

**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ULTRASONİK, TERMAL VE KİMYASAL ÖN ARITIM YÖNTEMLERİ İLE
ARITMA ÇAMURLARININ DEZENTEGRASYONU**

DOKTORA TEZİ

Şeyma ATAY

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

**ŞUBAT 2016
SAMSUN**



**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**ULTRASONİK, TERMAL VE KİMYASAL ÖN ARITIM YÖNTEMLERİ İLE
ARITMA ÇAMURLARININ DEZENTEGRASYONU**

DOKTORA TEZİ

**Şeyma ATAY
(09210536)**

Tezin Savuma Tarihi : 10 Şubat 2016

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Feryal AKBAL

Bu Doktora Tez Çalışması Ondokuz Mayıs Üniversitesi PYO.MUH.1901.12.008 nolu Proje ile Desteklenmiştir.

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında

Şeyma ATAY Tarafından Hazırlanan

**ULTRASONİK, TERMAL VE KİMYASAL ÖN ARITIM
YÖNTEMLERİ İLE ARITMA ÇAMURLARININ
DEZENTEGRASYONU**

**başlıklı bu çalışma jürimiz tarafından 10/02/2016 tarihinde yapılan sınav ile
DOKTORA tezi olarak kabul edilmiştir.**

Başkan : Prof. Dr. Bahtiyar ÖZTÜRK
Ondokuz Mayıs Üniversitesi

Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Feryal AKBAL
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
(Tez Danışmanı)

Doç. Dr. Nevim GENÇ
Kocaeli Üniversitesi

Doç. Dr. Levent ALTAŞ
Aksaray Üniversitesi

Yrd. Doç. Dr. Mustafa ÖZBEY
Ondokuz Mayıs Üniversitesi

....../....../2016

Prof. Dr. Hüseyin DEMİR

Enstitü Müdürü

Annem'e, Rahmetli Babam'a ve Kardeşim'e,

ÖNSÖZ

Doktora eğitimim boyunca ve doktora tezimin hazırlanmasında bilgisini ve deneyimlerini benimle paylaşarak bana yol gösteren, önerileriyle bana yardımcı olan çok saygı değer danışman hocam Sayın Prof.Dr. Feryal AKBAL'a en derin teşekkürlerimi sunarım.

Doktora tez çalışmalarımda bilgilerini benimle paylaşarak bana yol gösteren değerli hocam Prof.Dr. Bahtiyar ÖZTÜRK'e, değerli hocam Yrd.Doç.Dr. Mustafa ÖZBEY'e teşekkürlerimi sunarım.

Arıtma çamuru temini aşamasında bana yardımcı olan SASKİ Bafra Atıksu Arıtma Tesisi tüm yetkililerine ve çalışanlarına teşekkürlerimi sunarım.

Doktora tez çalışmalarımda laboratuvar imkanları ile bana teknik destek sağlayan Ondokuz Mayıs Üniversitesi Makine Mühendisliği Bölümü'ne, Gıda Mühendisliği Bölümü'ne ve Kimya Mühendisliği Bölümü'ne teşekkürlerimi sunarım. Bana yardımlarını esirgemeyen Arş.Gör. Esra TUTKUN ŞIVGIN ve Arş.Gör. Burak TEKİN'e teşekkürlerimi sunarım.

Doktora çalışmalarım boyunca başaracağıma benden çok inanan, onlarla gurur duyduğum, her türlü fedakarlığı göstererek maddi ve manevi desteklerini benden esirgemeyen canım Annem'e ve rahmetli canım Babam'a, tez çalışmalarımımda bilgisini ve yardımını benden esirgemeyen, hayatım boyunca her konuda destekçim, yol göstericim, arkadaşım, dostum ve diğer yarım olan canım kardeşim Dr. İsmail ATAY'a teşekkürlerimi sunarım.

Şubat 2016

Şeyma ATAY
Çevre Yüksek Mühendisi

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER	ix
ÇİZELGELER LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	xv
KISALTMALAR	xxi
ULTRASONİK, TERMAL VE KİMYASAL ÖN ARITIM YÖNTEMLERİ İLE ARITMA ÇAMURLARININ DEZENTTEGRASYONU	xxiii
ÖZET.....	xxiii
THE DISINTEGRATION OF EXCESS SLUDGE WITH ULTRASONIC, THERMAL AND CHEMICAL PRE-TREATMENT METHODS	xxv
ABSTRACT	xxv
1. GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amacı.....	1
1.2 Tezin Kapsamı	2
2. GENEL BİLGİLER.....	5
2.1 Arıtma Çamuru ve Kaynakları.....	5
2.1.1 Ön çöktürme çamuru	5
2.1.2 Son çöktürme çamuru	6
2.1.3 İleri arıtma çamuru	6
2.2 Arıtma Çamurlarının Özellikleri ve Bileşimi	6
2.2.1 Arıtma çamurlarının fiziksel özellikleri	7
2.2.1.1 Özgül ağırlık	7
2.2.1.2 Katı madde miktarı	7
2.2.1.3 Çökelme özellikleri	8
2.2.1.4 Partikül boyutu	8
2.2.1.5 Çamur suyu dağılımı	8
2.2.1.6 Akışkanlık özelliği.....	8
2.2.2 Arıtma çamurlarının kimyasal özellikleri.....	9
2.2.2.1 Organik madde içeriği	9
2.2.2.2 Gübre değeri	9
2.2.3 Arıtma çamurlarının biyolojik özellikleri.....	9
2.3 Arıtma Çamuru İşleme Üniteleri	11
2.3.1 Birincil işlemler	11
2.3.1.1 Çamur öğütme	11
2.3.1.2 Çamur kumsuzlaştırma	12
2.3.1.3 Çamurların karıştırılması.....	12
2.3.1.4 Çamur depolama.....	12
2.3.2 Yoğunlaştırma	12
2.3.2.1 Graviteli yoğunlaştırma	12
2.3.2.2 Flotasyon yoğunlaştırma	12

2.3.2.3 Santrifüj yoğunlaştırma	13
2.3.2.4 Mekanik yoğunlaştırma	13
2.3.3 Stabilizasyon	13
2.3.3.1 Aerobik stabilizasyon	13
2.3.3.2 Anaerobik stabilizasyon	15
2.3.3.3 Alkali stabilizasyonu	16
2.3.3.4 Isıl işlem	16
2.3.3.5 Kompostlaştırma	16
2.3.4 Şartlandırma	16
2.3.5 Dezenfeksiyon	17
2.3.5.1 Pastörizasyon	17
2.3.5.2 Uzun süreli depolama	18
2.3.6 Susuzlaştırma	18
2.3.7 Kurutma	19
2.3.8 Termal işlem	19
2.3.9 Nihai bertaraf	19
2.4 Çamur Dezentegrasyonu	20
2.4.1 Çamur dezentegrasyonun tanımı ve amaçları	20
2.4.2 Çamur dezentegrasyon yöntemleri ile meydana gelen değişiklikler	21
2.4.2.1 Flok yapısının bozulması ve hücrelerin parçalanması	22
2.4.2.2 Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin sıvı faza geçmesi	23
2.4.2.3 Biyokimyasal reaksiyonlar	23
2.4.3 Çamur dezentegrasyon yöntemlerinin ana mekanizmaları	23
2.4.3.1 Hücre lizisi ve gizli büyüme	24
2.4.3.2 Ayırma metabolizması	26
2.4.3.3 Endojen metabolizma	26
2.4.3.4 Mikrobiyal predasyon	26
2.4.3.5 Diğer mekanizmalar	27
2.5 Çamur Dezentegrasyon Yöntemleri	27
2.5.1 Mekanik dezentegrasyon	28
2.5.1.1 Lizis santrifüj yoğunlaştırıcı	29
2.5.1.2 Karıştırıcı bilyeli değirmenler	29
2.5.1.3 Yüksek basınçlı homojenizerler	29
2.5.1.4 Yüksek basınçlı jet ve çarpışma sistemi	30
2.5.1.5 Dönen-duran dezentegrasyon sistemleri	30
2.5.1.6 Ultrasonik dezentegrasyon	30
2.5.1.7 Vurgulu elektrik alan arıtımı	33
2.5.2 Termal dezentegrasyon	33
2.5.2.1 100 °C sıcaklığın altında termal hidroliz	33
2.5.2.2 100 °C sıcaklığın üstünde termal hidroliz	33
2.5.2.3 Gerçek ölçekli termal dezentegrasyon teknolojileri	34
2.5.2.4 Mikrodalga dezentegrasyonu	35
2.5.2.5 Hidro-termal dezentegrasyon prosesleri	35
2.5.3 Kimyasal dezentegrasyon	36
2.5.3.1 Asidik ve alkali dezentegrasyon	36
2.5.3.2 Ozon dezentegrasyonu	36
2.5.3.3 Kuvvetli oksidanlar ile dezentegrasyon	37
2.5.4 Biyolojik dezentegrasyon	38
2.5.4.1 Enzimatik hidroliz	38
2.5.4.2 Çift çürüme yöntemleri	39

2.5.4.3 Aerobik/anoksik/anaerobik şartlar altında çürüme.....	39
2.5.4.4 Termofilik anaerobik çürüme	39
2.5.4.5 Protozoa ve metazoa ile mikrobiyal predasyon.....	40
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	41
3.1 Arıtma Çamurunun Temini	41
3.2 Ultrasonik Dezentegrasyon.....	41
3.3 Termal Dezentegrasyon	44
3.4 Alkali Dezentegrasyon.....	44
3.5 Aerobik Stabilizasyon.....	44
3.5.1 Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan dezentegrasyon koşulları.....	46
3.6 Ultrasonik, Termal ve Alkali Dezentegrasyon Derecesinin Geliştirilmesi	47
3.7 Analizler ve Yöntemler.....	47
3.7.1 Analizler	47
3.7.2 Katı maddeler	48
3.7.3 Kimyasal oksijen ihtiyacı	49
3.7.4 Azot ve fosfor	50
3.7.5 Kapiler emme süresi	50
3.7.6 Özgül filtre direnci.....	51
3.7.7 Mikrobiyolojik analizler	52
3.8 Çamur Çözünmesi	53
3.8.1 KOİ ve TAKM çözünmesi	53
3.8.2 Dezentegrasyon derecesi	53
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	55
4.1 Ultrasonik Dezentegrasyon.....	55
4.1.1 Ultrasonik dezentegrasyonun dezentegrasyon derecesine etkisi	55
4.1.2 Ultrasonik dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi	60
4.1.3 Ultrasonik dezentegrasyonun azot ve fosfor çözünmesine etkisi.....	65
4.1.4 Ultrasonik dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi	72
4.1.5 Ultrasonik dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi.....	76
4.2 Termal Dezentegrasyon	82
4.2.1 Termal dezentegrasyonun dezentegrasyon derecesine etkisi	82
4.2.2 Termal dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi.....	84
4.2.3 Termal dezentegrasyonun azot ve fosfor çözünmesine etkisi	87
4.2.4 Termal dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi.....	91
4.2.5 Termal dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi	93
4.3 Alkali Dezentegrasyon.....	96
4.3.1 Alkali dezentegrasyonun dezentegrasyon derecesine etkisi.....	96
4.3.2 Alkali dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi	98
4.3.3 Alkali dezentegrasyonun azot ve fosfor çözünmesine etkisi.....	101
4.3.4 Alkali dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi	104
4.3.5 Alkali dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi.....	106
4.4 Uygun Dezentegrasyon Koşullarının Belirlenmesi	108
4.4.1 Ultrasonik dezentegrasyon	108
4.4.2 Termal dezentegrasyon.....	109
4.4.3 Alkali dezentegrasyon	109
4.5 Ultrasonik, Termal ve Alkali Dezentegrasyonun Aerobik Stabilizasyona Etkisi	110
4.5.1 TKOİ ve ÇKOİ giderimi	110
4.5.2 Katı madde giderimi	113
4.5.3 Azot bileşikleri	117

4.5.4 Fosfor bileşikleri	120
4.5.5 Çamur susuzlaştırılabilirliği	123
4.5.6 Patojen inaktivasyonu	125
4.6 Birleşik Dezentegrasyon Yöntemlerinin Aerobik Stabilizasyona Etkisi	128
4.6.1 TKOİ ve ÇKOİ giderimi	128
4.6.2 Katı madde giderimi	131
4.6.3 Azot bileşikleri	135
4.6.4 Fosfor bileşikleri	138
4.6.5 Çamur susuzlaştırılabilirliği	142
4.6.6 Patojen inaktivasyonu	144
4.7 Uygun Dezentegrasyon Koşullarının İyileştirilmesi	147
4.7.1 Kimyasal oksidasyonun ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon derecesine etkisi	147
4.7.2 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi	151
4.7.3 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun azot çözünmesine etkisi	155
4.7.4 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi	157
4.7.5 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi	160
5. SONUÇ ve TAVSİYELER	163
KAYNAKLAR	169
EKLER	175
EK A	176
EK B	177
EK C	178
EK D	183
ÖZGEÇMİŞ	185

ÇİZELGELER LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Arıtma çamuru sınıflaması ve mikroorganizma sınır değerleri	10
Çizelge 2.2. Ana mekanizmaların meydana geldiği dezentegrasyon yöntemleri	25
Çizelge 3.1. 25 mm prob ile ultrasonik dezentegrasyon koşulları	42
Çizelge 3.2. 13 mm prob ile ultrasonik dezentegrasyon koşulları	43
Çizelge 3.3. Aerobik stabilizasyon dizayn ve işletme parametreleri	46
Çizelge 3.4. Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan ultrasonik dezentegrasyon koşulları.....	46
Çizelge 3.5. PS, Fe(II) ve EDTA konsantrasyonları.....	47
Çizelge 3.6. Tez çalışmasında uygulanan analizler	48
Çizelge 4.1. 13 mm ve 25 mm problemler kullanarak farklı özgül enerjide dezentegrasyon derecesi değişimi	57
Çizelge 4.2. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda toplam koliform, fekal koliform ve <i>E. coli</i> inaktivasyonu	94
Çizelge 4.3. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM, UKM, TAKM ve UAKM giderimleri	116
Çizelge 4.4. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform, fekal koliform ve <i>E. coli</i> inaktivasyonu	126
Çizelge 4.5. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM, UKM, TAKM ve UAKM giderimleri	134
Çizelge 4.6. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform, fekal koliform ve <i>E. coli</i> inaktivasyonu	145
Çizelge 4.7. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesindeki ve dezentegrasyon derecesindeki değişim	149
Çizelge 5.1. Farklı dezentegrasyon yöntemleri sonrasında dezentegrasyon derecesindeki değişim	164
Çizelge 5.2. Farklı dezentegrasyon yöntemlerin aerobik stabilizasyon sonunda TKOİ ve UAKM giderimine etkisi.....	165

ŞEKİLLER LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1. Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamur çeşitleri	5
Şekil 2.2. Arıtma çamurlarının katı madde açısından sınıflandırılması.....	7
Şekil 2.3. Çamur dezentegrasyonu ile meydana gelen değişiklikler	21
Şekil 2.4. Çamur azaltımına ana mekanizmaların etkileri	24
Şekil 2.5. Yığın tipi ultrasonik sistem.....	31
Şekil 2.6. Çamur işleme ünitelerine ultrasonik dezentegrasyonun entegrasyonu.....	32
Şekil 3.1. Ultrasonik dezentegrasyon düzeneği	43
Şekil 3.2. Aerobik stabilizasyon aşaması.....	45
Şekil 3.3. Kapiler emme süresi tayin cihazı.....	51
Şekil 3.4. Özgül filtre direnci tayin düzeneği	52
Şekil 4.1. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim	58
Şekil 4.2. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim.....	58
Şekil 4.3. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim	59
Şekil 4.4. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim.....	59
Şekil 4.5. 13 ve 25 mm problemler ile özgül enerji değişimlerine karşılık dezentegrasyon derecesindeki değişim	60
Şekil 4.6. 25 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık TKM ve UKM değişimi	62
Şekil 4.7. 13 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık TKM ve UKM değişimi	62
Şekil 4.8. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda TAKM giderimi.....	63
Şekil 4.9. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda UAKM giderimi	63
Şekil 4.10. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda TAKM giderimi.....	64
Şekil 4.11. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda UAKM giderimi	64
Şekil 4.12. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi	66
Şekil 4.13. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi	66
Şekil 4.14. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi	67
Şekil 4.15. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi	67

Şekil 4.16. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi	68
Şekil 4.17. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi	68
Şekil 4.18. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi	70
Şekil 4.19. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi	70
Şekil 4.20. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi	71
Şekil 4.21. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi	71
Şekil 4.22. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KES değişimi.....	73
Şekil 4.23. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KES değişimi.....	73
Şekil 4.24. 13 ve 25 mm problemler ile özgül enerji değişimlerine karşılık KES değişimi	74
Şekil 4.25. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ÖFD değişimi	74
Şekil 4.26. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ÖFD değişimi	75
Şekil 4.27. 25 ve 13 mm problemler ile özgül enerji değişimlerine karşılık ÖFD değişimi	75
Şekil 4.28. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam koliform değişimi	78
Şekil 4.29. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam koliform değişimi	78
Şekil 4.30. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda fekal koliform değişimi	79
Şekil 4.31. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda fekal koliform değişimi	79
Şekil 4.32. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda <i>E. coli</i> değişimi.....	80
Şekil 4.33. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda <i>E. coli</i> değişimi.....	80
Şekil 4.34. 25 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık toplam koliform, fekal koliform ve <i>E. coli</i> değişimleri.....	81
Şekil 4.35. 13 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık toplam koliform, fekal koliform ve <i>E. coli</i> değişimleri.....	81
Şekil 4.36. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim	83
Şekil 4.37. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim	83
Şekil 4.38. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda TKM değişimi	85
Şekil 4.39. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda UKM değişimi	85
Şekil 4.40. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda TAKM giderimi.....	86

Şekil 4.41. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda UAKM giderimi	86
Şekil 4.42. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi	88
Şekil 4.43. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi	89
Şekil 4.44. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi	89
Şekil 4.45. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi	90
Şekil 4.46. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi	90
Şekil 4.47. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda KES değişimi	92
Şekil 4.48. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda ÖFD değişimi	92
Şekil 4.49. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda toplam koliform inaktivasyonu	94
Şekil 4.50. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda fekal koliform inaktivasyonu	95
Şekil 4.51. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda <i>E. coli</i> inaktivasyonu	95
Şekil 4.52. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim	97
Şekil 4.53. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim	97
Şekil 4.54. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda TKM değişimi	99
Şekil 4.55. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda UKM değişimi	99
Şekil 4.56. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda TAKM giderimi	100
Şekil 4.57. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda UAKM giderimi	100
Şekil 4.58. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi	102
Şekil 4.59. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi	102
Şekil 4.60. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi	103
Şekil 4.61. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi	103
Şekil 4.62. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi	104
Şekil 4.63. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda KES değişimi	105
Şekil 4.64. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda ÖFD değişimi	105
Şekil 4.65. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda toplam koliform inaktivasyonu	106

Şekil 4.66. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda fekal koliform inaktivasyonu	107
Şekil 4.67. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda <i>E. coli</i> inaktivasyonu	107
Şekil 4.68. 25 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık dezentegrasyon derecesindeki değişim	108
Şekil 4.69. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim	109
Şekil 4.70. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim	110
Şekil 4.71. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÇKOİ giderimi.....	112
Şekil 4.72. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKOİ giderimi.....	112
Şekil 4.73. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM değişimi	114
Şekil 4.74. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UKM değişimi	114
Şekil 4.75. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TAKM değişimi	115
Şekil 4.76. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UAKM değişimi.....	115
Şekil 4.77. Aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi.....	118
Şekil 4.78. Ultrasonik dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi.....	118
Şekil 4.79. Termal dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi.....	119
Şekil 4.80. Alkali dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi.....	119
Şekil 4.81. Aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	121
Şekil 4.82. Ultrasonik dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	121
Şekil 4.83. Termal dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	122
Şekil 4.84. Alkali dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	122
Şekil 4.85. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca KES değişimi	124
Şekil 4.86. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÖFD değişimi	124
Şekil 4.87. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform inaktivasyonu	126
Şekil 4.88. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca fekal koliform inaktivasyonu	127
Şekil 4.89. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca <i>E. coli</i> inaktivasyonu	127
Şekil 4.90. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÇKOİ giderimi.....	130

Şekil 4.91. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKOİ giderimi.....	130
Şekil 4.92. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM değişimi	132
Şekil 4.93. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UKM değişimi.....	132
Şekil 4.94. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TAKM değişimi	133
Şekil 4.95. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UAKM değişimi.....	133
Şekil 4.96. Aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi	136
Şekil 4.97. US+T birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi	136
Şekil 4.98. US+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi	137
Şekil 4.99. T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi	137
Şekil 4.100. US+T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi	138
Şekil 4.101. Aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	139
Şekil 4.102. US+T birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	140
Şekil 4.103. US+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	140
Şekil 4.104. T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	141
Şekil 4.105. US+T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi	141
Şekil 4.106. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca KES değişimi	143
Şekil 4.107. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÖFD değişimi	143
Şekil 4.108. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform inaktivasyonu	146
Şekil 4.109. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca fekal koliform inaktivasyonu	146
Şekil 4.110. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca <i>E. coli</i> inaktivasyonu	147
Şekil 4.111. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesindeki değişim.....	150
Şekil 4.112. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim	150
Şekil 4.113. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda TKM değişimi	153
Şekil 4.114. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda UKM değişimi	153
Şekil 4.115. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda TAKM değişimi	154

Şekil 4.116. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda UAKM değişimi.....	154
Şekil 4.117. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda amonyum azotu çözünmesi.....	156
Şekil 4.118. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi.....	156
Şekil 4.119. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda organik azot çözünmesi.....	157
Şekil 4.120. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda KES değişimi	159
Şekil 4.121. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda ÖFD değişimi	159
Şekil 4.122. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda toplam koliform inaktivasyonu	161
Şekil 4.123. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda fekal koliform inaktivasyonu	162
Şekil 4.124. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda <i>E. coli</i> inaktivasyonu.....	162
Şekil D.1. Nitrat azotu analizi kalibrasyon grafiği.....	183
Şekil D.2. Ortofosfat fosforu analizi kalibrasyon grafiği.....	183
Şekil D.3. Toplam fosfor analizi kalibrasyon grafiği.....	184

KISALTMALAR

A	: Alkali
ÇAS	: Çamur alıkonma süresi
ÇHİ	: Çamur hacim indeksi
ÇKM	: Çözünmüş katı madde
ÇKOİ	: Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı
DD_{Koi}	: Dezentegrasyon derecesi
EDTA	: Etilendiamin tetraasetik asit
<i>E. coli</i>	: <i>Escherichia coli</i>
EMS	: En muhtemel sayı
EPS	: Hücre dışı polimerik maddeler
Es	: Özgül enerji
FK	: Fekal koliform
KES	: Kapiler emme süresi
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
NH₄⁺-N	: Amonyum azotu
NO₃⁻-N	: Nitrat azotu
N_{org}	: Organik azot
OYO	: Organik yükleme oranı
ÖFD	: Özgül filtre direnci
PO₄⁻³-P	: Ortofosfat fosforu
PS	: Persülfat (S ₂ O ₈ ⁻²)
T	: Termal
TAKM	: Toplam askıda katı madde
TK	: Toplam koliform
TKM	: Toplam katı madde
TKN	: Toplam kjeldahl azotu
TKOİ	: Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı
TP	: Toplam fosfor
UAKM	: Uçucu askıda katı madde
UKM	: Uçucu katı madde
USEPA	: U.S. Çevre Koruma Ajansı
US	: Ultrasonik

ULTRASONİK, TERMAL VE KİMYASAL ÖN ARITIM YÖNTEMLERİ İLE ARITMA ÇAMURLARININ DEZENTTEGRASYONU

ÖZET

Atıksu arıtma tesislerinde oluşan atık çamur üretiminin artması sonucunda yenilikçi yaklaşımlar kapsamında atık çamur miktarının azaltılması amaçlanmaktadır. Bu amaçla dezentegrasyon yöntemleri geliştirilmektedir. Bu tez çalışmasının amacı; çamur çözünmesini artırmak, aerobik stabilizasyonu geliştirmek, çamurun susuzlaştırılabilirliğini iyileştirmek, patojen inaktivasyonu ve oluşan çamur miktarını azaltmaktır.

Laboratuvar ölçekli yürütülen tez çalışması kapsamında çamur işleme ünitelerine ultrasonik (US), termal (T) ve alkali (A) dezentegrasyon yöntemlerinin etkileri üç aşamada incelenmiştir. Birinci aşamada, US, T ve A dezentegrasyon yöntemlerinin çamur özellikleri üzerindeki etkisi; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) çözünmesi, dezentegrasyon derecesi ($DD_{KOİ}$), toplam katı madde (TKM), uçucu katı madde (UKM), toplam askıda katı madde (TAKM), uçucu askıda katı madde (UAKM), ortofosfat fosforu ($PO_4^{-3}-P$), toplam fosfor (TP), amonyum azotu ($NH_4^{+}-N$), organik azot (N_{org}), toplam kjeldahl azotu (TKN), kapiler emme süresi (KES), özgül filtre direnci (ÖFD), toplam koliform (TK), fekal koliform (FK) ve *Escherichia coli* parametreleri dikkate alınarak belirlenmiştir. US, T ve A dezentegrasyon yöntemlerinde $DD_{KOİ}$ değerleri, sırasıyla % 19,5±1,7, % 22,7±1,1 ve % 12,4±3,2 oranlarında yükselerek çamur çözünmesi elde edilmiştir. Biyolojik flokların ayrılması, çamur çözünmesi ve hücre lizisi meydana gelerek sıvı fazda $PO_4^{-3}-P$, TP, $NH_4^{+}-N$, N_{org} ve TKN miktarları artarken aynı zamanda patojen inaktivasyonu sağlanmıştır. Ancak çamur susuzlaştırma özellikleri olumsuz şekilde değişmiştir.

İkinci aşamada; US, T, A, US+T, US+A, T+A ve US+T+A dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyonun iyileştirilmesine etkisi araştırılmış ve çamur fazında toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOİ), TKM, UKM, TAKM, UAKM, TP, TKN, KES, ÖFD, TK, FK, *E. coli* ve sıvı fazda ise çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ), $PO_4^{-3}-P$, TP, $NH_4^{+}-N$ ve nitrat azotu ($NO_3^{-}-N$) parametreleri izlenmiştir. Dezentegrasyon yöntemleriyle çamurun biyobozunabilirlik özelliği artmış ve A+aerobik reaktörü haricinde B sınıfı arıtma çamuru elde edilmiştir. Bununla birlikte çamurun susuzlaştırma özellikleri olumsuz şekilde değişmiştir.

Üçüncü aşamada; kimyasal oksidasyon ile US, T ve A dezentegrasyon yöntemlerinin iyileştiği, çamur çözünmesinin arttığı ve çamur susuzlaştırılabilirliğinin iyileştiği gözlemlenmiştir.

Bu tez çalışmasında, US, T ve A dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyonu iyileştirdiği ve stabilizasyon süresini kısalttığı belirlenmiştir. Bununla birlikte çamurun susuzlaştırma özelliği kimyasal oksidasyon ile iyileştirilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Arıtma Çamuru; Dezentegrasyon Yöntemleri; Ultrases; Termal; Alkali; Aerobik Stabilizasyon; Bakteri İnaktivasyonu; Susuzlaştırılabilirlik.

THE DISINTEGRATION OF EXCESS SLUDGE WITH ULTRASONIC, THERMAL AND CHEMICAL PRE-TREATMENT METHODS

ABSTRACT

It is aimed the reduction of excess sludge in the context of innovative approaches as a result of increase of excess sludge production in wastewater treatment plants. With this purpose, disintegration technologies are being developed. The aim of this study is to increase sludge solubilisation, to improve aerobic stabilization, to increase sludge dewaterability and pathogenic inactivation, eventually to reduce sludge mass.

Within the study carried out in the laboratory scale, effects of ultrasonic (US), thermal (T) and alkaline (A) disintegration methods on sludge handling units were investigated in three stages. In the first stage, the effects of US, T and A disintegration methods on sludge characteristics were determined by the parameters that are chemical oxygen demand (COD) solubilisation, disintegration degree (DD_{COD}), total solids (TS), volatile solids (VS), total suspended solids (TSS), volatile suspended solids (VSS), orthophosphate (PO_4^{3-} -P), total phosphorus (TP), ammonia nitrogen (NH_4^+ -N), organic nitrogen (N_{org}), total kjeldahl nitrogen (TKN), capillary suction time (CST), specific filter resistance (SRF), total coliform (TC), fecal coliform (FC) and *Escherichia coli*. In US, T and A disintegration methods, the DD_{COD} values increased by $19,5 \pm 1,7\%$, $22,7 \pm 1,1\%$ and $12,4 \pm 3,2\%$, respectively, and sludge solubilisation occurred. Due to disaggregation of biological flocs, sludge solubilisation and cell lysis, the PO_4^{3-} -P, the TP, the NH_4^+ -N, the N_{org} and the TKN concentrations in liquid phase increased, pathogenic inactivation occurred as well. However, sludge dewatering properties were altered negatively.

In the second stage, the effects of US, T, A, US+T, US+A, T+A and US+T+A disintegration methods on aerobic stabilization improvement were determined. Total chemical oxygen demand (TCOD), TS, VS, TSS, VSS, TP, TKN, CST, SRF, TC, FC and *E. coli* were monitored in sludge phase and dissolved chemical oxygen demand (DCOD), PO_4^{3-} -P, TP, NH_4^+ -N and nitrate (NO_3^- -N) were monitored in liquid phase. As a result of sludge disintegration methods, sludge biodegradability increased and class B biosolid was obtained except for A+aerobic reactor. In contrast, the sludge dewatering properties were altered negatively.

In the third stage, it was determined that US, T and A disintegration was enhanced, the sludge solubilisation was increased and sludge dewaterability was improved with chemical oxidation.

In this thesis, it was determined that US, T and A disintegration methods improved aerobic stabilization and reduced stabilization period. However, the sludge dewaterability was improved with chemical oxidation.

Key Words: Excess Sludge; Disintegration Methods; Ultrasound; Thermal; Alkali; Aerobic Stabilization; Bacteria Inactivation; Dewaterability.

1. GİRİŞ

1.1 Tezin Amacı

Artan nüfusa ve hızla gelişen sanayileşmeye bağlı olarak atıksu arıtma tesislerinin yaygınlaşması sonucunda arıtma çamurları üretimi de artmaktadır. Türkiye’de 2008 yılı itibariyle atıksu arıtma tesislerinde her gün yaklaşık 2200 ton kuru çamur oluşurken bu değer 2010 yılında günlük yaklaşık 2650 ton çamura ulaşmıştır (TC Çevre ve Orman Bakanlığı, 2011). Çamur üretiminin artması, çevrede oluşacak ikincil kirliliklere çözüm arayışlarını gündeme getirmiştir. Bu durum, en az atıksu arıtımı kadar çamur arıtımı için de proje üretilmesi ve kaynak ayrılması gerektiğini göstermektedir.

Atıksu arıtma tesisi kaynaklı çamurlar, yasal düzenlemelere uygun bertarafları için çamur arıtma tesisinde işlenirler ve işlenme sonrasında atık olan bir çamur keki oluşur. Oluşan bu çamur kekini düzenli depolama veya yakma şeklinde uzaklaştırma yönteminin uygulanması depolama alanı ihtiyacı, yüksek maliyet ve çevreyle ilgili depolama sorunları nedeniyle tercih edilmemektedir. İkinci alternatif olarak, oluşan bu çamur keki gerekli çevre standartlarını sağlaması halinde yeniden kullanım amacıyla tarımsal amaçlı kullanımlar için de değerlendirilmektedir. Yenilikçi yaklaşımlar kapsamında üçüncü alternatif olarak, oluşan bu çamur miktarını azaltmak amaçlanmaktadır. Bu amaçla dezentegrasyon yöntemleri geliştirilmektedir.

Dezentegrasyon yöntemleri, oluşan çamur miktarını azaltmak amacıyla atıksu arıtma tesislerine veya çamur işleme tesislerine uygulanabilir. Bu tez çalışması kapsamında çamur işleme ünitelerine ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun etkileri incelenmiştir.

Bu tez çalışmasının amaçları;

- çamur çözünmesini artırmak,
- çamurun susuzlaştırma özelliklerini iyileştirmek,
- patojen inaktivasyonu,
- aerobik stabilizasyonu geliştirmek,
- ve oluşan çamur miktarını azaltmak olarak özetlenebilir.

1.2 Tezin Kapsamı

Türkiye’de atıksu arıtma tesislerinin kurulumu ve işletilmesi oldukça yeniyken, bir sonraki basamak olan çamur arıtma tesislerinin sayısı oldukça azdır ve çamur arıtımının iyileştirilmesine ihtiyaç vardır. Bu kapsamda yurt dışı uygulamalara bakıldığında; çamur arıtma tesisleri gelişme sürecini tamamlamış, son on yılda ise oluşan çamur miktarının azaltımı hedeflenerek bu tesislerin dezentegrasyon yöntemleriyle modifikasyonuna başlanmıştır. Yeni kurulacak çamur arıtma tesisleri, dezentegrasyon yöntemleri dikkate alınarak tasarlanırsa çamur bertarafı süreci iyileşecektir. Bu amaçlar çerçevesinde yapılan bu tez çalışması şu şekilde özetlenebilir:

Birinci aşamada; ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin çamur özellikleri üzerindeki etkisi incelenmiştir. Her bir yöntemin çamur dezentegrasyon derecesi (DD_{KOI}), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI) çözünmesine bağlı olarak belirlenmiştir. Her bir yöntem uygulandıktan sonra ortofosfat fosforu, toplam fosfor, amonyum azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi incelenmiştir. Çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi, kapiler emme süresi (KES) ve özgül filtre direnci (ÖFD) ile değerlendirilmiştir. Patojen inaktivasyonuna etkisi, toplam koliform (TK), fekal koliform (FK) ve *Escherichia coli* miktarlarıyla değerlendirilmiştir. Çamur dezentegrasyon derecesine göre her bir dezentegrasyon yöntemi için uygun ortam koşulları belirlenmiştir.

İkinci aşamada; uygun ortam koşulları belirlenen dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyonun iyileştirilmesine etkisi incelenmiştir. Aerobik stabilizasyonun iyileştirilmesine etkisi; toplam kimyasal oksijen ihtiyacı ($TKOI$), çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı ($ÇKOI$), toplam katı madde (TKM), uçucu katı madde (UKM), toplam askıda katı madde (TAKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) giderimleri ile değerlendirilmiştir. Aerobik stabilizasyon esnasında, sıvı fazda ortofosfat fosforu, toplam fosfor, amonyum azotu ve nitrat azotu değişimleri, çamur fazında toplam fosfor ve toplam kjeldahl azotu değişimleri incelenmiştir. Çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi KES ve ÖFD ile değerlendirilmiştir. Patojen inaktivasyonuna etkisi TK, TK ve *E. coli* miktarlarıyla değerlendirilmiştir. Ultrasonik+termal, ultrasonik+alkali, termal+alkali ve ultrasonik+termal+alkali kombinasyonlarında birleşik çamur dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyona etkisi incelenmiştir. Literatürde, birleşik dezentegrasyon

yöntemlerinin aerobik stabilizasyon üzerindeki etkilerinin TKOİ giderimi, katı madde azaltımı, susuzlaştırılabilirlik ve patojen inaktivasyonu açısından bir değerlendirildiği çalışma bulunmamaktadır. Bu yönden bu tez çalışmasının laboratuvar ölçekli uygulamalara katkı sağlayarak gerçek ölçekli uygulamalara geçilmesine yardımcı olacağı düşünülmektedir.

Bakteri inaktivasyonu, çamur dezentegrasyon yöntemlerinin performansını değerlendirmek için uygun bir parametredir. Bu tez kapsamında, patojen inaktivasyonu açısından dezentegrasyon yöntemleriyle aerobik stabilizasyonun iyileştirmesi amaçlanmıştır.

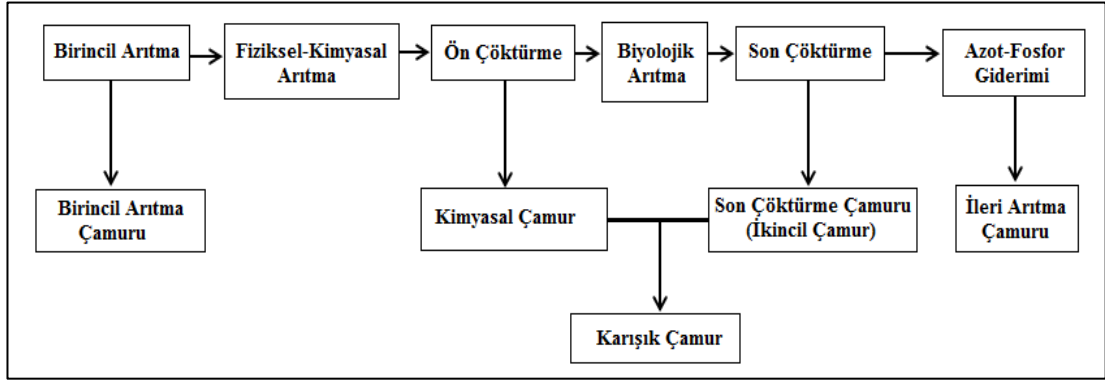
Üçüncü aşamada; ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin potasyum persülfat ($K_2S_2O_8$), demir sülfat ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) ve EDTA kullanılarak geliştirilmesi amaçlanmıştır.

2. GENEL BİLGİLER

2.1 Arıtma Çamuru ve Kaynakları

Arıtma çamurları, atıksu arıtma tesislerinin işletilmesi sırasında oluşan ve arıtma işlemine bağlı olarak katı madde içeriği değişen bir yan üründür.

Atıksu arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurları; birincil çamur, ikincil çamur ve ileri arıtma çamuru olmak üzere üç ana grupta sınıflanabilir (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamur çeşitleri (Öztürk ve ark., 2005’den değiştirilmiştir.)

2.1.1 Ön çöktürme çamuru

Ön çöktürme çamurları, birincil çamur olarak da adlandırılır. Birincil çamur; birincil çöktürmede ham atıksu içindeki çökebilir katılardan oluşur. Birincil çamurlar; ızgara atıklarını, kum tutucu atıklarını, arıtma tipine göre yağ-gres atıklarını, metal tuzları, kireç vb. kimyasal madde içerikli atık çamurları kapsar.

Birincil çamurlar, gri-kahverengi renkli ve kötü kokuludur. Biyolojik çamurla karşılaştırıldığında yüksek oranda çürütülebilir ve iyi susuzlaştırılabilir özelliğe sahiptirler. Toplam katı miktarı % 2-7 arasında değişir. Kimyasal çamurlar, metallerin çökmesiyle oluşan çamurlardır. Demir içerikli çamurlar kırmızımsı, kireç içerikli çamurlar ise gri-kahverengidir. Bu çamurların hissedilir kokusu vardır, demir ve alüminyum hidratlar çamura jelatimsi yapı verdiğinden sümüksü yapıdadır (Filibeli, 2013).

2.1.2 Son çöktürme çamuru

Son çöktürme çamurları, ikincil çamur olarak da adlandırılır. İkincil çamurlar; biyobozunabilir maddede büyüyen mikroorganizmaları, endojen artıkları ve birincil çöktürmede giderilmeyen inert katılardan oluşur (Foladori ve ark., 2010). İkincil çamurlar; aktif çamur, damlatmalı filtre çamuru, anaerobik çamuru gibi biyolojik arıtma sonrasında oluşan çamurları kapsar.

Aktif çamur, kahverengi ve floklu görünümündedir. Rengi koyuysa septik koşullar başlamış ve rengi açık ise yeterince havalanmamış olabilir. Tek başına veya ön çökeltim çamuru ile karıştırılarak çürütülebilir. Aktif çamur sisteminde oluşan mikroorganizma miktarı çürüme için gerekli olan miktardan fazla olursa, fazla katı maddelerin sistemden atılması gerekir. Atılan bu çamura “atık aktif çamur” denir. Ardından atık aktif çamur ayrı bir tank içine alınıp birkaç gün süre ile havalandırılırsa “aerobik çürük çamur” adını alır. Damlatmalı filtre çamuru, floklu yapıda, kokusuz ve yavaş bozunur özelliktedir. Damlatmalı filtre yataklarından alınan çamurlar, son çökeltme havuzunda arıtılmış sudan ayrılır. Bu çamura “filtre humusu” denir. Filtre humusu, ham ön çökeltme çamuru ve atık aktif çamur ile karıştırılır ardından anaerobik çürütücülerde çürütülürse oluşan çamura “karışık çürük çamur” denir (Filibeli, 2013).

2.1.3 İleri arıtma çamuru

İleri arıtma çamurları, ikincil arıtmadan daha yüksek kalitede arıtım sağlamak üzere uygulanan ileri arıtım basamağından kaynaklı çamurlardır. İleri arıtma sistemlerinden kaynaklanan çamurlar, kimyasal prosesler ve bakteriyel faaliyet nedeniyle oluşan istenmeyen azot ve fosfor vb. nütrientlerin giderilmesi için ikincil arıtma proseslerine ek olarak kurulan sistemlerden oluşur (Foladori ve ark., 2010).

2.2 Arıtma Çamurlarının Özellikleri ve Bileşimi

Arıtma çamurları, çamur dezentegrasyonunu etkileyen fiziksel ve kimyasal özelliklere sahiptir. Arıtma çamurlarının fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri çamurun kaynağına bağlı olarak değişiklik göstermektedir.

2.2.1 Arıtma çamurlarının fiziksel özellikleri

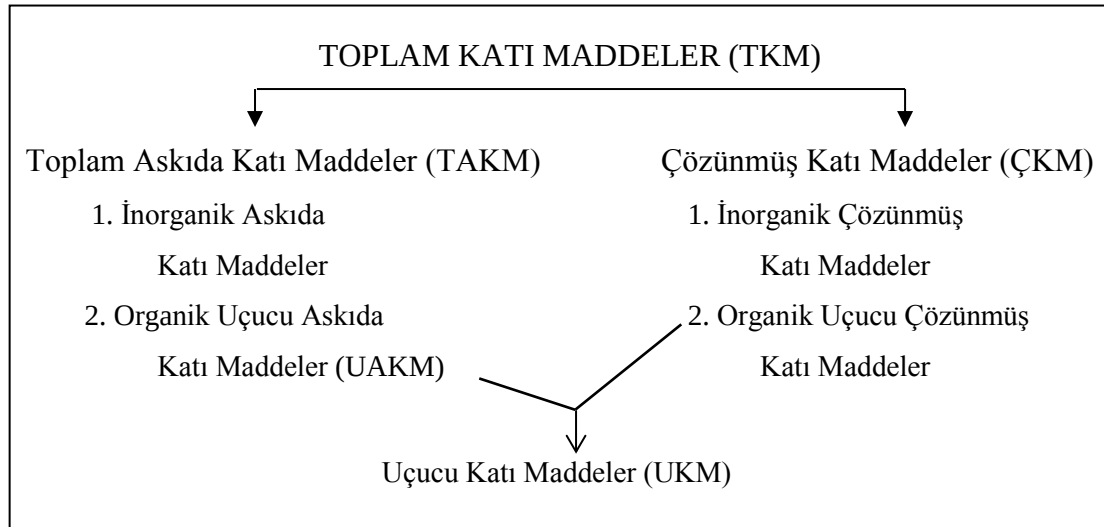
2.2.1.1 Özgül ağırlık

Birim hacimdeki çamur ağırlığının aynı hacimdeki suyun ağırlığına oranıdır ve arıtma çamuru kaynağına göre değişir. Örneğin, ön çökeltme çamurunun özgül ağırlığı 1,02, atık aktif çamurun özgül ağırlığı 1,005 uzun havalandırma aktif çamurun özgül ağırlığı ise 1,015'dir (Filibeli, 2013).

2.2.1.2 Katı madde miktarı

Toplam katı maddeler (TKM), bir numunenin kurutulmasından yani suyunun buharlaşmasından sonra kalan katı maddeleri ifade eder. Toplam katılar, filtre edilemeyen toplam askıda katıların ve filtre edilebilen çözünmüş katıların toplamına eşittir. Bunların her biri yüksek sıcaklıkta yakıldıktan sonra organik maddenin giderilmesiyle hesaplanan uçucu katı ve uçucu askıda katı içerir (APHA ve ark., 1999).

Arıtma çamurlarının katı içeriği, mg/L veya yüzde katı madde (% TKM) olarak belirtilir. Örneğin, ön çökeltim çamuru ve atık aktif çamur karışımı % 3-8 arasında, bu çamur aerobik olarak çürütülmesinden sonra % 1,5-4 arasında değişir. Arıtma çamurundaki toplam katı maddelerin sınıflaması Şekil 2.2'de gösterilmiştir.



Şekil 2.2. Arıtma çamurlarının katı madde açısından sınıflandırılması

2.2.1.3 Çökelme özellikleri

Arıtma çamurunun çökelme özelliği, çamurdaki katı madde miktarıyla orantılıdır. Katı madde miktarı arttıkça çökelme hızı yavaşlar. Çökelme özelliği, çamur hacim indeksi (ÇHİ) analizi ile belirlenir. ÇHİ, 1 g kuru maddenin mL cinsinden kapladığı hacim olarak ifade edilir. Aktif çamur tesislerinde; $\text{ÇHİ} < 100$ iyi çökebilen çamur, $\text{ÇHİ} > 100$ problemli çamur olarak tanımlanır (Filibeli, 2013).

2.2.1.4 Partikül boyutu

Arıtma çamurundaki katı madde tanecikleri hem boyut hem de şekil olarak aynı değildir. Çamura uygulanan test koşullarına bağlı olarak da çamur tanecikleri değişebilir. Partikül boyutu ile çamuru tanımlamak zor olduğundan “agrega hacim indeksi” tanımlanmıştır. Agregat hacim indeksi, hacimsel agregat konsantrasyonunun hacimsel katı madde konsantrasyonuna oranı olarak verilmiştir (Filibeli, 2013).

2.2.1.5 Çamur suyu dağılımı

Arıtma çamurlarındaki su, bulunduğu bölgeye göre dört grupta toplanabilir (Filibeli, 2013; Metcalf ve Eddy, 2003):

- Serbest su: Çamur taneciklerine bağlı olmayıp serbest halde çamur tanecikleri arasındaki boşluklarda yer alan toplam suyun % 70’ini oluşturan sudur.
- Flok suyu: Çamur taneciklerinin bir flok halinde olduğu durumda, çamur flokunu çevreleyen toplam suyun % 20’sini oluşturan sudur.
- Kapiler su: Çamur tanecikleri arasında bulunan ve yüzeylerine tutunmuş olan toplam suyun % 2’sini oluşturan sudur.
- Kimyasal bağlı su: Çamur tanecikleri içinde kimyasal olarak bağlanmış olan ve toplam suyun % 8’ini oluşturan sudur.

2.2.1.6 Akışkanlık özelliği

Arıtma çamurlarının akışkanlık özelliğini belirlemede en yaygın kullanılan parametre viskozitedir. Genel olarak akışkanın kayma gerilmelerine karşı gösterdiği direnç akışkanın viskozitesi olarak tanımlanır.

Kayma hızı ile kayma gerilmesi arasında doğru orantı var ise, örneğin, katı madde içeriği düşük olan çamurlar, ‘Newtonian Akışkan’ olarak sınıflandırılır. Bazı çamurlara gerilme uygulanır uygulanmaz viskozitesi azalır, böyle çamurlar

‘Pseudoplastik Akışkan’ olarak isimlendirilir. Bazı çamur türlerinde ise gerilme uygulanması devam ettikçe flok yapısı bozulur ve viskozite azalır, gerilme ortadan kalktığında flok yapısı tekrar oluştuğundan viskozite artmaya başlar böyle çamurlar da diğer grup ‘Thixotropic Akışkan’ olarak adlandırılır (Filibeli, 2013).

2.2.2 Arıtma çamurlarının kimyasal özellikleri

2.2.2.1 Organik madde içeriği

Arıtma çamurlarının organik madde miktarı, çamura uygulanan arıtma işlemleriyle değişiklik gösterir. Ham ön çökeltmiş çamurun % 60-80’i organik madde iken çürütülmüş ön çökeltim çamurunun % 30-60’ı organik maddeyi oluşturur. Arıtma çamurun organik madde içeriği, çamurun ısı değerini de etkilemektedir. Arıtma çamurunda yağ ve gres içeriği yüksekse çamurun ısı değeri de yüksektir. Düşük kaliteli kömürün ısı değeri yaklaşık 32000 kJ/kg kuru madde eşdeğeri iken ham ön çökeltim arıtma çamurun ısı değeri 23250-29000 kJ/kg kuru madde, aktif çamurun ısı değeri 16270-23250 kJ/kg kuru madde eşdeğeridir (Filibeli, 2013).

2.2.2.2 Gübre değeri

Arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanımında önem kazanan bir özellik çamurdaki azot, fosfor ve potasyum miktarıdır. Tarımsal amaçlı kullanılan gübrelerin % 5’i azot, % 10’u fosfor ve % 10’u potasyum içermektedir. Arıtma çamurlarına uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak çamurun içeriğindeki azot ve fosfor miktarları değişiklik gösterir. Örneğin, stabilize olmuş arıtma çamurunun % 3,3’ü azot, % 2,3’ü fosfor ve % 0,3’ünü potasyum oluşturur (Filibeli, 2013).

Tarımsal amaçlı kullanımda bir diğer özellik çamurdaki ağır metal içeriğidir. Arıtma çamurlarındaki inorganik kimyasal iz elementler, tarımsal amaçlı kullanımda bitki ve hayvanların temel gereksinimleri için yetersiz olabilirken bazı ağır metaller ise toksik etki gösterecek seviyede olabilirler. Örneğin, kimyasal arıtma çamurlarında nikel 2-5300 mg/kg, krom 10-99000 mg/kg konsantrasyonları arasında değişebilir (Filibeli, 2013).

2.2.3 Arıtma çamurlarının biyolojik özellikleri

Arıtma çamur kaynağına bağlı olarak çamurun içeriğindeki mikroorganizmalar değişir. Arıtma çamurunda bulunan mikroorganizmalar; bakteriler, enterik virüsler,

protozoalar ve helmintler olmak üzere dört ana grupta sınıflandırılabilir (USEPA, 2003).

Koliform grubu bakteriler; toplam koliform (TK) ve fekal koliform (FK) olmak üzere iki grupta incelenir. Bu tez çalışmasında arıtma çamurunun mikrobiyolojik özellikleri, TK, FK ve *Escherichia coli* açısından incelenmiştir. Toplam koliform, dışkı veya toprak kökenli olabilir. 24-48 saatte 35-37 °C’de laktozu fermente ederek gaz oluştururlar, gram negatiftirler ve spor teşkil etmezler. Fekal koliform ise, toplam koliformların bir alt grubunu oluşturur. 24-48 saatte 44-44,5 °C’de laktozu fermente ederek gaz oluştururlar. Fekal koliformların ortamda bulunması dışkı kaynaklı bir bulaşmanın varlığını gösterir. *E. coli*, fekal koliform grubuna aittir ve insan sindirim sisteminde en sık ve baskın şekilde bulunan Koliform’dur (Örgev, 2003).

Arıtma çamurlarının bertarafı veya tarımsal amaçlı kullanımları için U.S. Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından ‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) isimli bir yönetmelik oluşturulmuştur. ‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliği, genel hükümler (Alt bölüm A), çamurun araziye uygulanması (Alt bölüm B), yüzeyde bertaraf uygulaması (Alt bölüm C), patojen ve vektör atraksiyonunun azaltılması (Alt bölüm D) ve yakma (Alt bölüm E) konularında olmak üzere beş adet alt başlık içermektedir (USEPA, 1993).

‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliği, ‘Arıtma çamurunda patojenlerin ve vektör atraksiyonunun kontrolü’ isimli alt bölüm D’de (USEPA, 2003) arıtma çamurları mikroorganizma içeriği açısından iki sınıfa ayrılmıştır. Bu sınıflar ve mikroorganizma sınır değerleri Çizelge 2.1’de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Arıtma çamuru sınıflaması ve mikroorganizma sınır değerleri (USEPA, 1993)

Arıtma Çamuru Sınıfı	Sınır Değer
A	- Fekal koliform < 1000 EMS/g kuru-TKM - Salmonella sp. < 3 EMS/4 gr kuru-TKM - Enterik virüsler < 1 PFU/4 gr kuru-TKM - Helminth ova < 1 adet/4 gr kuru-TKM
B	Fekal koliform < 2×10⁶ EMS/g kuru-TKM

A sınıfı arıtma çamurları, her türlü araziye doğrudan uygulanabilirken, B sınıfı arıtma çamurları bazı kısıtlamalarla kullanılabilirler. Örneğin, B sınıfı arıtma çamuru araziye uygulandıktan 30 gün süre ile hayvan otlatma yapılmamalıdır. ‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğinde A ve/veya B sınıfı arıtma çamuru sağlayabilmek için uygulanması gereken stabilizasyon yöntemlerinin gerekli koşulları tanımlanmıştır (USEPA, 1993). Örneğin, araziye uygulandıktan sonra 30 gün hayvan otlatmanın yasak olduğu bir B sınıfı arıtma çamuru elde edebilmek için aerobik stabilizasyonu 15 °C’de 60 gün veya 20 °C’de 40 gün uygulamak gerektiği belirlenmiştir.

2.3 Arıtma Çamuru İşleme Üniteleri

Arıtma çamuru işleme ünitelerinin tasarımı, arıtma çamurunun fiziko-kimyasal özelliklerine göre belirlenir. Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklı arıtma çamurları, bertaraf yapılmadan önce çamur işleme yöntemlerine tabi tutulurlar. Bu ünitelerin iki esas amacı vardır; çamurun su ve organik madde miktarını azaltmak ve arıtmadan sonra nihai bertarafını veya tekrar kullanımını sağlamaktır (Filibeli, 2013).

Arıtma çamuru işleme üniteleri genel başlıklar halinde şöyle sıralanabilir;

1. Birincil İşlemler
2. Yoğunlaştırma
3. Stabilizasyon
4. Şartlandırma
5. Dezenfeksiyon
6. Susuzlaştırma
7. Kurutma
8. Kompostlaştırma
9. Termal İşlem
10. Nihai Bertaraf

2.3.1 Birincil işlemler

2.3.1.1 Çamur öğütme

Çamurdaki büyük ve şerit halindeki maddeleri kırma veya kesme kuvveti ile küçük parçalar haline getiren bir işlemdir. Tıkanmaları önlemek amacıyla uygulanır (Öztürk ve ark., 2005).

2.3.1.2 Çamur kumsuzlaştırma

Kum tutucuların kullanılmadığı bazı tesislerde veya kum tutucuların pik debileri ve yükleri karşılamakta yetersiz kaldığı durumlarda, çamurun işlenmesinden önce kumun ayrılması amacıyla gerekebilir. Arıtma çamurundan kum ayırma işlemi, hiçbir hareketli parçası olmayan siklon kum ayırıcılar kullanarak santrifüj kuvvetlerin uygulanmasıyla gerçekleştirilir (Öztürk ve ark., 2005).

2.3.1.3 Çamurların karıştırılması

Birincil, ikincil ve ileri atıksu arıtma sistemlerinde üretilen çamurların birlikte arıtıldığı durumlarda homojen bir karışım elde etmek amacıyla çamurun karıştırılması gerekebilir. Çamurun homojen özellikli olması ve iyi karıştırılmış olması, sistemin işletme verimliliğini artırır (Öztürk ve ark., 2005).

2.3.1.4 Çamur depolama

Debi dalgalanmalarını önlemek ve çamur arıtım üniteleri çalışmadığı zamanlarda çamurun biriktirilmesi amacıyla yapılır (Öztürk ve ark., 2005).

2.3.2 Yoğunlaştırma

Yoğunlaştırma işlemi, arıtma çamurunun sıvı kısmını gidererek katı madde miktarının artırılmasıdır. Katı madde miktarı, yaklaşık % 0,5'den % 6'ya kadar artabilmektedir.

2.3.2.1 Graviteli yoğunlaştırma

Genellikle ham birincil atık çamurda yaygın olarak kullanılır. Küçük ölçekli sistemlerde uygulandığında katı madde miktarı % 4-6'ya kadar çıkabilir. Atık aktif çamurda nadiren kullanılır ve katı madde miktarı % 2-3'e kadar artabilir (Öztürk ve ark., 2005).

2.3.2.2 Flotasyon yoğunlaştırma

Özgül ağırlığı 1,0'dan küçük olan arıtma çamurlarının yoğunlaştırılmasında kullanılır. Birincil ve ikincil atık çamurda yaygın olarak kullanılır ve katı madde miktarı % 3-5'e kadar artabilir (Filibeli, 2013).

2.3.2.3 Santrifüj yoğunlaştırma

Santrifüj yoğunlaştırıcılar, çamuru hem yoğunlaştırmak hem de çamurun suyunu almak için kullanılırlar. Helezon küreyicili santrifüj yoğunlaştırıcılar, en gelişmiş tipidir ve çamurun katı madde miktarını % 4-6'ya kadar arttırabilir. Sepet tipi santrifüj yoğunlaştırıcılar ise, kesikli olarak çalıştırılır ve çamurun katı madde miktarını % 8-10'a kadar arttırabilir (Filibeli, 2013 ve Öztürk ve ark., 2005).

2.3.2.4 Mekanik yoğunlaştırma

Üretici firmalar tarafından patent altında olan ve mekanik filtrasyon işleminin prensiplerine göre işletilen yoğunlaştırıcılarıdır. Dönen tambur yoğunlaştırıcılar, graviteli bantlı yoğunlaştırıcılar ve dönen diskli yoğunlaştırıcılar örnek olarak verilebilir (Filibeli, 2013).

2.3.3 Stabilizasyon

Atıksu arıtma tesislerinden yüksek oranda organik madde, patojen, su ve nütrient içeren atık çamur oluşur. Atık olan çamurun bu özelliklerinin giderilmesi veya iyileştirilmesi amacıyla stabilizasyon işlemi uygulanır. Stabilizasyonun esas amaçları; patojen inaktivasyonu, çamurun organik madde miktarını azaltmak ve istenmeyen kokuları gidermektir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Stabilizasyon prosesi seçimi önemlidir. Tesis içindeki diğer proseslerle uygunluğuna göre seçilir. Stabilizasyon prosesleri üç ana gruba ayrılır:

- Biyolojik stabilizasyon yöntemleri
 - Aerobik stabilizasyon
 - Anaerobik stabilizasyon
 - Kompostlaştırma
- Kimyasal stabilizasyon yöntemleri
 - Alkali stabilizasyonu
- Termal stabilizasyon yöntemleri

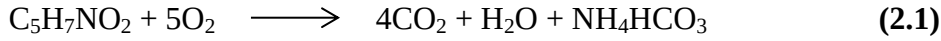
2.3.3.1 Aerobik stabilizasyon

Aerobik stabilizasyonun mekanizması, klasik aktif çamur prosesi ile benzerdir. Aerobik stabilizasyon esnasında ortamdaki besin maddesi miktarı azalırken, mikroorganizmalar hücre idame fonksiyonlarını yerine getirmek için gerekli olan

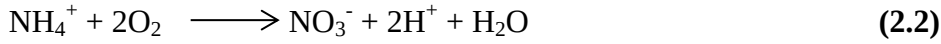
enerjiyi kendi protoplazmalarını yiyerek karşılarlar. Hücre dokularından enerji elde edildiği bu faz, endojen faz olarak adlandırılır (Metcalf ve Eddy, 2003).

Aerobik stabilizasyon esnasında hücre dokularının % 75-80'i oksitlenir (Eşitlik 2.1), diğer oksitlenemeyen kalan kısım ise inert maddeler ve biyolojik olarak indirgenemeyen organik maddelerdir. Ortamdaki amonyak, nitrata oksitlenir (Eşitlik 2.2) azot, nitrat azotuna dönüştüğünden ortamdaki hidrojen iyonu konsantrasyonu artar ve çamurda yeterli tamponlanma kapasitesi mevcut değilse pH'da azalma meydana gelir (Metcalf ve Eddy, 2003).

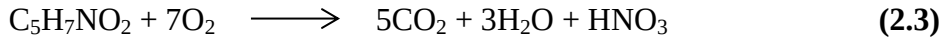
Biyokütle yıkımı:



Amonyak azotunun nitrifikasyonu:



Nitrifikasyon:



Denitrifikasyon:



Nitrifikasyon ve denitrifikasyon:



Aerobik stabilizasyonun uygulandığı çamur tipleri (Metcalf ve Eddy, 2003);

- atık aktif çamur,
- atık aktif çamur ve birincil çamur karışımı,
- atık aktif çamur ve damlatmalı filtre çamuru karışımı,
- ileri aerobik biyolojik tesislerin atık çamuru.

Aerobik stabilizasyon performansını belirlemede incelenen parametreler; stabilizasyon süresi, organik yükleme oranı, sıcaklık, uçucu katı madde başına gerekli oksijen miktarı, çözünmüş oksijen konsantrasyonu, oksijen alım oranı, çürümüş çamurun yoğunlaştırılması, çökelen çamurun supernatant özelliği, koku seviyesi, susuzlaştırılabilirlik, diğer fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik özelliklerdir (USEPA, 1975).

Aerobik stabilizasyonun avantajları aşağıdaki gibi sıralanabilir (Filibeli, 2013; Metcalf ve Eddy, 2003):

- Uçucu katı madde (UKM) giderimi anaerobik stabilizasyonda giderilen miktar kadardır.

- Supernatant sıvı kısmında BOİ konsantrasyonu düşüktür.
- Kokusuz, humusa benzer ve biyolojik olarak stabil son ürün elde edilir.
- Olması gereken gübre değerlerine daha yakındır.
- İşletimi diğer stabilizasyon proseslerine göre daha kolaydır.
- Yatırım maliyeti düşüktür.

Aerobik stabilizasyonun dezavantajları ise aşağıdaki gibi sıralanabilir (Metcalf ve Eddy, 2003):

- Gerekli oksijen miktarını sağlayabilmek için yüksek güç ihtiyacı vardır.
- Stabilize olan çamurun mekanik susuzlaştırma özellikleri iyi değildir.
- Sıcaklık, inşaat bölgesi, tank geometrisi, beslenen katı madde miktarı, karıştırma ve havalandırma aletinin tipi, tank materyalinin tipi gibi özelliklerden proses, önemli derecede etkilenir.
- Metan gibi yararlı son ürün elde edilememektedir.

2.3.3.2 Anaerobik stabilizasyon

Anaerobik stabilizasyon, evsel nitelikli arıtma çamurlarının ve bazı endüstriyel çamurların arıtımında yaygın olarak uygulanır. Anaerobik stabilizasyon, ortamda moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanarak karbondioksit ve yararlı son ürün metana dönüşmesi işlemidir (Metcalf ve Eddy, 2003). Anaerobik stabilizasyon, üç ana fazda gerçekleşir; büyük moleküllerin daha küçük bileşiklere hidrolizi, küçük bileşiklerden asidik bileşiklerin üretilmesi ve gazlaşma ile son ürün metan ve karbondioksitin oluşmasıdır (Filibeli, 2013).

Anaerobik çamur çürütücüler; düşük hızlı tek kademeli çürütücüler, yüksek hızlı tek kademeli çürütücüler ve yüksek hızlı iki kademeli çürütücüler olmak üzere üç tiptir. Düşük hızlı tek kademeli çürütücülerde ısıtma ve karıştırma işlemleri uygulanmaz. Kesikli olarak çalıştırılabilir ve iklimle bağlı olarak çamur bekleme süresi 30-60 gün arasında değişir. Yüksek hızlı çalışan çürütücüler, bir veya iki kademeli olarak işletilir. İki kademeli olarak işletildiğinde birinci kademedede çamur karıştırılır, ısıtılır ve homojen bir karışım elde edilir. İkinci kademedede, çamurun çökmesi ve gaz biriktirme işlemi gerçekleşir. Genellikle ikinci tankta çamurun karıştırılması ve ısıtılma işlemi yapılmaz (Filibeli, 2013; Metcalf ve Eddy, 2003).

2.3.3.3 Alkali stabilizasyonu

Alkali stabilizasyonu, alkali madde kullanılarak çamurdaki istenmeyen şartların giderilmesi işlemidir. Genellikle, alkali stabilizasyon işlemi için kireç kullanılır. Bu işlemde, çamura kireç ilavesiyle pH 11'in üstüne çıkarılır. Alkali stabilizasyon için uygulanan bu işlemde oluşan yüksek pH çamurdaki mikroorganizmalar için inaktive edici bir etki oluşturur ve çamurdaki koku kaybolur ve ayrışamaz hale gelir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Alkali stabilizasyonda kireç ilavesi iki şekilde yapılır; susuzlaştırma işleminden önce kireç stabilizasyonu ve susuzlaştırma işleminden sonra kireç stabilizasyonudur (Filibeli, 2013).

2.3.3.4 Isıl işlem

Isıl işlem, hem bir stabilizasyon hem de şartlandırma işlemidir. Isıl işlem, şartlandırması zor olan biyolojik çamurun kimyasal madde kullanılmadan 30 dakika süreyle 260 °C üzerindeki sıcaklıklarda 2760 kPa basınç altında çamurun ısıtılmasıyla gerçekleştirilir (Öztürk ve ark., 2005). Isıl işlem diğer stabilizasyon yöntemleriyle karşılaştırıldığında, daha yüksek enerji gereksinimi vardır.

2.3.3.5 Kompostlaştırma

Kompostlaştırma, çamur stabilizasyonu için uygulanan diğer bir aerobik biyolojik metottur. Kompostlaştırma, belirli sıcaklık, nem, oksijen ve nütrient miktarında mezofilik ve termofilik mikroorganizmalarla çamurun biyolojik olarak parçalanabilmesidir. İşlem sonrasında toprağa benzer, humusça zengin, patojen inaktivasyonu sağlanmış atık çamur oluşur. Çamurun hacmi, kütlesi ve nem miktarı azalır ve gerekli kriterler sağlandığı durumlarda toprak düzenleyici olarak kullanılabilir (Öztürk ve ark., 2005).

2.3.4 Şartlandırma

Şartlandırma, çamurun suyunu verme özelliğini geliştirmek için uygulanan bir prosestir. Şartlandırma yöntemleri, altı başlık altında toplanabilir (Filibeli, 2013);

- kimyasal şartlandırma,
- ısıl işlem,
- dondurma,
- elütrasyon (yıkama),

- radyasyonla şartlandırma,
- biyolojik yöntemlerle şartlandırmadır.

Bunlardan en yaygın olarak kimyasal şartlandırma yöntemi uygulanmaktadır. Kimyasal şartlandırma, kimyasal madde ilavesiyle katı maddelerin koagülasyonu sonucu çamura bağlı olan suyun salıverilmesidir. En çok kullanılan kimyasal maddeler; demir klorür, demir sülfat, kireç, alüm ve organik ve inorganik polimerlerdir. Atığın özelliğine bağlı olarak, çamurdaki katı madde miktarı % 15-35'e kadar artabilir (Öztürk ve ark., 2005).

Isıl işlemde kullanılan patentli prosesler, Porteus Prosesi ve düşük basınçlı Zimpro Prosesi'dir. Dondurma işlemi, çamurun yavaş bir şekilde dondurularak sonrasında buzunun çözülmesi işlemidir. Birincil çamur, ikincil çamur, çürümüş çamur ve alkali stabilizasyon işlemi uygulanmış çamura uygulanır. Genellikle, anaerobik olarak stabilize olmuş çamura uygulanan elütrasyon (yıkama) işlemi, üniteleri tıkatma problemi nedeniyle pek tercih edilmemektedir. Radyasyonla şartlandırma, çamurun dezenfeksiyonu amacıyla gamma ışınlarıyla çamurun şartlandırma işlemidir. Radyasyonla şartlandırma işleminin maliyeti yüksek olduğundan tercih edilmemektedir. Biyolojik yöntemlerle şartlandırma, çamurun nihai bertaraf yöntemlerine tabi tutulmadan önce özel mikroorganizmalar ile çamurun stabil hale getirilmesidir (Filibeli, 2013).

2.3.5 Dezenfeksiyon

Çamurun yasal düzenlemelere uygun olarak araziye serilmesi ve tekrar kullanımı için çamurdaki patojenik mikroorganizmaların kontrol altında tutulması ve belli sayının altında olması gerekmektedir. Pek çok stabilizasyon yönteminde gerekli şartlar uygulandığında çamurun dezenfeksiyonu sağlanabilmekle birlikte sağlanamadığı durumlarda ayrı proses şeklinde çamurun dezenfeksiyonu gerçekleştirilir. Bu yöntemler, pastörizasyon ve uzun süreli depolamadır.

2.3.5.1 Pastörizasyon

Çamurun arazide kullanımından önce 70 °C'de 30 dakika ile çamurun ısıtılması sonucu çamurun dezenfeksiyon işlemidir. Çamurdaki parazit yumurtaları ve mikroorganizmalar inaktif hale gelir. Başlıca iki yöntem vardır; doğrudan buhar enjeksiyonu yöntemi ve dolaylı ısı değişimi yöntemidir (Filibeli, 2013; Öztürk ve ark., 2005).

2.3.5.2 Uzun süreli depolama

Su içeriği fazla olan çamurlar, toprak lagünlerde 20 °C’de 60 gün veya 4 °C’de 120 gün alıkonma süresi ile depolanmasıdır. Depolama üniteleri için büyük hacimde alan gereksinimi yöntemin dezavantajıdır (Filibeli, 2013).

2.3.6 Susuzlaştırma

Susuzlaştırma işlemi, çamurun bertarafını kolaylaştırmak için su içeriğinin azaltılması amacıyla uygulanan fiziksel işlemdir. Susuzlaştırma işleminin amaçları (Metcalf ve Eddy, 2003);

- nihai bertarafı için taşıma maliyetini azaltmak ve daha kolay taşınabilir hale getirmek,
- nihai bertarafa yakma işlemi uygulanacaksa ısı değerini arttırmak,
- kompostlaştırma işlemi uygulanacaksa malzeme gereksinimini azaltmak,
- depolama sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarını azaltmak,
- çamurdaki aşırı nem bazen kokuya neden olduğundan koku problemini azaltmaktır.

Çamur suyunun alınması için kullanılan yöntemler ikiye ayrılır (Filibeli, 2013):

- Doğal su alma yöntemleri
 - Kurutma yatakları
 - Çamur lagünleri
 - Çamur tarlaları
- Mekanik su alma yöntemleri
 - Vakum filtreler
 - Santrifüjler
 - Plakalı pres filtreler
 - Bantlı pres filtreler

Çamur kurutma yatakları ilk kullanılan yöntemler arasındadır. Katı madde miktarı, 8-48 saat sonunda % 8-23’e, çamur lagünlerinde bir kaç ayda % 25-30’a kadar artabilmektedir. Katı madde miktarı, arıtılan çamur tipine göre değişmekle birlikte vakum filtrelerde % 18-35’e, bantlı pres filtrelerde % 12-44’e kadar artabilmektedir (Filibeli, 2013).

2.3.7 Kurutma

Çamurların kurutulması sonucunda çamurdaki bakteriyolojik faaliyetler tamamen engellenir ve katı madde miktarı % 35-90'a kadar artabilir. Kurutma işlemi, termal bir prosestir ve gerekli ısı çamura doğrudan veya dolaylı olarak verilebilir. Başlıca kurutucu tipleri (Filibeli, 2013):

- Flaş kurutucu
- Püskürtmeli kurutma
- Döner kurutucu
- Çok gözlü fırınlar

2.3.8 Termal işlem

Termal yöntemler, büyük tesislerde çamur bertarafı imkanlarının kısıtlı olduğu durumlarda uygulanır. Çamur hacminin azaltılması ve çamurun stabilizasyonu ile birlikte yok edilmesi amacıyla uygulanır. Eğer çamura termal işlemlerden biri uygulanacaksa stabilizasyon prosesi uygulanmaz. Termal yöntemler, beş başlık altında toplanabilir (Filibeli, 2013);

- çok gözlü yakma fırınlar,
- akışkan yataklı yakma fırınları,
- ıslak hava oksidasyon,
- ani kurutma ile yakma,
- pirolizdir.

Çok gözlü yakma fırınları, katı madde miktarı % 15'den daha fazla olan evsel ve endüstriyel nitelikli katı atıklar ve arıtma çamurlarının yakılmasında kullanılır. Yakma esnasında sıcaklık 760-925 °C arasında değişmektedir. Akışkan yataklı yakma fırınlarında sıcaklığı 815 °C olan kumda yakma meydana gelir. Islak hava oksidasyonu, belirli bir basınç ve sıcaklık altında ham çamurun sulu ortamda oksidasyonu olan "Zimpro Prosesi" adı altında patentli bir prosestir. Ani kurutma ile yakma, 650 °C sıcaklıkta sıcak gaz buharına çamurun enjekte edilmesi suretiyle çamurdaki suyun ani olarak uzaklaştırılması işlemidir. Piroliz, dışarıdan hava girişi olmadan yapılan kontrollü bir yakma işlemidir (Filibeli, 2013).

2.3.9 Nihai bertaraf

Arıtma çamurları arıtıldıktan sonra yapılması gereken en önemli işlem, çamurların nihai bertarafıdır. Arıtma çamurları, yasal düzenlemelere uygun bir şekilde

bertarafının yanı sıra uygun kriterleri de sağlaması gerekir. Arıtma çamurlarının nihai bertarafında göz önünde bulundurulması gereken kriterler; çamurun özellikleri, çamurun azot ve iz element içeriği, çamurun uygulanabilirliği, çamurun uygulama oranı, çamurun uygulanan alana ulaşılabilirliği, yer seçimi, kritik alanlara yakınlık, yerin toprak yapısı, yerin jeolojisi, yerin eğimi şeklinde sıralanabilir (Filibeli, 2013).

Çamurun nihai bertarafında yedi yöntem uygulanır (Filibeli, 2013);

- arazi doldurma,
- arazi iyileştirme,
- tarımsal amaçlı kullanım,
- dağıtım ve pazarlama,
- düzenli depolama,
- kimyasal sabitleme (stabilizasyon/solidifikasyon),
- lagünlerde depolama.

Arazi iyileştirme, tarımsal amaçlı kullanım, dağıtım ve pazarlama yöntemleri sonucunda atık olan çamur, yararlı son ürün olarak kullanılır. Arazi doldurma, kimyasal sabitleme, düzenli depolama ve lagünlerde depolama yöntemleri sonucunda atık olan çamurun nihai bertarafı sağlanmış olur.

2.4 Çamur Dezentegrasyonu

2.4.1 Çamur dezentegrasyonun tanımı ve amaçları

Çamur dezentegrasyonu, çamur arıtma ünitelerinin verimini geliştirmek için uygulanan bir ön arıtım prosesidir (Müller, 2001). Dezentegrasyon işlemi, çamur çürütme işlemi değildir. Dezentegrasyonun mekanizması, sadece organik maddenin indirgenmesi işlemini kapsayan çürütme işleminden farklı ve ileri bir arıtma prosesidir. Çamur dezentegrasyon yöntemleri, fiziksel, mekanik, kimyasal, termal ve biyolojik arıtım prensiplerine dayanmaktadır (Filibeli ve Erden Kaynak, 2006; Müller, 2003).

Dezentegrasyon yöntemlerinin iki ana amacı; çamur kütlesini azaltmak ve çamur özelliklerini geliştirmektir (Müller, 2003).

Çamur kütlesinin azaltımı;

- aerobik ve anaerobik stabilizasyon proseslerini geliştirerek stabilizasyon derecesinin artırılmasını,
- çöktürme özelliklerinin geliştirilmesini,

- şartlandırma ve susuzlaştırma özelliklerinin geliştirilmesini,
- azot ve fosfor giderimi için karbon kaynağı olarak çamurun tekrar kullanımını kapsamaktadır.

Çamur özelliklerinin geliştirilmesi;

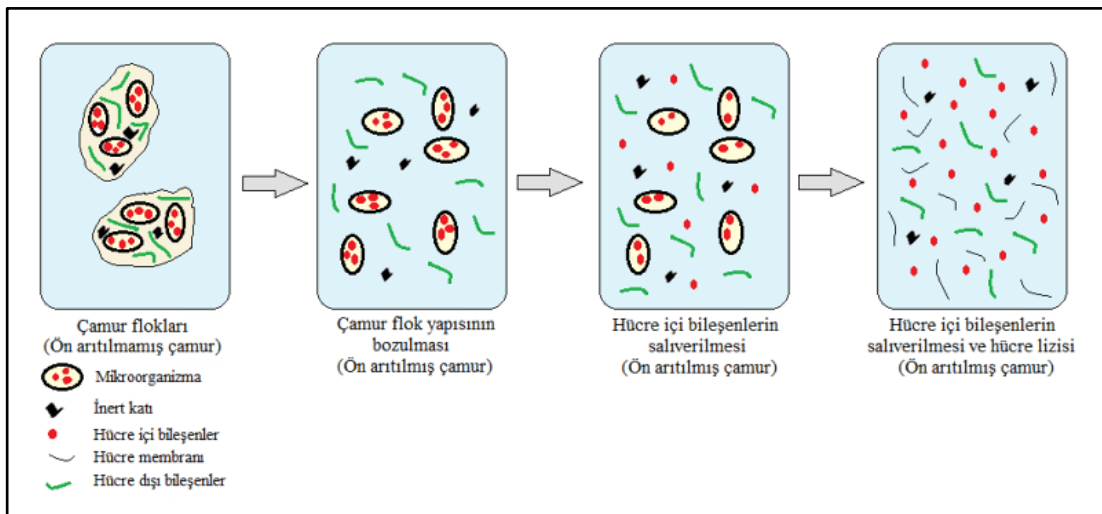
- azot ve fosforun tekrar kullanımını,
- aerobik stabilizasyon esnasında şişme ve köpüklenme probleminin giderilmesini,
- patojen azaltımını kapsamaktadır.

2.4.2 Çamur dezentegrasyon yöntemleri ile meydana gelen değişiklikler

Çamur dezentegrasyon yöntemlerinin uygulanmasından sonra çamur özelliklerinde pek çok değişiklik meydana gelir. Bu değişiklikler, üç ana gruba ayrılabilir (Müller ve ark., 2004):

- Çamurun flok yapısının bozulması ve hücrelerin parçalanması,
- Çözülmüş maddelerin ve küçük partiküllerin sıvı faza geçmesi,
- Biyokimyasal reaksiyonlar.

Dezentegrasyon yöntemleri uygulandığında çamurun flok yapısı bozulur ve çamur flok yapısında veya yüzeyinde olan mikroorganizmalar, inert katılar ve hücre dışı bileşenler sıvı faza geçer (Şekil 2.3). Dezentegrasyon işlemi uygulanmaya devam ettikçe, ortamdaki mikroorganizmaların membran yapısı bozulur ve mikroorganizmaların hücre içi bileşenleri sıvı faza geçmeye başlar. Böylece çamurun sıvı fazda çözünmesi meydana gelir.



Şekil 2.3. Çamur dezentegrasyonu ile meydana gelen değişiklikler (Luning ve ark., 2008'den değiştirilmiştir.)

2.4.2.1 Flok yapısının bozulması ve hücrelerin parçalanması

Dezintegrasyon işleminde uygulanan dışsal kuvvetler, çamurun flok yapısının bozulmasına ve mikroorganizmaların membran yapısını bozarak hücrelerin dağılmasına neden olur. Düşük enerji uygulandığında çamurun flok yapısı bozulur ancak hücre membran yapısı korunur. Eğer enerji uygulanmaya devam ederse mikroorganizmaların hücre membran yapısı etkilenir ve hücre lizisi meydana gelir. Çamurun flok yapısının bozulması ve hücrelerin parçalanması bazı değişikliklere neden olur. Bunlar; hidroliz, dezenfeksiyon, çökeltme, susuzlaştırma, flokülasyon ve köpüklenmedir (Müller ve ark., 2004).

Dezintegrasyon işlemi sonrasında çamur flok yapısı bozularak partikül boyutunda azalma ve partikül yüzey alanında artma meydana gelir. Böylece, katı fazdaki organik bölümün bozunması hızlanır ve katılar daha kolay hidroliz olurlar (Weemaes ve Verstraete, 1998).

Bütün mikroorganizmalar, dezintegrasyon işleminden etkilenerek hücre membran yapısı bozulur. Patojenik mikroorganizmaların lizisinin mümkün olduğu durumlarda çamurun dezenfeksiyonu kısmen veya tamamen olabilmektedir (Müller ve ark., 2004).

Dezintegrasyon yöntemlerinden sonra çamurun flok yapısının bozulmasıyla hücre dışı polimerik maddeler (EPS) sıvı faza geçer. EPS'ler büyük miktarda su bünyesinde tutabilen hidrolize olmuş bileşenlerdir. EPS'lerin sıvı faza geçmesiyle çamurun su tutma kapasitesi azalır. Çamura bağlı olan suyun salınması, çökeltme ve susuzlaştırma gibi çamur özelliklerini iyileştirmektedir (Pilli ve ark., 2011). Bununla birlikte, çamurun flok yapısının bozulması ile partikül boyutu azalır ve çamurun yüzey alanı artar. Bu nedenle artan yüzey alanına karşılık, çamur şartlandırıldığında nötralize olması için gereken kimyasal madde ihtiyacı da artmaktadır (Müller ve ark., 2004).

Dezintegrasyonun etkilediği diğer bir parametre viskozitedir. Çamurun karıştırılması ve pompalanması esnasında viskozite genellikle azalır. Bazı dezintegrasyon yöntemlerini takiben, çamurda köpüklenme problemi oluşur. Köpüklenme problemi, yüksek oranda ipliksi mikroorganizmaların kontrolü ile çözülebilir (Müller ve ark., 2004).

2.4.2.2 Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin sıvı faza geçmesi

Dezintegrasyon yöntemleri, çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin sıvı faza geçmesine neden olur. Bu geçiş sonrasında çamur özelliklerinde, bozunma ve kirlenme gibi değişiklikler meydana gelir (Foladori ve ark., 2010).

Çamur flok yapısının bozulması ve hücre lizisi, organik çamur bileşenlerin sıvı faza geçmesini sağlar. Özellikle, biyolojik reaktörde hücre lizisi-gizli büyüme mekanizması ile bozunma artar. Böylece, çamurun partikül kısmı çözünür ve yavaş biyobozunabilen partikül organik madde, düşük molekül ağırlığında hızlı biyobozunabilen bileşenlere dönüşür (Weemaes ve Verstraete, 1998). Sonuçta çürüme esnasında bozunmanın derecesi artar ve bozunma daha kısa sürede gerçekleşir (Khanal ve ark., 2007).

Dezintegrasyon yöntemlerinden sonra karbon, azot, fosfor gibi çözünen maddeler sıvı faza salıverilir. Atıksu, arıtma tesisinden deşarj yapılmadan önce bu kirliliklerden temizlenmesi gerekmektedir. Eğer atıksu, aktif çamur prosesine geri devir yapılırsa atıksu arıtma tesisinde karbon kaynağı ihtiyacı sağlanmış olur ve biyolojik olarak fosfor eliminasyonu gelişir (Müller ve ark., 2004).

2.4.2.3 Biyokimyasal reaksiyonlar

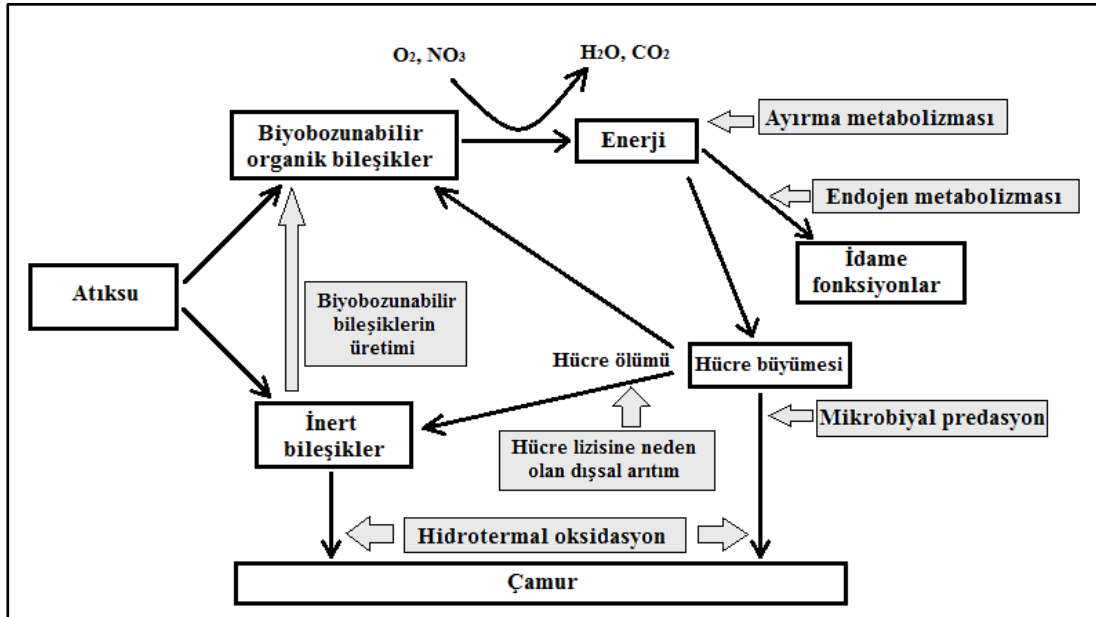
Bazı dezintegrasyon yöntemlerinden sonra biyokimyasal reaksiyonlar meydana gelebilir. Çamurun bozunabilirliğine ters etki yapan bu reaksiyonlar, genellikle 180 °C'nin üstündeki sıcaklıklarda uygulanan termal dezintegrasyon yöntemlerinde meydana gelir. 180 °C'nin üstündeki sıcaklıklar, zor bozunabilen bileşiklerin, ısıya dayanıklı bileşiklerin ve toksik/inhibitör bileşiklerin oluşmasına neden olur (Appels ve ark., 2010). Bu reaksiyonlar, "Maillard" reaksiyonları ile açıklanır (Bougrier ve ark., 2007).

2.4.3 Çamur dezintegrasyon yöntemlerinin ana mekanizmaları

Atıksu arıtımı neticesinde oluşan atık çamur, atıksu arıtma tesislerinin en önemli sorunlarından biridir. Bu atık çamurun arıtımı ve bertarafı, atıksu arıtma tesislerinin toplam maliyetinin % 40-60'ını oluşturmaktadır (Xie ve ark., 2010). Bu amaçla, dezintegrasyon teknolojileri atıksu arıtma veya çamur işleme ünitelerine uygulanabilir. Atıksu arıtma ünitelerinde çamur oluşumunun azalması ve denitrifikasyon ve fosfor taşınımına katkı sağlamak için ilave karbon kaynağı üretimi hedeflenirken çamur işleme ünitelerinde çamur kütlesinin azalması, anaerobik

çürümedeki biyogaz üretiminin artması ve susuzlaştırılabilirliğin iyileştirilmesi hedeflenir.

Çamur azaltımı için dört mekanizma önerilir: hücre lizisi-gizli büyüme, ayırma metabolizması, endojen metabolizması ve mikrobiyal predasyon (Foladori ve ark., 2010). Buna ilaveten çamur üretiminin azaltımını sağlayan iki mekanizma daha önerilebilir: inert katılarda biyobozunabilirliğin artması ve hidrotermal oksidasyon. Bu mekanizmaların çamur azaltımına etkileri, Şekil 2.4'te gösterilmektedir.



Şekil 2.4. Çamur azaltımına ana mekanizmaların etkileri (Foladori ve ark., 2010'dan değiştirilmiştir.)

Bu mekanizmaların atıksu arıtma ve çamur işleme ünitelerinde uygulanan dezentegrasyon teknolojilerinde meydana geldiği durumlar Çizelge 2.2’de verilmektedir.

2.4.3.1 Hücre lizisi ve gizli büyüme

Dezentegrasyon işlemi sonucunda, çamur flok yapısının bozulması ve hücre dışı bileşenlerin sıvı faza salıverilmesi meydana gelir. Hidroliz için büyük agregatların boyutlarının azaldığı ve toplam yüzey alanının arttığı gözlemlenir.

‘*Lizis*’ terimi, hücrelerin eriyip yok olması olarak tanımlanır. Bazı çamur dezentegrasyon yöntemleri, hücre lizisine neden olur ve sonucunda biyobozunma için ulaşılabilir maddeler olan hücresel bileşenlerin çözünmesi gerçekleşir.

‘Gizli büyüme’ terimi, hücre lizisi sonucunda salıverilen hücre içi bileşenlerin tekrar kullanımı olarak tanımlanır. Literatürde gizli büyüme terimine benzer manada ‘endojen aktivite’ ve ‘otoçürüme’ terimleri de kullanılmıştır (Foladori ve ark., 2010). Gizli büyüme prosesi iki aşamadan oluşur: lizis ve biyobozunma (Ma ve ark., 2012). Mikrobiyal biyokütleden oluşan hücreler, hücre lizisi yoluyla organik içerikli yerli (autochthonous) substratları üretirler. Yerli substratlar, mikrobiyal metabolizmada yeniden kullanılırlar ve bu proses, gizli büyüme olarak bilinir (Na ve ark., 2011). Bu yüzden gizli büyüme prosesi, çamur üretiminin azaltımı sonucunda meydana gelir (Foladori ve ark., 2010).

Çizelge 2.2. Ana mekanizmaların meydana geldiği dezentegrasyon yöntemleri (Foladori ve ark., 2010’dan değiştirilmiştir.)

Mekanizmalar	Atıksu Arıtma Ünitelerine Uygulanan Yöntemler	Çamur İşleme Ünitelerine Uygulanan Yöntemler
Hücre lizisi-gizli büyüme	• Mekanik dezentegrasyon • Ultrasonik dezentegrasyon • Darbeli elektrik alan arıtımı • Termal dezentegrasyon • Kimyasal ve termokimyasal dezentegrasyon • Enzimatik Hidroliz	• Mekanik dezentegrasyon • Ultrasonik dezentegrasyon • Darbeli elektrik alan arıtımı • Termal dezentegrasyon • Kimyasal ve termokimyasal dezentegrasyon • Enzimatik Hidroliz
Ayırma metabolizması	• Kimyasal metabolik ayırıcıların eklenmesi • Oksik-durultma-anaerobik reaktörün eklenmesi	
Endojen metabolizması	• Membran bioreaktör ile biyolojik dezentegrasyon • Granül çamur ile biofilm prosese dayalı biyolojik dezentegrasyon	• Aerobik çürüme • Anaerobik çürüme
Mikrobiyal predasyon	• Protozoa ve metazoa ile predasyon	• Protozoa ve metazoa ile predasyon
Hidrotermal oksidasyon		• Islak hava oksidasyonu • Superkritik su oksidasyonu

2.4.3.2 Ayırma metabolizması

'Ayırma' terimi, ATP formundaki metabolik enerjinin maksimum teorik miktarını oluşturmak için oksidatif fosforilasyonun yetersizliği olarak tanımlanır. ATP, çoğu aerobik bakteri için oksidatif fosforilasyon ile üretilir. Burada proses elektronları, elektron taşıma sistemi (ETS) yoluyla taşınır. Katabolizma, enerji elde etmek için substratların oksidasyonundaki ve güneş ışığının kullanımındaki bütün proseslerdir. Anabolizma ise, karbon kaynağından hücrel bileşenlerin sentezindeki bütün proseslerdir (Ye ve Li, 2005a). Sonuçta bakteriler ilk olarak enerjiyi büyümede harcamadan önce idame fonksiyonları yapmaya harcarlar. Böylece yeni hücrelerin sentezi için daha az enerji kalmış olur ve çamur üretimi azalır.

Ayırma metabolizması, atıksu arıtma ünitelerine kimyasal metabolik ayırıcıların eklenmesi ve oksik-durultma-anaerobik reaktörün eklenmesi yoluyla gerçekleşir. Literatür çalışmalarında kullanılan kimyasal metabolik ayırıcılar; 2,4-dinitrofenol (Aragón ve ark., 2009), 3,3',4',5-tetraklorosalisilanilid (Ye ve Li, 2005b), para-nitrofenol ve pentaklorofenol'dür (Foladori ve ark., 2010).

2.4.3.3 Endojen metabolizma

Endojen metabolizma, büyüme ve asimilasyon için enerji kaynağı olarak kullanılabilir hücre dışı maddelerin yokluğunda organizmalar tarafından yapılan tüm kimyasal aktivitelerin toplamı olarak tanımlanır (Lamanna, 1963). Endojen metabolizma, dışsal substrat tamamıyla tüketildiğinde depo bileşenlerin idame gereksinimleri için kullanıldığı durumdur. Diğer bir deyişle, endojen metabolizma, net büyümenin mümkün olmadığı hücrelerin yaşayabilecekleri kadar enerji tükettiği durumdur. Çamur üretiminin azalması, hücrel sentezden ziyade idame gereksinimleri için kullanılan enerjinin azami olmasıyla sağlanabilir (Foladori ve ark., 2010).

2.4.3.4 Mikrobiyal predasyon

Bir biyolojik atıksu arıtma ünitesindeki ekosistem, organizmaların karışık bir popülasyonunu içermektedir. Saprofitik bakteriler, atıksudaki organik materyalin birincil tüketicileridir. Bu bakterilerin biokütlesi, protozoa ve metazoa gibi predatörlerle tüketilerek besin zincirinde dönüşüm sağlanır (Rensink ve Rulkens, 1997). Ayrıca hem yaşayan hem de ölü bakteriler, protozoa ve metazoa gibi yüksek trofik seviyeli organizmaların besin kaynağıdır. Bir organizma, diğerini yerse toplam

biyokütle miktarı azalır ve besin zincirinin daha yüksek trofik seviyesine transfer meydana gelir. Bu yolla biyokütlenin bir bölümü ve potansiyel enerji, ısı ve ekskretuar ürünler olarak kaybolur. Bunun sonucunda biyokütlenin büyümesi azalır ve daha az çamur oluşur (Foladori ve ark., 2010).

2.4.3.5 Diğer mekanizmalar

İnert Katılarda Biyobozunabilirliğin Artması

Atıksu ile biyolojik reaktöre ulaşan çamur, inert katıları içermektedir. İnert katıları içeren bu çamur, aktif çamur aşamasına ulaştığında biyolojik arıtmadan etkilenmez ve inert katılar oluşan çamurda birikirler. İnert katıların biyobozunabilirliğinin artması için uygulanan özel bir teknoloji yoktur, indirekt olarak arttırılabilir. Ozon dezentegrasyon yönteminin hem hücresel biyokütleyi hem de inert bileşenlerini kapsayan tüm çamur bileşenlerini oksitlediği düşünülür. Ozon dezentegrasyon yönteminin inert katılar üzerinde olan etkisi, salıverilen bileşenlerin biyobozunabilirliğinin artmasıyla çözünmenin artması şeklindeyken, hücresel biyokütle üzerindeki etkisi ise hücre lizisi-gizli büyümeyi sağlama şeklindedir. Her iki umut edilen durumun olması sonucunda çamur üretiminde bir azalma meydana gelir (Foladori ve ark., 2010).

Hidrotermal Oksidasyon

Çamurdaki partikül organik bileşenler, yüksek basınç ve sıcaklıkta kuvvetli oksidantların eklenmesiyle okside olur ve çözünebilirler. Hidrotermal oksidasyon teknolojileri, organik katıları ve biokütleyi etkiler. Çamur arıtma tesisi çıkışında oluşan bertaraf edilecek çamur miktarını azaltmak için hidrotermal oksidasyon prosesleri kullanılabilir. Bu teknolojiler, subkritik su oksidasyonu ve superkritik su oksidasyonudur. Subkritik su oksidasyonuna örnek; ıslak hava oksidasyonudur. Bu oksidasyon, 150-320 °C sıcaklıkta ve 6-20 MPa basınçta çamur azaltımı için çamur işleme ünitelerinde uygulanır. Superkritik su oksidasyonu ise, 600 °C sıcaklıkta ve 25 MPa basınçta uygulanan bir prosestir. Bu proses, organik molekülleri daha küçük moleküllere dönüştüren mükemmel bir çözücüdür (Foladori ve ark., 2010).

2.5 Çamur Dezentegrasyon Yöntemleri

Atıksu arıtma tesisi kaynaklı çamurlar, yasal düzenlemelere uygun bertaraf edilmeleri için çamur arıtma ünitelerinde işlenirler. İşlenme sonrasında atık olan bir

çamur keki oluşur. Atıksu arıtma tesisi sayılarının giderek artması nedeniyle oluşan çamur miktarı da her geçen gün artmaktadır. Günümüzde atık olan bu çamur oluşumunun azaltımı hedeflenmektedir. Bu amaçla dezentegrasyon yöntemleri geliştirilmiştir ve her geçen gün yöntemlerin çamur üzerindeki olumlu etkisini arttırmaya yönelik araştırmalar devam etmektedir.

Dezentegrasyon yöntemleri, oluşan çamur miktarını azaltmak amaçlı atıksu arıtma tesisine veya çamur işleme tesisine uygulanabilir. Dezentegrasyon yöntemleri, her iki tesise değişik entegrasyon şekillerinde uygulanırlar.

Dezentegrasyon yöntemleri, atıksu arıtma tesisine genellikle son çökeltme ünitesinden sonra atıksuya uygulanır ve ardından ön arıtılmış atıksu biyolojik arıtma ünitesinin girişine geri devir yapılır. Dezentegrasyon yöntemleri, çamur işleme ünitelerine ise genellikle yoğunlaştırma ünitesinden sonra uygulanır ve ardından ön arıtılmış çamur stabilizasyon ünitesine gönderilir. Bu tez çalışmasının genel bilgi bölümünde; çamur işleme ünitelerine entegre edilen dezentegrasyon yöntemleri açıklanmıştır.

Çamur dezentegrasyon yöntemleri; mekanik, termal, kimyasal ve biyolojik dezentegrasyon olmak üzere dört ana kategoride sınıflanır (Atay ve Akbal, 2013b; Foladori ve ark., 2010; Müller, 2001).

2.5.1 Mekanik dezentegrasyon

Mekanik dezentegrasyon prosesleri, hücreleri bozmak ve hücre içi bileşenlerin salıverilmesi için biyoteknolojik alanda yapılır. Sisteme basınç veya enerji vererek katı maddelerin gerilip deforme olmalarını ve hücre duvarının parçalanmasını sağlayan yöntemleri kapsamaktadır. Mekanik dezentegrasyon esnasında biyolojik veya termokimyasal reaksiyonlar gözlemlenmez (Foladori ve ark., 2010). Tüm mekanik dezentegrasyon yöntemleri, çamur arıtma tesisine yoğunlaştırma ve stabilizasyon üniteleri arasında uygulanır.

Mekanik dezentegrasyon yöntemlerinin avantajları; gerçek ölçekte uygulanabilirler, kısa temas süreleri vardır, çamur viskozitesini azaltarak daha kolay karıştırma ve pompalama işlemi sağlanır. Dezavantajları ise; ekipman deformasyonu meydana gelir, çamurun şartlandırma ve susuzlaştırması için daha fazla kimyasal madde ihtiyacı oluşturur, patojen inaktivasyonu azdır, bazı sistemlerde lifli partiküller nedeniyle tıkanma problemi olabilir (Pilli ve ark., 2011).

2.5.1.1 Lizis santrifüj yoğunlaştırıcı

Lizis santrifüj yoğunlaştırıcı, cihazın ucunda yer alan santrifüj eksenine ilave edilen döner kesme ve parçalayıcı aletler ile çamurun yoğunlaştırılması esasına dayanır. Çamurun öğütülmesi değil, çamur dezentegrasyonu sağlanır. Cihazdaki dişler, santrifüj esnasında çamur dezentegrasyonuna neden olur ve ardından çamur yoğunlaşması meydana gelir. Büyük hacimli çamurlarda iyi bir verimle uygulanır (Foladori ve ark., 2010).

2.5.1.2 Karıştırıcı bilyeli değirmenler

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, içerisi tamamıyla öğütücü bilyeler ile dolu, düşey veya yatay monte edilen silindirik veya konik bir değirmenden ve değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan oluşur. Karıştırıcı değirmen içerisinde sağlanan rotasyon ile bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle çamurun dezentegrasyonu gerçekleşir (Müller, 2000). Baier ve Schmidheiny (1997), cam ve zirkonyum olarak iki farklı malzemeden ve ince ve kaba olarak iki farklı boyutta bilyeler ile farklı hızlarda çalışan karıştırıcı bilyeli değirmenleri kullanarak çamurda KOİ çözünmesinin arttığını belirlemişlerdir.

2.5.1.3 Yüksek basınçlı homojenizerler

Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, çok kademeli yüksek basınç pompası ve homojenizasyon vanasından oluşur. Çamur, belli bir basınçta pompa ile sıkıştırılır ve homojenizasyon vanasına düşük hızda pompalanır. Homojenizasyon vanasına çamurun geçiş hızı 300 m/s'ye kadar çıkar ve hızındaki bu artış, ortam basıncında hızlı bir azalmaya neden olur ve çamur partiküllerinin çarpışması meydana gelir (Müller, 2000). Bu işlemler sonucunda çamur flokların dağılması ve hücrelerin parçalanması meydana gelir.

Bu teknolojinin kolay bir şekilde uygulanabilmesi ve işlem sırasında koku problemi olmaması avantajları arasındadır. En önemli dezavantajları ise, uygulama sırasında yüksek enerji tüketimi, tıkanma problemi ve ekipman erozyonudur (Tyagi ve Lo, 2011). Onyeche (2004) gerçek ölçekli anaerobik stabilizasyon ünitesi bulunan bir çamur arıtma tesisinde yüksek basınçlı homojenizer teknolojisini uyguladığında; çamur üretiminin % 24 azaldığını ve anaerobik çürümeye biyogaz üretiminin % 25 arttığını bulmuştur.

2.5.1.4 Yüksek basınçlı jet ve çarpışma sistemi

Bu sistemde çamur, bir basınç pompası ile sıkıştırılır ve daha sonra bir basınç ölçerden, bir kesme vanasından ve bir ağızlıktan geçtikten sonra çarpışma yüzeyine doğru fişkırtılır. Bu yolda çamur, 5-50 bar basınçtan çevre basıncın 1 bar olduğu ortama geçer ve 30-100 m/s teorik hızda çarpışma levhasına doğru fişkırtılır (Tyagi ve Lo, 2011). Choi ve ark. (1997) 30 bar basınç altında mekanik jet sistemini kullanarak dezentegrasyon işleminden sonra anaerobik stabilizasyon işlemini uygulamışlardır. İşlem sonucunda UKM değerlerinin ön arıtılmamış çamurda % 2-35 arasında azaldığını ve ön arıtılmış çamurda ise % 13-50 arasında azaldığını bulmuşlardır.

2.5.1.5 Dönen-duran dezentegrasyon sistemleri

Bu dezentegrasyon sistemlerinde çamur, yüksek hızda dönen bir bıçak ve boşluklarla beraber durağan bir uç birim arasına girer. Çamur, makineye pompalanır ve durağan boşluklardan dışarı doğru atılır (Tyagi ve Lo, 2011).

2.5.1.6 Ultrasonik dezentegrasyon

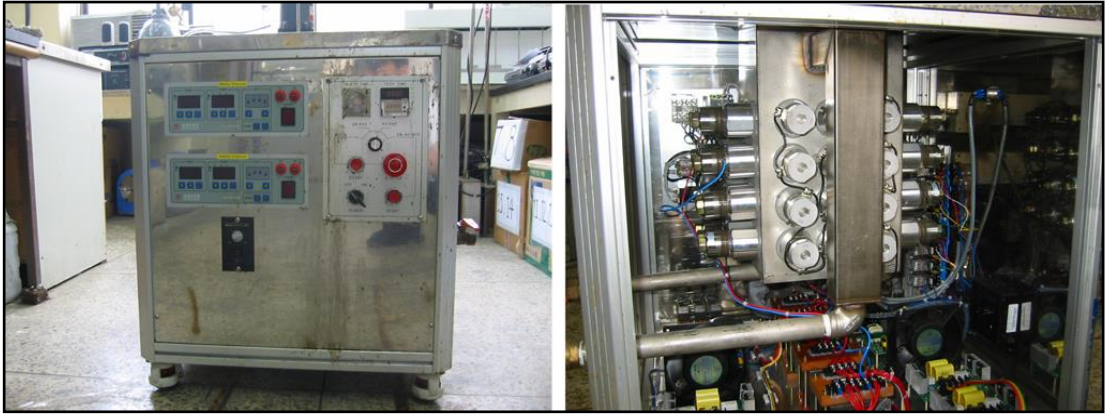
Ultrases frekansları, uygulama alanına göre değişir. İnsan kulağının duyabileceği en düşük ultrases frekansı 10-18 kHz'dir. Ses kimyası uygulamalarında 20-100 kHz arasında uygulamalar yapılırken, medikal ultrasonografi, diş temizleme gibi teşhis koyma ve tedavi etme gibi alanlarda 1-10 MHz arasında ultrases frekansı değişir (Cella, 2012).

Sıvıda bölgesel basınç, buhar basıncından daha düşük olduğunda sıvı içinde hava kabarcıkları oluşur, bu olaya kavitasyon denir. Bu kavitasyon kabarcıkları, hızlı bir şekilde büyür ve kritik büyüklüğe ulaştıklarında aniden sönerler ve 5000 K'e kadar yoğun bölgesel ısıya, 1000 atm basınca, türbülansa ve sıvı fazda yüksek gerilime neden olurlar (Cravotto ve Cintas, 2012). Meydana gelen bu koşullar sonucunda OH•, HOO• ve H• gibi radikal türler oluşur (Foladori ve ark., 2010; Khanal ve ark., 2007).

Çamura uygulanan ultrasonik dezentegrasyon üç temel faktörden etkilenir; uygulanan enerji, ultrases frekansı ve çamurun katı madde miktarıdır. Ultrases frekansı, ses alanını tanımlayıp, sonikasyon verimliliğini etkilediğinden ultrasonik dezentegrasyonda çok önemli bir parametredir. Yüksek ultrases frekansları, serbest hidroksil radikallerin oluşumuna katkı sağlar ve kimyasal reaksiyonlara neden

olurken düşük ultrases frekansları ise, dezentegrasyon etkisi oluşturan güçlü şok dalgaları oluşturur (Foladori ve ark., 2010). Literatür çalışmalarında, daha iyi performans elde etmek amacıyla değişik ultrases frekanslarında çalışmalar yapılmıştır. Zhang ve ark. (2007) 25 kHz ultrases frekansında ve Neis ve ark. (2008) 31 kHz ultrases frekansında çalışmalar yapmışlardır. Pek çok çalışmada çamur dezentegrasyonun en etkili olduğu belirlenen 20 kHz ultrases frekansında çalışmalar yapılmıştır (Pham ve ark., 2009; Wang ve ark., 2006).

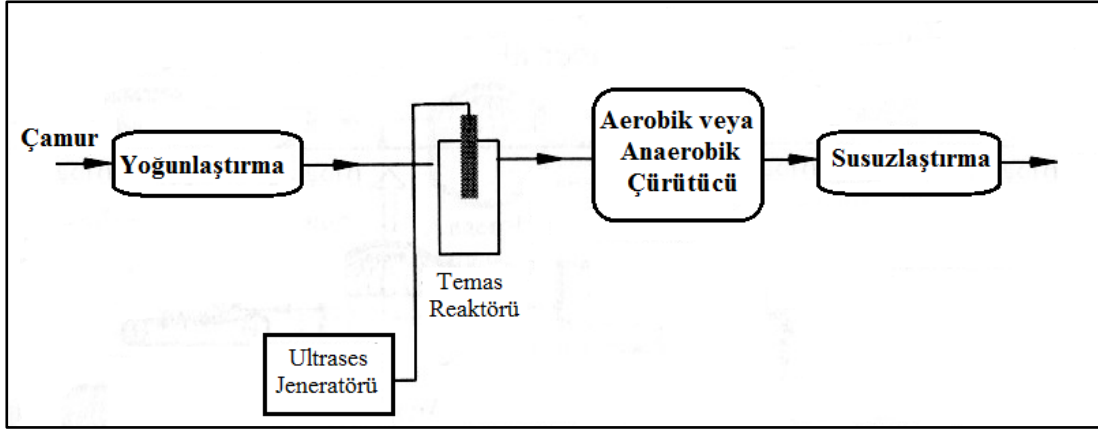
Ultrasonik dezentegrasyon üniteleri gerçek ölçekte farklı uygulamalar için farklı tiplerde tasarlanmış ve çeşitli ticari markalarla patentleri alınmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon üniteleri arasında ısıtma düzeneği olmayan banyo tipi, laboratuvar uygulamalarında ve gerçek ölçekli tesis uygulamalarında kullanılan prob tipi ve yassı tipi mevcuttur. Diğer bir tipi olan yığın sistemler, aralara konulan proplarla hazırlanan, yukarıdan veya devamlı akış sistemleri olan tek bir reaktördür. Ultrases dışsal bir jeneratörden sağlanır (Şekil 2.5).



Şekil 2.5. Yığın tipi ultrasonik sistem (Jung ve ark., 2011)

Ultrasonik dezentegrasyon yönteminin avantajları; gerçek ölçekte uygulanabilir olması, kısa temas süresi gerektirmesi, küçük hacimli sistemlerde uygulanabilir olması ve işlem sırasında koku oluşmaması şeklinde sıralanabilir. Bunun yanı sıra uzun süreli kullanımlarda propların zarar görüp periyodik yenilenme gereksinimi ve yüksek enerji tüketimi dezavantaj oluşturur.

Ultrasonik dezentegrasyon, çamur arıtma tesislerinde yoğunlaştırma ve stabilizasyon üniteleri arasında uygulanır (Şekil 2.6).



Şekil 2.6. Çamur işleme ünitelerine ultrasonik dezentegrasyonun entegrasyonu (Foladori ve ark., 2010'dan değiştirilmiştir.)

Çamurdaki katı madde konsantrasyonu, dezentegrasyon derecesini etkiler. Ultrasonik dezentegrasyonda çamurun sıvı kısmında katı madde konsantrasyonu ne kadar fazla ise, daha fazla sayıda kavitasyon alanı meydana gelir. Kavitasyon baloncukların patlamasının artmasıyla ilişkili olarak katıların katılma olasılığı artar. Neis ve ark. (2000) yaptıkları çalışmada, 31 kHz ultrases frekansında DD_{KOI} değerini, 10,5 g TKM/kg atık aktif çamur konsantrasyonunda % 20, katı madde konsantrasyonu arttığında 34,4 g TKM/kg atık aktif çamur iken % 30 bulmuşlardır.

Ultrasonik dezentegrasyon esnasında organik maddenin tam mineralleşmesi meydana gelmediğinden çamurdaki TKOİ, TKM ve UKM konsantrasyonlarında belirgin bir değişiklik meydana gelmez (Foladori ve ark., 2010).

Çamurdaki mikroorganizmalar ultrasonik dezentegrasyondan etkilenirler. Foladori ve ark. (2010) göre $E_s < 32000$ kJ/kgTKM özgül enerji değerlerinde flokların dağılması ve hem mikroorganizmaların ölümü hem de yeni hücre oluşumu gözlemlenirken, $E_s > 32000$ kJ/kgTKM özgül enerji değerlerinde ise yeni hücre oluşumu gözlemlenmez ve net bir bakteri inaktivasyonu gerçekleşmeye başlar. Yüksek enerjili ultrases, bakterilerin dezentegrasyonuna neden olurken, düşük enerjili ultrases bakterilerin büyümesini sağlar. Bunun nedeni, düşük enerji seviyesindeki ultrases dalgaları, mikroorganizmaların konsantrasyonunu artırır ve biyolojik performansını geliştirir. Bu durum, radikal reaksiyonlardan ziyade mekanik etkinin olmasıdır. Ultrases dalgaları, su moleküllerinin, mikroorganizmaların ve sudaki diğer çözünen maddelerin titreşimine neden olur. Bu titreşim, karışmaya neden olur ve maddeler, enzimler ile mikroorganizmalar arasındaki temas artar.

Ultras ses hücre membran geçirgenliğini arttırır ve hücre içine geçiş hızlanır. Bunun sonucunda da mikrobiyal büyüme ve biyobozunma artar.

2.5.1.7 Vurgulu elektrik alan arıtımı

Düşük akımlı elektrik alanı, şok dalgalar oluşturarak partikül matrisinde elektro-osmotik sıvı akış oluşturulmasıyla çamura uygulanır. Oluşan elektro-osmatik akış, çamurdaki fazla suyun çamurdan ayrılmasını sağlar ve çamurdaki katı madde konsantrasyonu artar. Elektrik alan uygulamaları, çamurun susuzlaştırılmasını direkt veya indirekt yolla etkileyen elektro-kinetik prosesleri meydana getirir. Bu prosesler; elektro-forez, elektro-göç ve elektrotlardaki elektro-kimyasal reaksiyonlardır (Tuan ve ark., 2012). Song ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada, ÇKOİ konsantrasyonun arıtılmamış çamurda 44 mg/L iken pH 10'da ve 5 W elektrik alan arıtımı sonrasında 348 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

2.5.2 Termal dezentegrasyon

Termal arıtım prosesleri, iki esas sıcaklık aralığında gerçekleşir; normal basınçta 100 °C sıcaklığın altında ve basınçlı şartlar altında 100 °C sıcaklığın üstünde (Prorot ve ark., 2011).

2.5.2.1 100 °C sıcaklığın altında termal hidroliz

Bu yöntemin en önemli avantajı, düşük yatırım maliyetine sahip olmasıdır. 100 °C sıcaklığın altındaki dezentegrasyonda termal işlem süresi, uygulanan termal sıcaklıktan daha önemlidir. 100 °C sıcaklığın altında termal dezentegrasyon ile hücre lizisi, çamur bileşenlerinin çözünmesi, çamur yüzey özelliklerinin değişimi, aerobik/anaerobik biyobozunabilirliğin gelişmesi gibi çamurun fiziko-kimyasal özelliklerinde pek çok değişiklik meydana gelir.

55 °C sıcaklıkta 2-8 dakika sonrasında enterik virüslerin % 90'ının inaktivasyonu meydana gelir. Pastörizasyon sıcaklığı olan 70 °C'de enterik bakteriler, maksimum birkaç dakika hayatta kalırlar sonra ölürler (Foladori ve ark., 2010).

2.5.2.2 100 °C sıcaklığın üstünde termal hidroliz

Bu yöntem, yüksek sıcaklık ve basınç altında uygulanır ve düşük sıcaklıklara göre çamur çözünmesinde daha etkilidir. Bu yöntemin başlıca dezavantajı, yüksek enerji

gereksinimidir. Bunun yanı sıra, 180 °C'nin üstündeki sıcaklıklarda termal dezentegrasyon, zor bozunabilen bileşiklerin ve toksik/inhibitör bileşiklerin oluşmasına neden olur. Bu nedenle çamurun biyobozunabilirliği yavaşlar (Appels ve ark., 2010).

Bu yöntemle dezentegrasyonda çamur yapısı bozulur ve flokların dağılması meydana gelir, çamur çözünmesi artar, bakteri lizisi, hücre içi maddelerin salıverilmesi ve bağlı suyun salıverilmesi gibi çamur özelliklerinde pek çok değişiklik meydana gelir (Atay ve Akbal, 2013b).

2.5.2.3 Gerçek ölçekli termal dezentegrasyon teknolojileri

Termal dezentegrasyon yöntemlerinin gerçek ölçekli uygulamaları, patentli prosesler olup; BioThelys®, Cambi® ve Krepro® Prosesi'dir (Atay ve Akbal, 2013a).

BioThelys® prosesi, Veolia Water şirketi tarafından geliştirilmiş ve Fransa, Saumur'da 2006 yılında inşa edilmiştir. Bu tesiste, anaerobik çürütücünden önce termal hidroliz için 4,6 m³'lük 2 reaktör tasarlanmış ve reaktörler 160 °C'de 30 dakika temas süresiyle çalıştırılmıştır. Anaerobik çürümenin ardından susuzlaştırılan çamur nihai bertaraf işlemine alınırken, ayrılan sıvı kısmı atıksu arıtma tesisine geri döndürülmektedir. Konvensiyonel metotlarla karşılaştırıldığında oluşan çamur miktarının % 80 azaldığı ve UKM azalmasının % 45 arttığı belirlenmiştir (Foladori ve ark., 2010; Veolia Water Solutions & Technologies, 2006).

Norveçli Cambi şirketi tarafından geliştirilen Cambi® prosesi, ilk olarak 1993 yılında pilot ölçekli olarak uygulanmıştır. İlk olarak 1995 yılında Norveç, Hamar'da anaerobik çürütücünden önce termal hidroliz gerçek ölçekli olarak uygulanmıştır. Cambi® prosesin uygulanmasından sonra oluşan çamur miktarının % 44 azaldığı, KOİ çözünmesinin % 52 arttığı ve çamurun susuzlaştırılabilirliğinin % 35 arttığı belirlenmiştir (STOWA, 2006).

Kemira Kemwater şirketi tarafından geliştirilen Krepro® prosesi, ilk olarak 1997 yılında pilot ölçekli olarak İsveç, Helsingborg kasabasında uygulanmıştır. Atıksu arıtma tesislerinde uygulanan bu proses sonunda oluşan sıvı kısım, atıksu arıtma ünitelerine geri devir yapılarak fosforun ve eklenen koagülant maddelerin tekrar kullanımı sağlanırken sistemden ayrılan çamur ise fosfor içeriği olduğundan gübre olarak tarımsal amaçlı kullanılmaktadır (Kemira Kemwater, ulaşım tarihi 2013).

2.5.2.4 Mikrodalga dezentegrasyonu

Son yıllarda termal arıtım yöntemleri yerine ısıtma amacıyla, enerji transferindeki termal kayıpların az olması ile enerji gereksiniminin azalması ve reaksiyon süresinin kısa olması gibi nedenlerle mikrodalga kullanımı tercih edilmektedir. Mikrodalga dezentegrasyonu, 1 mm ile 1 m arasında değişen dalga boyunda ve 300 MHz ile 300 GHz frekansında meydana gelir (Tyagi ve Lo, 2011).

Mikrodalga dezentegrasyonu çamur dezentegrasyonu için uygulandığında hücre dışı polimerik maddeler (EPS), organik maddeler ve hücre içi maddeler sıvı faza geçer ve sıvı fazda protein ve polisakkarit seviyesi artışına neden olur. Yu ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada 140 s temas süresinde ve 900 W enerjide mikrodalga dezentegrasyonu uyguladıklarında protein konsantrasyonun % 297 ve polisakkarit konsantrasyonun % 654 arttığını bulmuşlardır. Bu durum, mikrodalga dezentegrasyonun çamur floklarını dağıttığını, katıların biyobozunabilir bölümünün sıvı fazda arttırdığını ve çamur çözünmesinde etkili olduğunu göstermektedir.

Mikrodalga dezentegrasyonu, çamur arıtma tesislerinde yoğunlaştırma ve stabilizasyon üniteleri arasında uygulanır. Mikrodalga dezentegrasyon yönteminin avantajları, enerji transferindeki termal kayıpların daha az olması ve patojen inaktivasyonunu sağlamasıdır.

2.5.2.5 Hidro-termal dezentegrasyon prosesleri

Islak Hava Oksidasyonu

Sudaki çözünmüş ve askıda bileşikleri oksitlenmesi için oksijenin kullanıldığı teknolojidir. Islak hava oksidasyonu, 150-320 °C sıcaklıkta ve 6-20 MPa basınçta çamur azaltımı için çamur işleme ünitelerinde uygulanır (Tyagi ve Lo, 2011). Çamurun düşük sıcaklıklarda ve basınçlarda susuzlaştırmayı geliştirmek için şartlandırıldığı prosesler, düşük basınçlı oksidasyon olarak bilinir. Yüksek sıcaklıklar ve basınçlar, yakma proseslerine alternatif bir proses olarak biyolojik çamurun parçalanması için uygulanır (Siemens Water Technologies, 2011).

Superkritik Su Oksidasyonu

Superkritik su oksidasyonu, 600 °C sıcaklıkta, 25 MPa basınçta ve 30 s alıkonma süresinde uygulanan bir prosestir. Bu proses, organik molekülleri daha küçük moleküllere dönüştüren mükemmel bir çözücü prosestir (Foladori ve ark., 2010).

2.5.3 Kimyasal dezentegrasyon

2.5.3.1 Asidik ve alkali dezentegrasyon

Asidik dezentegrasyon HCl ve H₂SO₄ gibi maddelerle, alkali dezentegrasyon ise NaOH, KOH, CaO, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ gibi maddelerle gerçekleştirilir. Alkali dezentegrasyon, asidik dezentegrasyona göre çamur çözünmesinde daha etkilidir. Apul ve ark. (2010) pH 1,5, 2,5 ve 4,5’da asidik dezentegrasyonu ve pH 10, 11, 12 ve 12,5’de alkali dezentegrasyonu çamura uyguladıklarında alkali şartların asidik şartlara göre KOİ çözünmesinde daha etkili olduğunu bulmuşlardır.

Asidik dezentegrasyonda hücre dışı polimerik maddeler (EPS) sıvı faza salıverilmesiyle çamur susuzlaştırılabilirliği iyileşir. Diğer yandan alkali dezentegrasyonda ise çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşir. Li ve ark. (2008) yaptıkları çalışmada 0,1 mol/L’nin altındaki NaOH konsantrasyonlarında çamur susuzlaştırılabilirliğin kötüleştiğini, 0,5 mol/L’nin üstündeki NaOH konsantrasyonlarında ise dağılan çamur flok bölümlerinin tekrar floküle olması sonucunda çamur susuzlaştırılabilirliğinin iyileştiğini belirlemişlerdir.

Tek başına termal veya alkali dezentegrasyon ile karşılaştırıldığında termokimyasal dezentegrasyon çamur çözünmesinde daha etkili olduğu rapor edilmiştir (Tanaka ve ark., 1997). Termokimyasal dezentegrasyon, çamur arıtma tesislerinde yoğunlaştırma ve stabilizasyon üniteleri arasında uygulanır. Termokimyasal dezentegrasyonun avantajları, gerçek ölçekli uygulanabilmesi, yüksek sıcaklıklar ile uygulandığında çamur susuzlaştırılabilirliği iyileştirmesi, patojen inaktivasyonu ve stabilizasyonda biyobozunabilirliği arttırmasıdır. Dezavantajları ise; stabilizasyondan önce pH’nin nötr hale gelmesinin gerekmesi, yatırım ve işletme maliyetinin yüksek olmasıdır.

2.5.3.2 Ozon dezentegrasyonu

Ozon dezentegrasyonu, kimyasal yöntemler arasında kimyasal madde eklenmeden yapılan tek dezentegrasyon yöntemidir. Ozonlama esnasında çamur matriksinin dezentegrasyonu ile çözünmüş bileşenlerin ve partiküllerin taşınımını içeren çözünme ve mineralleşme gibi prosesler meydana gelir. Uygulanan ozon ilk olarak çözünmüş bileşiklere ulaşır, daha sonra partikül katı maddelere girişimde bulunur (Pérez-Elvira ve ark., 2006; Tyagi ve Lo, 2011).

Ozon dezentegrasyonun verimi pek çok parametreye bağlıdır; çamurun özelliklerine, ozon reaktörünün şekline, gaz fazdaki ozon konsantrasyonuna, ozonlanmış çamurdaki katı konsantrasyonuna, ozon transferine, ozonlama reaktöründeki temas süresine ve en önemli olarak ozon dozuna bağlıdır (Pérez-Elvira ve ark., 2006).

Ozon dezentegrasyonu, çamur arıtma tesislerine farklı şekillerde uygulanır. Ön-ozonlama stabilizasyon ünitesinden önce, son-ozonlama stabilizasyon ünitesinden sonra, ön-ozonlama ve son-ozonlamanın kombinasyonu şeklinde üç çeşittir. Ozon dezentegrasyonun gerekli ekipmanlar ve ozon üretimi nedeniyle yatırım ve işletme maliyetinin yüksek olması gibi dezavantajları vardır.

Literatür çalışmalarında uygulanan ozon dozu, çamur tipine bağlı olarak 0,005-0,5 g O₃/g TKM arasında değişir. Weemaes ve ark. (2000) yaptıkları çalışmada 0,2 g O₃/g KOİ ozon dozunda dezentegrasyon sonucunda ÇKOİ değerinin 60 mg/L'den 2300 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

2.5.3.3 Kuvvetli oksidanlar ile dezentegrasyon

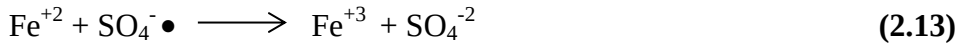
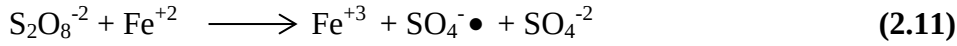
Fenton prosesi, pH 2-3 civarında, hidrojen peroksit ile demir (II) tuzunun birleşimi ile gerçekleşen ileri oksidasyon prosesidir. Demir (II) iyonu, organik maddeleri oksitleyen yüksek reaktif hidroksil radikallere kataliz olur. En önemli avantajı organik maddeyi parçaladıktan sonra toksik bir son ürün oluşmamasıdır (Barbusiński ve Filipek, 2000).

Foto-Fenton dezentegrasyonu, Fenton prosesini takiben Fe⁺² ve Fe⁺³ iyonları arasında döngüyü hızlandıran ultraviyole kullanımıdır. Tokumura ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada foto-Fenton dezentegrasyonun çamurdaki KOİ çözünmesini maksimum değerde sağladığını bulmuşlardır.

Potasyum ferrat (K₂FeO₄), çamur dezentegrasyonun için kullanılan diğer bir kuvvetli oksidan maddedir. Literatürde potasyum ferrat dezentegrasyonu ile ilgili birkaç çalışma mevcuttur.

Diğer bir kuvvetli oksidan madde potasyum persülfattır ve bu tez çalışmasında araştırılmıştır. Yeni bir dezentegrasyon yöntemi olup literatürde birkaç tane çalışma mevcuttur. Persülfat tuzları, suda çözündüğünde persülfat (S₂O₈⁻²) anyonuna dönüşmektedir. Persülfat, yüksek redoks potansiyeline sahip kuvvetli ve seçici olmayan bir oksidanttır. Potasyum persülfat (K₂S₂O₈), demir (II) tuzunun katalizörlüğünde çamur dezentegrasyonunu gerçekleştirir.

Persülfatın aktivasyonuna neden olan unsurlar; ultraviyole (Eşitlik 2.7), ultrases (Eşitlik 2.8), ısı (Eşitlik 2.9), alkali şartlar (Eşitlik 2.10), geçiş metalleri (Eşitlik 2.11) ve EDTA kullanımıdır (Eşitlik 2.11 ve 2.12). Persülfatın aktivasyonu aşağıdaki reaksiyonları içerir (Deng ve ark., 2015; Zhen ve ark., 2012).



2.5.4 Biyolojik dezentegrasyon

2.5.4.1 Enzimatik hidroliz

Enzimlerin eklenmesiyle biyolojik dezentegrasyon, otoliz esnasında üretilen enzimlerle ya da dışardan enzim eklenmesiyle meydana gelir. Flokların bağlanmasında esas rol oynayan hücre dışı polimerik maddeler (EPS); karbonhidratlar, proteinler, lipidler, nükleik asitler ve humik maddelerden oluşur. Organik maddelerin yapısında bulunan EPS'ler, hücreler tarafından doğrudan bünyelerine alınamamaktadırlar. Bu nedenle hücreler, bunları parçalayan proteaz, lipaz, selüloz, amilaz gibi hidroliz enzimleri salgırlar (Pérez-Elvira ve ark., 2006). Enzimler ile çamur çözünmesinin en yoğun olduğu sıcaklık 50 °C'dir ve hidrolitik enzim aktivitesinin de en iyi olduğu sıcaklık olarak düşünülür. Bu sebeple sisteme enzimlerin verilmesinin akabinde çamur ısıtılır (Foladori ve ark., 2010). Enzimatik hidroliz, çamur arıtma tesislerinde yoğunlaştırma ve stabilizasyon üniteleri arasında uygulanır.

Uygulanabilirliğin çok kolay olması, çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirmesi ve çok düşük yatırım maliyetine sahip olması enzimatik hidroliz yönteminin başlıca avantajlarıdır. Dezavantajları ise; enzimleri karıştırmak için işletme maliyetinin olması ve uygulamak için uzman personel gereksinimidir.

2.5.4.2 Çift çürüme yöntemleri

Çift çürüme yöntemleri, biyolojik dezentegrasyon çürüme prosesinden önce ön arıtım yöntemleri olarak çamur arıtma tesislerine uygulanır. Çift çürüme dezentegrasyon yöntemleri iki çeşittir; termofilik aerobik çürüme ve ototermal termofilik aerobik çürümedir.

İlk yöntem, mezofilik anaerobik çürüme işlemi öncesine bir termofilik aerobik çürüme reaktörünün eklenmesiyle uygulanır. Termofilik aerobik çürüme işlemi, 55-65 °C’de 2 günlük kısa alıkonma süresinde uygulanır. Ardından mezofilik anaerobik çürümede alıkonma süresi 10-12 gün arasında değişir. Çamurdaki organik maddenin çözünmesi, termal etkiyle ve termofilik aerobik bakterilerin neden olduğu hidrolizle meydana gelir. Termofilik aerobik çürüme yönteminin avantajları; gerçek ölçekte uygulanabilir olması, anaerobik çürütücüde alıkonma süresini kısaltması, patojen inaktivasyonu sağlanması ve çamurun susuzlaştırılabilirliğini iyileştirmesidir. Dezavantajları ise; ısı için enerji gereksinimi ve koku problemidir (Foladori ve ark., 2010).

Ototermal termofilik aerobik çürüme yöntemi, iki aşamalı veya çoklu aşamalı aerobik çürüme reaktörlerinin eklenmesiyle uygulanır. Birinci aşama, 35-50 °C sıcaklık aralığında aerobik ve mezofilik veya termofilik şartlar altında uygulanırken ikinci aşama, 50-70 °C sıcaklık aralığında aerobik ve termofilik şartlar altında uygulanır. Ototermal aerobik çürüme yönteminin avantajları; gerçek ölçekte uygulanabilir olması, düşük enerji gereksinimi, patojen inaktivasyonu ve işletilmesinin basitliğidir. Dezavantajları ise; nitrifikasyon aşaması olmadığından su fazında yüksek oranda amonyak olması, susuzlaştırılabilirliği kötüleştirilmesi ve köpük problemidir (Foladori ve ark., 2010).

2.5.4.3 Aerobik/anoksik/anaerobik şartlar altında çürüme

Aerobik çürüme reaktöründe aerobik ve anoksik/veya/anaerobik koşulların sağlandığı aerobik çürüme prosesinin geliştirilmiş halidir. Çokgör ve ark. (2012) yaptıkları çalışmada aerobik çürüme prosesine göre aerobik/anoksik çürüme prosesinin daha fazla UKM giderimi sağladığını belirlemişlerdir.

2.5.4.4 Termofilik anaerobik çürüme

Anaerobik çürüme, mezofilik şartlar yerine termofilik şartlarda uygulanırsa bazı avantajlar sağlar; biyokimyasal reaksiyonlar daha hızlıdır, biyogaz üretimi daha

fazladır, köpük oluşumu daha azdır, patojen inaktivasyonu daha fazladır ve alıkonma süresi daha kısadır. Mezofilik çürütücüler alıkonma süresi 20-30 gün olarak tasarlanırken, termofilik çürütücüler alıkonma süresi 10-20 gün olarak tasarlanır (Foladori ve ark., 2010).

2.5.4.5 Protozoa ve metazoa ile mikrobiyal predasyon

Bu biyolojik dezentegrasyon yönteminde protozoa ve metazoa gibi yüksek trofik seviyeli organizmalarla çamurun tüketimi gerçekleştirilir. Çamur dezentegrasyonu, çamur ile beslenen aerobik predasyon reaktöründe protozoa ve metazoa tarafından mikrobiyal predasyon yoluyla meydana gelir. Mikrobiyal predasyonun dezavantajları; büyük hacimde biyoreaktör gereksinimi, ilk yatırım maliyetinin yüksek olması ve ilk aşamada çok uzun hidrolik alıkonma süresine ihtiyaç olmasıdır (Ye ve Li, 2005b). Çamur azaltımı için *Tubificidae* or *Lumbriculidae* türlerini bulunduran özel mikrobiyal predasyon reaktörleri çamur arıtma tesislerine uygulanabilir (Atay ve Akbal, 2014).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu tez çalışmasında ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin arıtma çamuruna etkisi üç aşamada incelenmiştir. Birinci aşamada, ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin arıtma çamuruna etkisi incelenerek uygun işletme koşulları belirlenmiştir. İkinci aşamada, dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyona etkisi araştırılmıştır. Üçüncü aşamada, dezentegrasyon yöntemlerinin iyileştirilmesi amacıyla kimyasal oksidasyon kullanılmıştır.

3.1 Arıtma Çamurunun Temini

Arıtma çamuru, Samsun Büyükşehir Belediyesi Bafra Atıksu Arıtma Tesisi'nin yoğunlaştırma ünitesi çıkışından temin edilmiştir. Tesis, fiziksel ve biyolojik arıtma ünitelerini içermektedir. Biyolojik arıtma olarak klasik aktif çamur ünitesi uygulanmaktadır. Tesiste oluşan fazla çamur biyolojik arıtmadan sonra yoğunlaştırma ünitesine alınmaktadır. Tesisin yoğunlaştırma çıkışından alınan çamur, laboratuvar ortamına getirilerek 4 °C'de buzdolabında saklanmıştır. Deneyler esnasında en fazla 7 gün buzdolabında bekletilmiş çamur kullanılmıştır.

3.2 Ultrasonik Dezentegrasyon

Ultrasonik dezentegrasyonda işlemsel şartların tanımlanması için kullanılan temel parametreler (Foladori ve ark., 2010):

- Ultrasonik yoğunluk: Birim hacim çamur başına güç, W/mL
- Özgül (hacimsel) enerji (E_s): Birim hacim çamur başına enerji, J/L

$$E_s = \frac{P \times t}{V} \quad (3.1)$$

P: Uygulanan güç (Watt)

t: Dezentegrasyon süresi (s)

V: Çamur hacmi (L)

- Özgül (kütlese) enerji (E_s): Çamurdaki TKM başına enerji, kJ/kg TKM

$$E_s = \frac{P \times t \times 1000}{V \times X} \quad (3.2)$$

P: Uygulanan güç (Watt)

t: Dezentegrasyon süresi (s)

V: Çamur hacmi (L)

X: Çamurdaki toplam katı madde miktarı (mg TKM/L)

Ultrasonik dezentegrasyon, çamura SONICS marka ultrases cihazıyla 20 kHz ses frekansında farklı genliklerde (amplitude) ve farklı sonikasyon süreleri boyunca 13 ve 25 mm’lik problar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çalışmada kullanılan çamur hacmi 250 mL’dir. Ultrasonik dezentegrasyon şartları, Çizelge 3.1 ve 3.2’de verilmektedir. İşlem sırasında sıcaklık artışına izin vermeyecek şekilde beherlerin dışından buz ve soğuk su ile soğutma yapılarak sıcaklık 20±0,5 °C’de sabit tutulmuştur (Şekil 3.1).

Çizelge 3.1. 25 mm prob ile ultrasonik dezentegrasyon koşulları

Genlik	Ultrasonikasyon Süresi (s)	Ultrasonik Enerji (Joule)	Ultrasonik Yoğunluk (W/mL)	Ortalama Ultrasonik Yoğunluk (W/mL)	Özgül Enerji (hacimsel) (J/L)	Özgül Enerji (kütlesel) (kJ/kgTKM)
20	60	762	0,051	0,052	3048	149
	300	3954	0,053		15816	773
	600	7961	0,053		31843	1557
	1800	22626	0,050		90505	4425
40	60	2081	0,139	0,138	8325	407
	300	10331	0,138		41323	2020
	600	20586	0,137		82343	4026
	1800	62015	0,138		248061	12128
50	60	2645	0,176	0,177	10580	517
	300	13255	0,177		53019	2592
	600	26743	0,178		106973	5230
	1800	80079	0,178		320317	15661
60	60	3345	0,223	0,223	13381	654
	300	16758	0,223		67033	3277
	600	33384	0,223		133536	6529
	1800	100765	0,224		403059	19707
80	60	4912	0,327	0,328	19648	961
	300	24533	0,327		98133	4798
	600	49242	0,328		196968	9630
	1800	148024	0,329		592097	28949

Çizelge 3.2. 13 mm prob ile ultrasonik dezentegrasyon koşulları

Genlik	Ultrasonikasyon Süresi (s)	Ultrasonik Enerji (Joule)	Ultrasonik Yoğunluk (W/mL)	Ortalama Ultrasonik Yoğunluk (W/mL)	Özgül Enerji (hacimsel) (J/L)	Özgül Enerji (kütlesel) (kJ/kgTKM)
20	60	748	0,050	0,050	2992	146
	300	3746	0,050		14984	733
	600	7622	0,051		30488	1491
	1800	23082	0,051		92328	4514
40	60	2119	0,141	0,141	8476	414
	300	10668	0,142		42672	2086
	600	21203	0,141		84811	4147
	1800	62575	0,139		250301	12238
50	60	3105	0,207	0,208	12420	607
	300	15565	0,208		62260	3044
	600	31093	0,207		124372	6081
	1800	93757	0,208		375028	18336
60	60	4357	0,290	0,289	17428	852
	300	21488	0,287		85952	4202
	600	43034	0,287		172137	8416
	1800	130746	0,291		522985	25570
80	60	6346	0,423	0,424	25384	1241
	300	31830	0,424		127320	6225
	600	63943	0,426		255772	12505
	1800	189990	0,422		759960	37156



Şekil 3.1. Ultrasonik dezentegrasyon düzeneği

3.3 Termal Dezentegrasyon

Termal dezentegrasyon, su banyosunda buharlaşmayı önlemek amacıyla ağızları alüminyum folyo ile kapatılarak 4 farklı sıcaklıkta (60, 70, 80 ve 90 °C) ve 3 farklı dezentegrasyon süresinde (15, 30 ve 60 dak) uygulanmıştır. 250 mL'lik çamur numunelerinin sıcaklığı yaklaşık 5-15 dakika arasında istenen sıcaklığa geldikten sonra dezentegrasyon süresi başlatılmıştır.

3.4 Alkali Dezentegrasyon

Alkali dezentegrasyon, 6 N NaOH kullanılarak pH 8, 9, 10, 11 ve 12'de, 30 ve 60 dakika olmak üzere 2 farklı dezentegrasyon süresinde uygulanmıştır. 250 mL'lik çamur numuneleri, 20±0,5 °C'de dezentegrasyon süresi boyunca manyetik karıştırıcı ile karıştırılmıştır. Çamur, alkali dezentegrasyon sonunda 6 N H₂SO₄ kullanılarak başlangıç pH'sına indirilmiştir.

3.5 Aerobik Stabilizasyon

Arıtma çamuru, Samsun Büyükşehir Belediyesi Bafra Atıksu Arıtma Tesisi'nin yoğunlaştırma ünitesi çıkışından temin edilmiştir. Aerobik stabilizasyonda toplam reaktör hacmi 3000 mL ve çamur hacmi 2500 mL'dir. Her gün 250 mL çamur çekilip yenisi ilave edilmiştir. Başlangıçta reaktördeki toplam çamurun % 20'si aktif çamur ünitesi geri devir hattı çamurudur. Aerobik stabilizasyon aşaması, Şekil 3.2'de gösterilmektedir. Reaktörlere 0,02-0,03 L hava/dakika/L çamur hızda hava verilerek reaktörlerin oksijen ihtiyacı karşılanmıştır. Aerobik stabilizasyon dizayn ve işletme parametreleri Çizelge 3.3'de verilmektedir.

Organik yükleme oranı (OYO), aşağıdaki Denklem 3.3'e göre hesaplanmıştır.

$$OYO \text{ (kg UAKM/m}^3\text{/gün)} = \frac{A \times B \times 10^{-3}}{V} \quad (3.3)$$

A: Reaktördeki uçucu askıda katı madde miktarı (mg/L)

B: Reaktörden alınan çamur hacmi (mL/gün)

V: Reaktördeki toplam çamur hacmi (mL)

Çamur alıkonma süresi (ÇAS), aşağıdaki Denklem 3.4'e göre hesaplanmıştır.

$$\text{ÇAS (gün)} = \frac{V}{B} \quad (3.4)$$

V: Reaktördeki toplam çamur hacmi (mL)

B: Reaktörden alınan çamur hacmi (mL/gün)



Şekil 3.2. Aerobik stabilizasyon aşaması

Çizelge 3.3. Aerobik stabilizasyon dizayn ve işletme parametreleri

PARAMETRELER	DEĞERLER	ARALIK*
Tank Hacmi (mL)	3000	
Çamur Hacmi (mL)	2500	
Reaktörden Alınan Çamur (mL/gün)	250	
Organik Yükleme Oranı (kg UAKM/m ³ /gün)	1,139±0,045	0,384-2,242
Çamur Alıkonma Süresi (gün)	10	10-15
Çürüme Süresi (gün)	30	
Difüzör Sistemi ($\frac{L \text{ hava/dakika}}{L \text{ çamur}}$)	0,02-0,03	0,02-0,03
Sıcaklık (°C)	20,4-22,3	>15

* Guyer, 2011.

3.5.1 Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan dezentegrasyon koşulları

Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan ultrasonik dezentegrasyon koşulları, farklı problemlerle, farklı genliklerde ve farklı sonikasyon süreleri sonunda elde edilen sonuçlar dikkate alınarak belirlenmiştir. Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan ultrasonik dezentegrasyon 25 mm'lik prob kullanılarak uygulanmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon koşulları, Çizelge 3.4'te verilmektedir.

Çizelge 3.4. Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan ultrasonik dezentegrasyon koşulları

Genlik	Ultrasonikasyon Süresi (s)	Ultrasonik Enerji (Joule)	Ultrasonik Yoğunluk (W/mL)	Özgül Enerji (hacimsel) (J/L)	Özgül Enerji (kütlesel) (kJ/kgTKM)
60	600	33384	0,223	133536	6529

Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan termal dezentegrasyon koşulları, farklı sıcaklıklarda ve farklı ısıtma işlem süresi sonunda elde edilen sonuçlar dikkate alınarak 80 °C'de 15 dakika olarak belirlenmiştir.

Aerobik stabilizasyon öncesinde uygulanan alkali dezentegrasyon koşulları, farklı pH'da ve farklı alkali işlem süresi sonunda elde edilen sonuçlar dikkate alınarak pH 9'da 60 dakika olarak belirlenmiştir.

3.6 Ultrasonik, Termal ve Alkali Dezentegrasyon Derecesinin Geliştirilmesi

Bu çalışmada ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun geliştirilmesi amacıyla potasyum persülfat ($K_2S_2O_8$), demir sülfat ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) ve EDTA kullanılmıştır. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonlarıyla birlikte persülfat (PS), Fe(II) ve EDTA 0,5, 1,0 ve 1,5 mmol/g UAKM konsantrasyonlarda uygulanmıştır. Uygulanan konsantrasyon koşulları Çizelge 3.5’de verilmektedir.

Çizelge 3.5. PS, Fe(II) ve EDTA konsantrasyonları

Koşullar	PS (mmol/g UAKM)	Fe(II) (mmol/g UAKM)	EDTA (mmol/g UAKM)
1	0	1,0	1,0
2	0,5	1,0	1,0
3	1,0	1,0	1,0
4	1,5	1,0	1,0
5	1,0	0	0
6	1,0	0,5	0,5
7	1,0	1,5	1,5

3.7 Analizler ve Yöntemler

3.7.1 Analizler

Üç aşamada yürütülen analizlerde belirlenen parametreler Çizelge 3.6’da verilmektedir. Birinci aşamada, ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemleri için uygun ortam koşulları belirlenmiştir. İkinci aşamada, belirlenen uygun dezentegrasyon koşullarından sonra aerobik stabilizasyonun iyileştirilmesi incelenmiştir. Üçüncü aşamada, ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin kimyasal oksidasyon ile iyileştirilmesi incelenmiştir.

Çizelge 3.6. Tez çalışmasında uygulanan analizler

Dezenteegrasyon Yöntemi	Analiz Ortamı	Parametreler
1. Aşama-Uygun Dezenteegrasyon Koşullarının Belirlenmesi		
-US	Sıvı Faz	ÇKOİ, NH ₄ ⁺ -N, TKN, N _{org} , PO ₄ ⁻³ -P, TP
-T	Çamur	TKM, UKM, TAKM, UAKM,
-A	Fazı	KES, ÖFD, TK, FK, <i>E. coli</i>
2. Aşama-Aerobik Stabilizasyona Etki		
-Aerobik	Sıvı Faz	ÇKOİ, NH ₄ ⁺ -N, NO ₃ ⁻ -N, PO ₄ ⁻³ -P, TP
-US+Aerobik	Çamur Fazı	TKOİ, TKM, UKM, TAKM, UAKM, TKN, TP, KES, ÖFD, TK, FK, <i>E. coli</i>
-T+Aerobik		
-A+Aerobik		
-US+T+Aerobik		
-US+A+Aerobik		
-T+A+Aerobik		
-US+T+A+Aerobik		
3. Aşama-Dezenteegrasyon Koşullarının İyileştirilmesi		
-US+Kimyasal Oksidasyon	Sıvı Faz	ÇKOİ, NH ₄ ⁺ -N, TKN, N _{org}
-T+Kimyasal Oksidasyon	Çamur	TKM, UKM, TAKM, UAKM,
-A+Kimyasal Oksidasyon	Fazı	KES, ÖFD, TK, FK, <i>E. coli</i>

3.7.2 Katı maddeler

Toplam katı madde (TKM) ve uçucu katı madde (UKM) içerikleri, sırasıyla standart metotlardaki 2540 B. ve 2540 B-E. (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir. Geniş ağızlı pipet yardımıyla porselen kroze konan 10 mL çamur numunesi, 103-105 °C’de yaklaşık 4 saat etüde kurutulup sabit tartıma geldikten sonra 550 °C’de 90 dakika kül fırınında yakılmıştır. TKM ve UKM içerikleri sırasıyla aşağıdaki Denklem 3.5 ve 3.6’ya göre hesaplanmıştır.

$$TKM(mg/L) = \frac{(A - B) \times 1000}{V} \quad (3.5)$$

A: 103 °C’de kuruduktan sonra çamur kalıntısı ve kap ağırlığı (mg)

B: 103 °C’de kuruduktan sonra kap ağırlığı (mg)

V: Çamur numunesi hacmi (mL)

$$UKM(mg/L) = \frac{(A - B) \times 1000}{V} \quad (3.6)$$

A: 103 °C’de kuruduktan sonra çamur kalıntısı ve kap ağırlığı (mg)

B: 550 °C’de yakıldıktan sonra çamur kalıntısı ve kap ağırlığı (mg)

V: Çamur numunesi hacmi (mL)

Toplam askıda katı madde (TAKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) içerikleri, sırasıyla standart metotlardaki 2540 D. ve 2540 D-E. (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir. Geniş ağızlı pipet yardımıyla alınan 10 mL çamur numunesi, Whatman 934-AH organik içeriksiz filtre kağıdından süzölmüştür. Çamur numunesi ve filtre kağıdı, 103-105 °C’de yaklaşık 4 saat etüvde kurutulup sabit tartıma geldikten sonra 550 °C’de 90 dakika kül fırınında yakılmıştır. TAKM ve UAKM içerikleri sırasıyla Denklem 3.7 ve 3.8’e göre hesaplanmıştır.

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

A: 103 °C’de kuruduktan sonra çamur kalıntısı ve filtre kağıdı ağırlığı (mg)

B: 103 °C’de kuruduktan sonra filtre kağıdı ağırlığı (mg)

V: Çamur numunesi hacmi (mL)

$$UAKM(mg/L) = \frac{(A - B) \times 1000}{V} \quad (3.8)$$

A: 103 °C’de kuruduktan sonra çamur kalıntısı ve filtre kağıdı ağırlığı (mg)

B: 550 °C’de yakıldıktan sonra çamur kalıntısı ve filtre kağıdı ağırlığı (mg)

V: Çamur numunesi hacmi (mL)

3.7.3 Kimyasal oksijen ihtiyacı

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), numunedeki tüm organik maddelerin kuvvetli kimyasal oksidasyon maddeleri yardımıyla asitli ortamda oksidasyonu sırasında harcanan oksijen miktarını ifade eder. Ölçüm yöntemi, bir redoks reaksiyonuna bağlı olduğundan elektron transferinin olmadığı reaksiyonlara giren maddelerin KOİ’sini ifade etmez. KOİ tayininde çoğu organik bileşiklerin teorik oksijen ihtiyacı değerinin % 95-100’ü oranında kimyasal oksidasyon gerçekleşebilmektedir (APHA ve ark., 1999).

Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOİ) ve çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ), standart metotlardaki 5220 C. metoduna (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir (Ek C.1). TKOİ analizi, çamur numunesi hafif çalkalanarak iyice homojen hale getirilip saf suyla seyreltilerek yapılmıştır. ÇKOİ analizi, çamur numunesi 3000 rpm’de 15 dakika santrifüj yapıldıktan sonra 0,45 µm membran

filtreden geçirilerek yapılmıştır. ÇKOİ analizi için literatürde ortak bir prosedür yoktur. Literatürde farklı rpm'lerde santrifüj sonrasında membran filtreden geçirilerek yapılmıştır.

3.7.4 Azot ve fosfor

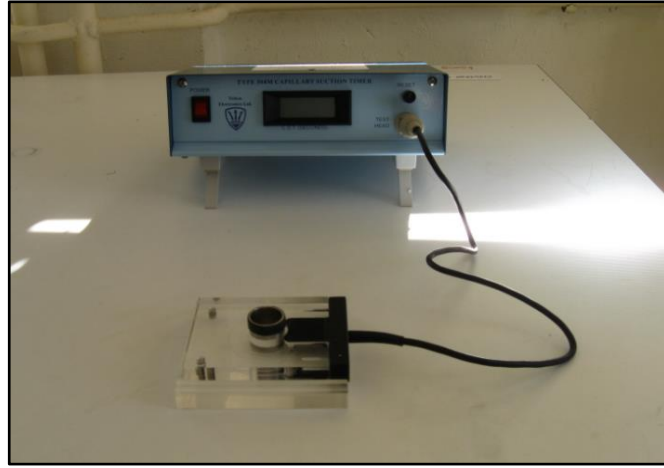
Analiz yoluyla organik azot (N_{org}) ile amonyum azotu (NH_4^+-N) birlikte ölçülebilmekte ve toplam kjeldahl azotu (TKN) olarak nitelendirilmektedir. N_{org} , protein, peptid, nükleik asit ve üre gibi doğal maddelerin dışında çok sayıda sentetik organik maddeyi de içermektedir. NH_4^+-N ise büyük oranda organik azot içeren bileşiklerin deaminasyonu ve ürenin hidrolizi sonucunda meydana gelmektedir (Samsunlu, 2011). NH_4^+-N analizi, standart metotlardaki 4500- NH_3 B.-C. (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir (Ek C.2). TKN analizi, standart metotlardaki 4500- N_{org} B. ve 4500- NH_3 B.-C. (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir (Ek C.3). TKN, N_{org} ve NH_4^+-N toplamına eşittir. Nitrat azotu (NO_3^--N) analizi, kolorimetrik brucine metoduna (USEPA, 1971) göre tayin edilmiştir (Ek C.4).

Ortofosfat fosforu ($PO_4^{3-}-P$) analizi, standart metotlardaki 4500-P D. kalay klorür metoduna (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir (Ek C.5). Toplam fosfor (TP) analizi, standart metotlardaki 4500-P B.5 ve 4500-P D. (APHA ve ark., 1999) göre tayin edilmiştir (Ek C.6).

Çamur fazında toplam azot ve toplam fosfor analizi, çamur numunesi hafif çalkalanarak iyice homojen hale getirilip saf suyla seyreltilerek yapılmıştır. Sıvı fazda toplam azot ve toplam fosfor analizi, çamur numunesi 3000 rpm'de 15 dakika santrifüj yapıldıktan sonra 0,45 μm membran filtreden geçirilerek yapılmıştır.

3.7.5 Kapiler emme süresi

Kapiler emme süresi (KES), çamurdan suyun salınma oranını tanımlar. KES, 'Triton 304 M-CST Meter' marka cihaz ile birkaç saniyede kolay ve hızlı bir şekilde ölçülmektedir (Şekil 3.3). KES, standart metotlardaki 2710 G. (APHA ve ark., 1999), British Standart (2006) ve USEPA (1987) metotlarına göre tayin edilmiştir. Geniş ağızlı pipet yardımıyla çamur numunesi, hücre dolana kadar konulup süre tayini yapılmıştır.



Şekil 3.3. Kapiler emme süresi tayin cihazı

3.7.6 Özgül filtre direnci

Özgül filtre direnci (ÖFD), çamur suyunun salıverilmesi için suyun gösterdiği direnci tanımlar. Çamurun bir filtrasyon prosesiyle susuzlaştırılabilmesi için çamurun uygunluğunu gösterir. Gerçek ölçekte filtreleyen ekipmanların performansını ve kimyasalların optimum dozunu tahmin etmek için kullanılır. Eğer çamur viskozitesi örnekler arasında fazla ölçüde değişiklik göstermiyorsa ÖFD, KES parametresiyle paraleldir.

ÖFD, standart metotlardaki 2710 H. (APHA ve diğ., 1999) ve USEPA (1987) metotlarına göre tayin edilmiştir. Vakum pompası, 82000 Pa vakum basıncında 2 dakika çalıştırılarak vakum basıncının sabit seviyede kalması sağlanmıştır. Whatman 2 nolu filtre kağıdından belli hacimde çamur numunesi süzölmüştür (Şekil 3.4). Her 10 saniye zaman aralıklarında süzöntü hacmi ölçölmüştür. Toplam askıda katı madde (TAKM) içeriğı, standart metotlardaki 2540 D. (APHA ve diğ., 1999) göre tayin edilmiştir. ÖFD, aşğıdaki Denklem 3.9'a göre hesaplanmıştır.

$$r = \frac{2 \times P \times A^2 \times b}{\mu \times w} \quad (3.9)$$

r: Özgöl filtre direnci (m/kg)

P: Vakum basıncı (Pa)

A: Filtre alanı (m²)

b: (V, t/V) grafiğinin eğimi (s/m⁶)

μ: Çamurun viskozitesi (N×s/m²)

w: Toplam askıdaki katı madde miktarının süzöntü hacmine oranı (kg/m³)



Şekil 3.4. Özgül filtre direnci tayin düzeneği

3.7.7 Mikrobiyolojik analizler

Mikrobiyolojik analizler, çamur numuneleri homojen bir şekilde karıştırılıp standart metotlardaki 9050 C. seyrelme suyu (APHA ve ark., 1999) ile seyreltilerek yapılmıştır. Mikrobiyolojik analizler, çoklu tüp fermantasyon tekniği kullanılarak 5 tüp tekrarlı yapılmıştır. Toplam koliform analizi, standart metotlardaki 9221 B.1 olasılık fazı ve ardından 9221 B.2 doğrulama fazı (APHA ve ark., 1999) uygulanarak yapılmıştır. Fekal koliform analizi, standart metotlardaki 9221 B.3 tamamlama fazı ve *E. coli* analizi ise, standart metotlardaki 9221 B.3 tamamlama fazında MUG kullanılarak yapılmıştır (APHA ve ark., 1999) (Ek C.6).

En Muhtemel Sayı (EMS), USEPA (2010) metoduna göre EMS tablosundan pozitif sayıya karşılık gelen bakteri sayısı esas alınarak aşağıdaki Denklem 3.10 ve 3.11'e göre hesaplanmıştır.

$$\text{EMS/mL} = \frac{\text{Tablodan EMS değeri}}{\text{EMS tanımlaması için kullanılan seyrelme serisindeki en büyük hacim}} \quad (3.10)$$

$$\text{EMS/g TKM} = \frac{(\text{EMS/mL}) \times 10^6}{\text{TKM(mg/L)}} \quad (3.11)$$

3.8 Çamur Çözünmesi

3.8.1 KOİ ve TAKM çözünmesi

Çamur dezentegrasyon yöntemlerinin etkisi, çamurun partikül bölümünün çözünmesine bağlı olarak KOİ veya TAKM çözünmesinin derecesi ile değerlendirilebilir.

TAKM çözünmesi ifadesi yerine TAKM dezentegrasyon ifadesini kullanmak daha uygundur. Çünkü TAKM dezentegrasyon ifadesi, hem çözünmeyi hem de potansiyel mineralizasyonu kapsayarak meydana gelen değişimleri ifade etmektedir. TAKM dezentegrasyonu ve KOİ çözünmesi, sırasıyla aşağıdaki Denklem 3.12 ve 3.13'e göre yüzde olarak hesaplanmıştır (Bougrier ve ark., 2005; Foladori ve ark., 2010).

$$\text{TAKM Dezentegrasyonu (\%)} = \frac{\text{TAKM}_0 - \text{TAKM}_t}{\text{TAKM}_0} \times 100 \quad (3.12)$$

TAKM_0 : Dezentegrasyon uygulanmamış çamurdaki TAKM konsantrasyonu (mg/L)

TAKM_t : Dezentegrasyon sonrasında çamurdaki TAKM konsantrasyonu (mg/L)

$$\text{KOİ Çözünmesi (\%)} = \frac{\text{ÇKOİ}_t - \text{ÇKOİ}_0}{\text{KOİ}_0 - \text{ÇKOİ}_0} \times 100 \quad (3.13)$$

ÇKOİ_0 : Dezentegrasyon uygulanmamış çamurdaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu (mg/L)

ÇKOİ_t : Dezentegrasyon sonrasında çamurdaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu (mg/L)

KOİ_0 : Dezentegrasyon uygulanmamış çamurdaki toplam KOİ konsantrasyonu (mg/L)

3.8.2 Dezentegrasyon derecesi

Dezentegrasyonun derecesi ($\text{DD}_{\text{KOİ}}$), KOİ çözünmesine dayalı olarak hesaplanmıştır. $\text{ÇKOİ}_{\text{NaOH}}$ ifadesi, NaOH ile alkali ortamda maksimum KOİ çözünmesini ifade etmektedir. $\text{ÇKOİ}_{\text{NaOH}}$, 1 N NaOH sulu çözeltisi ve çamur numunesi 1:1 oranında

kariştırılarak 25 °C’de 24 saat alkali hidrolizinden sonra maksimum çözünebilen KOİ konsantrasyonudur. Dezentegrasyonun derecesi (DD_{KOI}) aşağıdaki Denklem 3.14’e göre yüzde olarak hesaplanmıştır (Bougrier ve ark., 2005; Foladori ve ark., 2010).

$$\text{Dezentegrasyon Derecesi (\%)} = DD_{KOI} = \frac{\text{ÇKOİ}_t - \text{ÇKOİ}_0}{\text{ÇKOİ}_{NaOH} - \text{ÇKOİ}_0} \times 100 \quad (3.14)$$

ÇKOİ₀: Dezentegrasyon uygulanmamış çamurdaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu (mg/L)

ÇKOİ_t: Dezentegrasyon sonrasında çamurdaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu (mg/L)

ÇKOİ_{NaOH}: Alkali hidrolizinden sonra çamurdaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu (mg/L)

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1 Ultrasonik Dezentegrasyon

4.1.1 Ultrasonik dezentegrasyonun dezentegrasyon derecesine etkisi

Ultrasonik dezentegrasyon, çamura SONICS marka ultrases cihazıyla 20 kHz ses frekansında farklı genliklerde (20, 40, 50, 60, 80) ve farklı sonikasyon süreleri (60, 300, 600, 1800 s) boyunca 13 ve 25 mm'lik probalar kullanılarak uygulanmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon şartları, Çizelge 3.1 ve 3.2'de verilmektedir. 25 mm'lik prob kullanıldığında farklı genliklerde ortalama ultrasonik yoğunluk 0,052-0,138-0,177-0,223-0,328 W/mL ve özgül enerji değerleri 149 ve 28949 kJ/kgTKM arasında değişmektedir. 13 mm'lik prob kullanıldığında farklı genliklerde ortalama ultrasonik yoğunluk 0,050-0,141-0,208-0,289-0,424 W/mL ve özgül enerji değerleri 146 ve 37156 kJ/kgTKM arasında değişmektedir (Çizelge 4.1).

25 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça KOİ çözünmesi % $0,31 \pm 0,38$ ile % $16,00 \pm 2,21$ arasında artmıştır (Şekil 4.1). Kontrol ortamında ÇKOİ konsantrasyonu 128,0 mg/L iken 149 kJ/kgTKM özgül enerjide 181,3 mg/L'ye ve 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide 2922,7 mg/L'ye artmıştır. Bu durum, çamur çözünmesinin meydana geldiğini göstermektedir. Yan ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada, 90000 kJ/kgTKM özgül enerjide ÇKOİ konsantrasyonu 150 mg/L'den 3752,2 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır. Benzer şekilde Benabdallah El-Hadj ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada, 11000 kJ/kgTKM özgül enerjide KOİ çözünmesini % 27,5 olarak bulmuşlardır.

25 mm'lik prob ile KOİ çözünmesine bağlı olarak çamurun dezentegrasyon derecesi ($DD_{KOİ}$) de artmaktadır. Ultrasonik dezentegrasyon ile 149 kJ/kgTKM en düşük özgül enerjide $DD_{KOİ}$ % $0,71 \pm 0,88$ iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $DD_{KOİ}$ % $37,01 \pm 5,11$ 'e artmıştır (Şekil 4.2). Ultrasonik dezentegrasyon, çamur flok yapısının bozulmasına, biyolojik flokların ayrılmasına, çamur çözünmesinin artmasına ve hücre lizisine neden olmaktadır (Pilli ve ark., 2011). Özgül enerji değeri

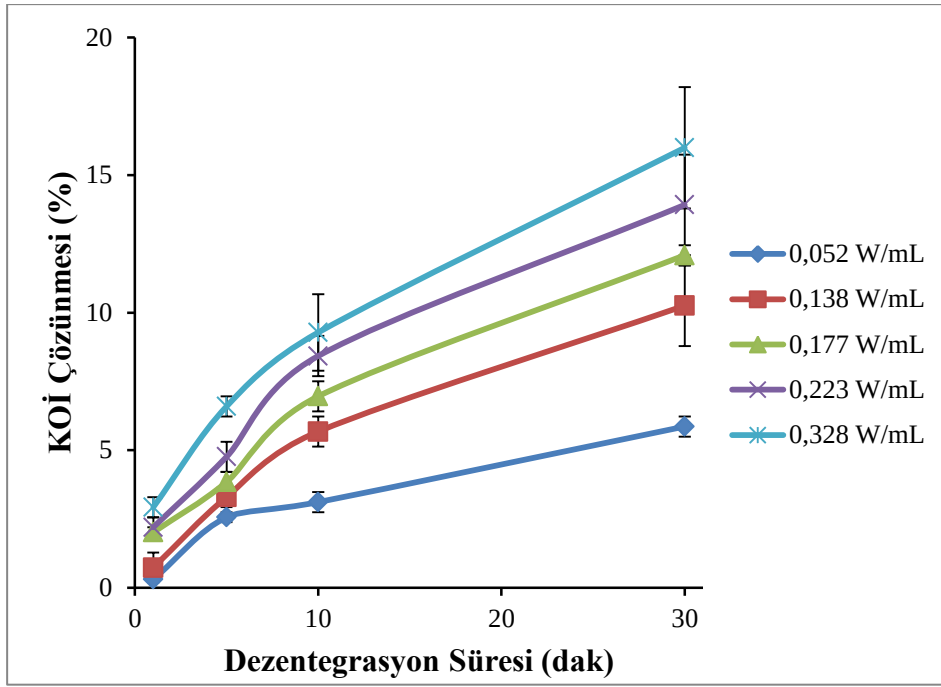
arttıkça çamurun dezentegrasyon derecesinin artması çamur flok yapısının bozulduğunu ve çamur çözünmesinin arttığını göstermektedir.

13 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça KOİ çözünmesi % $0,73 \pm 0,37$ ile % $20,51 \pm 1,94$ arasında artmıştır (Şekil 4.3). Kontrol ortamında ÇKOİ konsantrasyonu 128,0 mg/L iken 146 kJ/kgTKM özgül enerjide 256,0 mg/L'ye ve 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide 3712,0 mg/L'ye artmıştır.

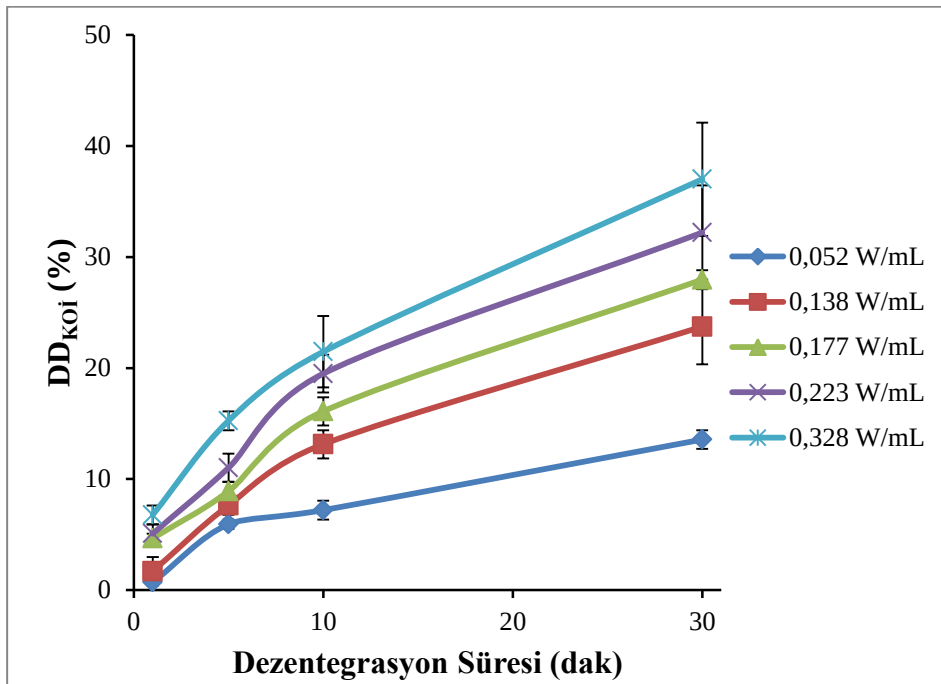
13 mm'lik prob ile KOİ çözünmesine bağlı olarak çamurun dezentegrasyon derecesi ($DD_{KOİ}$) de artmaktadır. Ultrasonik dezentegrasyon ile 146 kJ/kgTKM en düşük özgül enerjide $DD_{KOİ}$ % $1,69 \pm 0,85$ iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $DD_{KOİ}$ % $47,46 \pm 4,48$ 'e artmıştır (Şekil 4.4). Yan ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada, 90000 kJ/kgTKM özgül enerjide $DD_{KOİ}$ 'sini % 60,8 olarak bulmuşlardır. 25 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyona paralel olarak 13 mm'lik prob ile uygulanan ultrasonik dezentegrasyon da KOİ çözünmesini arttırmıştır. 13 mm'lik probun genliğe karşı uygulayabildiği ultrasonik güç daha fazla olduğundan KOİ çözünmesini 25 mm'lik proba göre daha fazla arttırmıştır (Şekil 4.5).

Çizelge 4.1. 13 mm ve 25 mm problar kullanarak farklı özgül enerjide dezentegrasyon derecesi değişimi

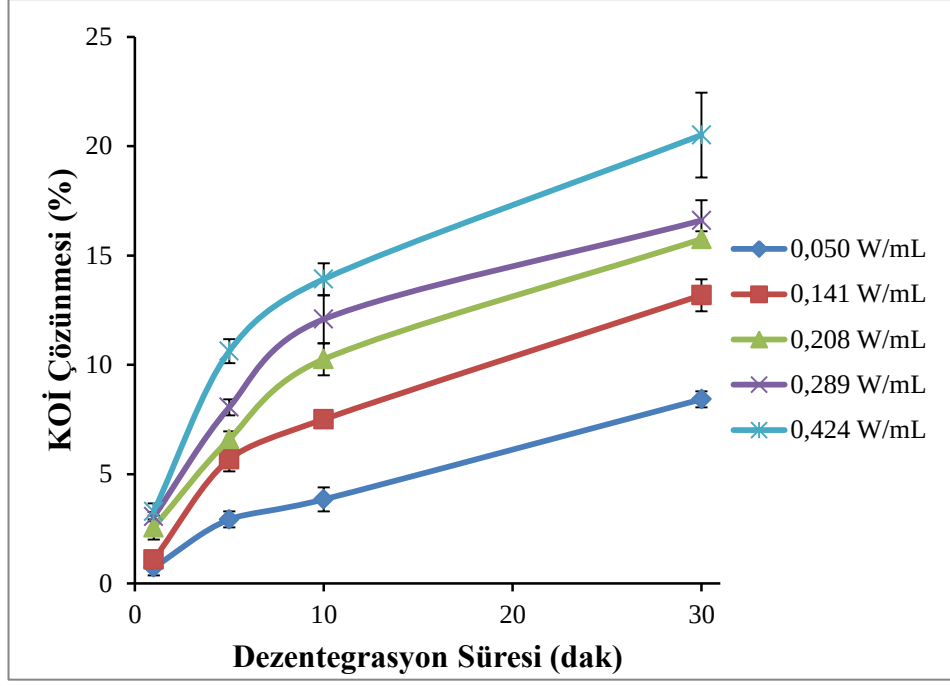
25 mm prob		13 mm prob	
Özgül Enerji Es (kJ/kgTKM)	DD _{KOI} (%)	Özgül Enerji Es (kJ/kgTKM)	DD _{KOI} (%)
149	0,71	146	1,69
407	1,69	414	2,54
517	4,66	607	5,93
654	5,08	733	6,78
773	5,93	852	7,06
961	6,78	1241	7,63
1557	7,20	1491	8,90
2020	7,63	2086	13,14
2592	8,90	3044	15,25
3277	11,02	4147	17,37
4026	13,14	4202	18,64
4425	13,56	4514	19,49
4798	15,25	6081	23,73
5230	16,10	6225	24,58
6529	19,49	8416	27,97
9630	21,47	12238	30,51
12128	23,73	12505	32,20
15661	27,97	18336	36,44
19707	32,20	25570	38,42
28949	37,01	37156	47,46



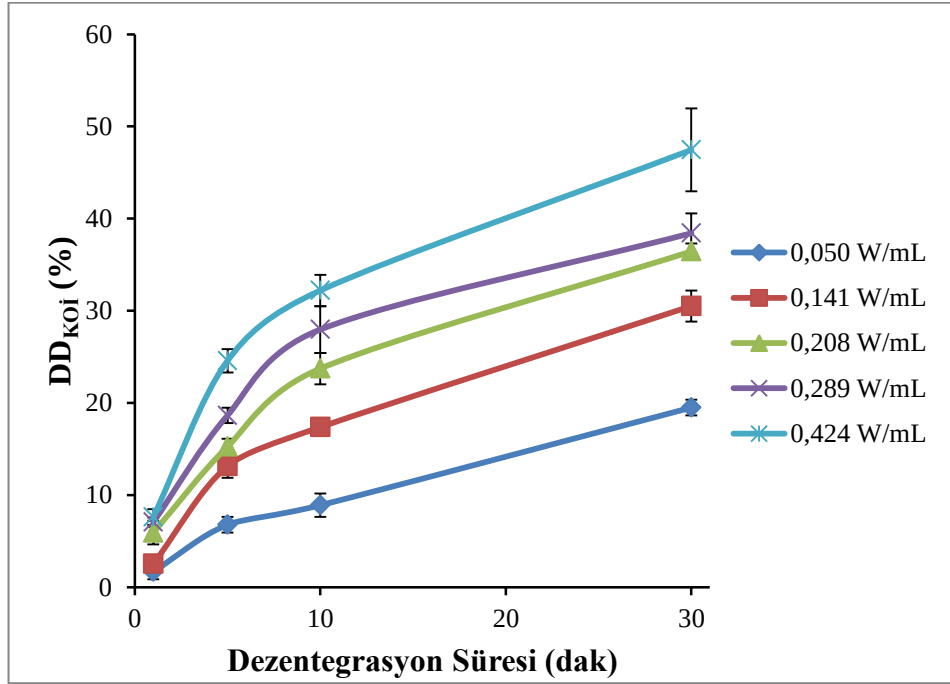
Şekil 4.1. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim



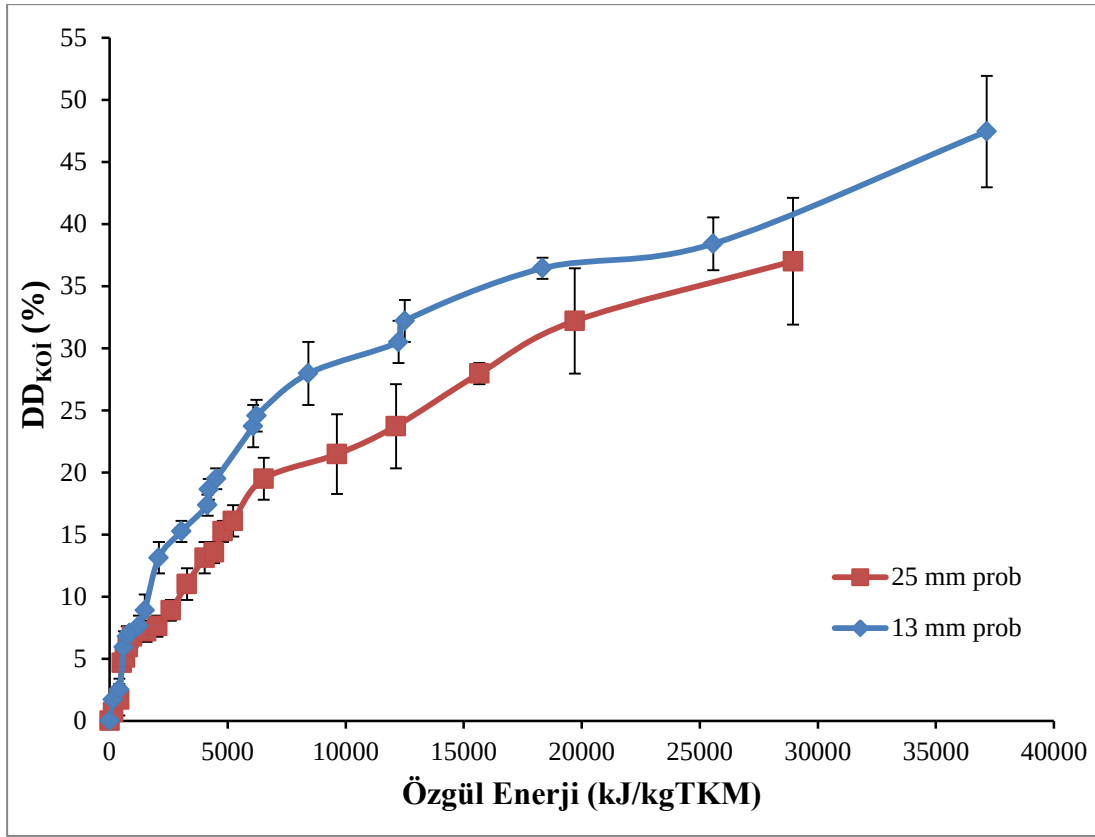
Şekil 4.2. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim



Şekil 4.3. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim



Şekil 4.4. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda dezintegrasyon derecesindeki değişim



Şekil 4.5. 13 ve 25 mm problar ile özgül enerji değişimlerine karşılık dezentegrasyon derecesindeki değişim

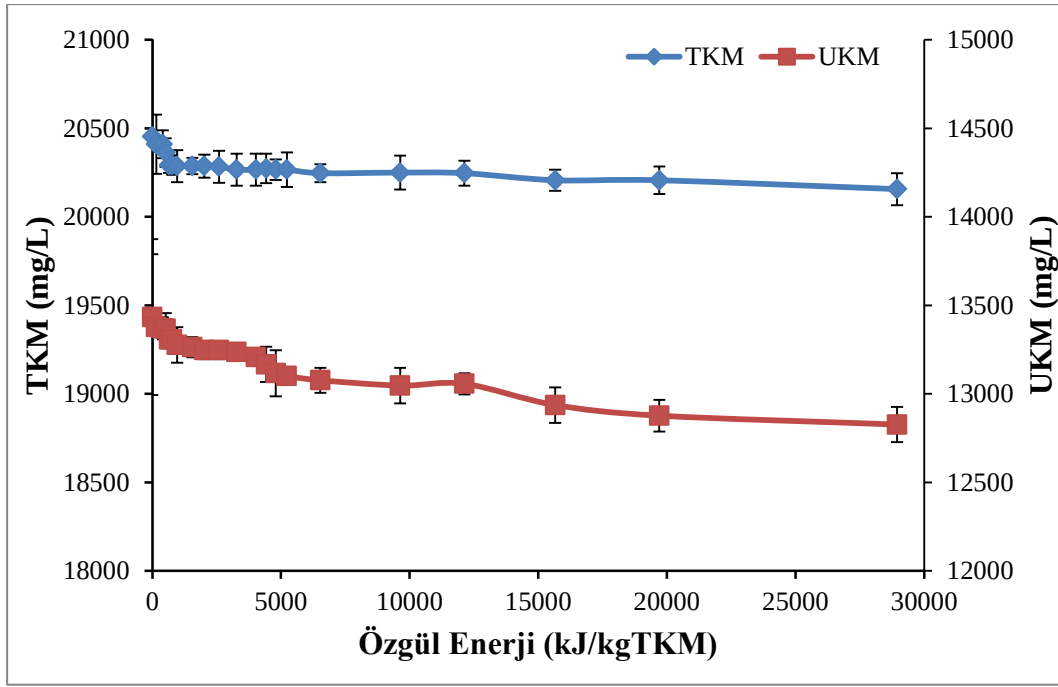
4.1.2 Ultrasonik dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi

Kontrol ortamında TKM miktarı $20453 \pm 663,7$ mg/L iken 25 mm ve 13 mm'lik probalar ile uygulanan en yüksek özgül enerji değerleri olan 28949 kJ/kgTKM ve 37156 kJ/kgTKM özgül enerjilerde sırasıyla TKM miktarları $20157 \pm 90,2$ ve $20153 \pm 65,1$ mg/L'ye azalmıştır (Şekil 4.6, 4.7). 25 ve 13 mm'lik prob ile tüm özgül enerjilerde TKM miktarlarında anlamlı bir azalma meydana gelmemiştir. Bu durum, ultrasonik dezentegrasyonun organik maddeyi tam olarak mineralleştirmediğini göstermektedir. 25 ve 13 mm'lik prob ile düşük özgül enerji değerlerinde TKM sonuçlarında olduğu gibi UKM miktarlarında da anlamlı bir azalma meydana gelmemiştir (Şekil 4.6, 4.7). Ultrasonik dezentegrasyon, çamur flok yapısının bozulmasına ve biyolojik flokların ayrılmasına neden olmaktadır. Ultrasonik dezentegrasyon esnasında organik maddenin tam olarak mineralleşmesi meydana

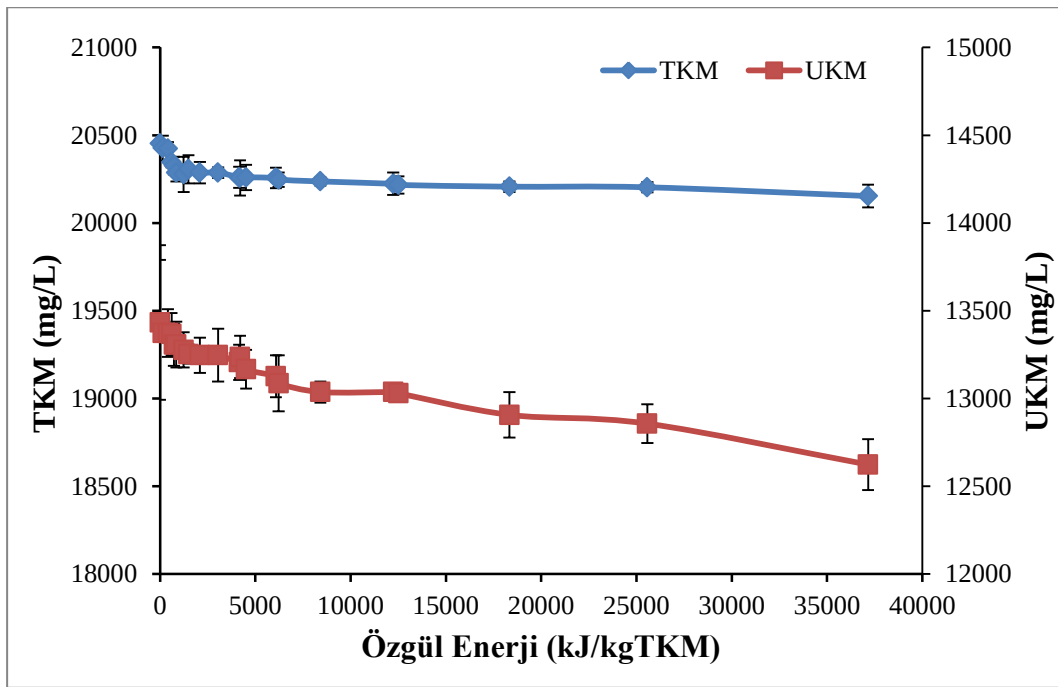
gelmediğinden çamurdaki TKOİ, TKM ve UKM konsantrasyonlarında belirgin bir değişiklik meydana gelmemektedir (Benabdallah El-Hadj ve ark., 2007).

25 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça TAKM ve UAKM miktarları azalmıştır (Şekil 4.8, 4.9). Ultrasonik dezentegrasyon ile 149 kJ/kgTKM en düşük özgül enerjide TAKM giderimi % $2,4 \pm 0,3$ iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide TAKM giderimi % $16,1 \pm 0,8$ 'e artmıştır (Şekil 4.8). UAKM giderimi ise 149 kJ/kgTKM en düşük özgül enerjide % $2,5 \pm 1,6$ iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide % $20,2 \pm 1,0$ 'a artmıştır (Şekil 4.9). Pham ve ark. (2009) yaptıkları çalışmada, 10369,6 kJ/kgTKM özgül enerjide TKM miktarının aynı kaldığını, UKM, TAKM ve UAKM miktarlarının sırasıyla 13,9 g/L'den 9,8 g/L'ye, 21,4 g/L'den 17,9 g/L'ye ve 13,0 g/L'den 9,0 g/L'ye azaldığını bulmuşlardır.

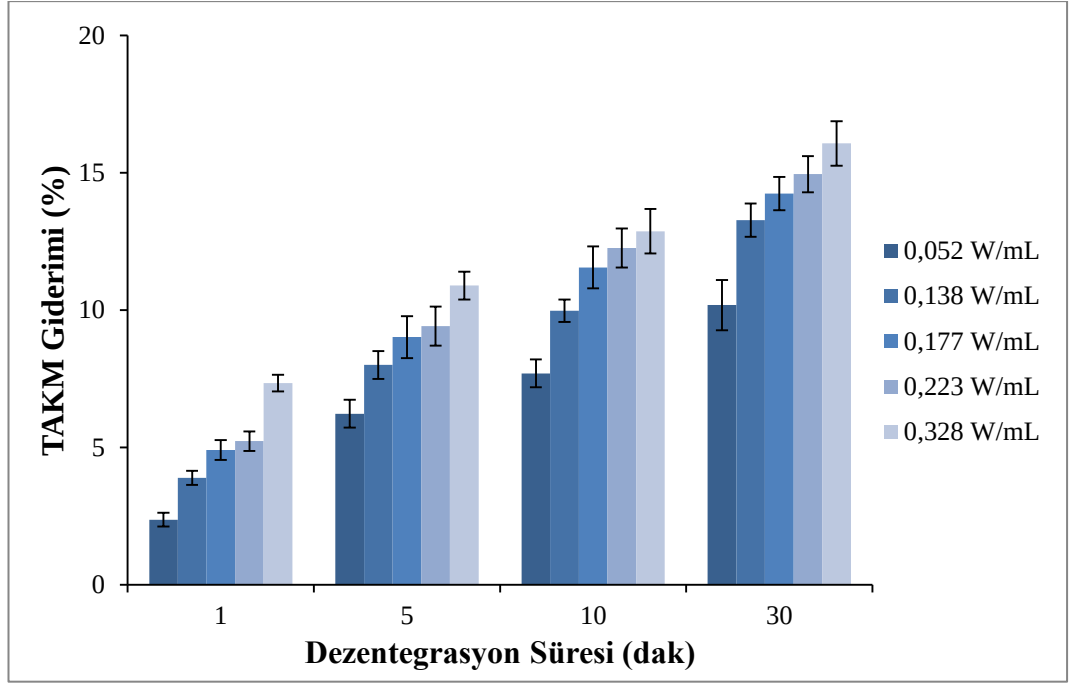
13 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça TAKM ve UAKM miktarları azalmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon ile 146 kJ/kgTKM en düşük özgül enerjide TAKM giderimi % $2,1 \pm 0,5$ iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide TAKM giderimi % $17,1 \pm 0,8$ 'e artmıştır (Şekil 4.10). UAKM giderimi ise 146 kJ/kgTKM en düşük özgül enerjide % $2,6 \pm 0,8$ iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide % $22,3 \pm 1,2$ 'ye artmıştır (Şekil 4.11). 25 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyona paralel olarak 13 mm'lik prob ile uygulanan ultrasonik dezentegrasyon da TAKM ve UAKM giderimini arttırmıştır. 13 mm'lik probun genliğe karşı uygulayabildiği ultrasonik güç daha fazla olduğundan TAKM ve UAKM giderimi 25 mm'lik proba göre daha fazla artmıştır.



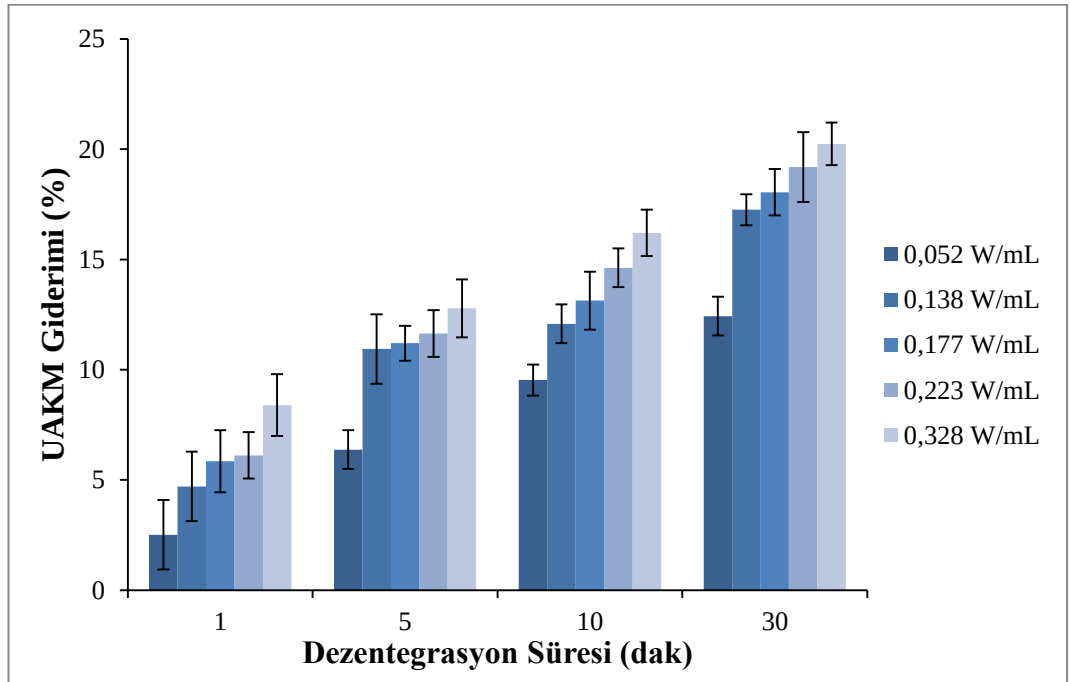
Şekil 4.6. 25 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık TKM ve UKM değişimi



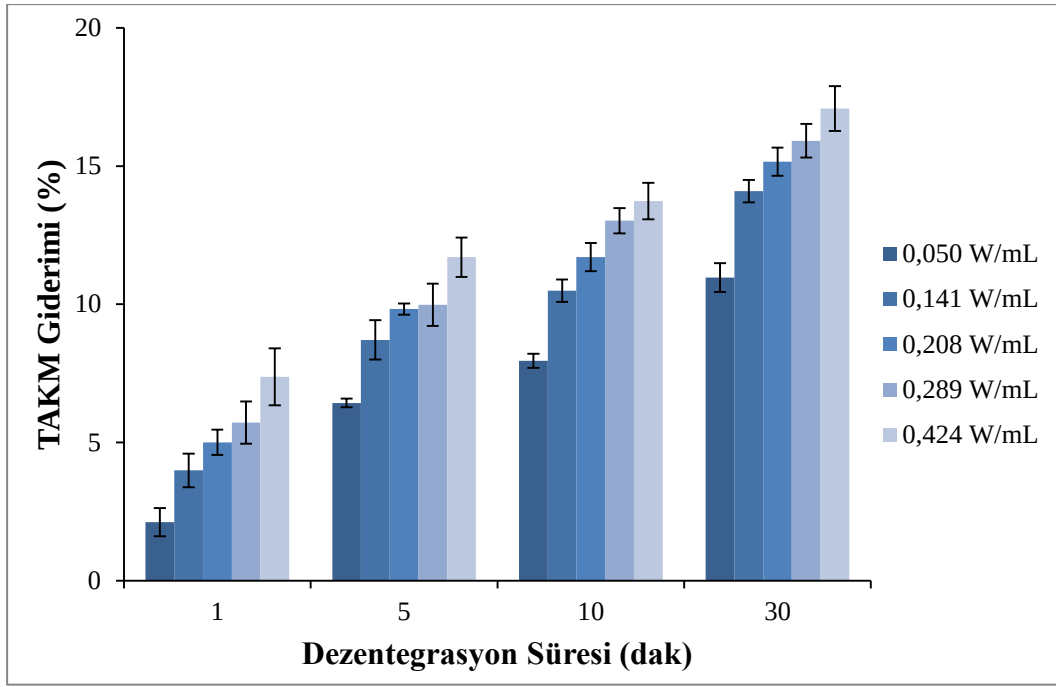
Şekil 4.7. 13 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık TKM ve UKM değişimi



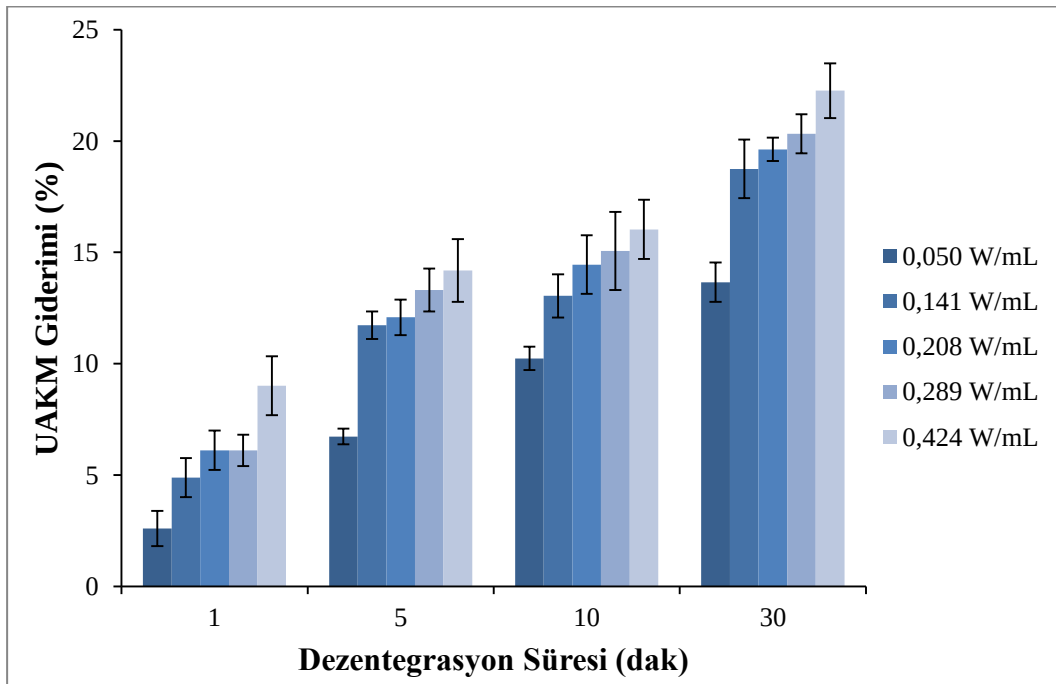
Şekil 4.8. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda TAKM giderimi



Şekil 4.9. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda UAKM giderimi



Şekil 4.10. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda TAKM giderimi



Şekil 4.11. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda UAKM giderimi

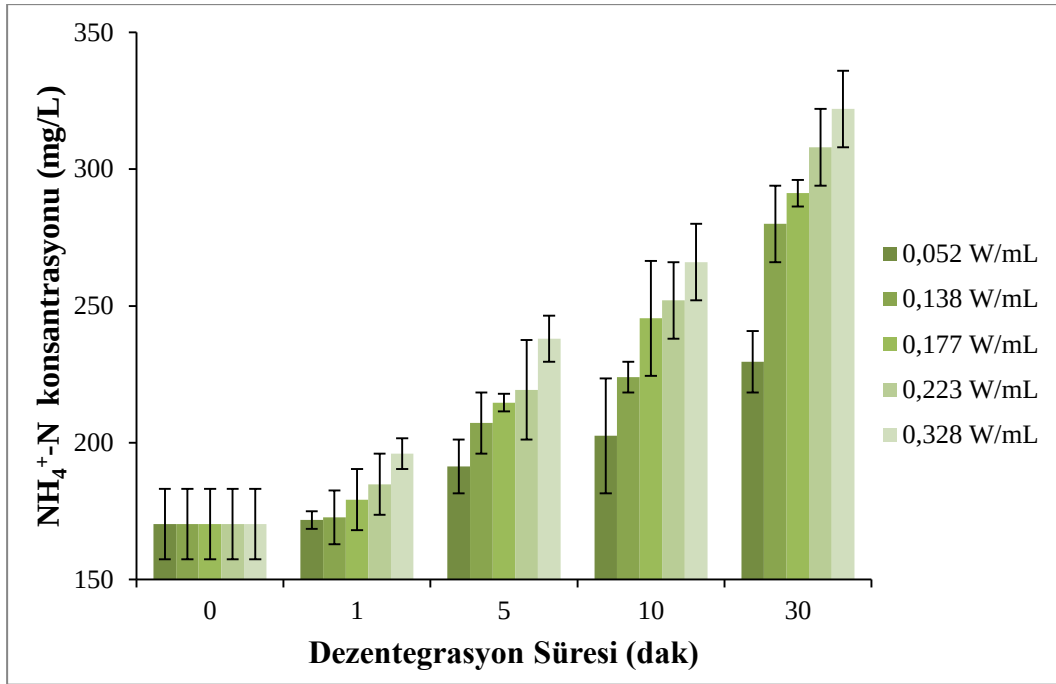
4.1.3 Ultrasonik dezentegrasyonun azot ve fosfor çözünmesine etkisi

25 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça sıvı fazda NH_4^+ -N, TKN ve N_{org} konsantrasyonları artış göstermiştir (Şekil 4.12, 4.13, 4.14). Kontrol ortamında NH_4^+ -N konsantrasyonu $170,2 \pm 12,9$ mg/L iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $322,0 \pm 14,0$ mg/L'ye artmıştır. Yan ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada, 90000 kJ/kgTKM özgül enerjide çamur çözünmesi meydana gelerek NH_4^+ -N konsantrasyonunun 6,5 mg/L'den 78,4 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

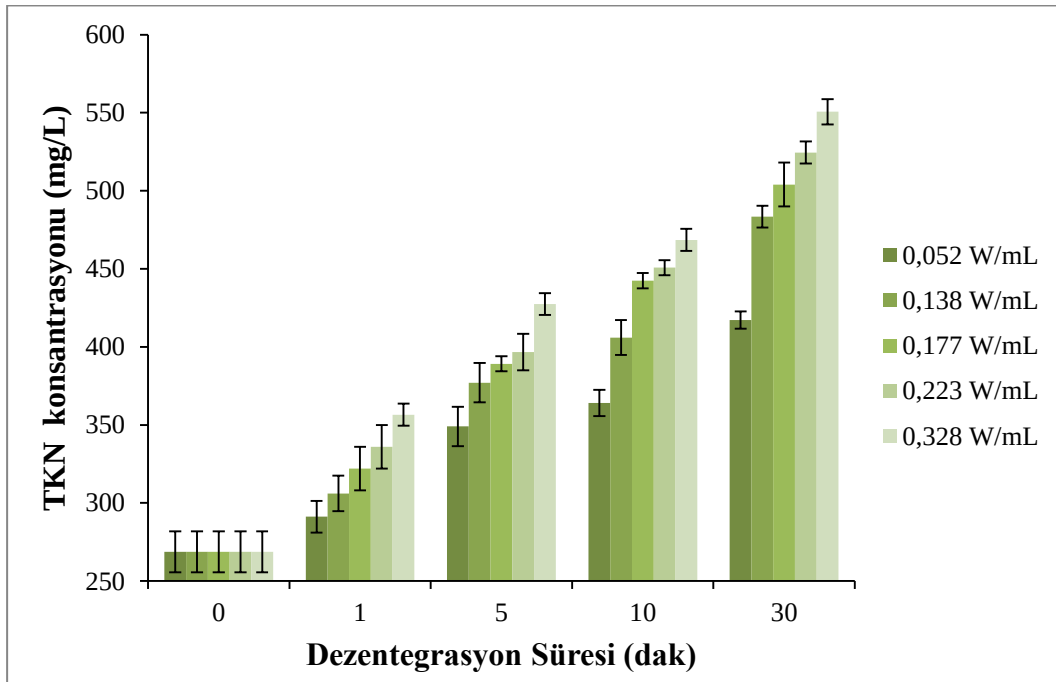
25 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyonda kontrol ortamında TKN konsantrasyonu $268,8 \pm 13,1$ mg/L iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $550,7 \pm 8,1$ mg/L'ye artmıştır. TKN konsantrasyonun sıvı fazda artması, çamur çözünmenin meydana geldiğini ve organik azotun sıvı faza geçtiğini göstermektedir. Kontrol ortamında N_{org} konsantrasyonu $98,6 \pm 6,4$ mg/L iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $228,7 \pm 8,1$ mg/L'ye artmıştır (Şekil 4.14). Organik içeriği yüksek arıtma çamurlarında TKN konsantrasyonun sıvı fazda artması, amonyum azotundan daha çok organik azotun sıvı faza geçmesinden kaynaklanır (Pilli ve ark., 2011). Ultrasonik dezentegrasyon sonucunda, çamur çözünmesi ve hücre lizisi meydana geldiğinden sıvı fazda organik azot artmıştır.

13 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça sıvı fazda NH_4^+ -N, TKN ve N_{org} konsantrasyonları artmıştır (Şekil 4.15, 4.16, 4.17). Kontrol ortamında NH_4^+ -N konsantrasyonu $170,2 \pm 12,9$ mg/L iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $325,7 \pm 9,0$ mg/L'ye artmıştır.

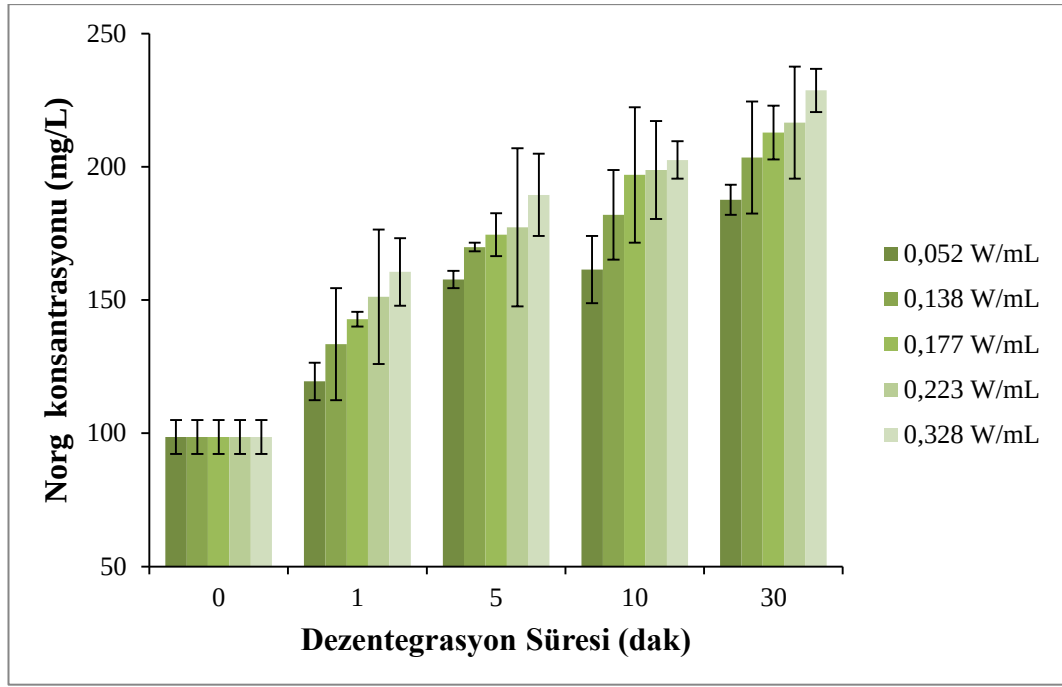
13 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyonda kontrol ortamında TKN konsantrasyonu $268,8 \pm 13,1$ mg/L iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $560,0 \pm 14,0$ mg/L'ye artmıştır. Kontrol ortamında N_{org} konsantrasyonu $98,6 \pm 6,4$ mg/L iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $234,3 \pm 17,8$ mg/L'ye artmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon sonucunda, çamur çözünmesi ve hücre lizisi meydana geldiğinden sıvı fazda organik azot artmıştır. 13 mm'lik probun genliğe karşı uygulayabildiği ultrasonik güç daha fazla olduğundan NH_4^+ -N, TKN ve N_{org} çözünmesi 25 mm'lik proba göre daha fazla meydana gelmiştir.



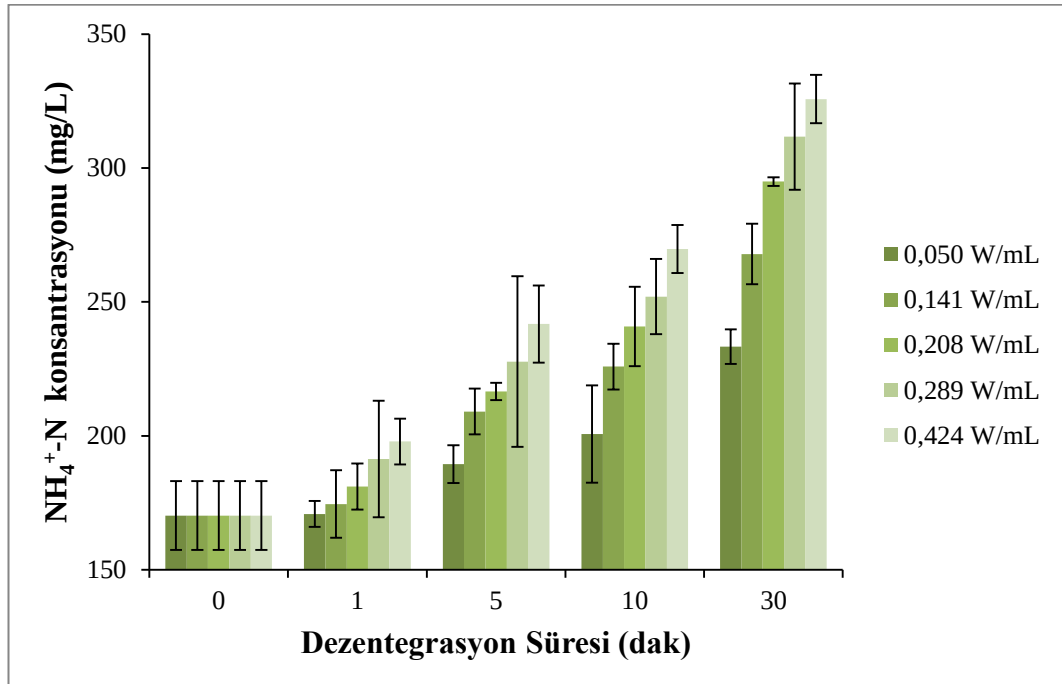
Şekil 4.12. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi



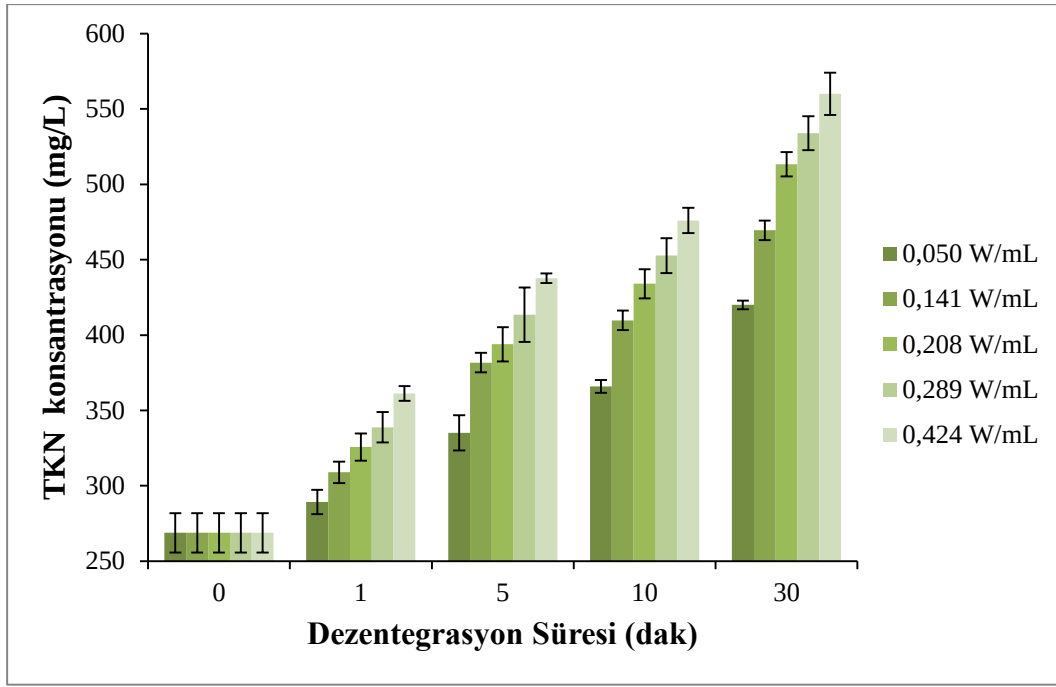
Şekil 4.13. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi



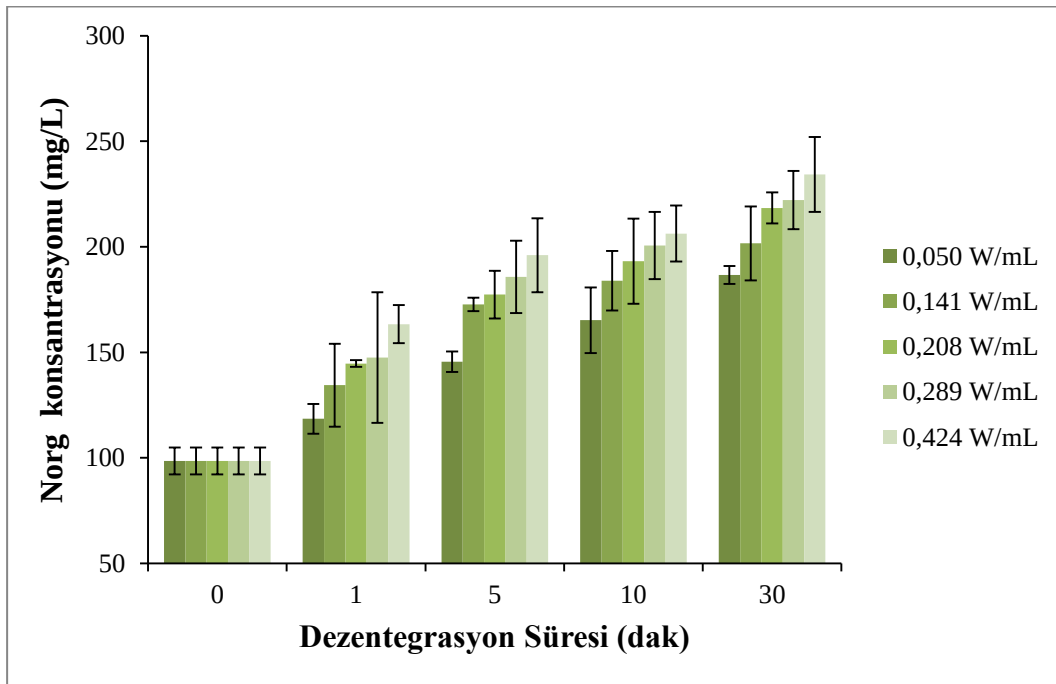
Şekil 4.14. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi



Şekil 4.15. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi



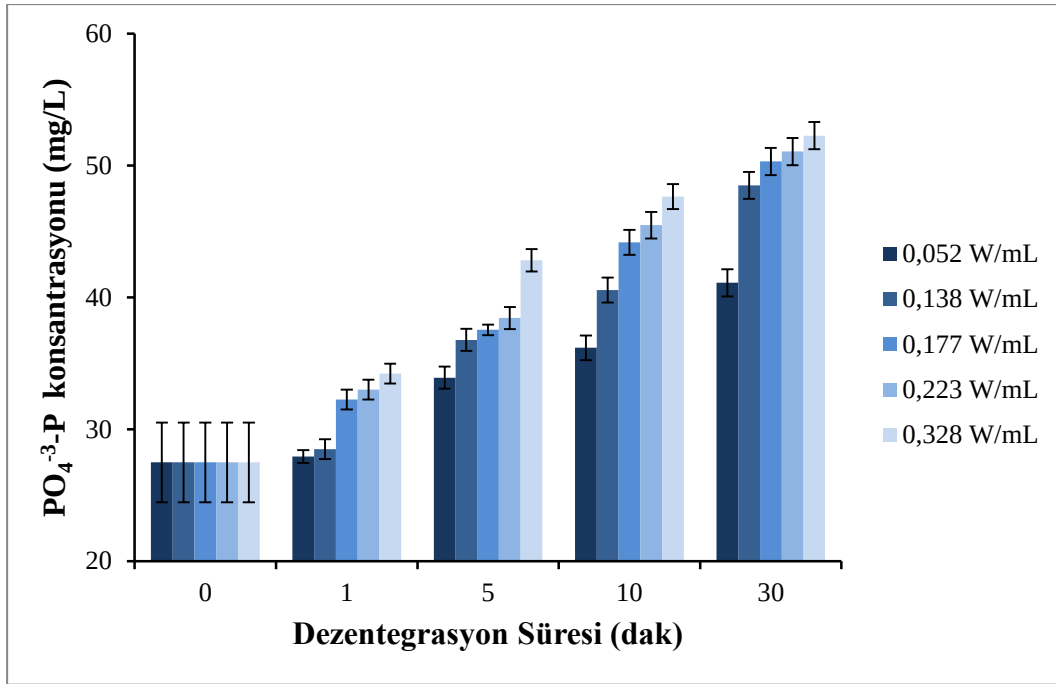
Şekil 4.16. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi



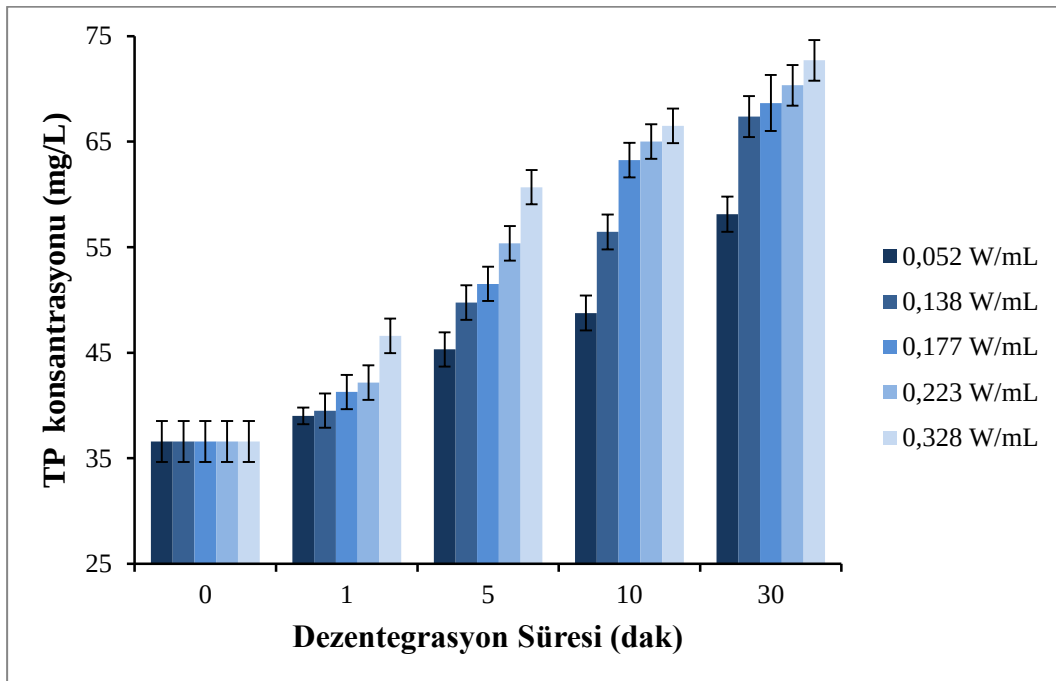
Şekil 4.17. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi

25 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça sıvı fazda $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ ve TP konsantrasyonları artmıştır (Şekil 4.18, 4.19). Kontrol ortamında $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ konsantrasyonu $27,5\pm3,0$ mg/L iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $52,3\pm1,0$ mg/L'ye artmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon sonucunda $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ çözünmesindeki benzer etkiler TP çözünmesinde de gözlemlenmiştir. Kontrol ortamında TP konsantrasyonu $36,6\pm2,0$ mg/L iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $72,7\pm1,9$ mg/L'ye artmıştır. TP konsantrasyonun sıvı fazda artması, çamur çözünmenin meydana geldiğini, hücre lizisi sonucunda organik fosforun sıvı faza geçtiğini göstermektedir. Yan ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada, 90000 kJ/kgTKM özgül enerjide çamur çözünmesi meydana gelerek TP konsantrasyonunun 28,0 mg/L'den 67,8 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

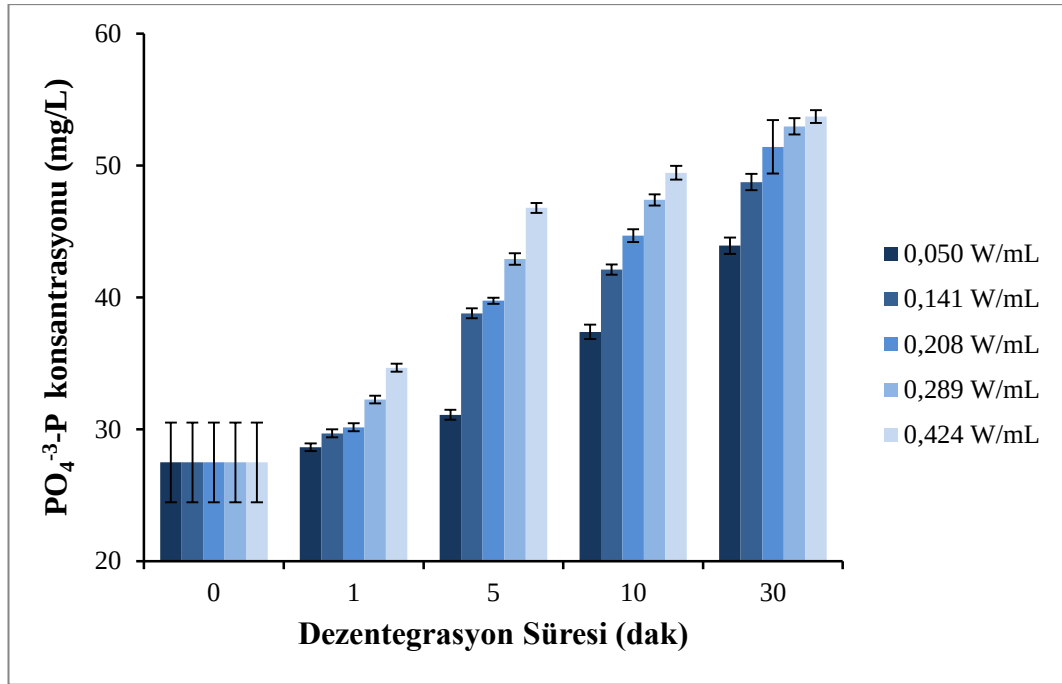
13 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça sıvı fazda $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ ve TP konsantrasyonları artmıştır (Şekil 4.20, 4.21). Kontrol ortamında $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ konsantrasyonu $27,5\pm3,0$ mg/L iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $53,7\pm0,5$ mg/L'ye artmıştır. Ultrasonik dezentegrasyon sonucunda $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ çözünmesinde meydana gelen benzer etkiler TP çözünmesinde de gözlemlenmiştir. Kontrol ortamında TP konsantrasyonu $36,6\pm2,0$ mg/L iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $73,8\pm3,7$ mg/L'ye artmıştır. TP konsantrasyonun sıvı fazda artması, çamur çözünmenin meydana geldiğini, hücre lizisi sonucunda organik fosforun sıvı faza geçtiğini göstermektedir. 13 mm'lik probun genliğe karşı uygulayabildiği ultrasonik güç daha fazla olduğundan $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ ve TP çözünmesi 25 mm'lik proba göre daha fazla meydana gelmiştir.



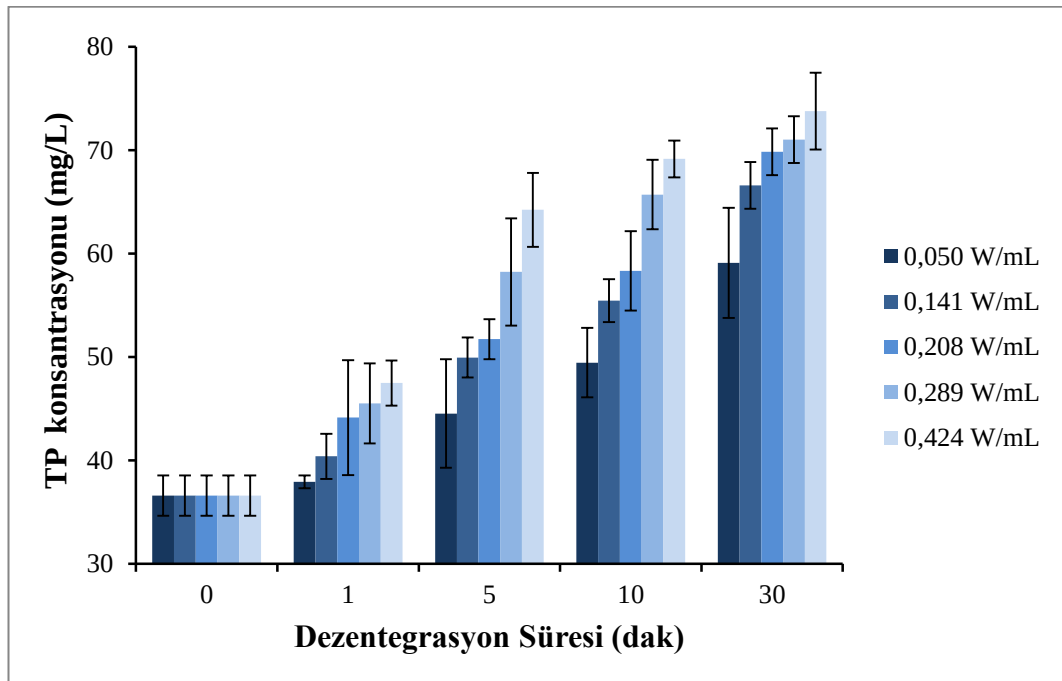
Şekil 4.18. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi



Şekil 4.19. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi



Şekil 4.20. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi



Şekil 4.21. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi

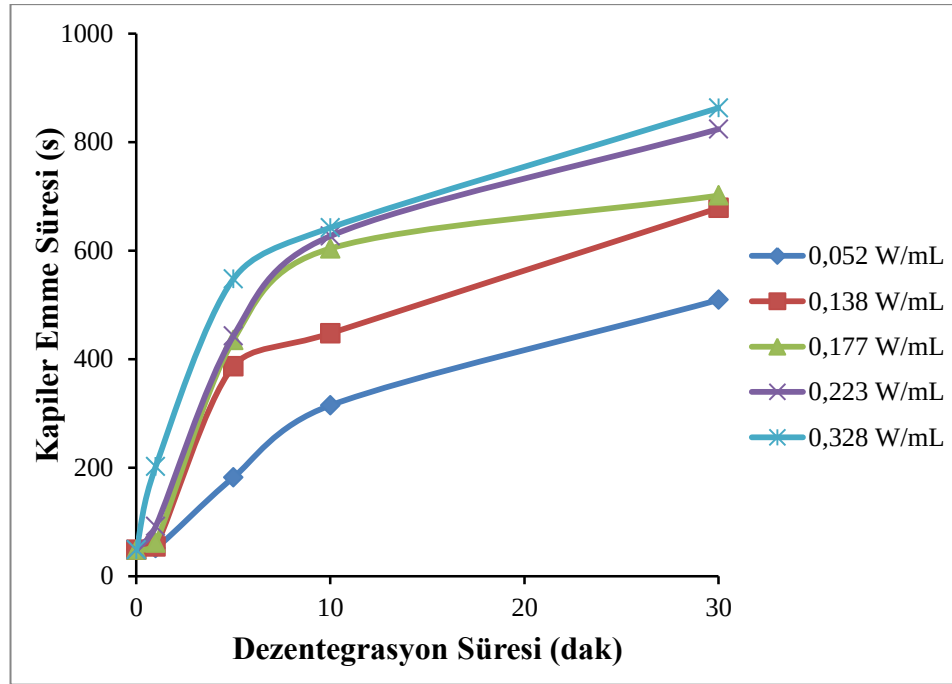
4.1.4 Ultrasonik dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi

25 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça KES ve ÖFD artmaktadır (Şekil 4.22, 4.25). Kontrol ortamında KES $48,4 \pm 11,0$ s iken 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $863,2 \pm 33,3$ s'ye artmıştır (Şekil 4.24). Ultrasonik yoğunluk ve sonikasyon süresi arttıkça çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir. Ultrasonik dezentegrasyon yöntemi, çamur susuzlaştırılabilirliğine etkisi olumlu veya olumsuz olabilmektedir. Düşük özgül enerji seviyelerinde ultrasen çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirirken özgül enerji seviyesi arttıkça çamur flok yapısı bozulmaya başladığından çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmektedir (Pilli ve ark., 2011).

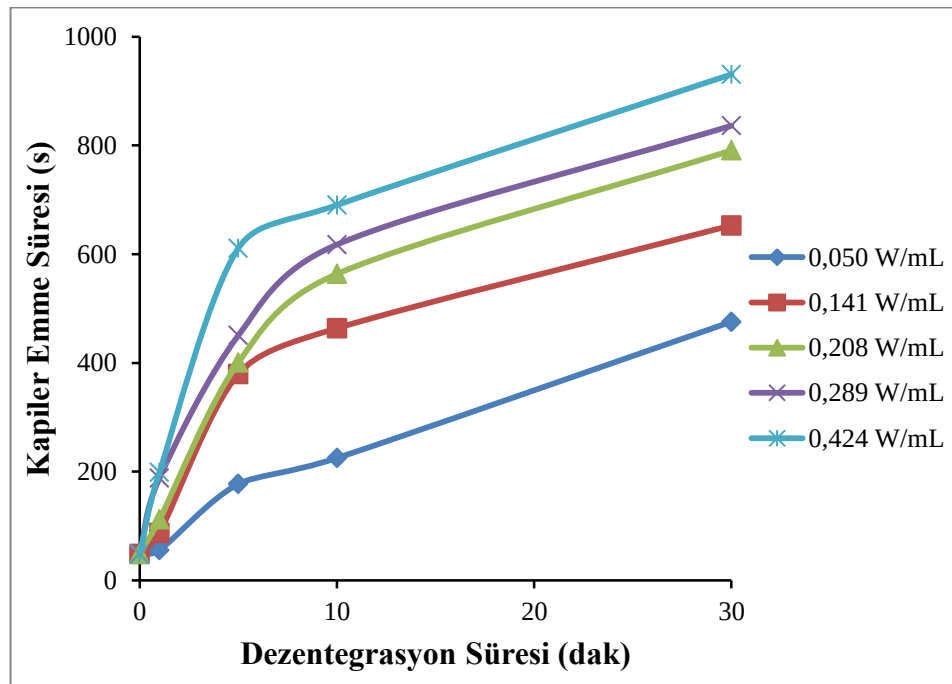
25 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyon ile kontrol ortamında ÖFD $7,3 \times 10^{11}$ m/kg iken 149 kJ/kgTKM özgül enerjide $9,7 \times 10^{11}$ m/kg'a ve 28949 kJ/kgTKM özgül enerjide $46,1 \times 10^{11}$ m/kg'a artmıştır (Şekil 4.27). Ultrasonik dezentegrasyonda küçük partiküllerin sıvı faza salıverilmesi sonucunda çamurun yüzey alanı artar ve çamurun bünyesindeki bağlı su artar. Sonuçta, filtrasyona karşı direnç artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşir (Müller ve ark., 2004).

13 mm'lik prob ile tüm ultrasonik yoğunluklarda sonikasyon süresi arttıkça KES ve ÖFD artmaktadır (Şekil 4.23, 4.26). Kontrol ortamında KES $48,4 \pm 11,0$ s iken 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $930,7 \pm 34,1$ s'ye artmıştır (Şekil 4.24). 25 mm'lik prob ile kıyaslandığında, 13 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyonun da çamur susuzlaştırılabilirliğini kötüleştirdiği belirlenmiştir. 13 mm'lik probun genliğe karşı uygulayabildiği ultrasonik güç daha fazla olduğundan EPS çözünmesi 25 mm'lik proba göre daha fazla meydana gelmiştir.

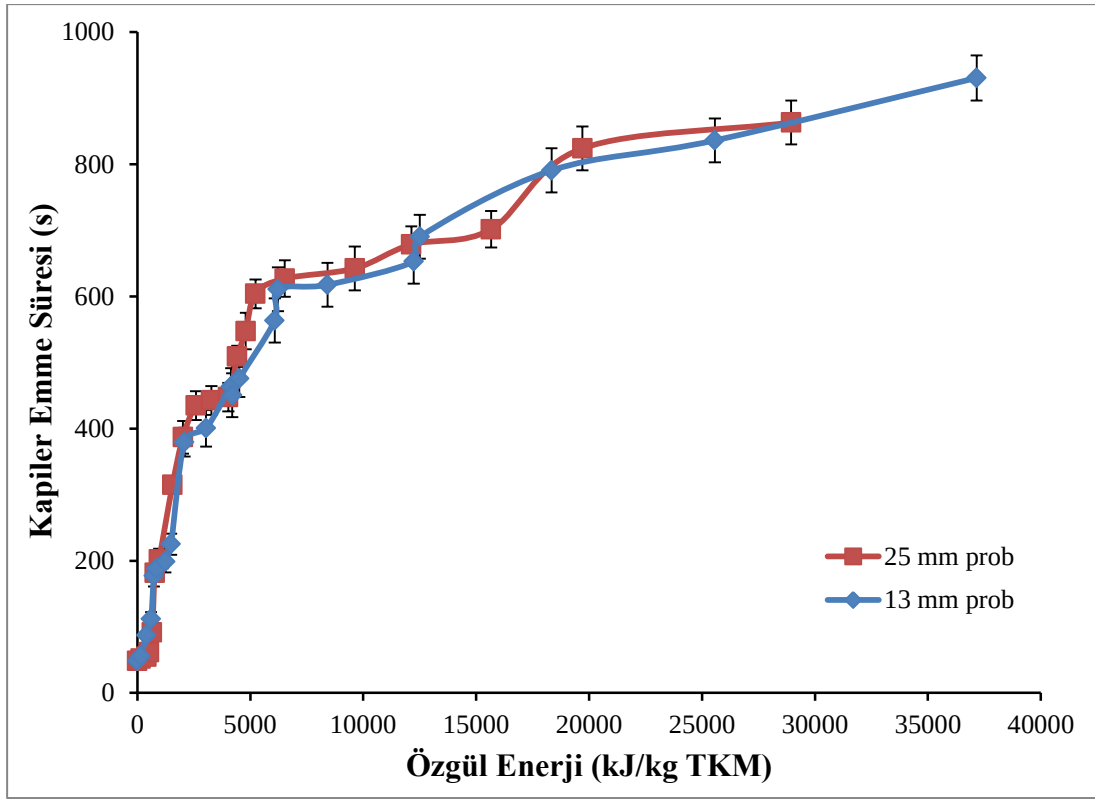
13 mm'lik prob ile ultrasonik dezentegrasyon ile kontrol ortamında ÖFD $7,3 \times 10^{11}$ m/kg iken 146 kJ/kgTKM özgül enerjide $10,0 \times 10^{11}$ m/kg'a ve 37156 kJ/kgTKM özgül enerjide $46,3 \times 10^{11}$ m/kg'a artmıştır (Şekil 4.27). Ultrasonik yoğunluk ve sonikasyon süresi arttıkça çamur çözünmesi meydana geldiğinden filtrasyona karşı direnç artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir. Wang ve ark. (2006) yaptıkları çalışmada, 0,528 W/mL ultrasonik yoğunlukta 5 dakika ultrasonik dezentegrasyon sonucu KES ve ÖFD değerlerinin sırasıyla 82 s'den ve $16,7 \times 10^{11}$ m/kg'dan 344 s'ye ve $1334,2 \times 10^{11}$ m/kg'a artarak çamur susuzlaştırılabilirliğinin kötüleştiğini belirlemişlerdir.



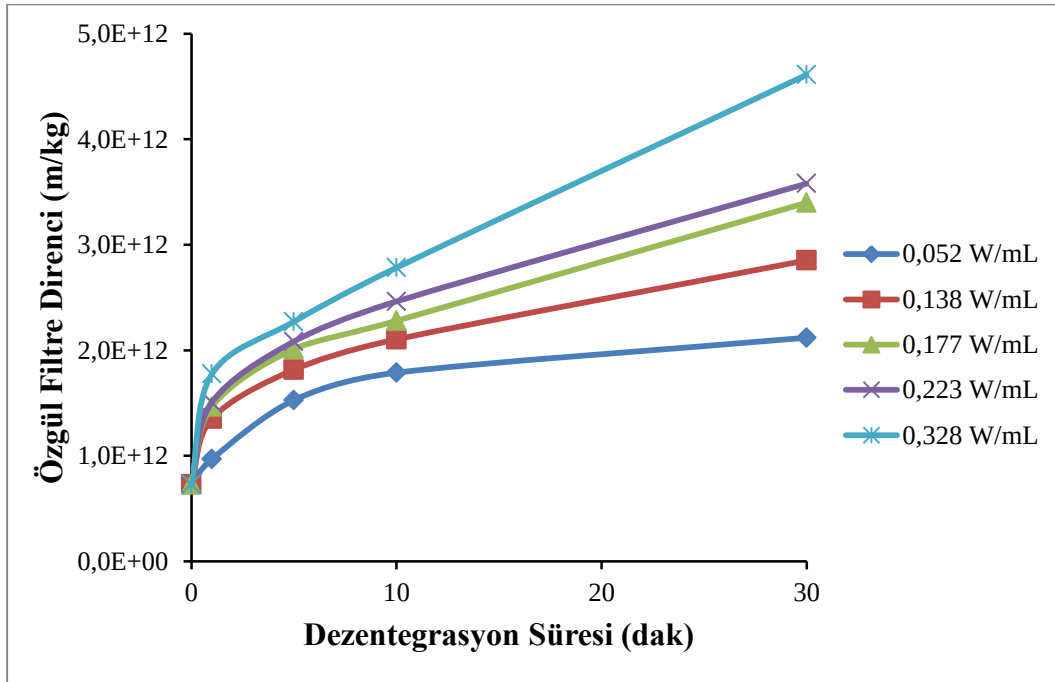
Şekil 4.22. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KES değişimi



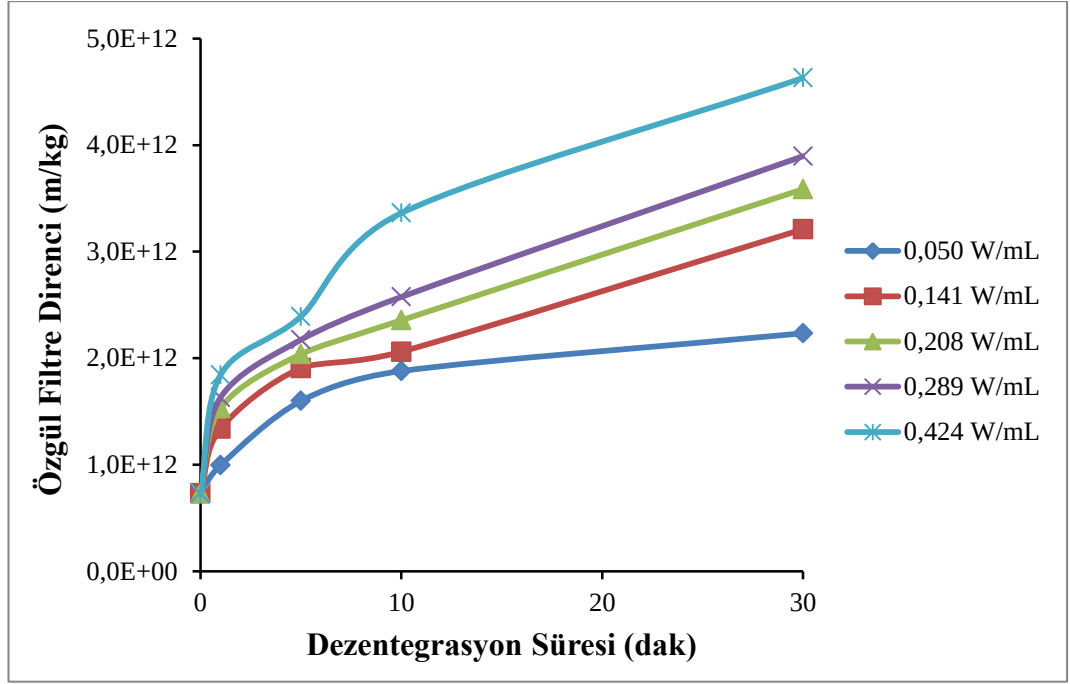
Şekil 4.23. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda KES değişimi



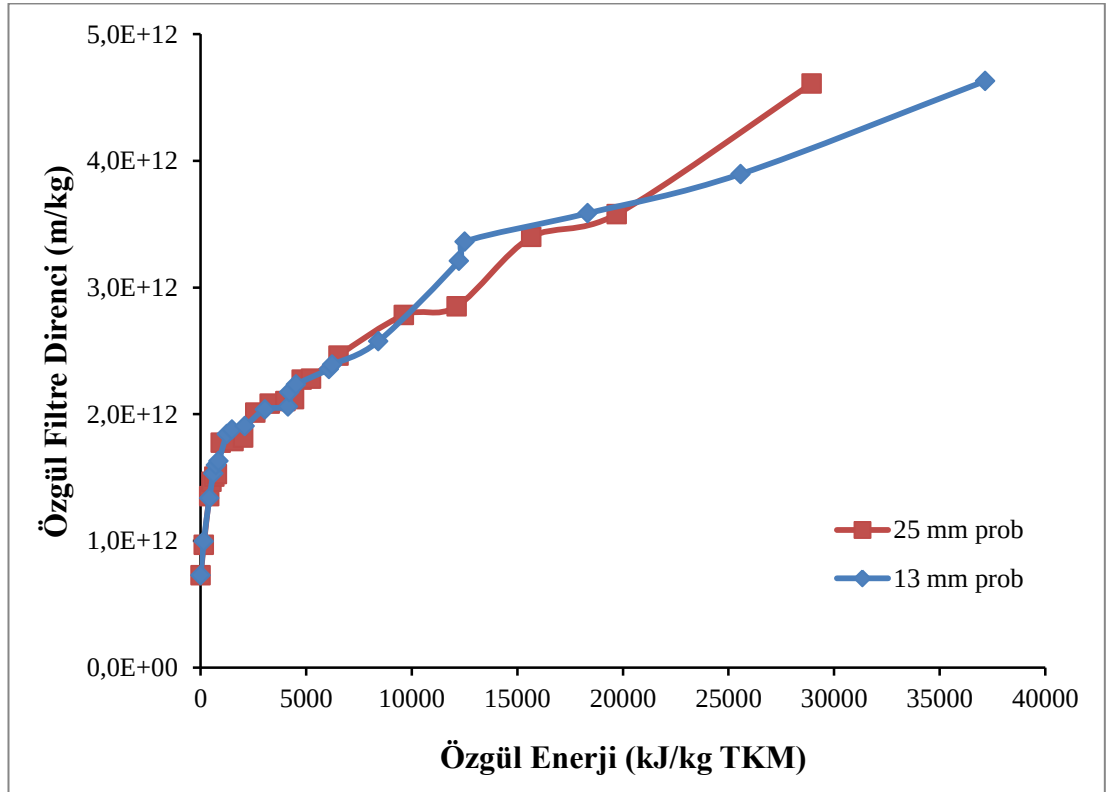
Şekil 4.24. 13 ve 25 mm prob lar ile özgöl enerji değişimlerine karşılık KES değişimi



Şekil 4.25. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ÖFD değişimi



Şekil 4.26. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda ÖFD değişimi



Şekil 4.27. 25 ve 13 mm probalar ile özgül enerji değişimlerine karşılık ÖFD değişimi

4.1.5 Ultrasonik dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi

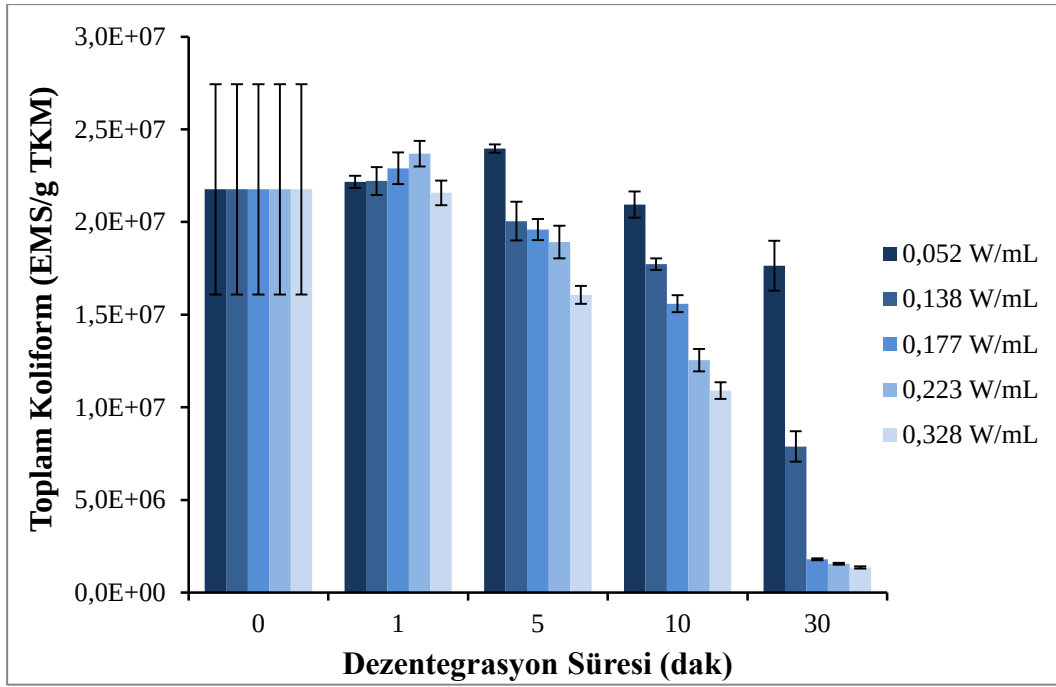
Aritma çamuru mikrobiyolojik açıdan toplam koliform (TK), fekal koliform (FK) ve *Escherichia coli* açısından incelenmiştir.

25 mm'lik prob ile 0,052, 0,138, 0,177, 0,223 W/mL ultrasonik yoğunluklarda 60 s ultrasonikasyon süresi sonunda ve 0,052 W/mL ultrasonik yoğunlukta 300 s ultrasonikasyon süresi sonunda TK, FK ve *E. coli* sayılarında artış meydana gelmiştir (Şekil 4.28, 4.30, 4.32). Kontrol ortamında TK, FK ve *E. coli* sırasıyla $21,76 \times 10^6$, $16,44 \times 10^6$ ve $14,86 \times 10^6$ EMS/gTKM'dir. 25 mm'lik prob ile 773 kJ/kgTKM özgül enerjiye kadar TK, FK ve *E. coli* sırasıyla $23,96 \times 10^6$, $20,70 \times 10^6$ ve $16,31 \times 10^6$ EMS/gTKM'ye artarken 961 kJ/kgTKM özgül enerjiden itibaren özgül enerji arttıkça TK, FK ve *E. coli* sayıları azalmıştır (Şekil 4.34). Bu durum, 961 kJ/kgTKM özgül enerjiden itibaren hücre lizisi sonucunda TK, FK ve *E. coli* mikroorganizma sayılarında azalma meydana geldiğini göstermiştir. Düşük ultrasonik yoğunluklarda ultrases dalgaları, mikroorganizmalar ile ortamdaki diğer çözünen maddeler ile etkileşimi arttırdığından hücre membran geçirgenliği artar ve mikroorganizmaların çoğalmasına neden olur (Foladori ve ark., 2010). Chu ve ark. (2001) yaptıkları çalışmada 0,33 W/mL ultrasonik yoğunlukta 60 dakika ultrasonikasyon süresi sonunda TK 63×10^6 EMS/gTKM'den $6,3 \times 10^6$ EMS/gTKM'ye azaldığını bulmuşlardır.

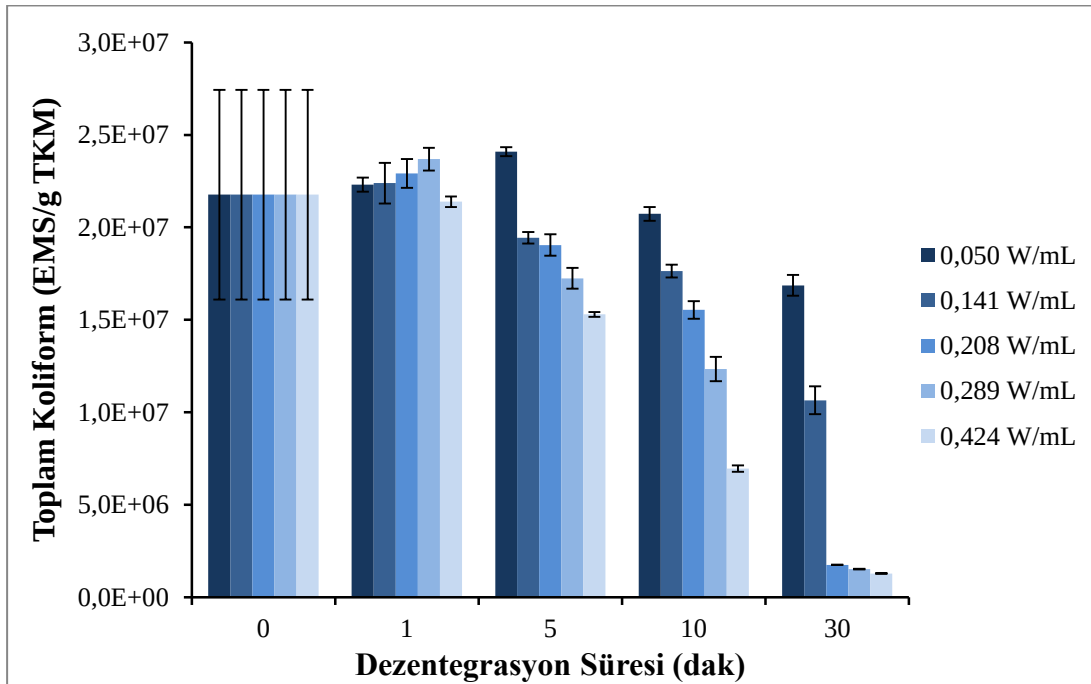
13 mm'lik prob ile 0,050, 0,141, 0,208, 0,289 W/mL ultrasonik yoğunluklarda 60 s ultrasonikasyon süresi sonunda ve 0,050 W/mL ultrasonik yoğunlukta 300 s ultrasonikasyon süresi sonunda TK, FK ve *E. coli* sayılarında artış meydana gelmiştir (Şekil 4.29, 4.31, 4.33). Kontrol ortamında TK, FK ve *E. coli* sırasıyla $21,76 \times 10^6$, $16,44 \times 10^6$ ve $14,86 \times 10^6$ EMS/gTKM'dir. 13 mm'lik prob ile 852 kJ/kgTKM özgül enerjiye kadar TK, FK ve *E. coli* sırasıyla $23,69 \times 10^6$, $17,83 \times 10^6$ ve $16,00 \times 10^6$ EMS/gTKM'ye artarken 1241 kJ/kgTKM özgül enerjiden itibaren özgül enerji arttıkça TK, FK ve *E. coli* sayıları azalmıştır (Şekil 4.35). Bu durum, 13 mm'lik prob ile 1241 kJ/kgTKM özgül enerjiden itibaren hücre lizisi sonucunda TK, FK ve *E. coli* mikroorganizma sayılarında azalma meydana geldiğini göstermiştir.

'Aritma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar' (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre, B sınıfı arıtma çamuru için istenen FK sınır değeri $2,0 \times 10^6$ EMS/gTKM'dir (USEPA, 1993). 25 mm'lik prob ile 15661 kJ/kgTKM

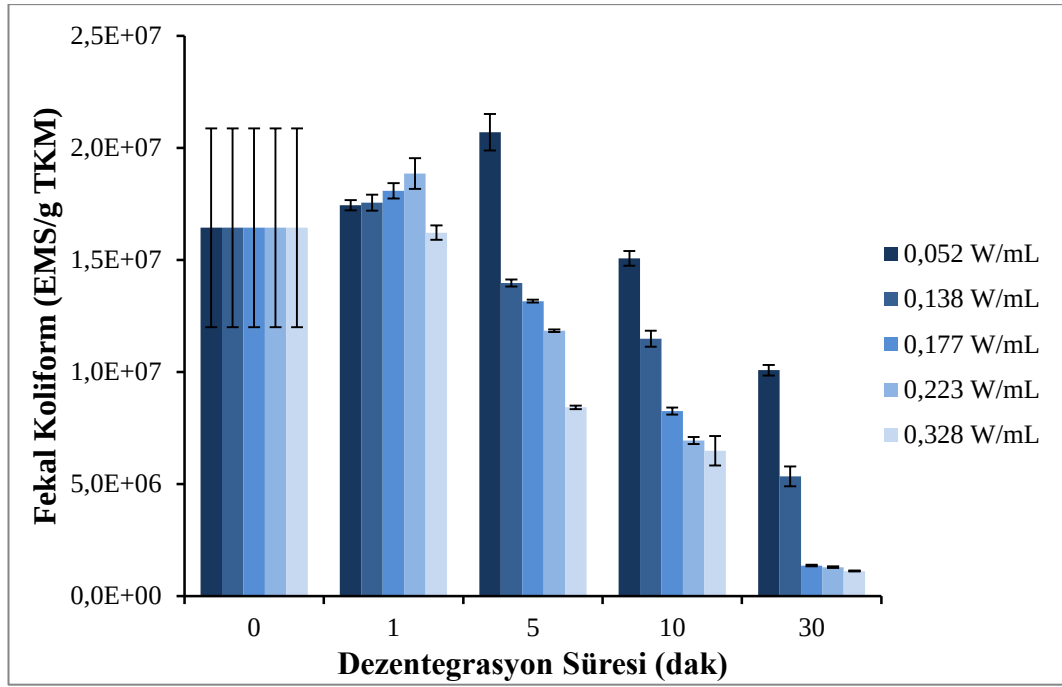
öztöl enerjiden sonra FK $1,36 \times 10^6$ EMS/gTKM değerinin aşağısına azalarak B sınıfı arıtma çamuru elde edilmiştir. 13 mm'lik probda ise 18336 kJ/kgTKM öztöl enerjiden sonra FK $1,33 \times 10^6$ EMS/gTKM değerinin aşağısına azalarak B sınıfı arıtma çamuru elde edilmiştir.



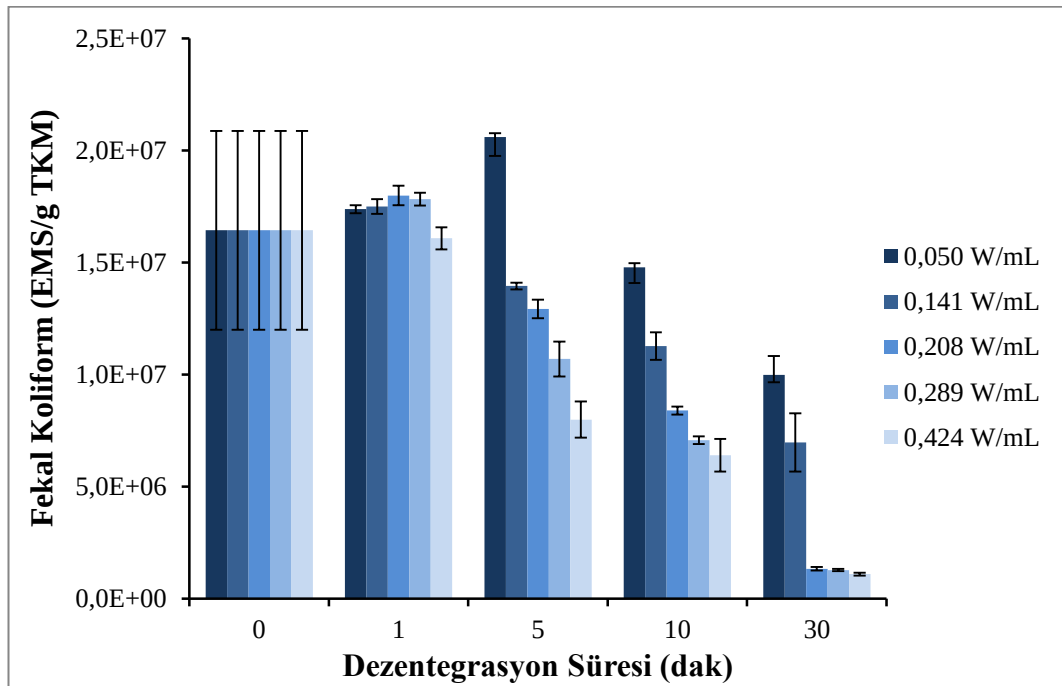
Şekil 4.28. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam koliform değişimi



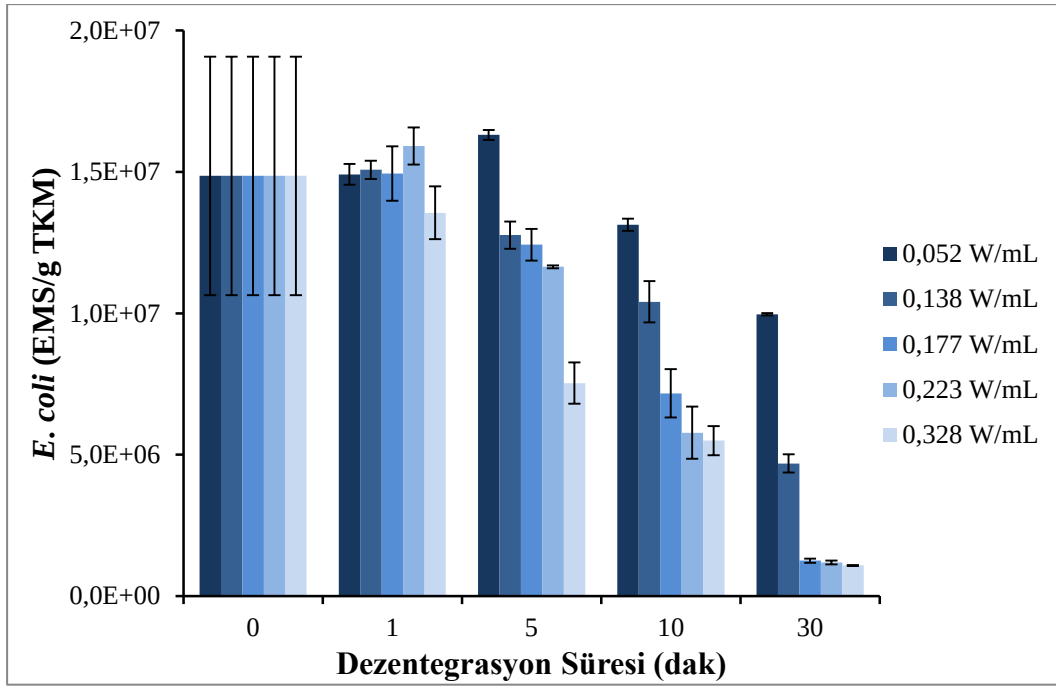
Şekil 4.29. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda toplam koliform değişimi



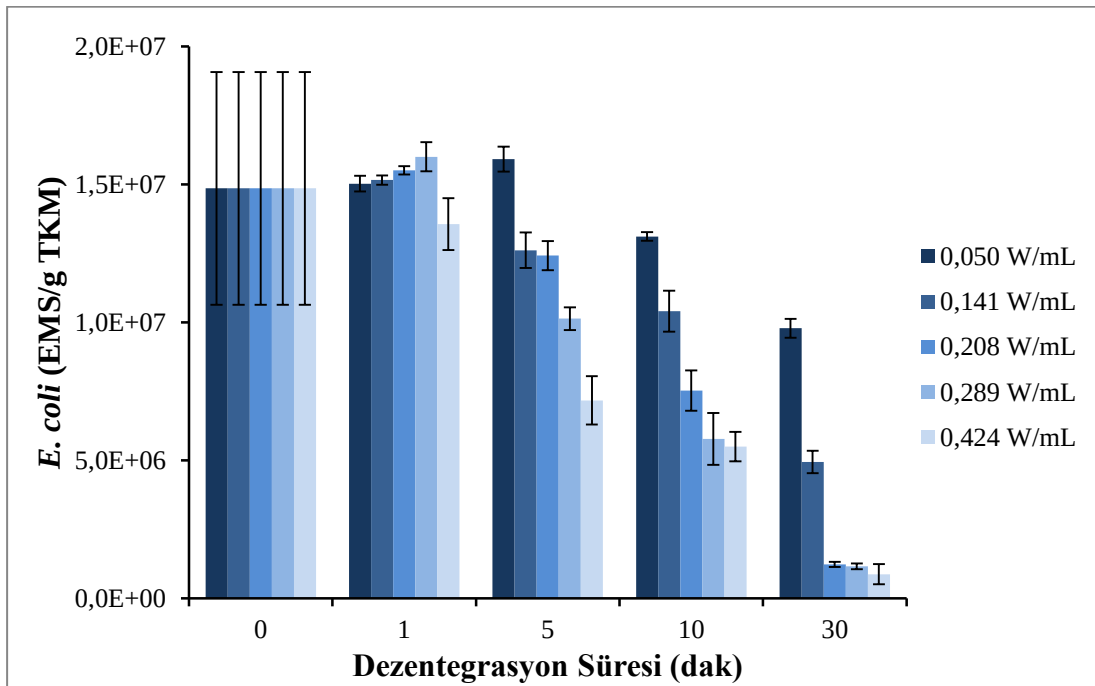
Şekil 4.30. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda fekal koliform değişimi



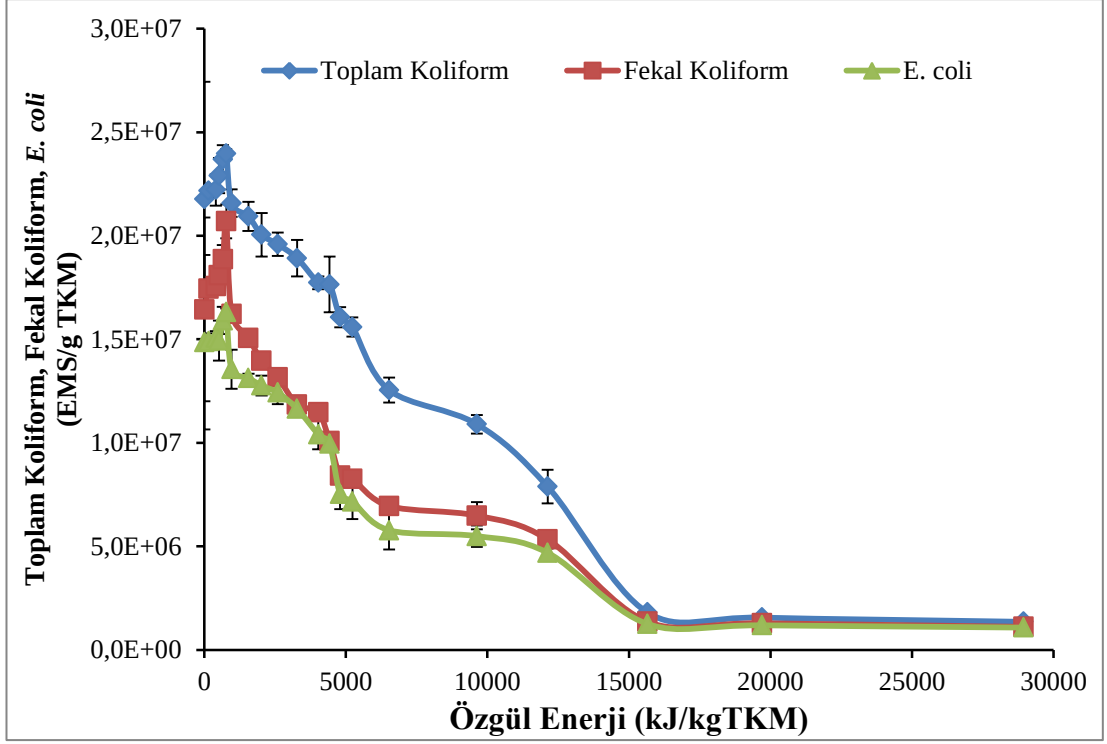
Şekil 4.31. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda fekal koliform değişimi



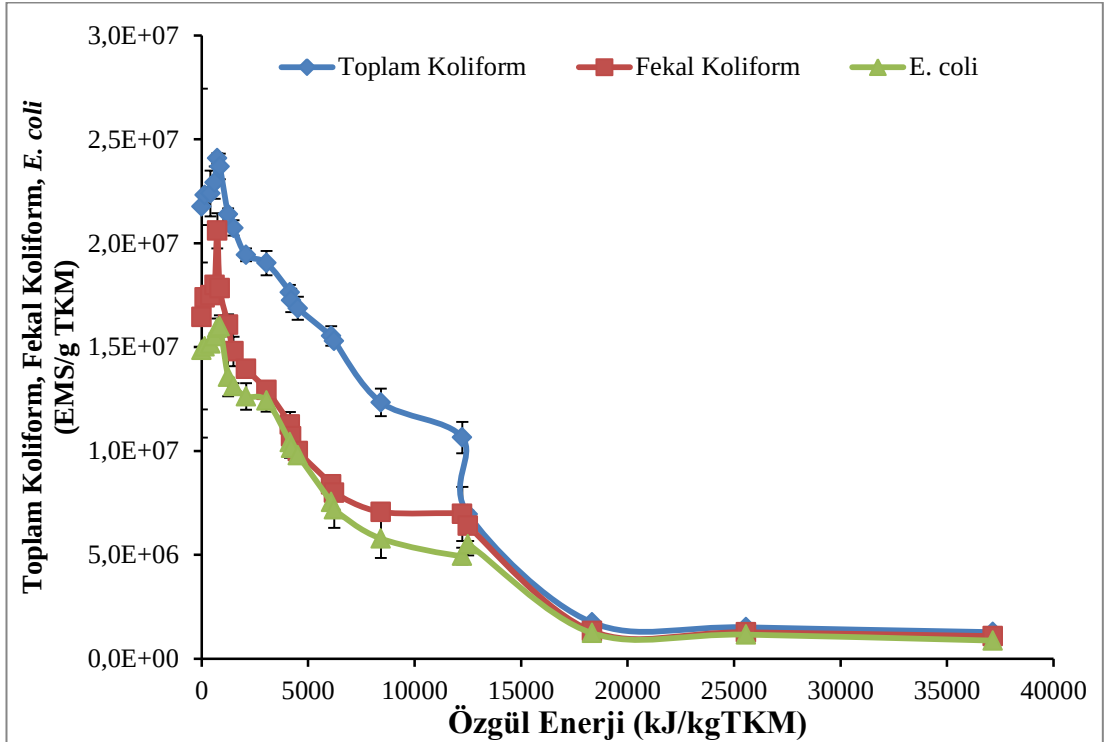
Şekil 4.32. 25 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda *E. coli* değişimi



Şekil 4.33. 13 mm prob ile farklı ultrasonik yoğunlukta ve farklı ultrasonikasyon süresi sonunda *E. coli* değişimi



Şekil 4.34. 25 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık toplam koliform, fekal koliform ve *E. coli* değişimleri



Şekil 4.35. 13 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık toplam koliform, fekal koliform ve *E. coli* değişimleri

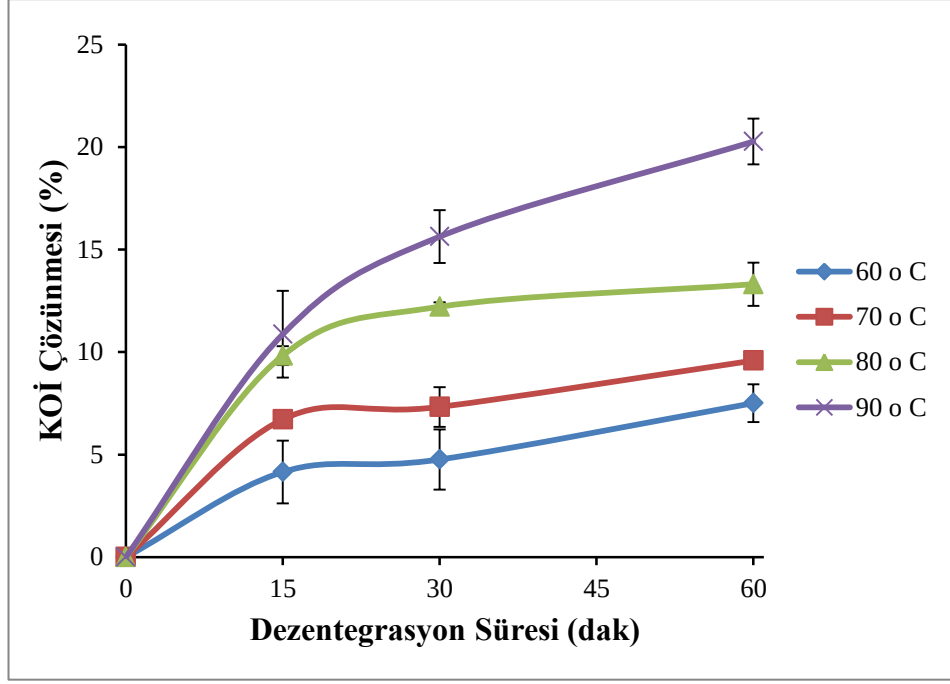
4.2 Termal Dezentegrasyon

4.2.1 Termal dezentegrasyonun dezentegrasyon derecesine etkisi

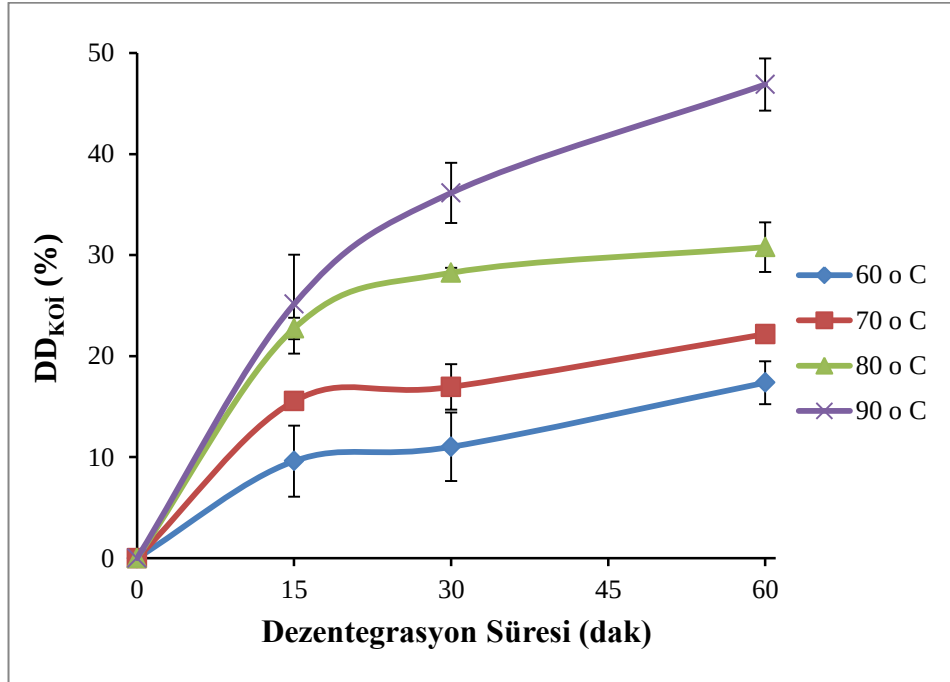
Termal dezentegrasyon, 60, 70, 80 ve 90 °C olmak üzere 4 farklı sıcaklıkta ve 15, 30 ve 60 dakika olmak üzere 3 farklı dezentegrasyon süresinde uygulanmıştır. Termal dezentegrasyon, çamur yapısının bozulmasına, biyolojik flokların ayrılmasına, çamur çözünmesinin artmasına neden olmaktadır. 40 °C sıcaklıkta KOİ'nin salıverilmesi yok denecek kadar az iken 60 °C sıcaklığa doğru KOİ çözünmesi hızlı bir şekilde artmaya başlar (Paul ve ark., 2006).

Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça KOİ çözünmesi artmaktadır (Şekil 4.36). Kontrol ortamında ÇKOİ konsantrasyonu 128,0 mg/L iken 60 °C'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda 853,3 mg/L'ye ve 90 °C'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda 3669,3 mg/L'ye artmıştır. Bu durum, çamur çözünmesinin meydana geldiğini göstermektedir. 80 °C'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesi % $9,83 \pm 0,46$ iken 90 °C'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesi % $10,87 \pm 2,11$ 'e artmıştır. 80 °C ve 90 °C'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda KOİ çözümleri incelendiğinde sıcaklık artışı çamur çözünmesinde fazla bir artış meydana getirmemiştir. 90 °C'de termal dezentegrasyon incelendiğinde termal işlem süresinin 60 dakikaya artması çamur çözünmesinde ciddi bir artış meydana getirmiştir. Appels ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada 80 °C'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda ÇKOİ'yi 400 mg/L'den 1350 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

Termal dezentegrasyonda KOİ çözünmesine bağlı olarak çamurun dezentegrasyon derecesi ($DD_{KOİ}$) de artmaktadır. 60 °C'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda $DD_{KOİ}$ % $9,60 \pm 3,53$ iken 90 °C'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda $DD_{KOİ}$ % $46,89 \pm 2,59$ 'a artmıştır (Şekil 4.37). Termal dezentegrasyonun tüm koşullarında çamur flok yapısının bozulup, çamur çözünmesinin meydana geldiği belirlenmiştir.



Şekil 4.36. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezantegrasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim



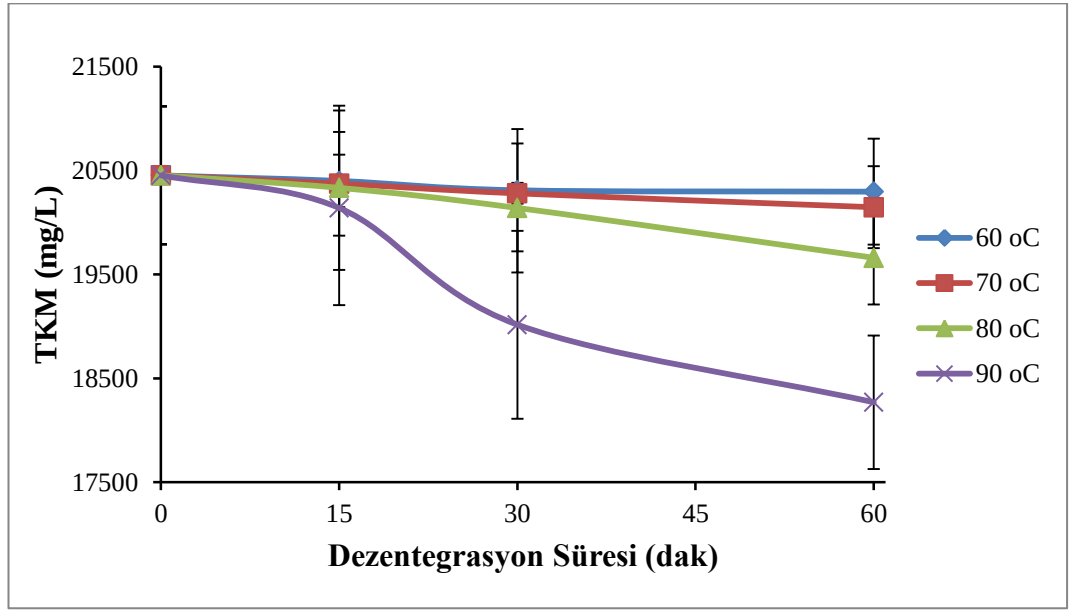
Şekil 4.37. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezantegrasyon süresi sonunda dezantegrasyon derecesindeki değişim

4.2.2 Termal dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi

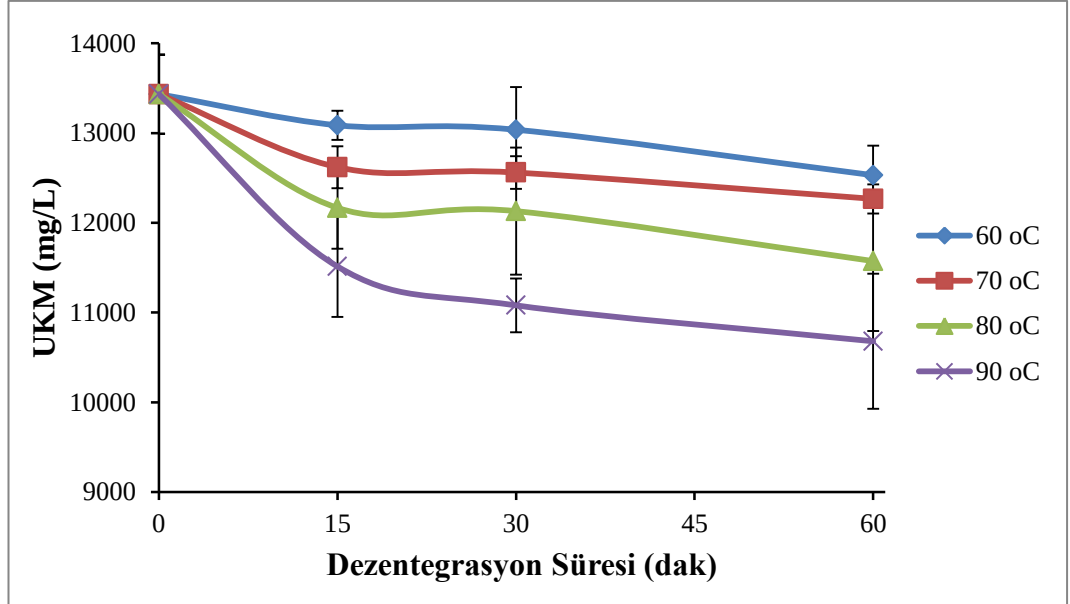
Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça TKM miktarı azalmıştır (Şekil 4.38). 60 ve 70 °C’de termal dezentegrasyonda TKM gideriminde anlamlı bir farklılık görülmemiştir. 90 °C’de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda TKM giderimi % $10,7 \pm 3,1$ ’e artmıştır. Sıcaklığın 90 °C’ye artmasıyla TKM gideriminde ciddi bir artış meydana gelmiştir. 100 °C’nin altındaki termal dezentegrasyonda tüm çamur flokları tam olarak parçalanamaz. Çamur yapısının bozulması ve bir bölümünün dağılması gerçekleşir (Paul ve ark., 2006).

Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça UKM miktarı azalmıştır (Şekil 4.39). Tüm sıcaklıklarda dezentegrasyon süresi arttıkça UKM gideriminde düzenli bir artış görülmektedir. 60 °C’de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda UKM giderimi % $2,6 \pm 1,2$ iken 90 °C’de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda UKM giderimi % $20,5 \pm 5,6$ ’ya artmıştır. Termal dezentegrasyonun çamur flock yapısını bozduğu ve çamur çözünmesini arttırdığı belirlenmiştir. Termal dezentegrasyon esnasında organik madde daha çok etkilendiğinden UKM giderimi TKM giderimine oranla daha fazla artmıştır.

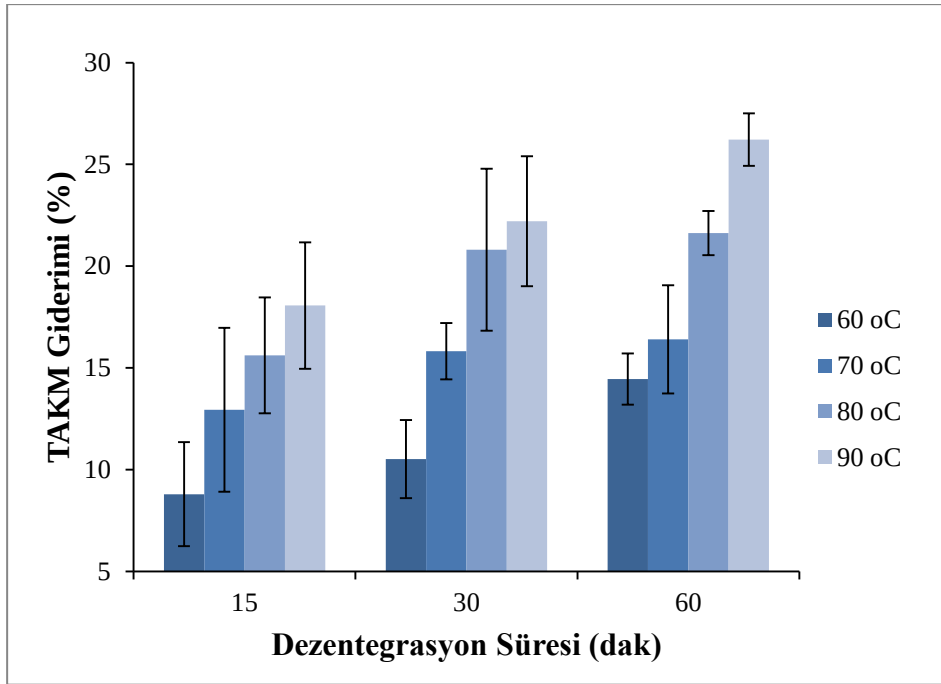
Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça TAKM ve UAKM giderimi artmıştır (Şekil 4.40, 4.41). Tüm sıcaklıklarda dezentegrasyon süresi arttıkça TAKM ve UAKM gideriminde düzenli bir artış görülmektedir. 60 °C’de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda UAKM giderimi % $13,3 \pm 3,7$ iken 60 °C’de 60 dakika sonunda % $16,4 \pm 5,6$ ’ya artarken 90 °C’de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda UAKM giderimi % $23,5 \pm 6,3$ ’e artmıştır. Termal dezentegrasyonda sıcaklık artışının temas süresinden daha etkili olduğu belirlenmiştir. Organik içerikli atıkların termal dezentegrasyonunda UAKM, TAKM’den daha fazla çözünmektedir (Bougrier ve ark., 2008).



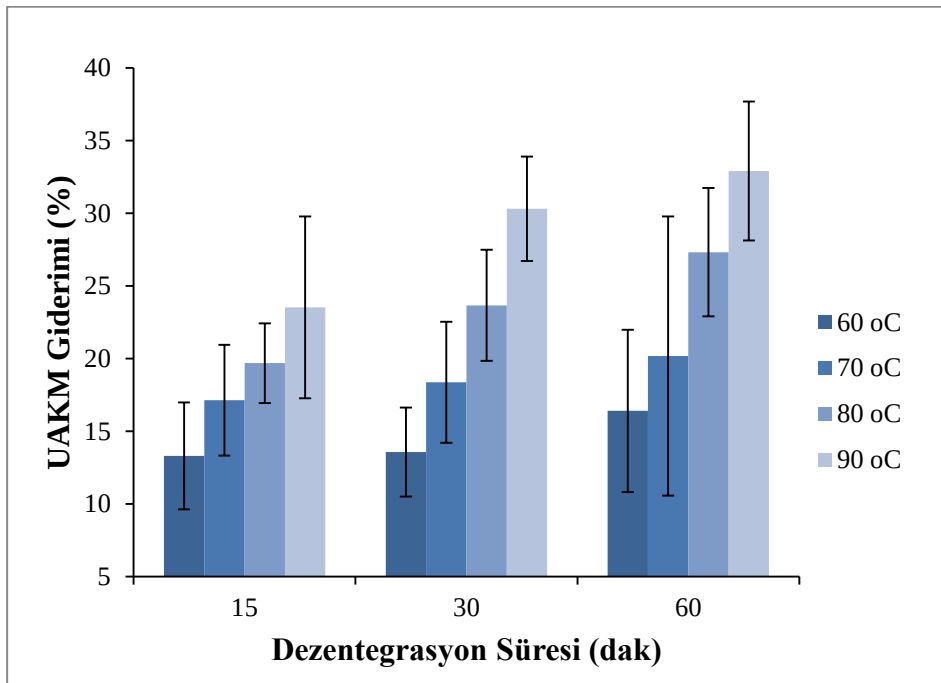
Şekil 4.38. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda TKM değişimi



Şekil 4.39. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda UKM değişimi



Şekil 4.40. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda TAKM giderimi



Şekil 4.41. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda UAKM giderimi

4.2.3 Termal dezentegrasyonun azot ve fosfor çözünmesine etkisi

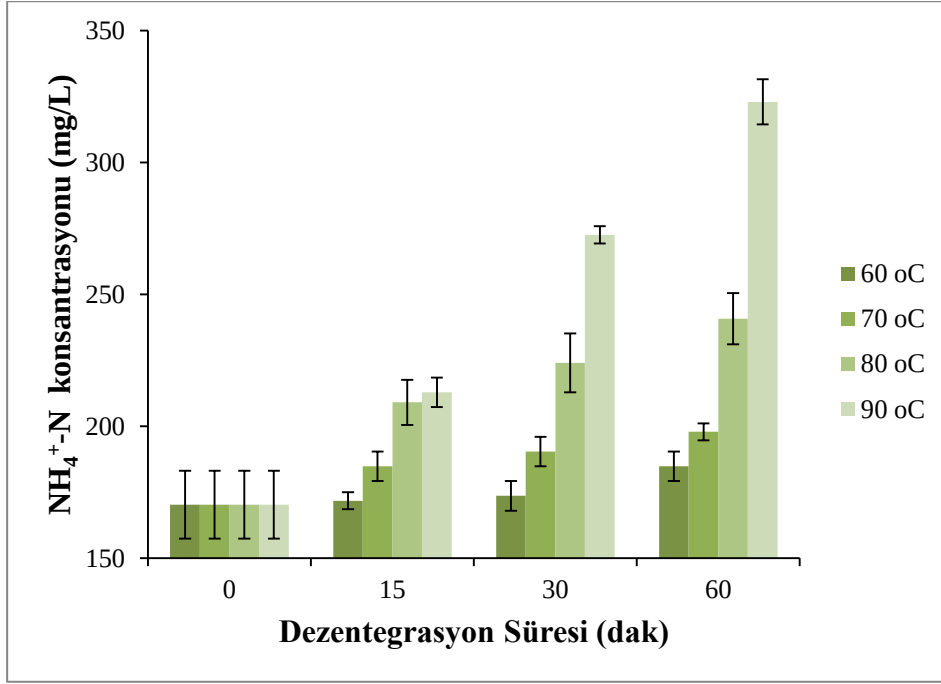
Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça sıvı fazda NH_4^+ -N, TKN ve N_{org} konsantrasyonları artmaktadır (Şekil 4.42, 4.43, 4.44). Kontrol ortamında NH_4^+ -N konsantrasyonu $170,2 \pm 12,9$ mg/L iken 70°C 'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda $197,9 \pm 3,2$ mg/L'ye ve 90°C 'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda $322,9 \pm 8,6$ mg/L'ye artmıştır. Sıcaklık ve temas süresi arttıkça çamur çözünmesinde artış meydana gelmiştir.

Kontrol ortamında TKN konsantrasyonu $268,8 \pm 13,1$ mg/L iken 90°C 'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda $333,0 \pm 8,4$ mg/L'ye artmıştır. 90°C 'de termal dezentegrasyonda temas süresi 60 dakikaya arttığında TKN çözünmesi, 15 dakika temas süresine göre % 29,5 artmıştır. Termal dezentegrasyonda biyolojik flokların dağılması ve hücre lizisi sonucunda sıvı fazda TKN konsantrasyonun arttığı belirlenmiştir. Kontrol ortamında N_{org} konsantrasyonu $98,6 \pm 6,4$ mg/L iken 90°C 'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda $149,3 \pm 8,6$ mg/L'ye artmıştır. Termal dezentegrasyon sonucunda, çamur çözünmesi ve hücre lizisi meydana geldiğinden sıvı fazda organik azot artmıştır. Çamurdaki toplam katı madde içeriği, azot ve fosfor çözünmesini etkilemektedir. Xue ve Huang (2007) yaptıkları çalışmada, çamurun TAKM miktarının artmasıyla sıvı faza salıverilen ortofosfat fosforu ve toplam fosfor konsantrasyonunun arttığını belirlemişlerdir.

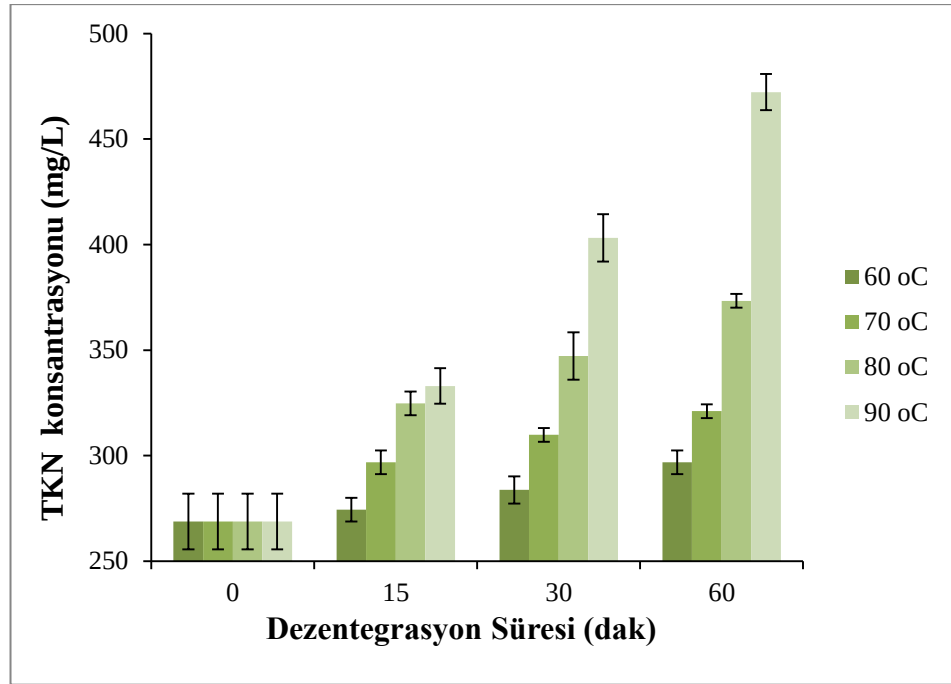
Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça sıvı fazda PO_4^{3-} -P ve TP konsantrasyonları artmaktadır (Şekil 4.45, 4.46). Kontrol ortamında PO_4^{3-} -P konsantrasyonu $27,5 \pm 3,0$ mg/L iken 60°C 'de 30 dakika termal dezentegrasyon sonunda $35,4 \pm 2,4$ mg/L'ye artarken 70°C 'de 30 dakika termal dezentegrasyon sonunda $45,7 \pm 2,8$ mg/L'ye artmıştır. 60°C 'de termal dezentegrasyonda PO_4^{3-} -P çözünmesinde pek fazla bir değişiklik olmazken 70°C termal sıcaklık ve üstünde PO_4^{3-} -P çözünmesi hızlı bir şekilde artmıştır. 90°C 'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda PO_4^{3-} -P çözünmesi % 47,9 artarak maksimum çözünmeye ulaşmıştır.

Termal dezentegrasyon sonucunda PO_4^{3-} -P çözünmesine benzer şekilde TP çözünmesinde de artış gözlemlenmiştir. Kontrol ortamında TP konsantrasyonu $36,6 \pm 2,0$ mg/L iken 70°C 'de 30 dakika termal dezentegrasyon sonunda $52,5 \pm 3,0$ mg/L'ye artmıştır. 70°C termal sıcaklık ve üstünde TP çözünmesi hızlı bir şekilde

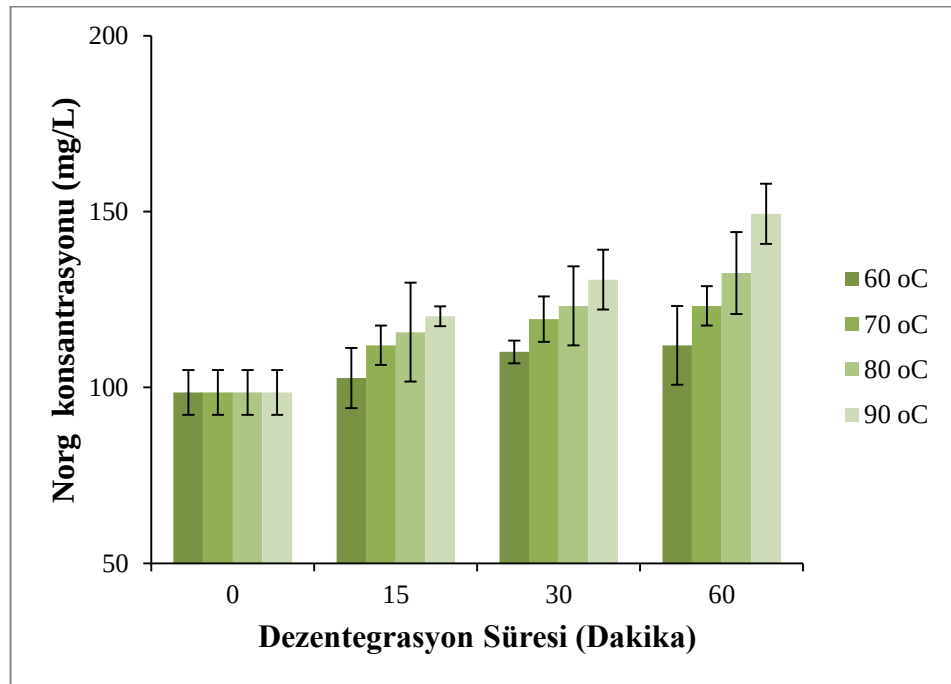
artmıştır. 90 °C’de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda TP çözünmesi % 49,9 artarak maksimum çözünmeye ulaşmıştır. Çamurdaki biyolojik flokların dağılmasının ve hücre lizisinin etkili bir biçimde 70 °C termal sıcaklıkta başladığı belirlenmiştir.



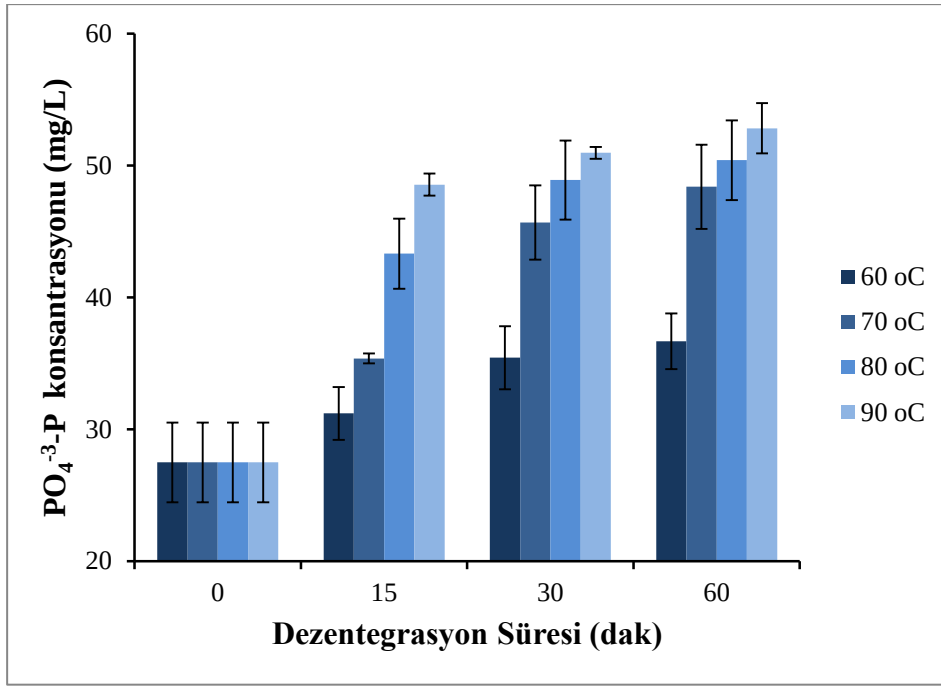
Şekil 4.42. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi



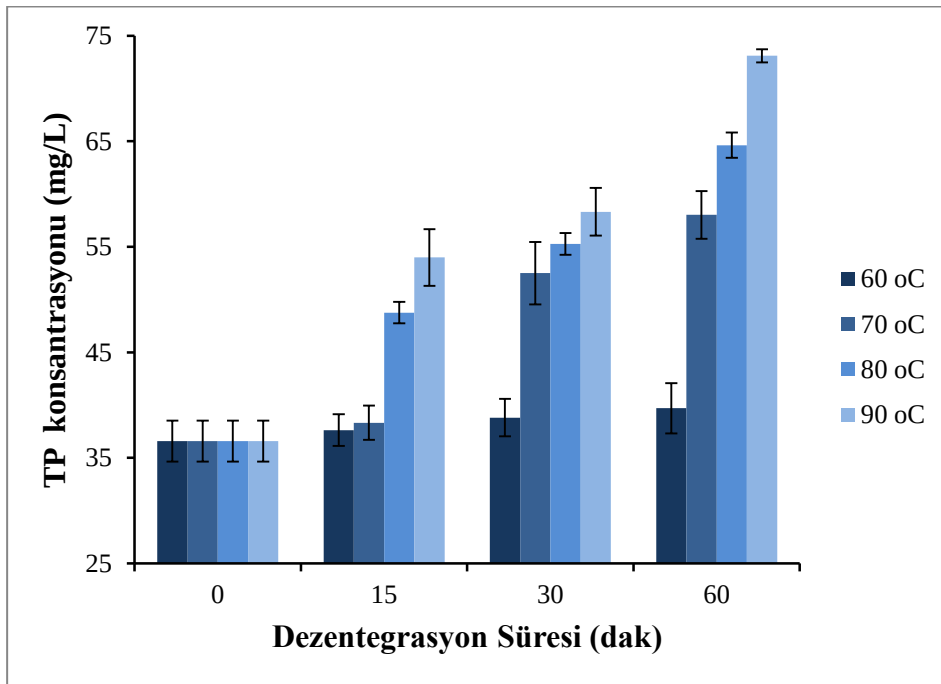
Şekil 4.43. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi



Şekil 4.44. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi



Şekil 4.45. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi



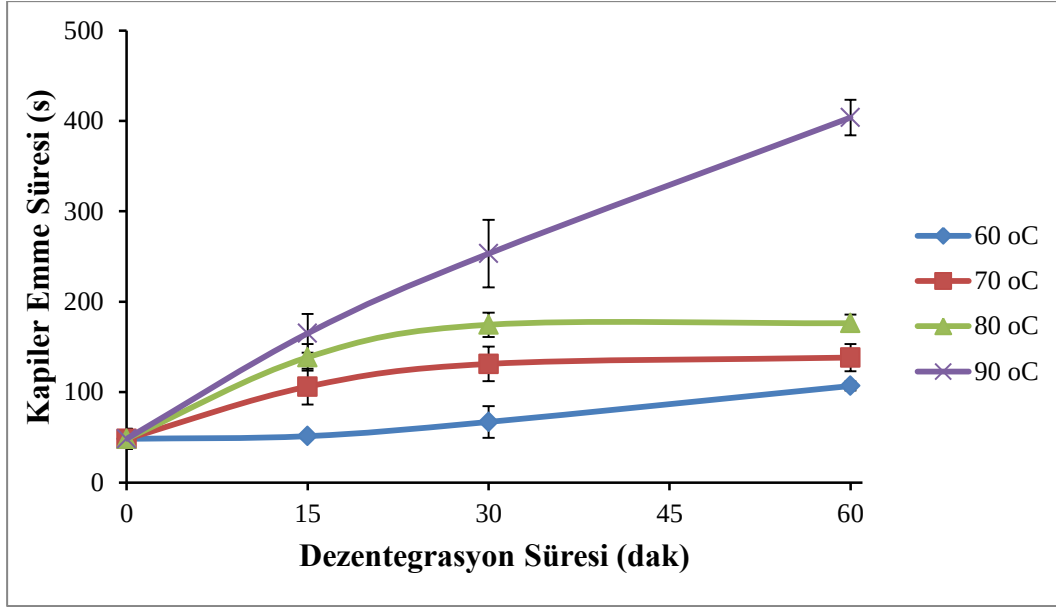
Şekil 4.46. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi

4.2.4 Termal dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi

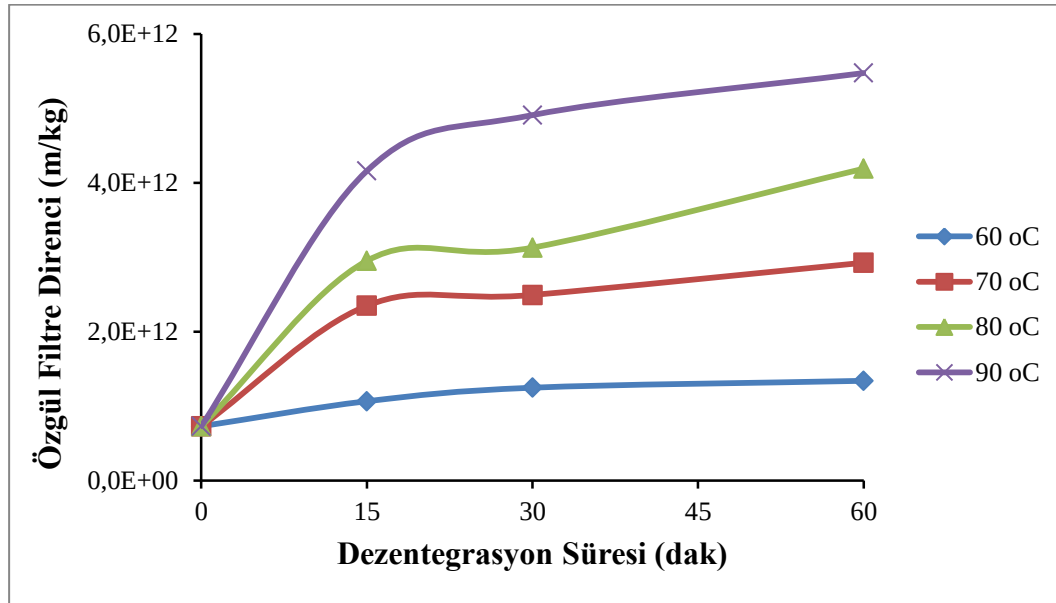
Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça KES artmaktadır (Şekil 4.47). Kontrol ortamında KES $48,4 \pm 11,0$ s iken iken $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda $51,3 \pm 3,1$ s'ye ve $90\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda $165,0 \pm 21,4$ s'ye artmıştır. Termal sıcaklık arttıkça çamur çözünmesi meydana geldiğinden çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir. $90\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de termal dezentegrasyonda temas süresi 60 dakikaya arttığında KES, $403,7 \pm 19,8$ s'ye artmıştır. $90\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de termal sıcaklık sabitken ısıtma işlem süresi arttığında çamur susuzlaştırılabilirliği hızlı bir şekilde kötüleşmiştir (Şekil 4.47). $100\text{ }^{\circ}\text{C}$ sıcaklığın altında termal dezentegrasyonda çamur flok yapısının bozulması ve sıvı faza küçük partiküllerin salıverilmesi meydana gelir. Daha küçük partiküllerin oluşması çamurun yüzey alanını artırır ve çamura bağlı suyun artmasıyla filtre olabilirlik kötüleşir (Xue ve Huang, 2007).

Çamur çözünmesi sonucunda KES sonuçlarıyla benzer şekilde ÖFD sonuçlarında da artış belirlenmiştir. Kontrol ortamında ÖFD $7,3 \times 10^{11}$ m/kg iken $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 15 dakika termal dezentegrasyon sonunda $10,7 \times 10^{11}$ m/kg'a ve $90\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda $54,7 \times 10^{11}$ m/kg'a artmıştır (Şekil 4.48). Termal dezentegrasyonda tüm sıcaklıklarda dezentegrasyon süresi arttıkça ÖFD değerlerinde aynı hızlarda artış gözlemlenmiştir. Termal dezentegrasyonda sıcaklık ve dezentegrasyon süresi arttıkça çamur çözünmesi sonucunda filtrasyona karşı direnç artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir.

Bougrier ve ark. (2008) yaptıkları çalışmada, $130\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 30 dakika termal dezentegrasyon sonunda KES değerinin 1300 s'den 2030 s'ye artarak çamur susuzlaştırılabilirliğinin kötüleştiğini belirlemişlerdir. Termal sıcaklığı arttırdıklarında $190\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de 30 dakika termal dezentegrasyon sonunda KES değerinin 1300 s'den 31 s'ye azalarak çamur susuzlaştırılabilirliğinin iyileştiğini belirlemişlerdir. Hücre dışı polimerik maddeler (EPS), çamur yüzeyinde yer alan ve yüksek miktarda bünyelerinde su tutabilen maddelerdir. $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ sıcaklığın üstünde termal dezentegrasyonda sıvı faza salıverilen küçük partiküller parçalanıp ayrışır ve çamur yüzeyinde yer alan EPS çözünmesi meydana gelir. Çamura bağlı su salıverilir ve filtre olabilirlik iyileşir.



Şekil 4.47. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda KES değişimi



Şekil 4.48. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezintegrasyon süresi sonunda ÖFD değişimi

4.2.5 Termal dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi

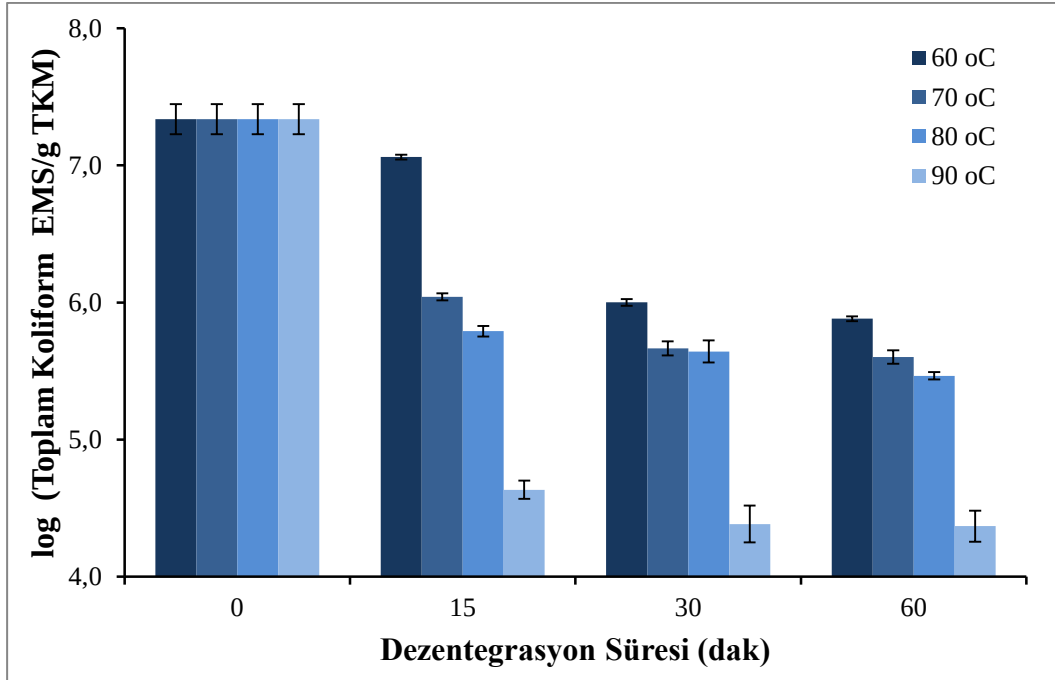
Termal dezentegrasyonda hem sıcaklık hem de dezentegrasyon süresi arttıkça TK, FK ve *Escherichia coli* miktarları azalmıştır (Çizelge 4.2). 60 °C’de 15 dakika termal dezentegrasyon hariç tüm sıcaklıklarda ve sürelerde termal dezentegrasyon sonunda TK, FK ve *E. coli* miktarlarında ciddi bir azalma meydana gelmiştir (Şekil 4.49, 4.50, 4.51). Sıcaklığın mikroorganizmalar üzerinde inaktive edici etkisi vardır. Çamurun termal arıtımı başlar başlamaz hücre membran akıcılığının artmasıyla hücre lizisi, hücre içi enzimlerin hücreden salıverilmesi ve içsel-dışsal hücre bileşenlerin termal hidrolizi meydana gelir (Carballa ve ark., 2009).

60 °C’de bir saat termal işlem sonucunda mezofilik bakterilerin % 98’i yaşama kabiliyetini kaybederler. 90 °C’de 10 dakika termal işlem sonucunda biyokütlenin ısınması sonucu hücre lizisi artar ve 95 °C’de 45 dakika termal işlem sonucunda respirometrik inaktivasyon % 93’e ulaşır (Foladori ve ark., 2010). Canales ve ark. (1994) 90 °C sıcaklıkta 10 dakika termal dezentegrasyon sonucunda yaklaşık % 100 bakteri inaktivasyonun meydana geldiğini bulmuşlardır. Carballa ve ark. (2009) 130 °C sıcaklıkta 1 saat termal dezentegrasyon sonucunda *Escherichia coli*, *Fecal streptococcus* ve *Clostridium perfringens* türlerinde azalma meydana geldiğini belirlemişlerdir.

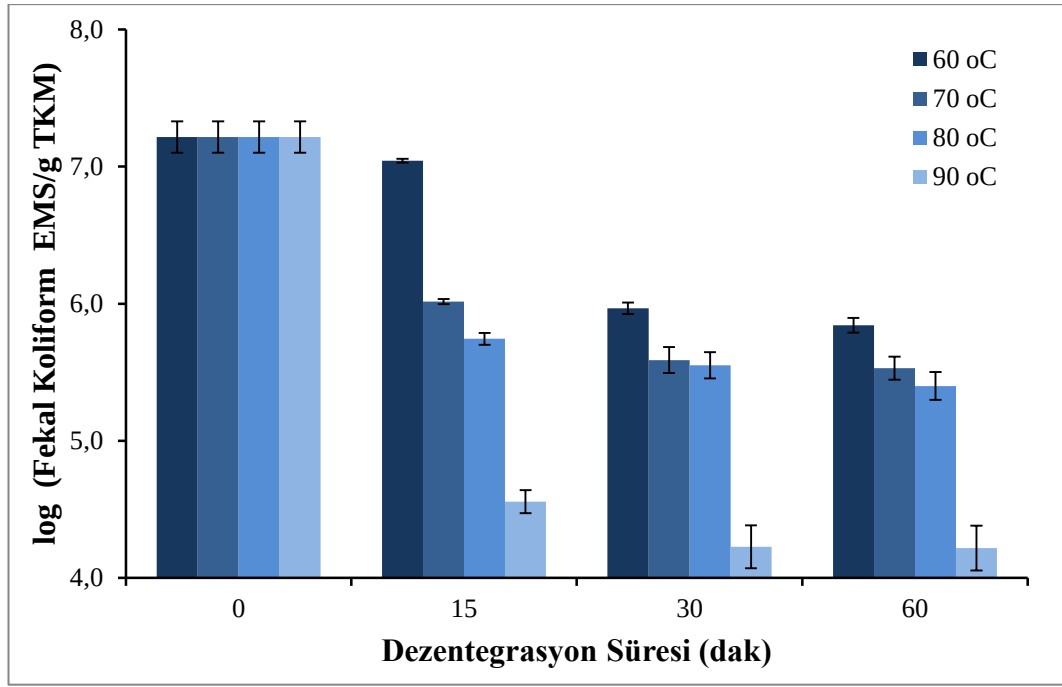
‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), B sınıfı arıtma çamuru için istenen FK sınır değeri, 60 °C’de 15 dakika hariç tüm sıcaklıklarda ve sürelerde termal dezentegrasyon sonunda elde edilmiştir. A sınıfı arıtma çamuru için istenen FK $1,0 \times 10^3$ EMS/gTKM sınır değeri, 90 °C’de 60 dakika termal dezentegrasyon sonunda elde edilememiştir.

Çizelge 4.2. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda toplam koliform, fekal koliform ve *E. coli* inaktivasyonu

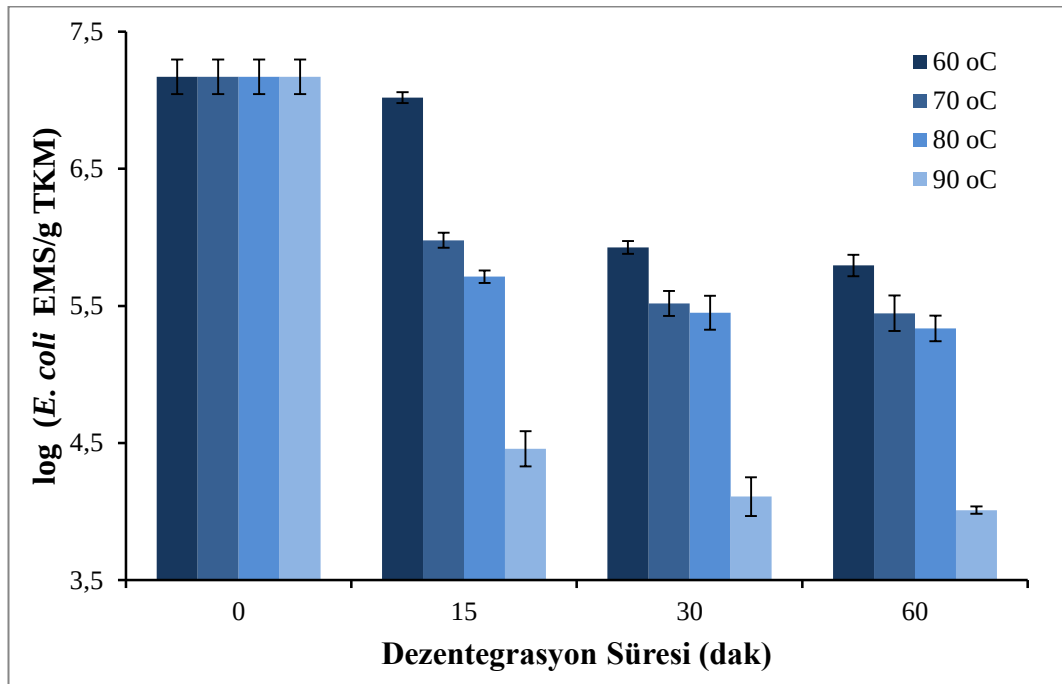
Sıcaklık (°C)	Termal İşlem Süresi (dak)	TK (EMS/g TKM)	FK (EMS/g TKM)	<i>E. coli</i> (EMS/g TKM)
Kontrol	0	$21,76 \times 10^6$	$16,43 \times 10^6$	$14,85 \times 10^6$
60	15	$11,52 \times 10^6$	$11,04 \times 10^6$	$10,46 \times 10^6$
	30	$1,00 \times 10^6$	$0,92 \times 10^6$	$0,84 \times 10^6$
	60	$0,76 \times 10^6$	$0,69 \times 10^6$	$0,62 \times 10^6$
70	15	$1,09 \times 10^6$	$1,03 \times 10^6$	$0,95 \times 10^6$
	30	$4,61 \times 10^5$	$3,88 \times 10^5$	$3,28 \times 10^5$
	60	$3,99 \times 10^5$	$3,38 \times 10^5$	$2,79 \times 10^5$
80	15	$6,16 \times 10^5$	$5,53 \times 10^5$	$5,16 \times 10^5$
	30	$4,38 \times 10^5$	$3,55 \times 10^5$	$2,81 \times 10^5$
	60	$2,91 \times 10^5$	$2,51 \times 10^5$	$2,16 \times 10^5$
90	15	$4,30 \times 10^4$	$3,59 \times 10^4$	$2,86 \times 10^4$
	30	$2,42 \times 10^4$	$1,68 \times 10^4$	$1,28 \times 10^4$
	60	$2,33 \times 10^4$	$1,65 \times 10^4$	$1,02 \times 10^4$



Şekil 4.49. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda toplam koliform inaktivasyonu



Şekil 4.50. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda fekal koliform inaktivasyonu



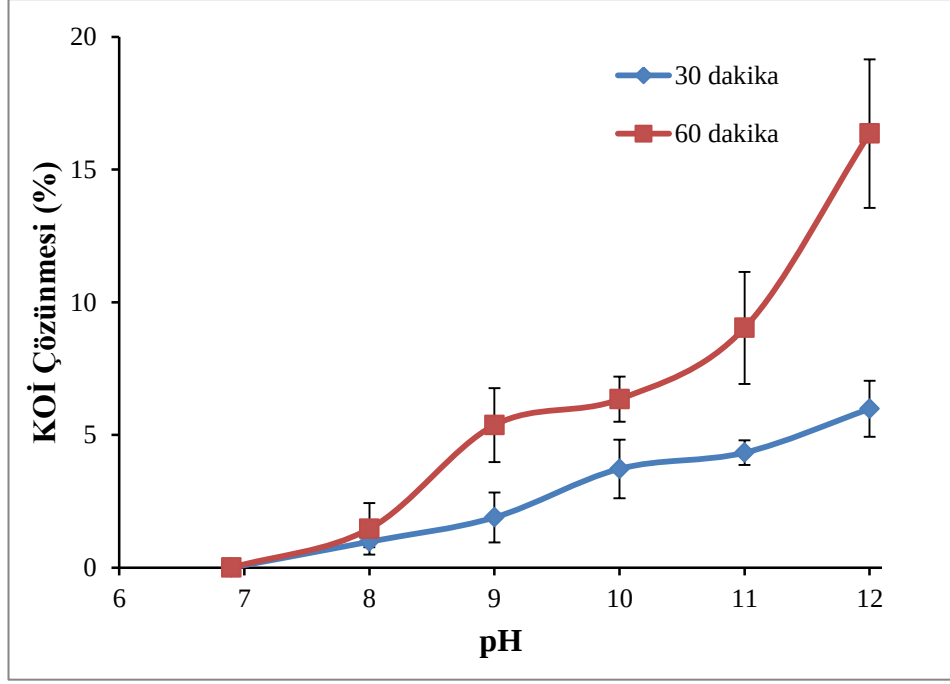
Şekil 4.51. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda *E. coli* inaktivasyonu

4.3 Alkali Dezentegrasyon

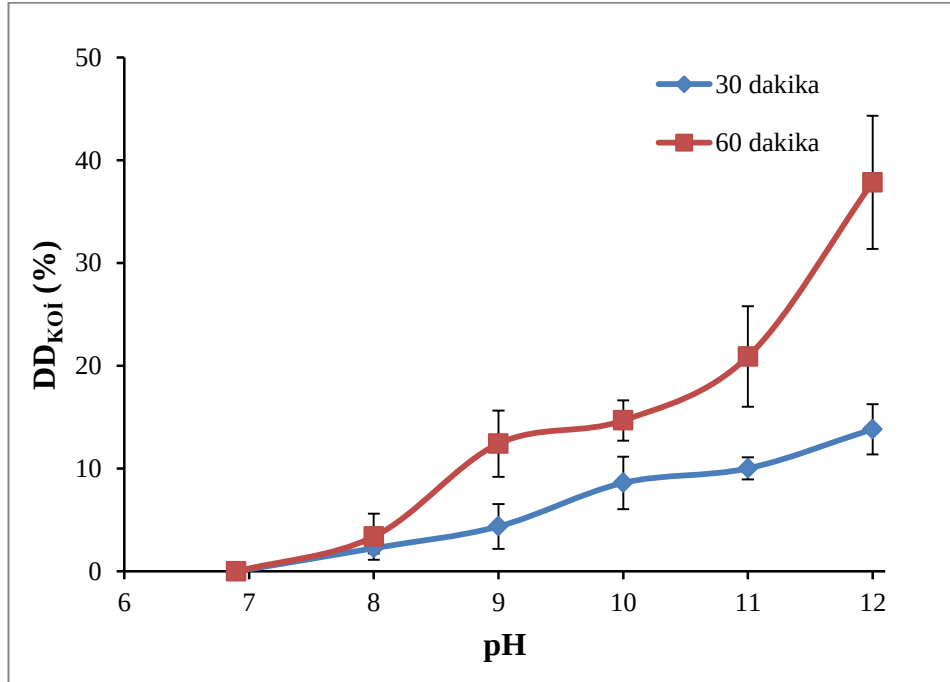
4.3.1 Alkali dezentegrasyonun dezentegrasyon derecesine etkisi

Alkali dezentegrasyon, 8, 9, 10, 11 ve 12 olmak üzere 5 farklı pH'da, 30 ve 60 dakika olmak üzere 2 farklı dezentegrasyon süresinde uygulanmıştır. Alkali dezentegrasyonda hem pH hem de dezentegrasyon süresi arttıkça KOİ çözünmesi artmaktadır (Şekil 4.52). Kontrol ortamında ÇKOİ konsantrasyonu 128,0 mg/L iken pH 8'de 30 dakika alkali dezentegrasyon sonunda 298,7 mg/L'ye ve pH 12'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda 2986,7 mg/L'ye artmıştır. Bu durum, çamur çözünmesinin meydana geldiğini göstermektedir. pH 8'de termal temas süresinin 30 dakikadan 60 dakikaya artması, KOİ çözünmesinde önemli bir artışa neden olmamıştır. Termal temas süresinin en etkili olduğu alkali dezentegrasyon koşulu pH 12'dir. pH 9'da 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesi % $5,37 \pm 1,40$ iken pH 10'da 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesi % $6,35 \pm 0,85$ 'e artmıştır. Temas süresi 60 dakika iken pH'nın 9'dan 10'a artması çamur çözünmesinde önemli bir artışa neden olmamıştır. Yuan ve ark. (2006) yaptıkları çalışmada ortam sıcaklığında alkali dezentegrasyonun asidik dezentegrasyona göre KOİ çözünmesinde daha etkili olduğunu belirlemişlerdir.

Alkali dezentegrasyonda KOİ çözünmesine bağlı olarak çamurun dezentegrasyon derecesi (DD_{KOI}) de artmaktadır. pH 8'de 30 dakika alkali dezentegrasyon sonunda DD_{KOI} % $2,26 \pm 0,49$ iken pH 12'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda DD_{KOI} % $37,85 \pm 6,47$ 'ye artmıştır (Şekil 4.53). Alkali dezentegrasyonun tüm koşullarında çamur flok yapısının bozulup, çamur hidrolizinin meydana geldiği belirlenmiştir. Alkali hidroliz esnasında kompleks polimerik maddeler daha küçük moleküllere çözünmektedir.



Şekil 4.52. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda KOİ çözünmesindeki değişim

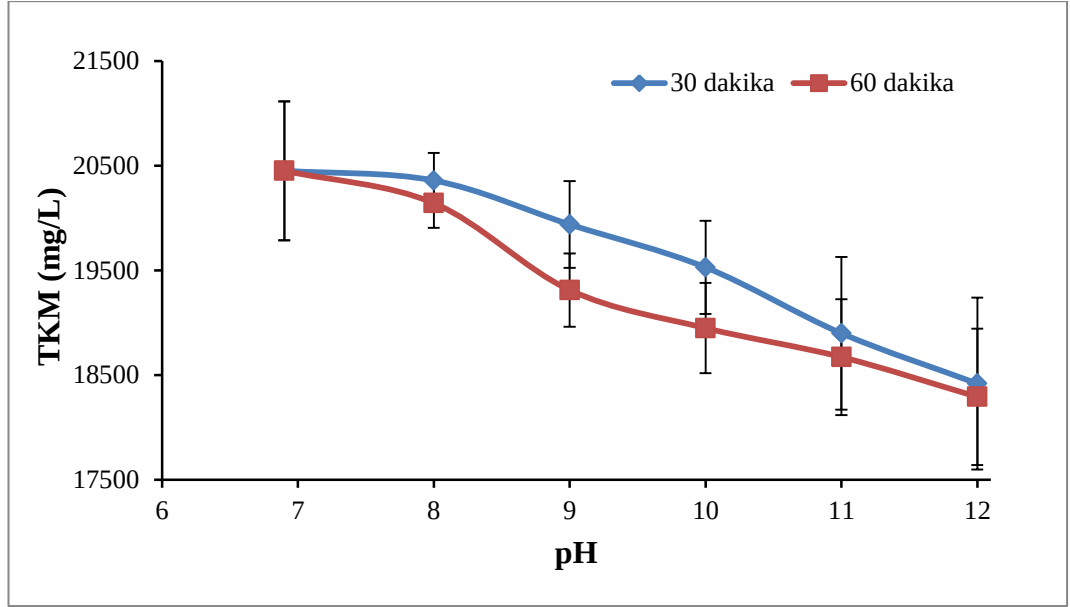


Şekil 4.53. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda dezintegrasyon derecesindeki değişim

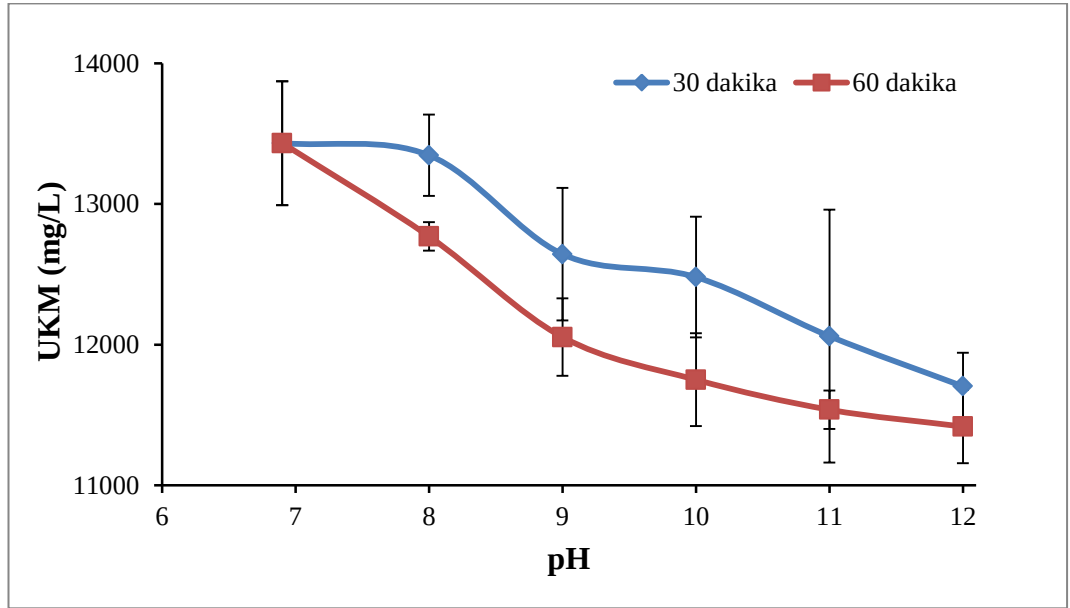
4.3.2 Alkali dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi

Alkali dezentegrasyonda hem pH hem de dezentegrasyon süresi arttıkça TKM ve UKM miktarlarında azalma meydana gelmiştir (Şekil 4.54, 4.55). Kontrol ortamında TKM miktarı $20453 \pm 663,7$ mg/L iken pH 9'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $19313 \pm 351,2$ mg/L'ye ve pH 12'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $18293 \pm 651,3$ mg/L'ye azalmaktadır. Bu durum, çamur çözünmesinin meydana geldiğini göstermektedir. pH 8'de temas süresinin 30 dakikadan 60 dakikaya artması, TKM gideriminde önemli bir artışa neden olmamıştır. Temas süresinin en etkili olduğu alkali dezentegrasyon koşulu pH 9 ve 10'dur. TKM giderimi ile kıyaslandığında, alkali dezentegrasyonda UKM gideriminde temas süresinin daha etkili olduğu belirlenmiştir.

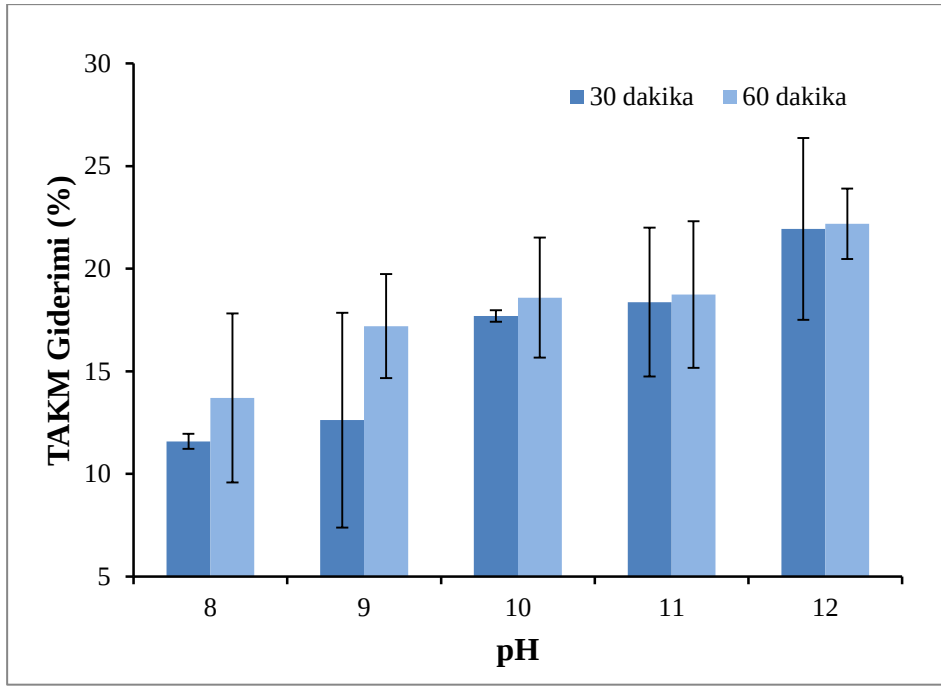
Alkali dezentegrasyonda hem pH hem de dezentegrasyon süresi arttıkça TAKM ve UAKM giderimi artmıştır (Şekil 4.56, 4.57). pH 9'da 30 dakika alkali dezentegrasyon sonunda TAKM giderimi % $12,6 \pm 5,2$ iken 60 dakika sonunda TAKM giderimi $17,2 \pm 2,5$ 'e artmıştır. TAKM giderimi açısından temas süresinin en etkili olduğu alkali dezentegrasyon koşulu pH 9 olduğu belirlenmiştir. pH 9'da 30 dakika alkali dezentegrasyon sonunda UAKM giderimi % $13,9 \pm 2,2$ iken 60 dakika sonunda UAKM giderimi $18,7 \pm 1,0$ 'a artmıştır. TAKM giderimine benzer olarak UAKM giderimi açısından da temas süresinin en etkili olduğu alkali dezentegrasyon koşulu pH 9 olduğu belirlenmiştir. Yüksek pH değerlerinde ise TAKM ve UAKM gideriminde ortam pH'sının temas süresinden daha etkili olduğu belirlenmiştir.



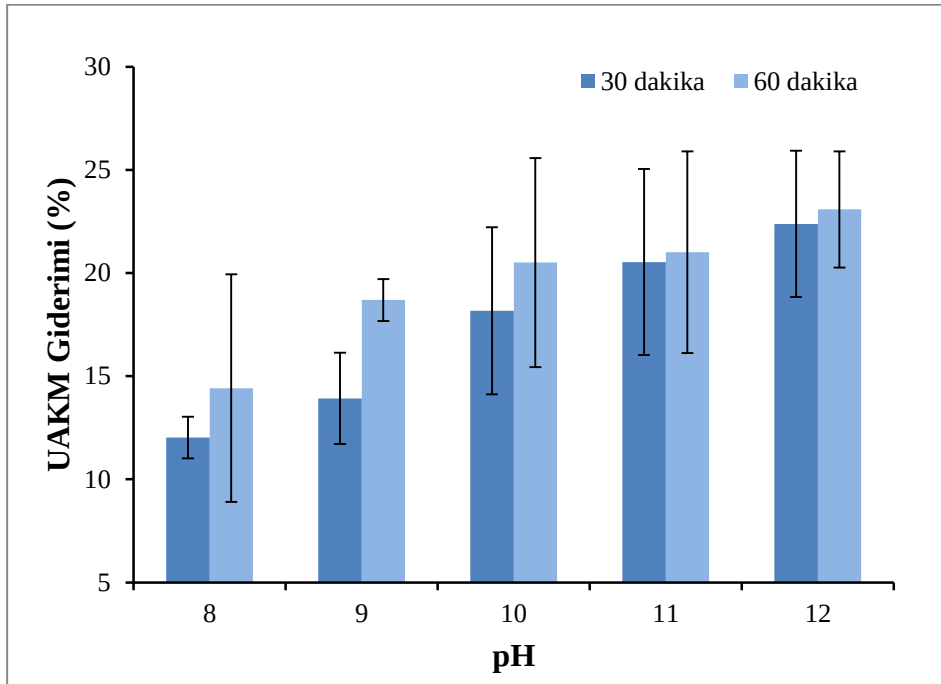
Şekil 4.54. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda TKM değişimi



Şekil 4.55. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda UKM değişimi



Şekil 4.56. Farklı pH'da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda TAKM giderimi



Şekil 4.57. Farklı pH'da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda UAKM giderimi

4.3.3 Alkali dezentegrasyonun azot ve fosfor çözünmesine etkisi

Alkali dezentegrasyonda pH 11'e kadar hem pH hem de dezentegrasyon süresi arttıkça sıvı fazda NH_4^+ -N, TKN ve N_{org} konsantrasyonları artmaktadır (Şekil 4.58, 4.59, 4.60). Kontrol ortamında NH_4^+ -N konsantrasyonu $170,2 \pm 12,9$ mg/L iken pH 11'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $373,3 \pm 8,1$ mg/L'ye artarken pH 12'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $345,3 \pm 8,1$ mg/L'ye azalmıştır.

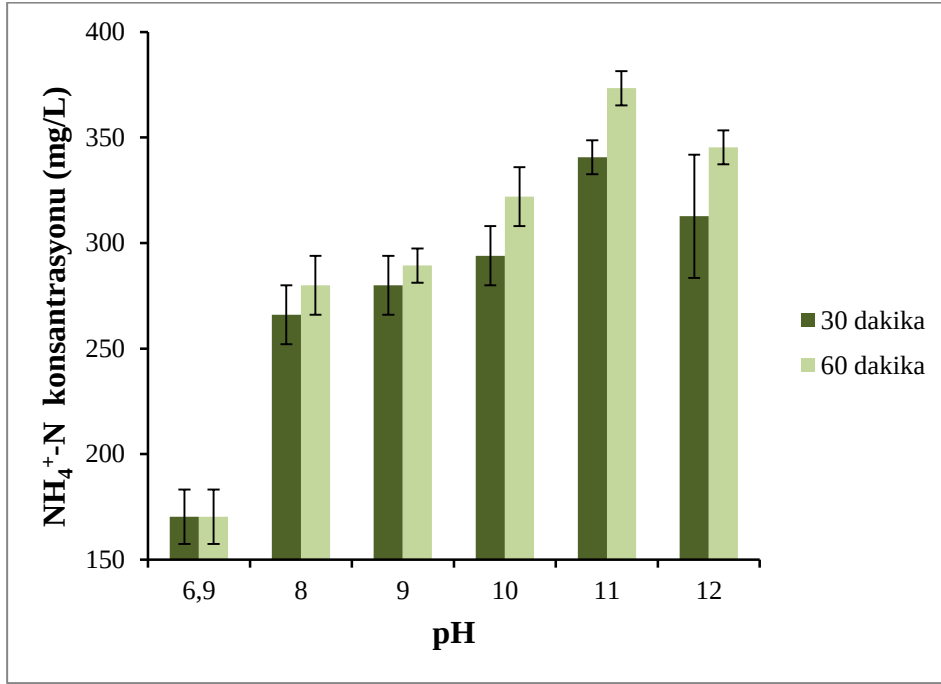
Kontrol ortamında TKN konsantrasyonu $268,8 \pm 13,1$ mg/L iken pH 8'de 30 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $401,3 \pm 8,1$ mg/L'ye ve pH 8'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $443,3 \pm 8,1$ mg/L'ye artmıştır. pH 8, pH 9 ve pH 10 alkali dezentegrasyonlarında temas süresinin artması, TKN çözünmesinde fazla bir etki oluşturmazken pH artışı TKN çözünmesinde etkili olmuştur. Kontrol ortamında N_{org} konsantrasyonu $98,6 \pm 6,4$ mg/L iken pH 11'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $284,7 \pm 8,1$ mg/L'ye artmıştır. pH 11'e kadar hem 30 dakika hem de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda TKN çözünmesi ve N_{org} çözünmesi artmıştır. pH 11'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda TKN konsantrasyonu $658,0 \pm 14,0$ mg/L'ye artarken pH 12'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $611,3 \pm 8,1$ mg/L'ye azalmıştır.

Kontrol ortamında N_{org} konsantrasyonu $98,6 \pm 6,4$ mg/L iken pH 11'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $284,7 \pm 8,1$ mg/L'ye artmıştır. Alkali dezentegrasyon sonucunda, çamur flok yapısının dağılması, çamur çözünmesi ve hücre lizisi meydana geldiğinden sıvı fazda organik azot miktarı artmıştır. Kim ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada, pH 13'de 60 dakika alkali dezentegrasyon ile çamur çözünmesi ve hücre lizisi sonucunda TN ve TP çözünmesinin sırasıyla % 29 ve % 38 arttığını belirlemişlerdir.

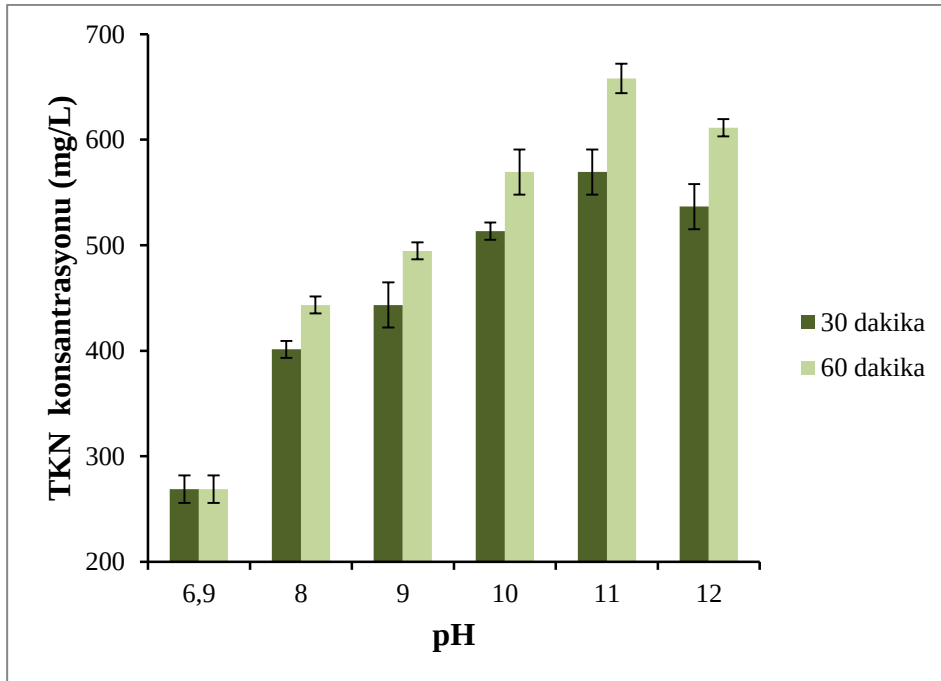
Alkali dezentegrasyonda pH 11'e kadar hem pH hem de dezentegrasyon süresi arttıkça sıvı fazda PO_4^{3-} -P ve TP konsantrasyonları artmaktadır (Şekil 4.61, 4.62). Kontrol ortamında PO_4^{3-} -P konsantrasyonu $27,5 \pm 3,0$ mg/L iken pH 11'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $41,9 \pm 2,6$ mg/L'ye artmıştır.

Alkali dezentegrasyon sonucunda PO_4^{3-} -P çözünmesine benzer şekilde TP çözünmesinde de artış gözlemlenmiştir. Kontrol ortamında TP konsantrasyonu $36,6 \pm 2,0$ mg/L iken pH 8'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $39,0 \pm 4,1$ mg/L'ye ve pH 11'de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda $47,9 \pm 0,6$ mg/L'ye

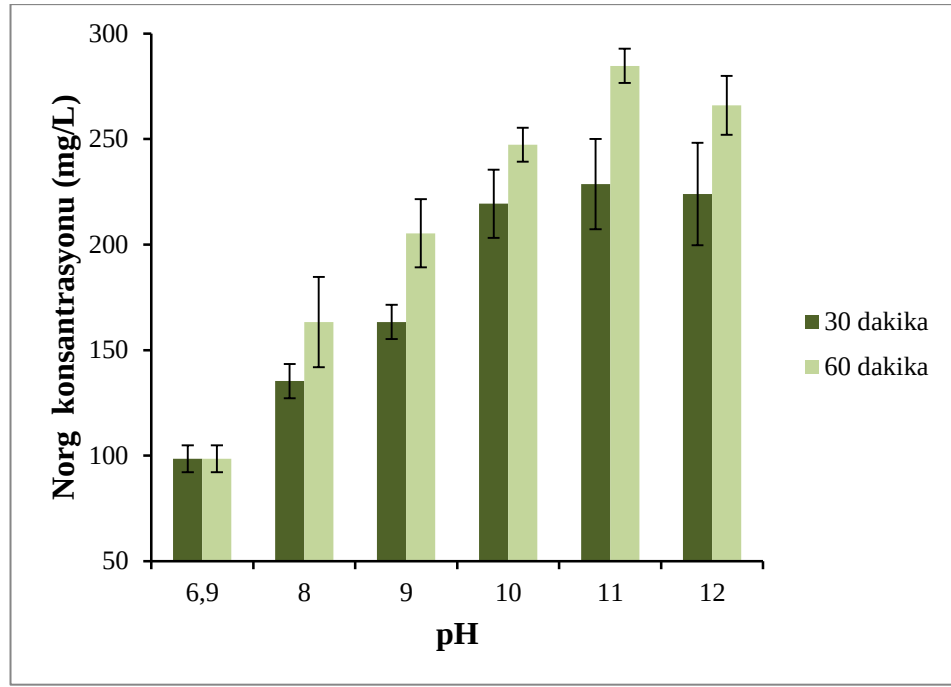
artmıştır. pH 8, pH 9 ve pH 10 alkali dezentegrasyonlarında temas süresinin artışı, TP çözünmesinde etkili olmamıştır.



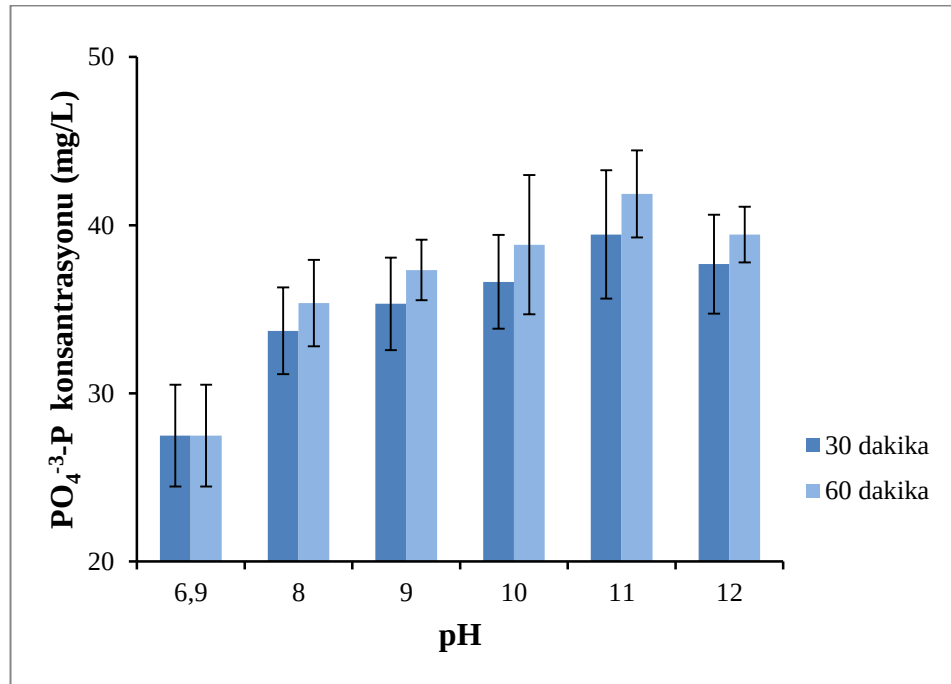
Şekil 4.58. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda amonyum azotu çözünmesi



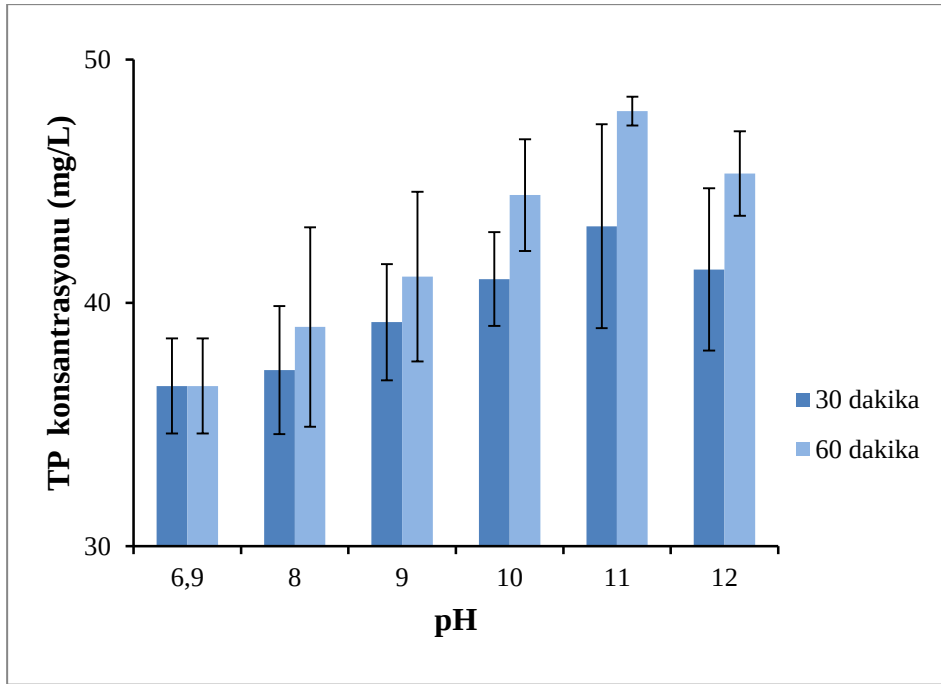
Şekil 4.59. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi



Şekil 4.60. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda organik azot çözünmesi



Şekil 4.61. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda ortofosfat fosforu çözünmesi



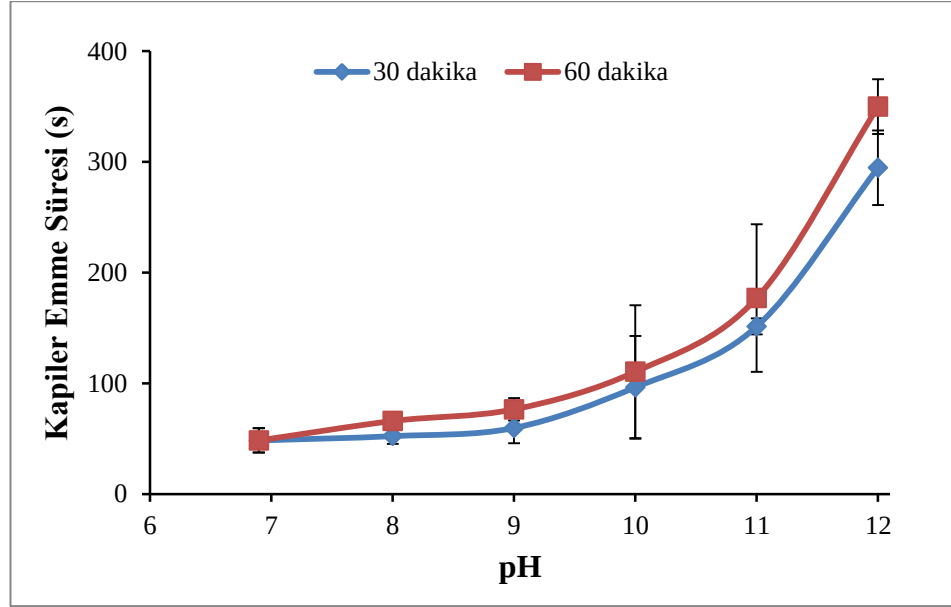
Şekil 4.62. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda toplam fosfor çözünmesi

4.3.4 Alkali dezintegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi

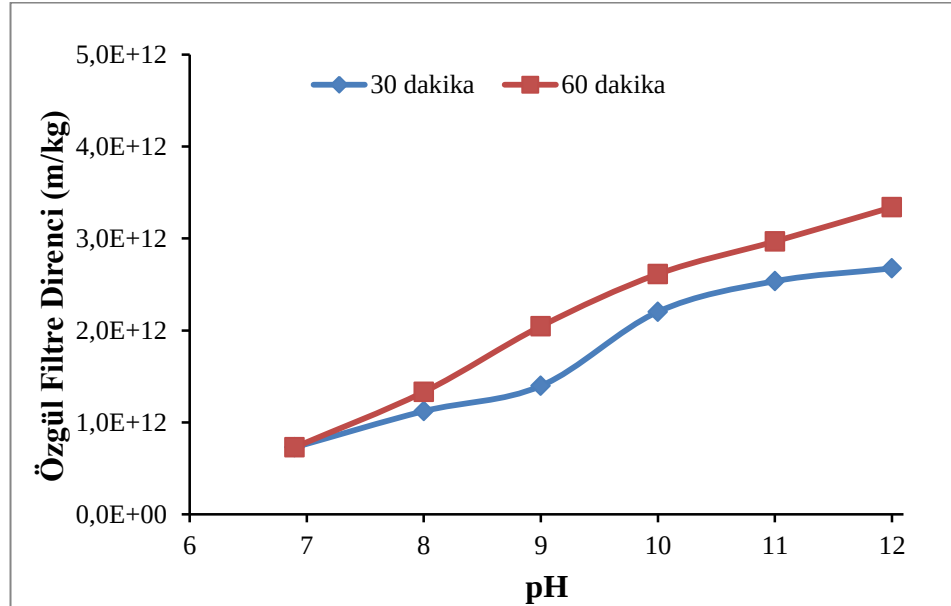
Alkali dezintegrasyon pH 8-12 arasında yaklaşık 0,02-0,08 mol/L sodyum hidroksit (NaOH) konsantrasyon aralığında uygulanmıştır. Alkali dezintegrasyonda hem pH hem de dezintegrasyon süresi arttıkça KES değerleri artmıştır (Şekil 4.63). Kontrol ortamında KES $48,4 \pm 11,0$ s iken pH 8’de 60 dakika alkali dezintegrasyon sonunda $65,9 \pm 6,6$ s’ye ve pH 12’de 60 dakika alkali dezintegrasyon sonunda $349,9 \pm 24,7$ s’ye artmıştır. Alkali dezintegrasyonda çamur flok yapısının bozulması ve çamur çözünmesi meydana gelir. Daha küçük partiküllerin oluşması çamurun yüzey alanını artırır ve çamura bağlı suyun artmasıyla filtre olabilirlik kötüleşir. Li ve ark. (2008) yaptıkları çalışmada 0,1 mol NaOH/L’den daha düşük konsantrasyonlarda çamur susuzlaştırılabilirliğin kötüleştiğini belirlemişlerdir.

Çamur çözünmesi sonucunda KES sonuçlarıyla benzer şekilde ÖFD sonuçlarında da artış belirlenmiştir (Şekil 4.64). Kontrol ortamında ÖFD $7,3 \times 10^{11}$ m/kg iken pH 8’de 60 dakika alkali dezintegrasyon sonunda $13,3 \times 10^{11}$ m/kg’a ve pH 12’de 60 dakika alkali dezintegrasyon sonunda $33,4 \times 10^{11}$ m/kg’a artmıştır. Alkali dezintegrasyonda hem pH hem de dezintegrasyon süresi arttıkça çamur

özünmesi sonucunda filtrasyona karşı direnç artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir. Carballa ve ark. (2009) pH 12’de 12 saat kireç ilavesiyle yaptıkları alkali dezentegrasyon sonucunda ÖFD değęlerinin artarak filtre olabilirliğinin kötüleştiğini belirlemişlerdir.



Şekil 4.63. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda KES değışimi

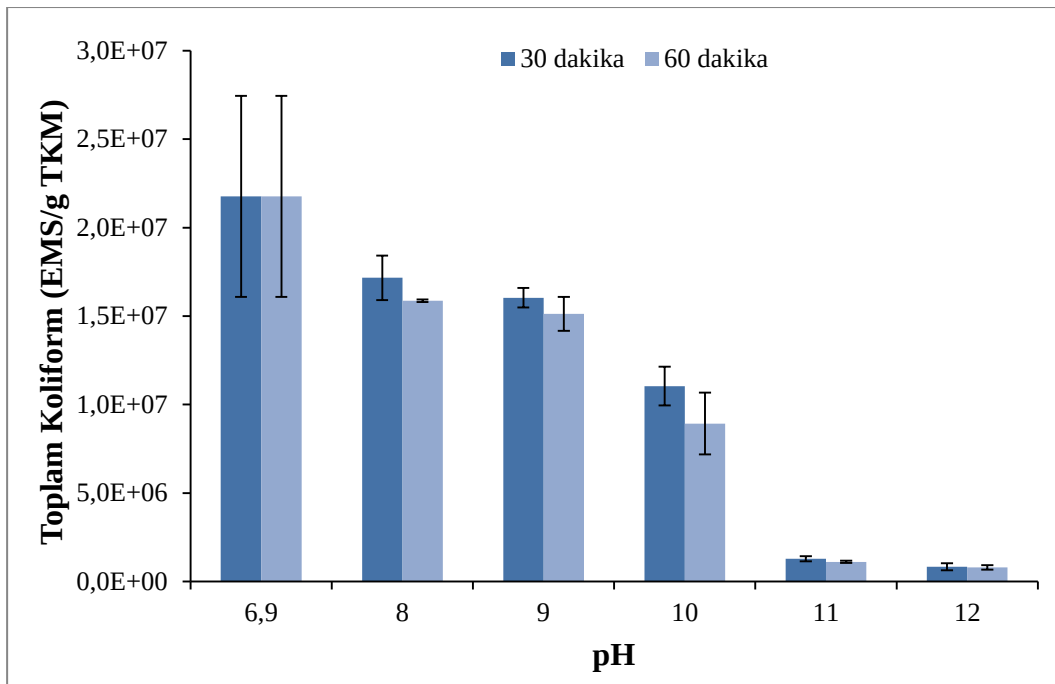


Şekil 4.64. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda ÖFD değışimi

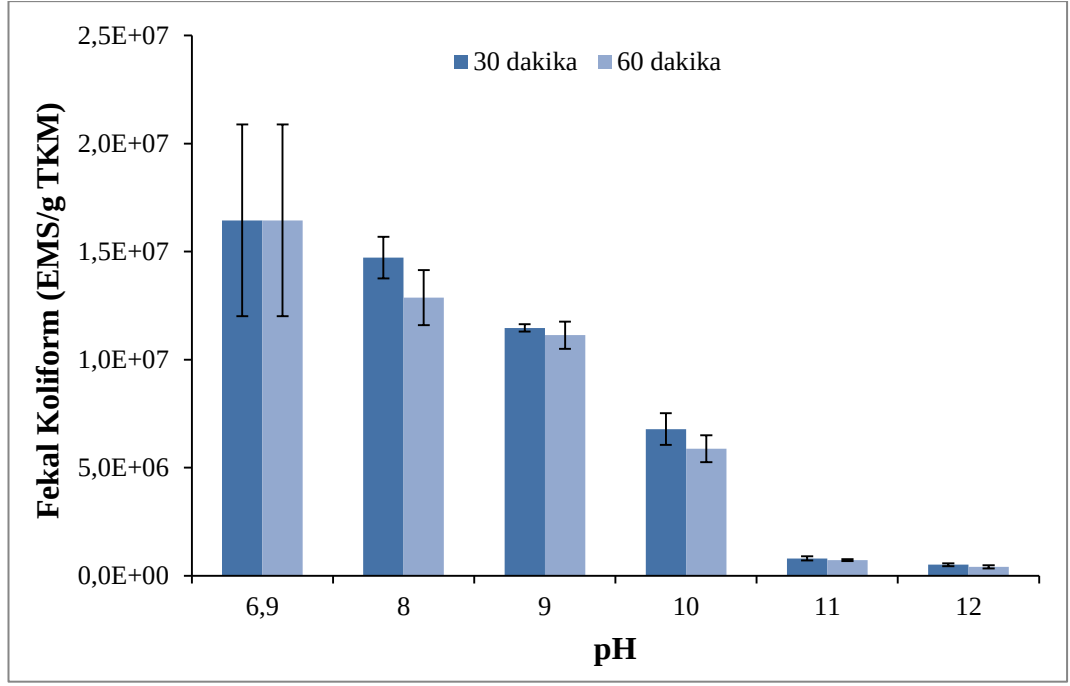
4.3.5 Alkali dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi

Alkali dezentegrasyonda hem pH hem de dezentegrasyon süresi arttıkça TK, FK ve *Escherichia coli* miktarları azalmıştır (Şekil 4.65, 4.66, 4.67). Bu durum, alkali dezentegrasyonun mikroorganizmaların membran yapısını bozarak bakteri inaktivasyonunu sağladığını göstermektedir. Carballa ve ark. (2009) yaptıkları çalışmada pH 12’de 24 saat alkali dezentegrasyon sonunda toplam koliform ve *Escherichia coli* miktarlarında azalma olduğunu belirlemişlerdir.

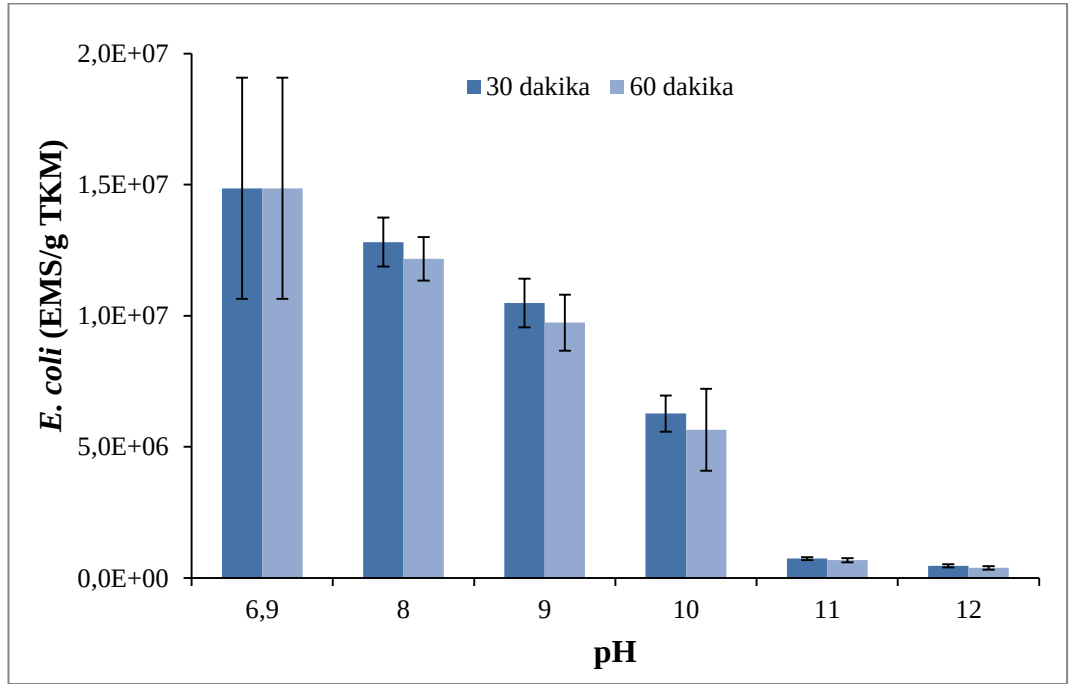
‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), B sınıfı arıtma çamuru için istenen FK sınır değeri, pH 11 ve 12’de 30 ve 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda elde edilmiştir. B sınıfı arıtma çamuru elde edilmesi, alkali dezentegrasyonun çamurun dezenfeksiyonuna katkı sağladığını göstermiştir. pH 12’de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda FK $4,14 \times 10^5$ EMS/gTKM’ye azalmıştır. ‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), A sınıfı arıtma çamuru için istenen FK $1,0 \times 10^3$ EMS/gTKM sınır değeri, pH 12’de 60 dakika alkali dezentegrasyon sonunda bile elde edilememiştir.



Şekil 4.65. Farklı pH’da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda toplam koliform inaktivasyonu



Şekil 4.66. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda fekal koliform inaktivasyonu

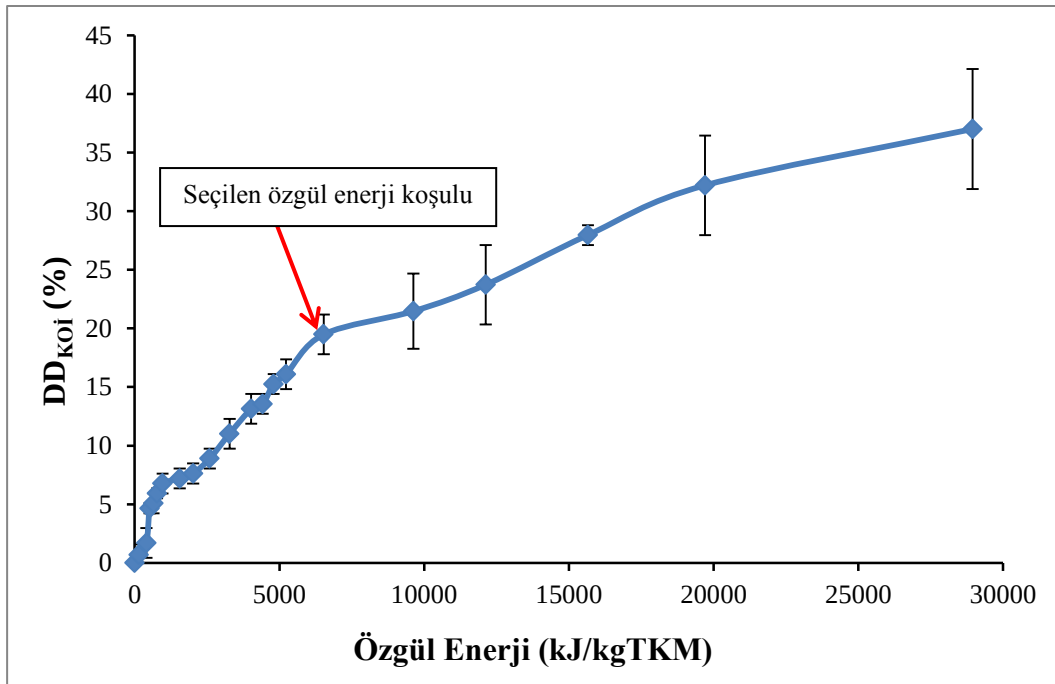


Şekil 4.67. Farklı pH’da ve farklı alkali dezintegrasyon süresi sonunda *E. coli* inaktivasyonu

4.4 Uygun Dezentegrasyon Koşullarının Belirlenmesi

4.4.1 Ultrasonik dezentegrasyon

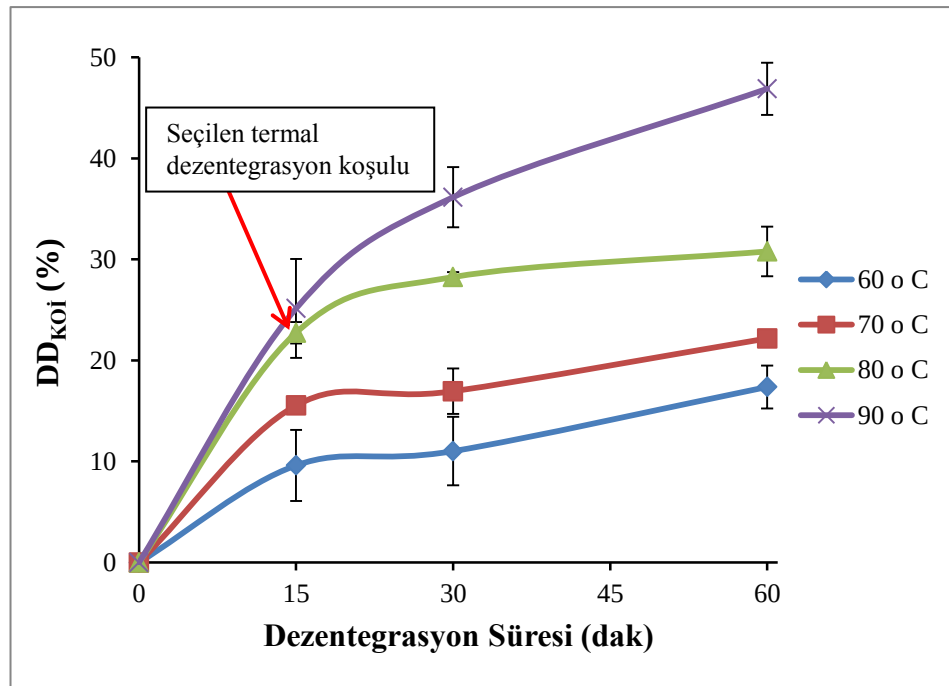
Ultrasonik dezentegrasyon, çamura 20 farklı özgül enerji değerinde uygulanmıştır. Çamur dezentegrasyonun gerçek ölçekli tesislere ve büyük hacimlerde uygulanabilirliği düşünülerek 25 mm'lik prob seçilmiştir. Uygun ultrasonik dezentegrasyon koşulu seçilirken, çamur dezentegrasyonun belirlenmesinde başlıca parametre olan dezentegrasyon derecesine bakılmıştır. Uygulanan özgül enerji arttıkça dezentegrasyon derecesi de artmaktadır. Özgül enerji değerine karşılık dezentegrasyon derecesindeki en iyi artış, 60 genlikte ve 600 s sonikasyon süresinde elde edilmiştir (Şekil 4.68). Bu özgül enerji değerinin belirlenmesinde sonikasyon süresinin artmasıyla verilen özgül enerjinin artması sonucu probun ısınması ve prob korozyonu durumları dikkate alınmıştır.



Şekil 4.68. 25 mm prob ile özgül enerji değişimlerine karşılık dezentegrasyon derecesindeki değişim

4.4.2 Termal dezentegrasyon

Termal dezentegrasyon, dört farklı sıcaklık ve üç farklı dezentegrasyon süresi olmak üzere 12 farklı ortam koşulunda uygulanmıştır. Uygun termal dezentegrasyon koşulu seçilirken, çamur dezentegrasyonun belirlenmesinde başlıca parametre olan dezentegrasyon derecesine bakılmıştır. Uygulanan termal işlem sıcaklığı ve süresi arttıkça dezentegrasyon derecesi de artmaktadır. Hem termal işlem sıcaklığı hem de termal işlem süresi arttıkça ortama verilmesi gereken ısı miktarının artması durumu dikkate alınarak uygun ortam koşulu 80 °C’de 15 dakika olarak belirlenmiştir (Şekil 4.69).

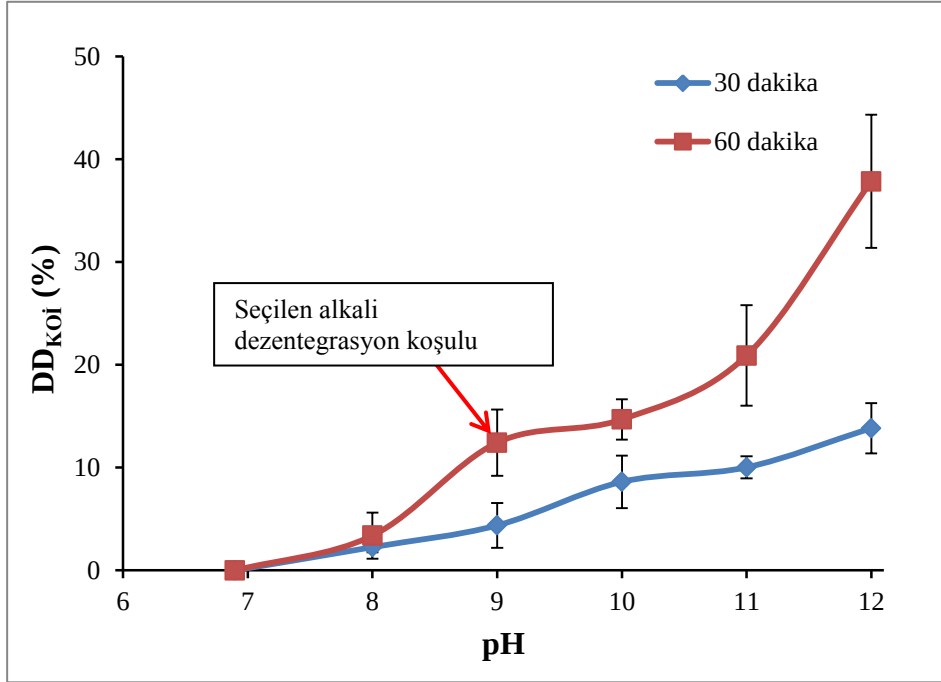


Şekil 4.69. Farklı sıcaklıklarda ve farklı termal dezentegrasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim

4.4.3 Alkali dezentegrasyon

Alkali dezentegrasyon, beş farklı pH ve iki farklı temas süresi olmak üzere 10 farklı ortam koşulunda uygulanmıştır. Çamur dezentegrasyonun belirlenmesinde başlıca parametre olan dezentegrasyon derecesi incelendiğinde pH ve temas süresi arttıkça dezentegrasyon derecesi de artmıştır. pH değerini artırmak için kimyasal madde ilavesi ile çamur miktarının artması ve çamur ile eklenen kimyasal maddenin

temasını sağlamak için karıştırma işleminde enerji gereksinimi olması durumu dikkate alınarak uygun ortam koşulu pH 9'da 60 dakika olarak belirlenmiştir (Şekil 4.70).



Şekil 4.70. Farklı pH'da ve farklı alkali dezentegrasyon süresi sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim

4.5 Ultrasonik, Termal ve Alkali Dezentegrasyonun Aerobik Stabilizasyona Etkisi

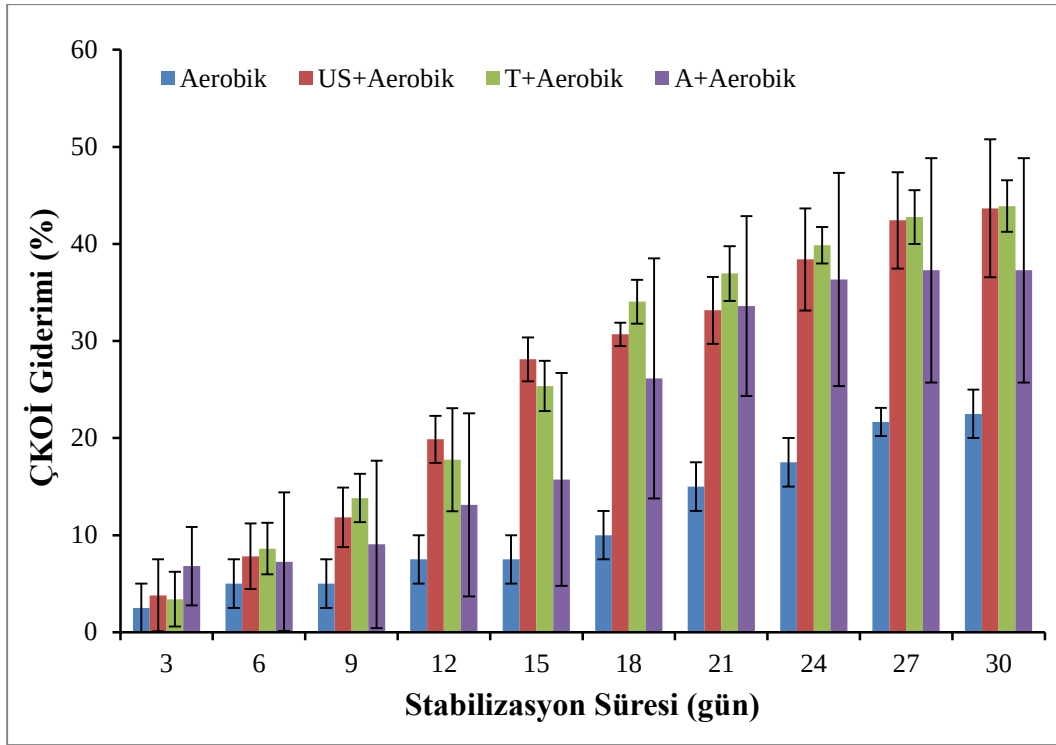
4.5.1 TKOİ ve ÇKOİ giderimi

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun aerobik stabilizasyona etkisi, kontrol reaktörü karşılaştırılarak değerlendirilmiştir. Reaktörlerden her gün 250 mL çamur alınarak aynı hacimde çamur eklenmiştir. Kontrol reaktörüne dezentegrasyon işlemi uygulanmamış çamur, diğer reaktörlere ise dezentegrasyon işlemi uygulanmış çamur eklenmiştir. Reaktörlerde her gün sıcaklık ve pH kontrolü yapılmıştır. Tüm reaktörlerde 30 gün boyunca sıcaklık 20,4 °C ile 22,3 °C arasında ve pH 6,90 ile 7,92 arasında değişim göstermiştir.

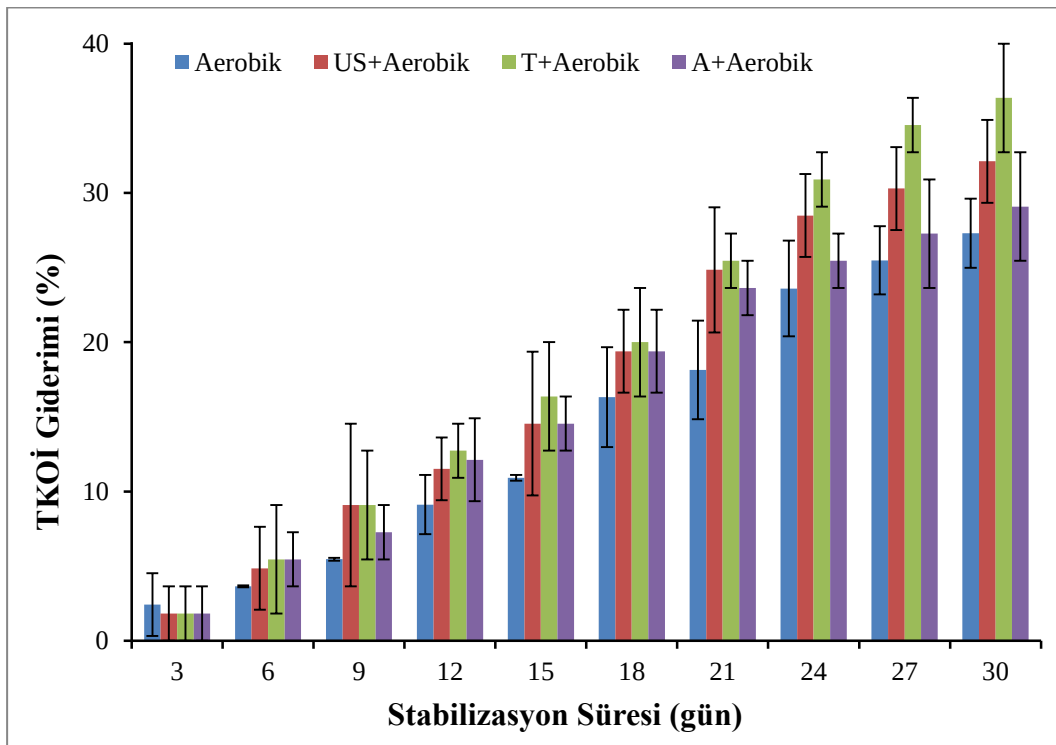
Birinci aşamada her bir dezentegrasyon yöntemi için uygun işletme koşulları seçilmiştir. Seçilen bu işletme koşullarında çamura dezentegrasyon yapılmış ve

çamur reaktörlere eklenmiştir. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyondan sonra ÇKOİ konsantrasyonları, 128,0 mg/L'den sırasıyla $1600 \pm 128,0$, $1845 \pm 80,5$ ve $1067 \pm 244,4$ mg/L'ye artmıştır. Başlangıçta (0. gün) ÇKOİ konsantrasyonları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesini meydana getirmişlerdir. Her dört reaktörde stabilizasyon esnasında ÇKOİ azalmıştır (Şekil 4.71). Kontrol reaktöründe ÇKOİ giderimi % $22,5 \pm 2,5$ iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $43,7 \pm 7,1$, % $43,9 \pm 2,7$ ve % $37,3 \pm 11,6$ 'dır. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi ÇKOİ giderim verimine ulaşılmıştır. US+aerobik ve T+aerobik reaktörlerde ÇKOİ giderimi, stabilizasyon boyunca birbirine yakın verimlerle izlenmiştir.

Her dört reaktörde stabilizasyon esnasında TKOİ azalmıştır (Şekil 4.72). Kontrol reaktöründe TKOİ giderimi % $27,3 \pm 2,3$ iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $32,1 \pm 2,8$, % $36,4 \pm 3,6$ ve % $29,1 \pm 3,6$ 'dır. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda ÇKOİ giderimine paralel olarak en iyi TKOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Dezentegrasyon yöntemleri uygulandıktan sonra çamur partikülleri çözünür ve sıvı fazda KOİ çözünmesi artar. Hücre lizisi meydana gelir ve hücre içi bileşenler sıvı faza salıverilir. Çamurdaki bu değişiklikler, stabilizasyon prosesinde biyobozunmayı artırır ve aerobik ve/veya anaerobik stabilizasyonun derecesi artar (Neis ve ark., 2008). Chang ve ark. (2011), 12 günlük çamur alıkonma süresinde kontrol ortamında % 31 TKOİ giderimi elde ederken 2,4 W/mL ultrasonik yoğunlukta 30 dakika ultrasonik dezentegrasyon yapılmış çamur ile ultrasonik+aerobik stabilizasyonda ise % 43 TKOİ giderimi elde etmişlerdir.



Şekil 4.71. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÇKOİ giderimi



Şekil 4.72. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKOİ giderimi

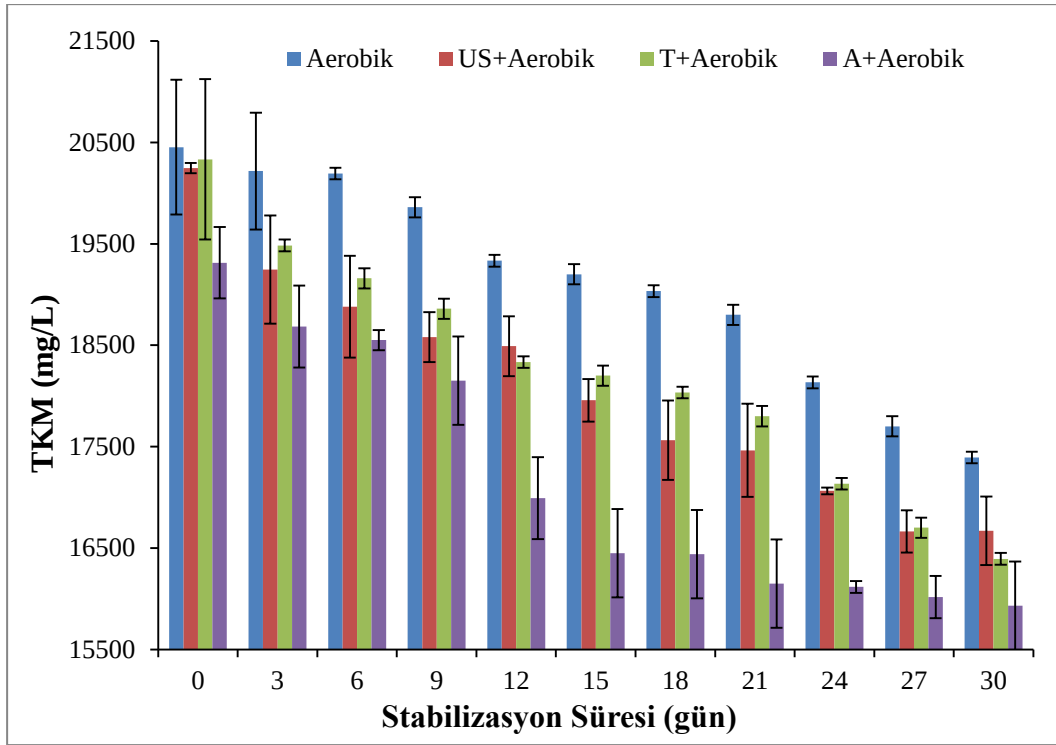
4.5.2 Katı madde giderimi

Her dört reaktörde stabilizasyon esnasında TKM, UKM, TAKM ve UAKM miktarları azalmıştır (Şekil 4.73-4.76). Kontrol reaktöründe TKM giderimi % $14,9 \pm 2,9$ iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $17,7 \pm 1,9$, % $19,3 \pm 2,9$ ve % $17,5 \pm 1,3$ 'tür. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesini meydana getirmişlerdir. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TKM giderim verimine ulaşılmıştır (Çizelge 4.3). US+aerobik ve T+aerobik reaktörlerde TKM giderimi, stabilizasyon boyunca birbirine yakın verimlerle izlenmiştir.

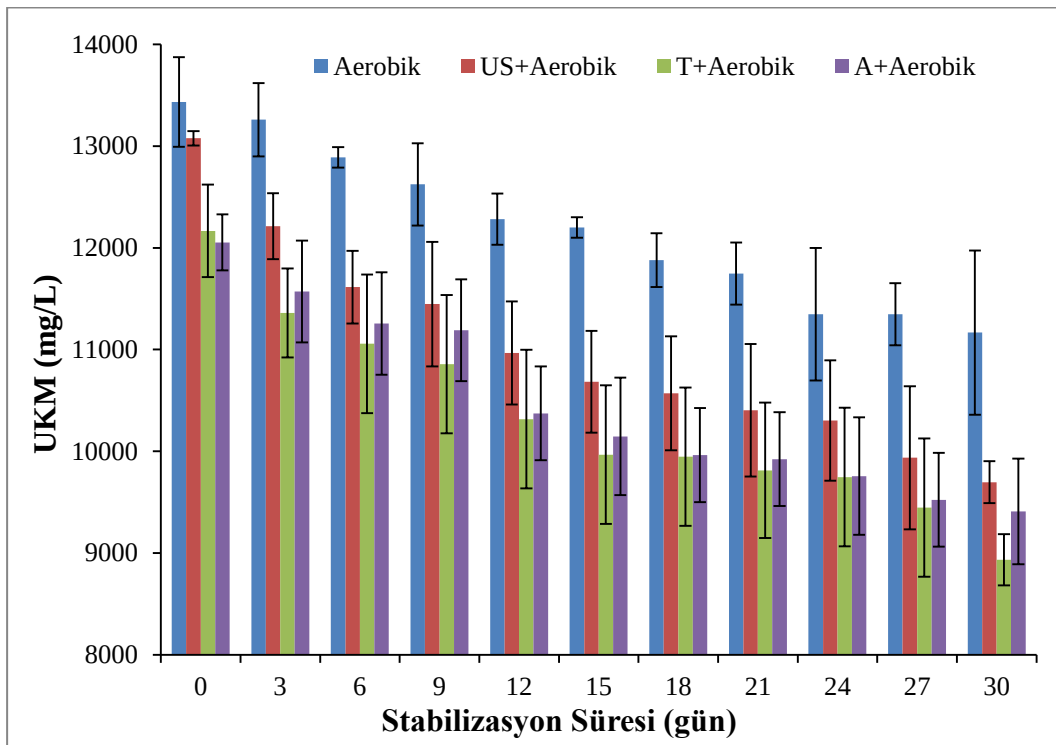
Kontrol reaktöründe UKM giderimi % $16,9 \pm 3,3$ iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $25,8 \pm 1,4$, % $26,5 \pm 2,4$ ve % $21,9 \pm 4,0$ 'dır. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi UKM giderim verimine ulaşılmıştır (Çizelge 4.3). T+aerobik ve A+aerobik reaktörlerde UKM giderimi, stabilizasyon boyunca birbirine yakın verimlerle izlenmiştir.

Kontrol reaktöründe TAKM giderimi % $16,4 \pm 2,2$ iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $22,1 \pm 0,9$, % $21,5 \pm 6,1$ ve % $20,6 \pm 1,9$ 'dur. US+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TAKM giderim verimine ulaşılmıştır (Çizelge 4.3). Kontrol reaktöründe UAKM giderimi % $19,7 \pm 3,9$ iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $26,0 \pm 2,6$, % $27,1 \pm 2,3$ ve % $25,8 \pm 1,4$ 'dür. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi UAKM giderim verimine ulaşılmıştır (Çizelge 4.3). Çamurdaki bu değişiklikler, stabilizasyon prosesinde biyobozunmayı artırarak aerobik stabilizasyonun derecesi arttırdığını göstermektedir.

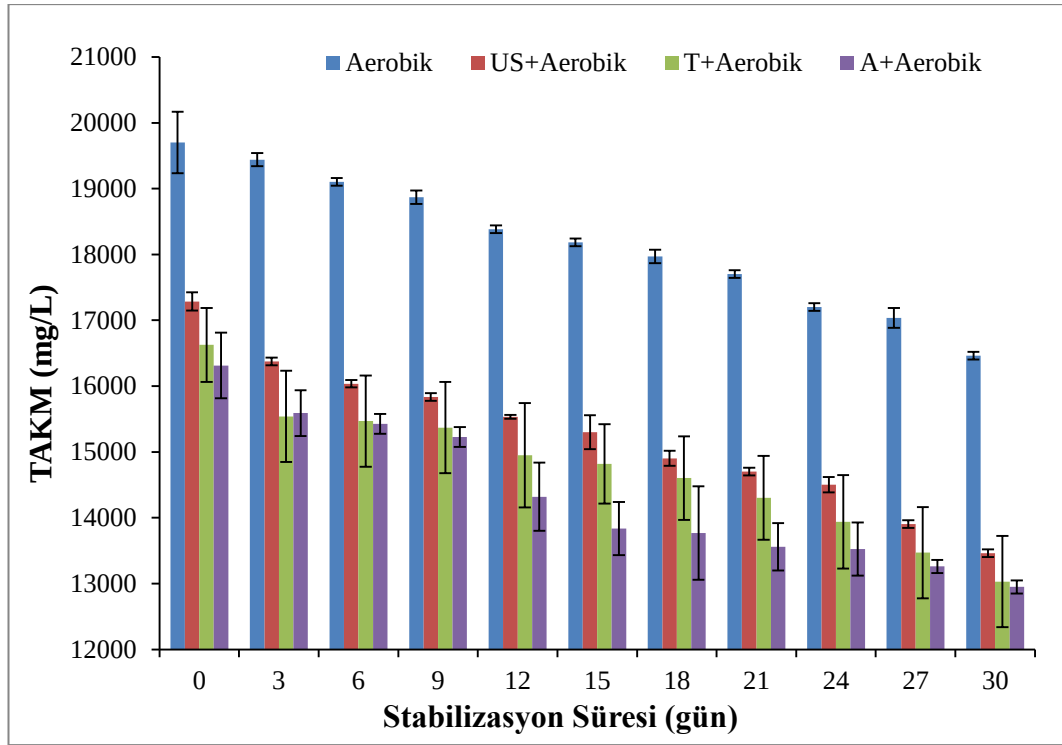
Chang ve ark. (2011), 12 günlük çamur alıkonma süresinde kontrol ortamında TKM, UKM, TAKM ve UAKM giderimleri sırasıyla % 25, % 26, % 23 ve % 27 olarak bulurken 2,4 W/mL ultrasonik yoğunlukta 30 dakika ultrasonik dezentegrasyon yapılmış çamur ile ultrasonik+aerobik stabilizasyonda ise sırasıyla % 33, % 38, % 35 ve % 43'e arttığını bulmuşlardır.



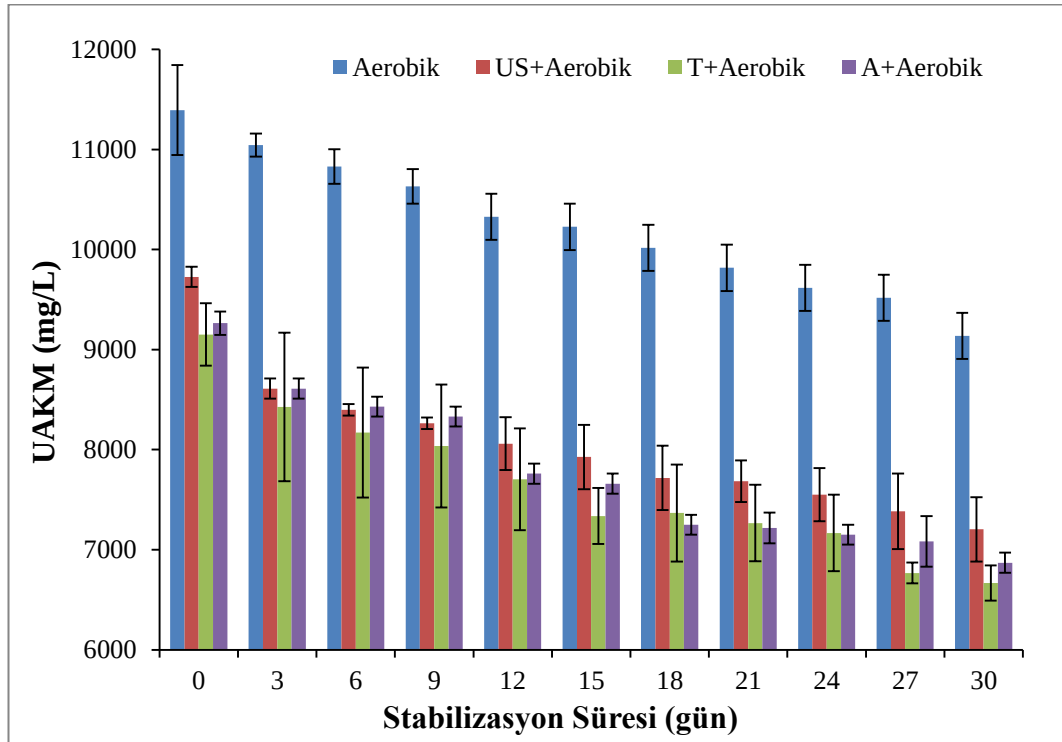
Şekil 4.73. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM değişimi



Şekil 4.74. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UKM değişimi



Şekil 4.75. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TAKM değişimi



Şekil 4.76. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UAKM değişimi

Çizelge 4.3. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM, UKM, TAKM ve UAKM giderimleri

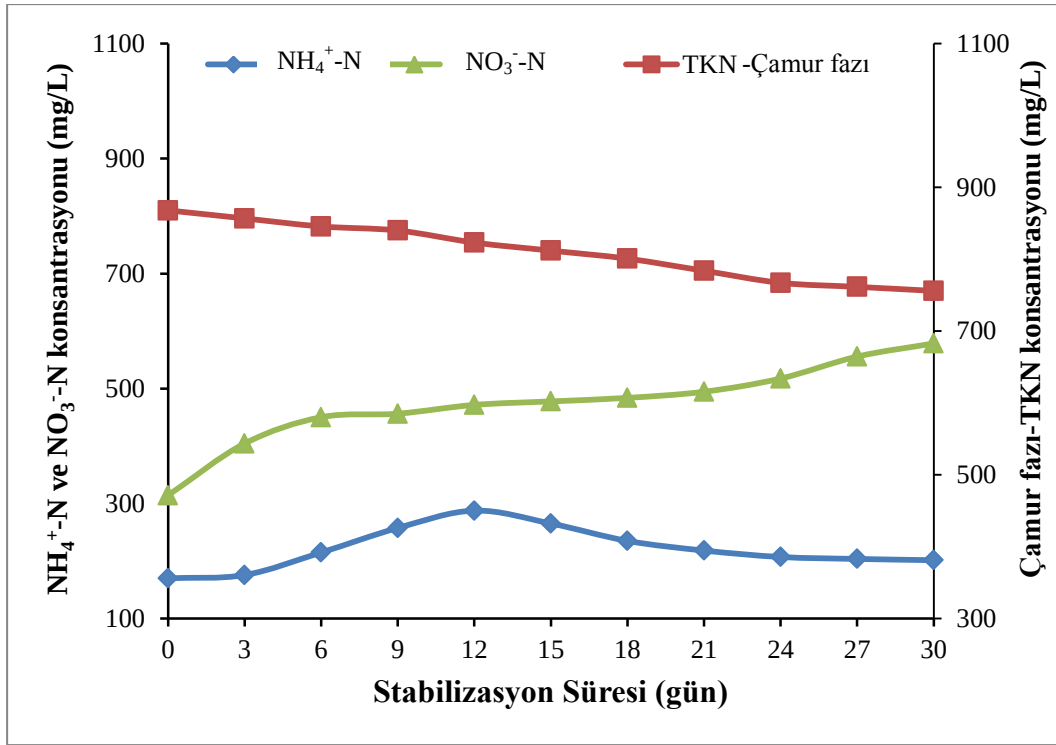
Zaman (gün)	TKM Giderimi (%)	UKM Giderimi (%)	TAKM Giderimi (%)	UAKM Giderimi (%)
Aerobik				
0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	1,1	1,3	1,3	3,0
6	1,2	4,0	3,0	4,8
9	2,8	5,9	4,2	6,6
12	5,4	8,5	6,7	9,3
15	6,1	9,1	7,7	10,1
18	6,9	11,5	8,8	12,0
21	8,0	12,5	10,1	13,7
24	11,3	15,4	12,7	15,5
27	13,4	15,5	13,5	16,4
30	14,9	16,9	16,4	19,7
US+Aerobik				
0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	4,9	6,6	5,3	11,5
6	6,8	11,2	7,2	13,7
9	8,2	12,5	8,4	15,0
12	8,7	16,1	10,1	17,1
15	11,3	18,3	11,5	18,5
18	13,3	19,2	13,8	20,7
21	13,8	20,5	14,9	21,0
24	15,7	21,2	16,1	22,4
27	17,7	24,0	19,6	24,1
30	17,7	25,8	22,1	26,0
T+Aerobik				
0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	4,1	6,6	6,4	8,0
6	5,7	9,2	6,8	10,8
9	7,2	10,8	7,4	12,3
12	9,8	15,3	10,0	15,8
15	10,4	18,1	10,8	19,8
18	11,2	18,3	12,1	19,5
21	12,4	19,4	13,9	20,6
24	15,7	20,0	16,1	21,7
27	17,8	22,4	18,9	26,0
30	19,3	26,5	21,5	27,1
A+Aerobik				
0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	3,3	4,0	4,4	7,0
6	3,9	6,6	5,4	9,0
9	6,0	7,2	6,6	10,1
12	12,0	13,9	12,2	16,2
15	14,8	15,8	15,2	17,3
18	14,9	17,3	15,6	21,7
21	16,4	17,7	16,9	22,1
24	16,5	19,1	17,1	22,8
27	17,1	21,0	18,7	23,5
30	17,5	21,9	20,6	25,8

4.5.3 Azot bileşikleri

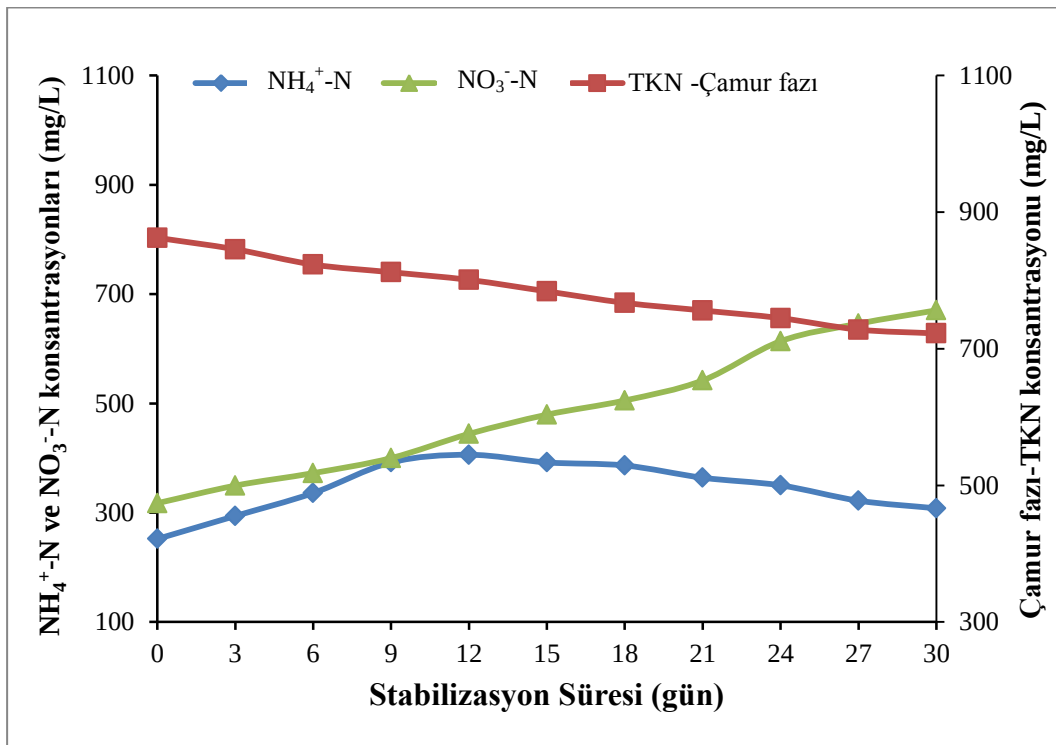
Her dört reaktörde TKN çamur fazında, NH_4^+ -N ve NO_3^- -N bileşikleri ise sıvı fazda analiz edilmiştir. Kontrol reaktöründe, US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde başlangıçta (0. gün) NH_4^+ -N konsantrasyonları, sırasıyla 170,2, 252,0, 210,0 ve 280,0 mg/L'dir. Başlangıçta (0. gün) NH_4^+ -N konsantrasyonları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesi sonucunda NH_4^+ -N çözünmesini meydana getirmişlerdir. Her dört reaktörde NH_4^+ -N konsantrasyonu, yaklaşık 12 gün boyunca artmış ardından ortamdan uzaklaşmıştır (Şekil 4.77-4.80). Tüm reaktörlerde yaklaşık 12 gün sonra nitrifikasyon sonucunda sıvı fazdaki NH_4^+ -N, NO_3^- -N formuna dönüşerek ortamdan uzaklaşmıştır.

Sıvı fazda NO_3^- -N konsantrasyonu, her dört reaktörde stabilizasyon esnasında artmıştır. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda NO_3^- -N konsantrasyonu 578,6 mg/L iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 670,3, 713,1 ve 693,2 mg/L'dir (Şekil 4.77-4.80). T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi NO_3^- -N dönüşümüne ulaşılmış ve nitrifikasyon prosesi iyileşmiştir.

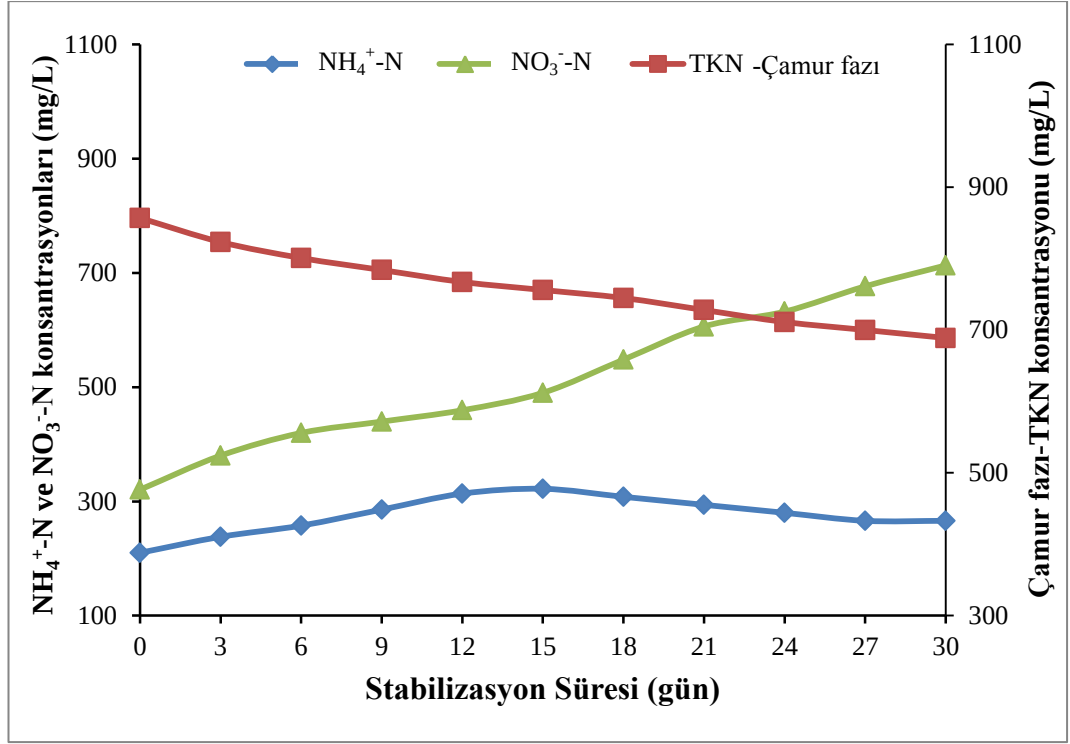
Çamur fazında TKN konsantrasyonu, her dört reaktörde stabilizasyon esnasında azalmıştır. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda TKN konsantrasyonu 756,0 mg/L iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 722,4, 688,8 ve 700,0 mg/L'dir (Şekil 4.77-4.80). T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TKN giderimine ulaşılmıştır. Aerobik stabilizasyon prosesi iyileşmiştir ve biyobozunma artmıştır. Dezentegrasyon yöntemleri uygulandıktan sonra çamur partikülleri çözünür ve sıvı fazda TKN çözünmesi artar. Hücre lizisi meydana gelir ve hücre içi bileşenler sıvı faza salıverilir. Stabilizasyon prosesinde çamur fazında TKN gideriminin artmasıyla biyobozunma artar (Chang ve ark, 2011).



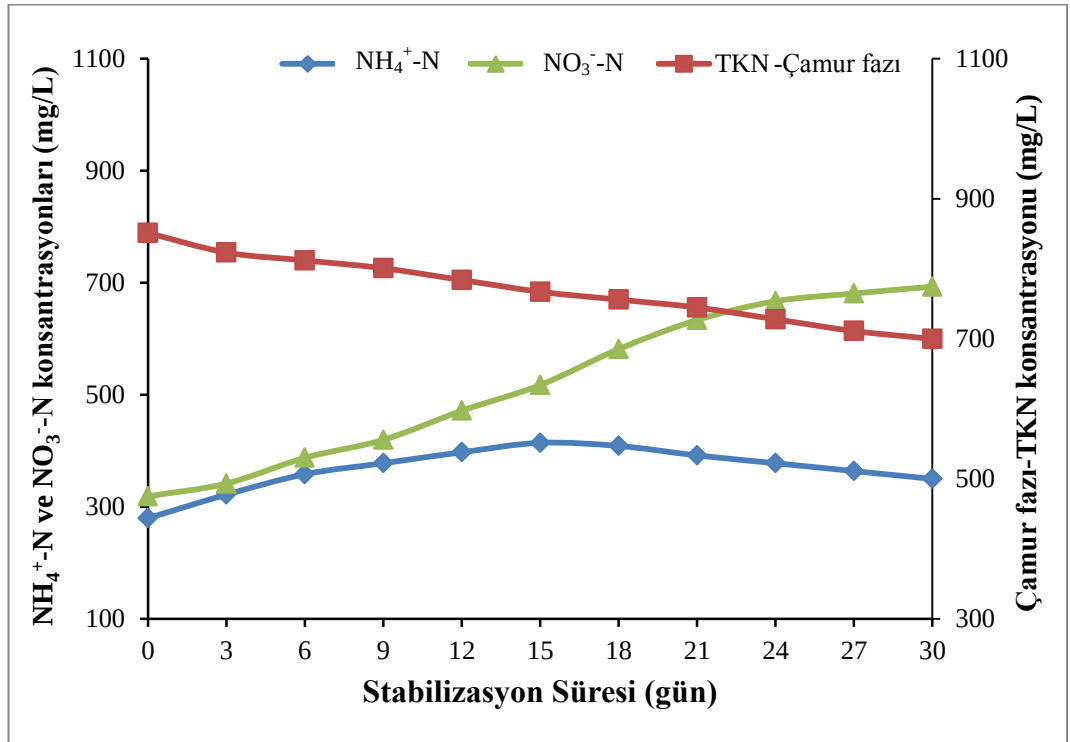
Şekil 4.77. Aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



Şekil 4.78. Ultrasonik dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



Şekil 4.79. Termal dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



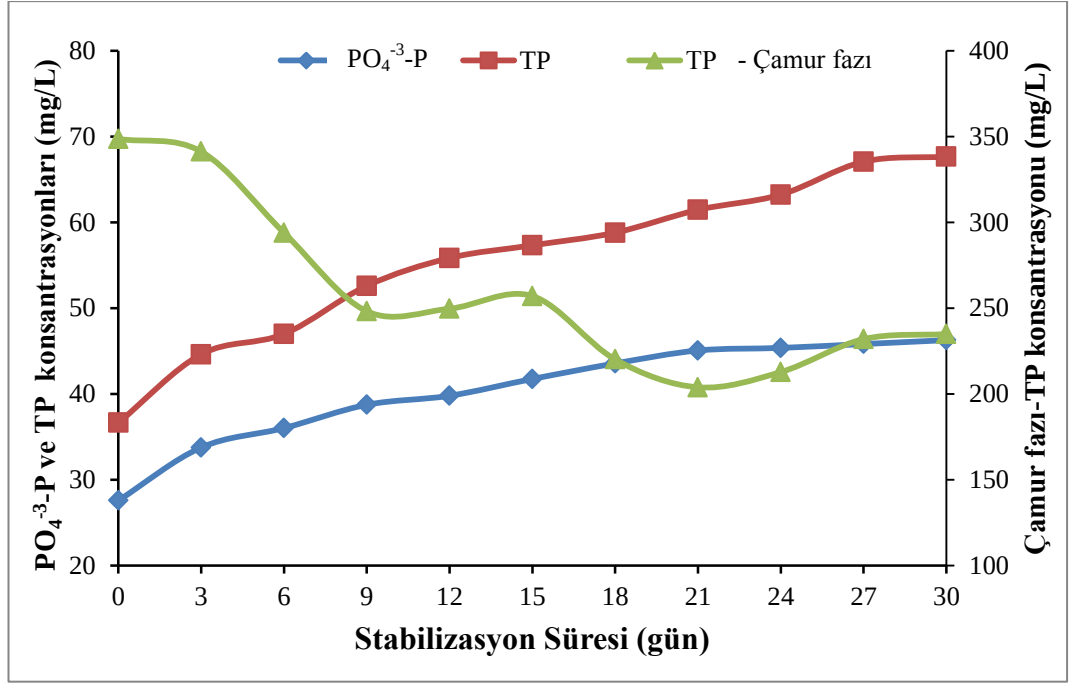
Şekil 4.80. Alkali dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi

4.5.4 Fosfor bileşikleri

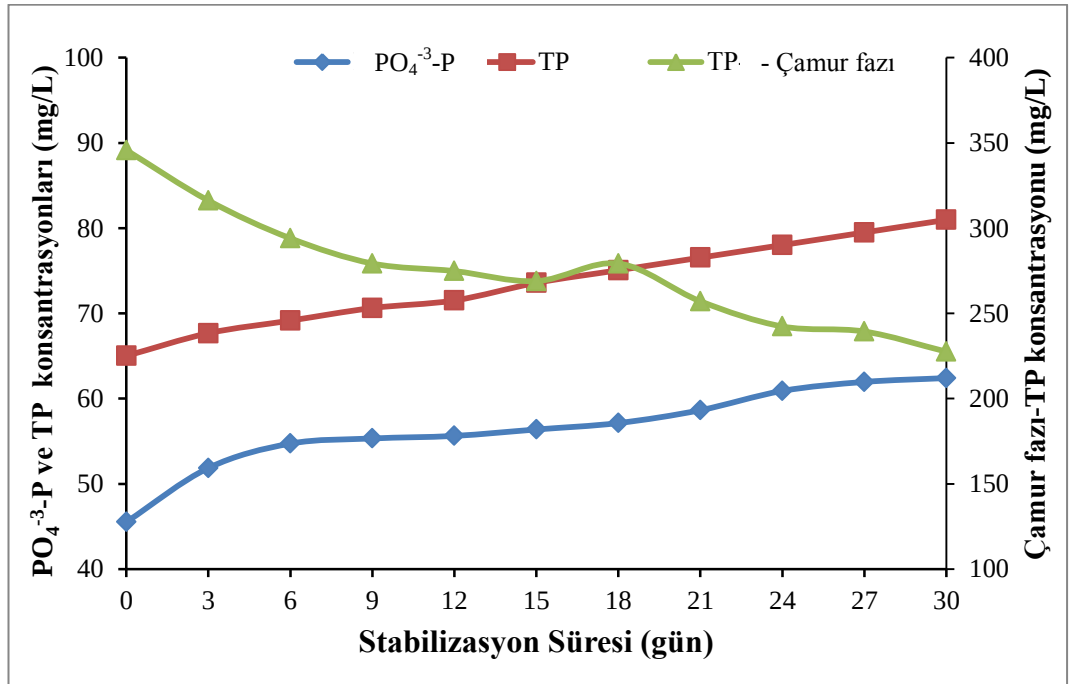
Her dört reaktörde TP hem çamur hem de sıvı fazda, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ise sadece sıvı fazda analiz edilmiştir. Kontrol reaktöründe, US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde başlangıçta (0. gün) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları, sırasıyla 27,6, 45,5, 43,3 ve 37,4 mg/L'dir. Başlangıçta (0. gün) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesi sonucunda ortofosfat fosforu çözünmesini meydana getirmişlerdir. Her dört reaktörde sıvı fazda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları, stabilizasyon esnasında artmıştır. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 46,3 mg/L iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 62,4, 57,1 ve 59,4 mg/L'dir (Şekil 4.81-4.84). US+aerobik reaktörde 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ çözünmesine ulaşılmıştır. Tüm reaktörlerde aerobik stabilizasyon boyunca çamurdaki fosforun ayrışması sonucu sıvı formda ortofosfat fosforu artmıştır.

Her dört reaktörde stabilizasyon esnasında sıvı fazda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ çözünmesine benzer şekilde TP çözünmesinde de artış gözlemlenmiştir. Sıvı fazda TP konsantrasyonu artışı, çamur çözünmenin meydana geldiğini, hücre lizisi sonucunda organik fosforun sıvı faza geçtiğini göstermektedir. Dezentegrasyon yöntemleri uygulandıktan sonra çamur partikülleri çözünür, hücre lizisi ve hücre içi bileşenler sıvı faza salıverilmesi sonucu ve sıvı faza TP çözünmesi artar. Sıvı fazdaki fosfor artışı, aerobik ve/veya anaerobik çürümeye biyobozunmayı arttırır ve daha kısa alıkonma süresinde stabilize çamur elde edilmesini sağlar (Chang ve ark, 2011).

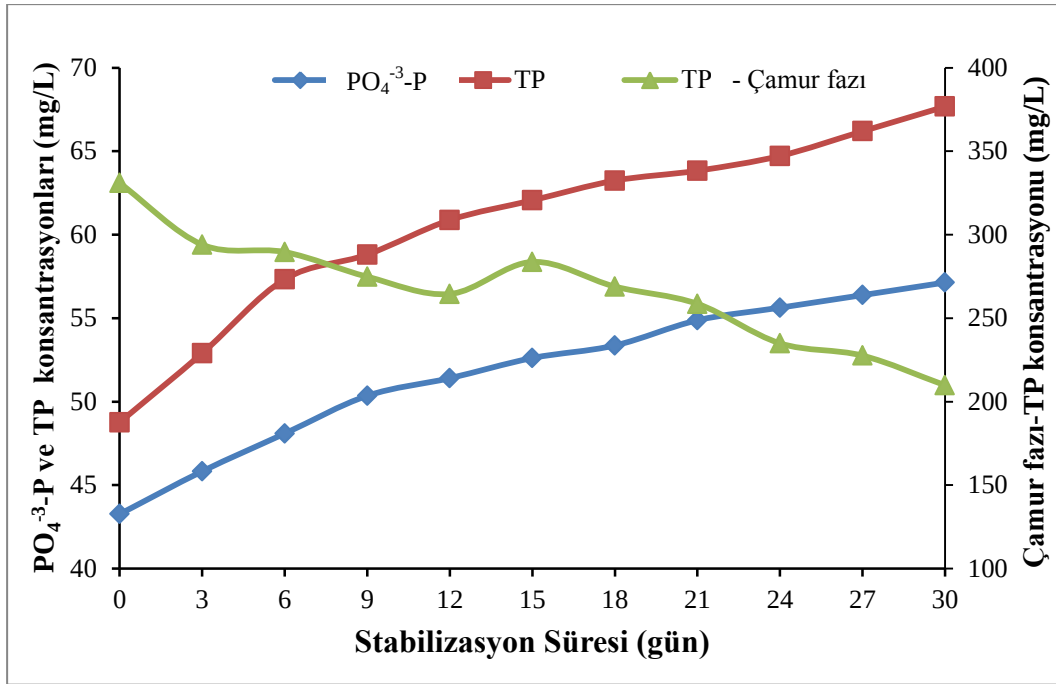
Çamur fazında TP konsantrasyonu, her dört reaktörde stabilizasyon esnasında azalırken zaman zaman artışlar meydana gelmiştir. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda TP konsantrasyonu 234,9 mg/L iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 227,6, 209,8 ve 220,2 mg/L'dir (Şekil 4.81-4.84). Stabilizasyon prosesinde çamur fazında TP giderimi artmıştır. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TP giderimine ulaşılmıştır. Aerobik stabilizasyon prosesi iyileşmiştir ve biyobozunma artmıştır.



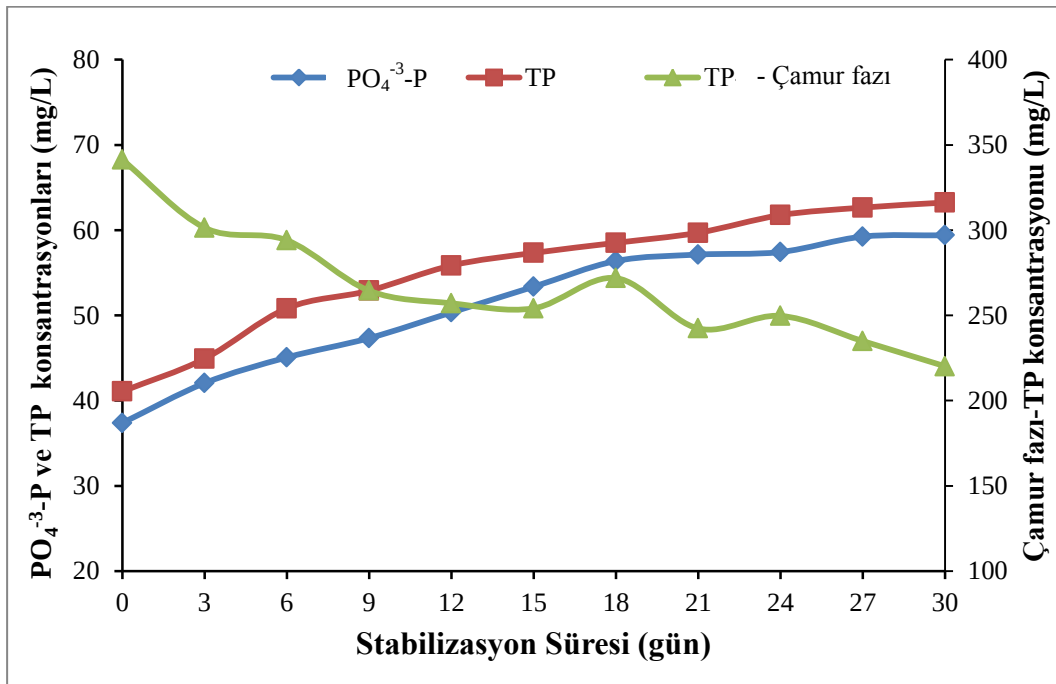
Şekil 4.81. Aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi



Şekil 4.82. Ultrasonik dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi



Şekil 4.83. Termal dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi

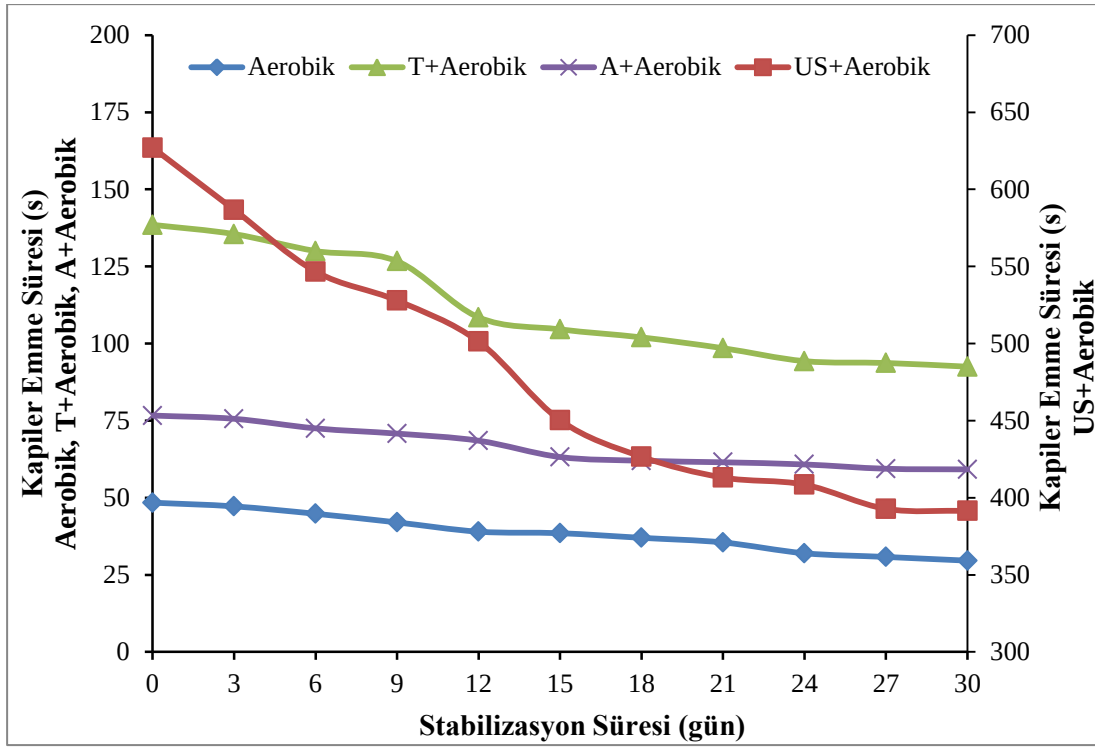


Şekil 4.84. Alkali dezentegrasyon ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi

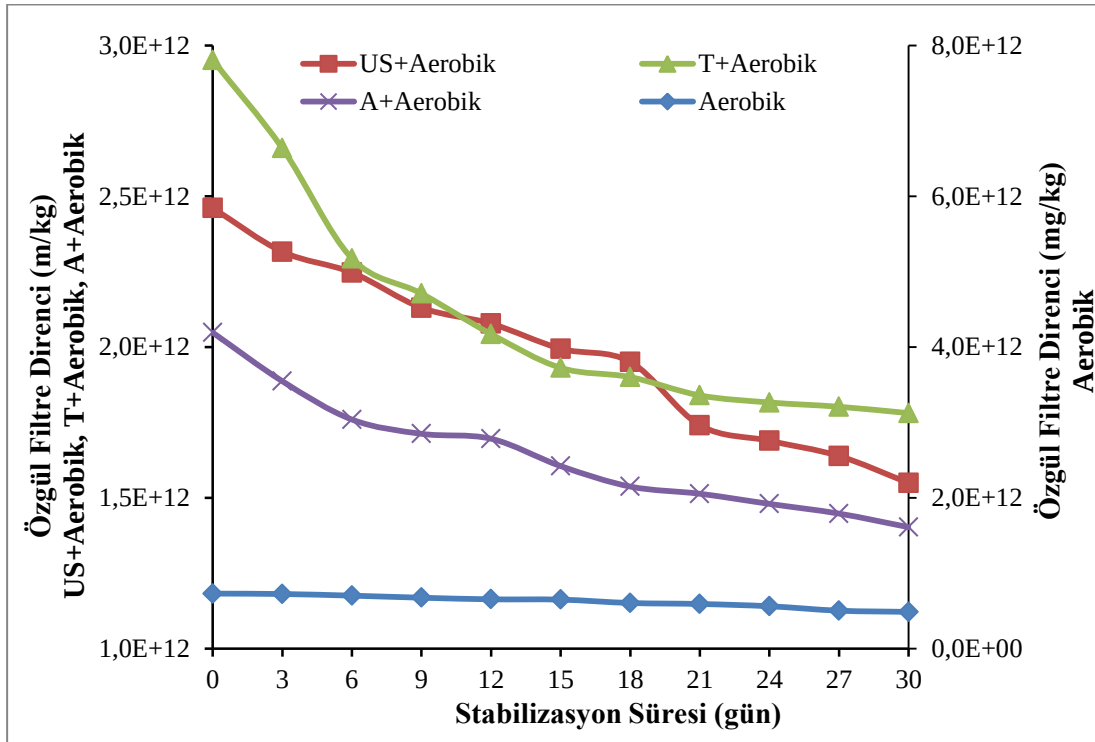
4.5.5 Çamur susuzlaştırılabilirliği

Kontrol reaktöründe, US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde başlangıçta (0. gün) KES değerleri, sırasıyla 48,4, 627,1, 138,5 ve 76,7 s'dir. Başlangıçta (0. gün) KES değerleri, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamur çözünmesine ve daha küçük partiküllerin sıvı faza salıverilmesine neden olarak çamur yüzey alanını arttırmışlardır. Çamur yüzey alanının artmasıyla bağlı su artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmektedir. Tüm reaktörlerde stabilizasyon esnasında KES değerleri azalmıştır (Şekil 4.85). Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda KES 29,6 s iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 391,5, 92,5 ve 59,2 s'dir. Tüm reaktör sonuçları incelendiğinde, aerobik stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirdiği belirlenmiştir.

Kontrol reaktöründe, US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde başlangıçta (0. gün) ÖFD değerleri, sırasıyla $7,3 \times 10^{11}$, $24,6 \times 10^{11}$, $29,5 \times 10^{11}$ ve $20,5 \times 10^{11}$ m/kg'dır. Başlangıçta (0. gün) ÖFD değerleri, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamur çözünmesi sonucunda filtrasyona karşı direnci arttırarak çamur susuzlaştırılabilirliğini kötüleştirmişlerdir. Tüm reaktörlerde stabilizasyon esnasında ÖFD azalmıştır (Şekil 4.86). Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda ÖFD $4,9 \times 10^{11}$ mg/kg iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla $15,5 \times 10^{11}$, $17,8 \times 10^{11}$ ve $14,0 \times 10^{11}$ m/kg'dır. Tüm reaktör sonuçları incelendiğinde, aerobik stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirdiği belirlenmiştir.



Şekil 4.85. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca KES değişimi



Şekil 4.86. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÖFD değişimi

4.5.6 Patojen inaktivasyonu

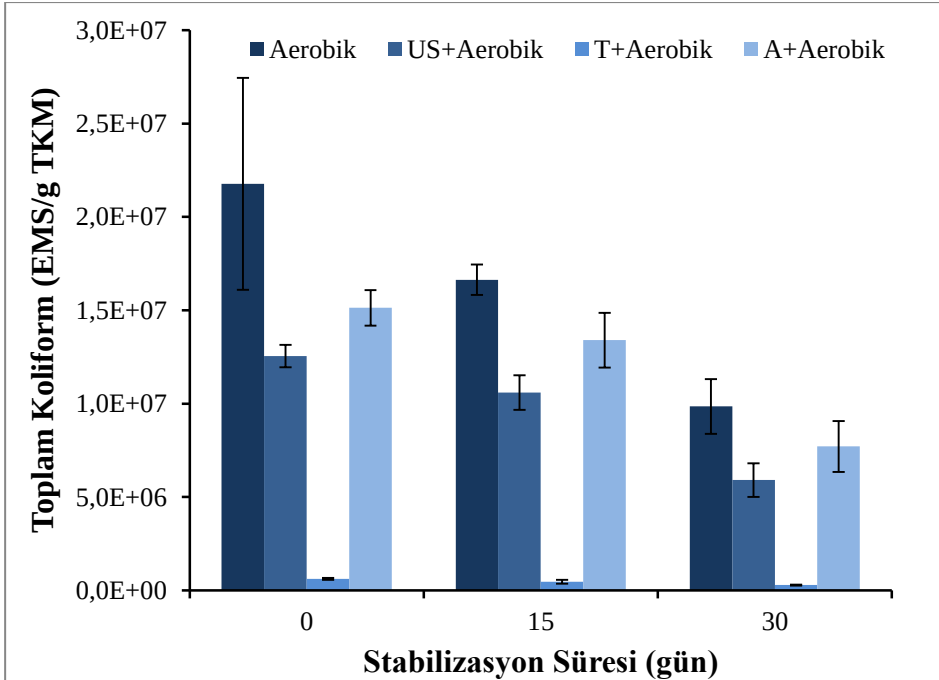
Tüm reaktörlerde stabilizasyon esnasında TK, FK ve *Escherichia coli* azalmıştır (Şekil 4.87, 4.88, 4.89). Dezentegrasyon ön işlemlerinin hücre membran yapısını bozarak hücre lizisini sağladığı belirlenmiştir. Kontrol ortamında FK miktarı $16,44 \times 10^6$ EMS/gTKM iken US, T ve A dezentegrasyondan sonra FK miktarları sırasıyla $6,95 \times 10^6$, $5,53 \times 10^5$ ve $11,13 \times 10^6$ EMS/gTKM'ye azalmıştır. Başlangıçta (0. gün) FK miktarları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha azdır (Çizelge 4.4). Tüm reaktör sonuçları incelendiğinde, US, T ve A dezentegrasyon yöntemlerinin bakteri inaktivasyonuna yardımcı olduğu görülmektedir.

Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda FK miktarı $3,53 \times 10^6$ EMS/gTKM iken US, T ve A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla $1,23 \times 10^6$, $1,00 \times 10^5$ ve $2,24 \times 10^6$ EMS/gTKM'dir. T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi FK inaktivasyonuna ulaşılmıştır (Şekil 4.88). Benzer olarak, en iyi TK ve *E. coli* inaktivasyonuna 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda T+aerobik reaktöründe ulaşılmıştır (Şekil 4.87, 4.89). Khanal ve ark. (2006) yaptıkları çalışmada 10 günlük aerobik stabilizasyon sonunda fekal koliform miktarlarını kontrol reaktöründe $9,8 \times 10^4$ EMS/gTKM US+aerobik çürüme sonucunda $5,7 \times 10^4$ EMS/gTKM'e azaldığını bulmuşlardır.

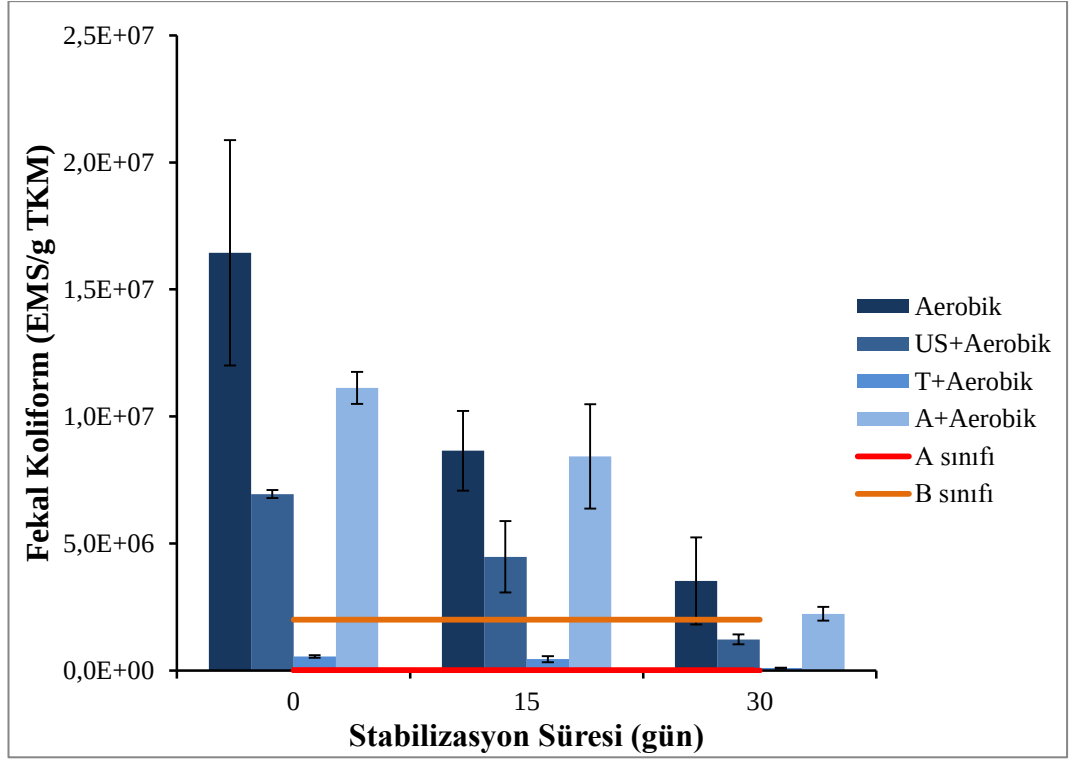
'Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar' (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre, B sınıfı arıtma çamur elde edebilmek için aerobik stabilizasyonu 15 °C'de 60 gün veya 20 °C'de 40 gün uygulamak gerektiği belirlenmiştir (USEPA, 1993). Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda B sınıfı arıtma çamuru elde edilmez iken US+aerobik ve T+aerobik reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda B sınıfı arıtma çamuru elde edilmiştir. Bu durum, B sınıfı arıtma çamur edilmesi açısından US ve T dezentegrasyonun aerobik stabilizasyon süresini 40 günden 30 güne kısalttığını göstermektedir. 'Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar' (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), A sınıfı arıtma çamur için istenen FK $1,0 \times 10^3$ EMS/gTKM sınır değeri, 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda hiçbir reaktörde elde edilememiştir.

Çizelge 4.4. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform, fekal koliform ve *E. coli* inaktivasyonu

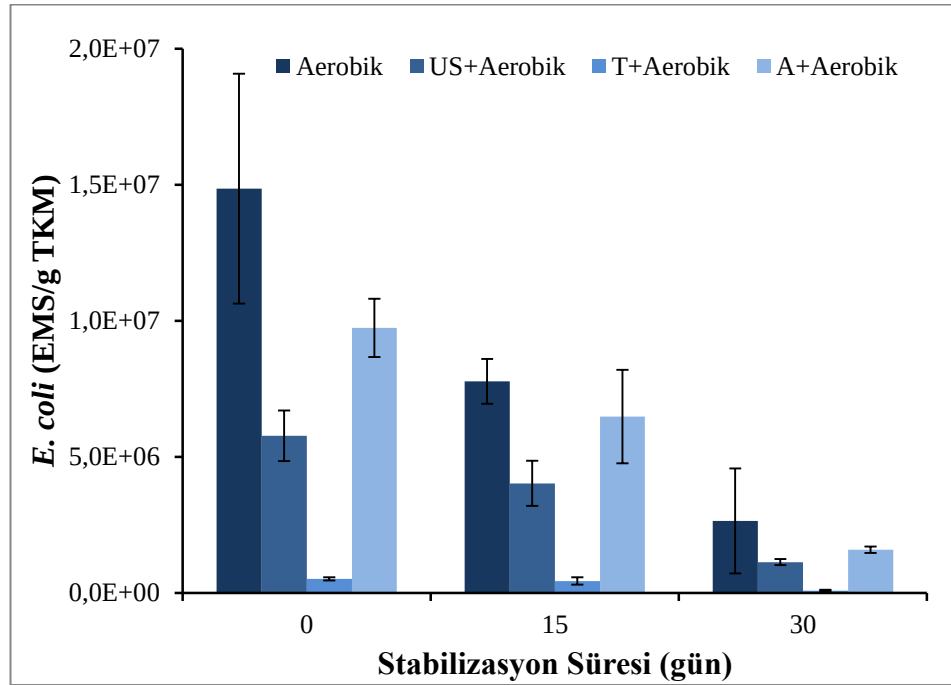
Ortalamalar	TK (EMS/g TKM) $\times 10^{-6}$	FK (EMS/g TKM) $\times 10^{-6}$	<i>E. coli</i> (EMS/g TKM) $\times 10^{-6}$
Aerobik-Kontrol			
0	21,76	16,44	14,86
15	16,63	8,65	7,78
30	9,85	3,53	2,65
US+Aerobik			
0	12,55	6,95	5,78
15	10,60	4,47	4,03
30	5,91	1,23	1,13
T+Aerobik			
0	0,61	0,55	0,51
15	0,47	0,45	0,43
30	0,28	0,10	0,08
A+Aerobik			
0	15,13	11,13	9,74
15	13,40	8,43	6,48
30	7,71	2,24	1,59



Şekil 4.87. Farklı dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform inaktivasyonu



Şekil 4.88. Farklı dezenitegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca fekal koliform inaktivasyonu



Şekil 4.89. Farklı dezenitegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca E. coli inaktivasyonu

4.6 Birleşik Dezentegrasyon Yöntemlerinin Aerobik Stabilizasyona Etkisi

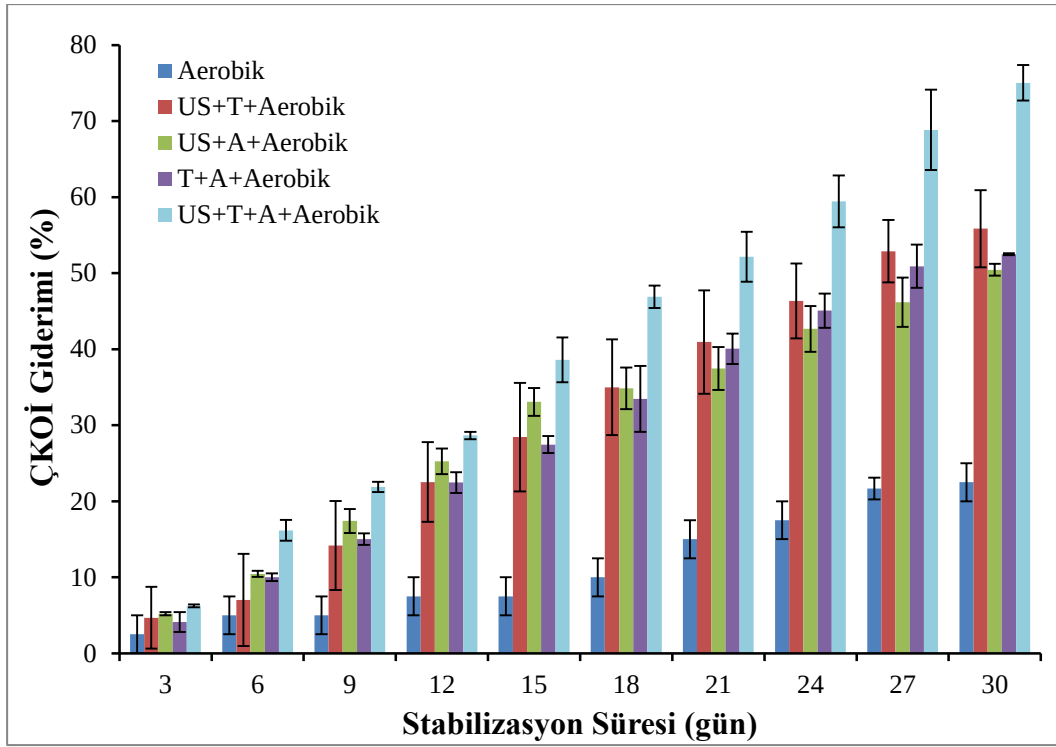
4.6.1 TKOİ ve ÇKOİ giderimi

Birleşik dezentegrasyon, US+T, US+A, T+A ve US+T+A olmak üzere dört farklı şekilde uygulanmıştır. Birleşik dezentegrasyonun aerobik stabilizasyona etkisi, kontrol reaktörü karşılaştırılarak değerlendirilmiştir. Reaktörlerden her gün 250 mL çamur alınarak aynı hacimde çamur eklenmiştir. Kontrol reaktörüne dezentegrasyon işlemi uygulanmamış çamur, diğer reaktörlere ise birleşik dezentegrasyon işlemi uygulanmış çamur eklenmiştir. Reaktörlerde her gün sıcaklık ve pH kontrolü yapılmıştır. Tüm reaktörlerde 30 gün boyunca sıcaklık 20,4 °C ile 22,3 °C arasında ve pH 6,90 ile 7,92 arasında değişim göstermiştir.

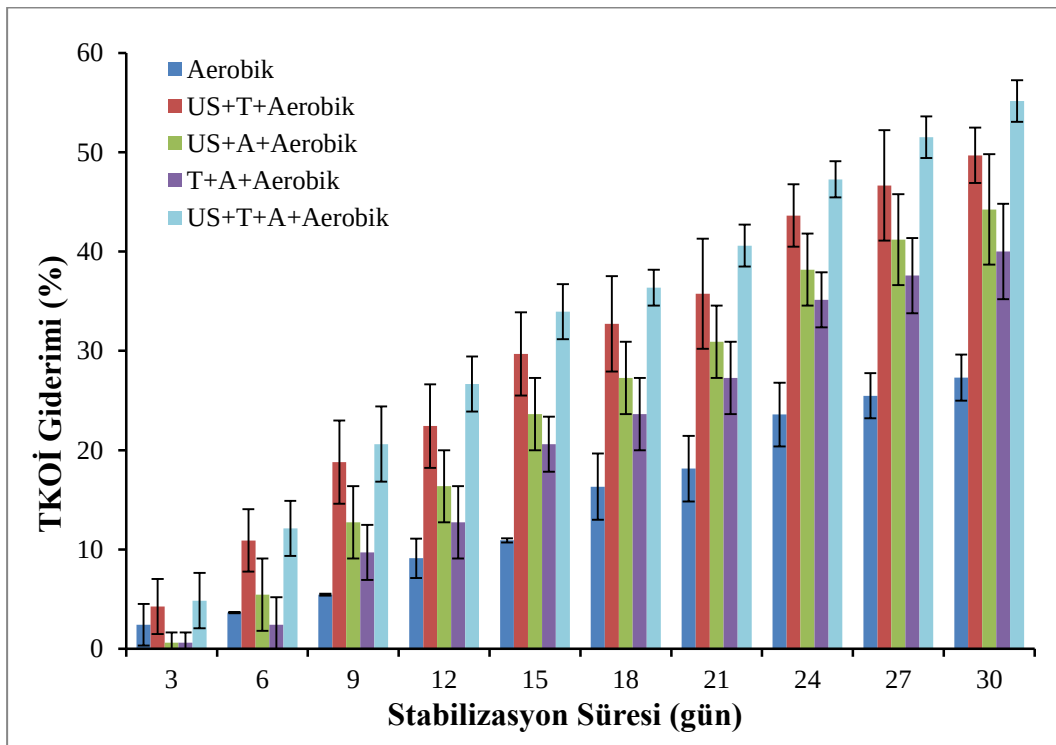
Başlangıçta (0. gün) ÇKOİ konsantrasyonları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra ÇKOİ konsantrasyonları, 128,0 mg/L'den sırasıyla 3584±128,0, 2453±97,8, 2560±128,0 ve 4096±128,0 mg/L'ye artmıştır. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesini meydana getirmişlerdir. Her beş reaktörde stabilizasyon esnasında ÇKOİ azalmıştır (Şekil 4.90). Kontrol reaktöründe ÇKOİ giderimi % 22,5±2,5 iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % 55,8±5,1, % 50,5±0,8, % 52,5±0,1 ve 75,0±2,3'dür. US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi ÇKOİ giderim verimine ulaşılırken ikili kombinasyonlarda US+T+aerobik reaktöründe en iyi ÇKOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Birleşik dezentegrasyon ile dezentegrasyon yöntemleri kıyaslandığında, bileşik dezentegrasyon sonucunda ÇKOİ konsantrasyonları daha fazla bulunmuş ve çamur çözünmesinin daha fazla arttığı belirlenmiştir. Jin ve ark. (2009), 3750 kJ/kgTKM özgül enerjide ultrasonik dezentegrasyon ve 0,5 mol NaOH'da 30 dakika alkali dezentegrasyon sonunda ÇKOİ'nin 275 mg/L'den 6408 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

Her beş reaktörde stabilizasyon esnasında TKOİ azalmıştır (Şekil 4.91). Kontrol reaktöründe TKOİ giderimi % 27,3±2,3 iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % 49,7±2,8, % 44,2±5,6, % 40,0±4,8 ve % 55,2±2,1'dir. US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TKOİ giderim verimine ulaşılırken ikili

kombinasyonlarda US+T+aerobik reaktöründe en iyi TKOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Birleşik dezentegrasyon ile dezentegrasyon yöntemleri kıyaslandığında, bileşik dezentegrasyon sonucunda TKOİ giderimi daha fazla olmuştur ve stabilizasyon esnasında biyobozunmanın arttığı belirlenmiştir.



Şekil 4.90. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÇKOİ giderimi



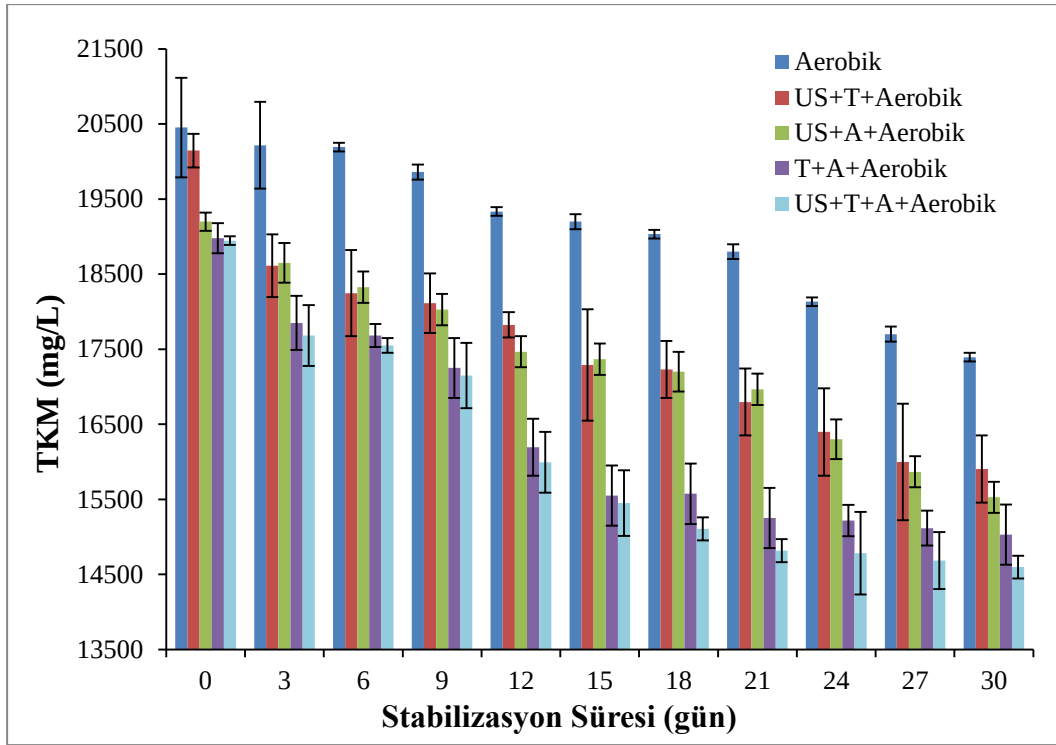
Şekil 4.91. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKOİ giderimi

4.6.2 Katı madde giderimi

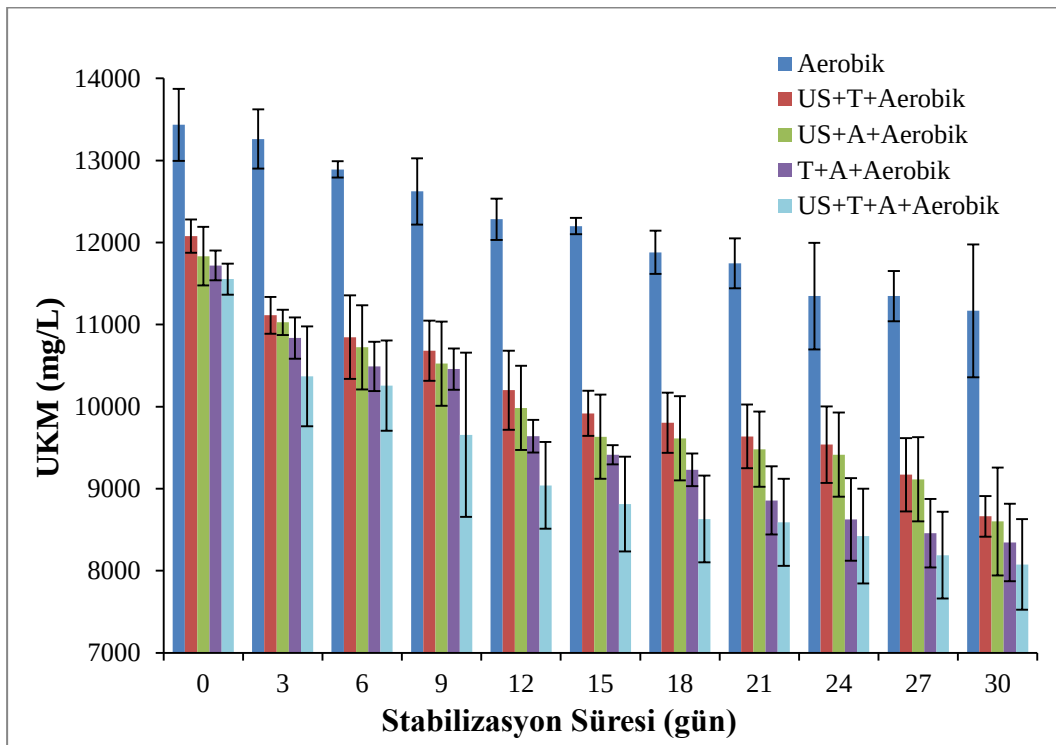
US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra TKM, UKM, TAKM ve UAKM miktarlarında azalma meydana gelmiştir (Şekil 4.92-4.95). Kontrol reaktöründe TKM giderimi % $14,9 \pm 2,9$ iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $21,1 \pm 1,6$, % $19,1 \pm 0,6$, % $20,8 \pm 1,3$ ve % $23,0 \pm 0,6$ 'dır. Kontrol reaktöründe UKM giderimi % $16,9 \pm 3,3$ iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $28,3 \pm 1,4$, % $27,4 \pm 3,8$, % $28,8 \pm 3,1$ ve % $30,1 \pm 3,6$ 'dır. Bu durum, dezentegrasyon yöntemlerinin çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesini meydana getirdiğini göstermektedir.

Kontrol reaktöründe TAKM giderimi % $16,4 \pm 2,2$ iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $23,5 \pm 0,8$, % $23,0 \pm 1,8$, % $24,2 \pm 2,6$ ve % $28,3 \pm 0,5$ 'dir. Kontrol reaktöründe UAKM giderimi % $19,7 \pm 3,9$ iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % $29,2 \pm 2,3$, % $27,7 \pm 1,2$, % $29,6 \pm 2,1$ ve % $33,5 \pm 3,0$ 'dür. TAKM ve UAKM giderimlerinin artması, stabilizasyon prosesinde biyobozunmanın artarak aerobik stabilizasyon derecesinin arttırdığını göstermektedir.

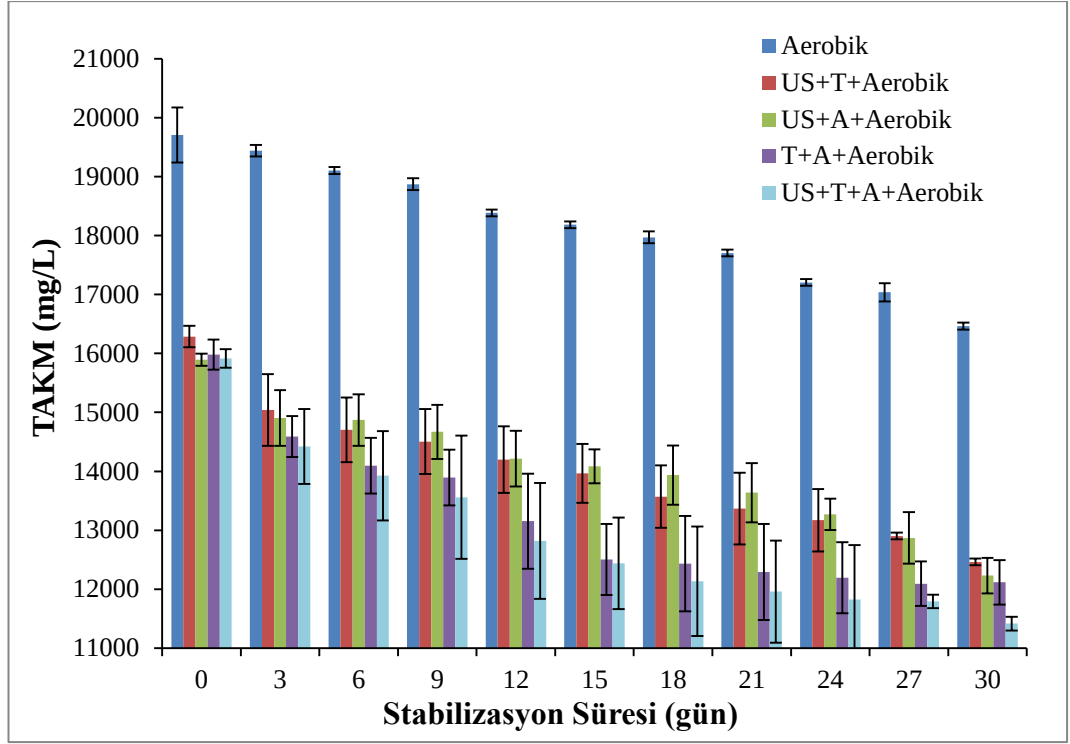
En iyi TKM, UKM, TAKM ve UAKM giderim verimlerine 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda US+T+A reaktöründe ulaşılırken ikili kombinasyonlarda ise en iyi TKM giderim verimine US+T+aerobik reaktöründe, en iyi UKM, TAKM ve UAKM giderim verimlerine T+A+aerobik reaktöründe ulaşılmıştır (Çizelge 4.5). Tek başına termal veya alkali dezentegrasyon ile karşılaştırıldığında termokimyasal dezentegrasyon çamur çözünmesinde ve biyobozunmayı arttırmada daha etkilidir. Tanaka ve ark. (1997) yaptıkları çalışmada termo-alkali dezentegrasyonun anaerobik stabilizasyon verimine etkilerini inceleyerek 0,25 g NaOH/g UAKM konsantrasyonunda beş dakika 130 °C'de termo-alkali dezentegrasyon sonucu anaerobik stabilizasyonda kontrol ortamına göre UAKM çözünmesinin % 45 arttığını bulmuşlardır.



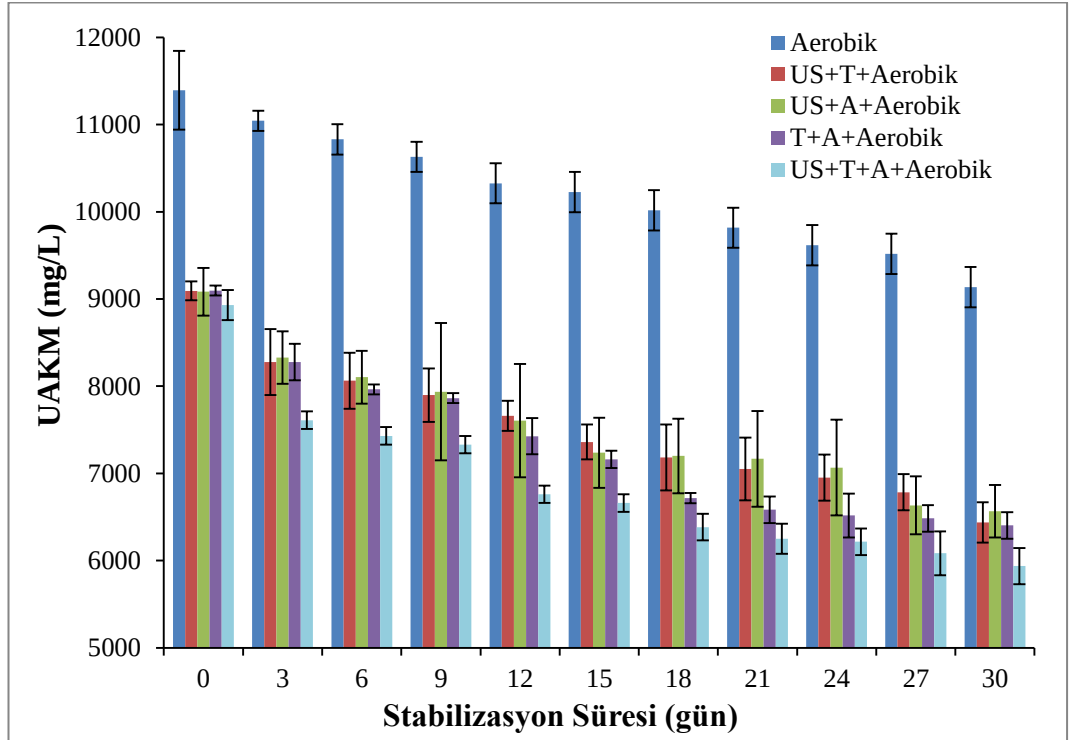
Şekil 4.92. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM değişimi



Şekil 4.93. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UKM değişimi



Şekil 4.94. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TAKM değişimi



Şekil 4.95. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca UAKM değişimi

Çizelge 4.5. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca TKM, UKM, TAKM ve UAKM giderimleri

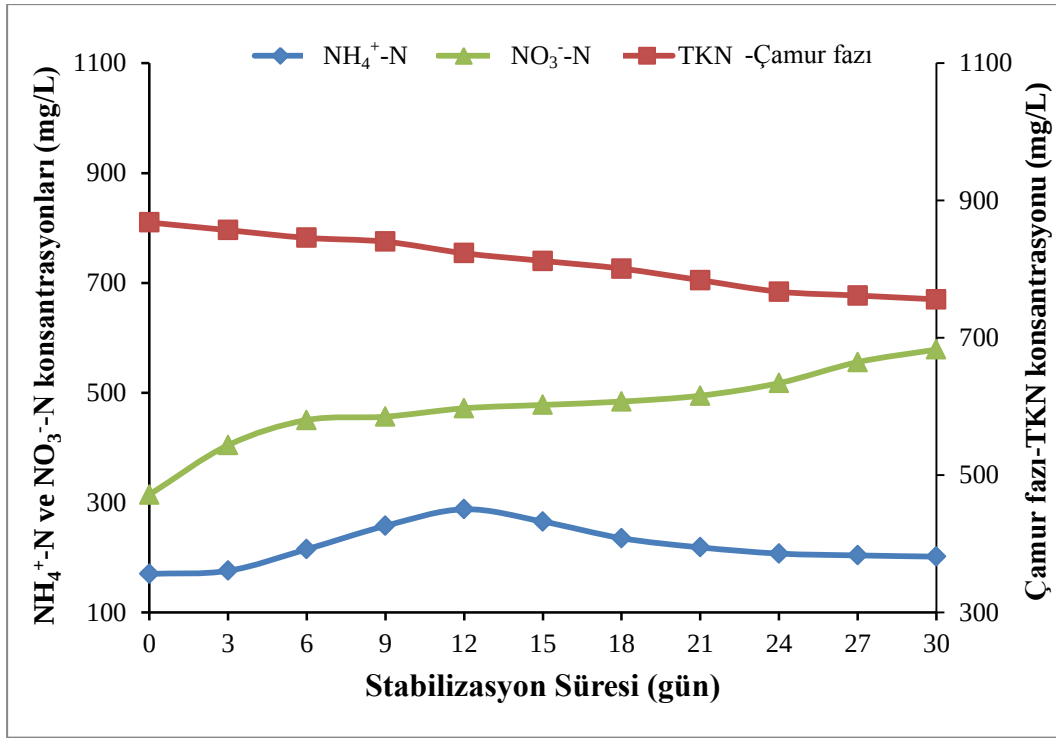
Zaman (gün)	TKM Giderimi (%)	UKM Giderimi (%)	TAKM Giderimi (%)	UAKM Giderimi (%)
Aerobik				
3	1,1	1,3	1,3	3,0
6	1,2	4,0	3,0	4,8
9	2,8	5,9	4,2	6,6
12	5,4	8,5	6,7	9,3
15	6,1	9,1	7,7	10,1
18	6,9	11,5	8,8	12,0
21	8,0	12,5	10,1	13,7
24	11,3	15,4	12,7	15,5
27	13,4	15,5	13,5	16,4
30	14,9	16,9	16,4	19,7
US+T+Aerobik				
3	7,6	8,0	7,7	9,0
6	9,4	10,2	9,7	11,3
9	10,1	11,5	11,0	13,2
12	11,5	15,5	12,8	15,8
15	14,2	17,9	14,3	19,1
18	14,5	18,8	16,7	21,0
21	16,6	20,2	17,9	22,5
24	18,6	21,0	19,2	23,6
27	20,6	24,0	20,8	25,4
30	21,1	28,3	23,5	29,2
US+A+Aerobik				
3	2,9	6,8	6,2	8,3
6	4,6	9,4	6,4	10,8
9	6,1	11,1	7,7	12,7
12	9,0	15,7	10,6	16,4
15	9,6	18,6	11,4	20,4
18	10,4	18,8	12,3	20,8
21	11,6	19,9	14,2	21,2
24	15,1	20,5	16,5	22,3
27	17,4	23,0	19,0	27,0
30	19,1	27,4	23,0	27,7
T+A+Aerobik				
3	6,0	7,5	8,7	9,0
6	6,8	10,5	11,8	12,5
9	9,1	10,8	13,1	13,6
12	14,7	17,7	17,7	18,4
15	18,1	19,7	21,8	21,3
18	18,0	21,2	22,2	26,2
21	19,7	24,5	23,0	27,6
24	19,8	26,4	23,7	28,4
27	20,4	27,9	24,3	28,7
30	20,8	28,8	24,2	29,6
US+T+A+Aerobik				
3	6,7	10,3	9,4	14,8
6	7,4	11,3	12,5	16,8
9	9,5	16,5	14,8	17,9
12	15,6	21,8	19,5	24,3
15	18,5	23,8	21,9	25,4
18	20,3	25,3	23,8	28,5
21	21,8	25,7	24,9	30,0
24	22,0	27,1	25,7	30,3
27	22,5	29,1	25,9	31,8
30	23,0	30,1	28,3	33,5

4.6.3 Azot bileşikleri

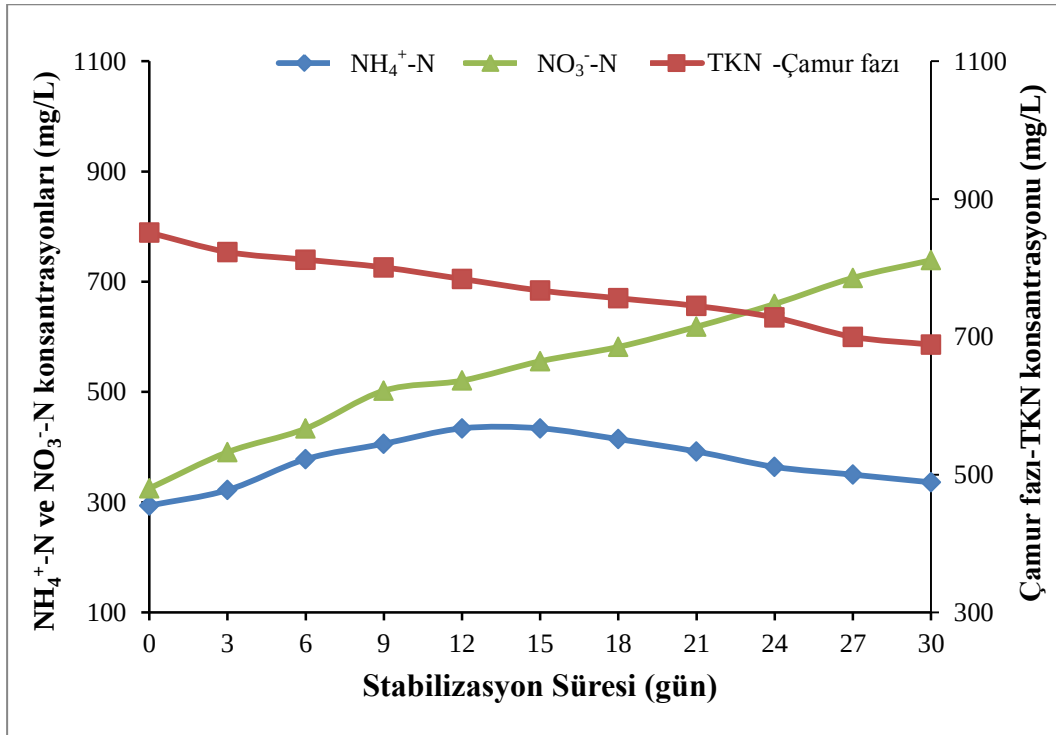
Her beş reaktörde TKN çamur fazında, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ bileşikleri ise sıvı fazda analiz edilmiştir. US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonları, 170,2 mg/L'den sırasıyla 294,0, 350,0, 308,0 ve 406,0 mg/L'ye artmıştır. Başlangıçta (0. gün) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesini meydana getirmişlerdir. Tüm reaktörlerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu, yaklaşık 12 gün boyunca artmış ardından ortamdan uzaklaşmıştır (Şekil 4.96-4.100). Tüm reaktörlerde yaklaşık 12 gün sonra nitrifikasyon sonucunda sıvı fazdaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ formuna dönüşerek ortamdan uzaklaşmıştır.

Sıvı fazda $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonu, her beş reaktörde stabilizasyon esnasında artmıştır. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonu 578,6 mg/L iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 739,0, 728,3, 732,9 ve 784,9 mg/L'dir (Şekil 4.96-4.100). US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi $\text{NO}_3^-\text{-N}$ dönüşümüne ulaşılırken ikili kombinasyonlarda US+T+aerobik reaktöründe en iyi $\text{NO}_3^-\text{-N}$ dönüşümüne ulaşılmıştır. Birleşik dezentegrasyon ile dezentegrasyon yöntemleri kıyaslandığında, bileşik dezentegrasyon sonucunda $\text{NO}_3^-\text{-N}$ dönüşmesi daha fazla olmuştur ve stabilizasyon esnasında biyobozunmanın arttığı belirlenmiştir.

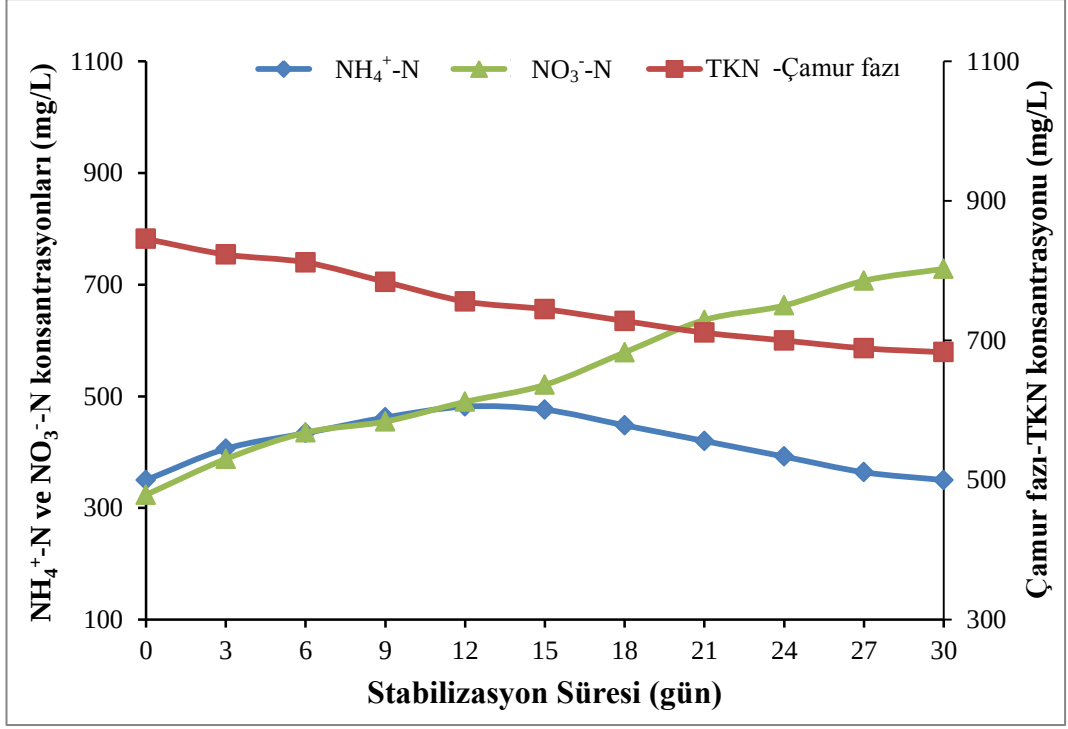
Çamur fazında TKN konsantrasyonu, her beş reaktörde stabilizasyon esnasında azalmıştır. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda TKN konsantrasyonu 756,0 mg/L iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 688,8, 683,2, 655,2 ve 616,0 mg/L'dir (Şekil 4.96-4.100). US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TKN giderimine ulaşılırken ikili kombinasyonlarda T+A+aerobik reaktöründe en iyi TKN giderimine ulaşılmıştır. Birleşik dezentegrasyon ile dezentegrasyon yöntemleri kıyaslandığında, bileşik dezentegrasyon sonucunda TKN giderimi artarak aerobik stabilizasyon prosesi iyileşmiş ve biyobozunma artmıştır.



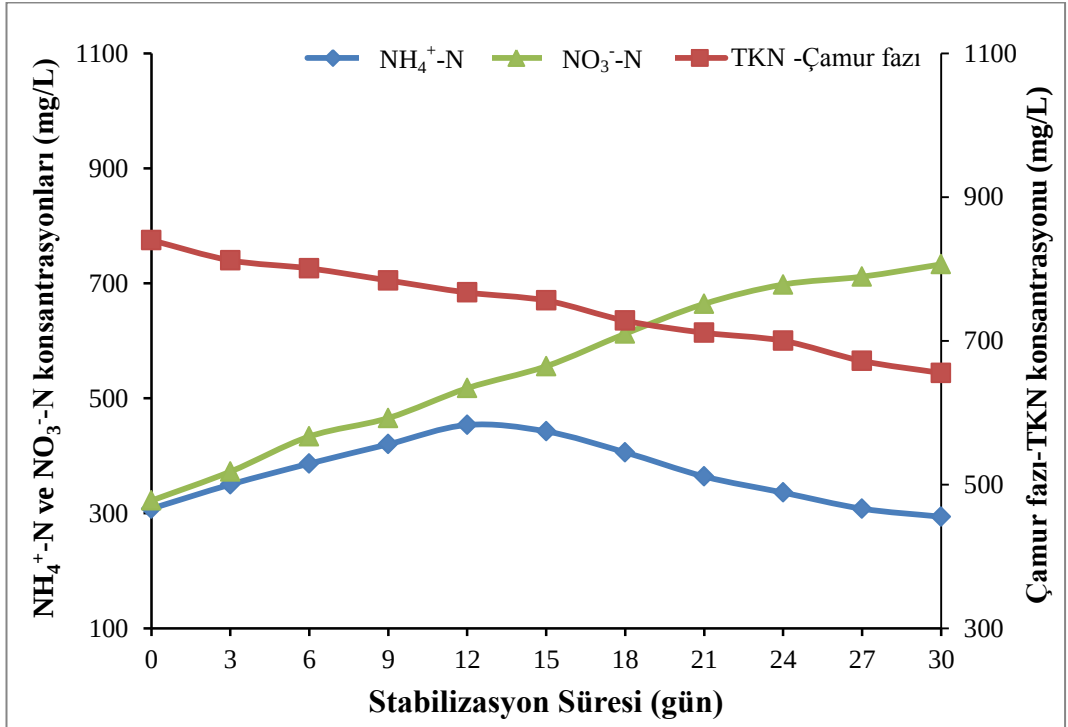
Şekil 4.96. Aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



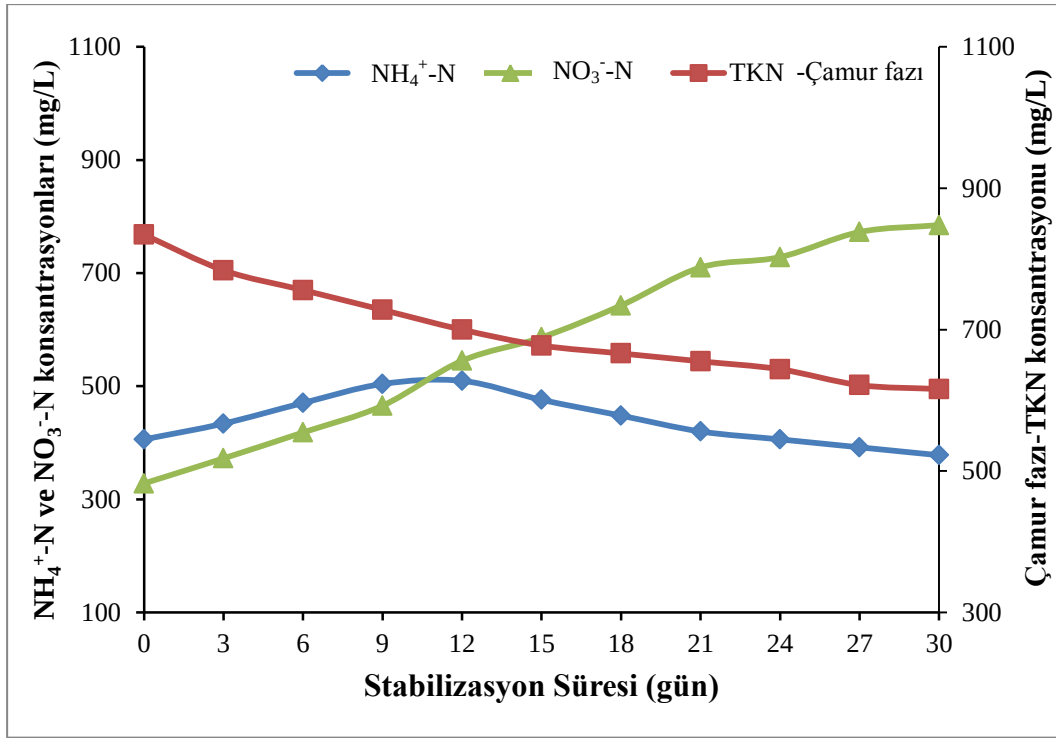
Şekil 4.97. US+T birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



Şekil 4.98. US+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



Şekil 4.99. T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi



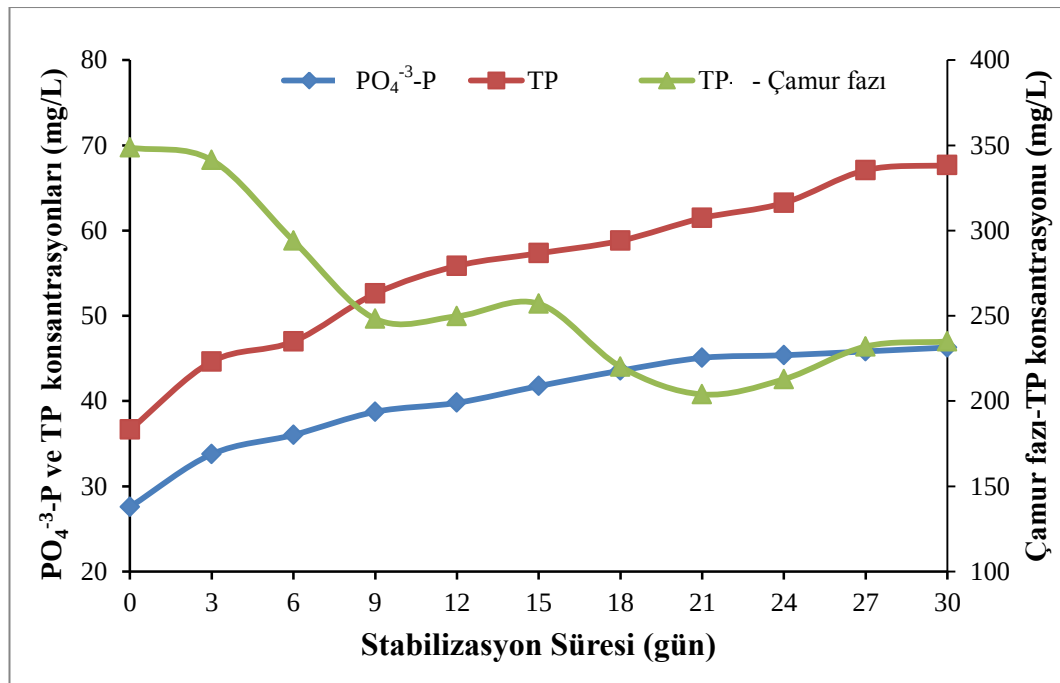
Şekil 4.100. US+T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam kjeldahl azotu değişimi

4.6.4 Fosfor bileşikleri

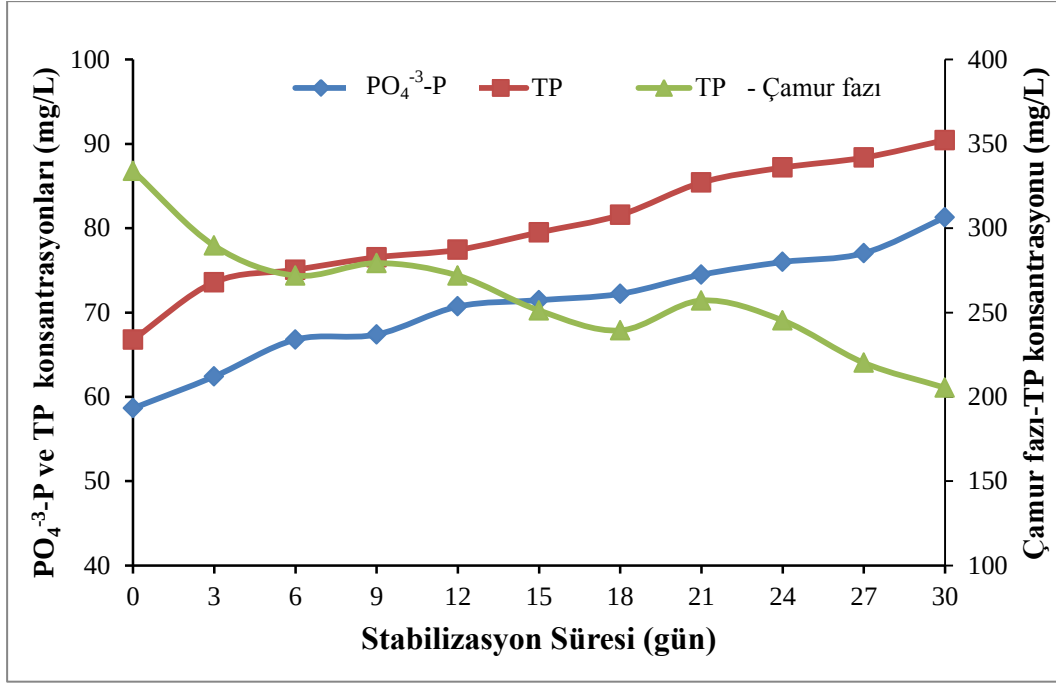
Her beş reaktörde TP hem çamur hem de sıvı fazda, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ise sadece sıvı fazda analiz edilmiştir. Kontrol ortamında $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 27,6 mg/L iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları, sırasıyla 58,6, 54,4, 51,0 ve 63,0 mg/L'ye artmıştır. Başlangıçta (0. gün) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Bu ön işlemler, çamurun flok yapısını bozarak çamur çözünmesi sonucunda ortofosfat fosforu çözünmesini meydana getirmişlerdir. Her beş reaktörde sıvı fazda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları, stabilizasyon esnasında artmıştır. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 46,3 mg/L iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 81,3, 70,0, 73,0 ve 82,0 mg/L'dir (Şekil 4.101-4.105). US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ çözünmesine ulaşılırken ikili kombinasyonlarda US+T+aerobik

reaktöründe en iyi $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ çözünmesine ulaşılmıştır. Birleşik dezentegrasyon ile dezentegrasyon yöntemleri kıyaslandığında, bileşik dezentegrasyon sonucunda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ çözünmesi daha fazla olmuştur ve stabilizasyon esnasında biyobozunmanın arttığı belirlenmiştir. Her beş reaktörde stabilizasyon esnasında sıvı fazda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ çözünmesine benzer şekilde TP çözünmesinde de artış gözlemlenmiştir. Sıvı fazda TP konsantrasyonu artışı, çamur çözünmenin meydana geldiğini, hücre lizisi sonucunda organik fosforun sıvı faza geçtiğini göstermektedir.

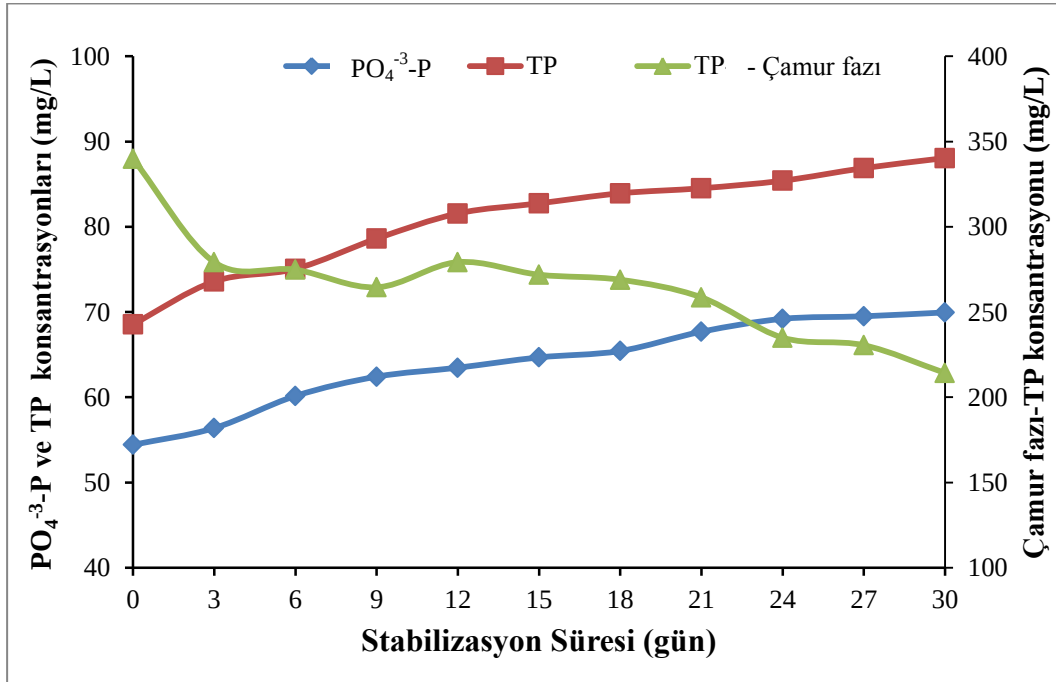
Çamur fazında TP konsantrasyonu, her beş reaktörde stabilizasyon esnasında azalırken zaman zaman artışlar meydana gelmiştir. Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda TP konsantrasyonu 234,9 mg/L iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 205,4, 214,3, 199,5 ve 193,6 mg/L'dir (Şekil 4.101-4.105). US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi TP giderimine ulaşılrken ikili kombinasyonlarda T+A+aerobik reaktöründe en iyi TP giderimine ulaşılmıştır. Birleşik dezentegrasyon ile dezentegrasyon yöntemleri kıyaslandığında, bileşik dezentegrasyon sonucunda TP giderimi artarak aerobik stabilizasyon prosesi iyileşmiş ve biyobozunma artmıştır.



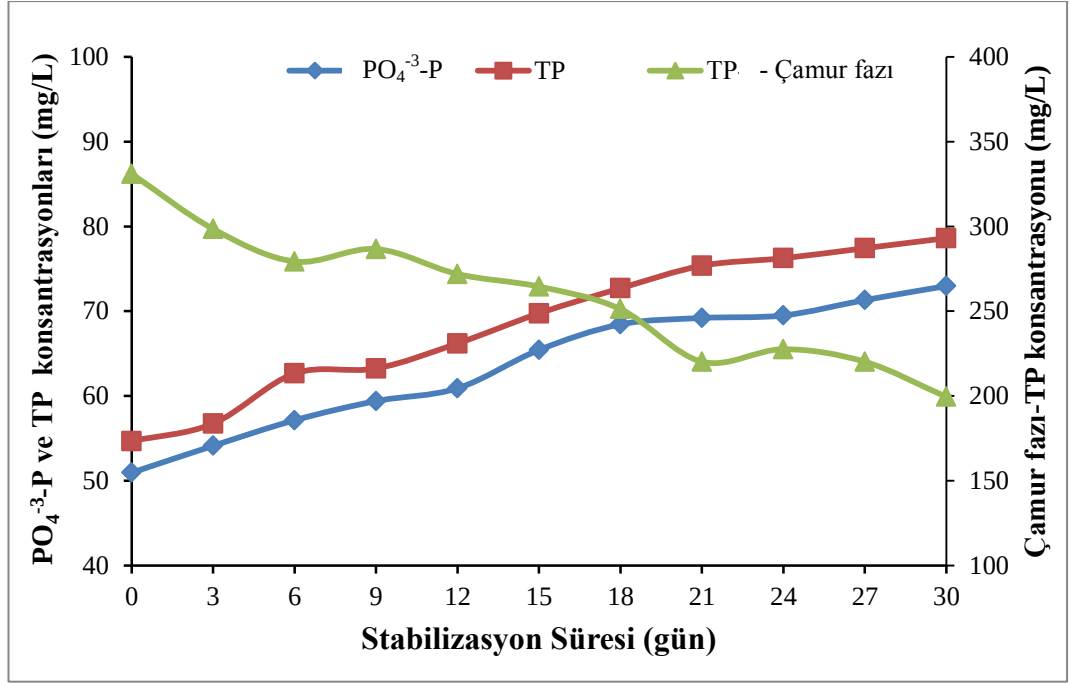
Şekil 4.101. Aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi



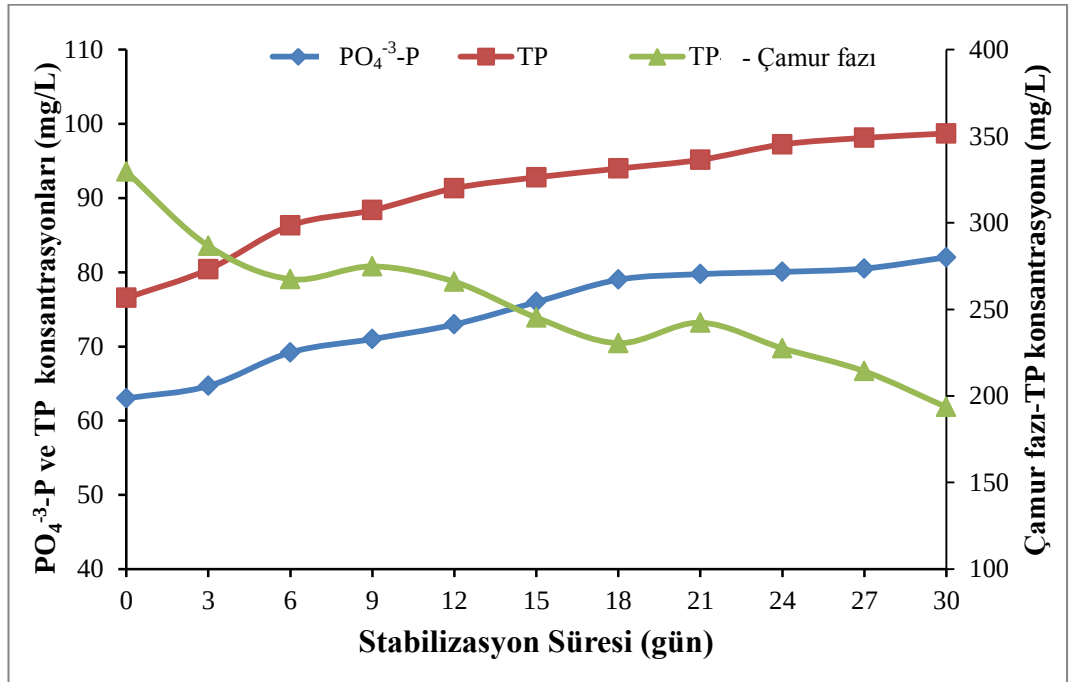
Şekil 4.102. US+T birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi



Şekil 4.103. US+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi



Şekil 4.104. T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi

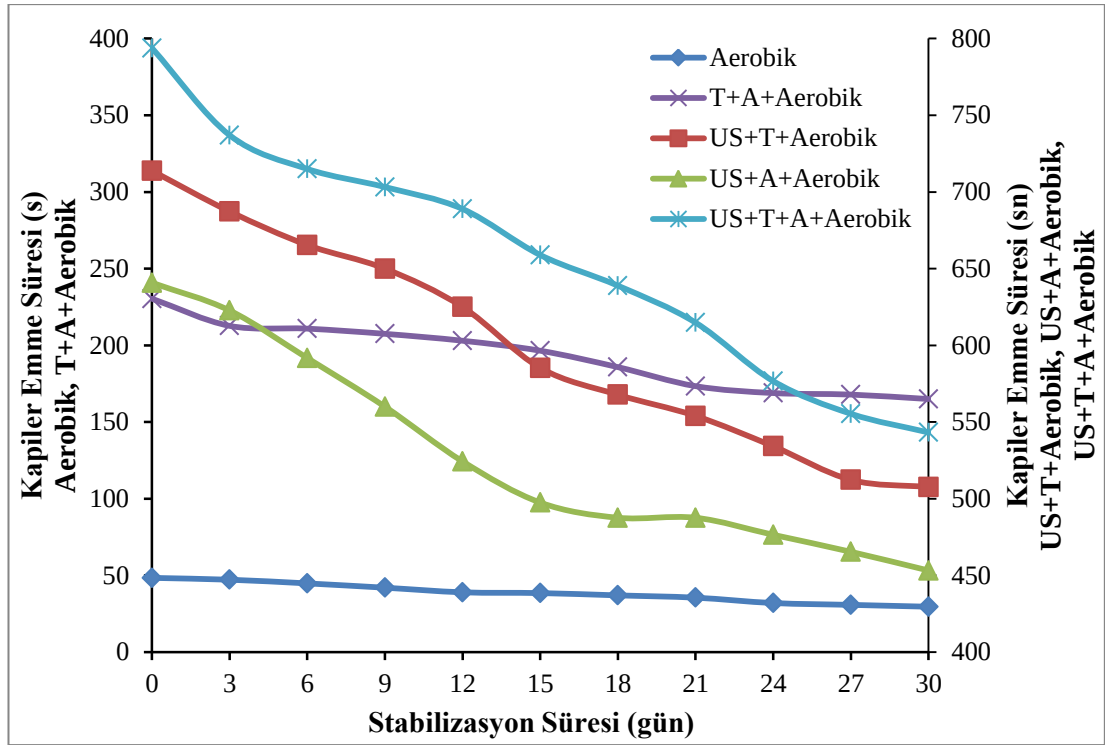


Şekil 4.105. US+T+A birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ortofosfat fosforu ve toplam fosfor değişimi

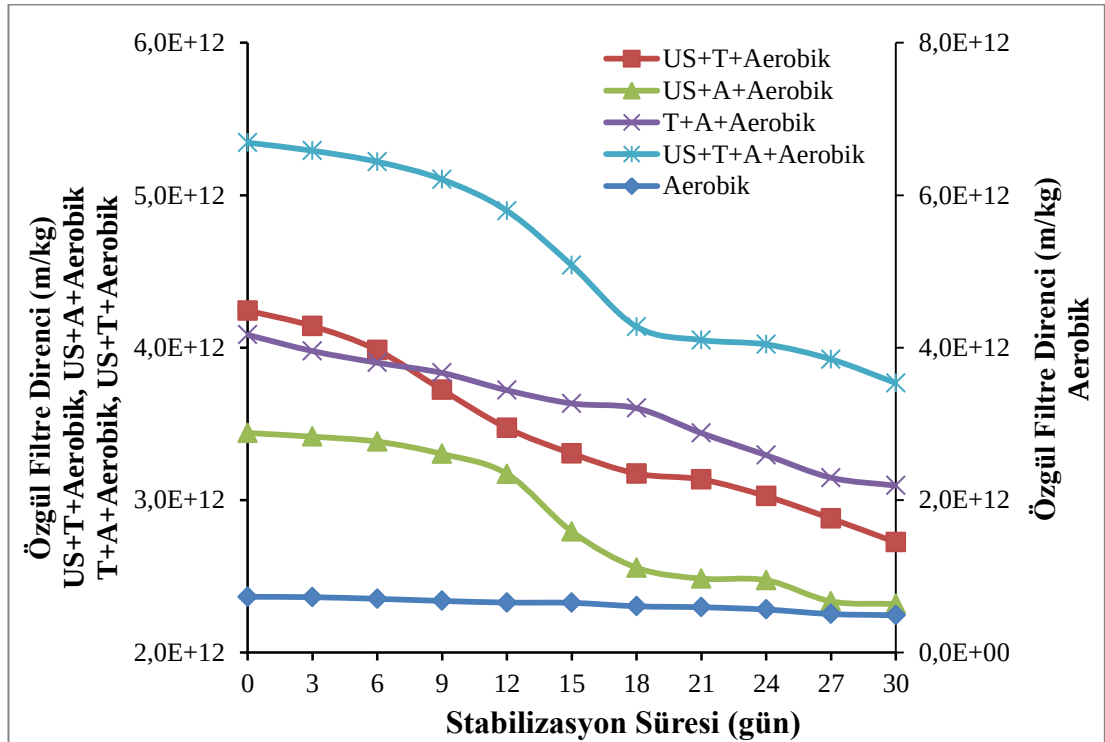
4.6.5 Çamur susuzlaştırılabilirliği

Kontrol reaktöründe başlangıçta (0. gün) KES 48,4 s iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra sırasıyla 713,8, 640,8, 230,4 ve 793,8 s'dir. Başlangıçta (0. gün) KES değerleri, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Birleşik dezentegrasyon işlemleri, çamur çözünmesine ve daha küçük partiküllerin sıvı faza salıverilmesine neden olarak çamur yüzey alanını arttırmışlardır. Çamur yüzey alanının artmasıyla bağlı su artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir. Tüm reaktörlerde stabilizasyon esnasında KES değerleri azalmıştır (Şekil 4.106). Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda KES 29,6 s iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 507,6, 453,2 165,0 ve 543,9 s'dir. Tüm reaktör sonuçları incelendiğinde, aerobik stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirdiği belirlenmiştir.

Kontrol reaktöründe, US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde başlangıçta (0. gün) ÖFD değerleri, sırasıyla $7,3 \times 10^{11}$, $42,4 \times 10^{11}$, $34,4 \times 10^{11}$, $40,8 \times 10^{11}$ ve $53,4 \times 10^{11}$ m/kg'dır. Başlangıçta (0. gün) ÖFD değerleri, birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha fazladır. Birleşik dezentegrasyon işlemleri, çamur çözünmesi sonucunda filtrasyona karşı direnci arttırarak çamur susuzlaştırılabilirliğini kötüleştirmişlerdir. Aerobik stabilizasyonda çamur susuzlaştırılabilirliğin belirlenmesinde KES parametresine paralel olarak ÖFD değerlerinde de azalma meydana gelmiştir. Tüm reaktörlerde stabilizasyon esnasında ÖFD azalmıştır (Şekil 4.107). Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda ÖFD $4,9 \times 10^{11}$ mg/kg iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla $27,2 \times 10^{11}$, $23,2 \times 10^{11}$, $30,9 \times 10^{11}$ ve $37,7 \times 10^{11}$ m/kg'dır. Tüm reaktör sonuçları incelendiğinde, aerobik stabilizasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğini iyileştirdiği belirlenmiştir.



Şekil 4.106. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca KES değışimi



Şekil 4.107. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca ÖFD değışimi

4.6.6 Patojen inaktivasyonu

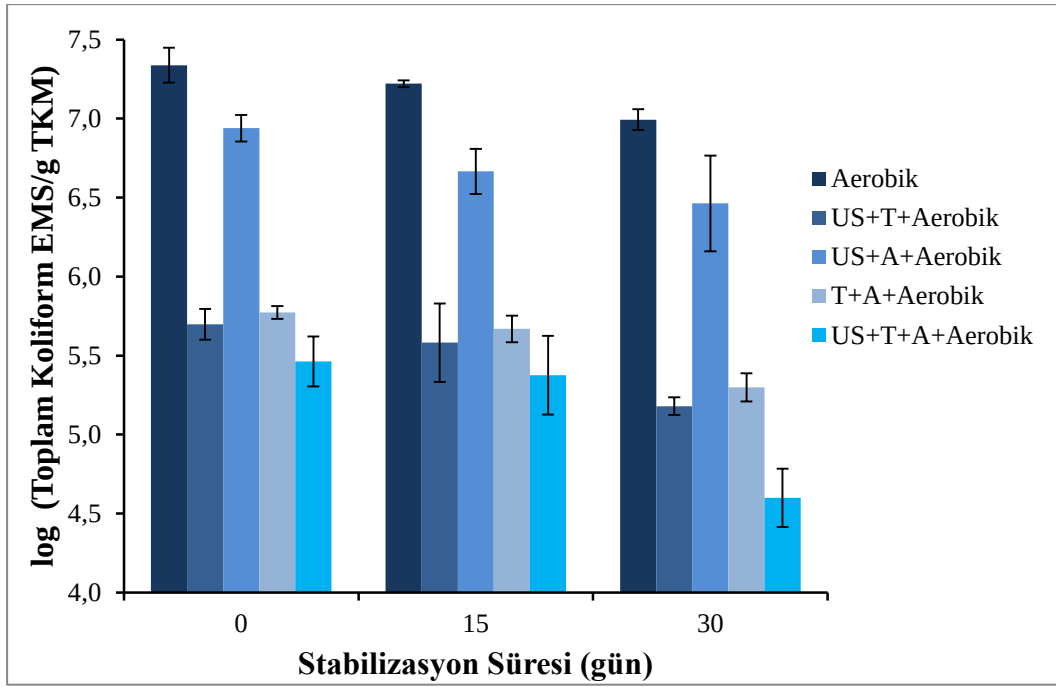
Tüm reaktör sonuçları incelendiğinde, US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra TK, FK ve *Escherichia coli* miktarlarında azalma meydana gelmiştir (Şekil 4.108, 4.109, 4.110). Birleşik dezentegrasyon yöntemlerinin hücre lizisine neden olarak bakteri inaktivasyonunu sağladığı belirlenmiştir. Kontrol ortamında FK miktarı $16,44 \times 10^6$ EMS/gTKM iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyondan sonra FK miktarları sırasıyla $4,00 \times 10^5$, $5,24 \times 10^6$, $5,16 \times 10^5$ ve $2,48 \times 10^5$ EMS/gTKM'ye azalmıştır. Başlangıçta (0. gün) FK miktarları, dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde kontrol reaktörüne göre daha azdır (Çizelge 4.6). Bu durum, birleşik dezentegrasyon yöntemlerin hücre membran yapısını bozarak hücre lizisini sağladığını göstermektedir.

Kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda FK miktarı $3,53 \times 10^6$ EMS/gTKM iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla $0,42 \times 10^5$, $0,91 \times 10^6$, $0,97 \times 10^5$ ve $0,17 \times 10^5$ EMS/gTKM'dir. US+T+A reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda en iyi FK inaktivasyonuna ulaşılırken ikili kombinasyonlarda US+T+aerobik reaktöründe en iyi FK inaktivasyonuna ulaşılmıştır (Şekil 4.109). Benzer olarak, en iyi TK ve *E. coli* inaktivasyonuna 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda T+aerobik reaktöründe ulaşılmıştır (Şekil 4.108, 4.110).

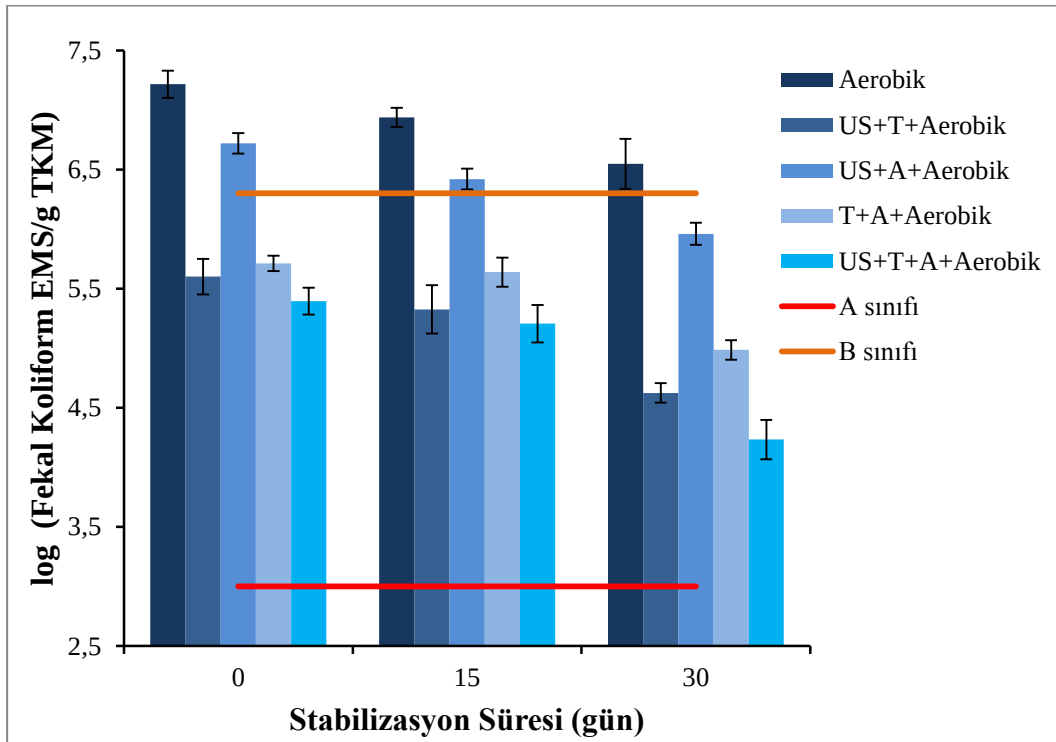
'Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar' (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), kontrol reaktöründe 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda B sınıfı arıtma çamur elde edilmez iken US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda B sınıfı arıtma çamur elde edilmiştir. Bu durum, B sınıfı arıtma çamur edilmesi açısından birleşik dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyon süresini kısalttığını göstermektedir. 'Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar' (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), A sınıfı arıtma çamur için istenen FK $1,0 \times 10^3$ EMS/gTKM sınır değeri, 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda hiçbir reaktörde elde edilememiştir.

Çizelge 4.6. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform, fekal koliform ve *E. coli* inaktivasyonu

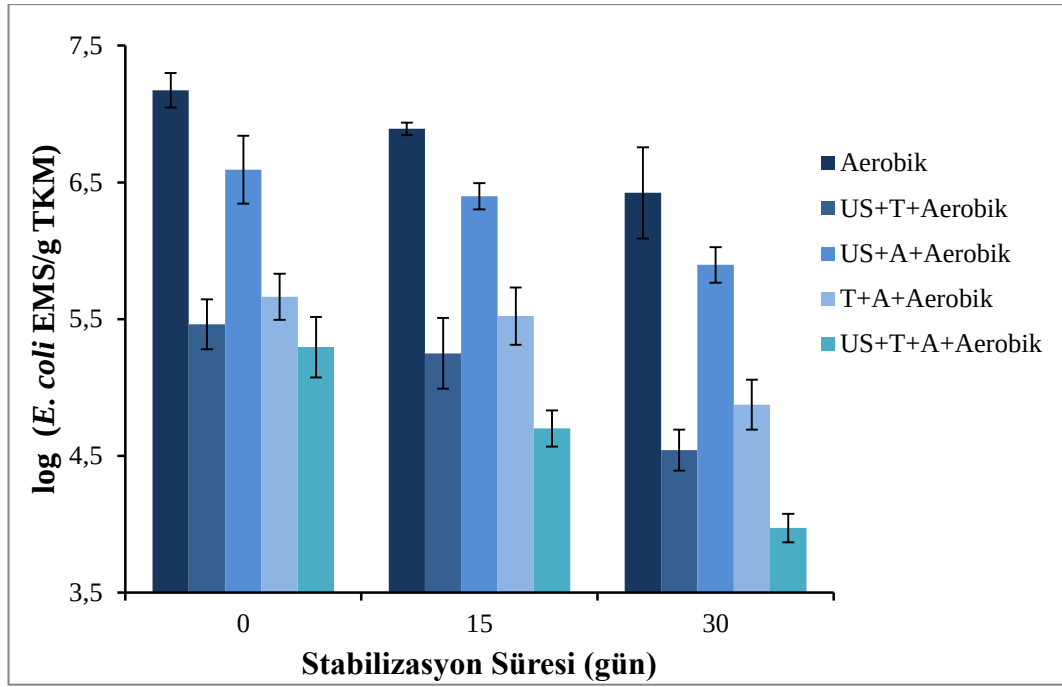
Ortalamalar	TK (EMS/g TKM)	FK (EMS/g TKM)	<i>E. coli</i> (EMS/g TKM)
Aerobik-Kontrol			
0	$21,76 \times 10^6$	$16,44 \times 10^6$	$14,86 \times 10^6$
15	$16,63 \times 10^6$	$8,65 \times 10^6$	$7,78 \times 10^6$
30	$9,85 \times 10^6$	$3,53 \times 10^6$	$2,65 \times 10^6$
US+T+Aerobik			
0	$4,99 \times 10^5$	$4,00 \times 10^5$	$2,90 \times 10^5$
15	$3,82 \times 10^5$	$2,12 \times 10^5$	$1,78 \times 10^5$
30	$1,51 \times 10^5$	$0,42 \times 10^5$	$0,35 \times 10^5$
US+A+Aerobik			
0	$8,70 \times 10^6$	$5,24 \times 10^6$	$3,91 \times 10^6$
15	$4,63 \times 10^6$	$2,63 \times 10^6$	$2,50 \times 10^6$
30	$2,91 \times 10^6$	$0,91 \times 10^6$	$0,79 \times 10^6$
T+A+Aerobik			
0	$5,94 \times 10^5$	$5,16 \times 10^5$	$4,61 \times 10^5$
15	$4,66 \times 10^5$	$4,35 \times 10^5$	$3,32 \times 10^5$
30	$1,99 \times 10^5$	$0,97 \times 10^5$	$0,75 \times 10^5$
US+T+A+Aerobik			
0	$2,90 \times 10^5$	$2,48 \times 10^5$	$1,97 \times 10^5$
15	$2,38 \times 10^5$	$1,61 \times 10^5$	$0,50 \times 10^5$
30	$0,40 \times 10^5$	$1,71 \times 10^4$	$9,39 \times 10^3$



Şekil 4.108. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca toplam koliform inaktivasyonu



Şekil 4.109. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca fekal koliform inaktivasyonu



Şekil 4.110. Birleşik dezentegrasyon yöntemleri ile aerobik stabilizasyon boyunca *E. coli* inaktivasyonu

4.7 Uygun Dezentegrasyon Koşullarının İyileştirilmesi

4.7.1 Kimyasal oksidasyonun ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon derecesine etkisi

Çamur dezentegrasyon yöntemleriyle çamur çözünmesini arttırarak arıtma çamuru miktarının azalmasına yönelik çalışmalar literatürde araştırmaya ve gelişmeye ihtiyaç duymaktadır. Bu kapsamda çamur dezentegrasyonun iyileştirilmesine yönelik yeni yöntemler geliştirilmektedir. Bu tez çalışmasında kimyasal oksidanlar ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin geliştirilmesi amaçlanmıştır. Persülfat (PS), Fe(II) ve EDTA farklı konsantrasyonlarda (0,5, 1,0 ve 1,5 mmol/gUAKM) ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun geliştirilmesi amacıyla uygulanmıştır.

Tüm koşullar, çamur çözünmesinde iyileştirme meydana getirerek KOİ çözünmesini arttırmıştır (Şekil 4.111). Ultrasonik dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e kadar arttığında KOİ çözünmesi % 21,2'ye artmıştır. Termal dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0

mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,0 mmol/gUAKM'e arttığında KOİ çözünmesi % 26,7'ye artmıştır. Alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e arttığında KOİ çözünmesi % 33,3'e artmıştır. He ve Wei (2010) yaptıkları çalışmada, Fenton dezentegrasyonu sonucunda ÇKOİ konsantrasyonunu 38 mg/L'den 2213 mg/L'ye arttığını bulmuşlardır.

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında KOİ çözümleri sırasıyla % 32,2, % 34,1 ve % 24,9'a artmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, KOİ çözünmesinde en iyi artış termal dezentegrasyonda meydana gelmiştir (Çizelge 4.7).

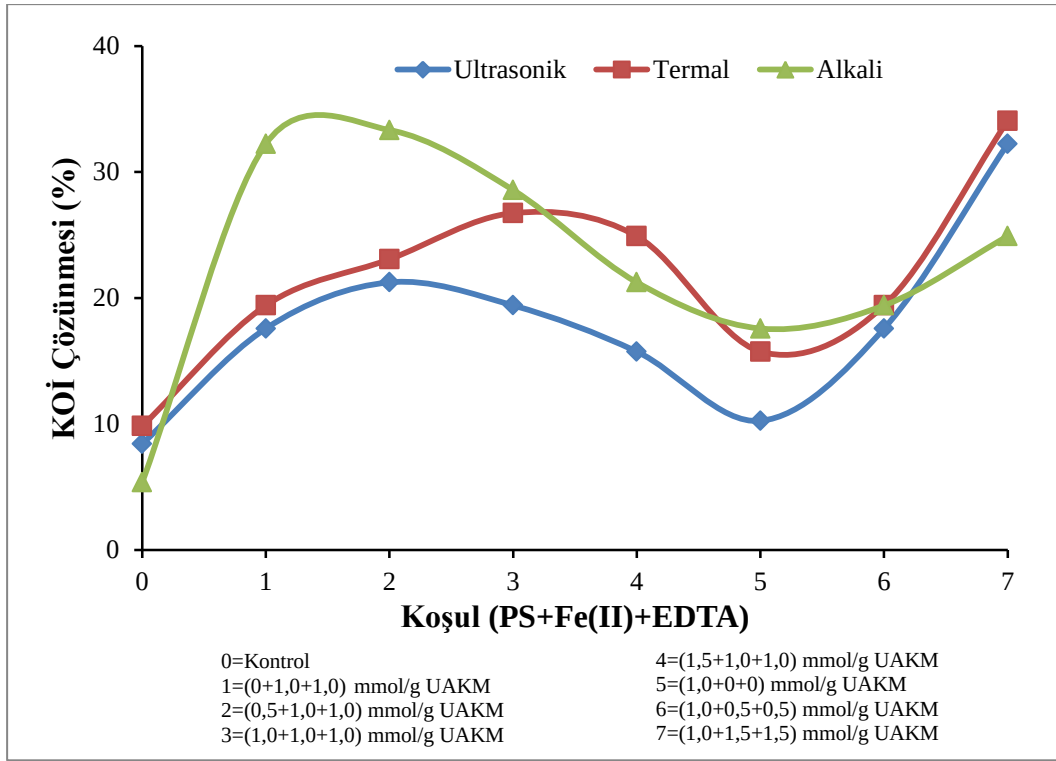
Tüm koşullar, çamur çözünmesinde iyileştirme meydana getirerek KOİ çözünmesine paralel olarak $DD_{KOİ}$ 'ni de arttırmıştır (Şekil 4.112). Ultrasonik dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e arttığında dezentegrasyon derecesi ($DD_{KOİ}$) % 49,1'e artmıştır. Termal dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,0 mmol/gUAKM'e arttığında $DD_{KOİ}$ % 61,8'e artmıştır. Alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e arttığında $DD_{KOİ}$ % 77,1'e artmıştır.

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında $DD_{KOİ}$ 'leri sırasıyla % 74,6, % 78,8 ve % 57,6'ya artmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, $DD_{KOİ}$ 'de en iyi artış termal dezentegrasyonda meydana gelmiştir.

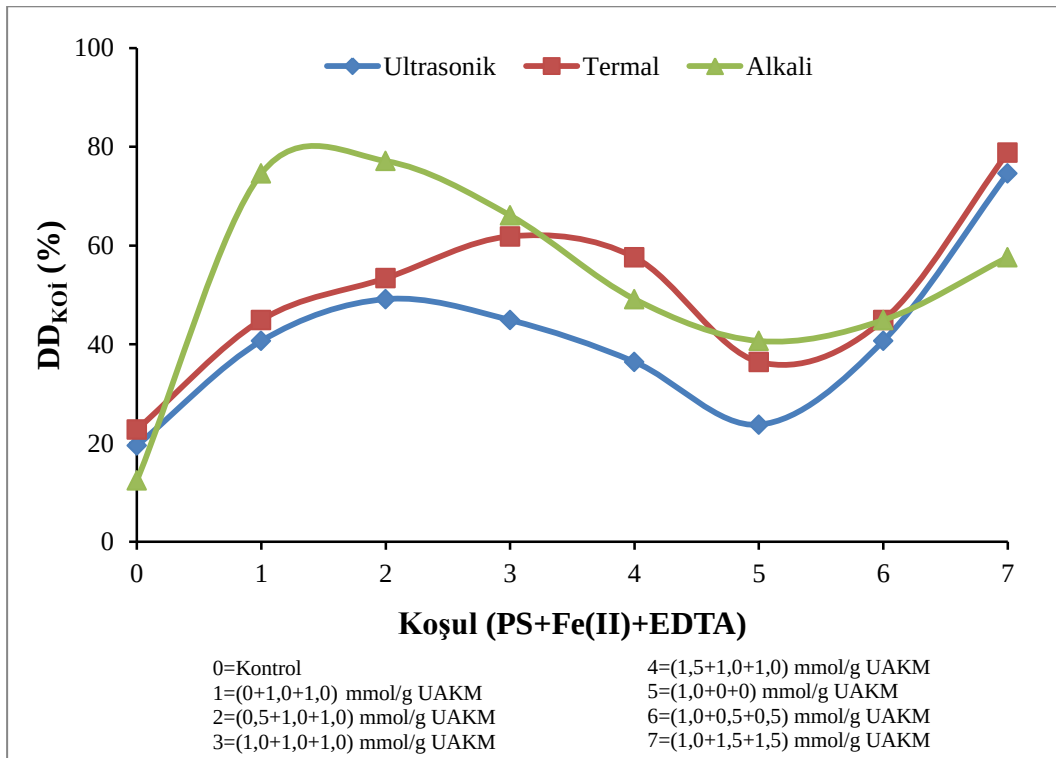
Kuvvetli oksidanlar ile dezentegrasyonun en önemli dezavantajı pH'yı düşürmeleri sonucunda nötr pH'ya çıkarmak gereksinimidir. Bu yönüyle aerobik stabilizasyon öncesinde uygulandığında bir dezavantaj oluşturabilmektedir.

Çizelge 4.7. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesindeki ve dezentegrasyon derecesindeki değişim

Parametre	Koşul	Ultrasonik	Termal	Alkali
KOİ Çözünmesi (%)	0	8,4	9,8	5,4
	1	17,6	19,4	32,2
	2	21,2	23,1	33,3
	3	19,4	26,7	28,6
	4	15,8	24,9	21,2
	5	10,3	15,8	17,6
	6	17,6	19,4	19,4
	7	32,2	34,1	24,9
DD _{KOI} (%)	0	19,5	22,8	12,4
	1	40,7	44,9	74,6
	2	49,2	53,4	77,1
	3	44,9	61,9	66,1
	4	36,4	57,6	49,2
	5	23,7	36,4	40,7
	6	40,7	44,9	44,9
	7	74,6	78,8	57,6



Şekil 4.111. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda KOİ çözünmesindeki değişim



Şekil 4.112. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda dezentegrasyon derecesindeki değişim

4.7.2 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun katı madde çözünmesine etkisi

Tüm koşullar, katı madde açısından incelendiğinde TKM, UKM, TAKM ve UAKM gideriminde paralel etkiler görülmemiştir. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında TKM giderimi sağlanamamıştır. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) iken Fe(II) ve EDTA ilavesi olmadığında TKM giderimi sırasıyla % 7,8, % 6,2 ve % 24,6 olarak bulunmuştur. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, TKM gideriminde en iyi artış alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir (Şekil 4.113). Bu durum Fe(II) ve EDTA ilavesinin katı madde miktarını arttırdığını göstermektedir. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin Fe(II) katalizörlüğü olmadan persülfat oksidasyonunu aktive ederek çamur çözünmesini meydana getirdiği ve TKM giderimi sağlandığı belirlenmiştir. Persülfat, çamurun partikül kısmını çözünmüş forma geçirerek çamur miktarının azalmasına neden olmuştur.

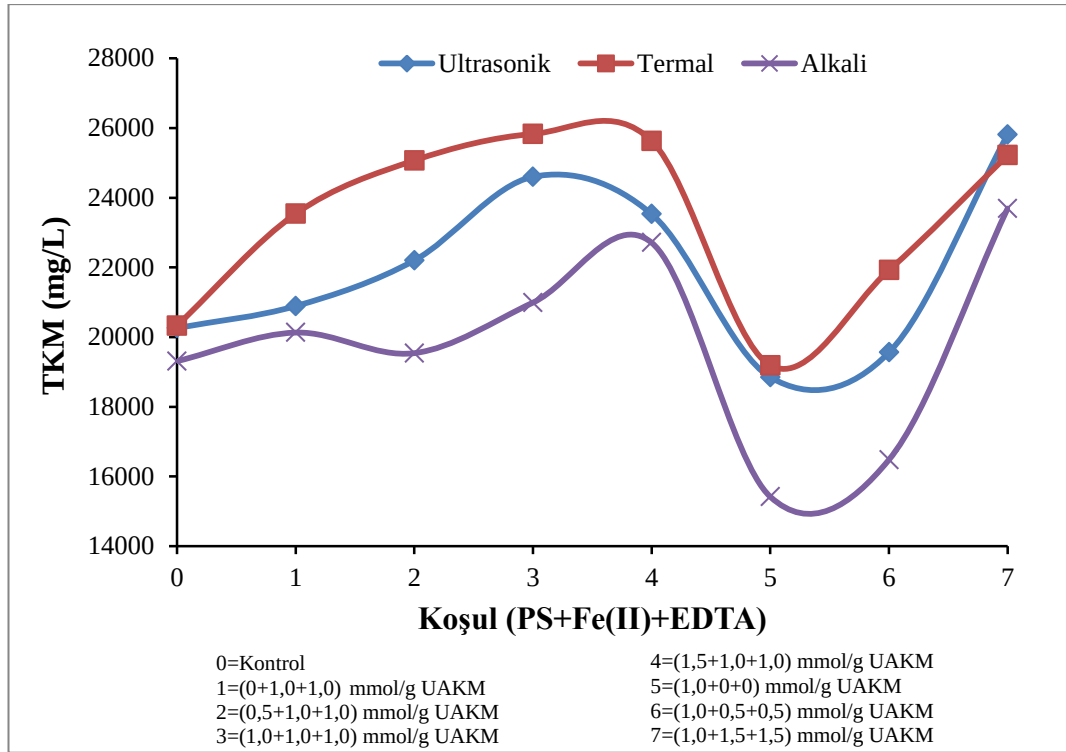
Ultrasonik ve termal dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında UKM giderimi sağlanamamıştır (Şekil 4.114). Alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0,5'den 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında UKM giderimi sırasıyla % 11,9, % 16,5, % 14,6'dır (Şekil 4.114). Alkali dezentegrasyonun persülfat aktivasyonunu sağlayarak çamur çözünmesinde etkili olduğu belirlenmiştir. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) iken Fe(II) ve EDTA ilavesi olmadığında UKM miktarlarında azalma meydana gelmiştir.

Kimyasal oksidasyon yöntemi olan Fenton dezentegrasyonunun çamur çözünmesine etkisinin araştırıldığı literatür çalışmalarında biyobozunma ve çürüme derecesinin arttığı belirlenmiştir. Erden ve Filibeli (2010) yaptıkları çalışmada 0,067 g Fe⁺²/g H₂O₂ ve 60 g H₂O₂/kg TKM konsantrasyonlarında Fenton dezentegrasyon ile termofilik anaerobik çürümeye etkisini araştırmışlardır. Termofilik anaerobik

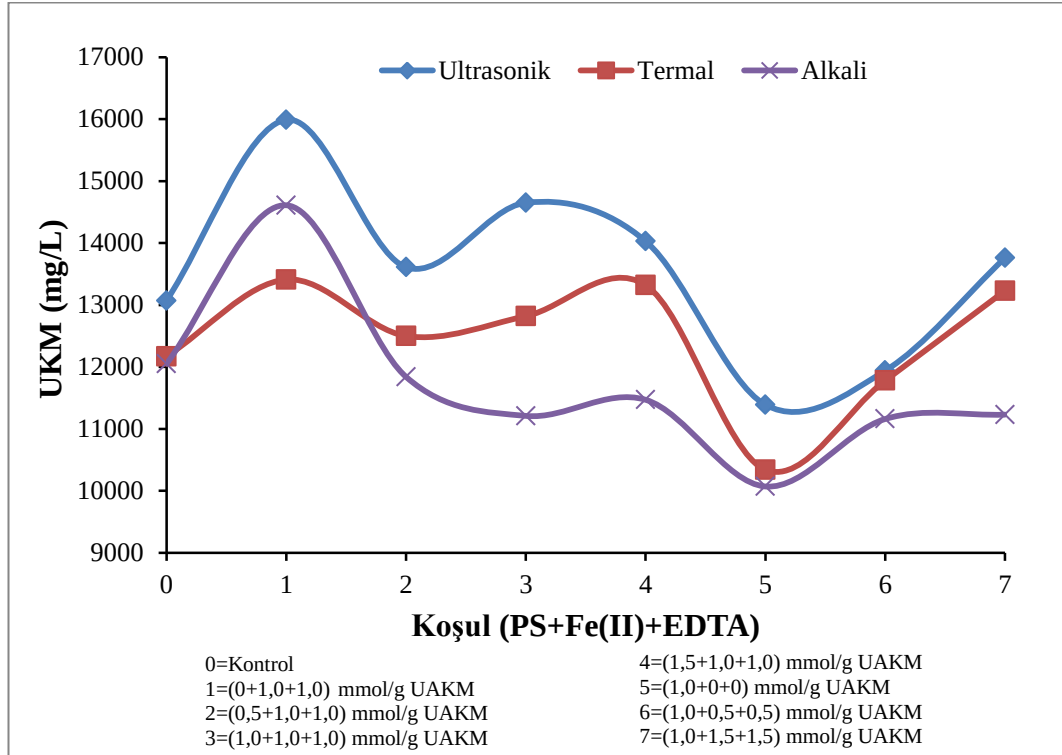
çürümeye TKM ve UKM giderimleri sırasıyla % 14,4 ve % 20,5 iken fenton dezentegrasyon yapılmış çamur ile termofilik anaerobik çürümeye sırasıyla % 28,2 ve % 26,8 bulmuşlardır.

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS ilavesi olmadığında TAKM miktarları artmıştır (Şekil 4.115). Ortamda PS olmadığında çamur çözünmesi meydana gelmemiştir ve Fe(II) ilavesi çamur miktarını artırmıştır. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0,5'den 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında TAKM miktarı azalmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, TAKM gideriminde en iyi artış alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir. Potasyum ferrat, organik maddeyi etkili bir şekilde oksitleyen kuvvetli bir oksidandır. Ye ve ark. (2012) yaptıkları çalışmada 0,81 g/gTAKM potasyum ferrat konsantrasyonunda dezentegrasyon sonucunda TAKM giderimini % 31 olarak bulmuşlardır.

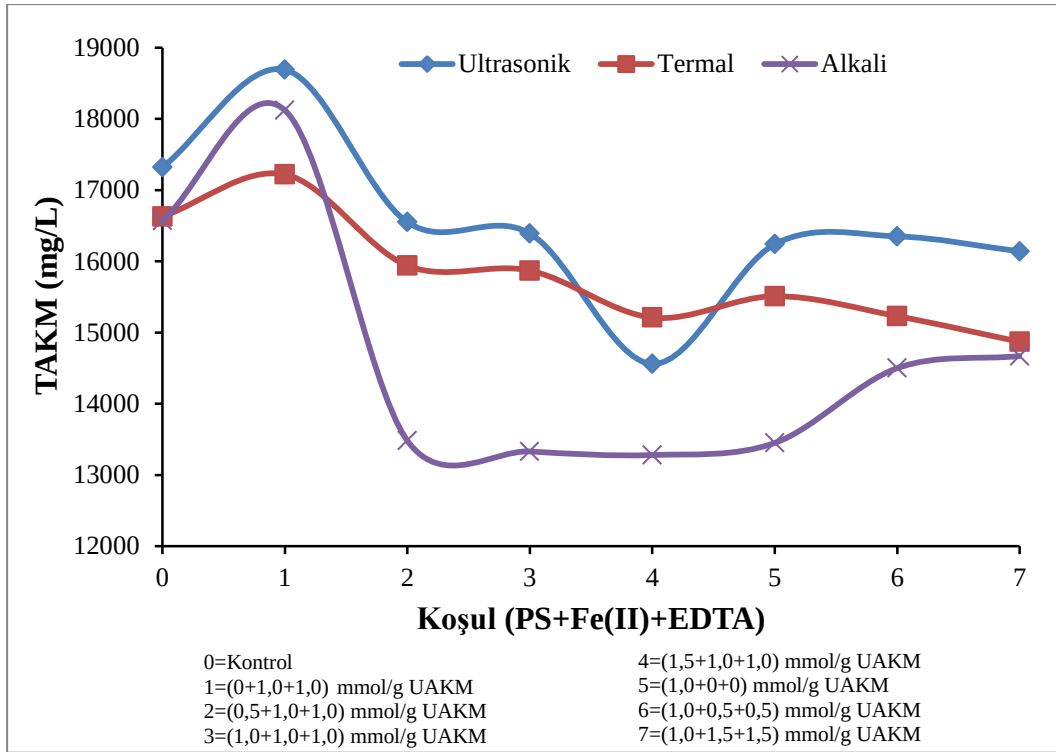
Ultrasonik dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında UAKM miktarı azalmıştır (Şekil 4.116). Termal dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0,5'den 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında UAKM miktarı azalmıştır. Alkali dezentegrasyonda ise Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 1,5 mmol/gUAKM olduğunda UAKM miktarı azalmıştır. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) iken Fe(II) ve EDTA ilavesi olmadığında UAKM miktarlarında azalma meydana gelmiştir.



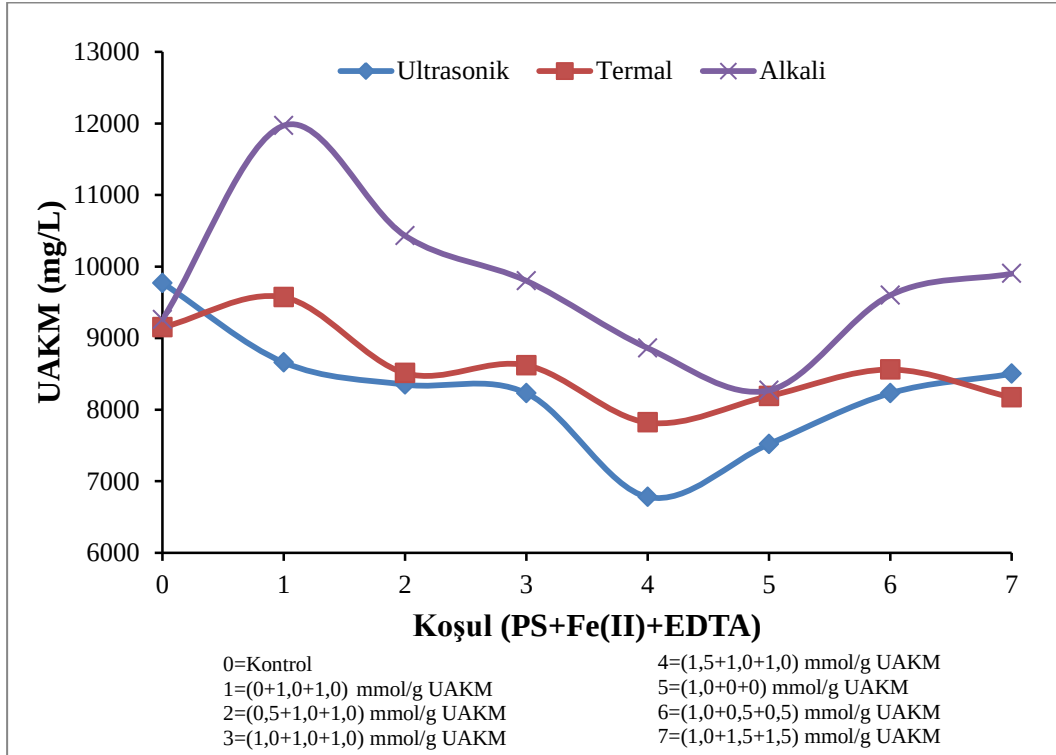
Şekil 4.113. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda TKM değişimi



Şekil 4.114. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda UKM değişimi



Şekil 4.115. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda TAKM değişimi



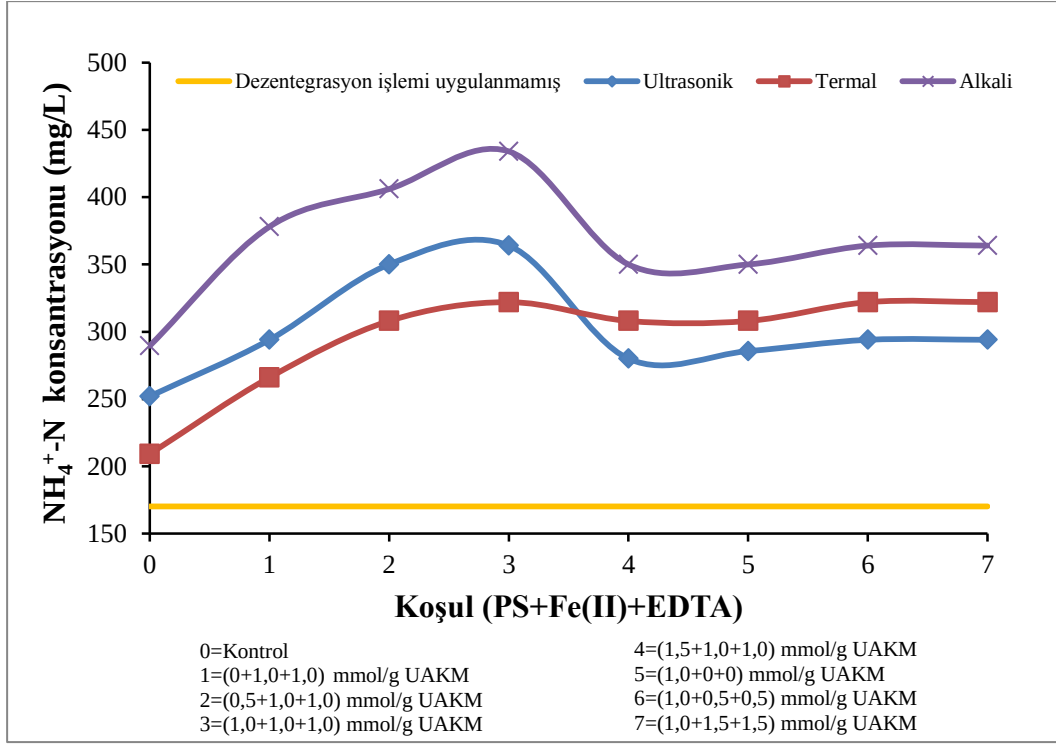
Şekil 4.116. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda UAKM değişimi

4.7.3 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun azot çözünmesine etkisi

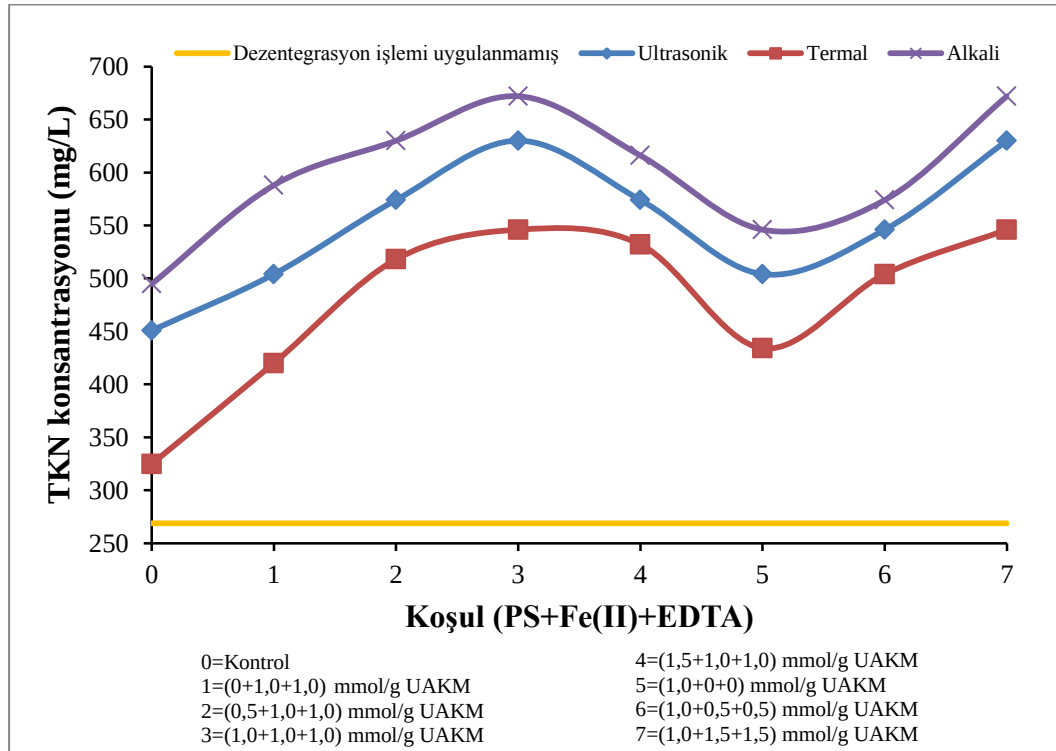
Tüm koşullar, çamur çözünmesinde iyileştirme meydana getirerek $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TKN ve N_{org} çözünmesini arttırmıştır (Şekil 4.117, 4.118, 4.119). Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,0 mmol/gUAKM'e arttığında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve TKN çözümleri artmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve TKN çözümlerinde en iyi artış alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında N_{org} çözünmesi artmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, N_{org} çözünmesinde en iyi artış ultrasonik dezentegrasyonda meydana gelmiştir.

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e arttığında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ çözünmesi artmıştır (Şekil 4.117). Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ çözünmesinde en iyi artış alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir.

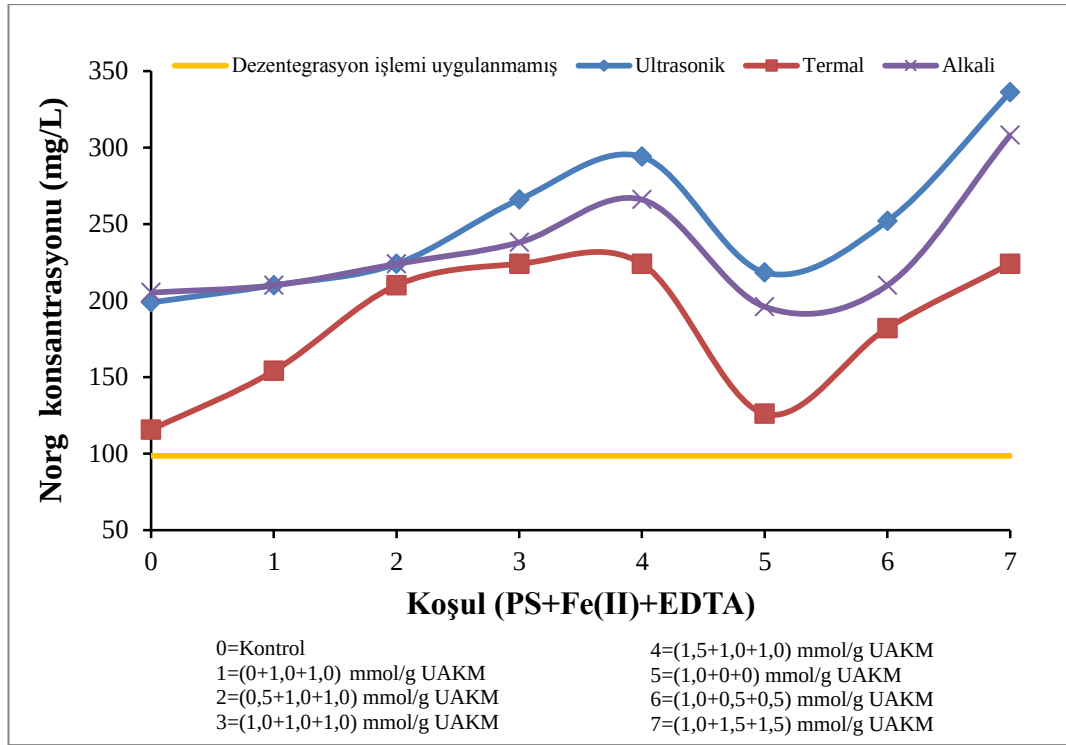
Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında TKN ve N_{org} çözümleri artmıştır (Şekil 4.118, 4.119). Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, TKN çözünmesinde en iyi artış alkali dezentegrasyonda meydana gelirken, N_{org} çözünmesinde en iyi artış ultrasonik dezentegrasyonda meydana gelmiştir.



Şekil 4.117. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda amonyum azotu çözünmesi



Şekil 4.118. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda toplam kjeldahl azotu çözünmesi



Şekil 4.119. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda organik azot çözünmesi

4.7.4 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun çamur susuzlaştırılabilirliğe etkisi

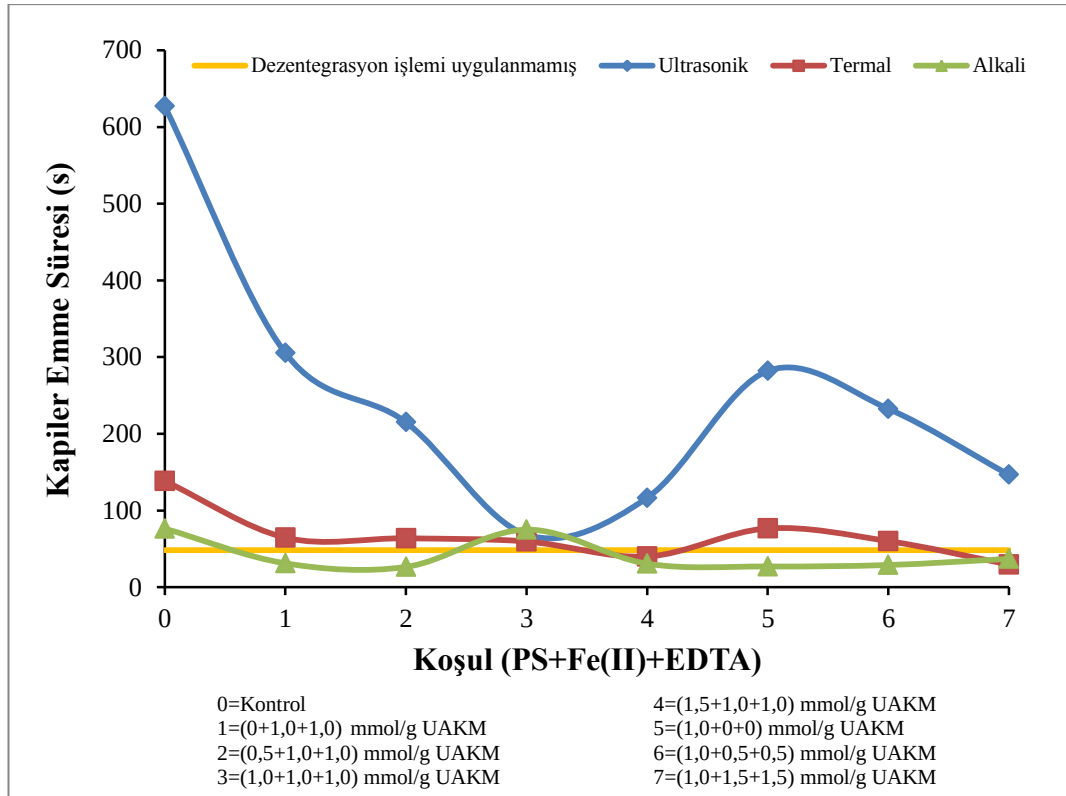
Tüm koşullar, çamur susuzlaştırılabilirliğinde iyileştirme meydana getirerek çamurun su verme kabiliyetini artırmıştır (Şekil 4.120). Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,0 mmol/gUAKM'e arttığında KES değerleri azalmıştır. Ultrasonik dezentegrasyonda en düşük KES değeri, Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) iken PS konsantrasyonu 1,0 mmol/gUAKM olduğunda 68,5 s olarak elde edilmiştir. Alkali dezentegrasyonda ise en düşük KES değeri, Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) iken PS konsantrasyonu 0,5 mmol/gUAKM olduğunda 26,5 s olarak elde edilmiştir. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, kapiler emme süresinde en iyi azalma alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir. Termal ve alkali

dezentegrasyon sonucunda dezentegrasyon işlemi uygulanmamış çamura göre çamurun susuzlaştırılabilirliği ve çökebilirlik özelliğinin iyileştiği belirlenmiştir.

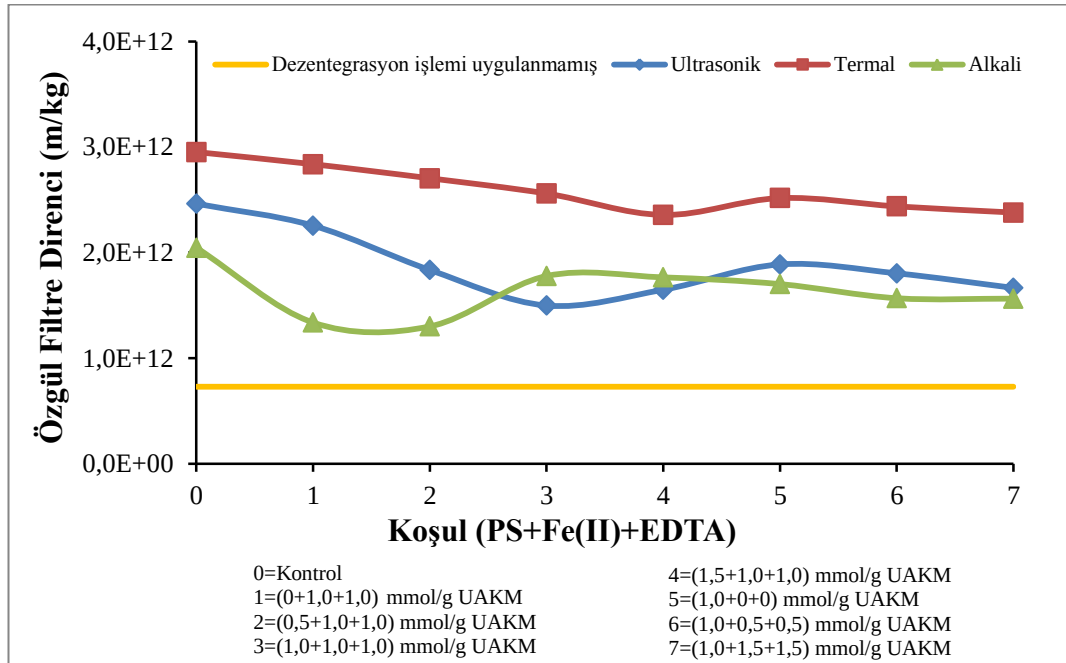
Ultrasonik ve termal dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında KES değerleri azalmıştır. Termal dezentegrasyonda en düşük KES değeri, PS konsantrasyonu 1,0 mmol/gUAKM iken Fe(II) konsantrasyonu (1,5 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,5 mmol/gUAKM) olduğunda 29,7 s olarak elde edilmiştir. Termal dezentegrasyon sonucunda dezentegrasyon işlemi uygulanmamış çamura göre çamurun susuzlaştırılabilirliği ve çökebilirlik özelliğinin iyileştiği belirlenmiştir.

Tüm koşullar, çamur susuzlaştırılabilirliğinde iyileştirme meydana getirerek KES parametresine paralel olarak ÖFD değerleri de azalmıştır (Şekil 4.121). Ultrasonik dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,0 mmol/gUAKM'e arttığında ÖFD değerleri $15,0 \times 10^{11}$ m/kg'a azalmıştır. Termal dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında ÖFD değerleri $23,6 \times 10^{11}$ m/kg'a azalmıştır. Alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 0,5 mmol/gUAKM'e arttığında ÖFD değerleri $13,0 \times 10^{11}$ m/kg'a azalmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, özgül filtre direncinde en iyi azalma alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir.

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında ÖFD değerleri sırasıyla $16,7 \times 10^{11}$, $23,8 \times 10^{11}$ ve $15,6 \times 10^{11}$ m/kg'a azalmıştır. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, özgül filtre direncinde en iyi azalma alkali dezentegrasyonda meydana gelmiştir.



Şekil 4.120. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda KES değişimi



Şekil 4.121. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda ÖFD değişimi

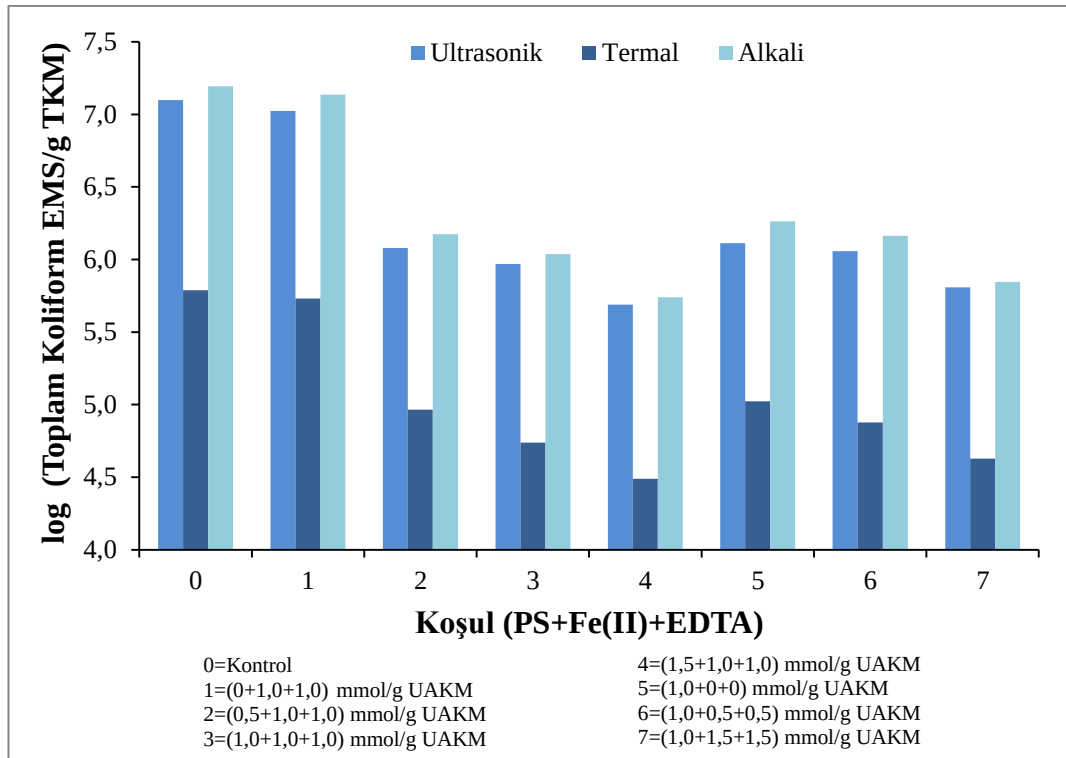
4.7.5 Kimyasal oksidasyon ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonun patojen inaktivasyonuna etkisi

Tüm koşullar, patojen inaktivasyonunda iyileştirme meydana getirerek TK, FK ve *Escherichia coli* miktarları azalmıştır (Şekil 4.122, 4.123, 4.124). Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında TK, FK ve *E. coli* miktarlarında azalma meydana gelmiştir. Bu durum, ortamdaki persülfat konsantrasyonunun artmasıyla patojen inaktivasyonunun arttığını göstermektedir. Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemleri persülfat aktivasyonunu hızlandırarak $\text{SO}_4^{\cdot-}$ radikallerinin oluşmasına neden olur. Ortamdaki $\text{SO}_4^{\cdot-}$ radikalleri mikroorganizmaların hücre membran yapısını bozarak patojen inaktivasyonuna neden olmaktadır (Deng ve ark., 2015). Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, TK, FK ve *E. coli* miktarlarında en iyi azalma termal dezentegrasyonda meydana gelmiştir.

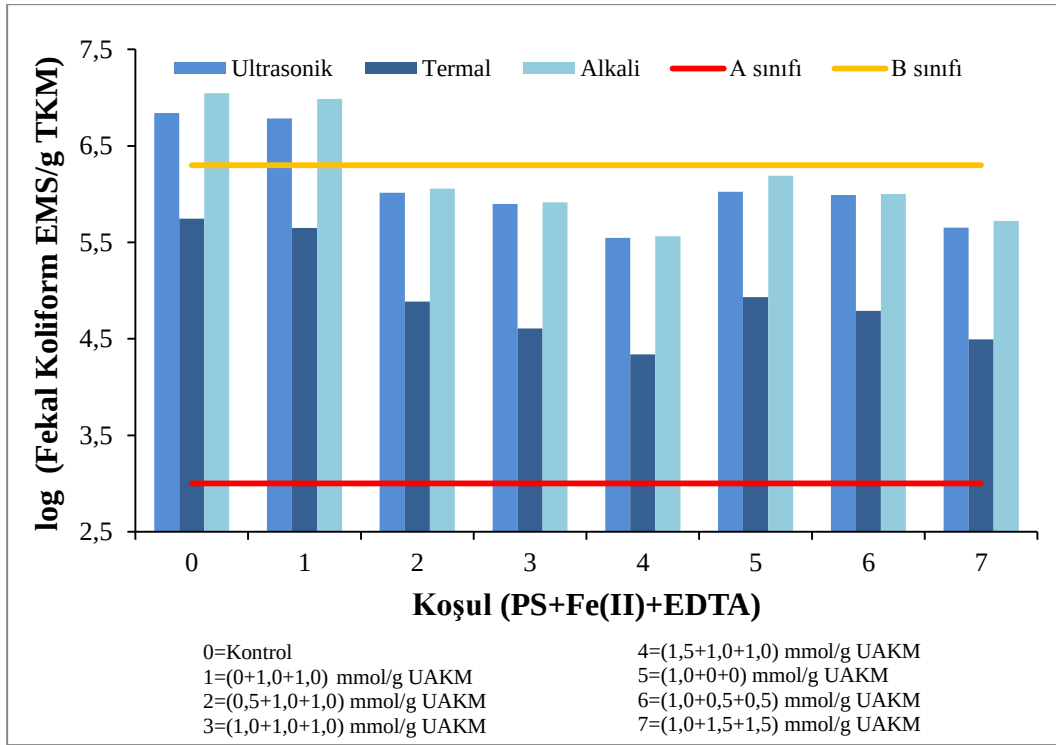
'Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar' (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), B sınıfı arıtma çamur için istenen FK sınır değeri, ultrasonik ve alkali dezentegrasyonda Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0,5'den 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında elde edilirken termal dezentegrasyonda ise, Fe(II) konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) ve EDTA konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken PS konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında elde edilmiştir. B sınıfı arıtma çamuru elde edilmesi, persülfat aktivasyonun çamur dezenfeksiyonuna katkı sağladığını göstermektedir.

Ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e ve EDTA konsantrasyonu 0'dan 1,5 mmol/gUAKM'e arttığında TK, FK ve *E. coli* miktarlarında azalma meydana gelmiştir (Şekil 4.122, 4.123, 4.124). Bu durum, ortamdaki Fe^{+2} iyonunun PS aktivasyonunu hızlandırarak patojen inaktivasyonunu arttığını göstermektedir. Üç dezentegrasyon yöntemi kıyaslandığında, TK, FK ve *E. coli* miktarlarında en iyi azalma termal dezentegrasyonda meydana gelmiştir.

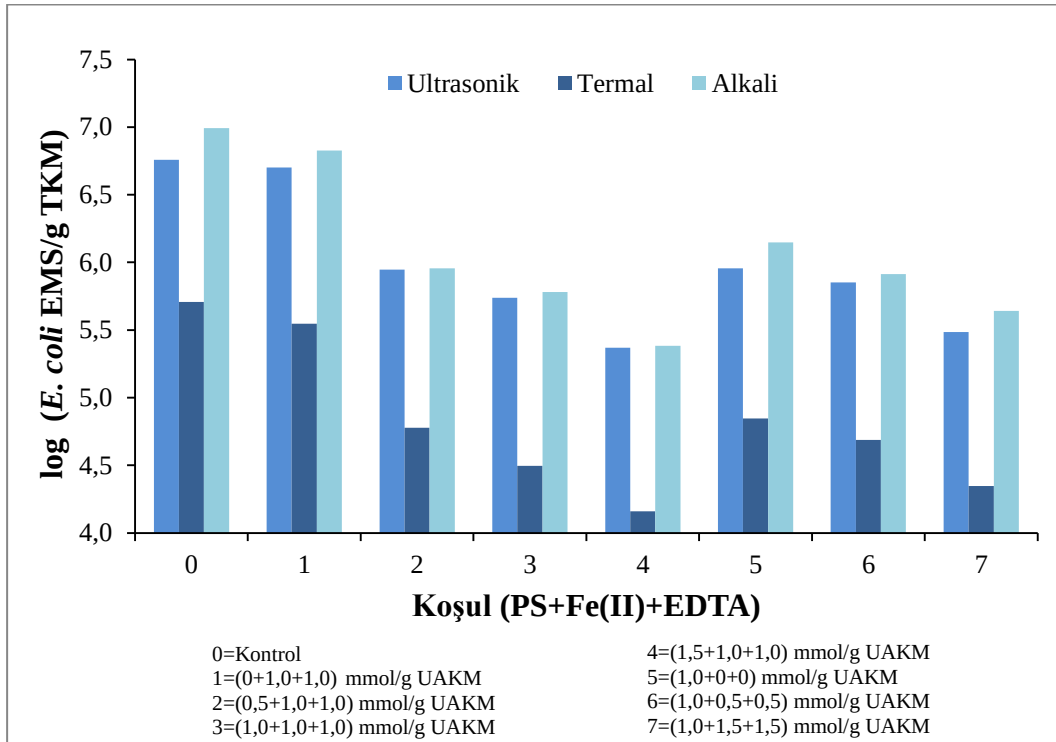
‘Arıtma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA, 1993), B sınıfı arıtma çamur için istenen FK sınır değeri, ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyonda PS konsantrasyonu (1,0 mmol/gUAKM) sabitken Fe(II) konsantrasyonu 0’dan 1,5 mmol/gUAKM’e ve EDTA konsantrasyonu 0’dan 1,5 mmol/gUAKM’e arttığında elde edilmiştir. B sınıfı arıtma çamuru elde edilmesi, Fe(II) ve EDTA’nın PS aktivasyonunu arttırarak çamur dezenfeksiyonunu iyileştirdiği belirlenmiştir.



Şekil 4.122. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda toplam koliform inaktivasyonu



Şekil 4.123. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda fekal koliform inaktivasyonu



Şekil 4.124. Farklı kimyasal oksidasyon koşulları ile ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon sonunda *E. coli* inaktivasyonu

5. SONUÇ ve TAVSİYELER

Atıksu arıtma tesislerinin artması sonucu her geçen gün arıtma çamurlarının üretimi artmaktadır. Çamur üretiminin artması, çevrede oluşacak ikincil kirliliklere çözüm arayışlarını gündeme getirerek en az atıksu arıtımı kadar çamur arıtımı için de proje üretilmesi ve kaynak ayrılması gerektiğini göstermektedir. Yenilikçi yaklaşımlar ile atıksu arıtma tesisi kaynaklı oluşan arıtma çamurlarının miktarını azaltmak amaçlanmaktadır. Bu amaçla dezentegrasyon yöntemleri geliştirilmektedir.

Bu tez çalışması kapsamında çamur işleme ünitelerine ultrasonik (US), termal (T) ve alkali (A) dezentegrasyon yöntemlerinin etkileri üç aşamada incelenmiştir. Birinci aşamada; ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin çamur özellikleri üzerindeki etkisi, ikinci aşamada; uygun koşulları belirlenen dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyonun iyileştirilmesine etkisi, üçüncü aşamada; ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon koşullarının kimyasal oksidasyon ile iyileştirilmesi araştırılmıştır.

Birinci aşamada; ultrasonik, termal ve alkali dezentegrasyon yöntemlerinin çamur özellikleri üzerindeki etkisi incelenmiştir. Uygun US, T, ve A dezentegrasyon koşulları, sırasıyla 6529 kJ/kgTKM özgül enerjide, 80 °C’de 15 dakika ve pH 9’da 60 dakika olarak seçilmiştir. US, T ve A dezentegrasyon ile çamur flok yapısı bozularak çamur çözünmesi meydana gelmiştir. Çamur çözünmesini ifade eden parametrelerden biri olan $DD_{KOİ}$ tüm yöntemler sonucunda artmıştır. US, T ve A dezentegrasyonlarında $DD_{KOİ}$, sırasıyla % 19,5±1,7, % 22,7±1,1 ve % 12,4±3,2’e arttığı bulunmuştur. US+T, US+A, T+A ve US+T+A birleşik dezentegrasyon sonrasında $DD_{KOİ}$, sırasıyla % 45,8±1,7, % 30,8±1,3, % 32,2±1,7 ve % 52,5±1,7’ye arttığı bulunmuştur. US+T+A bileşik dezentegrasyonda en fazla çamur çözünmesi meydana gelirken ikili kombinasyonlarda ise US+T birleşik dezentegrasyonda en fazla çamur çözünmesi meydana gelmiştir (Çizelge 5.1).

US, T ve A dezentegrasyonlarda, biyolojik flokların ayrılması, çamur çözünmesi ve hücre lizisi meydana geldiğinden sıvı fazda ortofosfat fosforu, toplam fosfor, amonyum azotu, organik azot ve toplam kjeldahl azotu artmıştır.

US, T ve A dezentegrasyonlarda, çamur çözünmesi meydana geldiğinden filtrasyona karşı direnç artarak çamur susuzlaştırılabilirliği kötüleşmiştir. US, T ve A dezentegrasyon yöntemleri ile çamur flok yapısının dağılmasıyla çamurun yüzey alanı artar ve çamura bağlı suyun artmasıyla filtre olabilirlik kötüleşir.

US, T ve A dezentegrasyonlar sonucunda toplam koliform, fekal koliform ve *E. coli* sayıları azalarak patojen inaktivasyonu meydana gelmiştir. Düşük ultrasonik yoğunluklarda ultrases dalgaları, mikroorganizmalar ile ortamdaki diğer çözünen maddeler ile etkileşimi arttırdığından mikroorganizmaların çoğalmasına neden olurken yüksek ultrasonik yoğunluklarda ise hücre lizisi meydana gelmektedir. Termal sıcaklık ve alkali şartlar, mikroorganizmaların membran yapısını bozarak bakteri inaktivasyonunu sağlamaktadır.

Çizelge 5.1. Farklı dezentegrasyon yöntemleri sonrasında dezentegrasyon derecesindeki değişim

Dezentegrasyon Ortamı	DD _{KOI} (%)
Ultrasonik	19,5±1,7
Termal	22,7±1,1
Alkali	12,4±3,2
Ultrasonik+ (PS:1,0+Fe(II):1,5+EDTA:1,5) mmol/gUAKM	74,6
Termal+ (PS:1,0+Fe(II):1,5+EDTA:1,5) mmol/gUAKM	78,8
Alkali+ (PS:0,5+Fe(II):1,0+EDTA:1,0) mmol/gUAKM	77,1
Ultrasonik+Termal	45,8±1,7
Ultrasonik+Alkali	30,8±1,3
Termal+Alkali	32,2±1,7
Ultrasonik+Termal+Alkali	52,5±1,7

İkinci aşamada; US, T, A, US+T, US+A, T+A ve US+T+A dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyonun iyileştirilmesine etkisi incelenmiştir. Kontrol reaktöründe TKOİ giderimi % 27,3±2,3 iken US, T, A, US+T, US+A, T+A ve US+T+A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde sırasıyla % 32,1±2,8, % 36,4±3,6, % 29,1±3,6, % 49,7±2,8, % 44,2±5,6, % 40,0±4,8 ve % 55,2±2,1'dir (Çizelge 5.2). Dezentegrasyon yöntemleri uygulandıktan sonra çamur partikülleri çözünür ve sıvı fazda KOİ çözünmesi artar. Hücre lizisi meydana gelir ve hücre içi bileşenler sıvı faza salıverilir. Çamurdaki bu değişiklikler, stabilizasyon prosesinde biyobozunmayı arttırmış ve aerobik stabilizasyon derecesi artmıştır. Dezentegrasyon yöntemleri arasında termal dezentegrasyon yöntemi, aerobik stabilizasyonda en iyi TKOİ giderimi sağlarken ikili kombinasyonlu uygulamada US+T dezentegrasyon aerobik stabilizasyonda en iyi TKOİ giderimi sağlamıştır.

30 günlük aerobik stabilizasyon sonrasında kontrol reaktörüne göre UAKM giderimi artmıştır ve oluşan çamur miktarı azalmıştır (Çizelge 5.2). Dezentegrasyon yöntemleri arasında termal dezentegrasyon yöntemi, aerobik stabilizasyonda en iyi UAKM giderimi sağlarken ikili kombinasyonlu uygulamada T+A dezentegrasyon aerobik stabilizasyonda en iyi UAKM giderimi sağlamıştır. Dezentegrasyon yöntemleri, çamur çözünmesini meydana getirerek stabilizasyon prosesinde biyobozunmayı arttırmış ve oluşan çamur miktarını azaltmıştır.

Çizelge 5.2. Farklı dezentegrasyon yöntemlerin aerobik stabilizasyon sonunda TKOİ ve UAKM giderimine etkisi

Dezentegrasyon Ortamı	TKOİ Giderimi (%)	UAKM Giderimi (%)
Aerobik	27,3±2,3	19,7±3,9
US+Aerobik	32,1±2,8	26,0±2,6
T+Aerobik	36,4±3,6	27,1±2,3
A+Aerobik	29,1±3,6	25,8±1,4
US+T+Aerobik	49,7±2,8	29,2±2,3
US+A+Aerobik	44,2±5,6	27,7±1,2
T+A+Aerobik	40,0±4,8	29,6±2,1
US+T+A+Aerobik	55,2±2,1	33,5±3,0

Aritma çamurları, yasal düzenlemelere uygun bertarafları veya tarımsal amaçlı kullanımları için belli patojen içeriğini geçmemeleri gerekmektedir. ‘Aritma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre, A sınıfı arıtma çamur için istenen fekal koliform (FK) sınır değeri $1,0 \times 10^3$ EMS/gTKM iken B sınıfı arıtma çamuru için ise FK sınır değeri $2,0 \times 10^6$ EMS/gTKM’dir (USEPA, 1993). Bu A ve B sınıfı arıtma çamuru sınır değerleri, 30 günlük aerobik (kontrol) stabilizasyon sonunda elde edilememiştir. A+aerobik reaktörü hariç diğer altı (US, T, US+T, US+A, T+A ve US+T+A) dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde B sınıfı arıtma çamuru 30 günlük aerobik stabilizasyon sonrasında sağlanmıştır. Bu durum, dezentegrasyon yöntemlerinin stabilizasyon süresini kısalttığını göstermektedir.

Kontrol reaktörüne göre US, T, A, US+T, US+A, T+A ve US+T+A dezentegrasyon uygulanmış reaktörlerde çamur çözünmesi ve çamurun yüzey alanı artmasıyla çamura bağlı su artmıştır. Çamurun susuzlaştırılabilirliği, çökebilme özelliği ve filtre olabilirliği kötüleşmiştir. Stabilizasyon prosesinde katı madde miktarının azalması kadar susuzlaştırma prosesinde çamurun su miktarının da azalması önemlidir. Bu tez çalışmasında, bu amaçla dezentegrasyon yöntemlerinin geliştirilmesi amacıyla üçüncü aşama çalışılmıştır.

Üçüncü aşamada; US, T ve A dezentegrasyonun potasyum persülfat, demir sülfat ve EDTA kullanılarak iyileştirilmesi araştırılmıştır. US, T ve A dezentegrasyon yöntemleri kuvvetli kimyasal oksidanlar kullanılarak geliştirilmiştir. US, T ve A dezentegrasyon yöntemleri ile oksidan koşulları sonrasında DD_{KOI} , sırasıyla (PS:1,0+Fe(II):1,5+EDTA:1,5) mmol/gUAKM, (PS:1,0+Fe(II):1,5+EDTA:1,5) mmol/gUAKM ve (PS:0,5+Fe(II):1,0+EDTA:1,0) mmol/gUAKM konsantrasyonlarında % 74,6, % 78,8 ve % 77,1’e artmıştır (Çizelge 5.1). Kimyasal oksidasyon ile çamur flok yapısının bozulduğu ve çamur çözünmesinin yüksek oranda arttığı belirlenmiştir.

Tüm koşullar, kontrol ortamlarına göre çamur susuzlaştırılabilirliğinde iyileştirme meydana getirerek çamurun su verme kabiliyetini arttırmıştır. Dezentegrasyon işlemi uygulanmamış çamura göre, termal dezentegrasyonda (PS:1,5+Fe(II):1,0+EDTA:1,0) mmol/gUAKM ve (PS:1,0+Fe(II):1,5+EDTA:1,5) mmol/gUAKM konsantrasyonlarında, alkali dezentegrasyonda ise (PS:1,0+

Fe(II):1,0+EDTA:1,0) mmol/gUAKM konsantrasyonu hariç tüm koşullarda KES değerleri azalmıştır ve çamur susuzlaştırılabilirliği iyileşmiştir.

US+T+A birleşik dezentegrasyon yöntemi, aerobik stabilizasyon prosesinde biyobozunmayı en yüksek oranda arttırmış ve oluşan çamur miktarını azaltmıştır. Ancak dezentegrasyon yöntemlerinin üçlü kombinasyonu, yatırım ve işletim maliyeti açısından bir dezavantaj oluşturabilir. Bu açıdan US+T birleşik dezentegrasyon yöntemi veya tek başına termal dezentegrasyon yöntemi tercih edilebilir.

Dezentegrasyon yöntemleri çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliklerini kötüleştirilmesi açısından dezavantaj oluşturmuştur. Kimyasal oksidasyon ile çamurun su verme özelliklerinin iyileştirilmesinin sağlanmasının yanında çamur çözünmesinin ve patojen inaktivasyonun artması da sağlanmıştır. Bu durum kimyasal oksidanlar ile dezentegrasyon yöntemlerinin geliştirilmesine ihtiyaç olduğunu göstermektedir.

‘Aritma çamurlarının kullanımı ve bertarafı için standartlar’ (USEPA 40 CFR Part 503) yönetmeliğine göre (USEPA,1993), US+T birleşik dezentegrasyonda 15 günlük aerobik stabilizasyon sonunda ve tek başına termal dezentegrasyonda 30 günlük aerobik stabilizasyon sonunda B sınıfı arıtma çamuru elde edilmiştir. Dezentegrasyon yöntemlerinin aerobik stabilizasyonun işletim süresini kısalttığı ve elde edilen çamurun bakteriyolojik açıdan tarımsal amaçlı kullanımlar için uygun özellikte olduğu belirlenmiştir.

Türkiye’de atıksu arıtma tesislerinin kurulumu ve işletilmesi oldukça yeniyken, bir sonraki basamak olan çamur arıtma tesislerinin sayısı oldukça azdır ve çamur arıtma yöntemlerinin iyileştirilmesine ihtiyaç vardır. Bu kapsamda çamur arıtma tesislerinde oluşan çamur miktarının azaltımı hedeflenerek yeni kurulacak tesisler, dezentegrasyon yöntemleri dikkate alınarak tasarlanırsa çamur bertarafı süreci iyileşecektir. Bu tez çalışması, yenilikçi teknolojiler olan dezentegrasyon yöntemlerinin ilerleme ve gelişme sürecini hızlandırarak, laboratuvar ölçeğinden pilot veya gerçek ölçekli uygulamalara geçilmesine katkı sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 1999. *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed., Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. (Editors), USA.
- Appels, L., Degrève, J., Van der Bruggen, B., Van Impe, J., Dewil, R., 2010. Influence of Low Temperature Thermal Pre-Treatment on Sludge Solubilisation, Heavy Metal Release and Anaerobic Digestion. *Bioresource Technology*, 101, 5743-5748.
- Apul, O. G., Atalar, I., Zorba, G. T., Sanin, F. D., 2010. The Dewaterability of Disintegrated Sludge Samples Before and After Anaerobic Digestion, *Drying Technology*, 28, 901-909.
- Aragón, C., Quiroga, J. M., Coello, M. D., 2009. Comparison of Four Chemical Uncouplers for Excess Sludge Reduction. *Environmental Technology*, 30;7, 707-714.
- Atay, Ş., Akbal, F., 2013a. Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılmasında Gerçek Ölçekli Termal Arıtma Prosesleri. *19. Ulusal Isı Bilimi ve Tekniği Kongresi*, OMÜ Makina Mühendisliği Bölümü, Samsun, Bildiri Özetleri Kitabı, s.214. Bildiriler Kitabı, s.1314-1318.
- Atay, Ş., Akbal, F., 2013b. The Sludge Disintegration Techniques Integrated in the Sludge Handling Units. *International Conference on Environmental Science and Technology*, Ürgüp, Nevşehir, Turkey. Özdemir, C., Kalıpçı, E., Şahinkaya, S., Öden, M.K., Öztürk, M. (Editors), pp.360-361.
- Atay, Ş., Akbal, F., 2014. Biological Disintegration Techniques to Enhance Sludge Stabilization. *Eurasia Waste Management Symposium*, Yıldız Technical University, İstanbul, pp.1015-1020.
- Baier, U., Schmidheiny, P., 1997. Enhanced Anaerobic Degradation of Mechanically Disintegrated Sludge, *Water Science and Technology*, 36;11, 137-143.
- Barbusiński, K., Filipek, K., 2000. Aerobic Sludge Digestion in The Presence of Chemical Oxidizing Agents Part II. Fenton's Reagent, *Polish Journal of Environmental Studies*, 9;3, 145-149.
- Benabdallah El-Hadj, T., Dosta, J., Márquez-Serrano, R., Mata-Álvarez, J., 2007. Effect of Ultrasound Pretreatment in Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Digestion with Emphasis on Naphthalene and Pyrene Removal. *Water Research*, 41; 87-94.
- Bougrier, C., Carrère, H., Delgenès, J. P., 2005. Solubilisation of Waste-Activated Sludge by Ultrasonic Treatment. *Chemical Engineering Journal*, 106, 163-169.

- Bougrier, C., Delgenès, J. P., Carrère, H., 2007. Impacts of Thermal Pre-Treatments on The Semi-Continuous Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34, 20-27.
- Bougrier, C., Delgenès, J. P., Carrère, H. 2008. Effects of Thermal Treatments on Five Different Waste Activated Sludge Samples Solubilisation, Physical Properties and Anaerobic Digestion. *Chemical Engineering Journal*, 139;2, 236-244.
- British Standard, 2006. Characterization of Sludges - Filtration Properties, Part 1: Capillary Suction Time (CST). BS EN 14701-1:2006, Brussels.
- Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J. L., Goma, G., Huyard, A., 1994. Decreased Sludge Production Strategy for Domestic Wastewater Treatment, *Water Science and Technology*, 30;8, 97-106.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J. M., 2009. Influence of Different Pretreatments on Anaerobically Digested Sludge Characteristics: Suitability for Final Disposal, *Water Air Soil Pollution*, 199, 311-321.
- Cella, R., 2012. Ultrasound in Synthetic Applications and Organic Chemistry. In: Chen, D., Sharma, S. K., Mudhoo, A. (Eds), *Handbook on Applications of Ultrasound Sonochemistry for Sustainability*. Boca Raton, FL, CRC Press, 263-279.
- Chang, T.-C., You, S.-J., Damodar, R.A., Chen, Y.-Y., 2011. Ultrasound Pre-treatment Step for Performance Enhancement in An Aerobic Sludge Digestion Process. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 42, 801-808.
- Choi, H. B., Hwang, K. Y., Shin, E. B., 1997. Effects on Anaerobic Digestion of Sewage Sludge Pretreatment, *Water Science and Technology*, 35;10, 207-211.
- Chu, C. P., Chang, B.-V., Liao, G. S., Jean, D. S., Lee, D. J., 2001. Observations on Changes in Ultrasonically Treated Waste-Activated Sludge, *Water Research*, 35;4, 1038-1046.
- Cravotto, G., Cintas, P., 2012. Introduction to Sonochemistry: A Historical and Conceptual Overview. In: Chen, D., Sharma, S. K., Mudhoo, A. (Eds), *Handbook on Applications of Ultrasound Sonochemistry for Sustainability*. Boca Raton, FL, CRC Press, 23-40.
- Çokgör, E. U., Okutman Taş, D., Zengin, G. E., İnsel, G., 2012. Effect of Stabilization on Biomass Activity, *Journal of Biotechnology*, 157;4, 547-553.
- Deng, D., Lin, X., Ou, J., Wang, Z., Li, S., Deng, M., Shu, Y., 2015. Efficient Chemical Oxidation of High Levels of Soil-Sorbed Phenanthrene by Ultrasound Induced, Thermally Activated Persulfate. *Chemical Engineering Journal*, 265, 176-183.
- Erden, G., Filibeli, A., 2010. Improving Anaerobic Biodegradability of Biological Sludges by Fenton Pre-Treatment: Effects on Single Stage and Two-Stage Anaerobic Digestion, *Desalination*, 251, 58-63.
- Filibeli, A., 2013. *Arıtma Çamurlarının İşlenmesi*. Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları, 7. Baskı, İzmir.

- Filibeli, A., Erden Kaynak, G., 2006. Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler. *İTÜ Dergisi/e, Su Kirlenmesi Kontrolü*, Cilt:16, S:1-3, 3-12.
- Foladori, P., Andreottola G., Ziglio G., 2010. *Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants*. IWA Publishing, London, UK.
- Guyer, J.P., 2011. Introduction to Sludge Handling, Treatment and Disposal. Course No:C04-021. Available from <http://www.cedengineering.com> at 16.02.2015.
- He, M.-h., Wei, C.-h., 2010. Performance of Membrane Bioreactor (MBR) System with Sludge Fenton Oxidation Process for Minimization of Excess Sludge Production, *Journal of Hazardous Materials*, 176, 597-601.
- Jin, Y., Li, H., Mahar, R.B., Wang, Z., Nie, Y., 2009. Combined Alkaline and Ultrasonic Pretreatment for Sludge Aerobic Digestion. *Journal of Environmental Science*, 21, 279-284.
- Jung, Y., Ko, H., Jung, B., Sung, N., 2011. Application of Ultrasonic System for Enhanced Sewage Sludge Disintegration: A Comparative Study of Single- and Dual- Frequency. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 15;5, 793-797.
- Kemira Kemwater, *Krepro Kemwater Recycling Process*. Available from <http://www.hugohaeffner.com> at 18.01.2013
- Khanal, S. K., Grewell, D., Sung, S., van Leeuwen, J., 2007. Ultrasound Applications in Wastewater Sludge Pretreatment: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37, 277-313.
- Khanal, S.K., Isik, H., Sung, S., van Leeuwen, J., 2006. Effects of Ultrasound Pretreatment on Aerobic Digestibility of Thickened Waste Activated Sludge. *Proceedings of 7th Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems*, March 7–10, Mexico City, Mexico.
- Kim, D.-H., Jeong, E., Oh, S.-E., Shin, H.-S., 2010. Combined (Alkaline+Ultrasonic) Pretreatment Effect on Sewage Sludge Disintegration. *Water Research*, 44, 3093-3100.
- Lamanna, C., 1963. Studies of Endogenous Metabolism in Bacteriology. *Annals of The New York Academy of Sciences*, 102, 517-520.
- Li, H., Jin, Y., Mahar R.B., Wang, Z., Nie, Y., 2008. Effects and Model of Alkaline Waste Activated Sludge Treatment. *Bioresource Technology*, 99, 5140-5144.
- Luning, L., Roeleveld, P. J., Claessen, V. W. M., 2008. Sludge Minimization by Disintegration at Different Wastewater Treatment Plants. *Water Practice & Technology*, 3;1, Doi:10.2166/wpt.2008.010.
- Ma, H., Zhang, S., Lu, X., Xi, B., Guo, X., Wang, H., Duan, J., 2012. Excess Sludge Reduction Using Pilot-Scale Lysis-Cryptic Growth System Integrated Ultrasonic/Alkaline Disintegration and Hydrolysis/Acidogenesis Pretreatment. *Bioresource Technology*, 116, 441-447.
- Metcalf and Eddy, Inc., 2003. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. McGraw-Hill.

- Müller, J., 2000. Disintegration as A Key-Step in Sewage Sludge Treatment. *Water Science and Technology*, 41;8, 123-130.
- Müller, J. A., 2001. Prospects and Problems of Sludge Pre-Treatment Processes. *Water Science and Technology*, 44;10, 121-128.
- Müller, J. A., 2003. Conditioning, Thickening and Dewatering of Mechanically Disintegrated Excess Sludge. *Separation Science and Technology*, 38;4, 889-901.
- Müller, J. A., Winter, A., Strükmann, G., 2004. Investigation and Assessment of Sludge Pre-Treatment Processes. *Water Science and Technology*, 49;10, 97-104.
- Na, S.-H., Shon, H.-K., Kim, J.-H., 2011. Minimization of Excess Sludge and Cryptic Growth of Microorganisms by Alkaline Treatment of Activated Sludge. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 28;1, 164-169.
- Neis, U., Nickel, K., Lundén, A., 2008. Improving Anaerobic and Aerobic Degradation by Ultrasonic Disintegration of Biomass, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43, 1541-1545.
- Neis, U., Nickel, K., Tiehm, A., 2000. Enhancement of Anaerobic Sludge Digestion by Ultrasonic Disintegration. *Water Science and Technology*, 42;9, 73-80.
- Onyeche, T. I., 2004. Sludge as Source of Energy and Revenue, *Water Science and Technology*, 50;9, 197-204.
- Örgev, C., 2003. *Çevre Mikrobiyolojisi*. Değişim Yayınları, 1. Baskı, İstanbul.
- Öztürk, İ., Timur H., Koşkan U., 2005. *Atıksu Arıtımının Esasları, Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü*. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı. <http://web.deu.edu.tr/atıksu/ana58/arityon.html>
- Paul, E., Camacho, P., Lefebvre, D., Ginestret, P., 2006. Organic Matter Release in Low Temperature Thermal Treatment of Biological Sludge for Reduction of Excess Sludge Production. *Water Science and Technology*, 54;5, 59-68.
- Pérez-Elvira, S. I., Nieto Diez, P., Fdz-Polanco, F., 2006. Sludge Minimisation Technologies, *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 5, 375-398.
- Pham, T. T. H., Brar, S. K., Tyagi, R. D., Surampalli, R. Y., 2009. Ultrasonication of Wastewater Sludge-Consequences on Biodegradability and Flowability. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 891-898.
- Pilli, S., Bhunia, P., Yan, S., LeBlanc, R. J., Tyagi, R. D., Surampalli, R. Y., 2011. Ultrasonic Pretreatment of Sludge: A Review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 18, 1-18.
- Prorot, A., Laurent, J., Dagot, C., Leprat, P., 2011. Sludge Disintegration During Heat Treatment at Low Temperature: A Better Understanding of Involved Mechanisms with A Multiparametric Approach, *Biochemical Engineering Journal*, 54, 178-184.
- Rensink, J. H., Rulkens, W. H., 1997. Using Metazoa to Reduce Sludge Production. *Water Science and Technology*, 36;11, 171-179.
- Samsunlu, A., 2011. *Çevre Mühendisliği Kimyası*. Birsen Yayınevi, 7. Baskı, İstanbul.

- Siemens Water Technologies, 2011. *Zimpro® Wet Air Oxidation Systems: The Cleanest Way to Treat The Dirtiest Water*. Available from <http://www.energy.siemens.com/hq/pool/hq/industries-utilities/oil-gas/water-solutions/Zimpro-Wet-Air-Oxidation-System-The-Cleanest-Way.pdf> at 17.02.2014.
- Song, L.-J., Zhu, N.-W., Yuan, H.-P., Hong, Y., Ding, J., 2010. Enhancement of Waste Activated Sludge Aerobic Digestion by Electrochemical Pre-Treatment, *Water Research*, 44, 4371-4378.
- Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), 2006. *Cambi Process*. Available from <http://www.stowa-selectedtechnologies.nl/Sheets/Sheets/Cambi.Process.html> at 16.01.2013.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. I., Bildan, L.N.S., 1997. Effects of Thermochemical Pretreatment on The Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Water Science and Technology*, 35;8, 209-215.
- TC, Çevre ve Orman Bakanlığı, *Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Sunumu*. In: Evsel-Kentsel Arıtma Çamurlarının Yönetimi Projesi, TÜBİTAK KAMAG PROJESİ (108G167), I. Çalıştay, Ankara, Türkiye, 2011, s.2-14. Available from <http://www.camur.itu.edu.tr/dokuman.php> at 17.02.2014.
- Tokumura, M., Sekine, M., Yoshinari, M., Znad, H. T., Kawase, Y., 2007. Photo-Fenton Process for Excess Sludge Disintegration, *Process Biochemistry*, 42, 627-633.
- Tuan, P.-A., Mika, S., Pirjo, I., 2012. Sewage Sludge Electro-Dewatering Treatment-A Review, *Drying Technology*, 30, 691-706.
- Tyagi, V. K., Lo, S.-L., 2011. Application of Physico-Chemical Pretreatment Methods to Enhance The Sludge Disintegration and Subsequent Anaerobic Digestion: An up to Date Review, *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 10, 215-242.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1971. Nitrogen, Nitrate (Colorimetric, Brucine), METHOD #:352.1.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1975. Aerobic Stabilization of Waste Activated Sludge, An Experimental Investigation. EPA/600/2-75-035, Cincinnati, OHIO.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1987. Dewatering Municipal Wastewater Sludges. Design Manual, EPA/625/1-87/014, Cincinnati, OHIO.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1993. Standards for The Use or Disposal of Sewage Sludge, Final Rules, 40 CFR Part 503. Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 2003. Environmental Regulations and Technology, Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Revised Under 40 CFR Part 503, EPA/625/R-92/013, Cincinnati, OHIO.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 2010. Method 1680: Fecal Coliforms in Sewage Sludge (Biosolids) by Multiple-Tube Fermentation Using Lauryl Tryptose Broth (LTB) and EC Medium. EPA-821-R-10-003, Washington, DC.

- Veolia Water Solutions & Technologies, 2006. *Biothelys® Reducing Quantities-Health Safety*. Available from <http://www.memsep.cz> at 18.01.2013.
- Wang, F., Ji, M., Lu, S., 2006. Influence of Ultrasonic Disintegration on The Dewaterability of Waste Activated Sludge, *Environmental Progress*, 25;3, 257-260.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Verstraete, W., 2000. Anaerobic Digestion of Ozonized Biosolids, *Water Research*, 34;8, 2330-2336.
- Weemaes, M. P. J., Verstraete, W. H., 1998. Evaluation of Current Wet Sludge Disintegration Techniques. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 73, 83-92.
- Xie, W.-M., Ni, B.-J., Sheng, G.-P., Yu, H.-Q., Yang, M., 2010. Substrate Consumption and Excess Sludge Reduction of Activated Sludge in The Presence of Uncouplers: A Modeling Approach. *Applied Microbiology Biotechnology*, 85, 2001-2008.
- Xue, T., Huang, X., 2007. Releasing Characteristics of Phosphorus and Other Substances During Thermal Treatment of Excess Sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 19;10, 1153-1158.
- Yan, Y., Feng, L., Zhang, C., Zhu, H., Zhou, Q., 2010. Effect of Ultrasonic Specific Energy on Waste Activated Sludge Solubilization and Enzyme Activity. *African Journal of Biotechnology*, 9;12, 1776-1782.
- Ye, F., Ji, H., Ye, Y., 2012. Effect of Potassium Ferrate on Disintegration of Waste Activated Sludge (WAS). *Journal of Hazardous Materials*, 219-220, 164-168.
- Ye, F. X., Li, Y., 2005a. Uncoupled Metabolism Stimulated by Chemical Uncoupler and Oxidic-Settling-Anaerobic Combined Process to Reduce Excess Sludge Production. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 127, 187-199.
- Ye, F. X., Li, Y., 2005b. Reduction of Excess Sludge Production by 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide in An Activated Sludge Process. *Applied Microbiology Biotechnology*, 67, 269-274.
- Yu, Q., Lei, H.-Y., Li, Z., Li, H., Chen, K., Zhang, X.-H., Liang, R.-L., 2010. Physical and Chemical Properties of Waste-Activated Sludge after Microwave Treatment, *Water Research*, 44, 2841-2849.
- Yuan, H., Chen, Y., Zhang, H., Jiang, S., Zhou, Q., Gu, G., 2006. Improved Bioproduction of Short-Chain Fatty Acids (SCFAs) from Excess Sludge under Alkaline Conditions, *Environmental Science and Technology*, 40, 2025-2029.
- Zhen, G., Lu, X., Zhao, Y., Chai, X., Niu, D., 2012. Enhanced Dewaterability of Sewage Sludge in The Presence of Fe(II)-Activated Persulfate Oxidation. *Bioresource Technology*, 116, 259-265.
- Zhang, P., Zhang, G., Wang, W., 2007. Ultrasonic Treatment of Biological Sludge: Floc Disintegration, Cell Lysis and Inactivation, *Bioresource Technology*, 98, 207-210.

EKLER

EK A: Kimyasal Maddeler ve Sarf Malzemeler

EK B: Laboratuvar Cihazları

EK C: Çözeltiler ve Deneylerin Yapılışı

EK D: Kalibrasyon Grafikleri

EK A

4-methylumbelliferyl- β -D-glucuronide (MUG)	Merck-Calbiochem
1,10-phenanthroline monohydrate	Merck
Amonyum molibdat $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	Merck
Amonyum persülfat $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$	Merck
Asetik asit (%100 CH_3COOH)	Sigma Aldrich
Bakır sülfat (CuSO_4)	Merck
Borik Asit (H_3BO_3)	Merck
Brilliant green lactose bile broth	Merck 1.05454
Brucine sülfat $(\text{C}_{23}\text{H}_{26}\text{N}_2\text{O}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	Merck
Civa sülfat (HgSO_4)	Fluka
Demir amonyum sülfat $(\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$	Merck
Demir sülfat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	Merck
EC broth	Merck 1.10765
Etil alkol (% 95)	Merck
Etilendiamin tetra asetik asit disodyum $(\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_2\text{COOH})\text{CH}_2\text{COO})_2 \cdot 2\text{Na} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Carlo Erba
Fenolftaleyn	Sigma Aldrich
Filtre Kağıdı (0,45 μm)	Sartorius
Filtre Kağıdı	Whatman 2
Filtre Kağıdı	Whatman #17
Filtre Kağıdı	Whatman 934-AH
Geniş ağızlı pipet	Kimax
Gliserin	Sigma Aldrich
Gümüş sülfat (AgSO_4)	Sigma Aldrich
Hidroklorik Asit (%37 HCl)	Merck
Kalay klorür ($\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	Merck
Kroze	Isolab
Lauryl sulfate broth	Merck 1.10266
Magnezyum klorür ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	Merck
Metilen kırmızısı	Merck
Metilen mavisi	Merck
Potasyum dihidrojen fosfat (KH_2PO_4)	Merck
Potasyum dikromat ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)	Merck
Potasyum hidrojen ftalat ($\text{HOOC}\text{C}_6\text{H}_4\text{COOK}$)	Merck
Potasyum nitrat (KNO_3)	Merck
Potasyum persülfat ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$)	Merck
Potasyum sülfat (K_2SO_4)	Merck
Sodyum hidroksit (NaOH)	Merck
Sodyum tetra borat ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)	Merck
Sodyum tiyosülfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)	Merck
Sülfanilik asit ($\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_3\text{H} \cdot \text{H}_2\text{O}$)	Merck
Sülfürik asit (%100 H_2SO_4)	Merck

EK B

Analitik Tartı (g)
Buzdolabı
CST Meter
Çeker Ocağı
Desikatör
Distilasyon Cihazı
Etüv
Hava Debimetre
Hava Pompası
Isıtıcı
İnkübatör
Kül Fırını
Manyetik karıştırıcı
Otoklav
pH Metre
Santrifüj
Sindirim Cihazı
Spektrometre
Su Banyosu
Termoreaktör
Ultrasonikasyon Cihazı
Vakum Pompası
Viskozimetre

Sartorius CP224S
Arçelik
Triton 304 M
Cromex
WHEATON Dry-Seal
Tecator
Memmert
VF-LZT-4M
Eheim
Chiltern HS31
Philip Harris
Microtest
Chiltern HS31
Nüve SteamArt OT 90L
Mettler Toledo MP 220
Hettich Universal 320
Velp DK-6
THERMO Spectro Aquamate
Julabo
MERCK Spectroquant TR620
SONICS vibra-cell
Isolab
Fungilab-Alpha Series-V10003

EK C

C.1 Kimyasal Oksijen İhtiyacı

C.1.1 Çözeltiler

Standart Potasyum Dikromat Sindirim Çözeltisi: $K_2Cr_2O_7$, 150 °C’de 2 saat kurutulur. 4,903 g $K_2Cr_2O_7$ yaklaşık 500 mL saf suda çözülür. 167 mL H_2SO_4 ve 33,3 g $HgSO_4$ eklenir ve safsuyla 1000 mL’ye tamamlanır.

Sülfürik Asit Ajanı: 5,5 g Ag_2SO_4 , 1 kg H_2SO_4 içinde çözülür. Çözünmesi için 1 gün bekletilir.

Ferroin İndikatörü: 1,485 g 1,10-phenanthroline monohydrate ve 695 mg $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, safsu ile 100 mL’ye tamamlanır. 1/5 oranında seyreltilir.

Demir Amonyum Sülfat Titrantı (DAS=0,1 M): 39,2 g $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ yaklaşık 800 mL safsuda çözülür. 20 mL H_2SO_4 eklenir ve safsuyla 1000 mL’ye tamamlanır.

Standardizasyonu: 5 mL potasyum dikromat sindirim çözeltisine 10 mL safsu eklenir. 1 damla ferroin indikatörü eklenir ve DAS ile titre edilir.

$$DAS \text{ Molaritesi} = \frac{\text{Potasyumdikromat sindirim çözeltisi hacmi (mL)}}{DAS \text{ sarfıyatı (mL)}} \times 0,1 \quad (C.1)$$

Potasyum Hidrojen Ftalat Standartı (HOOCC₆H₄COOK): HOOCC₆H₄COOK, 110 °C’de 2 saat kurutulur. 425 mg HOOCC₆H₄COOK 1000 mL safsuda çözülür. Bu çözelti, 500 µg O₂/mL teorik KOİ’ye eşittir.

C.1.2 Yapılışı

Deney esnasında kullanılan cam malzemeler %20’lik H_2SO_4 çözeltisiyle yıkanmalıdır. KOİ sindirim tüpüne 2,5 mL numune, 1,5 mL potasyum dikromat sindirim çözeltisi ve 3,5 mL sülfürik asit ajanı eklenir. 2 kez ters düz edilir. Ardından kapak hafif aralanıp gaz çıkışı sağlanır. Termoreaktörde 150 °C’de 2 saat ısıtılır. Oda sıcaklığına geldikten sonra 1 damla ferroin indikatörü damlatılır ve DAS ile koyu kırmızıya döndüğü ana kadar titre edilir.

C.1.3 Hesaplamalar

$$KOI \text{ (mg/L)} = \frac{(A - B) \times M \times 8000}{V} \quad (C.2)$$

A: Safsu için DAS sarfıyatı (mL)

B: Numune için DAS sarfıyatı (mL)

M: DAS molaritesi = 0,1M

8000: O₂’nin mili-ekivalent ağırlığı × 1000 mL/L

V: Numune hacmi= (2,5 mL)

C.2 Amonyum Azotu

C.2.1 Çözeltiler

Amonyaksız Su

Sodyum Tetra Borat Çözeltisi (=0,025 M Na₂B₄O₇): 9,5 g $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ 1000 mL’ye safsu ile tamamlanır.

Borat Tampon Çözeltisi: 88 mL 0,1 N NaOH ve 500 mL 0,025 M sodyum tetra borat çözeltisi karıştırılıp safsu ile 1000 mL’ye tamamlanır.

Karışık İndikatör Çözeltisi: 200 mg metilen kırmızısı 100 mL etil alkol içinde çözülür. 100 mg metilen mavisi 50 mL etil alkol içinde çözülür. Bu iki karışım karıştırılır.

Borik Asit Çözeltisi: 20 g H₃BO₃, 10 mL karışık indikatör çözeltisi karıştırılıp safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Standart Sülfürik Asit Titrantı (=0,02 N): 200 mL 0,1 N H₂SO₄ safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Sodyum Hidroksit (=6 N NaOH)

Sodyum Hidroksit (=1 N NaOH)

C.2.2 Yapılışı

Numune analizi yapmadan önce Kjeldahl distilasyon cihazının temizlenmesi için safsu ile işlem yapılır. 50 mL numuneye 2,5 mL borat tampon çözeltisinden eklenir ve 6 N NaOH ile pH 9,5'e ayarlanır. 250 mL erlene 50 mL borik asit çözeltisi eklenir ve distilant bu çözeltinin içinde yaklaşık 200 mL olana kadar toplanır. Distilasyon hızı, 6-10 mL/dakika arasında olması gerekir. Distilasyon süresi, içeriği bilinen numune ile değişik zaman aralıklarında çalışılarak önceden belirlenmelidir. Distilasyon sonunda borik asit içinde toplanan numune, 0,02 N H₂SO₄ ile yeşilden leylak rengine dönünceye kadar titre edilir.

C.2.3 Hesaplamalar

$$NH_4^+ - N(mg/L) = \frac{(A - B) \times 280}{V} \quad (C.3)$$

A: Numune için H₂SO₄ sarfıyatı (mL)

B: Safsu için H₂SO₄ sarfıyatı (mL)

V: Numune hacmi (mL)

C.3 Toplam Kjeldahl Azotu

C.3.1 Çözeltiler

Amonyaksız Su

Sindirim Ajanı: 134 g K₂SO₄ ve 7,3 g CuSO₄ yaklaşık 800 mL safsuda çözülür. 134 mL H₂SO₄ eklenir ve safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Sodyum Hidroksit Ajanı: 500 g NaOH ve 25 g Na₂S₂O₃.5H₂O 1000 mL'ye safsu ile tamamlanır.

Sodyum Hidroksit (=6 N NaOH)

C.3.2 Yapılışı

50 mL numuneye 10 mL sindirim ajanı eklenir. Kaynama esnasında oluşan beyaz duman yok olup yaklaşık 20 mL kalana kadar sindirim cihazında kaynatılır. Safsuyla 40 mL'ye seyreltilir ve 10 mL sodyum hidroksit ajanı eklenir. pH kontrolü yapılır. Yaklaşık pH 11'i geçmemelidir. Ardından EK C.2'deki amonyum azotu tayini yapılır. Burada bulunan sonuç toplam kjeldahl azotunu verir.

C.3.3 Hesaplamalar

$$TKN(mg/L) = \frac{(A - B) \times 280}{V} \quad (C.4)$$

A: Numune için H₂SO₄ sarfıyatı (mL)

B: Safsu için H₂SO₄ sarfıyatı (mL)

V: Numune hacmi (mL)

C.4 Nitrat Azotu

C.4.1 Çözeltiler

Sülfürik Asit Çözeltisi: 500 mL H₂SO₄ ile 125 mL safsu karıştırılır.

Brucine-sülfanilik Asit Ayıracı: 1 g brucine sülfat ($(C_{23}H_{26}N_2O_4)_2 \cdot H_2SO_4 \cdot 7H_2O$) ve 0,1 g sülfanilik asit ($NH_2C_6H_4SO_3H \cdot H_2O$) 70 mL sıcak safsuda çözülür. 3 mL HCl eklenir ve soğutulur. Safsu ile 100 mL'ye tamamlanır. Karanlıkta ve 5°C'de saklanır.

Asetik Asit Çözeltisi: 1 hacim asetik asit (CH_3COOH) ile 3 hacim safsu karıştırılır.

Sodyum Hidroksit (=1 N NaOH)

Standart Nitrat Çözeltisi: Safsuda 721,8 mg susuz KNO_3 çözülür ve safsu ile 1000 mL'ye seyreltilir. (1 mL=0,1 mg NO_3-N)

C.4.2 Yapılışı

Numunenin pH'sı asetik asit veya sodyum hidroksit çözeltisiyle 7'ye ayarlanır. Bulanıklık içeriyorsa filtrelendir. 10 mL numuneye 10 mL sülfürik asit çözeltisi eklenir ve soğuması beklenir. 0,5 mL brucine-sülfanilik asit ayıracı eklenir. 100 °C'de su banyosunda 25 dakika ısıtılır. Oda sıcaklığına gelmesi için soğuk su banyosuna konur. Soğuduktan sonra 410 nm'de spektrofotometrede okuma yapılır.

C.4.3 Hesaplamalar

$$NO_3^- - N \text{ (mg/L)} = \frac{A \times B}{V} \quad (C.5)$$

A: Çözeltide hesaplanan konsantrasyon (mg/L)

B: Çözeltinin son hacmi (mL)

V: Numune hacmi (mL)

C.5 Ortofosfat Fosforu

C.5.1 Çözeltiler

Amonyum Molibdat Ayıracı: 25 g $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$, 600 mL safsuda çözülür. 280 mL H_2SO_4 eklenir ve safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Kalay Klorür Ayıracı: 2,5 g $SnCl_2 \cdot 2H_2O$, 100 mL gliserinde su banyosunda ısıtılarak çözülür.

Standart Fosfat Çözeltisi: Safsuda 219,5 mg susuz KH_2PO_4 çözülür ve safsu ile 1000 mL'ye seyreltilir. (1 mL=50 µg PO_4-P)

C.5.2 Yapılışı

50 mL numuneye 2 mL amonyum molibdat ayıracı eklenir ve çalkalanır. 0,25 mL (4 damla) kalay klorür ayıracı eklenir ve çalkalanır. 10 dakika beklendikten sonra 690 nm'de spektrofotometrede okuma yapılır.

C.5.3 Hesaplamalar

$$PO_4^{-3} - P \text{ (mg/L)} = \frac{A \times B}{V} \quad (C.6)$$

A: Çözeltide hesaplanan konsantrasyon (mg/L)

B: Çözeltinin son hacmi (mL)

V: Numune hacmi (mL)

C.6 Toplam Fosfor

C.6.1 Çözeltiler

Fenolftalein İndikatörü: 0,5 g fenolftaleyn, 50 mL etil alkol içinde çözülür ve safsu ile 100 mL'ye tamamlanır.

Sülfürik Asit Çözeltisi: 300 mL H_2SO_4 safsu ile 1000 mL'ye seyreltilir.

Amonyum Persülfat ($(NH_4)_2S_2O_8$)

Sodyum Hidroksit (=1 N NaOH)

Sülfürik Asit (=1 N H_2SO_4)

C.6.2 Yapılışı

50 mL numuneye 1 damla fenolftaleyn indikatörü damlatılır. Pembe renk oluşursa renk gidene kadar 1 N sülfürik asit ile titre edilir. Aynı ortamda 1 mL sülfürik asit çözeltisi ve 0,4 g (NH₄)₂S₂O₈ karıştırılır. Bu karışım numuneye eklenir. 10 mL kalana kadar kaynatılır. Soğuduktan sonra safsu ile 30 mL'ye seyreltilir. 1 damla fenolftaleyn indikatörü damlatılır. 1 N sodyum hidroksit ile pembe renk olana kadar titre edilir. Eğer tortu oluşursa filtre kağıdından geçirilmelidir. 100 mL'ye safsu ile seyreltilir. Ardından Ek C.5'deki ortofosfat fosforu tayini yapılır. Burada bulunan sonuç toplam fosforu verir.

C.6.3 Hesaplamalar

$$TP(mg/L) = \frac{A \times B}{V} \quad (C.7)$$

A: Çözeltide hesaplanan konsantrasyon (mg/L)

B: Çözeltinin son hacmi (mL)

V: Numune hacmi (mL)

C.7. Mikrobiyolojik Analizler

C.7.1 Çözeltiler

Fosfat Tampon Çözeltisi: 34,0 g KH₂PO₄ 500 mL safsuda çözülür. 1 N NaOH ile pH 7,2±0,5'e ayarlanır ve safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Magnezyum Klorür Çözeltisi: 81,1 g MgCl₂.6H₂O safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Seyrelme Suyu: 1,25 mL fosfat tampon çözeltisi ve 5,0 mL magnezyum klorür çözeltisi safsu ile 1000 mL'ye tamamlanır.

Lauryl Sulfate Broth Besiyeri

Brilliant Green Lactose Bile Broth Besiyeri

EC Broth Besiyeri

4-methylumbelliferyl-β-D-glucuronide (MUG)

C.7.2 Yapılışı

Olasılık Fazı: Hazırlanan Lauryl Sulfate Broth besiyerinden her bir tüpe 10 mL eklenir ve 121 °C'de otoklavda 15 dakika steril edilir. Besiyeri bulunan tüplere 10⁻¹, 10⁻², 10⁻³, 10⁻⁴, 10⁻⁵, 10⁻⁶, 10⁻⁷ ve 10⁻⁸ oranlarında seyreltilmiş çamur numunelerinden ekim yapılır. 35±0,5 °C'de 24 saat inkübe edilir. Gaz çıkışı olan tüpler doğrulama fazına alınır. Gaz çıkışı olmayan tüpler 24 saat daha bekletilir ve eğer gaz çıkışı varsa onlar da doğrulama fazına alınır.

Doğrulama Fazı: Hazırlanan Brilliant Green Lactose Bile Broth besiyerinden her bir tüpe 10 mL eklenir ve 121 °C'de otoklavda 15 dakika steril edilir. Besiyeri bulunan tüplere olasılık fazında gaz çıkışı olan tüplerden öze ile ekim yapılır. 35±0,5 °C'de 48 saat inkübe edilir. Gaz çıkışı olan tüpler toplam koliform varlığını gösterir.

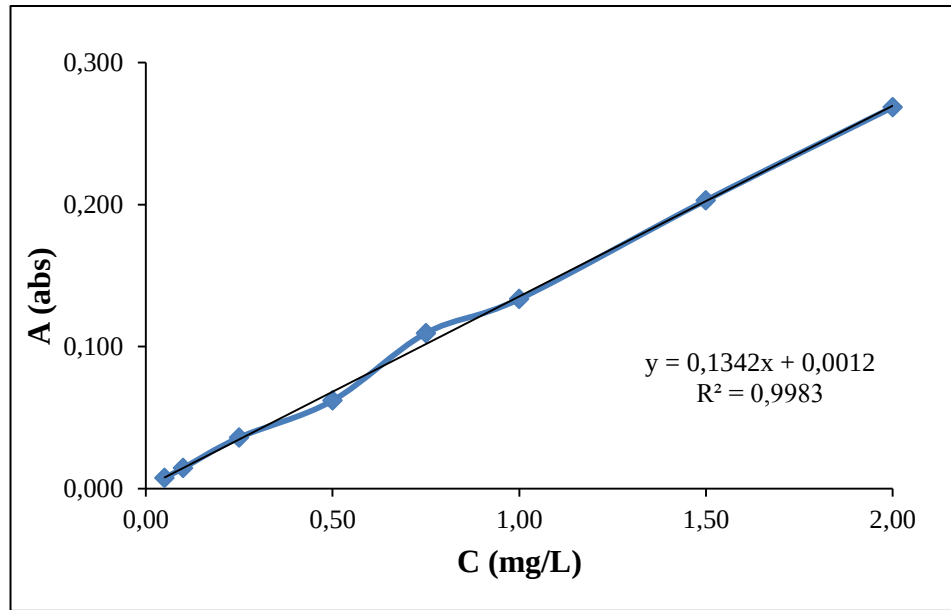
Fekal Koliform ve E. coli: Hazırlanan EC Broth ve EC Broth-MUG besiyerlerinden her bir tüpe 10 mL eklenir ve 121 °C'de otoklavda 15 dakika steril edilir. Besiyeri bulunan tüplere doğrulama fazında gaz çıkışı olan tüplerden öze ile ekim yapılır. 44,5 °C'de 24 saat inkübe edilir. Gaz çıkışı olan tüpler, sırasıyla fekal koliform ve E. coli varlığını gösterir.

C.7.3 Hesaplamalar

USEPA (2010) metoduna göre EMS tablosundan pozitif sayıya karşılık gelen bakteri sayısı esas alınarak hesap yapılır.

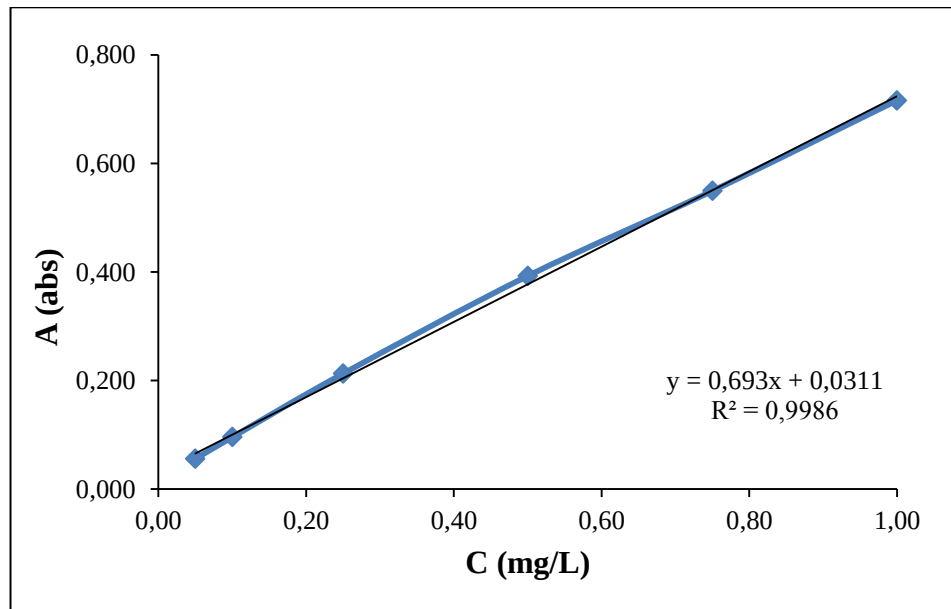
EK D

D.1 Nitrat Azotu Analizi Kalibrasyon Grafiği



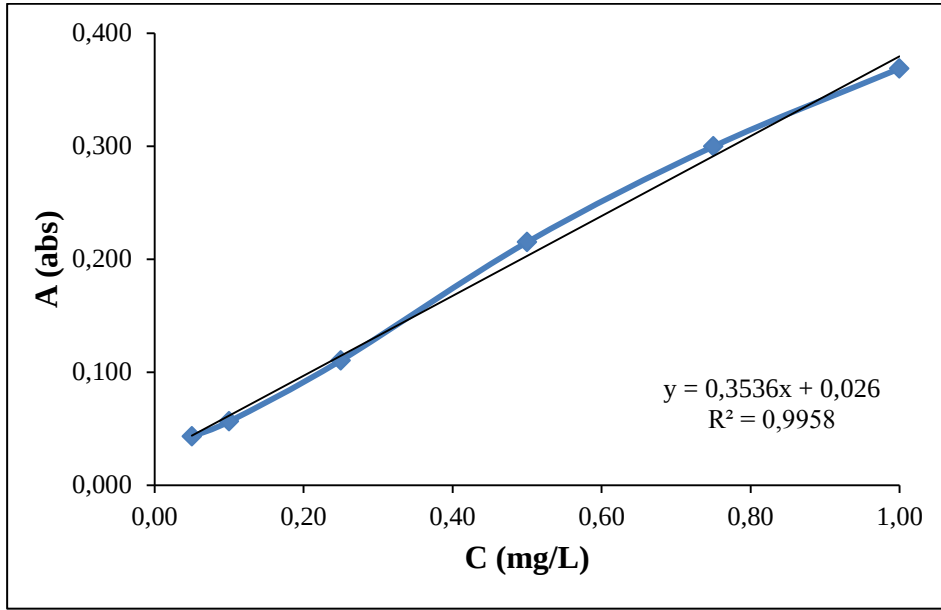
Şekil D.1. Nitrat azotu analizi kalibrasyon grafiği

D.2 Ortofosfat Fosforu Analizi Kalibrasyon Grafiği



Şekil D.2. Ortofosfat fosforu analizi kalibrasyon grafiği

D.3 Toplam Fosfor Analizi Kalibrasyon Grafiği



Şekil D.3. Toplam fosfor analizi kalibrasyon grafiği

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad: Şeyma ATAY

Doğum Yeri ve Tarihi: Samsun - 1982

Adres: Esenevler M. İsmet İnönü Blv. No:22/9 Atakum/Samsun

E-Posta: seyma.atay@omu.edu.tr; seymaatay@hotmail.com

Lisans: Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Bölümü (2001-2005)

Yüksek Lisans: Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı (2005-2009)

Doktora: Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı (2010-2016)

Ödüller:

1. Çevre Mühendisliği Bölüm İkincilik Ödülü, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü - 28.06.2005.
2. Tübitak, Uluslararası Bilimsel Yayınları Teşvik Programı, 2011.
3. OMÜ Vakfı, AGED-1924 Yayın Teşvik Ödülleri, 2013.

Akademik Görevler:

1. Araştırma Görevlisi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Eylül/2012-Aralık/2015.

Mesleki Görevler:

1. Memur, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Rektörlük Proje Yönetim Ofisi, Aralık/2015-devam ediyor.
2. Yeminli Bilirkişi, Adli Yargı İlk Derece Adalet Komisyonu Başkanlığı, Samsun, 2011.
3. Yeminli Bilirkişi, Hukuk Mahkemeleri ve Ceza Mahkemeleri Davalarında Bilirkişilik, Samsun, 2010.
4. Proje Sorumlusu, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Rektörlüğü, Yeşil Saha ve Çevre Düzenleme Müdürlüğü, Haziran-Ağustos/2009.
5. Yarı Zamanlı, OMÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, 2007-2008 Eğitim-Öğretim yılı.

Staj Durumu:

- Samsun Büyükşehir Belediyesi, İçme Suyu Arıtma Tesisi, Temmuz-Ağustos 2003 (30 iş günü), Temmuz-Ağustos 2004 (15 iş günü).
- Samsun Büyükşehir Belediyesi, Su Kanal Yapım İnşaat Daire Başkanlığı, Temmuz-Ağustos 2004 (15 iş günü).

Görev Aldığı Projeler

1. Proje Araştırmacısı, Ulusal Araştırma Projesi, “*Derin Deniz Deşarjı Tasarım Kriterlerinin Belirlenmesi Projesi*”. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Nisan-Aralık/2015.
2. Proje Araştırmacısı, Bilimsel Araştırma Projesi, PYO.MUH.1901.12.008 nolu “*Ultrasonik, Termal ve Kimyasal Ön Arıtım Yöntemlerinin Arıtma Çamurları Dezentegrasyonuna Etkisinin Araştırılması*”. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Eylül/2012-Eylül/2015.
3. Proje Araştırmacısı, Bilimsel Araştırma Projesi, MF.138 nolu “*Kirlenmiş Su Ortamının Ekotoksikolojik Olarak İncelenmesi*”. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ocak/2008-Haziran/2010.