

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ATIKSULARIN MEZOFİLİK ALTI SICAKLIKLARDA
LABORATUVAR VE PİLOT ÖLÇEKLİ REAKTÖRLERDE
HAVASIZ ARITIMI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. Banu HORASAN**

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği

OCAK 2009

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ATIKSULARIN MEZOFİLİK ALTI SICAKLIKLARDA
LABORATUVAR VE PİLOT ÖLÇEKLİ REAKTÖRLERDE
HAVASIZ ARITIMI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. Banu HORASAN
(501051726)**

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 29 Aralık 2008

Tezin Savunulduğu Tarih : 19 Ocak 2009

**Tez Danışmanı : Doç. Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ (İTÜ)
Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Orhon İNCE (İTÜ)
Doç. Dr. Barış ÇALLI (MÜ)**

OCAK 2009

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın hazırlanması sırasında her türlü bilgi ve yardımını esirgemeyen danışman hocam Doç. Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ'e teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca çalışma boyunca yardımlarından dolayı Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK ve Araş. Gör. R. Kaan DERELİ'ye teşekkür ederim. Yüksek lisans eğitimim boyunca ilgi ve desteğini esirgemeyen sayın hocam Prof. Dr. Lütfi AKÇA'ya teşekkür ederim. Tezin savunma aşamasındaki katkılarıyla tezin geliştirilmesinde emeği geçen Prof. Dr. Orhon İNCE ve Doç. Dr. Barış ÇALLI'ya teşekkürlerimi sunarım. Bu çalışma, TÜBİTAK TARAL 105G047 nolu 'Düşük Masraflı Arıtma Teknolojilerinin Türkiye Şartlarına Göre Geliştirilmesi ve Marmara Bölgesi İçin Örnek Uygulama' projesi ve İTÜ Araştırma Fonu (Proje No: 32665) ile desteklenmiştir. Çalışmanın pilot ölçekli kısmı 'Evsel Atıksular ve Organik Katı Atıkların Birlikte Arıtımı Yoluyla Yenilenebilir Enerji (Biyometan) Geri Kazanım Teknolojilerinin Araştırılması' 105G024 nolu Tübitak projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir.

Çalışma arkadaşlarım Çevre Yüksek Mühendisi Elis GÜNEŞ ve Çevre Yüksek Mühendisi Ekrem ÖZYÜREK'e çok teşekkür ederim. Ayrıca yüksek lisans eğitimim süresince desteklerinden dolayı sevgili arkadaşlarım Kübra ERİÇYEL, Ümit BALABAN, Arda TURAN ve Alper ARIYÜREK'e teşekkür ederim.

Son olarak hayatım boyunca bana her zaman inanan ve destek olan sevgili anneme, babama ve kız kardeşime sonsuz teşekkür ederim.

Ocak 2009

Banu HORASAN

Çevre Mühendisi

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
KISALTMALAR.....	vii
ÇİZELGE LİSTESİ	ix
ŞEKİL LİSTESİ	xi
SEMBOL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xv
SUMMARY.....	xvii
1. GİRİŞ.....	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi.....	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı.....	2
2. HAVASIZ ARITMA.....	3
2.1 Havasız Arıtmanın Esasları	3
2.2 Havasız Arıtmanın Avantajları ve Dezavantajları.....	3
2.3 Havasız Arıtmanın Aşamaları	5
2.3.1 Hidroliz.....	6
2.3.1.1 Karbonhidratların hidrolizi.....	6
2.3.1.2 Proteinlerin hidrolizi.....	6
2.3.1.3 Lipitlerin hidrolizi.....	7
2.3.2 Asit üretimi.....	7
2.3.2.1 Çözünebilir karbonhidratların fermentasyonu.....	8
2.3.2.2 Amino asitlerin fermentasyonu.....	8
2.3.2.3 Uzun zincirli yağ asitlerinin havasız oksidasyonu.....	8
2.3.2.4 Kısa zincirli yağ asitlerinin havasız oksidasyonu.....	9
2.3.3 Metan üretimi	9
2.4 Havasız Arıtmaya Etki Eden Çevresel Faktörler.....	10
2.4.1 Sıcaklık.....	10
2.4.2 pH ve alkalinite	11
2.4.3 Nutrientler	12
2.4.4 Toksisite ve inhibisyon.....	12
2.5 Havasız Arıtma Sistemleri.....	14
2.5.1 Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör	14
2.6 Evsel Atıksuların Havasız Arıtımı.....	16
2.6.1 Evsel atıksu kompozisyonu	17
2.6.2 Evsel atıksuların düşük sıcaklıklarda havasız arıtımı.....	18
2.7 Konuyla İlgili Yapılmış Çalışmalar.....	20
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	25
3.1 Amaç.....	25
3.2 Havasız Çamur Yataklı Reaktörler.....	25
3.2.1 Laboratuvar ölçekli yukarı akışlı HÇYR.....	25

3.2.1.1 Aşı çamuru.....	25
3.2.1.2 Atıksu kaynağı.....	26
3.2.1.3 İşletme koşulları.....	28
3.2.2 Pilot-ölçekli yukarı akışlı HÇYR	28
3.2.2.1 Aşı çamuru.....	30
3.2.2.2 Atıksu kaynağı.....	31
3.2.2.3 İşletme koşulları.....	32
3.3 Kesikli Olarak İşletilen Reaktörler	33
3.3.1 Havasız tam karışimli reaktörler	33
3.3.1.1 Substrat karakterizasyonları.....	34
3.3.1.2 İşletme koşulları.....	36
3.4 Deneysel Yöntemler	36
4. BULGULAR VE DEĞERLENDİRME.....	39
4.1 Laboratuvar Ölçekli HÇYR.....	39
4.1.1 Organik madde giderimi.....	39
4.1.2 pH ve alkalinite değişimleri	40
4.1.3 Askıda katı madde (AKM) değişimi	42
4.1.4 Azot ve fosfor değişimleri.....	42
4.1.5 Biyogaz üretimi	44
4.1.6 Biyokütle değişimi	44
4.2 Pilot-ölçekli HÇYR	46
4.2.1 Organik madde giderimi.....	46
4.2.2 pH ve alkalinite değişimleri	47
4.2.3 Askıda katı madde (AKM) değişimi	49
4.2.4 Azot ve fosfor değişimleri.....	49
4.2.5 Biyogaz üretimi	51
4.2.5 Biyokütle değişimi	51
4.3 Havasız Tam Karışimli Reaktörler	53
4.3.1 KOİ _{çöz} ve UYA değişimleri.....	53
4.3.2 AKM ve UAKM değişimi	58
4.3.3 Biyogaz üretimi	60
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	63
KAYNAKLAR.....	67
ÖZGEÇMİŞ.....	71

KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
HAc	: Asetik Asit
HBu	: Bütirik Asit
HÇYR	: Havasız Çamur Yataklı Reaktör
HIBu	: İsobütirik Asit
HIVaI	: İsovalerik Asit
HPr	: Propiyonik Asit
HVal	: Valerik Asit
KOI_{top}	: Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KOI_{çöz}	: Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NH₃-N	: Amonyak Azotu
OYH	: Organik Yükleme Hızı
R1	: Ham Evsel Atıksu+Aşı İle Beslenen Havasız TKR
R2	: Ön-Çökeltim Uygulanmış Ham Evsel Atıksu+Aşı İle Beslenen Havasız TKR
R3	: Sentetik Evsel Atıksu+Aşı İle Beslenen Havasız TKR
R4	: Aşı Çamuru İle Beslenen Havasız TKR
TKM	: Toplam Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TKR	: Tam Karışımli Reaktör
TP	: Toplam Fosfor
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
UKM	: Toplam Uçucu Katı
UYA	: Uçucu Yağ Asidi

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1	: Anaerobik mikroorganizmalar için optimum çevre şartları (Filibeli ve diğ., 2000).....	10
Çizelge 3.1	: Lab-ölçekli HÇYR'ye beslenen evsel atıksu karakterizasyonu.....	28
Çizelge 3.2	: Aşı çamurunun karakterizasyonu.....	31
Çizelge 3.3	: Pilot-ölçekli HÇYR'ye beslenen evsel atıksu karakterizasyonu.....	32
Çizelge 3.4	: Sentetik atıksuyun özellikleri (ISO 8192, 1986).....	35
Çizelge 3.5	: Çalışmada kullanılan evsel atıksu karakterizasyonları.....	35
Çizelge 3.6	: Havasız TKR'lere beslenen substrat karakterizasyonları.....	36
Çizelge 4.1	: Lab-ölçekli HÇYR'de TKN ve NH ₃ -N konsantrasyonları	43
Çizelge 4.2	: Lab-ölçekli HÇYR'de TP ve Orto-PO ₄ konsantrasyonları.....	43
Çizelge 4.3	: Pilot-ölçekli HÇYR'de TKN ve NH ₃ -N konsantrasyonları.....	50
Çizelge 4.4	: Pilot-ölçekli HÇYR'de TP ve Orto-PO ₄ konsantrasyonları.....	50
Çizelge 4.5	: Pilot ölçekli HÇYR'de ölçülen günlük biyogaz üretimi.....	51
Çizelge 4.6	: Ham atıksu+aşı ilaveli reaktör (R1)'de UYA'dan kaynaklanan KOİ konsantrasyonları.....	57
Çizelge 4.7	: Ön-çökeltim uygulanmış atıksu+aşı ilaveli reaktör (R2)'de UYA'dan kaynaklanan KOİ konsantrasyonları.....	57
Çizelge 4.8	: Sentetik evsel atıksu+aşı ilaveli reaktör (R3)'de UYA'dan kaynaklanan KOİ konsantrasyonları.....	58
Çizelge 4.9	: Sadece aşı çamuru ilaveli reaktör (R4)'de UYA'dan kaynaklanan KOİ konsantrasyonları.....	58
Çizelge 4.10	: Havasız TKR'lerde üretilen günlük biyogaz hacimleri.....	61
Çizelge 4.11	: Havasız TKR'lerde üretilen toplam biyogaz hacimleri.....	61

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 2.1 : Havasız ayrışmanın aşamaları (Hawkes ve diğ., 2002).....	5
Şekil 2.2 : HÇYR'nin şematik görünümü.....	15
Şekil 3.1 : Çalışmada kullanılan lab-ölçekli HÇYR.....	26
Şekil 3.2 : Besleme tankı.....	27
Şekil 3.3 : Çalışmada kullanılan gazmetre.....	27
Şekil 3.4 : Pilot-ölçekli HÇYR'nin şematik görünümü	29
Şekil 3.5 : Çalışmada kullanılan pilot-ölçekli HÇYR.....	30
Şekil 3.6 : Havasız TKR'lerin şematik görünümü.....	34
Şekil 4.1 : Lab-ölçekli HÇYR'de KOİ _{top} konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi.....	40
Şekil 4.2 : Lab-ölçekli HÇYR'de KOİ _{çöz} konsantrasyonunun zamanla değişimi.....	40
Şekil 4.3 : Lab-ölçekli HÇYR'de pH'ın zamanla değişimi.....	41
Şekil 4.4 : Lab-ölçekli HÇYR'de alkalinitenin zamanla değişimi.....	41
Şekil 4.5 : Lab-ölçekli HÇYR'de AKM konsantrasyonunun zamanla değişimi.....	42
Şekil 4.6 : Lab-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede TKM-UKM değişimleri....	45
Şekil 4.7 : Lab-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede AKM-UAKM değişimleri.....	45
Şekil 4.8 : Pilot-ölçekli HÇYR'de KOİ _{top} konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi.....	46
Şekil 4.9 : Pilot-ölçekli HÇYR'de KOİ _{çöz} konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi.....	47
Şekil 4.10 : Pilot-ölçekli HÇYR'de pH'ın zamanla değişimi.....	48
Şekil 4.11 : Pilot-ölçekli HÇYR'de alkalinitenin zamanla değişimi	48
Şekil 4.12 : Pilot-ölçekli HÇYR'de AKM konsantrasyonunun zamanla değişimi.....	49
Şekil 4.13 : Pilot-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede TKM-UKM değişimleri.....	51
Şekil 4.14 : Pilot-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede AKM-UAKM değişimleri.....	51
Şekil 4.15 : Ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR (R1)'de KOİ _{çöz} ve UYA değişimleri.....	54
Şekil 4.16 : Ön-çökeltim uygulanmış ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR (R2)'de KOİ _{çöz} ve UYA değişimleri.....	54
Şekil 4.17 : Sentetik evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR (R3)'de KOİ _{çöz} ve UYA değişimleri.....	55
Şekil 4.18 : Aşı çamuru ile beslenen havasız TKR (R4)'de KOİ _{çöz} ve UYA değişimleri.....	56
Şekil 4.19 : Havasız TKR'lerde gözlenen toplam UYA değişimleri.....	56

Şekil 4.20 : Ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.....	59
Şekil 4.21 : Ön-çökeltim uygulanan ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.....	59
Şekil 4.22 : Sentetik evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.....	60
Şekil 4.23 : Aşı çamuru beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.....	60
Şekil 4.24 : Havasız TKR’lerde üretilen toplam biyogaz hacimleri.....	62

SEMBOL LİSTESİ

θ_h	: Hidrolik Bekletme Süresi
Q_{gaz}	: Biyogaz Üretimi

EVSEL ATIKSULARIN MEZOFİLİK ALTI SICAKLIKLARDA LABORATUVAR VE PİLOT ÖLÇEKLİ REAKTÖRLERDE HAVASIZ ARITIMI

ÖZET

Düşük kirlilik yüküne sahip evsel atıksuların havasız arıtmaları, havalı (aerobik) arıtma sistemlerine kıyasla, daha düşük çamur oluşumu, daha düşük enerji kaynağına ihtiyaç göstermeleri ve daha düşük işletme maliyetleri açısından avantajlara sahiptir. Evsel atıksuların havasız arıtımında en uygun sistem yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörler (HÇYR)'lerdir. Bu reaktörler, düşük işletme maliyetlerine ihtiyaç gösteren basit sistemler olup, çeşitli endüstriyel atıksuların arıtılmalarında yıllardır başarıyla uygulanmaktadırlar. Son yıllarda farklı sıcaklık değerlerinde yapılan birçok araştırma, uygun proses tasarımı seçildiği takdirde, sıcaklık parametresinin havasız arıtma uygulamalarında kısıtlayıcı bir faktör olmadığını göstermiştir. Mikroorganizmaların istenilen sıcaklık değerlerine adaptasyonu sağlanırsa, reaktörlerin mezofilik altı sıcaklıklarda işletilebilecekleri ve mezofilik altı sıcaklıkta anaerobik arıtmanın, orta ve düşük sıcaklıklarda deşarj edilen atıksular için çok uygun bir alternatif olabileceği belirtilmektedir. Bu nedenle düşük sıcaklıklarda işletilebilen havasız arıtma sistemleri çok daha düşük işletme maliyetlerine olanak sağlayabilmektedir.

Çalışmanın amacı, farklı kirlilik yüküne sahip iki farklı kaynaktan alınan evsel atıksuların, mezofilik altı sıcaklık şartlarında granül aşı ilaveli laboratuvar ve pilot ölçekli yukarı akışlı HÇYR'ler ile havasız arıtılabilirliklerinin değerlendirilmesidir. Ayrıca pilot ölçekli çalışmada kullanılan ham evsel atıksu ve ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu ile sentetik evsel atıksuyun aynı koşullar altında kesikli olarak işletilen tam karışımli reaktörlerde anaerobik çözünülebilirliği kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir. Bu çalışmada laboratuvar ölçekli HÇYR'de elde edilen ortalama $\theta_h=7.06$ st değerinde yaklaşık 3 ay ve ortalama $\theta_h=5.68$ st değerinde yaklaşık 4 ay süren deneysel çalışma sonuçları değerlendirilmiştir. Ortalama KOI_{top} giderim verimi $\theta_h=7.06$ saat değerinde %65; $\theta_h=5.68$ saat değerinde ise %76 olarak bulunmuştur. Ayrıca sonuçlar AKM'nin yüksek oranda reaktör içerisinde tutularak çıkış suyundan uzaklaştırıldığını göstermiştir. Bu sebeple, KOI_{top} gideriminin çamur yatağında partikül organik maddenin fiziksel işlemler ile gideriminden kaynaklandığı düşünülmektedir. Pilot ölçekli HÇYR ise ortalama $\theta_h=12.8$ saat değerinde yaklaşık 4 ay süresince işletilmiş ve deneysel çalışma sonuçları değerlendirilmiştir. Çalışmada ortalama KOI_{top} giderim verimi $\theta_h=12.8$ saat değerinde %76 olarak gözlenmiş, $KOI_{çöz}$ giderimi ise %57 bulunmuştur. Ayrıca girişteki AKM sistem içerisinde ortalama %86 oranında tutulmuştur.

Bu çalışmada ayrıca dört farklı tipte substrat kaynağının (ham-R1, ön-çökeltim uygulanmış-R2, sentetik evsel atıksu-R3 ve granül aşı çamuru-R4), havasız çözünülebilirliği mezofilik altı ($23\pm2^\circ C$) sıcaklıkta değerlendirilmiştir. Havasız çözünülebilirlik tam karışımli reaktörlerde, pH kontrolü yapılmadan gerçekleştirilmiştir. R1, R2 ve R3 %20 oranında granül çamur ile aşılanmış ve R4 ise

%100 granül aşı ihtiva etmektedir. Tüm substrat kaynaklarının, farklı biyolojik olarak ayrışabilme özellikleri bulunduğu için, sonuçlar kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir. Tüm reaktörlerde üretilen esas uçucu yağ asidi (UYA) asetik asit olarak gözlenmiştir. Sonuçlar uçucu askıda katı madde (UAKM) giderimi ile paralel UYA ve $KOI_{\text{çöz}}$ üretimlerinin substrat olarak sadece granül çamur kullanılan reaktörde olduğunu göstermiştir. Diğer substrat kaynakları kullanılan R1, R2 ve R3'de UAKM giderimleri çok az gözlenmiş ve bu giderimler UYA ve $KOI_{\text{çöz}}$ üretimleri ile birlikte gerçekleşmemiştir. Ayrıca kesikli çalışma süresince substrat olarak sadece granül çamur kullanılan kesikli reaktör (R4)'de her gün biyogaz üretimi gözlenmiştir.

ANAEROBIC TREATMENT OF DOMESTIC WASTEWATER IN LABORATORY AND PILOT SCALE REACTORS AT SUB-MESOPHILIC TEMPERATURES

SUMMARY

Anaerobic treatment of domestic wastewater have advantages over aerobic treatment, such as decreased sludge production, lower energy requirements and lower operating costs. The most appropriate anaerobic treatment system to treat domestic wastewater is Upflow Sludge Bed (UASB) reactors because of their low operating costs and they have been generally applied successfully for the treatment of industrial wastewaters in the decades. Many recent researches, conducted at various temperatures, revealed that temperature is not a limiting factor in anaerobic treatment applications if the appropriate process design is chosen. It is reported that if the microorganisms are acclimatized to desired temperatures, the reactors can be operated under sub-mesophilic conditions. Sub-mesophilic anaerobic treatment becomes an attractive option for wastewaters, which are discharged at moderate to low temperatures. Thus, sub-mesophilic anaerobic treatment systems allow substantially lower treatment costs due to their ability to operate at lower temperatures.

The aim of this study is to evaluate anaerobic treatability of domestic wastewaters, taken from two different sources, by laboratory and pilot scale UASB reactors inoculated with granular seed. The domestic wastewaters used in this study had different characteristics. Besides, anaerobic solubilization of domestic wastewater used in the pilot scale study before and after presedimentation and prepared synthetically were evaluated and compared in continuously stirred tank reactors operated as batch systems. Lab-scale UASB reactor was operated for about 3 months at a HRT of 7.06 hr and for about 4 months at a HRT of 5.68 hr. It was observed that around 65% and 76% average removals could be observed at HRT values of 7.06 and 5.68 hr respectively. Results also indicated that TSS could be retained in the reactor coupled with high COD_{tot} removals. Thus, it was considered that COD_{tot} removals were due to the entrapment of the particular organics inside the sludge bed by physical means. Pilot scale UASB reactor was operated with raw domestic wastewater for about 4 months at a HRT of 12.8 hr. Around 65% total and 57% soluble COD removals were observed at a HRT of 7.06 hr. TSS in the effluent was retained in the system as 86%.

Anaerobic solubilization of four different types of substrate (raw-R1, pre-settled-R2, synthetic domestic wastewater-R3 and granular seed-R4) was also evaluated in this study at sub-mesophilic temperature (23±2°C). Anaerobic solubilization was carried out in batch continuously stirred reactors without pH control. R1, R2 and R3 were inoculated with 20% granular seed whereas R4 was 100% of granular seed. Since all substrates have different biodegradation characteristics, results were compared. In all reactors, acetic acid was the main volatile fatty acid (VFA) produced. Results

indicated that volatile suspended solids (VSS) destruction could be observed with a corresponding VFA's and soluble chemical oxygen demand (SCOD) productions when only granular seed sludge was used as substrate. With other substrates, VSS destruction was not coupled with either SCOD production or VFA production. Besides, biogas productions could be only be achieved throughout the study in the batch reactor in which, only granular seed sludge was used as the substrate.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Endüstriyel ve evsel atıksuların arıtımında kullanılan havasız (anaerobik) arıtma teknolojisi yıllardan beri uygulanan eski bir teknolojidir. Atıklardan enerji geri kazanımına olan ilginin artması ve aerobik arıtma sırasında ortaya çıkan fazla çamur ve bunun yarattığı çevre sorunları anaerobik biyoteknolojiye olan ilginin artmasına neden olmuştur. Başta tarımsal ve gıda endüstrisi atıkları olmak üzere biyolojik olarak parçalanabilir maddeler ihtiva eden karbonlu atıkların anaerobik olarak arıtılması mümkündür. Kompleks organik maddelerin anaerobik koşullarda parçalanması çok kademeli birbirini izleyen reaksiyonlar dizisi ile tanımlanabilir. Proteinler, karbonhidratlar ve lipidlerden oluşan kompleks organik maddeler anaerobik yollarla kademeli olarak parçalanırlar ve metana dönüşürler.

Anaerobik reaktör teknolojisindeki önemli gelişmeler ancak 1950'lerden sonra başlamıştır. 1950 yılı öncesinde reaktörlerde mekanik karıştırma uygulanmazken daha sonra, karıştırmanın uygulanmasıyla elde edilen yüksek arıtma verimleri, modern yüksek hızlı anaerobik sistemlerin yolunu açmıştır.

Son yirmi yılda yapılan en önemli gelişmelerden biri yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR)'ün geliştirilmesidir. Bugün anaerobik arıtmada en yaygın olarak kullanılan HÇYR'lerin dünyada 1991 yılına kadar 205 adet olduğu belirtilmiştir, fakat bu rakamın 1999 yılında 750 civarında olduğu düşünülmektedir.

Anaerobik arıtma sistemlerinin 20°C'nin altındaki sıcaklıklar ve düşük kirlilik yüküne sahip (seyretilik) atıksular için uygun bir arıtma alternatifi olmadığı düşünülmekte ve bu sebeple anaerobik arıtma çalışmaları mezofilik şartlar (30-40°C, optimum sıcaklık 35°C) altında uygulanmaktaydı. Ancak farklı sıcaklık değerlerinde yapılan birçok araştırma, uygun proses tasarımı seçildiği takdirde, sıcaklık parametresinin havasız arıtma uygulamalarında kısıtlayıcı bir faktör olmadığını göstermiştir. Mikroorganizmaların istenilen sıcaklık değerlerine adaptasyonu sağlanırsa, reaktörlerin mezofilik altı sıcaklıklarda işletilebilecekleri ve mezofilik altı

sıcaklıkta anaerobik arıtmanın orta ve düşük sıcaklıklarda deşarj edilen atıksular için çok uygun bir alternatif olabileceği belirtilmektedir. Genellikle evsel atıksuların deşarj edildikleri sıcaklık değerleri 35°C'nin altında olduğu için, mezofilik havasız arıtma sırasında ısıtma ihtiyacı duyulmaktadır. Bu nedenle düşük sıcaklıklarda işletilebilen havasız arıtma sistemleri çok daha düşük işletme maliyetlerine olanak sağlayabilmektedir.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı evsel atıksu gibi düşük kirlilik yüküne sahip atıksuların mezofilik altı sıcaklık şartlarında granül aşılı ilaveli yukarı akışlı HÇYR ile havasız arıtılabilirliklerinin değerlendirilmesidir. Böylece ılıman iklim kuşağında bulunan Türkiye'de yer alan küçük yerleşim bölgeleri için alternatif bir arıtma sisteminin geliştirilmesi planlanmıştır. Çalışmada 22±2°C sıcaklık değerinde işletilen bir adet laboratuvar ölçekli HÇYR ile, 26±2°C sıcaklık değerinde işletilen bir adet pilot-ölçekli HÇYR kullanılmıştır. Farklı ölçekli HÇYR'ler iki farklı kaynaktan alınan ham evsel atıksu ile beslenmiştir. Bu sebeple giriş atıksu özelliklerindeki farklılığın reaktörlerin performansları üzerinde farklı etkileri olacağından her iki havasız reaktörün arıtma performansları kıyaslamalı olarak değil birbirlerinden bağımsız olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca pilot ölçekli çalışmada kullanılan ham ve ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu ile sentetik olarak hazırlanmış evsel atıksuyun aynı koşullar altında kesikli olarak işletilen tam karışimli reaktörlerde anaerobik çözünülebilirliği kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir.

2. HAVASIZ ARITMA

2.1 Havasız Arıtmanın Esasları

Havasız (Anaerobik) arıtma, organik maddelerin oksijensiz ortamda mikroorganizmaların yardımıyla parçalanarak CO_2 , CH_4 , H_2S ve NH_3 gibi nihai ürünlere dönüşmesi olarak açıklanabilir.

Havasız arıtma farklı mikroorganizma gruplarının rol aldığı oldukça karmaşık bir biyokimyasal süreçtir. Bu proseste ilk önce polisakkaritler, protein ve lipidler gibi polimerik yapıdaki kompleks maddeler hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha küçük boyutlu ve hücre zarından geçebilecek çözünebilir ürünlere dönüşürler. Nispeten basit ve çözünebilir yapıdaki bu bileşikler fermentasyon veya anaerobik oksidasyonla kısa zincirli yağ asitlerine, alkollere, karbondioksite, hidrojene, amonyaga dönüşürler. Prosesin son safhasında asetatin parçalanması veya H_2 ile CO_2 'nin sentezi yoluyla CH_4 üretimi gerçekleştirilir (Pavlostathia ve Giraldo-Gomez, 1991).

Bu prosesler sonucu oluşan metan gazının kalorifik değeri yüksektir ve enerji kaynağı olarak kullanılabilir. Havasız arıtma esnasında yağlar, proteinler, karbonhidratlar, amino asitler ve organik asitler gibi kompleks veya monomer yapıda olan çeşitli organik maddeler parçalanabilmektedir. Bu farklı reaksiyonlar sonucunda oluşacak metan miktarları da farklılık göstermektedir. Örneğin; yağların ayrışması sonucunda yüksek metan yüzdesine sahip biyogaz elde edilebilirken, protein ve karbonhidratların parçalanmasında daha az miktarda biyogaz ve metan yüzdesi elde edilmektedir (UNIDO, 1992).

2.2 Havasız Arıtmanın Avantajları ve Dezavantajları

Anaerobik ile aerobik sistemler karşılaştırıldığında havasız arıtmanın birçok üstün yönü olduğu görülmektedir. Arıtma tesislerinde oluşan çamurların bertarafı ve uzaklaştırılması arıtma tesisleri için önemli bir problemdir. Ayrıca, işletme maliyetinin önemli bir kısmını teşkil eder. Havasız arıtmada organik maddelerin

büyük çoğunluğu metan formunda atıksudan uzaklaştığı için aerobik arıtmaya göre çok düşük miktarlarda çamur üretimi gerçekleşir.

Biyolojik proseslerde biyokütle sentezi için ortamda fosfor ve azot gibi temel besi maddeleri mutlaka bulunmalıdır. Endüstriyel atıksular her zaman bu maddeleri yeterli oranda ihtiva etmediklerinden biyolojik arıtma öncesi besi maddesi ilavesi gerekmektedir. Ancak havasız sistemlerde biyolojik büyüme hızının düşük olmasına bağlı olarak ilave besi maddesi ihtiyacı da daha az olmaktadır.

Havasız arıtma sırasında metan gazının oluşması sistemin diğer bir üstünlüğüdür. Metan elektrik veya ısı enerjisi üretimi için kullanılabilir bir enerji kaynağıdır ve enerji değeri standart şartlarda (0°C, 760 mmHg basıncı) 35,8 kJ/lt'dir. Aerobik sistemlerin işletilmesi sırasında yüksek enerji ihtiyacına karşılık, havasız sistemlerde hem enerji sarfıyatı daha az olmakta, hem de sistem kullanılabilir enerji kaynağı üretmektedir.

Havasız sistemler çok yüksek organik yüklemelerde çalıştırılabilmektedir. Buna karşın, aerobik sistemlerde oksijen transferi sınırlı olduğundan yüksek organik yükler uygulanamamaktadır. Bu durumda, KOİ değeri 5000 mg/lt'den büyük olan atıksuların arıtılmasında havasız sistemlerin kullanılması daha verimli arıtma sağlamaktadır (Rittmann ve McCarty, 2001).

Bunun yanında havasız arıtma inşa alanı gereksiniminin azlığı, oluşan gazın hava kirlenmesi açısından kontrol edilebilir olması, köpük probleminin olmaması, atıksudaki mevsimsel değişiklik arıtmanın kararlılığının sağlanabilmesi gibi avantajlar sağlar.

Havasız arıtmanın birçok avantajının yanında bir takım dezavantajları da vardır. Havasız arıtma sistemlerinde işletmeye alma periyodu havalı sistemlere göre çok daha uzundur. Öyle ki; havalı arıtma sistemleri günler mertebesinde işletmeye alınabilirken, havasız arıtma sistemlerinde bu süre haftalar ve hatta aylar mertebesinde dir.

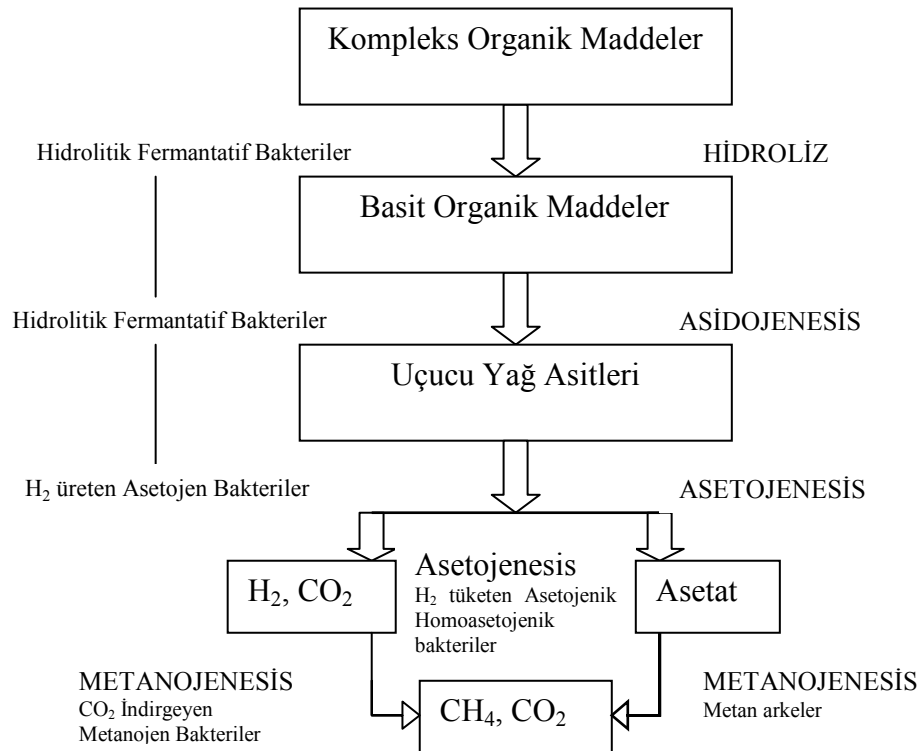
Özellikle yüksek KOİ konsantrasyonlarına sahip atıksuların arıtımında konvansiyonel havasız arıtma sistemleri çok yüksek KOİ giderme verimlerine ulaşırlar, ancak KOİ değerini belli bir değerin altına indiremezler. Bunun yanında azot ve fosfor giderimi yapmazlar. Bu iki sebeple konvansiyonel havasız arıtma sistemleri çıkışta istenilen deşarj standartlarını sağlayamazlar. Bu sebeple havasız

arıtma sistemlerinin ardından ikinci bir arıtma sisteminin uygulanmasını gerekmektedir. Bu da ilave bir yatırıma sebep olur. Ancak yapılan çalışmalar istenen standartları sağlamak için tek başına havalı bir sistem yerine havasız ve havalı sistemlerinin ardarda kullanılmasının daha verimli ve ekonomik olduğunu ortaya koymuştur.

Aşırı sülfatlı atıksularda koku probleminin olması, nitrifikasyonun gerçekleşmemesi, maksimum biyokütle aktivitesi için gerekli azot konsantrasyonunun daha fazla olması, bazı sularda ilave alkalinite ihtiyacı, düşük KOİ konsantrasyonuna sahip atıksularda düşük giderim verimleri ve düşük metan üretimleri, toksik etkilere karşı sistemin daha hassas olması vb. dezavantajları da bulunmaktadır.

2.3 Havasız Arıtmanın Aşamaları

Havasız arıtma proseslerinde kompleks organik bileşiklerin metan gazına dönüştürülmesinde çeşitli tür ve özellikte mikroorganizma grupları yer almaktadır. Bu kompleks organiklerin havasız ayrıştırılması hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi olmak üzere üç aşamada gerçekleşmektedir. Bu aşamalar Şekil 2.1’de gösterilmektedir.



Şekil 2.1 : Havasız arıtmanın aşamaları (Hawkes ve diğ., 2002).

2.3.1 Hidroliz

Birinci aşama olan hidroliz kademesi hücreler dışı enzimler tarafından gerçekleştirilir. Hücre dışı enzimler büyük molekülü organik maddelerin daha küçük molekülü organik maddelere dönüşümünü sağlar. Burada katı veya çözünmüş halde olan protein, selüloz, lignin, lipid gibi kompleks organik moleküller aminoasit, glukoz, yağ asidi ve gliserol gibi monomerlere dönüşür. Hidroliz safhası hücre dışı enzimlerin gerçekleştirdiği bir proses olduğundan enzimlerin çalışma şartlarını etkileyen faktörler bu safhanın hızını da etkiler. Hidroliz safhasının hızını etkileyen faktörler ortam pH'ı, ortamın sıcaklığı ve en önemlisi hidrolik bekletme süresidir. Hidrolik bekletme süresi yeterli olmadığında organik maddelerin tam olarak hidroliz gerçekleşmez. Dolayısıyla bir sonraki safhada asit bakterilerinin uçucu asitlere dönüştürmek üzere ihtiyaç duyduğu basit yapıları organik maddelerin miktarı yetersiz olmuş olur. Bu da zincirleme olarak daha az organik madde giderimine ve daha az metan üretimine sebebiyet verir. Genel olarak hidroliz safhası anaerobik arıtma için sınırlayıcı faktör değildir, ancak çok yavaş hidroliz olan organik maddelerin arıtıldığı anaerobik arıtma proseslerinde bu safha sınırlayıcı olabilir. Yağlar yavaş hidrolize olan organik maddelere örnek olarak gösterilebilir (Öztürk, 2007).

2.3.1.1 Karbonhidratların hidrolizi

Selüloz, yarı selülozik maddeler ve ligninler doğada oldukça fazla bulunan organik bileşiklerdir. Bu maddeler bataklıklarda, otoburların barsaklarında ve anaerobik çürütücülerde anaerobik ayrışmaya maruz kalırlar. Selüloz ürünlerinin hidrolizi sonucu selobiyoz ve glikoz oluşur. Yarı selülozik olan maddeler penton, hekzoz ve ürik aside hidrolize olurlar. Lignini oluşturan monomerler en az beş farklı tarzda bir araya gelebilmekte ve bunlardan hiçbirisi anaerobik olarak kolayca hidroliz olamamaktadır. Bu yüzden lignin içeren selülozlu maddelerin ayrışmasında, ligninin parçalanması hız sınırlayıcı adımdır.

2.3.1.2 Proteinlerin hidrolizi

Proteinler hücre dışı enzimlerle polipeptid ve aminoasitlere hidrolize olurlar. Lackey ve Hendrickson (1958)'e göre proteinlerin enzimatik parçalanması aşağıdaki şekildedir.

Proteinler $\xrightarrow{\text{Protein parçalayan enzimler}}$ Peptonlar $\rightarrow$ Peptidler $\rightarrow$ Amino asitler

Proteinlerin hidrolizi sonucu üretilen amino asitler daha sonra uçucu yağ asitleri, karbondioksit, hidrojen gazı, amonyak ve sülfüre (S^{-2}) fermente olurlar. Hidroliz ve fermentasyon genellikle farklı mikroorganizma grupları tarafından gerçekleştirilir. Havasız ayrışmanın son safhasında sülfat indirgeyen bakteriler, hidrojen kullanan metan arkeleri H_2 kullanımı açısından rekabet halinde bulunurlar.

2.3.1.3 Lipitlerin hidrolizi

Lipitler suda çözünmeyen ancak organik çözücülerde çözünebilen heterojen organik bileşiklerdir. Yağ asitleri β oksidasyonu ile ayrışırlar. Genel formülleri $CH_3(CH_2)_nCOOH$ dir. β oksidasyonu ile asidin $-COOH$ kökünden asetil grupları ardışık olarak ayrılarak asetik asit ve hidrojene dönüşür. Uzun zincirli yağ asitlerinin havasız süreçlerle asetata dönüştürülmesi sistemin gaz üretimi ve KOİ giderimi bakımından hız sınırlayıcı durumdadır. Evsel atıklar, mezbaha atıkları ve et paketlenme tesisleri atıkları büyük miktarlarda lipit içermektedir (Ubay, 1993).

2.3.2 Asit üretimi

Asit üretimi aşamasında hidroliz sonucu oluşan küçük moleküllü organik maddeler asit bakterileri tarafından önce uçucu yağ asitlerine, ardından da asetik aside dönüşmektedir. Asit üretimi safhasında iki farklı bakteri grubu görev almaktadır. Fermentasyon veya asit bakterileri olan birinci grup bakteriler, organik polimerlerin hidrolizini takiben oligomerler ve monomerler gibi hidroliz ürünlerinin organik asit ve solventlere dönüştürülmesini sağlar. Homoasetik gibi bazı asidojenik bakteri türleri karbonhidratları kullanarak asetik asit üretirler. Diğer bir tür de belirli şartlarda H_2 üretir. Asetik asit bakterileri çoğalmaları için gerekli enerjiyi organik asit, asetik asit ile diğer çözülmüş organiklerin H_2 ve CO_2 'e parçalanması reaksiyonlarından sağlarlar (Öztürk, 2007).

Asetat ve H_2 üreten asetojenik bakteriler, propiyonik, bütirik asit gibi yağ asitlerini ve alkollerini asetata, H_2 'e ve CO_2 'e dönüştürürler. Bu ürünler metanojenler tarafından kullanılırlar. Bu gruptaki bakteriler yağ asitlerini dönüştürmek için, düşük H_2 kısmi basıncına ihtiyaç duyarlar ve bu nedenle H_2 konsantrasyonunun kontrolü gerekmektedir. Yüksek H_2 kısmi basıncı altında asetat oluşumu azalır ve substrat CH_4 'a değil propiyonik asit, bütirik asit ve etanole dönüşür (Gabriel, 1994). Asit bakterilerinin çoğalma sürelerinin çok kısa olması ve ortam şartlarına çok çabuk

adapte olmaları nedeniyle asit üretim safhası, anaerobik arıtma için hız sınırlayıcı bir safha değildir.

Asit üretim hızı metan üretim hızından büyük olduğu için çözünmüş organik madde konsantrasyonundaki ani artış asit üretimini yükseltir ve bunun sonucunda sistemde asit birikimi gerçekleşir. Bu durum daha sonraki adım olan metan üretimi safhasında inhibisyona neden olur. Bu safhada protein ve aminoasitlerin ayrışmasından amonyum iyonu (NH_4^+) açığa çıkar (Sucu, 2004).

2.3.2.1 Çözünebilir karbonhidratların fermentasyonu

Metan arkelerinin olmadığı ortamda anaerobik bakteriler vasıtasıyla karbonhidratların fermentasyonunun başlıca ürünleri etanol, H_2 ve CO_2 'dir. Bununla birlikte H_2 kullanan bakterilerin varlığında etanol indirgenir ve asetat üretiminde bir artış gözlenir. Bu olay hidrojen konsantrasyonunun etkin olarak azaldığı durumlarda türler arası hidrojen transferinin gerçekleştiği ve H^+/H_2 çiftinin redoks potansiyelinin artışı teorisi ile açıklanmaktadır (Pavlostathia ve Giraldo-Gomez, 1991).

2.3.2.2 Amino asitlerin fermentasyonu

Amino asitlerin fermentasyonu redoks reaksiyonlarını da içeren oldukça karmaşık bir süreçtir. İndirgeme reaksiyonunda, anaerobik bakteriler tarafından kullanılan başlıca elektron alıcısı amino asitler, keto asitler, doymamış asitler ve protonlardır. Amino asitlerin fermentasyonunun son ürünleri, kısa zincirli yağ asitleri, süksinik asit ve hidrojen gazıdır (Ubay, 1993).

2.3.2.3 Uzun zincirli yağ asitlerinin havasız oksidasyonu

Yağlar suda çözünmeyen ancak, organik çözücülerde çözünebilen heterojen organik bileşiklerdir. Lanolin ve benzeri bazı yağ türleri havasız ayrışma süreci ile parçalanamamaktadır (Gujer ve Zehnder, 1983). Yağ asitlerinin genel formülleri $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_n\text{COOH}$ olup β oksidasyonu ile ayrıştırılırlar. β oksidasyonu ile asidin $-\text{COOH}$ kökünden asetil grupları ardışık olarak koparılarak asetik asit ve H_2 'e dönüştürülür. Havasız β oksidasyonu yolu ile doymuş ve 14 ve 18 karbonlu yağ asitleri önce asetata ardından da CO_2 ve CH_4 'e dönüştürülür.

2.3.2.4 Kısa zincirli yağ asitlerinin havasız oksidasyonu

Kısa zincirli yağ asitlerinin havasız oksidasyonunun başlıca ürünleri asetat ve hidrojen gazıdır. Burada temel karbon ürünü asetat olduğundan bu reaksiyonlar asetojenesis olarak adlandırılır. Kısa zincirli yağ asitlerinin başarılı bir şekilde ayrışması için sistemde üretilen hidrojen gazının etkili bir şekilde giderimi gereklidir (Sucu, 2004).

2.3.3 Metan üretimi

Üçüncü aşama olan metan üretimi kademesinde de diğer iki kademede oluşan ürünler metan üreten arkelerce metan gazına dönüştürülür. Metan, asetik asidin parçalanması ve/veya H_2 ile CO_2 'in sentezi sonucu üretilir. Oluşan metanın yaklaşık %30'u H_2 ve CO_2 'den, %70'i ise asetik asidin parçalanmasından oluşmaktadır (Jeris ve McCarty, 1965). Hidrojenden metan oluşumu, hidrojenin elektron vericisi ve karbondioksitin elektron alıcısı olarak kullanılması ile gerçekleşmektedir. Asetattan metan oluşumu ise, fermantasyon reaksiyonları sonucunda metil grubundan metanın, karboksil grubundan da karbondioksitin oluşması ile gerçekleşmektedir.

Genel olarak metan üretim safhası anaerobik arıtma için hız sınırlayıcı safhadır. Bunun sebebi metan arkelerinin asit üreten bakterilere kıyasla daha uzun çoğalma süresine sahip olması ve metan arkelerinin ortam şartların değişikliklere karşı daha hassas olmasıdır. Bu yüzden bu aşamada tam olarak kontrol sistem verimi açısından oldukça önemlidir. Ancak metan üretimi safhasının her zaman hız sınırlayıcı olması söz konusu değildir, bazen hidroliz safhası daha kritik olabilir.

Metan arkeleri pH=6,7–8,0 aralığında etkilidir. Grup halinde metan arkelerinin metan üretimi sırasında kullandığı besin maddeleri oldukça sınırlı olup bunlar asetik asit, H_2 ve tek karbonlu bileşiklerdir (Atilla, 2002).

Metan üreten arkeler temel olarak iki dönüşüm yolu kullanarak substratların metana dönüşümünü sağlamaktadırlar. Asetatotrofik metan arkeleri asetati CH_4 ve CO_2 'e dönüştürürler (Eşitlik 2.1).



Hidrojenotrofik metan arkeleri ise karbondioksit ve hidrojeni metana dönüştürürler (Eşitlik 2.2).



Hidrojen ve karbondioksit kullanarak metan üreten arkeler asetat kullanarak metan üretenlerden daha hızlı büyürler, bu nedenle atıksuların içindeki kompleks makromoleküllerin biyogaza çevriminde asetotrofik metanojenler genellikle hız sınırlayıcı konumundadır (Sucu, 2004).

2.4 Havasız Arıtmaya Etki Eden Çevresel Faktörler

Havasız arıtmayı gerçekleştiren mikroorganizma topluluğunun kapasitesinden en verimli şekilde yararlanabilmek için reaktörde optimum çevre şartlarının sağlanması gerekir. Bunların belli başlıcaları; sıcaklık, pH, alkalinite, nütrientler, toksik maddeler olarak sayılabilir. Anaerobik mikroorganizmalar için optimum çevre şartlarının genel değerlendirilmesi Çizelge 2.1’de verilmektedir.

Çizelge 2.1 : Anaerobik mikroorganizmalar için optimum çevre şartları (Filibeli ve diğ., 2000).

Parametre	Optimum Şartlar
Arıtılan atığın bileşimi	Karbon, temel (N, P) ve iz elementler bakımından dengeli olmalı, O ₂ , NO ₃ , H ₂ O ₂ , SO ₄ gibi oksitleyici maddeler, toksik ve inhibitör elementler içermemeli.
KOİ/N/P	300/5/1
pH	6,5-8,2
Sıcaklık	30-40 (35) ^o C (mezofilik)~ 50-60 (55) ^o C (termofilik)
Alkalinite	1000-4000 (2000) mg/l CaCO ₃
UYA	<1000-1500 mg/l (asetik asit olarak)
UYA/Alkalinite	<0,1

2.4.1 2.4.1 Sıcaklık

Sıcaklık faktörü anaerobik reaktörleri hem kinetik, hem de termodinamik açıdan etkiler. Anaerobik proseslerde, sıcaklık artışı ile biyokütlenin çoğalma hızının artması ve parçalanma reaksiyonlarının daha çabuk olması nedeniyle proses verimi sıcaklık ile artış göstermektedir. Bu nedenle, sıcak iklimlerde anaerobik sistemler daha yüksek arıtma verimleri gözlenir ve bu sistemler düşük maliyetlidir. Anaerobik sistemler için üç farklı sıcaklık aralığı tanımlanmıştır.

- Sakrofilik (20°C'nin altı sıcaklıklar)
- Mezofilik (30-40°C, optimum 35°C)
- Termofilik (50-60 °C, optimum 55°C)

Termofilik sıcaklıklarda işletme biyolojik ayrışabilirliği yüksek olan atıksuların arıtımında problem ortaya çıkarabilmektedir. Sıcaklık artışı ile artan kinetik aktivite ve çoğalma hızı, asit bakterilerinin metanojenlerden daha hızlı asit üretmesine neden olur ve mikroorganizmalar arasındaki dengeyi bozarak ortamda asit birikmesine yol açabilir (Alvarez, 2003).

2.4.2 pH ve alkalinite

Anaerobik arıtma sistemlerinde pH'ın değişimi birçok faktörün toksik etkilerini arttırıp azaltmasından ötürü önemlidir. Özellikle serbest amonyanın toksik etkisi yüksek pH'larda daha tehlikeli olmaktadır. Bunun yanında sülfatlı atıksuların arıtımı sonrası ortaya çıkan sülfürün büyük çoğunluğu düşük pH'larda H₂S şeklinde olmaktadır.

Anaerobik arıtmada pH değişimlerine en hassas grup metan arkeleridir. Metan arkeleri için optimum pH aralığı 6,5 – 8,5'dir. Genellikle sistem performansı pH düştüğünde düşer ve daha sonra durur. Eğer pH=8'in üzerine çıktığında aktivitede bir yavaşlama oluyorsa bunun nedeni serbest NH₃ konsantrasyonudur. pH<5,5 halinde ise hem metan, hem de asit bakterileri inhibisyona uğrarlar.

Anaerobik arıtmada tamponlama kapasitesi genellikle alkalinite olarak ölçülmekte ve baskın tamponlama sistemi olarak bikarbonat alkalinitesi kullanılmaktadır. Sistemde yeterli alkalinitenin korunması, pH düşmesine karşı sürecin korunması açısından önemlidir (Filibeli ve diğ., 2000). Anaerobik ayrışma prosesinin kararlılığının bozulması genellikle toplam uçucu asit konsantrasyonunun artması ve bunu takriben pH'ın 6 civarına düşmesi ile kendini gösterir. Organik yük azaltılarak veya NaOH, kireç ve NaHCO₃ gibi kimyasal maddeler kullanılarak pH istenen değerlere ayarlanabilir. Herhangi bir sebeple kararlılığını yitiren bir anaerobik reaktörde, dengesizlik ilk önce toplam uçucu asit konsantrasyonunun artması sonucu pH'da ani bir düşüş olarak kendini gösterir. pH'daki düşüşü bir süre sonra (yaklaşık 1 gün sonra) alkalinitedeki ani azalma izler. Bu esnada gaz üretiminin yavaşlaması, dolayısıyla gaz debisinde bir azalma ve gazdaki CH₄ yüzdesinde bir düşüş gözlenir.

Bunların sonucu olarak da reaktör çıkışındaki KOİ konsantrasyonu yükselir ve sistemin verimi düşer (Öztürk, 2000).

2.4.3 Nütrientler

Tüm biyolojik sistemlerde olduğu gibi anaerobik proseslerde de biyokütle sentezi için ortamda besi maddeleri ve iz elementlerin mevcut olması gereklidir. Arıtılan atığın KOİ/N/P bakımından dengeli olması çok önemlidir. Böyle bir denge yok ise üre, H_3PO_4 , amonyum fosfat gibi kimyasal maddeler ilave edilerek bu denge sağlanır. Alıştırma devresinde KOİ/N/P oranı 300/5/1~500/5/1 arasında tutulmalıdır. Kararlı hale gelen sistemde ise 700/5/1 oranı uygulanabilir. Ayrıca, çamur yaşının çok uzun tutulduğu durumlarda bu oran uygun şekilde düşürülebilir.

Sisteme giren ve KOİ olarak ayrışabilir organik maddenin %4 ile %10'unun bakteriyel hücreye dönüşeceği kabul edilmektedir. 1 gram bakterinin KOİ eşdeğeri 1,42 gr KOİ'dir. Dolayısıyla giriş KOİ değeri atıksuyun anaerobik arıtımında gerekli olan nütrient miktarının belirlenmesinde önem kazanmaktadır.

Evsel atıksular genelde yeterli miktarda azot (protein, üre ve amonyak formunda) ve fosfor içermektedir. Dolayısıyla, genellikle evsel atıksuların anaerobik arıtımında nütrient gereksinimi olmaz. Ancak yüksek oranda endüstriyel atıksu içeren evsel atıksuların anaerobik arıtımında nütrient olarak ilave azot veya fosfor gerekmektedir.

Azot (N) ve fosfor (P) gibi makro nütrientlerin yanısıra Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se ve W gibi iz elementleri de proses için gereklidir. Özellikle tüm çevre şartlarının optimum olduğu durumda etkin KOİ giderimi ve düşük uçucu asit seviyeleri elde edilemezse, iz elementin eksikliği söz konusu olabilir. Bu durumda, Fe, Co ve Ni gibi üç önemli iz elementi reaktöre, 0,1 mg/lit seviyesi elde edilecek miktarlarda, özel formüller halinde dozlanması gereklidir (Öztürk, 2007).

2.4.4 Toksisite ve inhibisyon

Tüm anaerobik mikroorganizmalar arasında metanojenler toksisiteye karşı en hassas gruptur. Ancak metanojenlerin birçok toksik maddeyi belli düzeylere kadar tolere edebildiği ve bu maddelere adapte edebileceği bilinmektedir. Ayrıca birçok toksik maddenin, belirli konsantrasyonların altında, anaerobik olarak arıtılabilir olması, toksik etkilerini de azaltmaktadır. Düşük konsantrasyonlarda anaerobik sistemlere

olumlu etkileri olan birçok katyon (sodyum, kalsiyum, magnezyum, amonyum), yüksek konstrasyonlarda toksik etkilere sahiptir.

Sülfat ve sülfid gibi oksitleyiciler sanayi atıksularında bol miktarda bulunurken, evsel atıksularda daha az bulunurlar. Sülfat içeren bir atıksu anaerobik olarak arıtılırken sülfat gideren bakteriler besi maddesi olarak asetik asit ve H_2 'i kullanarak metan arkeleri ile rekabet ederler. Sülfür üretimi metan üretimine göre nispeten daha kolay olduğundan sülfür üreten bakteriler metan üreten arkelere göre daha hızlı çalışır ve reaktörde metan üretimi düşer. Ayrıca, üretilen H_2S metan arkeleri için toksik bir maddedir. H_2S konsantrasyonunun 200 mg/l'yi aştığı durumlarda metan üretiminin tamamen durduğu bilinmektedir (Sucu, 2004).

Uçucu yağ asiti konsantrasyonunun artması pH'ın azalmasına sebep olur. Bu da metan arkelerinin çalışmasını olumsuz yönde etkiler. Hatta pH düşüşü devam ederse metanojenik faaliyet tamamen durur. Bu yüzden anaerobik arıtma sistemlerinde uçucu yağ asiti konsantrasyonu, sürekli izlenmesi gereken çok önemli bir parametredir. Uçucu yağ asiti konsantrasyonu arttığında pH'ın düşüşünü tamponlamak için alkalinitenin artırılması ve yağ asiti konsantrasyonundaki bu artışın nedenlerinin araştırılması gereklidir. Bu da kafi gelmediğinde organik yük azaltılır hatta gerektiğinde durdurulur. Yapılan araştırmalar uçucu yağ asidi konsantrasyonlarının 1000 - 1500 mg/l'yi aştığında önemli problemlerin başladığını göstermektedir (Öztürk, 2000). Emniyetli bir işletme için sistemin yüklemesi UYA/Alkalinite oranı $<0,1$ olmamalıdır.

Amonyak, anaerobik arıtmada özellikle metan arkeleri üzerinde toksik etki yapar. Amonyak zayıf bir asittir ve sularda genelde amonyum iyonu (NH_4^+) şeklinde bulunur. Serbest amonyak (NH_3-N) ile amonyum azotu arasındaki oran pH'a bağlı olarak değişir. pH arttıkça serbest amonyağın (NH_3-N) oranı artar. Metan arkeleri için asıl toksik etkiyi serbest amonyak (NH_3-N) gerçekleştirir. Bu yüzden amonyağın inhibisyonu özellikle yüksek pH'larda daha tehlikelidir. Yaklaşık olarak 100 mg/l konsantrasyondaki serbest amonyak (NH_3-N) konsantrasyonu toksik etki göstermekle birlikte, eğer bu değere sistem alıştırılarak ulaşırsa toksik etki görülmeyebilir.

Havasız arıtmada kararlılığın sağlanabilmesi için ortamda kesinlikle serbest oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile arıtma sürecini olumsuz

olarak etkilemektedir. Bu nedenle, NO_3 , H_2O_2 , SO_4^{2-} , HS^- vb. maddeler havasız sistemlerin verimini olumsuz yönde etkiler (Öztürk, 2007).

2.5 Havasız Arıtma Sistemleri

Havasız arıtma sistemleri endüstriyel ve evsel atıksuların arıtımı yanında organik katı atıkların dönüştürülmesinde de (kompost) son yıllarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Hacimsel organik yükün olabildiğince artırılarak havasız reaktör hacminin küçültülmesi ve karşılaşılan sorunların giderilmesi için çeşitli havasız arıtma sistemleri geliştirilmiştir. Havasız arıtma alanında uygulanmakta olan başlıca reaktör tipleri; havasız temas reaktörü, havasız filtre, havasız akışkan yataklı reaktör, havasız çamur yataklı reaktör, havasız çamur yataklı filtre, membranlı havasız reaktör, ardışık kesikli reaktör, perdeli havasız reaktördür.

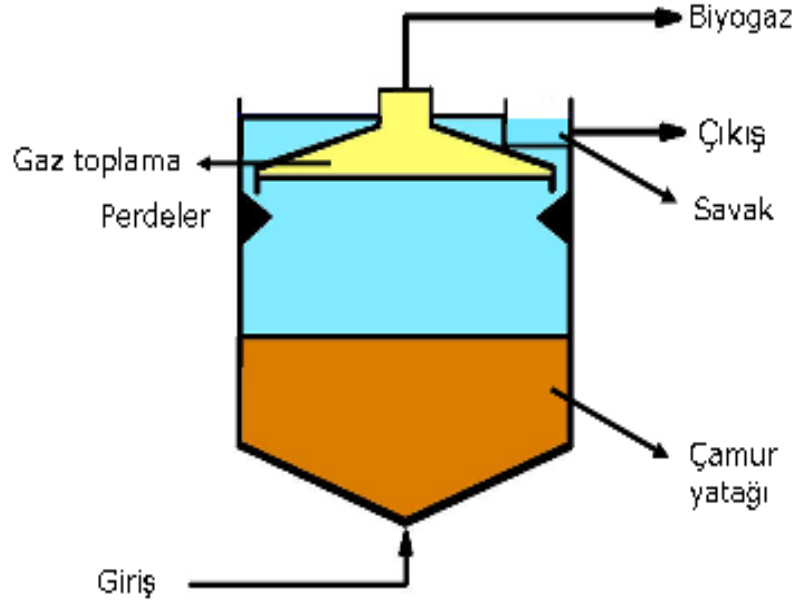
Havasız arıtma ile ilgili yapılmış araştırmalar neticesinde, bu sistemler arasında hem yatırım hem de işletme maliyetleri açısından en ekonomik olanı havasız çamur yataklı reaktörlerdir. Kolay çözünebilir atıksuların havasız çamur yataklı reaktör ile arıtımlarının pilot ve tam ölçekli tesisler ile yapılan uygulamaları sonucunda bu reaktörlerin başarılı ve ekonomik olduğu kanıtlanmıştır (Ubay, 1993).

2.5.1 Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör

Yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR) yüksek hızlı havasız prosesler içerisinde oldukça yaygın olarak kullanılan sistemlerden biridir. 1970'li yılların sonunda Hollanda'da Lettinga ve yardımcıları tarafından geliştirilmiştir. HÇYR'nin şematik görünümü Şekil 2.2'de gösterilmektedir.

HÇYR'lerde atıksu reaktöre tabandan verilir. Atıksu, biyolojik granüller veya floklardan oluşan çamur yatağının içinden süzülerek yukarıya doğru çıkar. Anaerobik şartlarda oluşan gazlar (özellikle metan ve karbondioksit) biyolojik granüllerin oluşumuna yardım eden içsel sirkülasyona sebep olur. Çamur yatağı içinde oluşan bazı gazlar biyolojik granüllere yapışır. Serbest gaz ve üzerine gaz yapışmış partiküller reaktörün yüzeyine doğru yükselir. Yüzeye doğru çıkan partikülün (granül) gazı ayrılınca, granül çamur yatağının üzerine geri döner. Serbest gaz ve granül ile birlikte yüzeye çıkan gaz, reaktörün üzerindeki gaz toplama bölmesinde toplanır. Biyolojik granüller ve nihai çamuru ihtiva eden su reaktör içindeki çökeltme bölümünden geçerken duru su savaklanır, çamur ise çamur

yatağının üzerine geri döner. Çamur yatağının kabarmaması için yukarı akış hızı 0,6-0,9 m/saat arasında olmalıdır (Tüylüoğlu, 2001).



Şekil 2.2 : HÇYR'nin şematik görünümü.

HÇYR'lerin en önemli özelliği diğer havasız arıtma proseslerine kıyasla çok yüksek hacimsel organik yük ile işletilebilmesidir. Bunun temel nedeni HÇYR'lerin dip tabanındaki granül çamurun 50-100 g/l, üst kısımdaki faz ise 5-40 g/l olan katı madde konsantrasyonudur. Granül çamur partiküllerinin çapları 1-3 mm arasında değişmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Yukarı akışlı çamur yataklı reaktörler, havasız filtre malzemesinin pahalılığı ve askıda katı maddeler ile tıkanma, kanallama, büyük debilerdeki aşırı yük ve biyokütle kaybı gibi olumsuzlukları taşımayan ve içerisinde yatak dolgu malzemesi olmayan, mikroorganizmaları yoğun granüller halinde bulunan bir sistemdir. Kuvvetli atıklarda çamur yatağı, seyreltik atıklarda ise çamur örtüsü arıtmada ağırlıklı rol oynar. Evsel atıksularda da uygun olan bu sistemle 4000 mg/l'nin üzerinde biyokütle konsantrasyonlarına ulaşılabilir. Reaktörlerde uygun işletme parametreleri uygulandığında farklı bakterilerin biraraya gelmesi ile küresel şekilli kütleler geliştirilebilir. Aşı kaynağı olarak çürütülmüş evsel atıksu çamuru kullanılarak basit ve hızlı işletmeye alma dönemi ile uygun bir arıtma sistemidir.

Havasız çamur yataklı reaktörlerin havasız filtreler ve tam karışimli havasız reaktörlerle karşılaştırıldıklarında giriş suyundaki pH değişimlerine ve şok yüklere karşı daha dayanıklı olduğu gözlenmiştir. HÇYR'lerde az alan ihtiyacı, reaktörlere biyokütle geri devrine gerek duyulmaması, prosesin kararlılığı, işletmedeki kolaylığı, hava kirliliğine neden olmaması ve enerji elde edilmesi gibi avantajlar bu prosesin son yıllarda kullanım alanlarını arttırmıştır (Speece, 1996).

2.6 Evsel Atıksuların Havasız Arıtımı

Düşük kirlilik yüküne sahip evsel atıksuların havasız arıtmaları, aerobik arıtma sistemlerine kıyasla, daha düşük çamur oluşumu, daha düşük enerji kaynağına ihtiyaç göstermeleri ve daha düşük işletme maliyetleri açısından avantajlara sahiptir (Angenent ve diğ., 2001). Organik kirlilik konsantrasyonları 1500 mg/l KOİ değerinden düşük olan atıksular, düşük kirlilikte atıksular olarak sınıflandırılırlar ve bu atıksular basit kısa zincirli yağ asitleri, alkoller, karbonhidratlar gibi biyolojik olarak ayrışabilen maddeleri içerirler. Bu atıksular ayrıca proteinler, askıda katı madde, yağlar veya uzun zincirli yağ asitleri de içermektedirler (Rebac, 1998).

Havasız arıtma sistemleri, uzun süre atıksu beslemesi ve ısıtma yapılmasa bile uzun süre kararlılığını korur ve mikroorganizmaların yeniden aktif hale gelmesi çok kısa sürede gerçekleşir. Bu yüzden mevsimlik atıksu oluşumu söz konusu olan turistik tesislerin atıksularının arıtımı için bu sistemler çok uygundur. Ancak evsel atıksuların KOİ'si düşük olduğundan oluşan biyogaz ekonomik olarak değerlendirilemez.

Evsel atıksuların anaerobik arıtımında en uygun sistem yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörlerdir. Bu reaktörler, düşük ilk yatırım ve işletme maliyetlerine ihtiyaç gösteren basit sistemler olup, çeşitli endüstriyel atıksuların arıtımında da yıllardır başarıyla uygulanmaktadırlar (Elmitwalli, 2000). Evsel atıksuların havasız arıtılmalarında %70'den fazla toplam KOİ giderimleri gözlenmiştir (Rebac, 1998).

Evsel atıksuların anaerobik arıtımı anaerobik arıtmayı gerçekleştiren mikroorganizmaların düşük büyüme hızları dolayısıyla bazı problemler oluşturmaktadır. Anaerobik arıtma sürecinin son safhasını gerçekleştiren metan arkelerinin üreme hızları oldukça düşüktür ve sayılarının ikiye katlanarak çoğalma süreleri gün mertebesinde. Minimum ikilenme süresine ancak yüksek organik

karbon konsantrasyonlarında ve yeterli miktarda nütrientler varsa ulaşılabilmektedir. Bunun sonucu olarak reaktördeki arıtma sürecinin kararlılığının sürdürebilmesi için aktif biyokütle kaybetme hızının sentez hızını aşmaması gerekmektedir. Bu yüzden reaktörden biyokütle kaçışı minimize edilmeli ve çok kısa hidrolik bekletme s relerinden kaçınılmalıdır (Lettinga ve diğ., 1983).

Havasız arıtma alanındaki son gelişmeler, havasız arıtmanın kuvvetli atıksuların yanısıra düşük organik madde içerikli atıksularda da başarı ile uygulanabileceğini ortaya koymuştur. Havasız arıtma kompakt, basit ve ekonomik bir proses olup evsel atıksuların arıtımında kolayca uygulanabilme özelliğine sahiptir. Kısmen     nm ş atıksuların havasız arıtımında düşük hacimsel yüklerin kullanılması daha uygundur. Gerçekte, yüksek oranda partiküler organik madde içeren kompleks atıksular granül çamurlu yukarı akışlı H  YR'lerde arıtılabilir. Floklu  amur içeren H  YR'lerde, girişteki askıda katı maddeler biyokütlenin metan aktivitesini düşürdüğü için yüksek miktarda askıda katı madde içeren atıksuların arıtımında granülasyon prosesi gerçekleşmeyebilir (Tönük, 2004).

Evsel atıksu arıtma proseslerinin verimlerini etkileyen önemli çevresel parametreler; sıcaklık, pH, gerekli besi maddelerinin (azot ve fosfor gibi makro besi maddeleri ile diğer mikro besi maddeleri) varlığı ve giriş akımındaki zehirli madde konsantrasyonları olarak sayılabilir. Evsel atıksuların arıtımı sırasında sıcaklık dışındaki parametreler fazla önem taşımazlar. Makro ve mikro besi maddeleri evsel atıksularda oldukça fazla miktarda bulunmaktadır. Bakteriyel popülasyona zehirli etki gösterecek bileşikler ise evsel atıksularda önemli boyutlarda genellikle bulunmazlar. S lfitten kaynaklanacak zehirlilik de evsel atıksularda önemli ölçüde değildir ( zt rk, 2007).

2.6.1 Evsel atıksu kompozisyonu

Tuvaletlerden kaynaklanan atıksu ile mutfak ve banyolardan kaynaklanan atıksuyun karışımı gri su veya evsel atıksu olarak adlandırılır. Evsel atıksular düşük kirlilik yüklerine rağmen, yüksek oranda partiküler KOÇ, yağlı bileşikler, proteinler ve deterjanlar içermeleri sebebiyle oldukça kompleks yapıdadır. Bu kompleks yapının, havasız arıtma proseslerinde KOÇ giderim verimi üzerinde önemli etkileri bulunmaktadır. Bunun yanında, çoğu durumda anaerobik arıtma sonrası ilave arıtma ve koku kontrolü gerekebilir. Evsel atıksu arıtımının amacı, atıksuda bulunan askıda

katı madde, organik (biyolojik olarak ayrışabilen) madde, besi maddeleri (özellikle azot ve fosfor) ve patojen mikroorganizmalar gibi önemli kirlilik parametreleri arasından en azından bir parametrenin konsantrasyonunda belirgin bir azalmasının sağlanmasıdır (Öztürk, 2007).

Evsel atıksu kompozisyonları zaman ve yer farklılıklarından dolayı önemli derecede değişmektedir. Debi, konsantrasyon ve kompozisyon değiştiği zaman, anaerobik arıtma verimi oldukça azalmaktadır (Elmitwalli, 2000). Organik madde konsantrasyonu birkaç saat içerisinde 2-10 kat çeşitlilik gösterebilmekte ve giriş debisi, nüfusa ve atıksu tipine bağlı olarak değişmektedir. Yağmur suyu ile evsel atıksuların birleşik kanal sistemi ile toplanması sonucunda oluşan atıksu karakterizasyonu büyük değişimler göstermektedir (Lens ve diğ., 2001). Askıda katı madde (AKM) evsel atıksuyun önemli KOİ fraksiyonlarını temsil etmektedir ve bu yüzden çamur yatağında çökme ve filtrasyon gerçekleştiği için AKM'nin yüksek oranda reaktörde tutulması ile yüksek toplam KOİ giderimleri gözlenir. Çamur yatağı içerisinde tutulma (entrapment), emilme (sorpsiyon) ve süzülme mekanizmaları filtrasyon sırasında görülen üç mekanizmadır ve giriş konsantrasyonu, sıcaklık, reaktör yüksekliği, hidrolik bekletme süresi, yukarı akış hızı, partikül büyüklüğü ve yoğunluğu giderimi etkileyen temel etkenlerdir. Evsel atıksudaki organik maddenin yaklaşık % 70-80'i AKM'yi ve %20-30'u kolloidal partikül maddeyi temsil etmektedir (Elmitwalli, 2000).

2.6.2 Evsel atıksuların düşük sıcaklıklarda havasız arıtımı

Daha önce yapılan çalışmalar mezofilik ve termofilik sıcaklık değerlerinde olmasına rağmen son yıllarda çeşitli sıcaklık koşullarında gerçekleştirilen çalışmalarda, uygun proses tasarımı seçildiğinde, anaerobik arıtmada sıcaklığın kısıtlayıcı faktör olmadığı gösterilmektedir. Mikroorganizmaların istenilen sıcaklık değerlerine adaptasyonu sağlanırsa reaktörlerin sıcak ve soğuk sıcaklık koşullarında dahi işletilebilecekleri belirtilmektedir. Özellikle evsel atıksuların deşarj sıcaklığı 35°C'nin altında olmasından dolayı düşük sıcaklıklarda anaerobik arıtma sırasında ilave ısıtmaya gerek duyulmayacağı için bu sistem daha uygun bir alternatif olmaktadır. Böylece, ılıman iklim koşullarına sahip ülkelerde evsel atıksuların anaerobik arıtımı ilgi çekici bir alternatif olmaktadır (Lettinga ve diğ., 2001).

Özellikle yüksek hızlı havasız sistemlerin, seyreltik atıksuların arıtılmalarında düşük sıcaklık değerlerinde bile oldukça etkili oldukları yapılan çalışmalarda belirtilmektedir (Kato, 1994; Rebac, 1998; Gömeç, 2005). Çözünmüş maddelerin düşük sıcaklıklarda giderimi biyolojik bir proses olmasına rağmen, bazı fiziksel mekanizmaların da rolü vardır. Ayrıca, yüksek aktif biyokütle konsantrasyonu, atıksu ile biyokütlenin iyi bir şekilde temas etmesi ve yüksek verimlerde tutulan AKM oranları, çözünmüş substrat giderimi açısından da önem taşımaktadır (Agrawal ve diğ., 1997a; Rebac, 1998; Lettinga ve diğ., 1999).

Uygun şartlarda işletilen bir evsel atıksu arıtma sisteminde, uygulanan hidrolik ve organik yüklerde faaliyet gösterebilecek bakteriyel topluluğun gelişmesi gerekmektedir. Biyolojik olarak ayrışabilen maddelerin giderim verimini belirleyen etkenler arasında; kirletici maddenin yapısı, havasız artma için gerekli çevresel faktörlerin uygunluğu, aktif biyokütle teması, havasız reaktörlerin tasarım parametreleri ve hidrolik bekletme süresi olarak sıralanabilir. Evsel atıksuların havasız arıtımında kullanılan en yaygın sistem yukarı akışlı HÇYR'ler olarak gözlenmektedir. Bu reaktörler, düşük işletme maliyetlerine ihtiyaç gösteren basit sistemler olup, çeşitli endüstriyel atıksuların arıtımında yıllardır başarıyla uygulanmaktadır. Son yıllarda her türlü sıcaklık şartlarında gerçekleştirilen çalışmalar, uygun proses tasarımı ile havasız arıtma uygulamalarında sıcaklığın kısıtlayıcı bir faktör olmadığını ortaya koymaktadır. Yüksek hızlı havasız sistemler genellikle sıcaklık aralığı 25–40°C olan durumlarda uygulanmaktadır. 5–20°C gibi daha düşük sıcaklık aralıklarında işletilmeleri durumunda, yüksek hızlı reaktörler bir adaptasyon (alışma) aşamasına ihtiyaç duyarlar.

Seyreltik atıksuların düşük sıcaklıklarda havasız arıtımı bazı sorunlara sebep olabilmektedir. Giriş akımındaki düşük KOİ konsantrasyonları, reaktör içerisinde çok düşük substrat seviyelerine ve düşük biyogaz üretimlerine sebep olmaktadır. Bunun sonucunda, düşük karıştırma hızı ve zayıf substrat-biyokütle teması gerçekleşir. Evsel atıksuların yüksek verimlerde havasız olarak arıtılabilmeleri ve reaktör içerisinde iyi bir karışımın sağlanabilmesi için sistemin yüksek hidrolik yüklerde beslenmesi gerekmektedir. Bu sebeple, seyreltik atıksuların havasız arıtımı sırasında gerekli olan reaktör hacimleri genellikle hidrolik bekletme süresine göre belirlenmelidir. Zira havasız reaktörün maksimum organik yükleme hızında

çalıştırılması, reaktörde çamurun yıkanmasına sebep olabilir. Ayrıca bazı durumlarda, düşük alkalinite de sorun teşkil edebilir (Öztürk, 2007).

2.7 Konuyla İlgili Yapılmış Çalışmalar

Grin ve arkadaşları (1985) tarafından HÇYR'de evsel atıksu kullanılarak yapılan çalışmada 12°C'de ve 8 saatlik hidrolik bekletme süresinde %75, 24 saatlik bekletme süresinde ise %70 KOİ giderimleri sağlanmıştır. Çözünmüş KOİ giderimi organik yüklemeye bağlı olmaksızın %60 civarındadır. 20°C'de KOİ giderimi hidrolik bekletme süresinin 48 saatten 4 saate düşmesine rağmen belirgin olarak değişmemektedir. Fakat metana dönüşüm oranı artmaktadır. 15°C'yi aşan sıcaklıklarda KOİ giderimi 0,9-1,6 kg KOİ/m³.gün'lük yükleme hızı aralığında belirgin şekilde etkilenmemektedir. Bununla birlikte 12°C'nin altında, KOİ giderimi ve gaz üretimi önemli miktarda azalmaktadır.

Barbosa ve Sant Anna Jr. (1989) tarafından 120 lt hacimli bir yukarı akışlı HÇYR ile 9 ay boyunca 19-28°C ortam sıcaklıklarında ham evsel atıksuyun (KOİ: 627 mg/l, BOİ: 357 mg/l) arıtılabilirliği araştırılmıştır. İşletmeye alma periyodu aşılama yapılmadan başarıyla sonuçlanmış ve reaktör tüm çalışma boyunca 4 saat hidrolik bekletme süresinde işletilmiştir. 1 ay süreli işletme sonrasında, küresel bakteri granülleri gözlenmiştir. Araştırma sonunda 8 mm çapına kadar granüller gözlenmiştir. İlk 4 aylık işletme boyunca KOİ, BOİ ve AKM gideriminde düzenli bir artış gözlenmiş ve sonrasında giderim veriminde yavaşlama gözlenerek işletmeye alma periyodu sona ermiştir. Çamur yatağının hızlı gelişimi giriş atıksuyundaki askıda organik maddenin yüksek olmasından (toplam giriş KOİ'sinin %76'sı) kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. İşletmeye alma periyodu sona erdikten sonra (son 5 aylık işletme dönemi) %78 toplam BOİ ve %74 KOİ giderim verimlerine ulaşılmıştır. Son 5 aylık işletme döneminde çamur yatağındaki çamur birikiminin başlangıç periyoduna göre %50 daha fazla olduğu belirtilmiştir. Çıkıştaki AKM konsantrasyonunun girişteki değişimlere bağlı olmadığı gözlenmiştir. Son 5 aylık işletme döneminde reaktör içersinde ortalama askıda katı madde tutulması %72 civarında bulunmuştur. Esas olarak KOİ giderimi AKM'nin çamur yatağında fiziksel prosesler ile tutulmasından kaynaklanmıştır. Çözünmüş KOİ dengesine bakıldığında metanın bir kısmının, hidroliz ve tutulan partikül organik maddenin fermantasyonundan meydana geldiği açıkça görülmektedir. Çalışmada yüksek

oranda yavaş ayrışabilen çözünmemiş organik madde bulunan atıksu kullanılmış ve çamur yüksek oranda reaktörde tutulmuştur.

Agrawal ve arkadaşları (1997b) tarafından yapılan çalışmada 47 lt hacimli HÇYR ile anaerobik arıtma uygulanarak ham evsel atıksuyun (toplam KOİ: 300 mg/lt) arıtımı 7-30°C sıcaklıklar arasında araştırılmıştır. Kış koşullarında ham atıksuyun sıcaklığının hava sıcaklığından 2-4°C daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Reaktör çürütülmüş atıksu çamuru ile aşılansmış ve 2 yıldan fazla süre 7 saat hidrolik bekletme süresinde işletilmiştir. Toplam KOİ giderimi yıl boyunca %70 civarında gözlenmiştir. Sıcaklık 27°C'den 10°C'ye azaldığı zaman gaz üretiminin %78 oranında azaldığı görülmüştür.

Singh ve Viraraghavan (2001) tarafından yapılan çalışmada çeşitli sıcaklıklarda ve hidrolik bekletme sürelerinde 8 lt hacimli yukarı akışlı HÇYR ile evsel atıksuyun arıtımı araştırılmıştır. Reaktör performansı sıcaklık ve hidrolik bekletme süreleri değişimlerinden etkilenmiştir. Reaktörün 6 saat hidrolik bekletme süresinde ve 11°C sıcaklıkta işletilmesinde KOİ giderim oranı %90 bulunmuştur. Sıcaklık 6°C'ye düşürüldüğünde ortalama KOİ giderimi %40 civarına düşmüştür. Hidrolik bekletme süresi 6 saatten 4 saate düşürüldüğünde KOİ ve BOİ giderim verimlerinde düşüş gözlenmiştir. Sistemin düşük sıcaklık koşulları altında evsel atıksuların ön arıtımı/arıtımı için başarılı bir uygulama olduğunu belirtmişlerdir.

Schellinkhout ve Lettinga (1985) tarafından yapılan çalışmada tropikal iklim şartlarında evsel atıksuların HÇYR'lerde arıtımı incelenmiş, 4-8 saatlik hidrolik bekletme sürelerinde toplam KOİ'de %65-82, çözünmüş KOİ'de ise %83 oranında giderimler elde edilmiştir. Evsel atıksuların 24-26°C'de tropikal şartlarda HÇYR ile arıtımı oldukça dikkat çeken bir uygulamadır. İşletmeye alındıktan sonra 3-3,5 saatlik bekletme sürelerinde BOİ bazında %78-85 arasında verimler elde edilmiştir. Evsel atıksuların arıtıldığı reaktörlerin işletmeye alınması evsel atıksu çamurları ile yapılmalıdır. Bu durumda sistem nispeten daha hızlı bir şekilde işletmeye alınabilmektedir. Toplam askıda katı madde giderimi hidrolik yüke bağlı olduğu kadar reaktörde bulunan çamur miktarı ile de yakından ilgilidir. Hidrolik yükün 4-5,5 m³/m³.gün aralığında olması durumunda belirgin bir yatak genişmesi söz konusudur. Anaerobik reaktörlerde arıtılan atıksularda, askıda katı madde, NH₄⁺, PO₄⁻³, ve patojenler için ilave arıtma gereklidir.

Gömeç ve Eroğlu (2006) tarafından yapılan çalışmada etkili hacimleri 6,45 litre olan iki adet havasız çamur yataklı reaktör (mezofilik ve sakrofilik), evsel atıksu karakterindeki sentetik su beslenerek, sürekli sistemler olarak çalıştırılmıştır. Mezofilik HÇYR, $35\pm 2.0^{\circ}\text{C}$ 'de çalıştırılırken, sakrofilik reaktör başlangıçta oda sıcaklığında çalıştırılmış, daha sonra sıcaklık kademeli olarak $10\pm 1.0^{\circ}\text{C}$ 'ye düşürülmüştür. $10\pm 1.0^{\circ}\text{C}$ ve $35\pm 2.0^{\circ}\text{C}$ 'de, 12 saat hidrolik bekletme süresinde sırasıyla %82 ve %92 civarında KOİ giderimleri gözlenmiştir. Biyogaz üretimleri, $\geq 16^{\circ}\text{C}$ 'de her iki reaktörde de aynı gözlenmiş, sıcaklık $10\pm 1.0^{\circ}\text{C}$ 'e düşürüldükten sonra belirgin bir azalma göstermiştir. Sakrofilik reaktör verimi daha düşük ölçülse bile, düşük kirlilik yükündeki atıksuların havasız arıtımı başarılı bir şekilde gerçekleştirilmiş ve ilave ısıtma ihtiyacı göstermeyerek daha ekonomik arıtım sağlanmıştır.

Draajer ve arkadaşları (1992) tarafından Kanpur (Hindistan)'da günlük 5000 m^3 atıksuyu arıtacak şekilde tasarlanan 1200 m^3 hacme sahip havasız çamur yataklı reaktörün verimi incelenmiştir. İşletmeye alma döneminde reaktöre aşılama yapılmamıştır ve bu dönem yaklaşık 10 hafta sürmüştür. Reaktörde yeterli çamur oluşumu sağlandıktan sonra yaklaşık 2 hafta boyunca besleme yapılmaksızın sistemdeki çamur gelişimi araştırılmıştır. 12 aylık işletme döneminden sonra $20\text{-}30^{\circ}\text{C}$ sıcaklık aralığında ve 6 saat hidrolik bekletme süresinde %74 KOİ, % 75 BOİ, %75 AKM giderimleri elde edilmiştir. Ancak Hindistan'ın deşarj standartlarına ulaşabilmek için ilave bir arıtma gerekli görülmüştür. Kışın düşük sıcaklıklar arıtma verimini önemli oranda etkilememiştir. Fakat düşük sıcaklıklarda biyogaz üretimi düşmüştür, sıcaklık 20°C 'ye ulaştığında tekrar biyogaz üretimi gözlenmeye başlanmıştır.

Gömeç ve Speece (2003) yaptıkları bir çalışmada evsel ön-çökeltim çamurunun anaerobik çözünülebilirliğine pH'ın etkisini araştırmışlardır. Çalışma mezofilik şartlarda işletilen tam karışimli havasız reaktörlerde gerçekleştirilmiş ve reaktörlerin birinde $\text{pH}=6,5$ 'te sabit tutulmuş, diğer reaktörde ise pH kontrolü yapılmamıştır. pH kontrolü yapılan reaktörde 20. günden sonra ön-çökeltim çamurunun anaerobik ayrışması sonucu UAKM giderimi %32 olarak bulunmuştur. Ön-çökeltim çamuru ile beslenen, pH kontrolü yapılan ve pH kontrolü yapılmayan reaktörlerde UYA ve KOİ_{çöz} üretimlerinin artışı UAKM giderimleriyle paralel olarak gerçekleşmiştir. pH kontrolü yapılan reaktörde, 5. günden sonra UYA ve KOİ_{çöz} üretimi dururken, pH

kontrolü yapılmayan reaktörde 5. günden sonra UYA ve $KOI_{\text{çöz}}$ üretimleri devam etmiştir; bu durum hidroliz ve fermentasyonun henüz tamamlanmadığını göstermektedir.

Gömeç (2006) tarafından yapılan çalışmada 35°C'de işletilen 4 adet tam karışimli reaktörde köpük (scum) ilaveli ve köpük ilavesiz ön-çökeltim çamurunun anaerobik çözünülebilirliği ve pH'ın etkisi değerlendirilmiştir. İki reaktör sadece ön-çökeltim çamuru ile beslenirken diğer iki reaktöre %15 oranında köpük ilaveli ön-çökeltim çamuru beslenmiştir. İki reaktörün pH'ı 6,5'te sabit tutulurken, diğer iki reaktörde herhangi bir pH kontrolü yapılmamıştır. pH kontrolü yapılan reaktörlerde AKM ve UAKM giderimlerinde daha yüksek verimler elde edilmiştir. pH kontrolü yapılmayan reaktörlerde tüm işletme süresi boyunca $KOI_{\text{çöz}}$ üretimi gözlenerek belli bir süre sonunda sabit kalmıştır. Bu sırada hemen hiç UYA tüketimi meydana gelmemiştir oysa pH kontrolü yapılan reaktörlerde 11. gün sonunda UYA tamamen tükenmiştir. Sonuç olarak pH kontrolü yapılmadığında, ortam pH'ı düşmekte ve metan fazına geçiş gerçekleşmemektedir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Amaç

Bu bölümde evsel atıksuların, mezofilik altı sıcaklıklarda havasız arıtılabilirliği granül aşılı ilaveli laboratuvar ve pilot ölçekli yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörlerde değerlendirilmiştir. İlave ısıtma uygulanmadan işletilen farklı ölçekli sistemler, iki farklı kaynaktan alınan evsel atıksu ile beslenmiştir. Giriş atıksu karakterizasyonlarındaki farklılıklar sebebiyle her bir reaktörün arıtma performansları kıyaslamalı olarak değil, birbirlerinden bağımsız olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca pilot ölçekli çalışmada kullanılan ham ve ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu ile sentetik olarak hazırlanan evsel atıksuyun aynı koşullar altında kesikli olarak işletilen tam karışımli reaktörlerde anaerobik çözünübilirliği mezofilik altı sıcaklıkta kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir.

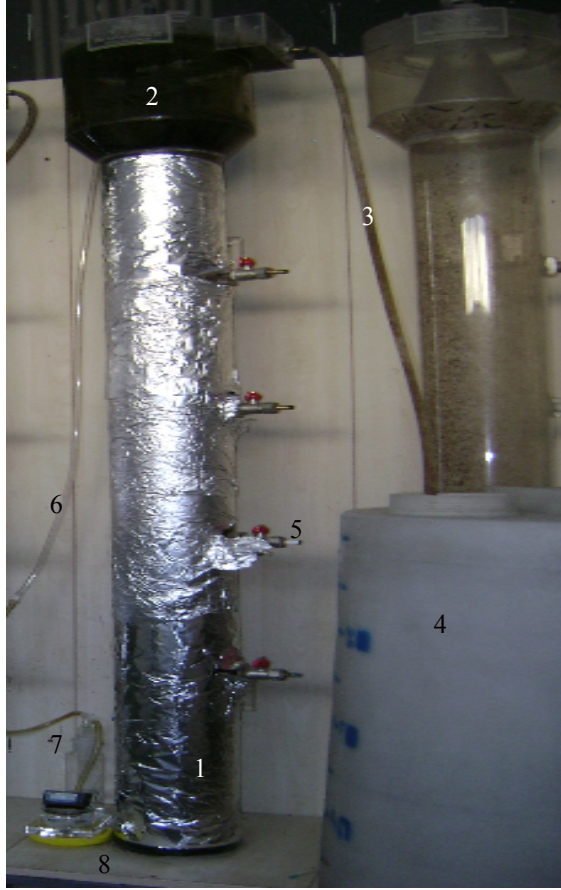
3.2 Havasız Çamur Yataklı Reaktörler

3.2.1 Laboratuvar ölçekli yukarı akışlı HÇYR

Çalışmada kullanılan HÇYR'nin genel görünümü Şekil 3.1'de verilmiştir. Etkili hacmi 30 lt olan laboratuvar ölçekli HÇYR, sürekli beslenen bir sistem olarak işletilmiştir. Reaktörün yüksekliği 1,6 m, çapı ise 16 cm olup reaktör pleksicam malzemeden yapılmıştır.

3.2.1.1 Aşılı çamuru

Reaktör bir gıda firmasının arıtma tesisinde bulunan genleştirilmiş granül çamur yataklı havasız reaktörden alınan aşılı çamuru ile %30 oranında aşılanmıştır. Aşılı çamurunun AKM konsantrasyonu 60,4 g/lt, UAKM konsantrasyonu 47,3 g/lt, UAKM/AKM oranı ise %78 olarak hesaplanmıştır.



1. Granül Aşı İlaveli HÇYR
2. Gaz Toplayıcı Kısım
3. Çıkış Suyu Hattı
4. Ölçekli Çıkış Suyu Toplama Bidonu
5. Biyokütle Numunesi Alma Muslukları
6. Gaz Hattı
7. Gaz-sıvı Ayırıcı
8. Gaz Metre

Şekil 3.1 : Çalışmada kullanılan lab-ölçekli HÇYR.

3.2.1.2 Atıksu kaynağı

Çalışmada kullanılan HÇYR, İTÜ İnşaat Fakültesi'nin kantin ve tuvaletlerinden bir pompa yardımı ile 400 litre etkili hacme sahip bir giriş tankına verilen evsel atıksu ile beslenmiştir (Şekil 3.2). Bunun en büyük avantajı atıksuyun herhangi bir süre beklemesine gerek kalmadan taze olarak reaktöre beslenebilmesidir. Böylece giriş atıksuyunun karakterinde, uygun olmayan şartlar altında bekletilmesinden dolayı, bir değişiklik gözlenmemiştir. Ayrıca atıksuyun homojen bir şekilde beslenebilmesi açısından besleme tankı tam karışımli olarak çalıştırılmıştır. Homojen atıksu beslenmesi ve tank içerisinde çökelmenin engellenmesi ile daha konsantre bir giriş akımı reaktöre beslenmiştir.

Anaerobik reaktörün giderim performansının etkili bir şekilde incelenebilmesi için giriş ve çıkış sularında pH, alkalinite, toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI_{top}), çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı ($KOI_{çöz}$), TKN, NH_3-N , TP, Ortho- PO_4 , AKM, UAKM parametreleri ölçülmüş, ayrıca reaktör içerisindeki sıcaklık ve hidrolik bekletme süresi (θ_h) sürekli olarak izlenmiştir. Reaktörde üretilen toplam gaz miktarı

01.08.2008 tarihinden itibaren Ritter Marka gazmetre ile sürekli olarak izlenmeye başlanmıştır (Şekil 3.3). Ham atıksu karakterizasyonu Çizelge 3.1’de verilmektedir. Atıksu karakterizasyonuna bakıldığında çalışmada kullanılan ham evsel atıksuyun $KOİ_{top}$ konsantrasyonu açısından çalışmanın genelinde oldukça düşük kirlilik yüküne sahip (seyreltik) bir evsel atıksu olduğu anlaşılmaktadır.



Şekil 3.2 : Besleme tankı.



Şekil 3.3 : Çalışmada kullanılan gazmetre.

Çizelge 3.1: Lab-ölçekli HÇYR'e beslenen evsel atıksu karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer	Ortalama
KOI _{top}	mg/lt	50-380	154±56
KOI _{çöz}	mg/lt	≤30-151	41±16
AKM	mg/lt	26-548	168±80
UAKM	mg/lt	12-264	70±38
TKN	mg/lt	18-34	24±8
NH ₃ -N	mg/lt	8.4-31	22±6
TP	mg/lt	1.3-6.8	3.4±2
Orto-PO ₄ -P	mg/lt	0.7-7.3	2.6±2
pH	-	7.2-8.1	7.8±0.2
Alkalinite	mg CaCO ₃ /lt	101-475	280±72

3.2.1.3 İşletme koşulları

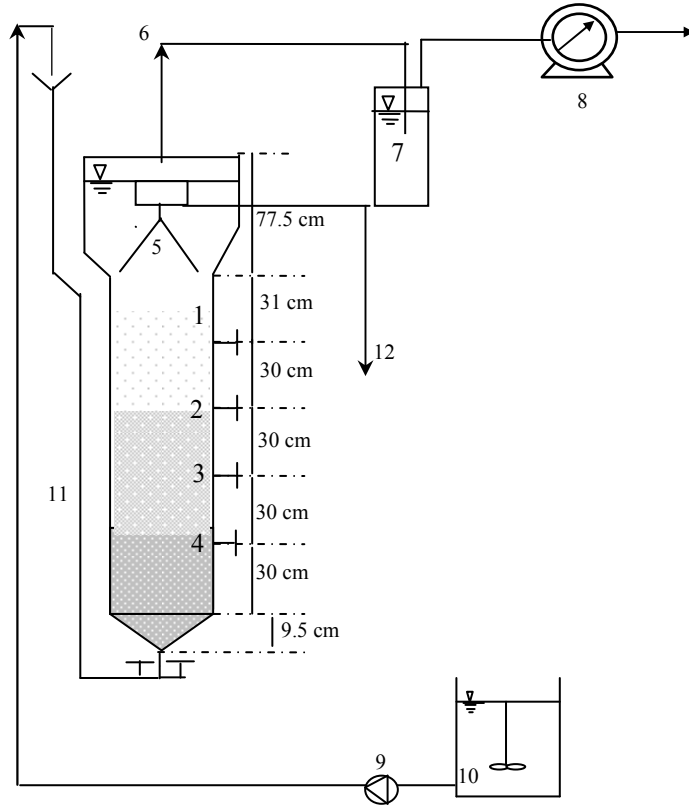
Reaktör işletmeye alma aşamasının ilk haftasında 24 saat hidrolik bekletme süresi ile ikinci haftasından itibaren ise $\theta_h = 18$ saat değerinde 4 ay boyunca işletilmiştir. Bu süre boyunca havasız reaktör performansı deneysel olarak izlenememiştir.

Çalışmanın devamında HÇYR, ortalama hidrolik bekletme süreleri sırasıyla 7.06 ve 5.68 saat değerlerinde işletilmiştir. Reaktör ilave bir ısı kaynağı ile ısıtılmadan oda sıcaklığında çalıştırılmıştır. HÇYR'de işletme sıcaklığı ortalama $22 \pm 2^\circ\text{C}$ olarak gözlenmiştir. Sıcaklık değerlerine bakılırsa, reaktör çalışma süresince mezofilik-altı sıcaklıklarda işletilmiştir. Çalışma boyunca organik yükleme hızı (OYH) 0,47-0,79 kg KOİ/m³.gün arasında değişmiştir.

3.2.2 Pilot-ölçekli yukarı akışlı HÇYR

Çalışmanın pilot-ölçekli reaktör ile gerçekleştirilen kısmında, etkili hacmi 55,6 lt olan yukarı akışlı bir HÇYR kullanılmıştır (Şekil 3.4). HÇYR, çalışma boyunca sürekli beslenen bir sistem olarak işletilmiştir. Reaktörün üst kısmına özel bir gaz-sıvı-katı ayırıcı bölme yerleştirilmiştir. Reaktör bu bölme hariç 1,51 m yükseklikte ve 215 mm çapında bir kolondan oluşmaktadır. Reaktörde işletme koşulları bir kontrol panosu ile takip edilmiştir. Reaktörün etkili hacminin gerçekleştiği kolonun çevresi cam yünü ile sarılarak ısı yalıtımı sağlanmış ve reaktör içersinde ısı kayıpları en düşük seviyede tutulmuştur. Reaktör içersindeki sıcaklık bir sıcaklık ölçer ile sürekli

olarak kontrol edilmiştir. Pilot ölçekli HÇYR'nin genel görünümü ise Şekil 3.5'te verilmektedir. Reaktör Şubat 2008 tarihinde işletmeye alınmıştır. Fakat havasız arıtılabilirlik Haziran 2008 tarihine kadar değerlendirilememiş ve herhangi bir deneysel çalışma gerçekleştirilememiştir. Bu çalışmada, 06 Haziran 2008–04 Ekim 2008 tarihleri arasında elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir.



- | |
|--|
| 1, 2, 3, 4. Biyokütle Numunesi Alma Muslukları |
| 5. Gaz Toplayıcı Bölme |
| 6. Gaz Hattı |
| 7. Gaz-sıvı Ayırıcı |
| 8. Gaz Metre |
| 9. Besleme Pompası |
| 10. Besleme Tankı |
| 11. Besleme Hattı |
| 12. Çıkış Hattı |

Şekil 3.4 : Pilot-ölçekli HÇYR'nin şematik görünümü.



Şekil 3.5 : Çalışmada kullanılan pilot-ölçekli HÇYR.

3.2.2.1 Aşı çamuru

Aşı çamuru bir mısır işleme endüstrisinin mezofilik sıcaklıkta işletilen yukarı akışlı genişletilmiş granül çamur yataklı havasız reaktöründen alınarak, pilot tesiste bulunan HÇYR'e yaklaşık %32,5 oranında aşılanmıştır. Aşı çamuru granül yapıda olup AKM konsantrasyonu 77 g/lt, UAKM konsantrasyonu 57 g/lt, UAKM/AKM oranı ise %74 olarak hesaplanmıştır. Aşı çamurunun karakterizasyonu Çizelge 3.2'de verilmektedir.

Çizelge 3.2 : Aşı çamurunun karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer
AKM	g/lt	77
UAKM	g/lt	57
UAKM/AKM	%	74
TKM	g/lt	246
UKM	g/lt	221
UKM/TKM	%	86

3.2.2.2 Atıksu kaynağı

Ham evsel atıksuyun karakterizasyonu zamanla farklılık gösterebilmektedir. Bu sebeple debi, kirletici konsantrasyonları ve bileşenlerinde büyük salınımlar gözlenmektedir. Özellikle İstanbul gibi büyük şehirlerde çöp sızıntı sularının kanalizasyona belirli miktarlarda ilave edilmesinden dolayı, İstanbul'daki evsel atıksu orta sınıf kirlilikte olabilmektedir. İSTAÇ Kemerburgaz Kompost Tesisi sahasına kurulmuş olan pilot tesiste bulunan pilot ölçekli HÇYR, tesisin banyo, tuvaletler ve bulaşıkhaneden temin edilen atıksuyu ile beslenmiştir. Dengeleme tankındaki evsel atıksu, HÇYR'nin besleme hattına bir pompa yardımı ile verilmektedir. Besleme hattına verilen atıksu, reaktörün besleme hattında meydana gelebilecek tıkanıklığın en aza indirilmesi amacıyla hat üzerine yerleştirilen elek çapı 1 mm olan kartuş tipi bir filtreden geçirilerek reaktöre beslenmektedir. Pilot-ölçekli HÇYR'ye beslenen atıksuyun karakterizasyonu Çizelge 3.3'te verilmektedir. Atıksu karakterizasyonuna bakıldığında çalışmada kullanılan ham evsel atıksuyun çalışmanın genelinde orta-kuvvetli kirlilik yüküne sahip bir evsel atıksu olduğu anlaşılmaktadır.

Çalışma boyunca reaktörün giriş ve çıkışından alınan numunelerde pH, alkalinite, KOI_{top} , $KOI_{çöz}$, TKN, NH_3-N , TP, Ortho- PO_4 , AKM, UAKM parametreleri ölçülmüş, ayrıca reaktör içerisindeki sıcaklık ve hidrolik bekletme süresi (θ_h) sürekli olarak izlenmiştir. Reaktörde üretilen toplam gaz miktarı bir gazmetre yardımı ile izlenmektedir.

Çizelge 3.3 : Pilot-ölçekli HÇYR'e beslenen evsel atıksu karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer	Ortalama
KOI _{top}	mg/lt	179-1293	586±70
KOI _{çöz}	mg/lt	82-441	185±38
AKM	mg/lt	62-1094	345±76
UAKM	mg/lt	54-612	248±57
TKN	mg/lt	45-69	59±8
NH ₃ -N	mg/lt	23-48	37±7
TP	mg/lt	5.4-13.1	8.5±2
Orto-PO ₄ -P	mg/lt	4.2-8.1	6.1±2
pH	-	6.9-8.5	7.3±0.3
Alkalinite	mg CaCO ₃ /lt	246-546	377±60

3.2.2.3 İşletme koşulları

Reaktör işletmeye alma aşamasında $\theta_h=18$ saat değerinde işletilmiştir. Bu çalışmada ise, reaktör ortalama $\theta_h=12.8$ saat değerinde yaklaşık 4 ay boyunca işletilmiş ve deneysel çalışma sonuçları değerlendirilmiştir. Çalışma boyunca reaktörde işletme sıcaklığı ortalama $26\pm2^\circ\text{C}$ olarak gözlenmiştir. Ortalama sıcaklık değerine bakılırsa, reaktör çalışma süresince mezofilik-altı sıcaklık değerinde işletilmiştir. Ortalama organik yükleme hızı (OYH) ise $1,1 \text{ kg KOI/m}^3.\text{gün}$ olarak hesaplanmıştır.

Reaktörde istenilen işletme sıcaklık değerlerinin sağlanabilmesi için güneş enerjisinden en yüksek seviyede yararlanılması amacıyla pilot ölçekli reaktörün yanına güneş enerjisi paneli yerleştirilmiştir (Şekil 3.5). Reaktör, güneş enerjisi ile ısıtılan ısı eşanjörü ile sıcak su devirdaimi yapılarak istenilen sıcaklık değerinde işletilebilmekte ve böylece ilave ısıtma maliyetine gerek duyulmamaktadır. Ayrıca ılıman iklim kuşağında bulunan Türkiye'nin güneş enerji potansiyelinden yararlanılarak reaktörün ısıtma maliyetini düşürmek amaçlanmıştır. Axaopoulos ve diğ., (2001) tarafından yapılan bir çalışmada atıksuların doğal ortam sıcaklıkları yerine daha yüksek sıcaklıklarda anaerobik arıtımı için güneş enerjisiyle ısıtılan bir reaktör tasarlanmıştır. Fosil yakıtların yüksek maliyetleri nedeniyle daha düşük maliyeti olan güneş enerjisi paneli tercih edilmiştir. Çalışmada 45 m^3 hacme sahip anaerobik çürütücü için bir güneş enerjisi paneli yerleştirilmiştir. Böylece çürütücünün tabanına yerleştirilen borulardan sıcak su devirdaimi yapılarak,

reaktörün içerisindeki sıcaklığın 35°C'nin üzerinde olması sağlanmıştır. Çalışma boyunca günlük ortalama 0,64 m³ CH₄/m³ çürütücü metan üretimi ölçülmüştür. Sonuç olarak yıl boyunca güneş alan bölgelerde ısıtma ihtiyacının güneş enerjisiyle karşılanmasının ekonomik olduğu belirtilmiştir.

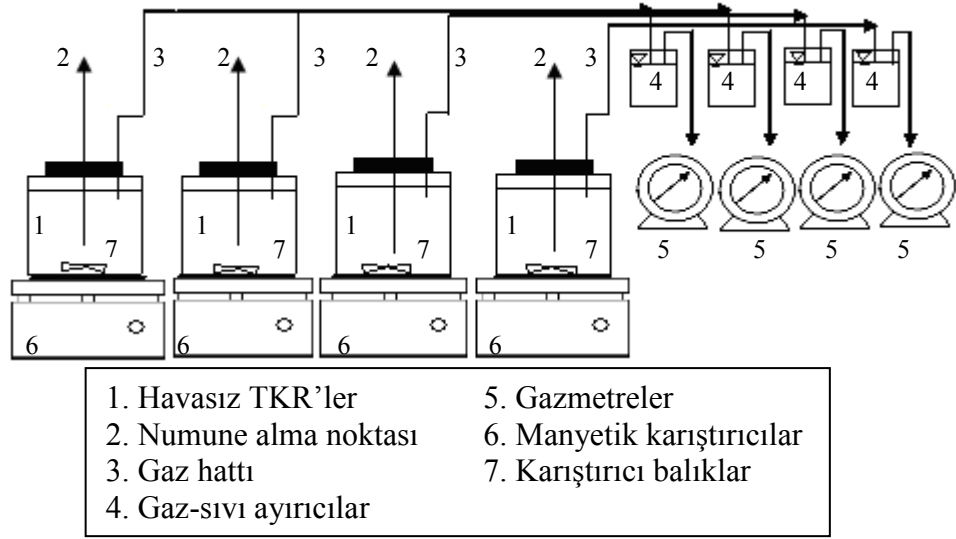
Çalışmanın pilot ölçekli kısmında, reaktör içerisinde mezofilik altı sıcaklık değerinin sağlanabilmesi için, güneş enerjisinin yanında ısı eşanjörü de kullanılmıştır.

3.3 Kesikli Olarak İşletilen Reaktörler

3.3.1 Havasız tam karışimli reaktörler

Çalışmada, 1 lt hacminde 4 adet tam karışimli reaktör (TKR) kullanılmıştır. Sistemler kesikli olarak havasız şartlarda işletilmiştir. Birinci reaktöre %80 ham atıksu+%20 aşı (R1), ikinci reaktöre %80 ön çökeltim uygulanmış atıksu+%20 aşı (R2), üçüncü reaktöre %80 sentetik evsel atıksu+%20 aşı (R3), dördüncü reaktöre ise %100 oranında aşı (R4) ilave edilmiştir. Hava girişinin tamamıyla engellenmesi için reaktörlerin ağız kısımları mantar tıpalarla kapatılmıştır. Mantar tıpların üzerinde gaz toplama ve numune alma hattı bulunmaktadır. Her bir reaktörün üst kısmındaki boş hacimde biyogaz ölçümü yapılmıştır. Her bir reaktör manyetik bir karıştırıcı ile sürekli olarak karıştırılmıştır. İşletme (ortam) sıcaklığı ısıtıcı bir fan yardımıyla 23±2°C'de (mezofilik-altı) tutulmuştur. Çalışmada kullanılan havasız TKR'lerin şematik görünümü Şekil 3.6'da verilmektedir.

Çalışma boyunca her reaktörden alınan numunelerde pH, KOİ_{çöz}, AKM, UAKM ve uçucu yağ asidi (UYA) parametreleri ölçülmüş, ayrıca reaktörler içerisindeki sıcaklık değerleri sürekli olarak izlenmiştir. Reaktörlerden alınan numuneler, 0,45 µm boşluk aralığına sahip selülozik nitrat filtrelerden filtre edildikten sonra süzüntü suyunda KOİ_{çöz} ölçümleri yapılmıştır. Sadece aşı beslenen reaktör (R4)'den alınan numuneye 30 dakika süreli bir santrifüj işlemi uygulanmış ve oluşan üst su 0,45 µm boşluk aralığına sahip selülozik nitrat filtrelerden filtre edildikten sonra süzüntü suyunda KOİ_{çöz} ölçümü yapılmıştır. Santrifüj işlemi sonrası oluşan katı (pellet) kısım AKM ve UAKM ölçümlerinde kullanılmıştır.



Şekil 3.6 : Havasız TKR'lerin şematik görünümü.

Garnül aşı çamuru İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi'nde bulunan pilot ölçekli yukarı akışlı HÇYR'den alınmıştır. Pilot ölçekli sistem Şubat 2008'de işletmeye alınmıştır. Aşının alındığı tarih ise Kasım 2008'dir.

3.3.1.1 Substrat karakterizasyonları

Çalışmada kullanılan R1'e ham atıksu olarak İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi'nin banyo, tuvalet ve bulaşıkhanesinden temin edilen evsel atıksu %80 oranında beslenmiştir. R2'ye ise İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi'nin banyo, tuvalet ve bulaşıkhanesinden temin edilen evsel atıksu, Imhoff hunisinde 1 saat boyunca çökteldikten sonra üst suyu %80 oranında beslenmiştir. R3 ise evsel atıksuyu karakterize eden sentetik bir çözelti ile %80 oranında beslenmiştir. Sentetik atıksuyun özellikleri Çizelge 3.4'te verilmektedir. Çalışmada kullanılan evsel atıksu karakterizasyonları Çizelge 3.5'de verilmektedir. Ayrıca R1, R2 ve R3'e %20 oranında aşı ilave edilmiştir. Havasız TKR'lere beslenen substrat karakterizasyonları Çizelge 3.6'da verilmektedir.

Çizelge 3.4 : Sentetik atıksuyun özellikleri (ISO 8192, 1986).

Bileşik	Konsantrasyon (g/lt)
Pepton	16
Et ekstratı	11
Üre	3
NaCl	0,7
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,4
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,2
K ₂ HPO ₄	2,8

Çizelge 3.5 : Çalışmada kullanılan evsel atıksu karakterizasyonları.

Parametre	Birim	Ham	Ön çökeltim uygulanmış	Sentetik
KOİ _{top}	mg/lt	780	638	774
KOİ _{çöz}	mg/lt	346	322	761
KOİ _{çöz} /KOİ _{top}	%	44	51	98
AKM	mg/lt	276	164	38
UAKM	mg/lt	234	131	≤10
pH	-	7,66	7,91	6,7
HAc	mg/lt	92,2	87,97	1,34
HPr	mg/lt	25,34	30	-
HIBu	mg/lt	3,12	3,01	-
HBu	mg/lt	6,03	5,6	1,76
HVal	mg/lt	5,64	5,57	-
HIVaI	mg/lt	6,37	5,99	-
Toplam UYA	mg/lt	138,7	138,14	3,1

Çizelge 3.6 : Havasız TKR'lere beslenen substrat karakterizasyonları.

Parametre	Birim	%80 Ham	%80 Ön çökeltim	%80 Sentetik	%100
		evsel atıksu +%20 Aşı (R1)	uygulanmış evsel atıksu+%20 Aşı (R2)	evsel atıksu +%20 Aşı (R3)	
KOI _{çöz}	mg/lt	307	288	639	151
TKM	mg/lt	*	*	*	45622
UKM	mg/lt	*	*	*	32771
UKM/TKM	%	*	*	*	72
AKM	mg/lt	9188	9096	8995	44825
UAKM	mg/lt	6610	6556	6470	32116
UAKM/AKM	%	72	72	72	71
pH	-	7,76	7,91	6,7	7,32
HAc	mg/lt	75,09	71,7	5,15	6,64
HPr	mg/lt	20,27	24	0,61	-
HIBu	mg/lt	2,5	2,41	0,23	-
HBu	mg/lt	5,46	5,12	1,43	3,2
HVal	mg/lt	4,51	4,46	-	-
HIVa	mg/lt	5,1	4,79	-	-
Toplam UYA	mg/lt	112,93	112,48	7,42	9,84

* Ölçüm yapılmadı

3.3.1.2 İşletme koşulları

Kesikli olarak işletilen havasız TKR'ler yaklaşık 50 gün süresince işletilmiştir. İşletme süresi sonunda kolay ayrışabilir sentetik çözelti ($KOI_{\text{çöz}}/ KOI_{\text{top}}=0,98$) ile evsel atıksuyun ($KOI_{\text{çöz}}/ KOI_{\text{top}}=0,44$) anaerobik çözünülebilirliği $KOI_{\text{çöz}}$, pH değişimleri, gaz üretimleri ve UYA konsantrasyonları ölçülerek kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir. Çalışma boyunca reaktörlerde işletme sıcaklığı ortalama $23\pm 2^{\circ}\text{C}$ olarak bulunmuştur.

3.4 Deneysel Yöntemler

KOI_{top} , $KOI_{\text{çöz}}$, TKM, UKM, AKM, UAKM, TKN, $\text{NH}_3\text{-N}$, ve TP deneyleri su ve atıksu analizleri için kullanılan Standart Yöntemler'e (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) göre gerçekleştirilmiştir (APHA, 1998).

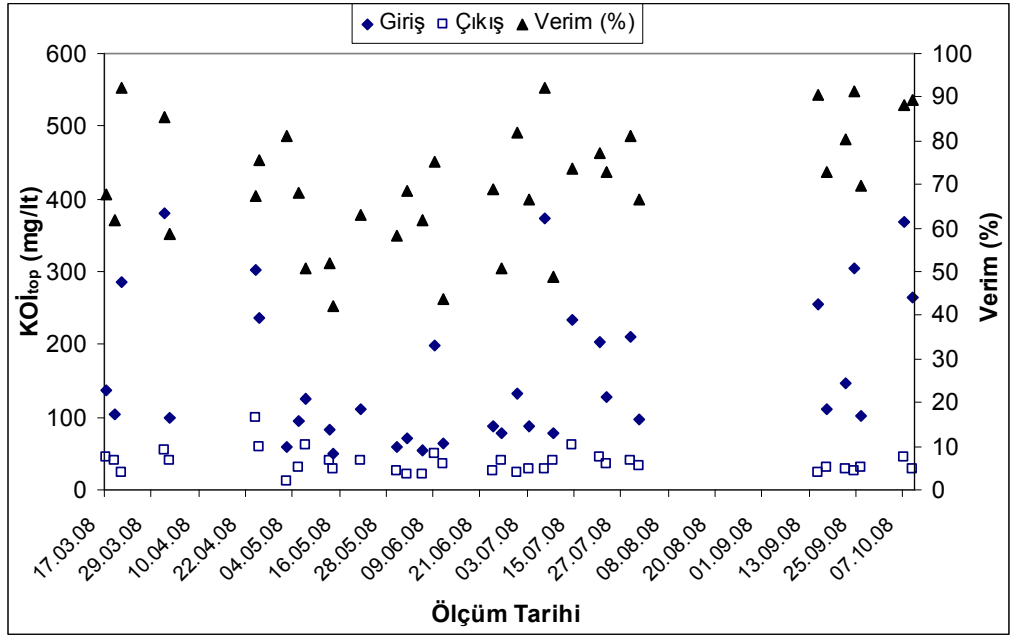
Toplam ve çözünmüş KOİ analizleri dikromat kapalı-reflux kolorimetrik yöntem ile Hach DR/2010 Model spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Numuneler 0,45 µm boşluk aralığına sahip selülozik nitrat filtrelerden filtre edildikten sonra süzüntü suyunda KOİ_{çöz} ölçümleri yapılmıştır. Ortofosfat deneyleri Molibdovanat yöntemi ile 430 nm'de Hach DR/2010 Model spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür. pH değerleri Orion 520A Model pH metre ile tayin edilmiştir. Biyogaz üretimi Ritter Milligas Counter 770991000 model gazmetre ile ölçülmüştür. UYA konsantrasyonları 0,53 mm iç çapa ve 10 m kolon uzunluğuna sahip HP-FFAP tipi kapiler kolonlu FID detektörü kullanılarak Agilent 6890N marka gaz kromatografi cihazı ile okunmuştur. UYA deneylerinde asetik asit (HAc), propiyonik asit (HPr), isobutirik asit (HIBu), butirik asit (HBu), valerik asit (HVal) ve isovalerik asit (HIVa) konsantrasyonları ölçülmüştür.

4. BULGULAR VE DEĞERLENDİRME

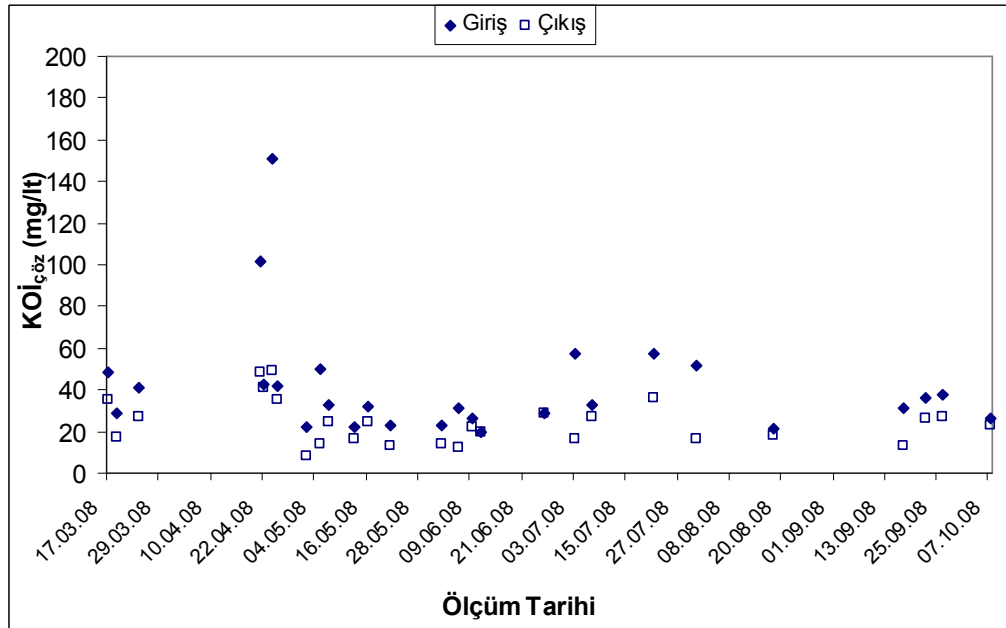
4.1 Laboratuvar ölçekli HÇYR

4.1.1 Organik madde giderimi

Tam karışımli olarak beslenen evsel atıksuyun beslendiği granül çamur ile aşılınmış yukarı akışlı HÇYR ile ortalama KOI_{top} giderim verimi %65 (%42-92) ($\theta_h = 7.06$ saat; $OYH = 0.47$ kg $KOI/m^3.gün$) olarak gözlenmiştir. Ortalama KOI_{top} giderim verimi $\theta_h = 5.68$ saat değerinde ise %76 (%49-92) olarak bulunmuştur ($OYH = 0.79$ kg $KOI/m^3.gün$). Azalan hidrolik bekletme süresi ile ortalama KOI_{top} giderim veriminde artış gözlenmiştir. Hidrolik bekletme süresinde meydana gelen azalma organik yükleme hızını arttıracak için KOI giderim veriminde iyileşme literatür bilgileri ile uyum göstermektedir. İşletmeye alma döneminde uygulanan yüksek hidrolik bekletme süreleri, reaktör içersinde düşük yukarı akış hızları yaratmaktadır. Düşük hızlar ise reaktör içersinde zayıf karışım bölgelerinin oluşumuna sebep olarak, aktif biyokütle ile atıksuyun (substrat) yeterli olmayan teması gerçekleşmektedir. Bu sebeple arıtma verimi ve biyogaz üretimi düşmektedir. Fakat, hidrolik bekletme süresinin kademeli olarak düşürülmesi, yukarı akış hızını arttırarak daha iyi bir biyokütle-substrat teması gerçekleşmekte ve sistemde gözlenen organik madde giderimi artmaktadır. Böylece sistemde üretilcek biyogaz miktarı da artacaktır. Fakat giriş atıksuyunda yeterli $KOI_{çöz}$ konsantrasyonları ile bu yorumlar daha da anlam kazanabilecektir (Rodriguez ve diğ., 2001). Çalışmanın bu kısmında ise $KOI_{çöz}$ giderim verimleri anlamlı sonuçlar göstermemiştir. Giriş ve çıkış KOI_{top} ve $KOI_{çöz}$ konsantrasyonlarının zamanla değişimleri sırasıyla Şekil 4.1 ve 4.2’de verilmektedir.



Şekil 4.1 : Lab-ölçekli HÇYR’de KOI_{top} konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi.

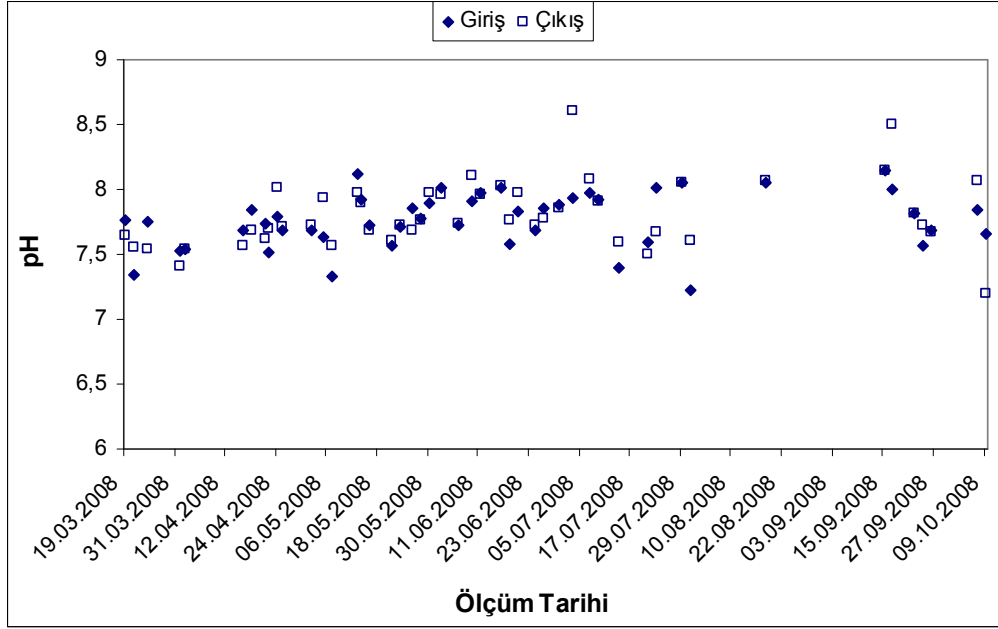


Şekil 4.2 : Lab-ölçekli HÇYR’de $KOI_{çöz}$ konsantrasyonunun zamanla değişimi.

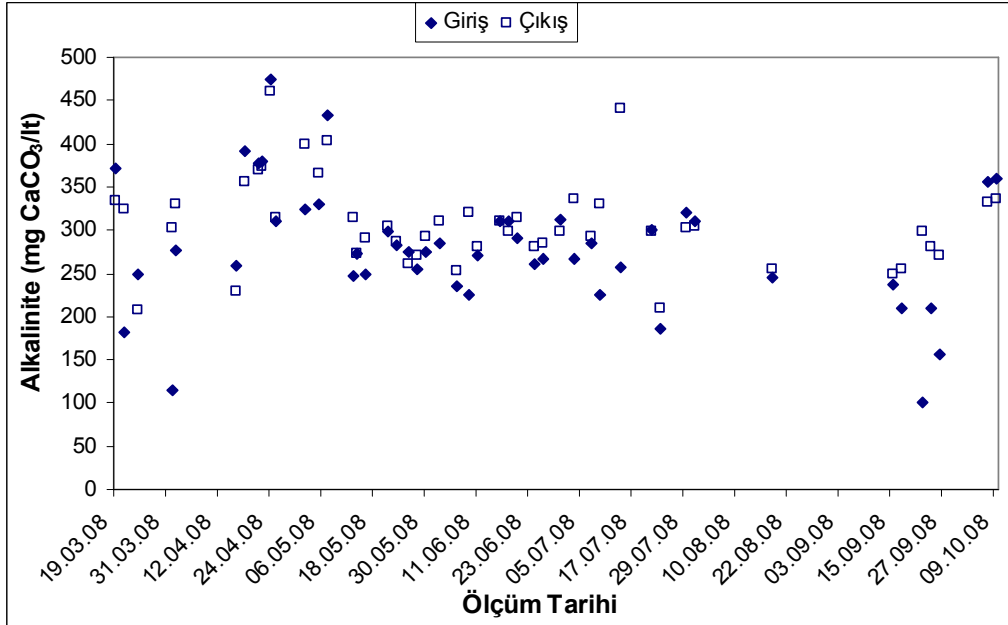
4.1.2 pH ve alkalinite değişimleri

pH ve alkalinite, çalışma süresince sürekli olarak izlenmiştir. Çalışmada reaktördeki pH ve alkalinite miktarını dengelemek için kimyasal madde ilavesine gerek duyulmamıştır. Reaktörde alkalinite değerleri reaktör açısından kritik seviyelerde gözlenmemiştir. Giriş pH değerleri 7.2-8.1 arasında değişim gösterirken, çıkış pH

değerleri 7.2-8.6 arasında değişim göstermiştir. Giriş alkalinite değerleri 101-475 mg CaCO_3/lt arasında değişim gösterirken, çıkış alkalinite değerleri 208-460 mg CaCO_3/lt arasında değişim göstermiştir. Reaktör giriş ve çıkışındaki pH ve alkalinite değişimleri sırasıyla Şekil 4.3 ve 4.4'te verilmiştir.



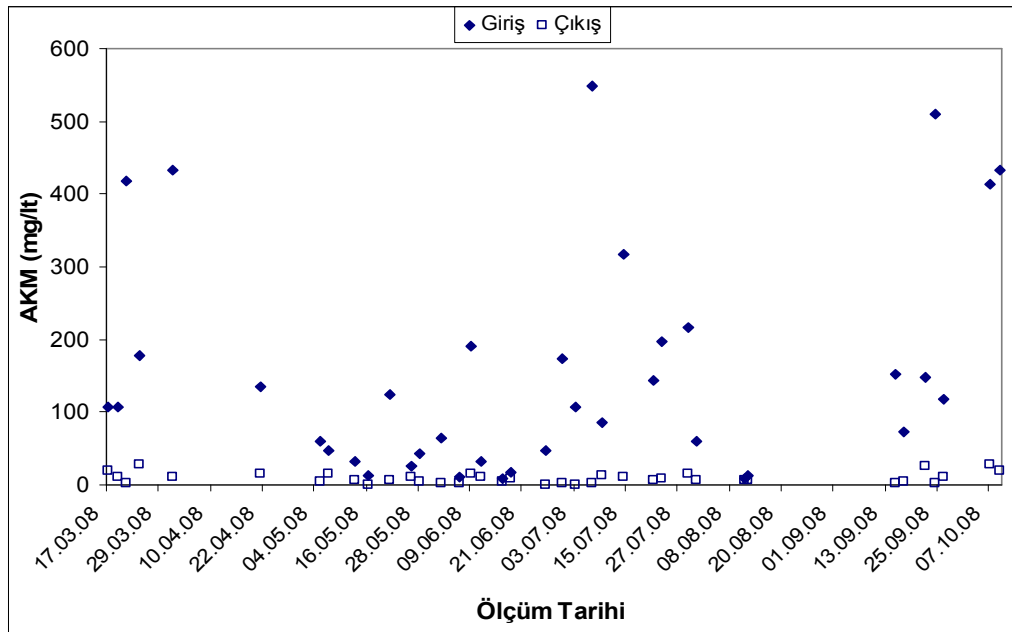
Şekil 4.3 : Lab-ölçekli HÇYR'de pH'nın zamanla değişimi.



Şekil 4.4 : Lab-ölçekli HÇYR'de alkalinitenin zamanla değişimi.

4.1.3 Askıda katı madde (AKM) değişimi

Giriş AKM konsantrasyonu 26-548 mg/l arasında değişim gösterirken, çıkış AKM konsantrasyonları çalışmanın genelinde ≤ 10 -28 mg/l olarak gözlenmiştir. Çalışma süresince AKM'nin ortalama %90 oranında reaktör içerisinde tutularak çıkış suyundan uzaklaştırıldığı gözlenmiştir. Reaktörde gerçekleşen AKM değişimi Şekil 4.5'te verilmektedir. Giriş atıksuyunda ortalama UAKM/AKM oranı yaklaşık %55 olarak hesaplanmıştır. Sonuçlar giriş atıksuyundaki UAKM'nin ortalama %71 oranında reaktör içerisinde tutularak çıkış suyundan uzaklaştırıldığını göstermiştir. Havasız bir reaktörde AKM giderimi, çökeltme ve çamur yatağı ve/veya filtre malzemesi içersinden filtrasyon ile gerçekleşmektedir. Havasız reaktörlerde gerçekleşen fiziksel AKM giderimi, giriş organik madde konsantrasyonuna, sıcaklığa, reaktörün yüksekliğine, hidrolik bekletme süresine, yukarı akış hızına, partikül boyutu ve yoğunluğu gibi etkenlere bağlıdır (Öztürk, 2007).



Şekil 4.5 : Lab-ölçekli HÇYR'de AKM konsantrasyonunun zamanla değişimi.

4.1.4 Azot ve fosfor değişimleri

Lab-ölçekli HÇYR'nin giriş ve çıkışında ölçülen TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ ile TP ve ortofosfat (Orto-PO_4) konsantrasyonları sırasıyla Çizelge 4.1 ve Çizelge 4.2'de verilmektedir. Çalışma süresince havasız reaktörlerden beklenildiği üzere nutrient giderimleri gözlenmemiştir.

Çizelge 4.1 : Lab-ölçekli HÇYR’de TKN ve NH₃-N konsantrasyonları.

Ölçüm Tarihi	Giriş NH ₃ /TKN	TKN (mg/l)		NH ₃ -N mg/l)	
		Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
21/04/08	0,66	36,0	34,7	23,7	30,2
02/05/08	-	-	-	28,4	30,1
07/05/08	0,89	34,2	33,0	30,5	31,0
14/05/08	0,74	30,2	25,5	22,3	24,4
26/05/08	-	-	-	16,9	25,4
02/06/08	0,88	28,0	26,6	24,7	25,1
18/06/08	-	-	-	21,3	23,4
03/07/08	0,92	20,4	20,2	18,8	18,8
23/07/08	0,88	33,5	31,9	29,4	29,7
15/09/08	0,47	17,9	11,8	8,4	10,9
24/09/08	-	-	-	14,0	18,8

Çizelge 4.2 : Lab-ölçekli HÇYR’de TP ve Orto-PO₄ konsantrasyonları.

Ölçüm Tarihi	TP (mg/l)		Orto-PO ₄ (mg/l)	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
17/03/08	2,8	2,7	1,8	2,3
21/04/08	-	-	7,3	7,5
07/05/08	4,0	3,6	-	-
14/05/08	6,8	2,42	2,2	2,4
26/05/08	-	-	2,1	4,0
02/06/08	3,3	2,4	2,0	2,0
18/06/08	-	-	3,7	4,0
26/06/08	-	-	3,4	4,3
07/07/08	1,3	0,9	0,7	0,7
24/09/08	3,6	2,6	2,1	2,4
09/10/08	1,9	1,5	0,8	1,1

4.1.5 Biyogaz üretimi

Biyogaz miktarı HÇYR’de 01.08.2008 – 07.10.2008 tarihleri arasında Ritter Marka Milli Gascounter tipi gazmetre ile sürekli olarak izlenmiştir. Sistemde biyogaz üretiminin yaz döneminde izlenmesi ve reaktörün nispeten yüksek sıcaklık değerlerinde işletiliyor olması sebebiyle bu dönemde gaz üretiminin ölçümüne önem verilmiştir. Fakat yazın en sıcak günlerine denk gelen ağustos ayı boyunca reaktör içersindeki sıcaklık 25°C’nin üzerinde gözlemlendiği halde havasız reaktörde herhangi bir biyogaz üretimi gözlenmemiştir.

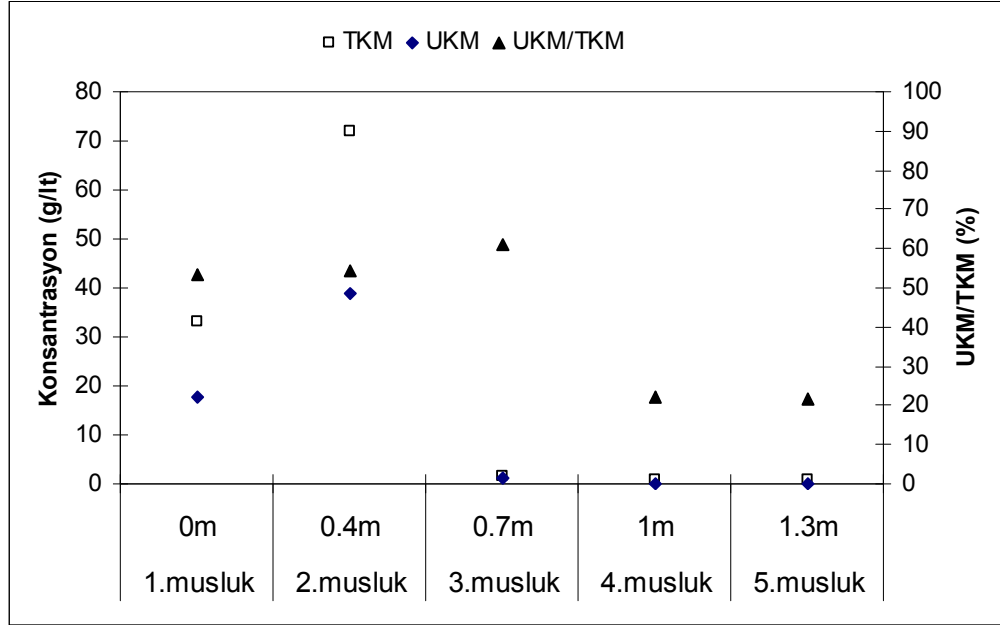
Reaktörde herhangi bir biyogaz üretimi gözlenemese bile, üretilmesi beklenen metan hacminin teorik olarak hesaplanması mümkündür. Fakat nispeten düşük sıcaklıklarda işletilen evsel atıksular gibi seyreltik atıksuların havasız arıtılmaları sırasında 1 kg KOİ başına üretilen metan hacimlerinin, evsel atıksular için verilen 0,1-0,3 m³/kgKOİ_{giderilen} aralığının altında olduğu belirtilmektedir. Bunun sebebi evsel atıksular gibi seyreltik atıksuların arıtıldığı havasız reaktörlerde girişteki biyolojik olarak ayrışabilen organik madde konsantrasyonun az olması ve nispeten düşük sıcaklık değerlerinde işletilen sistemlerde üretilen biyogazın önemli bir kısmının sıvı fazda çözünmüş olarak sistemden uzaklaşmasıdır (Öztürk, 2007).

4.1.6 Biyokütle değişimi

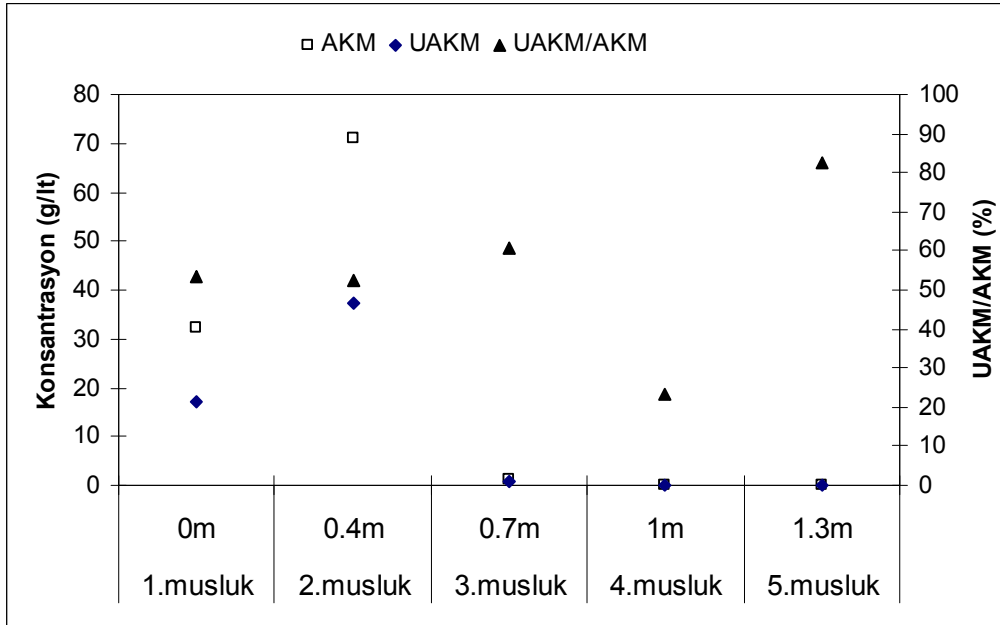
HÇYR’de bulunan biyokütlenin işletme süresince değişiminin incelenmesi ve reaktörün yüksekliği boyunca biyokütle dağılımının belirlenmesi amacıyla reaktör farklı yüksekliklerde numune alma muslukları ile teçhizatlandırılmıştır. HÇYR’de bulunan 5 adet musluktan alınan çamur örneklerinde TKM ve UKM ile AKM ve UAKM sonuçları sırasıyla Şekil 4.6 ve 4.7’de verilmektedir. Sonuçlar granül aşı ilaveli HÇYR’de en yoğun katı maddenin 2. musluk (reaktör tabanından 0,4 m yükseklik)’te olduğunu göstermektedir. Ayrıca UAKM/AKM oranı bu muslukta %52 olarak bulunmuştur. UAKM/AKM oranı %78 olan orijinal aşı çamuru ile kıyaslandığında UAKM/AKM oranında önemli bir azalma gözlenmiştir. Reaktördeki biyokütlenin uçucu kısmının orijinal aşı çamurundaki uçucu kısma kıyasla önemli oranda azalmasının en önemli sebebi, giriş evsel atıksuyunda bulunan yüksek inorganik partikül maddelerin reaktör içersindeki çamur tarafından tutulmasıdır. Ayrıca yüksek çamur yaşlarında işletilen ve seyreltik atıksu (substrat) ile beslenen bu

tip havasız sistemlerde biyokütlenin içsel solunum fazına geçtiği ve bu durumun sistemde bulunan biyokütlenin uçucu kısmını düşürdüğü düşünülmektedir.

Düşük sıcaklıklarda işletilen HÇYR'lerde uygulanan çamur yaşları >100 gün olduğundan çalışma boyunca sistemden biyokütle atılmamıştır (Elmitwalli, 2000).



Şekil 4.6 : Lab-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede TKM-UKM değişimleri.

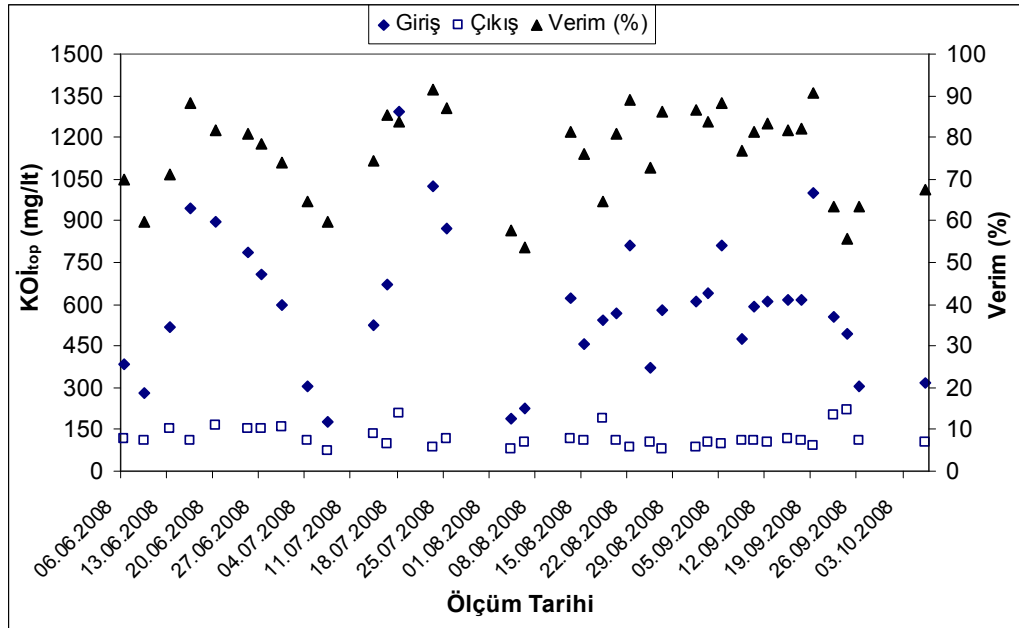


Şekil 4.7 : Lab-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede AKM-UAKM değişimleri.

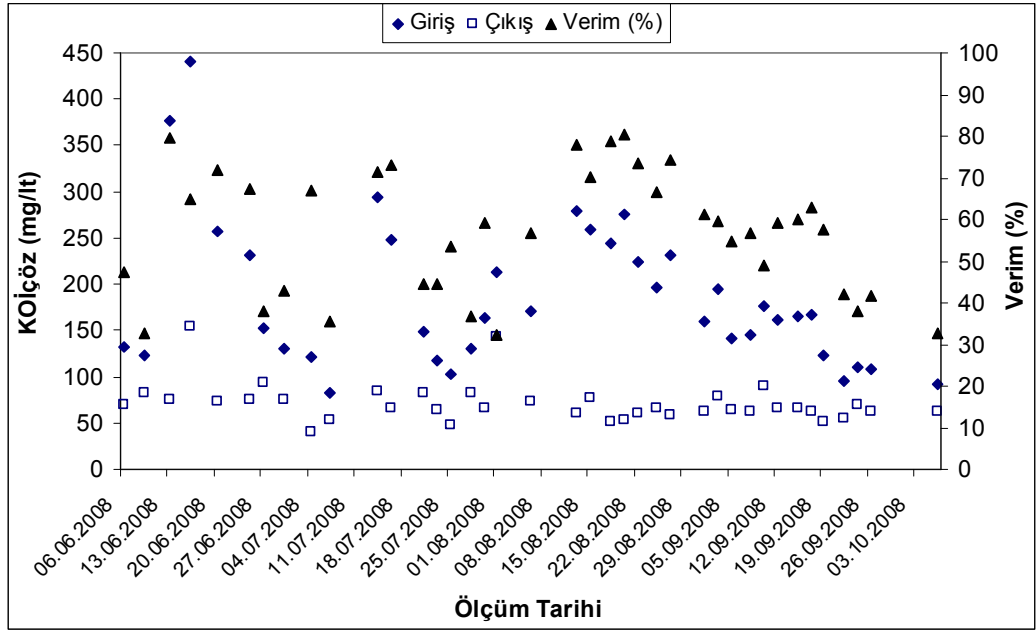
4.2 Pilot Ölçekli HÇYR

4.2.1 Organik madde giderimi

Tam karışımli olarak beslenen evsel atıksuyun granül çamur ile aşılınmış yukarı akışlı pilot ölçekli HÇYR ile KOI_{top} giderim verimi $\theta_h = 12,8$ saat için ortalama %76 (%54-92) olarak bulunmuştur. Giriş KOI_{top} konsantrasyonu 179-1293 mg/lt (ortalama 586 ± 70 mg/lt) arasında değişim gösterirken çıkış KOI_{top} konsantrasyonu 72-218 mg/lt (ortalama 120 ± 37 mg/lt) aralığında değişim göstermiştir. Giriş $KOI_{çöz}$ konsantrasyonu ise 82-441 mg/lt (ortalama 185 ± 38 mg/lt) arasında değişim gösterirken, çıkış $KOI_{çöz}$ konsantrasyonu 40-154 mg/lt (ortalama 67 ± 12 mg/lt) olarak gözlenmiştir. $KOI_{çöz}$ giderim verimi ortalama %57 (%32-80) olarak bulunmuştur. Giriş KOI_{top} değerleri salınım göstermesine rağmen çıkıştaki KOI_{top} değerlerinde fazla değişim görülmemiştir. Genel olarak KOI_{top} giderimi askıda katı maddelerin çamur yatağında fiziksel işlemler ile alıkonulmasından kaynaklanmıştır. Giriş ve çıkış KOI_{top} ve $KOI_{çöz}$ konsantrasyonlarının zamanla değişimleri sırasıyla Şekil 4.8 ve 4.9’da verilmektedir.



Şekil 4.8 : Pilot-ölçekli HÇYR’de KOI_{top} konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi.



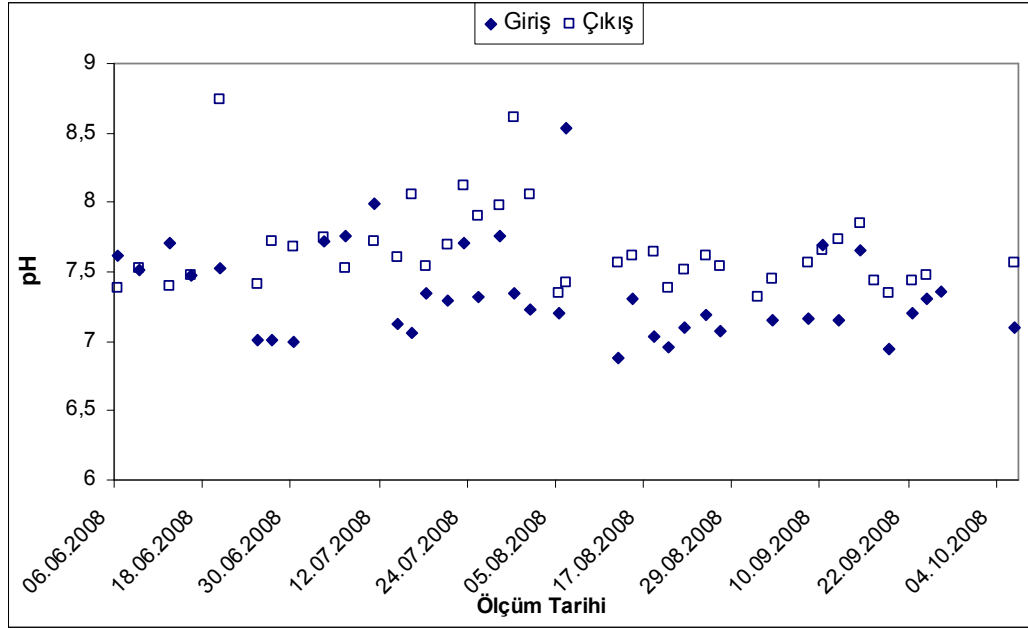
Şekil 4.9 : Pilot-ölçekli HÇYR’de KOİ_{çöz} konsantrasyonunun ve giderim veriminin zamanla değişimi.

4.2.2 pH ve alkalinite değişimleri

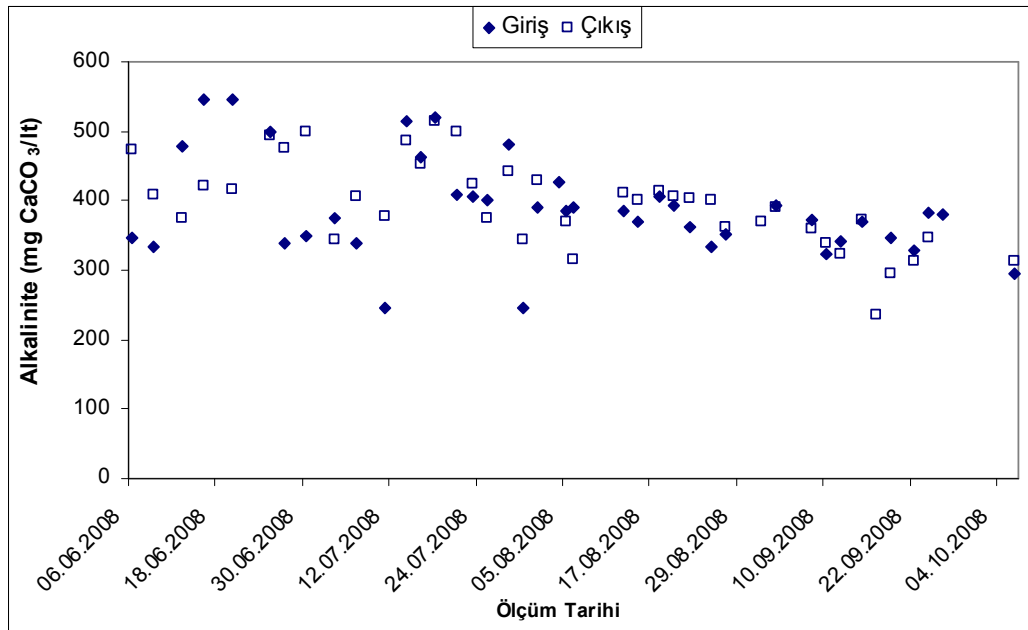
pH ve alkalinite, çalışma süresince sürekli olarak izlenmiştir. Pilot ölçekli reaktördeki pH ve alkalinite miktarını dengelemek için kimyasal madde ilavesine gerek duyulmamıştır. Reaktörde alkalinite değerleri reaktör açısından kritik seviyelerde gözlenmemiştir. Giriş pH değerleri 6.9-8.5 arasında değişim gösterirken, çıkış pH değerleri 7.3-8.7 arasında değişim göstermiştir. Giriş alkalinite değerleri 246-546 mg CaCO₃/lt arasında değişim gösterirken, çıkış alkalinite değerleri 235-515 mg CaCO₃/lt arasında değişim göstermiştir. Reaktör giriş ve çıkışındaki pH ve alkalinite değişimleri sırasıyla Şekil 4.10 ve 4.11’de verilmiştir.

Sistemde gözlenen yüksek pH değerleri, eğer ortamda yüksek amonyak konsantrasyonu varsa tehlike arz edebilmektedir. Yapılan çalışmalar amonyağın inhibisyona neden olan formunun iyonize olmamış serbest amonyak olduğunu göstermiştir. Serbest amonyak genellikle pH’a ve sıcaklığa bağlı olarak inhibisyona neden olmaktadır (Aspe ve diğ., 2001). Yüksek konsantrasyonlarda amonyak, pH’a bağlı olarak metan arkelerin aktiviteleri üzerinde, dolayısıyla sistemin verimi üzerinde inhibisyona neden olmaktadır. Yükselen pH değerleri ile birlikte serbest amonyak arttığı gibi, zayıf bir baz olan amonyağın da pH’ın artışına etkili olduğu görülmektedir. Artan pH nedeniyle asetik asit ve asetat iyonu dengesi asetat lehine

bozulur ve asetik asit kullanan metan arkelerinin besini azalarak sistem verimi düşer (Çallı ve diğ., 2000).



Şekil 4.10 : Pilot-ölçekli HÇYR’de pH’ın zamanla değişimi.

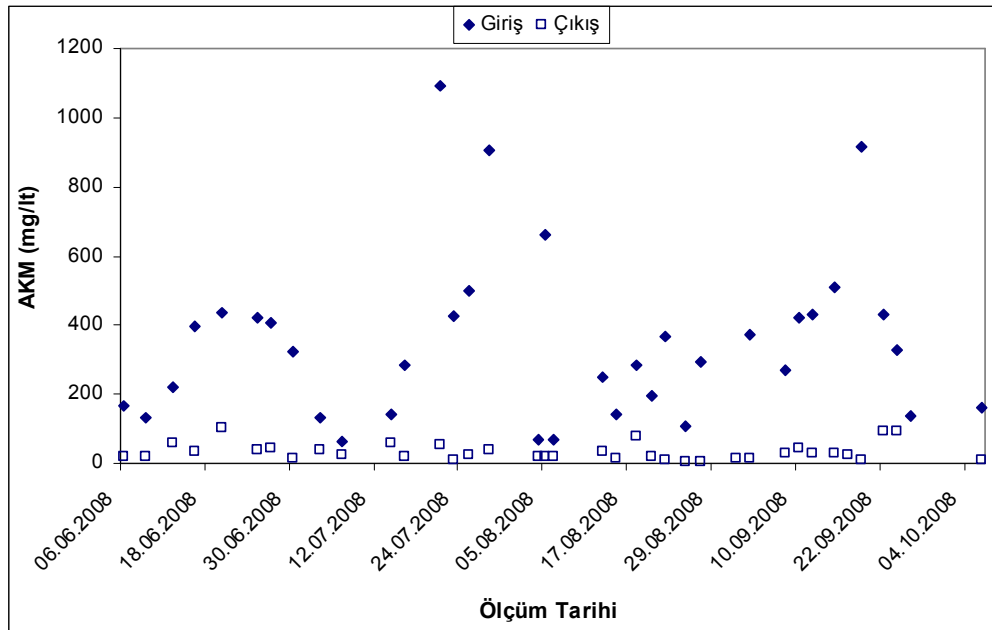


Şekil 4.11 : Pilot-ölçekli HÇYR’de alkalinitenin zamanla değişimi.

4.2.3 Askıda katı madde (AKM) değişimi

Giriş AKM konsantrasyonu 62-1094 mg/lt (ortalama 345 ± 76 mg/lt) arasında değişim gösterirken, çıkış AKM konsantrasyonları çalışmanın genelinde ≤ 10 -101 mg/lt olarak gözlenmiştir. Çalışma süresince AKM'nin ortalama %86 oranında reaktör içersinde tutularak çıkış suyundan uzaklaştırıldığı gözlenmiştir. Reaktörde işletme boyunca gerçekleşen AKM değişimi Şekil 4.12'de verilmektedir.

Düşük sıcaklıklarda gerçekleşen daha düşük hidroliz hızları sebebiyle AKM'nin çamur yatağı içersinde birikimi artmakta ve daha uzun hidrolik bekletme sürelerine ihtiyaç duyulmaktadır. Bu sebeple AKM'nin havasız arıtma öncesinde çökeltme veya fiziko-kimyasal arıtma ile giderimi tavsiye edilmektedir. Böylece hem çamur yatağı içersinde birikim önlenmiş olur hem de granül çamur yapısında bozulma meydana gelmez (Öztürk, 2007).



Şekil 4.12 : Pilot-ölçekli HÇYR'de AKM konsantrasyonunun zamanla değişimi.

4.2.4 Azot ve fosfor değişimleri

Pilot-ölçekli HÇYR'nin giriş ve çıkışında TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ ile TP ve ortofosfat (Orto-PO_4) konsantrasyonları sırasıyla Çizelge 4.3 ve Çizelge 4.4'te verilmektedir.

Pilot ölçekli HÇYR'de gerçekleştirilen çalışmada, laboratuvar ölçekli HÇYR'de olduğu gibi herhangi bir nütrient giderimi gözlenmemiştir. Amonyak ve ortofosfatın ise çalışmanın genelinde çıkış suyunda bir miktar arttığı belirlenmiştir. Bunun artışın

sebebi, organik madde içerisinde bulunan organik azot ve organik fosforun minerilizasyonudur.

Çizelge 4.3 : Pilot-ölçekli HÇYR’de TKN ve NH₃-N konsantrasyonları.

Ölçüm Tarihi	Giriş NH ₃ /TKN	TKN (mg/l)		NH ₃ -N mg/l	
		Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
27.06.2008	0,70	58,2	52,2	40,6	41,7
30.06.2008	0,61	56,0	52,6	33,9	46,8
04.07.2008	0,73	44,8	35,6	23,2	29,2
07.07.2008	-	-	-	35,0	36,7
25.07.2008	0,69	49,3	42,7	34,2	38,6
06.08.2008	0,56	59,9	49,3	33,3	40,3
13.08.2008	0,74	65,5	56,4	48,2	49,3
22.08.2008	0,64	65,0	54,9	41,6	50,1
05.09.2008	0,60	69,4	52,1	42,0	46,9
12.09.2008	0,64	65,4	50,4	41,7	42,0
19.09.2008	-	52,4	37,5	-	-

Çizelge 4.4 : Pilot-ölçekli HÇYR’de TP ve Orto-PO₄ konsantrasyonları.

Ölçüm Tarihi	TP (mg/l)		Orto-PO ₄ (mg/l)	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
27.06.2008	11,1	11,0	6,9	10,8
30.06.2008	13,1	10,1	8,1	10,0
04.07.2008	6,3	6,1	5,7	5,7
07.07.2008	-	-	5,9	6,6
25.07.2008	9,1	8,6	7,8	8,1
30.07.2008	-	-	4,5	5,3
06.08.2008	5,4	5,2	4,2	6,4
13.08.2008	6,7	4,5	-	-
22.08.2008	9,3	7,7	-	-
05.09.2008	7,9	7,8	7,0	7,3
12.09.2008	8,3	7,1	6,7	6,7
19.09.2008	8,0	7,9	4,2	6,5

4.2.5 Biyogaz üretimi

Üretilen biyogaz miktarı HÇYR’de 07.07.2008–01.08.2008 tarihleri arasında Ritter Marka Milli Gascounter tipi gazmetre ile izlenmiştir. Çalışma sırasında ölçülen metan hacimlerinin ortalaması alındığında $0,06 \text{ m}^3/\text{kgKOİ}_{\text{giderilen}}$ değeri hesaplanarak evsel atıksular için verilen $0,1-0,3 \text{ m}^3/\text{kgKOİ}_{\text{giderilen}}$ aralığının altında olduğu bulunmuştur. Evsel atıksuların çürütüldüğü havasız sistemlerde üretilen biyogazın metan içeriği genellikle yüksektir. Tipik olarak evsel atıksuyun arıtıldığı havasız bir reaktörde üretilen biyogazın %70-80’i metandır. Kalan kısım ise karbondioksit, azot, su buharı ve az oranda hidrojen sülfür karışımıdır (van Haandel ve Lettinga, 1994). Pilot ölçekli HÇYR’de ölçülen günlük biyogaz üretimi Çizelge 4.5’de verilmektedir.

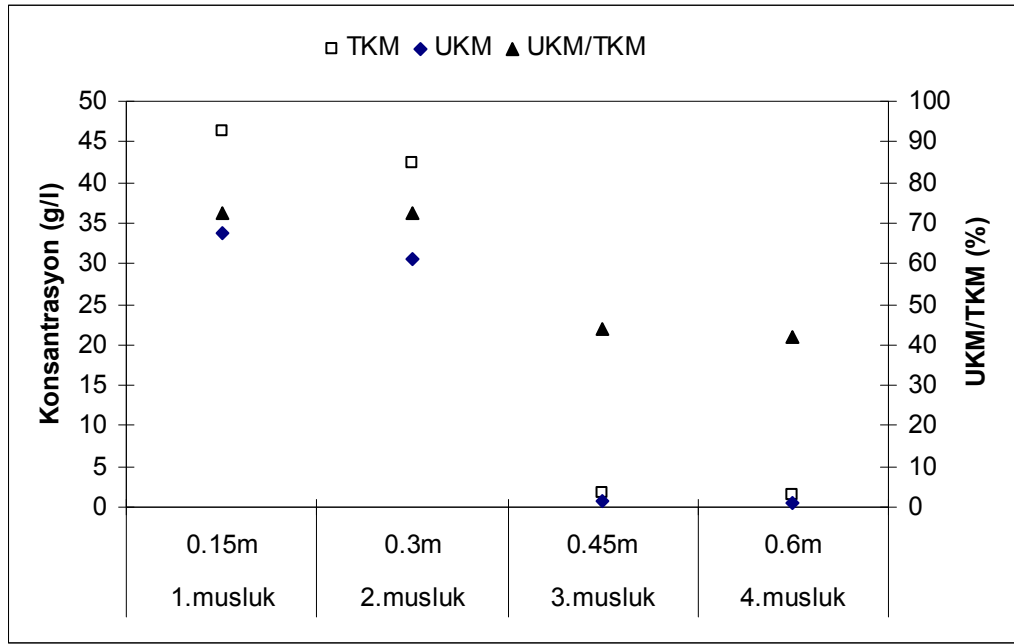
Çizelge 4.5 : Pilot ölçekli HÇYR’de ölçülen günlük biyogaz üretimi.

Ölçüm Tarihi	Q_{gaz} (lt/gün)
02.2008–07.2008	–*
07.07.2008	3,55
11.07.2008	1,84
14.07.2008	1,50
16.07.2008	1,15
18.07.2008	1,54
28.07.2008	0,26
30.07.2008	0,13
01.08.2008	1,10

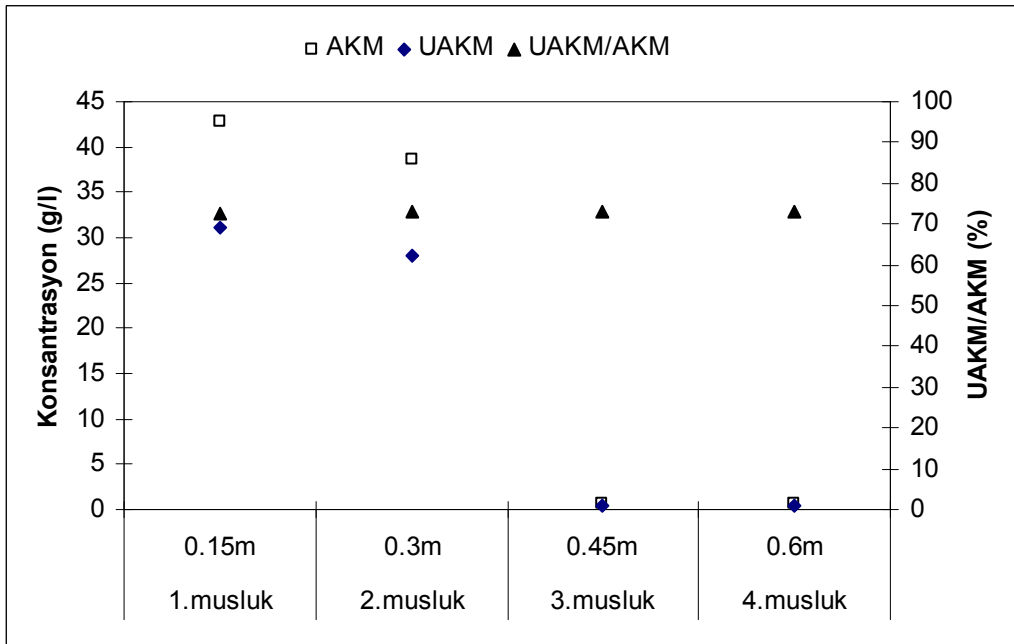
*Ölçüm yapılmadı

4.2.6 Biyokütle değişimi

HÇYR’de biyokütlenin farklı reaktör seviyelerinde dağılımının belirlenmesi amacıyla numuneler alınarak deneyler gerçekleştirilmiştir. Reaktörde bulunan 4 adet musluktan alınan çamur örneklerinde, TKM ve UKM ile AKM ve UAKM konsantrasyonları Şekil 4.13 ve Şekil 4.14’te gösterilmiştir. Sonuçlar HÇYR’de en yoğun katı maddenin 1. musluk (reaktör tabanından 0,15 m yükseklik)’te olduğunu göstermektedir. Ayrıca UAKM/AKM oranı bu muslukta %72 olarak bulunmuştur. Pilot ölçekli reaktör içersindeki biyokütlenin uçucu kısmı orijinal aşı çamurundaki uçucu kısım (%74) ile kıyaslandığında önemli bir fark olmadığı görülmüştür. Bunun sebebi pilot ölçekli reaktörde, laboratuvar ölçekli reaktöre kıyasla, içsel solunumun daha az gerçekleşmesi olarak düşünülmektedir.



Şekil 4.13 : Pilot-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede TKM-UKM değişimleri.



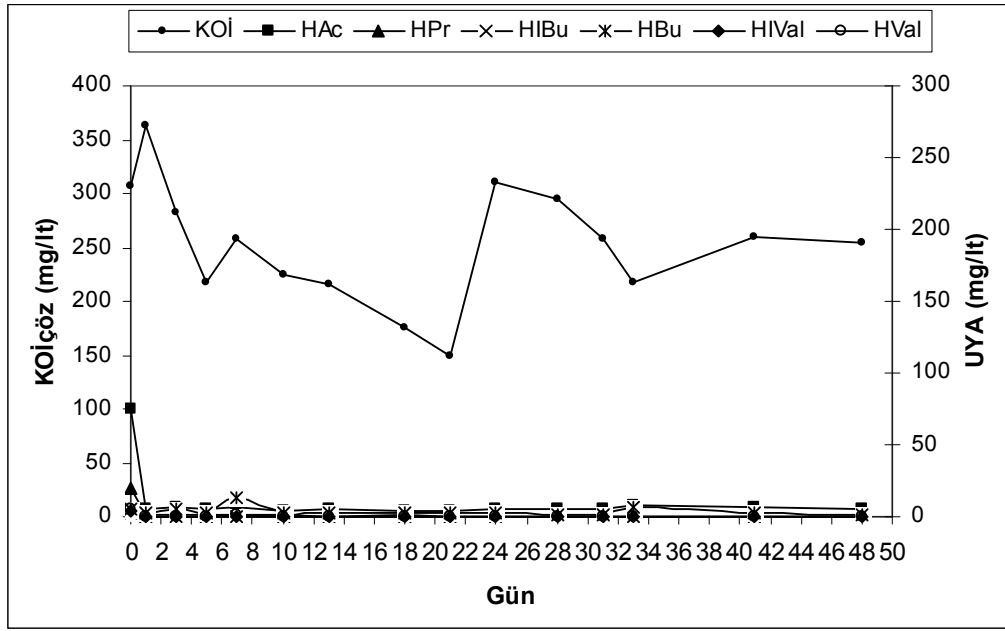
Şekil 4.14 : Pilot-ölçekli HÇYR boyunca biyokütlede AKM-UAKM değişimleri.

4.3 Havasız Tam Karışımli Reaktörler

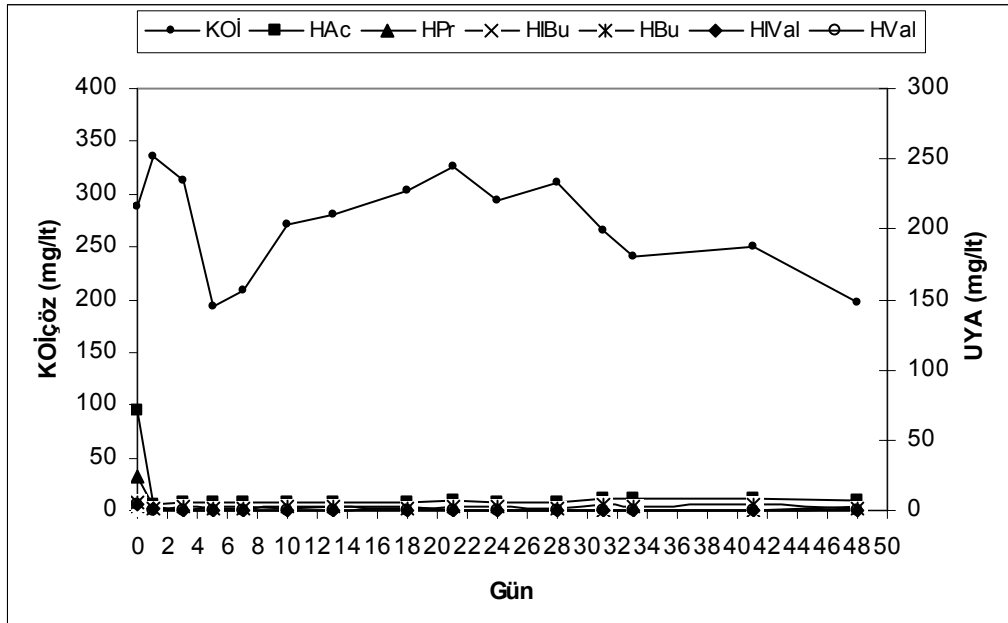
Çalışmada kullanılan havasız tam karışımli reaktör (TKR)'ler kesikli olarak yaklaşık 50 gün süresince işletilmiştir. Kesikli reaktörler farklı substrat kaynakları ile beslenmiş ve reaktörler içerisinde mezofilik altı sıcaklık değerinin sağlanabilmesi açısından ortam sıcaklığı bir fan yardımı ile yaklaşık 23°C'de tutulmuştur. Farklı substrat kaynakları ile beslenen reaktörlerde gerçekleşen anaerobik çözünülebilirlik, reaktörlerden alınan numunelerde pH, KOİ_{çöz} ve UYA konsantrasyonları izlenerek değerlendirilmiştir. Ayrıca her bir reaktörde biyogaz üretimleri sürekli olarak izlenmiştir.

4.3.1 KOİ_{çöz} ve UYA değişimleri

Hidroliz aşamasında karmaşık moleküller daha basit moleküllere dönüştürülür. Bu sırada partikül maddelerin çözünmesi ile KOİ_{çöz} değerinde ilk günlerde artış beklenmektedir. Ham evsel atıksu+aşı ile beslenen reaktör (R1)'de ve ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu+aşı ile beslenen reaktör (R2)'de 1. günden sonra KOİ_{çöz} değerlerinde bir miktar artış gözlenmiş ve daha sonra her iki reaktörde de KOİ_{çöz} değerleri azalma göstermiştir (Şekil 4.15 ve Şekil 4.16). R1 ve R2'de UYA değerlerine bakıldığında her iki reaktörde asetik (HAc) ve propiyonik asitin (HPr) baskın olduğu ve bu asitlerin ilk günden hızlıca tüketilerek çalışmanın devamında sabit kaldığı belirlenmiştir. Diğer UYA'lardan isobutirik (HIBu), butirik (HBu), izovalerik (HIVa) ve valerik (HVal) asitler R1 ve R2'de çok düşük konsantrasyonlarda gözlenerek çalışma boyunca değişmemiştir. R1'de çalışmanın 21. gününden sonra ani bir KOİ_{çöz} artışı gözlenmiş fakat bu artış UYA'larda bir artış ile paralellik göstermemiştir. Fakat tüm çalışma boyunca R1'de herhangi bir gaz üretimi gözlenmezken 21. günden sonra bu reaktörde biyogaz üretimi gözlenmiştir. R2'de ise çalışma boyunca hiç biyogaz üretimi gözlenmemiştir. pH işletme boyunca, R1'de 6,8-7,9 aralığında, R2'de ise 6,2-8,2 aralığında gözlenmiştir. R1'de işletme sıcaklığı ortalama 22±2°C olarak gözlenirken, R2'de ortalama 23±2°C olarak gözlenmiştir.



Şekil 4.15 : Ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR (R1)'de KOİ_{çöz} ve UYA değişimleri.

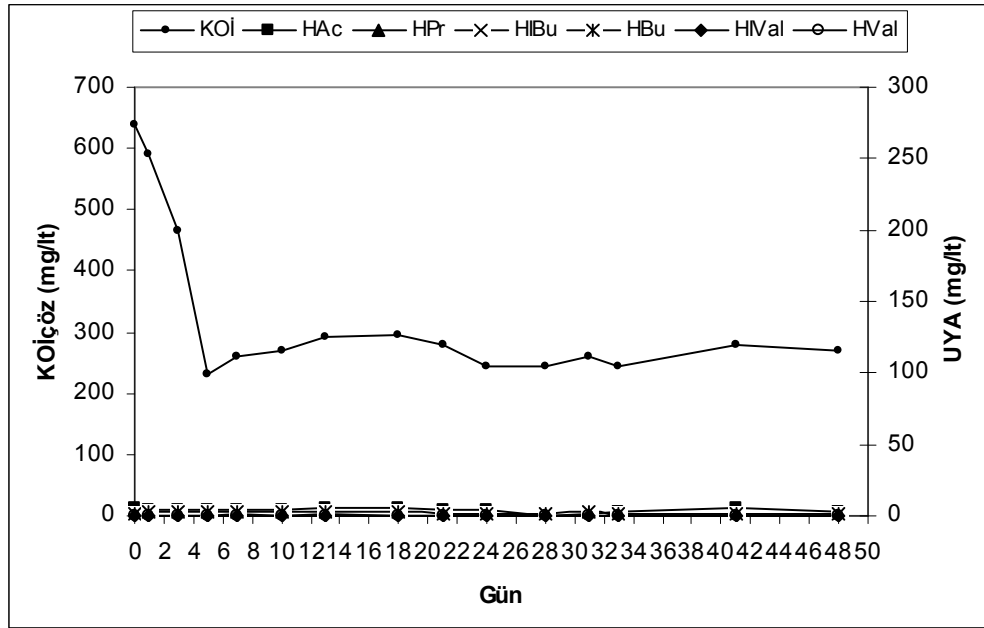


Şekil 4.16 : Ön-çökeltim uygulanmış ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR (R2)'de KOİ_{çöz} ve UYA değişimleri.

Çalışmada kullanılan sentetik evsel atıksuyun KOİ_{çöz}/KOİ_{top} oranı yaklaşık %98'dir. Bu oran sentetik atıksuyun hızlıca ve kolay olarak biyolojik ayrışabilirliğini göstermektedir. Sentetik evsel atıksu+aşı ile beslenen reaktör (R3)'de havasız çözünülebilirlik çalışmasının ilk gününden itibaren KOİ_{çöz} hızlıca tüketilmiş ve 5

günden sonra çalışma süresince sabit kalmıştır. UYA değerlerinde daha çok HAc ve HBU gözlenirse de tüm UYA konsantrasyonları ihmal edilebilir değerlerde bulunmuştur (Şekil 4.17). Çalışma boyunca R3’de pH 6,2-8,0 aralığında, işletme sıcaklığı ise ortalama $23 \pm 2^\circ\text{C}$ olarak gözlenmiştir.

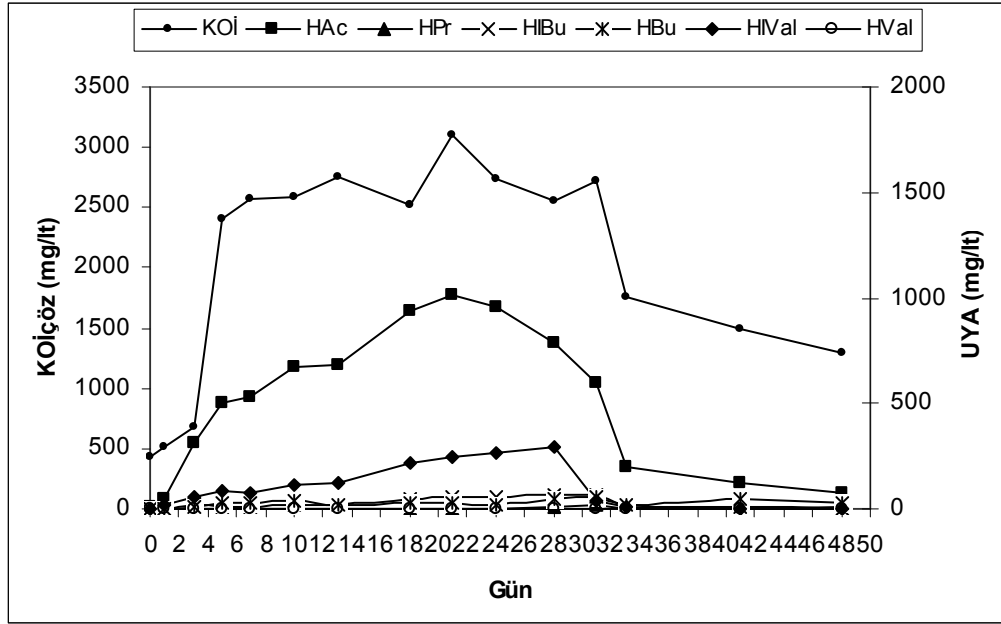
Kesikli çalışma boyunca $\text{KOİ}_{\text{çöz}}$ ’nin 230 mg/lit’nin altına düşmemesi kullanılan aşı çamurunun uygun olmadığı ve daha uygun aşı çamuru ilavesinde daha yüksek $\text{KOİ}_{\text{çöz}}$ gideriminin görüleceği düşünülmektedir. Uygun aşı çamuru, bir evsel atıksu arıtma tesisinin çamur çürütücüsünden alınacak aşı çamuru olabilir.



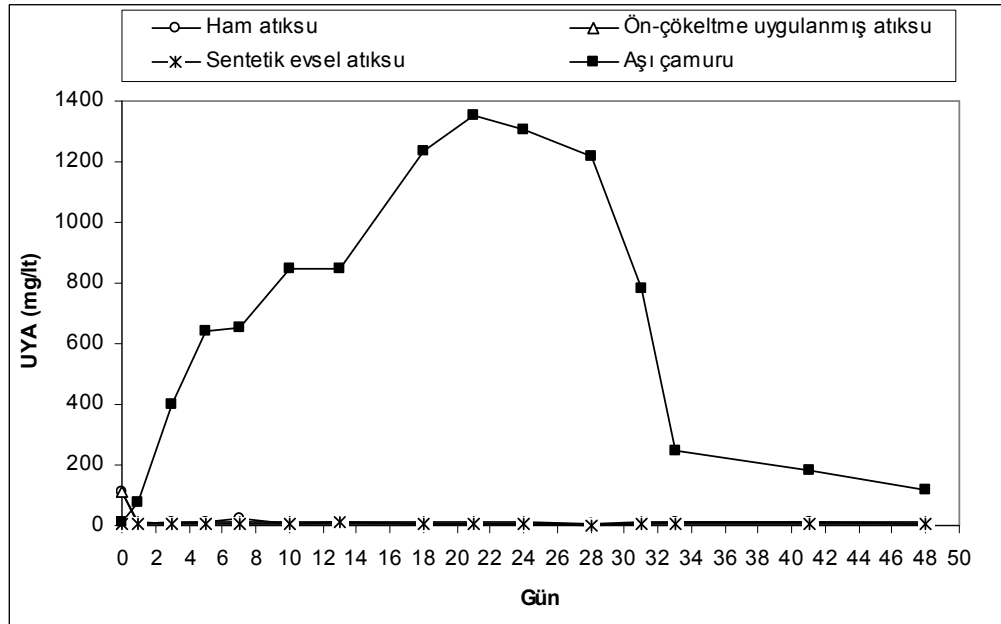
Şekil 4.17 : Sentetik evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR (R3)’de $\text{KOİ}_{\text{çöz}}$ ve UYA değişimleri.

Sadece aşı çamuru ile beslenen reaktör (R4)’de $\text{KOİ}_{\text{çöz}}$ ve UYA konsantrasyonlarının zamanla değişimleri Şekil 4.18’de gösterilmektedir. $\text{KOİ}_{\text{çöz}}$ konsantrasyonundaki artış UYA konsantrasyonundaki artış ile paralellik göstermektedir. $\text{KOİ}_{\text{çöz}}$ konsantrasyonundaki artış yaklaşık 21 gün boyunca devam etmiş ve bu günden itibaren azalma eğilimine geçmiştir. Aynı azalma UYA konsantrasyonlarında da gözlenmiştir. Asit fazının tamamlanarak metan fazına geçişin belirlenmesi UYA değerlerinin tam olarak tüketilmesi ile daha iyi ifade edilmektedir. Bu sebeple çalışma hala devam etmektedir. Çalışmada UYA konsantrasyonlarında artış, ani pH düşüşü ile birlikte gerçekleşmemiştir. Bunun sebebi aşı içerisinde bulunan proteinlerin ve bunların yapıtaşı olan aminoasitlerin fermentasyonu ile amonyağın

salınması ve salınan amonyağın tamponlama etkisi göstermesi olarak düşünülmektedir (Eastman ve Ferguson, 1981). R4’de pH 6,8-8,1 aralığında gözlenmiştir. Reaktörde işletme sıcaklığı $23\pm2^{\circ}\text{C}$ olarak gözlenmiştir. Havasız TKR’lerde gözlenen toplam UYA değişimleri ise Şekil 4.19’de verilmiştir.



Şekil 4.18 : Aşı çamuru ile beslenen havasız TKR (R4)’de KOİçöz ve UYA değişimi.



Şekil 4.19 : Havasız TKR’lerde gözlenen toplam UYA değişimleri.

R1, R2, R3 ve R4’de ölçülen UYA konsantrasyonlarından kaynaklanan $KOI_{\text{çöz}}$ değerleri sırasıyla Çizelge 4.6, 4.7, 4.8 ve 4.9’da verilmektedir.

Çizelge 4.6 : Ham atıksu+aşı ilaveli reaktör (R1)’de UYA’dan kaynaklanan KOI konsantrasyonları.

Gün	$KOI_{\text{çöz}}$ (mg/l)	UYA_{Koi} (mg/l)	$UYA_{Koi}/ KOI_{\text{çöz}}$ (%)
0	307	145	47,2
1	363	11	3,1
3	283	18	6,3
5	218	13	6,1
7	258	34	13,3
10	225	12	5,2
13	215	9	4,4
18	175	10	5,8
21	150	9	6,2
24	310	11	3,7
28	295	8	2,7
31	258	8	3,2
33	218	21	9,6
41	260	13	4,9
48	255	9	3,5

Çizelge 4.7 : Ön-çökeltim uygulanmış atıksu+aşı ilaveli reaktör (R2)’de UYA’dan kaynaklanan KOI konsantrasyonları.

Gün	$KOI_{\text{çöz}}$ (mg/l)	UYA_{Koi} (mg/l)	$UYA_{Koi}/ KOI_{\text{çöz}}$ (%)
0	288	145	50,5
1	336	15	4,6
3	313	12	3,8
5	193	13	6,6
7	208	13	6,3
10	271	14	5,1
13	281	14	4,9
18	303	14	4,7
21	326	14	4,3
24	293	12	4,1
28	311	10	3,1
31	266	17	6,5
33	240	16	6,8
41	251	17	6,9
48	198	19	9,4

Çizelge 4.8 : Sentetik evsel atıksu+aşı ilaveli reaktör (R3)’de UYA’dan kaynaklanan KOİ konsantrasyonları.

Gün	KOİ _{çöz} (mg/l)	UYA _{KOI} (mg/l)	UYA _{KOI} / KOİ _{çöz} (%)
0	639	9	1,5
1	592	10	1,6
3	466	11	2,3
5	231	8	3,4
7	260	11	4,1
10	271	9	3,4
13	293	12	4,2
18	295	10	3,5
21	278	9	3,1
24	245	9	3,8
28	243	2	1,0
31	259	8	3,0
33	244	4	1,7
41	280	9	3,4
48	271	5	1,8

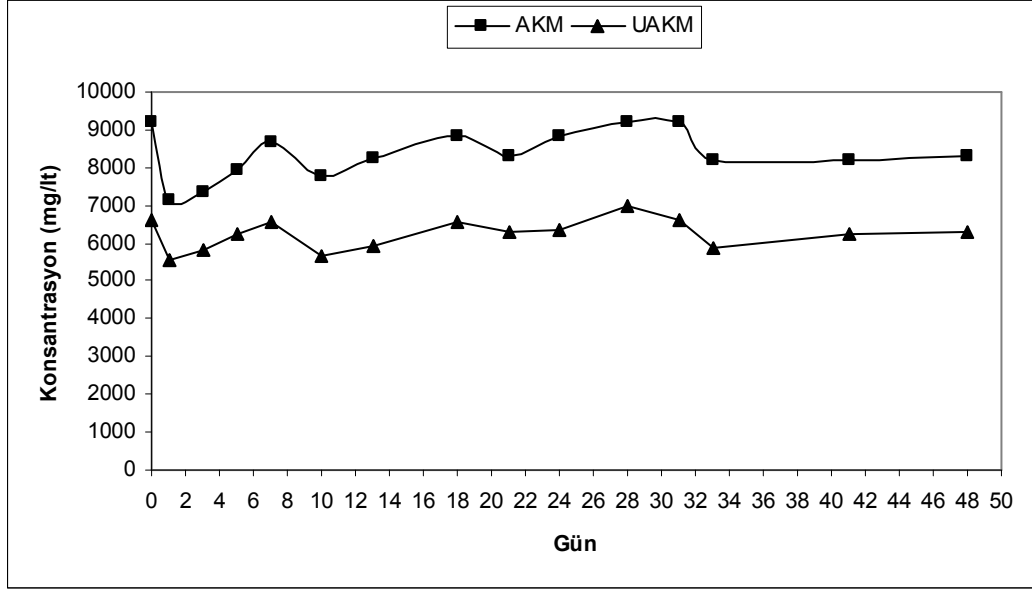
Çizelge 4.9 : Sadece aşı çamuru ile beslenen reaktör (R4)’de UYA’dan kaynaklanan KOİ konsantrasyonları.

Gün	KOİ _{çöz} (mg/l)	UYA _{KOI} (mg/l)	UYA _{KOI} / KOİ _{çöz} (%)
0	429	13	3,0
1	515	105	20,3
3	684	508	74,3
5	2400	805	33,5
7	2569	804	31,3
10	2588	1053	40,7
13	2753	1050	38,1
18	2528	1593	63,0
21	3100	1750	56,5
24	2737	1707	62,4
28	2550	1683	66,0
31	2713	984	36,3
33	1765	304	17,2
41	1493	246	16,5
48	1293	152	11,8

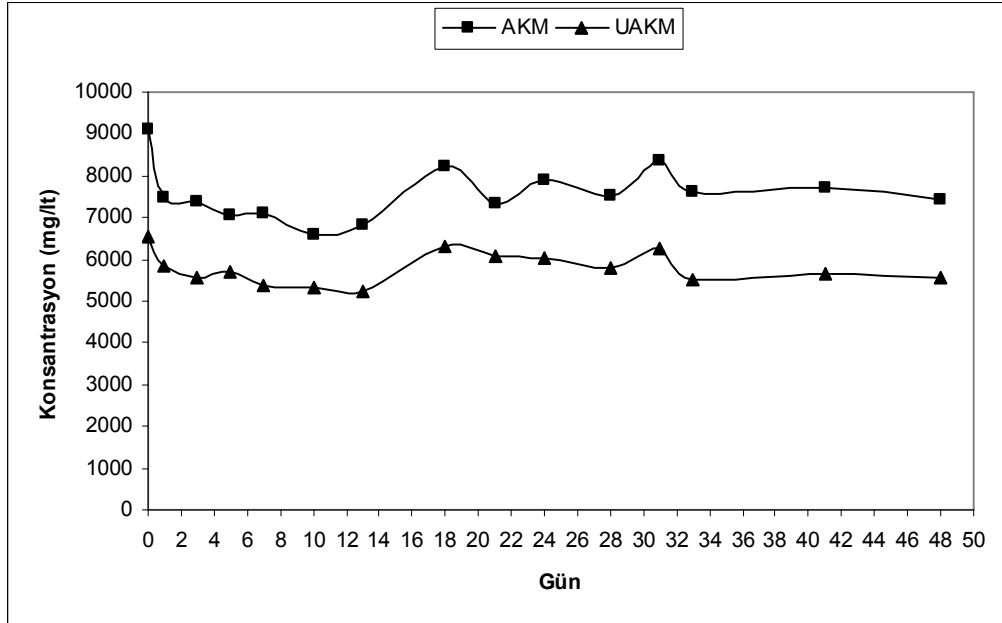
4.3.2 AKM ve UAKM değişimleri

Reaktörlere %20 oranında aşı ilavesi başlangıç AKM ve UAKM değerlerini yükseltmiştir. Çalışmanın 48. günü sonunda R1, R2 ve R3’de AKM ve UAKM’de çok düşük bir giderimler gözlenmemiştir (Şekil 4.20, 4.21 ve 4.22). Aşı çamurunun beslendiği reaktör (R4)’de AKM ve UAKM’de sırasıyla %30 ve %26 oranlarında bir azalma gözlenmiştir (Şekil 4.23). UAKM değerlerindeki değişimler AKM

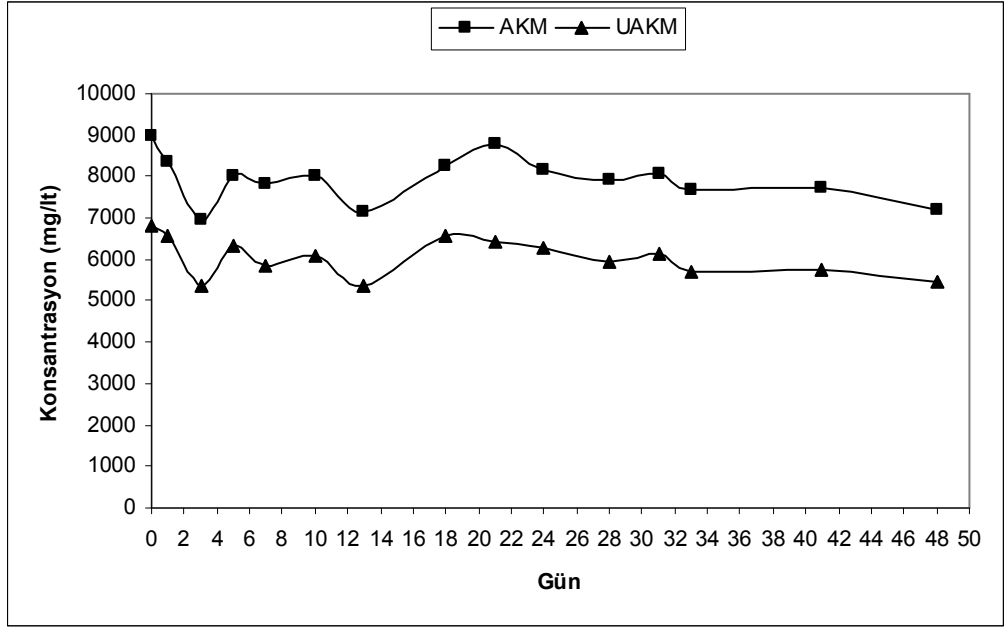
değerlerindeki değişimlere paralel olarak gerçekleşmiştir. Reaktörlerde gerçekleşen düşük AKM ve UAKM giderimleri, reaktörlerin nispeten düşük sıcaklıklarda işletilmeleri olarak düşünülmektedir. Mezofilik (35°C) sıcaklıkta işletilen havasız çürütücülerde daha yüksek AKM ve UAKM giderimlerinin olduğu belirtilmektedir (Gömeç ve diğ., 2002).



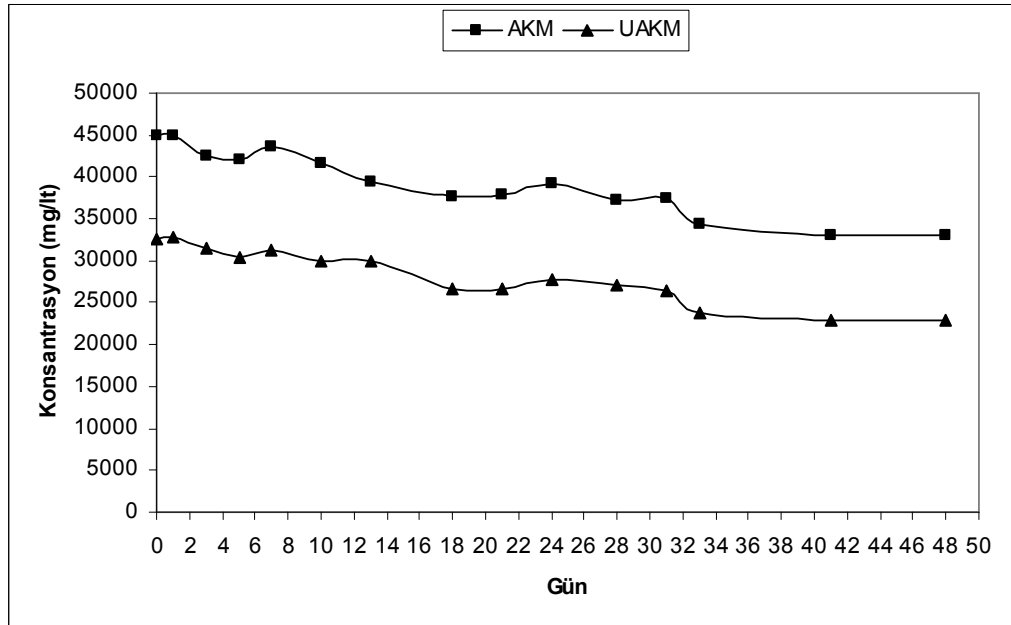
Şekil 4.20 : Ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.



Şekil 4.21 : Ön-çökeltim uygulanan ham evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.



Şekil 4.22 : Sentetik evsel atıksu+aşı ile beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.



Şekil 4.23 : Aşı çamuru beslenen havasız TKR’de AKM ve UAKM değişimleri.

4.3.3 Biyogaz üretimi

Ham evsel atıksu+aşı ile beslenen R1’de çalışmanın ilk 24 gününde herhangi bir biyogaz üretimi gözlenmezken $KOİ_{\text{çöz}}$ konsantrasyonunda ani bir artış ile biyogaz üretimi de gözlenmiştir. Kısa süreli gözlenen gaz üretimi, 28. gün itibariyle durmuştur. Ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu+aşı ile beslenen R2’de çalışma

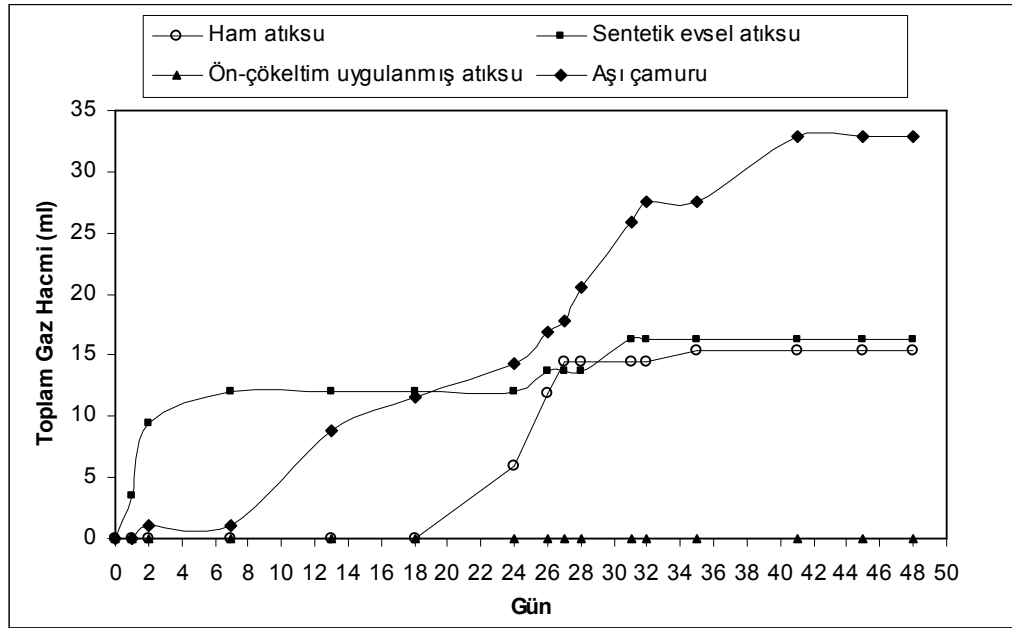
boyunca herhangi bir biyogaz üretimi gözlenmemiştir. Ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu ham evsel atıksuya kıyasla daha düşük partikül madde içermektedir. Sentetik evsel atıksu+aşı ile beslenen R3’de çalışmanın ilk 7 günü boyunca biyogaz üretimi gözlenmiş ve daha sonraki günlerde sabit kalmıştır. Sadece aşı çamuru beslenen R4’de 2. günden itibaren gaz üretimi gözlenmeye başlanmış ve çalışma boyunca gaz üretimi devam etmiştir. Çizelge 4.10 ve 4.11’de havasız TKR’lerde üretilen sırasıyla günlük ve toplam biyogaz hacimleri verilmektedir. Toplam gaz üretimleri Şekil 4.24’te gösterilmektedir.

Çizelge 4.10 : Havasız TKR’lerde üretilen günlük biyogaz hacimleri.

Gün	Q _{gaz} (ml/gün)			
	R1	R2	R3	R4
1	-	-	3,44	-
2	-	-	6,02	1,12
7	-	-	2,58	-
13	-	-	-	7,78
18	-	-	-	2,67
24	5,95	-	-	2,67
26	5,95	-	1,72	2,67
27	2,55	-	-	0,89
28	-	-	-	2,67
31	-	-	2,58	5,34
32	-	-	-	1,78
35	0,85	-	-	-
41	-	-	-	5,34
45	-	-	-	-
48	-	-	-	-

Çizelge 4.11 : Havasız TKR’lerde üretilen toplam biyogaz hacimleri.

Gün	Q _{gaz} (ml)			
	R1	R2	R3	R4
1	-	-	3,44	-
2	-	-	9,46	1,12
7	-	-	12,04	1,12
13	-	-	12,04	8,90
18	-	-	12,04	11,57
24	5,95	-	12,04	14,24
26	11,90	-	13,76	16,91
27	14,45	-	13,76	17,80
28	14,45	-	13,76	20,47
31	14,45	-	16,34	25,81
32	14,45	-	16,34	27,59
35	15,30	-	16,34	27,59
41	15,30	-	16,34	32,93
45	15,30	-	16,34	32,93
48	15,30	-	16,34	32,93



Şekil 4.24 : Havasız TKR’lerde üretilen toplam biyogaz hacimleri.

Kesikli olarak işletilen R1, R2, R3 ve R4 içersindeki işletme sıcaklıkları çalışmanın genelinde mezofilik altı değerde tutulmuştur. Çalışmada, reaktörlerin mezofilik sıcaklık değeri olan 35°C’de işletilmemelerinin sebebi, laboratuvar ve pilot ölçekli HÇYR’lerin mezofilik altı sıcaklıkta işletilmeleridir. Kesikli olarak çalıştırılan R1’de substrat olarak, pilot ölçekli HÇYR’ye beslenen evsel atıksu kullanılmıştır. Bu sebeple tüm havasız TKR’lerin, işletme sıcaklığı olarak mezofilik altı sıcaklık değerinde çalıştırılmalarına karar verilmiştir. Sıcaklığın mikroorganizmaların biyolojik aktivitelerini hızlandırıcı etkisi bilinmektedir, bu sebeple çalışmanın kesikli havasız sistemler ile gerçekleştirilen kısmında, reaktörlerin mezofilik sıcaklık değerlerinde işletilmeleri halinde R1, R2, R3 ve R4’de gerçekleşecek havasız çözünülebilirliğin iyileşeceği ve daha yüksek UAKM giderimlerinin gözleneceği düşünülmektedir. Ayrıca daha yüksek sıcaklıkta, hidroliz ve fermentasyon adımlarının daha erken tamamlanarak, reaktörlerde metan fazına geçişin hızlanacağı bilinmektedir (Gömeç ve diğ., 2002). Ayrıca daha yüksek sıcaklık değerlerinde biyogaz üretiminin de arttığı belirtilmektedir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Doğal ortam sıcaklığında seyreltik evsel atıksu ile işletilen laboratuvar ölçekli ve orta-kuvvetli evsel atıksu ile işletilen pilot ölçekli HÇYR'lerin granül aşı çamuru ilavesi ile giderim performansları değerlendirilmiştir. Her iki çalışmada kullanılan evsel atıksu karakterizasyonları farklı olduğu için laboratuvar ve pilot ölçekli HÇYR'lerde arıtma performansları kıyaslamalı olarak değerlendirilememiştir. Son yıllarda her türlü sıcaklık şartlarında ve yüksek hidrolik yüklemelerde gerçekleştirilen çalışmalar, eğer uygun proses tasarımı seçilirse, havasız arıtma uygulamalarında sıcaklığın kısıtlayıcı bir faktör olmadığını göstermektedir. Ayrıca evsel atıksular gibi düşük kirlilik yüklerine sahip atıksuların havasız arıtma prosesleri ile ısıtma ihtiyacı göstermeden doğal ortam sıcaklıklarında giderimleri özellikle Türkiye gibi gelişmekte olan ülkelere çok uygun ve cazip bir alternatif olmaktadır. Havasız arıtma sistemleri, uzun süre atıksu beslemesi ve ısıtma yapılmasa bile uzun süre kararlılığını korur ve mikroorganizmaların yeniden aktif hale gelmesi çok kısa sürede gerçekleşir. Bu yüzden mevsimlik atıksu oluşumu söz konusu olan turistik tesislerin atıksularının arıtımı için bu sistemlerin uygun oldukları düşünülmektedir. Ayrıca pilot ölçekli HÇYR'nin istenilen işletme sıcaklık değerlerinde işletilebilmesi için güneş enerjisinden en yüksek seviyede yararlanılması amacıyla güneş enerjisi paneli yerleştirilmiştir. Reaktör, güneş enerjisi ile ısıtılan ısı eşanjörü ile sıcak su devirdaimi yapılarak istenilen sıcaklık değerinde işletilebilmekte ve böylece ilave ısıtma maliyetine gerek duyulmamaktadır.

Laboratuvar ölçekli çalışmada granül çamur ile aşılınmış HÇYR, İTÜ İnşaat Fakültesi'nin kantin ve tuvaletlerinden temin edilen evsel atıksu ile beslenmiştir. Kişi başına üretilen günlük veya yıllık kirletici yükleri evsel atıksu içeriğinin değerlendirilmesinde önemli rol oynadığı için çalışma sırasında gözlenen atıksu karakterizasyonuna bakıldığında, reaktörlere beslenen giriş ham evsel atıksuyun çalışmada düşük kirlilik yüküne sahip (seyreltik) bir evsel atıksu olduğu anlaşılmaktadır. İTÜ'deki laboratuvar ölçekli havasız reaktörde giriş KOI_{top} konsantrasyonu 50-380 mg/l (ortalama 154 ± 56 mg/l) arasında değişim gösterirken,

$KOI_{\text{çöz}}$ konsantrasyonu $\leq 30-151$ mg/lt (ortalama 41 ± 16 mg/lt) arasında gözlenmiştir. Çalışma boyunca, havasız reaktörde organik yükleme hızı (OYH) $0,47-0,79$ kg KOI/m^3 .gün aralığında değişmiştir.

Çalışmanın İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi sahasına kurulmuş olan pilot ölçekli kısmında granül çamur ile aşılınmış HÇYR, İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi'nin banyo, tuvalet ve bulaşıkhanesinden temin edilen evsel atıksu ile beslenmiştir. Çalışma sırasında gözlenen atıksu karakterizasyonuna bakıldığında, reaktöre beslenen giriş ham evsel atıksuyun çalışmanın büyük bir kısmında orta-kuvvetli kirlilik yüküne sahip bir evsel atıksu olduğu anlaşılmaktadır. Pilot ölçekli havasız reaktörde giriş KOI_{top} konsantrasyonu $179-1293$ mg/lt (ortalama 586 ± 70 mg/lt) arasında değişim gösterirken, $KOI_{\text{çöz}}$ konsantrasyonu $82-441$ mg/lt (ortalama 185 ± 38 mg/lt) arasında gözlenmiştir. Çalışma boyunca, havasız reaktörde organik yükleme hızı (OYH) ortalama $1,1$ kg KOI/m^3 .gün'dür.

Çalışmanın pilot ölçekli havasız arıtma kısmında kullanılan HÇYR, İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi'nin banyo, tuvaletler ve bulaşıkhanesinden temin edilen evsel atıksu ile beslenmekte ve bu atıksuyun orta ile kuvvetli kirlilikte atıksu sınıfına girdiği görülmektedir. Hâlbuki İTÜ'de kurulu laboratuvar ölçekli havasız reaktör, çalışmanın genelinde düşük kirlilik yüküne sahip (seyreltik) bir evsel atıksu ile beslenmiştir. Bu durum tez çalışmasında laboratuvar ve pilot ölçekli havasız reaktörlerin arıtma performanslarının kıyaslamalı bir şekilde yapılamayacağını göstermiştir. Çünkü organik madde konsantrasyonundaki farklılık organik yükleme hızı, reaktörlerin işletilmesi gereken hidrolik bekletme süresi, biyogaz oluşumu gibi birçok parametrenin farklılık göstermesine sebep olmaktadır. Bu sebeple laboratuvar ve pilot ölçekli reaktörlerin arıtma performansları kendi içinde değerlendirilmiştir. Buna göre laboratuvar ölçekli yukarı akışlı HÇYR ile ortalama KOI_{top} giderim verimi %65 ($\theta_h = 7.06$ saat); $\theta_h = 5.68$ saat değerinde ise %76 olarak gözlenmiş, $<30-49$ mg/lt $KOI_{\text{çöz}}$ çıkış konsantrasyonu gözlenmiştir. Çalışma süresince AKM'nin ortalama %90 oranında reaktör içersinde tutularak çıkış suyundan uzaklaştırıldığı gözlenmiştir. Pilot ölçekli HÇYR ile ortalama KOI_{top} giderim verimi $\theta_h = 12.8$ saat değerinde %76 olarak gözlenmiştir, $KOI_{\text{çöz}}$ giderimi ise %57 bulunmuştur. Ayrıca AKM sistem içerisinde ortalama %86 oranında tutulmuştur.

Genel olarak KOI_{top} giderimi askıda katı maddelerin çamur yatağında fiziksel işlemler ile alıkonulmasından kaynaklanmıştır. AKM konsantrasyonu evsel

atıksuların KOI_{top} parametresinde büyük bir orana sahip olduğu için AKM'nin reaktörler içerisinde tutulması ile yüksek KOI_{top} giderimleri gözlenmektedir. Laboratuvardaki HÇYR'de yaz döneminde bile herhangi bir biyogaz üretimi gözlenemezken, pilot ölçekli HÇYR'de gözlenen biyogaz üretiminin ortalaması alındığında $0,06 \text{ m}^3/\text{kg}KOI_{giderilen}$ değeri hesaplanarak evsel atıksular için verilen $0,1-0,3 \text{ m}^3/\text{kg}KOI_{giderilen}$ aralığının altında olduğu bulunmuştur. Evsel atıksuların arıtıldığı havasız reaktörlerde düşük biyogaz üretimlerinin sebebi, girişteki biyolojik olarak ayrışabilen organik madde konsantrasyonunun az olması ve üretilen biyogazın önemli bir kısmının sıvı fazda çözünmüş olarak kalması ve çıkış suyu ile sistemden uzaklaştırılmasıdır.

Laboratuvar ölçekli HÇYR içerisinde biyokütle karakterizasyonuna bakıldığında, granül aşı çamurunun karakterizasyonu, biyokütlenin uçucu kısmının orijinal aşı çamurundaki uçucu kısma kıyasla önemli oranda azaldığını göstermiştir. Bunun en önemli sebebi giriş evsel atıksuda bulunan yüksek inorganik partikül maddelerin reaktör içerisindeki çamur tarafından tutulmasıdır. Ayrıca yüksek çamur yaşlarında işletilen ve seyreltik substratla beslenen bu tip havasız sistemlerde biyokütlenin içsel solunum fazına geçtiği ve bu durumun sistemde bulunan biyokütlenin uçucu kısmını düşürdüğü düşünülmektedir. Fakat pilot ölçekli çalışmada reaktör içerisindeki biyokütlenin uçucu kısmının orijinal aşı çamurundaki uçucu kısma kıyasla fazla değişim göstermediği görülmüştür. Bunun sebebi olarak pilot ölçekli HÇYR'nin daha konsantre bir evsel atıksu (substrat) ile beslenmesi ve içsel solunumun bu reaktörde daha az gerçekleşmesi düşünülmektedir.

Çalışmada ayrıca dört farklı tipte substrat kaynağının (%80 ham evsel atıksu+%20 aşı, %80 ön-çökeltim uygulanmış evsel atıksu+%20 aşı, %80 sentetik evsel atıksu+%20 aşı ve %100 aşı) havasız çözünübilirliği mezofilik altı ($23 \pm 2^\circ\text{C}$) sıcaklıkta değerlendirilmiştir. Havasız çözünübilirlik tam karışimli reaktörlerde, pH kontrolü yapılmadan gerçekleştirilmiştir. Fakat çalışma süresince pH, tüm reaktörlerde havasız mikroorganizmalar için uygun olmayan değerlere düşmemiştir. Tüm substrat kaynaklarının biyolojik olarak ayrışabilme özellikleri farklı olduğu için, sonuçlar kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir. Tüm reaktörlerde üretilen esas uçucu yağ asidi (UYA) asetik asit olarak gözlenmiştir. Sonuçlar uçucu askıda katı madde (UAKM) giderimi ile paralel UYA ve $KOI_{\text{çöz}}$ üretimlerinin, substrat olarak sadece granül çamur kullanılan reaktörde olduğunu göstermiştir. Diğer substrat

kaynakları kullanılan TKR’lerde UAKM giderimleri çok az gözlenmiş ve bu giderimler UYA ve KOİ_{çöz} üretimleri ile birlikte gerçekleşmemiştir. Ayrıca çalışma süresince biyogaz üretimi substrat olarak sadece granül çamur kullanılan kesikli reaktörde her gün gözlenmiştir. Kesikli çalışma boyunca KOİ_{çöz}’nin 230 mg/l’tnin altına düşmemesi kullanılan aşı çamurunun uygun olmadığı ve daha uygun aşı çamuru ilavesinde daha yüksek KOİ_{çöz} gideriminin görüleceği düşünülmektedir. Uygun aşı çamuru, bir evsel atıksu arıtma tesisinin çamur çürütücüsünden alınacak aşı çamuru olabilir.

Evsel atıksuyun havasız sistemler ile arıtılarak organik içeriğinin düşürülmesi özellikle sıcak ve ılıman iklim kuşağında bulunan Türkiye’de yer alan küçük yerleşim bölgeleri için alternatif bir arıtma sistemi olarak düşünülmektedir. Her ne kadar havasız arıtma, organik madde gideriminde etkili ise de amonyum, fosfat ve sülfür gibi mineralize bileşiklerin ve patojenlerin gideriminde etkili olamamaktadır. Bu sebeple bu bileşikler ilave bir arıtma ile istenilen deşarj standartlarını sağlayabilecek seviyelere indirilmelidir. Bu sebeple düşük kirlilik yüküne sahip evsel atıksuların arıtıldığı mezofilik-altı HÇYR bir ön-arıtma alternatifi olarak düşünülmelidir.

Deşarj standartlarının sağlanabilmesi için %75-80 BOİ giderimlerinin yeterli olduğu durumlarda, sadece çok az bir havalandırma ile uygulanacak ilave arıtma yeterli olabilmektedir. Fakat daha katı deşarj standartlarının gerekli olduğu durumlarda (örneğin akarsulara deşarj gibi) daha iyi çıkış kalitesinin sağlanabilmesi için farklı ilave arıtma seçeneklerine ihtiyaç duyulmaktadır.

Evsel atıksularda sülfid konsantrasyonlarının yol açacağı problemleri önlemek ve havasız arıtma sonrasında çıkış suyunun sulamada kullanımını sağlamak üzere ilave arıtma alternatifi olarak kısa bekletme süresine sahip basit bir lagün düşünülebilir. Besi maddesi gideriminin gerektiği durumlarda, damlatmalı filtreler ve döner biyodiskler ile ardışık kesikli reaktörler gibi ilave arıtma seçenekleri düşünülebilir. İlave arıtma prosesleri biyolojik (aktif çamur, stabilizasyon havuzu), fiziko-kimyasal (kireç ile arıtma, Fe⁺² tuzları ile çökelme), fiziksel (kum filtrasyonu, UV dezenfeksiyonu) veya kimyasal (Cl₂ veya O₃ ile dezenfeksiyon) yöntemleri veya bunların birleşik olarak kullanımı şeklinde olabilir. Bu ilave arıtma prosesleriyle, HÇYR çıkışında yeterince giderilemeyen BOİ, KOİ ve AKM dışında azot, fosfor ve patojenler giderilir.

KAYNAKLAR

- Agrawal, L.K., Harada, H. ve Okui, H.**, 1997a. Treatment of Dilute Wastewaters in a UASB Reactor at a Moderate Temperature: Performance Aspects, *J. of Fermen. ve Bioeng.*, **83**, 2, 197-184.
- Agrawal, L.K., Okashi Y., Mochida, E., Okui, H., Ueki, Y., Harada, H. ve Ohashi, A.**, 1997b. Treatment of raw sewage in a temperature climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process, *Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion*, Sendai, Japan, **2**, 200-207.
- Alvarez, M.J.**, 2003. Biomethanization of The Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, pp. 1-43, IWA Publishing, London.
- Angenent, L.T., Banik, C.G. ve Sung, S.**, 2001. Anaerobic migrating blanket reactor treatment of low strength wastewater at low temperatures, *Water Environment Research*, **73**, 5, 567-574.
- APHA**, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition, American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Aspe, E., Marti, M.C., Jara, A. ve Roeckel, M.**, 2001. Ammonia Inhibition in the Anaerobic Treatment of Fishery Effluents, *Water Env. Res.*, **73**, 2, 154-164.
- Atila, B.**, 2002. Biyolojik arıtma çamurlarının anaerobik çürütülmesi ve üst suyun MAP çöktürmesi ile arıtımı, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Axaopoulos, P., Panagakis, P., Tsavdaris, A., Georgakakis, D.**, 2001. Simulation and experimental performance of a solar-heated anaerobic digester, *Solar Energy*, **70**, 155-164.
- Barbosa, R. A ve Sant' Anna Jr., G. L.**, 1989. Treatment of domestic sewage in an UASB reactor, *Water Research*, **23**, 12, 1483-1989.
- Çallı, B., Ergene, D., Düzova, N., Özkan, D., Mertoğlu, B. ve İnanç, B.**, 2000. Sızıntı Suyu Arıtımında Karşılaşılan Yüksek pH Ve Amonyak Konsantrasyonunun Asetik Asit Kullanılan Metanojenler Üzerindeki Etkisi, *SKKD*. **10**, 2, 45-5.
- Draaijer, H., Maas, J.A.W., Schaapman, J.E. ve Khan, A.**, 1992. Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India, *Water Science and Technology*, **25**, 7, 123-133.
- Eastman, J.A. ve Ferguson, J.F.**, 1981. Solubilization of Particulate Organic Carbon During the Acid Phase of Anaerobic Digestion. *Journal WPCF*, **53**, 3, 352-366.

- Elmitwalli, T.A.**, 2000. Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature, *Doktora Tezi*, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Filibeli, A., Büyükkamacı, N., Ayol, A.**, 2000. Anaerobik Arıtma. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Yayınları*, No.280, s.206, İzmir.
- Gabriel, B.**, 1994. Wastewater Microbiology, 1st editon, New York.
- Gömeç, Ç.Y.**, 2005. A Comperative Evaluation of Anaerobic Treatment of Low Strenght Wastewaters at Mesophilic and Psychrophilic Temperatures, *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Gömeç, Ç.Y. ve Speece, R.E.**, 2003. The Role of pH in the Organic Material Solubilization of Domestic Sludge in Anaerobic Digestion, *Water Science and Technology*, **48**, 3, 143-150.
- Gömeç, Ç.Y. ve Eroğlu, V.**, 2006. Ilıman bölgelerde düşük kirlilik yüküne sahip atıksuların havasız arıtımı, *İTÜ Dergisi*, **5**, 2, 2, 142-150.
- Gömeç, Ç.Y.**, 2006. Behaviour of the Anaerobic CSTR in the Presence of Scum During Primary Sludge Digestion and the Role of pH, *Journal of Environmental Science and Health*, **A41**, 6, 1117-1127.
- Gömeç, Ç.Y., Kim, M., Ahn, Y. ve Speece, R.E.**, 2002. The Role of pH in Mesophilic Anaerobic Sludge Solubilization, *Journal of Environmental Science and Health*, **A37**, 109, 1871-1878.
- Grin, P., Roersma, R. ve Lettinga, G.**, 1985. Anaerobic treatment of raw domestic sewage in UASB reactors at temperatures from 9-20°C (Ed.: M. S. Switzenbaum). *Proceedings of the Seminar/Workshop: Anaerobic Treatment of Sewage*, 109-124.
- Gujer, W. ve Zehnder, A.J.B.**, 1983. Conversion processes in anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, **15**, 8-9, 127-167.
- Hawkes, F.R., Dinsdale, R., Hawkes., D.L. ve Hussey, I.**, 2002. Sustainable Fermentative Hydrogen Production: Challenges for Process Optimisation. *Int. J. Hydrogen Energy*, **27**, 11-12, 1339-1347.
- ISO8192**, 1986. Water Quality–Oxygen Demand Inhibition Assay by Activated Sludge.
- Jeris, J.S. ve McCarty, P.**, 1965. Biochemistry of Methane Fermantation Using C14 Tracers, *JWPSF*, **37**, 178.
- Kato, M.T.**, 1994. The Anaerobic Teratment of Low Strenght Soluble Wastewaters, *PhD Thesis*, Department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Lackey, J.B. ve Hendrickson, E.R.**, 1958. Biochemical basis of anaerobic digestion. Biological treatment of sewage and industrial wastes, Vol.II, Reinhold Pub. Co., New York, ABD, 9-24.
- Lens, P., Zeeman, G. ve Lettina, G.**, 2001. Decentralised sanitation and reuse, concept system and implementation, IWA Publishing, London, UK.
- Lettinga, G., Roersma, R. ve Grin, P.**, 1983. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, **25**, 1701-1723.

- Lettinga, G., Rebac, S., Parshina, S., Noezhvinikova, A., Lier, J. ve Stams, A.,** 1999. High-rate Anaerobic Treatment of Wastewater at Low Temperatures, *J. of Fermen. and Bioeng.*, **80**, 5, 499-506.
- Lettinga, G., Rebac, S. ve Zeeman, G.,** 2001. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment, *TRENDS in Biotechnology*, **19**, 9, 363-370.
- Metcalf & Eddy,** 2003. Wastewater Engineering, Treatment Disposal Reuse. McGraw-Hill International Editions.
- Öztürk, İ.,** 2000. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, *Su Vakfı Yayınları*, İstanbul, Türkiye.
- Öztürk, İ.,** 2007. Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları, *Su Vakfı Yayınları*, Genişletilmiş 2. baskı, İstanbul, Türkiye.
- Pavlostathia, S.G. ve Giraldo-Gomez, E.,** 1991. Kinetics of anaerobic treatment, Anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewater, *Water Science and Technology*, **24**, 8, 35-65.
- Rebac, S.,** 1998. Psychrophilic anaerobic treatment of low strength wastewaters, *Doktora Tezi*, Wageningen University Wageningen, The Netherlands.
- Rittmann, B.E. ve McCarty, P.L.,** 2001. Environmental Biotechnology: Principles and Applications, pp. 570-596, McGraw-Hill, Inc., New York.
- Rodriguez, J.A., Pena, M.R. ve Manzi, M.,** 2001. Application of innovative methodology to improve the starting-up of UASB reactors treating domestic sewage, *Water Science and Technology*, **44**, 4, 295-303.
- Schellinkhout, A., Lettinga, G.,** 1985. The application of the UASB-reactor for the direct treatment of domestic wastewater under tropical conditions (Ed.: M. S. Switzenbaum). *Proceedings of the Seminar/Workshop: Anaerobic Treatment of Sewage*, 259-276.
- Sing, K.S. ve Viraraghavan, T.,** 2001. Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treatment of municipal wastewater, in *Proceedings of the Digestion 2001 Conference on Anaerobic Conversion for Sustainability*, Antwerpen, Belgium, September 2-6, Part 1, 493-498.
- Speece, R.,** 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater, Archae Press, Nashville, Tennessee.
- Sucu, M.Y.,** 2004. Evsel atıksuların arıtımında anaerobik arıtma tekniklerin kullanılabilirliğinin araştırılması, *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Tönük, G.U.,** 2004. Anaerobic treatment of domestic wastewaters in upflow sludge blanket reactors, *G.U. Journal of Science*, **17**, 2, 141-154.
- Tüylüoğlu, B.S.,** 2001. Evsel katı atık sızıntı sularının havasız çamur yataklı reaktörle arıtımı, *Doktora Tezi*, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ubay, G.,** 1993. Evsel atıksuların havasız biyolojik arıtımı üzerine bir araştırma. *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

- UNIDO**, 1992. Anaerobic Treatment, *How to Staff Manufacturing Industries*, File:z18, Austria.
- Van Haandel, A.C. ve Lettinga, G.**, 1994. Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide For Regions With a Hot Climate, *John Wiley and Sons Ltd.*, Chichester, UK.

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad: Banu Horasan

Doğum Yeri ve Tarihi: Alucra – 03.07.1983

Adres: Sultan Selim Cad. Güzel Yonca Sok. No: 26/6, Kağıthane/İstanbul

Lisans Üniversitesi: Kocaeli Üniversitesi

Yayın Listesi:

▪ Gomec, C. Y., Gunes, E., **Horasan, B.**, Ozyurek, E. Akca, L. and Ayaz, S. “Chemical Treatment Applications to Anaerobically Pre-treated Nutrient Rich Domestic Effluents”, *2nd IWA Specialized Conference on Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes*, Krakow, Poland, 6-9 September 2009 (değerlendirmede).

Projede Görevlendirmeler: 01.12.2007-01.12.2008 tarihleri arasında Tübitak Taraf 105G047 nolu ‘Düşük Masraflı Arıtma Teknolojilerinin Türkiye Şartlarına Göre Geliştirilmesi ve Marmara Bölgesi İçin Örnek Uygulama’ projesinde aktif olarak çalışmıştır. Ayrıca ‘Evsel Atıksular ve Organik Katı Atıkların Birlikte Arıtımı Yoluyla Yenilenebilir Enerji (Biyometan) Geri Kazanım Teknolojilerinin Araştırılması’ 105G024 nolu Tübitak projesinin pilot ölçekli HÇYR’den alınan numuneleri analiz etmiştir.