

**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**TAVUK ATIKLARININ FARKLI AŞI ÇAMURU İÇEREN YUKARI AKIŞLI  
HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRLERDE ARITILABİLİRLİĞİNİN  
KARŞILAŞTIRMALI OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Çisil GÜLÜMSER**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Yüksek Lisans Programı**

**EKİM 2012**



**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**TAVUK ATIKLARININ FARKLI AŞI ÇAMURU İÇEREN YUKARI AKIŞLI  
HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRLERDE ARITILABİLİRLİĞİNİN  
KARŞILAŞTIRMALI OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Çisil GÜLÜMSER  
501091769**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Yüksek Lisans Programı**

**Tez Danışmanı: Doç. Dr. Çiğdem YANGIN-GÖMEÇ**

**EKİM 2012**



İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün **501091769** numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi **ÇİSİL GÜLÜMSER**, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “**Tavuk Atıklarının Farklı Aşı Çamuru İçeren Yukarı Akışlı Havasız Çamur Yataklı Reaktörlerde Arıtılabilirliğinin Karşılaştırmalı Olarak Değerlendirilmesi**” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

**Tez Danışmanı :**      **Doç. Dr. Çiğdem YANGIN-GÖMEÇ**      .....  
İstanbul Teknik Üniversitesi

**Jüri Üyeleri :**      **Prof. Dr. Orhan İNCE**      .....  
İstanbul Teknik Üniversitesi

**Doç. Dr. Kaan YETİLMEZSOY**      .....  
Yıldız Teknik Üniversitesi

**Teslim Tarihi :**      **07 Eylül 2012**  
**Savunma Tarihi :**      **09 Ekim 2012**



*Annem ve Babama,*





## ÖNSÖZ

Bu çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki değerli katkıları, çalışma boyunca gösterdiği ilgi ve desteği sebebiyle danışman hocam Doç. Dr. Çiğdem YANGIN-GÖMEÇ'e saygılarımı ve teşekkürlerimi sunarım. Tezin geliştirilme aşamasında ve tez savunmam sırasında değerli fikirlerini ve önerilerini esirgemeyen Doç. Dr. Kaan YETİLMEZSOY'a teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca, tez savunmam sırasındaki değerli katkılarından dolayı Prof. Dr. Orhan İNCE'ye teşekkür ederim.

Tez süreci boyunca anlayışını ve desteğini esirgemeyen Çevre Mühendisi Emin KAYALI ve ECS KİMYA çalışanlarına saygılarımı ve teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca, İTÜ Çevre Mühendisliği laboratuvarı personelinin, Yük. Müh. Ayşegül ÜNAL'a, Teknisyen Hakan KALENDER ve Teknisyen Hakan ÇOBAN'a yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Tezin yazım aşamasında her türlü yardımı sağlayan ve manevi desteğini hiç esirgemeyen değerli arkadaşım Tuğba YILMAZ ÖZŞENTÜRK'e teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak, her zaman yanımda olan, bana inanan, güvenen sevgili anneme, cennetten izleyen babama ve canım kardeşime sonsuz sevgilerimi ve teşekkürlerimi sunarım.

Ekim 2012

Çisil GÜLÜMSER  
Çevre Mühendisi



## İÇİNDEKİLER

### Sayfa

|                                                                                 |           |
|---------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| ÖNSÖZ.....                                                                      | vii       |
| İÇİNDEKİLER .....                                                               | ix        |
| KISALTMALAR .....                                                               | xi        |
| ÇİZELGE LİSTESİ.....                                                            | xiii      |
| ŞEKİL LİSTESİ.....                                                              | xv        |
| ÖZET.....                                                                       | xvii      |
| SUMMARY .....                                                                   | xix       |
| <b>1. GİRİŞ .....</b>                                                           | <b>1</b>  |
| 1.1 Çalışmanın Anlamı ve Önemi .....                                            | 2         |
| 1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı .....                                           | 3         |
| <b>2. HAVASIZ ARITMA.....</b>                                                   | <b>5</b>  |
| 2.1 Havasız Arıtmanın Esasları .....                                            | 6         |
| 2.2 Havasız Arıtmaya Etki Eden Faktörler .....                                  | 11        |
| 2.2.1 Sıcaklık.....                                                             | 11        |
| 2.2.2 pH ve alkalinite .....                                                    | 12        |
| 2.2.3 Oksitleyici maddeler .....                                                | 12        |
| 2.2.4 Nutrientler ve uçucu yağ asitleri .....                                   | 12        |
| 2.2.5 İnhibisyon ve toksik maddeler .....                                       | 15        |
| 2.3 Havasız Arıtma Sistemleri .....                                             | 17        |
| 2.3.1 Havasız çamur yataklı reaktörler (HÇYR).....                              | 21        |
| <b>3. HAYVANSAL ATIKLARIN HAVASIZ ARITILMASI .....</b>                          | <b>25</b> |
| 3.1 Hayvansal Atıklara Genel Bakış .....                                        | 25        |
| 3.2 Kümes Hayvan Atıkları.....                                                  | 27        |
| 3.2.1 Türkiye’de kümes hayvancılığı ve atıkların bertarafı .....                | 28        |
| 3.2.2 Tavuk atıklarının havasız arıtımı .....                                   | 31        |
| 3.3 Konu ile İlgili Yapılmış Çalışmalar .....                                   | 32        |
| <b>4. MATERYAL VE YÖNTEM.....</b>                                               | <b>37</b> |
| 4.1 Çalışmada Kullanılan Tavuk Atığının Özellikleri.....                        | 37        |
| 4.2 Çalışmada Kullanılan HÇYR’lerin Genel Özellikleri.....                      | 38        |
| 4.3 Çalışmada Kullanılan Aşı Tipleri ve Genel Özellikleri .....                 | 40        |
| 4.4 HÇYR Sistemlerinin Devreye Alınması .....                                   | 41        |
| 4.5 Analitik Yöntemler ve Hesaplamalar .....                                    | 42        |
| <b>5. BULGULAR VE DEĞERLENDİRME .....</b>                                       | <b>45</b> |
| 5.1 Granüler Aşı Çamuru İçeren Reaktörde Havasız Arıtılabilirlik Çalışması..... | 45        |
| 5.1.1 TKOİ ve ÇKOİ değişimleri.....                                             | 45        |
| 5.1.2 AKM ve UAKM değişimleri .....                                             | 49        |
| 5.1.3 pH ve alkalinite değişimleri .....                                        | 52        |
| 5.1.4 Amonyak azotu değişimleri .....                                           | 54        |
| 5.1.5 Biyogaz üretimi.....                                                      | 55        |
| 5.1.6 Sıcaklık değişimi .....                                                   | 59        |

|                                                                                                                                             |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 5.2 Floklu Aşı Çamuru İçeren Reaktörde Havasız Arıtılabilirlik Çalışması.....                                                               | 61        |
| 5.2.1 TKOİ ve ÇKOİ değişimleri.....                                                                                                         | 61        |
| 5.2.2 AKM ve UAKM değişimleri.....                                                                                                          | 65        |
| 5.2.3 pH ve alkalinite değişimleri .....                                                                                                    | 68        |
| 5.2.4 Amonyak azotu değişimleri .....                                                                                                       | 69        |
| 5.2.5 Biyogaz üretimi .....                                                                                                                 | 70        |
| 5.2.6 Sıcaklık değişimi .....                                                                                                               | 74        |
| 5.3 Tavuk Atıklarının Granüler ve Floklu Aşı Çamuru İçeren HÇYR’lerde<br>Arıtılabilirliğinin Karşılaştırmalı Olarak Değerlendirilmesi ..... | 76        |
| <b>6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....</b>                                                                                                         | <b>79</b> |
| <b>KAYNAKLAR.....</b>                                                                                                                       | <b>81</b> |
| <b>ÖZGEÇMİŞ .....</b>                                                                                                                       | <b>87</b> |

## KISALTMALAR

|             |                                      |
|-------------|--------------------------------------|
| <b>AKM</b>  | : Askıda Katı Madde                  |
| <b>BOİ</b>  | : Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı      |
| <b>ÇHİ</b>  | : Çamur Hacim İndeksi                |
| <b>ÇKOİ</b> | : Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı |
| <b>HAc</b>  | : Asetik Asit                        |
| <b>HBS</b>  | : Hidrolik Bekletme Süresi           |
| <b>HÇYR</b> | : Havasız Çamur Yataklı Reaktör      |
| <b>TA</b>   | : Toplam Alkalinite                  |
| <b>TKM</b>  | : Toplam Katı Madde                  |
| <b>TKN</b>  | : Toplam Kjeldahl Azotu              |
| <b>TKOİ</b> | : Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı   |
| <b>TUA</b>  | : Toplam Uçucu Asit                  |
| <b>UAKM</b> | : Uçucu Askıda Katı Madde            |
| <b>UKM</b>  | : Uçucu Katı Madde                   |
| <b>UYA</b>  | : Uçucu Yağ Asiti                    |



## ÇİZELGE LİSTESİ

### Sayfa

|                                                                                                                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Çizelge 2.1:</b> Başlıca anaerobik mikroorganizma grupları (Öztürk, 2007).....                                                                            | 6  |
| <b>Çizelge 2.2:</b> Havasız arıtmada çeşitli organik maddeler için, teorik biyokütle dönüşüm katsayıları (Y) ve optimum KOİ/N/P oranları (Öztürk,2007) ..... | 13 |
| <b>Çizelge 2.3:</b> Anaerobik arıtmada gerekli makro/mikro besi elementleri (Öztürk,2007) .....                                                              | 14 |
| <b>Çizelge 2.4:</b> Zararlı maddelerin anaerobik ayrışma sürecini engelleyen konsantrasyonları (Öztürk, 2007). ....                                          | 16 |
| <b>Çizelge 2.5:</b> Yüksek hızlı havasız arıtma sistemlerinin, hacimsel organik yük ve verim bakımından mukayesesi (T=30~40°C) (Öztürk, 2007). ....          | 18 |
| <b>Çizelge 3.1:</b> Farklı hayvan atıklarının fiziksel özellikleri (Url-1). ....                                                                             | 25 |
| <b>Çizelge 3.2:</b> Hayvan atıklarının ortalama bazda karakterizasyonu (Url-1). ....                                                                         | 26 |
| <b>Çizelge 3.3:</b> 2010 yılı kanatlı işletme ve kümes sayıları (Url-2). ....                                                                                | 29 |
| <b>Çizelge 3.4:</b> 2002-2009 yılları arasında Türkiye'deki üretim ve tüketim miktarları (Url-2) .....                                                       | 29 |
| <b>Çizelge 4.1:</b> Ham tavuk atığının katı madde bazında karakterizasyonu. ....                                                                             | 37 |
| <b>Çizelge 4.2:</b> Reaktörlere beslenen substratın (1 kg tavuk atığı + 6 L çeşme suyu) karakterizasyonu .....                                               | 38 |
| <b>Çizelge 4.3:</b> Aşı çamurlarının katı madde bazında karakterizasyonu.....                                                                                | 40 |
| <b>Çizelge 4.4:</b> Çalışmada esas alınan işletme planı. ....                                                                                                | 41 |
| <b>Çizelge 4.5:</b> Çalışmada gerçekleştirilen analizler ve ölçüm sıklıkları.....                                                                            | 43 |
| <b>Çizelge 5.1:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'deki KOİ değişimleri. ....                                                                               | 46 |
| <b>Çizelge 5.2:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'deki AKM ve UAKM değişimleri. ....                                                                       | 50 |
| <b>Çizelge 5.3:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de pH ve alkalinite değişimleri. ....                                                                    | 53 |
| <b>Çizelge 5.4:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'deki giriş ve çıkış NH <sub>3</sub> -N değerleri .....                                                   | 55 |
| <b>Çizelge 5.5:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de ölçülen biyogaz değişimleri ....                                                                      | 57 |
| <b>Çizelge 5.6:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki KOİ değişimleri. ....                                                                                 | 62 |
| <b>Çizelge 5.7:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki AKM ve UAKM değişimleri....                                                                           | 65 |
| <b>Çizelge 5.8:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki pH ve alkalinite değişimleri. ....                                                                    | 69 |
| <b>Çizelge 5.9:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki giriş ve çıkış NH <sub>3</sub> -N değerleri. .                                                        | 70 |
| <b>Çizelge 5.10:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de ölçülen biyogaz değişimleri.....                                                                       | 72 |
| <b>Çizelge 5.11:</b> Granüler ve floklu aşı çamuru içeren HÇYR'lerin arıtma performansları .....                                                             | 78 |





## ŞEKİL LİSTESİ

### Sayfa

|                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Şekil 2.1:</b> Havasız arıtmaya ait KOİ kütle dengesi (Nadais ve diğ., 2010). ....                               | 5  |
| <b>Şekil 4.1:</b> Çalışmada kullanılan (a) granüler (b) floklu çamur ile aşıl原因an HÇYR'lerin şematik görünümü ..... | 39 |
| <b>Şekil 4.2:</b> Çalışmada kullanılan HÇYR'ler .....                                                               | 39 |
| <b>Şekil 4.3:</b> Çalışmada kullanılan gaz metre. ....                                                              | 43 |
| <b>Şekil 5.1:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de TKOİ giderimi. ....                                            | 47 |
| <b>Şekil 5.2:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de TKOİ değişimleri ve giderim hızı. ....                         | 47 |
| <b>Şekil 5.3:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de ÇKOİ giderimi. ....                                            | 48 |
| <b>Şekil 5.4:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de ÇKOİ değişimleri ve giderim hızı. ....                         | 48 |
| <b>Şekil 5.5:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de AKM giderimi. ....                                             | 50 |
| <b>Şekil 5.6:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de AKM değişimleri ve giderim hızı. ....                          | 51 |
| <b>Şekil 5.7:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de UAKM giderimi. ....                                            | 51 |
| <b>Şekil 5.8:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de UAKM değişimleri ve giderim hızı. ....                         | 52 |
| <b>Şekil 5.9:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de pH ve alkalinite değişimleri. ....                             | 54 |
| <b>Şekil 5.10:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de günlük gaz üretimleri. ....                                   | 56 |
| <b>Şekil 5.11:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de kümülatif gaz üretimi. ....                                   | 56 |
| <b>Şekil 5.12:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de biyogaz değişimi. ....                                        | 57 |
| <b>Şekil 5.13:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen TKOİ başına üretilen biyogaz miktarları .....       | 58 |
| <b>Şekil 5.14:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarları .....       | 59 |
| <b>Şekil 5.15:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen UKM başına üretilen biyogaz miktarları .....        | 60 |
| <b>Şekil 5.16:</b> Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de sıcaklık değişimi .....                                       | 60 |
| <b>Şekil 5.17:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de TKOİ giderimi. ....                                             | 63 |
| <b>Şekil 5.18:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de TKOİ değişimleri ve giderim hızı. ....                          | 63 |
| <b>Şekil 5.19:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de ÇKOİ giderimi. ....                                             | 64 |
| <b>Şekil 5.20:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de ÇKOİ değişimleri ve giderim hızı. ....                          | 64 |
| <b>Şekil 5.21:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de AKM giderimi. ....                                              | 66 |
| <b>Şekil 5.22:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de AKM değişimleri ve giderim hızı. ....                           | 67 |
| <b>Şekil 5.23:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de UAKM giderimi. ....                                             | 67 |
| <b>Şekil 5.24:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de UAKM değişimleri ve giderim hızı. ....                          | 68 |
| <b>Şekil 5.25:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de pH ve alkalinite değişimleri. ....                              | 69 |
| <b>Şekil 5.26:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de günlük gaz üretimleri. ....                                     | 71 |
| <b>Şekil 5.27:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de kümülatif gaz üretimi. ....                                     | 71 |
| <b>Şekil 5.28:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de biyogaz değişimi. ....                                          | 72 |
| <b>Şekil 5.29:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen TKOİ başına üretilen biyogaz miktarları .....         | 73 |

|                                                                                                            |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Şekil 5.30:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarları..... | 74 |
| <b>Şekil 5.31:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de giderilen UKM başına üretilen biyogaz miktarları.....  | 75 |
| <b>Şekil 5.32:</b> Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de sıcaklık değişimi .....                                | 75 |

# **TAVUK ATIKLARININ FARKLI AŞI ÇAMURU İÇEREN YUKARI AKIŞLI HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖRLERDE ARITILABİLİRLİĞİNİN KARŞILAŞTIRMALI OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ**

## **ÖZET**

Hayvan atıkları içerisinde önemli bir yere sahip olan kümes hayvanlarından (tavuk, ördek, hindi vb.) kaynaklanan atıklar, son yıllarda önemi hızla artan çevresel problemler arasında yer almaktadır. Beyaz et tüketiminin, tüm gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde olduğu gibi, ülkemizde de son yıllardaki hızlı artışı; hayvancılık sektöründe büyük oranda et ve yumurta işletmelerinin çoğalmasına neden olmuş ve bu durum ülkemizde, kümes hayvanlarından kaynaklanan atıkların önemli oranda artmasına sebep olmuştur. Bu tez çalışmasında, yumurtacı tavuk çiftliklerinden kaynaklanan hayvansal atıkların; farklı aşı çamuru (granüler ve floklu) içeren, aynı işletme koşullarında ve oda sıcaklığında çalıştırılan iki adet yukarı akışlı Havasız Çamur Yataklı Reaktör’de (HÇYR), anaerobik arıtılabilirliği karşılaştırmalı olarak incelenmiştir. Her iki reaktör, günlük olarak (1+6) oranında seyreltilmiş tavuk atığı ile beslenmiştir (HBS=13 gün). Her iki reaktörde oluşan gaz miktarları ile reaktörlerdeki giderim performansları konvansiyonel parametreler yardımıyla değerlendirilerek, HÇYR’lerde gerçekleşen havasız arıtma performansları birbirleriyle karşılaştırılmıştır. Böylece, yumurtacı tavuk atıklarının HÇYR’lerde gerçekleşen arıtımı açısından hangi aşı tipinin (granüler ya da floklu) daha uygun olduğu da ortaya konulmuştur.

Birinci bölümde, çalışmanın esasları ve önemi hakkında bilgiler verilmiştir. İkinci bölümde ise, havasız arıtmanın esasları açıklanmıştır. Ayrıca, havasız arıtmaya etki eden faktörler ile havasız arıtmada kullanılan sistemler de kısaca anlatılmıştır. Bu bölümde ayrıca çalışmada kullanılan HÇYR sistemleri hakkında detaylı bilgi verilmiştir.

Üçüncü bölümde, hayvansal atıkların havasız arıtılabilirliği incelenmiştir. Bu amaçla, hayvansal atıklarla ilgili literatür araştırılarak; özellikle tavuk atıklarının genel özellikleri ve havasız arıtılmaları ile ilgili bilgiler verilmiştir. Ayrıca, benzer konuda yapılmış çalışmalar da kısaca incelenmiştir.

Dördüncü bölümde, çalışmada kullanılan tavuk atığı ve reaktörlere beslenen substratın (1+6 oranında seyreltilmiş tavuk atığı) karakterizasyonu, işletilen HÇYR’ler ile çalışmada kullanılan aşı tiplerinin genel özellikleri, reaktörlerin işletme koşulları, yapılan deneylerde kullanılan ekipmanlar ve analitik yöntemler hakkında bilgi verilmiştir.

Son bölümde, granüler ve floklu aşı çamuru içeren reaktörlere beslenen substrattan ve her iki reaktörün besleme sonrası çıkış sularından alınan numunelerde yapılan deneylere ait sonuçlar konvansiyonel kirletici parametreler esas alınarak incelenmiştir. Ayrıca günlük olarak ölçülen sıcaklık değerleri ve gaz üretimleri de bu

bölümde verilmiştir. Farklı aşı içeren HÇYR'lerden elde edilen sonuçlar karşılaştırılarak çizelge halinde sunulmuştur.

Çalışma sonucunda, doğal ortam sıcaklığında (herhangi bir ilave ısıtma uygulanmaksızın) işletilen her iki HÇYR'de gerçekleşen biyogaz üretimleri giderilen TKOİ, UAKM ve UKM parametreleri açısından karşılaştırılmıştır. Buna göre, granüler aşı çamuru içeren reaktörde üretilen biyogaz miktarları sırasıyla 0,07 L/gTKOİ<sub>gid</sub>, 0,11 L/gUAKM<sub>gid</sub> ve 0,09 L/gUKM<sub>gid</sub> olarak bulunmuştur. Floklu aşı çamuru içeren reaktörde ise bu değerler sırasıyla, 0,04 L/gTKOİ<sub>gid</sub>, 0,06 L/gUAKM<sub>gid</sub> ve 0,05 L/gUKM<sub>gid</sub> olarak hesaplanmıştır. Böylece, aynı şartlarda işletilen reaktörlerde, granüler aşı çamuru içeren reaktördeki biyogaz üretim veriminin, floklu çamur içeren reaktörde gerçekleşen biyogaz üretim verimine kıyasla daha yüksek olduğu gözlenmiştir.

## **COMPARATIVE EVALUATION OF ANAEROBIC TREATMENT OF CHICKEN MANURE AT UP-FLOW ANAEROBIC SLUDGE BED REACTORS INOCULATED WITH DIFFERENT SLUDGE TYPES**

### **SUMMARY**

In recent years, in parallel with inevitable increases in population as well as in the consumption of the natural resources, one of the most significant challenges encountered in many countries is how the produced wastes are going to be disposed of in an environmentally sustainable and a safe manner. Current and potential environmental problems associated with livestock farming are a major concern in many areas of the world. Excess nutrient is formed during livestock farming operations; this may lead to nutrient accumulation in the soil and undesirable nutrient discharges to the environment. Because livestock farming is very important for the agricultural economy and as a food source, management practices that will achieve sustainable livestock farming and appropriate environmental protection are needed.

Anaerobic digestion of organic wastes is considered as one of the most appropriate treatment alternatives due to biogas and nutrient recovery. Anaerobic digestion is applied worldwide for the treatment of industrial, agricultural and municipal wastes. It involves degradation and stabilisation of the organic material under anaerobic conditions by microbial organisms and leads to the formation of methane and inorganic products including carbon dioxide. In the world, animal wastes have been treated by anaerobic reactors in order to obtain biogas for many years. When the animal wastes are solely treated anaerobically, methane production might be observed in the range of 10-20 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ton. Anaerobic digestion is also a relatively efficient conversion process for poultry litter, producing a collectable biogas mixture with an average methane content of about 60%.

In Turkey, if the numbers of cattle, sheep and poultry, are considered approximately as 13, 30 and 265 million, respectively; respective annual waste capacity is estimated around 128, 25, and 8 million tons. According to this, annual amounts of total solids (TS) are 16.2, 6.1 and 1.9 million tons. If 0,150 m<sup>3</sup> of methane is assumed to be converted per kg of TS, approximately 1,87 billion m<sup>3</sup> methane generation could be calculated annually. Accordingly, the potential of annual energy recovery (if 60% recovery is assumed), could be calculated as ca. 5.43 million MW-hr which corresponds to about 620 MW energy capacity. Poultry are produced daily the feces of 3 to 4% by body weight. On the average, the rate of one bird excreta was adopted a 22 kg/year into the poultry house. Approximately 7 million tones of poultry feces creates environmental problems in Turkey. On the other hand, poultry sector suffering from seven million tons of waste.

Since animal wastes contain high ammonia concentrations, these wastes have high buffering capacities. Besides, animal wastes have lower TS contents than the organic fraction of municipal solid wastes (3-5% for the piggery wastes and 6-9% for the

cattle wastes). Animal wastes are rich in nutrients which are required for microbiological growth, their agricultural fertilizer value is very high. Poultry wastes (chicken, duck, turkey etc.) are considered among the significant environmental problems in recent years. Recently, the rapid increase in white meat consumption in our country, as in all developed countries, results in rapid growth of livestock enterprises producing meat and eggs. As a result of the growing poultry industry, poultry slaughterhouses and egg producers are generating increasing amounts of organic solid by-products and wastes. On the other hand, legislation on the recovery of organic materials for animal feed is becoming tighter and more restrictive of their landfilling. In this regard, anaerobic digestion is a promising alternative for the treatment of these materials, as the process combines material recovery and energy production.

Waste from the poultry industry includes a mixture of excreta (manure), bedding material or litter (e.g. wood shavings or straw), waste feed, dead birds, broken eggs and feathers removed from poultry houses. Other wastes include those from cage, conveyer belt and water-flushing systems. The litter and manure component of this waste has a high nutritional value and is used as an organic fertiliser. This waste of manure contains the major plant nutrients of nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K). The amounts of these nutrients can vary depending upon many factors including the age and diet of the flock, as well as the moisture content and age of the manure. Poultry manure also contains the secondary plant nutrients such as zinc, copper, boron, iron, and manganese. Poultry manure containing large quantities of calcium carbonate can improve acidic soils for crop production.

Poultry manure contains significant concentrations of organic nitrogen due to the presence of high levels of protein and amino acids. Of the nitrogen in fresh manure, 60-80% is typically in organic form, such as urea and protein. Depending on the environmental conditions, a large percentage of this organic nitrogen (40-90%) is converted into ammonia within a year. During anaerobic digestion of poultry manure, the concentration of endogenous ammonia-nitrogen rises considerably. Although some members of the anaerobic microorganism population can use ammonium ions, an excess of ammonium can inhibit the destruction of the organic compounds as well as the productions of the volatile fatty acids and the methane gas. The presence of ammonium ions also contributes to a corrosively high pH and leads to handling, storage and disposal problems. Hence, decreasing the ammonia content is desirable for an effective treatment of the poultry litter.

In this study, anaerobic treatability of chicken (laying hen) manure was evaluated comparatively in two identical Up-flow Anaerobic Sludge Bed (UASB) reactors inoculated with different sludge sources (flocculent and granular). Both reactors, having similar operating conditions, have been operated at ambient temperature without any heating requirement, hydraulic retention time is 13 days and both reactors have been fed with same substrate (chicken manure diluted with tap water in ratio of 1+6) on daily basis. The treatment performances of both reactors are compared to each other, with the assessment of biogas production and chemical oxygen demand (COD) removal. Thus, which inoculation type might be more appropriate for the biogas production and the anaerobic treatment of chicken (laying hen) manure.

In the first part, principles and the significance of this study are given. In the second part, the fundamentals of anaerobic treatment is examined. Besides, the parameters affecting anaerobic treatment and the anaerobic treatment systems are given briefly. The UASB reactors is explained in detail.

In the third part, the anaerobic treatment of livestock manure is examined. For this purpose, the technical literature is reviewed. Especially, the general features of chicken manure and the anaerobic treatability of chicken manure are given in detail. In addition, the studies on disposal chicken manure with biological treatment systems is examined in brief.

In the fourth part, chicken manure and the substrate (1+6) characteristics, UASB characteristics used in this study, the inoculation characteristics, operating conditions, the equipments and the analytical methods are given.

In the last part, experimental results from both reactors are shown. The experimental results of TCOD, SCOD, TKN,  $\text{NH}_3\text{-N}$ , SS, VSS, alkalinity, pH parameters are given and compared for both reactors. Additionally, daily measured temperature and biogas production results are also given and compared in a table in this chapter. Results are shown as biogas productions respectively per total COD, VSS and VS in both reactors. In the UASB reactor inoculated with the granular sludge, the biogas productions per removal are 0.07 L/gCOD, 0.11 L/gVSS and 0.09 L/gVS. In the UASB reactor inoculated with the flocculent sludge, the biogas productions per removal are 0.04 L/gCOD, 0.06 L/gVSS and 0.05 L/gVS. Consequently, it has been observed that the biogas production yields in the UASB reactor inoculated with the granular sludge are higher than the biogas production yields in the UASB reactor inoculated with the flocculent sludge.

According to the results, average TCOD removal efficiency in the UASB reactor inoculated with the granular sludge is about 95% whereas average TCOD removal efficiency in the UASB reactor inoculated with the flocculent sludge is about 91%. On the other hand, average SCOD removal efficiencies in the UASB reactors inoculated with the granular and the flocculent sludges are about 82% and 72%, respectively. According to TSS and VSS removal efficiencies, similar results are observed in both reactors. However, cumulative biogas production in the UASB reactor inoculated with the granular sludge is 2.5 times higher than the UASB reactor inoculated with the flocculent sludge during the study. Moreover, average biogas yield per gram TCOD removal in the UASB reactor inoculated with the granular sludge is approximately 1.75 times higher than the UASB reactor inoculated with the flocculent sludge.

Hence, anaerobic treatment is an appropriate alternative for the reduction of the environmental pollution caused by chicken manure in Turkey, and the UASB reactors operated at ambient temperatures could be realized with less operating costs. Moreover, by comparing the treatment performances of two UASB reactors including different seed sludges; it was also investigated that the granular seed is more appropriate for the laying hen manure. With this study, decrease in the problems encountered during laying hen manure disposal could be studied with the biogas recovery potential as the renewable energy source.





## 1. GİRİŞ

Son yıllarda, nüfus ve doğal kaynakların tüketilmesindeki önlenemez artışa paralel olarak birçok ülkede karşılaşılan en önemli sorunlardan birisi, atıkların çevre açısından güvenli ve sürdürülebilir bir şekilde nasıl bertaraf edileceğidir. Organik atıkların havasız (anaerobik) arıtmaları sonucunda biyogaz ve gübre gibi faydalı yan ürünlere dönüştürülmeleri en uygun atık yönetim alternatiflerinden biri olarak düşünülmektedir. Dünyada, hayvan atıkları uzun yıllardan beri anaerobik reaktörlerde biyogaz elde etmek amacıyla arıtılmaktadır. Hayvan atıkları tek başlarına anaerobik olarak arıtıldıklarında metan verimi  $10-20 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{ton}$  aralığında gözlenmektedir. Türkiye’de inek, koyun ve kümes hayvanları sayısının yaklaşık olarak sırasıyla 13, 30 ve 265 milyon olduğu göz önüne alınırsa; yıllık atık kapasitesi sırasıyla 128, 25, 8 milyon ton civarında hesaplanmaktadır. Yıllık toplam katı madde miktarları (TKM) ise 16,2, 6,1 ve 1,9 milyon ton değerlerindedir. Katı maddenin metana dönüşüm oranının  $0,150 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TKM}$  olduğu kabul edilirse; metan üretiminin yılda yaklaşık 1,87 milyar  $\text{m}^3$  olduğu hesaplanabilir. Buna göre yıllık enerji geri kazanım potansiyeli (%60 geri kazanım olduğu kabul edilirse) 5,43 milyon MW-saat olmakta ve bu değer 620 MW’lık bir enerji tesisine karşılık gelmektedir. Hayvan atıkları yüksek konsantrasyonlarda amonyak içerdiğinden, oldukça yüksek tamponlama kapasitesine sahiptir. Ayrıca, hayvan atıklarının TKM içeriği evsel organik katı atıklara göre daha düşüktür (Domuz çiftliği atıklarında %3,5, büyük baş hayvan atıklarında %6-9). Hayvan atıkları mikrobiyolojik çoğalma için gerekli besi maddeleri (nütrient) bakımından da zengin olup, bu atıkların tarımsal gübre değeri çok yüksektir. Hayvan atıkları içersinde önemli bir yere sahip olan kümes hayvanlarından (tavuk, ördek, hindi vb.) kaynaklanan atıklar, son yıllarda önemi hızla artan çevresel problemler arasında yer almaktadır.

Beyaz et tüketiminin, tüm gelişmiş ülkelerde olduğu gibi, ülkemizde de son yıllardaki hızlı artışı; hayvancılık sektöründe büyük oranda et ve yumurta işletmelerinin hızla çoğalmasına neden olmuş ve bu durum ülkemizde, kümes hayvanlarından kaynaklanan atıkların önemli oranda artmasına sebep olmuştur.

## 1.1 Çalışmanın Anlamı ve Önemi

Özellikle gelişmekte olan ülkelerde, son yıllarda nüfustaki hızlı artışa paralel olarak, gıda gibi temel ihtiyaçlar için daha hızlı ve etkili tedarik yöntemlerinin geliştirilmesi gerekmektedir. Gelişmekte olan ülkeler kategorisinde bulunan Türkiye’de de artan gıda ihtiyacının karşılanabilmesi için gıda sektörü farklı kollardan gelişmektedir. Bu kollardan belki de en önemlilerinden biri, protein açısından, et ve yumurta gibi iki önemli kaynak sağlayan tavukçuluktur.

Günümüzde, köy tavukçuluğu yerini modern tavuk çiftliklerine bırakmış, tavukçuluğun iki ana kolu olan et tavukçuluğu ve yumurta tavukçuluğu ürünleri, gıda marketlerinde önemli ölçüde yer edinmiştir. Bunun yanında, yüksek bir üretim kapasitesine sahip tavukçuluk sektörünün gelişimiyle birlikte, bu sektörden kaynaklanan atıkların bertarafı önemli bir problem teşkil etmeye başlamıştır. Bu sektörün gelişiminden önce, tarımsal amaçlı gübre olarak kullanılan tavuk atıkları, artan atık miktarı ve kirlilik potansiyeli sebebiyle farklı ve uygulanabilir bertaraf yöntemlerinin geliştirilmesine ihtiyaç doğurmuştur.

Özellikle tavuk atıklarının, uzun süreli depolanması, toprak üzerine serilmesi ya da tarlalarda gübre olarak kullanılması gibi uygulamalar çevre açısından çeşitli olumsuzluklara sebep olabilmektedir. Bu durum, hem toprağın yapısını bozmakta; hem de koku ve sivrisinek problemleri gibi insan sağlığını tehdit eden durumlara yol açmaktadır. Ayrıca, bu atıklar yeraltı ve yüzey sularına karışarak azot ve fosfor kirliliğine, dolayısıyla ötrifikasyona sebep olabilmektedir. Bununla beraber, bekleyen atık bozunmaya uğrayarak metan gibi çeşitli gazlar salınmakta ve bu da sera etkisine neden olabilmektedir. Açıkta bekleyen atık ayrıca; zararlı mikroorganizmaların üremesine ve bu atıklara temas eden hayvanların hastalığa sebebiyet veren mikropları yaymasına da sebep olabilmektedir. Bu sebeple, tavuk çiftliklerinden kaynaklanan atıkların çevreye ve insan sağlığına uygun bir şekilde arıtılarak bertarafı gerekmektedir.

Tavuk atıkları için uygulanan en uygun arıtma alternatifi havasız (anaerobik) arıtmadır. Anaerobik arıtma; yüksek kirlilik yüküne sahip atıkların arıtımına ve biyogaz gibi kullanılabilir enerjinin geri kazanımına olanak sağlayarak organik gübre elde edilmesi gibi önemli avantajları sebebiyle her geçen gün daha fazla tercih edilen bir proses haline gelmiştir. Fakat, tavuk atıklarının anaerobik arıtımı ile ilgili bilimsel araştırmalar mevcut olsa bile, genellikle bu çalışmalar tavuk atıklarının mezofilik

(35°C) tam karışimli havasız çürütücülerde arıtımıyla sınırlı kalmaktadır. Bunun yanında, bu atıkların HÇYR'ler gibi yüksek hızlı reaktörlerde arıtımı konusunda sınırlı literatür bilgisi bulunmaktadır. Tavuk atıklarının arıtımı için HÇYR uygulamaları da büyük oranda granüler çamur ile aşılanmış reaktörlerde ve mezofilik (35°C) sıcaklık değerlerinde gerçekleştirilmiştir. Hâlbuki, bu atıkların doğal ortam sıcaklıklarında herhangi bir ilave ısıtmaya ihtiyaç duyulmadan arıtılabilmeleri ile havasız reaktörlerin işletme maliyetleri önemli ölçüde azalacaktır. Bu sebeple, tavuk atıkları gibi yüksek organik kirliliğe sahip atıkların arıtılarak bertaraf edilmesi sırasında kirliliği azaltıcı etkilerin yanında; proses kontrolü, işletme koşulları, atık yönetimi, işletme maliyetlerinin düşürülmesi, enerji ve elektrik üretimi, organik gübrenin ticari kullanımı gibi diğer konuların da geniş kapsamlı incelenmesi gerekmektedir.

Bu tez çalışması ile; Türkiye'de yumurtacı tavuk çiftliklerinden kaynaklanan atıkların sebep olduğu kirliliğin azaltılması ve/veya giderilmesine yönelik çözümler incelenmiştir. İki farklı aş çamuru (granüler ve floklu) ile aynı şartlarda ve herhangi bir ısıtmaya ihtiyaç duyulmadan (doğal ortam sıcaklığında) işletilen laboratuvar ölçekli iki adet HÇYR sistemlerinde tavuk atıklarının havasız arıtılabilirliği araştırılarak yeni bilimsel bulguların elde edilmesi esas alınmıştır. Ayrıca, havasız reaktörlerden elde edilen biyogazın geri kazanım potansiyeli sebebiyle bu atıkların sürdürülebilir bir şekilde bertarafına da imkan sağlanmıştır.

## **1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı**

Bu çalışmanın amacı, özellikle ülkemizde hızla büyüyen tavukçuluk sektöründen kaynaklanan atıkların doğal ortam sıcaklığında işletilen HÇYR sistemlerinde havasız arıtılabilirliklerinin incelenmesi ve biyometan geri kazanımının da araştırılarak; bu atıkların sürdürülebilir bir şekilde bertarafının değerlendirilmesidir. Bu kapsamda, farklı aş çamuru ile beslenen anaerobik reaktörlerin performansları gerek konvansiyonel parametrelerdeki giderim verimleri; gerek ise biyogaz üretim hızları incelenerek karşılaştırmalı olarak araştırılmıştır.

Bu çalışma kapsamında;

- Tavuk atıklarının laboratuvar ölçekli ve doğal ortam sıcaklığında işletilen HÇYR sistemlerinde havasız arıtılabilirliklerinin araştırılması,
- Tavuk atıklarının farklı aşı çamuru (granüler ve floklu) ile aşılanmış eşdeğer iki adet HÇYR sistemlerinde arıtılmaları sırasında, hangi aşı çamurunun (floklu ve granüler) daha uygun olduğunun araştırılması,
- Laboratuvar ölçekli HÇYR sistemlerinde tavuk atıklarının arıtılmaları sonucunda oluşacak biyogaz üretim hızları ile arıtma verimlerinin karşılaştırılmalı olarak incelenmesi

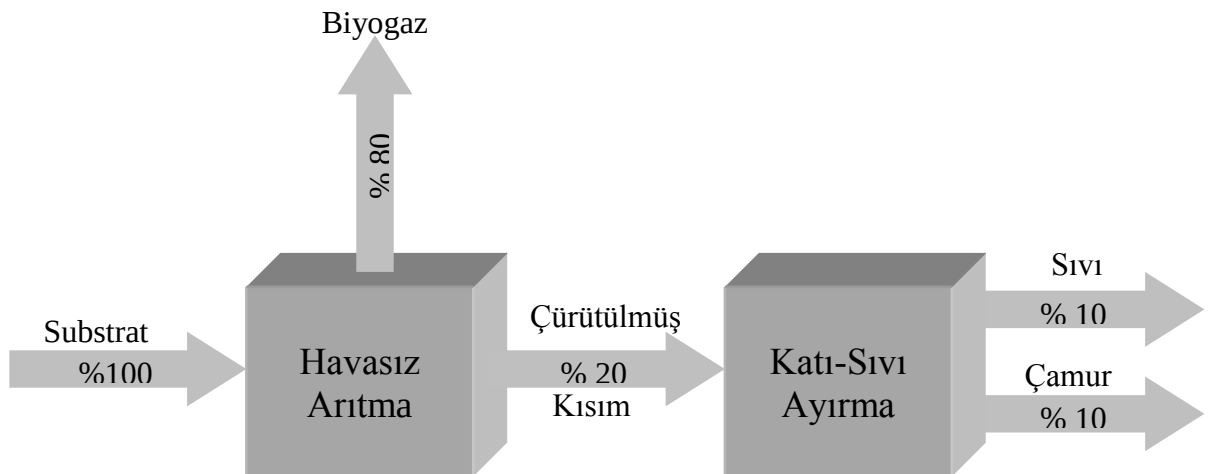
gerçekleştirilmiştir.

## 2. HAVASIZ ARITMA

Organik maddelerin biyolojik olarak parçalanarak gideriminin sağlandığı ve prosesin sonunda biyogaz (ağırlıklı olarak metan ve karbondioksitten oluşan) ile  $\text{NH}_3$  ve  $\text{H}_2\text{S}$  gibi inorganik son ürünlerin oluştuğu arıtma tipi “anaerobik (havasız) arıtma” olarak isimlendirilir (Verma, 2002; Öztürk, 2007; Henze ve diğ., 2008; Demirbaş ve diğ., 2011).

Anaerobik çürütme, serbest oksijen kaynağının olmadığı bir ortamda, organik ya da inorganik maddelerin karmaşık mikrobiyolojik bir ekosistem tarafından biyolojik olarak ayrıştırılmasıdır (Jantrania, 1985; Poh ve Chong, 2009). Bu ayrıştırma prosesi sırasında organik madde büyük oranda metan, karbondioksit ve biyokütleye dönüşür (Nadais ve diğ., 2010).

Bu proses, organik maddenin mevcut olduğu ve redoks potansiyelinin düşük olduğu (oksijen olmayan) tüm ortamlarda gerçekleşir. Organik atıkların anaerobik çürütülmesinde rol alan anaerobik mikroorganizmalar, organik bileşikleri biyogaza dönüştürür (McHugh ve diğ., 2003). **Şekil 2.1**'de bu prosese ait KOİ kütle dengesi verilmiştir.



**Şekil 2.1:** Havasız arıtmaya ait KOİ kütle dengesi (Nadais ve diğ., 2010).

Anaerobik arıtma,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{S}^{-2}$  gibi mineralize maddeler çözeltide kalırken, biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin giderilmesinde oldukça etkilidir (Henze ve diğ., 2008). Anaerobik arıtma teknik olarak basit sistemlerle uygulanabilir ve bu proses her ölçekte ve bir çok yerde kullanılabilir. Diğer taraftan proses sonucunda oluşan çamurun miktarı oldukça azdır ve bu çamur iyi stabilize olmuştur.

## 2.1 Havasız Arıtmanın Esasları

Havasız arıtma, farklı mikroorganizma gruplarının katıldığı karmaşık bir biyokimyasal süreçtir. Bu süreçte, özellikle asit üreten bakteriler ve metan arkeleri görev alır. **Çizelge 2.1**'de bu iki mikroorganizma grubunun da kendi içinde ikiye ayrıldığı görülmektedir

**Çizelge 2.1:** Başlıca anaerobik mikroorganizma grupları (Öztürk, 2007).

|                        |                                      |
|------------------------|--------------------------------------|
| Asit Üreten Bakteriler | Bütirik ve propiyonik asit üretenler |
|                        | Asetik asit üretenler                |
| Metan Arkeleri         | Asetik asit kullananlar              |
|                        | Hidrojen kullananlar                 |

Anaerobik reaktörlerde, heterojen mikroorganizma grupları ortaklaşa görev yaparlar. Bu farklı organizma gruplarının varlığı, reaktöre beslenen organik maddelerin yapısına ve türüne bağlı olsa da metan üreten sistemlerde **Çizelge 2.1**'de verilen mikroorganizma grupları ortamda mutlaka olmalıdır.

Havasız şartlarda organik maddelerin ayrışması genel olarak üç adımlı bir proses olarak ele alınır (Verma, 2002):

1. Yüksek molekül ağırlıklı katı ve çözünmüş organik maddelerin hidrolizi,
2. Düşük molekül ağırlıklı organik maddelerin asit bakterilerince muhtelif uçucu yağ asitlerine ve bunu takiben asetik asite dönüştürülmesi,
3. Asetik asit ve  $\text{H}_2$  ile  $\text{CO}_2$ 'den (farklı tipte metan bakterileri tarafından) metan üretimi.

Hidroliz, hücre dışı enzimler tarafından gerçekleştirilen oldukça yavaş bir süreçtir. Bu aşamada, karbonhidrat, yağ ve protein gibi karmaşık (kompleks) yapıli bileşikler,

daha basit yapılı monomerlerine (      r Őekerler, amino asitler, peptidler ve uzun zincirli yağ asitleri gibi) ayrıştırılır (Verma, 2002; Nadais ve diğ., 2010). Bu süreçte, reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler; pH, sıcaklık ve çamur yaşıdır. Yağlar gibi yavaş hidrolize olan maddelerin varlığı, havasız arıtmada hidroliz sürecinin hız sınırlayıcı faktör olmasına sebep olabilmektedir. Bununla beraber hidroliz süreci,       m Ő hidrokarbonlar ve proteinler (sütte bulunanlar gibi) için oldukça hızlıdır (Nadais ve diğ., 2010).

Bazı selüloz içeren atıkların havasız arıtımında da hidroliz adımı hız sınırlayıcı rol oynar. Oldukça kompleks bir yapıya sahip olan lignin, anaerobik Şartlarda hiç hidrolize olmaz veya reaksiyon hızı ihmal edilecek kadar düşüktür ( zt rk, 2007). Bitkilerin hücre duvarlarında, lignin, hemiselüloz ile sıkıca bağlanarak, parçalanması oldukça zor kristal yapıda olan selülozu kaplar ve böylece hidrolitik enzimler için fiziksel bir engel oluşur. Sonuçta, bu büyük partiküller görece olarak mikroorganizmaların hücum edebileceği dar alanlara sahiptir ve mikroorganizmalar bu partiküllerin yapısını sadece bu noktalarda bozabilmektedir (Mshandete ve diğ., 2006). Bu sebeple, lignoselüloz içeren malzemelerin biyolojik olarak parçalanabilmesi için uygulanan çeşitli yöntemlerin ilk hedefi ligninin biyoliflerin parçalanabilir kısımlarıyla bağ yapması sağlanarak, bakterilerin kolaylıkla nüfuz edebileceği substrat yüzey alanlarının arttırılmasıdır.

Ayrıca, metan üretiminin olmadığı bazı çalışmalarda, yağ hidrolizinin de gerçekleŐmedięi gözlenmiştir (Nadais ve diğ., 2010). Bunun yanında yarı selüloz, yağ ve proteinlerin parçalanması günler s retilirken, düşük molekül ağırlıklı Őekerler, uçucu yağ asitleri ve alkollerin parçalanma hızları sadece saatlerle ifade edilebilmektedir (Steffen ve diğ., 1998).

Asit  retimi ya da diğer adıyla fermentasyon safhasında, hidroliz ürünleri asetik asit veya reaktördeki işletme Şartlarının kararlı olmaması halinde, asetik asit yanında propiyonik, bütirik, izobütirik, valerik ve izovalerik gibi yağ asitlerine dönüştürülür (Verma, 2002). Bu kademedede, organik bileşikler hem elektron verici, hem de elektron alıcı olarak kullanılır; yani dıŐarıdan bir elektron alıcıya gerek duyulmamaktadır ve bu anaerobik bozunmanın enerji üretilen ilk basamağıdır (Nadais ve diğ., 2010). Bu aşamada, sistemin tamponlama kapasitesinde hassas bir düşüş gözlenebilir. Hidrojen ve CO<sub>2</sub>'yi kullanarak metan üreten metanojenler, düşük pH seviyelerinden olumsuz yönde etkilendiğinden; pH'taki düşüş hidrojen

tüketiminde azalmaya yol açar. Bu durum da asitojenik bakterilerin ürünlerinde değişikliğe sebep olarak; propiyonik asit gibi ürünler oldukça fazla üretilir. Böyle durumlarda, asetojenik bakteri popülasyonu, üretilmiş olan asit miktarına uyum sağlayamaz ve sistem bozulur. Ortamda uçucu yağ asitlerinin birikmesiyle pH düşer ve nihai olarak metan üretimi durur. Bu durum ‘reaktör asidifikasyonu’ olarak isimlendirilir ve havasız reaktörlerde yeterli tamponlama kapasitesi sağlanarak bu durumdan kaçınılmalıdır (Nadai ve diğ., 2010).

Düşük sülfat konsantrasyonlarında belirgin olmamakla birlikte, sülfat gideren bakteriler de özellikle metan üretimini çeşitli şekillerde etkileyebilmektedir. Bu bakteriler bir yandan bazı organik asit ve alkoller asetik aside oksitlerken; aynı zamanda sülfatları da  $H_2S$  (hidrojen sülfür)’e indirgemektedir.  $H_2S$ , metan arkeleri için gerekli bir besi maddesi olduğundan,  $H_2S$ ’in başka kaynaklardan karşılanmaması durumunda ortamdaki sülfatın kullanılması gerekmektedir. Aynı zamanda,  $H_2S$ ’in kuvvetli bir indirgeyici olması nedeniyle ortamın havasız koşullarını koruyan önemli bir bileşik olduğu da bilinmektedir. Bunun yanında, sülfat konsantrasyonu çok yüksek olursa, sülfat giderimi sonucunda oluşan  $H_2S$  konsantrasyonu metan arkeleri için zehirli olabilecek seviyelere ulaşabilir ve sülfat gideren bakteriler metan arkeleri ile  $H_2$  için rekabete girebilir. Bunun yanında, ortamda yeterince sülfat olmaması halinde sülfat gideren bakteriler asetik asit üreten bakteriler gibi  $H_2$  üretecek tarzda faaliyet gösterebilmektedir (Öztürk, 2007).

Asit üretimine paralel olarak, protein ve amino asitlerin ayrışmasından dolayı amonyum da açığa çıkar. Amonyum konsantrasyonu genelde havasız süreçlerde inhibisyona sebep olacak seviyede olmamakla birlikte; azotça zengin atıklar için, özellikle yüksek pH değerlerinde problem teşkil edebilir (Nadai ve diğ., 2010).

Asetat kullanan metan arkeleri, fermantasyon bakterileri ile ortaklaşa çalışarak asetik asit konsantrasyonu ve pH’ı kontrol eder. Asetat kullanan metan arkelerinin çoğalma hızları nispeten yavaş (asgari ikilenme zamanları 2 – 3 gün,  $T=35^{\circ}C$ ), buna karşın fermantasyon bakterilerinin ikilenme zamanları ise oldukça hızlıdır (2 – 3 saat,  $T=35^{\circ}C$ ) (Öztürk, 2007). Dolayısıyla, organik yükün artması durumunda asit üretimi istenen şekilde gerçekleşebildiği halde, metan üretimi aynı hızla gerçekleşmeyebilir ve reaktörde aşırı miktarda uçucu asit birikimi ile karşılaşılabilir.



Metan üretimi yavaş bir süreçtir ve genellikle havasız arıtmada hız sınırlayıcı safha olarak kabul edilmektedir. Metan, asetik asitin parçalanması ve/veya  $H_2$  ile  $CO_2$ 'nin sentezi sonucu üretilir (Verma, 2002; Öztürk, 2007). Havasız reaktörlerde üretilen metanın takriben %30'u  $H_2$  ve  $CO_2$ 'den, %70'i ise asetik asitin parçalanmasından oluşmaktadır.  $H_2$  ve  $CO_2$ 'den metan üreten arkeler, asetik asit kullanan arkelere nazaran çok daha hızlı çoğalmaktadır. Dolayısıyla ortamda yeterli  $H_2$  ve  $CO_2$  bulunduğu sürece bu yolla metan üretimi devam eder. Ancak metan üretimi safhasının her zaman hız sınırlayıcı olması söz konusu değildir, bazen yukarıda anlatıldığı gibi hidroliz safhası daha kritik olabilmektedir.

Metan arkeleri, fizyolojik yapıları gereği en etkili şekilde pH 6,7-8,0 aralığında faaliyet gösterir. Grup halinde metan arkelerinin kullanabilecekleri besin maddeleri oldukça sınırlı olup; bunlar asetik asit, metanol,  $H_2$  ve tek karbonlu bileşiklerdir.

Yapılan araştırmalarda, asetatin metana doğrudan dönüşümünden sorumlu mikroorganizma türlerinin *Methanosaeta* ve *Methanosarcina* olduğu gözlenmiştir (Verma, 2002). *Methanosaeta* türü çubuksu şekilli olup; sadece asetik asiti karbon ve enerji kaynağı olarak kullanabilir. *Methanosarcina* türü ise yuvarlak şekilli olup asetat, metanol, metilaminler ve bazen hidrojeni kullanarak kümeler halinde çoğalır. Bu türlerden hangisinin havasız arıtma sürecinde etkin rol oynadığını genellikle ortamdaki asetat konsantrasyonu belirler. Asetat konsantrasyonunun 60 mg/L'nin üzerinde olması halinde *Methanosarcina* türünün daha aktif rol aldığı bilinmektedir (Öztürk, 2007). Bu değer altında ise yarı doygunluk sabitleri ve maksimum çoğalma hızları düşük olan *Methanosaeta* türü asetat kullanımında faaliyet göstermektedir. Düşük asetat konsantrasyonlarında *Methanosaeta*'nın etkinliği düşük asetat eşik değerine sahip olmasına da bağlıdır. Bu nedenle, sürekli fazda çalıştırılan reaktörlerle yapılan çalışmalarda, işletme şartlarının kararlı olduğu durumlarda, *Methanosaeta* türünün aktif organizma topluluğu içinde baskın olduğu bulunmuştur.

Çoğunlukla, yüksek hızlı anaerobik çamur yataklı reaktörlerde, granüller *Methanosarcina*'dan ziyade *Methanosaeta*'dan oluşur (Çallı, 2003). İşletme süresince, biyoreaktörlerdeki mikrobiyal çeşitliliğin incelenmesi çok önemlidir. Bu sebeple, anaerobik reaktörlerde biyokütlenin yapısı ve fizyolojik özellikleri için, reaktör ortamındaki mikroorganizmalar tanımlanmalıdır. Bu, proses veriminin değerlendirilmesi sürecinde önem arz eder.

Havasız arıtmada hidrojen kullanarak çoğalan arkelerin faaliyeti nihai ürün olan metanın oluşması açısından oldukça önemlidir. Arıtma sürecinde  $H_2$  konsantrasyonunun sürekli düşük seviyelerde tutulması, sistemdeki diğer organizmaların yaşamlarını sağlamaktadır. Biyolojik elektron alıcıları olarak da adlandırılan bu arkeler, asetat kullananlara göre fenotipik olarak daha dağınık bir yapı sergilemektedir. *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanosprillum* ve *Methanococcus* türleri havasız arıtma sürecinde görülen en yaygın arkelerdir. Bu arkelerin spesifik çoğalma hızları  $0,8 - 4,1 \text{ gün}^{-1}$  arasında değişmektedir (Öztürk, 2007). Metan arkelerinin faaliyetleri sonucu reaktörde oluşan biyogazın ana bileşenleri metan ve karbondioksittir. Ayrıca, biyogazın içeriğinde çok az miktarda hidrojen sülfür gibi gazlar da gözlenebilir. Oluşan biyogazın tipik bileşimi %55-70 oranında metan, %30-45 karbondioksit, %0-2 azot ve ~500 ppm hidrojen sülfür şeklindedir (Demirbaş ve diğ., 2011).

Anaerobik reaktörlerde arıtma sürecinin durumu biyogazdaki  $H_2$  konsantrasyonunu izlemek suretiyle hassas bir şekilde açıklanabilir. Gaz fazındaki  $H_2$  konsantrasyonunun artması halinde, ürün oluşumu daha çok indirgenmiş organik asit formuna kaymaktadır. Sisteme verilen organik yük arttırıldığında, fermantasyon bakterileri şok yüklemelere kısa sürede uyum göstererek organik asit üretir. Bu durum pH'ı düşürür ve metan arkelerinin rol aldığı reaksiyonların hızını yavaşlatarak ortamda pH birikimine yol açar. Reaktörde  $H_2$  konsantrasyonunun artması durumunda;

- 1- Toplam asit üretim hızının düşerek sistemin kararlı hale dönebilmesi için ek süreye ihtiyaç duyulur.
- 2- Bütirik ve propiyonik asit konsantrasyonlarının artarak asetik asit üretimini ve asetat kullanan metan arkelerinin  $CH_4$  üretimleri engellenir.
- 3- Hidrojen konsantrasyonunun daha artması propiyonik asit üretimini hızlandırır ve reaktörde pH'ın daha da düşmesine sebep olur.

Kompleks organik maddelerin metana dönüştürülmesi sürecinde, hidrojen üreten ve hidrojeni kullanan bakterilerin özel önemi vardır. Propiyonik asitin, asetik asit ve hidrojene parçalanabilmesi için ortamdaki  $H_2$ 'nin kısmi basıncının  $10^{-4}$  atm (100 mg/L)'yi aşmaması gerekmektedir. Bu düşük basınç ortamında hidrojen kullanan metan arkeleri için gerekli enerji, kısmi basıncın 1 atm olması haline göre, önemli

ölçüde azaltılarak reaksiyonu kolaylaştırmaktadır. Diğer bir deyişle; birim hacimde  $H_2$ 'i kullanmak için gerekli mikroorganizma miktarı daha da azalmaktadır.  $H_2$ 'nin termodinamik esaslara göre metana dönüşebilmesi için  $10^{-6}$  atm'den yüksek olması gerekmektedir. Bu yüzden,  $H_2$  kullanan metan arkelerinin optimum hızda faaliyeti için;  $H_2$  kısmi basıncının  $10^{-6}$ ~ $10^{-4}$  atm aralığında tutulması büyük önem taşır (Öztürk, 2007).

## **2.2 Havasız Arıtmaya Etki Eden Faktörler**

Havasız arıtma sistemlerinde, çeşitli mikroorganizma gruplarının birlikte çalışması gerektiğinden, prosesin kontrolü oldukça hassastır ve bu sürecin işleyişine etki eden birden fazla faktör bulunmaktadır. Bölüm 2.2.1-2.2.5'te, havasız arıtma sürecini etkileyen faktörler açıklanmıştır.

### **2.2.1 Sıcaklık**

Havasız arıtmada başlıca üç sıcaklık aralığı vardır. Bunlar sakrofilik  $10-20^{\circ}C$  (optimum  $17^{\circ}C$ ), mezofilik  $25-40^{\circ}C$  (optimum  $35^{\circ}C$ ) ve termofilik  $50-60^{\circ}C$  (optimum  $55^{\circ}C$ ) sıcaklık kademeleri olarak adlandırılır. Metan üretimi, sıcaklık arttıkça artarak yaklaşık  $35^{\circ}C$ 'de birinci pik değerine ulaşır. Ancak,  $45^{\circ}C$  civarında bir sınır ayırt edilir. Bu değer üzerinde termofilik kademe başlar ve metan üretimi  $55^{\circ}C$ 'de maksimum değerine ulaşmaya kadar artar. Bu yüzden, havasız reaktörler mezofilik kademedede  $\sim 35 \pm 2^{\circ}C$ , termofilik kademedede ise  $55 \pm 2^{\circ}C$  sıcaklığında işletilir. Ayrıca, bu sıcaklık aralıklarında, nispeten düşük çamur bekletme sürelerinde ve yüksek organik yükleme oranlarında çalışılarak ham atıktaki patojenler bu yüksek sıcaklıklarda parçalanır (Lusk, 1995).

Havasız arıtmada sıcaklığın etkisi çamur yaşıyla da yakından ilgilidir. Çamur yaşı arttıkça, havasız sistemler daha düşük sıcaklıklarda aynı seviyede KOİ giderim verimlerini muhafaza edebilir. Dolayısıyla, reaktörlerdeki biyokütle miktarı (aynı zamanda çamur yaşı) arttıkça sistemin düşük sıcaklık etkilerini dengeleme kapasitesi de artar. Havasız arıtmada sıcaklığın olabildiğince sabit tutulması ve gün içinde  $2^{\circ}C$ 'den fazla değişmemesi gerekir. Çoğalma hızları daha yüksek olan asit bakterileri sıcaklık değişimlerine daha çabuk uyum sağlar. Ancak, metan arkeleri bu değişime aynı hızla uyum gösteremediğinden, sistemde dengesizlik ve uçucu asit birikimi gözlenir.

### 2.2.2 pH ve alkalinite

Metan arkeleri için optimum pH aralığı 6,5 – 8,2 olarak rapor edilmektedir. pH>8 için aktivitenin aniden düşmesi, ortamdaki serbest (iyonize olmamış) NH<sub>3</sub> (amonyak) miktarıyla ilgilidir.

pH'ın kontrolüyle metan arkeleri üzerindeki inhibisyon etkisi önlenebilir. pH<5,5 olması halinde asit bakterileri de belli ölçüde inhibisyona uğrar. Havasız ayrışma sırasında reaktörlerde gerçekleşen fizikokimyasal süreçlerde pH, CO<sub>2</sub> ve alkalinite arasında bir ilişki vardır. Dolayısıyla reaktörün pH'ı ve gazın CO<sub>2</sub> kısmi basıncı (yüzdesi) bilindiği takdirde ortamdaki bikarbonat alkalinitesinin tahmini mümkündür. Benzer şekilde, pH ve alkalinite bilindiği takdirde gazdaki CO<sub>2</sub> yüzdesi de bulunabilir.

Emniyetli bir işletme için yükleme stratejisi olarak; Toplam Uçucu Asit/Toplam Alkalinite (TUA/TA) oranının 0,1 değerini geçmeyecek şekilde ayarlanması gerekmektedir. TUA/TA oranı yaklaşık 0,3 olduğunda; bu durumun sebebi araştırılmalı ve gerekli kontrol önlemleri alınmalıdır. Sistemin tamponlama kapasitesi, reaktörler içerisinde birikebilecek UYA açısından önemlidir. Karbonhidratlar açısından zengin substratlar iyi bir UYA üreticisiyken, protein açısından zengin substratlar sistemin tamponlama kapasitesini artırabilmektedir (Mshandete ve diğ., 2004).

### 2.2.3 Oksitleyici maddeler

Havasız arıtmada kararlı bir işletmenin sağlanabilmesi için ortamda kesinlikle serbest oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile arıtma sürecini olumsuz olarak etkilemektedir. Bu yüzden, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, HS<sup>-</sup> gibi maddeler de havasız sistemlerin verimlerini olumsuz yönde etkilemektedir.

### 2.2.4 Nütrientler ve uçucu yağ asitleri

Arıtılan atığın KOİ/N/P bakımından dengeli olması çok önemlidir. Böyle bir denge yoksa üre, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> veya amonyum dibazik fosfat gibi kimyasal maddeler ilave edilerek bu dengenin sağlanması gerekir. Havasız arıtma süreci için gerekli optimum KOİ/N/P oranlarının farklı organik maddelere göre değişimi **Çizelge 2.2'**de verilmiştir. Burada bahsedilen KOİ değerleri, giderilen KOİ miktarıdır. Toplam KOİ esas alındığında, çizelgedeki değerlerin daha düşük seviyelerde tutulması gerekir.

Ayrıca, çamur yaşının çok uzun olduğu durumlarda; KOİ/N/P oranı da (nütrient ilavesi) uygun şekilde düşürülmelidir. Biyokütle oluşumunun hızlı olduğu işletmeye alma dönemlerinde; KOİ/N/P oranı 300/5/1 ~ 500/5/1 aralığında tutulur. Kararlı işletme hallerinde ise; 700/5/1 oranı uygulanabilir.

**Çizelge 2.2:** Havasız arıtmada çeşitli organik maddeler için, teorik biyokütle dönüşüm katsayıları (Y) ve optimum KOİ/N/P oranları (Öztürk,2007).

| Organik Madde              | Y (g UKM/g.KOİ <sub>gid</sub> ) | Optimum KOİ/N/P |
|----------------------------|---------------------------------|-----------------|
| Asetik asit                | 0,038                           | 1420/6,7/1      |
| Propiyonik asit            | 0,12                            | 451/6,7/1       |
| Butirik asit               | 0,16                            | 338/6,7/1       |
| Uzun zincirli yağ asitleri | 0,14                            | 386/6,7/1       |
| Karbonhidratlar            | 0,22                            | 246/6,7/1       |
| Yağlar                     | 0,14                            | 386/6,7/1       |
| Proteinler                 | 0,13 (g/g protein)              | -               |

N ve P gibi makro nütrientler yanında; Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se ve W gibi iz elementlerinin de havasız arıtma için gerekli olduğu tespit edilmiştir. Özellikle, diğer bütün çevre şartları optimum olduğu halde yeterli KOİ giderimi ve düşük TUA seviyeleri elde edilemezse, iz element eksikliği söz konusu olabilir. Bu durumda asgari Fe, Co ve Ni gibi üç önemli iz elementin reaktörde 0,1 mg/L seviyesi elde edilecek miktarda özel bir formül (1 mg FeCl<sub>2</sub>/L-reaktör, 0,1 mg CoCl<sub>2</sub>/L-reaktör, 0,1 mg NiCl<sub>2</sub>/L-reaktör) halinde dozlanması gerekebilir. Nikel elementi, metan üretiminde rol oynayan ve metanojenik bakterilerin hücre bileşenlerinden kofaktör F<sub>430</sub>'un sentezi için önemlidir (Weiland, 2010). İz elementlerin yüksek seviyelerde kesikli olarak beslenmesi, bu maddelerin mikroorganizmalarca daha etkin kullanımı bakımından tercih edilmelidir.

Havasız arıtmada pozitif etkisi belirlenmiş besi elementleri ve tavsiye edilen konsantrasyonları **Çizelge 2.3**'te verilmiştir.

**Çizelge 2.3:** Anaerobik arıtmada gerekli makro/mikro besi elementleri  
(Öztürk, 2007).

| Element                | Gerekli Doz<br>(mg/g KOİ) | Reaktör Sıvı<br>Ortamı<br>Konsantrasyonu<br>(mg/L) | Uygun<br>Kimyasallar                                                      |
|------------------------|---------------------------|----------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|
| Makro Besi Elementleri |                           |                                                    |                                                                           |
| Azot (N)               | 5-15                      | 50                                                 | NH <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> Cl,<br>NH <sub>4</sub> HCO <sub>3</sub> |
| Fosfor (P)             | 0,8-2,5                   | 10                                                 | NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                                          |
| Kükürt (S)             | 1-3                       | 5                                                  | MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O                                      |
| Mikro Besi Elementleri |                           |                                                    |                                                                           |
| Demir (Fe)             | 0,03                      | 10                                                 | FeCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O                                      |
| Kobalt (Co)            | 0,003                     | 0,02                                               | CoCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O                                      |
| Nikel (Ni)             | 0,004                     | 0,02                                               | NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O                                      |
| Çinko (Zn)             | 0,02                      | 0,02                                               | ZnCl <sub>2</sub>                                                         |
| Bakır (Cu)             | 0,004                     | 0,02                                               | CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O                                      |
| Mangan (Mn)            | 0,004                     | 0,02                                               | MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O                                      |
| Molibden (Mo)          | 0,004                     | 0,05                                               | NaMoO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O                                     |
| Selenyum (Se)          | 0,004                     | 0,08                                               | Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>                                          |
| Tungsten (W)           | 0,004                     | 0,02                                               | NaWO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O                                      |
| Bor (B)                | 0,004                     | 0,02                                               | H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>                                            |
| Genel Katyonlar        |                           |                                                    |                                                                           |
| Sodyum (Na)            |                           | 100-200                                            | NaCl,<br>NaHCO <sub>3</sub>                                               |
| Potasyum (K)           |                           | 200-400                                            | KCl                                                                       |
| Kalsiyum (Ca)          |                           | 100-200                                            | CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O                                      |
| Magnezyum (Mg)         |                           | 75-250                                             | MgCl <sub>2</sub>                                                         |

Alıştırma devresinde sıcaklık, pH, debi ve atık kompozisyonundaki ani değişikliklerden kaçınılmalı ve özellikle TUA konsantrasyonu dikkatle izlenmelidir. Eğer ortamda yüksek konsantrasyonlarda UYA birikirse, pH düşer ve metan

bakterileri ciddi şekilde inhibe olabilir (Mshandete ve diğ., 2004). pH değerinin 6,2'nin altına düşmesi CH<sub>4</sub> üretimini büyük ölçüde düşürür. TUA değeri 1000 – 1500 mg/L (HAc)'i aşmamalıdır, aksi halde organik yükün azaltılması gerekir. Anaerobik reaktörlerde TUA birikiminin muhtemel sebepleri aşağıda verilmiştir:

- İz element eksikliği
- Zehirlilik etkisi
- Aşırı organik yükleme
- Hidrolik kısa devre
- N veya P gibi makro besi elementlerinin yetersizliği
- H<sub>2</sub> kısmi basıncının yüksek oluşu
- Reaktörün tek kademeli ve tam karışımli olması

#### **2.2.5 İnhibisyon ve toksik maddeler**

İnhibisyon, bakteriyel fonksiyonların çeşitli nedenlerle zarar görmesi ve yavaşlaması olarak tanımlanırken; toksisite, bakteriyel metabolizma üzerindeki olumsuz etki olarak tanımlanmaktadır (Speece, 1996).

Mikroorganizmaların faaliyetlerini yavaşlatan veya durduran zararlı maddelerin daha sonraki işletme safhasında olduğu gibi, alıştırma döneminde de dikkatli bir şekilde kontrolü gerekir. Zehirli ve zararlı maddelerin kaynağında kontrolü, seyreltilmesi ve/veya mikroorganizmalara yeterli alışma sürelerinin sağlanması gerekir. Bu tür zararlı maddelerin anaerobik ayrışma sürecini ileri derecede yavaşlatan konsantrasyonları **Çizelge 2.4**'te verilmiştir.

**Çizelge 2.4:** Zararlı maddelerin anaerobik ayrışma sürecini engelleyen konsantrasyonları (Öztürk, 2007).

| <b>Madde</b>                                                 | <b>Zararlı Konsantrasyon Seviyesi (mg/L)</b> |
|--------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NH <sub>3</sub>               | 1500-2000 (özellikle pH>7,5 olduğunda)       |
| Çözünmüş H <sub>2</sub> S, HS <sup>-</sup> , S <sup>-2</sup> | 100-150                                      |
| Na                                                           | 4000-6000                                    |
| K                                                            | 3000-5000                                    |
| Ca <sup>+2</sup>                                             | 3000-5000                                    |
| CN <sup>-</sup>                                              | 0,5-1                                        |
| Alkil benzen sülfonat                                        | 500-700                                      |

Yüksek seviyede NH<sub>4</sub> ve/veya protein ihtiva eden atıksularda, NH<sub>3</sub> toksisitesi özellikle metanojenler açısından önemli bir sorundur (Eldem ve Öztürk, 2006). Optimum şartlarda, 8500 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/L gibi yüksek değerlerde (pH=7’de 84 mg NH<sub>3</sub>-N/L) herhangi bir inhibisyon olmadan havasız arıtma mümkündür. Ancak, pH>7,5 ve artan sıcaklıklarda NH<sub>3</sub> inhibisyonu önem kazanır. Özellikle metanojenleri etkileyen iyonize olmayan amonyum, hücre zarından kolayca geçebildiği için toksiktir ve 0,1-1,1 g N/L başlangıç konsantrasyonlarında metan üretimini inhibe eder (Salminen ve Rintala, 2002a).

pH’a bağlı olarak serbest NH<sub>3</sub> oranını belirlemek için aşağıdaki denklemler kullanılmaktadır ((2.1) ve (2.2)). Buna göre;

$$S - \text{NH}_3 / \text{TAN} = 1 / (1 + 10^{(\text{pK}_a - \text{pH})}) \quad (2.1)$$

$$\text{pK}_a = 0,0918 + \frac{2729,92}{T} \quad (2.2)$$

Burada;

TAN : Toplam amonyak azotu, mg/L

S – NH<sub>3</sub> : Serbest amonyak azotu, mg/L

pK<sub>a</sub> : -log K<sub>a</sub> (8,95 (T=35°C))

T : Sıcaklık, °K



Bunun yanında yüksek tuzluluk da anaerobik arıtmada inhibisyona yol açar ve %1'in üzerinde tuz içeren atıksular aşırı tuzlu olarak nitelendirilir. Atıksu arıtma tesislerinde yer alan anaerobik çamur çürütücülerde mevcut anaerobik mikroorganizmaların % 3 tuzluluk seviyesinde yaklaşık % 50 oranında inhibe olduğu belirlenmiştir. Ayrıca, 1000 mg/L  $\text{NH}_3\text{-N}$  ile birlikte % 2'den daha yüksek konsantrasyonlarda tuzluluğun anaerobik mikroorganizmalar tarafından tolere edilemediği anlaşılmıştır (Yangın ve diğ., 2005).

### 2.3 Havasız Arıtma Sistemleri

Havasız arıtma sistemleri endüstriyel ve evsel atıksuların arıtımı yanında organik katı atıkların faydalı ürün olan metana dönüştürülmesinde de son yıllarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu sistemler, hacimsel organik yükün olabildiğince arttırılarak havasız reaktör hacminin küçültülmesi ve karşılaşılan sorunların giderilmesi amacı ile farklı tiplerde geliştirilmiştir. Havasız arıtma sistemleri düşük hızlı (1-2 kg  $\text{KOİ/m}^3\cdot\text{gün}$ ) ve yüksek hızlı (5-20 kg  $\text{KOİ/m}^3\cdot\text{gün}$ ) olmak üzere iki farklı sınıfa ayrılmaktadır. Yüksek hızlı havasız sistemler, çok yüksek konsantrasyonlarda aktif biyokütle ihtiva ederler ve çamur yaşları diğer havasız sistemlere göre çok daha yüksek değerlerde olabilmektedir (McHugh ve diğ., 2003). Havasız arıtma ile organik atıklardan biyogaz ve ultrafiltrasyon teknolojisinin de desteği ile asetik asit, etanol ve  $\text{H}_2$  gibi ürünlerin geri kazanılması, bu sistemleri başta gıda sanayi olmak üzere kuvvetli organik karakterde atık içeren pek çok sanayi kolu için uygulanabilir hale getirmiştir.

Yüksek hızlı anaerobik reaktörlerin kavramsal olarak dayandığı üç temel durum şöyle özetlenebilir (Iza, 1991);

- 1- Reaktör içinde biyokütle; çökelme, katı maddelere tutunma (bağlı ya da hareketli olarak) ya da devirdaim yoluyla birikir. Yavaş büyüyen mikroorganizmalar reaktörde tutularak; çamur yaşının, hidrolik bekletme süresinden daha büyük olması sağlanır.
- 2- Biyokütle ve atıksu arasındaki temasın, substrat ve ürünlerin sıvı fazdan biyofilm ve granüllere difüzyonu engellenerek, iyileştirilmesi sağlanır.
- 3- Ortama uyum sağlama (adaptasyon) ve büyüme sayesinde, biyokütle aktivitesi artar.

Sistemin verimli çalışması, reaktörde yüksek miktarda biyokütle tutulmasının yanısıra, biyokütlenin sıvı fazdan etkili bir şekilde ayrılmasına da bağlıdır (Iza, 1991). Yüksek hızlı anaerobik arıtma sistemlerinde, reaktörde tutulan biyokütle ile substrat arasında optimum temas mutlaka sağlanmalıdır. Biyokütle ve substrat arasındaki temas, kanallanma, ölü bölge oluşumu ve kötü tasarlanmış dağıtım sistemlerindeki tıkanma gibi durumlardan olumsuz etkilenir. Reaktörde substratın tercih ettiği farklı yolların oluşumu, kanallanma olarak adlandırılırken; çamur yoğunlaşması ya da dokular arası boşlukların katı maddeyle tıkanması ölü bölge oluşumuna sebep olabilmektedir (Iza, 1991).

Yüksek hızlı havasız arıtma sistemlerinin, hacimsel organik yük ve KOİ giderme verimleri bakımından mukayeseleri **Çizelge 2.5**'te verilmiştir.

**Çizelge 2.5:** Yüksek hızlı havasız arıtma sistemlerinin, hacimsel organik yük ve verim bakımından mukayesesi (T=30~40°C) (Öztürk, 2007).

| <b>Reaktör Tipi</b>                  | <b>Hacimsel Organik Yük<br/>(kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün)</b> | <b>KOİ Giderme Verimi (%)</b> |
|--------------------------------------|------------------------------------------------------------|-------------------------------|
| Havasız temas reaktörü               | 1-6 (3-5)*                                                 | 80-95                         |
| Havasız filtre                       | 1-18 (7-10)                                                | 80-95                         |
| Havasız akışkan yataklı reaktör      | 1-60 (15-30)                                               | 80-90                         |
| Havasız çamur yataklı reaktör (HÇYR) | 5-15 (10-15)                                               | 85-95                         |
| Membranlı havasız reaktör            | 1-30 (15)                                                  | 85-95                         |

\* Parantez içindeki değerler kurulu tesislerde uygulanmış yüklerdir.

Havasız arıtmada en yaygın olarak uygulanan başlıca sistemler şu şekilde açıklanabilir (Öztürk, 2007):

### **Klasik havasız çamur çürütücü**

Tam karışım ve geri devirsiz bir reaktördür. Çamur yaşı, hidrolik bekletme süresine eşittir. Yavaş çoğalan metan bakterilerinin yıkanmasının önlenmesi için çamur yaşının 10 günden az olmaması gerekir. Pratikte bu süre 15-20 gün olarak alınır

### **Havasız temas reaktörü**

Havasız temas reaktörü, tam karışım bir havasız reaktör ile gaz ayırma ve çökeltme birimlerini ihtiva eden geri devirli bir havasız biyolojik arıtma sistemidir. Çökeltme bölümünde çökelen çamur, reaktöre geri devrettirilerek çamur yaşı kontrol edilir.

### **Havasız filtre**

Havasız filtre esas itibariyle, reaktöre verilen atıkların dolgu malzemesi boşluklarında ve yüzeyindeki aktif biyokütle ile etkin temasının sağlandığı bir arıtma sistemidir. Reaktördeki biyokütlenin bir kısmı filtre dolgu malzemesi üzerinde ince bir biyofilm tabakası halinde tutunur, ancak sistemdeki toplam biyokütlenin çok büyük bir kısmı malzeme içinde ve arasındaki boşluklarda biriken granüler ve floklu çamur halindedir.

### **Havasız akışkan yataklı reaktör**

Bu tip reaktörlerde, biyokütle akışkan haldeki 0,1–0,6 mm aralığında partikül çapına sahip kum, antrasit, aktif karbon gibi ince tanecikli yatak malzemesi yüzeyinde tutunur. Akışkan haldeki yatak malzemesinin özgül yüzeyi 2000–5000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> gibi yüksek değerlere, biyokütle konsantrasyonları ise 30.000 mg/L'nin üzerine çıkabilmektedir.

### **Havasız çamur yataklı filtre**

Havasız çamur yataklı filtre, alt kısım havasız çamur yatağı üst kısmı ise havasız filtre olarak teşkil edilen bir reaktördür (İbrahim ve diğ., 1997). Bu tip reaktörlerde, biyolojik arıtmanın çok büyük bir kısmı alt kısımdaki havasız çamur yatağında gerçekleştirilir. Üstteki filtre ise genellikle adeta bir lamelli çökeltici gibi katı/sıvı ayrımı sağlar ve reaktörden biyokütle kaçışını azaltır.

### **Membranlı havasız reaktör**

Ana kısmı tam karışimli anaerobik bir reaktörden oluşan bu sistemde; katı madde ayırımında çökeltme yerine bir ultrafiltrasyon birimi kullanılmaktadır. Ultrafiltrasyon biriminde bulunan gözenekli sentetik membran üzerinden akarken suyu alınan biyokütle, hemen sisteme geri döndürülmekte ve böylece çamur yaşı istenildiği kadar arttırılabilmektedir.

### **Havasız perdeli reaktör**

Bu tip reaktörlere, atıksu akımının, perdelerle yukarı akış moduna getirildiği seri bağlı havasız çamur yataklı reaktörler olarak bakılabilir. Reaktördeki çamur (biyokütle), gaz üretimi ve sıvı akımı etkisiyle aşağı/yukarı hareket ederken aynı zamanda boyuna istikamette de yavaş bir hızla çıkışa doğru ilerler.

### **Havasız kompost reaktörleri**

Havasız kompost reaktörleri, katı madde oranı %20-35 olan organik katı atık ve/veya arıtma tesisi çamurlarının mezofilik veya termofilik işletme şartlarında havasız olarak kompostlaştırıldığı sistemlerdir.

### **İki kademeli havasız arıtma sistemleri**

Bu sistemde, asit ve metan üretiminin tek bir reaktörde meydana geldiği tek kademeli reaktör şekli yerine, bu iki safhanın birbirinden ayrıldığı iki kademeli (asit reaktörü-metan reaktörü) reaktörler kullanılır.

### **Havasız çamur yataklı reaktörler (HCYR)**

Havasız çamur yataklı reaktörler; havasız filtrelerdeki sentetik dolgu malzemesinin pahalı olması, AKM ile tıkanma, kanallanma, büyük debilerdeki aşırı yük ve biyokütle kaybı gibi dezavantajları olmayan, içerisinde yatak malzemesi bulunmayan, ayrı bir mekanik karıştırma ve harici bir çöktürme birimine ihtiyaç göstermeyen yüksek hızlı sistemlerdir. Arıtma, reaktörün alt kısmında yer alan genelde granüler yapıdaki çamur yatağı ile bunun üst kesimindeki çamur örtüsünde gerçekleştirilmektedir (Öztürk, 2007).

Bazı durumlarda, topaklar (floklu yapı) oluşturan mikroorganizmalar ile de arıtım sağlanır. Bu tip reaktörlerde; çamur özelliklerinden dolayı çok yüksek hidrolik ve organik yükler rahatça uygulanabilmektedir (McHugh ve diğ., 2003). Bölüm 2.3.1’de

bu tez çalışmasında da kullanılan HÇYR sistemleri daha detaylı olarak anlatılmaktadır.

### **2.3.1 Havasız çamur yataklı reaktörler (HÇYR)**

Yüksek hızlı havasız sistemler içerisinde yer alan HÇYR sistemlerinde, ayrı bir mekanik karıştırma ve harici çökeltme birimine ihtiyaç duyulmayarak; uygun işletme koşullarında yoğun granül veya topaklar (floklu yapı) oluşturan mikroorganizmalar tarafından arıtım sağlanmaktadır. Floklu çamur ince, ufak ve küresel olmayan tanelerden oluşmaktayken, granüler çamur griden siyaha dönen renkte, küresel tanecikli yapıda ve iyi çökeltme özelliğine sahiptir (Sabry, 2005). Her iki çamur tipi de kümelenmiş (agrega yapıda) çamur olarak kabul edilmektedir. Bu iki çamur tipi arasındaki en büyük fark, floklu çamur yapısının yavaş karıştırma ile kolayca bozulmasına karşın, granüler çamurun hidrolik yükler karşısında yapısını koruyabilmesidir.

Beslenen atığın organik madde muhtevasına bağlı olarak kuvvetli atıklarda, çamur yatağı; seyreltik atıklarda ise çamur örtüsü arıtmada ağırlıklı rol oynamaktadır. Bu sistemin geliştirilmesinde rol oynayan temel fikirler şunlardır:

- ❖ Anaerobik çamurların uygun fiziko-kimyasal çevre şartlarında çökeltme karakteristikleri çok iyi floklar oluşturmaları,
  - ❖ İyi çökelen floklardan oluşan çamur yatağının kendine has özellikleri sebebiyle akışkan bir yatak davranışı göstermesi, aynı zamanda türbülans ve kayma tesirlerine karşı mukavemetinin yüksek oluşu ve bu yüzden sistemde kolaylıkla tutulması,
  - ❖ Bilhassa yüksek gaz üretimi ve yukarı akış hızı dolayısıyla çamur örtüsünü terk ederek, sistemden kaçabilecek çamurların reaktörün üst kısmında yer alan çökeltme bölgesinde çökelttilerek reaktöre geri döndürülmesi, olarak sıralanabilir.
- Çökeltme hızı çok yüksek olan bu reaktörlerde bulunan ağır aktif granüler yatak sayesinde; hidrolik bekletme süresinin 3–4 saat gibi düşük değerler alması halinde bile herhangi bir biyokütle kaybı olmaksızın sistem işletilebilmektedir. HÇYR’ler, yüksek arıtma verimleri ve kolay işletilmeleri sebebiyle; özellikle gelişmekte olan ülkeler başta olmak üzere, tüm dünyada en yaygın uygulama alanı bulunan sistemlerdir.

HÇYR’nin en önemli özelliği, bu reaktörlerde granüler anaerobik çamurun üretilmesidir. Diğer havasız sistemlerin yatak malzemesi boşluklarında kısmen

gerçekleşen granülasyon; HÇYR sistemlerinde herhangi bir dolgu malzemesi olmaksızın oluşturulabilmektedir (McHugh ve diğ., 2003). Çamur hacim indeksi (ÇHİ) < 40 mL/g ve metan verimi yüksek olan bu çamurdaki granüllerin ortalama çapları 1-2 mm olup bazı hallerde 5 mm'ye kadar çıkabilmektedir. Granülasyon, sadece metan üretimi sürecine has bir oluşum olmayıp, asit üretimi ve denitrifikasyon proseslerinde de gerçekleşebilmektedir (Hulshoff Pol ve diğ., 2004). Genel olarak, sürekli olarak beslenen yukarı akışlı havasız reaktörlerde mezofilik ve termofilik şartlarda granülasyon oluşabilir. Ancak, granülasyon için bazı özel şartların sağlanması gerekir (McHugh ve diğ., 2003) ve her zaman istenilen özellikte granüler çamur üretilemeyebilir. Bu durum, özellikle evsel atıksular gibi seyreltik atıklar ile yüksek miktarda AKM içeren mezbaaha atıkları ile inhibitör içeren bazı endüstriyel atıksularda gözlenebilmektedir. Granüler çamur olmasa da; çökelme özellikleri ve biyolojik aktivitesi iyi olan floklu çamur yatakları ile de yüksek hızlı havasız arıtma sağlanabilmektedir.

Biriken granüler çamur, farklı tipte anaerobik bakterilerden oluşmakta ve mikrobiyal yapısı ile bileşimine dikkat edilmesi gerekmektedir. Granüller genellikle kompleks katmanlı yapıdadır (Schmidt ve Ahring, 1995). Dış yüzeyde, esas olarak fermentatif bakteriler ve hidrojenotropik metanojenler bulunur. İç tabakada ise asetik asit kullanan (asetiklastik) metanojenler ve hidrojen üreten bakteriler bulunur. Bunun yanında, farklı türlerde anaerobik bakterilerin, granüllerde birlikte bulunabildiği gözlenmiştir. Granülasyon sırasında bakteriyel bileşimdeki değişimler ve bakterilerin fonksiyonun araştırılması gerekir. Granüler çamurdaki hidrojen üreten asetojenler ile metanojenler arasındaki sintropik ilişki de özellikle incelenmelidir (Jianrong ve diğ., 1997).

Çevresel şartlar da granülasyon üzerinde büyük etkiye sahiptir. Özellikle, sıcaklık ve pH granüler çamur tipini, mikroorganizma türlerini ve metan üretim verimini etkilemektedir. Atığın kompozisyonu ve işletmeye alma devresindeki şartlara bağlı olarak, farklı tiplerde granüler çamurlar oluşabilir:

*Çubuksu Granüller*, çoğunlukla çubuk şeklinde bakterilerden olan *Methanotrixsoehngeni*'den oluşur. Bu tip granüllerin UKM oranı % 90 olup, herhangi bir inorganik çekirdekleri yoktur ve mekanik etkilere karşı mukavemetleri oldukça yüksektir.

*İpliksi (Flementli) Granüller*, genellikle filamentli mikroorganizmalardan oluşur. Küresel şekillidir ve çapları 5 mm'ye kadar olabilir. Çoğu zaman inert çekirdek maddelerin etrafını kuşatmış halde bulunur ve bu yüzden UKM oranı daha düşüktür.

*Saçaklı Granüller*, üniform büyüklüklü ve şekillidir.  $\text{CaCO}_3$  içeriği % 60 civarında olup, çoğunlukla filamentli mikroorganizmalar hakimdir.

*Sarkina Granülleri*, normal hallerde HÇYR'de bulunmazlar. Ancak, özellikle pH=6 civarında ve asetik asit konsantrasyonunun yüksek olduğu ortamlarda oluşmaktadır. Bu tip granüllerdeki baskın tür *Methanosarcina*'dır.

Uçucu asit ağırlıklı çözünmüş temel besi maddeleri (substrat) ile beslenen HÇYR'de granülasyon süreci 3 safhada gerçekleşmektedir:

❖ Birinci safha, hacimsel yükün  $2 \text{ kg KOI/m}^3$ .gün değerini geçmediği başlangıç dönemidir. Bu safhada aşı çamurundaki çok hafif ve ince partikül maddeler sistemden uzaklaşır, çamur yatağı suyun yukarı akışı ve tedricen (kademeli olarak) artan gaz üretimine paralel olarak genişler.

❖ İkinci safha, hacimsel yükün  $5 \text{ kg KOI/m}^3$ .gün değerine kadar arttırıldığı safhadır. Bu devrede çamur yatağının ileri derecede genişmesi sebebiyle belirgin bir çamur kaybı (yılanma) gözlenir ve floklu yapıdaki aşı çamurunun çoğu sistemden uzaklaştırılır. İlk beslemenin yapıldığı andan itibaren, takriben 40 gün sonra reaktörde kalan çamurda belirgin bir granüler yapı gözlenebilir. Başlangıçta reaktöre ilave edilen aşı çamurunun büyük bir kısmı sistemden atıldığı halde, kalan çamurun metan veriminde hızlı artış sebebiyle, sistem uygulanan organik yüklemeye dayanabilir. Bu safhanın sonunda çamur yılanması azalır ve sistemde granüler yapıdaki çamur birikimi başlar.

❖ Üçüncü safha, hacimsel yükün  $5 \text{ kg KOI/m}^3$ .gün değerini aştığı devredir. Bu safhada sistemden atılan çamur miktarı, yeni oluşan granüler çamur miktarından daha azdır. Reaktörün büyük bir kısmının granüler çamurla dolu olması halinde hacimsel yükün  $50 \text{ kg KOI/m}^3$ .gün gibi çok yüksek değerlere kadar arttırılması mümkündür.

Granülasyon sürecini etkileyen diğer faktörler ise şu şekilde sıralanabilmektedir:

▪ Girişteki toplam uçucu asitin alkaliniteye oranı ve KOI konsantrasyonu (TUA/Alkalinite  $< 0.10$  ve KOI konsantrasyonu  $> 3000 \text{ mg/L}$ ),

- Mikroorganizmaların ihtiyacı olan besi maddelerinin (N, P) ve iz elementlerin yeterli düzeyde bulunması,
- İnhibitörlerin ve zehirli (toksik) bileşiklerin varlığı ( $\text{NH}_4^+$  konsantrasyonu > 1000 mg/L),
- Beslenen substrat içinde koloit organik ve inorganik yapıdaki askıda partikül maddelerin varlığı,
- Substratta 150 mg/L'nin üzerinde yağ-gres bulunması,
- Faz ayrımı yapılması, gibi faktörlerdir.

HÇYR sisteminde gerçekleşen akımın hidrolik özellikleri incelendiğinde; 3 farklı bölge göze çarpmaktadır. Bu bölgeler yukarıdan aşağıya doğru sırası ile; çöktürme bölmesi, çamur örtüsü ve çamur yatağı bölümleridir. Çöktürme bölmesindeki akımın rejimi bu kısmın yapısı gereği piston akımlı olarak ele alınabilir. Çamur örtüsü bölmesi çok iyi karıştığı için ideal tam karışımli olarak kabul edilebilir. Çamur yatağı ise; kısmen ölü bölgeler ile baypas ve geri dönüş akımlarını da içeren bir tam karışımli kısım olarak tarif edilebilir.



### 3. HAYVANSAL ATIKLARIN HAVASIZ ARITILMASI

#### 3.1 Hayvansal Atıklara Genel Bakış

Dünya nüfusunun her geçen yıl hızlı bir şekilde artması ile; bu artışa paralel olarak, besin maddelerinin yeterli bir şekilde karşılanabilmesi de önemli bir sorun haline gelmiştir. Bu ihtiyacın karşılanması için, diğer gıda kollarına paralel olarak, modern ve kapasitesi büyük hayvan çiftlikleri de yaygınlaşmıştır. Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (Food and Agriculture Organization of the United Nations; FAO) tahminlerine göre, 2000-2030 yılları arasında hayvan nüfusunun % 40 oranında artacağı öngörülmektedir (Oenema ve diğ., 2005). Hayvancılık sektöründeki bu gelişme, hayvan çiftliklerinden kaynaklanan yüksek miktarlardaki atıkların ne şekilde bertaraf edilecekleri sorusunu da beraberinde getirmektedir.

Hayvansal atıkların özellikleri; hayvanın cinsi, ağırlığı, beslenme alışkanlıkları ve mevsimsel farklılıklar gibi çok çeşitli faktörlere bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Farklı hayvan atıklarının fiziksel özellikleri ve karakterizasyonları sırasıyla **Çizelge 3.1** ve **Çizelge 3.2**'de verilmiştir.

**Çizelge 3.1:** Farklı hayvan atıklarının fiziksel özellikleri (Url-1).

| Parametre          | Birim            | Sığır<br>(süt üretimi) | Sığır<br>(et üretimi) | Tavuk<br>(et ve yumurta) | Koyun |
|--------------------|------------------|------------------------|-----------------------|--------------------------|-------|
| Hayvan ağırlığı    | kg               | 636                    | 431                   | 2,0 – 2,3                | 45    |
| Katı atık üretimi  | L/gün            | 36,8                   | 28,3                  | 0,095 – 0,160            | 3,1   |
| Atık yoğunluğu     | t/m <sup>3</sup> | 0,99                   | 0,96                  | 0,96                     | 1,04  |
| Katı madde miktarı | %                | 15                     | 15                    | 15-85 (72)               | 23    |

**Çizelge 3.2:** Hayvan atıklarının ortalama bazda karakterizasyonu (Url-1).

| Hayvan                       | BOİ  | KOİ  | NH <sub>3</sub> -N | Toplam N | Toplam P | K    |
|------------------------------|------|------|--------------------|----------|----------|------|
| İnek<br>(eti için beslenen)  | 1.61 | 9.42 | 0.11               | 0.32     | 0.18     | 0.29 |
| İnek<br>(sütü için beslenen) | 0.31 | 1.15 | 9.8                | 0.23     | 0.35     | 0.12 |
| Koyun                        | -    | -    | -                  | 0.60     | 0.25     | -    |
| Tavuk                        | -    | -    | -                  | 0.52     | 0.12     | 2.36 |

Hayvansal atıkların biyolojik arıtma prosesleri ile arıtılabilmeleri için gerekli olan en önemli faktörlerden biri, biyolojik olarak çözünürlüktür. Özellikle büyükbaş hayvan gübresinin içerdiği yüksek miktardaki lignin sebebiyle, bu atıkların biyolojik olarak çözünürlükleri düşüktür. Sığır gübresinde kesikli reaktörler kullanılarak yapılan bir çalışmada biyolojik çözünürlük %40 olarak bulunmuş; bu değer gübrede maya fabrikası atıksuları karıştırıldığında %50 değerine ulaşmıştır (Baban, 2001). Biyolojik çözünürlüğün artması ile havasız çürütme sürecinde üretilen gaz miktarında da artış gözlenmektedir.

Hayvansal atıkların kontrolsüz bir şekilde uzaklaştırılması durumunda yüzeysel ve yeraltı suları kirlenmekte, koku, sinek ve haşereler oluşmakta ve çeşitli salgın hastalıklar ortaya çıkabilmektedir (Entürk ve diğ., 2006). Özellikle, tarım alanlarına bilinçsizce gübre olarak uygulanan ve açık alanlara bırakılan hayvan atıkları çok ciddi çevresel problemlere sebep olabilmektedir.

Hayvancılıktan kaynaklanan N<sub>2</sub>O emisyonları, tarım sektöründen kaynaklanan N<sub>2</sub>O emisyonlarının % 30-50'ini oluşturmaktadır. Olatılan hayvanlardan kaynaklanan toplam N<sub>2</sub>O emisyonlarının tahmini değeri yılda yaklaşık 1,5 Tg (1 Teragram= 1x10<sup>6</sup>

ton)'dır. Bu emisyonların beş ana kaynağı ise; otlatılan hayvanların dışkı ve idrarları (% 41), dolaylı kaynaklar (% 27), çiftlik ve depolardaki hayvan atıkları (%19), hayvan atıklarının toprağa uygulanması (%10) ve gübrelerin yakılması (%3) şeklinde sıralanabilir (Oenema ve diğ., 2005).

### **3.2 Kümes Hayvan Atıkları**

Hindi, ördek, bıldırcın ve tavuk gibi kanatlı hayvanlardan kaynaklanan kümes hayvan atıkları; hayvan dışkısı, altlık malzemeleri, ölü kuşlar, yumurta kabukları, kırılmış yumurtalar, tüyler ve çeşitli kesimhane atıklarını içermektedir. Bu atıklar arasında önemli bir yere sahip tavuk atıkları ise; miktar olarak gün geçtikçe artmakta ve bertarafları sırasında istenmeyen problemlere sebep olmaktadır (Krawczyk ve diğ., 2005). Günümüzde önemli bir endüstri sektörü olan tavukçuluk, ülkemizde nüfus artışından kaynaklanan talep doğrultusunda günden güne büyümektedir. Bu sektörün yumurta tavukçuluğu ve et tavukçuluğu olmak üzere tamamen farklı tesis yapılarına sahip iki ana kolu bulunmaktadır.

Kafes yumurta tavuğu gübresinin tamamına yakını dışkıdan oluşurken, etlik piliçlerin dışkıları altlık malzemeleri ile karışık halde bulunmaktadır. Bu nedenle gübrenin bileşimi ve miktarı; tavukların yetiştirilme şekli, kullanılan yem ve altlığın özelliği ile miktarı gibi faktörlere bağlı olarak değişmektedir (Gül, 2006). Bununla beraber, katkısız tavuk dışkısının genel yapısını organik madde oluşturmaktadır.

Tavuk gübresi (manure) denildiğinde, hayvan dışkısı ve idrarından oluşan atık malzeme anlaşılmaktadır. Ayrıca, atlıkla karışmış hayvan pisliği de tavuk gübresi (litter) olarak isimlendirilmektedir (Hochmuth ve diğ., 2009). Bir tavuk ortalama olarak günde yaklaşık 140-160 gram taze gübre üretmektedir. Bu sebeple, 100.000 tavuktan haftada yaklaşık 100 ton atık oluşacağı hesaplanarak; işletme bazında karşılaşılabilecek atık sorununun büyüklüğü de anlaşılabilmektedir (Demirulus ve Aydın, 1996). Taze tavuk atığının nem içeriği %70-80, kuru madde içeriği ise % 20-30 aralığındadır. Kurutulmuş tavuk atığındaki toplam azot oranı ise % 3-6 arasındadır. Bu oran yaklaşık % 18-36 protein içeriğine eşdeğerdir (Gül, 2006).

Tavuk gübresi, bitkiler için önemli olan azot, fosfor ve potasyum gibi nütrientleri oldukça yüksek miktarlarda içerir. Bu sebeple, organik atıklar içerisinde besi maddesi içeriği açısından en tercih edilen tavuk gübresidir (Khalil ve diğ., 2005). Tavuk atığının nütrientler açısından zengin olmasının sebebi, tavuğun kalın barsak ve

idrar yollarının aynı yoldan (kloak) dışarı açılmasıdır. Diğer bir deyişle, tavuk dışkısı idrarla karışmış olarak dışarı atılır ve dolayısıyla azot bakımından zengin olur (Gül, 2006). Bu gübrenin yaklaşık olarak biyojenik potansiyeli 27 kg N/ton ile 27 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ton olabilmektedir (Krawczyk ve diğ., 2005). Tavuk atığında bulunan nütrientlerin miktarları, hayvanların yaşı ve beslenme şekliyle, atığın nem içeriği ve bekleme süresine göre değişim gösterebilmektedir (Jacobs ve diğ., 2003). Monogastrik hayvanlar olan tavuklar, beslendikleri mısır gibi yemlerden gelen fitatı (fitik asit) fosfor kaynağı olarak verimli bir şekilde kullanamazlar. Bu sebeple, gübrelerinde yüksek konsantrasyonlarda fosfor bulunabilmektedir (Tarkalson ve Mikkelsen, 2003). Ayrıca, tavuk gübresi ikincil nütrientler olan kalsiyum, kükürt ve magnezyum ile eser nütrientler olan çinko, bakır, bor, demir ve mangan içerebilmektedir (Jacobs ve diğ., 2003).

Özellikle yaş tavuk gübresi, sinek ve böcek larvalarının gelişmesi için uygun bir ortam oluşturmaktadır (Demirulus ve Aydın, 1996). Alındığı yere ve hijyen şartlarına bağlı olarak, tavuk gübresinde çeşitli patojenler bulunabilmektedir (Steffen ve diğ., 1998). Örneğin, tavuk gübresinde *gama herpesvirus* (Marek Hastalığı Virüsü) 7 gün boyunca, Gumboro Hastalığı'nın spesifik etkeni olan *birnaviridae* cinsine ait İnfeksiyöz Bursal Hastalık Virüsü (IBDV) ise 122 gün boyunca canlı kalabilmektedir (Demirulus ve Aydın, 1996).

### **3.2.1 Türkiye’de kümes hayvancılığı ve atıkların bertarafı**

Türkiye’de kümes hayvancılığı önemli bir endüstri sektörü haline gelmiştir. Bu sektörün geliştirilmesi ve yaygınlaşması için Tarım ve Köyişleri Bakanlığı tarafından 1970 ve 1980’li yıllarda kanatlı üretim-araştırma kurumları kurulmuş ve uygulamaya konulan Kaynak Kullanımı Destekleme Fonu’ndan yararlanılmıştır. Böylece, kümes hayvanlarının üretimi ve tüketimi arttırılmış, büyük kanatlı entegre firmaların sektöre girmeleri özendirilmiştir. Bunun sonucu olarak kümes hayvancılığı, yıllık cirosu yaklaşık 4,5 milyar dolar olan ve aileleriyle beraber yaklaşık 2 milyon kişinin geçimini sağladığı endüstriyel bir faaliyet alanı haline gelmiştir. 1986 yılında yapılan bir çalışmada, toplam tavukçuluk işletmeleri sayısı ortalama 7.210, ortalama tavuk sayısı ise 60 milyon civarında olduğu görülmüştür (Demirulus ve Aydın, 1996).

Türkiye’de kümes hayvancılığı kollarından biri olan tavukçuluk, hem yumurta tavukçuluğu hem de et tavukçuluğu olarak artan talep doğrultusunda farklı kollarda gelişmiştir. Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü’nün 2009 verilerine göre

Türkiye, tavuk eti ve yumurta üretiminde Dünya’da 11. sırada yer almaktadır. Kanatlı sektöründe 2010 yılı verilerine göre; toplam 10.410 adet kuluçkahane, kombina-kesimhane, damızlık, etlik ve yumurtacı işletmeleri mevcuttur. Üretim işletmelerinde 1.657 adet damızlık, 11.623 adet ticari etlik, 3.162 adet ise ticari yumurtacı olmak üzere toplam 16.422 adet kümes bulunmaktadır. Bu veriler, sırasıyla **Çizelge 3.3** ve **Çizelge 3.4**’te gösterilmektedir. Mevcut işletme ve kümeslerde kapasite kullanım oranının % 85-90 civarında olduğu tahmin edilmektedir.

**Çizelge 3.3:**2010 yılı kanatlı işletme ve kümes sayıları (Url-2).

|                | <b>Kuluçkahane</b> | <b>Kombina ve Kesimhane</b> | <b>Damızlık</b> | <b>Ticari Etlik</b> | <b>Ticari Yumurtacı</b> | <b>Toplam</b> |
|----------------|--------------------|-----------------------------|-----------------|---------------------|-------------------------|---------------|
| <b>İşletme</b> | 79                 | 74                          | 277             | 8.908               | 1.072                   | 10.410        |
| <b>Kümes</b>   | -                  | -                           | 1.657           | 11.623              | 3.162                   | 16.442        |

TÜİK verilerine göre, 2002 yılında 726.607 ton olan toplam kanatlı eti üretimi, 2009 yılında toplam 1.323.625 tona; 2002 yılında 11.555.000.000 adet olan yumurta üretimi de 2009 yılında 13.838.000.000 adete çıkarılmıştır. 2002-2009 yılları arasındaki üretim-tüketim verileri **Çizelge 3.4**’te gösterilmiştir.

**Çizelge 3.4:** 2002-2009 yılları arasında Türkiye’deki üretim ve tüketim miktarları (Url-2).

| <b>YIL</b> | <b>ÜRETİM</b>                    |                              | <b>TÜKETİM</b>              |                                |                                  |
|------------|----------------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|----------------------------------|
|            | <b>Yumurta<br/>(milyon adet)</b> | <b>Kanatlı Eti<br/>(ton)</b> | <b>Nüfus<br/>(bin adet)</b> | <b>Yumurta<br/>(adet/kişi)</b> | <b>Kanatlı Eti<br/>(kg/kişi)</b> |
| 2002       | 11.555                           | 726.607                      | 68.600                      | 168                            | 10,490                           |
| 2003       | 12.667                           | 905.251                      | 69.000                      | 182                            | 12,984                           |
| 2004       | 11.056                           | 914.458                      | 69.400                      | 157                            | 13,007                           |
| 2005       | 12.052                           | 979.413                      | 69.800                      | 170                            | 13,613                           |
| 2006       | 11.734                           | 934.732                      | 70.200                      | 163                            | 13,018                           |
| 2007       | 12.725                           | 1.099.920                    | 70.586                      | 169                            | 15,220                           |
| 2008       | 13.191                           | 1.123.625                    | 71.517                      | 165                            | 15,017                           |
| 2009       | 13.833                           | 1.444.059                    | 72.560                      | 174                            | 17,104                           |

\* Bu çizelgede verilmiş olan değerlere, köy tavukçuluğu verileri dâhil edilmemiştir.

Hayvan dışkısı, altlık malzemeleri, ölü kuşlar, yumurta kabukları, kırılmış yumurtalar, tüyler ve çeşitli kesimhane atıklarını içeren kümes hayvan atıkları, özellikle ülkemizde bu alanda yeterli düzenleme olmadığından dolayı, kontrolsüz bir şekilde tarlalarda ya gübre olarak; ya da sadece kesimhane atıklarına ait yan ürünlerin değerlendirildiği (rendering) ünitelerde yem malzemesi olarak kullanılmaktadır. Ülkemizde özellikle kümes ve çiftlik hayvanlarından kaynaklanan atıkların çoğu, tarım alanlarında gübre olarak kullanılmaktadır (Yetilmezsoy ve Şakar, 2008).

Kümes hayvancılığı sektöründen kaynaklanan atıkların toprakta aşırı kullanımı ile yeraltı sularında, NO<sub>3</sub> kirliliği gibi çeşitli olumsuz çevresel etkileri beraberinde getirmektedir (Kelleher, 2002). İçmesuyunda yüksek miktarda nitrat bulunması, yeni doğanlarda mavi bebek sendromuna, kansere, yetişkinlerde solunum rahatsızlıklarına ve çiftlik hayvanlarında ölü doğumlara veya düşüklere sebep olabilmektedir (Henihan ve diğ., 2003). Ayrıca bu sektöre ait atıklar, içerdikleri amonyak, karbondioksit ve sülfür sebebiyle asit yağmuru oluşumuna ve sera gazı etkisine sebep olabilmektedir. Bununla beraber, bu gazların solunan havada yüksek konsantrasyonlarda bulunması insan ve hayvan sağlığı açısından olumsuz etkilere yol açabilmektedir (Krawczyk ve diğ., 2005). Bu sebeple, kümes hayvanlarından kaynaklanan atıkların sebep olduğu metan emisyonları, yüksek miktarlarda ortaya çıkan nütrientlerin ve patojenlerin yönetimi, hayvan dışkısının bertarafı ve koku problemi gibi problemlerin önlenmesi için; daha temiz ve uygulanabilir atık yönetimi yaklaşımlarına ihtiyaç duyulmaktadır (Lusk, 1995). Kümes hayvanlarından kaynaklanan atıkların bertaraf edilme yöntemlerinden en uygun olanlar başlıca; kompostlaştırma, doğrudan yakma ve anaerobik arıtma olarak rapor edilmektedir.

Kompostlaştırma, biyolojik olarak parçalanabilen organik atığın aerobik olarak ayrıştırılmasıdır. Yaklaşık 4-6 hafta süren nispeten hızlı bir biyolojik prosestir (Kelleher, 2002). Bu prosesi etkileyen en önemli faktörler, atığın su muhtevası ve karbon/azot (C/N) oranıdır.

Doğrudan yakma yöntemi, tavuk atıklarının bertarafı için uygulanan diğer alternatiflerden biridir. Modern yakma sistemlerinde yeterli oranda yakma sağlanabilmekte, oluşan gazın arıtımı başarıyla uygulanarak yakma tesislerinin enerji gibi ihtiyaçları karşılanabilmektedir.

Özellikle tavuk atıkları gibi yüksek kirlilik yüküne sahip atıkların bertarafında tercih edilen uygun alternatiflerden bir diğeri ise anaerobik arıtma prosesidir. Bu proseste, organik maddeler havasız ortamda biyolojik olarak ayrıştırılır ve işlem sonunda dengeli (stabil) son ürünler ile biyogaz elde edilir. Tavuk atıklarının arıtımı ve bertarafında çok yaygın olarak uygulanan anaerobik prosesler yardımıyla, atık yönetimi sağlanabildiği gibi; yüksek miktarlarda üretilen biyogaz sayesinde kullanılabilir bir enerji üretiminin olması da, havasız sistemleri diğer arıtma proseslerine göre cazip kılmaktadır (Dennis ve Burke, 2001).

### **3.2.2 Tavuk atıklarının havasız arıtımı**

Tavuk gübresinin, anaerobik arıtma için uygun bir substrat olduğu yapılan laboratuvar çalışmalarında gözlenmiştir (İbrahim ve diğ., 1997). Tavuk gübresinin karakteristik özelliği katı madde içeriğinin %10-30 arasında (~ %20) ve  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonlarının ise yüksek (~ 8 g/L) olmasıdır (Steffen ve diğ., 1998). Ayrıca, bu atıklar yüksek konsantrasyonlardaki ince katı madde içerikleri sebebiyle hemen süspansiyon oluşturarak sürekli karıştırılmaya ihtiyaç duyulur. Birbirine yapışan partiküller reaktör ve üretilen biyogaz hacmini düşürülebilmektedir (Lusk, 1995).

Tavuk gübresi, yüksek miktarlarda protein ve amino asit içerikleri sebebiyle yüksek konsantrasyonlarda organik azot içermektedir. Tavuk atığının içerdiği amonyak konsantrasyonları 15-20 g/kg aralığında olabilmektedir (Steffen ve diğ., 1998). Bu sebeple, tavuk gübresinin anaerobik arıtımı sırasında içsel amonyak azotu konsantrasyonu artar (Krylova ve diğ., 1997). Bu amonyum iyonlarının bir bölümü, bazı anaerobik bakteriler tarafından kullanılabilirken; kalan fazla amonyum organik bileşiklerin parçalanmasını, uçucu yağ asiti (UYA) ve metan üretimlerini engelleyerek inhibisyona sebep olur. Sonuç olarak, tavuk gübresinin arıtımında amonyaktan kaynaklanabilecek zehirlilik (toksisite) ciddi bir problemdir. Ayrıca kesimhane tavukları ile yumurtacı tavuk atıklarının, atığı bekletme sürelerine bağlı olarak azot içeriği değişebilmektedir. Genellikle uzun süre depolanan tavuk gübresinin azot içeriği artabilmekte, ürik asitin parçalanmasına bağlı olarak amonyak oluşabilmekte ve buharlaşma yoluyla gübreden atmosfere karışabilmektedir (Salminen ve Rintala, 2002a).

Tavuk gübresinde bulunan kum partikülleri, hızlı çökelme özelliğinden dolayı reaktörün etkili hacminin azalmasına ve dolayısıyla prosesin işleyişinde sorunlara

neden olabilmektedir (Steffen ve diğ., 1998). Bu durum aynı zamanda yukarı akışlı reaktörlerin besleme hatlarında da tıkanmaya yol açabilmektedir.

### 3.3 Konu ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Jantrania (1985), % 30-35 aralığında katı madde içeriği olacak şekilde tavuk gübresi, mısır koçanı ve aşıdan oluşan substrat karışımını; 100 gün boyunca 20 L hacimli çürütücülerde, anaerobik arıtılabilirliğini incelemiştir. Çalışmada uçucu katı madde giderimi başına biyogaz üretiminin 11,1 ft<sup>3</sup>/lbUKM<sub>gid</sub> ve metan üretiminin 5,8 ft<sup>3</sup>/lb UKM<sub>gid</sub> olduğu görülmüştür. Fermantörden çıkan ürünle aşılana substratın, evsel atıkla aşılana substrata göre daha fazla biyogaz ürettiği gözlenmiştir. Çürütücülerden bir çoğunda düşük gaz üretimleri ve üretilen gazda düşük metan içeriklerine sebep olan toksisite gözlenmiştir. Bu çürütücülerde, substratın pH değerlerinin 6,2-6,7 aralığında ve çürütücülerin üst kısımlarında bulunan boşluk hacimlerinde oluşan gaz içeriklerindeki H<sub>2</sub>S'in ise 200 ppm'den fazla olduğu ölçülmüştür.

Krylova ve diğ. (1997) metanojenik mikroorganizma çeşitliliği ve etkinliği üzerinde amonyak azotunun etkisini, tavuk gübresine sentetik olarak hazırlanmış NH<sub>4</sub>Cl eklenmesi suretiyle incelemiştir. Sonuç olarak, 2-10 g NH<sub>4</sub>Cl/L (0,5-2,6 g NH<sub>4</sub>-N/L) aralığındaki konsantrasyonlarda; biyogaz ve metan üretiminin etkilenmediği, 10-30 g NH<sub>4</sub>Cl/L (2-8 g NH<sub>4</sub>-N/L) aralığı gibi daha yüksek konsantrasyonlarda ise biyogazda % 50-60, metanda ise % 80-90 oranlarında belirgin bir düşüş gözlenmiştir. Bu çalışmada, 30 g NH<sub>4</sub>Cl/L'ye kadar olan konsantrasyonlarda, ortama %10 (w/v) oranında toz fosforit cevheri eklenmesinin biyogaz ve metan üretimini iyileştirdiği ve metanojenik mikroorganizma topluluğunun kompozisyonunu değiştirdiği gözlenmiştir. Daha yüksek NH<sub>4</sub>Cl konsantrasyonlarının (>50 g/L), metan üretiminde geri döndürülemez bir inhibisyona yol açtığı ve bu durumun fosforit eklenmesiyle de engellenemediği görülmüştür.

Ibrahim ve diğ. (1997) yumurtacı tavuk gübresini santrifüj ile katı ve sıvı olmak üzere iki faza ayırarak, sıvı fazın 35°C sıcaklıkta ve 4 L hacimli havasız çamur yataklı filtrelerde anaerobik arıtılmasını incelemiştir. İki aşamadan oluşan bu çalışmanın ikinci aşaması olan denge durumunda, organik yükleme hızı 28,85 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün iken biyogaz üretim hızı 9,83 v/v.gün olarak gözlenmiştir. Ayrıca, KOİ giderim verimi % 80 ve HBS ise 18,73 saat olarak uygulanmıştır.



Bujoczek ve diğ. (2000) yüksek katı madde içeren tavuk atıklarının, 35°C sıcaklıkta, 160 mL hacimli şişelerde anaerobik arıtılabilirliğini incelemiştir. Reaktöre beslenen organik yükün artmasıyla, organik maddenin metana dönüşüm veriminde azalma olduğu gözlenmiştir. Çalışma sonucunda, reaktörün uygulanabilir (fizibil) olduğu ve en yüksek katı madde içeriğinin ise yaklaşık %10 oranında olduğu görülmüştür. Bu katı madde oranına karşılık gelecek şekilde hazırlanan substratın (%40 taze gübre ve % 60 anaerobik arıtma çamuru karışımı) beslenmesi durumunda metan üretimi açısından en fazla verimin sağlandığı (473 mL CH<sub>4</sub>/g UKM<sub>gid</sub>) gözlenmiştir. Ayrıca, serbest amonyağın 250 mg/L'yi aşan değerlerinin metan üretimini inhibe ettiği ve çoğu reaktörde organik azotun amonyağa dönüşüm veriminin % 62-80 aralığında olduğu görülmüştür.

Magbanua Jr. ve diğ. (2001) farklı oranlarda karıştırılmış besi domuzu ve tavuk atıklarının birlikte anaerobik arıtılabilirliğini kesikli reaktörde incelemiştir. Her iki atık birlikte arıtıldığında, atıkların tek başlarına arıtılmalarına kıyasla, daha yüksek verimlerde biyogaz (200 ± 30 mL/g UKM<sub>gid</sub>'ye kadar) ve metan (130 ± 20 mL/g UKM<sub>gid</sub>'e kadar) üretildiği gözlenmiştir.

Salminen ve Rintala (2002b) laboratuvar ölçekli yarı sürekli olarak beslenen çürütücülerde, tavuk kesimhane atıklarının anaerobik arıtımı üzerinde hidrolik bekletme süresinin ve yükleme oranlarının etkisini gözlemlemiştir. Bu kapsamda, 31°C'de, en uygun HBS'nin 50-100 gün aralığında ve uygun yükleme miktarının 0,8 kg UKM /m<sup>3</sup>.gün olduğu görülmüştür. Spesifik metan üretim veriminin 0,52-0,55 m<sup>3</sup>/kg UKM<sub>beslenen</sub> olduğu gözlenmiştir. Bunun yanında, 13-25 gün aralığındaki HBS'de ve 1,0-2,1 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün yükleme aralığında prosesin inhibe olduğu ve/veya aşırı yüklendiği (sistemde UYA ile uzun zincirli yağ asitlerinin birikmesi ve metan üretimi veriminin düşmesi) görülmüştür.

Dong ve Tollner (2003) kümes hayvan atıklarından azotun, azot gazı olarak giderimini incelemiştir. Bu amaçla, Anammox (**AN**aerobic **AMM**onium **O**xidation) prosesi, anaerobik kültür içeren serum şişelerinde uygulanarak; tavuk atığına nitrit eklenmiş ve amonyum seviyeleri üzerindeki etkileri gözlenmiştir. Anammox prosesinde; bakterilerin nitriti elektron alıcısı olarak kullanmaları sonucunda ortamda bulunan amonyak, azot gazına dönüştürülür.

Ardıç ve Taner (2004) taze tavuk gübresindeki katı maddenin sudaki çözünürlüğü üzerinde, ısı (termal), asidik kimyasal ve asidik termokimyasal ön-işlemlerin etkilerini araştırmıştır. Ön-işlemler olarak tavuk gübresinin kütlece %10'luk sulu karışımlarına; karışımdaki katı maddeye göre kütlece % 10, % 15 ve % 20 oranlarında  $H_2SO_4$  eklenerek ve hiç  $H_2SO_4$  eklenmeden (% 0 oranında), oda sıcaklığında ve suyun normal kaynama sıcaklığında, 1 ve 2 saatlik süreler uygulanarak araştırılmıştır. Çalışma sonucunda, sudaki çözünürlüğün en yüksek olduğu durumun; % 20 oranında  $H_2SO_4$  eklendiği, 2 saat termokimyasal ön-işlem uygulandığı ve kütlece yaklaşık % 41 olduğu durum olarak belirlenmiş ve asidik ön-işlemlerin tavuk gübresindeki katı maddenin sudaki çözünürlüğünü artırdığı sonucuna varılmıştır.

Agbogbo ve Holtzaple (2006), pirinç çeltiği ve tavuk gübresinin birlikte fermentasyonunu karışık mezofilik mikroorganizmalar (denizden temin edilen) kullanılarak *MixAlcoprosemi* incelemiştir. Biyokütlenin çürütülebilirliğini arttırmak amacıyla pirinç çeltiği ve tavuk gübresi, 0,1 g  $Ca(OH)_2$ /g biyokütle ile ön-işleme tabi olmuştur. Fermentasyon, çeşitli uçucu katı yükleme hızlarında ve hidrolik bekletme sürelerinde, % 80 pirinç çeltiği ve %20 tavuk gübresi ile uygulanmıştır. En yüksek asit üretimi 1,69 g/L.gün olarak; toplam asit konsantrasyonu ise 32,4 g/L değerinde gözlenmiştir. En yüksek dönüşüm (0,69 g  $UKM_{gid}$ /g  $UKM_{bes}$ ) ve verimin (0,29 g toplam asit/g  $UKM_{bes}$ ) ise toplam asit konsantrasyonu 25 g/L olduğunda gözlenmiştir.

Yetilmezsoy (2008), yumurtacı tavuk atıklarının iki adet laboratuvar ölçekli HÇYR sistemi ile arıtılmasında, farklı işletme koşullarının arıtma verimi ve biyogaz üretimi üzerindeki etkilerini araştırmıştır. Çalışma sonucunda, tavuk atıklarının 140 günlük HÇYR sisteminde, 1+6 optimum katı-sıvı faz karışım oranında ve 12 günlük hidrolik bekletme süresinde, ortalama %82 TKOİ giderimi ve 887 L  $CH_4$  üretimi elde edildiği tespit edilmiştir. Ayrıca, HÇYR sisteminin başarılı bir performans göstermesindeki en büyük katkıyı, kullanılan granüler aşı çamurunun (15,7 L'lik aktif çamur hacminin yaklaşık % 30'u kadar) sağladığı rapor edilmektedir.

Abouelenien ve diğ. (2009), termofilik metanojenik çamur ile aşılansız tavuk atığının kuru anaerobik fermentasyonu sırasında, sıcaklığın amonyak üretimi üzerine etkisini 8 günlük kesikli işletme durumunda incelemiştir. 55 ve 65°C'de metan üretimi neredeyse tamamen inhibe olurken, 35 ve 45°C sıcaklıklarda, yüksek

amonyak birikimine bağı olarak oldukça düşük metan üretimleri, sırasıyla 8,45 ve 6,34 mL/g UKM, gözlenmiştir. Metan üretiminin iyileştirilmesi için, 65°C’de 8 gün fermante olmuş tavuk atığında, amonyak sıyırma işlemi 1 gün boyunca 85°C’de ve pH=10’da gerçekleştirilerek %85,5 oranında amonyak giderimi sağlanmıştır. İşlem görmüş bu tavuk atığı, farklı oranlarda metanojenik çamur ile aşıl原因arak, 75 gün boyunca kesikli metan fermentasyonu gerçekleştirilmiştir. Çalışmada metan üretiminin iyileştiği gözlene bile nispeten düşük (20,4 mL/g UKM) değerler gözlenmiştir. Bu sebeple ikinci bir amonyak sıyırma işlemi yapılarak yaklaşık % 75 amonyak giderimi sağlanmıştır. İkinci kesikli fermentasyon uygulamasında ise 55 gün süreli metan üretiminde 103,5 mL/g UKM gibi önemli bir iyileşme gözlenmiştir.

Abouelenien ve diğ. (2010) tarafından yapılan bir çalışmada, metan üretimini inhibe eden yüksek amonyak konsantrasyonlarının reaktör içerisinde birikiminin önlenmesi amacıyla amonyak sıyırma yöntemi uygulanmıştır . Tavuk atıklarının 55°C’de 4 gün bekletildiği ve başlangıç pH’ının 8-9 olduğu reaktörde; geri devrettirilen biyogaz, sülfürik asit içerisinde geçirilerek amonyağın tutulması sağlanmıştır. Bu yöntem yardımıyla, tavuk gübresi içindeki toplam azotun %80’i ve oluşan amonyağın % 82’si giderilmiştir. Ayrıca reaktörde ölçülen amonyak konsantrasyonu 1 kilogram çamur başına 2 gram seviyesinin altında olmuştur.

Fu ve Holtzaple (2010) şeker kamışı küspesi ile tavuk gübresinin, termofilik şartlar altında ve karışık deniz mikroorganizmaları kullanılarak karboksilik asite fermente olmasını incelemiştir. MixAlco prosesi ile, oluşan karboksilat tuzları karışık alkol yakıtlarına ya da gazoline dönüştürülebilmektedir. Parçalanırlıklarının artırılması amacıyla şeker kamışı küspeleri, 100°C’de 2 saat boyunca, 0,1 g Ca(OH)<sub>2</sub>/g kuru biyokütle olacak şekilde kireçle ön işleme tabi tutulmuştur. Şeker kamışı küspesi/tavuk gübresi oranının %80/%20 olduğu 4 aşamalı karşı akımlı fermentasyon işlemi, farklı UKM yükleme hızlarında ve HBS’lerde gerçekleştirilmiştir. En yüksek asit üretimi 0,79 g/L.gün UKM yükleme hızında 21,5 g/L toplam asit konsantrasyonu olarak gözlenmiştir. En yüksek dönüşüm (0,59 g UKM<sub>parçalanın</sub>/g UKM<sub>beslenen</sub>) ve verimin (0,18 g toplam asit/g UKM<sub>beslenen</sub>) ise 15,5 g/L toplam asit konsantrasyonunda gerçekleştiği gözlenmiştir.

Lazor ve diğ. (2010), kümes atıkları ile mutfak atık yağlarının birlikte anaerobik arıtımını incelemiştir. Çalışma süresince, bu iki atık arasındaki oran 9:1 (tavuk atığı:atık yağ) değerinde tutulmuştur. Başlangıçta organik yükleme hızı 0,3 kg

UKM/m<sup>3</sup>.gün iken, bu değer 1,2 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün değerine kadar çıkarılmıştır. Çalışmada 1.130 mg NH<sub>3</sub>/L'nin üzerindeki serbest amonyak konsantrasyonlarında, metan üretiminin inhibe olduğu gözlenmiş; inhibisyon öncesi (birlikte arıtımın 175. gününden önce) 400-600 m<sup>3</sup>/kg UKM.gün aralığında olan biyogaz üretiminin, inhibisyon sonrası (birlikte arıtımın 175. gününden sonra) 200-300 m<sup>3</sup>/kg UKM.gün aralığına düştüğü görülmüştür. Ayrıca, tavuk gübresinin 2 haftadan daha uzun srelerde depolanmasının atığın bozunması sebebiyle amonyak üretimini arttırdığı gözlenmiştir.

## 4. MATERYAL VE YÖNTEM

### 4.1 Çalışmada Kullanılan Tavuk Atığının Özellikleri

Bu çalışmada kullanılan tavuk atıkları, Kocaeli'nin Kandıra ilçesine bağlı Seferler Köyü'nde bulunan, 18.000 tavuk kapasiteli bir yumurtacı tavuk çiftliğinden temin edilmiştir. Çiftlikteki yumurtacı tavuk atıkları, bir konveyör bant sistemi ile taşınarak, yaklaşık 5 tonluk bir römork içinde biriktirilmektedir. Tavuk çiftliğinden temin edilen atık, çalışmada kullanılmak üzere taze olarak alınarak +4°C'de, kapalı kaplarda muhafaza edilmiştir. **Çizelge 4.1**'de, çalışmada kullanılan ham tavuk atığının katı madde bazında özellikleri verilmektedir.

**Çizelge 4.1:** Ham tavuk atığının katı madde bazında karakterizasyonu.

| Parametre   | Ortalama $\pm$ Standart Sapma | Medyan |
|-------------|-------------------------------|--------|
| TKM (%)     | 24 $\pm$ 2                    | 24     |
| UKM (% TKM) | 70 $\pm$ 8                    | 69     |
| Nem (%)     | 76 $\pm$ 2                    | 76     |

Çalışmada kullanılan yukarı akışlı HÇYR'lere beslenen atık için, besleme oranı olarak 1+6 (1 kg tavuk atığı + 6 L çeşme suyu) değeri uygulanmıştır (Yetilmezsoy, 2008). Tavuk atığı 1+6 besleme oranında seyreltildikten sonra, hazırlanan karışım elekten geçirildikten sonra homojen olarak reaktörlere beslenmiştir. **Çizelge 4.2**'de, reaktörlere beslenen substrata ait karakterizasyon verilmiştir.

**Çizelge 4.2:** Reaktörlere beslenen substratın (1 kg tavuk atığı + 6 L çeşme suyu) karakterizasyonu.

| Parametre          | Birim                  | Ortalama $\pm$ Standart Sapma | Medyan |
|--------------------|------------------------|-------------------------------|--------|
| TKOİ               | mg/L                   | 25.530 $\pm$ 6.400            | 24.480 |
| ÇKOİ               | mg/L                   | 5.770 $\pm$ 820               | 5.780  |
| pH                 | -                      | 7,1 $\pm$ 0,2                 | 7,1    |
| Alkalinite         | mgCaCO <sub>3</sub> /L | 3.740 $\pm$ 460               | 3.580  |
| AKM                | mg/L                   | 17.870 $\pm$ 6.020            | 14.010 |
| UAKM               | mg/L                   | 14.910 $\pm$ 5.400            | 11.310 |
| UAKM/AKM           | %                      | 85 $\pm$ 2                    | 85     |
| TKN                | mg/L                   | 1.230 $\pm$ 8                 | 1.230  |
| NH <sub>3</sub> -N | mg/L                   | 780 $\pm$ 50                  | 790    |
| TP                 | mg/L                   | 730 $\pm$ 70                  | 730    |

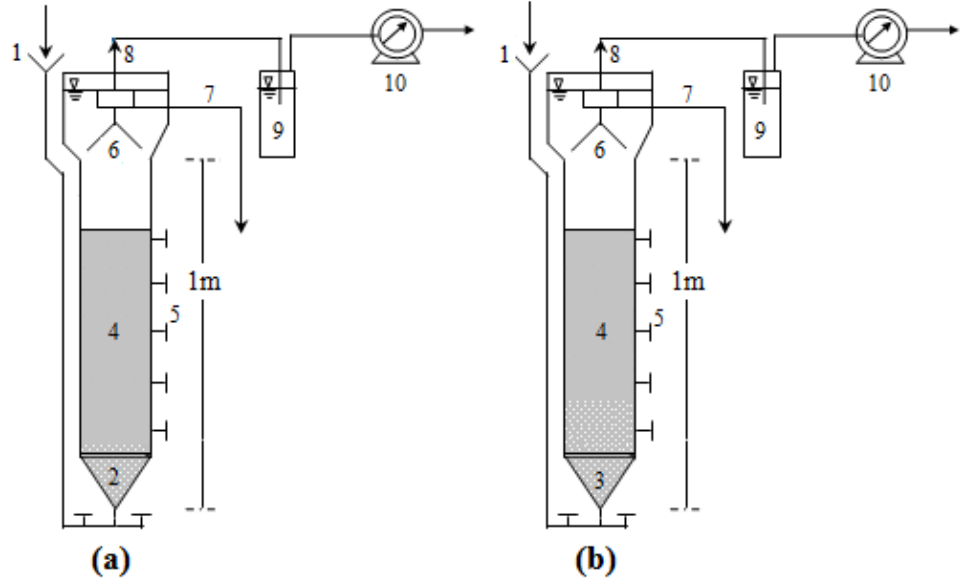
#### 4.2 Çalışmada Kullanılan HÇYR'lerin Genel Özellikleri

Bu çalışmada, tavuk atıklarının farklı iki tip aşı çamuruyla (floklu ve granüler) arıtılabilirliğinin karşılaştırılabilmesi için; birbirinin benzeri, yarı-sürekli olarak beslenen, yukarı akışlı ve etkili hacimleri 6,45 L olan iki adet HÇYR kullanılmıştır (Şekil 4.1 ve Şekil 4.2). Reaktörler, 1 m yükseklikte ve 90 mm çapında pleksicam kolonlardan oluşmuştur. Reaktörler; konik bir giriş kısmı, silindirik bir gövde, gaz-sıvı-katı ayırıcı bölme ve çıkış savağı olmak üzere 4 ana parçadan meydana gelmektedir.

Kesik koni şeklinde yapılan konik giriş kısmının üzerinde silindirik bir gövde tasarlanmış olup; bu parçalar altta çamur yatağını ve bunun üzerinde bulunan çamur örtüsünü taşımaktadır.

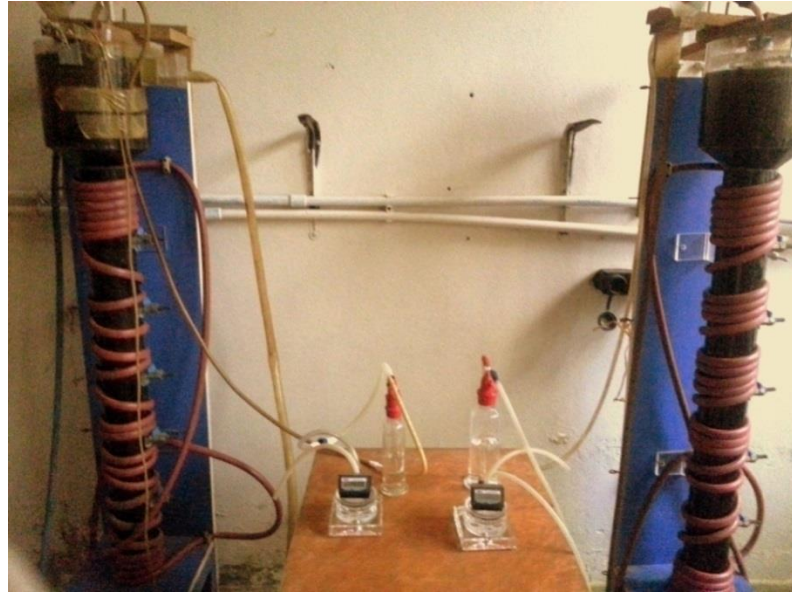
HÇYR sisteminin farklı noktalarından kolay bir şekilde numune alabilmek amacıyla silindirik gövde üzerine 5 adet numune alma musluğu monte edilmiş haldedir.

Çalışmada kullanılan her iki HÇYR sistemi, ahşap konstrüksiyonlar üzerine yerleştirilerek, sistemin muhafazası sağlanmıştır.



- |                           |                     |
|---------------------------|---------------------|
| 1. Besleme Hunisi         | 6. Gaz Toplayıcılar |
| 2. Granüler Çamur         | 7. Çıkış Suyu       |
| 3. Floklu Çamur           | 8. Gaz Hattı        |
| 4. Çamur Örtüsü           | 9. Su Kapanı        |
| 5. Numune Alma Mushukları | 10. Gaz Metre       |

**Şekil 4.1:** Çalışmada kullanılan (a) granüler (b) floklu çamur ile aşılana HÇYR'lerin şematik görünümü.



**Şekil 4.2:** Çalışmada kullanılan HÇYR'ler

#### 4.3 Çalışmada Kullanılan Aşı Tipleri ve Genel Özellikleri

Bu tez çalışmasında araştırılan konu kapsamında, tavuk atığının havasız arıtılabilirliği, iki eşdeğer laboratuvar ölçekli HÇYR’de, iki farklı aşı çamuru kullanılarak izlenmiştir. Bu sebeple, işletmeye alma döneminde reaktörlerden bir tanesi granüler aşı çamuru ile, diğer reaktör ise floklu aşı çamuru ile aşılanmıştır. Granüler aşı çamuru, bir kağıt firmasının Çorlu Fabrikası’nda bulunan havasız IC (Internal Circulation) reaktöründen temin edilmiştir. Floklu aşı çamuru ise, Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi (AAT)’nin ön-çökeltim çamurunun çürütüldüğü mezofilik havasız reaktöründen alınan çamur ile aşılanmıştır. Kayseri AAT’de, besi maddesinin biyolojik olarak giderildiği bir aktif çamur sistemi bulunmaktadır. Yoğunlaştırılmış ön-çökeltim çamurunun beslendiği mezofilik (35°C) anaerobik çürütücünün efektif hacmi 6,750 m<sup>3</sup>’tür. Aşı çamurlarının katı madde bazında karakterizasyonları **Çizelge 4.3**’te gösterilmektedir.

**Çizelge 4.3:** Aşı çamurlarının katı madde bazında karakterizasyonu

| Aşı Çamuru Türü | TKM (g/L)             | UKM (g/L)           | TKM (%)             | UKM (% KM)          | Nem (%)             |
|-----------------|-----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Granüler        | 300 ± 10<br>(m*: 295) | 110 ± 4<br>(m: 105) | 25 ± 0,7<br>(m: 25) | 35 ± 0,4<br>(m: 35) | 75 ± 0,7<br>(m: 75) |
| Floklu          | 50 ± 1<br>(m: 50)     | 25 ± 1<br>(m: 25)   | 5 ± 0,2<br>(m: 5)   | 45 ± 0,5<br>(m: 45) | 95 ± 0,2<br>(m: 95) |

\*m: medyan

Öztürk (1999)’de, HÇYR’lerde etkili bir işletilmenin sağlanabilmesi açısından, başlangıçta ilave edilen aşı çamuru konsantrasyonları için UKM cinsinden 10-15 kg UKM/m<sup>3</sup> aralığında bir değerin seçilmesi gerektiği rapor edilmiştir. Bu sebeple, bu çalışmada her iki aşı çamuru da işletmeye alma döneminde reaktörlerin bir m<sup>3</sup> hacimleri başına yaklaşık 12 kg UKM olacak şekilde eklenmiştir. Buna göre, floklu aşı içeren reaktöre yaklaşık 3 L, granüler aşı içeren reaktöre ise yaklaşık 0,7 L aşı çamuru ilave edilmiştir.



#### 4.4 HÇYR Sistemlerinin Devreye Alınması

Bu tez çalışması kapsamında, birbirinin aynı olan iki adet yukarı akışlı HÇYR'e ilave edilen granüler ve floklu aşı çamurlarının yaklaşık bir hafta süresince oda sıcaklığında tavuk atığına adapte olması sağlanmıştır. Bu adaptasyon süresince, aşı çamurları reaktör içerisinde seyreltilmiş tavuk atığı ile bekletilmiştir. Her iki reaktör de aynı anda işletmeye alınmıştır. Bir haftalık alışma sürecinden sonra, reaktörler 3xHBS süresi boyunca seyreltik tavuk atığı ile beslenmiştir. Reaktörler, bu süreçten sonra 2,5xHBS süresince işletilmiştir. Her iki reaktör için de HBS=13 gün ( $Q_{besleme}=500$  mL/gün) değeri esas alınarak; her bir reaktör toplamda 83 gün boyunca işletilmiştir (**Çizelge 4.4**).

**Çizelge 4.4:** Çalışmada esas alınan işletme planı.

|                                |                     |         |    |    |           |
|--------------------------------|---------------------|---------|----|----|-----------|
| HBS<br>(gün)                   | 7                   | 13      | 13 | 13 | 37        |
| Süreç                          | Alıştırma<br>Evresi | 3 x HBS |    |    | 2,5 x HBS |
| Toplam İşletme<br>Süresi (gün) | 83                  |         |    |    |           |

İşletme esnasında karşılaşılabilecek problemlerin ve besleme esnasında muhtemel bir tıkanmanın önüne geçilebilmesi amacıyla, tavuk atığı 1+6 oranında seyreltilmiş ve bu karışım 4,00 mm çaplı elekten geçirildikten sonra reaktörlere beslenmiştir. Elekten geçirme işlemiyle, kum, taş, yumurta kırıkları, tüy ve çeşitli inert maddelerin besleme suyuna karışımının önüne geçilmesi planlanmıştır. 1+6 besleme oranında seyreltilen tavuk atığı daha sonra homojen bir şekilde karıştırılarak reaktörlere beslenmiştir. Reaktörlerin beslenmesi sırasında; besleme hunileri yardımıyla 500 ml hacminde seyreltik tavuk atığı reaktörlere ilave edilmiştir.

Çalışma kapsamında, tavuk atığının yeterli miktarlarda eser element içerdiği öngörülerek; reaktörlerin beslenmesi sırasında herhangi bir stok eser element çözeltisi ilave edilmemiştir. Ayrıca, gerçek ölçekli uygulamalarda; eser element ilavesinin pratikte çok uygulanabilir olmayacağı da düşünülmüştür. Bunun dışında, hazırlanan besleme sıvısının pH'ı çalışma süresince 6,9-7,3 aralığında olduğundan,

besleme öncesi herhangi bir pH ayarı yapılmamıştır. Gözlenen pH aralığının tavsiye edilen 6,5-8,2 aralığı içinde kaldığı gözlenmiştir (Yetilmezsoy, 2008). Ayrıca, +4°C’de muhafaza edilen tavuk atığı, dolaptan alındıktan sonra bir süre oda sıcaklığında tutulup, daha sonra çeşme suyu ile 1+6 oranında olacak şekilde besleme sıvısı hazırlanarak reaktörler beslenmiştir.

Her iki reaktör, oda sıcaklığında işletilmiştir ve çalışma dönemi boyunca reaktördeki işletme sıcaklıkları sürekli olarak kontrol edilerek; reaktörler içerisinde sabitlenmiş civalı termometreler yardımıyla ölçülmüştür. Reaktörlerin işletilmesi yaz döneminde başlatıldığı için reaktörlerin içerisindeki sıcaklık değerleri çalışma boyunca 22-25°C aralığında okunmuştur. Buna göre, çalışma süresince reaktörlerin mezofilik-altı sıcaklıklarda işletildikleri söylenebilir.

#### **4.5 Analitik Yöntemler ve Hesaplamalar**

Karakterizasyon için yapılacak toplam KOİ (TKOİ), çözünmüş KOİ (ÇKOİ), toplam katı madde (TKM), toplam uçucu katı madde (UKM), askıda katı madde (AKM), uçucu askıda katı madde (UAKM), toplam Kjeldahl azotu (TKN), amonyak azotu (NH<sub>3</sub>-N), toplam fosfor (TP) ve alkalinite parametreleri standart yöntemlere göre gerçekleştirilmiştir (APHA, 2005). TKOİ ve ÇKOİ analizleri dikromat kapalı-reflux titrimetrik yöntem ile gerçekleştirilmiştir. ÇKOİ ölçümleri için numuneler 0,45 µm gözenek çapına sahip selülozik nitrat filtrelerden süzildükten sonra süzüntü suyunda gerçekleştirilmiştir.

Reaktörlerin giriş ve çıkışlarından alınan numunelerde gerçekleştirilen AKM ve UAKM ölçümleri, gravimetrik ölçüm esasına dayanan yöntem ile hesaplanmıştır. Fırında daha önceden 30 dk yakılmış ve desikatörde dengeye getirilmiş AP40 filtreler tartıldıktan sonra, süzme seti yardımıyla belirli hacimde numune filtreden geçirilmiştir. Daha sonra 1 saat etüvde bekletilen ve desikatörde dengeye getirilmiş filtre kağıtları tartılarak AKM ölçülmüştür. Sonrasında ise 30 dk fırında yakılan filtreler, desikatörde dengeye getirildikten sonra tartılarak UAKM hesaplanmıştır. Darası alınmış seramik krozelerde ise ham tavuk atığı ve çamur numuneleri önce su banyosunda, daha sonra 105°C etüvde bir gün bekletilerek TKM; 550°C’lik fırında ise 30 dakika yakılarak UKM değerleri ölçülmüştür.

Amonyak azotu, distilasyon-titrasyon yöntemi ile ölçülmüştür. Numuneler, pH=9,5’te borat tampon çözeltisiyle organik azot bileşiklerinin ve siyanatların

hidrolizini azaltmak üzere tamponlanmış ve borik asit çözeltisi içine distile edilmiştir. Bu çözelti daha sonra 0,02 N sülfürik asitle titre edilerek amonyak azotu tayini yapılmıştır. TKN ise, uygulanan hazım işleminden sonra, 300 ml'ye seyreltilmiş numune üzerine, 50 ml nötralizasyon çözeltisi eklenerek ve amonyak azotu tayininde uygulanan distilasyon işlemi gerçekleştirilerek analiz edilmiştir. pH değerleri HI 2211-02 HANNA marka pH metre ile; HÇYR sistemlerinde üretilen toplam biyogaz ise Ritter marka Milligas Counter 770991000 model gaz metreler ile ölçülmüştür (Şekil 4.3).



**Şekil 4.3:** Çalışmada kullanılan gaz metre.

Havasız arıtma performansları floklu ve granüler aşı ile işletilen HÇYR'lerin giriş ve çıkışlarından alınan numunelerde Çizelge 4.5'te verilen parametreler belirtilen sıklıkta ölçülerek değerlendirilmiştir.

**Çizelge 4.5:** Çalışmada gerçekleştirilen analizler ve ölçüm sıklıkları.

| Analizler          | Ölçüm Sıklığı |
|--------------------|---------------|
| TKOİ               | 2 / Hafta     |
| ÇKOİ               | 2 / Hafta     |
| NH <sub>3</sub> -N | 1 / Hafta     |
| AKM / UAKM         | 2 / Hafta     |
| Alkalinite         | 2 / Hafta     |
| pH                 | Günlük        |
| Sıcaklık           | Günlük        |
| Gaz Miktarı        | Günlük        |

Çalışmada süresince, giriş ve çıkış suyundan alınan numunelerde yapılan analiz sonuçları hesaplanırken, Microsoft® Excel (2007) programından yararlanılmıştır. Ayrıca ortalama, standart sapma ve medyan değerleri hesaplanırken bu programın eklentileri olan istatistiksel fonksiyonlar kullanılmıştır.

## 5. BULGULAR VE DEĞERLENDİRME

### 5.1 Granüler Aşı Çamuru İçeren Reaktörde Havasız Arıtılabilirlik Çalışması

İşletmeye alma döneminde yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörlerden birine, bir kâğıt firmasının atıksularının arıtıldığı mezofilik bir havasız reaktörden alınan granüler çamurdan 0,7 L eklenmiştir (UKM miktarı reaktörün bir m<sup>3</sup>'ü başına 12 kg olacak şekilde). Reaktör işletmeye alma aşamasının ilk haftasından itibaren 13 günlük hidrolik bekletme süresi (HBS) ile 76 gün boyunca işletilmiştir. Bu kapsamda reaktöre günde 500 mL seyreltik tavuk atığı beslenmiştir.

#### 5.1.1 TKOİ ve ÇKOİ değişimleri

Granüler aşı çamuru içeren reaktörde, işletme süresinde giriş besleme sıvısının (substrat) TKOİ aralığı 13.250 – 44.350 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu süreçte, havasız reaktörün ortalama giriş TKOİ konsantrasyonu 26.000 ( $\pm$  7.400) mg/L (medyan: 24.480) değerindedir. Çıkış akımında ölçülen TKOİ değerleri ise 810 – 1.820 mg/L arasında değişim göstermiş olup, ortalama değer 1.110 ( $\pm$  210) mg/L (medyan: 1.110) olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre TKOİ giderim verimleri %86 – 98 arasında gözlenmiştir. Bu değişim aralığına göre ortalama TKOİ giderim verimi ise %95 ( $\pm$  3) (medyan: %96) olarak bulunmuştur. Reaktördeki TKOİ giderim hızı 0,9 – 3,3 kg/m<sup>3</sup>.gün arasında değişiklik göstermiş olup bu aralıkta ortama değer 1,9 ( $\pm$  0,6) kg/m<sup>3</sup>.gün (medyan: 1,8) olarak bulunmuştur. Giriş TKOİ değerlerinin salınım göstermesine rağmen; çıkıştaki TKOİ değerlerinde gözlenen değişim aralığı çok daha azdır. Besleme sıvısı içerisindeki TKOİ'nin partikül kısmı büyük oranda AKM parametresinden kaynaklandığı için bu kısmın gideriminin önemli oranda çamur yatağında gerçekleşen fiziksel işlemler (katı maddelerin çamur yatağında tutulması, adsorpsiyonu, filtrasyonu ve çökmesi vb.) ile olduğu düşünülmektedir (Rodriguez ve diğ., 2001).

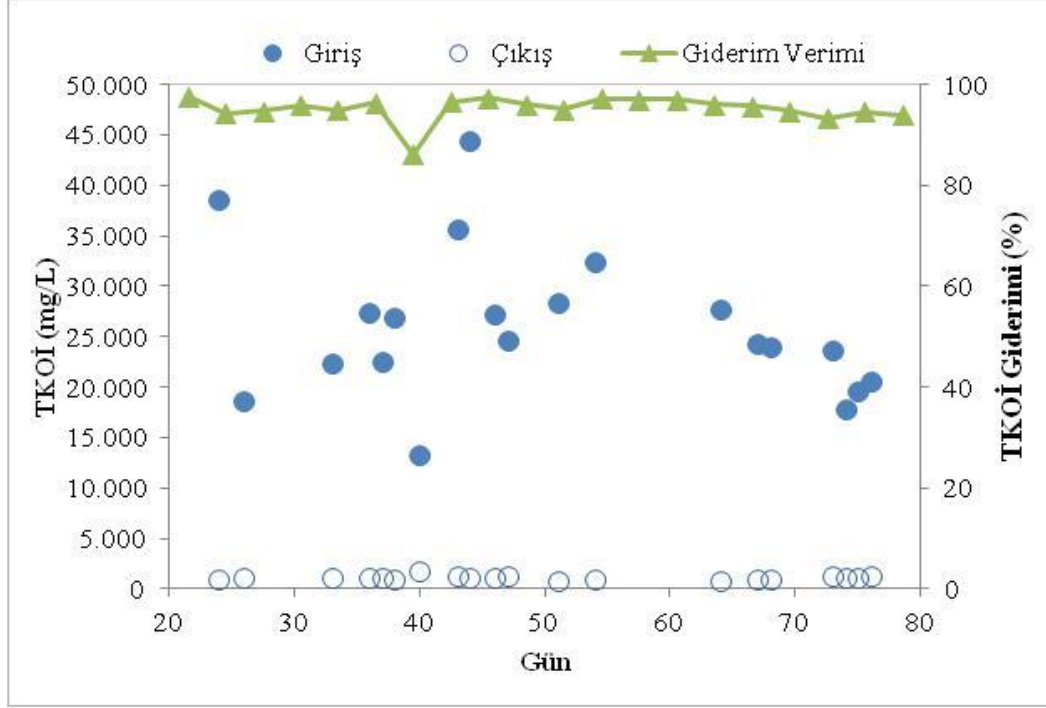
Reaktöre beslenen substratın ÇKOİ değerleri 4.420 – 6.840 mg/L arasında ölçülmüştür. Bu süreçte, bu sisteme ortalama 5.770 ( $\pm$  820) mg/L (medyan: 5.780 ) değerinde besleme yapılmıştır. Çıkış suyunun ÇKOİ değerleri ise 750 – 2.490 mg/L arasında değişim göstermiş olup, ortalama değer 1.050 ( $\pm$  450) mg/L (medyan: 930)

olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre ÇKOİ giderme verimleri %64 – 88 arasındadır. Bu değişim aralığına göre ortalama ÇKOİ giderme verimi ise %82 ( $\pm 6$ ) (medyan: %83) olarak bulunmuştur. Reaktördeki ÇKOİ giderim hızı 0,3 – 0,5  $\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$  arasında değişiklik göstermiş olup bu aralıkta ortama olarak 0,4 ( $\pm 0,1$ )  $\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$  (medyan: 0,4  $\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$ ) değeri bulunmuştur. **Çizelge 5.1**'de, granüler aşı çamuru içeren reaktördeki giriş ve çıkış TKOİ ve ÇKOİ konsantrasyonları ve giderim verimleri ile giderim hızları verilmektedir.

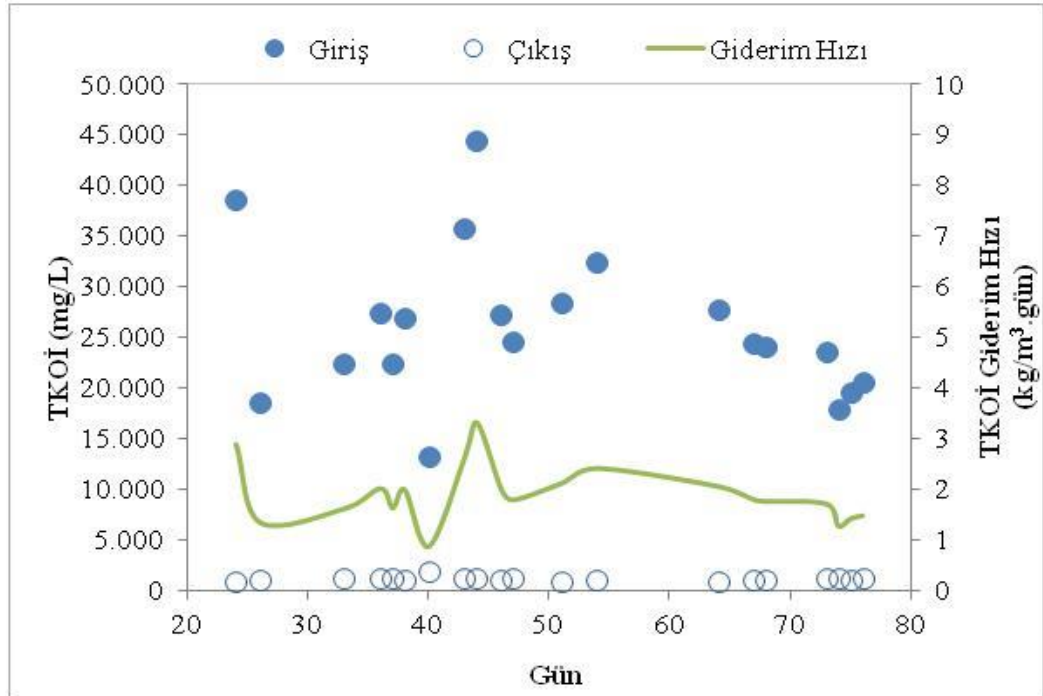
**Çizelge 5.1:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'deki KOİ değişimleri.

| Parametre                                               | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|---------------------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| TKOİ <sub>giriş</sub><br>(mg/L)                         | 13.250  | 26.000   | 44.350   | 7.400          | 24.480 |
| TKOİ <sub>çıkış</sub><br>(mg/L)                         | 810     | 1.110    | 1.820    | 210            | 1.110  |
| TKOİ giderim verimi<br>(%)                              | 86      | 95       | 98       | 3              | 96     |
| TKOİ giderim hızı<br>( $\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$ ) | 0,9     | 1,9      | 3,3      | 0,6            | 1,8    |
| ÇKOİ <sub>giriş</sub><br>(mg/L)                         | 4.420   | 5.770    | 6.840    | 820            | 5.780  |
| ÇKOİ <sub>çıkış</sub><br>(mg/L)                         | 750     | 1.050    | 2.490    | 450            | 930    |
| ÇKOİ giderim verimi<br>(%)                              | 64      | 82       | 88       | 6              | 83     |
| ÇKOİ giderim hızı<br>( $\text{kg/m}^3\cdot\text{gün}$ ) | 0,3     | 0,4      | 0,5      | 0,1            | 0,4    |

Şekil 5.1 ve Şekil 5.2’de granüler çamur içeren reaktörün işletme boyunca ölçülen TKOİ değişimleri, giderim verimleri ve giderim hızları esas alınarak verilmiştir. Sonuçlar giriş suyu TKOİ değerlerinin önemli oranda salınım gösterdiğini, çıkış suyu TKOİ değerlerinin ise nispeten daha kararlı bir değişim izlediğini göstermiştir.

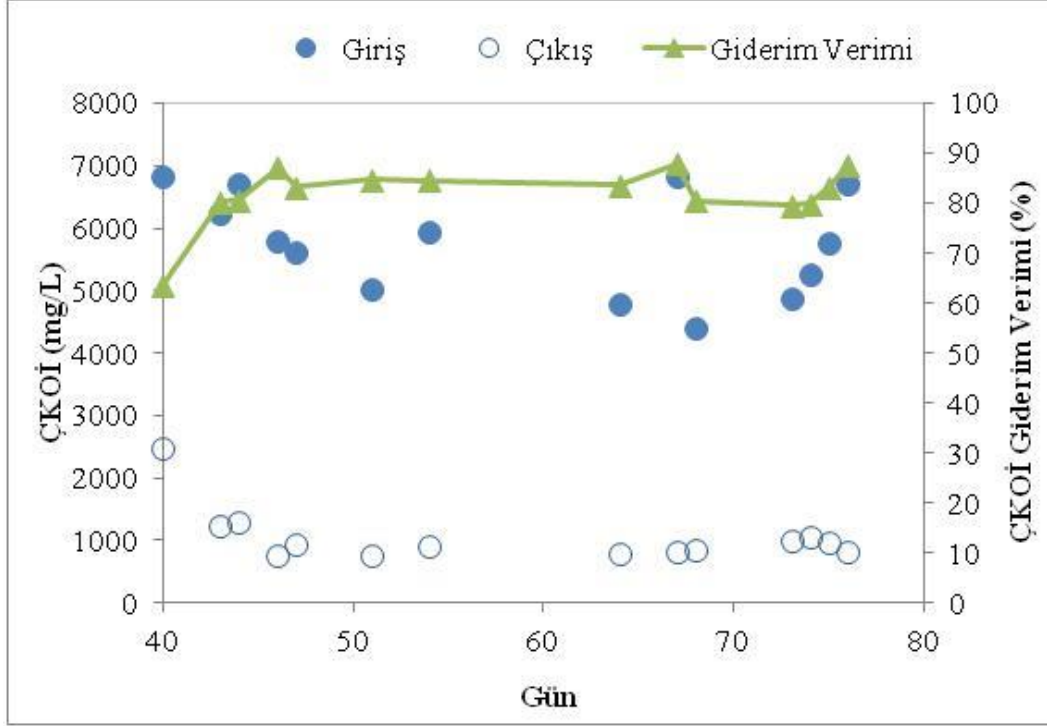


Şekil 5.1: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de TKOİ giderimi.

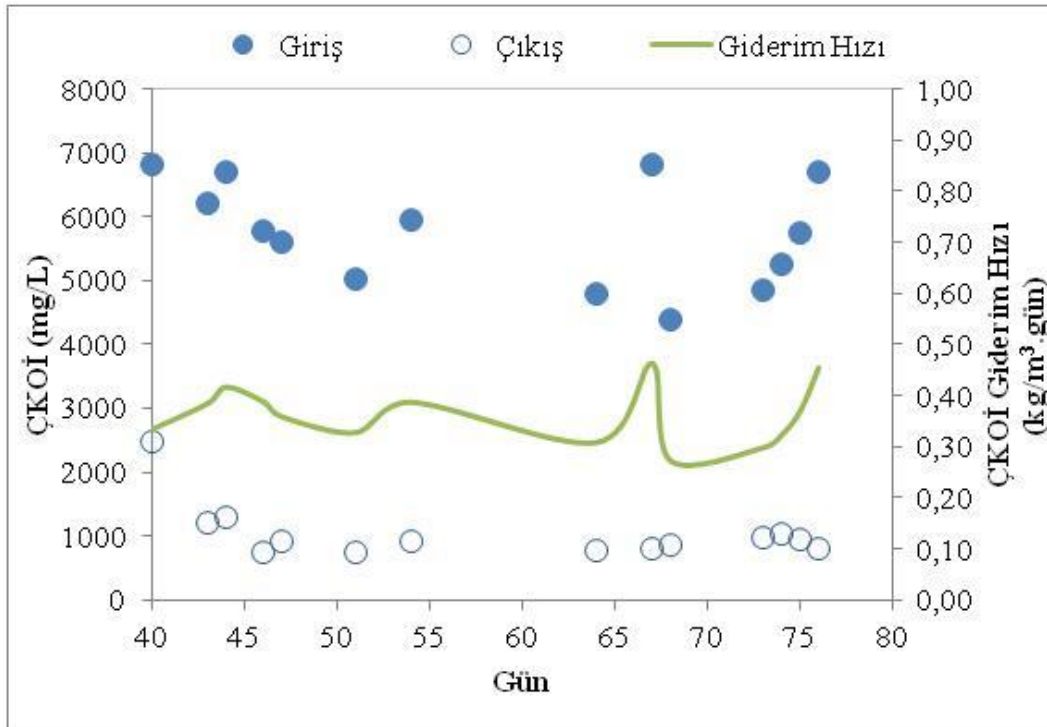


Şekil 5.2: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de TKOİ değişimleri ve giderim hızı.

Şekil 5.3’de, giriş ve çıkış akımında ölçülen ÇKOİ değerlerine göre hesaplanan giderim verimleri; Şekil 5.4’de ise ÇKOİ giderim hızları gösterilmektedir. Giriş ÇKOİ sonuçları giriş TKOİ sonuçlarına göre daha az salınım göstererek; giderim hızlarında giriş suyu değerlerinin salınımına uygun bir yapı gözlenmektedir.



Şekil 5.3: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de ÇKOİ giderimi.



Şekil 5.4: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de ÇKOİ değişimleri ve giderim hızı.



İşletme süresince, reaktöre beslenen seyreltik tavuk atıklarının ÇKOİ konsantrasyonunun TKOİ konsantrasyonuna oranı, ortalama bazda yaklaşık % 22 olarak hesaplanmıştır. Tavuk atıklarında ÇKOİ/TKOİ oranlarının düşük olduğu yapılan çalışmalarda da rapor edilmektedir. Yetilmezsoy (2008)'de aynı oranda seyreltilen tavuk atığının ÇKOİ/TKOİ oranı yaklaşık % 17 olarak verilmektedir.

### 5.1.2 AKM ve UAKM değişimleri

Çalışma boyunca, granüler aşı çamuru içeren reaktördeki giriş AKM konsantrasyonu 10.710-27.380 mg/L aralığında gözlenmiş, çıkış AKM konsantrasyonu ise ortalama bazda <120 mg/L olarak ölçülmüştür. Ortalama giriş AKM konsantrasyonu 17.870 ( $\pm$  6.020) mg/L (medyan: 14.010) olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre AKM'nin reaktör içerisinde tutularak çıkış akımından giderilmesi yaklaşık % 99 olarak gözlenmiştir. Toplam AKM gideriminin büyük oranda katı maddelerin çamur yatağı içerisinde tutulması, ayrıca adsorpsiyon, çökelme ve filtrasyon gibi fiziksel proseslerden kaynaklandığı düşünülmektedir.

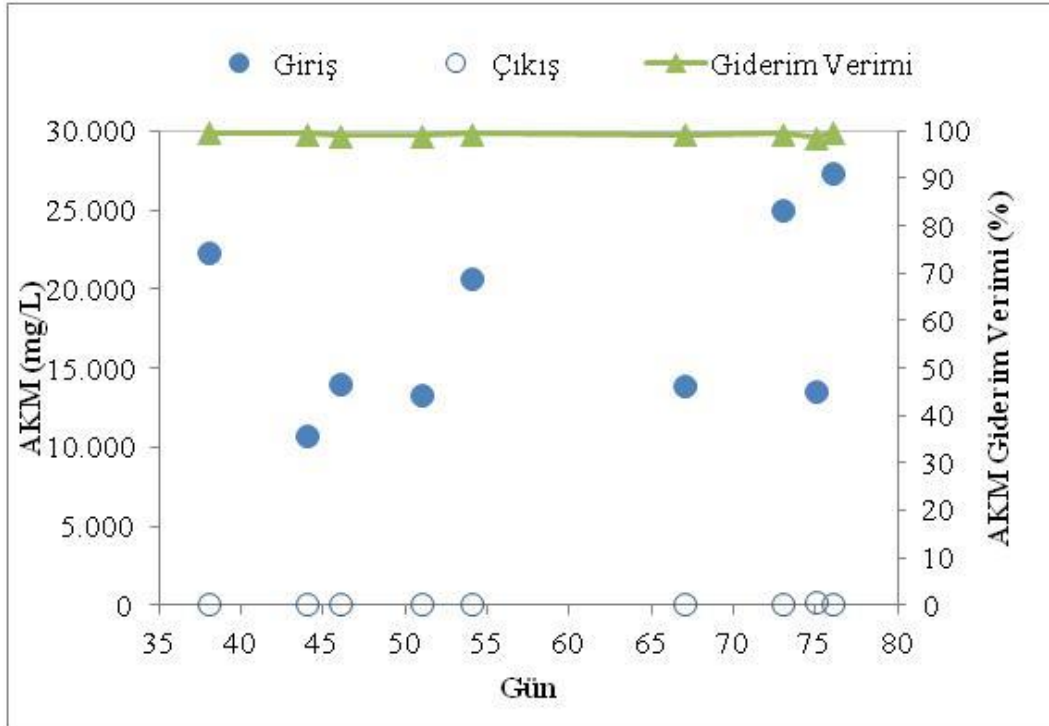
Granüler aşı çamuru içeren reaktördeki giriş UAKM konsantrasyonu 8.840-23.500 mg/L aralığında gözlenmiş, çıkış UAKM konsantrasyonu ise ortalama bazda <80 mg/L olarak ölçülmüştür. Ortalama giriş UAKM konsantrasyonu 14.910 ( $\pm$  5.400) mg/L (medyan: 11.310) olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre UAKM'nin reaktör içerisinde tutularak çıkış akımından giderim verimi ortalama bazda >%99 olarak bulunmuştur. **Çizelge 5.2'**de, reaktör giriş ve çıkış akımında ölçülen AKM ve UAKM değerleri verilmiştir.

**Şekil 5.5** ve **Şekil 5.6'**da, granüler çamur içeren reaktörün işletildiği dönemde ölçülen AKM değerleri ve giderim hızları verilmiştir. Giriş suyu AKM değerlerinin ham tavuk atığının yüksek katı madde içeriği sebebiyle önemli oranda salınım gösterdiği; çıkış suyu AKM değerlerinin ise ani değişimler göstermeyen, nispeten kararlı bir seri izlediği gözlenmektedir.

**Şekil 5.7** ve **Şekil 5.8'**de granül aşı çamuru içeren HÇYR'de gerçekleşen UAKM değişimleri gösterilmektedir. Sonuçlar giriş suyu UAKM değerlerinin, AKM giriş değerlerine paralel bir seri izlediğini, çıkış suyu UAKM değerlerinin ise oldukça kararlı bir seri izlediğini göstermektedir. Ayrıca UAKM giderim hızları ile AKM giderim hızları paralellik göstermiştir.

**Çizelge 5.2:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'deki AKM ve UAKM değişimleri.

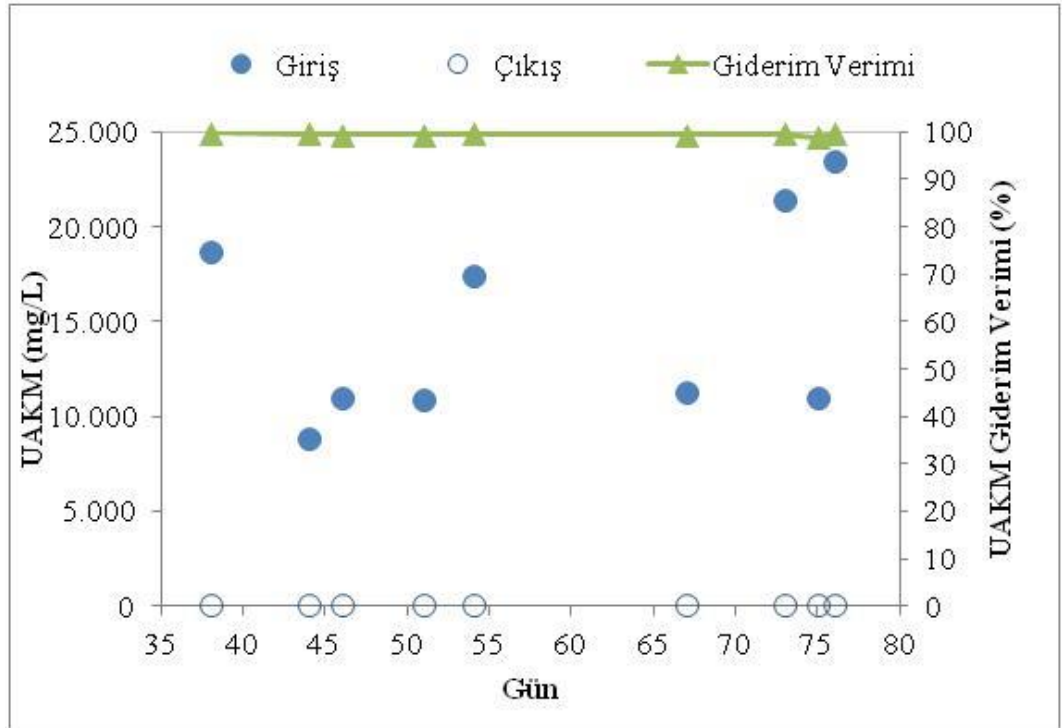
| Parametre                                  | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|--------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| AKM <sub>giriş</sub> (mg/L)                | 10.710  | 17.870   | 27.380   | 6.020          | 14.010 |
| AKM <sub>çıkış</sub> (mg/L)                | < 60    | < 120    | < 200    | < 40           | < 130  |
| AKM giderim verimi (%)                     | 98,6    | 99,3     | 99,7     | 0,3            | 99,4   |
| AKM giderim hızı (kg/m <sup>3</sup> .gün)  | 0,82    | 1,40     | 2,10     | 0,5            | 1,10   |
| UAKM <sub>giriş</sub> (mg/L)               | 8.840   | 14.910   | 23.500   | 5.400          | 11.310 |
| UAKM <sub>çıkış</sub> (mg/L)               | < 40    | < 80     | < 130    | < 30           | < 80   |
| UAKM giderim verimi (%)                    | 98,9    | 99,5     | 99,8     | 0,2            | 99,5   |
| UAKM giderim hızı (kg/m <sup>3</sup> .gün) | 0,68    | 1,10     | 1,80     | 0,4            | 0,90   |



**Şekil 5.5:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de AKM giderimi.



Şekil 5.6: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de AKM değişimleri ve giderim hızı.



Şekil 5.7: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de UAKM giderimi.



Şekil 5.8: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de UAKM değişimleri ve giderim hızı.

### 5.1.3 pH ve alkalinite değişimleri

Anaerobik proseslerin kararlılığının en önemli göstergelerinden olan pH ve alkalinite, çalışma süresince günlük olarak izlenmiştir. pH değerinin 6,2’nin altına düşmesi  $CH_4$  üretimini büyük ölçüde düşürür (Öztürk, 2007). Bu kapsamda, bu tez çalışmasında reaktördeki pH ve alkalinite miktarını dengelemek için kimyasal madde ilavesine gerek duyulmamıştır. Giriş pH değerleri 6,9-7,3 arasında değişim gösterirken, granüler aşı çamuru içeren reaktördeki çıkış pH değerleri 7,7-8,5 arasında değişim göstermiştir. Besleme sürecinde, giriş atıksuyunun ortalama pH değeri 7,1 ( $\pm 0,2$ ) (medyan: 7,1) olarak gözlenmiştir. Çıkış suyunda ölçülen ortalama pH değeri ise 8,1 ( $\pm 0,3$ ) (medyan: 8,3) olmuştur.

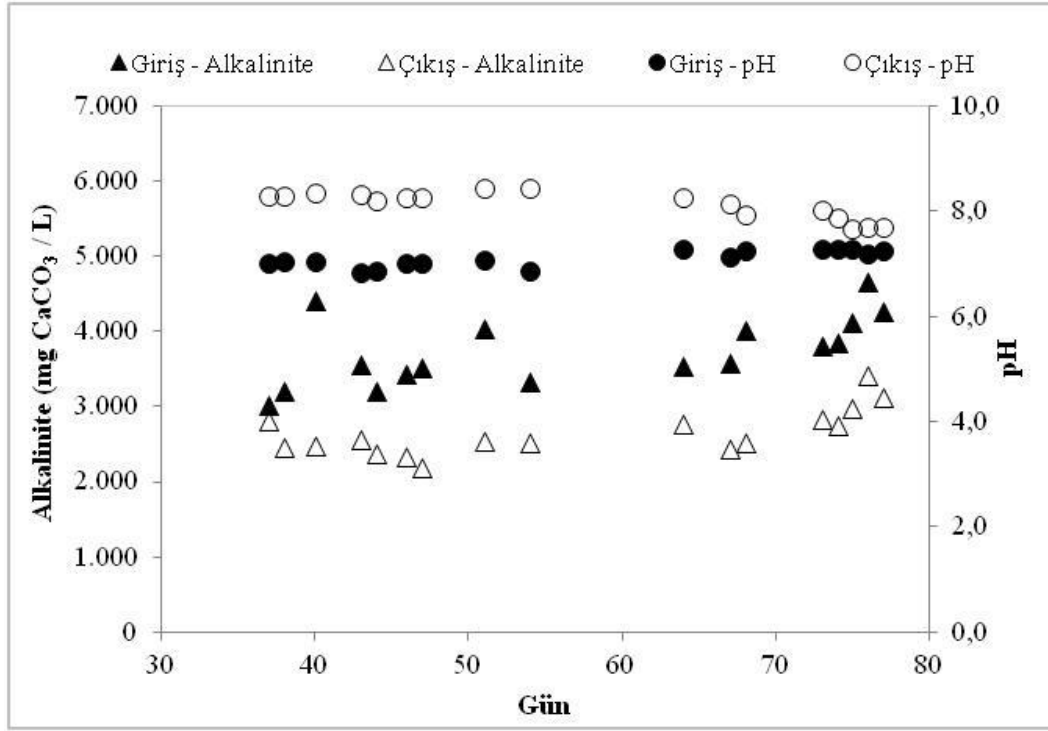
Giriş alkalinite değerleri 3.010-4.660 mg  $CaCO_3/L$  arasında değişim gösterirken, çıkış alkalinite değerleri 2.190-3.410 mg  $CaCO_3/L$  arasında değişim göstermiştir. Besleme sürecinde, giriş alkalinitesi için ortalama değer 3.740 ( $\pm 460$ ) mg  $CaCO_3/L$  (medyan: 3.580 mg  $CaCO_3/L$ ) olarak hesaplanmıştır. Çıkış suyu alkalinitesi için ortalama değer ise 2.650 ( $\pm 310$ ) mg  $CaCO_3/L$  (medyan: 2.540 mg  $CaCO_3/L$ ) bulunmuştur. Reaktör giriş ve çıkışlarındaki pH ve alkalinite değişimleri **Çizelge 5.3**’te verilmektedir.

Anaerobik mikroorganizmalar için optimum çevre şartlarına bakıldığında alkalinite aralığı olarak 1000-4000 mg/L  $\text{CaCO}_3$  aralığı verilmektedir. Havasız arıtmada proses dengesizliğini yansıtan parametreler incelendiğinde; gaz debisi ve biyogazın metan içeriği dışında alkalinite ve pH parametrelerinin değerlerinde de ani azalma gözlenmektedir. Herhangi bir sebeple kararlılığını yitiren bir anaerobik reaktörde, dengesizlik ilk önce sistemdeki TUA konsantrasyonunun artması sonucu pH’da ani bir düşüş ile kendini gösterir. pH’daki düşüşü bir süre sonra (takriben 1 gün) alkalinitedeki ani azalma izler. Bu esnada gaz üretiminin yavaşlaması dolayısıyla gaz debisinde bir azalma ve gazdaki  $\text{CH}_4$  yüzdesinde bir düşüş gözlenir. Bunların sonucu olarak da reaktör çıkışındaki  $\text{KOİ}$  konsantrasyonu yükselir ve dolayısı ile sistemin verimi düşer (Öztürk, 2007).

**Çizelge 5.3:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de pH ve alkalinite değişimleri.

| Parametre                                                            | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|----------------------------------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| $\text{pH}_{\text{giriş}}$                                           | 6,9     | 7,1      | 7,3      | 0,2            | 7,1    |
| $\text{pH}_{\text{çıkış}}$                                           | 7,7     | 8,1      | 8,5      | 0,3            | 8,3    |
| $\text{Alkalinite}_{\text{giriş}}$<br>(mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ) | 3.010   | 3.740    | 4.660    | 460            | 3.580  |
| $\text{Alkalinite}_{\text{çıkış}}$<br>(mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ) | 2.190   | 2.650    | 3.410    | 310            | 2.540  |

**Şekil 5.9**’da reaktörün giriş ve çıkış akımında ölçülen alkalinite ve pH değerleri gösterilmiştir. Çıkış suyundaki pH’ın havasız arıtma işlemi sonrasında 7,0-7,3 aralığından 7,7-8,5 aralığına yükseldiği gözlenmiştir. Alkalinite değerleri incelendiğinde ise; giriş suyunda 3.010-4.660 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  aralığında olan alkalinitenin çıkış suyunda 2.190-3.410 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  aralığında olduğu gözlenmiştir.



**Şekil 5.9:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de pH ve alkalinite değişimleri

#### 5.1.4 Amonyak azotu değişimleri

Tavuk gübresi, yüksek miktarlarda protein ve amino asit içerikleri sebebiyle yüksek konsantrasyonlarda organik azot içermektedir. Bu sebeple, tavuk gübresinin anaerobik arıtımı sırasında içsel amonyak azotu konsantrasyonu artar. Bu amonyum iyonlarının bir bölümü, bazı anaerobik mikroorganizmalar tarafından kullanılabilirken; kalan fazla amonyum organik bileşiklerin parçalanmasını, uçucu yağ asiti (UYA) ve metan üretimlerini engelleyerek inhibisyona sebep olur. Sonuç olarak, tavuk gübresinin arıtımında amonyaktan kaynaklanabilecek zehirlilik (toksisite) ciddi bir problemdir. Özellikle tavuk atıklarının seyreltilmeden çürütülmeleri sırasında amonyak inhibisyonu çok daha belirgindir. Tavuk atıklarının amonyak içeriklerinin 4 g-N/L değerinden daha yüksek olabileceği rapor edilmektedir. Bu sebeple, tavuk atıklarının substrat olarak tek başlarına çürütülmeleri ile ilgili yapılan çalışmalarda başarısız sonuçlar elde edilmiştir (Hansen ve diğ., 1998; Angelidaki ve Ahring, 1993). Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'nin giriş ve çıkışından alınan örneklerde NH<sub>3</sub>-N değerleri **Çizelge 5.4**'te verilmiştir. **Çizelge 5.4**'e göre giriş NH<sub>3</sub>-N değerleri 680-860 mg/L arasında değişim gösterirken, granüler aşı çamuru içeren reaktördeki çıkış NH<sub>3</sub>-N değerleri 760-930 mg/L arasında değişim göstermiştir. Besleme sürecinde, giriş atıksuyunun ortalama NH<sub>3</sub>-N değeri

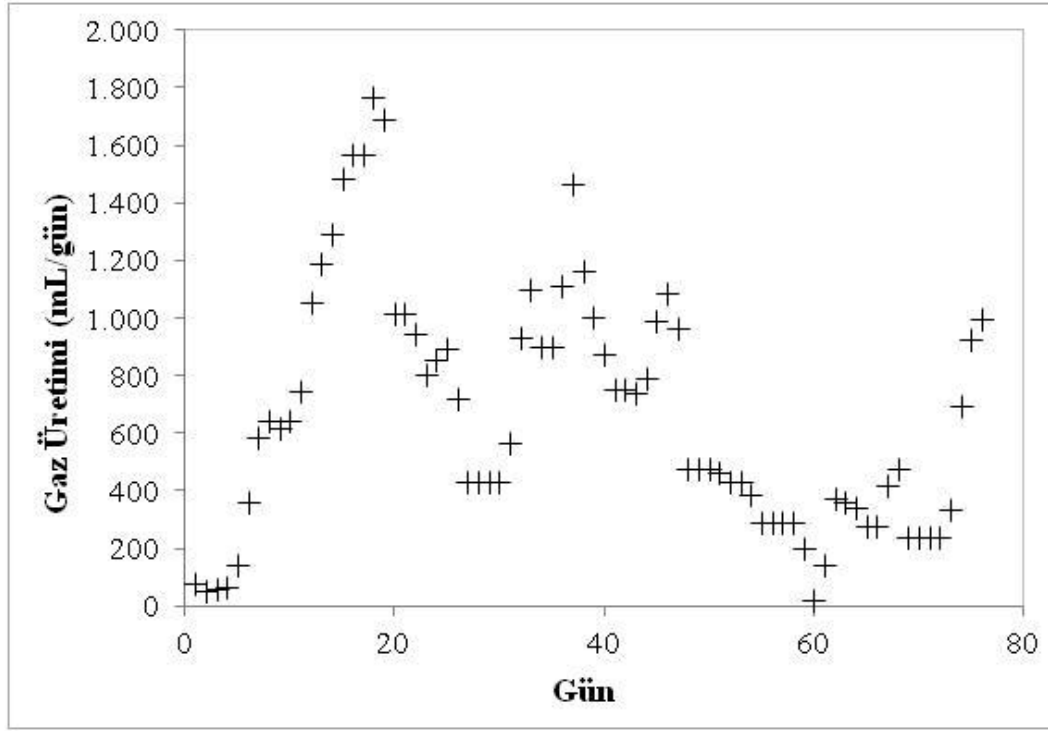
780 ( $\pm 50$ ) mg/L (medyan: 790) olarak gözlenmiştir. Çıkış suyunda ölçülen ortalama  $\text{NH}_3\text{-N}$  değeri ise 820 ( $\pm 40$ ) mg/L (medyan: 830) olmuştur. Sonuçlara göre, havasız sistemlerde beklenildiği üzere, proses sonrası çıkış değerlerinde bir miktar artış gözlenmiştir. Fakat tavuk atığı seyreltilerek reaktöre beslendiği için; çalışma boyunca amonyak toksisite açısından tehlike arz edecek konsantrasyonlarda bulunmamıştır.

**Çizelge 5.4:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'deki giriş ve çıkış  $\text{NH}_3\text{-N}$  değerleri

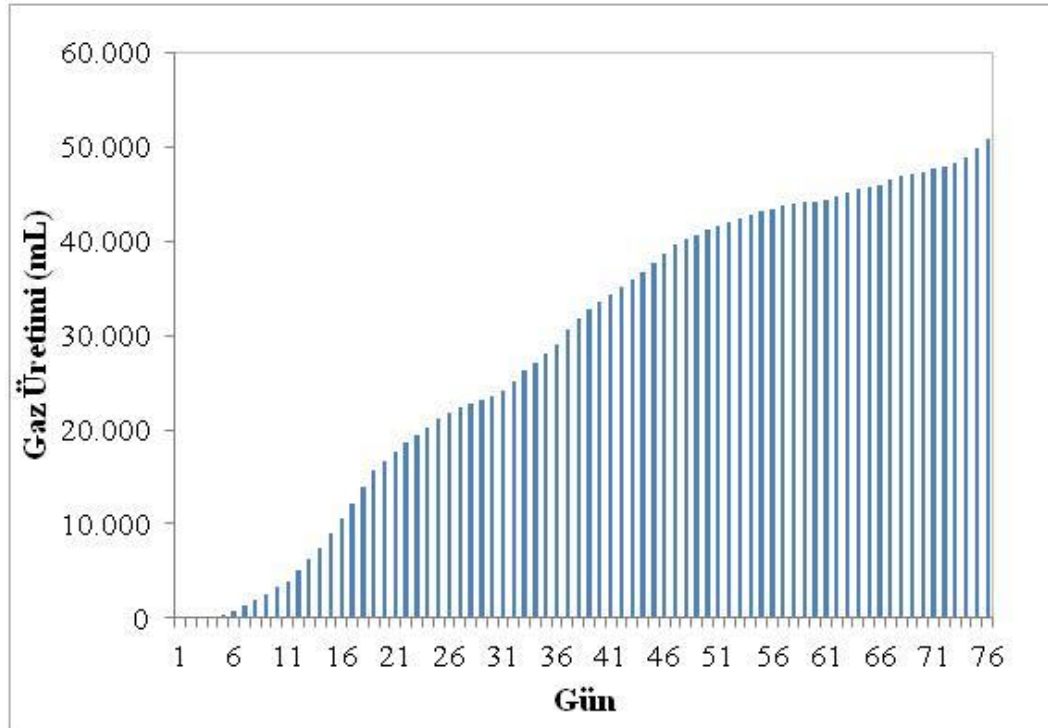
| Parametre                                       | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|-------------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| $\text{NH}_3\text{-N}_{\text{giriş}}$<br>(mg/L) | 680     | 780      | 860      | 50             | 790    |
| $\text{NH}_3\text{-N}_{\text{çıkış}}$<br>(mg/L) | 760     | 820      | 930      | 40             | 830    |

#### 5.1.5 Biyogaz üretimi

Granüler aşı çamuru içeren reaktörde üretilen biyogaz miktarları 23.07.2012 – 06.10.2012 tarihleri arasında günlük olarak gözlenmiştir. Bu tarihler arasında gözlenen en düşük günlük gaz miktarı yaklaşık 50 mL (24.07.2012), en yüksek günlük gaz miktarı ise yaklaşık 1.765 mL (09.08.2012) olarak okunmuştur. Beslemenin yapılamadığı tatil günlerinde biyogaz üretiminin önemli oranda düştüğü tespit edilmiştir. **Şekil 5.10** ve **Şekil 5.11**'de sırasıyla günlük gaz miktarlarının değişimi ve kümülatif gaz üretimi verilmiştir. 76 günlük besleme süresi boyunca, granüler çamur içeren reaktördeki ortalama gaz üretimi 670 ( $\pm 420$ ) mL/gün (medyan: 600) olarak hesaplanmıştır. Ayrıca, 76 günlük besleme süresi boyunca toplamda yaklaşık olarak 50 L biyogaz üretimi elde edilmiştir. Biyogazın metan içeriğinin %70 olduğu kabul edilerek (Öztürk, 2007), besleme süresince yaklaşık metan üretiminin 35 L olduğu hesaplanabilir. Çalışma boyunca, granüler aşı çamuru içeren reaktörde günlük ölçülen biyogaz miktarı 340-1.460 mL aralığında gözlenmiş olup, ortalama günlük miktarı 800 ( $\pm 320$ ) mL (medyan: 820) hesaplanmıştır. Ayrıca ölçülen TKOİ değerlerine göre teorik biyogaz üretimi 3.080-11.690 mL/gün arasında hesaplanmıştır. Bu aralıkta ortalama değer 6.730 ( $\pm 2.030$ ) mL/gün (medyan: 6.330) bulunmuştur. **Çizelge 5.5**'te bu değerler toplu olarak gösterilmektedir.



**Şekil 5.10:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de günlük gaz üretimleri



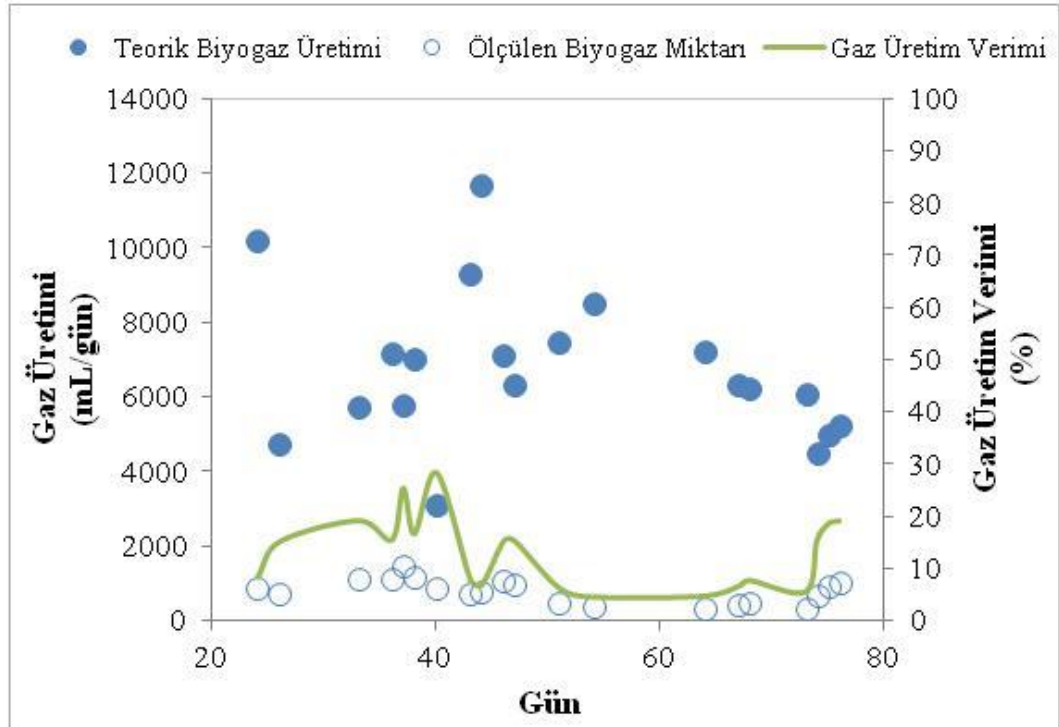
**Şekil 5.11:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de kümülatif gaz üretimi



**Çizelge 5.5:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de ölçülen biyogaz değişimleri

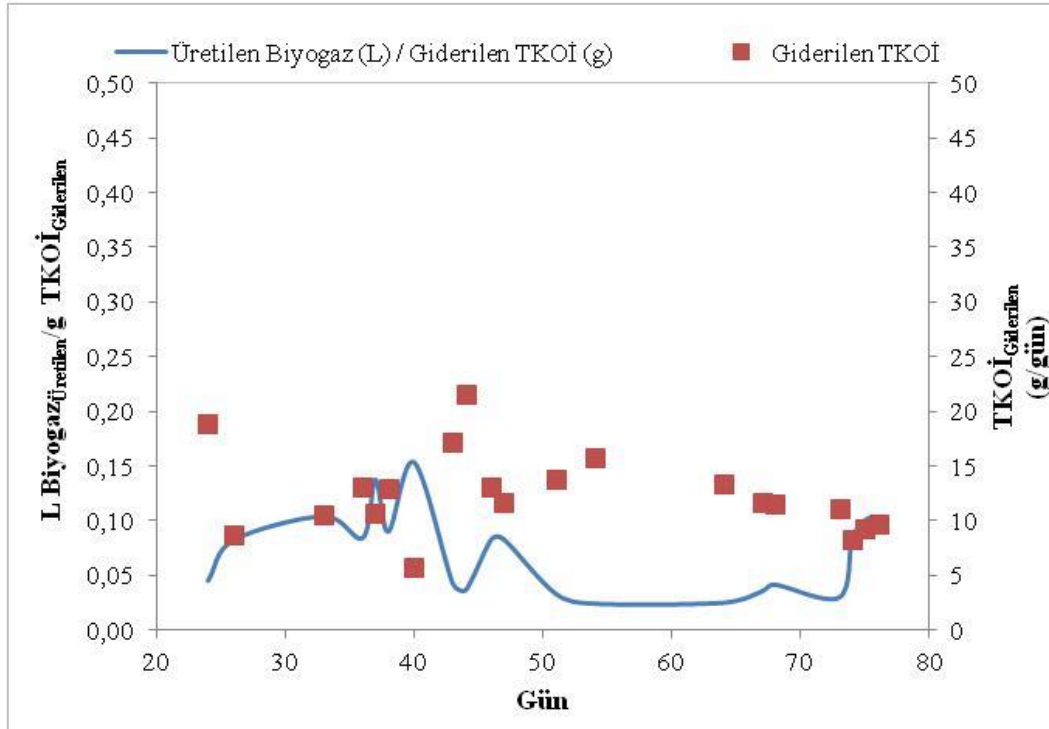
| Parametre                       | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|---------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| Ölçülen Biyogaz (mL/gün)        | 340     | 800      | 1.460    | 320            | 820    |
| Teorik Biyogaz Üretimi (mL/gün) | 3.080   | 6.730    | 11.690   | 2.030          | 6.330  |
| Gaz Üretim Verimi (%)           | 5       | 13       | 28       | 7              | 15     |

Granüler aşı çamuru içeren reaktörde, teorik biyogaz üretimi, ölçülen biyogaz miktarları ve gaz üretim verimi **Şekil 5.12**’de gösterilmektedir. Ölçülen biyogaz ve teorik biyogaz miktarları göz önüne alınarak hesaplanan gaz üretim verimleri ise % 5-28 aralığındadır ve ortalama %13 ( $\pm 7$ ) (medyan: 15) olarak hesaplanmıştır.



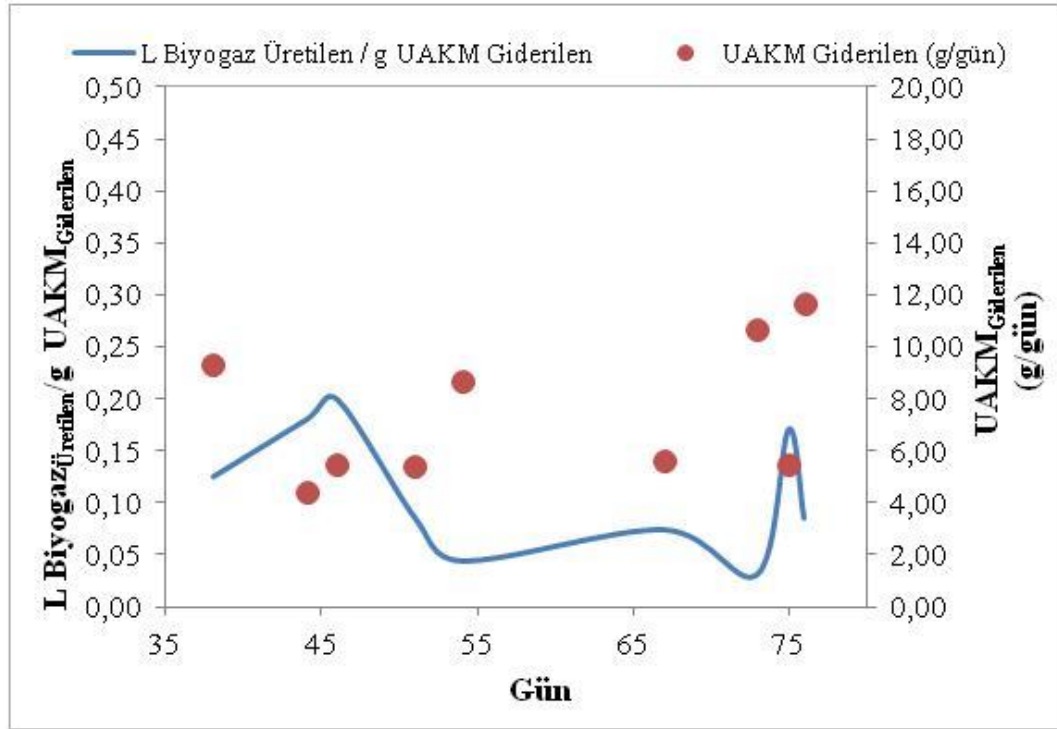
**Şekil 5.12:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de biyogaz değişimi

Ölçülen TKOİ değerleri esas alınarak yapılan hesaplamalarda, biyogazın metan içeriği % 70 kabul edilerek, teorik metan üretimi 2.160-8.190 mL CH<sub>4</sub>/gün aralığında bulunmuş ve bu aralıkta ortalama değer 4.710 ( $\pm$  1.420) mL CH<sub>4</sub>/gün (medyan: 4.430) olarak hesaplanmıştır. Aynı şekilde, ölçülen biyogazın metan içeriği de % 70 kabul edilerek, günlük metan üretimi 240-1.030 mL aralığında hesaplanmıştır. Bu aralıkta ortalama değer 560 ( $\pm$  220) mL/gün (medyan: 580) olarak bulunmuştur. Fakat, biyogazın metan içeriğinin % 70'ten farklı olduğu durumlarda hesaplanacak metan verimlerinin değişeceği göz önünde bulundurulmalıdır. Şekil 5.13'de, reaktörde günlük olarak giderilen TKOİ miktarı başına üretilen biyogaz hacmi gösterilmektedir. Buna göre giderilen TKOİ başına üretilen biyogaz miktarı 0,02-0,15 L/g aralığında değişmiş ve ortalama değer 0,07 ( $\pm$  0,04) L/g (medyan: 0,08) olarak hesaplanmıştır. Ayrıca günlük olarak giderilen TKOİ miktarı 5,7-21,6 gram aralığında hesaplanmış olup, ortalama değer 12,5 ( $\pm$ 3,7) g/gün (medyan: 11,7) olarak bulunmuştur.



**Şekil 5.13:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen TKOİ başına üretilen biyogaz miktarları.

Şekil 5.14'te, reaktörde günlük olarak giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarları gösterilmiştir. Buna göre giderilen UAKM miktarı başına üretilen biyogaz hacmi 0,05-0,20 L/g aralığında değişmiş ve ortalama değer 0,11 ( $\pm$  0,06) L/g (medyan: 0,09) olarak hesaplanmıştır. Ayrıca günlük olarak giderilen UAKM miktarı 4,4-11,7 g aralığında hesaplanmış olup, ortalama değer 7,4 ( $\pm$ 2,7) g/gün (medyan: 5,6) olarak bulunmuştur. Şekil 5.15'de, reaktörde günlük olarak giderilen UKM miktarı başına üretilen biyogaz miktarları gösterilmiştir. Buna göre giderilen UKM miktarı başına üretilen biyogaz hacmi 0,03-0,20 L/g aralığında değişmiş ve ortalama değer 0,09 ( $\pm$  0,05) L/g (medyan: 0,07) olarak hesaplanmıştır. Ayrıca günlük olarak giderilen UKM miktarı 5,5-14,6 gram aralığında hesaplanmış olup, ortalama değer 9,3 ( $\pm$ 3,4) g/gün (medyan: 7,0) olarak bulunmuştur.

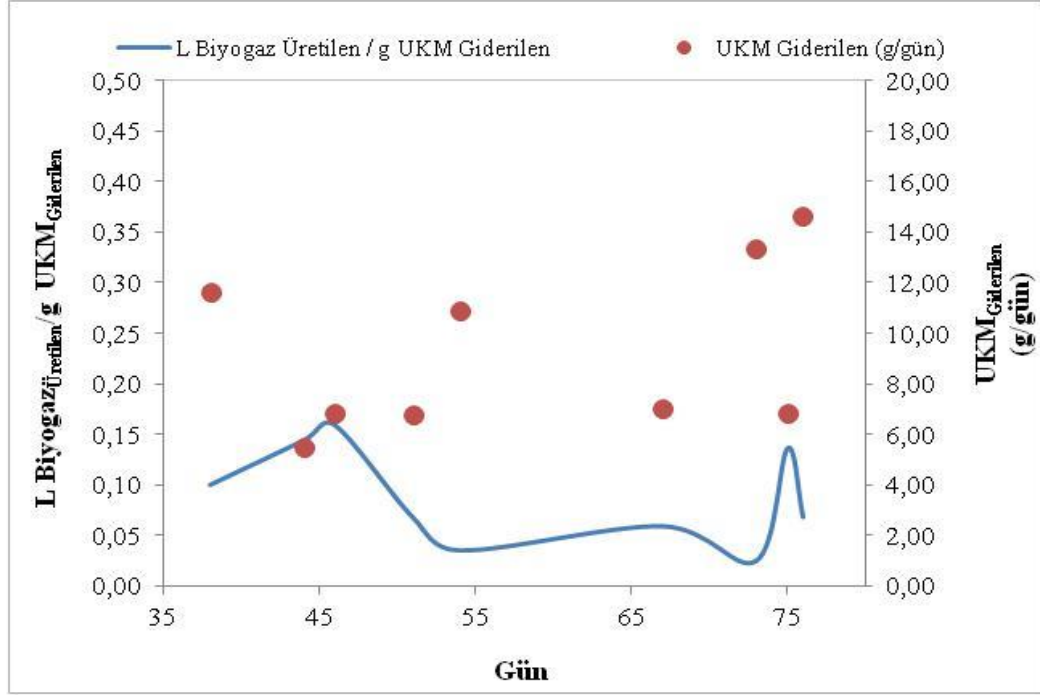


Şekil 5.14: Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarları.

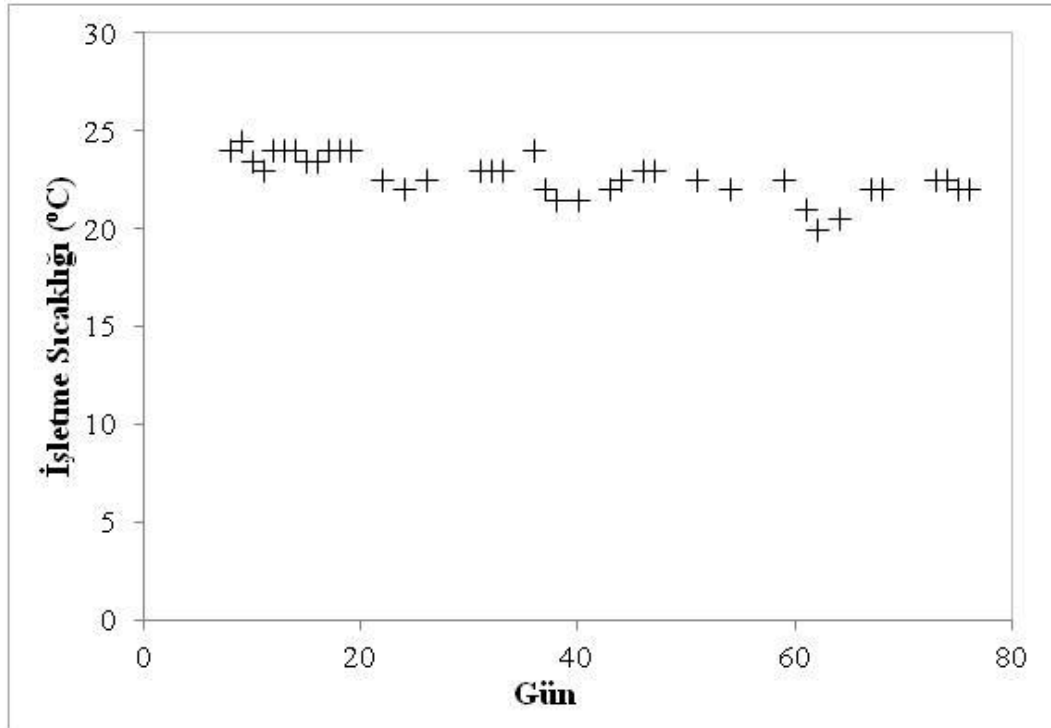
### 5.1.6 Sıcaklık değişimi

Bu tez çalışması kapsamında işletilen havasız reaktörler doğal ortam sıcaklığında işletilerek çalışma süresince HÇYR'lerde işletme sıcaklıklarının artması amacıyla ilave ısıtma uygulanmamıştır. Çalışma boyunca granüler aşı içeren HÇYR sistemi içerisindeki sıcaklık aralığı 20-25°C olarak gözlenmiştir. Buna göre, reaktör

içerisinde ölçülen ortalama sıcaklık  $23^{\circ}\text{C}$  ( $\pm 1,1$ ) (medyan: 22,5) olarak hesaplanmıştır. **Şekil 5.16**'da reaktör içindeki sıcaklık değişimleri gösterilmektedir.



**Şekil 5.15:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen UKM başına üretilen biyogaz miktarları.



**Şekil 5.16:** Granüler aşı çamuru içeren HÇYR'de sıcaklık değişimi

## 5.2 Floklu Aşı Çamuru İçeren Reaktörde Havasız Arıtılabilirlik Çalışması

İşletmeye alma döneminde yukarı akışlı havasız çamur yataklı reaktörlerden diğerine, kentsel atıksuların arıtıldığı mezofilik bir havasız çürütücüden alınan floklu çamurdan yaklaşık 3 L eklenmiştir (UKM miktarı reaktörün bir m<sup>3</sup>'ü başına 12 kg olacak şekilde). Reaktör işletmeye alma aşamasının ilk haftasından itibaren 13 günlük hidrolik bekletme süresi (HBS) ile 76 gün boyunca işletilmiştir. Bu kapsamda reaktöre günde 500 mL seyreltik tavuk atığı beslenmiştir.

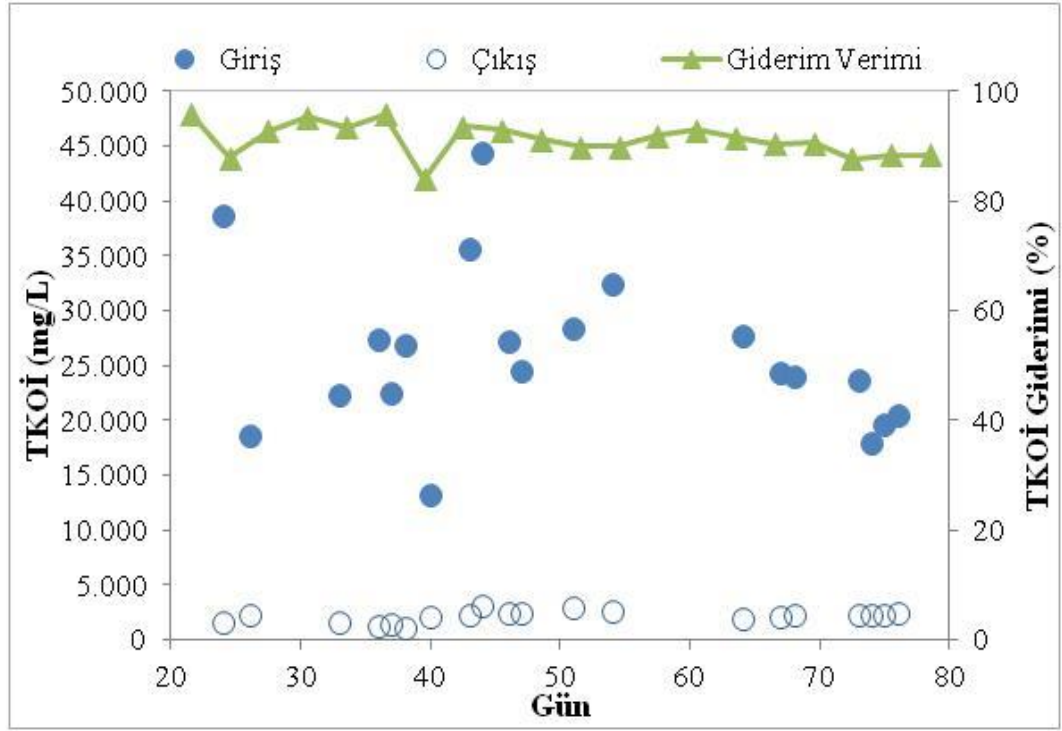
### 5.2.1 TKOİ ve ÇKOİ değişimleri

Floklu aşı çamuru içeren reaktörde, işletme süresinde beslenen giriş sıvısının (substrat) TKOİ aralığı 13.250 – 44.350 mg/L arasında ölçülmüştür. Bu süreçte, reaktöre beslenen ortalama TKOİ konsantrasyonu 26.000 ( $\pm$  7.400) mg/L (medyan: 24.480) değerindedir. Çıkış akımında ölçülen TKOİ değerleri ise 1.150 – 3.110 mg/L arasında değişim göstermiş olup, ortalama değer 2.130 ( $\pm$  510) mg/L (medyan: 2.250) olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre TKOİ giderim verimleri %84 – 97 arasındadır. Bu değişim aralığına göre ortalama TKOİ giderim verimi ise %91 ( $\pm$  3) (medyan: %91) olarak bulunmuştur. Reaktördeki TKOİ giderim hızı 0,9 – 3,2 kg/m<sup>3</sup>.gün arasında değişiklik göstermiştir ve bu aralıkta ortama değer olarak 1,9 ( $\pm$  0,6) kg/m<sup>3</sup>.gün (medyan: 1,7) bulunmuştur. Giriş TKOİ değerleri salınım göstermesine rağmen çıkıştaki TKOİ değerlerinde gözlenen değişim daha azdır. Granüler çamur içeren reaktörde olduğu gibi, bu reaktörde de TKOİ giderimi üzerinde askıda katı maddelerin çamur yatağında fiziksel işlemler ile alıkonulmasının önemli etkileri olduğu düşünülmektedir. Reaktöre beslenen substratın ÇKOİ değerleri 4.420 – 6.840 mg/L arasında ölçülmüştür. Bu süreçte, bu sisteme ortalama 5.770 ( $\pm$  820) mg/L (medyan: 5.780 mg/L) değerinde besleme yapılmıştır. Çıkış suyunun ÇKOİ değerleri ise 650 – 2.520 mg/L arasında değişim göstermiş olup, ortalama değer 1.610 ( $\pm$  410) mg/L (medyan: 1.660 mg/L) olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre ÇKOİ giderme verimleri % 61– 87 arasındadır. Bu değişim aralığına göre ortalama ÇKOİ giderme verimi ise %72 ( $\pm$  7) (medyan: %73) olarak bulunmuştur. Reaktördeki ÇKOİ giderim hızı 0,2 – 0,4 kg/m<sup>3</sup>.gün arasında değişiklik göstermiştir ve bu aralıkta ortama değer olarak 0,3 ( $\pm$  0,1) kg/m<sup>3</sup>.gün (medyan: 0,3 kg/m<sup>3</sup>.gün) bulunmuştur. **Çizelge 5.6**'da, floklu aşı çamuru içeren reaktördeki giriş ve çıkış TKOİ ve ÇKOİ konsantrasyonları ve giderim verimleri ile giderim hızları verilmiştir. **Şekil 5.17** ve **Şekil 5.18**'de floklu çamur içeren reaktörün işletme

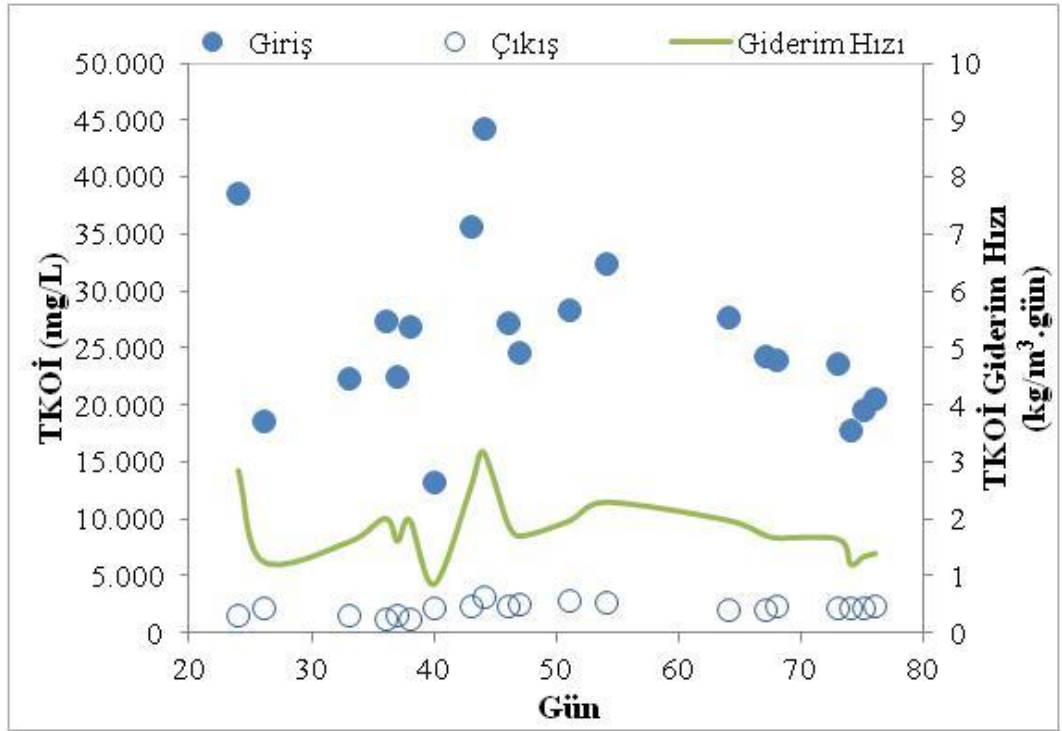
boyunca ölçülen TKOİ değişimleri, giderim verimleri ve giderim hızları esas alınarak verilmiştir. Sonuçlar giriş suyu TKOİ değerlerinin önemli oranda salınım gösterdiğini, çıkış suyu TKOİ değerlerinin ise nispeten daha kararlı bir değişim izlediğini göstermiştir. **Şekil 5.19**'da, ÇKOİ giderim verimleri ve **Şekil 5.20** 'de ise, giriş ve çıkış akımında ölçülen ÇKOİ değerlerine göre hesaplanan ÇKOİ giderim hızları gösterilmektedir. Giriş ÇKOİ sonuçları giriş TKOİ sonuçlarına kıyasla daha az salınım göstermiştir. Giderim hızı, giriş suyu değerlerinin salınımına uygun bir yapı göstermektedir.

**Çizelge 5.6:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki KOİ değişimleri.

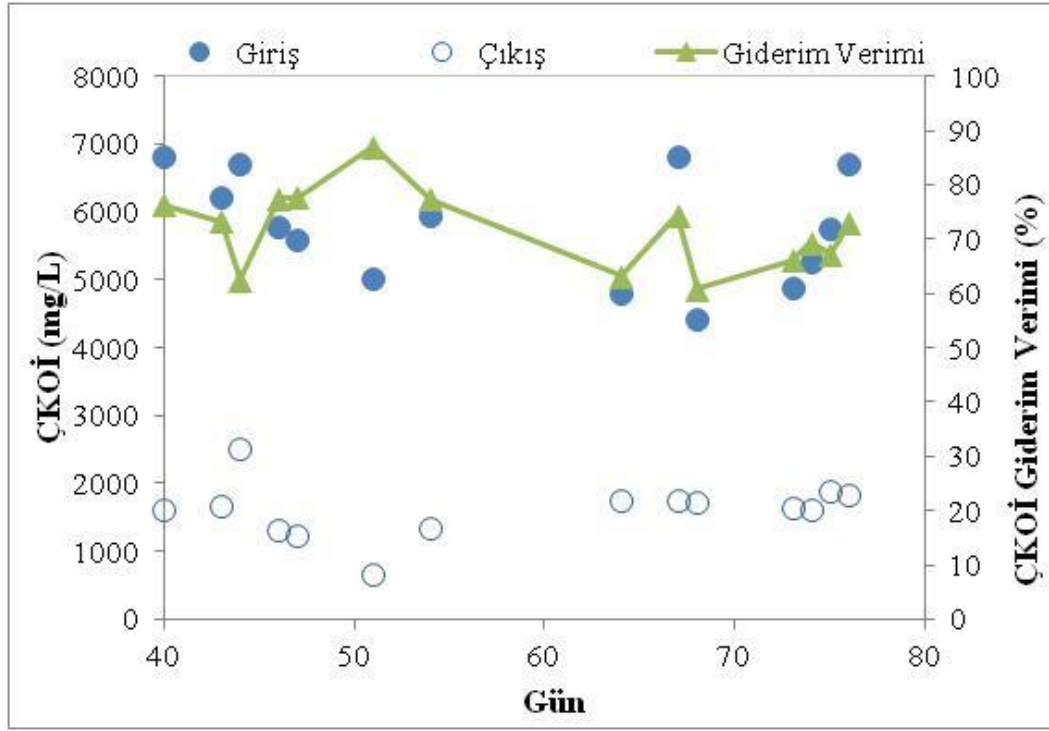
| Parametre                                  | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|--------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| TKOİ <sub>giriş</sub> (mg/L)               | 13.250  | 26.000   | 44.350   | 7.400          | 24.480 |
| TKOİ <sub>çıkış</sub> (mg/L)               | 1.150   | 2.130    | 3.110    | 510            | 2.250  |
| TKOİ giderim verimi (%)                    | 84      | 91       | 97       | 3              | 91     |
| TKOİ giderim hızı (kg/m <sup>3</sup> .gün) | 0,9     | 1,9      | 3,2      | 0,6            | 1,7    |
| ÇKOİ <sub>giriş</sub> (mg/L)               | 4.420   | 5.770    | 6.840    | 820            | 5.780  |
| ÇKOİ <sub>çıkış</sub> (mg/L)               | 650     | 1.610    | 2.520    | 410            | 1.660  |
| ÇKOİ giderim verimi (%)                    | 61      | 72       | 87       | 7              | 73     |
| ÇKOİ giderim hızı (kg/m <sup>3</sup> .gün) | 0,2     | 0,3      | 0,4      | 0,1            | 0,3    |



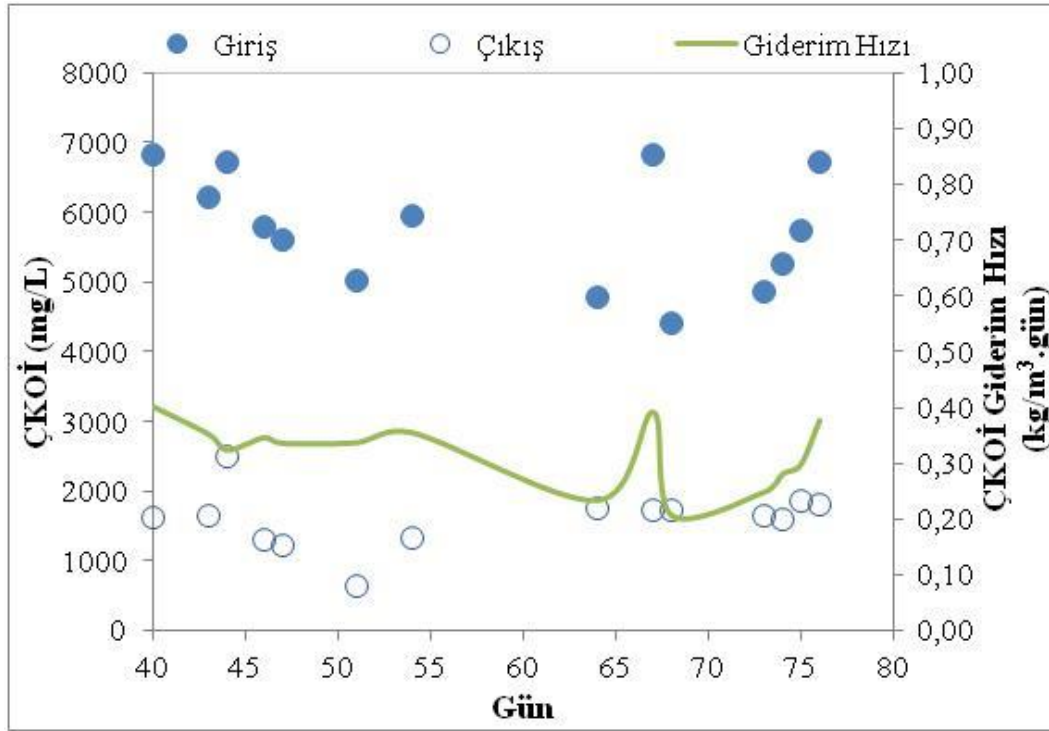
Şekil 5.17: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de TKOİ giderimi.



Şekil 5.18: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de TKOİ değişimleri ve giderim hızı.



Şekil 5.19: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de ÇKOİ giderimi



Şekil 5.20: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de ÇKOİ değişimleri ve giderim hızı.



### 5.2.2 AKM ve UAKM değişimleri

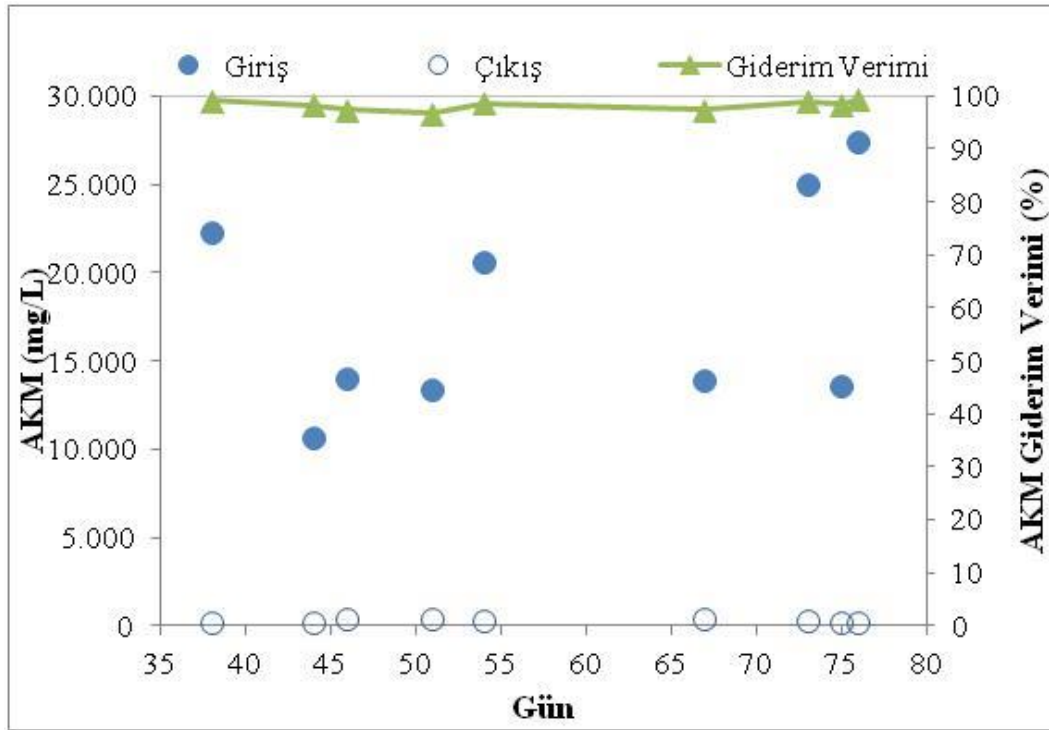
Çalışma boyunca, floklu aşı çamuru içeren reaktördeki giriş AKM konsantrasyonu 10.710-27.380 mg/L aralığında gözlenmiş, çıkış AKM konsantrasyonu ise en yüksek <500 mg/L olarak değişmiştir. Ortalama giriş AKM konsantrasyonu 17.870 ( $\pm$  6.020) mg/L (medyan: 14.010) olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre, AKM'nin reaktör içersinde tutularak çıkış akımından giderilmesi yaklaşık %99 olarak gözlenmiştir. Toplam AKM giderimlerinin büyük oranda katı maddelerin çamur yatağı içersinde tutulması, ayrıca adsorpsiyon, çökelme ve filtrasyon gibi fiziksel proseslerden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Floklu aşı çamuru içeren reaktördeki giriş UAKM konsantrasyonu 8.840-23.500 mg/L aralığında gözlenmiş, çıkış UAKM konsantrasyonu ise ortalama bazda <200 mg/L olarak değişmiştir. Ortalama giriş UAKM konsantrasyonu 14.910 ( $\pm$  5.400) mg/L olarak hesaplanmıştır. Bu değerlere göre ortalama UAKM giderim verimi >%99 olarak bulunmuştur. **Çizelge 5.7**'de, reaktör giriş ve çıkışındaki AKM ve UAKM değerleri verilmektedir.

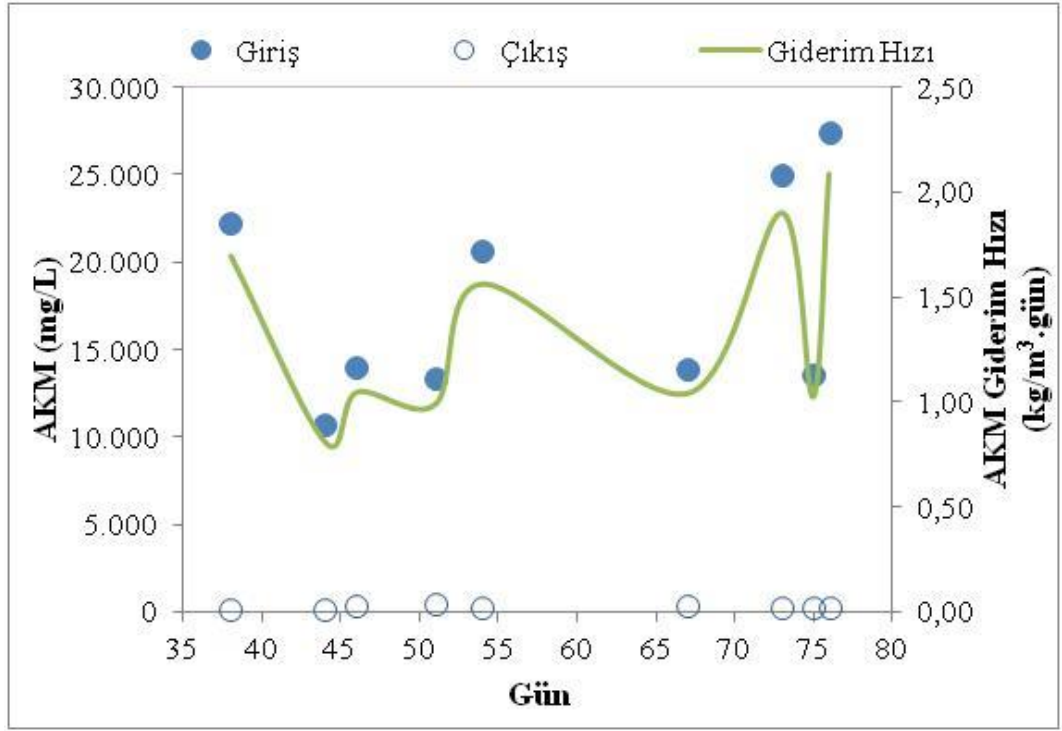
**Çizelge 5.7:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki AKM ve UAKM değişimleri

| Parametre                                  | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|--------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| AKM <sub>giriş</sub> (mg/L)                | 10.710  | 17.870   | 27.380   | 6.020          | 14.010 |
| AKM <sub>çıkış</sub> (mg/L)                | <200    | <300     | <500     | <100           | <300   |
| AKM giderim verimi (%)                     | 97,3    | 98,2     | 99,3     | 1,0            | 98,4   |
| AKM giderim hızı (kg/m <sup>3</sup> .gün)  | 0,80    | 1,40     | 2,10     | 0,5            | 1,0    |
| UAKM <sub>giriş</sub> (mg/L)               | 8.840   | 14.910   | 23.500   | 5.400          | 11.310 |
| UAKM <sub>çıkış</sub> (mg/L)               | <120    | <200     | <310     | <60            | <160   |
| UAKM giderim verimi (%)                    | 98,9    | 99,5     | 99,8     | 0,2            | 99,5   |
| UAKM giderim hızı (kg/m <sup>3</sup> .gün) | 0,68    | 1,10     | 1,80     | 0,4            | 0,90   |

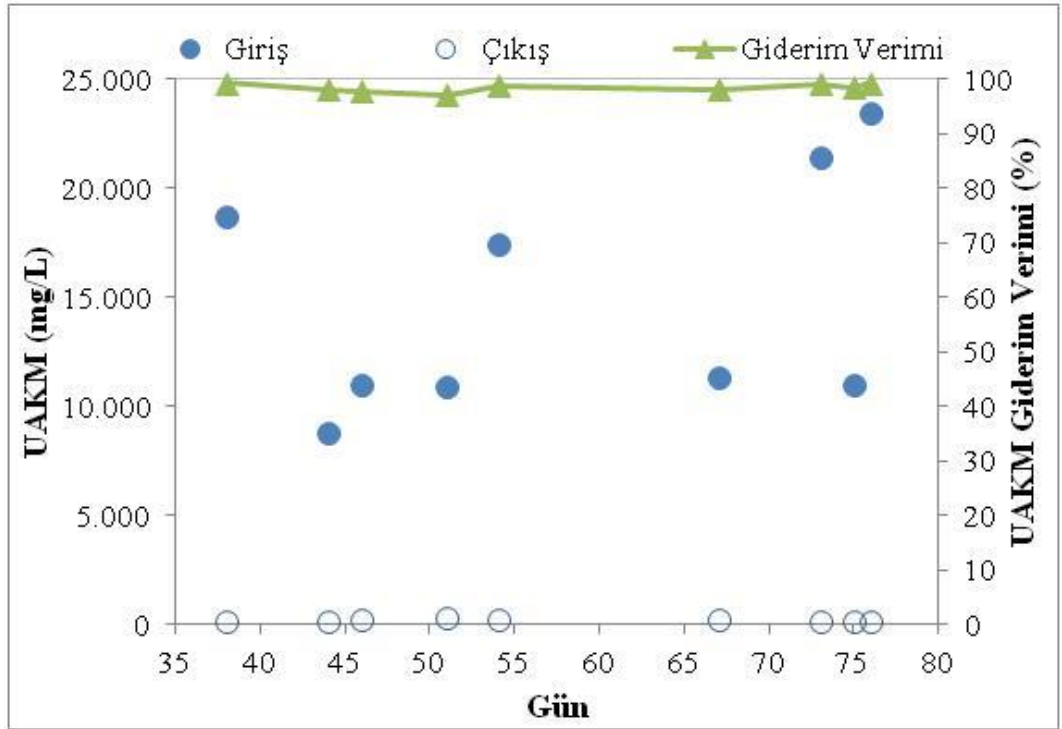
Şekil 5.21 ve Şekil 5.22’de, floklu çamur içeren reaktörün işletildiği dönemde ölçülen AKM değerleri ile giderim hızları verilmektedir. Giriş suyu AKM değerlerinin ham tavuk atığının yüksek katı madde içeriği sebebiyle önemli oranda salınım gösterdiği; çıkış suyu AKM değerlerinin ise ani değişimler göstermeyen, nispeten kararlı bir seri izlediği gözlenmektedir. Şekil 5.23 ve Şekil 5.24’de ise, floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de gerçekleşen UAKM değişimleri gösterilmektedir. Sonuçlar giriş suyu UAKM değerlerinin, AKM giriş değerlerine paralel bir seri izlediğini, çıkış suyu UAKM değerlerinin ise oldukça kararlı bir seri izlediğini göstermektedir. Ayrıca UAKM giderim hızları da AKM giderim hızlarına paralellik göstermiştir.



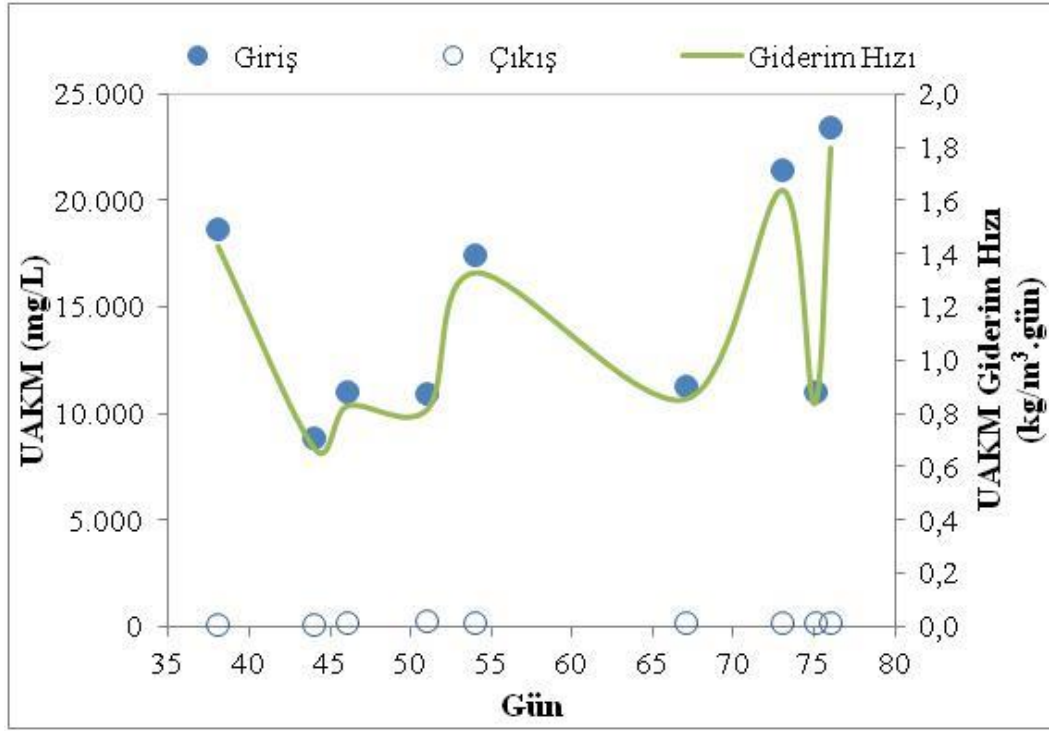
Şekil 5.21: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de AKM giderimi.



Şekil 5.22: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de AKM değişimleri ve giderim hızı



Şekil 5.23: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de UAKM giderimi.



Şekil 5.24: Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de UAKM değişimleri ve giderim hızı.

### 5.2.3 pH ve alkalinite değişimleri

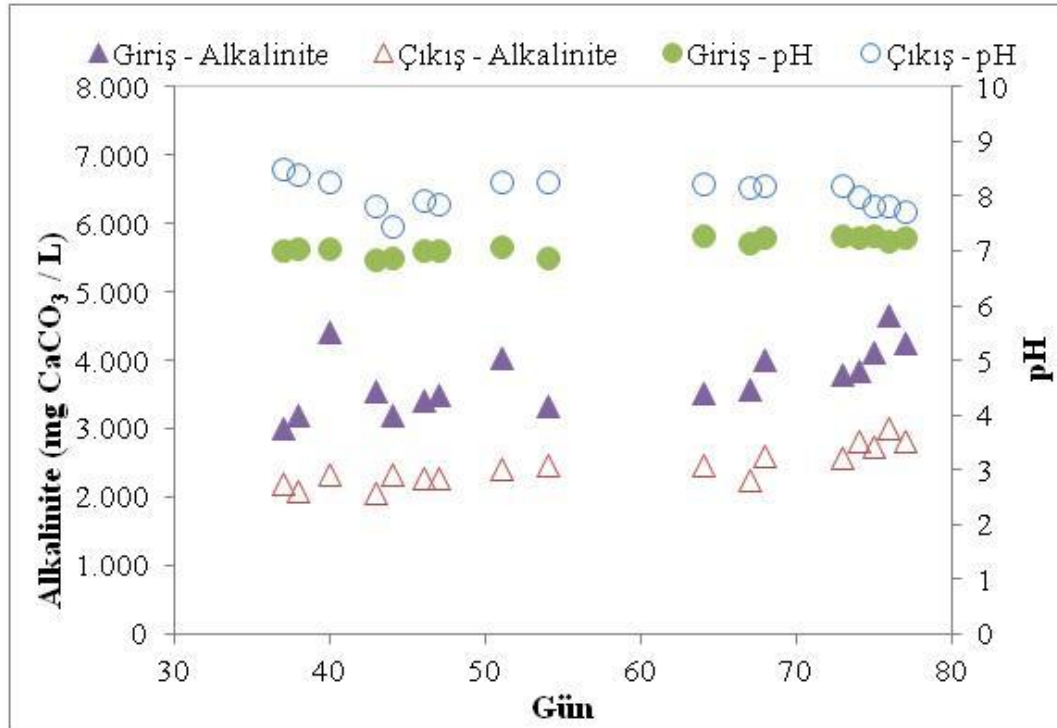
Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’deki giriş pH değerleri 6,9-7,3 arasında değişim gösterirken, çıkış pH değerleri 7,5-8,5 arasında değişim göstermiştir. Besleme sürecinde, giriş atıksuyunun ortalama pH değeri 7,1 ( $\pm 0,2$ ) (medyan: 7,1) olarak gözlenmiştir. Çıkış suyunda ölçülen ortalama pH değeri ise 8,1 ( $\pm 0,3$ ) (medyan: 8,2) olmuştur.

Giriş alkalinite değerleri 3.010-4.660 mg CaCO<sub>3</sub>/L arasında değişim gösterirken, çıkış alkalinite değerleri 2.070-3.010 mg CaCO<sub>3</sub>/L arasında değişim göstermiştir. Besleme sürecinde, giriş alkalinitesi için ortalama değer 3.740 ( $\pm 460$ ) mg CaCO<sub>3</sub>/L (medyan: 3.580 mg CaCO<sub>3</sub>/L) olarak hesaplanmıştır. Çıkış suyu alkalinitesi için ortalama değer ise 2.460 ( $\pm 270$ ) mg CaCO<sub>3</sub>/L (medyan: 2.410 mg CaCO<sub>3</sub>/L) bulunmuştur. Reaktör giriş ve çıkış akımındaki pH ve alkalinite değişimleri **Çizelge 5.8**’de sunulmaktadır.

Şekil 5.25’de reaktörün giriş ve çıkış akımında ölçülen alkalinite ve pH değişimleri gösterilmiştir. Çıkış suyundaki pH’ın havasız arıtma işlemi sonrasında 6,9-7,3 aralığından 7,5-8,5 aralığına yükseldiği gözlenmiştir. Alkalinite değerleri incelendiğinde ise; giriş suyunda 3.010-4.660 mg CaCO<sub>3</sub>/L aralığında olan alkalinitenin çıkış suyunda 2.070-3.010 mg CaCO<sub>3</sub>/L aralığında ölçülmüştür.

**Çizelge 5.8:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki pH ve alkalinite değişimleri.

| Parametre                                                | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|----------------------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| pH <sub>giriş</sub>                                      | 6,9     | 7,1      | 7,3      | 0,2            | 7,1    |
| pH <sub>çıkış</sub>                                      | 7,5     | 8,1      | 8,5      | 0,3            | 8,2    |
| Alkalinite <sub>giriş</sub><br>(mg CaCO <sub>3</sub> /L) | 3.010   | 3.740    | 4.660    | 460            | 3.580  |
| Alkalinite <sub>çıkış</sub><br>(mg CaCO <sub>3</sub> /L) | 2.070   | 2.460    | 3.010    | 270            | 2.410  |



**Şekil 5.25:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de pH ve alkalinite değişimleri.

#### 5.2.4 Amonyak azotu değişimleri

Floklu aşı içeren HÇYR de çalışma süresince seyreltik tavuk atığı ile beslendiği için amonyak toksisitesi açısından tehlike arz edecek bir durum yaşanmamıştır. Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'nin giriş ve çıkış akımındaki NH<sub>3</sub>-N değerleri **Çizelge 5.9**'da verilmektedir. Giriş NH<sub>3</sub>-N değerleri 680-860 mg/L arasında değişim gösterirken, çıkış NH<sub>3</sub>-N değerleri 640-820 mg/L aralığında ölçülmüştür. Besleme sürecinde, giriş atıksuyunun ortalama NH<sub>3</sub>-N değeri 780 (± 50) mg/L (medyan: 790) olarak

gözlenmiştir. Çıkış suyunda ölçülen ortalama  $\text{NH}_3\text{-N}$  değeri ise  $700 (\pm 50)$  mg/L (medyan: 670) olmuştur.

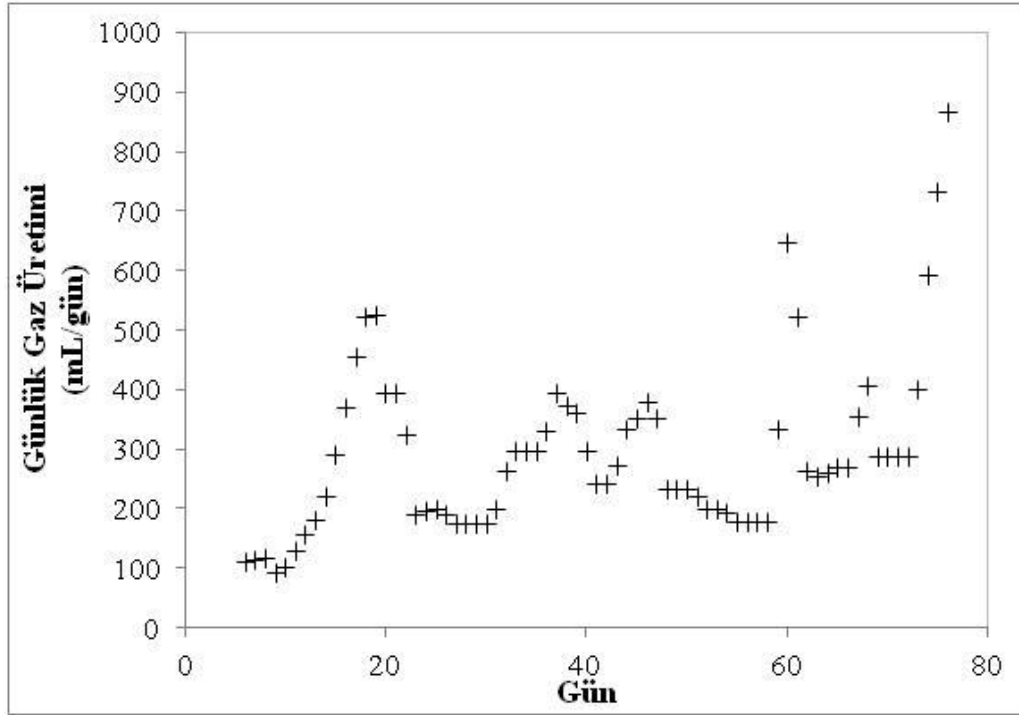
**Çizelge 5.9:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'deki giriş ve çıkış  $\text{NH}_3\text{-N}$  değerleri.

| Parametre                                       | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|-------------------------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| $\text{NH}_3\text{-N}_{\text{giriş}}$<br>(mg/L) | 680     | 780      | 860      | 50             | 790    |
| $\text{NH}_3\text{-N}_{\text{çıkış}}$<br>(mg/L) | 640     | 700      | 820      | 50             | 670    |

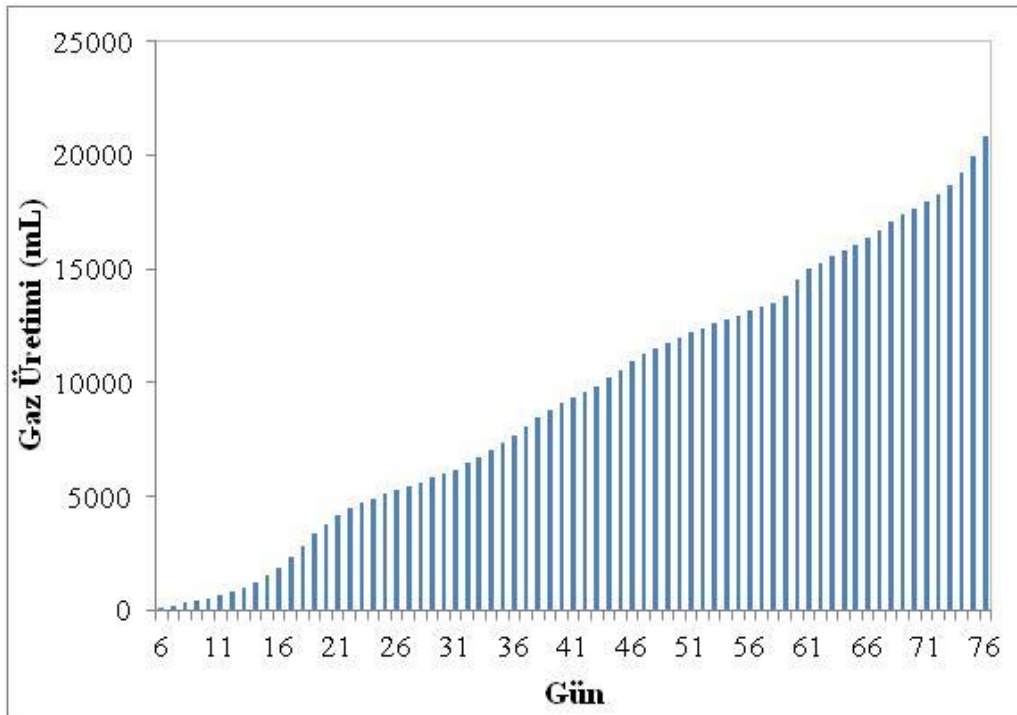
### 5.2.5 Biyogaz üretimi

Çalışma boyunca, floklu aşı çamuru içeren reaktörde günlük ölçülen biyogaz miktarı 200-870 mL aralığında gözlenmiş olup, ortalama günlük miktar  $410 (\pm 200)$  mL (medyan: 360) hesaplanmıştır. Reaktördeki günlük gaz üretimleri **Şekil 5.26**'da ve kümülatif gaz üretimleri **Şekil 5.27**'de gösterilmektedir. Ayrıca ölçülen TKOİ değerlerine göre teorik biyogaz üretimi 3.000-11.160 mL/gün arasında hesaplanmıştır. Bu aralıkta ortalama değer  $6.450 (\pm 1.980)$  mL/gün (medyan: 6.010) bulunmuştur. **Çizelge 5.10**'da bu değerler toplu olarak gösterilmektedir.

Ayrıca, 76 günlük besleme süresi boyunca yaklaşık olarak 20 L biyogaz üretimi elde edilmiştir. Biyogazın metan içeriğinin %70 olduğu kabul edilerek, besleme süresince yaklaşık metan üretiminin 14 L olduğu hesaplanmıştır.



**Şekil 5.26:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de günlük gaz üretimleri.

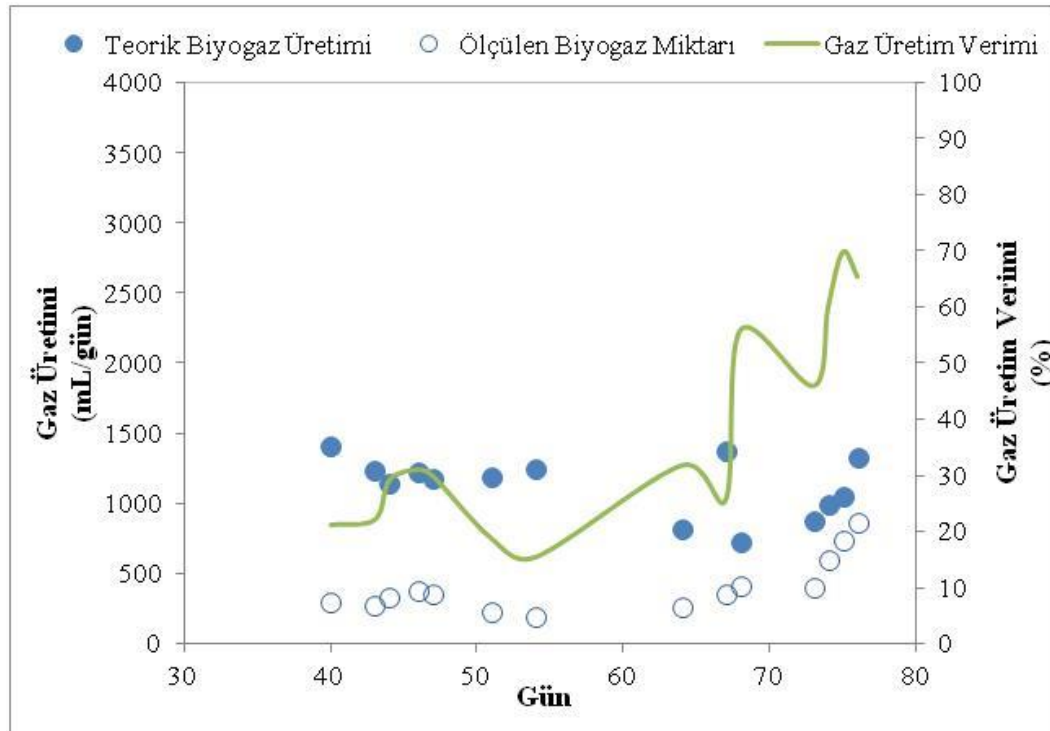


**Şekil 5.27:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de kümülatif gaz üretimi.

**Çizelge 5.10:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de ölçülen biyogaz değişimleri.

| Parametre                       | Minimum | Ortalama | Maksimum | Standart Sapma | Medyan |
|---------------------------------|---------|----------|----------|----------------|--------|
| Ölçülen Biyogaz (mL/gün)        | 200     | 410      | 870      | 200            | 360    |
| Teorik Biyogaz Üretimi (mL/gün) | 3.000   | 6.450    | 11.160   | 1.980          | 6.010  |
| Gaz Üretim Verimi (%)           | 2       | 7        | 18       | 4              | 5      |

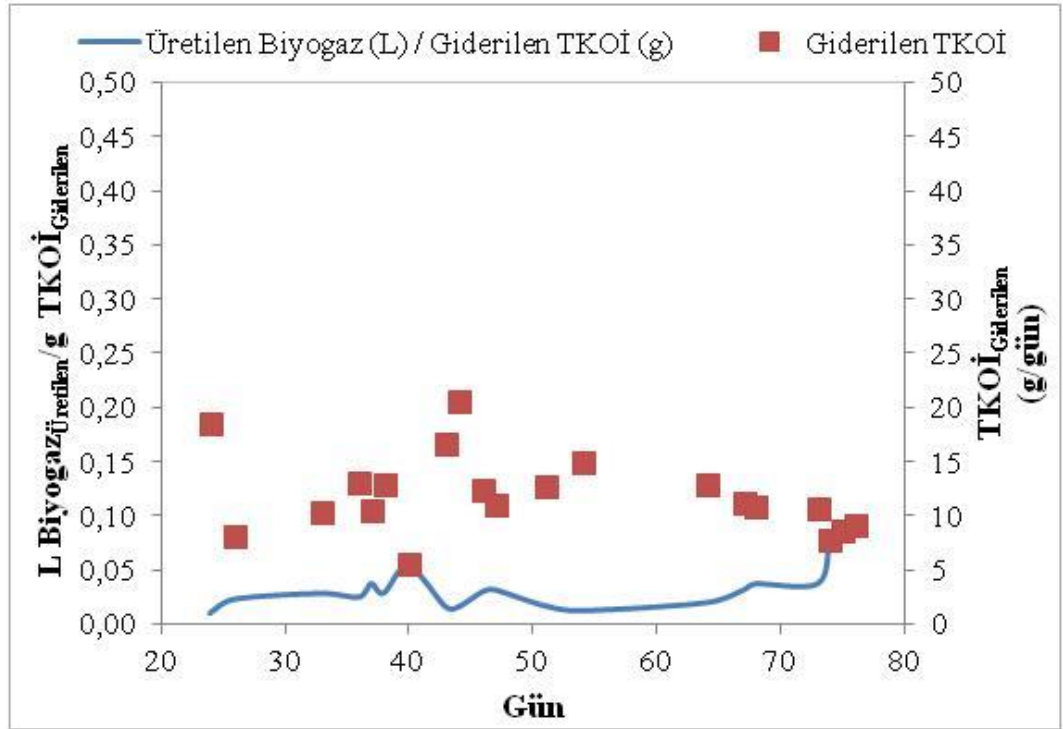
Floklu aşı çamuru içeren reaktörde, teorik biyogaz üretimi, ölçülen biyogaz miktarları ve gaz üretim verimi **Şekil 5.28**’de gösterilmektedir. Ölçülen biyogaz ve teorik biyogaz miktarları göz önüne alınarak hesaplanan gaz üretim verimleri % 2-18 aralığındadır ve ortalama %7 ( $\pm 4$ ) (medyan: 5) olarak hesaplanmıştır.



**Şekil 5.28:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de biyogaz değişimi.

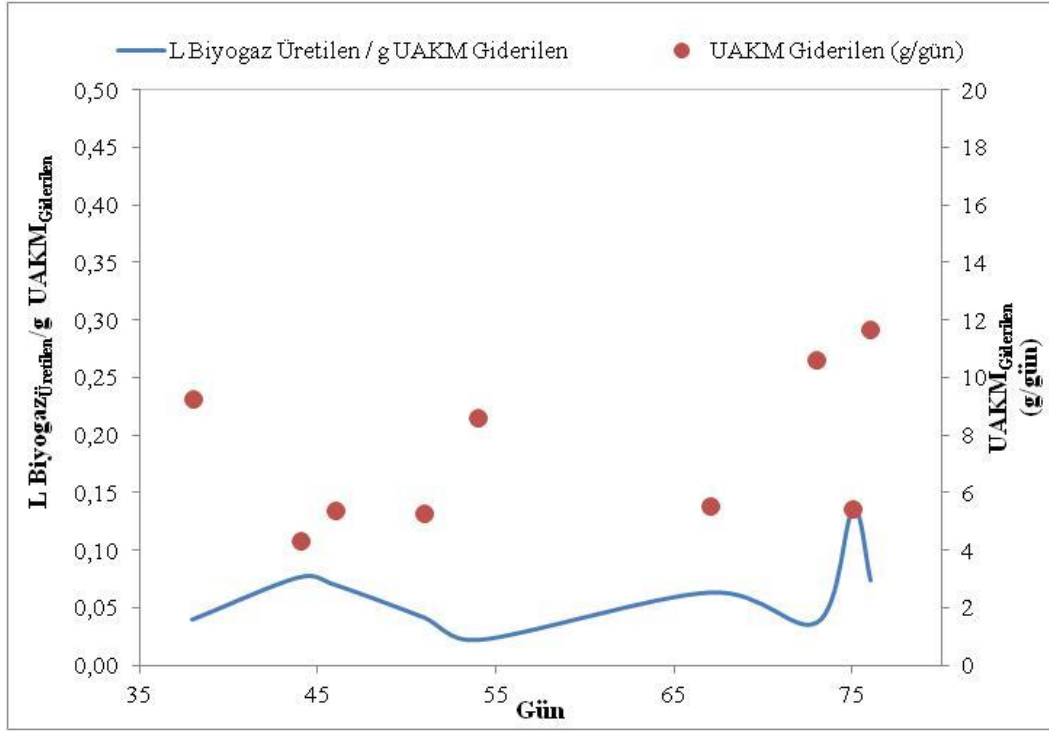


Ölçülen TKOİ değerleri esas alınarak yapılan hesaplamalarda, biyogazın metan içeriği %70 kabul edilerek, teorik metan üretimi 2.100-7.810 mL CH<sub>4</sub>/gün aralığında bulunmuş ve bu aralıkta ortalama değer 4.520 ( $\pm$  1.380) mL CH<sub>4</sub>/gün (medyan: 4.210) olarak hesaplanmıştır. Aynı şekilde, ölçülen biyogazın metan içeriği de %70 kabul edilerek, günlük metan üretimi 135-610 mL aralığında hesaplanmıştır. Bu aralıkta ortalama değer 260 ( $\pm$  120) mL/gün (medyan: 240) olarak bulunmuştur. Fakat, biyogazın metan içeriğinin %70'ten farklı olduğu durumlarda hesaplanacak metan verimlerinin değişeceği göz önünde bulundurulmalıdır. Şekil 5.29'da, reaktörde günlük giderilen TKOİ miktarı başına üretilen biyogaz hacimleri gösterilmiştir. Giderilen TKOİ miktarı başına üretilen biyogaz hacmi 0,01-0,10 L/g aralığında değişerek ortalama değer 0,04 ( $\pm$  0,02) L/g (medyan: 0,03) hesaplanmıştır. Ayrıca günlük olarak giderilen TKOİ miktarı 5,6-20,6 g aralığında hesaplanmış olup, ortalama değer 11,9 ( $\pm$ 3,7) g/gün (medyan: 11,1) olarak bulunmuştur.



**Şekil 5.29:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR'de giderilen TKOİ başına üretilen biyogaz miktarları.

**Şekil 5. 30'**de, reaktörde günlük giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarları gösterilmiştir. Giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarı 0,02-0,13 L/g aralığında değişerek ortalama değer 0,06 ( $\pm$  0,03) L/g (medyan: 0,06) hesaplanmıştır. Ayrıca günlük olarak giderilen UAKM miktarı 4,3-11,7 g aralığında hesaplanmış olup, ortalama değer 7,4 ( $\pm$ 2,7) g/gün (medyan: 5,6) olarak bulunmuştur.

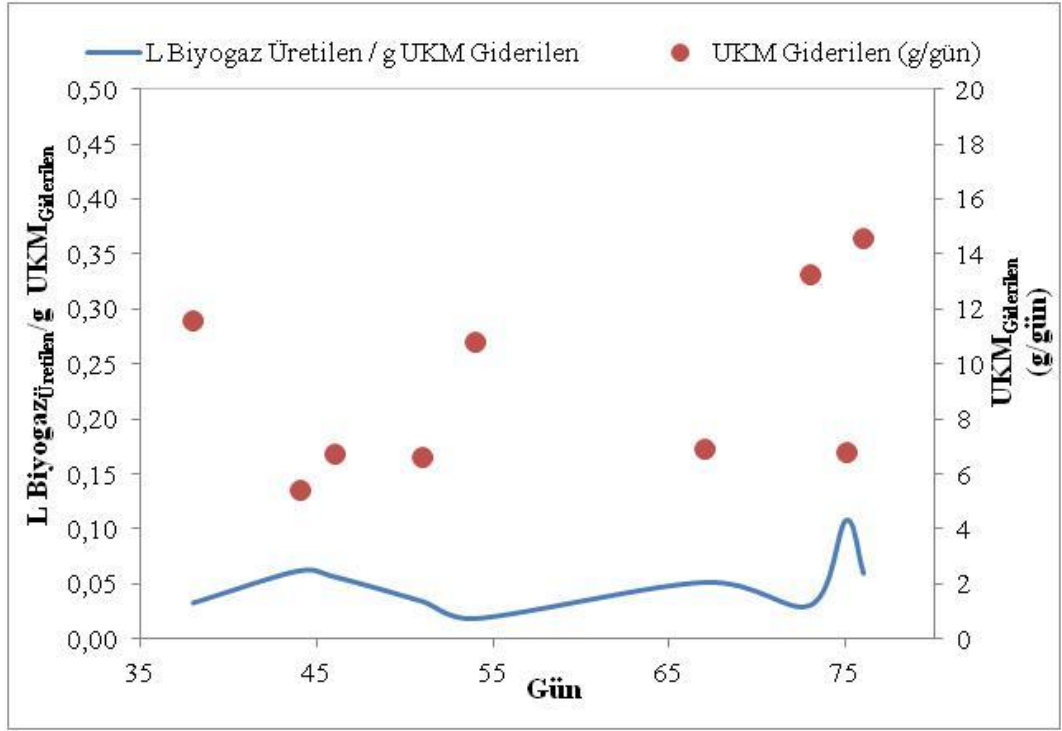


**Şekil 5. 30:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de giderilen UAKM başına üretilen biyogaz miktarları.

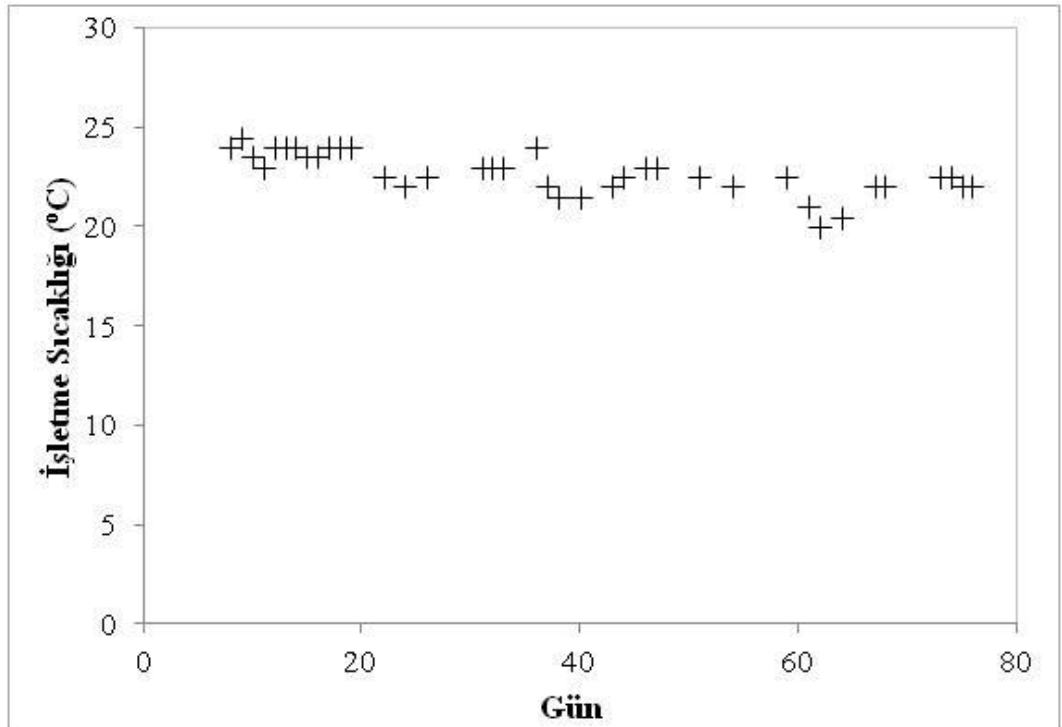
Şekil 5.31’de, reaktörde günlük olarak giderilen UKM başına üretilen biyogaz miktarları gösterilmiştir. Buna göre giderilen UKM başına üretilen biyogaz miktarı 0,02-0,11 L/g aralığında değişmiş ve ortalama değer 0,05 ( $\pm$  0,03) L/g (medyan: 0,05) olarak hesaplanmıştır. Ayrıca günlük olarak giderilen UKM miktarı 5,4-14,6 g aralığında hesaplanmış olup, ortalama değer 9,2 ( $\pm$ 3,4) g/gün (medyan: 6,9) olarak bulunmuştur.

#### 5.2.6 Sıcaklık değişimi

Reaktör içerisindeki sıcaklık aralığı 20-25°C olarak gözlenmiştir.. Buna göre, reaktör içerisinde ölçülen ortalama sıcaklık 23°C ( $\pm$ 1,1) (medyan: 22,5) olarak hesaplanmıştır. Şekil 5.32’de reaktör içindeki sıcaklık değişimleri verilmiştir. Buna göre, çalışma süresince her iki reaktörün mezofilik-altı sıcaklıklarda işletildikleri söylenebilir.



**Şekil 5.31:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de giderilen UKM başına üretilen biyogaz miktarları.



**Şekil 5.32:** Floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de sıcaklık değişimi

### 5.3 Tavuk Atıklarının Granüler ve Floklu Aşı Çamuru İçeren HÇYR’lerde Arıtılabilirliğinin Karşılaştırmalı Olarak Değerlendirilmesi

Aynı şartlarda ve doğal ortam sıcaklığında işletilen ve farklı aşı çamuru (granüler ve floklu) içeren HÇYR’lerde, 76 günlük besleme süreci sonunda, elde edilen veriler ile arıtma performansları karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir (**Çizelge 5.11**). Bu değerlere göre, granüler aşı çamuru içeren HÇYR’de gerçekleşen KOİ, AKM ve UAKM giderimlerinin ve biyogaz üretiminin floklu aşı çamuru içeren HÇYR’de gerçekleşen KOİ, AKM ve UAKM giderimlerine ve biyogaz üretimine kıyasla daha yüksek olduğu görülmüştür.

Aynı giriş konsantrasyonu ile beslenen HÇYR’lerde; granüler aşı içeren reaktörde gözlenen TKOİ çıkış konsantrasyonu ortalama 1.110 mg/L iken, floklu aşı içeren reaktörde bu değer 2.130 mg/L olarak görülmüştür. İşletme süresi boyunca ölçülen TKOİ değerlerine göre hesaplanan giderim verimleri ise granüler ve floklu aşı içeren reaktörler için sırasıyla %95 ve %91 olarak elde edilmiştir. Ayrıca, granüler ve floklu aşı içeren reaktörler için hesaplanan ortalama TKOİ giderim hızları sırasıyla 1,9 ve 1,8 kg/m<sup>3</sup>.gün olarak hesaplanmıştır. Granüler aşı içeren reaktörde gözlenen ÇKOİ çıkış konsantrasyonu ortalama 1.050 mg/L iken, floklu aşı içeren reaktörde bu değer 1.610 mg/L olarak görülmüştür. İşletme süresi boyunca ölçülen ÇKOİ değerlerine göre hesaplanan giderim verimleri ise granüler ve floklu aşı içeren reaktörler için sırasıyla %82 ve %72 olarak elde edilmiştir. Ayrıca, granüler ve floklu aşı içeren reaktörler için hesaplanan ortalama ÇKOİ giderim hızları sırasıyla 0,4 ve 0,3 kg/m<sup>3</sup>.gün olarak hesaplanmıştır.

Granüler aşı içeren reaktörde gözlenen AKM çıkış konsantrasyonunun ortalama değeri 120 mg/L’nin altında bulunurken, floklu aşı içeren reaktörde bu değer 300 mg/L’nin altında ölçülerek; her iki reaktörde de AKM %97’den daha yüksek bir oranda çıkış akımından uzaklaştırılmıştır. Ayrıca, her iki reaktör için hesaplanan AKM giderim hızları ortalama olarak 1,4 kg/m<sup>3</sup>.gün olarak bulunmuştur. Diğer taraftan, granüler aşı içeren reaktörde gözlenen UAKM çıkış konsantrasyonunun ortalama değeri 80 mg/L’nin altında bulunurken, floklu aşı içeren reaktörde bu değer 200 mg/L’nin altında ölçülerek; her iki reaktörde de UAKM % 98’den daha yüksek bir oranda çıkış akımından uzaklaştırılmıştır. Ayrıca, her iki reaktör için hesaplanan UAKM giderim hızları ortalama olarak 1,1 kg/m<sup>3</sup>.gün değerinde bulunmuştur.

Özellikle, tavuk atığı gibi yüksek azot içeren substratlar için,  $\text{NH}_3\text{-N}$  parametresinin anaerobik arıtmanın işletme süresince kontrolü ve izlenmesi gerekmektedir. Buna göre, granüler aşı içeren reaktör çıkışında 820 mg/L olan amonyak konsantrasyonu floklu aşı içeren reaktör çıkışında 700 mg/L olarak gözlenmiştir. Yine, anaerobik işletme süresince gözlenmesi ve belirli aralıklarda tutulması gereken parametreler olan pH ve alkalinite sonuçlarına göre; her iki reaktör çıkışında ortalama pH değeri 8,1 iken granüler ve floklu aşı içeren reaktörlerde ortalama alkalinite değerleri sırasıyla 2.650 ve 2.460 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  olarak hesaplanmıştır.

Bunun yanında, 76 günlük besleme süreci sonunda granüler aşı içeren reaktörde gözlenen kümülatif olarak 50 L, floklu aşı içeren reaktörde ise 20 L biyogaz üretimi gözlenmiştir. Granüler aşı içeren reaktörde gözlenen günlük olarak ölçülen gaz miktarı 800 mL iken; bu değer floklu aşı içeren reaktörde 410 mL olarak okunmuştur. Ayrıca, reaktörlerde gerçekleşen giderimler baz alınarak farklı biyogaz verimleri hesaplanmıştır. Buna göre, giderilen TKOİ başına üretilen biyogaz miktarı granüler aşı içeren reaktör için 0,07 L/g iken floklu aşı içeren reaktör için bu değer 0,04 L/g olarak elde edilmiştir. Giderilen UAKM miktarı başına üretilen biyogaz miktarları ise granüler ve floklu aşı içeren reaktörlerde sırasıyla 0,11 ve 0,06 L/g olarak elde edilmiştir.

**Çizelge 5.11:** Granüler ve floklu aşı çamuru içeren HÇYR'lerin arıtma performansları.

| Parametre                         | Birim                   | GRANÜLER<br>(Reaktör-1) | FLOKLU<br>(Reaktör-2) |
|-----------------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|
| TKOİ – Giriş                      | mg/L                    | 26.000                  | 26.000                |
| TKOİ – Çıkış                      | mg/L                    | 1.110                   | 2.130                 |
| TKOİ – Giderim Verimi (%)         | %                       | 95                      | 91                    |
| TKOİ – Giderim Hızı               | kg/m <sup>3</sup> .gün  | 1,9                     | 1,8                   |
| ÇKOİ – Giriş                      | mg/L                    | 5.770                   | 5.770                 |
| ÇKOİ – Çıkış                      | mg/L                    | 1.050                   | 1.610                 |
| ÇKOİ – Giderim Verimi             | %                       | 82                      | 72                    |
| ÇKOİ – Giderim Hızı               | kg/m <sup>3</sup> .gün  | 0,4                     | 0,3                   |
| AKM – Giriş                       | mg/L                    | 17.870                  | 17.870                |
| AKM – Çıkış                       | mg/L                    | <120                    | <300                  |
| AKM – Giderim Verimi              | %                       | 99                      | 98                    |
| AKM – Giderim Hızı                | kg/m <sup>3</sup> .gün  | 1,4                     | 1,4                   |
| UAKM– Giriş                       | mg/L                    | 14.910                  | 14.910                |
| UAKM– Çıkış                       | mg/L                    | <80                     | <200                  |
| UAKM – Giderim Verimi (%)         | %                       | 99,5                    | 98,5                  |
| UAKM – Giderim Hızı               | kg/m <sup>3</sup> .gün  | 1,1                     | 1,1                   |
| NH <sub>3</sub> -N – Giriş        | mg/L                    | 780                     | 780                   |
| NH <sub>3</sub> -N – Çıkış        | mg/L                    | 820                     | 700                   |
| pH – Giriş                        | -                       | 7,1                     | 7,1                   |
| pH – Çıkış                        | -                       | 8,1                     | 8,1                   |
| Alkalinite – Giriş                | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 3.740                   | 3.740                 |
| Alkalinite – Çıkış                | mg CaCO <sub>3</sub> /L | 2.650                   | 2.460                 |
| Toplam Biyogaz Üretimi            | L                       | 50                      | 20                    |
| Ölçülen Biyogaz Üretimi           | mL/gün                  | 800                     | 410                   |
| Biyogaz/TKOİ <sub>giderilen</sub> | L/g                     | 0,07                    | 0,04                  |
| Biyogaz/UAKM <sub>giderilen</sub> | L/g                     | 0,11                    | 0,06                  |
| Biyogaz/UKM <sub>giderilen</sub>  | L/g                     | 0,09                    | 0,05                  |

## 6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında, iki farklı havasız çamur (granüler ve floklu) ile aşılana ve herhangi bir ilave ısıtma uygulanmaksızın doğal ortam sıcaklığında 76 gün boyunca işletilen laboratuvar ölçekli eşdeğer iki adet HÇYR sisteminde (HBS=13 gün) seyreltik tavuk atığının (1 kg tavuk atığı + 6 L çeşme suyu) havasız arıtılabilirliği karşılaştırılmıştır. Farklı aşı çamuru ile işletilen HÇYR'lerin performansları konvansiyonel parametrelerin yanında, en önemli parametrelerden biri olan biyogaz üretimleri açısından da değerlendirilmiştir. Çalışma sonuçlarına göre:

- TKOİ ve ÇKOİ giderimleri açısından granüler aşı çamuru içeren reaktördeki ortalama TKOİ giderim verimi %95 iken, floklu aşı çamuru içeren reaktörde bu değer %91 olarak hesaplanmıştır. KOİ sonuçları çözünmüş KOİ giderim verimlerine göre değerlendirildiğinde ise, granüler aşı çamuru içeren reaktörde ortalama ÇKOİ giderimi %82 olarak gözlenmişken, floklu aşı çamuru içeren reaktörde bu değer %72 olarak bulunmuştur.
- AKM ve UAKM giderimleri açısından her iki reaktörde de ortalama değerler esas alındığında birbirlerine yakın sonuçlar elde edilmiştir.
- İşletme süresince HÇYR'lerde üretilen gaz miktarlarına göre, granüler aşı çamuru içeren reaktörde ortalama olarak yaklaşık 2,5 kat daha yüksek kümülatif gaz üretimi gözlenmiştir.
- Granüler aşı çamuru içeren reaktörde gözlenen günlük biyogaz üretimi floklu aşı içeren reaktöre kıyasla yaklaşık 2 kat daha fazla bulunmuştur.
- Giderilen 1 gram TKOİ başına üretilen biyogaz hacimleri; granüler ve floklu aşı içeren reaktörler için sırasıyla 0,07 ve 0,04 litre olarak elde edilmiştir.
- HÇYR'lerde giderilen 1 gram UAKM başına üretilen biyogaz hacimleri; granüler ve floklu aşı içeren reaktörler için sırasıyla 0,11 ve 0,06 litre olarak elde edilmiştir.

Bu tez çalışmasına ilave olarak her iki reaktör farklı HBS değerinde (kademeli olarak azaltılarak) işletilmeli, böylece reaktörlerin izin vereceği en yüksek hidrolik yükleme oranı tespit edilmelidir. Ayrıca yaz dönemi dışındaki mevsimlerde reaktörlerin

işletme sıcaklıklarında önemli düşüşler gerçekleşecektir. Bunun sonucunda HÇYR'lerin-bu tez çalışmasında gözlenen mezofilik-altı işletme sıcaklığında değil-sakrofilik sıcaklıklarda işletilmeleri gerekecektir. Bu sebeple, işletme sıcaklığında meydana gelecek azalmanın seyreltik tavuk atıklarının arıtılacağı havasız reaktörlerin performansları üzerinde ne şekilde etkilere sebep olacağı da detaylı olarak incelenmelidir.



## KAYNAKLAR

- Abouelenien, F., Kitamura, Y., Nishio, N., Nakashimada, Y.,** (2009). Dry anaerobic ammonia-methane production from chicken manure. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **82**, 757-764 doi:10.1007/s00253-009-1881-3.
- Abouelenien, F., Fujiwara, W., Namba, Y., Kosseva, M., Nishio, N., Nakashimada, Y.,** (2010). Improved methane fermentation of chicken manure via ammonia removal by biogas recycle. *Bioresource Technology*, **101**, 6368-6373.
- Agbogbo, F.K., Holtzapple, M.T.,** (2006). Fermentation of rice straw/chicken manure to carboxylic acids using a mixed culture of marine mesophilic microorganisms. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **129**, 132, 997-1014.
- Angelidaki, I., Ahring, B. K.,** (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **38**, 560-564.
- APHA,** (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington D.C., USA.
- Ardıç, İ., Taner, F.,** (2004). Tavuk gübresindeki katı maddenin sudaki çözünürlüğüne asidik önışlemlerin etkileri. *ÇEVKOR Ekoloji Dergisi*, **14**, 53, 39-43.
- Baban, A., Timur, H., Cılız, N., Olgun, H., Akgün, F.,** (2001). Kümes ve ahır gübrelerinin geri kazanılması ve bertarafı projesi başlangıç raporu. *Teknik Rapor*, TÜBİTAK-MAM, Türkiye.
- Bujoczek, G., Oleskiewicz, J., Sparling, R., Cenkowski, S.,** (2000). High solid anaerobic digestion of chicken manure. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **76**, 51-60.
- Çallı, B.,** (2003). Elucidation of ammonia inhibition in anaerobic treatment process by using 16S rRNA/DNA based microbial identification techniques. *Doktora Tezi*, Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Demirbaş, M.F., Balat, M., Balat, H.,** (2011). Biowastes-to-biofuels. *Energy Conversion and Management*, **52**, 1815-1828.
- Demirulus, H., Aydın, A.,** (1996). Tavukçuluk artık ve atık maddelerinin işlenerek çevre kirliliğinin azaltılması. *Ekoloji Çevre Dergisi*, **19**, 22-26.
- Dong, X., Tollner, E.W.,** (2003). Evaluation of Anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. *Bioresource Technology*, **86**, 139-145.

- Eldem, N.Ö., Öztürk, İ.**, (2006). Anaerobik arıtmada pH ve amonyak inhibisyonu. *İTÜ Dergisi*, **5**, 1, 1/3-14.
- Entürk, E., Yetilmezsoy, K., Öztürk, M.**, (2006). Design of fixed-dome Chinese type biogas reactor in treatment of manure wastes: a typical application. *Journal of Engineering and Natural Sciences*, **3**, 119-127.
- Fu, Z., Holtzapple, M.T.**, (2010). Fermentation of sugarcane bagasse and chicken manure to calcium carboxylates under thermophilic conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **162**, 561-578doi:10.1007/s12010-009-8748-z.
- Gül, N.**, (2006). Tavuk gübresinden biyogaz üretim potansiyelinin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, T.C. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta, Türkiye.
- Hansen, K. H., Angelidaki, I., Ahring, B. K.**, (1998). Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. *Water Research*, **32**, 1, 5-12.
- Henihan, A.M., Leahy, M.J., Leahy, J.J., Cummins, E., Kelleher, B.P.**, (2003). Emissions modeling of fluidised bed co-combustion of poultry litter and peat. *Bioresource Technology*, **87**, 289-294.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D.**, (2008). *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*, 511, IWA Publishing, London, UK.
- Hochmuth, G., Hochmuth, R., Mylavarapu, R.**, (2009). Using composted poultry manure (litter) in mulched vegetable production. *Teknik Rapor*, Institute of Food and Agricultural Science, University of Florida, USA.
- HulshoffPol, L.W., de Castro Lopes, S.I., Lettinga, G., Lens, P.N.L.**, (2004). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, **38**, 1376-1389.
- Ibrahim, G.I.I., Guowei, G., Jinfu, Z., Tayel, S.A., Khairy, M.F.A.**, (1997). Anaerobic digestion for wastewater poultry manure by UBF reactor. *Journal of Environmental Sciences*, **9**, 2, 149-161 (ISSN 1001-0742).
- Iza, J.**, (1991). Fluidized bed reactors for anaerobic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **24**, 8, 109-132.
- Jacobs, R.D., Sloan, D., Jacob, J.**, (2003). Cage layer manure: an important resource for land use. *Teknik Rapor*, Institute of Food and Agricultural Science, University of Florida, USA.
- Jantrania, A.R.**, (1985). High-solids anaerobic fermentation of poultry manure. *Yüksek Lisans Tezi*, The Ohio State University, Department of Agricultural Engineering, Columbus, Ohio, USA.
- Jianrong, Z., Jicui, H. and Xiasheng, G.**, (1997). The bacterial numeration and an observation of a new syntrophic association for granular sludge. *Water Science and Technology*, **36**, 6-7, 133-140.
- Kelleher, B.P., Leahy, J.J., Henihan, A.M., O'Dwyer, T.F., D. Sutton, Leahy, M.J.**, (2002). Advances in poultry litter disposal technology – a review. *Bioresource Technology*, **83**, 27-36.

- Khalil, M.I., Schmidhalter, U., Gutser, R.,** (2005). Turnover of chicken manure in some upland soils of Asia: agricultural and environmental perspective, *Proceedings, International Workshop, CHIMATRA – Chicken Manure Treatment and Application*, Hamburger Berichte 28, January 2005, Hamburg, Germany.
- Krawczyk, W., Herbut, E., Walczak, J. ve Muchacka, R., Radecki, P.,** (2005). The environmental impact of composting manure, *Proceedings, XII<sup>th</sup> International Congress, ISAH 2005*, Vol. 2, 282-286, Warsaw, Poland.
- Krylova, N.I., Khabiboulline, R.E., Naumova, R.P. ve Nagel, M.A.,** (1997). The influence of ammonium and methods for removal during the anaerobic treatment of poultry manure. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **70**, 99-105.
- Lazor, M., Hutňan, M., Sedláček, S., Kolesárová, N., Špalková, V.,** (2010). Anaerobic co-digestion of poultry manure and waste kitchen oil, *Proceedings, 37<sup>th</sup> International Conference of SSCHE*, Tatranské Matliare, Slovakia, 1399-1406.
- Lusk, P.D.,** (1995). Anaerobic Digestion of Livestock Manures: A Current Opportunities Casebook. Regional Biomass Energy Program, U.S. Department of Energy, **DOE/EE-0063**, Washington, D.C, USA.
- Magbanua Jr., B.S., Adams, T.T., Johnston, P.,** (2001). Anaerobic codigestion of hog and poultry waste. *Bioresource Technology*, **76**, 165-168.
- McHugh, S., O'Reilly, C., Mahony, T., Colleran, E., O'Flaherty, V.,** (2003). Anaerobic granular sludge bioreactor technology. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **2**, 225-245.
- Mshandete, A., Kivaisi, A., Rubindamayugi, M., Mattiasson, B.,** (2004). Anaerobic batch co-digestion of sisal pulp and fish wastes. *Bioresource Technology*, **95**, 19-24.
- Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A.K., Rubindamayugi, M.S.T., Mattiasson, B.,** (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. *Renewable Energy*, **31**, 2385-2392.
- Nadai, M.H.G.A.G., Capela, M.I.A.P.F., Arroja, L.M.G.A., Hung, Y-T.,** (2010). Anaerobic treatment of milk processing wastewater in Wang L.K. et al., *Handbook of Environmental Engineering, Vol. 11: Environmental Bioengineering*, Humana Press, **17**, 555-627.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J., Kuikman, P.J.,** (2005). Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **72**, 51-65 doi: 10.1007/s10705-004-7354-2.
- Öztürk, İ.,** (1999). *Anaerobik biyoteknoloji ve atık arıtımındaki uygulamaları*, 320, Su Vakfı Yayınları, İstanbul, Türkiye.
- Öztürk, İ.,** (2007). *Anaerobik arıtma ve uygulamaları*, 480, Su Vakfı Yayınları, Genişletilmiş 2. Baskı, İstanbul, Türkiye.
- Poh, P.E., Chong, M.F.,** (2009). Development of anaerobic digestion methods for palm oil mill effluent (POME) treatment. *Bioresource Technology*, **100**, 1-9.

- Rodriguez, J.A., Pena, M.R., 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.
- Sabry, T.,** (2005). Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in treating sewage at different hydraulic shockloads, *Proceedings*, 9<sup>th</sup> International Water Technology Conference, 1215-1225, Sharm El-Sheikh, Egypt.
- Salminen, E., Rintala, J.,** (2002a). Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. *Bioresource Technology*, **83**, 13-26.
- Salminen, E.A., Rintala, J.A.,** (2002b). Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading. *Water Research*, **36**, 3175-3182.
- Schmidt, J.E., Ahring, B.K.,** (1995). Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, **49**, 229-246.
- Speece, R.E.,** (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*, 416, Archae Press, Nashville, TN, USA.
- Steffen, R., Szolar, O., Braun, R.,** (1998). Feedstocks for anaerobic digestion. *Teknik Rapor*, Institute for Agrobiotechnology Tulln, University of Agricultural Sciences, Vienna.
- Tarkalson, D.D., Mikkelsen, R.L.,** (2003). A phosphorus budget of a poultry farm and a dairy farm in the southeastern U.S., and the potential impacts of diet alterations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **66**, 295-303.
- Verma, S.,** (2002). Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. *Yüksek Lisans Tezi*, Columbia University, Department of Earth & Environmental Engineering, New York, USA.
- Weiland, P.,** (2010). Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **85**, 849-860 doi:10.1007/s00253-009-2246-7.
- Yangın, Ç., Gönüldinç, S., Eldem, N., Öztürk, İ.,** (2005). Behaviour of an up-flow anaerobic sludge bed reactor (UASBR) at extreme salinity. *Water Science and Technology*, **51**, 11, 115-120.
- Yetilmezsoy, K.,** (2008). Tavuk çiftliği atıklarının havasız çamur yataklı reaktörde arıtılabilirliği. *Doktora Tezi*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye.
- Yetilmezsoy, K., Şakar, S.,** (2008). Tavuk çiftliklerinden kaynaklanan atıkların havasız arıtma sürecinin kinetik açıdan değerlendirilmesi, *Proceedings*, Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları '08 Sempozyumu.
- Url-1** < <http://www.tubitak.gov.tr>.>, alındığı tarih: 23.08.2012.
- Url-2** < <http://www.tuik.gov.tr>.>, alındığı tarih: 12.04.2012.





## **ÖZGEÇMİŞ**

|                              |                                                        |
|------------------------------|--------------------------------------------------------|
| <b>Ad Soyad:</b>             | <b>Çisil GÜLÜMSER</b>                                  |
| <b>Doğum Yeri ve Tarihi:</b> | <b>İZMİT- 10.04.1983</b>                               |
| <b>E-Posta:</b>              | <b>ch_isil@hotmail.com</b>                             |
| <b>Lisans:</b>               | <b>İstanbul Teknik Üniversitesi– ÇevreMühendisliği</b> |