

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ORGANİK KATI ATIKLARIN AKTİF ÇAMUR İLE BİRLİKTE İKİ
KADEMELİ ANAEROBİK ARITIMININ İNCELENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Bihter SEZER**

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği

Tez Danışmanı: Doç.Dr. Ali Fuat AYDIN

OCAK 2010

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ORGANİK KATI ATIKLARIN AKTİF ÇAMUR İLE BİRLİKTE İKİ
KADEMELİ ANAEROBİK ARITIMININ İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Bihter SEZER

501061722

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 25 Aralık 2009

Tezin Savunulduğu Tarih : 26 Ocak 2010

Tez Danışmanı : Doç. Dr. Ali Fuat AYDIN (İTÜ)

Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR (İTÜ)

Doç. Dr. Barış ÇALLI (MÜ)

OCAK 2010

Aileme,

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki değerli katkıları, çalışmam boyunca gösterdiği ilgi ve desteği sebebiyle danışman hocam Doç. Dr. Ali Fuat AYDIN'a teşekkürlerimi sunarım. Çalışmam boyunca sürekli değerli bilgilerine başvurduğum, desteğini, ilgisini ve dostluğunu esirgemeyen hocam Araş. Gör. Recep Kaan DERELİ'ye sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Desteğini ve yardımlarını esirgemeyen değerli hocalarım Doç. Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ ve Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK'e teşekkürlerimi sunarım.

Manevi desteklerini sürekli hissettiren ve bana her zaman destek olan arkadaşlarım, Bahadır GÜNEY, Seyda KEŞKÜŞ ve Gülşah ERGÜN'e teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmam boyunca bilgisini ve yardımını esirgemeyen Elif Banu GENÇSOY'a, yardımları ve arkadaşlığıyla bana destek olan Büşra ÖZTÜRK, Nuray AYTEN, Can Burak ÖZKAL'a teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak, her zaman yanımda olan, bana inanan, güvenen ve destekleyen BABAMA, KARDEŞİME ve gerektiğinde benimle birlikte çalışan ANNEME sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu Tez, “Evsel Atıksular ve Organik Katı Atıkların Birlikte Arıtımı Yoluyla Yenilenebilir Enerji (Biyometan) Geri Kazanım Teknolojilerinin Araştırılması Projesi”, Proje No: 105G024 kapsamında TÜBİTAK Kamu Kurumları Araştırma ve Geliştirme Projeleri Destekleme Programı (1007) ve İTÜ BAP birimi tarafından desteklenmiştir.

Şubat 2009

Bihter SEZER

Çevre Mühendisi

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	v
İÇİNDEKİLER.....	vii
KISALTMALAR.....	ix
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xi
ŞEKİL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xv
SUMMARY.....	xvii
1. GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amacı.....	2
1.2 Literatür Özeti	2
2. ORGANİK ATIKLAR.....	13
2.1 Türkiye’de Evsel Organik Katı Atıklar	14
2.2 Evsel Organik Katı Atık Toplama Stratejileri ve Buna Bağlı Olarak Oluşan Atık Karakterizasyonu.....	16
2.2.1 Karışık toplanmış evsel organik katı atığın mekanik yöntem ile ayrılması sonucu elde edilen atığın karakteri	16
2.2.2 Kaynağında ayrı toplanmış evsel organik katı atıklar	17
2.2.3 Ayrı toplanmış evsel organik katı atıklar.....	18
2.3 Hal Atıkları	20
2.4 Hal Atıklarının Karakteri ve Biyolojik Arıtılabilirliği	20
2.5 Birlikte Arıtım Yaklaşımı	22
2.6 EOKA ve Arıtma Çamurlarının Birlikte Arıtılması	24
3. ANAEROBİK (HAVASIZ) ARITMA.....	27
3.1 Hidroliz	28
3.2 Asit Üretimi	30
3.3 Asetat Üretimi	30
3.4 Metan Üretimi	31
3.5 Anaerobik Arıtma Avantaj ve Dezavantajları.....	32
3.6 Anaerobik Arıtma İçin Optimum Çevre Şartları.....	32
3.7 Anaerobik Arıtmada Toksik Maddeler ve İnhibisyon.....	33
3.8 İki Kademeli Anaerobik Sistemler.....	35
3.1.1 İki kademeli çamur yaşı düşük (geri devirsiz) sistemler	36
3.1.1.1 Teknik değerlendirme	36
3.1.1.2 Biyolojik arıtma performansı	37
3.1.2 İki kademeli çamur yaşı yüksek geri devirli sistemler	38
3.1.2.1 Teknik değerlendirme	38
3.1.2.2 Biyolojik arıtma performansı	40
4. MATERYAL VE METOD	41
4.1 Aşı Karakterizasyonu	41
4.2 Atık Karakterizasyonu	43
4.3 DeneySEL Düzenek.....	45

4.4 Reaktörlerin İzlenmesi	48
4.5 Analitik Yöntemler	49
5. DENEYSEL VERİLERİN DEĞERLENDİRİLMESİ.....	51
5.1 Fermentör	51
5.2 Çürütücü	65
5.3 Sistem Performansı	75
6. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	81
KAYNAKLAR.....	85

KISALTMALAR

KOI_{çöz}	: Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KOI_{top}	: Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
FID	: Alev İyonlaşma Dedektörü
GC	: Gaz Kromatograf
OYH	: Organik Yükleme Hızı
SGÜ	: Spesifik Gaz Üretimi
SS	: Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldal Azotu
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
TKM	: Toplam Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldal Azotu
TUKM	: Toplam Uçucu Katı Madde
TUYA	: Toplam Uçucu Yağ Asitleri
TVS	: Toplam Uçucu Katı Madde
UKM	: Uçucu Katı Madde
UYA	: Uçucu Yağ Asitleri
VFA	: Uçucu Yağ Asitleri

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 1.1 : Tez içindeki bölümlerin özeti.....	2
Çizelge 2.1 : Katı atık ana planı projesinde belirlenen birim atık üretimi (MİMKO, 2006).....	15
Çizelge 2.2 : İstanbul ve Ankara Büyük Şehir Belediyeleri katı atık bileşenlerinin dağılımı (MİMKO, 2006)	15
Çizelge 2.3 : Katı atığın mekanik ayrımını gerçekleştiren tesisler (Mata-Alvarez, 2003).....	17
Çizelge 2.4 : Kompleks bir mekanik ayırma tesisinde mekanik ayırma ile ayrılan organik katı atığın kimyasal ve fiziksel özellikleri (Mata-Alvarez, 2003).....	17
Çizelge 2.5 : Farklı çalışmalarda kaynağında ayırma ile elde edilen organik katı atığın karakteristiği (Mata-Alvarez, 2003).....	18
Çizelge 2.6 : Evsel katı atık bileşenlerinin kaynağında ayrı toplanması sonucu elde edilen TKM ve TUKM Konsantrasyonları (Kennedy ve diğ.,1998)....	18
Çizelge 2.7 : Kantinlerden ayrı toplama ile elde edilen organik katı atıkların karakteristiği (Cecchi ve diğ., 1997).....	19
Çizelge 2.8 : Hal ve marketlerden ayrı toplama ile elde edilen organik katı atıkların karakteristiği (Pavan ve diğ., 2000).....	19
Çizelge 2.9 : Parçalanmış market atıkları (Bouallagui ve diğ., 2004).....	20
Çizelge 2.10 : Marketlerden toplanan sebze ve meyve atıkları (Bouallagui ve diğ., 2005).....	21
Çizelge 3.1 : Anaerobik arıtmanın avantaj ve dezavantajları (Metcalf ve Eddy,2004; Kettunen,1997; Cillie ve diğ., 1969).....	32
Çizelge 3.2 : Metanojenik reaktör için optimum çevre şartları	33
Çizelge 3.3 : Amonyum iyonu konsantrasyonunun anaerobik prosese etkisi (A.F.Aydın, 2002).....	34
Çizelge 3.4 : İki kademeli anaerobik sistemlerin avantaj ve dezavantajları.....	36
Çizelge 4.1 : Aşı çamuru karakteri.....	42
Çizelge 4.2 : Sisteme beslenen atığın karakteri	44
Çizelge 4.3 : Numune alma sıklığı	48
Çizelge 4.4 : Ölçüm sıklığı	48
Çizelge 4.5 : Ölçüm yöntemi	50
Çizelge 5.1 : Fermentör işletme koşulları.....	52
Çizelge 5.2 : Fermentörde ölçülen parametrelerin ortalama değerleri	53
Çizelge 5.3 : Literatürde fermentasyon aşamasında gözlenen UKM giderimleri.....	57
Çizelge 5.4 : Çürütücü işletme parametreleri	65
Çizelge 5.5 : Çürütücüde ölçülen parametrelerin ortalama değerleri.....	66
Çizelge 5.6 : Literatürde görülen UKM giderimleri	69
Çizelge 5.7 : Literatürde sistemin tamamında görülen UKM giderimleri.....	77
Çizelge 5.8 : Literatürde görülen organik madde uzaklaştırma değerleri (FosterCarneiro ve diğ., 2008).....	77
Çizelge 5.9 : C/N Oranları	79

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 1.1 : KOI_{top} , $KOI_{çöz}$ ve UYA'nın KOI eşdeğerinin zamanla değişimi, (Ghosh ve diğ., 1999).....	7
Şekil 1.2 : UYA konsantrasyonunun zamanla değişimi, (Ghosh ve diğ., 1999).	7
Şekil 1.3 : UYA konsantrasyonunun zamanla değişimi, (Lata ve diğ., 2002) (AA: Asetik Asit, PA: Propiyonik Asit, BA: Bütirik Asit, IBA: Isobütirik Asit, VA: Valerik Asit).....	8
Şekil 1.4 : UYA konsantrasyonunun ve OYH'nın zamanla değişimi, (Diaz ve diğ., 2005).....	10
Şekil 1.5 : SGÜ ve OYH'nın zamanla değişimi, (Diaz ve diğ., 2005).....	10
Şekil 1.6 : UKM giderimi ve OYH'nın zamanla değişimi, (Diaz ve diğ., 2005).	10
Şekil 1.7 : H_2 ve TUYA ve pH'ın zamanla değişimi, (Liu ve diğ., 2006)	11
Şekil 2.1 : EOKA ile birlikte arıtım prensibi, (Öztürk, 2007)	22
Şekil 2.2 : Birlikte arıtımın sağladığı denge, (Mata-Alvarez, 2003).....	23
Şekil 2.3 : EOKA ve arıtma çamuru ile birlikte arıtımın sağladığı denge, (Mata-Alvarez, 2003).....	25
Şekil 3.1 : Anaerobik arıtmanın aşamaları, (Aydın, 2002).....	28
Şekil 3.2 : Schwarting-Uhde prosesi, (Mata-Alvarez, 2003).....	37
Şekil 3.3 : İkinci kademenin biyofiltre olarak tasarlandığı, çift kademeli “ıslak-ıslak” tip proses (BTA prosesi), (Mata-Alvarez, 2003).....	39
Şekil 4.1 : Applicon BioConsole Fermentör ve kontrol mekanizması.....	46
Şekil 4.2 : Applicon BioConsole Fermentör ve aşı çamuru.....	46
Şekil 4.3 : Çürütücü ve mekanik karıştırıcı.....	47
Şekil 4.4 : Gaz metre (Ritter).....	50
Şekil 5.1 : Fermentörde TKM'nin zamana bağlı değişimi.....	53
Şekil 5.2 : Fermentörde TUKM'nin zamana bağlı değişimi.....	54
Şekil 5.3 : Kaybedilen çamur (Fermentör).....	55
Şekil 5.4 : Yeni aşı çamuru (Fermentör).....	55
Şekil 5.5 : Fermentörde OYH ve UKM gideriminin zamana bağlı değişimi.....	56
Şekil 5.6 : Fermentörde üretilen biyogazın giderilen UKM'ye bağlı değişimi.....	58
Şekil 5.7 : Fermentörde KOI konsantrasyonunun zamanla değişimi.....	59
Şekil 5.8 : Fermentörde $KOI_{çöz}$ ve OYH'nın zamanla değişimi.....	60
Şekil 5.9 : Fermentörde KOI_{top} ve OYH'nın zamanla değişimi.....	61
Şekil 5.10 : Fermentörde KOI ve VFA'nın KOI eşdeğerinin zamana bağlı değişimi.....	62
Şekil 5.11 : Fermentörde UYA'lerinin zamana bağlı değişimi.....	63
Şekil 5.12 : Fermentörde TKN'nin zamana bağlı değişimi.....	64
Şekil 5.13 : Fermentörde NH_3-N 'nin zamana bağlı değişimi.....	64
Şekil 5.14 : Fermentörde TP'nin zamana bağlı değişimi.....	65
Şekil 5.15 : Çürütücüde TKM'nin zamana bağlı değişimi.....	67
Şekil 5.16 : Çürütücüde TUKM'nin zamana bağlı değişimi.....	67
Şekil 5.17 : Çürütücüde OYH ve UKM gideriminin zamana bağlı değişimi.....	68
Şekil 5.18 : Çürütücüde üretilen metanın giderilen UKM'ye bağlı değişimi.....	69

Şekil 5.19 : Çürütücüde OYH ve $KOI_{\text{çöz}}$ 'ün zamana bağlı değişimi.....	71
Şekil 5.20 : Çürütücüde OYH ve KOI_{top} 'ın zamana bağlı değişimi.....	72
Şekil 5.21: Çürütücüde TUYA konsantrasyonunun zamana bağlı değişimi.....	73
Şekil 5.22 : Çürütücüde TKN'nin zamana bağlı değişimi.....	73
Şekil 5.23 : Çürütücüde NH_3-N 'nin zamana bağlı değişimi.....	74
Şekil 5.24 : Çürütücüde TP'un zamana bağlı değişimi.....	74
Şekil 5.25 : Çürütücüde alkalinitenin zamana bağlı değişimi.....	75
Şekil 5.26 : Sistemin tamamında KOI_{top} gideriminin zamana bağlı değişimi.....	75
Şekil 5.27 : Sistemin tamamında UKM gideriminin zamana bağlı değişimi.....	76
Şekil 5.28 : Sistemin tamamında TKM konsantrasyonunun zamana bağlı değişimi.....	78
Şekil 5.29 : Sistemin tamamında TKM gideriminin zamana bağlı değişimi.....	78

ÖZET

ORGANİK KATI ATIKLARIN AKTİF ÇAMUR İLE BİRLİKTE İKİ KADEMELİ ANAEROBİK ARITIMININ İNCELENMESİ

Günümüzde katı atıklardan kaynaklanan kirlilik ile oluşacak potansiyel risklerin boyutunun her geçen gün artması, doğal kaynakların hızla azalması, ekonomik ve sosyal etkenlerin de katkısı ile katı atık yönetimi giderek önem kazanmakta ve karmaşık bir hal almaktadır. Türkiye’de evsel katı atıklar %50’den fazla biyolojik olarak parçalanabilir maddeler ihtiva etmekte ve halen tamamen yakını depolama tesislerine gönderilmektedir. Birçok Avrupa ülkesi için düzenli depolama, bu tip geniş alanlar için yaşanan mevcut yer sıkıntısı, havasız ayrışmadan kaynaklanan kontrol edilemeyen gaz emisyonları ve depo yerinde oluşan sızıntı suyu nedeniyle uygulanması zor olan entegre bir atık yönetim metodu haline gelmiştir.

Düzenli depolama yerine, çevresel etkileri daha kolay kontrol edilebilen diğer alternatif yöntemler (kompostlaştırma, anaerobik çürütme, yakma v.b.) de yaygın olarak kullanılma yolundadır. Organik katı atıkların anaerobik şartlar altında biyolojik olarak arıtılması sayesinde atığın organik madde içeriği azaltılmakta, besi maddeleri geri kazanılmakta, elde edilen son ürün toprak şartlandırıcı olarak kullanılmakta ve üretilen biyogaz da enerji kaynağı olarak değerlendirilmektedir.

Yüksek katı madde içeriğine sahip organik katı atığın fazla çamurla birlikte arıtımı sayesinde, arıtma çamuru ve organik katı atık gibi iki büyük atık akımı birlikte arıtılabilmektedir. Bu durumda birlikte arıtılan organik katı atık ve arıtma çamurları düşük katı madde konsantrasyonları ve düşük organik yüklemelerde çalıştırılan çamur çürütücülere beslenmektedir. Bu sayede arıtma çamurundaki makro ve mikro nütrientler organik katı atıkdaki nütrient eksikliğini kapatılabilmekte ve organik katı atığın katı madde içeriğini düşürülürken aynı zamanda tesisin biyogaz veriminde önemli bir artış sağlanabilmektedir.

Bu çalışma, kentsel nitelikli organik katı atık üretimi içerisinde önemli bir yeri olan hal atıklarının aktif çamur ile birlikte sırasıyla yüzde 75:25 (TUKM bazında) oranında karıştırılarak, anaerobik şartlarda laboratuvar ölçekli iki kademeli anaerobik arıtılmasının deneysel olarak gerçekleştirilmesini ve sistem performansının incelenmesini kapsamaktadır. İki kademeli anaerobik arıtmanın gerçekleştirilebilmesi için iki ayrı reaktör kullanılmıştır (fermentör ve çürütücü). Katı maddesi yaklaşık %4 olan hal atığı ve aktif çamur karışımı fermentöre beslenmiş, fermentörde hidroliz ve asit fazını tamamlayan atık ise çürütücüye beslenerek sistem yarı kesikli olarak işletilmiştir. Arıtma mezofilik koşullarda, $37\pm1^{\circ}\text{C}$ ’de, fermentörde pH kontrolü ($\text{pH } 5,5\pm0,1$) yapılarak çürütücüde ise pH kontrolsüz ($\text{pH } 7,2-7,8$) olarak gerçekleştirilmiştir. Sistemin çalıştırıldığı süre boyunca fermentör ve çürütücüden alınan numuneler analiz edilerek ve gaz çıkışı gözlenerek sistem performansı belirlenmiştir.

Hal atıkları ve aktif çamurun iki kademeli arıtılması sonucu sistemin tamamında, %64 toplam KOİ giderimi, %52 TKM giderimi, %67 UKM giderimi ile iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Fermentör ve çürütücü denge konumuna gelmiştir. Fermentörde yüksek OYH'da sistem performansında düşüş olmadığı fakat pH değişiminden önemli ölçüde etkilendiği gözlenmiştir. pH 5,5'te fermentör performansı oldukça iyi iken pH 6,0'da asit faz ile metan fazın belirgin şekilde ayrılamadığı ve UKM gideriminin arttığı saptanmıştır. Çürütücüde ise iyi bir arıtma performansı gözlenmiş ve fermentörde meydana gelen değişimlerden dolayı sistemin denge konumunun bozulmadığı, sadece düşük katı madde beslenmesinden dolayı UKM gideriminde ve gaz oluşumunda düşüş meydana geldiği görülmüştür. Çürütücüde gözlenen metan miktarının ortalama 0,264 m³ CH₄/kg UKM_{giderilen.gün} olduğu görülmüştür. AB Katı Atık Düzenleme Direktifi ve Kyoto Protokolü'nde öngörülen atık azaltma ve yenilenebilir enerji kaynaklarından enerji üretiminin sağlanmasına katkıda bulunması açısından değerlendirildiğinde elde edilen biyometan ile öngörülen koşulların sağlanmasına katkıda bulunulabileceği görülmüştür. Elde edilen enerjinin, 2005 yılında Yenilenebilir Enerji Kaynaklarının (YEK) Elektrik Enerjisi Amaçlı Kullanımına İlişkin Kanun Önerisi'nde öngörüldüğü üzere, atıklardan üretilecek elektrik enerjisinin 0,14 €/kW-sa'den satılarak atıktan gelir elde edilmesinin teşviki, bu tip arıtma çözümlerinin yaygınlaşması açısından önem arz etmektedir.

SUMMARY

TWO-STAGE ANAEROBIC CO-DIGESTION OF ORGANIC SOLID WASTE AND ACTIVATED SLUDGE

Pollution from solid wastes and the potential risks are increasing with each passing day. Solid waste management became more complex and important because of decreasing natural resources, economical and social effects. In Turkey municipal solid waste contain more than 50% biodegradable material. Still most of the municipal solid waste including biodegradable matter is sent to landfills. For most of the European countries waste management has become more difficult because of continuously reducing land fill capacities, site finding problems for new landfills, uncontrolled gas emissions and leachate treatment.

Instead of landfills, other alternative methods (compost, anaerobic digestion, incineration, etc.) are preferable because of simplicity in control of their environmental impacts. Thus, biological treatment of organic fraction of municipal solid waste under anaerobic conditions, organic matter content of waste is decreased, nutrients are recovered, end product is used as compost, produced biogas is considered as energy source.

Organic fraction of municipal solid waste which has high solid matter content can be co-digested with treatment sludge in order to reduce solid matter content. The advantages of co-digestion are macro and micro nutrients in sludge compensate nutrients in mixture, reducing solid matter content and increased biogas yields.

This study consist of two-stage anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes & activated sludge 75:25 (VS), respectively. The system performance was evaluated. Two reactor were used. One of them is fermenter for hydrolysis and acidification, the other one is digester for methane phase of anaerobic digestion. The waste mixture fed to fermenter everyday. After acidification of waste, it was fed to digester for methane phase. The mixture's TS was 4%. The reactors worked at mesophilic conditions ($37\pm1^{\circ}\text{C}$). Fermenter's pH was controlled automatically (pH 5.5) but digester's pH wasn't controlled (pH 7.2 -7.8). All the time, the system has worked, samples were taken from both reactors, were analysed and gas production was monitored. Also the system performance are evaluated.

Results of this experimental study are 64% COD_{total} reduction, 52% SS reduction, 67% VS reduction. Fermenter and digester were stabilized. Fermenter wasn't affected to increase of OLR from 6.5 to 12.0 kg VS/m³.day but affected from pH too much. The fermenter performance was good when pH of reactor was 5.5. When pH of it was 6.0, acid phase and methane phase couldn't separate distinctively and VS reduction occurs in acid phase. Digester's performance was well and it wasn't inhibited from variation conditions of fermenter but VS reduction reduces when it was fed of low solid material. The methane amount is 0.264 m³CH₄/kg VS_{removed}.day. Biomethane production owing to two stage anaerobic digestion of organic wastes and activated sludge contributes European Union Solid Waste Regularization Directive's and Kyoto Protocol's requirements (waste reduction and energy production from renewable energy sources). Produced energy is anticipated 0.14 €/kW-h by YEK (2005) to encourage using of this kind of treatment systems.

1. GİRİŞ

Türkiye’de evsel katı atıklar %50’den fazla biyolojik olarak parçalanabilir maddeler ihtiva etmektedir. Halen tamama yakını depolama tesislerine gönderilen evsel katı atıklar içerisindeki biyolojik olarak parçalanabilir (organik) atıkların ayrılarak kompost ve/veya biyometan tesislerine yönlendirilmesi, AB hedeflerinin sağlanması bakımından büyük önem taşımaktadır. Evsel katı atığın organik kısmının anaerobik arıtımı, yenilenebilir enerji geri kazanımı ve atığın stabilizasyonu nedeniyle, özellikle Avrupa’da gün geçtikçe önem kazanmaktadır. Katı atığın havasız yöntemler ile arıtımı Türkiye gibi gelişmekte olan ülkeler için de oldukça cazip bir arıtma alternatifidir.

Katı madde içeriği yüksek olan organik katı atıklar, nispeten daha düşük katı maddeli atıklarla (arıtma çamurları, hayvan atıkları vb.) karıştırılarak birlikte anaerobik olarak arıtılabilir. Birlikte arıtım ile sübstrat madde içerisindeki toxic bileşenler seyreltilebilir, nutrient dengesi sağlanabilir, biyolojik olarak parçalanabilir maddenin organik yüklemesi arttırılabilir ve çürütücü hacminin her bir ünitesi için daha iyi verim elde edilebilir.

Bu çerçevede organik hal atıkları ve aktif çamurun birlikte havasız ortamda arıtımının gerçekleştirilmesi ile arıtma çamuru ve organik katı atık gibi iki büyük atık akımının birlikte stabilizasyonu sağlanırken laboratuvar ölçekli işletme koşulları ve sistem verimi de irdelenecektir.

Bu çalışma 5 bölümden oluşmaktadır ve her bölümün içeriği kısaca özetlenmiştir (Çizelge 1.1).

Çizelge 1.1 : Tez içindeki bölümlerin içeriği

Bölüm 2	Bu bölümde organik atıklar, Türkiye’de oluşan katı atık miktarları, Türkiye’de oluşan organik katı atık miktarları, evsel organik katı atık toplama stratejileri ve buna bağlı olarak değişen atıkların kimyasal karakterleri hakkında bilgi verilmiştir. Ayrıca, hal atıkları ile ilgili genel bilgiler, hal atıklarının kimyasal karakteri ve biyolojik olarak arıtılabilirliğinin değerlendirilmesi, farklı atık tiplerinin birlikte arıtılmasının sağladığı faydalar, evsel organik katı atıkların arıtma çamurları ile birlikte arıtılmasının sağladığı faydalar bu bölümde bahsedilen konulardır.
Bölüm 3	Bu bölümde anaerobik arıtma ve kademeleri, avantaj ve dezavantajları, optimum işletme koşulları, toksik maddeler ve inhibisyon, iki kademeli anaerobik arıtma sistemleri, geri devirli ve geri devirsiz sistemlerin teknik değerlendirilmesi ve biyolojik arıtma performansı ile ilgili bilgi verilmiştir.
Bölüm 4	Bu bölümde deneysel çalışmada aşırı karakteri, atık karakteri, deneysel düzenek ve reaktörlerin izlenmesi ve uygulanan analitik yöntemler ile ilgili bilgi verilmiştir.
Bölüm 5	Bu bölümde deneysel çalışma sonucu elde edilen verilerin değerlendirilmesi yapılmıştır. Fermentör, çürütücü ve sistem performansı her bir parametre için ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

1.1 Tezin Amacı

Organik katı atıkların anaerobik biyolojik arıtımı sayesinde; atığın organik madde içeriği azaltılabilir, nütrientler geri kazanılabilir, elde edilen son ürün toprak şartlandırıcı olarak ve üretilen biyogaz da bir enerji kaynağı olarak kullanılabilir.

Bu çalışmada, organik katı atıkların aktif çamur ile birlikte iki kademeli anaerobik arıtımı incelenerek, sistem performansının ortaya konulması amaçlanmaktadır. Bu amaç doğrultusunda organik atıklar ve aktif çamur karıştırılarak atığın karakterizasyonunun belirlenmesi, iki kademeli anaerobik biyolojik arıtma yapılarak her iki kademededen alınacak numunelere yapılacak karakterizasyon çalışması ve gaz ölçümleri sayesinde, sistem performansının irdelenmesi amaçlanmıştır.

1.2 Literatür Özeti

Son yıllarda katı atık yönetimi giderek önem kazanmaktadır. Birçok ülke için düzenli depolamadaki alan sıkıntısı, kontrol edilemeyen gaz ve sızıntı suyu emisyonları nedeniyle basit bir atık bertaraf yöntemi olmaktan çıkarak entegre arıtma

yöntemlerinin birarada değerlendirildiği kompleks yönetim sistemine geçiş yapılmaya başlanmıştır (Haftman ve Ahring, 2005). Bunun yanında katı atıklar yakılmaları durumunda uzun süreli ve sera gazı etkisi yaratacak emisyonlara neden olurlar (Cossu ve diğ., 2003; Soyez ve Plickert, 2002; Zach ve diğ., 2000). Kompostlaştırma yöntemi ile katı atıkların geri dönüşümünü sağlamak zordur, fakat havasız (anaerobik) arıtma ile enerji kazanımı organik atıkların stabilizasyonu için iyi bir seçenektir (Forster-Carneiro ve diğ., 2008; Diaz ve diğ., 2008).

Evsel organik katı atıkların anaerobik biyolojik arıtımı sayesinde atığın organik madde içeriği azaltılabilir, nütrientler geri kazanılabilir, elde edilen son ürün toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilirdiği gibi üretilen biyogaz da bir enerji kaynağı olarak kullanılabilmektedir (Haftman ve Ahring, 2005).

Birçok araştırma grubu değişik substratlar kullanarak anaerobik çürütme prosesini geliştirmiştir (Perez ve diğ., 1997; Gallert ve diğ., 2003; De la Rubia ve diğ., 2006a; Forster -Carneiro ve diğ., 2007).

Anaerobik çürütme prosesi, oluşan düşük miktardaki çamur, yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılabilen biogaz oluşumu, oluşan gazın yüksek kalorifik değerinin olması, az enerji tüketimi, az alan gereksinimi, düşük yatırım maliyeti gibi çeşitli avantajları bulunan bir arıtma yöntemidir (Gosh ve Pohland, 1974; Van Starkenburg, 1997; Bouallagui ve diğ., 2003; Perez ve diğ., 2005; Neguyena ve diğ., 2007). Anaerobik biyolojik arıtma yöntemi düşük işletme maliyeti ve organik atıklardan sağladığı enerji geri kazanımı nedeniyle cazip bir arıtma yöntemidir (Lettinga ve diğ., 1979; Jetten ve diğ., 1997; Lettinga ve diğ., 2005).

Kentsel topluluklarda büyük bir sorun olan organik atıklar çok yüksek miktarlarda tarım, yiyecek endüstrisi yada market atıklarının ürün ve atıklarından meydana gelmektedir (Forster-Carneiro ve diğ., 2008). Kentsel katı atıkların organik madde bileşenlerinin birçok makalede kaynaklarına göre ele alınarak anaerobik biyolojik arıtımı incelenmiştir:

- Market atıkları (Mata-Alvarez ve diğ., 1993),
- Evlerden gelen atıklar (Krsystek ve diğ.,2001),
- Yemek atıkları (Kim ve diğ., 2000),
- Mutfak atıkları (Rao ve Singh, 2004),

- Biyoatıklar (Galler ve diğ., 2003),
- Kentsel atıkların organik fraksiyonları (Bonzonella ve diğ., 2005),
- Hal (sebze ve meyve) atıkları (Bouallagui ve diğ., 2005).

Bu atık türlerinden sebze ve meyve atıkları kentsel depolama alanlarında kolay biyolojik parçalanabilirlikleri nedeniyle büyük sıkıntı yaratmaktadır (Verrier ve diğ., 1987; Mata-Alvarez ve diğ., 1989). Sebze ve meyve atıklarının yüksek oranda biyolojik parçalanabilirliğinden dolayı tek kademeli sistemlerde hızlı asit üretimi ile pH'ı düşürür, uçucu yağ asidi üretimi fazladır ve bu sebeplerden dolayı sistemde metan bakterilerinin aktivitesi inhibe olur. İki fazlı anaerobik arıtma sebze ve meyve atıkları için daha yüksek verime sahip görünür ve en büyük avantajı birinci aşamada organik yükleme oranı tampon kapasitesi sayesinde, metan üretiminin gerçekleştiği ikinci reaktöre daha sabit ve dengeli bir besleme yapılmasıdır (Bouallagui ve diğ., 2004).

Anaerobik biyolojik arıtma bir dizi biyokimyasal reaksiyondan oluşur. Bu reaksiyonların ilk safhasında hidroliz ve asidifikasyon gerçekleşmekte, ikinci safhasında ise üretilen asetat, hidrojen ve karbondioksit metana dönüştürülmektedir. Tek kademeli sistemlerde tüm reaksiyonlar tek bir tankta gerçekleşirken iki kademeli sistemlerde iki tankta gerçekleşmektedir. İki kademeli sistemler organik yüklemedeki değişkenliklere karşı daha iyi dengeleme ve koruma sağlamaktadır (Weiland, 1992).

İki kademeli sistemlerin kullanım amacı anaerobik arıtma sürecinin farklı adımlarında gerçekleşen reaksiyonlarını, ayrı ayrı reaktörlerde optimize etmektir, böylece reaksiyon hızı ve biyogaz miktarı arttırılabilir (Ghosh ve diğ., 1999).

Birinci reaktörde hız sınırlayıcı kademe olan hidroliz-asidifikasyon reaksiyonları, ikinci reaktörde ise yavaş mikrobiyal büyümenin hız sınırlayıcı olduğu asetojenesis ve metanojenesis reaksiyonları gerçekleşir (Liu ve Ghosh, 1997; Palmowski ve Müller, 1999). Bu iki ana kademe farklı reaktörlerde gerçekleştiğinden, metan üretiminin gerçekleştiği ikinci reaktörü yüksek biyokütle konsantrasyonlarında ve yüksek çamur yaşlarında çalıştırmak mümkündür (Weiland, 1992; Kübler ve Wild, 1992).

Katı madde içeriği yüksek olan organik katı atıklar, nispeten daha düşük katı maddeli atıklarla (arıtma çamurları, hayvan atıkları vb.) karıştırılarak birlikte anaerobik olarak arıtılabilir. Birlikte arıtım ile sübstrat madde içerisindeki toxic bileşenler seyreltilmiş,

nutrient dengesi sağlanmış, biyolojik olarak parçalanabilir maddenin organik yüklemesi arttırılabilmiş ve çürütücü hacminin her bir ünitesi için daha iyi verim elde edilmiştir (Kayhanian ve Rich, 1996).

Mevcut kentsel atıksu arıtma tesislerinin birçoğunda çamur çürütücülerin bulunması evsel organik katının çamurla birlikte arıtımını oldukça cazip kılmaktadır (Kayhanian ve Rich, 1996; Rivard ve diğ., 1990). Bu sayede birlikte arıtım yaklaşımı, katı atık ve fazla çamur gibi iki büyük atık akımını birleştirerek ve büyük yatırımlara gerek kalmadan uygulanabilmektedir.

Arıtma çamurundaki makro ve mikro nütrientler organik katı atıklardaki nütrient eksikliğini kapatmaktadır. Ayrıca hem organik katı atığın katı madde içeriği düşürülebilir hem de tesisin biyogaz veriminde önemli bir artış sağlanabilir. %8-20 UKM bazında dozlanan arıtma çamuru, organik katı atığın stabilizasyon derecesini arttırmaktadır (Kayhanian ve Tchobanoglus, 1992; Kayhanian ve Rich, 1996).

Anaerobik çürütme mezofilik, yaklaşık 35°C civarında yada termofilik 55°C ile 60°C arasında değişen farklı sıcaklıklarda geliştirilebilir (Forster-Carneiro ve diğ., 2008). Mezofilik prosesler termofilik proseslere göre çevresel etkenlerden daha az hassasiyet gösterir (De la Rubia ve diğ., 2006b). Ayrıca bir grup araştırmacının yaptığı çalışmalarda iki kademeli anaerobik mezofilik koşullarda iyi sonuçlar elde edilmiştir (Bhattacharayya ve diğ., 2007; Bolzonella ve diğ., 2003; Baullagui ve diğ., 2005, Cecchi ve diğ., 2002; Aharaj ve Elefsiniotis, 2001, Mata Alvarez, 2002b, Pavan ve diğ., 2000, Schober ve diğ., 1999; Zhang ve diğ., 2005). Bu nedenle sistem mezofilik şartlar altında çalıştırılmıştır.

Organik atık ve arıtma çamurlarının birlikte arıtımı düşük katılı (ıslak sistemler) sistemlerde, katı madde içeriği %15'den az gerçekleştirilebilir (Mata-Alvarez, 2002).

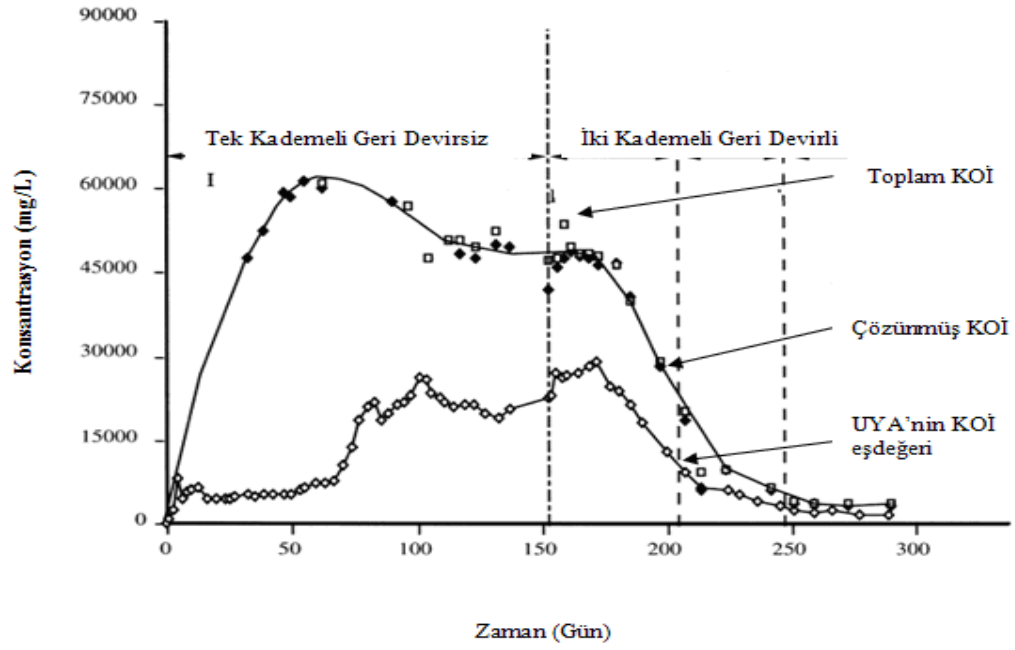
Evesel organik katı atıklar (EOKA) ve arıtma çamurlarının ıslak sistemlerde birlikte arıtımı konusunda yapılan bir çalışmada, UKM giderimi ve spesifik gaz üretimi bakımından en iyi verimin EOKA:Arıtma Çamuru yüzde 80:20 (KM bazında) elde edilebildiği gözlenmiştir (Demirekler ve Anderson, 1998, Diaz ve diğ., 1981). Bu oran hacim bazında %25 EOKA, %75 arıtma çamuru olmaktadır (Hamzawi ve diğ., 1999). Elbetteki bu oranlar EOKA ve çamurun katı madde içeriğine, biyolojik olarak ayrışabilirliğine ve C/N oranlarına göre değişkenlik gösterebilir.

Organik katı atıkların anaerobik arıtımında sistem performansını etkileyen parametrelerin incelendiği çeşitli çalışmalara yer verilmiştir (Anderson ve Demirekler, 1999, Hyo ve diğ., 2004, Kim ve diğ., 2006).

Evsel organik katı atık ve arıtma çamuru ile birlikte arıtımının incelendiği bir çalışmada anaerobik sistemin performansı, karışım oranlarının biyolojik ayrışabilirliğe katkısı ve toplam katı madde ve dane boyutunun biyogaz üretimine, biyogazın metan konsantrasyonuna, uçucu ve toplam katı madde giderimine etkisi gözlenmiştir. Maksimum biyogaz üretiminin karışım oranının %25 organik madde ve %75 arıtma çamuru olduğu sistemde gözlenmiştir. Çimen, yaprak, gazete, beyaz kağıt, marul ve domates atıklarından oluşan evsel katı atık için her bir atık türü biyolojik parçalanabilirlik açısından incelenmiştir sonuç olarak çimen ve beyaz kağıdın en fazla biyolojik parçalanabilirliğe sahip olduğu, aktif çamur ve gazetenin en az biyolojik parçalanabilirliğe sahip olduğu görülmüştür (Kennedy ve diğ., 1998).

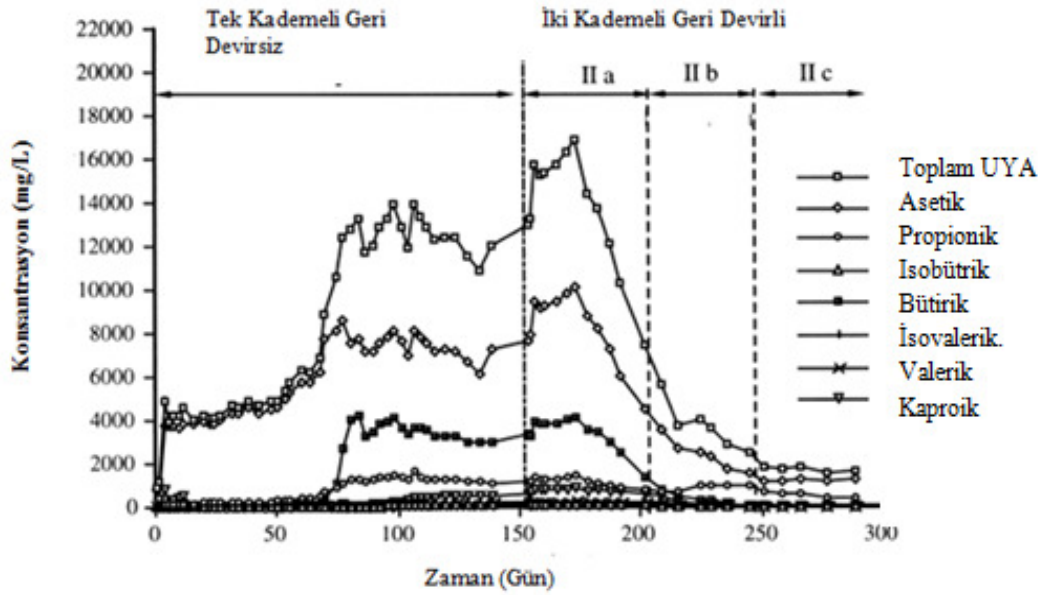
Uçucu madde giderimi, toplam katı madde giderimi ve biyogaz üretimi açısından değerlendirildiğinde %22 katı madde oranında ve 0,85 mm dane boyutunda en iyi sonuçların elde edildiği görülmüştür (Kennedy ve diğ., 1998).

Evsel organik katı atık arıtımının gerçekleştirildiği iki fazlı anaerobik arıtma uygulamasında amaç yüksek katı maddeli besleme yapıldığında oluşan metan inhibisyonunu engelleyerek metan üretimini hızlandırmaktır. Geri devir uygulamasının her iki çalışmada da uygulandığı sistemde, ilk aşamada tek kademeli çalışılmış fakat inhibisyon nedeniyle süzüntü suyu ayrı bir reaktörde, metan üretimi için toplanarak iki kademeli çalışmaya geçiş yapılmıştır (Şekil 1.1). İlk 60 günde hidrolizin çok hızlı olduğu ve $KOI_{\text{cöz}}$ üretiminin 60000 mg/L değerine kadar ulaştığı fakat asit tüketimi aynı hızda gerçekleşmediği için UYA birikiminden sistemin pH'ının düştüğü ve inhibisyon olduğu gözlenmiştir (Ghosh ve diğ., 1999).



Şekil 1.1 : $KOİ_{top}$, $KOİ_{çöz}$ ve UYA'nın $KOİ$ eşdeğerinin zamanla değişimi, (Ghosh ve diğ., 1999).

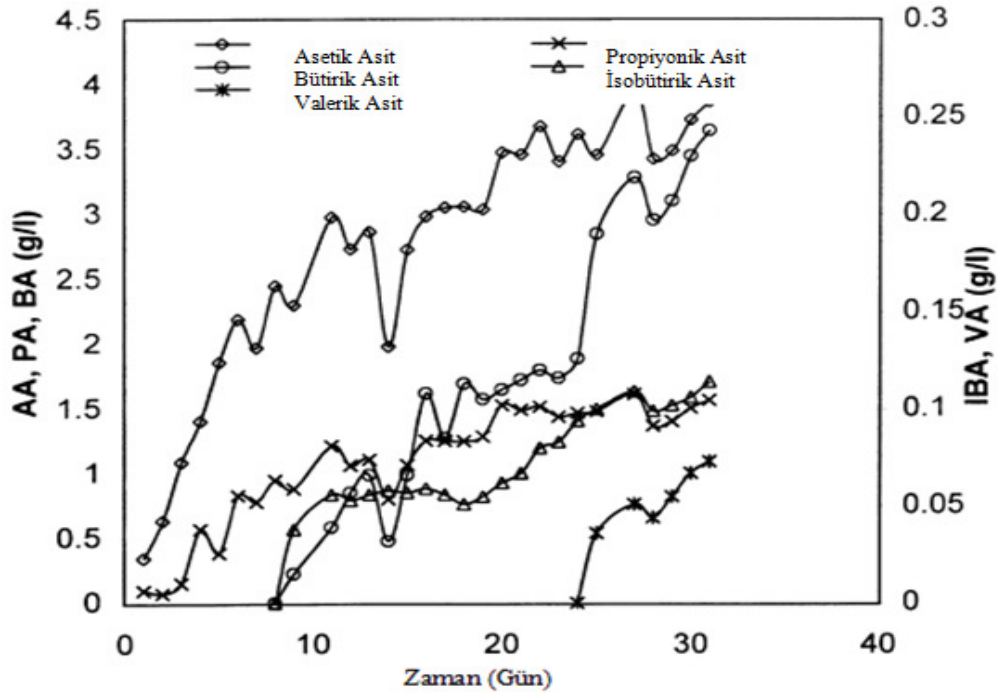
Ayrıca ilk 70 günde sistemde hidrojen gazı birikimi olmuştur, 75 günün sonunda H_2 basıncı nedeniyle UYA içerisinde baskın olan asetik asit azalmış, propionik ve bütirik asit oluşumu artmıştır. Bütirik asit konsantrasyonu 4000 mg/L'ye ulaşarak sistemde inhibitor etki yaratmıştır (Şekil 1.2), (Ghosh ve diğ., 1999).



Şekil 1.2 : UYA konsantrasyonunun zamanla değişimi, (Ghosh ve diğ., 1999).

Bu inhibisyonu engelleyip metan oluşumunu arttırabilmek için reaktörden gelen birikmiş fermentasyon son ürünlerini içeren süzöntü suyu metan reaktöründe toplanarak biyolojik dönüşümlerini tamamlamaları sağlanarak metan üretiminin arttırılmasının yanında metan reaktöründen gelen akımla asit reaktörü beslenmiş ve asit reaktöründe de organizmaların aktivitesi geliştirilmiştir (Ghosh ve diğ., 1999).

Market atıklarının (sebze) ve çay atıklarının çürütülerek UYA profillerinin incelendiği çalışmada sebze atıkları için asetik ve propiyonik asit hemen görülürken bütirik ve isobütirik asit 9 saat sonra valerik asit ise 1 gün sonra görülmüştür. Sebze ve meyve atıklarının fermentasyonu sonucu, 1 gün sonunda, toplam UYA'nın %68'inin asetik asit, %20'sinin propiyonik asit, %8'inin bütirik asit, %1,8'inin isobütirik asit ve %2'sinin valerik asit olduğu görülmüştür (Şekil 1.3), (Lata ve diğ., 2002).



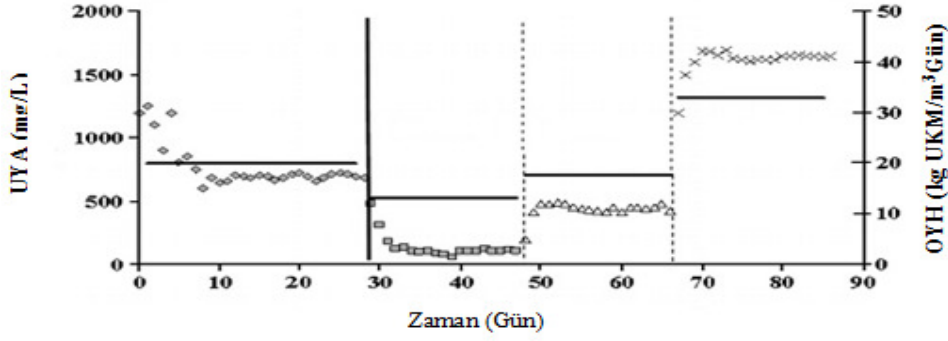
Şekil 1.3 : UYA konsantrasyonunun zamanla değişimi, (Lata ve diğ., 2002)
(AA: Asetik Asit, PA: Propiyonik Asit, BA: Bütirik Asit, IBA: Isobütirik Asit, VA: Valerik Asit)

Asetik asitin metan üretimi açısından öncelikli olduğu bilinmektedir, düz zincirli asitlerin öncelikli oluşumu atığın yüksek biyometan potansiyeline sahip olduğunu gösterir. Uzun zincirli asitlerin daha kısa zamanda ve fazla görülmeleri sebze atıklarının anaerobik çürütme için uygun olduğunu gösterir (Lata ve diğ., 2002).

Sebze ve meyve atıklarının iki fazlı anaerobik arıtımının yarı kesikli koşullarda sistem performansının incelendiği çalışmada sebze ve meyve atıklarının yüksek oranda biyolojik parçalanabilir olduğu ve toplam KOİ'nin %96'sının biokütle ve biyogaza dönüştüğü gözlenmiştir. Organik yükleme oranı arttıkça UYA oluşumunun da arttığı ve yüksek organik yükleme oranında toplam UYA içerisinde asetik asit ve bütirik asit baskın iken organik yükleme oranı düşük olduğunda bütirik ve valerik asit baskındır. Ayrıca çözünmüş KOİ' nin %97'si giderilirken toplam KOİ'nin %45'inin giderildiği görülmüştür. Maksimum metan üretiminin %71 metan içeriği ile 450 L/kg KOİ olduğu gözlenmiştir (Bouallagui ve diğ., 2004).

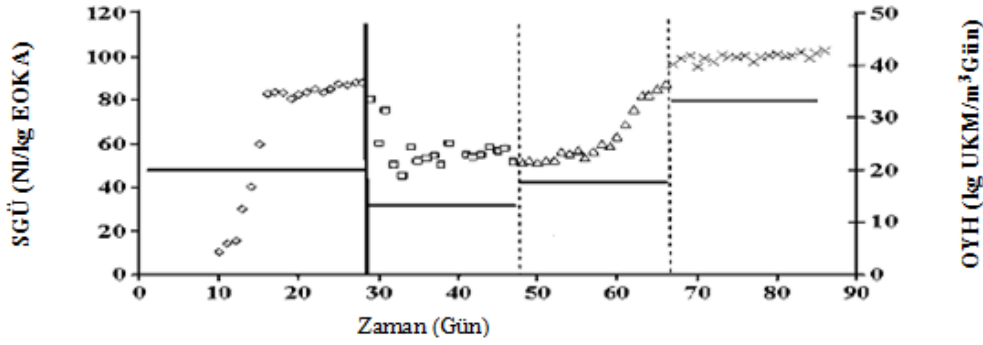
Evsel organik atık, arıtma çamuru ve bunların çeşitli oranlardaki karışımlarının biyometan üretim testleri ile toplam metan üretimine dayanan anaerobik olarak biyolojik parçalanabilirlikleri değerlendirildiği bir çalışmada, evsel organik atığın karışım içerisindeki oranı arttıkça toplam metan üretiminin de arttığı gözlenmiştir. Hidrolik bekletme süresi ve iki atığın karışım oranlarının denge durumuna ve tek kademeli anaerobik çürütücüye olan etkisinin de araştırıldığı çalışmada hidrolik bekletme süresi ve yemek atıkları oranı azaldıkça biyogazın metan içeriğinin de azaldığı gözlenmiştir. Biyogazın metan içeriği açısından sistem dengesini sağlayan en iyi yemek atıkları, aktif çamur karışım oranı yüzde 50:50'dir (UKM bazında). pH, alkalinite ve amonyak konsantrasyonlarının gözlemlenerek yapıldığı çalışmada denge açısından en uygun yemek atığı, aktif çamur karışımının yüzde 50:50 karışım oranı olduğu gözlenmiştir. Uçucu madde giderimi, biyogazın metan içeriği ve spesifik metan üretimi açısından sistem performansı değerlendirildiğinde yine en uygun yüzde 50:50 karışım oranında hidrolik bekletme süresi 13 günde gözlenmiştir. Organik yükleme hızı arttıkça uçucu madde gideriminin arttığı görülmüştür (Hyo Heo ve diğ., 2004).

Mekanik ön arıtımı gerçekleşmiş evsel katı atık ile havalandırma tankından gelen aktif çamur ve çamur çürütücüden alınan anaerobik çamur iki kademeli anaerobik arıtma yöntemi ile arıtılarak sistem performansı incelenmiştir. Deney sonuçlarında asit reaktörüne anaerobik aşı ilave edilmemesine karşın iyi sonuçlar elde edilmiş ve metan reaktörüne asit reaktöründen gelen akımın (%80) yanında anaerobik çamur (%20) beslenmesi ile 8 gün bekletme süresinde çalıştırılmıştır. Devreye alma süresi sonunda UYA üretiminin dengeye geldiği ve organik yükleme oranı ile doğru orantılı olarak değişim gösterdiği görülmüştür (Şekil 1.4), (Diaz ve diğ., 2005).



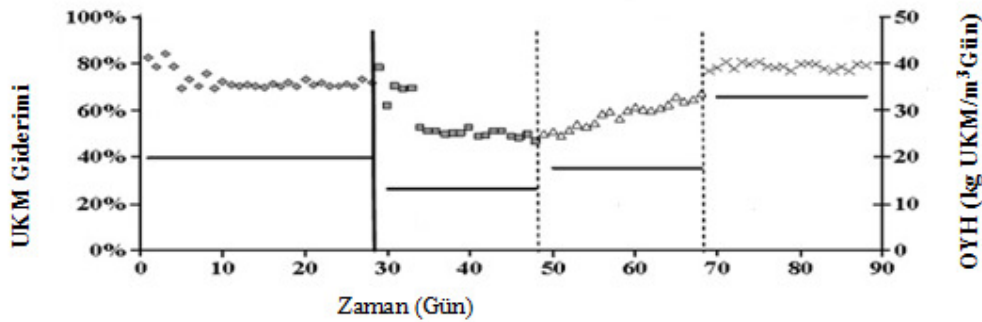
Şekil 1.4 : UYA konsantrasyonunun ve OYH'nın zamanla değişimi, (Diaz ve diğ., 2005).

Spesifik gaz üretimine bakarak yapılan değerlendirme sonucu, reaktörün 2 bekleme süresi (16 gün) sonunda denge konumuna geldiği gözlenmiştir (Şekil 1.5), (Diaz ve diğ., 2005).



Şekil 1.5 : SGÜ ve OYH'nın zamanla değişimi, (Diaz ve diğ., 2005).

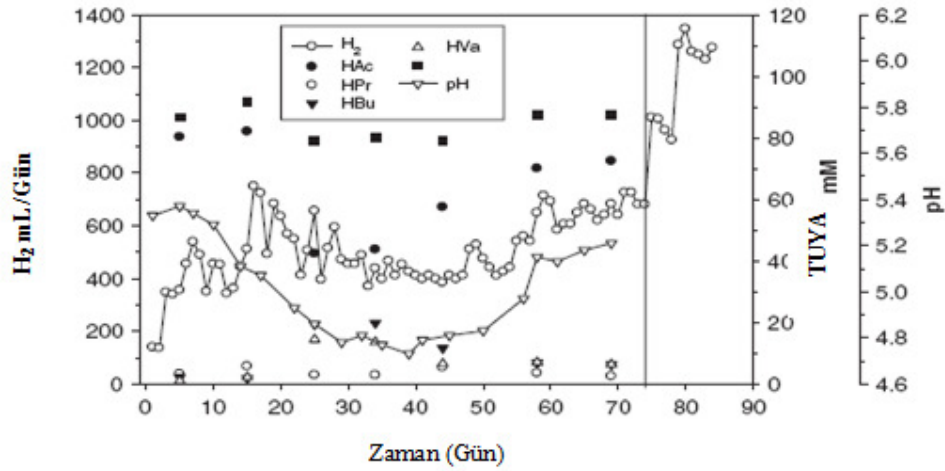
33 kg UKM /m³ gün organik yükleme hızına çıkıldığı durumda en fazla uçucu katı madde giderimine , %78'e ulaşıldığı görülmüştür (Şekil 1.6), (Diaz ve diğ., 2005).



Şekil 1.6 : UKM Giderimi ve OYH'nın zamanla değişimi, (Diaz ve diğ., 2005).

Spesifik gaz üretiminin de 56-100 N L/ kg EKA arasında değiştiği gözlenmiştir (Diaz ve diğ., 2005).

Evsel katı atıkların iki kademeli anaerobik arıtımı ile hidrojen ve metan elde etmenin amaçlandığı çalışmada arıtma performansı ve etkileyen faktörler incelenmiştir. Hidrojen üretimini etkileyen başlıca faktörün pH olduğu ve pH 5,0 ve 5,5 arası hidrojen üretimi için en uygun pH aralığıdır. pH 5,0'ın altında H₂ üretiminin azaldığı görülmüştür. Metan üretiminin ise pH 7,5'te en fazla olduğu gözlenmiştir ve metan bakterileri 100 °C'de 1 saat inkübe edilmelerine rağmen öldürülememiştir ve metan üretiminde en önemli faktörün pH olduğu tespit edilmiştir. Hidrojen üretimi aşamasında sisteme metan püskürtülmesi ile hidrojen gazı üretimi %88 artmıştır (Şekil 1.7), (Liu ve diğ., 2006).



Şekil 1.7 : H₂ ve TUYA ve pH'nın zamanla değişimi, (Liu ve diğ., 2006)

Sistem başarıyla çalıştırılmış ve eklenen uçucu katı madde başına 43 ml H₂/g UKM ve 500 ml CH₄/g UKM üretildiği görülmüştür. Metan üretiminin tek kademeli sistemden %21 fazla olduğu gözlenmiştir. Ayrıca iki kademenin tamamında %86 uçucu madde giderimi görülmüştür (Liu ve diğ., 2006).

Kentsel atıksu arıtma tesisindeki çamur stabilizasyonu için kullanılan çürütücülere organik atık ilavesi ile biyogaz miktarının arttırılmasının amaçlandığı tam ölçekli sistemde sistem uçucu madde gideriminin %73'ten %81'e yükseldiği görülmüştür. Normal şartlarda 0,8 kg/m³ gün uçucu katı madde organik yükleme hızı ile çalışan çürütücülerin organik atık ilavesiyle 1- 1,5 kg/m³ gün uçucu katı maddeye çıkmasına

rağmen inhibisyon gözlenmemiştir. Spesifik biyometan üretim oranı ve biyometan üretim hızı artış göstermiştir (Zupancic ve diğ., 2008)

Bu çalışma ile iki kademeli anaerobik sistemde kaynağında ayrılmış ve öğütülmüş organik hal atıklarının aktif çamur ile mezofilik koşullarda iki kademeli ıslak anaerobik arıtımının incelenmesi ve sistem performansının değerlendirilerek, literatüre bu konuda katkı sağlanması amaçlanmıştır.

2. ORGANİK ATIKLAR

Katı atıklardan kaynaklanan kirlilik ile oluşabilecek potansiyel risklerin boyutunun her geçen gün artması, doğal kaynakların hızla azalması, ekonomik ve sosyal etkenlerin de katkısıyla, katı atık yönetimi önem kazanmakta ve karmaşık bir hal almaktadır. Birçok Avrupa ülkesi için düzenli depolama, bu tip geniş alanlar için yaşanan mevcut yer sıkıntısı, havasız ayrışmadan kaynaklanan kontrol edilemeyen gaz emisyonları ve depo yerinde oluşan sızıntı suyu nedeniyle uygulanması zor olan entegre bir atık yönetim metodu haline gelmiştir.

Katı atık yönetimi, ülkemizin Avrupa Birliği'ne adaylık süreciyle oldukça önem kazanmış ve bu alanda yüksek maliyetli çevre yatırımlarının yapılmasının gereği ortaya çıkmıştır. Avrupa Birliği Katı Atık Düzenli Depolama Direktifi (99/31/EC) uyarınca AB üyesi ve aday ülkelerde, 1995 yılı ülke toplam biyolojik olarak parçalanabilir katı atık miktarları baz alınmaktadır. Düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilecek organik katı atık miktarlarının 2010, 2013 ve 2020 yıllarına kadar, 1995 yılındaki biyolojik olarak parçalanabilen atık miktarları esas alınarak, sırasıyla %25, %50 ve %65 oranında azaltılması öngörülmektedir. Ülkemiz için de, halen tamamen yakını düzenli depolama tesislerine gönderilen evsel katı atıklar içerisindeki biyolojik olarak parçalanabilir (organik) atıkların ayrılarak kompost ve/veya biyometan tesislerine yönlendirilmesi, söz konusu kotaların sağlanması bakımından büyük önem taşımaktadır.

Ayrıca, Kyoto Protokolü'nde ülkeler sera gazı emisyonlarının azaltılması ve organik atılardan yenilenebilir enerji (biyometan) üretiminin desteklenmesi yönünde karar almışlardır. Kyoto Protokolü'nde ülkelerin 2010 yılına kadar toplam enerji üretimlerinin %10'unun yenilenebilir enerji kaynaklarından (rüzgar, biyometan, metan, H₂) sağlamaları öngörülmüştür. Zirveden sonra Avrupa'daki birçok ülke organik atıklardan biyometan üretimini teşvik amacıyla, biyogazdan elde edilen elektriğin kw-sa bedelini 0,10 Avro üzerinden satın almakta olup bu takriben %50'nin üzerinde bir sübvansiyona karşı gelmektedir. Bu çerçevede AB genelinde 2010 yılına kadar birlik ülkelerinin toplam enerji üretimlerinin %12,5'inin

yenilenebilir enerji kaynaklarından temini hedeflenmiştir. 2001/77/EC Direktifi (Yenilenebilir Enerji Kaynaklarından Elektrik Geri Kazanımı)'nde ise yenilenebilir enerji kaynakları ve üretilen elektrik miktarının artırılması amaçlanır.

Türkiye'de Yenilenebilir Enerji Kaynaklarının (YEK) Elektrik Enerjisi Amaçlı Kullanımına İlişkin Kanun'da, yenilenebilir kaynaklardan elektrik enerjisi üretimine yönelik tesislerde üretilen enerjinin 7 yıl süre ile Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu'nun belirlediği bir önceki yıla ait ortalama elektrik toptan satış fiyatları üzerinden satın alınacağı ön görülmektedir. Bu fiyatın Bakanlar Kurulu'na her yılın başında en fazla %20 oranında arttırılabileceği ön görülmektedir (Yenilenebilir Kaynaklardan Enerji Üretimi Kanunu, 2005). Dolayısıyla mevcut YEK Kanunu ile getirilen uygulamanın henüz bir teşvik hüviyetine büründüğü söylenemez. Ancak şu anda TBMM gündeminde olan yeni YEK önerisinde, atıklardan üretilen elektrik enerjisinin 0,14 €/kW-sa'den satın alınması (~ %100 teşvik) öngörülmektedir.

2.1 Türkiye'de Evsel Organik Katı Atıklar

Türkiye'de evsel katı atıklar %50'den fazla biyolojik olarak parçalanabilir maddeler ihtiva etmektedir. Türkiyede halen tamamen yakını depolama tesislerine gönderilen evsel katı atıklar içerisindeki biyolojik olarak parçalanabilir (organik) atıkların ayrılarak kompost ve/veya biyometan tesislerine yönlendirilmesi AB hedeflerinin sağlanması açısından büyük önem taşımaktadır. Evsel katı atığın organik kısmının anaerobik arıtımı, yenilenebilir enerji geri kazanımı ve atığın stabilizasyonunu sağlaması nedeniyle, özellikle Avrupa'da gün geçtikçe önem kazanmaktadır. Katı atığın havasız yöntemler ile arıtımı Türkiye gibi gelişmekte olan ülkeler için de oldukça cazip bir arıtma alternatifidir. Havasız yöntemlerle arıtma sayesinde katı atığın organik kısmının, atık olarak değil, değerlendirilmesi gereken bir kaynak olarak kullanılması ve atığın stabilizasyonu sağlanmaktadır.

Türkiye'de katı atık miktar ve içerikleri incelendiğinde yüksek miktarda biyolojik parçalanabilir katı atık ihtiva ettiği görülmektedir. Çevre ve Orman Bakanlığı'na MİMKO A.Ş.'ye hazırlatılan Katı Atık Ana Planı Projesi kapsamında, Türkiye için ortaya çıkan birim atık oluşum değerleri Çizelge 2.1'de verilmektedir (MIMKO, 2006). Tablodan da görüldüğü üzere Türkiye geneli için ortalama kentsel katı atık (KKA) üretimi emniyetle 1,04 kg/N-gün veya ~380 kg/N-yıl alınabilir.

Çizelge 2.1 : Katı atık ana planı projesinde belirlenen birim atık üretimi (MİMKO, 2006)

Model Bölgeleri		Birim Atık Oluşumu (kg/kişi-gün)
Marmara / Ege Bölgesi	İstanbul, İzmir (Büyükşehirler)	1,15 (1,28)*
	Diğer Büyükşehir Belediyeleri	1,12 (1,24)
	Diğer Belediyeler (orta, küçük)	1,10 (1,16)
Karadeniz / Akdeniz / İç Anadolu Bölgesi	Ankara (Büyükşehir)	1,15 (1,28)
	Antalya /İçel (Turizm Şehirleri)	0,90 (1,0)
	Diğer Büyükşehir Belediyeleri	0,85 (0,94)
	Diğer Belediyeler, Karadeniz (orta, küçük)	0,85 (0,90)
	Diğer Belediyeler, Akdeniz/ İç Anadolu (orta, küçük)	0,85 (0,90)
Doğu Anadolu / Güneydoğu Anadolu Bölgesi	Gaziantep (Büyükşehirler)	0,85 (0,94)
	Diğer Büyükşehir Belediyeleri	0,90 (1,0)
	Diğer Belediyeler (orta, küçük)	0,75 (0,80)
Ortalama		0,95 (1,04)

*Parantez içindeki değerler, Türkiye genelinde sokak toplayıcıları ve/veya kurumlarca gerçekleştirilen mevcut geri dönüşüm faaliyetleri sonucu Büyükşehirlerde kentsel katığın % 10'u, diğer yerlerde ise %5'i seviyesinde ambalaj atığı geri dönüşüm etkisinin yansıtılması sonucu elde edilen değerleri temsil etmektedir.

İstanbul ve Antalya Büyükşehir Belediyeleri tarafından beyan edilmiş karakterizasyon bilgileri Çizelge 2.2'de verilmiştir. Çizelge 2.2'de görüldüğü üzere Türkiye'de kentsel katı atıklar bünyesindeki biyolojik olarak parçalanabilir atık oranı ~%70 gibi çok yüksek mertebelere ulaşmaktadır.

Çizelge 2.2 : İstanbul ve Ankara Büyük Şehir Belediyeleri katı atık bileşenlerinin dağılımı (MİMKO, 2006)

Katı Atık Bileşenleri	İstanbul (MİMKO, 2006)	Antalya (MİMKO, 2005)
Biyolojik olarak ayrışabilir atık	%69,1	%67,9
Geri Dönüştürülebilir Atık	%24,7	%15,4
Ambalaj Atığı	%15,3	%9,4
Diğer	%20,0	%24,3

Katı atığın, atık akımı olarak görülmesi yerine birçok ürünün geri kazanabileceği değerli bir kaynak olarak düşünülmesi, atık oluşumundan nihai bertarafa kadar bütün kademeleri içine alan entegre bir katı atık yönetiminin unsurlarını ve bunların birbirleri ile ilişkilerinin çok iyi bilinmesini zorunlu kılmaktadır. Bu nedenle sürdürülebilirlik açısından da büyük öneme sahip kompost ve geri kazanım uygulamaları (maddesel, termal veya biyogaz), 1980'lerin sonundan itibaren giderek önem kazanmaktadır.

2.2 Evsel Organik Katı Atık Toplama Stratejileri ve Buna Bağlı Olarak Oluşan Atık Karakterizasyonu

Organik katı atıkların arıtımında, atıkların toplanma yöntemi önemli bir görev teşkil etmektedir. Organik katı atık karakterini belirleyen en önemli faktör, organik katı atığın bileşenlerini kaynağında ayırma eğilimidir. Kaynağında ayırma, organik katı atık kalitesi açısından çok büyük öneme sahiptir. Organik katı atıklar, karışık toplanmış atıktan mekanik ayırma, ayrı toplama ve kaynağında ayırma olmak üzere üç farklı şekilde toplanmaktadır. Bu toplama yöntemlerinden her biri ile toplanan atığın bileşimi ve biyolojik olarak arıtılabilirliği farklı olmaktadır (Mata-Alvarez, 2003).

2.2.1 Karışık toplanmış evsel organik katı atığın mekanik yöntem ile ayrılması sonucu elde edilen atığın karakteri

Karışık toplanmış katı atıktan özel olarak tasarlanmış mekanik ayırma tesislerinde organik katı atıkların ayrılması işlemidir. Mekanik ayırma, biyolojik arıtma sistemlerinde kullanılmak üzere ihtiyaç duyulan organik atıkların elde edilmesinde kullanılan ilk ayırma yöntemidir. Mekanik ayırma ile elde edilen organik katı atığın kalitesi, mekanik ayırma tesisinde uygulanan ayırma yöntemlerine ve gelen atığın karakterine bağlı olarak değişmektedir. Çizelge 2.3'de katı atığın mekanik olarak ayırmasını gerçekleştiren tesisler 3 ana gruba ayrılabilir (Mata-Alvarez, 2003).

Çizelge 2.3 : Katı atığın mekanik ayrımını gerçekleştiren tesisler (Mata-Alvarez, 2003)

Tesis Tipi	Özellikler
Basit	Parçalayıcı, elek (50-100 mm delik boyutlu) ve mekanik ayırma ünitelerinden oluşur. Bu tesislerde 3 ürün elde edilebilir. Elek üstü (kagıt, plastik ve bir miktar organik madde) yakmaya gönderilir. Metaller geri dönüşüme gönderilir. Elek altı ise organik madde olarak biyolojik arıtmaya gönderilir.
Orta derece kompleks	Daha karmaşık bir proses sırası vardır. En az bir boyut ufaltma adımı, metal ayrımı ve birden fazla eleme işlemi yapılır. Bu tesislerden daha saf organik madde elde edilebilir.
Kompleks	Boyut ufaltma, metal ayrımı, eleme, parçalama, briket üretimi proseslerini içerir. Ürünler çok daha saftır ve elde edilen EOKA biyolojik arıtma için daha uygundur.

Çizelge 2.4 : Kompleks bir mekanik ayırma tesisinde mekanik ayırma ile ayrılan organik katı atığın kimyasal ve fiziksel özellikleri (Mata-Alvarez, 2003).

Parametre	Ortalama	Maksimum	Minimum	Numune sayısı	Standart Sapma
TKM (g/kg)	763	952	513,1	210	81,3
TUKM (%TKM)	43,9	57,4	29,1	210	5,4
TKOİ (%TKM)	59,6	90,4	23,3	41	17,4
TOK (%TKM)	19,3	34,4	7,5	187	5,3
İK (%TKM)	1,3	2,7	0,3	187	0,5
TKN (%TKM)	2,2	3,4	1,2	59	0,5
P (%TKM)	0,11	0,22	0,05	59	0,03

Çizelge 2.4’de Mekanik ayırma ile elde edilen katı madde içeriği oldukça yüksektir. Bunun nedeni atıkta bulunan inert bileşenlerin ayırma işlemleriyle tamamen giderilememesidir. Toplam uçucu katı madde içeriğine bakıldığında ise, ortalama değerin %50’nin altında olduğu görülmektedir.

2.2.2 Kaynağında ayrı toplanmış evsel organik katı atıklar

Katı atıkların oluştukları yerlerden biri olan evlerde, ayrı kaplarda toplanması ile elde edilen organik katı atıklardır. Evlerde kaynağında ayırma ile toplanan organik katı atıkların kuru madde oranı içerisinde bulunan yemek atıkları, ekmek, sebze ve meyve atıklarının miktarına göre değişiklik göstermektedir. Kaynağında ayırma yöntemi ile toplanan organik katı atıkların karakteristiği Çizelge 2.5’de görülmektedir.

Çizelge 2.5 : Farklı çalışmalarda kaynağında ayırma ile elde edilen organik katı atığın karakteristiği (Mata-Alvarez, 2003)

Parametre	Cecchi ve diğ., 1989	Sans ve diğ., 1995
TKM (g/kg)	200	163,9
TUKM (%TKM)	88	90
TKOİ (gO ₂ /gTKM)	1,1	1,1
TKN (%TKM)	3,2	2,1
TP (%TKM)	0,4	2,6

Evlerde kaynağında ayırma ile elde edilen atığın karakteri görülmektedir. Bu tip atıkta toplam katı maddenin % 85-90'ının UKM olduğu görülmektedir. Katı madde toplanan atığın içindeki bileşenlere göre değişim gösterebilmektedir. Yemek atıkları ve sebze meyve atıklarının bulunmasına ve karışımındaki miktarına göre toplam katı madde miktarı değişmektedir. Bahçe atıklarında TKM içeriğini etkileyen en önemli bileşenlerdendir.

Çizelge 2.6 : Evsel katı atık bileşenlerinin kaynağında ayrı toplanması sonucu elde edilen TKM ve TUKM Konsantrasyonları (Kennedy ve diğ.,1998)

Bileşen	TKM (%)	TUKM (g/kg)
Marul	7,7	18,1
Domates	8,0	21,0
Yaprak	7,8	24,6
Çimen	8,4	28,0
Beyaz Kağıt	5,5	35,2
Gazete	7,5	22,2

Çizelge 2.6'da evsel katı atık bileşenlerinin TKM mikarları ve TKM miktarları görülmektedir. Her bir bileşenin toplanan organik atık içerisindeki miktarı atığın karakterine etki etmektedir.

2.2.3 Ayrı toplanmış evsel organik katı atıklar

Market, kantin, lokanta, yemekhane, pazar yeri ve hallerden ayrı olarak toplanan organik katı atıklardır. Farklı kaynaklardan ayrı olarak toplanan organik katı atıkların kuru madde oranı içerisinde bulunan yemek atıkları, sebze, meyve ve bahçe

atıklarının miktarına göre değişiklik göstermektedir. Ayırık toplama ile elde edilen organik katı atık, yüksek ayırma derecesi ile karakterize edilmektedir (Mata-Alvarez, 2003).

Çizelge 2.7 : Kantinlerden ayrı toplama ile elde edilen organik katı atıkların karakteristiği (Cecchi ve diğ., 1997)

Parametre	Aralık	Tipik Değer
TKM (%)	21,4-27,4	25,6
TUKM (%TKM)	91,3-99,7	96,5
TKOİ (gO ₂ /gTKM)	1,2-1,3	1,2
TKN (%TKM)	2,6-3,7	3,2
Toplam-P (%TKM)	0,13-0,28	0,2

Çizelge 2.7 kantinlerden toplanan atık karakterini göstermektedir. Kuru yemek (ekmek gibi) kalıntılarından oluştuğundan atığın partiküler maddesi yüksektir. UKM'sinde % 90'dan fazla olduğu görülmektedir.

Çizelge 2.8 : Hal ve marketlerden ayrı toplama ile elde edilen organik katı atıkların karakteristiği (Pavan ve diğ., 2000)

Parametre	Ortalama	Maks.	Min.	Numune adedi	Standart sapma
TKM (g/kg)	81,8	132,7	54,4	96	15,7
TUKM (%TKM)	81,9	92,0	78,2	96	11,3
TKOİ (gO ₂ /gTKM)	1,0	1,5	0,7	32	18,1
TKN (%TKM)	2,1	3,3	1,4	23	0,5
Toplam-P (%TKM)	2,8	3,3	1,3	23	0,5

Çizelge 2.8'de görüldüğü gibi hal ve marketlerden ayırık toplama ile elde edilen organik katı atıklar, atığın kuru madde içeriğini azaltan su içeriği bakımından oldukça zengin karakterde olduğundan TKM içerikleri %5,4-13,2 aralığında değişmektedir. Ayırık toplama ile elde edilen organik katı atığın kuru madde oranı, farklı ayrı toplama alanlarından gelen atıkların içerisinde bulunan mutfak, sebze ve meyve atıklarının oranlarına bağlı olarak değişmektedir.

2.3 Hal Atıkları

Marketlerden ve halden oldukça fazla miktarda sebze ve meyve atıkları gelmekte ve bu atıklar yüksek miktarda biyolojik ayrışabilirlikleri nedeniyle depolama alanlarında koku ve sızıntı suyu problemine yol açmaktadırlar. Barselona’da senede 90 ton/gün (250 gün boyunca) sebze ve meyve atığı olduğu, Tunus’ta ayda 180 ton ve Hindistan’da yılda 5,6 milyon ton hal atığı olduğu görülmüştür. Bu tip atığın bertarafı için yakma ve komposta alternatif olarak en cazip yöntem, enerji geri kazanımı gibi önemli bir avantajı bulunan havasız (anaerobik) çürütmedir. Ayrıca havasız arıtma uygulanması çıkışında elde edilen atık, uygulanabilecek basit bir arıtmadan sonra toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilir. Sebze ve meyve atıkları gibi yüksek KOİ değerine sahip atıklar için yüksek OYH’nda çalıştırılabilen ve düşük çamur üretimi sağlayan anaerobik çürütme diğer biyolojik arıtma yöntemleri arasında uygulanması en avantajlı yöntemdir.

2.4 Hal Atıklarının Karakteri ve Biyolojik Arıtılabilirliği

Hal ve marketlerden gelen sebze ve meyve atıkları kaynağında ayrı toplama metodu ile elde edilmektedir. %80’den fazla nem içeriği ve yaklaşık %95 UKM içeriği ile yüksek miktarda biyolojik parçalanabilirlik özelliğine sahip bir atık türüdür. Bu tip atıklarda su içeriği fazladır. Bu nedenle, kuru madde içeriği %10’dan daha küçük olmaktadır. Bu tür atıkların özellikleri ile ilgili literatürde bulunan bilgiler aşağıdaki tablolarda özetlenmektedir.

Çizelge 2.9 : Parçalanmış market atıkları (Bouallagui ve diğ., 2004).

Ham Parçalanmış Sebze ve Meyve Atıkları	Analiz Ortamala Değerleri
pH	4,2
Toplam Katı Madde (g/kg)	100,0
Uçucu Katı Madde (g/kg)	88,0
Toplam KOİ (g/kg)	120,0
Partikül KOİ (g/kg)	78,9
Toplam Askıda Madde (g/kg)	74,4
TKN(g/kg)	3,8

Sebze ve meyve atıkları kolay hidroliz olabilme özellikleri nedeniyle müdahale edilmemesi halinde düşük pH'a sahiptirler. Çizelge 2.9 ve Çizelge 2.10'da görüldüğü gibi TKM'si %10'dur ve bu miktarın %85'ten fazlası UKM'dir.

Çizelge 2.10 : Marketlerden toplanan sebze ve meyve atıkları (Bouallagui ve diğ., 2005).

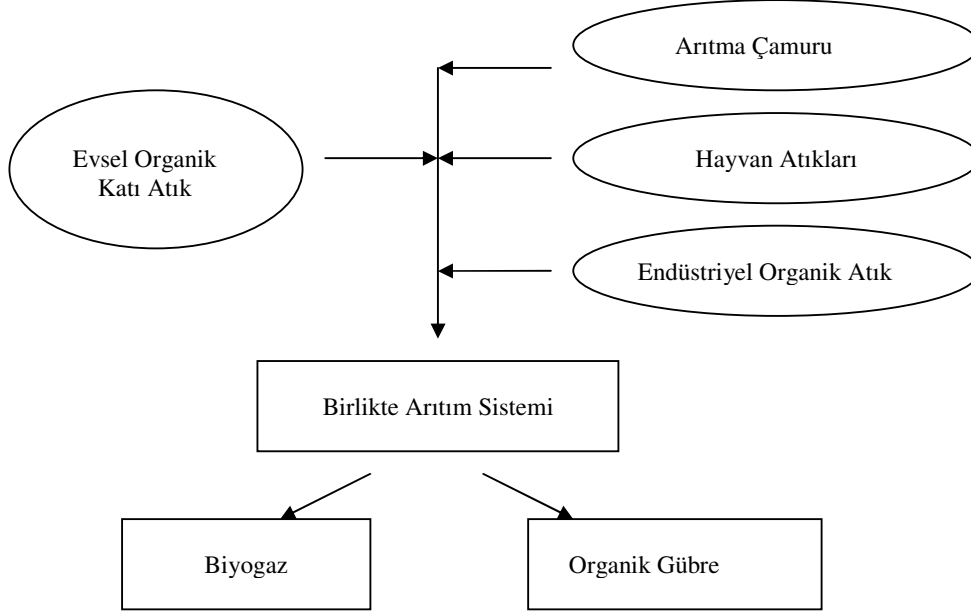
Sebze ve Meyve Atıkları	Analiz Değerleri (Viturtia ve diğ., 1989)	Analiz Değerleri (Verrier ve diğ., 1987)
Toplam Katı Madde (g/kg)	90,4	84,4
Uçucu Katı Madde (g/kg)	82,9	77,5
Toplam KOİ (g/kg)	104,5	-
Toplam Askıda Madde	-	58,6
TKN(g/kg)	2	2,7
Selüloz	9,2	-
Şeker ve hemiselüloz	62	-
Lignin	4,5	-

Çizelge 2.10'da görüldüğü üzere market atıklarının TKM'si %8'in üzerindedir ve %90'ının UKM olduğu görülmektedir. Organik bölümün %75'i şeker ve hemiselüloz, %12'u selüloz ve %5'i lignindir. Yüksek biyolojik parçalanabilirliği ve nem içeriği biyolojik arıtılabilirliğini kolaylaştırır ve bu atık türü için havasız çürütme yöntemi ideal bir yöntemdir. Aerobik arıtma sebze ve meyve atıklarının arıtılmasında uygun yöntem değildir çünkü atığa aerobik arıtma uygulanmadan önce OYH'nı düşürmek için ön arıtma uygulanması gerekir. Fakat anaerobik arıtma organik yükü fazla olan sebze ve meyve atıkları için uygun bir arıtma yöntemidir. Toplam KOİ/N oranı sebze ve meyve atıklarında dengededir, 100/ 4 civarındadır be nedenle N ilavesine gerek duyulmaz. Sebze ve meyvelerin metana dönüşebilmesi için optimum C:N oranı 100/128:4'tür (Bouallagui ve diğ., 2005).

Evsel organik katı atıkların anaerobik şartlarda arıtıldığı reaktörler, içerlerinde barındırdıkları katı madde yüzdesine (ıslak ve kuru sistemler), kademe sayısına (tek ve çift kademeli sistemler) ve prosesin yürütüldüğü işletme sıcaklığına (mezofilik ve termofilik sistemler) göre sınıflandırılmaktadır. Tek kademeli sistemlerde bütün biyokimyasal reaksiyonlar (hidroliz, asit ve metan oluşumu) tek bir reaktörde gerçekleştirilirken, iki kademeli sistemlerde reaksiyonlar iki ayrı reaktörde gerçekleşmektedir.

2.5 Birlikte Arıtım Yaklaşımı

Birlikte arıtım en az iki tip atığın karıştırılarak oluşan karışımın anaerobik arıtılması olarak tanımlanmaktadır. Birlikte arıtım yolu ile organik atığın anerobik arıtımı sonucunda atık stabilizasyonu ve gübre (kompost) edilebildiği gibi enerji üretimi de sağlanmaktadır. Bu bakış açısıyla organik atık değerli bir kaynak özelliği kazanmaktadır (Şekil 2.1).



Şekil 2.1 : EOKA ile birlikte arıtım prensibi, (Öztürk, 2007)

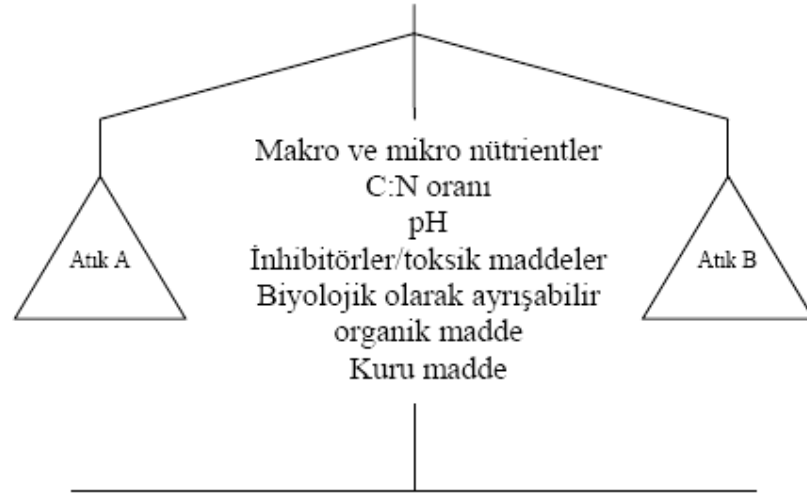
Farklı atıklarının karıştırılması hem anaerobik arıtma açısından hem de ekonomik açıdan birçok pozitif etkiye sahiptir. Birlikte arıtımın anaerobik çürütme prosesine faydaları;

- Metan verim katsayısını artırır,
- Sistemin denge konumunu geliştirir,
- Farklı tip atıkları bir araya getirerek atığı karakter olarak geliştirir ve nutrient açısından anaerobik arıtmaya uygun hale getirerek daha etkin bir arıtma sağlar.

Ekonomik açıdan faydaları incelendiğinde ise;

- Farklı atık akımlarının tek bir entegre arıtma tesisinde toplanmasının getireceği ekonomik yararlar,
- Daha büyük kapasitedeki merkezi arıtma tesisleriyle arıtılabilecek atık miktarının artması (Mata-Alvarez, 2003).

Birlikte arıtım, yıl boyunca kalite ve karakteristik bakımından önemli derecede değişkenlik gösteren organik katı atığın daha stabil bir şekilde arıtımına da imkan verir (Angelidaki ve Ahring, 1997). Evsel organik katı atığın (EOKA) yüksek C/N oranı, pH ve yüksek katı madde içeriği gibi özellikleri, bu atıkların anaerobik arıtımını zorlaştırmaktadır. Farklı atık türlerinin EOKA ile birlikte arıtımı anaerobik proseslerin atık yönetimi çerçevesinde optimize edilmesine olanak sağlamaktadır (Şekil 2.2).



Şekil 2.2 : Birlikte arıtımın sağladığı denge, (Mata-Alvarez, 2003)

Kararlı bir proses performansı için besi maddelerinin dengelenmesi, uygun bir C/N oranı ve stabil pH değeri gerekmektedir. Yüksek C/N oranı sistemde azot eksikliğine sebep olurken, düşük C/N oranı amonyak toksisitesine neden olur. Örneğin, atıktaki nutrient yetersizliği nutrient bakımından zengin bir atık tipiyle yapılacak birlikte arıtım neticesinde giderilebilir ya da amonyak toksisitesi, başka bir atık türü ile sıvı fazdaki amonyak konsantrasyonu seyreltilerek veya C/N oranının ayarlanarak giderilebilir (Kayhanian ve Tchobanoglous, 1992). Kolay hidroliz olan atıklarda (hal atıkları gibi) uçucu yağ asitleri konsantrasyonundaki artış sonucu meydana gelen pH düşmesi yüksek tamponlama kapasitesine sahip başka bir atık ilavesiyle dengelenebilir.

Birlikte arıtım düşük katılı (ıslak) ve yüksek katılı (kuru) sistemlerin her ikisinde de uygulanılabilmesine rağmen daha çok düşük katılı sistemlerde kullanılmaktadır. Yüksek katılı sistemlerde farklı atık türlerinin birlikte arıtılması, atığın nütrient dengesini sağladığından proses performansını artırır. Düşük katılı sistemlerde ise, seyreltik atıklar (düşük katı madde oranına sahip) EOKA ile birlikte arıtılarak EOKA'nın katı madde içeriği düşürülebilir.

Biyolojik olarak zor ayrışabilen organik atıkların (ligno-selüloz) kolay ayrışabilen organik atıklarla birlikte arıtımı biyogaz veriminin artması yönünde fayda sağlamaktadır. Hal atıkları gibi yüksek katı madde içeriğine sahip atıkların birlikte arıtım yaklaşımı içerisinde aktif çamur gibi daha az katı madde oranına sahip atıklarla karıştırılarak arıtılması pompalama ve mekanik arıtımla ilgili oluşabilecek problemlerin en aza indirilmesini sağlar (Mata-Alvarez ve diğ., 2003).

2.6 EOKA ve Arıtma Çamurlarının Birlikte Arıtılması

Mevcut kentsel atıksu arıtma tesislerinin birçoğunda çamur çürütücülerin bulunması evsel organik katı atıkların (EOKA) çamurla birlikte arıtımını oldukça cazip kılmaktadır. Bu sayede birlikte arıtım yaklaşımı, katı atık ve arıtma tesislerinde oluşan fazla çamur gibi iki büyük atık akımını birleştirerek ve büyük yatırımlara gerek kalmadan uygulanabilmektedir.

EOKA ve arıtma çamurları, her iki atığın karakteristik özelliklerinden dolayı kombinasyonu faydalı bir atık türü oluştururlar. Düşük katı madde konsantrasyonları ve organik yüklemelerde çalışan çamur çürütücülere, oldukça fazla katı madde içeriğine sahip EOKA çamurla birlikte beslenebilir. Bu sayede, arıtma çamurundaki makro ve mikro nütrientler EOKA'daki nütrient eksikliğini kapatacaktır. Ayrıca hem EOKA'nın katı madde içeriği düşürülebilecek hem de tesisin biyogaz veriminde önemli bir artış sağlanabilmektedir (Şekil 2.3), (Mata-Alvarez ve diğ., 2003).

EOKK	ARITMA ÇAMURU
↓	↑
MAKRO VE MİKRO NUTRIENTLER	
↑	↓
C/N ORANI	
↑	↓
BİYOLOJİK AYRISABİLİR ORGANİK MADDE	
↑	↓
KURU MADDE	

Şekil 2.3 : EOKA ve arıtma çamuru ile birlikte arıtımın sağladığı denge, (Mata-Alvarez, 2003)

Aktif çamurun hal atığı ile birlikte arıtıldığında sağladığı avantajlar aşağıdaki gibidir;

- Aktif çamur için anaerobik çürütme esnasında hidroliz hız sınırlayıcı aşamadır ve kolay hal atıkları gibi kolay hidroliz olabilen bir atık türü ile birlikte arıtılması anaerobik çürütme hidroliz aşamasının daha dengeli olmasını sağlar.
- Hal atıklarının C:N oldukça yüksektir aktif çamurda ise düşüktür, birlikte arıtmaları sayesinde C:N oranı anaerobik çürütme esnasında sorun yaratmayacak bir atık oluşumunu sağlar, nutrient dengesi sağlanır.
- Aktif çamur düşük konsantrasyonda inert madde ve kum içerir (Diaz ve diğ., 2008, Bouallagui ve diğ.,2008).

%8-20 UKM bazında dozlanan arıtma çamuru, EOKA'nın stabilizasyon derecesini arttırmaktadır (Kayhanian ve Tchobanoglus, 1992, Kayhanian ve Rich, 1996). EOKA ve arıtma çamurlarının ıslak sistemlerde birlikte arıtımı konusunda yapılan bir çalışmada, UKM giderimi ve spesifik gaz üretimi bakımından en iyi verimin EOKA:Arıtma Çamuru=80:20 (TKM bazında) elde edilebildiği gözlenmiştir (Demirekler ve Anderson, 1998; Diaz ve diğ.; 1981). Bu oran hacim bazında %25 EOKA, %75 arıtma çamuru olmaktadır (Hamzawi ve diğ., 1998). Sistem stabilitesi açısından değerlendirildiğinde ise yemek atıkları ve aktif çamur için 50:50 (UKM bazında) karışımda optimum koşullar gözlenmiştir (Hyo Heo ve diğ., 2004).

Elbetteki bu oranlar EOKA ve çamurun katı madde içeriğine, biyolojik olarak ayrışabilirliğine ve C/N oranlarına göre değişkenlik gösterebilir.

3. ANAEROBİK (HAVASIZ) ARITMA

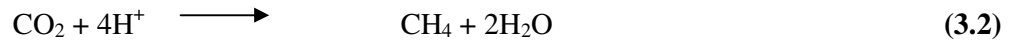
Anaerobik çürütme, organik maddelerin havasız ortamda ayrışması esnasında gerçekleşen çok adımlı biyokimyasal reaksiyonlardan oluşan biyolojik bir prosestir. Bu prosesin ilk adımında polisakkarit, karbonhidrat, protein, lipid gibi polimerik yapıdaki kompleks organik maddeler hücre dışı enzimler tarafından daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek şekildeki çözünebilir ürünlere dönüştürülmektedir. 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 asetate, hidrojen ve karbondioksite dönüştürülmektedir. Prosesin son safhasında asetatin parçalanması veya H_2 ile CO_2 'nin sentezi yoluyla CH_4 üretimi gerçekleştirilmektedir (Ubay, 1993).

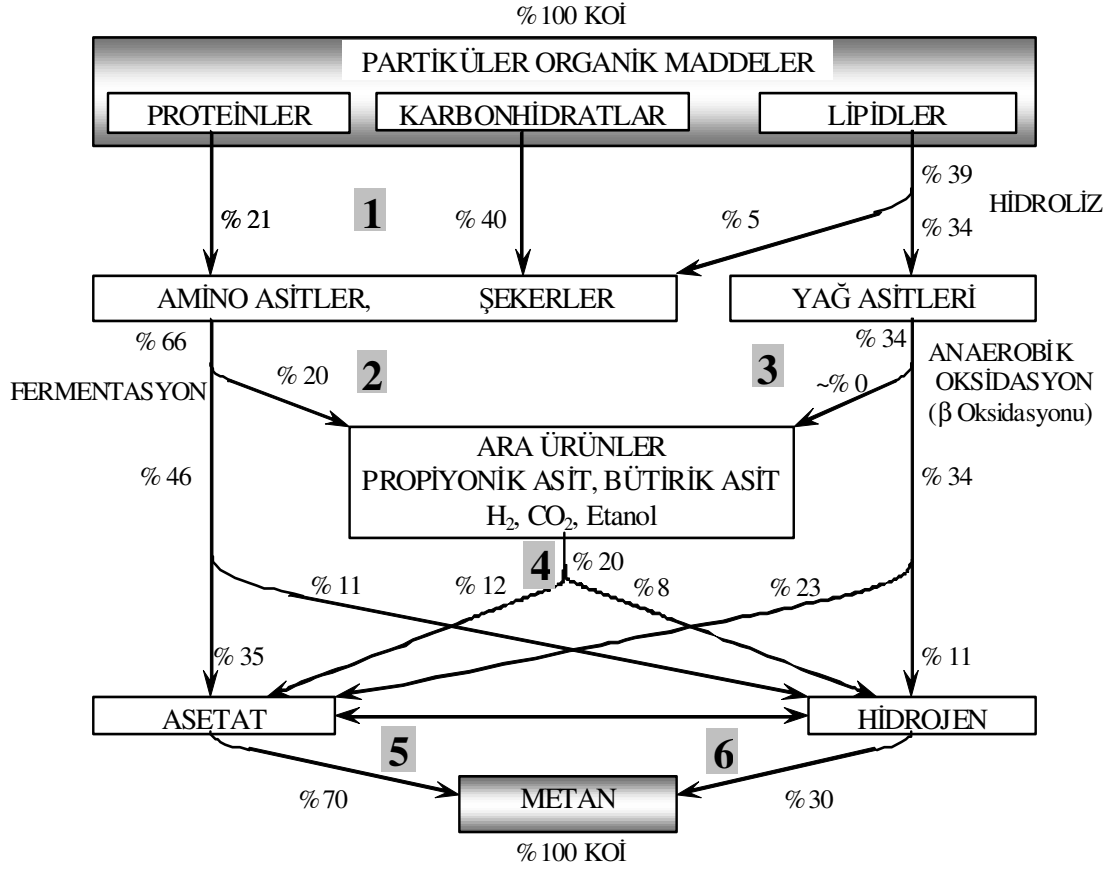
Anaerobik arıtmanın adımları aşağıdaki gibi özetlenebilir (Şekil 3.1).

1. Çözünmemiş biyolojik olarak giderilebilen polimerlerin hidrolizi
2. Şeker ve aminoasitlerin fermentasyonu
3. Uzun zincirli yağ asitlerinin ve alkollerin anaerobik oksidasyonu (β oksidasyonu)
4. Uçucu yağ asitleri gibi ara ürünlerin anaerobik oksidasyonu
5. Asetatin metana dönüşümü (Asetatin dekarbonizasyonu)



6. Hidrojenin metana dönüşümü





Şekil 3.1 : Anaerobik arıtmanın aşamaları, (Aydın, 2002)

Anaerobik arıtma, yüksek molekül ağırlıklı katı ve çözünmüş organik maddelerin hidrolizi, organik asit oluşumu, asetik asit oluşumu ve metan üretimi olmak üzere başlıca 4 kademedan oluşmaktadır (Mata-Alvarez, 2003).

3.1 Hidroliz

Disintegrasyon, kompleks organik maddelerin parçalanmasını ve hidrolize olabilir hale dönüşümünü sağlayan bir prosestir. Disintegrasyon ve hidroliz prosesleri hücre dışı gerçekleşen biyolojik ve biyolojik olmayan prosesler olup, kompleks organik maddelerin çözünmüş substratlara parçalanmasını ve çözünmesini ifade etmektedir. Hidroliz, disintegrasyon sonucu oluşan partiküler haldeki karbonhidrat, lipid ve proteinlerin çözünmüş yapı taşlarına parçalanmasını ifade etmektedir.

Anaerobik çürütmede ilk adım, hücre zarından geçemeyecek büyüklükte polimerik yapıdaki organik maddelerin (partiküler ve çözünmüş polimerler) enzimatik hidrolizle hücre zarından geçebilecek ve mikroorganizmalarca kullanılabilir daha

basit yapıdaki çözülmüş ürünlere dönüştürülmesidir. Hidroliz, hücre dışı enzimlerce gerçekleştirilen atık türüne bağlı olarak oldukça yavaş gerçekleşen bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler ise pH, sıcaklık, hidroliz ara ürünlerinin ortamda birikmesi ve organik maddenin partikül boyut dağılımıdır (Mata-Alvarez, 2003).

Evsel ve endüstriyel organik katı atıklar, arıtma tesisi çamurları, evsel ve endüstriyel atık sular hidroliz prosesine girebilir. Atık aktif çamurun anaerobik arıtımında mikroorganizma hücreleri substrat konumundadır ve liziz (lysis) prosesiyle hücre zarları parçalanarak ortama organik madde salarlar.

Karbonhidratlar, proteinler ve lipidler olmak üzere, kimyasal bileşimleri açısından üç tür kompleks organik madde bileşeni vardır. Anaerobik arıtma açısından değerlendirildiğinde organik katı atıklar polisakkaritler, lignin, proteinler, azotlu bileşikler ve lipidler olmak üzere 5 farklı grupta ele alınırlar (Öztürk, 2007). Hidrolizleri açısından incelendiklerinde;

Polisakkaritler, selüloz, hemiselüloz ve pektinleri ihtiva etmektedirler. Saf selüloz tıpkı nişasta gibi glikozun bir polimeridir fakat kolay hidrolize uğramaz. Polisakkaritler genel olarak havasız ortamda ayrışabilmektedir (Öztürk, 2007).

Lignin, branşmanları çapraz olarak birbirine bağlanmış fenil propan türevlerinin kompleks polimeridir. Diğer polimerlerden farklı olarak lignin aynı tip monomerlerin ardışık bağlanmış şekli olmayıp, farklı tip monomerlerden oluşur. Lignini oluşturan monomerler en az 5 farklı şekilde bir araya gelebilmekte ve bunlardan hiçbiri anaerobik olarak kolay hidroliz olmamaktadır (Zeikus,1980).

Proteinler, 20 kadar doğal aminoasitin polimeridir. Proteinler, proteaz olarak adlandırılan hücre dışı enzimlerle hidrolize uğramaktadır. Havasız fermentasyon öncesinde protein bünyesindeki azot, amonyak, asetat, propiyonat ve bütirat gibi belli başlı fermentasyon ürünlerine dönüştürülerek uzaklaştırılırlar (Öztürk, 2007).

Azotlu bileşikler, bilinen en önemli azotlu bileşik hayvansal organik atık olan üredir ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$). Üre anaerobik bakterilerce amonyak ve karbondioksit'e parçalanır. Azotlu bileşiklerin fermentasyonu sonucu formik, asetik, propiyonik, laktik asit gibi yağ asitleri ve CO_2 , H_2 gibi gazlar oluşmaktadır (Öztürk, 2007).

Yağlar (lipidler) suda çözünmeyen, ancak organik çözücülerde çözünebilir heterojen yapıdaki organik bileşiklerdir. Havasız şartlarda, lipaz olarak adlandırılan enzim

lipidleri parçalayıp uzun zincirli yağ asitleri, galaktoz ve gliserol oluşturmaktadır. Yağlar çok yavaş hidrolize olduğundan dolayı önemli miktarda yağ ve diğer yavaş hidroliz olan maddeleri ihtiva eden atıkların havasız arıtımında hidroliz hız sınırlayıcı kademe olabilmektedir (Speece, 1996). Lanolin ve benzeri bazı yağ türleri havasız ayrışma prosesi ile parçalanamamaktadır (Öztürk, 2007).

3.2 Asit Üretimi

Organik asit oluşumu (fermentasyon), dışarıdan herhangi bir elektron alıcı veya vericiye ihtiyaç duyulmadan gerçekleşen ve asit üretiminin gerçekleştiği mikrobiyal bir prosestir (Gujer ve Zehnder, 1983). Bu proses monosakkaritlerin ve aminoasitlerin daha basit yapıdaki birtakım ara ürünlere (uçucu yağ asitleri) dönüşümünü sağlamaktadır. Fermentasyon bakterileri basit şekerleri (monosakkaritler) ve aminoasitleri, uçucu yağ asitlerini (valerat, propiyonat, bütirat ve asetat), H_2 ve CO_2 'ye dönüştürür. Basit şekerler ve aminoasitler bu reaksiyonlarda hem elektron alıcısı hem de elektron vericisi olarak kullanılırlar. Asit üretim hızı metan üretim hızına göre daha büyük olduğu için, çözünmüş organik madde konsantrasyonundaki ani artış, asit üretiminin artması sonucu sistemde asit birikimine yol açmaktadır. Böyle bir durum bir sonraki adım olan metan üretimi safhasında inhibisyona sebep olabilmektedir. Asit üretimine paralel olarak, proteinlerin ve aminoasitlerin uçucu yağ asitlerine dönüşümü sırasında ortama amonyak salınır.

3.3 Asetat Üretimi

Uzun zincirli yağ asitleri ve uçucu yağ asitleri, asetik asit üreten (asetojen) bakteriler tarafından asetat, CO_2 ve H_2 'ye dönüştürülür. Uçucu yağ asitleri ve uzun zincirli yağ asitleri bu reaksiyonlarda elektron verici olarak görev yaparlar. Bu reaksiyonların elektron alıcısı hidrojenidir. Reaksiyonların termodinamik olarak ürünler yönünde ilerleyebilmesi için ortamdaki hidrojen konsantrasyonunun düşük olması gerekmektedir. Hidrojen kullanarak metan üreten bakteriler ise H_2 'yi elektron verici, CO_2 'yi de elektron alıcı olarak kullanarak ortamdaki hidrojen konsantrasyonunu kontrol ederler. Bu nedenle asetat üretimi ve hidrojen kullanarak metan üretimi prosesleri birbirleriyle yakın ilişki içerisinde. Termodinamik sebeplerden dolayı asetik asit bakterileri sadece H_2 kullanan mikroorganizmalar ile birlikte yaşarlar.

Asetik asit bakterileri aynı zamanda H_2 üreten asetojenik bakteriler olarak da bilinmektedir.

3.4 Metan Üretimi

Metan üretimi yavaş bir süreçtir ve anaerobik çürütmede genellikle hız sınırlayıcı kademe olarak kabul edilmektedir. Metan, asetik asitin parçalanması ve/veya H_2 ile CO_2 'nin sentezi sonucu üretilmektedir. Anaerobik reaktörlerde 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.

Metan arkeleri, fizyolojik yapıları gereği en etkili şekilde pH = 6,7-8,0 aralığında faaliyet göstermektedir. Günümüze kadar yapılan araştırmalarda asetatin metana doğrudan dönüşümünü sağlayan arkelerden *Methanosaeta* ve *Methanosarcina* cinslerinin sorumlu olduğu bilinmektedir. *Methanosaeta* cinsleri çubuksu mikroorganizmalar olup sadece asetik asiti karbon ve enerji kaynağı olarak kullanmaktadır. *Methanosarcina* cinsleri ise yuvarlak şekilli olup asetate, metanol, metilaminler ve bazen hidrojeni kullanarak kümeler halinde çoğalmaktadır. Asetat konsantrasyonunun 60 mg/L'nin üzerinde olması durumunda *Methanosarcina* cinsleri, altında olması durumunda ise *Methanosaeta* cinsleri asetate kullanımında faaliyet göstermektedir. Anaerobik çürütmede hidrojen kullanarak çoğalan arkelerin faaliyeti nihai ürün olan metanın oluşması açısından oldukça önemlidir. Bu arkeler sayesinde H_2 konsantrasyonu sürekli düşük seviyelerde tutularak, sistemdeki diğer mikroorganizmaların yaşamları sağlanmaktadır. Biyolojik elektron alıcıları olarak da anılan bu arkeler asetate kullananlara göre fenotipik olarak daha dağınık bir yapı sergilemektedir. *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanosprillum* ve *Methanococcus* cinsleri anaerobik çürütme sürecinde görülen en yaygın arkelerdir (Öztürk, 2007).

3.5 Anaerobik Arıtma Avantaj ve Dezavantajları

Çizelge 3.1’de anaerobik arıtmanın avantajları ve dezavantajları özetlenmiştir.

Çizelge 3.1 : Anaerobik arıtmanın avantaj ve dezavantajları (Metcalf ve Eddy,2004; Kettunen,1997; Cillie ve diğ., 1969)

Anaerobik arıtmanın aerobik arıtma ile kıyaslandığında avantajları;	Anaerobik arıtmanın dezavantajları;
• Az enerji gereksinimi • Az biyolojik çamur üretimi • Düşük nutrient ihtiyacı • Potansiyel enerji kaynağı olan metan üretimi • Aktif biyo kütle konsantrasyonu yüksek olduğu için düşük reaktör hacmi • Sistemin uzun süre beslenmediği durumlarda bile sübstrat ilavesi ile kısa sürede aklime olabilme özelliği • Aerobik Arıtmanın 5-10 katı yüksek OYH ile çalıştırılabilir.	• Daha uzun devreye alma süresi • Alkalinite veya spesifik bir tür iyon eklenmesine ihtiyaç duyulabilmesi • Deşarj standartlarını sağlamak için ilave olarak aerobik arıtmaya ihtiyaç duyulabilmesi • Biyolojik azot veya fosfor uzaklaştırmanın mümkün olmaması • Reaksiyon hızı düşük sıcaklığa bağlı olumsuz etkilere karşı daha hassastır • Toksik bileşenlere karşı oldukça duyarlıdır • Korozif gaz oluşumu üretme potansiyeline sahiptir

3.6 Anaerobik Arıtma İçin Optimum Çevre Şartları

Anaerobik reaktörlerde kararlı ve yüksek bir performans elde edilebilmesi için anaerobik mikroorganizmaların yaşayabileceği ve çoğalabileceği en uygun (optimum) çevre şartlarının sağlanması gereklidir. Bu koşullar özetle Çizelge 3.2’de görülmektedir.

Çizelge 3.2 : Metanojenik reaktör için optimum çevre şartları

Parametre	Optimum Şartlar
KOI/N/P	300/ 5/ 1
Arıtılan atığın bileşimi	Karbon, temel (N, P) ve iz elementler (Cu, Mo, Fe gibi) dengeli olmalı, O ₂ , NO ₃ , H ₂ O ₂ , SO ₄ gibi oksitleyici maddeler, toksik maddeler ve inhibitör elementler içermemelidir.
pH	6,5-8,2
Sıcaklık	25-40 (35-37)* °C, mezofilik ve 50-65 (55) °C, termofilik
Alkalinite	1000-4000 (2000) mg CaCO ₃ /l
TUA (toplam uçucu asit)	<1000-1500 mg/l asetik asit
TUA/Alkalinite	<0,3

* Parantez içindeki sayılar optimum değerleri göstermektedir.

3.7 Anaerobik Arıtmada Toksik Maddeler ve İnhibisyon

Havasız süreçte çeşitli inhibitör ve toksik etki yapan maddeler metabolik faaliyetleri etkileyebilir. Bu maddeler sisteme atıksu içeriği ile girebilir yada metabolik faaliyetler sonucu oluşurlar.

Oksijen NO₃⁻, H₂O₂, SO₄⁻² şeklinde bağlı bile olsa ortamda bulunmamalıdır. Yüksek konsantrasyonda NO₃⁻ içeren atıksuya anaerobik arıtmadan önce uygulanan bir ön denitrifikasyon anaerobik proses verimini arttırdığı görülmüştür (Frostell, 1985).

Yüksek miktarda protein ve üre içeren atıksularda amonyak inhibisyonu problem yaratabilir. Amonyak inhibisyonunda, sıcaklık ve pH gibi ortam şartları inhibisyon derecesini etkiler. Toplam NH₄⁺, konsantrasyonunun pH=7’de %1’i serbest amonyağa dönüşürken bu oran pH=8’de %10 değerine yükselir.



pH’ın 7,2 ve daha küçük değerlerinde yukarıdaki eşitlik sola doğru çalışır ve inhibisyon amonyum iyonu ile ilişkilidir. Daha yüksek pH seviyelerinde ise eşitlik sağa doğru çalıştığından inhibisyon amonyak konsantrasyonu ile ilişkilidir. McCarty ve Mc Kinney (1961) tarafından 150 mg/l’nin üzerinde serbest amonyak (NH₃) konsantrasyonunun metan bakterileri üzerinde toksik etki yaptığı görülmüştür.

Çizelge 3.3 : Amonyum iyonu konsantrasyonunun anaerobik prosese etkisi
(A.F.Aydın, 2002)

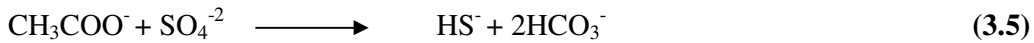
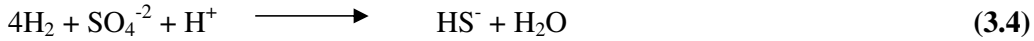
Konsantrasyon (mg/L)	Etki
50-200	Faydalı
200-1000	Zararsız
1500-3000	İnhibitör Etki (pH>7,4)
> 3000	Toksik

Yüksek pH'larda toplam konsantrasyon 3000 mg/L'nin altında bile olsa pH'a bağlı olarak inhibisyon meydana gelmektedir. 1500 mg/L üzerinde amonyum konsantrasyonunun pH=7,9'da inhibisyon etkisinin olduğu kabul edilmiştir (Çizelge 3.3), (Monsey, 1974).

Başka bir çalışmada ise pH=7'de amonyum konsantrasyonu 7000 mg/L üzerinde bile inhibisyon gözlenmezken, serbest amonyak konsantrasyonu 80 mg/L seviyesinde iken pH'a bakılmaksızın toksik etki gözlenmiştir (Sathananthan ve diğ., 1981).

Sülfat bakterileri anaerobik arıtma esnasında asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullanarak sülfatı hidrojen sülfüre (H₂S) çevirirler. Metan bakterileri de asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullanarak metan üretimi sağlarlar. Ancak sülfat bakterilerinin performansı metan bakterilerinininkinden daha yüksek olduğundan metan üretiminin düşmesine neden olurlar. Bu durum genellikle yüksek organik yüklemelerde meydana gelir ve asit fazı bu durumdan etkilenmez.

Sülfat reaksiyonları;



Khan ve Trottier (1978) farklı sülfür bileşikleri için toksisite sıralamasını aşağıdaki gibi yapmışlardır.

Sülfat < Tiyosülfid < Sülfür < Sülfür iyonu < Hidrojen sülfür

Anaerobik proseste kısa bir alışma devresinden sonra 50-100 mg/L çözünmüş sülfid konsantrasyonu zararsızdır. Devreye alma süresi sonrası, sürekli işletilen sistemlerde 200 mg/L'ye kadar sülfid (SO₃⁻²) konsantrasyonunda inhibisyon etkisi görülmez. >200 mg/L çözünmüş sülfid konsantrasyonunda ise metan üretimi inhibisyona uğrar

(McCarty, 1964). Koster (1986) pH 7,8-8,0 gibi yüksek pH değerlerinde 90 mg/L serbest hidrojen sülfidin (H_2S) metan üretimini %50 inhibe ettiğini rapor etmiştir.

Ağır metaller ise anaerobik prosesteki metabolik faaliyetlerde kullanılan enzimlerin faaliyetlerini durdurarak inhibisyon etki yaparlar. Ayrıca diğer zararlı maddelerden farklı olarak ağır metaller biyolojik olarak giderilemediğinden birikme özelliğine sahiptirler. Bu nedenle çok düşük konsantrasyonlarda bile proseslerde bulunması risklidir.

Tolere edilebilir ağır metal konsantrasyonu, metallerle birleşerek çözünmeyen sülfid tuzlarını oluşturan reaktörde mevcut sülfid konsantrasyonuna bağlıdır. Sülfidler tek başlarına toksik etkiye sahip olmasına rağmen sülfid tuzları oluşturarak çökmesi halinde hiçbir olumsuz etkiye sahip değildirler (Mc Carty, 1964).

3.8 İki Kademeli Anaerobik Sistemler

Anaerobik arıtma sürecinde gerçekleşen reaksiyonlar farklı optimum çevresel şartları gerektirmektedir. Bu sebeple iki veya daha fazla kademeli sistemler geliştirilmiştir. Anaerobik arıtma sürecinin farklı adımlarında gerçekleşen reaksiyonları, ayrı ayrı reaktörlerde optimize etmek reaksiyon hızını ve biogaz miktarını arttırabilir (Ghosh ve diğ., 1999).

Bu amaçla genelde 2 kademeli sistemler kullanılır ve birinci reaktörde hidrolizin hız sınırlayıcı kademe olduğu hidroliz-asidifikasyon reaksiyonları, ikinci reaktörde ise yavaş mikrobiyal büyümenin hız sınırlayıcı olduğu asetojenesis ve metanojenesis reaksiyonları gerçekleşir (Liu ve Ghosh, 1997; Palmowski ve Müller, 1999). Bu iki ana kademe farklı reaktörlerde gerçekleştiğinden, metan üretiminin gerçekleştiği ikinci reaktörü yüksek biyokütle konsantrasyonlarında ve yüksek çamur yaşlarında çalıştırmak mümkündür (Weiland, 1992; Kübler ve Wild, 1992).

İki kademeli sistemlerin işletilmesinin tek kademeli sistemlerden daha kompleks olması nedeniyle, beklenen hız ve biyogaz artışları her zaman elde edilemeyebilir (Weiland, 1992). İki kademeli sistemlerin en önemli üstünlüğü, tek kademeli sistemlerde kararsız performanslara yol açabilen bazı atık türlerinin daha kararlı bir şekilde arıtılabilmesidir. Özellikle hal atıkları gibi kolay hidroliz olup metan fazını inhibe edebilecek atık türlerinde iki kademeli sistemlerin kullanılması oldukça faydalıdır. Çizelge 3.4 'de iki kademeli anaerobik sistemlerin avantaj ve dezavantajları verilmiştir.

Çizelge 3.4 : İki kademeli anaerobik sistemlerin avantaj ve dezavantajları

Kriter	Avantajlar	Dezavantajlar
Teknik	• Değişik tasarımların Yapılabilesine uygunluk	• Kompleks proses
Biyolojik	• Selüloz içeriği az olan Kolay ayrışan (mutfak Atıkları) atıklar için çok Uygundur • C/N<20 olan atıkların arıtımı için en uygun tasarım	• Katı kısım metan reaktörüne gönderilmediğinde düşük metan üretimi
Ekonomik ve Çevresel	• Son üründe daha az ağır metal içeriği	• Daha yüksek ilk yatırım Maliyeti

İki kademeli sistemler genelde ikinci reaktördeki biyokütle bekleme süresine göre sınıflandırılmaktadır. Bu kriterin kullanılmasının en büyük nedeni, reaktörün biyolojik stabilitesini belirlemesidir.

Kararsız performansın en önemli nedenleri atığın heterojenliği, organik yüklemdeki değişkenlikler ya da azot gibi inhibe edici maddeleri aşırı miktarda barındıran atıklardır. İki kademeli sistemlerin hepsi organik yüklemdeki değişkenliklere karşı bir miktar koruma sağlamaktadır. Buna rağmen, sadece biyokütle konsantrasyonunun ve çamur yaşının yüksek olduğu iki kademeli sistemler, yüksek azot ve diğer inhibitörlerin konsantrasyonlarına dayanabilmektedir (Weiland, 1992). Bu sebeple 2 kademeli tasarımların birçoğunda ikinci reaktörde çamur yaşı yüksek tutulur.

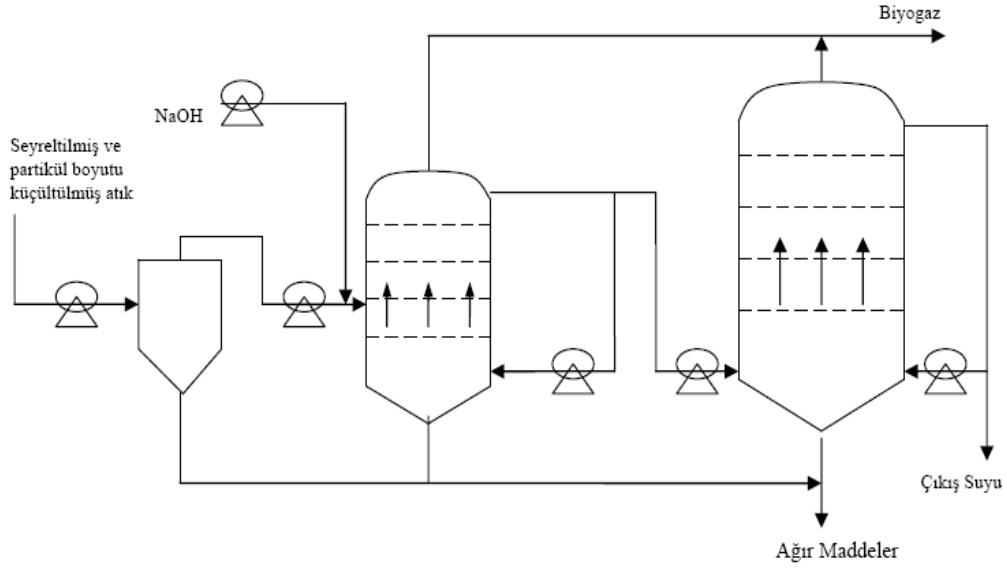
3.1.1 İki kademeli çamur yaşı düşük (geri devirsiz) sistemler

3.1.1.1 Teknik değerlendirme

Laboratuvar araştırmalarında kullanılan en basit iki-kademeli sistem tasarımı, birbiri ardına seri bağlanmış 2 tam karışimli reaktör şeklindedir. Kullanılan reaktörlerin teknik özellikleri tek kademeli “ıslak” sistemlere çok benzemektedir. Atıklar 1. çürütücüye girmeden önce öğütülür ve %10 KM içerecek şekilde proses suyuyla seyreltilir. Asit fazını tamamlayan atık metan fazı da tamamlayabilmesi için 2. reaktöre alınır.

Diğer bir tasarım kombinasyonu ise “ıslak-ıslak” veya “kuru-kuru” şeklinde çalışan iki piston akımlı reaktörün seri bağlanmasıyla elde edilebilir. Örneğin; ıslak-ıslak

alışan Schwarting-Uhde prosesinde (Şekil 3.2), %12 TKM'ye seyreltilmiş ve partikül çapı küültölmüş, kaynağında ayrılmış organik atık, reaktör içerisine yerleştirilmiş delikli plakalar arasında dikey yönde ilerler. Dikey yöndeki üniform hareket, kesikli çalıştırılan pompalarla sağlanır. Bu hareket aynı zamanda atığın karışımını da kapasite (ton/yıl) sağlamaktadır. Dikey yönlü hareket biyogazı yukarı doğru iter.



Şekil 3.2 : Schwarting-Uhde prosesi, (Mata-Alvarez, 2003)

Bu dizayn da reaktör içerisinde hareketli parça olmadan, kesikli çalışan pompalarla atığın karışımı sağlanabilmektedir. Sistem piston akımlı çalıştığından kısa devreler oluşmamakta ve termofilik şartlarda uygulandığında atığın hijyeni sağlanmaktadır. Ayrıca diğerk ıslak reaktörlerde görölen köpük oluşumu da görölmez. Ancak geçirimli plakalar çok kolay tıkanabildiği için bu proses nisbeten daha saf (plastik, cam, metal gibi inert parçalar içermeyen) ve kolay ayrışabilen atıklar için uygundur.

3.1.1.2 Biyolojik arıtma performansı

İki kademeli sistemlerin en önemli üstünlüğü sebze-meyve atıkları gibi kolay ve hızlı ayrışabilen atıkların yüksek bir biyolojik kararlılıkta arıtılabilesidir (Pavan ve diğ., 1999). Çok hızlı hidroliz olabilen sebze meyve atıkları, tek ve iki kademeli laboratuvar ölçekli reaktörlere beslendiğinde, tek kademeli sistem 3,3 kgUKM/m³.gün organik yüklemede proses stabilitesini kaybetmesine rağmen iki kademeli sistem OYH=7 kgUKM/m³.gün'de bile stabilitesini kaybetmemiştir (Pavan

ve diğ., 1999). Buna karşın atığın homojen karışımına ve sabit organik yükleme hızlarında reaktöre beslenmesine özel önem verilirse, tek kademeli sistemler de çift kademeliler kadar güvenilir ve stabil çalışabilmektedir (Weiland, 1992).

Organik yükleme hızlarındaki kısa dönemli salınımlar, tek kademeli sistemlerde kısa dönemli aşırı yüklenmelere neden olabilir. Ancak iki kademeli sistemlerde OYH'ndaki dalgalanmalar 1. kademe tarafından dengelenmekte, bu sayede 2. kademeye uygulanan organik yükleme hızı zamana göre üniform bir özellik göstermektedir. İlk reaktörün bu dengeleme etkisi özellikle metan üretiminin hız sınırlayıcı olduğu selüloz içeriği az olan atıkların arıtımında çok faydalıdır (Edelman ve diğ., 1999). Bu sayede 2. reaktördeki metan üretim reaksiyonları aşırı organik yüklemekten korunmaktadır. Hidroliz safhasının hız belirleyici adım olduğu yavaş ayrışabilen birçok atık türünde ise şok yükler inhibisyona neden olmayabilir (Mata-Alvarez ve diğ., 2003).

Çamur yaşı ve reaktör içi biyokütle konsantrasyonu yüksek olmayan iki kademeli sistemler ve tek kademeli sistemler biyogaz üretimi ve OYH_{maks} açısından karşılaştırıldığında, iki sistem arasında çok az fark olduğu görülmektedir. Örneğin; BRV prosesi 8 kgUKM/m³.gün, Schwarting-Udhe prosesi ise maksimum 6 kgUKM/m³.gün organik yükleme hızlarında işletilebilmektedir (Trösch ve Niemann, 1999). Bu değerler, tek kademeli sistemlerin organik yükleme hızlarına oldukça yakındır.

3.1.2 İki kademeli çamur yaşı yüksek geri devirli sistemler

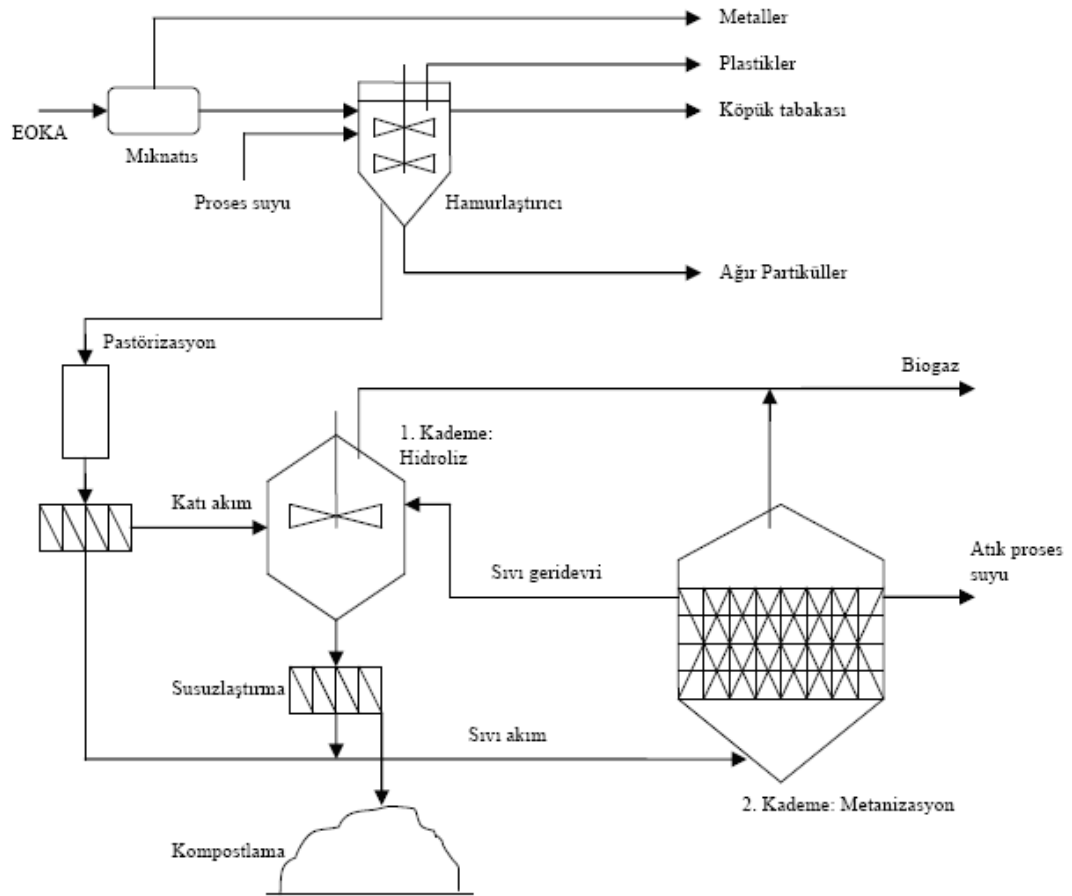
3.1.2.1 Teknik değerlendirme

Biyolojik reaksiyonların hızını arttırmak, şok yüklerden ve inhibe edici maddelerden minimum düzeyde etkilenen daha kararlı bir sistem tasarımı için, ikinci kademedeki bulunan ve yavaş çoğalan metanojenlerin miktarının artırılması istenir. Bu iki şekilde gerçekleştirilebilir.

İkinci kademedeki metanojenlerin konsantrasyonlarını arttırmak için kullanılacak ilk metod, hidrolik bekleme süresi ve çamur (yaşı) bekleme süresinin metan reaktöründeki katı madde içeriği artırılarak birbirlerinden ayrılmasıdır. Ancak artırılan substratın %15'inden fazlası inert katı madde ise, reaktörün içerisinde biriken katı maddede aktif biyokütle oranı giderek düşecektir. Dolayısıyla bu yöntem sadece hızlı hidrolize olabilen ve biyolojik ayrışabilirliği yüksek mutfak ve kapalı sebze

pazarı/süpermarket atıkları için uygundur (Weiland, 1992; Madokoro ve diğ., 1999). Katı madde içeriğini arttırmanın diğer yolları, reaktöre içsel çöktürme entegre etmek yada ikinci kademenin çıkış suyunu bir membran sistemi ile filtre ederek elde edilen çamuru reaktöre geri döndürmektir (Madokoro ve diğ., 1999).

Çamur yaşını arttırmanın bir diğer yolu ise ikinci kademeyi (metanojenik reaktör) biyofilm oluşumuna imkan veren bir destek maddesi ile dizayn etmektir. Bu sayede, yüksek biyokütle konsantrasyonları ve uzun çamur yaşları elde edilebilmektedir. Bu tasarımın en önemli mahzuru, ikinci reaktöre beslenen atığın askıda katı madde içeriğinin çok düşük olması gerekliliğidir. Bu yüzden hidroliz aşamasından çıkan atığın askıda katı maddesi giderilmelidir. Bu prensibe dayanan 2 proses geliştirilmiştir.



Şekil 3.3 : İkinci kademenin biyofiltre olarak tasarlandığı, çift kademeli “ıslak-ıslak” tip proses (BTA prosesi), (Mata-Alvarez, 2003)

BTA prosesinde (Şekil 3.3), hamurlaştırıcıdan çıkan atık (%10 katı madde) önce pastörize edilir ve sonra susuzlaştırılır. Susuzlaştırma aşamasında elde edilen sıvı

kısım metan reaktörüne gönderilir (Kübler ve Wild, 1992) ve katı kek ise proses suyuyla ısıtılarak, mezofilik şartlarda çalışan tam karışımli bir reaktörde ($\theta_h = 2-3$ gün) hidroliz edilir. Hidroliz reaktörünün pH'sını 6-7 arasında tutabilmek için metan reaktörünün proses suyu geri devrettirilir. Hidroliz reaktörünün çıkış akımı tekrar susuzlaştırılır ve sıvı kısım metan reaktörüne gönderilir. Metan reaktörü sadece katı madde oranı düşük sıvı akımları arıttığından biyofiltre olarak tasarlanabilir. Teknik açıdan bu sistem ıslak sistemlerin tüm mahzurlarını (kısa devreler, köpük oluşumu, ağır partiküllerin dibe çökmesi, boruların büyük partiküllerle tıkanması ve hamurlaştırıcıdan atılan maddelerle birlikte %10-30 arası uçucu organik madde kaybı gibi) içerir. Bu sistemin en önemli dezavantajı ise, diğer sistemlerin tek bir reaktörle yapabildiği arıtımın dört ayrı reaktörle gerçekleştirilebilmesidir.

Biopercloat prosesinde, BTA sisteminden farklı olarak ilk kademe “kuru” ve mikroaerobik şartlarda gerçekleştirilmekte ve hidroliz reaksiyonunu hızlandırmak için atık üzerine sürekli olarak proses suyu geri devrettirilmektedir (Edelmann ve diğ., 1999; Wellinger ve diğ., 1999). Elde edilen atıksu ($\approx 100 \text{ kgKOİ/l}$) destek malzemesiyle doldurulmuş piston akımlı bir anaerobik filtreye beslenir. İlk kademenin aerobik olması ve ikinci kademenin biyofilm büyüme şeklinde olması sistemin 7 gün gibi düşük bekleme sürelerinde çalışabilmesini sağlamaktadır.

3.1.2.2 Biyolojik arıtma performansı

Metan reaktörünün biyofiltre olarak tasarlandığı iki kademeli sistemlerde, yüksek biyokütle konsantrasyonları elde edilebilir. Bu nedenle iki kademeli sistemler inhibisyona karşı daha dayanıklıdır. Organik olarak ayrışabilirliği yüksek tarıma dayalı bir endüstrinin atıklarının arıtımında kullanılan tek kademeli pilot sistem 4 kgUKM/m^3 organik yükleme ve $5 \text{ g NH}_4^+/\text{l}$ konsantrasyonlarında stabilitesini kaybederken, 2 kademeli sistem 8 kg UKM/m^3 .gün organik yüklemelerde bile rahatlıkla çalışabilmektedir (Weiland, 1992).

İki kademeli sistemlerin diğer bir üstünlüğü de yüksek organik yükleme hızlarında işletilebilmeleridir. BTA prosesinde 10 kg UKM/gün , Biopercloat sisteminde 15 kg UKM/gün organik yüklemeler yapılabilir. Fakat kısa hidroliz süreleri nedeniyle atık içerisinde kalan kaba partiküler organik maddeler reaktörlere beslenemediğinden dolayı biyogaz üretimi %20-30 düşmektedir (Kübler ve Wild, 1992; Garcia ve Schalk, 1999; Wellinger ve diğ., 1999).

4. MATERYAL VE METOD

Yapılan laboratuvar ölçekli deneysel çalışmada organik katı atıkların aktif çamur ile birlikte iki kademeli anaerobik arıtımı incelenmiştir. İlk kademede (fermentörde) asit fazının ikinci kademede (çürütücüde) metan fazının gerçekleşmesi sağlanmıştır. Sistem mezofilik koşullar altında $37\pm1^{\circ}\text{C}$ 'de sürekli karıştırılarak (tam karışimli sistem) çalıştırılmıştır. Deney süresince fermentörde pH otomatik olarak kontrol edilmiş ve gerekli durumlarda asit/baz ilavesi yapılarak reaktör pH 5,5'te çalıştırılmıştır. Çürütücü ise asit/baz ilavesi olmaksızın çalıştırılmış ve çalışma periyotları boyunca pH değeri 7,2-7,8 aralığında kalmıştır. Her iki reaktör, mekanik düşey milli karıştırıcı ile sürekli karıştırılarak reaktörlerde üniform bir karışım elde edilmiştir.

4.1 Aşı Karakterizasyonu

Çalışmada kullanılan anaerobik aşı çamurları, TÜBİTAK Kamu Kurumları Araştırma ve Geliştirme Projelerini Destekleme Programı (KAMAG-1007 Programı) kapsamında 105G024 numaralı “Eysel Atıksular ve Organik Katı Atıkların Birlikte Arıtımı Yoluyla Yenilenebilir Enerji (Biyometan) Geri Kazanım Teknolojilerinin Araştırılması Projesi” kapsamında kurulmuş olan ve benzer atık tipinin arıtımı için işletilen Pilot Biyometan Tesisi’nden sağlanmıştır. Fermentör ve çürütücü Biyometan Pilot Tesisi’ndeki fermentör ve çürütüden alınan aşılar ile tamamen doldurularak işletmeye alınmıştır. Fermentör 1 L aşı (Biyometan Pilot Tesisi fermentör aşısı) ile çürütücü ise 2 L aşı (Biyometan Pilot Tesisi çürütücü aşısı) ile doldurulmuştur. Fermentör ve çürütücüde kullanılan aşı çamurlarının karakterizasyonu Çizelge 4.1’de verilmiştir. Aşı içerisindeki TUKM/TKM oranının oldukça düşük olduğunu görmekteyiz, bunun sebebi, Biyometan Pilot Tesisi’ne gelen atık içerisindeki inert madde miktarının yüksek olmasıdır. 1 aylık devreye alma süresinden sonra laboratuvar ölçekli fermentör ve çürütücüde TUKM/TKM oranının artması sağlanmıştır.

Çizelge 4.1 : Aşı çamuru karakteri

AŞI	TKM (mg/L)	TUKM (mg/L)	TP (mg/L)	TKN (mg/L)	KOI _{top} (mg/L)	KOI _{çöz} (mg/L)	pH
Fermentör Aşı 1 09.03.2009-08.07.2009	5032	2420	35	526	10925	4985	6,0
Fermentör Aşı 2 08.07.2009-08.08.2009	5550	3010	164	1568	6761	5048	5,57
Çürütücü 09.03.2009-08.08.2009	26184	9930	114	846	29496	14748	8,0

4.2 Atık Karakterizasyonu

Reaktöre beslenen organik atık İSTAÇ A.Ş.'den alınan hal atıklarından oluşur ve tesiste mekanik ön işleminden geçirilerek (İSTAÇ A.Ş.'de öğütülerek) partikül boyutu küçültülmüştür. Çalışmada kullanılan aktif çamur ise Paşaköy Arıtma Tesisi'nden alınmıştır. Mekanik ön arıtımı gerçekleştirilmiş hal atıkları – 20 °C'de aktif çamur ise +4 °C'de muhafaza edilmiştir. Reaktöre beslenen atık, mekanik ön arıtımı gerçekleştirilmiş (öğütülmüş) hal atığı ve aktif çamur karışımıdır. Karışım hazırlanırken katı maddesi oldukça düşük olan aktif çamur (yaklaşık % 1,5) ve katı maddesi yüksek hal atıkları (yaklaşık % 15, kek halinde) mikser ile daha küçük partikül boyutuna (karışımın katı maddesi % 3,5-5 arasındadır) getirilmiştir. Öğütme sırasında hal atığına su ilave edilmemiştir, aktif çamurun katı maddesi düşük olduğundan iki atığın karıştırılması sonucu istenilen katı madde oranı elde edilmiştir. Gerekli durumlarda (karışımın katı maddede oranını düşürmemek için) atık karışımı hazırlanırken aktif çamur bekletilerek üzerindeki su alınmış ve katı madde oranı yaklaşık %1,8'e yükseltilmiştir. Hal atıkları ve aktif çamur sırası ile, TUKM bazında %75 ve %25 oranında karıştırılmıştır. Reaktöre beslenen karışımın katı maddesi %3-%5'tir. Beslenen atıkta ortalama TUKM/TKM oranı 0,83'dür. Hazırlanan atık karışımları 15 gün-30 gün (her bir karışım için 15 ile 30 gün arasında değişen sisteme besleme süresi) boyunca sisteme beslenmiştir. – 20 °C'de muhafaza edilen hal atıkları ve + 4 °C'de muhafaza edilen aktif çamur karıştırılmış ve hazırlanan karışım stoğu sisteme beslenmiştir, karışım stoğunun tamamı tüketildikten sonra yenisi hazırlanmıştır. Hazırlanan karışımlar +4 °C'de muhafaza edilmiştir. Reaktöre beslenen atık karışımlarının karakterleri Çizelge 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.2 : Sisteme beslenen atığın karakteri

ATIK	Reaktörlerin Belirtilen Karışım İle Beslenme Süresi (gün)	TKM (mg/L)	TUKM (mg/L)	TP (mg/L)	TKN (mg/L)	AMONYAK (mg/L)	KOI _{top} (mg/L)	KOI _{çöz} (mg/L)	C:N	pH
Karışım 1	46	40536	34464	349	1239	170	47216	17419	9,34	4,57
Karışım 2	30	35500	30160	-	-	185	38500	7500	-	4,65
Karışım 3	20	39360	33380	248	1506	181	49077	15208	10,02	-
Karışım 4	14	43100	34820	201	1168	181	43198	17360	13,33	-
Karışım 5	17	42888	34610	327	1337	177	51404	21731	10,03	4,68
Karışım 6	15	41170	34490	309	1607	225	50064	16598	11,39	4,15
Karışım 7	14	42170	34110	162	1417	276	41322	17737	11,70	4,20
Karışım 8	17	45720	37970	293	1288	216	42067	17391	11,55	4,28

4.3 Deneysel Düzenek

Çalışmada fermentasyon reaktörü olarak Applicon BioConsole ADI 1025 marka 2,2 L hacimli reaktör kullanılmaktadır (Şekil 4.1 ve Şekil 4.2). Bu sistem kendi içerisinde ısıtıcısı, dozaj pompaları, karıştırıcısı ve kontrol üniteleri olan komple bir sistemdir ve 1 L aşı ile doldurularak çalışmaya başlatılmıştır. Çürütücü ise kullanılabilir iç hacmi 2,3 L olan ve bu hacmin 2 L'si kullanılan mekanik karıştırıcı ile karıştırılan bir sistemdir (Şekil 4.3). Reaktörler öncelikle Biyometan Pilot Tesisi'nden alınan fermentör ve çürütücü aşıları ile sırasıyla 1 L ve 2 L olmak üzere doldurulmuş, kademeli olarak $37\pm1^{\circ}\text{C}$ 'ye kadar ısıtılmış ve sürekli karıştırılmışlardır. Fermentör su ceketi ve otomatik sıcaklık kontrolü sayesinde $37\pm1^{\circ}\text{C}$ 'de çalıştırılabilmiştir. Çürütücü ise $37\pm1^{\circ}\text{C}$ 'de çalıştırılan sıcak odada muhafaza edilmiştir.

Sistem yarı kesikli olarak beslenmiştir. Hazırlanan hal atığı-aktif çamur karışımı fermentöre çalışmanın ilk aşamasında aşıyı alıştırmak için organik yüklemesi giderek artacak şekilde, beslenen miktar kademeli olarak arttırılarak beslenmiştir. Sistemden çekilen aşı miktarı kadar atık karışımı reaktörlere beslenmiştir. Fermentörden alınan numunenin bir kısmı deneylere ayrılmıştır bir kısmı ise çürütücüye beslenmiştir. 1 aylık devreye alma süresi boyunca zamanla arttırılan besleme miktarı, fermentörde 200 mL'ye arttırılmıştır ve 09.03.2009-17.06.2009 tarihleri arasında hidrolik bekletme süresi 5 gündür. Çürütücüde ise beslenen miktar kademeli olarak 100 mL'ye çıkartılmıştır ve hidrolik bekletme süresi 20 gündür. Çürütücü çalışma başlangıcından (09.03.2009), 08.08.2009 tarihine kadar aynı hidrolik bekletme süresi ile çalıştırılmıştır. Çalışmanın son döneminde, 17.03.2009 tarihinden itibaren, fermentöre beslenen miktar 333 mL'ye çıkartılarak hidrolik bekletme süresi 3 güne düşürülmüştür. Bu sürede çürütücüye beslenen miktarda bir değişiklik yapılmamıştır. Fermentör ortalama %2,9 çürütücü ise ortalama %2,4 katı madde ile çalıştırılmıştır.



Şekil 4.1 : Applicon BioConsole Fermentör ve kontrol mekanizması



Şekil 4.2 : Applicon BioConsole Fermentör ve aşı çamuru



Şekil 4.3 : Çürütücü ve mekanik karıştırıcı

4.4 Reaktörlerin İzlenmesi

İki kademeli anaerobik reaktör 02.02.2009 – 08.08.2009 tarihleri arasında 187 gün çalıştırılmış ve 09.03.2009'dan itibaren sistem devreye alma aşamasını bitirdiği için numune alınmaya ve sistem izlenmeye başlanmıştır. Bu süre boyunca haftada 2-3 numune alınarak sistemin performansındaki değişimler gözlenmiştir.

Çizelge 4.3 : Numune alma sıklığı

Reaktör	Numune Alma Sıklığı
Fermentör	2 Numune / Hafta (3-5 günde 1)
Çürütücü	2 Numune / Hafta (3-5 günde 1)

Numuneler fermentör çıkışı ve çürütücü çıkışından alınmıştır. Sistem tam karışımli olduğundan karıştırma esnasında alınan numuneler reaktör çıkış numunesidir. Alınan numunelere toplam ve çözünmüş KOİ, toplam katı madde (TKM), toplam uçucu katı madde (TUKM), uçucu yağ asitleri (UYA), pH, toplam azot (TKN), toplam fosfor (TP), amonyak azotu, alkalinite, analizleri yapılmıştır. Ayrıca belirli dönemlerde reaktörlerden alınan numunelerde karbon azot (C:N) oranı ve gaz bileşimleri ölçülmüştür. pH ve gaz ölçümleri günlük olarak her iki reaktörde de ölçülmüştür. Numune alma sıklığını ve ölçüm sıklığını sırasıyla Çizelge 4.3 ve Çizelge 4.4'den görebilirsiniz.

Çizelge 4.4 : Ölçüm sıklığı

Parametre	Ölçüm Sıklığı
KOİ	2/Hafta
KOİ _{çöz}	2/Hafta
TKM	2/Hafta
TUKM	2/Hafta
TKN	1/ Hafta - 1/15Gün
NH ₃ -N	1/ Hafta - 1/15Gün
TP	1/ Hafta - 1/15Gün
pH	1/Gün
Alkalinite	2/Hafta
UYA	2/Hafta
Gaz miktarı	1/Gün

4.5 Analitik Yöntemler

Ölçümü ve analizi yapılan parametreler toplam ve çözünmüş KOİ, toplam katı madde (TKM), toplam uçucu katı madde (TUKM), uçucu yağ asitleri (UYA), pH, toplam azot (TKN), toplam fosfor (TP), amonyak azotu, alkalinite, karbon azot oranı (C:N), oluşan gaz miktarı ve bileşimidir. KOİ_{top}, TKM, TUKM, TKN, TP, amonyak azotu, alkalinite ile pH su ve atıksu analizleri için kullanılan Standart Yöntemlere göre analiz edilmiştir (Standart Methods for the Examination of Water & Wastewater, 2005). Çözünmüş KOİ ve UYA analizi için alınan numuneler 15000 rpm’de 15 dakika boyunca santrifüj edilmiştir. Santrifüj sonrası elde edilen üst faz süzülerek çözünmüş KOİ analizleri yapılmıştır. UYA analizi için 15000 rpm’de 15 dakika santrifüj edilen numuneler Millipore PVDF filtre (0,22 µm) ile de süzülerek kullanılmıştır. UYA analizi yapılacak olan numuneler 2 mL’lik küçük şişelerde (GC için Agilent vial), 1,8 mL numune üzerine eklenen 0,2 mL 10 N H₃PO₄ ile birlikte hazırlanmış ve +4°C soğutucuda saklanmıştır. UYA konsantrasyonları alev iyonlaşma dedektörü (FID) ve Innowax (silikon merkezli polimerler, polisiloksanlar, polietilen glikoller ve katı adsorbanlar) ile doldurulmuş kapiler kolon donanımlı gaz kromatograf (Agilent 6890N, ABD) ile saptanmıştır. Gaz kromatografte enjeksiyon giriş ve dedektör sıcaklıkları sırasıyla 230°C ve 250°C’dir. Fırın sıcaklığı ilk 5 dakikada 100°C, sonraki 5 dakikada 160°C’ye yükselmekte olup 3 dakika sonrada 230°C’de sabitlenmektedir. Taşıyıcı gaz olarak 25 ml/dakika debide helyum kullanılmaktadır. İlaveten, 40 ml/dakika debide hidrojen gazı da kullanılmaktadır. Oluşan biyogazın metan, karbondioksit ve hidrojen bileşimi ise ısıl iletkenlik dedektörü (TCD) donanımlı gaz kromatograf (Perichrom PR2100, Fransa) ile saptanmıştır. Taşıyıcı gaz olarak helyum ve azot kullanılmaktadır. pH ölçümleri çürütücü için Thermo Orion 4 Star pH metre ile ölçülmüştür. Fermentörde kendi bünyesinde bulunan pH metre ile reaktör içindeki pH her an ekrandan görülebilmektedir. Alkalinite ise 9000 rpm’de santrifüj edildikten sonra üst fazdan alınan süzüntüye standart metodlara uygun olarak alkalinite tayini yapılmıştır. Ölçüm yöntemleri Çizelge 4.5’de verilmiştir.

Çizelge 4.5 : Ölçüm yöntemi

Parametre	Ölçüm Yöntemi
KOİ	ISO6060
KOİ _{çöz}	ISO6060
TKM	APHA, 1998
TUKM	APHA, 1998
TKN	APHA, 1998
NH ₃	APHA, 1998
TP	APHA, 1998
pH	APHA, 1998
Alkalinite	APHA, 1998
UYA	APHA, 1998

Biyogaz üretimi Ritter Milligas Counter gaz metre (Şekil 4.4) ile ölçülmüştür. C:N oranı numuneler etüvde kurutulduktan ve iyice öğütülüp homojenleştirildikten sonra Variomax CN elementar ile C:N oranları belirlenmiştir.



Şekil 4.4 : Gaz metre (Ritter)

5. DENEYSEL VERİLERİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Organik atıkların ve aktif çamurun birlikte iki kademeli anaerobik arıtımı, fermentörde asit fazı, çürütücü de ise metan fazı gerçekleşecek şekilde iki kademeli olarak gerçekleşmiştir. Hal atıkları ve arıtma tesisi çamurları (aktif çamur) TUKM bazında 75:25 oranında (hacim bazında sırası ile yaklaşık 20:80 oranında) karıştırılmıştır ve hazırlanan stok substrat, fermentasyon reaktörüne beslenmiştir. Fermentörden alınan numune ise metan fazını tamamlayabilmesi için metan reaktörüne beslenmiştir. Bu kapsamda deneyler her iki reaktörden alınan numuneler ile yapılmıştır, reaktörler tam karışimli olduğundan alınan numuneler çıkış numunelerini temsil etmektedir ve iki reaktör için de sistem performansları ayrı ayrı incelenmiştir.

5.1 Fermentör

Fermentöre, 09.03.2009- 17.06.2009 tarihleri arasında günde 200 mL/gün substrat beslenmiştir. Bu tarihten sonra organik yükleme hızını artırabilmek için besleme miktarı 333 mL/gün'e çıkartılmıştır. Hidrolik bekletme süresi (θ_h) başlangıçta 5 gün olup 17.06.2009 tarihinden sonra $\theta_h=3$ gün değerine düşürülmüştür. Reaktör mezofilik şartlarda (ortalama $37\pm1^\circ\text{C}$) işletilmiştir ve fermentör için organik yükleme hızı ortalama 6,5 kg TUKM/m³ değerinden hidrolik bekletme süresindeki değişiklik ile 17.06.2009 tarihinden itibaren 12,0 kg TUKM/m³ gün değerine çıkarılmıştır. Reaktöre beslenen karışımın TKM içeriği %3,6-4,0 aralığında değişmektedir. Fermentör pH $5,5\pm0,1$ 'te çalıştırılmıştır. Baullagiu ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada asit faz için optimum işletme koşullarının pH 5,5'te olduğu belirtilmektedir. Öktem ve diğ. (2006) tarafından ilaç atıksularının anaerobik asit fazının incelendiği çalışmada atık türü farklı olsa da asidifikasyonun en iyi pH 5,5'te gerçekleştiği gözlenmiştir. Bu nedenle deneysel çalışmada fermentör pH $5,5\pm0,1$ 'te işletilmiş, fakat 27.03.2009 tarihinden itibaren otomatik asit dozaj pompasında görülen arıza nedeniyle 27.03.2009-17.06.2009 tarihleri arasında pH $6,0\pm0,2$ değerine yükselmiştir. Elle yapılan asit dozlama ve tamponlama çalışmalarına

rağmen, hassas otomasyona sahip sistemin tamiri bu aralıkta distiribütörce temin edilemediğinden pH 6,0 değeri seçilerek fermentörün işletilmesine devam edilmiştir. Fermentör işletme koşulları Çizelge 5.1’de verilmiştir.

Çizelge 5.1 : Fermentör işletme koşulları

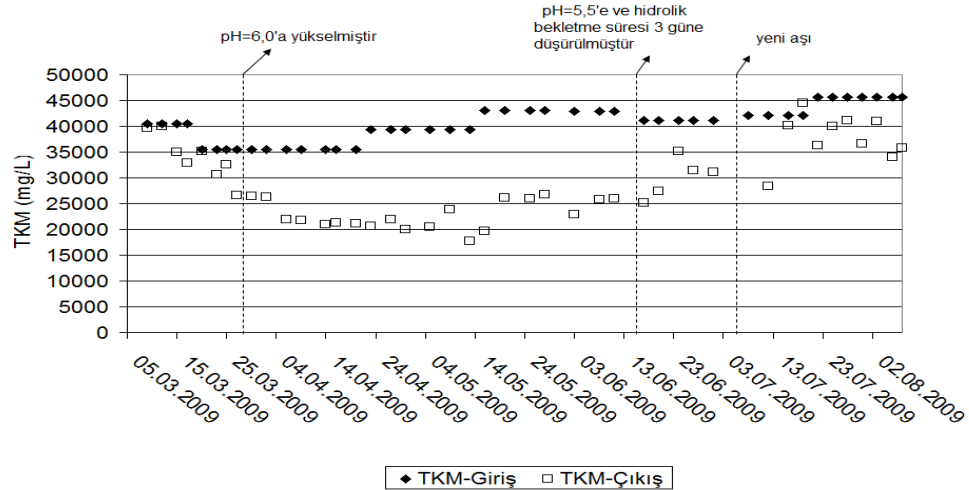
Parametre	Fermentör				
Tarih	02.02.2009 09.03.2009	09.03.2009 27.03.2009	27.03.2009 17.06.2009	17.06.200 902.07.20	08.07.200 908.08.20
Süre, gün	32	18	80	15	30
Hacim, L	1	1	1	1	1
Debi,	50-200’e	200	200	333	333
Hidrolik Bekletme Süresi, gün	-	5	5	3	3
pH	5,5±0,1	5,5±0,1	6,0±0,2	5,5±0,1	5,5±0,1
Hacimsel Yükleme, kg KOİ/m ³ .gün	-	8,8	8,8	14,8	14,8
Hacimsel Yükleme, kg TUKM/m ³ .gün	-	6,5	6,5	12	12
Sıcaklık, °C	37±1	37±1	37±1	37±1	37±1

Fermentör, 09.03.2009- 08.08.2009 tarihleri arasında 340_h süresince işletilmiş ve 40_h sonunda, 02.04.2009 tarihinde kararlı duruma ulaşılmıştır. İşletme periyodunda fermentasyon reaktöründe izlenen parametreler ve elde edilen veriler için ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 5.2’de verilmektedir.

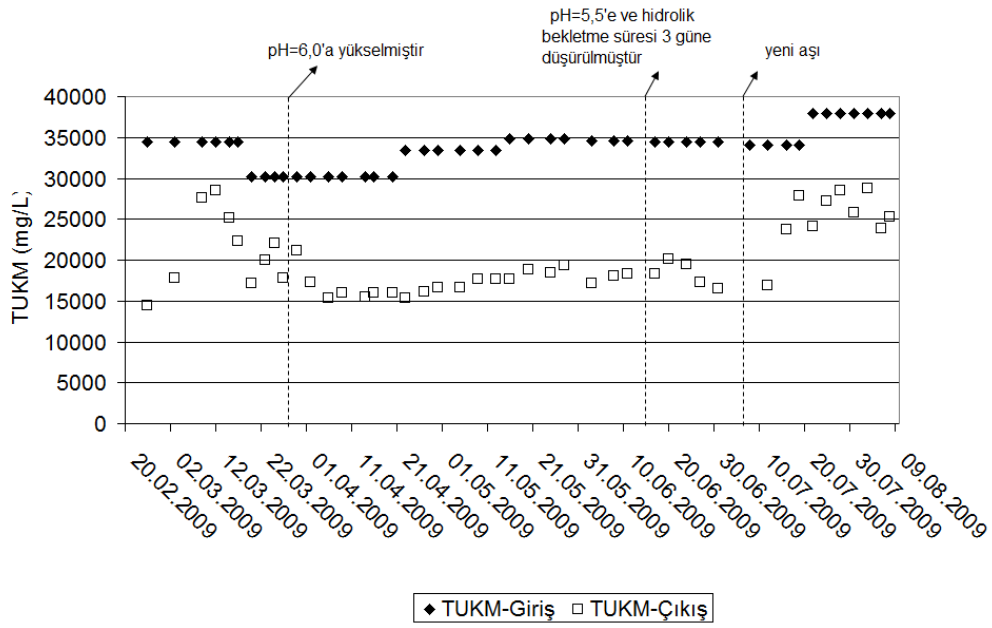
Çizelge 5.2 : Fermentörde ölçülen parametrelerin ortalama değerleri

Parametre	Laboratuvar Ölçekli Fermentasyon Reaktörü	
	Giriş	Çıkış
pH	4,42±0,3	5,5±0,1
Alkalinite, mg CaCO ₃ /L	-	2960±965
TKM, mg/L	40560±3475	29270±7245
TUKM, mg/L	33810±2520	19910±4570
Toplam KOİ, mg/L	44180±4605	34160±5720
Çözülmüş KOİ, mg/L Fermentör pH= 5,5 (1.pariyot) Fermentör pH= 6,0 (2.pariyot) Fermentörde yeni aşı ile çalışma (3.pariyot)	14860±4480	17640±2090 8800±2350 17180±590
UYA, mg KOİ/L Fermentör pH= 5,5 (1.pariyot) Fermentör pH= 6,0 (2.pariyot) Fermentörde yeni aşı ile çalışma (3.pariyot)	355±280	6700±1245 3850±555 6815±660
TP, mg/L	290±42	260±29
TKN, mg/L	1385±175	1385±220
NH ₃ -N, mg/L	194±23	244±108

Fermentör girişinde ortalama TKM ve TUKM sırasıyla 40560±3475 ve 33810±2520 mg/L değerindedir. Fermentör girişinde TUKM/TKM oranı ortalama 0,83'tür. Fermentör çıkışında ise bu değerler sırasıyla 29270±7245 ve 19910±4570'dır. Fermentörde TUKM/ TKM oranı ortalama 0,68'dir.



Şekil 5.1 : Fermentörde TKM'nin zamana bağlı değişimi



Şekil 5.2 : Fermentörde TUKM'nin zamana bağlı değişimi

Şekil 5.1 ve Şekil 5.2'yi incelediğimizde fermentördeki toplam uçucu katı madde çıkış değerleri reaktörün devreye alma aşamasından sonra düşüş gösterdiği ve yaklaşık 40_h sonunda 02.04.2009 tarihinde dengeye geldiği görülmektedir. Zamanla beslenen karışımın uçucu katı madde oranının artmasıyla fermentör çıkış TUKM değerinin de bir miktar arttığı görülmektedir. 27.03.2009 tarihinden itibaren asit pompasında meydana gelen sorun nedeni ile pH $6,0 \pm 0,2$ 'ye artmış ve bu şekilde işletilmeye devam edilmiştir. Bu işletim döneminde pH'da 0,5'lik bir artış olmasına karşın fermentörde UKM gideriminde dikkat çekici bir artış meydana gelmiş ve reaktör pH değerinin fermentör için önemi ortaya çıkmıştır. Şekil 5.2'de UKM giderimi nedeniyle fermentör çıkışındaki düşük UKM değerleri görülmekte olup, bu dönemde ortalama OYH=6,5 kg TUKM/m³ olarak uygulanmıştır.

17.06.2009 tarihinden itibaren asit fazı ile metan fazını daha belirgin şekilde ayırabilmek için hidrolik bekletme süresi, $\theta_h=3$ gün'e düşürülerek, ortalama OYH 12kg TUKM/m³ değerine yükseltilmiş ve 15 günlük bir dönem için (02.07.2009 tarihine kadar) çalıştırılabilmektedir.

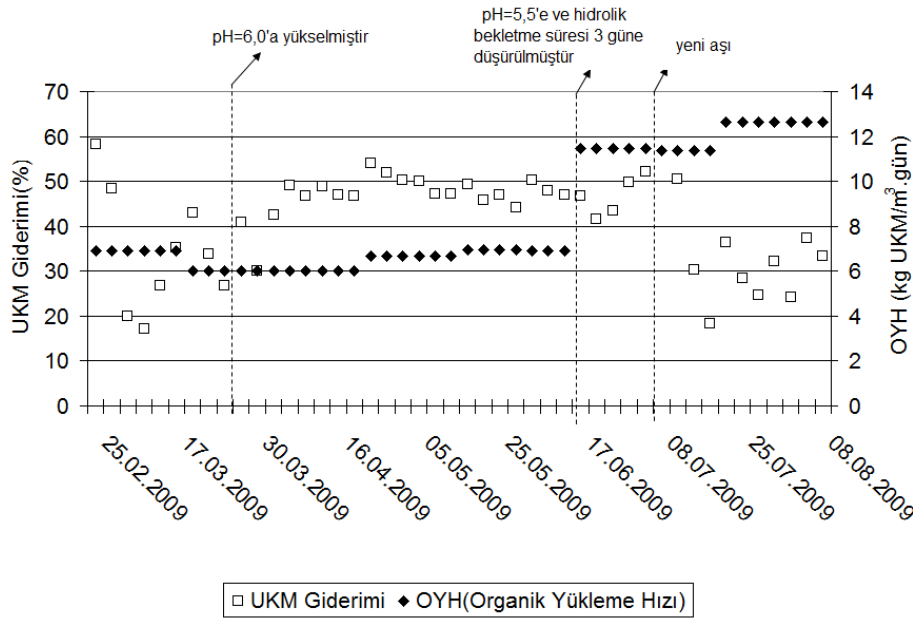


Şekil 5.3 : Kaybedilen çamur (Fermentör)

02.07.2009 tarihinde reaktörün otomatik pH kontrol sisteminde oluşan teknik arıza nedeniyle asit-baz pompalarının sürekli asit ve baz dozlaması sonucunda reaktörde pH=2,0 değerine kadar düşmüş ve fermentör çamuru zarar görerek işlevini yitirmiştir (Şekil 5.3). Bu sebeple fermentör Biyometan Pilot Tesisi'nden alınan yeni aşı ile 08.07.2009 tarihinde tekrar doldurularak, bu tarihten itibaren aynı koşullar altında ($\theta_h=3$ gün) beslenmeye devam edilmiştir. O dönemde Biyometan Pilot Tesisi çalışır durumda olduğundan gelen aşı için organik yüklemenin zamanla arttırıldığı bir devreye alma aşaması uygulanmamıştır. 08.07.2009 tarihinden itibaren yeni aşı ve organik yükleme hızındaki artışa bağlı olarak fermentörün çıkışındaki TUKM değerinde de bir artış gözlenmiştir. Sistem yeni aşı ile doldurulduktan sonraki görünümü Şekil 5.4'de verilmektedir. Şekil 5.2 incelendiğinde yeni aşıdan sonra fermentörün $20\theta_h$ sonunda denge durumuna ulaştığı görülmüştür.



Şekil 5.4 : Yeni aşı çamuru (Fermentör)



Şekil 5.5 : Fermentörde OYH ve UKM gideriminin zamana bağlı değişimi

Fermentör UKM giderimini incelediğimizde (Şekil 5.5), sistemin UKM gideriminin başlangıçtaki düşüşün ardından zamanla yükseldiği görülmektedir. 02.04.2009 tarihinde fermentörün dengeye geldiği ve bu tarihten itibaren ortalama UKM gideriminin %49 olduğu görülmüştür. Yüksek uçucu katı madde giderimi gözlenmesinin sebebi pH'ın 6,0'a artması ile metanojenik faza geçiş olmasıdır. Literatürdeki çalışmalarda fermentörde bir miktar UKM giderimi olduğu gözlenmiştir fakat bu deneysel çalışmada pH=6,0 değerine ulaştığında UKM gideriminin belirgin bir artış göstererek beklenenin üzerinde UKM giderimi gerçekleştiği gözlenmiştir.

Perot ve Amar (1989) kanalizasyon çamurunun iki kademeli anaerobik arıtılması sonucunda fermentörde %20 UKM giderimi, Sung ve Santha (2003) farklı organik yüklemelerde mezofilik koşullarda hayvan atıklarının iki kademeli anaerobik arıtılmasında ilk fazda %21,8–31,4 UKM giderimi gerçekleştiğini gözlemişlerdir. Bu tez çalışması kapsamındaki deneysel çalışmada uygulanan OYH değerine (6,50 kg UKM/m³.gün) özellikle benzerlik göstermesi açısından, Sung ve Santha (2003) tarafından yapılan OYH 6,73 kg UKM/m³ gün değerinde pH kontrolsüz (6,9-7,5 aralığında ve termofilik koşullarda yürütülen çalışmada) elde edilen %31,4'lük UKM giderimi önemli bir göstergedir.

Asit fazı ile metan fazını daha belirgin şekilde ayırabilmek için 17.06.2009 tarihinden itibaren hidrolik bekletme süresi $\theta_h=3$ gün değerine düşürülmüştür. Dolayısıyla organik yükleme oranı ortalama 6,5 kg UKM/m³.gün'den, ortalama 12,0 kg UKM/m³.gün'e arttırılmıştır. 20.06.2009 tarihinden itibaren asit dozaj pompasındaki sorun giderilerek, pH 5,5±0,1 değerine düşürülmüştür. pH'ın düşmesi ile UKM gideriminin, asit fazının daha belirgin gerçekleşmesi sayesinde, düşmesi beklenmektedir fakat OYH'nın arttırılması UKM gideriminde beklenen düşüşün gözlenmesini engellemiştir. 17.06.2009-02.07.2009 tarihleri arasında ortalama UKM giderimi %47'dir.

02.07.2009 tarihinde fermentördeki çamurun kaybedilmesinin ardından 08.07.2009 tarihinde fermentör yeni aşı ile doldurulmuştur. Reaktör 3 gün bekletme süresinde, pH 5,5±0,1'de ve 12,0 kg UKM/m³ gün OYH'nda çalıştırılmıştır. Yeni aşı ilavesinden sonra UKM gideriminin ortalama % 32 olduğu gözlenmiştir.

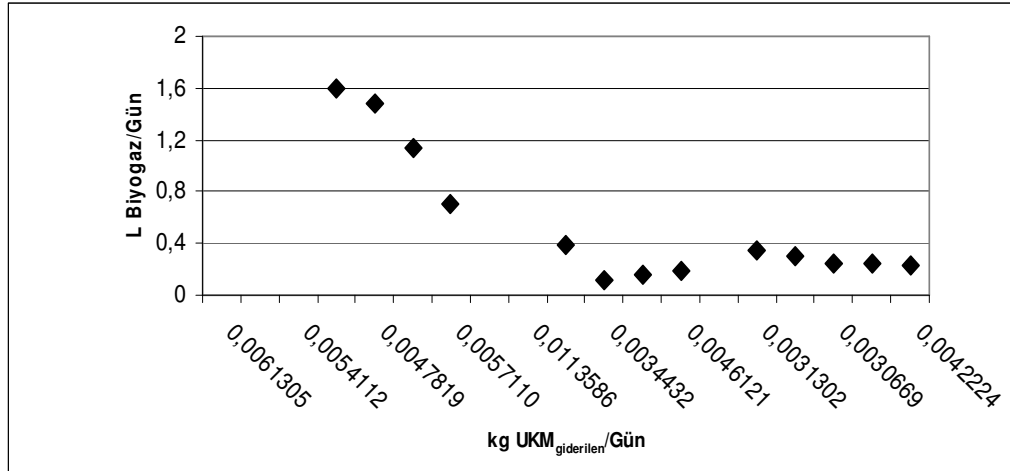
Çizelge 5.3 : Literatürde fermentasyon aşamasında gözlenen UKM giderimleri

OYH (Fermentörde)	UKM Giderimi	Atık Tipi	Referans
19,0 kg UKM/m ³ gün	%48,8	EOKA&arıtma çamuru (pH kontrolsüz)	Diaz ve diğ. (2008)
13,2 kg UKM/m ³ gün	%9,8		Diaz ve diğ. (2008)
17,6 kg UKM/m ³ gün	%31,5		Diaz ve diğ. (2008)
33,06 kg UKM/m ³ gün	%63		Diaz ve diğ. (2008)
-	%20	-	Perot ve Amar (1989)
6,73 kg UKM/m ³ .gün	%31,4	Hayvan Atıkları	Sung ve Santha (2003)

UKM giderimi açısından Diaz ve diğ. (2008) yaptıkları çalışmadakine benzer deney sonuçları gözlenmiştir. Çalışmada aktif çamur ve evsel katı atık karışımı, iki kademeli anaerobik sistem ile arıtılmıştır. Fermentörde pH kontrolü için herhangi bir işlem yapılmamıştır. Fermentörde hidrolik bekletme süresi, $\theta_h=3$ gün, çürütücüde ise $\theta_h=8$ gün olarak çalıştırılmış ve farklı organik yüklemelerde UKM giderimi incelenmiştir. Fermentörde OYH 19,0 kg UKM/m³ gün iken ortalama UKM giderimi %48,8 olup 13,2 kg UKM/m³.gün iken ortalama %9,8, 17,6 kg UKM/m³.gün iken ortalama %31,5, 33,0 kg UKM/m³.gün iken ortalama UKM gideriminin %63 olduğu ve fermentörde metan üretiminin ölçülmediği fakat çürütücüde ölçülen metan miktarının oldukça düşük olduğu gözlenmiştir (Çizelge 5.3).

Diaz ve diğ. (2008)'nin elde ettikleri deney sonuçları ile bu çalışmada elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında, pH kontrolü yapılmayan çalışmada elde edilen UKM giderimlerinin oldukça yüksek olduğu ve bu çalışmada pH 6,0±0,2'da gözlenen UKM giderimine benzerlik gösterdiği görülmektedir.

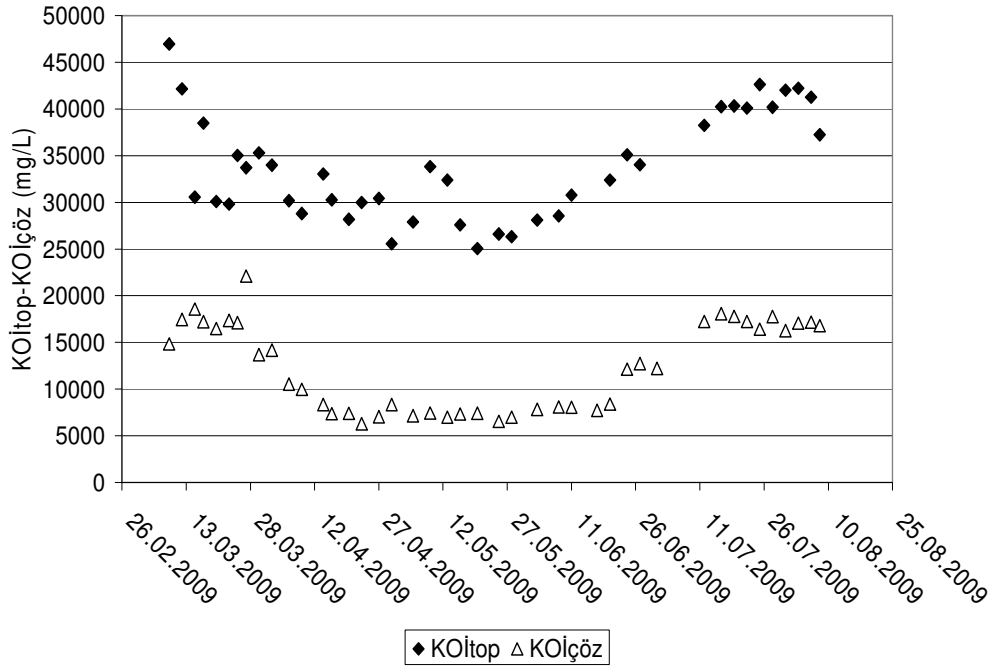
Karnchanawong and Deesopa (2004) evsel katı atıkların iki kademeli anaerobik çürütülmesi sonucu OYH 15 kg UKM/m³.gün'de %7,2, OYH 25 kg UKM/m³.gün'de %9,4 UKM giderimi elde etmişlerdir. Scherer ve diğ. (2000) mekanik ön işlemde geçirilmiş evsel katı atığın termofilik koşullarda iki kademeli anaerobik çürütülmesi sonucu, OYH 10 g UKM/m³.gün'den 20 g UKM/m³.gün'e çıkarıldığında, UKM gideriminin %5'ten %20'ye yükseldiğini gözlemişlerdir.



Şekil 5.6 : Fermentörde üretilen biyogazın giderilen UKM'ye bağlı değişimi

Şekil 5.6'da fermentörde UKM gideriminin ve pH= 6,0 olduğu dönemde, gaz çıkışının ortalama $0,26 \pm 0,03 \text{ m}^3 \text{ Biyogaz/kgUKM}_{\text{giderilen. gün}}$ ($0,12 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ Biyogaz/kg UKM}_{\text{beslenen.gün}}$) olduğu ve oluşan gazın %66 metan içerdiği gözlenmiştir.

Yeni aşı ile çalışmaya başladıktan sonra ve asit dozaj pompası tedarik edilerek pH $5,5 \pm 0,1$ 'e düşürüldükten sonra fermentörde gaz çıkışının beklendiği üzere oldukça düştüğü gözlenmiştir. Fermentör yeni aşı ile çalışmaya başladıktan sonra ise oluşan gaz miktarının ortalama $0,06 \pm 0,03 \text{ m}^3 \text{ Biyogaz/kg UKM}_{\text{giderilen.gün}}$ ($0,02 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ Biyogaz/kgUKM}_{\text{beslenen.gün}}$) olduğu görülmüştür.

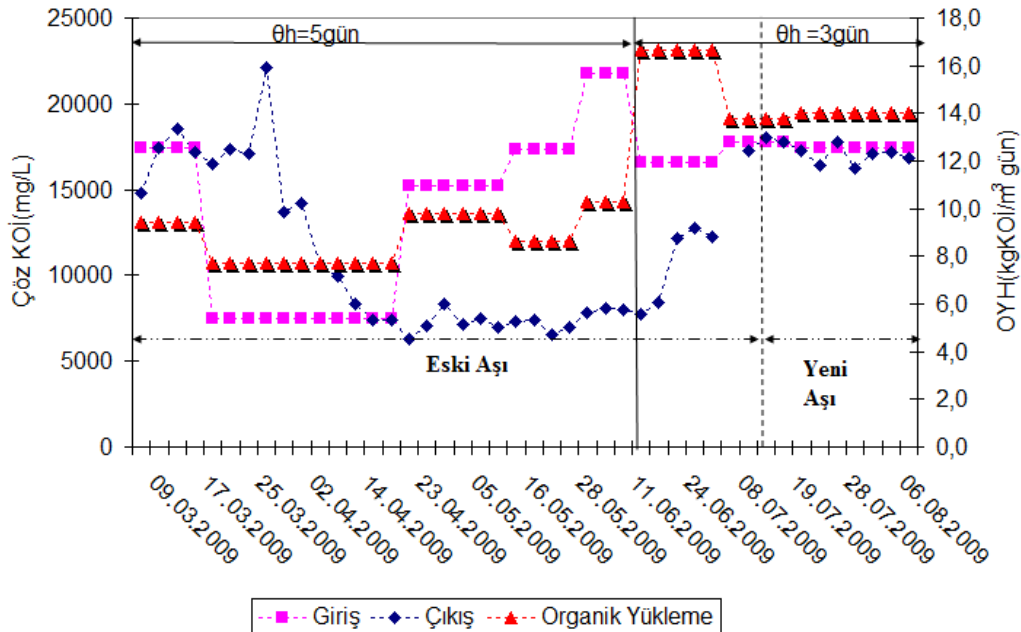


Şekil 5.7 : Fermentörde KOİ konsantrasyonunun zamanla değişimi

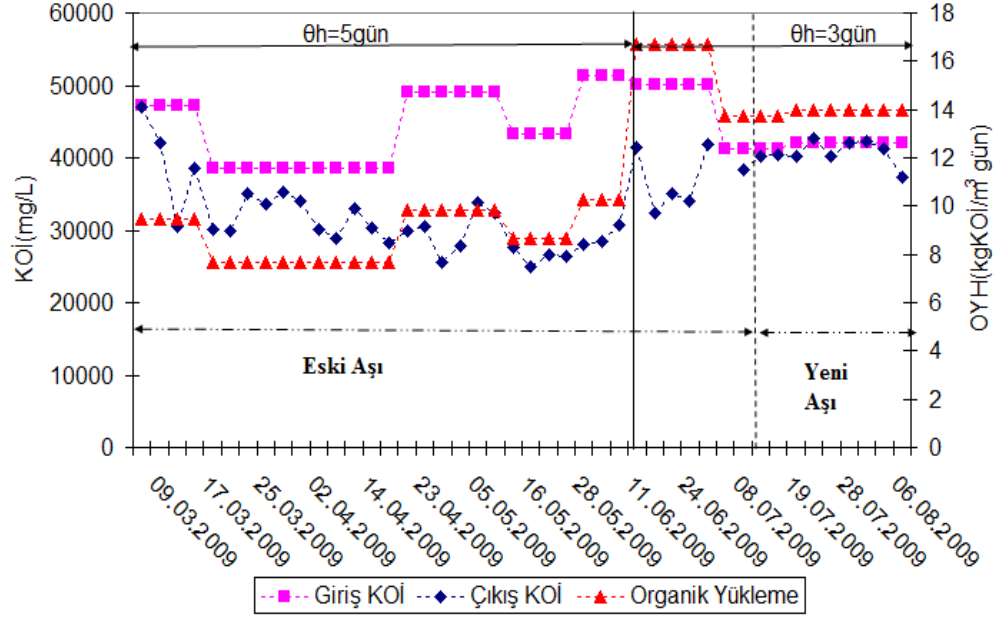
Şekil 5.7'de sisteme fermentörde KOİ_{top} ve KOİ_{çöz} konsantrasyonları görülmektedir. Fermentöre giren ortalama KOİ değeri 44180 ± 4605 , çözülmüş KOİ değeri 14860 ± 4480 'dir. Fermentör girişinde KOİ_{çöz}/KOİ_{top} oranı 0,33'tür. Fermentör çıkışında ise ortalama KOİ değeri 34160 ± 5720 , çözülmüş KOİ değeri 12325 ± 4695 'dir. Fermentör çıkışında KOİ_{çöz}/KOİ_{top} oranı asit dozaj pompasının bozulduğu 27.03.2009 tarihine kadar 0,51'dir ve sistem çözülmüş KOİ bakımından dengededir. Asit pompasının bozulduğu 27.03.2009'dan itibaren pH' ta artış meydana getirmiştir ve pH $5,5 \pm 0,1$ 'ten $6,0 \pm 0,2$ 'ya yükselmiş ve bu pH'ta çalıştırılmaya devam edilmiştir. Bunun sonucunda fermentörde oluşan çözülmüş

KOI'de düşüş görülmüştür. Ghosh ve diğ. (1999) yaptığı çalışmada çözünmüş KOİ ve UYA ürünleri üretiminin pH'a bağlı olarak değişim gösterdiği tespit edilmiştir.

27.03.2009 tarihinden itibaren fermentör çıkışında pH $6,0 \pm 0,2$ 'de ortalama $KOI_{\text{çöz}}/KOI_{\text{top}}$ oranı 0,28'dir. Fermentörde $KOI_{\text{çöz}}/KOI_{\text{top}}$ oranının azalarak 0,28'e düşmesinin nedeni, pH'ın artması ile çözünmüş KOİ gideriminin gerçekleşmesidir. Denge durumunda ortalama %52 $KOI_{\text{çöz}}$ giderimi gerçekleşmiştir. 17.06.2009 tarihinden itibaren hidrolik bekletme süresinin 3 güne düşürülmüş ve asit dozaj pompasındaki sorun giderilerek, pH çalışma başlangıcındaki eski haline geri getirilmiştir ($pH = 5,5 \pm 0,1$). $KOI_{\text{çöz}}$ gideriminin %26'ya kadar düşmesi sağlanmış ve $KOI_{\text{çöz}}$ 'nin artarak KOI_{top} içerisinde ortalama 0,28'den ortalama 0,35'e yükseldiği gözlenmiştir. Fakat 02.08.2009 tarihinde reaktörün pH kontrolünde yaşanan sorun sonucu asit ve bazın tamamının sisteme pompalanması fermentör çamurunu kullanılmaz hale getirmiştir. Bu tarihten itibaren reaktör Biyometan Pilot Tesisi fermentöründen alınan aşı ile yeniden aşılanmıştır. Fermentör yeni aşı ile çalıştırılmaya başladıktan sonra reaktörün $KOI_{\text{çöz}}/KOI_{\text{top}}$ oranı 0,43'e yükselmiştir ve dengelenmiştir. Şekil 5.8'den fermentör giriş ve çıkış $KOI_{\text{çöz}}$ konsantrasyonları görülmektedir.



Şekil 5.8 : Fermentörde $KOI_{\text{çöz}}$ ve OYH'nın zamanla değişimi



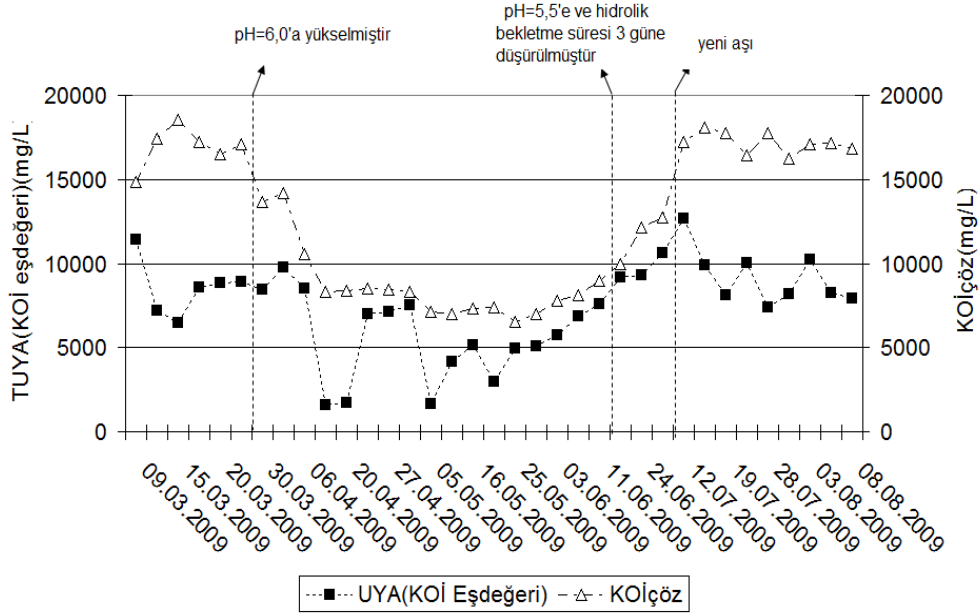
Şekil 5.9 : Fermentörde $KO\dot{I}_{top}$ ve OYH'nın zamanla değişimi

Toplam $KO\dot{I}$ parametresi incelediğinde sistemin devreye alma aşamasından sonra fermentör çıkış değerlerinin giriş değerlerine yakın ve dengede olduğu gözlenmiştir. 27.03.2009 tarihinden itibaren pH'ın artması sonucu fermentör çıkış değerlerinin düşüş gösterdiği görülmüştür. Fermentörde toplam $KO\dot{I}$ giderimi sistem başlangıcında $OYH = 8,57 \pm 0,87$ g $KO\dot{I}/L.gün$ 'de ortalama %19 iken pH artış gösterdikten sonra fermentördeki $KO\dot{I}_{\text{çöz}}$ giderimine bağlı olarak $OYH = 8,91 \pm 1,0$ g $KO\dot{I}/L.gün$ 'de ortalama %32'ye yükseldiği görülmüştür. pH'ın $6,0 \pm 0,2$ olduğu süre boyunca (27.03.2009-17.06.2009) metan fazının bir bölümünün fermentörde gerçekleştiği, sadece toplam $KO\dot{I}$ ve çözümlü $KO\dot{I}$ parametreleri ile değil, UKM giderimi, C:N oranı, biyogaz oluşum miktarı ve metan içeriği bilgilerinin tamamında gözlenmiş ve desteklenmiştir. 17.06.2009 tarihinden itibaren pH'ın $5,5 \pm 0,1$ değerine düşürülmesi ve hidrolik bekletme süresinin 3 güne düşürülmesi ile fermentörde toplam $KO\dot{I}$ giderimi giderek azalmış ve asit faz ayrımı belirginleşmiştir (Şekil 5.9). Asit dozaj pompası tedarik edilerek pH düşürüldüğünde, pH $5,5 \pm 0,1$ 'de $OYH = 16,67$ g $KO\dot{I}/L.gün$ 'de ortalama $KO\dot{I}$ giderimi %26'dır, pH düşürülmesine rağmen OYH arttırıldığı için toplam $KO\dot{I}$ gideriminin az miktarda düşüş gösterdiği görülmüştür.

Bouallagui ve diğ. (2004) pH 5,5'de fermentörde $OYH = 3,7 \pm 0,02$ g $KO\dot{I}/L.gün$ 'de toplam $KO\dot{I}$ giderimi $\%36 \pm 0,9$, $OYH = 7,67 \pm 0,02$ g $KO\dot{I}/L.gün$ 'de toplam $KO\dot{I}$ giderimi $\%44 \pm 1,2$, $OYH = 10 \pm 0,03$ g $KO\dot{I}/L.gün$ 'de toplam $KO\dot{I}$ giderimi

%45±1,3'dir. Organik yükleme arttıkça fermentörde toplam KOİ gideriminde artış olduğu gözlenmiştir. Dolayısıyla pH 5,5 ±0,1'a düşürülmesine rağmen OYH=16,67 g KOİ/L.gün'de KOİ_{top} gideriminin belirgin bir düşüş göstermemesi sistemde OYH'ı arttığı için beklenen bir sonuçtur.

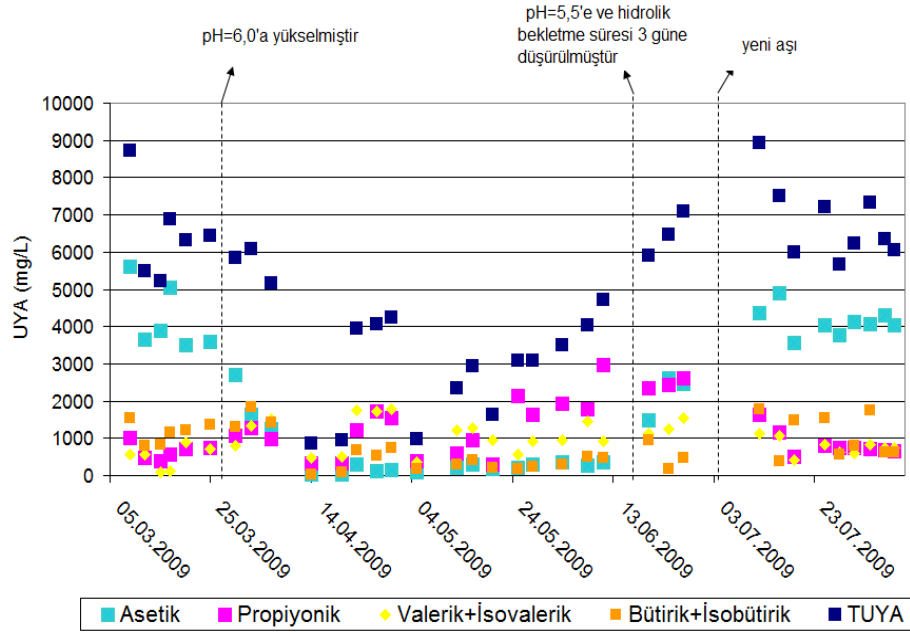
Yeni aşı ilavesinden sonra ise OYH=13,93±0,12 KOİ/L.gün'de ve pH 5,5 ±0,1'de sistemde KOİ giderimi ortalama %4'tür.



Şekil 5.10 : Fermentörde KOİ ve VFA'nın KOİ eşdeğerinin zamana bağlı değişimi

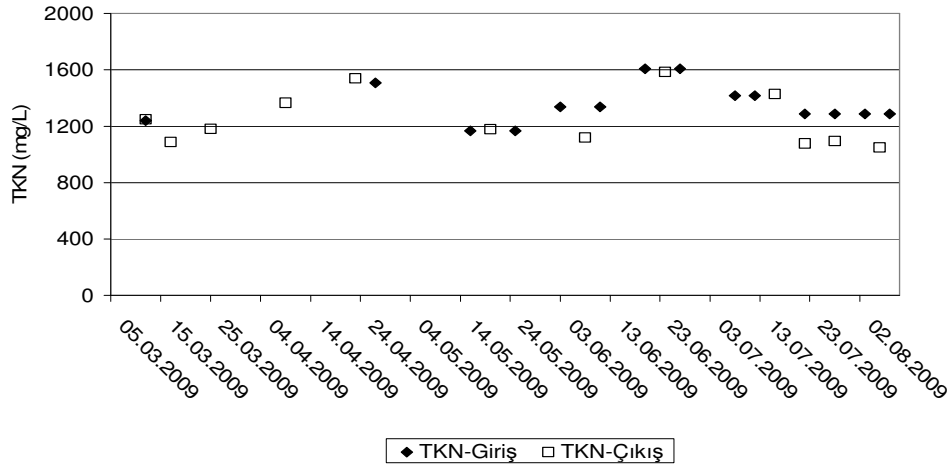
Şekil 5.10'da ÜYA'nın KOİ eşdeğeri ve KOİ_{çöz} değerleri görülmektedir. 09.03.2009 tarihinden 27.03.2009 tarihine kadar gözlenen ortalama ÜYA değeri pH 5,5'te 6700±1245 mg/L'dir. pH 6,0'ya yükseldiğinde görülen KOİ_{çöz} düşüşü ile ÜYA'lerinin de düşüş gösterdiği (ortalama 3850±555 mg/L) görülmüştür. pH 6,0'da çalıştırılmaya devam etmesine rağmen KOİ_{çöz} içerisindeki ÜYA'lerinin zamanla arttığı görülmektedir fakat bu artış asetik asitteki artıştan değil propiyonik ve valerik asitteki artıştan meydana gelmektedir (Şekil 5.11). 17.06.2009 tarihinden itibaren pH 5,5'e düşürülmüş ve asit fazın daha belirgin gerçekleşebilmesi için hidrolik bekleme süresi 5 günden 3 güne düşürülmüştür. Asetik asit konsantrasyonunda bu tarihten itibaren görülen artış sayesinde toplam ÜYA konsantrasyonundaki artış ivme kazanmıştır. Fermentör yeni aşı ile çalıştırıldıktan sonra da toplam ÜYA üretiminin ve asetik asit konsantrasyonlarının oldukça iyi değerlere ulaştığı görülmüştür.

KOİ_{çöz}'ün ortalama 0,61 oranında UYA'lerine dönüştüğü gözlenmiştir. Sistemde görülen ortalama UYA değeri 6815±660 mg/L'dir.



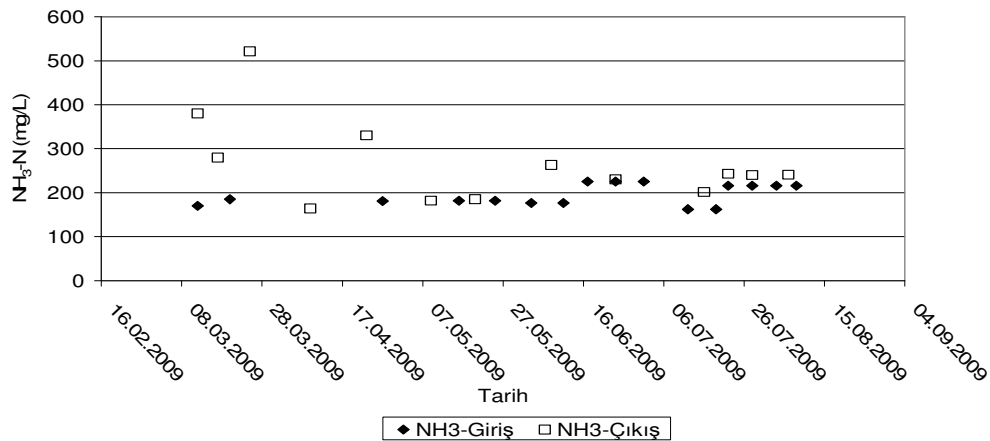
Şekil 5.11 : Fermentörde UYA'lerinin zamana bağlı değişimi

Fermentör pH 5,5'te çalıştırılırken asetik asit değerlerinin toplam UYA içerisinde yüksek konsantrasyonda olduğu Şekil 5.11'den görülmektedir (toplam UYA'nin %63'ü asetik asittir). Ortalama asetik asit konsantrasyonu 4220±815 mg/L'dir. 27.03.2009 tarihinden itibaren fermentörde pH'ın 6,0'ya artması ile asetik asitte ve toplam UYA konsantrasyonunda düşüş meydana geldiği gözlenmiştir. pH 6,0'da gerçekleşen bu düşüşün fermentörde yüksek UKM giderimi, metan oluşumu ve KOİ_{çöz} giderimi göz önünde bulundurulduğunda asetik asitin metan üretiminde kullanılmasından kaynaklandığı görülmektedir. Toplam UYA konsantrasyonunda zamanla artış meydana geldiği görülse de bu dönemde propiyonik ve valerik asitte meydana gelen artıştan olduğu ve asetik asitin artmadığı görülmüştür. 17.06.2009 tarihinden itibaren pH'ın 5,5'e düşürülmesi ve asit fazın daha belirgin olarak gerçekleştirilebilmesi için hidrolik bekletme süresinin 5 günden 3 güne düşürülmesi ile asetik asit konsantrasyonunda artış meydana geldiği ve dolayısıyla toplam UYA konsantrasyonunun da arttığı görülmektedir. Yeni aşı ilavesinden sonra ise toplam UYA içerisinde asetik asitin yüksek miktarda olduğu görülebilmektedir (toplam UYA'nin %61'i asetik asittir). Bu dönemde ortalama asetik asit konsantrasyonu 4130±380'dir.



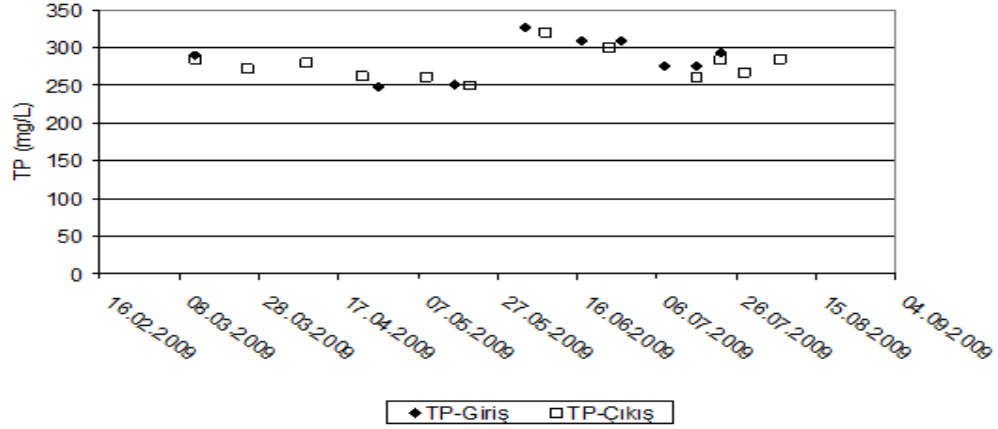
Şekil 5.12 : Fermentörde TKN'nin zamana bağlı değişimi

Şekil 5.12 ve Şekil 5.13'de TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi görülmektedir. Ortalama TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ sırasıyla 1385 ± 175 ve 194 ± 23 mg/L'dir. Fermentör çıkışında ise ortalama TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ sırasıyla 1385 ± 220 ve 244 ± 108 mg/L olarak ölçülmüştür. Şekil 5.13 incelendiğinde fermentör çıkışında $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun arttığı görülmektedir. Bu durum azot içeren organik maddelerin (protein, aminoasit) hidroliz ve fermentasyona uğradığının göstergesidir. Amonyum iyonu 3000 mg/L'nin üzerinde toksik etki yarattığından, sistem $\text{NH}_3\text{-N}$ açısından da dengededir (Neo ve diğ., 2004).



Şekil 5.13 : Fermentörde $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nin zamana bağlı değişimi

Toplam fosfor konsantrasyonunun fermentördeki değişimi Şekil 5.14’de görülmektedir. Fermentör girişinde ortalama TP 290 ± 42 mg/L, çıkışında ise 260 ± 29 mg/L’dir. Reaktör TP açısından da dengededir.



Şekil 5.14 : Fermentörde TP’nin zamana bağlı değişimi

Fermentörde alkalinitenin ortalama 2960 ± 965 mg/L olduğu görülmüştür.

5.2 Çürütücü

Laboratuvar ölçekli biyometanizasyon sisteminin ikinci kademesini oluşturan çürütücünün etkili hacmi 2 L olup, ortalama 100 mL/gün’lük debiyle beslenmiştir. Ortalama hidrolik bekletme süresi 20 gün’dür. Çürütücü ortalama $2,9 \pm 0,7$ TKM içeren atıkla beslenmiştir. Çürütücüde ortalama organik yükleme hızı $1 \pm 0,23$ kg TUKM/m³ gün’dür. Çürütücü reaktörün ortalama işletme parametreleri Çizelge 5.4’de verilmektedir.

Çizelge 5.4 : Çürütücü işletme parametreleri

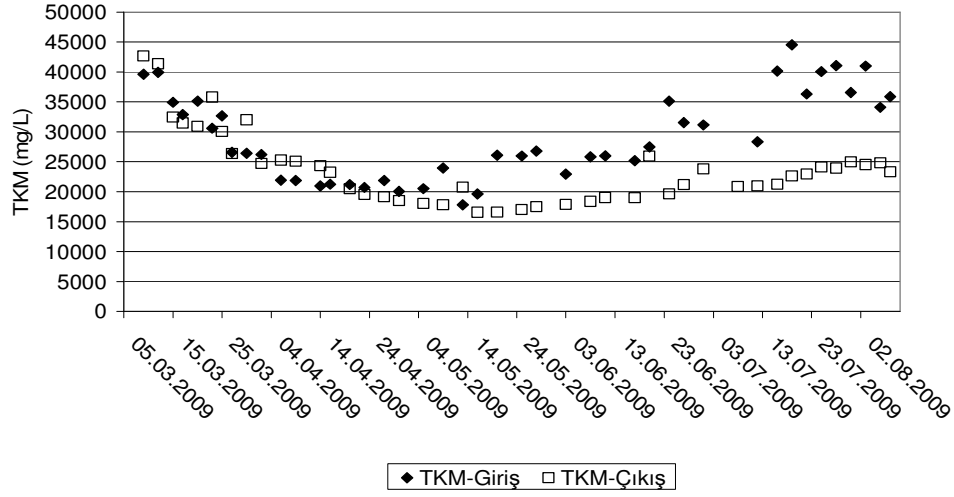
Parametre	Çürütücü
Hacim, L	2 (maksimum: 2,2)
Debi, mL/gün	100
Hidrolik Bekletme Süresi, gün	20
Hacimsel Yükleme, kg KOİ/m ³ .gün	$1,7 \pm 0,3$
Hacimsel Yükleme, kg TUKM/m ³ .gün	$1 \pm 0,2$
TKM, %	$2,4 \pm 0,6$
Sıcaklık, °C	37 ± 1

09 Mart – 08 Ağustos 2009 tarihleri arasında çürütücü 8 hidrolik bekletme süresi boyunca işletilmiş ve reaktörde 2 bekletme süresi sonunda kararlı duruma ulaşıldığı görülmüştür. İşletme periyodunda farklı kademelerde izlenen parametreler ve elde edilen veriler için ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 5.5’de verilmektedir.

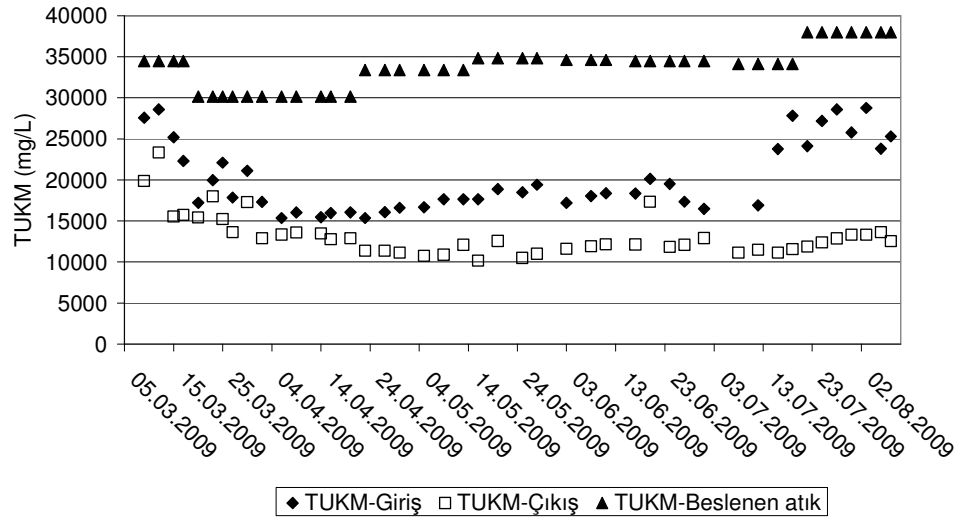
Çizelge 5.5 : Çürütücüde ölçülen parametrelerin ortalama değerleri

Parametre	Laboratuvar Ölçekli Çürütücü	
	Giriş	Çıkış
pH	5,5±0,1	7,5±0,2
Alkalinite, mg CaCO ₃ /L	2960±965	3785±485
TKM, mg/L	29270±7245	23790±6080
TUKM, mg/L	19905±4570	13230±2600
Top. KOİ, mg/L	34160±5720	19100±3550
Çözünmüş KOİ, mg/L Fermentör pH= 5,5 (1.pariyot) Fermentör pH= 6,0 (2.pariyot) Fermentörde yeni aşı ile çalışma (3.pariyot)	17640±2090 8800±2350 17180±590	730±245 730±80 1155±110
UYA, mg KOİ/L Fermentör pH= 5,5 (1.pariyot) Fermentör pH= 6,0 (2.pariyot) Fermentörde yeni aşı ile çalışma (3.pariyot)	6700±1245 3850±555 6815±660	205±142 70±37 317±122
TP, mg/L	260±29	260±42
TKN, mg/L	1385±222	1400±171
NH ₃ -N, mg/L	244±108	445±145

Çürütücü giriş ve çıkışında TKM ve TUKM konsantrasyonu değişimi Şekil 5.15 ve Şekil 5.16’de görülmektedir. Çürütücü girişinde ortalama TKM ve TUKM sırasıyla 29270±7245 ve 19905±4570 mg/L’ dir. TUKM/TKM oranı 0,69’dur. Çürütücü çıkışında ise TKM ve TUKM konsantrasyonları sırasıyla 23790±6080 ve 13230±2600 mg/L’dir. Çürütücü çıkışında TUKM/TKM oranı 0,57’dir.



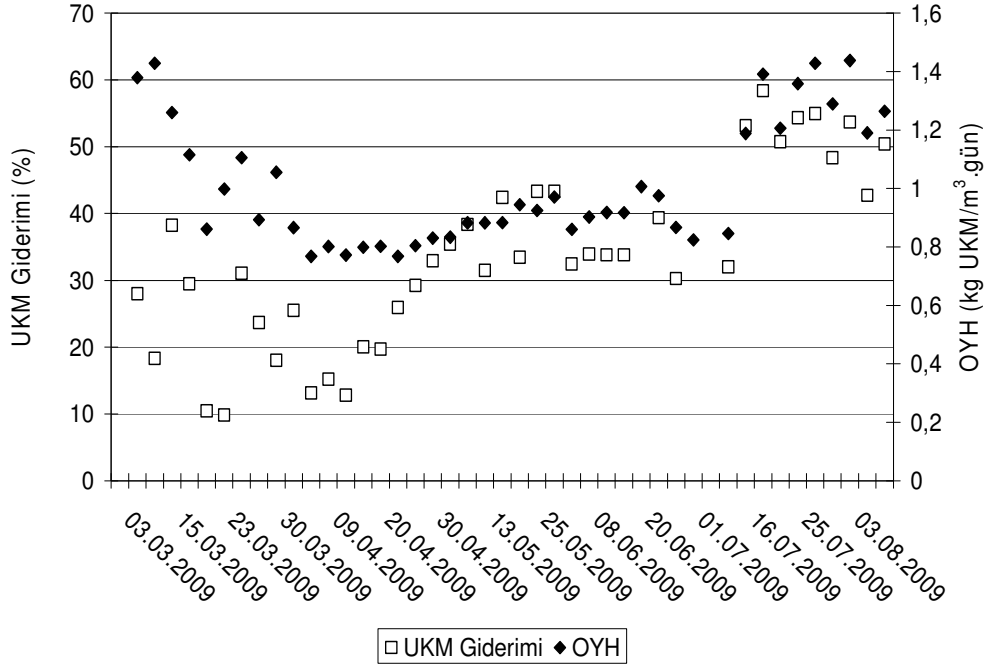
Şekil 5.15 : Çürütücüde TKM'nin zamana bağlı değişimi



Şekil 5.16 : Çürütücüde TUKM'nin zamana bağlı değişimi

Şekil 5.16'yı incelediğimizde çürütücüdeki toplam uçucu katı madde çıkış değerlerinin reaktörün devreye alma aşamasından sonra düşüş gösterdiği ve yaklaşık 20_h sonunda 16.04.2009 tarihinde dengeye geldiği görülmektedir. Diaz ve diğ. (2008), bekletme süresi çürütücü için 8 gün olan çalışmada sistem %80 fermentörden gelen akım ve %20 (kütle bazında) anaerobik çürütücüden gelen akım ile beslenmiştir ve iki bekletme süresi sonunda dengeye geldiğini gözlemişlerdir. Çürütücü dengeye geldikten sonra, fermentörden çürütüciye beslenen atığın

TUKM'si artmasına rağmen, çürütücü çıkış TUKM değerleri değişim göstermemiştir. Sonuç olarak çürütücüde uçucu katı madde gideriminin arttığı görülmüştür. Fermentörün yeni aşı ile çalıştırıldığı dönemde, fermentördeki TUKM gideriminin azaldığı Bölüm 5.1'de belirtilmiştir. Bunun sonucunda çürütücüye daha yüksek TUKM'li atık beslenmiştir. Bu durumda çürütücünün çıkış TUKM değerlerini koruduğu ve UKM gideriminde artış olduğu gözlenmiştir.



Şekil 5.17 : Çürütücüde OYH ve UKM gideriminin zamana bağlı değişimi

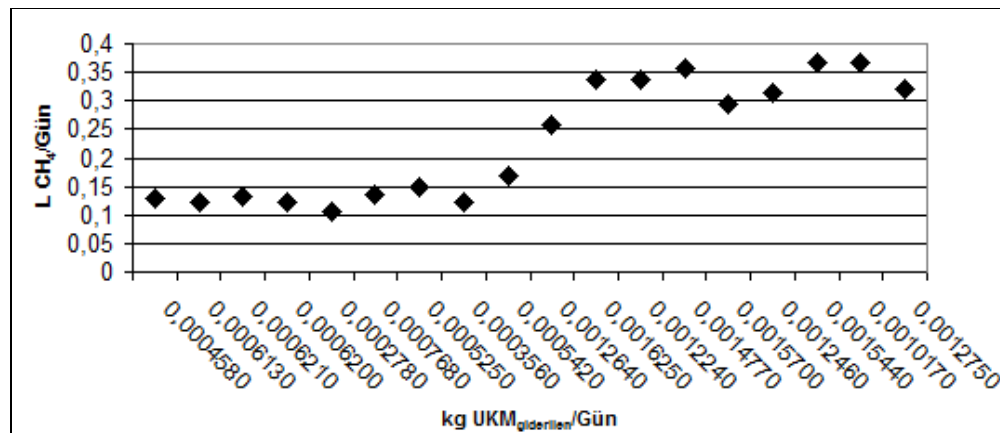
Çürütücü UKM gideriminin 09.03.2009 tarihinden itibaren önce azaldığı ve dalgalanma gösterdiği sonra zamanla artarak dengeye geldiği görülmektedir (Şekil 5.17). Hartmann ve Ahring (2005) hayvan atıkları ve evsel katı atıkların organik fraksiyonunu kullanarak gerçekleştirdikleri iki kademeli anaerobik arıtmada TUKM gideriminde başlangıçta meydana gelen düşüşün ardından TUKM giderimi artış göstererek dengeye gelmiştir. UKM giderimi 16.04.2004 tarihinden itibaren artış göstermeye başlamıştır ve ortalama %33'e yükselmiştir (%24-43 arasında değişmektedir).

08.07.2009 tarihinden itibaren fermentör aşısının değiştirilmesi ile çürütücüye beslenen atığın UKM'si dolayısıyla çürütücü OYH artmıştır. OYH'ndaki artışa bağlı olarak çürütücüde UKM giderimi artmıştır ve ortalama %50 değerine ulaşmıştır. Çizelge 5.6'da literatürde görülen UKM giderimleri verilmiştir.

Çizelge 5.6 : Literatürde görülen UKM giderimleri

Bilgi	UKM Giderimi	Referans
Evsel katı atık ve atıksu arıtma tesisi çıkış atıkları	%71,3 (1.pariyot)	Diaz ve diğ. (2008)
	%49,8 (2. periyot)	
Mezofilik koşullarda İki kademeli	%58,2 (3.pariyot)	
Mezofilik - iki kademeli anaerobik arıtma sonucu çürütücüde	%50 - 60	Bu çalışmada

Diaz ve diğ. (2008) fermentörde farklı OYH'ları denenmesi sonucu OYH 19,9 g UKM/L.gün'de (1.periyot) sistemin tamamında %71,3±1,0 UKM giderimi, OYH 13,2 g UKM/L.gün'de (2. periyot) %49,8±7,2 UKM giderimi, OYH 17,6 g UKM/L.gün'de (3.periyot) %58,2±6,9 UKM giderimi gözlemişlerdir. Bu kapsamda incelendiğinde sadece çürütücü için %50 UKM giderimine ulaşılması çürütücü sistem performansının oldukça iyi olduğunu göstermektedir.



Şekil 5.18 : Çürütücüde üretilen metanın giderilen UKM'ye bağlı değişimi

Çürütücüde üretilen gaz miktarları Şekil 5.18 görülmektedir. Yeni aşı ilavesinin gerçekleştiği tarihe kadar çürütücüde ortalama gaz üretimi $0,21 \pm 0,06 \text{ m}^3 \text{ Biyogaz/kg UKM}_{\text{giderilen.gün}}$ ($0,06 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ Biyogaz/ kg UKM}_{\text{giderilen.gün}}$)'dür.

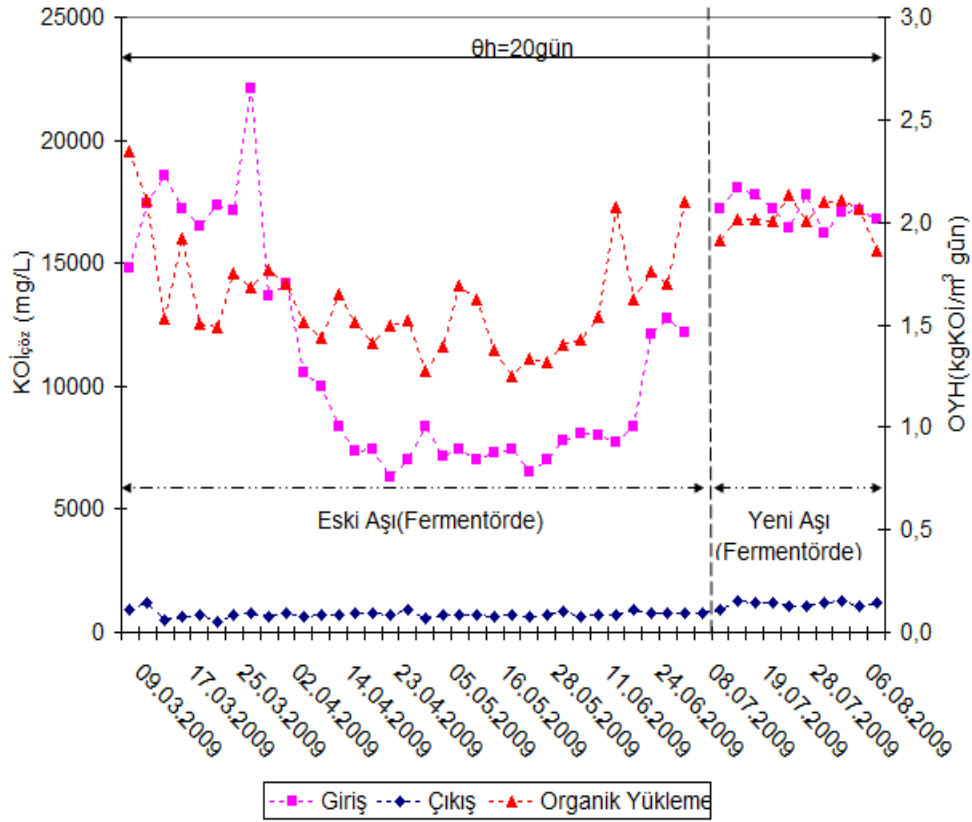
Az miktarda gaz oluşumunun nedeni, fermentörde gözlenen yüksek UKM giderimine bağlı olarak çürütüye gelen atık içerisinde biyolojik olarak parçalanabilecek organik madde miktarının azalmasıdır. Fermentörde UKM'nin büyük miktarının giderimi

nedeniyle çürütücüye düşük UKM'li atık beslenmesi, çürütücünün giderim verimini düşürmektedir. Bu durum gaz üretiminin de düşük miktarda olmasına neden olmuştur. Benzer bir durum Diaz ve diğ. (2008) yaptıkları çalışmada görülmüştür, fermentörde yüksek UKM giderimi nedeniyle çürütücüde düşük miktarda metan oluşumu gözlemişlerdir.

Fermentörde yeni aşı ile çalışılmaya başlandıktan sonra ise çürütücüdeki OYH ve UKM giderimi artmıştır. Sonuç olarak çürütücüde gözlenen biyogaz miktarında artış meydana gelmiştir. 08.07.2009 tarihinden itibaren ortalama gaz üretimi $0,3 \pm 0,06 \text{ m}^3$ Biyogaz/kg $\text{UKM}_{\text{giderilen.gün}}$ ($0,14 \pm 0,02 \text{ m}^3$ Biyogaz/ kg $\text{UKM}_{\text{beslenen.gün}}$)'dür. Biyogazın metan içeriği ortalama %88'dir. $0,264 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg} \text{ UKM}_{\text{giderilen.gün}}$ oluşumu gözlenmiştir.

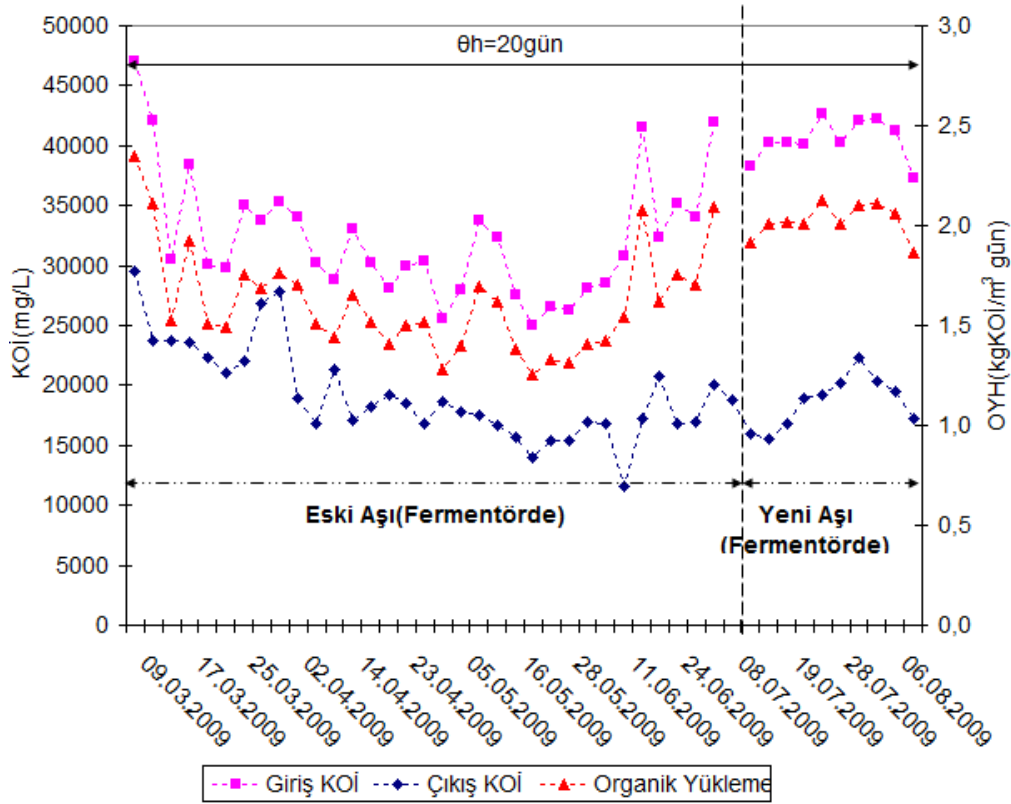
Literatürde kaynağında ayrılan organik katı atık için verilen aralık $0,3-0,4 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg} \text{ TUKM}_{\text{giderilen}}$ 'dir (Balaban, 2009). Bu kapsamda organik katı atık ve aktif çamur karışımı için gözlenen $0,264 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg} \text{ UKM}_{\text{giderilen.gün}}$ literatüre yakın bir değerdir.

Çürütücü girişinde ortalama toplam KOİ ve çözünmüş KOİ sırasıyla 34160 ± 5720 ve $12325 \pm 4695 \text{ mg/L}$ (Şekil 5.19 ve Şekil 5.20) olup ortalama $\text{KOİ}_{\text{çöz}}/\text{KOİ}_{\text{top}}$ oranı 0,36'dır. Çürütücü çıkışında ise ortalama toplam KOİ ve çözünmüş KOİ sırasıyla 19100 ± 3550 ve $830 \pm 220 \text{ mg/L}$ ve $\text{KOİ}_{\text{çöz}}/\text{KOİ}_{\text{top}}$ oranı 0,045'tir .



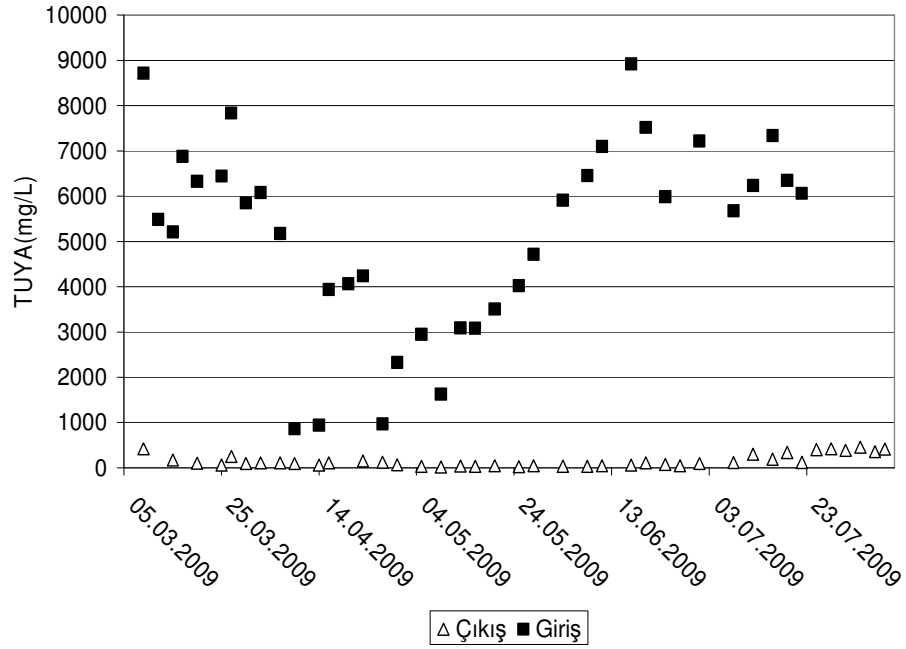
Şekil 5.19 : Çürütücüde OYH ve KOİçöz'ün zamana bağlı değişimi

Çürütücüye beslenen KOİçöz konsantrasyonu 09.03.2009 ile 27.03.2009 tarihleri arasında yüksek olduğundan, KOİçöz giderimi de oldukça yüksektir. Çürütücü giriş çözünmüş KOİ değeri ortalama 12325 ± 4695 mg/L iken çıkış değeri 830 ± 220 'dir ve KOİçöz giderimi %96'dır. Çürütücü giriş değerleri 27.03.2009 tarihinden itibaren fermentördeki pH artışı nedeni ile düşmeye başlamış ve zamanla dengeye gelmiştir. Bu tarihten itibaren çürütücüye beslenen KOİçöz'ün düşük olması nedeniyle giderim veriminin %90'a düştüğü görülmüştür. Yeni aşı ilavesinden sonra ise %93'lük KOİçöz giderimi gözlenmiştir. Çürütücünün KOİçöz giderimi açısından sistem performansına bakıldığında tüm işletme periyodu boyunca ortalama %93 verim ile oldukça iyi bir performans gösterdiği gözlenmiştir.

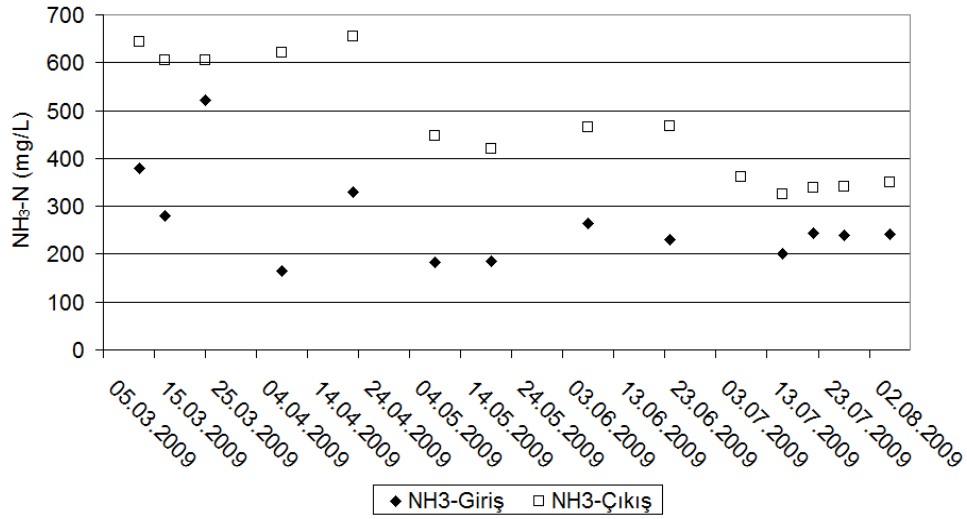


Şekil 5.20 : Çürütücüde OYH ve KOI_{top} 'ın zamana bağlı değişimi

Çürütücü toplam KOİ giriş ve çıkış değerleri Şekil 5.20'de görülmektedir. Çürütücüde ortalama OYH $1,61 \pm 0,26$ g KOİ/L.gün'de KOI_{top} giderimi %40'dır. Yeni aşı ilavesinden sonra ise OYH $2,02 \pm 0,08$ g KOİ/L.gün'de toplam KOİ giderimi ortalama % 54'dür. Çürütüciye beslenen atığın KOİ'sinde artış olmasına rağmen çıkış değerlerini koruması sonucu çürütücünün KOİ giderim verimindeki artışı Şekil 5.18'den görebilmekteyiz. Bouallagui ve diğ. (2004) iki kademeli anaerobik arıtma sonucunda OYH arttıkça KOİ gideriminin arttığını tespit etmişlerdir.

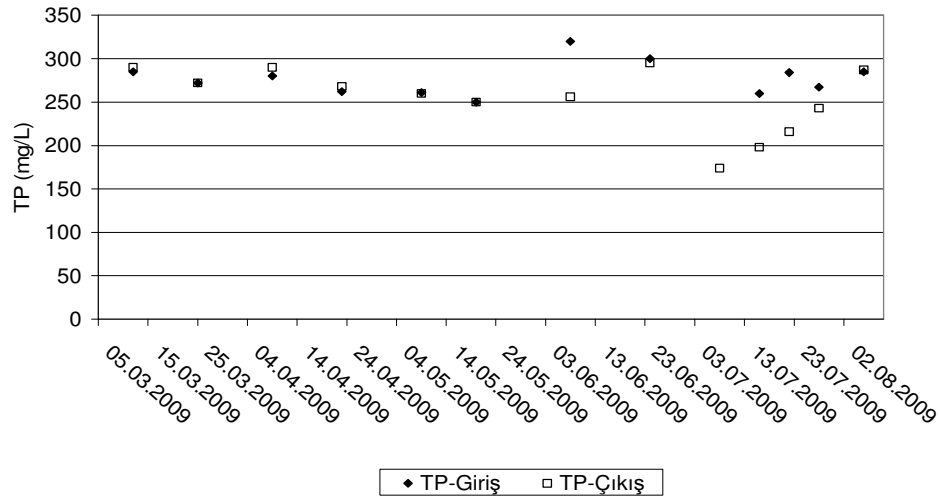


ise $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarını göstermektedir. Girişte 244 ± 108 mg/L ve çıkışta 445 ± 145 mg/L olarak ölçülmüştür.

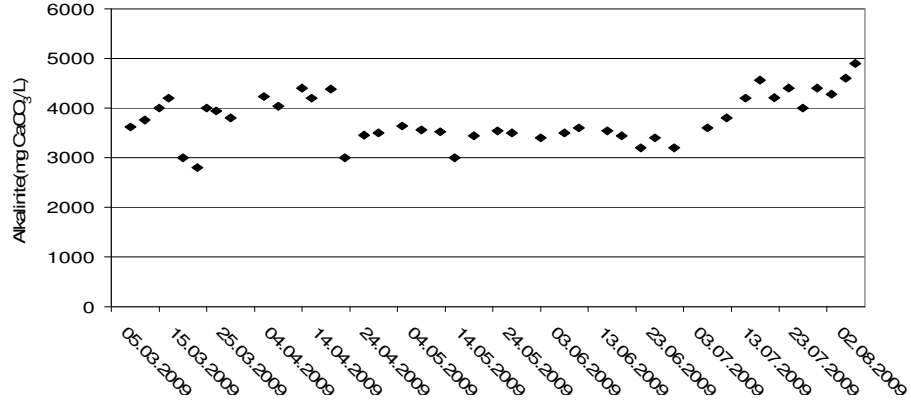


Şekil 5.23 : Çürütücüde $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nin zamana bağlı değişimi

Toplam fosfor konsantrasyonunun çürütücüdeki değişimi Şekil 5.24'de görülmektedir. Çürütücü girişinde ortalama TP 260 ± 29 çıkışında ise 261 ± 42 mg/L'dir. Reaktör TP açısından da dengededir.



Şekil 5.24 : TP'nin zamana bağlı değişimi (Çürütücü)

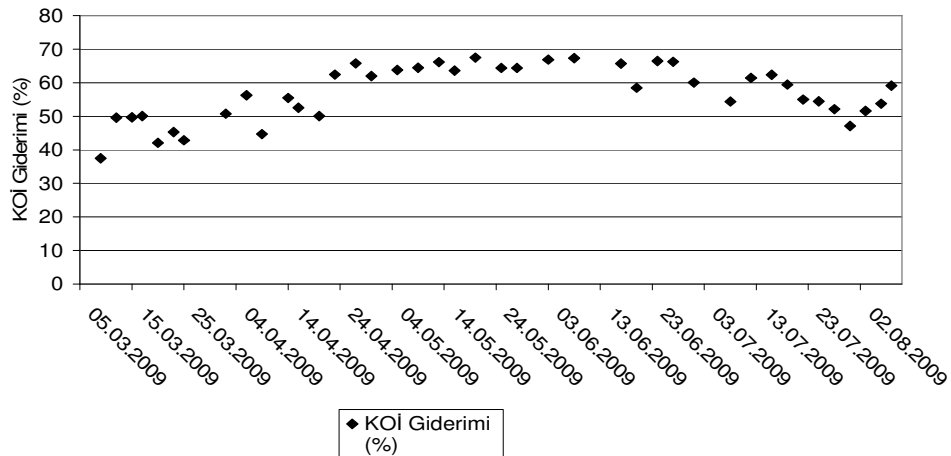


Şekil 5.25 : Çürütücüde alkalinitenin zamana bağlı değişimi

Çürütücü alkaline değerleri Şekil 5.25’de görülmektedir. Çürütücüde ortalama alkalinite 3785 ± 485 mg CaCO₃/L’dir. Çürütücüye beslenen atığın alkalinitesine bağlı olarak değişim gösterse de genel olarak denge halinde olduğu görülmektedir.

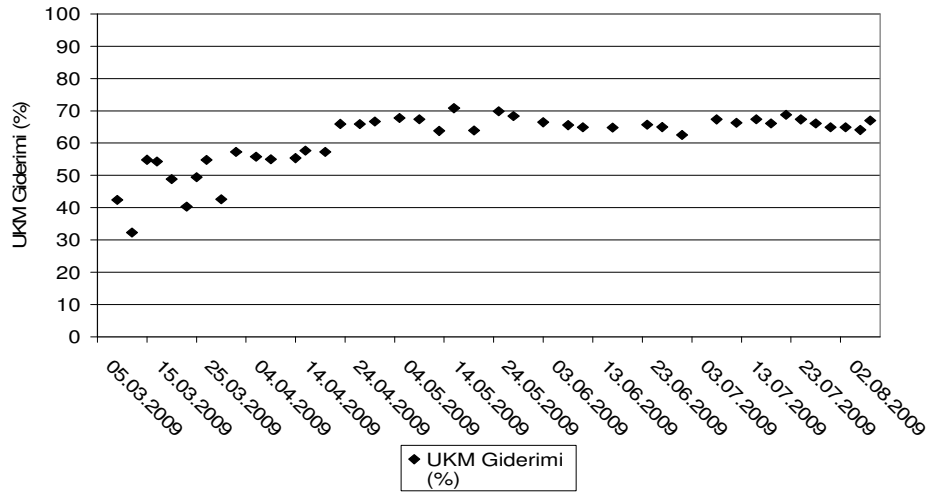
5.3 Sistem Performansı

Sistemin dengeye geldiği tarihten itibaren KOİ_{top} gideriminin ortalama %64 olduğu gözlenmiştir (Şekil 5.26). Yemek atıkları ve aktif çamurun birlikte arıtıldığı tek kademeli anaerobik arıtmada sırasıyla 70:30 uçucu katı madde bazında karıştırılan atıklardan elde edilen toplam KOİ giderimi %64,4’tür (Heo ve diğ.,2004).



Şekil 5.26 : Sistemin tamamında KOİ_{top} gideriminin zamana bağlı değişimi

Heo ve diğ. (2004)'nin yaptıkları çalışmada gözlenen KOI_{top} giderimi ile karşılaştırıldığında KOI_{top} gideriminin benzerlik gösterdiği görülmektedir fakat iki kademeli sistemde arıtılan atık tipi de göz önünde bulundurulduğunda daha kısa hidrolik bekletme süresinde ve optimum koşulların sağlanması ile daha yüksek giderim verimlerinin gözlenmesi beklenmektedir. Nitekim Bouallagui ve diğ. (2004)'nin gerçekleştirdiği çalışmada sebze ve meyve atıklarının yarı kesikli koşullarda iki kademeli arıtılması sonucu fermentör için hidrolik bekletme süresi 3 gün, çürütücü de 10 gün olmak koşulu ile % 96 KOI giderim verimine ulaşıldığı gözlenmiştir. Bu çalışmada atık tipinin aktif çamur içerdiği göz önünde bulundurulursa KOI giderim verimin daha düşük olması gözlenmesi beklenen bir sonuçtur.



Şekil 5.27 : Sistemin tamamında UKM gideriminin zamana bağlı değişimi

Sistemin dengeye geldiği tarihten itibaren UKM gideriminde artış meydana gelmiştir ve ortalama %67'dir (Şekil 5.27). Çizelge 5.7'de literatürde gözlenen UKM giderimleri görülmektedir. Diaz ve diğ. (2008) yaptıkları çalışmada fermentörde gözlenen yüksek UKM giderimi ile sistemin tamamında yüksek UKM giderim verimleri elde etmişlerdir. Fermentöre %16-22 (kütle bazında) katı atık, %78-84 aktif çamur, çürütücüye ise % 80 fermentörden gelen atık (kütle bazında), % 20 arıtma tesisinden alınan anaerobik çamur beslenmesi sonucu, UKM gideriminin, OYH 19,9 g UKM/L.gün'de %71, OYH 13,2 g UKM/L.gün'de %50 OYH 17,6 g UKM/L.gün'de %60 olduğu gözlenmiştir ve iki kademeli anaerobik arıtma sonucu elde edilen deney sonuçlarının bu çalışma ile benzerlik gösterdiği görülmektedir (Diaz ve diğ. 2008). Rajeshwari ve diğ. (1998) Sebze atıklarının anaerobik tek kademeli kesikli

arıtımı sonucu %65 UKM giderimi gözlemişlerdir. Hatmann ve Ahring (2005) hayvan atıkları ve evsel katı atıkların tek kademeli anaerobik arıtımının gerçekleştirildiği çalışmada sistem %100 evsel katı atık ile beslendiğinde UKM giderimi %69 ile %74 arasında değiştiğini gözlemişlerdir. Bu kapsamda değerlendirildiğinde tek kademeli çalışmalara nazaran daha yüksek UKM giderimi gözlenmesi beklenmektedir fakat belirtilen çalışmalardaki atık tipinin aktif çamur içermediği göz önünde bulundurulduğunda iyi bir UKM giderim verimi elde edildiği söylenebilir. Heo ve diğ. (2004) Yemek atıkları ve aktif çamurun birlikte arıtıldığı tek kademeli anaerobik arıtmada sırasıyla 70:30 uçucu katı madde bazında karıştırılan atıklardan elde edilen UKM giderimi %62,1'dir.

Çizelge 5.7 : Literatüde sistemin tamamında görülen UKM giderimleri

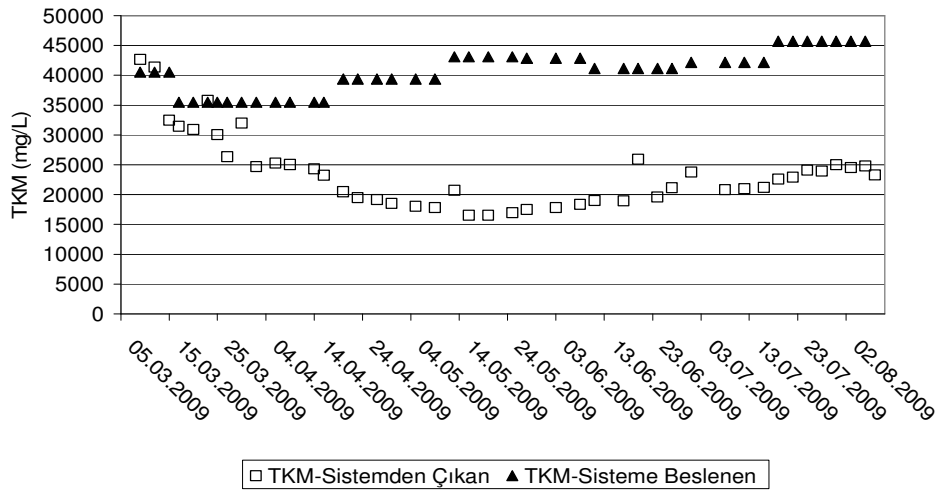
Atık türü ve % karışım (UKM bazında)	UKM Giderimi	Arıtma Koşulları	Arıtma Referans
Evsel katı atık ve Arıtma çamuru	% 71-50	İki kademeli (mezofilik)	Diaz ve diğ. (2008)
Sebze atıkları	% 65	Kesikli (mezofilik)	Rajeshwari ve diğ. (1998)
Evsel katı atık	% 69- % 74	Tek Kademeli (termofilik)	Hartmann ve Ahring (2005)
Yemek atıkları (% 70) Aktif çamur(%30)	% 62,1	Tek Kademeli (mezofilik)	Heo ve diğ. (2004)
Hal atıkları % 75 Aktif Çamur % 25	% 67	İki Kademeli (mezofilik)	Bu çalışmada

Çizelge 5.8 : Literatüde görülen organik madde uzaklaştırma değerleri
(FosterCarneiro ve diğ., 2008)

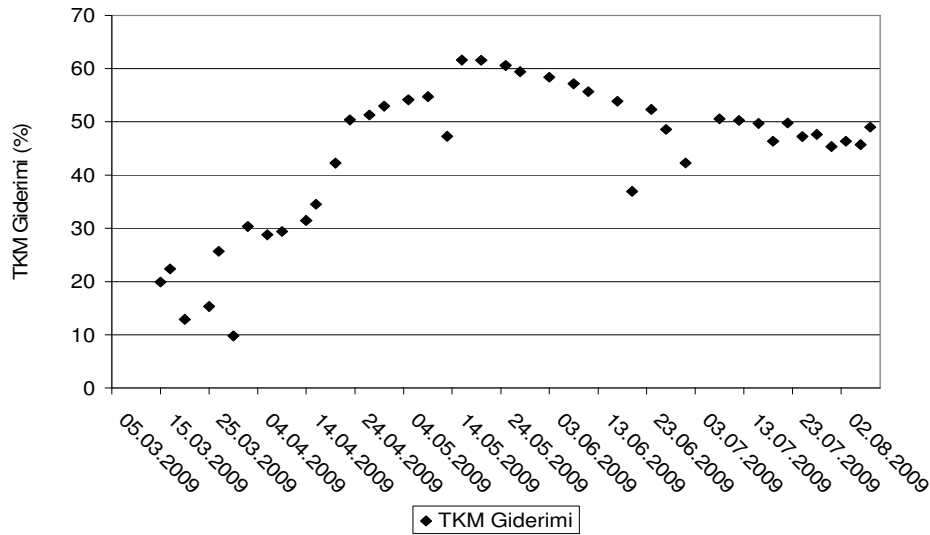
Çürütücü	Organik Madde Uzaklaştırma (%)				
	Toplam Katı Madde	Uçucu Madde	Toplam Askıda Katı Madde	Toplam Uçucu Katı Madde	KOI
Yemek Atıkları	16,4	32,4	46,2	47,0	50,2
Evsel Katı Atığın Organik Fraksiyonu (Parçalanmış)	61,7	73,7	72,1	71,8	69,2
Evsel Katı Atığın Organik Fraksiyonu	80,6	79,4	33,3	30,7	72,2

ForsterCarneiro ve diğ. (2008) Yemek atıklarının termofilik anaerobik koşullarda tek kademeli arıtımı sonucunda elde edilen uçucu madde giderimi %32,4, parçalanmış

evsel katı atıkların anaerobik fraksiyonunun anaerobik arıtımı sonucu elde edilen UKM giderimi %73,4, evsel katı atıkların anaerobik fraksiyonunun anaerobik arıtımı sonucu elde edilen UKM giderimi ise %79,4'tür (Çizelge 5.8). Atığın biyolojik parçalanabilirliği yüksek olan evsel katı atıklardan oluşması UKM gideriminin yüksek olmasını sağlamıştır. Yapılan deneysel çalışmada sisteme beslenen atık karışımı içerisindeki aktif çamur evsel katı atığın organik fraksiyonuna nazaran daha zor biyolojik parçalanabilir olduğu halde %67 UKM giderimi ile iyi bir UKM giderimi gözlediğimizi söyleyebiliriz.



Şekil 5.28 : Sistemin tamamında TKM konsantrasyonunun zamana bağlı değişimi



Şekil 5.29 : Sistemin tamamında TKM gideriminin zamana bağlı değişimi

Şekil 5.28 ve Şekil 5.29'da sistemin tamamında TKM konsatrasyonunun değişimi ve TKM giderimi görülmektedir. TKM giderimi başlangıçtaki düşüşün ardından artmaya başlamıştır ve çürütücünün dengeye geldiği tarihten itibaren % 50-60 arasında değişen TKM gideriminin gerçekleştiği gözlenmiştir.

Çizelge 5.9 : C/N Oranları

Tarih	C/N Oranları		
	Beslenen Atık	Fermentör	Çürütücü
13.03.2009	9,3	10,9	8,1
20.03.2009	-	11,7	7,6
27.03.2009	-	9,7	7,8
20.04.2009	-	7,2	7,2
24.04.2009	10,0	7,6	-
14.05.2009	10,0	7,0	6,7
16.05.2009	11,3	7,8	7,6
28.05.2009	11,3	7,4	6,7
11.06.2009	10,0	7,3	6,8
17.06.2009	11,4	7,3	7,0
01.07.2009	11,4	8,2	7,2
08.07.2009	11,7	8,5	7,7
19.07.2009	11,7	11,7	7,0
08.08.2009	11,5	11,8	7,4

Çizelge 5.9'da C:N oranları görülmektedir. Fermentörde UKM gideriminin yüksek olduğu dönemde çürütücüde biyogaz üretimi gözlenememiştir. Bu durumu açıklamak amacı ile beslenen atık, fermentör ve çürütücü numunelerine C:N analizleri yapılmıştır. C:N değişimleri incelendiğinde özellikle 24.04.2009 – 01.07.2009 tarihleri arasında fermentasyon reaktöründe C:N oranının düştüğü görülmüştür. Atığın içinde karbon miktarındaki azalma gözlenmesine ve fermentasyon reaktöründe gözlenen yüksek biyogaz üretimine bağlı olarak organik maddenin CO₂ ve CH₄'a dönüştüğü sonucuna varılmıştır. Aynı dönemde fermentör ve çürütücüdeki C:N oranları incelendiğinde çürütücüde C:N oranının fermentöre göre belirgin olarak değişmediği ölçülmüştür. Bu dönemde çürütücüde düşük biyogaz üretimi, çürütücüye beslenen atık içerisinde biyolojik olarak parçalanabilir organik karbon miktarının azalması ile açıklanmaktadır.

01.07.2009-08.08.2009 tarihleri arasında aşı çamurunun yenilenmesi ile fermentörde UKM giderimi ve C:N oranları düşüş göstermiştir. Dolayısıyla çürütücüye beslenen

atıkta biyolojik olarak parçalanabilir organik C miktarı yüksek olduğundan biyogaz üretimi artmıştır ve çürütücü çıkışında C:N oranı düşmüştür.

Beslenen atığın C:N oranına baktığımızda uçucu katı madde bazında 75:25, sırasıyla, hal atığı ve aktif çamur karışımı Heo ve diğ. (2004)'nin yaptıkları çalışmada uçucu katı madde bazında karıştırılan 70:30 yemek atıkları ve arıtma çamurunda gözlenen C:N değerine (11) yakın sonuçlar elde edilmiştir.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Hal atıkları ve aktif çamurun iki kademeli artırılması sonucu sistemin tamamında, %64 toplam KOİ giderimi, %52 TKM ve %67 UKM giderimi ile iyi bir performans sergilediği görülmüştür.

Fermentör performansının pH $5,5 \pm 0,1$ 'te oldukça iyi olduğu, pH $6,0 \pm 0,2$ 'da ise faz ayırmasının belirgin bir şekilde gözlenemediği ve metan fazının bir kısmının fermentörde gerçekleştiği görülmüştür. Fermentasyon aşamasının pH'tan önemli ölçüde etkilendiği gözlenmiştir. Organik yükleme hızı 6,5'ten 12,0 kg UKM/m³.gün'e arttırılmıştır. OYH arttırılmasına rağmen fermentör performansının düşmemesinin yanısıra oldukça iyi olduğu görülmüştür. Sistem pH değişiminin de etkisi ile 4 hidrolik bekletme süresi sonunda dengeye gelmiştir ve stabil durumunu korumuştur. Fermentörde UKM giderimi, OYH=6,5 kg UKM/m³.gün'den, pH 6,0'da %49 iken, OYH 12,0 kg UKM/m³.gün'e artmasına rağmen pH $5,5 \pm 0,1$ 'te % 32'dir böylece fermentasyon aşamasında pH'ın ne kadar önemli olduğu tespit edilmiştir. Fermentörde pH $5,5 \pm 0,1$ 'te $KOI_{\text{çöz}}/KOI_{\text{top}} = \% 51$ 'dir. pH $6,0 \pm 0,2$ 'da ise $KOI_{\text{çöz}}$ giderimi gerçekleştiğinden bu oran azalarak %28'e düşmüştür ve bu dönemde % 52 $KOI_{\text{çöz}}$ giderimi gerçekleşmiştir. 17.06.2009 tarihinden itibaren organik yükleme hızının artması ve pH'ın $5,5 \pm 0,1$ 'e düşürülmesi ile $KOI_{\text{çöz}}$ giderimi %52'den %26'ya düşmüştür ve $KOI_{\text{çöz}}/KOI_{\text{top}} = 0,28$ 'den, 0,35'e artmıştır. Yeni aşılı ilavesinden sonra $KOI_{\text{çöz}}/KOI_{\text{top}} = \% 43$ 'tür. Fermentördeki toplam KOİ giderimi sırasıyla pH 5,5'te %19, pH 6,0'da %32 ve yeni aşılıdan sonra ise %4 olarak gerçekleşmiştir. Fermentör TKN, NH₃-N, TP açısından değerlendirildiğinde dengede olduğu görülmektedir. Fermentörde tüm işletme dönemi boyunca ortalama alkalinite değeri 2960 ± 965 mg/L olarak ölçülmüştür.

Çürütücüdeki metan fazının fermentörde meydana gelen değişikliklerden dolayı inhibe olmadığı görülmüştür. Sadece gelen atığın biyolojik parçalanabilirliğine göre performansının değiştiği gözlenmiştir. Çürütüye katı maddesi düşük atık beslendiği dönemde katı madde gideriminin düşüş gösterdiği dolayısıyla gaz çıkışının da düştüğü görülmüş ve iki hidrolik bekletme süresi sonunda reaktörün dengeye geldiği

gözlenmiştir. Çürütücüde UKM giderimi ortalama %43 olup, fermentöre yeni aşı ilave edildikten sonra ise bu giderimin %50-60 arasında değiştiği görülmüştür. İşletme döneminin tümü ele alındığında çürütücüde ortalama KOI_{top} giderimi ise %54 olarak gözlenmiştir. Reaktör TKN, NH_3-N , TP açısından da incelendiğinde dengede olduğu görülmektedir. Ortalama alkalinite konsantrasyonu $3785 \pm 485 \text{ mg/L}$ 'dir. Çürütücüye beslenen atığın katı maddesi arttığında gaz çıkışında arttığı ve $0,264 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg UKM}_{\text{giderilen}} \cdot \text{gün}$ olduğu görülmüştür.

Avrupa Birliği Katı Atık Düzenli Depolama Direktifinin (99/31/EC) düzenli depolama alanlarındaki katı atıkların azaltmasını öngören maddeleri göz önünde alındığında, hal atıklarının düzenli depolama alanları yerine iki kademeli anaerobik arıtılması ile depolama hacminin azaltılması sağlanacaktır. Bunun yanında entegre bir atık yönetim modeline dayanarak enerji elde edilmesi ile öngörülen direktif koşullarının sağlanmasına da katkıda bulunulacaktır.

Kyoto Protokolü'nde ülkelerin 2010 yılına kadar toplam enerji üretimlerinin %10'unun yenilenebilir enerji kaynaklarından üretilmesi öngörülmektedir. Anaerobik iki kademeli arıtma uygulamasında katı atık ve aktif çamur gibi iki büyük atık akımından yenilenebilir enerji geri kazanımı (biyometan) ile Kyoto Protokolü'nde öngörülen üretim miktarların sağlanmasına katkıda bulunulacaktır.

TBMM gündeminde olan yeni YEK (Yenilenebilir Enerji Kaynakları) önerisinde (2005), atıklardan üretilecek elektrik enerjisinin $0,14 \text{ €/kW-sa'}$ den satın alınması öngörülmekte ve bu tip arıtma yöntemlerinin yaygınlaşması hedeflenmektedir. Bu açıdan değerlendirildiğinde çalışma kapsamındaki havasız sistemden elde edilen metan gazından üretilebilecek elektrik enerjisinin, geri kazanılarak reaktörlerin ısıtılmasında kullanılabileceği gibi, elektrik üretimi fazlasının da satılarak gelir elde edilmesinin mümkün olduğu görülmektedir. Arıtma çamuru ve organik atıklar gibi uzaklaştırılmasında zorluk çekilen kirleticiler bu tip sistemlerde arıtılarak bertaraf edilirken diğer yandan arıtmadan elde edilecek ilave kazanım ile entegre arıtma sistemlerinin yaygınlaşması daha cazip hale getirilmekte ve bu alana yeni yatırımların yapılmasını teşvik etmektedir.

İki kademeli anaerobik arıtma sistemlerinde fermentör performansının pH'a önemli ölçüde bağlı olduğu, iyi kontrol edilemediğinde, fermentörde, UKM gideriminin gerçekleştiği görülmüştür. pH'ın iyi kontrol edilmesi durumunda fermentörde UKM

giderimi azaltılıp KM'nin çürütücüde giderilmesi sağlanarak metan üretimi artırılabilir. Bu nedenle pH'ın fermentasyon aşamasında kontrolüne dikkat edilmesi gerekmektedir. Bunun yanında fermentör performansının pH 5,5'te oldukça iyi olduğu gözlenmiştir.

Bu tip atık türü hızlı hidroliz olduğundan 5 gün hidrolik bekletme süresinin uzun olduğu, 3 gün hidrolik bekletme süresinin etkili olduğu ve yüksek OYH'na rağmen sistem performansının oldukça iyi olduğu görülmüştür. Fermentörde daha kısa hidrolik bekletme sürelerindeki (2 veya 2,5 gün hidrolik bekletme süresi) performans değişiminin izlenmesi gelecekte yapılacak çalışmalar için düşünülebilir.

Sistemin laboratuvar ölçeğinde elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, büyük ölçekteki tesislere, bu prosesin uygulanması açısından bulguların cesaret verici olduğu söylenebilir. Otomatik ve daha kontrollü büyük ölçekli sistemlere geçilerek bu tip entegre arıtma sistemlerinin yaygınlaşması sağlanmalıdır. Sistemden elde edilen metanın elektrik enerjisine dönüştürülerek sistemde kullanılması ve fazlasının satılması devlet tarafından desteklenmelidir. Ülkemizde EOKA ve arıtma çamurundan biyometan üreten tesislerin zamanla çoğalması elektrik enerjisi üretiminde yenilenebilir enerji kaynaklarından üretilen payın artırılmasını sağlarken, atıktan yenilenebilir enerji üretilmesi sayesinde, hedeflenen AB atık kotalarının sağlanmasına da katkıda bulunacaktır.

KAYNAKLAR

- Angelidaki, I. ve Ahring, B.K.,** 1997: Codigestion of olive mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge, *Biodegradation*, **8** (4), 221-226.
- Angelidaki, I.,** 1992. Anaerobic thermophilic process: the effect of lipids and ammonia, *Ph.D.Thesis*, Technical Univ. of Denmark, Lyngby, DK.
- APHA,** 1998: WEF., AWWA Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., American Public Health Association: Washington, DC.
- Aydın, A.F.,** 2002. Afyon alkoloid endüstrisi atıksularının anaerobik arıtılabilirliği, *Doktora Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Balaban, Ü.,** 2009. Yemekhane atıklarının anaerobik arıtma kinetiği, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Bhattacharayya, J.K., Kumar, S., Devotta, S.,** 2007: Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste, *Waste Manage.*, **28** (1), 164-169.
- Bonzonella, D., Innocenti, L., Pavan, P., Traverso, P., Cecchi, F.,** 2003: Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start-up phase, *Bioresource Technol.*, **86**, 123-129.
- Bonzonella, D., Pavan, P., Mace, S., Cecchi, F.,** 2005. Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full scale experience, *Proceedings of the 4th International Symposium of Anaerobic digestion of Solid Waste*, vol. 1, pp. 85-92.
- Bouallagui, H., BenCheikh, R., Marouani, L., Hamdi, M.,** 2003: Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester, *Bioresour. Technol.*, **86**, 85-89.
- Bouallagui, H., Torrijos, M., Godonc, J.J., Moletta, R., Ben Cheikh, R., Touhami, Y., Delgenes, J.P., Hamdia, M.,** 2004: Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance, *Biochemical Engineering Journal*, **21**, 193-197.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., BenCheikh, R., Hamdi, M.,** 2005: Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes, *Process Biochem.* **40** (3-4), 989-995.
- Callaghan, F.J., Wase, D. A.J., Thayani, K., and Forster, C. F.** 2002: Continuousco-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure, *Biomass and Bioenergy*, **22** (1), 71-77.

- Cecchi, F., Pavan, P., Mata-Alvarez, J., Vallini, G.,** 1989: Anaerobic mesophilic digestion-co composting research in Italy, *Biocycle*, **30** (7), 68-71.
- Cecchi, F., Pavan, P., Mata-Alvarez, J.,** 1997: Kinetic Study of the thermophilic anaerobic digestion of the fresh and pre-composted mechanically selected OFMSW, *Journal of Environmental Sciences and Health*, **32**(1), 1995-213.
- Cecchi, F., Traverso, P., Pavan, P., Bolzonella, D., Innocenti, L.,** 2002. Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process., In: *Mata-Alvarez, J. (Ed.), Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, IWA Publishing, Department of Chemical Engineering, University of Barcelona, Spain, pp. 141-178.
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti, D.,** 2003: The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability, *Waste Manage.*, **23**, 37-44.
- De Gioannis, G., Diaz, L.F., Muntoni, A., Pisanu, A.,** 2008: Two-phase anaerobic digestion within a solidwaste/wastewater integrated management system, *Waste Management*, **28**, 1801-1808
- De la Rubia, M.A., Perez, M., Romero, L.I., Sales, D.,** 2006a: Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Proc. Biochem.* **41** (1), 79-86.
- De la Rubia, M.A., Romero, L.I., Sales, D., Perez, M.,** 2006b: Pilot-scale anaerobic thermophilic digester treating municipal sludge. *Aiche J.*, **52**(1), 402-407.
- Demirekler, E. and Anderson, G.K.,** 1998: Effect of sewage sludge addition on the start-up of the anaerobic digestion of the OFMSW, *Environmental Technology*, **19** (8), 837-843
- Diaz, L.F., Savage, G.M., Trezek G.J. and Golueke, C.G.,** 1981: Biogasification of the municipal solid wastes, *Transactions of the ASME Journal of Energy Resources Technology*, **103** (2), 180-185.
- Dinsdale, R.M., Hawkes, F.R., Hawkes D.L.,** 1997a: Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with thermophilic pre-acidification of instant coffee production wastewater, *Water Res.*, **31**, 1931-1938.
- Dinsdale, R.M., Hawkes, F.R., Hawkes D.L.,** 1997b: Comparison of mesophilic and thermophilic UASB reactors treating instant coffee production wastewater, *Water Res.*, **31**, 163-169.
- Edelmann, W., Joss, A. ve Engeli, H.,** 1999. Two-step anaerobic digestion of organic solid wastes, *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, June 15-17, vol. **2**, pp. 150-153.
- Farneti, A., Cozzolino, C., Bolzonella, D., Innocenti, L. and Cecchi, C.,** 1999. Semi-dry anaerobic digestion of ofmsw: the new full-scale plant of androna (Italy), *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, Italy, June 15-17, vol. **2**, pp. 330-333.
- Forster-Carneiro, T., Perez Garcia, M., Romero Garcia, L.I.,** 2007: Composting potential of different inoculum sources on modified SEBAC system

- treatment of municipal solid wastes. *Bioresour. Technol.*, **98** (17), 3354–3366.
- Forster-Carneiro T., Perez M., Romero L.I.**, 2008: Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste, *Bioresource Technology*, **99**, 6763–6770.
- Frostell, B.**, 1985: Process control in anaerobic wastewater treatment, *Water Science & Technology*, **17**(1), 173–189.
- Gallert, C., Henning, A., Winter, J.**, 2003: Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes, *Water Res.*, **37**, 1433–1441.
- Garcia, J.L. and Schalk, P.**, 1999. Biopercolat-procedure, *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, June 15-17, vol. 2, pp. 298-301.
- Ghosh, S. and Pohland, F.G.**, 1974: Kinetics of substrate assimilation and product formation in anaerobic digestion, *Journal WPCF*, **46**, 748-759.
- Ghosh, S., Ombregt J.B., Pipyn, P.**, 1985: Methane production from industrial wastes by two phase anaerobic digestion, *Water Res.*, **19**, 1083-1088.
- Ghosh, S., Henry, M.P., Sajjad, A., Mensinger, M.C. ve Arora, J.L.**, 1999. Pilot-scale gasification of msw by high-rate and two-phase anaerobic digestion, *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, vol. 1, pp. 83-90.
- Gomez, X., Cuetos, M.J., Cara J., Moran, A., Garcia, A.I.**, 2006: Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid waste Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate, *Renewable Energy*, **31**, 2017–2024.
- Gujer, W., and Zhender, A.J.B.**, 1983: Conversion processes in anaerobic digestion, *Water Sci. Tech.*, **15**, 127-167.
- Habiba, L., Bouallagui, H., Moktar, H.**, 2008: Improvement of activated sludge stabilisation and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition, *Bioresource Technology*, **100**, 1555–1560.
- Hamzawi, N., Kennedy, K.J., McLean, D.D.**, 1998: Technical feasibility of anaerobic co-digestion of sewage sludge and municipal solid waste, *Environmental Technology*, **19** (10), 993-1003.
- Hansen, K., Angelidaki, I., Ahring, B.K.**, 1998: Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia, *Water Res.*, **32** (1), 5–12.
- Hartman, H., Ahring, B.K.**, 2005. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste, *In Proceedings of 4th International Symposium Anaerobic Digestion of Solid Waste*, Copenhagen, Denmark, pp. 34 – 51.
- Heo N.H., Park, S.C., Kang, H.**, 2004: Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge, *Journal of Environmental Science and Health*, **39**, 1739–1756.
- Huyard, A., Ferran B., Audic J.M.**, 2000: The two phase anaerobic digestion process: sludge stabilization and pathogens reduction, *Water Science and Technology*, **42**, 41-47.

- Ince, O.**, 1998: Performance of a two phase anaerobic digestion system when treating dairy wastewater, *Water Res.*, **32**, 2707-2713.
- Ince, O., Oktem, Y.A., Donnelly, T., Sallis P., Ince B.K.**, 2006: Determination of optimum operating conditions of an acidification reactor treating a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater, *Process Biochemistry*, **41**, 2258–2263.
- Jetten, M.S.M., Horn, S.J., Van Loosdrecht, M.C.M.**, 1997: Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system, *Wat. Sci. Tech.*, **35(9)**, 171–180.
- Karnchanawong, S., Deesopa, S.**, 2004. Resource recovery from organic fraction of municipal solid waste by two-phase anaerobic digestion, *Proceedings of the Second International Conference on Environmental Concerns: Innovative Technologies and Management Options*, Xiamen, October 12–15.
- Kayhanian, M., Tchobanoglous, G.**, 1992: Computation of c:n ratios for various organic fractions, *Biocycle*, **5**, 58-60.
- Kayhanian, M., Rich, D.**, 1996: Sludge management using the biodegradable organic fraction of municipal solid waste as a primary substrate, *Water Environment Research*, **68 (2)**, 240-252.
- Kim, S.W., Park, J.Y., Kim, J.K., Cho, J.H., Chun, Y.N., Lee, I.H., Lee, J.S., Park, J.S., Park, D.H.**, 2000: Development of a modified threestage methane production process using food wastes, *Appl. Biochem. Biotechnol.*, **84–86**, 731–741.
- Kim, H.W., Han, S.K., and Shin, H.S.**, 2006: Simultaneous treatment of sewage sludge and food waste by the unified high-rate anaerobic digestion system, *Water Science & Technology*, **53 (6)**, 29–35.
- Koster, I.W., Rinzema, A., De Vegt, A.L., and Lettinga, G.**, 1986: Sulphide inhibition of methanogenic activity of granular sludge at various levels, *Water Research*, **20(12)**, 1561-1567.
- Krzystek, L., Ledakowicz, S., Kahle, H.J., Kaczorek, K.**, 2001: Degradation of household biowaste in reactors. *J. Biotechnol.* **92**, 103–112
- Kübler, H., Wild, M.**, 1992. The BTA-Process high rate biomethanisation of biogenous solid wastes, *Proc. Int. Symp. on Anaerobic Digestion of Solid Waste*, Venice, April 14-17, pp. 535-538.
- Lata, K., Rajeshwari, K.V., Pant D.C and Kishore, V.V.N.**, 2002: Volatile fatty acid production during anaerobic mesophilic digestion of tea and vegetable market wastes, *World Journal of Microbiology & Biotechnology* **18**, 589–592.
- Lettinga, G., Van Velsen, A.F.M., De Zeewe, W.J. and Hobma, S.W.**, 1979. The application of anaerobic digestion to industrial pollution treatment, *Anaerobic Digestion*, In: D.A. Stafford et al. (eds), *Applied Science Publisher*, London, England., pp. 67–186.
- Lettinga, G., van Nelson, S.W., Hobba, W., de Zeeuw, W., Klapwyk, A.A.**, 1980: Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological

- wastewater treatment especially for anaerobic treatment, *Biotechnology Bioenergy*, **15**, 699-734.
- Lettinga, G.**, 2005: The anaerobic treatment approach towards a more sustainable and robust environmental protection, *Wat. Sci. Tech.*, **52(1-2)**, 1-11.
- Lin, H.Y., Ouyang, C.F.**, 1993: Upflow anaerobic sludge digestion in a phase separation system, *Water Science and Technology*, **28**, 133-138.
- Liu, T., Ghosh, S.**, 1997. Phase separation during anaerobic fermentation of solid substrates in an innovative plug-flow reactor, *Proc. 8th Int. Conf. on Anaerobic Digestion*, Sendai, May 25-29, vol. **2**, pp. 17-24.
- Liu, D., Liu, D., Zeng, R.J., Angelidaki I.**, 2006: Hydrogen and methane production from household solid waste in the two-stage fermentation process, *Water Research*, **40**, 2230 – 2236.
- Maharaj, I., Elefsiniotis, P.**, 2001: The role of HRT and low temperature on the acid-phase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters, *Bioresource Technol.*, **76**, 191-197.
- Mahsey, M.L., Pohland, F.G.**, 1978: Phase separation of anaerobic stabilization by kinetic controls, *Water Pollution Control Federation*, **50**, 2204-2222.
- Mata-Alvarez, J.**, 2003. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, IWA Publishing, Department of Chemical Engineering, University of Barcelona.
- Mata-Alvarez, J., Viturtia, A., Llabres-Luengo, P., Cecchi, F.**, 1993: Anaerobic digestion of the Barcelona central market organic waste: experimental study, *Bioresour. Technol.* **39**, 39-48.
- McCarty, P.L.**, 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals, Public Works.
- McCarty, P.L., Mc Kinney**, 1964: Salt toxicity in anaerobic digestion, *J. Water Control Federetaion*, **32**, April, 299-415.
- Metcalf and Eddy, Inc.**, 2004. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4th Eddition, McGrawhill Inc., NewYork, USA.
- Monsey, F.E.**, 1974: Assesment of the maximum concentration of heavy metals in crude sewage which will inhibit anaerobic digestion of sludge, *Water Pollution Control*, **7**, 10-20.
- MİMKO Mühendislik İmalat Müşavirlik Koordinasyon ve Ticaret A.Ş.**, 2006. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı. Katı Atık Ana Planı Projesi Nihai Raporu.
- Ng, W.J., Wong K.K., Chin K.K.**, 1985: Two phase anaerobic treatment kinetics of palm oil wastes, *Water Res.*, **19**, 667-669.
- Nguyena, P.H.L., Kuruparana, P., Visvanathan, C.**, 2007: Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill, *Bioresour. Technol.*, **98 (2)**, 380-387.
- Öztürk, İ.**, 2007. Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları, Su Vakfı, İstanbul.
- Palmowski, L.M., Müller, J.A.**, 1999: Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, **41 (3)**, 155-162.

- Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F. ve Mata-Alvarez, J.,** 1999. Two-phase anaerobic digestion of source-sorted ofmsw: performance and kinetic study, *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, June 15-17, vol. **1**, pp. 91-98.
- Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F., Mata-Alvarez, J.,** 2000: Two-phase anaerobic digestion of source sorted OFMSW (organic fraction of municipal solid waste): performance and kinetic study, *Water Sci. Technol.*, **41** (3), 111–118.
- Perez, M., Romero, L.I., Sales, D.,** 1997: Steady state anaerobic thermophilic degradation of distillery wastewater in fluidized bed bioreactors, *Biotechnol. Prog.*, **13**, 33–38.
- Perez, M., Romero, L.I., Cano, R., Sales, D.,** 2005: Effect of ph influent conditions in fixed-film reactors for anaerobic thermophilic treatment of wine-distillery wastewaters, *Water Sci. Technol.*, **51** (1), 183–189.
- Perot, C., Amar, D.,** 1989: Optimization of sludge anaerobic digestion by separation of hydrolysis-acidification and methanogenesis, *Environ. Technol. Lett.*, **10**, 633–644.
- Pohland, F.G.,** 1992. In design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes, *Water Quality Management*, vol. **7**, Technomic Publishing Co.Lanchester PA.
- Rajeshwari, K.V., Panth, D.C., Lata K., Kishore, V.V.N.,** 1998: Studies on biomethanation of vegetable market waste, *Biogas Forum*, **3**, 4– 11.
- Rao, M.S., Singh, S.P.,** 2004: Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield-organic loading relationships for process optimization, *Bioresour. Technol.*, **95**, 173–185.
- Rivard J.C., Vinzand T.B., Adney W.S., Grohmann K., Himmel M.E.,** 1990: Anaerobic digestibility of two processed MSW Materials, *Biomass*, **23**, 201-214.
- Sans, C., Mata-Alvarez, J., Cecchi,F., Pavan, P., Bassetti, A.,** 1995: Volatile fatty acids production by mesophilic fermentation of mechanically sorted urban organic wastes in a plug flow reactor, *Bioresource Technology*, **51**, 89-96.
- Schober, G., Schafer, J., Schmid-Staiger, U., Trosch, W.,** 1999: One and two-stage digestion of solid organic waste, *Water Res.* **33** (3), 854–860.
- Siegrist, H., Renggli, D., Gujer, W.,** 1993: Mathematical modelling of anaerobic mesophilic sewage treatment, *Water Science and Technology*, **27**(2), 25-36.
- Soyez, K., Plickert, S.,** 2002: Mechanical–biological pre-treatment of waste: state of the art and potentials of biotechnology, *Acta Biotechnol.*, **22** (3–4), 271–284.
- Speece, R.E.,** 1996: Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters, Archae Press, USA

- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2005. 21st edition, (Eds. A.D. Eaton, L.S. Clesceri, E.W. Rice and A.E. Greenberg) American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Sung, S., Santha, H.**, 2003: Performance of temperature-phased anaerobic digestion (tpad) system treating dairy cattle wastes, *Tamkang J. Sci. Eng.*, **4 (4)**, 301–310.
- Trösch, W. ve Niemann, V.**, 1999. Biological waste treatment using the thermophilic schwarting-uhde process, *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, June 15-17, vol. **2**, pp. 338-341.
- Ubay, G.**, 1993. Evsel atıksuların havasız biyolojik arıtımı üzerine bir araştırma, *Doktora Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Van Starkenburg, W.**, 1997: Anaerobic treatment of wastewater: state of the art. , *Microbiology*, **66**, 589-596.
- Verrier, D., Ray, F., Albagnac, G.**, 1987: Two-phase methanization of solid vegetable wastes, *Biol. Wastes.*, **22**, 163–77.
- Vinas, M., Martinez, J., Basselli, B.**, 1993: Adventiges of anaerobic reactor for TMP wastewater with seperated acidogenic and methanogenic stages, *Environ. Technol.*, **14**, 995-1000.
- Vituria, A.M., Mata-Alvarez J., Cecchi, F., Fazzini, G.**, 1989: Two-phase anaerobic digestion of a mixture of fruit and vegetable wastes Pages *Biol. Wastes.*, **29 (3)**, 189-199
- Wellinger, A., Widmer, C. ve Schalk, P.**, 1999. Percolation - A New Process toTreat MSW, *II Int. Symp. Anaerobic Dig. Solid Waste*, Barcelona, June 15-17, vol. **1**, pp. 315-322.
- Weiland, P.**, 1992. One- and two-step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues, *Proc. Int. Symp. on Anaerobic Digestion of Solid Waste*, Venice, May 14-17, pp. 193-199,.
- Yeoh, B.G.**, 1997: Two phase anaerobic treatment of cane mollasses alcohol stillage, *Water Science Tech.*, **36**, 441-448.
- Zach, A., Binner, E., Latif, M.**, 2000: Improvement of municipal solid waste quality for landfilling by means of mechanical biological pretreatment. *Waste Manage. Res.* **18**, 25–32.
- Zeikus, J.G.**, 1980. Microbial population in digesters, Proc. of first Int.Symp. on Anaerobic Digestion, Applied Science Pub. Ltd.
- Zhang, B., Zhang, L.L., Zhang, S.C., Shi, H.Z., Cai, W.M.**, 2005: The influence of pH hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in twophase anaerobic digestio,. *Environ. Technol.*, **26 (3)**, 329–339.
- Zupancica, G.D., Uranjek-Z N., Rosa M.**, 2008: Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge, *Biomass and Bioenergy*, **32**, 162 – 167.

ÖZGEÇMİŞ

Bihter Sezer, 18/ 04/ 1984 tarihinde İstanbul’da doğdu. İlk ve orta öğrenimini Emlak Kredi Bankası İlköğretim okulunda 1998 yılında, lise öğrenimini ise Şişli Anadolu Lisesi’nde 2002 yılında tamamladı. Aynı yıl girdiği Trakya Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden, 2006 yılında mezun oldu. 2007 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı’nda başladığı yüksek lisans eğitimini halen sürdürmektedir.