

T. C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ARITMA TESİSİ ATIK ÇAMURLARININ
ANAEROBİK KONTAKT REAKTÖR İLE
ARITIMI

Ayşe MUHCU
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE
2012

T. C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ARITMA TESİSİ ATIK ÇAMURLARININ
ANAEROBİK KONTAKT REAKTÖR İLE
ARITIMI

Ayşe MUHCU
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI
Doç. Dr. M. Salim ÖNCEL

GEBZE
2012



YÜKSEK LİSANS TEZİ JÜRİ ONAY SAYFASI

G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 01/02/2012 tarih ve 2012/03 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 06/02/2012 tarihinde tez savunma sınavı yapılan Ayşe MUHCU' un tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) : Doç. Dr. M. Salim ÖNCEL

ÜYE

: Doç. Dr. Güleda ENGİN

ÜYE

: Yrd. Doç. Dr. Asuman D. ZERGEROĞLU

ONAY

G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun
...../...../20... tarih ve/..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

TEZİN BAŞLIĞI:ARITMA TESİSİ ATIK ÇAMURLARININ ANAEROBİK KONTAKT REAKTÖR İLE ARITIMI

YAZAR ADI: AYŞE MUHCU

Bu çalışma, anaerobik kontakt reaktörde arıtma tesisi atık çamurlarının mezofilik şartlar altında arıtılabilirliğini incelemek amacıyla yapılmıştır. Çalışmalar sabit sıcaklık (35°C), sabit organik yükleme hızı (0,81 kg KOİ/m³·gün) ve 8 günlük bekleme süresinde gerçekleştirilmiştir. Sistemin performansını değerlendirmek için tüm çalışma boyunca giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonu, toplam uçucu yağ asidi (UYA) konsantrasyonu, pH, toplam alkalinite (TA), üretilen biyogaz ve biyogazın metan içeriği izlenmiştir.

Arıtma çamurunun anaerobik kontakt reaktörde arıtımı sonucu %94,68-98,57 arasında KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Ortalama biyogaz miktarı 16,08 L/gün, biyogazın metan miktarı ise 12,48 L/gün olarak hesaplanmıştır. UYA konsantrasyonu, pH ve UYA:TA oranlarının anaerobik arıtım için istenilen değer aralıklarında olduğu görülmüştür.

SUMMARY

TITLE OF THE THESIS: WASTE SLUDGE TREATMENT USING ANAEROBIC CONTACT REACTOR

AUTHOR: AYŞE MUHCU

In the present study, treatment of waste sludge using an anaerobic contact reactor at mesophilic conditions was investigated. Experiments were conducted at constant temperature (35°C), constant organic loading rate (0,81 kg COD/m³·day) and a residence time of 8 days. In order to determine the performance of the system, the effect of initial and effluent COD concentrations, total volatile fatty acid (VFA) concentration, pH, total alkalinity (TA), produced biogas amount and methane concentration in biogas were examined.

COD removal efficiencies in the range of %94,68 - 98,57 were obtained during the study. Average biogas amount and methane concentration in biogas were calculated to be 16,08 L/day and 12,48 L/day, respectively. The parameters such as, VFA concentration, pH and VFA:TA ratio were found to be reasonable for anaerobic treatment.

TEŞEKKÜR

Tüm çalışmalarında bana sonsuz bir manevi güç veren ve tezimin sağlıklı bir şekilde ilerlemesinde önemli bir desteği olan tez danışmanım Sayın Doç. Dr. M. Salim ÖNCEL'e

Tezimin ilerlemesinde büyük öneme sahip olan Doç. Dr. Güleda ENGİN'e,

Tez çalışmasının başından sonuna kadar önemli derecede yardımlarını gördüğüm Ar. Gör. Dr. Mahir İNCE'ye ve Ar. Gör. Dr. Elif ŞENTÜRK'e,

Deneysel çalışmaların yürütülmesi ve analizlerin ölçülmesi için gerekli maddi desteği sağlayan Bölüm Başkanımız Sayın Prof. Dr. Bülent KESKİNLER'e,

Enstrümantal analizlerin ölçümünde yardımlarını gördüğüm Ar. Gör. Dr. Derya İMER ile Çevre Yüksek Mühendisi Gülfem SOYDEMİR'e,

Deneysel çalışmalarım sırasında yardımlarını gördüğüm laboratuvar arkadaşlarım Lalehan AKBULUT ve AlikemalTOPALOĞLU'na,

Hayatım boyunca yanımda olan, bugünlere gelmemde maddi ve manevi olarak sonsuz katkıları bulunan, arkamda büyük bir güç olduklarını bildiğim; anneme, ablam Fatma MUHCU'ya, kardeşlerim Mehmet ve Zeliha MUHCU'ya,

Bana inanan tüm akraba ve arkadaşlarıma...

Sonsuz saygı ve sevgimle teşekkür ederim.

Ayşe MUHCU

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

	Sayfa
ÖZET	iv
SUMMARY	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vii
SİMGE ve KISALTMALAR DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
ÇİZELGELER DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ	1
2. ARITMA ÇAMURLARI	2
2.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı	2
2.2. Çamur Kaynakları	4
2.2.1. Birincil Arıtma Çamuru	5
2.2.2. İkincil Arıtma Çamuru	6
2.2.3. İleri Arıtma Çamurları	6
2.3. Arıtma Çamurlarının Özellikleri	7
2.4. Çamur Arıtma Prosesleri	10
2.4.1. Yoğunlaştırma	11
2.4.2. Şartlandırma	12
2.4.3. Susuzlaştırma	13
2.4.4. Stabilizasyon	14
2.5. Bazı Ülkelerin Çamur Yönetimi	17
3. ANAEROBİK ARITMA	19
3.1. Anaerobik Arıtmanın Esasları ve Mikrobiyolojisi	19
3.1.1. Hidroliz	20
3.1.2. Asit Üretimi	20
3.1.3. Metan Üretimi	21
3.2. Anaerobik Arıtmada Önemli Çevre Faktörleri ve Proses Kontrolü	23
3.2.1. pH	23
3.2.2. Sıcaklık	24

	Sayfa
3.2.3. Alkalinite	25
3.2.4. Nütrient (Besin Maddesi) Gereksinimi	26
3.2.5. Uçucu Yağ Asitleri (UYA)	26
3.2.6. Ağır Metaller	27
3.2.7. Tuz Etkisi	27
3.2.8. Sülfat ve Serbest Amonyak Etkisi	28
3.3. Anaerobik Arıtmanın Avantajları ve Dezavantajları	30
3.4. Anaerobik Arıtma Sistemleri	31
3.4.1. Askıda Çoğalan Reaktör Tipleri	31
3.4.2. Biyofilm Sistemleri	32
3.4.3. Diğer Sistemler	34
3.5. Arıtma Çamurlarının Anaerobik Çürütülmesi	36
3.5.1. Çamur Çürütücü Tipleri	37
3.5.2. Çürütme Tankı Şekilleri	37
3.5.3. Çamur Çürütücülerin Proses Tasarımı ve Kontrolü	37
3.5.3.1. Çürütücü Hacmi	38
3.5.3.2. Isıtma ve Sıcaklık Kontrolü	38
3.5.3.3. Gaz Üretimi ve Kullanımı	39
3.5.3.4. pH	39
3.5.3.5. Biyolojik Ayrışabilirlik	40
3.5.3.6. Karıştırma	41
4. MATERYAL-METOT	42
4.1. Atık Çamur	42
4.2. Anaerobik Kontakt Reaktör	43
4.3. Analitik Metotlar	46
5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	48
5.1. Anaerobik Reaktör Çalışması	48
5.2. UYA üretimi	48
5.3. pH	50
5.4. KOİ Giderimi	51
5.5. Toplam Alkalinite (TA)	53
5.6. Sistemde Üretilen Biyogaz Miktarı	55

	Sayfa
6. DEĞERLENDİRME	57
KAYNAKLAR DİZİNİ	59
ÖZGEÇMİŞ	63

SİMGİ ve KISALTMALAR DİZİNİ

BOİ	:	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
KOİ	:	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
HAc	:	Asetik Asit
pH	:	$-\log_{10}[\text{H}^+]$
UYA	:	Uçucu Yağ Asidi
TUA	:	Toplam Uçucu Asit
HRT	:	Havasız Temas Reaktör
HAYR	:	Havasız Akışkan Yataklı Reaktör
HF	:	Havasız Filtre
TKM	:	Toplam Katı Madde
UAKM	:	Uçucu Askıda Katı Madde
AKM	:	Askıda Katı Madde
UKM	:	Uçucu Katı Madde
TOK	:	Toplam Organik Karbon
TKN	:	Toplam Kjeldahl Azotu
θ_c	:	Çamur Yaşı
TA	:	Toplam Alkalinite

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
2.1. Atıksu Arıtımı ve Çamur Oluşumu	4
3.1. Evsel Çamurların Çürütülmesi Esnasında Organik Maddelerin Metana Dönüşümü	19
3.2. Anaerobik Parçala Prosesi İçin Sıcaklık Aralıkları	24
3.3. Askıda Çoğalan Reaktör Tipleri	31
3.4. BiyofilmSistemlerin Reaktör Tipleri	33
3.5. Uygulanan Diğer Reaktör Tipleri	34
3.6. Çürütücü Şekilleri	37
4.1. Anaerobik Kontakt Reaktör	43
4.2. Anaerobik Kontakt Reaktör Akış Diyagramı	44
5.1. UYA Konsantrasyonunun Zamanla değişimi	49
5.2. Giriş ve Çıkış KOİ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	50
5.3. Giriş ve Reaktör İçindekipH Değişimi	51
5.4. Giriş ve Çıkış KOİ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi	52
5.5. Çıkış KOİ Konsantrasyonunun ve KOİ Giderim Veriminin Zamanla Değişimi	53
5.6. Alkalinite ve Reaktördeki pH'nın Zamanla Değişimi	54
5.7. UYA:TA Oranının Zamanla Değişimi	54
5.8. Reaktörde Üretilen Biyogaz ve Üretilen Metan Miktarının Zamanla Değişimi	55
5.9. Kümülatif Biyogazın (a), Metan (b) Zamanla Değişimi	56

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
2.1. Klasik Atıksu Tesislerinde Katı Madde ve Çamur Kaynakları	5
2.2. Çamur Arıtımında Farklı Yöntemler	10
2.3. Avrupa Topluluğu Ülkelerinde Uygulanan Çamur Uzaklaştırma Yöntemleri	17
2.4. Avrupa Ülkelerindeki Stabilizasyon Prosesleri	18
3.1. Başlıca Anaerobik Mikroorganizma Grupları	20
3.2. Anaerobik Mikroorganizmalar için Optimum Çevre Şartları	23
3.3. Anaerobik Arıtmada Çeşitli Toksik Maddeler ve Toksik Etki Konsantrasyonları	29
3.4. Tek ve İki Kademeli İşletmenin Karşılaştırılması	35
4.1. Evsel atıksu Tesisinden Alınan Çamur Karakterizasyonu	42

1. GİRİŞ

Arıtma çamurları, arıtma tesisin işletilmesinde en zor ve maliyetli sorunlarından bir tanesidir. Gerekli önlemler alınmadığında önemli çevre sorunları oluşturmaktadır. Fiziksel/kimyasal, biyolojik prosesler sonucunda, evsel ve endüstriyel atık sulardan veya içme suyu tesislerinden önemli miktarda çamur üretilmektedir. Arıtma çamurlarının hacimlerinin ve su içeriğinin azaltılmasını sağlamak, daha kararlı hale getirmek, çevre ve sağlık risklerini ortadan kaldırmak için arıtılması gerekmektedir. Çamur özellikleri oluşum kaynaklarına göre değişmektedir. Çamur arıtma yöntemlerinin seçiminde kaynakları ve özellikleri göz önünde tutulmalıdır. Çamurun arıtımı için pek çok arıtma metodu kullanılmaktadır. Genelde çamur işleme prosesleri; yoğunlaştırma, stabilizasyon, şartlandırma, susuzlaştırma ve uzaklaştırma gibi tek başına ve/veya ardışık kademeler şeklindedir.

Anaerobik arıtma, çamurların çürütülmesinde dünya çapında kullanılan en eski ve en önemli yöntemlerden biridir. Anaerobik çürütme, organik ve inorganik maddelerin havasız ortamda parçalanması olarak tanımlanabilir. Anaerobik olarak çürütülen çamur kararlı, kokusuz, patojen organizma konsantrasyonu düşük ve araziye serilebilecek özelliktedir. Anaerobik arıtma sonucu biyogaz üretilmekte ve bu biyogaz enerji kaynağı olarak kullanılmaktadır. Anaerobik çamur çürütme enerji kazanımı ve büyük arazilere ihtiyaç duyulmaması gibi avantajlarından dolayı yaygın olarak kullanılmaktadır.

Bu çalışma kapsamında, anaerobik kontakt reaktörde arıtma tesisi atık çamurlarının mezofilik şartlar altında arıtılabilirliği incelenmiştir.

2. ARITMA ÇAMURLARI

2.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı

Su ve atıksu arıtımında meydana gelen, taşıdıkları özelliklerinden dolayı arıtılması gereken, arıtılmadıklarında çevreye zarar verecek nitelikteki katı ve sıvı karışımındaki maddeler arıtma çamurları olarak isimlendirilirler (Sanin, 2007). Arıtma çamurları; atıksu arıtımında fiziksel ve kimyasal arıtma süreçlerinde yüzdürülerek ve çökeltilerek uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki maddelerin mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle, mikroorganizmaların sistemden yüzdürülerek ve çökeltilerek alınması sonucu oluşan maddelerdir. Atık çamurlar % 95,0 - 99,5 oranında su içerirler ve akışkan özelliktedirler (Alpaslan, 2004). Organik madde, besin maddeleri, patojen mikroorganizmalar ve su içeriklerinin çok yüksek olmalarından dolayı arıtılmaları gerekmektedir. Çamur bertaraf yöntemleri arıtma tesisinin toplam yatırım maliyetinin %20 - 30'unu, işletme masraflarının ise %50'sini oluşturmaktadır (Yıldız ve ark., 2009).

Arıtma çamurları büyük hacimler kaplamasının yanı sıra çamurun işlenmesi ve giderilmesi en önemli ve karmaşık problemlerden biridir. Çamur probleminin karmaşık olmasının sebepleri (Filibeli, 2005);

1. Arıtılmış atıksu içinde önemli miktarda bulunan ve koku veren maddeler içermesi,
2. Biyolojik arıtmada oluşan ve uzaklaştırılması gereken çamur, ham atıksu içerisindeki maddelerin bileşimi halinde bozunma ve kokuşma eğilimindedir.
3. Çamurun çok küçük bir kısmı katıdan büyük bir kısmı sıvıdan (%2) oluştuğu için büyük hacimler kaplar.

Üretilen arıtma çamurlarının miktarı ve karakteristikleri atık suyun bileşimine, uygulanan arıtma tekniğine ve çamura uygulanan arıtma tipine bağlıdır. Arıtma tesisine giren atıksu bileşimindeki değişimlerden ve arıtma tesisindeki proseslerin değişiminden dolayı üretilen atık çamur miktarı ve karakteristiği yıllık, mevsimlik ve günlük olarak değişmektedir (Öztürk, 2008).

Atık yapısında kirliliği, çökelebilen katı maddeler, askıda katı maddeler ve çözünmüş katı maddeler oluşturmaktadır. Çökelebilen katı maddeler ızgara, kum tutucu ve ön çökeltme havuzlarında tutulurlar. Izgaralarda tutulan kaba maddeler evsel katı atık niteliğinde olduklarından hiçbir işlem uygulamadan kentsel katı atıkları ile beraber uzaklaştırılmaktadır. Kendiliğinden çökelebilen katı maddeler ön çökeltme tankında oluşurlar ve sudan uzaklaştırılmaktadır. Bu atıkların organik içerikleri %60 ile %80 arasındadır ve oldukça yüksek su içeriğine sahiptirler.

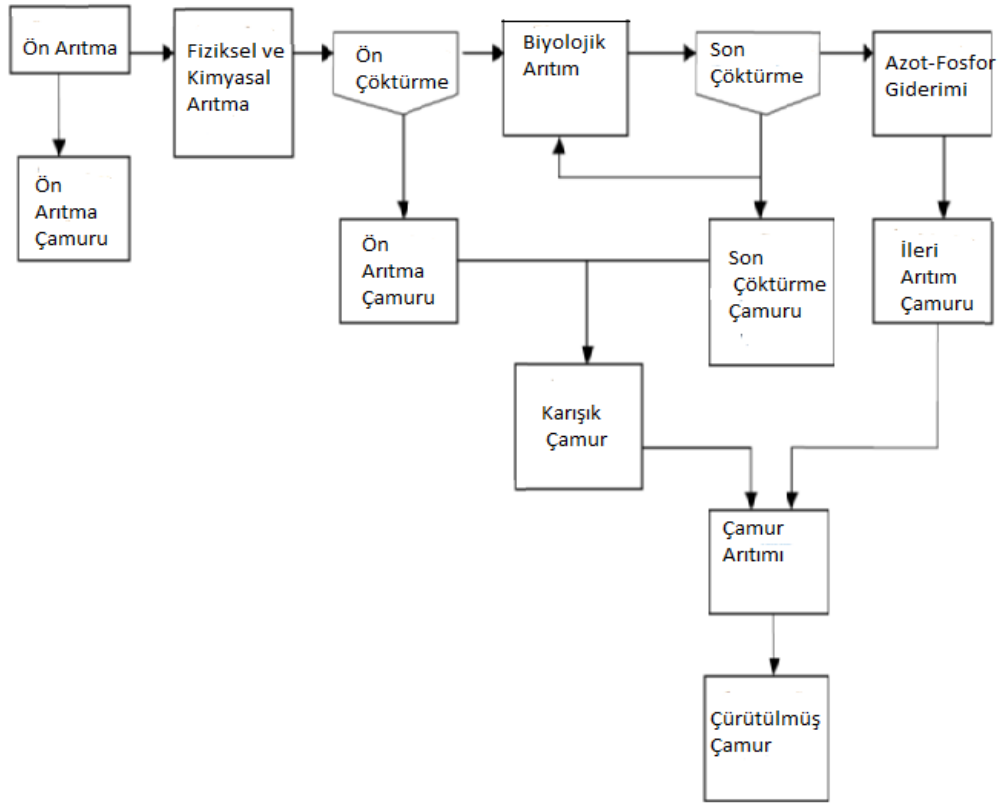
Askıda çözünmüş maddeler ise mekanik arıtma işlemleriyle giderilemezler. Bu maddeler kimyasal yumaklaştırma veya biyolojik arıtma işlemlerinde oluşturulan yumaklar yardımıyla çökeltilecek veya yüzdürülerek sudan ayrılarak uzaklaştırılmaktadırlar.

Çözünmüş maddeler biyolojik arıtmada bakteri bünyesinde tutularak canlı hücrelere dönüştürülmektedirler. Bu sayede oluşturulan biyolojik çamur son çökeltme havuzlarında çöktürülerek sudan ayrılmaktadırlar. Son çökeltme havuzunda oluşan çamurun organik madde ve su içeriği çok yüksektir.

Mekanik ve biyolojik yöntemlerle giderilemeyen çözünmüş haldeki organik maddeler ve/veya metal tuzları kimyasal madde ilavesiyle oluşturulan yumaklar sayesinde sudan ayrılması gerçekleştirilmektedir (Filibeli, 2005).

2.2. Çamur Kaynakları

Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurlar birincil, ikincil ve ileri arıtma proseslerinden oluşmaktadır. Her bir arıtma prosesi atıksu kirlilik yükü üzerinde farklı etkiye sahip olduğundan, oluşan çamurlar da farklı yapıya sahiptir. Çamur oluşum prosesleri Şekil 2.1’de, katı madde ve çamur kaynakları ise Çizelge 2.1’de verilmiştir (Aydın, 2004).



Şekil 2.1. Atıksu Arıtımı ve Çamur Oluşumu.

Çizelge 2.1. Klasik Atıksu Tesislerinde Katı Madde ve Çamur Kaynakları (Filibeli, 2005).

Uygulanan Arıtma Prosesi	Katı Madde ve Çamur Tipi	Açıklama
Izgara	Kaba katı maddeler	Kaba katı maddeler elle veya mekanik olarak temizlenen ızgaralardan tutulur.
Kum tutucu	Kum ve köpük	Köpük giderme işlemi kum tutucularda kum ayırma ile birlikte gerçekleştirilir.
Ön Havalandırma	Kum ve köpük	Bazı tesislerde ön havalandırma tanklarında köpük ve yağ gidericiler bulunmaz. Ön havalandırma havuzlarından önce kum tutucular yoksa ön havalandırma havuzlarında kum birikimi olabilir.
Ön Çökeltme	Ön çökeltme çamuru ve köpük	Çamur ve yüzer madde miktarı toplama sistemine ve sisteme endüstriyel deşarj olup olmamasına bağlıdır.
Biyolojik Arıtma	Süspanse katı maddeler	Süspanse katı maddeler BOİ gideriminden oluşur. Biyolojik arıtmadan çıkan atık çamurun yoğunlaşması için yoğunlaştırıcı gerekmektedir.
Son Çökeltme	Son çökeltme çamuru ve köpük	Biyolojik arıtma ünitelerinden gelen çamurun ayrıldığı yerdir.
Çamur İşleme Prosesleri	Çamur, kompost ve kül	Son ürünlerin özellikleri işlenen çamurun karakteristiğine ve uygulanan arıtma yöntemine bağlıdır.

Evsel atıksu çamurun en önemli kaynakları ön çöktürme ve biyolojik arıtma prosesleridir. Ön çöktürme havuzlarında meydana gelen çamura birincil çamur, son çöktürmeden kaynaklı çamura aktif çamur veya biyolojik çamur denir. Kimyasal madde ilave edilerek uzaklaştırılan çamura da kimyasal çamur denir (Tezcan, 2007).

2.2.1. Birincil Arıtma Çamuru

Ön arıtma sistemlerinden kaynaklanan ve çökebilir haldeki katı maddelerden oluşan çamurlardır. Ön arıtma sistemlerinde oksijen gereksinimi olan maddelerin giderimi sağlanmamasına rağmen çökelebilen katılarla BOİ'nin bir kısmı giderilmiş olur. Birincil arıtma çamuru; ızgaralarda, kum tutucularda ve ön çökeltme havuzlarında tutulan ve kendiliğinden çökeltme özelliği olan inorganik karakterdeki katı maddelerden oluşmaktadır. Özellikle ızgaralarda tutulan kaba nitelikli katı maddeler evsel katı atık niteliğinde olduğundan hiçbir işleme tabi tutulmadan kentsel katı atıklarla birlikte uzaklaştırılırlar. Bu atıkların su içeriği çok yüksektir ve organik madde içeriği de %60 - 80 arasındadır (Filibeli, 2005).

2.2.2. İkincil Arıtma Çamuru

Çözünebilir nitelikteki organik maddelerin biyolojik oksidasyonunun yapıldığı ikincil arıtmada oluşan çamurlardır. İkincil arıtmada BOİ biyolojik proseslerle giderilmesine rağmen fiziksel ve kimyasal arıtma işlemleri de bu amaç için kullanılır. Biyolojik sistemlerde aktif ajanlar ve mikroorganizmalar etkilidir. Biyolojik sistemlerde lagünler, aktif çamur ve damlatmalı filtre veya biyofiltrasyon gibi teknikler kullanılmaktadır.

Lagünlerde bakteriyel çoğalma ile organik maddelerin CO₂ ve biyokütleye dönüşümü sağlanır. Gerekli oksijen lagüne yapay havalandırmayla verildiği gibi sistemde mikro ve makrofit aktiviteler ile fotosentetik olarak da sağlanır.

İkincil arıtma sistemlerinden en yaygın olanı aktif çamur sistemleridir. Bu sistemlerde sudaki organik maddelerin giderimini sağlayan biyokütle sıvı içinde süspanse halde bulunur ve aerobik olarak askıda çoğalırlar. Havalandırma difüzör ve yüzeysel havalandırıcılarla sağlanır. Biyokütle son çökeltme tankında çökeltilir ve çökemeyen tesisin başına geri gönderilir. Atılan kısım aktif çamur olarak bilinir ve büyük problemlere neden olmaktadır.

Biyolojik arıtmada yaygın olarak kullanılan diğer bir sistem damlatmalı filtrelerdir. Filtre yataklarından kopan katı partiküller son çökeltme havuzunda sudan ayrılırlar ve suyu ayrılan çamura filtre humusu denmektedir. Filtre humusu ile birincil çamur karıştırılarak karışık çamur oluşturulmaktadır. Karışık çamur anaerobik ve aerobik çürütücülerle stabile hale getirilmektedir (Aydın, 2004).

2.2.3. İleri Arıtma Çamuru

İleri arıtma sistemlerinden kaynaklanan, kimyasal prosesler ve bakteriyel faaliyetler sebebiyle oluşan nütrientlerin giderilmesi için ikincil arıtma proseslerine ek olarak kurulan proseslerden oluşmaktadır. Deşarj standartlarını sağlamak için ileri arıtmaya ihtiyaç duyulmaktadır. Amonyak ve nitrat oluşumu ortamda toksik etkiye

neden olmaktadır. Azot giderimi N_2 oluşumu ile gelişen biyolojik bir prosestir. Bu prosesin her bir adımı spesifik bakteriler ile gerçekleştirilir ve gelişimi için farklı şartlara ihtiyaç duyulur. Fosfor giderimi ise kimyasal ve biyolojik proseslerin birlikte kullanılması ile gerçekleştirilir. Biyolojik olarak fosfor giderimi de spesifik bakteriler ile sağlanır ve arıtma sırasında biriken fosfor atılan çamurun arıtımını zorlaştırır. Fiziksel ve kimyasal proseslerle fosfor giderimi ise aktif çamur tesislerinde üretilen çamurun %30 oranında artmasına sebep olur (Aydın, 2004).

2.3. Arıtma Çamurlarının Özellikleri

Çamur özellikleri çamur işleme ve bertaraf etme ünitelerinin tasarımı ve işletilmesi için kullanılmaktadır. Çamurun özelliğini belirleyen ana parametreler; özgül ağırlık, katı madde içeriği, çamurun su dağılımı, akışkanlık özelliği, gübre değeri, partiküllerinin elektriksel yükleri, biyolojik özellikleri, ağır metal içeriği, çamurun depolanabilirliği, çamurun pompalanabilirliği ve susuzlaşabilme özellikleridir. Bu parametreler, çamurun organik madde içeriği, kimyasal özellikleri, çökelebile, su verme gibi fiziksel özellikleri ve ısı değeri hakkında bilgi vermektedir (Yıldız ve ark, 2009).

Arıtma çamurlarının işletilmesi ve giderilmesinde en önemli konu çamurun özelliklerinin bilinmesidir. Çamurun özellikleri oluşmalarına, kaynağına ve arıtma işlemlerine göre değişmektedir. Su ve atıksu arıtımında oluşan bazı arıtma çamurları ve bunların özellikleri aşağıda özet halinde sunulmaktadır;

Izgara Atıkları: Izgara çubukları arasında tutulabilecek büyüklükte olan organik ve inorganik maddelerden oluşur. Çamurun içeriği atıksu türüne, toplama sisteminin çeşidine ve mevsimlere göre değişir (Filibeli, 2005). Izgaralarda tutulan atıklar giderimi ya öğütücülerde parçalanarak sonraki prosese iletilir ya da varillerde toplanarak uygun bir şekilde sağlanır. Izgaralardan oluşan çamurun miktarı atıksu toplama sisteminin çeşidine, coğrafik konuma, iklim koşullarına ve ızgaranın çeşidine bağlı olarak değişmektedir (Toprak, 2002).

Kum Tutucu Atıkları:Yüksek hızlarda çökelebilen inorganik katı maddelerden oluşur. Çamurun içeriği atıksu arıtma sistemlerinin çeşidine, iklim koşullarına, zemin özelliklerine, kanalizasyon sisteminin durumuna, atık suyu toplanan endüstrinin türüne göre değişiklik göstermektedir. Kum tutucu atıkları düzenli depolama sahalarına gömme, yıkama sonrası araziye serme ve yakma yöntemleri ile giderimi sağlanmaktadır (Toprak, 2002).

Köpük, Yağ ve Gres: Köpük, ön ve son çöktürme yüzeylerinde yüzer nitelikte olan maddelerdir. Gres ise bitkiler ve mineral yağlar, hayvansal yağlar, yiyecek atıkları, meyve ve sebze atıkları, saç ve kağıt gibi değişik maddeler içerebilmektedir. Köpüğün özgül ağırlığı 1'den küçük olup 0,95 civarındadır. Bu atıkların giderilmesi tesis içi gömme, düzenli depolama sahalarında depolama, yakma ve çürütme şeklinde gerçekleştirilmektedir (Toprak, 2002).

Ön Çökeltme Çamuru: Bu çamurlar genelde gri ve kahve renkli olup kötü kokuludurlar. Uygun işleteme koşullarında kolayca çürütülürler. Ham ön çökeltme çamurunun katı içeriği %4 - 8 arasındadır. Mekanik olarak suyunu almak mümkündür (Filibeli, 2005).

Kimyasal Çökeltme Çamurları: Metal tuzlarının kimyasal olarak çökmesi sonucu oluşan çamur koyu renkli iken demir içerenler kırmızımtırak renklidirler. Kireç çamurları ise gri-kahverengidir. Kimyasal çamurların belli bir kokusu yoktur. Kimyasal çamurlar sümüksü yapıdadır. Demir ve alüminyum hidratlar çamura jelatinimsi yapı verirler. Çamur tank içerisinde fazla kalırsa ön çökeltme çamurlarına benzer şekilde ama ön çökeltme çamuruna göre daha yavaş bozunmaktadırlar. Önemli miktarda gaz çıkışı olur ve depolama süresine göre yoğunluğu değişmektedir (Filibeli, 2005).

Aktif Çamur: Genelde kahverengi renkte ve yumaksı yapıdadır. Rengi koyu olması durumunda septik koşullar başlamış olabilir. Açık renkli olması ise yeterince havalanmış olduğunun bir göstergesidir. Tek başına veya ön çökeltme çamuru ile karıştırılarak çürütülürler (Filibeli, 2005).

Damlatmalı Fitre Çamuru: Damlatmalı fitre humusu yumaklı yapıda ve taze olduğunda kokusuzdur. Katı madde içeriği %0,5 - 1,5 arasındadır. Rengi sarıdan siyaha değişir. Diğer çamurlara göre yavaş bozunur. Damlatmalı fitre çamurlarının çürütülmesi oldukça kolaydır (Filibeli, 2005).

Karışık Çürük Çamur: Ön çökeltme çamuru ile aktif çamurun karıştırılması sonucu oluşan karışık çamur kahve renkli ve kokusuzdur. Düşük katı madde derişimine sahiptir. Biyolojik aktivitesinden dolayı suyunu almak ve son giderimini sağlamak zordur (Filibeli, 2005).

Aerobik Çamur:Rengi kahverenginden açık kahverengine göre değişir. Genelde yumaksı görünümündedir. Kokusu rahatsız edici olmamasına karşın küf kokusuna sahiptir. İyi çürümüş aerobik çamurun suyunu kurutma yataklarında almak kolaydır (Filibeli,2005).

Anaerobik Çamur: Rengi koyu kahverenginden siyaha doğrudur. Çamurun gaz içeriği vardır ve kokusu belirsizdir. Genelde yanık lastik ve sıcak katran kokusu gibi koku hissedilir. Mekanik olarak suyunu almak zordur ama kurutma yataklarında suyunu almak daha kolaydır (Filibeli, 2005).

Kompostlanmış Çamur: Kompost işleminde kullanılan maddeye göre rengi değişir ama genelde koyu kahverengi ile siyah arasında değişir. İyi kompostlanmış çamurun kokusu rahatsız edici değildir. Kompostlanmış çamur toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilir (Filibeli, 2005).

Septik Tank Çamuru: Genelde siyah renklidir. İyi çürümemiş ise hidrojen sülfür ve diğer gazlardan dolayı kokusu rahatsız edicidir. Kurutma yataklarına ince tabakalar halinde serilerek kurutulabilirler (Filibeli, 2005).

Atık Alum Çamuru: İçme suyu arıtımından kaynaklanmaktadır. Sudan giderilmek istenen maddelerin çeşidine göre rengi değişir. Genelde gri-sarı renğinde ve kokusuzdur. Kurutma yataklarında suyunu almak oldukça zordur (Filibeli, 2005).

2.4. Çamur Arıtma Prosesleri

Çamur arıtımı çamurun hacmini ve su içeriğini azaltmak, çamuru stabilize etmek ve içerdiği patojen organizmaları gidermek için yapılır. Çamurun arıtımı için pek çok arıtma metodu kullanılmaktadır. Genelde çamur işleme prosesleri; yoğunlaştırma, stabilizasyon, şartlandırma, susuzlaştırma ve uzaklaştırma gibi tek başına ve/veya ardışık kademeler şeklindedir (Öztürk, 2008). Çizelge 2.2’de çamur arıtma proseslerinin farklı uygulamaları ve bunların hedefleri tanımlanmıştır.

Çizelge 2.2. Çamur Arıtımında Farklı Yöntemler (Öztürk, 2008).

Prosesler	Proses Türü	Hedefler
Şartlandırma	- Kimyasal şartlandırma - Termal şartlandırma	- Çamur yapısının modifikasyonu - İleri arıtmalara hazırlanması
Yoğunlaştırma	- Yerçekimi ile yoğunlaştırma - Çamur yatağı ile yoğunlaştırma - Çözünmüş hava ile yüzdürme	- Uygulanacak uzaklaştırma yöntemlerinin veriminin artırılması, gerekli yoğunluk ve katı madde içeriğinin sağlanması - Çamurun su içeriğinin azaltılması
Susuzlaştırma	- Kurutma yatakları - Santrifüj - Bant filtre - Filtre press	- Çamurun su içeriğinin azaltılması
Stabilizasyon ve/veya dezenfeksiyon	- Biyolojik Prosesler - Anaerobik çürütme - Aerobik çürütme - Uzun süre sıvı fazda bekletme - Kompost - Kimyasal Prosesler - Kireçle işlem - Nitritle işlem - Fiziksel Prosesler - Termal kurutma - Pastörizasyon	- Koku oluşumunun azaltılması - Çamurdaki patojen içeriğinin azaltılması
Termal kurutma	Direkt İndirekt	Su içeriğinin büyük ölçüde azaltılması

2.4.1. Yoğunlaştırma

Yoğunlaştırma çamur arıtmada kullanılan ilk basamaktır. Yoğunlaştırıcı sonrasındaki arıtma üniteleri için önemli derecede yük azalmasını sağlar. Yoğunlaştırıcılar büyük oranda hacim azalmasına sebep olurlar. Yoğunlaştırıcıdan çamurun katı madde oranı performansa göre değişmekte ve genelde %5 civarındadır. Yoğunlaştırma yerçekimi, mekanik yöntemler ve çözünmüş hava ile yüzdürme gibi teknikler kullanılarak gerçekleştirilir (Filibeli, 2005).

Yerçekimi ile yoğunlaştırma, yoğunlaştırama havuzlarında gerçekleştirilir. Çalışma prensibi çökeltme tanklarınınkine benzemektedir. Yoğunlaştırıcı havuzları çamurun yerçekimi ile çöktürülmesi ile sağlanır. Çamur tanka ortadan verilir çökülen çamur tankının alt yüzeyinden alınır. Çamurdan ayrılan su savaklar yardımıyla tekrar sistemin başına verilir. Yoğunlaştırıcıların tasarımında gerekli yüzey alanı, hacim ve tank derinliği dikkate alınmalıdır (Alpaslan, 2004).

Mekanik yoğunlaştırıcılar teknolojinin gelişimiyle kullanımı artmaktadır. Bunlar düşük hızlı santrifüjler, bant fitler ve döner tanburlar ile yapılmaktadırlar. Santrifüjler dönen tanklarda çamurun merkezkaç kuvveti ile ayrılma prensibine göre çalışır. Performansı santrifüjün dönme hızına bağlıdır. Bant filtreler çamurun bantlar üzerine serilmesi ve bu bantların hareket etmesi sonucu suyunun ayrılması prensibine göre çalışır. Bantlar yüksek basınçlı sularla sürekli yıkanır. Genelde aktif çamuru yoğunlaştırmak için kullanılır. Ülkemizde orta ölçekli ve büyük arıtma tesislerinde görülmeye başlanmıştır (Alpaslan, 2004).

Yüzdürme ile yoğunlaştırıcılar hafif çamurlara alttan hava verilmesi ile çamurun yüzeyde toplanması ile gerçekleştirilir ve yoğunlaştırılır. Bunların tasarımında dikkat edilmesi gereken anapara metre hava/katı oranıdır (Sanin, 2007).

Yerçekimi ile yoğunlaştırıcıların düşük enerji tüketimi, düşük yatırım maliyeti, kolay uygulama gibi avantajlarının yanı sıra biyolojik çamurlarda düşük performans gibi dezavantajına sahiptir. Mekanik yoğunlaştırıcıların da kolay uygulama, kompakt sistem gibi avantajı iş gücü gereksinimi ve temiz su gereksinimi

gibi dezavantajı vardır. Yüzdürme ile yoğunlaştırıcıların ise küçük alanlarda uygulanması, düşük H₂S emisyonu gibi avantajı mevcuttur. Değişik şartlara adapte olamaması ve yüksek enerji tüketimi gibi de dezavantajı mevcuttur (Aydın, 2004).

2.4.2. Şartlandırma

Arıtma çamurlarına, şartlandırma işlemi suyunu verme özelliğini geliştirmek için uygulanmaktadır. Şartlandırma kimyasal ve fiziksel yöntemlerle yapılmaktadır. Genelde kullanılan kimyasal şartlandırma yöntemi ve ısıl işlemler kullanılmaktadır (Alpaslan, 2004.)

Kimyasal şartlandırma, çamurun yapısına bağlı olarak ham çamurun %90 ila 99'luk nem muhtevasını, %65 ila %85'e düşürmektedir. Kimyasal şartlandırma, demir klorür (FeCl₃), kireç, alum (Al₂(SO₄)₃) ve organik polimerler (polielektrolit) kullanılarak gerçekleştirilir (Toprak, 2002). Şartlandırmada da dozlama tipini ve miktarını artılacak çamurun özelliği ve karıştırma önemli derecede etkilemektedir. Dozaj miktarları laboratuvarında yapılan testler sonucu belirlenmelidir. Çamurun özelliklerine bakıldığında nereden kaynaklandığı kullanılacak kimyasal seçimi ve dozaj miktarı için çok önemlidir. Çamurun konsantrasyonu şartlandırıcının dağılması için önemlidir. Kireç kullanıldığı zaman kuvvetli amonyak kokusuna ve taşlaşmaya neden olacağı için pH önemlidir. Koagülantın iyi dağılması ve oluşan flokların dağılmaması için de karıştırmaya önem verilmelidir (Aydın, 2004).

Isıl şartlandırma ise çamurun ısıtılmasıyla gerçekleştirilmektedir. Verilen ısı ile çamurun fiziksel özellikleri değiştirilerek susuzlaştırma gerçekleştirilir. Isıl işlem diğer yollarla stabil edilemeyen ve şartlandırılmayan biyolojik çamurlar için uygun bir yöntemdir. Katıların suya olan ilgisi azaltılır, kokusuzlaştırılır ve prese gerek kalmadan ve kimyasal ilave edilmeden susuzlaştırılması sağlanır. Isıl şartlandırma sonucu oluşan süzöntü suyu yüksek organik yüke sahip olduğu için tekrar arıtılması gerekmektedir. İlk yatırım maliyeti yüksektir ve fazla enerji tüketimi gibi dezavantajları olduğu için kullanımı kısıtlıdır (Toprak, 2002).

Diğer şartlandırma işlemleri dondurma ve radyon yöntemleri laboratuvar çalışmaları ile sınırlıdır. Dondurma işlemi soğuk iklimler için uygundur. Radyasyon işlemi ise genelde evsel atıksu çamurlarına uygulanmaktadır (Toprak, 2002).

2.4.3. Susuzlaştırma

Susuzlaştırma, çamurun su içeriğinin azaltılmasını sağlayan ve büyük oranda hacim küçülmesini neden olan yoğunlaştırıcıdan sonraki ilk adımdır. Susuzlaştırmadan sonra çamur kek halini alır su içeriği azalmış olur ve katı madde içeri de buna bağlı olarak artar. Susuzlaştırma sonrasında oluşan çamurun taşınması ve işlenmesi daha kolay olmaktadır. Ayrılan su ise sisteme geri verilmektedir. Susuzlaştırma, kurutma yatakları, santrifüj ile susuzlaştırma, bant filtre ve filtre pres üniteleri kullanılarak gerçekleştirilmektedir (Toprak, 2002).

Kurutma yatakları; susuzlaştırma için en basit yöntemlerden biridir. Çamurun açık alana serilmesi ile suyunun buharlaşması sağlanmaktadır. Su içeriği %50'ye kadar düşürülmektedir. Düşük işletme maliyeti ve kolay uygulanabilirliği gibi avantajlarının yanı sıra büyük alanlara ihtiyaç duyulması ve iklim şartlarına bağlılığı gibi dezavantajları mevcuttur (Filibeli, 2005).

Santrifüj ile susuzlaştırma prosesi, santrifüj içerisinde merkezkaç kuvvetlerini kullanarak çamurun suyunun alınmasını sağlayan mekanik bir yöntemdir. Koku probleminin olmaması, işletmeye alması ve devre dışı bırakılmasının kolay olması ve kolay kullanılabilir olması gibi avantajlarının yanı sıra bakımının zor olması, bakımı için kalifiye elemanlara ihtiyaç duyulması gibi dezavantajları vardır (Filibeli, 2005).

Bant filtre prosesinde bir polimer ile karıştırılmış arıtma çamurları yer çekimli bant filtre ile susuzlaştırılması sağlanır. Çamurlar iki kayış arasında preslenerek susuzlaştırma işlemi gerçekleştirilmiş olur. Çamurun tipine ve uygulanan basınca bağlı olarak kuru madde miktarı değişmektedir (Toprak, 2002).

Filtre pres çamur susuzlaştırmada en geniş kullanıma sahip mekanik susuzlaştırıcılardan bir tanesidir. Ardışık olarak art arda yerleştirilerek yüksek mertebede sıkıştırılır. Yüksek basınçla basılarak çamurdaki su ayrılarak çamurun kek haline gelmesi sağlanır (Alpaslan, 2004).

2.4.4. Stabilizasyon

Stabilizasyon ile çamurda biyolojik olarak parçalanabilen maddeler mikroorganizmalar tarafından fermente edilerek kokusu azaltılır ve çamurun kararlı hale gelmesi sağlanır. Stabilizasyonda aynı zamanda çamurun katı madde içeriğinin de azaltılması sağlamaktadır. Çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca teknolojiler;

- Kireç stabilizasyonu,
- Isıl işlem,
- Kompostlaştırma
- Anaerobik (havasız) stabilizasyon,
- Aerobik (havalı) stabilizasyon

olarak sıralanabilir (MetcalfandEddy, 2003).

Kireç Stabilizasyonu: Çamura kireç ilave edilerek pH'nın 12 ve üzerine çıkarılmasıyla mikroorganizmaların faaliyetleri engellenerek stabilizasyon sağlanmış olur. Mikroorganizmaların faaliyetinin engellenmesiyle çürüme gerçekleşmez, koku oluşumu engellenir ve patojenik riskler ortadan kalkmış olur (MetcalfandEddy, 2003). Kirecin ucuz olması nedeniyle düşük bir maliyete sahiptir. Kireçle stabilizasyon sunucunda oluşan çamur büyük hacim kaplar ve kimyasal ilave edildiği için kararlı değildir (Alpaslan, 2004).

Isıl İşlem: Çamurun ısıtılarak suyunun alınmasını sağlayan hem stabilizasyon hem de susuzlaştırma işlemidir. Gerekli ısı organik maddeyi etkileyecek değerde olmalıdır. Çamurun ısı işleme tabi tutulmasıyla kokusuz son ürün oluşturulur ve içerdiği patojenlerin de bertarafı sağlanmış olur. Oluşan son ürün gübre veya toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilir. Ancak yüksek enerji maliyeti, bakım problemleri ve hava kirliliği gibi olumsuz etkileri de mevcuttur (Toprak, 2002).

Kompostlaştırma: Son yıllarda artan çamur keki uzaklaştırma gereksinimleri ve yeni yürürlüğe giren sıkı hava kirliliği yönetmelikleri, önemli bir çamur yönetim seçeneği olan kompostlaştırma işleminin gelişimini hızlandırmıştır. Kompostlaştırma sonucunda uçucu katı maddelerin yaklaşık olarak %20 - 30'u karbon dioksit ve suya dönüşmektedir. Sıcaklığın 50 - 70°C'lere ulaştığı bu proseste patojenler etkin bir şekilde giderilmektedir. Uygun olarak kompostlaştırılan arıtma çamurları tarımda veya bahçe düzenlemelerinde kullanılabilir (MetcalfandEddy, 2003).

Anaerobik Çürüme: Çamurun oksijensiz ortamda ayrışması sonucu karbondioksit ve metana dönüşmesi olayıdır. Anaerobik ayrışma 3 aşamada gerçekleşir: (i) Büyük moleküllü organik maddelerin basit moleküllere dönüştüğü hidroliz aşaması, (ii) asit bakterileri tarafından uçucu yağ asitlerinin oluşturulması, (iii) uçucu asitlerin metan bakterileri tarafından son ürün olan metan ve karbondioksite dönüşümüdür. Anaerobik çürütme, ürettiği enerji ve stabilizasyon sonucu faydalı çamur kullanımını sağladığı için yaygın olarak kullanılmaktadır. Üretilen enerji sistemin işletilmesinde kullanılmaktadır (MetcalfandEddy, 2003).

Anaerobik çürüme ile stabilizasyonda birçok patojenler etkisiz hale gelir ve oluşan stabil çamur gübre veya toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilir. Çok küçük hacimlerde çamur uzaklaştırılır (Öztürk, 2007.)

Anaerobik stabilizasyonda yüksek ve düşük hızlı çürütücüler yaygın olarak kullanılır. Çürütme verimini alıkonma süresi, katı konsantrasyonu, sıcaklık, karıştırma ve organik yükleme hızı gibi fiziksel faktörlerin yanı sıra pH, alkalinite, uçucu asit konsantrasyonları, nütrientler ve toksik maddeler gibi kimyasal faktörler etkilemektedir (Toprak, 2002).

Anaerobik stabilizasyonun havalandırmaya gerek duyulmaması, enerji sağlaması gibi avantajlarının olmasının yanı sıra aklimizasyon evresinin uzun olması, sistemin dış etkilere karşı duyarlı olması gibi dezavantajları mevcuttur (Alpaslan, 2004).

Aerobik Çürüme: Çamurun açık havuzlarda havalandırılarak biyolojik olarak parçalanmasıdır. Aerobik çürüme sonucunda karbondioksit ve su oluşmaktadır. Biyolojik olarak parçalanabilen maddeler oksitlenir ve mikrobiyal kütle aerobik mikroorganizmalar tarafından parçalanarak aerobik çürütme gerçekleşmiş olur (MetcalfandEddy, 2003).

Aerobik çürütmenin işletilmesinin kolay ve basit olması, ilk yatırım maliyetinin düşük olması ve çürüme sonrası kokusuz stabil çamur üretilmesi başlıca avantajlarıdır. İşletme masrafının yüksek olması, çürüme sonrası kullanılabilir enerjisin olmaması ve büyük alanlara ihtiyaç duyulması ise dezavantajlarıdır (Alpaslan, 2004).

2.5. Bazı Ülkelerde Çamur Yönetimi

Avrupa'da oluşan çamur miktarları uygulanan çevre koruma yönetmeliklerine ve mevcut arıtma tesisine göre değişmektedir. Yönetim stratejileri de ülkelerin ekonomik ve kültürel geçmişi ve nüfusuna göre değişmektedir. Avrupa'da çamur yönetimi konusunda Avrupa topluluğu tarafından hazırlanmış bir direktif bulunmaktadır. Bu direktif 1986 yılında yayınlanmıştır ve bu direktifte atık çamurların faydalı kullanımı için gerekli düzenlemeler verilmiştir. Avrupa topluluğu ülkelerinde kullanılan çamur miktarları ve uzaklaştırma stratejileri Çizelge 2.3'te verilmektedir (Tezcan, 2007).

Çizelge 2.3. Avrupa Topluluğu Ülkelerinde Uygulanan Çamur Uzaklaştırma Yöntemleri (Tezcan, 2007).

Ülke	Tarım Alanlarında kullanım (%)	Düzenli depolama (%)	Yakma (%)	Denize boşaltma (%)	Miktar (1000 ton atık çamur/yıl)
Belçika	57	43	-	-	35
Danimarka	43	29	28	-	150
Fransa	27	53	20	-	900
Almanya	25	65	10	-	2750
Yunanistan	10	90	-	-	200
İrlanda	23	34	-	43	23
İtalya	34	55	11	-	800
Lüksemburg	80	20	-	-	15
Hollanda	53	29	10	8	280
Portekiz	80	12	-	8	200
İspanya	61	10	-	29	300
İngiltere	51	16	5	28	1500

Avrupa'daki çamur miktarlarına bakıldığında en fazla miktarın Almanya'da olduğu görülmektedir. İngiltere, Fransa ve İtalya fazla çamur üreten ülkeler arasındadır. Çamur uygulama dağılımlarına bakıldığında ise her ülkenin kullanmakta olduğu ve en başta gelen uzaklaştırma yöntemi, tarımsal kullanımdır. En çok kullanılan diğer yöntem ise düzenli depolamadır. Ayrıca yakma yöntemi pek tercih edilmemesine rağmen bu yöntemi kullanılan ülkeler mevcuttur. Denizlere boşaltmanın 1998 yılında yasaklanmasından sonra İngiltere ve İrlanda'da oluşan çamurların bir kısmı diğer yöntemlerle uzaklaştırılmaktadır. Tüm çamur uzaklaştırma yöntemleri çevre kriterleri içermektedir (Aydın, 2004.)

Çamur uzaklaştırma stratejisine en çok kullanılan arıtma işlemi stabilizasyonudur. Çizelge 2.4'te Avrupa ülkelerinde uygulanan stabilizasyon yöntemleri görülmektedir.

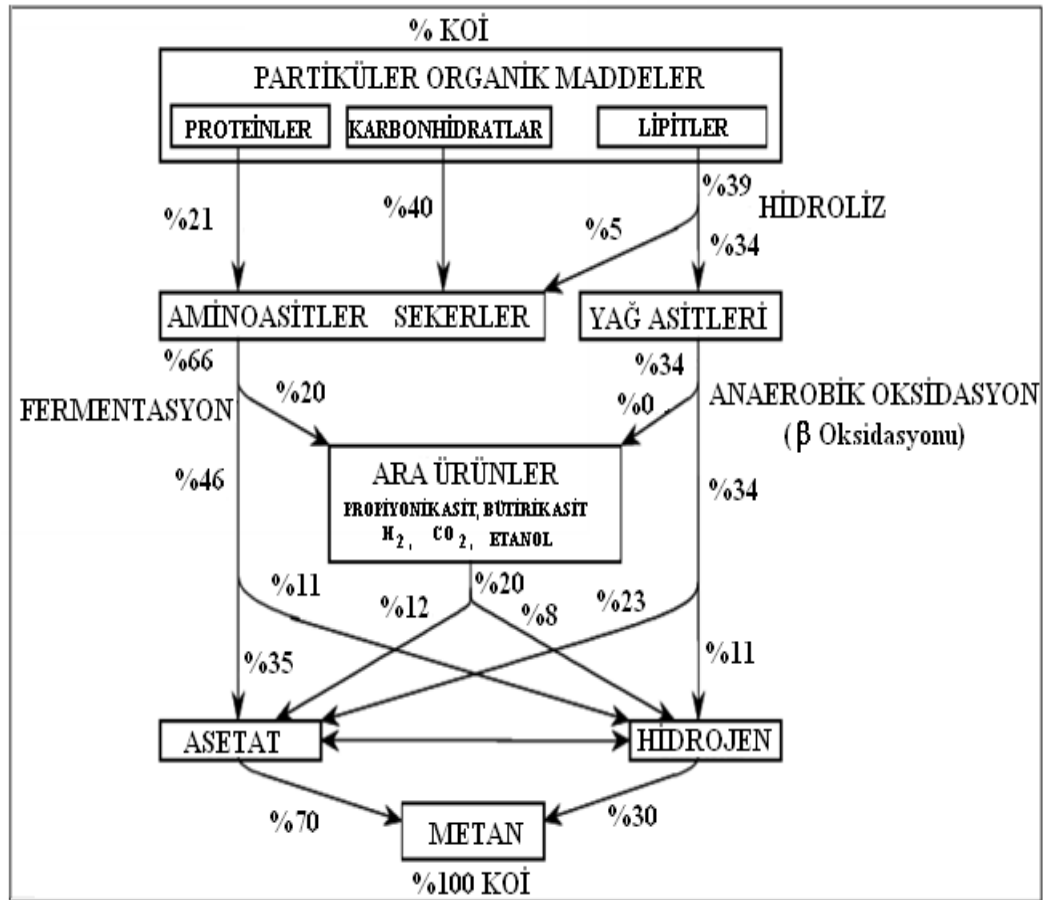
Çizelge 2.4. Avrupa Ülkelerindeki Stabilizasyon Prosesleri (Tezcan, 2007).

Ülke	Anaerobik (%)	Aerobik (%)	Hiç (%)	Diğer (%)
Belçika	40	21	38	-
Danimarka	40	23	30	7 (Kireç)
Fransa	49	17	32	2
Almanya	64	12	21	3
İrlanda	19	8	73	-
Hollanda	44	35	2	19
İspanya	45	5	24	26 (Kireç)
İsviçre	70	5	10	15 (Kireç)
İngiltere	56	2	35	7

3.ANAEROBİK ARITMA

3.1. Anaerobik Arıtmanın Esasları ve Mikrobiyolojisi

Anaerobik arıtma, organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından oksijensiz olarak parçalanması sonucu CH_4 , CO_2 , NH_3 , H_2S gibi son ürünlere dönüştürülmesidir. Anaerobik arıtım kompleks yapıdaki organik maddelerin basit organik maddelere dönüştüğü hidroliz aşaması, basit organik maddelerin asit bakterileri tarafından uçucu yağ asitlerine dönüştüğü asit üretim aşaması ve uçucu yağ asitlerinin metan bakterilerince metana dönüştüğü metan üretim aşamasından oluşmaktadır (Öztürk, 2007).



Şekil 3.1. Evsel Çamurların Çürütülmesi Esnasında Organik Maddelerin Metana Dönüşümü (Alvarez, 2003).

Anaerobik arıtma farklı mikroorganizmalardan oluşan karmaşık biyokimyasal bir süreçtir. Genelde asit bakterileri ile metan bakterileri esas görevi yapmaktadırlar (Çizelge 3.1).

Çizelge 3.1. Başlıca Anaerobik Mikroorganizma Grupları.

Asit Bakterileri	Bütirik ve propiyonik asit üretenler
	Asetik asit üretenler
Metan bakterileri	Asetik asit kullananlar
	Hidrojen kullananlar

3.1.1. Hidroliz

Hidroliz anaerobik arıtımın ilk adımıdır. Bu aşamada hücre zarından geçemeyecek büyüklükteki organik maddelerin hidrolizi sonucu hücre zarından geçebilecek ve mikroorganizmalar tarafından kullanılabilir daha basit çözülmüş ürünlere dönüştürülmesi gerçekleştirilir (Alvarez, 2003).

Kimyasal bileşimi bakımından kompleks olan organik maddeler karbonhidratlar, proteinler ve lipidler olarak adlandırılırlar. Karbonhidratların hidrolizi sonucu şekerler, proteinlerin hidrolizi sonucu amino asitler ve lipidlerin hidrolizi sonucu ise uzun zincirli yağ asitleri, glaktoz ve gliserol oluşur. Hidroliz hücre dışı enzimlerle gerçekleşen oldukça yavaş bir süreçtir. Yağlar ve zor hidrolize olan atık içeren maddeler için hidroliz hız sınırlayıcı basamaktır. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler ise pH, sıcaklık ve çamur yaşıdır. (Öztürk, 2007)

3.1.2. Asit Üretimi

Asit üretimi hidroliz ürünlerinin asetik asit (HAc) veya reaktördeki işletme şartlarının kararlı olmaması halinde asetik asidin yanında bütirik, izobütirik (i-bütirik), valerik ve izovalerik (i-valerik) asit gibi iki karbonludan yüksek yağ asitlerine dönüştürüldüğü anaerobik arıtımın ikinci aşamasıdır. Fermantasyon ve asit

reten bakteriler, organik polimerlerin hidrolizinde ardından da açığa çıkan oligomer ve monomerler gibi hidroliz ürünlerinin uçucu ya asitleri, solventler, H₂ ve CO₂'ye dönüştürülmesini saırlar. Bazı asit üreten bakteri türleri (asetojenler) karbondhidratları kullanarak asetik asit üretirler. Zorunlu hidrojen üreten bakteriler uzun zincirli ya asitlerini ve uçucu ya asitlerini asetat, CO₂ ve H₂'ye dntrmektedirler.

Kararlı anaerobik arıtım sistemlerinde uçucu ya konsantrasyonları düşük seviyelerde olmalıdır (100 - 300 mg HAc/L).İşletmeye alma aşamasında ise 1000-1500 mg HAc/L'yi geçmemesi gerekmektedir. Asit retim hızı metan üretim hızından oldukça büyüktür. Dolayısıyla sisteme verilen organik yük arttığı durumlarda uçucu ya asidi birikimi olacaktır. Bu birikimde metan üretiminde inhibisyona sebep olmaktadır (ztrk, 2007).

3.1.3. Metan Oluşumu

Metan retimi anaerobik arıtımın son aşamasıdır. Bu aşamada asit üretim aşamasında üretilen H₂ ve asetattan CH₄ ve CO₂ retilir. Metan bakteriler için en önemli besin kaynağı asetik asittir. Metan üretiminin %65 – 70'i asetattan kaynaklanmaktadır.

Hidrojen kullanan metan bakterileri H₂ ve CO₂ kullanarak CH₄ retmektedirler. Hidrojen kullanan bakteriler asetik asit kullananlara göre daha hızlı oalırlar. Dolayısıyla ortamda yeterli miktarda H₂ ve CO₂ olduğu sürece CH₄ retebilirler.

Metan bakterileri anaerobik arıtımda en çok oksijenden ve pH'dan etkilenmektedirler. Metan bakterilerinin en etkin faaliyet gösterdiği pH aralığı 6,7 - 8,0 olarak gösterilmiştir. Aşırı organik yüklemelerin olduğu durumlarda pH der ve ortamda uçucu ya asitleri birikmesi meydana gelmektedir. Dolayısıyla da metan üretimi düşmektedir (ztrk, 2007).

Oluşan biyogaz içindeki H_2 miktarı çok önemlidir ve sistemin değerlendirilmesi için kontrol edilmelidir. Gaz içerisindeki H_2 konsantrasyonunun artması hidrojen kullanarak metan üretiminin azaldığını göstermektedir. H_2 konsantrasyonunun artmasıyla (Gönüldinç, 2006);

- ✓ Toplam asit üretim hızının düşmesine yol açar ve sistemin kararlı hale dönmesi için ilave süreye ihtiyaç duyulur.
- ✓ Propiyonik ve Bütirik asit konsantrasyonlarının artmasına neden olarak asetik asit üretimini ve asetat kullanarak metan üretimini engeller.
- ✓ Hidrojen konsantrasyonunun daha çok artması propiyonik asit üretimini hızlandırır ve sistemde pH düşmesine neden olur.

Metan üretim safhası yavaş bir süreç olduğu için anaerobik arıtımda hız sınırlayıcı aşama olarak bilinmektedir. Ancak anaerobik arıtımda hız sınırlayıcı aşamanın belirlenme için substratın yapısı, prosesin konfigürasyonu ve sıcaklık gibi değişkenlere bakılması gerekmektedir. Anaerobik arıtımda, en yavaş kademe hız sınırlayıcı olarak kabul edilmektedir. (Balaban, 2009).

3.2. Anaerobik Arıtmada Önemli Çevre Faktörleri ve Proses Kontrolü

Anaerobik arıtmanın dengeli bir şekilde devam edebilmesi ve maksimum verimde çalışabilmesi için optimum çevre şartlarını sağlaması gerekir. Çizelge 3.2’de anaerobik arıtmanın sağlaması gereken optimum çevre şartları verilmektedir.

Çizelge 3.2. Anaerobik Mikroorganizmalar İçin Optimum Çevre Şartları (Öztürk, 2007).

Parametre	Optimum Şartlar
Arıtılan atığın bileşimi	Karbon, temel (N, P) ve iz elementler bakımından dengeli olmalı, O ₂ , NO ₃ , H ₂ O ₂ , SO ₄ gibi oksitleyici maddeler, toksik ve inhibitör elementler içermemelidir.
KOI:N:P	300:5:1
pH	6,5 - 8,2
Sıcaklık	Sakrofilik (25 - 40°C), Mezofilik: (35 - 37°C), Termofilik: (50 - 60°C)
Alkalinite	1000 - 4000 (2000) mg CaCO ₃ /L
Toplam Uçucu Asit (TUA)	<1000 - 1500 mg HAc/L
TUA:Alkalinite	<0,1

3.2.1. pH

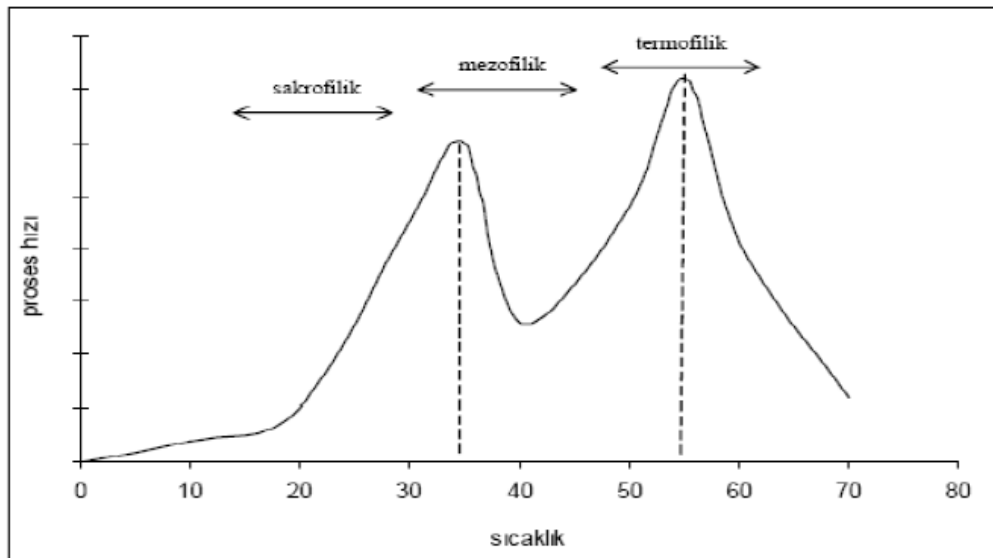
Anaerobik arıtma sistemlerinde mikroorganizmalar pH değişimlerinden önemli derecede etkilenirler. Anaerobik arıtma için optimum pH 5,5 - 8,5 arasında olması tavsiye edilir (Verma, 2002). Anaerobik arıtım için her mikroorganizma için farklı pH aralığı mevcuttur. Metan bakterileri için pH 6,5 - 8,2 aralığında olmalıdır. pH bu aralığın dışına çıktığında metan bakterileri ölmektedirler. Asit bakterileri ise 5,5’in altına düştüğünde inhibisyona uğramaktadırlar. Sisteminin pH’sı alkalinite ve uçucu yağ asidi konsantrasyonları ile ilişkilidirler. Uçucu asitlerin birikmesi sonucu pH’nın düşmesi ile metan üretimi azalmaktadır. pH’nın mikroorganizmalar üzerine

olan olumsuz etkisinin azaltılması için genelde 6,5 - 8,2 arasında tutulması gerekmektedir. Optimum pH aralığı ise 7,0 - 7,2'dir. Anaerobik arıtmada sistemi nötralize etmek için alkalinite tamponlama görevi yapmaktadır (Şentürk, 2010).

3.2.2. Sıcaklık

Anaerobik arıtma çeşitli mikroorganizma faaliyetleri ile gerçekleşen oldukça hassas bir denge halinden ibarettir. Sıcaklık ise bu hassas dengeyi etkileyen en önemli işletme parametrelerinden bir tanesidir. Anaerobik arıtma sistemlerinde psikofilik sıcaklık 10 - 20°C (opt.15°C). Mezofilik sıcaklık 20 - 40°C (opt. 35°C) ve termofilik sıcaklık 40 - 60°C (opt. 55°C) olmak üzere üç farklı sıcaklık aralığına sahiptir (Yetilmezsoy, 2008).

Sıcaklığın artmasıyla parçalanma ve biyogaz üretimi artmaktadır. Fakat sıcaklığın aşırı artması bazı mikroorganizmaların ölmesine sebep olacağından biyogaz üretiminde azalma görülmektedir. Sıcaklığın azalmasıyla bakterilerin aktivitesi yavaşlamada ve biyogaz üretiminde de azalma görülmektedir. Şekil 3.2'de anaerobik arıtım için sıcaklık aralığı verilmiştir.



Şekil 3.2. Anaerobik Parçalanma Prosesi İçin Sıcaklık Aralıkları (Öztürk, 2008).

Anaerobik arıtım sistemlerinin çoğu mezofilik şartlarda çalıştırılmaktadır. Yüksek sıcaklığın sağlanabilmesi için oldukça fazla enerjiye ihtiyaç vardır. Dolayısıyla termofilik sistemler çoğu zaman ekonomik olmamaktadır. Anaerobik arıtma sistemlerinde etkili KOİ giderimin ve metan üretiminin optimum mezofilik ve termofilik şartlarda gerçekleştiği belirtilmiştir (Verma, 2002).

3.2.3. Alkalinite

Anaerobik sistemlerde alkalinite tamponlama görevi yapmaktadır. Sistemi ani pH düşüşlerinden korumak için tampon görevi gören alkali metaller (sodyum veya potasyum bikarbonatlar, kireç vs) kullanılmaktadır. Kirecin ucuz ve kolay bulunabilme gibi avantajının yanı sıra tamponlama kapasitesinin düşük olması, ortamdaki fosforu kalsiyum orta fosfat halinde kendine bağlaması sonucu nütrient eksikliğine neden olma gibi dezavantajları bulunmaktadır. Kolay çözünür olmaları ve fazla kullanıldığında olumsuz etkilerinin görünmemesi nedeniyle tamponlama için en iyi seçim sodyum ve potasyum bikarbonattır.

Anaerobik reaktörlerde, çıkış suyu alkalinitesi 2000 – 4000 mg CaCO₃/L olmalıdır. Bazı durumlarda ise, 6000 mg CaCO₃/L'ye kadar yüksek alkalinite gerekebilmektedir. Amonyak, kostik soda ya da kireç olarak alkalinitenin ortamda bulunması, gazdaki metan yüzdesinin artmasına sebep olur. Çünkü karbondioksit bikarbonat olarak suda tutulmaktadır (Şentürk, 2010).

Anaerobik arıtmanın işleyişi uçucu yağ asitlerinin alkaliniteye oranı ile kontrol edilmelidir. Genelde toplam uçucu asit/toplam alkalinite ya da CaCO₃ oranı olarak, 1/6 önerilmektedir. Anaerobik çürütücülerde bu oranın 0,1 olması gerektiği ve bu oranın 0,35 – 0,4 arasında olması durumunda, sistemde bir sorun var demektir (Öztürk, 2007).

3.2.4. Nütrient (Besin Maddesi) Gereksinimi

Evsel atıksuların anaerobik arıtımında gerekli nütrientler mevcutken endüstriyel atıksularda düşük olabilir ve arıtım için nütrient ilavesi gerekmektedir. Mikroorganizmaların büyümesi için gerekli olan en önemli olan nütrientler azot ve fosfordur.

Biyokütle oluşumunun hızlı olduğu işletmeye alma dönemlerinde KOİ:N:P oranı 300:5:1~500:5:1 arasında tutulmakta, kararlı işletme hallerinde ise 700:5:1 oranı uygulanabilmektedir. N ve P gibi makro nütrientlerin yanında Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se ve W gibi iz elementlerinde olması gerekmektedir. Tüm çevre şartlarının sağlanmasına rağmen istenilen KOİ verimi olmuyor ise ve düşük uçucu yağ asitleri oluşuyorsa iz elementlerin eksikliği söz konusu olabilir (Öztürk, 2007).

3.2.5. Uçucu Yağ Asitleri (UYA)

Anaerobik arıtımın işletilmesinde kontrol edilmesi gereken en önemli parametrelerden biri uçucu yağ asidi konsantrasyonudur. UYA konsantrasyonunun değişmesiyle pH, alkalinite, üretilen gaz miktarı ve KOİ giderimi etkilenmektedir. UYA konsantrasyonundaki değişimler bakteri popülasyonun dengesini bozduğu için sistemde olumsuzluklar görülmekte ve bu yüzden kontrol edilmesi gerekmektedir (LahavandLoewenthal, 2000).

İşletmeye alınan bir sistemde UYA konsantrasyonunun bu süreç boyunca 1000 - 1500 mg/L'yi aşması istenmemektedir. İyi işletilen sistemlerde toplam UYA konsantrasyonu 500 mg/L'yi aşmamalıdır.

3.2.6. Ağır Metaller

Anaerobik arıtmada arıtılan sular toksik madde içermemelidir. Anaerobik prosesleri etkileyen maddeler; ağır metaller (Cu, Zn, Cd, Hg ve Pb), fenol türevleri (fenol, klorofenol, nitrofenol), tuzlar (Na, Ca, P, Mg), siyanür, pestisitler, kloroform, dezenfektanlar ve amonyaktır. Ağır metallerin toksik etkisi sülfat eklenerek azaltılabilmektedir. Böylece çözünmeyen sülfat tuzları oluşacağından, yüksek konsantrasyonlarda bulunan çinko, bakır, nikel ve demirin toksik etkisi ortadan kalkar. Yalnız krom-sülfid tuzları oluşmadığından sülfitle krom kontrolü yapılamaz. Ayrıca yüksek konsantrasyonlardaki (50 – 100 mg/L) sülfidin kendisi de toksik etki oluşturabilir (Şentürk, 2010).

3.2.7. Tuz etkisi

Anaerobik arıtmada yüksek tuzluluk inhibisyona yol açmaktadır. %1'in üzerinde tuz içeren sular tuzlu su olarak nitelendirilmektedirler. Atıksu arıtma tesisi anaerobik çamur çürütücülerde mevcut anaerobik mikroorganizmaların %3 tuzluluk seviyesinde %50 oranında inhibe olduğu belirlenmiştir (Öztürk, 2007). Geleneksel biyolojik arıtma sistemleri, mikrobiyal flora tuzun olumsuz etkilerinden dolayı, tuzlu atıksulardan KOİ uzaklaştırılmasında yetersiz olarak bilinmektedir. Bunun nedeni; tuz varlığında ortaya çıkan plazmolizden dolayı biyolojik atıksu arıtımında organizmaların aktivite kaybına bağlanabilmektedir.

Yüksek sodyum ve klor konsantrasyonlarının varlığı, anaerobik atıksu arıtımı için inhibitör olarak düşünülmektedir. Sodyum konsantrasyonunun 10 g/L'yi aşması halinde metanojenik safhanın engellendiği bilinmektedir (Şentürk, 2010).

3.2.8. Sülfat ve Serbest Amonyak Etkisi

Anaerobik arıtmada sülfatın varlığı, sülfat indirgeyen bakteriler organik maddenin oksidasyonu süresince son elektron alıcısı olarak sülfatı kullanır ve bir dizi reaksiyon sonucunda hidrojen sülfiti üretir. Sülfatın 200 mg/L'den fazla olması metajonik safhada inhibisyona neden olmaktadır. Sülfat indirgeyen bakteriler, hidrojen/karbondioksit (H_2/CO_2) ve asetat için metanojenik bakterilerle rekabete girer ve metan üretimine engel olmaktadır (Yetilmezsoy, 2008).

Sülfat içeren atık suların anaerobik olarak arıtma teknolojilerinin uygulamalarında toksidite, metan üretiminde azalma, kötü koku ve korozyondan dolayı zorluklar ortaya çıkmaktadır. En önemli olan H_2S 'in inhibitör etkisidir. Bu etki sistemin performansının düşmesine hatta durmasına neden olmaktadır. Genellikle $KOİ:SO_4$ oranı 10'dan büyük olması gerekir. Çünkü atıksularmetanojenik arıtma için hiçbir problem oluşturmazlar (Şentürk, 2010).

Serbest amonyak metanojen bakteriler için tamamen toksiktir. Bu nedenle, yüksek seviyede NH_4 veya protein içeren atıksularda NH_3 toksisitesi de önemli bir sorundur. Su ortamındaki serbest NH_3 yüzdesi pH ve sıcaklığa bağlıdır. Bu nedenle, amonyak inhibisyonunda sıcaklık ve pH gibi ortam şartları inhibisyon derecesini etkilemektedir. Metanojenler, 1500 - 3000 mg/L konsantrasyonlarındaki amonyak içeriğine hassasiyet gösterirler (Şentürk, 2010).

Anaerobik arıtmayı etkileyen toksik maddelerin ve bu maddelerin toksik etki gösterdiği konsantrasyon değerleri Çizelge 3.3'te sunulmuştur.

Çizelge 3.3. Anaerobik Arıtmada Çeşitli Toksik Maddeler ve Toksik Etki Konsantrasyonları (Şentürk, 2010).

Toksik Maddeler	Toksik Etki Konsantrasyonları (mg/L)
Sülfat (SO_4^{-2})	5000
Sodyum klorür ve genel tuzlar (NaCl)	40000
Nitrat (N olarak hesaplanmış)	0,05
Bakır (Cu^{+2})	100
Krom (Cr^{+3})	200
Nikel (Ni^{+2})	200 - 500
Sodyum (Na^{+})	3500 - 5500
Potasyum (K^{+})	2500 - 4500
Kalsiyum (Ca^{+2})	2500 - 4500
Magnezyum (Mg^{+2})	1000 - 1500
Mangan (Mn^{+2})	>1500

Anaerobik arıtmada kararlılığın sağlanabilmesi için ortamda eser miktarda dahi oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile arıtma sürecini olumsuz olarak etkilemektedir. Bu nedenle, NO^{-3} , H_2O_2 , SO_4^{-} , HS^{-} gibi maddeler anaerobik sistemlerin verimini olumsuz yönde etkiler (Öztürk, 2010).

Anaerobik sistemlerin proses kontrolleri çok hassastır. Proses kontrolleri ile sistemin düzensizlikleri belirlenir ve oluşan sorunlar giderilebilir. Anaerobik arıtmada: sıcaklık, pH, gaz debisi, alkalinite, toplam uçucu asit (TUA), gaz kompozisyonu, organik yük, KOİ ve arıtma verimi belirli aralıklarla izlenmelidir (Öztürk, 2007).

3.3. Anaerobik Arıtmanın Avantajları ve Dezavantajları

Anaerobik arıtma sistemlerinin avantajları ve dezavantajları aşağıdaki gibi sıralanabilir.

Avantajları;

- ✓ Düşük reaktör hacmine sahiptir.
- ✓ Düşük atık biyokütle üretimi vardır.
- ✓ Mevsimsel arıtım olanağı sağlar.
- ✓ N ve P gereksinimleri düşüktür.
- ✓ Enerji tasarrufu sağlar ve değerli yan ürünler üretir.
- ✓ Düşük köpüklenme problemi söz konusudur.
- ✓ Aerobik olarak giderilemeyen bazı maddelerin giderimini sağlar.

Dezavantajları;

- Uzun başlangıç evresi gereklidir.
- Bazı atıksularda; yüksek miktarda alkalinite gereksinimi, düşük çıkış kalitesi, koku problemi gibi sorunla karşılaşılır.
- Düşük sıcaklıkta düşük kinetik hızlar söz konusu olduğundan ısıtma gereksinimi vardır.
- Maksimum biyokütle aktivitesi için yüksek NH_4 konsantrasyonları gereklidir.
- Dolgu malzemesi maliyeti vardır.
- Askıda katı madde birikimi verimi düşürür.

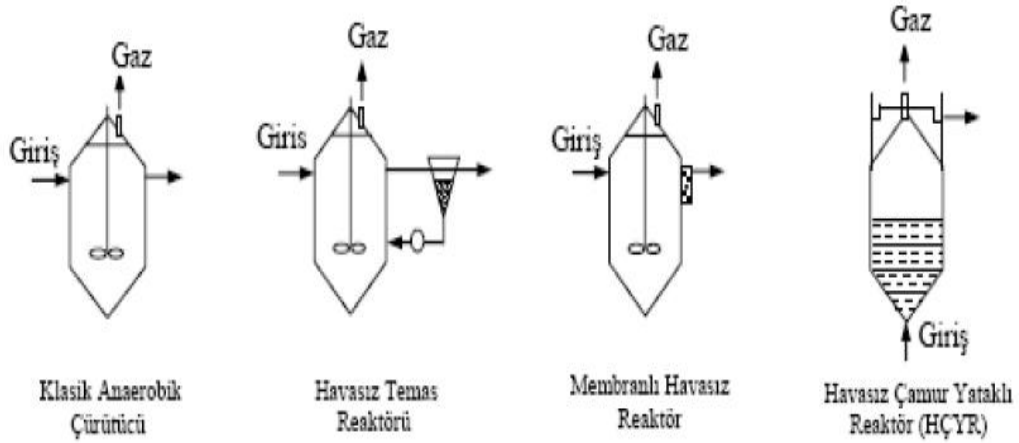
3.4. Anaerobik Arıtma Sistemleri

Anaerobik arıtmada reaktör tipleri: mikroorganizmaların askıda çoğaldığı reaktörler ve biyofilmlili reaktörler olarak iki gruba ayrılmaktadırlar.

3.4.1. Askıda Çoğalan Sistemler

Askıda çoğalan sistemlerin uygulamaları aşağıda verilmiştir (Şekil.3.3).

- Klasik havasız çürütücüler,
- Havasız temas reaktörleri,
- Membranlı havasız reaktörler,
- Havasız çamur reaktörlerdir.



Şekil 3.3. Askıda Çoğalan Reaktör Tipleri (Öztürk, 2007).

Klasik Havasız Çürütücüler: Tam karışımli ve geri devirsiz bir reaktördür. Çamur yaşı, hidrolik bekletme süresine eşittir. Yavaş çoğalan metan bakterilerinin yıkanmasının önlenmesi için çamur yasının 10 günden az olmaması gerekir. Pratikte bu süre 15-20 gün alınır. Hacminin çok büyük olması ve çıkıştaki askıda katı madde konsantrasyonunun yüksek oluşu gibi mahzurları dolayısıyla, klasik havasız çürütücü arıtma çamurlarının çürütülmesi dışında endüstriyel atıksu arıtımında pek kullanılmamaktadır (Öztürk, 2007).

Havasız Temas Reaktörleri (HRT): Klasik havasız çürütücülerden farkı çöktürme tankı ve geri devir sisteminin olmasıdır. Çamur yaşı arttırılarak sistemin arıtma veriminin yükseltilmesi ve hacminin azaltılması sağlanmaktadır. Bu sistemin sorunu anaerobik çamurun çöktürülmesinin zorluklarıdır. Askıda katı madde cinsinden çamur konsantrasyonunun 12.000 mg/L'yi aşması halinde çökelmede ciddi sorunlar oluştuğu için organik yükleme hızının 5 kg KOİ/m³'ü geçmemesi gerekmektedir (Öztürk, 2007).

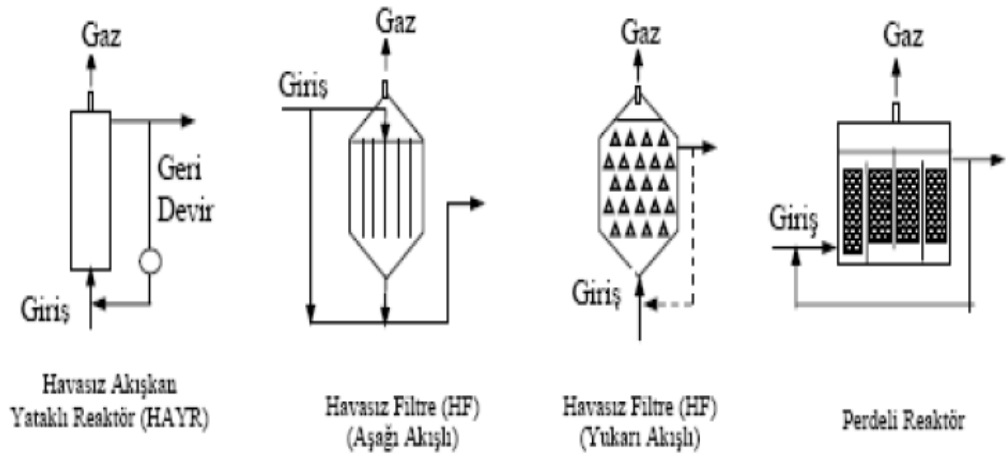
Membranlı Havasız Reaktörler: Ana kısmı tam karışımli anaerobik bir reaktörden oluşan bu sistemde katı madde ayırımında çökeltme yerine bir ultrafiltrasyon birimi kullanılmaktadır. Membran üzerinden akarken suyu alınan biyokütle hemen sisteme geri döndürülmekte ve böylece çamur yaşı istenildiği kadar arttırılabilmektedir. Genelde KOİ değeri 10.000 mg/L'nin üzerindeki çok konsantre ve debisi nispeten küçük endüstriyel atıklar için kullanımı uygundur (Öztürk, 2007).

Havasız Çamur Reaktörü: Filtre malzemesinin pahalı olması ile askıda katı maddelerle tıkanması, büyük debilerdeki aşırı yük ve biyokütle kaybı gibi olumsuzlukları taşımayan ve içerisinde malzemesi bulunmayan bir sistemdir. Arıtma, reaktörün alt kısmındaki çamur yatağı ile bunun üst kesimindeki çamur örtüsünce gerçekleştirilmektedir. Beslenen atığın organik madde muhtevasına bağlı olarak, kuvvetli atıklarda çamur yatağı, seyreltik atıklarda ise çamur örtüsü arıtmada ağırlıklı rol oynamaktadırlar. Yüksek verimi ve basitliği sebebiyle dünyada en yaygın uygulama alanı bulan sistemdir (Öztürk, 2007).

3.4.2. Biyofilm Sistemleri

Biyofilm sistemlerinin uygulamaları aşağıda verilmiştir (Şekil 3.4).

- Havasız akışkan yataklı reaktörler (HAYR)
- Havasız filtreler (HF),
- Havasız döner diskler,
- Perdeli reaktörler.



Şekil 3.4.Biyofilm Sistemlerinin Reaktör Tipleri (Öztürk, 2007).

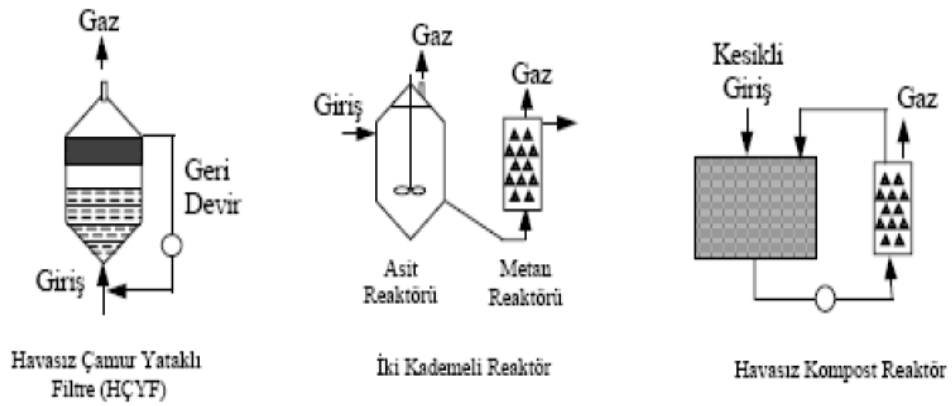
Havasız Akışkan Yataklı Reaktörler (HAYR): Biyokütle akışkan haldeki 0,1-0,6 mm çaplı kum, antrasit, aktif karbon gibi ince tanecikli yatak malzemesi yüzeyinde tutunur. Akışkan haldeki yatak malzemesinin özgül yüzeyi 2000-5000 m²/m³ gibi yüksek değerlere, biyokütle konsantrasyonları da 30.000 mg/L'nin üzerine çıkabilmektedir. Çok yüksek organik yükler (40-60 kg KOİ/m³·gün) uygulanabilen ve hidrolik bekletme süresi 1,5-3 saate indirilebilen bu sistemin en büyük olumsuzluğu, yatağı akışkan halde tutmak için yaptırılan geri devir sebebiyle terfi maliyetinin bir miktar yüksek olmasıdır (Öztürk, 2007).

Havasız Filtreler (HF): Havasız filtre, içerisinde kırma taş veya plastik dolgu maddesi bulunan ve tabandan beslenen düşey akışlı bir anaerobik reaktördür Dolgu malzemesi bakterilerin tutunması için büyük bir yüzey sağlar. Havasız filtrelerdeki mevcut biyokütlenin yaklaşık %60'ını filtre malzemesinin boşluklarında biriken biyokütle oluşturmaktadır ve organik madde giderimi genelde bu mikroorganizmalar tarafından giderilmektedir. Dezavantajı askıda katı madde içeren sularda hemen tıkanması ve sentetik dolgu malzemesinin pahalı olmasıdır (Öztürk, 2007).

3.4.3. Diğer Sistemler

Farklı olarak uygulanan reaktör tipleri de şöyledir (Şekil3.5);

- Havasız çamur yataklı filtreler,
- İki kademeli reaktörler,
- Havasız kompost reaktörlerdir.



Şekil 3.5. Uygulanan Diğer Reaktör Tipleri (Öztürk, 2007).

Havasız Çamur Yataklı Filtreler: Havasız çamur yataklı filtre, alt kısım havasız çamur yatağı üst kısmı ise havasız filtre olarak teşkil edilen bir reaktördür. Filtre kısmının hacmi toplam hacmin %50-70'i arasındadır. Dolgu yüksekliği de 2 m'den az olmamalıdır. Arıtmanın çok büyük bir kısmı alt kısımdaki havasız çamur yatağında gerçekleşmektedir. Üstteki filtre ise genellikle adeta bir lamelli çökeltici gibi katı/sıvı ayrımını sağlamakta ve reaktörden biyokütle kaçıışı düşürülmektedir. Ancak, dolgu malzemesi içinden geçen biyogaz türbülansa sebep olmakta bu sebeple çökelme istenilen seviyede gerçekleşmemektedir. Bu nedenle dolgulu kısmın reaktör dışında teşkil edilmesinin daha faydalı olacağı belirtilmektedir. Bu halde havasız çamur yataklı reaktör çıkışında teşkil edilecek bir yukarı akışlı havasız filtrede ayrıca hidrolik bekletme süresinin 2 saat olması yeterli olmaktadır (Öztürk, 2007).

Havasız Kompost Reaktörler: Havasız kompost reaktörleri katı madde oranı %20-35 olan organik katı atık ve/veya arıtma tesisi çamurlarının mezofilik veya termofilik işletme şartlarında havasız olarak kompostlaştırıldığı sistemlerdir. Özellikle son 10 yıldan bu yana organik kısmı ayrı toplanan evsel katı atıklar ile arıtma çamurları ve zirai atıkların karışımıyla oluşturulan organik katı atıkların 3-4 haftalık hidrolik bekleme süresi sonunda zirai gübre değeri yüksek kompost haline dönüştürülmesi mümkün olmaktadır (Öztürk, 2007).

İki Kademeli Reaktörler: Havasız arıtma sisteminde asit ve metan üretimin ayrı gerçekleştirmek amacıyla iki reaktörden oluşan sistemlerdir. Kademeli olarak çalışırlar. Faz ayırımına gitmek suretiyle havasız arıtmada organik yükün %50'ye yakın oranda arttırılması mümkündür. Böyle bir uygulama ile toplam hacimde de %30-40 oranında bir küçülme sağlanabilmektedir. Havasız arıtmada tek ve iki kademeli işletme durumlarının karşılaştırılması Çizelge 3.4'te verilmektedir (Öztürk, 2007).

Çizelge 3.4. Tek ve İki Kademeli İşletmenin Karşılaştırılması.

	Tek Kademeli	İki Kademeli
Avantajları	- Daha az yatırım maliyeti - İşletme kontrol kolaylığı	-Daha hızlı işletmeye alma -Prosesin daha kararlı olması -Arıtma verimin daha yüksek oluşu -Katı organik maddelerin daha iyi parçalanması
Dezavantajları	- Daha uzun sürede işletmeye alma - Daha kararsız proses - Organik yük değişimlerine daha hassas oluşu	-Daha yüksek yatırım maliye -Kontrolünün daha zor oluşu -Dikkatli pH kontrolü gerekliliği

3.5. Arıtma Çamurlarının Anaerobik Çürütülmesi

Anaerobik çürütme, çamur stabilizasyon için kullanılan en eski proseslerden biridir ve organik ve inorganik maddelerin havasız ortamda parçalanması olarak tanımlanabilir. Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımı sonucu oluşan çamurların stabilizasyonunda yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Çürüme işlemi anaerobik bakterilerce gerçekleştirilir. Anaerobik olarak çürütülen çamur kararlı, kokusuz, patojen organizma konsantrasyonu düşük ve araziye serilebilecek özelliktedir. Anaerobik çürütme, yüksek ilk yatırım maliyeti, işletme güçlükleri ve çıkış suyu kirlilik yükünün fazla oluşu gibi dezavantajlara sahiptir (MetcalfandEddy, 2003). Çamur bertarafı, atıksu arıtma tesisi mevcut maliyetinin %50'sini temsil ettiği için önem kazanmıştır. Farklı birçok yöntem olmasına rağmen anaerobik arıtma biyogaz oluşturduğu ve patojenlerin çoğunun giderdiği için önemlidir. Üretilen biyogaz enerji kaynağı olarak kullanılmaktadır (Appels et al., 2008).

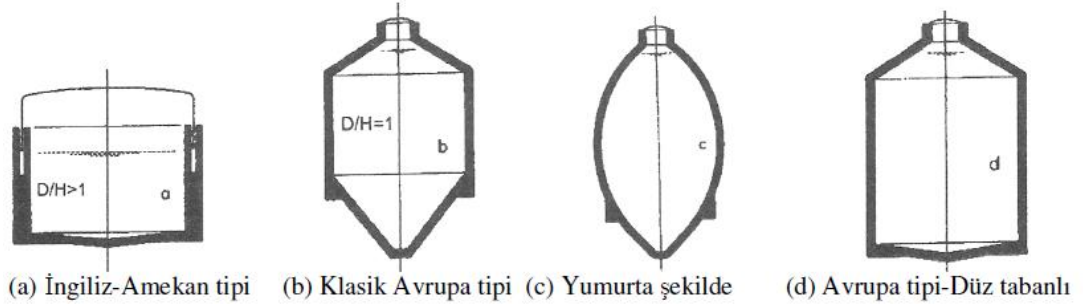
Anaerobik çürütme işlemi 3 aşamadan oluşmaktadır. (i) Büyük molekülü organik maddelerin basit moleküllere dönüştüğü hidroliz aşaması, (ii) asit bakterileri tarafından uçucu yağ asitlerinin oluşturulması, (iii) uçucu asitlerin metan bakterileri tarafından son ürün olan metan ve karbondioksit dönüşümüdür (MetcalfandEddy, 2003). Hidroliz çamur çürütmede hız sınırlayıcı aşamadır. Bu aşamayı hızlandırmak için çeşitli ön arıtım yöntemleri yapılmaktadır. Genelde mekanik, termal ve kimyasal ön arıtım işlemleri uygulanarak stabilizasyon süresinin kısaltılması sağlanmış olmaktadır. Ön arıtım uygulamalarıyla zor ayrışan maddelerin kolay ayrışan maddelere dönüşümü sağlanarak biyogaz üretimin artışı sağlanmaktadır. Etkin ön arıtımın seçimi ise ihtiyaç duyduğu enerji miktarı, maliyeti, uygulanabilirliği ve verimleri göz önünde bulundurularak karşılaştırılması sonucu belirlenmektedirler (Ciliment et al.,2007; Tomei et al., 2008; Braguglia et al., 2011).

3.5.1. Çamur Çürütücü Tipleri

Anaerobik çamur çürütücüler düşük ve yüksek hızlı olmak üzere iki çeşittir. Düşük hızlı çürütücülerde ısıtma ve karıştırma uygulanmaz. Hidrolik bekleme süreleri yörenin iklimine göre 30-60 gün arasında değişmektedir. Yüksek hızlı çürütücülere ısıtma ve karıştırma uygulanarak ayrışma sürecinin hızlandırılması sağlanmaktadır. Yüksek hızlı çürütücüler seri bağlı 2 reaktör tarzında tasarlanmaktadır. İkinci reaktör katı/sıvı ayırımı (çökeltme) gerçekleştirilir ve çamur yaşının kontrolüne olanak sağlamaktadır (Öztürk, 2007)

3.5.2. Çürütme Tankı Şekilleri

Genelde 4 çeşit çürütme tankı kullanılmaktadır. Bunlar, İngiliz-Amerikan tipi, klasik Avrupa tipi, genel yumurta tipi ve Avrupa tipi (düz tabanlı) çürütücülerdir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Çürütücü Şekilleri (Öztürk, 2007).

3.5.3. Çamur Çürütücülerin Proses Tasarımı ve Kontrolü

Çamur çürütücülerin tasarım ve işletiminde göz önünde bulundurulacak en önemli kontrol parametreleri çürütücü hacmi, ısıtma ve sıcaklık kontrolü, gaz üretimi ve kullanımı, pH, çıkış suyu kalitesi, biyolojik ayrışabilirlik, karıştırma ve çürümüş çamur özellikleridir (Öztürk, 2007).

3.5.3.1. Çürütücü Hacmi

Çürütücü hacmi genellikle, hidrolik bekleme süresi, çamur yaşı, hacimsel yük, eş değer nüfus ve gözlenen hacim azalması parametrelerinden biri veya bir kaç göz önünde tutularak hesaplanmaktadır. Çürütme süresi düşük hızlarda 30-60 gün, yüksek hızlı çürütücülerde ise 10-20 gün olarak alınır. Anaerobik çürütmede organik katıların hacmi azalır ve çıkış suyu arıtma tesisi başına verilir (Öztürk, 2007).

Çürütme işleminin gerçekleştiği aşamalarındaki reaksiyonlar doğrudan çamur yaşına bağlıdır. Çamur yaşı minimum değerden düşük olursa bakterilerin çoğalma hızı düşer ve dolayısıyla çürütme prosesinin verimi düşer (MetcalfandEddy, 2003).

3.5.3.2. Isıtma ve Sıcaklık Kontrolü

Sıcaklık mikroorganizma büyümesini ve metabolizmasını etkilemektedir (Appels et al., 2008). Optimum şartlarda çürütmenin sağlanabilmesi için mezofilik sıcaklığın 35°C civarında termofilik sıcaklığın ise 55°C civarında olması gerekmektedir. Anaerobik çürütmede sıcaklık hem metan üretiminde hem de hidroliz hızları etki ettiği için önemli bir parametredir (MetcalfandEddy, 2003).

Daha düşük enerji gereksinimi ve yüksek stabilizasyon sağladığı için yaygın olarak mezofilik şartlar kullanılır. Termofilik sıcaklıklarda yapılan çalışmalarda metan üretimi artmakta ve çamur için gerekli tutma süresi kısalmaktadır (Ciliment et al.,2007). Mezofilik süreç de organik giderme verimi 20 günlük sürede %25-30 arasında değişmektedir (Dumas et al., 2010). Termofilik şartlarda çalışan reaktörlerde mezofilik şartlarda çalışan reaktörlere göre daha fazla biyogaz üretilmektedir. ve daha fazla katı giderimi sağlanmaktadır. Fakat termofilik reaktörde fazla biyogaz üretilmesine rağmen üretilen biyogazın metan yüzdesi düşmektedir ve termofilik sistemler daha fazla enerjiye ihtiyaç durmaktadırlar (Gavala et al., 2003; Coelho et al., 2011).

Yuan ve arkadaşlarının yapmış oldukları çalışmada atık aktif çamur fermantasyonunda UYA üretimine karıştırmanın ve sıcaklığın etkisi incelenmesi sonucunda sıcaklığın artmasıyla hesaplanan hidroliz hız sabitlerinin arttığı, hidrolizi tamamlamak için geçen sürenin ise sıcaklık artıkcı azaldığı görülmüştür (Yuan et al., 2011).

Oropeza ve arkadaşları biri mezofilik diğeri termofilik şartlarda olmak üzere iki ayrı reaktör çalıştırarak patojen mikroorganizmaların ve parazitlerin giderme verimini kıyaslayarak incelemişlerdir. Sonuçta termofilik olarak çalıştırılan anaerobik çürütücüde patojen mikroorganizma ve parazit gidermenin mezofilik şartlarda çalışan reaktöre göre yüksek olduğu görülmüştür. Termofilik anaerobik arıtmadan çıkan katılar tarımda hiçbir sınırlama olmadan kullanılabilecek özellikte olmuştur (Oropeza et al., 2001).

3.5.3.3. Gaz Üretimi ve Kullanımı

Çürütme sonucu üretilen biyogaz önemli bir enerji kaynağıdır. Üretilen biyogaz içeriğı %60-70 CH₄, %25-30 CO₂ ve az miktarda H₂, N₂, H₂S oluşmaktadır. Bu gazın ısı değeri 21.000-25.000 kJ/m³, yoğunluğu ise havanınkinin %86'sıdır. Üretilen biyogaz tesis içinde kullanılmaktadır (MetcalfandEddy, 2003).

3.5.3.4. pH

Anaerobik çürütücülerdeki etkin olan bakteriler belli pH aralığında faaliyetlerini sürdürdüklerinden önemlidir. Metan bakterileri için optimumpH aralığı 6,5-8,0'dir. Sistemde meydana gelen pH değışimi tolere edilecek değeri aşması sonucu mikrobiyal faaliyetin durmasına neden olur hatta stabilizasyonun durması ile de sonuçlanabilir.

Gömeç ve arkadaşları evsel birincil çamurun anaerobik çözünürlüğü üzerine pH'nın etkisini araştırdıkları çalışmada birincil çamur ile beslenen pH kontrolsüz reaktörlerde TKM ve UAKM giderimi sırasıyla %25 ve %32 iken, pH kontrollü

reaktörlerde TKM giderimi %26 ve UAKM giderimi %43 olduğunu gözlemişlerdir. pH kontrolsüz reaktörde hidroliz ve asidojenik safhaların tamamlanması için uzun bekleme sürelerine ihtiyaç olduğu rapor etmişlerdir. Aktif çamur ile beslenen pH kontrolsüz reaktörlerde TKM ve UAKM giderimi sırasıyla %44 ve %55'tir. Buna karşın pH kontrollü reaktörlerde TKM ve UAKM giderimi sırasıyla %57 ve %72'dir. Aktif çamur yüksek konsantrasyonda AKM içerdiği için yüksek çamur bekleme sürelerine ihtiyaç olduğu görülmüştür (Gömeç and Speece, 2002).

3.5.3.5. Biyolojik Ayırılabilirlik

Biyolojik ayrılabilirlik, anaerobik çürütmede hem KOİ hem de UKM giderim yüzdesi olarak ifade edilmektedir. Besin stoklarının yapısına bağlı olarak çeşitlilik göstermektedir. Biyolojik ayrılabilirliğinin bir çok değişkene bağlı olan literatür değerlerini kullanmak yerine deneysel tayinler tercih edilmektedir. Biyolojik ayrılabilirlik deneyleri standart koşullar altında besi maddesinin inkübasyonuna dayanan kesikli biyolojik analiz metodu ile yürütülmektedir. Besi maddesinin kalıcı fraksiyonun ölçümünde ayrılabilir kısmının tamamıyla metan ve karbondioksit dönüştüğü kabul edilmektedir. Biyogaz üretimi tahmininde KOİ:UKM kullanılmaktadır. Fakat bu değerler farklılık gösterdiği için biyogaz üretimi için KOİ ve TOK'a göre tahmin yapmak daha kesin sonuç vermektedir (Öztürk, 2008).

Çamur parçalamada çamurun kalitesi (birincil, ikincil ve karışık) ile içeriği (protein, karbonhidrat ve yağ) çok önemlidir ve bilinmesi gerekir. İkincil çamurlar %37 biyolojik parçalanma verimine sahiptir (Dumas et al., 2010). Biyolojik dönüşüm oranı üzerine pH, sıcaklık, karıştırma, bekletme süresi ve uygulanan ön arıtım yöntemlerinin etkisi görülmektedir. Arıtma çamurlarında organik madde dönüşümü %30-50 arasında sınırlıdır. Metan üretimi çamura bağlıdır. Atık çamurların bozunabilirliği birincil çamurda düşüktür (Mottet et al., 2010).

Arnaiz ve arkadaşları çalışmalarında farklı çamur türlerinin anaerobik çürütülmesi esnasında UKM ve biyokütle miktarlarını ölçmüşlerdir. Çalışmaların ön çökeltme çamuru, biyolojik atık çamur ve 1:1 oranında karıştırılmış karışık çamur

kullanılmıştır. En yüksek UKM giderimi ön çökeltme çamurunda sağlandığı görülmektedir. Ön çökeltme çamuru biyolojik atık çamurdan daha fazla ayrışabilir organik madde içerdiği sonucuna ulaşmışlardır. Sonuç olarak biyolojik atık çamurun ön çökeltme çamuruna göre daha fazla biyokütleden oluştuğu sonuçlarına ulaşılmıştır (Arnaiz et al., 2006).

3.5.3.6. Karıştırma

Çamur çürütücülerinin optimum verimle işletilebilmesi için yeterince karıştırılması gerekmektedir. Karıştırma ile;

- Çamur ile aktif mikroorganizma ile biyokütlesinin iyice teması,
- Çürütücü muhteviyatının homojenliği,
- Çürütücüde açığa çıkan metabolik ürünlerin ve beslenen çamurdaki toksik kimyasalların seyreltilmesi,
- Üst kısımda köpük oluşumunun engellenmesi

sağlanmaktadır.

Yuan ve arkadaşlarının yapmış oldukları çalışmada karıştırmanın olmadığı sistemde UYA-KOI konsantrasyonlarının karıştırmanın olduğu sisteme göre çok daha düşük olduğu görülmektedir (Yuan et al., 2011)

4. MATERİYAL - METOT

4.1. Atık Çamur

Bu çalışmada kullanılan arıtma çamuru İzmit evsel atıksu arıtma tesisindeki son çöktürme havuzunun geri devir hattından alınmıştır. Kullanılan arıtma çamuru dalgıç pompa yardımıyla 100 L'lik bidonlara alınarak laboratuvara getirilmiştir. Besleme yapılmadan önce atık suyun karakterizasyonunu belirlemek için gerekli tüm analizler yapılmıştır. Çizelge 4.1'de alınan arıtma çamurunun özellikleri verilmiştir. Bu tablodaki değerler yapılan tüm analizlerin ortalama değerleri hesaplanarak oluşturulmuştur.

Çizelge 4.1. Evsel Atıksu Tesisinden Alınan Çamurun Karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Ortalama Değerler
KOİ	mg/L	6488
pH	-	6,82
Sıcaklık	°C	22
TKN	mg/L	355,5
Amonyak	mg/L	5,52
Sülfat	mg/L	111,2
Toplam fosfat	mg/L	26,5
Toplam Katı Madde	mg/L	8470
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	410,86
Toplam Askıda Katı Madde	mg/L	7172
Toplam Uçucu Katı Madde	mg/L	5090

Kullanılan atık çamurun KOİ:N:P oranı yaklaşık olarak 245:13:1 olarak bulunmuştur. Bu oran atık çamurun anaerobik arıtılabilmesi için gerekli olan nütrient içerdiğini göstermektedir. Bu nedenle arıtma çalışmalarında sisteme herhangi bir nütrient ya da başka bir atıksu ilavesi yapılmamıştır.

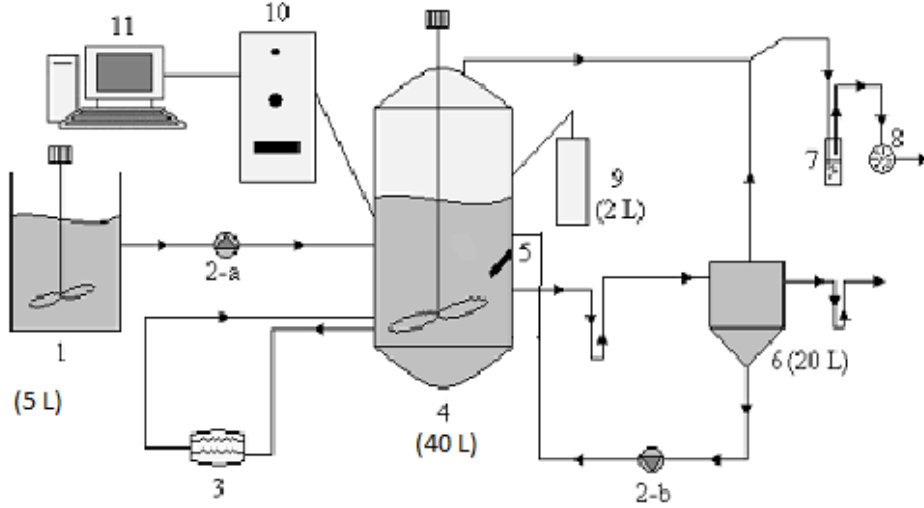
Atık çamurdaki sülfat ve amonyak konsantrasyonları ise anaerobik reaktörde inhibisyona neden olacak değerlerde değildir. Literatürde termofilik ve mezofilik şartlarda toplam amonyum konsantrasyonu 4 g/L'den büyük olduğu zamanlarda inhibisyona sebep olduğu bildirilmiştir (Boe et al., 2009). Ayrıca sülfat konsantrasyonunun inhibisyona ve korozyona neden olmaması için $KOİ:SO_4^{=}$ oranı 10'dan büyük olması gerekmektedir (Skiadas et al., 2003). Bu çalışmada kullanılan atık çamurda $KOİ:SO_4^{=}$ oranının verilen sınır değerden yüksek olduğu bulunmuştur.

4.2. Anaerobik Kontakt Reaktör

Bu çalışmada, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü'nde daha önce gerçekleştirilen doktora tez çalışmasının yapıldığı anaerobik kontakt reaktör kullanılmıştır. Şekil 4.1'de çalışmada kullanılan reaktörün fotoğrafı, Şekil 4.2'de ise reaktörün akış diyagramı verilmiştir.



Şekil 4.1. Anaerobik Kontakt Reaktör.



Şekil 4.2. Anaerobik Kontakt Reaktör Akış Diyagramı (1) Besleme tankı, 2-a) Peristaltik Pompa (zaman ayarlı), 2-b) Peristaltik Pompa, 3) Isıtıcı, 4) Anaerobik Kontakt Reaktör, 5) pH-metre, 6) Çöktürme Tankı, 7) Gaz yıkama, 8) Gaz-metre, 9) NaOH tankı, 10) PLC Paneli, 11) Bilgisayar.

Reaktörde kullanılan tanklar arası tesisat, paslanmaz çelik borularla ve basınca, aside dayanıklı PVC borular kullanılarak yapılmıştır. Tanklar ise paslanmaz çelikten (316), sızdırmaz ve 2 bar basınca dayanıklı olacak şekilde yapılmıştır. Sistemde kullanılan tanklar sırasıyla;

- Sistemin beslemesini sağlamak için atık çamurun koyulduğu 5 L'lik hacme sahip olan, besleme tankı,
- Çamurun çürüme olayının gerçekleştiği sürekli karıştırılmalı, sıcaklık kontrolü amacıyla suyla ısıtmalı çift cidarlı, havasız şartları sağlamak üzere oksijen sıyırma sistemi ile teçhiz edilen, 40 L hacimli anaerobik reaktörü,
- Çamur geri devrini sağlamak için kullanılan, sıcaklık kontrolü amacıyla izolasyon boyası ile boyalı, 20 L hacimli çöktürme tankı,
- pH kontrolünü sağlamak için kullanılan kostik sodanın (NaOH) bulunduğu, 2L hacimli kostik tankı,
- Reaktörlerin sıcaklıklarını istenen değerde tutabilmek için kullanılan, 10 L hacimli ısıtıcı tanktır.

Tankların haricinde sistemde istenildiğinde hassas debi ayarı imkanı sağlayan üç adet debi ayarlı, sıvıyla temassız peristaltik pompa, pH ayarı için dozaj pompası, sıcaklık kontrolü için ise bir adet devir-daim pompası kullanılmıştır. Kullanılan pompaların hız ayarı istenildiğinde manuel yapılabildiği gibi dışarıdan sürmek için 0 - 10 V ve 4 - 20 mA harici girişleri mevcuttur. Sıvı/gaz akısını açma-kapama ve yönlendirme, üç adet solenoid valf ve reaktör tahliye çıkışı ise bir adet manüel vana ile sağlanmıştır.

Sistemin kontrolü için Siemens S7 300 serisi PLC, bilgisayarda verilerin izlenmesi için WinCC SCADA programı kullanılmıştır. Organik maddenin mikroorganizmalar tarafından daha iyi parçalanabilmesi, çıkış KOİ miktarının deşarj standartlarını sağlayabilmesi ve sistemin sürekliliğinin korunması için sıcaklık 35°C’de, pH 6,8 değerlerinde tutulması kullanılan program ile gerçekleştirilmiştir.

Sıcaklığın istenen değerde tutulması için sistemde bir adet ısıtıcı tank, 3 adet PT100 sıcaklık algılayıcısı, ve reaktörlerin iç ve dış çeperleri arasında sıcak suyun akmasını ve reaktörün ısıtılmasını sağlayan spiral seklinde kanallar mevcuttur. Isıtıcı tankın içerisinde sıcaklık değeri sürekli sabit tutulan su bulunmaktadır. Sıcaklık reaktörde 35°C’nin altına düştüğünde ısıtıcı tankın önündeki pompa çalıştırılarak söz konusu reaktörün önündeki vana açılır ve reaktörün çevresinden sıcak su geçişi sağlanır.

pH’nın istenilen seviyede tutulması için de yine bir adet dozaj pompası ve bir adet pHprobu kullanılmıştır. Reaktördeki pH değeri istenilenin altına düştüğünde kostik soda tankından söz konusu reaktöre NaOH pompalanarak pH değeri istenilen seviyeye tekrar getirilir. Tüm çalışma boyunca pH istenilen değerlerde olduğu gözlenmiştir ve NaOH ilavesine ihtiyaç duyulmamıştır.

Reaktörden, gaz basıncı belirli bir değerin üstüne çıktığında gaz çıkışı yapılmaktadır. Basınç 0,85 bar değerine ulaştığında gaz çıkış vanaları açılarak çıkışta bağlı gaz metre ile ölçülmüştür. Reaktörden çıkan gaz ilk önce gaz yıkamadan geçirilmiştir. Burada kullanılan suyu asitleştirmek için ($\text{pH} = 3$) HCl ve biyogazın çözünmesini engellemek için de NaCl ilavesi yapılmıştır.

SCADA sistemi ile işletmeye ait parametrelerin kontrolleri takip edilmektedir. Kullanılan program aracılığı ile sistem için belirlenen işletme parametrelerinin (sıcaklık, pH gibi) alt ve üst limit değerleri girilerek gereken durumda gereken otomatik müdahalelerin yapılması ve takip edilmesi sağlanır. Otomatik çalışan sisteme elle (manuel) müdahale imkanı da mevcuttur.

Sisteme besleme zaman ayarlı peristaltik pompa ile sağlanmıştır. Besleme süresi 24 saat içinde eşit olacak şekilde ayarlanarak yapılmıştır.

4.3. Analitik Metotlar

Çalışmada ilk olarak izlenecek parametreler ve bunların analiz metotları belirlenmiştir. Analizlerin tekrarlanabilirlik çalışması yapılarak deneylerin güvenilirlikleri sağlanmıştır.

KOİ analizleri Standart Metot STM 5220 C kullanılarak yapılmıştır. TKN ile NH_3 ise sırası ile STM 4500-Norg B Macro-Kjeldahl ve STM 4500- NH_3 C metoduna göre yapılmıştır. Sülfat STM 4500- SO_4^{2-} E metoduna göre analiz edilmiştir. Fosfat analizleri ise HachLangeLck 349 markalı kitler ile yapılmıştır. Ayrıca STM 2320 B metoduna göre alkalinite ve STM 5560 C metoduna göre de asetik asit cinsinden toplam uçucu yağ asidi analizleri yapılmıştır. Toplam katı madde ve toplam uçucu katı madde konsantrasyonları analizleri de sırasıyla STM 2540 B ve STM 2540 C metotları kullanılarak yapılmıştır.

Reaktörde arıtma sonucu oluşan biyogaz kümülatif olarak Ritter marka gaz metre ile ölçülmüştür. Oluşan biyogazın kompozisyonu ise (CH_4 , CO_2 , H_2) GasKromotografisi (Agilent) ile belirlenmiştir. Analizde TCD (Termal iletkenlik dedektörü) detektör ve HP Plot Q + MolecularSieve kolon, $60\text{m} \times 530\mu\text{m} \times 400\mu\text{m}$ kullanılmıştır. Argon taşıyıcı gaz olarak kullanılmıştır. Gaz akışı 4 mL/dakika'dır. Fırın sıcaklığı başlangıçta 50°C ve dakikada 5°C artış ile 80°C 'ye ulaşınca 3 dakika bu sıcaklıkta bekletildikten sonra $10^\circ\text{C}/\text{dakika}$ artış ile 100°C 'ye ulaşılmıştır. TCD dedektörün sıcaklığı ise 200°C 'dir. Toplam analiz süresi 16 dakikadır.

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

5.1. Anaerobik Reaktör Çalışması

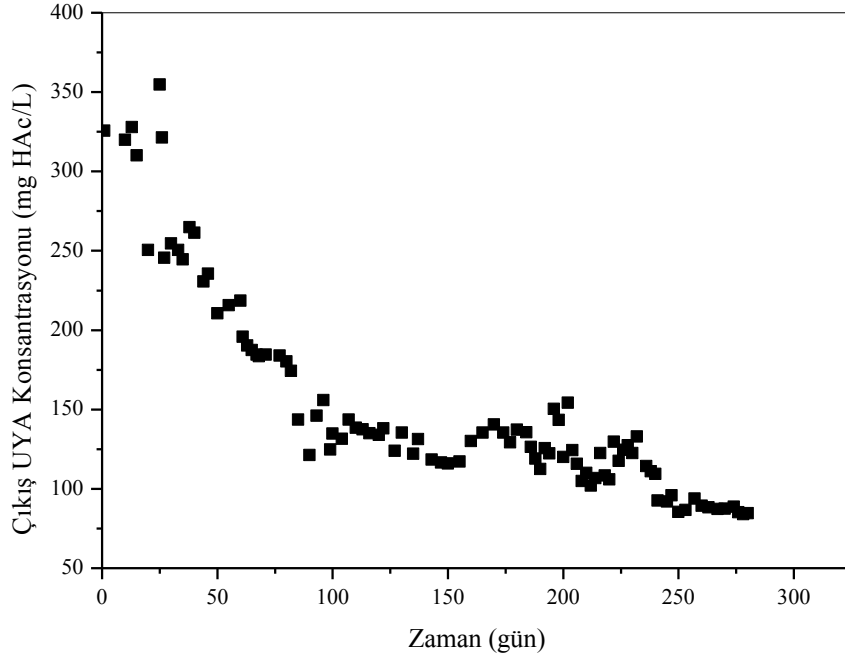
Anaerobik kontakt reaktör 35°C sabit sıcaklıkta (mezofilik), sabit organik yükleme hızında (0,81 kg KOİ/m³·gün) ve 8 günlük hidrolik bekleme süresinde çalıştırılmıştır. Sistem aklimizasyon evresi dahil 280 gün boyunca işletilmiştir. Reaktör 85. gün sonunda dengeye ulaşmıştır. Tüm çalışma boyunca giriş ve çıkıştaki KOİ konsantrasyonu, uçucu yağ asidi (UYA) konsantrasyonu, pH, toplam alkalinite (TA), üretilen biyogaz ve biyogazın % metan içeriği izlenerek sistemin performansı değerlendirilmiştir. Sistem sonsuz çamur yaşımda (θ_c) çalıştırılmıştır. Çalışmanın 196. gününde çökeltme tankında oluşun çamur kabarmasından dolayı çıkışta tıkanmalar oluştuğu için sistemden fazla çamur boşaltılmıştır. Ancak sistem reaktörde oluşan rahatsızlığı kısa sürede tolere ederek eski haline dönmüştür.

5.2. UYA Üretimi

Anaerobik arıtmanın ilk adımı olarak bilinen hidroliz ve asidifikasyon prosesinde mikroorganizmalar tarafından uçucu yağ asitleri üretilmektedir. Uçucu yağ asitlerinin üretimi öncelikle atıksuyun karakterine, sıcaklık ve pH gibi çevre şartlarına, reaktör tipine ve hidrolik kalış süresi gibi işletme parametrelerine bağlıdır (Verma, 2002).

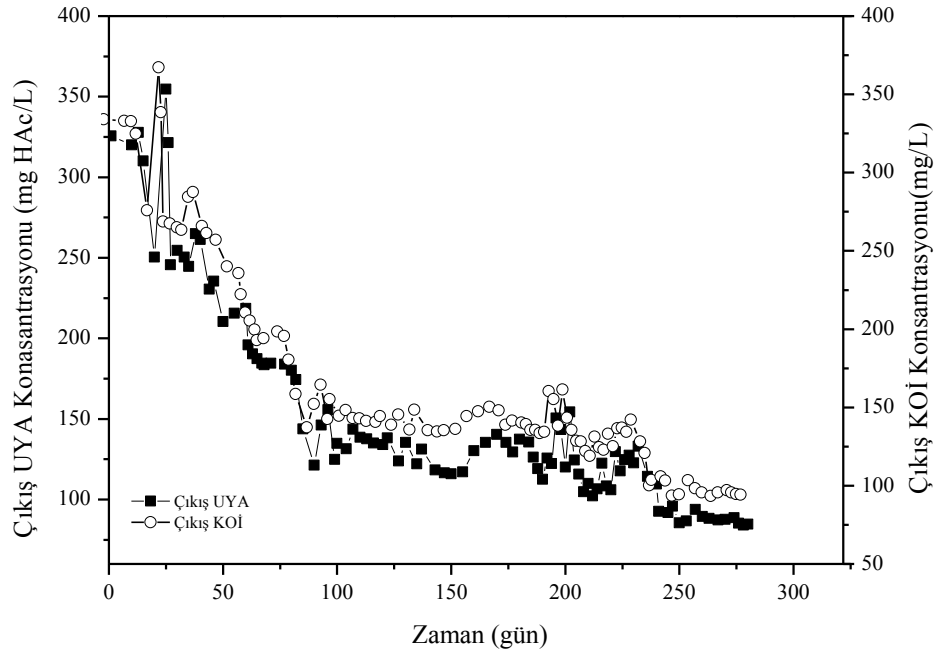
İşletmeye alınan bir sistemde UYA konsantrasyonunun bu süreç boyunca 1000-1500 mg/L'yi aşması istenmez. İyi işletilen sistemlerde toplam UYA konsantrasyonu 500 mg/L'yi aşmamalıdır. Yapılan bu çalışmada UYA konsantrasyonu 84,05 ile 357,71 mg HAc/L arasında değişmiştir (Şekil 5.1). Maksimum UYA konsantrasyonuna sistemin devreye alınma süresinde gözlenmiştir. Sistem dengeye ulaştıktan sonra UYA konsantrasyonları hemen hemen sabitlenmiş olup yaklaşık 84 mg HAc/L'dir. Ancak çalışmanın 196. gününde atılan fazla çamurdan dolayı UYA konsantrasyonlarında yine salınım oluşmuştur. Ancak bu salım sistem tarafından

tolere edilmesiyle kısa sürede eski halini almıştır. Şekil 5.1’de sistemdeki UYA konsantrasyonunun zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 5.1. UYA Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi.

Reaktör çıkışındaki KOİ konsantrasyonu, uçucu yağ asidinin neden olduğu KOİ değerini de içermektedir. Bu nedenle reaktör çıkışındaki UYA konsantrasyonunun Çıkış KOİ konsantrasyonundan düşük olması beklenmektedir. Sistem çıkışından alınan örneklerde yapılan analizler bu durumu doğrulamaktadır (Şekil 5.2).

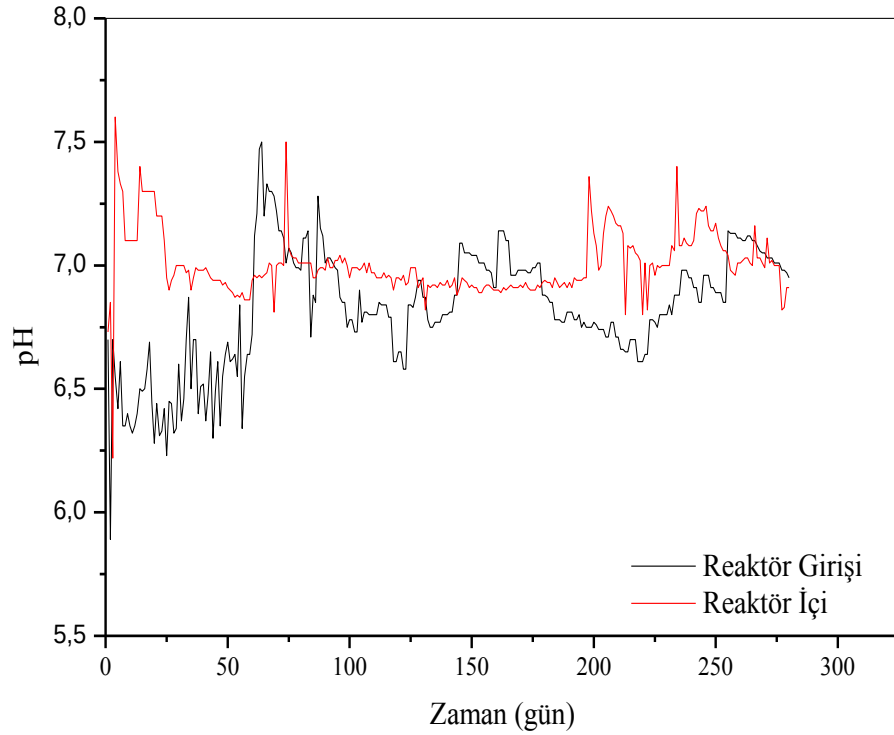


Şekil 5.2. Çıkıştaki UYA ve KOİ Konsantrasyonunun Zamanla Değişimi.

5.3. pH

Anaerobik arıtmada pH, 6,5 - 8,2 arasında olması istenmektedir. Düşük ve yüksek pH sistemde sorun yaratmaktadır. Şekil 6.3'te sisteme giren atık çamurun ve reaktördeki pH değerlerinin zamanla değişimi sunulmuştur.

Sistemde pH 6,0 - 7,5 arasında değişmektedir. Girişteki atık çamurun ortalama pH değeri 6,82 ve reaktörün ortalama pH değeri ise 7,01'dir. Anaerobik arıtmaya için bu değerler oldukça uygundur. Çalışma boyunca sistemi olumsuz olarak etkileyebilecek pH değişimleri olmamıştır. Şekil 5.3'te pH skalası 5,5 ile 8,0 arasında olduğu için salınım çok gibi görünmesine karşın salınımlar oldukça azdır.



Şekil 5.3. Giriş ve Reaktör İçindek pH Değişimi.

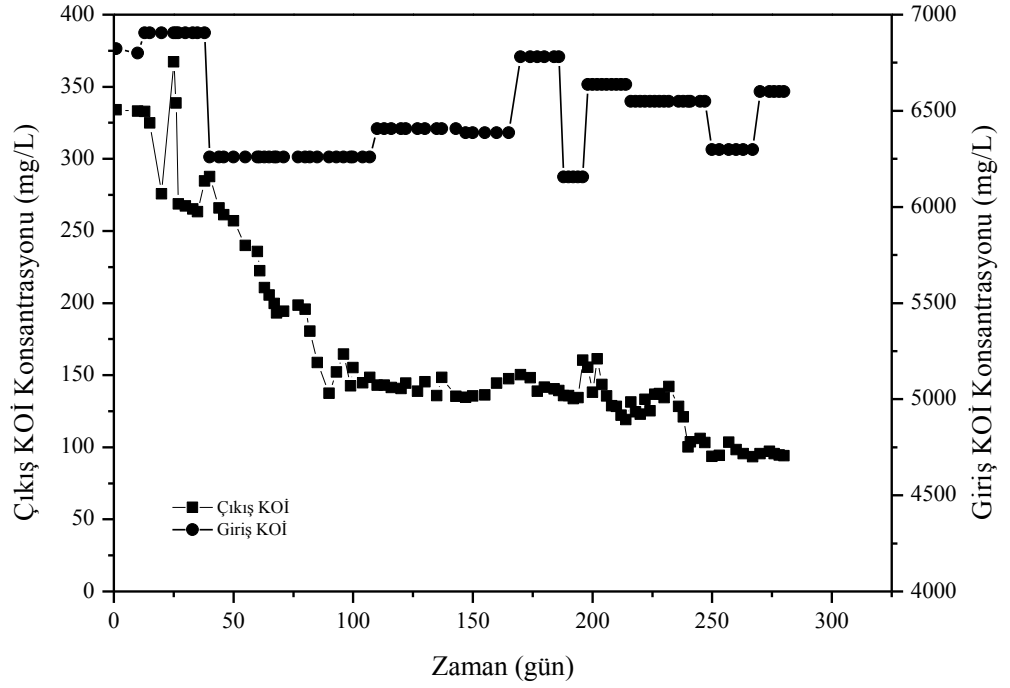
5.4. KOİ Giderimi

Çalışmada kullanılan ham çamurun ve reaktör çıkış KOİ konsantrasyonları Şekil 5.4'te ve zamana göre KOİ giderme verimi ise Şekil 5.5'te verilmektedir. Çalışmada kullanılan ham atık çamurun KOİ konsantrasyonu 6000 - 7000 mg/L arasında değişmektedir. Reaktör çıkışında, KOİ konsantrasyonu maksimum 367,55 mg/L ve minimum 94,20 mg/L'dir (Şekil 5.4).

Reaktör çıkış konsantrasyonu beklenildiği gibi çalışmanın 85. gününde dengeye ulaşmıştır. Bu durum çıkış UYA konsantrasyonu ile benzerlik göstermektedir. Aklimizasyon evresinde ve fazla çamurun atıldığı zamanda çıkış KOİ konsantrasyonunda da salınımlar gözlenmiştir.

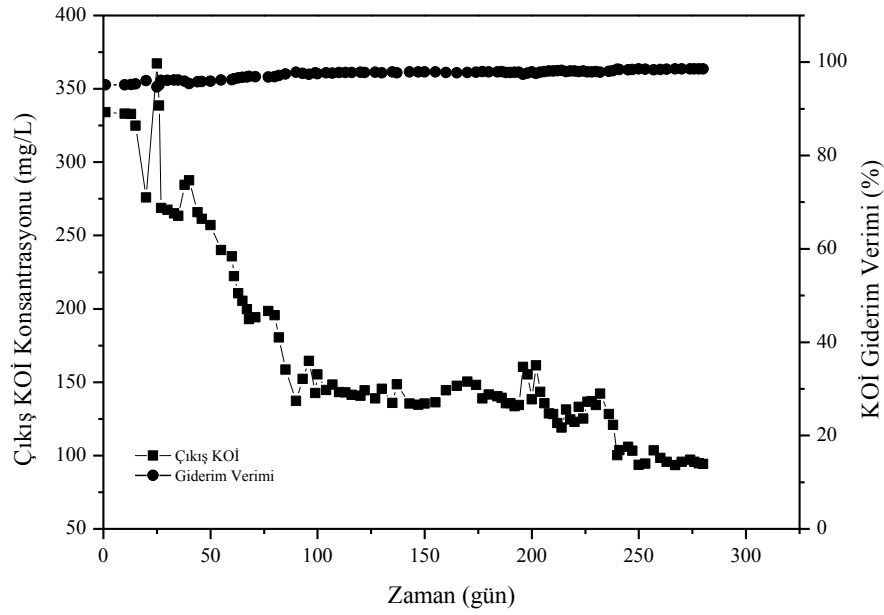
Sistem dengeye ulaştıktan sonra çıkış konsantrasyonları istenilen deşarj standart değerine düşürülmüş olup bu değerlerin bile altında bir giderim sağlanmıştır.

Su kirliliği kontrol yönetmeliğinde Tablo 21.5’te (Evsel Nitelikli Atıksular (Eşdeğer Nüfusun Ne Olduğuna Bakılmaksızın Doğal Arıtma (Yapay Sulak Alan) ve Stabilizasyon Havuzları Sistemiyle Biyolojik Arıtma Yapan Kentsel Atıksu Arıtma Tesisleri İçin) verilen deşarj standart değeri 150 mg/L’dir (SKKY, 2004).



Şekil 5.4. Giriş ve Çıkış KOİ Konsantrasyonlarının Zamanla Değişimi.

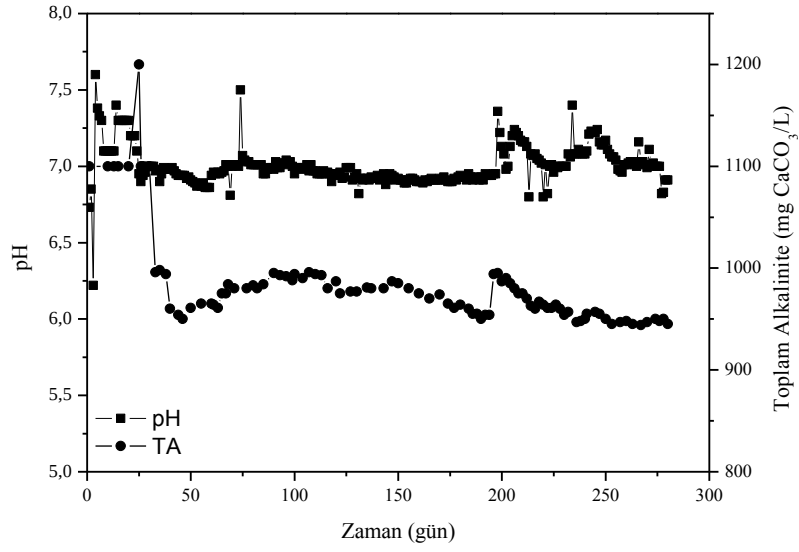
Sistemin en düşük KOİ giderim verimi %94,68 ve en yüksek verim ise %98,57’dir. En düşük verim, tahmin edilebileceği gibi aklimizasyon evresinde görülmüştür. Sistemin KOİ giderme verimi zamanla artmıştır. Sistemin ortalama verimi ise %97,43’tür (Şekil 5.5).



Şekil 5.5. Çıkış KOİ Konsantrasyonunun ve KOİ Giderim veriminin Zamanla Değişimi.

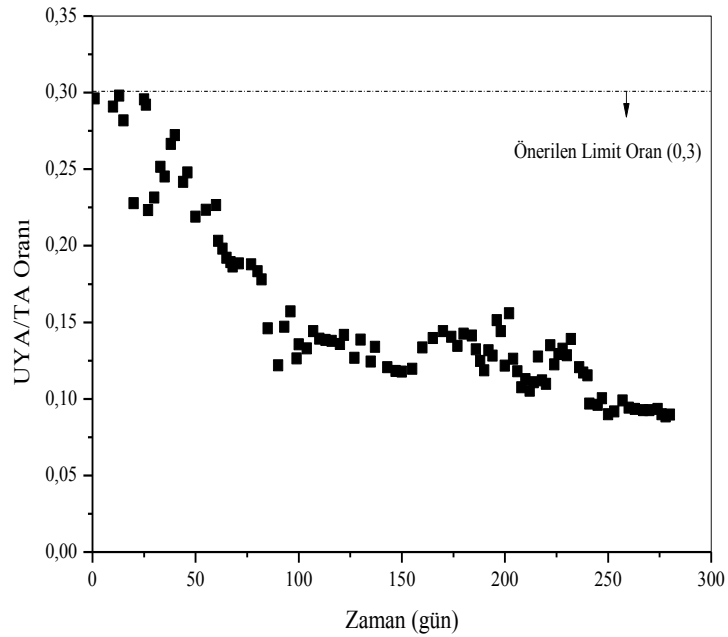
5.5. Toplam Alkalinite (TA)

Anaerobik sistemlerde atıksuyun alkalitesi oldukça önemli bir parametredir. Özellikle sistemin devreye alınma süreçlerindeki pH düşüşlerinde tamponlama görevi yapmaktadır. Aşırı pH düşüşlerini önlediği için belirli bir değerde (ortalama 2000 mg CaCO_3/L) olması arzu edilmektedir. Alkalinite yapılan çalışmalarda sistemin pH'sı ve uçucu yağ konsantrasyonları ile ilişkilendirilmektedir. Alkalinite pH değerinin sistemde oluşan uçucu yağ atırlarından dolayı düşmesini önlemektedir. Bu nedenle sistemdeki alkalinite yeterli olması istenmektedir. Yapılan bu çalışmada atık çamurun alkalitesi istenilen değer aralığında olduğu için herhangi bir kimyasal ilavesi yapılmamıştır. Reaktördeki pH değişimine bağlı olarak alkalinite değişimi Şekil 5.6'da sunulmuştur.



Şekil 5.6. Alkalinite ve Reaktördeki pH'nın Zamanla Değişimi.

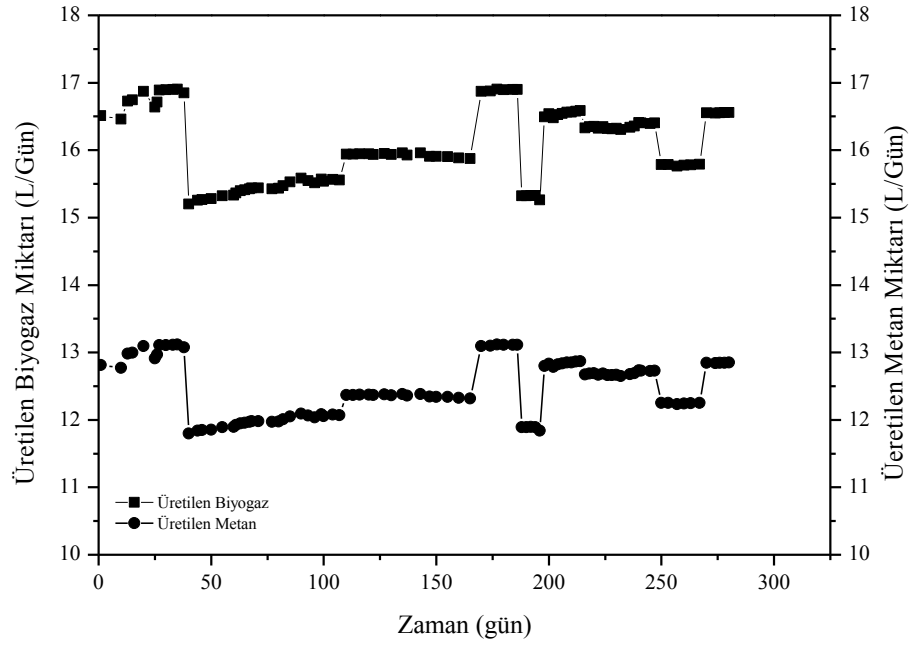
Anaerobik arıtmada UYA:TA oranının 0,1'den düşük olması istenmektedir. Maksimum limit değer ise 0,3'tür. Bu değer üzerinde ise sistem bozulur. Şekil 5.7'de UYA:TA oranının zamanla değişimi verilmektedir. Şekil 5.7'den de görüldüğü gibi yapılan çalışma boyunca UYA:TA oranı limit değerinin üzerine çıkmamıştır. Bu çalışmada maksimum UYA:TA oranı 0,296 iken minimum oran ise 0,089 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 5.7. UYA:TA Oranının Zamanla Değişimi.

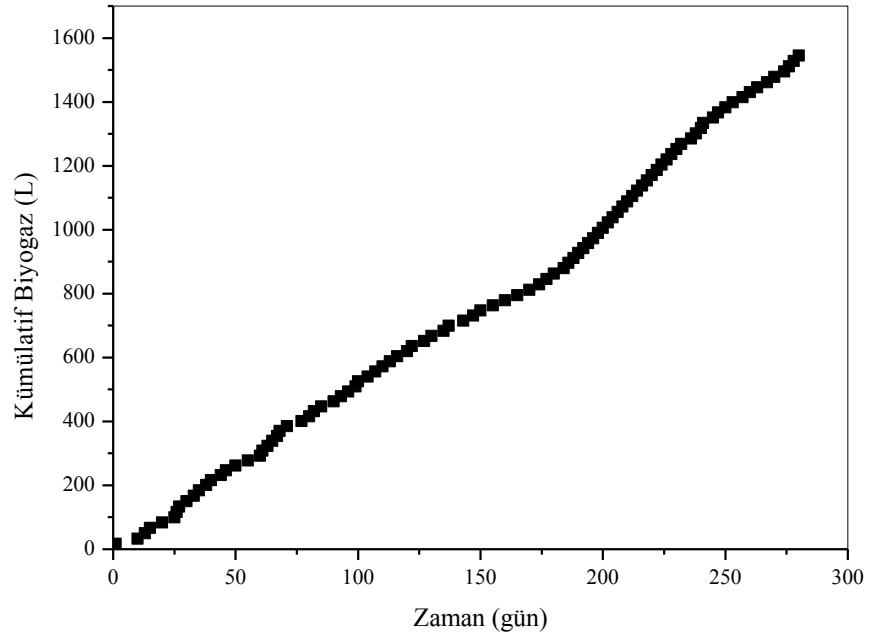
5.6. Sistemde Üretilen Biyogaz Miktarı

Yapılan çalışma sonucunda oluşan biyogaz miktarı ve biyogazda kompozisyonunda en çok bulunan metan miktarlarının zamanla değişimi Şekil 5.8’de verilmiştir. Üretilen biyogaz miktarı hemen hemen sabittir. Salınımlar giriş KOİ konsantrasyonundaki değişimden kaynaklanmaktadır.

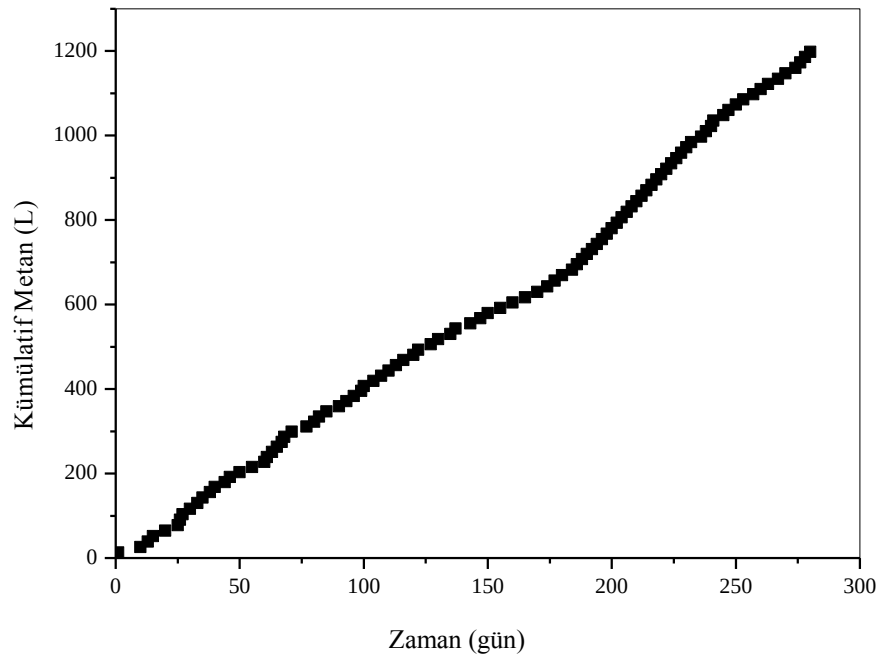


Şekil 5.8. Reaktörde Üretilen Biyogaz ve Üretilen Metan Miktarının Zamanla Değişimi.

Tüm çalışma boyunca üretilen biyogaz ve metan miktarının doğrusal oldu görülmüştür. Şekil 5.9a’da üretilen biyogazın kümülatif miktarının zamanla değişimi, Şekil 5.9b’de ise üretilen metan miktarının kümülatif miktarının zamanla değişimi verilmiştir. Yapılan çalışmada üretilen biyogaz ortalaması 16,08 L/gün, ortalama metan miktarı ise 12,48 L/gün’dür. Oluşan biyogazın %77,6’sı CH_4 , %21,0 CO_2 ve %1,4’ü H_2 ’den oluşmaktadır.



(a)



(b)

Şekil 5.9. Kümülatif Biyogazın (a) ve Metanın (b) Zamanla Değişim.

6. DEĞERLENDİRME

Bu çalışma, anaerobik kontakt reaktörde arıtma tesisi atık çamurlarının mezofilik şartlar altında arıtılabilirliğini incelemek amacıyla yapılmıştır. Çalışmalar sabit sıcaklık (35°C), sabit organik yükleme hızı (0,81 kg KOİ/m³·gün) ve 8 günlük bekleme süresinde gerçekleştirilmiştir. Sistemin ilk 85 günlük bölümü aklimizasyon evresinden diğer bölümler ise kararlı hal evresinden oluşmaktadır.

Sistemin performansını değerlendirmek için tüm çalışma boyunca giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonu, uçucu yağ asidi (UYA) konsantrasyonu, pH, toplam alkalinite (TA), üretilen biyogaz ve biyogazın metan içeriği izlenmiştir. Tüm çalışma boyunca UYA konsantrasyonları anaerobik arıtım için belirlenen maksimum değerinden (1500 mg/L) düşüktür. UYA konsantrasyonu zamanla azalmıştır ve 84 mg HAc/L civarlarında sabitlendiği görülmüştür. UYA:TA oranı istenilen limit değerlerden (0,3) düşük olduğu görülmüştür. Bu çalışmada maksimum UYA:TA oranı 0,296 iken minimum oran ise 0,089 olarak hesaplanmıştır.

Çalışma süresince aklimizasyon evresinde dahil sistemde önemli bir pH değişimi gözlenmemiştir. Çalıştırılan anaerobik kontakt reaktördeki pH 7,01 civarında seyretmektedir.

Sistemin en düşük KOİ giderim verimi %94,68 ve en yüksek verim ise %98,57'dir. En düşük verim, tahmin edilebileceği gibi aklimizasyon evresinde görülmüştür. Sistemin KOİ giderme verimi zamanla artmıştır. Sistemin ortalama verimi ise %97,43'tür. Arıtma çıkışındaki suyun KOİ konsantrasyonu deşarj standartlarını sağladığı görülmüştür,

Üretilen biyogaz miktarı hemen hemen sabittir. Yapılan çalışmada üretilen biyogaz ortalaması 16,08 L/gün, ortalama metan miktarı ise 12,48 L/gün'dür. Oluşan biyogazın %77,6'sı CH₄, %21,0 CO₂ ve %1,4'ü H₂'den oluşmaktadır. Tüm çalışma boyunca üretilen biyogaz ve metan miktarının doğrusal olduğu görülmüştür.

Yapılan bu çalışma sonucunda çamurun anaerobik kontakt reaktör arıtımı başarılı bir şekilde gerçekleştirilmiştir. Anaerobik kontakt reaktörler çamur arıtımında pek kullanılmamaktadır. Ama yapılan çalışma sonucunda ortalama %97,43'lük KOİ giderim veriminin elde edilmesi anaerobik kontakt reaktörün çamur arıtımında kullanılmasının uygun olduğunu göstermiştir.

Bu çalışma, anaerobik kontakt reaktörde arıtma tesisi atık çamurlarının mezofilik şartlar altında arıtılabilirliği incelenmiştir. Bu çalışmanın devamı olarak çamura ön arıtım tekniklerinden biri uygulanarak sistem performansı değerlendirilebilir. Sabit organik yükleme yerine farklı organik yüklemeler uygulanarak reaktör için maksimum yükleme hızı belirlenebilir. Sistem termofilik çalıştırılacak sıcaklığın etkisi ortaya konulabilir. Böylece iki sıcaklık açısından sistem performansı incelenebilir. Anaerobik arıtımı etkileyen parametreler değiştirilerek değerlendirmeler yapılabilir. Kullanılan çamurun alım yeri değiştirilerek farklılıklar ortaya konabilir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

Alpaslan, N. (2004). Atıksu Arıtma tesislerinin tasarım ve işletim esasları, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, İzmir.

Alvarez, M.J. (2003). Biomethanization of TheOrganicFraction Of Municipal Solid Wastes, 1-43, Iwa Publishing, London.

A.P.H.A. (2005). Standardmethodsfortheexamination of waterandwastewater, 21st ed., Washington DC: AmericanPublicHealthAssociation.

Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J. andDewil, R. (2008). Principlesandpotential of theanaerobicdigestion of waste-activatedsludge. Progress in EnergyandCombustionScience, 34, 755–781.

Arnaiz, C., Gutierrez, J.C. andLebrato J. (2006). Biomassstabilization in theanaerobicdigestion of wastewatersludges. BioresourceTechnology, 97, 1179-1184

Aydın, S., (2004), Atıksu arıtmatesisiçamurlarınındeğişikamaçlarlakullanımınınınaraştırılması, DoktoraTezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul.

Balaban, Ü. (2009). Yemekhaneatıklarının anaerobic arıtmakinetiği. YüksekLisansTezi, İstanbul TeknikÜniversitesi, İstanbul.

Boe, K., Karakashev, D., Trably, E., Angelidaki, I. (2009). Effect of post-digestiontemperature on serial CSTR biogasreactorperformance. WaterResearch. 43, 669-676.

Braguglia, C.M., Gianico, A. andMininni, G. (2011). Laboratory-scaleultrasoundpre-treateddigestion of sludge: Heatandenergybalance. BioresourceTechnology, 102, 7567-7573.

Ciliment, M., Ferrer, I., Baeza, M.M., Artola, A., Vazquez, F. and Font, X. (2007) Effects of thermalandmechanicalpretreatments of secondarysludge on

biogas production under thermophilic conditions. *Chemical Engineering Journal*, 133, 335-342.

Coelho, N.M.G., Droste, R.L. and Kennedy, K.J. (2011) Evaluation of continuous mesophilic, thermophilic and temperature phased anaerobic digestion of microwave activated sludge. *Water Research*, 45, 2822-2834.

Dumas, C., Perez, S., Paul, E. and Lefebvre, X. (2010) Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production. *Bioresource Technology*, 101, 2629-2636.

Filibeli, A. (2005). *Arıtma çamurlarının işlenmesi*. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.

Gavala, H.N., Yenal, U., Skiadas, V.L., Westermann, P.B. and Ahring K. (2003) Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Resource*, 37, 4561- 4572.

Gömeç, Ç.Y. and Speece, R.E. (2002) Organic materials solubilization of domestic sludge in anaerobic digestion of domestic primary sludge in anaerobic digestion at controlled pH. *Water Science and Technology*, 49(4), 195-198.

Gönüldinç, S. (2006), Birinci çamurun anaerobic çürütülmesinde farklı kinetik modellerin karşılaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Lahav, O. and Loewenthal R.E., (2000), Measurement of VFA in anaerobic digestion: The five-point titration method revisited", *Water SA*, 26(3), 389-392.

Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater Engineering : Treatment, Disposal and Reuse*, McGraw- Hill Book Company, New York.

Mottet, A., François, E., Latrille, E., Steyer, J.P., Deleris, S., Vedrenne, F. and Carrere, H. (2010) Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 160, 488-496.

Oropeza, M. R., Cabirol, N., Ortega, S., Castro Ortiz, L. P., Noyola, A., (2001) Removal of fecal indicator organisms and parasites (Fecal Coliforms and Helminth Eggs) from municipal biological sludge by anaerobic mesophilic and thermophilic digestion, Wat. Sci. Tech., 44, 4, 97-101.

Öztürk, C.D. (2008). Biyolojik arıtma atık çamurlarının anaerobik ve anaerobik stabilizasyonunun değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Öztürk, İ. (2007) Anaerobik arıtma ve uygulamaları. Su Vakfı Yayınları, İstanbul.

Öztürk, M. (2010) Atıksuların havasız şartlarda arıtım esasları. Ankara, (<http://www.mozturk.net/Upload/havasiz%20sartlarda%20aritim.pdf>).

Sanin, D. (2007) Atıksu çamurlarının arıtımı ve uzaklaştırılması. Çevre ve Orman Bakanlığı.

Skiadas, I.V., Gavala, H.N. and Lyberatos, G. (2000), Modeling anaerobic baffled reactor based on the retaining factor concept. Water Res. 34, 3725-3736.

SKKY, (2004). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Şentürk, E. (2010). Patates işletme endüstrisi atıksularının anaerobik tam karışimli kontakt reaktörde mezofilik ve termofilik şartlarda arıtılabilirliğinin incelenmesi ve modellenmesi. Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze.

Tomei, M.C., Braguglia, C.M. and Mininni, G. (2008) Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter in untreated and sonicated sewage sludge: Role of the inoculum. Bioresource Technology, 99, 6119-6126.

Toprak, H. (2002). Çevre mühendisliği uygulamaları, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası. Ankara.

Tezcan, E. (2007). Adapazarı Karaman atıksu arıtma tesisinin çamurlarının giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Sakarya.

Verma, S., (2002), Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes, Yüksek Lisans Tezi, Department of Earth & Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines) Columbia University.

Yetilmezsoy, K., (2008), Tavukçiftliği atıklarının havasız çamur yataklı reaktörde arıtılabilirliği, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

Yıldız, Ş., Yılmaz, E. ve Ölmez, E. (2009), Evsel nitelikli arıtma çamurlarının stabilizasyonla bertaraf alternatifleri: İstanbul örneği, Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu (TÜRKAY), İstanbul.

Yuan, Q., Sparling, R. and Oleszkiewicz, J.A. (2011) VFA generation from waste activated sludge: Effect of temperature and mixing. Chemosphere, 82, 603-607.

ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında Trabzon, Vakfıkebir’de doğan Ayşe MUHCU ilk, orta ve lise öğrenimini Trabzon’da (Şalpazarı) tamamladı. 2006 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü’nde lisans eğitimini bitirdi. 2008-2009bahar yarıyıl döneminde Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü’nde yüksek lisans programına başladı.