

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**YÜKSEK HIZLI AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİNDEN OLUŞAN FAZLA
ÇAMURUN MEZOFİLİK ÇÜRÜTÜLMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

İsa IŞIK

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK

AĞUSTOS, 2017

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**YÜKSEK HIZLI AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİNDEN OLUŞAN FAZLA
ÇAMURUN MEZOFİLİK ÇÜRÜTÜLMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**İsa IŞIK
(501151717)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK

AĞUSTOS, 2017

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501151717 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi İsa IŞIK, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “YÜKSEK HIZLI AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİNDEN OLUŞAN FAZLA ÇAMURUN MEZOFİLİK ÇÜRÜTÜLMESİ” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. Osman Atilla ARIKAN**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Bestami ÖZKAYA
Yıldız Teknik Üniversitesi

Teslim Tarihi : 18 AĞUSTOS 2017
Savunma Tarihi : 21 AĞUSTOS 2017





Aileme,



ÖNSÖZ

Bu yüksek lisans tez çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesindeki katkıları, çalışma boyunca göstermiş olduğu ilgi, destek ve iyi niyeti için danışman hocam Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK’e teşekkürlerimi sunarım.

Teze konu olan “Organik Katı Atıkların Evsel Atıksu Arıtma Sistemlerinde Enerji Verimli Olarak Bertarafı” (0534.STZ.2013-2) projesi destekçisi Bilim Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı, proje ortağı İstanbul Çevre Koruma ve Atık Maddeleri Değerlendirme Sanayi ve Ticaret A.Ş. (İSTAÇ A.Ş.), İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) ve Türkiye Bilimler Akademisi’ne (TÜBA) desteklerinden ötürü teşekkür ederim.

Çalışmanın her aşamasında doğrudan katkıları olan, bilgi ve tecrübelerini esirgemeyen Araş. Gör. Dr. Recep Kaan DERELİ, Yrd. Doç. Dr. Mustafa Evren ERŞAHİN, Araş. Gör. Dr. Hale ÖZGÜN ve Araş. Gör. Hüseyin GÜVEN’e teşekkür ederim.

Proje kapsamında birlikte çalıştığım arkadaşlarım Dilara SANCAR ve İlknur SİNOP’a teşekkür ederim.

Son olarak, her zaman yanımda olan, bana inanan, güvenen ve destekleyen aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ağustos 2017

İsa IŞIK
(Çevre Mühendisi)



İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xv
ÖZET.....	xvii
SUMMARY	xix
1. GİRİŞ.....	1
1.1 Konunun Anlam ve Önemi	1
1.2 Amaç Kapsam	2
2. ANAEROBİK (HAVASIZ) ARITMA.....	5
2.1 Anaerobik Arıtmanın Aşamaları	5
2.1.2 Asit üretimi	6
2.1.3 Metan üretimi	7
2.2 Optimum Çevre Şartları	7
2.2.1 Sıcaklık.....	8
2.2.2 pH.....	8
2.2.3 Oksitleyici maddeler	9
2.3 İnhibisyon.....	9
2.4 Gaz Oluşumu.....	10
2.5 Biyogaz Üretimi ve Kullanımı	11
3. ARITMA ÇAMURLARI.....	13
3.1 Arıtma Çamurlarının Çürütülmesi	14
3.2 Çamur Çürütücü Tipleri	14
4. YÜKSEK HIZLI AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİ	17
4.1 A-kademesi Çamuru.....	20
4.2 A-kademesi Çamuru ve Katı Atıklar.....	21
4.3 Organik Atıkların Sisteme Dahil Edilmesi.....	22
5. MATERYAL METOD	25
5.1 Tesis tanıtımı	25
5.2 Laboratuvar Ölçekli Anaerobik Çürütücü.....	29
5.3 İşletme Koşulları ve Devreye Alma Aşaması	30
5.4 Analiz Metodları	31
6. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI	33
7. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	51
KAYNAKLAR	55
ÖZGEÇMİŞ.....	59



KISALTMALAR

AAT : Atıksu Arıtma Tesisi

BMP : Biyometan Potansiyeli Testi

çKOİ : Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı

ÇHİ : Çamur Hacim İndeksi

ÇO : Çözünmüş Oksijen

GC : Gaz Kromotograf

HBS : Hidrolik Bekletme Süresi

KOİ : Kimyasal Oksijen İhtiyacı

ORP : Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli

OYH : Organik Yükleme Hızı

PBD : Partikül Boyut Dağılımı

SCADA : Merkezi Denetleme Kontrol ve Veri Toplama Sistemi

TKM : Toplam Katı Madde

UKM : Uçucu Katı Madde

UYA : Uçucu Yağ Asitleri



ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 : Anaerobik arıtma uygulamalarında optimum işletme koşulları.....	7
Çizelge 2.2 : Çamur yaşına bağlı UKM giderim verimleri.	10
Çizelge 3.1 : Çamur işleme seçenekleri.....	13
Çizelge 3.2 : Çamur çürütücüler için tasarım kriterleri.	15
Çizelge 4.1 : Yükleme hızlarına göre aktif çamur sistemlerinin mukayesesi.....	18
Çizelge 4.2 : İki kademeli klasik aktif çamur sistemi ve AB proses işletme paramet- releri	19
Çizelge 4.3 : Kaynaklarına göre çamur tiplerinin KOİ giderim verimleri	20
Çizelge 4.4 : Nüfusun farklı oranlarda öğütücü kullanımı için biyogaz üretim değ- lerindeki artışı.	23
Çizelge 5.1 : Aşı çamuru karakterizasyonu.	30
Çizelge 5.2 : Aşı çamuru UYA analiz sonuçları.....	31
Çizelge 5.3 : Analiz sıklıkları.	31
Çizelge 5.4 : Reaktöre beslenen çamurların karakterizasyonu.	31
Çizelge 6.1 : Fazla çamur ve organik katı atık karışım %'leri.	33
Çizelge 6.2 : Serum şişelerinde gerçekleşen ukm giderimleri.....	34
Çizelge 6.3 : Zeta Potansiyeli ve Partülül Boyut Dağılımı analiz sonuçları.	43



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 : Anaerobik arıtmanın aşamaları ve rol alan mikroorganizma grupları.....	6
Şekil 4.1 : İki kademeli klasik aktif çamur sistemi AB prosesin şematik gösterimi...	18
Şekil 4.2 : Farklı atık türlerinin birlikte arıtım yöntemine göre dengelenmesi	22
Şekil 5.1 : Pilot tesis genel görünümü.	25
Şekil 5.2 : Pilot tesise ait P&I diyagramı.....	26
Şekil 5.3 : (a) Atık öğütücü ve hamurlaştırıcı, (b) hamurlaştırıcı üstte görünüm, (c) organik katı atıkların karıştırılması.	27
Şekil 5.4 : (a) Anaerobik çürütücü (ön), (b) anaerobik çürütücü (arka), (c) asit ve kos-tik tankları, (d) anaerobik çürütücü (iç).	28
Şekil 5.5 : (a) Biyoreaktör fermentör, (b) gaz meter, (c) gaz poşeti.....	29
Şekil 5.6 : Biyoreaktöre ait şematik gösterim.....	30
Şekil 6.1 : BMP testi sonrası elde edilen metan verimleri.	34
Şekil 6.2 : Reaktöre ait pH değerlerinin zamana göre değişimi.	35
Şekil 6.3 : Reaktöre ait sıcaklık değerlerinin zamana göre değişimi.....	36
Şekil 6.4 : Reaktöre ait organik yükleme hızlarının zamana göre değişimi.	37
Şekil 6.5 : TKM konsantrasyonu ile giderim veriminin zamana göre değişimi.....	37
Şekil 6.6 : UKM konsantrasyonu ile giderim veriminin zamana göre değişimi.	38
Şekil 6.7 : KOİ konsantrasyonu ile giderim veriminin zamana göre değişimi.....	39
Şekil 6.8 : çKOİ konsantrasyonunun zamana göre değişimi.....	40
Şekil 6.9 : Oluşan biyogaz içindeki % metanın zamana göre değişimi.....	41
Şekil 6.10 : Anaerobik çürütücüden elde edilen metan veriminin zamana göre değişimi.	42
Şekil 6.11 : Metan-KOİ dönüşümünün zamana göre değişimi.....	43
Şekil 6.12 : Her iki döneme ait küte dengesinin şematik gösterimi.	46
Şekil 6.13 : Ön çökeltim tankı bulunan sistemde atıksu arıtımına ait şema.....	46
Şekil 6.14 : A-kademesi bulunan sistemde atıksu arıtımına ait şema.....	48
Şekil 6.15 : A-kademesi bulunan sistemde öğütülmüş organik atıkların dahil edildiği atıksuların arıtımına ait şema.....	49



YÜKSEK HIZLI AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİNDEN OLUŞAN FAZLA ÇAMURUN MEZOFİLİK ÇÜRÜTÜLMESİ

ÖZET

Arıtma çamurlarının çürütülmesi bunun yanında organik atıklarla enerji geri kazanım oranının artırılması amacıyla Baltalimanı Atıksu Arıtma Tesisi deşarjından alınan ön arıtmaya tabi tutulmuş atıksu, pilot ölçekli yüksek hızlı aktif çamur sisteminde arıtılmıştır. Oluşan fazla çamurun mezofilik şartlarda 20 günlük çamur yaşıyla 90 günlük iki işletme döneminde laboratuvar ortamında çürütülmüştür. Ayrıca mutfak öğütücülerinin kullanıldığı bir sistemin etkilerinin görülmesi amacıyla ikinci işletme döneminde ise İTÜ yemekhanesinden alınan organik katı atıklar öğütülerek pilot tesis arıtma sistemine dahil edilmiştir. Bu sayede sisteme giren organik yükün artmasıyla oluşan çamurun biyometan potansiyeli aynı işletme koşulları altında bir önceki durumla karşılaştırılmıştır. Oluşan biyogaz miktarı ve metan içeriği ile birlikte özellikle Uçucu Katı Madde (UKM) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim verimleri incelenmiştir.

Yapılan çalışma sonucunda pH değişimleri incelendiğinde ilk dönem için 7,2 – 7,9 aralığında değiştiği görülmüştür. İkinci işletme döneminde pH değişimi daha az görülmüş olup 7,2 ile 7,4 arasında değişmiştir. Redoks Potansiyeli -430 ile -480 mV arasında değişmiştir. Organik yükleme hızı 2,5 – 2,9 kg KOİ/m³.gün arasında değişmiştir.

TKM giderim verimi ilk dönemde ortalama % 56 iken ikinci işletme döneminde % 40 olarak gerçekleşmiştir. UKM giderimi verimi ilk işletme dönemi boyunca ortalama % 58 ikinci dönemde ise ortalama % 59 olarak gerçekleşmiştir. KOİ giderim verimi birinci ve ikinci işletme dönemlerinde sırasıyla ortalama % 62 ve % 63 olarak gerçekleşmiştir. İşletme dönmeleri boyunca çKOİ sonuçlarına bakıldığında reaktör içerisinde 700 – 2000 mg/L arasında değişim gösterdiği görülmüştür. Oluşan biyogaz içinde ilk işletme döneminde % 67 metan içeriği varken ikinci işletme döneminde bu oran % 73'e yükselmiştir. İlk döneme ait ortalama metan verimi 282 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olmuştur. Arıtma sistemine organik atık ilavesinden sonra alınan fazla çamurun çürütülmesi sırasında ise metan verimi 373 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olmuştur. Metana döneşen KOİ miktarı ve 0,60 g KOİ_{metan}/g KOİ_{eklenen} olarak hesaplanmıştır. Zeta potansiyeli ve partikül boyut dağılımları (P) incelenmiştir. İlk işletme döneminde belirgin bir değişim görülmemiştir. İkinci işletme döneminde ise çürütme sonrası boyut azalması görülmüştür. Amonyum azotu konsatrasyonu ilk işletme döneminde 1000 – 1300 mg/L arasında ikinci dönemde ise 600 – 730 mg/L arasında değişmiştir.

Yüksek hızlı aktif çamur sistemi sayesinde düşük O₂ tüketimi düşük bekletme süreleri ile arıtma tesisinin elektrik sarfıyatı konvansiyonel sistemlere göre düşüktür. Buna ek olarak oldukça yüksek olan A-kademesi çamurunun anaerobik

ürütölmesiyle elde edilen biyogaz önemli bir enerji kaynağıdır. Yüksek enerji potansiyeli olan A-kademesi fazla çamuruna ayrıca organik atıkların ilavesi ile bu potansiyel artırılabilir. Organik atıkların doğrudan çürütücüye verilmesi yerine mutfak öğütücülerinin yaygınlaştırılması ile mutfak atıklarının kanalizasyon sistemi vasıtasıyla AAT'lere iletimi sağlanabilir. Bu yolla atıksu arıtma aşamasında giderilen organik maddenin çamura geçmesi ve oluşan yüksek organik madde içerikli fazla çamurun ürütölmesiye hem atık toplama maliyetleri azalacak hem de üretilen enerji miktarını artış gösterecektir.



MESOPHILIC DIGESTION OF HIGH RATE ACTIVATED SLUDGE SYSTEM EXCESS SLUDGE

SUMMARY

Sludge management and disposal after wastewater treatment is a very important issue in environmental engineering. Although the generated sludge characterization can be changed in a wide range, the treatment and disposal of the treatment sludges in wastewater treatment plants is considerably higher in terms of investment and operating costs. Anaerobic digestion of municipal and industrial wastewater sludges have been applied for a long time and it is known as a reliable sludge stabilization method. The energy content of the excess sludge can be recovered by anaerobic digestion. Produced biogas through anaerobic digestion can compensate energy expenditures, which have the biggest share among the operating expenses of the wastewater treatment plants (WWTPs).

Anaerobic treatment is essentially the conversion of organic matter into end products such as CH_4 , CO_2 , NH_3 and H_2S in absence of oxygen environment via complex biological processes. It has been known for centuries that methane has formed as a result of this process, which is also referred to as the refinement of organic matter. It has been understood that various microorganisms have been involved in the process. Microbiological and biochemical investigations have also increased on this subject and anaerobic digestion has become a common application. This method, which has been applied for many years in disposal of sewage sludge, has recently been applied in the treatment of industrial and urban wastewater and in the management of organic solid wastes. There are three basic steps in the anaerobic oxidation of organic wastes; hydrolysis, acid production (fermentation) and methane production.

Reducing energy consumption through anaerobic digestion with energy recovery is also an important element for energy management in wastewater treatment plants. Intensive aeration in the conventional activated sludge processes cause high energy consumption in WWTPs. High-rate activated sludge systems can be used to avoid this application. These systems are known as having quite low hydraulic retention times and low oxygen consumption. In particular, the high loaded stage (A-stage), which is the adsorption phase of the two-stage system AB processes, can capture the organic matter very efficiently and the organic matter can be converted to biogas in anaerobic digesters.

Looking at solid waste management practices, it is seen that the collection of waste at the source and recovery are not at the desired levels yet. As a common method, mixed solid wastes are disposed in landfills. This situation causes two important problems. Reuse of waste, recycling, becoming a useful final product and recovery of energy content, etc., are hampering the reduction of the environmental impacts that

will arise in the provision of raw materials. Storage of organic solid wastes also causes limited capacities of landfill areas to fill up earlier. At present, national and international regulations and arrangements to reduce the amount of organic waste coming to the landfill areas are stated. Taking all these into consideration, it will be a more efficient and effective solution to evaluate organic wastes, which are the biggest components of domestic solid wastes, with separate collecting and recycling processes (compost, anaerobic digestion etc.).

It is beneficial to collect the municipal organic solid wastes separately and treatment them together with treatment sludge for energy recovery. It is very convenient to treat these two waste species according to the principles of treatment together (co-treatment). However, the high efficiency of transporting municipal organic solid wastes to the waste treatment plants without being collected at the source and contaminated with other types of waste depends on too many variables and control is also very difficult. Moreover, even if these wastes are collected with a high efficiency and transported to the plants, this application will result in a significant operational cost. Given these circumstances, a waste management scenario in which kitchen grinders are used is seemed a much more efficient solution. The grinders placed in the kitchens, organic wastes are directly included in the sewage system and sent to the WWTPs without any transportation cost and the extra organic matter load can be recovered via the valorization of the excess sludge. With this method, significant amount of money can be saved, and higher energy recovery can be possible by the valorization of the treatment sludge.

Physically treated wastewater discharged from the Baltalimanı Wastewater Treatment Plant (WWTP) discharge was treated in a pilot scale high rate activated sludge system in order to increase the energy recovery of organic wastes as well as the treatment of the excess sludges. The Electrolab brand FerMac 320 model bioreactor fermentor was operated to digest the sludge. While the reactor is mixed with the aid of a rotating rotor connected directly to a motor, it is provided with jacket type resistance heater wound around the outside reactor for heating and hot water circulated in the closed system in the reactor. It is also possible to observe the % O₂ and % CO₂ values of the biogas formed from the control panel while measuring on-line pH, temperature and redox parameters with probes. At the beginning of the operation, the reactor was filled up with 6 L of seed sludge. The reactor was operated with a sludge age of 20 days by feeding 300 mL of sludge per day. In addition, the reactor was operated under mesophilic conditions (37 °C).

The resulting excess sludge was digested in the laboratory environment during two operational periods (90-day). In addition, in order to observe the effects on excess sludge of a system treating kitchen wastes, organic solid wastes from the ITU refectory were grinded and included in the pilot plant treatment system during the second operating period. Thanks to the sludge generated by increasing the organic load entering the system was compared to the previous situation under the same operating conditions of the biomethane potential. Biogas generation, methane content of the biogas and the removal efficiencies of volatile solids (VS) and chemical oxygen demand (COD) were investigated.

As a result of the study, when the pH changes were examined, it was observed that it was fluctuated between 7.2 and 7.9 for the first period. In the second operating period, it was more stable. The pH value ranged from 7.2 to 7.4. Also redox

potentials ranged from -430 to -480 mV. Organic loading rate (OLR) ranged from 2.5 to 2.9 kg COD/m³.day.

Total Solids (TS) removal efficiency were 56 % in the first period and 40 % in the second period, respectively. VS removal efficiency was around 58 % during first operating period and 59 % during second operating period, respectively. It was seen that during the operating periods of the removal efficiency of COD were 62 % at first period and 63 % at second period, respectively. Soluble COD values varied between 700 - 2000 mg/L in the reactor. The methane content of the biogas was 67 % during the first operating period and it increased to 73 % in the second operating period. The average methane yield for the first period was 282 L CH₄/kg VS_{removal}. During the digestion of excess sludge after the addition of organic waste to the treatment system, the methane yield increased to 373 L CH₄/kg VS_{removal}. The amount of COD converted to methane was calculated as 0,60 gCOD_{methane}/gCOD_{feed}. Zeta potential and particle size distributions (PSD) were also investigated. No significant change was observed during the first operating period. In the second operating period, there was a decrease in PSD after the digestion. The concentration of ammonium ranged from 1000 to 1300 mg/L during the first operating period and from 600 to 730 mg/L during the second period.

In the high rate activated sludge systems, by means of low O₂ consumption and low retention times energy consumption of the WWTPs can be lower than conventional systems. In addition, biogas produced in anaerobic digestion of the A-stage excess sludge is an important source of energy. This potential can be increased by the addition of organic wastes to the A-stage excess sludge, which has a high energy potential. Instead of direct disposal of organic waste, the spread of kitchen grinders can be transmitted to the WWTPs through the sewage system of kitchen waste. In this way, the organic matter removed during the wastewater treatment phase will be reduced to the wastewater, and the amount of energy generated will increase.



1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Atıksuların arıtılması sonrasında oluşan fazla çamurun yönetimi çevre mühendisliği açısından oldukça önemli bir konudur. Oluşan çamurun karakteri farklı olsa da atıksu arıtma tesislerinde (AAT) oluşan arıtma çamurlarının tabi tutulacağı işlemler ve bertarafı ilk yatırım maliyeti ve işletme maliyeti bakımından oldukça yüksektir. Kentsel ve endüstriyel atıksuların arıtımı sonrası oluşan çamurların anaerobik çürütülmesi oldukça eski bir uygulama ve etkili bir stabilizasyon yöntemidir. Anaerobik çamur çürütme sonucu oluşan biyogaz sayesinde arıtma çamurlarının sahip olduğu enerji içeriği geri kazanılarak atıksu arıtma tesislerinin işletme giderleri arasında en büyük paya sahip olan enerji tüketim giderleri bu sayede belirli ölçüde dengelenerek sürdürülebilirlik yaklaşımına uygun hareket edilmiş olur.

Anaerobik çürütücülerden enerji geri kazanımı ile birlikte enerji sarfiyatlarını düşürmek de atıksu arıtma tesislerindeki enerji yönetimi için önemli bir unsurdur. Konvansiyonel aktif çamur prosesinde uygulanan havalandırma işlemi yüksek enerji tüketimine sebep olmaktadır. Bunun önüne geçmek amacıyla yüksek hızlı aktif çamur sistemleri kullanılabilmektedir. Bu sistemler düşük hidrolik bekletme süreleri ve düşük oksijen tüketimleri ile bilinmektedir. Özellikle iki kademeli bir sistem olan AB Prosesi'nin yüksek hızlı olan A-kademesinde adsorbsiyon ile tutulan organik madde anaerobik çürütücülerde yüksek verimde biyogaza dönüşebilir.

Katı atık yönetimi uygulamalarına bakıldığında ülkemizde atıkların kaynağında ayrı toplanması ve geri kazanımının henüz istenen seviyelerde olmadığı görülmektedir. Yaygın yöntem olarak karışık toplanan katı atıklar düzenli depolama sahalarında bertaraf edilmektedir. Bu durum iki önemli probleme neden olmaktadır. Atıkların yeniden kullanımı, geri dönüşümü, faydalı son ürün haline gelmesi ve enerji içeriğinin geri kazanılması gibi ham madde ihtiyacının ve ham madde temininde ortaya çıkacak çevresel etkilerin azalmasına engel olmaktadır. Bu yöntem ayrıca düzenli depolama sahalarının sınırlı kapasitelerinin daha erken dolmasına neden

olmaktadır. Hali hazırda ulusal ve uluslararası mevzuatlar ile depolama sahalarına gelen organik atık miktarının azaltılmasına yönelik yapılması gereken düzenlemeler belirtilmiştir. Tüm bunlar dikkate alındığında özellikle evsel katı atıkların en büyük bileşeni olan organik atıkların ayrı toplanıp geri kazanıma imkan veren süreçler (kompost, anaerobik çürütme, v.b.) ile değerlendirilmesi daha verimli ve etkili bir çözüm olacaktır.

Evsel organik katı atıkların kaynağında ayrı toplanıp enerji geri kazanımı amacıyla evsel arıtma çamurları ile birlikte arıtımı bir çok açıdan fayda sağlamaktadır. Bu iki atık türünün birlikte arıtım esaslarına göre arıtılması oldukça uygundur. Ancak evsel organik katı atıkların kaynağında ayrı toplanmasının ve diğer atık türlerine bulaşmadan atık işleme tesislerine taşınmasının yüksek verimde gerçekleşmesi çok fazla değişkene bağlıdır ve kontrolü de oldukça zordur. Ayrıca bu atıklar yüksek verimde toplanıp atık işleme tesislerine iletilse bile bu uygulama önemli bir işletme maliyetine neden olacaktır. Bu durumlar göz önüne alındığında mutfak öğütücülerinin kullanıldığı bir atık yönetim senaryosu çok daha faydalı bir çözüm olarak ortaya çıkmaktadır. Mutfaklara yerleştirilen bu öğütücüler sayesinde organik atıklar doğrudan kanalizasyon sistemine dahil edilip herhangi bir taşıma maliyeti oluşturmaksızın atıksu arıtma tesislerine gönderilmekte ve bu atıkların getirdiği organik madde yükü arıtma çamuru olarak sistemden çekilmektedir. Kurulu tesislerin ve alt yapı sistemlerinin kullanıldığı bu yöntem ile önemli miktarda maddi kazanç sağlanırken, arıtma çamurunun çürütülmesi ile daha yüksek enerji geri kazanımı mümkün olmaktadır.

1.2 Amaç Kapsam

Atıksuların arıtılmasında son yıllarda alıcı ortam su kalitesini korumak amacıyla ileri arıtım uygulamaları ülke genelinde ön plana çıkmıştır. Yasal mevzuatlarla belirlenen deşarj standartlarını sağlamak üzere biyolojik azot forfos giderimi de yapan aktif çamur sistemleri tasarlanmaktadır. Ancak bu tesislerin enerji tüketimlerini düşürmek aynı zamanda geri kazanılabilecek enerji miktarını artırmak amacıyla arıtma uygulamalarında bir takım iyileştirmeler yapılmaktadır. Hali hazırda atıksuların arıtılması sırasında oluşan fazla çamurların yönetiminde enerji kazanımına imkan veren çamur çürütücüler yaygın olarak kullanılmaktadır. Çürütücülerden elde edilecek enerji miktarını artırmak amacıyla birlikte arıtım uygulamaları ön plana

çıkılmaktadır. Bu açıdan bakıldığında atıkların doğrudan çürütücüye verilmesi yerine atıksu arıtma tesisi giriş akımına dahil edilmesi de etkili bir yöntemdir. Bu amaçla evsel organik katı atıkların mutfak öğütücülerinden geçirilerek arıtma tesislerine ulaştırılması sağlanabilir. Ayrıca çürütülecek çamurun organik madde içeriğini arıtmak amacıyla atıksu arıtma tesislerinde konvansiyonel ön çökeltim tankları yerine yüksek hızlı aktif çamur sistemlerinden olan AB prosesinin A-kademesinin kullanılması bu aşamada gerçekleşecek organik madde giderimini artırmaya imkan vermektedir.

Tez konusu kapsamında yüksek hızlı aktif çamur sisteminden oluşan fazla çamurun mezofilik şartlarda 20 günlük çamur yaşıyla laboratuvar ortamında çürütülmesi incelenmiştir. Oluşan biyogaz miktarı ile çeşitli parametreler üzerinden çürütücü performansı takip edilmiştir. Buna ek olarak mutfak atıklarının yüksek hızlı bir aktif çamur sisteminde atıksu ile birlikte arıtılması sonucu oluşan fazla çamurun çürütülmesi sonucu oluşan fazla çamur kurulan sistemde çürütülerek atık ilavesinin çürütme performansı üzerine olan etkisi ele alınmıştır ve bir önceki dönem ile karşılaştırılmıştır.

Çalışma kapsamında ilk etapta konu ile ilgili bilgi verilmiş ve benzer çalışmaların sonuçlarından bahsedilmiştir. İşletilen yüksek hızlı anaerobik çürütücü deyatlı olarak tanıtılmıştır. Mezofilik sıcaklıkta işletilen reaktörde karakterizasyonları belirlenen fazla çamurların anaerobik arıtılabilirlikleri incelenmiştir. Ayrıca çürütücüde gerçekleşen biyogaz oluşumu, metan verimi belirlenmiştir. Analiz sonuçları verilmiş ve bu sonuçlar yorumlanmıştır. Konunun gelişimi ile ilgili görüşlere yer verilmiştir.



2. ANAEROBİK (HAVASIZ) ARITMA

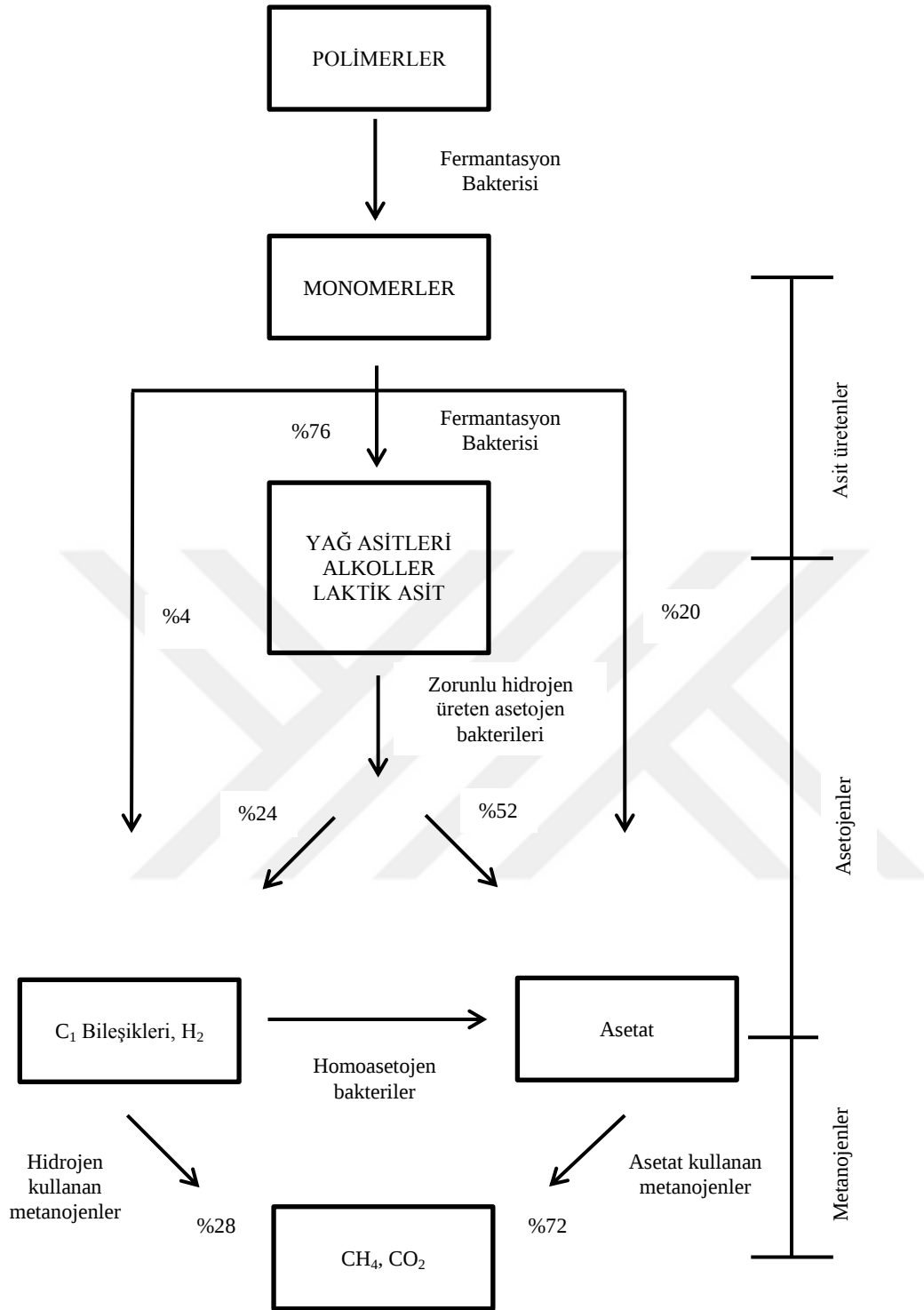
Anaerobik (havasız) arıtma esas olarak organik maddenin oksijensiz ortamda kompleks biyolojik süreçlerle CH_4 , CO_2 , NH_3 ve H_2S gibi son ürünlere dönüşmesidir. Organik maddenin çürütülmesi olarak da ifade edilen bu sürecin sonucunda metan oluştuğu 18. yüzyıldan itibaren bilinmektedir. Yapılan çalışmalarla prosesin gerçekleşmesinde çeşitli mikroorganizmaların rol aldığı anlaşılmıştır. Havasız çürütmenin yaygın bir uygulama haline gelmesi ile mikrobiyolojik ve biyokimyasal araştırmalar da artmıştır. Uzun yıllar arıtma çamurlarının çürütülmesinde uygulanan bu yöntem son zamanlarda endüstriyel ve kentsel atıksuların arıtılması ile organik katı atıkların yönetiminde de uygulanmaktadır (Öztürk, 2007).

2.1 Anaerobik Arıtmanın Aşamaları

Organik atıkların anaerobik oksidasyonunda üç temel adım söz konusudur; hidroliz, asit üretimi (fermantasyon) ve metan üretimi. Şekil 2.1’de birbirini takip eden üç aşama ve bu aşamalarda görev alan mikroorganizma grupları şema üzerinde gösterilmiştir (Tchobanoglous, 2003).

2.1.1 Hidroliz

Anaerobik arıtma sürecinin başında kompleks (büyük molekül ağırlıklı) organik maddelerin hücre dışı enzimlerle daha basit yapıya hale getirilmesidir. Yavaş gerçekleşen bu aşamada reaksiyon hızını etkileyen faktörlerin başında pH, sıcaklık ve çamur yaşı gelir. Eklenen atığın türüne göre hidroliz safhasının hız sınırlayıcı olduğu durumlar olabilir. Selüloz içeren atıklar bu duruma örnektir. Ayrıca lignin de kompleks yapısı ile hidrolize uğramayabilir veya hız sınırlayıcı olabilir (Öztürk, 2007).



Şekil 2.1 : Anaerobik arıtmanın aşamaları ve rol alan mikroorganizma grupları.

2.1.2 Asit üretimi

Anaerobik arıtmada hidroliz kademesinden sonra ikinci aşama asit üretimidir. Hidroliz son ürünlerini kullanarak asetik asit, propiyonik asit, butirik asit, izobutirik asit, valerik asit ve izovalerik asit gibi yağ asitlerinin olduğu aşamadır. Kararlı halde işletilen sistemlerde yağ asidi konsantrasyonu oldukça düşük olur (100-300 mg

HAc/L). İşletmeye alma dönemlerinde ise 1000-1500 mg HAc/L'nin üstünde olmaması istenir (Yılmaz, 2012).

Asit üretim hızı metan oluşum hızından daha yüksektir. Ortamda çözünmüş organik madde miktarı arttığında asit üretimi de kısa sürede artmasına rağmen aynı süreçte oluşan asidin tamamı metana dönüşemeyeceği için sistemde uçucu yağ asidi (UYA) birikimi olur. Bu durum son aşama olan metan üretiminde inhibisyona neden olur. Bir diğer inhibisyon riski ise yüksek azot içeren protein ve aminoasitlerin ayrışması sırasında gerçekleşen amonyak oluşumudur (Dereli, 2006).

2.1.3 Metan üretimi

Hidrolizin hız sınırlayıcı olmadığı özel durumlar haricinde metan üretim safhasının yavaş olması nedeniyle bu aşama hız sınırlayıcı olarak kabul edilir. Metan üretimi iki yolla gerçekleşir. Anaerobik sistemlerde oluşan metanın yaklaşık %70'i asetik asitin parçalanması ile kalan kısmı ise H_2 ve CO_2 'in sentezinden oluşur. H_2 ve CO_2 'den metan üretim hızı asetik asitin parçalanmasından daha hızlı gerçekleşir ve ortamda H_2 ve CO_2 bulunduğu sürece devam eder (Öztürk, 2007).

2.2 Optimum Çevre Şartları

Oldukça kompleks bir süreç olan anaerobik arıtım uygulamalarında verimi etkileyen bir çok çevresel faktör vardır. İşletilen reaktörden optimum düzeyde fayda sağlamak adına Çizelge 2.1'de verilen koşulların sağlanması önem arz etmektedir (Öztürk, 2007).

Çizelge 2.1 : Anaerobik arıtma uygulamalarında optimum işletme koşulları.

Parametre	Optimum Şartlar
Arıtılan atığın bileşimi	Karbon, temel (N,P) ve iz elementler bakımından dengeli olmalı, O_2 , NO_3 , H_2O_2 , SO_4 gibi oksitleyici maddeler, toksik ve inhibitör elementler ihtiva etmemelidir.
KOİ/N/P	300/5/1
pH	6,5-8,2
Sıcaklık	25-40 (35-37) °C ~ 50-60 (55) °C
Alkalinite	1000-4000 (2000) mg/L $CaCO_3$
Toplam Uçucu Asit (TUA)	< 1000-1500 mg/L Asetik asit
TUA/Alkalinite	< 0,1

2.2.1 Sıcaklık

Anaerobik arıtmanın son basamağında metan üretimi olduğundan, sistemin verimi de metan üreten mikroorganizmaların (metanojenler) büyüme hızına bağlıdır. Büyüme hızlarının sıcaklıkla değişimi dikkate alındığında üç farklı sıcaklık aralığı ortaya çıkmaktadır (Öztürk, 2007)

- Sakrofilik 10~20 (opt. 17) °C
- Mezofilik 25~40 (opt. 35) °C
- Termofilik 50~60 (opt. 55) °C

Metan üretimi ilgili mikrobiyal gruplar için verilen sıcaklık aralıklarında yükselirken bu aralıkların dışında düşüş göstermektedir. Verilen optimum değerler ise maksimum verim alınan sıcaklık değerleridir. Dolayısıyla, sıcaklıkta meydana gelecek büyük ve/veya sık dalgalanmalar özellikle metanojenleri etkilendiğinden reaktör içerisinde sıcaklığı sabit tutmak önemlidir. 1 °C/gün değerinin üzerindeki değişiklikler prosesi olumsuz etkiler. Sistemde 0,6 °C/gün'den fazla değişim olmaması sağlanmalıdır (Appels ve diğ, 2008).

Havasız arıtmanın en önemli unsurlarından olan sıcaklık etkisi çamur yaşı ile doğrudan ilgilidir. Yüksek çamur yaşlarında havasız sistemler düşük sıcaklıklarla işletildiğinde de kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim verimlerini korurlar. Bu sayede yüksek biyokütle içeren sistemler düşük sıcaklık etkilerini dengelemekte avantajlıdır (Öztürk, 2007).

Artan sıcaklığın; organik bileşiklerin çözünürlüğünün, biyolojik ve kimyasal reaksiyon hızlarının ve patojenlerin ölüm hızının artması dahil olmak üzere birçok faydası vardır. Bununla birlikte, yüksek sıcaklıkların (termofilik) uygulanmasının olumsuz etkileri de olabilir. Mikroorganizmalar için inhibisyon etkisi yapan serbest amonyak bileşiminin artması ve uçucu yağ asitlerinin (UYA) artan pKa'sı sistemi inhibisyona daha duyarlı hale getirecektir. Bu yüzden sistemin kararlı koşullarda işletilmesi termofilik sıcaklıklarda mezofilik sıcaklıklara göre daha büyük önem taşımaktadır (Appels ve diğ, 2008).

2.2.2 pH

Havasız arıtmada rol alan her bir mikroorganizma grubu için farklı bir optimum pH aralığı mevcuttur. Metanojenik bakteriler pH değişimine karşı oldukça hassastır ve

mikrobiyal faaliyetlerini sürdürebilmeler için optimum pH değeri 6,5 – 7,2 arasındadır. Fermentatif mikroorganizmalar pH değişimine karşı daha az hassas olup pH 4 – 8,5 arasında daha geniş bir aralıkta işlevlerini devam ettirebilirler. Düşük pH'da ana ürünler asetik ve bütirik asittir, pH 8'de ise asetik ve propiyonik asit üretilir. Havasız arıtım sırasında üretilen UYA'lar ortam pH'nın düşmesine neden olurlar. Bu düşüş, normal işletme koşulları altında karbon dioksit, amonyak ve bikarbonat şeklinde alkalinite üreten metanojenik bakterilerin faaliyetiyle karşılanır. Sistem pH'ı, gaz fazındaki CO₂ konsantrasyonu ve sıvı fazın HCO₃ alkalinitesi ile kontrol edilir. Gaz fazındaki CO₂ konsantrasyonu sabit kaldığında, HCO₃ alkalinitesi ilavesi ile reaktördeki pH dengelenebilir (Appels ve diğ., 2008).

2.2.3 Oksitleyici maddeler

Anaerobik arıtımın verimini ve kararlılığını etkileyen bir diğer unsur ortamdaki serbest oksijendir. Kimyasal olarak bağlı bile olsa oksijenin havasız arıtım sürecini olumsuz etkilediği bilinmektedir. Bu sebeple NO₃⁻, H₂O₂, SO₄²⁻, HS⁻ gibi maddeler sistem verimini olumsuz etkileyebilir (Öztürk, 2007).

2.3 İnhibisyon

Anaerobik arıtım sürecinde inhibisyona sebep olan en önemli bileşik serbest amonyaktır. Özellikle azotlu organiklerin (hayvanatığı, üre, proteinler v.b.) havasız arıtımı sırasında amonyak oluşur. Eşitlik (2.1)'de verildiği gibi ortam koşullarına göre farklı formlarda bulunabilir.



Denklemden görüldüğü gibi yüksek pH olduğu durumda ortamdaki serbest amonyak miktarı artarken pH düşüşü ile amonyum iyonu miktarı artacaktır. İnhibisyonda etkili olan azotlu bileşik türü serbest amonyak olarak belirtilmektedir. Amonyak inhibisyonu doğrudan biyogaz verimini ekilmektedir. 25 mg/L NH₃ (1300 mg NH₄⁺/L) üzerindeki konsantrasyon asetatın parçalanmasını engellemektedir. Ancak alıştırma sürecini tamamlamış metanojenik sistemlerin toleransı çok daha yüksek olabilir (Türker, 2008).

Sülfat, özellikle endüstriyel atıksularda yaygın olarak bulunur. Anaerobik reaktörlerde sülfat, sülfat indirgeyen bakteriler tarafından sülfide indirgenir. Sülfat

indirgemesi tamamlanmamış oksitleyiciler de dahil olmak üzere iki büyük sülfat indirgeyen bakteri grubu tarafından gerçekleştirilir; laktat gibi bileşikler asetata ve CO₂'ye indirgeyenler ve asetata CO₂ ve HCO₃'ya tamamen dönüştüren tamamlayıcı oksitleyiciler. Sülfat redüksiyonunun sonucu olarak iki farklı inhibisyon mevcuttur. İlk inhibisyon, metan üretimini baskılayan, sülfat indirgeyen bakterilerden kaynaklanan organik ve inorganik maddelerin substrat rekabetine neden olmasından kaynaklanmaktadır. İkinci inhibisyon türü çeşitli bakteri gruplarına sülfürün toksisitesinden kaynaklanmaktadır. (Chen ve diğ, 2008)

İnhibisyona neden olan bir diğer faktör ise ağır metallerdir. Ağır metaller özellikle metabolik faaliyetlerin gerçekleşmesinde rol alan enzimlerin çalışmasını olumsuz etkilemektedirler. Ayrıca sistemde birikim yapabileceğinden işletilen reaktörlerde bulunması istenmez. Sülfat havasız arıtım uygulamalarında toksik etki göstermesine rağmen ağır metalleri çözünmeyen sülfid tuzlarına dönüşüp sistemden uzaklaştırmaya imkan sağlamaktadır. Bu açıdan olumlu etkisinden de bahsedilebilir. Bu bakımdan ağır metal giderimi için sisteme sülfat ilavesi yapılabilir (Karadede, 2001).

2.4 Gaz Oluşumu

Gözlenen stabilizasyon derecesi genelde uçucu katıların yüzde giderim ölçümüyle belirlenir. Uçucu katı madde giderimi çamur yaşı ya da beslenen ham çamurun sistemde tutulma süresine bağlıdır. Yüksek hızlı ve tam karışımli bir reaktörde giderilen uçucu madde miktarı (2.2)'de verilen ampirik bir ifadeyle hesaplanabilir.

$$V_d = 13,7 \ln(SRT_d) + 18,9 \quad (2.2)$$

V_d : Uçucu katı madde giderimi, %

SRT_d = Çürüme süresi, gün (15-20 gün) olarak ifade edilir.

Çizelge 2.2'de bekletme süresine bağlı muhtemel uçucu katı madde giderimleri görülmektedir. Sistemin kararlılığını kontrol etmek için günlük alkalinite ve uçucu yağ asidi miktarları ölçülmelidir (Tchobanoglous, 2003).

Çizelge 2.2 : Çamur yaşına bağlı UKM giderim verimleri.

Çamur Yaşı, (gün)	UKM Giderimi, (%)
30	65,5
20	60
15	56

2.5 Biyogaz Üretimi ve Kullanımı

Havasız arıtmanın son ürünü olan biyogaz önemli bir enerji kaynağıdır. Bu sebeple oluşan gazın miktarı ve içeriği önem arz etmektedir. Çürütücüden elde edilen gazın % 60 – 70'i CH₄, % 25 – 30'u CO₂ ve az miktarda H₂, N₂, H₂S ve diğer gazlar bulunur. Oluşan bu gazın ısı değeri 21000 – 25000 kJ/m³ yoğunluğu ise havanın yoğunluğunun % 86'sına eşittir. Sistemde üretilen biyogazın içerdiği CH₄ miktarı bağıntı 2.3 ve 2.4 ile hesaplanabilir (Öztürk, 2007).

Çürütücüde oluşan aktif biyokütle miktarı (P_x)

$$P_X = \frac{Y \cdot Q \cdot E \cdot S_0 \cdot 10^{-3}}{1 + k_d \cdot \Theta_c} \quad (2.3)$$

Biyogaz içindeki CH₄ miktarı ise,

$$Q_{CH_4} = 0,35 \cdot [E \cdot Q \cdot S_0 \cdot 10^{-3} - 1,42 \cdot P_X] \quad (2.4)$$

Burada,

P_x: Çürütücüde üretilen net biyokütle (kg UKM/gün)

Y: Biyokütle dönüşüm oranı (evsel AAT çamurlarında 0,05 ile 0,1 arasında) (mg UAKM/mg BOİ_{kullanılan})

E: Çamur çürütme (KOİ_{bp} giderim) verimi (0,6 – 0,9)

Q: Çamur debisi, m³/gün

S₀: Giriş biyolojik ayrışabilen KOİ_{bp} değeri (g/m³)

k_d: İçsel solunum hız sabiti (evsel AAT çamurlarında 0,02 ile 0,04 arasında) (gün⁻¹)

Θ_c: Çamur yaşı (gün)

Q_{CH₄}: Üretilen metan (m³/gün) standart koşullarda (0°C ve 1 atm)

0,35: 0 °C'de 1 kg KOİ_{bp}'nin CH₄ eşdeğeri (35 °C için 0,395)

1,42: 1 kg UKM'nin KOİ_{bp} eşdeğeri



3. ARITMA ÇAMURLARI

Atıksu arıtım uygulamasının sonucu olarak ortaya çıkan ve bu uygulamanın yöntemine göre ağırlıkça % 0,25 ile %12 arasında katı madde içeren kokulu sıvı ya da yarı katı haldeki atıklara arıtma çamuru denir. Hacimsel büyüklüğü, işlenmesi ve bertarafı ile çamur yönetimi oldukça karmaşık süreçler ihtiva etmektedir. (Filibeli, 2013). Çamur işleme seçenekleri arasında karar verme aşamasında teknik, ekonomik ve çevresel şartlar dikkate alınarak gerektiğinde farklı yöntemler birlikte uygulanmalıdır (Öztürk, 2015). Çizelge 3.1’de çamur işleme seçenekleri verilmiştir.

Çizelge 3.1 : Çamur işleme seçenekleri.

Seçenekler	Amaç	Uygulama
Kullanmama	Zararlı ve geri döndürülemez etkisi olan maddelerin kullanımının durdurulması	Endüstriyel deşarjlarda etkili kaynağında kontrol yöntemleri ile çevre dostu üretim girdileri tercih edilerek çamurun tarımsal alanlarda ve diğer değerlendirme seçeneklerinde kullanımı
Yeniden kullanma	Çevreye salınan malzeme miktarını azaltarak, mineral (doğal) kaynak kullanımının sınırlandırılması	Dahili yeniden kullanım (örn. çökeltim kimyasallarının yeniden kullanımı) ile harici yeniden kullanım (örn. fosforun toprakta yeniden kullanımı) seçenekleri
Geri kazanım	Çevreye doğrudan bırakılması uygun olmayan maddelerin uygun forma dönüştürülmesi	Organik maddelerin metan gazına dönüştürülmesi (enerji kaynağı olarak kullanmak amacıyla), çamurun çözünürleştirilerek geri kazanımı (UYA, N, P, v.b.) ve çamurdan kompost eldesi
İçeride (bünrede) hapsedme	Çevreye sızma ve taşınma potansiyeli olan atık unsurlarının geçişinin mümkün olduğunca azaltılması	Çamurun bünyesindeki zehirli maddelerin uygun stabilizasyon ve katılaştırma yöntemleriyle bünye çine hapsedilmesi ve önlenmesi
Çevreye (araziye veya yanma ürünlerini atmosfere) verme	Olumsuz etki oluşturmada azaltarak araziye vermek veya uygulamak	Çamurun araziye serilerek tarımda kullanımı, çamurun yakma sonucu oluşan arıtılmamış baca gazlarının bacalarda yeterince seyreltilerek atmosfere verilmesi

Arıtma çamurları; atıksu arıtma aşamalarına göre birincil, ikincil veya üçüncül (ileri) arıtım prosesinden oluşan çamurlar olmak üzere üçe ayrılabilir. Birincil çamur ham atıksuyun içinde bulunan çökelebilen katılardan oluşmaktadır. İkincil çamur çökelebilen katılara ek olarak biyolojik arıtım uygulanmasından gelen katıları içermektedir. Son olarak üçüncül (ileri) arıtım uygulamasında ise biyolojik arıtmaya dirençli organizmalar, ağır metaller ve besi maddeleri bulunabilir (Öztürk, 2015). Bu sınıflandırmaya rağmen atıksu arıtma tesisine (AAT) giren atıksuyun kirletici konsantrasyonu değişimleri veya tesisin arıtma performansının değişimleri de düşünüldüğünde üretilen çamurun karakteristiği yıllara, mevsimlere hatta günlere göre farklılık gösterebilmektedir (Öztürk, 2008).

3.1 Arıtma Çamurlarının Çürütülmesi

Anaerobik olarak çürütülen arıtma çamurları kararlı kokusuz, patojen mikroorganizma içeriği azaltılmış ve araziye serilebilecek haldedir. Bu avantajlarının yanında havasız çamur çürütme uygulamalarında yüksek ilk yatırım maliyeti, işletme zorluğu ve çıkış suyunun kirletici yükünün fazlalığı dezavantaj olarak görülmektedir. Anaerobik arıtma uygulaması temelde atığın bileşimi, pH ve sıcaklığa bağlıdır. Sisteme giren organik yükün iyi ayarlanmış olması gerekmektedir. Yüksek organik madde girişi sistemde UYA birikimine neden olup metan üretimini olumsuz etkileyebilir ayrıca çıkan gazdaki CO₂ yüzdesi artış gösterir. Kararlı halde işletilen bir çamur çürütücü için işletme parametreleri; pH 6,7 – 7,4, uçucu asit konsantrasyonu 1000 mg Hac/L ve çıkan gazdaki CO₂ oranı %35'den az olmalıdır. Havasız çamur çürütücüler genellikle mezofilik sıcaklık koşullarında işletilmektedir. Son yıllarda termofilik çürütme ile oluşan çamurun süzülebilirliğinin arttığı bunun yanında çürütme veriminin de iyileştirilebildiği görülmüştür (Öztürk, 2015).

3.2 Çamur Çürütücü Tipleri

Havasız çamur çürütücüler genel olarak iki türdür, düşük hızlı (standart) ve yüksek hızlı sistemler. Düşük hızlı çürütücüler 30-60 günlük bekleme sürelerine sahip olan en basit yapıya reaktörlerdir. Bu tür sistemlerde çamur genellikle ısıtılmaz veya karıştırılmaz. Üretilen biyogaz bir miktar karışım sağlar. Reaktör içerisinde yukarıdan aşağıya sırasıyla 4 katmanlı bir tabakalaşma görülür; köpük tabakası, sıvı faz (süpernatant), çürüyen katılar ve en altta çürütülmüş katı maddeler bulunur.

Süpernatant atıksu arıtma tesisi başına geri gönderilken, çürütücünün altında biriken çürütülmüş katılar periyodik olarak sistemden uzaklaştırılır (Appels ve diğ, 2008).

Yüksek hızlı sistemler, düşük hızlı (standart) çürütücülerin geliştirilmiş halidir. Tek kademeli yüksek hızlı sistemlerde çamur ısıtılır ve tam karışım sağlanır. Ham çamur yoğunlaştırılır ve düzenli şekilde sisteme beslenir. Yapılan bu geliştirmelerle kararlı bir ortam yaratılır bunun sonucu olarak da tank hacmi azaltılabilir ve sistemin verimliliği artırılabilir. Reaktördeki çamurun karıştırılması gaz sirkülasyonu, pompa veya boru akışlı karıştırıcılar ile sağlanır. İşletme ve bakım kolaylığı nedeniyle genellikle harici ısıtıcılar tercih edilir. Düzenli besleme anaerobik çürütücülerin işletilmesi açısından oldukça önemlidir. Çamur sürekli olarak veya düzenli aralıklarla beslenmelidir. Bu durum çürütücünün kararlı durumunu korumaya yardımcı olur ve şok yüklemelerin önüne geçer. Bu sayede özellikle aşırı hassas olan metanojenik organizmaların performansı korunur. Ayrıca sabit bir çamur yaşı patojenlerin öldürülmesinde önemlidir (Appels ve diğ, 2008).

Uygulamada yüksek hızlı sistemler genellikle iki kademeli olarak tasarlanmaktadır. Birinci reaktörde ham çamur ısıtılarak ve karıştırılarak çürütülürken, ikinci reaktörde sıvı-katı ayrımı (çökeltme) sağlanır. Ayrıca bu sayede sistemin çamur yaşının kontrolü demümkün olmaktadır. Ekonomik sebeplerden ve çökeltim zorluklarından kaynaklı ikinci tankın yerine çamur yoğunlaştırıcılar da kullanılabilir (Öztürk, 2007).

Çamur çürütücü tasarımında hidrolik bekletme süresi, çamur yaşı, hacimsel yük, eşdeğer nüfus, gözlenen hacim azalması gibi parametrelerden faydalanılır. Burada hidrolik bekletme süresinin pik debilerde bile 10 günün altında kalmamasına dikkat edilmelidir. Çizelge 3.2’de tasarım kriterleri gösterilmiştir. (Öztürk, 2007).

Çizelge 3.2 : Çamur çürütücüler için tasarım kriterleri.

Parametre	Düşük Hızlı	Yüksek Hızlı
Çamur yaşı (gün)	30-60	15-20
Çamur yükü (kg UKM/m ³ -gün)	0,64-1,60	1,6-4,8
Ham Çamur (ilk çöktürme çamuru) (m ³ /N)	0,03-0,04	0,02-0,03
Ham + aktif çamur (m ³ /N)	0,06-0,08	0,02-0,04
Ham + damlatmalı filtre çamuru (m ³ /N)	0,08-0,14	0,02-0,04
Beslenen ham + aktif çamur (%KM)	2-4	4-6
Atılan çürümüş ham + aktif çamur (%KM)	4-6	4-6



4. YÜKSEK HIZLI AKTİF ÇAMUR SİSTEMLERİ

Konvensiyonel aktif çamur sistemleri kentsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmasında 100 yılı aşkın süredir kullanılmaktadır. Aktif çamur olarak bilinen heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmalar topluluğu havalandırılmış (anaerobik ve anoksik kısımlar da içerebilir) atıksuyun içinde bulunan organik karbonu ve besin maddelerini giderir. Bakteriler biyolojik olarak parçalanabilir organik karbonu ve besinleri substrat olarak (oksidasyon ve biyokütle oluşumu için) kullanırlar. Reaksiyonlar belirli hacimdeki tanklarda gerçekleştiğinden sisteme atıksu girdikçe aktif çamuru çökeltim tanklarına iletir. Burada çamurun genellikle yer çekimi etkisiyle çökmesi sağlanır ve arıtılmış atıksuyun (ek işlem gerekmiyorsa) deşarjı sağlanır. Reaktör içerisinde çamur konsantrasyonunu sabit tutmak için çamur geri devri yapılmalıdır (Winckel, 2014).

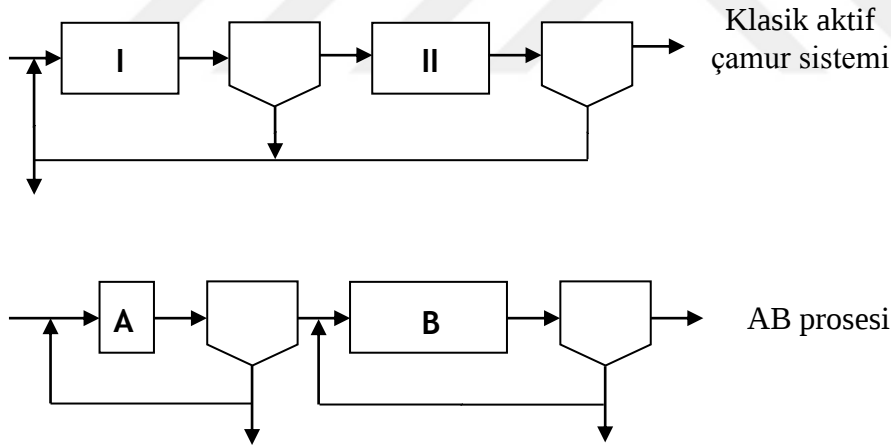
Konvensiyonel aktif çamur prosesi, atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmakla birlikte; tesislerin enerji açısından kendilerine yetmelerini sağlamak adına, uygulanan aktif çamur proseslerinin daha düşük oranda enerji tüketecek şekilde geliştirmesi gerekmektedir (Meerburg ve diğ., 2015). Yüksek hızlı aktif çamur prosesleri atıksulardan organik maddelerin etkili şekilde uzaklaştırılması ve enerji üreten proseslere yönlendirilmesi için uygun bir teknolojidir. (Jimenez ve diğ., 2015). Yüksek organik madde yüklemesi ile aerobik olarak işletilen sistemler yüksek hızlı aktif çamur sistemleri olarak ifade edilmektedir. Yüksek yüklemenin bir sonucu olarak organik maddelerin biyokütle üzerinde adsorbsiyon ile tutulması mümkün olmaktadır (Öztürk, 2007).

Buswell ve Long (1923) tarafından geliştirilen yüksek hızlı aktif çamur prosesi, atıksudan kimyasal oksijen ihtiyacını (KOİ) gidermek için göreceli olarak düşük hidrolik bekletme süresi, yüksek F/M oranı ve düşük çamur yaşı ile işletilir (Jimenez ve diğ., 2015) Farklı işletme parametre sahip aktif çamur sistemlerinin karşılaştırılması Çizelge 4.1’de görülmektedir (Thiel, 2002).

Çizelge 4.1 : Yükleme hızlarına göre aktif çamur sistemlerinin mukayesesi.

Yükleme Hızı	Çamur Yaşı (gün)	Hacimsel Yükleme (kg BOİ/m ³)	F/M (kg BOİ/kg AKM.gün)
Yüksek hızlı	1-3	1,6-16,0	0,5-1,5
Konvansiyonel	5-15	0,32-0,64	0,2-0,5
Düşük hızlı	20-30	0,16-0,40	0,05-0,15

Farklı işletme koşullarında çalışan iki aerobik prosesin birleşimi olan AB prosesi biyolojik arıtmada önemli bir yer tutmaktadır. İlk kademe yüksek organik yükleme ile işletilirken ikinci kademede ise organik yükleme düşük düzeydedir. İlk kademede yüksek yükleme ile adsorbsiyon (A) ve ikinci aşamada ise biyolojik oksidasyon (B) gerçekleştiği için söz konusu proses AB prosesi olarak tanımlanmaktadır. A aşaması tercihen 2 kg BOİ₅/kg AKM.gün'den daha yüksek organik yükler altında ve atıksu özelliği dikkate alınarak aerobik veya fakültatif şartlarda işletilmelidir (Bohnke, 1990). Ön çökeltim tankları olmaksızın tasarlanan iki aşamalı bir aktif çamur sistemi olan AB prosesinin ikinci kısmında (B-kademesi) oluşan fazla çamur A-kademesine aktarılmaz (Saleh ve diğ, 2014). Şekil 4.1'de, iki kademeli klasik aktif çamur sistemleri ile AB proseslerinin akım şemasını göstermektedir (Öztürk, 2007).



Şekil 4.1 : İki kademeli klasik aktif çamur sistemi ve AB prosesinin şematik gösterimi.

Klasik iki kademeli aktif çamur sistemlerinden farklı olarak ikinci kademeye (B-kademesi) giren BOİ₅ konsantrasyonu 150-200 mg/L civarında olmaktadır, bu değer klasik iki kademeli sistemlerde 40-80 mg/L arasındadır. AB prosesinin ikinci kademesine giren yüksek konsantrasyon nedeniyle bu kısım klasik iki kademeli aktif çamur sistemlerinin ikinci kademesinden daha büyük yapılmalıdır. AB prosesi ile klasik iki kademeli aktif çamur sistemlerinin işletme parametrelerinin karşılaştırılması Çizelge 4.2'de verilmiştir (Öztürk, 2007). Kanalizasyon

sistemlerinde yapılan araştırmalarda ham atıksuda ve hatta yıkanmış kanalizasyon sistemlerinin duvarlarında bile büyük bir bakteri varlığı gösterilmiştir.

Çizelge 4.2 : İki kademeli klasik aktif çamur sistemi ve AB proses işletme parametreleri

Parametre	Klasik Aktif Çamur		AB Prosesi	
	1. Kademe	2. Kademe	A-kademesi	B-kademesi
Organik yük (kg BOİ ₅ /kg AKM-gün)	0,4-1,5	0,1	>2	0,15
Hidrolik Bekletme Süresi (saat)	0,5-3	2-3	0,5-1	5-8
Hacimsel Yükleme kg/m ³ -gün		0,25		0,5
BOİ ₅ Giderme Verimi (%)	60-80		50-60	

Biyolojik arıtmanın temelini oluşturan bu mikroorganizma potansiyelinin ön çöktürme ile doğrudan uzaklaştırılması yerine A-kademesinde kullanılması çok daha etkili olmaktadır. Bu açıdan bakıldığında bir reaktör gibi çalışan kanalizasyon sistemini sayesinde A prosesindeki organizma topluluğu sürekli yenilenmekte ve biyokinetik bir sistem oluşmaktadır. A-kademesindeki aerobik bakterilerin hacimsel olarak %15'i kanalizasyon sisteminden gelmektedir. A prosesin kararlılığı içinde bulundurduğu mikroorganizmaların; yüksek çoğalma hızına, yüksek adaptasyon kapasitesine sahip olmasına, şok yüklemelere karşı adapte olmasına ve değişen çevre koşullarına dayanıklı olmasına bağlıdır (Öztürk, 2007).

A-kademesindeki mikroorganizmalar azot ve fosforu kendi bünyelerine alarak belirli seviyede besi maddesi giderimi yapmaktadır. Düşük çamur yaşı (3 gün) ile işletilen sistemlerde BOİ₅:N:P oranı 100:5:1 iken yüksek çamur yaşlarında (20 gün) bu oranın 200:5:1 mertebesinde olmaktadır. Bu durumda yüksek organik yüklü ve düşük çamur yaşı ile işletilen sistemlerin (örn. A-kademesi) bünyelerinde göreceli olarak daha fazla azot tutabildikleri görölmektedir (Öztürk, 2007).

AB prosesi sahip olduğu avantajlar sayesinde hızla yaygınlaşmaktadır. Sistemin enerji ihtiyacı %10-20 daha az olmasının yanında yüksek çamur üretimi çürütücülerden sağlanan enerji geri kazanımını artırmaktadır. Ayrıca AB prosesinin tek kademeli klasik aktif çamur sistemlerine göre; nitrifikasyon potansiyelin yüksek olması, proses kararlılığının daha iyi olması ve tamponlama kapasitesinin yüksek olması ve endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılabilmesi gibi avantajları bulunmaktadır. A-kademesi ise; düşük çamur hacim indeksi (ÇHİ) (40-80 ml/g), yüksek çamur katı madde miktarı (% 5-6), çürütücüde üretilen biyogaz miktarının

fazlalığı (%15-20) ve personel ihtiyacındaki azalma ile ön plana çıkmaktadır (Öztürk, 2007).

4.1 A-kademesi Çamuru

Yüksek hızlı işletilen A-kademesinde (örn., <1 gün çamur yaşı, ~ 30 dakika HBS, <1 mg O₂/L ÇO) girişteki partiküler, kolloidal ve çözünmüş KOİ fazla çamur ile sistemden uzaklaştırılırken, düşük enerji gereksinimi ve (karbon) ayak izine sahiptir. A-kademesinden oluşan fazla çamur doğrudan anaerobik çürütme veya yakma gibi bir enerji geri kazanım prosesine yönlendirilebilir. Rotterdam'daki (Hollanda) bir AAT'de A-kademesi çamurunun anaerobik çürütücüde çürütülmesi ile 0,5 kg CH₄/kg KOİ_{giderilen} metan verimi elde edilmiştir. A-kademesinde biyokütle dönüşüm oranının en üst düzeye çıkarılması sayesinde atıksu bünyesindeki azot ve fosforun biyokütle bünyesine alınması yolu ile giderimini de artmaktadır. A-kademesinde üretilen fazla çamur, klasik ikincil arıtım çamuruna kıyasla daha iyi çürüme özelliklerine sahiptir. Bu durumun bir sonucu olarak, klasik nütrient giderim proseslerinin ön çökeltim çamurundan genel olarak daha düşük çamur üretimi ile gerçekleşmektedir (Jimenez ve diğ, 2015). Farklı kaynaklara ait çamurların mezofilik ve termofilik koşullarda çürütülmesi sonucu KOİ giderim verimlerinin kıyaslanmasına ait Çizelge 4.3'de verilmiştir (Vrieze ve diğ, 2016).

Çizelge 4.3 : Kaynaklarına göre çamur tiplerinin KOİ giderim verimleri

Çamur Kaynağı	Mezofilik	Termofilik
Ön çökeltim çamuru	%42-73	%80-90
İkincil çamur (aktif çamur)	%21-36	%35-46
A-kademesi çamuru	%51-77	%85-90

Sisteme giren organik karbon, üretilen fazla çamur vasıtasıyla anaerobik çürütücülere gönderilir. Bu çamur yüksek biyobozunur organik madde içeriği sayesinde sistemin bütününe ait enerji dengesinde fayda sağlamaktadır (Vrieze ve diğ, 2016).

A-kademesi çamuru ile B-kademesi çamuru karşılaştırıldığında A-kademesi çamurunun biyobozunurluğunun % 47 daha fazla olduğu görülmüştür. A-kademesi çamurunda KOİ'nin % 53'ü biyogaza dönüşürken bu oran B-kademesi için % 42'dir. Ayrıca oluşan biyogazın metan içerikleri A ve B kademeleri için sırasıyla % 64 ve % 54'tür. Yüksek çözünmüş organik madde içeren A-kademesi çamurunun kalorifik değeri daha yüksektir. A-kademesi konvansiyonel bir aktif çamur sistemi ile

karşılaştırıldığında oluşann çamurun karbon içeriği ve biyolojik ayrışabilirliğinin daha yüksek olduğu görülmektedir. AB prosesi sayesinde arıtılan atıksudaki karbon kısa sürde biyokütle üzerine adsorbe olup enerji geri kazanımı amacıyla anaerobik çürütücülere gönderilebilmektedir (Trzcinski ve diğ, 2016).

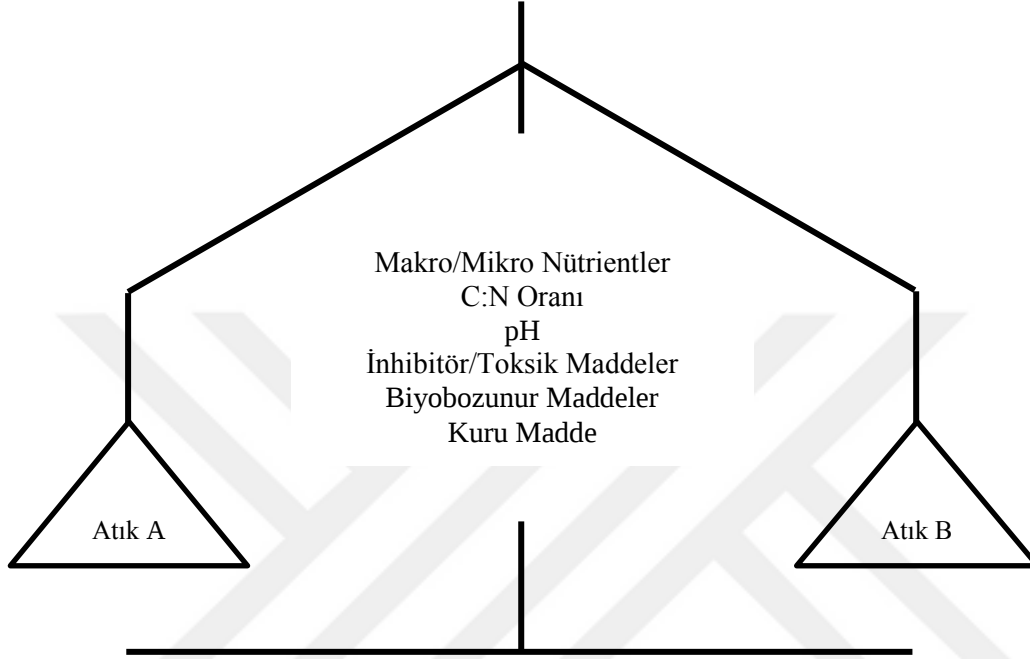
4.2 A-kademesi Çamuru ve Katı Atıklar

Biyolojik olarak bozunabilen katı atıkların düzenli depolama tesislerine gönderilmesi oldukça verimsiz bir yöntemdir. Bu tür atıkların kaynağında ayrı toplanarak değerlendirilmesi gerekmektedir. Ayrı toplanan organik katı atıkların kompost ya da havasız arıtımı yöntemleri ile geri kazanılması mümkündür. Bunlara ek olarak organik atıkların sıvı fazda kentsel atıksu arıtma tesislerine iletilmesi diğer bir yönetim seçeneğidir. Kaynağında ayrılmış mutfak atıkları AAT'lerde arıtma çamurları ile birlikte anaerobik çürütücülerde birlikte arıtılabilir. Birlikte arıtım uygulaması olarak da ifade edilen bu yöntemin uygulanması için belli ölçüde seyreltme yapılmalı ve atıkların tankerlerle tesislere taşınması gerekmektedir (Tendaj, 2008).

Birlikte arıtım kavramı temelde organik atıkların biyogaza dönüşüm verimini yükseltmektir. Oluşan biyogaz miktarını artırarak kurulu tesislerin ekonomik (enerji geri kazanımı) açısından optimizasyonunu sağlamaktadır. Bu yöntem farklı özelliklerdeki atık türlerinin havasız arıtım uygulamalarında sahip oldukları dezavantajlı yönlerini (makro ve mikro besin maddeleri, C/N oranı, pH, inhibitörler, toksik maddeler, biyobozunur organik maddeler, kuru madde vb) diğer bir atık türüyle dengelemeleri esasına dayanmaktadır (Öztürk, 2007). Şekil 4.2'de farklı atık türleri ve dengeleme unsurlarının şematik gösterimi verilmiştir.

Evsel organik katı atıkları arıtma çamurları ile birlikte arıtmak için mevcut yatırımları (AAT'lerde bulunan anaerobik çürütücüleri) kullanmak ilk yatırım maliyetleri açısından ekonomik bir çözüm olarak ortaya çıkmaktadır. Bu sayede arıtma çamurlarında eksik olan makro ve mikro besin miktarı artırılırken, evsel organik katı atığın yüksek katı madde içeriği düşürülmektedir ve sadece çamur çürüten düşük katı madde ve organik yüklerle çalıştırılan tesislerden daha yüksek biyogaz verimi elde edilebilir (Öztürk, 2007).

Buna rağmen, mutfak atıklarının yüksek verimlerle kaynağında ayrı toplaması ve akabinde çürütücülere nakledilmesi oldukça yüksek bir işletme maliyeti getirmektedir. Oluşan yüksek maliyetlere rağmen organik atıkların ne derece verimli toplanacağı ve diğer atıklara bulaşıp bulaşmadığı da belirsizdir (Kegebein ve diğ, 2001).



Şekil 4.2 : Farklı atık türlerinin birlikte arıtım yöntemine göre dengelenmesi

4.3 Organik Atıkların Sisteme Dahil Edilmesi

Mutfak atıkları organik katı atıkların önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Bu atıkların kaynağında ayrı toplanması amacıyla 1980’li yıllardan beri çeşitli ülkelerde mutfak öğütücüleri kullanılmaktadır (Yang ve diğ, 2010). Bu öğütücüler lavabo sistemleri ile bütünleşik şekilde çalışarak organik katı atıkları su ile öğütüp kanalizasyon sistemine iletir (Thomas, 2011).

Mutfak öğütücüleri kullanımı AAT’lerde ve kanalizasyon sisteminde bir miktar yük artışına neden olmaktadır. Özellikle BOİ, KOİ ve TKM parametrelerinde artış olmaktadır. Ancak sisteme giren yükün artmasına rağmen deşarj değerlerinde dikkate değer bir artış görülmemiştir. Bunun sebepleri şu şekilde açıklanabilir; kanalizasyon sisteminde var olan mikroorganizmaların henüz AAT’ye gelmeden bir miktar organik maddeyi gidermesi ve daha önemlisi ön çökeltim ünitelerinde bu aşırı yükün çamur yoluyla sistemden uzaklaştırılmasıdır. Bu sayede atıksu biyolojik arıtım

ünitelerine girmeden öğütücü kullanılmayan durumdaki giriş değerlerine yakın hale gelmektedir (Evans ve diğ, 2010).

Mutfak öğütücüleri kullanımının bir sonucu olarak sisteme giren UKM'nin artması sayesinde AAT'lerde bulunan anaerobik çürütücülerden elde edilen biyogaz miktarı artmaktadır. (Roberts ve Davies, 2012; Lundie ve Peters, 2005). İsveç'te nüfusun %50'sinin mutfak öğütücü kullanmaya başladığı bir bölgede, öğütücü kullanımının olmadığı döneme göre mezofilik çürütücülerden elde edilen gaz miktarının arttığı görülmüştür (Evans ve diğ, 2010). Mutfak öğütücüleri kullanımının nüfusun %90'ına karşılık geldiği bir yerleşim yerinde anaerobik çürütücülerden elde edilen biyogaz miktarının iki katına kadar çıktığı gözlemlenmiştir (Roberts ve Davies, 2012). Standart güçte bir öğütücünün elektrik tüketimi yılda 3 kWh/hane/yıl iken anaerobik çürütücüden yaklaşık 33 kWh/hane/yıl elektrik geri kazanılmaktadır (Evans, 2007). Çizelge 4.4'de nüfusun öğütücü kullanım oranlarına göre biyogaz üretimindeki artış gösterilmiştir.

Çizelge 4.4 : Nüfusun farklı oranlarda öğütücü kullanımı için biyogaz üretim değerlerindeki artış (de Koning, 2004).

Nüfusun Öğütücü kullanım oranı (%)	Biyogaz üretimindeki artış (%)
1	1,8
5	8,9
10	18

Kentsel atıksuların mutfak atıkları gibi biyobozunurluğu yüksek bir atık türüyle birlikte arıtımı sürdürülebilirlik açısından önemlidir. A-kademesinde oluşacak fazla çamur yenilenebilir enerji üretimi için önemli bir potansiyele sahiptir. (Sancar, 2017).



5. MATERYAL METOD

5.1 Tesis tanıtımı

Yapılan çalışma kapsamında İSKİ Baltalimanı Atıksu (ön) Arıtma Tesisi arazisinde bir pilot tesis kurulmuştur. Toplanan atıksu ızgaralardan ve kum tutucudan geçirildikten sonra deşarj hattı üzerinden ayrı bir hat ile pilot tesise gönderilir. Kurulan pilot tesis yüksek hızlı aktif çamur sistemi (havalandırma ve çökeltim tankları), organik atık öğütücü ve hamurlaştırıcı, anaerobik çamur çürütücü ünitesi ve ileri arıtım uygulanmak üzere kurulmuş olan membran arıtım ünitesinden oluşmaktadır. Yeşil renkli iki ayrı kontener içerisinde kurulu olan pilot tesisin görünümü Şekil 5.1’de verilmiştir.



Şekil 5.1 : Pilot tesis genel görünümü.

Soldaki konteynerda tabanında blowera bağlı difüzörler bulunan havalandırma havuzu atık öğütücü ve hamurlaştırıcı ve sıyrıcı ile çökeltim tankı bulunur. Sağdaki konteynerda ise çökeltim tankından alınan çamurun iletildiği anaerobik çürütücü, asit ve kostik tankları ve yine aynı üniteden savaklanan üst fazın toplandığı membran arıtım ünitesi bulunmaktadır. Ayrıca bu kısımda tesisin kontrol edildiği SCADA programının yüklü olduğu bir bilgisayar, regülatör ve ilgili birimlerin elektrik panosu da bulunmaktadır. Şekil 5.2’de ünite hacimleri, borulama, ekipmanların yerleşimi ve numune alma noktasının görülebildiği pilot tesise ait P&I diyagramı verilmiştir.

Atıksu, ara depolama tankı içinde bulunan dalgıç pompa ile ilk ünite olan biyolojik reaktöre alınır. Reaktöre gelen hat üzerinde bir adet debimetre bulunmaktadır. Biyolojik reaktörde bir adet blower ve havuz tabanında difüzörler bulunmaktadır. Reaktörde; sıcaklık, pH ve çözülmüş oksijen konsantrasyonunun ölçümü için yerleştirilen probalar bulunmaktadır.

Biyolojik reaktörden cazibe ile son çökeltme tankına iletilen atıksu bir giriş yapısından tanka alınmaktadır. Tank tabanında biriken çamurun toplanması amacıyla düşük devirli motor (2,4 rpm) ve buna bağlı bir sıyırıcı bulunmaktadır. Ayrıca son yapılan revizyon ile çökeltme tankı çıkışındaki savakların önüne lameller yerleştirilmiştir. Çökelen çamur aynı noktadan iki ayrı hat ve iki ayrı çamur pompası vasıtasıyla; anaerobik çürütücüye iletilmekte ve biyolojik reaktöre geri devrettirilmektedir. Bu iki hat üzerinde debimetreler bulunmaktadır.

Bu kısımda atık öğütücü, temiz su hattı, hamurlaştırıcı tank ve tanktaki atık karışımını biyolojik reaktöre iletecek besleme pompası yer almaktadır. Alınan organik atıklar (İTÜ yemekhanesinden gelen mutfak atıkları) bu ünite ile atıksu akımına karışacak hale getirilip sisteme beslenmektedir. Şekil 5.3'de organik atık besleme ünitesine ait görünüme yer verilmiştir.



(a)

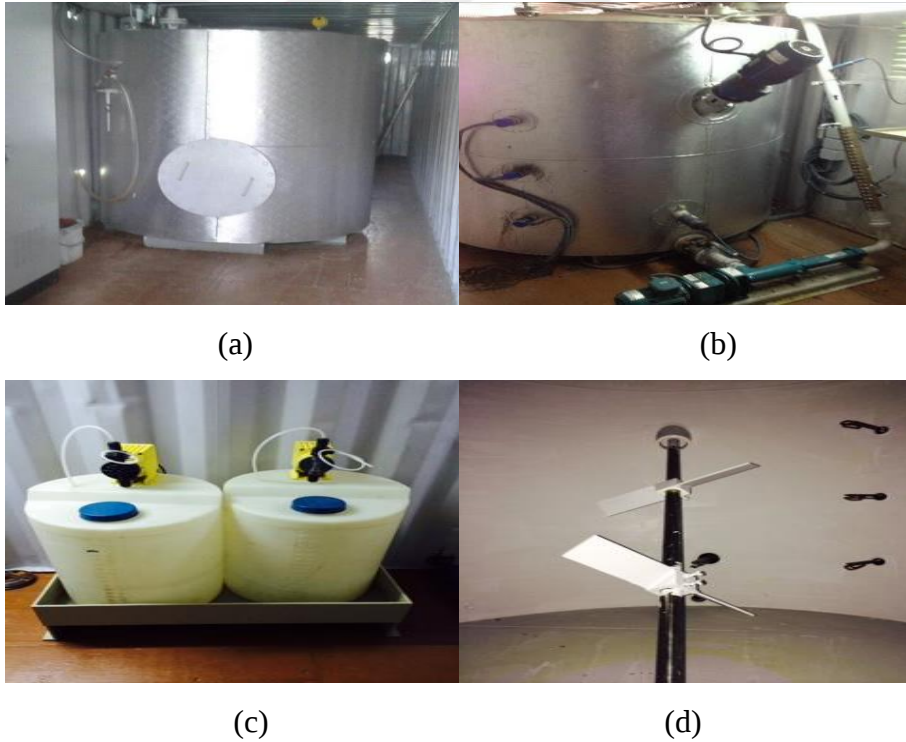


(b)

(c)

Şekil 5.3 : (a) Atık öğütücü ve hamurlaştırıcı, (b) hamurlaştırıcı üstte görünüm, (c) organik katı atıkların karıştırılması.

Çökeltme takından alınan fazla çamur, çamur pompası ile anaerobik çürütücüye verilmektedir. Anaerobik çürütücü içinde bir adet sirkülasyon pompası, bir adet paletli karıştırıcı bulunmaktadır. Reaktör başlarda 4 adet rezistans ısıtıcı ile ısıtmaya çalıştırılmış ancak içeriden yapılan ısıtma işleminin neden olduğu elektrik kaynaklı aksaklıklar nedeniyle bundan vazgeçilmiştir. Sonrasında karışım sağlamak amacıyla reaktöre bağlı olan sirkülasyon hattı üzerine 20 adet ceket tipi ısıtıcı yerleştirilerek ısıtma yapılmıştır. Ayrıca sistemde biyogaz debimetresi, basınç ayar vanası, sıcaklık ölçer ve pH metre bulunmaktadır. Bunlara ek olarak anaerobik çürütücüden gerçekleşecek muhtemel metan ve hidrojen-sülfür kaçaklarında önlem olarak bunlar ile ilgili dedektörler bulunmaktadır. Anaerobik çürütücü ile birlikte bu kısımda asit ve kostik tankları bulunmaktadır. Yüksek verim elde edilmesi amacıyla aynı zamanda İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü Katı Atık Laboratuvarı'nda kurulan bir reaktörde çamur çürütülmeye başlanmıştır. Şekil 5.4'de asit ve kostik tankları ile anaerobik çürütücünün iki farklı açıdan görünümüne yer verilmektedir.



Şekil 5.4 : (a) Anaerobik çürütücü (ön), (b) anaerobik çürütücü (arka), (c) asit ve kostik tankları, (d) anaerobik çürütücü (iç).

Tesise ait tüm ünite ve ekipmanların görsel olarak yer aldığı SCADA (Merkezi Denetleme Kontrol ve Veri Toplama) sistemi sayesinde tesisin istenen işletme koşullarında çalıştırılması ve kontrolü kolaylıkla sağlanabilmektedir. Ayrıca SCADA sistemi ile tesisteki çeşitli ünitelere ait debi, sıcaklık, pH, oksijen seviyesi gibi

parametreler anlık olarak izlenmekte ve işletme verileri toplanmaktadır. Sisteme internet ile uzaktan erişim de mümkündür, bu durum tesise yapılması gerekli acil müdahaleleri kolaylaştırmaktadır.

5.2 Laboratuvar Ölçekli Anaerobik Çürütücü

Pilot tesisteki anaerobik çürütücüden istenen verim alınamadığından çamur çürütmek için laboratuvar ortamında çalışmalara devam edilmiştir. Bu kapsamda havasız çürütme prosesinin daha yüksek verimli gerçekleştirilmesini sağlamak üzere Electrolab marka, FerMac 320 model biyoreaktör fermentörü devreye alınmıştır. Reaktör doğrudan bir motora bağlı olan karıştırıcı yardımıyla karıştırılırken, ısıtma işlemi için hem dıştan reaktörün çevresine sarılı ceket tipi rezistanslı ısıtıcı hem de reaktör içerisinde kapalı sistemde devrettirilen sıcak su ile sağlanmaktadır. Ayrıca anlık pH, sıcaklık, Redoks parametreleri problarla ölçülürken, oluşan biyogaza ait % O₂ ve % CO₂ değerlerini de bilgi ekranından görebilmek mümkündür. Reaktöre ait görünüm Şekil 5.5’de verilmiştir.



(a)

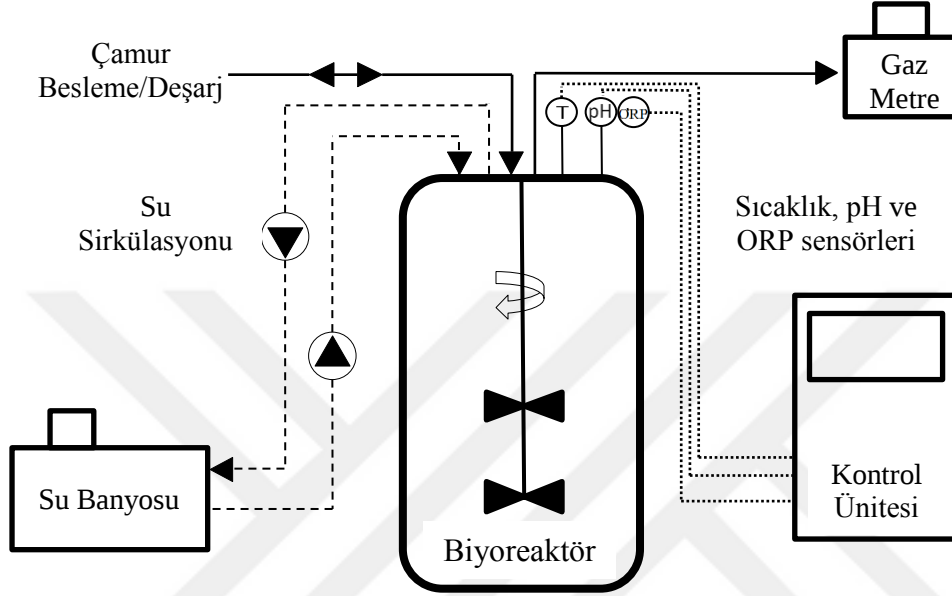


(b)

(c)

Şekil 5.5 : (a) Biyoreaktör fermentör, (b) gaz meter, (c) gaz poşeti

Mezofilik işletilen sistemde beslenen çamurun havasız çürütmesi prosesi sonucu oluşan biyogaz gaz hattı üzerinde bulunan gazmetre (Ritter) ile ölçülmektedir. Çamur atma ve besleme sırasında sistemdeki gaz basıncının bozulmaması için gaz hattı üzerinde kilitli bir gaz poşeti ile dengeleme yapılmaktadır. Sisteme ait akım şeması Şekil 5.6’da verilmiştir.



Şekil 5.6 : Biyoreaktöre ait şematik gösterim.

5.3 İşletme Koşulları ve Devreye Alma Aşaması

İşletmeye başlarken 6 L aşı çamuru eklenen reaktöre; 50 mL ile başlanıp, 300 mL’ye varıncaya kadar günlük 50 mL artırılarak çamur beslenmiştir. Bu aklimasyon sürecinin ardından reaktör nihai durumda, günlük 300 mL çamur beslenerek 20 gün çamur yaşıyla işletilmektedir. Ayrıca reaktör mezofilik şartlarda (37 °C) işletilmektedir. Alınan aşı çamuruna ait yapılan karakterizasyonun sonuçları çizelge 5.1’de verilmiştir.

Çizelge 5.1 : Aşı çamuru karakterizasyonu.

Parametre	Değer	Birim
pH	7,2	-
Toplam KOİ	31060 ± 651	mg/L
Çözülmüş KOİ (çKOİ)	766 ± 1	mg/L
Toplam Katı Madde (TKM)	37200 ± 283	mg/L
Uçucu Katı Madde (UKM)	18000 ± 283	mg/L

Buna ek olarak aşı çamurunun uçucu yağ asidi miktarlarını belirlenmiştir. Aşı çamuruna ait uçucu yağ asidi miktarları çizelge 5.2’de verilmiştir.

Çizelge 5.2 : Aşı çamuru UYA analiz sonuçları.

Uçucu Yağ Asidi	Değer	Birim
Asetik Asit	55,5	mg/L
Formik Asit	7,3	mg/L
Heptanoik Asit	7,6	mg/L
Toplam	80	mg/L

İşletme dönemi boyunca yapılacak analizler ve sıklıkları Çizelge 5.3’de verilmiştir.

Çizelge 5.3 : Analiz sıklıkları.

Analiz	Tekrar
pH	5/hafta
Toplam KOİ	3/hafta
Çözünmüş KOİ (çKOİ)	3/hafta
Toplam Katı Madde (TKM)	3/hafta
Uçucu Katı Madde (UKM)	3/hafta
Uçucu Yağ Asidi (UYA)	1/hafta
CH ₄ – CO ₂	1/hafta
Partikül Boyut Dağılımı (PSD)	1/hafta
Zeta Potansiyeli	1/hafta

Her iki işletme döneminde 2 adet farklı çamur sisteme beslenmiştir. Çizelge 5.4’de bu çamurlara ait karakterizasyon verilmiştir.

Çizelge 5.4 : Reaktöre beslenen çamurların karakterizasyonu.

Parametre	1. Dönem (Atıksu)		2. Dönem (Atıksu + Organik Atık)	
	İlk Çamur	İkinci Çamur	İlk Çamur	İkinci Çamur
pH	6,64	7,10	6,89	6,15
Toplam KOİ (mg/L)	58000 ± 1414	50000 ± 1556	56600 ± 3394	54200 ± 1980
Çözünmüş KOİ (çKOİ) (mg/L)	3434 ± 221	2704 ± 294	1344 ± 27	5278 ± 286
TKM (mg/L)	71400 ± 1980	59400 ± 2263	58800 ± 990	48600 ± 1414
UKM (mg/L)	28800 ± 1131	27000 ± 283	29800 ± 566	28600 ± 849

5.4 Analiz Metodları

pH analizi Thermo Scientific Orion 720Aplus pH ölçüm cihazı ile gerçekleştirilmektedir.

KOİ parametresi Standart Metotlara (APHA, 2005) göre ölçülmektedir. Çözünmüş KOİ ölçümü için ise 0,45 µm’lik şırınga filtreden geçirilen numune kullanılmaktadır. Bu parametre ölçümünde ısıtma amacı ile (Hach Lange LT 200) termoreaktör

kullanılmaktadır. KOİ ölçümü ise (Hach Lange DR 3900) spektrofotometrede yapılmaktadır.

Amonyum azotu (NH₄-N) parametresi Standart Metotlara (APHA, 2005) göre ölçülmektedir. Amonyum azotu ölçümü için 0,45 µm'lik şırınga filtreden geçirilen numune kullanılmaktadır. Amonyum azotu ölçümü (Hach Lange DR 3900) spektrofotometrede yapılmaktadır.

Toplam katı madde (TKM) parametresi Standart Metotlara (APHA, 2005) göre ölçülmektedir. Sabit tartımdaki porselen krozeye alınan numune 105 °C'lik etüvde kurutulduktan sonra desikatörde sabit tartıma getirilmektedir. Bunun ardından kroze hassas terazide tartılarak sonuç elde edilmektedir.

Toplam uçucu katı madde (TUKM) parametresi Standart Metotlara (APHA, 2005) göre ölçülmektedir. Katı madde ölçümü yapılan krozedeki numune 550 °C'lik fırında yakıldıktan sonra desikatörde sabit tartıma getirilmektedir. Bunun ardından korze hassas terazide tartılarak sonuç elde edilmektedir.

Partikül Boyutu Dağılımı (PSD) Analizi Malvern MasterSizer S2000 partikül boyut dağılımı ölçüm cihazı ile gerçekleştirilmektedir.

Zeta potansiyeli analizi Malvern ZetaSizer Nano Z zeta potansiyel ölçüm cihazı ile gerçekleştirilmektedir.

Uçucu yağ asidi (UYA) analizi %2'lik fosforik asit çözeltisi kullanılarak Gaz Kromatografisi yöntemi ile Shimadzu GC-FID dedektör cihazı kullanılarak gerçekleştirilmektedir.

Biyogaz bileşimi Metan yüzdesi (% CH₄) belirlenirken ORSAT aparatı kullanılır. 1 N NaOH çözeltisi içinden geçirilen biyogazın içerdiği CO₂'nin absorbe olması ile metan içeriği belirlenir.

Biyometan potansiyeli tesit (BMP) organik atığın istenilen koşullarda biyogaz potansiyelinin belirlenmesi için sızdırmaz kapaklı cam serum şişeleri kullanılır.

6. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI

Pilot ölçekli yüksek hızlı aktif çamur sisteminine sadece fiziksel arıtmadan geçirilmiş atıksu ile atıksu ve organik katı atık ile işletilmesi neticesinde oluşan fazla çamurun 90 günlük iki ayrı işletme dönemi boyunca çürütülmesi neticesinde elde edilen sonuçlar bu bölümde verilmiştir. Anaerobik çürütücü devreye alınmadan önce bir ön çalışma olarak farklı oranlarda karıştırılmış fazla çamur ve organik atık karışımlarının biyometan potansiyelleri ölçülmüştür. İşletme dönemi boyunca oksidasyon redüksiyon potansiyeli, sıcaklık gibi sistemin işletme koşulları takip edilmiştir. Ayrıca sistemin performansını takip etmek amacıyla TKM, UKM, KOİ, çKOİ konsantrasyonları ve giderim verimleri; organik yükleme hızı, biyogazın metan bileşimi, metan verimi ve metana dönüşen KOİ miktarı ölçüm ve hesaplarla gösterilmiştir.

Biyometan Potansiyeli Testi (BMP) Sonuçları

Atıksu arıtımından elde edilen fazla çamur ile organik katı atıkların birlikte çürütülmeleri halinde elde edilebilecek metan verimini tespit edebilmek amacıyla BMP deneyi yapılmıştır. Çizelge 6.1’de organik atık ve fazla çamurun % karışım oranları gösterilmiştir.

Çizelge 6.1 : Fazla çamur ve organik katı atık karışım %’leri.

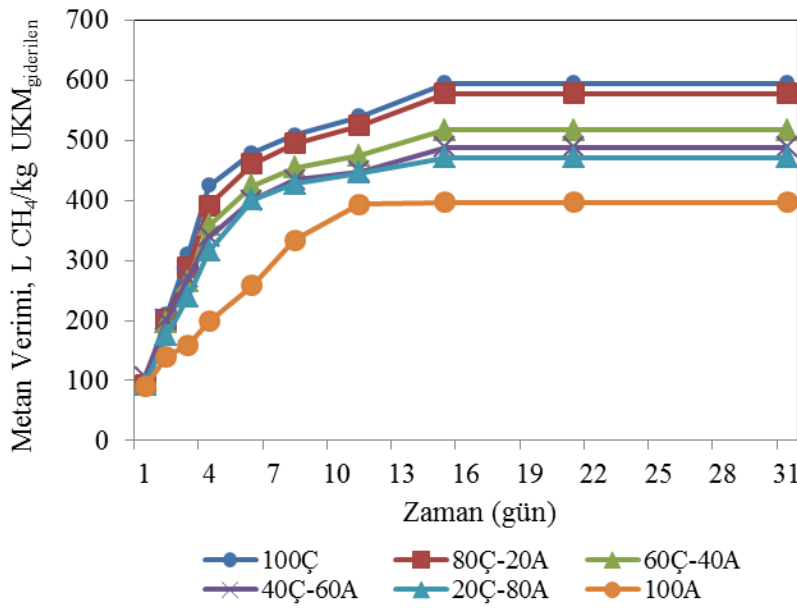
Fazla Çamur	Organik Atık
% 100	% 0
% 80	% 20
% 60	% 40
% 40	% 60
% 20	% 80
% 0	% 100

BMP testi sonucunda serum şişelerinde gerçekleşen UKM giderimleri Çizelge 6.2’de verilmiştir. BMP testi sonucunda en fazla (% 49) UKM giderimi % 100 atık bulunan şişede gerçekleşmiştir. Atık miktarının azalmasına bağlı olarak UKM giderimi azalmış ve en düşük (% 34) UKM giderimi % 100 çamur bulunan şişede gerçekleşmiştir.

Çizelge 6.2 : Serum şişelerinde gerçekleşen UKM giderimleri.

Serum Şişesi	UKM Giderimi (%)
% 100 Çamur	34
% 80 Çamur – % 20 Atık	37
% 60 Çamur – % 40 Atık	42
% 40 Çamur – % 60 Atık	44
% 20 Çamur – % 80 Atık	46
% 100 Atık	49

Şekil 6.1’de atık ve açmurun farklı oranlarda karıştırılması ve bu karışımların biyometan pontansiyellerinin karşılaştırılması yapılmıştır.

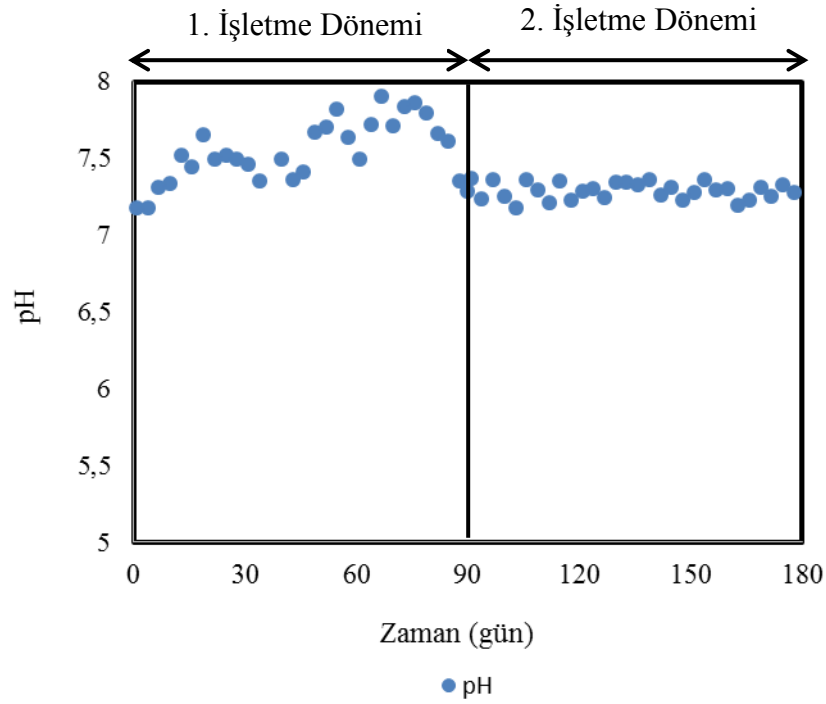


Şekil 6.1 : BMP testi sonrası elde edilen metan verimleri.

Şekil 6.1’e göre en düşük metan verimi %100 organik atık içeren şişede 396 L CH₄/kg UKM_{giderilen} gerçekleşirken en yüksek metan verimi 595 L CH₄/kg UKM_{giderilen} ile %100 çamur içeren şişede gerçekleşmiştir. Ayrıca gaz oluşum hızları ile ilgili olarak % 100 organik atık içeren durumda diğer durumlardan daha erken gaz oluşumunun tamamlandığı görülmektedir. Organik atığın metan verimi daha düşük olmasına rağmen metana dönüşüm hızının yüksek olması içeriğindeki organik maddenin yapısal olarak daha hızlı bozunduğunu göstermektedir. Akademiklerinden elde edilen çamurun metan veriminin yüksekliği dikkat çekmektedir.

pH Ölçüm Sonuçları

Anaerobik arıtım uygulamalarının en önemli işletme parametrelerinden olan pH ölçüm sonuçları Şekil 6.2’de verilmiştir.

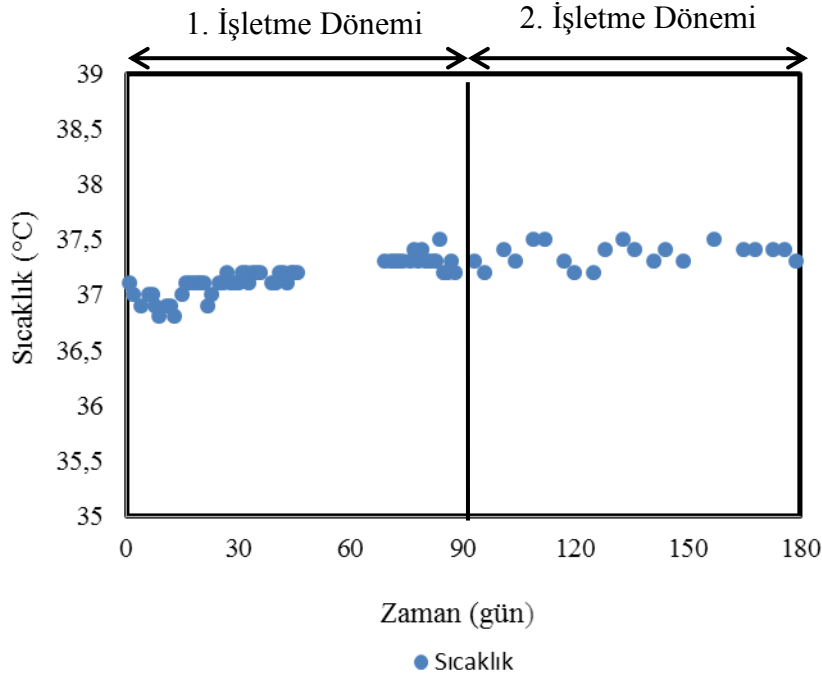


Şekil 6.2 : Reaktöre ait pH değerlerinin zamana göre değişimi.

Atık ilavesi olmayan ilk dönemde pH 7,2 ile 7,9 arasında ölçülmüştür. Özellikle ilk işletme dönemimin sonlarında başlangıç dönemine göre daha yüksek değerler görülmüştür. Belirtilen dönemde sisteme beslenen çamurun değiştirilmesi bu duruma neden olmuş olabilir. İkinci aşamada katı atıklarla birlikte arıtılan atıksudan elde edilen çamurla işletilen dönemde ise pH 7,2 ile 7,4 ölçülmüştür. Sistem daha kararlı bir dönem geçirmiştir. Çamur çürütücülerde optimum pH aralığı 6,7 – 7,4 aralığındadır (Öztürk, 2007). Son dönemde bu aralıkta kalındığı görülmüştür.

Sıcaklık ve Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli Ölçüm Sonuçları

İşletilen reaktörde kontrol ünitesi üzerinden ayaralanan sıcaklık değeri sistem tarafından kontrol edilerek ısıtıcıların çalışma aralığı ayarlanmaktadır. Şekil 6.3’de anaerobik çürütücüye ait sıcaklık değerleri verilmiştir. Sistem mezofilik olarak işletilmek istediğinden 37 °C’ye ayarlanmıştır. Buna rağmen dış ortam sıcaklığından az da olsa etkilendiği görülmektedir. İşletme döneminin başlangıcında 36,8 – 37,2 °C aralığında değerler görülürken son dönemlerde mevsimsel nedenlerle artan sıcaklık etkisiye kaydedilen değerler 37,2 – 37,5 °C aralığında olmuştur. Anaerobik sistemlerde 0,6 ° C/gün’den daha fazla değişim olması istenmez (Appels ve diğ., 2008). Birbirini takip eden günlerde 0,1 °C’den daha fazla değişim olmadığı görülmüştür.

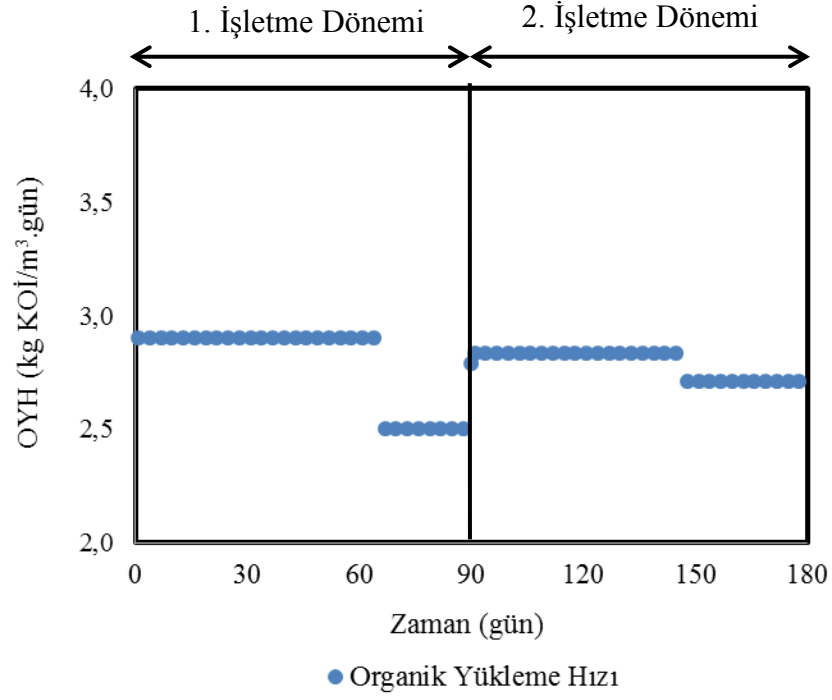


Şekil 6.3 : Reaktöre ait sıcaklık değerlerinin zamana göre değişimi.

Bir diğer önemli işletme parametresi olan Oksidasyon Redüksiyon (Redoks) Potansiyeli değeri -430 ile -480 mV değeri arasında değişmiştir. Ortalama redoks potansiyeli -456 mV olarak hesaplanmıştır. Anaerobik çürütme işlemi sırasında yaklaşık - 485 mV uygun kabul edilmiştir (Nghiem ve diğ, 2014). Anaerobik prosesin gerçekleştiği reaktörlerde optimum değer aralığı -400 ile -500 mV aralığında olup alt sınıra ne kadar yakın olursa o derece uygun olabilir.. Değerler karşılaştırıldığında ölçülen değerlerin uygun olduğu görülmektedir.

Organik Yükleme Hızı

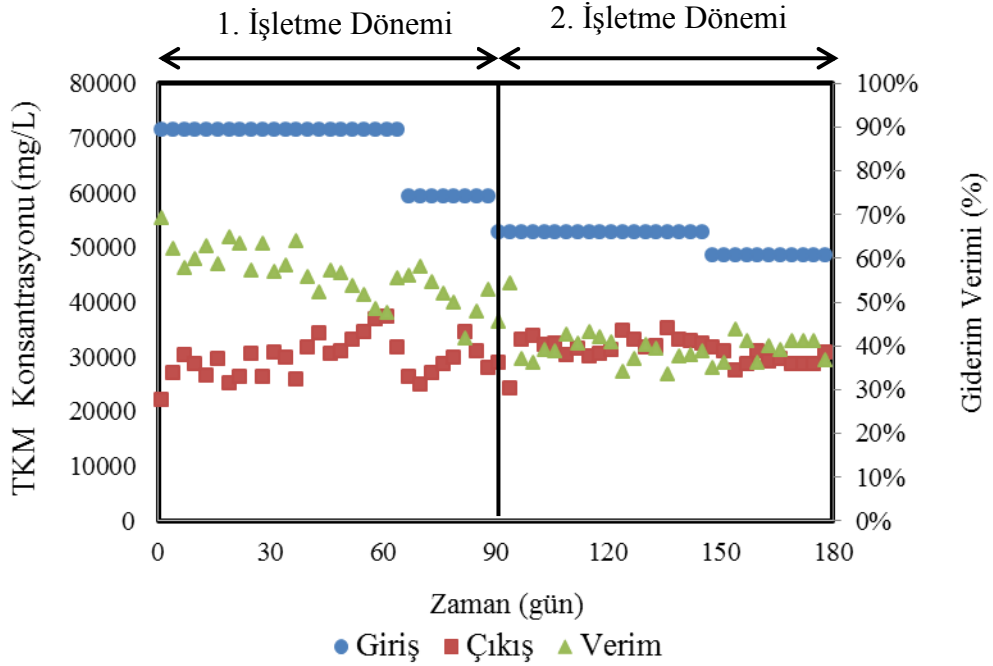
sadece fiziksel arıtmadan geçirilmiş atıksu ile atıksu ve organik katı atık ile işletilmesi neticesinde oluşan fazla çamur kullanılmıştır. Şekil 6.4’de sisteme beslenen çamurlarının organik yükleme hızları verilmiştir. Buna göre sistemin organik yükleme hızı 2,5 – 2,9 kg KOİ/m³.gün arasında değişmektedir. Yüksek hızlı çamur çürütücüler 2,4 – 7,2 kg KOİ/m³.gün değerleri ile işletilmektedir. Buna göre sistemin organik yükleme hızı uygun olmakla birlikte daha yüksek oranda yükleme yapılabilir.



Şekil 6.4 : Reaktöre ait organik yükleme hızlarının zamana göre değişimi.

Toplam Katı Madde Ölçüm Sonuçları

Şekil 6.5’de sistemin TKM giriş çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri verilmiştir.

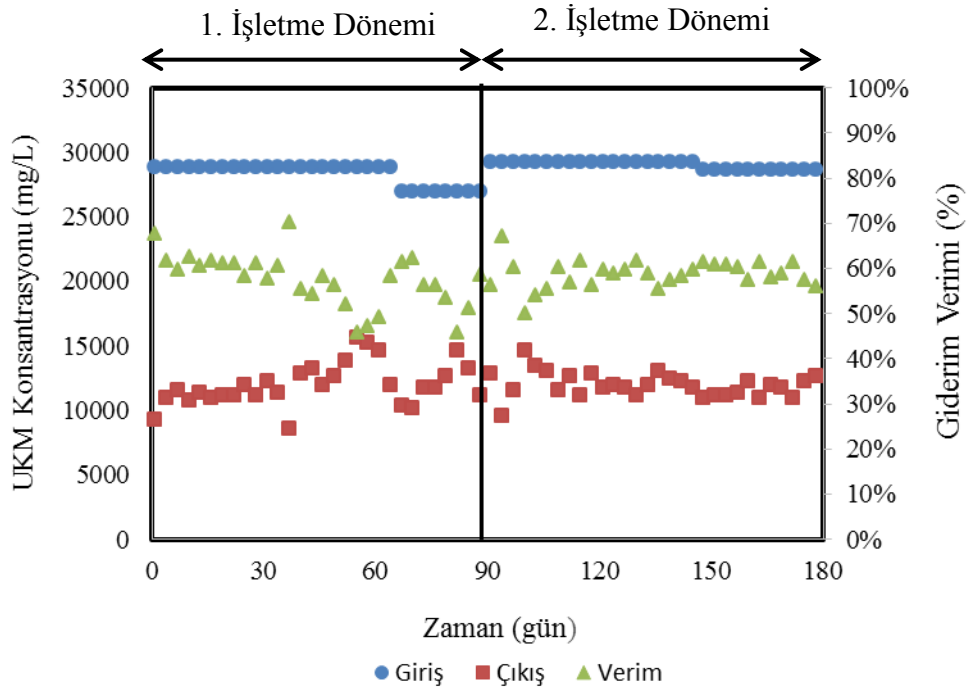


Şekil 6.5 : TKM konsantrasyonu ile giderim veriminin zamana göre değişimi.

Birinci durumda yalnız atıksu arıtımı sonucunda oluşan fazla çamurun çürütülmesi sırasında % 40 – 70 arasında TKM giderimi görülmektedir. Ortalama TKM giderim verimi ise % 56 olmuştur. İlk günlerde yüksek giderim verimi gerçekleşirken bu oranın zamanla azaldığı görülmektedir. Başlangıçta 20000 mg/L civarındaki reaktör içi TKM konsantrasyonunu zamanla 30000 mg/L civarına yükselmesine sisteme verilen çamurun yüksek TKM konsantrasyonu ve fazla çamurun içiresindeki inert madde birikiminin neden olduğu düşünülmektedir. İkinci aşamada organik atıkların atıksu arıtma tesisine beslenmesinden sonra alınan çamurun anaerobik çürütücüye verilmeye başlamasından sonra reaktör içerisindeki TKM konsantrasyonu sabit kalmıştır. Ancak mevcut durumda yüksek olan reaktör içi TKM konsantrasyonu ile beslenen çamurun ilk aşamadakine göre daha düşük TKM konsantrasyonu içerdiği dikkate alındığında giderim veriminin bir miktar düşerek ortalama % 40 gerçekleştiği görülmektedir. Bu aşamada reaktör içerisinde TKM artışı olmaması ikinci aşamadaki çamurun inorganik kısmının oldukça düşük olduğunu göstermektedir.

Uçucu Katı Madde Ölçüm Sonuçları

Şekil 6.6’da sistemin UKM giriş çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri verilmiştir.

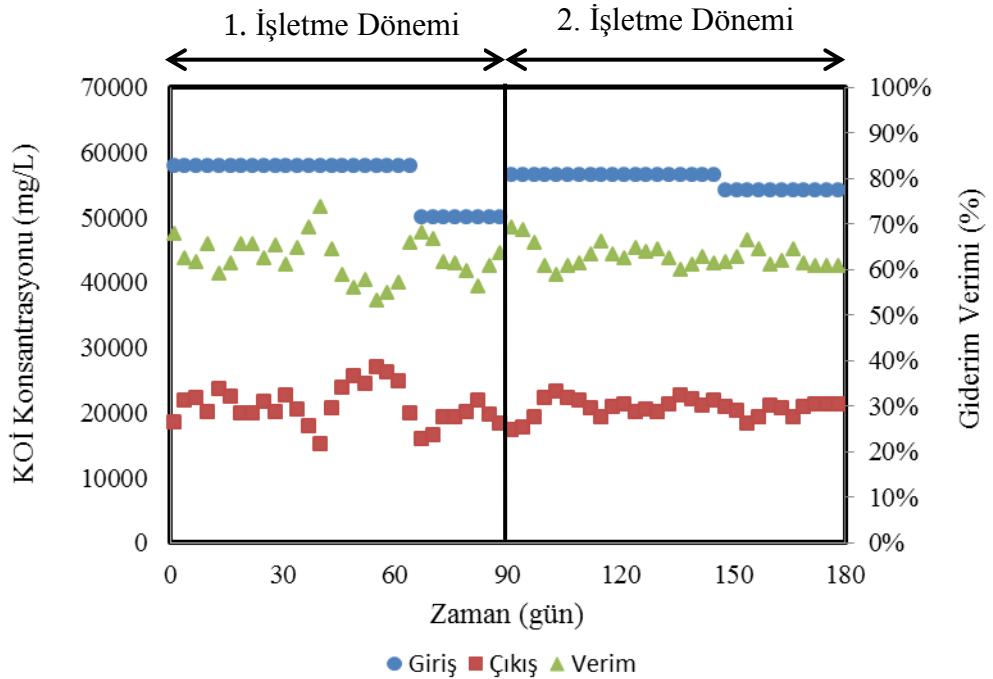


Şekil 6.6 : UKM konsantrasyonu ile giderim veriminin zamana göre değişimi.

Şekil 6.6 incelendiğinde anaerobik çürütücüye beslenen farklı çamurların UKM değerinin birbirlerine çok yakın ve yaklaşık 29000 mg/L civarında olduğu görülmektedir. İki işletme dönemi incelendiğinde UKM giderim verimlerinin % 50 – 70 arasında olduğu görülmektedir. Ortalama UKM giderim verimi ilk işletme döneminde % 58 olmuştur. Mezofilik işletilen sistemin çamur yaşının 20 gün olduğu düşünüldüğünde UKM giderim veriminin % 60 civarı olması beklenmektedir (Öztürk, 2007). Yapılana analiz sonuçları verilen değerle uyumludur. Çamur değişim dönemlerinde verimlerde azalma görülmüştür, sistemin yeniden dengeye gelmesi uzun sürmemiştir. Ayrıca ikinci aşamada verim daha karalı hale geldiği görülmektedir. İkinci işletme döneminde ortalama UKM giderim verimi % 59 olarak gerçekleşmiştir.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı Ölçüm Sonuçları

Şekil 6.7’de sistemin KOİ giriş çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri verilmiştir.



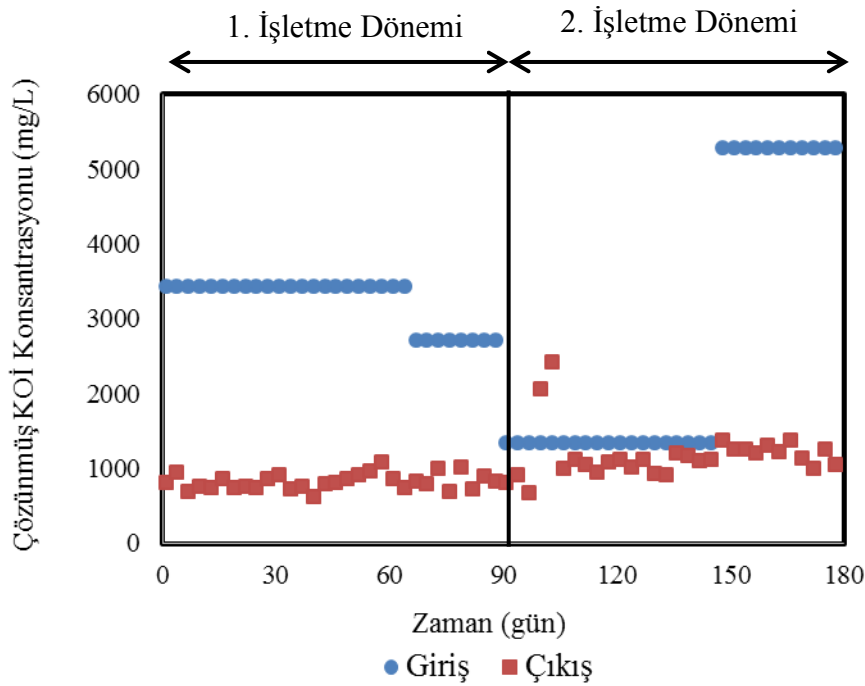
Şekil 6.7 : KOİ konsantrasyonu ile giderim veriminin zamana göre değişimi.

Şekil 6.7 incelendiğinde anaerobik çürütücüye beslenen çamurun KOİ konsantrasyonu yaklaşık 55000 mg/L civarında iken çıkış KOİ konsantrasyonu 20000 mg/L civarında olmuştur. KOİ giderim verimi ise % 55 – 70 arasında değişmiştir. Beslenen çamurun değiştirildiği dönemlerde sistemin giderim verimleri

verilen aralık değerlerde salınım gösterse de kararlı koşullarda ilk işletme dönemi için % 62, ikinci işletme dönemi için % 63 KOİ giderimi yapıldığı görülmektedir. Birincil çamura oranla daha yüksek KOİ giderim verimine imkan veren A-kademesi çamurunun mezofilik koşullarda anaerobik çürütülmesi sonucu % 51 – 77 arasında KOİ giderim verimi yapıldığı bilinmektedir (Vrieze ve diğ, 2016). İşletilen reaktörde de bu aralıkta giderim verimi sağlanmıştır. Organik atık ilavesi sonrası giderim verimi % 60'ın altına düşmemiştir. Sistemin giderim veriminin daha az salınım yaptığı görülmektedir.

Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı Ölçüm Sonuçları

Şekil 6.8'de sistemin ÇKOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları verilmiştir.



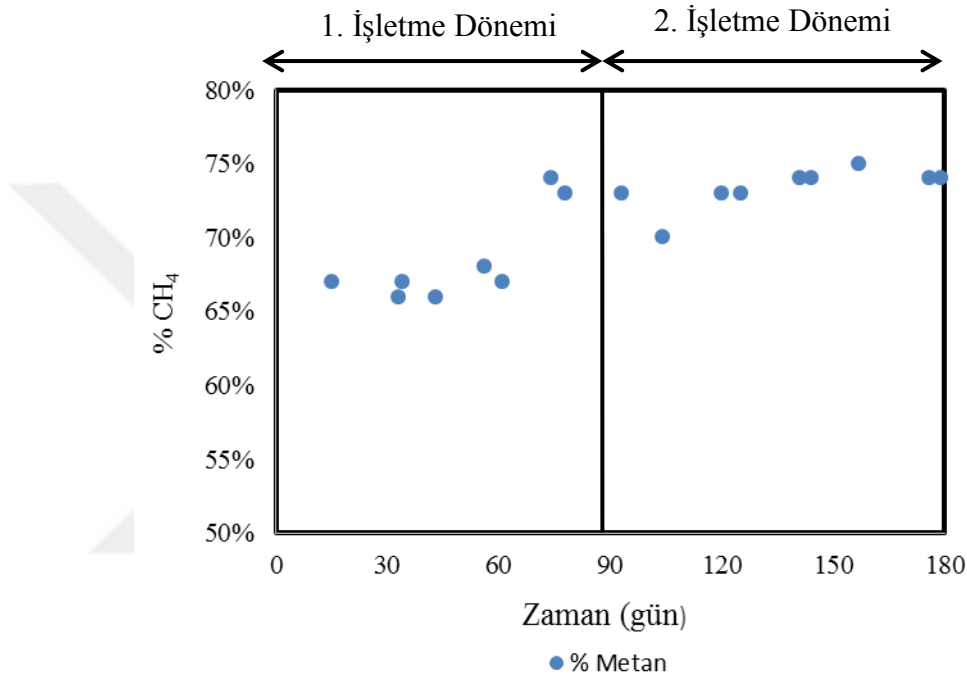
Şekil 6.8 : çKOİ konsantrasyonunun zamana göre değişimi.

İlk işletme döneminde sisteme beslenen çözünmüş KOİ konsantrasyonu 3434 mg/L ve 2703 mg/L olmuştur. İkinci aşamada ise ilk etapta beslenen çamurun çözünmüş KOİ'si 1344 mg/L olmuştur. Organik atık ilavesinden sonra artacak organik madde miktarı nedeniyle bu şekilde bir düşüş beklenmemektedir. Ancak pilot tesis artıma sisteminin performansı ve çevresel faktörlere bağlı olarak çKOİ'nin düşük konsantrasyonda olduğu varsayılmaktadır. İkinci işletme dönemini kendi içinde iki ayrı bölgede değerlendirmek uygun olacaktır. Özellikle ikinci aşamanın son döneminde sisteme verilen fazla çamurun ise çözünmüş KOİ konsantrasyonu 5278

mg/L'dir. Arıtma sistemine verilen organik atığın oluşan fazla çamur üzerindeki beklenen etkisi bu değerle görülmektedir. Toplam KOİ belirgin olarak artmamasına rağmen içeriğindeki çKOİ miktarı artmıştır.

Oluşan Biyogaz İçindeki Metan Bileşimi

Şekil 6.9'da anaerobik çürütücüde oluşan biyogazın metan içeriği verilmektedir. İlk işletme döneminde oluşan biyogazın metan içeriği yaklaşık % 67 olarak ölçülmüştür.



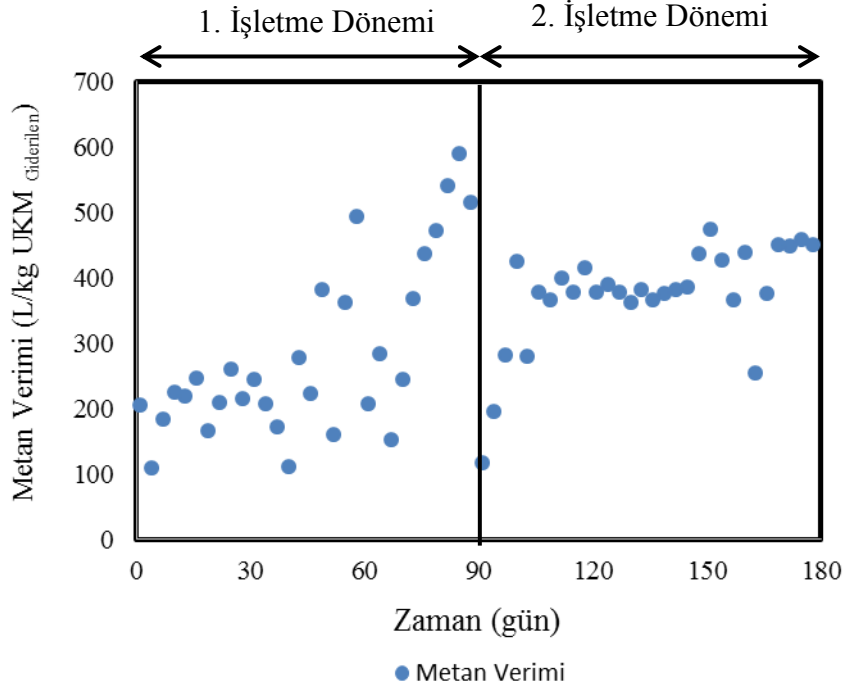
Şekil 6.9 : Oluşan biyogaz içindeki % metanın zamana göre değişimi.

Organik atıkların atıksu arıtma sisteminde arıtılması sonrası oluşan fazla çamurun çürütülmesi sırasında ise bu oran %73 olarak ölçülmüştür. Metan, asetik asitin parçalanması ve CO₂ ve H₂'nin sentezinden oluşmaktadır. İkinci işletme döneminde çKOİ artışı metan yüzdesinin artışına olumlu etki etmiş olabilir.

Metan Verimi

Şekil 6.10'da anaerobik çürütücüden elde edilen UKM giderimi başına elde edilen metan verimi verilmiştir. Şekil 6.10'da görüldüğü gibi İlk işletme döneminde metan verimi 100 – 600 L CH₄/kg UKM_{giderilen} arasında gerçekleşmiştir. Oldukça yüksek salınımlar görülmektedir. Sistemin kararsızlığına eklenen çamurun karakterizasyonunun neden olduğu düşünülmektedir. İlk döneme ait ortalama metan verimi ise 282 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olmuştur. Arıtma sistemine organik atık

ilavesinden sonra alınan fazla çamurun çürütülmesi sırasında ise metan verimi 373 L $\text{CH}_4/\text{kg UKM}_{\text{giderilen}}$ olmuştur. Yapılan bir çalışmada ön çöktürme çamuru için 1,9 kg UKM/m^3 .gün OYH için metan verimi 100 L $\text{CH}_4/\text{kg UKM}_{\text{eklenen}}$ olarak verilmiştir (Pahl ve diğ, 2008).

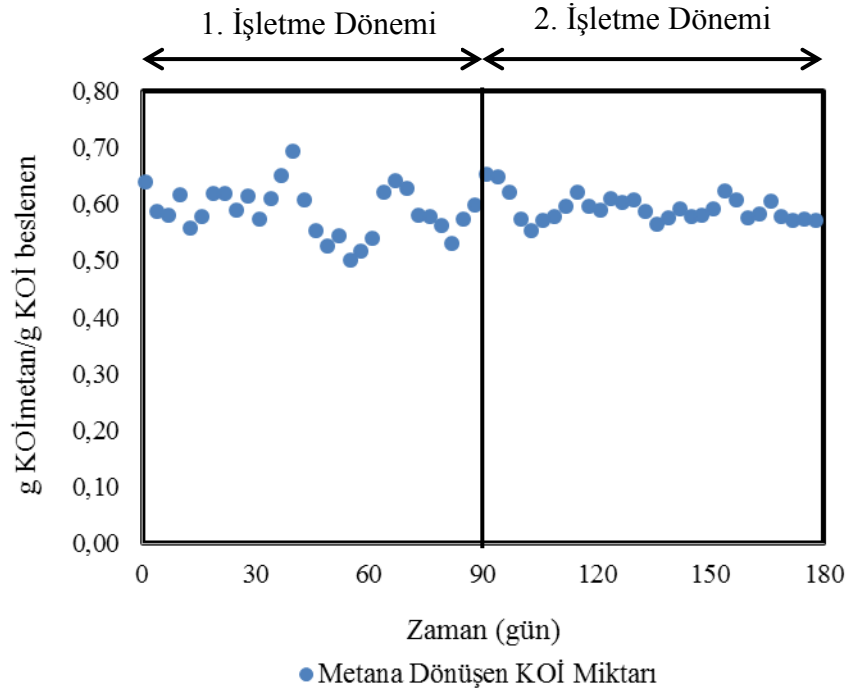


Şekil 6.10 : Anaerobik çürütücüden elde edilen metan verimin zamana göre değişimi.

Değerleri karşılaştırmak amacıyla eklenen çamurun UKM üzerinden hesaplandığında ilk dönem için 158 L $\text{CH}_4/\text{kg UKM}_{\text{eklenen}}$ ve ikinci dönemde ise 218 L $\text{CH}_4/\text{kg UKM}_{\text{eklenen}}$ olmuştur. İşletilen reaktörün OYH'ı ise 1,4 UKM/m^3 .gün'dür. Akadememesi çamurunun beklenildiği üzere ön çökeltim çamurundan daha yüksek metan verimi sağladığı görülmüştür. Ayrıca organik atıkarın atıksu arıtma sistemine beslenmesi sonrası alınan çamurda belirgin bir OYH artışı olmamasına rağmen metan veriminin daha yüksek çıkması ise çamurun içeriğindeki biyolojik olarak kolay bozunabilir kısmın bir miktar arttığını göstermektedir.

Metana Dönüşen KOİ Miktarı

Şekil 6.11'de Beslenen KOİ'nin metana dönüştürülen kısmı verilmektedir. İşletme dönemi boyunca ortalama 0,60 g $\text{KOİ}_{\text{metan}}/\text{g KOİ}_{\text{eklenen}}$ olmuştur. Ayrıca ikinci işletme döneminde daha az salınım yaptığı görülmektedir.



Şekil 6.11 : Metan-KOİ dönüşümünün zamana göre değişimi.

Zeta Potansiyeli ve Partikül Boyut Dağılımı Ölçüm Sonuçları

Çizelge 6.3’de işletme dönemlerine ait Zeta Potansiyeli ve Partikül Boyu Dağılımı değerleri verilmiştir.

Çizelge 6.3 : Zeta Potansiyeli ve Partikül Boyut Dağılımı analiz sonuçları.

Parametre	1. Dönem (Atıksu)		2. Dönem (Atıksu + Organik Atık)	
	Çürütme Öncesi	Çürütme Sonrası	Çürütme Öncesi	Çürütme Sonrası
Zeta Potansiyeli (mV)	-18,6	-24,6	-18,2	-20,1
Partikül Boyut Dağılımı (d50) μm	47,9	47,5	40,2	31,9

Arıtma çamurları genelde -10 ile -20 mV arasında bir değere sahiptir (Filibeli, 2013). Çizelge 6.3’de görüldüğü gibi Zeta Potansiyeli bu değerlere uygundur. Ayrıca bu değer 0 mV’a yaklaştıkça çökeltme karakteri iyileşmektedir (Bennoit ve Schuster, 2001). Çürütme sonrası Çamurun çökeltme karakterinin bozulduğu görülmektedir. Bu beklenen bir durumdur. Partikül boyut dağılımı incelendiğinde ilk işletme döneminde belirgin bir değişim gözlenmezken, ikinci işletme döneminde partikül boyutlarında azalma görülmüştür.

Amonyum Azotu Ölçüm Sonuçları

Amonyum konsantrasyonu ilk işletme döneminde 1000 ile 1300 mg/L arasında değişmektedir. İkinci işletme döneminde ise 600 ile 730 mg/L arasında olmuştur. Anaerobik çamur çürütücülerde amonyum konsantrasyonun 1000 mg/L olması istenmektedir. Amonyum konsantrasyonu 1500 mg/L üzerinde ve pH 7,5 üzerinde olduğu durumlarda amonyumun amonyağa dönüşümü ve bunun da sisteme toksik etki yapması mümkündür. Ancak işletme dönemlerinde bu değerler aşılmamıştır. Özellikle ikinci işletme döneminde hem hem pH'ın 7,5 altında olması hem de amonyum konsantrasyonun 1000 mg/L altında olması nedeniyle inhibisyon ihtimali söz konusu değildir. Eklenen organik atığın türü genelde sebze ağırlıklı mutfak atığı olduğundan sisteme yüksek protein içerikli veya hayvansal ürünlerin girişinin olmaması nedeniyle amonyum konsantrasyonu artmamıştır.

Uçucu Yağ Asidi Ölçüm Sonuçları

İlk işletme dönemi boyunca yapılan ölçümler sonrasında ortalama UYA değeri 849 mg KOİ/L iken ikinci dönemde ortalama 639 mg KOİ/L olmuştur. Anaerobik proseslerde yüksek UYA konsantrasyonu pH'ı düşürür ve bu durum da metan üretimini olumsuz etkiler. Reaktör içerisindeki UYA konsantrasyonu uygun olarak kabul edilebilir.

Kütle Dengesi

Yapılan deneysel çalışmaların sonucunda elde edilen verilerden hareketle sistemin kütle dengesi hesabı yapılmıştır. Sisteme günlük 300 mL çamur beslenmektedir. Buna göre giren ve çıkan yükler aşağıdaki gibi hesaplanabilir.

1. İşletme dönemine ait kütle dengesi

$$UKM_{giriş} = 28320 \frac{mg}{l} \times 300 \frac{mL}{gün} \times 10^{-6} = 8,49 g \frac{UKM}{gün}$$

$$UKM_{çıkış} = 12016 \frac{mg}{l} \times 300 \frac{mL}{gün} \times 10^{-6} = 3,6 g \frac{UKM}{gün}$$

$$UKM_{giderilen} = UKM_{giriş} - UKM_{çıkış} = 8,49 - 3,6 = 4,89 g \frac{UKM}{gün}$$

Giderilen biyokütlenin dönüşüm oranı kadarı biyokütle oluşumuna kalanı ise CH₄'e dönüşecektir. 1. İşletme döneminde sistemde üretilen biyogaz miktarı ortalama 1989 mL ve bunun ortalama % 67'sinin metan olduğu belirlenmiştir.

$$1989 \frac{mL}{gün} \times 0,67 = 1332 \frac{mL}{gün} CH_4$$

İlk işletme döneminde ortalama metan verimi 282 CH₄ L / kg UKM_{giderilen} olmuştur. .

$$\frac{1332 \frac{mL CH_4}{gün}}{282 \text{ ml/g } UKM_{giderilen}} = 4,72 \frac{g \text{ UKM}}{gün} \text{ (Metana dönüşen)}$$

$$UKM_{biyokütleyle dön.} = UKM_{giderilen} - UKM_{CH_4 dön.} = 4,89 - 4,72 = 0,17 \frac{g \text{ UKM}}{gün}$$

$$Y = \frac{0,17 g \frac{UKM}{gün}}{4,89 g \frac{UKM}{gün}} = 0,035 \frac{g \text{ UKM}}{g \text{ UKM}}$$

2. İşletme dönemine ait kütle dengesi

$$UKM_{giriş} = 28980 \frac{mg}{l} \times 300 \frac{mL}{gün} \times 10^{-6} = 8,7 g \frac{UKM}{gün}$$

$$UKM_{çıkış} = 11966 \frac{mg}{l} \times 300 \frac{mL}{gün} \times 10^{-6} = 3,59 g \frac{UKM}{gün}$$

$$UKM_{giderilen} = UKM_{giriş} - UKM_{çıkış} = 8,7 - 3,59 = 5,11 g \frac{UKM}{gün}$$

Giderilen biyokütlelerin dönüşüm oranı kadarı biyokütle oluşumuna kalanı ise CH₄'e dönüşecektir. 2. İşletme döneminde sistemde üretilen biyogaz miktarı ortamala 2601 mL ve bunun ortalama % 73'ünün metan olduğu belirlenmiştir.

$$2601 \frac{mL}{gün} \times 0,73 = 1899 \frac{mL}{gün} CH_4$$

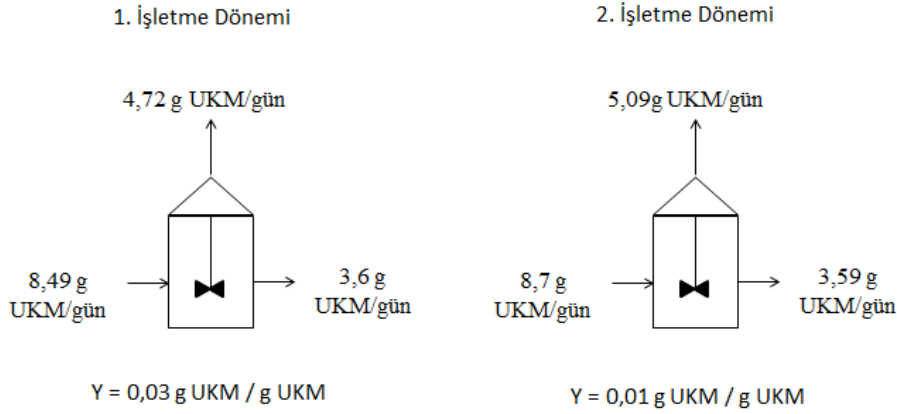
İkinci işletme döneminde ortalama metan verimi 373 CH₄ L / kg UKM_{giderilen} olmuştur. .

$$\frac{1899 \frac{mL CH_4}{gün}}{373 \text{ ml/g } UKM_{giderilen}} = 5,09 \frac{g \text{ UKM}}{gün} \text{ (Metana dönüşen)}$$

$$UKM_{biyokütleyle dön.} = UKM_{giderilen} - UKM_{CH_4 dön.} = 5,11 - 5,09 = 0,02 \frac{g \text{ UKM}}{gün}$$

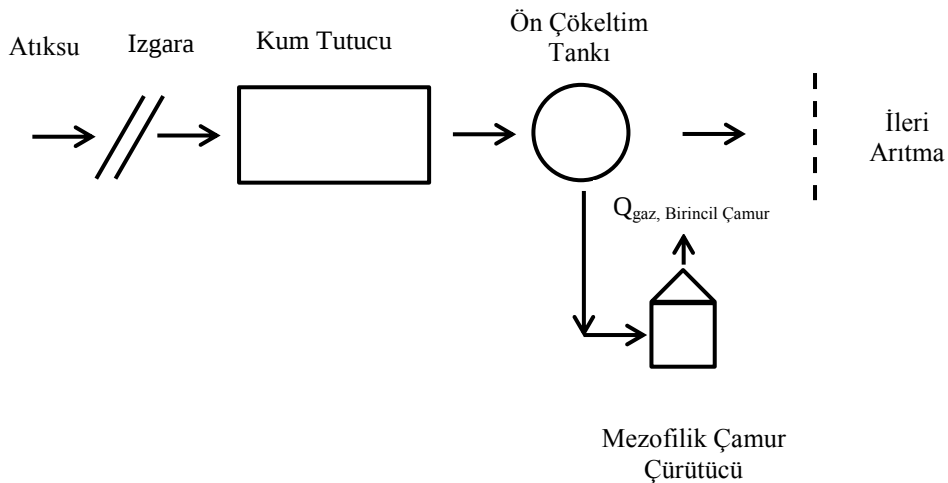
$$Y = \frac{0,02 g \frac{UKM}{gün}}{5,09 g \frac{UKM}{gün}} = 0,01 \frac{g \text{ UKM}}{g \text{ UKM}}$$

Bulunan dönüşüm oranı anaerobik prosesler için uygundur. Şekil 6.12’de hesaplanan değerlerin gösterildiği kütle dengesi şeması verilmiştir.



Şekil 6.12 : Her iki döneme ait kütle dengesi şematik gösterimi.

Yapılan çalışma sonrasında elde edilen deneysel sonuçların da dahil edildiği 500000 kişilik eşdeğer nüfusa sahip bir yerleşim yeri için üç ayrı senaryoda çamur çürütücünden elde edilecek enerji geri kazanımı üzerine hesaplamalar yapılmıştır. Hesaplamalarda proje kapsamında işletilen pilot tesise giren atıksuyun KOİ değeri ortalama 495 mg/l iken organik atıkların öğütülerek atıksu akımına dahil edilmesinden sonra ortalama KOİ 540 mg/l olmuştur (Sancar, 2017). Kişi başı atıksu oluşumu 200 L.kişi/gün alınmıştır. İlk senaryoya ait atıksu arıtım şeması Şekil 6.13’de verilmiştir. Atıksular ızgaralar ve kum tutucudan geçirildikten sonra ön çökeltim tankından alınan çamur mezofilik çürütücüye gönderilmektedir.



Şekil 6.13 : Ön çökeltim tankı bulunan sistemde atıksu arıtımına ait şema.

Günlük debi;

$$Q = 0,2 \, m^3 \times 500000 \, \text{kişi} = 100000 \, m^3/\text{gün}$$

Kum tutucu sonrasında sisteme giren günlük KOİ;

$$100000 \text{ m}^3 \times 495 \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 49500 \frac{\text{kg KOİ}}{\text{gün}}$$

Ön çökeltim tankında % 40 KOİ giderimi olduğu kabulü yapılmıştır (Henze, vd. 2008).

Ön çökeltim tankından alınan çamurdaki KOİ miktarı;

$$49500 \frac{\text{kg KOİ}}{\text{gün}} \times 0,40 = 19800 \frac{\text{kg KOİ}}{\text{gün}}$$

Çürütülen çamur için KOİ/UKM oranı 1,5 olduğu kabulü yapılmıştır (Spinosa, ve Vesilind, 2001).

$$19800 \frac{\text{kg KOİ}}{\text{gün}} \times 1,5 \frac{\text{KOİ}}{\text{UKM}} = 13200 \frac{\text{kg UKM}}{\text{gün}}$$

Çürütücüde gerçekleşen UKM giderim verimi % 60 olarak alınmıştır (Öztürk, 2007).

Bu durumda günlük giderilen UKM miktarı;

$$13200 \frac{\text{kg UKM}}{\text{gün}} \times 0,60 = 7920 \frac{\text{kg UKM}_{\text{giderilen}}}{\text{gün}}$$

Giderilen UKM başına oluşan biyogaz miktarı 0,5 m³ biyogaz/kg UKM_{giderilen} olarak varsayılmıştır. Buna göre oluşan biyogaz miktarı;

$$7920 \frac{\text{kg UKM}_{\text{giderilen}}}{\text{gün}} \times 0,5 \frac{\text{m}^3 \text{biyogaz}}{\text{kg UKM}_{\text{giderilen}}} = 3960 \frac{\text{m}^3 \text{biyogaz}}{\text{gün}}$$

Birincil çamurun çürütülmesi ile elde edilen biyogazın metan içeriği % 63 olarak kabul edilmiştir (Erşahin, vd. 2010).

$$3960 \frac{\text{m}^3 \text{biyogaz}}{\text{gün}} \times 0,63 = 2495 \frac{\text{m}^3 \text{CH}_4}{\text{gün}}$$

olarak hesaplanmıştır.

İkinci senaryoya ait atıksu arıtım şeması Şekil 6.14'de verilmiştir. Atıksular ızgaralar ve kum tutucudan sonra yüksek hızlı aktif çamur sistemi A-kademesinde arıtılmakta ve oluşan fazla çamur mezofilik çürütücüye gönderilmektedir.

Günlük debi;

$$Q = 0,2 \frac{\text{m}^3 \text{kişi}}{\text{gün}} \times 500000 \text{ kişi} = 100000 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}}$$

Kum tutucu sonrasında sisteme giren günlük KOİ;

$$100000 \text{ m}^3 \times 495 \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 49500 \frac{\text{kg KOİ}}{\text{gün}}$$

A-kademesinde ortalama % 58 KOİ giderimi olduğu görülmüştür. (Sancar, 2017)

A-kademesinden alınan çamurdaki KOİ miktarı;

$$49500 \frac{kg KOİ}{gün} \times 0,58 = 28710 \frac{kg KOİ}{gün}$$

Çürütülen çamur için KOİ/UKM oranı 1,5 olduğu kabulü yapılmıştır (Spinosa, ve Vesilind, 2001).

$$19800 \frac{kg KOİ}{gün} / 1,5 \frac{KOİ}{UKM} = 19140 \frac{kg UKM}{gün}$$

Çürütücüde gerçekleşen ortalama UKM giderim verimi % 58 olarak gerçekleşmiştir. Bu durumda günlük giderilen UKM miktarı;

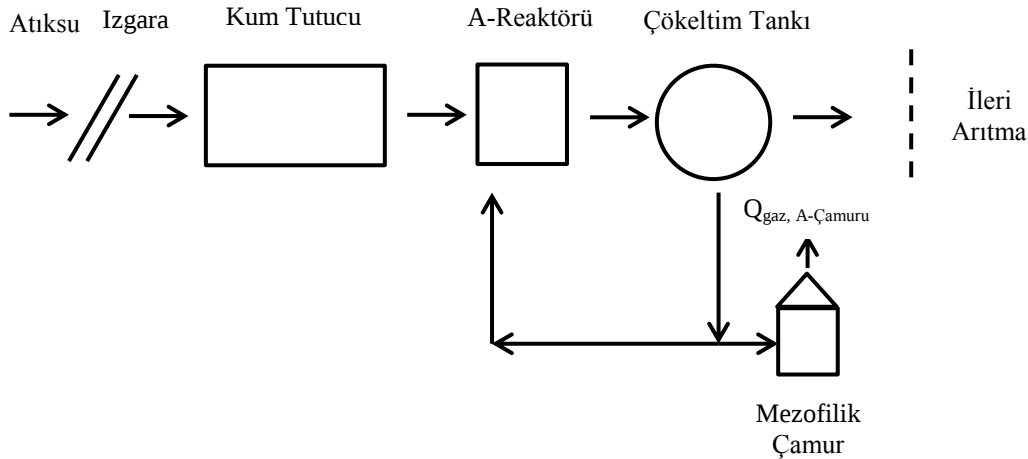
$$19140 \frac{kg UKM}{gün} \times 0,58 = 11101 \frac{kg UKM_{giderilen}}{gün}$$

Giderilen UKM başına oluşan biyogaz miktarı ortalama 0,421 m³ biyogaz/kg UKM_{giderilen} olarak gerçekleşmiştir. Buna göre oluşan biyogaz miktarı;

$$11101 \frac{kg UKM_{giderilen}}{gün} \times 0,421 \frac{m^3 biyogaz}{kg UKM_{giderilen}} = 4674 \frac{m^3 biyogaz}{gün}$$

A-kademesi çamurun çürütülmesi ile elde edilen biyogazın metan içeriği ortalama % 67'dir.

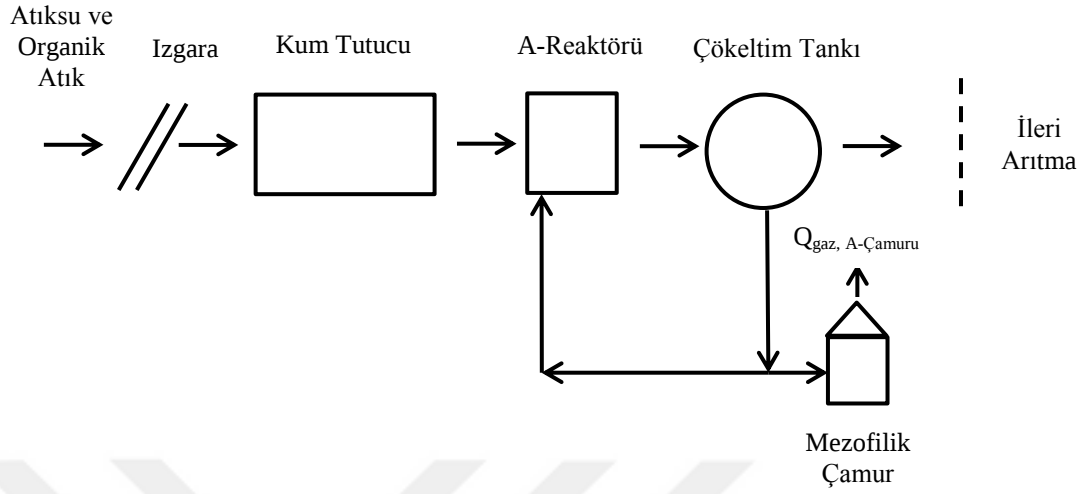
$$4674 \frac{m^3 biyogaz}{gün} \times 0,67 = 3131 \frac{m^3 CH_4}{gün}$$



Şekil 6.14 : A-kademesi bulunan sistemde atıksu arıtımına ait şema

Üçüncü durumda senaryoya ait atıksu arıtım şeması Şekil 6.15'de verilmiştir. Atıksular ızgaralar ve kum tutucudan geçirildikten sonra öğütülmüş organik atıkların atıksu akımına dahil edilemesi sonrasında yüksek hızlı aktif çamur sistemi

A-kademesine iletilir. Burada oluşan fazla çamur mezofilik çürütücüye gönderilmektedir.



Şekil 6.15 : A-kademesi bulunan sistemde öğütülmüş organik atıkların dahil edildiği atıksuların arıtımına ait şema.

Günlük debi;

$$Q = 0,2 \frac{m^3 ki\text{şi}}{gün} \times 500000 ki\text{şi} = 100000 \frac{m^3}{gün}$$

Yapılan pilot tesis çalışmalarında A reaktörüne katı atık ilavesi sonrasında reaktör girişindeki KOİ'nin ortalama 45 mg/L artmıştır.

Kum tutucu sonrasında sisteme giren günlük KOİ;

$$100000 m^3 \times 540 \frac{mg}{L} = 54000 \frac{kg KOİ}{gün}$$

A-kademesinde ortalama % 60 KOİ giderimi olduğu görülmüştür. (Sancar, 2017)

A-kademesinden alınan çamurdaki KOİ miktarı;

$$54000 \frac{kg KOİ}{gün} \times 0,6 = 32400 \frac{kg KOİ}{gün}$$

Çürütülen çamur için KOİ/UKM oranı 1,5 olduğu kabulü yapılmıştır (Spinosa, ve Vesilind, 2001).

$$32400 \frac{kg KOİ}{gün} / 1,5 \frac{KOİ}{UKM} = 21600 \frac{kg UKM}{gün}$$

Çürütücüde gerçekleşen ortalama UKM giderim verimi % 59 olarak gerçekleşmiştir.

Bu durumda günlük giderilen UKM miktarı;

$$21600 \frac{kg UKM}{gün} \times 0,59 = 12744 \frac{kg UKM_{giderilen}}{gün}$$

Giderilen UKM başına oluşan biyogaz miktarı ortalama 0,51 m³ biyogaz/kg UKM_{giderilen} olarak gerçekleşmiştir. Buna göre oluşan biyogaz miktarı;

$$12744 \frac{kg \text{ UKM}_{giderilen}}{gün} \times 0,51 \frac{m^3 \text{ biyogaz}}{kg \text{ UKM}_{giderilen}} = 6512 \frac{m^3 \text{ biyogaz}}{gün}$$

A-kademesi çamurun çürütülmesi ile elde edilen biyogazın metan içeriği ortalama % 73'dir.

$$6053 \frac{m^3 \text{ biyogaz}}{gün} \times 0,73 = 4754 \frac{m^3 CH_4}{gün}$$

Hesaplama sonuçlarına göre aynı yerleşim yerinde ön çökeltim tankı yerine A-kademesi olması durumunda elde edilecek metan miktarını % 25 artırmak mümkündür. Ayrıca öğütülmüş organik atık ilavesi ile artılan atıksulardan oluşan A-kademesi çamurunun ise atık ilavesi olmayan duruma göre yaklaşık % 50 artırmak mümkündür.

7. SONUÇ VE ÖNERİLER

Yüksek hızlı aktif çamur sisteminden (A-kademesi) oluşan fazla çamurların çürütülmesi amacıyla 90 günlük iki işletme döneminde yalnız atıksuyun arıtmasından oluşan fazla çamur ve organik katı atıkların atıksu arıtma sistemine dahil edilmesiyle oluşan fazla çamurun mezofilik koşullar altında 20 günlük çamur yaşıyla laboratuvar şartlarında anaerobik arıtımı incelenmiş ve iki durumun sonuçları karşılaştırılmıştır.

Çürütücü devreye alınmadan önce anaerobik arıtılabilirlik incelemesi kapsamında A-kademisinden alınan fazla çamur ile organik atık farklı oranlarda karıştırılarak BMP testi yapılmıştır. Test sonuçlarına göre en çok UKM giderimi yalnız organik atıktan oluşan şişede gerçekleşmiş ve şişelerdeki çamur oranı arttıkça bu oran düşmüştür. Ayrıca gaz oluşum hızları karşılaştırıldığında yalnız organik atık içeren şişede biyogaz oluşumu diğerlerinden erken tamamlanmıştır. Organik katı atığın hızlı ve kolay giderilen organik madde giderdiği görülmüştür. Metan verimleri kıyaslandığında yalnız A-kademesi çamuru içeren şişede 595 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olurken yalnız organik atık içeren şişede 396 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olmuştur. A-kademesi çamurunun anaerobik çürütmeye uygunluğunun göstergesidir.

Anaerobik prosesler için oldukça önemli olan işletme parametrelerinin takibi yapılmıştır. İşletme dönemleri boyunca dış ortam sıcaklığının etkisiyle sıcaklık değişimi 36,8 ile 37,5 arasında değişmiştir. pH değişimleri incelendiğinde ilk dönem için 7,2 – 7,9 aralığında salınımlar yaptığı görülmüştür. İkinci işletme dönemi daha az salınım göstermiş olup pH değeri 7,2 ile 7,4 arasında değişmiştir. Redoks Potansiyeli ise – 430 ile – 480 mV arasında değişmiştir. Sistemin çamur yaşı sabit kalmakla birlikte verilen çamurun değişimiyle organik yükleme hızı 2,5 – 2,9 kg KOİ/m³.gün arasında değişmiştir.

TKM giderim verimi ilk dönemde ortalama % 50 iken ikinci işletme döneminde % 40 olarak gerçekleşmiştir. Bunun sebebi reaktörde biriken inert katıların TKM konsantrasyonunu artırmasıdır. Anaerobik arıtımın verimini ifade eden en önemli parametrelerden biri olan UKM giderimi her iki işletme dönemi boyunca % 60

civarında gerçekleşmiştir. Çamur değişim dönemlerinde salınım göstermesi haricinde sıklıkla benzer değerlerde seyrettiği görülmüştür.

KOİ giderim verimi işletme dönemleri boyunca % 65 civarında olup pek değişim göstermemiştir. Katı madde sonuçlarıyla benzerlik göstererek çamur değişim dönemlerinde ve özellikle ilk işletme döneminde daha çok salınım göstermiştir. çKOİ sonuçlarına bakıldığında reaktör içerisinde 700 – 2000 mg/L arasında değişim gösterdiği görülmüştür. İkinci işletme dönemi başında biyogaz oluşumunda az miktarda düşüş görülmüştür. Artış beklerken yaşanan bu düşüşün nedeni beslenen çamurun içindeki çKOİ değerin düşük olmasından kaynaklanmış olabilir. Nitekim aynı işletme döneminde beslenmeye başlanan ikinci fazla çamur numunesi incelendiğinde çKOİ değerinin önemli ölçüde yükseldiği bununla birlikte biyogaz oluşumunun da arttığı görülmüştür.

Oluşan biyogaz içindeki % metan miktarı oldukça önemlidir. Bu nedenle bu oran sürekli takip edilmiştir. İlk işletme döneminde % 67 metan içeriği varken ikinci işletme döneminde bu oran % 73'e yükselmiştir. Benzer organik madde yüklerine rağmen yaşanan bu değişimin organik katı atıkların sahip olduğu kolay ayrışabilen organik madde miktarının daha fazla olması olabilir. Aynı şekilde ilk döneme ait ortalama metan verimi 282 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olmuştur. Arıtma sistemine organik atık ilavesinden sonra alınan fazla çamurun çürütülmesi sırasında ise metan verimi 346 L CH₄/kg UKM_{giderilen} olmuştur. Beslenen çamurun UKM/TKM oranı organik atıklı durumda yükselmiş bu ise aynı oranda katı madde içeren çamurun metana döneşebilecek kısmının daha yüksek olduğunun göstergesidir.

Metana döneşen KOİ miktarı da hesaplanmış ve 0,60 g KOİ_{metan}/g KOİ_{eklenen} olarak hesaplanmıştır. Ayrıca UKM üzerinden yapılan kütle dengesi ile metana ve biyokütleye dönuşen UKM miktarları hesaplanmıştır. İşletme dönemlerine göre sırasıyla 0,56 g UKM_{metan}/g UKM_{eklenen} ve 0,58 g UKM_{metan}/g UKM_{eklenen} değerleri bulunmuştur.

Zeta potansiyeli ve Partikül boyut dağılımları incelenmiştir. İlk işletme döneminde belirgin bir değişim görülmemiştir. İkinci işletme döneminde ise çürütme sonrası boyut azalması görülmüştür.

Amonyum azotu ölçümleri yapılmıştır. İlk işletme döneminde 1000 – 1300 mg/ arasında değişen değerler görülmüştür. İkinci dönemde ise amonyum azotu

konsatrasyonu 600 – 730 mg/L arasında değişmiştir. İlk dönemde daha yüksek olmasına rağmen sistemi olumsuz etkileyecek seviyeye gelmemiştir. UYA konsantrasyonu ilk dönemde 849 mg KOİ/L iken ikinci dönemde ortalama 639 mg KOİ/L olmuştur.

Sistemin bütünü incelendiğinde yüksek hızlı aktif çamur sistemi sayesinde düşük O₂ tüketimi ve düşük bekletme süreleri sayesinde arıtma tesisinin elektrik sarfıyatının önemli ölçüde düşürüldüğü bilinmektedir. Buna ek olarak metan verimi oldukça yüksek olan A-kademesi çamurunun anaerobik çürütülmesiyle elde edilen biyogazın enerji dönüşümü sayesinde kendi kendine yeten enerji dengesi kurulmuş atıksu arıtma tesisleri kurulması mümkün olmuştur. Ayrıca gerek avrupa ülkelerinde gerek ülkemizde bu tür enerji geri kazanımları teşvik edilmektedir.üretilen elektrik fazlası devlet tarafından satın alma garantisi altındadır. Bu yolla enerji fazlası veren bir tesisin hem enerji maliyelerinden kurtulduğu hem de işletmeye kar getirebilmesi mümkündür.

Yüksek enerji potansiyeli olan A-kademesi fazla çamuruna ayrıca organik atıkların ilavesi ile bu potansiyel artırılabilir. Hatta doğrudan atıkların çürütücüye verilmesi yerine mutfak öğütücülerinin yaygınlaştırılması ile oluşan mutfak atıklarının kanalizasyon sistemi vasıtasıyla AAT'lere gelmesi ve burada giderilen organik maddenin çamura geçmesi yoluyla çürütülmesi hem atık toplama maliyetlerini azaltacaktır hem de kurulu tesislerden daha yüksek oranda fayda sağlanması mümkün olacaktır.

Bu kapsamda konuyla ilgi çalışmaların devam etmesi gerekmektedir. Nüfusun farklı oranlarda mutfak öğütücüsü kullanması durumunda hem A-kademesinin hem de anaerobik çamur rtcnn performansı araştırmalıdır. Özellikle Oluşan fazla çamur karakterizasyonu iyi takip edilmelidir. Bunun yanında termofilik sıcaklıklarda da rtme çalışmaları yapılmalıdır. Bu şekilde rtcnn ısıtılması için daha fazla enerji ihtiyacı ortaya çıkmakla birlikte enerji geri kazanımındaki artış bunu tolere edebilir. Ayrıca patojenleri giderilmiş ve daha fazla stabilize olmuş bir çamur elde etmek mümkün olabilir. Anaerobik rtclerde arıtılan çamur, rtclerin atık ısıları ile belli ölçüde kurutulup araziye serilebilir.



KAYNAKLAR

- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., & Dewil, R.** (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*, 34(6), 755-781.
- Bennoit, H., & Schuster, C.** (2001). Improvement of separation processes in waste water treatment by controlling the sludge properties. *STZ. Meschede*.
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S.** (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064.
- de Koning, J.** (2004). Environmental Aspects of Food Waste Disposers – Possible Advantageous Effects of Food Waste Disposers for Wastewater Treatment plants. Food waste disposers versus ‘biobak’ as system for collecting food waste, Delft University of Technology.
- De Vrieze, J., Smet, D., Klok, J., Colsen, J., Angenent, L. T., & Vlaeminck, S. E.** (2016). Thermophilic sludge digestion improves energy balance and nutrient recovery potential in full-scale municipal wastewater treatment plants. *Bioresource technology*, 218, 1237-1245.
- Dereli, R. K.** (2006). *Evsel Organik Katı Atıklar ve Arıtma Tesisi Çamurlarının Birlikte Anaerobik Arıtımının Modellenmesi*. (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ersahin, M. E., Yangin Gomec, C., Dereli, R. K., Arikan, O., & Ozturk, I.** (2010). Biomethane production as an alternative bioenergy source from codigesters treating municipal sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Journal of BioMed Research*, 2011.
- Evans T.D., Andersson P., Wievegg A., Carlsson I.** (2010). Surahammar: a case study of the impacts of installing food waste disposers in 50% of households, *Water and Environment Journal*, 24 (4), 309-319.
- Evans, T.** (2007). *Environmental Impact Study of Food Waste Disposers For The County Surveyors' Society & Herefordshire Council and Worcestershire County Council* Tim Evans Environment, İngiltere.
- Filibeli, A.** (2013) *Arıtma Çamurlarının İşlenmesi*, Dokuz Eylül Üniversitesi, İzmir.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D.** (Eds.). (2008). *Biological wastewater treatment*. IWA publishing.
- Jimenez, J., Miller, M., Bott, C., Murthy, S., De Clippeleir, H., & Wett, B.** (2015). High-rate activated sludge system for carbon management–Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters. *Water research*, 87, 476-482.

- Karadede, Ö.** (2001) *Anaerobik Arıtmada Sistemin Potansiyel Yükleme Kapasitesinin Spesifik Metan Aktivite Testi Kullanılarak Belirlenmesi.* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Kegebein, J.; Hoffmann, E. and Hahn, H.H.** (2001). Co-Transport and Co-Reuse, An Alternative to Separate Bio-Waste Collection?, *Wasser. Abwasser*, 142, 429-434.
- Lundie, S., Peters, G.M.** (2005). Life cycle assessment of food waste management options, *Journal of Cleaner Production*, 13 (3), 275-286.
- Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Vercamer, J. A., Nopens, I., & Vlaeminck, S. E.** (2015). Toward energy-neutral wastewater treatment: a high-rate contact stabilization process to maximally recover sewage organics. *Bioresource technology*, 179, 373-381.
- Nghiem, L. D., Manassa, P., Dawson, M., & Fitzgerald, S. K.** (2014). Oxidation reduction potential as a parameter to regulate micro-oxygen injection into anaerobic digester for reducing hydrogen sulphide concentration in biogas. *Bioresource technology*, 173, 443-447.
- Öztürk, D. C.** (2008) *Biyolojik Arıtma Atık Çamurlarının Aerobik ve Anaerobik Stabilizasyonu ve Değerlendirilmesi.* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Öztürk, İ.** (2007). *Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları.* Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk, İ., Çallı, B., Arıkan, O., Altınbaş, M.** (2015). *Arıtma Çamurlarının İşlenmesi ve Bertarafı (El Kitabı).* Türkiye Belediyeler Birliği. Ankara
- Pahl O., Firth A., MacLeod I. and Baird L.** (2008). Anaerobic co-digestion of mechanically biologically treated municipal waste with primary sewage sludge-A feasibility study, *Bioresource Technology*, 99, 3354-3364.
- Roberts, P., Davies, N.** (2012). The potential of food waste disposal units to reduce costs. A literature review (Rapor), Low and Behold Ltd, İngiltere.
- Saleh, M. Y., El Enany, G., Elzahar, M. H., & Elshikhipy, M. Z.** (2014). Industrial Wastewater Treatment Using High Rate Activated Sludge and Alum Additive. *International Journal of Environmental Science and Development*, 5(6), 551.
- Sancar, D.** (2017). *Treatment Of Municipal Wastewater And Organic Waste By A Pilot Scale High Rate Activated Sludge System.* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Spinosa, L., & Vesilind, P. A.** (Eds.). (2001). *Sludge into biosolids.* IWA publishing.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D.** (2003). *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse.* Metcalf & Eddy, Inc., Fourth Edition, McGraw Hill, ABD.
- Tendaj, M.** (2008). Kitchen Disposal Units (KDU) in Stockholm, Stockholm Water, İsveç.
- Thiel, D. J.** (2002). *Activated Sludge, Second Edition,* Water Environment Federation, ABD.

- Thomas, P.** (2011). The Effects of Food Waste Disposers on the Wastewater System: A practical Study, *Water and Environment Journal*, 25 (2), 250- 256.
- Trzcinski, A. P., Ganda, L., Ni, A. S. Y., Kunacheva, C., Qing, Z. D., Lin, L. L., ... & Ng, W. J.** (2016). Identification of recalcitrant compounds in a pilot-scale AB system: an adsorption (A) stage followed by a biological (B) stage to treat municipal wastewater. *Bioresource technology*, 206, 121-127.
- Türker M.,** 2008. Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyoenerji Üretimi, Çevre Koruma ve Araştırma Vakfı, İzmir
- Winckel, T. V.** (2014). *Development of high-rate activated sludge processes for energy-efficient wastewater treatment.* Ghent University, Faculty of Bioscience Engineering, Belçika.
- Yang, X., Okashiro, T., Kuniyasu, K., Ohmori, H.,** 2010. Impact of food waste disposers on the generation rate and characteristics of municipal solid waste, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 12 (1), 17-24.
- Yılmaz, F.** (2012). *Kentsel Atıksuların Öğütülmüş Mutfak Atıkları ile Birlikte Arıtımı ve Yenilenebilir Enerji Kazanımı.* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.



ÖZGEÇMİŞ



Ad-Soyad : İsa IŞIK
Doğum Tarihi ve Yeri : 09.06.1989
E-posta : isa.isik@itu.edu.tr

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2015, İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü