir. BÇ stabilizasyonunda organik yüklemenin artması, HBS’nin düşmesi ile metan üretiminde düşüş fakat UKM gideriminde artış ve %52’de sabitlenme gözlenmiştir. Metan gazı oluşumundaki düşüşün, demir klorür ilavesinden kaynaklandığı ifade edilmiştir. Yine demir klorür ilavesi ile UKM gideriminde artış gözlenmiştir.

Bu çalışmada aynı yükleme aralığında metan oluşumu 600-700 mL/g UKM<sub>eklenen</sub>, UKM giderimi % 40 seviyelerindedir. 1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeden sonra metan üretimi 400 -500 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> seviyelerinde düşüş göstermiş ve sonraki yüklemelerde 200-400 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> seviyelerini takip etmiştir. Demir ilavesi benzer etki göstermiş % UKM giderimi % 50-60 seviyelerinde sabitlenirken, metan üretimindeki düşüş engellenememiştir.

BÇ stabilizasyonu İÇ’ye göre metan dönüşüm oranında genel olarak dağınık bir aralıkta salınım göstermiştir. Bu durum BÇ’nin ham çamur karakteristiğinden kaynaklanmıştır. BÇ artan yükleme ile metanlaşmada bozulma göstermiştir. Her yüklemede ham çamur değişmiş BÇ daha zor adapte olmuştur. Metan oluşumunda düşüş çamur değişikliklerinde İÇ için gözlense de BÇ’de bu süreç daha uzun olmuştur.

Dolayısıyla BÇ reaktörünün kararlı halde işletimi daha zor olmuş bu durumda tamamen çamur yapısından kaynaklanmıştır.

İÇ ilk yüklemeden son yüklemeye kadar organik yüklemenin artması ile metan oluşumunda artış göstermiştir. Bu durum İÇ'nin stabilitesine bağlanmıştır. Susuzlaşma özelliği İÇ için düşük yüklemelerde bozulma ve artan yükleme ile ham çamur değerine yaklaşım görülmüştür. UKM giderimi İÇ'de BÇ'ye göre düşük gerçekleşmiş yani bakterinin parçalaması sınırlı kalmış ve UKM birikimi gerçekleşmemiştir. Çalışma boyunca yağ-gres içeriği düşük seviyede olduğu için susuzlaşma özelliğini etkilememiştir. Susuzlaşma süresinde etkili olan parametre yükleme ve HBS'dir. Son dönemlerde UYA miktarı yükleme hızına bağlı olarak her iki reaktör için de artmıştır. Sistemde pH'nın seviyesi UYA'ların alkalinite olarak davrandığını göstermiştir. Sonuç olarak uzun vadede işletim olarak İÇ, BÇ'ye göre kararlı bir durum sergilemiştir.

Literatürdeki 35°C mezofilik seviyede yapılan BÇ ve İÇ stabilizasyon çalışmaları kısıtlı sayıdadır ve bu çalışma ile elde edilen sonuçlar Çizelge 4.3'de özetlenmiştir. Wouter ve arkadaşlarının yaptığı çalışmada, BÇ stabilizasyonunda 0,6-1,36 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye, 21-30 gün HBS'de 299-612 mL/g UKM metan oluşumu görülürken İÇ stabilizasyonunda 0,2-0,99 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye, 12-18 gün HBS'de 259-585 mL/g UKM metan oluşumu görülmüştür (1997). Bu çalışmada ise benzer HBS'lerde BÇ ve İÇ stabilizasyonunda sırasıyla 0,57-1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yükleme aralığında 450-700 mL/g UKM metan oluşumu; 0,44-0,57 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yükleme aralığında 500-650 mL/g UKM metan oluşumu elde edilmiştir. Sonuçlar BÇ ve İÇ stabilizasyonunda yakın her iki çamurun yakın metanlaşma oranına sahip olduğunu ve tez çalışması ile metan oluşumu açısından uyumlu olduğunu göstermiştir. % UKM giderimi ve metan oluşumu açısından bu çalışma Wouter ve Verstraete'nin yaptığı çalışmadan daha kararlı performans göstermiştir (1997). Bu durum demir klorür etkisi ile açıklanabilir. Tez çalışmasında optimum yükleme aralığı maksimum metan verimi ve kararlı susuzlaşma kabiliyeti özelliklerine göre belirlenmiştir. BÇ stabilizasyonunda optimum yükleme hızı maksimum metan verimi açısından 1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün ve HBS:25 gün olarak belirlenmiştir. İÇ stabilizasyonda optimum yükleme hızı maksimum metan verimi açısından 0,4 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün ve HBS:20 gün; yüksek susuzlaşma kabiliyeti açısından 0,44 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün ve HBS:18 gün olarak belirlenmiştir. Bu da her iki çamur fraksiyonu için ayırık sistem uygulamasının mümkün olduğunu göstermiştir.

**Çizelge 4.1.** BÇ'nin genel sonuçları

BÇ Reaktörü	UKM YH (kg/m <sup>3</sup> .gün)	Metan verimi (mL/g)	Metan oluşumu (mL/UKM <sub>ekl</sub> )	Ç. sülfür (mg/L)	Susuzlaşma (dk)	Yağ-gres (%UKM)	Demir ilavesi
Adaptasyon	0,57	300	450	0-5	5,2-4,5	0,15	yok
Aşama 1	1,1	450-600	600-700	10-15	5,15	0,23	yok
Aşama 2	1,3	1000- 1300	600-700	25-30	4,25	0,30	var
Aşama 3	1,5	1000- 1400	400-500	10-20	3,2	0,48	var
Aşama 4	1,65	450-600	150-200	15-20	2,3-2,6	0,52	var
Aşama 5	2,05	1000- 1200	350-450	30-40	3-3,12	0,65	yok

**Çizelge.4.2.** İÇ'nin genel sonuçları

İÇ Reaktörü	UKM YH (kg/m <sup>3</sup> .gün)	Metan verimi (mL/g)	Metan oluşumu mL/g UKM ek.	Ç. sülfür (mg/L)	Susuzlaşma (dk)	Yağ-gres (%UKM)	Demir ilavesi
Adaptasyon	0,26	100-150	100-200	0-3	1,6-2	0,20	yok
Aşama 1	0,3	200-250	350-450	3-10	2,45	0,84	yok
Aşama 2	0,33	350-500	480-600	25-30	3,8	1,15	var
Aşama 3	0,4	450-550	700-990	10-20	3,6	1,04	var
Aşama 4	0,44	450-500	600-650	15-20	3,11	1,25	var
Aşama 5	0,57	470-500	500-585	20-30	2,3-2,8	1,5	yok

**Çizelge.4.3.** Mezofilik (35 °C) anaerobik çürütme çalışmaları ile karşılaştırma

Çamur tipi	UKM YH (kg/m <sup>3</sup> .gün)	HBS (gün)	UKM Giderimi (%)	Metan dönüşüm oranı (mL/g UKM)	Referans
BÇ	0,6-1,36	21-30	35-57	299-612	(Wouter ve Verstraete, 1997 ).
İÇ	0,2-0,99	12-18	33-45	259-585	(Martinez ve ark, 2016).
BÇ	0,57-1,3	25-30	50-60	450-700	Bu çalışma
İÇ	0,44-0,57	15-18	35-50	500-650	Bu çalışma

## 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

### 5.1. Sonuçlar

Bu tez çalışmasında; BÇ, 0,57- 1,3 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yükleme aralığında İÇ'ye göre oldukça yüksek UKM içeriği ile yüksek besleyici yapısından dolayı daha yüksek metan verimi ve UKM giderimi sağlamış, fakat yükselen yükleme hızı ile azalan metan üretimi ve sabit UKM giderimi göstermiştir. Bunda BÇ için hidroliz hızının aşularak metanlaşma hızına kısıtlayıcı etkisi, artan reaktör biyokütle konsantrasyonu ile desteklenmiştir. Reaktörlerin çıkış çamur UKM konsantrasyonları BÇ ve İÇ için sırasıyla 16000 mg/L'ye artış ve 4000 mg/L seviyesine düşüş göstermiştir. % UKM giderim verimleri BÇ için ortalama %50; İÇ için % 30-40 aralığında gerçekleşmiştir.

En yüksek metan verimi sırasıyla BÇ ve İÇ için sırasıyla 1.3 kg UKM/ m<sup>3</sup>.gün'de 700 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> ile 0.4 kg UKM/ m<sup>3</sup>.gün'de 900 mL/g UKM<sub>eklenen</sub> olarak gerçekleşmiştir. Özellikle BÇ ve İÇ yükleme başında gözlenen metan oluşumundaki düşüş sebebiyle demir tuzu ilave edilmiş her iki reaktörde de etkili olmuştur.

BÇ stabilizasyonunda 1,5 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yükleme itibariyle metan üretiminde artış durmuş ve 1,65 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yüklemeye geçildiğinde metan üretiminde düşüş gözlenmiştir. Bu düşüş demir tuzu ilavesine rağmen için engellenememiştir. Bu toksisite, sülfürden ziyade ağır metal veya diğer madde kaynaklı maddelerle ilişkilendirilmiştir.

Çalışma boyunca çözülmüş sülfür sadece adaptasyon aşamasından 1. yüklemeye geçildiğinde fazla bir artış göstermiş ve demir tuzu ilavesi ile kontrol edilmiştir. Çözülmüş sülfür çalışma boyunca BÇ ve İÇ reaktörleri için sırasıyla 5-50 mg/L, 5-25 mg/L aralığında gerçekleşmiştir. UKM içeriğinde yağ-gres miktarı, yükleme arttıkça BÇ için % 0,15'den 0,52'ye, İÇ için % 0,20'den 1,2'e yükselmiştir. Her iki reaktörde de yağ-gres içeriği ve susuzlaşma arasında doğrudan ilişki kurulamamıştır.

Aynı yüklemelerde ham çamur değişimi ile BÇ stabilizasyonu İÇ'ye göre daha fazla etkilenmiş özellikle ham çamurdaki değişim yüzünden metan oluşumu düşüş göstermiştir.

Demir klorür ilavesi, İÇ stabilizasyonu metan üretiminde artış sağlarken, BÇ için sadece 1,65 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün'den önceki yüklemelerde metan verimine katkı sağlamıştır.

İÇ'nin anaerobik stabilizasyonu BÇ ile karşılaştırıldığında artan yüklemelerin metan dönüşüm oranında daha etkin olduğunu ve oldukça yüksek değerler elde edilebileceğini

göstermiştir. Uzun vadede işletim açısından İÇ stabilizasyonu, BÇ'ye göre daha stabil bir davranış sergilemiştir.

Mevcut sistemde uygulanabilirliği açısından; optimum YH; BÇ stabilizasyonu için  $1,3 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{gün}$  ve HBS:25 gün olarak gerçekleşirken bu yüklemde maksimum metan verimi ve kararlı susuzlaşma seviyesi elde edilmiştir. İÇ için metan verimi açısından  $0,4 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{gün}$  ve HBS:20 gün, fakat çıkış çamurda daha yüksek susuzlaşma kabiliyeti için  $0,44 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{gün}$  ve HBS:18 gün'lük işletim daha küçük reaktör hacmi sağlayacağından uygun olacağı sonucu elde edilmiştir. Ayrık sistem uygulamasında yüksek yoğunlaşma özelliği sebebiyle İÇ'nin yoğunlaştırma sonrası ayrı anaerobik çürütücüye ve BÇ'nin doğrudan diğer bir anaerobik çürütücüye beslenmesi toplam reaktör hacminde düşüş, işletim kolaylığı ve esneklik sağlayacaktır. İÇ'un biyolojik arıtım ünitesindeki işletim problemleri ve performans düşüklüğü sonucunda farklı yoğunluklarda ve debide oluşması, yoğunlaştırıcı ünitesinde dengelebilir ve ayrı çamur çürütücüde işletim optimize edilebilir. BÇ'un optimum yükleme değerinde ise ham çamur değişimlerinde oluşacak toksik etki, demir klorür ilavesi ile bertaraf edilebilir.

## 5.2 Öneriler

Çalışmada her iki çamur fraksiyonun da aynı yükleme değerinde yakın metanlaşma oranı göstermelerine rağmen farklı konsantrasyon ve yoğunlaşma özelliği sebebiyle ayrı çürütmeye tabii tutulmalarının gerekliliği ortaya konmuştur. Bu da İÇ'nin düşük UKM içeriği ve yüksek susuzlaşma kabiliyeti gözönüne alındığında ayrı mekanik yoğunlaştırma sonrası anaerobik stabilizasyonunun düşük HBS değerlerinde oldukça verimli bir çürütme reaksiyonu sağlayacağını göstermektedir. BÇ'nin yüksek UKM içeriği ve düşük yoğunlaşma özelliğinden dolayı yoğunlaştırma tankına alınmadan doğrudan çürütücülere beslenmesi ile yoğunlaştırılarda yaşanan çökeltme problemi ve taşkanla tesis girişine çamur geri devrinin önüne geçilmiş olacaktır.

## KAYNAKLAR

- Abeles R., Frey, P. ve Jencks, W., 1992. *Biochemistry*. 1992, Jones and Bartlett, Boston.
- Anderson G. ve Yang, G., 1992, Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration, *Water Environment Research*, 64 (1), 53-59.
- APHA 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 21<sup>st</sup> Edition, Washington, USA.
- Arnaiz C. G., JC Lebrato, J., 2006, Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges, *Bioresource Technology*, 97 (10), 1179-1184.
- Astals S., Nolla-Ardèvol, V. ve Mata-Alvarez, J., 2012, Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate, *Bioresource Technology*, 110, 63-70.
- US EPA, 2007. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule, Erişim tarihi 11.06.2018. Erişim adresi, <http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/503pe/index.htm>.
- Atilla B., 2002, Biyolojik Arıtma Çamurlarının Anaerobik Çürütülmesi ve Üst Suyun MAP Çöktürmesi ile Arıtımı, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*.
- Ayol A., Filibeli, A. ve Dentel, S., 2006, Evaluation of conditioning responses of thermophilic-mesophilic anaerobically and mesophilic aerobically digested biosolids using rheological properties, *Water Science and Technology*, 54 (5), 23-31.
- Bougrier C., Delgenes, J. ve Carrere, H., 2007, Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge, *Biochemical engineering journal*, 34 (1), 20-27.
- Carvajal A., Peña, M. ve Pérez-Elvira, S., 2013, Autohydrolysis pretreatment of secondary sludge for anaerobic digestion, *Biochemical engineering journal*, 75, 21-31.
- Debik E., Manav, N. ve Coşkun, T., 2008, Biyolojik temel işlemler ders notları, *YTÜ. İstanbul*.
- Dumas C., Perez, S., Paul, E. ve Lefebvre, X., 2010, Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production, *Bioresource Technology*, 101 (8), 2629-2636.
- Dumlu L., Günerhan, U., Kökdemir, E., Perendeci, A. ve Yılmaz, V., 2011, Organik Atıkların Biyogaz Potansiyelinin Belirlenmesinde Biyokimyasal Metan Potansiyeli Testinin Rolü. 9, *Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, 5-8 Mayıs.
- Eddy M., 1991, Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, *McGraw-Hill, New York, USA*.
- EPA U., 1992, Code of federal regulations, *Title*, 40, 319.
- Erden G. ve Filibeli, A., 2011, Effects of Fenton Pre-Treatment on Waste Activated Sludge Properties, *Clean-Soil, Air, Water*, 39 (7), 626-632.
- Erdirençelebi D. ve Küçükhemek, M., 2015, Diagnosis of the anaerobic reject water effects on WWTP operational characteristics as a precursor of bulking and foaming, *Water Science and Technology*, 71 (4), 572-579.
- Filibeli, 1998. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, DEÜ-İzmir.

- Forster-Carneiro T., Riau, V. vePérez, M., 2010, Mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge to obtain class B biosolids: Microbiological methods development, *Biomass and Bioenergy*, 34 (12), 1805-1812.
- Ganidi N., Tyrrel, S. ve Cartmell, E., 2009, Anaerobic digestion foaming causes—a review, *Bioresource Technology*, 100 (23), 5546-5554.
- Gavala H. N., Yenal, U., Skiadas, I. V., Westermann, P. ve Ahring, B. K., 2003, Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature, *Water research*, 37 (19), 4561-4572.
- Gerardi M. H., 2003. The microbiology of anaerobic digesters, John Wiley & Sons, p. 250-259
- Gomec C. Y. ve Speece, R., 2003, Organic material solubilization of domestic primary sludge in anaerobic digestion at controlled pH, *Water Science and Technology*, 48 (4), 195-198.
- Gonzales M., Asaadi, M. ve Ouki, S., 2003, Effect of sludge composition on the degree of stabilisation and gas production during Mesophilic Anaerobic Digestion (MAD), *Report of research and technology spencer house, UK.*
- Huyard A., Ferran, B. veAudic, J.-M., 2000, The two phase anaerobic digestion process: sludge stabilization and pathogens reduction, *Water Science and Technology*, 42 (9), 41-47.
- Iranpour R., Cox, H., Fan, S. veMundine, J., 2004, Full-scale conversion of Hyperion Treatment Plant to thermophilic anaerobic digestion for Class A biosolids by several alternatives, *Proceedings 10th World Congress on Anaerobic Digestion.*
- Jang, Hyun Min, et al. "Influence of thermophilic aerobic digestion as a sludge pre-treatment and solids retention time of mesophilic anaerobic digestion on the methane production, sludge digestion and microbial communities in a sequential digestion process." *Water Research* 48 (2014): 1-14.
- Khanal S. K., 2011. Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications, John Wiley & Sons, p.43.
- Kosaric N., 1992, Biosurfactants in industry, *Pure and Applied Chemistry*, 64 (11), 1731-1737.
- Krugel S., Nemeth, L. vePeddie, C., 1998, Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class a biosolids at the greater vancouver regional districts annacis island wastewater treatment plant, *Water Science and Technology*, 38 (8-9), 409-416.
- Kugelman I. veGuida, V., 1989, Comparative evaluation of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. Project summary, *EPA/600/S2-89/001. Cincinnati, USA.*
- Martínez, E. J., et al. "Anaerobic codigestion of sludge: addition of butcher's fat waste as a cosubstrate for increasing biogas production." *PloS one* 11.4 (2016): 0153139.
- Nitschke M. ve Pastore, G. M., 2006, Production and properties of a surfactant obtained from *Bacillus subtilis* grown on cassava wastewater, *Bioresource Technology*, 97 (2), 336-341.
- Öztürk D. C., 2008, Biyolojik Arıtma Atık Çamurlarının Aerobik Ve Anaerobik Stabilizasyonun Değerlendirilmesi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.*
- Rimkus R. R., Ryan, J. M. veCook, E. J., 1982, Full-scale thermophilic digestion at the West-Southwest sewage treatment works, Chicago, Illinois, *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1447-1457.

- Ron E. Z. ve Rosenberg, E., 2002, Biosurfactants and oil bioremediation, *Current opinion in biotechnology*, 13 (3), 249-252.
- Rubio-Loza L. ve Noyola, A., 2010, Two-phase (acidogenic–methanogenic) anaerobic thermophilic/mesophilic digestion system for producing Class A biosolids from municipal sludge, *Bioresource Technology*, 101 (2), 576-585.
- Shao Y., Kim, H. S., Oh, S., Iranpour, R. ve Jenkins, D., 2002, Full-scale sequencing batch thermophilic anaerobic sludge digestion to meet EPA Class A biosolids requirements, *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2002 (15), 573-591.
- Silvestre G., Rodríguez-Abalde, A., Fernández, B., Flotats, X. ve Bonmatí, A., 2011, Biomass adaptation over anaerobic co-digestion of sewage sludge and trapped grease waste, *Bioresource Technology*, 102 (13), 6830-6836.
- Speece R. E., 1983, Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment, *Environmental science & technology*, 17 (9), 416A-427A.
- Speece R.E., 1996, Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters, Archae Press, TN, USA, p.297.
- Spinosa L. ve Vesilind, P. A., 2001. Sludge into biosolids, IWA publishing, p.175.
- Sundin A. M., 2008, Disintegration of sludge-a way of optimizing anaerobic digestion, *13th European Biosolids and organic resources conference i Manchester*, 10-12.
- Tchobanoglous G., Burton, F. L. ve Stensel, H. D., 2003. Wastewater engineering treatment and reuse. 628.3 T252s, Boston, US: McGraw-Hill Higher Education,
- Tomei M. C., Bertanza, G., Canato, M., Heimersson, S., Laera, G. ve Svanström, M., 2016, Techno-economic and environmental assessment of upgrading alternatives for sludge stabilization in municipal wastewater treatment plants, *Journal of cleaner production*, 112, 3106-3115.
- Türker M. ve Pakmaya, İ., 2008, Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyogaz Üretimi Dünya’da ve Türkiye’de Eğilimler, *VII. Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu, İstanbul*, 17-19 Ocak.
- Ucısık A. S. ve Henze, M., 2008, Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: the effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids, *Water Research*, 42 (14), 3729-3738.
- Watanabe H., Kitamura, T., Ochi, S. ve Ozaki, M., 1997, Inactivation of pathogenic bacteria under mesophilic and thermophilic conditions, *Water Science and Technology*, 36 (6-7), 25-32.
- Weemaes M. P. ve Verstraete, W. H., 1998, Evaluation of current wet sludge disintegration techniques, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 73 (2), 83-92.
- Wouter G., ve Verstraete W. 1997, "Anaerobic digestion of primary sludge from chemical pre-precipitation." *Water Science and Technology* 36.6-7 (1997): 357-365.
- Yan Y., Chen, H., Xu, W., He, Q. ve Zhou, Q., 2013, Enhancement of biochemical methane potential from excess sludge with low organic content by mild thermal pretreatment, *Biochemical engineering journal*, 70, 127-134.
- Yasui H. ve Shibata, M., 1994, An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Water Science and Technology*, 30 (9), 11-20.
- YTU Çevre Kimyası 2 Ders Notları, 2018. Erişim tarihi 11.06.2018. Erişim adresi, <http://www.yildiz.edu.tr/~kvarinca/Dosyalar/Dersler/yag.pdf>.



Ziels R. M., Karlsson, A., Beck, D. A., Ejlertsson, J., Yekta, S. S., Bjorn, A., Stensel, H. D. veSvensson, B. H., 2016, Microbial community adaptation influences long-chain fatty acid conversion during anaerobic codigestion of fats, oils, and grease with municipal sludge, *Water Research*, 103, 372-382.



## ÖZGEÇMİŞ

### KİŞİSEL BİLGİLER

**Adı Soyadı** : Cansu Bayhan  
**Uyruğu** : T.C.  
**Doğum Yeri ve Tarihi** : Aydın-17.05.1993  
**Telefon** : 0554 247 91 95  
**Faks** :  
**e-mail** : cansubayhann@gmail.com

### EĞİTİM

Derece	Adı, İlçe, İl	Bitirme Yılı
Lise	: Emel Mustafa Uşaklı Anadolu Lisesi, Aydın	2011
Üniversite	: Selçuk Üniversitesi, Konya	2016
Yüksek Lisans	: Selçuk Üniversitesi, Konya	

### UZMANLIK ALANI

Çevre Mühendisliği

### YABANCI DİLLER

İngilizce

### YAYINLAR