T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNDE ÇAMUR ÇÜRÜTÜCÜ PERFORMANSININ OPTİMİZASYONU

Hazırlayan
Veysel Şahin KALSIN

Danışman
Doç. Dr. Nuray ATEŞ
II. Danışman
Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

Yüksek Lisans Tezi

Haziran 2019
KAYSERİ

T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNDE ÇAMUR ÇÜRÜTÜCÜ PERFORMANSININ OPTİMİZASYONU

(Yüksek Lisans Tezi)

Hazırlayan
Veysel Şahin KALSIN

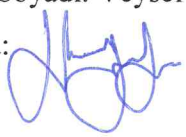
Danışman
Doç. Dr. Nuray ATEŞ
II. Danışman
Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

Haziran 2019
KAYSERİ

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK

Bu çalışmadaki tüm bilgilerin, akademik ve etik kurallara uygun bir şekilde elde edildiğini beyan ederim. Aynı zamanda bu kural ve davranışların gerektirdiği gibi, bu çalışmanın özünde olmayan tüm materyal ve sonuçları tam olarak aktardığımı ve referans gösterdiğimi belirtirim.

Adı-Soyadı: Veysel Şahin KALSIN

İmza: 

YÖNERGEYE UYGUNLUK

"İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinde Çamur Çürütücü Performansının Optimizasyonu" adlı Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi Lisansüstü Tez Önerisi ve Tez Yazma Yönergesi' ne uygun olarak hazırlanmıştır.

Tezi Hazırlayan

Veysel Şahin KALSIN

Danışman

Doç. Dr. Nuray ATEŞ

Çevre Mühendisliği ABD Başkanı

Prof. Dr. Oktay ÖZKAN

KABUL VE ONAY

Doç. Dr. Nuray ATEŞ danışmanlığında Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ ikinci danışmanlığında **Veysel Şahin KALSIN** tarafından hazırlanan **"İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinde Çamur Çürütücü Performansının Optimizasyonu"** adlı bu çalışma jürimiz tarafından Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında **Yüksek Lisans** tezi olarak kabul edilmiştir.

11/06/2019

JÜRİ:

Danışman : Doç. Dr. Nuray ATEŞ .....

Üye : Prof. Dr. Yalçın Şevki YILDIZ .....

Üye : Doç. Dr. Niğmet UZAL .....

ONAY:

Bu tezin kabulü Enstitü Yönetim Kurulunun 25/06/2019 tarih ve 2019/36-09 sayılı kararı ile onaylanmıştır.

25/06/2019

Prof. Dr. Mehmet AKKURT

Enstitü Müdürü

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans çalışmalarım süresince gerekli imkanları sağlayarak, bilgi ve yardımlarını esirgemeyen kıymetli danışman hocam sayın Doç. Dr. Nuray ATEŞ'e teşekkürü bir borç bilirim. Deneysel verilerin istatiksel analizinde tecrübeleriyle bana yardımcı olan ikinci danışman hocam Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ'ye teşekkür ederim.

Yüksek lisans eğitimim boyunca her türlü desteği veren Kaski Atıksu Arıtma Daire Başkanı Buket ERGİN'e teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca ihtiyaç duyduğum her konuda desteğini esirgemeyen, bilgi ve tecrübesi ile ile yol gösteren Kimya Yük. Mühendisi Emin ERKEKKARDEŞ'e teşekkür ederim. Çalışmalarım sırasında bana sürekli destek veren ve yardımcı olan Dr. Alper SOLMAZ'a ve tez yazma sürecinde bana yardımcı olan Çevre Mühendisi Hasan EKRİKAYA'ya teşekkür ederim.

Hayatta desteklerini benden hiçbir zaman esirgemeyen ve hep yanımda olan çok kıymetli annem Zeynep ve babam Necmi Yalçın KALSIN'a, zengin bakış açısıyla her zaman yanımda olan ve yol gösterici sevgili eşim Kübra KALSIN'a ve hayatımın anlamı olan biricik oğlum Ömer Eymen KALSIN'a canı gönülden çok teşekkür ediyorum.

Veysel Şahin KALSIN

Haziran 2019, KAYSERİ

İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNDE ÇAMUR ÇÜRÜTÜCÜ PERFORMANSININ OPTİMİZASYONU

Veysel Şahin KALSIN

Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü

Yüksek Lisans Tezi, Haziran 2019

Danışman: Doç. Dr. Nuray ATEŞ

II.Danışman: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

ÖZET

Tez çalışması; 2004 yılında işletmeye alınan ve I. kademe debisi 110.000 m^3/gün olan Kayseri kentsel atıksu arıtma tesisi (AAT)'inde gerçekleştirilmiştir. Mevcutta çalışan anaerobik çürütücü prosesinin performansını etkileyen parametrelerin iki yıl boyunca (2017 ve 2018 yılı) ölçüm ve analizi yapılarak (atıksu debisi (Q), askıda katı madde (AKM), çamur besleme debisi (Q_{bes}), pH, toplam katı madde (TKM), uçucu organik katı madde (UKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam kjeldahl azotu (TKN), alkalinite, toplam uçucu yağ asitleri (TUYA), sıcaklık, hidrolik bekletme süresi (HBS), biyogaz debisi, metan (CH_4)), elde edilen bulgular, ilgili literatür ışığında değerlendirilmiştir. Sonuçlar, mezofilik koşullarda çürütücü sıcaklığın ortalama 38°C, HBS'nin ortalama 20-23 gün, çürütücü TKM'lerin ortalamasının %4-5 ve çürütücülerdeki pH'ların ortalama 7-8 olduğu şartlarda biyogaz üretiminde artış sağlanmıştır. Ayrıca biyogaz oluşumunu en yüksek etki eden parametrelerin birincisinin %47 seviyesinde çamur besleme debisinin ve UKM yükleme hızı olduğu, ikincisinin ise ters ilişkili olarak %46 seviyesinde HBS olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Anaerobik çamur çürütme, arıtma çamuru, biyogaz, çamur besleme debisi, metan, yenilenebilir enerji

OPTIMIZATION OF PERFORMANCE SLUDGE DIGESTER IN ADVANCED BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PLANT

Veysel Şahin KALSIN

Erciyes University, Graduate School of Natural and Applied Sciences

M.Sc. Thesis, June 2019

Advisor: Assoc. Prof. Dr. Nuray ATEŞ

Co-Advisor: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

ABSTRACT

The thesis study has been realized in Kayseri urban wastewater treatment plants (WWTP) which has been taken into operation in year 2004 and whose first stage flow rate is 110,000 m^3/day. Measurement and analysis of the parameters affecting the performance of the anaerobic digester process working in the current two years (2017 and 2018) (wastewater flow rate (Q), suspended solids (SS), sludge feed flow rate (Q_{bes}), pH, total solids (TSS) , volatile organic solids (VSS), chemical oxygen demand (COD), total kjeldahl nitrogen (TKN), alkalinity, total volatile fatty acids (TVFA), temperature, hydraulic retention time (HRT), biogas flow rate, methane (CH_4)), was evaluated in the light of relevant literature. The results show an increase in biogas production in mesophilic conditions with an average temperature is 38°C, the average HRT is 20-23 days, the average of digestive TSS's is 4-5% and the pH in the digesters is 7-8. In addition, it was determined that the first one of the parameters affecting the biogas flow rate was the sludge feeding flow rate and VSS loading speed of 47%, while the second one was HRT reverse related 46%.

Keywords: Anaerobic sludge digestion, sewage sludge, biogas, sludge feed flow rate, methane, renewable energy

İÇİNDEKİLER

İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNDE ÇAMUR ÇÜRÜTÜCÜ PERFORMANSININ OPTİMİZASYONU

KABUL VE ONAY iii

TEŞEKKÜR iv

ÖZET v

ABSTRACT vi

İÇİNDEKİLER vii

TABLOLAR LİSTESİ xii

ŞEKİLLER LİSTESİ xiv

GİRİŞ 1

1. BÖLÜM

GENEL BİLGİLER

1.1. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı 2

1.2. Tezin Önemi 3

2. BÖLÜM

LİTERATÜR ÇALIŞMASI

2.1. Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonu 4

2.1.1. Arıtma Çamurunun Kireç ile Stabilizasyonu 5

2.1.2. Arıtma Çamurunun Kurutulması 7

2.1.3. Arıtma Çamurunun Susuzlaştırılması 9

2.1.4. Aerobik Arıtma Çamurunun Stabilizasyonu 10

2.1.5. Anaerobik Arıtma Çamurunun Stabilizasyonu 13

2.2. Anaerobik Çamur Çürütmenin Proses İşletimi 21

2.2.1.Atıksu Debisi ve Çamur Besleme Debisi 21

2.2.2. Katı Madde Türü ve Yükü 22
2.2.3. pH 23
2.2.4. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) 25
2.2.5. Toplam Uçucu Yağ Asitleri (TUYA) ve Alkalinite 25
2.2.6. Nütrient Etkisi 26
2.2.7. Sıcaklık 27
2.2.8. Metan Üretimi (CH_4) 29
2.2.9. Biyogaz Üretimi 31
2.2.10. Hidrolik Bekletme Süresi (HBS) 33
2.2.11. Hidrojensülfür (H_2S) 34
2.2.12. Karıştırıcının Etkisi 36
2.2.13. Köpüğün Etkisi 38
2.2.14. Biyogaz ve Enerji 38
2.3. Anaerobik Çamur Çürütücülerde Biyogaz Üretimine İlişkin Yapılan Çalışmalar 40

3. BÖLÜM

MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Kayseri İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi (KİBAAT) 47
3.2. Deneysel Analiz Yöntemi 51
3.3. Deneysel Verilerin istatistiksel Analizi 55

4. BÖLÜM

BULGULAR

4.1. Anaerobik Çürütücü Reaktör Performansının İzlenmesi 56
4.1.1. pH 56
4.1.2. TKM 58
4.1.3. UKM 60
4.1.4. TUYA 61
4.1.5. Sıcaklık 62
4.1.6. Hidrolik Bekletme Süresi (HBS) 63

4.1.7. UKM Giderimi 64
4.1.8. Biyogaz Üretimi 65
4.1.9. Metan Oranı 66

5. BÖLÜM

TARTIŞMA-SONUÇ ve ÖNERİLER

KAYNAKÇA 82

EKLER 95

EK A 96

ÖZGEÇMİŞ 102

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

% KM	: Katı madde yüzdesi
% UKM_{gid}	: Uçucu katı madde giderim yüzdesi
C	: Karbon
CH_4	: Metan
CO_2	: Karbondioksit
H_2	: Hidrojen
H_2S	: Hidrojensülfür
kWh	: Kilowattsaat
MW	: Megawatt
N	: Azot
NH_3	: Amonyak
NH_4	: Amonyum
O_2	: Oksijen
^oC	: Santigrat derece
P	: Fosfor
Q	: Atıksu debisi (m^3/gün)
Q_{bes}	: Çamur besleme debisi (m^3/gün)
UKM_{gid}	: Uçucu katı madde giderimi
$UKM_{giriş}$	: Uçucu katı madde girişi
$UKM_{çıkış}$	: Uçucu katı madde çıkışı

Kısaltmalar

AAT : Atıksu arıtma tesisi
AKM : Askıda katı madde (mg/L)
AATTUT : Atıksu arıtma tesisleri teknik usul tebliği
ATAD : Ototermal termofilik aerobik çürütme
AÇ : Anaerobik çamur
AAG : Atıksu arıtma giriş
ARG : Anaerobik reaktör giriş
AR : Anaerobik reaktör
ARÇ : Anaerobik reaktör çıkış
$BOİ_5$: Biyolojik oksijen ihtiyacı
CHP : Isıl ve güç ünitesi
KM : Katı madde (%)
KAAY : Kentsel atıksu arıtım yönetmeliği
KOİ : Kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)
KİBAAT : Kayseri İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
EN : Eşdeğer Nüfus (kişi)
OLR : Organik yükleme hızı (kg UKM/m^3)
ÖYG : Ön yoğunlaştırma giriş
HBS : Hidrolik bekletme süresi (gün)
SM : Standart metot
SKKY : Su kirliliği kontrolü yönetmeliği
SLR : Katı yükleme hızı
SRT : Katı madde alıkonma süresi
TKM : Toplam katı madde (mg/L)
TKN : Toplam kjeldahl azotu (mg/L)
TUYA : Toplam uçucu yağ asitleri (mg/L)

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 2. 1 . Çamur konsantrasyonu ve HBS'nin uçucu katı madde (UKM) yükleme hızları üzerindeki etkisi **34**
Tablo 3. 1. KİBAAT proje dizayn debileri **48**
Tablo 3. 2. KİBAAT kirlilik tasarım kriterleri **48**
Tablo 3. 3. Anaerobik çamur çürütücü ve biyogaz üretim tasarım parametreleri **51**
Tablo 3. 4. İzlenen parametrelerin analiz metotları ve kullanılan cihazlar **52**
Tablo 4.1. Biyogaz debisi ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde UAKM, yağ-gres ve çamur besleme debisi parametrelerinin etkisi **68**
Tablo 4.2. Biyogaz debisi ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde AKM yükü parametresinin etkisi..... **68**
Tablo 4.3. Biyogaz debisi, $UKM_{çıkış}$ ve UKM_{gid} oranı üzerinde UKM yükü ve $UKM_{giriş}$ parametrelerinin etkisi..... **69**
Tablo 4.4. Biyogaz debisi, $UKM_{çıkış}$ ve UKM_{gid} oranı üzerinde HBS parametresinin etkisi..... **69**
Tablo 4.5. TUYA üzerinde UKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi ve HBS parametrelerinin etkisi..... **70**
Tablo 4.6. UKM_{gid} oranı üzerinde UAKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi, pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi..... **71**
Tablo 4.7. $UKM_{çıkış}$ üzerinde giriş pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi..... **72**
Tablo 4.8. Biyogaz debisi üzerinde giriş pH, TKM, sıcaklık parametrelerinin etkisi..... **72**
Tablo 4.9. Çürütücü UKM üzerinde UAKM, yağ-gres, çamur besleme debisi, pH, TKM, UKM, UKM yükü, sıcaklık ve HBS parametrelerinin etkisi..... **73**
Tablo 4.10. Çürütücü pH üzerinde UAKM, yağ-gres, giriş pH, AKM yükü, UAKM/AKM oranı, Ön yoğ. pH, çamur besleme debisi, çürütücü giriş pH'sı, TKM, UKM, UKM yükü, UKM/TKM oranı ve sıcaklık parametrelerinin etkisi..... **74**

Tablo 4.11. Biyogaz debisi üzerinde UAKM, yağ-gres, AKM yükü, UAKM/AKM oranı, çamur besleme debisi, çürütücü giriş pH, TKM, UKM, UKM yükü, UKM_{gid} oranı UKM/TKM oranı, sıcaklık ve HBS parametrelerinin etkisi……...**76**
Tablo 4.12. 2018 yılı işletme parametrelerinin standart sapması ……...**78**
Tablo A1. 2017 yılı ortalama AAG ve ÖYG analiz sonuçları **96**
Tablo A2. 2017 yılı ortalama ARG ve ARÇ analiz sonuçları..... **96**
Tablo A3. 2017 yılı ortalama AR analiz sonuçları **98**
Tablo A4. 2018 yılı ortalama AAG ve ÖYG analiz sonuçları **99**
Tablo A5. 2018 yılı ortalama ARG ve ARÇ analiz sonuçları..... **100**
Tablo A6 . 2018 yılı ortalama AR analiz sonuçları **101**

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2. 1. Tipik anaerobik çürütücüler: a) klasik standart hızlı tek kademeli proses, b) yüksek hızlı, tam karışımlı, tek kademeli proses, c) iki kademeli proses **16**
Şekil 2.2. Anaerobik çürütmenin mekanizması..... **20**
Şekil 3. 1. KİBAAT genel iş akım şeması **47**
Şekil 3. 2. KİBAAT genel vaziyeti..... **48**
Şekil 4. 1. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama pH değerleri: (A) 2017 yılı, (B) 2018 yılı **57**
Şekil 4. 2. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama TKM değerleri: (A) 2017 yılı, (B) 2018 yılı …….. **59**
Şekil 4. 3. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama UKM değerleri: (A) 2017 yılı, (B) 2018 yılı **61**
Şekil 4. 4. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama TUYA değerleri :2017 yılı, 2018 yılı..... **62**
Şekil 4. 5. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama sıcaklık değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı…… **63**
Şekil 4. 6. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama HBS değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı…… **67**
Şekil 4. 7. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama UKM_{gid} değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı…… **65**
Şekil 4. 8. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama biyogaz üretim değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı…… **66**
Şekil 4. 9. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama metan oranı değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı……..**67**

GİRİŞ

Günümüzde insanlığın yükselen yaşam standartları ve gelişen teknolojiler enerji kaynaklarının tüketilmesine sebep olmaktadır. Dünyanın enerji ihtiyacının çoğunluğu fosil yakıtlardan karşılanmaktadır. Bu yakıtlar doğaya zarar verdiği için sürdürülebilir enerji kaynağı olarak kullanımı uygun görülmemektedir. Küresel dünyanın enerji ihtiyacına çözüm olabilecek yenilenebilir enerji kaynağı araştırmaları her geçen gün önem kazanmaya devam etmektedir. Yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılabilecek biyokütle örneklerinden bir tanesi de atıksu arıtma tesislerinde arıtma sonrası oluşan arıtma çamurlarıdır. Arıtma çamurları anaerobik çürütme ile çoğunluğu metan ve karbondioksitden oluşan ve biyogaz olarak isimlendirilen gaz formlarına dönüştürülmektedir. Böylece yenilenebilir enerji kaynağı olan biyogaz oluşmaktadır. Yenilenebilir enerji kaynağı olan biyogaz sürdürebilir olarak kullanılmaktadır. Yenilenebilir enerji kaynağı olan biyogaz gaz jeneratörleri tarafından yakılarak elektrik enerjisi elde edilmektedir.

Atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının karakterizasyonu atıksu özelliklerine göre farklılık göstermektedir. Ham çamur karakterizasyonlarına göre her atıksu arıtma tesisi için farklı işletme parametreleri belirlenebilir. Anaerobik çürütme prosesleri farklı sıcaklık ve bekletme sürelerine boyutlandırılmaktadır (Koyuncu, 2014). Anaerobik çürütme prosesinin optimum koşullarda kararlı olarak işletilmesini sağlayacak ve biyogaz üretim verimini etkiyecek parametreler pH, sıcaklık, toplam katı madde (TKM) ve uçucu katı madde (UKM) yükleme hızları, alkalinite, toplam uçucu yağ asidi (TUYA) ve HBS'dir. Bu kapsamda; KİBAAT'nin iki yıl (2017 yılı ve 2018 yılı) boyunca işletme parametreleri incelenerek mevcutta çalışan anaerobik çürütücü reaktörün işletme verimi değerlendirilmiştir.

1.BÖLÜM

GENEL BİLGİLER

1.1. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Türkiye'de atıksu arıtma tesislerinde çamur stabilizasyonu için anaerobik çürütme prosesi yaygın olarak kullanılmaktadır. Ülkemizde İstanbul, Ankara, Konya, Kayseri, Gaziantep, Şanlıurfa, Diyarbakır, Batman vb. Büyükşehir Belediyelerine ait atıksu arıtma tesislerinde çamur çürütücü reaktörleri bulunmaktadır. Ülkemizde anaerobik reaktörlerin proje dizaynı ve işletilmesinden kaynaklı hatalardan dolayı gaz üretiminin oluşumunda ve enerji üretiminde sorunlar yaşanabilmektedir. Bundan dolayı anaerobik çürütücünün işletme performanslarının arttırılarak optimize edilmesi gerekmektedir. Çürütücülerin optimizasyon sonucu verimli hale getirilmesi; atıksu arıtma tesislerinin enerji giderlerinin ve işletme maliyetlerinin azaltılmasına katkı sağlayacaktır. KİBAAT'in ön yoğunlaştırma tankındaki ham çamurları, anaerobik çamur çürütme tankında çürütülerek biyogaz elde edilmekte ve elde edilen biyogaz, gaz jeneratörlerinde yakılmak suretiyle elektrik enerjisine dönüştürülüp, tesisin enerji ihtiyacının belli bir kısmı karşılanmaktadır. KİBAAT'da bulunan çürütücü reaktörün optimum koşullarda işletilmesi için; 2017 ve 2018 yıllarına ait çamur besleme debisi, HBS, KOİ, TKM, UKM, pH, sıcaklık, biyogaz üretim miktarı, CH_4, alkalinite, TUYA, ve TKN gibi parametler incelenerek en iyi arıtma performansının sağlanması ve üretilen biyogazın miktarı ve içeriğindeki metan gazı oranında artışı sağlanması amaçlanmıştır.

1.2. Tezin Önemi

Ülkemiz'de kentsel atıksu artıma tesislerinin anaerobik çamur çürütücü reaktörleri literatür tasarım standartlarına ve kente özgü atıksu karakterizasyonuna göre tasarlanmaktadır. Anaerobik çürütücüler atıksu arıtma tesisleri için enerji maliyeti açısından önemli olduğu için tasarım ve işletim parametrelerinin sahada karşılaşılan sorunlar neticesinde optimize edilerek performans veriminin arttırılması gerekmektedir. İyi işletilen çürütücü reaktörleri ile üretilen biyogazın miktarında ve muhtevasındaki metan oranında artış sağlanabilir. Bu tez çalışması ile KİBAAT'da mevcutta bulunan çürütücü reaktörünün işletilmesinde saha kaynaklı sorunların tespit edilerek çözülmesi ve çamur stabilizasyon sürecinde en uygun işletme şartlarının belirlenerek elde edilen biyogazın metan içeriğinde ortalama %2 biyogaz üretiminde ortalama 822 m^3/gün olacak şekilde bir artış sağlanmıştır. Biyogaz üretimi ve metan oranında artış sağlanarak KİBAAT'in enerji ve işletme maliyetlerini düşürecek şekilde fayda sağlamıştır.

2. BÖLÜM

LİTERATÜR ÇALIŞMASI

2.1. Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonu

Atıksu arıtma sonrası oluşan ham çamurların doğaya zarar vermeyecek şekilde bilinçli olarak bertaraf edilmesi gerekir. Günümüz koşullarında arıtma çamurunun ekonomik değeri olduğu kadar ekolojik yönü göz önünde bulundurularak doğaya kazanımı açısından değerlendirilmesi (hayvan gübresi vb.) fayda sağlayacaktır. Ham arıtma çamuru patolojik organizmalar içerdiği gibi içinde koku özelliği veren organik maddelerde içermektedir. Bu sebeple arıtma çamurlarının biyolojik, termal ve kimyasal yöntemler ile bertarafedilmesi gerekir (Huyard vd., 2000).

Çamur stabilizasyonunda genel olarak; arıtma çamuru içerisindeki patojenlerin miktarının azaltılması ve istenmeyen kötü kokunun azaltılması amaçlanmaktadır. Mikroorganizmaların çamurda yoğun olarak bulunmasından kaynaklı olarak oluşan kokuşma ve bozunma çevre ve insan sağlığı açısından önemli bir sorun teşkil etmektedir. Bu sebeple çamurun uçuçu maddesinin parçalanması gerekmektedir (Tchobanoglous vd., 2003).

Atıksu arıtımında çamur stabilizasyonun tanımının yapılması zor olmakla beraber uzaklaştırılması genellikle uygun olmayan yöntemler ile yapılmaktadır. Arıtma çamuru stabilizasyonun hangi tesislerde yapılacağı ve hangi prosesin uygun olacağı hususu yönetmelikçe değerlendirilmelidir. Çamur stabilizasyon proseslerinin verimli bir şekilde çalıştırılmasında uçucu katı madde etkin bir şekilde rol oynamaktadır. Çamur uzaklaştırılmasında uçucu katı madde giderilmesi ile birlikte koku ve patojenlerin giderilmesi büyük oranda sağlanmış olur (Spinosa ve Vesilind, 2001).

Çamur stabilizasyonu; çamurların fermente edilebilirliğini ve kullanımından kaynaklanan sağlık tehlikelerini önemli ölçüde azaltmak üzere biyolojik, kimyasal ya da

ısıl işlemlerden veya diğer uygun proseslerden geçirmektir. Stabilizasyon bir diğer ifade ile çamurdaki organik madde içeriğinin indirgenmesi (daha kararlı ya da inert organik ve inorganik maddelere dönüştürülmesi), patojen organizmaların ve toksisitenin giderilmesi, koku potansiyelinin azaltılması ve gaz üretme potansiyelinin iyileştirilmesi amacıyla çamura uygulanan bir dizi biyolojik veya kimyasal işlemden oluşmaktadır (Appels, 2008; Tchobanoglous vd., 2003). En yaygın kullanılan biyolojik stabilizasyon yöntemleri; aerobik çürütme, anaerobik çürütme, alkali stabilizasyon ve kompostlaştırmadır. Kimyasal çamur stabilizasyonu için uygulanmakta olan en yaygın yöntem ise kireç ile stabilizasyondur (Tchobanoglous vd., 2003, Lu vd., 2008).

Çamur stabilitesini ölçmek için dikkate alınması gerekli parametreler aşağıda açıklanmaktadır. Arıtma çamuru stabilizasyonu, arıtma çamuru içerisindeki patojenleri gidermek, istenmeyen kokuları gidermek, potansiyel bozunmayı azaltmak, inhibe etmek veya durdurmak amacıyla stabilize edilirler. Bunları sağlayabilme başarısı, çamurun uçucu veya organik kısmı üzerinde stabilizasyon işleminin etkisi ile ilişkilidir. Stabilizasyon işlemleri sırasında bu istenmeyen koşulları gidermek; uçucu kısmın biyolojik indirgenmesi, uçucu maddenin kimyasal oksidasyonu, mikroorganizma gelişimini engellemek için çamura kimyasal madde ilavesi, çamuru dezenfekte etmek veya sterilize etmek için ısıl işlem uygulanması yöntemleri ile sağlanır (Öztürk vd., 2008).

Türkiye'de atıksu arıtma tesislerinde yaygın olarak kullanılan anaerobik çürütücülerinin prosesleri sonucundan oluşan arıtma çamurlarının stabilizasyonu oldukça zordur. Arıtma çamurlarının stabilizasyonu ve bertarafı aşağıdaki yöntemlerle sağlanır;

- Kimyasal yöntemler : kireç stabilizasyonu
- Biyolojik yöntemler : aerobik çürüme, anaerobik çürüme,
- Termal yöntemler : ısıl işlem

2.1.1. Arıtma Çamurunun Kireç ile Stabilizasyonu

Kireç, çamurun suyunu verme özelliğini geliştirdiği gibi çamuru stabil hale getirmek için kullanılır. Çamurun pH değerini 12 ya da üstü duruma getirmek için kireç takviyesi yapılır. Yüksek pH seviyeleri bakteriler için uygun ortam olmayıp bu sayede arıtma

çamurları stabilize edilerek koku problemi de ortadan kaldırılmış olur (Filibelli, 2012; Erkekkardeş, 2014).

Çürütme yolu ile stabilizasyona alternatif olarak, arıtma çamurlarının alkali stabilizasyonunda kullanılmakta olan kireç, çamurun suyunu verme özelliklerinin geliştirilmesinde kullanılabildiği gibi, çamur stabilizasyonu amacıyla da kullanılmaktadır (Seyhan ve Erdinçler, 2003). Bu yöntemde sönmüş veya sönmemiş kireç çamur kuruluğunda, koku ve patojen gideriminde kullanılabilir. Ayrıca oluşan atık ısı ile kurutma ve pastörizasyon işlemi sağlanır. Avrupa Birliği arıtılmış çamurun arazide kullanımını önermektedir. Bu bağlamda, kireç ile ileri arıtma, arıtma çamurlarının, güvenli ve çevreyle dost değerli bir gübre ve toprak düzenleyici olmasını sağlamaktadır. Arıtma çamurlarının kireç ile stabilizasyonunda üç yöntem kullanılmaktadır; susuzlaştırmadan önce çamura kireç ilavesi (kireç ile ön arıtma), susuzlaştırmadan sonra çamura kireç ilavesi (kireç ile son arıtıma), ileri kireç stabilizasyon teknolojileridir (Akyarlı ve Şahin, 2005).

Salihoğlu vd., (2011) yaptıkları çalışmada, kentsel atıksu arıtma tesisinden çıkan mekanik olarak susuzlaştırılmış çamurların kapalı kurutma yatağında kurutulması sırasında sınırlı miktarda sönmemiş kireç (CaO) kullanımının etkilerini incelemişlerdir. Çalışmalarında, ülkemizin güneş enerjisi potansiyelinden yararlanmak ve çevre yatırımlarında yenilenebilir enerji kaynaklarının kullanımını artırdığı ifade etmişlerdir. Çalışma için, 2m x 5m boyutlarında beton tabanlı ve şeffaf polikarbonat örtü ile kaplı tünel tipi bir sera tasarlanmıştır. Çamur, beton zemine 25 cm yüksekliğinde serilmiş ve günde iki kez karıştırılmıştır. Patojen giderimini hızlandırmak için sınırlı miktarda kireç (0,15 kg CaO/kg çamur katı madde (KM)) kullanılmıştır. Sınırlı kireçleme ve güneşle kurutma yöntemi uygulanan %20 katı madde (KM) içeren çamurların depolama için yasal sınırlama olan %35 KM'ye ve Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) A sınıfı çamur değerlerine yaz döneminde 10 gün, kış döneminde 20 gün içerisinde ulaştığı ifade edilmiştir.

Ülkemizde atıksu arıtma çamurlarıyla ilgili en yaygın bertaraf yöntemi depolamadır. Mekanik susuzlaştırma ekipmanlarıyla %20-30 katı madde (KM) içeriğine ulaştırılan atık çamurlar doğrudan veya kireç ilavesinden sonra düzensiz veya düzenli depolama

sahalarında depolanmaktadır. Bu çalışmada atıksu arıtma çamurlarının güneş enerjisiyle kapalı yataklarda kurutulması incelenmiştir.

Ülkemizin güneş enerjisi potansiyelinden yararlanmak ve çevre yatırımlarında yenilenebilir enerji kaynaklarının kullanımının yaygınlaşması çalışmaya temel oluşturmuştur. Deneysel süreç için 2m x 5m taban genişliğinde, dolgu yataklı, şeffaf polikarbonat örtülü, beton kaplama tabanlı, tünel tip kurutma yatağı tasarlanmıştır. Kapalı ve açık sistem arasındaki farkı tespit etmek amacıyla aynı boyutlarda bir de açık kurutma yatağı oluşturulmuştur. Uzun havalandırmalı kentsel bir atıksu arıtma tesisi belt filtre presinden alınan %20-25 KM içeriğindeki çamur 25 cm yüksekliğinde beton kaplama üzerine serilmiş ve kontrollü ortamda kurutma süreci incelenmiştir. Yöntemde patojen giderimini hızlandırmak amacıyla düşük miktarda (0,15 kg sönmemiş kireç/kg KM) kullanılmıştır. %23 KM içeriğindeki atık çamurun, temmuz-ağustos döneminde 26 gün sonunda, açık tesiste %79 KM, kapalı tesiste ise %91 KM oranına kadar kuruduğu görülmüştür. Kasım-aralık döneminde %23 KM içeren çamurun, 26 gün sonunda, açık sistemde hava şartları nedeniyle %17 KM'ye düştüğü, kapalı sistemde ise %37 KM oranına kadar kuruduğu görülmüştür. Ölçümler sonunda çamur KM yüzdesi ve eklenik radyasyon değerleri arasında doğrusal bir ilişki olduğu (r^2>0.9) belirlenmiştir. Buna göre belt filtre presi çıkışından alınan çamurun Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre %35 KM oranına ulaşması için 45±3 kW/m^2 güneş radyasyonuna gereksinim duyulduğu hesaplanmıştır. Pilot tesisin verimi, çamur KM değişimi, kurutma süresi, patojen mikroorganizma giderimi dikkate alınarak değerlendirilmiştir (Salihoğlu vd., 2007).

2.1.2. Arıtma Çamurunun Kurutulması

Arıtma çamurlarına uygulanan susuzlaştırma işlemi suyun belli bir oranını uzaklaştırmaktadır. Çamur yoğunlaştırma ile çamurun katı madde miktarını %10 civarına ulaşırken mekanik susuzlaştırmada katı madde içeriği %10-30 arası değişmektedir. Isıl işlem ile arıtma çamurunun içindeki bağıl nem açığa çıkarılarak katı madde miktarının artması sağlanır. Arıtma çamuru kurutulması ile önemli ölçüde hacim azalması sağlanacak ve daha az nakliye çamur taşınacaktır (Filibelli, 2012; Erkekkardeş, 2014). Arıtma çamurları kurutulurken farklı tipte kurutma teknolojileri kullanılmaktadır. Kurutma teknolojileri; termal kurutma teknolojileri (disk tipi

kurutucular, ince filmli kurutucular, ince filmli ve disk tipi ortak kurutucular, dönen borulu kurutucular), konveksiyon tipi kurutma teknolojileri (tambur tipli, akışkan yataklı, bantlı kurutucular) ve solar kurutma teknolojileridir (Erkekkardeş, 2014).

Arıtma çamurları (AÇ) yukarıda sayılan özelliklere ek olarak yüksek oranda su içermektedir. Tipik olarak atık aktif çamur %1 oranında kuru madde konsantrasyonuna sahipken, yoğunlaştırıcı sonrası bu miktar %5-6 oranında kuru maddeye, susuzlaştırma sonrasında ise %20-25 oranında kuru maddeye çıkabilmektedir. AÇ'nda daha yüksek oranda kuruluk (%10 dan az nem) istendiği takdirde AÇ'nın kurutulması gerekir. AÇ içindeki suyun kademeli olarak giderilebilmesinin sebebi çamurda farklı şekillerde "bağlı su" bulunmasıdır. Mekanik susuzlaştırma ile yaklaşık %25-35 oranında kuru madde elde edilir. Termal kurutucular ile çamurdaki katı madde konsantrasyonu %90 ın üzerine çıkarılabilmektedir (Flaga, 2007).

Arıtma çamurları, kurutulmadan tarım ve orman alanlarında, kömür maden yatakları gibi bozulmuş alanlarda ve park bahçelerde kullanıldığı gibi; kurutulan çamurlarıda ısı ve elektrik elde etmek için, çimento fabrikalarında ya da kömürlü santrallerde ek yakıt olarak kullanıldığı bilinmektedir. Ayrıca biyogaz eldesi, gazifikasyon, piroliz, yaş oksidasyon, hidroliz, hidrotermal oksidasyon ve mikrodalga-yüksek basınç işlemi gibi çeşitli yöntemler uygulandığı belirtilmiştir (Ayvaz, 2000).

Türkiye'de 3 Ağustos 2010 tarihinde yürürlüğe giren 27661 sayılı "Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik" gereğince kapasitesi bir milyon eşdeğer nüfusun üzerinde olan tesislere ait arıtma çamurlarının en az %90 kuru madde değerine kadar kurutulması şartı getirilmiştir. Ancak çamur üreticilerinin %90 kuru madde değerine ulaşmadan, kullanımının teknik ve ekonomik açıdan uygunluğunu belgelemesi halinde bakanlıkça %90 kuru madde değerine ulaşması şartı aranmamaktadır. Bu da ülkemizde çamur kurutma işlemini önemli bir boyuta getirmektedir. Çamur kurutma sistemleri termal kurutma ve güneşle kurutma sistemleri olarak iki temel yöntemle gerçekleştirilmektedir.

Termal kurutma sistemlerinin diğer kurutma sistemlerine göre avantajları; çamurun su içeriğinin büyük ölçüde azaltılması, çamurdaki katı madde konsantrasyonunun %90 ın üzerine çıkarılabilmesi, çamur hacminin 4-5 kat azaltılması, çamurun kalorifik

değerinin önemli ölçüde artması ve yakılmasının kolaylaşması ve çamurda hijyen ve stabilite sağlanması olarak belirtilmektedir (Flaga, 2007).

Termal kurutma yöntemleri, konveksiyonla (doğrudan) kurutma, kondüksiyonla (dolaylı) kurutma ve karma kurutma olarak üç gruba ayrılmaktadır. Doğrudan kurutma yapan sistemlerde ek yakıttan ya da kurutulan çamurun kendisinden çıkan sıcak gaz ile susuzlaştırılmış çamurun teması sağlanarak kurutma gerçekleştirilmektedir. Doğrudan kurutma sistemlerinde kurutulacak çamur ve sıcak gazlar doğrudan birbirleriyle temas eder ve bu sayede çamurdan uzaklaştırılması hedeflenen suyun buharlaşması sağlanır (Fonda ve Lynch, 2009). Bu tip kurutucu örnekleri; tamburlu, döner, sprey, akışkan yataklı ve kayışlı kurutuculardır. Dolaylı çalışan kurutucularda ise çamurun gaz ile teması yoktur. Genellikle yakıt, termal yağ ya da sıcak gazın bulunduğu tank ile çamurun bulunduğu tank arasındaki duvardan ısı transferiyle kurutma gerçekleşmektedir. Bu tip kurutucu örnekleri; ince-film, disk ve pedal kurutuculardır. Dolaylı çalışan kurutucular doğrudan çalışanlardan daha gelişmiş aparatlar gerektirmektedir. Karma kurutucular ise iki sistemin bir arada olduğu sistemlerdir (Peregrina vd., 2008).

Atıksu arıtma tesislerinde oluşan biyogaz, kojenerasyon ünitelerinde değerlendirilmektedir. Kojenerasyon sistemleri biyogazın verimli kullanılmasındaki yöntemlerden sadece bir tanesidir. Atıksu arıtma tesislerinde üretilen biyogaz anaerobik çürütücülerin ısıtılması için kullanabilir. Aynı zamanda üretilen biyogaz saflaştırıldıktan sonra; farklı işletmelere doğal gaz kullanımları için, çeşitli endüstrilere enerji kaynağı olarak veya çeşitli vasıtalara yakıt olarak satılabilir (USEPA, 2011).

2.1.3. Arıtma Çamurunun Susuzlaştırılması

Arıtma çamurlarının susuzlaştırılması mekanik ekipmanlarla (vakum filtrasyonu, belt pres, filtre pres ve dekantör) yapılabilmektedir. Bu sayede arıtma çamurunun hacimce azalması sağlanmakta ve katı madde içeriği artırılmaktadır. Mekanik çamur susuzlaştırıcılar ile arıtma çamurunun katı madde içeriği %30' a kadar çıkarılmaktadır.

Vakum Filtrasyonu

Vakum filtrasyonu; çamurun mekanik olarak suyunun alınmasında en yaygın kullanılan yöntemlerden biri iken sistemin kompleks oluşu, şartlandırıcı gereksinimleri ve işletme maliyetinin yüksek oluşundan dolayı kullanımı günümüzde azalmıştır.

Belt Pres (Bant filtre)

Hızlı bir şekilde çalıştırıp durdurulabilir olması ile enerji ve gürültü seviyesinin düşük olması nedeniyle tercih edilen bir susuzlaştırma yöntemidir. Bakımı kolaydır ve katı madde içeriği yüksek kek oluşturulabilir. Ancak yağ ve gres içeren çamurlarda katı madde içeriği düşük çıkmaktadır. Koku problemi ile bantların yıkanmasında zaman ve su kaybı oluşmaktadır.

Filtre Pres (Pres filtre)

Yüksek çamur keki konsantrasyonu ve yüksek AKM giderimi nedeniyle tercih sebebidir. Ancak çalıştırma zorluğu, yüksek işçi maliyeti ve yüksek kimyasal sarfiyatı dezavantajları arasında sayılabilir. Aynı zamanda filtre bezlerinin ömrü kısa olduğundan işletme masrafı, bu yöntem tercih edilirken dikkate alınmalıdır.

Dekantör (Santrifüj)

Bu makineler yüksek devirlerde (2500-4000 dev/dak) dönerek çamuru tambur çeperine doğru savurup merkezkaç kuvveti ile çamuru sudan ayırma prensibine göreçalışmaktadırlar. En önemli avantajı; ünite içine çamur girişi sürekli olduğundan tam ve sürekli bir işletme sağlanır.

2.1.4. Aerobik Arıtma Çamurunun Stabilizasyonu

Arıtma çamurlarının yeterli oksijen eşliğinde biyolojik stabilizasyonu için kullanılan çamur stabilizasyon yöntemidir. Aerobik olarak, arıtma çamurlarının stabilize edildigi proseslerde; sıcaklık, bekleme süresi, oksijen miktarı, karıştırma ve ortam pH'ı gibi parametrelerin kontrol altında tutulması çok önemlidir. Aerobik çamur stabilizasyonunda; organik çamur, bir havalandırma tankında 10-12 gün süre ile havalandırılır ve bu sayede organik çamurun oksijenli bir ortamda çürümesi sağlanır. Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemlerinde ise aerobik çamur çürütme işlemi;

oluşan çamurun havalandırma tanklarında çürütülebilecek bir süre (yaklaşık 20-30 gün) bekletilmesi ile gerçekleştirilir (Erkekkardeş, 2014).

Aerobik çürütücülerin işletilmesinde; sıcaklık ve pH önemli bir rol oynar. Özellikle, 20°C nin altındaki sıcaklıklarda aerobik çürütücülerin işletilmesi sıcaklığa bağlıdır. 20°C nin altındaki sıcaklıklarda, 15 günlük hidrolik bekleme zamanı için sıcaklık katsayısı 1.08-1.10 aralığında değişiklik göstermektedir. Hidrolik bekleme zamanı 60 güne yükseldiğinde sıcaklık etkisi ihmal edilebilir. Soğuk iklimlerde çamurun veya verilen havanın ısıtılması, tankların soğuktan korunması alternatifleri birarada düşünülebilir. Sistemin tamponlanma kapasitesine bağlı olarak, uzun hidrolik bekleme zamanlarında pH oldukça düşük değerlere (yaklaşık olarak 5.5) iner. Bu olay çözeltideki nitrat iyonlarının varlığı ile artar. Düşük pH değerlerinde ipliksi organizmalar gelişebilir. Bununla beraber bu durum sistemi inhibe etmez, pH periyodik olarak kontrol edilmeli ve çok düşük olması halinde pH düzenlemesi yapılmalıdır. Çözünmüş oksijen seviyeleri ve solunum hızları da proses verimini artırmak için kontrol edilmelidir (Filibelli, 2012).

Aerobik proseslerin işletilmesinde; sıcaklık, bekletme süresi, karıştırma oksijen gereksinimi ve pH'a gibi önemli parametreler kontrol edilmelidir. Aerobik çürütmenin amacı; katı madde miktarının azaltılması, flok oluşturan mikroorganizmaların, kirleticilerin ve diğer organik materyallerin giderilmesidir. Aerobik çamur çürütmede uçucu katı madde giderimi %35-50 oranında değişim göstermektedir. Bu çürütmede, besin maddesi parçalanması esnasında bakteriler kendi rekasiyonları gerçekleştirmek belli bir seviyede enerji ihtiyacı karşılamak için içsel solunum yoluyla sağlarlar. Bu süreçde hücrenin %75-80'i oksitlenir geriye kalan %20-25' lik kısmı organik miktarı oluşmaktadır. Aerobik çürümeden sonra UKM proses son ürün olarak kalmaya devam eder (Tchobanoglous vd., 2003).

Aerobik çürütmenin temel avantajları; işletme kolaylığı, düşük yatırım maliyeti ve çürütme son ürününün enerji açısından ekonomik ömürlü olması, kokusuz olması şeklinde sıralanabilir. Aerobik çürütücünün dezavantajları ise aşağıdaki gibidir.

- Enerji yönünden kazanç sağlamaz.
- Bu proseslerinhava gereksinimleri çok olduğu için enerji maliyeti yüksektir.

- Çürümüş çamurun susuzlaştırılması daha zayıftır (Tchobanoglous vd., 2003).

Yukarıda bahsedilen dezavantajların en aza indirilmesi ve daha yüksek stabilizasyon derecelerine ulaşılarak çevreye en az zarar verecek çamur oluşumlarının sağlanması amacıyla klasik çürüme işlemlerinin modifikasyonları kullanılmaktadır. Ototermal termofilik aerobik çürütme prosesi aktif olarak kullanılmaktadır.

Ototermal Termofilik Aerobik Çürütme

Klasik aerobik çürütme işleminin verimini arttırmak amacıyla kullanılan bir proses de aerobik çürütme işleminin bir modifikasyonu olan ototermal termofilik aerobik çürüme işlemidir (ATAD). ATAD bir biyolojik çürütme çeşididir ve Jewell tarafından bu şekilde isimlendirilmiştir (Jewell ve Kabrick, 1978).

Arıtma çamurları içindeki organik maddelerinin çürütülmesinde ve dezenfeksiyonunda kullanılmaktadır. Organik madde konsantrasyonu oranı yüksek olan atıklar oksidasyon sonucunda ısı açığa çıkar. Prosesde biyolojik olarak indirgenebilen organik atıklar termofilik süreçlerin hızlı olmasından dolayı indirgenmesi rahat olacaktır. Aerobik çürütücüler tek veya çok kademeli tiplerinden oluşmakta ve herhangi dış bir ısı ihtiyaç duymadan 35 ^{o}C -70 ^{o}C termofilik koşullardan oluşur. Organik madde miktarı fazla olan arıtma çamurları, hayvansal atıklar ve çeşitlli endüstriyel atıklar dış yalıtımı iyi yapılmış geçirimsiz bir reatörde havalandırılarak çürütüldüklerinde biyolojik oksidasyon sonucu açığa çıkan ısı, sistem içinde kullanılarak termofilik süreçlerin kullanılmasında yeterli olacaktır. Prosesin sıcaklığının yüksek olması patojen giderimi yaparak dezenfeksiyon sağlayacaktır. Prosesin diğer avantajları yüksek sıcaklıklarda reaksiyıon hızının artmasından kaynaklı reaktör hacminin küçük olması ve maliyetinin az olmasıdır. Ayrıca çamur beslemesinin ön arıtıma tabi tutulmamasından kaynaklı bekletme süresinin (5 veya 6 gün) azaltılmasıdır. Bir de diğer aerobik çürütücülere kararlı halde işletilebilmesi ve enerji tüketiminin az olmasıdır ($\leq$ 7 kWh/kg KM) (Abuorf vd., 2001; Kelly, 1999; Tchobanoglous vd., 2003; Kelly ve Mavinic, 2003). ATAD prosesinin dezavantajları ise; havalandımadan kaynaklı eneji maliyeti, köpük oluşumu, kötü koku ve çamur çökebilirliğinin az olmasından kaynaklı susuzlaştırma kabiliyetinin az olmasıdır (Lapara ve Alleman, 1998).

Aerobik çürütücülerin enerji kazanımının olmaması, sürekli havalandırmadan dolayı enerji masraflarının çok olması, çürümüş çamurun katı madde içeriğinin düşük olmasından dolayı (susuzlaştırmasının zayıf olması) ve metan gibi yararlı ürünün olmaması anaerobik çürütücüleri cazip hale getirmiştir.

2.1.5. Anaerobik Arıtma Çamurunun Stabilizasyonu

Atıksu arıtma tesislerinde çamurun anaerobik olarak çürütülmesien verimli prosesolarak tanımlanır. Anaerobik çürütme; evsel ve endüstriyel nitelikli atıksuların arıtılmasından sonra oluşan ham çamurların stabilizasyon yöntemlerinden biridir ve çamurdaki organik ve inorganik maddelerin havasız ortamda anaerobik mikroorganizmalar tarafından parçalanıp metan ve karbondioksite dönüştürülmesi yani organik maddenin oksijensiz ortamda mineralize olması (bozunması) olarak tanımlanabilir. Anaerobik çürütme proseslerinde, oksijensiz ortamda organik maddelerin parçalanarak fermente edilmesi işlemi şu şekildedir: kompleks organik maddelerin hidrolizi, çözünmüş organiklerin düşük moleküler ağırlıklı organik asitlere dönüşümü ve organik asitlerin metan ve karbondioksite dönüştürülerek biyogaz oluşması aşamalarıdır (Tchobanoglous vd., 2003; Vesilind, 1979; Speece, 1996; Vesilind ve Spinosa, 2001; Parkin vd., 1986).

Atıklardan enerjinin geri kazanımına olan ilginin artması, çamurun stabilizasyonu sonrasında biyokatı adı verilen çevreye zararsız ve kolaylıkla susuzlaştırılabilen bir maddeye dönüştürülmesi, aerobik arıtmada anaerobik arıtıma oranla sistemden daha fazla çamur çıkması ve bunun yarattığı çevre sorunları ve çamurun yenilenebilir enerji kaynağına dünüştürülerek ekonomik kazanç sağlanabilmesi anaerobik çamur arıtım teknolojisine olan ilginin artmasına neden olmuştur. Özellikle yüksek ve düşük katı madde içerikli organik maddelerin stabilizayonunda aerobik çürütücülerin maliyetinin yüksek olması anaerobik çürütücülerin kullanımını zorunlu kılmıştır (Türker, 2006; UNIDO, 1992). Yakın zamanda gerçekleştirilmiş birçok çalışmada, anaerobik çürütmenin özellikle orta ve büyük ölçekli tesislerde arıtma çamurlarının bertarafında en ekonomik yöntemlerden biri olduğu sonucu ortaya konulmuştur. (Davidsson, 2006; Ghazy, 2011; Hospido, 2008; Houdkova, 2008; Kopp, 2012; Roxburgh, 2006; Murray, 2008; Valderrama, 2013).

Anaerobik reaktör teknolojisindeki önemli gelişmeler 1950'lerden sonra hız kazanmıştır. Örneğin anaerobik çürütme prosesindeyüksek hızlılık oluşturan

karıştırıcıların üretiminde daha modern teknolojiler kullanılmaya başlanmıştır (Mccarthy, 1982).

Anaerobik çürütme işleminin en önemli avantajı çamurun stabilize edilerek organik madde içeriğinin azaltılması ve biyokatı adı verilen çevreye zararsız ve kolaylıkla susuzlaştırılabilen bir maddeye dönüştürülmesidir. Anaerobik çürütme işleminin diğer bir avantajı ise anaerobik çürütmenin son ürünü olan biyogazın bünyesindeki metanın enerji elde etmek amacıyla kullanılabilmesidir. Anaerobik çürütme işleminde hidroliz aşaması çamurun tipine bağlı olarak organik maddenin parçalanma hızını belirleyen aşama olup bu aşama literatürde "hız sınırlayıcı adım (rate-limiting step)" olarak tanımlanmaktadır (Eastman ve Fergusan, 1981). Tipik bir anaerobik çürütme işleminde reaktörde bekletme süresi 20 gün ve üstünde olmaktadır. Bu süre zarfı içinde organik maddelerin parçalanma derecesi %25 ile %60 arasında değişmektedir (Nickel vd., 1999). Yukarıda bahsedilen bu durum dikkate alındığında klasik anaerobik çürütme işleminin dezavantajı; biyolojik çamurun hidrolizi için uzun süre gerekmesi, dolayısıyla büyük çürütücü tank hacimlerine ihtiyaç duyulması ve organik maddenin yüksek oranda parçalanmasının sağlanamamasıdır. Anaerobik çürütme işleminin diğer bir dezavantajı ise anaerobik çürütücü işletimi sırasında ortaya çıkan köpük problemidir (Ganidi vd., 2009).

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.

Rubio-Loza ve Noyola, (2010), yaptıkları çalışmada 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. 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.

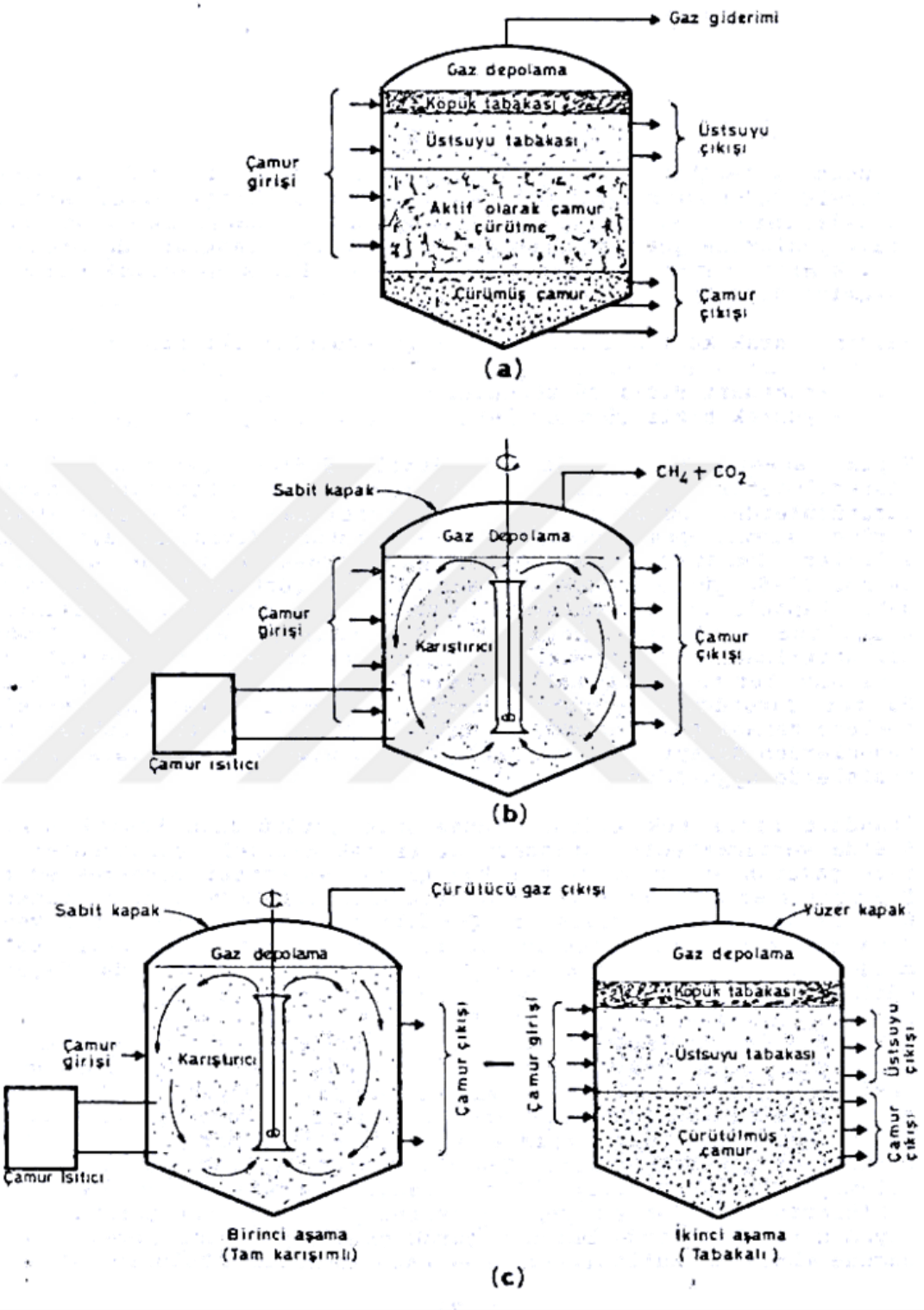
Erden ve Filibeli, (2009), yaptıkları çalışmada termofilik şartlar altında tek kademeli anaerobik çamur çürütme işlemi ile iki kademeli (termofilik çürüme sonrasında

mezofilik çürüme) anaerobik çürütme işlemini katı madde indirgenmesi ve metan üretimi açısından karşılaştırmıştır.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.

Yapılan diğer 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 çürütücüden elde edilen sonuçlar ile karşılaştırılmıştır. Bileşik işletilen sistemde klasik sisteme oranla çamur çözünürlüğü artmış ve %30 oranında daha fazla KOİ giderimi elde edilmiştir (Duan vd., 2010).

Anaerobik çürütme verimini arttırmak amacıyla, anaerobik çürüme işleminin temel basamakları olan substrat dezentegrasyonu, hidroliz, asitleşme ve metanlaşma aşamalarını geliştirmek üzere yedi farklı bakteri grubunu içeren bir anaerobik çürütücü modeli olan "ADM1" Uluslararası Su Grubu (IWA) tarafından geliştirilmiş olup bu model (Batstone vd., 2002) ve farklı modifikasyonları birçok araştırmacı tarafından araştırma konusu olmuştur (Derbal vd., 2009).

Tipik anaerobik çürütücüler Şekil 2. 1'de şematik olarak gösterilmiştir. Anaerobik çamur çürütme reaktörlerinin tasarımında kullanılan üç temel reaktör tipi vardır. Bu reaktör tipleri şunlardır; Standart hızlı çamur çürütücüler, Yüksek hızlı çamur çürütücüler, Yüksek hızlı ve iki aşamalı çamur çürütücülerdir.



Şekil 2. 1. Tipik anaerobik çürütücüler: a) klasik standart hızlı tek kademeli proses, b) yüksek hızlı, tam karışımlı, tek kademeli proses, c) iki kademeli proses

Standart hızlı çamur çürütücüler, anaerobik çamur çürütücülerin en basit şeklidir. Çamurun ısıtılmadığı bu reaktör tipinde, HBS 30-60 güne kadar uzayabilmektedir. Çürütücü içeriğinin karıştırılmadığı reaktörde dört tabaka oluşmaktadır; köpük, duru faz, aktif çürüme bölgesi ve en altta çürümüş çamurun oluşturduğu tabakalar. Biyogaz ise reaktörün üstünde toplanmaktadır. Duru faz yüzeyden alınıp tekrar arıtılmak üzere arıtma tesisine geri devrettirilmektedir. Çürümüş çamur ise dipten çekilmektedir. Bu basit çürütücü tipi, genellikle küçük arıtma tesislerinde kullanılmaktadır. Yüksek hızlı çamur çürütücüler, standart hızlı çürütücülerin geliştirilmiş halidir. Reaktör içeriğinin sürekli karıştırılması ve ısıtılması ile çürütücü verimi ve stabilitesi yükseltilmiştir. Çamurun karıştırılması biyogazın resirkülasyonu, çamurun reaktör içerisinde devir ettirilmesi veya mekanik karıştırma ile yapılmaktadır. Çamurun ısıtılması ise genellikle işletme ve bakım kolaylığı sağlayan harici ısıtıcılar ile gerçekleştirilmektedir. Düzenli aralıklarla veya sürekli olarak yoğunlaştırılmış çamurun beslenmesi, bu reaktörlerin kararlı halinin devamı için önemlidir. Böylece metanojenik bakteriler için şok yüklemeler azaltılmaktadır. Bu reaktörlerde HBS ise 15-20 gündür. Günümüzde anaerobik çürütmenin tüm aşamalarının bir reaktör içerisinde gerçekleştirildiği yüksek hızlı çamur çürütücüler, özellikle büyük arıtma tesislerinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Filibelli, 2012; Şahinkaya, 2011).

Tek aşamalı sistemler kullanışlı olması sebebi ile çok tercih edilirler. Yüksek katı içerikli tek aşamalı sistemler düşük katı içerikli sistemlere göre daha uzun ömürlü ve maliyetlidir. Ayrıca yüksek katı içerikli tek aşamalı sistemler organik besleme miktarı az yapılır (Verma, 2002).

Enerji ürünlerinin genellikle toplam katı (%10-%50) içeriği yüksek orandadır. Sistemin biyokütle ürünü homojen olmalı ve seyreltilmelidir. Tek aşamalı sistemler, metanojenik bakterilerin işletim şartlarına adapte olacak şekilde dizayn edilmektedir (Cirne vd., 2006).

Elango vd., (2007), yaptıkları çalışmada evsel arıtma çamurunu tek aşamalı çürütü reaktörde fermente ederek gaz üretimi sağlamıştır. Bu çalışma sonucunda maksimum biyogaz üretimini 0,36 m^3/kg, optimum organik besleme miktarını 2,9 kg UKM/m^3.gün olarak belirtmişlerdir.

Anaerobik çamur çürütme çeşidi olan iki kademeli sistemler iki ardışık reaktörden oluşan sistemlerdir. Genellikle birinci reaktörde hidroliz-asit oluşumu, ikinci reaktörde ise metan üretimi gerçekleşir. Reaksiyon hızının sınırlı olması iki ayrı reaktöde farklı şekildedir. Birinde hidroliz hızıyla diğerinde ise büyüme hızı ile sınırlıdır. İki aşamalı sistemlerde az miktarda uygulanan havalandırma işlemi ile hidroliz reaksiyonun arttırılması sağlanır. Ayrıca hidroliz reaksiyonundan sonra oluşan askıda katı maddelerin giderilmesi gerekir (Verma, 2002).

Parawira vd., (2007), yılında yaptıkları çalışmada; iki aşamalı reaktörlerin hidroliz, asidifikasyon ve metanojenezis aşamaları arasında iyi ayrım yapıldığını ve bu sayede asidojenik reaktörde yüksek karbondioksit üretimi, uçucu yağ asitleri konsantrasyonu ve düşük pH elde edidiği sonucuna ulaşılmıştır. Tek aşamalı reaktörlerin yüksek atıkların parçalanmasında seyreltme, pH kontrolü ve diğer atıklarla birlikte arıtım gerektirmesi gibi nedenlerle dezavantajlı olduğunu ifade etmişlerdir.

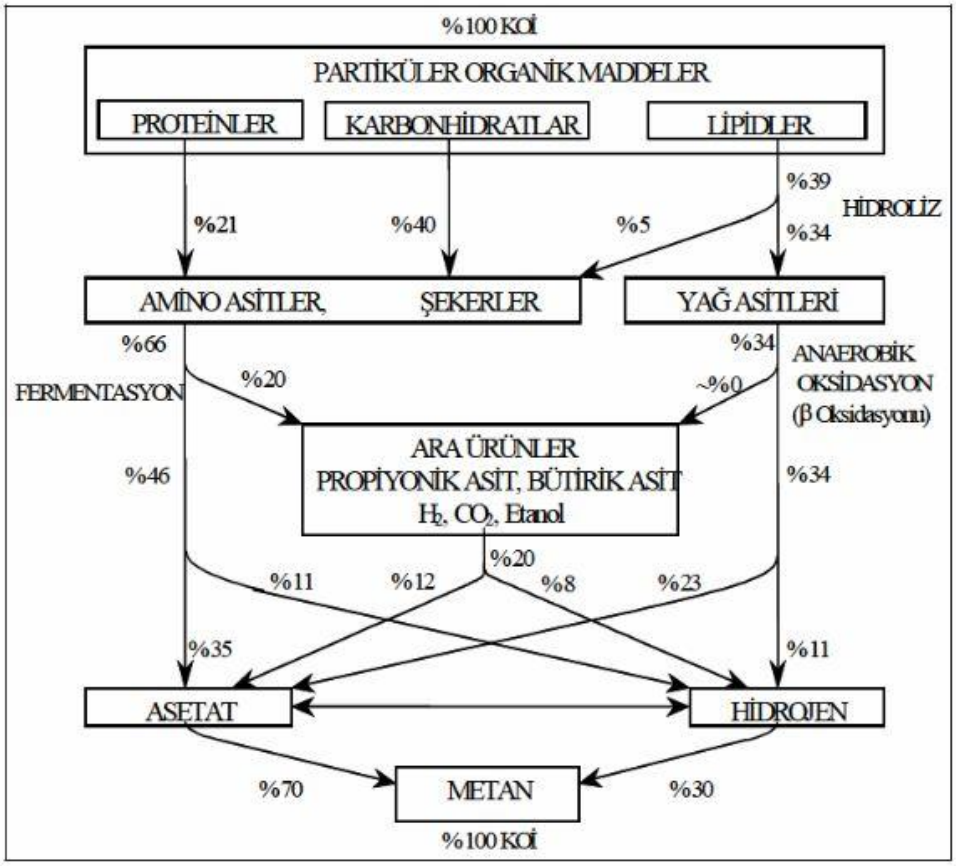
Forster-Carneiro vd., (2006), evsel atıkların termofilik koşullarda anaerobik bir kesikli reaktörde parçalanması sırasında arıtma çamuru besleyerek metan üretimini 0,29 L CH_4/g bulmuştur. Yaptıkları diğer bir çalışmada ise kesikli anaerobik çürütme sistemine evsel atık ve arıtma çamurunun birleşerek verilmesi gaz ve metan üretimini arttırdığını belirtmişlerdir.

Anaerobik çürütme prosesi ile hem çamur stabilizasyonu sağlanmakta hem de yenilenebilir enerji kaynaklarından biri olan biyogaz (metan, karbondioksit ve düşük oranlarda hidrojen sülfür ve hidrojen gazı) üretilebilmektedir. Bu tür çürütücü prosesleri, çamur koku problemini ve patojen mikroorganizmaları gidererek çamur stabilizasyonunu sağlaması ve çamur hacmini azaltması yönünden avantaj sağlar (Koyuncu, 2014; Demirci ve Saatçi, 2003; Zeki, 2017).

Organik maddelerin anaerobik çürütülmesi; ardışık olarak meydana gelen hidroliz, asidogenez, asetojenez ve metanojenez ile ilerler. Bakteriler, hidrojen ve organik asitler oluşturmak için kompleks organik maddeyi hidrolize edebilir ve fermente ederek enerji kaynağı olan CO_2 ve CH_4 gazlarına dönüştürülürler (Filibeli ve Erden, 2010; Eunji vd., 2018; Ghanimeh vd., 2018; Wei vd., 2018). Anaerobik çürütme tankında organik yüklemenin yaklaşık %80'i metan ve karbondioksite indirgenirken, az miktarda çamur

üretilir. Aerobik arıtmada ise organik yükün yaklaşık %50'si biyokütleye ve %45'i karbondioksite dönüşür (Hickey vd., 1991; Schober vd., 1999).

Biyolojik atıksu arıtma tesislerinde meydana gelen arıtma çamurlarının anaerobik bir ortamda fermente edilmesi bakteriler tarafından sağlanır. Anaerobik arıtmanın mekanizması Şekil 2.2'de verilmiştir (Öztürk, 2007). Organik maddelerin anaerobik ortam koşullarında ayrışması üç safhadaki proses olarak tanımlanır. Birinci safhada proteinler, karbonhidratlar ve lipitler gibi kompleks polimerik maddeler, hücre dışı enzimler tarafından aminoasitlere, basit şekerlere, uzun zincirli yağ asitlerine ve gliserole dönüştürülür. İkinci safhada nispeten basit çözünebilir bu bileşenler kısa zincirli yağ asitlerine, alkollere, amonyağa ve hidrojene fermente edilir veya anaerobik olarak oksitlenir. Kısa zincirli yağ asitleri (asetattan başka), hidrojen gazı, karbondioksitve asetata dönüştürülür. Üçüncü safhada ise asetat, hidrojen ve karbondioksitten enerji potansiyeli bakımından verimi yüksek olan metan üretilir (Öztürk, 1999; Debik vd., 2008; Esposito vd., 2012; Koyuncu, 2014). Bu yöntem arıtma çamuru stablizasyonu amacıyla süregelen yöntemlerden biridir. Ayrıca, anaerobik çamur çürütme prosesi aşamasında gaz üretimi sağlanmakta ve bu gaz yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılmaktadır (Lyberatos ve Skiadas, 1999).



Şekil 2.2. Anaerobik çürütmenin mekanizması

Anaerobik çamur çürütme biyolojik sürecin tamamlandığı sistemdir. Anaerobik çürütme sonrası oluşan biyogaz depolanrak gaz jeneratörlerinde yakılarak elektrik üretiminin sağlanmasında ve ısınma amaçlı kullanım olarak değerlendirilebilir (Akpınar, 2006).

Anaerobik çürütme, kompostlama veya düzenli depolamaya nazaran emisyon azaltılması daha yüksek olan bir yöntemdir. Düzenli depolama ile karşılaştırıldığında açık kompostlama daha fazla su ve hava kirliliğine yol açmaktadır (Yokuş, 2011).

Anaerobik çamur çürütme, havasız ortamda organik atıkların parçalanarak gaz üretiminin oluştuğu bir çevrimdir. Çürütme sonrası elde edilen biyogaz yakılarak arıtma tesislerinin enerji ihtyacının büyük bir kısmını karşılamaktadır (Öztürk, 2008).

2.2. Anaerobik Çamur Çürütmenin Proses İşletimi

Anaerobik çürütme sürecini tanımlamak için doğru matematiksel modelin geliştirilmesi çok önemlidir. Bu da daha iyi laboratuvar tabanlı çalışmalar ve daha verimli işletme performanslarıyla sağlanacaktır (Hua vd., 2018).

Anaerobik çamur çürütme prosesinin daha etkin olarak işletiminin yapılması için giriş ham atıksu karakterizasyonu ve mekanik ekipman özellikleri ile işletme esnasında meydana gelebilecek sorunlara pek çok parametrenin tasarım kısmında dikkat edilmesi gerekmektedir (Günal, 2017).

Anaerobik çürütücülerin performansı işletme parametrelerinin değişkenliklerine göre hassastır. Anaerobik çürütücünün verimliliği genellikle substrat özellikleri, aşırı besleme, ara ürünlerin (TUYA) birikmesi, toksik bir inhibitörün varlığı, kararsız pH, besin eksikliği, redoks potansiyeli, yetersiz sıcaklık, HBS, giriş çamurda uçucu asit (UA), alkalinite yetersizliği, asidite ve organik azot konsantrasyonları ile karıştırma gibi işletme şartlarına (sıcaklık, geri devir ve/veya biyogazın geri döngüsüne) bağlıdır (Hua vd., 2018; Grazia vd., 2018; Öztürk vd., 1994).

2.2.1. Atıksu Debisi ve Çamur Besleme Debisi

Kentsel atıksu arıtma tesislerine gelen atıksu debisi yağmur suyunun kanalizasyona karışmasıyla artmakta olup atıksu ve çamur arıtımını negatif yönde etkilemektedir. Özellikle atıksu bünyesindeki toksisitesi yüksek olan zehirli maddeler ve yüksek seviyedeki proteinli maddeler anaerobik çamur çürütücülerin verimli işletilmesinde olumsuz etkiler yapabilmektedir (Koyuncu, 2014; Erdirençelebi vd., 2015).

Çamur besleme debisi; anaerobik fermantasyonda, diğer kontrol parametreleri gibi önemli bir parametredir. Anaerobik çürütmenin verimli olması ve iyi bir karışım için sistemin yüksek hidrolik yüklerle beslenmesi gerekmektedir. Çamur besleme debisi yüksek olduğunda; anaerobik çürütme reaktörü içerisinde daha fazla bakteriye ihtiyaç duyulduğu içinasit birikimi pH'nın düşmesineve optimum HBS'nin düşmesi durumunda çürütücüde UKM birikimine neden olabilir. Ayrıca metanojenik bakterilerin faaliyetlerini olumsuz yönde etkilediği için biyogaz üretim hızını yavaşlatarak durmasına sebep olabilir (Catunda ve Haandel., 1996; Bayrak, 2014).

2.2.2. Katı Madde Türü ve Yükü

Atıksu arıtma tesislerinde düşük katı madde içeriğine sahip çamurlar anaerobik arıtma prosesinde düşük gaz üretimine ve düşük proses verimine yol açarlar. Anaerobik çamur çürütmede organik maddelerin katı madde içeriği, oluşan biyogazın içerisindeki metan içeriğini büyük oranda etkilemektedir (Ghanimeh vd., 2018; Yokuş, 2011).

Yapılan çalışmalarda, anaerobik çürütücülere beslenen çamurun TKM oranı %2,0-3,5 arasında değişim göstermekte ise de çürütücülere giren çamurun TKM oranının %4 civarında olması gerekmektedir. Ayrıca çamur yükünün 1,5-6,2 kg TUKM/m^3.gün ve beslenen çamurun % TKM (toplam katı madde) oranının %2-6 olması gerektiği belirtilmektedir (Demirci ve Saatçi, 2003). Arıtma çamurlarının stabilizasyonunda birincil çamurların TKM'si %2-5 aralığındadır (Topacık, 1987). Anaerobik reaktöre beslenen çamurun katı madde oranı %7-9 arasında olmalıdır (Yokuş, 2011). Anaerobik çürütücü tankına beslenen ham çamurun katı madde oranı %6-10 arasında olduğunda metan üretim veriminin arttığı beslenen ham çamurda %12 katı madde oranının aşılması durumunda ise metan üretim veriminin düştüğü gözlenmektedir (Topacık, 1987). Çürütücülere yüklenen UKM miktarı arttıkça gaz üretimi de artmaktadır (Demirci ve Saatçi, 2003). Uçucu katı madde miktarı konsantrasyonunundüşük olması havasız koşulların sağlanmasında zorluk oluşturması ve mikroorganizmalar tarafından tüketilecek substrat miktarının az olmasına neden olduğu için biyogaz üretim verimi düşer. Yüksek UKM yüklemesinde ise bakteriyel faaliyetini yavaşlatması ve anaerobik ortamdaki karıştırma işlemini zorlaştırmasısebebiyle biyogaz kalitesi ve üretim hızı düşmektedir (Long, 1990; Demirci ve Saatçi, 2003; Topacık, 1987; Yokuş, 2011).

Çamur çürütücü arıtım performansında enerjiye dönüşen metan yüzdesi %60-65 ve uçucu katı madde giderimi %40-50 seviyelerinde elde edilmektedir. Ön çöktürme çamuru ve fazla biyolojik çamur benzer oranda uçucu içeriğine sahip olmakla beraber ön çöktürme çamurunun biyolojik ayrışabilirliği daha yüksektir çünkü aktif çamur ünitesinde uygulanan yüksek çamur yaşı değerlerinde oluşan fazla biyolojik çamurun ayrışabilirliği düşmekte, böylece anaerobik çürütücülerde UKM giderimi kısıtlanmakta ve çürütülmüş çamurun susuzlaştırılma kabiliyeti de düşmektedir (Erdirençelebi vd., 2015). Arıtma çamurlarında toplam çamur içindeki UKM oranı; ham su karakteristiğine, arıtma yöntemine, ön çökeltme çamurunun çürütücüye alınıp

alınmamasına göre farklılık gösterir. UKM oranı %30-70 mertebesinde olup, çürüme sürecine giren bu kısmın yaklaşık %60'ı stabilize olmuş halde sistemden çıkar (Alpaslan, 2004).

Evsel atıksuların arıtımı sonrası oluşan ham çamurların anaerobik reaktörde düşük sıcaklıklarda tutulması hidroliz hızını yavaşlatarak reaktörde AKM birikimine sebep olur. Ayrıca reaktörün işletme performansını ve metanojenik ekipmanlarını olumsuz yönde etkiler (Elmitwalli vd., 2001).

Havasız reaktörlerde alıştırma 0,1 kg KOİ/kg UAKM-gün veya 1-2 kg KOİ/m^3-gün'lük bir organik yükle başlatılabilir. Mümkünse reaktördeki uçucu askıda katı madde miktarı (UAKM) 10-20 kg/m^3 olacak şekilde veya reaktör hacminin %15-20'sine eşit hacimde aşı çamuru temin edilmelidir. Gaz debisi arttıkça organik yükte kademeli olarak arttırılması gereklidir. Şartlar uygun olduğu taktirde organik yükleme her hafta %50 oranında arttırılabilir (Öztürk, 2018).

2.2.3. pH

Anaerobik çürütücüde pH önemli bir parametredir. Metanojenler pH değişimine karşı değişim göstererek CH_4 üretimindeki reaksiyonları etkilemektedirler. Optimum pH değişim aralığı 6,2-8,2 kabul edilmektedir. Bu aralık sistemin normal şartlarda çalıştığını gösterir. pH değerinin düşmeye başlaması ve CO_2'nin yükselmesi ile TUYA/Alkalinite oranında artış olur. Bu durumda sisteme alkalinite ilavesi ve organik yükleme hızının düşürülmesi gerekir. Katı madde içeriği fazla miktarda olan organik beslemede metan üretimi durur. Çürütücü içerisinde artış gösteren asit miktarı sonucu gazdaki CO_2 yüzdesinin artışına sebep olmaktadır (Demirci ve Saatçi, 2003; Öztürk, 2007).

Asit üreten bakteriler metan üreten bakterilerden daha hızlı çoğaldıklarından asit üretimi sistemde artarak metan üreten bakterilerin aktivitesini düşürebilir. Bu sebeple sistemin pH'ı sürekli kontrol altında tutulmalıdır. Normal fermantasyon sırasında karışımın pH değeri değişmez ve 7 civarında seyreder. Ancak ani sıcaklık değişimi, fazla besleme veya bazı zehirli maddeler sistemin asit dengesini bozar. Eğer asit oranı artmaya başlarsa pH değeri düşer ve metan üretimi de durur. Böylece üretilen gazın CO_2 oranı

artar ve gazın yanmasında sarımtırak bir alev görülür. Böyle bir durumda dengeyi eski haline döndürmek için;

- Metan üretici bakterilerin üretilen asidi kullanıp azaltmaları için çamur beslemesi bir müddet durdurulmalıdır.
- pH değerinin düşmeye devam etmesi halinde sisteme nötralizasyon için alkali maddeler ilave edilir (Gülen vd., 2005).

Anaerobik çürütücüdeki pH seviyesi ve değişimi, anaerobik çürütücü işlemini etkiler. Kültür ortamında hidrojen-iyon konsantrasyonunun mikrobiyal büyüme üzerinde doğrudan bir etkiye sahiptir. Anaerobik çürütücülerde bakteriler için en uygun pH aralığı 6-8 arasında olması gerekmektedir. İşlemin ilk aşamasında, uçucu yağ asitlerinin üretimi pH'ı düşürür, ancak suda çözünen CO_2'nin bikarbonat iyonları için hidroksit iyonları ile reaksiyona girmesi, böylece HCO_3'ü oluşturma işleminin nötrlüğünü geri kazanma eğilimindedir. pH, böylece süreci kendi kendine stabilize eder veya iyi tamponlanmış hale getirir. Asit oluşum hızı metanla parçalanma hızını aştığında, pH'ın azaldığı, gaz üretiminin düştüğü ve gazın CO_2 içeriğinin arttığı bir proses dengesizliği ortaya çıkar. Genel etkisi ise biyogaz üretimini engelleyebilir. Yüksek miktarda metan üretimi sağlamak için yeterli tamponlamanın sağlanabilmesi için her zaman yaklaşık olarak 3000 mg/L seviyesine kadar yeterli alkalilik bulunmalıdır. Bir proses dengesizliği olduğunda kirecin anaerobik sistemin pH'ını yükseltmek için yaygın olarak kullanıldığını bilinmektedir. Ayrıca kalsiyum karbonatın dibe çökelmesine neden olduğu için fazla kalsiyum kullanmamaya özen gösterilmelidir. pH dengesini ayarlamak için alternatif olarak, sodyum bikarbonat kullanılabilir (Hilkiah vd., 2008).

Metan bakterilerinin ideal pH aralığı 6,5-8,2 olarak değişim gösterir. pH 8,0 için metan gazı bakterilerinin aktivitelerinin aniden düşmesi ortamdaki serbest (iyonize olamamış) NH_3 miktarı ile de ilgilidir (Öztürk, 2018).

Yüksek organik yüklemelerde pH ayarlaması uçucu yağ asit birikimini önlemek bakımından oldukça önemlidir. Protein içeriği yüksek atıkların arıtımı sırasında pH 6,5'in üzerinde tutulmalıdır, aksi takdirde köpük oluşumu, protein çökelmesi ve yüksek amonyak konsantrasyonundan dolayı inhibisyon meydana gelebilir (Koster ve Lettinga, 1984).

2.2.4. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Atıksu arıtma tesislerine gelen evsel nitelikli atıksuların KOİ kirlilik yükü 250-1000 mg/L aralığında değişmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Kimyasal olarak oksitlenebilen organik maddelerin oksijen ihtiyacı KOİ ile ifade edilir. KOİ asit ortamda kuvvetli bir kimyasal oksitleyici (potasyum dikromat gibi) vasıtasıyla ölçülür. Kimyasal olarak oksitlenebilecek bileşikler, biyolojik olarak oksitlenebileceklerden daha fazla olduğundan, KOİ daima $BOİ_5$'den daha büyüktür. Tasfiye edilmemiş evsel atıksular için $BOİ_5$/KOİ = 0,4-0,8 (ortalama 0,65) alınabilir (Öztürk vd., 2005).

Havasız şartlardaki süreçte nihai ürün olarak üretilen metanın giderilen KOİ başına üretim miktarını belirlenmesi;

$$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$$

Yukarıdaki denkleme göre 1 mol CH_4'ın oksidasyonu için 2 mol (64 gr) O_2 gereklidir. PV=nRT ideal gazlar bağıntısından giderilen 1 gr KOİ başına standart şartlarda (0℃, 1atm basınç) 0.35 L metan ve mezofilik havasız arıtma koşullarda ise 0.395 L metan üretileceği sonucu çıkarılır. Anaerobik sistemlerin aerobik sistemlerle ekonomik anlamda rekabet edebilmesi için arıtılacak atığın KOİ değerinin 2500 mg/L nin üzerinde olması tavsiye edilir (Öztürk, 2018).

Florencio vd., (2001), tarafından Brezilya'nın Recife kentinde kurulan 810 m^3 hacime sahip olan anaerobik reaktörün 22ºC-35ºC sıcaklıklar arasında işletme performansı araştırılmıştır. 30 aylık araştırma boyunca üç farklı aşama oluşmuştur. 3 aşama sırasıyla %70, %80 ve %60-90 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. İşletme problemlerine rağmen, reaktör performansı kararlı ve verimli halini korumuştur.

2.2.5. Toplam Uçucu Yağ Asitleri (TUYA) ve Alkalinite

Anaerobik çürütücü tankındaki işletme verimi için, çürütücü içindeki alkalinitenin 2000-5000 mg/L olması ve TUYA/alkalinite oranının 0,1 değerini aşmaması gerektiği belirtilmektedir. İyi işletilen çamur çürütücülerde uçucu asit (TUYA) konsantrasyonu 1000 mg/L ve CO_2 yüzdesi %5'ten azdır. Toplam uçucu asitlerin konsantrasyonu çürüme prosesinin iyi bir göstergesidir. Besleme çamurunda; 1000-1500 mg/L'ye kadar değişebilir. TUYA konsantrasyonunun aşırı artması sonucu pH'da ciddi bir düşme

meydana gelir. pH'da ki azalmadan bir zaman sonra alkalinitede birdendüşüş gözlenir. Bu aşamadan sonra gaz üretimi ve metan üretimi düşmeeğilimine doğru ilerler. Bunların sonucu olarak reaktör çıkışındaki KOİ konsantrasyonu artar ve sistemin verimi iyice azalır (Long, 1990; Demirci ve Saatçi, 2003; Öztürk, 2007).

Anaerobik çürütücüdeki kararsız işletme performansı ilk olarak TUYA konsantrasyonunun artmasından kaynaklı pH da ani bir azalma eğilimine girer. Tahmini birgün sonra pH'daki düşüş sebebi ile alkalinite azalmaya başlar. Böylece gaz üretim debisi ve metan üretim oranında düşme meydana gelir. Sonuç olarak çürütücü çıkış KOİ konsantrasyonun giderimi azalır ve sistemin performans verimi düşer (Öztürk, 2018).

Çürütücü reaktörü devreye alınma sürecinde sıcaklık, pH, debi ve atıksu karakterindeki ani değişikliklerdenuzak durulmalı ve özellikle TUYA konsantrasyonu kontrol altında tutularak izlenmelidir. pH değerinin 6,2'nin altına düşmesi CH_4 gazı üretimini büyük oranda düşürür. TUYA değeri 1000-1500 mg/L aşmamalıdır, aksi halde organik yükün miktarı azaltılması gerekir. Anaerobik reaktörlerde TUYA birikiminin fazlaca olması; iz elementi eksikliği, hidrolik kısa devre, aşırı organik yükleme N veya P yetersizliği, zehirlilik etkisi, H_2 kısmi basıncının yüksek oluşudur. Emniyetli bir işletme için mümkünse çamur yüklemesi TUA/Alkalinite oranı 0,1'i geçmeyecek şekilde ayarlanmalıdır. TUYA/TA oranı 0,3'e yaklaştığında sebebi araştırılmalı ve gerekli kontrol tedbirleri alınmalıdır (Öztürk, 2018).

Anaerobik sistemlerde uçucu asit derişiminin artması ve ani pH düşüşlerine karşı güvenliği sağlamak için kullanılan parametre alkalinitedir. Ani pH düşüşlerinden sistemi korumak için tampon görevi gören alkali metaller (sodyum ve potasyum bikarbonatlar, kireç vs.) kullanılır. 2500 mg/L alkalinite, uçucu yağ asitlerinden dolayı oluşan ani pH düşüşlerine karşı veya pH dalgalanmalarına karşı tampon görevi görerek sistemi korur. Küçük reaktörlerde ise 1000 mg/L bikarbonat alkalinitesi de sistemi başarılı bir şekilde korur (Yokuş, 2011).

2.2.6. Nütrient Etkisi

Anaerobik çamur çürütücülerde; kirleticilerin giderimi, yeni mikrobiyal hücrelerin üretimi ve organik maddelerin CH_4 ve CO_2'ye dönüşmesi için N, P gibi nütrientlerin yeterli miktarda bulunması gerekmektedir. Aksi durumda azot ve fosfor eksikliğini

gidermek için atıksuya azot ve fosfor ilave edilerek bu dengesizlik giderilmelidir. Evsel nitelikli atıksulardan kaynaklı arıtma çamurlarının anaerobik çürütülmesi için gerekli olan nütrientler, arıtma çamuru içerisinde yeterli miktarda bulunmaktadır. Bu sebeple, evsel arıtma çamurlarının da anaerobik çürütme için yeterli miktarda azot, fosfor ve iz elementleri (kalsiyum, sodyum, potasyum, demir, nikel, kobalt, sülfür, vb.) içerdiği kabul edilmektedir (Öztürk vd., 2005; Şahinkaya, 2011).

Amonyak anaerobik ayrıştırma prosesinde, metan bakterileri üzerinde toksik etkisi olan zayıf bir asittir ve özellikle su içerisinde amonyum iyonu (NH_4^+) formunda bulunmaktadır. pH'a bağlı olarak serbest amonyak (NH_3-N) ile amonyum azotu arasındaki oran değişmektedir. pH arttığı sürece serbest amonyak (NH_3-N) oranı artmakta ve metan bakterileri için asıl toksik etkiyi ise serbest amonyak (NH_3-N) gerçekleştirmektedir. Bu sebeple, yüksek pH seviyelerinde amonyak oluşumunun engellenmesi çok tehlikeli olabilmektedir. Yaklaşık olarak 100 mg/L konsantrasyon içerisindeki serbest amonyak (NH_3-N) toksik etki göstermektedir. Bu değere proses alıştırılarak ulaşıldığında ise toksik etki görülmemektedir (Coşkun, 2006).

Uzun zincirli yağ asitleri, 2000 mg/L'yi aşması durumunda; mezofilik vetermofilik anaerobik parçalanmada, toksik etki gösterirler (Hwu ve Lettinga, 1997). Anaerobik stabilizasyonda, metanojenler; NH_3 ve H_2S'ye hassas organizmalardır. Uçucu yağ asitleri ve H_2S; pH 7'nin altında, amonyak ise; pH 7'den yüksek olduğu zaman zehirli duruma geçer. Serbest amonyak seviyesi 150 mg/L'de zehirlilik etkisi yapabilir (Björnsson, 2000).

2.2.7. Sıcaklık

Büyük ölçekli tesislerde, elektrik üretimi ve satışı için bir kojenerasyon ünitesinde biyogaz sıklıkla yakılır. Kojende elde edilmiş sıcak su, çalışma sıcaklığını optimum seviyenin altında tutmak için eşanjör kullanılarak yani reaktördeki sıvı fazın ısıtılması için kullanılır. Yaklaşık olarak 37°C ve 55°C için mezofilik ve termofilik süreçlerde kullanılan sıcaklık değerleridir. Aslında anaerobik çürütücü sıcaklık dalgalanmalarına karşı duyarlıdır ve bu nedenle sıcaklık dalgalanmaları biyogaz veriminde önemli bir azalmaya yol açabilir (Hreiz vd., 2017).

İleri biyolojik atıksu arıtma tesisi çamurlarının stabilizasyon mertebesi çamurun $BOİ_5$/KOİ oranı yerine UAKM ve yağ-gres etkilerini kontrol etmek suretiyle de belirlenebilir. Uygulamada, çamur çürütücü hacmi 37 ^oC'lik bir sıcaklık ve 20 günlük çürütme süresine göre dizaynedilmektedir. Fermente süresi arttıkça çamurun stabilizasyon mertbeside artmaktadır. Çamur çürütücülerde reaktör sıcaklığının 35^oC-37°C olacak şekilde işletme performansının kontrolü verimlilik açısından önemlidir (Demirci ve Saatçi, 2003; Öztürk, 2007).

Mezofilik anaerobik çamur çürütücüler, termofilik çürütücülere göre daha fazla kullanılmaktadır. Bunun başlıca sebepleri; çürütücüyü ısıtmak için harcanan enerjinin daha düşük olması ve sürecin daha kararlı çalışmasıdır. Buna karşın termofilik çürütücülerde, daha kısa bekletme süresi değerlerinde daha fazla biyogaz üretimi ve daha fazla çamurun stabilizasyonu sağlanır. Mikroorganizmalar yavaş sıcaklık değişimlerine uyum sağlayabilmekte ancak ani ve hızlı sıcaklık değişimlerine uyum sağlayamamaktadır. Dolayısıyla, anaerobik proseslerin ±2°C aralığında çalıştırılması önem arz etmektedir. Ayrıca sıcaklıkta yüksek orandaki değişiklikler, anaerobik çürütücü tankında; pH'ın düşmesine, metanojenezinn inhibasyonuna ve anaerobik fermantasyonun ürünlerinin birikmesine yol açmaktadır (Şahinkaya, 2011; Bayrak, 2014; Çınar, 2017).

Organik atıkların anaerobik bozunmasıyla elde edilen gaz üretiminde, sıcaklığın çok önemli bir rolü vardır. Genel bir kural olarak sıcaklığın 30-35°C olması istenir. Isıtmalı olmayan tesislerde özellikle kış aylarında sıcaklığın bu derecelere ulaşması mümkün olmaz. Sıcaklığın 10 derece altına düşmesi üretimi durdurabilmektedir. Sıcaklık değiştikçe fermantasyonu sağlayan bakteri tipleri de değişmektedir. Bu yüzden reaktörlerin sıcaklığı mümkün olduğu kadar sabit tutulmalıdır. Fermantasyon değişik özelliklerden dolayı üç değişik sıcaklık aralığında incelenmelidir.

Termofilik Fermantasyon: Bakteriler açısından ideal sıcaklık 47-55°C arasındadır. Ancak bazı dezavantajlarından dolayı bu sıcaklıkta gaz üretimi yapılmaz. Bu dezavantajlar;

- Termofilik bakteriler sıcaklık değişikliklerine karşı çok hassastırlar.

- Gerekli sıcaklığın sağlanma maliyeti yüksektir.

***Mezofilik Fermantasyon**:* Bakteriler açısından ideal sıcaklık 35-38°C arasındadır.

***Doğal Çevre Sıcaklığında Fermantasyon**:* Yazın mevsiminde 22-26°C arasında değişebilecek reaktör sıcaklıklarında günlük gaz üretimi reaktör hacminin 0.3 katına çıkabilir. 13-15°C arasında ise günlük üretim, reaktör hacminin 0.1 katına çıkabilir. Ancak çoğu kez bu sayı daha düşüktür (Gülen vd., 2005).

Biyogaz tesislerinde ısı kontrolünün sağlanması amacıyla güneş enerjisinden yararlanılabileceği gibi en pratik ve en yaygın kullanılan sistem, tesisin içine yerleştirilen serpantinlerin (sıcak su boruları) kullanılmasıdır. Bu sistemde su, tesis tarafından sağlanan biyogaz ile ısıtılarak sirkülasyon pompası ile tesis içine yerleştirilen serpantinler içinde dolaştırılarak ısıtma sağlanmaktadır (Gülen vd., 2005).

Anaerobik bir ortamda sıcaklık etkisi çamur yaşıyla doğrudan ilgilendirir. Çamur yaşı arttıkça daha düşük sıcaklıklar olmasına rağmen KOİ giderim veriminde değişiklik olmayabilir. Anaerobik bir ortamda sıcaklığın belli bir değer aralığında tutulup ±2°C den fazla değişmemesi gerekir. Çoğalma hızları yüksek olan asit bakterileri sıcaklık değişimlerine hemen uyum sağlarlar. Ancak metan gazı bakterileri bu değişime aynı hızda uyum sağlayamadıklarından sistemde kararsızlık olabilir ve uçucu asit artması gözlenir (Öztürk, 2018).

2.2.8. Metan Üretimi (CH_4)

Anaerobik fermantasyonun bu son aşamasında metanojenik bakteri çeşitleri sisteme girer ve bir kısım metanojenik mikroorganizmalar birçok ara basamaklardan sonra, CO_2 ve H_2'yi kullanarak metan (CH_4) ve suyu (H_2O) açığa çıkartırken, öteki bir grup metanogenik bakteriler ise ikinci aşama sonucu açığa çıkan asetik asidi kullanarak CH_4 ve CO_2 oluşturmaktadırlar.

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$$

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$$

Ancak bu aşamada birinci yolla oluşan metan miktarı, ikinci yolla elde edilen metan miktarından daha azdır. Üretilen tüm metanın %30'u birinci yolla, %70' i ikinci yolla elde edilmektedir (Gülen vd., 2005)

Anaerobik fermantasyonun üçüncü aşamasında devreye giren ve metan oluşumunu sağlayan metan bakterileri, fermantasyon ortamının sıcaklığına göre üç gruba ayrılır. Bunlar;

- Psychrophilic (Sakrofilik) Bakteriler: Optimum faaliyet sıcaklığı 5-25°C
- Mezophilic (Mezofilik) Bakteriler: Optimum faaliyet sıcaklığı 25-38°C
- Thermophilic (Termofilik) Bakteriler: Optimum faaliyet sıcaklığı 50-60°C

Sakrofilik bakteriler deniz ve göl diplerindeki tortullar ile bataklıklarda, termofilik bakteriler ise yüksek sıcaklıklardaki volkanik ve jeotermal bataklıklar içerisinde yaşamaktadırlar. Bu üç bakteri gurubu ile yapılan fermantasyonda, sakrofilik, mezofilik ve termofilik fermantasyon ile aynı adı almaktadır (Gülen vd., 2005).

Sıcaklık, bakteriyel aktivite ile metan oluşum sürecinin tamamını etkileyen en kritik parametredir. Anaerobik çürütme üç sıcaklık aralığında gerçekleşir.

- Termofilik süreci (50°C-60°C)
- Mezofilik süreci (35°C-45°C)
- Sakrofilik süreci (15°C-25°C)

Sıcaklığın çürütücü içinde sabit kalması çok önemlidir. Araştırmalar, çürütücü içindeki 5 ila 10°C'lik bir dalgalanmanın, gaz verimini %50 azaltabildiğini göstermektedir. Sıcaklık 15°C'nin altına düştüğünde çürütme tamamen durur (Zeenathul vd., 2017).

Anaerobik çamur çürütücü tankındaki bakteriler asit parçalayan ve metan üreten oldukları için çevresel etkilere, pH, sıcaklık ve oksijen yokluğu gibi durumlara hassastırlar. Metan bakterilerinin çoğalma hızı, asit oluşturan bakterilerinkinden oldukça yavaştır. Anaerobik çürütme sonrası üretilen biyogaz yenilenebilir enerji kaynağıdır. Çürütücü tankından üretilen gazın %60-70 metan içerir. Bu oran ne kadar yüksek olursa

sistemin de o kadar iyi çalıştığını gösterir. Anaerobik çürütücülerde üretilen toplam gazın yaklaşık %65'inin CH_4 içerikli olduğu kabul edilir (Öztürk, 2007; Bayrak, 2014: Koyuncu, 2014).

Anaerobik çürütme prosesinde mevcut reaktör verimi, oluşan biyogaz üretim miktarı ve bu biyogaz bünyesindeki metan oranının kontrol edilmesi ile kolaylıkla ve güvenilir bir şekilde kontrol edilebilmektedir. Anaerobik çürütme prosesinde proses sonucu metan açığa çıkması ile sistem aerobik çürütme prosesine göre üstün hale gelmektedir. Çürütücüde biyogaz üretiminin verimli olması iyi işletilmesi ve organik giderilmesine eşdeğerdir. Biyogaz metan içeriği %65-75 seviyelerindedir. Bu seviyelerin altında elde edilen ölçüm sonuçlarında sistem detaylı olarak incelenmelidir (Dahiya ve Vasudevan, 1986).

2.2.9. Biyogaz Üretimi

Biyogazın içeriği %50-80 metan, %20-50 karbondioksit, %0-0,4 hidrojen ve az miktarda hidrojen sülfür ve azottan oluşmaktadır. Biyogaz üretiminde; anaerobik çürütücü tankında kullanılacak maddelerin cinsi, içeriği, işlem sürecindeki sıcaklığı, bekleme süresi, uçucu katı madde oranı gibi faktörler çürütme verimini etkileyerek oluşacak biyogaz ürerim miktarını ve biyogazın metan içeriğini etkiler. Biyogaz üretimindeki azalma nedenleri; toksik elementlerin metan üreten bakterilere etki etmesi ve sıcaklık değişimleri gibi etkenlerden olmuş olabilir. Gaz üretimindeki ani artış, yüksek organik yükün bir göstergesidir. Anaerobik çürütücüde beslenen çamurda gözlenen değişken UKM konsantrasyonları ve çürütücüdeki biyolojik sürece bağlı olarak oluşan biyogaz üretimi birçok değişkene bağlıdır. İtalya'da bir atıksu arıtma tesisinin, arıtma çamurlarının mezofilik çürütücülerde 35-37°C' de, 20-40 gün katı bekletme sürelerinde 1 kgUKM/m^3/gün organik yükleme değerlerinde çalıştırılmasından elde edilen sonuçlara göre; sistemde üretilen gaz için 0.07-0.18 m^3/kgUKM değeri belirlenmiştir. Anaerobik çamur çürütme proseslerinde, aşı çamur eklenmesi sistemin daha hızlı adapte olmasını sağlayarak, bekleme zamanını azaltmaktadır. Sisteme eklenen aşı çamur biyogaz üretimini de arttırmaktadır (AATTUT, 2010; Topacık, 1987; Arıkan, 2008).

Biyogaz, dört adımda hidroliz, asitogenez, asetogenez, metanojenez içerisinde anaerobik sindirim işlemi ile biyokütleden üretilir. Ham biyogaz, %50-70 metan, %30-

50 karbon dioksit, hidrojen sülfit, hidrojen, oksijen, azot, karbonmonoksit gibi diğer gazları içerir. Biyogazın bileşimi, sıcaklık, pH değeri, yükleme hızı vb. gibi birkaç faktöre bağlıdır. Mezofilik durum, biyogaz üretimi için ideal durumdur, ancak bakteriler termofilik koşullarda daha etkindir ve biyogaz üretimi artmaktadır. Ancak prosesde yüksek sıcaklığı korumak için bir miktar enerji tüketimine ihtiyaç vardır. Hidroliz ve asidogenez pH 5,5-6,5'te verimli bir şekilde gerçekleşir ve metanogenez pH 6,5-8,5'te verimli bir şekilde gerçekleşir. Optimum pH aralığı 6,8 ila 7,2'dir. Optimum biyogaz üretimi için C / N oranı 20-30 arasında değişmektedir (Roy vd., 2018).

Biyogazın içerisindeki gazlar ve oranları şu şekildedir; CH_4 (Metan) %54-80, CO_2 (Karbondioksit) %20-45, O_2 (Oksijen) %0,1'dir. CO_2 (Karbondioksit) inert, kokusuz, renksiz ve havadan daha ağır bir gazdır. 5.000 ppm güvenli çalışma standart miktarıdır. CO_2'nin biyogazda yüksek miktarda olması biyogazın kalorifik değerini düşürür (Çağman, 2014). Anaerobik çamur çürütücü tankında sistemin kararlı halde işletilmesi ve performansın sağlanabilmesi için oksijensiz çevresel ortamın sağlanması gerekmektedir.

Anaerobik çamur çürütücü tankından elde edilen biyogaz %15-35 arasında CO_2 içerir. Bu oranın düşük olması çürütücü prosesinin sistemli olarak kararlı işletildiği ve performansının iyi olduğunu gösterir. Biyogazın CO_2 içeriği %42 değerine ulaşması çürütme prosesi reaksiyonlarının bozunmaya başladığını ve TUYA/Alkalinite oranında artmaya başladığının işaretidir (Koyuncu, 2014; Öztürk, 2007).

Modern bir biyogaz tesisinde üç ana organ yer almaktadır. Bunlar:

Fermantör - Sindireç (Organik maddenin doldurulduğu tank depo): Hava almayacak şekilde tasarlanan ve içerisinde bir karıştırıcı olan bu tankın içerisine ayrıca bir ısıtıcı yerleştirilmelidir. Biyogazın üretilmesi için fermantör içerisindeki organik madde bulamacının sıcaklığı 35°C'den az olmamalıdır. Fermantör sıcaklığı düştükçe bakteri aktivitesinin azalmasına bağlı olarak, gaz üretimi de düşmektedir Ayrıca yine içeriye hava almayacak şekilde fermantöre bir organik madde giriş ve çıkış ağzı yerleştirilmelidir.

Gaz deposu: Büyük kapasiteli tesislerde oluşan biyogazı, bir yerde toplamak ve gaz basıncının sabit kalmasını sağlamak için kullanılan depo kısmıdır. Fermantör üzerinden

alınan gaz bir boru ile bu depoya taşınarak buradan kullanıma gönderilir. Kullanım fazlası depoda kalır (Gülen vd., 2005).

2.2.10. Hidrolik Bekletme Süresi (HBS)

Anaerobik çamur çürütücü boyutlandırılmasında UAKM'nin önemli miktarlarda giderimi için gerekli çamur bekletme süresinin olmasına bağlıdır. Bekletme süresini etkileyen en önemli parametlerden biri de sıcaklıktır. Bekletme süresinin artırılması fermantasyon sürecinde birim atık başına elde edilen biyogaz miktarını artırır. Çürütücü reaktör sıcaklığı arttıkça çamur bekletme bekleme süresi azalır. Yüksek sıcaklıkta biyolojik reaksiyonlar daha erken sürede gerçekleşir. SRT; reaktördeki toplam katı maddenin (kg), günlük uzaklaştırılan çamura (kg/gün) oranı olarak hesaplanır. HBS; reaktör hacminin (m^3), debiye (m^3/gün) oranıdır. Hidroliz, fermantasyon ve metan üretimi reaksiyonları direk bekletme süresi ile bağlantılıdır. HBS doğrudan, kimyasal reaksiyonun meydana geldiği hacmin büyüklüğüne ve tesisin çamur beslenmesine bağlıdır. Her reaksiyon için minimum bir çamur yaşı veya çamur bekletme süresi (ÇBS) vardır ve bu süreden düşük olan bekletme sürelerinde bakterilerin çoğalma hızı düşerek çürütme prosenin verimi azalır (Öztürk, 2008; Koyuncu, 2014; AATTUT, 2010; Öztürk, 2005)

Çamur konsantrasyonu ve hidrolik bekleme süresinin uçucu katı madde (UKM) yükleme hızları üzerindeki etkisi Tablo 2.1'de gösterilmiştir. Anaerobik çamur çürütücülerde mezofilik şartlarda fermantasyon için HBS 10–40 gün arasındadır. Termofilik şartlarda ise işletilen çürütücülerde yüksek katı madde içeriğine göre çamur bekletme süresi 14 gündür. Biyogaz üretimi gerçekşelen tesislerde işletme sıcaklığına bağlı olarak bekleme süresi 20 ile 120 gün arasında değişebilmektedir. Sürekli beslemeli sistemlerde, bakterilerin tankdan kaçmasını önlemek ve bakterilerin iki katına çıkmasını sağlamak için bekletme süresi daha uzun seçilebilir. Anaerobik çamur çürütme tankında yapılan çalışmalarda; HBS'nin azaltılması ve organik madde yüklemesinin artırılması ile biyogaz üretim miktarının arttığı fakat UKM' nin tam parçalanmadığından metan veriminin azaldığı görülmüştür. Ayrıca köpük oluşumu ve bakteri kaçısının olduğu gözlenmiştir. Bir diğer yapılan çalışmada günlük beslemeli anaerobik çürütücüdeki çamurun katı içeriği arttıkça hidrolik bekletme süresi ihtiyacının olacağı söylenilmiştir (Öztürk, 2005; Arıkan, 2008; Koyuncu, 2014).

Tablo 2. 1. Çamur konsantrasyonu ve HBS'nin uçucu katı madde (UKM) yükleme hızları üzerindeki etkisi (Metcalf ve Eddy, 2003).

Çamur konsantrasyonu (%)	Uçucu katı madde yükleme faktörü (kg/m^3.gün)			
	10gün	12 gün	15gün	20gün
4	3.04	2.56	2.08	1.60
5	3.84	3.2	2.56	1.92
6	4.49	3.84	3.04	2.24
7	5.29	4.49	3.52	2.72
8	6.09	5.13	4.00	3.04
9	6.89	5.77	4.65	3.36
10	7.69	6.41	5.13	3.84

Anaerobik çürütme prosesinde HBS, uçucu organik maddelerin reaktörde kaldığı süre olup organik maddenin bileşimine ve sıcaklığa bağlıdır. HBS'nin artması sonucu organik maddenin parçalanma hızıda artmaktadır (Yokuş ,2011).

2.2.11. Hidrojensülfür (H_2S)

Atıksuda fazla miktarda sülfatın olmasısülfatı indirgeyen bakterilerin çoğalmasına sebep olur. Böylece sonürün olarak H_2S oluşur. Ayrıca proteinli maddelerin hidrolizi ile de hidrojen sülfür türleri oluşur. Oluşan H_2S özellikle metan bakterileri için toksik ve reaktör metal ve beton kısımları için korozif bir maddedir. H_2S konsantrasyonu 200 mg/L'yi aştığı durumlarda biyogaz içeriğinde metan oranın azaldığı ve gaz motorlarının korozyona uğradığı söylenmektedir. Anaerobik çamur çürütücülerde çamur içeriğindeki protein miktarına bağlı olarak biyogazda yüksek seviyede H_2S (5500-6000 ppm) oluşabilmektedir. Biyogaz içeriğindeki H_2S seviyesinin 300 ppm değerinin üsütünde olması gaz yanma motorlarına korozif etkisinden dolayı desülfirizasyon ünitesiyle düşürülmesi gerekmektedir (Öztürk, 2007; Koyuncu, 2014; Erdirencelebi vd., 2015).

Biyogaz içindeki hidrojen sülfür (H_2S), anaerobik çürütücülere, elektrik jeneratörlerine, gaz depolama ünitelerine ve makinelere ulaşmadan önce korozyonu önlemek için düşük bir seviyeye düşürülmelidir. Kuru ya da ıslak oksidasyon işlemleri yoluyla biyogazdan uzaklaştırılabilir. Anaerobik reaktörden çıkarken biyogazın kükürt giderimi, biyogaz

hattındaki elektrik jeneratörü ve metal ekipmanların korunmasına yönelik bir önlemdir (Erdirencelebi vd., 2015).

Sülfat-sülfit gibi maddeler sanayi atık sularında yoğun olarak, evsel atık sularda ise az miktarda bulunmaktadır. Sülfat, sülfit ve tiyosülfatın atık sudaki varlığı, anaerobik ayrıştırma için oldukça önemlidir. Sülfat içerikli atık sular anaerobik olarak arıtılabilmektedir. Sülfür üretimi, metan üretimine göre daha kolay olmakta ve H_2S konsantrasyonunun 200 mg/L'i aştığı durumlarda ise metan üretimi tamamen durmaktadır. Ayrıca, oluşan H_2S gaz fazında oldukça korozif bir madde olduğundan reaktör ve gaz iletim borularında korozyona sebep olmakta ve atmosfere salındığında ise çevresel kirliliğe neden olmaktadır. Sularda H_2S ve HS^-'in değişimi pH'a bağlıdır (Coşkun, 2006).

Rahatsız edici kokusu dışında H_2S oldukça korozif bir gaz olup teneffüs edilmesi durumunda kandaki enzimlerle reaksiyona girerek hücresel solunumu etkileyip kısmi felç, baygınlık ve ölüme kadar sonuçlanabilen durumlara neden olmaktadır. 15-50 ppm seviyelerindeki H_2S'i sürekli olara teneffüs etmek sonucunda baygınlık, baş ağrısı ve bulantıya, 200-300 ppm seviyelerinde koma ve bilinç kaybına neden olurken 700 ppm üzeri miktarlardaki H_2S'in 30 dakikadan fazla teneffüs edilmesi ölümle sonuçlanabilmektedir (Pagella vd., 1996).

H_2S (hidrojen sülfür) renksiz bir gazdır. Havadan ağır olup düşük seviyelerde bile tehlikelidir. Düşük miktarlarda bu gaz çürük yumurta gibi kokar. Yüksek konsantrasyonda ise kokusuzdur. Zehirli olması yanında korozif bir gaz olması nedeniyle biyogaz yakılırken sorun teşkil eder. H_2S yakıldığında SO_2'ye döner ki bu da oldukça zehirli bir gazdır (Çağman, 2014).

Yüksek ppm içeriğe sahip H_2S lerde gaz jeneratörlerinin bakım ve onarım maliyeti artmakta ve çalışan sistemin verimini etkilemektedir. Gaz jeneratörlerinin ürün etiketinde sınır değeri olarak H_2S miktarı ile ilgili bilgi vermektedir. Anaerobik çamur çürütücü tankından üretilen biyogazın içeriğindeki H_2S sürekli ölçülerek işletme kontrol altında tutulması gerekmektedir Yüksek içerikli H_2S lerde desülfirizasyon gibi giderim sistemleri kullanarak verdiği zararlara karşı önlem alınması gerekmektedir.

Anaerobik çamur çürütücü tanklarında H_2S miktarının gaz sensörleriyle kontrol edilememesi durumlarında borularda ve karıştırıcıda korozyon sonucu kalıcı arıza ve hasarlar oluşmaktadır. Anaerobik çürütücü tankında H_2S kaynaklı korozyon sonucu düşey milli karıştırıcıların halat ve pervanelerinin yıpranmasını ve kopmasını sağlayabilir. Karıştırıcı halatının kopması ya da pervanesinin düşmesi işletmeyi olumsuz yönde etkileyerek 6 ay-12 ay arası süreyle anaerobik tankda işletme koşulları sağlanmış olur.

2.2.12. Karıştırıcının Etkisi

Karıştırma, sistemin enerjisi üzerinde önemli bir role sahiptir ve bu enerjide çürütücünün girişteki toplam enerjisinin yaklaşık %20'si kadardır. Karıştırma sistemi, biyogaz üretimini maksimize etmek için fiziksel, kimyasal ve biyolojik homojenizasyon sağlar. Reaksiyonlara ve yapısal değişikliklere ek olarak kütle ve ısı transfer hızların kontrol eder, çürütücünün dibinde katı bileşenlerin çökmesini ve yüzeydeki biyokütlenin yüzmesini önler (Grazia vd., 2018).

Anaerobik çamur çürütme tankının dizaynında seçilen tip karıştırıcıların sık sık arıza vermesi ciddi işletme problemlerine sebep vermekte olup uygun karıştırıcı seçimi ile bu sorun çözülebilir. Çürütücülerde UKM gideriminin düşmesi, reaktör içi homojen karışımın olmadığının bir göstergesidir (Erdirencelebi vd., 2015).

Reaktör içindeki gübre ile su karışımından meydana gelen sıvının sürekli veya belli aralıklarla karıştırılması gereklidir. Karıştırma, oluşan gazın sıvı üzerinde meydana gelen köpüğü geçip yüzeye çıkmasını sağladığı gibi sıvıdaki malzemelerin dibe çökmesini önlemekte ve bakterilerin organik maddelerle homojen bir şekilde temas etmesini sağlamaktadır. Bunun sonucunda ise gaz üretimi %10-15 oranında artabilmektedir (Gülen vd., 2005)

Aşırı karıştırma ise; değişik bakterilerin kendi aralarında oluşturduğu dengeyi bozarak, sistemi olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Bu yüzden karıştırma işleminde; aşırılığa kaçmamanın ve karıştırma işlemini belli zaman aralıklarında uygulamanın gerekli olduğu bildirilmektedir. pH değerini azaltarak kararsızlığa neden olacağı ve başlangıç zamanını uzatacağından, karıştırma işleminin; fermantasyonun başlangıç aşamasında

yapılmasının yararlı olmayacağı görüşü yaygın olarak benimsenmektedir (Kobya, 1992; Ekinci, 2007).

Anaerobik çürütücülerin performansı öncelikle reaktördeki substratın bekleme süresinden, yaşayabilecek durumda olan bakteriyel popülasyon ve giren substratın birbirleri arasındaki temas derecesinden etkilenir. Çürütücü içerisindeki substratın karıştırılması sayesinde mikroorganizmalar üniform bir biçimde dağıtılır ve aynı zamanda ısı transferi gerçekleşir. Karıştırma, mekanik karıştırıcılarla, biyogaz geri devri ile veya çamur geri döngüsüyle çok iyi yapılabilir. Mekanik karıştırıcılar, karıştırılan her bir galon (1 gal=3.78L) başına tüketilen enerji açısından en verimli olduğu kaydedilmiştir. Buna karşılık gaz sirkülasyonu ile karıştırma yapılan çürütücülerde gaz sirkülasyon hızının artmasıyla metan üretim hızının azaldığı kaydedilmiştir. Bunun nedeni ise gazın sirkülasyonu hava pompasıyla yapıldığı için bu esnada sisteme bir miktar hava sızmaktadır (Gül, 2006).

Karıştırmanın en önemli hedefleri şunlardır (Kossmann vd., 1999):

- Metanojenler tarafından üretilen metabolitlerin (gaz) giderimi,
- Bakteriyel popülasyon (aşı) ve taze substratın karışması (aşılama),
- Çökelmenin ve köpük oluşumunun engellenmesi,
- Uniform bir bakteriyel popülasyon yoğunluğunun sağlanması,
- Etkin çürütücü hacmini azaltan ölü bölge oluşumunun önlenmesi.

Karıştırmanın avantajları ise şu şekilde sıralanabilir (Anonymous, 1999):

- Metanogenisler tarafından üretilen biyogazın çıkışını kolaylaştırmak.
- Bakteri popülasyon ile taze atığın birbirine karışımı sağlanarak reaksiyonu hızlandırmak,
- Fermantasyon esnasında atığın üst yüzeyindeki köpük oluşumunu ve atığın içindeki küçük partükülerin fermenetörün (reaktörün) taban kısmına çökmesini engellemek,

- Fermenterdeki atığın sıcaklık dağılımını eşitlemek,

2.2.13. Köpüğün Etkisi

Köpürme, atık gaz arıtma tesislerinde, gaz karışımının tıkanması, gaz toplama borularının tıkanması ve çürütücü üst kısmının köpük katı ile kaplanmasına neden olan tam ölçekli biyogaz tesislerinde ciddi bir operasyonel problemdir (Chenjing vd., 2018).

Anaerobik çamur çürütücülerde düşük yoğunlukta beslenen çamur, gaz ve enerj verimini düşüren önemli faktör olmaktadır. Ayrıca filamentli oluşum anaerobik çürütücülerde de köpük oluşumuna sebep olmakta ve çamur beslemesi kesintiye uğramaktadır (Erdirencelebi vd.,2015).

Anaerobik çamur çürütücü tanklarının işletilmesinde en önemli sorunlardan biri de köpük oluşumudur. Çürütücü tankında aşırı miktarda oluşan köpük, gaz hatlarının tıkanmasına ve işletmenin kararlı çalışmamasına etki etmektedir. Özellikle çamur besleme pompalarının çürütücü tankı seviyesine göre çalıştırılmaması köpüğü kontrol etmede işi zorlaştırabilir. İşletmenin verimli bir şekilde performansının sağlanabilmesi için köpüklenmeye karşı reaktör tepesinde köpük kırıcı fiskiyeler yerleştirmesi önerilmektedir.

2.2.14. Biyogaz ve Enerji

Ham çamur, biyolojik atıksu arıtma tesislerinde bulunan çürütücü tanklarında çürütülerek elde edilen biyogaz elektrik enerjisine çevrilmektedir. Yenilenebilir enerji kaynağı olarak üretilen biyogaz, birleştirilmiş ısıl ve güç ünitelerinde (CHP) elektrik ve ısı enerjisine dönüştürülmektedir. Kojenerasyon ünitelerinde yakıt olarak doğal gaz, biyokütle, biyogaz, kömür veya yağ kullanılabilir. Hangi sektörde kullanıldıkları fark etmeksizin, kojenerasyon sistemlerinin genel olarak yararları; verim, güvenilirlik, çevre ve ekonomi başlıkları altındadır. Birleşik üretim sistemlerinde ayrı üretimde çıkan enerji ile aynı miktarda enerji elde etmek için daha az yakıt tüketimi gerçekleşir. Ayrıca kojenerasyon, üretimde yaşanan kayıpların önlenmesinde rol oynar. Kojenerasyon ünitelerinde üretilen elektrik ve ısıl enerji yüksek kalitededir. Üretilen birim enerji başına yakıt tüketimi azaldığı için, hava kirleticileri ve sera gazı emisyonları da azalır. Yüksek enerji üretimi verimi sayesinde ekonomik açıdan ciddi miktarlarda bir tasarruf

sağlanır ve aynı zamanda yakıt ve enerji kaynaklarının değişken fiyatlarına karşın bir tedbir oluşturulmuş olur (USEPA, 2011).

Kojenerasyon üniteleri; yaygın olarak atıksu arıtma tesislerinde biyogaz yakıtlı, doğalgaz yakıtlı, çamur yakma ünitelerinden ısı geri kazanımı ve kombine ısı ve mekanik güç sistemleri gibi farklı türlerde bulunabilir (USEPA, 2011).

Anaerobik çürütme ile biyogaz üretimi yapan veya yapmayı planlayan atıksu arıtma tesislerinde kojenerasyon sistemlerinin kullanılmasının birçok avantajı vardır. Bu durumlarda kojenerasyon ünitelerinde yakıt olarak biyogaz kullanılır ve üretilen elektrik enerjisi atıksu arıtma tesisinin ihtiyaç duyduğu elektrik enerjisinin tamamını sağlayabilir. Üretilen biyogazın iyi tasarlanmış kojenerasyon ünitelerinde kullanılması avantajlıdır çünkü bu üniteler; elektriğin perakende satışından daha ucuz güç üretir, termal ihtiyaçlar için yakıt ihtiyacını ortadan kaldırır, belli standartlar altında yenilenebilir enerji kaynağı olarak adlandırılır, atıksu arıtma tesisine güç konusunda daha fazla güvenilirlik kazandırır ve şebekeden alınan gücün ortadan kalkmasıyla birlikte hava kirleticileri ve sera gazı emisyonlarını azaltır (USEPA, 2011).

Biyogaz; hayvansal ve bitkisel kökenli organik atıkların, anaerobik (havasız) fermantasyonu sonucu açığa çıkan bir gazdır. Biyogaza “Bataklık Gazı”, “Gübre Gazı”, “Gobar Gaz” gibi isimlerde verilmektedir. Düşük sıcaklıklarda (-164°C) sıvılaştırılabilen biyogaz, bileşimindeki kükürtlü bileşiklerden dolayı çürük yumurta gibi kokar. Ancak yanarken bu kokusunu kaybeder (Gülen vd., 2005).

Gülen vd., (2005), bu çalışmada alternatif bir enerji kaynağı olan biyogazın tanımı ve oluşumu açıklanmıştır. Sanayileşme ve kalkınmanın temel unsurlarından biri enerjidir. Dünya nüfusunun artması ve buna bağlı olarak büyüyen teknolojiyle birlikte enerji ihtiyacı günden güne artmaktadır. Enerji bakımından kendine yeterli olmayan ülkelerde, çevre açısından temiz, güvenli, sürekli ve yenilebilirenerji kaynaklarına ihtiyaç vardır. İçinde %55-65 oranında metan gazı (CH_4) olan biyogaz, bu özellikleri sağlayabilir.

2.3. Anaerobik Çamur Çürütücülerde Biyogaz Üretimine İlişkin Yapılan Çalışmalar

Atıksu arıtma tesislerinde çıkan arıtma çamurunun miktarı ve karakteristikleri yıllık, mevsimlik ve hatta günlük atıksuyun kirliliğine, kullanılan atıksu arıtma proses tipine ve çamura uygulanan stabilizasyon çeşidine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Anaerobik çürütücü tankının hacmi 20 günlük bekletme süresine ve 37°C'lik sıcaklığa göre boyutlandırılır. Çamur bekletme süresi, belli bir sıcaklıkta %90 stabilizasyon için gerekli süre olarak tanımlanır. Bekletme süresi arttıkça çamurun stabilizasyon miktarı artar. Atıksu arıtma tesisi çamurlarının stabilizasyon mertebesi, çürütücü çıkışındaki çamurun UKM 'si ve yag gres miktarlarının takip edilmesi ile izlenebilir (Öztürk, 2008; Gönüldinç, 2006).

Demirci ve Saatçi, (2003), mezofilik sıcaklıkta (37°C) çalışan Ankara Büyükşehir Belediyesi AAT'nin anaerobik çamur çürütücü kısmında deneysel çalışmalar günlük olarak yapılmış ve çalışmalarını 6 ay sürdürülmüştür. Çürütücü girişinden ve çürütücü içerisinden alınan numunelerde TKM, AKM, UKM, alkalinite, pH, UYA analizleri ve sıcaklık ile gaz ölçümleri yapılmıştır. Sonuçlar, SRT'nin ortalama 20-22 gün, OLR'nin 1,2-1,5 kg UKM/m^3.gün ve çürütücülerdeki pH'nın ortalama 7,3 olduğu şartlarda ideal gaz üretiminin sağlandığını göstermiştir. Ayrıca çürütücü içindeki UKM ile oluşan gaz miktarları arasında doğrusal bir ilişkinin olduğu ve UKM miktarının artışına bağlı olarak gaz üretiminin arttığı saptanmıştır. Bulgular, 0,2 m^3gaz/kg UKM üretildiğini göstermektedir. Çürütücülerde yapılan analizler neticesinde elde edilen veriler ışığında toplam TUYA/Alkalinite oranı genellikle 0.1'in altında bulunmuştur.

Bolzonella vd., (2005), atıksu arıtma proseslerinde SRT'nin etkisini atık aktif çamurda mezofilik şartlarda çalışan anaerobik bir çürütücüde çalışmışlardır. İtalya'daki 4 adet ön çökeltmesiz AAT'de arıtma çamurlarının mezofilik çürütücülerde 35-37 °C de, 20-40 gün SRT'lerde 1 kg UKM/m^3.gün OLR değerlerinde çalıştırılmasından elde edilen sonuçlar tartışılmıştır. Çamur çürütücüye beslenen çamurun katı madde içeriği %2,6-3,9 ve sistemde üretilen gaz 0.07-0.18 m^3/kg UKM olarak tespit edilmiştir. Çalışmada farklı SRT'lerde üretilen gaz miktarına ilişkin matematiksel bir model de uygulanmıştır.

Nges ve Liu, (2010), arıtma çamurlarının mezofilik ve termofilik çürütülmesinde SRT'nin etkilerini araştırdıkları çalışmada; İsveç'te bir AAT'nin arıtma çamurları ile

laboratuar ortamında (reaktör hacmi=4.5 L) çalışmışlardır. Her iki sistem için 3-5-9-12-15-20-25-30-35 gün SRT'lerde, 37°C sıcaklık seçilmiş ve toplamda sistemler 223 gün çalıştırılarak (sistemlerde sabit pH ve biyogaz elde edilinceye kadar) sonuçlar gözlemlenmiştir. Çalışmada; işletme problemi (köpük, bakteri yıkanması vb.) yaşanmadan daha kısa SRT'de kabul edilebilir bir biyogaz eldesi ve UKM gideriminin sağlanması amaçlanmıştır. Sonuç olarak; 9 günlük SRT'de kısa devre oluştuğu (köpük oluşumu ve bakteri kaçması vb.) görülmüştür. SRT'nin azaltılması ve OLR'nin artırılması ile biyogaz üretim hızının arttığı fakat CH_4 veriminin azaldığı (UKM'nin tam parçalanamadığından) görülmüştür.

Appels vd., (2008), atık aktif çamurun anaerobik çürütülmesinin potansiyelini ve prensiplerini detaylı olarak inceledikleri araştırmalarında; proses parametrelerini, parametreler arası ilişkileri, tasarım metodlarını, biyogaz üretimini, muhtemel problemleri ve anaerobik çürütücülerdeki son gelişmeleri incelemişlerdir. Özellikle farklı SRT'lerde sistemdeki TUYA ve lipidlerin değişimini değerlendirmiş ve en önemli tasarım ve işletme parametresi olan SRT'nin biyogaz oluşumu üzerindeki etkisinin sadece laboratuar ölçekli araştırmalarda incelendiğini bildirmiştir. Anaerobik proseslere etki eden en önemli parametreler; pH, TUYA/Alkalinite, sıcaklık, SRT, UKM ve çamur karışımı olarak belirlenmiştir. Metanojen bakterilerin 4-8,5 pH aralıklarında da aktif olduğu fakat en verimli aralığın 6,5-7,2 olduğunu belirtmişlerdir. Spesifik biyogaz üretim değerlerine 15-30 günlük SRT'lerde hızlı artışlar olabileceği fakat 30-100 günlük SRT'lerde ise artışların çok az veya sabit olabileceğini belirtmişlerdir.

Ruffino vd., (2015), iki farklı gıda endüstrisi tesisinden alınan atıklar mezofilik şartlarda metan üretim kapasitesi, yarı pilot (6 L, beslemeli parti) ve pilot (300 L, yarı sürekli) ölçeğinde değerlendirilmek amacıyla tam ölçekli bir anaerobik çürütücüde ısı ve elektrik üretme avantajını değerlendirmek için çalışma yapılmıştır. Bu çalışmanın pilot olarak yapılmasının sebebi daha güvenilir sonuçlar elde etmektir. Pilot ölçek testinden üretilen metan verimi, küçük ölçek testinden elde edilen verimin yaklaşık %80'i kadardı. Bu sonuç, farklı ölçek ve modlarda yapılan diğer çalışmalarla aynı olduğu söylenilmiş ve pilot ölçek testinin başarılı olduğu vurgulanmıştır. Anaerobik çürütücüden üretilen net elektrik, gıda endüstrisi tesislerinin tüketiminin %30-50'sini oluşturur. Mevcut termal enerji, gerçekleştirilen ısıl talebine bağlı olarak, tesis gereksinimlerinin %10 ila %100'ünü kapsayacak seviyeye ulaşılabileceği ifade edilmiştir.

Erdirencelebi vd., (2015), tam ölçekli (AÇ)'lerde demir (III) klorür kullanarak sülfit kontrolünü sağlamak amacıyla çalışma yapılmıştır. Belediye atıksu arıtma tesisi demir (III) klorür, farklı çözeltilerde alkali çözeltili ve alkali çözeltisiz olmak üzere 24-105 mg $FeCl_3$/L aralığında uygulanmış. Dozlama giriş noktaları, besleme hattında ve çamur yoğunlaştırıcı biriminde uygulanmıştır. AÇ'lerdeki biyogazın H_2S içeriğinin zamanla azalmasının, katı yükleme hızı (SLR), çamur besleme debisi ve pH seviyesi yönünden değişimlerini incelenmiştir. Biyogaz içeriğindeki H_2S'nin azaltılması, doğrudan dozlanmış AÇ'lerde, 4035 µg/L'ye ulaşmış dozu olmayan AÇ'lerde 1345 µg/L düşüşe karşılık gelmiş. AÇ'lerin iç sürkilasyonun dolayı mevcut UKM miktarları muhtemelen daha yüksek olup doz süresi boyunca tüm AÇ'lerde UKM bozulması artmıştır. Biyogaz üretimi üzerinde pH'ın belirgin bir etkisi olmadığı tespit edilmiştir. H_2S üretim derecesinin, ham çamur katılarının çoğunlukla kalınlaşmış çamurun organik ve proteinli içeriğine katkı sağladığı ve uçucu SLR ile korele olduğu bulunmuş olupH_2S üretimi ile yüksek değişkenlik ve güçlü bir ilişki olduğu vurgulanmıştır. 17 aylık döneme ait verilere dayanarak korelasyon analizi ardından, birincil SLR'nin H_2S üretiminde önemli rol oynadığı belirtilmiştir.

Erdirencelebi vd., (2015), yaptıkları bu çalışma; 3 aylık bir süre boyunca ana hattan çıkan anaerobik atıksu sapmasına maruz kalan büyük ve tam ölçekli bir atık su arıtma tesisinde operasyonel parametreler üzerinde gözlenen etkileri araştırmış ve 2 yıllık bir süre boyunca izlemişlerdir. Tesisin ikincil birimi, hem belediyeden hem de belediyeden atık su alan iki aşamalı bir tapa akışla değiştirilmiş Bardenpho işleminden oluştuğu söylenilmiştir. Sonuç olarak, AAT'nin nispeten küçük akış hızına rağmen, ikincil arıtıcılarda şişirme ve AÇ'lerde köpürme üzerinde doğrudan etkisi olduğu bulunulmuştur. Kesinti süresi boyunca, ikincil arıtıcılarda 80 mL/g seviyesinde oldukça kararlı bir çamur hacmi indeksi elde edilmiş, atık madde AKM konsantrasyonu azaltılmış ve AÇ'ye sürekli besleme geri kazanılmıştır. Yoğunlaştırıcılarda çamur yoğunluğu sıcak mevsimde artmış. İkincil netleştiriciler biyolojik birimdeki düşük çözünmüş oksijen, gıda/mikroorganizma oranı ve yüksek çamur tutma süresi ve amonyum seviyelerine rağmen iyi ve kararlı çökelebilirlik göstermiştir. Şişirme ve köpük etkisi tesisin iç akış dengesi üzerinde gösterildiği ifade edilmiştir. AAT, sadece bir besin taşıyıcısı olarak değil, aynı zamanda sistemde kronik tohumlama ve tutmayı teşvik edebilecek muhtemel bir filamentli bakteri taşıyıcısı olarak, çok boyutlu bir

kirletici kaynağı olma potansiyeli nedeniyle, uygun teknolojilerin ortadan kaldırılması için ciddi bir şekilde dikkate alınması gerektiği ifade edilmiştir.

Erdirencelebi vd., (2015), havasız (anaerobik) çürütme atık ve çamur stabilizasyonunda kullanıldığı zamanlardan günümüze farklı reaktör uygulamaları ile çamurdan biyokütleye, evsel atıksudan endüstriyel atıksuya çeşitli türde atıksu-atık stabilizasyonunda ve enerji eldesinde kullanılan önemli bir biyolojik arıtım prosesiolduğu ifade edilmiştir. Havasız çamur çürütmenin; konvansiyonel aktif çamur prosesi ile işletilen kentsel atıksu arıtma tesislerinin enerji maliyetinin yüksek oranda karşılayarak tam kapasite işletilmesine olanak sağlayan üniteler olduğu belirtilmiştir. Sağladığı enerji eldesi ile arıtma tesislerini cazip hale getiren havasız çamur çürütme prosesin ülkemizde yaygınlaşabilmesi için tasarım ve işletim özelliklerinin sahada karşılaşılan problemler ışığında iyileştirilmesinin gerekliliği vurgulanmıştır. Havasız arıtma sistemlerinde ilk yatırım ve işletme maliyeti ciddi seviyelere çıktığı belirtilmiş ve kurulan sistemin menşei yurtdışı olduğundan arıza durumlarında zaman ve para kayıpları yaşandığı ifade edilmiştir. Proses sırasında oluşan ve kontrolü gereken ürünler, ekipman hassasiyeti, atıksu karakterindeki baskın faktörler sebebiyle tasarımın dışında oluşan durumlar ve işletme zorlukları görülebilmektedir. Yaptıkları bu çalışma ile Türkiye dahilinde kentsel AAT bünyesinde anaerobik çamur çürütücü tesis işletiminde karşılaşılan işletme problemleri (H_2S kontrolü, köpük oluşumu, arızalar, vb) incelenerek ilgili tasarım ve çözüm önerileri sunulmuştur.

Rubia, vd., (2005), yaptıkları bu çalışmada, pilot ölçekli (850 L) ve termofilik (55°C) koşullarda çalıştırılan bir anaerobik çürütücü reaktör tasarlayıp çamur çürütme prosesini deneysel olarak incelemişlerdir. Deney düzeneği, organik yükleme hızını (OLR) arttırmanın ve çürütücünün etkinliği üzerindeki etkisini incelemek ve kararlı durum performansı hakkında rapor vermek üzere tasarlanmıştır. Reaktör daha sonra 27, 20 ve 15 günlük bir dizi çamur alıkoyma süresinde (SRT'ler) bir sabit durum çalışması programına tabi tutulmuştur. Çürütücü tankına günde üç kez (yaklaşık 34,8 g/L uçucu katı madde (VS) içeren) ham çamurla beslenilmiştir. Termofilik koşullar altında ve 27 günlük bir SRT ile reaktör, 1,48 kg VS m^3/gün'lük bir OLR ile çalıştırılmıştır. Reaktörün katı madde giderim etkinliği %42,9 iken, çürütcüde hacimsel metan üretim hızı 0.35 m^3/gün'e ulaşmıştır. 150 günlük bir çalışma süresi boyunca, pilot çamur çürütücüsünde (SRT: 15 gün) %41,8 VS çıkarma verimi ile 2,63 kg VS m^3/gün'lük bir

OLR elde edilmiştir. Bu süre zarfında, çürütücüdeki hacimsel metan üretim hızı 0,20 m^3/gün'e ve 0,20 m^3/kg VSr'ye (VS azaltma) ulaşmış. Substrat uzaklaştırılması bakımından en yüksek verim, 1,71 kg VS m^3/gün'lük bir OLR ve 20 günlük SRT için %54,3'dir. Bu koşullar altında, biyogaz ve metan üretimi, sırasıyla 0.70 m^3/kg VSr'lik bir metan verimi ile sırasıyla 0,86 m^3 ve 0,58 m^3 seviyelerinde olduğu söylenilmiştir.

Organik atığın evsel atıklardan ve belediye çamurundan anaerobik birlikte ayrıştırılması üzerinde tam ölçekli bir deney yapılmıştır. 50.000 eşdeğer nüfusa sahip atık su arıtma tesisinde, 2000 m^3 kombine hacmi ve 20 gün hidrolik tutma süresi olan iki geleneksel mezofilik çürütücü kullanı çürütücü cihazlarının normal etkisi, ortalama 0,8 kg/ m^3uçucu süspansiyonlu katı madde organik yükleme oranına sahip atık su arıtma tesislerinden (birincil çamur ve atık aktif çamur karışımı) çıkan atık çamurdur. Deneyde, organik yükleme hızını %25 ile 1,0 kg/ m^3 uçucu süspansiyonlu katıların arttırması için etkili olan çürütücüye organik atık eklenmiştir. Biyogaz miktarı %80, spesifik biyogaz üretimi 0,39 m^3/kg'dan artmıştır. Deneyden önce eklenen uçucu süspansiyonlu katılar, 0,60 m^3/kg'dan daha fazla uçucu süspansiyonlu katı ilave edilmiş ve 0,89 m^3/kg uçucu süspansiyonlu katı eklenerek yoğunluk yükselmiştir. Fazla biyogaz, bir kazanda ve 50 kW kombine ısı ve güç motorunda kullanılmıştır. Elektrik enerji üretimi %130, ısı üretimi %55 artmıştır. Uçucu süspansiyonlu katıların parçalanma verimi, %71'den %81'e yükselmiştir (Zupancic vd., 2008).

Bu çalışmanın amacı; anaerobik çürütücü performansını arttırmaktır. Yapılan çalışmada, çeşitli ön işlem yöntemlerinin etkilerinin (termal, kimyasal, ultrasonik ve termokimyasal ön işlemler) biyogaz üretimi, metan üretimi ve çözünmüş KOİ giderimindeki etkileri incelenmiştir. Termokimyasal ön işlemler sayesinde metan üretimi %34,3'ten daha fazla artmış ve çözünmüş KOİ %67,8'den daha fazla artmıştır. Bu durumda, biyogaz üretimi 50371 biyogaz/m^3, metan üretimi 3367 metan/m^3 WAS ve KOİ giderimi %61,4 KOİ'dir. Bu sonuçlar değerlendirildiğinde, çamurun termokimyasal ön işlemiyle daha yüksek çürütücü verimliliğinin elde edildiği belirtilmiştir (Kım vd., 2003).

Climent vd., (2007), çürütülmüş aktif çamurdan, termofilik koşullarda (55°C) biyogaz üretiminde, mekanik ve termal ön işlemin etkisini araştırmışlardır. Çamura ön işlem uygulanması, hidroliz aşamasını hızlandırması ve çamurun stabilizasyonu için gerekli bekleme zamanını etkili şekilde azaltması amacıyla yapılmıştır. Evsel atık su arıtma

tesisi aktif çamurunu (500 mL) 70 °C'de dört farklı saatte (9, 24, 48, 72 saat) termal ön işleme tabi tutmuşlardır. Elde ettikleri biyogaz üretimi 9, 24, 48, 72 saat ön işlem ile sırasıyla 330 ± 20 mL, 520 ± 70 mL, 460 ± 40 mL, 460 ± 10 mL ve 297 L ± 4 mL olarak bulunmuştur. Çalışma sonucunda; termofilik ön işlemin, termofilik bakterilerin biyolojik aktivitelerini arttırdığı rapor edilmiştir.

Evsel atıksuyun (3,0 g KOİ/L), 21,5 L'lik UASB reaktörde, 11 kg KOİ/m^3.d organik besleme hızı ve 4,7 saat HBS ile 178 gün süreyle anaerobik işlemi araştırılmıştır. Reaktör, 178 günlük fermantasyon süresince, 57 gün 25°C'de, 36 gün 22°C'de, 31 gün 19°C'de, 29 gün 16°C'de ve son 25 gün 13°C'de çalıştırılmıştır. Çalışma sonucunda sıcaklığın düşürülmesi ile KOİ gideriminin %70'den %64'e, biyogazdaki metanın %60'dan %35'e düştüğü bulunmuştur. Üretilen metanın, giderilen KOİ' ye oranı ise 25°C' de 0,26 L CH_4/g KOİ iken 13°C' de 0,16 L CH_4/g KOİ'ye düşmüştür. Çalışmada, evsel atıksuyun düşük sıcaklıklarda anaerobik işlemde biyogaz üretim verimi açısından verimli olmadığı belirtilmiştir (Uemura vd., 2000).

Evsel atıksu arıtma çamuru ve belediye katı atığının kullanıldığı bir çalışmada anaerobik işlemle biyogaz üretimi araştırılmıştır. Kesikli bir reaktör kullanılan çalışmada oda sıcaklığından 36°C'ye kadar 25 günlük bekleme süresince işlemler yapılmıştır. Farklı organik beslemelerinin yapıldığı (0,5-1,0-2,3-2,9-3,5 ve 4,3 kg VS/m^3d karışım) evsel çamur ve katı atık karışımından biyogaz üretime bakılmıştır. Maksimum biyogazın 0,36 m^3/kg ile 2,9 kg VS/m^3d beslemenin yapıldığı çamurda olduğu saptanmıştır. Ayrıca toplam katının %87,6, uçucu katının %88,1 ve KOİ'nin %89,3 azaltıldığı rapor edilmiştir (Elango vd., 2007).

Tam ölçekli yukarı akışlı çamur yataklı reaktörler ile evsel atıksuların arıtımı günümüzde sürekli kullanılmakta ve uygulanmaktadır. Hindistan'ın Kanpur şehrinde 1989 yılından beri evsel atıksuların arıtımında yukarı akışlı çamur yataklı reaktör kullanılmaktadır. Tesis günlük 5000 m^3/gün atıksuyu arıtacak kapasitede olup dizayn edilmiştir. Draaijer vd., (1992), tarafından 1 yıllık yapılan çalışmada 1200 m^3 hacime sahip olan reaktörün verimi araştırılmıştır. Başlangıç aşamada reaktöre aşı yapılması uygun görülmemiştir. Reaktörde fazlaca çamur biriktirilmiş olup 14 gün boyunca sistemin çamur içeriğinin kontrolü sağlanmıştır. Yaklaşık 10 haftalık başlangıç aşamadan sonra 6 saat HRT'de %74 KOİ, %75 BOİ, %75 AKM giderimoranları elde

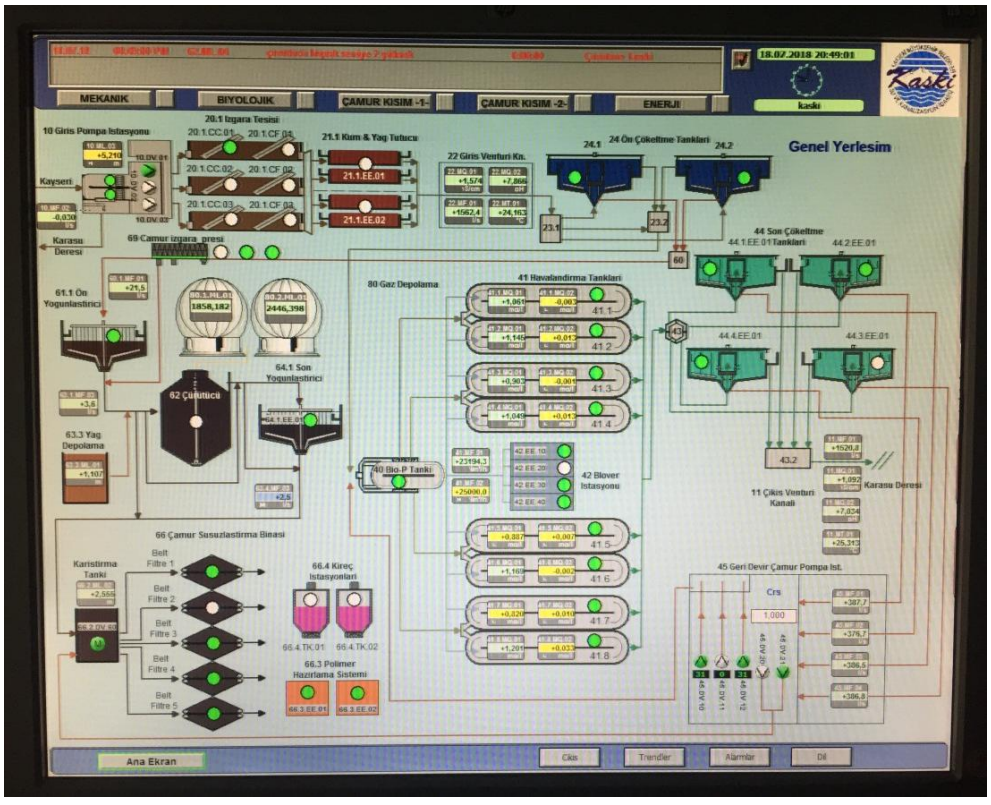
edilmiştir. Fakat Hindistan'ın deşarj standartlarına göre (30 mgBOİ/L, 50 mgAKM/L) ulaşabilmek için ilave bir arıtım entegre edilmesi kararına varılmıştır. Arıtma verimini düşük sıcaklıklar düşürmemiştir. Ancak düşük sıcaklıklarda biyogaz üretimi düşmüştür. Sıcaklık 20ºC'ye vardığında reaktörde tekrar biyogaz üretimi oluşmaya başlamıştır. Çamur bekletme süresinin artması fazla çamur atımından kaynaklı olduğu için reaktörün dibinde AKM konsantrasyonu artmıştır. Reaktör sonrası oluşan çamurun katı madde içeriği fazlaca olduğu için 6 gün bekletme süresiyle çamur kurutma yatağında kurutulabilirliği belirlenmiştir.

3. BÖLÜM

MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Kayseri İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi (KİBAAT)

KİBAAT, karbon (C), azot (N) ve fosfor (P) giderimi yapılmakta olup Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY) Evsel Nitelikli Atıksular Tablo 21.4 ve Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği (KAAY) Deşarj Limitleri Tablo 2'ye uygun şekilde atıksu deşarj edilmektedir. KİBAAT'nin genel iş akım şeması Şekil 3. 1'de gösterilmiştir. Yapımına 2000'de başlanan KİBAAT, 20 Şubat 2004 tarihinde işletmeye açılmıştır. Tesis, evsel atıksuların tümünü arıtmak üzere tasarlanmıştır. Tesis kuru havalarda günde 800.000 EN'da 110000 m^3, yağışlı havalarda 215000 m^3 atıksuyu arıtacak kapasitededir.



Şekil 3. 1. KİBAAT genel iş akım şeması

KİBAAT genel vaziyet görüntüsü Şekil 3. 2'de gösterilmiştir. Evsel nitelikli atık suların arıtılması amacı ile Tablo 3. 1'de ve Tablo 3. 2'de proje dizayn debileri verilmiştir.



Şekil 3. 2. KİBAAT genel vaziyeti

Tablo 3. 1. KİBAAT proje dizayn debileri

Debiler	m^3/gün	m^3/sa	L/s
Kuru	110.000	4.583	1.273,05
Yağışlı	215.000	8.958	2.488,33
Maksimum	252.960	10.540	2.927,77
Minimum	62.856	2.619	727,5
EN: Eşdeğer nüfus			

Tablo 3. 2. KİBAAT kirlilik tasarım kriterleri

Parametre	Kirlilik Yükü (kg/gün)	Kirlilik Konsantrasyonu (mg/L)
BOI	42.000	381,8
AKM	51.340	466,7
TN	9.140	83
TP	1.905	17,3

Proses şu ünitelerden oluşmaktadır;

1. Giriş Izgara Kanalı
2. Giriş Pompa İstasyonu
3. Kaba ve İnce Izgara Üniteleri
4. Havalandırmalı Kum ve Yağ Tutucu Ünitesi
5. Giriş Parshall Savağı (Debi Ölçüm Kanalı)
6. Ön Çöktürme Havuzu Toplama ve Dağıtma Yapısı
7. Ön Çöktürme Havuzları
8. Ön Çamur Pompa İstasyonu
9. Ön Yoğunlaştırma Havuzu
10. Çamur Izgara Presi
11. Son Yoğunlaştırma Havuzu
12. Havasız (Anaerobik) Çamur Çürütme Tankı
13. Biyogaz Depolama Balonları
14. Metan Gazından Elektrik Enerjisi Elde Etme Ünitesi (CHP)
15. Atık Gaz Yakma Ünitesi
16. Selektör/ Biop Havuzu
17. Havalandırma Havuzları
18. Blower Ünitesi
19. Son Çöktürme Havuzları Toplama ve Dağıtma Yapısı
20. Son Çöktürme Havuzları

21. Köpük Toplama Kanalı

22. Geri Devir Çamur Pompa İstasyonu

23. Çamur Susuzlaştırma Ünitesi

24. Çıkış Parshall Savağı

Atıksu Yolu: Ana kolektör hattıyla tesise ulaşan atıksu ilk önce 9 cm aralıklı giriş ızgarasından geçerek ileri ki ünitelerde atıksuyun cazibeyle akması için yaklaşık 12 m yükseltilir. Yükseltilen atıksu önce 3 cm aralıklı kaba ızgaradan, sonra 3 mm aralıklı ince ızgaradan geçirilerek mekanik aksamlara zarar verecek maddeler atıksudan ayrılır. Izgara ünitesinden çıkan atıksu iki bölmeli kum-yağ tutucuya girerek inorganik madde olan kumlar havuz dibine hava yardımıyla çökertilerek, yüzer maddelerde havuz yüzeyinde biriktirilerek atıksudan ayrılır. Atıksu sonra ön çöktürme havuzlarına girer ve debiye bağlı olarak burada dinlendirildikten sonra savaklanan atıksu selektör/bio-fosfor tankına girer. Tank girişinde ham atıksu ile geri devirden gelen çamur karıştırılır. Bu tankta mikroorganizmalar oksijensiz bir ortama tabi tutularak bünyelerindeki orto-fosfatları atıksuya vermeleri sağlanır. Tank çıkışında atıksu havalandırma havuzlarına iletilerek nitrifikasyon-denitrifikasyon olaylarının gerçekleşmesi sağlanarak atıksudaki azot, fosfor ve diğer kirleticilerin giderilmesi sağlanır. Havalandırma çıkış suyu son çöktürme ünitesine iletilir. Son ünite olan son çöktürmede debiye bağlı olarak atıksu dinlendirilerek savaklanan atıksu Karasu deresine, çöken çamurda havuz dibinden çöken çamurda havuz dibinden alınarak cazibeyle geri devir istasyonuna akar.

Çamur Yolu: Atıksu ön çöktürmede dinlendirildikten sonra havuz dibine çökelen çamur cazibeyle ön çamur pompa istasyonuna akar. Çamur buradan, katı madde muhtevasının artması için ön yoğunlaştırmaya basılarak dinlendirilir. Ön çamur yoğunlaştırıcıdan gelen ham çamur, ham çamur pompaları vasıtasıyla ısı eşanjörlerine basılır. Isı eşanjörü giriş borusunda, ham çamur ile çürümüş devir daim çamuru karıştırılır. Isı eşanjöründen çıkan çamur çürütücü reaktöre pompalanır. Çamur çürütüldükten sonra çıkan çamur ikincil çamur yoğunlaştırıcıya aktarılır. Anaerobik çürütme işleminden sonra çürütülmüş çamur, yoğunlaştırıcılardan geçirilerek TKM konsantrasyonu %6-7 düzeyine çıkarılmakta ve suyu alınmak üzere su alma istasyonuna (belt preslere)

iletilmektedir. Sentrant suyu, kanalizasyon sistemi aracılığı ile giriş venturi kanalına geri beslenir.

Çamur Çürütme: Anaerobik bir fermantasyon prosesidir. Çürütücüye beslenen ham çamur 20 gün bekletme süresinde yaklaşık 37°C sıcaklığında oksijensiz bir ortamda çürütülerek gaz üretimi gerçekleşir. Üretilen gaz, her biri 3000 m^3 lük gaz depolama tanklarında depolanır. Bu gaz, CHP üniteleri sayesinde elektrik ve ısı enerjisi üretmek üzere kullanılır. Anaerobik çamur çürütücü ve biyogaz üretim tasarım parametreleri Tablo 3. 3'de gösterilmiştir.

Tablo 3. 3. Anaerobik çamur çürütücü ve biyogaz üretim tasarım parametreleri

Parametre	Birim	Değer
Sıcaklık	^oC	37
Katı Madde Konsantrasyonu	%	5
Çamur Bekletme Süresi	gün	20
Ham Çamur Girişi	m^3/gün	337
Ön Çökeltme Çamur Miktarı	kg KM/gün	23.616
Sayı	adet	1
Yükseklik	m	33,9
Çap	m	21
Hacim	m^3	6750
Karıştırma	-	Merkezi-Boru Burgulu Pervane Karıştırıcı
Gaz Üretimi	m^3/gün	7.982
Spesifik Gaz Enerjisi	kWh/m^3	6,4
Biyogaz Depolama Balonu	m^3	6000 (2 adet)
Isıl ve Güç Ünitesi (CHP) Kapasitesi	MW/h	0,8 (2 adet)

3.2. Deneysel Analiz Yöntemi

Bu çalışmada çürütücü girişi, çürütücü içi ve çürütücü çıkışından numune alınarak pH, AKM, KOİ, TKM, UKM, alkalinite, yağ ve gres, TUYA ve TKN parametrelerinin laboratuvar ortamında analizleri yapıldı. Çalışma süresince izlenen parametrelerin analiz metotları ve kullanılan cihazlar Tablo 3. 4'de özetlenmiştir.

Tablo 3. 4. İzlenen parametrelerin analiz metotları ve kullanılan cihazlar

Parametre	Metot	Cihazın Adı
Ph	Elektrokimyasal Metod SM H*B	pH metre Cihazı-Hach Sension WTW pH 330i
Askıda Katı Madde (AKM)	Laboratuvar Metodu SM 2510 B	Etüv-Nüve
Toplam Katı Madde (TKM)	Gravimetrik metod SM2540 D	Nüve
Uçucu Katı Madde (UKM)	Gravimetrik metod SM2540 E	Select Horn
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	Kapalı Reflaks Metodu SM 5520 C	Hach Lange LT200
Toplam Kjeldahl (TKN)	Makro Kjeldahl SM 4500 NB	Yakma ve Distilasyon Ünitesi Velp-DK6 UDK126
Alkalinite	Titrasyon metodu SM2320 B	Dijital Büret Hırschmann Laborgerate-Solarus
Toplam Uçucu Yağ Asidi (TUYA)	Kapiler Titremetik Metod 1994	Dijital Büret Hırschmann Laborgerate-Solarus
Çamur Besleme Debisi	Elektromagnetik Debimetre	Endress Hauser
Sıcaklık (^{o}C)	B200	Endress Hauser
Metan(CH_4)	B200	Endress Hauser
Atıksu Debisi (Q)	Venturi Kanalı	Ultrasonik Debimetre-Endress Hauser

pH

Elektrokimyasal metod ile ölçümü yapıldı. pH ölçümü yapılırken numune baget ile karıştırılarak homojen hale getirildi. Daha sonra pH metre probu daldırıldı. Cihazda okunan değer kaydedildi (APHA/AWWA/EPA, 1998).

AKM

Atıksu arıtma girişi numunesinden 50 ml alındı. Her bir numune için 0,7 µm gözenekli boş filtre kâğıtlarının ağırlığı hassas terazide tartıldı ve kaydedildi. Her bir numune manifold sistemli vakum pompası ile süzdürüldü. Süzgeç kâğıtları 60 dk 103°C deki etüvde kurutuldu. Etüvde kurutma işleminden sonra filtre kâğıtları soğumaya bırakıldı.

Soğuduktan sonra süzgeç kâğıtları tartıldı ve analiz kaydedildi (APHA/AWWA/EPA, 1998).

KOİ

Kapalı reflaxs metodu ile ölçümü yapıldı. KOİ kiti alınıp çalkalandıktan sonra 2 ml numune eklenip yeniden çalkalandı.148° C de 2 saat termoreaktörde bekletildi. Daha sonra cihazdan çıkarıp 30-45 dk soğumaya bırakıldı. Soğutma işleminden sonra spektrofotometre okutulup sonuçlar kaydedildi (APHA/AWWA/EPA, 1998).

TKM

Gravimetrik metod ile ölçümü yapıldı. Alınacak çamur numuneleri baget yardımıyla karıştırılıp homojen haldeki numuneden mezür yardımı ile 50'şer ml alındı, çamur numunelerinden 10 gr numune alındı ve porselen krozelere kondu. 103 °C deki Etüvde 580 dk kurutma işlemi yapıldı. Krozelerin tartımı yapılarak çıkan sonuçlar kaydedildi (APHA/AWWA/EPA, 1998).

UKM

Gravimetrik metod ile ölçümü yapıldı. TKM deneyi bittikten sonra çamur numunelerinin bulunduğu porselen krozeler 550°C deki kül fırınında 30 dk daha bekletildi. Çamur numunelerinin içinde olabilecek ve kaynama noktası 550°C'ye kadar olan tüm bileşenler kül fırınında uçurulduktan sonra 30 dk sonra tartıldı ve son ölçümleri kaydedildi (APHA/AWWA/EPA, 1998).

Alkalinite-TUYA

Titrasyon metodu ile ölçümleri yapıldı. İki adet santrifüj tüpüne çamur numunesinden yaklaşık 13'er ml alındı. 10 dk 3000 rpm de santrifüj edildi. Santrifüj sonrası tüpteki numunenin üstteki sıvı kısımları bir mezüre boşaltıldı ve mezürdeki hacim ml olarak kaydedildi. Daha sonra hacmi bilinen bu numune bir beher içine alındı. pH değeri , pH metreden takip edilerek 0,1 N HCl çözeltisi ilave edilerek 4'e indirildi ve pH 4 oluncaya kadar ki harcadığımız 0,1 N HCl hacmi kaydedildi. Sonrasında pH değerini yine 0,1 N HCl çözeltisi ile 3,5 yapıp 250°C de 7 dk kaynatıldı. 2-3 saat soğuması için bekletildi.

Beher içindeki numune soğuduktan sonra pH değeri, pH metreden takip ederek 0,01 N NaOH ile önce 4'e getirilDİ. pH değeri 4 den 7 ye yükseltiLDİ ve pH 7 oluncaya kadar ki harcanan 0,01 N NaOH hacim ml olarak kaydedildi (APHA/AWWA/EPA, 1998).

Yağ ve Gres

Giriş numunesinden 200 ml bir erlen ile ayırma hunisine alındı. Ekstraksiyon işlemi asidik ortamda gerçekleştirileceğin dendolayı %10'luk HCl çözeltisi yardımı ile numunenin pH değeri 2'nin altına indirildi. Daha sonra numunenin üzerine 25 ml n-Hegzan ilave edildi (organik faz oluşturmak için) ve iyice çalkalandı. Ayırma hunisi içinde oluşan gaz ayırma hunisinin musluğu açılarak dışarı atıldı. İki faz oluşana kadar 3-5 dk spor üzerinde bekletildi. Organik (yağlı) faz üstte, sulu faz altta kaldı. Yağlı faz gelene kadar alttaki sulu faz huninin musluğu açarak erlene alındı. Yağlı faz ise iki ayrı santrifüj tüpüne eşit miktarlarda alındı. Alttaki su fazının olduğu erlen ayırma hunisine tekrar boşaltıldı ve üzerine 10 ml n-Hegzan daha ilave edildi. Ayırma hunisi tekrar çalkalanarak yeniden faz oluşumu için beklenildi. Yine sulu faz alttaki erlene alındı ve yağlı faz ise tekrar ayrı bir santrifüj tüpüne alındı. En son olarak ayırma hunisine 5 ml n-Hegzan ilave edilip iç çeperlerinde kalan organik faz son alınan ayrı bir santrifüj tüpüne alınıp önceki tüp ile eşit olacak ayarlandı. Tüpler 10 dk santrifüjde 3000 rpm hızda santrifüjlendi. Boş bir beherin ağırlığı alındı ve bu beher santrifüjlenmiş 4 tüpte bulunan numune Reeve Angel 307 nolu filtre kağıdından behere filtre edildi. Beherdeki süzüntü, önceden çalıştırılmış su banyosunda kuruluğa kadar bekletildi (içerisinde su damlacığı kalmayana dek) ve daha sonra beher biraz soğuması için beklenildi. Soğuyan beherin tartımı alındı (APHA/AWWA/EPA, 1998).

TKN

Makro Kjeldahl metodu ile ölçümü yapılır. İlk işlem olarak indikatör çözeltisi hazırlandı. 200 mg metil kırmızısı tartıldı 100 ml %95 lik etil alkol de tartıldı 100 mg metil mavisi tartıldı 50 ml etil alkol de tartıldı. 1 ve 2 de hazırlanan solüsyonlar birbiri ile karıştırıldı. 20 gr borik asit tartıldı bir miktar saf suda çözüldü. 3 de karıştırılarak hazırlanmış solüsyondan 10 ml alındı çözünmüş borik aside eklendi ve bu son karışım saf su ile 1 L ye tamamlandı. Kjeldahl tüplerine kör numune için 100 ml saf su, çamur numunesinden 50 ml ve diğer çamur numunesinden 100 ml numune alındı. Kaynamayı engellemek için her bir tüpe kaynama taşı (miktarı önemli değil az miktarda) atıldı. Her

bir tüpe 10 ar ml derişik H_2SO_4 ve 1 er tane Kjeldahl tableti eklendi. Kjeldahl cihazının iki kısmı vardır. İlk kısmı kurutma-parçalama kısmıdır. Kjeldahl tüpleri cihazın termoreaktör kısmına yerleştirildi ve 4. kademede 380°C'ye (1. kademe 100°C' ye kadar ısıtıldı. 2. kademe 180°C'ye kadar ısıtıldı. 3. Kademe 200°C de 1 saat bekletildi. 4. Kademe 380°C'de 2 saat bekletildi. Bu işlemler yaklaşık 4 saat kadar sürdü. İşlem bittikten sonra cihazdan çıkartıldı ve soğumaya bırakıldı. Soğuduktan sonra her bir tüpe 75'er ml saf su eklendi. Tüpler tek tek kjeldahl cihazının diğer kısmına yerleştirildi. Tüpe cihaz içendeki mekanizma yardımıyla önce 50 ml %35 lik NaOH eklendi. Önceden hazırlanmış mavi renkli indikatör çözeltisinden bir erlene 50 ml konularak cihazın yoğuşturucu çıkışına yerleştirildi ve cihaza buhar verilerek buharlaştırma ve yoğuşturma işlemine başlanıldı. İşleme erlendeki toplam hacim 150 ml olana kadar devam edildi. Bu işlem sonucu erlendeki çözeltinin rengi yeşile döndü. Erlen hacmi 150 ml olunca cihazın buhar girişini kapatıp erlendeki yeşil renkli çözeltiyi 0,01 N HCl ile renk yeşilden ilk baştaki mavi renge dönene kadar titre edildi. Titrasyonda harcanan 0,01 N HCl hacmi kaydedildi. Aynı işlemi tüm numuneler için tekrarlandı (APHA/AWWA/EPA, 1998).

3.3. Deneysel Verilerin istatistiksel Analizi

2017 ve 2018 yıllarına ait pH, TKM, UKM, bekletme süresi, TUYA, UKM giderimi, biyogaz üretimi ve metan oranı vb. gibi işletme parametlerinin IBM SPSS 23.0 (pearson korelasyon) programı ile istatiksel analizi yapıldı.

Pearson korelasyon katsayısı, iki sürekli değişkenin anlamlık ilişkisinin derecesinde kullanılır. İki değişken arasında anlamlı bir ilişki var mıdır sorusunun cevabı aranır. Korelasyon katsayısı iki değişken arasındaki anlamlı ilişkinin derecesini ölçen bir değer olup yani iki parametre arasındaki ilişkiyi yani r korelasyon sayısını verir. 1'e ve -1'e yakın ise yüksek ilişki ve 0'a yakınsa ilişki çok zayıf demektir (Altunışık vd., 2010).

4. BÖLÜM

BULGULAR

4.1. Anaerobik Çürütücü Reaktör Performansının İzlenmesi

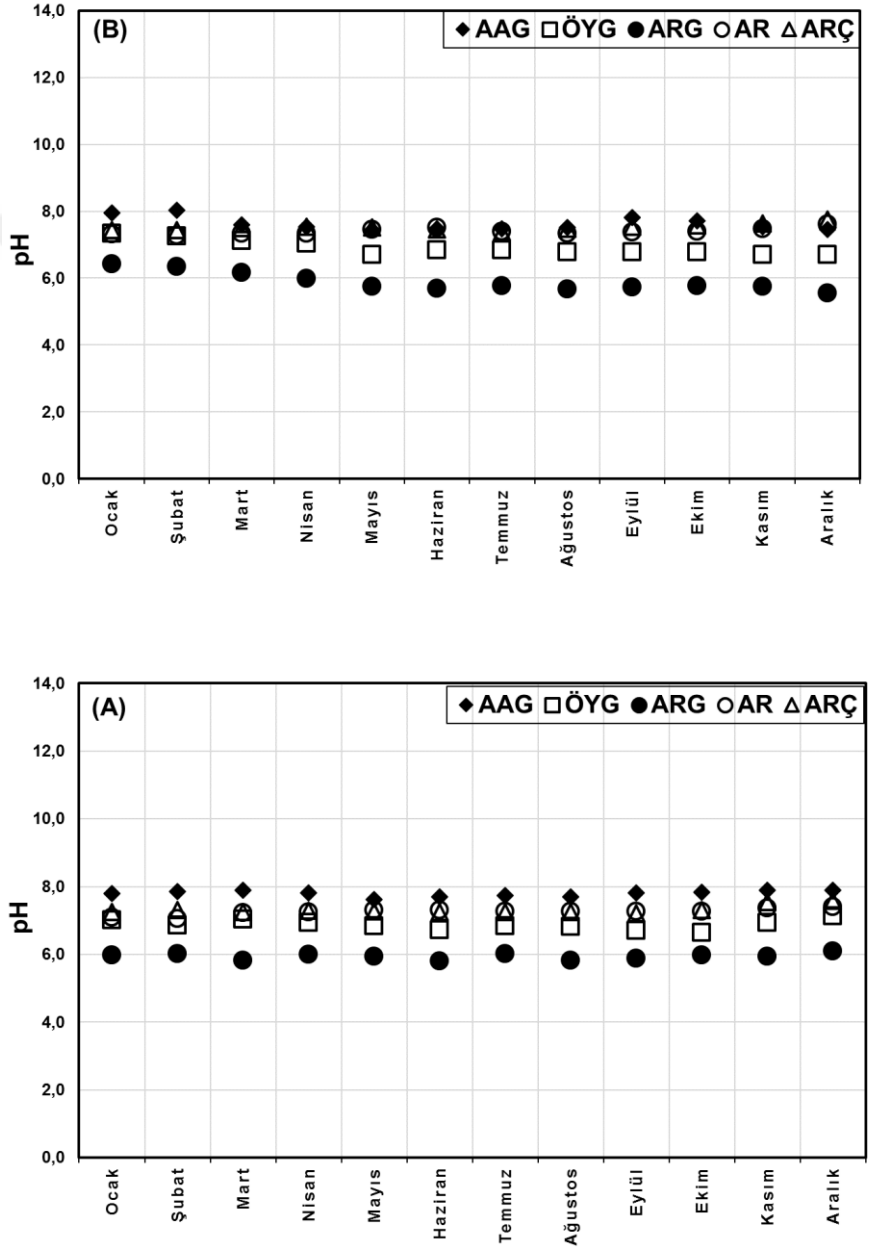
4.1.1. pH

Atıksu arıtma giriş (AAG), ön yoğunlaştırma giriş (ÖYG), anaerobik reaktör giriş (ARG), anaerobik reaktör (AR) ve anaerobik reakör çıkış (ARÇ) noktalarının 2017 ve 2018 yıllarına ait pH ölçümleri yapılmıştır. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama pH değerleri Şekil 4.1'de gösterilmiştir. AAG 2017 yılının pH'sı 7,62-7,90 aralığında 2018 yılının ise pH'sı 7,43-8,04 aralığında değiştiği ve ortalama pH 2017 yılında 7,8 ve 2018 yılında 7,63 olarak tespit edilmiştir. ÖYG 2017 yılının pH'ı 6,65-7,13 aralığında 2018 yılının ise pH'ı 6,7-7,33 aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması pH 6,87 ve 2018 yılı ortalaması pH 6,90 olarak tespit edilmiştir.

Anaerobik arıtmada metanojenler pH değişimine hassastırlar ve buna bağlı olarak da, metan üretimindeki reaksiyonları değişiklik göstermektedir. Anaerobik reaktörlerin optimum pH aralığı 6,2-8,2 olarak kabul edilmektedir (Öztürk, 2007). ARÇ çamuru 2017 yılının pH'ı 5,8-6,09 aralığında 2018 yılının ise pH'ı 5,56-6,42 aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması pH 5,94 2018 yılı ortalaması pH 5,88 olarak tespit edilmiştir. pH'nın asidik değeri ön çöktürme çamurunun çamur yoğunlaştırma ünitesinde hidroliz ve asitlenme reaksiyonlarına maruz kaldığını göstermektedir. AR pH'ı 2017 yılında 7,06-7,4 aralığında 2018 yılında ise pH'ı 7,27-7,62 aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması pH 7,25 2018 yılı ortalaması pH 7,39 olarak tespit edilmiştir. Anaerobik proses çamurunun ortalama pH değeri istenilen işletme şartlarında olduğu ve bu değerlerde prosesin optimum olarak çalıştığı görülmüştür.

Metan bakterilerinin kullanabilecekleri besin maddeleri oldukça sınırlıdır. Bunlar asetik asit, metanol, H_2 ve tek karbonlu bileşiklerdir (Öztürk, 2007). Prosesde metan

bakterileri tarafından asetik asit ve CO_2'nin tüketilmesi sonucunda anaerobik reaktör çamurunun ortalama pH'sı, anaerobik reakör giriş çamurunun ortalama pH'ından yüksek olmuştur.



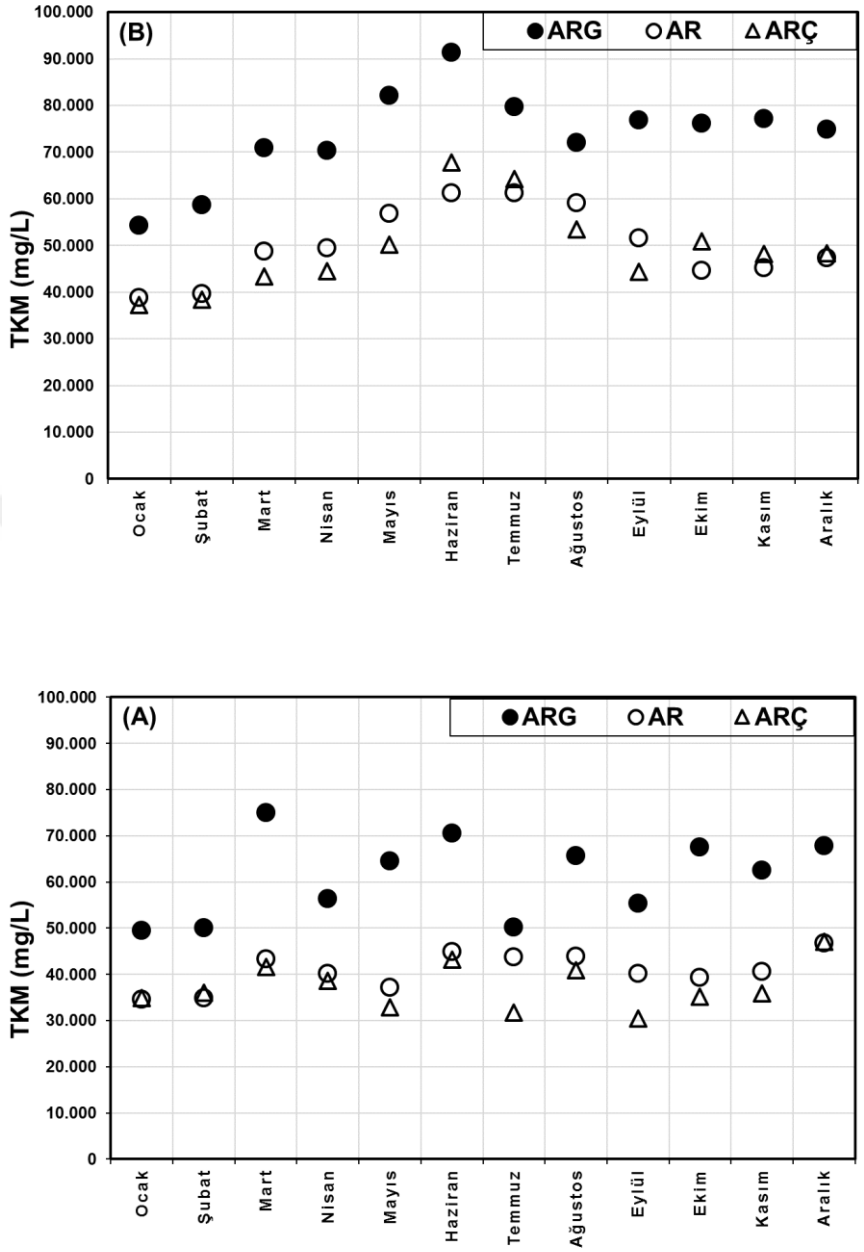
Şekil 4.1. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama pH değerleri: (A) 2017 yılı, (B) 2018 yılı

4.1.2. TKM

ARG, AR ve ARÇ noktalarının 2017 ve 2018 yıllarına ait TKM izlemeleri yapılmıştır. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama TKM değerleri Şekil 4.2'de gösterilmiştir. ARG 2017 yılının TKM'si 49.445-75.039 mg/L aralığında 2018 yılının ise TKM'si 54.252-91.360 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması TKM 61.257 mg/L (%6,1) 2018 yılı ortalaması TKM 73.713 mg/L (%7,3) olarak tespit edilmiştir. AR 2017 yılının TKM'si 34.594-46.710 mg/L aralığında 2018 yılının ise TKM'si 38.774-61.297 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması TKM 40.800 mg/L 2018 yılı ortalaması TKM 50.337 mg/L olarak tespit edilmiştir. ARÇ 2017 yılının TKM'si 30.447-46.981 mg/L aralığında 2018 yılının ise TKM'si 37.213-67.740 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması TKM 37.8364 mg/L (%3,7) 2018 yılı ortalaması TKM 49.265 mg/L (%4,9) olarak tespit edilmiştir.

Arıtma çamurlarının stabilizasyonunda TKM değeri genel olarak %2-5 aralığındadır. Anaerobik reaktöre beslenen çamurun katı madde oranı %7-9 arasında olmalıdır. Anaerobik çürütücü tankına beslenen ham çamurun katı madde oranı %6-10 arasında olduğunda metan üretim veriminin arttığı beslenen ham çamurda %12 katı madde oranının aşılması durumunda ise metan üretim veriminin düştüğü gözlenmektedir (Long, 1990; Demirci ve Saatçi., 2003; Topacık, 1987; Yokuş, 2011).

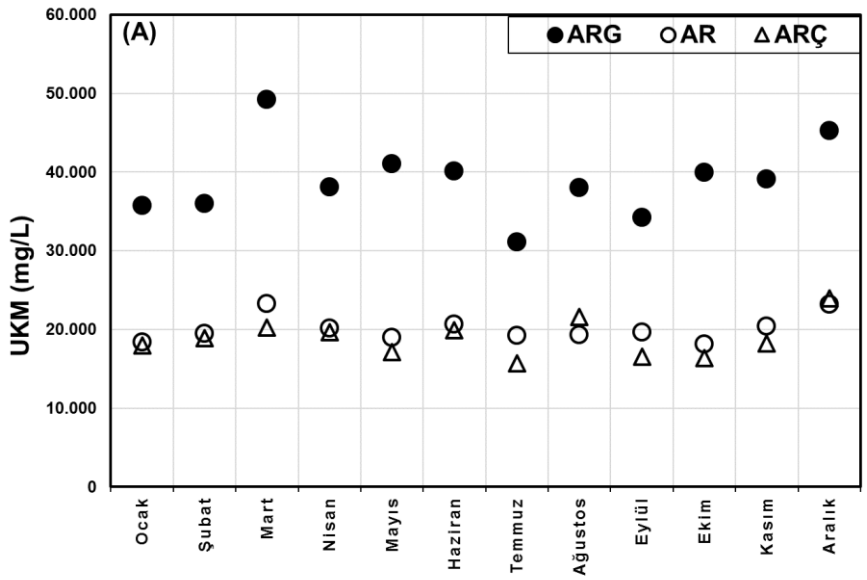
ARG ve AR reaktör çamurlarının ortalama TKM değerlerinin istenilen işletme şartlarında olduğu ve bu değerlerde sistemin optimum koşullarda çalıştığı görülmüştür. TKM konsantrasyonları tamamen giriş atıksuyun karakterizasyonuna bağlı olarak değişmektedir.

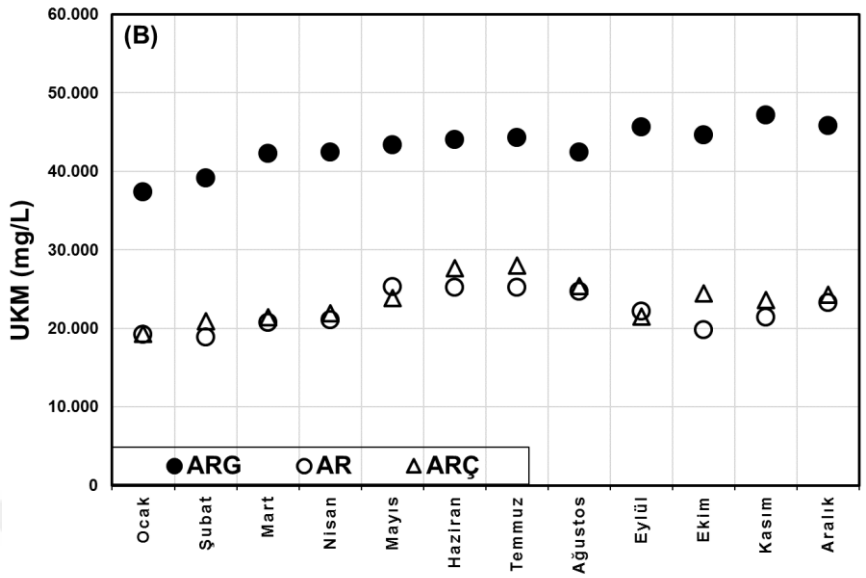


Şekil 4.2. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama TKM değerleri: (A) 2017 yılı, (B) 2018 yılı

4.1.3. UKM

ARG, AR ve ARÇ noktalarının 2017 ve 2018 yıllarına ait UKM izlemeleri yapılmıştır. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama UKM değerleri Şekil 4.3'de gösterilmiştir. ARG 2017 yılının UKM'si 31.116-49.213 mg/L aralığında 2018 yılının ise UKM'si 37.355-47.186 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması UKM 38.986 mg/L ve 2018 yılı ortalaması UKM 43.219 mg/L olarak tespit edilmiştir. AR 2017 yılının UKM'si 18.097-23.290 mg/L aralığında, 2018 yılının ise UKM'si 18.914-25.271 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması UKM 20.079 mg/L 2018 yılı ortalaması UKM 22.244 mg/L olarak tespit edilmiştir. ARÇ 2017 yılının UKM'si 15.697-23.923 mg/L aralığında 2018 yılının ise UKM'si 19.297-27.981 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması UKM 18.844 mg/L 2018 yılı ortalaması UKM 23.521 mg/L olarak tespit edilmiştir.



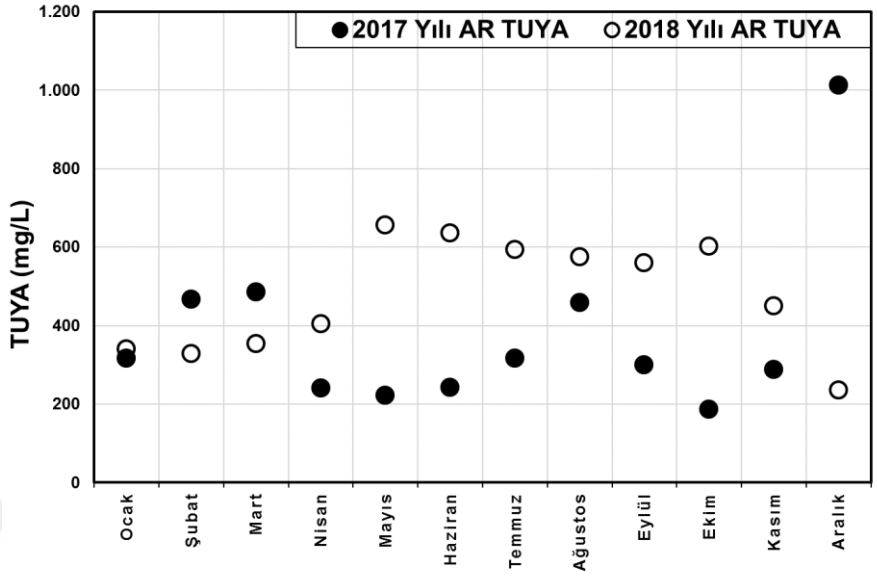


Şekil 4.3. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama UKM değerleri: (A) 2017 yılı, (B) 2018 yılı

Arıtma çamurlarında toplam çamur içindeki UKM konsantrasyonu; ham su karakteristiğine, arıtma yöntemine, ön çökeltme çamurunun çürütücüye alınıp alınmamasına göre farklılık gösterir. UKM oranı %30-70 arasında olup, çürüme sürecine giren bu kısmın yaklaşık %60'ı stabilize olmuş halde sistemden çıkar (Erdirençelebi vd., 2015; Alpaslan, 2004).

4.1.4. TUYA

Aylara göre tesis proseslerinde ortalama TUYA değerleri Şekil 4.4'de gösterilmiştir. AR 2017 yılının TUYA'sı 187-1013 mg/L aralığında 2018 yılının ise TUYA'sı 236-656 mg/L aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması TUYA 377,83 mg/L 2018 yılı ortalaması TUYA 477,91 mg/L olarak tespit edilmiştir.

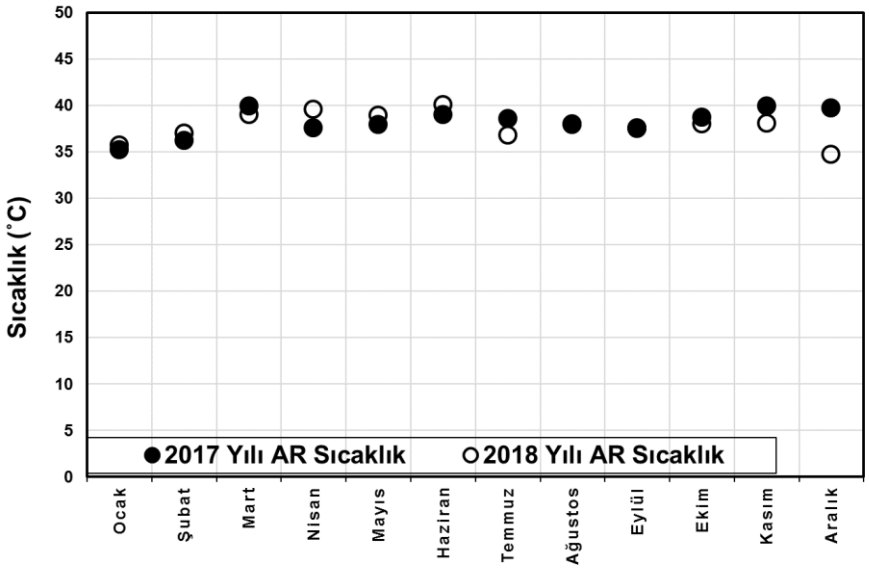


Şekil 4.4. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama TUYA değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı

Anaerobik reaktörlerde TUYA birikiminin muhtemel sebepleri aşağıda izah edilmiştir; iz elementi eksikliği, zehirlilik etkisi, aşırı organik yükleme, hidrolik kısa devre, N veya P yetersizliği, H_2 kısmi basıncının yüksek oluşudur. (Öztürk, 2018).

4.1.5. Sıcaklık

Aylara göre tesis proseslerinde ortalama sıcaklık değerleri Şekil 4.5'de gösterilmiştir. AR çamuru 2017 yılının ve 2018 yılının sıcaklığı 35-39°C aralığında değiştiği ve 2017 yılı ve 2018 yılı ortalama sıcaklığı 38°C olarak istenilen işletme sıcaklığında olduğu anlaşılmaktadır.



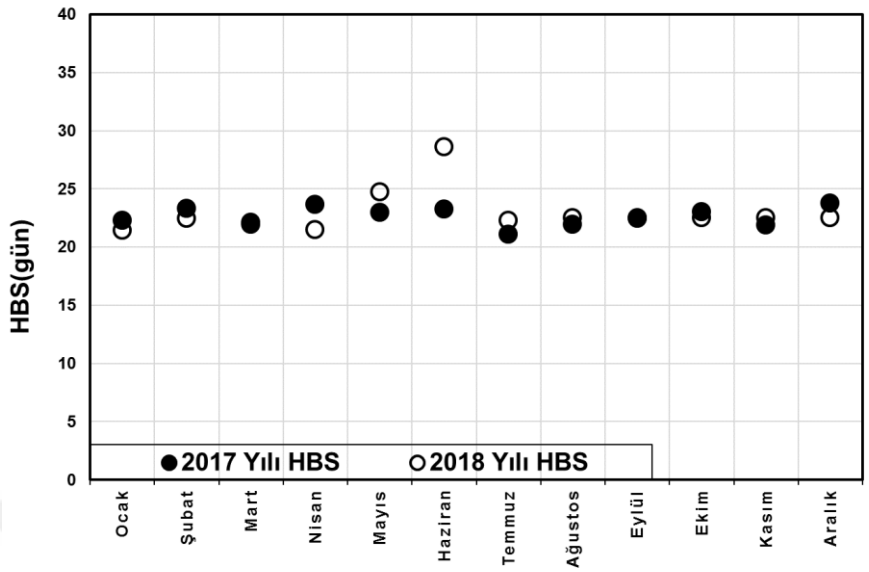
Şekil 4.5. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama sıcaklık değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı

Çürütme süresi arttıkça çamurun stabilizasyon derecesi de artmaktadır. Çamur çürütücülerde tank sıcaklığının 35-37°C olacak şekilde kontrolü sistem verimliliği bakımından çok önemlidir (Demirci ve Saatçi, 2003; Öztürk, 2007).

Mikroorganizmalar yavaş sıcaklık değişimlerine uyum sağlayabilmekte ancak ani ve hızlı sıcaklık değişimlerine uyum sağlayamamaktadır. Dolayısıyla, anaerobik proseslerin ±2°C aralığında çalıştırılması önem arz etmektedir. Ayrıca sıcaklıkta yüksek orandaki değişiklikler, anaerobik çürütücü tankında; pH'ın düşmesine, metanojenezinn inhibasyonuna ve anaerobik fermantasyonun ürünlerinin birikmesine yol açmaktadır (Şahinkaya, 2011; Bayrak, 2014; Çınar, 2017).

4.1.6. Hidrolik Bekletme Süresi (HBS)

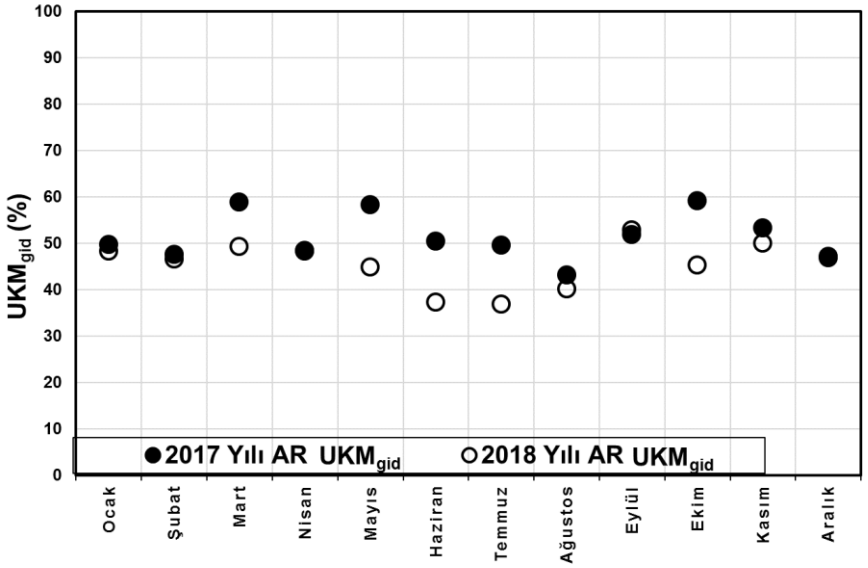
Aylara göre tesis proseslerinde ortalama HBS değerleri Şekil 4.6'da gösterilmiştir. AR 2017 yılı ve 2018 yılı ortalama HBS'nin 20-23 gün olarak tespit edilmiştir. HBS'nin istenilen işletme şartlarında olduğu ve bu değerlerde prosesin optimum olarak çalıştığı görülmüştür.



Şekil 4.6. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama HBS değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı

4.1.7. UKM Giderimi

Aylara göre tesis proseslerinde ortalama UKM_{gid} değerleri Şekil 4.7'de gösterilmiştir. AR 2017 yılının % UKM_{gid} değerinin %43-60 aralığında 2018 yılının ise % UKM_{gid} değerinin %36-52 aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması % UKM_{gid} değerinin %51 ve 2018 yılı ortalaması % UKM_{gid} değerinin %45 olarak gerçekleştiği tespit edilmiştir.

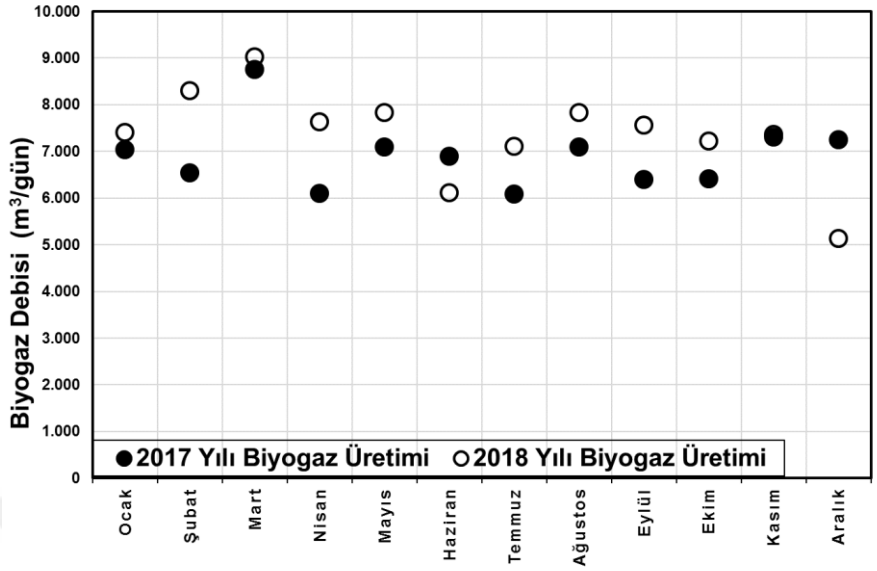


Şekil 4.7. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama UKM_{gid} değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı

Elde edilen ortalama % UKM_{gid} değerlerinin, anaerobik çürütmede literatür değeri olan %40-60 aralığında kaldığı görülmektedir. Farklı çamur bekletme sürelerinde % UKM_{gid}'nin arttığı veya azaldığı tespit edilmiştir. UKM_{gid}'nin arttığı durumlarda hidroliz reaksiyonların fazlaca gerçekleştiğini göstermektedir.

4.1.8. Biyogaz Üretimi

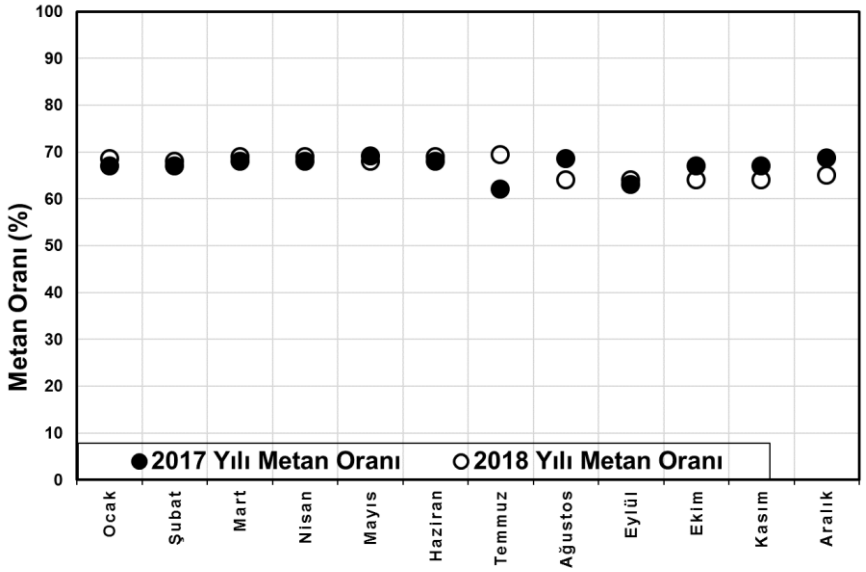
Aylara göre tesis proseslerinde ortalama biyogaz üretim değerleri Şekil 4.8'de gösterilmiştir. AR 2017 yılının biyogaz üretimi 6.079-8.746 m^3/gün aralığında 2018 yılının ise biyogaz üretimi 5.125-9.014 m^3/gün aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması biyogaz üretim 6.910 m^3/gün 2018 yılı ortalaması biyogaz üretim 7.732 m^3/gün olarak tespit edilmiştir. 2018 yılının ortalama biyogaz üretimi 2017 yılına göre 822 m^3/gün artış sağlanmıştır.



Şekil 4.8. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama biyogaz üretim değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı

4.1.9. Metan Oranı

Aylara göre tesis proseslerinde Metan Oranı değişimi Şekil 4.9'da gösterilmiştir. AR 2017 yılının % metan oranı 64-65 aralığında 2018 yılının ise % metan oranı 67-68 aralığında değiştiği ve 2017 yılı ortalaması % metan oranı %65 2018 yılı ortalaması % metan oranı %67 olarak tespit edilmiştir. 2018 yılının ortalama % metan oranı 2017 yılına göre %2'lik artış sağlanmıştır.



Şekil 4.9. Aylara göre tesis proseslerinde ortalama metan oranı değerleri: 2017 yılı, 2018 yılı

Çürütcü reaktöründe üretilen gaz %60-70 metan içerir. Bu oran ne kadar yüksek olursa sistemin de o kadar iyi çalıştığını gösterir Anaerobik çürütücülerde üretilen toplam gazın yaklaşık %65'inin CH_4 içerikli olduğu kabul edilir (Öztürk, 2007; Bayrak, 2014: Koyuncu, 2014).

4.2.Anaerobik Çürütücü Reaktör Performansının İstatiksel Analizi

4.2.1. 2017 Yılı Tesis İşletme Verileri

Biyogaz debisi ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde UAKM, yağ-gres ve çamur besleme debisi parametrelerinin etkisi Tablo 4.1'de gösterilmiştir. Tesis giriş atıksu UAKM ve yağ-gres konsantrasyonlarının biyogaz oluşumu ve $UKM_{çıkış}$ konsantrasyonu üzerinde etkisiz olduğu belirlenmiştir. Çamur besleme debisinin de biyogaz oluşumu üzerinde orta etkide olduğu belirlenmiştir. Bu da besleme debisinin biyogaz üretimini etkilemeyecek kadar kararlı bir seviyede gerçekleştiğini ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde ters yönde daha belirgin ama düşük bir etkiye sahip olduğunu göstermektedir.

Tablo 4.1. Biyogaz debisi ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde UAKM, yağ-gres ve çamur besleme debisi parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		Biyogaz Debisi (m^3/gün)	$UKM_{çıkış}$ (mg/L)
UAKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.079	-0.055
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.132	0.291
	Veri Sayısı	365	365
Yağ-Gres (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.065	-0.047
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.213	0.372
	Veri Sayısı	365	365
Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	0.035	-0.134*
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.502	0.010
	Veri Sayısı	365	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü), *Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü).

Biyogaz debisi ve çürütücü $UKM_{çıkış}$ üzerinde AKM yükü giriş parametresinin etkisi Tablo 4.2'de gösterilmiştir. Tesis giriş AKM yükü biyogaz oluşumu ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde etkisiz olduğu belirlenmiştir.

Tablo 4.2. Biyogaz debisi ve $UKM_{çıkış}$ üzerinde AKM yükü parametresinin etkisi

Giriş Parametreleri		$UKM_{çıkış}$ (mg/L)	Biyogaz Debisi (m^3/gün)
AKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	0.049	-0.057
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.354	0.277
	Veri Sayısı	365	365

Biyogaz debisi, $UKM_{çıkış}$ ve UKM_{gid} oranı üzerinde UKM yükü ve $UKM_{giriş}$ parametrelerinin etkisi Tablo 4.3'de gösterilmiştir. Giriş UKM yükü ve $UKM_{giriş}$ konsantrasyonlarının UKM giderimi ve biyogaz debisi üzerinde orta etkide olup $UKM_{çıkış}$ üzerinde ise etkisi düşüktür. Giriş UKM yükü $UKM_{çıkış}$'a göre biyogaz oluşumunu ve UKM giderimini daha fazla etkilemektedir. Bu da reaktörde etkin hidroliz sağlandığını göstermektedir. Giriş UKM'nin UKM giderimi ve $UKM_{çıkış}$ üzerindeki etkisi UKM yüküne göre etkisi daha fazla iken biyogaz oluşumundaki etkisi daha azdır. Bu da reaktör içinde karışımın yeterli olmadığını göstermektedir. Biyogaz

debisi üzerinde en yüksek etki eden parametreler UKM ve UKM yükü olup etkileri orta seviyede olup %40,7 ve %42,2'dir. Bunun sonucu olarak prosesin etkin ve bağımsız şekilde yürüdüğünü anlaşılmaktadır.

Tablo 4.3. Biyogaz debisi, $UKM_{çıkış}$ ve UKM_{gid} oranı üzerinde UKM yükü ve $UKM_{giriş}$ parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		UKM_{gid} Oranı (%)	Biyogaz Debisi (m^3/gün)	$UKM_{çıkış}$ (mg/L)
UKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	0.389**	0.422**	0.206**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0	0	0
	Veri Sayısı	365	365	365
$UKM_{giriş}$ (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.396**	0.407**	0.266**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0	0	0
	Veri Sayısı	365	365	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü)

Biyogaz debisi, $UKM_{çıkış}$ ve UKM_{gid} oranı üzerinde HBS'nin parametresinin etkisi Tablo 4.4'de gösterilmiştir. HBS'nin değişimi az olduğu için UKM giderimi ve biyogaz debisi üzerinde etkisizdir. $UKM_{çıkış}$ üzerinde ise diğerlerine göre fazla olmasına karşın etkisi yine de düşüktür. HBS'nin $UKM_{çıkış}$ üzerinde etkisi daha da düşüktür. Bu da bekletme süresinin optimum aralıkta tutularak çürütücünün kararlı işletildiğini belirtmektedir.

Tablo 4.4. Biyogaz debisi, $UKM_{çıkış}$ ve UKM_{gid} oranı üzerinde HBS parametresinin etkisi

Giriş Parametreleri		Biyogaz Debisi (m^3/gün)	$UKM_{çıkış}$ (mg/L)	UKM_{gid} Oranı (%)
HBS (gün)	Pearson Korelasyon	-0.047	0.128*	-0.023
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.370	0.014	0.656
	Veri Sayısı	365	365	365

*Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü).

TUYA üzerinde UKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi ve HBS parametrelerinin etkisi Tablo 4.5'de gösterilmiştir. Yağ-gres, çamur besleme debisi ve HBS'nin

parametrelerinin TUYA üzerinde etkisi yoktur. UKM yükünün TUYA üzerinde etkisi düşüktür. TUYA üzerinde önemli derecede etkin parametre olmadığını göstermektedir. Ayrıca TUYA üzerinde, bütün giriş parametreleri içinde en fazla etkiyi UKM yapmaktadır. Bu da çürütücünün verimli çalıştığı sonucuna varılır.

Tablo 4.5. TUYA üzerinde UKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi ve HBS parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		**TUYA (mg/L)**
UKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	0.154**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.003
	Veri Sayısı	365
Yağ-Gres (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.074
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.159
	Veri Sayısı	365
Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	0.056
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.287
	Veri Sayısı	365
HBS (gün)	Pearson Korelasyon	0.036
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.498
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü)

UKM_{gid} oranı üzerinde UAKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi, giriş pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi Tablo 4.6'da gösterilmiştir. UAKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi, pH ve sıcaklığın çürütücü UKM_{gid} üzerinde etkisi zayıftır. TKM ise UKM_{gid} üzerinde etkisi orta olarak belirlenmiştir. Bu da çürütücünün etkin ve bağımsız şekilde çalıştığı anlaşılır.

Tablo 4.6. UKM_{gid} oranı üzerinde UAKM yükü, yağ-gres, çamur besleme debisi, pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		**UKM_{gid} Oranı (%)**
UAKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.067
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.199
	Veri Sayısı	365
Yağ-Gres (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.084
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.109
	Veri Sayısı	365
Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	0.021
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.683
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş pH	Pearson Korelasyon	-0.080
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.128
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş TKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.346**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
Sıcaklık (°C)	Pearson Korelasyon	0.069
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.186
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü)

$UKM_{çıkış}$ üzerinde pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi Tablo 4.7'de gösterilmiştir. pH ve sıcaklık $UKM_{çıkış}$ üzerinde etkisiz olduğu belirlenmiştir. TKM'nin $UKM_{çıkış}$ üzerinde etkisi düşüktür.

Tablo 4.7. $UKM_{çıkış}$ üzerinde pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		$UKM_{çıkış}$ (mg/L)
Çürütücü Giriş pH	Pearson Korelasyon	-0.063
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.232
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş TKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.213**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
Sıcaklık (°C)	Pearson Korelasyon	0.079
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.131
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü)

Biyogaz debisi üzerinde giriş pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi Tablo 4.8'de gösterilmiştir. pH ve sıcaklık biyogaz debisi üzerinde etkisiz olduğu belirlenmiştir. TKM'nin biyogaz debisi üzerinde etkisi düşüktür.

Tablo 4.8. Biyogaz debisi üzerinde çürütücü giriş pH, TKM ve sıcaklık parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		Biyogaz Debisi (m^3/gün)
Çürütücü Giriş pH	Pearson Korelasyon	-0.140**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.007
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş TKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.364**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	N	365
Sıcaklık (°C)	Pearson Korelasyon	0.184**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü)

Çürütücü UKM üzerinde UAKM, yağ-gres, çamur besleme debisi, pH, TKM, UKM, UKM yükü sıcaklık ve HBS parametrelerinin etkisi Tablo 4.9'da gösterilmiştir. UAKM, yağ ve gres, çamur besleme debisi, pH, sıcaklık ve HBS parametrelerinin çürütücü UKM üzerinde etkisiz olduğu belirlenmiştir. TKM, UKM ve UKM yükü

parametrelerinin çürütücü UKM üzerindeki etkileri %24-25 aralığında düşük seviyededir.

Tablo 4.9. Çürütücü UKM üzerinde UAKM, yağ-gres, çamur besleme debisi, pH, TKM, UKM, UKM yükü, sıcaklık ve HBS parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		Çürütücü UKM (mg/L)
UAKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	-0.092
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.081
	Veri Sayısı	365
Yağ-Gres (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.006
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.903
	Veri Sayısı	365
Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	-0.012
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.820
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş pH	Pearson Korelasyon	0
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.995
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş TKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.253**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş UKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.252**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
UKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	0.240**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
Sıcaklık (°C)	Pearson Korelasyon	0.247**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
HBS (gün)	Pearson Korelasyon	0.006
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.916
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü)

Çürütücü pH üzerinde UAKM, yağ-gres, giriş pH, AKM yükü, UAKM/AKM oranı, Ön yoğ. pH, çamur besleme debisi, çürütücü giriş pH'sı, TKM, UKM, UKM yükü, UKM/TKM oranı ve sıcaklık parametrelerinin etkisi Tablo 4.10'da gösterilmiştir. Çürütücü pH üzerinde en etkili parametre birinci parametre sıcaklık, ikinci parametre atıksu pH'ı, üçüncü parametre TKM'ler, dördüncü parametre yağ-gres ve UAKM/AKM

oranıdır. Yağ-gres ve UAKM/AKM oranından oluşan yağ asitleri çürütücü pH'ını düşürerek ters etkilediği belirlenmiştir.

Tablo 4.10. Çürütücü pH üzerinde UAKM, yağ-gres, giriş pH, AKM yükü, UAKM/AKM oranı, Ön yoğ. pH, çamur besleme debisi, çürütücü giriş pH'sı, TKM, UKM, UKM yükü, UKM/TKM oranı ve sıcaklık parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		Çürütücü pH
Giriş Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	-0.124*
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.018
	Veri Sayısı	365
Giriş pH	Pearson Korelasyon	0.249**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
AKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	-0.052
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.326
	Veri Sayısı	365
UAKM/AKM Oranı (%)	Pearson Korelasyon	-0.171**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	,001
	Veri Sayısı	365
AKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	-0.013
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.799
	Veri Sayısı	365
UAKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	-0.072
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.169
	Veri Sayısı	365
Yağ-Gres (mg/L)	Pearson Korelasyon	-0.128*
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.014
	Veri Sayısı	365
Ön yoğ. pH	Pearson Korelasyon	-0.072
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.172
	Veri Sayısı	365
TKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.198**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365

Giriş Parametreleri		Çürütücü pH
Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	0.015
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.768
	Veri Sayısı	365
TKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.195**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
UKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.081
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.121
	Veri Sayısı	365
UKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	0.072
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.168
	Veri Sayısı	365
UKM/TKM Oranı (%)	Pearson Korelasyon	-0.059
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.258
	Veri Sayısı	365
Sıcaklık (°C)	Pearson Korelasyon	0.316**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü), *Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü).

4.2.2. 2018 Yılı Tesis İşletme Verileri

Biyogaz debisi üzerinde UAKM, yağ ve gres, AKM yükü, UAKM/AKM oranı, çamur besleme debisi, çürütücü giriş ve çıkış pH'lar, TKM, UKM, UKM yükü, UKM_{gid} oranı, UKM/TKM oranı, sıcaklık ve HBS parametrelerinin etkisi Tablo 4.11' de gösterilmiştir. UAKM, çürütücü giriş pH ve $UKM_{giriş}$'nin biyogaz debisi üzerinde etkisiz olduğu belirlenmiştir. UKM yükü, UKM_{gid} oranının biyogaz debisi üzerinde etkisi düşüktür. Çamur besleme debisinin ise biyogaz debisi üzerinde etkisi orta seviyede olduğu belirlenmiştir. Yağ-gres, sıcaklık, çürütücü pH, çürütücü UKM, $UKM_{çıkış}$ biyogaz debisi üzerinde etkisi ters yönlü düşüktür. Bekletme süresinin ise biyogaz debisi üzerinde etkisi ters yönlü orta etkilidir. Biyogaz oluşumu üzerinde yüksek etkiye sahip bir parametre bulunmamaktadır. En yüksek etki çamur besleme debisi olup etkisi %47 seviyesinde olduğunu ve çürütücü reaktörün kararlı halde çalıştığını göstermektedir. En yüksek ikinci etki ters yönde bekletme süresi ile elde edilmektedir. Bu da %46

seviyesinde etkili olmaktadır. Bekletme süresi arttıkça biyogaz oluşumundaki düşüş, primer çamurun yavaş ayrışabilirliğini göstermekte dolayısıyla çürütücüye yükleme arttıkça metanlaşma oranı da artacaktır. Bu da çürütme prosesinin kararlı halde çalıştığı gözlenmiştir.

Tablo 4.11. Biyogaz debisi üzerinde UAKM, yağ- gres, AKM yükü, UAKM/AKM oranı, çamur besleme debisi, çürütücü giriş pH, TKM, UKM, UKM yükü, UKM_{gid} oranı UKM/TKM oranı, sıcaklık ve HBS parametrelerinin etkisi

Giriş Parametreleri		**Biyogaz Debisi (m^3/gün)**
UAKM (mg/L)	Pearson Korelasyon	0.132*
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.012
	Veri Sayısı	365
Yağ-Gres (mg/L)	Pearson Korelasyon	-0.039
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.455
	Veri Sayısı	365
Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	Pearson Korelasyon	0.471**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
Çürütücü Giriş pH	Pearson Korelasyon	0.063
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.232
	Veri Sayısı	365
HBS (gün)	Pearson Korelasyon	-0.456**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
$UKM_{giriş}$ (mg/L)	Pearson Korelasyon	-0.053
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.310
	Veri Sayısı	365
UKM Yükü (kg/gün)	Pearson Korelasyon	0.382**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
Sıcaklık (°C)	Pearson Korelasyon	-0.255**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365

Giriş Parametreleri		Biyogaz Debisi (m^3/gün)
Çürütücü UKM (mg/l)	Pearson Korelasyon	-0.201**
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0
	Veri Sayısı	365
UKM_{gid} Oranı (%)	Pearson Korelasyon	0.127*
	İki Yönlü Anlamlılık Düzeyi	0.015
	Veri Sayısı	365

** Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü), *Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir (iki yönlü).

2018 yılı işletme parametrelerinin standart sapması Tablo 4.12' de gösterilmiştir. Standart sapma değerleri oldukça düşüktür. Biyogaz üzerindeki etkiler düşük seviyede kalmaktadır. Bekletme süresinin $UKM_{çıkış}$ üzerinde de oldukça düşük etkisi görülmektedir. Bundan dolayı daha yüksek UKM yüklemesi ve düşük bekletme sürelerinde çürütücü reaktörü çalıştırılabilir.

Tablo 4. 12. 2018 yılı işletme parametrelerinin standart sapması

AAG		**ARG**					**AR**				**ARÇ**	**Biyogaz**
UAKM	Yağ-Gres	Çamur Besleme Debisi	pH	HBS	UKM	UKM Yükü	Sıcaklık	pH	UKM	UKM_{gid} Oranı	$UKM_{çıkış}$	Biyogaz Debisi
mg/L	mg/L	m^3	-	gün	mg/L	kg/gün	°C	-	mg/L	%	mg/L	m^3
Standart Sapma 33,94	19,45	33,80	0,78	2,57	5656,85	53,39	2,24	0,28	1555,63	6,91	282,84	875,17

5. BÖLÜM

TARTIŞMA-SONUÇ ve ÖNERİLER

5.1. Tartışma ve Sonuç

Bu tez çalışmasında; KİBAAT'den kaynaklanan ham çamurların anaerobik şartlarda çürütülmesi ile elde edilen biyogazın optimum şartlarda elde edilmesi ve anaerobik reaktörün maksimum performansta çalıştırılmasını sağlamak için en uygun işletme şartlarının belirlenmesine ilişkin değerlendirmeler yapılmıştır. Anaerobik çürütme reaktörünü etkileyen başlıca parametreler belirlenip bu parametrelerin analizleri yapılarak analiz sonuçları kayıt altına alınmıştır. Elde edilen analiz sonuçları, tez çalışmamızın amacına uygun, daha önce yapılmış olan çalışmalar da dikkate alınarak; anaerobik çürütücü reaktöründe elde edilen biyogaz miktarını artırmış ve biyogazın metan içeriğini arttıracak en uygun işletme şartları belirlenmiştir.

Bu çalışma kapsamında elde edilen sonuçlar aşağıda belirtilmiştir.

ARG, AR ve ARÇ noktalarında 2017 ve 2018 yıllarına ait ortalama pH değerlerinin 7-8 aralığında değiştiği ve istenilen işletme şartlarında olduğu görülmüştür.

ARG, 2017 ve 2018 yıllarına ait ortalama TKM'lerin %6-7 ve UKM'lerin %3-5 aralıklarında değişim gösterdiği ve bu değerlerde çürütücü prosesin optimum koşullarda çalıştığı görülmüştür. TKM ve UKM parametrelerinin giriş atıksu karakterizasyonu ve çamur çökebilme gibi etkenlere bağlı olarak değişim gösterdikleri söylenebilir.

AR, 2017 ve 2018 yıllarına ait ortalama sıcaklığı 38°C, ortalama HBS'nin 20-23 gün ve ortalama UKM giderim oranının %40-60 aralığında olduğu tespit edilmiştir. AR sıcaklığının ±2°C aralığında çalıştırıldığı ve HBS'nin çamur besleme debisine göre değiştiği söylenebilir. Ayrıca farklı HBS'lerde UKM giderim oranının arttığı veya

azaldığı görülmüştür. UKM giderim oranın arttığı durumlarda hidroliz reaksiyonlarının daha fazla gerçekleştiğini göstermektedir.

AR, 2017 ve 2018 yıllarına ait ortalama biyogaz üretimi ve ortalama metan oranı değerleri karşılaştırıldığında biyogaz üretiminde 822 m^3/gün ve metan oranında %2 oranında artış sağlandığı görüşmüştür. Bu artış miktarları göz önünde bulundurulduğunda, çürütücü prosesindeki biyogaz üretiminin verimli ve sürdürebilir olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

2017 yılı işletme verilerinin etkileşiminde biyogaz debisi üzerinde en yüksek etki eden parametrelerin %40,7 seviyesinde UKM ve %42,2 seviyesinde UKM yükü olduğu görülmüştür. Bu etkinin sonucu olarak çürütücü prosesin etkin ve bağımsız şekilde çalıştırıldığı söylenebilir.

TKM, UKM ve UKM yükü parametrelerinin çürütücü UKM üzerindeki etkileri %24-25 aralığında ve düşük seviyede olduğu tespit edilmiştir.

2018 yılı işletme verilerinin etkileşiminde biyogaz debisine en yüksek etki eden parametrelerin birincisinin %47 seviyesinde çamur besleme debisi ve UKM yükleme hızı olduğu, ikicisinin ise %46 seviyesinde ters yönde HBS'nin olduğu görülmüştür. HBS'nin arttıkça biyogaz oluşumunun düştüğü söylenebilir.

2018 yılı işletme parametrelerinin standart sapma değerleri incelendiğinde, biyogaz debisi üzerindeki etkiler düşük seviyede kalmaktadır. Ayrıca $UKM_{çıkış}$ üzerinde HBS'nin düşük etkisi görülmüştür. Bu düşük etkiye bağlı olarak çürütücü reaktörü yüksek UKM yükleme seviyesinde ve daha düşük HBS'de çalıştırabilir.

5.2. Öneri

Anaerobik çamur çürütücü tesis işletiminde karşılaşılan işletme problemleri (H_2S kontrolü, köpük oluşumu, arızalar, vb) nedenlerden dolayı biyogaz oluşumunda ve enerji üretiminde sorunlar yaşanabilmektedir.

AR'de oluşan köpük, gaz hatlarının tıkanmasına ve prosesin kararlı çalışmamasına etki etmektedir. KİBAAT'de çürütücü reaktöründe oluşan köpük aniden yükselmektedir. Bu ani yükselişe bağlı olarak zaman zaman gaz hatlarında tıkanma meydana gelmektedir. Bu tıkanma sorunun önüne geçilebilmesi için çamur besleme pompasının çürütücü seviyesine bağlı olacak şekilde revize edilmesi etkili bir çözüm olacaktır.

AR'de H_2S miktarına bağlı olarak düşey milli karıştırıcıların halat ve pervanelerinin yıpranmasını ve kopmasını sağlayabilir. Karıştırıcı halatının kopması ya da pervanesinin düşmesi işletmeyi olumsuz yönde etkiler. AR, 6-12 ay süre aralığında ancak devreye alınabilir. İşletmede ki olumsuzlukları önlemek için çürütücünün karıştırıcı tipinin değiştirilmesi veya yüksek içerikli H_2S lerde desülfirizasyon gibi giderim sistemleri kullanılması fayda sağlayacaktır.

KAYNAKÇA

AATTUT (Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği), (2010). Resmi Gazete 20.03.2010/27527, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Abuorf, M.M., Griffin, P., Dentel, S.K., 2001. Chemical and physical pretreatment of ATAD biosolids for dewatering, **Water Science and Technology**, 44, 10, 309-314.

Akpınar, N., 2006. Kentsel Katı Atıklardan Enerji Üretimi. İstanbul Teknik Üniversitesi Enerji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.

Akyarlı, A., Şahin, H., 2005. Arıtma çamurunun bertarafında kireç kullanımı, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, İzmir,191-200.

Alpaslan, N., 2004. Atıksu arıtma tesislerinin tasarım esasları. TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, İzmir.

Anonymous, 2011. Biogas utilisation for district heating. Sustainable Energy Systems in Advanced Cities (SESAC) Project, **Web sitesi.** **http://www.concertosesac.eu/spip.php?rubrique167** (Erişim Tarihi :07.09.2011)

APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition, American public health association, American Water Works Association and Water Environmental Federation, Washington DC.

Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., Dewi, R., 2008. Principles and potential of anaerobic digestion of waste-activated sludge, **Progress in Energy and Combustion Science**, **34**, 755-781.

Appels, L., Degreve, J., Van der Bruggen, B., Van Impe, J., Dewil, R., 2010. Influence of low temperature thermal pre-treatment on sludge solubilisation, Heavy metal release and anaerobic digestion**, Bioresource Technology, 101 (15),** 5743-5748.

Arıkan, B., 2008. Organik Evsel Katı Atıklardan Anaerobik Ortamda Biyogaz Üretiminin Verimliliğinin Araştırılması. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Adana.

Ayvaz, Z., 2000. Atıksu arıtma çamurlarının değerlendirilmesi, **Çevkor, 9**:35, 3-12.

Altunışık, R., Coşkun, R., Bayraktaroğlu, S., Yıldırım, E., 2010. Sosyal bilimlerde araştırma yöntemleri spss uygulamalı, Sakarya Yayıncılık, Sakarya.

Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, R.I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A., 2002. Anaerobic digestion model no.1. STR No. 13, IWA Publishing, London, UK.

Bayrak, E.H., 2014. Kentsel ve/veya Meyvesuyu Atık Su Arıtma Tesisi Sulu Çamurlarının Biyogaza Dönüşümünde Ön İşlem Etkisinin Araştırılması. Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Sivas.

Björnsson, L., 2000. Intensification of the biogas process by ımproved process monitoring and biomass retention. lund university, Department of Biotechnology, **Doctoral Dissertation, Swedish, 57**.

Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni P., Cecchi, F., 2005. Mesophilic anaerobic digestion of activated sludge, İnfluence of solid retention time in the wastewater treatment process, **Process Biochemistry, 40**, 1453-1460.

Catunda, P.F.C., Haandel, A.C., 1996. Improved performance and increased applicability of waste stabilisation ponds by pretreatment in a UASB reactor, **Water Science and Teechnology, 33**, 7,147- 156.

Chenjing, J., Rong, I., Liping, H., Simon, J.M., Per, H.N., 2018. Monitoring foaming potential in anaerobic digesters, **Waste Management, 75**, 280–288.

Cırne, D.G., Lehtomäkı, A., Björnsson, L., Blackall, L.L., 2007. Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops. **Journal of Applied Microbiology, 103**, 516–527.

Climent, M., Ferrer, I., Baeza, M., Artola, A., Vazquez, F. and Font, X., 2007. Effects of thermal and mechanical pretreatments of secondary sludge on biogas

production under thermophilic conditions, **Chemical Engineering Journal, 133**,335–342.

Coşkun, T., 2006. Tavuk Kesimhanesi Atıksularının Yeni Geliştirilen Bir Anaerobik Reaktörle Arıtımı. Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.

Çağman, S., 2014. Anaerobik Fermantasyonla Elde Edilen Biyogazda Nem ve Hidrojen Sülfürün Gideriminin Deneysel İncelenmesi. Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Kocaeli.

Çınar, M., 2017. Biyogaz Enerji Santrallerinde Bacagazı Analizlerinin İncelenmesi ve Emisyon Salınımlarının Kararlı Hale Getirilmesi. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Adana.

Dahiya, A. K., Vasudevan, P., 1986. Biogas plant slurry as an alternative to chemical fertilizers, **Biomass, 9(1)**, 67-74.

Davidsson A., Jansen J., 2006. Pre-treatment of wastewater sludge before anaerobic digestion- hygenisation, ultrasonic treatment and enzyme dosing, **Vatten, 62**, 335-340.

Debik, E., Manav, N., Coşkun, T., 2008. Biyolojik temel işlemler ders notları. Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Derbal, K., Bencheikh-Iehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A. H., Pavan, P., 2009. Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition, **Bioresource Technology, 100**, 1539-1543.

Draaijer, H., Maas, J.A.W., Schaapman, J.E., Khan, A., 1992. Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India, **Water Science and Technology, 25(7)**, 123-133.

Duan Y., Zhao C., Wang Y., Yu C., 2010. Mercury emission from co-combustion of coal and sludge in a circulating fluidized-bed ıncinerator, **Energy Fuels, 24**, 220–224.

Eastman, J.A., Fergusan, J.F., 1981. Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. **JWPCF 53, 3,** 352-366.

Ekinci, M.S., 2007. Tavuk Gübresinden Biyogaz Üretimi İçin En Uygun Koşulların Belirlenmesi. Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Ankara.

Elango, D., Pulıkesi M., Baskaralıngam, P., Ramamurthi, V., Sivanesan, S., 2006. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage, **Journal of Hazardous Materials, 141**: 301–304.

Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamurthi, V., Sivanesan, S., 2007. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage, **Journal of Hazardous Materials, 141**, 301–304.

Elmitwalli, T., Zeeman, Gr., Lettinga, G., 2001. Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature, **Water Science and Technology, 44(4)**, 33-40.

Erden G., Filibeli A., 2009. Improving anaerobic biodegradability of biological sludges by Fenton pre-treatment, Effects on single stage and two-stage anaerobic digestion, **Desalination, 251** (1-3), 58-63.

Erdirencelebi, D., Kucukhemek, M., 2015. Diagnosis of the anaerobic reject water effects on wwtp operational characteristics as a precursor of bulking and foaming, **Water Science and Technology, Vol. 71**, No.4, 572-579.

Erdirencelebi, D., Kucukhemek, M., 2015. Control of hydrogen sulphide in full-scale anaerobic digesters using ıron (ııı) chloride, 12th ıwa specialised conference on design, operation and economics of large wastewater treatment plants, September 6-9, Prague, Czech Republic.

Erdirençelebi, D., Küçükhemek, M., Sarı, S., 2015. Havasız (Anaerobik) çamur çürütücülerde karşılaşılan işletim problemleri ve çözüm önerileri. Selçuk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, **Mühendislik Bilim ve Teknioloji Dergisi, 3**-3.

Erkekkardeş, E., 2014. Susuzlastırılmış Arıtma Çamurlarının Enerjisinden Faydalanılabilirliginin Araştırılması ve Nihai Bertarafı. Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Kayseri.

Esposito, G., Frunzo, L., Liotta, F., Panico, A., Pirozzi, F.,2012. Bio methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates, **The Open Environmental Engineering Journal, 5** (1), 1–8.

Eunji, K., Joonyeo, L., Gyuseong, H., Seokhwan, H., 2018. Comprehensive analysis of microbial communities in full scale mesophilic and thermophilic anaerobic digesters treating food waste recycling wastewater, **Bioresource Technology, 259**, 442–450.

Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik (2010). Resmi Gazete, 03.08.2010 /27661, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Filibeli, A., Erden, G., 2010. Anaerobik yöntemle stabilize edilen kentsel nitelikli arıtma çamurların nihai bertaraf açısından değerlendirilmesi. **İstanbul Teknik Üniversitesi Dergisi, 20**, 3-11.

Filibelli, A., 2012. Arıtma çamurlarının genel özellikleri, işleme ve bertaraf yöntemleri. Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Tınaztepe Yerleşkesi, İzmir.

Flaga A., 2007. Sludge drying, Proceedings of polish-swedish seminars, Cracow March 17-18, (2005). Integration and optimisation of urban sanitation systems. E. Plaza, E. Levlin, (Editors) trıta-lwr.report 3018, ıssn 1650-8610, ısrn kth/lwr/report 3018-se, ısbn 978-91-7178-826-9.

Florencio, L., Takayuki Kato, M., and Cardoso de Morais, J., 2001. Domestic sewage treatment in full scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco. **Water Science and Technology, 44(4)**, 71-77.

Fonda K.D., Lynch E., 2009. Going for the green in thermal dryıng, Evaluation of Innovative New Technologies and Industry Trends'Residuals and Biosolids, WEF.

Forster-Carneiro, T., Pe´Rez Garcıa, M., Romero, L. I., Sales, D., 2007. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste, Focusing on the ınoculum sources, **Bioresource Technology, 98**: 3195–3203.

Ganidi, N., Tyrrel, S., Cartmell, E.,2009. Anaerobic digestion foaming causes a review. **Bioresource Technology, 100(23):** 5546–5554.

Ghanimeh, S., A. Khalil, C., B. Mosleh, C., Habchi, C., 2018. Optimized anaerobic-aerobic sequential system for the treatment of food waste and wastewater, **Waste Management, 71**, 767–774.

Gönüldinç, S., 2006. Birincil Çamurun Anaerobik Çürütülmesinde Farklı Kinetik Modellerin Karşılaştırılması. İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.

Grazia, L., 2018. Study of mixing systems and geometric configurations for anaerobic digesters using CFD analysis, **Renewable Energy, 123**, 578-589.

Gül, N., 2006. Tavuk Gübresinden Biyogaz Üretim Potansiyelinin Araştırılması. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Isparta.

Gülen, J., Arslan, H., 2005. Biyogaz. **Journal of Engineering and Natural Sciences Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, Sigma, 2005/4.**

Günal, A., 2017. Atıksu Arıtma Tesislerinde Biyogaz ve Hidroelektrik Enerjiden Elektrik Üretimi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Ankara.

Hickey, R.F., Wu, W.M., Veiga, M.C., Jones, R.,1991. Start-up, operation, monitoring and control of high rate anaerobic treatment systems, **Water Science and Technology, 24 (8)**, 213-225.

Hilkiah I.A., Ayotamuno M.J., Eze C.L., Ogaji S.O.T., Probert S.D., 2008. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste, **Applied Energy, 85 (2008)**, 430–438.

Hospido A., Teresa M., Feijo G., 2008. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in galicia, Int J LCA, 13 (1) 57-64.

Houdkova L., Boran J., Ucekaj V., Elsaber T., Stehlik P., 2008. Thermal processing of sewage sludge-II, **Applied Thermal Engineering, 28**, 2083-2088.

Hreiz, R., Adouani, N., Jannot, Y., Noelle, P., 2017. Modeling and simulation of heat transfer phenomena in a semi buried anaerobic digester, **Chemical Engineering Research And Design, 119**, 101-116.

Hua, C., Yan, B., Jun, W., Xiao, X., 2018. Modeling the performance of anaerobic digestion reactor by the anaerobic digestion system model (ADSM), **Journal of Environmental Chemical Engineering, 6,** 2095–2104.

Huyard, A., Ferran, B., Audic, J-M., 2000. The two phase anaerobic digestion process: sludge stabilization and pathogens reduction. **Water Science and Technology 42(9)**, 41-47.

Hwu, C. S., Lettinga, G., 1997. Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges, **Enzyme and Microbial Technology, 21,** 297–301.

Jewell W.J., Kabrick M., 1978. Autoheated aerobic thermophilic digestion with air aeration. 51 st annual water pollution control federation conference, Anaheim, California.

Kelly, G.H., 1999. Comparing north american biosolids treatmant of thermophilic aerobic digestion, Thermal-chemical and heat drying technologies, Proceeding of the 4 th. European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK.

Kelly, H.G. ve Mavinic, D.S., 2003. Autothermal thermophilic aerobic digestion research application and operational experience, WEFTEC 2003 workshop W104 thermophilic digestion, Los Angeles, 2003-11-11.

Kım J., Park C., Kım T.H.H., Lee M., Kım S., Kım S.E.W., lee J., 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge**, Journal Of Bıoscıence And Bıoengıneerıng, Vol. 95, No. 3**,271-275.

Kobya, M., 1992. Sığır Gübresinden Biyogaz Üretimi ve Erzurum Koşulları için Bir Biyogaz Tesis Tasarımı. Atatürk Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Erzurum.

Kopp J., Kopmann T., Nilsem J., Holte H.R., Kleiven H., Karbı J.,2010. Full scale continuous thermal hydrolysis of waste activated sludge for the improvement of sludge digestion and sludge dewatering in WWTP Geiselbullach in Germany, 15th European Biosolids and Organic Resources Conference.

Kossmann, W., Uta P.U., Habermehl, S., Thomas H., Krämer, P., Klingler, B., Kellner, C., Wittur, T., Klopotek, F., Krieg, A., Euler, H., 1999. Biogas digest, Biogas basics volume I, Information and advisory service on appropriate technology (ISAT), GATE in deutsche gesellschaft für technische zusammenarbeit (GTZ), GmbH, Eschborn, Federal Republic of Germany. Web sitesi. **http://www.gtz.de/de/dokumente/en-biogasvolume1.pdf** Erişim Tarihi: 23.07.2011.

Koster, I. W., Rinzema A. and Lettinga G.,1986. Sulphide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels. **Water Res. 20,** 1561±1567.

Koyuncu, S., 2014. Konya Atıksu Arıtma Tesisi Anaerobik Çamur Çürütücülerinde Optimum Biyogaz Verimi İçin İşletme Şartlarının ve Tasarım Kriterlerinin Belirlenmesi. Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Konya.

KAAY, (Kentsel atıksu arıtımı yönetmeliği), (2006). Resmi Gazete, 08.01.2006/26047, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Lapara, T. M., Alleman, J. E., 1998. Thermophilic aerobic biological wastewater teatment, **Water Research, 33**, 4, 895-908.

Long, A.D., 1990. Operation of municipal water and wastewater treatment plants, Manual of practice No. 11- Vol. III, WPCF, Alexandria, Virginia, 1234.

Lu, J., Gavala, H. N., Skiadas, I., Mladenovska, Z., Ahring, B., 2008. Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyper-thermophilic prehydrolysis step, **Journal of Environmental Management, 88**, 4, 881-889.

Lyberatos, G., Skiadas, I. V., 1999. Modeling of anaerobic digestion, A review, Global nest, **The International Journal, 1, No. 2**, 63-76.

Mccarthy, P.L., 1982. One hundred years of anaerobic treatment. In: Hughes et al., (eds) Anaerobic digestion 1981, **Elsevier Biomedical, Amsterdam, 3**-22.

Metcalf ve Eddy, 2003. Wastewater engineering treatment and reuse, McGraw-Hill inc, New York.

Murray A., Horvath A., Nelson K.L., 2008. Hybrid Life-cycle environmental nd cost ınventory of sewage sludge,Treatment and end-use scenarios, A case study from china, **Environmental ScienceTechnology,42,** 3163-3169.

Nges, A.I. and Liu, J., 2010. Effects of solids retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions, **Renewable Energy, 35**, 2200-2206.

Nickel, K., Tiehm, A., Neis, U., (Eds.) 1999. Ultrasound in environmental engineering, TUHH **Reports on Sanitary Engineering, 25**, 205-216.

Öztürk, D., Canan., 2008. Biyolojik Arıtma Atık Çamurlarının Aerobik ve Anaerobik Stabilizasyonunun Değerlendirilmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.

Öztürk, İ., 1999. Anaerobik biyoteknoloji ve atık arıtımındaki uygulamaları, İstanbul.

Öztürk, İ., 2007. Anaerobik arıtma ve uygulamaları, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.

Öztürk, İ., Öztaşkent, Y., Keçeci, A., 1994. Yemeklik yağ sanayi proses atıksularının kimyasal ve biyolojik arıtımı. İstanbul Teknik Üniversitesi, 4. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu, İstanbul, 43-53.

Öztürk, İ., Timur, H. ve Koşkan, U., 2005. Atıksu arıtımının esasları, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Öztürk, M., 2018. Atıksuların havasız şartlarda arıtımı esasları, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Ankara.

Pagella C., Silvestri P., De Faveri D. M., 1996. Hydrogen sulphide, **Biochemical Engineering Quarterly, 1996, 10**, 165-174.

Parawıra, W., Read J. S., Mattıasson, B., Björnsson, L., 2007. Energy production from agricultural residues, High methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion, **Biomass & Bioenergy, 1**–7.

Parkin, G. F., Owen, W. F., 1986. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges, **Journal of Environmental Engineering, 112**, 867.

Peregrina, C., Rudolph, V., Lecomte, D., Arlabosse, P., 2008. Immersion frying for the thermal drying of sewage sludge, **An Economic Assessment. Environmanagement, 86**, 246–261.

Roxburgh R., Sieger R, Johnson B., Rabinowit, B., Goodwin S., Crawford G., Daigger G., 2006. Proceedings of the water environment federation, **WEFTEC 2006 Session,1-10,** 506-525(20).

Roy P. C., Paul S., 2018. Anaerobic digestion of vegetable waste ın lab-scale digester, Science and Technology, 2018 IJSRST, Volume 4, Issue 5.

Rubia, M. A., Romero, L. I., Sales, D., Perez, M., 2005. Pilot-scale anaerobic thermophilic digester treating municipal sludge, Dept. of Chemical Engineering, Food Technology and Environmental Technologies, Faculty of Sea Sciences and Environmental Sciences, University of Ca´diz, Campus Rı´o San Pedro s/n, 11510-Puerto Real, Ca´diz, Spain.

Rubio-Loza, L.A., 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.

Ruffino, B., Fiore, S., Roati, C., Campo, G., Novarino, D., Zanetti, M., 2015. Scale effect of anaerobic digestion tests in fed-batch and semi-continuous mode for the technical and economic feasibility of a full scale digester, **Bioresource Technology, 182**, 302–313.

Salihoğlu, N.K, 2011. Atıksu arıtma çamurlarının kapalı kurutma yataklarında kurutulmasında sınırlı kireçlemenin etkisi, **Journal of Engineering and Natural Sciences Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, Sigma,3,**193-199.

Salihoğlu, N.K, Pınarlı, V., 2007. Atıksu arıtma çamurlarının kapalı yataklarda güneş enerjisiyle kurutulması, **İtüdergisi/E Su Kirlenmesi Kontrolü, Cilt:17**, Sayı:1, 3-14.

Schober, G., Schafer, J., Schimid-Staiger, U., Trosch, U., 1999. One and two stage digestion of solid organic waste ,**Water Research, 33,** 854-860.

Seyhan D., Erdincler A., 2003. Effect of lime stabilization of enhanced biological phosphorus removal sludges on the phosphorus availability to plants, **Water Science and Technology, 48, 1,** 155-162.

SKKY, (Su kirililiği kontrolü yönetmeliği), (2004). Resmi Gazete, 31.12.2004/25687, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Speece, R.E. 1996. Anaerobic biotechnology for ındustrial wastewaters. 3, 6, 36, Archae Press, USA.

Spinoza, L. ve Vesilind P.A., 2001. Sludge into biosolids, Processing, Disposal and Utilization, IWA Publishing, United Kingdom.

Şahinkaya, S., 2011. Ultrasonik (US) Ön İşlemin Anaerobik Çamur Çürütme Reaktörünün Verimliliğine Etkisi. Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Konya.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L, Stensel, H.D., 2003. Wastewater engineering, Treatment and reuse, Mc Graw Hill Press, New York U.S.

Topacık, D., 1987. Atıksu arıtma tesisleri işletmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

Türker, M., 2006. Anaerobik biyoteknoloji, Türkiye ve dünya'daki eğilimler, anaerobik arıtma teknolojileri ve moleküler ekoloji tanımlama teknikleri çalıştayı, 31.10.-02.11.2006, Ankara.

Uemura, S. and Harada, H.,2000. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions, **Bioresource Technology, l72**,275-282.

Ugochukwu, C.O., Ejiroghene, O., Anthony, O.O., 2018. Comparative study of the optimal ratio of biogas production from various organic wastes and weedsfor digester/restarted digester, **Journal of King Saud University Engineering Sciences, 30**, 123–129.

UNIDO, (1992). Anaerobic treatment, How to staff manufacturing ındustries, **Filez,18**, Austria.

USEPA, 2011. Portunities for combined heat and power at wastewater treatment facilities, Market Analysis and Lessons from the Field, USA.

Valderrama C., Granados R., Cortina J.L., Gasol C.M., Guillem M., Josa A., 2013. Comparative LCS of sewage slude valorisation as both fuel and raw material substitude in clinker production, **Journal of Cleaner Production**, in press.

Verma, S., 2002. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes, Department of Earth & Environmental Engineering, 56s.

Vesilind P.A. 1979. Treatment and disposal of wastewater sludges, Ann Arbor Science Publishers, Inc. Michigan, USA.

Vesilind, P.A, Spinosa, L., 2001. Production and regulations, Ch 1 in Sludge into Biosolid. London, IWA.

Wei, J., Hao, X., C.M, M., Loosdrecht, V., Li, J., 2018. Feasibility analysis of anaerobic digestion of excess sludge enhanced by iron, A review, **Renewable and Sustainable Energy Reviews, 89** ,16–26.

Yokuş, İ., 2011. Sivas İlindeki Hayvansal Atıkların Biyogaz Potansiyeli, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Ankara.

Zeenathul F.A, Ranjith K.M, Jeya P.K, Mathan R., Petchiappan S., 2017. Biogas production in a portable anaerobic digester, **International Journal for Innovative Research in Science & Technology, Volume 3**, Issue 08, January, 2017.

Zeki, Ö., 2017. Evsel Atıksu Arıtma Tesislerinde Anaerobik Çürütücülerden Çıkan Atık Anaerobik Çamurun İleri Arıtımı ve Değerlendirme Seçenekleri, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Adana.

Zupancic G.D., Uranjek Z.N., Ros M., 2008. Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge, **Bıomass and Bıoenergy, 32 (2008)**, 162 – 167.

EKLER

EK A

KAYSERİ İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİ ANALİZ SONUÇLARI

Tablo A1. 2017 yılı ortalama AAG ve ÖYG analiz sonuçları

	AAG								ÖYG	
Aylar	pH	Yağ-Gres (mg/L)	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	TKN (mg/L)	Atıksu Debisi (m^3/gün)	AKM Yükü (kg/gün)	UAKM/AKM Oranı (%)	pH	TKM (mg/L)
Ocak	7,80	80	581	458	53	160.628	93.325	78,83	7,02	7.368
Şubat	7,86	86	498	397	83	160.729	80.043	79,72	6,86	8.521
Mart	7,90	96	676	498	71	169.829	114.804	73,67	7,04	13.211
Nisan	7,82	100	524	411	66	164.869	86.391	78,44	6,93	11.880
Mayıs	7,62	90	623	435	70	144.288	89.891	69,82	6,83	12.884
Haziran	7,69	76	481	355	54	155.036	74.572	73,80	6,73	14.440
Temmuz	7,74	65	451	346	60	175.867	79.316	76,72	6,83	11.600
Ağustos	7,70	87	666	474	77	164.048	109.256	71,17	6,81	19.961
Eylül	7,82	84,3	553	419	61	155.348	85.907	75,77	6,71	27.107
Ekim	7,83	92	680	492	75	156.271	106.264	72,35	6,65	38.084
Kasım	7,90	84	610	438	57	143.296	87.411	71,80	6,94	18.220
Aralık	7,89	82	545	409	58	154.374	84.134	75,05	7,13	9.497

Tablo A2. 2017 yılı ortalama ARG ve ARÇ analiz sonuçları

	ARG					ARÇ			
Aylar	pH	TKM (mg/L)	UKM (mg/L)	Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	UKM/TKM Oranı (%)	pH	TKM (mg/L)	UKM (mg/L)	UKM/TKM Oranı (%)
Ocak	5,98	49.445	35.729	303	72,26	7,25	34.839	17.987	51,63
Şubat	6,01	50.000	35.964	289,5	71,93	7,31	36.036	18.871	52,37
Mart	5,82	75.039	49.213	305,6	65,58	7,25	41.645	20.277	48,69
Nisan	6	56.367	38.133	285,6	67,65	7,29	38.627	19.680	50,95
Mayıs	5,94	64.516	41.032	293,9	63,60	7,26	32.858	17.129	52,13
Haziran	5,8	70.580	40.147	290,1	56,88	7,25	43.173	19.920	46,14
Temmuz	6,01	50.187	31.116	320,4	62,00	7,24	31.781	15.697	49,39
Ağustos	5,83	65.619	37.974	307,3	57,87	7,24	40.852	21.561	52,78
Eylül	5,89	55.427	34.240	300,5	61,77	7,21	30.447	16.500	54,19
Ekim	5,97	67.516	39.948	293,5	59,17	7,3	35.181	16.335	46,43
Kasım	5,94	62.500	39.087	308,8	62,54	7,55	35.947	18.247	50,76
Aralık	6,09	67.884	45.245	284	66,65	7,58	46.981	23.923	50,92

Tablo A3.2017 yılı ortalama AR analiz sonuçları

	AR									
Aylar	pH	Sıcaklık (^oC)	TKM (mg/L)	UKM (mg/L)	HBS (gün)	TUYA (mg/L)	Metan Oranı (%)	Gaz Üretimi (m^3/gün)	UKM/TKM Oranı (%)	$UKM_{giderim}$ (%)
Ocak	7,09	35,2	34.594	18.419	22	316	64	7.035	53,24	49,66
Şubat	7,06	36,2	34.893	19.507	23	466	64	6.542	55,91	47,53
Mart	7,23	39,9	43.395	23.290	22	486	65	8.746	53,67	58,80
Nisan	7,25	37,6	40.187	20.173	24	241	65	6.098	50,20	48,39
Mayıs	7,31	37,9	37.155	18.981	23	221	65	7.084	51,09	58,25
Haziran	7,31	39	44.867	20.693	23	242	65	6.897	46,12	50,38
Temmuz	7,26	38,6	43.819	19.200	21	317	64	6.079	43,82	49,55
Ağustos	7,27	37,9	43.916	19.284	22	459	65	7.093	43,91	43,22
Eylül	7,26	37,5	40.140	19.627	22	299	65	6.394	48,90	51,81
Ekim	7,27	38,7	39.335	18.097	23	187	65	6.412	46,01	59,11
Kasım	7,37	39,9	40.587	20.453	22	287	65	7.299	50,39	53,32
Aralık	7,4	39,7	46.710	23.219	24	1013	65	7.242	49,71	47,13

Tablo A4. 2018 yılı ortalama AAG ve ÖYG analiz sonuçları

	AAG								ÖYG	
Aylar	pH	Yağ-Gres (mg/L)	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	TKN (mg/L)	Atıksu Debisi (m^3/gün)	AKM Yükü (kg/gün)	UAKM/AKM Oranı (%)	pH	TKM (mg/L)
Ocak	7,96	82	600	462	59	156.781	94.069	77,00	7,33	10.071
Şubat	8,04	88	610	462	61	138.204	84.304	75,74	7,25	8.650
Mart	7,59	100	839	570	57	159.992	134.233	67,94	7,12	11.871
Nisan	7,54	84	651	471	53	145.413	94.664	72,35	7,03	12.813
Mayıs	7,43	94	902	588	51	155.941	140.659	65,19	6,71	45.348
Haziran	7,47	81	619	432	53	162.117	100.350	69,79	6,84	39.507
Temmuz	7,47	103	638	467	60	160.008	102.085	73,20	6,84	20.348
Ağustos	7,51	75	645	486	65	159.195	102.681	75,35	6,78	21.194
Eylül	7,81	84	676	503	68	144.817	97.896	74,41	6,78	21.983
Ekim	7,71	85	681	507	70	153.347	104.429	74,45	6,79	22.529
Kasım	7,54	88	704	534	75	156.236	109.990	75,85	6,7	21.979
Aralık	7,45	105	723	549	67	156.478	113.134	75,93	6,7	22.394

Tablo A5. 2018 yılı ortalama ARG ve ARÇ analiz sonuçları

	Çürütücü Reaktör Girişi					Çürtücü Reaktör Çıkışı			
Aylar	pH	TKM (mg/L)	UKM (mg/L)	Çamur Besleme Debisi (m^3/gün)	UKM/TKM Oranı (%)	pH	TKM (mg/L)	UKM (mg/L)	UKM/TKM Oranı (%)
Ocak	6,42	54.252	37.355	315,4	68,85	7,44	37.213	19.297	51,86
Şubat	6,34	58.693	39.164	300,5	66,73	7,44	38.443	20.929	54,44
Mart	6,16	70.910	42.252	307,8	59,59	7,5	43.316	21.413	49,43
Nisan	5,98	70.400	42.473	314,2	60,33	7,54	44.567	21.947	49,24
Mayıs	5,76	82.084	43.361	272,7	52,83	7,52	50.226	23.884	47,55
Haziran	5,7	91.360	44.067	235,9	48,23	7,45	67.740	27.647	40,81
Temmuz	5,77	79.684	44.290	303	55,58	7,38	64.265	27.981	43,54
Ağustos	5,67	72.006	42.413	300	58,90	7,48	53.503	25.361	47,40
Eylül	5,74	76.827	45.633	300	59,40	7,54	44.347	21.507	48,50
Ekim	5,77	76.194	44.645	300	58,59	7,58	50.923	24.413	47,94
Kasım	5,76	77.228	47.186	300	61,10	7,63	48.248	23.566	48,84
Aralık	5,56	74.916	45.794	300	61,13	7,76	48.394	24.310	50,23

Tablo A6.2018 yılı AR analiz sonuçları

	AR									
Aylar	pH	Sıcaklık (^oC)	TKM (mg/L)	UKM (mg/L)	HBS (gün)	TUYA (mg/L)	Metan Oranı (%)	Gaz Üretimi (m^3/gün)	UKM/TKM Oranı (%)	$UKM_{giderim}$ (%)
Ocak	7,31	35,7	38.774	19.213	21	340	67	7.395	49,55	48,34
Şubat	7,27	37	39.700	18.914	22	329	67	8.299	47,64	46,56
Mart	7,33	39	48.819	20.703	22	354	67	9.014	42,41	49,32
Nisan	7,33	39,6	49.493	21.040	21	405	67	7.623	42,51	48,33
Mayıs	7,45	38,9	56.852	25.271	25	656	68	7.825	44,45	44,92
Haziran	7,51	40,1	61.297	25.200	29	635	67	6.114	41,11	37,26
Temmuz	7,39	36,8	61.239	25.226	22	594	68	7.107	41,19	36,82
Ağustos	7,34	38	59.058	24.716	23	574	67	7.830	41,85	40,20
Eylül	7,37	37,6	51.547	22.133	23	560	68	7.557	42,94	52,87
Ekim	7,39	38	44.677	19.845	23	602	68	7.211	44,42	45,32
Kasım	7,47	38,1	45.186	21.428	23	450	67	7.361	47,42	50,06
Aralık	7,62	34,7	47.400	23.239	23	236	67	5.125	49,03	46,91

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı: Veysel Şahin KALSIN

Uyruğu: Türkiye (T.C)

Doğum Tarihi ve Yeri: 23.01.1990 - Muş

Medeni Durum: Evli

e-mail: veyselsahinkalsin@gmail.com

Yazışma Adresi: Kayseri Su ve Kanalizasyon İdaresi (KASKİ) Kayseri İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Ankara Yolu Boğazköprü Mevkii No:277 Kocasinan/KAYSERİ

EĞİTİM

Derece	Kurum	Mezuniyet Tarihi
Yüksek Lisans	EÜ Fen Bilimleri Enst. Çevre Mühendisliği	2019
Lisans	Erciyes Üniversitesi Çevre Mühendisliği	2013
Lise	Muş Lisesi	2006

İŞ DENEYİMLERİ

Yıl	Kurum	Görev
2017-Halen	Kayseri Su ve Kanlizasyon İdaresi (KASKİ)	Atıksu Arıtma Tesisleri İşletme Şube Müdürü
2015-2017	Artaş Endüstriyel Tesisleri Tah.Tic.AŞ	Çevre Mühendisi/Proje Mühendisi
2013-2015	Pakel Çevre Mühendislik ve Danışmanlık	Çevre Mühendisi

YABANCI DİL

İngilizce