

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

**ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONU VE ULTRASONİK
DEZENTEGRASYONU İÇİN OPTİMUM PROSES KOŞULLARININ
BELİRLENMESİ**

Sema BAHAR

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

2016

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

**ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONU VE ULTRASONİK
DEZENTEGRASYONU İÇİN OPTİMUM PROSES KOŞULLARININ
BELİRLENMESİ**

Sema BAHAR

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

**(Bu tez, Akdeniz Üniversitesi Araştırma Fonu tarafından FYL-2016-1115
numaralı proje ile desteklenmiştir.)**

2016

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

**ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONU VE ULTRASONİK
DEZENTEGRASYONU İÇİN OPTİMUM PROSES KOŞULLARININ
BELİRLENMESİ**

Sema BAHAR

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

Bu tez, 17 / 05 / 2016 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇIĞGIN (Danışman)

Prof.Dr. Ayşe MUHAMMETOĞLU

Doç.Dr. H. Güçlü İNSEL

ÖZET

ATIK AKTİF ÇAMURUN AEROBİK STABİLİZASYONU VE ULTRASONİK DEZENTTEGRASYONU İÇİN OPTİMUM PROSES KOŞULLARININ BELİRLENMESİ

Sema BAHAR

Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGIN

Mayıs 2016, 62 Sayfa

Atıksuların biyolojik arıtımı sırasında açığa çıkan atık aktif çamurlarının nihai bertarafı öncesi organik içeriğinin azaltılması için stabilizasyonu gerekmektedir. Aerobik stabilizasyon işletme kolaylığı ve maliyeti nedeniyle kabul gören bir stabilizasyon yöntemidir. Aerobik stabilizasyon prosesinin verimi genellikle organik madde giderimi açısından değerlendirilmektedir. Ancak, stabilizasyon prosesinin detaylı değerlendirilmesi için proses sırasında gerçekleşen metabolik süreçlerin de anlaşılması gerekmektedir. Bu nedenle, stabilizasyon sürecinin modellenmesine yönelik çalışmalar artmıştır. Arıtma çamurunun verimli bir şekilde stabilizasyonunun ardından hacmini azaltmak için etkin bir şekilde susuzlaştırılması gerekir. Susuzlaştırma verimini arttırmak amacıyla yardımcı dezentegrasyon yöntemleri araştırılmakta olup, ultrasonik dezentegrasyon çamurun susuzlaştırma özelliklerini arttıracak potansiyele sahiptir.

Bu kapsamda, bu çalışmanın amacı atık aktif çamurdan yüksek organik madde giderimi için uygun aerobik stabilizasyon organik yükleme miktarının belirlenmesi, stabilizasyon sırasında gerçekleşen mekanizmaların değerlendirilmesi için prosesin modellenmesi ve susuzlaştırmayı iyileştirmek için en uygun ultrasonik dezentegrasyon proses koşullarının belirlenmesidir.

Aerobik stabilizasyon çalışmaları sonucunda % 51 uçucu katı madde giderim verimi elde edilmiş olup, bu değer yönetmeliklerde belirtilen değerden yüksektir. Gerçek atık aktif çamur ile yürütülen stabilizasyon çalışmaları ile elde edilen kimyasal oksijen ihtiyacı ve uçucu askıda katı madde verilerinin bir arada modellenmesi için aktif çamur model no.1 (ASM1) ve no.3 (ASM3) uygulanmıştır. Model sonuçları, her iki modelinde 0,978'den yüksek regresyon katsayısı ile uygulanabilir olduğunu göstermiştir. Aerobik olarak stabilizasyona tabi tutulmuş atık aktif çamurun susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirmek amacıyla uygulanması gereken ultrasonik dezentegrasyon işletme koşulları 2,84 dakika ultrases süresi ve 17,01 W ultrases gücü olarak belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELER: Atık aktif çamur, Aerobik stabilizasyon, Ultrasonik dezentegrasyon, Çamur susuzlaştırma, Aktif çamur modelleme

JÜRİ: Yrd. Doç. Dr. Aslı Seyhan ÇİĞGIN (Danışman)

Prof.Dr. Ayşe MUHAMMETOĞLU

Doç.Dr. H. Güçlü İNSEL

ABSTRACT

DETERMINATION OF OPTIMUM PROCESS CONDITIONS FOR AEROBIC STABILIZATION AND ULTRASONIC DISINTEGRATION OF WASTE ACTIVATED SLUDGE

Sema BAHAR

MSc Thesis in Environmental Engineering
Supervisor: Assist. Prof. Dr. Ash Seyhan ÇİĞGIN
May 2016, 62 pages

The waste activated sludge arised during the biological treatment of wastewaters should be stabilized prior to final disposal in order to decrease organic content of sludge. Aerobic stabilization is an accepted stabilization method because of its simple operation and cost. The efficiency of aerobic stabilization is generally evaluated based on the volatile suspended solid removal. However, the metabolic processes involved in aerobic stabilization should be known to evaluate the aerobic stabilization process in detailed. Therefore, the studies on the modelling of aerobic stabilization process have increased. After the efficiently stabilization of sewage sludge, it is necessary to dewater the sludge in order to reduce sludge volume. The disintegration methods are investigated to improve the dewatering efficiency. Ultrasonic disintegration has a potential to improve the dewatering properties of sewage sludge.

In this context, the aim of this study is to determine optimum organic loading concentration of aerobic stabilization for achievement of high organic matter removal, to model aerobic stabilization process to gain knowledge on the mechanisms involved in stabilization and to determine the optimum operating conditions of ultrasonic disintegration for improving the dewatering properties of sludge.

As a result of aerobic stabilization studies, the maximum volatile suspended solid removal rate was as 51% which is higher than stated in the regulations. The activated sludge models no.1 (ASM1) and no.3 (ASM3) were applied to simultaneous model COD and VSS data gathered from the aerobic stabilization experiments carried out with real waste activated sludge. The model simulations confirmed the practicability of both models with regression coefficients more than 0.978. The operating conditions for ultrasonic disintegration, which can be used for improving the dewatering properties of aerobically stabilized waste activated sludge, were determined as 2.84 min for ultrasound time and 17.01 W for ultrasound power.

KEYWORDS: Waste activated sludge, Aerobic stabilization, Ultrasonic disintegration, Sludge dewatering, Activated sludge modelling

COMMITTEE: Assist. Prof.Dr. Ash Seyhan ÇİĞGIN (Supervisor)
Prof.Dr. Ayşe MUHAMMETOĞLU
Assoc. Prof.Dr. H. Güçlü İNSEL

ÖNSÖZ

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

Laboratuvarda karşılaştığım sorunlarda her an yardıma koşan, eksiklerimizi elinden geldiğince tamamlamaya çalışan Mehmet YÖNTEM'e teşekkürü bir borç bilirim. Deneysel çalışmalarım sırasında fedakârca yardımlarından dolayı Songül Beste ŞAHİN'e çok teşekkür ederim. Literatür araştırmalarımın katkılarından dolayı Selin ÇOBANSOY, Kubilay ÇİFTÇİ, Derya ARSLAN ve Cihan BULUT'a teşekkür ederim.

Ayrıca eğitim hayatım boyunca desteğini hiç esirgemeyen amcam Süleyman TRAŞ'a teşekkür ederim.

Benim bu günlere gelmemi sağlayan ve hayatım boyunca benden maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, hep minnettar kalacağım sevgili ailem; annem, babam ve kardeşlerime en içten sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	3
2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK TARAMALARI.....	4
2.1. Arıtma Çamuru Tanımı	4
2.1.1. Ön çöktürme çamurları.....	5
2.1.2. Atık aktif çamur.....	5
2.1.3 Kimyasal çamur.....	6
2.2 Arıtma Çamuru Nihai Bertaraf Yöntemleri	6
2.2.1. Tarımda kullanım	6
2.2.2 Düzenli depolama	7
2.2.3. Yakma.....	7
2.3. Arıtma Çamurlarından Su Alma Yöntemleri	8
2.3.1. Çamur yoğunlaştırma	8
2.3.2. Çamur susuzlaştırma.....	8
2.3.3. Çamur şartlandırma	9
2.3.4. Çamur kurutma	10
2.4. Arıtma Çamurlarının Suyunun Alınmasına Yardımcı Yöntemler (Dezenteğrasyon)	11
2.4.1. Ultrasonik dezenteğrasyon	12
2.4.2. Ultrasonik dezenteğrasyon uygulamaları	13
2.5.3. Kireç stabilizasyonu	15
2.5.3. Kompostlaştırma.....	16
2.6. Atık Aktif Çamurun Aerobik Stabilizasyonu.....	16
2.6.1. Klasik Aerobik Stabilizasyon Prosesi.....	16
2.6.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesi	17
2.6.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesine Yönelik Çalışmalar	19
3. MATERYAL VE METOT	22
3.1. Aerobik Stabilizasyon Çalışmaları.....	22
3.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesi.....	23
3.3. Model Parametrelerinin Tanımlanabilirlik Analizleri.....	24
3.5. Analitik Yöntemler.....	26
3.5.1. Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri	26
3.5.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ) analizleri	27
3.5.3. Kuru madde içeriğinin belirlenmesi	28
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	29

4.1. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin Başlangıç Karakterizasyonu	29
4.2. Aerobik Stabilizasyon Sonuçları	29
4.2.1. Aerobik Stabilizasyon Sırasında pH ve Sıcaklık değişimi	29
4.2.2. Aerobik Stabilizasyon Sırasında AKM ve UAKM değişimi.....	31
4.2.3. Aerobik Stabilizasyon Sırasında Toplam KOİ değişimi	32
4.2.4. Aerobik Stabilizasyon Performansının Değerlendirilmesi	34
4.3. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesi.....	34
4.3.1. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin ASM1 ile Modellenmesi	35
4.3.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin ASM3 ile Modellenmesi	39
4.3.3. Model Parametrelerinin Tanımlanabilirlik Analizleri	43
4.4. Ultrasonik Dezentegrasyon Çalışmaları Sonuçları.....	47
4.4.1. Ultrasonik Dezentegrasyon Deney Sonuçları.....	47
4.4.1. Ultrasonik Dezentegrasyon Sonuçlarının Modellenmesi	49
5. SONUÇLAR	52
6. KAYNAKLAR	54
ÖZGEÇMİŞ	

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

b_H	Heterotrofik biyokütlenin içsel solunum hızı (1/gün)
b_{STO}	Depolama ürünlerinin içsel solunum hızı (1/gün)
F_a	Aktif biyokütle fraksiyonu (%)
f_{EX}	Partikül metabolik ürünlerin üretim fraksiyonu (%)
f_{XH}	Atık aktif çamurun aktif biyokütle fraksiyonu (%)
f_{XI}	Atık aktif çamurun partikül inert madde fraksiyonu (%)
f_{XS}	Atık aktif çamurun partikül organik madde fraksiyonu (%)
f_{XSTO}	Atık aktif çamurun partikül depolama ürünü fraksiyonu (%)
i_{cvH}	Aktif biyokütle için KOİ/UAKM oranı
i_{cvP}	Metabolik ürünler için KOİ/UAKM oranı
i_{XH}	Aktif biyokütlenin UAKM içeriği
i_{XI}	Partikül inert maddenin UAKM içeriği
i_{XP}	Partikül metabolik ürünlerin UAKM içeriği
i_{XS}	Partikül organik maddenin UAKM içeriği
i_{XSTO}	Partikül depolama ürünün UAKM içeriği
k_h	Hidroliz hız sabiti (1/gün)
K_{OH}	Oksijen yarı doygunluk sabiti (mgKOİ/L)
K_S	Çoğalma için yarı doygunluk sabiti (mgKOİ/L)
K_{STO}	Depolama ürünleri için yarı doygunluk sabiti (mgKOİ/L)
K_X	Hidroliz için yarı doygunluk sabiti (mgKOİ/L)
μ_H	Maksimum heterotrofik çoğalma hızı (1/gün)
p	Gerçek liste değişkeni olan model parametresi
R^2	Regresyon katsayısı
S_O	Çözünmüş oksijen konsantrasyonu (mg/L)
S_S	Çözünmüş organik madde konsantrasyonu (mg/L)
X_H	Heterotrofik biyokütle konsantrasyonu (mg/L)
X_I	Partikül inert madde konsantrasyonu (mg/L)
X_P	Partikül mikrobiyal ürün konsantrasyonu (mg/L)
X_S	Partikül organik madde konsantrasyonu (mg/L)
X_T	Toplam partikül madde konsantrasyonu (mg/L)
X_{STO}	Depolama ürünü konsantrasyonu (mg/L)
X_{TSS}	AKM konsantrasyonu (mg/L)
X_{VSS}	UAKM konsantrasyonu (mg/L)
y	Aquasim tarafından hesaplanan değişken
Y_H	Heterotrofik Dönüşüm Oranı (mgKOİ/mgKOİ)

Kısaltmalar

AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
AKM	Askıda Katı Madde
ASM1	Aktif Çamur Model No.1
ASM3	Aktif Çamur Model No. 3
CYY	Cevap Yüzey Yöntemi
ÇKOİ	Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
ÇOK	Çözünmüş Organik Karbon
ÇŞB	Çevre ve Şehircilik Bakanlığı
DAS	Demir (II) Amonyum Sülfat
EPA	Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı
GAO	Glikojen Depolayan Mikroorganizmalar
ISO	Uluslararası Su Örgütü
KM	Katı Madde
KOİ	Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MKT	Merkezi Kompozit Tasarım
OTH	Oksijen Tüketim Hızı
PAO	Fosfor Depolayan Mikroorganizmalar
RMSE	Ortalama Karekök Hatası
SensAR	Mutlak-Bağıl Hassasiyet Fonksiyonu
TKM	Toplam Katı Madde
TS	Türk Standardı
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
WEF	Su Çevre Federasyonu (Water Environment Federation)

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Aerobik Stabilizasyon Deney Düzenegi	22
Şekil 4.1. Aerobik stabilizasyon sırasında pH değişimi.....	30
Şekil 4.2. Aerobik stabilizasyon sırasında sıcaklık değişimi	30
Şekil 4.3. Reaktör 1'e ait AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri	31
Şekil 4.4. Reaktör 2'ye ait AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri	31
Şekil 4.5. Reaktör 3'e ait AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri	32
Şekil 4.6. Reaktörlerde elde edilen UAKM giderim verimleri	33
Şekil 4.7. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinde Toplam KOİ konsantrasyon profilleri.....	33
Şekil 4.8. Reaktör 1'in ASM1 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	35
Şekil 4.9. Reaktör 2'nin ASM1 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	37
Şekil 4.10. Reaktör 3'ün ASM1 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	38
Şekil 4.11. Reaktör 1'in ASM3 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	39
Şekil 4.12. Reaktör 2'nin ASM3 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	41
Şekil 4.13. Reaktör 3'ün ASM3 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	42
Şekil 4.14. Reaktör 1 için k_H , K_S , K_X ve μ_H parametrelerine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçlarının ilk gününün değerleri (a) KOİ, (b) UAKM	43
Şekil 4.15. Reaktör 1 verilerinin ASM1 ile modellenmesine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	44
Şekil 4.16. Reaktör 1 verilerinin ASM3 ile modellenmesine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM.....	46
Şekil 4.17. ASM1'e göre aerobik stabilizasyon sırasında partikül madde fraksiyonlarının değişimi.....	47
Şekil 4.18. ASM3'e göre aerobik stabilizasyon sırasında partikül madde fraksiyonlarının değişimi.....	47
Şekil 4.19. Ultrasonik dezentegrasyon ile elde edilen KM içerikleri	48
Şekil 4.20. Ultrases enerjisinin KM içeriğine etkisi	49
Şekil 4.21. KM içeriğine ait cevap yüzey grafiği	50

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Arıtma çamuru kaynakları ve özellikleri	4
Çizelge 2.2. Ön çökeltme çamurları ve atık aktif çamurların kimyasal bileşimi	5
Çizelge 2.3. Susuzlaştırma metotları sonucunda elde edilen katı madde muhtevaları (Tchobanoglous vd 2003)	9
Çizelge 2.4. Susuzlaştırma yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları	10
Çizelge 2.5. Aerobik çürütücüler için tasarım kriterleri (Koyuncu vd 2012)	16
Çizelge 2.6. Aerobik Stabilizasyon prosesinin modellenmesi için ASM1 matrisi	18
Çizelge 2.7. Aerobik Stabilizasyon prosesinin modellenmesi için ASM3 matrisi	19
Çizelge 3.1. Aerobik Stabilizasyon prosesinin modellenmesi için modifiye edilen ASM1 matrisi	23
Çizelge 3.2. Ultrasonik dezentegrasyon için seçilen proses değişkenler ile seviyeleri ..	26
Çizelge 4.1. Aerobik stabilizasyon reaktörlerinin başlangıç karakterizasyonu	29
Çizelge 4.2. Aerobik stabilizasyon ile elde edilen giderim verimleri	34
Çizelge 4.3. Aerobik stabilizasyon ile elde edilen UAKM giderim verimleri	34
Çizelge 4.4. ASM1 ile modelleme sonucu elde edilen partikül madde fraksiyonları.....	36
Çizelge 4.5. ASM1 ile modelleme sonucu elde edilen kinetik parametreler	37
Çizelge 4.6. ASM3 ile modelleme sonucu elde edilen partikül madde fraksiyonları ...	40
Çizelge 4.7. ASM3 ile modelleme sonucu elde edilen kinetik parametreler	41
Çizelge 4.8. MKT metoduna göre ultrasonik dezentegrasyon deney koşulları	48
Çizelge 4.9. Katı madde içeriği modeli ANOVA testi sonuçları	50

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Çevresel düzenlemeler ve atık yönetimi stratejileri, atıksu arıtma tesislerinin sayısının dünya çapında artmasına neden olmuştur. Yaygın olarak uygulanan biyolojik süreçlerin atıksu arıtımı açısından büyük bir verimlilik gösterdiği kanıtlanmıştır. Ancak, atıksu arıtma prosesleri sırasında açığa çıkan arıtma çamurları başka bir çevresel sorun oluşturmaktadır. Arıtılmış atıksuyun yaklaşık % 0,5-2'si arıtma çamuruna dönüşmekte ve bu çamurun bertaraf maliyetleri atıksu arıtma tesisi işletme maliyetlerinin yaklaşık % 50'sini oluşturmaktadır (Tchobanoglous ve Crites 1998).

Arıtma çamurları, kentsel atıksu arıtma tesislerinde farklı çöktürme adımlarında oluşan organik madde açısından zengin ürünlerdir. Arıtma işlemlerinde kullanılan ön çöktürme, kimyasal çöktürme ve biyolojik çöktürme kademelerinde farklı özelliklerde ve kalitede arıtma çamuru oluşmaktadır. Biyolojik atıksu arıtımı sırasında genellikle biyolojik çamur, ikincil çamur ya da biyokatı olarak adlandırılan atık aktif çamur ortaya çıkmaktadır (Akyarlı ve Şahin 2005). Atık aktif çamurlar, bünyelerinde yüksek miktarda organik madde, aktif mikroorganizma ve atıksuyun kaynağına göre farklı kirleticiler (ağır metaller vb.) içermektedir. Oluşan arıtma çamurları hacimce büyük olup, doğrudan nihai bertarafı olukça zordur (Öztürk vd 2005). Çamurların atık çamur keki şeklinde nihai bertaraf edilmeden önce hacminin ve organik içeriğinin en aza indirilmesi için stabilizasyonu gerekir ve çamur stabilizasyonunun verimli gerçekleştirilememesi çamur arıtımında karşılaşılan en büyük problemlerden biridir (Çokgör vd 2010).

Stabilizasyon prosesi, uçucu kimyasalların biyolojik olarak parçalanması ve kimyasal oksidasyonu; mikroorganizmaları inhibe etmek üzere çamura kimyasal ilavesi; çamurun sterilizasyonu veya dezenfeksiyonu için ısı uygulaması işlemlerini içerebilir. Dolayısıyla, çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca teknolojiler; kireç stabilizasyonu, ısıl işlem, kompostlaştırma, anaerobik stabilizasyon ve aerobik stabilizasyon olarak sıralanabilir (Wang vd 2008). Aerobik ve anaerobik stabilizasyon en yaygın kullanılan biyolojik stabilizasyon yöntemleridir ve bu prosesler tüm Dünya'da atıksu arıtımının son adımı olarak birçok atıksu arıtma tesisinde uygulanmaktadır (Hall 1995). Anaerobik stabilizasyon biyogaz olarak enerji üretimi sağladığı için daha avantajlı bir prostedir. Ancak, yatırım ve işletme ile ilgili hususlar dikkate alındığında aerobik stabilizasyon anaerobik stabilizasyona kıyasla daha kolay ve daha az masraflı bir teknolojidir (Nowak 2006).

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

çamurun biyolojik olarak ayrışan fraksiyonun giderilmesi ile mümkündür. Aerobik çamur stabilizasyonu ile 10-15 günlük bir bekletme süresinde uçucu katı madde giderimi %35-50 arasında değişmektedir.

Aerobik stabilizasyon sırasında, ilk olarak, organik maddeler oksitlenir, böylece hücre dokusu, aerobik ortamda su, karbondioksit ve amonyağa oksitlenir (Yıldız ve Demir 2010). Ortamdaki organik madde tükendiği zaman, biyokütle bünyesinde bulunan oksijen ile oksitlenir ve çürümüş (stabilize) çamur oluşur. Bu adım aktif çamur prosesindeki içsel solunum süreci ile aynıdır (Zupancic ve Ros 2008). Aktif çamur süreci detaylı bir şekilde anlaşılmış olmakla birlikte, bu süreç sonucu açığa çıkan atık aktif çamurun stabilizasyon süreci hala bir soru işaretidir.

Atık aktif çamurun stabilizasyon prosesinin anlaşılması için stabilizasyon çalışmalarının modellenmesine yönelik çalışmalar son yıllarda yaygınlaşmaya başlamıştır. Bu modellerde sadece toplam askıda katı madde (AKM) ya da uçucu askıda katı madde (UAKM) içeriği değil aynı zamanda bu içeriği oluşturan partikül madde fraksiyonlarının ele alınması önerilmektedir. İçsel kalıntıların periyodik salınımı ve geri alınımına ilişkin sayısal belirlemeye olanak sağladığı için, Aktif Çamur Model No.1 (ASM1)'de (Henze vd 1987) tarif edilen ölüm-yenilenme mekanizması, çamurun stabilizasyon sürecinin modellenmesine uygun bir modeldir (Özdemir vd 2014). Bu yaklaşım aerobik stabilizasyonun modelleme çalışmalarında partikül metabolik ürünlerin belirleyici rolü vurgulanarak başarılı bir şekilde uygulanmıştır (Jones vd 2007, Ramdani vd 2012).

Mikroorganizmanın karbon kaynağı depolama mekanizmasının ortaya koyulmasının ardından ASM1 depolama mekanizmasını da içerecek şekilde modifiye edilerek Aktif Çamur Model No. 3 (ASM3) (Gujer vd 2000) geliştirilmiştir. Son yıllarda, arıtma çamuru stabilizasyonunun modellenmesine yönelik çalışmalarda, mikroorganizmaların depolama davranışının da göz önüne alınmasının çamur stabilizasyon sürecinin daha doğru bir şekilde anlaşılmasını sağlayacağı önerilmektedir (Cokgör vd 2012, Fall vd 2014). Modelleme çalışmaları çamur stabilizasyonu sürecinin değerlendirmesi hakkında önemli bir fikir sağlamaktadır. Çamurun organik madde yapısının fraksiyonlarına ayrılarak değerlendirilmesi, biyolojik mekanizmaları anlamak ve sistem verimini optimize etmek amacıyla çamur işleme ve bertaraf edilmesi ile ilgili her çalışma için belirleyici bir başlangıç noktası olarak kabul edilmektedir. Ayrıca, organik maddenin kısıtlı olduğu ve içsel solunumun baskın proses olduğu aerobik stabilizasyon sürecine ait model parametrelerinin belirlenmesi birçok çalışma için kullanışlı olacaktır.

Arıtma çamurlarının tarımda kullanım, yakma ve düzenli depolama alanlarında depolama gibi nihai bertarafı öncesi çamurun organik içeriğinin azaltılması için stabilizasyonun uygulanmasının ardından, çamurun su içeriğinin en aza indirilmesi ve böylece hacminin azaltılması için, yoğunlaştırma, susuzlaştırma ve kurutma işlemleri uygulanmaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak 2006). Her bir arıtma aşamasında çamurun su içeriği kademeli olarak azaltılmakta ve böylece çamurların taşınması kolaylaşmakta, depolama sorunu azalmaktadır (Tchobanoglous ve Crites 1998). Susuzlaştırma işleminin verimi ne kadar yüksek olursa, hacim ve kütlede de o kadar azalma meydana gelmekte, bunun sonucunda da çamurun nihai bertarafı aşamasının maliyetleri

düşmektedir. Bu çerçevede, arıtma çamurlarının etkin bir şekilde susuzlaştırılması nihai bertaraf verimi ve maliyeti açısından önem arz etmektedir.

Susuzlaştırma veriminin artırılması amacıyla susuzlaştırmaya yardımcı yan prosesler araştırılmaktadır. Bu yan prosesler, mevcut ünitelerin verimlerini arttırdığı gibi, çamur miktarında da önemli oranda azalma sağlamaktadır. Genel adıyla çamur dezentegrasyonu olarak da tanımlanan bu yöntemlerin esası; farklı bileşenlerden oluşan arıtma çamuru floklarının yapısının dışsal etkilerle (fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler) bozularak, flok bileşenlerinin ayrıştırılması ve içeriğinin çamur sıvı fazına geçirilmesidir. Etkin bir dezentegrasyon sonucunda çamur bünyesindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmekte ve bu sebeple dezentegrasyon uygulanmış arıtma çamurları susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriklerine ulaşmaktadırlar (Muller 2003). Ultrasonik dezentegrasyon, çamur arıtımında kullanılan alternatif arıtma tekniklerinden biridir. Ultrasonik dezentegrasyon, ultrases gücü ve ultrases süresi gibi parametrelere bağlı olarak çamuru ayrıştırmaktadır. Çamura ultrasonik dezentegrasyonun uygulanması çamura ilave kimyasalın eklenmesini veya kimyasalın uzaklaştırılmasını gerektirmemektedir (Kim vd 2010).

1.2.Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, atık aktif çamurun aerobik stabilizasyonu için organik madde giderimi açısından en uygun organik yükleme miktarının belirlenmesi, aerobik stabilizasyon sürecinde gerçekleşen mekanizmaların modelleme çalışmaları ile değerlendirilmesi ve ardından aerobik stabilizasyona tabi tutulmuş biyolojik çamurun susuzlaştırma özelliklerinin artırılması için uygulanması gereken ultrasonik dezentegrasyon proses koşullarının belirlenmesidir.

Çalışma kapsamında ilk olarak organik madde giderimi açısından en uygun organik yükleme miktarının belirlenmesi amacıyla evsel atıksu arıtma tesisinden temin edilen atık aktif çamura farklı başlangıç organik madde konsantrasyonlarında aerobik stabilizasyon uygulanmıştır. Ardından, farklı organik yükleme koşullarında gerçekleştirilen aerobik stabilizasyon laboratuvar çalışmaları sırasında elde edilen uçucu askıda katı madde (UAKM) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) verileri kullanılarak aerobik stabilizasyon sürecinin değerlendirilmesine yönelik olarak modelleme çalışmaları yürütülmüştür. Bu amaçla literatürde aerobik stabilizasyon sürecinin modellenmesinde kullanılan ASM1 ve ASM3 modelleri kullanılmış olup, her iki model içinde model güvenilirliğini doğrulamak amacıyla duyarlılık analizleri yapılmıştır.

Çalışmanın son aşamasında ise, en yüksek seviyede stabilizasyonun sağlandığı organik yükleme hızında aerobik stabilizasyona tabi tutulmuş atık aktif çamurun susuzlaştırma verimini arttırmak için uygulanması gereken ultrasonik dezentegrasyon prosesi işletme koşulları araştırılmıştır. Bu amaçla cevap yüzey yöntemi, merkezi kompozit tasarım metoduna göre farklı ultrases güçleri ve ultrases sürelerinde ultrasonik dezentegrasyon çalışmaları yürütülmüştür. Çalışma sonuçları cevap yüzey yöntemi ile değerlendirilmiş ve aerobik stabilizasyona tabi tutulan atık aktif çamura, susuzlaştırma özelliklerini arttırmak için uygulanması gereken ultrasonik dezentegrasyon proses işletme koşulları belirlenmiştir.

2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK TARAMALARI

2.1. Arıtma Çamuru Tanımı

Arıtma çamurları, kentsel atıksu arıtma tesislerinde ön çökeltim havuzu ve biyolojik arıtma sonucunda son çökeltim havuzunda oluşan, yüksek konsantrasyonlarda organik madde, mikroorganizma ve ağır metaller gibi farklı kirleticiler içeren bir üründür (Akyarlı ve Şahin 2005). Su Çevre Federasyonu'na (Water Environment Federation, WEF) göre; arıtma çamurları, stabilizasyon ve kompostlaştırma gibi işlemler sonrasında yararlı olabilecek ürünlere dönüştürülen atıksu katıları olarak da nitelendirilebilir (Tchobanoglous vd 2003).

Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurlarının yapısı, tesiste uygulanan fiziksel, kimyasal, biyolojik veya ileri arıtma proseslerine göre farklılık göstermekte, çıkan yüksek karbonlu organik madde içerisinde potasyum, azot, fosfor, kükürt ve metal bileşikleri de bulunabilmektedir (Akyarlı ve Şahin 2005). Arıtma tesisinden çıkan çamurun miktarı ve karakteristiği, atıksuyun bileşimine, atıksu ve sonrasında çamur için kullanılan arıtmanın tipine bağlı olarak değişmektedir (Çokgör vd 2009). Arıtma çamurlarının arıtılması ve bertarafı amacıyla uygulanacak en uygun yöntemin belirlenmesi için çamur kaynağının, içeriğinin ve katı madde özelliğinin bilinmesi gerekir (Öztürk vd 2005). Atıksu arıtma tesislerinin işletimi sırasında çamurların toplandığı ve arıtıma gönderildiği aşamalara göre arıtma çamurları başlıca üç gruba ayrılmaktadır (Tchobanoglous vd 2003):

1. Çökebilen katı maddelerin oluşturduğu “ön çöktürme çamurları”,
2. Kimyasal arıtma ve koagülasyon sonucu oluşan “kimyasal çamurlar” ve
3. Biyolojik arıtma sonucu oluşan “atık aktif çamur” (Çizelge 2.1).

Çizelge 2.1. Arıtma çamuru kaynakları ve özellikleri

Çamur Kaynakları	Çamurun Özellikleri	% Katı Madde (KM)
Birincil arıtma çamuru	Atıksu arıtma tesislerinde ön çökeltme tanklarından çıkmaktadır. % 60-70 arasında uçucu askıda katı madde içermektedir.	4-8
Atık aktif çamur	Atıksu arıtma tesislerinde biyolojik (karbon, karbon + azot + fosfor) arıtma tanklarından çıkmaktadır. % 70-80 arasında uçucu askıda katı madde içermektedir.	0,8-2,0
Kimyasal çamur	Çeşitli endüstriyel atıksuların artımı amacıyla kimyasal madde ilavesi sonucu oluşur.	2-8

Aktif çamur proseslerinin ilk çamur çökeltme tanklarından alınan çamurlar organik madde içeriği yüksek katılardan oluşurken, ikinci çökeltme tankındaki çamurlar, biyolojik aktif çamur tankında gelişen biyolojik kütleden oluşmaktadır. Her iki tür çamurun büyük bir çoğunluğu su olup sadece %0,5-2 oranında katı madde içerir.

Farklı çamur tipleri farklı özelliklere sahiptir. Bu nedenle, uygulanması gereken arıtma işlemlerinin ve nihai bertaraf yönteminin belirlenmesi için çamur tipine bağlı olarak kimyasal bileşimin belirlenmesi gerekir. Ön çökeltim çamurları ve atık aktif çamurların kimyasal bileşimi ile ilgili bilgiler Çizelge 2.2’de görülmektedir (Öztürk vd 2005).

Çizelge 2.2. Ön çökeltme çamurları ve atık aktif çamurların kimyasal bileşimi

Parametre	Ön çökeltim çamuru	Atık aktif çamur
Toplam katı madde, TKM (%)	2-8	0,83-1,16
Uçucu katı madde (%TKM)	60-80	59-88
Protein (%TKM)	20-30	32-41
Azot (%TKM)	1,5-4	2,4-5
Fosfor (%TKM)	0,8-2,8	2,8-11
Potasyum(%TKM)	0-1	0,5-0,7
Demir (sülfitsiz)	2-4	-
Silika (%TKM)	15-20	-
pH	5-8	6,5-8
Alkalinite (mg/l CaCO ₃)	500-1.500	580-1.100
Organik asitler(mg/l, HAc)	200-2.000	1.100-1.700
Enerji içeriği, kJ/kg TKM	23.000- 29.000	19.000- 23.000

2.1.1. Ön çöktürme çamurları

Çökebilen katı maddeler ızgara, kum tutucu ve ön çökeltme havuzlarında tutulur. Özellikle ızgaralarda tutulan kaba nitelikte çökebilen katı maddeler evsel katı atık niteliğinde olduğundan herhangi bir işleme gerek duyulmadan kentsel katı atıklarla birlikte uzaklaştırılır. Kendiliğinden çökebilen katı maddeler ise ön çökeltme havuzlarında tutularak su ortamından uzaklaştırılır. Atıksu arıtma tesislerinin ön çökeltim havuzlarından çıkan birincil çamur olarak adlandırılan çamurlar % 60-70 oranında uçucu askıda katı madde (UAKM) içermektedirler ve katı madde muhtevaları % 4-8 aralığında değişmektedir (Qasim 1999, Tchobanoglous vd 2003).

2.1.2. Atık aktif çamur

Atıksuların arıtılması için yaygın olarak kullanılan aktif çamur sisteminde oluşan mikroorganizma miktarı, sistem için gerekli olan miktarı aştığında fazla katı maddelerin sistemden atılması gerekir. Bu biyolojik atık, “atık (fazla) aktif çamur” olarak bilinir ve arıtma tesisi için problem oluşturur (Çokgör vd 2009). Atık aktif çamur mekanik arıtma işlemleri ile giderilemeyen askıda ve çözünmüş hâldeki katı maddeleri ve bakteri bünyesinde tutularak canlı hücrelere yani biyokütleyle dönüştürülen organik maddeleri içerdiği için bu çamurların yoğunlaştırılması ve susuzlaştırılması ön çöktürme çamurdan daha zordur. Oluşan atık aktif çamur (biyolojik çamur) son çökeltme havuzlarında çökeltilerek sudan ayrılır.

Son çökeltme işlemleri sonucu oluşan arıtma çamurlarının su içeriği ve organik madde içeriği oldukça yüksektir. Biyolojik çamurun miktarı ve özellikleri, içerisinde bulunan mikroorganizmaların metabolik durumlarına ve büyüme hızlarına bağlıdır. Atık aktif çamurum içerdiği su kimyasal ve fiziksel anlamda aktif çamur tarafından sağlanan

yüzey alanına tutunmaktadır. Bu nedenle, yoğunlaştırılması ve susuzlaştırılması, ön çökeltim çamurları ve kimyasal çamurlardan daha zordur. Ayrıca, hücre duvarının parçalanmasının zor olması, atık aktif çamurun içerdiği yüksek konsantrasyondaki uçucu katıların arıtılmasını zorlaştırmaktadır (Spinoza ve Vesilind 2001).

2.1.3 Kimyasal çamur

Biyolojik arıtmadan daha yüksek kalitede arıtım sağlamak amacıyla ileri bir arıtım olarak kimyasal arıtma uygulanabilir. Biyolojik olarak arıtılmış atıksu fiziksel ve biyolojik işlemlerle giderilemeyen çözünmüş haldeki organik maddeler veya metal tuzları içerebilir. Bu durumda, ortama kimyasal madde ilave edilmesiyle yapılan kimyasal yumaklaştırma işlemi ile çözünmüş haldeki organik maddeler veya metal tuzları sudan ayrılır. Kimyasal maddelerin reaksiyonu sonucu çamur miktarında artış görülebilir (Tchobanoglous vd 2003).

2.2 Arıtma Çamuru Nihai Bertaraf Yöntemleri

Nihai bertaraf yöntemine karar verilirken mevcut yönetmelikler çerçevesinde tanımlanmış olan esaslar dikkate alınmak suretiyle; arıtma çamurlarının özellikleri, o bölgenin jeolojik, hidrojeolojik yapısı ve iklim özellikleri gibi faktörlere göre uygulama yapılmalıdır (Uzun ve Bilgili 2011). En yaygın uygulanan arıtma çamuru nihai bertaraf yöntemleri; tarımda kullanım, düzenli depolama ve yakma olarak sıralanabilir.

2.2.1. Tarımda kullanım

Arıtma çamurları, makro ve mikro besin elementleri ve eser elementler gibi birçok yararlı bileşiklerin yanında, organik kirleticileri, mikroorganizmaları ve parazit yumurtalarını da içerebilmektedir (Alloway ve Jackson 1991). Arıtım sonucu ortaya çıkan çamurdaki makro ve mikro besin elementlerinin bu atığa faydalı bir gübre; organik maddelerin ise iyi bir toprak ıslah edici özellik vermesi nedeniyle bu ürünlerin tarımda kullanımını desteklenmekte ve birçok ülkede uygulamaları yaygınlaşmaktadır (Strauch 1991, During ve Gath 2002). Bu uygulamalarda arıtma çamurları bir “atık madde” yerine “kullanılabilir kaynak” olarak görülmekte ve tarımda kullanım ABD ve Kanada gibi birçok ülkede en önemli bertaraf yöntemi olarak kullanılmaktadır. Arıtma çamurunun tarım arazilerinde uygulanması, besin maddelerinin yeniden kazanımına ve arıtma çamurunun bertarafına olanak sağladığından, hem sürdürülebilir hem de ekonomik bir metottur.

Atıkların tarımda kullanımına ilişkin olan 3 Ağustos 2010 tarih ve 27661 Sayılı “Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik” kapsamında, evsel ve kentsel atıksuların arıtılması sonucu ortaya çıkan arıtma çamurlarının toprağa, bitkiye, hayvana ve insana zarar vermeyecek şekilde, toprakta kontrollü kullanımına ilişkin teknik ve idari esaslar tanımlanmıştır (CŞB 2010a). Bu tanımlar çerçevesinde ham arıtma çamurunun toprakta kullanılması yasaktır. Arıtma çamurları stabilizasyon işlemleri (kimyasal veya biyolojik stabilizasyon yöntemlerinden biri kullanılarak) uygulandıktan sonra, hijyenik açıdan bir sakınca yaratmayacak koşullar sağlandığında arazide bertarafı düşünülebilir. Yönetmelikte stabilize edilmiş

arıtma çamurunun toprakta kullanılabilmesi için ise ağır metal içeriğine dair limit değerler tanımlanmıştır.

2.2.2 Düzenli depolama

Ekonomik koşullar çerçevesinde, uygun bir arazinin varlığında ham veya çürütülmüş çamur düzenli depolanabilmektedir (Qasim 1999). Düzenli depolama, arıtma çamurlarının üzerleri örtülerek sağlığa zarar vermeyecek şekilde bertaraf edilmesidir. Depolama, arıtma çamurlarına tek başına uygulanabileceği gibi, evsel katı atıklarla birlikte de uygulanabilmektedir (Tchobanoglous ve Crites 1998). Düzenli depolama alanının tasarımında çamurların su muhtevası ve kimyasal bileşimi önemlidir. Eğer çamur gerekli katı madde muhtevasını sağlayamıyorsa düzenli depolama alanlarında işletme sorunları oluşmaktadır. Bu nedenle, depolama öncesi çamur susuzlaştırma proseslerinin uygulanması büyük önem arz etmektedir. Çamur susuzlaştırma proseslerin verimi ne kadar yüksek olursa, hacim ve kütlede de o kadar azalma meydana gelmekte, bunun sonucunda da ilk yatırım ve işletme maliyetleri düşmektedir. Ayrıca, çamurların depolama öncesi stabilize edilmemesi durumunda depolama alanında büyük miktarlarda metan gazı oluşumu gerçekleşmekte ve bunun sonucunda patlama riskleri ortaya çıkabilmektedir. Bu çerçevede, arıtma çamurlarının nihai bertarafı öncesi etkin bir şekilde stabilizasyonu ve susuzlaştırılması nihai bertaraf verimi ve maliyeti açısından önem arz etmektedir.

Atıkların düzenli depolanmasına ilişkin olan “Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik” Geçici Madde 4 kapsamında tehlikesiz olarak sınıflandırılan arıtma çamurlarının Ek-2’de verilen ağır metal limitlerini sağlaması, ağırlıkça en az %30 kuru madde ihtiva etmesi ve kötü kokunun giderilmesi şartıyla 2020 tarihine kadar Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) limit değeri aranmaksızın II. sınıf düzenli depolama alanında ayrı bir lotta depolanmasına izin verilmektedir (ÇŞB 2010b).

2.2.3. Yakma

Kirlilik yükü tarımsal uygulamalar için kabul edilemeyecek seviyede olan arıtma çamurları için en önemli yararlı kullanım yöntemi yakmadır. Yakma, kısıtlı düzenli depolama sahaları ve tarımsal uygulamayı gittikçe zorlaştıran kriterler sebebiyle son zamanlarda Avrupa Birliği ülkelerinde çamurun bertarafı için en önemli yöntem olarak görülmeye başlanmıştır. Termal olarak işlem gören çamurlar, genellikle suyu alınmış ancak stabilize edilmemiş çamurlardır. Yakma işleminden önce çamurun organik madde içeriği azaltmayı amaçlayan stabilizasyon prosesleri uygulanmaz. Çünkü organik madde açısından zengin arıtma çamurları yakıt ya da ek yakıt olarak kullanılma potansiyelleri yüksektir. Yakma sırasında çamur içindeki organik maddeler yanarak karbon dioksit ve su buharına dönüşmekte, bunun yanında da ısı elde edilebilmektedir. Bu ısı, sistemde doğrudan kullanılabilirdiği gibi elektrik enerjisi elde edilebilmesi için buhar üretilmesi amacıyla da kullanabilmektedir. Yakma, çamurun kütlesini ve hacmini büyük ölçüde minimize eden bir bertaraf yöntemidir. Yakma sonucunda çamur hacmi, susuzlaştırılmış çamurun hacminin % 10’una kadar düşmektedir (Fytily ve Zabaniotou 2008).

Atıkların yakılmasına ilişkin olan 20 Haziran 2014 tarih ve 29036 Sayılı “Atıktan Türetilmiş yakıt, ek yakıt ve alternatif hammadde tebliği” 12. Maddesi

kapsamında “arıtma çamurlarının ek yakıt olarak kullanılabilmesi için en fazla %25 nem içerecek şekilde kurutulmuş halde tesise gelmesi ya da tesiste kurutma ünitesinin bulunması zorunludur.” hükmü yer almaktadır (ÇŞB 2014).

2.3. Arıtma Çamurlarından Su Alma Yöntemleri

Arıtma çamurlarının bertarafına ilişkin olan bahsi geçen Ulusal Mevzuat hükümlerine göre, arıtma çamurlarının tarımda kullanım, yakma ve düzenli depolama alanlarında depolama gibi nihai bertarafı öncesi çamurun organik yükünün ve nem içeriğinin azaltılması için çamur arıtım işlemlerinin uygulanması zorunludur. Çamurun suyunun alınması ile aşağıdaki faydalar sağlanır (Filibeli 2013):

- Çamurun su muhtevası azaldığında hacmi de azalacağı için nihai uzaklaştırma sahasına nakil masrafı azalır.
- Susuz çamur kürek, kepçe nakil bandı, traktör gibi vasıtalarla taşınabildiğinden sıvı haldeki çamura göre daha kolay nakledilebilir.
- Nihai bertaraf yöntemi olarak yakma uygulanacak ise, su muhtevası azaldığından yakılması daha da kolaylaşır.
- Çamurun tamamen kokusuz olması ve ayrışmaması sağlanır.
- Çamurun nihai olarak araziye serilmesi durumunda, yeraltına sızma ve bunun sonucunda yeraltı suyunun kirlenmesi önlenir.

Arıtma çamurları nihai bertaraf öncesinde organik içeriğinin azaltılması için stabilizasyon, su (nem) içeriğinin en aza indirilmesi ve böylece hacminin azaltılması için, yoğunlaştırma, şartlandırma, susuzlaştırma ve kurutma prosesleri gibi su alma yöntemleri ile arıtılmaktadır.

2.3.1. Çamur yoğunlaştırma

Yoğunlaştırma, çamur karışımındaki sıvıyı gidererek katı içeriğinin artırılması işlemidir (Öztürk vd 2005). Arıtma sisteminde oluşan çamuru daha konsantre hâle getirmek, dolayısıyla daha küçük hacimdeki çamurla uğraşmak ve daha ekonomik çürütücü tankı elde etmek için çamur yoğunlaştırma sistemleri kullanılır (Filibeli 2013). Çamur içinde katı madde konsantrasyonundaki artış önemli derecede hacim azalması sağlar. Hacim azalması ile arıtma tesisi maliyeti ve susuzlaştırma maliyeti azaltılabilir. Çamur stabilizasyonu için anaerobik veya aerobik çürüme işlemi yapılacaksa, ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamurun önceden yoğunlaştırılması gerekir (Filibeli 2013). Yoğunlaştırma işlemi, çöktürme ve yüzdürme gibi metotlarla yapılabilmektedir. Özellikle yerçekimli yoğunlaştırma iyi sonuçlar vermektedir. Çökeltimin hızlandırılması için kimyasal şartlandırıcılar ilave edilebilir.

2.3.2. Çamur susuzlaştırma

Susuzlaştırma işlemi, çamurun su içeriğinin azaltılması için kullanılan fiziksel bir temel işlemdir (Filibeli 2013). Arıtma çamurunun içerdiği su miktarının azaltılması için yoğunlaştırma işlemi sonrasında susuzlaştırma işlemi uygulanır. Susuzlaştırma ile çamur hacminin azaltılmasıyla çamurun nihai bertarafı sırasında maliyet azaltılmış olur.

Yakma işleminden önce çamurun su içeriğini azaltmak enerji muhtevasını artırır. Kompostlama öncesi ise, malzemenin gözenek vermemesi için suyun alınması gerekir. Depolama sahasında sızıntı oluşumunu önlemek için de çamur suyunu almak gerekmektedir (Filibeli 2013). Çamur susuzlaştırma yönteminin seçimi, susuzlaştırılacak çamurun karakterine, çamur kekinin nihai depolanması için gerekli su muhtevasına ve taşıma maliyetine bağlıdır. Susuzlaştırma yöntemleri ve bu yöntemler sonucu elde edilen katı madde muhtevaları Çizelge 2.3’de verilmektedir.

Çizelge 2.3.Susuzlaştırma metotları sonucunda elde edilen katı madde muhtevaları (Tchobanoglous vd 2003)

Yöntem	Katı madde (KM) içeriği %
Kurutma yatakları	20-40
Lagünler	20-40
Santrifüj	20-25
Vakum filtre	18-25
Filtre pres	40
Belt filtre (anaerobik çürütme sonrası)	18-44
Belt filtre (aerobik çürütme sonrası)	18-44

Çizelge 2.3’de görüldüğü üzere, susuzlaştırma yöntemlerinin sonunda katı madde içeriği, kurutma yataklarında kurutma sonucunda % 20-40, lagünler de kurutma sonucunda % 20-40, santrifüjle % 20-25, vakum filtre ile %18-25, filtre pres ile % 40, anaerobik çürütme ardından bel filtre ile %18-44 ve aerobik çürütme ardından bel filtre ile %12-20 aralığındaki değerlere ulaşmaktadır.

Susuzlaştırma ekipmanının mevcut alanı yeterli ve çamur miktarı az ise doğal susuzlaştırma sistemleri daha elverişlidir. Bu sistemler, kurutma yatakları ve kurutma lagünleridir. Doğal kurutma yataklarına sadece aerobik, anaerobik veya kimyasal olarak stabilize edilmiş arıtma çamurları verilebilmektedir. Aşırı koku nedeniyle, stabilize edilmemiş organik içerikli arıtma çamurlarının kurutma yataklarına ve çamur lagünlerine verilmeleri tavsiye edilmemektedir (ÇSB 1991). Mekanik susuzlaştırma, genellikle büyük ölçekli kentsel atıksu arıtma tesislerinde kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Crites 1998, Qasim 1999). Farklı susuzlaştırma yöntemlerinin avantajları ve dezavantajları Çizelge 2.4’te görülmektedir (Aydın 2004).

2.3.3. Çamur şartlandırma

Çamur şartlandırma nihai bertaraf öncesinde çamurun içeriğindeki suyun uzaklaştırılması amacıyla uygulanan yoğunlaştırma veya su alma işlemlerinde, çamurun suyunu daha kolay vermesini sağlamak amacıyla kullanılır (Siyasal 2007). Çamur şartlandırma, su içinde bulunan koloidal veya partikül haldeki askıda katı maddelerin, fiziksel ve kimyasal kuvvetlerin etkisiyle meydana gelen elektriksel yükler ile kararsız hale getirilmesi demektir. Bu uygulama sırasında küçük ve şekilsiz partiküller daha büyük ve parçalanması daha zor parçalar haline dönüştürülür. Böylelikle sulu çamurdaki katı- sıvı faz ayrımı kolaylaşır (Lue-Hing vd 1992).

Çizelge 2.4. Susuzlaştırma yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları

Susuzlaştırma Yöntemleri	Avantajları	Dezavantajları
Kurutma yatakları	Kolay işletim Küçük arıtmalara uygun Yıl boyunca fonksiyonel Düşük işletme maliyeti Yüksek kuru madde içeriği	Alan ihtiyacı Hava koşullarına bağımlı Koku riski İş gücü gereksinimi
Santrifüj	Sürekli işletim Kompakt sistem Otomasyon imkânı	Özel bakım Koku riski Yüksek enerji tüketimi Yüksek yatırım maliyeti
Bant filtreler	Sürekli işletim Kolay işletim Orta yatırım maliyeti	Sınırlı su içeriği giderimi Temiz su ihtiyacı Uzmanlık gerekli
Filtre pres	Yüksek su içeriği giderimi Çamurun yapısal değişimi Otomasyon imkânı	Kesikli işletim Şartlandırma gereksinimi Uzmanlık gerekli Yüksek yatırım maliyeti

Termal şartlandırma, 30 ile 60 dakika boyunca 150-200 °C'de çamurun ısıtılması ile uygulanır. Isı, susuzlaştırmaya yardımcı olur ve çamurun fiziksel yapısını değiştirir. Bununla birlikte, organik maddenin bir kısmının proses süresince hidrolize olmasını sağlayarak kirleticilerin filtrasyonunu artırır ve kokunun önlenmesini sağlar (Aydın 2004).

Kimyasal şartlandırma temel olarak, demir (III) klorür, demir (II) sülfat ve organik polielektrolitler yardımıyla çamur floklarının daha sıkı partiküller olarak yumaklaştırılmasıdır (Feng vd 2009). Her ne kadar kimyasal şartlandırmanın verimi yüksek olsa da bu yöntemde kullanılan kimyasal maddeler arıtma maliyetini arttırmakta ve arıtma çamurlarının kimyasal madde içermesi nedeniyle nihai bertaraf proseslerini olumsuz etkilemektedir.

2.3.4. Çamur kurutma

Arıtma çamurunun kurutulması çamur yapısında bulunan suyun elimine edilerek çamur hacminin azalmasını sağlar. Kurutulan arıtma çamurları, sahip oldukları ısı değer nedeniyle çeşitli yöntemlerle ısı ve elektrik enerjisi eldesinde kullanılabilir gibi, eğer uygun koşullara sahipse toprakta kullanım gibi farklı yararlı kullanım alternatifleri için de değerlendirilebilmektedir (KAMAG 2013). Kurutma işlemi ile çamurda etkili bir dezenfeksiyon sağlanır ve patojen mikroorganizmalar tamamen yok edilir. Kurutma özellikle arıtma çamuru miktarının fazla olduğu büyük kapasitedeki atıksu arıtma tesisleri için uygulanması gerekli bir çamur arıtma adımıdır.

Kurutma ısı bir arıtma işlemidir. Isı çamura doğrudan ya da dolaylı olarak iletilebilir. Doğrudan kurutma işleminde çamurun yüksek sıcaklıktaki gazla teması

sağlanır. Bu işlemde en çok kullanılan kurutucular dönen tamburlu ve akışkan yataklı kurutuculardır. Çamurun dolaylı kurutulmasında ise çamurun ısıtılmış bir maddeye teması sağlanarak iletim yoluyla kurutulması sağlanır. Kurutma işlemi farklı ısılarda gerçekleştirilebilir ancak 300°C'yi geçen ısılarda dioksin/furan oluşumunun engellenmesi ve proses kontrolünün iyi yapılması gerekmektedir (KAMAG 2013).

Çamurun suyunu almak için kullanılan en eski yöntemlerden birisi kurutma yataklarıdır. Stabilizasyon işlemlerinden sonra elde edilen çamurlar, çamur kurutma yataklarında kurutulurlar. Kurutma işleminden sonra da, nihai bertaraf amacıyla düzenli depolama sahalarına gönderilirler veya tarımsal amaçlı gübre olarak toprakta kullanılırlar. Çamur kurutma yataklarının en önemli avantajları maliyetinin düşük olması, işletilmeleri için özel bir itina gerektirmemesi ve elde edilen çamur kekinin katı madde içeriğinin yüksek oluşudur (KAMAG 2013).

2.4. Artıma Çamurlarının Suyunun Alınmasına Yardımcı Yöntemler (Dezintegrasyon)

Artıma çamurlarının suyunun alınması için uygulanan yoğunlaştırma, susuzlaştırma ve kurutma işlemleri ile su içeriği kademeli olarak azaltılmaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak 2006). Su alma işlemlerinin verimi ne kadar yüksek olursa, hacim ve kütlede de o kadar azalma meydana gelmekte, bunun sonucunda da çamurun nihai bertaraf aşamasının maliyetleri düşmektedir (Tchobanoglous ve Crites 1998). Bu çerçevede, arıtma çamurlarının etkin bir şekilde susuzlaştırılması nihai bertaraf verimi ve maliyeti açısından önem arz etmektedir. Susuzlaştırma veriminin artırılması için uygulanan en yaygın yöntem olan kimyasal şartlandırmanın verimi yüksek olsa da bu yöntemde kullanılan kimyasal maddeler arıtma maliyetini arttırmakta ve arıtma çamurlarının kimyasal madde içermesi nedeniyle nihai bertaraf yöntemlerini olumsuz etkilemektedir. Bu nedenle, olumsuz yönleri nedeniyle kimyasal şartlandırmaya alternatif olabilecek çamur susuzlaştırmaya yardımcı yan prosesler araştırılmaktadır.

Bu yan prosesler, mevcut ünitelerin verimlerini arttırdığı gibi, çamur miktarında da önemli oranda azalma sağlamaktadır. Genel adıyla çamur dezintegrasyonu olarak da tanımlanan bu yöntemlerin esası; farklı bileşenlerden oluşan arıtma çamuru floklarının yapısının dışsal etkilerle (fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler) bozunarak, flok bileşenlerinin ayrıştırılması ve içeriğinin sıvı faza geçirilmesidir (Ayol 2007). Etkin bir dezintegrasyon sonucunda çamur bünyesindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmekte ve bu sebeple dezintegrasyon uygulanmış arıtma çamurları susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriklerine ulaşmaktadırlar (Muller 2003).

Dezintegrasyon işlemi, çamur çürütme işlemi öncesi uygulanan ön arıtma ile karıştırılmakla birlikte, mekanizması itibariyle organik maddenin indirgenmesini amaçlayan ön arıtma işleminden oldukça farklı bir arıtma tekniğidir. Ön arıtmanın amacı çürütme işlemi öncesi hız sınırlayıcı proses adımı olan hidroliz aşamasını elimine etmek için organik maddenin çözünür forma dönüştürülmesidir. Dezintegrasyonda ise, çamura uygulanan kuvvetlerin etkisiyle çamur içindeki flok yapısının bozulması ile çamurdaki partikül boyutunda önemli ve ani bir düşüş meydana getirmek hedeflenmektedir (Muller vd 2004). Dezintegrasyon işlemi ile aktif çamurun flok yapısı

değişikliğe uğrar, bakteriyel hücreler yıkılır ve hücre içi maddeler bırakılır. Böylece, atık aktif çamurun susuzlaştırma özellikleri iyileşir (Vlyssides ve Karlis 2004).

Dezenteegrasyon yöntemleri kimyasal dezenteegrasyon, mekanik dezenteegrasyon ve biyolojik dezenteegrasyon olmak üzere üç gruba ayrılmaktadır (Muller 2001). Kimyasal dezenteegrasyon ile ozon, fenton, klor, asit ve alkali özellikte malzemeler kullanılarak güçlükle parçalanabilen bileşiklerin kolayca parçalanabilir hale dönüşmesi hedeflenmektedir (Tanaka vd 1997). Biyolojik dezenteegrasyon metotlarında ise, hücre duvarının biyolojik olarak parçalanarak organik maddelerin daha kolay çözünür hale geçirilmesi amaçlanmaktadır (Liu ve Tay 2001, Muller 2001).

Mekanik dezenteegrasyon ise vurgulu elektrik alanı, ultrasonik arıtma, öğütücü değirmenler, yüksek basınçlı homojenizatörler gibi sisteme basınç ya da enerji vererek katı maddelerin gerilip deforme olmalarını ve hücre duvarının bu şekilde parçalanmasını sağlayan metotları kapsamaktadır (Chu vd 2001). Çamur susuzlaştırma özelliklerini arttırmak için uygulanan mekanik arıtma yöntemlerinden en yaygını ultrasonik dezenteegrasyondur (Kim vd 2003).

2.4.1. Ultrasonik dezenteegrasyon

Ultrasonik dezenteegrasyon, çamur arıtımında kullanılan yardımcı arıtma yöntemlerinden biridir. Ultrasonik dezenteegrasyon ile flok yapısının bozulması, mikroorganizmaların hücre duvarlarının parçalanması, su muhtevasının azaltılması ve böylece çamur hacminin azaltılması sağlanabilmektedir. Ultrasonik dezenteegrasyon hücre içi materyallerin ekstrakte edilebilmesi için genellikle 20 kHz frekansında ultrases dalgalarının uygulanmasıyla mikrobiyal hücrelerin parçalanmasını sağlar (Ruiz-Hernando vd 2013). Çamurun kimyasal şartlandırılmasının aksine, çamura ultrasonik dezenteegrasyonun uygulanması çamura ilave kimyasalın eklenmesini veya kimyasalın uzaklaştırılmasını gerektirmemektedir (Kim vd 2010).

Ultrasonik dezenteegrasyon, frekans, güç ve reaksiyon süresi gibi çeşitli parametrelere bağlı olarak çamuru ayrıştırmaktadır. Ultrasonik işlem sıvı fazda kabarcık oluşumuna neden olmaktadır. Bu kabarcıklar belirli (kritik) bir büyüklüğe ulaştıklarında sönmektedirler. Kabarcıkların sönmesi sıvı-gaz ara yüzeyinde bölgesel bir sıcaklık artışına ve yüksek basınca, sıvı fazda ise türbülansa ve kayma gerilmelerine neden olmaktadır. Bu olağandışı bölgesel koşullar radikal oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Bougrier vd 2005). Kavitasyon ayrıca kimyasal reaksiyonları harekete geçiren serbest radikallerin oluşmasına neden olur. Böylece, ultrases uygulanmasıyla kesme kuvvetleri ve sonokimyasal etkiler sonucu dezenteegrasyon gerçekleşir ve ultrases organik maddenin çözünürlüğünü ve çamur homojenliğini artırır (Pham vd 2009, Ruiz-Hernando vd 2010). Ultrases kullanılarak yapılan çamur dezenteegrasyonunda aşağıda verilen dört yol etkili olmaktadır (Wang vd 2005):

- Hidro-mekanik kayma kuvvetleri,
- Ultrasonik radyasyon altında üretilen $\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{H}$, $\cdot\text{N}$, $\cdot\text{O}$ radikallerinin oksitleyici etkisi,
- Çamur içinde yer alan hidrofobik maddelerin termal ayrışması ve
- Ultrasonik çamur dezenteegrasyonu süresince meydana gelen sıcaklık artışı.

Yukarıda özetlenen etkiler göz önüne alınarak ultrasonik dezentegrasyonu radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar ile kayma kuvvetlerinin bir bileşimi olarak ifade etmek mümkündür. Dezentegrasyonun gerçekleşmesinde ilk iki madde çok önemli rol oynamaktadır. Ultrasonik radikallerin etkisi incelendiğinde oluşan $\cdot\text{OH}$ radikalının miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan dezentegrasyon işlemi büyük ölçüde $\cdot\text{OH}$ radikalının oksitleyici etkisiyle gerçekleşmektedir (Wang vd 2005). Ultrasonik arıtma sırasında sıcaklığın artması ile sitoplazmik membrandaki yağ çözülmekte ve membran üzerinde küçük delikler oluşmaktadır. Hücre içi maddelerin bu deliklerden bırakılması ile dezentegrasyon gerçekleşmektedir. Fakat çamurda sıcaklık artış hızı oldukça düşüktür. Atık aktif çamur içerisinde hidrofobik madde miktarının az olması nedeniyle sıcaklık nedeniyle gerçekleşen dezentegrasyon ihmal edilebilecek düzeyde olmaktadır.

2.4.2. Ultrasonik dezentegrasyon uygulamaları

Ultrasonik dezentegrasyon sırasında sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri (pH, katı madde içeriği vb.) ultrasonik arıtma mekanizmasını etkileyen en önemli faktörlerdir. Hücre dezentegrasyonu, sisteme verilen enerji miktarı ile orantılıdır (Lehne vd 2001). Sisteme verilen enerji arttırıldığında dezentegrasyonun derecesi de artar. Yüksek frekans uygulamaları radikaller tarafından oksidasyon sağlarken düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Gonze vd 1999).

Feng vd (2009) tarafından 0-35.000 kJ/kgKM aralığında spesifik enerji ile uygulanan ultrasonik dezentegrasyonun çamur susuzlaştırmaya etkisi araştırılmıştır. Düşük spesifik enerji seviyelerinde (<4.400 kJ/kgKM) çamur susuzlaştırma verimi artmakta ancak yüksek spesifik enerji seviyelerinde (>4.400 kJ/kgKM) çamur susuzlaştırma verimi önemli ölçüde azalmaktadır. Bu çalışma kapsamında, en uygun ultrasonik spesifik enerjinin 800 kJ/kgKM olduğu belirlenmiştir. Zhang vd (2006) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada 30 dakika süreyle 0,5 W/mL güç ve 25 kHz frekansta uygulanan ultrasonik dezentegrasyon sonucunda çamur floklarının %30,1 oranında dezentegre olduğu, katı maddenin ise %23,9 oranında azaldığı belirlenmiştir.

Ruiz-Hernando vd (2014) tarafından atık aktif çamura 5.000, 11.000 ve 27.000 kJ/kgKM spesifik enerji değerlerinde 15, 30 ve 45 dakika sürelerde ultrasonik dezentegrasyon uygulanmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon sonrası santrifüje dayalı metot ile en yüksek susuzlaştırılabilirlik artışı (%40) 45 dakika süreyle 27.000 kJ/kgKM spesifik enerji uygulanan deneyde elde edilmiştir. Araştırmacılar deneysel verilere göre, en yüksek susuzlaştırılabilirlik oranı uygulanan en yüksek spesifik enerji değerinde elde edildiği ve daha yüksek ultrases spesifik enerjileri ile deneyler yürütülmediği için, spesifik enerjinin daha fazla arttırılması ile susuzlaştırılabilirliğin de daha fazla arttırılabileceği sonucuna varmıştır. Diğer yandan, yüksek ultrasonik yoğunluk ve uzun reaksiyon sürelerinin çamur susuzlaştırılabilirliğini azalttığı rapor edilmiştir (Wang vd 2006). Quarmby vd (1999) yüksek ultrases yoğunluğu ve süresinde (0,33 W/mL, 60 min) bağlı su içeriğinde 4 kat artış olduğunu gözlemlemiştir. Ultrasonik dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe bu negatif etkisi flok boyutunun azalması ve küçük partikül sayısının artması sonucunda yüzey alanındaki artış ile

açıklanmıştır (Dewil vd 2006). Benzer şekilde, düşük ultrases frekansının (20 kHz) çamur susuzlaştırılabilirliğinde etkili olduğu (Sarabia vd 2000) ve çamur partiküllerini bir araya toplayarak çamur susuzlaştırılabilirliğini arttırdığı gözlenmiştir (Tiehm vd 2001). Gonze vd (2003) düşük enerji girişi ile kısa süreli ultrases uygulamalarının çamur susuzlaştırılabilirliğini arttırdığını bildirmiştir. Bu gözlemler, düşük enerjinin uygulandığı (>800 kJ/L) çalışmada 5 kat daha fazla çamur susuzlaştırma elde edilmesi ile doğrulanmıştır (Na vd 2007). Bir diğer çalışmada çamur dezentegrasyon derecesinin çok yüksek olması sonucu çok fazla ince partikül üretilmesinin çamur susuzlaştırma için faydalı olmadığı belirlenmiştir (Huan vd 2009).

Çamurun başlangıç katı madde konsantrasyonu, güç yoğunluğu, ultrasonik arıtma uygulama süresinin flok dezentegrasyonu üzerine etkisi birçok araştırmacı tarafından değerlendirilmiştir (Chu vd 2001, Show vd 2007, Pham vd 2009, Xie vd 2009). Yapılan çalışmalar düşük yoğunluk, uzun uygulama sürelerinin, yüksek yoğunluk ve kısa uygulama sürelerinden daha etkili olduğunu göstermiştir (Zhang vd 2007, Huan vd 2009). Çamurların su verme özellikleri ile ilgili yapılan çalışmalarda, ultrasonik ön arıtma işleminin çamurların filtrelenebilirlik özelliğini azalttığı ve dezentegrasyon derecesi ile çamurların filtrelenebilirlik özelliği arasında yüksek bir korelasyonun bulunduğu belirlenmiştir. Düşük dezentegrasyon dereceleri çamur filtrelenebilirliği üzerinde önemli bir etkiye sahip olmazken; yüksek dezentegrasyon değerlerine ulaşıldığında çamurların filtrelenebilirlik özelliği bozulmaktadır (Erden ve Filibeli 2010).

2.5. Çamur Stabilizasyonu

Stabilizasyon çevreye herhangi bir zarar vermeksizin ve herhangi bir kötü koku yaratmaksızın bertaraf edilebilecek özelliklere sahip stabil çamur oluşturulması prosesidir (Filibeli 2013). Arıtma çamurları patojenleri azaltmak veya gidermek, istenmeyen kokuları gidermek ve potansiyel organik bozunmayı azaltmak veya engellemek amacıyla stabilize edilmektedirler (Akyarlı ve Şahin 2005). Arıtma çamurlarına stabilizasyon işlemi uygulanarak; patojen giderimi, koku oluşumunun engellenmesi, organik madde miktarının azaltılması ve homojen özellikte bir ürün elde edilmesi sağlanır (KAMAG 2013).

Stabilizasyon metodunun seçimi arıtma çamuruna uygulanacak olan çamur susuzlaştırma ve nihai bertaraf metotlarına bağlıdır. Stabilizasyon prosesi, uçucu kimyasalların biyolojik olarak parçalanması ve kimyasal oksidasyonu için aerobik veya anaerobik stabilizasyon veya mikroorganizmaları inhibe etmek amacıyla kimyasal ilavesiyle kimyasal stabilizasyon işlemlerini içerebilir. Çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca teknolojiler; kireç stabilizasyonu, kompostlaştırma, anaerobik stabilizasyon ve aerobik stabilizasyon olarak sıralanabilir (Wang vd 2008).

2.5.1. Aerobik stabilizasyon

Aerobik stabilizasyonda atık aktif çamur ayrı bir tank içine alınır ve birkaç gün süre ile havalandırılır. Böylece çamur içindeki uçucu katı maddeler biyolojik olarak stabilize olur (Filibeli 2013). Aerobik çamur stabilizasyonu prosesi aktif çamur prosesi ile büyük benzerlik göstermektedir. Prosese besi maddesi (substrat) ilavesi kesildiğinde

mikroorganizmalar yaşamlarını devam ettirebilmek için kendi sahip oldukları enerji rezervlerini tüketmek zorunda kalmaktadırlar. İçsel solunum olarak adlandırılan bu fazda substrat olmadığı ortamda biyolojik olarak ayrışabilen hücre kütlesi (%75-80) aerobik ortamda karbondioksit, amonyak ve suya oksitlenir ve çürümüş (stabil) çamur oluşur (Tchobanoglous vd 2003).

Aerobik çürütücüler kesikli veya sürekli reaktörler olarak işletilebilir. Proses temel olarak, üstü açık reaktörlerde çamurun havalandırılması ile biyolojik olarak parçalanabilir maddelerden yeni hücre materyallerinin oluşmasına ve devamında bu materyallerden bazılarının oksidasyonuna dayanır (Spinosa ve Vesilind 2001). Aerobik çamur çürütmenin en önemli hedeflerinden biri olan katı madde miktarının azaltılması, çamurun biyolojik olarak ayrışan fraksiyonun giderilmesi ile mümkündür. Aerobik çamur çürütmede 10-15 günlük bir bekleme süresinde uçucu katı madde giderimi %35-50 arasında değişmektedir.

Aerobik çamur stabilizasyonu atık aktif çamur ve ön çökeltim çamuru karışımları ile ön çökeltimi olmayan aktif çamur tesislerinden gelen atık çamurların stabilizasyonunda kullanılabilir (Filibeli 2013). Uzun havalandırma aktif çamur prosesinin kullanıldığı biyolojik arıtma tesislerinde ve biyolojik besi maddesi gideriminin yapıldığı arıtma tesislerinde aerobik çamur stabilizasyonu kullanılmaktadır.

2.5.2. Anaerobik stabilizasyon

Anaerobik stabilizasyon, çamur stabilizasyonu için kullanılan en eski proseslerden biridir. Bu proses moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması olarak tanımlanmaktadır. Atıksu arıtımı sonucu oluşan arıtma çamurlarının biyolojik stabilizasyonunda ve çeşitli endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır (Filibeli 2013). Anaerobik arıtma sistemlerinde organik maddenin ayrışması 3 evrede gerçekleşmektedir. Bunlar; hidroliz, fermantasyon ve metan oluşumudur. Hidroliz aşamasında, kompleks yapılı partikül maddeler fermantasyon bakterileri tarafından daha düşük moleküler ağırlıklı çözülmüş bileşiklere dönüştürülürler. Fermantasyon prosesinde, çözülmüş bileşikler, fermantasyon bakterileri tarafından uçucu yağ asitleri, alkoller, laktik asit gibi basit yapılı organik bileşiklere ve karbondioksit gibi mineral bileşiklere dönüştürülmektedirler. Metan üretimi aşamasında ise, metan bakterileri, asetatı karbondioksit ve metan gazına dönüştürürler (Öztürk 2008).

2.5.3. Kireç stabilizasyonu

Kireç, çamurun suyunu verme özelliklerini geliştirmek için kullanıldığı gibi çamur stabilizasyonu maksadıyla da kullanılmaktadır. Bu yöntemde çamura, pH değerini 12 veya daha yukarıya çıkaracak miktarda kireç ilave edilir. Yüksek pH mikroorganizmalar için uygun olmayan bir ortam meydana getirir. Bunun sonucu olarak da çamur ayrışmaz, koku kaybolur ve sağlık problemleri meydana gelmez (Filibeli 2013). Kireç stabilizasyonunda Ca(OH)_2 veya CaO kullanılabilir. Bazı durumlarda kül, çimento tozu, karpit kireci de kireç yerine kullanılabilir (Öztürk vd 2005).

2.5.3. Kompostlaştırma

İyi çürütülmüş olsalar bile atıksu arıtma çamurlarının doğrudan tarımsal amaçlı kullanımı veya arazide bertaraf edilmeleri uygun değildir. Çürütülmüş ve kum yataklarda kurutulmuş çamurlar bile hâlâ bir miktar patojenik organizma ve/veya kimyasal toksinler içerebilir. Kompostlaştırma, emniyet ve estetik açıdan kullanıma uygun, nihai ürün elde edilebilen bir aerobik biyolojik çamur stabilizasyon yöntemidir. Kompostlama prosesi 70 °C sıcaklıkta ve yaklaşık 8 civarı pH değerinde gerçekleştirilir (Filibeli 2013).

2.6. Atık Aktif Çamurun Aerobik Stabilizasyonu

2.6.1. Klasik Aerobik Stabilizasyon Prosesi

Klasik aerobik çürütücülerin tasarımında dikkat edilmesi gereken faktörler; sıcaklık, katı madde konsantrasyonu, tank hacmi, hidrolik bekleme zamanı, oksijen gereksinimleri, karıştırma için enerji gereksinimleri, çevre koşulları ve prosesin işletilme koşullarıdır (Filibeli 2013). Çizelge 2.5’de aerobik çürütücüler için tasarım kriterleri görülmektedir.

Çizelge 2.5. Aerobik çürütücüler için tasarım kriterleri (Koyuncu vd 2012)

Parametre	Birim	Değer
Katı Madde Bekleme Süresi		
20°C’de	gün	40
15°C’de	gün	60
Uçucu Katı Madde Yükleme	kg.m ³ /gün	1,6-4,8
Oksijen İhtiyacı	kg O ₂ /kg UAKM	2-3
Havuzdaki Çözünmüş Oksijen	mg/L	1-2
Uçucu Katı Madde Giderimi	%	38-50

Aerobik çürütücüler açık tanklı olduğu için, çürütücü sıcaklığı hava koşullarına bağlıdır. Bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi, düşük sıcaklıklar prosesi yavaşlatır; yüksek sıcaklıklar ise hızlandırır. Sıcaklık etkileri düşünüldüğünde, çelik tanklar yerine betonarme tanklar kullanılarak ısı kayıpları azaltılabilir. Aerobik çürütücülerini zemin üzerinde inşa etmek yerine zemine gömülü yaparak veya zemin üzerinde kalan yüzeylerin izolasyonu ve yüzeysel havalandırma yerine difüze havalandırmanın kullanılmasıyla ısı kayıpları azaltılabilir. Soğuk iklimlerde, giriş çamurunun veya giriş havasının ısıtılması düşünülebilir (Filibeli 2013). Çamurda uçucu katı maddeler 10-12 günlük hidrolik alıkonma süresinde %40 oranında giderilir. Sıcaklığa bağlı olarak maksimum uçucu katı madde giderim oranları %45-70 arasındadır. Uçucu katı madde (UAKM) giderme derecesi ve gerekli hidrolik alıkonma zamanı çamurunun karakterine bağlı olarak değişir. Tipik olarak 20 °C ve üzerindeki sıcaklıklarda 10 - 12 günde UAKM giderimi %35-45'dir (Filibeli 2013).

Stabilizasyon sırasında giderilen katı madde ve organik madde içeriğini değerlendirmek için AKM’nin değişimi önemli olmakla birlikte, stabilizasyon sırasında gerçekleşen mekanizmaların anlaşılması zorunludur ve bu kaçınılmaz olarak içsel

solunum sürecinin anlaşılmasını içerir. Atık aktif çamurun stabilizasyon prosesinin anlaşılması için stabilizasyon çalışmalarının modellenmesine yönelik çalışmalar son yıllarda yaygınlaşmaya başlamıştır.

2.6.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesi

Atık aktif çamur, farklı partikül bileşenlerin bir karışımıdır. Aktif mikrobiyal topluluğun yanı sıra atıksu ile gelen veya hücre olarak üretilen inorganik maddeleri, biyokütle tarafından hücre içine alınan partikül organik maddenin kullanılmadan kalan fraksiyonunu ve içsel solunum prosesi sırasında üretilen partikül mikrobiyal ürünleri içerir (Germirli vd 1991, Orhon ve Okutman 2003). Karmaşık doğası ve kompozisyonuna rağmen, biyolojik çamur ve bu çamurun stabilizasyon süreci geleneksel olarak tek bir genel parametre, toplam biyokütleyi yansıtan uçucu askıda katı madde (UAKM) ve/veya sadece toplam askıda katı madde (AKM), açısından değerlendirilmektedir (Web vd 2003). Ancak, bu yaklaşım çamurda bulunan farklı biyolojik parçalanma özelliklerine sahip partikül madde fraksiyonlarını hesaba katmaz. Partikül maddenin fraksiyonlarına ayrılması yaklaşımı proses modelleme yoluyla biyolojik arıtmadaki çözülmüş ve partikül bileşenler için oldukça başarılı test edilmiş ve rapor edilmiş olsa da, stabilizasyonun değerlendirmesi ve performansını belirlemede yaygın olarak uygulanmamıştır (Henze vd 1987, Cokgör vd 2008).

Aerobik stabilizasyon periyodu boyunca farklı partikül madde fraksiyonlarının değişimi ve bu değişimlerin süreç performansı üzerindeki etkisini incelemek amacıyla yürütülen modelleme çalışmalarında, Aktif Çamur Model No. 1 (ASM1) (Henze vd 1987) ile önerilen ölüm-yenilenme mekanizmasının çamurun stabilizasyon sürecinin modellenmesine uygun bir model olduğu belirlenmiştir (Lubello vd 2009, Ramdani vd 2012, Özdemir vd 2014). ASM1'e göre ilk olarak atıksuda bulunan partikül organik madde (X_S) çözülmüş organik maddeye (S_S) hidroliz olur ve ardından hâlihazırda atıksuda bulunan çözülmüş organik madde ile birlikte hücre çoğalması için kullanılır. Atıksuda bulunan tüm organik maddenin tüketiminin ardından mikroorganizmalar (X_H) içsel solunum sürecine geçer. ASM1'de ölüm-yenilenme mekanizması ile tanımlanan içsel solunum sürecinde aktif biyokütle tüketilirken f_{EX} fraksiyonu ile tanımlanan miktarda partikül mikrobiyal ürün oluşmakta, kalan kadar ($1-f_{EX}$) biyokütleden de tekrar partikül organik madde oluşmaktadır. İçsel solunum sırasında, oluşan partikül mikrobiyal ürünler değişmeksizin biyokütle içinde kalırken, yavaş ayrılan partikül organik madde (X_S) tekrar kolay ayrılan çözülmüş organik maddeye (S_S) hidroliz edilir ve tekrar hücre büyümesinde kullanılır. Böylece, içsel solunum sırasında, tüm aktif biyokütle tüketilene kadar aktif biyokütle ve partikül organik madde arasında bir çevrim söz konusudur. Bu nedenle ASM1'e göre atık aktif çamurun aerobik stabilizasyon süreci başlangıcında toplam partikül maddenin (X_T) bileşenleri Eşitlik (2.1)'de tanımlandığı gibi aktif biyokütle, partikül organik madde ve atıksuda arıtma öncesi bulunan ve inert doğası nedeniyle değişmeden kalan partikül inert madde (X_I) olacaktır.

$$X_T = X_H + X_S + X_I \quad (2.1)$$

ASM1 ile tanımlanan ve yukarıda özetlenen mekanizmaya göre, hücrenin içsel solunumunun gerçekleştiği aerobik stabilizasyon prosesinin modellenmesinde aktif biyokütlenin (X_H) içsel solunumu, partikül organik maddenin (X_S) hidrolizi ve

çözünmüş organik maddenin (S_S) üzerinden çoğalma olmak üzere 3 proses gerçekleşmektedir (Çizelge 2.6).

Çizelge 2.6. Aerobik Stabilizasyon prosesinin modellenmesi için ASM1 matrisi

No	Bileşenler Prosesler	X_H	X_S	S_S	X_P	Proses Hızı
1	X_H 'in içsel solunumu	-1	$1 - f_{EX}$		f_{EX}	$b_H X_H$
2	X_S 'in hidrolizi		-1	1		$k_H \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} X_H$
3	S_S ile çoğalma	1		$-\frac{1}{Y_H}$		$\mu_H \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H$

Mikroorganizmanın karbon kaynağı depolama mekanizmasının ortaya koyulmasının ardından ASM1 depolama mekanizmasını da içerecek şekilde modifiye edilerek Aktif Çamur Model No. 3 (Gujer vd 2000) geliştirilmiştir. Özellikle ileri biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştirildiği aktif çamur sistemlerinde oluşan atık aktif çamurlarda heterotrofik organizmaların yanı sıra fosfor ve glikojen depolayan mikroorganizmalar (PAO ve GAO) bulunmaktadır (Lu vd 2007, Wang vd 2012). Bu tür sistemlerde, depolama mekanizmasını da içeren model olan Aktif Çamur Model No. 3'ün (ASM3) (Gujer vd 2000) uygulanmasının stabilizasyon sürecinin modellenmesinde daha doğru bir yaklaşım olacağı önerilmiştir (Fall vd 2014).

ASM3'e göre, ortamda bulunan harici karbon kaynağı hızla içsel depolama polimeri (X_{STO}) olarak hücre içinde depolanmakta ve tüm harici karbon kaynağı tükendikten sonra depolanan X_{STO} hücre çoğalması amacıyla tüketilmektedir. Bu nedenle, ASM3'e, ASM1 matrisinde yer alan proseslere ek olarak içsel depolama polimeri (X_{STO}) üzerinde çoğalma ve depolama yapan mikroorganizmaların içsel solunumu prosesleri dâhil edilmiştir. ASM3'e göre atık aktif çamurun aerobik stabilizasyon süreci başlangıcında partikül madde bileşenleri Eşitlik (2.2) de tanımlandığı gibi aktif biyokütle, içsel depolama polimeri ve partikül inert madde (X_I) olacaktır.

$$X_T = X_H + X_{STO} + X_I \quad (2.2)$$

Böylece, aerobik stabilizasyon prosesinin ASM3 ile modellenmesi söz konusu olduğunda göz önüne alınacak prosesler depolama ürünlerinin çoğalma için tüketimi, depolama ürünlerinin içsel solunumu ve aktif biyokütlenin içsel solunumu olacaktır. ASM3'ün ASM1'den bir diğer farkı da atıksu arıtma tesisi işletmecilerinin günlük olarak AKM ve/veya UAKM konsantrasyonlarını ölçmesi göz önüne alınarak modele AKM veya UAKM konsantrasyonlarına ilişkin parametrenin ilave edilmiş olmasıdır. Böylece, ilgili katsayılar kullanılarak AKM parametresi (X_{TSS}) veya UAKM parametresi (X_{VSS}) eklenmesi ile AKM veya UAKM konsantrasyonundaki değişim modellenebilmektedir. Bu bilgiler doğrultusunda, aerobik stabilizasyon sürecinin modellenmesi için kullanılan ASM3 matris düzeninde Çizelge 2.7'de verilmiştir.

Çizelge 2.7. Aerobik Stabilizasyon prosesinin modellenmesi için ASM3 matrisi

No	Bileşenler Prosesler	X_H	X_{STO}	X_P	X_{VSS}	Proses Hızı
3	X_H 'in içsel solunumu	-1		f_{EX}	$-i_{XH} + f_{EX} \times i_{XI}$	$b_H X_H$
4	X_{STO} ile çoğalma	1	$-\frac{1}{Y_H}$		$i_{XH} - \frac{i_{XSTO}}{Y_H}$	$\mu_H \frac{X_{STO} / X_H}{K_{STO} + X_{STO} / X_H} X_{STO}$
5	X_{STO} 'nun içsel solunumu		-1		i_{XSTO}	$b_{STO} X_{STO}$

2.6.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesine Yönelik Çalışmalar

Aerobik stabilizasyon prosesinin modellenmesine yönelik çalışmalar son yıllarda yaygınlaşmaya başlamıştır. Bu nedenle aerobik stabilizasyon prosesinin aktif çamur modelleri ile detaylı olarak incelenmesine yönelik kısıtlı sayıda çalışma bulunmaktadır.

Ghorbani ve Eskicioglu (2011) tarafından yürütülen çalışmada yoğunlaştırılmış atık aktif çamur farklı başlangıç organik madde konsantrasyonları veya farklı çamur bekletme süreleri uygulanarak aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür. Modellemede ideal metot tüm deneysel veriler için aynı kinetik parametrelerin belirlenmesidir. Ancak, farklı işletme koşullarında işletilen 5 farklı reaktörden elde edilen deneysel sonuçların aynı model katsayıları ile simülasyonu mümkün olmamıştır. Bu nedenle, tüm reaktörler için belirlenen parametrelerin ortalama değerleri belirlenmiş ve bu parametreler temsil edici parametreler olarak kullanılmıştır. ASM1 ve ASM3 modellerinin uygulandığı çalışma sonuçlarına göre, her iki modelde yüksek regresyon katsayıları ($R^2 > 0,93$), dolayısıyla verilerle uyumlu sonuç elde edilmiştir. Ancak, modelleme çalışmalarında yüksek bir regresyon katsayısı (R^2) elde edilmesi tahmin edilen parametrelerin uygun seçildiği göstermek için yeterli değildir (Friedrich ve Takacs 2013). Hatta çok yüksek R^2 'lerin belirlendiği modellerde de, özellikle içsel solunum hızı (b_H) parametresi olmak üzere, tahmin edilen parametreler kümesinin, tanımlanabilirliğini test etmek zorunludur (Guisasola vd 2005, Sin vd 2005). Bu doğrultuda Ghorbani ve Eskicioglu (2011) tarafından yürütülen çalışma kapsamında, reaktörler içindeki toplam KOİ ve UAKM konsantrasyonları açısından ASM1 ve ASM3 parametrelerinin tanımlanabilirliği de araştırılmıştır. Duyarlılık analizleri ile aerobik stabilizasyonun modellenmesinde heterotrofik dönüşüm oranı (Y_H), b_H ve toplam partikül maddenin aktif biyokütle biyokütle fraksiyonu (f_{XH}) parametrelerinin en duyarlı parametreler olduğu belirlenmiştir. Duyarlılık analizleri sonuçlarına göre, ASM3 ile farklı işletme koşullarının uygulandığı 5 kesikli reaktörde elde edilen veriler daha uyumlu modellenebilmiştir.

Özdemir vd (2014) tarafından yürütülen çalışmada, çamur kompozisyonunun atık aktif çamurun aerobik stabilizasyonuna etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla, biyokütle kesikli doldur-boşalt tip reaktörlerde, atıksu arıtma tesisinden temin edilen evsel atıksu ile 2 ve 8 çamur yaşına aklime edilmiştir. Biyokütlenin belirlenen çamur yaşlarında evsel atıksuya aklimesyonunun ardından 35 gün süreyle aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür. Bu çalışmada, aerobik stabilizasyon süreci ASM1 ile

modellenmiş olup, farklı çamur yaşlarında yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında elde edilen oksijen tüketim hızı profillerinin modellenmesi ile biyokütlenin partikül madde fraksiyonları belirlenmiştir. Modelleme sonuçlarına göre belirlenen içsel solunum ve hidroliz hızları atıksu ile beslenen aktif çamur proseslerinde belirlenen hızlardan oldukça düşüktür.

Katipoğlu-Yazan (2015) tarafından yürütülen çalışmada, evsel atık aktif çamurun stabilizasyon süreci ASM1 ile modellenmiştir. Modelleme çalışmalarında içsel solunum sırasında oluşan partikül mikrobiyal ürünlerinde (X_p) hidroliz olarak çözünmüş organik maddeye dönüştüğü kabul edilerek, modele X_p 'nin hidroliz prosesi eklenmiştir. Çalışma sonuçlarında, UAKM gideriminin ve dolayısıyla stabilizasyon veriminin büyük oranda; biyokütlenin kompozisyonuna, toplam partikül maddenin partikül inert fraksiyonuna ve partikül mikrobiyal ürünlerin parçalanma hızına bağlı olduğu bildirilmiştir.

Birçok araştırmada çok karmaşık olmayan özelliklere sahip ve bunun sonucunda tahmin edilebilir proseslerin gerçekleştirildiği bir sistem oluşturmak amacıyla laboratuvar ortamında basit substratlarla model aktif çamur aklime edilmiştir (Fall vd 2014, Martinez-Garcia vd 2014, Martinez-Garcia vd 2016). Fall vd (2014) tarafından yürütülen çalışmada, çamur stabilizasyonunun modellenmesi ve içsel solunum prosesine ilişkin parametrelerin belirlenmesi amacıyla biyokütle hücrel depolama için uygun olduğu bilinen ortamda, heterotrofik biyokütle ve partikül metabolik ürünler içerecek koşullarda aklime edilmiştir. ASM1 ve ASM3 modellerinin her ikisinin de uygulandığı çalışmada, modelleme sonuçlarına göre her iki modelde KOİ profillerini uygun bir şekilde simüle etmiştir. Oksijen tüketim hızı (OTH) profillerinin ASM3 modeli ile daha iyi simüle edildiği belirlenmiştir. Ancak, duyarlılık analizi sonuçlarına göre, KOİ verilerinin ASM3 ile modellenmesi ile özgül parametre grubu tanımlanması mümkün olmamıştır. Giriş akımındaki aktif biyokütle (ini_{XH}) ve b_H fonksiyonları neredeyse paralel olduğu için birbirlerine bağlı olduğu ve X_p 'nin duyarlılığının neredeyse sıfır olduğu belirlenmiştir. Bunun anlamı, ASM3 ile mükemmel simülasyon elde edilmiş olsa da regresyon ile elde edilen ini_{XH} , ini_{XP} ve b_H tahminlerinin doğru olmamasıdır. ASM1 modeli açısından, duyarlılık analizi sonuçlarına göre KOİ için modelin tüm parametrelere duyarlı olduğu belirlenmiştir. Bu nedenle hem KOİ hem de OTH profillerini modelleyebilmek amacıyla ASM3 iki farklı biyokütle fraksiyonunu (X_{Ha} ve X_{Hb}) içerecek şekilde modifiye edilmiştir. Bu fraksiyonlardan biri oksijen tüketerek içsel solunum yapan biyokütleyi, diğeri ise oksijen tüketimi olmaksızın içsel solunum gerçekleştiren biyokütleyi ifade etmektedir. Modifiye ASM3 modeli ile OTH ve KOİ profillerinin modellenmesi mümkün olmuştur.

Martinez-Garcia vd (2014) tarafından çamur stabilizasyon sürecini tanımlamak ve içsel solunum hızı parametresini belirlemek amacıyla, sadece X_H ve X_P partikül fraksiyonlarını içerecek şekilde aklime edilen model biyokütle ile aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür. Çalışma kapsamında, aerobik stabilizasyon sırasında elde edilen KOİ ve UAKM verileri ASM1 modeli ile modellenmiştir. Modelde ASM1'den farklı olarak içsel solunum sırasında partikül organik madde (X_S) oluşumu prosesi ihmal edilmiştir. Çalışma kapsamında aktif biyokütle fraksiyonu ve partikül mikrobiyal ürün fraksiyonu için farklı KOİ/UAKM oranları kabul edilmiştir. Yürütülen duyarlılık

analizleri ile b_H , X_{Hini} ve X_{Pini} parametreleri en duyarlı parametreler olarak belirlenmiştir.

Martinez-Garcia vd (2016) tarafından yürütülen çalışmada ise, çeşitli araştırmacılar tarafından mevcut aktif çamur modellerinde inert olduğu kabul edilen partikül metabolik ürünlerin (X_P) hidroliz edilmesi ve biyolojik olarak parçalanması olasılığı değerlendirilmiştir. Bu amaçla, kullanılan modele aktif biyokütlenin içsel solunumunun yanı sıra metabolik ürünlerinde içsel solunumu prosesi dâhil edilmiştir. Bir önceki çalışmaya benzer şekilde, ASM1'den farklı olarak içsel solunum sırasında partikül organik madde (X_S) oluşumu prosesi ihmal edilmiştir. Stabilizasyon süreci boyunca X_H ve X_P oranları ile aktif biyokütle miktarları değişeceği için çamurun KOİ/UAKM oranının zamanla değişeceği kabul edilmiştir. Farklı deneylerin veya farklı tür ölçümlerin bir arada modellenmesinin parametre tahmin prosesini geliştirdiği bilinmektedir (Reichert vd 1998, Sin vd 2005). Martinez-Garcia vd (2016) tarafından bu husus göz önüne alınarak, parametrelerin daha doğru tahmin edilmesi ve istatistiksel olarak temsil edilmesi amacıyla, tüm reaktörler için ortak aktif biyokütle fraksiyonu (f_a), aktif biyokütle için KOİ/UAKM oranı (icv_H) ve metabolik ürünler için KOİ/UAKM oranı (icv_P) kullanılmıştır. Ancak, her bir stabilizasyon ortamı için farklı heterotrofik biyokütle içsel solunum hızı (b_H) ve partikül metabolik ürün içsel solunum hızı (b_P) değerleri belirlenmiştir. Simülasyon sonuçlarının ve parametre grubunun belirlenen değerlerinin uygunluğu parametrelerin tanımlanabilirliği analiz edilerek ve duyarlılık fonksiyonu profilleri yorumlanarak değerlendirilmiştir. ASM1'in modifikasyonu ile oluşturulan model ile KOİ ve UAKM verilerinin uygun şekilde modellendiği sonucuna varılmıştır.

Literatürde bulunan ve yukarıda özetlenen çalışmalar incelendiğinde aerobik stabilizasyon prosesinin modellenmesine yönelik farklı yaklaşımlar olduğu anlaşılmaktadır. Bu noktadan hareketle, bu tez çalışması kapsamında aerobik stabilizasyon prosesinin modellenmesi için ASM1 ve ASM3 modelinin ayrıntılı olarak incelenmesi ve tanımlanabilirlik analizleri ile en uygun modelin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda, literatürde bir eksik olarak görüldüğü için elde edilecek modelin gerçek ölçekli çalışmalara esas teşkil etmesi amacıyla aerobik stabilizasyon çalışmaları gerçek atık aktif çamur kullanılarak yürütülmüştür.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Aerobik Stabilizasyon Çalışmaları

Çalışma kapsamında kullanılacak atık aktif çamur Hurma Atıksu Arıtma Tesisi (AAT) son çöktürme tankından temin edilmiştir. Hurma AAT'nin mevcut kapasitesi 210.000 m³/gün olup, tesis 1.400.000 eşdeğer nüfusa hizmet etmektedir. Hurma AAT'de atıksudan karbon, azot ve fosfor giderimi uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi (Bardenpho Proses) ile gerçekleştirilmektedir. Tesiste 1. ve 2. kademe olarak inşa edilmiş olan 2 farklı grup son çöktürme tankları bulunmaktadır. 1. kademeye ait son çöktürme tanklarından alınan atık aktif çamurlar doğrudan su alma prosesleri ile susuzlaştırıldıktan sonra kurutulmaktadır. 2. kademeye ait son çöktürme tanklarından alınan atık aktif çamurlara ise yoğunlaştırma uygulanmakta ve ardından bu çamurlar ön çöktürme çamurları ile karıştırılıp anaerobik stabilizasyona tabi tutulmaktadır.

2. kademeye ait son çöktürme tanklarında oluşan atık aktif çamur hâlihazırda verimli bir şekilde anaerobik stabilizasyona tabi tutulduğu için bu çalışma kapsamında kullanılan atık aktif çamur 1. kademeye ait son çöktürme tanklarından temin edilmiştir. Temin edilen atık aktif çamurun askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri Standart Metotlarda tanımlanan prosedürlere göre (APHA 2005), toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ) parametrelerinin analizleri ise uluslararası su örgütü (ISO) tarafından önerilen yöntemlere göre (ISO6060, 1986) yapılmıştır. Ardından, ham atık aktif çamurun 1:1, 1:2 ve 1:3 oranında su ile karıştırılması ile farklı organik madde konsantrasyonlarında işletilen aerobik stabilizasyon reaktörleri kurulmuştur (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Aerobik Stabilizasyon Deney Düzenegi

Aerobik stabilizasyon reaktörleri toplam 6 litre reaksiyon hacmine sahip olup basınçlı hava ile temin edilen havalandırma vasıtasıyla yeterli oksijen ve karıştırma koşulları sağlanmıştır. Aerobik stabilizasyon süreci boyunca, günlük olarak numuneler alınarak AKM, UAKM, KOİ, ÇKOİ, pH ve sıcaklık analizleri yapılmıştır. Günlük olarak numune alınması öncesinde buharlaşma kayıpları dinlenmiş su ile tamamlanmış ve ardından analizler için kullanılacak numuneler alınmıştır. Numune alınmasının ardından reaktör hacim çizgisi çizilerek bir sonraki gün buharlaşma kayıplarının tamamlanacağı reaktör toplam hacmi belirlenmiştir. Aerobik stabilizasyon deneyleri ATV standartlarına (2000) göre gereken minimum sürenin sağlanması amacıyla 30 gün sürdürülmüştür.

3.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesi

ASM1 ve ASM3 modelleri farklı giriş organik konsantrasyonları ile yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmalarında günlük olarak ölçülen toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) parametrelerinin modellenmesi için kullanılmış ve modellerin aerobik stabilizasyon sürecini yansıtmaları için uygun olan kinetik ve stokiyometrik parametreler belirlenmiştir. UAKM parametrelerinin ASM1 ile modellenmesi amacıyla, modele ASM3’de tanımlanan şekilde UAKM’ye ait model parametresi (X_{VSS}) ilave edilmiştir. Bu parametreye göre, X_{VSS} içsel solunum sırasında aktif biyokütlenin UAKM fraksiyonu (i_{XH}) kadar tüketilirken, X_P üretimi sonucu metabolik ürünlerin UAKM fraksiyonu (i_{XP}) kadar üretilmektedir. Benzer şekilde, X_{VSS} hidroliz sırasında partikül organik maddenin UAKM fraksiyonu (i_{XS}) kadar tüketilmekte ve çoğalma prosesi sırasında heterotrofik dönüşüm oranı başına aktif biyokütlenin UAKM fraksiyonu (i_{XH}) kadar üretilmektedir. X_{VSS} ’e ait mekanizmaları da içerecek şekilde modifiye edilmiş ASM1 matrisi Çizelge 3.1’de görülmektedir.

Çizelge 3.1. Aerobik Stabilizasyon prosesinin modellenmesi için modifiye edilen ASM1 matrisi

No	Bileşenler Prosesler	X_H	X_S	S_S	X_P	X_{VSS}	Proses Hızı
1	X_H ’in içsel solunumu	-1	$1 - f_{EX}$		f_{EX}	$-i_{XH} + f_{EX} \times i_{XI}$	$b_H X_H$
2	X_S ’in hidrolizi		-1	1		$-i_{XS}$	$k_H \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} X_H$
3	S_S ile çoğalma	1		$-\frac{1}{Y_H}$		$\frac{i_{XH}}{Y_H}$	$\mu_H \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H$

Böylece, ASM1 modeli ile modelleme çalışmalarının yürütülmesi sırasında Çizelge 3.1’de görülen prosesler, ASM3 bazlı modelleme çalışmalarında ise, Çizelge 2.7’de görülen prosesler esas alınarak modelleme çalışmaları yürütülmüş ve her bir model için model parametreleri belirlenmiştir. Modelleme çalışmaları Aquasim 2.0 programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Reichert vd 1998). Aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında çözünmüş oksijen konsantrasyonu her zaman 2 mg/L’nin üzerinde tutulmuştur. Bu nedenle, çözünmüş oksijene ilişkin fonksiyon olan $S_O / (K_{OH} + S_O)$ oksijen doymun durumda 1’e eşit olacağı için modellerde ihmal edilmiştir. Ayrıca, ototrofik

biyokütle konsantrasyonu aktif biyokütlenin çok küçük bir kısmını oluşturduğu için modellerde ototrofik biyokütle ile ilgili prosesler ihmal edilmiştir.

3.3. Model Parametrelerinin Tanımlanabilirlik Analizleri

ASM1 ve ASM3 ile elde edilen model parametrelerinin tahmin edilebilirliğini belirlemek amacıyla duyarlılık analizleri yürütülmüştür. Parametreler Aquasim ile hatalar karesi minimize edilmeye çalışılarak belirlenmiştir. Bu yöntem ile belirlenen parametre değerlerinin tanımlanabilir olduğunun doğrulanması önemlidir (Dochain vd 1995, Reichert vd 1998, Sin vd 2005). Eğer parametreler modellenen veriler için tanımlanabilir değil ise, model uyumu mükemmel olsa bile, tahmin edilen parametreler doğru değildir. Bu parametre doğrulanması son zamanlarda yürütülen çalışmalarda tanımlanabilirlik veya duyarlılık analizi olarak değerlendirilmiştir.

Tanımlanabilirlik ölçülen verilerin belirli bir model ile simüle edilmesi sırasında en uygun parametre değerlerinin (özgün çözüm) benzersiz bir bileşimini elde etmeyi sağlar (Dochain vd 1995). Aquasim belirsizlik ve tanımlanabilirlik analizlerinin iyi şekilde gerçekleştirilebildiği bilinen modelleme yazılımı programlarından biridir (Reichert vd 1998). Bu analizlerin matematiksel benzerliği nedeniyle Aquasim’de her iki analiz birlikte duyarlılık analizi içerisinde yapılmaktadır. Duyarlılık analizleri tüm parametreler için yapılabileceği gibi belirli parametreler için de yapılabilir. Bu standart sapmanın belirlenmesi ve parametre tahmini sırasında parametrelerin korelasyonu ile yapılır. Parametreler belirli bir veri seti ile tanımlanabilir değil ise, modelin uyumu mükemmel olsa da, tahmin edilen değerler geçerli değildir. Aquasim’de tanımlanan hassasiyet analizi tanımlanabilirlik ve belirsizlik analizlerini birleştirir. Bu amaçla mutlak-mutlak (Eşitlik (3.1)), bağıl-bağıl (Eşitlik (3.2)), mutlak-bağıl (Eşitlik (3.3)) ve bağıl-mutlak (Eşitlik (3.4)) olmak üzere dört hassasiyet fonksiyonu tanımlanmıştır:

$$\delta_{y,p}^{a,a} = \frac{\partial y}{\partial p} \quad (3.1)$$

$$\delta_{y,p}^{r,a} = \frac{1}{y} \frac{\partial y}{\partial p} \quad (3.2)$$

$$\delta_{y,p}^{a,r} = p \frac{\partial y}{\partial p} \quad (3.3)$$

$$\delta_{y,p}^{r,r} = \frac{p}{y} \frac{\partial y}{\partial p} \quad (3.4)$$

Bu fonksiyonlarda, y Aquasim tarafından hesaplanan değişkeni, p ise sabit parametre veya gerçek liste değişkeni olan model parametresini göstermektedir. Mutlak-mutlak duyarlılık fonksiyonu p parametresindeki her bir birim değişime karşılık y parametresinde gözlenen mutlak değişimi hesaplar. Bağıl-mutlak duyarlılık fonksiyonu p parametresindeki her bir birim değişime karşılık y parametresindeki bağıl değişimi hesaplar. Mutlak-bağıl duyarlılık fonksiyonu p parametresindeki %100 değişime

karşılık y parametresindeki mutlak değişimi hesaplar. Bağlı-bağlı duyarlılık fonksiyonu ise p parametresindeki % 100 değişime karşılık y parametresindeki bağlı değişimi hesaplar.

Birimleri parametrenin birimine bağlı olmadığı için mutlak-bağlı ve bağlı-bağlı duyarlılık fonksiyonları en kullanışlı fonksiyonlardır. Böylece, farklı parametrelerin (p) tek bir ortak y parametresine etkisi miktar olarak karşılaştırılabilir. Bağlı-bağlı duyarlılık fonksiyonu birimsiz olduğu için bir değişkene birden fazla parametrenin etkisini karşılaştırılmasının yanı sıra birden fazla değişkene çeşitli parametrelerin etkilerinin kıyaslanmasına olanak sağlar. Ancak, bağlı-bağlı karşılaştırmanın dezavantajı modelleme sırasında y parametresinin çok küçülmesi durumunda kullanışlı sonuçlar verememesidir. Bu yüzden modelleme çalışmalarında en çok tercih edilen duyarlılık fonksiyonu mutlak-bağlı duyarlılık fonksiyonudur. Duyarlılık analizi sonuçları değerlendirilirken, duyarlılık fonksiyonlarının değerlerinin büyük olması ve farklı parametrelere ait duyarlılık fonksiyonu eğrilerinde belirgin farklılık olması parametrelerin doğru bir şekilde tanımlanabilir olduğunu göstermektedir. Bu doğrultuda, duyarlılık analizleri ve parametre tanımlanabilirlik değerlendirilmesi, KOİ ve UAKM verileri için mutlak-bağlı hassasiyet fonksiyonlarının (SensAR) yorumlanması ile yapılmıştır.

3.4. Ultrasonik Dezentegrasyon Çalışmaları

Aerobik stabilizasyon ile en yüksek seviyede organik madde gideriminin sağlandığı aerobik stabilizasyon reaktöründen alınan stabil çamur ile susuzlaştırma potansiyelinin iyileştirilmesi amacıyla ultrasonik dezentegrasyon çalışmaları yürütülmüştür. Deneysel çalışmalar Sonics & Materials INC Marka, 20 KHz ultrasases frekansına sahip ultrasases cihazı ile gerçekleştirilmiştir. Aerobik stabilizasyonuna tabi tutulmuş 100 mL hacmine sahip atık aktif çamur numunesi cevap yüzey yöntemi merkezi kompozit tasarım ile belirlenen ultrasases gücü ve ultrasases süresi koşullarında ultrasonik dezentegrasyona tabi tutulmuştur. Her bir işletme koşulunda ultrasonik dezentegrasyon çalışmaları iki tekrarlı yürütülmüştür.

Ultrasonik dezentegrasyon prosesinin optimizasyonu için, Cevap Yüzey Yöntemi (CYY) ve Merkezi Kompozit Tasarım (MKT) kullanılmış ve deneysel tasarım Design Expert Trial 8.0.7 programı ile yapılmıştır. Cevap yüzey yöntemi (CYY) mühendislik araştırmalarında problemlerin analizi, modellenmesi ve proses optimizasyonu amacıyla sıklıkla kullanılan matematiksel ve istatistiksel metotların toplamını içeren bir yöntemdir. Bu yöntemde amaç, proses cevabını öngörebilmek için uygun bir yaklaşım fonksiyonu elde etmek, bağımsız proses değişkenlerinin optimum değerlerini belirlemek (Güven 2004) ve kontrol edilebilir giriş parametreleri ile elde edilen cevap yüzeyleri arasındaki ilişkiyi sayısal olarak tanımlamaktır (Aslan vd 2008). Bu doğrultuda prosesin cevabını tanımlayan gerçek modele en yakın olan regresyon modelinin oluşturulması sağlanmaktadır. Oluşturulan bu model yardımıyla istenilen proses cevabının optimum şartları tahmin edilebilmektedir (Aslan vd 2008).

Deneysel tasarımda kullanılan çeşitli metotlar mevcut olmakla birlikte Merkezi Kompozit Tasarım (MKT), en yaygın kullanılan tasarım metotlarından biridir (Whang ve Wan 2009). MKT, beş seviyeli kısmi faktöriyel deneme planı olmakla birlikte, iki

düzyer noktasi, aksiyal noktalar ve merkez noktalar olmak üzere üç kısımda incelenebilmektedir. Yöntemin iki düzey (faktöriyel) noktaları, faktörün +1 veya -1 yani en yüksek ve en düşük düzeylerinden oluşmaktadır (Şahan 2008). Merkez noktalar, deneysel hatayı tahmin etmek için tekrar edilen parametrelerin faktöriyel noktalarının orta noktalarıdır (Şahan 2008).

Bu bilgiler doğrultusunda, ultrasonik dezentegrasyon prosesinin optimum koşullarının belirlenmesi için bağımsız proses değişkenleri olarak ultrases gücü (W) ve ultrases süresi (dak) parametreleri seçilmiştir. Literatürde en verimli yöntem olduğu bildirildiği için ultrasonik dezentegrasyon çalışmaları düşük ultrases gücü ile kısa reaksiyon süreleri uygulanarak yürütülmüştür. Bu çalışmalar için ultrases gücü 20-50 W arasında, ultrases süresi ise 2-20 dakika arasında seçilmiştir. Seçilen bu değerlere göre deneysel planlamada kullanılan proses değişkenlerinin seviyeleri Çizelge 3.2'de görülmektedir.

Çizelge 3.2. Ultrasonik dezentegrasyon için seçilen proses değişkenler ile seviyeleri

Değişken No	Bağımsız Değişken	Düşük Seviye (-1)	Yüksek Seviye (+1)
A	Ultrases gücü (W)	20	50
B	Ultrases süresi (dak)	2	20

Proses cevabı ise, ultrasonik dezentegrasyon ardından uygulanacak susuzlaştırma ile elde edilecek kuru madde (% KM) içeriği olarak seçilmiştir. Susuzlaştırma kapasitesinin belirlenebilmesi için gerçekleştirilen her bir ultrasonik dezentegrasyon deneyi ardından serbest suyun uzaklaştırılması amacıyla santrifüje dayalı çöktürme metodu uygulanmıştır (Ruiz-Hernando vd 2013). Bu amaçla, dezentegre edilmiş atık aktif çamur numuneleri laboratuvar ölçekli santrifüj cihazında 3000 dev/dakika (rpm) hızda 15 dakika santrifüj edilmiş ve üst su fazı atılmıştır. Santrifüjün ardından çamur numunelerinin kuru madde içeriği *Çamurların Karakterizasyonu'na ilişkin Türk Standardı*'na (TS 9546 2002) göre belirlenmiştir. En yüksek KM içeriğinin sağlandığı proses koşulları ultrasonik dezentegrasyon için optimum proses koşulları olarak belirlenmiştir.

Ultrasonik dezentegrasyonun ardından santrifüje dayalı çöktürme metodu ile yapılan susuzlaştırma sonucu elde edilen katı madde içeriklerine ait sonuçlar Design Expert Trial 8.0.7 programına aktarılarak ultrasonik dezentegrasyon prosesi modellenmiş ve optimum proses koşulları tespit edilmiştir. Elde edilen modelin uygunluğu istatistiksel olarak ANOVA testi kullanılarak analiz edilmiştir. Ultrasonik dezentegrasyon prosesi için program ve model tarafından önerilen optimum dezentegrasyon koşulunun doğrulanması için validasyon deneyleri yapılmıştır.

3.5. Analitik Yöntemler

3.5.1. Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri

Toplam askı katı madde miktarı gravimetrik ölçüm esasına dayanan yöntem ile belirlenmiştir (APHA 2005). Bu ölçüm prensibine göre, standart cam elyaf filtre

tarafından tutulan ve 103-105 °C'de kurutma sonucu oluşan kalıntı AKM olarak tanımlanır. Askıda katı maddelerin daha sonra 500-550 °C'de yakılması sonucu karbondioksit ve suya dönüşen organik kısmı ise UAKM olarak tanımlanmaktadır.

Askıda katı madde tayini için darası alınmış filtre kâğıdı süzme setine kenarlarından sıvı geçmeyecek şekilde yerleştirilmiş ve iyice karıştırılarak homojen hale getirilen numuneden hacmi bilinen bir miktar numune filtre kâğıdından süzlmüştür. Alınacak numune hacmi numunedeki tahmini askıda katı madde miktarına göre ayarlanmıştır. Süzme işlemi tamamen bittikten sonra askıda katı maddeleri tutmuş olan filtre kâğıdı 103-105 °C etüvde 2 saat kurutulmuş ve sabit tartıma gelmesi için yaklaşık 30 dakika desikatörde bekletilmiştir. Sabit tartıma gelen filtre kâğıtları tartılmış ve AKM konsantrasyonu Eşitlik (3.5) ile hesaplanmıştır:

$$AKM (mg / L) = \frac{A - B}{V} \quad (3.5)$$

Bu formülde; A filtrasyondan sonra filtre kâğıdının ağırlığını (gr), B filtre kâğıdının ilk ağırlığını (gr), ve V alınan numune hacmini (mL) ifade etmektedir.

Askıda katı madde tayini yapılan filtre kâğıdı yarım saat 550±50°C'de kül fırınında yakılmış ve ardından desikatörde yaklaşık 30 dakika sabit tartıma gelmesi beklenmiştir. Sabit tartıma gelmiş filtre kâğıdı hassas terazide tartıldıktan sonra UAKM konsantrasyonu Eşitlik (3.6) ile hesaplanmıştır:

$$UAKM (mg / L) = \frac{A - B}{V} \quad (3.6)$$

Bu formülde; A kül fırınına konmadan önceki askıda katı madde ağırlığını (gr), B kül fırınından sonraki askıda katı madde ağırlığını (gr), ve V askıda katı madde tayini için alınan numune hacmini (mL) ifade etmektedir.

3.5.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ) analizleri

Numunelerin KOİ konsantrasyonları Uluslararası Su Örgütü (ISO) tarafından önerilen yönteme göre belirlenmiştir (ISO6060 1986). Bu yönteme göre, numune iyice karıştırılarak 10 ml numune bir pipetle 250 ml'lik cam balona aktarılmıştır. Numunede KOİ'nin yüksek olduğu tahmin edildiği durumlarda, 350-700 mg/l KOİ içerecek hacimde numune alınmış ve distile su ile 10 ml'ye tamamlanmıştır.

Cam balonlara aktarılan 10 ml'lik numunelere 5 ml potasyum dikromat çözeltisi eklenmiş ve karıştırılmıştır. Ardından cam balonlara 15 mL gümüş sülfat-sülfirik asit ilave edilmiştir. Cam balonlar soğutucuya takılmış ve balon içeriği geri soğutma altında 2 saat süreyle kaynatılmıştır. 2 saat sonunda cam balonlar ısıtıcıdan ayrılarak soğumaya bırakılmıştır. Soğuyan numunelere 2-3 damla ferroin indikatörü ilave edilmiş ve standart demir (II) amonyum sülfat (DAS) çözeltisi ile renk mavi-yeşilden kiremit kırmızısı rengine dönene kadar titrasyon yapılmıştır. Renk değişimi için sarf edilen DAS miktarına göre numunenin KOİ konsantrasyonu Eşitlik (3.7) ile hesaplanmıştır.

$$KOİ(mg/L) = \frac{(A - B) \times M \times 8 \times 1000}{V} \quad (3.7)$$

Bu formülde; A şahit için harcanan DAS miktarını (mL), B numune için harcanan DAS miktarını (mL), M DAS normalitesini (mol/L), 8 oksijenin mili eşdeğer ağırlığını ve 1000 mL/L birim çevirmesini ifade etmektedir.

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

3.5.3. Kuru madde içeriğinin belirlenmesi

Ultrasonik dezentegrasyon uygulanan numunelerin kuru madde içerikleri *Çamurların Karakterizasyonu'na ilişkin Türk Standardı*'na (TS 9546, 2002) göre belirlenmiştir. Bu yöntemle göre, belirli miktardaki arıtma çamuru (yaklaşık 0,5 gr) darası bilinen bir krozeye koyulmuştur. İlk ağırlık tartılmış ve numuneler 24 saat etüvde kurutulmuştur. 24 saatin sonunda numuneler 30 dakika desikatörde bekletilmiş ve ardından tekrar tartılmıştır. Bu işlemlerin ardından kuru madde içeriği Eşitlik (3.8) ile hesaplanmıştır:

$$KM(\%) = 100 \times \frac{M_D}{M_W} \quad (3.8)$$

Burada; KM kuru madde içeriğini (%); M_D numunenin kurutma işlemi sonundaki ağırlığını (gr); M_W ise numunenin kurutulmadan önceki ağırlığını (gr) ifade etmektedir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinin Başlangıç Karakterizasyonu

Aerobik stabilizasyon reaktörlerine üç farklı başlangıç organik madde konsantrasyonu uygulamak amacıyla Hurma AAT'den temin edilen atık aktif çamur numunesi ilk reaktöre seyreltilmeden, 2. reaktöre 1/2 oranında su ile seyreltilerek ve 3. reaktöre 1/3 oranında su ile seyreltilerek eklenmiştir. Böylece oluşturulan aerobik stabilizasyon reaktörlerinin başlangıç karakterizasyonu Çizelge 4.1'de görülmektedir.

Çizelge 4.1. Aerobik stabilizasyon reaktörlerinin başlangıç karakterizasyonu

Parametre	Reaktör No		
	R1	R2	R3
Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı, KOİ (mg/L)	8052	4022	2676
Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı, ÇKOİ (mg/L)	23	15	12
Askıda katı madde, AKM (mg/L)	6500	3250	2167
Uçucu askıda katı madde, UAKM (mg/L)	4907	2635	1684

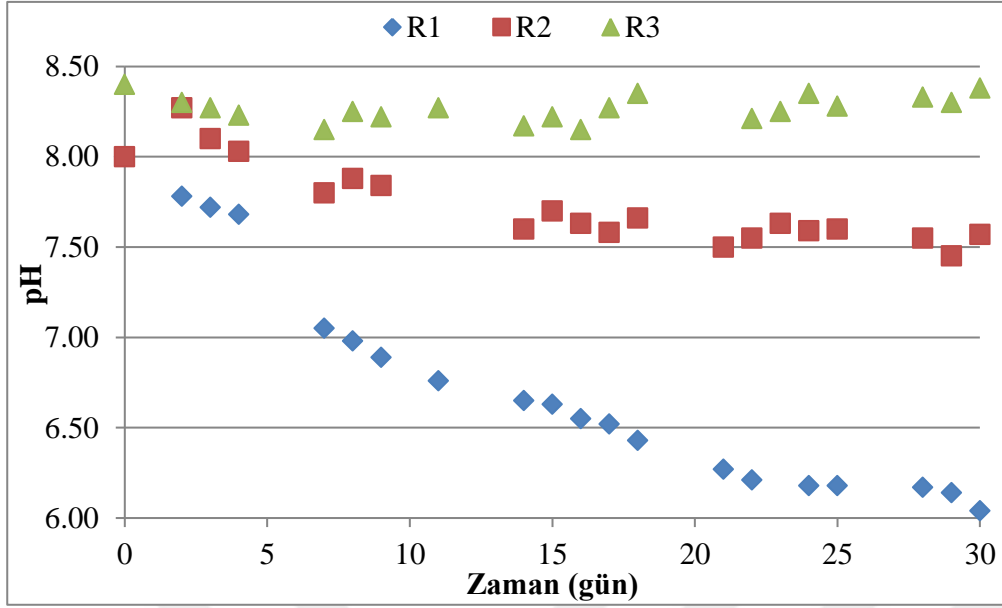
Çizelge 4.1'de görüldüğü üzere, atık aktif çamurun doğrudan eklendiği reaktör 1'in ve dolayısıyla atık aktif çamurun AKM konsantrasyonu 6500 mgAKM/L, UAKM konsantrasyonu ise 4907 mgUAKM/L'dir. Son çöktürme tankına çamur beslemesi yapan aktif çamur sistemlerinin uygun koşullarda işletilmesi sonucu tüm çözünmüş organik maddenin giderilmesi beklenir. Arıtma çamurunda ölçülen düşük ÇKOİ konsantrasyonlarına göre arıtma çamurunun temin edildiği atıksu arıtma tesisinde çözünmüş organik gideriminin başarıyla gerçekleştirildiği sonucuna varılabilir. Aktif çamurun ölçülen başlangıç ÇKOİ değerleri büyük ihtimalle inert organik maddelerden kaynaklanan oldukça düşük değerlerde (12-23 mgKOİ/L) ölçülmüştür.

4.2. Aerobik Stabilizasyon Sonuçları

4.2.1. Aerobik Stabilizasyon Sırasında pH ve Sıcaklık Değişimi

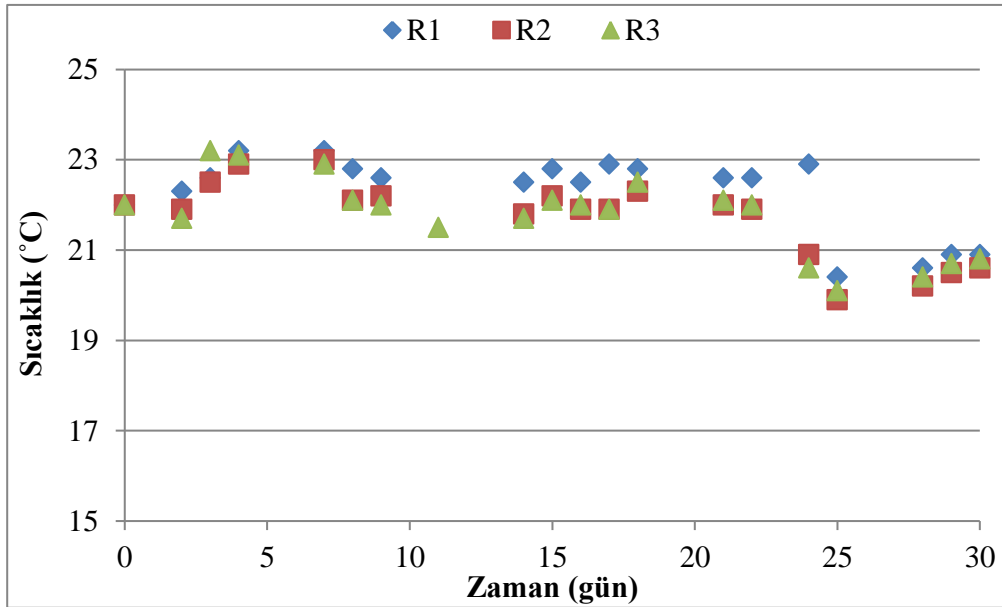
Atıksuların biyolojik arıtımı sırasında pH önemli bir parametredir ve mikrobiyal aktivitenin bozulmaması için 6,0-8,5 arasında olması istenir. Genellikle nitrifikasyon sonucu amonyak salınımı ile pH değerinde önemli azalmalar söz konusu olabilir. Aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında, reaktörlerdeki pH değerleri başlangıç pH'ı olan 8,0'dan en fazla 6,04 değerine ulaştığı için biyolojik süreçlerin etkilenmeden gerçekleştiği sonucuna varılmıştır. Reaktörlere ait pH profilleri Şekil 4.1'de görülmektedir.

Şekil 4.1'de görüldüğü üzere, atık aktif çamurun seyreltilmeksizin uygulandığı reaktörde muhtemelen nitrifikasyon nedeniyle önemli pH düşüşü gerçekleşmiştir. 2. ve 3. reaktörde ise, daha az organik madde ve dolayısıyla daha az biyokütle bulunması nedeniyle nitrifikasyon bakterilerinin yeterli miktarda bulunmaması nedeniyle nitrifikasyon ve bunun sonucunda pH azalması gözlenmemiştir.



Şekil 4.1. Aerobik stabilizasyon sırasında pH değişimi

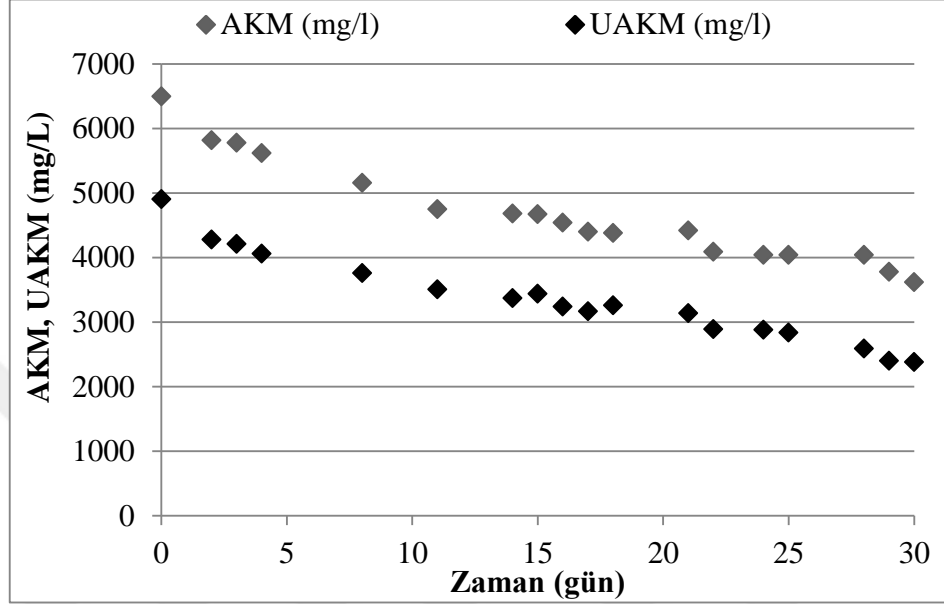
Sıcaklık mikrobiyal aktivite için önemli olan bir diğer parametredir. Mikrobiyal aktivitenin inhibe olmaması için sıcaklığın 15 °C altına düşmemesi önerilmektedir (Tchobanoglous vd 2003). Aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında başlangıçta ölçülen 22 °C sıcaklık kademeli olarak azalmış ancak 20 °C civarında sabit kalmıştır (Şekil 4.2).



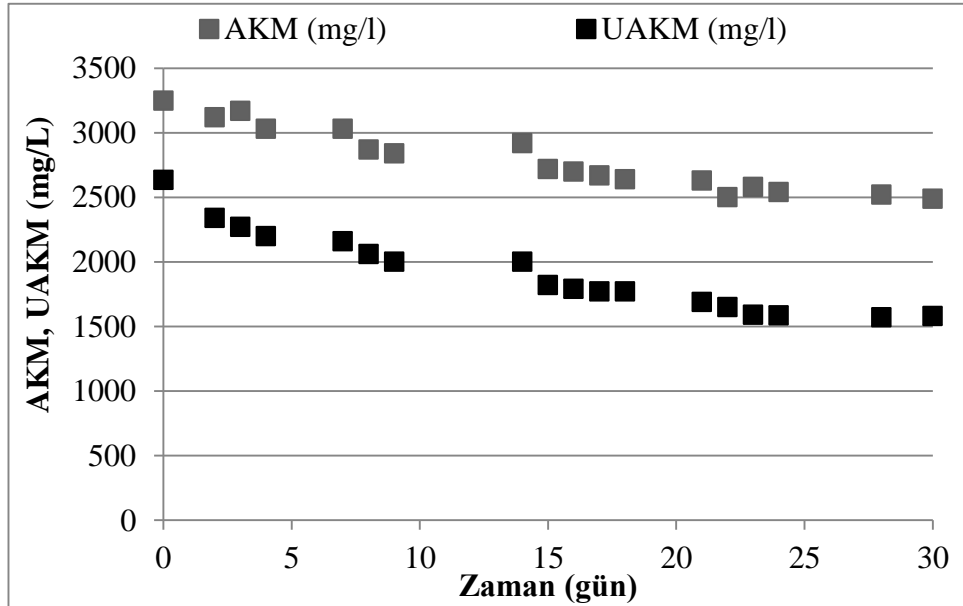
Şekil 4.2. Aerobik stabilizasyon sırasında sıcaklık değişimi

4.2.2. Aerobik Stabilizasyon Sırasında AKM ve UAKM değişimi

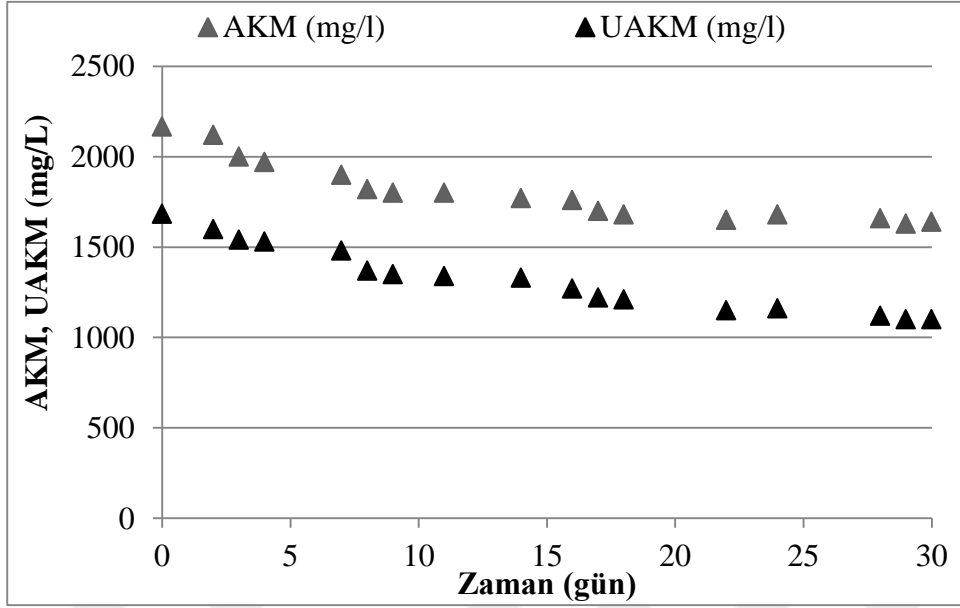
Aerobik stabilizasyonun öncelikli amacı olan katı madde giderimi askıda katı madde (AKM) veya uçucu askıda katı madde (UAKM) giderim verimi açısından değerlendirilmektedir. Yürütülen aerobik stabilizasyon deneyleri sonucu elde edilen AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri Şekil 4.3-4.5’de görülmektedir.



Şekil 4.3. Reaktör 1'e ait AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri



Şekil 4.4. Reaktör 2'ye ait AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri



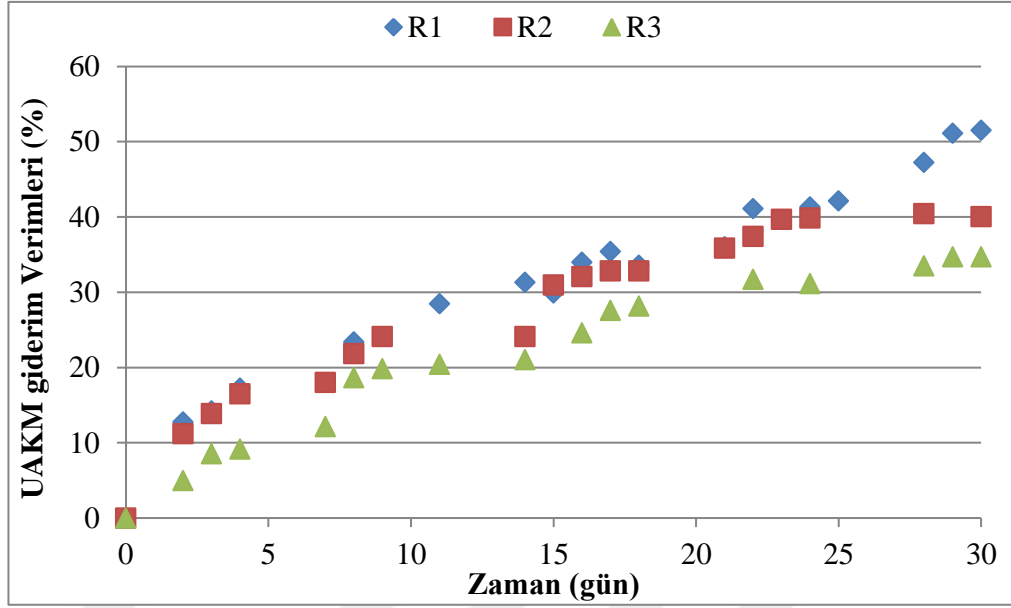
Şekil 4.5. Reaktör 3'e ait AKM ve UAKM konsantrasyon profilleri

Şekil 4.3'de görüldüğü üzere Reaktör 1'de aerobik stabilizasyon sürecinin başlangıcında ölçülen 6500 mg/L AKM konsantrasyonu 30 günlük aerobik stabilizasyon süreci sonucunda 3620 mgAKM/L değerine inmiş ve böylece, yaklaşık % 44 AKM giderim verimi elde edilmiştir. Benzer şekilde Reaktör 2 ve Reaktör 3 için hesaplanan AKM giderim verimleri sırasıyla % 23 ve % 24 olmuştur. Reaktör 1'de aerobik stabilizasyon sürecinin başlangıcında ölçülen 4907 mg/L UAKM konsantrasyonu 30 günlük aerobik stabilizasyon süreci sonucunda 2380 mgUAKM/L değerine inmiş ve böylece, 2880 mg/L UAKM giderimi sonucu yaklaşık % 51 UAKM giderim verimi elde edilmiştir. Benzer şekilde Reaktör 2 ve Reaktör 3 için hesaplanan UAKM giderim verimleri sırasıyla % 40 ve % 35 olmuştur. Reaktörlerde elde edilen günlük UAKM giderim verimleri Şekil 4.6'da verilmektedir.

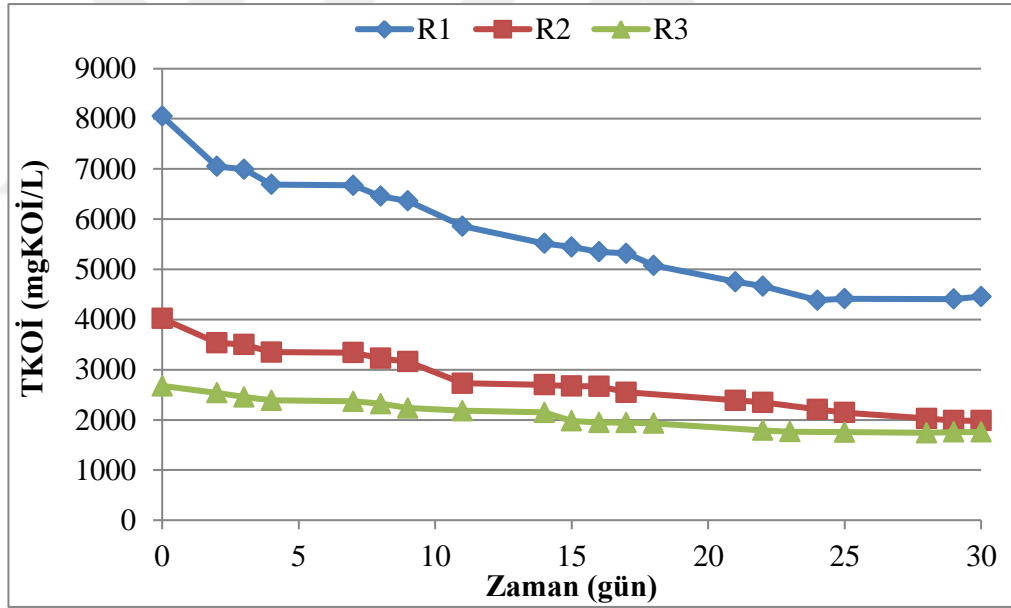
Şekil 4.6'da görüldüğü üzere, aerobik stabilizasyon deneylerinin ilk beş gününde hızlı bir UAKM giderimi gerçekleşirken, ilerleyen günlerde UAKM konsantrasyonu daha düşük bir hızla azalmıştır. Benzer giderim grafiklerinin elde edildiği bir çalışmada, ilk 1-2 günlük süreçte gerçekleşen hızlı giderimin depolama ürününün parçalanmasından kaynaklandığı, daha sonra oldukça yavaş gerçekleşen giderimin ise biyokütlenin içsel solunumu ile ilişkili olduğu belirtilmiştir (Martinez-Garcia vd 2014). Reaktör 1'de son iki gün, Reaktör 2 ve 3'de ise son üç gün UAKM giderimi durduğu için temin edilen atık aktif çamur için 30 günlük aerobik stabilizasyon sürecinin yeterli olduğu anlaşılmaktadır.

4.2.3. Aerobik Stabilizasyon Sırasında Toplam KOİ değişimi

30 günlük aerobik stabilizasyon süreci sırasında ölçülen kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları Şekil 4.7'de görülmektedir.



Şekil 4.6. Reaktörlerde elde edilen UAKM giderim verimleri



Şekil 4.7. Aerobik Stabilizasyon Reaktörlerinde Toplam KOİ konsantrasyon profilleri

Şekil 4.7'de görüldüğü üzere, Reaktör 1'de ölçülen 8052 mgKOİ/L giriş KOİ konsantrasyonu 30 gün sonunda 4458 mgKOİ/L'ye, Reaktör 2'de ölçülen 4022 mgKOİ/L giriş KOİ konsantrasyonu 30 gün sonunda 1985 mgKOİ/L'ye ve Reaktör 3'de ölçülen 2676 mgKOİ/L giriş KOİ konsantrasyonu 30 gün sonunda 1759 mgKOİ/L'ye düşmüştür. Böylece 30 günlük stabilizasyon süreci sonunda, Reaktör 1, 2 ve 3'de elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla % 44, % 51 ve % 34 olmuştur.

4.2.4. Aerobik Stabilizasyon Performansının Değerlendirilmesi

Aerobik stabilizasyon deneyleri sonucunda elde edilen giderim verimleri Çizelge 4.2’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.2. Aerobik stabilizasyon ile elde edilen giderim verimleri

Reaktör	Giderim Verimi (%)		
	KOİ	AKM	UAKM
Reaktör 1	44	44	51
Reaktör 2	51	23	40
Reaktör 3	34	24	35

Çizelge 4.2’de özetlendiği üzere, atık aktif çamurun yarı yarıya beslendiği Reaktör 2’de daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Bununla birlikte, stabilizasyon prosesinin verimini gösteren başlıca parametre UAKM giderim verimidir. Birçok ülkede kabul gören Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansına (EPA) göre aerobik çamur stabilizasyonuna tabi tutulmuş bir arıtma çamurunun stabil kabul edilmesi için en az % 38 UAKM giderimi sağlanmış olması gerekmektedir (EPA 1993). UAKM giderimi açısından Reaktör 1’in en verimli olduğu ve yeterli UAKM giderim verimi elde edilmesi için Reaktör 1 ve Reaktör 2’de kullanılan başlangıç organik madde konsantrasyonları ile 30 gün süreyle aerobik stabilizasyon uygulanmasının uygun olduğu belirlenmiştir.

Elde edilen stabilizasyon verimlerinin uygun olup olmadığını belirlemek amacıyla daha önce yürütülen çalışmalar ile elde edilen UAKM giderim verimleri araştırılmıştır. 30 gün süreyle aerobik stabilizasyon uygulanan çalışmalarda elde edilen UAKM giderim verimleri Çizelge 4.3’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.3. Aerobik stabilizasyon ile elde edilen UAKM giderim verimleri

Kaynak	UAKM giderim Verimi (%)
Cokgör vd (2012)	28
Özdemir vd (2014)	43
Martinez-Garcia vd (2014)	29
Katipoğlu-Yazan (2015)	36

Çizelge 4.3 incelendiğinde, Reaktör 1 ve Reaktör 2’de elde edilen stabilizasyon verimlerinin diğer çalışmalar iyi uyumlu olduğu görülmektedir.

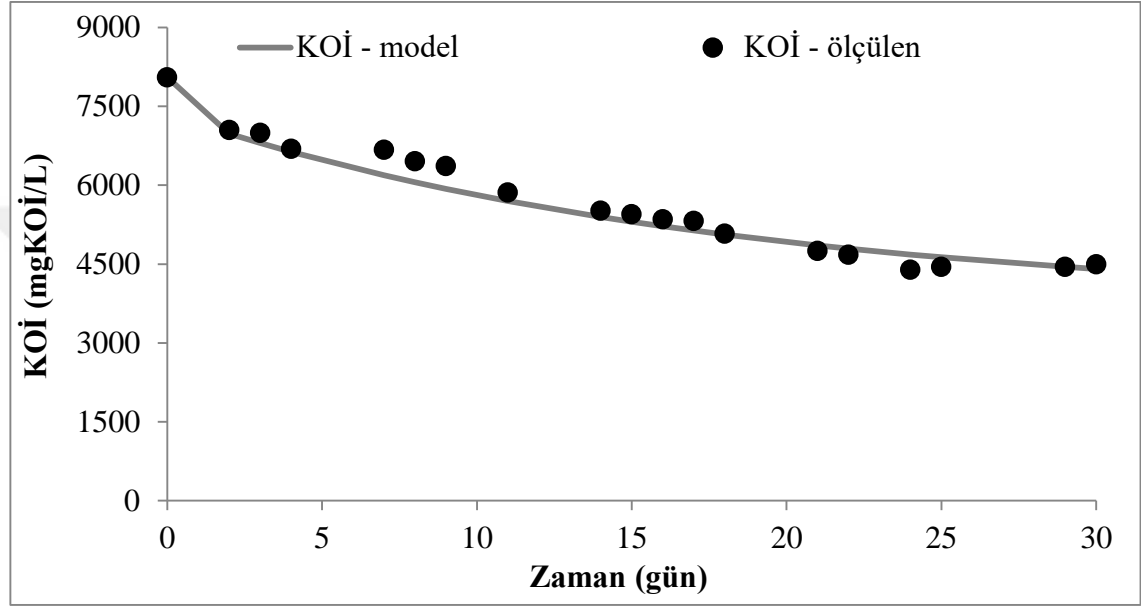
4.3. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin Modellenmesi

Farklı deneylerin veya farklı tür ölçümlerin bir arada modellenmesinin parametre tahmin prosesini geliştirdiği bilinmektedir (Reichert vd 1998, Sin vd 2005). Bu nedenle, aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında elde edilen KOİ ve UAKM profilleri birlikte modellenmiştir. Ayrıca, aynı atık aktif çamur ile farklı başlangıç organik madde konsantrasyonlarında işletilen aerobik stabilizasyon reaktörlerinde

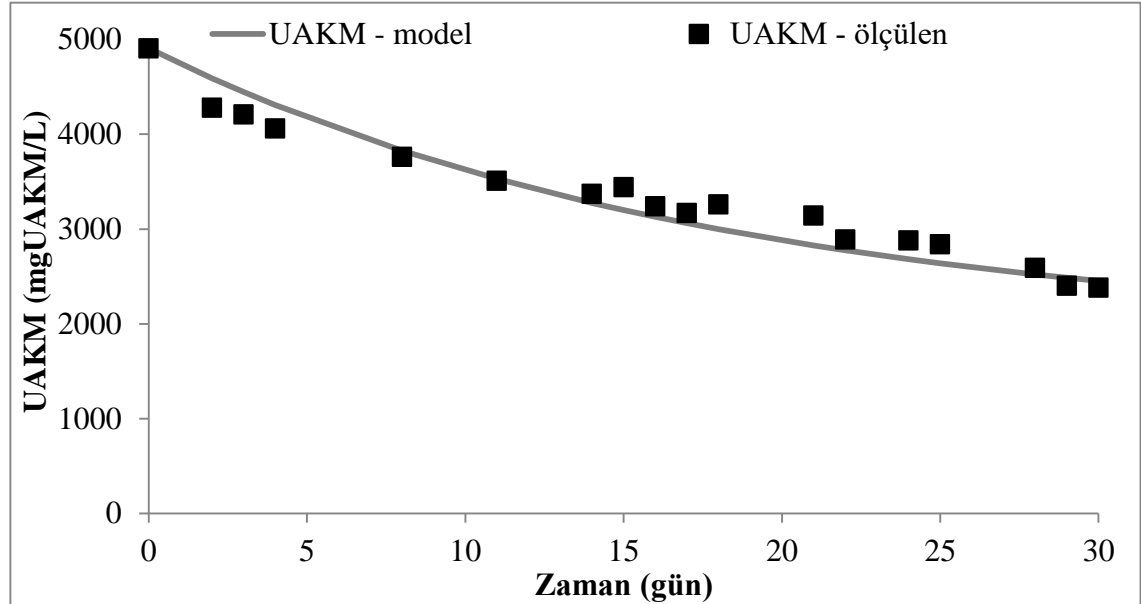
çamura ait model parametrelerin aynı olacağı kabulüyle, her üç reaktör ile elde edilen veriler aynı model parametreleri kullanılarak modellenmeye çalışılmıştır.

4.3.1. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin ASM1 ile Modellenmesi

Aerobik stabilizasyon çalışmaları ile elde edilen KOİ ve UAKM profillerinin ASM1 ile modellenmesi amacıyla, Çizelge 3.1’de verilen model matrisi uygulanarak deneysel verileri en iyi yansıtan model simülasyonları elde edilmeye çalışılmıştır. Reaktör 1 için KOİ ve UAKM modelleme sonuçları Şekil 4.8’de görülmektedir.



(a)



(b)

Şekil 4.8. Reaktör 1’in ASM1 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

Reaktör 1’de yürütülen aerobik stabilizasyon sonuçlarının modellenmesi ile elde edilen KOİ ve UAKM konsantrasyon profillerinin regresyon katsayıları (R^2) sırasıyla 0,985 ve 0,978 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre KOİ ve UAKM konsantrasyonlarına ait model sonuçlarına göre ortalama karekök hataları (RMSE) sırasıyla 2,148 ve 1,804 olarak hesaplanmıştır. KOİ ve UAKM parametreleri ile en iyi uyumun sağlandığı durumda elde edilen model parametrelerine göre başlangıç çamuruna ilişkin belirlenen partikül madde fraksiyonları ve bu fraksiyonların UAKM içerik oranları Çizelge 4.4’te özetlenmektedir.

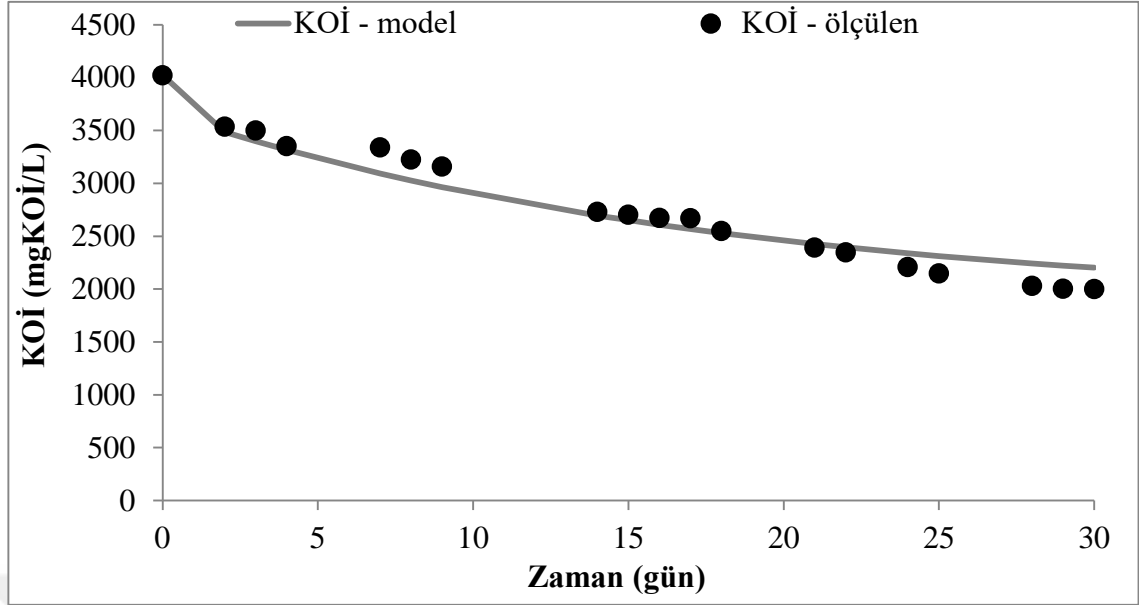
Çizelge 4.4. ASM1 ile modelleme sonucu elde edilen partikül madde fraksiyonları

Parametre	Değer
Atık aktif çamurun aktif biyokütle fraksiyonu (f_{XH})	0,65
Atık aktif çamurun partikül inert madde fraksiyonu (f_{XI})	0,20
Atık aktif çamurun partikül organik madde fraksiyonu (f_{XS})	0,15
Biyokütleden partikül metabolik ürünler üretim oranı (f_{EX})	0,25
Aktif biyokütlenin UAKM içeriği (i_{XH})	0,55
Partikül inert maddenin UAKM içeriği (i_{XI})	0,75
Partikül organik maddenin UAKM içeriği (i_{XS})	0,55

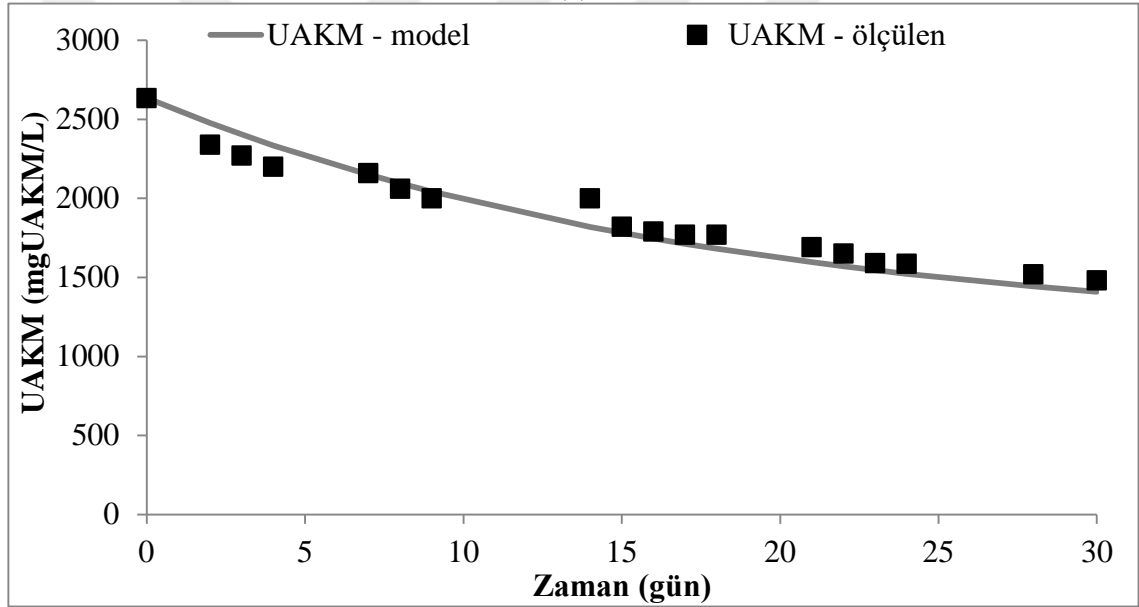
Çizelge 4.4’te belirtilen oranlara göre aerobik stabilizasyon süreci başlangıcında atık aktif çamur % 65 oranında aktif biyokütle, % 20 oranında partikül inert madde ve % 15 oranında partikül organik maddeden oluşmaktadır. Reaktör 1 için belirlenen model parametreleri ile Reaktör 2’ye ait sonuçların modellenmesi ile elde edilen regresyon katsayıları KOİ profili için 0,982 ve UAKM profili için 0,983 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre KOİ ve UAKM konsantrasyonlarına ait model sonuçlarına göre ortalama karekök hataları (RMSE) sırasıyla 1,367 ve 0,871 olarak hesaplanmıştır. Reaktör 2’ye ait KOİ ve UAKM modelleme sonuçları Şekil 4.9’da görülmektedir.

Reaktör 1 ve Reaktör 2 için aynı kinetik parametrelerin kullanımı ile aerobik stabilizasyon süreçlerinin ASM1 ile modellenmesi mümkün olsa da Reaktör 3’ün aynı kinetik parametreler ile yeterli uyumla modellenmesi mümkün olmamıştır. Bu nedenle Reaktör 3 için elde edilen KOİ ve UAKM profilleri modellenirken, Çizelge 4.4’te verilen atık aktif çamurun başlangıç karakterine ait parametreler sabit tutulmak kaydıyla, mikrobiyal aktiviteye ait kinetik parametreler değiştirilmiştir. Reaktörlerin modellenmesi sırasında belirlenen stokiyometrik ve kinetik parametrelerin değerleri ile bu parametreler için ASM1 kapsamında 20 °C sıcaklık için önerilen tipik değerleri Çizelge 4.5’de görülmektedir.

Çizelge 4.5’de görüldüğü üzere, beklenen şekilde aerobik stabilizasyon sırasında mikroorganizmalar içsel solunum fazında olduğu için, aerobik stabilizasyonun modellenmesi sırasında ASM1 modeli ile aktif çamur için önerilen stokiyometrik ve kinetik parametrelerin değerlerinden daha düşük değerler elde edilmiştir. Ancak, Reaktör 3’de muhtemelen az mikroorganizma konsantrasyonu nedeniyle mikrobiyal aktivite yavaşladığı için hız sabitleri bir miktar azalmış, buna karşın yarı doygunluk sabitleri artmıştır.



(a)



(b)

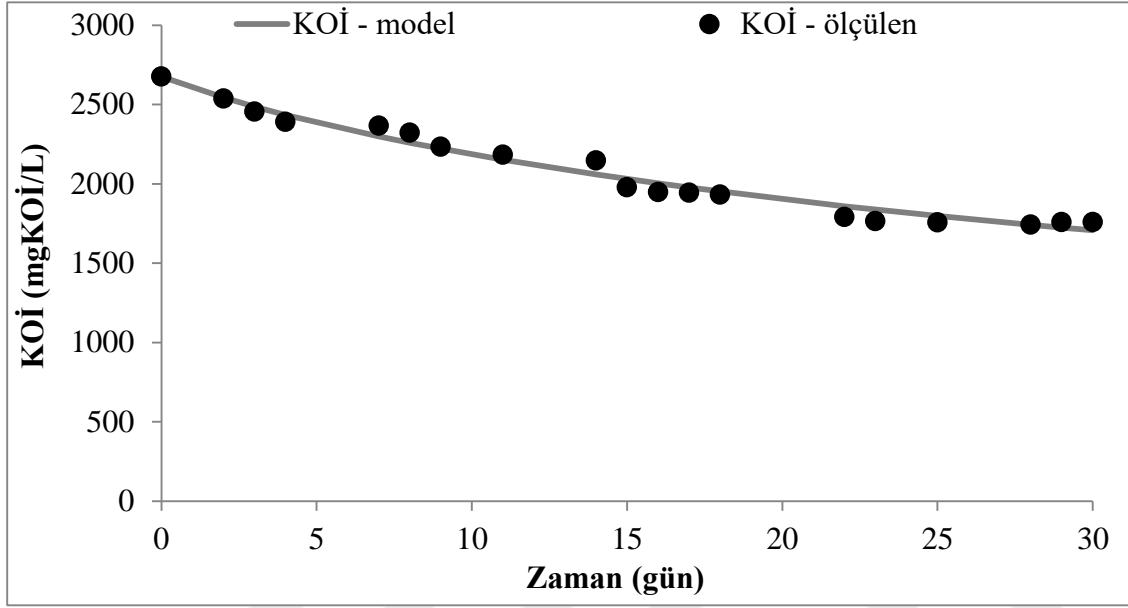
Şekil 4.9. Reaktör 2'nin ASM1 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

Çizelge 4.5. ASM1 ile modelleme sonucu elde edilen kinetik parametreler

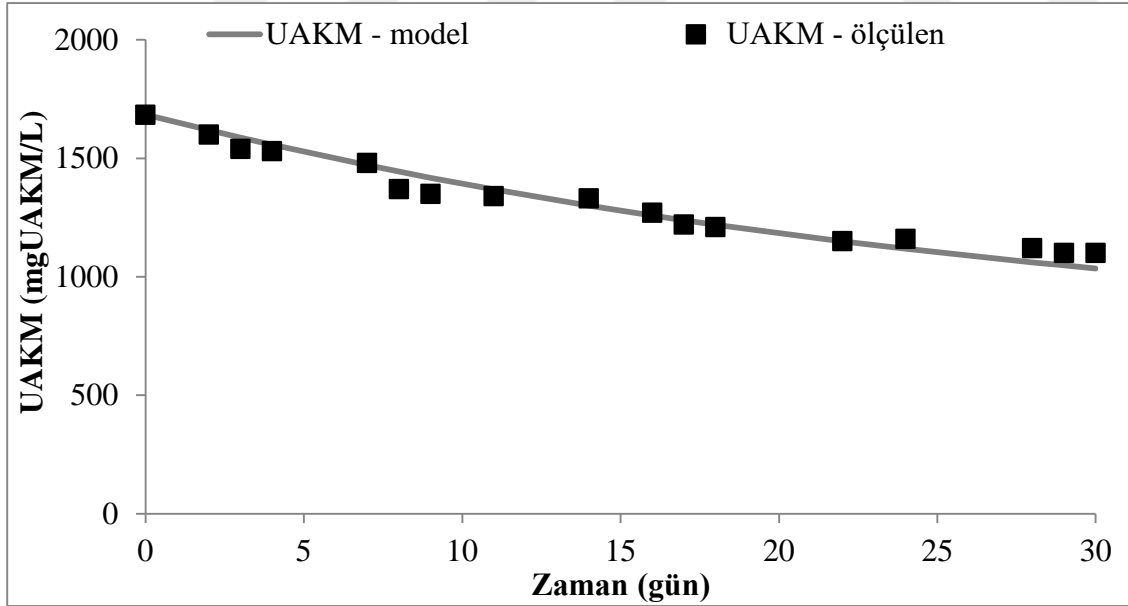
Parametre	R1 ve R2	R3	ASM1
Heterotrofik Dönüşüm Oranı (Y_H , mgKOİ/mgKOİ)	0,42	0,42	0,67
İçsel solunum hızı (b_H , 1/gün)	0,08	0,05	0,62
Hidroлиз hız sabiti (k_h , 1/gün)	5,68	0,20	3,0
Çoğalma için yarı doygunluk sabiti (K_S , mgKOİ/L)	26,39	30,00	20,0
Hidroлиз için yarı doygunluk sabiti (K_X , mgKOİ/L)	0,13	0,42	0,03
Maksimum heterotrofik çoğalma hızı (μ_H , 1/gün)	1,08	1,00	6,0

Reaktör 3 için elde edilen modelleme sonuçları Şekil 4.10'da verilmekte olup, KOİ ve UAKM grafikleri için elde edilen regresyon katsayıları sırasıyla 0,987 ve 0,986 olmuştur. Bu sonuçlara göre KOİ ve UAKM konsantrasyonlarına ait model sonuçlarına göre ortalama karekök hataları (RMSE) sırasıyla 0,476 ve 0,405 olarak hesaplanmıştır.

Şekil 4.8 – 4.10'da görüldüğü ve belirtilen regresyon katsayılarından anlaşıldığı üzere, aerobik stabilizasyon prosesi ASM1 modeli ile yeterli şekilde modellenebilmiştir.



(a)

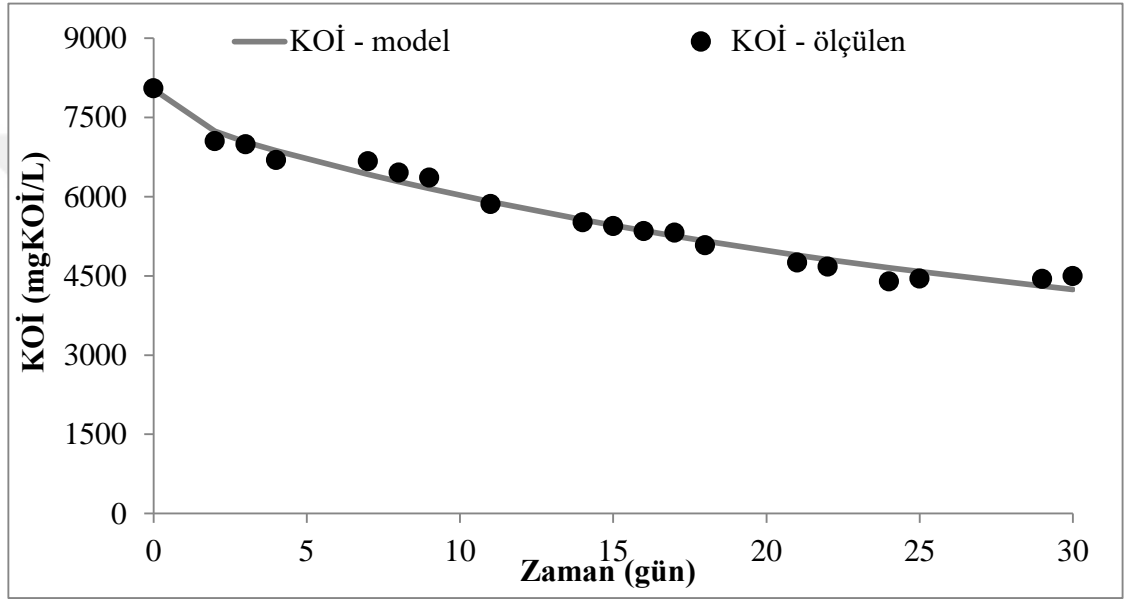


(b)

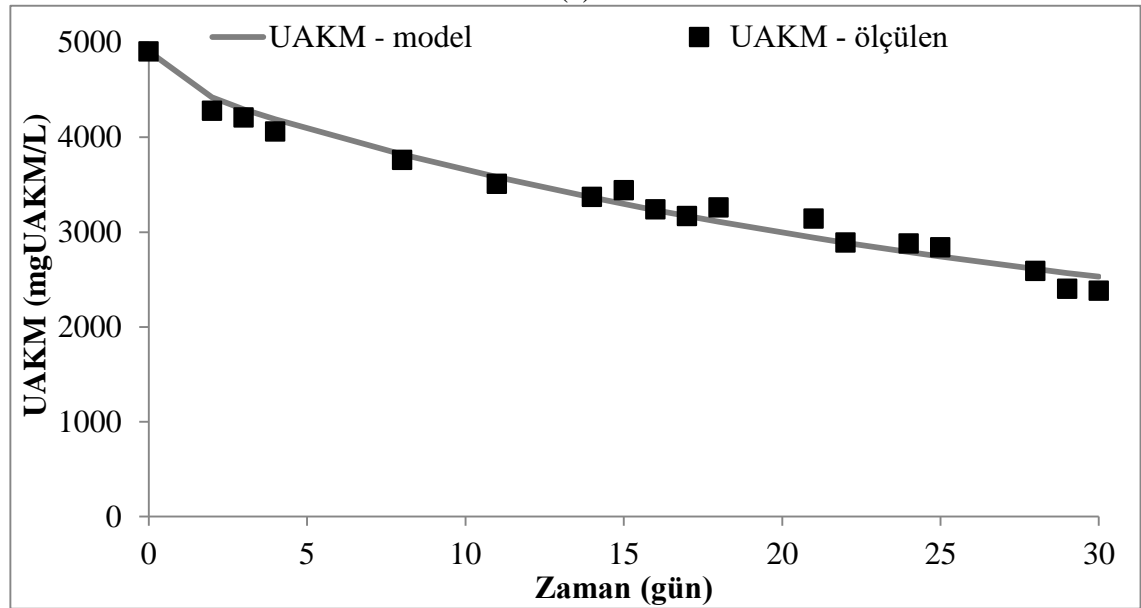
Şekil 4.10. Reaktör 3'ün ASM1 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

4.3.2. Aerobik Stabilizasyon Prosesinin ASM3 ile Modellenmesi

Aerobik stabilizasyon çalışmaları ile elde edilen KOİ ve UAKM profillerinin ASM3 ile modellenmesi amacıyla, Çizelge 2.7’de verilen model matrisi uygulanarak deneysel verileri en iyi yansıtan model simülasyonları elde edilmeye çalışılmıştır. Bu amaçla yürütülen modelleme çalışmaları sonucunda Reaktör 1 için elde edilen model sonuçları Şekil 4.11’de verilmektedir. Şekil 4.11’de Reaktör 1 için görülen KOİ ve UAKM model sonuçlarına ait regresyon katsayıları sırasıyla 0,990 ve 0,988 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre KOİ ve UAKM konsantrasyonlarına ait model sonuçlarına göre ortalama karekök hataları (RMSE) sırasıyla 1,497 ve 1,069 olarak hesaplanmıştır.



(a)



(b)

Şekil 4.11. Reaktör 1’in ASM3 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

KOİ ve UAKM parametreleri ile en iyi uyumun sağlandığı durumda elde edilen model parametrelerine göre başlangıç çamuruna ilişkin belirlenen partikül madde fraksiyonları ve bu fraksiyonların UAKM içerik oranları Çizelge 4.6'da özetlenmektedir. Çizelge 4.6'da belirtilen oranlara göre aerobik stabilizasyon süreci başlangıcında atık aktif çamur % 80 oranında aktif biyokütle, % 10 oranında partikül inert madde ve % 10 oranında partikül depolama ürününden oluşmaktadır. Reaktör 1'de gerçekleştirilen aerobik stabilizasyon sürecinin modellenmesi ile belirlenen kinetik parametreler kullanılarak Reaktör 2'ye ait KOİ ve UAKM konsantrasyonlarının uyumlu bir şekilde modellenmiştir (Şekil 4.12).

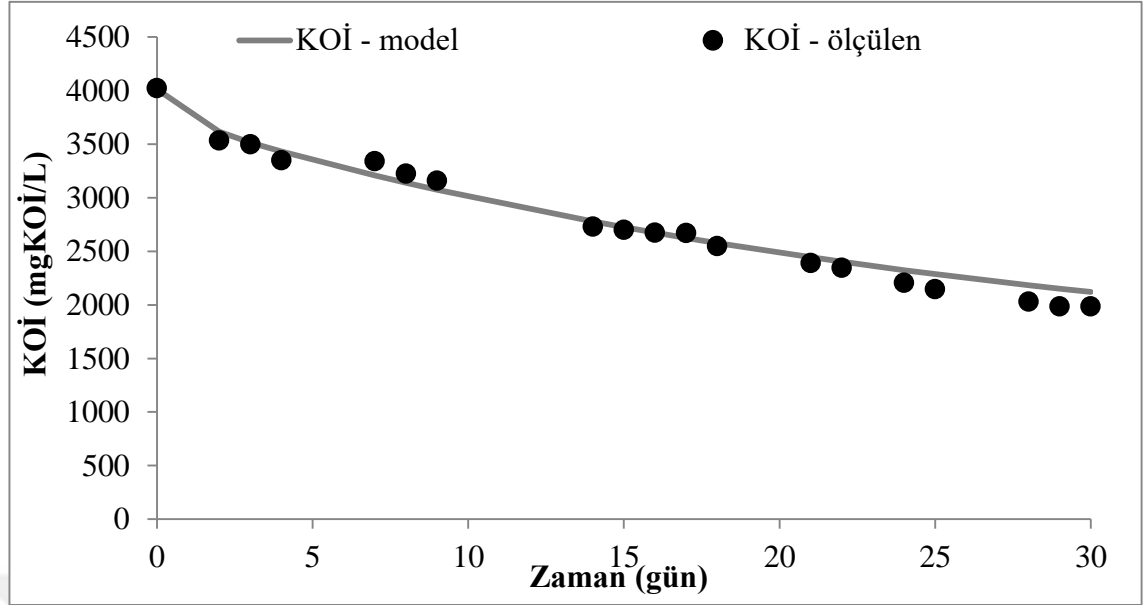
Çizelge 4.6. ASM3 ile modelleme sonucu elde edilen partikül madde fraksiyonları

Parametre	Değer
Atık aktif çamurun aktif biyokütle fraksiyonu (f_{XH})	0,80
Atık aktif çamurun partikül inert madde fraksiyonu (f_{XI})	0,10
Atık aktif çamurun partikül depolama ürünü fraksiyonu (f_{XSTO})	0,10
Biyokütleden partikül metabolik ürünler üretim oranı (f_{EX})	0,26
Aktif biyokütlenin UAKM içeriği (i_{XH})	0,65
Partikül inert maddenin UAKM içeriği (i_{XI})	0,70
Partikül depolama ürünün UAKM içeriği (i_{XSTO})	0,62

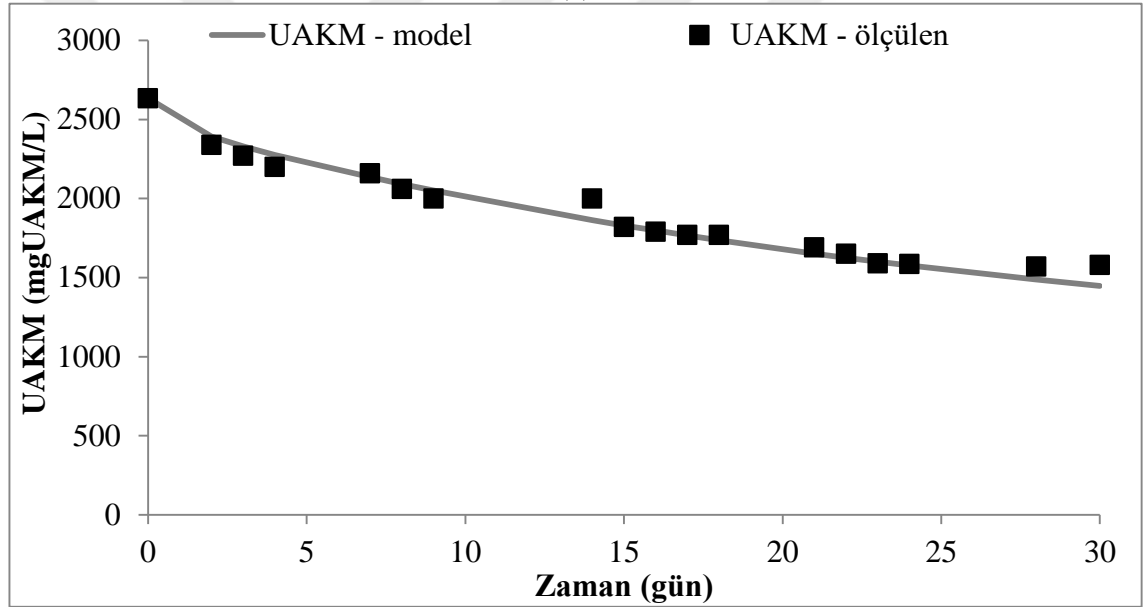
Şekil 4.12'de görülen Reaktör 2'ye ait KOİ ve UAKM model sonuçları için regresyon katsayıları sırasıyla 0,993 ve 0,988 olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre KOİ ve UAKM konsantrasyonlarına ait model sonuçlarına göre ortalama karekök hataları (RMSE) sırasıyla 0,919 ve 0,591 olarak hesaplanmıştır.

ASM 1 ile yürütülen modelleme çalışmalarına benzer şekilde Reaktör 3'de yürütülen aerobik stabilizasyon çalışmaları sırasında elde edilen KOİ ve UAKM profilleri Reaktör 1 ve Reaktör 2 için kullanılan kinetik parametreler ile modellenememiştir. Bu nedenle, atık aktif çamurun stabilizasyon süreci başlangıç özelliklerine ait parametreler sabit tutularak Reaktör 3'ün modellenmesi için uygun olan kinetik parametreler belirlenmiştir. Reaktör 3'e ait KOİ ve UAKM model sonuçları Şekil 4.13'de görülmektedir.

Şekil 4.13'de görülen Reaktör 3'e ait KOİ ve UAKM grafikleri için elde edilen regresyon katsayıları sırasıyla 0,993 ve 0,989 olmuştur. Bu sonuçlara göre KOİ ve UAKM konsantrasyonlarına ait model sonuçlarına göre ortalama karekök hataları (RMSE) sırasıyla 0,575 ve 0,302 olarak hesaplanmıştır. Reaktörlerin ASM3 ile modellenmesi sırasında belirlenen stokiyometrik ve kinetik parametrelerin değerleri ile bu parametreler için ASM3 kapsamında 20 °C sıcaklık için önerilen tipik değerleri Çizelge 4.7'de görülmektedir.



(a)

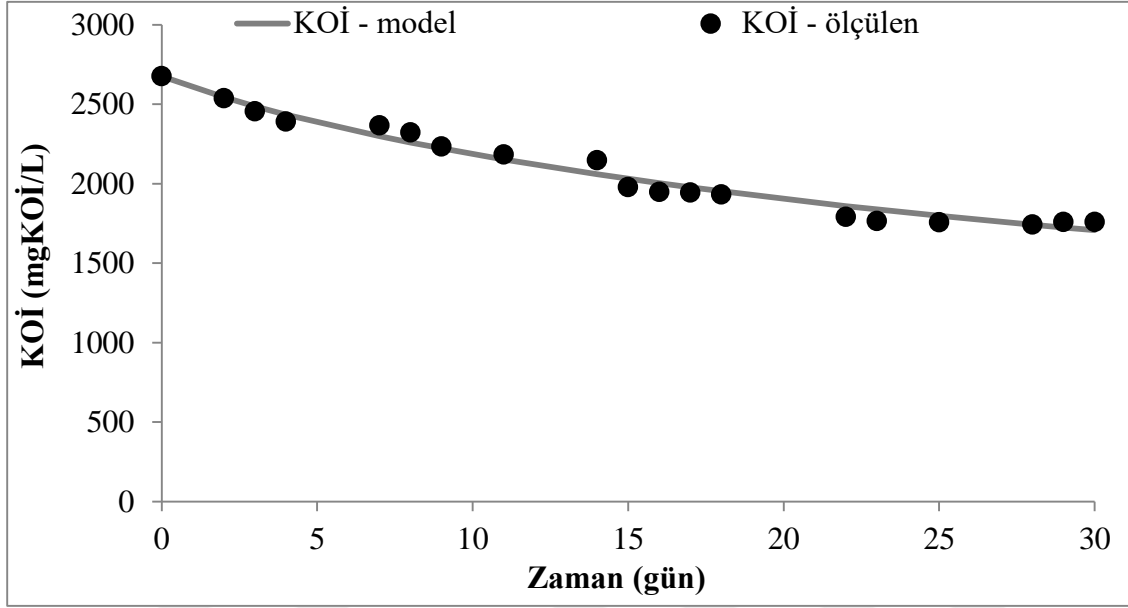


(b)

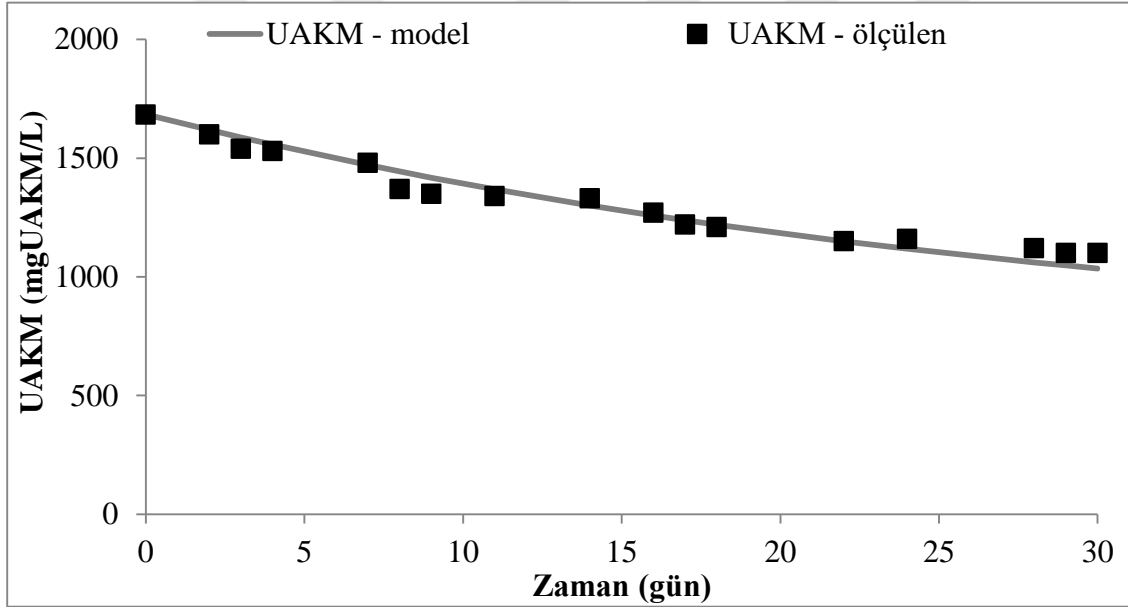
Şekil 4.12. Reaktör 2'nin ASM3 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

Çizelge 4.7. ASM3 ile modelleme sonucu elde edilen kinetik parametreler

Parametre	R1 ve R2	R3	ASM3
Heterotrofik Dönüşüm Oranı (Y_H , mgKOİ/mgKOİ)	0,45	0,45	0,63
İçsel solunum hızı (b_H , 1/gün)	0,04	0,02	0,2
Depolama ürünlerinin içsel solunum hızı (b_{STO} , 1/gün)	0,20	0,10	0,2
Depolama ürünleri yarı doyumluk sabiti (K_{STO} , mgKOİ/L)	5,0	5,0	1,0
Maksimum heterotrofik çoğalma hızı (μ_H , 1/gün)	2,0	1,0	2,0



(a)



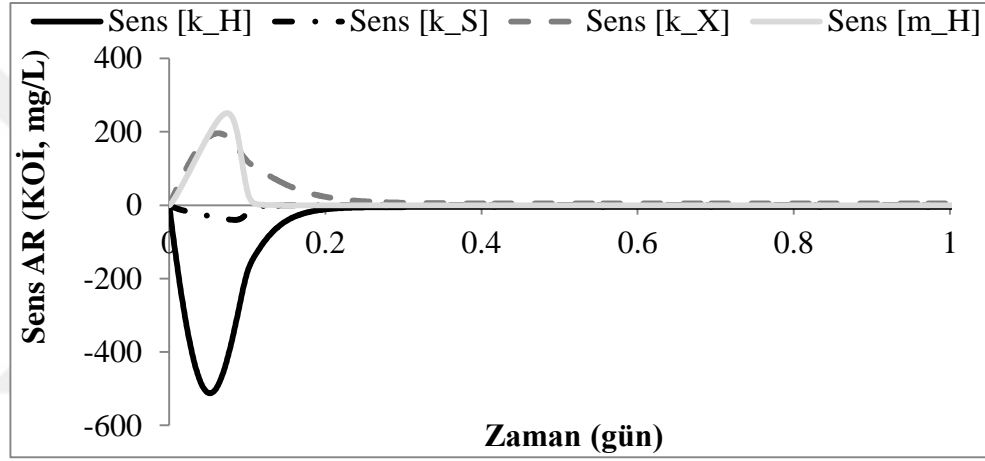
(b)

Şekil 4.13. Reaktör 3'ün ASM3 ile modelleme sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

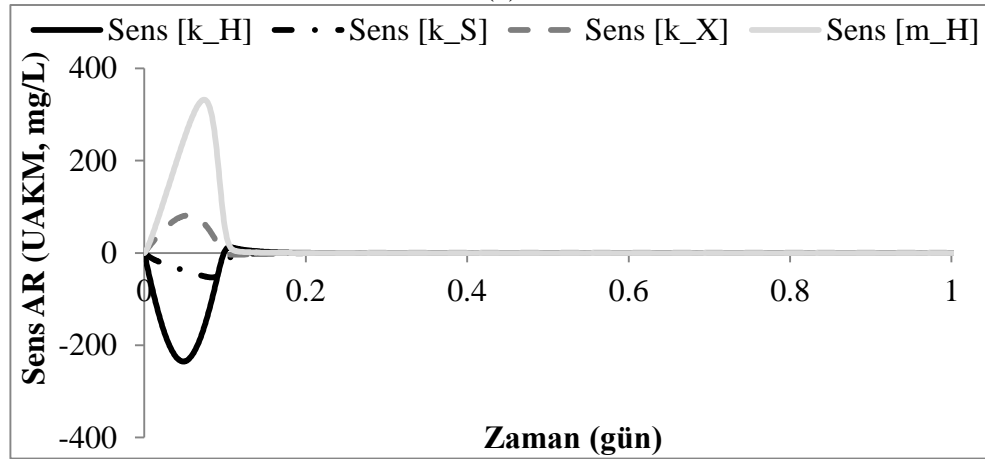
Çizelge 4.7'de görüldüğü üzere, beklendiği şekilde aerobik stabilizasyon sırasında mikroorganizmalar içsel solunum fazında olduğu için, aerobik stabilizasyonun modellenmesi sırasında ASM3 modeli ile aktif çamur için önerilen stokiyometrik ve kinetik parametrelerin değerlerinden daha düşük değerler elde edilmiştir. Ancak, ASM1 ile yürütülen modelleme çalışmalarına benzer şekilde, Reaktör 3'de muhtemelen az mikroorganizma konsantrasyonu nedeniyle mikrobiyal aktivite yavaşladığı için hız sabitleri neredeyse yarı yarıya azalmıştır. Şekil 4.11 – 4.13'de görüldüğü ve belirtilen regresyon katsayılarından anlaşıldığı üzere, aerobik stabilizasyon prosesi ASM3 modeli ile yeterli şekilde modellenebilmiştir.

4.3.3. Model Parametrelerinin Tanımlanabilirlik Analizleri

Modelleme çalışmaları sonucunda atık aktif çamurun aerobik stabilizasyon süreci ASM1 ve ASM3 ile en az 0,978 regresyon katsayısı ile modellenenmiştir. En güvenilir modeli belirleyebilmek amacıyla tanımlanabilirlik analizleri yapılmıştır. ASM1 uygulaması için Reaktör 1 için elde edilen modelleme sonuçları esas alınarak yapılan duyarlılık analiz sonuçlarına göre KOİ ve UAKM model simülasyonları açısından, hidroliz hız sabiti (k_H), çoğalma için yarı doygunluk sabiti (K_S), hidroliz için yarı doygunluk sabiti (K_X) ve maksimum mikrobiyal çoğalma hızı (μ_H) parametrelerine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) fonksiyonlarının değerleri sıfır veya sıfıra oldukça yakın değerdedir. Bu parametrelere ait duyarlılık analiz sonuçları incelendiğinde, aerobik stabilizasyon sürecinin başlangıcında bir değişim söz konusu olduğu görülmektedir. Bu değişikliği değerlendirebilmek amacıyla mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçlarını sadece ilk gününe ait eğimler Şekil 4.14’de verilmektedir.



(a)

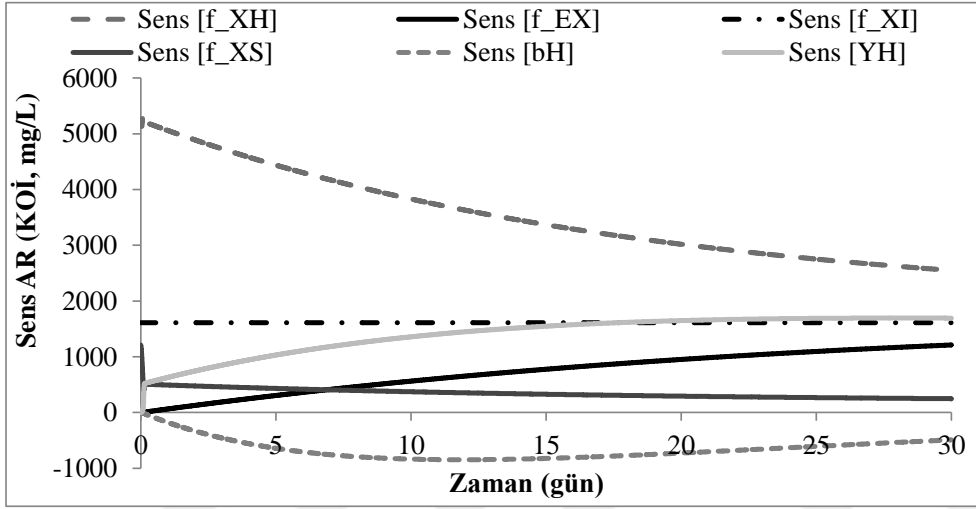


(b)

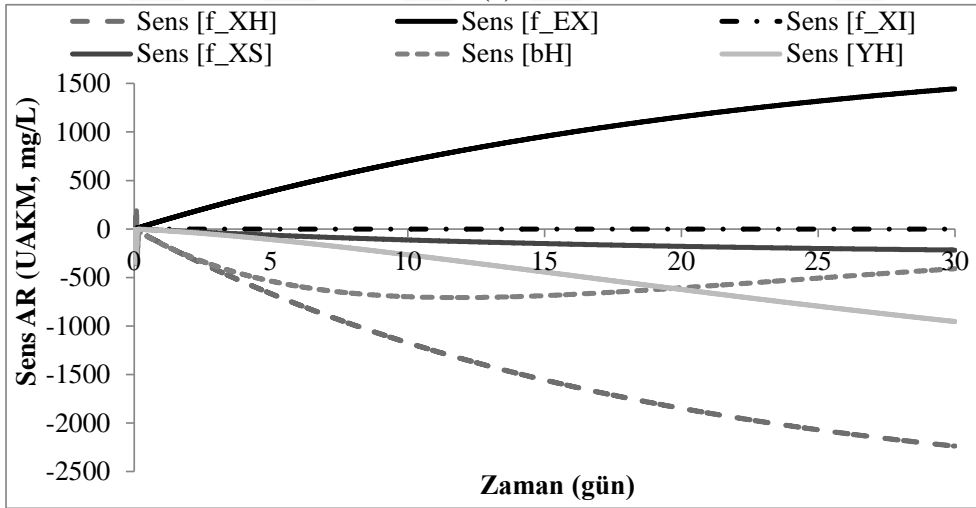
Şekil 4.14. Reaktör 1 için k_H , K_S , K_X ve μ_H parametrelerine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçlarının ilk gününün değerleri (a) KOİ, (b) UAKM

Şekil 4.14’de görüldüğü üzere, ASM1’e göre partikül organik maddenin hidrolizi ve mikrobiyal çoğalma proseslerine ait olan parametreler stabilizasyon

süresinin yaklaşık olarak ilk 5 saati içerisinde KOİ ve UAKM konsantrasyonu üzerinde bir etkiye sahiptir. Şekil 4.14 (a) incelendiğinde, bu süreçte KOİ için en duyarlı parametrenin hidroliz hızı olduğu anlaşılmaktadır. UAKM açısından ise bu süreçte mikrobiyal çoğalma hızı duyarlı bir parametredir. Ancak, Şekil 4.15’de partikül madde fraksiyonları (f_{XH} , f_{XI} , f_{XS}), partikül mikrobiyal ürün oluşum hızı (f_{EX}), içsel solunum hızı (b_H) ve heterotrofik dönüşüm oranı (Y_H) için görülen mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) fonksiyonlarının değerlerine kıyasla çoğalma ve hidroliz proseslerine ait mikrobiyal çoğalma hızı ve hidroliz hızı duyarlılık fonksiyonu değerlerinin çok düşük olduğu ve bu nedenle bu parametrelerin aerobik stabilizasyon sırasında önemsiz olduğu anlaşılmaktadır.



(a)



(b)

Şekil 4.15. Reaktör 1 verilerinin ASM1 ile modellenmesine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM

Şekil 4.15’de görülen duyarlılık fonksiyonları incelendiğinde, KOİ simülasyonu için en duyarlı parametrenin partikül maddenin aktif biyokütle fraksiyonu (f_{XH}), UAKM simülasyonu için ise partikül mikrobiyal ürün oluşum oranı (f_{EX}) olduğu anlaşılmaktadır. UAKM için yapılan duyarlılık analizi sonucuna göre f_{XH} ve f_{EX} parametreleri paralellik göstermektedir. Ancak, bu parametreler için KOİ profilinde bir

paralellik gözlenmemiştir. Benzer şekilde, içsel solunum hızı (b_H) ve heterotrofik dönüşüm oranı (Y_H) parametrelerinin KOİ'ye ait duyarlılık fonksiyonları paralellik göstermektedir. Ancak, bu parametreler UAKM açısından benzerlik göstermemektedir.

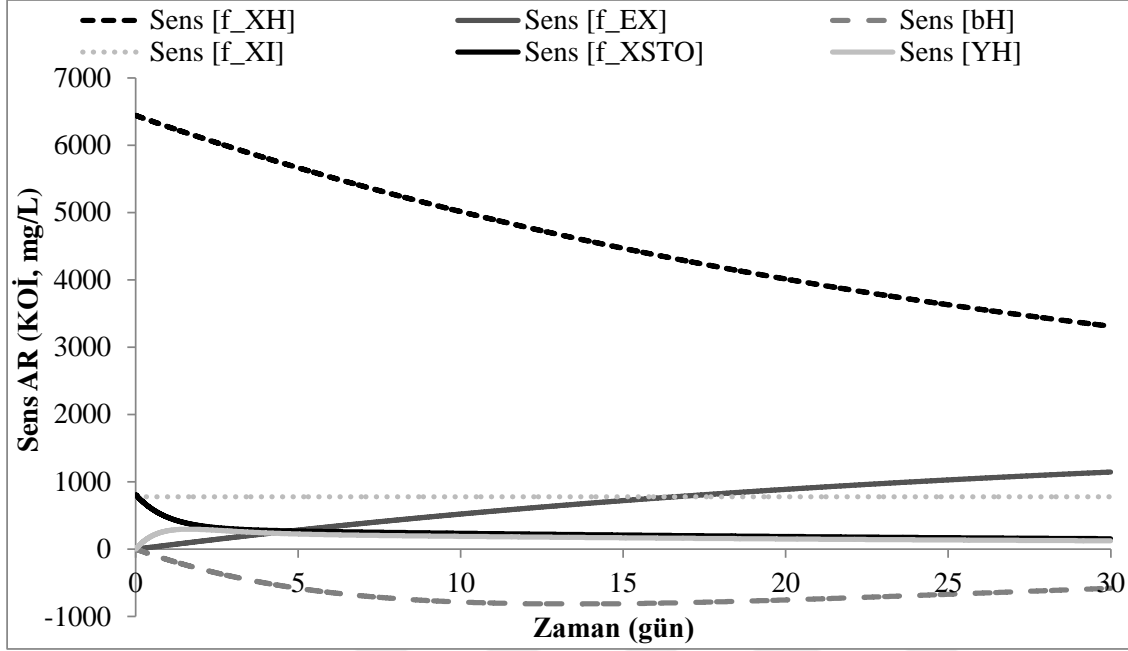
Bu durumda, örneğin, Y_H değerinin değişimi sonucu KOİ profilinde gözlenecek uyumsuzluk b_H değeri değiştirilerek telafi edilirken, b_H parametresinin değiştirilmesi UAKM profilinin model uyumunun bozulmasına neden olacaktır. Benzer şekilde, f_{EX} parametresinin değişimi sonucu UAKM model profilinde gerçekleşecek bozulma, f_{XH} parametresi değiştirilerek telafi edilebilir. Ancak bu durumda KOİ modeli uyumsuz olacaktır ve f_{XH} 'ın değiştirilmesi sonucu ortaya çıkan değişimi telafi edecek bir parametre bulunmamaktadır. Bu nedenle, KOİ ve UAKM verilerinin birlikte eş zamanlı simülasyonu ile parametrelerin özgün değerlerinin belirlendiği ve aerobik stabilizasyonun ASM1 ile modellenmesinde duyarlı parametreler olarak belirlenen f_{XH} , f_{EX} , b_H ve Y_H 'ın tanımlanabilir olduğu sonucuna varılmıştır.

ASM1 ile gerçekleştirilen modelleme çalışmalarının tanımlanabilirlik analizlerine benzer şekilde ASM3 ile modelleme için belirlenen model parametrelerinin tanımlanabilirlik analizleri yapılmıştır. Duyarlılık analizleri sonuçlarına göre depolama ürünlerinin içsel solunum hızı (b_{STO}), depolama ürünleri için yarı doygunluk sabiti (K_{STO}) ve maksimum heterotrofik çoğalma hızına (μ_H) ait duyarlılık analizi fonksiyonlarının diğer parametrelerin değerlerine kıyasla oldukça küçük (< 100) değerlerde bulunmuştur. Bu nedenle, depolama ürünleri üzerinden çoğalma ve depolama ürünlerinin içsel solunumuna ilişkin bu parametreler ASM3'e göre aerobik stabilizasyon açısından önemli parametreler değildir. ASM3'e göre aerobik stabilizasyon sırasında KOİ ve UAKM değişimine duyarlı olduğu belirlenen partikül madde fraksiyonları (f_{XH} , f_{XI} , f_{XS}), partikül mikrobiyal ürün oluşum hızı (f_{EX}), içsel solunum hızı (b_H) ve heterotrofik dönüşüm oranı (Y_H) için mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) fonksiyonları Şekil 4.16'da görülmektedir. ASM3 ile aerobik stabilizasyon sürecinin modellenmesi sırasında KOİ ve UAKM modelleri için en duyarlı parametreler sırasıyla, partikül maddenin aktif biyokütle fraksiyonu (f_{XH}), partikül mikrobiyal ürün oluşum oranı (f_{EX}) ve içsel solunum hızı (b_H) olarak belirlenmiştir.

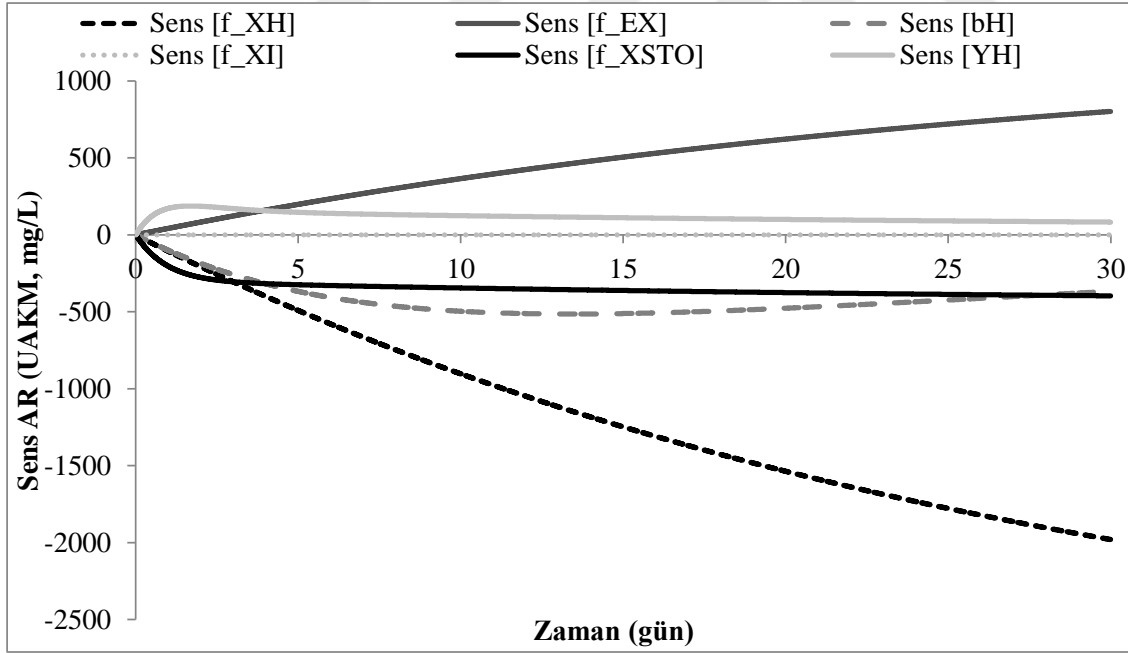
ASM1 ve ASM3 ile yürütülen modelleme çalışmalarının duyarlılık analizleri aerobik stabilizasyon için aynı parametrelerin önemli olduğunu önermektedir. Bu durumda, ASM1'e göre hidroliz prosesi, ASM3'e göre ise depolama prosesi aerobik stabilizasyon için önemsiz prosesler olarak belirlenmiştir. Bu bulguyu desteklemek amacıyla, aerobik stabilizasyon sürecinde partikül madde fraksiyonlarındaki değişim incelenmiştir. Deneysel olarak, belirlenemeyen farklı partikül madde fraksiyonları, modelleme sayesinde ayırt edilebilmektedir. ASM1'e göre partikül madde fraksiyonlarının değişimi Şekil 4.17'de verilmektedir.

ASM1 ile modelleme sonuçlarına göre, atık aktif çamurun başlangıcında bulunan partikül organik madde (X_S) fraksiyonu hızla neredeyse 1 gün içerisinde tüketilmektedir. Aktif biyokütle (X_H) fraksiyonu ise kademeli olarak azalmakta, buna paralel olarak partikül mikrobiyal ürün (X_P) fraksiyonunun konsantrasyonu artmaktadır. 30 gün uygulanan stabilizasyon süresi sonunda kalan atık aktif çamur % 25,02 oranında X_H , % 38,38 oranında X_P ve % 36,52 oranında X_I fraksiyonlarını içermektedir. ASM1 ile modelleme sonucuna göre, başlangıç konsantrasyonu 5234 mgKOİ/L olan aktif

biyokütle miktarı aerobik stabilizasyon ile 1103 mgKOİ/L konsantrasyonuna indirilmiştir. Böylece aerobik stabilizasyon ile giderilmesi hedeflenen aktif biyokütlenin yaklaşık % 80'inin aerobik stabilizasyon prosesi sonunda giderildiği anlaşılmaktadır.

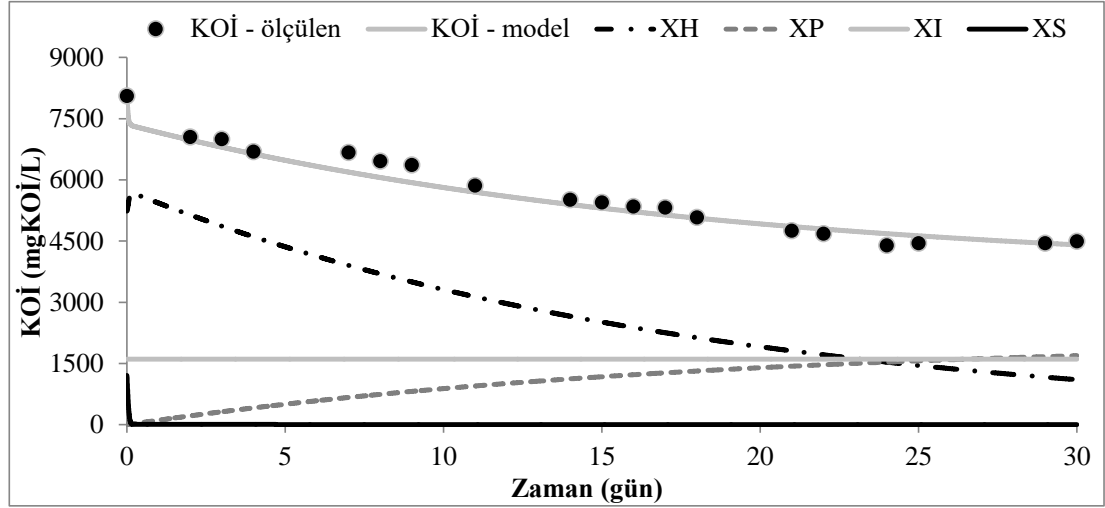


(a)



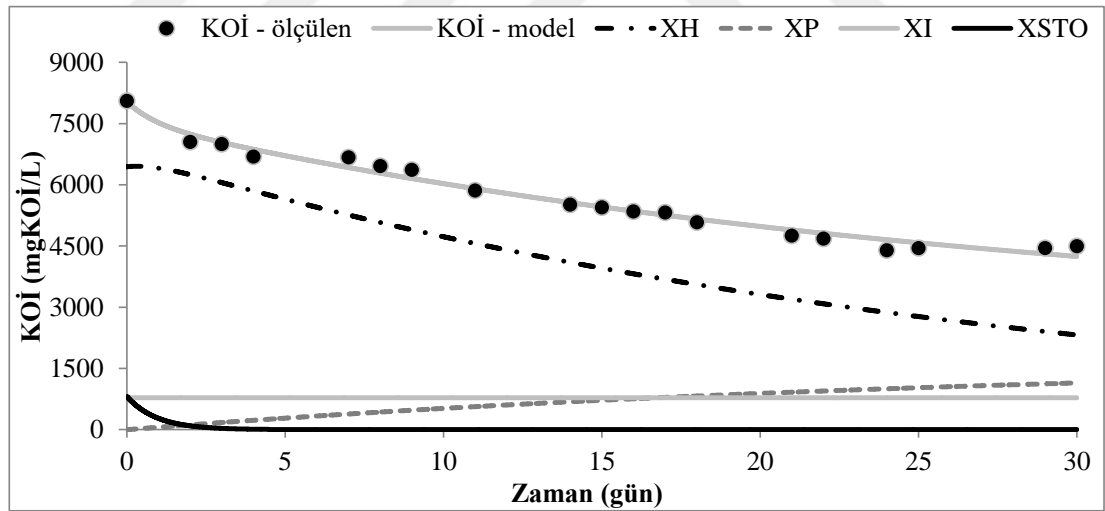
(b)

Şekil 4.16. Reaktör 1 verilerinin ASM3 ile modellenmesine ait mutlak-bağıl duyarlılık (SensAR) analizi sonuçları (a) KOİ, (b) UAKM



Şekil 4.17. ASM1'e göre aerobik stabilizasyon sırasında partikül madde fraksiyonlarının değişimi

ASM3'e göre partikül madde fraksiyonlarının değişimi Şekil 4.18'de verilmektedir. ASM3 ile modelleme sonucuna göre, aerobik stabilizasyon süreci başında bulunan depolama ürünü (X_{STO}) fraksiyonu birkaç gün içerisinde tüketilmiştir. Aerobik stabilizasyon süreci sonunda atık aktif çamur % 54,65 oranında X_H , % 26,98 oranında X_P ve % 18,36 oranında X_I fraksiyonlarından oluşmaktadır. ASM3'e göre, stabilizasyon süreci sonunda aktif biyokütle giderim oranı % 64 olmuştur.



Şekil 4.18. ASM3'e göre aerobik stabilizasyon sırasında partikül madde fraksiyonlarının değişimi

4.4. Ultrasonik Dezentegrasyon Çalışmaları Sonuçları

4.4.1. Ultrasonik Dezentegrasyon Deney Sonuçları

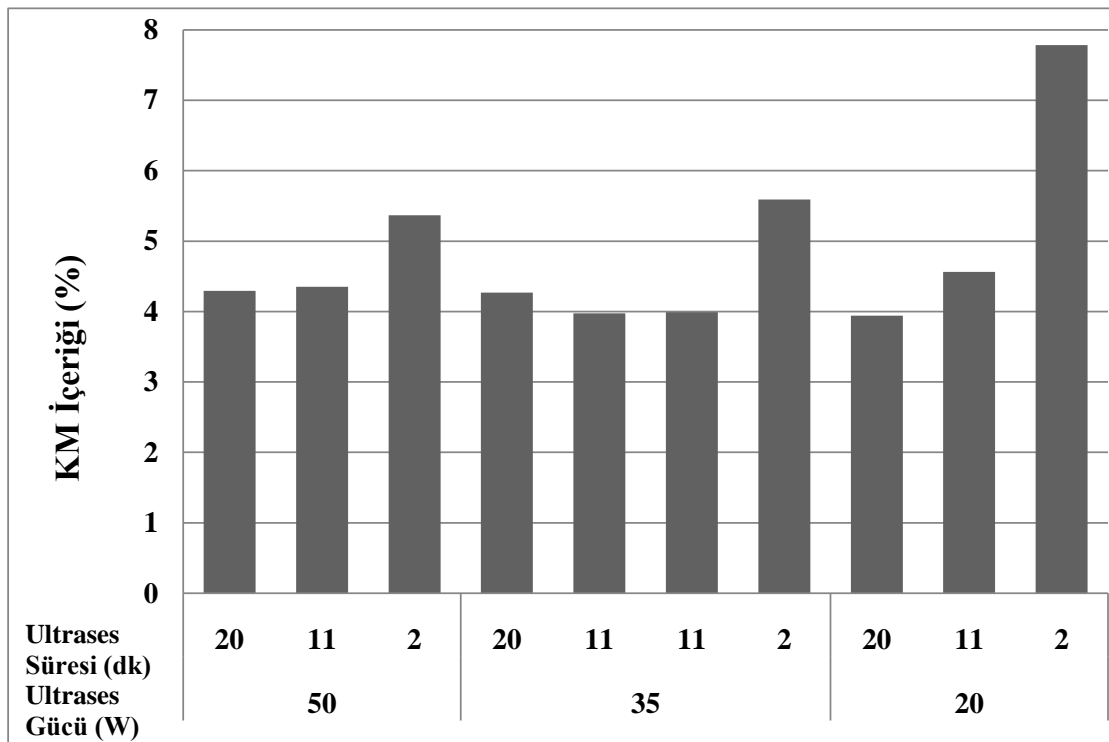
Aerobik stabilizasyonun ardından en yüksek UAKM gideriminin elde edildiği Reaktör 1'de aerobik stabilizasyona tabi tutulan atık aktif çamura ultrasonik dezentegrasyon uygulanmasına karar verilmiştir. Bu amaçla, ilk olarak serbest suyun

uzaklaştırılması amacıyla, reaktör havalandırma kapatılarak iki saat süreyle çöktürülmüştür. Çöktürmenin ardından üst su fazı atılmış ve merkezi kompozit tasarım kapsamında oluşturulan deney planı uygulanmıştır. MKT deney tasarımı tarafından önerilen ve çalışma kapsamında gerçekleştirilen ultrasonik dezentegrasyon deneyleri işletme koşulları Çizelge 4.8’de verilmektedir.

Çizelge 4.8. MKT metoduna göre ultrasonik dezentegrasyon deney koşulları

Deney No	Ultrases Gücü (W)	Ultrases Süresi (dak)
1	20	50
2	11	50
3	2	50
4	20	35
5	11	35
6	11	35
7	2	35
8	20	20
9	11	20
10	2	20

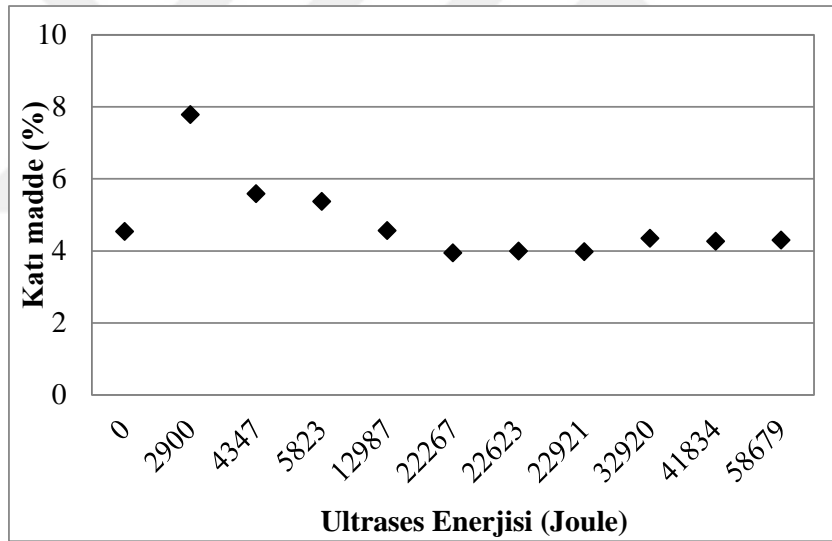
MKT metoduna göre istatistiksel hata etkisinin minimize edilebilmesi için paralel yürütülen ultrasonik dezentegrasyon deneylerin yürütülmesinin ardından, tüm numuneler santrifüje dayalı çöktürme işlemi ile çöktürülüp katı madde (KM) içerikleri belirlenmiştir. Ultrasonik dezentegrasyon sonucu elde edilen KM içerikleri Şekil 4.19’da görülmektedir.



Şekil 4.19. Ultrasonik dezentegrasyon ile elde edilen KM içerikleri

Şekil 4.19’da görüldüğü üzere en yüksek KM içeriği en düşük ultrases gücü olan 20 W’da en düşük ultrases süresi olan 2 dakika ultrasonik dezentegrasyon uygulanması sonucunda % 7,78 olarak elde edilmiştir. Aerobik stabilizasyona tabi tutulmuş ancak ultrasonik dezentegrasyon uygulanmamış ham çamurun KM içeriği % 4,54 ölçülmüş olup, hiçbir çamur kurutma işlemi uygulanmaksızın ultrasonik dezentegrasyon sonucu KM içeriğinde yaklaşık % 70 artış elde edilmiştir.

Ultrases ile yürütülen deneylerde yaygın olarak kullanılan proses parametresi olduğu için uygulanan ultrases enerjisinin KM içeriğine etkisi değerlendirilmiştir. Ultrases enerjisi uygulanan güç (W) ile ultrases süresinin (sn) çarpılması ile hesaplanan bir parametre olup, ilgili sonuçlar Şekil 4.20’de görülmektedir. Şekil 4.20’de görüleceği üzere en yüksek KM içeriği 2.900 Jul ultrases enerjisi uygulanması ile elde edilmiş olup, daha yüksek ultrases enerjisi değerlerinde KM içeriği kademeli olarak azalmaktadır. Deney sonuçlarına göre, 22.267 Jul ve üzerinde ultrases uygulaması ile ham çamur ile aynı veya bazı enerji değerlerinde daha az KM içeriği elde edilmiş olması yüksek enerji seviyelerinin atık aktif çamurun susuzlaştırma özellikleri üzerinde negatif etkiye sahip olduğunu göstermektedir. Ultrasonik dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe bu negatif etkisi flok boyutunun azalması ve küçük partikül sayısının artması sonucunda yüzey alanındaki artış ile açıklanmaktadır (Dewil vd 2006).



Şekil 4.20. Ultrases enerjisinin KM içeriğine etkisi

4.4.1. Ultrasonik Dezentegrasyon Sonuçlarının Modellenmesi

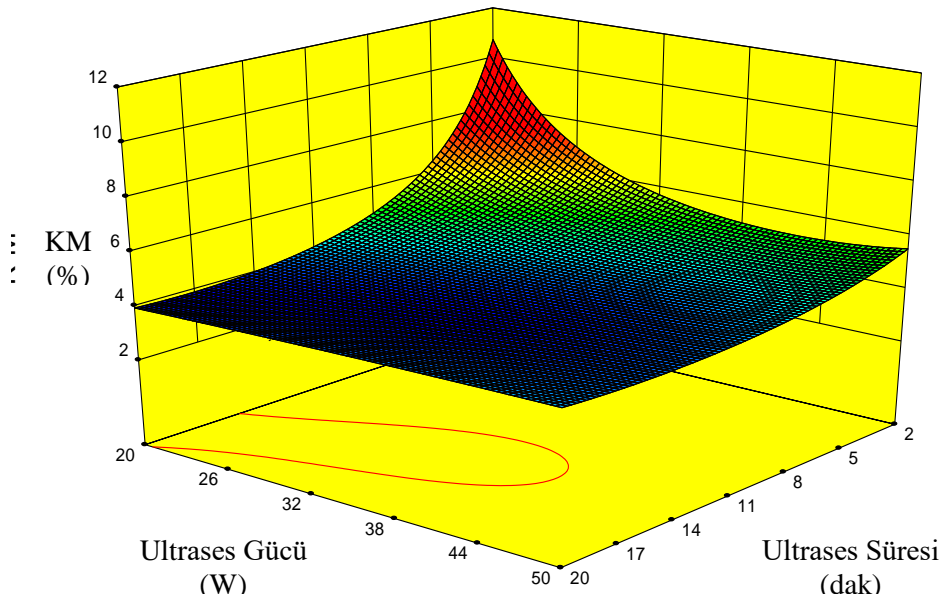
Belirlenen katı madde içerikleri Design Expert® 8.0.7 paket programına aktarılmış ve istatistiksel değerlendirme yapılmıştır. Katı madde içeriği için model ANOVA testine ait sonuçlar Çizelge 4.9’da görülmektedir. Design Expert programı, istatistiksel değerlendirme sonucunda katı madde içeriğinin kübik model ile tanımlanmasını önermiştir. Önerilen model için gerçekleştirilen ANOVA testi sonucunda model için elde edilen düşük p değeri modelin güven aralığında önemli olduğunu belirtmektedir. Kübik model içerisinde yer alan bağımsız değişkenlere ait temel etkilerden ultrases süresi (A) sahip olduğu düşük p değerleri ($p < 0,05$) ile istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.9. Katı madde içeriği modeli ANOVA testi sonuçları

Kaynak	Kareler toplamı	Serbestlik derecesi	p-değeri
Model	0,015	7	0,0209
A- Ultrases Süresi	1,663E ⁻⁰⁰³	1	0,0255
B- Ultrases Gücü	4,432E ⁻⁰⁰⁵	1	0,4214
AB	2,155E ⁻⁰⁰³	1	0,0198
A ²	3,557E ⁻⁰⁰³	1	0,0122
B ²	7,542E ⁻⁰⁰⁴	1	0,0537
A ² B	1,745E ⁻⁰⁰⁴	1	0,1848
AB ²	5,050E ⁻⁰⁰⁴	1	0,0772
A ³	0,000	0	

R²=0,9940, Adj-R²=0,9729

Ancak, ultrases gücü (B) değişkenine ait p değeri 0,4214 olarak hesaplanmış olup model tarafından $p > 0,05$ bulunan parametrelerin istatistiksel olarak önemsiz olduğu önerildiği için ultrases gücü parametresinin katı madde içeriği modeli açısından tek başına istatistiksel olarak önemli olmadığı anlaşılmaktadır. İnteraksiyon etkiler ve ikinci dereceden etkiler incelendiğinde ise, ultrases süresi*ultrases gücüne (AB) ait interaksiyon etkisi ile ultrases süresi ve ultrases gücüne ait ikinci dereceden etkilerin (A² ve B²) istatistiksel açıdan önemli model terimleri olduğu belirlenmiştir ($p < 0,05$). Modele ait regresyon katsayısı (R²) 0,9940 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuç toplam değişkenlerin ve model sonuçlarının % 99,40'ının önerilen model ile açıklanabileceğini ifade etmektedir. Cevap yüzey yöntemi, merkezi kompozit tasarım model sonuçlarına göre ultrases süresi ve ultrases gücünün katı madde içeriğine etkisini inceleyen cevap yüzey grafiği Şekil 4.21'de verilmiştir.



Şekil 4.21. KM içeriğine ait cevap yüzey grafiği

Şekil 4.21’de cevap yüzey grafiği incelendiğinde, katı madde içeriğinin ultrases gücünün ve ultrases süresinin arttırılması ile ters orantılı olarak azaldığı anlaşılmaktadır. Grafik sonucu ultrases gücünün 20 W ve ultrases süresinin 2 dak civarında uygun kombinasyonu ile KM içeriğinin daha fazla arttırılabileceğini ifade etmektedir.

Ultrasonik dezentegrasyonun KM içeriğine etkisinin modellenmesinin ardından maksimizasyon ve minimizasyon kriterleri ile optimizasyon yapılmıştır. Optimizasyon ile maksimum KM içeriğini elde etmek için uygulanması gereken optimum ultrases gücü ve ultrases süresi koşulları 2,84 dak ultrases süresi ve 17,01 W ultrases gücü olarak belirlenmiştir. Model tarafından bu koşullarda KM içeriğini %12’ye çıkabileceği önerilmektedir. Design Expert tarafından önerilen optimizasyon sonuçlarının güvenilirliğini kontrol etmek amacıyla tespit edilen optimum koşullarda iki tekrarlı olarak ultrasonik dezentegrasyon deneyi yapılmıştır.

Validasyon deneyleri yapılmasıyla, optimizasyon çözüm önerileri ile belirlenen % 12 KM içeriğine karşılık deney sonucunda % 11,56 KM içeriğine ulaşılmıştır. Deney sonucu elde edilen KM içeriği model tarafından önerilen KM içeriğine oldukça benzer olduğu için aerobik olarak stabilizasyona tabi tutulmuş atık aktif çamurun susuzlaştırma özelliklerini iyileştirmek amacıyla uygulanan ultrasonik dezentegrasyon için en uygun işletme koşulları 2,84 dak ultrases süresi ve 17,01 W ultrases gücü olarak belirlenmiştir.

5. SONUÇLAR

Atık aktif çamurlar atıksuların biyolojik arıtımı sırasında açığa çıkmakta olup, bu çamurlar bünyelerinde yüksek miktarda organik madde ve aktif mikroorganizma bulundurmaktadır. Atık aktif çamurların nihai bertarafı öncesi organik içeriğinin azaltılması için stabilizasyonu gerekmektedir. İşletme kolaylığı ve maliyeti nedeniyle yaygın olarak uygulanan aerobik stabilizasyon prosesinin verimi genellikle organik madde giderimi açısından değerlendirilmektedir. Ancak, stabilizasyon prosesinin detaylı değerlendirilmesi için proses sırasında gerçekleşen metabolik süreçlerin anlaşılması gerekmektedir. Atık aktif çamurun partikül madde fraksiyonlarının değişiminin değerlendirilmesi ile aerobik stabilizasyon sırasında gerçekleşen mekanizmaların anlaşılması mümkün olabilmektedir. Son yıllarda, deneysel olarak belirlenemeyen partikül madde fraksiyonlarının ayırt edilebilmesi ve böylece stabilizasyonun değerlendirmesi için aktif çamur modellerinin uygulanması yaygınlaşmıştır.

Bu kapsamda, bu çalışmanın ilk aşamasında atık aktif çamurdan verimli bir şekilde organik madde giderilmesi için uygulanması gereken organik yükleme miktarının belirlenmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla üç farklı organik yükleme konsantrasyonu ile aerobik stabilizasyon çalışmaları yürütülmüştür. Stabilizasyon çalışmaları sonucunda atık aktif çamurun seyreltilmeksizin atıksu arıtma tesisi çıkış konsantrasyonunda aerobik stabilizasyona tabi tutulması ile % 51 uçucu askıda katı madde (UAKM) giderim verimi elde edilmiştir. Atık aktif çamurun yarı konsantrasyonunda ve üçte bir konsantrasyonunda aerobik stabilizasyona tabi tutulması sonucunda elde edilen UAKM giderim verimleri ise sırasıyla % 40 ve % 35 olmuştur. Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansına (EPA) göre aerobik çamur stabilizasyonuna tabi tutulmuş bir çamurunun stabil kabul edilmesi için en az % 38 UAKM giderimi sağlanmalıdır. Bu doğrultuda, yeterli UAKM giderim verimi elde edilmesi için, atık aktif çamurun arıtma tesisi çıkışında sahip olduğu organik madde konsantrasyonu ve bu konsantrasyonun yarısı arasındaki konsantrasyonlarda 30 günlük aerobik stabilizasyona tabi tutulmasının uygun olduğu belirlenmiştir.

Çalışmanın ikinci aşamasında, aerobik stabilizasyon süreci sırasında gerçekleşen mekanizmaların anlaşılması ve ilgili kinetik parametrelerin belirlenmesi amacıyla aktif çamur model no.1 (ASM1) ve aktif çamur model no.3 (ASM3) ile modelleme çalışmaları yürütülerek en uygun model belirlenmeye çalışılmıştır. Her bir model ile kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) verilerinin bir arada modellenmesi ile model güvenilirliği artırılmış ve belirlenen kinetik parametrelerin tanımlanabilirliği duyarlılık analizleri ile belirlenmiştir. Modellerin aerobik stabilizasyon sürecini modellemek için uyarlanması amacıyla, her iki modelde tanımlanan prosesler detaylı olarak incelenmiş ve modeller harici karbon kaynağı olmadığı durumlarda gerçekleşen prosesler esas alınarak düzenlenmiştir. Ayrıca, ASM3'de uçucu organik madde konsantrasyonunun modellenmesine yönelik olarak verilmiş olan proses parametreleri ASM1'e uyarlanmıştır.

Modelleme çalışmaları sonucunda atık aktif çamurun aerobik stabilizasyon süreci ASM1 ve ASM3 ile en az 0,978 regresyon katsayısı ile modellenmiştir. ASM1 ile yürütülen modelleme çalışmalarına göre, aerobik stabilizasyon süreci

başlangıcında atık aktif çamur % 65 oranında aktif biyokütle, % 20 oranında partikül inert madde ve % 15 oranında partikül organik maddeden oluşmaktadır. ASM3 modeli ile yürütülen modelleme çalışmalarına göre ise, aerobik stabilizasyon başlangıcında atık aktif çamur % 80 oranında aktif biyokütle, % 10 oranında partikül inert madde ve % 10 oranında partikül depolama ürününden oluşmaktadır. ASM1 modelinde düşük başlangıç partikül organik madde fraksiyonu ve ASM3 modelinde düşük başlangıç depolama ürünü fraksiyonu belirlenmesine paralel olarak aerobik stabilizasyon sırasında gerçekleşen ana mekanizmanın aktif çamurun giderilmesini içeren içsel solunum süreci olduğu sonucuna varılmıştır.

En güvenilir modeli belirleyebilmek amacıyla tanımlanabilirlik analizleri yapılmıştır. Her iki model ile oluşturulan KOİ ve UAKM modellerine göre gerçekleştirilen mutlak-bağıl duyarlılık fonksiyonu analizi sonuçlarına göre, aerobik stabilizasyonun modellenmesinde en duyarlı olan parametreler partikül maddenin aktif biyokütle fraksiyonu, partikül mikrobiyal ürün oluşum oranı ve içsel solunum hızı olarak belirlenmiştir. Bu parametrelerin tanımlanabilir olduğu KOİ ve UAKM profillerinin eş zamanlı modellenmesi ile doğrulanmıştır. Her iki modelde de atık aktif çamurun özelliklerine ait parametreler en duyarlı parametreler olarak belirlendiği için, ASM1'e göre hidroliz prosesinin, ASM3'e göre ise depolama prosesinin aerobik stabilizasyon için önemsiz prosesler olduğu sonucuna varılmıştır.

Çalışmanın son aşamasında, en yüksek UAKM giderim verimine atık aktif çamurun arıtma tesisi çıkışında sahip olduğu organik madde konsantrasyonu ile aerobik stabilizasyonu ile ulaşıldığı için, bu konsantrasyon ile aerobik stabilizasyona tabi tutulan atık aktif çamura ultrasonik dezentegrasyon uygulanmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon çalışmalarının cevap yüzey yöntemi, merkezi kompozit tasarımı esas alınarak planlanması ile deney sonuçlarının modellenmesi ve işletme koşullarının optimizasyonu mümkün olmuştur. Seçilen en düşük ultrases süresi ve ultrases gücünde uygulanan ultrasonik dezentegrasyon sonucunda katı madde (KM) içeriği % 7,8 olarak belirlenmiştir. Böylece, hiçbir çamur kurutma işlemi uygulanmaksızın, ham çamurun katı madde içeriği ultrasonik dezentegrasyon sonucu % 70 oranında arttırılmıştır. Ayrıca, deney sonuçlarına göre, 22.267 Jul ve üzerindeki ultrases enerjilerinin uygulanmasının atık aktif çamurun susuzlaştırma özelliklerini negatif yönde etkilediği belirlenmiştir.

Deney sonuçlarının cevap yüzey yöntemi ile istatistiksel olarak değerlendirilmesi sonucunda katı madde içeriğinin 0,9940 regresyon katsayısı ile kübik model ile tanımlanabildiği belirlenmiştir. Model sonuçlarına göre, ultrases süresi, ultrases süresi ile ultrases gücünün birlikte etkisi ve ultrases süresi ile ultrases gücüne ait ikinci dereceden etkiler istatistiksel açıdan önemli model parametreleri olarak bulunmuştur. Ultrasonik dezentegrasyonun KM içeriğine etkisinin modellenmesinin ardından optimizasyon yapılmıştır. Optimizasyon ile maksimum KM içeriğini elde etmek için uygulanması gereken ultrases gücü ve ultrases süresi koşulları belirlenmiş ve validasyon deneyleri ile bu işletme koşulları doğrulanmıştır. Optimizasyon sonuçlarına göre aerobik stabilizasyona tabi tutulmuş atık aktif çamurun susuzlaştırma özelliklerini iyileştirmek amacıyla uygulanması gereken ultrasonik dezentegrasyon işletme koşulları 2,84 dakika ultrases süresi ve 17,01 W ultrases gücü olarak belirlenmiştir.

6. KAYNAKLAR

AKYARLI, A. ve ŞAHİN, H. 2005. Arıtma Çamurlarının Bertarafında Kireç Kullanımı. I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.

ALLOWAY, B.J. ve JACKSON, A.P. 1991. Behavior of trace metals in sludge amended soils. *Science of total Environment*, 100: 151-176.

ANDREOLI, C.V., SPERLING, M. ve FERNANDES, F. 2007. Sludge Treatment and Disposal. Biological Wastewater Treatment Series IWA Publishing, Londra, UK.

APHA-AWWA-WEF, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21. Baskı, Eaton, A.D. Clesceri, L.S. and Greenberg, A.E., eds, Washington, DC, ABD.

ASLAN, N., ÇİFTÇİ, F. ve YAN, D. 2008. Optimization of process parameters for producing graphite concentrate using response surface methodology. *Separation and Purification Technology*, 59: 9-16.

ATV 2000. Standard ATV-DVWK-A 131E, Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plant, Almanya.

AYDIN, S. 2004. Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Değişik Amaçlarla Kullanımının Araştırılması Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

AYOL, A. 2007. Arıtma çamuru flok ayrıştırma mekanizmalarının çamur su verme özellikleri üzerine etkisi. Enzimlerle arıtım yöntemi, *itüdergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 17(3): 15-24.

BOUGRIER, H. CARRERE, J.P. ve DELGENE, S. 2005. Solubilisation of Waste-activated Sludge by Ultrasonic Treatment. *Chemical Engineering Journal*, 106: 163-169.

CHU C.P., LEE D. J., CHANG B.V., LIAO G.S. ve JEAN D.S. 2001. Observations on changes in ultrasonically treated waste activated sludge. *Water Research*, 35 (4): 1038-1046.

ÇOKGÖR, E.U., KARAHAN, O. ve ORHON, D., 2008. The effect of mixing pharmaceutical and tannery wastewaters on the biodegradation characteristics of the effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 156: 292-299.

ÇOKGÖR, E.U., İNCE, O., KASAPGİL İNCE, B., İNSEL, G., OKUTMAN TAŞ, D., ZENGİN BALCI, G.E., KOLUKIRIK, M. ve AYDINLI, E. 2009. Aerobik Çamur Stabilizasyonunun Biyokütle Aktivitesine ve Tür Çeşitliliğine Etkisi Sonuç Raporu. İstanbul Büyükşehir Belediyesi, Strateji Geliştirme Daire Başkanlığı.

ÇOKGÖR, E.U., PEHLIVANOĞLU-MANTAŞ, E., OKUTMAN TAŞ, D., İNSEL, G., AYDIN, E., ÖLMEZ-HANCI, T. ve GÖRGÜN, E. 2010. Biyolojik arıtma çamurlarının aerobik stabilizasyonunun değerlendirilmesi. *itüdergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20(1): 57-65.

ÇOKGÖR, E.U., OKUTMAN TAS, D., ZENGİN, G.E. ve İNSEL, G. 2012. Effect of stabilization on biomass activity. *Journal of Biotechnology*, 157: 547–553.

ÇSB 1991. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

ÇSB 2010a. Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik. 03 Ağustos 2010 tarihli ve 27661 sayılı Resmi Gazete.

ÇSB 2010b. Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik. 26 Mart 2010 tarih ve 27533 Sayılı Resmi Gazete.

ÇSB 2014. Atıktan Türetilmiş Yakıt, Ek Yakıt ve Alternatif Hammadde Tebliği. 20 Haziran 2014 tarih ve 29036 Sayılı Resmi Gazete.

DEWIL, R., BAEYENS, J. ve GOUTVRIND, R. 2006. The use of ultrasonics in the treatment of waste activated sludge. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 14(1): 105–113.

DOCHAIN, D., VANROLLEGHEM, P.A. ve VAN DAELE, M. 1995. Structural identifiability of biokinetic models of activated sludge respiration. *Water Res.* 29: 2571–2579.

DURING, R.A. ve GATH, S. 2002. Utilization of Municipal Organic Wastes in Agriculture Where Do we Stand, Where will we go? *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165: 544-556.

EPA 1993. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. Final Rules, Part II, Environmental Protection Agency, 40 CFR Part 257, February 19, USA.

ERDEN, G. ve FİLİBELİ, A. 2010. Ultrasonic pre-treatment of biological sludge: consequences for disintegration, anaerobic biodegradability, and filterability. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 85 (1): 145–150.

FALL, C., ROGEL-DORANTES, J.A., MILLAN-LAGUNAS, E.L., MARTINEZ-GARCÍA, C.G., SILVA-HERNANDEZ, B.C. ve SILVA-TREJO, F.S. 2014. Modeling and parameter estimation of two-phase endogenous respirograms and COD measurements during aerobic digestion of biological sludge. *Bioresource Technology*, 173: 291–300.

FENG, X., DENG, J., LE, H., BAI, T., FAN, Q. ve LI, Z. 2009. Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning. *Bioresource Technology*, 100 (3): 1074-1081.

FİLİBELİ, A. 2013. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi., Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları, No:255, İzmir.

FİLİBELİ, A. ve ERDEN KAYNAK, G. 2006. Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler. *İstanbul Teknik Üniveritesi Dergisi*, 16(1-3): 3-12.

FRIEDRICH, M. ve TAKACS, I. 2013. A new interpretation of endogenous respiration profiles for the evaluation of the endogenous decay rate of heterotrophic biomass in activated sludge. *Water Res.*, 47(15): 5639–5646.

FYTİLİ, D. ve ZABANIOTOU, A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Sustainable Energy Reviews*, 12: 116-140.

GERMİRLİ, F., ORHON, D. ve ARTAN, N. 1991. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, 23(4–6):1077–1086.

GHORBANI, M. ve ESKICIOGLU, C. 2011. Application of the International Water Association activated sludge models to describe aerobic sludge digestion. *Environmental Technology*, 32: 1923-1938.

GONZE, E., FOUREL, L., GONTHIER, Y., BOLDO, P. ve BERNIS, A. 1999. Wastewater pretreatment with ultrasonic irradiation to reduce toxicity. *Chemical Engineering Journal*, 73: 93-100.

GONZE, E., COMMENGES, N., GONTHIER, Y. ve BERNIS, A. 2003. High frequency ultrasound as a pre- or a post-oxidation for paper mill wastewaters and landfill leachate treatment. *Chemical Engineering Journal*, 92: 215–225.

GUISASOLA, A., SIN, G., BAEZA, J., CARRERA, J. ve VANROLLEGHEM, P.A. 2005. Limitations of ASM1 and ASM3: a comparison based on batch oxygen uptake rate profiles from different full-scale wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 52: 69–77.

GUJER, W., HENZE, M., MINO, T. ve VAN LOOSDRECHT, M.C.M. 2000. Activated Sludge Model No. 3, in: Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M. (Eds.), Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Scientific and Technical Report No. 9, Londra, UK.

GÜVEN, G. 2004. Peyniraltı atıksuyunun elektrokimyasal olarak arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara.

HALL, J. 1995. Sewage sludge production, treatment and disposal in the European union. *Water Environment Journal*, 9: 335–343.

HENZE, M., GRADY, C.P.L., Jr., GUJER, W., MARAIS, G.V.R. ve MATSUO, T. 1987. Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, Londra, UK.

HUAN, L., YIYING, J., MAHAR, R.B., ZHIYU, W. ve YONGFENG, N. 2009. Effects of ultrasonic disintegration on sludge microbial activity and dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*, 161: 1421–1426.

ISO 6060 1986. Water quality-determination of the chemical oxygen demand. International Standards Organization, Switzerland.

JONES, R., PARKER, W., KHAN, Z., MURTHY, S. ve RUPKE, M. 2007. A study of the biodegradable fraction of sludges in aerobic and anaerobic systems. In: Proceedings of the WEF Specialty Conference on Residuals and Biosolids Management, Denver CO, ABD.

KAMAG 2013. Eysel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Yönetimi Projesi, Final Raporu (TÜBİTAK-108G167), Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Ankara.

KATIPOĞLU-YAZGAN, T. 2015. Modelling aerobic stabilization of domestic and industrial sludge using a multi-component biomass model. *Environ. Technol.* 36(16): 2013-2023.

KIM, J., PARK, C., KIM, T.H., LEE, M., KIM, S., KIM, S.W. ve LEE, J. 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with WAS. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95: 271–275.

KIM, D.H., JEONG, E., OH, S.E. ve SHIN, H.S. 2010. Combined (alkaline+ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. *Water Research*, 44: 3093–3100.

KOYUNCU, İ., ÖZTÜRK, İ., AYDIN, A.F., ALP, K., ARIKAN, O.A. ve İNSEL, G.H. 2012. Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi. T.C. Orman Ve Su İşleri Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü.

LEHNE, G.A., MULLER, J.A. ve SCHWEDES, J. 2001. Mechanical disintegration of sewage sludge. *Water Science and Technology* 43 (1):19–26.

LIU, Y. ve TAY, J.H. 2001. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances*, 19: 97-107.

LU, H., KELLER, J. ve YUAN, Z. 2007. Endogenous metabolism of *Candidatus Accumulibacter Phosphatis* under various starvation conditions. *Water Research*, 41: 4646–4656.

LUBELLO, C., CAFFAZ, S., GORI, R. ve MUNZ, G. 2009. A modified activated sludge model to estimate solids production at low and high solids retention time. *Water Research*, 43: 4539–4548.

LUE-HING, C., ZENZ, D.R. ve KUCHENRITHER, R. 1992. Municipal Sewage Sludge Management: Processing, Utilization and Disposal. Technomic Publishing Co. INC, Lancaster, USA.

MARTINEZ-GARCIA, C.G., OLGUIN, M.T. ve FALL, C. 2014. Aerobic stabilization of biological sludge characterized by an extremely low decay rate: modeling, identifiability analysis and parameter estimation. *Bioresource Technology*, 166: 112–119.

MARTINEZ-GARCIA, C.G., FALL, C. ve OLGUIN, M.T. 2016. Activated sludge mass reduction and biodegradability of the endogenous residues by digestion under different aerobic to anaerobic conditions: Comparison and modeling. *Bioresource Technology*, 203: 32-41.

MULLER, J.A. 2001. Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Water Science Technology*, 44 (10): 121-128.

MULLER, J.A. 2003. Conditioning, Thickening and Dewatering Of Mechanically Disintegrated Excess Sludge. *Separation Science and Technology*, 38(4): 889-902.

MULLER J A., WINTER A. ve STRUNKMANN G. 2004. Investigation and Assessment Of Sludge Pretreatment Processes. *Water Science and Technology*, 49: 97-104.

NA, S., KIM, Y.U. ve KHIM, J. 2007. Physiochemical properties of digested sewage sludge with ultrasonic treatment. *Ultrasonic Sonochemistry*, 14: 281–285.

NOWAK, O. 2006. Optimizing the use of sludge treatment facilities at municipal WWTPs. *J. Environ. Sci. Health Part A.*, 41: 1807–1817.

ORHON, D. ve OKUTMAN, D. 2003. Respirometric assessment of residual organic matter for domestic sewage. *Enzyme and Microbial Technology*, 32: 560–566.

ÖZDEMİR, 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, C. 2008. Biyolojik arıtma atık çamurlarının aerobik ve anaerobik stabilizasyonunun değerlendirilmesi. Yüksek lisans tezi, İTÜ, Çevre Müh. Böl., Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

ÖZTURK, İ., TIMUR, H. ve KOSKAN, U. 2005. Atıksu Arıtımının Esasları. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, İstanbul.

PHAM, T.T.H., BRAR, S.K., TYAGI, R.D. ve SURAMPALLI, R.Y. 2009. Ultrasonication of wastewater sludge – Consequences on biodegradability and flow-ability. *Journal of Hazardous Material*, 163: 891–898.

QASIM, S.R. 1999. Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation. CRC Press, Florida, ABD.

QUARMBY, J., SCOTT, J.R., MASON, A.K., DAVIES, G. ve PARSONS, S.A. 1999. The application of ultrasound as a pre-treatment for anaerobic digestion. *Environmental Technology*, 20: 1155–1161.

RAMDANI, A., DOLD, P., GADBOIS, A., DELERIS, S., HOUWELING, D. ve COMEAU, Y. 2012. Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge in a membrane bioreactor with continuous or on–off aeration. *Water Research*, 46: 2837–2850.

REICHERT, P., RUCHTI, J. ve SIMON, W. 1998. AQUASIM 2.0. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), CH-8600 Dubendorf, Switzerland.

RUIZ-HERNANDO, M., LABANDA, J. ve LLORENS, J. 2010. Effect of ultrasonic waves on the rheological features of secondary sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 52: 131–136.

RUIZ-HERNANDO, M., MARTINEZ-ELORZA, G., LABANDA, J. ve LLORENS, J. 2013. Dewaterability of sewage sludge by ultrasonic, thermal and chemical treatments. *Chemical Engineering Journal*, 230: 102–110.

RUIZ-HERNANDO, M., SIMON, F-X., LABANDA, J. ve LLORENS, J. 2014. Effect of ultrasound, thermal and alkali treatments on the rheological profile and water distribution of waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 255: 14–22.

SARABIA, E.R.F., GALLEGO-JUAREZ, J.A., RODRIGUEZ-CORRAL, G., ELVIRA-SEGURA, L. ve GONZALEZ-GOMEZ, I. 2000. Application of high-power ultrasound to enhance liquid/solid particle separation processes. *Ultrasonics*, 38: 642–646.

SHOW, K.Y., MAO, T. ve LEE D.J. 2007. Optimisation of sludge disruption by sonication, *Water Research*, 41: 4741–4747.

SIN, G., GUIASOLA, A., DE PAUW, D., BAEZA, J., CARRERA, J. ve VANROLLEGHEM, P.A. 2005. A new approach for modelling simultaneous storage and growth processes for activated sludge systems under aerobic conditions. *Biotechnol. Bioeng.*, 92: 600–613.

SIYASAL, H. 2007. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurların çökeltme özellikleri ve susuzlaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Konya.

SPINOSA, L. ve VESILIND, P. A. 2001. Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization, IWA Publishing, UK.

STRAUCH, D. 1991. Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge. *Rev. Sci. Techn. Off. Int. Epiz.*, 10: 813–846.

ŞAHAN, T. 2008. Atıksularda bulunan bazı ağır metallerin biyosorpsiyon ile uzaklaştırılması ve biyosorpsiyon koşullarının optimizasyonu. Doktora Tezi, Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Van.

TANAKA, S., KOBAYASHI, T., KAMIYAMA, K. ve BILDAN, M.L. 1997. Effects of thermochemical pre-treatment on anaerobic digestion of waste activated sludge, *Water Science and Technology*, 8: 209-215.

TCHOBANOGLOUS, G. ve CRITES, R. 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. WCB/McGraw-Hill, USA.

TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F.L. ve STENSEL, H.D. 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill Education, New York, Amerika.

TIEHM, A., NICKEL, K., ZELLHORN, M. ve NEIS, U. 2001. Ultrasonic WAS disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research*, 35: 2003–2009.

TS 9546 2002. Çamurların Karakterizasyonu'na ilişkin Türk Standardı TS 9546 EN 12880, 2002. Kuru çamurların karakterizasyonu-Kuru kalıntı ve su muhtevası tayini, Türk Standartları Enstitüsü, Türkiye.

UZUN, P. ve BILGILI, U. 2011. Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılma Olanakları. Uludağ Üniversitesi, *Ziraat Fakültesi Dergisi*, 25 (2): 135-146.

VLYSSIDES, A.G. ve KARLIS, P.K. 2004. Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 91: 201-206.

WANG, F., WANG, Y. ve JI, M. 2005. Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Journal of Hazardous Materials*, B123: 145–150.

WANG, F., JI, M. ve LU, S. 2006. Influence of ultrasonic disintegration on the dewaterability of waste activated sludge. *Environmental Progress*, 25: 257–260.

WANG, L.K., SHAMMAS, N.K. ve HUNG, Y.T. 2008. Biosolids Engineering and Management. Handbook of Environmental Engineering Series, Humana Press, Totowa, NJ.

WANG, Y., GENG, J., PENG, Y., WANG, C., GUO, G. ve LIU, S. 2012. A comparison of endogenous processes during anaerobic starvation in anaerobic end sludge and aerobic end sludge from anaerobic/aerobic/oxic sequencing batch reactor performing denitrifying phosphorus removal. *Bioresource Technology*, 104: 19–27.

WEI, Y., VAN HOUTEN, R.T., BORGER, A.R., EIKELBOOM, D.H. ve FAN, Y. 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37: 4453–4467.

WHANG, J. ve WAN, W. 2009. Experimental design methods for fermentative hydrogen production: a review. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34: 235-244.

XIE, B., LIU, H. ve YAN, Y. 2009. Improvement of the activity of anaerobic sludge by low-intensity ultrasound. *Journal of Environmental Management*, 90: 260-264.

YILDIZ, Ş. ve DEMİR, A. 2010. Biyokatıların Aerobik Stabilizasyonu. Organik Atıklardan Kompost ve Yenilenebilir Enerji Üretimi & Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı, 8-9 Haziran, İstanbul, Türkiye.

ZHANG, P., ZHANG, G. ve WANG, W. 2006. Ultrasonic Treatment of Biological Sludge: Floc Disintegration, Cell Lysis and Inactivation. *Bioresource Technology*, 98: 207-210.

ZHANG, G., ZHANG, P., YANG, J. ve CHEN, Y. 2007. Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system. *Journal of Hazardous Materials*, 145: 515-519.

ZUPANCIC, G.D. ve ROS, M. 2008. Aerobic and two-stage anaerobic–aerobic sludge digestion with pure oxygen and air aeration. *Bioresource Technology*, 99: 100-109.

ÖZGEÇMİŞ



Sema BAHAR 1990 yılında Aydın'da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Aydın'da tamamladı. 2008 yılında girdiği Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2013 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu. Eylül 2013 tarihinde, Akdeniz Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı. Temmuz 2015 tarihinden beri Aydın Büyükşehir Belediyesi Aydın Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü, Etüt Plan ve Proje Dairesi Başkanlığı'nda, Çevre Mühendisi olarak görev yapmaktadır.

