



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

**ÖN ÇÖKTÜRME VE FAZLA BİYOLOJİK
ARITMA ÇAMURLARININ 38 °C MEZOFİLİK
SICAKLIKTAKI AYRIK ANAEROBİK
ÇÜRÜTME POTANSİYELİ VE STABİLİZE
ÇAMUR KALİTESİNİN ARAŞTIRILMASI**

Mohammad Nazir MALEKZADA

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Ocak - 2019
KONYA
Her Hakkı Saklıdır**

TEZ KABUL VE ONAYI

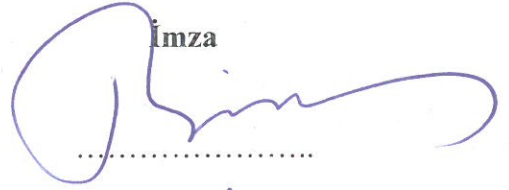
Mohammad Nazir MALEKZADA tarafından hazırlanan “ÖN ÇÖKTÜRME VE FAZLA BİYOLOJİK ARITMA ÇAMURLARININ 38 °C MEZOFİLİK SICAKLIKTAKİ AYRIK ANAEROBİK ÇÜRÜTME POTANSİYELİ VE STABİLİZE ÇAMUR KALİTESİNİN ARAŞTIRILMASI” adlı tez çalışması 10/01/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

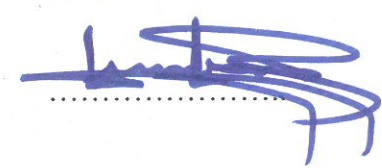
Jüri Üyeleri

Başkan
Prof. Dr. Bilgehan NAS

Danışman
Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

Üye
Prof. Dr. Mustafa ACAROĞLU

İmza




Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr.
FBE Müdürü

Bu tez çalışması SÜ BAP Koordinatörlüğü tarafından 17201154 nolu tez projesi ile desteklenmiştir.

TEZ BİLDİRİMİ

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

DECLARATION PAGE

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

İmza

Mohammad Nazir MALEKZADA

Tarih: 10/01/2019

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÖN ÇÖKTÜRME VE FAZLA BİYOLOJİK ARITMA ÇAMURLARININ 38 °C MEZOFİLİK SICAKLIKTAKİ AYRIK ANAEROBİK ÇÜRÜTME POTANSİYELİ VE STABİLİZE ÇAMUR KALİTESİNİN ARAŞTIRILMASI

Mohammad Nazir MALEKZADA

**Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

Danışman: Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

2019, 59 Sayfa

Jüri

**Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ
Prof. Dr. Bilgehan NAS
Prof. Dr. Mustafa ACAROĞLU**

Yüksek lisans çalışmasının ana amacı, mevcut kentsel atıksu arıtma tesisi (AAT) çamur hattı revizyonuna yönelik daha verimli ve etkin bir anaerobik stabilizasyon modelinin hem sistem performansı hem de çıkış/stabilize çamur kalitesi açısından ortaya konmasıdır. Bu amaç doğrultusunda üst mezofilik sınıra yakın 38°C seviyesinde arıtma çamurlarının ayırık ve mevcut birleşik sistemde anaerobik stabilizasyon çalışması artan organik yükleme hızlarında (OYH) yürütülerek çıkış çamur kalitesi, optimum bekletme süresi ve OYH gibi ana işletim parametreleri incelenmiştir. Mevcut AAT sisteminin modifikasyonuna yönelik yapılan bu yüksek lisans çalışmasında evsel arıtma ön çöktürme (ÖÇÇ), fazla biyolojik çamur (FBÇ) ve karışık çamurun (KÇ) karşılaştırmalı olarak laboratuvar ölçekli yarı-sürekli ardışık kesikli anaerobik reaktörlerde 5 farklı yükleme hızı ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ için sırasıyla 1,3-2,75; 0,33-0,67 ve 0,72-1,5 kg UKM/m³.gün olarak uygulanmıştır. Metan üretimi için optimum OYH'ları 1,3; 0,4 ve 0,9 kg UKM/m³.gün ve metan dönüşümü 696±49, 627±81 ve 653±160 olarak elde edilmiştir. Uçucu katı madde (UKM) giderimi ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ için sırasıyla %47-61, 34-42 ve 42-50 olarak gerçekleşmiştir. Uygulanan işletme koşullarında tüm çamur fraksiyonları maksimum 300 mg CaCO₃/L toplam uçucu yağ asitleri (UYA) oluşumu açısından uygun seviyeler oluşmuştur. Toplam çözünmüş sülfür (TÇS) ile oluşacak toksisitenin kontrolü amacıyla reaktörlere eklenen demir üç klorür (FeCl₃), TÇS konsantrasyonunu düşürmüştür fakat metan üretimi üzerinde etkili olmamıştır. Bununla birlikte, çıkış stabilize çamurların susuzlaşma kabiliyeti ve yağ-ges giderimi üzerinde olumlu etkisi olmuştur. Nutrient içeriği en yüksek stabilize FBÇ içeriğinde elde edilmiştir. Sonuç olarak, ayırık sistemde ÖÇÇ için yüksek HBS (25 gün) ve optimum OYH: 1.3 kg UKM/m³.gün ile yüksek metan dönüşümü sağlayacak, FBÇ stabilizasyonunda düşük HBS (20 gün) ile daha yüksek metan üretimi ve susuzlaşma kabiliyeti ile nutrient içeriği mümkün olabilecektir.

Anahtar Kelimeler: Anaerobik çürütme, arıtma çamuru, biyokati, üst-mezofilik.

ABSTRACT

MS THESIS

INVESTIGATION OF SEPARATE ANAEROBIC STABILIZATION POTENTIAL AND STABILIZED SLUDGE QUALITY OF PRIMARY AND WASTE BIOLOGICAL SEWAGE SLUDGE AT 38 °C MESOPHILIC TEMPERATURE

Mohammad Nazir MALEKZADA

**Selçuk University Graduate School Of Natural And Applied Sciences Department
Of Environmental Engineering**

Advisor: Prof. Dr Dilek ERDİRENCELEBİ

2019, 59 Pages

Jury

Prof. Dr. Dilek ERDİRENCELEBİ

Prof. Dr. Bilgehan NAS

Prof. Dr. Mustafa ACAROGLU

The aim was to investigate the process performance and stabilized sludge quality achievable in separate anaerobic sewage sludge digestion as a more efficient alternative to the current sludge line stabilization in municipal wastewater treatment plants (WWTPs). Within this scope a temperature level of 38°C was applied to parallel primary, secondary and mixed sludge digesters as models of separate and mixed system at increasing organic loading rates (OLRs). Stabilized sludge quality was monitored with parameters as volatile solid, oil&grease, nitrogen and phosphate content and dewaterability where digestion performance was determined with methane production and yield, VS removal, total dissolve sulfide (TDS), pH and volatile fatty acid (VFA) concentration. Optimum hydraulic retention time (HRT) and OLR were investigated for both process performance and stabilized sludge quality. Lab-scale glass reactors were operated in parallel at semi-continuous mode and 5 different OLRs were applied for primary, secondary and mixed sludge fractions at 1.3-2.75, 0.33-0.67 and 0.72-1.5 kg VS/m³.day, respectively. Optimum OLRs were determined as 1.3, 0.4 and 0.9 kg VS/m³.day for highest methane yield. VS removal was obtained as 47-61, 34-42 and 42-50% for primary, secondary and mixed sludge digestion, respectively. A maximum level of VFA was obtained as 300 mg CaCO₃/L under all operative conditions. FeCl₃ which was added to control TDS toxicity had no significant effect on methane production, but ameliorated sludge dewaterability and oil&grease removal. Stabilized secondary sludge had the highest nutrient content and highest dewaterability at high OLRs. Results showed that separate digestion system required an HRT of 25 day and an optimum OLR of 1.3 kg VS/m³.day with highest methane production whereas shorter HRT (20 day) will both provide high methane yield and dewaterability with high nutrient containing stabilized sludge.

Keywords: Anaerobic digestion, biosolids, sewage sludges, upper-mesophilic.

ÖNSÖZ

Öncelikle bu güzel fırsatı bana bahşeden Allah’a hamd ve şükrederim. Bu çalışmanın gerçekleştirilmesi ve yönlendirilmesindeki katkılarından dolayı değerli hocam Prof. Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ’ye en içten şükranlarımı sunarım. Deneysel çalışmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen Arş. Gör. Hamza AYSAN hocama teşekkür ederim. Benden kilometrelerce uzakta yaşayan ancak hep kalbimde olan, maddi ve manevi desteklerini hiç esirgemeyen çok değerli Annem, Babam, bütün aileme ve arkadaşlarıma en içten teşekkürlerimi sunarım.

Mohammad Nazir MALEKZADA
KONYA-2019

İÇİNDEKİLER

ABSTRACT.....	v
ÖNSÖZ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	ix
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	3
2.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı ve Özellikleri	3
2.1.1. Arıtma çamurlarının tanımı	3
2.1.2. Arıtma çamurlarının özellikleri	3
2.2. Atıksu Arıtma Çamur Fraksiyonları	3
2.2.1. Ön çökeltme (<i>primer</i>) çamuru	4
2.2.2. Fazla biyolojik (<i>sekonder</i>) çamur	5
2.3. Arıtma Çamurların Stabilizasyonu	5
2.3.1. Anaerobik parçalanma ve kademeleri.....	6
2.4. Anaerobik Çürütücü Verimini Etkileyen Çevresel Faktörler	10
2.4.1. Sıcaklık	11
2.4.2. pH ve alkalinite	12
2.4.3. Organik yükleme hızı.....	13
2.4.4. Karıştırma işlemi.....	13
2.4.5. Hidrolik bekleme süresi	14
2.4.6. Çamur bekleme süresi.....	15
2.4.7. Nutrient Gereksinimi	15
2.4.8. Toksisite.....	16
2.5. Biyogaz Üretiminde Kullanılan Başlıca Anaerobik Çürütücüler	19
2.5.1. Kesikli anaerobik reaktörler.....	19
2.5.2. Sürekli beslemeli anaerobik reaktörler	20
2.5.3. İki ve daha çok kademeli Anaerobik reaktörler.....	20
2.5.4. Anaerobik çürütücülerin avantaj ve dezavantajları	21
2.6. Konu ile İlgili Yapılan Çalışmalar	22
3. MATERYAL VE METOT.....	31
3.1. Ham Çamur Kaynağı ve Karakterizasyonu	31
3.2. Yarı-Sürekli Anaerobik Reaktör Çalışması	31
3.3. Analizler.....	33
3.3.1. Yağ-gres ölçümü.....	34
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	35
4.1. Metan Dönüşümü.....	35
4.2. Günlük Metan Üretimi ve TÇS Oluşumu	35
4.3. UKM Konsantrasyonu ve Giderimi	38
4.4. Stabilize Çamur Yağ-Gres İçeriği.....	39
4.5. Susuzlaşma Kabiliyeti.....	40
4.6. UYA ve pH Dengesi	41

4.7. İletkenlik	42
4.8. Stabilize Çamur Nütrient İçeriği	44
5. SONUÇLARIN DEĞERLENDİRİLMESİ VE ÖNERİLER	46
5.1. Sonuçların Değerlendirilmesi	46
5.2. Öneriler	49
KAYNAKLAR	50
ÖZGEÇMİŞ	59



SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

C
N
P
CH₄
CO₂
H₂
O₂
NO₃
H₂O₂
SO₄
CaCO₃
H₂S
NH₃
NH₄⁺
SO₂
N₂
FeCl₃

Açıklama

Karbon
Azot
Fosfor
Metan gazı
Karbondioksit
Hidrojen molekolü
Oksijen Molekolü
Nitrat
Hidrpjen Peroksit
Sülfat
Kalsiyum Karbonat
Hidrojen Sülfür
Amonyak
Amonyum
Sülfit
Azot Gazı
Demir Üç Klorür

Kısaltmalar

AAT
ÇBS
FBÇ
HBS
KÇ
OYH
ÖÇÇ
FBC
TÇS
TKM
UKM
UYA
UZYA
YGL

Açıklama

Atıksu Arıtma Tesisi
Çamur Beklama Süresi
Fazla Biyolojik Çamur
Hidrolik Bekleme Süresi
Karışık Çamur
Organik Yükleme Hızı
Ön Çökeltme Çamuru
Fazla Biyolojik Çamur
Toplam Çözünmüş Sülfür
Toplam Katı Madde
Uçucu Katı Mdde
Uçucu Yağ Asitleri
Uzun Zencirli Yağ Asitleri
Yağ -Gres -Lipit

1. GİRİŞ

Atıksu arıtma tesislerinde (AAT) oluşan arıtma çamurlarının yönetimi günümüzde kentsel arıtma alanının en önemli problemidir. Oluşan çamur miktarı gün geçtikçe artmaktadır. Kötü görüntülü ve kokulu olan ham çamur aynı zamanda birçok patojen, yüksek miktarda su ve ayrışabilir organik madde içermektedir (Kosobucki ve ark., 2000). Çamurun stabilizasyonu ve bertarafı, AAT toplam işletim maliyetinin %60'ına oluşturmaktadır ve dolayısıyla hem pahalı hem de çevresel olarak yüksek hassasiyet içeren bir konudur (Wei ve ark., 2003; Pilli ve ark., 2011; Coma ve ark., 2013). Çöplerle birlikte depolama, arazi uygulamaları, yakma ve deniz deşarjları gibi geleneksel bertaraf metotları toplumsal baskı sebebiyle terk edilmekte ve ekonomik, sürdürülebilir, kanuni çerçeveye uygun ve çevre dostu çözümler aranmaktadır. Günümüzde kentsel AAT revizyonuna yönelik yürütülen pek çok çalışma çamur bertarafında ekonomik ve uygulanabilir çözümlerin arayışı içindedir (Pilli ve ark., 2011; Coma ve ark., 2013; Tomei ve ark., 2016). UKM giderimi ve enerji eldesini arttırmak amaçlı birçok çalışma yürütülmektedir. Uluslararası çalışmalarda farklı teknolojilerin fizibilitesi laboratuvar ölçekli çalışmalarla yürütülmekte ise de gerçek ölçekli uygulamalar için maliyet-enerji etkinliği henüz uygulanabilir seviyede olmamaktadır. A.B.D. kaynaklı gerçek ölçekli tesislerde termofilik sıcaklık veya kademeli termofilik-mezofilik uygulaması ile çıkış biyokatı kalitesinin yükseltilmesi tercih edilmektedir (Iranpour ve ark., 2004; Shao ve ark., 2002; Krugel ve ark., 1998). Fakat EPA, termofilik çürütücülerin kararsız işletim özelliği sebebiyle bu yöntemi bütün tarım alanlarında kullanılabilir biyokatı A eldesi için yeterli görmemektedir (Forster-Carneiro vd. 2010).

Yapılan çalışmalar ise fekal koliform ve salmonella dışındaki patojenler için yeterli giderim göstermemiştir (Iranpour ve ark., 2004). Bu sebeple Amerika kıtası ülkelerinde sağladığı patojen giderimi bakımından termofilik ve mezofilik kademeli anaerobik stabilizasyonun popüleritesinin arttığı gözlenmektedir (Krugel ve ark., 1998; Rubio-Loza ve Noyola 2010). Ulusal ölçekte ise mevcut anaerobik çürütücüler için öncelikli olarak orta ve üst mezofilik sıcaklık seviyesinde primer ve sekonder çamur fraksiyonların ayrı çürütülmesinin sağlayacağı faydaların araştırılması gerekmektedir.

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

Forster-Carneiro ve ark. ise mezofilik proses sonrası fekal koliform giderimi açısından biyokatı B kalitesini elde ederken salmonella için Biyokatı A kalitesinde giderim elde etmiştir (Forster-Carneiro ve ark., 2010). Gerçekleştirilen yüksek lisans çalışmasında primer ve sekonder çamur fraksiyonlarının ayrı ve birlikte anaerobik stabilizasyonu üst mezofilik 38°C seviyesinde’de artan organik yükleme hızlarında (OYH) gerçekleştirilmiş ve proses performans ve stabilize çamur kalitesi özelliklerine göre ayrık ve karışık sistem için optimum OYH ve hidrolik bekletme süresi (HBS) işletim parametreleri belirlenmiştir. Primer çamurunun ayrı çürütülmesinde oluşabilecek sülfür toksisitesini kontrol etmek amacıyla her OYH’nda demir klorür ilavesi yapılmış ve sonuçlara etkisi araştırılmıştır. Sistem performansı günlük metan oluşumu, uçucu katı madde (UKM) giderimi, pH ve uçucu yağ asidi (UYA) oluşumu ile izlenmiştir. Çıkış stabilize çamur kalitesi susuzlaşma kabiliyeti, UKM, yağ-gres, azot (N) ve fosfat (P) içerikleri ile belirlenmiştir.

2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı ve Özellikleri

2.1.1. Arıtma çamurlarının tanımı

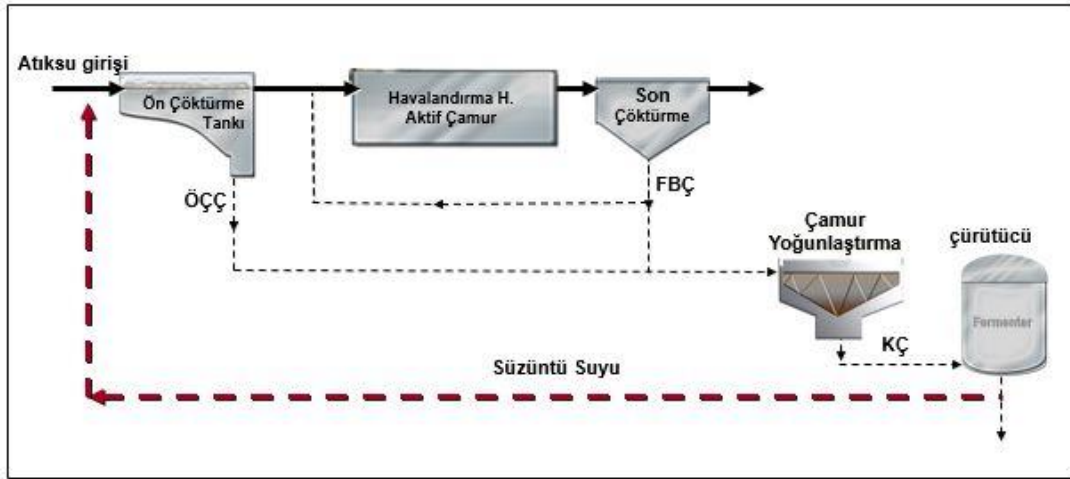
Atıksuların arıtımı sırasında fiziksel ve/veya kimyasal arıtma süreçleri ile çöktürülerek uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki organik ve inorganik maddelerin mikroorganizmaların bünyesine geçirilmesiyle mikroorganizmaların sistemden çöktürülerek alınması sonucu oluşan ve %95–99,5 oranında su içeren akışkan özelliğine sahip atıklar “arıtma çamuru” olarak tanımlanır.

2.1.2. Arıtma çamurlarının özellikleri

Çamurun kaynağı, özellikleri ve miktarının bilmek, çamur işleme ve bertaraf etme ünitelerinin tasarlanabilmesi için önemlidir. Arıtma çamurun özelliğini belirleyen ana parametreler; özgül ağırlık, katı madde içeriği, çamurun su dağılımı, akışkanlık özelliği, gübre değeri, partiküllerinin elektriksel yükleri, biyolojik özellikleri, ağır metal içeriği, çamurun pompalanabilirliği ve susuzlaşabilme özellikleridir. Bu parametreler, çamurun organik madde içeriği ve çökelebilen gibi fiziksel özellikleri ve ısı değeri hakkında bilgi vermektedir (Yıldız ve ark, 2009).

2.2. Atıksu Arıtma Çamur Fraksiyonları

Klasik AAT’lerden kaynaklanan arıtma çamurları, kendiliğinden çökebilen katı maddelerin oluşturduğu ön çöktürme çamuru (ÖÇÇ), biyolojik arıtma prosesleri sonucu oluşan fazla biyolojik çamuru (FBC) ve ileri arıtma proseslerinden gelen çamurlardır. Oluşan arıtma çamurlarının miktarı ve karakteristikleri atık suyun özelliğine, uygulanan su arıtma proseslerine ve çamura uygulanan arıtma tekniğine bağlıdır. Her bir arıtma prosesi, atıksu kirlilik yükü üzerinde farklı etkilere sahiptir. Buna bağlı olarak oluşan çamurların miktarı ve yapısı da farklıdır (Aydın, 2004). Arıtma tesisine giren atıksu özelliğindeki değişimlerden ve arıtma tesisindeki uygulanan proseslerin farklılığından dolayı üretilen çamur miktarı ve karakteristiği yıllık, mevsimlik ve günlük olarak değişmektedir (Öztürk, 2008).



Şekil 2.1. AAT’inde oluşan ÖÇÇ ve FBÇ çamurların akım şeması (Erdirençelebi ve ark., 2016)

2.2.1. Ön çökeltme (primer) çamuru

Ön arıtma sistemlerinden kaynaklanan ve çökebilir haldeki katı maddelerden oluşan çamurlardır. Ön arıtmanın temel mantığı, kendiliğinden çökebilir haldeki katı maddelerin atıksudan uzaklaştırılmasıdır. Bununla birlikte ön arıtma sistemleri ile giderilmesi temel olmayan BOI’nin bir kısmı çökebilir katı maddeler ile birlikte giderilir. Kendiliğinden çökebilir katıların ön çökeltme tankına çökelirlerken, atık suda bulunan yağ-greslerin bir kısmını da beraberinde çöktürürler. Bu nedenle ön çökeltme çamurları son çökeltme çamurlarına göre yüksek miktarda yağ-gres içerirler (Şekil 2.2). Ön çökeltme havuzun tabanında toplanan maddeler “ham ön çökeltme çamuru (ÖÇÇ)” olarak isimlendirilir ve su içeriği oldukça yüksektir. ÖÇÇ genelde gri - kahve renkli ve kötü kokuludurlar. Uygun işletme koşullarında kolayca çürütülürler. Ham ön çökeltme çamurunun katı içeriği %4 - 8 arasındadır ve mekanik olarak suyu alınması mümkündür (Filibeli, 2005). Bu çamurların stabilizasyonunda, yüksek organik madde içerdiğinden dolayı genellikle anaerobik çürütme yöntemi tercih edilmektedir. Anaerobik çürütme sistemi ile %50 UKM ’si giderilir, koku ve önemli oranda hastalık yapıcı organizmaların giderimi de sağlanır. Böylece stabilize edilmiş bu çamurlar doğrudan araziye verilebilir. Kurutma yataklarında veya mekanik olarak suyu alındıktan sonra son giderimi yapılır (Toprak, 2002).

Arıtma çamurların stabilizasyonunda aerobik /anaerobik çürütme, ısıtma işlemi, kireçleme ve kompostlama gibi stabilizasyon metotları kullanılmaktadır. Arıtma çamurların mezofilik sıcaklık seviyesinde anaerobik olarak çürütülmesi, çamurun stabilizasyonu ve çoğu patojenin giderilmesinde etkin olarak kullanılan yöntemdir. Termofilik şartlarında ise, prosesin reaksiyon hızları ve etkinliği artmakta ve bakteriler mezofiliklere göre 2-3 kat büyüme hızına sahiptir. Buna göre termofilik anaerobik sistemler, biyogaz dönüşümü ile organik yükleme hızı arttırmasının bir yoludur. Fakat, bazı çalışmalarda proses kararsızlığı, inhibitörlere karşı yüksek hassasiyet, yüksek enerji ihtiyacı, çıkış suyunda yüksek UYA ve düşük susuzlaşma kabiliyeti gibi veriler elde edilmesiyle beklenen verim artışı elde edilememiştir (Appels ve ark., 2008)

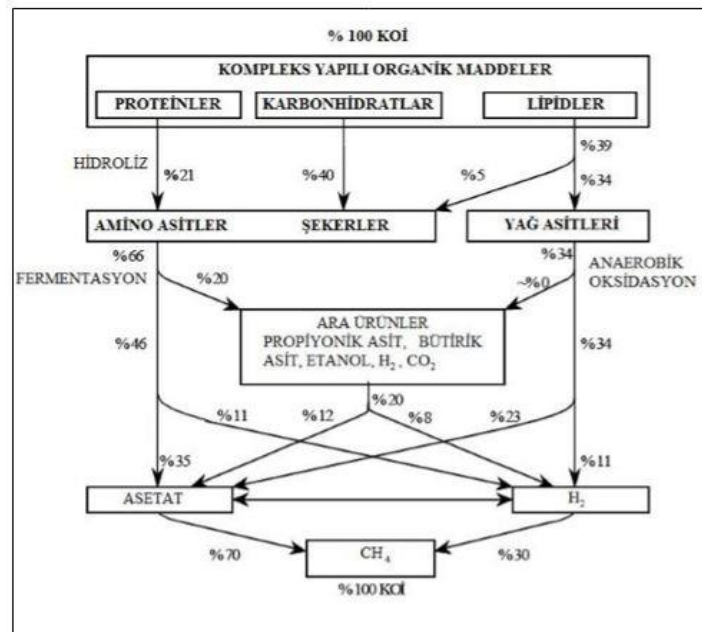
2.3.1. Anaerobik parçalanma ve kademeleri

Anaerobik çürütme, organik maddelerin stabilizasyonunda kullanılan en eski proses olarak bilinir. Bu sistemler, serbest oksijen yokluğunda organik maddelerin mikroorganizmalar aracılığıyla metan ve karbondioksit gazları ile kararlı son ürünlere dönüştürülmesi esasına dayanmaktadır. Elde edilen biyogazın % 65 – 70'i metan, % 30 – 35'i karbondioksit ve kalan kısmı ise hidrojen sülfür, amonyak, hidrojen ve su buharından ibarettir. AAT'inde oluşan FBC çamurları normal şartlarda parçalama potansiyeli düşük olup uzun bir hidroliz sürecini gerektirir. Bu durum, çürütücü tankın hacminin artmasına neden olmaktadır. Ancak, ön arıtım yöntemlerinin uygulanması bunun gibi anaerobik çürütme dezavantajlarının iyileştirilmesi ve sistem veriminin arttırmasında katkıda bulunmaktadır. Tipik bir anaerobik çürütme işleminde çamurun özelliğine göre hidrolik bekleme süresi (HBS) 20 gün ya da daha fazla olmaktadır ve organik maddelerin parçalanma derecesi %25 ile %60 arasında değişmektedir (Uçar, 2014). Çizelge 2.1'de organik atıkların mezofilik anaerobik çürütmesi ile ilgili bazı işletme ve performans parametreleri verilmektedir.

Çizelge 2.1. Mezofilik anaerobik çürütmenin işletme ve performans parametreleri (Aydın, 2004)

Parametre	Tipik Değer
Bekletme zamanı, gün	15-18
Uçucu katı madde miktarı, kg UAKM/m ³ .gün	0,8-1,6
Katı madde miktarı, kg AKM/m ³ .gün	1,0-2,0
İşletme sıcaklığı, °C	30-37
pH	6,6-7,5
Beslenen çamur konsantrasyonu, %	3-8
Toplam katı giderimi, %	30-35
Beslenen çamurdaki uçucu katı konsantrasyonu, %	70-80
Uçucu katı giderimi, %	40-50
Gaz üretimi, m ³ / kg UAKM	0,8-1,2

Anaerobik arıtma prosesi, yüksek molekül ağırlıklı organik maddelerin basit organik maddelere dönüştüğü hidroliz aşaması, basit organik maddelerin asit bakterileri tarafından uçucu yağ asitlerine dönüştüğü asit üretim aşaması ve uçucu yağ asitlerinin (UYA) metan bakterilerince metana dönüştüğü metan üretim aşamalarından oluşmaktadır (Öztürk, 2007). Organik maddenin anaerobik olarak çürümesi sürecinin aşamaları Şekil 2.3’de gösterilmiştir.



Şekil 2.3. Organik maddenin anaerobik çürütme aşamaları (Öztürk, 2007)

2.3.1.1. Hidroliz

Hidroliz, anaerobik çürütmenin ilk aşamasıdır ve bu aşamada kompleks organik maddelerin fermentasyon bakterileriyle daha basit yapılı ve çözünebilir bileşiklere dönüştürülmektedir (Dereli, 2006). Kimyasal bileşimi bakımından kompleks olan organik maddeler genel olarak karbonhidratlar, proteinler ve lipidlerden oluşmaktadır. Anaerobik çürütmenin ilk adımı olan hidroliz aşamasında; karbonhidratların hidrolizi sonucu şekerler, proteinlerin hidrolizi sonucu amino asitler ve lipidlerin hidroliz sonucu ise uzun zincirli yağ asitleri, galaktoz ve gliserol oluşur. Hidroliz hücre dışı enzimlerle gerçekleşen oldukça yavaş bir süreçtir. Genel olarak hidroliz aşaması anaerobik çürütme için hız sınırlayıcı faktör olmamasına rağmen yağlar gibi çok yavaş hidrolize olan yüksek molekül ağırlıklı organik maddelerin bulunması durumunda hız sınırlayıcı aşaması olur (Speece, 1996). Burada, reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık, çamur yaşı ve hidrolik bekleme süresidir (Öztürk, 2007).

2.3.1.2. Asit üretimi

Bu aşamada, hidroliz aşamasında üretilen basit yapılı organik maddeler, asit bakterileri tarafından uçucu yağ asitleri, amonyak, karbondioksit, hidrojen sülfür gibi son ürünlere dönüştürülmektedir. Asit üretiminden sorumlu olan mikroorganizmalar “asitojenler” olarak isimlendirilir. Bunlar fakültatif ve zorunlu anaerobik bakterilerdir. Anaerobik çürütmenin ikinci aşaması olan asitleşme aşamasında hidroliz ürünleri asetik asit veya reaktördeki işletme şartlarının kararlı olmaması halinde, asetik asit ile birlikte butirik, propiyonik, izobutirik, valerik ve izo valerik asit gibi ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürülmektedir. Asetik asit gibi zayıf asitler metan üreten bakteriler tarafından doğrudan kullanılabilen substratlardır. Ancak Laktaz, bütirat, etanol, propiyanat ve uzun zincirli yağ asitleri gibi yüksek molekül ağırlıklı organikler metanojenler tarafından doğrudan kullanılamaz ve bunlar öncelikle asitleşme aşamasında zorunlu hidrojen üreten bakteriler tarafından yağ asitlerine dönüştürülmeleri gerekmektedir. Bu aşamada, hidroliz sonucunda oluşan basit yapılı organik maddeler, kararlı işletme şartları halinde bir grup bakteriler (asetojenler) tarafından asetik asit gibi zayıf asitlere, diğer bir grup bakteri tarafından ise H_2 ve CO_2 ’e dönüştürülmektedir (Öztürk, 2007).

Asetojenlerin hızlı çoğalmaları ve ortam şartlarına çok çabuk adapte olmaları nedeniyle asit üretim aşaması, anaerobik çürüme için hız sınırlayıcı değildir. Anaerobik parçalanma sürecinde asit üreten bakteriler, metan üreten bakterilerden (metanojenler) daha çok aktif olduğu nedeniyle sistemde asit üretimi metan üretiminden daha hızlı gerçekleşir. Bu durumda şok yüklemeler ile çözünmüş organik madde konsantrasyonundaki ani artış, uçucu yağ asidi üretimini arttırarak sistemde asit birikmesi ile pH'ın düşmesine neden olmaktadır. Böyle durumlarda sisteme müdahale edilmemesi halinde, düşük pH'lerde faaliyet gösteremeyen metan üreten bakteriler inhibe olabilmektedir. Aynı şekilde, asit üretimi ile birlikte proteinlerin ve amino asitlerin uçucu yağ asitlerine dönüşümü sırasında reaktöre amonyak salınır (Dereli, 2006). Amonyak belirli konsantrasyondan sonra metanojen bakteriler üzerine toksik etki göstermeye başlar.

2.3.1.3. Metan üretimi

Anaerobik çürümenin son basamağı olan metan üretimi aşaması genellikle prosesin hız sınırlayıcı adımıdır (Öztürk, 2007). Bunun nedeni olarak, metanojenlerin asetojenlere göre daha yavaş çoğalmaları ve metanojenlerin ortam şartlardaki değişikliklere karşı daha hassas olmaları söylenmektedir. Ancak metan üretim aşaması her zaman sistemin hız sınırlayıcı olmaz, bazen hidroliz aşaması daha kritik aşama olabilir. Metan üretimi iki grup bakteri tarafından gerçekleştirilmektedir. Birinci grup bakteri H_2 ve CO_2 'ten metan üretirken diğer grup ise asetik asidi metan ve karbondioksit'e çevirirler. Bu bakteriler, anaerobik sistemde en çok pH ve serbest oksijeninden etkilenmektedirler. Anaerobik çürütücülerde üretilen metanın yaklaşık % 30'u, H_2 ve CO_2 'ten üretilirken % 70'i ise UYA'ların son ürünü olan asetik asidin parçalanmasından kaynaklanmaktadır. Metan üreten bakteriler için optimum pH aralığı 6,7 - 8,0 olarak gösterilmiştir. Ancak şok organik yüklemelerin olduğu durumlarda sistemde uçucu yağ asitleri birikmesinden dolayı ortamın pH düşmektedir (Öztürk, 2007). Böyle durumlarda sisteme müdahale edilmemesi halinde, düşük pH'larda faaliyet gösteremeyen metanojenler inhibe olabilmektedir. Anaerobik çürütücülerde kısa HBS uygulanması, metan üreten bakterilerin sistemden yıkanmasına ve dolayısıyla sistemin metan üretim veriminin düşmesine neden olmaktadır.

2.4. Anaerobik Çürütücü Verimini Etkileyen Çevresel Faktörler

Anaerobik çürütme sistemlerinde yüksek verim elde edebilmek amacıyla mikroorganizmalar için optimum çevre şartları sağlanması gerekmektedir. Organik maddenin anaerobik sistemlerinde bakteriler tarafından biyogaz ve diğer yan ürünlere dönüştürülmesi sırasında sistemin verimini etkileyen bir çok faktör bulunmaktadır. Bunlar; sıcaklık, pH, alkalinite, OYH, karıştırma, HBS ve toksik maddelerin varlığı gibi faktörlerdir. Dolayısıyla, sistemin kararlı ve verimli çalışabilmesi için söz konusu parametrelerin belirli zaman aralıklarında periyodik olarak kontrol edilmesi gerekmektedir. Aşağıdaki **Çizelge 2.2** anaerobik çürütücüler için optimum çevre şartları verilmiştir.

Çizelge 2.2. Anaerobik çürütücüler için optimum çevre şartları (Öztürk 1999)

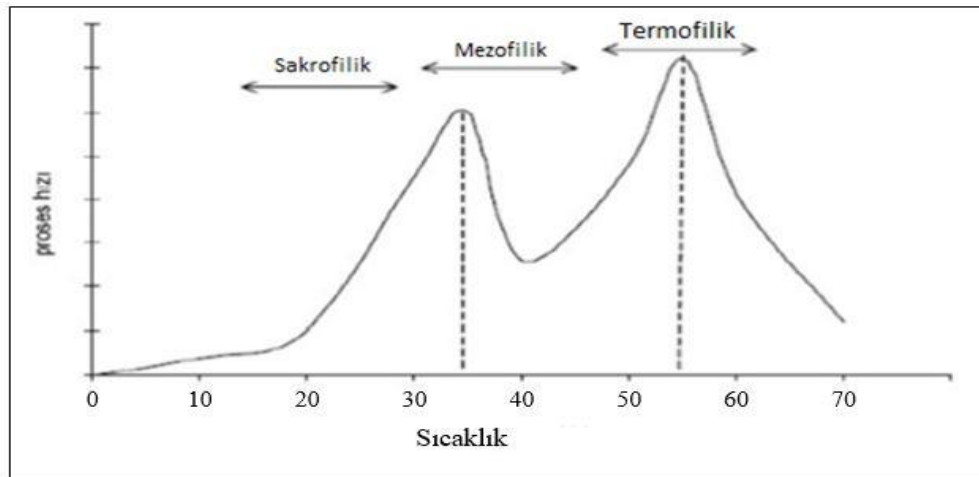
Parametre	Optimum Şartlar
Arıtılan atığın bileşimi	Karbon, N, P ve iz elementler bakımından dengeli olmalı, O ₂ , NO ₃ , H ₂ O ₂ , SO ₄ gibi oksitleyici maddeler, toksit ve inhibitör elementler içermemeli
C:N:P	300:5:1
PH	6,5 - 8,2
Sıcaklık	25-40 (35-37)* oC, 50-60 (55)oC
Alkalinite	1000-4000 (2000) mg/l CaCO ₃
UYA, mg/l	<1000-1500 (astetik asit olarak)
UYA/Alkalinite	<0,1

*Parantez içindeki değerler optimum değeri göstermektedir

2.4.1. Sıcaklık

Anaerobik çürütücülerde sıcaklık, mikroorganizmaların metabolik faaliyetlerinin hızlanması ve reaktördeki mikrobiyal popülasyonun artması için önemli bir etkidir. Sıcaklığın artmasıyla anaerobik çürütücülerde, organik bİşiklerin hidrolizinin artması, biyokimyasal reaksiyonların hızlanması ve patojen mikroorganizmaların giderilmesi (termofilik şartlarda) gibi avantajlar elde edilebilmektedir. Fakat, termofilik şartlarda biyokimyasal reaksiyonların daha hızlı ve çürütmenin daha verimli olmasına rağmen, sistemin birçok aşamasında kararsızlıklar ortaya çıkabilmektedir. Sistemdeki bakteriler üzerinde toksik etki yapan serbest amonyak konsantrasyonunu artması ve bazı mikroorganizmaların ölmesi nedeniyle biyogaz üretiminin düşmesi ve çıkış çamurunun suszlaşma kapasiteinin düşmesi yüksek sıcaklığın dezavantajlarından sayılır. Yüksek sıcaklıklarda, asit üretim aşamasında metan üretim aşamasında metanojenler tarafından tüketilmek üzere gereğinden daha fazla asit üretilir. Böylece, üretildiği hızla tüketilemeyen asit sistemde birikir. Bu durum, reaktör pH'sının düşmesiyle metanojenlerin inhibe olmasına sonuçlanmaktadır. Sonuç olarak metan üreten bakteriler, reaktör sıcaklık değişimine karşı oldukça hassas bakterilerdir.

Optimum sıcaklık, reaktör tipine ve substrat özelliğine bağılı olmakla beraber, anaerobik çürütücüler genellikle mezofilik (35-40°C) ve termofilik (50-60°C) sıcaklıklarda işletilmektedir. Mezofilik koşullarda asit bakterileri için optimum sıcaklık 30°C iken, metan bakterileri için bu değer 35-37°C arasındır (Werner ve ark., 1989).



Şekil 2.3. Sıcaklığın anaerobik çürütme hızı üzerine etkisi (Öztürk, 2008).

Yukarıda bahsi geçen kararsızlıklar ile birlikte, termofilik şartlarının sağlanması yüksek maliyet gerektirdiği dolayısıyla çoğu zaman ekonomik olmayan bir proses olarak değerlendirilmektedir. Bu yüzden mezofilik anaerobik çamur çürütücüler, termofilik çürütücülere göre daha yaygın kullanılan bir proses hale gelmiştir (Gavala ve ark., 2003).

2.4.2. pH ve alkalinite

Anaerobik çürütme sistemlerinin optimum pH aralığı 6.8–7.2 arası olmasına rağmen (Yadvika ve ark., 2004), sistemde faaliyet gösteren çeşitli mikroorganizma popülasyonları için farklı optimum pH aralıkları vardır. Örneğin fermantasyon bakterileri 4 – 8.5 pH aralığında faaliyet gösterirken metanojen bakterilerin 6.3'den düşük veya 7.8'den büyük pH'larda sayısı azalır. Optimum şartların sürdürülememesi halinde reaktörde, asidojen bakteriler metanojenler tarafından tüketilmek üzere daha fazla UYA üretirler. Bu durumda, tamponlama kapasitesi yaratan yeterli alkalinite bulunmadığı takdirde, pH değerinin 4.5-5'e inerek, metan bakterilerinin faaliyeti tamamen durdurur (Deublein, 2008). Anaerobik çürütme sistemlerinde pH 6'nın altına düşmesi halinde 24 saat içinde sisteme müdahale edilmez ise, anaerobik sürecin çökmesi ile sonuçlanır. Bu durumda reaktörün tekrar işletmeye alınması haftalar zaman alır.

Protein gibi azot içerikli organik maddelerin parçalanması sonucu ortamın amonyum birikmesi ile reaktörün pH'ı artar. Buna karşın karbonhidratların parçalanması ile uçucu yağ asitlerin oranı artmaktadır. Bun göre, anaerobik çürütme sistemlerinde, sistemin tamponlama kapasitesi (alkalinitesi) substrat içeriği ve özelliğine bağlıdır. Anaerobik süreçte tamponlama kapasitesi oluşturan bileşikler, bikarbonat, amonyak, hidrojen sülfid ve fosfattır (Anderson ve Yang, 1992). Anaerobik çürütücülerde özellikle kesikli reaktörlerde pH'ı etkileyen bir diğer faktör ise hidrolik bekleme süresi (HBS)'dir. Anaerobik arıtma sistemlerinin performansı, UYA'ların alkaliniteye oranı (UYA/toplam alkalinite-mgCaCO₃/L) ile kontrol edilmelidir. Bu oran, 1/6 olarak önerilmektedir. Anaerobik çürütücülerde 0,1 olması gerektiği bu oran, 0,35– 0,4 arasında olması durumunda sistemin kararsız olduğunu gösterir (Öztürk, 2007).

2.4.3. Organik yükleme hızı

Organik yükleme hızı (OYH), birim reaktör hacmine günlük olarak beslenen organik madde miktarı (Kg UKM/m³.gün) olarak tanımlanır. OYH, anaerobik çürütücülerin tasarımında önemli bir kriterdir. Seçilen yüksek OYH asit birikimi ve pH düşmesine neden olurken, düşük bir OYH seçimi ise ekonomik olmaktan çıkan bir sisteme neden olmaktadır. Anaerobik çürütücülerde oluşan hatalar genellikle yüksek OYH'larında meydana gelir (Vavilin ve ark., 2007). Dolayısıyla anaerobik çürütücülerde reaktör tipi, HBS ve sıcaklık gibi parametrelerin yanında maksimum OYH, beklenen biyokatı sınıfına uyumlu seçilmelidir. Anaerobik çürütücülerde bu değer 1–5,8 kgUKM /m³.gün arasında değişmektedir. Mezofilik koşullar için bu değer 4 kgUKM/m³.günü geçmemesi tavsiye edilmektedir. Ancak, genel OYH'nın oranı arttıkça UKM giderimi düşmektedir (Denniş ve Burke, 2001). Organik atığın TKM'sı ile OYH oranı aşağıdaki gibidir.

$$OYH = K \times \frac{TKM}{HBS}$$

Burada; OYH = organik yükleme hızı (kgUKM/m³.gün), TKM= toplam katı madde miktarı (%), HBS = hidrolik bekletme süresi (gün) ve K ise sabit bir değerdir. Sığır gübresi için K değeri yaklaşık olarak 7 alınır (Kishore ve ark., 1987). Vavilin ve Angelidaki (2005) tarafından yapılan bir çalışmada yüksek OYH ve yüksek karıştırma hızı ile çalışan reaktör asidifikasyon sürecinin olumsuz ekkilendiğini bildirmişlerdir. Bununla birlikte OYH düşük olduğu durumda, karıştırma hızının sisteme önemli etkisi olmadığını belirtilmiştir.

2.4.4. Karıştırma işlemi

Biyolojik arıtma sistemlerinde organik maddenin biyokütle ile teması yüksek seviyede tutulabilmesi için reaktörün karıştırması gereklidir. Karıştırma işlemi, reaktörün verimi ve biyokimyasal reaksiyon sürelerini etkileyen önemli bir parametredir. Anaerobik çürütücülerde karıştırma işleminin birçok avantajı vardır.

Bunlar;

- Organik madde ve biyokütlenin reaktör içindeki homojenliğinin sağlanması böylece ölü alanlarının oluşmasının engellenmesi
- Mikroorganizmaların substrat ile temasının artması
- Biyokimyasal reaksiyon hızının artması
- Reaktörün sıcaklık homojenliğinin sağlanması
- Sistemde metnojenler tarafından üretilen biyogaz çıkışının kolaylaşması
- Karıştırmasız reaktörlere göre daha düşük HBS elde edilmesi
- Biyogaz üretim veriminin %50 oranında artması (İlkiliç ve ark.,2011)
- Mikrobiyolojik reaksiyonların en düşük seviyede etkilenmek üzere inhibe edici yan ürünlerinin reaktörün tüm hacmine seyreltilmesi.

Anaerobik çürütücülerde, mekanik karıştırma sistemleri yanında elde edilen biyogazın pompalar vasıtasıyla reaktörün tabanından sisteme verilmesi de başka bir karıştırma yöntemidir. Kullanılan atığın özelliklerine bağlı olarak karıştırma süresinin şiddeti belirlenir (Angelidaki ve ark., 2005). Bununla birlikte, flok oluşumuna müsaade edilmemesi, mikroorganizmaların stres koşullarına sokulmaması ve farklı mikroorganizma topluluklarının simbiyotik ilişkilerinin bozulmaması için karıştırma şiddeti uygun seçilmelidir (Deublein ve Steinhauser, 2008). Yeterli karıştırma, reaktörün yatay ve dikey olarak farklı noktalarından alınan numunelerin katı madde oranlarındaki farklılaşmanın %10'un altında olmasıyla belirlenebilir (Schlicht, 1999).

2.4.5. Hidrolik bekleme süresi

Hidrolik bekleme süresi (HBS) bir sıvının bir havuz /tank gibi hacmi olan birşeyden geçerken geçen toplam süre olarak tanımlanmaktadır. Anaerobik arıtma sistemlerinde ise bu tanım, organik madde yüklü olan bir sıvının çürütücü içinde kalış süresi olarak açıklanmaktadır. Bu süre zarfında, organik maddenin biyogaza dönüşmek üzere biyokimyasal reaksiyonlara girerek %70-80 oranında giderilmesi kabul edilmektedir. Anaerobik arıtma sistemleri için seçilen düşük HBS'ler mikroorganizmaların sistemden yıkanmasına ve sistem veriminin düşmesine sebep olurken yüksek HBS'lerde ise reaktörün hacmi artarak sistem ekonomiliğinden çıkar. Anaerobik çürütme tesislerinde seçilen proses türüne ve işletme sıcaklığına bağlı olarak HBS saatler ya da günleri bulabilmektedir (Öztürk, 2005).

2.4.6. Çamur bekleme süresi

Çamur bekleme süresi (ÇBS) veya çamur yaşı ise, sistemin biyolojik dönüşümünü gerçekleştiren mikroorganizmaların reaktör içinde kalma süresi olarak tanımlanmaktadır. Geri devirsiz aktif çamur arıtma sistemlerinde ÇBS ile HBS eşitken, geri devirli aktif çamur arıtma sistemlerinde ise çamurun bir kısmının havalandırma tankının başına tekrar döndürüldüğü için bu terimler birbirine eşit değildir. Sistemin yüksek ÇBS ile çalıştırılması kararlı işletme, toksik ve ani şok organik yüklemelere karşı toleranslı ve toksisite sonrası kısa sürede iyileşme sağlanabilmektedir (Tchobanoglous ve Burton 2003, Dumlu 2011)

2.4.7. Nütrient Gereksinimi

Anaerobik çürüme süreçlerinde organik kirleticilerin giderimi, yeni mikrobiyal hücrelerin üretimi ve yüksek biyogaz elde edilebilmesi için azot, fosfor gibi nütrientlerin yeterli miktarda bulunması gereklidir. Bunların en gereklisi olan azot ve fosfor, sistemin kararlı işletme hallerinde C:N:P oranı 700:5:1’de sabit tutulabilir. Ancak anaerobik çürütücülerin biyokütle oluşum hızı yüksek olduğu işletmeye alma aşamasında bu oran 300:5:1~500:5:1 arasında seçilmektedir (Öztürk ve ark., 2005). Hayvan gübreleri ve evsel atık /atıksularda, anaerobik arıtma sistemlerinde biyokimyasal reaksiyonları gerçekleştiren bakterilerin ihtiyaç duydukları nütrienler yeterli miktarda mevcuttur. Bu nedenle, evsel atıksu arıtımı tesislerinde oluşan çamurların da anaerobik olarak parçalanması için yeterli miktarda azot, fosfor ve iz elementleri içerdiği kabul edilmektedir. endüstriyel atıksularda ise bu oran düşük olabilir ve arıtımı için dışarıdan nütrient ilavesi yapılır. Sıcaklık, hidrolik bekleme süresi, organik yükleme hızı ve karıştırma gibi tüm optimum çevre şartlarının sağlanmasına rağmen beklenen oranik madde giderimi ve biyogaz üretimi elde edilemiyorsa, iz elementlerin eksikliği kontrol edilmelidir.

Çizelge 2.3. Anaerobik arıtma sistemlerinde nütrient gereksinimi (Gönüldinç, 2006)

Element	Gereken miktar mg/g KOİ	İstenen fazla konsantrasyon, mg/l	Eklenecik maddenin kimyasal formülü
Makronütrientler			
Azot	5-15	50	NH ₃ ,NH ₄ Cl,NH ₄ HCO ₃
Fosfor	0,8-2,5	10	NaH ₂ PO ₄
Kükürt	1-3	5	MgSO ₄ .7H ₂ O
Mikronütrientler			
Demir	0,03	10	FeCl ₂ .4H ₂ O
Kobalt	0,003	0,02	CoCl ₂ .2H ₂ O
Nikel	0,004	0,02	NiCl ₂ .6H ₂ O
Çinko	0,02	0,02	ZnCl ₂
Bakır	0,004	0,02	CuCl ₂ .2H ₂ O
Manganez	0,004	0,02	MnCl ₂ .4H ₂ O
Molibden	0,004	0,05	NaMoO ₄ .2H ₂ O
Selenyum	0,004	0,08	Na ₂ SeO ₃
Tungsten	0,004	0,02	NaWO ₄ .2H ₂ O
Bor	0,004	0,02	H ₃ BO ₃
Genel Katyonlar			
Sodyum		100-200	NaCl,NaHCO ₃
Potasyum		200-400	KCl
Kalsiyum		100-200	CaCl ₂ .2H ₂ O
Magnezyum		75-250	MgCl ₂

2.4.8. Toksisite

Anaerobik çürütme sistemlerinde bulunan mikroorganizmalar adaptasyon sürecinde toksik etki yapan maddelerin belirli konsantrasyonlarını tolere edebilme yeteneğine sahiptirler (Khanal 2008, Türker 2008, Dumlu 2011). Ancak amonyak (NH₃), hidrojen sülfür (H₂S) ve uçucu yağ asitleri (UYA) gibi bileşikler belirli konsantrasyonundan sonra bakterilere zehirleyici etki göstermektedir. Anaerobik arıtma sistemlerinde inhibitör madde olarak genellikle NH₃, H₂S ve ağır metallerdir (Gerardi, 2003).

2.4.8.1. Amonyak toksisitesi

Anaerobik arıtmada, serbest amonyak (NH₃) ve amonyum (NH₄⁺) inorganik azotun en çok karşılaşılan şekilleridir. Amonyak, anaerobik arıtımında protein ve amino asitler gibi azotlu bileşiklerin bozunma ürünüdür. Gübre gibi ham maddelerin anaerobik olarak parçalanması sonucunda sistemde yüksek miktarlarda amonyak üretimi

gerçekleşir. Bununla birlikte, atık çamuru katı madde içeriğinin % 5 –6'dan fazla olması halinde, anaerobik çürütücüde amonyak zehirlenmesi olabilmektedir.

Su ortamındaki serbest amonyak konsantrasyonu pH, sıcaklık ve toplam amonyak konsantrasyonuna bağlıdır (Hansen ve ark., 1998). Bu nedenle, pH ve sıcaklık gibi ortam koşulları amonyağın inhibasyon derecesini etkilemektedir. Serbest amonyak membran geçirgen olduğundan metanojenlere karşı oldukça inhibitördür ve metanojenler, anaerobik çürütücülerdeki tüm mikroorganizmalar arasında NH_3 inhibasyonuna en az toleransa sahiptir. Serbest amonyak konsantrasyonu pH'nın bir fonksiyonu olduğu için inhibasyonu nötr pH'larda daha azdır. Metan üretiminde % 50'lik bir azalmaya neden olan toplam amonyak konsantrasyonu 1700 ila 14000 g / L arasında değişmektedir (Chen ve ark., 2008). Aynı zamanda azot, mikroorganizmaların sentezi için önemli bir nütrienttir ve 200 mg/L'den daha düşük miktarlardaki amonyak, anaerobik çürütücüler için faydalıdır (Liu ve Sung, 2002; Appels ve ark., 2008). Amonyak toksisite etkisi, çamurun seyreltmesi veya pH'yı nötr aralıklarda tutmak maksadıyla reaktöre yeterince hidroklorik asit /veya sodyum katyonu ekleyerek kontrol edilebilir.

2.4.8.2. Sülfür toksisitesi

Atıksudan artma çamurlarına geçen sülfatların indirgenmesi veya proteinlerin parçalanması sonucu ortaya çıkan sülfür gazı/serbest sülfür (H_2S) hem toksik, hem de korozyon özelliğe sahip bir bileşiktir. Anaerobik reaktörlerde sülfür, çözünmüş sülfür (S^{2-}) ve gazı haldeki serbest sülfür(H_2S) olarak iki formda bulunmaktadır. Çözünmüş sülfür, 150 mg/L konsantrasyonunda mikroorganizmaların inhibe olmasına neden olmaktadır (Öztürk, 2007). Biyogaz içeriğindeki H_2S gazı ise istenmeyen kötü kokulara ve biyogaz ile çalışan jeneratörlerde korozyon etki yaratmaktadır. Biyogaz yakılarak içeriğindeki H_2S 'nin SO_2 'ye indirgenmesiyle koku problemi azaltılabilir. Ancak, bu durumda hava kirletici parametresi olan SO_2 ortaya çıkar. Bu nedenle, biyogaz tesislerinde H_2S sürekli kontrol altına alınmaya çalışılmaktadır.

2.4.8.3. Ağır metaller

Anaerobik arıtma sistemlerinde demir, sodyum, kalsiyum, magnezyum , krom, kobalt, bakır, çinko, kadmiyum ve nikel gibi ağır metallerin belirli konsantrasyonlarda mikrobiyal aktiviteleri için gerekli iken, yüksek konsantrasyonlarda sisteme verildiği zaman toksiteye sebep olurlar (Dumlu 2011). Ağır metaller biyolojik olarak parçalanamıyorlar. Bunlar, biyosorb eğilimli olup toksik konsantrasyonlara kadar mikroorganizmaların bünyesinde birirmektedir. Bu nedenle, ağır metallerin immobilizasyonu (zararsız hale getirilmesi) çöktürme, sorpsiyon ve kompleks oluşturma gibi işlemlerle gerçekleştirilebilir. Anaerobik arıtma sisteminde yer alan asidojenler ve metanojenlerin ağır metallerle olan nispi duyarlılıkla sırasıyla $Cu > Zn > Cr > Cd > Ni > Pb$ ve $Cd > Cu > Cr > Zn > Pb > Ni$ şeklindedir (Lin, 1992, 1993).

2.4.8.4. Uçucu yağ asitleri

Arıtma çamurların anaerobik olarak çürütülmesi sırasında uçucu yağ asitlerin (UYA) konsantrasyonunun 2.000 mg/L'yi aşması durumunda, toksik etkilere sebep olacağı 1960'lı yıllardan beri bilinmektedir (Hwu ve ark., 1997). Bu esasla işletmeye alma sürecinde sistemin UYA konsantrasyonunun 1000 - 1500 mg/L' aralığı, iyi işletilen sistemlerde ise toplam UYA konsantrasyonu 500 mg/L'yi aşmamalıdır (MUHCU , 2012). Anaerobik reaktörlerde uçucu yağ asitlerin birikmesi genellikle reaktörün yüksek sıcaklık ve yüksek OYH ile işletilmesi ve organik atıkların bileşimindeki değişimlerden kaynaklanmaktadır. Uçucu yağ asitlerin konsantrasyonundaki değişimler reaktördeki mikroorganizma popülasyonunun dengesini bozduğu için sistem kararsızlığa uğrar. UYA'lerin sistemde aşırı birikmesi pH'ın kritik seviyelere düşmesine ve biyogaz üretiminin azalmasına neden olmaktadır. Bu nedenle sistemin işletilmesi sırasında kararlılığın sürdürülebilmesi için kontrol edilmesi gereken en önemli parametrelerden biri de UYA'lerin konsantrasyonudur (Lahav ve Loewenthal, 2000). Sonuç olarak, yukarıda anlatılan inhibe edici özelliğe sahip faktörlerden bir veya birkaçının etkisi ile sistemin kararlılığı bozulmaktadır (Şahinkaya, 2011).

2.5. Biyogaz Üretiminde Kullanılan Başlıca Anaerobik Çürütücüler

Anaerobik çürütücüler tamamen kapalı ve hava ile temas olmayacak şekilde tasarlanır. Bu sistemler, organik atıkların çürütülmesinde kullanılan etkili bir yöntemdir. Anaerobik çürütücü reaktörlerini projelendirirken dikkat edilmesi gereken en önemli hususlar, sürdürülebilir organik ham maddenin sürekli temin edilmesi, uygun HBS seçilmesi ve maksimum metan gazının elde edilmesidir (Ward ve ark., 2008). Biyogaz üretiminde genel olarak üç farklı reaktör tipi kullanılmaktadır (Ward ve ark., 2008, Appels ve ark., 2008). Bunlar; kesikli, sürekli ve iki veya daha çok kademeli reaktörlerdir.

2.5.1. Kesikli anaerobik reaktörler

Kesikli reaktörlerde proses, organik atığın reaktöre verilmesiyle başlanıp HBS'si sona erdiği zaman ya da biyogaz miktarı en aza düştüğü zaman sonlandırılır. Reaktörde oluşan stabil çamurun büyük bir kısmı reaktörden uzaklaştırılırken, kalan kısmı ise çürütücüye verilecek olan yeni atıklar için aşı olarak kullanılmaktadır. Kesikli reaktörlerin basit tasarımı, düşük yatırım maliyeti, kolay ve ucuz işletimi gibi özellikleriyle gelişmekte olan ülkelerde tercih edilen anaerobik prosestir. Hidroliz, asitleşme ve metan üretim safhalarının hepsi aynı reaktör içerisinde gerçekleşmektedir. Biyogaz oluşum miktarı kararsızdır ve genelde düşük organik atık miktarlarında tercih edilmektedir (Appels ve ark., 2008, Glatz ve ark., 2011). Uzun HBS ile çalışan bu sistem diğer reaktör tiplerine göre daha fazla arazi alanı ihtiyacı gerektirirler.

Çizelge 2.5. Kesikli anaerobik arıtma sistemlerinin avantaj ve dezavantajları (Vandevivere ve ark., 2003)

Kriter	Avantaj	Dezavantaj
Teknik	-Basit -Düşük teknoloji -Sağlamlık (hacimli maddelerden engelleme yok)	-Tıkanıklık -Geniş hacim ihtiyacı -Reaktör boş kaldığında patlama riski
Biyolojik	-Proses güvenilirliği (reaktörlerin çeşitliliği)	-Düşük biyogaz verimi -Düşük organik yükleme
Ekonomik & Çevresel	-Ucuz, gelişen ülkelerde uygulanabilirlik	-Çok geniş arazi alanı ihtiyacı

2.5.2. Sürekli beslemeli anaerobik reaktörler

Sürekli beslemeli reaktörlerde besleme, sürekli veya düzenli aralıklarla yapılmaktadır. Eş zamanlı olarak beslenen bu reaktörlerde, beslenecek organik atık kadar sistemden arıtılmış atık çekilir . HBS ve reaktör hacimleri düşük olan bu yöntem, yüksek proses etkinliği ve kararlılığına sahiptir. Sisteme homojen organik atık beslenmesiyle (mevcut olan toksisitelerin reaktörün tüm hacmine dağılması) metanojen bakteriler üzerinde olabilecek şok etkisi engellenmiş olur. Parçalanmanın bütün aşamaları aynı reaktör içerisinde gerçekleşen ve yüksek metan oranına sahip biyogaz üreten bu sistemler büyük ölçekli işletmeler için daha uygundur.

2.5.3. İki ve daha çok kademeli Anaerobik reaktörler

Anaerobik arıtma sistemleri, substrat özelliklerine ve ekonomik faktörlere göre bir veya iki aşamalı olarak projelenebilir. Tek kademeli sistemlerde, prosesin tüm aşamaları (hidroliz - asidifikasyon ve metanlaşma) tek bir reaktörde gerçekleşirken, iki kademeli sistemlerde ise çoğunlukla hidroliz-asitlenme süreci ilk reaktörde, metanlaşma süreci ise ikinci reaktörde gerçekleşmektedir. Özellikle glukoz gibi kolay parçalanabilir substrat ile beslenen tek kademeli reaktörlerde asidojen bakteriler metanojen bakterilere göre daha çok faaliyet göstererek sistemde asit birikimi söz konusu olur. Bu durumda, sistemin hız sınırlayıcısı olan metanojen bakteriler düşük pH'den olumsuz etkilenerek sistem kararlılığını kaybedip verimi düşer. Bu yüzden, klasik arıtma yöntemlerinin sınırlamalarının üstesinden gelebilmek için son zamanlarda iki aşamalı sistemler tercih edilmektedir. İki kademeli sistemler, birbirine seri bağlı iki reaktör ve her bir bakteri grubun gelişimi için ayrı optimum şartların sağlanması esasına dayanmaktadır (Koutrouli ve ark.,2009). Sistemin birinci aşamasında yer alan asidojenik bakteriler, pH=5-6 aralığı ve tipik olarak 1-4 gün HBS içerisinde organik substratları genel olarak organik asitler, hidrojen ve CO₂'e dönüştürmektedirler. İkinci reaktörde (kademede) metanojen bakterileri yer almaktadırlar. Asidojenlere göre daha yavaş üreme hızına sahip olan bu bakteriler, birinci aşamasından gelen organik asitleri metana dönüştürmek üzere daha nötr pH'lere (pH=7-8) ve 10-20 gün gibi daha uzun HBS'ye ihtiyaç duyarlar (Liu ve ark.,2012).

2.5.4. Anaerobik çürütücülerin avantaj ve dezavantajları

a- Avantajlar;

- Anaerobik çürütmenin en büyük avantajı, metan bakımından zengin bir gazı üretmesidir. Elde edilen metan gazının yüksek kalorifik değere sahip olup birçok arıtma tesisinde çamur çürütücülerin ısıtılmasında ve reaktör karıştırılmasında enerji kaynağı olarak değerlendirilmektedir.
- Ham çamurdaki organik katı madde gideriminin %30-50 civarında olması (Aydın 2004) çamur bertaraf maliyetini düşürmektedir.
- Anaerobik çürüme ile elde edilen stabilize çamur kokusuz olup sinek yayılma sorunu sınırlıdır. Ayrıca azot, fosfor gibi besin maddeleri içeren stabilize çamuru gübre olarak toprak iyileştirmesinde kullanılabilir.
- Özellikle termofilik şartlarda çalışan anaerobik çürütücüler, çevreye zarar verme potansiyeli olan patojenlerin büyük bir kısmı zararsız hale getirir.
- Reaktör hacim gereksinimi, köpüklenme sorunu, N ve P gereksinimleri ve atık biyokütle üretimi düşüktür.
- Aerobik olarak giderilemeyen bazı kompleks organik maddelerin giderimini sağlar.
- Yüksek OYH'lerde çalışabilmesi.

b- Dezavantajlar;

- Anaerobik çürütme, proses arızası riskini artıran bir takım çevresel faktörlere duyarlı karmaşık bir mikrobiyal süreçtir.
- Metanojenlerin toksik maddelere ve çevresel koşullarına (sıcaklık, pH, besin maddeleri, vb.) aşırı duyarlı olması
- Gerekli başlangıç evresi uzundur.
- Isıtma ve karıştırma gereksinimi vardır.
- Mikroorganizmaların askıda olmasını sağlamak için kullanılan dolgu malzemesi maliyeti vardır.
- Düşük organik madde içerikli atıkların çürütülmesinde ekonomik değildir.
- Her ne kadar kullanılan çok düşük maliyetli çürütücüler olsa da (Çiftlikler: özellikle gelişmekte olan ülkelerde) bu teknolojinin maliyeti, güvenilirlik ve yüksek verimlilik gerektiğinde artar; ayrıntılı biyoreaktör tasarımı, ileri izleme ve kontrol şemalarının

uygulanması veya eğitimli personelin istihdamı ile sistemin maliyetini önemli ölçüde arttırmaktadır.

2.6. Konu ile İlgili Yapılan Çalışmalar

Anaerobik çürütme , atık aktif çamurdan enerji elde etmek için ümit vaat eden bir teknolojidir. Ancak anaerobik çamur çürütülmesi hidroliz - asidifikasyonunun düşük etkinliği ile sınırlıdır ve konvensiyonel mezofilik anaerobik reaktörlerin çamur çürütme verimi %30-%50 ve içeriği çoğunlukla CH_4 ve CO_2 olan biyogaz üretim verimi $<40\%$ 'dır (Strong ve ark., 2011, Perez ve ark.,2011). Bu yüzden, son zamanlarda anaerobik çamur çürütme sitemlerinin hidroliz – asitleşme ve biyogaz üretim verimini arttırmak amacıyla ön-arıtma teknolojileri geliştirilerek başarıyla kullanılmaktadır.

An ark., (2017) tarafından yapılan çalışmada, çamurun TKM içeriğinin mezofilik anaerobik çürütücülerin üzerindeki etkisini araştırılmıştır. Bu amaçla besleme çamuru olarak kullanılan karışık çamuru TKM'si %2, %4 ,%6 ,%8 %,10 olacak şekilde hazırlanmıştır. Lab-ölçekli kesikli reaktörlere ham çamur numuneleri konarak 60 gün boyunca karıştırmadan 35 ± 2 °C'de inkübe edilmiştir. Buna göre volumetrik biyogaz üretimi TKM'nin artmasıyla artmıştır. Ancak maksimum nihai biyogaz verimi ($P=246,8$ mL/g UKM ek.) TKM %8'de elde edilmiştir. Ayrıca, TKM'nin artmasıyla reaktörün OYH'sı artarak susuzlaştırma verimi düşer. Bununla birlikte inhibisyona sebep olan amonyak ve ağır metaller OYH artmasıyla artarak biyogaz üretimini düşüreceği sonucuna varılmıştır.

Chen ve ark., (2016) tarafından yapılan çalışmada, domates bitkisi atığının farklı katı madde içeriği ile işletilen kesikli anaerobik reaktörlerin biyogaz üretim verimi incelenmiştir. Reaktörler mezofilik (37 ± 1 °C) ve oda sıcaklığı (20-25°C) şartlarında çalıştırılmıştır. %2, %4 ve %6 TKM ile işletilen mezofilik reaktörlerin, 22 gün çürütme periodunda biyogaz üretim verimi (P) sırayla 416, 306 ve 241 L/kg UKM iken buna paralel olarak oda sıcaklığında ve aynı AKM ile çalıştırılan reaktörler 14 gün çürütme sonucunda biyogaz üretim verimi sırasıyla 329, 282 ve 71 L/kg UKM olarak elde edilmiştir. Oda sıcaklığında ve %6 TKM ile çalışan reaktörün biyogaz üretimi, yüksek TKM konsantrasyonuna bağlı olan normal meyve ve sebze atıkları biyogaz üretme seviyesine (160-470 L / kg UKM) göre daha düşük elde edilmiştir (Bouallagui ve ark., 2005). Diğer tüm koşullarda elde edilen yaklaşık % 60 metan içeriğine kıyasla maksimum

metan içeriği, oda sıcaklığında ve %6 TKM ile işletilen reaktör için sadece % 30 elde edilmiştir.

Chen ve ark., (2012) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, karışık ham arıtma çamuru ile beslenen ve 5 L'lik hacme sahip olan mezofilik ($35 \pm 1^\circ\text{C}$) sürekli karıştırılmalı anaerobik reaktör (CSTR, 100 rpm) kullanılmıştır. Reaktör 455, 313 ve 200 l/gün akış hızı ve sırayla 11, 16, 25 gün CBS ile çalıştırılmıştır. 11 günlük CBS için reaktörün UKM giderimi %22,62 iken CBS'nin 16 güne çıkmasıyla UKM giderim yavaş yavaş %19,54'e inmiştir. UKM giderimi, CBS 25'e yükselmesinden pek etkilenmemiştir. Bu çalışmanın düşük UKM giderim verimlerinin sebebi, asedojen ve metanojen bakterilere substrat oluşturan TKM'nin düşük %UKM içeriğinden kaynaklandığı (Rubio-Loza and Noyola, 2009) dile getirilmiştir ki bu çalışmada bu değer %35,6-39,2 arasındadır. Aşı azlığı düşük UKM gideriminin bir başka nedeni olabilir. CBS 11'den 16 güne yükselirken biyogaz üretimi hızı 132'den 101 mL/L.gün'e düşmüştür. CBS 25 gün için ise biyogaz üretimi sabit kalmıştır (100 mL/L.gün). Sonuçlar mezofilik anaerobik çürütücüler, *E.coli* ve *Salmonella* sp. gideriminde etkili olduğunu göstermiştir. MPN (*most probable number*) yöntemi ile CBS'nin 11 ve 16 gün'den 25 gün'e çıkmasıyla giderim verimi, *E. coli* için 1.93, 2.98 ve 3.01 $\log_{10}$ birim ve *Salmonella* sp. için 1.93, 2.76 ila 3.72 $\log_{10}$ birim yükselmiştir. Ancak *Shigella* sp. her üç CBS'de giderimi anlamlı değilmiş. Patojen gideriminde Hem MPN hem de qPCR (*Quantitative polymerase chain reaction*) metotları tarafından benzer trendler elde edilmiştir.

Lili Ve ark., (2011) tarafından yapılan çalışmada, mezofilik anaerobik çürütücülerde 0.3 ve 0.4 (gasetik asit /gCaCO₃) UYA/ALK arasındaki değerler optimum biyogaz üretimini gösterirken, <0.3 veya > 0.4 g asetik asit /gCaCO₃ değerleri ise sırasıyla düşük substrat girişi veya aşırı yükleme koşullarını gösterir sonucuna varılmıştır.

Gonzalez-Gil ve ark., (2016) tarafından yürütülen çalışmada, üst mezofilik sıcaklık seviyesinde (37°C) çalışan tam karıştırılmalı yarı sürekli reaktörün uygulanan farklı OYH ve CBS'lerdeki performansı incelenmiştir. Çalışmada kullanılan 15 L'lik reaktör karışık çamurla (70/30 ,v/v) belenmiştir. Çürütücülerin operasyonu üç kademeye ayrılmıştır; başlangıç (0-15 gün) evresi OYH ve CBS'si sırasıyla 1gKOİ/l.gün ve 40 gün, 1.kademe (15-90 gün) 30 gün CBS ve ortalama 1,1gKOİ/l.gün OYH ile ve 2.kademesi ise (90-330gün) 20 gün CBS ve 1,8gKOİ/l.gün OYH ile çalıştırılmıştır. Buna göre 1.kademe için reaktörün UKM giderimi 57.9 ± 5.3 , biyogaz üretimi 0.55 ± 0.1 L/L.gün, metan yüzdesi 61.5 ± 0.5 , $UKM_{\text{çıkış}} = 11.8 \pm 0.8$ g/L iken 2.kademe için UKM giderimi 62.1 ± 3.6 , biyogaz üretimi 1.05 ± 0.11 L/L.gün, metan yüzdesi 58.9 ± 1.1 ve $UKM_{\text{çıkış}}$

=8,8+-0,7 g/L olarak elde edilmiştir. UYA(g/L) oranı her iki kademe için <0.01 elde edilmiştir ki bu da düşük substrat girişini gösterir (Lili, M. Ve ark., 2011).

Yu ve ark., (2014) tarafından yürütülen çalışmada, mezofilik ve termofilik koşullar altında ve 1 ile 10 arası değişen OYH (kg UKM/m³.gün) ile beslenen anaerobik çürütücülerin biyogaz üretim verimi incelenmiştir. Çalışmada kullanılan yarı sürekli reaktörler 150 L'lik hacme sahip olup karışık çamurla günlük olarak beslenmiştir. Mezofilik reaktörü, 19 hafta boyunca 35-37 °C'de tutulurken termofilik reaktörü ise 20 hafta boyunca 55-57 °C'de işletilmiştir. Buna göre mezofilik reaktörü için en yüksek biyogaz verimi OYH=5'te elde edilirken (689,44+-51 mL/g UKM , %CH₄=44,4+-62,6) termofilik reaktörün maksimum biyogaz üretim verimi ise OYH=3'te (749,69+-48 L/kg UKM, %CH₄=54,5+-61,9 elde edilmiştir.

Dai Ve ark., (2017) tarafından yapılan mezofilik (35 ±1 °C) anaerobik çalışmada ise, karışık çamurla beslenen 6 L'lik yarı- sürekl tam karıştırılmalı çürütücülerin biyogaz üretim verimi 200 mL/g UKM.gün olarak bulunmuştur.

The Public Works Research Institute, Ministry of Construction, Japan (1993) kurumu tarafından yapılan çalışmada, UKM/TKM oranı yaklaşık olarak 0.8 olan yüksek katı mde içerikli atıksu çamurunun mezofilik ve termofilik anaerobik çürütülmesi değerlendirilmiştir. Mezofilik şartlarda TKM'nin % 10'a kadar artması metan üretim performansını etkilemediği ancak amonyak inhibisyonundan dolayı termofilik şartlarda metan üretilmesinin çok düşük olduğunu bildirilmiştir. Sonuç olarak TKM ve UKM/TKM oranının sırasıyla %17 ve 0,9 olan younlaştırılmış atık aktif çamurun termofilik olarak çürütülmesinde amonyak sıyırma sisteminin gerektiğini rapor edilmiştir (Nakashimada et al., 2008).

Hidaka ve ark., (2013), tarafından yapılan çalışmada, mezofilik (35 0C) ve termofilik (55 °C) çürütücülerin farklı katı madde içeriğindeki çamur çürütme performansı araştırılmıştır. Çürütücülerin substratın katı maddesi çalışma süresince her iki mezofilik ve termofilik reaktör için %5, %7.5, %10 ve hacimsel organik yüklemesi her iki reaktör için sırasıyla 50-125 L/gün ve 25-75 L/gün arası olacak şekilde ayarlanmıştır. Buna göre, mezofilik reaktöründe, çıkış çamurun katı maddesi substrat katı maddesinin artmasıyla paralal olarak artmıştır. Ancak ortalama %UKM giderimi substratın katı maddesinden etkilenmeden %60 değerinde kalmıştır. Mezofilik koşullar için metan fermentasyon performansı daha yüksek substrat konsantrasyonu ve yükleme hızında bozulmamıştır. Termofilik reaktörü ise, mezofilik reaktörüne göre daha uzun HBS

ve düşük hacimsel OYH'ına sahip olmasına rağmen yüksek amonyaktan (>2000 mg N/L) dolayı ortalama %UKM giderimi %46 olmuştur.

Hariklia ve ark. (2003) tarafından yapılan başka bir çalışmada, yüksek sıcaklık (70°C) ön arıtımının birincil ve ikinci arıtma çamurların mezofilik ve termofilik anaerobik çürütülmesi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışmada kullanılan yarı sürekli ve günlük olarak beslenen reaktörlerin sonuçları aşağıda dört kademede özetlenmiştir.

1- Ön arıtma işleminin primer çamurun mezofilik anaerobik çürütülmesi üzerindeki etkisi;

70°C 'de 4 ve 7 günlük ön arıtım toplam metan üretimi üzerinde sırasıyla %16,2 ve 7,7'lik pozitif etkiye sahip iken, 1 ve 2 günlük ön arıtım belirgin etkisi olmamıştır. Öte yandan 1 ve 2 günlük ön arıtım ortalama metan üretimi hızının artmasına neden olmuştur (sırasıyla %9,2 ve 4,9 artış var).

2- Ön arıtma işleminin sekonder çamurun mezofilik anaerobik çürütülmesi üzerindeki etkisi;

Ön arıtma süresinin fonksiyonu olarak metan üretimindeki gözlenen artış, 1 günlük ön arıtım için %19,8,den başlanmış, 7 günlük ön arıtım için %25,9,e kadar çıkmıştır. Ayrıca ön arıtımından geçirilmemiş ikincil çamur ile karşılaştırıldığında, 4 günlük ön arıtmalı çamurun ortalama metan üretim hızında %114,6,lik bir artış gözlenmiştir. Burada birincil çamurun metan potansiyeli, ikincil çamur potansiyelinden yaklaşık 2,5 kat daha yüksek bulunmuştur. Ancak, birincil çamurla kıyaslandığında metan potansiyeli ve metan üretim hızına göre ikincil çamurun 70°C 'de ön arıtımı daha verimli olduğu sonucuna varılabilir.

3- Ön arıtma işleminin primer çamurun termofilik anaerobik çürütülmesi üzerindeki etkisi;

Burada, mezofilik ikincil çamur reaktöründe olduğu gibi ön arıtma süresi ile metan üretimi % 37,9–85,9 artarken, en verimli ortalama metan üretim oranı 2 günlük ön işleminde (ham çamura kıyasla% 76,5 daha yüksek) elde edilmiştir. Birincil çamurun termofilik anaerobik çürütülmesinde, özgül deney koşulları altında mezofilik anaerobik çürütmesine kıyasla daha düşük metan potansiyeli ve ortalama metan üretim oranı elde edilmmiştir. Bu durum, daha hassas termofilik metanojenik mikro organizmalara veya H_2 seviyelerinin artmasına engelleyici bileşenlerin varlığından kaynaklanabilir.

4- Ön arıtma işleminin sekonder çamurun termofilik anaerobik çürütülmesi üzerindeki etkisi;

Ön işleme tabi tutulmuş ikincil çamurun metan potansiyeli, işlenmemiş ham ikincil çamura göre hemen hemen aynı kalmıştır. Ancak, ortalama metan üretim hızı, ön işlem süresi ile yavaş yavaş artmış ve % 4.2'den % 36.8'e çıkmıştır. İkincil çamurun termofilik olarak çürütmesi ile metan potansiyeli, mezofilik çürümeye göre yaklaşık % 31 daha verimli olduğu elde edilmiştir. Yapılan bu çalışmada ön arıtma süresi, çamurun stabilize edilmek üzere sonraki anaerobik adımın sıcaklığının yanı sıra, primer ve skonder çamurların özellikleri ve bunların oranlarına bağlı olarak seçilmiştir.

Yinghong ve ark. (2014) tarafından yapılan çalışmada, sıfır değerli demirin (*zero valent iron, ZVI*) fazla aktif çamurun anaerobik olarak çürütmesi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bu amaçla, mezofilik (35 ± 1 °C) olarak işletilen reaktörlere sırasıyla 0, 1, 4 ve 20 g /L ZVI tozu eklenmiştir. 20 günlük fermentasyon sonuçlarına göre, ZVI dozajının artmasıyla metan üretimi artmıştır. 0, 1, 4 ve 20 g / L ZVI dozuna, kümülatif metan üretimi sırasıyla 192.6, 211.1, 233.8 ve 276.4 mL /g UKM olarak elde edilmiştir. ZVI eklemekten metan üretimi (Heo ve ark., 2003) referansına yaklaşmıştır. Bu çalışmada ZVI eklenmesiyle metan üretimi, ham çamuru -150 mL/g UKM (Heo, vd., 2008) veya alkali ön işlemde geçirilmiş çamuru - 220 mL/g UKM'nin (Carrere ve ark., 2010) çalışmalarına kıyaslandığında önemli ölçüde yüksek çıkmıştır. Metan konsantrasyonu, ZVI dozajının 0 g/L'den 4 g/L'ye çıkmasıyla kademeli olarak % 58.5'ten % 61.4'e yükselmiş ve daha sonra ZVI dozajını 20 g/L'ye çıkarken önemli ölçüde artarak % 68.9'a yükselmiştir. Hidroliz ve asitletme sırasında ZVI ile UYA'ların üretimi % 37.3 oranında artmıştır. 20 günlük çürütmeden sonra, 20 g /L ZVI'de metan üretkenliği ve çamur giderim oranı sırasıyla % 43.5 ve %12,2 oranında artmıştır.

Wei ve ark., (2018) tarafından yapılan çalışmada ise, aynı teknoloji primer çamur üzerine uygulanmıştır. Çalışma mezofilik 35 ± 1 °C seviyesinde gerçekleştirilmiştir. Reaktöre 1, 4 ve 20 g / L ZVI seviyesi dozlanmıştır. Kontrol testine kıyasla ZVI, primer çamurun anaerobik metan üretimi üzerinde aktif rol oynamıştır. En yüksek biyokimyasal metan üretimi olarak elde edilen 439 ± 5 mL CH₄ / gUKM değeri, ZVI=4g/L'de elde edilmiştir. ZVI kullanılmadığı kontrol testinde ise sadece 345 ± 2 mLCH₄ /gUKM üretilmiştir. Buna göre ZVI kullanımı, metan üretim veriminde % 26.9 ± 0.1 'lik artışa neden olmuştur. Ayrıca, ZVI ilavesi, normalize edilmiş kılcal emme süresinin 100'den 63~89 s'ye düşerek daha iyi susuzlaşma kabiliyetine sahip stabilize çamurun elde edilmesine imkan sağlamıştır. Yapılan son iki çalışmanın sonuçlarına göre, primer ve sekonder ham çamurların anaerobik olarak çürütülmesi sırasında reaktörlere ZVI ekleyerek, metan üretimi verimi yanında daha iyi bir susuzlaşma kabiliyetine sahip

stabilize çamurun elde edilmesi mümkündür. Bununla birlikte ekonomik analizler, ZVI teknolojisinin ekonomik olarak avantajlı olduğunu da göstermiştir .

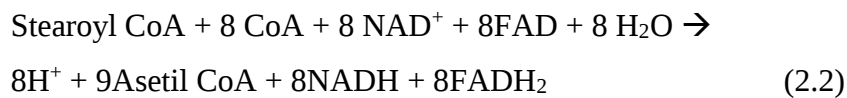
Camilla ve ark. (2015). Tarafından yapılan çalışmada, farklı OYH'ler ile çalışan mezofilik ve termofilik anaerobik çamur çürütme verimin üzerindeki ön işlemin etkisi araştırılmıştır. Reaktörler yarı-sürekli olup mezofilik 37 °C ve termofilik 55°C sıcaklık seviyelerinde 180 gün boyunca FBC ile düşük (0,7-1,0 kg UKM / m³. gün), orta (1.4– 1.8 kg UKM/m³.gün) ve yüksek (2,8–3,7 kg UKM/m³.gün) OYH'ler ile işletilmiştir. Sırasıyla, mezofilik ve termofilik çürütme verimliliği üzerindeki ultrason ve termal hidroliz ön işlemlerinin etkisi paralel çürütme testleri gerçekleştirilerek değerlendirilmiştir. Termal hidroliz, lipidlerin ve uzun zincirli yağ asitlerinin salımını arttırırken, ultrasounds uygulaması ise salınan maddenin ana bileşeni olan proteinler ile sonuçlanmıştır. 0,7 ve 1,4 kg UKM/m³.gün arasında OYH'ler ile çalıştırılan çürütücülerin, termofilik koşullara kadar sıcaklık artışından metan dönüşüm oranını önemli ölçüde etkilemezken, ön işlemlerin entegrasyonu ile organik dönüşümleri hızlandırmış ve sonuçta belirgin bir metan kazancı elde edilmiştir (+% 51'e kadar). Ultrason ile ayrışma ön-işlemi, 300W ve 24 kHz nominal güçte çalışan bir ultrasonik işlemci ile gerçekleştirilirken termal ön-işlemi ise, T = 135 °C sıcaklık ve p = 3.2 bar'da gerçekleştirilmiştir. Buna göre elde edilen deney sonuçları aşağıdaki Çizelge 2.6'da özetlenmiştir.

Çizelge 2.6 *MAÇ ve TAÇ'in tek ve ön işleme entegre edilmiş olarak ortalama performans sonuçları

	Düşük OYH (HBS=15-20 gün)	Orta OYH (HBS= 8-10 gün)	Yüksek OYH (HBS= 8-10 gün)
MAÇ			
% UKM _{gid.}	37 ±1	33 ±0,9	30 ±1,3
Biyogaz üretimi (m ³ /kg UKM)	0,27 ±0,01	0,26 ±0,01	0,26 ±0,01
Metan üretimi (m ³ /kg UKM)	0,17 ±0,01	0,16 ±0,01	0,16 ±0,01
US+MAÇ			
% UKM _{gid.}	40 ±1,6	39,5 ±1,5	33 ±0,7
Biyogaz üretimi (m ³ /kg UKM)	0,37 ± 0.04	0.34 ± 0.03	0.29 ± 0.02
Metan üretimi (m ³ /kg UKM)	0.24 ± 0.02	0.22 ± 0.02	0.19 ± 0.02
TAÇ			
% UKM _{gid.}	43 ± 1.5	42 ± 1.4	38 ± 1.1
Biyogaz üretimi (m ³ /kg UKM)	0.26 ± 0.02	0.31 ± 0.03	0.31 ± 0.03
Metan üretimi (m ³ /kg UKM)	0.16 ± 0.01	0.22 ± 0.02	0.21 ± 0.01
TH+TAÇ			
% UKM _{gid.}	46 ± 1.8	45 ± 1.6	37 ± 1.3
Biyogaz üretimi (m ³ /kg UKM)	0.36 ± 0.04	0.32 ± 0.03	0.32 ± 0.03
Metan üretimi (m ³ /kg UKM)	0.24 ± 0.02	0.22 ± 0.01	0.22 ± 0.02

*MAÇ= Mezofilik anaerobik çürütme, TAÇ = Termofilik anaerobik çürütme, US = Ultrasonik ve TH = Termal hidrolik ön arıtma göstermektedir.

Yağ-gres ve lipid (YGL) maddelerinin anaerobik olarak parçalanması ve metana çevriminde parçalanma ile gliserol ve yağ asitleri oluşur. Yağ asitleri, çift ve tek karbon sayılı olanlar sırasıyla atomlu asetil CoA (asetik asit) ve asetil CoA+propiyonil CoA moleküllerine dönüşürler (Abeles ve d., 1992). Reaksiyon heterotrofik bakteri tarafından hem aerobik hem de anaerobik şartlarda gerçekleştirilir (denklem 2.1 ve 2.2).



Yağ içeriği yüksek olan atıkların arıtma çamurları ile birlikte çürüterek elde edilecek biyogaz artışı konusunda çeşitli çalışmalar yapılmıştır. YGL maddesinin anaerobik çürütme prosesinde oluşturduğu ara ürünler (uzun zincirli yağ asitleri, UZYA)

bakteriler üzerinde toksik etki oluşturmaktadır. Toksik etki UZYA tipine, sıcaklık seviyesine ve mikrobial popülasyona göre değişmektedir. Burada Oleik, palmitik ve stearik asitler en yüksek toksisiteye sahip yağ asitleri olarak belirlenmiştir (Silvestre ve ark., 2011).

Silvestre ve ark., (2011) tarafından yapılan çalışmada yaptıkları lab-ölçekli sürekli karıştırmalı (CSTR) anaerobik termofilik çürütme çalışmasında arıtma çamurları ile birlikte 3 farklı seviyede (% 12, 27 ve 37 KOİ) yağlı atık yüklemesi gerçekleştirilmiştir. İlk iki OYH seviyesi olan 2.2 ve 2.8 kg KOİ/ m³.gün için metan oluşumunda 1.2 ve 2.2 kat artış elde etmişlerdir. Üçüncü OYH seviyesinde ise metan üretiminde kararsızlık gözlenmesiye birlikte sistemde UZYA birikmesi gerçekleşmiş olup çıkış suyundaki UZYA artışı stabilize çamurun susuzlaşma kabiliyetinin düşmesine neden olmuştur. Çalışmanın spesifik metanojenik aktivite deneyinin sonuçlarına göre asetoklastik aktivite artış gösterirken, hidrojenotrofik aktivite düşüş göstermiştir. Sonuç olarak bakterilerin UZYA'lara toleransını daha çok geliştirmek için, lipid içerikli maddelerin çürütücülere düşük hızla arttırarak eklenmesi önerilmiştir.

Soto ve ark. (1993) tarafından yapılan çalışmada, yağlı atıkla arıtma çamurunun biyo ayrışabilirliği termofilik sıcaklıkta gerçekleştirilmiş ve arıtma çamuruna göre 7 kat kirletici yüküne sahip yağlı atığın bünyesinde mevcut UZYA'ların %50'si oleik asit ve %17-18'i de linoleik ve palmitik asitin oluşturduğunu belirlemişlerdir. Arıtma çamurunda ise en fazla oleik asitin daha sonra miristik ve linoleik asitlerin baskın türler olduğu belirlenmiştir. YG ve uçucu yağ asitleri yüzey aktif maddeler olarak, hidroksillenmiş ve çapraz bağlanmış yağ asitleri, glikolipidler, lipoproteinler, fosfolipid ve polisakkarit-lipid kompleksleri ise mikro organizmaların metabolik aktiviteleri sonucu oluşan biyolojik yüzey aktif maddeler olarak tanımlanmaktadır (Kosaric, 1992; Ron and Rosenberg, 2002; Nitschke and Pastore, 2006). Bu maddeler anaerobik çürütücülerde bolca mevcuttur ve daha küçük ve basit moleküllu bileşiklere parçalanmaktadır (Gerardi, 2003).

Lipidler suda çözünmeyen çok yüksek hidrofobik özelliğe sahip organik moleküllerdir ve bu sayede çamurdaki katı partiküllere bağlanırlar. Evsel ve endüstriyel atıksularda ve sonrasında çamurlarında en çok rastlanan lipidler katı yağlar (fat) ve sıvı yağlar (oil)'dır. Anaerobik çürütücüye giren yağlar hidroliz sonucu gliserol ve yağ asitlerine ve son olark organik asitlere dönüşürler (Gerardi, 2003). Katı ve sıvı yağlar, primer çamurunda kuru maddenin yaklaşık %6.4-14.8 seviyesinde bulunurken anaerobik çürütücülerde ve fazla biyolojik çamurda daha düşük yüzdelerde (sırasıyla %2.4–9.0 ve 0.8–2.52 kuru madde) belirlenmişlerdir. Aynı çalışmada lipidlerin anaerobik

çürütücülerde proteinlerden daha hızlı kullanıldığını ve başlangıç konsantrasyonundan bağımsız olarak 1.07 mg/g denge değerine düştüğü belirlenmiştir.(Gonzales ve ark., 2003).

Xu ve ark., (2015) tarafından yapılan çalışma sonuçlarına göre katı yağ, sıvı yağ ve gres maddeleri, anaerobik çürütme prosesinde biyometan oluşumunu arttırabilmektedirler. Bu maddelerin çürütücülere aşırı beslenmesi sonucunda reaktörde uzun UZYA'lerin birikerek toksik etki göstermesine neden olmuştur. Buna göre optimum yükleme hızının belirlenmesi çalışmasında beta oksidasyonla UZYA-parçalayan sintrofik genus *Syntrophomonas*'ın yağ beslenen çürütücüde toplam bakteri içindeki popülasyonu %3'den 15'e çıktığı ve optimum UZYA yükleme hızının (0-1.5x10⁻¹² g UKM yağ/16S gen kopyası.g⁻¹) çıkış suyunda 30 mg UZYA/gTKM konsantrasyonu elde edilmiştir. Yavaş büyüyen bu bakterinin çürütücülerde çoğaltılmasının yüksek çamur yaşı ile mümkün olduğu belirtilmiştir.

Ryan ve ark., (2016) tarafından yapılan çalışmada, Evsel AAT anaerobik çürütülmüş çamur numunelerinde %1.8-8 seviyesinde YG içeriği gözlenmiştir. YG içeriği arttıkça susuzlaşma özelliğinde azalma gerçekleşmiştir. Ancak, %3'e kadar kül ilavesi ile susuzlaşma özelliğinin arttığı belirlenmiştir. Bu yöntemde kül yüzdesi, çamurun ağır metal içeriğini izin verilen seviyede tutarak ayarlanmsıyla uygulanabilir olduğu belirtilmiştir.Yapılan bir başka çalışda ise, farklı YGL içeriğindeki (ağırlıkça %1.8-8.0) stabilize çamur örneklerinde yapılan şartlandırma çalışmasında %2-12 (w/w) aralığında kireç ve alumun kullanılmıştır. Analiz sonuçlarına göre maksimum susuzlaşma için optimum dozaj kireç ve alum için sırasıyla %6 ve %4 olarak bulunmuştur (Hwa ve ark., 1997).

Tandukar ve Pavlostathis, (2015) tarafından YGL'lerin anaerobik olarak çürütülmesi ile ilgili yapılan çalışmada, yağ ve lipid maddelerinin anaerobik çürütme prosesinde artan biyogaz üretimine neden oldukları ortaya konmuştur. Buna göre YG içerikli organik atıklar anaerobik çamur çürütücülere kabul edilebilir sonucuna varılmıştır. ÖÇÇ, yoğunlaşmış FBC ve KÇ ile birlikte eklenen YGL maddelerinin 35 °C'de maksimum çürütülebilirliği araştırılmıştır. Metan dönüşümüne yönelik nihai KOİ giderimi ÖÇÇ, FBC, ÖÇÇ+FBC (40:60 w/w) endüsteriyel sıvı atıktatı ve YGL için sırasıyla % 49.2, 35.2, 40.3, 72.7 ve 81.1 olarak elde edilmiştir. Biyogaz üretimi önemli miktarda artmış ve kontrol reaktörü ile benzer kalitede çıkış çamuru elde edilmiştir.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Ham Çamur Kaynağı ve Karakterizasyonu

Yapılan bu tez projesi kapsamında, ham çamur numuneleri Konya Atıksu Arıtma Tesisi (KOSKİ-AAT) ön çökeltme havuzu (ÖÇÇ) ve geri devir hattından (FBÇ) temin edilmiştir. Karışık çamur (KÇ) ise, %60 ÖÇÇ ve %40 FBÇ karışımından hazırlanmıştır. Çamur numuneleri 2-4 haftalık periyotlarla alınarak, çamur özelliğinin ve mikrobiyal aktivitenin koruması amacıyla 4 °C’de saklanmıştır. Aşı çamuru ise, aynı tesisin mezofilik anaerobik olarak işletilen çürütücü çıkışından alınmıştır. Ham çamur numunelerinin karakterizasyonu **Çizelge 3.1**’de verilmiştir. ÖÇÇ’nin katı madde değerlerinin FBÇ’ye göre oldukça yüksek seviyede gerçekleştiği gözlenmiştir. pH’nın asidik seviyesi ÖÇÇ için anaerobik hidroliz ve asitlenme reaksiyonlarının başladığını göstermektedir.

Çizelge 3.1. Mevcut çalışmada kullanılan ham çamurların karakterizasyonu

Parametre	ÖÇÇ	FBÇ
pH	6.3 – 7	7.2-8
TKM (mg/L)	30000-50000	7000-11000
UKM (mg/L)	20000-35000	5000-8000
Susuzlaşma (s)	300-600	100-150

3.2. Yarı-Sürekli Anaerobik Reaktör Çalışması

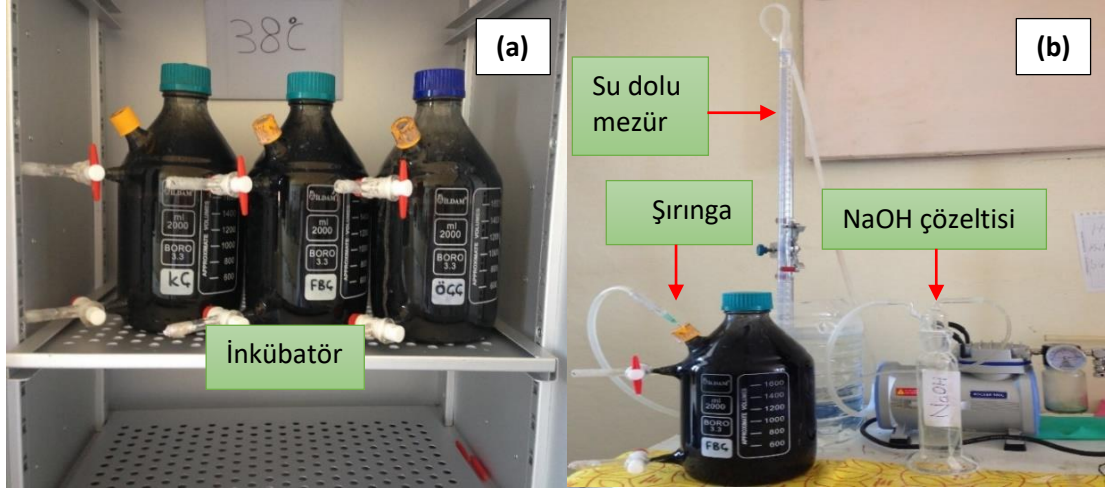
Yapılan bu tez çalışması, 2 L’lik toplam hacme sahip gaz çıkışı ve numune çıkışları bulunan 3 adet özel yapım cam reaktörlerde gerçekleştirilmiştir. Paralel olarak çalışan anaerobik çürütücüler 1500 mL’lik aşı çamuru ile kurulmuştur. Reaktörler, yarı sürekli modda ve 38 °C sabit sıcaklık seviyesinde işletilmiştir. Çalışmada ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ ham çamurları reaktörlere 5 farklı HBS ve OYH uygulanmıştır (Çizelge 3.2). Reaktörlerin adaptasyon süreci normal 5 OYH’den daha düşük OYH ile 30 gün sürmüştür. OYH artışı reaktörde kararlı işletim sonrasında uygulanmıştır. Ayrıca FeCl₃’ün anaerobik çürütme prosesinin son basamağında yer alan metanojen bakterileri üzerine toksik etki yaratan toplam çözünmüş sülfür (TÇS) toksisitesi üzerindeki etkisi de izlenmiştir. Bu amaçla, her yüklemenin son 7 günü süresince tüm reaktörlere (ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ) FeCl₃ tuzları eklenmiştir. FeCl₃ uygulaması, ilk 3 OYH’ında 53 mg/l, son 2 OYH’ında ise doz etkisini görmek için bunun 1.5 katı olan 79,5 mg/l şeklinde dozlama

yapılmıştır (Çizelge.3.2). Eklenen FeCl_3 , reaktörde oluşan TÇS ile çökelek oluşturarak çökmesiyle TÇS etkisi azaltılmaya çalışılmıştır.

Çizelge 3.2. Yarı-sürekli anaerobik çamur çürütme çalışması programı

Çamur tipi	HBS (gün)	OYH (kg UKM/m ³ .g)	İşletme Süresi (gün)	FeCl_3 (mg/l)
ÖÇÇ	25	1.3	40	53
	22	1.5	26	53
	20	1.65	19	53
	16	2.08	34	79,5
	12	2.75	14	79,5
KÇ	25	0.72	40	53
	22	0.82	26	53
	20	0.9	19	53
	16	1.13	34	79,5
	12	1.5	14	79,5
FBÇ	24	0.33	40	53
	20	0.4	26	53
	18	0.44	19	53
	14	0.57	34	79,5
	10	0.67	14	79,5

Çizelge 3.2’de belirtilen OYH’ları, ham çamurların UKM ve reaktörlere günlük olarak yapılacak besleme hacmi ayarının yapılmasıyla sağlanmıştır. Bu nedenle, gerektiğinde ham çamur numunelerinde yoğunlaştırma/seyreltme işlemleri yapılmıştır. Reaktörlerin beslenmesi sabah saatlerinde (9:00-10:00) ve haftanın tüm günlerinde (7 kez/hafta) günlük tek besleme olarak gerçekleştirilmiştir. Besleme işlemi yapılmadan önce, reaktörlerden besleme hacminde stabilize çamur çıkışı yapılmıştır (Şekil 3.1). Anaerobik ortamı sağlanması gereği reaktörler, beslendikten hemen sonra N_2 gazı ile (3 dakika) gazlanarak 38 °C’de ayarlanmış etüvde inkübe edilmiştir. Reaktörün karıştırma işlemleri, beslendikten ve gaz ölçümünden olmak üzere günde 2 kere elde çalkalanması suretiyle gerçekleştirilmiştir. Yapılan bu tez çalışması ham çamurun temin edilemediğinden kaynaklanan tüm aksamalar dahil olmak üzere 14.12.2017- 29.06.2018 tarihler arasında toplam 198 gün sürmüştür .



Şekil 3.1. 38 °C’de inkübe edilen (a) ÖÇÇ, FBÇ, KÇ reaktörleri ve (b). metan ölçme düzeneği görüntüleri

3.3. Analizler

Yapılan bu çalışmada, çürütülerin çıkış stabilize çamur numunelerinde TKM, UKM, susuzlaşma süresi, toplam çözülmüş sülfür (TÇS) konsantrasyonu, UYA, pH ve yağ-gres parametreleri, APHA-2005 standart metotlarına göre belirlenmiştir (Çizelge 3.3). Stabilize çamurların N ve P içeriği ise, TN ve TP kitleri ile spektrofotometrik olarak belirlenmiştir. Metan ölçümü ise, reaktörlerde oluşan biyogaz NaOH alkali çözeltisinden geçirilerek sıvı yer değiştirme metodu (2720 A-B; APHA, 2005) ile günlük olarak ölçülmüştür.

Çizelge 3.3. Stabilize çamur numunelerinde uygulanan izleme programı ve analiz metotları

Parametre	Birim	Analiz Periyodu (gün)	Analiz Metodu (APHA, 2005)
TKM	mg/l	3 kez /Hafta	Standart Metod, 2540 B
UKM	mg/l	3 kez /Hafta	Standart Metod, 2540 E
UYA	mg CaCO ₃ /l	2 kez /Hafta	Kapp Metodu, Üç Noktalı Titrasyon
pH		3 kez /Hafta	Standart Metod, 4500- H
TÇS	mg/l	3 kez /hafta	Standart Metod, 4500-C-F
Susuzlaşma süresi (time to filter)	Saniye (s)	4 kez/OYH	Standart Metod, 2710-H
İletkenlik	mS/cm	3 kez /Hafta	Standart Metod, 2510 B
Yağ-Gres	%TKM	4 kez / Hafta	Standart Metod, 5520-E
TN	mg N/L	3 kez /5OYH	TN kiti- Spektrofotometrik Yöntem
TP	mg PO ₄ ²⁻ /L	3 kez /5OYH	TP kiti- Spektrofotometrik Yöntem

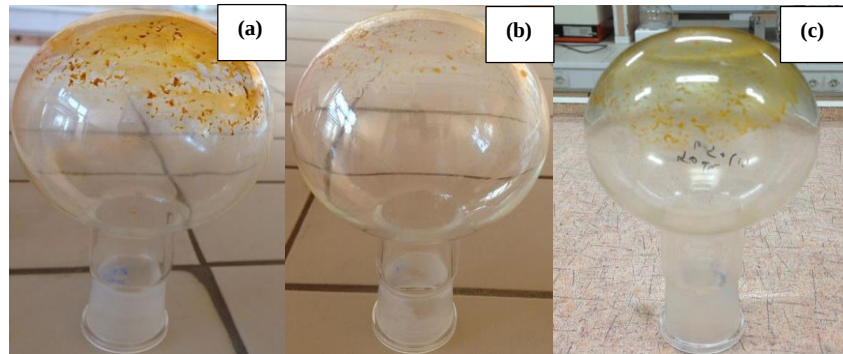
3.3.1. Yağ-gres ölçümü

Atıksuda bulunan yağ-gresin bir kısmı, katı maddelerin ön çökeltme tankında çökmesiyle birlikte çökerek ÖÇÇ'ye geçmektedir. Bunun yanında, biyolojik arıtma ünitesinde de bakteri yüzeylerine yağ-gres adsorplanması söz konusudur. ÖÇÇ'nin FBC'den daha fazla yağ-gres bulundurması beklenen sonuçtur ve Gonzales ve ark., (2003) tarafından da yapılan çalışmada yağların primer çamur içeriğinde kuru madde ağırlığının %6.4-14.8'ine ulaşırken sekonder çamurda %2.4-9.0 ve anaerobik çürütücü çamurunda ise 0.8-2.52 oranlarında kaldığı ortaya konmuştur.

Anaerobik çamur çürütme sistemlerinin stabilize çamurundaki yağ-gres konsantrasyonu, besleme çamurun özelliği, anaerobik çürütücü tipi ve işletme şartları ve buna bağlı olarak organik madde giderim performansına göre değişmektedir. Stabilize çıkış çamur numunelerinde yağ-gres konsantrasyonu, Standart Metod, 5520-E'e göre ölçülmüştür. Buna metoda göre, %TKM cinsinden ifade edilmektedir.



Şekil 3.2. Yağ-gres ekstraksiyon düzeneği



Şekil 3.3. ÖÇÇ (a), FBC (b) ve KÇ (c) reaktörlerinin çıkış çamur numunelerinde elde edilen yağ-gres görüntüleri

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

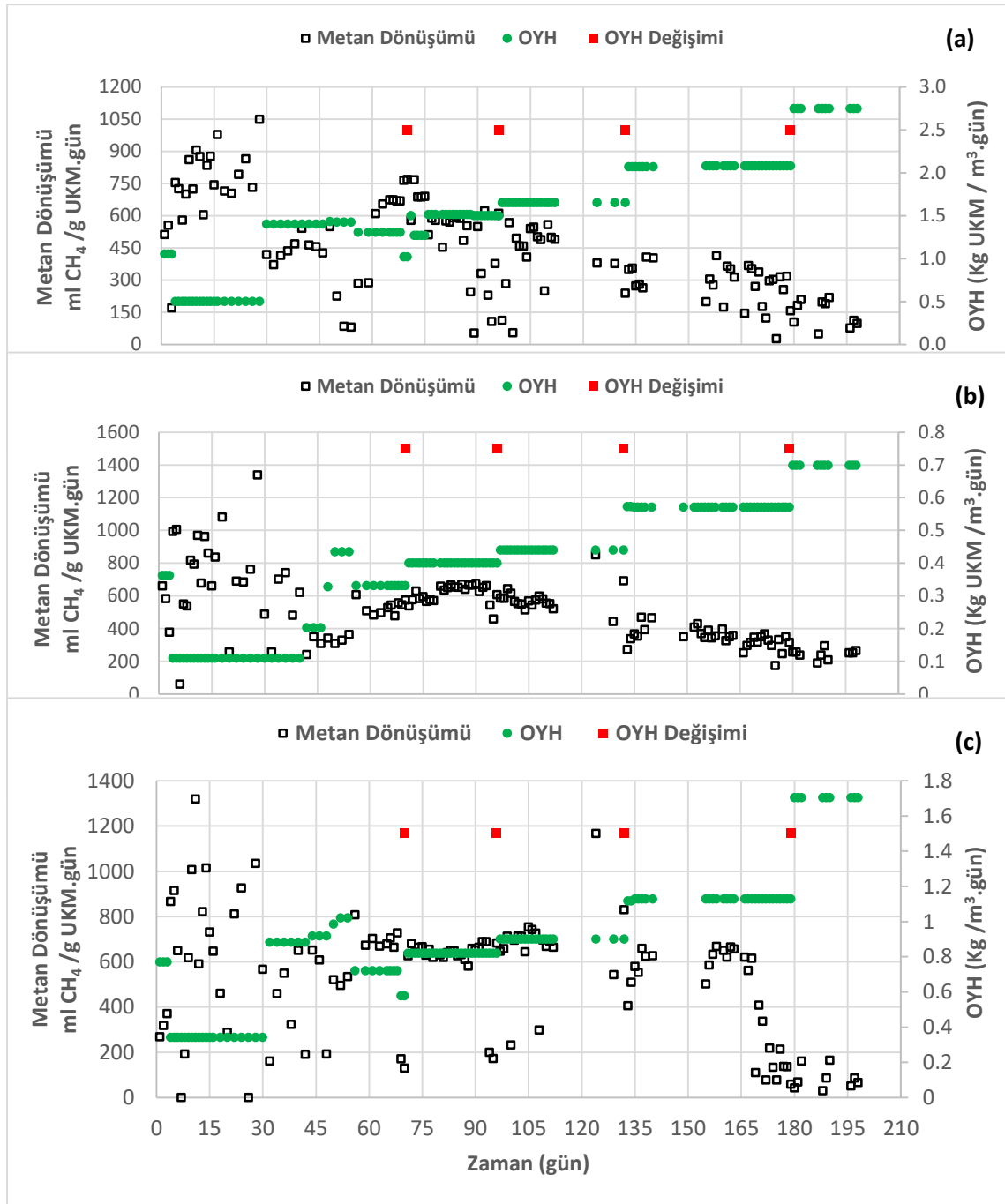
Üst mezofilik sıcaklık (38 °C) şartında, AAT çamurlarının ayırık ve karışık anaerobik çürütme potansiyeli ve elde edilen stabilize çamurun kalitesinin araştırılması amacıyla yapılan bu tez çalışması 5 farklı HBS ve OYH toplam 198 gün süresince uygulanmıştır. Bu süre zarfında, işletilen ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ reaktörlerden elde edilen proses performansı ve çıkış çamur kalitesi sonuçları incelenerek optimum proses değerlendirmesi yapılmıştır.

4.1. Metan Dönüşümü

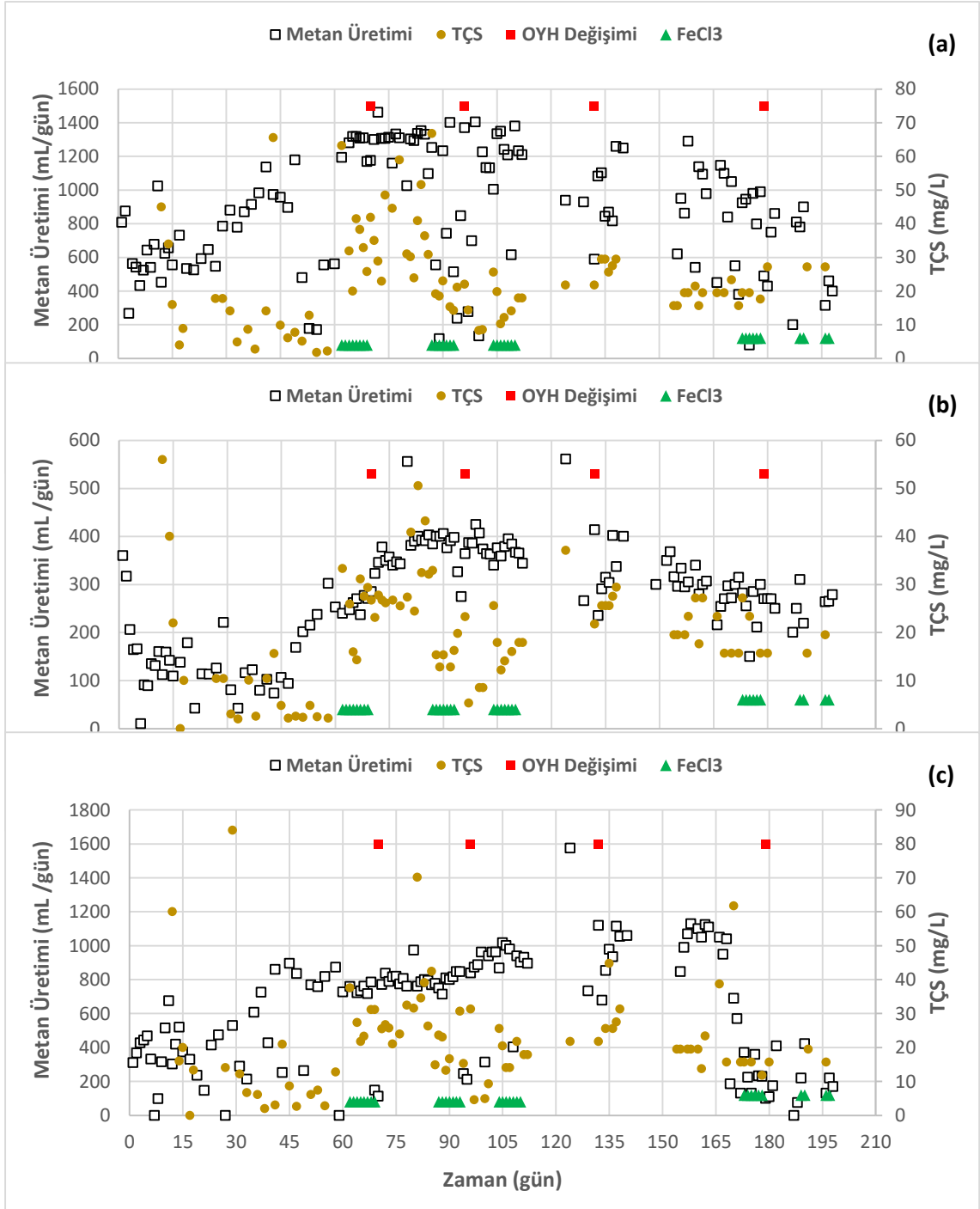
Çalışmanın adaptasyon döneminde metan dönüşümü FBÇ ve KÇ için çok geniş bir aralıkta salınım gösterirken ÖÇÇ için daha kararlı ve sınırlı bir aralık elde edilmiştir (600-900 mL CH₄/g UKM_{ekl}.gün). OYH arttırılması ile ilk seviyede bütün reaktörlerde metan verimi belirgin bir şekilde düşmüştür ve bu dönemde OYH'ları bir miktar düşürüldüğünde metan dönüşümü değerlerinde bütün reaktörlerde artış ve kararlı bir üretim gözlenmiştir. ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ çürütmesinde sırasıyla 2. (1.5 kg UKM/m³.gün) , 3. (0.44 kg UKM/m³.gün) ve 4. (1.13 kg UKM/m³.gün) seviyeden itibaren metan veriminde belirgin bozulma oluşmuş ve optimum OYH'ları 1.3, 0.4 ve 0.9 kg UKM/m³.gün olarak elde edilmiştir. Bunlara karşılık gelen HBS değerleri ise sırasıyla 25, 20 ve 20 gün olarak elde edilmiştir (Şekil 4.1 a, b c).

4.2 Günlük Metan Üretimi ve TÇS Oluşumu

Maksimum günlük metan üretimi ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ için sırasıyla 1282±108, 392±65 ve 961±297 mL/gün değerlerine 1.50, 0.44 ve 0,9 OYH'larında ulaşmıştır. TÇS konsantrasyonu 2. OYH'den itibaren belirgin bir düşüş göstererek bütün reaktörler için 30 mg S²⁻/L'nin altında gerçekleşmiştir. Demir klorür ilavesinin TÇS konsantrasyonu üzerinde belirgin bir yönde etkisi çok kısıtlı sayıda gözlenmiştir. ÖÇÇ için 1. yüklemede arttırıcı 2. Yüklemede azaltıcı yönde etki yaparken sonrasında etkisiz kalmıştır (Şekil 4.2 a). FBÇ ve KÇ için de 1 ve 3. yüklemede arttırıcı, 2. yüklemede azaltıcı etki gösterirken sonrasında etkisiz kalmıştır (Şekil 4.2 b-c).



Şekil 4.1. ÖÇÇ (a) FBÇ (b) ve KÇ (c) reaktörü için zamana göre üretilen günlük ml CH₄/ gUKM profili



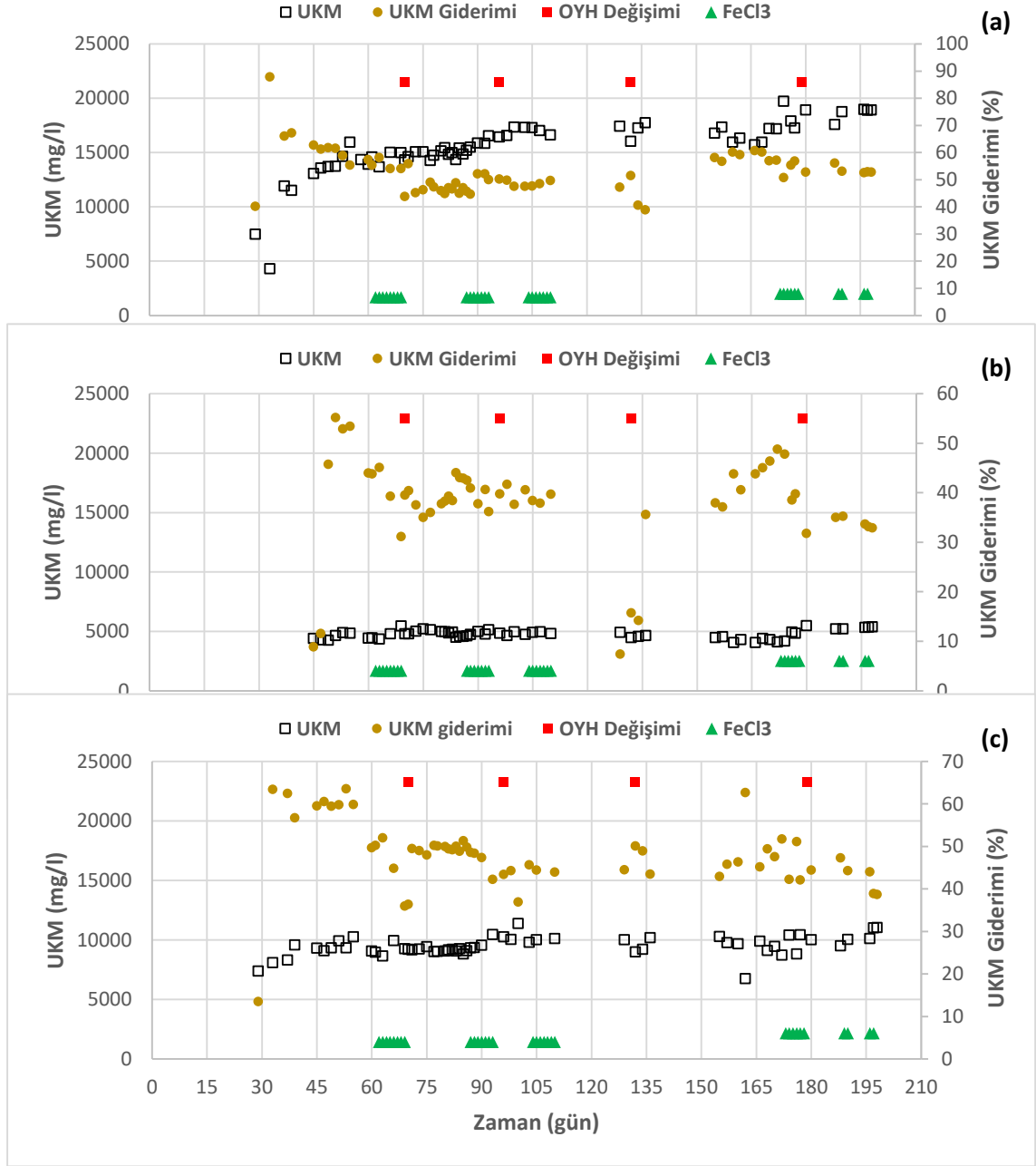
Şekil 4.2. ÖÇÇ (a), FBÇ (b) ve KÇ (c) reaktörlerinin günlük CH_4 ve sülfür oluşumunu zamanla değişimi ve FeCl_3 'ün CH_4 üretimi üzerindeki etkisi

4.3. UKM Konsantrasyonu ve Giderimi

Anaerobik arıtma sistemlerinde, çürütücülere hidroliz hızından yüksek değerlerde organik yük yükleme sonucunda sistemde katı madde birikimi söz konusu olur. Bu durumda, çıkış çamurun UKM konsantrasyonu artarak prosesin performans parametresi olan UKM giderim verimi düşmeye başlar. ÖÇÇ reaktörünün çıkış çamur numunelerinde UKM konsantrasyonu, artan OYH ile artış gösterirken UKM giderim verimi düşüş göstermiştir (Şekil 4.3, a). Maksimum giderim %60.7 ile 4. OYH’ında elde edilmiştir. Bu periyotta UKM gideriminin artması hidroliz basamağından ziyade metanlaşma basamağının inhibe olduğunu göstermiştir.

Sekonder çamuru, primer çamura göre daha zor ayrışabilir içeriğe sahip olması nedeniyle, FBÇ reaktörün metan üretim veriminde olduğu gibi, UKM giderimi de düşük çıkmıştır. Bununla birlikte OYH, FBÇ reaktöründe ÖÇÇ ve KÇ reaktörlerine göre daha düşük hızlarla uygulanmıştır. Dolayısıyla bu reaktörün UKM giderim verimi, OYH’ından etkilenmese de çalışma boyunca %40 seviyesinden 4. OYH’ında %50’ye yaklaşmıştır (Şekil 4.3 b). Bunda demir klorür ilavesinin etkisinden bahsedilebilir. KÇ reaktöründe ise, 2. OYH’ında en yüksek ve kararlı seviye olarak %50’de ve çalışmanın geri kalanında %42-52 aralığında gerçekleşmiştir (Şekil 4.3 c).

ÖÇÇ, KÇ ve FBÇ reaktörlerin, UKM giderim verimi açısından ÖÇÇ >KÇ >FBÇ şeklinde sıralama elde edilmiştir. Literatürde yer alan çalışmalara göre, konsantre ham çamurların (ÖÇÇ) anaerobik (36 °C) olarak çürütülmesi sonucunda %54.2 (Li ve diğ., 1997) ve FBÇ’nın mezofilik olarak çürütülmesi ile %44 UKM giderimleri (Atila 2002) elde edilmiştir. Buna göre, yapılan bu çalışma %UKM giderim verimi açısından literatürdeki çalışmalara yakınlık göstermiştir.

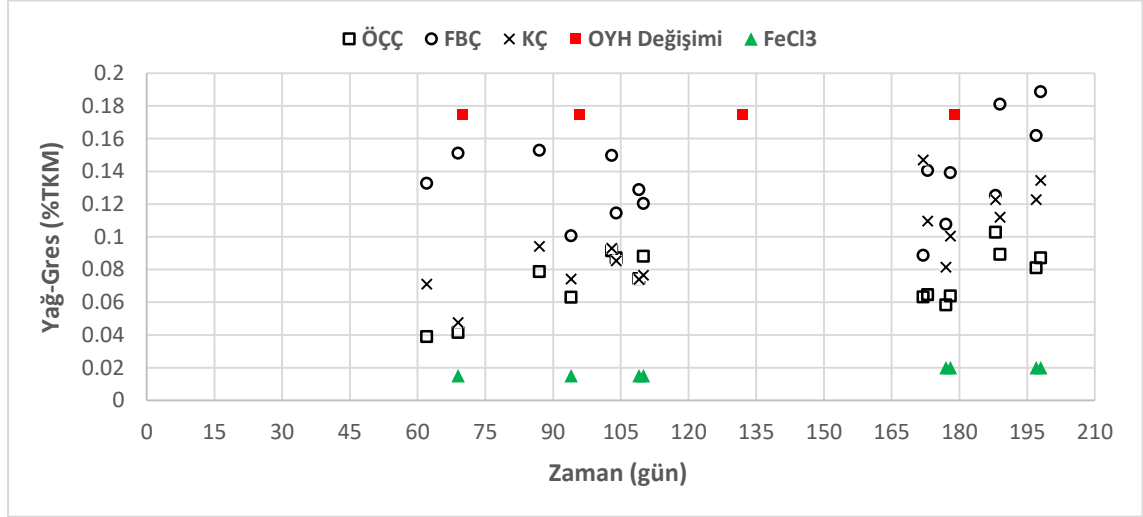


Şekil 4.3. ÖÇÇ (a), FBÇ (b) ve KÇ (c) reaktörlerinin %UKM gideriminin zamanla değişimi

4.4. Stabilize Çamur Yağ-Gres İçeriği

Yağ-gres seviyesi diğer çamurlara göre % 0,10-0,19 ile en yüksek stabilize FBÇ’de gerçekleşmiştir. (Şekil 4.4 a). Stabilize ÖÇÇ ve KÇ yağ-gres içerikleri ilk 3 OYH’nda benzer iken son 2 OYH’nda KÇ değerleri yüksek seviyelere ulaşmıştır. Bunda FBÇ içeriğindeki yağ-gresin etkisi söz konusu olabilir. FBÇ’nin anaerobik hidrolizinin yavaş olması sebebiyle artan OYH’larında yağ-gresin parçalanmasında da paralel

azalmanın olduğu kabul edilebilir. ÖÇÇ için ise artan OYH'larının yağ-gres hidrolizini etkilemediği sonucuna varılabilir. Artan yüklemelerle çamur TKM içeriğinin en fazla artışı ÖÇÇ için gerçekleşirken FBÇ (7000±700 mg/L) ve KÇ (17000±600 mg/L) için kararlı seviyelerde son yüklemeye kadar değişmeden kalmışlardır (Şekil 4.6).

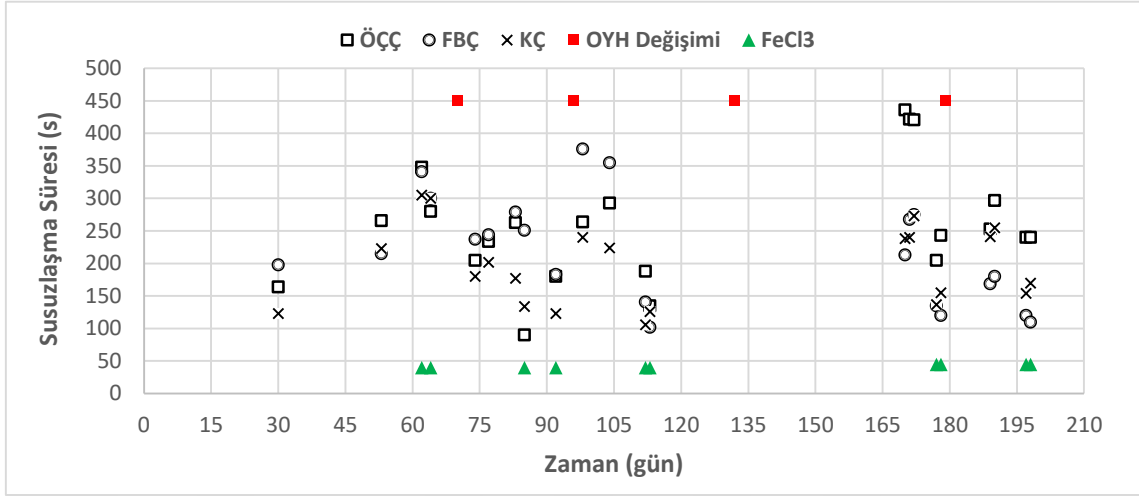


Şekil 4.4. Stabilize ÖÇÇ, KÇ ve FBÇ içeriğinde yağ-gres değişim

4.5. Susuzlaşma Kabiliyeti

Filtreleme süresi, stabilize çamurların susuzlaşma kabiliyetinin belirlenmesinde kullanılan en önemli bir parametrelerden biridir. Uygulanan anaerobik çürütme metodu, çıkış çamurun TKM, UKM ile yağ-gres muhtevası gibi parametreler stabilize çamurların susuzlaşma özelliğini etkilemektedir. Yapılan bu çalışmada, besleme çamuru olarak kullanılan ÖÇÇ ve FBÇ fraksiyonlarının içerik ve yapı bakımından farklılıklarını anaerobik stabilizasyon sonrasında da farklı susuzlaşma özellikleri ile gösterdikleri gözlenmiştir (Şekil 4.7). Aynı zamanda, çalışmada süresince uygulanan farklı OYH'ları, reaktörlerin katı madde konsantrasyonunu değiştirerek susuzlaşma süresini etkilemiştir. FBÇ için artan OYH'larında ve demir klorür ilavesi ile artan susuzlaşma özelliği gözlenmiştir. Bunda yüksek OYH'larında düşük HBS'de daha düşük seviyede anaerobik parçalanma ile mevcut bakteri/flok yapısının korunarak ham çamurdaki yüksek susuzlaşma kabiliyetine yaklaştığı gözlenmiştir. ÖÇÇ ve KÇ için ise en iyi susuzlaşma seviyeleri 2. OYH'nda elde edilmiştir. TÇS kontrolü için kullanılan FeCl₃'ün çamur şartlandırıcı etkiye sahip kimyasal bir madde olması (Toprak, 2002; Aydın, 2004) çamur susuzlaşma süresi üzerindeki olumlu etkisi ile gözlenmiştir (Şekil 4.7). Sonuç olarak,

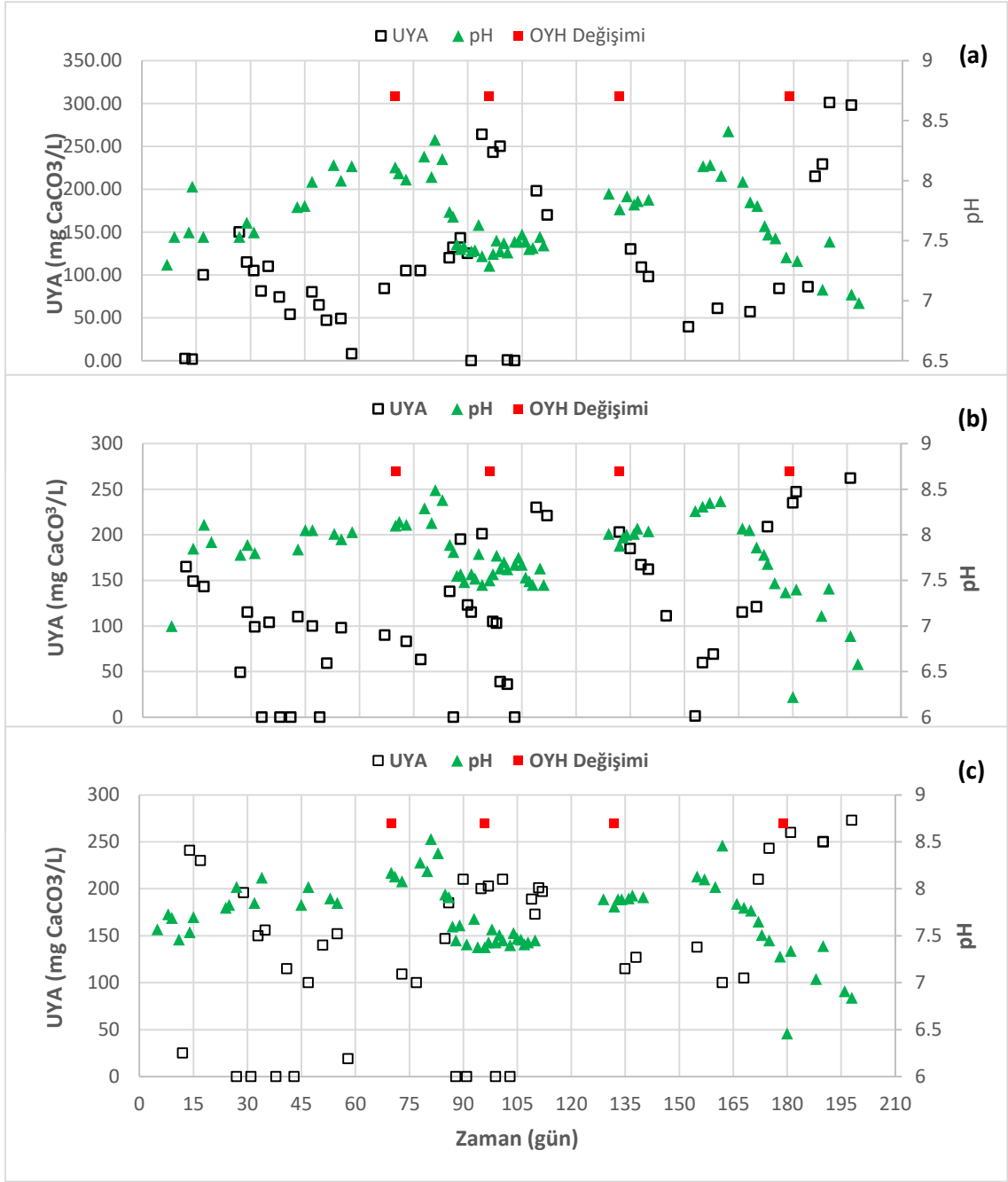
yapılan bu çalışmada kullanılan ÖÇÇ, FÇ ve KÇ reaktörlerinin çıkış çamurlarında izlenen susuzlaşma süreleri sırasıyla 90-436, 100-350 ve 123-300 s aralığında değişmiştir.



Şekil 4.5. Stabilize ÖÇÇ , FBÇ ve KÇ ile elde edilen susuzlaşma/filtreleme sürelerindeki değişim

4.6. UYA ve pH Dengesi

ÖÇÇ çürütmesinde yüklemeler boyunca pH 7.5-8.3 arasında iniş çıkışlı seyrettilmiştir (Şekil 4.6 a). pH değişimi UYA ile zıt yönde gerçekleştiği için reaktörde UYA konsantrasyonunun etkisinde kaldığı kabul edilebilir. Özellikle 2. ve 5. OYH’nda gerçekleşen yüksek UYA seviyeleri, metan bakterilerini strese sokan bir veya daha fazla faktör olduğunu göstermektedir. Benzer şekilde FBÇ çürütmesinde de pH son OYH’na kadar 7.5-8.3 aralığında oluşarak UYA konsantrasyonundaki değişimlerden etkilenmiştir (Şekil 4.6 b). Son yüklemelerde yükselen UYA metan bakterileri üzerinde yüksek bir stres faktörü olduğunu göstermektedir. KÇ çürütmesinde de diğer reaktörlere benzer pH ve UYA değişimi gözlenmiştir (Şekil 4.6 c). Her 3 reaktörde de aynı süreçte benzer seviyeler ÖÇÇ ve FBÇ’de ortak bulunan bir faktörün artan OYH hızı ile artan etkisini göstermektedir.

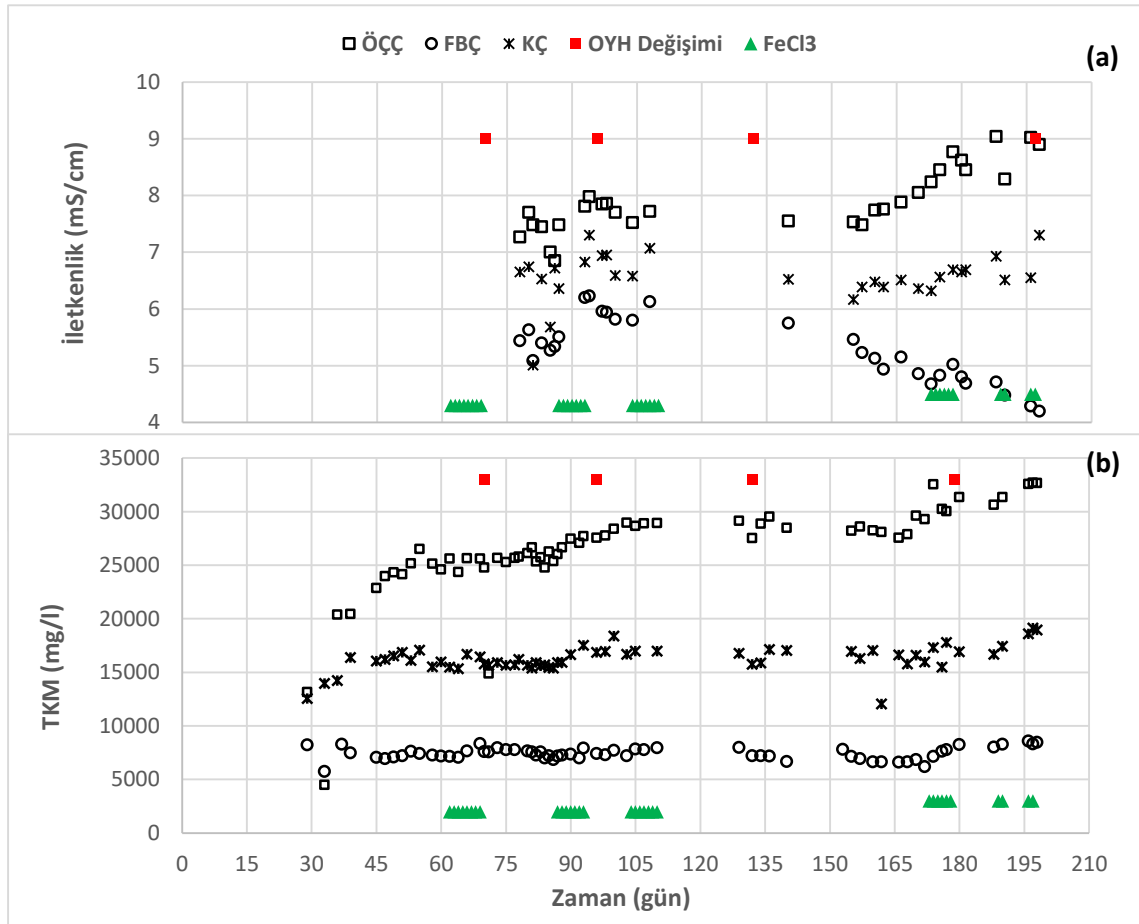


Şekil 4.6. ÖÇÇ (a), FBÇ (b) ve KÇ (c) reaktörlerinde oluşan UYA ve pH profili

4.7. İletkenlik

Atıksuyun iletkenliği, sudaki iyonların toplam ve bağlı konsantrasyonlarına, değerliklerine, hareketliliğine ve ölçüm sıcaklığına bağlıdır. Atıksu arıtma çamurlarının iletkenlik değeri ise, atıksuyun yapısına ve anaerobik parçalanma derecesine bağlı olarak değişmektedir. Bu çalışmada reaktörlere uygulanan OYH'nın artmasıyla çıkış çamur numunelerinin TKM'sı artarak iletkenlik değerini de arttırmıştır (Şekil 4.7 a).

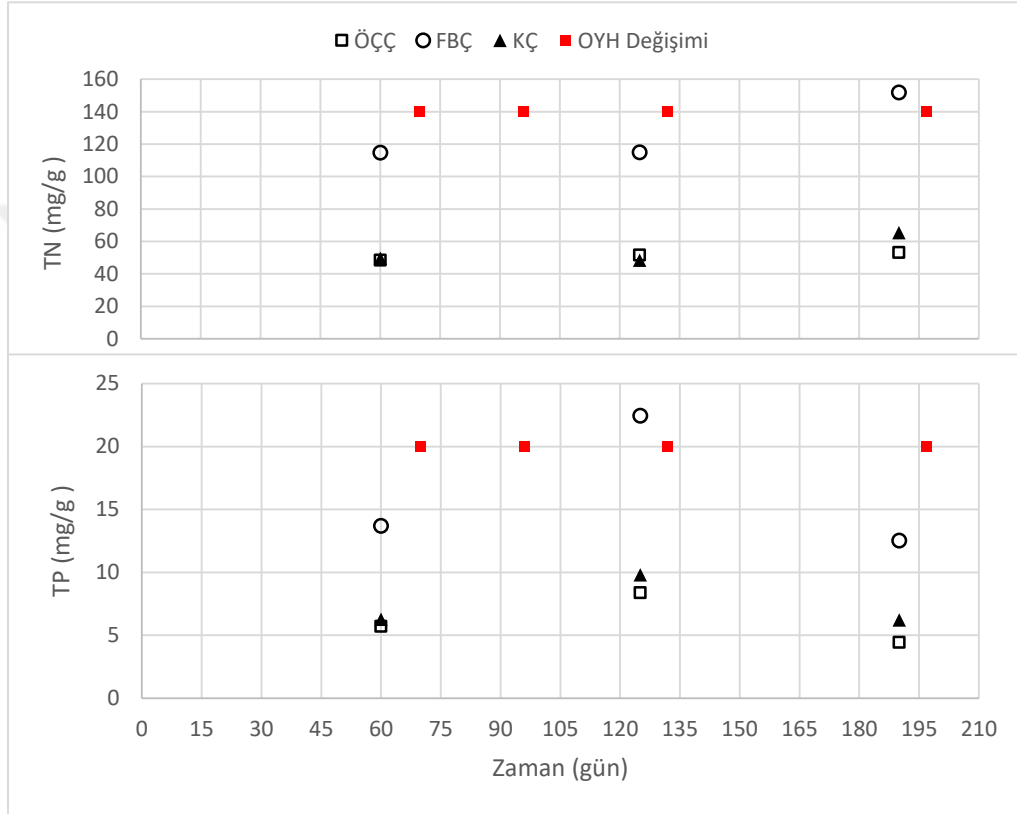
Bununla birlikte, TÇS kontrolü için reaktörlere eklenen FeCl_3 , çıkış çamur numunelerindeki iletkenlik değerinin artmasına neden olmuştur. Bu da demir klorürün partikül madde parçalanmasına yardımcı olduğunu göstermektedir. Bu etki literatürdeki çalışmalarda da protein yapısının parçalanmasında pozitif etki olarak belirtilmiştir (Adams ve d., 2007; Novak ve Park, 2010). Demir klorür ÖÇÇ'nin parçalanma derecesini arttırmıştır, fakat aynı etkiyi FBÇ çürütmesinde yapamamıştır ve artan OYH'nin sonucunda stabilize FBÇ'nin hidroliz derecesi azalarak iletkenliği de düşürmüştür. KÇ için iletkenlik değişimi ÖÇÇ ve FBÇ arasında ortalama değerlerde gerçekleşmiştir.



Şekil 4.7. ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ reaktörlerinin TKM'nın artmasına göre iletkenlik değişimi

4.8. Stabilize Çamur Nütrient İçeriği

Yapılan bu çalışmada, ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ reaktörlerinin çıkış /stabilize çamur numunelerinde TN ve TP konsantrasyonları, kit kullanılarak Spektrofotometrik metotla ölçülmüştür. Yapılan analizlerin sonucunda ortalama TN ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ reaktörleri için sırasıyla 77, 219 ve 81.3 mg/gTKM olarak elde edilirken, TP ise 11.1, 26.8 ve 9.7 mg/g TKM olarak bulunmuştur.



Şekil 4.8. ÖÇÇ,FBÇ ve KÇ reaktörlerinin stabilize çamurunun TN (a) ve TP (b) içeriği

Çizelge 4.1'e göre yapılan bu çalışmanın diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında; tüm çamur fraksiyonlarında (ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ) yüksek metan dönüşümü (ml CH₄/g UKM) elde edilmiştir.

Çizelge 5.1. Mevcut çalışmanın literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması

Reakör Tipi	Sıcaklık (°C)	Çamur Tipi	OYH	ml CH ₄ /g UKM	HBS	UKM gidermi (%)	Referans
Yarı Sürekli	38	ÖÇÇ	1,3-2,75	686	25-12	47-61	Mevcut Çalışma
	38	FBÇ	0,33-0,67	667	24-10	34-42	Mevcut Çalışma
	38	KÇ	0,72-1,5	665	25-12	42-50	Mevcut Çalışma
	35	ÖÇÇ	0.57-1.3	450-700	25-30	50-60	Bayhan, 2017
	35	FBÇ	0.44-0.57	500-650	15-18	35-50	Bayhan, 2017
	37	FBÇ	0,7-3,7	160-170	20-8	30-37	Camilla ve ark., 2015
	35-37	KÇ	3	322-391	58-8	-	Yu ve ark., 2014
	35	KÇ	-	245	20	-	Dai Ve ark., 2017
	35-37	KÇ	8	455	10-9	72-75	Kymäläinen ve ark., 2012
	35	ÖÇÇ	1,9	101,5	18,7	-	Pahl ve ark., 2008
	35	KÇ	1,56-2,09	278	16	52	Luostarinen ve ark., 2009
	37	ÖÇÇ	-	519	20	-	Hariklia ve ark., 2003
	37	FBÇ	-	203	20	-	Hariklia ve ark., 2003
Kesikli	35	ÖÇÇ	2	345 ± 2		64	Wei ve ark., 2018
Sürekli	35	KÇ	2,5	271	13	45	Davidsson ve ark., 2008

UKM gidermi açısından FBÇ için daha iyi verimi elde edilirken KÇ verimi düşük ve ÖÇÇ için ise yakın bir değer bulunmuştur. Yapılan çalışmalarda elde edilen değer farklılıkları , farklı sıcaklık seviyeleri ile birlikte farklı ham çamur kaynakları ve farklı çamur fraksiyon içeriğinden kaynaklanabilir.

5. SONUÇLARIN DEĞERLENDİRİLMESİ VE ÖNERİLER

5.1. Sonuçların Değerlendirilmesi

Yapılan bu tez çalışmasında, uygulanan 5 farklı OYH’ında sistemin maksimum günlük metan üretimi ve %UKM giderim verimi ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ reaktörleri için sırasıyla 1282 ± 65 , 392 ± 65 , 961 ± 297 mL CH₄/gün ve 61 ± 10 , $42 \pm 4,5$ ve $49,6 \pm 1$ olarak elde edilmiştir. Elde edilen bu değerleri sağlayan OYH’ları ise sırasıyla 1.5, 0.44, 0.9 ve 1.3, 0.57 ve 0.82 kg UKM/m³.gün olarak elde edilmiştir. Bu yüklemelere karşılık gelen HBS değerleri ise 22, 18, 20 ve 25, 14 ve 22 gün olarak gerçekleşmektedir. Reaktörlerin günlük metan üretim ve %UKM giderim verimlerinin farklılıkları, ham çamur fraksiyonlarının farklı içerik ve ayrışma özelliğinden kaynaklanmaktadır. Bununla birlikte kullanılan FeCl₃’ün metan üretiminden ziyade, stabilize çamurlarının susuzlaşma süresi, yağ-gres ve UKM giderim üzerinde pozitif etkisi olmuştur. Böylece, metan üretim verimi ve %UKM giderimi, beklendiği gibi maksimum değer ÖÇÇ reaktöründe elde edilirken KÇ reaktörü ise ÖÇÇ ve FBÇ reaktörlerin ortalaması gerçekleşmiştir. Tüm reaktörlerin stabilize çamurlarının organik madde içeriği %60 civarında elde edilerek stabilize arıtma çamurların tarımda kullanılabileme şartı olan $>40\%$ ’ı (Resmi Gazete, 2010) sağlamıştır.

Çıkış stabilize çamurların en iyi susuzlaşma özelliği ise ÖÇÇ, FBÇ ve KÇ reaktörleri için sırasıyla 19, 18 ve 20 gün HBS’leri ve 1,65, 0,44 ve 0,9 OYH’lerinde elde edilmiştir. UYA’lar çalışma boyunca tüm reaktörler için sistemin olumsuz etkilenmediği konsantrasyon aralıklarında oluşmuştur. Demir klorür ilavesinin TÇS konsantrasyonu üzerinde belirgin bir yönde etkisi çok kısıtlı sayıda gözlenmiştir.

Çalışmada, metan dönüşüm verimi açısından reaktörlerin değerleri birbirlerine yakın çıkmıştır. En yüksek metan üretimi ve UKM giderimi ÖÇÇ reaktöründe elde edilmesinse rağmen, günlük metan üretiminde kararsız veriler elde edilmiştir. Ancak, FBÇ ve KÇ reaktörlerinde günlük metan üretimi (adaptasyon devresi hariç) daha kararlı değerler elde edilmiştir.

Çizelge 5.1. Mevcut çalışma sonuçların özet tablosu*

Reaktör	Parametre	OYH	HBS	mLCH ₄ /gUKM _{ek.gün}	mL CH ₄ /gün	UKM _{gid.} (%)	Susuzlaşma (s)
ÖÇÇ	mLCH ₄	1,3	25	382±154	795±319	61±10	266-164
	/gUKM _{ek.gün}			696±49	1264±65	49±8	341-280
	mL CH ₄ /gün	1,5	22	593±81	1282±108	47±1.4	244-205
				347±211	827±471	49±3.2	263-
	UKM _{gid.} (%)	2,08	16	295±85	919±263	54.5±8	422-420
				243±116	714±363	54±3	243-205
	Susuzlaşma (s)	1,65	19	400±88	1210±37	47±2	264-293
				475±25	1200±35	49±2.5	188-126
FBC	mLCH ₄	0,4	20	568±110	380±53	40±3	279-237
	/gUKM _{ek.gün}			627±81	370±44	39±2	251-183
	mL CH ₄ /gün	0,44	18	577±41	381±27	40±2	376-355
				594±98	392±65	38.6±1	141-106
	UKM _{gid.} (%)	0,57	14	358±50	307±43	42±4.5	273-268
				286±65	245±56	42±5	213-120
	Susuzlaşma (s)	0,67	10	132±126	258±36	33.4±2.3	180-169
				255±31	257±26	34±1	120-110
KÇ	mLCH ₄	0,9	20	627±162	846±219	42.3±5	240-224
	/gUKM _{ek.gün}			653±160	961±297	44.3±1	126-106
	mL CH ₄ /gün	1,13	16	530±168	837±299	48.4±6	273-238
				139±60	235±92	45±4.3	155-137
	UKM _{gid.} (%)	0,82	22	650±43	799±52	49.6±1	180-202
				554±211	681±260	46±3	177-134

*Satırların alttaki verileri, FeCl₃'lü değerleri göstermektedir.

Çizelge 5.1'de **Mevcut ve ayırık sistemin performans** parametresi olan ometan dönüşümü (ml CH₄/g UKM.gün), günlük metan üretimi (ml CH₄/gün), UKM giderim(%) ve stabilize çamur kalitesi belirlenmesinde önemli rol oynayan susuzlaşma süresi olarak dört parametre bazında karşılaştırılmıştır. Buna göre **mevcut (karışık) sisteminde**, maksimum metan dönüşümü, maksimum günlük metan üretim ve en iyi susuzlaşma kabiliyeti FeCl₃ün kullanıldığı zaman aralıklarında elde edilmiştir. Bu değerler sırasıyla 653±160 ml CH₄/gün, 961±297 ml CH₄/gün ve ~110 saniye, 0,9 OYH ve 20 günlük HBS'inde eldirirken %49,6±1 değer ile optimum UKM giderim verimi daha yüksek HBS (22 gün) ve 0,82 OYH'inde elde edilmiştir. Burada yüksek metan eldesi ve optimum

susuzlaşma kabiliyeti ile 20 günlük HBS optimum süre olarak karşımıza çıkar ki bunun UKM gidermi ($\%44,3\pm1$) de dikkatta değerdir.

Ayrık sistemde ise ÖÇÇ ile beslenen reaktörün maksimum metan dönüşümü ($\text{ml CH}_4/\text{g UKM.gün}$), ve en iyi susuzlaşma kabiliyetinin elde edilmesinde FeCl_3 'ün katkısı olmuştur. Burada maksimum metan dönüşümü ($\text{ml CH}_4/\text{g UKM.gün}$), ve %UKM giderimi 1,3 OYH ve 25 günlük HBS'inde sırasıyla $696\pm49 \text{ mlCH}_4/\text{g UKM.gün}$ ve $\%61\pm10$ olarak bulunmuştur. Ancak en yüksek günlük metan üretimi ve optimum susuzlaşma süresi 1,5 ve 1,65 OYH'ında ve daha düşük HBS'inde (sırasıyla 22 ve 19 gün) sırasıyla $1282\pm108 \text{ ml CH}_4/\text{gün}$ ve 188-126 saniye şeklinde elde edilmiştir. Susuzlaşma süresi için optimum olan 19 günlük HBS'indeki metan dönüşümü, günlük metan üretimi ve UKM giderim verimi sırasıyla $475\pm25 \text{ mlCH}_4/\text{g UKM.gün}$, $1200\pm35 \text{ ml CH}_4/\text{gün}$ ve $\%49\pm2,5$ olarak elde edilmiştir. Burada susuzlaşma süresinin esas alınması durumunda, metan üretimi ve UKM gideriminden taviz vermek gerektirir. FBÇ ile işletilen reaktörü ÖÇÇ reaktöründe olduğu gibi metan dönüşümü, %UKM giderim ve susuzlaşma süresi farklı OYH ve HBS'lerinde gerçekleştirilmiştir. Burada 0,44 OYH ve 18 günlük HBS'inde 106 saniye ve $392\pm65 \text{ ml CH}_4/\text{gün}$ değerleri ile susuzlaşma süresi ve günlük metan üretimi optimumken metan dönüşümü ve %UKM giderimi diğer HBS'lara göre çok fazla değişmemiştir.

Sonuç olarak mevcut ve ayrık sistemin yukarıda anlatılan dört ana parametreye incelendiğinde OYH ve HBS'ına bağlı olarak birbirlerinden üstünlükleri vardır. Ki bunların hangisinin daha verimli olması bir gelir-gider maliyet analiziyle belirlenebilir.

5.2. Öneriler

AAT’ında oluşan primer ve sekonder çamur fraksiyonların farklı içerik ve ayrışma özelliğine sahip olmasından dolayı çürütülmesi, ayırık anaerobik olarak değerlendirilebilir. Bunun için;

Karıştırma işlemi de kullanarak mevcut sistem için daha yüksek OYH’lar ile işletilebilir. Bu çalışmanın devamı olarak, yüksek nütrien içeriği ile elde edilen stabilize çamurların topraktaki etkileri araştırılabilir

Primer ve sekonder çamurların ayırık olarak değerlendirmesinde sistemin enerji üretme/harcama analizini yaparak birleşik sistemiyle karşılaştırılabilir.



KAYNAKLAR

- Abeles, R. H., Frey, P. A., & Jencks, W. P. 1992. Biochemistry. USA: Jones and Bartlett Publishers.
- Adams Gm, Witherspoon Jr, Erdal Zk, Forbes Rh, Hargreaves Jr, Higgins, Mj, Mcewen Dw and Novak JT (2007) Identifying and Controlling the Municipal Wastewater Odor Environment Phase 3: Biosolids Processing Modifications for Cake Odor Reduction. *WaterEnvironment Research Foundation, Report No.03-CTS-9T*, Alexandria, VA.
- An D., Wang T., Zhou Q., Wang C., Yang Q., Xu B., Zhang Q.,2017, Effects of total solids content on performance of sludge mesophilic anaerobic digestion and dewaterability of digested sludge.Waste management.
- Anderson, G. H. and Yang, G., 1992. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Water Environment Research*. 64 (1), 53 – 59.
- Angelidaki, I., Boe, K., Ellegaard, L., 2005. Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants. *Water Science and Technology*. 52, 189-194.
- Anonim Gündem, havuz-kimya 2017. Yağ bakterileri 1/3, <http://www.gundemhavuz.com/biyolojik-urunler/yag-bakterileri/1-3-2/>.
- Appels L., Baeyens J., Degreve J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34, 755–781.
- Atila B., 2002. Biyolojik arıtma çamurlarının anaerobik çürütülmesi ve üst suyun MAP çöktürmesi ile artımı, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Aydın S., 2004. Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Değişik Amaçlarla Kullanımının Araştırılması. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Bayhan C., Erdirençelebi D., 2017, Evsel Arıtma Çamur Fraksiyonlarında Yağ-Gres ve Lipid Maddelerinin Anaerobik Stabilizasyonda Giderim Potansiyeli ve Susuzlaşmaya Etkisinin Araştırılması. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya/Türkiye.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., Hamdi, M., 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochem*. 40, 989–995.
- Camilla Maria B., Andrea G., Agata G., Giuseppe M., 2015. The impact of sludge pre-treatments on mesophilic and thermophilic anaerobic digestion efficiency: Role of the organic load. *Chemical Engineering Journal* 270, 362–371.

- Carrere, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenes, J.P., Steyer, J.P., Ferrer, I., 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *J. Hazard. Mater.* 183 (1), 1-15.
- Chen L., Jian S., Bi J., Li Y., Chang Z., He J., Ye X., 2016, Anaerobic digestion in mesophilic and room temperature conditions: Digestion performance and soil-borne pathogen survival. *Journal Of Environ. Scien.* 43,224-233.
- Chen Y, Cheng J J and Creamer K S 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology.* 99, 4044–64.
- Chen Y., Fu B., Wang Y., Jiang Q., Liu H., 2012. Reactor performance and bacterial pathogen removal in response to sludge retention time in a mesophilic anaerobic digester treating sewage sludge. *Bioresource Techno.* 106, 20-26.
- Coma, M., Rovira, S., Canals, J. Colprim, J. 2013. “Minimisation of Sludge Production by a Side-Stream Reactor Under Anoxic Conditions in a Pilot Plant”, *Bioresource Technology*, 129, 229–235.
- Dai X., Hu C., Zhang D., Dai L., Duan N., 2017. Impact of a high ammonia-ammonium-pH system on methane-producing archaea and sulfate-reducing bacteria in mesophilic anaerobic digestion. *Bioresource techno.* 245, 598-605.
- Davidsson A., Lövestedt C., Cour Jansen J., Gruvberger C., Aspegren H., 2008, Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge. *Waste Management* 28, 986–992.
- Dennis, A., Burke, P.E., 2001, *Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook, Options for Recovering Beneficial Products From Dairy Manure*, Environmental Energy Company, www.makingenergy.com
- Dereli R.K. 2006. Evsel organik katı atık ve arıtma tesisi çamurlarının birlikte anaerobik arıtımının modellenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Deublein, D., Steinhauser, A., 2008. *Biogas: From Waste And Renewable Energy Resources*. Wiley-Vch Verlag GmbH Co. & KGaA. Weinheim. ISBN 978-3-527-31841-4.
- Deublein, D., Steinhauser, A., 2008. *Biogas: From Waste And Renewable Energy Resources*. Wiley-Vch Verlag GmbH Co. & KGaA. Weinheim. ISBN 978-3-527-31841-4.
- DUMLU, L. 2011. Evsel atıksu arıtma tesisi çamurları ile termokimyasal ön arıtım uygulanmış lignoselülozik atıkların birlikte anaerobik parçalanabilirliğinin değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Akdeniz Üniversitesi. Antalya. 184 s.

- Erdirençelebi,2016,Yağ-Gres ve Lipid Maddelerinin Üst Mezofilik Aralıkta Primer Çamurdan Giderim Kinetiğinin Araştırılması .
- Ferrer, I., Ponsa´ , S., Va´zquez, F., Font, X., 2008. Increasing biogas production by thermal (70_C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochem. Eng. J.* 42 (2), 186-192.
- Filibeli, A. 2005. Arıtma çamurlarının işlenmesi. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.
- Filibeli, A., 1998. Arıtma Çamuru Tanımı ve Çamur Kaynakları, Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir, 1 - 25
- Forster-Carneiro, T., Riau, V. Perez, M. 2010. “Mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge to obtain class B biosolids: Microbiological methods development”, *Biomass and Bioenergy*, 34, 1805-1812.
- Gavala, H.N., Yenal, U., Skiadas, I.V., Westermann, P. and Ahring, B.K., 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge: effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research*. 37, 4561 – 4572.
- Gerardi, M.H., 2003. The microbiology of anaerobic digesters. *Wastewater Microbiology Series*. Willey-Interscience, New Jersey, US.
- Glatz, P., Miao, Z., Rodda, B., 2011. Handling and Treatment of Poultry Hatchery Waste: A Review. *Sustainability* 3: 216-237; doi:10.3390/su 3010216.
- Gonzales M., Assadi M., Ouki S., 2003. Effect of sludge composition on the degree of stabilisation and gas production during Mesophilic Anaerobic Digestion (MAD). In: The 8th European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK.
- Gonzales, M., Assadi, M., Ouki, S., Effect of sludge composition on the degree of stabilisation and gas production during Mesophilic Anaerobic Digestion (MAD), The 8th European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK, 2003.
- Gonzalez-Gil L., Papa M., Feretti D., Ceretti E., Mazzoleni G., Steimberg N., Pedrazzani R., Bertanza G., Lema J.M., Carballa M., 2016. Is anaerobic digestion effective for the removal of organic micropollutants and biological activities from sewage sludge?.*Water Res.* 102,211-220.
- GÖNÜLDİNÇ, S., 2006. Birincil Çamurun Anaerobik Çürütülmesinde Farklı Kinetik Modellerin Karşılaştırılması. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. İstanbul/Türkiye .
- Hansen, K.H., Angelidaki, I. and Ahring, B.K., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition of ammonia. *Water Research*. 32 (1) 5 – 12.

- Hariklia N. Gavala, Umur Yenil, Ioannis V. Skiadas, Peter Westermann, Birgitte K. Ahring, 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research*. 37, 4561–4572
- Heo, N., Park, S., Lee, J., Kang, H., 2003. Solubilization of waste activated sludge by alkaline pretreatment and biochemical methane potential (BMP) tests for anaerobic co-digestion of municipal organic waste. *Water Sci. Technol.* 48 (8), 211-219.
- Hidaka T., Wang F., Togari T., Uchida T., Suzuki Y., 2013. Comparative performance of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion for high-solid sewage sludge. *Bioresour Technol.* 149, 177-183.
- Hwa, T.J.; Jeyaseelan, S. (1997) Conditioning of oily sludges with municipal solid wastes incinerator fly ash. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 35(8), 231-238, DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00172-8
- HWU C.S. VE LETTINGA, G., 1997. Acute Toxicity of Oleate to Acetate-Utilizing Methanogens in Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Sludges. *Enzyme and Microbial Technology*. 21, 297–301.
- Iranpour R, Cox HHJ, Fan S, Mundine JE. 2004. Full-scale conversion of Hyperion Treatment Plant to thermophilic anaerobic digestion for Class A biosolids by several alternatives. *Proceedings 10th World Congress on Anaerobic Digestion; Aug 29–Sep 2, Montreal, Canada; International Water Association: London, UK.*
- İlkiliç C., ve Deviren H., 2011. 6th International Advanced Technologies Symposium. *Biyogazın Oluşumunu Etkileyen Fiziksel Ve Kimyasal Parametreler*. F. Ü. Teknoloji Fakültesi ve Teknik Eğitim Fakültesi. Elazığ/Türkiye
- KHANAL, S.K. 2008. *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications*. A John Wiley & Sons, Ltd. Publications. USA. 299 pp.
- Kishore, V.V.N., Raman, P., Rao, V.V.R., 1987, *Fixed Dome Biogas Plants-A Design, Construction and Operation Manual*, Tata Energy Research Institute, New Delhi.
- Kosaric, N., 1992. Biosurfactants in industry. *Pure and Applied Chemistry* 64 (11), 1731–1737.
- Kosobucki, P., Chmarzynski, A., Buszewski, B. 2000. “Sewage sludge composting”, *Polish Journal of Environmental Studies*, 9(4), 243–8.
- Koutrouli, E.C., Kalfas, H., Gavala, H.N., Ioannis V. Skiada, I.V., Stamatelatou, K., Lyberatos, G., 2009. Hydrogen and methane production through two-stage mesophilic anaerobic digestion of olive pulp. *Bioresour Technology* 100, 3718–3723.
- Krugel, S., Nemeth, L., Peddie, C., 1998. Extending thermophilic anaerobic digestion for producing Class A biosolids at the greater Vancouver regional districts annacis island wastewater plant. *Water Science Technology* 38 (8–9), 409–416.

- Kymäläinen M., Lähde K., Arnold M., Kurola M., Romantschuk M., Kautola H., 2012. Biogasification of biowaste and sewage sludge e Measurement of biogas quality, *Journal of Environmental Management*, 95, 122-127
- Lafitte-Trouque S., Forster C.F., 2000, Dual anaerobic co-digestion of sewage sludge and confectionery waste. *Bioresource Techno.* 71, 77-82.
- Lahav, O. and Loewenthal R.E., 2000. Measurement of VFA in anaerobic digestion: The five-point titration method revisited. *Water SA.* 26(3), 389-392.
- Li, Y.Y., Mizuno, O., Miyahara, T., Noike, T. and Katsumata, K., 1997. Ecological analysis of the bacterial system in a full-scale egg-shaped digester treating sewage sludge, *Wat. Sci and Tech.*, 36(6-7), 471-478.
- Lili, M., Biró, G., Sulyok, E., Petis, M., Borbély, J., Tamás, J., 2011. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. *Risk Factors Environ. Food Saf.*, 713-718.
- Lin C Y 1992. Effect of heavy metals on volatile fatty acid degradation in anaerobic digestion. *Water Research.* 26, 177-83.
- Lin C Y 1993. Effect of heavy metals on acidogenesis in anaerobic digestion. *Water Research.* 27, 147-52.
- Liu G., Zhang R., El-Mashad, H.M., Dong, R. Liu, X., 2012. Biogasification of Green and Food Wastes Using Anaerobic-Phased Solids Digester System, *Appl Biochem Biotechnol* DOI 10.1007/s12010-011-9322-z.
- Liu, T. and Sung, S., 2002. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. *Water Science and Technology*, 45 (10), 113 – 120.
- Luostarinen S., Luste S., Sillanpää M., 2009, Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. *Bioresource Techno.* 100 , 79-85.
- M. Abelleira-Pereira J., I. Perez-Elvira S., Sanchez-Oneto J., De la Cruz R., R. Portela J., Nebot E., 2015, Enhancement of methane production in mesophilic anaerobic digestion of secondary sewage sludge by advanced thermal hydrolysis pretreatment. *water research* 71, 330 – 340.
- MUHCU, A., 2012. Arıtma Tesisi Atık Çamurlarının Anaerobik Kontakt Reaktör İle Arıtımı, Gebze, Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi. 26 say., Gebze/Türkiye.
- Nakashimada, Y., Ohshima, Y., Minami, H., Yabu, H., Namba, Y., Nishio, N., 2008. Ammonia-methane two-stage anaerobic digestion of dehydrated waste activated sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology* 79, 1061-1069.

- Nitschke, M., Pastore, G.M., 2006. Production and properties of a surfactant obtained from *Bacillus subtilis* grown on cassava wastewater. *Bioresource Technology* 97, 336–341.
- NOVAK JT and PARK CM (2010) Effect of aluminum and iron on odors, digestion efficiency, and dewatering properties. Report 03-CTS-9b, *WERF*, IWAP ISBN: 978-1-84339-283-5/1-84339-283-6.
- Öztürk, C.D. 2008. Biyolojik arıtma atık çamurlarının aerobikve anaerobic stabilizasyonunun değerlendirilmesi. YüksekLisansTezi, İstanbul TeknikÜniversitesi, İstanbul.
- Öztürk, İ. 2007. Anaerobik arıtma ve uygulamaları. Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk, İ., 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, s. 1146, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk, İ., Timur, H. ve Koşkan, U., 2005. Atıksu arıtımının esasları, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, İstanbul.
- ÖZTÜRK, M., 2005. Hayvan Gübresinden Biyogaz Üretimi. Çevre ve Orman Bakanlığı Yayınları, Ankara, 53s.
- Pahl O., Firth A., MacLeod L., Baird J., 2008, Anaerobic co-digestion of mechanically biologically treated municipal waste with primary sewage sludge – A feasibility study. *Bioresource Techno.* 99, 3354–3364.
- Perez-Elvira, S.I., Fdz-Polanco, M., Fdz-Polanco, F., 2011. Enhancement of the anaerobic digestion of sludge: comparison of four different strategies. *Water Sci. Technol.* 64 (2), 375-383.
- Pilli, S., Bhunia, P., Yan, S., LeBlanc, R.J., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y. 2011. “Ultrasonic Pre-Treatment of Sludge: A Review”, *Ultrasonic. Sonochemistry*, 18, 1–18.
- Resmi Gazete, 2010, Evsel Ve Kentsel arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına İlişkin Yönetmelik Taslağı.
- Ron, E.Z., Rosenberg, E., 2002. Biosurfactants and oil bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology* 13, 249–252.
- 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, 576–585.
- Rubio-Loza, L.A., Noyola, A., 2009. Two-phase (acidogenic–methanogenic) anaerobic thermophilic/mesophilic digestion system for producing class A biosolids from municipal sludge. *Bioresour. Technol.* 101 (2), 576–585.
- Ryan M. Ziels, Anna Karlsson, David A.C. Beck, Jörgen Ejlertsson, Sepehr Shakeri Yekta, Annika Bjorn, H. David Stensel, Bo H. Svensson (2016) Microbial community adaptation influences long-chain fatty acid conversion during

anaerobic codigestion of fats, oils, and grease with municipal sludge, *Water Research* 103, 372-382.

Schlicht, A.C., 1999. Digester Mixing Systems Can You Properly Mix with too Little Power?. Walker Process Equipment, www.walkerprocess.com/papers/DIGMIX.pdf.

Shao YJ, Kim HS, Oh S, Iranpour R, Jenkins D. 2002. Full-scale sequencing batch thermophilic anaerobic sludge digestion to meet EPA Class A biosolids requirements. In Proceedings of the 75th Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference; Chicago, Illinois, Sep 28–Oct 2; Water Environment Federation:Alexandria, Virginia.

Silvestre G, Rodriguez-Abalde A, Fernández B, Flotats X, Bonmatí A 2011. Biomass adaptation over anaerobic co-digestion of sewage sludge and trapped grease waste. *Bioresour Technol.* 102, 6830–6.

Soto M, Mendez R, Lema JM., 1993, Methanogenic and non methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Res*, 13, 61–1376.

Speece R.E. 1996. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Archae Press, USA.

Strong, P.J., McDonald, B., Gapes, D.J., 2011. Combined thermochemical and fermentative destruction of municipal biosolids: a comparison between thermal hydrolysis and wet oxidative pre-treatment. *Bioresour. Technol.* 102 (9), 5520-5527.

Şahinkaya, S., 2011. Ultrasonik (Us) Ön İşlemin Anaerobik Çamur Çürütme Reaktörünün Verimliliğine Etkisi. Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Doktora Tezi, 11 Say., Konya/Türkiye)

Tandukar, M., Pavlostathi, S. G., 2015. Co-digestion of municipal sludge and external organic wastes for enhanced biogas production under realistic plant constraints. *Water Research* 87, 432-445.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L. and STENSEL, H.D. 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. Fourth Edition. Metcalf and Eddy Inc. New York.

The Public Works Research Institute, Ministry of Construction, Japan, 1993. Annual report of wastewater management and water quality control, No.3215. ISSN 0386-5878, in Japanese.

Tomei, M. C., Bertanza, G., Canato, M., Heimersson, S., Laera, G., Svanstrom, M. 2016. “Techno-economic and environmental assessment of upgrading alternatives for sludge stabilization in municipal wastewater treatment plants”, *Journal of Cleaner Production*, 112, 3106-3115.

- Toprak, H. 2002. Çamurların Susuzlaştırılması, Çevre Mühendisliği Uygulamaları. TMMOB Çevre Mühendisleri Odası. Ankara, 153 - 160 .
- TÜRKER, M. 2008. Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyoenerji Üretimi, ÇEVKOR, 10, İzmir, 255 ss.
- Uçar, N.,2014. Mekanik Susuzlaştırılmış Arıtma Çamurlarının Kuruma Potansiyellerinin Ve Stabilizasyonunun Fenton-Fotofenton Yöntemi İle İyileştirilmesi , Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü , Yüksek Lisans Tezi , Tekirdağı.
- VANDEVIVERE, P., DE BAERE, L. ve VERSTRAETE, W., 1984. Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, (editör; J. MATA-ALVAREZ, 2003). Types of Anaerobic Digesters for Solid Wastes, IWA Publishing, 300s, bölüm 4.
- VAVILIN, V. A. , LOKSHINA, L. Y. , FLOTATS, X. , ANGELIDAKI, I., 2007. Anaerobic Digestion of Solid Material: Multidimensional Modeling of Continuous-Flow Reactor with Non-Uniform Influent Concentration Distributions. Biotechnology And Bioengineering. 97, 354–366.
- Vavilin V. A., ve Angelıdaki I., 2005. Anaerobic Degradation Of Solid Material: Importance Of Initiation Centers For Methanogenesis, Mixing Intensity, And 2d Distributed Model. Biotechnology And Bioengineer. 89, 113–122.
- Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J., Jones, D.L., 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. Bioresource Technology. 99, 7928–7940.
- Watanabe H, Kitamura T, Ochi S, Ozaki M. 1997. Inactivation of pathogenic bacteria under mesophilic and thermophilic conditions. Wat Sci Tech 36(6/7):25.
- Wei W., Zhengqing C., Jie F., Guo-Jun X., Ang L., Xu Z., Bing-Jie N., Dongbo W., Qilin W., 2018. Zero valent iron enhances methane production from primary sludge in anaerobic digestion. Chemical Engineering Journal 351, 1159–1165.
- Wei, Y., Houten, R., Borger, A., Eikelboom, D., Fan, Y. 2003. “Minimization of excess sludge production for biological waste water treatment”, Water Research, 37(18), 4453–4467.
- Werner U., Stöhr U., Hees N., 1989. Biogas Plants in Animal Husbandry, A Publication of the Deutsches Zentrum für Entwicklungstechnologien, GATE, A Division of the Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH.
- Xu R ., Yang ZH., Chen, T., Zhao LJ., Huang J., Xu HY., Song PP., Li M., 2015, Anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with food waste with different fat, oil, and grease contents: study of reactor performance and extracellular polymeric substances, RSC ADVANCES, 5(125), 103547-103556, DOI: 10.1039/c5ra21459a.

- YADVIKA, SANTOSH, SREEKRISHNAN, T.R., KOHLI S. ve RANA, V., 2004. Enhancement of Biogas Production from Solid Substrates Using Different Techniques—a review. *Bioresource Technology*, 95: 1–10.
- Yıldız, İ., Yılmaz, E. ve Ölmez, E. 2009. Evsel nitelikli arıtma çamurlarının stabilizasyonla bertaraf alternatifleri: İstanbul örneği, Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu (TÜRKAY), İstanbul.
- Yıldız, Ş., Yılmaz, E. ve Ölmez, E. 2009. Evsel nitelikli arıtma çamurlarının stabilizasyonla bertaraf alternatifleri: İstanbul örneği, Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu (TÜRKAY), İstanbul.
- Yinghong F., Yaobin Z., Xie Q., Suo C., 2014. Enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge digestion by the addition of zero valent iron. *water research* 52, 242 -250.
- Yu D., Kurola M., Lahde K., Kymalainen M., Sinkkonen A., Romantschuk M., 2014. Biogas production and methanogenic archaeal community in mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion processes. *Journal of Environ. Manage.* 143, 54-60.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı : Mohammad Nazir MALEKZADA
 Uyruğu : Afgan
 Doğum Yeri ve Tarihi : Afganistan, 1991
 Telefon : +90 534 212 34 37
 Faks :
 e-mail : mohammadnazir906@gmail.com

Eğitim

Derece	Adı, İlçe, İl	Bitirme Yılı
Lise	: Engineer Habiburrahman High School, Nejrab, Kapisa	2009
Lisans	: Selçuk Üniversitesi, Selçuklu, Konya	2016
Yüksek Lisans	: Selçuk Üniversitesi, Selçuklu, Konya	2019

Uzmanlık Alanı

Çevre Mühendisi /Anaerobik Arıtım

Yabancı Diller

Türkçe, İngilizce

Yayınlar

“Performance and Final Sludge Quality Investigation of Separate and Mixed Sewage Sludge Fractions at Upper Mesophilic Range” International Eurasian Conference on Biological and Chemical Sciences (EurasianBioChem 2018), April 26-27, 2018 Ankara, Turkey www.EurasianBioChem.org