

**PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**FARKLI AŞI ÇAMURLARI KULLANARAK KENTSEL KATI ATIKLARIN  
ORGANİK KISIMLARININ ANAEROBİK ARITMA  
PERFORMANSLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ VE ARITIMDAKİ  
METANOJEN ÇEŞİTLİLİĞİNİN BELİRLENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**  
**Derya Aktaş**

**Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği**

**Programı : Çevre Teknolojileri**

**Tez Danışmanı: Doç. Dr. Osman Nuri AĞDAĞ**

**HAZİRAN 2013**

## YÜKSEK LİSANS TEZ ONAY FORMU

Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü 091201008 nolu öğrencisi Derya Aktaş tarafından hazırlanan “**FARKLI AŞI ÇAMURLARI KULLANARAK KENTSEL KATI ATIKLARIN ORGANİK KISIMLARININ ANAEROBİK ARITMA PERFORMANSLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ VE ARITIMDAKİ METANOJEN ÇEŞİTLİLİĞİNİN BELİRLENMESİ**” başlıklı tez tarafımızdan okunmuş, kapsamı ve niteliği açısından bir Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

**Tez Danışmanı :** Doç. Dr. Osman Nuri AĞDAĞ (PAÜ)  
**(Jüri Başkanı)**




**Jüri Üyesi :** Doç. Dr. Görkem AKINCI (DEÜ)



**Jüri Üyesi :** Yrd. Doç. Dr. Ömer ŞİMŞEK (PAÜ)



Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 10.07.2013. tarih ve ...2210..... sayılı kararıyla onaylanmıştır.

  
**Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü**  
**Prof. Dr. Nuri KOLSUZ**

Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bilimsel etiğe ve akademik kurallara özenle riayet edildiğini; bu çalışmanın doğrudan birincil ürünü olmayan bulguların, verilerin ve materyallerin bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini ve alıntı yapılan çalışmalara atfedildiğine beyan ederim.

İmza

:

Öğrenci Adı Soyadı : Derya AKTAŞ

## ÖNSÖZ

Günümüzde katı atıklar, miktarlarının fazla olması ve kirlilik potansiyellerinin yüksek oluşu nedeniyle önemli çevre sorunları arasında görülmektedir. Kentsel katı atıkların karakterizasyonu araştırıldığında, bilhassa Akdeniz'de ve benzer iklimlerde önemli bir kısmını (yaklaşık % 55) organik atıkların (mutfak atıkları) oluşturduğu belirlenmiştir. Kentsel katı atıkların organik kısımları ya ayrı toplanıp kompostlaştırılmakta, ya da direk depolama alanlarına konulup anaerobik mekanizmanın işlemesi beklenmektedir. Bu çalışmada, farklı aşu çamurları kullanılarak kentsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik biyoreaktörlerdeki arıtma performansları değerlendirilmiştir. Ayrıca, arıtma esnasında biyoreaktörlerde ortaya çıkan metanojen çeşitliliği DGGE yöntemi ile tespit edilmiştir.

Yüksek lisans çalışmam boyunca yardım, destek ve sabrını esirgemeyen sayın hocam Doç. Dr. Osman Nuri Ağdağ'a, laboratuvarının kapılarını bana açarak moleküler çalışmalarımı yapmamı sağlayan sayın hocam Yrd. Doç. Dr. Ömer Şimşek'e, maddi ve manevi imkanlarından yararlandığım PAÜ Çevre Mühendisliği Bölümü ve öğretim üyelerine, çalışmamı destekleyen PAÜ BAP birimi ve çalışanlarına, maddi-manevi destekleriyle her zaman yanımda olan, var olma sebeplerim annem Neriman Aktaş, babam Selahattin Aktaş'a, her türlü sıkıntıda bir telefon kadar yakın olan değerli dostlar Tufan Topal, Sadık Uyum, Yasemin Ceyhan Koca ve Rahman Çalhan'a, biyoteknoloji laboratuvarındaki yoğun çalışmalara rağmen en güzel vakitleri geçirmemi sağlayan Araş. Gör. Halil İbrahim Kaya ve Gıda Müh. Burcu Kördikanlıoğlu'na, biyoreaktörlerimdeki dijital termostat problemini çözen değerli arkadaşım Mehmet Ali Abaş ve Proton Otomasyon San. ve Tic. Ltd. Şti.'ne, sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Haziran 2013

Derya Aktaş

## İÇİNDEKİLER

### Sayfa

<b>ÖZET.....</b>	<b>xiii</b>
<b>SUMMARY.....</b>	<b>xv</b>
<b>1. GİRİŞ .....</b>	<b>1</b>
1.1 Tezin Amacı .....	3
1.2 Literatür Özeti .....	3
1.3 Hipotez .....	10
<b>2. KATI ATIKLAR VE ANAEROBİK ARITILMASI.....</b>	<b>11</b>
2.1 Evsel katı atıklar.....	12
2.2 Anaerobik arıtma.....	13
2.3 Katı atıkların anaerobik arıtımı .....	17
2.4 Sızıntı suyu oluşumu .....	21
2.5 Kentsel katı atıkların biyoreaktörlerde anaerobik arıtılması .....	24
2.6 Anaerobik biyoreaktörlerde aşı çamuru ilavesinin etkisi .....	27
2.7 Arıtma esnasında ortaya çıkan mikroorganizmalar.....	27
<b>3. MATERYAL VE METOD.....</b>	<b>39</b>
3.1 Kullanılan katı atıklar .....	39
3.2 Laboratuvar ölçekli simüle anaerobik biyoreaktörler .....	39
3.3 Evsel katı atıkların biyoreaktörlere yüklenmesi .....	40
3.4 Biyoreaktörlere yüklenen aşı çamurları ve özellikleri .....	41
3.4.1 Bio-One <sup>TM</sup> aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri .....	42
3.4.2 Anaerobik aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri.....	42
3.4.3 Karahayıt aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri.....	43
3.4.4 Aerobik aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri .....	43
3.4.5 Aşı çamurlarının özellikleri .....	44
3.5 Analitik yöntemler.....	44
3.5.1 Gaz ölçümleri.....	44
3.5.2 Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ).....	45
3.5.3 Alkalinite ve uçucu yağ asidi .....	46
3.5.4 pH.....	46
3.5.5 Amonyum azotu .....	46
3.5.6 Su içeriği ve organik madde.....	46
3.5.7 Karbon.....	47
3.6 Biyoreaktör mikroflorasının denatüre gradiyent jel elektroforez yöntemi ile analizi .....	47
3.6.1 Numunelerin toplanması ve saklanması .....	47
3.6.2 DNA izolasyonu.....	47
3.6.3 Polimeraz zincir reaksiyonu (PZR) ve agaroz jel elektroforezi .....	47
3.6.4 Denatüre gradiyent jelin hazırlanışı .....	48
<b>4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....</b>	<b>51</b>
4.1 Bio-one <sup>TM</sup> aşı çamurunun anaerobik arıtma verimine etkisi .....	51

4.1.1 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi .....	51
4.1.2 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi .....	52
4.1.3 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi .....	53
4.1.4 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi .....	54
4.1.5 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi .....	55
4.1.6 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması.....	56
4.1.7 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi.....	57
4.2 Anaerobik aşı çamurunun arıtma verimine etkisi.....	58
4.2.1 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi .....	58
4.2.2 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi .....	59
4.2.3 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi.....	60
4.2.4 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi .....	61
4.2.5 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi .....	62
4.2.6 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması.....	64
4.2.7 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi.....	65
4.3 Karahayıt aşı çamurunun anaerobik arıtma verimine etkisi.....	66
4.3.1 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi.....	66
4.3.2 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi .....	67
4.3.3 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi .....	68
4.3.4 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi .....	69
4.3.5 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi .....	70
4.3.6 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması.....	71
4.3.7 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi.....	72
4.4 Aerobik aşı çamurunun anaerobik arıtma verimine etkisi .....	73

4.4.1 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi.....	73
4.4.2 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi .....	74
4.4.3 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi .....	75
4.4.4 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi .....	76
4.4.5 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi .....	77
4.4.6 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması.....	78
4.4.7 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi.....	79
<b>5. SONUÇLARIN KARŞILAŞTIRILMASI.....</b>	<b>80</b>
5.1 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi .....	80
5.2 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi .....	81
5.3 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi .....	83
5.4 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi .....	84
5.5 Simule anaerobik biyoreaktörlerde metan gazı yüzdesi ve kümülatif metan miktarı .....	85
5.6 Simule anaerobik biyoreaktörlere yüklenen katı atıkların karşılaştırılması.....	87
5.7 Simule anaerobik biyoreaktörlerde metanojen çeşitliliğinin karşılaştırılması .	89
<b>6. ÖNERİLER .....</b>	<b>90</b>
<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>91</b>

## KISALTMALAR

<b>AKM</b>	: Askıda Katı Madde
<b>BOİ</b>	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>DGGE</b>	: Denatüre Gradyent Jel Elektroforezi
<b>FISH</b>	: Floresens in Situ Hibridizasyon
<b>KOİ</b>	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>ORP</b>	: Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli
<b>PZR</b>	: Polimeraz Zincir Reaksiyonu
<b>SİB</b>	: Sülfat İndirgeyen Bakteriler
<b>SMA</b>	: Spesifik Metan Aktivitesi
<b>TK</b>	: Toplam Katı
<b>TKN</b>	: Toplam Kheldal Azotu
<b>TÜİK</b>	: Türkiye İstatistik Kurumu
<b>UAKM</b>	: Uçucu Askıda Katı Madde
<b>UK</b>	: Uçucu Katı
<b>UNEP</b>	: Birleşmiş Milletler Çevre Programı
<b>UYA</b>	: Uçucu Yağ Asitleri



## TABLO LİSTESİ

### Tablolar

1.1 : Reaktör çamurları ve aşı çamurlarının mikrobiyal içeriği .....	8
2.1 : Katı atıkların biyolojik bozunma aşamaları .....	17
2.2 : Atıkların anaerobik bozunmasını etkileyen faktörler.....	20
2.3 : Atıkların bozunma safhalarında sızıntı suyunda meydana gelen konsantrasyon aralıkları .....	23
2.4 : Anaerobik proseste yer alan mikroorganizmalar, karbon kaynakları, elektron alıcıları ve elektron vericileri .....	28
2.5 : Anaerobik proseste substratların bozunmasında kullanılan elektron taşıyıcı moleküller .....	29
2.6 : Substratlar ve Ekzoenzimleri .....	30
2.7 : Metan üreten türler ve onların substratları .....	34
2.8 : Çeşitli metanojenik arkeler tarafından metana dönüştürülen substratlar ve bu olayı gerçekleştiren metanojenik arkeler .....	36
3.1 : Simule anaerobik biyoreaktörde kullanılan Bio-One™ aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları .....	42
3.2 : Simule anaerobik biyoreaktörde kullanılan anaerobik aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları .....	42
3.3 : Simule anaerobik biyoreaktörde kullanılan Karahayıt aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları .....	43
3.4 : Simule aerobik biyoreaktörde kullanılan aerobik aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları .....	43
3.5 : Biyoreaktörlerde kullanılan aşı çamurlarının özellikleri .....	44
3.6 : PZR'de kullanılan primer çifti.....	47
3.7 : PZR'de uygulanan program.....	48
3.8 : PZR'de kullanılan kimyasallar ve miktarları.....	48
3.9 : Sızıntı suyu numunelerini tanımlamak için kullanılan % 30 ve % 60'lık denatürant gradiyent jelinin hazırlanmasında kullanılan maddeler ve oranları .	49
4.1 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması .....	57
4.2 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması .....	64
4.3 : Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktöre ait sızıntı suyundan teşhis edilen türler .....	66
4.4 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması .....	71
4.5 : Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktöre ait sızıntı suyundan teşhis edilen türler .....	73
4.6 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması .....	78
5.1 : Biyoreaktörlere ilave edilen aşı çamurlarının KOİ giderme performansları .....	81

<b>5.2</b> : Aşı ilave edilen ve edilmeyen biyoreaktörlerdeki nihai UYA konsantrasyonları .....	82
<b>5.3</b> : Biyoreaktörlere yüklenen katı özelliklerinin karşılaştırılması .....	88

## ŞEKİL LİSTESİ

### Şekiller

2.1 : Gelişmişlik düzeyine göre atık kompozisyonu .....	12
2.2 : Anaerobik arıtmanın mekanizması. ....	14
2.3 : Katı atık bozunma fazları.....	19
2.4 : Anaerobik biyolojik arıtma yöntemleri için sınıflandırma. ....	21
2.5 : Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları.....	22
2.6 : Anaerobik proses esnasında mikroorganizmaların görev aldıkları yerler. ....	30
2.7 : Metanojen filogenisi, domain Arke (Metanojen olmayanlar grup isimleriyle ve üçgen şeklinde gösterilmiştir) .....	35
2.8 : SİB ve Metanojenlerin aynı substrat için yarışması. ....	38
3.1 : Evsel katı atıklar.....	39
3.2 : Laboratuvar Ölçekli Anaerobik Simule Biyoreaktör .....	40
3.3 : Karahayıt çamuru .....	41
3.4 : Toplam metan ölçüm düzeneği .....	44
3.5 : Metan ölçer cihazı .....	45
3.6 : Termoreaktör.....	46
3.7 : Jel çemberinin hazırlanışı (BioRad).....	49
4.1 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki KOİ değişimi .....	52
4.2 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki UYA konsantrasyonunun değişimi.....	53
4.3 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki pH değişimi.....	54
4.4 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonunun değişimi.....	55
4.5 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gaz üretimindeki değişim.....	55
4.6 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim .....	56
4.7 : Bio-One™ aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde DGGE profili .....	58
4.8 : Anaerobik aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi.....	59
4.9 : Anaerobik aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki UYA konsantrasyonu değişimi.....	60
4.10 : Anaerobik aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki pH değişimi ...	61
4.11 : Anaerobik aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi.....	62
4.12 : Anaerobik aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim .....	63
4.13 : Anaerobik aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gaz üretimindeki değişim .....	63
4.14 : Anaerobik aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde DGGE profili .....	65
4.15 : Karahayıt aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi.....	66

<b>4.16</b> : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki UYA konsantrasyonu değişimi.....	68
<b>4.17</b> : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki pH değişimi ....	68
<b>4.18</b> : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi.....	69
<b>4.19</b> : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim .....	70
<b>4.20</b> : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gaz üretimindeki değişim .....	71
<b>4.21</b> : Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde DGGE profili .....	72
<b>4.22</b> : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi.....	73
<b>4.23</b> : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi.....	75
<b>4.24</b> : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki pH değişimi.....	76
<b>4.25</b> : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonu değişimi.....	76
<b>4.26</b> : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim .....	77
<b>4.27</b> : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gaz üretimindeki değişim.....	78
<b>5.1</b> : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	81
<b>5.2</b> : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının UYA konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	82
<b>5.3</b> : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının pH değerlerinin karşılaştırılması .....	83
<b>5.4</b> : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının NH <sub>4</sub> -N konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	85
<b>5.5</b> : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kümülatif metan miktarlarının karşılaştırılması .....	86
<b>5.6</b> : Simule anaerobik biyoreaktörlerde metan yüzdesinin karşılaştırılması .....	86

## SEMBOL LİSTESİ

°C	Santigrat
™	Ticari Marka

## ÖZET

### **FARKLI AŞI ÇAMURLARI KULLANARAK KENTSEL KATI ATIKLARIN ORGANİK KISIMLARININ ANAEROBİK ARITMA PERFORMANSLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ VE ARITIMDAKİ METANOJEN ÇEŞİTLİLİĞİNİN BELİRLENMESİ**

Katı atıklar doğrudan ya da dolaylı olarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak çevreyi etkilemektedirler. Nüfus artışı, sanayileşme, kentleşme, teknolojik gelişmeler ve tüketim alışkanlıklarının hızla değişmesi katı atık türlerinin de değişmesine neden olmakta ve bertaraf giderek zorlaşmaktadır. Kentsel katı atıkların ise yaklaşık % 55'i organik atıklardan (mutfak atıkları, hal atıkları vb.) oluşmaktadır. Bu organik atıklar yüksek kirlilik yükleri nedeniyle ya kompostlaştırılır ya da depolama sahalarına gönderilir. Düzenli depolama yöntemi, katı atıkların gideriminde yaygın olarak kullanılmaktadır. Ancak; sızıntı suyunun yer altı suyunu kirletmesi, metan gazının düzgün toplanmadığında sera etkisine sebep olması, katı atık stabilizasyonunun uzun zaman alması nedeniyle fazla arazi kullanımı gibi dezavantajları yavaş yavaş bu yöntemin etkinliğini kaybetmesine neden olmaktadır. Son yıllarda deponilere alternatif olarak biyoreaktör depolama alanları gündeme gelmektedir. Biyoreaktör depolama alanları kentsel katı atıkların kontrollü bir şekilde anaerobik arıtımını sağlamaktadır. Bu tez çalışmasında, kentsel katı atıkların organik kısımlarının farklı aşu çamurları kullanılarak anaerobik biyoreaktörlerdeki arıtma performansları değerlendirilmiştir. Aşu çamuru olarak İzmir'deki Pakmaya tesisinden getirilen anaerobik çamur, piyasadan temin edilen ve tarımda kullanılan sıvı mikrobiyal gübre Bio-One™, Denizli'nin Karahayıt beldesinden alınan sediment çamuru ve Denizli Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan aerobik çamur kullanılmıştır.

Aşu çamuru ilave edilen biyoreaktörlerin her biri kontrol grubu (aşu ilavesiz) ile birlikte işletilmiştir. Biyoreaktörler mezofilik koşullarda (35-40°C) ve geri devir uygulamasıyla işletilmiştir. Her bir biyoreaktör 90 gün boyunca işletilmiş ve günlük olarak metan gazı ölçümleri yapılmıştır.

Çalışma sonunda, kullanılan aşu çamurlarının tamamında belirli seviyelerde arıtma verimi sağlanırken en yüksek arıtma verimini anaerobik aşu çamuru sağlamıştır. Anaerobik aşu çamuru kullanılan biyoreaktörün sızıntı suyunda başlangıç KOİ konsantrasyonuna göre yaklaşık % 95 bir KOİ azalması sağlanmıştır. Buna ilaveten en yüksek metan yüzdesi (% 70) ve en yüksek metan miktarı (38,94 l) yine bu biyoreaktörde tespit edilmiştir.

İşletme boyunca biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde mikrobiyal çeşitliliğin değişimi DGGE yöntemi kullanılarak tespit edilmiştir. Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde genelde Methanomicrobiales takımına ait türler teşhis edilirken, Karahayıt çamuru ilaveli biyoreaktörde genelde Methanosarcinales takımına ait türler tespit edilmiştir. Bio-One™ aşı ilaveli ve kontrol biyoreaktöründe genelde Methanobacteriales takımına ait türler saptanmıştır.

**Anahtar Kelimeler:** Anaerobik Arıtma, Biyoreaktör, DGGE, Aşı Çamuru

## SUMMARY

### **EVALUATING THE PERFORMANCE OF DIFFERENT SEED SLUDGES ON ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE AT ANAEROBIC TREATMENT AND DETERMINATION OF METHANOGEN DIVERSITY AT THIS TREATMENT**

The solid wastes affect the environment as psychical, biological and chemical which can be direct or indirect. Population growth, industrialization, urbanization, technological developments and rapid changes in consumption patterns cause changing in solid waste types and disposal of solid waste is becoming increasingly difficult. 55% of the municipal solid waste occurs from the organic wastes. The organic solid wastes are removed composting or landfilling due to high strength organic characteristics. The sanitary landfilling technique is widely used in treatment of municipal solid waste. But, a lot of disadvantages as contamination of groundwater by leachate, the greenhouse effect, a long stabilization time cause losing its effectiveness. In recent years, bioreactor landfills have been used as an alternative landfill method to minimize hazard effect of the landfill. The bioreactor landfills provide anaerobic treatment of the municipal solid waste in a controlled condition. In this study, the treatment performance of organic fraction of municipal solid waste was evaluated by using different seed sludge in the anaerobic bioreactor. Bio-one<sup>TM</sup>, anaerobic sludge, karahayit sludge and aerobic sludge was used as seed sludge.

These bioreactors were operated in batch mode at a temperature of 30-40°C (mesophilic condition) under anaerobic conditions. Operation period of the bioreactors is 90 days and methane percentage was monitored with a digital methane meter on a daily basis.

At the end of the study, it was monitored that all of the seed sludges were partially effective on the anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste. COD reduction of 95% has been provided at the bioreactor including anaerobic seed sludge. But, anaerobic seed sludge has advantages related the to other seed sludges. Maximum methane percentage was (70%) and methane quantity (38,94 l) were monitored in the anaerobic seed sludge added bioreactor.

Changes in the microbial population in leachates was detected by DGGE. Generally, Methanomicrobiales were observed abundantly in anaerobic seed sludge where Methanosarcinales were observed in Karahayit sludge. But, Methanobacteriales were observed in Bio-one<sup>TM</sup> seed sludge.

**Key Words:** Anaerobic Digestion, Bioreactor, DGGE, Seed Sludge



## 1. GİRİŞ

Kentleşme ve endüstrileşmeye paralel olarak giderek artan kentsel katı atıkların bertarafı büyük bir sorun oluşturmaktadır. Günümüzde geliştirilen teknolojilere rağmen birçok atık türünün yeniden üretime kazandırılması, öncelikle ekonomik olarak mümkün olmamaktadır. Çöplerin bertarafında da yakma, kompostlaştırma gibi yeni teknolojik işlemler uygulanmakta fakat sonuçta yine de bir miktar çöpün son uzaklaştırma işlemi için depolanması gerekmektedir (Nozhevnikova ve diğ. 1993).

Katı atık yönetiminde; düzenli depolama birçok ülke tarafından kullanılan en yaygın yöntemlerden biridir (Olivero-Verbel, 2008). Düzenli depolama, maliyetinin düşük olmasının yanında, atıkların kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına da imkan sağlamaktadır. Düzenli depolama alanına giren katı atıklar fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişimlere uğrar. Bir reaktöre benzetilebilen bu sahalarda katı faz (çöp), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazı olarak adlandırılan üç fiziki faz mevcuttur. Klasik depo sahaları, atıkların anaerobik ayrışmasına olanak sağlamalarına rağmen, çevre ve insan sağlığı üzerinde etkili olan iki önemli dezavantaja da sahiptir. Bunlardan birincisi, yüksek konsantrasyonlarda organik kirletici ve patojen ihtiva eden sızıntı suyunun oluşmasıdır. İkincisi ise, atıkların çok yavaş bir şekilde ayrışması ve buna bağlı olarak sahanın uzun yıllar boyunca, risklerin azaltılması bakımından kontrol edilme gerekliliğinin ortaya çıkmasıdır.

Düzenli depolama yönteminin yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmasından sonra, ayrışmanın uzun yıllar boyunca sürmesi, oluşan depo gazı ve sızıntı sularının insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkileri ve atıkların stabilizasyonu sağlanıncaya kadar bu sahaların kontrol edilmesi gerekliliği sebebiyle, ayrışmanın hızlandırılması için çeşitli uygulamalar geliştirilmiştir. Biyoreaktör depo sahaları olarak adlandırılan bu depo sahaları biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin daha kısa sürede stabilize olmalarını sağlayacak şekilde tasarlanan depo sahaları olarak tanımlanmaktadır. Biyoreaktör depolama alanlarını geleneksel deponilerden ayıran temel fark atık stabilizasyon süresinin kısa olmasıdır (5-8 yıl).

Biyoreaktör deponi teknolojileri ile deponi gazı miktarında artış, sızıntı suyu kirlilik parametrelerinde azalma, deponide alandan tasarruf ve stabilizasyon süresinin kısılması sağlanır. Biyoreaktör deponilerde geçirimsiz bir alt tabaka, üst örtü tabakası, gaz toplama, geri kazanma ve yakma bacaları ile sızıntı suyu toplama ve resirkülasyon hattının mutlaka olması gerekmektedir.

Türkiye’de yılda oluşan ortalama 25 milyon ton atığın % 33’ü düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir. Ancak yapılan yasal düzenlemelerle bu oranın önümüzdeki yıllarda artması beklenmektedir. Bu sebeple, düzenli depolama alanlarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinin önceden belirlenmesi ve gerekli önlemlerin alınması büyük önem taşımaktadır. Özellikle büyük şehirlerde depolama alanlarının büyüklüğü ve oluşan çöp miktarının fazlalığı, organik ve inorganik kirleticileri ihtiva eden aşırı miktarda sızıntı suyu oluşumuna ve fazla miktarda depo gazı oluşumuna sebep olmaktadır. Dolayısıyla, düzenli depolama alanlarında sızıntı suyu ve depo gazı yönetimi önemli bir yer tutmaktadır. Depo sahalarında işletme sırasında ve saha kapatıldıktan sonra yıllarca süren sızıntı suyu ve depo gazı oluşumunun kontrol edilmesi çevresel açıdan büyük önem taşımaktadır. Bu sebeple, düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarının azaltılması ve sahada arıtımının sağlanması, depo gazı oluşumunun hızlandırılması veya engellenmesi maksatlarıyla uygulanabilecek yöntemlerin ve bu yöntemlerin uygulanması sırasında tercih edilecek optimum işletme şartlarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

## 1.1 Tezin Amacı

Ülkemizde katı atıklar, miktarlarının fazla olması ve kirlilik potansiyellerinin yüksek oluşu nedeniyle önemli çevre sorunları arasında görülmektedir. Kentsel katı atıkların karakterizasyonu araştırıldığında önemli bir kısmını (yaklaşık % 55) organik atıkların (mutfak atıkları) oluşturduğu belirlenmiştir. Kentsel katı atıkların organik kısımları ya ayrı toplanıp kompostlaştırılmakta, ya da direk depolama alanlarına konulup anaerobik mekanizmanın işlemesi beklenmektedir. Kompostlama, atıklar içerisindeki organik maddelerin ayıklanması, ebat küçültme, nemlendirme, havalı şartlarda kararlı hale getirme ve kullanıma hazırlama gibi birtakım ön işlem gerektiren zor ve pahalı bir uygulamadır. Ayrıca atıkların uygun kısımları kompost yapılsa bile, yaklaşık % 30'luk bir kısmının nihai olarak başka bir usulle uzaklaştırılması gerekmektedir.

Biyoreaktör depolama alanları katı atıkların kontrollü bir şekilde anaerobik arıtımını sağlamaktadır. Biyoreaktör depolama alanlarını geleneksel deponilerden ayıran temel fark atık stabilizasyon süresinin kısa olmasıdır. Ayrıca, daha büyük boyutlu depolama alanlarına göre sızıntı suyu yönetiminde sağladığı esneklik, kolay müdahale edilebilme ve arıtımı hızlandırmaya yönelik çeşitli önlemlerin alınabilmesi nedenleriyle son yıllarda tercih edilen bir depolama yöntemidir.

Katı atıkların anaerobik arıtımında anaerobik mekanizmanın başlaması ve hızlanması amaçlı kullanılan aşı çamurları oldukça önemlidir. Aşı çamurları içerisinde bulunan mikroorganizmalar metan oluşumunda oldukça etkilidir.

Bu tez çalışmasının amacı, kentsel katı atıkların organik kısımlarının farklı aşı çamurları ile anaerobik biyoreaktörler kullanılarak arıtma performanslarını tespit etmek ve kullanılan aşı çamurları esnasında baskın olan mikrobiyal popülasyondaki değişimi tespit etmektir.

## 1.2 Literatür Özeti

Najeeb (2010), yaptığı çalışmada kentsel katı atıkların endüstriyel çamur ile birlikte arıtımını araştırmıştır. Sonuçlar, düşük konsantrasyonlardaki ağır metallerin anaerobik bakterilerin gelişiminde olumlu etkisi olduğunu göstermiştir. Aynı zamanda sızıntı suyu parametreleri olan KOİ ve UYA'nın azalması ile ilgili olarak pozitif bir etkiye sahip olduğu anlaşılmıştır.

Sandip ve arkadaşları (2011) kentsel katı atıktaki metan üretimini artırma ve biodegradasyonu hızlandırma amaçlı yaptıkları çalışmada 2 grup simule biyoreaktör kullanmışlardır. 1. grup simule biyoreaktörlerde karışık kentsel katı atık yüklemesi yapılmışken 2. grup simule biyoreaktörlerde kompostlanabilir kentsel katı atık yüklemesi yapılmıştır. Bu reaktörlerin her biri farklı işletme koşullarında çalıştırılmıştır (sızıntı suyu resirkülasyonu, toprak ekleme, havalandırma, anaerobik çamur ilavesi, aerobik bio-kültür ilavesi, karıştırma..vb). 270 gün boyunca devam eden deney sonucunda kompostlanabilir kentsel katı atığın uygulanan işletme koşulları altında daha verimli şekilde stabilize olduğu ve metan üretimini % 25 hızlandırdığı tespit edilmiştir (141,28 l/kg). Ayrıca kentsel katı atığın degradasyon süresi % 25 azalmıştır ki bu oran literatür ile karşılaştırıldığında en yüksek değerdir. Çamur ilavesi ve resirkülasyon yapılan biyoreaktörlerde biogaz üretiminin diğer reaktörlere göre daha erken başladığı görülmüştür.

Çallı ve arkadaşları (2005), İstanbul Kemerburgaz Düzenli Depolama Sahası'nın farklı kısımlarından ondört sızıntı suyu numunesi almış ve bunların mikrobiyolojik analizlerini yapmıştır. Numunelere, kimyasal karakterizasyonun yanısıra, PZR, DGGE, klonlama ve dizi analizi, ve FISH gibi moleküler mikrobiyoloji teknikleri uygulanmıştır. Sonuçlar, depo sahasının farklı stabilizasyon safhalarındaki kısımlarında bulunan mikrobiyal çeşitlilikler arasında önemli farklılıkların olduğunu ortaya koymuştur. Genç sızıntı sularında ölçülen yüksek UAKM konsantrasyonlarının yanısıra yüksek  $BO_5$ :  $KO_5$  ve TKN:  $NH_3-N$  oranları asit üretim safhasının göstergeleridir. Asetat kullanan *Methanosarcina*'nın asit üretim safhasına ait sızıntı sularında baskın tür olarak bulunduğu hem klonlama ve dizi analizi hem de FISH ile tespit edilmiştir. Çok düşük organik kirletici konsantrasyonlarına sahip yaşlı sızıntı sularında ise  $H_2$  kullanan *Methanomicrobiales* takımının baskın olduğu belirlenmiştir. Numunelerin tümünde gamma-Proteobacteria'nın en baskın bakteri grubu olduğu bulunmuştur. Bununla birlikte, genç ve yaşlı sızıntı suları arasında bakteriyel kompozisyon değişimi gözlenmemiştir.

Hwang ve arkadaşları (2008) yaptıkları çalışmada, aktif çamur arıtan anaerobik kesikli bir reaktörde 25 gün boyunca metanojenik populasyon çeşitliliğini tespit etmiştir. Bunun için 16S rRNA genine dayalı olan DGGE tekniğini kullanmıştır. Sonuçta 2 farklı taksonomik seviye belirlenmiştir: Domain ve takımlar. Domain Arke ve üç takımın (*Methanosarcinales*, *Methanomicrobiales* ve *Methanobacteriales*)

DGGE profilleri, sekans analizine gönderildi. Üç takımın DGGE profili bunların metanojenlere ait olduğunu gösterdi, ancak Arkelerin DGGE profilinde bu takımlar tanımlanamamıştır. Bu durumun nedeni olarak da PZR ya da anaerobik reaktörlerdeki bu üç takımın fazlalığından kaynaklanan farklılık gösterilmiştir.

Lopes ve arkadaşları (2003), kentsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik arıtımında sığırın işkembe sıvısını aşı çamuru olarak kullanarak arıtma verimine etkisini araştırmışlardır. Her biri 1 yıl boyunca işletilen 20 l'lik reaktörler kullanılmıştır. Aşı çamuru reaktörlere şu oranlarda koyulmuştur. Kentsel katı atık / aşı çamuru: A reaktörü % 100 / % 0, B reaktörü % 95 / % 5, C reaktörü % 90 / % 10, D reaktörü % 85 / % 15. Üretilen biyogazda metan konsantrasyonları A reaktöründe %3.6, B reaktöründe % 13, C reaktöründe % 25, D reaktöründe % 42.6 olarak ölçülmüştür. Biyostabilizasyon için gerekli süre ise sırasıyla 459, 347, 302 ve 234 gün olarak tespit edilmiştir. Verilerden de anlaşıldığı gibi aşı çamurunun arıtma performansını arttırdığı görülmüştür.

Smith (2011) yaptığı çalışmada, anaerobik biyoreaktörlerde aerobik aktif çamur ve anaerobik çamuru aşı çamuru kullanarak bu durumun arıtma verimine etkisini araştırmıştır. Reaktörler oda sıcaklığında işletilmiş olup (20 °C) dakikada yaklaşık 67 ml sızıntı suyu geri devri yapılmıştır. Araştırma sonucu iki aşı çamuru arasında gaz üretimi ve alkalinite dışında önemli bir değişiklik olmadığı, aerobik aktif çamurun, anaerobik parçalanmış çamurdan daha fazla gaz ürettiği ve optimum alkalinite değeri sağladığı görülmüştür.

Malin ve Illmer'in (2008) yaptığı çalışmada gaz üretimi 750 000 l olan anaerobik biyogaz fermentöründeki mikrobiyal flora DGGE yöntemiyle belirlenerek, elde edilen sonuçlar biyogaz üretimi ile karşılaştırılmıştır. DNA ekstraksiyonu ve PZR uygulamasından sonra elde edilen DNA fragmentleri DGGE 'de yürütülmüştür. Temel floranın Lactobacilli ve kültüre alınamamış mikroorganizmalar olduğu tespit edilmiştir. Numunelerin mikrobiyal florasının DNA içeriği ile biyogaz üretimi ile yakından ilişkili olduğu gözlemlenmiştir.

Cirne ve arkadaşlarının (2007) yaptığı bir çalışmada, organik maddelerin metan ve karbondioksite biyobozunurluğundan sorumlu mikroorganizmaların çeşitliliği araştırılmıştır. Hidroliz dinamikleri benzerlik göstermesine rağmen şeker pancarı ve çimin anaerobik olarak çürümesiyle hidrolitik safhada ortaya çıkan mikrobiyal

kommuniteler çok az benzerlik göstermiştir. Her iki substrat için de reaktörlerin 10. ve 15. günlerinden sonra bakteri popülasyonu giderek azalmış, arkeler görülmeye başlamıştır. Şeker pancarında baskın olan bakteri grubu *Alphaproteobacteria* iken çimde *Firmicutes* tespit edilmiştir. Proses performansı ve mikrobiyal kommunitelerin tespitinde FISH tekniğinden yararlanılmıştır.

Lozano ve arkadaşlarının (2009) yaptığı çalışmada, kentsel katı atıkların organik kısımlarının arıtımı için kullanılan 2 aşamalı anaerobik reaktördeki çamurun mikrobiyal florası araştırılmıştır. Sistemde aşı çamuru olarak domuz gübresi ve atıksu arıtma tesisinden alınan çamur kullanılmıştır. Bakteriyel popülasyon oksijene hassas gruplar sayılarak tespit edilirken, metabolik gruplar ‘en muhtemel sayı yöntemi’ kullanılarak tespit edilmiştir. Asetat, format, metanol ve etanol substratları için SMA ölçümü yapılmıştır. Asidojenik reaktörde uçucu yağ asitleri 25000 mg/l ve CO<sub>2</sub> konsantrasyonu % 90'lara ulaşmıştır. Bu reaktörde fermentatif mikroflora baskındır (105-106). Asetojenik flora 105 iken, sülfat indirgeyen flora 104-105 'tir. Methanojenik reaktörde CH<sub>4</sub> oranı (% 70) CO<sub>2</sub> oranından(% 25) yüksektir. Oysa uçucu yağ asit değeri 4000 mg/l'nin altındadır. Sülfat indirgeyen popülasyon ile methanojenik bakteriler arasında substrat yarışı tespit edilmemiştir. Çalışmada *Methanotrix sp.*, *Methanosarcina sp.*, *Methanococcus sp.* ve *Methanobacterium sp.* türleri tanımlanmıştır.

Elango ve arkadaşları (2007), anaerobik proseste evsel atıksuyu aşı çamuru olarak kullanarak kentsel katı atıklardan biyogaz üretimini incelemiştir. Kesikli reaktör 25 günlük hidrolik bekleme süresi ile 26°C'den 36°C'ye değişen oda sıcaklıklarında işletilmiştir. Sonuçta kentsel katı atıklara evsel atıksu eklenerek biyogaz üretiminin arttığı görülmüştür. Maksimum biyogaz üretimi 2.9 kg VS/m<sup>3</sup>/gün yüklemesi ile oluşmuştur.

Bareither ve arkadaşlarının (2009) yaptıkları çalışmada, kentsel katı atıkların arıtımını anaerobik reaktörlerde arıtmışlardır. Reaktörler belirli sıcaklık altında ve geri devirli işletilmiştir. Reaktörler 160 gün işletilmiş ve bu esnada anaerobik arıtma esnasındaki tipik sızıntı suyu kimyasal eğilimleri göstermiştir. Metan üretimi ile reaktörler asit fazından metan üretim fazına geçiş yapmışlardır. Haftada bir kere alınan sızıntı suyu numunesinde pH, iletkenlik, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) tespit edilmiştir. Biyogaz volumetrik olarak ölçülmüş ve CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> ve O<sub>2</sub> için değerlendirilmiştir. Mikrobiyal kommnite

ise otomatik ribozomal intergenik analiz ile metanojenler de QPZR ile tespit edilmiştir. Sonuçta iki temel takım tespit edilmiştir: *Methanomicrobiales* ve *Methanosarcinacea*.

Chan ve arkadaşları (2002), üç temel atığın (evsel katı atık, aktif çamur ve sedimenler) birlikte arıtımında sızıntı suyu geri devrinin etkisi araştırmışlardır. Kimyasal parametreler (pH, KOİ, UYA, NH<sub>4</sub>-N, Toplam-P) ve gaz üretimi (toplam gaz hacmi, CO<sub>2</sub> ile CH<sub>4</sub> konsantrasyonları ve üretilme oranları) 11 hafta boyunca takip edilmiştir. Sonuçta sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyon süresini kısalttığı, gaz üretimini zenginleştirdiği ve KOİ anlamında sızıntı suyu kalitesini olumlu yönde etkilediği görülmüştür.

Öz ve arkadaşları (2009), iki adet laboratuvar ölçekli anaerobik kesikli reaktörlerde farklı iki aşılı çamuru ile başlanıp (birinci reaktöre distile edilmiş alkol atıksuyu, diğerine bira atıksuyu) aynı sentetik atıksu ile beslemeye devam edilmiştir. Bu esnada arıtma performansları ve DGGE, sekans analizleri ve klonlama ile mikrobiyal kommuniteler tespit edilmiştir. Amaç, farklı iki aşılı çamurunun performanslarını karşılaştırmaktır. Birinci reaktörde 19 bakteri ve 8 arke kommunitesi tespit edilmişken ikinci reaktörde 24 bakteri ve 9 arke kommunitesi tespit edilmiştir. KOİ giderim verimi birinci reaktörde % 78.8±4.17 ve S/X oranı 0.38 iken, ikinci reaktörde KOİ giderim verimi % 98'lere kadar çıkmıştır ve S/X oranı 0.53 olarak belirlenmiştir. İkinci reaktörün sekans analiz sonuçları fermentatif ve sintrofik bakterilerin varlığına işaret ederken birinci reaktördeki bantlar fermentatif ve SİB'lerin var olduğunu göstermiştir. Tablo 1.1'de kullanılan aşılı çamurlarında ve reaktörlerde tespit edilen mikrobiyal florası gösterilmektedir.

Tablo 1.1: Reaktör çamurları ve aşı çamurlarının mikrobiyal içeriği (Öz, 2009)

Filogeni	Aşı 1 (%)	Reaktör 1 (%)	Aşı 2 (%)	Reaktör 2 (%)
<i>Firmicutes</i>	31	38	41	36
<i>Proteobacteria</i>	44	19	28	22
<i>Bacteroidetes</i>			10	5
<i>Spirochaetas</i>			12	12
<i>Thermotogae</i>			2	2
<i>Chloroflexi</i>	6	6	2	2
<i>Cyanobacteria</i>			5	5
<i>Actinobacteria</i>	6	6		
Acetoclastic Metanojenler	13	13	63	
Hidrojenetrofik Metanojenler	37	25	35	
Metilotrofik Metanojenler	13	13	2	
Tanımlanmamış Metanojenler	37	13		

Flor ve arkadaşlarının (2001) yaptıkları çalışmada, substrat olarak hem kentsel katı atıkların organik kısımlarını hem de aktif çamurun farklı karışımlarını, toplam katı bazında kentsel katı atıkların organik kısımlarının 0'dan % 100'e giderek artan farklı oranlarda kullanmışlardır. Bu esnada reaktörde iki farklı toplam katı içeriği (% 2 ve % 10) denenmiştir. Sonuçlar % 2'lik toplam katı içeriğine sahip reaktörde kentsel katı atıkların organik kısımlarının oranlarının artmasıyla CH<sub>4</sub> üretiminin ve toplam katı gideriminde artışın olduğunu göstermiştir. Aynı zamanda bu sonuçlar, CH<sub>4</sub> üretimindeki ve toplam katı azalmasındaki artış, aktif çamur ile karşılaştırıldığında kentsel katı atıkların organik kısımlarının daha iyi biyobozunurluğu sebebiyle olduğunu doğrulamıştır. Aktif çamur varlığında tipik kentsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik arıtımında tampon ilavesi ihtiyacı önemli ölçüde azalmıştır. Aktif çamur aynı zamanda proses performansına stabilizasyon etkisi yaratmış, substratların birlikte parçalanmasında sinerjistik etki göstermiştir.

Yiğit ve arkadaşları (2013) tarafından yapılan çalışmada, evsel organik atıklar ile çöp sızıntı suyu kullanılarak, birinci anaerobik çürütücü hacmi 1,2 m<sup>3</sup>, ikinci anaerobik çürütücü hacmi 3,8 m<sup>3</sup> olmak üzere toplam hacmi 5m<sup>3</sup> olan iki kademeli Biyogaz Üretim AR-GE tesisinde, 37±1°C sıcaklığında ve 70 günlük bir zaman periyodu boyunca denemeler yapılmıştır. Her gün düzenli olarak birinci sindiriciye ortalama % 10 kuru madde içerikli, 200 kg/gün evsel organik atık ve çöp sızıntı suyu karışımı beslemesi yapılmış, üretilen biyogaz miktarı ve konsantrasyonu ölçülmüştür. Analiz



edilen parametreler ise, katı madde miktarı, uçucu madde miktarı, C/N/P oranları, pH, uçucu yağ asitleri ve engelleyicilerdir. Tek kademeli oksijensiz sindirici ile daha önce yapılan deneyde, evsel organik atıklar ve seyreltici olarak çöp sızıntı suyu karışımı kullanılmış, hidrolik bekleme süresi 25 gün olarak, % 65 metan gazı içerikli, ortalama 445 lt CH<sub>4</sub>/kgVS metan gazı elde edilmiştir. İki kademeli biyogaz üretimi AR-GE tesisinde hidrolik bekleme süresi 25 gün olarak % 68 metan gazı içerikli, ortalama 610 lt CH<sub>4</sub>/kgVS metan gazı elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar göstermiştir ki, iki kademeli çalışmada aynı bekleme süresinde yüksek organik yük ile çalışma yapılabilmüş, uçucu organik miktarı başına tek kademeli çalışmaya göre % 37 daha fazla miktarda metan gazı üretimi sağlanmıştır.

Garcia-Pena ve arkadaşları (2011), anaerobik prosesi kullanarak meyve ve sebze atıklarından CH<sub>4</sub> üretimini değerlendirmişlerdir. pH kontrollü ve N ilaveli bu kesikli sistemler biogaz üretiminde (0.42 m<sup>3</sup><sub>biogaz</sub>/kg UK ), CH<sub>4</sub> veriminde (% 50) ve uçucu katı gideriminde (% 80) önemli etkiye sahiptir. Meyve-sebze atıkları et atıkları ile birlikte arıtılarak proses verimi artırılmıştır. Sistem kararlı hale geldiğinde CH<sub>4</sub> verimi 0.25 m<sup>3</sup>/kg TK ve KOİ giderim verimi % 65 olarak tespit edilmiştir. Sistemin metanojenik popülasyonunu zenginleştirmek için reaktörlere 20 gün sonra sığır gübresi ilavesi yapılmıştır. Bakteriyel tanımlamalar başlıca üç filum işaret etmiştir: *Firmicutes* (% 89.5), *Actinobacteria* (% 6.9), *Bacteroidetes* (% 2.3); tespit edilen diğer filumlar daha az baskındır. *Firmicutes* filumunda *Bacilli* (*Lactobacillus* türleri) (% 76.1) ve *Clostridia* (*Clostridium aminobutyricum*, *C. Sticklandii*) (% 13.3) sınıfları baskındır. *Bacteroidetes* filumu proteolitik bakteri grubuna dahildir ve muhtemelen et atıklarından geldiği tahmin edilmektedir. Bu filumdan olan *Prevotella* (% 1) türleri sistemde tespit edilmiştir. *Actinobacteria* filumundan ise *Bifidobacterium* (% 6) türleri gözlemlenmiştir. Arke ve bazı spesifik metanojenlerin tespiti için yapılan qPZR analizlerinde ise *Methanobacterium curvum* (% 77) ve *Methanobacterium congolense* (% 11,5) türleri baskın türler olarak tespit edilmiştir. *Methanosaeta* cinsi aşı çamurlarında baskın tür olarak tespit edilmiş ancak anaerobik sistemde şiddetli bir biçimde azalmıştır. *Methanosarcina* ve *Methanobrevibacter/Methanobacterium* cinsleri de metan üretimine esas katkı yapan diğer türler olarak tespit edilmiştir.

### **1.3 Hipotez**

Bu çalışma ile katı atıkların anaerobik arıtılmasında aşî etkisi yapabilecek aşî çamurlarından hangisinin maksimum düzeyde arıtma verimi sağladığı tespit edilmek istenmiştir. Arıtma veriminden kasıt, sızıntı sularındaki organik kirlilik yüklerinin azaltılması, metan verimin artırılması ve özellikle katı atık miktar ve hacminde azalma sağlanmasıdır. Miktar ve hacimdeki azalma, depolama alanı yer ihtiyacı açısından ekonomik fayda sağlayacaktır. Sızıntı sularının kirlilik değerlerindeki azalma da sızıntı suyu arıtımına katkı sağlayacak, masraf düşecektir. Ayrıca, aşî çamurlarının arıtma verimini artıran bir faktör olması nedeniyle bu çalışma hem mühendislik açısından hem de biyolojik açıdan tespit edilmeye değerdir. Arıtımda rol alan mikroorganizmaların tespiti, katı atık depolama alanlarına (özellikle biyoreaktör şeklinde dizayn edilmiş) gerektiğinde mikroorganizma ilavesi yapılarak ayrışmayı hızlandırmak açısından önemlidir. Bunun da ötesinde, katı atıkların anaerobik arıtımında, arıtma hızının ve veriminin artırılması için mutlaka uygun aşî çamuru kullanılması gereklidir.

## 2. KATI ATIKLAR VE ANAEROBİK ARITILMASI

Katı atık, üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeleri ve arıtma çamurunu kapsamaktadır (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2005). Birleşmiş Milletler Çevre Raporu 2009 yılı verilerine göre dünyada 4 milyar ton katı atık üretilmiştir. Kaynağına göre bu katı atıkların 1.7 – 1.9 milyar tonu kentsel katı atık, 1.2 – 1.7 milyar tonu endüstriyel atık, 0.5 milyar tonu tehlikeli atık ve geri kalanı diğer atıklar (maden, orman, yapı vb. ) olarak tespit edilmiştir. 2050 yılında bu rakamın 27 milyar tona çıkacağı tahmin edilmektedir (UNEP, 2010).

Günümüzde sanayileşme, kentleşme ve ekonomik büyümenin bir sonucu olarak katı atıkların niteliği ve hacmindeki hızlı artış, katı atık yönetmeliğinin sürdürülebilir ve etkili olması hususunda giderek büyüyen bir problemdir (UNEP, 2009). Atık niteliği ve hacmindeki bu hızlı artış ise çevre sağlığı için büyük tehdit oluşturmaktadır (Frosch, 1996., Ayomoh ve diğ., 2007).

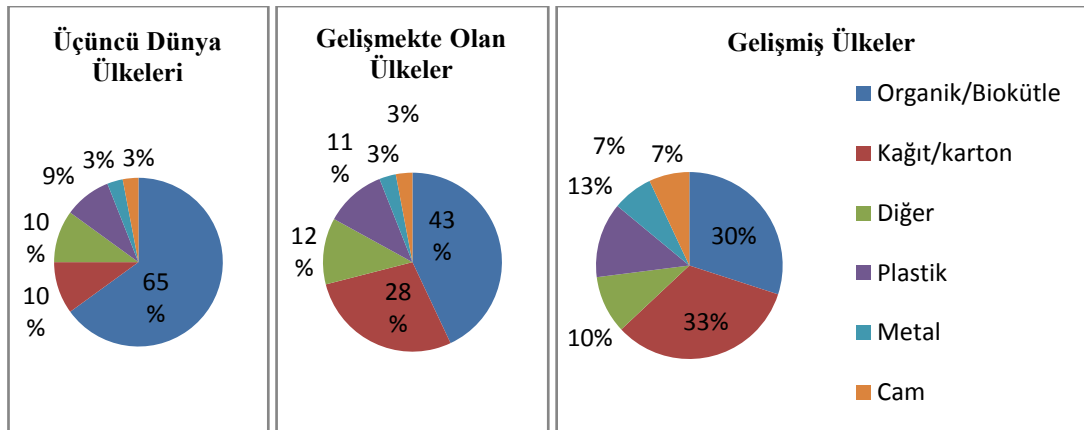
Katı atıklar, atık döngüsü içinde, üretildikleri andan son uzaklaştırma aşamasına kadar çevre ve insanla doğrudan ya da dolaylı olarak etkileşim içindedir. Bu etkileşim fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olabilmektedir. Doğrudan veya ara hayvanlarla bulaşabilen cüzam, veba, kolera, dizanteri, tüberküloz, kuduz, sıtma gibi hastalıklar biyolojik olumsuzluklara örnek olurken; çöp depolama alanlarında oluşan sızıntı suları ve gazlar, kimyasal ve biyolojik olumsuzluklara neden olmakta; çevreye sorumsuzca bırakılan atıklar da insanlara fiziksel zararlar verebilmektedir (Palabıyık, 2001).

## 2.1 Evsel katı atıklar

Evsel katı atık kavramı özellikle zararlı ve tehlikeli atık kapsamına girmeyen atıklar için kullanılmaktadır. Evsel atık, plastik, cam, metal, cadde süprüntüsü, inşaat ve hafriyat atıkları, kül, arıtma çamuru bu kapsamda yer alır. Pil, boya, otomotiv parçaları, elektrik ampulleri gibi kimi zararlı atıklar da kentsel katı atık kavramı içine alınmaktadır (Palabıyık ve Altunbaş, 2004). Evsel katı atık üretimini etkileyen nüfus, mevsimsel özellikler, coğrafi konum vb. birçok faktör bulunmasına rağmen katı atık üretiminde kentleşme ve gayrisafi milli gelir arasında belirgin bir korelasyon bulunmaktadır. Gelişmişlik düzeyi arttıkça üretilen atık miktarı da artmaktadır.

Gelişmiş ülkelerde kişi başı üretilen atık miktarı 1.4 kg/gün iken gelişmekte olan ülkelerde bu rakam 0.8 kg/gün 'dür. Üçüncü dünya ülkelerinde ise 0.6 kg/gün ile rakam daha da düşmektedir (Lacoste ve Chalmin, 2009). TÜİK verilerine göre 2010 yılında Türkiye'de 26 milyon ton atık toplanmış olup kişi başı günlük atık üretim miktarı 1.14 kg/gün olarak hesaplanmıştır (TÜİK, 2010).

Evsel katı atık içeriği de gelişmişlik düzeyine göre değişkenlik göstermektedir. Gelişmiş ülkelerin atık kompozisyonunun yaklaşık % 50'sini kağıt ve plastik atıklar oluştururken, 3. dünya ülkelerinin atık kompozisyonunun % 50'den fazlasını organik atıklar oluşturmaktadır (Şekil 2.1) (Chalmin ve Gaillochet, 2009).

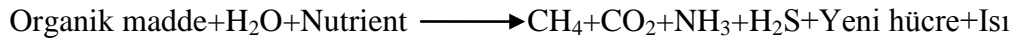


Şekil 2.1 : Gelişmişlik düzeyine göre atık kompozisyonu (Chalmin ve Gaillochet, 2009).

TÜİK 2010 yılı verilerine göre Türkiye’de toplanan yaklaşık 26 milyon ton katı atığın yaklaşık 500 bin tonluk kısmı kompost, açıkta yakma, göle ve dereye dökme ya da diğer yöntemlerle bertaraf edilmektedir. Bu durumda ortaya çıkan bu 25.5 milyon katı atığın yaklaşık 14 milyon tonu düzenli depolama sahalarında bertaraf edilir. Bu miktardaki atığın yaklaşık 13.5 milyon tonluk kısmı evsel ve benzeri atıklar olarak tespit edilmiştir. Görüldüğü gibi katı atıklardaki organik kısım miktarı fazladır (TÜİK, 2010).

## 2.2 Anaerobik arıtma

Anaerobik arıtma, organik veya inorganik maddelerin oksijen yokluğunda anaerobik mikroorganizmaların yardımıyla CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S ve NH<sub>3</sub> gibi son ürünlere dönüştürüldüğü biyolojik bir süreçtir (Lastella, 2000; İleri, 2000; Verma, 2002).



Hücre : C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>

CH<sub>4</sub> : Metan (% 50 - 75)

CO<sub>2</sub> : Karbondioksit (% 25 - 45)

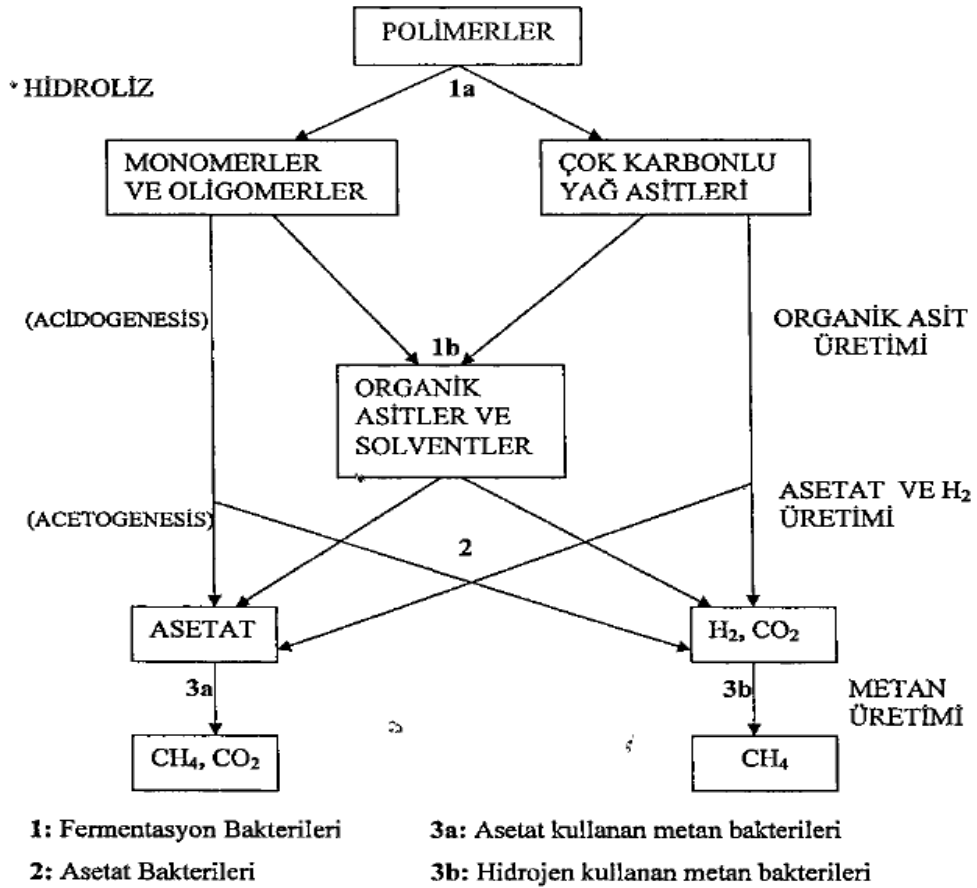
H<sub>2</sub>O : Su (% 2 - 7)

H<sub>2</sub>S : Hidrojen Sülfür (< % 1)

NH<sub>3</sub> : Amonyum (< % 1)

Arıtma esnasında oluşan biyogaz yaklaşık olarak % 50-75 metan, % 25-45 karbondioksit, % 2 – 7 su, < % 1 hidrojen sülfür ve < % 1 amonyum karışımından oluşmaktadır (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2008). Arıtma esnasında metan gazının enerji kaynağı olarak kullanılması sistemi daha cazip kılmaktadır. Ayrıca düşük işletme maliyeti, daha az besi maddesi gereksinimi, sistemin daha az yer kaplaması, az çamur oluşumu, aerobik sistemde parçalanmayan organik maddelerin parçalanması, mevsimsel işletmeye uygun olması, köpük probleminin olmaması gibi nedenler de anaerobik arıtmayı tercih sebebi haline getirmektedir (Öztürk, 1999).

Anaerobik arıtma hidroliz, asitleşme ve metanlaşma olmak üzere 3 adımda gerçekleşen bir prosesdir. Bu prosesin ilk adımında polisakkarit, karbonhidrat, protein, lipid gibi polimerik yapıdaki kompleks organik maddeler hücre dışı enzimler tarafından daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek hale gelmektedir. Nispeten basit ve çözünebilir yapıdaki bu bileşikler fermentasyon veya anaerobik oksidasyonla kısa zincirli yağ asitleri, alkoller, karbondioksit, hidrojen ve amonyaka dönüştürülmektedir. Asetat dışındaki kısa zincirli yağ asitleri ise hidrojen ve karbondioksite dönüştürülmektedir. Prosesin son safhasında asetatin parçalanması veya  $H_2$  ile  $CO_2$ 'nin sentezi yoluyla  $CH_4$  üretimi gerçekleştirilmektedir (Ubay, 1993) (Şekil 2.2).



Şekil 2.2 : Anaerobik arıtmanın mekanizması (Ülkü, 2006).

- 1) Hidroliz : Hidroliz protein, yağ, karbonhidrat, nükleik asit gibi kompleks organik maddelerin parçalanması için hücre dışı enzimatik reaksiyonları içeren anaerobik bozunmanın ilk adımıdır. Bu safha ekstraselüler enzimlerin gerçekleştirdiği bir proses olduğundan enzimlerin çalışma şartlarını etkileyen faktörler bu safhanın hızını da etkiler. Hidroliz safhasının hızını etkileyen faktörler ortam pH'ı, sıcaklığı ve en önemlisi hidrolik bekletme süresidir. Hidrolik bekletme süresi yeterli olmadığında organik maddeler tam olarak hidroliz olamaz. Dolayısıyla bir sonraki safhada asit bakterilerinin uçucu asitlere dönüştürmek üzere ihtiyaç duyduğu basit yapıları organik maddelerin miktarı yetersiz olmuş olur. Bu da zincirleme olarak daha az organik madde giderimine ve daha az metan üretimine sebebiyet verir (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2008).

Yağ, selüloz ve lignin gibi hidroliz hızı yavaş olan maddeler içeren atıkların anaerobik arıtımında hidroliz kademesi hız sınırlayıcıdır (Speece, 1996).

- 2) Asitleşme : Asitleşme organik asit üretim safhası (Asidogenesis) ve asetik asit üretim safhası (Asetogenesis) olarak iki gruba ayrılabilir. Hidroliz safhasında daha basit yapıları hale gelen organik maddeler, işletme şartları kararlı ise asetik asit gibi zayıf asitlere, eğer sistem kararsız halde ise H<sub>2</sub>' ye dönüştürülürler (Öztürk, 1999).

Asidogenesis : Hidroliz ürünlerinin bakteri hücrelerine transfer edildiği bu safhada, basit şekerler, amonyak asitleri ve uzun zincirli yağ asitleri CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, alkol, amonyak ile asetik asit, bütirik asit, valerik asit ve propiyonik asit gibi karbon sayısı 2'den fazla olan kısa zincirli yağ asitlerine dönüştürülür. Kararlı şartlarda yağ asitleri konsantrasyonu oldukça düşük seviyelerdedir (100-300 mg HAc/l). Kararlı olmayan şartlarda örneğin havasız reaktörün devreye alınması aşamasında uçucu asit konsantrasyonu 1000-1500 mg HAc/l'ye ulaşabilir (Öztürk, 1999).

Asetogenesis : Asidogenesisde oluşan kısa zincirli yağ asitlerinin (bütirik asit, valerik asit, propiyonik asit, laktik asit vb.) karbondioksit ve hidrojene dönüşürken, alkollerin de asetata dönüştüğü safhadır.  $\beta$  oksidasyonu da denilen bu proses, 2'den daha fazla karbona sahip kısa zincirli yağ asitlerinin 1'er karbonlarını kaybetmesiyle meydana gelir ki bu olay bütün yağ asitleri asetata dönüşene kadar devam eder. Asetat, metan oluşturan bakteriler tarafından besin olarak kullanılan başlıca organik asit olduğu için organik asitlerin içerisinde en önemli olanıdır (Gerardi, 2003).

- 3) Metanlaşma : Anaerobik prosesin son adımı olan bu safha asetogenesisde meydana gelen ürünlerin metanojenler tarafından metana dönüştürüldüğü safhadır. Bu olay iki farklı şekilde gerçekleşir: asetik asitin dekarboksilasyonu (asetik asitin parçalanması) ve karbondioksitin indirgenmesi ( $H_2$  ve  $CO_2$ 'nin sentezi). Bu iki olay son elektron alıcısı olarak proton ve bikarbonat iyonları haricinde sülfat, nitrat ve oksijen gibi diğer elektron alıcılarının yokluğunda gerçekleşir (Garcia ve diğ., 2000; De Bok ve diğ., 2004; Stams ve diğ., 2006). Anaerobik proseste üretilen metanın yaklaşık olarak % 30'u  $H_2$  ve  $CO_2$ 'den, % 70'i ise asetik asitin parçalanmasından oluşmaktadır.  $H_2$  ve  $CO_2$ 'den metan üreten arkeler, asetik asit kullanan arkelere oranla çok daha hızlı çoğalmaktadır. Dolayısıyla ortamda yeterli  $H_2$  ve  $CO_2$  bulunduğu sürece, bu yolla  $CH_4$  üretimi devam etmektedir (Öztürk, 2007). Kompleks organik bileşiklerin metana dönüştürülmesi esnasında organik asit ve hidrojenin oluşum hızı metan oluşum hızına göre daha hızlıdır. Bunun sebebi, ilk safhada gerçekleşen fermantasyon reaksiyonlarında oluşan serbest enerjinin metan oluşumu esnasında ortaya çıkan serbest enerjiden daha fazla olmasıdır. Bu nedenle metanojenlerin çoğalma hızları düşüktür ve proseste hız sınırlandırıcı basamak olarak kabul edilirler. Ancak, hidroliz safhasında da belirtildiği gibi, hidrolizi zor olan kimi kompleks organik bileşikler (yağ, selüloz, lignin vb.) de hız sınırlandırıcı basamak olabilirler (Rittmann ve McCarty, 2001; Malina ve diğ., 1992).



### 2.3 Katı atıkların anaerobik arıtımı

Klasik depolama alanlarında, kendi hallerine bırakıldıklarında mikroorganizma faaliyetleri sonucunda oksijen tükenene kadar aerobik olarak ayrışan organik maddeler, ortamdaki oksijenin tükenmesiyle birlikte, anaerobik bozunma başlamakta ve organik madde, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ve eser miktarda NH<sub>4</sub> ve H<sub>2</sub>S'e dönüşmektedir. Fermantasyon tamamlandığında, geriye sadece çok yavaş bir şekilde ayrışabilen artık bir madde kalır. Bu artık organik madde stabilize olmuştur. Optimum şartlar altında atık stabilizasyonu 10-20 yılda tamamlanır (Cooper, ve diğ., 1992; Tchobanoglous ve diğ.,1993; McBean ve diğ., 1995).

Atığın bozunma mekanizmasına bağlı olarak, bozunma süreci boyunca, depolanmış olan atık farklı özelliklere sahip olmaktadır. Tablo 2.1'de, depolama alanlarında gerçekleşen bozunma (ayrışma) mekanizmasının aşamaları ve her aşamadaki atık özellikleri verilmiştir (Tchobanoglous ve diğ., 1993).

Aerobik faz olan ilk faz (Faz I), atığın oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak oldukça kısa sürelidir. Faz süresince yüksek miktarda ısı açığa çıkar ve depolama alanının sıcaklığı yükselir. Bu fazda oluşan sızıntı suyunun BOİ konsantrasyonu oldukça yüksek değerlerdedir. (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Tablo 2.1 Katı atıkların biyolojik bozunma aşamaları (Tchobanoglous ve diğ., 1993)

<b>Dört Fazlı</b>	<b>Beş Fazlı</b>	<b>Fazın Tanıtımı</b>	<b>Ayrışma Adımları</b>
Aerobik	İlk Adaptasyon	Atık içinde hapsedilmiş O <sub>2</sub> ile aerobik bozunma gerçekleşir.	Aerobik ayrışmanın başlaması
-	Geçiş	O <sub>2</sub> 'nin tamamen tüketilmesi, anaerobik ayrışmanın başlaması	Hidroliz ve fermantasyonun başlaması
Anaerobik Asit Fazı	Asit	Anaerobik ayrışma, organik asitlerin oluşumu, CO <sub>2</sub> ve H <sub>2</sub> oluşması, pH'ın azalması (10-50 gün)	Hidroliz ve fermantasyonun devam etmesi, asit ve metan oluşumunun sürmesi
Metan Oluşma Fazı	Metan Fermantasyonu	Metan oluşumunun hızla artması, CO <sub>2</sub> oluşması, organik asitlerin tüketilmesi, pH azalması (90 gün-yıllarca)	Hidroliz, fermantasyon, asit ve metan üretiminin devam etmesi
Metan Azalma Fazı	Olgunluk	Organik maddelerin tüketimine kadar metan üretiminin sabit kalması (90 gün-yıllarca)	Hidroliz, fermantasyon, asit ve metan oluşumunun azalması

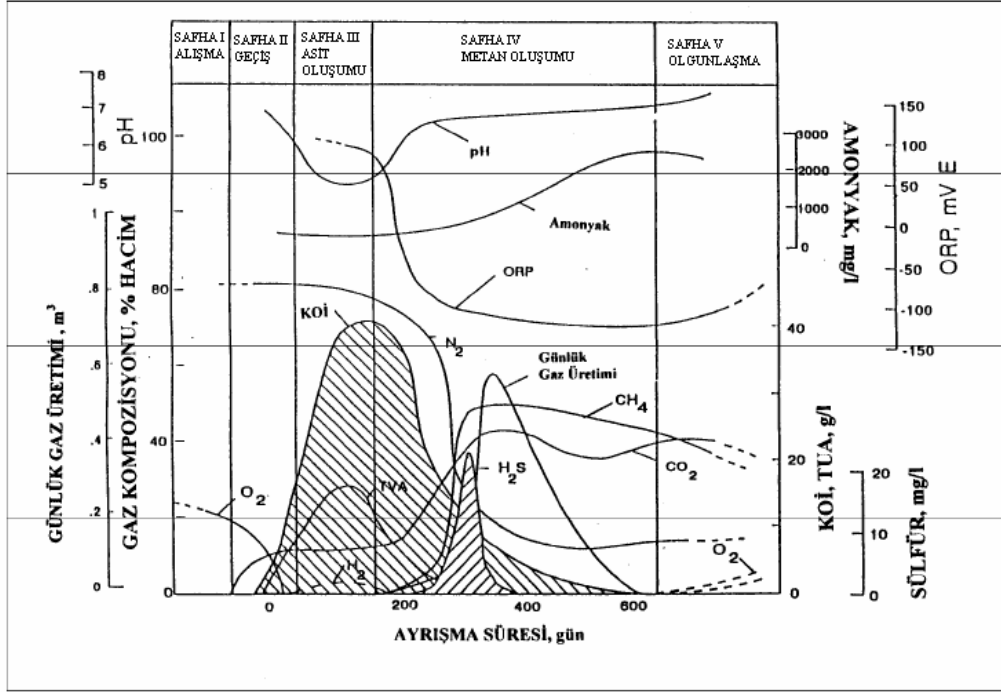
Geçiş fazında (Faz II) atık içindeki oksijen konsantrasyonu gittikçe azalır ve atık stabilizasyonu fakültatif organizmalar tarafından gerçekleştirilir. Depolama alanı anaerobik hale geldikçe nitrat ve sülfat biyolojik bozunmada elektron alıcı olarak çalışmaktadır. Bu aşamada, CO<sub>2</sub> ve uçucu yağ asitleri oluşumu söz konusudur ve pH 4-5'e kadar düşer. Düşük pH, inorganik maddelerin çözünmesine yardımcı olur (Tchobanoglous ve diğ.,1993; Rhyner ve diğ., 1995). Bu safhanın sonunda kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve uçucu yağ asidi (UYA) konsantrasyonları tespit edilebilir hale gelir (Reinhart ve diğ., 2002). Sızıntı suyunun istenmeyen bir kokusu vardır ve 500-2000 mg/L gibi yüksek konsantrasyonlarda NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N içerebilir. Amonyum, özellikle proteinli bileşiklerin fermantasyonu ve hidrolizi sonucu oluşur. Redoks potansiyeli düştükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu azalır. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür (Top, 2009).

Asit fazı (Faz III) asit üreten bakteriler (asidojenler) tarafından gerçekleştirilir. Bu fazda önemli miktarda organik asit üretimi söz konusudur. Organik asit miktarının ve CO<sub>2</sub> konsantrasyonunun artması sonucunda pH 5'in altına düşmektedir (Quasim ve Chiang, 1994). Düşük pH nedeniyle sızıntı suyunun ihtiva ettiği ağır metallerin çözünürlüğü artar. Bu fazda sızıntı suyunun BOİ ve KOİ konsantrasyonları ve kondüktivitesi artar (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Metan fermantasyonu fazında (Faz IV), metan üreten bakteriler (metanojenler) aktif hale geçer. Metan bakterileri, anaerobik şartlarda nötral pH'ta (6,8-8) faaliyet gösterirler. Fakültatif bakteriler tarafından oluşturulan uçucu asitler ve diğer organik maddeler CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>'e dönüştürülür. Böylelikle, uçucu asit konsantrasyonu düşer. Metan oluşumu ile birlikte pH yükselmeye başlar. pH nötral değerlere yaklaştıkça, daha az inorganik madde çözünür, kondüktivite ve redoks potansiyeli düşer ve ağır metallerin çözünürlüğü azalır. (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Olgunluk fazında (Faz V) atığın organik kısmı CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>'e dönüşmüştür. Bu faza kadar organik maddelerin biyolojik olarak bozunabilir kısmı tamamen ayrılmıştır. Kalan kısım ise biyolojik olarak ayrışamayan atıklardan oluşur. Bu nedenle bu fazda depo gazı oluşum hızı azalır (Tchobanoglous ve diğ.,1993).

Depolama alanında meydana gelen reaksiyonlar sızıntı suyu ve depo gazı özelliklerinde birtakım değişiklikler meydana getirir. sızıntı suyu ve deponi gazında meydana gelen pH, oksijen, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, asedik asit, çözünebilir tuzlar ve redoks potansiyeli değişimleri Şekil 2.3’de verilmiştir (Shearer, 2001).



Şekil 2.3 : Katı atık bozunma fazları (Shearer, 2001).

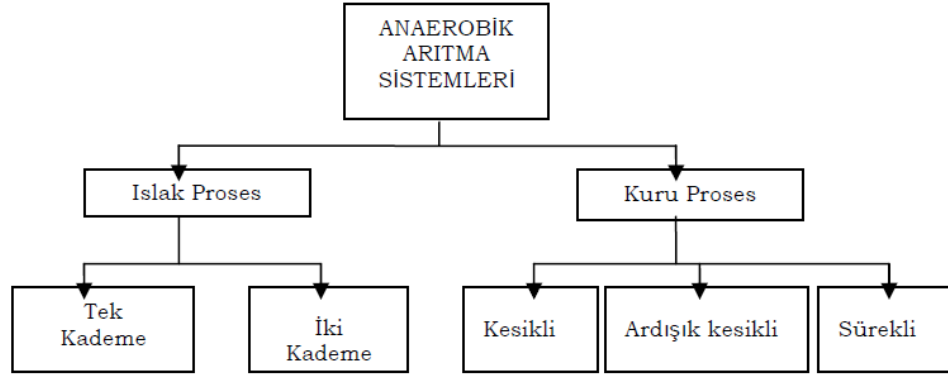
Atığın bozunma mekanizması, atık kütesinin nem içeriği, sıcaklığı, oksijen konsantrasyonu vb. parametrelere bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Bu parametreler ve optimum değerleri Tablo 2.2’de gösterilmiştir.

Tablo 2.2 : Atıkların anaerobik bozunmasını etkileyen faktörler (Yuen, 2001)

<b>Etkileyen Faktör</b>	<b>Kriter/Yorum</b>	
Nem	Optimum nem içeriği	% 60 ve üzeri
Oksijen	Metan oluşumu için optimum redoks potansiyeli	< -100 mV- 300mV
Alkalinite	Metan oluşumu için optimum alkalinite	2000
	Metan oluşumu için max. organik asit konsantrasyonu	3000
	Metan oluşumu için max. Asetik asit/alkalinite oranı	0.8
Sıcaklık	Metan oluşumu için optimum sıcaklık	34-41 °C
Hidrojen	Asedik asit oluşumu için kısmi hidrojen basıncı	<10 <sup>-6</sup> atm
Besin Maddesi	Bölgesel heterojenlikler hariç çoğu depo sahasında yeterli miktarda besin maddesi mevcuttur	
Sülfat	Sülfat artışı metan oluşumunu engeller	
İnhibitörler	İnhibisyon oluşturan katyon konsantrasyonları (mg/l)	
	Sodyum	3500-5000
	Potasyum	2500-4500
	Kalsiyum	2500-4500
	Magnezyum	1000-1500
	Amonyum (Toplam)	1500-3000
	Ağır Metaller : Depo sahalarda önemli bir etkisi yoktur	
	Organik Bileşikler : Önemli miktarda yalnızca engelleyici etkisi vardır	

Katı atıkların anaerobik arıtımı için bazı ön-arıtma ve son-arıtma prosesleri gereklidir. Ön arıtma prosesleri manyetik ayırım, döner tambur, parçalama, eleme, hamurlaştırma, çöktürme ve pastörizasyon olarak sayılabilir. Ayrıca biyogaz iyileştirme ve fermente ürün susuzlaştırma veya ıslak mekanik ayırım da birçok ürünün geri kazanılabileceği son-arıtma prosesleri olarak sayılabilir (Yıldız ve diğ., 2009).

Evsel katı atıkların anaerobik olarak arıtıldığı tesisler birçok prosesin birleşiminden oluşur. Atıktan elde edilebilecek ürünlerin miktar ve kalitesini çoğu kez atığın bileşimi ve yapısı belirlese de, anaerobik reaktörün tasarımı da ürünlerin miktar ve kalitesini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Ayrıca, anaerobik reaktör tasarımı gerekli ön-arıtma ve son-arıtma ihtiyaçlarını da belirler. Evsel organik katı atıkların anaerobik olarak arıtıldığı reaktörler içlerindeki katı madde yüzdesine (ıslak ve kuru sistemler), kademe sayısına (tek ve çift kademeli sistemler) ve prosesin yürütüldüğü işletme sıcaklığına (mezofilik ve termofilik sistemler) göre sınıflandırılır (Şekil 2.4).



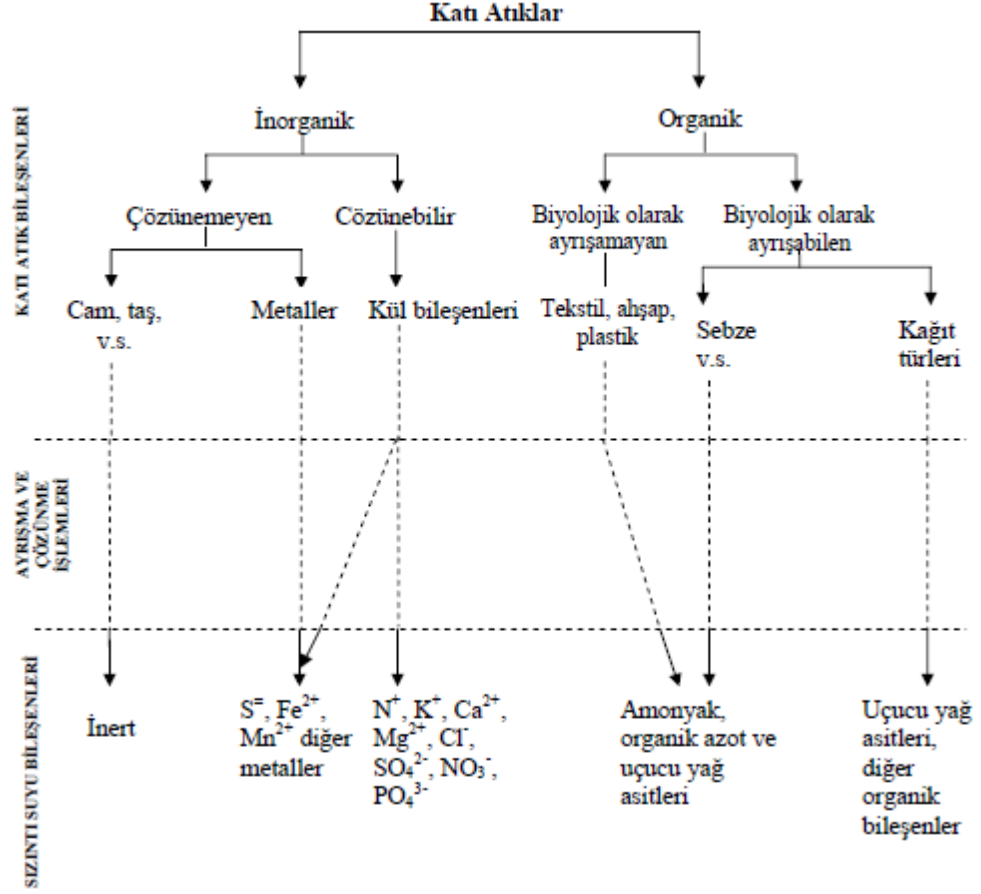
Şekil 2.4 : Anaerobik biyolojik arıtma yöntemleri için sınıflandırma (Yıldız ve diğ., 2009).

## 2.4 Sızıntı suyu oluşumu

Katı atıkların düzenli depolanmasında ortaya çıkan önemli sorunlardan biri katı atıklardan süzülerek tabana ulaşan, çözülmüş ve askıda bileşenler içeren sızıntı sularıdır (Pala ve Şirin, 2001a; Kulikowska ve Klimiuk, 2007). Sızıntı suları, atığın bünyesindeki nem içeriği ile birlikte biyokimyasal ayrışma ve yağış sularının katı atık içersine sızmasıyla oluşan su olarak tanımlanır (Walker, 1993; Ashbee ve diğ., 1993). Sızıntı suyunun depolamalardaki oluşumunda etkili olan ana olaylar yüzeysel akış, buharlaşma ve infiltrasyondur (Yılmaz, 2009).

Depo yerlerinde oluşan ve evsel atıksuların 100 mislinden daha kirletici olabilen bu sızıntı sularında her türlü kirleticiye üst düzeyde rastlanabilmektedir (Gönüllü ve Baştürk, 1987). Bu nedenle sızıntı sularının kirlilik açısından oluşturdukları en önemli risk, yüzey sularına, yeraltı sularına veya denizlere karışarak kirletme potansiyeline sahip olmasıdır. Bu kirlenmenin önlenmesi için sızıntı suları deşarj edilmeden önce arıtılmalıdır (Yılmaz, 2009).

Hidrojeolojik şartlar, bitki örtüsü, üst örtü, sızıntı suyu geri dönüşümü, atığın yaşı, atığın nem içeriği, atık kompozisyonu, mevcut oksijen, depolama alanındaki katı atık derinliği, depolama alanının tasarımı ve işletilmesi vb. sızıntı suyu miktarını ve bileşimini etkilemektedir (Bagchi, 1994; Pala ve Şirin, 2001b; Salvato ve diğ., 2003; Tchobanoglous ve diğ., 1993; Williams, 1998; Renou, 2008; Sormunen ve diğ., 2008). Katı atık muhtevasına bağlı olarak meydana gelen sızıntı suyu bileşenleri Şekil 2.5'de gösterilmiştir.



Şekil 2.5 : Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları (Günay, 2002).

Depolama alanlarında oluşan en önemli biyolojik reaksiyon, katı atıkların içinde bulunan organik atıklardan depo gazının ve sızıntı suyunun oluşmasıdır. Depolama alanlarında gözlenen biyolojik reaksiyonlar, ortamda bulunan bakteriler aracılığıyla gerçekleşmektedir. Ortamda oksijen bulunup bulunmamasına göre, biyolojik reaksiyonlar, aerobik veya anaerobik bakteriler tarafından gerçekleştirilmektedir. Biyolojik bozunma prosesinde, ortamdaki oksijen tüketilene kadar kısa süreli aerobik bozunma gözlenmektedir. Aerobik şartlarda gerçekleşen bakteriyolojik faaliyetlerin sürdürülebilmesi için gerekli olan karbon kaynağı, atık içindeki çözülmüş şekerlerdir. Bozunma sırasında  $O_2$  tüketilmekte ve sonuçta yaklaşık olarak % 100 oranında  $CO_2$  içeren depo gazı oluşmaktadır. Ortamdaki oksijenin tükenmesiyle birlikte, anaerobik bozunma başlamakta ve organik madde,  $CO_2$ ,  $CH_4$  ve eser miktarda  $NH_4$  ve  $H_2S$ 'e dönüşmektedir (Tchobanoglous ve diğ.,1993; McBean ve diğ., 1995).

Katı atıkların bozunması esnasında sızıntı suyunda fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişimin özelliklerini karakterize eden ana parametreler Tablo 2.3' teki gibidir.

Tablo 2.3 : Atıkların bozunma safhalarında sızıntı suyunda meydana gelen konsantrasyon aralıkları (Pohland ve Englebrech, 1976)

<b>Parametre</b>	<b>Geçiş</b>	<b>Asit Formasyon</b>	<b>Metan Fermantasyonu</b>	<b>Olgunluk</b>
Kimyasal Oksijen İhtiyacı, mg/l	480-18000	1500-71000	580-9760	31-900
Toplam Uçucu Asit, mg/l	100-3000	3000-18800	250-4000	0
Amonyak, mg/l-N	120-125	2-1030	6-430	6-430
pH	6,70	4,7-7,7	6,3-8,8	7,1-8,8
İletkenlik, $\mu$ S/cm	2450-3330	1600-17100	2900-7700	1400-4500

Genç depo sızıntı sularında bulunan yüksek miktarlardaki kolay parçalanabilir uçucu yağ asitler yüksek KOİ'ye sebep olurlar. Yüksek BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranına sahip olan bu sular yüksek hızlı anaerobik arıtma sistemleri ile arıtılırlar. Anaerobik arıtmada verimin yüksek olabilmesi için F/M oranı düşük olmalıdır. Düşük F/M oranlarında biyokütle yumak oluşumu artar ve hızlı bir şekilde çöker. Böylece çıkış suyunda AKM miktarı az olur (Gülşen, 2009).

Boyle ve Ham (1974), sızıntı suyunun anaerobik arıtımı üzerine yaptığı çalışmada 1,07-2,16 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün organik yüklemde % 90 KOİ giderimi elde edilmiştir. 23-30 °C'de ve 5-20 gün hidrolik bekleme zamanında metan üretimi 0,27-0,31 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg giderilen KOİ olduğu belirlenmiştir. 11°C'de ise KOİ giderimi % 22 ve metan üretimi 0,16 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg giderilen KOİ değerlerine düşmektedir.

Ağdağ ve Sponza (2005), ardışık yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör ve tam karışımli aerobik reaktör kombine sistemini kullanarak sızıntı sularının arıtılması çalışmalarını yapmışlardır. Reaktörlerin hidrolik bekletme süreleri sırasıyla 1,25 ve 4,5 gün'dür. Organik yükleme (OLR), 4,3 'den 16 kg/m<sup>3</sup>.gün'e yükselirken KOİ giderim verimi maksimum % 80' e ulaşmıştır.

## 2.5 Kentsel katı atıkların biyoreaktörlerde anaerobik arıtılması

Atıkların düzenli depo sahalarında anaerobik ayrışması çok yavaş bir süreçtir ve ayrışma hızı depolanmış atığın yaşı ve bileşenleri, nem muhtevası, sahanın jeolojik yapısı, depo gövdesindeki sıcaklık, üst örtü tabakasının etkinliği ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Düzenli depolama yönteminin yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmasından sonra, ayrışmanın uzun yıllar boyunca sürmesi, oluşan depo gazı ve sızıntı sularının insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkileri ve atıkların stabilizasyonu sağlanıncaya kadar bu sahaların kontrol edilmesi gerekliliği sebebiyle, ayrışmanın hızlandırılması için çeşitli uygulamalar geliştirilmiştir (Bilgili, 2006). Atık stabilizasyonu için gerekli zamanı kısaltmak, sızıntı suyunu arıtmak ve biyogaz üretimini hızlandırmak için sızıntı suyu geri devri, tampon çözelti, besi maddesi veya çamur ilavesi, atıkların parçalanması gibi teknikler geliştirilmiş ve biyoreaktör depolama alanları konsepti ortaya çıkmıştır. Biyoreaktör depolama alanlarını geleneksel deponilerden ayıran temel fark atık stabilizasyon süresinin kısa olmasıdır (Warith, 2002; Read ve diğ., 2001). Çevresel faktörlere bağlı olarak konvansiyonel sistemlerde biyolojik dekompozisyon 30-40 yıl sürerken anaerobik biyoreaktörde bu süre 5-8 yıla kadar düşmektedir (Onay ve Hot, 2010; Warith, 2002).

Biyoreaktör deponilerin sağladığı avantajlar şu şekilde sıralanabilir:

- Atık stabilizasyonun hızlı olması ve buna bağlı olarak uzun dönem kirlilik etkilerinin azalması,
- Deponi gazı oluşum hızının artması, dolayısıyla geri kazanılacak metan miktarının artması,
- Atıkların hızlı olarak ayrışmasından dolayı depolama sahalarında % 15-30 arasında yer kazanımı sağlaması,
- Sistemdeki nem oranının artmasıyla alanda daha homojen bir ortamın oluşması,
- Toplam deponi maliyetini azaltması,
- Atıkların toksik etkisini azaltması,
- Alanın kapatılması sonrası düşük izleme ve kontrol maliyetinin olması,



- Sızıntı suyu arıtımı için işletme ve yatırım maliyetini düşürmesi (Onay ve Hot, 2010; Warith, 2002; Pacey ve diğ., 2012; Karthikeyan ve Joseph, 2012; Erses, 2008) .

Deponi gazında artış, sızıntı suyu kirlilik parametrelerinde azalma, deponide alandan tasarruf sağlanmış ve atık stabilizasyon süresi kısalmış ise biyoreaktör deponi teknolojisi gerçekleşmiş demektir (Reinhart ve diğ., 2002).

Biyoreaktör deponiler; aerobik, anaerobik, hibrit (aerobik-anaerobik) ve fakültatif (yarı aerobik) olmak üzere dört farklı türde işletilebilmektedir (Long ve diğ., 2009).

Aerobik biyoreaktörler: Aerobik biyoreaktörlerin esas amacı, hızlı ve kararlı atık stabilizasyonu sağlanması, sızıntı suyu kirlenici parametre ve metan konsantrasyonlarının azaltılmasıdır. Havalandırma düşey ve yatay kanallar ile gerçekleştirilir (Onay ve Hot, 2010). Sızıntı suyu ya dipteki borular yardımıyla depolama tanklarına gönderilir ya da alana resirküle edilir (Karthikeyan ve Joseph, 2012).

Anaerobik biyoreaktörler: Konvansiyonel deponilere sızıntı suyu geri devri ve gaz yönetiminin uygulandığı biyoreaktör çeşididir. Burada amaç, anaerobik mikroorganizmalar için gerekli ortamı sağlayarak atıkların dekompozisyonunu hızlandırmaktır. Tipik bir deponide nem kapasitesi % 10-20 iken, anaerobik ayrışma için gerekli nem % 35-40'tır. Sızıntı suyu geri devri ve yağmur suyunun deponiye girişi ile ortamdaki nem sağlanmaktadır (Onay ve Hot, 2010). Oluşan gaz ise (genellikle metan) enerji ihtiyacını karşılamak ya da sera gazı emisyonunu minimize etmek için kullanılır (Karthikeyan ve Joseph, 2012).

Fakültatif biyoreaktörler: Bu deponiler, yarı aerobik biyoreaktör deponilerdir. Bu yöntem aynı zamanda Fukuoka yöntemi olarak da bilinir. Sızıntı suyu toplama ve gaz tahliye sistemleri kullanılarak sızıntı suyu ve gaz sürekli olarak sistemden uzaklaştırılır. Ayrışma mekanizması anaerobik olarak başlar. 5-10 yıl boyunca devam eden bu süreç, deponinin alt tabakasından hava sirkülasyonunun başlaması ile son bulur (aerobik). Toplanan sızıntı suyu devamlı hava ile temas halinde olduğundan aerobik koşul sağlanmış olur. Böylelikle sızıntı suyunda yüksek konsantrasyonlarda bulunan amonyak fakültatif bakteriler tarafından nitrifikasyon prosesi ile arıtılmış olur (Warith, 2003).

Hibrit biyoreaktörler: Aerobik ve anaerobik sistemlerin ardışık olarak birleştirilmesiyle oluşan bu sistemler atık bozunmasını hızlandırmak için tasarlanmıştır. Devamlı hava sirkülasyonu, ilk olarak aerobik fazı, son olarak da anaerobik fazı içerir. Deponinin üst kısımları havalandırmaya maruz kalırken alt katmanlarda da sızıntı suyu ilavesi başlar. Deponinin üst kısımlarında atıklar hızlı bir şekilde ayrışırken alt kısımda da gaz oluşumu sağlanır (Onay ve Hot, 2010). Burada amaç, aerobik aşamada atıkların hızlı bir şekilde bozunmasını sağlamak ve anaerobik aşamada metanlaşma esnasında oluşan organik asit üretimini azaltmaktır (Warith, 2003).

Ağdağ ve Sponza (2007), kentsel katı atıkların organik kısımlarının endüstriyel çamur ile birlikte arıtımını simüle anaerobik biyoreaktörler kullanarak incelemiştir. Çalışmada üç adet biyoreaktör kullanılmış ve bunların hepsinde geri devir uygulanmıştır. 1. reaktöre sadece kentsel katı atık yüklenmiş olup, 2. reaktöre ağırlık olarak 1:1 oranında, 3. reaktöre ise 1:2 oranında endüstriyel çamur ilavesi yapılmıştır. 98 günlük anaerobik inkübasyon sonunda KOİ değerleri sırasıyla 7128, 5714 ve 4205 mg/l olarak tespit edilmiştir. Metan yüzdeleri ise, sırasıyla, % 31, % 20 ve % 12 olarak ölçülmüştür. Sonuçlar, kentsel katı atıkların endüstriyel çamur ile birlikte arıtımının KOİ ve UYA azalması ile pH düzenlenmesinde pozitif bir etkiye sahip olduğunu göstermiştir. Ayrıca, Cr, Zn, Pb, Cu, Fe ve Mn gibi ağır metallerin düşük konsantrasyonları da anaerobik bakterilerin gelişimine olumlu katkı sağlamıştır.

## **2.6 Anaerobik biyoreaktörlerde aşı çamuru ilavesinin etkisi**

Katı atıkların anaerobik arıtma verimini artırmak için mekanik ön arıtma (atık danecik boyutunun küçültülmesi), birlikte arıtma (Kiely ve diğ., 2000), ön kompostlama ve organik maddenin çözünürlüğünün artması için yapılan kimyasal ilavesi gibi yöntemlerin (Mata-Alvarez ve diğ., 2000) yanında aşı çamuru ilavesi de anaerobik arıtma verimini artıran yöntemlerden biridir. Kalyuzhnyi ve diğerleri (2000) tarafından anaerobik katı hal fermantasyonunun geliştirilmesi için yapılan çalışmada, iki temel partikül temel alınarak bir model geliştirilmiştir. Burada düşük biyobozunurluk ve yüksek methanojenik aktiviteye sahip aşı partikülleri ile yüksek biyobozunurluk ve düşük methanojenik aktiviteye sahip atık partikülleri kullanılmıştır. Tek kademeli bu kesikli bu proseste en önemli nokta, aşı partiküllerinin methanojenik kapasitesinin özümsemesinin yanında aşı içindeki UYA birikimini engellemektir. Başlangıç aşamasında ortaya çıkan bu asit birikimi ise sistemdeki aşı çamuru miktarının artırılmasıyla önlenebilir (Veeken ve diğ., 1999).

Atık/aşı oranı da katı atıkların anaerobik biyobozunurluğunun değerlendirilmesinin yanında yüksek katı madde içeriğine sahip kesikli bir anaerobik parçalama prosesinde önemli bir parametredir. Kesikli bir sistemde yüksek miktarda aşı çamuru kullanılması, pH düzenlemesine gerek kalmadan başarılı bir parçalamanın gerçekleşmesini sağlar (Gunaseelan, 1997).

Organik katı atıkların arıtımında aşı çamuru kullanımının en büyük etkisi atıkların biyostabilizasyon süresini kısaltmasıdır. Yapılan bu çalışmada da bu etki belirgin şekilde görülmektedir.

## **2.7 Arıtma esnasında ortaya çıkan mikroorganizmalar**

Anaerobik proses, oksidasyon-redüksiyon dengesi ile zorunlu veya fakültatif anaeroblar tarafından dışarıdan bir elektron alıcısının olmadığı durumlarda organik maddenin katabolize olmasıdır. Organik maddenin parçalanması sırasında serbest bırakılan elektronların alınmasıyla da ürünler oluşur. Buradaki en önemli olgu organik maddenin hem elektron alıcı hem de elektron verici olarak görev yapabilmesidir (Khanal, 2008).

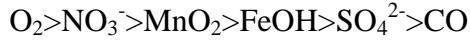
Anaerobik proseste, organik maddelerin ayrışması sırasında serbest kalan elektronların uzaklaştırılması için dışarıdan bir elektron alıcıya ihtiyaç duyulmaktadır. Bu durumda elektron alıcıları  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  veya  $\text{NO}_3^-$  olabilir (Tablo 2.3). Organik madde tarafından serbest bırakılan elektronlar  $\text{CO}_2$  tarafından alındığı zaman  $\text{CO}_2$   $\text{CH}_4$ 'e indirgenir. Bu yolla metan üretimi hidrogenetrofik metan üretimi olarak bilinir ve toplam metan üretiminin yaklaşık üçte biri bu yolla oluşmaktadır. Aynı zamanda homoasetojenler gibi bazı anaeroblar da  $\text{CO}_2$ 'i elektron alıcı olarak kullanır ve hidrojeni asetik asit'e indirgerler (Müller, 2001). Sülfatın anaerobik ortamda olması sülfat indirgeyen bakteriler tarafından organik maddenin bir kısmının sülfat indirgenmesi aşamasında kullanılmasına yol açar. Hidrojen sülfür ( $\text{H}_2\text{S}$ ) gazının kokusunun meydana gelmesi anaerobik ortamda sülfatın elektron alıcı olarak görev yaptığını gösterir. Yapılan çalışmalar sülfat indirgeyen bakterilerin anaerobik solunum yapabilme özelliğinin olduğunu göstermektedir. Buna rağmen sülfat indirgeyen bakteriler çoğunlukla mutlak anaerobtur.  $\text{NO}_3^-$  elektron alıcı olarak kullandıkları nitrojen gazına indirgenir. Bu olay atıksudan azot bileşiklerinin uzaklaştırılması için standart biyolojik bir prosestir. Bu proses genellikle denitrifikasyon veya anoksik denitrifikasyon olarak bilinmektedir. Proseste bulunan bakteri grubu nitrat indirgeyen bakteri veya denitrifiyerler olarak bilinir. Nitrat indirgeyen bakteriler genellikle fakültatif bakterilerdir, anaerobik solunum ve nitrat solunumu yapabilirler (Khanal, 2008).

Tablo 2.4 : Anaerobik proseste yer alan mikroorganizmalar, karbon kaynakları, elektron alıcıları ve elektron vericileri (Khanal, 2008).

Mikroorganizma	Karbon Kaynağı	Elektron Alıcı	Elektron Verici
<i>Metan Üreten Bakteriler</i>			
Asetotrofik	Asetat	Asetat	Asetat
Hidrojenetrofik	$\text{CO}_2$	$\text{CO}_2$	$\text{H}_2$
<i>Nitrat/Nitrit indirgeyen bakteriler</i>			
Heterotrofik denitrifiyerler	Organik karbon	$\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2$	Organik karbon
Ototrofik denitrifiyerler	$\text{CO}_2$	$\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2$	$\text{S}_0$ veya $\text{H}_2$
<i>Sülfat İndirgeyen bakteriler</i>			
Asetotrofik	Asetat	$\text{SO}_4^{2-}$	Asetat
Hidrojenetrofik	$\text{CO}_2$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{H}_2$
<i>Anaerobik amonyak oksitleyen bakteriler</i>	$\text{CO}_2$	$\text{NO}_2$	$\text{NH}_4^+$

Enerji bakımından biyokimyasal reaksiyonlar değerlendirildiğinde, Gibbs serbest enerji değişimine göre oksijen en uygun elektron alıcı olduğundan dolayı mikroorganizmalar tarafından oksijen daha fazla tercih edilir. Oksijenden yoksun

ortamda en iyi elektron alıcılar  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{MnO}_2$ ,  $\text{FeOH}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  ve  $\text{CO}_2$ 'dir. Bulgular  $\text{SO}_4^{2-}$ 'nin ve  $\text{CO}_2$ 'nin fermantasyon reaksiyonları ve indirgemeleri eş zamanlı olarak meydana geldiğini göstermektedir. Mikroorganizmaların elektron alıcıya karşı ilgileri aşağıda verilen sıradaki gibidir (Kiene, 1991):

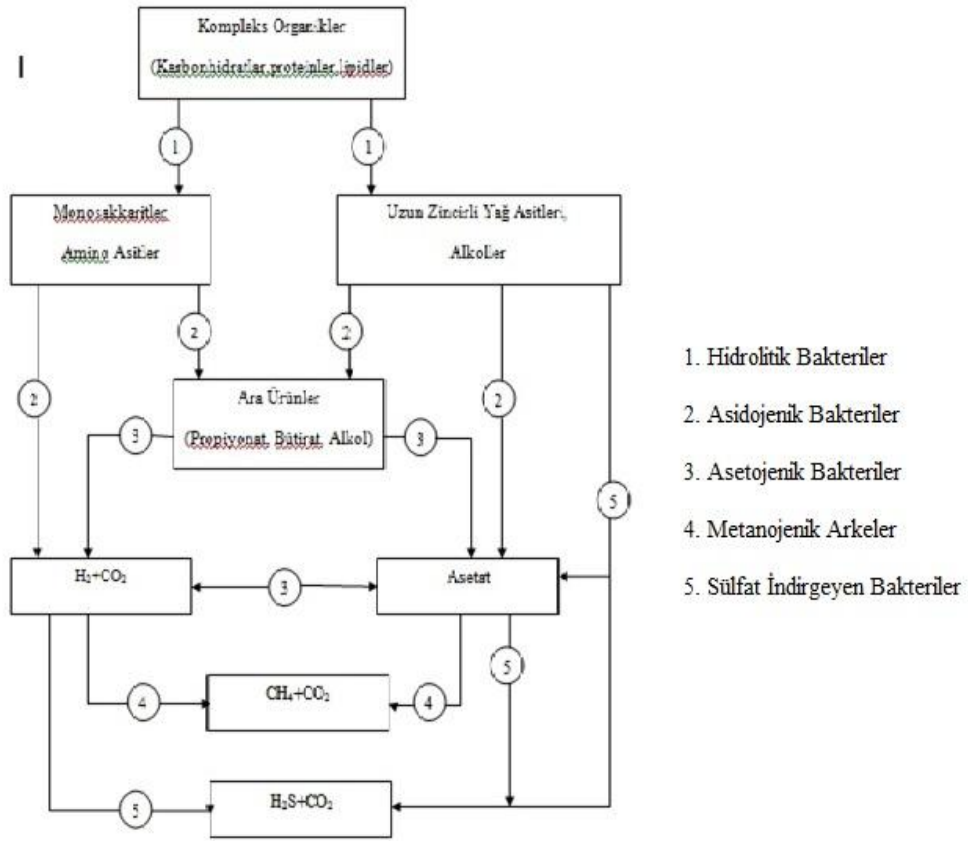


Anaerobik prosesde görev alan elektron taşıyıcıları, görevleri ve bunların oksidasyon redüksiyon potansiyelleri (ORP) aşağıdaki Tablo 2.5'te belirtilmiştir.

Tablo 2.5 : Anaerobik proseste substratların bozunmasında kullanılan elektron taşıyıcı moleküller (Gerardi, 2003)

Taşıyıcı Molekül	ORP, mV	İşletme Koşulu	Biyolojik Proses
$\text{O}_2$	> +50	Aerobik	Substratların aerobik olarak bozunması
$\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$	+50 ile -50	Anoksik	Substratların anoksik olarak bozunması
$\text{SO}_4^{2-}$	<-50	Anaerobik	Fermantasyon, Sülfatın indirgenmesi
Organik madde	<-100	Anaerobik	Fermantasyon, karışık asit üretimi
$\text{CO}_2$	<-300	Anaerobik	Fermantasyon, $\text{CH}_4$ üretimi

Tablo 2.4'den de anlaşılacağı gibi, anaerobik arıtma proseslerinde kompleks organik bileşiklerin metan gazına dönüştürülmesinde çeşitli tür ve özellikte mikroorganizma grupları yer almaktadır. Bu mikroorganizma grupları seri halinde çalışırlar. Bir grubun son ürünü diğer grup tarafından substrat olarak kullanılır (Gerardi, 2003). Anaerobik arıtmada iki temel mikroorganizma grubu görev alır: Bakteriler ve Arkeler. Bakteriler daha çok hidroliz ve asitleşme safhalarında rol alırken, Arkeler metanlaşma safhasında rol alır. Bunlar şu şekilde sınıflandırılabilir: Hidrolitik Bakteriler, Fermantasyon Bakterileri (Asidojenik Bakteriler), Asetojenik Bakteriler, Sülfat İndirgeyen Bakteriler ve Metan Bakterileri. Anaerobik proses esnasında bu mikroorganizmaların görev aldıkları yerler aşağıdaki Şekil 2.6'da gösterilmiştir (Cavinato, 2011).



Şekil 2.6 : Anaerobik proses esnasında mikroorganizmaların görev aldıkları yerler (Cavinato, 2011).

**Hidrolitik bakteriler:** Partikül ya da kolloidal çözünmez atıkların hidrolize olduğu safhadır. Partikül ya da kolloidal atıklar yağ, karbonhidrat ve proteinlerden meydana gelirler. Bu maddeler hücre zarından geçemeyecek büyüklükte maddeler oldukları için öncelikle hücre dışı enzimler (ekzoenzimler) yardımıyla parçalanarak monomerlerine dönüştürülürler. Bütün bakteriler endoenzimleri üretirken sadece bazı bakteriler ekzoenzimleri üretir. Aynı zamanda ekzoenzimlerin tamamını üreten hiçbir bakteri yoktur (Gerardi, 2003). Çamur veya atıksuda bulunan substrat tipleri ve onların ekzoenzimleri Tablo 2.6'daki gibidir:

Tablo 2.6 : Substratlar ve Ekzoenzimleri (Gerardi, 2003)

Substrat	Ekzoenzim	Örnek	Bakteri	Ürün
Polisakkarit	Sakkarolitik	Selüloz	<i>Cellulomonas</i>	Monosakkarit
Protein	Proteolitik	Proteaz	<i>Bacillus</i>	Amino Asit
Yağ	Lipolitik	Lipaz	<i>Mycobacterium</i>	Yağ Asidi

Tablo 2.5'de görüldüğü gibi, spesifik ekzoenzimler hidrolizi gerçekleştirir. Lipaz, yağları uzun zincirli yağ asitlerine dönüştürür. Üretilen uzun zincirli yağ asitleri de  $\beta$  oksidasyon yoluyla asetil-KoA üretmek için bozunurlar. Proteazlar da *Bacteroides*,

*Butyrivibrio*, *Clostridium*, *Fusobacterium*, *Selenomonas* ve *Streptococcus* tarafından proteinleri amino asitlere hidrolize ederler. Amino asitler de *Clostridium*, *Peptococcus*, *Selenomonas*, *Campylobacter* ve *Bacteroides* tarafından amonyak ile asetat, bütirat ve propiyonat gibi yağ asitlerine dönüştürülür. Selüloz, pektin ve nişasta gibi polisakkaritler ise selülaz, amilaz ve pektinazlar tarafından hidrolize edilir (Gerardi, 2003).

Bu gruptaki bakterilere genellikle hidrolitik bakteriler denir ve genelde bu bakteriler obligat ya da fakültatif anaerobtur (Zehnder, 1988). Organik madde bu bakteriler tarafından dışarıdan bir elektron alıcısı olmadığı durumlarda katabolize olur. Burada organik madde hem elektron alıcısı hem de elektron vericisi olarak görev yapabilir. Organik maddenin parçalanması sırasında serbest bırakılan elektronların alınmasıyla da ürünler oluşur (Khanal, 2008).

*Bacillus* cinsi bakteriler protein ve yağları parçalarken, hayli yüksek ekzoenzim aktivitesine sahip *Clostridium* cinsi bakteriler de selüloz ve nişasta içeren organik maddelerin parçalanmasından sorumludurlar. Hidrolitik bakteriler enzim aktivitesine göre de sınıflandırılabilirler: Aminolitik bakteriler (*Clostridium butyricum*, *Bacillus subtilis*), lipolitik bakteriler (Clostridia ve Micrococci sınıfı), proteolitik bakteriler (*Clostridium bifermentas*, *Peptococcus*) ve selülitik bakteriler (*Clostridium thermocellum*) (Hungate, 1982; Payton ve Haddock, 1986).

**Asidojenik bakteriler:** Hidroliz ürünlerinin anaerobik olarak ya da fermantasyonla okside olduktan sonra bakteri hücrelerine transfer edildiği safhadır. Bu fazda amonyak asitleri, basit şekerler ve uzun zincirli yağ asitleri CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, alkol, amonyak ile asetik asit, bütirik asit, propiyonik asit, valerik asit gibi kısa zincirli yağ asitlerine dönüşürler. Oluşan bu ürünler asetojenler ve metanojenler tarafından substrat olarak kullanılır (Gerardi, 2003). Organik bileşiğin neye dönüşeceği kullanılan substrata ve ortam şartlarına bağlıdır. Örneğin, eğer ortamdaki H<sub>2</sub> kısmi basıncı düşük ise termodinamik olarak asetat ve karbondioksit gibi bileşiklerin oluşumu artar. Yada tam tersi, eğer ortamdaki H<sub>2</sub> kısmi basıncı yüksek ise propiyonat ve diğer uzun zincirli yağ asitlerinin oluşumu gerçekleşir. Bu ara ürünler hem obligat hem de fakültatif mikroorganizmalar tarafından oluşturulurlar. Bu grubun fakültatif üyeleri oksijen kalıntılarını tüketerek oksijene duyarlı metanojenleri korumaya yardımcı olurlar (Anderson ve diğ., 2003). Tek amino asitler anaerobik koşullar altında *Clostridia*, *Mycoplasma* ve *Streptococci* tarafından bozunurlarken, butanol, isopropanol, bütirik asit ve aseton da *Clostridium* ve *Butyribacterium* sınıfı tarafından (örneğin, *Clostridium butyricum*, *Clostridium acetobutylicum* ve *Clostridium butylicum*) bozunurlar. Bu mikroorganizmalara ek olarak *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Eubacterium*, *Propionibacterium*, *Butyribacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* ve *Escherichia* da asidojenik bakteriler arasında sayılır (Anderson ve diğ., 2003).

**Asetojenik bakteriler:** Asetojenik safha, asidojenik mikroorganizmalar tarafından dönüştürülen ara ürünlerin (kısa zincirli yağ asitleri, alkoller, amonyak..vb.) methanojenik arkeler arasında sintrofik ilişkiye sahip iki grup mikroorganizma tarafından asetat, CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>'ye dönüştürüldüğü safhadır. Bütün yağ asitlerinin asetata dönüşene kadar devam ettiği bu proses, genellikle β oksidasyon prosesi olarak adlandırılır. Metanojenler asetik asitten başka yağ asidi kullanamadığı için bu safhadaki mikroorganizmaların aktiviteleri hayati öneme sahiptir (Henze ve diğ., 2008).



Asetojenesisde rol alan birinci grup mikroorganizma zorunlu hidrojen üreten asetojenlerdir (OHPA, aynı zamanda proton indirgeyen asetojenler de denir ). Bunlar temel yağ asitleri ara ürünlerinden (özellikle propiyonat ve bütirattan), alkollerden ve diğer yağ asitlerinden ( $\beta$  oksidasyon yoluyla valerat, isovalerat, palmitat ve miristattan) asetat,  $\text{CO}_2$  ve  $\text{H}_2$  üretirler (Gerardi, 2003). Bu grubun bir diğer özelliği de düşük hidrojen konsantrasyonlarında büyüme yeteneğine sahip olmalarıdır. Hidrojen veya yağ asitleri konsantrasyonlarında oluşabilecek önemli artış, bu bakteri grubunun inhibisyonunu başlatacaktır (Anderson ve diğ., 2003). Düşük hidrojen konsantrasyonu da bu grubun ürünlerinin diğer asetojen grubu olan hidrojen tüketen asetojenler tarafından tüketilmesiyle sağlanmaktadır. Ayrıca bu grup toplam üretilen metanın % 54'ü için substrat sağladığı tahmin edilmektedir (Kaspar ve Wuhrmann, 1978).

Bu bakteri grubunun sadece bazı türleri izole edilerek incelenebilmiştir. Bu yüzden bu grubun temel nütrient ihtiyaçları hakkında çok az şey bilinmektedir. Bunlardan bütiratu okside eden *Syntrophomonas wolfei* ve propiyonatu okside eden *Syntrophobacter wolinii* en çok bilinen türlerdir (Malina ve Pohland, 1992).

Asetojenesisde rol alan ikinci grup mikroorganizma ise hidrojen tüketen asetojenler, diğer bir adıyla homoasetojenlerdir. Bu grup zorunlu anaerobik olup  $\text{CO}_2$  ve  $\text{H}_2$ 'den asetat üretir. Homoasetojenler genellikle *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Butribacterium*, *Clostridium* ve *Pelobacter* cinslerini içerir. Bu grup da hidrojen üreten asetojenler gibi düşük hidrojen konsantrasyonlarında hayatlarını devam ettirirler ve aralarında sintrofik ilişkiler söz konusudur. Homoasetojenler çok yavaş çoğalırlar (genellikle 3 günden daha uzun, 4-6 gün arası) (Anderson ve diğ., 2003). Bu grup  $\text{H}_2$ 'ne olan yüksek afinitesinden dolayı methanojenik bakterilerle sürekli yarış halindedir. Ancak bu durum, ortamda  $\text{H}_2$  konsantrasyonu arttığında methanojenik mikroorganizmaların asetatı inhibe etmelerine sebep olabilir (Van den Berg ve diğ., 1976).

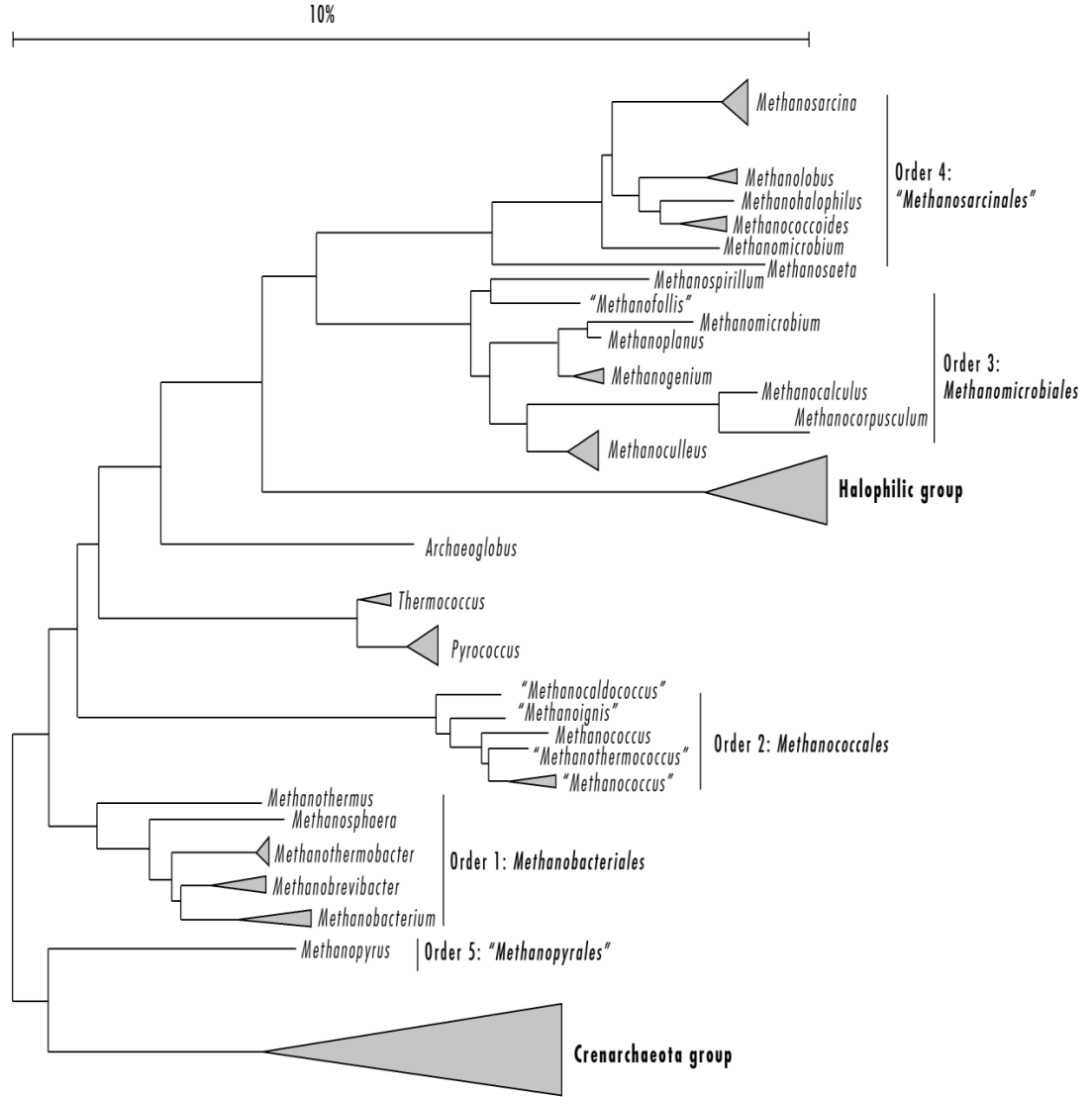
**Metanojenik arkeler:** Metanojenik safha, bir önceki safhada oluşturulan ürünlerin kullanılarak CH<sub>4</sub>'e dönüştürüldüğü safhadır. Bu safhada son elektron alıcısı proton ve bikarbonat haricindeki oksijen, nitrat ve sülfat gibi diğer elektron alıcıları yokluğunda asetik asitin dekarboksilasyonu (asetik asitin parçalanması) ve karbondioksitin indirgenmesini (H<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub>'nin sentezi ) içeren iki dönüşüm mekanizması ile metanojenler tarafından CO<sub>2</sub> ve CH<sub>4</sub> meydana getirilir (Garcia ve diğ., 2000; De Bok ve diğ., 2004; Stams ve diğ., 2006). Bu safha, metanojenlerin yavaş büyüme hızları sebebiyle anaerobik prosesin hız sınırlayıcı basamağı olarak düşünülebilir (Malina ve diğ., 1992).

Metanojenler Arke domaininin filogenetik bir üyesidir (Şekil 2.7). Peptidoglikan tabakalarının muramik asit içermesi, ribozomal DNA sekanslarının farklı olması ve gliserol ya da diğer karbonhidratlara bağlı isoprenoid eterlerin oluşturduğu membran lipidlerinin var olması gibi özellikleriyle bakterilerden ayrılırlar (Woese, 1987). Metanojenler olmadan asit üreten bakterilerin son ürünlerinin birikimi yüzünden organik maddenin son bozunması gerçekleşmez. Metan bakterileri fizyolojileri gereği en etkili şekilde pH= 6.5-8.0 aralığında faaliyet gösterirler. Bu nedenle asidojenik ve asetojenik bakterilerin son ürünlerinden dolayı oluşan asitli ortamlara karşı zayıf tamponlanmış durumlarda hassastırlar (Mara ve Horan, 2003).

Metanojenler substrat olarak en çok asetatı (CH<sub>3</sub>COOH) tercih etmelerine rağmen karbondioksit (CO<sub>2</sub>), karbonmonoksit (CO), format (HCOOH), Hidrojen (H<sub>2</sub>), metanol (CH<sub>3</sub>OH) ve metilamin (CH<sub>3</sub>NH<sub>2</sub>) gibi bileşikleri de kullanarak CH<sub>4</sub> üretirler. Tablo 2.7'de bu substratları kullanan bazı metanojenler verilmiştir (Gerardi, 2003).

Tablo 2.7 : Metan üreten türler ve substratları (Gerardi, 2003).

Tür	Substrat
<i>Methanobacterium formicium</i>	CO <sub>2</sub> , HCOOH, H <sub>2</sub>
<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	CO <sub>2</sub> , CO, H <sub>2</sub>
<i>Methanococcus frisius</i>	H <sub>2</sub> , CH <sub>3</sub> OH, CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>
<i>Methanococcus mazei</i>	CH <sub>3</sub> COOH, CH <sub>3</sub> OH, CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>
<i>Methanosarcina bakerii</i>	CH <sub>3</sub> COOH, CH <sub>3</sub> OH, CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub>
<i>Methanotherix soehngenii</i>	CH <sub>3</sub> COOH



Şekil 2.7 : Metanojen filogenisi, domain Arke (Metanojen olmayanlar grup isimleriyle ve üçgen şeklinde gösterilmiştir) (Garcia ve diğ., 2000)

*Methanothermobacter* sp. dışındaki bütün metanojenler CO<sub>2</sub>'yi indirgeme ve H<sub>2</sub>'yi oksitleme yeteneğindedirler. *Methanothermobacter* sp. ise substrat olarak sadece asetatı kullanabilme yeteneğindedir. Metanojenler içerisinde asetik asiti substrat olarak kullanan sadece iki cins vardır: *Methanosarcina* ve *Methanothermobacter* (*Methanosaeta*). Çeşitli substratları kullanabilme yeteneklerine göre metanojenler 3 gruba ayrılır (Gerardi, 2003; Madigan ve diğ., 2009) (Tablo 2.8):

Hidrojenetrofik metanojenler: Bu gruptaki metanojenler H<sub>2</sub>'yi kullanarak CO<sub>2</sub>'yi CH<sub>4</sub>'e dönüştürürler. Bu grup literatürde CO<sub>2</sub>-tip substrat kullanan metanojenler ya da hidrojeni okside eden metanojenler olarak da geçer (Madigan ve diğ., 2000; Mara ve Horan, 2003). Substrat olarak başlıca CO<sub>2</sub>'yi kullanmalarına rağmen CO ve formatı da kullanabilirler (Bu nedenle bunlara CO<sub>2</sub>-tip substrat kullanan metanojenler denmiştir). Hidrojenotrofik metanojenler birincil elektron donörü olarak H<sub>2</sub>'yi kullanırlar. Bunun yanında bazıları format ya da 2-propanol, 2-butanol, siklopentanol gibi ikincil alkollerini de kullanabilir. Çok azı da elektron donörü olarak etanol kullanır (Çetecioglu, 2011).

Bu gruptaki metanojenler diğer metanojenlere göre daha hızlı çoğalırlar ve çevresel faktörlere karşı daha az hassastırlar. Örnek olarak Methanobacteriales, Methanomicrobiales, Methanococcales ve Methanosarcinaceae gibi takımlar örnek olarak gösterilebilir (Gerardi, 2003).

Üretilen toplam metanın % 30'nun hidrojenetrofik metanojenler tarafından oluşturulduğu tespit edilmiştir (Kaspar and Wuhrmann, 1978).

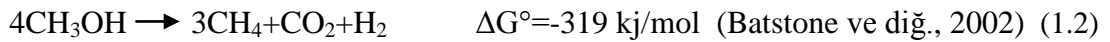
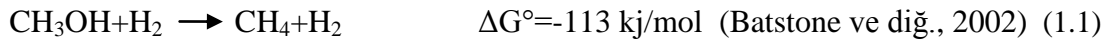
Tablo 2.8: Çeşitli metanojenik arkeler tarafından metana dönüştürülen substratlar ve bu olayı gerçekleştiren metanojenik arkeler (Madigan ve diğ., 2009)

Substrat tipi ve reaksiyonlar	Mikroorganizma
<b>1. CO<sub>2</sub> Tip Substratlar (CO, Piruvat, Format, bazı alkoller)</b>	
4H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> → CH <sub>4</sub> + 2H <sub>2</sub> O	Metanojenlerin Birçoğu
4HCOOH → CH <sub>4</sub> + 3CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O	Çoğu Hidrojenetrofik Metanojenler
CO <sub>2</sub> + 4izopropanol → CH <sub>4</sub> + 4aseton + 2H <sub>2</sub> O	Bazı Hidrojenetrofik Metanojenler
4CO + 2H <sub>2</sub> O → CH <sub>4</sub> + 3CO <sub>2</sub>	<i>Methanothermobacter</i> ve <i>Methanosarcina</i>
<b>2. Asetat Tip Substratlar</b>	
CH <sub>3</sub> COOH → CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub>	<i>Methanosarcina</i> ve <i>Methanosaeta</i>
<b>3. Metil Grubu İçeren Substratlar (Metanol, Metilamin, Dimetilamin, Trimetilamin, Metilmerkaptan, Dimetilsülfür)</b>	
4CH <sub>3</sub> OH → 3CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O	<i>Methanosarcina</i> ve diğer Metilotrofik Metanojenler
CH <sub>3</sub> OH + H <sub>2</sub> → CH <sub>4</sub> + H <sub>2</sub> O	<i>Methanomicrococcus blatticola</i> ve <i>Methanosphaera</i>
2(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> -S + 2H <sub>2</sub> O → 3CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> S	Bazı metilotrofik Metanojenler
4CH <sub>3</sub> -NH <sub>2</sub> + 2 H <sub>2</sub> O → 3CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> + 4NH <sub>3</sub>	Bazı metilotrofik Metanojenler
2(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> -NH + 2 H <sub>2</sub> O → 3CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> + 2NH <sub>3</sub>	Bazı metilotrofik Metanojenler
4(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> +N + 6 H <sub>2</sub> O → 9CH <sub>4</sub> + 3CO <sub>2</sub> + 4NH <sub>3</sub>	Bazı metilotrofik Metanojenler
4CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub> Cl + 2 H <sub>2</sub> O → 3CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> + 4NH <sub>4</sub> Cl	Bazı metilotrofik Metanojenler

Asetotrofik metanojenler: Anaerobik proseste üretilen toplam metanın yaklaşık % 70'i bu yolla üretilir (Kaspar and Wuhrmann, 1978). Asetotrofik metanojenler genellikle substrat olarak asetat kullanır ve bunu CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>'ye dönüştürür. Hidrojen birikiminden hemen etkilendikleri için hidrojenetrofik metanojenlere göre çok daha hassastırlar. Bu nedenle anaerobik bir proseste düşük kısmi hidrojen basıncının sürdürülebilmesi sadece asetat üreten bakterilerin aktivitesi için değil aynı zamanda asetotrofik metanojenlerin aktivitesi için de çok önemlidir. Aynı zamanda hidrojenetrofik metanojenlere göre çok daha yavaş gelişirler (Gerardi, 2003).

Asetatı substrat olarak kullanan sadece iki cins vardır: *Methanosarcina* ve *Methanotherix* (*Methanosaeta*). *Methanosarcina*'nın asetata olan afinitesi düşüktür ve asetat konsantrasyonu yüksek olduğunda baskın haldedir. Diğer yandan *Methanosaeta* ise düşük asetat konsantrasyonlarında baskın haldedir ve asetata olan afinitesi düşüktür. Substrat olarak sadece asetatı kullanan *Methanosaeta* cinsi metanojenler 5-20 µM gibi çok düşük konsantrasyonlarda bile asetatı kullanabilirler. Öte yandan, *Methanosarcina* cinsi metanojenler ise yaklaşık 1 mM düzeyindeki asetatı kullanabilirler. *Methanosarcina spp.* içeren *Methanosarcinaceae* familyasının üyeleri asetatin yanında H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, metanol, metilamin ve piruvatı da substrat olarak kullanarak CH<sub>4</sub> üretirler (Mara ve Horan, 2003).

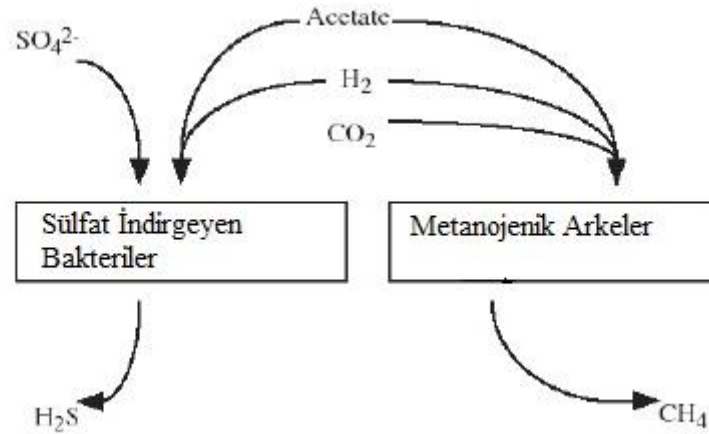
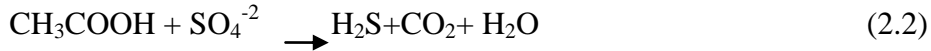
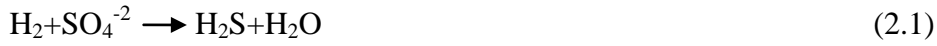
Metilotrofik metanojenler: Bu gruptaki metanojenler, metil grubu (-CH<sub>3</sub>) içeren substratlar üzerinde gelişirler. Burada CH<sub>4</sub> direkt olarak metil gruplarından üretilir ve bu olay iki farklı dönüşüm mekanizması ile meydana gelir (1.1; 1.2):



Bu gruba örnek olarak ise, *Methanosphaera* cinsi dışındaki *Methanosarcinales* takımı ile *Methanobacteriales* takımı verilebilir.

**Sülfat İndirgeyen Bakteriler (SİB):** Sülfür, bakteri hücrelerinin gelişimi için gerekli bir besin maddesidir ve bakteriler çözülmüş sülfürü ( $\text{HS}^-$ ) kullanarak bu ihtiyaçlarını giderirler. Anaerobik süreçte hidrojen sülfür ( $\text{H}_2\text{S}$ ), yapısında sülfür içeren organik bileşiklerin bozunmasıyla ve sülfatın ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) indirgenmesiyle SİB'ler tarafından oluşturulur (Gerardi, 2003). SİB'lerin çoğu zorunlu anaerobik olup substrat olarak  $\text{H}_2$ , format, asetat, piruvat ve metanolün yanında propiyonat, bütirat, uzun ve kısa zincirli yağ asitleri, etanol ve bazı alkoller, fumarat, süksinat, malat ve bazı aromatik bileşikler de kullanabilirler (Colleran ve diğ., 1995). Bu nedenle anaerobik sürecin ara ürünleri hem SİB'ler hem metanojenler hem de asetojenler tarafından diğer ürünlere dönüştürülür. Çünkü bu üç grup bakteri aynı çevresel koşullarda (pH, sıcaklık) yaşar ve dolayısıyla aynı substrat için birbirleriyle yarışır (Şekil 2.8) (Griffin ve diğ., 1998).

Ancak bu simbiyotik ilişki direkt olarak mikroorganizmalarla kanıtlanamasa da Zhao ve arkadaşları tarafından çalışılmıştır (Zhao ve diğ., 2008) (2.1;2.2).



Şekil 2.8 : SİB ve Metanojenlerin aynı substrat için yarışması (Gerardi, 2003).

Ortamda  $\text{SO}_4^{2-}$  konsantrasyonunun çok yüksek olması durumunda sülfat giderimi sonucu meydana gelecek  $\text{H}_2\text{S}$  konsantrasyonu artışı, metanojenler için inhibisyona neden olacak seviyelere ulaşacaktır. Özellikle hidrojenotrofik metanojenler asetojenlere göre çok daha fazla duyarlıdır (Gerardi, 2003).

SİB'lere örnek olarak *Desulfuromonas*, *Desulfovibrio*, *Desulfobulbus*, *Desulfomonas* cinsleri verilebilir (Gerardi, 2003).

### 3. MATERYAL VE METOD

#### 3.1 Kullanılan katı atıklar

Reaktörlere yüklenen evsel katı atıklar PAÜ merkez yemekhanesi mutfak atıklarından temin edilmiş olup her bir yüklemde aynı içerik kullanılmıştır. İçerik olarak domates, patlıcan, kabak, marul, maydanoz, yeşil biber, kuru ve taze soğan, patates ve salatalık gibi meyve-sebze atıkları kullanılmış (Şekil 3.1), kentsel katı atıkların içerisindeki organik kısımlar ayrı olarak yüklenmiştir.

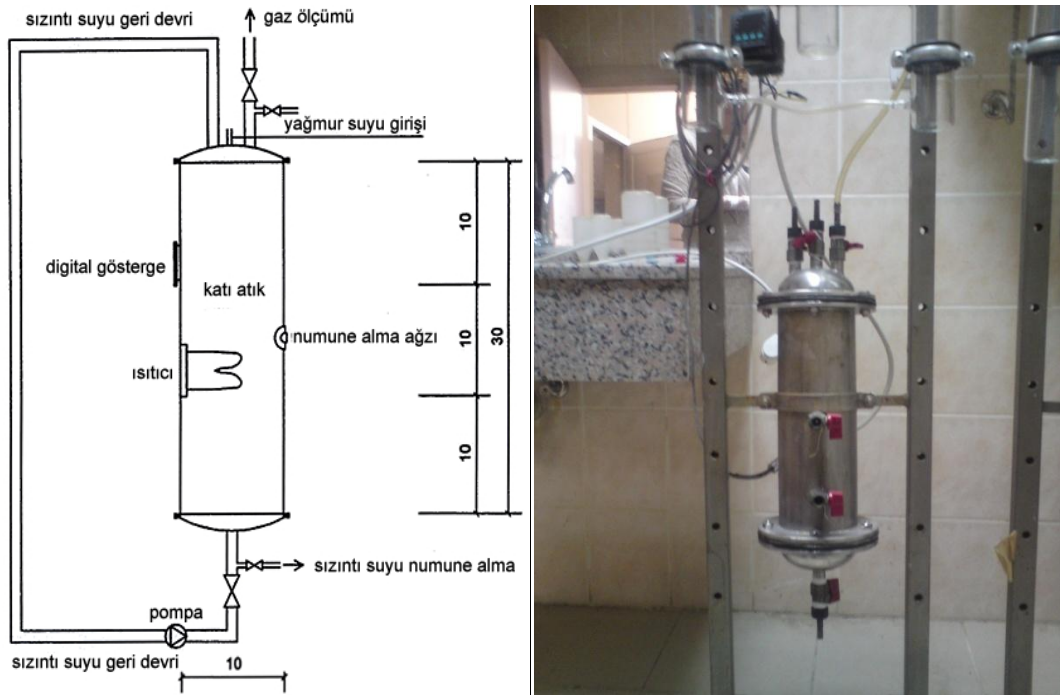


Şekil 3.1 : Evsel katı atıklar

#### 3.2 Laboratuvar ölçekli simüle anaerobik biyoreaktörler

Katı atıkları arıtmak ve metan gazını toplamak amacıyla çalışmada biri kontrol diğeri aşu çamuru ilaveli olmak üzere 2 adet anaerobik simüle biyoreaktör kullanılmıştır (Şekil 3.2). Her bir aşu çamurunun arıtma performansı kontrol grubu ile birlikte 90 günlük çalışma periyodu sonunda bu biyoreaktörler kullanılarak belirlenmiştir.

Biyoreaktörler paslanmaz çelikten imal edilmiş olup silindir şeklindedir ve yaklaşık hacmi 2,4 l'dir (çapı 10 cm, yüksekliği 30 cm). Biyoreaktörler anaerobik şartlar altında içinde bulunan ısıtıcı sayesinde mezofilik şartlarda (35-40 °C) işletilmiştir ve her ikisinde de resirkülasyon mevcuttur (reaktör hacminin yaklaşık % 15'i). Resirkülasyon dozlama pompaları ile sağlanmış olup pompalar 45 dakika çalışıp 15 dakika duracak şekilde ayarlanmıştır. Biyoreaktörlerin en üst kısmında metan ölçüm girişi, yağmur suyu ilavesi girişi ve sızıntı suyu resirkülasyon girişi olmak üzere üç adet giriş bulunmaktadır. En alt kısmında ise sızıntı suyunun resirkülasyonu sağlamak ya da numune toplamak amacıyla bir çıkış bulunmaktadır.



Şekil 3.2 : Laboratuvar ölçekli anaerobik simule biyoreaktör.

### 3.3 Evsel katı atıkların biyoreaktörlere yüklenmesi

Bu çalışma kapsamında evsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik arıtımında farklı aşırı çamurlarının reaktör verimlerine etkisi ve sızıntı suyu kalitesi araştırılmıştır. Bu nedenle biyoreaktörlere çalışma periyotları boyunca aynı tür ve miktarda evsel katı atık yüklemesi yapılmıştır. Aşırı çamuru olarak sıvı mikrobiyal gübre Bio-One™, anaerobik çamur, Karahayıt çamuru ve aerobik çamur olmak üzere dört farklı çamur kullanılmıştır. Bio-One™, ticari bir ürün olup tarımsal faaliyetlerde gübre olarak kullanılmaktadır ve piyasadaki bir firmadan temin edilmiştir. Anaerobik çamur, İzmir'deki Pakmaya Atıksu Arıtma Tesisi'nin anaerobik arıtma ünitesinden



getirilmifstir. Karahayit çamuru da Denizli'nin Karahayit beldesindeki kaplıcanın sediment kısımlarından alınmıştır (şekil 3.3). Aerobik çamur ise Denizli Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nin belt filtre ünitesinin çıkışından temin edilmiştir.



şekil 3.3 : Karahayit çamuru

Evsel katı atıklar temin edildikten sonra parçalara ayrılmış (4-5 cm çapında olacak şekilde) ve bekletilmeden biyoreaktörlere yüklenmiştir. Her bir atıktan eşit miktarda alınmak kaydıyla da biyoreaktörlere yaklaşık 1'er kg atık yüklemesi yapılmıştır. Aşı çamurları katı atıkların arasına katman katman olacak şekilde ilave edilmiş ve yükleme bittikten sonra biyoreaktörlere yaklaşık 500 ml su ilavesi yapılmıştır.

### **3.4 Biyoreaktörlere yüklenen aşı çamurları ve özellikleri**

Biyoreaktörlerde evsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik arıtımı Bio-One™, anaerobik çamur, karahayit çamuru ve aerobik çamur aşı çamuru olarak kullanılmak suretiyle incelenmiştir. Biyoreaktörlere her bir aşı çamurundan yaklaşık 150 g ilave edilmiştir.

### 3.4.1 Bio-One™ aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri

Tablo 3.1'de aşı çamuru olarak kullanılan Bio-One™'nin katı atık ile birlikte olan özellikleri ve biyoreaktörlerin işletme koşulları görülmektedir.

Bio-One™ tarımsal faaliyetlerde kullanılan sıvı bir gübre olup içeriğinde hem anaerobik (*Clostridium pasteurianum*) hem de aerobik (*Azotobacter vinelandii*) mikroorganizmaları barındırmaktadır. Bu iki farklı mikroorganizmanın birbirleri ile uyumlu şekilde çalışması Bio-One™'nin etkinliğini arttırmaktadır.

Tablo 3.1 : Simule anaerobik biyoreaktörde kullanılan Bio-One™ aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları

İşletme Koşulları	Biyoreaktör 1	
	(R1-Kontrol	Biyoreaktör 2
	Biyoreaktörü)	(R2)
Atık miktarı (g)	1020	1020
Geri devir hacmi(ml/gün)	300	300
Su içeriği (%)	87	92
Organik madde içeriği (%)	96	98
Karbon (C) (%)	53	55
İlave edilen aşı çamuru (g)	-	150
Su ilavesi (ml)	500	500
İşletme süresi (gün)	90	90

### 3.4.2 Anaerobik aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri

Tablo 3.2'de aşı çamuru olarak kullanılan anaerobik aşı çamurunun katı atık ile birlikte olan özellikleri ve biyoreaktörlerin işletme koşulları görülmektedir. 90 gün boyunca işletilen biyoreaktörlerin her ikisinde de geri devir mevcut olup günde 300 ml sızıntı suyu devredilecek şekilde pompalar çalıştırılmıştır.

Tablo 3.2 : Simule anaerobik biyoreaktörde kullanılan anaerobik aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları

İşletme Koşulları	Biyoreaktör 3	
	(R3-Kontrol	Biyoreaktör 4
	Biyoreaktörü)	(R4)
Atık miktarı (g)	1040	1040
Geri devir hacmi(ml/gün)	300	300
Su içeriği (%)	88	90
Organik madde içeriği (%)	97	98
Karbon (C) (%)	54	55
İlave edilen aşı çamuru (g)	-	150
Su ilavesi (ml)	500	500
İşletme süresi (gün)	90	90

### 3.4.3 Karahayıt aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri

Tablo 3.3'de aşı çamuru olarak kullanılan karahayıt aşı çamurunun katı atık ile birlikte olan özellikleri ve biyoreaktörlerin işletme koşulları görülmektedir. 90 gün boyunca işletilen biyoreaktörlerin her ikisinde de geri devir mevcut olup günde 300 ml sızıntı suyu devredilecek şekilde pompalar çalıştırılmıştır.

Tablo 3.3 : Simule anaerobik biyoreaktörde kullanılan Karahayıt aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları

İşletme Koşulları	Biyoreaktör 5 (R5-Kontrol		Biyoreaktör 6 (R6)
	Biyoreaktörü)		
Atık miktarı (g)	1030	1030	
Geri devir hacmi(ml/gün)	300	300	
Su içeriği (%)	88	89	
Organik madde içeriği (%)	98	98	
Karbon (C) (%)	53	55	
İlave edilen aşı çamuru (g)	-	150	
Su ilavesi (ml)	500	500	
İşletme süresi (gün)	90	90	

### 3.4.4 Aerobik aşı çamuru ilave edilmiş katı atık özellikleri

Tablo 3.4 'de aşı çamuru olarak kullanılan aerobik aşı çamurunun katı atık ile birlikte olan özellikleri ve biyoreaktörlerin işletme koşulları görülmektedir. 90 gün boyunca işletilen biyoreaktörlerin her ikisinde de geri devir mevcut olup günde 300 ml sızıntı suyu devredilecek şekilde pompalar çalıştırılmıştır.

Tablo 3.4 : Simule aerobik biyoreaktörde kullanılan aerobik aşı çamurunun özellikleri ve işletme koşulları

İşletme Koşulları	Biyoreaktör 7 (R7-Kontrol		Biyoreaktör 8 (R8)
	Biyoreaktörü)		
Atık miktarı (g)	1030	1030	
Geri devir hacmi(ml/gün)	300	300	
Su içeriği (%)	89	77	
Organik madde içeriği (%)	97	96	
Karbon (C) (%)	54	53	
İlave edilen aşı çamuru (g)	-	150	
Su ilavesi (ml)	500	500	
İşletme süresi (gün)	90	90	

### 3.4.5 Aşı çamurlarının özellikleri

Aşı çamurları biyoreaktörlere yüklemeye önce su içeriği, organik madde ve karbon içeriği gibi özellikleri tespit edilmiştir. Tablo 3.5'de kullanılan aşı çamurlarının özellikleri verilmiştir.

Tablo 3.5 : Biyoreaktörlerde kullanılan aşı çamurlarının özellikleri

Özellik	Anaerobik		Karahayıt Çamuru	Aerobik Çamur
	Çamur	Bio-One™		
Su içeriği (%)	90	97	72	84
Organik Madde (%)	96	72	57	84
C (%)	53	40	34	47

### 3.5 Analitik yöntemler

#### 3.5.1 Gaz ölçümleri

Toplam gaz ölçümleri sıvı yer değiştirme metodu ile yapılmıştır (şekil 3.4). Biyoreaktörlerde oluşan toplam gaz, % 10 NaCl ve % 2 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> içeren çözeltiyle (Beydilli ve diğ., 1998), metan gazı ise biogazdaki CO<sub>2</sub>'nin % 3' lük NaOH çözeltisinden geçirilmesiyle tespit edilmiştir (Razo-Flores ve diğ., 1997).



Şekil 3.4 : Toplam metan ölçüm düzeneği



Şekil 3.5 : Metan ölçer cihazı

Oluşan biyogazdaki metan gazı yüzdesi ise Dräger Pac®Ex 2 cihazı (Şekil 3.5) ile ölçülmüştür. Gaz ölçümleri günlük olarak kaydedilmiştir.

### 3.5.2 Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)

Toplam KOİ, kapalı reflüks yöntemi kullanılarak kolorimetrik olarak tespit edilmiştir (APHA AWWA, 1992). İlk olarak 2,5 ml numuneye, 1,5 ml  $K_2Cr_2O_7$  ve 3,5 ml  $H_2SO_4$  ilave edilir ve deney tüplerinin ağzı sıkıca kapatılır. Hafif karıştırma işleminin ardından, önceden 148 °C'ye ısıtılmış termoreaktöre (WTW CR 2200) (şekil 3.6) konulan deney tüpleri 2 saat boyunca kaynatılır. Reaksiyon süresi tamamlanan deney tüpleri soğuduktan sonra 605 nm'ye ayarlı spektrofotometrede (WTW photoLab S12) (Şekil 12) absorbans ölçümleri yapılır. Elde edilen absorbans değerleri Microsoft Excel'de formüle edilmiş programa girilerek sonuç mg KOİ/ l cinsinden elde edilir. Ölçümler 3 ya da 4'er günlük aralıklarla yapılmıştır.

$K_2Cr_2O_7$  ve  $H_2SO_4$  çözeltilerinin hazırlanışı aşağıdaki gibidir:

$K_2Cr_2O_7$  çözeltisi: Belirli miktar  $K_2Cr_2O_7$  103°C'deki etüvde 2 saat boyunca kurutulur. Ardından 15-20 dakika desikatörde soğutulur. 10,216 g  $K_2Cr_2O_7$  500 ml saf suda çözülür. 33,3 g  $HgSO_4$ , 167 ml  $H_2SO_4$  içinde çözülür ve oda sıcaklığında soğutulur. Ayrı ayrı hazırlanan iki çözelti birbiriyle karıştırılarak hacim 1000 ml'ye tamamlanır.

$H_2SO_4$  çözeltisi: 9,588 g  $Ag_2SO_4$  (%0,55'lik  $Ag_2SO_4$ ) 1 l derişik  $H_2SO_4$  içinde 1-2 gün boyunca çözülür.



Şekil 3.6 : Termoreaktör

### 3.5.3 Alkalinite ve uçucu yağ asidi

Toplam alkalinite ve uçucu yağ asidi konsantrasyon ölçümleri Anderson&Yang (1992) tarafından belirlenen titrimetrik metotla tespit edilmiştir. Analiz biyoreaktörden alınan numunenin 0,1 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltisi ile pH'sının önce 5,1, ardından 4,3 ve son olarak 3,5'e kadar titre edilmesiyle gerçekleştirilmiştir. Elde edilen veriler Microsoft Excel'de formüle edilmiş programa girilerek sonuçlar elde edilmiştir. UYA konsantrasyonu ve alkalinite 3-4 günlük aralıklarla kaydedilmiştir.

### 3.5.4 pH

Biyoreaktörlerden alınan sızıntı su numunelerinin pH değeri HANNA HI 221 model pH metre kullanılarak ölçülmüştür. pH analizi 3-4 günlük aralıklarla tespit edilmiştir.

### 3.5.5 Amonyum azotu

Toplam amonyum azotu (NH<sub>4</sub>-N) analizi, Merck 14752 no'lu spektroquant kitlerle spektrofotometrede (WTW photoLab S12) ölçülmüştür. Amonyum azotu haftada 1 kere olmak üzere tespit edilmiştir.

### 3.5.6 Su içeriği ve organik madde

Katı atıktaki su içeriği ve organik madde analizleri, Standart Method'a göre yapılmıştır. (APHA AWWA, 1992). Su ve organik madde içeriği deneyin başında ve sonunda olmak üzere iki kere yapılmıştır.

### 3.5.7 Karbon

Katı atıkta % C analizi aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır (Sorgun, 1987). Karbon analizi de deneyin başında ve sonunda olmak üzere iki kere yapılmıştır.

$$\% C = (100 - \% \text{ kül})/1,8$$

### 3.6 Biyoreaktör mikroflorasının denatüre gradiyent jel elektroforez yöntemi ile analizi

#### 3.6.1 Numunelerin toplanması ve saklanması

Biyoreaktörlerden belirli günlerde (kontrol biyoreaktöründen 3., 20., 43., 55. ve 67. günlerde, Bio-One™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden 3., 10., 26., 44. ve 61. günlerde, anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden 1., 10., 21., 29., 38., 52., 66. ve 80. günlerde, Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden 3., 10., 18., 27., 39., 47., 57., 63. ve 77. günlerde) 50'şer ml numune alınmış ve DNA izolasyonu yapılmaya kadar -20 °C'de saklanmıştır.

#### 3.6.2 DNA izolasyonu

Sızıntı suyu numunelerinden bakteriyal genomik DNA İnvitrogen® kiti ile kısmi modifiye edilerek saflaştırılmıştır. 10 ml numune, önce 1000 rpm devirde 5 dk boyunca çevrilerek katı fazın çökmesi sağlanmıştır. Ardından üst faz ayrılarak ikinci kez 10 000 rpm'de 20 dk santrifüj (Hettich, Universal 30RF) edilmiştir. Bu santrifüj sonunda elde edilen pelletler kit protokolüne uygun olarak kullanılmış ve genomik DNA elde edilmiştir.

#### 3.6.3 Polimeraz zincir reaksiyonu (PZR) ve agaroz jel elektroforezi

16S rDNA'nın V3 kısmını kapsayan bölge Tablo 3.6' da verilen primerler kullanılarak PZR cihazında (Techne TC-5000) çoğaltılmıştır.

Tablo 3.6 : PZR'de kullanılan primer çifti

Primer	Hedef	Sekans (5'-3')	Referans
GC-ARC 344	Forward	ACG GGG YGC AGC AGG CGC GA	Raskin ve diğ., 1994
519	Reverse	GWA TTA CCG CGG CKG CTG	Lane, 1991

Buna göre PZR uygulanan protokolün bir çevrimi Tablo 3.7'de sunulmuştur:

Tablo 3.7 : PZR'de uygulanan program

Reaksiyon	Sıcaklık (°C)	Süre (dk)
Başlangıç denatürasyonu	95	5
Denatürasyon	95	1
Annealing	50	1
Uzama	72	1
Son uzama	72	7

PZR reaksiyonunun hacminde Tablo 3.8'de verilen bileşenler ve oranları kullanılmıştır.

Tablo 3.8 : PZR'de kullanılan kimyasallar ve miktarları

PZR Karışım	Miktar (µl)
Su	12
Master Mix(5*FIREPol <sup>R</sup> / SOLIS Bio Dyne)	4
Primer R	0,5
Primer F	0,5
DNA	3
Toplam	20

Çalışmada her bir örnekten 10 ayrı tüp PZR yapılmış ve reaksiyon sonunda bu PZR'ler Sigma<sup>®</sup> PCR Clean up saflaştırma kiti kullanılarak birleştirilmiştir. PZR yardımıyla üretilen fragmentler % 1,5' luk agaroz jelde 100 voltta 1 saat boyunca elektroforez sisteminde (Thermo Maxicell Primo EC340) yürütülmüş ve 254 nm'ye ayarlı jel görüntüleme sisteminde (Vilber Lourmat) bantlar görüntülenmiştir. PZR ürünlerinin boyutunun tespiti için 100 baz çifti (Fermantas) marker kullanılmıştır.

#### 3.6.4 Denatüre gradiyent jelin hazırlanışı

PZR ile çoğaltılan arkeal 16S rDNA gen bölgeleri BioRad D-Code Universal Mutation Detection System (BioRad, Hercules, CA, USA) sisteminde ayrılarak görüntülenmiştir.





Şekil 3.7 : Jel çemberinin hazırlanışı (BioRad)

Elde edilen PZR ürünlerinin tamamı (yaklaşık 45 µl) % 30 - % 60 aralığında denatürant içeren (7M üre ve % 40 formamid) 1 mm kalınlığındaki % 8'lik poliakrilamid jelde (akrilamid/bisakrilamid, 37,5:1) yürütülmüştür. Söz konusu oranlarda poliakrilamid jellerin hazırlanmasında kullanılan bileşenler ve 100 ml için miktarları Tablo 3.9'da verilmiştir.

Tablo 3.9 : Sızıntı suyu numunelerini tanımlamak için kullanılan % 30 ve % 60'lık denatürant gradiyent jelinin hazırlanmasında kullanılan maddeler ve oranları

<b>Materyal</b>	<b>Denatüre Çözeltinin Bileşimi</b>	
	<b>%30</b>	<b>%60</b>
% 40 Akrlamid/Bis (37.5:1) (ml)	20	20
50*TAE Tampon (ml)	2	2
Formadid (ml)	12	24
Üre (g)	12,6	25,2
Steril Saf Su (ml)	53,4	28,8
Toplam Hacim (ml)	100	100

Toplamda 15 ml hazırlanan jel çözeltilerden 2'şer ml alınarak (13 ml için) çok hızlı bir şekilde 106 µl amonyum persülfat (% 0,1'lik APS) ve 8,2 µl tetramethylethylenediamin (TEMED) jelleştirme ajanları ilave edilmiş, hızlıca gradiyent karıştırıcıya (Biorad) doldurulmuştur. Son aşamada karıştırıcının vanası açılarak jel plakaları arasına dolum gerçekleştirilmiştir. Jellerin iyice katılaşması için +4 °C'de bir gece tutulmuştur.

Hazırlanan jeller oda sıcaklığında bekletilerek ısınması sağlanmıştır. Su banyosunun (Polyscience) 60 °C'ye gelmesi sağlandıktan sonra, hazırlanan jeller sisteme yerleştirilmiş ve 1xTAE tamponu ile doldurulmuştur. Daha önceden oda sıcaklığına

getirilmiş PZR ürünlerinin tamamı (40-45 µl) jele yüklenmiş ve önce 50 voltta 15 dk, ardından da 150 voltta 4 saat boyunca 60 °C'deki 1xTAE içinde yürütme yapılmıştır.

Süre sonunda jel sistemden çıkarılmış ve önce % 0,3 ethidium bromür içeren saf suda 20-25 dk, ardından saf suda 15-20 dk bekletilerek yıkama işlemi gerçekleştirilmiştir. Yıkama işleminden sonra jeller görüntüleme sisteminde görüntülenmiştir.

Çalışmada jel üzerinde izlenen bantların dizi analizleri yapılmak üzere kesilerek çıkartılmıştır. Bunun kesilen bantlar 100 µl ultra saf su içinde oda sıcaklığında 1 gece boyunca bekletilmiştir. Ertesi gün suya geçen DNA fragmentleri tekrar PZR ile çoğaltılmıştır. Amplifiye olan DNA fragmentleri % 1,5' luk agaroz jelde yürütülmüş ve boyut ve saflık kontrolleri yapılmıştır. Saf olduğundan emin olunan örnekler PZR temizleme kitinden geçirilerek DNA dizi analizi gerçekleştirilmiştir. DNA dizi analizi Sanger yöntemi esasına göre Refgen Gen Araştırmaları ve Biyoteknoloji (Teknokent, Ankara) firması tarafından yapılmıştır.

## 4. BULGULAR ve TARTIŞMA

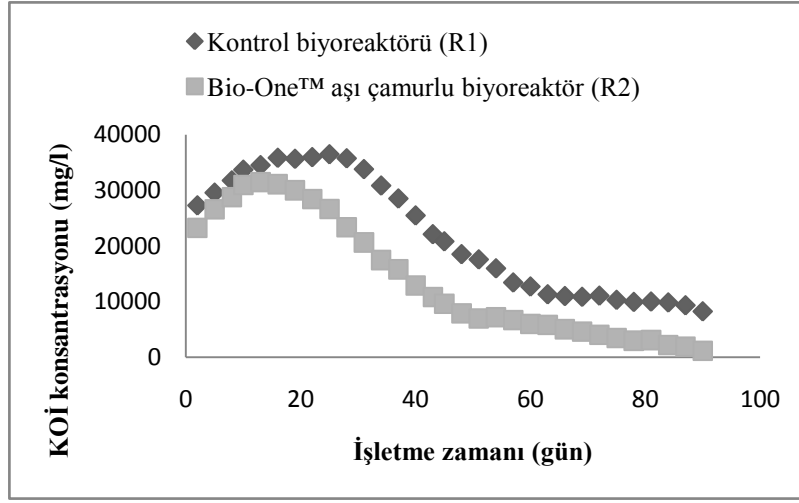
### 4.1 Bio-one™ aşı çamurunun anaerobik arıtma verimine etkisi

#### 4.1.1 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi

KOİ, bir numunede organik maddenin kimyasal olarak parçalanabilmesi için gerekli oksijen içeriğinin bir ölçüsüdür. Deneysel çalışmalar ve depo sahası çalışmaları yüklemenin ilk zamanlarında içeriğindeki yüksek organik madde nedeniyle sızıntı suyu KOİ'sinin yüksek olduğunu göstermektedir (Ağdağ ve Sponza, 2005; San ve Onay, 2001). Şekil 4.1'de aşı çamuru içermeyen kontrol biyoeaktörü (R1) ile Bio-One™ aşı çamurunu içeren biyoreaktörün (R2) 90 günlük işletme periyodunda sızıntı suyu KOİ konsantrasyonunda meydana gelen değişim görülmektedir. Şekilde de görüldüğü gibi, biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinin başlangıçtaki KOİ konsantrasyonları kontrol reaktöründe 27304 mg/l iken Bio-One™ aşı çamuru ilave edilmiş biyoreaktörde 23267 mg/l olarak tespit edilmiştir. Kontrol biyoreaktörünün başlangıç KOİ konsantrasyonun yüksek olmasının sebebi yüksek miktardaki organik madde içeriğidir. Kontrol biyoreaktörünün KOİ konsantrasyonu 25. günde 36849 mg/l'ye çıkarken, aşı çamuru içeren biyoreaktördeki KOİ konsantrasyonu 13. günde 31478 mg/l'ye çıkmıştır. Zaman içinde organik maddenin hidroliziyle ortaya çıkan hidroliz ürünleri methanojenler yardımıyla CH<sub>4</sub>'e dönüşerek KOİ konsantrasyonunun düşmesini sağlamıştır. 90 günlük işletme süresi sonunda ise KOİ konsantrasyonu kontrol biyoreaktöründe 8264 mg/l, aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde 1214 mg/l olarak tespit edilmiştir.

Uyum (2011) peyniraltı atıksularının ardışık anaerobik hibrit reaktör/ aerobik sürekli karıştırmalı tank reaktörde arıtımını araştırmak için yaptığı çalışmada, anaerobik hibrit reaktördeki KOİ giderme verimi ilk 60 günlük periyotta % 20' lerde iken Bio-One™ 'nin sisteme ilave edilmesiyle KOİ giderme verimi başlangıç periyodunun 95.

gününde % 60' lara kadar çıkmıştır. Sisteme ilave edilen Bio-One™, organik maddenin parçalanmasını hızlandırarak start-up periyodunun kılmasını sağlamıştır.

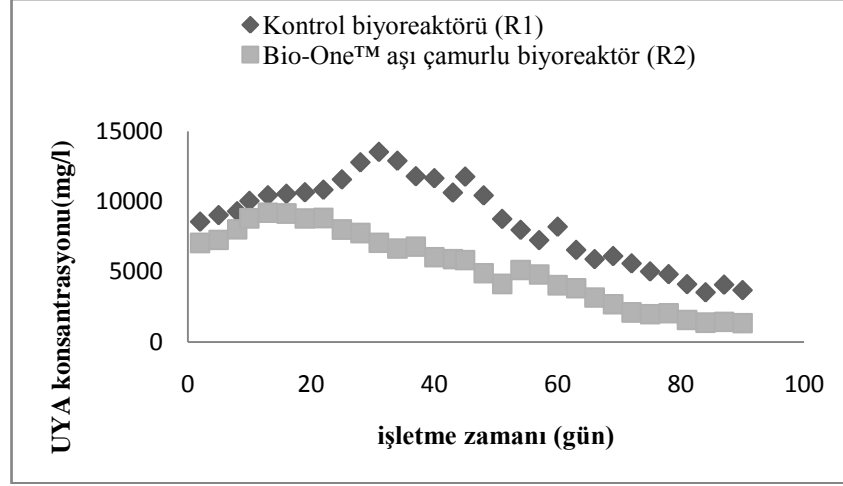


Şekil 4.1 : Bio-One™ aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki KOİ değışimi

#### 4.1.2 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değışimi

Uçucu yağ asidi konsantrasyonu anaerobik prosesin kararlılığını kontrol etmek için kullanılan önemli bir parametredir. UYA konsantrasyonunun yüksek olması sistemde asit birikiminin olduğunu gösterir ve bu durum anaerobik bir sistemin kararlılığını ortadan kaldıracaktır. Şekil 4.2 biyoreaktörlerin işletme süresince UYA'daki değışimini göstermektedir. Başlangıç UYA konsantrasyonları kontrol biyoreaktöründe 8564 mg/l iken, aşı çamurlu biyoreaktörde 7055 mg/l olarak tespit edilmiştir. Kontrol biyoreaktöründeki organik madde içeriğinin yüksek olması UYA konsantrasyonuna da etki etmiş ve bu nedenle KOİ konsantrasyonundaki değışime benzer bir grafik ortaya çıkmıştır. Organik maddenin zaman içinde meydana gelen fermantasyonu nedeniyle UYA konsantrasyonu önce hızlı bir şekilde artmış, ardından organik maddenin parçalanmasıyla zamanla düşmüştür. 90 günlük işletme sonunda kontrol biyoreaktöründeki UYA konsantrasyonu 3697 mg/l, aşı çamuru ilave edilmiş biyoreaktörde ise 1348 mg/l olarak tespit edilmiştir.

Biyoreaktöre ilave edilen Bio-One™ aşı çamurundaki mikrobiyal aktivite sayesinde UYA konsantrasyonundaki düşüş hızlanmış ve kontrol biyoreaktöründeki UYA konsantrasyonundan daha düşük bir değer elde edilmiştir.



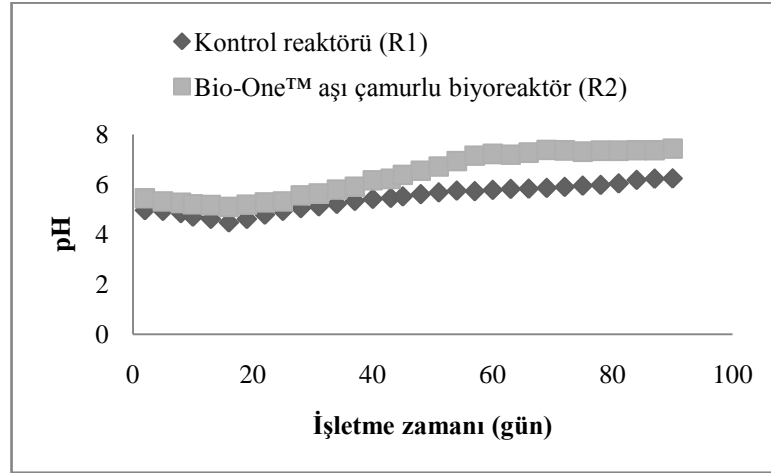
Şekil 4.2 : Bio-One™ aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki UYA konsantrasyonunun değişimi

#### 4.1.3 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi

pH da UYA konsantrasyonuna bağlı olarak değişen bir parametredir. Anaerobik arıtma için optimum pH aralığı 6,6 – 7,6 dır (McCarty, 1964). Bu aralığın dışındaki pH'lar özellikle metanojenleri olumsuz yönde etkilemektedir. Metan bakterileri için optimum pH aralığı 6,5 – 8,2 olarak kabul edilmektedir (Anderson ve diğ., 1982, Öztürk, 2007). Şekil 4.3'te de görüldüğü gibi, anaerobik arıtmanın ilk safhalarında organik asitlerin birikmesi sonucu pH hızlı bir şekilde düşmektedir. Biyoreaktörlerdeki başlangıç pH'ları sırasıyla 4,97 (R1) ve 5,44 (R2) olarak tespit edilmiştir. Organik maddenin fermantasyonu nedeniyle ortamda asit birikimi meydana gelmiş ve pH aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde 5,1'e, kontrol biyoreaktöründe ise 4,48'e kadar düşmüştür. İşletme süresi sonunda ise pH kontrol biyoreaktöründe 6,24'e, Bio-One™ aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde ise 7,43'e ulaşmıştır. Görüldüğü gibi, Bio-One™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörde pH değeri kontrol biyoreaktörünün pH değerinden daha yüksektir. Bunun nedeni aşı çamurunda bulunan mikroorganizmaların sinerjistik etkisi olarak açıklanabilir. Bu etki hem atıkların biyostabilizasyon süresini kısaltmış hem de aşı ilavesi tampon vazifesi görerek UYA birikimini engellemiş ve pH'nın daha yüksek değerlerde kalmasını sağlamıştır.

Warith (2002), yaptığı çalışmada en yüksek pH değerini, nütrient ilave ettiği (7) ve hiç aşı ilave etmediği kontrol (7,2) biyoreaktörleri arasında evsel çamur ilave ettiği

biyoreaktörde (7,3) tespit etmiştir. Bu çalışmada da benzer sonuçlar elde edilmiş olup aşı ilaveli biyoreaktörde nihai pH değeri 7,43 olarak ölçülmüştür.



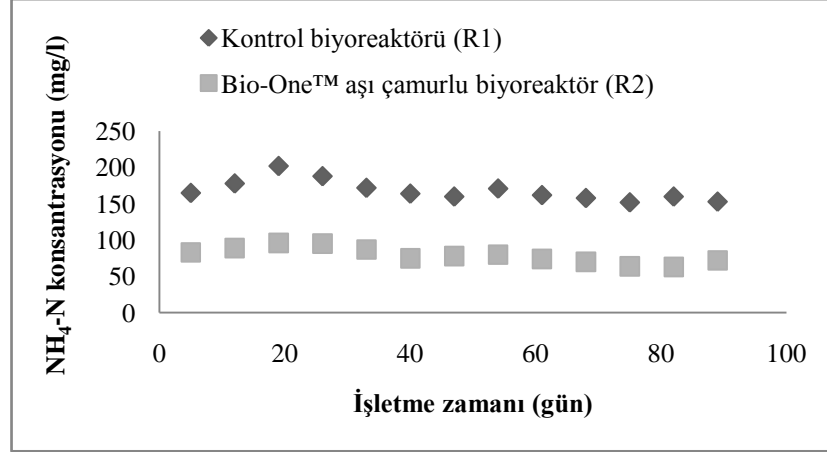
Şekil 4.3 : Bio-One™ aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki pH değişimi

#### 4.1.4 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimi

Anaerobik biyoreaktörlerde meydana gelen NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimi şekil 4.4'teki gibidir. Başlangıç konsantrasyonları kontrol biyoreaktöründe 165 mg/l, aşı ilaveli biyoreaktörde ise 83 mg/l olarak ölçülmüştür. Biyoreaktörlerdeki en yüksek değerler ise sırasıyla 202 mg/l ve 96 mg/l olarak tespit edilmiştir.

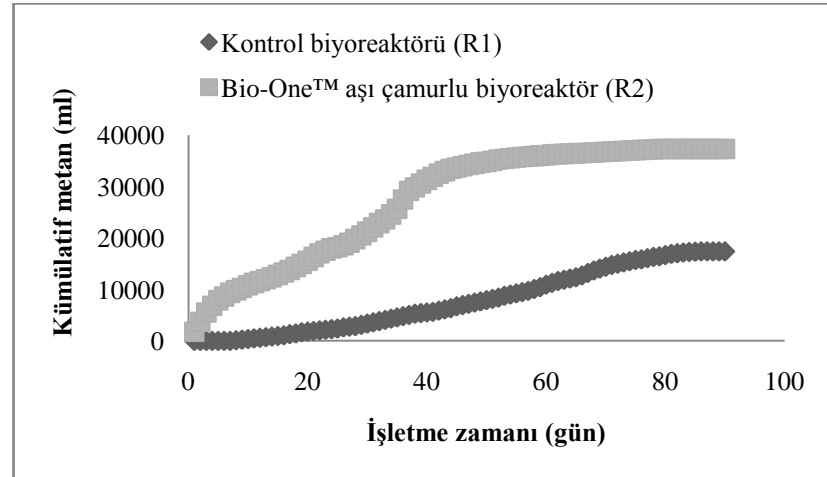
Organik maddedeki NH<sub>4</sub> 'ın parçalanmasıyla ortaya çıkan aminoasit ve diğer protein parçaları yüzünden konsantrasyon değerleri bir miktar artış göstermiştir. Ancak sistemdeki anaerobik mikroorganizmaların aminoasit ihtiyaçları ve işletme süresince meydana gelen seyrelme nedeniyle NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu yeniden düşmüştür. Anaerobik arıtma sistemlerinde NH<sub>4</sub>-N gideriminin pek olmadığı göz önünde bulundurulursa, sistemdeki sızıntı suyunun geri devri nedeniyle de NH<sub>4</sub>-N sürekli olarak sisteme yeniden yüklenmiş ve belirli bir süre sonrasında konsantrasyon stabil halde kalmıştır.

Bio-One™, daha önce de belirtildiği gibi mikrobiyal sıvı bir gübre olması nedeniyle N-P içeriği de yüksektir. Anaerobik sistemlerde yüksek NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu anaerobik ortamı inhibe ederek sistemin bozulmasına yol açabilir. Burada Bio-One™ 'nin içinde bulunan hem aerobik hem de anaerobik mikroorganizmaların birbirleri ile uyumlu şekilde çalışması sistemin dengeli bir şekilde işlemesine olanak sağlamıştır.



Şekil 4.4 : Bio-One™ aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunun değişimi

#### 4.1.5 Bio-one™ aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi



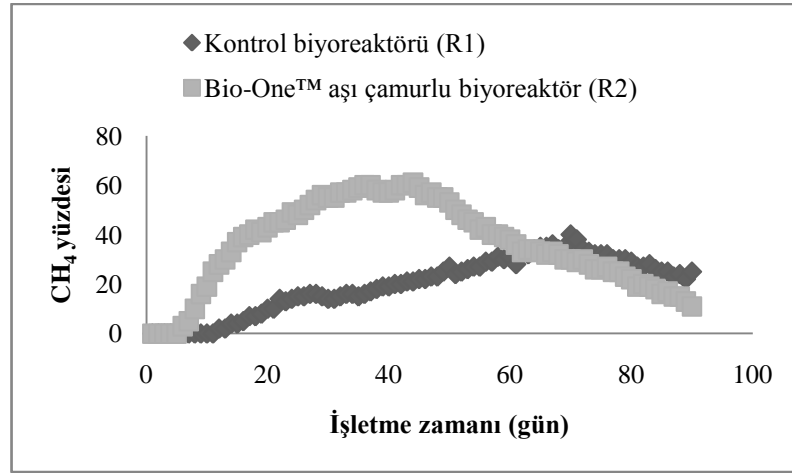
Şekil 4.5 : Bio-One™ aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gazı üretimindeki değişim

Şekil 4.5'de görüldüğü gibi, kümülatif metan üretimi 90 günlük işletme zamanı sonrasında kontrol biyoreaktöründe 17,4 lt, Bio-One™ aşı çamuru içeren biyoreaktörde ise 37,32 lt olarak kayıt edilmiştir. Bio-One™ aşı çamurunda bulunan mikroorganizmalar birbirleriyle olan sinerjistik etkisi atıkların biyostabilizasyonunu hızlandırarak daha fazla biyogaz oluşmasını sağlamıştır.

En yüksek metan yüzdesi ise kontrol biyoreaktöründe % 36 (67. gün) okunurken aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde % 61 (44. gün) okunmuştur (şekil 4.6). Buradan anlaşıldığı gibi, Bio-One™ aşı çamuru ilavesi, atıkların bozunma süresini kısaltarak daha erken metan oluşumunu sağlamıştır. Kontrol biyoreaktöründeki metan yüzdesinin daha geç yükselmesi, sistemdeki düşük pH ve UYA konsantrasyonunun

birikimiyle açıklanabilir. Ayrıca 90 günlük işletme periyodu sonunda, kontrol biyoreaktöründe % 25 metan okunurken Bio-One™ aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde % 11 metan okunmuştur. Bu sonuç, Bio-One™ aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde biyostabilizasyonun kontrol biyoreaktörüne göre olabildiğince azaldığını, kontrol biyoreaktöründe ise hala devam ettiğini göstermektedir.

Lopes ve arkadaşlarının (2003) yaptığı çalışmada, katı atıkların organik kısımlarının anaerobik arıtımında sığırdaki işkembe sıvısı aşısı çamuru olarak kullanılmış ve burada % 85 / % 15 (atık/aşısı) oranı ile maksimum metan üretimi sağlanmıştır.



Şekil 4.6 : Bio-One™ aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim

#### 4.1.6 Bio-one™ aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

Tablo 4.1'de görüldüğü gibi, organik madde giderimi aşısı çamuru içeren biyoreaktörde çok daha yüksektir. 90 günlük çalışma periyodu sonrasında organik madde giderimi kontrol biyoreaktöründe % 56 iken, Bio-One™ aşısı çamuru içeren biyoreaktörde % 77 olarak hesaplanmıştır. Buna ilaveten, atık çökmesi de aşısı ilaveli biyoreaktörde daha yüksektir. Kontrol biyoreaktöründe organik madde gideriminin daha az olması kalan atık miktarının daha fazla olmasından da anlaşılmaktadır.



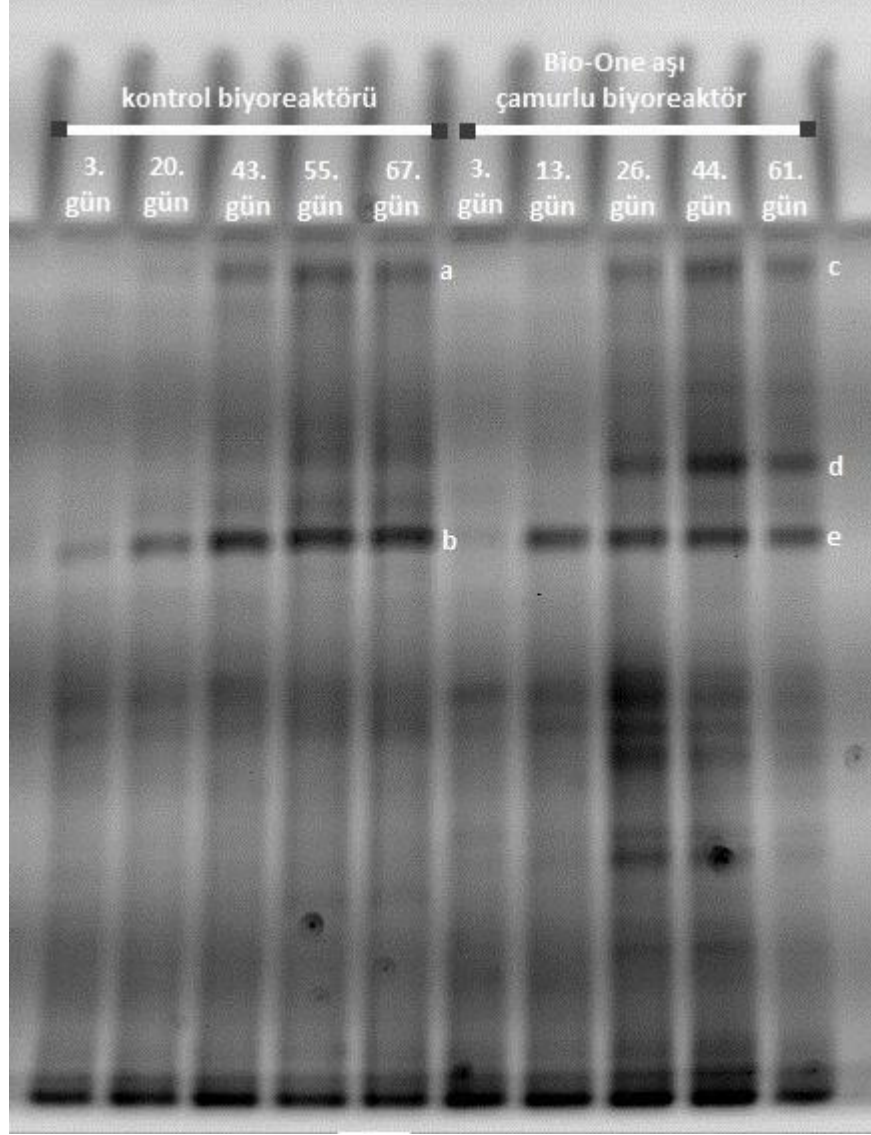
Tablo 4.1 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

	Kontrol biyoreaktörü (R1)		Bio-One™ aşısı çamuru ilaveli biyoreaktör (R2)	
	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son
Yükseklik (cm)	30	11	30	5
Katı Atık Miktarı (gr)	1020	385	1020	120
Su İçeriği (%)	87	90	92	94
Organik Madde İçeriği (%)	96	42	98	23
C içeriği (%)	53	23	55	13

Aşısı çamuru içermeyen kontrol biyoreaktörü ile Bio-One™ aşısı çamuru içeren biyoreaktör içeriklerinin başlangıç ve çalışma periyodu sonundaki değerler karşılaştırıldığında organik madde azalması ve atık miktarı yönünden Bio-One™ aşısı çamuru ilavesinin daha fazla avantaj sağladığı ortaya çıkmaktadır.

#### 4.1.7 Bio-one™ aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi

Kontrol biyoreaktörüne ait metanojen profili Bio-One™ aşısı çamuru içeren biyoreaktörün metanojen profili ile birlikte tespit edilmiştir. Yapılan DGGE analizinde jel üzerinde DNA bant profiline oluşumu kontrol biyoreaktöründe 20. günden itibaren başlarken, Bio-One™ aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde 11. günden itibaren gözlenmiştir. Şekil 4.7'de görüldüğü gibi, kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunesinin DGGE analizinde iki tane görünür bant elde edilmiştir (a ve b). Sekans analizleri a bandının % 94'lük benzerlik oranıyla kültüre edilemeyen *Methanobrevibacter sp.*, b bandının ise % 98'lik benzerlik oranıyla *Methanobacterium sp.* olduğuna işaret etmiştir. Bio-One™ aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde ise c, d ve e bantları olmak üzere 3 bant elde edilmiştir. Bunlardan c bandı a bandı ile, e bandı da b bandı ile jel üzerinde aynı bölgede denatüre olmuştur. Dolayısıyla bu bantların aynı türe ait oldukları öne sürülebilir. Burada farklı olarak d bandı % 96 benzerlik oranıyla kültüre edilemeyen *Methanosarcina sp.* olarak tespit edilmiştir. Sonuç olarak, işletilen her iki biyoreaktörde de *Methanobacterium* cinsine ait türler çoğunluktadır.



Şekil 4.7 : Bio-One™ aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde DGGE profili

## 4.2 Anaerobik aşı çamurunun arıtma verimine etkisi

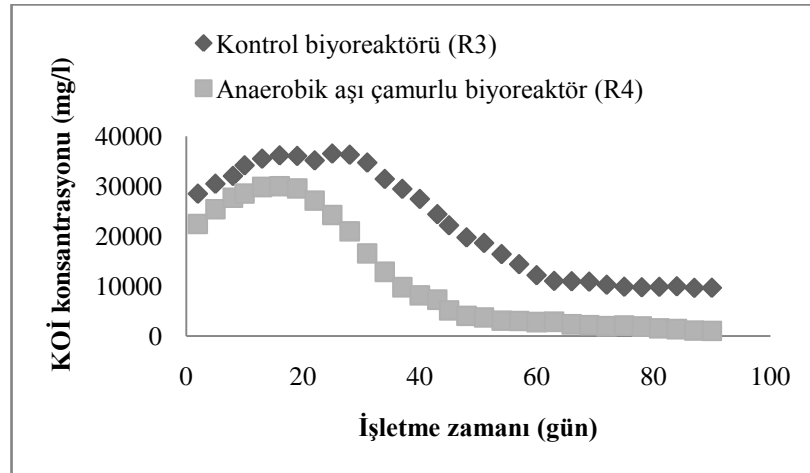
### 4.2.1 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi

Çalışmanın 2. periyodunda aşı çamuru olarak anaerobik çamur kullanılmış ve kontrol biyoreaktörü ile eş zamanlı işletilerek arıtma verimine etkisi araştırılmıştır. Şekil 4.8'de aşı çamuru ilave edilmeyen kontrol biyoreaktörü (R3) ile aşı çamuru olarak anaerobik çamur ilave edilen biyoreaktörün (R4) KOİ konsantrasyonlarındaki değişim gösterilmektedir. Başlangıç KOİ konsantrasyonları kontrol biyoreaktöründe 28469 mg/l iken anaerobik aşı çamuru ilave edilmiş biyoreaktörde 22431 mg/l olarak

tespit edilmiştir. Kontrol biyoreaktöründe KOİ konsantrasyonunun yüksek olmasının sebebi yüksek organik madde ihtiva etmesidir. İşletme sürecinde organik maddenin fermantasyonu nedeniyle KOİ konsantrasyonu önce artmış, ardından organik maddenin parçalanarak CH<sub>4</sub>'e dönüşmesi nedeniyle zamanla azalmıştır. Nihai konsantrasyon değerleri ise kontrol biyoreaktöründe 9654 mg/l, anaerobik çamur ilave edilmiş biyoreaktörde ise 1034 mg/l olarak tespit edilmiştir.

Anaerobik aşı çamuru, ilave edilen aşı çamurları içerisinde en yüksek KOİ giderim verimini sağlamıştır. Bunun nedeni ise anaerobik aşı çamurunda bulunan mikroorganizmaların anaerobik bir sisteme çok daha kolay adapte olarak biyobozunurluğu hızlandırmasıdır.

Smith (2011) yaptığı tez çalışmasında, evsel katı atıkların anaerobik biyoreaktörlerdeki arıtma verimlerini aerobik aktif çamur ve anaerobik çamuru aşı çamuru olarak kullanarak karşılaştırmıştır. Sonuçta, anaerobik aşı çamuru içeren biyoreaktörün sisteme çok daha erken adapte olduğunu ve anaerobik prosesin (gaz oluşumunun) daha erken başladığını tespit etmiştir.



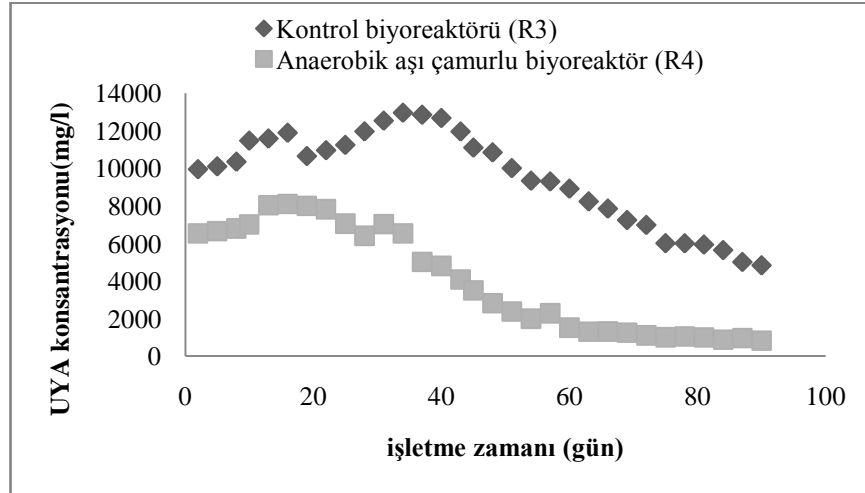
Şekil 4.8 : Anaerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi

#### 4.2.2 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi

Şekil 4.9'da görüldüğü gibi, yüksek organik madde içeriğinden dolayı kontrol biyoreaktörüne (R3) ait başlangıç UYA konsantrasyonu (9954 mg/l) anaerobik çamur ile aşılmiş biyoreaktörün (R4) UYA konsantrasyonundan (6540 mg/l) daha yüksektir. İşletme süresince organik maddenin parçalanması UYA konsantrasyonunu

önce yükseltmiş, ardından yağ asitlerinin substrat olarak kullanılmaya başlamasıyla düşüşe geçmiştir. Nihai UYA konsantrasyonları sırasıyla 4831 mg/l ve 820 mg/l olarak kaydedilmiştir.

Kullanılan aşı çamurları içinde en düşük UYA konsantrasyonu anaerobik aşı çamuru ile elde edilmiştir. Bunun nedeni, aşı çamurundaki mikroorganizmaların sisteme daha kolay adapte olarak anaerobik prosesi erken başlatması ve dolayısıyla UYA birikimini engellemiş olmasıdır.

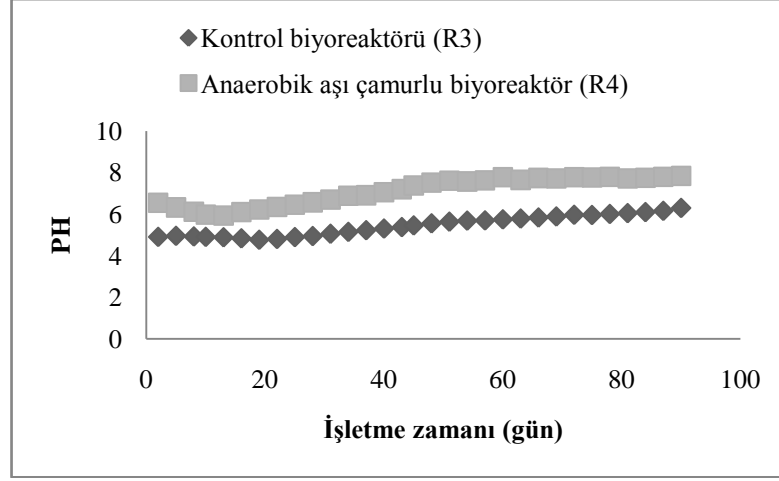


Şekil 4.9 : Anaerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki UYA konsantrasyonu değişimi

#### 4.2.3 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi

Arıtmanın ilk safhalarında organik asitlerin birikimi nedeniyle pH önce düşmüş, ardından yeniden yükselme eğilimine girmiştir. Biyoreaktörlere ait başlangıç pH'ları sırasıyla 4,9 (R3) ve 6,55 (R4) iken 90 günlük işletme periyodu sonunda 6,29 (R3) ve 7,84 (R4) olarak kaydedilmiştir.

Şekil 4.10'dan da anlaşılacağı gibi, 90 günlük işletme sonrasında en yüksek pH değeri anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde tespit edilmiştir. Bunun nedeni, sistemde zaten var olan mikroorganizmalarla daha etkin bir şekilde iş görerek aşı çamurunun tamponlama vazifesini daha erken başlatmasıdır.



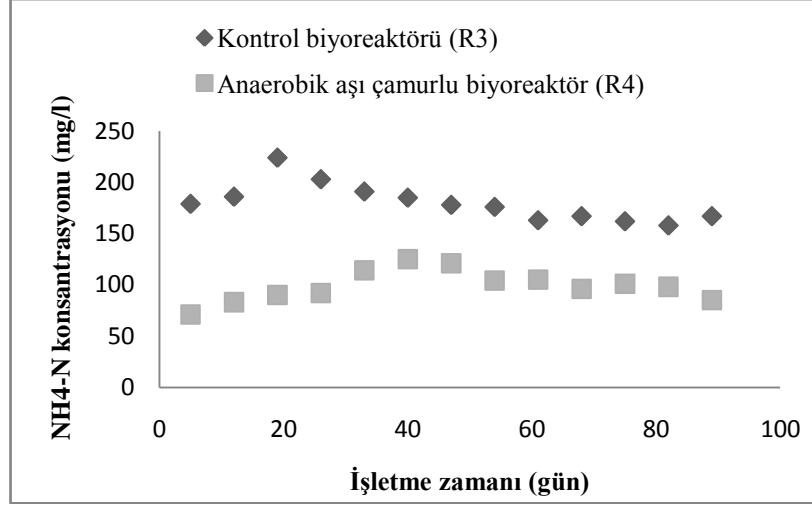
Şekil 4.10 : Anaerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki pH değişimi

#### 4.2.4 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu değişimi

Biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerine ait  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu Şekil 4.11'deki gibidir. Organik azot bileşiklerinin parçalanması sonucunda en yüksek  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu kontrol biyoreaktöründe (R3) 224 mg/l, anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörde (R4) ise 125 mg/l olarak kaydedilmiştir.

Bio-One™ aşı ilave edilen biyoreaktörde gözlenen  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonundaki benzer durum anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde de gözlenmiştir. Organik maddenin parçalanmasıyla önce artan  $\text{NH}_4\text{-N}$ , sistemdeki anaerobik mikroorganizmaların N ve aminoasit ihtiyaçlarında kullanılması nedeniyle yeniden düşüşe geçmiştir. Geri devrin etkisiyle de  $\text{NH}_4\text{-N}$  sisteme sürekli yeniden yüklenmiş ve konsantrasyonda önemli bir değişiklik meydana gelmemiştir.

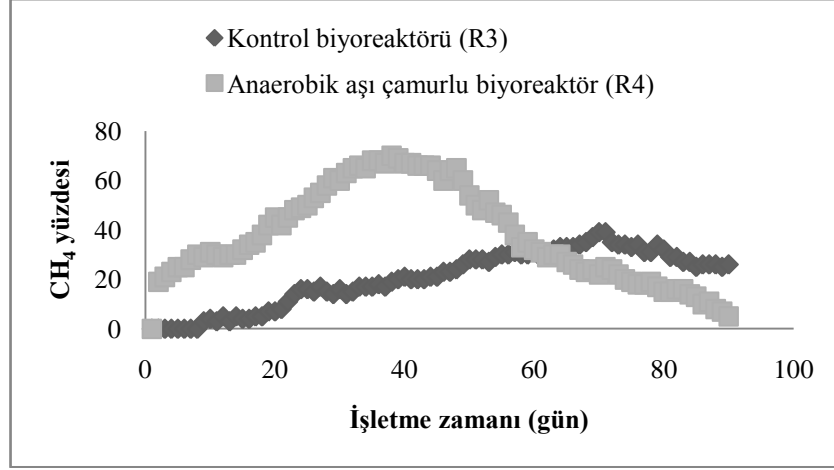
Bilgili (2006) yaptığı çalışmasında, katı atıkların aerobik ve anaerobik olarak arıtılmasında sızıntı suyu geri devrinin etkilerini incelemiştir. İşlettiği anaerobik reaktörlerin (reaktörlerin birinde geri devir uygulanırken diğeri kontrol amaçlı işletilmiş olup geri devir uygulanmamıştır) her ikisinin  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonunda önemli bir değişiklik olmadığını tespit etmiştir.



Şekil 4.11 : Anaerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu değişimi

#### 4.2.5 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi

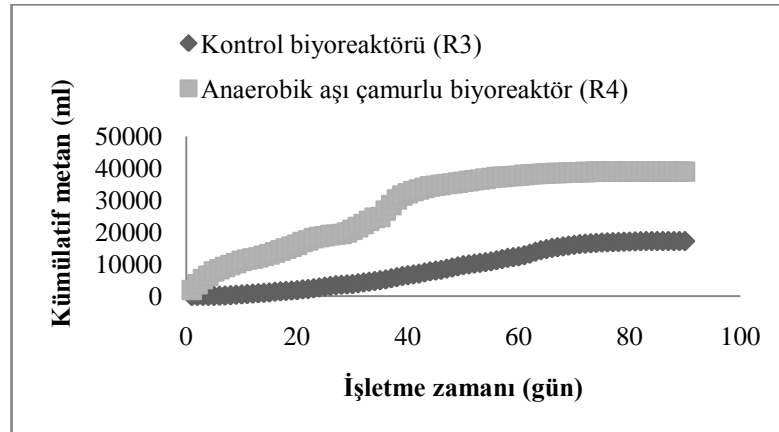
90 günlük işletme sürecinde en yüksek metan yüzdesi anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde (R4) % 70 olarak okunurken kontrol biyoreaktöründe (R3) % 39 olarak okunmuştur. Bu değerler sırasıyla işletmenin 70. ve 38. günlerinde kaydedilmiştir. Şekil 4.12'de de görüldüğü gibi, anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör, içindeki mikroorganizmaların birbirleri ile olan etkileşimleri sayesinde kontrol biyoreaktöründen çok daha önce metanlaşma safhasına girmiştir. Kontrol biyoreaktöründeki gerek pH'nın düşük olması (dolayısıyla UYA birikiminin meydana gelmesi) gerekse ortamda tampon vazifesi görececek bir etkinin olmaması ayrışma hızını yavaşlatarak biyostabilizasyon süresinin uzamasına neden olmuştur. İşletme sonunda ise kontrol biyoreaktöründe % 26 metan yüzdesi ile anaerobik süreç devam ederken, anaerobik çamur içeren biyoreaktörde % 5' lik metan yüzdesi ile anaerobik süreç neredeyse tamamlanmıştır.



Şekil 4.12 : Anaerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim

Kümülatif metan miktarına bakıldığında ise kontrol biyoreaktöründe (R3) 17,16 lt metan gazı oluşurken, aşı ilave edilen biyoreaktörde (R4) 38,94 lt metan gazı oluştuğu saptanmıştır (Şekil 4.13). Yüzde metan oluşumundaki etkiler kümülatif metan miktarında da geçerlidir. Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde anaerobik prosesin kontrol biyoreaktörüne göre daha erken başlaması daha fazla kümülatif metan oluşmasına olanak sağlamıştır.

Pandey ve diğ., (2011) süt çiftliklerinden çıkan gübreleri arıtan anaerobik reaktörleri karıştırmalı ve karıştırmaz koşullar altında işletmişler ve bu esnada farklı aşı çamurları denemişlerdir. Aşı çamurlarından biri olarak da anaerobik lagünlerden alınan çamuru kullanmışlardır. Nihayetinde anaerobik çamur ilave edilen reaktörde, kontrol reaktöründen daha fazla biyogaz oluştuğu saptanmıştır.



Şekil 4.13 : Anaerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gazı üretimindeki değişim

#### 4.2.6 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

90 günlük işletme süresi sonunda kontrol biyoreaktöründeki (R3) organik madde giderimi % 50, anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde % 81 olarak tespit edilmiştir. Atık miktarındaki azalmaya bakıldığında kontrol biyoreaktöründe (R3) 637 gr'lık bir azalma gözlemlenirken, anaerobik aşı çamur ilaveli biyoreaktörde (R4) 942 gr'lık bir ağırlık azalması gözlemlenmiştir. Atık hacmindeki çökme miktarı ise aynı şekilde anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde daha fazladır.

Tablo 3.2'de de görüldüğü gibi, anaerobik aşı çamuru ilavesi kontrol biyoreaktörüne göre atık miktarının azalmasında ve atıkların çökmesinde çok daha fazla etkili olmuştur. Özellikle anaerobik aşı çamurunun anaerobik prosese daha kısa sürede adapte olması atıkların biyobozunurluklarını hızlandırmıştır.

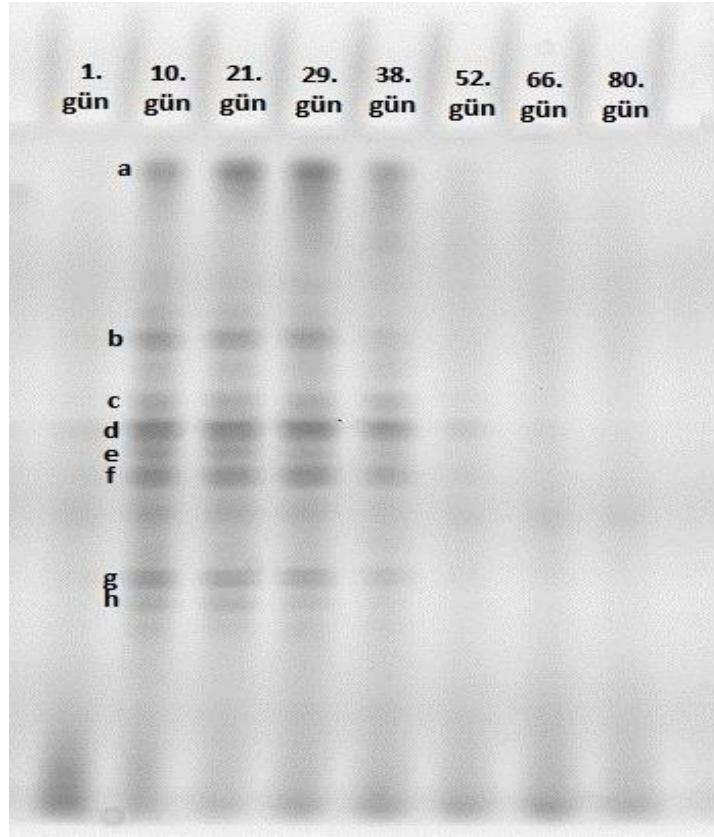
Çınar ve diğ., (2004) yaptıkları çalışmada, en fazla atık çökmesini çamur ilave edilen reaktörde gözlemlemişlerdir.

Tablo 4.2 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

	Kontrol biyoreaktörü (R3)		Aanerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R4)	
	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son
Yükseklik (cm)	30	13	30	4
Katı Atık Miktarı (gr)	1040	403	1040	98
Su İçeriği (%)	88	92	90	92
Organik Madde İçeriği (%)	96	48	98	19
C içeriği (%)	53	29	55	11



#### 4.2.7 Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi



Şekil 4.14 : Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde DGGE profili

Anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinin DGGE analizinde bant profili metan gazının oluşmasıyla birlikte 2. günden itibaren görülmeye başlanmış ve metan gazının düşmesiyle de bant profili kaybolmuştur. DGGE jelinde belirgin olarak sekiz adet bant elde edilmiştir (Şekil 4.14). Tablo 4.3'de sekans analizleri sonucu elde edilen bu bantlara ait türler ve benzerlik oranları verilmiştir. Sonuç olarak, anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörde *Methanomicrobium* cinsine ait üyelerin çoğunlukta olduğu tespit edilmiştir.

Griffin ve diğ., (1997) yaptıkları çalışmada, kentsel katı atıkları, aktif çamuru ve ön çökeltim çamurunu birlikte arıtmışlar ve bu esnada anaerobik çamur ve sığır gübresini karıştırarak aşı çamuru olarak kullanmışlardır. Anaerobik çamurun metanojen popülasyonunda *Methanobacteriaceae* ve *Methanomicrobiales* baskın grup olarak tespit edilmiştir. Mezofilik işletilen reaktörün genelindeki metanojen popülasyonunda ise *Methanobacteriaceae*, *Methanomicrobiales*, *Methanococcaceae*, *Methanosarcina spp* ve *Methanosaetaceae* gruplarına ait üyeler tespit edilmiş olup

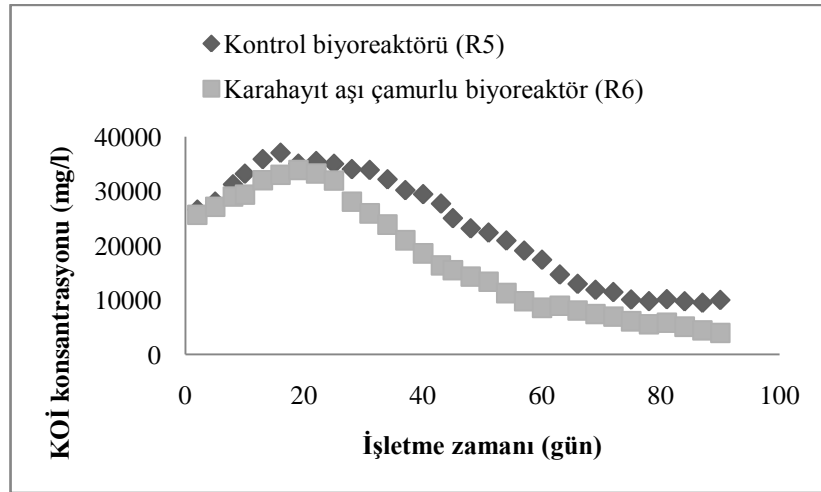
baskın grup *Methanobacteriaceae* olarak tespit edilmiştir. Kendi çalışmamızda ise anaerobik aşı ilave edilen biyoreaktörde *Methanomicrobiales* baskın grup olarak tespit edildi. Bu farklılığın nedeni kullanılan hammadde, işletme koşulları, reaktör farklılıkları ya da primer farklılıkları olabilir.

Tablo 4.3 : Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktöre ait sızıntı suyundan teşhis edilen türler

Kod	Metanojen Türleri	% Benzerlik Oranı
a	<i>Methanoculleus marisnigri</i>	87
b	Uncultured <i>Methanobrevibacter sp.</i>	75
c	<i>Methanobacterium beijingense</i>	74
d	Uncultured Methanmicrobiaceae Archaeon Clone	100
e	<i>Methanospirillum hungatei</i>	100
f	<i>Methanospirillum sp.</i>	99
g	Uncultured <i>Methanobacterium sp.</i>	91
h	Uncultured Methanomicrobiales archaeon clone	99

### 4.3 Karahayıt aşı çamurunun anaerobik arıtma verimine etkisi

#### 4.3.1 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi



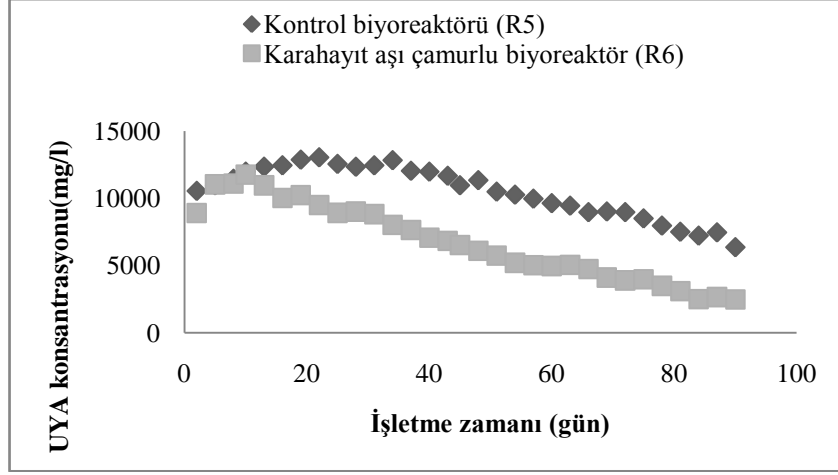
Şekil 4.15 : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi

Çalışmanın 3. periyodunda biyoreaktörlerde Denizli'nin Karahayıt beldesindeki kaplıcadan getirilen sediment çamur aşı çamuru olarak denenmiştir. Biyoreaktörlerdeki başlangıç KOİ konsantrasyonları birbirlerine çok yakın olmasına rağmen (kontrol biyoreaktöründe -R5- 26578 mg/l; Karahayıt çamuru ilaveli biyoreaktörde -R6- 25668 mg/l) işletme periyodu süresince Karahayıt çamuru KOİ

konsantrasyonunun azalmasında daha fazla etki göstermiştir. KOİ konsantrasyonları en yüksek kontrol biyoreaktöründe (R5) 37016 mg/l'ye, Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde (R6) 33896 mg/l'ye çıktığı gözlemlenmiştir. KOİ konsantrasyonundaki bu artışlar sırasıyla 16. ve 19. günlerde meydana gelmiştir. Anaerobik sistemlerde organik maddenin parçalanmaya başlamasıyla metan oluşumu başlar. Ancak Karahayıt çamurunun özelliğinden dolayı yüklemenin ilk gününden itibaren metan gazı ölçülmüştür. Bunun nedeni sediment çamurunda bulunan anaerobik mikroorganizmaların etkileşimleridir. Her ne kadar Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörde biyostabilizasyon süresi biraz uzamış olsa da kontrol biyoreaktörü ile karşılaştırıldığında KOİ konsantrasyonunun daha fazla düştüğü gözlemlenmiştir. 90 günlük işletme periyodu sonunda KOİ konsantrasyonları sırasıyla 10008 mg/l ve 3932 mg/l olarak kaydedilmiştir (Şekil 4.15).

#### **4.3.2 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi**

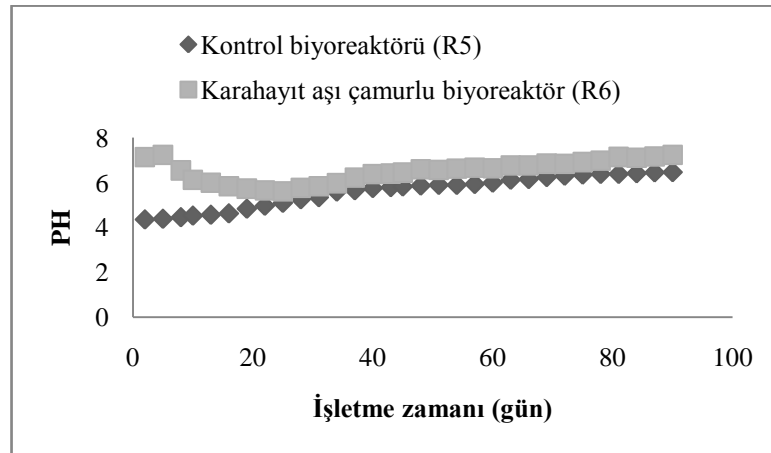
Biyoreaktöre ilave edilen Karahayıt çamuru UYA konsantrasyonunu da etkilemiş olup başlangıç UYA konsantrasyonu kontrol biyoreaktöründe (R5) 10548 mg/l, aşı ilaveli biyoreaktörde ise 8904 mg/l olarak tespit edilmiştir. Şekil 4.16'da da görüldüğü gibi, UYA konsantrasyonu kontrol biyoreaktöründe (R5) 13048 mg/l'ye, aşı çamurlu biyoreaktörde (R6) ise en yüksek 11763 mg/l'ye kadar yükselmiştir. Her ne kadar bu rakamlar birbirlerine yakın olsa da Karahayıt aşı çamurunun sisteme adapte olmasıyla birlikte UYA konsantrasyonu, 90 günlük işletme periyodu sonunda kontrol biyoreaktöründe (R5) 6355 mg/l, diğer biyoreaktörde (R6) ise 2479 mg/l olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.16 : Karahayıt aşu çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki UYA konsantrasyonu değişimi

#### 4.3.3 Karahayıt aşu çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi

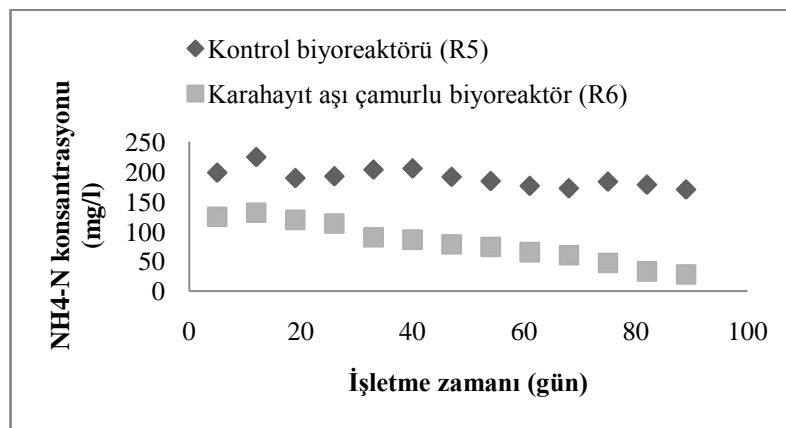
Şekil 4.17'den de anlaşıldığı gibi, kontrol biyoreaktöründe (R5), başlangıçta yüklenen organik maddenin içeriğinden kaynaklı düşük bir pH gözlemlenmiştir (4,35). Karahayıt aşu çamuru içeren biyoreaktör (R6), diğer aşu çamurlarıyla kıyaslandığında 7,12 başlangıç pH'sı ile en yüksek pH değeri olan biyoreaktör olarak tespit edilmiştir. Ancak gerek organik maddenin fermantasyonu gerekse aşu'nun anaerobik prosese adaptasyonun zorluğu nedeniyle pH değeri 5,6 'lara kadar düşmüştür. Başlangıç pH değerinin yüksek olması da UYA birikimini engellemiştir. Zaman içinde aşu'nun sisteme adapte olmasıyla pH zamanla artış göstermiş ve kontrol biyoreaktöründe (R5) pH 6,46'ya, Karahayıt aşu çamuru ilave edilen biyoreaktörde (R6) ise 7,22'ye kadar çıkmıştır.



Şekil 4.17 : Karahayıt aşu çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki pH değişimi

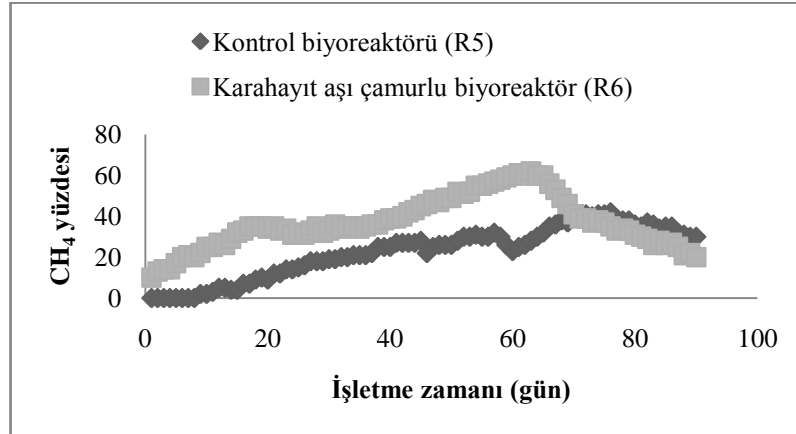
#### 4.3.4 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimi

Biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerindeki NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimi Şekil 4.18'de gösterilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi, kontrol biyoreaktörünün (R5) NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu en yüksek 224 mg/l olarak, aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde (R6) ise en yüksek 131 mg/l olarak kaydedilmiştir. Diğer aşı çamurlarının NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimlerinden farklı olarak burada NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunda bir düşüş gözlemlenmiştir. Normal şartlar altında anaerobik bir sistemde NH<sub>4</sub>-N'nin giderilemediği bilinmektedir. Ancak Şekil 4.18'de de görüldüğü üzere NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu 124 mg/l'den 28 mg/l'ye kadar düşmüştür. Bu durum sediment çamurunun içindeki amonyum azotunu okside eden anaerobik arkelerin varlığı ile açıklanabilir. Amonyacı okside eden bu arke grubu genelde derin deniz diplerinde, termal sıcak sularda, tatlı-tuzlu sularda veya atıksularda bulunabilir. Karahayıt çamurunun da termal çamur olduğu göz önüne alınırsa sistemin NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunun düşmesi kuvvetle muhtemeldir. İşletme süresi sonunda kontrol biyoreaktöründe bir düşüş gözlemlenmezken (sistemin anaerobik olması ve geri devrin etkisiyle NH<sub>4</sub>-N sisteme sürekli yeniden verilmesi sebebiyle), diğer Karahayıt çamuru ilave edilmiş biyoreaktörün NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunda fark edilir bir düşüş gözlemlenmiştir. Nihai NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu kontrol biyoreaktöründe (R5) 170 mg/l, aşı ilaveli biyoreaktörde (R6) ise 28 mg/l olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.18 : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimi

#### 4.3.5 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi



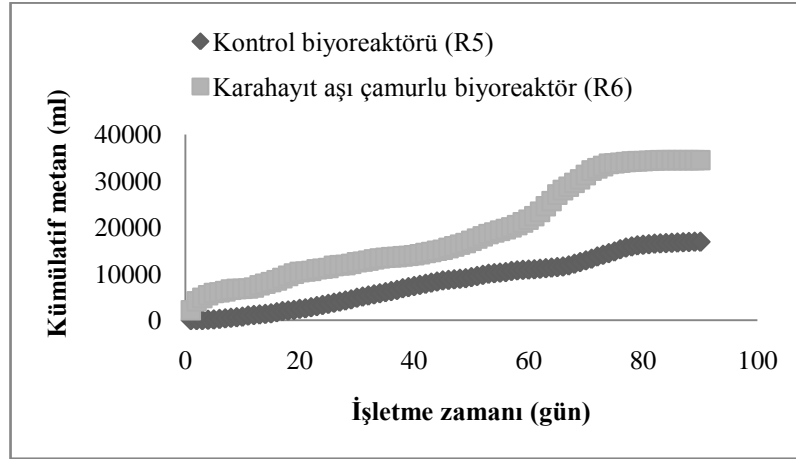
Şekil 4.19 : Karahayıt aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim

Biyoreaktörlere yapılan yüklemelerden sonra metan gazındaki değişim Şekil 4.19'da gösterilmiştir. Buna göre metan yüzdesi zaman içinde her iki biyoreaktörde de artmış, ancak artış süresi ve artış miktarı açısından her iki biyoreaktörde de farklılıklar gözlemlenmiştir. Kontrol biyoreaktöründe (R5) 76. günde % 42 ile en yüksek metan yüzdesi okunmuşken, 63. günde % 62 ile aşı çamurlu biyoreaktörde en yüksek metan yüzdesi okunmuştur. 90 günlük işletme periyodu sonrasında biyoreaktörlerde sırasıyla % 30 (R5) ve % 20 (R6) metan tespit edilmiştir. Bu sonuca göre kontrol biyoreaktöründeki metanlaşma aşılı biyoreaktöre göre daha aktif bir şekilde devam etmektedir.

Diğer aşılı çamurlarının metan yüzdesi değişimine bakıldığında, metanın organik maddenin parçalanmasıyla ortaya çıkan hidroliz ürünlerinden oluştuğunu görmekteyiz ki bu durum genelde yüklemelerden birkaç hafta sonra gözlemlenen bir durumdur. Ancak Karahayıt aşılı çamurunda yüklemenin hemen ertesi günü % 10 metan okuması yapılmıştır. Bu durum Karahayıt sediment çamurunda anaerobik mikroorganizmaların varlığının bir delili olabilir. Buna karşın, metan yüzdesinin en yüksek okunduğu 62. gün diğer aşılı çamurlarının içinde en geç okunan değerdir. Bu durum Karahayıt çamurunun ortama daha zor adapte olduğunun bir göstergesidir.

Kümülatif metan gazı miktarı ise Şekil 4.20'deki gibidir. Kontrol biyoreaktöründeki toplam gaz miktarı (R5) 16,86 l iken, Karahayıt aşılı çamuru ilave edilen biyoreaktörde (R6) 34,44 l toplam gaz hesaplanmıştır. Yüklemenin ilk gününden

İtibaren oluşan metan sayesinde kümülatif metan miktarı da kontrol biyoreaktörüne göre daha yüksek miktarda tespit edilmiştir.



Şekil 4.20 : Karahayıt aşısı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gaz üretimindeki değişim

#### 4.3.6 Karahayıt aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

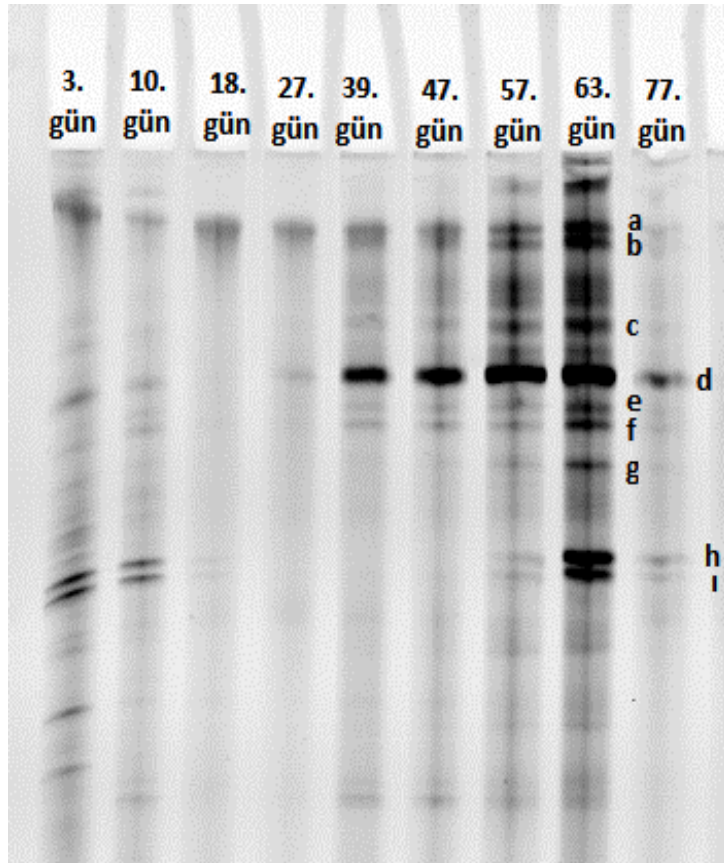
Biyoreaktörlere yüklenen katı atığın başlangıç ve son durumdaki özellikleri Tablo 4.4'de verilmiştir. Tabloya göre, bu periyotta işletilen kontrol biyoreaktöründeki (R5) organik madde giderimi % 48, aşısı ilave edilen biyoreaktörde (R6) ise % 65 'tir. Atık çökmesi ve miktardaki azalışın Karahayıt aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde daha fazla olduğu saptanmıştır. Buna göre Karahayıt aşısı ilaveli biyoreaktör kontrol biyoreaktörü ile kıyaslandığında erken biyostabilizasyon ve organik madde gideriminin daha fazla olması nedeniyle çok daha avantajlıdır.

Tablo 4.4 : Simüle anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

	Kontrol biyoreaktörü (R5)		Karahayıt aşısı çamuru ilaveli biyoreaktör (R6)	
	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son
Yükseklik (cm)	30	11	30	7
Katı Atık Miktarı (gr)	1040	395	1040	168
Su İçeriği (%)	89	91	89	92
Organik Madde İçeriği (%)	97	50	98	34
C içeriği (%)	55	29	55	19

#### 4.3.7 Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi

Karahayıt aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinin DGGE bant profili metan gazının oluşumuyla paralellik göstermektedir. Yüklemin ilk gününden itibaren metan gazının okunması DGGE analizindeki bant oluşumuyla teyit edilmiştir. 18. ve 27. günlerde metan gazındaki düşmeyle birlikte bant oluşumu da kaybolmuştur (Şekil 4.21). Bu sonuç reaksiyonun başlangıcındaki floradaki metanojenlerin etkisini kaybettiği şeklinde açıklanabilir. Ancak 39. günden itibaren reaksiyon florasında metanojenlere ait yeni suşların varlığı tespit edilmiştir. Belirlenen tüm metanojenlere ait muhtemel türler Tablo 4.5'de verilmiştir. Sonuç olarak Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde Methanosarcina cinsine ait türlerin baskın olduğu görülmektedir.



Şekil 4.21 : Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde DGGE profili

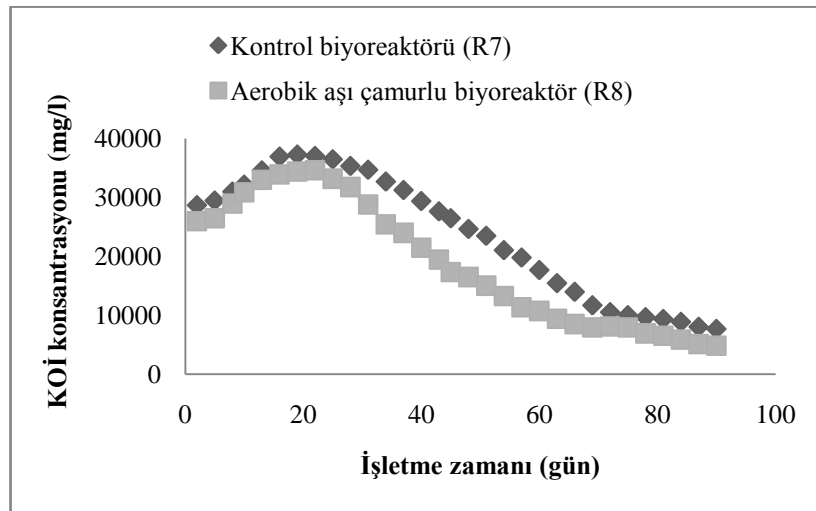


Tablo 4.5 : Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktöre ait sızıntı suyundan teşhis edilen türler

Kod	Metanojen Türleri	% Benzerlik Oranı
a	<i>Methanosarcina acetovirans</i>	100
b	<i>Methanobrevibacter gottschalkii</i>	100
c	<i>Methanosarcina barkeri</i>	86
d	<i>Methanococoides sp.</i>	81
e	Uncultured <i>Methanobrevibacter sp.</i>	100
f	Uncultured <i>Methanobrevibacter sp.</i>	97
g	<i>Methanosarcina siciliae</i>	93
h	<i>Methanosaeta harundinacea</i>	93
1	<i>Methanobrevibacter psychrophilus</i>	90

#### 4.4 Aerobik aşı çamurunun anaerobik arıtma verimine etkisi

##### 4.4.1 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi



Şekil 4.22 : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonu değişimi

Çalışmanın 4. ve son periyodunda Denizli Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nin belt filtre kısmından sonra alınan aerobik çamur aşı çamuru olarak denenmiştir. Biyoreaktörlere yükleme yapıldıktan sonra kontrol biyoreaktörü (R7) ve aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörde (R8) meydana gelen KOİ konsantrasyonundaki değişim Şekil 4.22'de gösterilmektedir. Şekil 4.22'de görüldüğü gibi, başlangıç KOİ konsantrasyon değerleri sırasıyla 28670 mg/l (R7) ve 25992 mg/l (R8) olarak tespit edilmiştir. 19. günde kontrol biyoreaktöründe (R7) KOİ konsantrasyonu 37261 mg/l'ye yükselirken, 22. günde aşı ilaveli biyoreaktörde (R8) KOİ konsantrasyonu 34598 mg/l'ye yükselmiştir. Kontrol biyoreaktöründeki yüksek organik madde içeriği

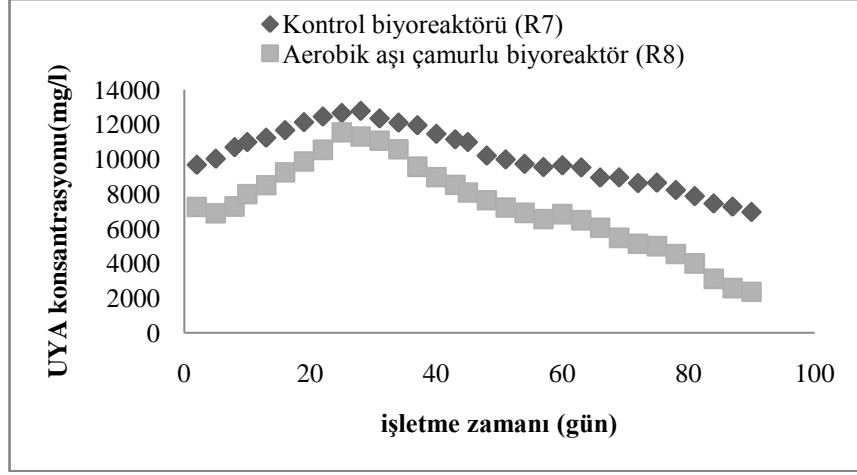
KOİ konsantrasyonunun daha yüksek çıkmasına neden olmuştur. Organik maddenin parçalanmasıyla açığa çıkan hidroliz ürünleri, KOİ konsantrasyonunun önce artmasına sebep olmuş, ardından bu hidroliz ürünlerinin mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanılmasıyla düşmüştür. Her ne kadar rakamlar birbirine çok yakın olsa da organik maddenin parçalanması aşılı ilaveli biyoreaktörde daha hızlı gerçekleşmiştir. Dolayısıyla aşılı çamuru biyostabilizasyon süresini kısaltmıştır. 90 günlük çalışma süresi sonunda kontrol biyoreaktöründeki (R7) KOİ konsantrasyonu 7655 mg/l'ye düşerken, diğer biyoreaktörde 4868 mg/l'ye düşmüştür.

Zaman ve Milke (2008), yemek atıklarının anaerobik parçalanması için aşılı çamuru olarak kullandıkları evsel çamuru optimize etmeye çalışmışlardır. Sonuçta aşılı oranının artmasıyla pH ayarlanmasına gerek kalmadan anaerobik parçalanmanın başarılı bir şekilde gerçekleştiğini ortaya koymuşlardır.

Değerlerden de anlaşıldığı gibi, aerobik çamur da anaerobik parçalanmayı hızlandırmıştır. Ancak diğer aşılı çamurlarıyla karşılaştırıldığında aerobik çamurun daha az etkinlik gösterdiği görülmektedir. Bunun nedeni kullanılan aerobik çamurun prosesin en son kısmı olan belt filtreden alınmış olması olabilir. Yapılan diğer çalışmalarda, genel olarak aktif çamur aşılı olarak kullanılmış ve daha yüksek arıtma performansları tespit edilmiştir.

#### **4.4.2 Aerobik aşılı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi**

Şekil 4.23'de görüldüğü gibi, sızıntı sularının başlangıçtaki UYA konsantrasyonları sırasıyla 9673 mg/l (R7) ve 7251 mg/l (R8)'dir. 28. günü takriben kontrol biyoreaktöründe (R7) UYA konsantrasyonu 12781 mg/l'ye çıkarken 25. günde aerobik çamur ilave edilen biyoreaktörde (R8) UYA konsantrasyonu 11547 mg/l'ye çıkmıştır. Yüksek organik madde içeriği kontrol biyoreaktöründeki UYA konsantrasyonunun daha yüksek çıkmasına neden olmuştur. Diğer proseslerde de olduğu gibi, UYA konsantrasyonu organik maddenin hidroliziyle önce artmış, ardından yağ asitlerinin substrat olarak kullanılmasıyla düşmeye başlamıştır. Çalışma sonunda nihai UYA konsantrasyonları sırasıyla 6948 mg/l ve 2356 mg/l olarak kaydedilmiştir.



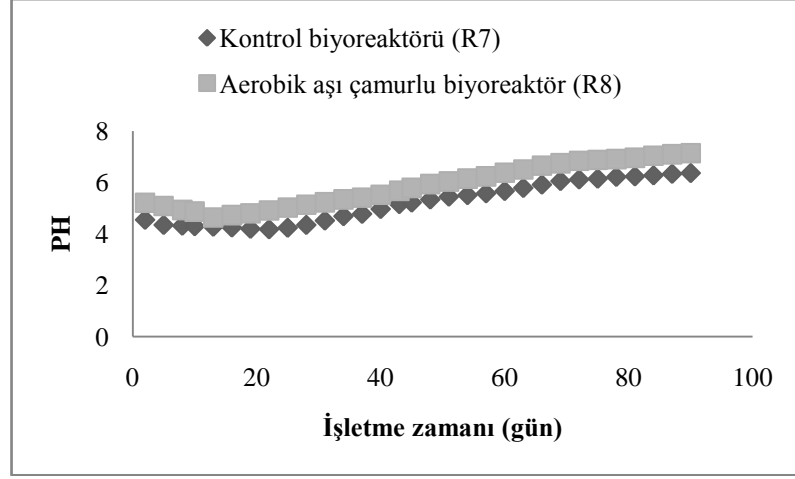
Şekil 4.23 : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki UYA konsantrasyonu değişimi

El-Masha ve diğ.,(2006), sığırlardan gelen katı atıkları farklı aşı miktarlarında dozlayarak arıtma verimini incelemiştir. Çalışmadaki UYA konsantrasyonlarına bakıldığında 40°C'de işletilen reaktörlerin aşı ilave edilmeyen reaktöre göre çok daha fazla düşüş gösterdiğini tespit etmişlerdir.

#### 4.4.3 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi

Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerine ait pH değişimi şekil 4.24'de gösterilmiştir. Kontrol biyoreaktörü (R7) diğer periyotlarda işletilen kontrollerle paralellik göstermiş olup, başlangıç pH değeri 4,55 olarak kaydedilmiştir. Aerobik çamur ilave edilen biyoreaktörde ise başlangıç pH değeri 5,21'dir. 90 günlük çalışma periyodu sonrasında kontrol biyoreaktöründeki pH değeri (R7) 6,37, aerobik aşı çamurlu biyoreaktörde ise 7,14 olarak okunmuştur.

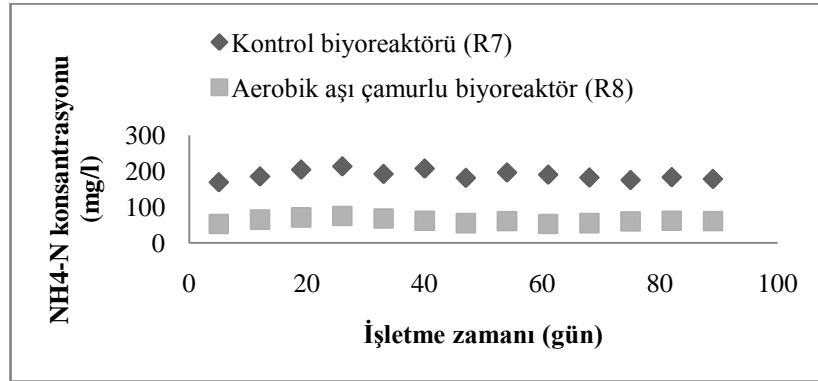
Bu periyotta kullanılan aşı çamurunun aerobik olması sistemi etkilemiş olup, başlangıç pH değerinin daha düşük okunmasına sebep olmuştur. Aerobik çamur sisteme daha zor adapte olmuş ve dolayısıyla da pH ilk zamanlarda düşük okunmuştur. Ayrıca kullanılan aşı çamurları içinde başka hiçbir çamur 5'in altına düşmemiştir. Bu durum UYA birikiminin bir göstergesi olabilir. Dolayısıyla sistemde UYA birikmesi anaerobik parçalanmayı etkilemiş ve biyostabilizasyon süresini diğer aşı çamurlarına kıyasla biraz uzatmıştır. Gene de aşı ilave edilen biyoreaktör, kontrol biyoreaktörüne göre daha yüksek performans göstermiştir.



Şekil 4.24 : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki pH değişimi

#### 4.4.4 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründen alınan sızıntı suyu numunelerinde $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu değişimi

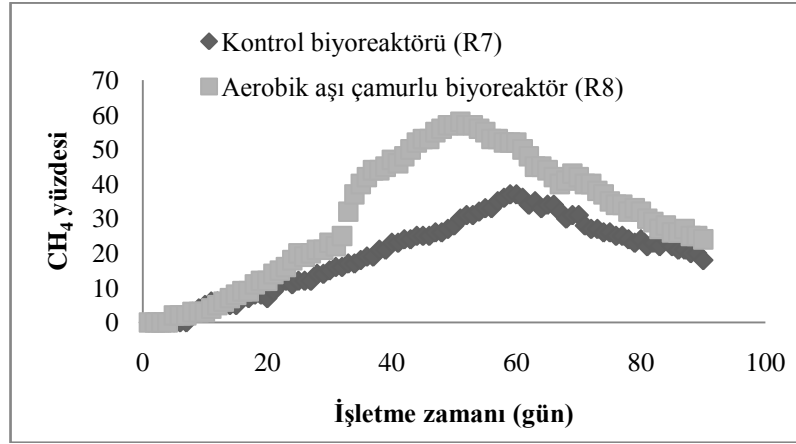
Kontrol biyoreaktöründen (R7) alınan sızıntı suyu başlangıç  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu 169 mg/l iken aerobik çamur içeren biyoreaktörde (R8) 53 mg/l olarak değerler kaydedilmiştir. Şekil 4.25'de de görüldüğü gibi, nihai  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonları ise sırasıyla 178 mg/l ve 61 mg/l olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.25 : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktörlerdeki  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu değişimi

Diğer aşı çamurlarıyla kıyaslandığında aerobik aşı çamurundaki  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu daha düşük seviyelerde ölçülmüştür. Bunun nedeni aerobik ortamda bulunabilen nitrifikasyon bakterilerinin yüklemenin ilk başlarında az da olsa  $\text{NH}_4\text{-N}$  gidermesi olabilir. Yine de benzer bir grafik burada da görülmektedir. Zaman içinde anaerobik mikroorganizmaların azot ve aminoasit ihtiyacı nedeniyle düşen  $\text{NH}_4\text{-N}$ , geri devrin etkisiyle de sürekli sisteme yeniden yüklenmiş ve bir zaman sonra stabil halde kalmıştır.

#### 4.4.5 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktöründe kümülatif metan gazı üretimi ve metan yüzdesi

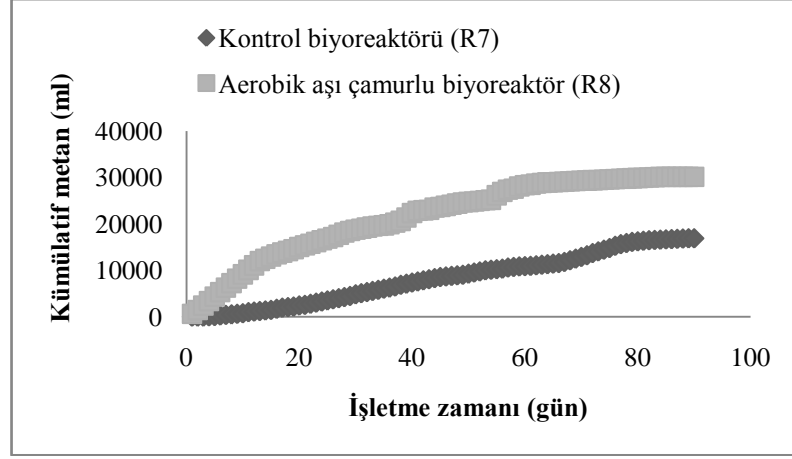


Şekil 4.26 : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki metan yüzdesindeki değişim

Şekil 4.26'da biyoreaktörlere yapılan yüklemelerden sonra günlük olarak ölçülen metan gazındaki değişim gösterilmektedir. En yüksek metan gazı kontrol biyoreaktöründe % 37 (60.gün), aerobik çamur ilave edilen biyoreaktörde (R8) ise % 58 (51.gün) olarak kaydedilmiştir. İşletme sonunda ise kontrol biyoreaktöründe (R7) % 18, aşı çamurlu biyoreaktörde (R8) % 24 metan okunmuştur.

Aerobik aşı çamurunun sisteme geç adapte olması yani metanlaşmanın geç başlaması maksimum metan yüzdesinin daha geç okunmasına sebep olmuştur. pH'nın düşük olması ve UYA birikimi de metanın geç okunmasındaki en büyük etkenlerdir. Ayrıca kontrol biyoreaktörü ile karşılaştırıldığında metanın aşı ilaveli biyoreaktörde daha yüksek çıkması biyostabilizasyonun devam ettiğinin bir göstergesidir.

Kümülatif metan miktarına bakıldığında ise kontrol biyoreaktöründe (R7) 16,86 l, aerobik çamurlu biyoreaktörde 30,12 l metan oluştuğu gözlemlenmiştir (şekil 4.27). UYA birikimi ve düşük pH, kümülatif metan oluşumunu da etkilemiş olup kullanılan diğer aşı çamurlarında ortaya çıkan kümülatif metan değerinden daha düşük bir değer elde edilmesine neden olmuştur.



Şekil 4.27 : Aerobik aşı çamuru içeren ve içermeyen biyoreaktördeki kümülatif metan gaz üretimindeki değişim

#### 4.4.6 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktör ile kontrol biyoreaktörünün katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

Tablo 4.6 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kentsel katı atık özelliklerinin karşılaştırılması

	Kontrol biyoreaktörü (R7)		Aerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R8)	
	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son
Yükseklik (cm)	30	11	30	9
Katı Atık Miktarı (gr)	1020	380	1020	196
Su İçeriği (%)	88	91	77	83
Organik Madde İçeriği (%)	96	45	96	38
C içeriği (%)	54	30	53	21

Aşı çamuru olarak ilave edilen aerobik çamurun katı atık ile birlikte olan özelliklerinin çalışma başlangıç ve sonundaki değişimi tablo 4.6'da verilmiştir. Buna göre kontrol biyoreaktöründeki (R7) organik madde giderimi % 53, Aerobik aşı çamuru içeren biyoreaktördeki (R8) organik madde giderimi ise % 60'tır. Bu sonuç kullanılan diğer aşı çamurlarıyla karşılaştırıldığında en düşük organik madde giderimidir. pH'nın düşük olması ve UYA birikimi organik madde giderimi de etkilemiştir. Aynı şekilde atık miktarındaki azalış kontrol biyoreaktöründe (R7) 640 g iken (ki bu değer de diğer aşı çamurları içindeki en yüksek değerdir), aşı ilaveli biyoreaktörde (R8) 824 g'dır. 90 günlük işletme periyodu sonunda metanın % 24 okunması ve kalan atık miktarının fazla olması anaerobik sürecin devam ettiğinin bir kanıtıdır.

#### **4.4.7 Aerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörden alınan sızıntı suyu numunelerinde metanojen çeşitliliğinin tespit edilmesi**

Yapılan çalışmada örneklere ait herhangi bir DGGE profili alınmamıştır. Ancak çalışmada kontrol grubuna göre daha yüksek metan okunması bu reaksiyonda farklı metanojenlerin gelişebildikleri olasılığını göstermektedir. Nitekim DGGE için kullanılan primerler bu örneklerde metanojen tespiti için yetersiz kalmıştır.

## 5. SONUÇLARIN KARŞILAŞTIRILMASI

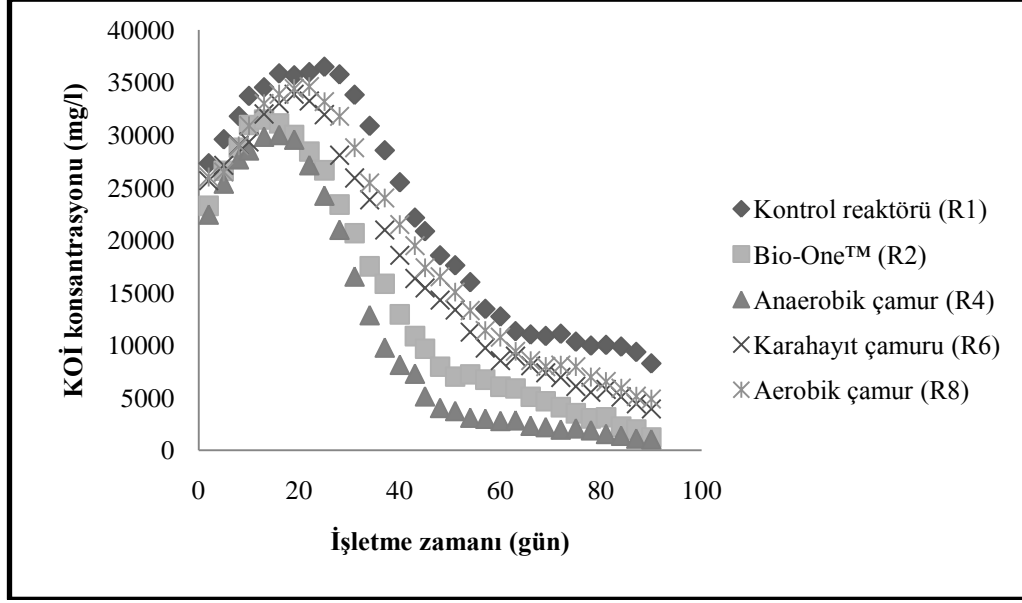
### 5.1 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde KOİ konsantrasyonu değişimi

KOİ, sızıntı suyu kirlilik yükünün indikatör bir parametresi olarak gözlemlenmiştir. Şekil 5.1'de 90 günlük çalışma süresi boyunca biyoreaktörlerde sızıntı suyuna ait KOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi görülmektedir. Buna göre işletilen bütün biyoreaktörlerin sızıntı sularında KOİ düşüşü gözlemlenmiştir. Ancak işletilen kontrol biyoreaktörlerinin KOİ konsantrasyonları, aşı ilave edilen biyoreaktörlerin KOİ konsantrasyonlarından çok daha yüksektir. Bunun nedeni kontrol biyoreaktörlerinin yüksek organik madde içeriğine sahip olmalarıdır. İlave edilen aşı çamurları içinde % 95'lik giderme verimi ile en yüksek KOİ giderimi anaerobik aşı çamuru ile sağlanmıştır.

Tablo 5.1'de biyoreaktörlere ilave edilen aşı çamurlarının arıtma performansları görülmektedir. Bu tabloya göre, her ne kadar anaerobik aşı çamuru ile Bio-One™ aşı çamurunun arıtma performansları eşit olsa da anaerobik aşı çamuru kullanılan biyoreaktördeki KOİ konsantrasyonunun düşüşü hem daha hızlıdır hem de daha fazladır.

Anaerobik aşı çamuru, içinde bulunan anaerobik mikroorganizmaların sinerjistik etkisiyle ortama çok daha kolay adapte olarak organik atıkların bozunmasını hızlandırmış ve KOİ konsantrasyonunun çok daha fazla düşmesini sağlamıştır. Buna ilaveten pH'nın yüksek olması ve geri devir de KOİ konsantrasyonunun düşüşünü hızlandırmıştır.





Şekil 5.1 : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Tablo 5.1 : Biyoreaktörlere ilave edilen aşı çamurlarının KOİ giderme performansları

Gün	Kontrol biyoreaktörü (aşı ilavesiz) (R1)			Bio-One™ aşı ilaveli biyoreaktör (R2)			Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R4)			Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R6)			Aerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R8)		
	2	45	90	2	45	90	2	45	90	2	45	90	2	45	90
KOİ (mg/l)	28469	22146	9654	23267	9654	1214	22431	5124	1034	25668	15458	3932	25992	17349	4868
Aritma verimi (%)	66			95			95			85			81		

## 5.2 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde UYA konsantrasyonu değişimi

Uçucu yağ asidi konsantrasyonu, organik maddenin biyokimyasal olarak parçalanması sonrası ortaya çıkan düşük moleküler ağırlığa sahip kısa zincirli yağ asitlerinin konsantrasyonudur. Eğer anaerobik bir sistemde bu kısa zincirli yağ asitlerinin konsantrasyonu artarsa pH düşecek ve sistemin inhibe olmasına neden olacaktır. Bu nedenle anaerobik bir sistemin kararlılığı UYA konsantrasyonu ile kontrol edilir. İlave edilen aşı çamurları ile birlikte işletilen kontrol biyoreaktörleri içerdikleri yüksek organik madde içeriği sebebiyle en yüksek UYA konsantrasyonlarına sahip olmuşlardır. Şekil 5.2'de görüldüğü gibi, organik maddenin bozunmaya başlamasıyla UYA konsantrasyonları önce artış göstermiş,

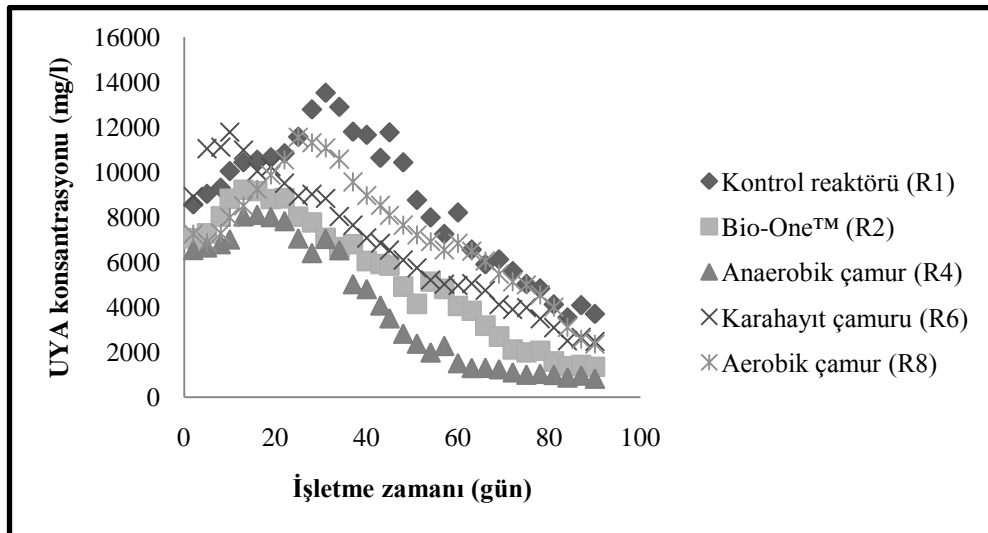
ardından substrat olarak kullanılmaya başlanmasıyla düşüşe geçmiştir. Biyoreaktörlerde tespit edilen en yüksek UYA konsantrasyonları kontrol biyoreaktöründe (R1) 13524 mg/l (31. gün), Bio-One™ aşı çamurlu biyoreaktörde (R2) 9205 mg/l (13. gün), anaerobik aşı çamurlu biyoreaktörde (R4) 8103 mg/l (16. gün), Karahayıt aşı çamurlu biyoreaktörde (R6) 11763 mg/l (11.gün), aerobik aşı çamurlu biyoreaktörde (R8) 11547 mg/l (25. gün) olarak kaydedilmiştir.

Anaerobik aşı çamuru içeren biyoreaktördeki mikrobiyal aktivite sayesinde UYA birikimi olmamış, dolayısıyla pH hep yüksek değerlerde kalmıştır. pH'nın yüksek değerde olması metan üretimini hızlandırmış ve biyostabilizasyon süresini kısaltmıştır.

Tablo 5.2'de, 90 günlük işletme periyodu sonunda, UYA konsantrasyonunun en fazla anaerobik aşı çamuru ihtiva eden biyoreaktörde düştüğü tespit edilmiştir.

Tablo 5.2 : Aşı ilave edilen ve edilmeyen biyoreaktörlerdeki nihai UYA konsantrasyonları

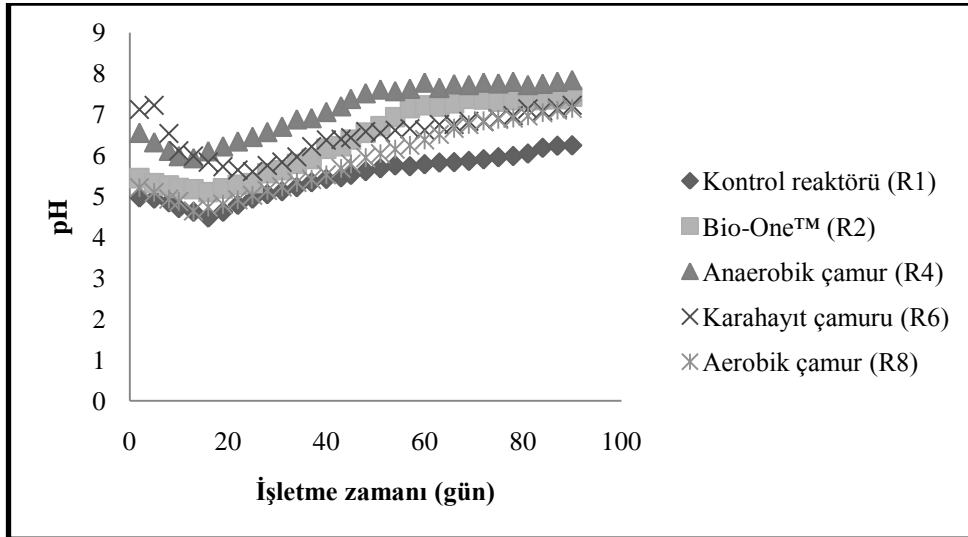
	Kontrol biyoreaktörü (aşı ilavesiz) (R1)	Bio-One™ aşı ilaveli biyoreaktör (R2)	Anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R4)	Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R6)	Aerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör (R8)
UYA (mg/l)	3697	1348	820	2479	2356



Şekil 5.2 : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının UYA konsantrasyonlarının karşılaştırılması

### 5.3 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde pH değişimi

Sızıntı suyu numunelerinin pH değeri, biyoreaktörlerde ölçülen UYA konsantrasyonu ile ilgilidir. Sistemde meydana gelebilecek organik asit birikimi, pH'nın düşmesine neden olur ve eğer herhangi bir tamponlama uygulaması yoksa da anaerobik ortamın bozulmasına neden olacaktır. Çalışma süresince biyoreaktörlerde meydana gelen pH değişimi Şekil 5.3'de gösterilmiştir. Kontrol biyoreaktörlerine ait başlangıç pH'larının oldukça düşük olduğu gözlemlenmiştir. İşletmenin ilk haftalarında organik maddenin parçalanmasıyla kısa zincirli yağ asidi konsantrasyonu artmış, dolayısıyla da pH'nın düşmesine neden olmuştur. Ancak ilave edilen aşı çamurları, biyoreaktörlerde tampon vazifesi görmüş ve sistem pH'sının aşırı şekilde düşmesini engellemiştir. 90 günlük periyot sonunda, işletilen biyoreaktörler arasında en yüksek pH değeri anaerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktörde kaydedilmiştir (7,84). Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktör başlangıçta yüksek pH ile işletmeye başlasa da (7,12) zaman içinde hızla düşmüş ve pH'nın yeniden artışı daha uzun bir süreye yayılmıştır. Bu durum bünyesinde barındırdığı termofilik mikroorganizmaların geniş pH aralıklarında (2,5-7) varlıklarını sürdürebilmesiyle açıklanabilir (Reigstad ve diğ., 2008).



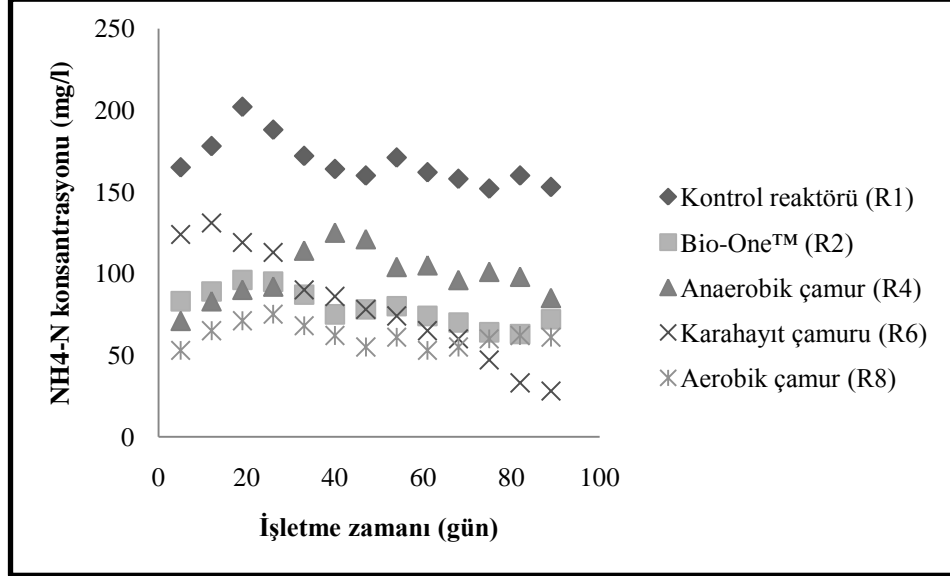
Şekil 5.3 : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının pH değerlerinin karşılaştırılması

#### 5.4 Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu değişimi

Sızıntı suyu numunelerinde tespit edilen NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu sonuçlarının karşılaştırılması Şekil 5.4'de gösterilmiştir. En yüksek NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu kontrol biyoreaktöründe (R1) 202 mg/l, Bio-One™ aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde 95 mg/l, anaerobik aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde (R4) 125 mg/l, Karahayıt aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde (R6) 124 mg/l ve aerobik aşısı ilaveli biyoreaktörde (R8) 75 mg/l olarak tespit edilmiştir. Aşısı ilaveli biyoreaktörlerin tamamının, kontrol biyoreaktörlerinden daha düşük NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonuna sahip oldukları görülmüştür. Bu durum aşısı çamurlarının çok az da olsa NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonuna etki ettiğini göstermektedir. Ayrıca işletilen bütün biyoreaktörlerde nihai NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonları başlangıç değerlerine az da olsa bir düşüş göstermektedir. Konsantrasyonda meydana gelen bu düşüşün nedeni sistemdeki anaerobik mikroorganizmaların aminoasit ve azot ihtiyacından kaynaklanmaktadır (Ağdağ ve Karahan, 2009).

Şekil 5.4'e bakıldığında dikkati çeken bir diğer durum da, Karahayıt aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunun belirgin şekilde bir düşüş göstermesidir. Bu durumun termal çamurun içinde amonyak okside eden arke ya da bakterilerin varlığını düşündürmektedir. Nitekim, Köneke ve arkadaşları (2005), derin deniz diplerinden izole ettikleri *Candidatus "N. maritimus"* amonyak oksidasyonundan sorumlu amonyak monooksijenaz enziminin amoA, amoB ve amoC genleri olmak üzere üç altbirimini taşımaktadır. Hatta bu mikroorganizma Hatzenpichler ve arkadaşları (2008) tarafından termal sıcak sularda da keşfedilmiştir.

Aerobik aşısı ilave edilen biyoreaktörde ise NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu en düşük değerlerde tespit edilmiştir. Bunun nedeni ise, aerobik aşısı çamurunda bulunan nitrifikasyon bakterileriyle açıklanabilir. Yüklemin ilk günlerinde çamurda bulunan bu mikroorganizmalar az da olsa NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunun düşmesini sağlamıştır.

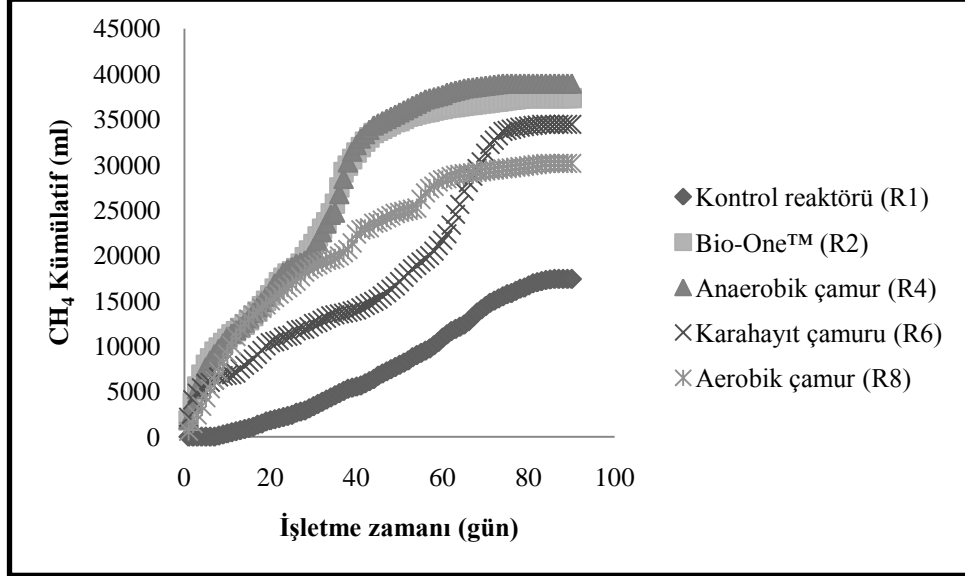


Şekil 5.4 : Simule anaerobik biyoreaktörlerden alınan sızıntı sularının NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonlarının karşılaştırılması

### 5.5 Simule anaerobik biyoreaktörlerde metan gazı yüzdesi ve kümülatif metan miktarı

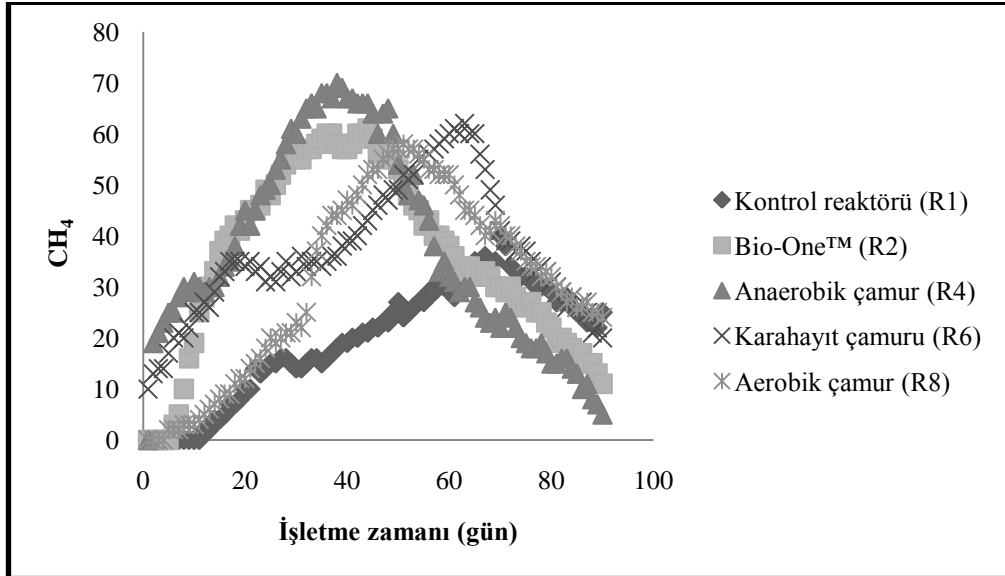
Biyoreaktörler işletmeye alındıktan sonra günlük olarak metan ölçümleri yapılmış ve işletme boyunca oluşan kümülatif metan ve metan yüzdesi şekil 5.5 ve şekil 5.6'da gösterilmiştir. İşletme sonunda kümülatif metan miktarları işletme sırasına göre 17,4 l (R1), 37,32 l (R2), 38,94 l (R4), 34,44 l (R6) ve 30,12 l (R8) olarak belirlenmiştir. Biyoreaktörlerde kaydedilen en yüksek metan yüzdesi ise % 70 (38. gün) ile anaerobik aşı çamuru ilave edilen biyoreaktörde tespit edilmiştir. Bu değeri sırasıyla % 62 (63. gün) ile Karahayıt aşı çamuru ilaveli biyoreaktör, % 61 ile (44. gün) Bio-One™ aşı ilaveli biyoreaktör ile % 58 (51. gün) ile aerobik aşı çamuru ilaveli biyoreaktör izlemiştir. Kontrol biyoreaktörlerinde ise en yüksek % 42 ile (76. gün) karahayıt aşı çamuru ile birlikte işletilen kontrol biyoreaktöründe (R5) okunmuştur.

Değerlerden de anlaşılacağı gibi, anaerobik aşı çamuru hem biyostabilizasyon süresini kısaltarak anaerobik mekanizmanın daha hızlı gerçekleşmesini sağlamış hem de pH'yı yüksek tutarak en yüksek metan yüzdesinin okunmasına olanak sağlamıştır. Kontrol biyoreaktörleri ise gerek yüksek organik madde içerikleri gerekse ortamda herhangi bir tamponlama vazifesi göreceğ aşı çamurlarının olmaması nedeniyle stabilizasyon süresi çok fazla uzamış, aynı zamanda aşı ilaveli biyoreaktörlere göre daha düşük metan yüzdeleri okunmuştur.



Şekil 5.5 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde kümülatif metan miktarlarının karşılaştırılması

90 günlük işletme periyodu sonunda biyoreaktörlerde ölçülen metan sırasıyla % 25 (R1), % 11 (R2), % 5 (R4), % 20 (R6) ve % 24 (R8) olarak kaydedilmiştir. Sonuçta anaerobik aşı ilaveli biyoreaktörde neredeyse anaerobik mekanizmanın tamamlandığı, diğerlerinde ise devam ettiği görülmektedir. Sandip ve diğ., (2012), aşı çamuru ilavesinin biyoreaktörlerde metan oluşumunu hızlandırdığı ve metan pikinin daha erken görüldüğünü belirtmişlerdir.



Şekil 5.6 : Simule anaerobik biyoreaktörlerde metan yüzdesinin karşılaştırılması

## 5.6 Simule anaerobik biyoreaktörlere yüklenen katı atıkların karşılaştırılması

Tablo 5.3'de biyoreaktörlere yüklenen katı atıklarının başlangıç ve son durumdaki değerleri gösterilmektedir. Biyoreaktörlerdeki organik madde giderimine bakıldığında kontrol biyoreaktöründe % 56, Bio-One™ aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde % 77, anaerobik aşısı ilaveli biyoreaktörde % 81, Karahayıt aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde % 65 ve aerobik aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde % 60 olarak kaydedilmiştir. Biyoreaktörlerdeki % C içerikleri de bu değerlerle paralel durumdadır. Biyoreaktörlerdeki atık miktarlarına bakıldığında, en fazla miktarın kontrol biyoreaktörlerinde kaldığı görülmektedir (R1-385 gr). Bu durum, metan yüzdeleriyle birlikte değerlendirildiğinde kontrol biyoreaktörlerinde anaerobik prosesin hala devam ettiğinin bir göstergesidir ki 90 günlük işletme periyodu sonunda biyoreaktörlerdeki atık yükseklikleri de bu kanıyı doğrular niteliktedir (Tablo 5.3). Anaerobik aşısı çamuru da % 81'lik organik madde giderimiyle en iyi arıtma performansını göstermiştir. Bu performans anaerobik aşısı çamuru ilaveli biyoreaktörde en az atık yüksekliği (4 cm) ve en az atık miktarı (98 gr) ile desteklenmektedir. Aynı zamanda en fazla KOİ giderimi, metan yüzdesi ve UYA düşüşü de anaerobik aşısı çamuru ile sağlanmıştır.

Tablo 5.3 : Biyoreaktörlere yüklenen katı özelliklerinin karşılaştırılması

Katı atık özelliği	Kontrol biyoreaktörü (R1)		Bio-One™ aşısı çamuru içeren biyoreaktör (R2)		Anaerobik aşısı çamuru içeren biyoreaktör (R4)		Karahayıt aşısı çamuru içeren biyoreaktör (R6)		Aerobik aşısı çamuru içeren biyoreaktör (R8)	
	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son	Başlangıç	Son
Yükseklik (cm)	30	11	30	5	30	4	30	7	30	9
Katı Atık Miktarı (gr)	1020	385	1020	120	1040	98	1040	168	1020	196
Su İçeriği (%)	87	90	92	94	90	92	89	92	77	83
Organik Madde İçeriği (%)	96	42	98	23	98	19	98	34	96	38
C içeriği (%)	53	23	55	13	55	11	55	19	53	21



## 5.7 Simule anaerobik biyoreaktörlerde metanojen çeşitliliğinin karşılaştırılması

Biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde yapılan DGGE analizi sonucu metanojen çeşitliliği tespit edilmiştir. Buna göre kontrol biyoreaktöründe ve Bio-One™ aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde Methanobacteriales grubuna ait üyeler baskın halde iken, anaerobik aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde Methanomicrobiales takıma ait üyeler baskın halde tespit edilmiştir. Karahayıt aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde ise DGGE analizi sonuçları Methanosarcinales takımına ait üyelerin çoğunlukta olduğuna işaret etmiştir.

Kültüre edilemeyen *Methanobrevibacter sp.* hem kontrol biyoreaktöründe, hem Bio-One™ aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde hem de anaerobik aşısı çamuru ilave edilen biyoreaktörde tespit edilmiştir. *Methanobacterium* cinsine ait üyeler ise kontrol biyoreaktörü, Bio-One™ aşısı çamurlu biyoreaktör ve anaerobik aşısı çamurlu biyoreaktör olmak üzere 3 farklı çamurda ortak olarak gözlemlenmiştir. Kültüre edilemeyen *Methanolobus sp.* hem anaerobik aşısı çamurlu biyoreaktörde hem de Karahayıt aşısı çamurlu biyoreaktörde tespit edilmiştir.

## 6. ÖNERİLER

Bu çalışmada, kentsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik biyoreaktörlerdeki arıtma performansları dört farklı aşu çamuru kullanılarak değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, biyoreaktörlere ilave edilen bütün aşu çamurları aşu ilavesiz kontrol biyoreaktörlerine göre çok daha yüksek arıtma performansları göstermiştir. Aşu çamuru arıtma esnasında tampon vazifesi görerek pH'nın aşu düşmesini engellemiş, sonuçta da daha yüksek metan yüzdelerinin okunmasına olanak sağlamıştır. Yine de biyoreaktörlere ilave edilen bu aşu çamurları içersinde en yüksek arıtma verimi anaerobik aşu çamuru ile sağlanmıştır. Anaerobik aşu çamurunun sisteme daha kolay adapte olması nedeniyle hem biyostabilizasyon süresi kısalarak çok daha kısa sürede en yüksek metan değerleri okunmuş hem de çok daha fazla organik madde giderimi sağlanmıştır.

Anaerobik aşu çamurunun kentsel katı atıkların organik kısımlarının anaerobik biyoreaktörlerdeki arıtımında kullanılması, ekonomik olarak büyük bir katkı sağlayabilir. Ayrıca elde edilen bu değerler deponi sahalarına uygulanabilir durumdadır.

## KAYNAKLAR

- Ağdağ, O. N.**, 2004. Factors Effecting the Treatment Efficiency of Municipal Solid Wastes in Simulated Landfill, Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, İzmir.
- Ağdağ, O. N., Karahan, H.**, 2009. *Denizli Belediyesi Çöp Depolama Sahasında Oluşan Katı Atık Sızıntı Sularının Kirlilik Parametrelerinin Belirlenmesi ve Anaerobik/Aerobik Sistemlerde Arıtılabilirliği*, 2006MHF002 no'lu Bilimsel Araştırma Projesi Sonuç Raporu, Denizli, Türkiye.
- Ağdağ, O. N., Sponza, D. S.**, 2007. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors, *Journal of Hazardous Materials* Volume 140: 75-85.
- Ağdağ, O.N., Sponza, D.T.**, 2004. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor(UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems, *Process Biochemistry*. 40, 895–902.
- Ağdağ, O.N., Sponza, D.T.**, 2005. Co-digestion of industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling reactors. *Process Biochemistry*. 40, 1871–1879.
- Anderson, G.K., Donnelly, T. and Mc Keown, K.J.**, 1982. Identification and Control of Inhibition in the Anaerobic Treatment of Industrial Wastewater, *Process Biochemistry*. 17(4), 928-932.
- Anderson, G.K., Yang, G.**, 1992. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Water Environment Research*. 64:53–9.
- Anderson, K., Sallis, P., Uyanık, S.**, 2003. Anaerobic Treatment Processes, The Handbook of Water and Wastewater Microbiology, 391-426.
- APPA-AWWA-WEF**, 1992. *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater*, 18th ed., APPA-AWWA-WEF, American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Ashbee, E., Fletcher, I.**, 1993. Rewieving the Options for Leachate Treatment. *Wastes Management*, 8, 32-33.
- Ayomoh, M. K. O., Oke, S. A., Adedeji, W. O., Charles-Owaba, O. E.**, 2008. An Approach to tackling the environmental and health impacts of municipal solid waste disposal in developing countries, *Journal of Environmental Management*, 88:108–114.
- Bagchi, A.**, 1994. Design, Construction, and Monitoring of Landfills. John Wiley & Sonss, Inc. A Wiley- InterScience Publication, New York.

- Bareither, C. A., Fong, S. C., Folfe, G. L., McMahon, K. D.,** 2009. Microbial Population Dynamics And Diversity in Municipal Solid Waste Anaerobic Laboratory Reactors, *Project Report*, The University of Wisconsin System Solid Waste Research Program, Wisconsin, U.S.
- Beydilli, M. I., Pavlosathis, S. G., Tinver, W. C.,** 1998. Decolorization and toxicity screening of selected reactive azo dyes under methanogenic conditions, *Water Science and Technology*, 38(4–5):225–32.
- Bilgili, M. S.,** 2006. Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği A.B.D, *Doktora Tezi*, İstanbul.
- Boyle, W.C., and Ham, R.K.,** 1974. Biological Treatability of Landfill Leachate, *J.Water Polut. Control Fed*, Vol.46(5), 860-872.
- Cavinato, C.,** 2011. Anaerobic Digestion Fundamentals I. Summer School on Biogas Technology for sustainable Second Generation Biofuel Production, 15-19 August, Ca' Foscari University of Venice.
- Çallı, B., Yükselen, M. A., Durmaz, S.,** 2006. Katı Atıkların Stabilizasyonuna Bağlı Olarak Depo Sahasındaki Mikrobiyal Dağılımda Meydana Gelen Değişikliklerin İncelenmesi, TÜBİTAK Proje No, 105Y245. Marmara Üniversitesi, İstanbul.
- Çetecioglu, Z.,** 2011. Evaluation of Anaerobic Biodegradability Characteristics of Antibiotics And Toxic/Inhibitory Effect on Mixed Microbial Culture, *PhD Thesis*, ITU, İstanbul.
- Çevre ve Şehircilik Bakanlığı,** 2005. Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, Çevre Kanunu, No:2872.
- Chalmin, P., Gaillochet, C.,** 2009. From waste to resource, An abstract of world waste survey, Cyclope, Veolia Environmental Services, Edition Economica, France.
- Chalmin, P., Gaillochet, C.,** 2009. From Waste to Resource.
- Chan, G., Chu, L. M., Wang, M. H.,** 2002. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environment Pollution*, 118:393–9.
- Çınar, S., Onay, T. T., Erdinçler, A.,** 2004. Co-disposal alternatives of various municipal wastewater treatment-plant sludges with refuse. *Advances in Environmental Research*, 8, 477-482.
- Cirne, D. G., Lehtomaki, A., Bjornsson, L., Blackall, L. L.,** 2007. Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops, *Journal of Applied Microbiology*, 103, 516–527.
- Colleran, E., Finnegan, S., Lens, P.,** 1995. Anaerobic treatment of sulphate-containing waste streams. *Anton. Leeuw. Int J. G.* 67: 29–46.
- Cooper, C.D., Reinhart, D.R., Rash, F., Seligman, D., Keely, D.,** 1992. “Landfill Gas Emissions”, Florida Center for Solid and Hazardous Wastes Management, Report 92-2.

- De Bok, F. A. M., Plugge, C. M., Stams, A. J. M.,** 2004. Interspecies electron transfer in methanogenic propionate degrading consortia. *Water Research*, 38, 1368-1375.
- Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamurthi, V., Sivanesa, S.,** 2007. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Material*. 141, 301–304.
- Erses, A. S.,** 2008. Sustainable Solid Waste Management and In-Situ Attenuation Mechanisms in Landfills under Aerobic and Anaerobic Conditions, Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü, *Doktora tezi*, İstanbul.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe,** 2008. Biyogas – an introduction, Federal Ministry of Food Agriculture and Consumer Protection, Germany.
- Flor, A., Arroja, L., Capele, I.,** 2001. Anaerobic Co-Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste And Waste Activated Sludge at Different Ratios. <http://antonioflor.paginas.sapo.pt/ar/sardinia.pdf>, alındığı tarih, 23.01.2013.
- Frosch, R. A.,** 1996. Toward The End of Waste: Reflections on A New Ecology For Industry. *Daedalus* 125 (3), 199–212.
- Garcia, J. L., Patel, B. K. C., Ollivier, B.,** 2000. Taxonomic phylogenetic and ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe*, 6, 4, 205-226.
- Garcia-Peña, E. I., Parameswaran, P., Kang, D. W., Canul-Chan, M., Krajmalnik-Brown, R.,** 2011. Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: process and microbial ecology. *Bioresource Technology*. 102, 9447–9455.
- Gerardi, M. H.,** 2003. The Microbiology of Anaerobic Digesters, A John Wiley & Sons, Inc., Publication, USA.
- Gönüllü, M. T. ve Baştürk, A.,** 1987. Katı atıklardaki organik maddelerin sızması, Çevre'87 Sempozyumu, İzmir.
- Griffin, M. E., McMahon, K. D., Mackie, R. I., and Raskin, L.,** 1998. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. *Biotechnology and Bioengineering* 57(3), 342–355.
- Gunaseelan, V. N.,** 1997. Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. *Biomass Bioenergy*, 13(1–2):83–114.
- Gülşen, H.,** 2009. Katı Atık Depolama Alanı Sızıntı Sularının Anaerobik Akışkan Yataklı Reaktörde Arıtılabilirliği, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, İstanbul.
- Günay, A.,** 2002. Çöp Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$  Çökeltmesi ile Amonyum Giderimi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, İstanbul.

- Hatzenpichler, R., Lebedeva, E.V., Spieck, E., Stoecker, K., Richter, A., Daims, H., Wagner, M.,** 2008. A moderately thermophilic ammonia-oxidizing crenarchaeote from a hot spring. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105, 2134–2139.
- Henze, M., Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D.,** 2008. Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design. p: 420-421. IWA publishing, London, UK.
- Hungate, R. E.,** 1982. Methane formation and cellulose digestion and biochemical ecology and microbiology of the rumen ecosystem. *Experimentia*, 38, 189-192.
- Hwang, K., Shin, S. G., Kim, J., Hwang, S.,** 2008. Methanogenic profiles by denaturing gradient gel electrophoresis using order-specific primers in anaerobic sludge digestion. *Applied Microbiology and Biotechnology* 80, 269–276.
- İleri, R.,** 2000. Çevre Biyoteknolojisi. Değişim yayınları, Adapazarı, 661s.
- Kalyuzhnyi, S., Veeken, A., Hamelers, B.,** 2000. Two-particle model of anaerobic solid-state fermentation. *Water Science Technology*, 41(3):43– 50.
- Karthikeyan, O. P., Joseph K.,** Bioreactor Landfills For Sustainable Solid Waste Management.  
<http://www.swlf.ait.ac.th/UpdData/National/BIOREACTOR%20LAND FILLS%20FOR%20SUSTAINABLE%20SOLID%20WASTE%20MANAGEMENT.pdf> , alındığı tarih 02.12.2012.
- Kaspar, H. F., Wuhrmann, K.,** 1978 . Kinetic parameters and relative turnovers of some important catabolic reactions in digesting sludge. *Applied and environmental microbiology*, 36(1), 1–7.
- Kaspar, H. F., Wuhrmann, K.,** 1978. Kinetic parameters and relative turnovers of some important catabolic reactions in digesting sludge. *Applied and environmental microbiology*, 36(1), 1–7.
- Khanal, S. K.,** 2008. Anaerobik Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications. Blackweel Publishing, John Willey and Sons, Iowa, USA.
- Kiely, G., Tayfur, G., Dolan, C., Tanji, K.,** 1997. Physical and Mathematical Modeling of Anaerobic Digestion of Organic Wastes. *Water Research*, 31(3):534–40.
- Kiene, R. P.,** 1991. Production and consumption of methane in aquatic systems. In *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethane*, edited by J. E. Rogers and W. B. Williams, pp. 111–146. American Society of Microbiology.
- Könneke, M., Bernhard, A.E., de la Torre, J.R., Walker, C.B., Waterbury, J.B., Stahl, D.A.,** 2005. Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon, *Nature*. 437, 543–546.
- Kulikowska D., Klimiuk E.,** 2007. The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource Technology*, 99(13):5981-5985.

- Lacoste E., Chalmin P.**, 2006. From Waste to Resource. An Abstract of “2006 World Waste Survey.”
- Lane, D.J.**, 1991. 16S/23S rRNA sequencing, p. 115-175. *In* E.R. Stackebrandt and M. Goodfellow (ed.), *Nucleic acid techniques in bacterial systematics*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK.
- Lastella G., Testa C., Cornacchia G., Notornicola M., Voltasio F., Sharma V. K.**, 2002. Anaerobic Digestion of Semi – Solid Organic Waste: Biogas Production and Its Purification. *Energy Conversion and Management*, 43: 63–75.
- Long, Y., Long, Y. Y., Liu, H. C., Shen, D. S.**, 2009. Degradation of Refuse in Hybrid Bioreactor Landfill, *Biomedical and Environmental Sciences*, 22, 303-310.
- Lopes, W. S., Leite, V. D., Prasad, S.**, 2004. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 94:261–6.
- Lozano, C. J. S., Mendoza, M. V., de Arango, M. C., Monroy, E. F. C.**, 2009. Microbiological characterization and specific methanogenic activity of anaerobe sludges used in urban solid waste treatment. *Waste Management*. 29, 704–711.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J.**, 2009. Brock Biology of Microorganisms, (12th edition), Prentice Hall, Inc., New Jersey.
- Malin, C., Illmer, P.**, 2008. Ability of DNA content and DGGE analysis to reflect the performance condition of an anaerobic biowaste reactor. *Microbiology Research*, 163(5):503–511.
- Malina, J. F., Pohland, F.G.**, 1992. *Design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes*, Technomic Publishing Co., U.S.A.
- Mara, D., Horan, N.**, 2003. The Handbook of Water And Wastewater Microbiology. p:395-396, Academic Press, UK.
- Mata-Alvarez J., Macé S., Llabrés P.**, 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives, *Bioresource Technology*, Vol.74, pp. 3-16.
- Mc Carty, P.L.**, 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals, Public Works, 95, part 1, 107-112, part 2, 123-126, part 3, 91-94, part 4, 95-99.
- McBean, E. A., Rovers, F. A., Farquhar, G. J.**, 1995. Solid Waste Landfill Engineering and Design, Prentice Hall PTR, New Jersey.
- Müller, V.** 2001. Bacterial fermentation. In *Encyclopedia of Life Sciences*, pp. 1–7. Nature Publishing.
- Najeeb, S., P, L.**, 2010. Anaerobic co digestion of municipal solid waste and industrial sludge, *Institutional Repository of College of Engineering Trivandrum*, The 11<sup>th</sup> national & 1<sup>th</sup> International Conference on Technological Trends, ICTT 2010, Kerala, India, 25-27 November.
- Nozhernikova A. N., Nekrasova V. K., Lebeder V. S., and Lifshits A. B.**, 1993. Microbiological Process in Landfills WST, Vol.27, No.2, 242-252.



- Olivero-Verbel J., Padilla-Bottet C., De la Rosa O.,** 2008. Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70, 294–299.
- Onay, T. T., Hot, E.,** 2010. Biyoreaktör Depolama Sahaları, Organik Atıklardan Kompost ve Yenilenebilir Enerji Üretimi & Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı, İstanbul, 111-116.
- Oz, N. A., İnce, O., Türker, G., İnce, B. K.,** 2012. Effect of seed sludge microbial community and activity on the performance of anaerobic reactors during the start-up period. *World J Microbiol Biotechnology*, 28:637–647.
- Ozkaya, B., Demir, A., Başturk, A., Bilgili, M. S.,** 2004. Investigation of leachate recirculation effects in Istanbul Odayeri Sanitary Landfill, *Journal of Environmental Science Health (Part A)* A39 (4),869–879.
- Öztürk, İ.,** 1999. Anaerobik Bioteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk, İ.,** 2007. Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları, *Su Vakfı Yayınları*, 2. Baskı, İstanbul.
- Pacey, J., Augenstein, D., Morck, R., Reinhart, D., Yazdani, R.,** The Bioreactor Landfill - An Innovation in Solid Waste Management. <http://123seminaronly.com/Seminar-Reports/030/9941137-report-of-bioreactorissues.pdf> , alındığı tarih 02.12.2012.
- Pala A. İ., Şirin G.,** 2001a. Atıkların arazide bertarafında kullanılan mineral ve sentetik tabakaların uygulama örnekleri, ÇEVKOR Cilt 10, Sayı 40, 25-29.
- Pala, A. ve Şirin, G.,** 2001b. Deponi Sızıntı Sularının Kimyasal Koagülasyon ve Oksidasyonla Ön Arıtımı. 1. Ulusal Katı Atık Kongresi, Bildiriler Kitabı, İzmir.
- Palabıyık, H.,** 2001. Belediyelerde Kentsel Katı Atık Yönetimi: İzmir Büyükşehir Belediyesi Örneği, *Doktora Tezi*, DEÜ Sosyal Bilimler Enstitüsü, İzmir.
- Palabıyık, H., Altunbaş, D.,** 2004. *Çevre Sorunlarına Çağdaş Yaklaşımlar: Ekolojik, Ekonomik, Politik ve Yönetimsel Perspektifler*, Kentsel Katı Atıklar ve Yönetimi, Beta Yayınevi, İstanbul.
- Pandey, P. K., Ndegwa, P. M., Soupir, M. L., Alldredge, J. R., Pitts, M. J.,** 2011. Efficacies of inocula on the startup of anaerobic reactors treating dairy manure under stirred and unstirred conditions. *Biomass and Bioenergy*, 35, 2705-2720.
- Payton, M. A., Haddock, B. A.,** 1986. Principles of biotechnology. Scientific fundamentals. *Comprehensive Biotechnology*, Vol.1. Ed. M. M. Young, Pergamon.
- Pohland, F. G., Englebrech R.,** 1976. Impact of Sanitary Landfills; An Overwiev of Environmental Factors and Control Alternatives. N. Y., Report prepared for the American Paper Institute.



- Qasim, S. R., Chiang, W.**, 1994. Sanitary Landfill Leachate Generation, Control and Treatment, Technomic Publishing Company, Switzerland.
- Raskin, L., Stromley, J. M., Rittman, B. E. and Stahl, D. A.**, 1994. Group-specific 16S rRNA Hybridization Probes to Describe Natural Communities of Methanogens. *Applied Environment Microbiology*. 60, 1232-1240.
- Razo-Flores, E., Luijten, M., Donlon, B.A., Lettinga, G., Field, J.A.**, 1997. Complete biodegradation of the azo dye azodisalicylate under anaerobic conditions. *Environment Science Technology*. 31:2098–2103.
- Read, D. R., Hudgings, M., Philipps, P.**, 2001. Perpetual Landfilling through Aeration of the Waste Mass; Lessons from Test Cells in Georgia (USA), *Waste Management* 21, 617-629.
- Reigstad, L.J., Richter, A., Daims, H., Urich, T., Schwark, L., Schleper, C.**, 2008. Nitrification in terrestrial hot springs of Iceland and Kamchatka. *FEMS Microbiol. Ecol.* 64, 167–174.
- Reinhart, D. R., McCreanor, P. T., Townsend, T.**, 2002. The Bioreactor Landfill: Its Status and future, *Waste Management & Research*, 20: 172–186.
- Reinhart, D., Worrell, W., Vesilind, P. A.**, 2002. Solid Waste Engineering, Brooks Cole, U.S.A.
- Renou S., Givaudan J. G., Poulain S., Dirassouan F., Moulin P.**, 2008. Lanfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials* Volume 150, Issue 3.
- Renou, S.; Givaudan, J. G.; Poulain, S.; Dirassouyan, F.; Moulin, P.**, 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468–493.
- Rhyner, C. R., Schwartz L. J., Wenger, R. B., Kohrell, M. G.**, 1995. Waste Management and Resource Recovery, Lewis Publishers, USA.
- Rittmann, B. E. and McCarty, P. L.**, 2001. Environmental Biotechnology: Principles and Applications, 570-596, McGraw-Hill, Inc., New York.
- Salvato, J. A., Nemerow, N. L., Agardy, F. J.**, 2003. Environmental Engineering, John Wiley & Sons. Inc., New Jersey, 755-885.
- San, Í., Onay, T.T.**, 2001. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal Hazardous Material*. B87, 259–271.
- Sandip, T. M., Kanchan, C. K., & Ashok, H. B.** (2011). Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. *Bioresource Technology*, 42, 2219-2226.
- Shearer, B.**, 2001. Enhanced Biodegradation in Landfills, *M.Sc. Thesis*, Virginia Polytechnic University, Blacksurg, Virginia.
- Smith, C. J.**, 2011. Impact Of Inoculum On Startup Characteristics of A Simulated, Anaerobic Bioreactor Landfill, *MsC Thesis*, Tennessee Technological University, Tennessee , US.

- Sorgun, K.**, 1987. Katı Atık Yönetimi. T.C. Sanayi ve Ticaret Bakanlığı Sınai Eğitim ve Geliştirme Merkezi Genel Müdürlüğü, Mersin.
- Sormunen K., Ettala M., Rintala J.**, 2008. Internal leachate quality in a municipal solid waste landfill: Vertical, horizontal and temporal variation and impacts of leachate recirculation, *Journal of Hazardous Materials*, 160:601-607.
- Speece, R. E.**, 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters, *Archae Press*, USA.
- Stams, A. J. M., Alfons, J. M., de Bok, F. A. M., Plugge, C. M., van Eekert, M. H. A., Dolfing, J., Schraa, G.**, 2006. Exocellular electron transfer in anaerobic microbial communities. *Environmental Microbiology*, 8, 3, 371–382..
- Tchobanoglous, G., Theise, H., Vigil, S. A.**, 1993. Integrated Solid Waste Management, McGraw-Hill International Editions, Singapore.
- Top, S.**, 2009. Katı Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışma Proseslerinin Arazi Ölçekli Test Hücrelerinde İncelenmesi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul.
- Türkiye İstatistik Kurumu**, 2010. Belediye Atık İstatistikleri, Sayı:10750.
- Ubay, G.**, 1993. Evsel Atıksuların Havasız Biyolojik Arıtımı Üzerine Bir Araştırma, *Doktora Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ülkü, A. B.**, 2006. Anaerobik Arıtma Sisteminin Modellenmesi ve Kontrolü, *Yüksek Lisans Tezi*, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze.
- UNEP**, 2009. Developing Integrated Solid Waste Management Plan Training Manual, Volume 1, *Waste Characterization and Quantification with Projections for Future*, Osaka/Shiga, Japan.
- UNEP**, 2010. Framework of Global Partnership on Waste Management.
- Uyum, S.**, 2011. Peyniraltı Atıksularının Anaerobik Hibrit Reaktör/Aerobik Sürekli Karıştırmalı Tank Reaktör Sistemlerinde Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Denizli.
- Vandenberg, L., Patel, G. B., Clark, D. S., and Lentz, C. P.** 1976. Factors Affecting Rate of Methane Formation from Acetic-Acid by Enriched Methanogenic Cultures. *Canadian Journal of Microbiology* 22(9), 1312–1319.
- Veeken A, Hamelers B.**, 1999. Effect of temperature on the hydrolysis rate of selected biowaste components. *Bioresource Technology*, 69(3):249–55.
- Verma, S.**, 2002. Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes. Department of Earth & Environmental Engineering, 56s.
- Walker, N.**, 1993. Landfill Leachate Control: A Diagnosis and Progress. *Wastes Management Proceeding*, 3-10.

- Warith, M. A.**, 2003. Solid Waste Management: New Trends In Landfill Design, *Emirates Journal for Engineering Research*, 8 (1), 61-70.
- Warith, M.**, 2002. Bioreactor Landfills: Experimental and Field Results, *Waste Management*, Vol: 22, 7-17.
- Williams, P. T.**, 1998. Waste Treatment and Disposal, John Wiley & Sons. Ltd., England.
- Woese, C.R.**, 1987. Bacterial evolution. *Microbiology Reviews*, 51, 221–271.
- Yiğit, K. S., Gündüz, M., Şerit, G., Saraç, M.**, 2013. Evsel Organik Atık ve Çöp Sızıntı Suyundan İki Kademeli Ar-Ge Tesisinde Biyogaz Üretimi. [http://www.emo.org.tr/ekler/472afee423b3b91\\_ek.pdf](http://www.emo.org.tr/ekler/472afee423b3b91_ek.pdf), alındığı tarih, 23.01.2013.
- Yıldız, Ş., Saltabaş, F., Balahorli, V., Sezer, K., Yağmur, K.**, 2009. Organik Atıklardan Biyogaz Üretimi (Biyometanizasyon) Projesi – İstanbul Örneği, Türkiye'de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu, 15-17 Haziran.
- Yılmaz, T.**, 2009. Katı Atık Depo Sahası Genç Sızıntı Sularının Anaerobik ve Aerobik Arıtılabilirliği, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, Konya.
- Yuen, S.T.S.**, 2001. Bioreactor landfills: Do they work?, 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics, Newcastle, Australia, 28-30 November.
- Zaman., N. Q., Mike, M. W.**, 2008. *Digested Sewage Sludge as Seed for Batch Test of Anaerobic Biodegradability*. Global Waste Management Symposium, 7-10 September. University of Canterbury, New Zealand.
- Zehnder, A. J. B.**, 1988. Biology of Anaerobic Microorganisms. Wiley-Liss, New York, USA.
- Zhao, Y., Ren, N., Wang, A.**, 2008. Contributions of fermentative acidogenic bacteria and sulfate-reducing bacteria to lactate degradation and sulfate reduction. *Chemosphere*, 72(2),233–242.

## ÖZGEÇMİŞ



**Ad Soyad:** Derya Aktaş

**Doğum Yeri ve Tarihi:** Denizli /01.01.1985

**Adres:** Değirmenönü Mah. 1426 Sok. No:7 CanEvler Sit. C Blok K:3 Denizli

**Lisans Üniversitesi:** Pamukkale Üniversitesi

### **Yayın Listesi:**

- Aktaş, D., Ağdağ, N. O., 2013. Investigations of Effects of Seed on Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Bioreactors. Istanbul International Solid Waste, Water and Wastewater Congress. May 22-24, 2013 Istanbul, Turkey.
- Aktaş, D., Ağdağ, N. O., Şimşek, Ö., 2013. Seed Sludge Effect on Anaerobic Treatment of Organic Solid Waste and Its Microbial Community. The international Conference on Environmental Science and Technology. June 18-21, 2013. Cappadocia, Turkey.