

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONUNA
ÖN ÇÖKELTMENİN ETKİSİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Enes ÖZKÖK

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Osman Atilla ARIKAN

TEMMUZ 2014

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONUNA
ÖN ÇÖKELTMENİN ETKİSİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Enes ÖZKÖK
(501081714)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Osman Atilla ARIKAN

Teslim Tarihi: 5 Mayıs 2014

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501081714 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi **Enes ÖZKÖK**, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “**ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONUNA ÖN ÇÖKELTMENİN ETKİSİ**” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Osman Atilla ARIKAN**

İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK**

İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Bestamin ÖZKAYA

Yıldız Teknik Üniversitesi

Teslim Tarihi : **5 Mayıs 2014**

Savunma Tarihi : **22 Temmuz 2014**

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmamda beni destekleyen danışmanım Doç. Osman Atilla ARIKAN'a şükranlarımı arz ederim. Deneyimi, fikir ve önerileri ile çalışmanın yönlendirilmesinde ve yürütülmesindeki katkılarından dolayı Prof. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR'e ve deneysel sistemin kurulmasında ve deneysel aşamalardaki desteğinden dolayı Dr. Seda ÖZDEMİR'e teşekkür ederim.

Son olarak öğrenim hayatım boyunca maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Mayıs 2014

Enes Özkök
(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xv
ÖZET.....	xvii
SUMMARY	xix
1. GİRİŞ	1
1.1 Konunun Anlam ve Önemi.....	1
1.2 Tezin Amacı ve Kapsamı	3
2. ARITMA ÇAMURLARI VE STABİLİZASYON YÖNTEMLERİ	5
2.1 Atıksu Arıtma Çamurlarının Özellikleri.....	7
2.2 Atıksu Arıtma Çamuru Türleri	11
2.2.1 Birincil çamur	11
2.2.2 İkincil çamur	12
2.2.3 Kimyasal çamur	12
2.2.4 Atıksuyun arıtılması sonucu oluşan diğer atıklar	13
2.3 Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonu	13
2.3.1 Havalı çürütme.....	14
2.3.2 Havasız çürütme	18
2.3.3 Kireç stabilizasyonu.....	21
2.3.4 Kompostlaştırma.....	23
2.4 Türkiye’de Arıtma Çamurları ve Mevcut Durum	26
3. LİTERATÜRDEKİ HAVALI ÇÜRÜTME ÇALIŞMALARI	29
4. MATERYAL VE METOTLAR	35
4.1 Çalışmada Kullanılan Atıksu ve Aşı Çamuru	35
4.2 Metotlar	35
4.2.1 Aklimasyon.....	35
4.2.2 Havalı çürütme ile stabilizasyon.....	37
4.2.3 Analitik yöntemler	37
5. DENEYSEL SONUÇLAR VE TARTIŞMA.....	43
5.1 Aklimasyon Süreci	43
5.2 Havalı Çürütme ile Stabilizasyon Süreci.....	46
5.2.1 Katı madde giderimi	46
5.2.2 KOİ, TKN ve amonyak.....	51
5.2.3 Toplam organik karbon içeriği	53
5.2.4 Oksijen tüketim hızı.....	55
6. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	57
KAYNAKLAR	59
ÖZGEÇMİŞ.....	63

KISALTMALAR

8G	: Çamur yaşı 8 gün olan ön-çökeltme uygulanmamış atıksu ile beslenmiş reaktör veya bu reaktörde üretilmiş olan aktif çamur
8G/öç	: Çamur yaşı 8 gün olan 2 saat ön-çökeltmeli atıksu ile beslenmiş reaktör veya bu reaktörde üretilmiş olan aktif çamur
AKM	: Askıda Katı Madde
ÇY	: Çamur Yaşı
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
HBS	: Hidrolik Bekletme Süresi
K	: Kinetik parçalanma hızı sabiti (gün^{-1})
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
OTH	: Oksijen Tüketim Hızı
SKM	: Sabit Katı Madde
TKM	: Toplam Katı Madde
TKN	: Toplam Khejdahl Azotu
TOK	: Toplam Organik Karbon
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
X_i	: İnert organik maddeler
X_s	: Yavaş ayrışabilen organik maddeler

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1	: Bazı Çamur türlerinin bileşimleri (Metcalf ve Eddy, 1991).....	8
Çizelge 2.2	: Çeşitli arıtma çamurları için yoğunluk, özgül ağırlık, UKM/TKM oranları (Andreoli ve diğ., 2007).....	10
Çizelge 2.3	: Arıtma çamurlarının metal içeriği (Metcalf ve Eddy, 1991).....	11
Çizelge 2.4	: Konvansiyonel havalı çürütücüler için tasarım kriterleri (Turovskiy ve Mathai, 2006).....	16
Çizelge 2.5	: Tam karışımli anaerobik çürütücülerde çeşitli sıcaklıklar için tavsiye edilen ortalama çamur yaşları (Öztürk ve diğ., 2005).	19
Çizelge 2.6	: Havasız çürütücülerin hacim ihtiyaçları (Öztürk ve diğ., 2005).	20
Çizelge 2.7	: Düşük hızlı ve yüksek hızlı anaerobik çürütücüler için tasarım kriterleri (Öztürk ve diğ., 2005).	20
Çizelge 2.8	: Havasız çamur çürütücülerinde çıkış suyu özellikleri (Öztürk, 2000).	20
Çizelge 2.9	: Anaerobik çürümeden kaynaklanan biyogazın tipik kompozisyonu (Andreoli ve diğ., 2007).	21
Çizelge 2.10	: Hızlı kompostlaştırma için tavsiye edilen koşullar (Öztürk, 2000).....	25
Çizelge 2.11	: Kompostlaştırma yöntemlerinin karşılaştırılması (Andreoli ve diğ., 2007)	25
Çizelge 3.1	: Bhargava ve Datar (1988) tarafından analiz edilen havalı çürütülere ait parametreler.....	33
Çizelge 4.1	: Arıtma tesisinden getirilen ham atıksu ve 2 saatlik ön çökeltme sonrası özellikleri.....	39

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1	: Arıtma çamurunun işlenmesi ve bertarafı için kullanılan işlemler (USEPA, 2003).....	6
Şekil 2.2	: Arıtma çamurlarındaki katı maddelerin çeşitleri.....	9
Şekil 2.3	: Türkiye’de arıtma çamurlarına uygulanan nihai bertaraf işlemlerinin yüzdelik dağılımı (İnsel ve diğ., 2013).	26
Şekil 2.4	: Türkiye’de arıtma çamurlarının uygulanan stabilizasyon prosesinin tipine göre dağılımı (İnsel ve diğ., 2013).....	27
Şekil 3.1	: 35 günlük havalı çürütme boyunca değişik başlangıç konsantrasyonlarına sahip pH’ı kontrol edilen ve edilmeyen çamurlarda ölçülen UAKM giderim verimleri (Bernard ve Gray, 2000).	30
Şekil 3.2	: Havalı çürütme boyunca çamurun eluata TOK ve ÇOK sızdırma miktarı (Okutman-Tas, 2010).....	32
Şekil 4.1	: Laboratuvar da kesikli reaktör prensibine göre işletilen biyolojik reaktörün fotoğrafı.....	36
Şekil 4.2	: Aklımasyon süreci boyunca uygulanan “doldur-boşalt” işletme presibinin adımları.....	40
Şekil 4.3	: Yapılan deneysel çalışmanın akış şeması.....	41
Şekil 5.1	: Ön çökeltmesiz 8G ve 8G/öç reaktörlerinde aklımasyon süreci boyunca ölçülen AKM, UAKM ve pH değerleri.	43
Şekil 5.2	: Ham atıksu ile beslenmiş 8G ve 2 saatlik ön çökeltme yapılmış atıksu ile beslenen 8G/öç’de aklımasyon süreci boyunca ölçülen UAKM/AKM oranı.	44
Şekil 5.3	: Aklımasyon sürecinde Reaktör 8G için giriş ve çıkış KOİ ile KOİ giderim veriminin değişimi.	45
Şekil 5.4	: Aklımasyon sürecinde Reaktör 8G/öç (2 saat ön-çökeltmeli) için giriş ve çıkış KOİ ile KOİ giderim veriminin değişimi.	45
Şekil 5.5	: 61 günlük stabilizasyon süreci boyunca 8G ve 8G/öç’de ölçülen AKM, UAKM konsantrasyonları ve pH değerleri.	47
Şekil 5.6	: Ham atıksu ile beslenmiş 8G ve 2 saat ön çökeltme yapılmış atıksu ile beslenen 8G/öç için stabilizasyon süreci boyunca ölçülen UAKM/AKM oranları.....	47
Şekil 5.7	: 8G ve 8G/öç reaktörlerinde havalı çürütme sonucu giriş konsantrasyonuna oranla giderilen UAKM’nin yüzdesi.	48
Şekil 5.8	: 8G/öç reaktöründeki UAKM’deki azalmanın doğal logaritmik değerlerinin zamana bağlı değişimi.....	49
Şekil 5.9	: 8G reaktöründeki UAKM’deki azalmanın doğal logaritmik değerlerinin zamana bağlı değişimi.....	50
Şekil 5.10	: Stabilizasyonun ilk günlerinde 8G ve 8G/öç reaktörlerinde ölçülen çözünmüş KOİ değerleri.....	52
Şekil 5.11	: Stabilizasyonun ilk 15 gününde 8G ve 8G/öç için TKN ve NH4+-N konsantrasyonları.	53

Şekil 5.12 : Stabilizasyonun boyunca 8G ve 8G/öç reaktörlerinde ölçülen TOK ve ÇOK değerleri.	54
Şekil 5.13 : Stabilizasyonun boyunca 8G ve 8G/öç'den elde edilen çamurlara ait keklerden sızan eluant TOK ve ÇOK konsantrasyonları.	55
Şekil 5.14 : Stabilizasyonun başlangıcında ve 28. gününde örneklenen çamurda ölçülen OTH değerleri.	56

ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONUNA ÖN ÇÖKELTMENİN ETKİSİ

ÖZET

Atıksu arıtılması sonucu oluşan arıtma çamurları ham halde iken yüksek miktarda organik kirletici içermekte olup, bozunma eğilimindedir. Bu sebeple arıtma çamurları nihai bertaraf edilmeden önce mutlaka kararlı (stabil) hale getirilmelidirler. Ancak çamur arıtma, atıksu arıtma işleminin en karmaşık ve maliyetli aşamasını oluşturmaktadır. Bu yüzden çamur karakterine en uygun çamur stabilizasyon ve arıtma metodunun seçilmesi büyük önem taşımaktadır. Aerobik (havalı) çürütme ile çamur stabilizasyonu, küçük kapasiteli ($\leq 20.000 \text{ m}^3/\text{gün}$) biyolojik arıtma üniteleri için en uygun ve ekonomik çözümü sunmaktadır. Diğer çamur stabilizasyonu yöntemleri gibi aerobik stabilizasyon sonunda üretilen ürünün kalitesi uygulanan atıksu arıtma proseslerinden doğrudan etkilenmektedir.

Bu çalışmada atıksu arıtımı sırasında ön çökeltme aşamasının mevcudiyetinin aktif çamur sisteminden kaynaklanan atık biyolojik çamurun aerobik stabilizasyonuna etkileri incelenmiştir. Bu kapsamda çamur yaşları 8 gün olan ve biri çökeltmeye tabi tutulmuş, diğeri ise tutulmamış atıksu ile beslenen iki aktif çamur reaktörü aynı koşullarda işletilip ve daha sonra bu reaktörlerden elde edilen farklı karakterdeki iki çamur 61 gün süre ile aerobik (havalı) şartlarda çürütülmüştür. Elde edilen sonuçlar karşılaştırılarak ön çökeltmenin aerobik stabilizasyona etkisi ortaya konulmaya çalışılmıştır.

Çalışmadan elde edilen başlıca sonuçlar şunlardır: (1) her iki aktif çamur sisteminde çıkış suyunun KOİ konsantrasyonu ve sistemlerin KOİ giderim verimleri birbirine oldukça yakındır; (2) iki saatlik ön çökeltmenin uygulanmaması, aerobik çürütme safhasına giren atık aktif çamurun AKM konsantrasyonunda %55, UAKM konsantrasyonunda %56 oranlarında artışa sebep olmuştur; (3) katı madde oranındaki büyük farka rağmen iki çamurun UAKM:AKM oranı stabilizasyona başlandığında ~%78, 49 günlük stabilizasyon sonunda ise ~%58'dir; (4) OTH ölçümlerine göre ön-çökeltmesiz reaktörde üretilen çamurda biyolojik aktivite stabilizasyon başlangıcında %34 daha fazladır. Ancak 28. günde her iki reaktördeki aktivite benzer seviyelere indiği görülmüştür; (5) ön-çökeltme uygulanmamış reaktörde üretilen çamurun aktivitesindeki ve çamur yoğunluğundaki göreceli fazlalık ön-çökeltmede ayrıştırılabilecek zengin biyobozunur organik maddelerin sisteme beslenmesi ile açıklanabilir; (6) aktivitedeki değişimlere paralel olarak ön-çökeltmesiz atıksu ile üretilen çamurdaki UAKM ve TOK giderim verimi diğer reaktöre kıyasla ilk 28 günde daha yüksektir; (7) stabilizasyonun 49. gününün sonunda her iki reaktörde UAKM giderimi %65-68 ve stabilizasyonun 61. gününün sonunda TOK giderimi %53'tür; (8) Ön çöktürmenin işlemi uygulanmaması atık aktif çamurun UAKM ve TOK konsantrasyonlarında başlangıçta yükselmeye yol açmıştır, ancak UAKM ve TOK giderim verimleri, ÇOK konsantrasyonu ve biyokütle aktivitesi parametreleri bakımından elde edilen çürütülmüş çamurlar, 28 gün ve daha fazla havalı

stabilizasyona tabi tutulduktan sonra hemen hemen aynı kalitededir. Bu sonuçlar aerobik çürütmenin daha avantajlı olduğu küçük kapasiteli sistemlerde ön çökeltme ünitesi kullanılmayarak havalı çürütme işleminin performansında ve aktif çamur sisteminde arıtılan atıksuyun kalitesinde büyük değişim yaşanmadan sistem tasarımının basitleştirilebileceğini göstermiştir.

THE EFFECT OF PRIMARY CLARIFICATION ON AEROBIC STABILIZATION OF WASTE ACTIVATED SLUDGE

SUMMARY

Raw wastewater sludge, produced as a result of wastewater treatment processes, contains high amounts of organic pollutants and has a tendency to rapidly decay. Thus, sludge must be stabilized before its final disposal. However, sludge treatment is the most complicated and costly step in wastewater treatment. Selecting a feasible stabilization method and conducting an appropriate disposal method is a challenging decision that an engineer has to make. For treatment plants with a capacity of 20,000 m³ or lower, aerobic digestion provides the most efficient and economic stabilization solution. Similar to other stabilization methods, aerobic digestion is directly affected by the types of applied wastewater treatment processes.

The properties of wastewater sludges are directly affected by the properties of influent wastewater and the types of applied treatment processes. In a conventional biological wastewater treatment system design, inflowing wastewater passes through screens and grit collectors, firstly. Next, wastewater is directed to a primary clarification tank. After wastewater is settled for a certain period of time in primary clarification tank, it is pumped to aeration tank. In aeration tank, wastewater is biologically treated. Biological treatment process is most commonly operated as an activated sludge system that involves assimilation of nutrients in wastewater by living microorganism under aerobic conditions for prolonged periods of time. Finally, treated wastewater pumped to a secondary clarification tank and the suspended solids entailed with water was removed through gravitational settling. In this conventional system, two types of sludge were generated; very unstable primary sludge which contains high readily biodegradable organics and produced in primary clarification tank; more stable secondary or biological sludge which mostly composed of microorganisms and produced in the final clarification tank. Both types of sludge have very high moisture and biodegradable content and must be processed further before final disposal.

In Turkey, there are 300 facilities conducting biological and/or tertiary wastewater treatment, according to the 2014 survey. The number of these type of treatment facilities considered to be over 600 in near future, in order to comply with EU (European Union) directives. Therefore, the amount of wastewater sludge that have to be handled and disposed will significantly increase, making sludge management an even more pressing matter. Furthermore, only 26% of sludges generated in Turkey are stabilized before disposal currently. In this context, great amounts of investment is needed to build new treatment plants and sludge processing units in near future.

In this study, the effect of a primary clarification step during wastewater treatment on the stabilization of activated sludge via aerobic digestion was investigated. To achieve that, firstly, two batch reactors were operated to simulate activated sludge systems with and without primary clarification step. Next, two sludges produced in two reactors were digested under aerobic conditions. Data from the two experimental runs were

compared, in order to determine the differences between two reactors during biological wastewater treatment and aerobic sludge digestion processes, in order to gain insight about the possibility of simplifying future treatment plant designs by discarding primary clarification unit and producing only one type of sludge.

The two reactors were inoculated with activated sludge sampled from the aeration tank located in a domestic wastewater treatment plant receiving 60.000 m³/day wastewater. The volume of the reactors were 6 L. Initial sludge concentration was set to 4000 mg suspended solids (SS) per liter. The pH of the reactors were constantly monitored and kept above pH 6.5 by adding NaHCO₃. The reactors were fed each day with fresh raw wastewater that passed through screens and grit collectors. Wastewater fed to reactors were supplied from the same treatment plant every 7-10 days and stored at 4°C. One of the semi-batch reactors simulating an activated sludge system without primary clarification unit was fed with this raw wastewater as it was received from plant. The second reactor simulating a system with primary clarification tank was fed with wastewater that was settled. The wastewater was settled for two hours and then the obtained supernatant was transferred to another container. This supernatant was fed to the second reactor. For 46 days, the reactors were operated to produce two types of activated sludge. This 46-day period was referred as “acclimation period”, when both reactors were fed with wastewater daily and continuously aerated. The dissolved O₂ concentration in the reactors was kept above 2 mg/L using air stones. Complete mix conditions were maintained using the air flow from these air stones. Solid retention time of the activated sludge unit in the treatment plant was 17 days. Thus, solid retention time of the two inoculated reactors were gradually adjusted to targeted value of 8 days in 2 weeks, at the beginning of the acclimation period. Hydraulic retention time of the wastewater in both reactors were always kept at 2 days. The semi-batch type operation procedure were explained below.

Each day, the air flow to the reactors were shut off firstly and some of the sludge from completely mixed reactors were discarded. Discarded volume was calculated based on the solid retention time, or sludge age. Next, the suspended solids in the reactors were allowed to be settled for 2 hours (mimicking final clarification of sludges) and 3 L of the supernatant out of reactors’ total volume of 6 L was siphoned out. After siphoning, 3 L of fresh wastewater (raw or 2-h settled based on the reactor type) was added to each reactor. During the weekends, 6 L of wastewater added and 6 L siphoned at the start of the new week. Finally, the airflow to reactors were restarted. This procedure was followed for 46 days throughout the “acclimation period” and biological treatment was simulated in these reactors. The absence of primary settling caused an additional %27 suspended solids (SS) and %21 volatile suspended solids (VSS) load in the reactor fed with raw wastewater on the average throughout the acclimation period.

Once the sludges in both reactors were stabilized at the end of 46 days, the airflow to the reactors were stopped and the sludge in the reactors were thickened by settling it and siphoning the 3 L of the supernatant. The air flow was started again after thickening and then the two types of sludges in the two reactors were aerobically digested on the next 61 days. Evaporation losses were made up with distilled water every day.

The results of this study were as follows: (1) COD concentrations in effluents (58±40 mg COD/L in the reactor with primary settling and 42±27 mg COD/L for the reactor fed with raw wastewater) and COD removal rates (>90% in both reactors) were found

to be very similar for both of the activated sludge systems; (2) Elimination of the primary settling phase caused a 55% increase in SS concentration and a 56% increase in VSS concentration of the waste activated sludge; (3) Despite the significant difference between SS and VSS concentrations of the two sludges, VSS:SS ratio for both reactors were initially ~78% and at the end of the 49-day stabilization process, it became ~58%; (4) According to OUR measurements, activity of biomass produced in the reactor without primary settling was 34% higher, initially, but biological activities in both reactors were decreased to similar levels after 28 days of aerobic digestion; (5) higher biological activity in the sludge produced in the reactor without primary settling was explained by that introduction of rich biodegradable organic solids, which can be removed in primary settling tank, into the reactor; (6) similar to changes in biomass activities, VSS and TOC removal rates for waste activated sludge produced in the reactor without primary settling were higher at the first 28 days of aerobic digestion compared to the other sludge; (7) In both reactors, VSS and TOC removal rates increased to 65-68% at 49. day and 53% at 61. day compared to initial values, respectively; (8) Although eliminating the primary settling phase resulted in increased initial VSS and TOC concentrations, TOC and VSS removal rates, DOC concentrations and activity of biomass for both types of digested sludges were very similar after >28 days of stabilization.

Based on the observations made in this study, it can be concluded that in small domestic wastewater treatment facilities, where aerobic digestion is more economical, the design of biologic treatment systems can be simplified without a significant deterioration in the quality of discharged wastewater and stabilized waste activated sludge by eliminating primary clarification unit. Additionally, it is clear that removal of primary clarification unit causes a significant increase in the concentration of waste activated sludge (approximately 50%).

Volume of the aerobic digester and/or the aeration rate of the digester have to be adjusted, accordingly, in order to compensate for the increased sludge concentration, when the primary clarification step was skipped. The changes in the digester may increase both capital and operational costs. On the other hand, the simplification of the system by discarding primary clarification unit and not producing a less stable and more problematic primary sludge loaded with readily available organic materials will result in reduction in capital and operational costs. Therefore, the optimum plant size and capacity should be determined, where these increase and decrease in costs cancel each other, in future studies, before making any decisions on new plant designs.

1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Özellikle ülkemizde ve Dünya’da artan şehirleşme ve sanayileşme sonucu oluşan yoğun kirlilik ve diğer taraftan da aşırı tüketim, hâlihazırda kullanılan temiz su kaynakları üzerindeki baskıyı arttırmaktadır. Bu sebeple sınırlı miktardaki su kaynaklarının ve ekolojik dengelerin korunması amacı ile kurulan atıksu arıtma tesislerinin sayısı dünya genelinde artmaktadır. Atıksulardaki kirlilik yükünün doğaya verilmeden önce azaltılmasını sağlayan atıksu arıtma işlemleri çevrenin korunmasında büyük faydalar sağlar. Bununla birlikte arıtma işlemleri sonucu “arıtma çamuru” olarak tanımlanan, çevre için risk oluşturan, yüksek su muhtevasına sahip, arıtılan ham atıksuya kıyasla çok daha yüksek konsantrasyonda kirlilik içeren yeni bir atık meydana gelir. Oluşan arıtma çamurları uygun şekilde muamele görmedikleri takdirde, atıksuyun arıtılmasıyla çevre ve insan sağlığı açısından sağlanmış faydaları tersine çevirebilecek olumsuzluklar yaratabilirler.

Arıtma çamurlarının etkili ve ekonomik şekilde, çevreyi tehdit etmeden yasal düzenlemelere uygun olarak bertaraf edilmesi, atıksu arıtımı sürecindeki en önemli hususu oluşturmaktadır. Atıksuyun arıtımı nispeten kısa bir süre içinde tamamlanabilirken, bu işlemler sonucu ortaya çıkan arıtma çamurunun işlenmesi ve bertaraf için uygun hale getirilmesi haftalar alan, karmaşık yöntem ve ekipmanlar gerektiren, uzmanlık isteyen bir süreçtir. Bu nedenle arıtma tesislerinin toplam giderlerinin yaklaşık yarısı oluşan arıtma çamurlarının bertarafına harcanmaktadır (Low ve Chase, 1999; Öztürk ve diğ., 2005). Yapılan bu harcamanın verimli sonuçlar vermesi arıtma tesisi üniteleri seçilirken arıtma çamurlarının daha sonra nasıl bertaraf edileceği mutlaka göz önüne alınmalıdır. Atıksu arıtma tesislerinden açığa çıkan atık çamurun arıtılması ve bertarafı için uygulanacak yöntemler ham atıksuyun karakterine, kullanılan arıtma işlemlerine ve yasal mevzuatın şart koştuğu sınır değerlere bağlıdır (Öztürk, 2000).

Kullanılan atıksu arıtma işlemlerine göre değişik tipte arıtma çamurları oluşmaktadır. Tesisten tesise özellikleri değişmekle birlikte biyolojik arıtma işlemleri sonucu

meydana gelen arıtma çamurları genel olarak “biyolojik çamur” veya “ikincil çamur” olarak adlandırılır (Turovskiy ve Mathai, 2006; Andreoli ve diğ., 2007). Atıksuyun önemli bir kısmı yerleşim yerlerindeki konut ve iş yerlerinden kaynaklanan evsel nitelikli atıksulardan kaynaklanmaktadır. Bu tip atıksular genellikle biyolojik arıtmaya tabi tutulurlar. Evsel nitelikli atıksuyun arıtılması sonucu oluşan biyolojik çamurlarda ağır metaller gibi inorganik kirleticiler düşük olmakla birlikte, organik madde içerikleri yüksektir. Zengin organik madde nedeniyle hızlı bozunma ve kokuşma eğiliminde olan bu çamurlar, ayrıca bulaşıcı hastalık yayan mikroorganizmalar içerirler. Bu nedenle bertaraf edilmeden önce mutlaka kararlı hale getirilmelidirler.

Atıksu arıtımı sonucu oluşan arıtma çamurlarının biyolojik stabilizasyonunda ve bazı endüstriyel atıksuların arıtımında günümüzde dünya çapında yaygın olarak kullanılan proses anaerobik (havasız) çürütmedir. Çürüme işlemi hava girişinin önlendiği kapalı bir reaktörde gerçekleştirilir. Havasız çürütme bir seri mikroorganizma grubu tarafından yürütülen bir biyolojik bozunma işlemi olup, çürütme prosesi sonucu biyogaz açığa çıkmaktadır. Biyogaz yakılarak sistemde enerji kazanımı sağlanabilmektedir. Ancak anaerobik çürütme üniteleri yüksek yatırım ve işletme maliyeti olan, işletilmesi için kalifiye personel gerektiren karmaşık sistemlerdir (Cheremisinoff, 2002).

Anaerobik çürütme kadar yaygın olmasa da aerobik (havalı) çürütme, aktif çamur sistemine sahip tesislerde çamurdan nütrientlerin giderilmesi için kullanılmaktadır. Kapasitesi günlük 20,000 m³'ten küçük atıksu arıtma tesisleri için en uygun maliyetli çözümü sunar (Bernard ve Gray, 2000). Bununla birlikte bu sistemlerde enerji geri kazanımı olmayıp, sürekli havalandırma ihtiyacı sebebi ile enerji ihtiyacı yüksektir. Fakat havalı çürütücüler, anaerobik sistemlere kıyasla işletilmesi kolay olan, yatırım maliyeti daha düşük sistemlerdir (Cheremisinoff, 2002). Ayrıca daha kararlı olan aerobik çürütücülerde, anaerobik çürütücülere yakın nütrient giderim verimlerine ulaşılabilir (Shammas ve Wang, 2007). Havalı çürütülmüş artıma çamuru, anaerobik çürütülmüş olan çamura göre daha fazla gübre değeri taşır (Cheremisinoff, 2002). Bu nedenlerle toksik madde içeriği düşük olan evsel atıksu kaynaklı arıtma çamurlarının tarım alanlarına uygulanarak uzaklaştırılabilmesi için havalı çürütücüler, daha uygun bir alternatif stabilizasyon metodu olmaktadır.

Ülkemizde evsel atıksu arıtma çamurlarının, yakılarak ya da kentsel katı atıklar için kurulan kapasitesi sınırlı düzenli depolama sahalarına gömülerek yüksek maliyetle

uzaklaştırılması yerine, AB politikalarının da teşvik ettiği bir yöntem olan tarım alanlarına uygulanması çok daha uygun bir yaklaşımdır (Akça ve Knudsen, 2005). Bu çerçevede evsel arıtma çamurlarının düşük yatırım maliyeti olan pratik havalı sistemlerde gübre değerini koruyarak stabilizasyonunun sağlanması, böylelikle havalı çürütülmüş ve daha sonra da susuzlaştırılan çamurun ekonomik değeri olan bir ürün haline getirilmesi üzerinde durulması gereken bir seçenektir. Bu yüzden havalı stabilizasyon için gerekli optimum koşulların ve sürelerin belirlenmesi ve Türkiye’de bu alanda bilgi birikiminin artırılması önem arz etmektedir.

Atıksu arıtma sırasında kullanılan işlemlerin çamur karakterine doğrudan etkisi vardır. Evsel nitelikli arıtma çamurlarının arıtımı sırasında ön-çökeltme olup/olmaması atık çamurun özelliklerini etkileyecektir. Ancak özelliklerdeki bu değişim sonraki aşamada uygulanabilecek havalı çürütme işleminin performansını nasıl etkileyeceği önem taşımaktadır.

1.2 Tezin Amacı ve Kapsamı

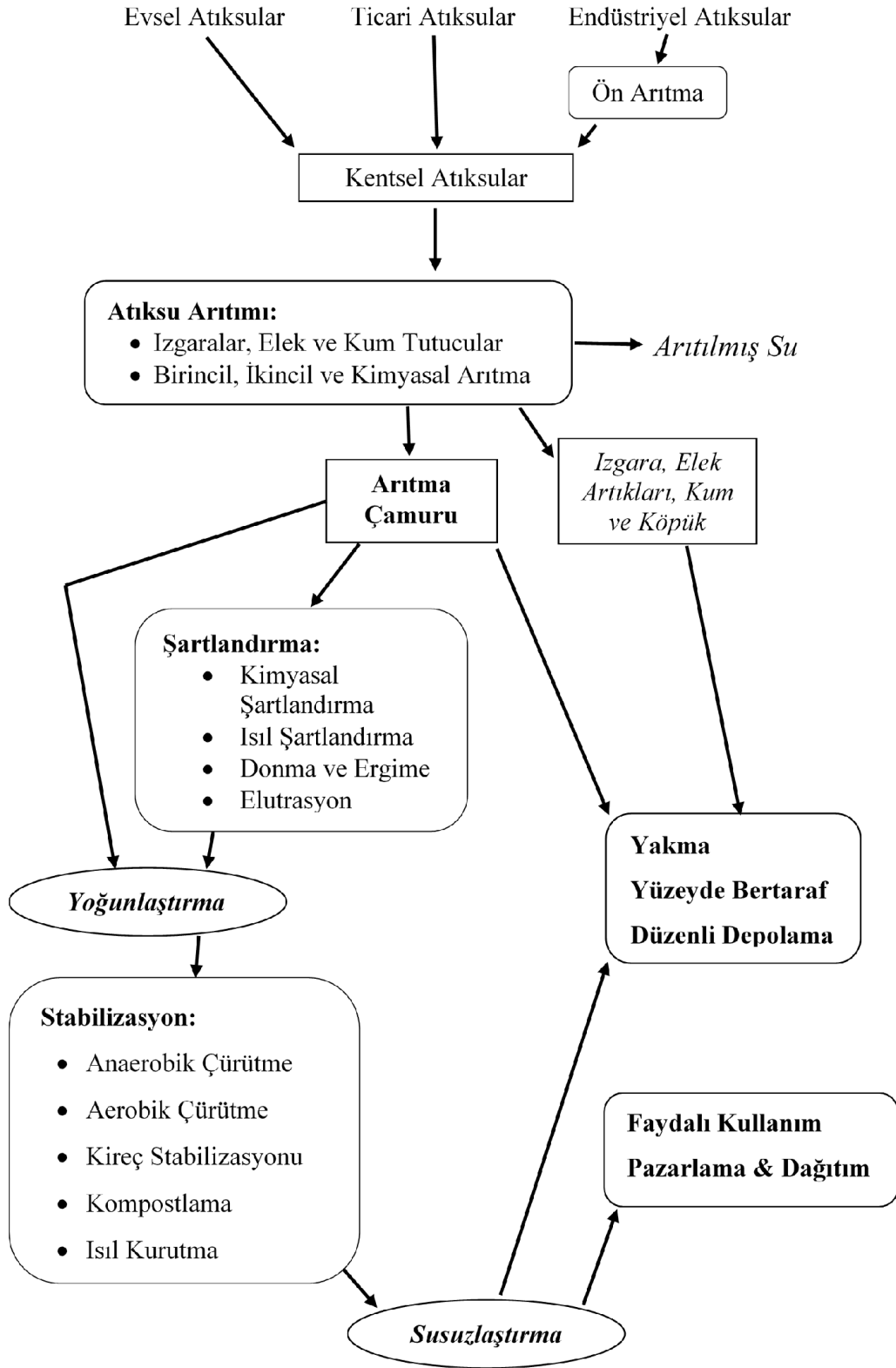
Bu çalışmanın amacı, ön çökeltme işleminin evsel atıksu arıtan aktif çamur sisteminden kaynaklanan atık arıtma çamurlarının havalı çürütme ile stabilizasyona etkisinin araştırılmasıdır. Bu amaçla Laboratuvar ortamında aynı koşullarda işletilen iki aktif çamur reaktöründen biri arıtma tesisinden temin edilen kaba ve ince ızgara ile kum tutucudan geçmiş atıksu ile, diğer reaktör ise gene aynı atıksuyun iki saat çökeltmeye tabi tutulduktan sonra elde edilen üst faz ile beslenmiştir. Her iki reaktörde çamur yaşı 8 gün ve hidrolik bekletme süresi 2 gün olacak şekilde işletilmiştir. Bu iki reaktörden elde edilen biyolojik (ikincil) çamurlar daha sonra aerobik şartlarda 61 gün boyunca çürütülerek stabilize edilmiştir. Çalışma boyunca belirli aralıklarla alınan çamur numuneleri analiz edilerek iki sistemdeki çamurların stabilizasyon seviyeleri ve karakterleri izlenmiştir. Böylece iki sistem arasındaki farklar tespit edilerek ön çökeltme işleminin havalı çürütmeye etkisi belirlenmiştir.

2. ARITMA ÇAMURLARI VE STABİLİZASYON YÖNTEMLERİ

Atıksu arıtma işlemleri sonucu oluşan arıtma çamurları genellikle sıvı veya yarı katı formda olup kullanılan arıtma işlemleri ve atıksu karakterine bağlı olarak ağırlıkça %0,25–12 oranında katı içermektedir (Metcalf ve Eddy, 1991). Arıtma tesislerinden önemli miktarda çamur oluşmakta olup, bunların işlenmesi oldukça karışık ve bertarafı oldukça maliyetlidir. Atıksu arıtımında ortaya çıkan çamur miktarı, atıksuyun % 1'i ile % 6'sı gibi düşük bir yüzdesini teşkil etmekle beraber çamur işleme ünitelerinin yatırım bedeli toplam sistem maliyetinin % 30–40'ı, işletme maliyeti ise toplam işletme maliyetinin % 50-60'ı kadardır (Low ve Chase, 1999; Öztürk ve diğ., 2005). Bu yüzden en uygun çamur tasfiye metodunun seçilmesi büyük önem taşımaktadır. Arıtma çamurlarının işlenmesinin karmaşık olmasının başlıca sebepleri şu şekilde özetlenebilir:

- Arıtılmamış atıksu içindeki koku veren maddelerin ve diğer kirleticilerin arıtma işlemi sonucu çok daha yüksek konsantrasyonlarda çamurun bünyesinde birikmeleri.
- Biyolojik arıtmada oluşan ve uzaklaştırılması gereken çamurun, ham atıksu içerisindeki organik maddelerden farklı bir yapıda, bozunma ve kokuşma eğiliminde olması.
- Çamurun sadece küçük bir kısmının katı madde, büyük bir kısmının ise sudan oluşması, bu yüzden büyük hacimler işgal etmesi.

Şekil 2.1'de, arıtma çamurunun işlenmesine ve bertarafına yönelik yapılan işlemler özetlenmiştir. Yoğunlaştırma, çürütme, şartlandırma ve susuzlaştırma için kullanılan prosesler de çamur kaynağı olarak değerlendirilirler. Ancak çamur işleme ve bertaraf sistemlerinin seçilmesini etkileyen unsurun ham çamur özellikleri olduğu unutulmamalıdır. Sayılan bu işlemlerin esas olarak ham çamurda meydana getirdiği değişiklikler şunlardır: (1) su giderimi (çamurun hacmi azaltılır ve TKM konsantrasyonunda artış meydana gelir); (2) ayrıştırma (bozunabilen katı maddelerin uzaklaştırılması ile toplam TKM içeriği azalır).



Şekil 2.1 : Arıtma çamurunun işlenmesi ve bertarafı için kullanılan işlemler (USEPA, 2003)

Çamur işleme ve bertaraf sistemlerini tasarlayabilmek için arıtma sisteminde oluşan çamurun kaynağı, özellikleri ve miktarının bilinmesi gerekmektedir. Arıtma tesisi prosesleri ve atıksuyun kalitesine bağlı olarak arıtma çamurlarının özellikleri ve

miktarları farklılık gösterir (Metcalf ve Eddy, 1991). Atıksuyu arıtılması sonucu ortaya çıkan çamurlar genellikle şu şekilde sınıflandırılır (Turovskiy ve Mathai, 2006; Andreoli ve diğ., 2007): (1) Birincil çamur, atıksudaki kolaylıkla çökebilir katı maddelerin oluşturduğu ön çökeltim çamurları; (2) İkincil çamur, biyolojik arıtma işlemleri sonucu oluşan çamurlar; (3) Kimyasal çamur, kimyasal arıtma ve koagülasyon sonucu oluşan çamurlar.

Atıksu arıtma tesislerinde arıtma çamurlarının yanında, ızgara ve eleklerde tutulan atıklar ile kum ve köpük gibi atıklar da oluşur. Bunların miktarları çamurlara göre az olsa da uygun şekilde bertarafı önemlidir.

2.1 Atıksu Arıtma Çamurlarının Özellikleri

Çamur stabilizasyon ve nihai bertaraf yöntemlerinin belirlenmesinde, çamurun özellikleri önem taşımaktadır. Bu özellikler aynı zamanda katı atığın kaynağı, sistemdeki çamur yaşı ve proses tipi ile de yakından ilgilidir. Ham ve çürümüş çamurların kimyasal bileşimi ile ilgili bilgiler Çizelge 2.1’de verilmektedir. Çamurlar anaerobik çürütmeye tabi tutulacak ise pH, alkalinite ve organik asit içeriği oldukça önemlidir. Arazide bertaraf metodunun uygulanması durumunda çamurdaki ağır metal ve organik kirleticilerin miktarı önemlidir. Yakma gibi termal proses kullanılacağı durumlarda ise çamurun enerji içeriği ön plana çıkmaktadır .

Büyük hacim kaplayan ve bertarafı büyük problem yaratan arıtma çamurlarının %90’dan fazlası sudan oluşmaktadır. Ham çamur genellikle sıvı veya yarı katı formda olup kullanılan prosese ve işletmeye bağlı olarak sadece %0,25–7 oranında katı madde içermektedir. Bu sebeple çamurdaki suyun giderilmesi işlenecek ve bertaraf edilecek çamur hacminin azaltılması için yapılan çok önemli bir işlemdir.

Çamurun suyunun alınması sayesinde hacim ve ağırlığı büyük miktarda azalır. Örneğin % 5 katı madde içeren 20 kg çamurda yalnızca 1 kg katı madde vardır. Susuzlaştırma işleminden sonra %40 katı madde içeren bu çamurun ağırlığı sadece 2,5 kg gelecektir yani %87,5’luk bir ağırlık azalması olacaktır. Bu yüzden çamurdaki suyun giderilmesi işletme maliyetlerinde büyük tasarruf sağlar. Su giderimi iki farklı aşamada gerçekleştirilir: (1) Yoğunlaştırma ve (2) Susuzlaştırma.

Yoğunlaştırma işlemi, başlıca birincil arıtma çamurlarının, aktif çamurun ve damlatmalı filtre humusunun neminin giderilmesi için kullanılır. Yoğunlaştırma,

çamur çürütücülerin tasarımı ve işletilmesinde önemli etkiye sahiptir. Çamur susuzlaştırma, çamurun taşınması ve bertarafında yapılan harcamaları etkiler. Her iki durumda da çamurun mekanik davranışı katı madde içeriğine bağlı olduğu için çamur neminin giderimi çamur işleme proseslerini etkiler.

Çizelge 2.1 : Bazı Çamur türlerinin bileşimleri (Metcalf ve Eddy, 1991).

Parametre	Ham Birincil Çamur		Çürütülmüş Birincil Çamur		Aktif Çamur
	<i>Aralık</i>	<i>Tipik</i>	<i>Aralık</i>	<i>Tipik</i>	<i>Aralık</i>
Toplam Katı Madde (TKM), %	2–8	5	6–12	10	0,83–1,16
Uçucu Katı Madde (TKM'in %'si)	60–80	65	30–60	40	59–88
Yağ ve Gres (TKM'in %'si)					
<i>Eterde Çözünebilen</i>	6–30	--	5-20	18	--
<i>Eterde Ekstrakte Olan</i>	7–35	--	--	--	5–12
Protein (TKM'in %'si)	20–30	25	15–20	18	32–41
Azot (TKM'in %'si)	1,5–4	2.5	1,6-6	3	2,4–5
Fosfor (P ₂ O ₅) (TKM'in %'si)	0,8–2,8	1,6	1,5-4	2.5	2,8–11
Potasyum (K ₂ O) (TKM'in %'si)	0–1	0.4	0–3	1	0,5–0,7
Selüloz (TKM'in %'si)	8–15	10	8-15	10	--
Demir (Sülfitsiz) (TKM'in %'si)	2–4	2.5	3-8	4	--
Silika (SiO ₂) (TKM'in %'si)	15–20	--	10-20	--	--
pH	5–8	6	6,5–7,5	7	6,5–8
Alkalinite (CaCO ₃ olarak mg/L)	500–1.500	600	2.500–3.500	3.000	580–1.100
Organik Asitler (HAC olarak mg/L)	200–2.000	500	100–600	200	1.100–1.700
Isıl Değer (MJ/kg)	23–29	25	9–14	12	19–23

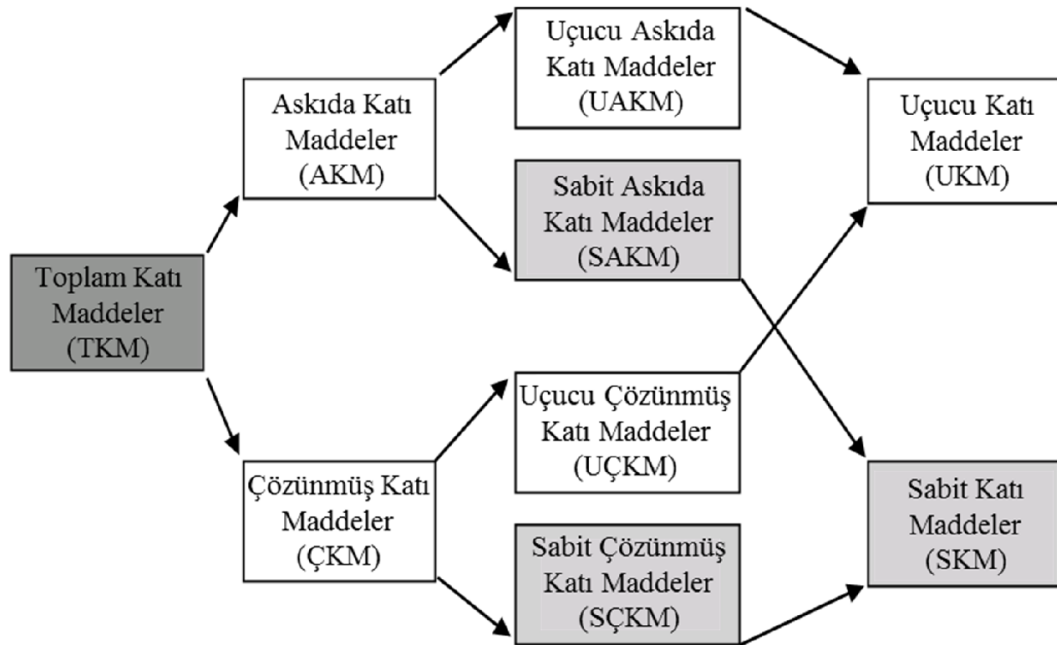
Arıtma çamurundaki su, serbest ve partiküllere kimyasal ve fiziksel olarak bağlı halde bulunur. Su ne kadar çok bağlı şekilde bulunuyorsa çamurun suyunun ayrılması o kadar zorlaşır. Suyun ayrılması çamurdaki partiküllerin boyutu ile yakından ilgilidir. Çamurdaki partiküllerin boyutu ne kadar küçük ise suyun ayrılması da o kadar zor

olur. Bu yüzden çamurdaki askıda katı maddelerin boyutlarının küçültülmesine sebep olan çamur işleme yöntemleri suyun ayrılmasına negatif etki eder.

Çamurun kimyasal kompozisyonu da yoğunlaştırılmasını ve susuzlaştırılmasını önemli ölçüde etkiler. Demir, alüminyum, krom ve bakır bileşikleri ayrıca asitler ve alkali bileşikler, çöktürme ve su giderimini kolaylaştırır, ayrıca susuzlaştırma öncesi şartlandırma için kimyasal ilavesini azaltır. Yağlar ve azot bileşikleri aerobik çürütmenin hızını artırır, fakat şartlandırma ve susuzlaştırma işlemlerinde girişim yaratır (Turovskiy and Mathai, 2006).

Arıtma çamurunun içerisindeki katı maddeler, askıda (süspanse) ve çözünmüş halde bulunurlar. Çoğu çamur içerdiği askıda katı madde (AKM) miktarına göre değerlendirilir; çünkü çamur içerisindeki toplam katı maddenin (TKM) büyük bölümü süspanse haldedir.

Çamurdaki askıda ve çözünmüş durumda bulunan katı maddeler yapılarına göre de, inorganik yani sabit katı maddeler (SKM) ve organik yani uçucu katı maddeler (UKM) olmak üzere ikiye ayrılmaktadırlar. Şekil 2.2’de çamur içerisindeki katı maddelerin dağılımı gösterilmiştir.



Şekil 2.2 : Arıtma çamurlarındaki katı maddelerin çeşitleri.

Uçucu katı maddelerin sabit katı maddelere oranı (UKM / SKM), çamurdaki katı maddeler arasındaki organik kısmın oranını anlaşılır şekilde göstermek için iyi bir değerdir. Buna ek olarak bu oran çürüme seviyesini de belirtmek için kullanılabilir.

Çürümemiş çamurlarda bu oran genellikle 0,75-0,80 arasındadır, çürütülmüş çamurlarda ise 0,60-0,65 civarındadır (Andreoli ve diğ., 2007). Çizelge 2.2’de bazı çamur türleri için UKM/TKM oranı gösterilmiştir. Arıtma çamurundaki sabit katı maddelerin özgül ağırlığı yaklaşık 2,5, uçucu katı maddelerin ise 1 civarındadır. Suyun özgül ağırlığı ise bilindiği üzere 1’dir. Arıtma çamurunun yoğunluğu bu üç unsurun göreceli dağılımına bağlıdır.

Çizelge 2.2 : Çeşitli arıtma çamurları için yoğunluk, özgül ağırlık, UKM/TKM oranları (Andreoli ve diğ., 2007).

Çamur Türü	UKM/TKM	TKM, (%)	TKM’nin Özgül Ağırlığı	Çamurun Özgül Ağırlığı
Birincil Çamur	0,75–0,80	2–6	1,14–1,18	1,02–1,03
İkincil Anaerobik Çamur	0,55–0,60	3–6	1,32–1,37	1,02–1,03
İkincil Aerobik Çamur	0,75–0,80	0,6–1,0	1,14–1,18	1,005–1,025
Yoğunlaştırılmış Çamur	0,75–0,80	3–8	1,14–1,18	1,02–1,03
Çürütülmüş Çamur	0,60–0,65	3–6	1,27–1,32	1,03
Susuzlaştırılmış Çamur	0,60–0,65	20–40	1,27–1,32	1,05–1,08

Atıksuyun içerisinde bulunan kirleticiler ve diğer katı maddeler, arıtma prosesleri ile sudan uzaklaştırılarak atıksuya göre çok daha yüksek konsantrasyonlarda arıtma çamurlarının içerisinde biriktirilirler. Çamur muhtevasında azot gibi çeşitli organik maddelerin ve minerallerin besin değeri taşıdıkları için bulunmasında bir sakınca görülmez. Ancak arıtma çamurundaki diğer bir takım unsurların varlığı, ekosisteme ve halk sağlığına tehdit oluşturduğu için istenmez. Bu istenmeyen çamur bileşenleri üç gruba ayrılır: ağır metaller; iz organik bileşikler; ve patojenik organizmalar. Bunların arıtma çamurlarındaki konsantrasyonu, ham atıksuyun özellikleri ve uygulanan arıtma sistemlerine bağlı olarak büyük değişkenlik gösterir. Genel sağlığı iyi olan insanların yaşadığı bir yerleşimden kaynaklanan atıksularda, sağlık durumu nispeten kötü olanların atıksularına nazaran daha az patojen bulunur. Evsel atıksularda ağır metal varlığı düşük konsantrasyonlarda olup, çevresel risk oluşturmaz. Fakat aynı şey endüstriyel atıksu çamurları için geçerli değildir. Metaller gibi çoğu kimyasal kirleticinin arıtma çamurlarındaki varlığının nedeni kanalizasyon şebekesine deşarj edilen endüstriyel atıksulardır (Andreoli ve diğ., 2007). Çamurda en çok bulunan metaller Zn, Pb, Ni, Cd, Hg, Cu ve Cr’dur. Çizelge 2.3’de arıtma çamurlarındaki metallerin tipik konsantrasyonları verilmiştir.

Arıtma çamurlarının geri kazanımını hedefleyen sürdürülebilir bir çevre politikası, ekonomik olarak en iyi kazancı sağlayacak iyi ve sürekli bir çamur kalitesinin

sağlanmasını gerektirir. Atıksu arıtma tesisleri, kanalizasyon şebekesine karışan evsel olmayan atıksuların kabulü için ilkelerini iyi belirlemeli ve teknik altyapılarını uygun şekilde oluşturmalıdır. Böylece çamur kalitesini bozacak kirleticiler kaynağında önlenerek kaliteli ve değerlendirilebilir bir arıtma çamuru sağlanabilir.

Çizelge 2.3 : Arıtma çamurlarının metal içeriği (Metcalf ve Eddy, 1991).

Element	mg / kg Kuru Çamur	
	Aralık	Tipik Değer
Arsenik	1,1 – 230	10
Bakır	84 – 17.000	800
Cıva	0,6 – 56	6
Çinko	101 – 49.000	1.700
Demir	1.000 – 154.000	17.000
Kadmiyum	1 – 3.410	10
Kalay	2,6 – 329	14
Kobalt	11,3 – 2.490	30
Krom	10 – 99.000	500
Kurşun	13 – 26.000	500
Manganez	32 – 9.870	260
Molibden	0,1 – 214	4
Nikel	2 – 5.300	80
Selenyum	1,7 – 17,2	5

2.2 Atıksu Arıtma Çamuru Türleri

2.2.1 Birincil çamur

Çoğu atıksu arıtma tesisi, biyolojik arıtma öncesinde kolaylıkla çökebilen katı maddelerin atıksudan uzaklaştırılması için fiziksel birincil (ön) çökeltme işlemlerini uygulamaktadır. Ön çökeltme ve konvansiyonel aktif çamur ünitesi bulunan tipik bir tesiste üretilen birincil çamurunun içindeki katı madde ağırlığı, açığa çıkan tüm çamurların katı madde ağırlığının yaklaşık %50'sini oluşturur ve ham birincil çamurda toplam katı madde konsantrasyonu %2–7 arasında değişir (Turovskiy ve Mathai, 2006).

Ham çamur içerisindeki maddelerin konsantrasyonu atıksuyun özelliklerine ve ön çökeltim tankında kalma süresine bağlı olarak değişir. Bazı arıtma tesislerinde çamurun çökeltim tankında bekleme süresi uzun tutularak çamurun yoğunlaşmasına izin verilir ve böylece TKM konsantrasyonunun artırılması sağlanır. Birincil çamurunun başlıca kimyasal içeriği, gres ve yağlar, protein, azot, fosfor, selüloz,

demir, silika ve potasyumdan oluşur. Ayrıca mineraller ve kadmiyum, krom, kobalt, bakır, kurşun, cıva, nikel ve çinko gibi ağır metallerde ihtiva edebilir (Turovskiy ve Mathai, 2006). Birincil çamur, ikincil çamura göre daha az stabildir ve daha hızlı bozunma eğiliminde organik madde ihtiva etmektedir (Gray, 2005; Arnaiz ve diğ., 2006).

2.2.2 İkincil çamur

İkincil çamurlar, aynı zamanda “biyolojik çamurlar” olarak da tanımlanmakta olup biyolojik arıtma işlemleri (aktif çamur, membran biyoreaktörler, vb.) sonucu oluşurlar. Ön çöktürmeye sahip tesislerde tamamına yakını mikroorganizmalardan oluşan biyolojik çamur elde edilmesi, bakterilerin ikincil arıtma sırasında çözünebilen ve çözünemeyen organik maddeleri tüketmesi sonucu mümkün olmaktadır. Çamur aynı zamanda ön arıtmada giderilemeyen katıları da ihtiva eder. Aktif çamur ve damlatmalı filtre sistemlerinden kaynaklanan çamurlar genelde sırasıyla %0,4–1,5 ve %1–4 katı madde konsantrasyonuna sahiptirler (Turovskiy ve Mathai, 2006). Aktif çamur, birincil çamura kıyasla daha az gres, yağ ve selüloz, fakat daha fazla azot, fosfor ve protein içerir.

Biyolojik arıtmada üretilen çamur yüksek miktarda mikroorganizma bulundurur. Birincil çöktürme, atıksudaki mikroorganizmaları %30–70 oranında giderir, aktif çamur arıtması ile bu oran %90–99’a kadar çıkar (Andreoli ve diğ., 2007). Çamurun rengi açık gri veya koyu kahverengidir. Bu çamurlar işlemin doğası gereği hafif biyolojik floklar içerdiğinden yapışkan yapıda ve düşük yoğunlukludurlar. Ayrıca birincil çamurlara göre susuzlaştırılmaları çok daha zordur. Aktif çamurun yoğunlaştırılması çamurun düşük katı madde konsantrasyonu ve büyük hacmi dolayısı ile önemli bir işlemdir.

2.2.3 Kimyasal çamur

Kimyasal maddeler atıksu artımında, özellikle endüstriyel atıksuların arıtılmasında, çöktürülmesi zor maddelerin giderilmesi ve bazı durumlarda askıda katı madde gideriminin daha verimli hale getirilmesi için yaygın olarak kullanılmaktadır. Kimyasal madde kullanılarak yapılan arıtma işlemleri sonucu oluşan çökeltiler “kimyasal çamur” olarak adlandırılır. Bazı kaynaklarda “üçüncül çamur” olarak da tanımlanırlar. Örnek olarak azot ve fosfor giderimi için kullanılan ileri arıtma yöntemlerinde bu kirleticilerin sudan uzaklaştırılması için çoğunlukla kimyasal madde

yardımı ile çöktürme yapılır. Çöken kimyasallar ve kirleticiler çamurun içerisinde birikirler.

Bazı tesislerde biyolojik arıtma proseslerinde de kimyasal madde kullanır. Eklenen bu kimyasallar biyolojik çamurun içeriğine katılır. Çoğu arıtma tesisinde ikincil arıtmanın çıkış suyuna kimyasal maddeler eklenir ve üçüncül çöktürme ve filtre ünitelerinde bunlar tutulmaya çalışılır. Bazı kimyasal bileşikler, atıksuyun pH ve alkanitesinin düşmesi gibi istenmeyen yan etkiler yaratabilir. Bu parametrelerin düzeltilmesi için alkali kimyasal maddelerin eklenmesi gerekir.

2.2.4 Atıksuyun arıtılması sonucu oluşan diğer atıklar

Izgara ve elek atıkları, büyük boyutlu atıklar, bez parçaları, plastikler, teneke kutular, yapraklar ve benzer materyallerden oluşur. Organik madde içeriği sistemin yapısına ve mevsime göre değişim gösterir (Öztürk ve diğ., 2005). Bunların miktarları 4 ila 40 ml/m³ atıksu arasında değişir (Turovskiy ve Mathai, 2006). Bu atıklar genellikle depolama sahalarına gönderilip bertaraf edilir.

Kum tutucu atıkları, iri taneli kum, kül ve diğer inorganik atıklardan oluşur. Bu atıklar aynı zamanda işletme şartlarına bağlı olarak yağ ve gres gibi organik maddeleri de içerebilirler. Eğer atıksudan ayrılmazlarsa pompa ve borulara zarar verirler. Bazı tesislerde ön çöktürme tankındaki birincil çamur ile karışık şekilde uzaklaştırılırlar.

Atıksudan giderilen kum hacmi, 4 ila 200 mL/m³ kadardır (Turovskiy ve Mathai, 2006). Daha büyük değerler kanalizasyon sistemine sızıntı çoksa veya yağmur ve atıksu birlikte toplayan birleşik kanalizasyon sistemlerinde elde edilir. Kum genellikle depolama alanlarında bertaraf edilir.

Köpük, birincil ve ikincil çöktürme havuzları yüzeyinden sıyrılarak alınan yüzen maddeleri içerir. Köpük, yağ, bitkisel ve mineral yağlar, hayvansal katı yağlar, parafin, sabun, yiyecek atıkları, sebze ve meyve kabukları, saç, kağıt ve karton, izmarit, plastik maddeler, kum ve benzeri maddeleri içerir ve özgül ağırlığı genellikle 0,95'dir (Öztürk ve diğ., 2005).

2.3 Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonu

Atıksu arıtma tesislerinde ilk ortaya çıktığı ham halinde arıtma çamurları, yüksek miktarda patojenik mikroorganizma içermekte olup, kolayca çürüyebilen ve hızla kötü koku oluşturan bir yapıdadır. Stabilizasyon, arıtma çamurundaki biyolojik olarak

ayırışabilen organik maddelerin kararlı hale getirilmesi, böylece çürüme ve kokuşmanın önlenmesi ve patojenlerin azaltılması için arıtma çamurlarına uygulanan biyolojik, kimyasal veya termal proseslerdir (Borowski ve Szopa, 2007). Stabilizasyon prosesleri, aşağıdaki işlemlerinin en az birini veya birkaçını ihtiva eder:

- Arıtma çamurundaki uçucu bileşiklerin mikroorganizmalar tarafından parçalanması ve kararlı hale getirilmesi,
- Uçucu bileşiklerin kimyasal oksidasyonu sağlanarak kararlı hale getirilmesi,
- Çamura kimyasal maddelerin ilave edilerek mikroorganizmaların aktivitelerinin engellenmesi ve patojenlerin azaltılması,
- Sterilizasyonun veya dezenfeksiyonun sağlanması için çamura ısı uygulaması, aynı zamanda da çamurun kurutulması.

Stabilizasyon prosesleri, arıtma çamurunu taşınması ve bertaraf edilmesini kolaylaştıran kararlı bir yapıya dönüştürür. Mezofilik anaerobik çürütme dünya çapında yaygın kullanılan bir stabilizasyon yöntemidir. Anaerobik çürütme kadar yaygın olmasa da aerobik çürütme, aktif çamur sistemine sahip tesislerde çamurdan nütrientlerin giderilmesi için kullanılmaktadır. Çürütme ile stabilizasyon, çamurdaki katı madde miktarını biyobozunur organik maddeleri parçalamak sureti ile azaltır. Kompostlaştırma, arıtma çamurlarının tek başına veya kentsel katı atıklarla birlikte karıştırılarak biyolojik olarak arıtıldığı sistemlerdir. Diğer stabilizasyon yöntemleri ise nispeten daha az kullanılmaktadır. Türkiye'deki atıksu arıtma tesislerinde uygulanan stabilizasyon yöntemleri şunlardır (İnsel ve diğ., 2013):

- Havalı (Aerobik) Çürütme
- Havasız (Anaerobik) Çürütme
- Kireç Stabilizasyonu
- Kompostlaştırma

2.3.1 Havalı çürütme

Havalı (Aerobik) çürütme prosesi genellikle küçük kapasiteli atıksu arıtma tesislerinde tercih edilen bir stabilizasyon prosesidir (Bernard ve Gray, 2000). Ayrıca Türkiye'de en yaygın şekilde kullanılan stabilizasyon prosesidir (İnsel ve diğ., 2013). Bu proses ile yeterli oksijenin sağlandığı özel açık veya kapalı tanklarda çamurun organik kısmının mikroorganizmalar tarafından oksitlenmesi ve ayrıştırılması sağlanır (Turovskiy ve Mathai, 2006). Havalı çürütme sonucu çamurun kütle ve hacmi azaltılıp

kararlı bir ürün elde edilir. Diğer yandan da patojenlerin giderimi sağlanır (Cheremisinoff, 2002). Uzun havalandırmalı aktif çamur prosesi ve biyolojik nütrient gideriminin yapıldığı arıtma tesislerinde çamurlarda biriken fosfor, çamurların anaerobik çürütülmesi durumunda çözünmüş ortofosfatlar olarak salınacağından, bu koşullar için tavsiye edilen proses aerobik çürütmedir (Scholz, 2006; Andreoli ve diğ., 2007). Arıtma çamurlarının stabilizasyonu için en çok kullanılan üç tür aerobik çürütme prosesi şunlardır (Andreoli ve diğ., 2007):

- Konvansiyonel Aerobik Çürütme
- Saf Oksijen ile Aerobik Çürütme
- Termofilik Aerobik Çürütme

Konvansiyonel aerobik çürütme, uzun havalandırmalı aktif çamur prosesine büyük benzerlik gösterir. Çürütme işlemi boyunca ortamdaki çözünebilir substrat (besin) mikroorganizmalar tarafından okside edilip tüketilerek azalır. Mikroorganizmalar yaşamlarını devam ettirebilmek için gerekli olan enerjiyi elde etmek üzere kendi protoplazmalarını tüketmeye başlarlar. İçsel (Endojenik) solunum olarak adlandırılan bu aşamada biyolojik olarak ayrışabilen hücre dokusu, havalı ortamda su, karbondioksit ve amonyağa oksitlenir (Adams ve diğ., 1974). Gerçekte hücre dokusunun yalnızca % 75–80'i oksitlenir; kalan % 20–25'lik kısım ise inert maddeler ve biyolojik olarak indirgenemeyen organik maddelerden meydana gelmektedir (Turovskiy ve Mathai, 2006; Andreoli ve diğ., 2007). Sistemde anaerobik koşulların hâkim olmaması için çözünmüş oksijen seviyesi azami 1-2 mg/L'de tutulmalıdır (Gray, 2005). Oksidasyon sonucu açığa çıkan amonyak, reaksiyonun ileriki aşamasında nitrata oksitlendiğinde pH düşebilir ve çürütme süreci inhibe olabilir. Bu yüzden pH'nın 6,5'ten aşağı düşmemesi sağlanmalıdır (Gray, 2005). Teorik olarak oksitlenen kg amonyak başına 7,1 kg CaCO₃ alkalitesi giderilir (Öztürk ve diğ., 2005). Sonuçta spesifik oksijen tüketim hızı (SOTH) sabit seviyede ilerlemeye başlar ve çamur inorganik ve göreceli olarak daha kararlı uçucu organik maddelere indirgenir (Cheremisinoff, 2002). Aerobik çürütmede çamur stabilizasyonu, çamurun spesifik oksijen tüketim hızının 1 mg O₂ h⁻¹ g⁻¹ ve daha az olması ile tanımlanır (Bernard ve Gray, 2000). Aktif çamur veya damlatmalı filtre çamuru, ön çökeltim çamuru ile karıştırılıp havalı olarak çürütüldüğünde, birincil çamurdaki organik maddenin direkt oksidasyonu ve hücre dokusunun içsel oksidasyonu bir arada gerçekleşir. Konvansiyonel aerobik çürütmede, 10-15 günlük bekleme süresi sonunda UAKM

miktarında %35-50'lik bir azalma sağlanır (Öztürk ve diğ., 2005). Performans doğrudan mikrobiyal faaliyete bağlı olup, bu faaliyetin hızı da büyük oranda sıcaklığa dayanır (Gray, 2005). Eğer patojen giderimi hedefleniyor ise hidrolik bekleme süresi 20°C'de 40, 15°C'de 60 günün üzerinde olmalıdır.

Çürütücüler kesikli veya sürekli reaktörler olarak işletilebilir. Aerobik çürütme tankları kapalı ve ısıtılmalı olmadığından, tamamen kapalı izole ve ısıtılmalı inşa edilmesi gereken anaerobik çürütücülere göre daha az yatırım gerektirir. Ancak sistem sürekli havalandırılması gerektiği için işletme maliyetleri yüksektir (Bernard ve Gray, 2000). Metandan elde edilebilecek enerjinin kaybedilmesi, metanın kullanılabilmesi için gereken yatırım maliyetleri hesaba katıldığında çok önemli değildir (Scholz, 2006). Havalı çürütme sistemlerinin işletilmesi sırasında; sıcaklık, bekleme süresi, oksijen gereksinimi, katı madde yükleme oranı, karıştırma ve ortam pH'ı gibi faktörler denetim altında tutulmalıdır (Cheremisinoff, 2002). Konvansiyonel aerobik çürütücülerin tasarım kriterleri Çizelge 2.4'de verilmektedir. Havalı çürütücülerin işletme verimleri çamurun katı madde oranına ve üniteye beslenen oksijen miktarına bağlıdır. Aerobik çürütme genellikle daha düşük katı madde konsantrasyonuna sahip arıtma çamurlarının stabilizasyonu için kullanılır. %3'ün üzerinde TKM içeriğine sahip arıtma çamurları konvansiyonel aerobik çürütücülerde, sistemdeki oksijen transferini olumsuz yönde etkiler; mikroorganizmaların oksijen asimilasyonunu azaltır.

Çizelge 2.4 : Konvansiyonel havalı çürütücüler için tasarım kriterleri
(Turovskiy ve Mathai, 2006).

Parametre	Değer
Bekleme Süresi	
20 °C'de	40 gün
15 °C'de	60 gün
UKM Yükleme	1,6 – 4,8 kg/m ³ *gün
Oksijen İhtiyacı,	
Biyokütle	2,0 kg O ₂ /kg UAKM
Birincil Çamurdaki BOİ	1,6 – 1,9 kg O ₂ /kg BOİ
Karıştırma için Gerekli Enerji,	
Mekanik Havalandırıcı	20 – 40 kW/10 ³ m ³
Basınçlı Hava ile Karıştırma	1,2 – 2,4 m ³ /m ³ *saat
Sudaki Çözünmüş Oksijen	1 – 2 mg/L
Uçucu Katı Madde Giderimi	% 38 – 50

Anaerobik çürütme ile kıyaslandığında konvasiyonel havalı çürütmenin üstünlükleri şunlardır (Metcalf ve Eddy, 1991; Gray, 2005):

- Daha düşük yatırım maliyetine sahiptir.
- Kokusuz, humusa benzer, biyolojik olarak kararlı bir son ürün elde edilir.
- Uçucu katı madde (UKM) giderim verimi, havasız çürütmede elde edilen değerlere çok yakındır.
- Yoğunlaştırma sonrası ayrılan üst sıvı faz iyi oksitlenmiş olduğu için BOİ, TKM ve amonyak konsantrasyonu düşüktür. Tesise geri devri yapılması sistem üzerinde fazla yük oluşturmaz.
- Nütrient açısından zengin çamurların çürütülmesi için uygundur.
- Elde edilen son ürünün gübre değeri anaerobik sistemlere kıyasla yüksektir.
- İşletilmesi daha kolay ve güvenlidir. Gaz sıkışması ve patlaması sorunu yoktur.

Havalı çürütücülerin mahzurları şu şekilde sıralanmaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991; Gray, 2005):

- Sisteme gerekli oksijeni sağlamak için harcanan enerji miktarı ve buna bağlı olarak işletme maliyetleri yüksektir.
- Metan gazı üretimi olmaz. Enerji geri kazanımı yoktur.
- Prosesin verimliliği sıcaklığa bağlıdır. Soğuk hava şartlarında verim düşer.
- Sistemin performansı çamurun katı madde konsantrasyonundan, çamurun tipinden, pH seviyesinden, havalandırma ve karıştırma yönteminden etkilenir.
- Oluşan çürümüş çamurun susuzlaştırma karakteristikleri, anaerobik sistemlere göre daha zayıf olabilir.

Konvasiyonel aerobik çürütmenin değişik bir biçimi olan “saf oksijen ile aerobik çürütme” prosesinde gereken oksijen, hava yerine saf oksijen ile karşılanır (Turovskiy ve Mathai, 2006). Büyük atıksu arıtma tesisleri için uygun ve daha az yer kaplayan bir sistemdir. Çoğu tesiste biyolojik reaktörlerde zaten saf oksijen kullanılmaktadır. Sistemde oluşan reaksiyon yüksek derecede ekzotermiktir ve soğuk iklimlerde de verim kaybı yaşanmadan uygulanabilir. Saf oksijen ile yapılan aerobik çürütme proseslerinde TKM oranı %5’e kadar sorunsuz şekilde çıkarılabilmektedir (Andreoli ve diğ., 2007).

Termofilik aerobik çürütme, hızlı oksidasyonun gerçekleştiği ve patojen gideriminin sağlandığı bir stabilizasyon prosesidir. Termofilik aerobik çürütme için gerekli olan

yüksek sıcaklık, hızla gerçekleşen aerobik çürütmeden kaynaklanan ısı korunarak sağlanır. Organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurları, tam karışımli, ısı kayıpları önlenecek şekilde iyi izole edilmiş ve biyokimyasal oksidasyon için yeterli miktarda hava sağlanan bir reaktörde aerobik olarak çürütüldüklerinde, biyolojik indirgenebilir katıların oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı, sistem sıcaklığını termofilik (35-70°C) seviyelere çıkarmak için yeterli olmaktadır (Filibeli ve Kaynak, 2006). Parçalanmış her bir kilogram uçucu katı maddeden 15000 kJ'luk ısı üretilir (Turovskiy ve Mathai, 2006).

Termofilik aerobik çürütmede çamurdaki organik maddenin %70'inin stabilizasyonu 3 günlük bekleme süresinde gerçekleşir. Yeterli ısı üretilip termofilik koşulların oluşması için en az %4 TKM içeriğine sahip çamur ile reaktöre, yaklaşık 70 kg BOİ/m³ değerine sahip organik madde yüklemesi yapılır (Andreoli ve diğ., 2007). Sistemdeki yüksek işletme sıcaklıklarına bağlı olarak organik madde indirgenmesinin yanı sıra, atığın içerdiği patojenik organizmalar da giderilerek tam bir dezenfeksiyon sağlanmaktadır. Sistemin diğer avantajları ise yüksek sıcaklıklarda reaksiyon hızlarındaki artışa bağlı olarak reaktör hacmi ve maliyetin düşük olması, çamur beslemesi için bir ön arıtma gerekmemesi, sistemin işletim kolaylığı ve enerji gereksinimlerinin (≤ 7 kWh/kg TKM) diğer aerobik arıtma sistemlere göre az olması şeklinde sıralanabilir (Filibeli ve Kaynak, 2006).

Termofilik aerobik çürütme prosesinin dezavantajları ise, oksijen gereksiniminden kaynaklanan yüksek maliyet, köpük oluşumu, koku oluşumu, çamurdaki düşük çökebilirlik özellikleri nedeniyle susuzlaştırma işleminde şartlandırıcı madde gereksinimindeki artış olarak verilmektedir.

2.3.2 Havasız çürütme

Havasız (Anaerobik) çürütme, çamur stabilizasyonu için kullanılan en eski proseslerde biri olup moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması işlemi olarak tanımlanabilir (Akyarlı ve Şahin, 2005). Atıksu arıtımı sonucu oluşan arıtma çamurlarının biyolojik stabilizasyonunda ve bazı endüstriyel atıksuların arıtımında günümüzde yaygın olarak kullanılmaktadır. Çürütme işlemi hava girişinin önleniği kapalı bir reaktörde gerçekleştirilir. Havasız çürütme, bir seri organizma grubu tarafından yürütülen bir biyolojik bozunma işlemidir. Anaerobik çamur çürütücüler düşük hızlı ve yüksek hızlı olmak üzere başlıca iki tiptir (Öztürk ve diğ., 2005). Düşük hızlı (standart) çürütücülerde ısıtma ve karıştırma uygulanmaz. Hidrolik bekleme süresi yörenin iklimine bağlı olarak 30–60 gün arasında değişir. Yüksek hızlı

çürütücülerde ise anaerobik ayrışma sürecini hızlandırmak amacıyla ısıtma ve karıştırma uygulanır. Bu tip çürütücüler genellikle seri bağlı iki reaktörden oluşur. İkinci reaktör katıların çökeltilmesini ve çamur yaşının kontrolünü sağlar.

Bu iki sistemden düşük hızlı çürütücüler kesikli olarak çalıştırılmakta olup, genellikle ısıtılarak, gereken çamur bekletme süresi 30 ila 60 güne düşürülmektedir. Bu tip çamur çürütme birimlerinde organik yükleme hızı $0,5-1,5 \text{ kg UAKM/m}^3\cdot\text{gün}$ arasında değişmektedir (Öztürk ve diğ., 2005). Karıştırmanın uygulanmadığı standart hızlı çürütme tankları düşük kapasiteli ($4000 \text{ m}^3/\text{gün}$) biyolojik arıtma tesislerinde kullanılmaktadır.

Yüksek hızlı çürütme birimleri iki kademeli olarak işletilmekte, birinci kademede tam karışım sağlanarak çamurların ısıtılması sağlanmaktadır. İkinci tank ise çökeltme ve gaz biriktirme tankı olarak görev yapmaktadır. Bu tip tanklara $2,4-6,4 \text{ kg UAKM/m}^3\cdot\text{gün}$ çamur yüklenebilmektedir. Birinci tanktaki çamur bekletme süresi 35°C 'de 10–15 gün arasında değişebilir. Sürekli akımlı tam karıştırmalı çürütücülerde çeşitli sıcaklıkları için tavsiye edilen ortalama çamur yaşı değerleri ise Çizelge 2.5'de verilmiştir. Çamur çürütme tankları genellikle dairesel olarak inşa edilmektedir. Bu tankların çapı 6 m'den 35 m'ye kadar değişebilir. Merkezdeki sıvı derinliği 6 m'den 15m'ye kadar değişebilir.

Çizelge 2.5 : Tam karışımli anaerobik çürütücülerde çeşitli sıcaklıklar için tavsiye edilen ortalama çamur yaşları (Öztürk ve diğ., 2005).

Sıcaklık, ($^\circ\text{C}$)	Çamur Yaşı (gün)	
	En Düşük	Tasarımda Tavsiye Edilen
18	11	28
24	8	20
30	6	14
35	4	10
40	4	10

Kişi başına birim reaktör hacmi ihtiyacı Çizelge 2.6'da verilmiştir. Bu değerler ısıtılmalı tanklar için geçerlidir. Isıtılmayan tanklar için kapasiteler bölgesel iklim koşullarına ve depolama ihtiyaçlarına göre arttırılmalıdır. Tablodaki değerler mutfak öğütücülerinin kullanıldığı yerlerde %60 oranında ve endüstriyel atıkların çürütücülere verilmesi durumu söz konusu ise eşdeğer nüfusa göre arttırılmalıdır.

Mezofilik sıcaklık aralığında işletilen düşük hızlı ve yüksek hızlı havasız çürütücüler için tasarım kriterleri Çizelge 2.7’de verilmiştir.

Çizelge 2.6 : Havasız çürütücülerin hacim ihtiyaçları (Öztürk ve diğ., 2005).

Çamur Tipi	Kuru Katı Madde (g/kişi*gün)	Katı Madde, (%)	m ³ /10 ³ N*Gün	Hacim İhtiyacı, (m ³ /10 ³ kişi)
Birincil Çamur	72	5	1,44	50 – 65
Birincil Çamur + Damlatmalı Filtre Humusu	108	4	2,7	95 – 122
Birincil Çamur + Aktif Çamur	114	3	3,8	133 – 171

Çizelge 2.7 : Düşük hızlı ve yüksek hızlı anaerobik çürütücüler için tasarım kriterleri (Öztürk ve diğ., 2005).

Parametre	Düşük Hızlı	Yüksek Hızlı
Çamur Yaşı (Gün)	30 – 60	15 – 20
Katı Madde Yüğü (kg UKM/m ³ *gün)	0,64 – 1,6	2,4 – 6,4
Hacim Kriterleri (m ³ /Kişi)		
Birincil Çamur	0,06 – 0,09	0,04 – 0,06
Birincil Çamur + Damlatmalı Filtre Humusu	0,11 – 0,14	0,07 – 0,09
Birincil Çamur + Aktif Çamur	0,11 – 0,17	0,07 – 0,11
Besleme Konsantrasyonu, (% KM)	2 – 4	4 – 6
Çıkış Konsantrasyonu, (% KM)	4 – 6	4 – 6

Çürütücü suyu kalitesi, çürütücünün tek veya iki kademeli oluşu, karıştırma durumu, katı maddelerin ayrılma (çökelme) oranı vb. parametrelere göre değişir. Yoğunlaştırılmış birincil çamur ve biyolojik aktif çamur karışımının çürütüldüğü bir anaerobik çürütücünün tipik çıkış suyu özellikleri Çizelge 2.8’de verilmiştir.

Çizelge 2.8 : Havasız çamur çürütücülerinde çıkış suyu özellikleri (Öztürk, 2000).

Parametre	Konsantrasyon (mg/L)
Toplam katı madde	3000-15,000
BOI ₅	1000-10,000
KOI	3000-30,000
NH ₄	400-1000
Toplam P	300-1000

Anaerobik çürütme prosesi sonucu biyogaz açığa çıkar. Biyogaz, temelde metan (CH_4) ve karbondioksit (CO_2) gazlarının karışımından oluşan ve ayrıca düşük konsantrasyonlarda azot, oksijen, hidrojen sülfür (H_2S) ve iz miktarda uçucu hidrokarbonlar içeren bir gazdır. Arıtma çamurlarının anaerobik çürütülmesi sonucu oluşan biyogazın tipik kompozisyonu Çizelge 2.9’da gösterilmiştir.

Çizelge 2.9 : Anaerobik çürümeden kaynaklanan biyogazın tipik kompozisyonu (Andreoli ve diğ., 2007).

Gaz	Biyogaz içindeki %’si, (hacim/hacim)
Metan	62 – 70
Karbondioksit	30 – 38
Hidrojen Sülfür	50 – 3.000 ppm
Azot	0,05 – 1,0
Oksijen	0,022
Hidrojen	< 0,01
Su Buharı	Doygun

Biyogaz üretim oranı parçalanana her 1 kg UKM için 0,8–1,1 m³ civarındadır. Sistemde yeterli bekleme süresinin sağlanması şartı ile yavaş parçalanana yağ ve gres miktarı yükseldikçe verilen aralıktaki tavan değere yaklaşılabılır (Andreoli ve diğ., 2007). Biyogazın yoğunluğu ve ısı değeri anaerobik çürütücü reaktörüne verilen ham arıtma çamurunun kompozisyonuna bağlı olarak değişir. Biyogazdaki metan konsantrasyonu arttıkça gazın ısı değeri artar ve gazın yoğunluğu azalır. %70 oranında metan içeren biyogazın ısı değeri yaklaşık 23.380 kJ/m³ (6,5 kW/m³) kadardır. Bir karşılaştırma olarak, metan, propan ve bütan gazlarının bir karışımı olan doğalgazın ısı değeri 37,300 kJ/m³’tür (10,4 kW/m³).

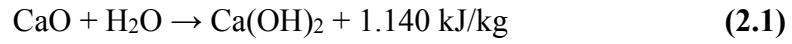
2.3.3 Kireç stabilizasyonu

Kireç, çamurun suyunu verme özelliklerini geliştirmenin yanı sıra çamur stabilizasyonu amacıyla da kullanılmaktadır. Bu yöntemde çamura, pH değerini 12 veya daha yukarı çıkaracak miktarda kireç ilave edilir. Yüksek pH değeri, mikroorganizmalar için uygun olmayan bir ortam oluşturur. Bunun sonucu olarak da çamur ayrışmaz, koku kaybolur ve sağlık riskleri oluşmaz (Akyarlı ve Şahin, 2005).

Kireç stabilizasyonu, ham veya susuzlaştırılmış birincil, ikincil ve çürütülmüş çamurlara uygulanabilir. Kireçle stabilize edilmiş çamur kekleri daha uzun süre

bekletilebilir ve tarım arazilerine uygulanabilir. Diğer proseslere göre düşük maliyet ve operasyon kolaylığı olmasına rağmen, kireç ilavesi ile gerçekleştirilen stabilizasyon çamur kütlesini arttırdığından dolayı son uzaklaştırma ve nakliye maliyetlerinde artış meydana gelir.

İşlemde sönmüş kireç $[Ca(OH)_2]$ kullanılabileceği gibi, sönmemiş kireç (CaO) de kullanılabilir. Bu durumda, açığa çıkacak ısıdan yararlanılarak kısmi bir kurutma ve etkili bir dezenfeksiyon işlemi de gerçekleştirilebilir. Kireç sönmesi ekzotermik bir reaksiyondur (Denklem 2.1). Bu işlem sonucunda 1 kg CaO veya 0,607 kg $[OH^-]$ alkalinitesi meydana getirmektedir (Öztürk ve diğ., 2005). Bazı durumlarda kül, çimento tozu, karpit kireci de kireç yerine kullanılabilir.



Çamur ve sönmemiş kirecin homojen karışımı sırasında sönmemiş kireç çamurun bünyesindeki su ile tepkimeye girmektedir. Sönmemiş kireç kendi ağırlığının %32'si kadar su alarak sönmüş kireç formuna dönüşmekte; bunun sonucunda önemli ölçüde kurutma etkisi gerçekleşmekte ve sıcaklık yükselmektedir. Su, karışım sıcaklığını 50 °C'nin üzerine çıkarır ve bu değer kurt yumurtalarını pasif hale getirmeye yetecek sıcaklıktır (Akyarlı ve Şahin, 2005). Uluslararası bilimsel araştırmalar kireç ile stabilizasyon sürecinin, birçok bakteri, virüs ve hatta dirençli parazitleri (askarit yumurtaları gibi) ihmal edilebilir seviyelerin altına düşürdüğünü kanıtlamıştır (Akyarlı ve Şahin, 2005). Uygun karıştırma bu stabilizasyon metodu için çok kritiktir. Sulu çamurda istenen pH seviyesine ulaşabilmek için daha fazla kireç ilavesine ihtiyaç duyulur. Buna ilave olarak, uygun patojen giderimine ulaşmak için susuzlaştırmadan önce yeterli bekletme süresi sağlanmalıdır. Önerilen tasarım kriteri, pH 12'nin üzerinde yaklaşık 2 saat kalma süresidir. Kireç dozajı çamur tipi ve katı madde konsantrasyonuna göre değişim gösterir (Akyarlı ve Şahin, 2005). Kireç stabilizasyonu, mikrobiyal büyüme için gereken organik maddeyi parçalamadığından çamur pH'ında önemli bir düşme olmadan çamur uzaklaştırılmalı veya daha fazla kireç ilave edilmelidir. İlave doz miktarı pH'ı 12'ye getiren miktarın yaklaşık 1,5 katı kadardır. Arıtma çamurlarının kireç ile stabilizasyonu susuzlaştırmadan önce ve sonra uygulanabilir. Ancak kireç ilavesi, çamur hacmini büyütür ve depolama alanlarında bertaraf maliyetini yükseltir. Bu da kirecin susuzlaştırmadan önce kullanılmasını sadece küçük ölçekli arıtma tesisleri için uygun kılmaktadır (Öztürk ve diğ., 2005).

Kireç ile stabilizasyonun avantajları:

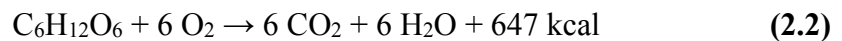
- Kullanıma açık ve satılabilir ürün oluşumu sağlanır .
- Stabilize edilmiş çamurda yeniden patojen oluşma riski yoktur.
- Koku giderilir, sinek oluşumunu azaltır.
- Düşük yatırım maliyeti, küçük alan gereksinimi vardır.
- Güvenilir operasyon için basit teknoloji ve az beceri yeterlidir.
- Ünitelerin inşası kolaydır.
- Katı madde içeriği artar, yapıyı geliştirir, işleme ve yayma özelliklerini geliştirir.
- Kalsiyum hidroksit ve organik madde toprak yapısını geliştirir, bitki büyüme potansiyeli artar.

Kireç ile stabilizasyonun dezavantajları:

- Elde edilen ürün her toprak için kullanıma uygun olmayabilir.
- Diğer stabilizasyon yöntemlerine kıyasla, (örneğin çürütme) taşınması gereken çamur hacmi % 15 ile % 50 arasında artar. Bu da daha fazla taşıma maliyetine neden olur.
- Koku oluşum riski hem proses sırasında hem de arazide uygulanması sırasında vardır.
- Toz oluşum potansiyeli vardır.
- Eğer son ürün kullanılmadan önce saklanırsa ve pH değeri 9,5'in altına düşerse tekrar patojen oluşma riski söz konusudur.

2.3.4 Kompostlaştırma

Kompostlaştırma, hacim azaltmak, stabilizasyon ve patojen giderme amacıyla yaygın olarak uygulanan, katı atıkların organik muhtevasının ayrıştığı ve kararlı hale getirildiği aerobik biyotermal bir prosestir. Biyolojik olarak parçalanabilen katı atıklar, alt tarafı ızgaralı bir zemin üzerine yığınlar halinde yerleştirilip, alt taraftan havalandırılarak biyolojik parçalanmaya tabi tutulurlar. Denklem 2.2'de bu süreç özetlenmiştir (Turovskiy and Mathai, 2006).



Kompostlaştırma işlemi ile sıcaklık, nem, oksijen ve nütrientlerin kontrol altında tutulduğu şartlarda, organik atıkların havalı termofilik çürüme ile olabildiğince stabil çamur benzeri bir humusa dönüştürülmesi sağlanır. Sonuç olarak ortaya çıkan humusta

%25'e varan oranda ölü veya canlı organizma mevcut olabilir. Kompostlaştırmada pratik olarak kontrol edilmesi gereken en önemli parametreler karbon/azot oranı, sıcaklık ve havalandırmadır. Kompostlaştırma prosesi için optimum C/N oranı 20-40 civarında olmalıdır. Ayrıca nem oranı %60'ı geçmemeli, sıcaklık 60 °C civarında tutulmalıdır (Andreoli ve diğ., 2007). Bir diğer önemli parametre olan pH'nın kontrol edilmesi genellikle gerekmez (Vesilind ve diğ., 1986). Kompostlaştırma üç temel evrede gerçekleşir:

- İlk Mezofilik Evre: Mezofilik organizmalar, tedrici sıcaklık artışı ile hızla büyürler.
- Termofilik Evre: Sıcaklığın artmaya devam ettikçe mezofilik organizmaların toplam mikroorganizma popülasyonu içerisindeki oranı azalır. Buna mukabil termofilik bakteri ve fungusların sayısı artar. Bu organizmaların yüksek çoğalma hızı ve aktiviteleri sıcaklığın daha da artmasını sağlar ve böylece patojenler yok edilir.
- Son Mezofilik Evre: Organik madde tükendikçe sıcaklık düşmeye başlar ve termofilik organizma popülasyonu azalır. Bu durum mezofilik organizmaların tekrar toparlanmalarını sağlar. Fakat azalan organik madde yüzünden ilk evreye göre çok daha az aktiftirler.

Kompostlaştırma süresi ortalama olarak 5-7 hafta arasında değişebilir (Öztürk ve diğ., 2005). Kompostlaştırma prosesinin amacı, atığın çevreye zarar vermeden biyolojik olarak parçalanabilmesidir. Son ürün stabil, toprağa benzer ve humusça zengin hijyenik bir maddedir. Kompostlaştırma, atığın biyolojik olarak parçalanabilen kısmının geri kazanılması ve yeniden değerlendirilmesi olarak görülebilir. Kompostlaştırma ham maddedeki bir çok besleyici maddeyi stabil organik bileşikler şeklinde saklar. Elde edilen kompost ürünü tarım alanlarında kullanılabilir. Kompost toprağa uygulandığında bitkiler için gerekli besin maddeleri yavaş yavaş serbest bırakılır. Bu durum besin maddelerinin bitkiler tarafından alınmasını sağlar.

Isının ortaya çıkması direkt olarak mikrobiyal aktiviteyle alakalı olmasına rağmen, sıcaklık proses için iyi bir göstergedir. Kompostlaştırmının ilk günlerinde organik atıkların kolayca parçalanabilen bileşikler metabolize olur. Sıcaklık bazı durumlarda 60 °C'yi aşabilir. Bu yüksek sıcaklık patojenleri ve zararlı tohumları öldürür. Ancak bu arada birçok mikroorganizma da ölmeye başlar veya daha dirençli hale gelir. Bu sıcaklık aralığı birkaç hafta devam eder. Aktif kompostlaştırma yavaşladığında, sıcaklık yavaş yavaş 37 °C civarına ve sonunda çevre havası sıcaklığına düşer (Öztürk

ve diğ., 2005). Zaman içindeki bu sıcaklık değişimi kompostlaştırma prosesindeki ayrışmanın hızını ve tipini yansıtır.

Hem ham, hem de çürütülmüş çamurlar kompostlaştırılabilir. Fakat kompostlaştırma öncesinde çamur mutlaka susuzlaştırılmalıdır. Odun parçaları, talaş, yaprak, saman vb. materyaller çamur yığınının katılarak yığının nemi azaltılır ve porozitesi artırılır. Böylece daha dengeli havalandırma sağlanır ve karbon/azot oranı dengelenir (Vesilind ve diğ., 1986). Mekanik havalandırma uygulanması ile kompostlaşma süresi 2 haftaya kadar indirilebilir. Çizelge 2.10'da kompostlaştırma prosesi için tavsiye edilen koşullar listelenmiştir. Havalı kompostlaştırmada uygulanan üç temel yöntem mevcut olup, bu yöntemlerin karşılaştırılması Çizelge 2.11'de verilmiştir.

Çizelge 2.10 : Hızlı kompostlaştırma için tavsiye edilen koşullar (Öztürk, 2000).

Koşul	Kabul Edilen Aralık	Önerilen Aralık
C/N Oranı	20:1–40:1	25:1–30:1
Nem İçeriği	%40–60	%50–60
Oksijen Konsantrasyonu	>%5	%5–15
Partikül Çapı (mm)	3–50	çeşitli
pH	5,5–9,0	6,5–8,0
Sıcaklık (°C)	40–60	50–60

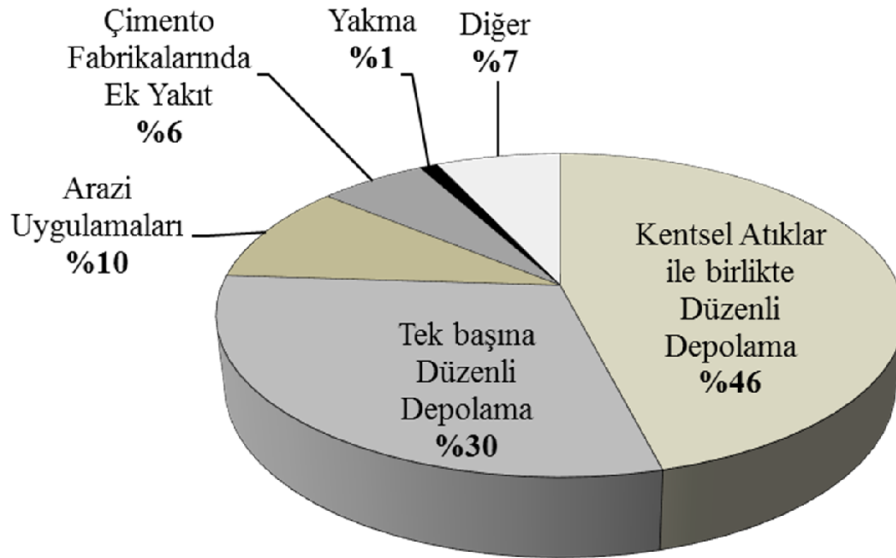
Çizelge 2.11 : Kompostlaştırma yöntemlerinin karşılaştırılması (Andreoli ve diğ., 2007)

<i>Kompostlaştırma Yöntemi</i>	<i>Avantajları</i>	<i>Dezavantajları</i>
Aktarmalı Yığın	Düşük yatırım maliyeti Düşük işletme ve bakım maliyeti	Büyük alan gereksinimi Olası koku problemleri Gerekli sıcaklığa erişilmesinin zorluğu Karıştırılması zordur
Havalandırılmalı Statik Yığın	Daha iyi koku kontrolü Gerekli sıcaklığın sağlanması için daha iyi şartlara sahiptir Daha kısa reaksiyon zamanı	Havalandırma sistemi için gereken yatırım Orta seviyede işletme ve bakım maliyeti
Reaktörde Kompostlaştırma	Küçük alan gereksinimi Yüksek düzeyde proses kontrolü Sıcaklık ve kokunun kolay kontrolü	Yüksek işletme ve bakım maliyeti Sadece büyük ölçekli uygulamalarda ekonomiktir.

2.4 Türkiye’de Arıtma Çamurları ve Mevcut Durum

Türkiye’de biyolojik veya ileri arıtma yapan 300 civarında atıksu arıtma tesisi bulunmaktadır (TÜİK, 2014). Avrupa Birliği uyum sürecinde, ülkemizdeki mevcut kurulu atıksu arıtma tesisi kurulu kapasite ve sayısının daha da artırılması öngörülmekte ve tesis sayısının 600’ü aşması beklenmektedir (Çokgör ve diğ., 2012). Bu yüzden şuan bile büyük bir sorun teşkil eden atıksu arıtma çamurlarının yönetimi, yakın gelecekte daha da önem kazanacaktır.

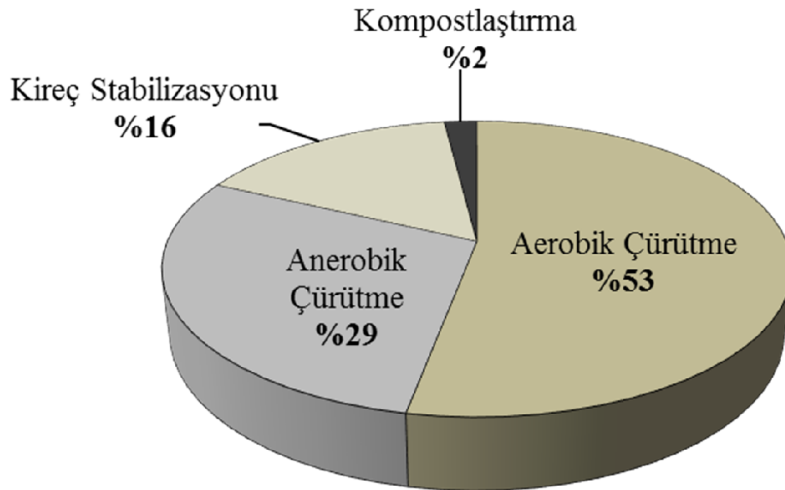
Türkiye’de kişi başına üretilen arıtma çamuru miktarı günlük ortalama 30-40 g toplam katı madde (TKM) aralığında olup, üretilen toplam çamur miktarı 1000 ton TKM/gün civarındadır (Çokgör ve diğ., 2012). Oluşan çamur miktarının %46’sı kentsel katı atıklar ile birlikte düzenli depolama alanlarına, %30’u ise sadece atık çamurlara hizmet veren özel depolama alanlarına gönderilmektedir (İnsel ve diğ., 2013) (Şekil 2.3). Şekil 2.4’de Türkiye’de stabilize edilen çamur miktarının uygulanan stabilizasyon tipine göre dağılımı gösterilmektedir. Bu verilere göre en yaygın stabilizasyon yöntemi aerobik çürütmedir (%53). Bunu ikinci sırada %29’luk pay ile anaerobik çürütme takip etmekte olup, kireç stabilizasyonu ve kompostlaştırma ise sırası ile %16 ve %2’lik paya sahiptir. Ancak üretilen toplam çamur miktarının sadece dörtte biri kadarına bu stabilizasyon işlemlerinden biri uygulanmaktadır (İnsel ve diğ., 2013).



Şekil 2.3 : Türkiye’de arıtma çamurlarına uygulanan nihai bertaraf işlemlerinin yüzdelik dağılımı (İnsel ve diğ., 2013).

Akça ve Knudsen (2005)’e göre Avrupa Birliği (AB) direktiflerine uyum sağlanması için yapılacak yatırımlar sonrası üretilecek yıllık çamur miktarı asgari 5,32 milyon m³ (%25 katı madde içeriğine sahip) olacaktır. Akça ve Knudsen (2005)’de yapılan

tahminler ile Çokgör ve diğ. (2012)’de verilen değerler karşılaştırıldığında, AB mevzuatına uyum süreci tamamlandığında oluşan çamur miktarının 3-4 katına ulaşması beklenmektedir. 2010 yılında yayımlanan ‘‘Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik’’, düzenli depolama alanlarına gönderilen biyobozunur atık miktarının düşürülmesini öngörmektedir ( mamoğlu ve diğ., 2012). Bu sebeple önümüzdeki yıllarda bir yandan üretilen çamur miktarı hızla artarken diğ r yandan şuan için en yaygın olarak başvurulan düzenli depolama ile çamur bertarafına alternatifler yaratılmalıdır. Sanayileşmiş ülkelerde teşvik edilen arazi uygulamaları ile çamur uzaklaştırılması ise toplam üretilen çamurun sadece %10’unu (şekil 2.3) uzaklaştırmak için kullanılmaktadır (Akça ve Knudsen, 2005;  mamoğlu ve diğ., 2012; önsel ve diğ., 2013). Bu miktarın önümüzdeki yıllarda mutlaka arttırılması, oluşacak yüksek miktardaki çamurun uygun maliyette arıtımının sağlanması açısından gereklidir. Akça ve Knudsen (2005)’e göre bu sayede kısa sürede AB normlarına uyum sağlamak mümkün gözükmektedir. Ayrıca oluşan çamur miktarının azaltılması için, aerobik ve anaerobik  r tme ile çamur stabilizasyonu yaygınlaştırılarak TKM giderimi arttırılmalıdır. Türkiye’deki mevcut kurulu aerobik veya anaerobik  r t c  ünitelerinde çamur stabilizasyonunun yapılması durumunda kişi başına oluşan kuru madde miktarlarının yarı yarıya azaldığı belirlenmiştir ( okg r ve diğ., 2012).



şekil 2.4 : Türkiye’de arıtma  amurlarının uygulanan stabilizasyon prosesinin tipine göre dağılımı ( nsel ve diğ., 2013).

Türkiye’deki  evre mevzuatına göre arıtma çamurları, eluatlarının kimyasal karakterizasyonlarına göre inert, tehlikeli olmayan ve tehlikeli olmak üzere 3 atık sınıfından birine dâhil olmaktadır (TAKY, 2005). Ülkemizdeki atıksu arıtma tesislerinin büyük kısmı (%71) sadece evsel nitelikli atıksu arıtmasına rağmen ( nsel

ve diğ., 2013), birçok arıtma çamuru TOK ve/veya ÇOK (eluatta) değerlerine göre tehlikeli olarak değerlendirmekte ve bu durum çamurların depolama alanına kabulünü veya araziye uygulanmalarını imkânsızlaştırmaktadır (Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2007). Bununla birlikte konvansiyonel çamur stabilizasyon teknolojileri, çamurların TOK/ÇOK seviyelerini kabul edilebilir limitlere düşürmekte yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle, arıtma çamurların organik karbon seviyeleri şu anda Türkiye’de çamur yönetiminde en kritik parametre olarak değerlendirilmektedir.

3. LİTERATÜRDEKİ HAVALI ÇÜRÜTME ÇALIŞMALARI

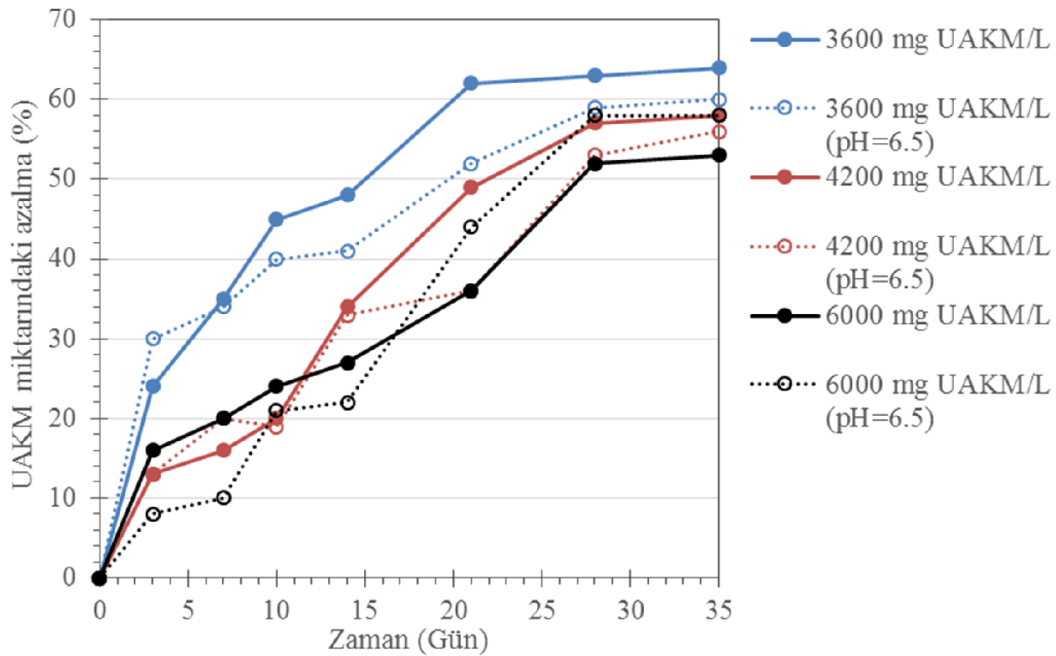
1950’lilerden beri kentsel atıksu arıtma çamurlarının havalı çürütülmesi ile ilgili çalışmalar yürütülmektedir. Bu çalışmaların sonuçları havalı çürütmede, havasız çürütme kadar yüksek derecede stabilizasyon (UAKM Giderimi=40-50%) sağlanabildiğini göstermektedir (Shammas ve Wang, 2007). Havalı çürütme performansı genellikle UAKM miktarındaki giderime bakılarak hesaplanır (Adams ve diğ., 1974). Ancak OTH ölçülerek tahmin edilen biyokütle aktivitesindeki azalmanın daha iyi bir performans göstergesi olduğu da belirlenmiştir (Avcıoğlu ve diğ., 1998; Okutman-Tas, 2010).

Bernard ve Gray (2000) evsel atıksuyun arıtılması sonucu oluşan atık aktif çamurları ilk konsantrasyonu 3600, 4200 ve 6000 mg AKM/L olan kesikli reaktörlerde 35 gün boyunca $18\pm 2^{\circ}\text{C}$ ’de havalı çürütmüştür. Her farklı çamur konsantrasyonu için iki farklı reaktör kurulmuş ve bu reaktörlerden birinin pH’ı çürütme boyunca 6.5’a sabitlenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre 35 günlük havalı çürütmeden sonra reaktörlerdeki AKM miktarı %42-53, UAKM miktarı %53-64 ve spesifik oksijen tüketim hızı (SOTH) %66-93 oranında azalmıştır. Çamurun çökeltilebilirliği ve UAKM’deki azalma parametrelerine göre evsel atıksu çamuru için en uygun çürütme süresi 17 gün olarak belirlenmiştir. Reaktörlerin başlangıçtaki pH’ı 8 civarında iken, pH seviyeleri 6,5’a sabitlenmeyen reaktörlerde nitrifikasyon sonucu pH 5-6 seviyelerine kadar düşmüştür. Ancak pH kontrolünün giderim verimine önemli bir etkisi belirlenmemiştir. Ancak yapılan ölçümlere göre daha yüksek konsantrasyona sahip reaktörlerde giderim verimi daha düşük seviyelerde gerçekleşmiştir (Şekil 3.1).

Anderson ve diğ. (1996) ön-çökeltim tankından elde edilen birincil çamur ile atık aktif çamurun değişik oranlardaki karışımlarını (hacimce 20:80 ve 40:60) 10, 15 ve 20 gün boyunca $19\pm 2^{\circ}\text{C}$ ’de yarı-kesikli doldur-boşalt akımlı reaktörlerde havalı çürütmeye tabi tutmuştur. Çalışmada UAKM giderim veriminin birincil çamur oranı daha fazla olan reaktörlerde arttığı gözlemlenmiştir. Yazarlara göre bunun sebebi birincil çamurun aktif çamurdaki biyokütle tarafından bir ek besin kaynağı olarak kullanılması

ve böylece, mikroorganizmaların daha yüksek aktivitede kalmaları ve katı madde gideriminin artmasını sağlamalarıdır.

Al-Ghusain ve diğ. (2002)'nin yaptığı çalışmada, birincil çöktürme tankı olmayan 190000 m³/gün kapasiteye sahip evsel atıksu kabul eden bir tesisten alınan atık aktif çamur sürekli-akışlı bir reaktörde havalı çürütmeye tabi tutulmuştur. Havalı çürütücünün (2. faz, kontrol) içindeki çamur her gün 1/10 oranında azaltılmış ve günlük olarak atık aktif çamur ile beslenmiştir. Reaktördeki başlangıç pH, AKM ve UAKM değerleri sırası ile 7,0, 9988 mg/L ve 6767 mg/L, başlangıçtaki UAKM/AKM oranı 0,68'dir. 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.



Şekil 3.1 : 35 günlük havalı çürütme boyunca değişik başlangıç konsantrasyonlarına sahip pH'ı kontrol edilen ve edilmeyen çamurlarda ölçülen UAKM giderim verimleri (Bernard ve Gray, 2000).

Bhargava ve Datar (1988) başlangıç konsantrasyonu 500-60000 mg UAKM/L olan pek çok reaktörlerde 5-60°C arasındaki sıcaklıklarda aktif çamurlara havalı çürütme uygulamıştır (Çizelge 3.1). Çalışma sonuçlarına göre, UAKM/AKM oranı başlangıçtaki katı madde konsantrasyonundan bağımsız olarak tüm reaktörlerde 0,80 civarındadır ve UAKM parçalanması için hesaplanan kinetik hız sabitleri, k , 0,045 gün⁻¹ ila 0,31 gün⁻¹ arasındadır. %35-40 UAKM giderim verimine, başlangıçta 500 mg UAKM/L içeren reaktörde 6,5 günde ve başlangıçta 60000 mg UAKM/L içeren reaktörde ise 22 günde ulaşılmıştır.

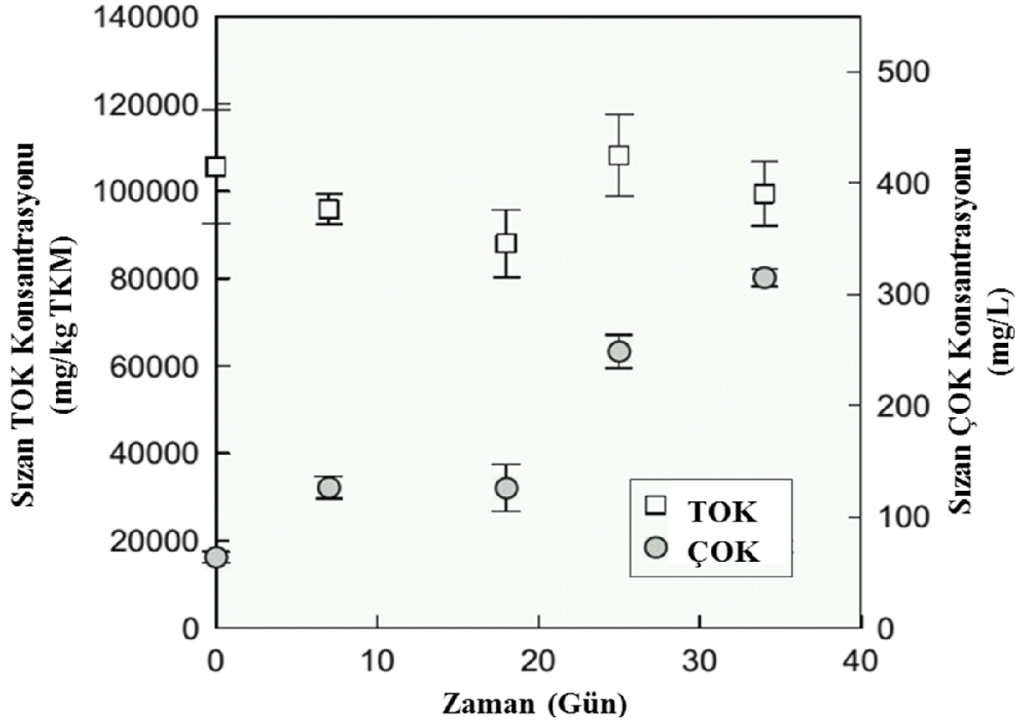
Randall ve diğ. (1974) sürekli-akışlı havalı çürütücülerde UAKM giderim veriminin pH 6,5’da en yüksek olarak gerçekleştiğini rapor etmiştir. İkinci en yüksek giderim verimi pH 8,0’de elde edilmiştir. Bernard ve Gray (2000) pH 6,5’e sabitlediği kesikli reaktörlerde pH kontrolünün yapılamadığı reaktörlere kıyasla stabilizasyon veriminin etkilendiğine dair kesin bir kanıt bulamamışlardır. Bhargava ve Datar (1988) başlangıç pH değerleri 4,5-14 arasında değişen pek çok kesikli reaktörlerde aktif çamurları havalı çürütmeye tabi tutmuş ve en kısa sürede stabilizasyon sağlayan optimum başlangıç pH değerinin 7,8-8 civarında olduğunu gözlemlemiştir.

Arnaiz ve diğ. (2006), birincil çamur, ikincil çamur ve bu iki çamurun karışımını havasız çürütücülerde 35°C’de 81 gün boyunca stabilize etmiştir. Birincil çamur, ikincil çamurlara göre daha fazla biyobozunur organik madde ihtiva ettiği için birincil çamurun çürütülmesi sırasında ikincil çamura kıyasla çok daha yüksek UAKM giderim verimlerine erişilmiştir (%87 karşısında %43). Bu iki çamur tip çamurun karışımının çürütülmesi sonucunda UAKM giderim verimi %61’dir. Hesaplanan kinetik katsayılara göre ise ikincil çamurdaki biyokütle birincil çamura kıyasla daha hızlı yokedilmiştir.

Okutman-Tas (2010)’da 60000 m³/gün kapasiteli bir tesisten alınan atık aktif çamur 20±0,5°C’de 35 gün boyunca havalı çürütülmüştür. Reaktördeki başlangıçtaki AKM konsantrasyonu 12850 mg/L ve UAKM konsantrasyonu 7550 mg/L’dir. Reaktörün çürütme boyunca pH’ı 6,8’de tutulmuştur. AKM ve UAKM gideriminin çoğu ilk 18 günde gerçekleşmiştir; AKM konsantrasyonu %26 ve UAKM konsantrasyonu %31 azalmıştır. Başlangıçtaki UKAM/AKM oranı 0,59 iken 18. günde pek fazla değişmeyerek 0,54’e düşmüştür. Reaktördeki TOK giderim oranı UAKM giderimine paralel olarak artmış ve 22. günde %38’e, 35. günde %42’ye çıkmıştır. ÇOK ise ilk gündeki 12 mg/L seviyesinden 32 mg/L’ye yükselmiştir. Okutman-Tas (2010) TOK konsantrasyonundaki düşüşün atık aktif çamurdaki mikroorganizmaların faaliyeti sonucu organik maddelerin parçalanmasına bağlarken, ÇOK konsantrasyonundaki yükselmeyi ise organik maddelerin yok edilmesi sonucu açığa çıkan biyobozunur olmayan yan ürünlerin reaktörde birikmesi ile açıklamıştır. Başlangıçtaki 28,5 mg/L.sa olarak ölçülen en yüksek OTH değeri, 18. Günde 10 mg/L.sa’e düşmüştür.

Okutman-Tas (2010) ayrıca stabilizasyon boyunca çamur keki örnekleri alarak çamurun suya (eluat) TOK ve ÇOK sızdırma seviyesini ölçmüştür (Şekil 3.2). 35 günlük stabilizasyon sonunda sızdırılan ÇOK konsantrasyonunun 5 kat arttığı

gözlemlenmiştir. Eluata sızan TOK miktarı ise 18. gün ve öncesinde yapılan ölçümlere göre düşmüş ardından kayda değer bir yükselme göstermiş ve son olarak 34. günde yapılan ölçümlere göre ilk güne kıyasla ancak %6'lık bir düşüş olmuştur.



Şekil 3.2 : Havalı çürütme boyunca çamurun eluata TOK ve ÇOK sızdırma miktarı (Okutman-Tas, 2010).

Pehlivanoglu-Mantas ve diğ. (2007) endüstriyel ve evsel atıksu kabul eden bir arıtma tesisinden alınan birincil ve ikincil çamur örneklerini (~24000 mg UAKM/L) 20 gün süre ile havalı çürütülmüştür. Birincil ve ikincil çamur karışımındaki UAKM giderimi 40% olarak ölçülmüştür ve tek başına ikincil çamurdakine göre aynı süre içerisinde %6 daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. UAKM/AKM oranı 0,52'den 0,44'e azalmıştır. 20 gün sonunda TOK giderim verimi %76'ya artmış olup, OTH'da %85 azalma elde edilmiştir.

Çizelge 3.1 : Bhargava ve Datar (1988) tarafından analiz edilen havalı çürütülere ait parametreler.

Havalı Çürütme Süresi (Gün)	Başlangıç pH Değeri	Sıcaklık (°C)	AKM (mg/L)		UAKM (mg/L)		UAKM/AKM		Giderim Verimi (%)	
			İlk Gün	Son Gün	İlk Gün	Son Gün	İlk Gün	Son Gün	AKM	UAKM
22	7,3	5	12700	10400	10950	8700	0,86	0,84	18	21
12	7,5	10	11900	9200	10700	8000	0,90	0,87	23	25
12	7,7	20	12000	8000	10700	6650	0,89	0,83	33	38
13	8,5	22	1250	950	700	400	0,56	0,42	24	43
11	8,0	23	9800	7100	9380	6400	0,96	0,90	28	32
16	7,6	25	24250	15150	20500	11430	0,85	0,75	38	44
15	7,6	27	17150	13120	15470	10850	0,90	0,83	23	30
16	7,8	27	13600	9650	11250	7730	0,83	0,80	29	31
18	7,3	27	4750	3440	3680	2500	0,77	0,73	28	32
8	- -	30	12700	7400	11000	5950	0,87	0,80	42	46
12	4,5	30	12100	7700	10200	6200	0,84	0,81	36	39
12	6,0	30	12100	6750	10200	5000	0,84	0,74	44	51
13	7,7	30	11950	7800	10450	6250	0,87	0,80	35	40
15	9,0	30	13200	7550	9650	4300	0,73	0,57	43	55
15	10,4	30	12200	6800	9300	4150	0,76	0,61	44	55
22	7,7	30	38500	23800	32400	18200	0,84	0,76	38	44
28	7,4	30	56400	37050	45800	27950	0,81	0,75	34	39
28	7,4	30	74700	50800	60300	39100	0,81	0,77	32	35
15	7,4	35	14350	8600	12600	6850	0,88	0,80	40	46
11	8,0	40	13500	9300	11650	7550	0,86	0,81	31	35
13	7,4	45	14400	9100	12600	7470	0,88	0,82	37	41
15	7,4	50	14350	10170	12600	8200	0,88	0,81	29	35
15	7,7	60	15500	10350	13600	8400	0,88	0,81	33	38

4. MATERYAL VE METOTLAR

4.1 Çalışmada Kullanılan Atıksu ve Aşı Çamuru

Bu çalışmada kullanılan laboratuvar ölçekli iki reaktör, günlük ortalama 60.000 m³ atıksu arıtma kapasitesine sahip olan ve sadece evsel nitelikli atıksu kabul eden İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) tarafından işletilen bir ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinin havalandırma havuzundan alınan çamur ile aşılanmıştır. Atıksu arıtma tesisi çamur yaşı 17 gün olacak şekilde işletilmektedir.

Havalandırma havuzundan alınan çamurla aşılanan reaktörler aklimasyon süreci boyunca aynı atıksu arıtma tesisindeki biyolojik arıtma ünitesinin girişinden (kaba ve ince ızgara ile kum tutucudan geçmiş) alınan ham atıksu ile günlük olarak beslenmiştir. Reaktör beslemesi için kullanılan atıksu +4 °C’de buzdolabında muhafaza edilmiş ve 7 ila 10 günde bir atıksu arıtma tesisinden yeni atıksu temin edilerek reaktörlerin taze atıksu ile beslenmesi sağlanmıştır. İki reaktörde çamur yaşı 8 gün olarak işletilmiştir. İlk reaktör ham atıksu ile beslenmiş ve “8G” olarak isimlendirilmiştir. İkinci reaktör ise 2 saat çökeltilmiş atıksu ile beslenmiş ve “8G/öç” olarak isimlendirilmiştir. Reaktörlere beslenen atıksuların ön çökeltme olmadan ham hallerindeki ve 2 saatlik ön-çökeltme sonrasındaki özellikleri ve hangi günlerde beslemede kullanıldığı Çizelge 4.1’de gösterilmektedir.

4.2 Metotlar

Çalışmada öncelikle 46 gün boyunca aklimasyon süreci yürütülmüş, daha sonra elde edilen çamur 61 gün havalı çürütme ile stabilizasyona tabi tutulmuştur. Herbir aşama ile ilgili detaylı bilgi aşağıda verilmiştir.

4.2.1 Aklimasyon

Tesisten temin edilen aktif çamur laboratuvara getirildikten sonra öncelikle bulunduğu kap içerisinde çökmeye bırakılarak yoğunlaştırılmıştır. Yoğunlaşan çamurun askıda katı madde (AKM) miktarı ölçülmüş ve sonra bu çamur kullanılarak iki reaktör aşılanmıştır. Reaktörlerdeki çamurun katı madde konsantrasyonu yaklaşık 4000 mg AKM/L olacak şekilde ayarlanarak farklı koşullarda işletilecek reaktörlerin aynı

başlangıç koşullarında olması sağlanmıştır. Toplam hacmi 6 L olan reaktörler doldur-boşalt prensibine göre işletilmiştir (Şekil 4.1). Aşılardan sonra reaktörler arıtma tesisinin çamur yaşına yakın olan 15 günde tutularak işletilmeye başlanmış ve 20 gün boyunca kademeli olarak hedeflenen çamur yaşı olan 8 güne kadar indirilmiştir. İki reaktörlerden birine aklimasyon süreci boyunca atıksu tesisten getirildiği ham hali ile beslenmiştir (ön-çökeltmesiz reaktör, 8G). Diğer reaktör ise 2 saat ön-çökeltmiş atıksu ile beslenerek, ön-çökeltme ünitesi olan bir aktif çamur sistemi simüle edilmeye çalışılmıştır.



Şekil 4.1 : Laboratuvarıda kesikli reaktör prensibine göre işletilen biyolojik reaktörün fotoğrafı.

Kesikli reaktörler doldur-boşalt prensibine göre işletilmiştir (Şekil 4.2). Reaktörler, içerisindeki çözünmüş oksijen seviyesi en az 2 mg/L olacak şekilde, reaktör tabanından havalandırma ekipmanına bağlı hava taşlarıyla havalandırılmıştır. Reaktörlerin sürekli tam karışımı da, bu havalandırma sistemi ile sağlanmıştır.

Reaktörler atıksu arıtma tesisinden temin edilen atıksu ile günlük olarak beslenmiştir. Çalışma süresince reaktörler sıcaklığı 20 ± 1 °C'ye sabitlenmiş bir odada ortam sıcaklığında işletilmiştir. Ayrıca çalışma boyunca nitrifikasyon sonucu düşen pH'ın havalı çürütmeyi inhibe etmemesi için pH kontrolü yapılmıştır. Bu amaçla reaktör içindeki sıvı fazın pH'ının 6,5'ten aşağı düşmesi durumunda sodyum karbonat (NaHCO_3) çözeltisi eklenmiştir. Çamur yaşı, beslenmeden önce havalandırma sistemi kapatılıp tam karışıma getirilen 6 L'lik reaktörlerden gerekli miktarda hacmin günlük olarak atılması (örneğin, ÇY= 8 gün için günde 750 mL) ile sağlanmıştır. Çamur atılmasını takiben sistem 2 saat boyunca çökmeye bırakılmıştır. Daha sonra reaktörlerden 3 L üst sıvı faz sifonlanarak alınmış ve aynı miktarda atıksu ile beslenme yapılarak tekrar havalandırmaya başlanmıştır. Haftasonları ise reaktörlere 6 L atıksu ile beslenmiş, hafta başında çökeltme işleminden sonra 6 L üst sıvı faz alındıktan sonra 3 L atıksu ile beslenmeye devam edilmiştir. Böylece kesikli reaktörlerde havalı çürütme aşamasına kadar aktif çamur ve son çöktürme işlemleri, çamur yaşı 8 gün ve hidrolik bekletme süresi yaklaşık 2 gün olacak şekilde laboratuvar ölçeğinde simüle edilmiştir. Aşılana iki reaktörde üretilen aktif çamur aklımasyon sürecinden sonra havalı çürütmeye tabi tutulmuştur.

4.2.2 Havalı çürütme ile stabilizasyon

Bu çalışmanın son aşamasında havalı çürütmeye tabi tutulan atık aktif çamurlar, kesikli reaktör prensibine göre işletilen iki reaktörde laboratuvar koşullarında üretilmiştir. Çamur yaşı 8 gün olarak işletilen iki reaktörde kararlı hale ulaştıktan sonra günlük atıksu beslemesi kesilmiştir. Atıksu beslemesi kesilen reaktörler çökelmeye bırakılmış ve üst faz sifonlanıp toplam çamur hacmi 3 L'ye indirilmiştir. Atıksu beslemesi kesilen reaktörlerdeki yoğunlaştırılmış çamurlar 61 gün aynı reaktörlerin içinde ortam sıcaklığında ($20 \pm 1^\circ\text{C}$) çürütmeye tabi tutulmuştur. Çürütme boyunca reaktörler sürekli olarak havalandırılmıştır. Reaktörler içerisindeki çözünmüş oksijen seviyesi en az 2 mg/L olacak şekilde muhafaza edilmiştir. Buharlaşmaya bağlı kayıplar distile su ile tamamlanmıştır. Yapılan deneysel çalışmanın tüm bu sıralanan adımları Şekil 4.3'de verilen akış şemasında özetlenmiştir.

4.2.3 Analitik yöntemler

Reaktörde alınan çamur numunelerinde pH, Askıda Katı Madde (AKM) ve Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM), Toplam Kjeldahl Azotu (TKN), ve Amonyak ($\text{NH}_4\text{-N}$) parametreleri APHA (2005)'da yer alan standart metotlara göre tayin edilmiştir.

Toplam Organik Karbon (TOK) ve Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) ölçümleri yüksek sıcaklıkta yanma sağlayan Shimadzu TOC-5000A enstrümanı ile Türk Standartları (TS 8195), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) ölçümleri TS 2789 ISO 6060 (2000) uyarınca gerçekleştirilmiştir. Çözünmüş KOİ ölçümleri için kullanılan numuneler 0,45 µm membran filtrelerden geçirilmiştir.

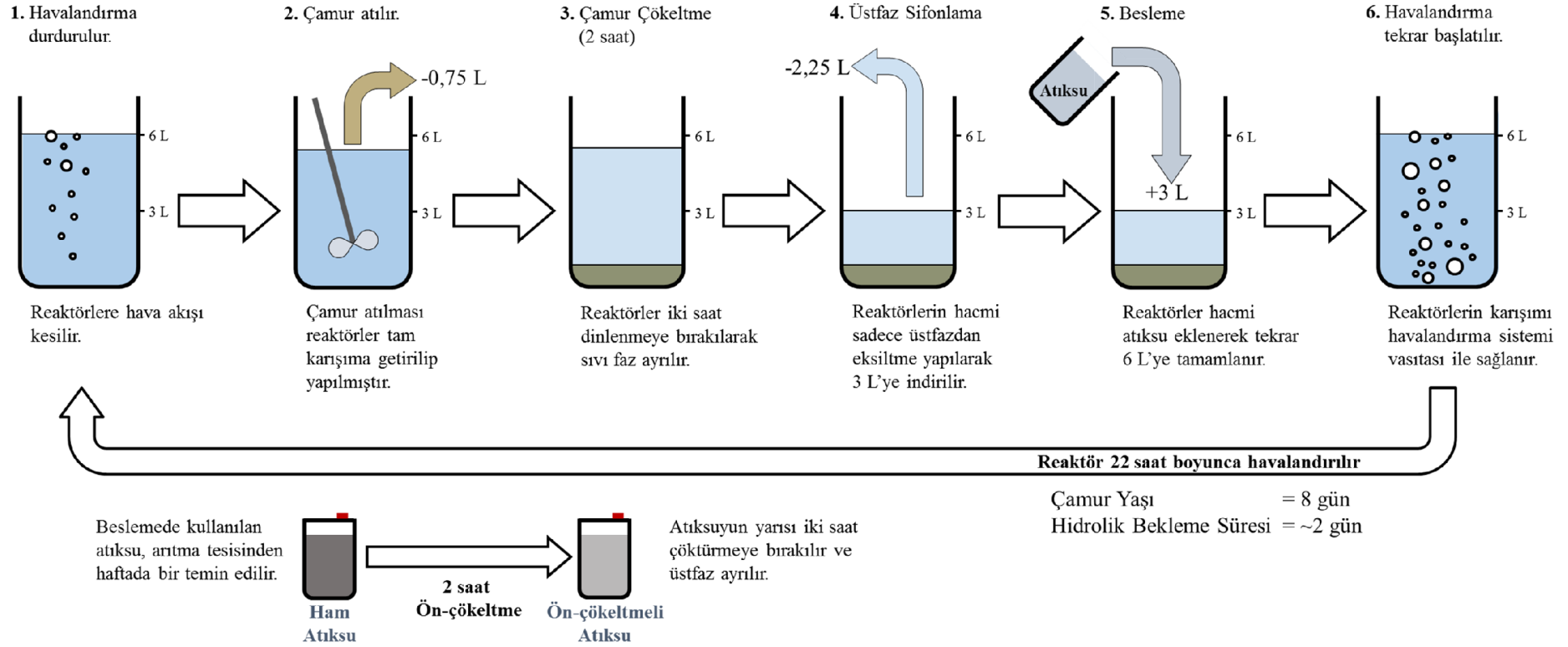
Çürütmenin çeşitli saflarında örneklenmiş çamurlar ile TS EN 12457-4 (2004) 'e göre eluat testleri yapılarak eluat TOK ve ÇOK miktarları ölçülmüştür. Çamurun su muhtevası EN 12880 (2000) 'e göre belirlenmiştir.

Tüm ölçümler reaktörden iki bağımsız örnekleme yapılarak toplanan numuneler ile gerçekleştirilmiştir. Aklimasyon sırasında örnekleme, çamur yaşının 8 güne ayarlanması için reaktörden atılan çamurdan yapılmıştır.

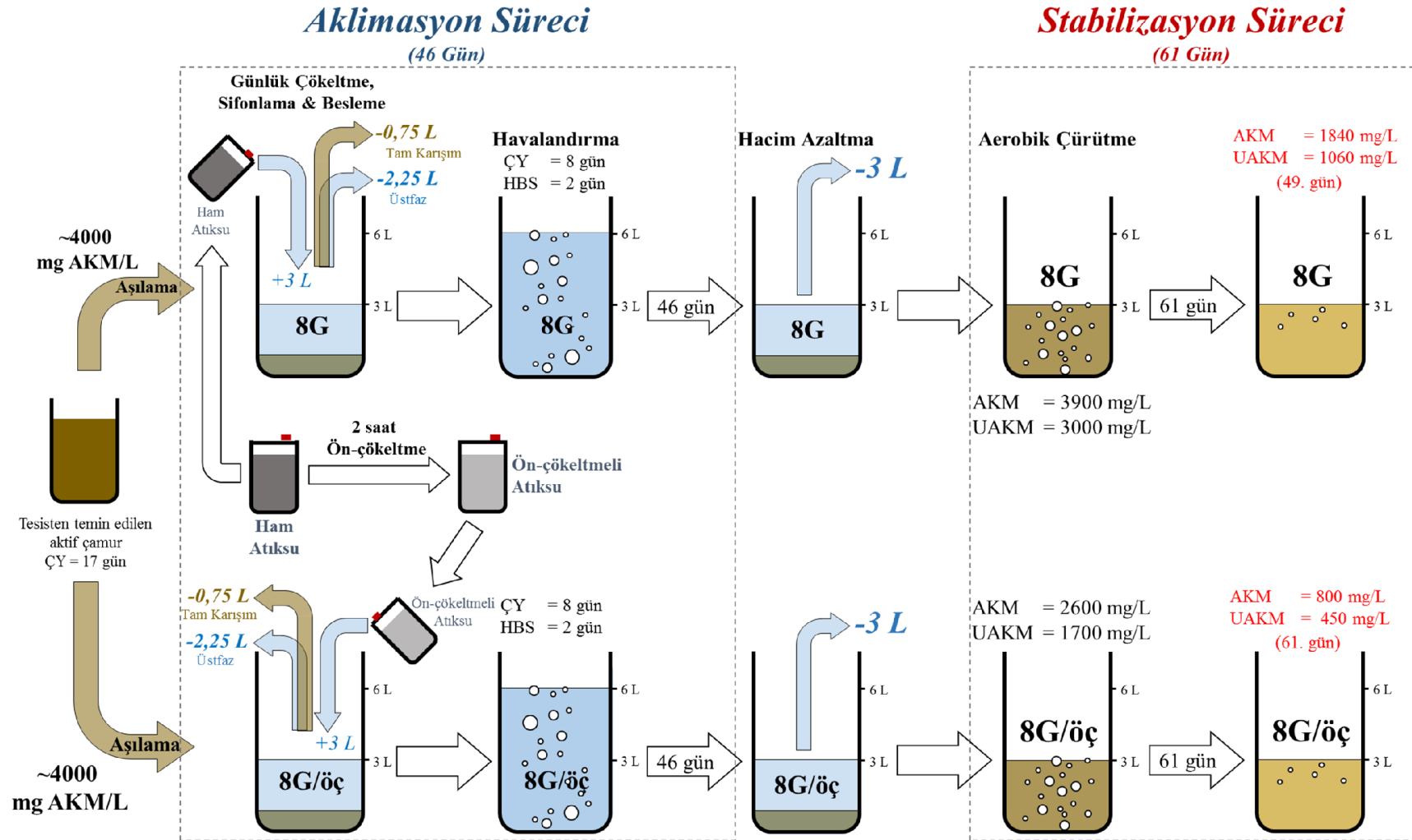
Respirometrik çalışmalar 2,5 L'lik beherlerde 150 mg KOİ/L başlangıç konsantrasyonunu sağlayacak miktarda asetat ile aşıl原因arak Avcıoğlu ve diğ. (1998)'e göre yürütülmüştür. Oksijen tüketim hızı (OTH) verileri Applitek Ra-Combo respirometre ile elde edilmiştir. Nitrikasyon inhibitörü (Formula 2533TM-Hach Company, ABD) eklenerek ölçümler sırasında nitrifikasyondan dolayı oksijen tüketimi engellenmiştir.

Çizelge 4.1 : Arıtma tesisinden getirilen ham atıksu ve 2 saatlik ön çökeltme sonrası özellikleri.

Zaman Aralığı (Gün)	Tesisten getirildiği halde (Ham)					2 saatlik ön çökeltme sonrası					TKN (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	Amonyak (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	Alkalinity (mg CaCO ₃ /L)
	pH	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	KOİ (mg/L)		pH	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	KOİ (mg/L)				
				Toplam	Çözülmüş				Toplam	Çözülmüş			
0 - 6	7,56	174	136	268	216	7,58	130	124	149	216	68	44	- -
7 - 16	7,50	170	140	427	176	7,50	166	146	400	176	78	64	478
17 - 26	7,42	237	193	551	119	7,51	153	131	406	119	79	70	410
27 - 37	7,66	245	192	906	223	7,51	149	127	423	223	63	48	419
38 - 46	7,61	370	288	805	72	7,76	282	234	798	72	64	50	415



Şekil 4.2 : Aklımasyon süreci boyunca uygulanan “doldur-boşalt” işletme presibinin adımları.

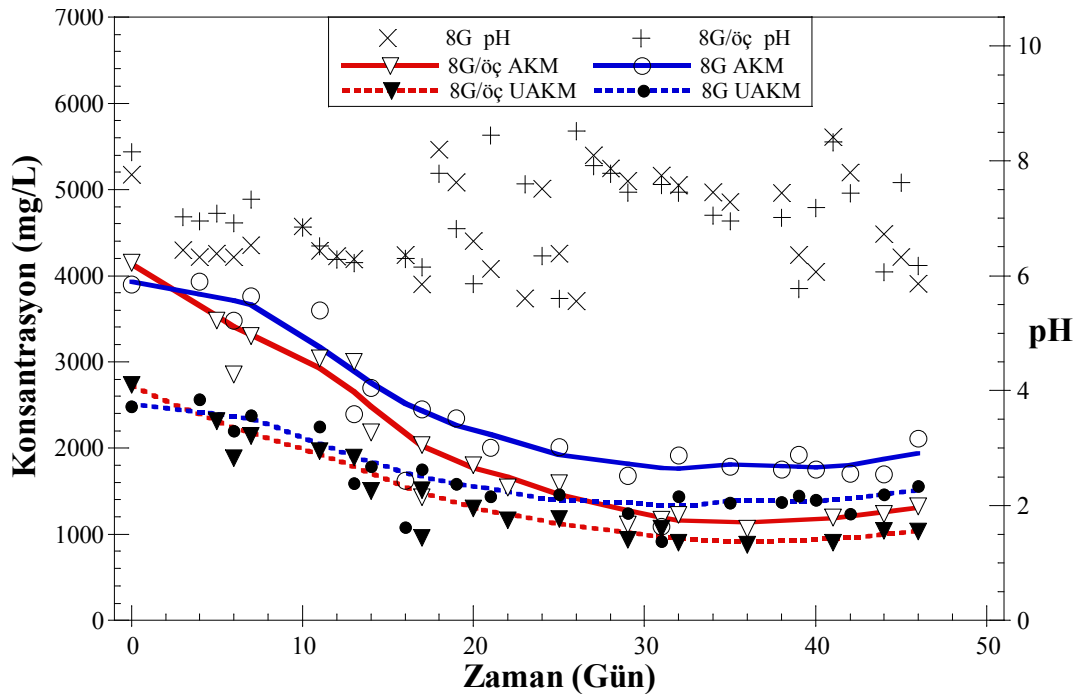


Şekil 4.3 : Yapılan deneysel çalışmanın akış şeması.

5. DENEYSEL SONUÇLAR VE TARTIŞMA

5.1 Aklımasyon Süreci

Şekil 5.1’de çamur yaşı 8 güne getirildikten sonraki aklımasyon süreci boyunca reaktörlerde ölçülen askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) değerleri, pH değerleri ile birlikte verilmiştir. Her iki reaktördeki pH değerleri zaman zaman pH 6,5’in altına düştüğünde, NaHCO_3 eklemesi yapılarak pH yükseltilmiştir. İki saatlik ön çökeltmeye tabi tutulmuş atıksu ile beslenen ve ön-çökeltme tankı olan normal bir aktif çamur arıtma sistemini simüle edecek şekilde işletilmiş olan 8G/öç reaktöründeki AKM ve UAKM değerleri 32. günden itibaren kararlı hale gelmiştir. Ön çökeltme olmaksızın işletilen reaktör (8G) ise yaklaşık olarak 21. günden sonra kararlı hale gelmeye başlamıştır. Kararlı hale gelen 8G/öç ve 8G reaktörlerine 46. günün sonunda atıksu beslemesi kesilmiştir. Ardından reaktörler dinlenmeye bırakılmış ve 6 L olan toplam hacim üst fazından 3 L alınarak çamur yoğunlaştırılması yapılmıştır. Yoğunlaştırılan reaktörler 61 gün boyunca havalı olarak çürütülmüştür.



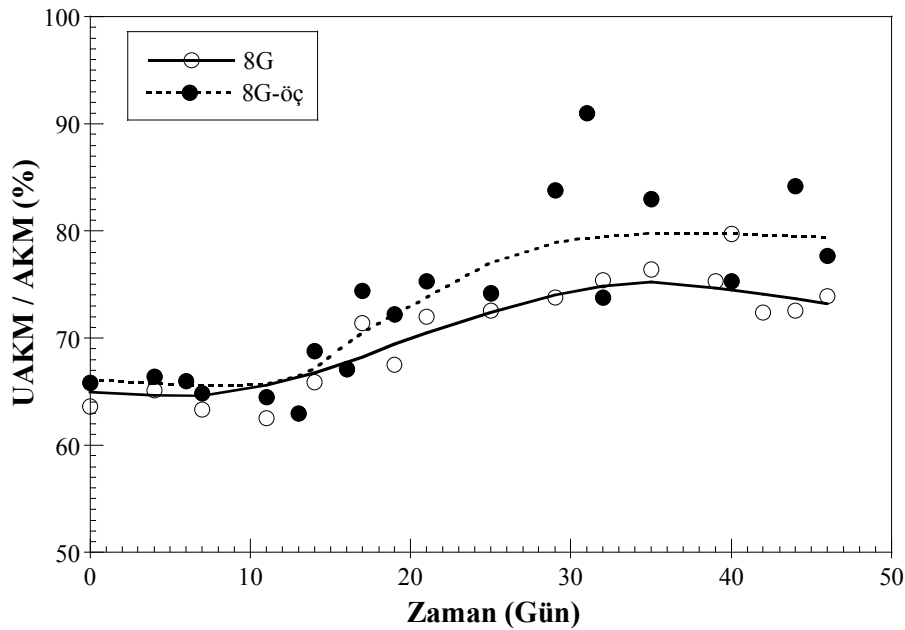
Şekil 5.1 : Ön çökeltmesiz 8G ve 8G/öç reaktörlerinde aklımasyon süreci boyunca ölçülen AKM, UAKM ve pH değerleri.

Kararlı hale geldikten sonra 8G/öç'deki AKM (başlangıç AKM ~ 4000 mg/L) ve UAKM değerleri sırası ile ~1200 mg/L ve ~950 mg/L seviyelerinde, 8G'deki AKM ve UAKM değerleri sırası ile ~1800 mg/L ve ~1300 mg/L seviyelerinde dengelenmiştir. Bu ölçümlere göre ham atıksu ile beslenen 8G'deki aktif çamur sistemi, ön-çökeltmeli atıksu ile beslenen 8G/öç'ye göre %33 daha fazla AKM ve %27 daha fazla UAKM içermektedir.

Reaktöre 46 gün boyunca giren toplam AKM ve UAKM miktarları, Denklem 5.1'de gösterilen şekilde Çizelge 4.1'deki değerler esas alınarak hesaplanmıştır. Ham atıksu ile beslenen 8G reaktörüne, 2 saatlik ön-çökeltme yapılan atıksu ile beslenen 8G/öç'ye göre fazladan %27 AKM ve %21 UAKM girişi olmuştur. Bu da ölçümlerinin açıkça gösterdiği üzere iki reaktöre beslenen atıksudaki katı madde miktarı arasında belirgin bir fark vardır. Bu farkın, ön-çökeltme sırasında yavaş ayrışabilen (X_s) ve partiküler inert (X_i) organik maddelerin bir kısmının giderilmesi sonucu oluştuğu varsayılmaktadır (Özdemir ve diğ., 2014).

$$\Sigma[\text{Konsantrasyon (mg/L)} \times \text{Beslenen Gün Sayısı (gün)} \times 3 \text{ L/gün}] \quad (5.1)$$

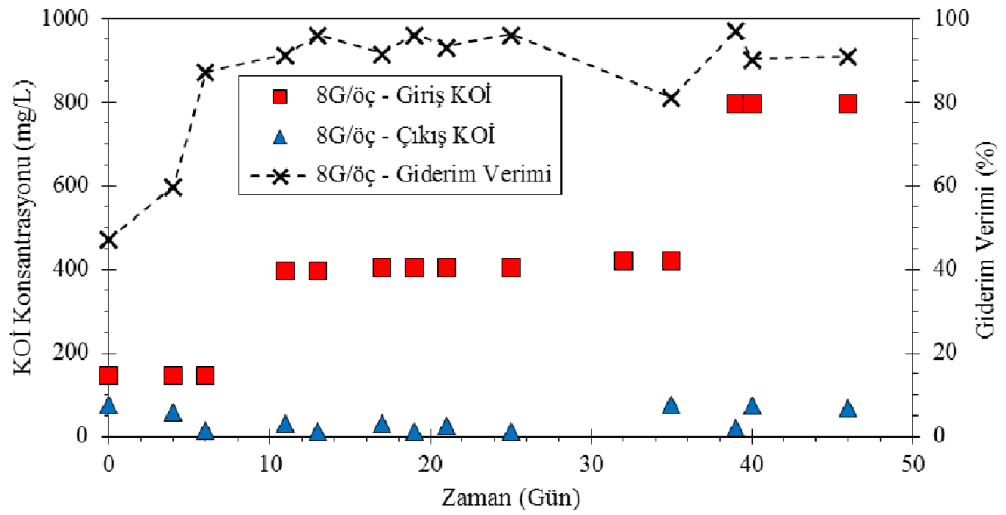
Reaktörlerdeki UAKM/AKM oranlarının biyolojik arıtma boyunca zamana bağlı değişimi Şekil 5.2'te verilmektedir. Çamur yaşı 8 güne sabitlenerek işletilen reaktörlerdeki UAKM/AKM oranları başlangıçta 8G için 0.64 ve 8G/öç için 0.66'dır. Bu oran 46 gün sonunda 8G için 0.73'e, 8G/öç için 0.78'e yükselmiştir.



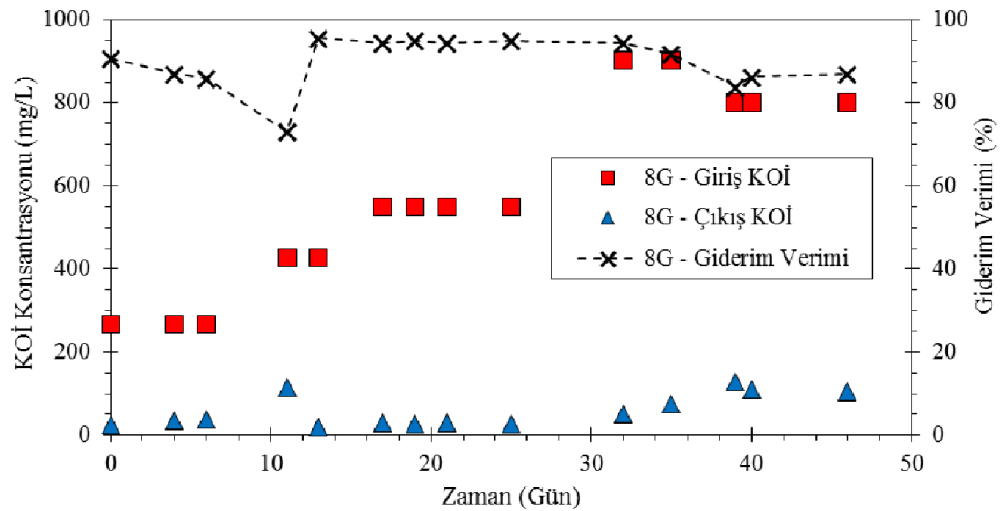
Şekil 5.2 : Ham atıksu ile beslenmiş 8G ve 2 saatlik ön çökeltme yapılmış atıksu ile beslenen 8G/öç'de aklımasyon süreci boyunca ölçülen UAKM/AKM oranı.

Ön-çökeltme işlemi sonucu oluşan birincil çamurlar büyük miktarda bozunma eğiliminde katılar ve sabit katılar ihtiva etmektedir (Anderson ve diğ., 1996; Gray, 2005). 8G reaktörü birincil çamurun da dâhil edildiği bir aktif çamur sistemi olarak düşünülebilir. Buna bağlı olarak da sistemde fazla miktarda katı madde olmasına rağmen, büyük ihtimal ile daha yoğun ve aktif bir biyokütle üretilmiş gibi gözükmektedir. Bu fazladan aktivitenin göstergesi olarak 8G reaktörünün yaklaşık 10 gün önce kararlı hale gelmeye başlaması gösterilebilir.

Reaktörlere beslenen atıksuyun KOİ değerleri ile reaktörlerden çıkan arıtılmış atıksuyun KOİ değerleri, KOİ giderim verimi ile birlikte Şekil 5.3 ve Şekil 5.4'te gösterilmektedir. Her iki reaktörde de KOİ giderim verimi sistemler kararlı hale geldiğinde %90'lar mertebelerindedir.



Şekil 5.3 : Aklımasyon sürecinde Reaktör 8G için giriş ve çıkış KOİ ile KOİ giderim veriminin değişimi.



Şekil 5.4 : Aklımasyon sürecinde Reaktör 8G/öç (2 saat ön-çökeltmeli) için giriş ve çıkış KOİ ile KOİ giderim veriminin değişimi.

Beslenen atıksuların KOİ değerleri karşılaştırıldığında ham atıksudaki KOİ miktarı, 2 saatlik ön-çökeltme işleminin uygulandığı atıksuya göre ortalama %27 daha fazladır (Çizelge 4.1). Ancak giriş KOİ değerlerindeki bu farka ve ayrıca dalgalanmalara rağmen her iki rektörde de aklımasyonun 32. günden itibaren (her iki reaktörde bu aşamada kararlı hale gelmiştir) çıkış KOİ değerlerinin ortalaması karşılaştırıldığında, aralarındaki göreceli fark sadece ~%6 kadardır. Çıkış KOİ değerlerinin ortalaması, 8G için 58 ± 40 mg KOİ/L ve 8G/öç için 42 ± 27 mg KOİ/L'dir (t -test için $p=0,23$, $t=1,23$, $\alpha/2=\%2,5$; istatistiksel fark yoktur). Sonuçlar, ön-çökeltme safhasının uygulanmamasının aktif çamur sistemi KOİ giderim verimini önemli derecede etkilemediğini göstermiştir.

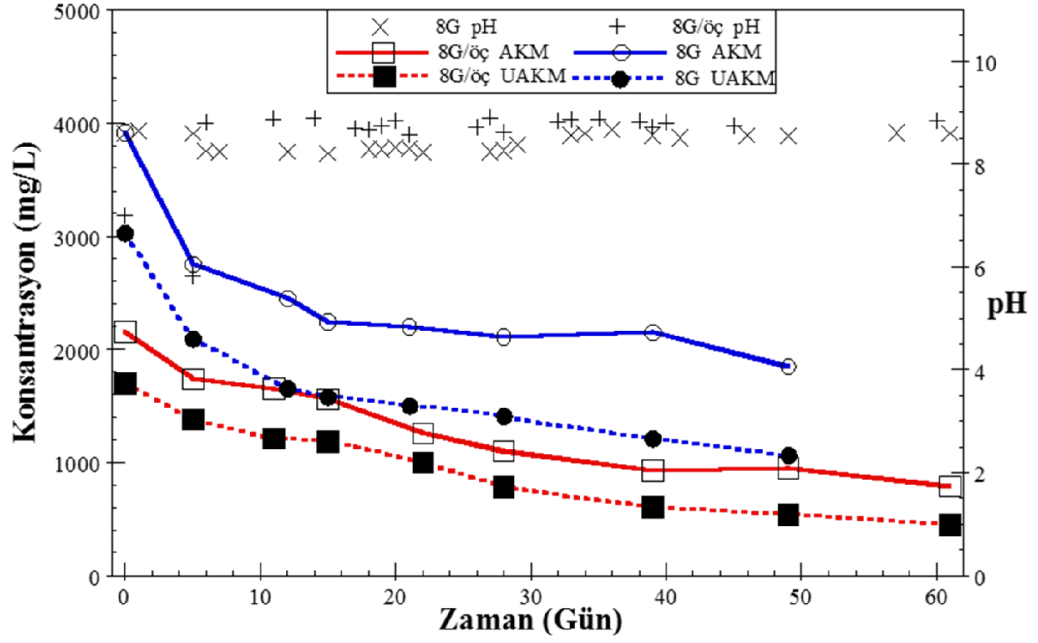
5.2 Havalı Çürütme ile Stabilizasyon Süreci

5.2.1 Katı madde giderimi

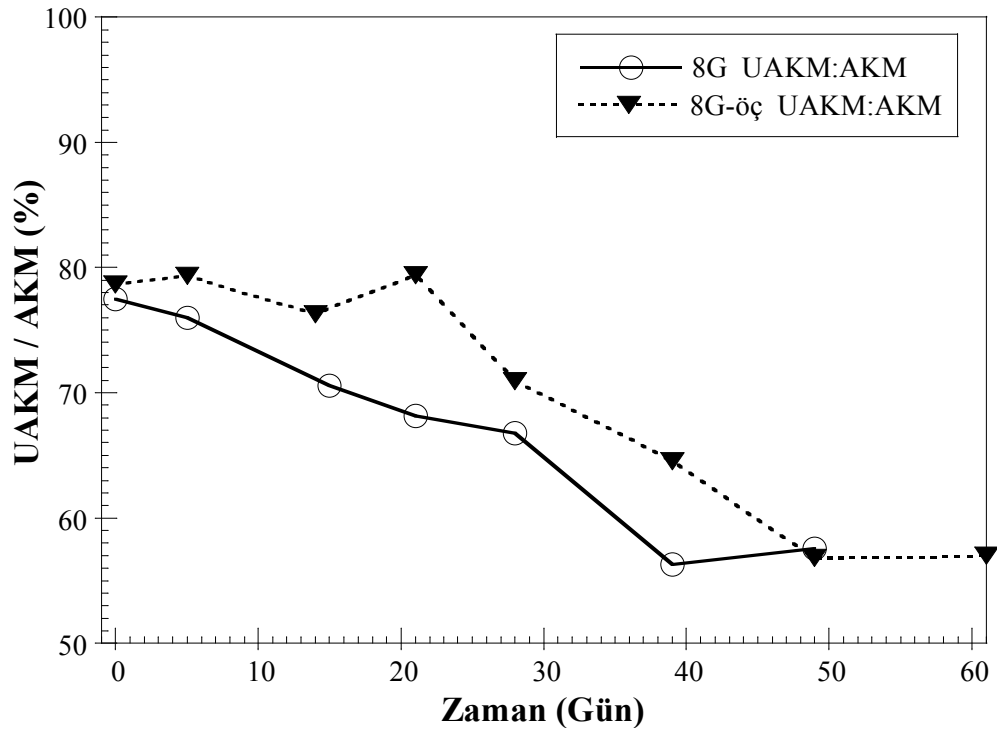
Ham atıksu ile beslenmiş 8G ve 2 saatlik ön çökeltme uygulanmış atıksu ile beslenmiş 8G/öç'de üretilmiş aktif çamurların 61 günlük havalı çürütülmesi boyunca ölçülen pH, AKM ve UAKM değerleri Şekil 5.5'de verilmiştir. 8G/öç reaktöründe üretilen aktif çamurun pH'ı stabilizasyonun ilk günlerinde 5,8'e kadar düştükten sonra NaHCO_3 ilavesi ile yükseltilmiş, stabilizasyonun kalan kısmında ise pH ortalama 8,8 civarında seyretmiştir. Başlangıçta 8G/öç reaktöründen gelen çamurdaki AKM ve UAKM miktarları 2150 mg/L ve 1690 mg/L olarak ölçülmüştür. 49 günlük stabilizasyon sonunda 950 mg AKM/L ve 540 mg UAKM/L ölçülmüştür; 61 günün sonunda ise 790 mg AKM/L ve 450 mg UAKM/L'ye düşmüştür. 8G reaktörüne aklımasyonun son gününde beslemenin hemen sonrasında NaHCO_3 eklemesi yaptığı için bu reaktördeki pH, stabilizasyonun ilk günlerinde diğer reaktörün aksine düşmemiş, pH seviyesi fazla değişmeyerek stabilizasyon boyunca ortalama 8,4 civarında kalmıştır. Stabilizasyon sürecinin başlangıcında 8G reaktöründen gelen çamurun 3910 mg/L ve 3030 mg/L olan AKM ve UAKM miktarları, 49 gün sonunda 1840 mg AKM /L ve 1060 mg UAKM/L mertebesine kadar azalmıştır.

Her iki reaktörde ölçülen UAKM:AKM oranları Şekil 5.6'de gösterilmektedir. Aklımasyon süreci sonunda çökeltilerek yoğunlaştırılan ve çürütülen 8G/öç ve 8G çamurunun UAKM/AKM oranı başlangıçta sırası ile 0,79 ve 0,77'dir. Laboratuvarda üretilen atık aktif çamurlara ait bu yüksek UAKM/AKM oranları, literatürde atık aktif çamurlar için rapor edilen oran olan 0,80'e oldukça yakındır (Bhargava ve Datar, 1988;

Li ve diğ., 1997). UAKM/AKM oranları 49 gün sonunda 8G/öç için 0,57 ve 8G için 0,58'e düşmüştür. Ön çökeltme işlemi ile üretilen 8G/öç çamurunun AKM miktarı 8G'ye göre %55 az olmakla birlikte, her iki çamurun UAKM:AKM oranları stabilizasyon sürecinin başında ve sonunda benzer seviyelerde kalmıştır.



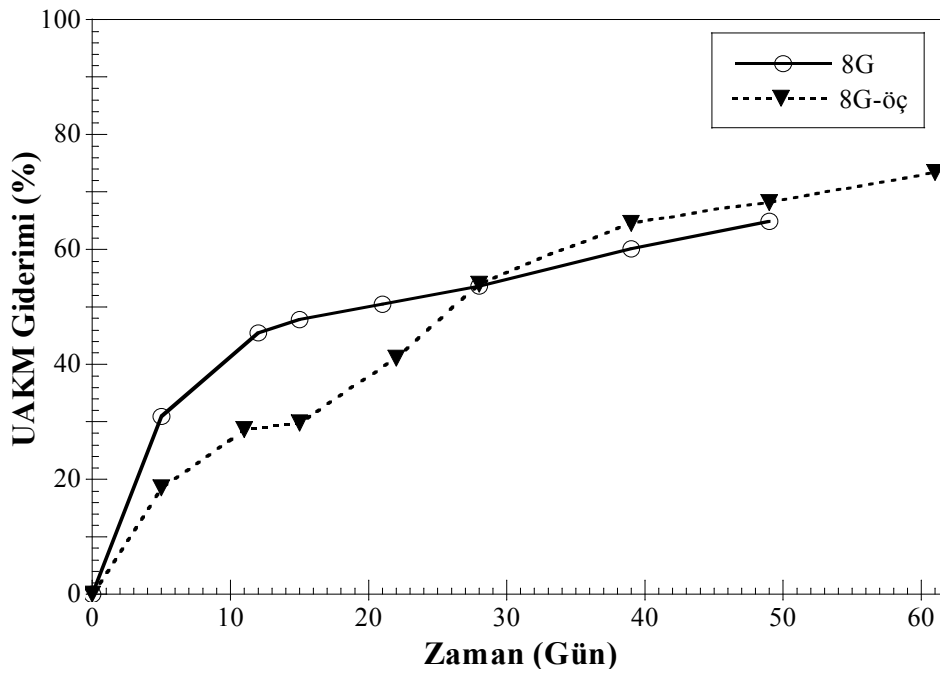
Şekil 5.5 : 61 günlük stabilizasyon süreci boyunca 8G ve 8G/öç'te ölçülen AKM, UAKM konsantrasyonları ve pH değerleri.



Şekil 5.6 : Ham atıksu ile beslenmiş 8G ve 2 saat ön çökeltme yapılmış atıksu ile beslenen 8G/öç için stabilizasyon süreci boyunca ölçülen UAKM/AKM oranları.

Her iki reaktörde havalı çürütme sırasında gerçekleşen UAKM giderim oranları Şekil 5.7’de verilmiştir. İki reaktör arasında ilk 21-22 günlük süreçte dikkate değer bir farklılık gözlenmektedir. 8G/öç’de 5. ve 22. günler arasında yapılan UAKM giderim verimi ölçümlerinin ortalaması %29 iken 8G’de 5. ve 21. günler arasındaki ölçümlerin ortalaması %44’tür. Ancak 28. günden itibaren iki reaktördeki UAKM giderim verimi hemen hemen aynı seviyelerde seyretmiştir (8G/öç’de %51 ve 8G’de %54). 49 gün sonunda 8G ve 8G/öç reaktörlerinden elde edilen çamurlarda sırası ile UAKM giderimi %65 ve %68 olarak gerçekleşmiştir.

Yukarıda verilen tüm katı madde verileri birlikte değerlendirildiğinde şu şekilde özetlenebilir: (1) ön-çökeltme safhasını aktif çamur işleminden önce uygulanması, açığa çıkan atık çamurdaki AKM miktarında %55, UAKM miktarında %56 artışa yol açmakmıştır; (2) katı madde bazında bu büyük farka rağmen giderim verimleri 28 günden itibaren aynı seviyelere gelmiş ve 49 gün sonunda AKM giderimi %53-56, UAKM giderimi %65-68 olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 5.7 : 8G ve 8G/öç reaktörlerinde havalı çürütme sonucu giriş konsantrasyonuna oranla giderilen UAKM’nin yüzdesi.

Kesikli reaktörlerde çürütülen atık aktif çamurundaki biyokütlenin parçalanması, zamana bağlı UAKM giderimin 1. dereceden fonksiyonu şeklinde ifade edilebilir (Adams ve diğ., 1974) (Denklemler 5.2):

$$\ln\left(\frac{UAKM_t}{UAKM_0}\right) = -k t \quad (5.2)$$

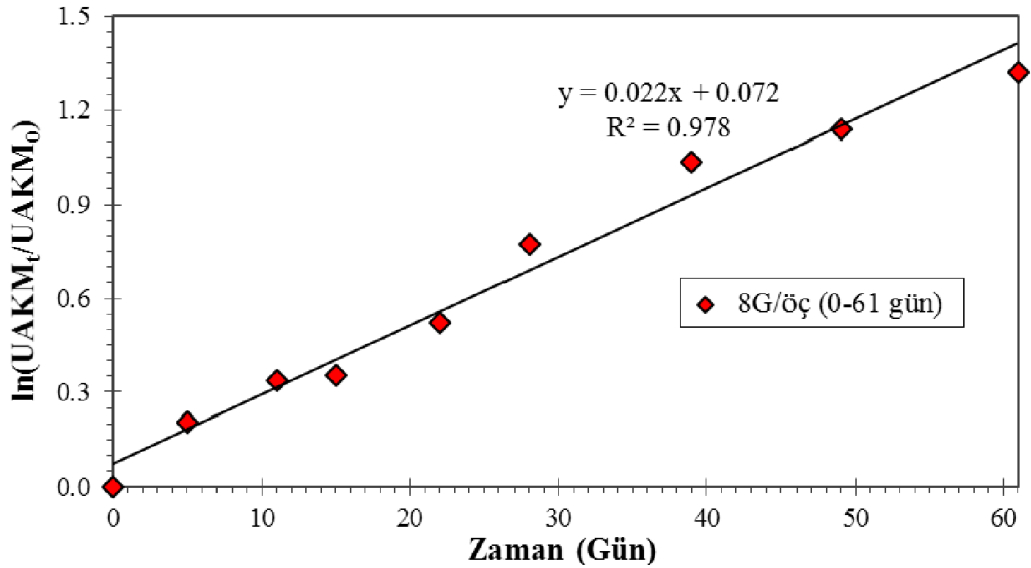
k : UAKM parçalanma hız sabiti (gün^{-1})

t : Zaman (gün)

$UAKM_t$: Reaktörde t günündeki UAKM konsantrasyonu (mg/L)

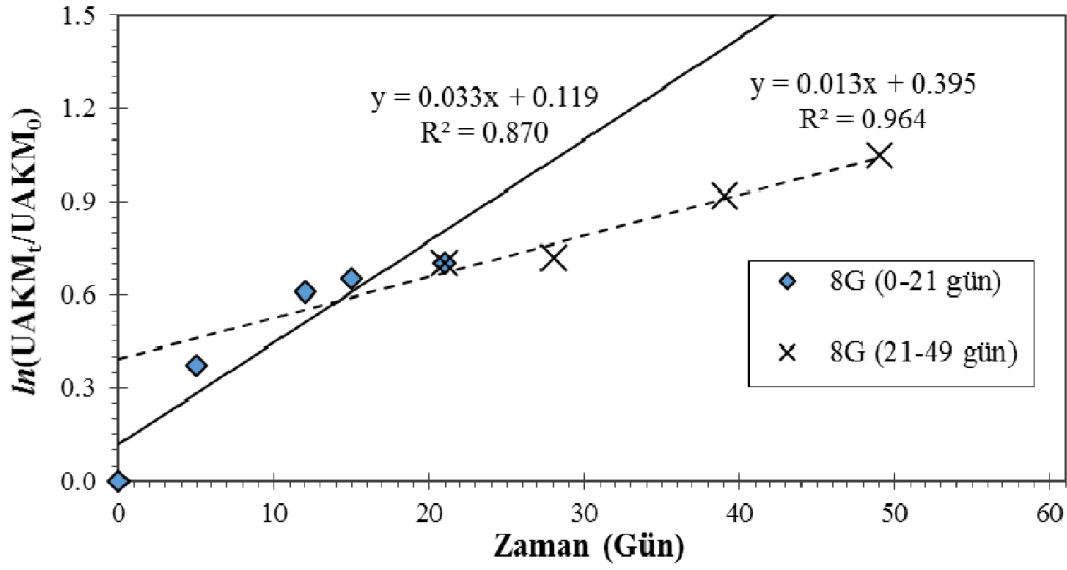
$UAKM_0$: Reaktörün başlangıçtaki UAKM konsantrasyonu (mg/L)

Şekil 5.8 ve Şekil 5.9, x eksenini zaman (t) ve y eksenini $\ln(UAKM_t/UAKM_0)$ olarak çizilmiştir. Bu grafiklerdeki veriler için hesaplanan lineer regresyon çizgilerinin eğimleri UAKM parçalanma hız sabitine (k) eşittir. 8G/öç reaktörde görüldüğü üzere 0 ila 61 gün arasındaki verilerin hepsi tek bir regresyon eğrisine oldukça iyi şekilde uyduğu için ($R^2=0.978$) tüm veri noktaları için tek bir k sabiti hesaplanmış olup (Şekil 5.8), değeri 0.022 gün^{-1} 'dir.



Şekil 5.8 : 8G/öç reaktöründeki UAKM'deki azalmanın doğal logaritmik değerlerinin zamana bağlı değişimi.

Ön-çökeltmesiz atıksu ile beslenen 8G için ise iki k değeri hesaplanmıştır (Şekil 5.9). İlk 21-22 günde UAKM giderim oranları 8G için diğer reaktöre göre daha yüksektir (Şekil 5.7). Buna bağlı olarak 0-21 gün arası için k değeri 0.033 gün^{-1} 'dir. Buna göre ilk 3 haftalık süre ön-çökeltmede atıksudan ayrılabilir katıların beslendiği 8G reaktöründeki biyokütlenin endojenik solunum sırasındaki parçalanma hızı, ön-çökeltmeli 8G/öç reaktörüne göre yaklaşık %50 daha fazladır (0.022 gün^{-1} ve 0.033 gün^{-1}). 21 ila 61 gün arasında ise 8G için hesaplanan k değeri 0.013 gün^{-1} 'e düşmüş ve UAKM giderimi 28'inci günden sonra 8G/öç'de ölçülen değerler ile hemen hemen aynı seviyelerde seyretmiştir.



Şekil 5.9 : 8G reaktöründeki UAKM'deki azalmanın doğal logaritmik değerlerinin zamana bağlı değişimi.

Bu çalışmada 8G/öç çamuru, ön-çökeltme ünitesi olan konvansiyonel bir aktif çamur sisteminden elde edilen atık biyolojik çamur olarak nitelendirililbilir. 8G/öç'de elde edilen UAKM giderim verimleri (11 günde %29, 22 günde %41, 28 günde %54, 39 günde %65, 49 günde %68 ve 61 günde %73) atık aktif çamurun havalı çürütüldüğü diğer çalışmalarda rapor edilen değerler ile kıyaslanabilir seviyelerdedir. Bernard ve Gray (2000), 35 günlük havalı çürütmede reaktörlerdeki atık aktif çamurun UAKM miktarında %53-64 oranında azalma elde etmiştir. Bhargava ve Datar (1988), atık aktif çamurların havalı çürütülmesinde %35-40 UAKM giderim verimine, 6,5 ila 22 günde ulaşmıştır.

Bu çalışmada 8G'de elde edilen UAKM giderim verimi ilk 3 haftada diğer reaktöre göre ortalama %50 (12 günde %45, 15 günde %48, 21 günde %50) ve k sabiti diğer reaktöre göre %50 daha fazladır. 8G reaktörü, ön-çökeltmesi olmayan bir biyolojik arıtma sisteminden elde edilen bir çamur tipi oluşturacak şekilde işletilmiştir. Al-Ghusain ve diğ. (2002)'nin yaptığı çalışmada, birincil çöktürme tankı olmayan bir evsel atıksu arıtma tesisten alınan atık aktif çamur 12 gün havalı çürütmeye tabi tutulduğunda UAKM'nin %50'si giderilmiştir ve 8G'de 12. günde ölçülen %45 giderim verimi değeri ile kıyaslanabilir.

Ön-çökeltim tankından elde edilen birincil çamur ile atık aktif çamur karışımlarının havalı çürütmeye tabi tutulduğu diğer çalışmalarda UAKM giderim verimlerinin sadece ikincil çamurun çürütülmesinde elde edilen verimlere kıyasla daha fazla olduğu gözlemlenmiştir (Anderson ve diğ., 1996; Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2007). Karışık

çamurların çürütülmesi sırasında daha yüksek giderim verimlerinin elde edilmesinin sebebi, birincil çamurun içerisinde bulunan kolayca bozunma eğilimli organik maddelerin biyolojik çamurdaki biyokütle tarafından bir ek besin kaynağı olarak kullanılması ve böylece mikroorganizmaların daha yüksek aktivite seviyelerinde kalmaları sonucu katı madde gideriminin artmasının sağlanması şeklinde açıklanmıştır (Anderson ve diğ., 1996; Arnaiz ve diğ., 2006). Ancak söz konusu çalışmalarda kullanılan çamurların birincil ve ikincil çamur ayrı kaynaklardan örneklenip çürütmenin hemen öncesinde karıştırılmakta olup, bu çalışmada 8G’de üretilen çamurdan farklıdır. Büyük ihtimalle 8G çamuru, bu reaktör 46 gün boyunca biyolojik arıtma şeklinde işletildiği için diğer çalışmalarda kullanılan birincil+ikincil çamur karışımlarına göre çürütme başlatıldığında çok daha stabil durumdadır.

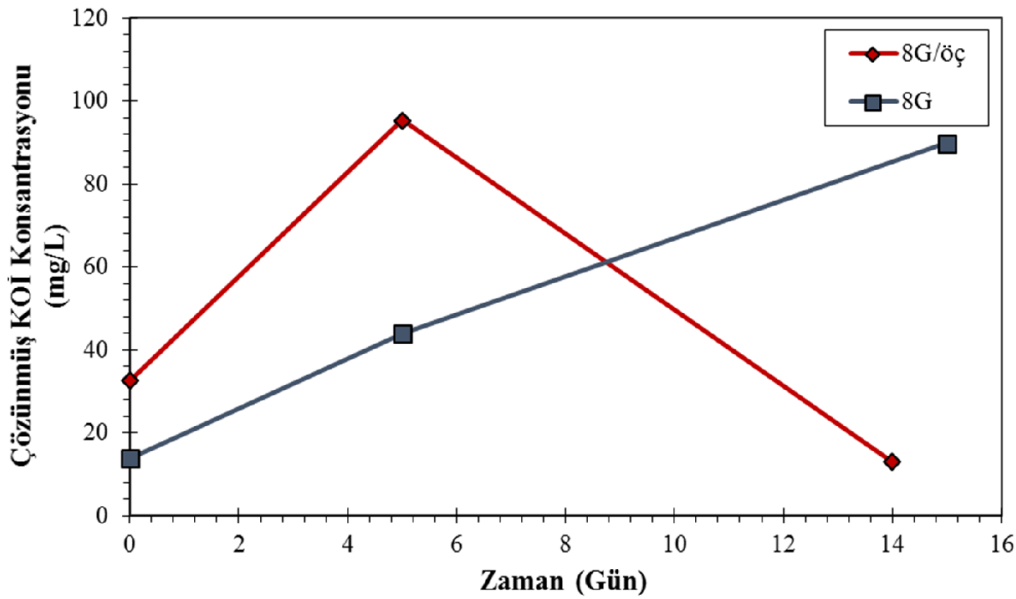
Bu çalışmada ise ön-çökeltme işleminde ayrılabilen katı maddelerin aktif çamur ünitesine beslenmesi veya beslenmemesi sonucu oluşan iki farklı çamur oluşturulup havalı çürütme uygulanmıştır. Ön-çökeltmenin uygulanmaması ve bazı katı maddelerin ayrılmaması, daha yoğun bir biyolojik çamur (8G) üretilmesi ile sonuçlanmıştır. Daha yüksek başlangıç konsantrasyonu havalı çürütmede UAKM giderim verimini düşürebilmektedir (Bernard ve Gray, 2000). Ancak bu daha yoğun olan 8G çamurunda ilk 21-22 günde ölçülen UAKM giderim verimi, 8G/öç’de ölçülen çamura göre daha yüksektir. Bu 8G’deki biyokütlenin hem daha yoğun, hem de daha aktif olduğunu göstermektedir. Aktivite farkının sağladığı avantaj ise 28. günden sonra azalmış ve her iki çamurdaki UAKM giderim verimleri ve k sabitleri hemen hemen aynı seviyede gerçekleşmiştir.

5.2.2 KOİ, TKN ve amonyak

Şekil 5.10’de stabilizasyonun ilk 14-15 gününe kadar 8G ve 8G/öç reaktörlerinde ölçülen çözünmüş KOİ değerleri verilmektedir. Aerobik stabilizasyon sırasında 8G’deki KOİ değerleri 0. günde 14 mg/L, 5. günde 44 mg/L ve 15. Günde 90 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu ölçümlere göre, 8G reaktöründeki KOİ değerleri stabilizasyonun ilk 15 günü içerisinde yaklaşık 6.5 kat artmıştır. 8G/öç reaktörüne ait KOİ değerleri ise ilk 5 günde diğer reaktördeki KOİ seviyelerinin yaklaşık 2 katı kadardır. Ancak 14. günde yapılan 8G/öç’ye ait KOİ ölçümü 13 mg/L’dir; bu değer 8G reaktörünün 15. günündeki KOİ değerinin yaklaşık 7’de biridir.

Yükselen çözünmüş KOİ değerleri, endojen solunum yapan biyokütlerdeki hücrelerin hidrolizi ile çözünmüş organik maddelerin ortaya çıkarması olarak açıklanabilir

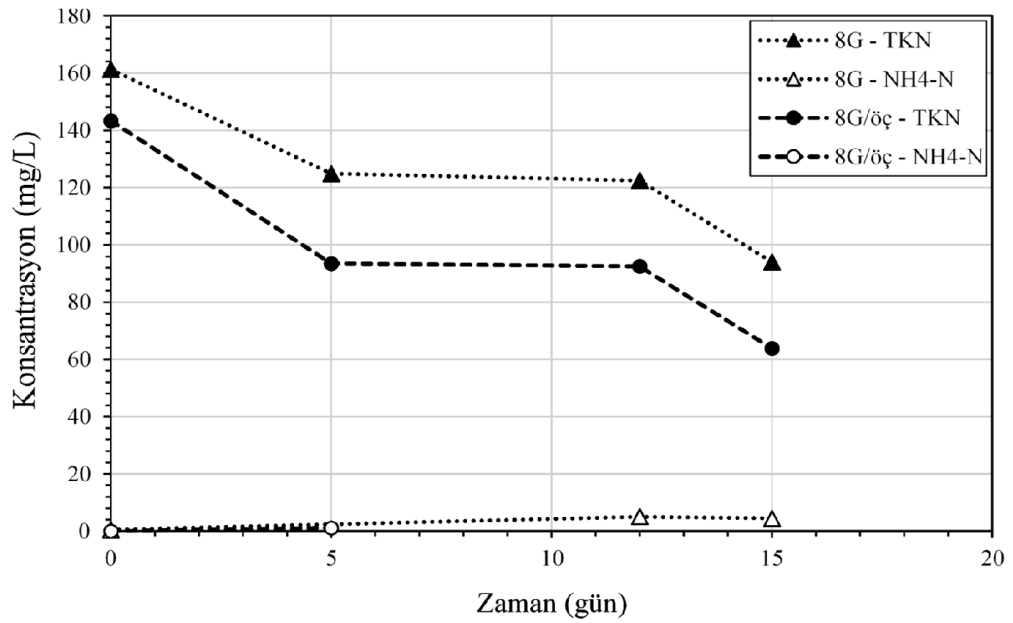
(Okutman-Tas, 2010). Daha yoğun ve aktif olan bir çamur bulunduran ön-çökeltmesiz 8G reaktöründeki çözünmüş KOİ artışı, biyokütledeki hücrelerin hızla tüketilmesi ve çözünebilir hücresel ürünlerin sistemde birikmesi sonucu meydana gelmiş olabilir. 8G reaktöründe ölçülen ilk 21 gündeki göreceli olarak daha yüksek olan UAKM giderimi bu kanıyı desteklemektedir (Şekil 5.7). 8G/öç'deki daha düşük konsantrasyondaki biyokütle ise daha düşük hızla parçalanmış ve sistemde daha kısıtlı olan nütrient kaynakları sebebi ile çözünmüş tüm biyobozunur maddeler assimile edilmeye başlanmış gibi gözükmemektedir, böylece çözünmüş hücresel ürünlerin birikmesi olmamıştır.



Şekil 5.10 : Stabilizasyonun ilk günlerinde 8G ve 8G/öç reaktörlerinde ölçülen çözünmüş KOİ değerleri.

Reaktörlerde stabilizasyonun ilk 15 gününde ölçülen amonyum (NH_4^+) ve TKN değerleri Şekil 5.11'de verilmiştir. TKN parametresi, amonyak, amonyum ve organik azot konsantrasyonlarının toplamını ifade eder. Amonyum değerleri 8G'de başlangıçta 0.5 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ iken, 12. ve 15. günde 4.5-5.0 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ seviyesine yükselmiştir. Amonyak 8G/öç reaktöründe sadece 5. günde 1.1 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ olarak ölçülmüştür. İki reaktör arasında %55'lik AKM farkına oranla TKN konsantrasyonları arasındaki fark oldukça küçüktür. TKN değerleri ön-çökeltmeli reaktörde daha az olmakla beraber, her iki reaktörde benzer bir trend izleyerek azalmıştır. Stabilizasyon süreci başlangıcında 8G'de 160 mg $\text{NH}_3\text{-N /L}$ olan TKN, 15 gün sonunda 94 mg/L'ye düşmüştür. 8G/öç'de başlangıçta 140 mg $\text{NH}_3\text{-N /L}$ olan TKN, 15 gün sonunda 64 mg/L'ye azalmıştır. Havalı çürütme sırasında UAKM'nin giderilmesine paralel olarak,

eğer yeterli alkalinite mevcut ise organik madde içindeki azot amonyağa ayrıştırılır ve sonrasına da nitrata yükseltgenir. Bu sırada pH değerinde düşme yaşanır (Mavinic ve Koers, 1982). Her iki reaktörde amonyak azotu oldukça düşüktür ve ölçülen TKN'nin hemen hemen tamamı organik azot olarak kabul edilebilir. Organik azot UAKM giderimine paralel olarak her iki reaktörde de amonyak miktarında yüksek bir birikim olmadan hızla nitrata dönüştürülmüştür. İlk 15 günde TKN 8G/öç'de %55 ve 8G'de %42 azalmıştır. 8G'de pH oldukça yüksektir ve nitrifikasyondan etkilenmemiştir. 8G/öç'de ilk 5 günde pH değerinde pH'da bir düşme gözlemlenmiştir. Ancak bu düşme NaHCO_3 eklenerek yükseltilmiştir.



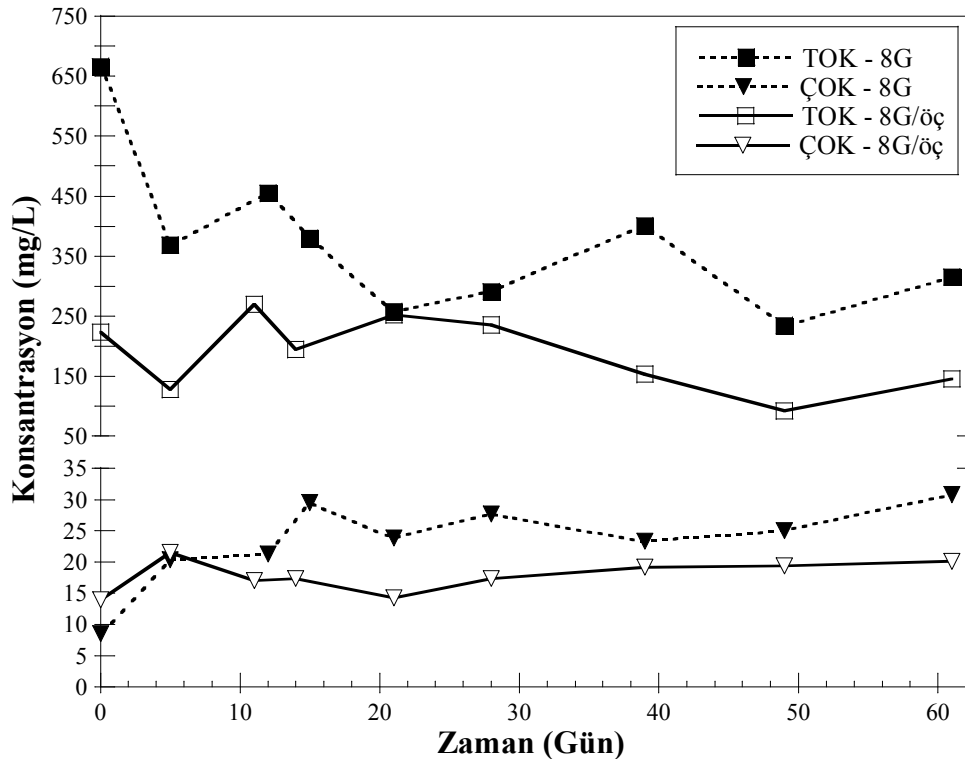
Şekil 5.11 : Stabilizasyonun ilk 15 gününde 8G ve 8G/öç için TKN ve NH_4^+ -N konsantrasyonları.

5.2.3 Toplam organik karbon içeriği

Şekil 5.12'de stabilizasyon süreci boyunca reaktörlerdeki TOK ve ÇOK değerlerinin değişimi gösterilmektedir. 8G/öç'de başlangıçtaki 307 mg/L olan TOK konsantrasyonu, 28. günde %23 azalarak 236 mg/L olmuş ve 61. günde %53 azalarak 146 mg/L'ye düşmüştür. 8G/öç'deki ÇOK konsantrasyonu başlangıçta 14 mg/L seviyesinden 61 gün sonunda ise 20 mg/L seviyesine yükselmiştir (%43 artış). UAKM konsantrasyonunun çürütme sırasında azalması biyobozunur maddelerin parçalanması ve mineralizasyonu ile açıklanmaktadır (Adams ve diğ., 1974). TOK konsantrasyonu da çamurdaki organik maddelerin içindeki toplam karbon miktarının bir ölçüsüdür. TOK konsantrasyonundaki düşüş de UAKM giderimine paralel olarak atık aktif çamurdaki mikroorganizmaların organik maddeleri yok etmesi sonucu gerçekleşir ve bu organik

maddelerin giderimi sırasında açığa çıkan biyobozunur olmayan yan ürünlerin reaktörde birikmesi sonucu da ÇOK miktarı yükselmiş olabilir (Okutman-Tas, 2010).

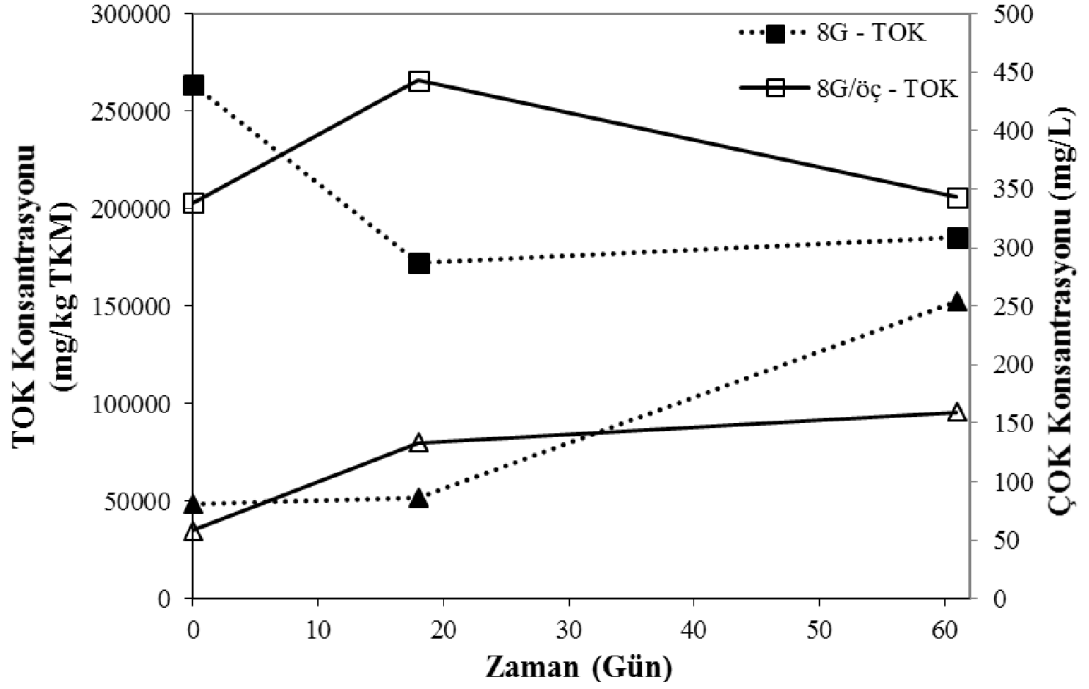
8G reaktöründe TOK konsantrasyonu stabilizasyonunun başında 666 mg/L ölçülmüştür. 8G’de ölçülen bu değer (666 mg/L TOK), iki reaktör arasındaki %56’lık UAKM konsantrasyonundaki büyük farka benzer olarak 8G/öç’deki TOK konsantrasyonundan %46 daha fazladır. 8G’de havalı çürütmenin 28. gününde TOK konsantrasyonu 388 mg/L’ye (%42 giderim) yükselmiştir; başlangıçta daha yüksek olan TOK konsantrasyonuna rağmen, 8G’de daha aktif olan biyokütle 28. günde 8G/öç’ye göre daha yüksek giderim oranına ulaşılmasını sağlamıştır. Ardından UAKM giderim oranlarının zamana bağlı değişimine benzer şekilde (Şekil 5.7) 61. günde TOK giderim oranı her iki reaktörde %53 seviyesinde gerçekleşmiştir. 8G’deki ÇOK konsantrasyonları başlangıçtaki 8,5 mg/L’den 61. günde 31 mg/L’ye yükselmiştir.



Şekil 5.12 : Stabilizasyonun boyunca 8G ve 8G/öç reaktörlerinde ölçülen TOK ve ÇOK değerleri.

Şekil 5.13’te stabilizasyonun 0., 18. ve 61. günlerinde alınan çamur keki örneklerinin eluatında ölçülen TOK ve ÇOK değerleri verilmiştir. 8G/öç’deki eluat TOK miktarı başlangıçta 203000 mg/kg’dır. 8G/öç’deki eluat TOK miktarı 18 günde yükselmiş olsa da ilk güne kıyasla 61. günde eluat TOK miktarı sadece %1 azalmıştır. 8G/öç’de ise

263000 mg/L seviyesinde sızabilen eluat TOK miktarı, 61. günde %29 azalmıştır. Eluat ÇOK konsantrasyonları 61'lük çürütme sırasında 8G/öç'de 58 mg/L'den 159 mg/L'ye ve 8G'de ise 81 mg/L'den 254 mg/L'ye yükselmiştir. Bu sonuçlara göre havalı stabilizasyon eluat ÇOK konsantrasyonlarında yükselmeye sebep olmuştur; Okutman-Tas (2010)'da da benzer sonuçlara ulaşılmıştır. Bu eluat TOK ve ÇOK değerlerine göre her iki çamurda 61'lük çürütme sonrasında TAKY (2005)'deki sınır değerlerin üzerindedir (60.000 mg/kg).



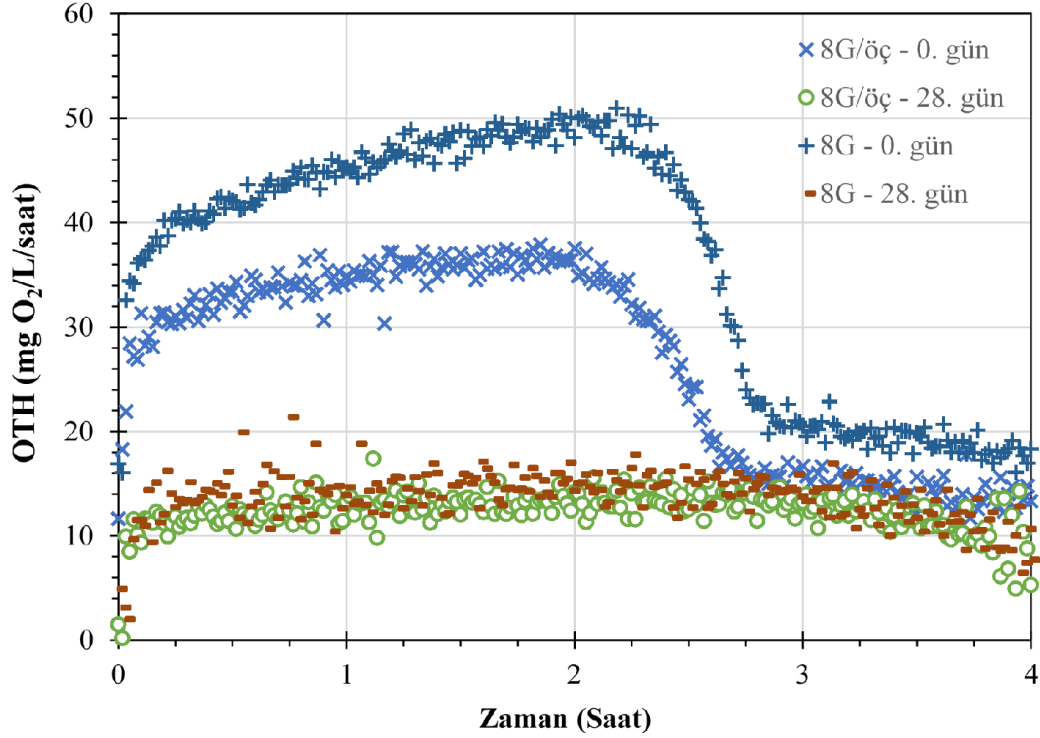
Şekil 5.13 : Stabilizasyonun boyunca 8G ve 8G/öç'den elde edilen çamurlara ait keklerden sızan eluant TOK ve ÇOK konsantrasyonları.

5.2.4 Oksijen tüketim hızı

Stabilizasyonun başlangıcında örneklenen çamur kullanılarak yürütülen OTH testinin sonuçları 28 gün boyunca havalı çürütmeye tabi tutulmuş çamurda ölçülen OTH değerleri karşılaştırıldığında (Şekil 5.14) mikroorganizmaların biyolojik faaliyetindeki değişim açıkça görülmektedir. Başlangıçta örneklenen ön-çökeltmesiz 8G çamurunun biyolojik aktivitesinin (49 mg O₂/L/saat) 2 saat ön çökeltmeli atıksu ile beslenen 8G/öç çamuruna (36,5 mg O₂/L/saat) göre yaklaşık %34 civarında daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. 8G'de gözlemlenen bu fazladan aktivitenin etkisi ilk 28 gündeki 8G/öç'ye göre kıyasla daha yüksek olan UAKM ve TOK giderim verimlerinde görülmektedir.

28 gün sonunda OTH değerleri her iki çamurdaki aktivite hemen hemen aynı seviyeye düşmüş ve 8G/öç çamurunda ~%60 (13 mg O₂/L/saat) ve 8G çamurunda ~%73 (14,5

mg O₂/L/saat) oranında azalmıştır. Havalı çürütme sırasında OTH değerleri, Pehlivanoglu-Mantas ve diğ. (2007)'da 20 günde %79-86 ve Okutman-Tas (2010)'da 18 günde %65 düşmüştür. 28 gün içerisinde OTH'deki azalma ve benzer seviyelere gerilemesi, 28'inci günden itibaren UAKM parçalanma hızı sabiti değerlerinin (*k*) hemen hemen aynı seviyeye gelmesinin sebebini açıklamaktadır (Şekil 5.8 ve Şekil 5.9). Çürütme sırasında endojenik fazda olan biyokütle zamanla yok edilmiş ve bu da biyokütlenin aktivitesinin azalması ile sonuçlanmıştır.



Şekil 5.14 : Stabilizasyonun başlangıcında ve 28. gününde örneklenen çamurda ölçülen OTH değerleri.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Arıtma çamurlarının özellikleri, uygulanan arıtma proseslerine ve atıksu özelliğine göre değişmektedir. Yaygın olarak kullanılan sıradan bir biyolojik arıtma sisteminde ızgaralardan ve kum tutuculardan geçen atıksu, önce ön-çökeltme tankına gönderilir. Ön-çökeltme tankında bekletilen atıksu, ihtiva ettiği bir kısım katı maddeden arıtılarak havalandırma havuzuna (aktif çamur ünitesi) aktarılır ve burada da biyolojik arıtmaya tabi tutulur. Aktif çamur işleminden sonra atıksu son-çökeltme tankına verilir ve burada katı madde oranı azaltılarak deşarj edilir. Son-çökeltme tankında toplanan çamur nihai bertaraf öncesi genellikle çeşitli stabilizasyon işlemlerine tabi tutulur.

Bu çalışmada yukarıda sayılan arıtma işlemleri simüle edilerek, ön-çökeltme işleminin uygulanması veya tamamen atlanarak fiziksel arıtmadan geçen atıksuyun doğrudan aktif çamur ünitesine gönderilmesi ile üretilen iki farklı biyolojik çamur laboratuvar ortamında elde edilmiştir. Daha sonra bu iki çamur, ön çöktürmenin yapıp yapılmamasının havalı çürütme işleminin performansına etkisi incelenmiştir. Çalışmadan elde edilen başlıca sonuçlar aşağıda verilmiştir:

1. İki saatlik ön çökeltmenin uygulanmaması, aerobik çürütme safhasına giren 8 günlük çamur yaşına sahip atık aktif çamurun AKM konsantrasyonunda %55, UAKM konsantrasyonunda %56 oranlarında artışa sebep olmuştur.
2. Her iki aktif çamur sisteminde (sistem karalı hale geldikten sonra) çıkış suyunun KOİ konsantrasyonu ve sistemlerin KOİ giderim verimleri birbirine oldukça yakındır. Yani ön çökeltme işlemi yapılmaksızın KOİ içeriği bakımından oldukça benzer özellikte arıtılmış atıksu eldesi sağlanabilir.
3. Katı madde oranındaki büyük farka rağmen iki çamurun UAKM:AKM oranı havalı çürütme stabilizasyonuna başlandığında hemen hemen aynıdır (~%78). 61 gün boyunca sürdürülen stabilizasyon boyunca farklılıklar gözlemlenmişse de 49. günden itibaren UAKM:AKM oranı, her iki reaktörde de aynı seviyelerde seyretmiştir (~%58).

4. Havalı çürütme sırasında UAKM giderimi ilk 21 gününde ön çökeltmesiz işletilen reaktörden (8G) elde edilen çamurda daha hızlı gerçekleşmiş ve %50 seviyelerine yükselmiştir. 28'inci günden sonra ise 8G'deki UAKM giderim hızı azalmıştır ve böylece her iki reaktörde de UAKM giderim verimi hemen hemen aynı oranlarda seyretmiş. 61. gün sonunda her iki çamurda UAKM giderimi %72-73 seviyesine çıkmıştır; AKM giderimi ise 61. gün sonunda her iki reaktörde de %63'dür.
5. Ön çökeltme işlemi uygulanmaması atık aktif çamurun TOK konsantrasyonlarında yükselmeye yol açmıştır. Ancak TOK giderim verimi, 61 günlük çürütme sonrasında her iki reaktörde de aynı seviyeye yükselmiştir (%53). ÇOK konsantrasyonlarında her iki reaktörde artış gözlemlenmiştir.
6. Eluatta ölçülen TOK miktarı stabilizasyonun 0. gününde ön-çökeltmeli reaktörde (8G/öç) %30 daha fazladır. Stabilizasyonun 61. gününde eluat TOK miktarı 8G'de sadece %1 azalmış ve 8G/öç'de ise %29 azalmıştır. 61 günlük havalı stabilizasyon her iki reaktörde eluat ÇOK konsantrasyonlarında yükselmeye sebep olmuştur.
7. OTH ölçümlerine göre ön-çökeltmesiz reaktördeki biyokütle aktivitesi %34 daha fazladır. 28 günlük stabilizasyondan sonra her iki reaktördeki aktivite benzer seviyelere indirilmiştir (13-14.5 mg O₂/L/saat).

Tüm bu gözlemler birlikte değerlendirildiğinde, aerobik çürütmenin daha avantajlı olduğu küçük kapasiteli sistemlerde ön çökeltme ünitesi kullanılmayarak havalı çürütme işleminin performansında ve aktif çamur sisteminde artıran atıksuyun kalitesinde büyük değişim yaşanmadan sistem tasarımının basitleştirilebileceği görülmektedir.

Fakat, bir yandan sistem basitleştirilirken artan biyolojik çamur miktarı sebebi ile havalı çürütücü hacminin büyütülmesi gerekli hale gelebilir. Bu durumda çürütme ünitesi için gerekli yatırım ve işletme maliyetleri artacaktır. Öte yandan ise birincil çamur gibi hızla bozunma eğilimi olan bir atığın oluşmaması ve ön-çökeltme tankına gerek olaması da gerekli yatırım ve işletme maliyetlerinde bir azalma sağlayacağı varsayılabilir. Maliyetlerdeki bu azalma ve artışın hangi boyuttaki tesislerde iktisatlı olacağı ise araştırılmalıdır.

KAYNAKLAR

- Adams, C.E., Wesley Eckenfelder Jr, W., ve Stein, R.M.** (1974). "Modifications to aerobic digester design." *Water Research*, 8(4), 213-218.
- Akça, L., ve Knudsen, J.F.** (2005). "Arıtma Çamurunun Tarımda Kullanılması Halinde Çevrenin ve Özellikle Toprağın Korunmasına ilişkin Konsey Direktifi 86/278/EEC için Direktife Özgü Yatırım Planı." Çevre ve Orman Bakanlığı, M.F.v.İ.B., Rapor no.: EHCIP_TEC_SIP_DSIP Sewage Sludge ver 4 tr, Türkiye.
- Akyarlı, A., ve Şahin, H.** (2005). "Arıtma Çamurlarının Bertarafında Kireç Kullanımı." *I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu*, Egebiyoteknoloji Sanayi ve Ticaret A.Ş., İzmir.
- Al-Ghusain, I., Hamoda, M.F., ve Abd El-Ghany, M.** (2002). "Nitrogen transformations during aerobic/anoxic sludge digestion." *Bioresource Technology*, 85(2), 147-154.
- Anderson, B.C., Mavinic, D.S., ve Oleszkiewicz, J.A.** (1996). "Stabilization of Combined Wastewater Sludge: Aerobic Processes." *Environmental Technology*, 17(7), 727-736.
- Andreoli, C.V., Von Sperling, M., ve Fernandes, F.** (2007). *Sludge Treatment and Disposal*, IWA Publishing, London, UK.
- APHA** (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C.
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C., ve Lebrato, J.** (2006). "Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges." *Bioresource Technology*, 97(10), 1179-1184.
- Avcioglu, E., Orhon, D., ve Sözen, S.** (1998). "A new method for the assessment of heterotrophic endogenous respiration rate under aerobic and anoxic conditions." *Water Science and Technology*, 38(8-9), 95-103.
- Bernard, S., ve Gray, N.F.** (2000). "Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature." *Water Research*, 34(3), 725-734.
- Bhargava, D.S., ve Datar, M.T.** (1988). "Progress and kinetics of aerobic digestion of secondary sludges." *Water Research*, 22(1), 37-47.
- Borowski, S., ve Szopa, J.S.** (2007). "Experiences with the Dual Digestion of Municipal Sewage Sludge." *Bioresource Technology*, 98(1199–1207).

- Cheremisinoff, N.P.** (2002). "Chapter 12 - Treating the Sludge." *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*, Cheremisinoff, N.P., ed., Butterworth-Heinemann, Woburn, 496-600.
- Çokgör, E.U., Filibeli, A., Sanin, F.D., Erdinçler, A., İnsel, G., Ayol, A., İmamoğlu, İ., Alagöz, A., Arıkan, O., Büyükkamacı, N., Sever, A., Ersöz, E., ve Gençsoy, E.B.** (2012). "Evsel/Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinde Çamur Üretim Potansiyeli: Ülkemizdeki Mevcut Durum.", 4. *Ulusal Katı Atık Yönetimi Kongresi*, 17-20 Ekim, Antalya.
- Filibeli, A., ve Kaynak, G.E.** (2006). "Arıtma çamuru miktarının azaltılması ve özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla yapılan ön işlemler" *İTÜ Dergisi/e*, 16(1-3), 3-12.
- Gray, N.F.** (2005). *Water Technology*, Butterworth-Heinemann, Oxford, İngiltere.
- İmamoğlu, İ., Filibeli, A., Erdinçler, A., Çokgör, E.U., Sanin, F.D., Ayol, A., Alagöz, A., Arıkan, O., Serçe, T., Büyükkamacı, N., Akyapı, A., Pehlivanoğlu-Mantaş, E., ve Topuz, E.** (2012). "Arıtma Çamuru Yönetiminde Yasal Mevzuat: Türkiye ve Dünyadan Örnekler.", 4. *Ulusal Katı Atık Yönetimi Kongresi*, 17-20 Ekim, Antalya.
- İnsel, G., Kındır, E., Ayol, A., Erdinçler, A., Arıkan, O., İmamoğlu, İ., Alagöz, B.A., Gençsoy, E.B., Sanin, F.D., Büyükkamacı, N., Karataş, Ö., Saygılı, G., Şener, G., Çokgör, E.U., ve Filibeli, A.** (2013). "Current Situation and Future Perspectives in Municipal Wastewater Treatment and Sludge Management in Turkey." *Journal of Residuals Science & Technology*, 10(3), 133-138.
- Li, Y.Y., Mizuno, O., Miyahara, T., Noike, T., ve Katsumata, K.** (1997). "Ecological analysis of the bacterial system in a full-scale egg-shaped digester treating sewage sludge." *Water Science and Technology*, 36(6-7), 471-478.
- Low, E.W., ve Chase, H.A.** (1999). "Reducing production of excess biomass during wastewater treatment." *Water Research*, 33(5), 1119-1132.
- Mavinic, D.S., ve Koers, D.A.** (1982). "Fate of Nitrogen in Aerobic Sludge Digestion." *Journal of Water Pollution Control Federation*, 54(4), 352-360.
- Metcalf, L., ve Eddy, H.P.** (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, New York, USA.
- Okutman-Tas, D.** (2010). "Respirometric assessment of aerobic sludge stabilization." *Bioresource Technology*, 101(8), 2592-2599.
- Özdemir, S., Çokgör, E.U., ve Orhon, D.** (2014). "Modeling the fate of particulate components in aerobic sludge stabilization – Performance limitations." *Bioresource Technology*, 164, 315-322.
- Öztürk, İ.** (2000). *Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları*, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk, İ., Timur, H., ve Koşkan, U.** (2005). "8. Bölüm: Çamur Arıtımı ve Uzaklaştırılması." *Atıksu Arıtımının Esasları: Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü*, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı.

- Pehlivanoglu-Mantas, E., Okutman Tas, D., Insel, G., Aydin, E., Ozturk, D.C., Olmez, T., Gorgun, E., Ubay Cokgor, E., ve Orhon, D.** (2007). "Evaluation of Municipal and Industrial Wastewater Treatment Sludge Stabilization in Istanbul." *CLEAN – Soil, Air, Water*, 35(6), 558-564.
- Randall, C.W., Reed, C.E., ve King, P.H.** (1974). "Effects of detention time and pH on the performance of continuous flow aerobic digestion." *the 9th Air, Land and Water Pollution Control Conference*.
- Scholz, M.** (2006). "Chapter 23 - Sludge treatment and disposal." *Wetland Systems to Control Urban Runoff*, Scholz, M., ed., Elsevier, Amsterdam, 163-174.
- Shammas, N.K., ve Wang, L.K.** (2007). "Aerobic Digestion." *Biosolids Treatment Processes*, Wang, L.K., Shammas, N.K., ve Hung, Y.T., eds., Humana Press Inc., New Jersey, USA, 177-205.
- TAKY** (2005). "Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (TAKY), No: 25755, Tarih: 14.03.2005."
- TS 2789 ISO 6060** (2000). "Su kalitesi- Kimyasal oksijen ihtiyacının tayini", TSE, Çevre İhtisas Grubu, Bakanlıklar/ANKARA, 17.04.2000.
- TS 8195 EN 1484** (2000). "Su kalitesi- Toplam organik karbon (tok) ve çözünmüş organik karbon (çok) tayin kılavuzu", TSE, Çevre İhtisas Grubu, Bakanlıklar/ANKARA, 18.04.2000.
- TS 9546 EN 12880** (2002). "Çamurların karakterizasyonu- Kuru kalıntı ve su muhtevası tayini", TSE, Çevre Sağlığı Özel Daimi Komitesi, Bakanlıklar/ANKARA, 26.04.2002.
- TS EN 12457-4** (2004). "Atıkların nitelendirilmesi - Katıdan özütleme analizi- Granül katı atıkların ve çamurların katı özütlemesi için uygunluk deneyi", TSE, Teknik Kurul, Bakanlıklar/ANKARA, 28.01.2004.
- TÜİK** (2014). "Belediye Atıksu Göstergeleri." Çevre İstatistikleri, İstatistiksel Tablolar ve Dinamik Sorgulama, Atıksu İstatistikleri, <http://www.tuik.gov.tr/PreIstatistikTablo.do?istab_id=491>. (3 Mayıs, 2014).
- Turovskiy, I.S., ve Mathai, P.K.** (2006). *Wastewater Sludge Processing*, John Wiley & Sons, New Jersey, ABD.
- USEPA** (2003). "Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge Under 40 CFR Part 503." U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Office of Research and Development, Cincinnati, USA.
- Vesilind, P.A., Hartman, G.C., ve Skene, E.T.** (1986). *Sludge Management & Disposal*, Lewis Publishers Inc., Michigan, USA.

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad : Enes ÖZKÖK
Doğum Yeri ve Tarihi : İstanbul,
25 Haziran 1985
E-Posta : enesozkok@gmail.com



ÖĞRENİM DURUMU

Lisans : Kocaeli Üniversitesi
Yüksek Lisans : University of Maryland – College Park

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER

- T.C. Milli Eğitim Bakanlığı, 1416 Sayılı Kanuna bağlı Yurtdışında Eğitim Bursu, 2010

YAYIN VE PATENT LİSTESİ

- Özkök, E., Davis, A. and Aydilek, A. (2013). "Leaching of As, Cr, and Cu from High-Carbon Fly Ash–Soil Mixtures." *Journal of Environmental Engineering*, 139(11), 1397-1408.

TEZDEN TÜRETİLEN YAYINLAR/SUNUMLAR

- *Konferans Poster*: S. Özdemir, E. Özkök, O. Arıkan, E. Çokgör and D. Orhon, (2013). "EFFECT OF PRIMARY SETTLING ON STABILIZATION OF BIOLOGICAL SLUDGE UNDER AEROBIC CONDITION", 17th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region (MESAEP), İstanbul.

