

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK KATI MADDE YÜKLEMESİNİN AEROBİK ÇAMUR
STABİLİZASYONU PROSES VERİMİNE ETKİSİ**

Onur ZENGİN

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

2017

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK KATI MADDE YÜKLEMESİNİN AEROBİK ÇAMUR
STABİLİZASYONU PROSES VERİMİNE ETKİSİ**

Onur ZENGİN

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**(Bu tez Akdeniz Üniversitesi Araştırma Fonu tarafından FYL-2017-2018 No'lu
proje ile desteklenmiştir.)**

2017

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK KATI MADDE YÜKLEMESİNİN AEROBİK ÇAMUR
STABİLİZASYONU PROSES VERİMİNE ETKİSİ

Onur ZENGİN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez 16/06/2017 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇIĞGIN

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Doç. Dr. İsmail TOSUN

ÖZET

YÜKSEK KATI MADDE YÜKLEMESİNİN AEROBİK ÇAMUR STABİLİZASYONU PROSES VERİMİNE ETKİSİ

Onur ZENGİN

Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGİN

Haziran 2017, 58 sayfa

Arıtma çamurları içerdiği organik madde yükü sebebiyle mikroorganizmaların çoğalarak hastalıkların yayılmasına, stabilize hale getirilip susuzlaştırılmadığında yüzey ve yeraltısularına sızarak kirliliğe sebep olabilmektedir. Bunun yanı sıra istenmeyen kokuların oluşmasına, çürüme, bozulma gibi zararlara da yol açabilmektedir. Bu gerekçeler göz önüne alındığında arıtma çamurlarının stabilize hale getirilmesi bir zorunluluk arz etmektedir. Arıtma çamurlarının stabilizasyonu için birçok yöntem mevcuttur. Biyolojik stabilizasyon yöntemlerinden biri aerobik stabilizasyondur.

Yürütülen çalışma kapsamında, ototermal termofilik koşulların sağlanması ve yüksek stabilizasyon verimine ulaşılabilmesi için uygun ön çökeltim ve son çökeltim çamur karışım oranı ile en uygun başlangıç katı madde miktarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Farklı çamur karışım oranları ve farklı katı madde yüklemeleri ile yürütülen aerobik stabilizasyon deneyleri sonucunda, yüksek katı madde yüklemesi ve yüksek oksijen sağlanmasının ototermal koşulları sağlamak için yeterli olmadığı belirlenmiştir. Ancak, yüksek katı madde yüklemesinin stabilizasyon verimini arttırdığı gözlenmiştir.

UKM giderimi ve çürütülmüş çamurun susuzlaşma özelliklerinin belirlenmesi ile en uygun çamur karışım oranı %25 ön çökeltim ve %75 son çökeltim çamuru olarak belirlenmiştir. Bu çamur karışım oranında çamur bekletme süresi uygulanarak aerobik stabilizasyon sisteminin yarı kesikli olarak işletilmesinin stabilizasyon verimine etkisi araştırılmıştır. UKM giderim verimi ve susuzlaşma özelliklerinin birlikte incelenmesi sonucunda %25 oranında ön çökeltim çamuru içeren çamur ile 20 günlük çamur bekletme süresinin uygulanmasının en uygun stabilizasyon koşulları olduğu belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELER: Arıtma çamuru, stabilizasyon, ototermal, termofilik, aerobik çürütme, ATAD, çamur stabilizasyonu

JÜRİ: Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGİN

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Doç. Dr. İsmail TOSUN

ABSTRACT

EFFECT OF HIGH SOLID LOADING ON THE PROCESS EFFICIENCY OF AEROBIC STABILIZATION

Onur ZENGİN

MSc Thesis in Environmental Engineering
Supervisor: Assist.Prof.Dr. Aslı Seyhan ÇIĞGIN
June 2017, 58 pages

Sewage sludge may cause the spread of illnesses via multiplying of microorganism due to containing of organic materials, and when they are not dewatered after stabilization, they may cause surface and groundwater. After that, it may also cause some harmful effects like undesired smell, decomposition and deformation. When we consider these reasons, it submits that stabilization of treatment sludge has an obligation. There are many ways to stable treatment sludge. One of the biological stabilization method is aerobic stabilization.

The scope of this thesis is to determine appropriate mixing ratio of primary and final sedimentation sludges, the most appropriate initial solid content for providing autothermal thermophilic conditions, and achieving high stabilization efficiency. A result of the experiments performed with different sludge mixing ratio and initial sludge contents, it was identified that providing the high solid content and high oxygen was insufficient for providing autothermal conditions. However, it is observed that high solids loading increased the stabilization efficiency.

The most appropriate sludge mixing ratio was determined as 25% of primary sedimentation sludge and 75% final sedimentation sludge as a result of determination of dewaterability of digested sludge and VS removal. In this mixing ratio the effect of semi-batch operation of aerobic stabilization on stabilization efficiency was determined by wasting and feeding of sludge. As result of VS removal efficiency and dewaterability of sludge, the best aerobic stabilization conditions were determined as 20 days of sludge retention time for sewage sludge including %25 percent of primary sedimentation sludge.

KEYWORDS: Treatment sludge, stabilization, autothermal thermophilic aerobic digestion, ATAD, sludge stabilization

COMMITTEE: Assist.Prof.Dr. Aslı Seyhan ÇIĞGIN

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Assoc. Dr. İsmail TOSUN

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmamın her aşamasında birikimleri ve deneyimleriyle bu çalışmayı gerçekleştirmemde en büyük katkısı bulunan, bilimsel desteğinin yanı sıra hiçbir zaman için benden manevi desteğini esirgemeyen hayat ve neşe dolu hocam ve danışmanım Sn. Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGIN'a sonsuz teşekkür ederim.

Laboratuvarında karşılaştığım sorunlarda her an yardıma koşan, eksiklerimizi elinden geldiğince tamamlamaya çalışan Mehmet YÖNTEM'e teşekkürü bir borç bilirim. Deneysel çalışmalarım sırasında ve literatür araştırmalarım fedakârca yardımlarını esirgemeyen Ezgi PEHLİVAN, Ebru ARSLAN ve Salim ÖĞÜTÇÜ'ye çok teşekkür ederim.

Literatür taramalarımnda bana yardımcı olan sevgi dolu dostlarım Hüseyin YEŞİLKIR, Mustafa KIRLI ve Vedatcan TUNCAY'a teşekkürlerimi sunarım.

Lisans hayatım ve yüksek lisans hayatımın her saniyesinde yanımda olan, maddi ve manevi desteğini esirgemekte tereddüt etmeyen Elif Nur ÖZSOY'a çok teşekkür ederim.

Benim bu günlere gelmemi sağlayan ve hayatım boyunca benden maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, hep minnettar kalacağım sevgili ailem; annem Tekgül ZENGİN, babam Kemal ZENGİN ve ablam Özge ZENGİN'e en içten sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
ÖNSÖZ.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK TARAMALARI	3
2.1. Arıtma Çamuru Tanımı ve Türleri	3
2.1.1. Ön çökeltim çamuru.....	3
2.1.2. Son çökeltim çamuru	3
2.1.3. Kimyasal çamur	4
2.2. Arıtma Çamurlarına İlişkin Yönetmelikler	4
2.2.1. Evsel ve kentsel arıtma çamurlarının toprakta kullanılmasına dair yönetmelik	4
2.2.2. Atıkların düzenli depolanmasına dair yönetmelik	6
2.2.3. Kentsel atıksu arıtımı yönetmeliği	6
2.2.4. Atık yönetim genel esaslarına ilişkin yönetmelik	6
2.2.5. Atıksu arıtma tesisleri teknik usuller tebliği	6
2.2.6. Atıktan türetilmiş yakıt, ek yakıt ve alternatif hammadde tebliği	7
2.3. Arıtma Çamuru Nihai Bertaraf Yöntemleri	7
2.3.1. Tarımda kullanım.....	7
2.3.2. Düzenli depolama	8
2.3.3. Yakma.....	8
2.4. Nihai Bertaraf Öncesi Arıtma Çamurlarının Arıtımı	9
2.4.1. Yoğunlaştırma	9
2.4.2. Susuzlaştırma	9
2.4.3. Şartlandırma	9
2.4.4. Kurutma	10
2.4.5. Stabilizasyon	10
2.5. Çamur Stabilizasyonu Yöntemleri	12
2.5.1. Kireç stabilizasyonu	12
2.5.2. Isıl arıtım	13
2.5.3. Anaerobik çamur stabilizasyonu	14
2.5.4. Kompostlama	16
2.5.5. Aerobik stabilizasyon	17
2.6. Aerobik Çamur Stabilizasyon Yöntemleri	17
2.6.1. Klasik aerobik çürütme.....	18
2.6.2. Saf oksijenli aerobik çürütme.....	19
2.6.3. Ototermal termofilik aerobik çürütme	20

2.7. Arıtma Çamurlarının Aerobik Stabilizasyonuna Yönelik Çalışmalar	21
2.7.1. Klasik aerobik çürütme ile çamur stabilizasyon.....	21
2.7.2. Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) ile çamur stabilizasyonu.	23
2.7.3. Termofilik aerobik çürütme (TAD) ile çamur stabilizasyonu	23
2.8. Stabilizasyonun Çamur Susuzlaştırma Özelliklerine Etkisi	25
3. MATERYAL VE METOT	28
3.1. Arıtma Çamurlarının Temini ve Karakterizasyonu	28
3.2. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin Kurulması	30
3.3. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin İşletilmesi	31
3.4. Özgül Filtre Direnci Deneyi	31
3.5. Analitik Yöntemler	33
3.5.1. Katı madde tayini	33
3.5.2. TKM ve UKM analizi	33
3.5.3. KOİ analizi.....	34
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	36
4.1. 1. Set Aerobik Stabilizasyon Sonuçları	36
4.2. 2. Set Aerobik Stabilizasyon Sonuçları	38
4.2.1. Aerobik stabilizasyon verimi	38
4.2.2. Aerobik Stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi	41
4.3. 3. Set Aerobik Stabilizasyon Sonuçları	43
4.3.1. Aerobik stabilizasyon verimi	43
4.3.2. Aerobik Stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi	47
4.4. Aerobik Stabilizasyon Çalışma Sonuçlarını Karşılaştırılması	49
5. SONUÇ	51
6. KAYNAKLAR	53
ÖZGEÇMİŞ	

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Kısaltmalar

AKM	Askıda katı madde
ASAT	Antalya Su ve Atıksu İdaresi Genel Müdürlüğü
ATAD	Ototermal termofilik aerobik çürütücü
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
ÇŞB	Çevre ve Şehircilik Bakanlığı
çKOİ	Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı
ÇOK	Çözünmüş organik karbon
DAS	Demir amonyum sülfat
dk	Dakika
EPA	Çevre Koruma Örgütü
gr	Gram
H	Hidrojen
kg	kilogram
KM	Katı madde
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
kW	Kilowatt
L	Litre
m	Metre
M	Molarite
mg	Miligram
mm	Milimetre
N	Azot
sa	Saat
TAD	Termofilik aerobik stabilizasyon
TKM	Toplam katı madde
TOK	Toplam organik karbon
UAKM	Uçucu askıda katı madde
UKM	Uçucu katı madde

Simgeler

$^{\circ}\text{C}$	Santigrat derece
ΔP	Vakum basıncı
μ	Filtratın viskozitesi ($11 \times 10^{-4} \text{N}^{-\text{sn}}/\text{m}^2$)
M_C	Nem içeriği
M_D	Numunenin kurutma işlemi sonundaki ağırlığı (kg)
M_W	Numunenin kurutulmadan önceki ağırlığı (kg)
R	Özgöl direnç (m/kg)
DR	Kuru Madde içeriği oranı (%)

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Çamur işleme ve uzaklaştırma akış diyagramı	11
Şekil 2.2. Kireçle stabilizasyon için akım diyagramı	12
Şekil 2.3. Isıl Arıtım Proses Akış Diyagramı	14
Şekil 2.4. a) Yüksek hızlı anaerobik çamur çürütücü b) Standart-hızlı anaerobik çamur çürütücü.....	15
Şekil 2.5. Kompostlaştırma mekanizması	16
Şekil 2.6. Aerobik çürütücü sistemine ait şematik resim	19
Şekil 3.1. Numunelerin Alınması (a) ön çökeltim havuzu çıkış hattı ve (b) son çökeltim tankları geri devir havuzu	28
Şekil 3.2. Numunelerin elekten geçirilmesi	29
Şekil 3.3. Arıtma çamurlarından suyun ayrılması (a) yerçekimi ile çöktürme işlemi ve (b) mekanik susuzlaştırma işlemi	29
Şekil 3.4. Aerobik stabilizasyon reaktörlerinin kurulumu.....	31
Şekil 3.5. Özgül Filtre Direnci Deneyi	32
Şekil 4.1. Set 1 Aerobik stabilizasyon deneylerinde gözlenen pH profilleri	36
Şekil 4.2. Set 1 Aerobik stabilizasyon deneylerinde gözlenen sıcaklık profilleri.....	37
Şekil 4.3. Aerobik stabilizasyon süresince R1’de gözlenen TKM ve UKM profilleri	37
Şekil 4.4. Aerobik stabilizasyon süresince R2’de gözlenen TKM ve UKM profilleri	38
Şekil 4.5. Set 2 deneylerinde ölçülen sıcaklık değerleri	39
Şekil 4.6. Stabilizasyon sürecinde gözlenen reaktörlerdeki TKM değerleri	39
Şekil 4.7. Stabilizasyon sürecinde gözlenen reaktörlerdeki UKM değerleri.....	40
Şekil 4.8. Set2 deneylerinde çKOİ giderim profilleri	40
Şekil 4.9. Set 2 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu çürümüş çamurların filtrasyon süreleri (a) R3, (b) R4, (c) R5	42
Şekil 4.10. Set 2 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu hesaplanan özgül filtre dirençleri	43
Şekil 4.11. Set 3 deneyleri kontrol reaktöründe (R6) gözlenenTKM ve UKM değişimleri	44
Şekil 4.12. Set 3 deneylerinde ilk 20 gün gözlenen UKM giderimleri	44
Şekil 4.13. Set 3 deneyleri R7 reaktöründe TKM ve UKM giderimi	45
Şekil 4.14. Set 3 deneyleri R3 reaktöründe TKM ve UKM giderimi	46

Şekil 4.15. Set3 deneylerinde çKOİ giderim profilleri	46
Şekil 4.16. Şekil 4.16. Set 2 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu çürümüş çamurların filtrasyon süreleri (a) R6, (b) R7, (c) R8	48
Şekil 4.17. Set 3 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu hesaplanan özgül filtre dirençleri.....	49



ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Topraktaki ağır metal sınır değerleri	5
Çizelge 2.2. Toprakta kullanılabilecek stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal değerleri.....	5
Çizelge 2.3.Sıvı çamur stabilizasyonu için tipik kireç dozları	13
Çizelge 2.4. Aerobik çürütücülerin tasarım kriterleri	18
Çizelge 3.1. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin Başlangıç Arıtma Çamuru Karışım Oranları	30
Çizelge 4.1. 2.Set aerobik stabilizasyon deneylerinin başlangıç karakterizasyonu	38
Çizelge 4.2. Aerobik Stabilizasyon Sonuçları.....	50
Çizelge 4.3. Aerobik Stabilizasyon Sonuçları.....	50

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Çevresel düzenlemeler ve ülkelerin atık yönetim stratejileri, atıksu arıtımının önemini arttırmıştır. Uygulanan biyolojik süreçlerin atıksu arıtımı üzerindeki verimliliği gözden kaçmamaktadır. Ancak, atıksu arıtma prosesleri sırasında açığa çıkan arıtma çamurları başka bir çevresel sorun oluşturmaktadır. Arıtılmış atıksuyun yaklaşık %0,5-2'si arıtma çamuruna dönüşmekte ve bu çamurun bertaraf maliyetleri atıksu arıtma tesisi işletme maliyetlerinin yaklaşık %50'sini oluşturmaktadır (Tchobanoglous ve Crites 1998). Arıtma çamurları, atıksu arıtma tesislerinde, arıtım sırasında oluşan organik madde bakımından zengin ürünlerdir. Oluşan arıtma çamurları hacimce büyük olup, doğrudan nihai bertaraf oldukça zordur (Öztürk vd 2005). Çamurların atık çamur keki şeklinde nihai bertaraf edilmeden önce hacminin ve organik içeriğinin en aza indirilmesi için stabilizasyonu gerekir ve çamur stabilizasyonun verimli gerçekleştirilememesi çamur arıtımında karşılaşılan en büyük problemlerden biridir (Çokgör vd 2010).

Stabilizasyon prosesi, uçucu kimyasalların biyolojik olarak parçalanması ve kimyasal oksidasyonu; mikroorganizmaları inhibe etmek üzere çamura kimyasal ilavesi; çamurun sterilizasyonu veya dezenfeksiyonu için ısı uygulaması işlemlerini içerebilir. Dolayısıyla, çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca teknolojiler; kireç stabilizasyonu, ısıl işlem, kompostlaştırma, anaerobik stabilizasyon ve aerobik stabilizasyon olarak sıralanabilir (Öztürk 2008, Öztürk vd 2015). Yatırım ve işletme ile ilgili hususlar dikkate alındığında aerobik stabilizasyon anaerobik stabilizasyona kıyasla daha kolay ve daha az masraflı bir teknolojidir (Nowak 2006).

Yürütülen çalışmalarla, aerobik stabilizasyonun uygulanması ile biyolojik olarak ayrışabilir içeriğin yanı sıra organik olmayan kısımların miktarında da azalma sağlandığı kanıtlanmıştır (Qasim 1999). Ayrıca, biyolojik besi maddesi (azot ve fosfor) gideriminin yapıldığı arıtma tesislerinde, çamurda biriken fosfor çözünmüş ortofosfatlar olarak salınacağından, bu tür atık aktif çamurlar için aerobik çamur stabilizasyonun uygulanması tavsiye edilmektedir (Andreoli vd 2007). Aerobik çamur stabilizasyonunun en önemli hedeflerinden biri olan katı madde miktarının azaltılması, çamurun biyolojik olarak ayrışan fraksiyonun giderilmesi ile mümkündür.

Ancak, aerobik stabilizasyonun (çürütme) en büyük kısıtlı prosesin düşük katı madde konsantrasyonlarındaki arıtma çamurunun stabilizasyonu için uygun olmasıdır (Spinosa ve Vesilind, 2001). Son yıllarda, klasik aerobik stabilizasyon prosesinin verimini arttırmak amacıyla aerobik çürütme işleminin bir modifikasyonu olan ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) prosesinin kullanımı yaygınlaşmıştır. Klasik aerobik stabilizasyon sürecinin mikrobiyal aktivite sonucu 45-65 °C'ye çıkmasını sağlayan işletme koşullarında uygulanması ile gerçekleşen ototermal

termofilik aerobik çürütme (ATAD) prosesi hem stabilizasyon sürecini kısaltmak hem de elde edilecek organik madde giderim verimini arttırmak açısından tavsiye edilmektedir (EPA, 1990). Organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurları ve endüstriyel atıkların stabilizasyonu amacıyla kullanılan ATAD sisteminde biyolojik olarak parçalanabilir katıların oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı, sistem sıcaklığını termofilik seviyelere çıkarmak için yeterli olmaktadır. Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) gibi termofilik aerobik süreçlerin stabilizasyon ve pastörizasyon açısından geleneksel aerobik stabilizasyon süreçleri ile diğer çamur arıtma proseslerinden daha iyi performans sağladığı kanıtlanmıştır (Kelly ve Mavinic, 2003).

1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu tez çalışmasının amacı, ototermal termofilik koşulların sağlanması ve yüksek stabilizasyon verimine ulaşılabilmesi için uygun ön çökeltim ve son çökeltim çamur karışım oranı ile en uygun başlangıç katı madde miktarının belirlenmesidir. Bu amaçla, yerel atıksu arıtma tesisinden temin edilen ön çökeltim ve son çökeltim çamurları farklı oranlarda karıştırılarak farklı başlangıç katı madde yüklemeleri uygulanarak aerobik stabilizasyona tabi tutulmuştur.

Çalışma kapsamında, üç set halinde yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmalarında her bir set ile elde edilen stabilizasyon verimlerine göre bir sonraki aerobik stabilizasyon deney setlerinde uygulanacak koşullara karar verilmiştir. Ayrıca, çamur arıtımı için stabilizasyon kadar önemli bir unsur olan çamur susuzlaşma özellikleri de belirlenerek aerobik stabilizasyon için en uygun çamur karışım oranları belirlenmiştir.

Çalışmanın son aşamasında geleneksel şekilde kesikli olarak işletilen aerobik stabilizasyon reaktörlerinin günlük çamur arıtımı ve beslemesi ile yarı kesikli düzende işletilmesinin çamur stabilizasyon verimine ve çürümüş çamurun susuzlaşma özelliklerine etkisi araştırılmıştır. Böylece en yüksek stabilizasyon verimi ve aynı zamanda iyi susuzlaşma özellerine sahip çürümüş çamur elde edilmesi için uygulanması gereken aerobik stabilizasyon işletme koşulları belirlenmeye çalışılmıştır.

2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK TARAMALARI

2.1. Arıtma Çamuru Tanımı ve Türleri

Atıksu arıtımında, fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma prosesleri sonucuatıksudan ayrılan,yaklaşık %95–99,5 oranında su içeren sıvı veya yarı katı halde olan ve akışkan özellik gösterençamurlar “arıtma çamuru” olarak nitelendirilir (Aşır 2013,Öztürk 2015).Arıtma çamurları taşıdıkları özelliklerdendolayı arıtılmaları gereken, arıtılmadan çevreyeverildiklerinde çevrede hasar oluşturabilecek maddelerdir. Yüksek miktarda patojen, organik madde ve besin maddesi içerirler. Stabilizasyon işlemlerinden önce %50-70 C, %6,5-7,3 H, %21-24 O, %15-18 N, %1-1,5 P ve %0-2,4 S içermektedir.Çamur bertaraf etme işlemleri arıtma tesisinin toplam yatırım maliyetinin yaklaşık %20-30 civarı, işletme maliyetinin ise yaklaşık %50’sini oluşturmaktadır (Yıldızvd2009).

Arıtma çamurlarının içerdiği organik maddeler mikroorganizmaların çoğalmasına neden olarak çeşitli hastalıkların yayılmasına neden olur. Hiçbir işleme tabi tutulmamış arıtma çamuru yüksek oranda su içerdiği için sızarak yeraltı sularına karışabilir (Öztürk 2008). Bu sebeple arıtma çamurlarının stabilizasyonu, susuzlaştırılması ve nihaibertarafının uygun bir şekilde gerçekleştirilmesi çevre insan sağlığı açısından büyük önem arz emektedir.

Arıtma çamurlarının özellikleriuygulanan arıtma prosesine göre değişiklik gösterir. Arıtma çamurları çökebilen katıların oluşturduğu ön çökeltme çamurları, kimyasal arıtım ve pıhtılaşma sonucu oluşan kimyasal çamurlar ile biyolojik arıtma işlemleri sonucu oluşan son çökeltim çamurları olarak sınıflandırılmaktadır(Filibeli 2013).

2.1.1. Ön çökeltimçamuru

Ön çökeltim havuzu yerçekimi etkisiyle çökebilecek katı maddelerin tabanda, yüzebilen maddelerin ise yüzeyde toplanmasını sağlar. Yüzebilen katı maddelerin miktarı oldukça düşüktür. Bu katılar çökebilen katı maddeler ile birlikte uzaklaştırılır ya da herhangi bir arıtma işlemine sokulmadan en yakın giderim ünitesine iletilir. Ön çökeltim havuzu tabanında toplanan maddeler ise “*ham ön çökeltim çamuru*” olarak isimlendirilir. Ön çökeltim çamuru genellikle gri renkte ve yapışkan olup, çoğu zamanda yoğun kokuludur. Bu çamurlar çok kolay çürütülebilirler (Tchobanoglous vd. 2003). Organik madde içeriği %60-80 arasında olup su içeriği oldukça yüksektir.Katı maddeiçeriği %4-10 arasındadır (İleri 2000, Öztürk2008).

2.1.2. Son çökeltim çamuru

Son çökeltim prosesi ile aktif çamur sisteminde oluşan fazla aktif çamur atıldığı için bu arıtma çamurları büyük oranda mikroorganizmalardan oluşurlar. Bu nedenle su

içeriği ve organik madde içeriği oldukça yüksektir(Filibeli 2013). “Atık aktif çamur” olarak da adlandırılan son çökeltim çamurları kahverengi ve flok ağırlıklı bir yapıdadır. Bu çamurda koyu renk gözleniyorsa septik şartlar oluşmuş demektir. Renk açık ise az havalandırma sonucu çökeltim özelliği kötü çamurdur. İyi bir son çökeltim çamuru toprak rengine yakın bir renktedir. Bu çamurlar septikleşmeye eğilimlidir ve çürük yumurta kokusu gibi kötü bir koku yayabilirler. Son çöktürme çamuru tek başına veya ön çöktürme çamuru ile birleştirilerek kolayca çürütülebilirler (Öztürk vd 2005, Öztürk vd 2015).

2.1.3. Kimyasal çamur

Aritma sırasında kimyasal madde ilavesiyle gerçekleştirilen arıtma işlemleri sonucunda ayrılan çamurlar “kimyasal çamur” olarak adlandırılır. Metal tuzları ile yapılan çöktürmeden çıkan çamur koyu renkli, demir içeriği yüksek kırmızı renklidir. Kokusu ön çökeltim çamuru kadar yoğun değildir. Çamurdaki demir veya alüminyum hidratları, çamuru jelatinimsi yapar. Tankta bırakılması durumunda ön çökeltim çamuru gibi yavaş bir çürümeye uğrar. Önemli miktarda gaz çıkışı olur ve tankta uzun süre kalırsa çamur yoğunluğu artar (Öztürk vd 2005).

2.2. Arıtma Çamurlarına İlişkin Yönetmelikler

2.2.1. Evsel ve kentsel arıtma çamurlarının toprakta kullanılmasına dair yönetmelik

03 Ağustos 2010 tarihli ve 27661 sayılı *Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik* ile arıtma çamurlarının toprakta kullanılması sırasında alınması gereken önlemler tanımlanmıştır. Bu yönetmelik, evsel ve kentsel atıksuların arıtımı sonucu ortaya çıkan arıtma çamurunun toprağa, bitkiye, hayvana ve insana, kısacası ekolojiye zarar vermeyecek bir şekilde toprakta kullanılmasını sağlamayı hedeflemektedir. Bu yönetmelik uyarınca ham arıtma çamurunun toprakta kullanılması yasaktır. Arıtma çamurları stabilizasyon işlemleri (kimyasal veya biyolojik stabilizasyon yöntemlerinden biri kullanılarak) uygulandıktan sonra, hijyenik açıdan bir sakınca yaratmayacak koşullar sağlandığında arazide bertarafı düşünülebilir.

Yönetmelikte stabilize edilmiş arıtma çamurunun toprakta kullanılabilmesi için ise ağır metal içeriğine dair limit değerler tanımlanmıştır. Stabilize çamurun uygulanacağı toprağın ağır metal içeriği yönetmelikte belirlenen değerleri aşmamalıdır (Çizelge 1.1 ve Çizelge 1.2). Arıtma çamurunun eğimi %12’yi geçen alanlarda kullanılması yasaktır. Stabilize arıtma çamuru toprağa yönetmelik uyarınca belirlenen zamanlarda uygulanmalıdır. Toprağa uygulanacak stabilize arıtma çamurunun pH değeri 6,0 – 8,5 arasında olmalıdır. Stabilize arıtma çamurlarının kendine özgü kumlu yapıya sahip topraklarda, doğal ormanlarda ve çiğ meyve ve sebze yetiştirilen

topraklarda kullanımı yasaktır. Yönetmeliklerle belirlenen endüstrilerin atıksularından elde edilen stabilize arıtma çamurları toprağa uygulanmaz.

Organik madde içeriği %40'dan az olan stabilize arıtma çamurları toprağa uygulanmaz. Organik madde içeriği %5'den fazla olan topraklar da stabilize arıtma çamuru uygulanmaz. Toprağın pH değeri 6'dan küçükse stabilize arıtma çamuru toprağa uygulanamaz. Stabilize çamurlarının içme ve kullanma suyu temin edilen alanların 300m'den daha az olan alanlarda kullanılması yasaktır. Kapasitesi bir milyon eşdeğer nüfusun üzerinde olan tesislerde oluşan arıtma çamurlarının en az %90 kuru madde değerine kadar kurutulması esastır.

Çizelge 2.1. Topraktaki ağır metal sınır değerleri

Ağır Metal (Toplam)	6 ≤ pH ≤ 7 mg.kg ⁻¹ Fırın Kuru Toprak	pH ≥ 7 mg.kg ⁻¹ Fırın Kuru Toprak
Kurşun	70	100
Kadmiyum	1	1,5
Krom	60	100
Bakır	50	100
Nikel	50	70
Çinko	150	200
Cıva	0,5	1

Çizelge 2.2. Toprakta kullanılabilecek stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal değerleri

Ağır Metal (Toplam)	Sınır Değerler (mg.kg ⁻¹ kuru madde)
Kurşun	750
Kadmiyum	10
Krom	1000
Bakır	1000
Nikel	300
Çinko	2500
Cıva	10

Stabilize arıtma çamurlarının toprakta kullanılması için yasal izin alınması gerekmektedir. Stabilize arıtma çamurunun toprakta kullanılması için müracaat edilmesi durumunda; İl Tarım Müdürlüğü, İl Sağlık Müdürlüğü, Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü taşra teşkilatı ve gerekli görülürse İl Çevre ve Orman Müdürlüğünce stabilize arıtma çamurunun kullanım alanına göre başka kurumlardan dahil edilecek üyelerden oluşan bir komisyon tarafından incelenir. Bu komisyon yukarıda belirtilen kriterler kapsamında inceleme yapar. Bu inceleme sonucu uygun bulursa 3 yıllığına stabilize çamurun kullanımına müsaade edilir.

2.2.2. Atıkların düzenli depolanmasına dair yönetmelik

26 Mart 2010 tarihli ve 27533 sayılı *Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik* ile artıma çamurlarının düzenli depolama sahalarında bertarafına ilişkin esaslar tanımlanmıştır. Bu yönetmeliğin geçici 4. maddesine göre tehlikesiz olarak sınıflandırılan arıtma çamurlarının ağır metal sınır değerlerine uygun olması, ağırlıkça %30 kuru madde içeriğine sahip olması, oluşan veya oluşabilecek kötü kokuların giderilmesi şartıyla, 1 Ocak 2020 tarihine kadar çözünmüş organik karbon (ÇOK) limit değeri sağlanmaksızın düzenli depolama alanlarında ayrı bir bölümde depolanmasına müsaade edilmektedir. Bu maddenin 1. fıkrasına ek olarak, 2. Fıkrasında, 3. Sınıf depolama tesislerinde TOK sınır değeri 250000 mg/kg olarak belirlenmiştir.

2.2.3. Kentsel atıksu arıtımı yönetmeliği

08 Ocak 2006 tarihli ve 26047 sayılı *Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği*'nde atıksuyun ve arıtma çamurunun bertarafı hakkında bilgilerin periyodik olarak raporlarla duyurulma zorunluluğundan bahsedilmiştir. Bu yönetmeliğe göre, kentsel atıksu arıtma tesislerinde işleyişi sırasında meydana gelen arıtma çamurları uygun şartlar sağlanması durumunda tekrar kullanılabilir. Bu tekrar kullanımda *Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelikçe* belirlenen esaslara uyularak yapılması gerekmektedir.

2.2.4. Atık yönetim genel esaslarına ilişkin yönetmelik

02 Nisan 2015 tarihli ve 29314 sayılı *Atık Yönetim Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik* ile, atıkların çevreye ve insan sağlığına zarar vermesi konusunda genel hedefler belirlenmiştir. Bu kapsamda, atık yönetiminin kontrollü olarak yapılabilmesi için 20 ana grup olarak detaylı bir atık listesi oluşturulmuştur. Arıtma çamurları ise bu gruplardan “atık yönetim tesislerinden, tesis dışı atıksu arıtma tesislerinden ve insan tüketimi ve endüstriyel kullanım için su hazırlama tesislerinden kaynaklanan atıklar” olarak ele alınmıştır. Bu kapsamdaki atıkların yeniden kullanımı, geri dönüşümü ve ikincil hammadde elde etme amaçlı diğer işlemler ile geri kazanılması, enerji kaynağı olarak kullanılması veya bertaraf edilmesi esastır.

2.2.5. Atıksu arıtma tesisleri teknik usuller tebliği

20 Mart 2010 tarihli ve 27527 sayılı *Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği* yerleşim yerlerinden kaynaklanan atıksuların arıtılması için kurulacak ya da var olan tesislerin teknoloji seçimi, tasarım kriterleri, arıtılmış atıksuların dezenfeksiyonu, yeniden kullanımı ve derin deniz deşarjı ile arıtma faaliyetleri sonucu ortaya çıkacak çamurun bertarafı için kullanılacak teknik bilgileri içermektedir. Bu tebliğde, arıtma çamurlarının işlenmesi, geri kazanımı ve bertarafı ile ilgili temel bilgiler, arıtma yöntem tanımları, arıtma teknolojileri uygulamaları ve hesaplamaları bulunmaktadır.

2.2.6. Atıktan türetilmiş yakıt, ek yakıt ve alternatif hammadde tebliği

20 Haziran 2014 tarihli ve 29036 sayılı *Atıktan Türetilmiş Yakıt, Ek Yakıt ve Alternatif Hammadde Tebliği*'ne göre, beraber yakma tesislerinde, atık yağ, sıvı yakıt atıkları, ömrünü tamamlamış lastikler, kurutulmuş arıtma çamurları ve alternatif hammaddeler hariç olmak üzere, atık besleme miktarının bir yıl içerisinde 5000 ton ve üzerinde olması durumunda atıktan üretilmiş yakıt kullanılması zorunludur. Atık besleme miktarının yılda 5000 tonun altında olmasında durumunda ise ek yakıt kullanılması isteğe bağlıdır. Arıtma çamurlarının ek yakıt olarak kullanılabilmesi için en fazla %25 nem içerecek şekilde kurutulmuş halde tesise gelmesi ya da tesiste kurutma ünitesinin bulunması zorunlu kılınmıştır.

2.3. Arıtma Çamuru Nihai Bertaraf Yöntemleri

Arıtma çamurlarının nihai bertarafı için uygulanacak yönteme karar verilirken mevcut yönetmelikler çerçevesinde tanımlanmış olan esaslar dikkate alınmaktadır. Ayrıca, arıtma çamurlarının özellikleri, uygulamanın yapılacağı bölgenin jeolojik, hidrojeolojik yapısı ve iklim özellikleri gibi faktörlere göre uygulama yapılmalıdır (Uzun ve Bilgili 2011). En yaygın uygulanan arıtma çamuru nihai bertaraf yöntemleri; tarımda kullanım, düzenli depolama ve yakma olarak sıralanabilir.

2.3.1. Tarımda kullanım

Arıtma çamurları, makro ve mikro besin elementleri ve eser elementler gibi birçok yararlı bileşiklerin yanında, organik kirleticileri, mikroorganizmaları ve parazit yumurtalarını da içerebilmektedir (Alloway ve Jackson, 1991). Arıtma sonucu ortaya çıkan çamurlardaki makro ve mikro besin elementlerinin bu atığa faydalı bir gübre; organik maddelerin ise iyi bir toprak ıslah edici özellik vermesi nedeniyle, çoğu kuruluş bu ürünlerin tarımda kullanımını desteklemekte ve birçok ülkede uygulamaları yaygınlaşmaktadır (Strauch 1991, During ve Gath 2002). Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında, çamur, bitki besin elementleri içeren organik bir kaynak olarak ele alınmaktadır. Çiftlik gübreleriyle karşılaştırıldığında arıtma çamurlarının azot ve fosfor içeriği yönünden tarımsal anlamda değerli olduğu ancak potasyum değerinin çiftlik gübrelerine göre her zaman daha düşük değerlere sahip olduğu belirtilmektedir (Spellman 1997).

Tarımda kullanımın avantajları: Arıtma çamurları bünyelerinde dirençli organik bileşikler ve bitki gelişimi için gerekli makro ve mikro besin elementlerini bulundurmaktadırlar. Azot ve fosfor içerikleri arıtma çamurlarının gübre değerini ortaya koymakta, organik madde değeri de bu maddenin toprak ıslah etme açısından ayrı bir önem taşıdığını göstermektedir. Arıtma çamurları toprağın su tutma kapasitesini artırır. Gözenekli ve geçirgen toprak yüzeyi oluşturur ve bu da filtrasyonu artırarak yüzey

akışını azaltır. Kurak alanlarda sulama sıklığı azaltılarak, toprağın daha fazla su tutması sağlanır. Toprak erozyonu azalır ve katyon değişim kapasitesi artar.

Tarımda kullanımın dezavantajları: Çevreye zararlı olabilecek potansiyel toksik elementleri, patojen mikroorganizmaları ve patojenik mikroorganizmaların yumurtalarını içerebilmektedir. Yüksek miktarda potansiyel toksik element içerebilen arıtma çamurlarının gübre olarak tarım arazilerinde kullanılmaları kısıtlanmaktadır. Ayrıca patojenleri giderilmemiş arıtma çamurlarının kullanımı ile, halk sağlığı açısından olası risklerin görülmesi söz konusu olabilir (Akyarlı ve Şahin 2005).

2.3.2. Düzenli depolama

Düzenli depolama arıtma çamurlarının üzerleri örtülerek sağlığa zarar vermeyecek şekilde bertaraf edilmesidir. Depolanacak çamur miktarının azaltılması için düzenli depolama uygulanması öncesinden çamurun susuzlaştırılarak çamur hacminin azaltılması gerekmektedir. Susuzlaştırılmış çamurlar tek başına veya evsel atıklarla karıştırılarak bertaraf edilebilir. Tehlikeli ve zararlı çamurlar tekil depolarda bertaraf edilmelidir. Arıtma çamurların düzenli depolanabilmesi için çamurun serbest su içeriğinin en aza indirilmesi (susuzlaştırma) ve çamurun organik içeriğinin en aza indirilmesi (stabilizasyon) işlemlerinin uygulanması gerekmektedir. Düzenli depolama alanlarında izlenecek adımlar;

- Çamurlar önceden hazırlanan depo alanına kontrollü olarak boşaltılmalı,
- Depo sahasına serildikten sonra dozer gibi ekipmanlarla sıkıştırılmalı,
- Çamurlar depolandıktan sonra belli aralıklarla üstü ince toprak tabakasıyla örtülmeli,
- Kaplama malzemesi ile üzeri örtüldükten sonra sıkıştırılmalıdır.

Bu işlemler yapıldıktan sonra depolama alanı rekreasyon gibi amaçlar için kullanılabilir.

2.3.3. Yakma

Yakma çoğunlukla çamur uzaklaştırma imkânlarının kısıtlı olduğu çok büyük tesislerde uygulanır. Termal olarak işlem gören çamurlar, genellikle susuzlaştırılmış ancak stabilize edilmemiş çamurlardır. Yakma işleminden önce stabilizasyon gereksizdir. Çünkü, aerobik veya anaerobik olarak çamurun stabilize edilmesi sonucu çamurun organik madde içeriği azalacağı için yakma işleminde kullanılması gereken yakıt miktarı artar. Bu sistemlerin yatırım ve işletme masrafları yüksek olduğu için nihai bertaraf yöntemi olarak kullanılmaları kısıtlıdır.

2.4. Nihai Bertaraf Öncesi Arıtma Çamurlarının Arıtımı

Arıtma çamurlarının bertarafına ilişkin olarak bahsi geçen Ulusal Mevzuat hükümlerine göre, arıtma çamurlarının tarımda kullanım, yakma ve düzenli depolama alanlarında depolama gibi nihai bertarafı öncesi çamurun organik içeriğinin azaltılması için stabilizasyon ve ardından, su (nem) içeriğinin en aza indirilmesi ve böylece hacminin azaltılması için, yoğunlaştırma, şartlandırma, susuzlaştırma ve kurutma işlemlerinin uygulanması zorunludur. Arıtma çamurlarının nihai bertarafı öncesi arıtımı için pek çok yöntem önerilmiş olmakla birlikte önerilen yöntemlerden bir kısmı yaygın olarak uygulanmaktadır. *Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği*'ne göre yaygın olarak uygulandığı belirlenen çamur arıtma adımları ve yöntemleri Şekil 2.1'de görülmektedir. Çamur arıtma adımlarının önemi ve yöntemleri aşağıda özetlenmiştir.

2.4.1. Yoğunlaştırma

Yoğunlaştırma; çamurdan sıvı fazın ayrılarak katı madde içeriğinin arttırılması işlemidir. Arıtma çamurlarının işlenmesinde ilk adım olan yoğunlaştırma işlemleri, stabilizasyon ünitelerinden önce ön yoğunlaştırıcı, olarak kullanılmaktadır. Basit olarak yoğunlaştırmanın amacı, kendisinden sonra gelen çamur işleme ünitelerinin hacmini azaltmaktır. Çamur yoğunlaştırmanın yararlarına örnek olarak, daha küçük tank kapasitesi, daha az şartlandırıcı kimyasal madde ihtiyacı, daha küçük pompa ve borulama ile çamurun daha kolay işlenebilmesi verilebilir. Çamur yoğunlaştırma prosesi bantlı yoğunlaştırma, graviteli yoğunlaştırma, flotasyon yoğunlaştırma ve santrifüj yoğunlaştırma olmak üzere dört yöntem ile uygulanabilir.

2.4.2. Susuzlaştırma

Susuzlaştırma, çamurun su içeriğinin azaltılması için kullanılan fiziksel bir temel işlemdir (Filibeli, 2013). Arıtma tesisinden çıkan çamurun kolayca uzaklaştırılabilmesi için sıvı hâlden katı hâle dönmesi gerekir. Bu nedenle çamurun içerdiği su miktarının azaltılması için yoğunlaştırma işlemi sonrasında susuzlaştırma işlemi uygulanır. Susuzlaştırma ile çamur hacmi azaltıldığından, çamurun nihai bertarafı sırasında maliyet azaltılmış olur. Suyu alınmış çamur, sulu çamura göre daha kolay işlenir. Yakma işleminden önce çamurun su içeriğini azaltmak enerji muhtevasını arttırır. Kompostlama öncesi ise, malzemenin gözenek vermemesi için suyun alınması gerekir. Depolama sahasında sızıntı oluşumunu önlemek için de çamur suyunu almak gerekmektedir (Filibeli, 2013).

2.4.3. Şartlandırma

Çamur şartlandırma işlemi, nihai bertaraf öncesinde çamurun içeriğindeki suyun uzaklaştırılması amacıyla uygulanan yoğunlaştırma ve susuzlaştırma işlemlerinde çamurun suyunu daha kolay vermesini sağlamak amacıyla uygulanır. Çamur şartlandırma, su içinde bulunan partikül haldeki askıda katı maddelerin üstünde fiziksel

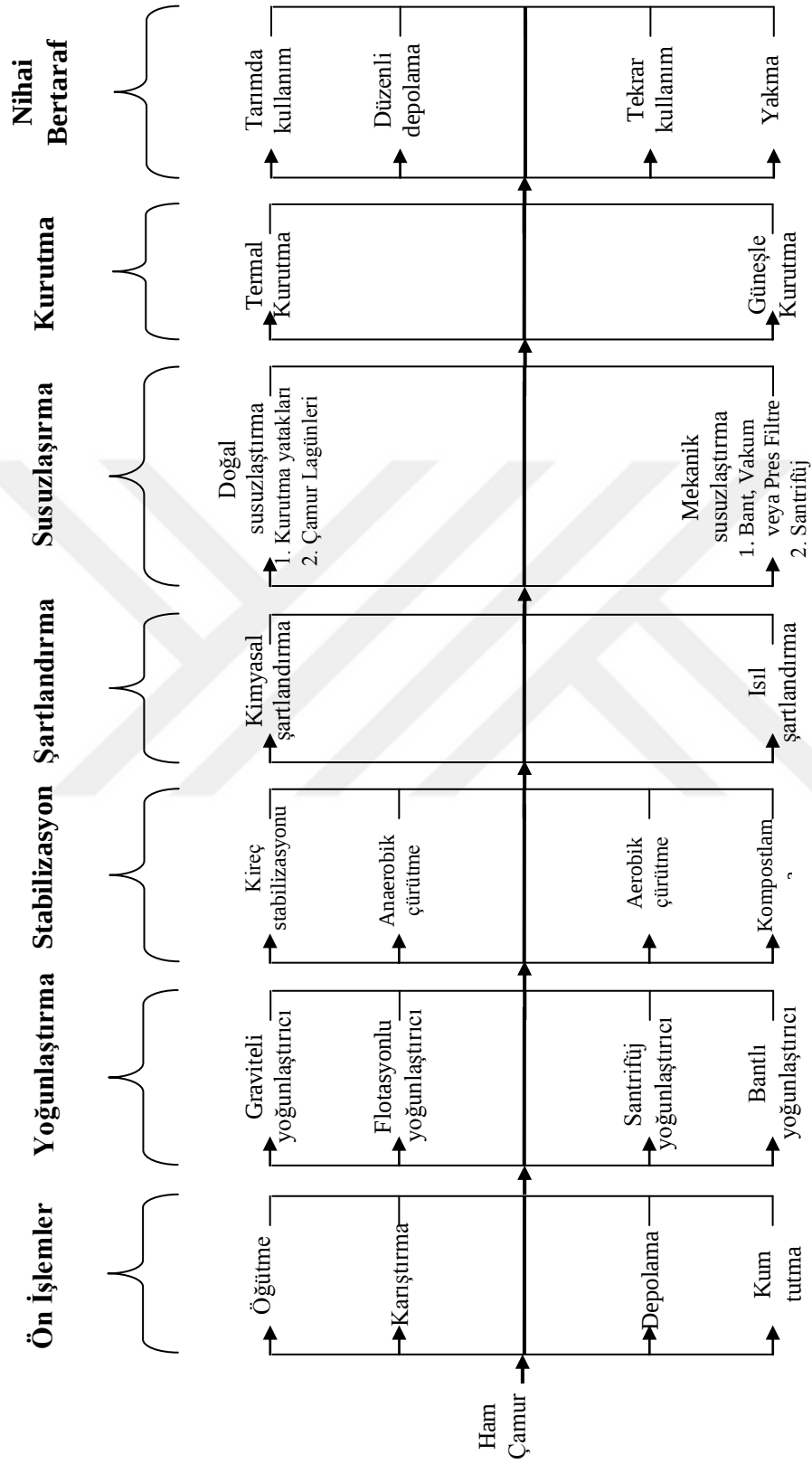
ve kimyasal kuvvetlerin etkisiyle oluşan elektriksel yükleri nötralize etmek veya kararsız hale getirmek demektir. Şartlandırma işlemi sırasında küçük ve şekilsiz partiküller daha büyük ve parçalanması daha zor parçalar haline dönüştürülür. Bu şekilde sulu çamurdaki katı-sıvı faz ayrımı kolaylaşır (Filibeli 2013).

2.4.4. Kurutma

Arıtma çamurunun kurutulması çamur yapısında bulunan suyun elimine edilerek çamur hacminin azalmasını sağlar. Kurutma ısı bir arıtma işlemidir. Isı çamura doğrudan ya da dolaylı olarak iletilebilir. Doğrudan kurutma işleminde çamurun yüksek sıcaklıktaki gazla teması sağlanır. Bu işlemde en çok kullanılan kurutucular dönen tamburlu ve akışkan yataklı kurutuculardır. Çamurun dolaylı kurutulmasında ise çamurun ısıtılmış bir maddeye teması sağlanarak iletim yoluyla kurutulması sağlanır. Çamurun kurutulması için kullanılan en eski yöntemlerden birisi kurutma yataklarıdır. Stabilizasyon işlemlerinden sonra elde edilen çamurlar, çamur kurutma yataklarında kurutulurlar. Kurutma işleminden sonra da nihai bertaraf amacıyla düzenli depolama sahalarına gönderilirler veya tarımsal amaçlı gübre olarak toprakta kullanılırlar. Çamur kurutma yataklarının en önemli avantajları maliyetinin düşük olması, işletilmeleri için özel bir itina gerektirmemesi ve elde edilen çamur kekinin katı madde içeriğinin yüksek oluşudur. Dört farklı tipte kurutma yatağı kullanılmaktadır: 1) klasik kurutma yatakları, 2) kaplamalı (paved) tip, 3) sentetik malzemeli, 4) vakumlu kurutma. Klasik tipteki kum yataklı kurutma yatakları en yaygın kullanılan doğal su alma yöntemidir (KAMAG, 2013).

2.4.5. Stabilizasyon

Çamur stabilizasyonun amacı, çamurun içindeki zararlı patojen organizmaların azaltılması, istenmeyen kokuların giderilmesi, çürüme, bozulma ve kokma gibi problemlerin giderilmesi olarak sıralanabilir. Stabilizasyonda en önemli unsur arıtma çamurlarında mevcut olan uçucu veya organik içeriklerin giderilmesine uygun yöntemin seçilmesidir. Bu sebep göz önüne alındığında uçucu içeriğin biyolojik olarak giderilmesi ve mikroorganizmaların yaşaması için uygun koşulların ortadan kaldırılması gerekmektedir (Spinosa ve Vesilind 2001, Tchobanoglous vd 2003, Öztürk vd 2015). Stabilizasyon uygulanması çamur arıtımında büyük öneme sahip olmakla birlikte stabilizasyon sonrasında elde edilen çamur, zayıf su verme özelliklerine sahiptir. Bu da susuzlaştırma işlemleri sırasında daha fazla şartlandırıcı kimyasal madde tüketimi ve çamur kekinde düşük katı madde içeriği ile birlikte daha yüksek işletme ve bertaraf etme maliyetlerine neden olur. Bu nedenle, stabilizasyon sonrası çamur susuzlaştırma metotlarının uygulanması önem arz etmektedir.



Şekil 2.1. Çamur işleme ve uzaklaştırma akış diyagramı

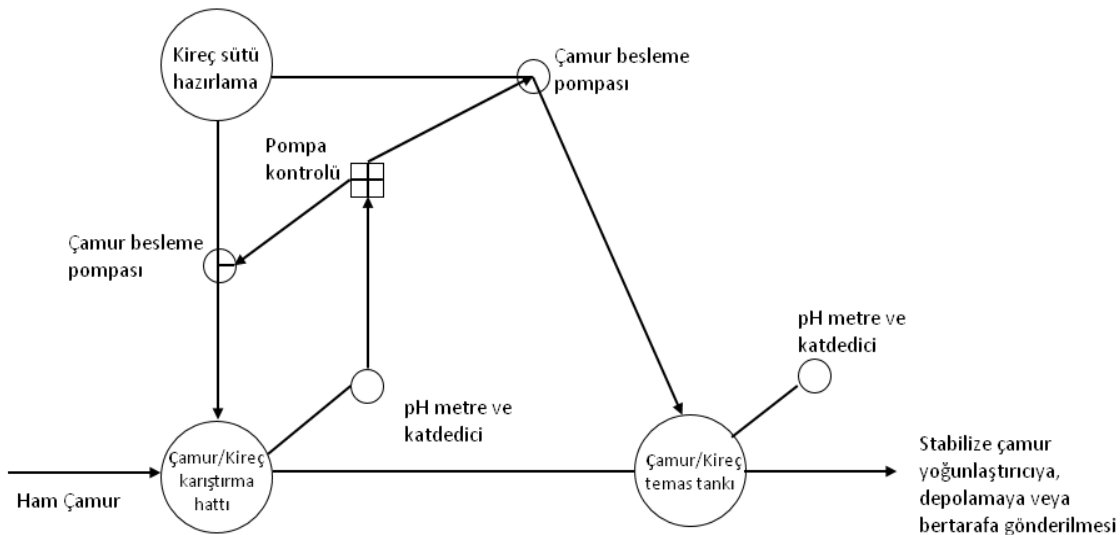
2.5. Çamur Stabilizasyonu Yöntemleri

Başlıca stabilizasyon yöntemleri; kireç stabilizasyonu, ısıt arıtma, anaerobik stabilizasyon, aerobik stabilizasyon ve kompostlamadır (Öztürk 2008,Öztürk vd 2015).

2.5.1. Kireç stabilizasyonu

Bu uygulamada, ham çamura kireç ilave edilerek pH değeri 12 veya üzerine çıkarılır (Şekil 2.2). Yüksek pH mikroorganizmaların canlı kalmasına uygun değildir. Bu nedenle pH bu seviyede tutulduğunda çamurda çürüme, kötü koku oluşumu ve sağlık açısından zararlı bir durum meydana gelmeyecektir. Kireç stabilizasyonunda kalsiyum hidroksit veya kalsiyum oksit kullanımı tercih edilmektedir. Bazı durumlarda kül, çimento tozu, karpit kireci de kullanılmaktadır(Tchobanoglous vd 2003, Öztürk vd 2015). Maliyeti oldukça az olan kireç stabilizasyonu sonucu susuzlaştırılması kolay bir çamur elde edilir, ama oluşan çamur kireç içerdiği için kararlı değildir ve yüksek hacimler kaplarlar (Salter Kesal 1999).

Kireç ilavesi iki şekilde yapılabilir. Çamur susuzlaştırmadan önce yapılan kireç ilavesi kireçle ön stabilizasyon olarak adlandırılmaktadır. Susuzlaştırmadan sonra kireç ilavesi ise kireçle son stabilizasyon olarak adlandırılmaktadır (Öztürk vd 2015). Kireçle ön stabilizasyonda sulu çamurda istenen pH seviyesine ulaşabilmek için daha fazla kireç ilavesi yapılmaktadır. İstenen pH seviyesine çıkıldığında ise susuzlaştırmaya geçilmeden önce yeteri kadar bekleme süresi uygulanmalıdır. Bu süre yaklaşık olarak 2 saat olarak önerilmektedir. Kireç dozlamaları çamur tipine ve katı madde içeriğine göre farklılık göstermektedir. Tipik dozlamalar ise Çizelge 2.3’de verilmektedir (Filibeli 2002).



Şekil 2.2. Kireçle stabilizasyon için akım diyagramı

Çizelge 2.3.Sıvı çamur stabilizasyonu için tipik kireç dozları

Çamur Tipi	Katı konsantrasyonu		Kireç miktarı grCa(OH) ₂ /gr KM [*]	
	Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama
Birincil çamur	3-6	4,3	120-340	240
Aktif çamur	1-1,5	1,3	420-860	600
Aerobik çürütülmüş çamur	6-7	6,5	280-500	380
Septik tank çamuru	1-4,5	2,7	180-1020	400

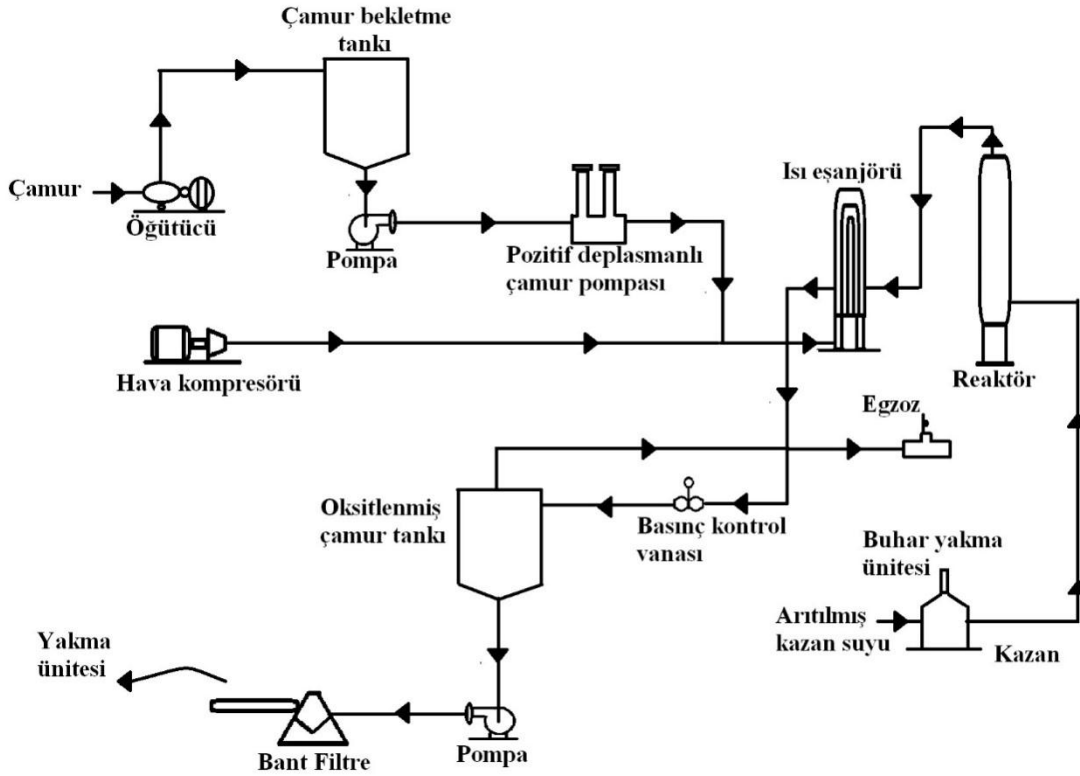
* pH'ı 12'de 30 dk. tutmak için gereken miktar

Kireçle son stabilizasyonda kalsiyum hidroksit veya kalsiyum oksit (sönmemiş kireç) susuzlaştırma işlemine tabi tutulmuş çamurun pH'ını 12'ye veya üzerine çıkarmak için kullanılır. Sönmemiş kireç çamur suyuyla ekzotermik tepkimeye neden olduğu için tercih edilmektedir. Bu ilaveden sonra sıcaklık 50 °C'nin üzerine çıkacağından diğer kurt yumurtalarını pasif hale getirmektedir (Öztürk vd 2015). Ön stabilizasyona kıyasla son stabilizasyonun üstünlükleri su ilavesi gerektirmemesi, susuzlaştırma için başka bir şeye ihtiyaç duymaması ve ekipman bakım problemlerinin olmamasıdır (Öztürk vd 2015).

2.5.2. Isıl arıtım

Stabilizasyon ve şartlandırma amacıyla uygulana ısıl arıtım çamurun yüksek basınç altında kısa süreli ısıtılması esasına dayanmaktadır. Isıl arıtımın amacı, katı maddeleri koagüle etmek, jelimsi yapılarını parçalamak ve katı çamurun su içeriğini azaltmaktır. Bu uygulama daha çok sterilizasyonu ve şartlandırılması zor olan biyolojik çamurlara uygulanmaktadır. Yüksek yatırım maliyetlerinden dolayı kullanımı kısıtlıdır. Isıl arıttımdan çıkan üst su, yüksek biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOI), amonyum azotu (NH₄) ve fosfor (P) içerdiğine sahip olduğu için ana arıtım sistemine verilmeden önce ön arıtımı gerekebilir (EPA 1994).

Şekil 2.3'de görüldüğü gibi atık çamur öğütücünden geçirilerek çamur bekletme tankına aktarılır. Pompa yardımıyla öğütülmüş çamur pozitif deplasmanlı çamur pompasına iletilir ve buradan hava verilerek ısı eşanjörüne varır. Buhar yakma ünitesinden gelen ısı ile oksitlenmiş çamur tankına aktarılır. Buradaki çamurun bir kısmı sistemin başına döndürülür, bir kısmı da bant filtrelerle yakma ünitesine sevk edilir (Öztürk vd 2015).



Şekil 2.3. Isıl Arıtım Proses Akış Diyagramı

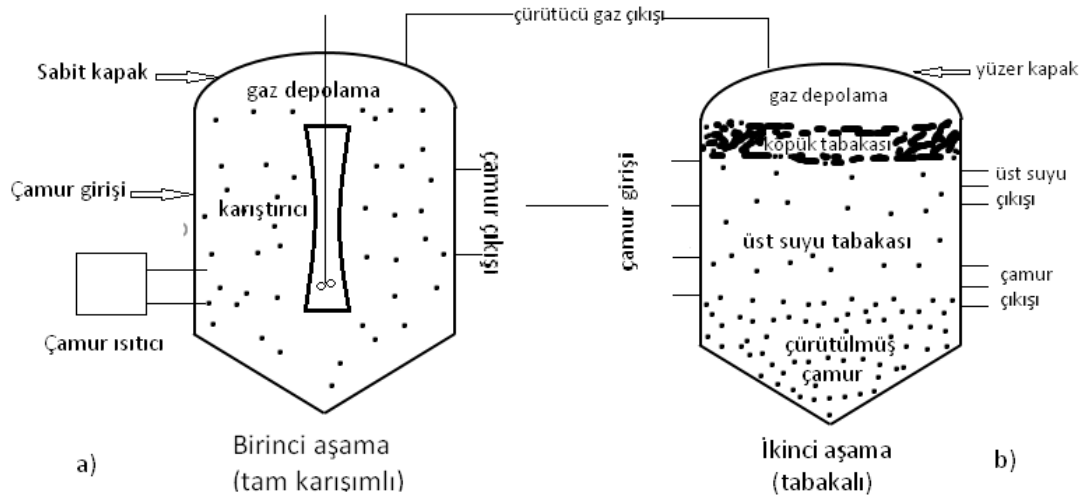
Isıl arıtmanın başlıca avantajları; oluşan çamur için şartlandırma gerekmemesi, çamur kompozisyonunun değişiminin proses verimini etkilememesi, uçucu katıların tam oksidasyonun sağlanması ve katı içeriğinin %30-50 gibi yüksek değerlere çıkabilmesidir (Öztürk vd 2015). Isıl arıtımın dezavantajları ise, yüksek bir maliyete sahip olması, sık sık bakım ihtiyacı gerektirmesi, işlemler sırasında oluşan atıksuyun yüksek organik madde ve amonyak konsantrasyonuna sahip olması ve kötü kokulu gazlar açığa çıkması olarak sıralanabilir (Öztürk vd 2015).

2.5.3. Anaerobik çamur stabilizasyonu

Anaerobik çamur stabilizasyonu oksijensiz ortamda organik ve inorganik maddelerin parçalanması esasına dayanır. Kullanılan en eski yöntemlerden birisidir. Çürüme hava girişinin engellendiği bir reaktörde meydana gelir. Mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilen bir biyolojik bozunma prosesidir. Arıtma sırasında oluşan biyogazın yaklaşık olarak %65-85 metan ve %15-35 karbondioksit karışımından oluşmaktadır (Alvarez2003).

Anaerobik çamur stabilizasyonu standart-hızlı ve yüksek-hızlı olarak ikiye ayrılmaktadır (Şekil 2.4). Standart-hızlı anaerobik stabilizasyonda ısıtma ve karıştırma mevcut değildir. Hidrolik bekletme süresi 30-60 gün olup çamur yaşına eşit ya da çok

yakındır. Yüksek-hızlı anaerobik stabilizasyonda ise karıştırma ve ısıtma uygulanır. Hidrolik bekletme süresi 20 günün altında tutulur. Yüksek organik madde yüküne sahip çamurlarda 1 günden az hidrolik bekletme sürelerinde bile yüksek konsantrasyonda organik madde giderimi sağlanabilmektedir(Filibeli 1998, Öztürk vd 2015).



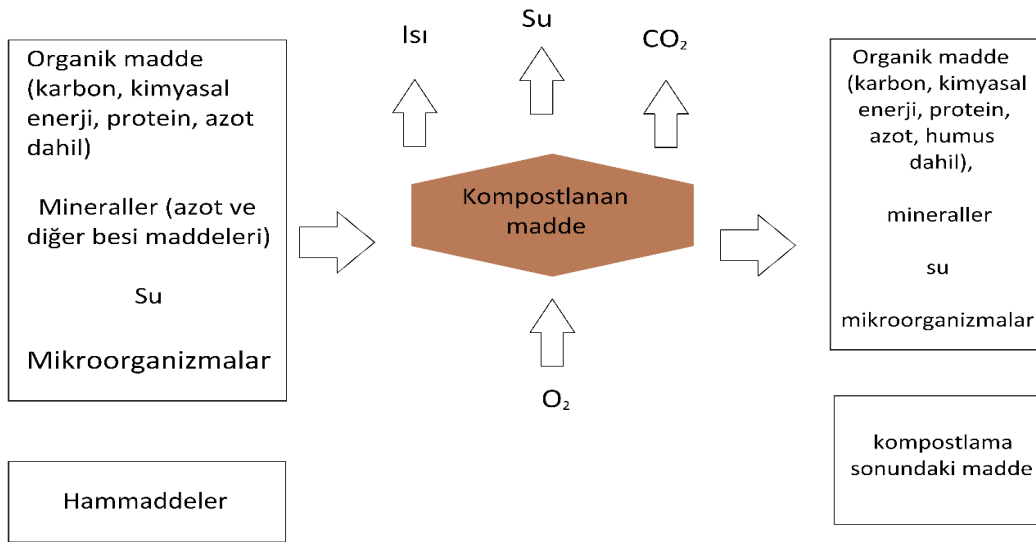
Şekil 2.4. a) Yüksek hızlı anaerobik çamur çürütücü b) Standart-hızlı anaerobik çamurçürütücü

Anaerobik stabilizasyon iki aşamada gerçekleşmektedir. İlk aşamada organik maddeler organik asitlere, alkollere ve karbondioksit dönüşür (hidroliz ve asit fermentasyonu). İkinci aşama ise asit bakterilerinin parçalama reaksiyonları sonucu oluşan ürünlerin metanojenler tarafından metan, karbondioksit ve suya dönüştürülmesini kapsamaktadır. Bu aşamalar sonucu oluşan metan gazının kalorifik değeri yüksektir ve enerjiye dönüştürülmek için kullanılabilir. Anaerobik stabilizasyon esnasında yağlar, proteinler, karbonhidratlar, amino asitler ve organik asitler gibi kompleks veya monomer yapıda olan çeşitli organik maddeler parçalanabilmektedir (Öztürk vd2015).

Anaerobik stabilizasyonun başlıca avantajları,biyokütleninbertaraf maliyetinin düşük olması, besi maddesi ihtiyacının düşük olması, inşa alanı gereksiniminin azlığı, oluşan gazların hava kirliliği açısından kontrol edilebilir olması ve köpük probleminin yaşanmamasıdır (Öztürk vd 2015). Anaerobik stabilizasyonun dezavantajları ise, biyokütle gelişimi için uzun başlangıç evresi gereksinimi, seyreltilmiş atıksularda yeterli alkalitenin sağlanamaması, koku problemlerinin oluşması, nitrifikasyonun mümkün olmaması, metanojenlerin toksik maddelere ve çevre şartlarına aşırı duyarlı olması ve düşük sıcaklıklarda mikroorganizmaların kinetik hızlarının düşük olmasıdır. Anaerobik çamur stabilizasyonunda organik yüklemenin %80'i metan ve karbon dioksit indirgenebilir. Bu aynı zamanda %80 dolaylarında kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimi demektir (Öztürk vd 2015).

2.5.4. Kompostlama

Kompostlama işleminde biyolojik olarak parçalanabilen katı atıkların küçük parçalar olarak öğütüldükten sonra yığın halinde alt tarafı ızgaralı bir zemine koyularak gerek duyulması durumunda mikroorganizmalarla aşılandıktan sonra alt taraftan havalandırılarak parçalanması sağlanır (Şekil 2.5). Bu süreç yaklaşık 5-7 hafta sürmektedir. Son ürün olarak stabil, toprağa benzer ve humusça zengin hijyenik bir madde ortaya çıkar. Bu yöntemin amacı, atığın çevreye zarar vermeden biyolojik olarak parçalanmasıdır. Bu proses ile atığın biyolojik olarak parçalanabilen hacmi, kütlesi ve nemi azalarak atık değerli bir toprak düzenleyici haline dönüştürmektedir (Tchobanoglous vd2003,Öztürk 2008).



Şekil 2.5. Kompostlaştırma mekanizması

Kompostlaştırmanın ilk günlerinde organik atıkların kolayca parçalanabilen bileşikler metabolize olur. Sıcaklık bazı durumlarda 60°C'yi aşabilir. Normal olarak kompostlanan maddenin sıcaklığı 50-60 °C'ye kadar artar. Bu sıcaklık aralığı birkaç hafta devam eder. Bu yüksek sıcaklık patojenleri öldürür, ancak bu arada birçok mikroorganizma da ölmeye başlar veya daha dirençli hale gelir. Bu durum daha az ısının oluşması ve sonuç olarak yığının birkaç gün sonra soğuması demektir. Aktif kompostlaştırma yavaşladığında, sıcaklık yavaş yavaş $\pm 37^{\circ}\text{C}$ ve sonunda ortam sıcaklığına düşer. Yığın soğuduğunda sporlar, termofilik mikroorganizmalar ve son olarak mesofilik popülasyon ölür. Sonunda yığın yeteri kadar soğur ve oluşan kompost doğal olarak toprak mikroorganizmaları, protozoalar, solucanlar, mantarlar, böcekler ve diğer daha büyük mikroorganizmalar ile organik maddeler içerir. Zaman içindeki bu sıcaklık değişimi kompostlaştırma prosesindeki ayrışmanın hızını ve tipini yansıtır (Öztürk vd 2015). Isının ortaya çıkması direkt olarak mikrobiyal aktiviteyle bağlantılı olmasına rağmen, sıcaklık proses için iyi bir indikatördür.

Yığının tepesindeki olgunlaşmamış kompost yüksek seviyelerde organik asit içerebilir veya yüksek karbon/azot (C/N) oranına sahip olabilir. Olgunlaşmamış kompost ürün ve bitkilere zarar verebilir. Kompost C/N oranı, oksijen gereksinimi, sıcaklık ve koku gibi sabit karakteristikleri ile değerlendirilir (Öztürk vd 2015). Zamanla kompostlaştırma tamamlandıkça bileşiklerin karışımı daha homojen olur. Orijinal maddelerin çok azı ayırt edilebilir veya hiçbiri ayırt edilemez. Madde koyu kahverengiden siyaha doğru renkler alır. Partiküller küçülür, sabitleşir ve toprak gibi olur. Kompostlaştırma mikroorganizmaların gelişmesini belirleyen ve sağlayan koşullar sağlandığında en yüksek hıza ulaşır (Öztürk vd 2015, Öztürk 2007). Kompostlaştırma mekanizmasını etkileyen parametreler, mikroorganizmalar, havalandırma, nem muhtevası, sıcaklık, pH, besin maddeleri, zaman, katkı maddeleri ve parçacık boyutudur (Öztürk 2005, Öztürk vd 2015).

2.5.5. Aerobik stabilizasyon

Organik çamurların biyolojik stabilizasyonu için kullanılan bir prosestir. Anaerobik çürütmeye alternatif olarak, arıtma çamurları aerobik olarak da çürütülebilir. Bu proseste arıtma çamurları ayrı bir tank içine alınır ve birkaç gün süre ile havalandırılır. Böylece çamur içindeki uçucu katı maddeler biyolojik olarak stabilize olur. Sonuçta oluşan çamur “aerobik çürük çamur” olarak adlandırılır. Aerobik çürütmenin üstünlükleri aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- Uçucu katı madde (UKM) giderimi havasız çürütme ile elde edilene yakındır.
- Substrattaki BOI konsantrasyonları oldukça düşüktür.
- Kolayca bertaraf edilebilecek kokusuz, humusa benzer, biyolojik olarak kararlı ürün elde edilir.
- Oluşan çamurun susuzlaştırma karakteristikleri çok iyidir.
- Çamurun gübre değeri yüksektir.
- İşletme problemleri azdır.
- Yatırım maliyetleri düşüktür.

Aerobik çürütmenin üstünlükleri yanında en önemli eksiği, sisteme gerekli oksijeni sağlamak için yüksek, enerji ihtiyacıdır. Metan gibi yararlı bir son ürünün elde edilememesi de diğer bir eksiğidir (Spinosa ve Vesilind 2001).

2.6. Aerobik Çamur Stabilizasyon Yöntemleri

Aerobik stabilizasyon klasik aerobik stabilizasyon, saf oksijenli aerobik çürütme ve ototermal termofilik aerobik çamur çürütme olmak üzere üç farklı yöntem ile gerçekleştirilebilir (Tchobanoglous vd 2003).

2.6.1. Klasik aerobik çürütme

Klasik aerobik çürütme aktif çamur prosesine benzerdir. Klasik aerobik çamur çürütme ile fazla aktif çamurun ısıtılmayan açık çürütücülerde difüzörlerle sağlanan havalandırma veya mekanik havalandırma ile stabilizasyonu sağlanır (Andreoli vd 2007). Son çökeltim çamuru ön çökeltim çamuru ile karıştırılıp aerobik olarak çürütüldüğünde ön çökeltim çamurundaki organik maddenin doğrudan oksidasyonu ve hücre dokusunun içsel oksidasyonu bir arada gerçekleşir. Ortamda mevcut besi maddesi miktarı azalırken, mikroorganizmalar hücre bakım reaksiyonları için gerekli olan enerjiyi elde etmek üzere kendi protoplazmalarını yiyip bitirmeye başlarlar. Bu olay başladığında mikroorganizmalar içsel solunum fazında bulunmaktadır. Hücre dokusu, havalı ortamda su, karbondioksit ve amonyağa oksitlenir. Gerçekte hücre dokusunun yalnızca %75-80'i oksitlenir; kalan %20-25'lik kısım ise inert maddeler ve biyolojik olarak parçalanamayan organik maddelerden meydana gelmektedir. Bu oksidasyondan açığa çıkan amonyak, sonuçta nitrata oksitlendiğinde pH düşebilir. Teorik olarak oksitlenen kg amonyak başına 7,1 kg CaCO_3 alkalitesi giderilir. Klasik aerobik çürütücülerin tasarım kriterleri Tablo 2.4'de verilmektedir (Tchobanoglous vd 2003).

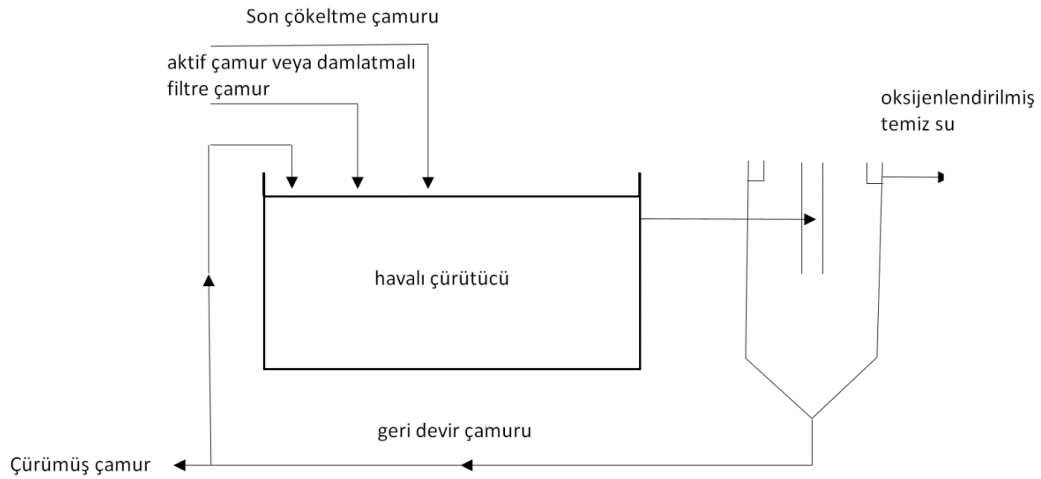
Çizelge 2.4. Aerobik çürütücülerin tasarım kriterleri

Parametre	Birim	Değer
Hidrolik Bekletme Süresi	Gün	
Atık aktif çamur		10-15
Sadece aktif çamur		12-18
Ön çökeltim çamuru +aktif çamur		15-20
Katı Madde Yükleme	kgUKM/ m ³ .gün	1,6-4,8
Oksijen İhtiyacı	kg/kg tüketilen	
Hücre Dokusu		2,3
Birincil çamurdaki BOI_5		1,6-1,9
Karıştırma için Enerji İhtiyacı		
Mekanik havalandırıcı	kW/10 ³ m ³	20-40
Basıncılı hava ile karıştırma	m ³ /10 ³ m ³ .dakika	20-40
Sudaki Çözünmüş Oksijen	mg/L	1-2
Sıcaklık	°C	15
Uçucu Katı Madde Giderimi	%	40-50

Klasik aerobik çamur çürütücülerinin tasarımında dikkate alınması gereken faktörler hidrolik bekletme süresi, organik yükleme, oksijen gereksinimi, karıştırma için enerji ihtiyacı ve sıcaklıktır. Nitrifikasyon dâhil hücre dokusunun tam bir oksidasyon için teorik oksijen gereksinimi 2,3 kg O_2 /kg hücre'dir. Bu oksijen ihtiyacı karşılandığında %38'in üzerinde uçucu katı madde (UKM) giderimi sağlanabilmektedir (Tchobanoglous vd 2003). Klasik aerobik çürütücüler kesikli veya sürekli reaktörler

olarak işletilebilir. Sürekli beslemeli aerobik çürütücüye ait şematik kesit Şekil 2.6'da verilmiştir.

Sürekli işletimde, bir taraftan reaktöre çamur beslemesi yapılırken, diğer taraftan da bir miktar çamur uzaklaştırılır. Besleme ve uzaklaştırma hızları reaktör hacmi sabit kalacak şekilde yapılır. Kesikli beslemeli sistemlerde ise çamur belirli zaman aralıklarıyla, belirlenen miktarlarda sisteme beslenir ve stabilizasyon süresince besleme ve çamur atımı yapılmaz. Kesikli beslemeli sistemlerin öne çıkan avantajları küçük maliyetler gerektirmesi, kolay kurulması ve rahat operasyon şartları sağlamasıdır. Dezavantajları açısından bakıldığında ise doldurulması ve boşaltılması sırasında temizleme gerektirmesi ve bunun sebep olduğu zaman kayıplarıdır. Sürekli beslemeli reaktörlerin avantajları ise; işletilmesinin kolay olması, çok müdahale gerektirmemesidir. Dezavantajları ise çamurun sürekli olarak geri devrinin sağlanabilmesi için kullanılan pompanın enerji maliyeti ve olası durumlarda sisteme müdahale edilmesinin zor olmasıdır (Emre 2007).



Şekil 2.6. Aerobik çürütücü sistemine ait şematik resim

2.6.2. Saf oksijenli aerobik çürütme

Saf oksijenli aerobik çürütmenin klasik aerobik çürütmeden tek farkı prosese hava yerine saf oksijen verilmesidir (Andreoli vd 2007). Bu tür çürütücüler büyük arıtma tesislerinde ve özellikle soğuk iklimin hüküm sürdüğü yerlerde uygulanmaktadır. Bu sistemin en önemli dezavantajı yüksek saflıkta oksijen gereksinim ile artan maliyetidir (Tchobanoglous vd. 2003). Aerobik stabilizasyon sırasında saf oksijenin kullanımı ile ortalama %55 KOİ giderimi ve ile ortalama %60 uçucu askıda katı madde (UAKM) giderimi elde edilebilmektedir (Zupancic ve Ros 2007).

2.6.3. Ototermal termofilik aerobik çürütme

Son yıllarda, klasik aerobik stabilizasyon prosesinin verimini arttırmak amacıyla aerobik çürütme işleminin bir modifikasyonu olan ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) prosesinin kullanımı yaygınlaşmıştır. Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) geleneksel aerobik çürütmeden farklı olarak mikrobiyal oksidasyon prosesi sırasında açığa çıkan ısı ile termofilik koşullarda gerçekleşir ve oldukça kısa bekletme sürelerinde oldukça yüksek organik madde giderim verimleri sağlanabilmektedir (Kelly ve Mavinic 2003).

Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) prosesi, organik madde içeren atıkların çürütülmesi sırasında mikrobiyal faaliyetler sonucu çevreye ısı yayılması esasına dayanır. Bu ısının korunması ile sistemde mevcut olan termofilik bakterilerin yüksek reaksiyon hızları biyolojik olarak indirgenebilir konsantre organik atıkların giderimini kolaylaştırmaktadır. ATAD sırasında açığa çıkan ısı yüksek işletme sıcaklıkları (≥ 50 °C) ile sonuçlanır ve bu sıcaklıklarda organik madde gideriminin yanı sıra patojen organizmaların giderimi de sağlanır. Kolera, tifo, basilli dizanteri bakterileri 60 °C’de 1 saat içerisinde tahrip olur (Filibeli ve Ayol 2003). Bu nedenle ATAD’ın en önemli avantajı yüksek işletme sıcaklıklarından dolayı çıkış suyunun ve biyokütlenin patojenik organizmalardan arınmış olmasıdır. Yüksek sıcaklık, sıvı viskozitesinin azalmasına neden olur. Viskozitenin azalması ile çamurun çökeltme özellikleri iyileşir. Aynı zamanda düşük viskoziteli sıvılarda oksijen transfer hızları, oksijenin moleküler difüzyon katsayısındaki artıştan dolayı yüksektir (Spinosa ve Vesilind 2001).

ATAD prosesinin gerçekleştirilmesi için sistemde termofilik sıcaklıkların korunabilmesi, yeterli ısı oluşumu ve alıkonma süresi gereklidir. ATAD prosesi sonrasında elde edilen son ürün kokusuz homojen görünümlü bir atıktır. Yüksek sıcaklık nedeniyle pastörizasyona uğradığından ve organik madde bozunması sırasında oluşan değerli besi elementleri içerdiğinden bir besi kaynağı olarak ve zirai alanda kullanılması mümkündür. ATAD sonrası elde edilen ürün, US EPA 503 Class A “temiz” çamur kriterine uygun olarak pastörize edilmiş ve yeterli organik madde indirgenmesi sağlanmış bir ürün kabul edilmektedir (USEPA, 1992). ATAD prosesinin avantajları (Kelly ve Donal 2003);

- Yüksek sıcaklıklarda reaksiyon hızlarının yüksek olmasına bağlı olarak reaktör hacmi ve maliyeti düşüktür.
- US EPA 503 Class A “temiz” çamur kriterini sağlar.
- Çamur beslemesi için bir ön arıtma gerekmez.
- Mekanik sistemleri basittir ve sistemin işletilmesi, başlatılması ve devreden çıkarılması çok basittir.
- Enerji geri kazanımı ve kullanımı sağlar.
- Çürümüş çamur belt preste %25, santrifüjde %30 susuzlaşmaya hazırdır.

- Proses özel tesis ihtiyacına göre tasarlanabilir, paket sistemler yapılabilir.
- Gaz işleme ve depolama tankı gereksinimi yoktur.

ATAD prosesinin dezavantajları (Kelly ve Donal 2003);

- Ürün kokuludur, sistemde komple koku ve emisyon kontrolü yapmak gerekir.
- Biyokatıların besleme öncesinde %5 katı madde (KM) içerecek şekilde yoğunlaştırılması gerekir.
- Ürünün susuzlaştırılması için gerekli polimer miktarı mesofilik koşullarda çürütülmüş çamurdan 2-3 misli fazladır.
- Çıkış gazlarının kokusunu ve polimer gereksinimini azaltmak için ürünün soğutulması gerekir.

ATAD performansına etkileyen başlıca işletme parametreleri organik yükleme miktarı, sıcaklık ve havalandırma hızıdır (EPA 1992, Kelly ve Mavinic 2003, Layden vd 2007). Bir ATAD sisteminde ısı aerobik parçalanma sırasında gerçekleşen egzotermik reaksiyonlar ile açığa çıktığı için, sıcaklığı etkileyen en önemli değişken besleme çamuru konsantrasyonudur (Cheng vd 2008, Liu vd 2011). ATAD için en uygun giriş katı madde konsantrasyonu 40-60 gr/L ve bekletme süresi 10-15 gün olarak önerilmiştir (Cheng vd 2008). ATAD sürecinin optimizasyonuna yönelik çalışmalarda, reaktöre beslenen atık aktif çamur (Liu vd 2013; Cheng vd 2015, Jin vd 2015) veya ön çökeltim çamuru ile atık aktif çamur karışımı (Cheng vd 2008, Liu vd 2012, Cheng vd 2014) öncelikle santrifüj edilerek %5-6 (50-60 gr/L) toplam katı madde konsantrasyonuna yoğunlaştırılmıştır. ATAD sistemini etkileyen faktörler aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- Beslenen çamurun yeterli oranda yoğunlaştırılması (%4-6)
- Beslenen çamurun UKM içeriğinin yüksek olması (>%60)
- Reaktörde ısı kaybının minimize edilmesi için yalıtımın iyi bir şekilde olması
- Havalandırmanın bütün reaktöre yayılması ve etkileşiminin olabilmesi için etkin bir karıştırmanın sağlanması
- Etkili bir havalandırma sistemi (2-4 m³/ m³sa)
- Hidrolik bekletme süresi 5-9 gün arasında olmalıdır (Öztürk 2015).

2.7. Arıtma Çamurlarının AerobikStabilizasyonuna Yönelik Çalışmalar

2.7.1. Klasik aerobik çürütme ile çamur stabilizasyon

Aerobik çürütme performansı genellikle uçucu katı madde (UKM) veya uçucu askıda katı madde (UAKM) miktarındaki giderimine göre değerlendirilir (Adams vd 1974). Anderson vd (1996) ön-çökeltim tankından elde edilen çamur ile atık aktif çamurun değişik oranlardaki karışımlarını (hacimce 20:80 ve 40:60) 10, 15 ve 20 gün boyunca 19±2°C’de yarı-kesikli doldur-boşalt tipi reaktörlerde aerobik çürütmeye tabi

tutmuştur. Çalışmada ön çökeltim çamur oranı daha fazla olan reaktörlerde daha fazla UAKM giderim verimi elde edilmiştir. Yazar bu sonucu ön çökeltim çamurunun aktif çamurdaki biyokütle tarafından bir ek besin kaynağı olarak kullanılması ile mikroorganizmaların daha yüksek aktivitede kalmalarının sağlanarak, katı madde gideriminin artması ile açıklamışlardır.

Al-Ghusain vd (2002) tarafından yürütülen çalışmada, ön çöktürme tankı olmayan 190000 m³/gün kapasiteli bir evsel atıksu arıtma tesisinden alınan atık aktif çamur sürekli-akışlı bir reaktörde aerobik çürütmeye tabi tutulmuştur. Aerobik çürütücünün içindeki çamur her gün 1/10 oranında atılmış ve günlük olarak atık aktif çamur ile beslenmiştir. Reaktördeki başlangıç pH, AKM ve UAKM değerlerinin sırası ile 7,0, 9988 mg/L ve 6767 mg/L, başlangıçtaki UAKM/AKM oranının ise 0,68 olduğu bildirilmiştir. Çürütmenin işleminin 12. gününde reaktör kararlı hale gelmiştir. Bu safhada pH organik azotun nitrifikasyonu sonucu 5,3'e düşmüş, UAKM giderimi %50 seviyesine yükselmiş ve UAKM/AKM oranı 0,71'e yükselmiştir.

Pehlivanoglu-Mantas vd. (2007) tarafından yürütülen çalışmada endüstriyel ve evsel atıksu kabul eden bir arıtma tesisinden alınan ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımına ve tek başına atık aktif çamura 20 gün süre ile aerobik stabilizasyon uygulanmıştır. Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımı ile gerçekleştirilen aerobik stabilizasyon çalışması sonucunda UAKM giderimi 40% olarak ölçülmüştür. Bu giderim veriminin atık aktif çamurun tek başına stabilize edildiği reaktörde elde edilen verimden %6 daha fazla olduğu belirlenmiştir. Çalışma sonucunda UAKM/AKM oranı 0,52'den 0,44'e azalmıştır.

Okutman-Tas (2010) tarafından 60.000 m³/gün kapasiteli bir evsel atıksu arıtma tesisinden alınan atık aktif çamur 20±0,5°C'de 35 gün boyunca aerobik stabilizasyona tabi tutulmuştur. Reaktördeki başlangıçtaki AKM konsantrasyonu 12850 mg/L ve UAKM konsantrasyonu 7550 mg/L'dir. AKM ve UAKM gideriminin çoğu ilk 18 günde gerçekleşmiş, AKM konsantrasyonu %26 ve UAKM konsantrasyonu %31 azalmıştır. Başlangıçtaki UKAM/AKM oranı 0,59 iken 18. günde pek fazla değişmeyerek 0,54'e düşmüştür.

Laboratuvarımızda yürütülen sadece atık aktif çamurun aerobik stabilizasyonunun yapıldığı sırasıyla 1,68, 2,64, 4,9 gr/L UAKM içeren atık aktif çamurla yürütülen çalışmalarda ise, 30 günün sonunda sırasıyla; %35, %40, %51 UAKM giderim verimi elde edilmiştir (Bahar, 2016). Ateş ve Bulut (2016) tarafından yürütülen çalışmada ise; ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamurlarının sırasıyla %30:%70 ve %50:%50 oranlarında karıştırılması ile yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmalarında 30 günün sonunda sırasıyla %33 ve %29 UAKM giderim verimi elde edilmiştir. Bu çalışmada atık aktif çamurun tek başına stabilizasyon tabi tutulması ile %68 UAKM giderim verimi elde edilmiş olup, stabilizasyon reaktöründe ön çökeltim

çamuru oranının artması sonucu UAKM giderim veriminin azaldığı sonucuna varılmıştır.

2.7.2. Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD) ile çamur stabilizasyonu

Ototermal koşulların mikrobiyal aktivite ile sağlandığı laboratuvar ve pilot ölçekli kısıtlı sayıda çalışma mevcuttur. Birçok laboratuvar ölçekli çalışmada termofilik koşulların stabilizasyon sürecine etkisinin incelenmesi amacıyla reaktör harici ısı kaynağı kullanılarak ısıtılmıştır. Harici ısı kaynağının kullanıldığı çalışmalar literatürde ototermal aerobik stabilizasyon olarak bahsedilse de burada bu çalışmalardan termofilik aerobik stabilizasyon (TAD) olarak bahsedilmesi uygun bulunmuştur.

Sreekrishnan vd. (2007) tarafından yürütülen çalışmada 10, 20, 30, 40, 50 ve 60 gr/L katı madde içeriğine sahip arıtma çamurlarının ATAD sistemi ile stabilizasyon performansı incelenmiştir. 1,5 L/dk oksijen debisi sıcaklık ototermal olarak 55 °C'ye çıkarılmıştır. ATAD prosesi sonucunda 50 gr/L UKM içeriğinde yaklaşık %80'lik bir giderim sağlanmıştır. Cheng (2008) tarafından yürütülen çalışmada farklı UKM konsantrasyonlara sahip çamurların 2,25 m³ hacimli pilot ölçekli ATAD reaktöründe stabilizasyonu süreci incelenmiştir. Ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımında 10-12 m³/sa hava debisi uygulanarak sıcaklık ototermal olarak 45-55°C aralığına yükselmiştir. 15 gün süren bu deneyinin sonucunda ise en yüksek UKM giderim verimi %48,7 olarak belirlenmiştir.

Jain vd (2010) tarafından aerobik stabilizasyon sırasında ototermal koşulların sağlanması amacıyla yürütülen çalışmada, aşı çamuru olarak termofilik sülfür oksitleyici bakteriler kullanılmıştır. Başlangıçta 40 gr/L TKM ve 30,2 gr/L UKM konsantrasyonlarına sahip atık aktif çamura termofilik sülfür bakterisinin eklenmesi ile başlatılan stabilizasyon çalışmasında, sıcaklık 8 saat için 60 °C'nin üzerine çıkmış ve 24 saat sonunda %33 oranında UKM giderimi elde edilmiştir. Liu vd. (2011) tarafından arıtma çamurları 10 m³ hacimli pilot ölçekli ATAD reaktöründe stabilizasyona tabi tutulmuştur. 10-12 m³/sa oksijen debisi ile yürütülen stabilizasyon çalışmalarının 15. Gününde sıcaklık ototermal olarak 61,5 °C'ye çıkmış ve bu koşullarda %41,2 UKM giderim verimi elde edilmiştir.

2.7.3. Termofilik aerobik çürütme (TAD) ile çamur stabilizasyonu

Cheunbarn vd (1999) tarafından yürütülen çalışmada ön çökeltim ve son çökeltim çamurlarının (1:1) birlikte termofilik aerobik stabilizasyonuna (TAD) sıcaklığın etkisi araştırılmıştır. 55, 58, 62 ve 65°C'de yürütülen TAD çalışmaları sonucunda en yüksek UAKM giderim verimi 65°C'de yaklaşık 28,5 gr/L UKM yüklemesi yapıldığında 30 günün sonunda %42 UKM olarak hesaplanmıştır. Ros ve Zupancic (2002) tarafından yürütülen çalışmada, atık aktif çamura harici ısı kaynağı

kullanılarak 20, 37, 40, 45, 50 ve 55 °C sıcaklıklarda aerobik stabilizasyon uygulanmıştır. Atık aktif çamurun TAD prosesiyle stabilizasyonunun optimizasyonu amacıyla yapılan bu çalışmada 550 L/sa oksijen beslemesi miktarı uygulanmış ve en yüksek UKM giderimi 50 °C’de işletilen TAD reaktöründe 17 günde %62,3 olarak hesaplanmıştır. Liu vd. (2010) tarafından yürütülen çalışmada ön çökeltim çamuru harici ısı kaynağı ile 55 °C’ye ısıtılarak termofilik aerobik stabilizasyona tabi tutulmuştur. 0,06-0,08 L/dk oksijen debisinde 11 gün yürütülen stabilizasyon sonucunda çamurda %50,0 UKM giderimi sağlanmıştır.

Liu vd. (2012a) tarafından yürütülen çalışmada çamur yoğunlaştırma tankından temin edilen ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımı harici ısı kaynağı kullanılarak 55 °C’de termofilik aerobik stabilizasyona tabi tutulmuştur. Tek aşamalı TAD prosesi ile çamur stabilizasyon sürecini incelemek amacıyla yürütülen çalışmada, 55,2 gr/L TKM, 34,6 gr/L UKM, içeren karışık çamura 0,10–0,12 L/dk oksijen debisi uygulanmasıyla 23 gün sürdürülen stabilizasyon deneyi sonucunda %45 UKM giderimi sağlanmıştır. Cheng vd. (2013) tarafından yürütülen çalışmada 23 L hacimli reaktörde %6 katı madde içeriğine sahip ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımı termofilik aerobik stabilizasyona tabi tutulmuştur. Harici ısı kaynağı kullanılarak sağlanan ısı ile 55 °C’de yürütülen stabilizasyon çalışmasında 39,2 gr/L UKM içeren karışık çamurdan 20. Gün sonunda %39,7 UKM giderimi elde edilmiştir. Shao vd. (2013) tarafından yürütülen çalışmada harici ısı kullanılarak 35°C sabit sıcaklıkta 17,26 gr/L olan UKM konsantrasyonuna sahip atık aktif çamura aerobik stabilizasyon uygulanmıştır. Çalışmada 20. günde yaklaşık %39, 30. günde yaklaşık %50 ve 89 günün sonunda %67,5 UKM giderimi elde edilmiştir.

Liu vd (2013) tarafından hidrolik bekletme süresinin termofilik aerobik stabilizasyona etkisinin araştırılması amacıyla yürütülen çalışmada %5,5-6,3 katı madde içeriğine sahip arıtma çamuru 55 °C’ ye ısıtılmıştır. Başlangıçta 35-41,2 gr/L UKM konsantrasyonuna sahip arıtma çamurlarında 0,10-0,12 L/dk oksijen debisi uygulanırken günlük 830, 500, 380 ve 310 mL çamur atılıp, yeni çamur eklenmesiyle 6, 10, 13 ve 16 günlük hidrolik bekletme sürelerinde yarı kesikli stabilizasyon reaktörleri işletilmiştir. Yarı kesikli işletme sırasında 40. günün sonunda 13 ve 16 gün hidrolik bekletme süresi uygulanan reaktörlerde sırasıyla %40,1 ve %41,8 UKM giderim verimi elde edilmiştir. Hidrolik bekletme süresinin 6 ve 10 gün olarak uygulandığı reaktörlerde ise EPA tarafından yürütülmüş çamurda sağlanması talep edilen %38 UKM giderim verimi sağlanamamıştır. Hidrolik bekletme süresinin çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisinin incelenmesi için kapiler emme süresi deneyleri yürütülmüş olup, deneyler sonucunda hidrolik bekletme süresinin arttırılmasının çamur susuzlaştırma özelliklerini iyileştirici etkisi olduğu sonucuna varılmıştır.

Kim vd (2014) tarafından 6 m³ hacimli pilot ölçekli reaktörde yürütülen çalışmada %40 ön çökeltim ve %60 son çökeltim çamurundan oluşan %6 katı madde içeriğine sahip karışık çamur harici ısıtma ile 52-59°C’ye ısıtılarak termofilik aerobik

stabilizasyon deneyleri yürütülmüştür. Başlangıçta 38,4 gr/L olan UKM konsantrasyonu 26,9 gr/L'ye indirilmiş ve böylece %30 UKM giderim verimi elde edilmiştir. Cheng vd. (2014) tarafından yarı yarıya karıştırılan ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur harici ısı kaynağı ile ısıtılarak 55 °C'de termofilik aerobik stabilizasyona tabi tutulmuştur. Faklı katı madde yüklemelerinin stabilizasyon verimine ve çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisinin incelendiği çalışmada %4,6, 5,4 ve 6,4 katı madde içeriğine sahip arıtma çamurlarına termofilik aerobik stabilizasyon uygulanması sonucunda çamur susuzlaştırılabilirliği açısından %5,4 katı madde miktarının uygun olduğu belirlenmiştir. Ayrıca, bu çalışmada %40 UKM gideriminin sağlandığı 17,5 gün en uygun stabilizasyon süresi olarak belirlenmiştir.

2.8. Stabilizasyonun Çamur Susuzlaştırma Özelliklerine Etkisi

Arıtma çamurlarının stabilizasyonu amacıyla çamur türüne ve miktarına bağlı olarak farklı yöntemler uygulanabilir. Uygulanacak yöntemin seçiminde katı madde giderim verimi kadar önemli olan bir diğer unsur da stabilizasyonun çamurun susuzlaştırma özelliklerine etkisidir. Stabilizasyon sonrası uygulanacak şartlandırıcı ilavesiyle susuzlaştırma işlemlerinde en az şartlandırıcı ile en yüksek susuzlaştırma verimi elde edilmesi maliyet ve nihai bertaraf işlemlerinin verimi açısından önemlidir.

Arıtma çamurlarının susuzlaşma özelliklerinin ve şartlandırma amacıyla uygulanacak kimyasal maddenin etkisinin belirlenmesi amacıyla çeşitli laboratuvar testleri uygulanmakta olup, özgül filtre direnci, filtre süresi ve kapiler emme süresi en yaygın kullanılan yöntemlerdir. Kapiler emme süresi testi çamurun filtrelenebilirliğinin değerlendirilmesini sağlar. Kapiler emme süresi testi çamurun su verme kapasitesi ile ilgili fikir vermekle birlikte, bu testte çamurun kayma etkileri ihmal edildiğinden, susuzlaştırma işlemlerinde, çamurun davranışı yeterli bir şekilde yansıtamamaktadır (Siyasal 2007). KES değeri ne kadar küçükse çamur o kadar kolay suyunu verebiliyor demektir (EPA 1987).

Bu testlerden biri olan özgül filtre direnci testi ile katı madde konsantrasyonundaki ve partikül boyutundaki değişimlerin özgül dirence etkilerinin incelenmesi sağlanır (Siyasal 2007). Özgül direnç birim ağırlıktaki çamurdan birim hacim suyun uzaklaştırılması için uygulanması gereken basınç farkı olarak tanımlanır (Campbell vd 1978). Özgül direnç çamurun filtre edilebilirliğinin ölçülmesini sağlar. Özgül filtre direnci değerinin $0,1 \times 10^{13}$ m/kg veya az olması filtrasyonun çamurun susuzlaştırılması için uygun bir yöntem olduğunu göstermektedir (Gale 1971b). Özgül direncin ölçülmesi yaygın olarak şartlandırma için kullanılacak kimyasal maddenin belirlenmesi ve bu maddenin dozuna karar verilmesi amacıyla kullanılmaktadır. Çamurun filtrasyon hızı ve böylece içerdiği suyun bir kısmının alınabilirliği özgül filtre direnci ile önemli derecede kesin ve karşılaştırılabilir bir şekilde belirlenebilmektedir (Erdin 1996).

Filtre süresi testi iseözügöl filtre direncine benzerdir. Özügöl filtre direnci deneyinden tek farkı uygulanan vakumun 0,5 atm'de sabit tutulmasıdır. Bu deneyde amaç ise konulan numunenin hacminin yarısı kadar suyun süzülməsi için geçen zamanı ölçmektir. Bu süre ne kadar uzun olursa susuzlaştırabilirlik o kadar azdır (Aydiner 2006).

Hacıhanefioğlu ve Bayat (1979) tarafından yürütölen çalışmada, atık aktif çamurların susuzlaştırma özelliklerine kimyasal şartlandırıcıları olarak seçilen demir klorür, kireç ve anyonik polielektrolitin etkisinin incelenmesi amacıyla özügöl filtre direnci ölçümleri yapılmıştır. Ham çamurun özügöl filtre direnci $10,4 \times 10^6$ m/kg bulunmuştur. Çalışma sonucunda optimum doz 100 mL numuneye %19'luk 0,855 mL kireç + %6'luk 0,27 mL demir klorür + %1'lik 0,1 mL anyonik polielektrolit olarak belirlenmiş ve bu kimyasalların eklenmesi ile özügöl filtre direnç $0,16 \times 10^6$ m/kg değerine indirilebilmiştir.

Hacıhanefioğlu ve Barlas (1994) tarafından yürütölen çalışmada, aerobik yukarı akışlı reaktörden temin edilen çamurun özügöl direnci ölçölmüş ve uygulanması gereken kimyasal şartlandırıcı türü ve dozu belirlenmiştir. Şartlandırma uygulana numunede optimum doz 0,2 grdemir klorür/100 mL olarak belirlenmiş ve ham çamur için $87,49 \times 10^9$ s²/gr olarak hesaplanan özügöl filtre direnci $10,4 \times 10^6$ s²/gr değerine düşmüştür. Çalışma sonucunda özügöl direncin proses performansına bağılı olarak değıştiğı, kimyasal şartlandırmayla özügöl direncin azaltılabildiğı, çamur katı konsantrasyonu ve katıların boyut dağılımının çamur susuzlaştırmada önemli olduğı saptanmıştır.

Öztürk vd (1994) tarafından yürütölen çalışmada endüstriyel atıksuların arıtıldığı iki kademeli (anaerobik + aerobik) atıksu arıtma tesisinin biyolojik çamurlarına alum ve polielektrolit ilavesiyle kimyasal şartlandırma uygulamıştır. Çalışmada, özügöl filtre direncien uygun şartlandırıcı dozunu belirlemede kullanılmış ve alum için optimum doz 200 mg/L, polielektrolit için optimum doz 15 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Ubay (1995) tarafından yürütölen çalışmada, ön çökeltim çamurların susuzlaştırma özelliğı belirlenmiş ve çeşitli polielektrolitlerin susuzlaştırma özelliklerine etkisi incelenmiştir. Çalışma sonucunda, ham ön çöktürme çamurunda $1,56 \times 10^{12}$ m/kg olarak ölçölen özügöl filtre direncinin çamura 150 mg/L alum ilave edildiğinde $0,78 \times 10^{12}$ m/kg'a, 15 mg/L polielektrolit ilave edildiğinde ise $0,84 \times 10^{12}$ m/kg'a düştüğü gözlenmiştir.

Filibeli ve Ayol (2002) tarafından yürütölen çalışmada evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden alınan arıtma çamurlarına kimyasal şartlandırma uygulanarak, susuzlaştırma özellikleri incelenmiştir. Demir klorür, alüminyum sülfat, kalsiyum hidroksit ve katyonik polimer ile bunların kombinasyonlarının kullanıldığı çalışmada özügöl filtre direnci ve kapiler emme süresi testleri yürütölerek bu parametreler ile çamur katı madde içeriğı, su içeriğı ve organik madde muhtevaları

arasındaki ilişkiler belirlenmiştir. Çalışma sonucunda karışık çamur için optimum demir klorür dozu 250 mg/L, optimum demir klorür +polimer doz 150 mg/L+100 mg/L, optimum alüminyum sülfat dozu 300 mg/L ve optimum alüminyum sülfat +polimer dozu 400 mg/L+100 mg/L olarak belirlenmiştir.



3. MATERYAL VE METOT

3.1. Arıtma Çamurlarının Temini ve Karakterizasyonu

Deneysel çalışmalarda kullanılan arıtma çamurları Antalya’da bulunan Hurma İleri Biyolojik Atıksu Arıtma tesisinden temin edilmiştir. Hurma Atıksu Arıtma tesisi Antalya-Kemer karayolunun 16. km’sinde Tünektepe yolunda kurulmuştur. Kıydan uzaklığı 2,6 km’dir. Antalya Su ve Atıksu İdaresi (ASAT) Genel Müdürlüğü 1996 yılında bu tesisin temeli atmış, 17 Şubat 1999 yılında da yapımını tamamlamıştır. Ön arıtım sisteminde organik madde giderimi yapılmadığından çıkış suyunun kirlilik yaratma tehlikesi bulunduğundan dolayı biyolojik üniteler eklenmiştir. İlk kademesinde 250000 kişiye hizmet verebilen Hurma Atıksu Arıtma Tesis 2005 yılında 2. Kademenin inşasının tamamlanmasıyla 500000 kişi kapasitesine ulaşmıştır. 2009 yılında 3. Kademe inşa edilip 2011 yılında da devriye alınmasıyla bu kapasite 210000 m³/gün’e ulaşmıştır. Hurma Atıksu Arıtma Tesisinde karbon, azot, fosfor giderimi uzun havalandırmalı aktif çamur prosesine (Bardenpho Prosesi) göre yapılmaktadır. %98 verimle ile çalışan tesisin çıkış suyu 5 km uzunluğundaki deşarj hattı ile 50m derine deşarj edilmektedir.

Arıtma çamurları Atıksu Arıtma Tesisinin ön çökeltim havuzu çıkış hattı (Şekil 3.1a) ve son çökeltim tankları geri devir havuzundan alınmıştır (Şekil 3.1b).



(a)



(b)

Şekil 3.1. Numunelerin Alınması (a) ön çökeltim havuzu çıkış hattı ve (b) son çökeltim tankları geri devir havuzu

Hurma Atıksu Arıtma Tesis’inden temin edilen ön çökeltim ve son çökeltim çamur numuneleri aerobik stabilizasyon çalışmalarında kullanılmadan önce büyük çaptaki parçaların ayrılması amacıyla 0,5 mm çaplı elekten geçirilmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Numunelerin elekten geçirilmesi

0,5 mm elekten geçen ön çökeltim ve son çökeltim çamurları literatürde belirlenen en uygun yoğunluğa getirilebilmek için önce yerçekimi ile çöktürme uygulanarak çamurda bulunan serbest su ayrılmıştır (Şekil 3.3a). Ardından mekanik olarak sıkma işlemi uygulanarak çamurun su içeriği azaltılmış ve böylece katı madde oranı istenilen seviyeye getirilmiştir (Şekil 3.3b).



(a)

(b)

Şekil 3.3. Arıtma çamurlarından suyun ayrılması (a) yerçekimi ile çöktürme işlemi ve (b) mekanik susuzlaştırma işlemi

3.2. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin Kurulması

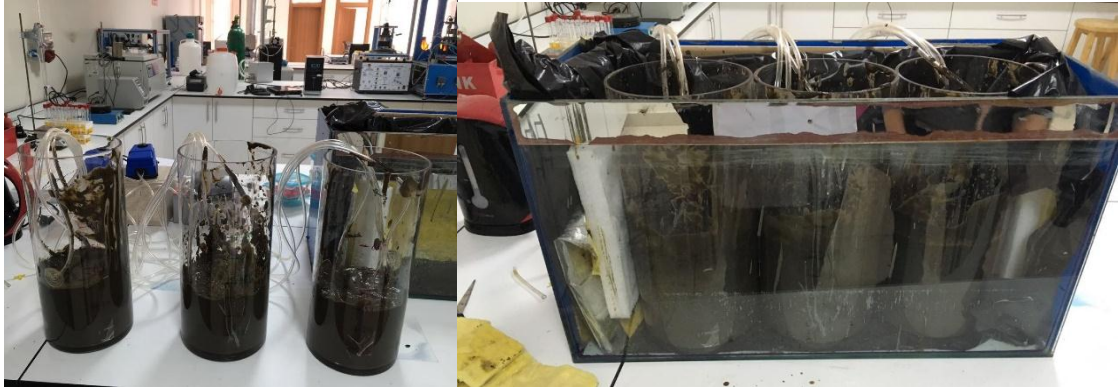
Aerobik stabilizasyon çalışmalarında ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamuru karışım oranlarının ve başlangıç katı madde miktarının ototermal koşulların oluşmasına ve aerobik stabilizasyon verimine etkisini incelemek amacıyla ön çökeltim çamurları ve son çökeltim çamurları farklı oranlarda karıştırılarak, farklı başlangıç katı madde miktarına sahip aerobik stabilizasyon reaktörleri kurulmuştur. Ayrıca, yarı kesikli aerobik stabilizasyonun etkisinin belirlenmesi amacıyla iki reaktöre farklı çamur bekletme süreleri uygulanmıştır. Bu amaçla üç ayrı set olacak şekilde paralel iki veya üç aerobik stabilizasyon reaktörü kurulmuş olup toplam 8 aerobik stabilizasyon reaktöründe uygulanan başlangıç ön çökeltim ve son çökeltim çamur karışım oranları ile başlangıç katı madde miktarları Tablo 3.1’de görülmektedir.

Çizelge 3.1. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin Başlangıç Arıtma Çamuru Karışım Oranları

Set No	Reaktör No	Ön Çökeltim Çamuru Oranı (%)	Son Çökeltim Çamuru Oranı (%)	Başlangıç Katı Madde (%)
Set 1	R1	50	50	5,3
	R2	50	50	5,4
Set 2	R3	25	75	5,7
	R4	30	70	5,8
	R5	50	50	6,3
Set 3	R6	25	75	6,7
	R7	25	75	6,5
	R8	25	75	6,6

Yaklaşık %5,3 katı madde miktarına sahip ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamurunun yarı yarıya karıştırılması ile oluşturulan 1. Set aerobik stabilizasyon çalışmalarında ototermal koşulların sağlanabilirliği araştırılmıştır. Ardından 2. Set aerobik stabilizasyon çalışmalarında daha yüksek başlangıç katı madde miktarlarında farklı ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamuru karışımlarının uygulanmasının aerobik stabilizasyon verimine etkisi araştırılmıştır. Son olarak aynı başlangıç katı madde konsantrasyonu ile aynı ön çökeltim ve son çökeltim çamur oranlarında yürütülen 3. Set aerobik stabilizasyon deneylerinde çamur atımı ve beslemesi ile yarı kesikli besleme uygulanmasının aerobik stabilizasyon verimine etkisi incelenmiştir.

Reaktörler kurulurken, ilk olarak reaktörlere yeterli havanın sağlanması için difüzörler yerleştirilmiş ve son çökeltim çamurları eklenmiştir. Son çökeltim çamurlarının üzerine belirlenen miktarda ön çökeltim çamurları eklenerek toplam 5 lt hacmine sahip aerobik stabilizasyon reaktörleri kurulmuştur. Kurulan reaktörler ısı kayıplarını engellemek için etrafı sarılarak bir cam bölmeye yerleştirilmiş ve sürekli havalandırma uygulanarak aerobik stabilizasyon uygulanmıştır (Şekil 3.4).



Şekil 3.4. Aerobik stabilizasyon reaktörlerinin kurulumu

3.3. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin İşletilmesi

Aerobik stabilizasyon reaktörleri kurulduktan sonra günlük olarak reaktörlerin sıcaklığı ölçülmüş ve çamur numuneleri alınarak pH, TKM, UKM ve KOİ analizleri yapılmıştır. Her gün numune alımı öncesinde buharlaşma nedeniyle gerçekleşen hacim kayıpları dinlenmiş su ile tamamlanmıştır. Stabilizasyon sürecini incelemek için tüm deneyler ATV standartlarına göre önerilen 30 gün boyunca izlenmiştir (ATV 2000). Aerobik stabilizasyon süreçlerinin tamamlanmasının ardından, çürütülmüş çamurların susuzlaştırma özelliklerini ve eklenmesi gereken şartlandırıcı miktarlarını belirlemek amacıyla özgül filtre direnci deneyleri yapılmıştır.

3.4. Özgül Filtre Direnci Deneyi

Bu deneyin amacı arıtma çamurlarının özgül filtrasyon dirençlerinin ve susuzlaştırmaları için en uygun şartlandırıcı miktarının belirlenmesidir. Özgül filtre direnci deneylerinde şartlandırıcı olarak şartlandırıcı ihtiyacını karşılaştırma amacıyla Hurma Atıksu Arıtma Tesisi'nde hâlihazırda kullanılmakta olan polielektrolit kullanılmıştır. Özgül filtre direnci deneyleri Eckenfelder (1967) tarafından önerilen prosedüre göre yürütülmüştür.

Bu prosedüre göre, darası bilinen filtre kağıtları buncher hunisine yerleştirilerek nemlendirilir ve böylece filtre kağıdının huniye tam olarak oturması sağlanır (Şekil 3.5). Atık çamurdan 20 mL'lik numuneler alınır. Arıtma çamuru numunelerine değişik miktarlarda kimyasal şartlandırıcı eklenir. Çamur filtrasyonu öncesi şartlandırılması için numuneler 1-2 dk karıştırılır ve yumaklaşması sağlanır. Sonra numune buncher hunisine aktarılır. Öncelikle serbest suyun ayrılması beklenir. Ardından vakum pompası çalıştırılarak vakum işlemi başlatılır. Vakumlama işlemi ile birlikte kronometre de başlatılır. Başlangıçta her 15 saniye, sonrasında bu aralıklar uzatılarak filtrat hacmi okunur. Vakum basıncı her 5 dk'da bir okunarak kaydedilir. Filtratın tümü toplanana kadar işleme devam edilir. Filtrasyon işlemi bittiğinde zaman okunur, pompa kapatılır ve su hacmi ölçülür. Filtre kâğıdı yerinden çıkartılarak etüvde 105 °C'de 1 saat

kurumaya bırakılır. 1 saat sonunda desikatöre alınır ve soğutulur. Bu işlemten sonra ağırlığı tartılır.



Şekil 3.5. Özgül Filtre Direnci Deneyi

Filtre kağıdının etüvde bekletilmesi ve desikatörde sabit tartıma gelmesinin ardından ağırlığı ölçülür. Her bir numune için filtrat hacmine (V) karşılık zaman/hacim (t/V) değerinin grafiği çizilir ve doğrunun eğimini (m) belirlenir.

Uygulanan vakum basıncı, filtrat birim hacmi başına kek ağırlığı ve filtre kağıdının alanın hesaplanmasının ardından numunelerin özgül filtre direnci Eşitlik (3.1)'de verilen formül ile hesaplanır.

$$R = \left[\frac{2 \times \Delta P \times A^2}{\mu \times w} \right] \times m \quad (3.1)$$

Bu eşitlikte,

R= Özgül direnç (m/kg)

ΔP = Vakum basıncı (1 inHg=35,07 cm su sütunu, 1 mm Hg = 133,322 N/m²)

A= Filtre kâğıdı alanı (m²)

μ = Filtratın viskozitesi (11x10⁻⁴N^{-sn}/m²)

w= Filtre üzerinde kalan çamurun kuru ağırlığının, filtrat hacmine oranı (kg/m³)

m= t/V'ye karşılık V grafiğinin eğimi (sn/m⁶)

3.5. Analitik Yöntemler

3.5.1. Katı madde tayini

Arıtma çamuru numunelerinin katı madde içeriği Çamurların Karakterizasyonu'na İlişkin Türk Standardına (TS 9546, 2002) göre belirlenmiştir. Bu yöntemle göre, belirli miktardaki arıtma çamuru (yaklaşık 0,5 gr) darası bilinen bir krozeye konulmuş, ilk ağırlık tartılmış ve numune 24 saat süreyle etüvde kurutulmuştur. 24 saatin sonunda numune 30 dakika desikatörde bekletilip tekrar tartılmıştır. Bu işlemlerin ardından kuru madde içeriği Eşitlik (3.2)'de verilen formül ile hesaplanmıştır:

$$KM = 100 \times \frac{M_D}{M_W} \quad (3.2)$$

Bu eşitlikte;

KM: Kuru Madde içeriği oranı (%)

M_D: Numunenin kurutma işlemi sonundaki ağırlığı (kg)

M_W: Numunenin kurutulmadan önceki ağırlığı (kg)

3.5.2. TKM ve UKM analizi

Toplam katı madde (TKM) analizleri Standart Metot 2540-C kapsamında belirtilen şekilde yapılmıştır (APHA, 2005). Toplam katı madde; bir çözelti içerisindeki çökebilir veya çökemeyen katı maddelerin toplamını ifade eder. TKM analizinde ilk önce kullanılacak kroze 550 °C'ye ayarlanmış fırında 2 saat tutulduktan sonra desikatör içinde minimum 30 dakika bekletilir. Bu şekilde sabit tartıma getirilen kroze kesinlikle el teması olmadan cımbızla terazi üstüne alınarak darası ölçülür. TKM analizi yapılacak numunenin homojen olması için numune iyice karıştırılarak yaklaşık 1 gram kroze koyulur ve ağırlığı tartılır. Numune içeren kroze etüvde 24 saat süreyle 105 °C'de tutulur. 24 saat etüvde duran kroze soğuyarak sabit tartıma gelmesi için desikatöre alınarak 30-45 dakika bekletilir. Sabit tartıma gelen kroze ağırlıkları ölçülerek not edilir. Elde edilen tartım sonuçlarına göre numunenin TKM konsantrasyonu Eşitlik (3.3)'de verilen formül ile hesaplanır.

$$TKM\left(\frac{g}{kg}\right) = \frac{(A-B)}{V} \times 1000 \quad (3.3)$$

Bu eşitlikte;

A= 105 °C etüvlelendikten sonraki kroze + numune ağırlığı,

B = Kroze ağırlığı,

V= Numune ağırlığı.

Numunenin UKM konsantrasyonu ise, TKM deneyi sonrasında krozelerin 550 °C fırında 2 saat yakılması ve ardından sabit tartıma gelmesi için 30-45 dakika boyunca desikatörde tutulması sonrasında elde edilen tartım sonucuna göre hesaplanır. Elde edilen tartım sonuçlarına göre numunenin UKM konsantrasyonu Eşitlik (3.4)'de verilen formül ile hesaplanır.

$$\text{UKM}(\frac{\text{g}}{\text{kg}}) = \frac{(A-C)}{V} \times 1000 \quad (3.4)$$

Bu eşitlikte;

A= 105 °Cetüvlelendikten sonraki Kroze + Numune ağırlığı

C = 550 °C fırınlandıktan sonraki Kroze + Numune ağırlığı

V= Numune ağırlığı

3.5.3. KOİ analizi

Kimyasal oksijen ihtiyacı; Evsel ve endüstriyel atık suların kirlilik derecesini belirlemede, biyolojik yaşam için toksik etkili bileşikler içeren endüstriyel ve evsel atıksuda bulunan organik maddeleri ölçmek, bazı atıksu sistemlerinin ölçeklendirilmesi ve işletilmesi için kullanılır.

Kimyasal oksijen ihtiyacı organik maddelerin redoks reaksiyonlarıyla parçalanırken ihtiyaç duyduğu oksijen miktarını ifade eder. Bu parametre ile atıksularda bulunan organik maddeler kimyasal oksidasyonları için gerekli oksijen miktarı cinsinden belirlenir. Bu analiz birkaç istisna durum dışında tüm organik maddelerin kuvvetli oksitleyicilerle asidik ortamlarda oksitlenebileceği esasına dayanmaktadır. Oksidasyon sırasında karbonlu organik maddeler CO₂ ve H₂O'ya, azotlu organik maddeler ise NH₃'e dönüşür. Bu analizin BOİ analizine göre en büyük üstünlüğü kısa sürede sonuçlandırılabilmesidir. Bir atıksuda KOİ değeri, BOİ değerinden daha yüksektir. Çünkü BOİ'de biyolojik yolla parçalanabilen maddeler için oksijen miktarı hesaplanır, KOİ'de ise böyle bir kısıtlama yoktur.

Numunelerin KOİ konsantrasyonları Uluslararası Su Örgütü (ISO) tarafından önerilen yöntemle göre belirlenmiştir (ISO6060, 1986). Bu yöntemle göre, numune iyice karıştırılarak 10 ml numune bir pipetle 250 mL'lik cam balona aktarılır. Numunede KOİ'nin yüksek olduğu tahmin ediliyorsa, 350-700 mg/L KOİ içerecek hacimde numune alınır ve distile su ile 10 mL'ye tamamlanır.

Cam balonlara aktarılan 10 mL'lik numunelere 5 mL potasyum dikromat çözeltisi eklenmiş ve karıştırılmıştır. Ardından cam balonlara 15 mL gümüş sülfat-sülfürik asit ilave edilmiştir. Cam balonlar soğutucuya takılmış ve balon içeriği geri soğutma altında 2 saat süreyle kaynatılmıştır. 2 saat sonunda cam balonlar ısıtıcıdan

ayrılarak soğumaya bırakılmıştır. Soğuyan numunelere 2-3 damla ferroin indikatörü ilave edilmiş ve standart demir (II) amonyum sülfat (DAS) çözeltisi ile renk mavi-yeşilden kiremit kırmızısı rengine dönene kadar titrasyon yapılmıştır. Renk değişimi için sarf edilen DAS miktarına göre numunenin KOİ konsantrasyonu Eşitlik (3.5)'de görülen formül ile hesaplanmıştır.

$$KOİ \text{ mg/L) } = \frac{(A-B) \times M \times 8000}{ml, numune} \quad (3.5)$$

Bu formülde;

A= Şahit için harcanan DAS (ml)

B= Numune için harcanan DAS (ml)

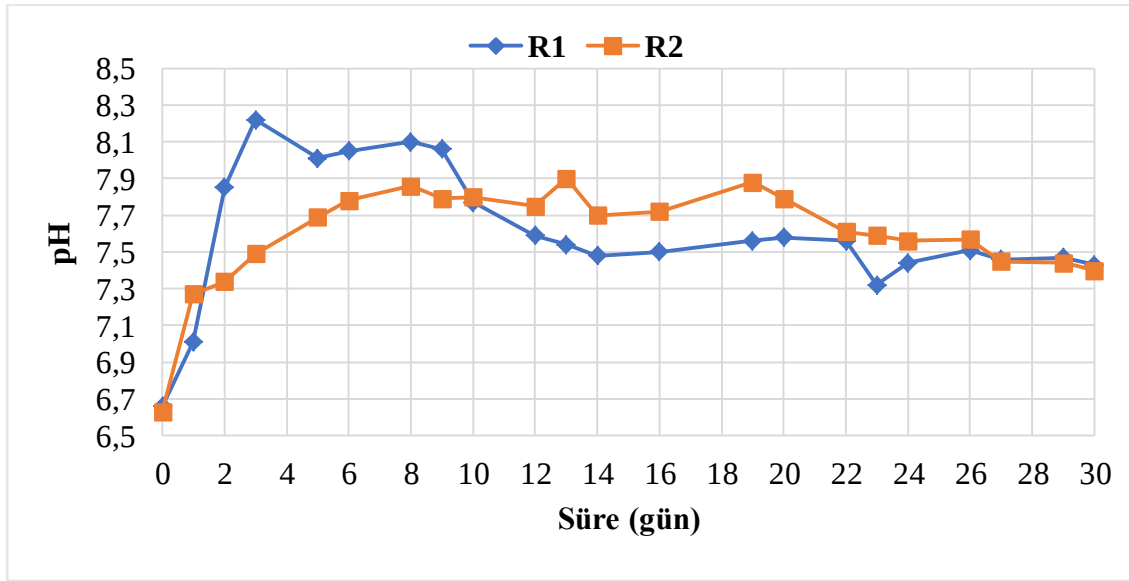
M= DAS'ın molaritesi

Çözünmüş KOİ (ÇKOİ) analizleri ise numunelerin gözenek çapı 0,45µm olan membran filtreden süzülmesinin ardından aynı prosedürün uygulanması ile belirlenmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. 1. Set Aerobik Stabilizasyon Sonuçları

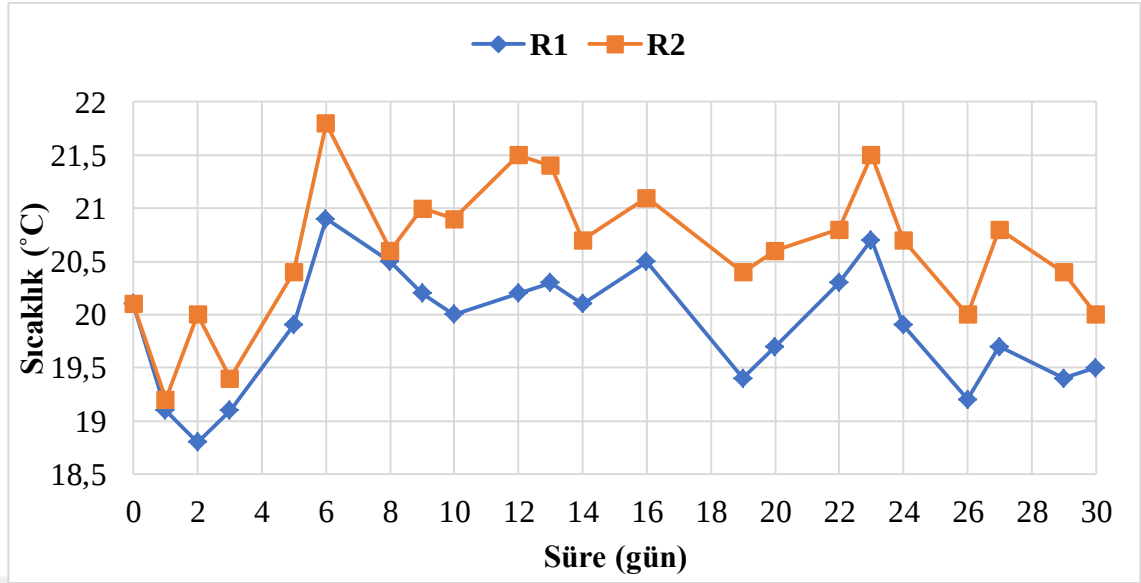
Set 1 kapsamında yürütülen çalışmalarda, reaktörler farklı yalıtım malzemeleri ile sarılarak ototermal koşullar oluşturulmaya çalışılmıştır. Bu deneyler kapsamında ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamuru %50:%50 oranlarında karıştırılarak iki paralel reaktör kurulmuştur. Başlangıç katı madde (KM) içerikleri sırasıyla %5,3 ve %5,4 olarak ölçülmüştür. Her iki reaktörde de günlük ölçülen pH değerleri 6,5-8,5 aralığında değişmiş olup (Şekil 4.1), pH nedeniyle mikrobiyal aktivitenin etkilenmediği belirlenmiştir.



Şekil 4.1. Set 1 Aerobik stabilizasyon deneylerinde gözlenen pH profilleri

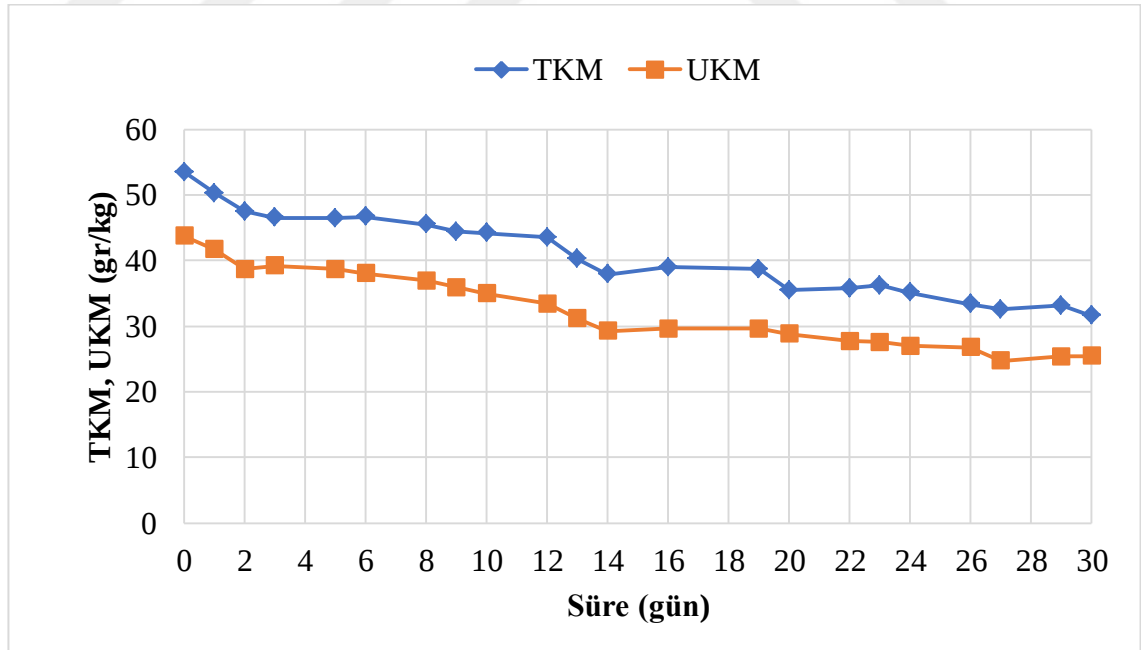
Reaktörlerin sıcaklığı günlük olarak reaktörlerden numune alımı öncesinde ölçülmüştür. Reaktörlere yalıtım ile ısı kaybının engellenmesi sağlanmış olsa da her iki aerobik stabilizasyon reaktöründe de stabilizasyon süresi boyunca sıcaklık 22°C'nin üzerine çıkmamıştır. Stabilizasyon süreci boyunca sıcaklık Şekil 4.2'de görüldüğü üzere 18,5-22 °C arasında değişim göstermiştir.

İlk set deneylerin amacı yalıtım malzemesi ile ototermal koşulların sağlanması olmakla birlikte, yaklaşık %5,4 KM içeriğiyle aşırı oksijen sağlanarak yürütülen deneylerde yalıtım malzemesi kullanılsa da reaktör sıcaklıkları 22 °C'nin üzerine çıkmamıştır. Bu bulguya göre ortamda mekanik karıştırma gücü olmadığı durumda mikroorganizmaların metabolik aktivitesi sonucu oluşan ısıyı korumanın mümkün olmadığı sonucuna varılmıştır. Diğer yandan, yüksek oksijen konsantrasyonu ve yüksek başlangıç katı madde yüklemesi stabilizasyon EPA tarafından önerilen %38 organik madde giderim veriminin tavsiye edilen 30 günlük süreden daha kısa sürede tamamlanmasını sağlamıştır.

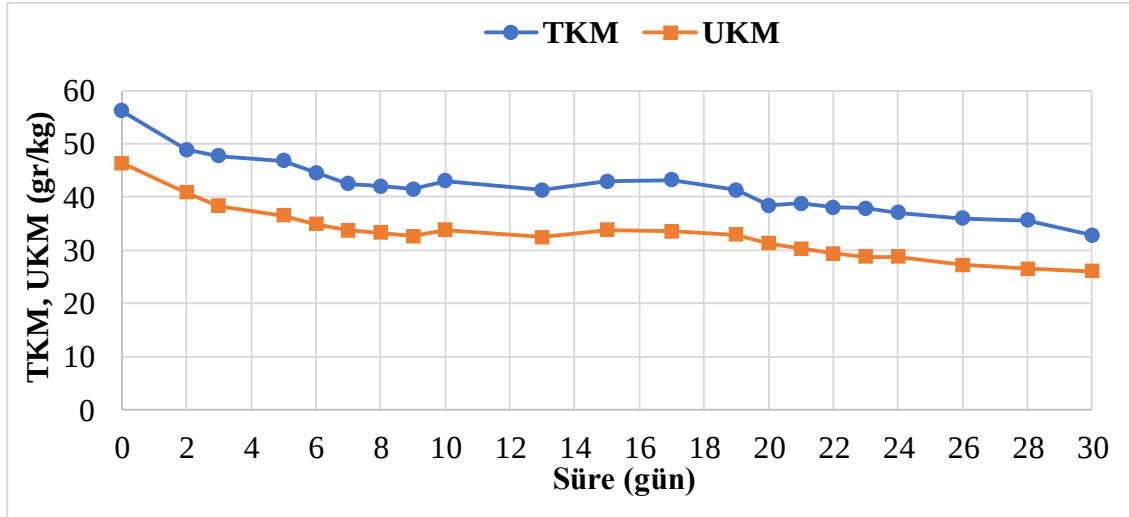


Şekil 4.2. Set 1 Aerobik stabilizasyon deneylerinde gözlenen sıcaklık profilleri

Set 1 deneylerinde her iki reaktörde de sıcaklık artışı gözlenmemekle birlikte R1 ve R2 reaktörlerinde başlangıçta sırasıyla 43,73 ve 46,38 grUKM/kgTKM olarak ölçülen UKM konsantrasyonları 24. gün itibariyle %38 UKM giderim verimiyle 26,96 ve 28,72 grUKM/kgTKM değerlerine inmiştir. Her iki reaktörde de 30. gün itibariyle yaklaşık %42 UKM giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3. Aerobik stabilizasyon süresince R1’de gözlenen TKM ve UKM profilleri



Şekil 4.4. Aerobik stabilizasyon süresince R2’de gözlenen TKM ve UKM profilleri

4.2. 2. Set Aerobik Stabilizasyon Sonuçları

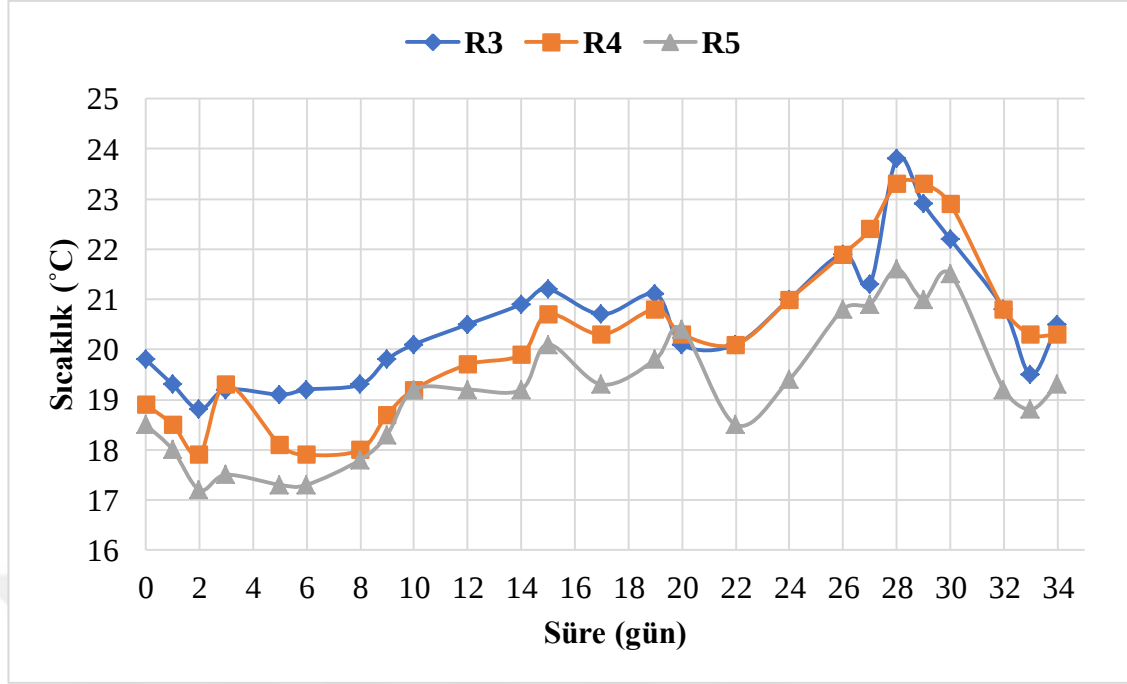
4.2.1. Aerobik stabilizasyon verimi

İlk set aerobik stabilizasyon çalışmaları ile kazanılan deneyimlere dayanılarak ikinci set aerobik stabilizasyon deneylerinde mekanik karıştırma sağlama olanağı bulunmadığı için sıcaklık artışından ziyade stabilizasyon süresinin kısaltılabilirliği hedeflenmiştir. Bu amaçla, %25, %30 ve %50 oranında ön çökeltim çamuru içerecek şekilde ön çökeltim ve son çökeltim karışımları hazırlanarak aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür. Farklı oranlarda ön çökeltim ve son çökeltim içeren 2. Set deneylerde reaktörlerde başlangıçta ölçülen TKM, UKM, KOİ ve ÇKOİ konsantrasyonları Çizelge 4.1’de görülmektedir.

Çizelge 4.1. 2.Set aerobik stabilizasyon deneylerinin başlangıç karakterizasyonu

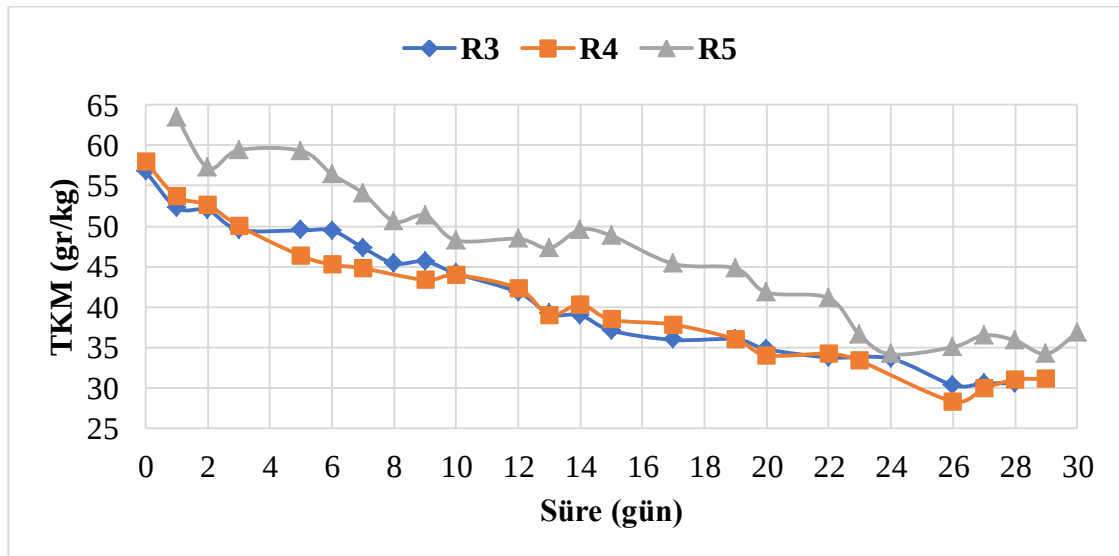
Reaktör	Ön çökeltim: son çökeltim Oranı (%:%)	TKM (gr/kg)	UKM (gr/kg)	TKOİ (mg/L)	ÇKOİ (mg/L)
R3	25:75	56,75	47,41	167.050	3.400
R4	30:70	57,91	46,88	163.254	3.287
R5	50:50	63,44	51,69	147.796	2.909

Çizelge 4.1’de görüldüğü üzere başlangıçta sırasıyla 56,40 ve 69,23 grTKM/kgçamur içerecek şekilde susuzlaştırılan ön çökeltim ve son çökeltim çamurlarının farklı oranlarda karıştırılması sonucunda stabilizasyon reaktörleri yaklaşık %5,6-6,3 arasında değişen katı madde içerikleri ile stabilizasyona tabi tutulmuştur. Stabilizasyon sırasında günlük olarak yapılan pH ölçümlerinde pH değerleri mikrobiyal aktivite için uygun değerlerde ölçülmüştür Sıcaklık ölçümlerinde ise Set 1 deneylerine benzer şekilde bir sıcaklık artışı gözlenmemiştir (Şekil 4.5).

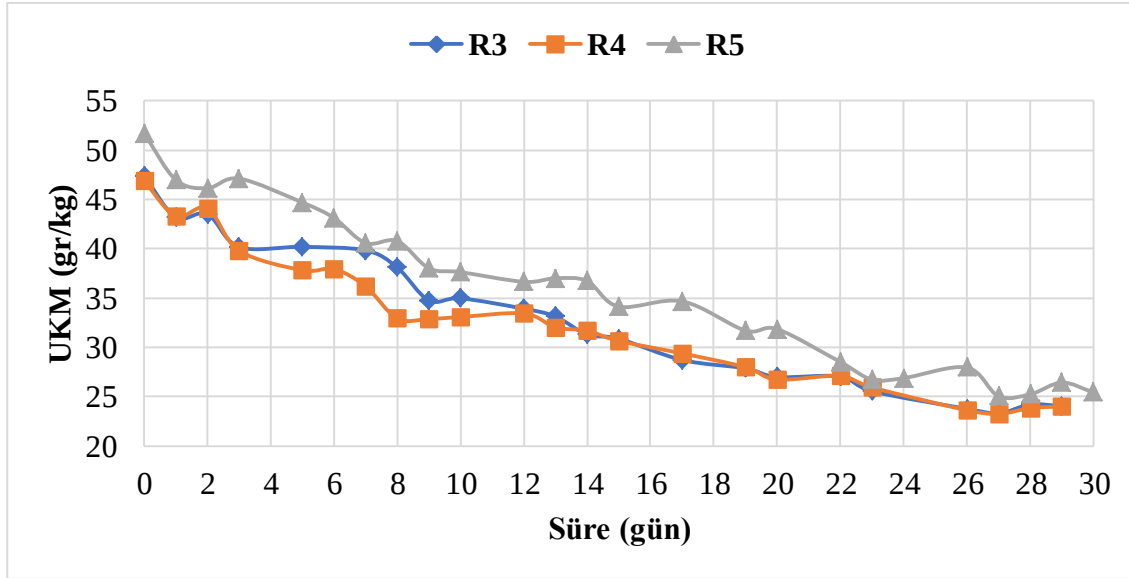


Şekil 4.5. Set 2 deneylerinde ölçülen sıcaklık değerleri

Stabilizasyon sürecinde farklı çamur karışım oranlarının uygulanması ile yürütülen aerobik stabilizasyon deneyleri sırasında %25 ve %30 oranında ön çökeltim çamurunun eklendiği R3 ve R4 reaktörlerinde %38 organik madde giderimi 19. günde elde edilirken, %50 oranında ön çökeltim çamuru eklenen R5 reaktöründe %38 organik giderimi 20. günde elde edilmiştir. Set 2 aerobik stabilizasyon deneylerinde 30. günün sonunda elde edilen tüm reaktörlerde UKM giderim verimi %50 olarak belirlenmiştir. Stabilizasyon sürecinde gözlenen TKM ve UKM giderimleri Şekil 4.6 ve Şekil 4.7’de görülmektedir.

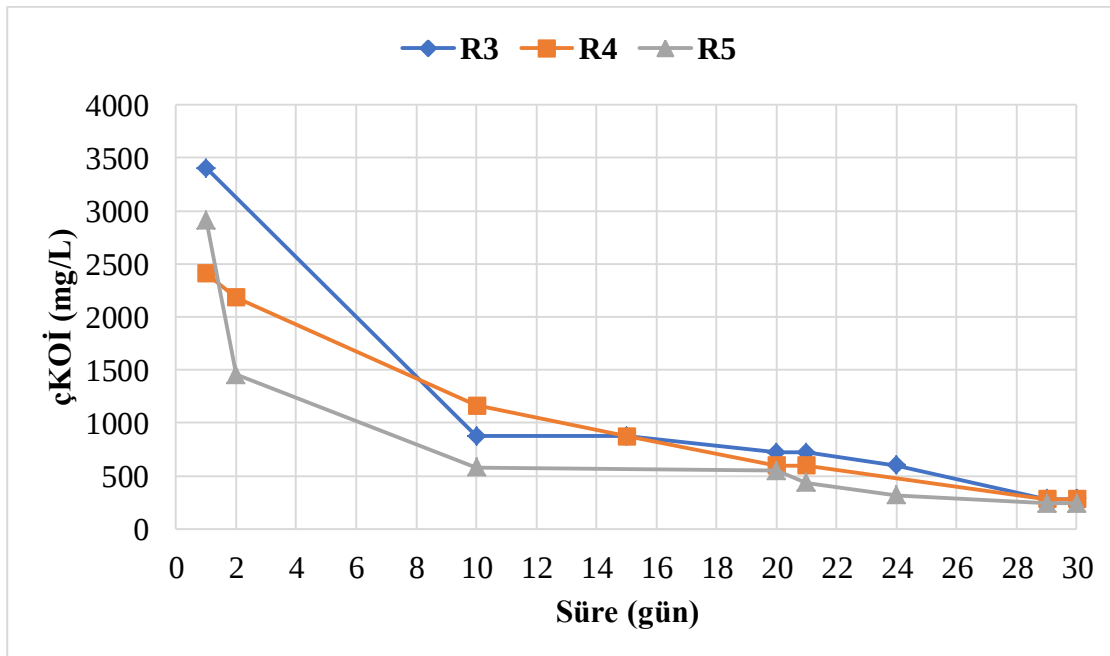


Şekil 4.6. Stabilizasyon sürecinde gözlenen reaktörlerdeki TKM değerleri



Şekil 4.7. Stabilizasyon sürecinde gözlenen reaktörlerdeki UKM değerleri

Set 2 deneylerinde TKM ve UKM gideriminin izlenmesinin yanı sıra KOİ ve çözülmüş KOİ (çKOİ) giderim verimleri de incelenmiştir. Aerobik stabilizasyon sürecinde R3 ve R4 reaktörlerinde 20. gün itibariyle yaklaşık %63 KOİ giderim verimi elde edilirken, R5 reaktöründe %68 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 30. gün itibariyle her bir reaktördeki KOİ giderim verimi %74 civarına ulaşmıştır. Aerobik stabilizasyon sürecinde gözlenen çKOİ giderimleri Şekil 4.8’de görülmektedir.



Şekil 4.8. Set2 deneylerinde çKOİ giderim profilleri

Şekil 4.8'den görüleceği üzere aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında 20. Gün itibariyle tüm stabilizasyon reaktörlerinde yaklaşık %81 çKOİ giderim verimi elde edilmiştir. 30. gün itibariyle ise çözünmüş KOİ giderim verimleri %92 seviyelerine ulaşmıştır.

2. Set aerobik stabilizasyon çalışmalarında elde edilen TKM, UKM ve KOİ giderim verimlerine göre %30 oranında ön çökeltim çamuru eklenen R3 reaktörü ve %25 oranında ön çökeltim çamuru eklenen R4 reaktöründe aynı ve yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Bu nedenle, yarı kesikli aerobik stabilizasyon çalışmalarında bu iki karışım oranından hangisinin kullanılacağına çamur susuzlaştırılabilirlik özelliklerine göre karar verilmiştir.

4.2.2. Aerobik Stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi

2. Set aerobik stabilizasyon çalışmalarının tamamlanmasının ardından çürütülmüş çamurlar ile özgül filtre direnci deneyleri yürütülmüştür. Deneyler sırasında her bir çürütülmüş çamura polielektrolit ilavesi olmaksızın ve 25 gr/L ile 50 gr/L polielektrolit dozlanması amacıyla 5 mL ve 10 mL polielektrolit ilavesinin ardından yürütülen özgül filtre direnci deneyleri sırasında süzülen çamurun yarısının filtrasyonu için geçen süreler Şekil 4.9'da görülmektedir.

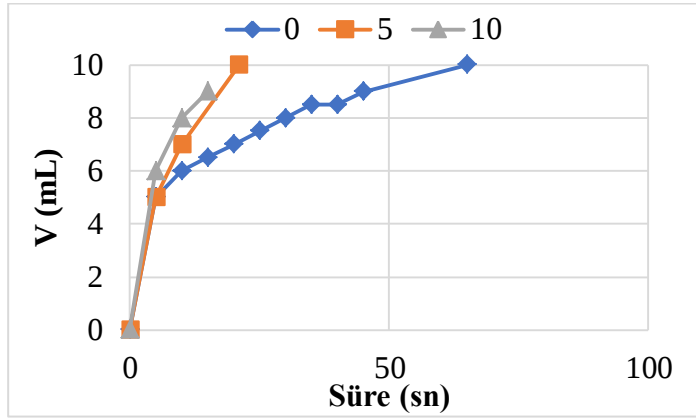
Çürütülmüş çamurlara polielektrolit ilavesi olmaksızın yürütülen özgül filtre direnci deneyleri sonucunda %25 ön çökeltim çamuru eklenmiş R3 reaktöründe çamurun yarısının süzülmesi için geçen süre 65 saniye, %30 ön çökeltim çamuru eklenmiş R4 reaktöründe 177 saniye ve %50 ön çökeltim çamurunun eklendiği R5 reaktöründe 60 saniyede olarak belirlenmiştir.

5 mL (25 gr/L) polielektrolit ilavesinin ardından çürütülmüş çamurun yarısının süzülmesi için geçen süre R3, R4 ve R5 reaktörlerinde sırasıyla 21, 20 ve 16 saniye olarak belirlenmiştir. 10 mL (50 gr/L) polielektrolit ilavesinin ardından çürütülmüş çamurun yarısının süzülmesi için geçen süre R3, R4 ve R5 reaktörlerinde sırasıyla 15, 16 ve 10 saniye olarak belirlenmiştir.

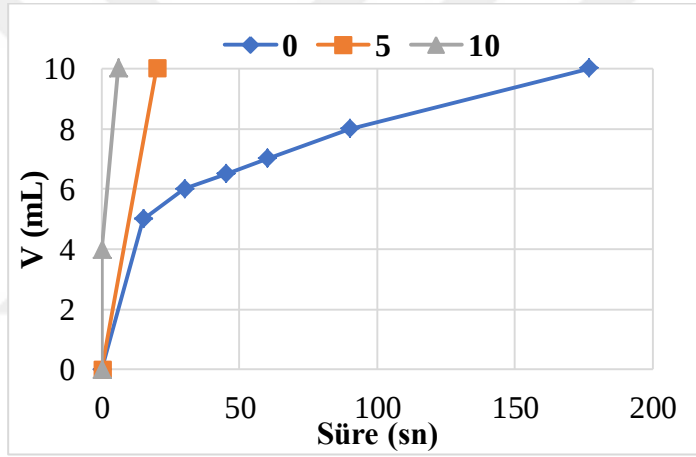
Bu deney sonuçlarına göre süzülen çamur miktarlarını göz önüne alarak 5 mL ve 10 mL polielektrolit ilavesinin ardından özgül filtre dirençleri hesaplanmıştır. R3 reaktöründe polielektrolit ilavesi olmaksızın $3,07 \times 10^{14}$ m/kg olarak hesaplanan özgül filtre direnci 5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $6,35 \times 10^{13}$ ve 10 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $1,32 \times 10^{13}$ m/kg değerine düşmüştür.

R4 reaktöründe polielektrolit ilavesi olmaksızın olarak ölçülen $7,12 \times 10^{14}$ özgül filtre direnci 5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $7,94 \times 10^{13}$ ve 10 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $5,33 \times 10^{13}$ m/kg değerine düşmüştür. Benzer şekilde R5 reaktöründe polielektrolit ilavesi olmaksızın $1,07 \times 10^{14}$ olarak ölçülen özgül filtre direnci 5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $5,47 \times 10^{13}$ ve 10 mL polielektrolit ilavesi sonucunda

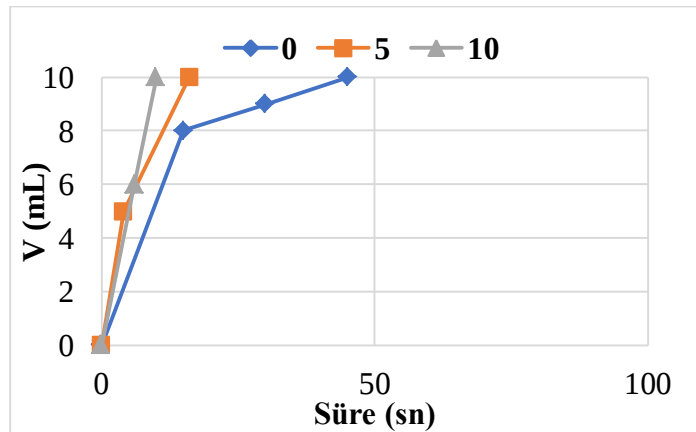
$3,18 \times 10^{13}$ m/kg değerine düşmüştür. Hesaplanan özgül filtre dirençleri Şekil 4.10'da görülmektedir.



(a)

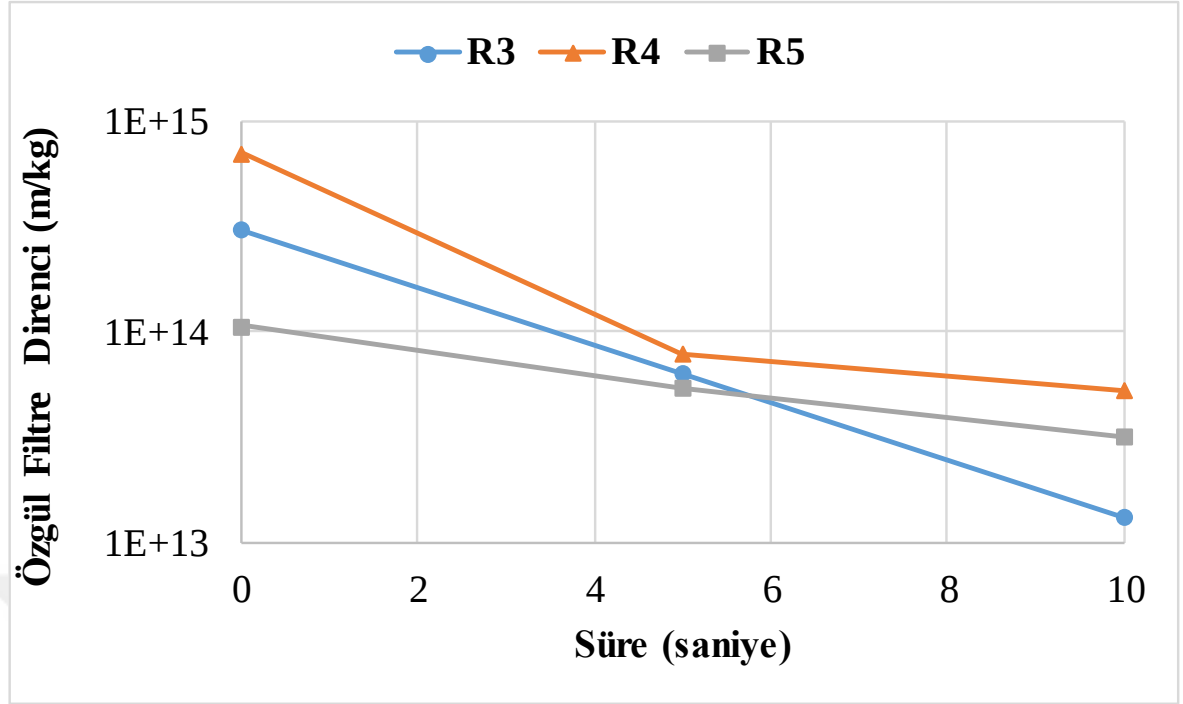


(b)



(c)

Şekil 4.9. Set 2 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu çürümüş çamurların filtrasyon süreleri (a) R3, (b) R4, (c) R5



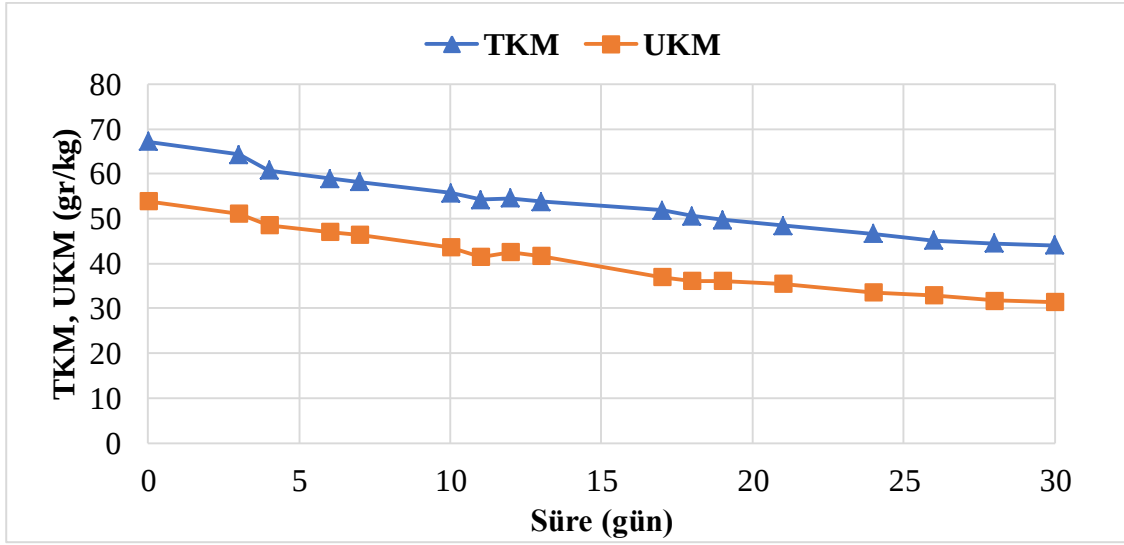
Şekil 4.10. Set 2 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu hesaplanan özgül filtre dirençleri

Şekil 4.10'da görüldüğü üzere, herbir reaktörde çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirmek için 5 mL (25 gr/L) polielektrolit yeterli olmakta ve polielektrolit dozunun 10 mL'ye (50 gr/L) çıkarılması çürütülmüş çamurun filtre edilebilirliğini ve dolayısıyla çamur susuzlaştırılabilirliğini çok fazla arttırmamaktadır. Hesaplanan özgül filtre dirençlerine göre çamur susuzlaştırılabilirliği açısından en uygun çürütülmüş çamur %25 oranında ön çökeltim çamuru ile yürütülen R4 reaktöründe aerobik stabilizasyon sonucu elde edilen çamurdur.

4.3. 3. Set Aerobik Stabilizasyon Sonuçları

4.3.1. Aerobik stabilizasyon verimi

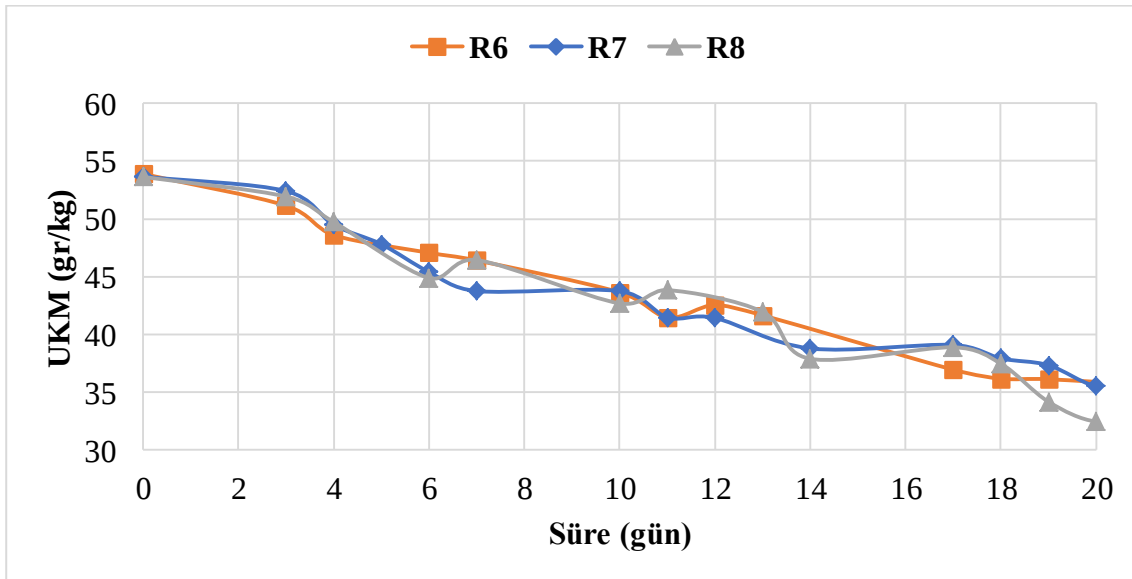
Üçüncü set aerobik stabilizasyon çalışmaları kapsamında %25 oranında ön çökeltim çamuru içeren 3 olarak ölçülmüştür. Reaktörlerden biri (R6) mukayese edilebilmesi için bir önceki çalışmaya benzer şekilde işletilirken R7 ve R8 reaktörüne çamur bekletme süresi uygulanarak, sistemin yarı kesikli hale getirilmesinin stabilizasyon verimine etkisi araştırılmıştır. Kontrol reaktörü olan R6'da 30 gün süreyle yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında ölçülen TKM ve UKM konsantrasyonları Şekil 4.11'de görülmektedir.



Şekil 4.11. Set 3 deneyleri kontrol reaktöründe (R6) gözlenen TKM ve UKM değişimleri

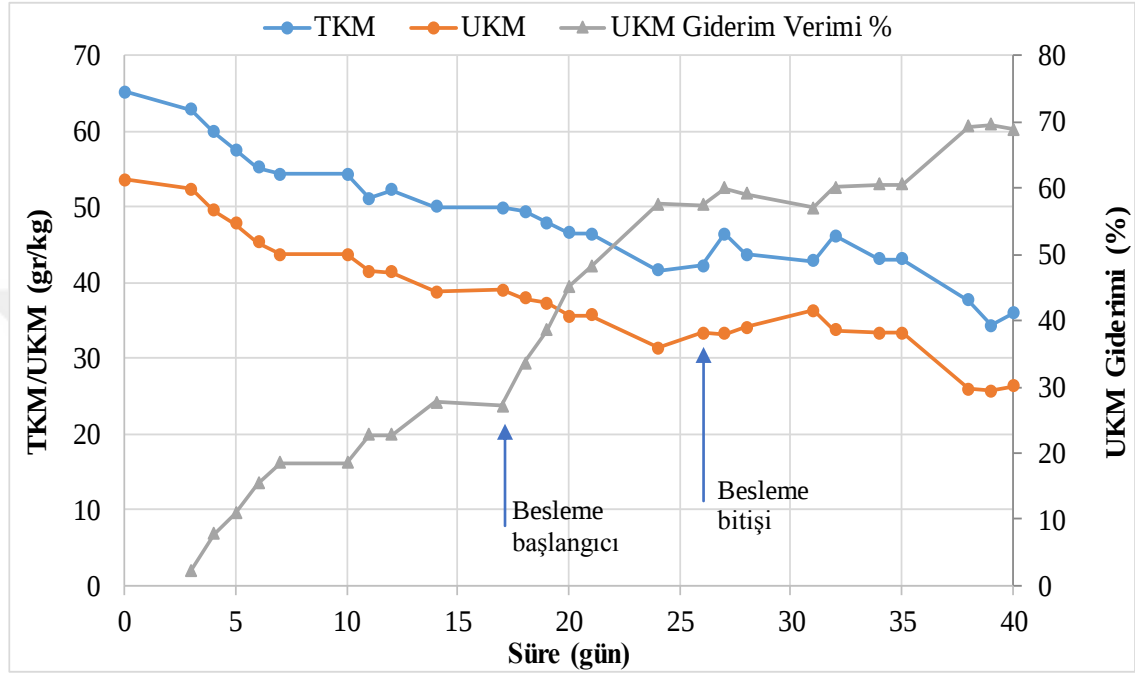
Şekil 4.11’de görüleceği üzere yaklaşık %6,7 katı madde yüklemesi ile uygulanan aerobik stabilizasyon çalışmalarında 24. gün itibariyle %38 organik madde giderimi gerçekleşmiş ve 30. gün itibariyle UKM konsantrasyonu başlangıç değeri olan 53,89 grUKM/kgTKM değerinde 30,87 grUKM/kgTKM değerine inerek toplam %43 organik madde giderimi elde edilmiştir.

Set 2 deneylerinde gözlenen UKM giderim verimlerine göre R7 reaktörüne 16 günlük ve R8 reaktörüne 20 günlük çamur bekletme süresinin uygulanması planlanmıştır. Paralel çalıştırılan reaktörlerde 20. güne kadar uygulanan benzer koşullar sonucu elde edilen UKM giderimleri Şekil 4.12’de görülmektedir.



Şekil 4.12. Set 3 deneylerinde ilk 20 gün gözlenen UKM giderimleri

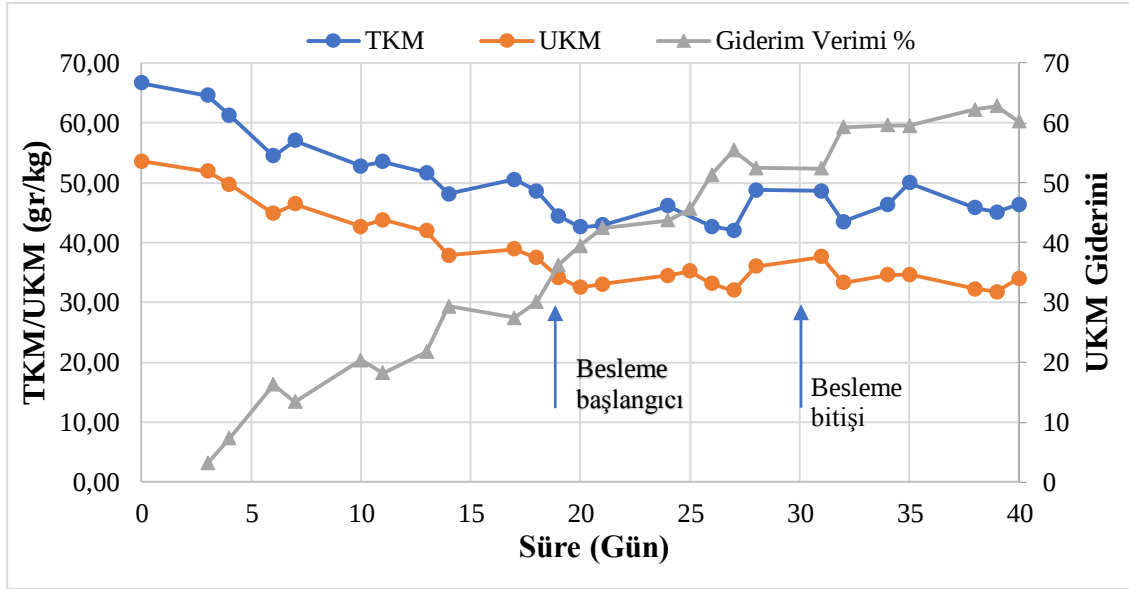
Yarı kesikli işletme amacıyla R7 reaktöründen 16. günden itibaren çamur atılarak atılan miktar kadar taze aynı oranda karıştırılmış çamur reaktöre beslenmiştir. Beslenen çamurun TKM konsantrasyonu 65,91 grTKM/gçamur ve UKM konsantrasyonu 51,90 grUKM/kgTKM olarak ölçülmüştür. 1 hafta süreyle çamur atılması ve taze çamur beslenmesi sırasında ölçülen TKM ve UKM giderimleri ve elde edilen UKM giderim verimleri Şekil 4.13’de görülmektedir.



Şekil 4.13. Set 3 deneyleri R7 reaktöründe TKM ve UKM giderimi

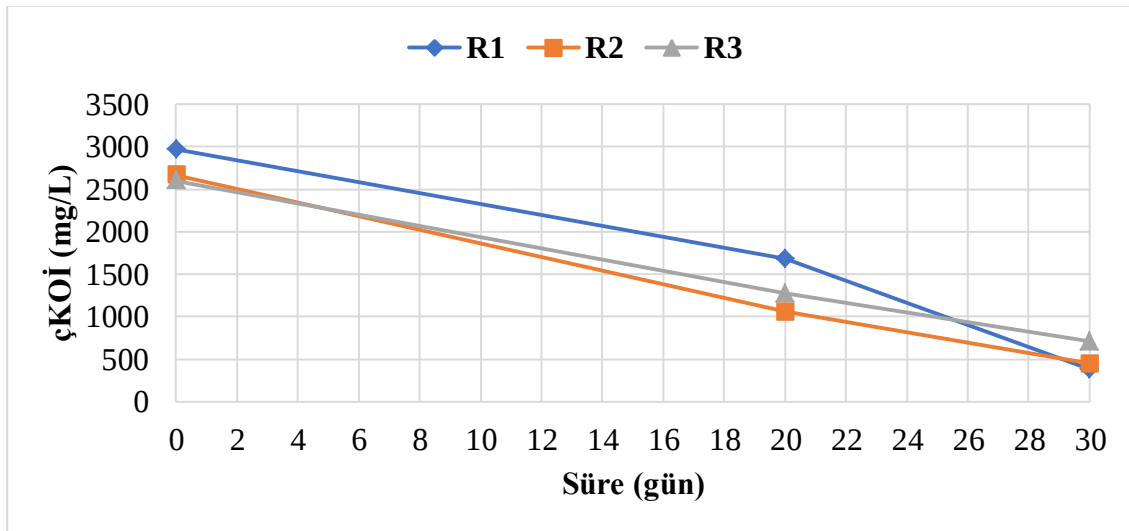
Şekil 4.13’de görüldüğü üzere aerobik stabilizasyon reaktörünün yarıkesikli şekilde çamur atılması ve taze çamur beslenmesi ile işletimi sonucu sistemde herhangi bir TKM veya UKM giderimi olmamıştır. Günlük atılan ve eklenen çamur miktarını hesaba katarak UKM giderim veriminin hesaplanması sonucunda beslemeye başlanmasının mikrobiyal aktiviteyi arttırdığı ve 17. gün itibariyle %28 olan UKM giderim veriminin hızla yükselerek besleme süresinin durdurulduğu 26. gün %58’e ulaştığı belirlenmiştir. Çamur beslemesinin durdurulmasının ardından reaktör TKM ve UKM giderimi azalana kadar işletilmeye devam edilmiş olup, stabilizasyon süreci 40. gün itibariyle %69 UKM giderimine ulaşarak sona ermiştir.

Benzer şekilde 20 günlük çamur bekletme süresinin uygulandığı R8 reaktörüne 20.günden itibaren çamur bekletme süresine göre belirlenen miktarda çamur atılmış ve aynı taze çamur karışımı reaktöre beslenmiştir. Her iki reaktörde yaklaşık 10 gün süreyle çamur atımı ve beslemesi uygulanarak yarı kesikli düzende işletilmiştir (Şekil 4.14). R8’de 40 gün sürdürülen aerobik stabilizasyon süreci sonunda %63 UKM giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 4.14. Set 3 deneyleri R3 reaktöründe TKM ve UKM giderimi

Set 3 deneylerinde TKM ve UKM gideriminin izlenmesinin yanı sıra KOİ ve çKOİ giderim verimleri de incelenmiştir. Aerobik stabilizasyon sürecinde R6,R7 ve R8 reaktörlerinde 20. gün itibariyle yaklaşık sırasıyla %38, %29 ve %57 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 30. gün itibariyle her bir reaktördeki KOİ giderim verimi sırasıyla %72, %65 ve %59 civarına ulaşmıştır. Aerobik stabilizasyon sürecinde gözlenen çKOİ giderimleri ise Şekil 4.15’de görülmektedir.



Şekil 4.15. Set3 deneylerinde çKOİ giderim profilleri

Şekil 4.15’den görüleceği üzere aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında 20. gün itibariyle stabilizasyon reaktörlerinde sırasıyla yaklaşık %44, %61 ve %52 çKOİ giderim verimi elde edilmiştir. 30. gün itibariyle ise çözünmüş KOİ giderim verimleri %87, %83 ve %72 seviyelerine ulaşmıştır.

4.3.2. Aerobik Stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi

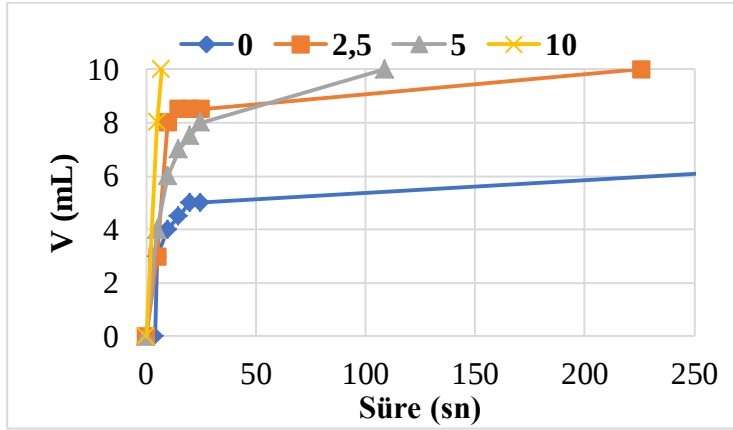
3. Set aerobik stabilizasyon çalışmalarının tamamlanmasının ardından çürütülmüş çamurlar ile özgül filtre direnci deneyleri yürütülmüştür. Set 2 kapsamında elde edilen çürütülmüş çamurlarda 25gr/L konsantrasyona karşılık gelen 5 mL polielektrolit dozlamasının yeterli olduğu belirlendiği için Set 3 deneylerinde elde edilen çürütülmüş çamurlara daha az polielektrolit ilavesinin yeterli olup olmayacağının araştırılması hedeflenmiştir. Bu amaçla, özgül filtre direnci deneylerinde her bir çürütülmüş çamura 2,5 mL (12,5gr/L), 5 mL (25 gr/L) ve 10 mL (50 gr/L) polielektrolit ilave edilmiştir. Polielektrolit ilavesi olmaksızın ve farklı konsantrasyonlarda polielektrolit ilavesi ile yürütülen özgül filtre direnci deneyleri sırasında süzülen çamurun yarısının filtrasyonu için geçen süreler Şekil 4.16'da görülmektedir.

Çürütülmüş çamurlara polielektrolit ilavesi olmaksızın yürütülen özgül filtre direnci deneyleri sonucunda kontrol reaktörü olan R6 reaktöründe çamurun yarısının süzülmesi için geçen süre 1074 saniye, R7 reaktöründe 1527 saniye ve % R8 reaktöründe 393 saniyede olarak belirlenmiştir.

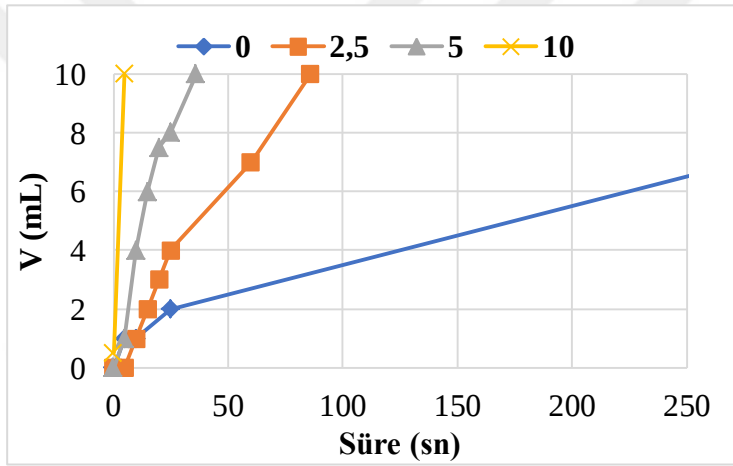
2,5 mL (12,5 gr/L) polielektrolit ilavesinin ardından çürütülmüş çamurun yarısının süzülmesi için geçen süre R6, R7 ve R8 reaktörlerinde sırasıyla 226, 86 ve 194 saniye olarak belirlenmiştir. 5mL (25 gr/L) polielektrolit ilavesinin ardından çürütülmüş çamurun yarısının süzülmesi için geçen süre R6, R7 ve R8 reaktörlerinde sırasıyla 109, 36 ve 10 saniye olarak belirlenmiştir. Son olarak 10 mL (50 gr/L) polielektrolit ilavesinin ardından çürütülmüş çamurun süzülmesi için geçen zaman R6, R7 ve R8 reaktörlerinde sırasıyla 7, 5 ve 9 saniye olmuştur.

Bu deney sonuçlarına göre süzülen çamur miktarlarını göz önüne alarak 2,5, 5 mL ve 10 mL polielektrolit ilavesinin ardından özgül filtre dirençleri hesaplanmıştır. R6 reaktöründe polielektrolit ilavesi olmaksızın $1,41 \times 10^{16}$ olarak hesaplanan özgül filtre direnci 2,5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $1,31 \times 10^{16}$, 5 ml polielektrolit ilavesinden sonra $2,50 \times 10^{15}$ ve 10 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $1,10 \times 10^{14}$ m/kg değerine düşmüştür.

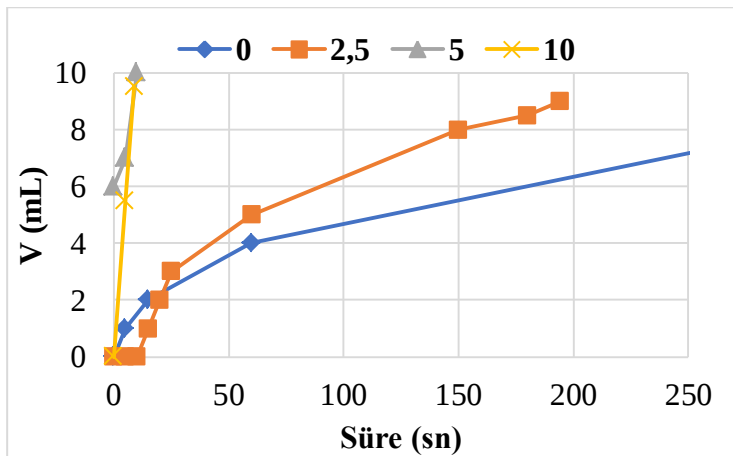
R7 reaktöründe polielektrolit ilavesi olmaksızın $4,08 \times 10^{15}$ olarak ölçülen özgül filtre direnci 2,5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $6,64 \times 10^{14}$, 5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $1,73 \times 10^{14}$, ve 10 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $4,80 \times 10^{13}$ m/kg değerine düşmüştür. Benzer şekilde R8 reaktöründe polielektrolit ilavesi olmaksızın $2,98 \times 10^{15}$ olarak ölçülen özgül filtre direnci 2,5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $1,95 \times 10^{15}$, 5 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $9,05 \times 10^{13}$ ve 10 mL polielektrolit ilavesi sonucunda $8,26 \times 10^{13}$ m/kg değerine düşmüştür. Hesaplanan özgül filtre dirençleri Şekil 4.17'de görülmektedir.



(a)

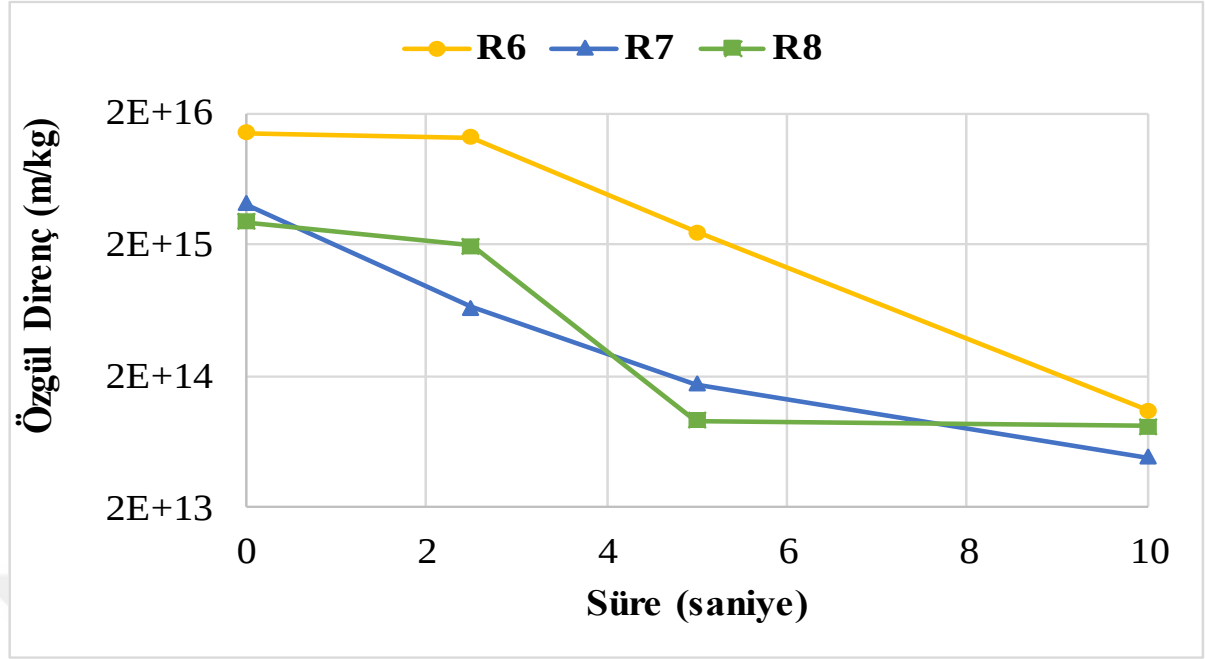


(b)



(c)

Şekil 4.16. Şekil 4.16. Set 2 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu çürümüş çamurların filtrasyon süreleri (a) R6, (b) R7, (c) R8



Şekil 4.17. Set 3 aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu hesaplanan özgül filtre dirençleri

Şekil 4.17’de görüldüğü üzere, her bir reaktörde çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirmek için 5 mL (25 gr/L) polielektrolit yeterli olmakta ve polielektrolit dozunun 10 mL’ye (50 gr/L) çıkarılması filtre edilebilirliği ve dolayısıyla çamur susuzlaştırılabilirliğini çok fazla arttırmamaktadır. Hesaplanan özgül filtre dirençlerine göre çamur susuzlaştırılabilirliği açısından en uygun aerobik stabilizasyon R7 reaktörüdür.

4.4. Aerobik Stabilizasyon Çalışma Sonuçlarını Karşılaştırılması

Farklı çamur karışım oranları ve farklı başlangıç katı madde konsantrasyonları uygulanarak yürütülen aerobik stabilizasyon deneyleri sonucunda elde edilen giderim verimleri ve çamurların çürütülmesinin ardından hesaplanan en uygun doz olarak belirlenen 25 gr/L konsantrasyonunda polielektrolit ilavesinin ardından belirlenen özgül filtre dirençleri Çizelge 4.2’de özetlenmiştir.

Yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucu elde edilen verimler incelendiğinde, en yüksek UKM giderim verimi 16 günlük çamur bekletme süresiyle işletilen reaktörde %69 olarak elde edilmiştir. Ancak bu reaktörde uygulanan çamur çürütme sonucu elde edilen çamurun $1,73 \times 10^{14}$ m/kg olarak belirlenen özgül filtre direncine göre susuzlaştırma özellikleri kötüdür. Susuzlaştırma ve UKM giderim verimleri bir arada incelendiğinde %25 oranında ön çökeltim çamuru içeren çamur ile 20 günlük çamur bekletme süresinin uygulanması en uygun aerobik stabilizasyon işletme koşulları olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.2. Aerobik Stabilizasyon Sonuçları

Reaktör No	ÖÇ: SÇ Oranı (%:%)	Başlangıç KM (%)	Giderim Verimi (%)			Özgül Filtre Direnci (10^{13} m/kg)
			UKM	KOI	çKOİ	
R1	50:50	5,3	42	-	-	-
R2	50:50	5,4	42	-	-	-
R3	25:75	5,7	50	74	92	6,35
R4	30:70	5,8	50	74	92	7,94
R5	50:50	6,3	50	74	92	5,47
R6	25:75	6,7	43	72	87	2,50
R7*	25:75	6,5	69	65	83	17,3
R8**	25:75	6,6	63	59	72	9,05

* Çamur bekletme süresi: 16 gün, Stabilizasyon süresi 40 gün

** Çamur bekletme süresi: 20 gün, Stabilizasyon süresi 40 gün

Kesikli besleme ile yürütülen aerobik stabilizasyon sonuçları değerlendirildiğinde en uygun ön çökeltim ve son çökeltim karışım oranı 25:75, en uygun katı madde yüklemesi ise %5,7 olarak belirlenmiş olup bu koşullarda %50 UKM giderim verimi elde edilmiştir. Bu koşullarda gerçekleştirilen aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucunda %50 UKM giderim verimi elde edilmiştir. Bu sonuç literatürde farklı ön çökeltim ve son çökeltim karışımları ile yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmalarının sonuçları ile karşılaştırılmıştır (Çizelge 4.3). Karşılaştırma sonucunda 30 gün sonunda elde edilen %50 UKM giderim veriminin diğer çalışmalardan elde edilen verimlerden yüksek olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.3. Aerobik Stabilizasyon Sonuçları

Karışım Oranı (Ö.Ç:A.Ç)	Stabilizasyon Süresi (Gün)	Başlangıç KM (%)	UKM Giderimi (%)	Kaynak
50:50	30	3-5	42	Cheunbarn vd (1999)
Belirtilmemiş	20	-	40	Pehlivanoglu-Mantas vd (2007)
Belirtilmemiş	23	5,5	45	Liu (2012a)
Belirtilmemiş	20	6	39,7	Liu (2012a)
40:60	-	6	30	Kim vd (2014)
50:50	17,5	5,4	40	Cheng (2014)
30:70	30	2,3	33	Ateş ve Bulut (2016)
50:50	30	3,2	29	
25:75	30	5,7	50	Bu çalışma

5. SONUÇ

Atık aktif çamurlar atıksuların biyolojik arıtımı sırasında açığa çıkmakta olup, bu çamurlar bünyelerinde yüksek miktarda organik madde ve aktif mikroorganizma bulundurmaktadır. Atık aktif çamurların nihai bertarafı öncesi organik içeriğinin azaltılması için stabilizasyonu gerekmektedir. Bu çalışmada da bu amaç doğrultusunda yaygın olarak yürütülen stabilizasyon yöntemlerinden biri olan aerobik stabilizasyon prosesinin verimine farklı giriş ön çökeltim ve son çökeltim çamuru oranları ile farklı katı madde yüklemesi uygulanmasının etkisi araştırılmıştır. Çalışmalarda, aerobik stabilizasyon verimi uçucu organik madde giderimi ve çamur susuzlaştırılabilirliği açısından karşılaştırılarak değerlendirilmiştir.

Deneyler 3 set halinde gerçekleştirilmiş olup, ilk set deneylerdeyalıtım malzemeleri kullanarak,iki paralel reaktörde aerobik stabilizasyon deneyleri %50:%50 ön çökeltim çamuru ve son çökeltim çamuru karışım oranı uygulanarak yürütülmüştür. Set 1 deneylerinde sıcaklık ve pH profillerinde herhangi bir değişiklik gözlenmemiştir. Başlangıçta 43,73 ve 46,38 grUKM/kgTKM olarak ölçülen UKM konsantrasyonları 24. Gün itibariyle %38 UKM giderim verimiyle 26,96 ve 28,72 grUKM/kgTKM değerlerine inmiştir. Her iki reaktörde de 30. gün itibariyle yaklaşık %42 UKM giderim verimi elde edilmiştir.

İlk set aerobik stabilizasyon çalışmaları ile kazanılan deneyimlere dayanılarak ikinci set aerobik stabilizasyon deneylerinde mekanik karıştırma sağlama olanağı bulunmadığı için sıcaklık artışından ziyade stabilizasyon süresinin kısaltılabilirliği hedeflenmiştir. Bu amaçla, %25, %30 ve %50 oranında ön çökeltim çamuru içerecek şekilde ön çökeltim: son çökeltim karışımları hazırlanarak aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür.

2. Set aerobik stabilizasyon çalışmalarında sıcaklık ve pH profillerinde bir farklılık gözlenmemiştir. %25 ve %30 oranında ön çökeltim çamurunun eklendiği R3 ve R4 reaktörlerinde %38 organik madde giderimi 19. günde elde edilirken, %50 oranında ön çökeltim çamuru eklenen R5 reaktöründe %38 organik giderimi 20. günde elde edilmiştir. Set 2 aerobik stabilizasyon deneylerinde 30. günün sonunda elde edilen UKM giderim verimleri her bir reaktörde %50 olarak hesaplanmıştır. Set 2 deneylerinde TKM ve UKM gideriminin izlenmesinin yanı sıra KOİ ve çKOİ giderim verimleri de incelenmiştir. Aerobik stabilizasyon sürecinde R3 ve R4 reaktörlerinde 20. gün itibariyle yaklaşık %63 KOİ giderim verimi elde edilirken, R5 reaktöründe %68 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. 30. gün itibariyle her bir reaktördeki KOİ giderim verimi %74 civarına ulaşmıştır. 2. Setin sonunda ATAD sisteminin çamurun susuzlaştırılabilirliği üzerindeki etkilerini araştırmak ve uygun polielektrolit dozunu belirlemek amacıyla özgül filtre direnci deneyleri yürütülmüştür. Özgül filtre direnci deneylerinde 25 gr/L ve 50 gr/L polielektrolit ilavesi sonucunda çamur susuzlaştırılabilirliği açısından 25 gr/L polielektrolit ilavesinin yeterli olduğu belirlenmiştir. 25 gr/L polielektrolit ilavesinin ardından yürütülen özgül filtre direnci deneylerinde özgül filtre dirençleri R3, R4 ve R5 için sırasıyla $6,35 \times 10^{13}$, $7,94 \times 10^{13}$ ve

$5,47 \times 10^{13}$ m/kg olarak belirlenmiştir. Özgül filtre direnci sonuçlarına göre aerobik stabilizasyon sonrası çamurun susuzlaştırma özellikleri açısından en uygun çamur karışım oranı 50:50 olarak belirlenmiştir. Ancak bu karışım oranında UKM giderim verimi düşük olmuştur. UKM giderim verimi ve çamur susuzlaştırma özellikleri açısından aerobik stabilizasyon için %25 ön çökeltim çamuru ve %75 son çökeltim çamuru en uygun karışım oranı olarak belirlenmiştir.

İkinci set aerobik stabilizasyon deneylerinde en uygun karışım oranı %25 ön çökeltim çamuru ve %75 son çökeltim çamuru olarak belirlendiği için üçüncü set aerobik stabilizasyon çalışmaları kapsamında bu oranda çamur bekletme süresi uygulanması ile yarı kesikli işletmenin aerobik stabilizasyon verimine etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla, %25 oranında ön çökeltim çamuru içeren 3 adet paralel stabilizasyon reaktörü kurulmuştur. Reaktörlerden biri (R6) mukayese edilebilmesi için bir önceki çalışmaya benzer şekilde kesikli işletilirken R7 ve R8 reaktörüne çamur bekletme süresi uygulanarak, sistemin yarı kesikli hale getirilmesinin stabilizasyon verimine etkisi araştırılmıştır. Kontrol reaktöründe 24. Gün itibariyle %38 organik madde giderimi gerçekleşmiş ve 30. gün itibariyle UKM konsantrasyonu başlangıç değeri olan 53,89 grUKM/kgTKM değerinde 30,87 grUKM/kgTKM değerine inerek toplam %43 organik madde giderimi elde edilmiştir. 16 günlük çamur bekletme süresi uygulanan reaktörde günlük atılan ve eklenen çamur miktarları hesaba katılarak UKM giderim veriminin hesaplanması sonucunda besleme başlamasının mikrobiyal aktiviteyi arttırdığı belirlenmiştir. Çamur beslemesinin durdurulmasının ardından reaktör TKM ve UKM giderimi azalana kadar işletilmeye devam edilmiş olup, stabilizasyon süreci 40. gün itibariyle %69 UKM giderimine ulaşılarak sona ermiştir. 20 günlük çamur bekletme süresini uygulandığı reaktörde ise 40 günlük stabilizasyon süreci sonunda %63 UKM giderim verimi elde edilmiştir. Her ne kadar 16 günlük çamur bekletme süresi uygulanan aerobik stabilizasyon reaktöründe daha yüksek UKM giderim verimi elde edilmiş olsa da özgül filtre direnci ölçümlerine göre bu koşullarda uygulanan stabilizasyon sonrası çamurun susuzlaşma özellikleri kötüleşmektedir. UKM giderim verimi ve susuzlaşma özelliklerinin birlikte incelenmesi sonucunda %25 oranında ön çökeltim çamuru içeren çamur ile 20 günlük çamur bekletme süresinin uygulanması en uygun aerobik stabilizasyon işletme koşulları olarak belirlenmiştir. Kesikli besleme ile yürütülen aerobik stabilizasyon sonuçları değerlendirildiğinde en uygun ön çökeltim ve son çökeltim karışım oranı 25:75, en uygun katı madde yüklemesi ise %5,7 olarak belirlenmiş olup bu koşullarda %50 UKM giderim verimi elde edilmiştir.

Aerobik stabilizasyon deneyleri sonucunda aerobik stabilizasyon sırasında çamur bekletme süresi uygulayarak stabilizasyonun yarı kesikli olarak yürütülmesinin stabilizasyon veriminin arttırdığı belirlenmiştir. İki farklı çamur bekletme süresi ile yürütülen çalışmalar sonucu yarı kesikli işletme için en uygun çamur bekletme süresi 20 gün olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak, farklı çamur yaşlarının uygulanması ile yarı kesikli aerobik stabilizasyon uygulamaları için hem UKM giderim verimi hem de çamur susuzlaştırma özellikleri açısından en uygun çamur bekletme süresinin belirlenmesinin mümkün olabileceği sonucuna varılmıştır.

6. KAYNAKLAR

- AKYARLI, A., ŞAHİN, H. 2005. Arıtma Çamurlarının Bertarafında Kireç Kullanımı. I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.
- ALLOWAY, B.J., JACKSON, A.P. 1991. Behavior of trace metals in sludge amended soils, Science of total Environment, 100, 151-176.
- ALVAREZ, M.J., 2003. Biomethanization of The Organic Fraction Of Municipal Solid Wastes, sayfa 1-43, Iwa Publishing, Londra.
- ANDREOLI C.V., SPERLING M., FERNANDES F., 2007. Sludge Treatment and Disposal
- APHA, AWWA, WEF; Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 2005, 21. Baskı.
- Atıkların düzenli depolanmasına dair yönetmelik, Resmî Gazete Tarihi: 26.03.2010, Resmî Gazete Sayısı: 27533
- Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, Resmî Gazete Tarihi: 20.03.2010, Resmî Gazete Sayısı: 27527.
- Atıktan Türetilmiş Yakıt, Ek Yakıt ve Alternatif Hammadde Tebliği, Resmî Gazete Tarihi: 20.06.2014 Resmî Gazete Sayısı: 29036
- Atık Yönetimi Yönetmeliği, Resmî Gazete Tarihi: 05.07.2008 Resmî Gazete Sayısı: 26927.
- AYDINER, C., 2006. Hibrid Mikrofiltrasyon Teknolojisi İle Sulu Ortamdan Nikel Giderimi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İstanbul.
- BARTKOWSKA, I. 2014, Influence of the sewage sludge stabilization process on the value of its oxidation–reduction potential, Environmental Technology, 35:17, 2160-2166, DOI: 10.1080/09593330.2014.895052.
- CHENG, J.J., 2008. Effect of Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion operation on reactor temperatures, 978-1-4244-1748-3.
- CHENG, J., WANG, L., JI Y., ZHU, N., KONG, F., 2013. The influence of factors on dewaterability of one-stage autothermal thermophilic aerobically digested sludges, World J Microbiol Biotechnol (2014) 30:639–647, DOI 10.1007/s11274-013-1487-x.

- CHENG, J., KONG, F., ZHU, J., WU, X., 2014. Characteristics of Oxidation-Reduction Potential, VFAs, SCOD, N, and P in an ATAD System Under Different Thermophilic Temperatures, *Appl Biochem Biotechnol* (2015) 175:166–181, DOI 10.1007/s12010-014-1241-3.
- CŞB, 2010a. Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik. 03 Ağustos 2010 tarihli ve 27661 sayılı Resmi Gazete.
- CŞB, 2010b. Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik. 26 Mart 2010 tarih ve 27533 Sayılı Resmi Gazete.
- CŞB, 2014. Atıktan Türetilmiş yakıt, ek yakıt ve alternatif hammadde tebliği. 20 Haziran 2014 tarih ve 29036 Sayılı Resmi Gazete.
- ÇOKGÖR, E.U., PEHLIVANOĞLU-MANTAŞ, E., OKUTMAN TAŞ, D., İNSEL, G., AYDIN, E., ÖLMEZ-HANCI, T. ve GÖRGÜN, E. 2010. Biyolojik arıtma çamurlarının aerobik stabilizasyonunun değerlendirilmesi. *itüdergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20(1): 57-65.
- DURING, R.A., GATH, S. 2002. Utilization of Municipal Organic Wastes in Agriculture Where Do we Stand, Where will we go? *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 544-556
- EMRE, İ., 2007. Yarı-Kesikli Fermantasyonda besleme ve havalandırma profillerinin optimizasyonu, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Ankara.
- EPA, 1987, Design Manual: Dewatering Municipal Wastewater Sludges. (EPA/625/1-87/014), Cincinnati, Ohio 45268.
- EPA, 1990. Technical Support Documents for 40 CFR Part 503. Land application of Sewage Sludge, Vol. IPB93-11075., In: Land Application of Sewage Sludge, Vol. II PB93-110583, Appendices A-L; Pathogen and Vector Attraction Reduction in Sewage Sludge PB93-110609; Human Health Risk Assessment for Use and Disposal of Sewage Sludge, Benefits of Regulation PB93- 111540; The Regulatory Impact Analysis PB93-110625. Springfield, Virginia: National Technical Information Service.
- EPA (1992). Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92/013.
- ERDİN, E., Katı Atık Teknolojisinde Analiz Yöntemleri, Çöp ve Katı Atıklar Laboratuvar El Kitabı, 1996.
- Evsel ve kentsel arıtma çamurlarının toprakta kullanılmasına dair yönetmelik, Resmî Gazete Tarihi: 03.08.2010, Resmî Gazete Sayısı: 27661

- FİLİBELİ A. ve AYOL A., 2002. Arıtma Çamurlarının Su Verme Özelliklerinin Geliştirilmesi, 8. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul 2002, Sayfa No.327.)
- FİLİBELİ A., 1998. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi ve Bertarafı, Arıtma Tesislerinin Tasarım ve İşletim Esasları Kursu, İzmir, 1998.
- FİLİBELİ A., 1998. Arıtma Çamuru Tanımı ve Çamur Kaynakları, Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, 1 – 25, İzmir.
- FİLİBELİ, A., 2002, Çamur Şartlandırma İşlemi, Bölüm 8, Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, 3. Baskı, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları. No: 241, İzmir.
- FİLİBELİ, A. 2013. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi. D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Yayınları No. 255, Yedinci Baskı, İzmir.
- HACIHANEFİOĞLU A., BAYAT C.,1979. Biyolojik Çamurların Susuzlaştırılmasında Çamur Şartlandırma İle Spesifik Direnç Değişimi, İstanbul Üniversitesi Sempozyumu, İstanbul 1979. Sayfa No.215.
- HACIHANEFİOĞLU A., BARLAS H., 1994. Anaerobik Çamurlarda Spesifik Dirence Reaktör Koşullarının Etkisi, İTÜ 4. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu 1994. Sayfa No.179.
- ISO 6060 1986. Water quality-determination of the chemical oxygen demand. International Standards Organization, Switzerland.
- İLERİ, R., 2000. Çevre Biyoteknolojisi, Değişim Yayınları.
- JAIN, R., PATHAK, A., SREEKRISHNAN, T.R., DASTIDAR, M. G., 2009. Auto heated thermophilic aerobic sludge digestion and metal bioleaching in a two-stage reactor system, Journal of Environmental Sciences 2010, 22(2) 230–236.
- KELLY, H.G., ve MAVINIC, D.S., 2003. Auto-thermal thermophilic aerobic digestion research, application and operational experience, WEFTEC workshop W104, Thermophilic Digestion: Hot Update! Los Angeles Convention Centre, Los Angeles (Ca, USA).
- Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, Resmî Gazete Tarihi: 08.01.2006, Resmî Gazete Sayısı: 26047
- KOYUNLUOĞLU, A., DOHALE, S., DUMIT, M., RİFFAT, R., ABU-ORF, M., ESCHBORN, R., MURTHY, S., 2008. Efficiency of Autothermal Thermophilic

Aerobic Digestion Under Two Different Oxygen Flow Rates, DOI: 10.2175/193864709793846394.

- LAYDEN, N.M., KELLY, H.G., MAVINIC, D.S., MOLES, R., BARTLETT, J., 2007. Autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD)- Part 1: Review of origins, design, and process operation. *J.Env.Eng.Sci.*, 6, 665-678.
- LIU, S., SONG, S., ZHU, N., YUAN, H., CHENG, J., 2010. Chemical and microbial changes during autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD) of sewage sludge, *Bioresource Technology* 101 (2010) 9438–9444.
- LIU, S., ZHU, N., LI, 2011. The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment, *Chemical Engineering Journal* 174 (2011) 564–570.
- LIU, S., ZHU, N., LI, L., 2012. The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment: Stabilization process and mechanism, *Bioresource Technology* 104 (2012) 266–273.
- LIU, S., ZHU, N., LI, L., NING, P., GONG, X., 2012. The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment: Effects of temperature on stabilization process and sludge properties, *Chemical Engineering Journal* 197 (2012) 223–230.
- LIU, S., NING, P., ZHU, N., LI, Y.L., GONG, X., 2013. Semicontinuous Operation of One-Stage Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Sewage Sludge: Effects of Retention Time, *J. Environ. Eng.* 2013.139:422-427.
- MEB, 2011. Arıtma Çamurları (El Kitabı), Ankara.
- NOWAK, O. 2006. Optimizing the use of sludge treatment facilities at municipal WWTPs. *J. Environ. Sci. Health Part A.*, 41: 1807–1817.
- ÖZTÜRK İ., Dağışan L., Tolay M., Çalışkan F. ve Çiftçi T., 1994. Fermantasyon Endüstrisi Aerobik Arıtma Tesisi Biyolojik Çamurlarında Ekonomik Susuzlaştırma, İTÜ 4. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu 1994, Sayfa No. 117.
- ÖZTÜRK, İ., 2007. Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları, Genişletilmiş 2. Baskı, Su Vakfı
- ÖZTÜRK, İ., ÇALLI, B., ARIKAN, O., ALTINBAŞ, M., 2015. Atıksu Arıtma Çamurlarının İşlenmesi ve Bertarafı (El Kitabı), Türkiye Belediyeler Birliği, Sayfa 13, Ankara.
- ÖZTÜRK, İ., TİMUR, H., KOŞKAN, U., 2005. Atıksu Arıtımının Esasları, Çevre ve Orman Bakanlığı, sayfa275, Türkiye.

- ÖZTÜRK., D.C., 2008. Biyolojik Arıtma Atık Çamurlarının, Aerobik ve Anaerobik Stabilizasyonunun Değerlendirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- ROŠ, M., ZUPANČIČ, G.D., 2002. Thermophilic Aerobic Digestion Of Waste Activated Sludge, National Institute of Chemistry, Hajdrihova 19, SI-1000 Ljubljana, Slovenia, Acta Chim. Slov. 2002, 49, 931–943.
- SALTER KESAL, A., 1999. İstanbul’da Arıtma Çamurlarının Yönetimi ve Uzaklaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- SİYASAL, H. 2007. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurların çökelme özellikleri ve susuzlaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Konya.
- SPELLMAN, F.R., 1997. Wastewater Biosolids to Compost. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pennsylvania, U.S.A.,
- SPINOSA, L. ve VESILIND, P. A. 2001. Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization, IWA Publishing,
- SPINOZA, L., VESILIND, P.A., 2001. Sludge into Biosolids: Processing, Disposal and Utilization, IWA Publishing, İngiltere.
- SPINOSA, L., VESILIND, P. A., 2004. Sludge into Biosolids
- SREEKRISHNAN, T.R., NOSRATI, M., NARAYANAN, R., 2007. An energy-efficient process for treatment of sewage sludge, Department of Biochemical Engineering and Biotechnology Indian Institute of Technology Delhi, Hauz Khas, New Delhi – 110 016, INDIA
- STRAUCH, D., 1991. Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge. Rev. Sci. Techn. Off. Int. Epiz. 10,813–846.
- TCHOBANOGLIOUS, G. ve CRITES, R. 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. WCB/McGraw-Hill, USA.
- TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L., STENSEL, H.D., 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Mc Graw Hill Press, New York ABD.
- TS 9546, 2002. Çamurların Karakterizasyonu’na ilişkin Türk Standardı TS 9546 EN 12880, 2002. Kuru çamurların karakterizasyonu-Kuru kalıntı ve su muhtevası tayini, Türk Standartları Enstitüsü, Türkiye.

- UBAY, G., 1995, Ön Arıtma Çamurlarının Suyunun Alınabilirliğinin Özgül Direnç Deneyi İle Tayini, Çevre sempozyumu tebliğler kitabı, Sayfa No. 225 – 233, Erzurum.
- UZUN, P., BİLGİLİ, U., 2011. Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılma Olanakları Uludağ Üniversitesi, Ziraat Fakültesi Dergisi, 25(2), 135-146.
- YILDIZ, Ş., YILMAZ E., ÖLMEZ E., 2009. Evsel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonla Bertaraf Alternatifleri: İstanbul Örneği, TÜRKAY 2009 Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu, YTÜ, 15-17 Haziran 2009, İstanbul.
- ZUPANCIC, G.D., ROSS, M., 2007. Aerobic and two-stage anaerobic–aerobic sludge digestion with pure oxygen and air aeration, Bioresource Technology, 99, 100-109.

ÖZGEÇMİŞ



Onur ZENGİN 1992 yılında Ankara'da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Ankara'da tamamladı. 2010 yılında girdiği Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2015 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu. Eylül 2015 tarihinde, Akdeniz Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı.

