



**ATIK AKTİF ÇAMURUN HİDRODİNAMİK
KAVİTASYON DESTEKLİ YÖNTEMLERLE
DEZENTEGRASYONU**

CANAN ETYAM



T.C.

ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ATIK AKTİF ÇAMURUN HİDRODİNAMİK KAVİTASYON DESTEKLİ
YÖNTEMLERLE DEZENTEGRASYONU**

Canan ETYAM

Doç. Dr. F. Olcay TOPAÇ ŞAĞBAN

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2017

Her Hakkı Saklıdır

TEZ ONAYI

Canan ETYAM tarafından hazırlanan "Atık Aktif Çamurun Hidrodinamik Kaviteasyon Destekli Yöntemlerle Dezentegrasyonu" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Doç. Dr. F. Olcay TOPAÇ ŞAĞBAN

Başkan : Doç. Dr. F. Olcay Topaç Şağban
Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

İmza



Uye : Prof. Dr. Bülent Keskinler
Gebze Teknik Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

İmza



Uye : Yrd. Doç. Dr. Selnur Uçaroğlu
Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

İmza



Yukarıdaki sonucu onaylarım



Prof. Dr. Ali BAYRAM

Enstitü Müdürü

09.14.2012 (Tarih)

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

11.04.2017

İmza

Canan ETYAM

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ATIK AKTİF ÇAMURUN HİDRODİNAMİK KAVİTASYON DESTEKLİ YÖNTEMLERLE DEZENTEGRASYONU

Canan ETYAM

Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. F. Olcay TOPAÇ ŞAĞBAN

Bu çalışmada bir gıda işleme fabrikasındaki atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan atık aktif çamur, orifis bazlı bir hidrodinamik kaviteasyon cihazı ile laboratuvar ölçeğinde mekanik olarak dezentegre edilmiştir. Çamur dezentegrasyonu için uygun değer işletme şartlarının belirlenmesi amacıyla farklı delik çaplarına (3, 4 ve 5 mm) sahip orifis plakaları kullanılmış ve kaviteasyon sistemi üç farklı kaviteasyon sayısını (0.2, 0.5 ve 0.8) sağlayacak şekilde işletilmiştir. Hidrodinamik kaviteasyonun NaOH, Ca(OH)₂ ve H₂O₂ kimyasalları ile birlikte kullanılması ve uygun değer koşullarda dezentegre edilen çamurun biyogaz oluşturma potansiyeli değerlendirilmiştir.

Çalışma sonuçları, 150 dakikalık kaviteasyonun ardından %32 ile %60 arasında işletme koşullarına bağlı olarak değişen dezentegrasyon derecelerine ulaşıldığını göstermektedir. Çamur dezentegrasyonu için optimum kaviteasyon sayısı 0.2 olarak belirlenirken, optimum orifis delik çapı 3 mm olarak tespit edilmiştir. Hidrodinamik kaviteasyonun NaOH, Ca(OH)₂ ve H₂O₂ ilavesiyle birlikte kullanıldığı denemelerde çamurun çözünebilirliğinin daha fazla arttığı görülmüştür. Kimyasal ilaveli denemeler içinde en iyi sonuç 20 mg/l H₂O₂ ilavesi + hidrodinamik kaviteasyon kombinasyonunda elde edilmiştir. Diğer taraftan, 60 gün boyunca devam eden BMP sonuçları, dezentegre edilen çamurların metan oluşturma potansiyellerinin ham çamura nazaran daha yüksek olduğunu açıkça göstermiştir. BMP testleri sonucunda en yüksek metan gazı oluşumu NaOH (pH=11) ilaveli hidrodinamik kaviteasyon ile ön işlemden geçirilen çamurda gözlenmiştir. Kullanılan yöntemler bütün yönleri ile kıyaslandığında (DD, biyogaz oluşumunu artırma yüzdesi, enerji verimliliği) önerilen “Hidrodinamik kaviteasyon+NaOH ilavesi (pH:11)” yöntemidir.

Anahtar Kelimeler: Atık aktif çamur, biyokimyasal metan potansiyeli, çamur dezentegrasyonu, dezentegrasyon derecesi, hidrodinamik kaviteasyon, orifis plakası

2017, ix + 93 sayfa

ABSTRACT

MSc Thesis

DISINTEGRATION OF WASTE ACTIVATED SLUDGE BY HYDRODYNAMIC CAVITATION ASSISTED METHODS

Canan ETYAM

Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. F. Olcay TOPAÇ ŞAĞBAN

In this study, waste activated sludge that originated from a food processing facility was disintegrated mechanically on a laboratory scale using an orifice-based hydrodynamic cavitator. To determine optimum operation conditions for sludge disintegration, orifice plates with varying vent hole diameters (3, 4, and 5 mm) were used, and the cavitation setup was operated at three different cavitation numbers (0.2, 0.5 and 0.8). The use of NaOH, Ca(OH)₂ and H₂O₂ together with hydrodynamic cavitation was also evaluated. Moreover biogas production potential of waste activated sludge which disintegrated in optimum conditions was investigated.

The results of the study showed that after 150 minutes of cavitation, disintegration degrees of 32 % to 60 % were obtained. Based on the results, optimum cavitation number and orifice vent hole diameter selected for disintegration of waste activated sludge were 0.2 and 3 mm, respectively. Enhanced solubilization was achieved in the case of hydrodynamic cavitation combined with NaOH, Ca(OH)₂ and H₂O₂ addition. The best results for the disintegration of solids and organic carbon release in terms of soluble chemical oxygen demand (SCOD) were obtained for the combined system of H₂O₂ addition with a dose of 20 mg/l and hydrodynamic cavitation. On the other hand, the results of BMP tests lasting 60 days apparently indicated that methane production potentials of all disintegrated sludges were higher in comparison to that of raw sludge. Highest production of methane was observed in sludge sample pretreated with NaOH (pH=11) addition + hydrodynamic cavitation. "Hydrodynamic cavitation + with NaOH addition (pH: 11)" is the recommended method when the methods used are compared with all aspects (DD, increase the percentage of biogas production, energy efficiency).

Keywords: Waste activated sludge, biochemical methane potential, sludge disintegration, disintegration degree, hydrodynamic cavitation, orifice plate

2017, ix + 93 pages

TEŞEKKÜRLER

Bu tezin yazılması sırasında maddi manevi desteğini benden esirgemeyen babam Alper Çırakoğlu, annem Vildan Çırakoğlu ve kardeşim Meltem Çırakoğlu' na ve eşim Mertkan Etyam'a sonsuz teşekkür ederim.

Her zaman yanımda olan ve desteğini esirgemeyen çok değerli danışmanım Doç. Dr. Olcay Topaç Şağban'a, değerli hocalarım Prof. Dr. Bülent Keskinler, Dr. Efsun Dindar ve Yrd. Doç. Dr. Selnur Uçaroğlu'na, tez boyunca bana bilimsel katkı sağladıkları ve yanımda oldukları için çok teşekkür ediyorum. Bu süreçte benden desteğini esirgemeyen çok değerli arkadaşlarım Özge Sivrioğlu, Nihan Şumnulu, Mine Evcı, Melis Çömlekçi, Burak Çalışkan ve Esra Demir'e ve hep yanımda olan, olamasa da yanımda olduğunu hissettiren tüm arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Bu çalışma 114Y523 nolu TÜBİTAK Projesi kapsamında yapılmış olup, desteklerinden dolayı TÜBİTAK'a teşekkür ederim.

Canan Etyam
10.04.2017

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜRLER.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
1.GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	3
2.1. Çamur İşleme Yöntemleri	3
2.2. Çamur Stabilizasyonu	3
2.3. Anaerobik Çürütme.....	4
2.3.1. Anaerobik çürütmenin adımları	5
2.4. Dezentegrasyon.....	9
2.5. Dezentegrasyon Yöntemleri	10
2.5.1. Fiziksel dezentegrasyon.....	10
2.5.2. Kimyasal dezentegrasyon	11
2.5.3. Biyolojik dezentegrasyon	15
2.5.4.Termal dezentegrasyon.....	15
2.5.6. Dezentegrasyon derecesi ve hesaplanması	16
2.6. Kavitasyonun Temel Prensibi.....	17
2.6.1. Ultrasonik kavitasyon.....	18
2.6.2. Hidrodinamik kavitasyon işlemi	19
2.7. Arıtma Çamurlarının Kavitasyon Yöntemi ile Dezentegrasyonu	22
3.MATERYAL VE METOT.....	25
3.1. Hidrodinamik Kavitasyonda Kullanılan Çamurun Özellikleri	25
3.2. Çalışmada Kullanılan Hidrodinamik Kavitasyon Sistemi.....	25
3.3. Çalışma Kapsamında Yürütülen Denemeler	26
3.4. Kavitasyon Süresince İzlenen Kimyasal Parametreler	29
3.5. Çamurun Biyogaz Oluşturma Potansiyelinin Değerlendirilmesi.....	30
3.5.1. Makro element çözeltisinin hazırlanışı.....	31
3.5.2. Mikro element çözeltisinin hazırlanışı	32
3.5.3. NaHCO ₃ çözeltisi	33
3.5.4. Aşı çamuru	33

3.5.6. Substrat çamuru miktarı	34
3.5.7. Şahit ve kontrol numuneleri.....	35
3.5.8. Üretilen biyogazın ölçülmesi	35
3.5.9. Üretilen Metanın Ölçülmesi	36
3.6. Hidrodinamik Kaviteasyon Destekli Yöntemlerin Enerji Verimliliği ve Maliyetler Bazında Değerlendirilmesi	38
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	39
4.1. Atık Aktif Çamurun Hidrodinamik Kaviteasyonla Dezentegrasyonu	39
4.2. Atık Aktif Çamurun Kimyasal Madde İlaveli Hidrodinamik Kaviteasyonla Dezentegrasyonu.....	54
4.3. Hidrodinamik Kaviteasyon ve Kimyasal Maddelerle Desteklenmiş Hidrodinamik Kaviteasyon ile Optimum Şartlarda Dezentegre Edilen Çamurların Biyogaz Oluşum Potansiyellerinin Değerlendirilmesi	69
4.4. Uygulanan dezentegrasyon yöntemlerinin enerji verimliliği açısından kıyaslanması	75
5. SONUÇ	85
KAYNAKLAR.....	87
ÖZGEÇMİŞ.....	93

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
°C	Santigrat olarak sıcaklık derecesi
Cv	Kavitasyon Katsayısı
dk	Dakika
E _s	Spesifik Enerji (kj/kg TK)
J	Enerji birimi (Joule = kgm ² /s ²)
KJ	Kilo Joule
KW	Kilo Watt
KWH	Kilo Waat Saat
P	Basınç (Bar = 10 ⁵ J/m ³)
s	Saniye
V	Örnek hacmi (L, ml)
V _H	Çamurun Orifisten Geçiş Hızı
W	Watt (j/s)

Kısaltmalar	Açıklama
AAÇ	Atık Aktif Çamur
AKM	Askıda Katı Madde (mg/l)
BMP	Biyokimyasal Metan Üretimi
ÇKOİ	Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı (mg/l)
ÇTKN	Çözünmüş Toplam Kjeldahl Azotu (mg/l)
ÇTP	Çözünmüş Toplam Fosfor (mg/l)
DD	Dezintegrasyon Derecesi (%)
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı (mg/l)
NH ₄ ⁺ - N	Amonyum Azotu (mg/l)
NO ₃ ⁻ - N	Nitrat Azotu (mg/l)
TKM	Toplam Katı Madde (%)
TKN	Toplam Kjeldahl Azot
TKOİ	Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı (mg/l)
TP	Toplam Fosfor (mg/l)
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde (mg/l)
UKM	Uçucu Katı Madde (%)

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Anaerobik çürümede görev alan mikroorganizma toplulukları	6
Şekil 2.2. Anaerobik proseslerdeki karbon dönüşümünün gösterimi	8
Şekil 2.3. Anaerobik proseslerde enerji akımı	8
Şekil 2.4. Dezentegrasyon mekanizması.....	10
Şekil 2.5. Kavitasyon oluşumunun gösterilmesi	19
Şekil 2.6. Hidrodinamik kavitasyonun şematik gösterimi	20
Şekil 2.7. Hidrodinamik kavitasyon oluşumu	20
Şekil 2.8. Kavitasyon prosesi sırasında oluşan fizikokimyasal etkiler	21
Şekil 3.1. Çalışmada kullanılan hidrodinamik kavitasyon sistemi	26
Şekil 3.2. Biyogaz miktarı ölçüm düzeneği	36
Şekil 3.3. Gaz kromatografisi cihazı	37
Şekil 3.4. Gaz kromatografisi biyogaz içerisindeki metan kompozisyonunun belirlenmesi	37
Şekil 4.1. Yürütülen hidrodinamik kavitasyon denemeleri.....	39
Şekil 4.2. Farklı orifis delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki ÇKOİ değerlerinin zamana bağlı değişimi	41
Şekil 4.3. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki ÇTKN değerinin zamana bağlı değişimi	44
Şekil 4.4. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki ÇTP değerlerinin zamana bağlı değişimi.....	47
Şekil 4.5. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki AKM değerlerinin zamana bağlı değişimi.....	49
Şekil 4.6. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki UAKM değerlerinin zamana bağlı değişimi.....	51
Şekil 4.7. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki ÇKOİ değerleri	56
Şekil 4.8. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki ÇTKN değerleri.....	60
Şekil 4.9. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki ÇTP değerleri	62
Şekil 4.10. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki AKM değerleri	65
Şekil 4.11. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki UAKM değerleri.....	68
Şekil 4.12. Oluşan biyogaz içerisindeki metan yüzdeleri	70
Şekil 4.13. Oluşan ortalama kümülatif CH ₄ miktarları	71
Şekil 4.14. Gram KOİ başına oluşan kümülatif CH ₄ miktarları.....	72
Şekil 4.15. Kavite edilmiş çamur ve kimyasal ilaveli kavite çamurların ham çamur ile karşılaştırılması.....	73
Şekil 4.16. Substrat olarak kullanılan dezentegre edilmiş çamurların ham çamura göre CH ₄ oluşumunu arttırma yüzdesi.....	74

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Aerobik ve anaerobik arıtmada enerji kıyaslaması	5
Çizelge 3.1. Çalışmada kullanılan atık aktif çamurun özellikleri.....	25
Çizelge 3.2. Kimyasal ilavesi yapılmadan gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri	27
Çizelge 3.3. NaOH ve Ca(OH) ₂ ilavesi ile gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri.....	28
Çizelge 3.4. H ₂ O ₂ ilavesi ile gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri.....	28
Çizelge 3.5. Stok makro element çözeltisinde bulunan elementler ve konsantrasyonları	31
Çizelge 3.6. BMP reaktöründe bulunması gerekli makro elementler ve konsantrasyonları	32
Çizelge 3.7. Stok mikro element çözeltisinde bulunan elementler ve konsantrasyonları	32
Çizelge 3.8. BMP testi için gerekli mikro elementler ve konsantrasyonları.....	33
Çizelge 4.1. Kavitasyon katsayısı ve zamanın ÇKOİ konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	42
Çizelge 4.2. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurlar için hesaplanan dezentegrasyon dereceleri	43
Çizelge 4.3. Kavitasyon katsayısı ve zamanın ÇTKN konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	45
Çizelge 4.4. Kavitasyon katsayısı ve zamanın ÇTP konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	48
Çizelge 4.5. Kavitasyon katsayısı ve zamanın AKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	52
Çizelge 4.6. Kavitasyon katsayısı ve zamanın UAKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	53
Çizelge 4.7. pH ve zamanın ÇKOİ konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	58
Çizelge 4.8. Doz ve zamanın ÇKOİ konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	58
Çizelge 4.9. Kimyasal ilaveli kavitasyon denemeleri için hesaplanan dezentegrasyon dereceleri	59
Çizelge 4.10. pH ve zamanın ÇTKN konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	61
Çizelge 4.11. Doz ve zamanın ÇTKN konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	61
Çizelge 4.12. pH ve zamanın ÇTP konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	63
Çizelge 4.13. Doz ve zamanın ÇTP konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	63
Çizelge 4.14. pH ve zamanın AKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	66
Çizelge 4.15. Doz ve zamanın AKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	66
Çizelge 4.16. pH ve zamanın UAKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	67

Çizelge 4.17. Doz ve zamanın UAKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	67
Çizelge 4.18. İnkübasyon sonucu oluşan biyogaz ve metan miktarları	69
Çizelge 4.19. Uygulanan yöntemlerin kavitasyon verimliliği	81
Çizelge 4.20. Uygulanan yöntemlere göre 30 ve 150 dakikalık sürelerde spesifik enerji girişi	82
Çizelge 4.21. Dezentegrasyon yöntemleri için harcanan ve oluşan metandan kazanılan enerji değerleri	83



1.GİRİŞ

Tüm fabrikalarda, tüm şehirlerde, artık bazı evlerde bile küçük çaplı da olsa atıksu arıtma tesisi bulunmaktadır. Bu tesislerin en büyük sorunlarından biride tüm işlem tamamlandıktan sonra geriye kalan arıtma çamurlarıdır. Arıtma çamurları mikroorganizma içermesi, kokuşma ve patojenik olma özelliklerinden dolayı sorun teşkil etmektedir. Bu sorunlar nedeniyle arıtma çamurlarının bertarafı araştırma konusu olmuştur.

Enerji ihtiyacı en büyük sorunlarımızdan biri olmaya başladıktan ve fosil yakıtlarında önümüzdeki 50 yılda büyük oranda azalacağı düşünüldüğünden alternatif enerji kaynakları aranmaya başlanmış ve bu nedenle rüzgâr, güneş, biyogaz gibi alternatif enerji kaynaklarına yönelim olmuştur. Bununla alakalı olarak araştırmacılar enerji için arıtma çamurlarından ne kadar faydalanabiliriz konusunda da çalışmalar yapmaya başlamışlardır. Çünkü arıtma çamurları belirli işlemlere tabi tutulduktan sonra bir kısmı biyogaza dönüşebilmekte ve biyogazdan da enerji üretilebilmektedir. Tüm bu işlemlerden sonra arta kalan inert kısım ise genelde toprak iyileştirici olarak kullanılmaya başlanmıştır. Yani arıtma çamurlarından son damlasına kadar faydalanılmak istenmiştir.

Bu işlem için genelde çamurlar anaerobik çürümeye tabi tutulmuştur. Bu yöntem arıtma çamurlarının bertarafında eskiden beri kullanılan bir yöntem olup enerji elde edildiği ve geniş alanlara gereksinimi olmadığı için yaygın kullanılan bir yöntem olmuştur. Anaerobik çürütme uzun zamandır kullanılmakta olup bu süreçte çeşitli gelişmeler göstermiştir. Bilim insanları anaerobik çürütmeden daha fazla faydalanabilmek adına çürütme öncesi çamura uygulayabilecekleri prosesler geliştirmişler ve bu proseslerden olumlu sonuçlar almışlardır. Çamur dezentegrasyon yöntemleri olarak anılan bu prosesler anaerobik olarak çürütülecek çamura yapılan mekanik, kimyasal, biyolojik ve termal ön uygulamaları kapsamaktadır.

Arıtma çamurlarına uygulanan mekanik dezentegrasyon yöntemlerinden olan kavitasyon yönteminin etkinliğinin araştırılması son yıllarda üzerinde çalışılan bir konu olmuştur.

Bu kapsamda yapılmış çalışmaların özellikle ultrasonik kavitasyon üzerinde yoğunlaştığı görülmektedir. Diğer taraftan ultrasonik kavitasyon olayıyla benzer etkilere sebep olan ve daha ekonomik bir proses olarak bilinen hidrodinamik kavitasyon kuvvetli serbest radikallerin oluşması, yüksek sıcaklıkta bölgeler oluşması ve sıvı dolaşımına bağlı türbülans oluşturması nedeniyle oksidasyon için etkili bir metot olarak kabul edilmektedir. Bu oluşumlar sebebiyle, zaman alan birçok reaksiyonu daha kısa sürede ve yüksek verimle gerçekleştirebilmektedir.

Bu çalışmada atık aktif çamur hidrodinamik kavitasyon yöntemiyle dezentegre edilmiş olup, optimum çalışma koşulları ve bu çamurun biyogaz oluşturma potansiyeli belirlenmiştir.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Çamurda ki biyokütle sıvı içinde askıda bulunur ve çeşitli mikroorganizma türlerinden oluşmaktadır. Havalandırma tankında bulunan biyokütle, son çökeltim havuzunda altta biriktirilip uzaklaştırılmak zorundadır ve bir kısmı tekrar kullanım için tesis başına yönlendirilir. Aktif çamur sisteminde oluşan mikroorganizma yükü sistemde ihtiyaç duyulan yükün üzerine çıkarsa bu durum fazla katı maddelerin sistemden uzaklaştırılması ihtiyacını doğurur. Bu uzaklaştırılması gereken atık, biyolojik madde “atık aktif çamur” diye bilinir ve arıtma tesislerindeki en büyük sorunlardan biridir. (Milli Eğitim Bakanlığı 2011).

2.1. Çamur İşleme Yöntemleri

Çamur işleme için pek çok yöntem kullanılmaktadır. Atıksu arıtma tesislerinde çamur genellikle; yoğunlaştırma, uzaklaştırma, susuzlaştırma, şartlandırma ve stabilizasyon gibi prosesler ile işlenmektedir. Atıksu arıtma tesisinde meydana gelen çamur, içeriğinde ki yüksek su yüzdesi ve prosesin ileri basamaklarında işleme maliyetini düşürebilmek için yoğunlaştırılmalıdır (İleri 2000).

Bilinen yöntemlerle arıtılan çamurun nihai uzaklaştırılması genelde düzenli depolama alanlarına verilmesi ile sonuçlanmaktadır. Düzenli depolama sahalarına verilen arıtılmış çamur ise organik katı madde içeriğinin yeterince azaltılmaması nedeniyle büyük bir sorun haline gelmektedir.

2.2. Çamur Stabilizasyonu

Çamur stabilizasyonu, organik madde muhtevasının düşürülmesi, patojen organizmaların elemine edilmesi ve kokuşmanın önlenmesi için çamura uygulanan yöntemlerdir. (Ayol ve ark. 2007).

Çamur stabilizasyonu mekanik, kimyasal, biyolojik ve termal yöntemlerle yapılmakla birlikte, en yaygın olanları biyolojik stabilizasyona dahil olan aerobik ve anaerobik stabilizasyon yöntemleridir (Ayol ve ark. 2007).

Anaerobik stabilizasyon metodu ise çamur arıtımında en çok kullanılan yöntemlerden olup çamurdaki organik madde içeriğinde %60 'lık bir azalma meydana getirebildiği yapılan çalışmalarda belirtilmiştir.

2.3. Anaerobik Çürütme

Anaerobik çamur çürütme, organik ve inorganik maddelerin havasız ortamda parçalanması olarak tanımlanmaktadır. Anaerobik koşullarda arıtma, atıklardan enerji geri kazanımını sağlayan ve proses sonucunda uzaklaştırılacak atık miktarı en az olan biyolojik arıtma teknolojisidir. Anaerobik koşullarda arıtım ile atıksuda ki organik maddeleri enerji sağlamak için biyogaza dönüştürmek mümkündür. Bu sayede hem atık suda ki kirlilik miktarı azaltılabilir hem de biyogaz üretimi yapılabilir (Korkut 2012).

Anaerobik arıtma başta yalnızca çamurların çürütülmesinde kullanılmaya başlanmış, fakat atıksular için aerobik arıtmayla karşılaştırıldığında avantajları fark edildikten sonra atıksularda da kullanılmaya başlanmıştır. Günümüzde enerji giderlerinin maliyetli olması, aerobik arıtmaya göre daha düşük enerjiye ihtiyaç duyması ve işlemler sonucunda meydana gelen metanın enerjiye dönüştürülebilir olması anaerobik arıtmaya oldukça fazla yönelim olmasını sağlamıştır. Anaerobik arıtma sistemleri fizikokimyasal ve biyolojik arıtmalarda meydana gelen arıtma çamurlarının stabilizasyonunda kullanılabilmesinin dışında evsel ve endüstriyel özellikte ki sıvı atıkların arıtımında da kullanılabilir. Atıksuda bulunan organik maddelerin anaerobik bir ortamda ayrışması temel olarak iki adımda meydana gelmektedir. Birinci adımda (asit fermentasyonu - hidroliz) organik maddeler asit bakterileri tarafından CO₂'ye, alkollere ve organik asitlere kadar parçalanmaktadır. İkinci adımda da (metan üretimi) asit bakterilerinin parçalanması sonucunda ortaya çıkan ürünlerin, metanojen bakteriler tarafından suya, CH₄'e ve CO₂'ye parçlanması gerçekleşmektedir (Akpınar 2010).

Bu işlemler sonucunda açığa çıkan metan gazının kalorisi oldukça fazla olup enerji ihtiyacını karşılamak amacıyla kullanılabilir. Anaerobik arıtma işlemi sırasında organik asitler, proteinler, yağlar, karbonhidratlar ve aminoasitler gibi çoklu ya da tekli yapıda ki türlü organik maddelerin parçalanması sağlanmaktadır. Oluşan bu çeşitli reaksiyonlarda meydana gelen metan miktarları da farklı olmaktadır. Mesela; yağlar parçalandıktan sonra yüksek metan içeriği olan biyogaz açığa çıkarken, karbonhidrat ve proteinler parçalandıktan sonra daha az biyogaz ve metan yüzdesi ortaya çıkmaktadır.

İki prosesin ihtiyaç duyduğu enerji ve sonuçta açığa çıkardıkları metan miktarları göz önüne alınarak yapılan karşılaştırmada 20°C’ de ve 10000 mg/L KOİ (kimyasal oksijen ihtiyacı) içeren, 100 m³/gün debilik bir atıksuyun arıtımı sırasında ki net enerji miktarları hesaplanmıştır. Karşılaştırma sonucunda hesaplanan değerler Çizelge 2.1’de listelenmiştir (Korkut 2012).

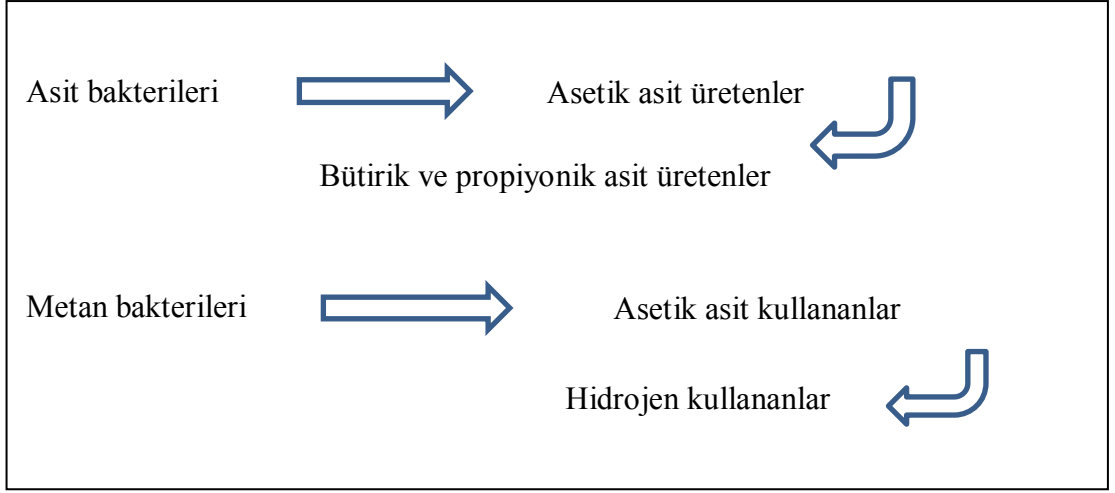
Çizelge 2.1. Aerobik ve anaerobik arıtmada enerji kıyaslaması (Korkut 2012)

ENERJİ	Enerji Değerleri, kJ/gün	
	Anaerobik	Aerobik
Havalandırma ^{a,b}		-1,9x10 ⁶
Metan Üretimi ^{c,d}	12,5x10 ⁶	
Su sıcaklığını 30°C’e çıkarmak	-2,1x10 ⁶	
Net Enerji, KJ/gün	10,4x10 ⁶	-1,9x10 ⁶

^aOksijen ihtiyacı = 0,8 kg/kg KOİ giderilen, ^bMetan üretimi =1,52 kgO₂/kWh ve 3600 kJ=1 kWh, ^cMetan üretimi= 0,35 m³/kg KOİ giderilen, ^dMetanın enerji muhtevası= 35,846 KJ/m³ (0°C ve 1 atm)

2.3.1. Anaerobik çürütmenin adımları

Anaerobik şartlarda gerçekleşen arıtma farklı mikroorganizma topluluklarının gerçekleştirdiği karmaşık biyokimyasal bir prostestir. Bu proseslerde Şekil 2.1’de verilen 2 temel bakteri grubunun görev yaptığı bilinmektedir. Bu gruplar metan ve asit bakterileridir ve her ikisinde iki alt kola ayrılır (Korkut 2012).



Şekil 2.1. Anaerobik çürümede görev alan mikroorganizma toplulukları (Korkut 2012)

Biyolojik yollarla parçalanabilen organik maddelerin havasız ortamda ayrışması aşağıda ki adımlarda gerçekleşmektedir.

a) Hidroliz

Bu adımda hücre dışı enzimler çoklu yapıda ki organik maddelerin daha küçük moleküllü organik maddelere dönüştürülmesinden sorumludurlar. Hidroliz adımı hücre dışı enzimlerin görev aldığı bir proses olduğu için enzimlerin çalışmasını etkileyen faktörler bu adımın hızına da etki eder. Hidroliz adımının hızını değişiminde rol oynayan çevresel koşullar ortam sıcaklığı, pH'ı ve en önemlisi hidrolik alıkonma süresidir. Hidrolik alıkonma süresi gerektiği kadar olmazsa organik maddeler tam anlamıyla parçalanamaz. Buna bağlı olarak da bir sonraki adımda asit bakterilerinin, uçucu asit üretmek için kullanması gereken basit yapıda ki organik madde miktarı yetersiz kalmış olur. Genel anlamıyla hidroliz adımı anaerobik arıtma için sınırlayıcı adım olmayabilir fakat parçlanması çok yavaş ürünlerin arıtıldığı bir proses ise işte o zaman sınırlayıcı adım olabilir.

b) Asit üretim basamağı

Asitin üretildiği bu adımda hidroliz basamağında oluşan ürünler asetik asit veya reaktördeki işletme koşulları kararlı değilse propiyonik, bütirik, izovalarik asit, valerik ve izobütirik gibi yağ asitlerine dönüştürülür.

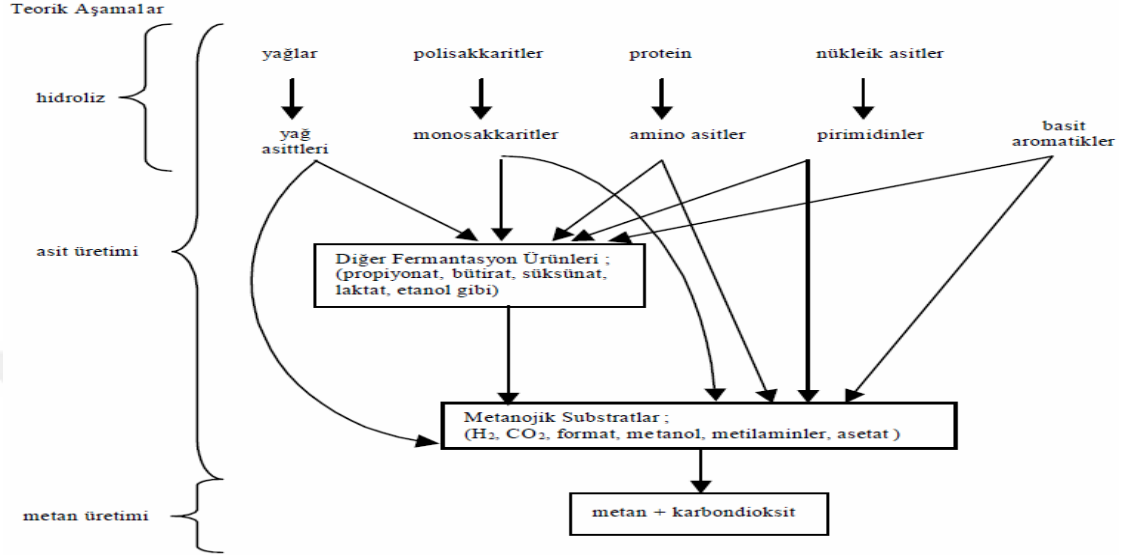
Kararlı anaerobik proseslerde yağ asidi içeriği düşük konsantrasyonlarda bulunur (100-300 mg/L). İşletmeye alma aşamasında uçucu asit konsantrasyonununun 1000- 1500 mg /L'yi aşmaması beklenir. Bu adımda görev alan iki bakteri grubu farklı olmasına rağmen termodinamik koşullar nedeniyle birbirine bağılırlar ve adımı birlikte tamamlamaktadırlar. Birinci grup organik maddeyi belirli bir düzeye kadar oksitler ve elde ettiği enerjiyi yaşamak, çoğalmak gibi temel ihtiyaçları için kullanır. İkinci grup ise organik maddeyi getirilen bu ara düzeyden alır ve asetik asit, hidrojen ve karbondioksit kadar oksitler. İlk adımdaki bakterilere asidojenik bakteriler denilmektedir ve karmaşık yapıdaki organiklerin sindiriminde ve sindirim sonucu oluşan maddelerin organik aside dönüşümünde rol oynarlar. İkinci grup olan asetik asit bakterileri ise birinci grup tarafından oluşturulan organik asidi H_2 ve CO_2 'ye kadar parçalayarak gerekli olan enerjiyi açığa çıkarır.

Sülfat gideren bakteriler bazı durumlarda metan üretimi üzerinde rol oynayabilmektedir. Sülfür bakterileri alkoller ve organik asitleri asetik aside aynı zamanda da sülfatları H_2S 'e dönüştürebilirler. H_2S metan bakterileri açısından gerekli besinlerdendir, yetersiz olduğu durumlarda bu bakteriler sülfatı kullanabilir. Bununla birlikte eğer SO_4^{2-} konsantrasyonu çok fazla ise üretilen H_2S zehirli sayılabilecek düzeylere çıkabilir ve sülfür bakterileri H_2 için metan bakterileri ile rekabete girebilir buda metan üretim adımının hızını azaltır. Eğer ortamda yeterli miktarda SO_4^{2-} yok ise sülfatı gideren bakteriler asetik asidin üretilmesinde rol almış olurlar.

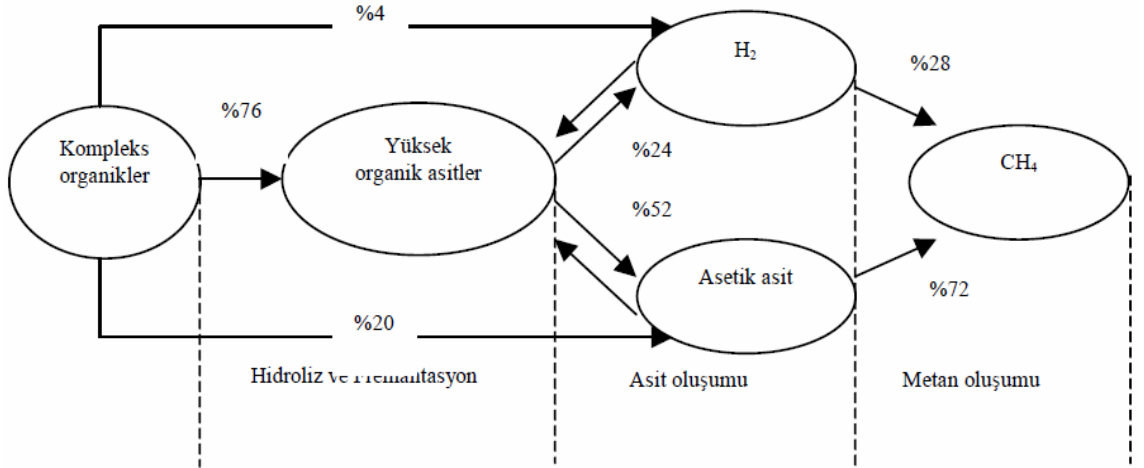
c) Metan üretimi

Metan gazı, asetik asit parçalanması ve/veya H_2 ile CO_2 'nin oluşumu sonucu üretilir. Anaerobik şartlarda ki reaktörlerde üretimi yapılan CH_4 'ün ortalama %30'u H_2 ve CO_2 'den, kalan kısmı ise asetik asidin parçalanmasından meydana gelmektedir. CO_2 ve H_2 'den metan üretebilen bakteriler, asetik asidi kullanan bakterilere göre çok daha hızlı üremektedirler. Bu sebeple ortamda yeterli miktarda H_2 ve CO_2 olduğu müddetçe bu metotla CH_4 üretimi devam eder. Metan bakterileri yapıları gereğince pH=6.7-8.0 aralığında maksimum etkinliklerini gösterirler.

Toplu halde metan bakterilerinin kullanabilecekleri besin maddeleri sınırlı miktarda olup bunlar da asetik asit, H₂ ve tek karbonlu bileşiklerdir. Anaerobik çürütmenin adımları ve anaerobik proseslerde enerji akımı Şekil 2.2 ve Şekil 2.3’ de verilmiştir (Korkut 2012).



Şekil 2.2. Anaerobik proseslerdeki karbon dönüşümünün gösterimi (Korkut 2012)



Şekil 2.3. Anaerobik proseslerde enerji akımı (Korkut 2012)

2.4. Dezentegrasyon

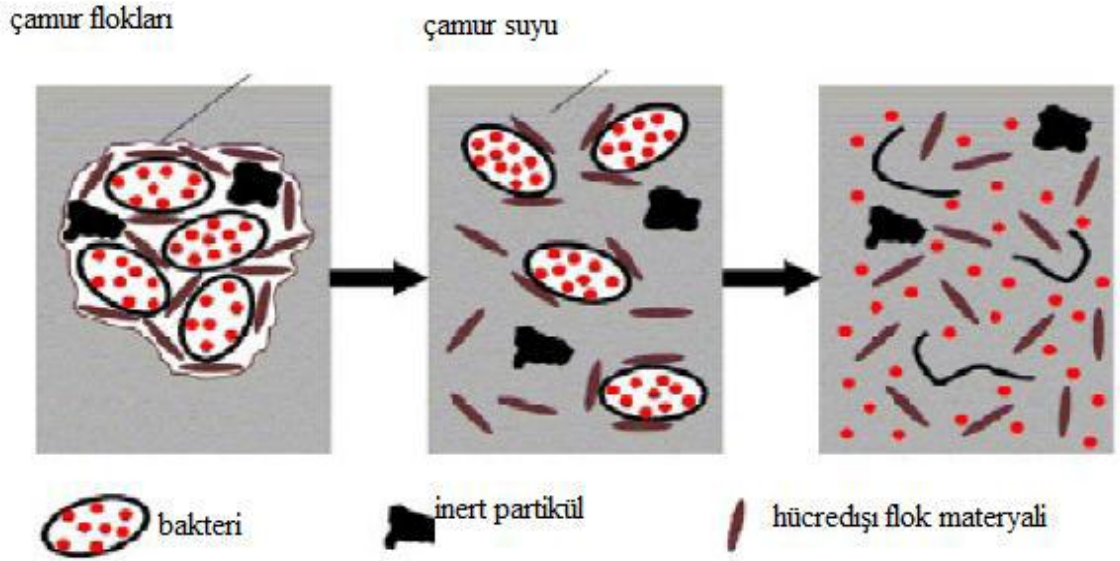
Atık çamur dezentegrasyonu, dışarıdan kuvvet uygulayarak arıtma çamurunun yapısının bozulmasıdır. Uygulanan kuvvetler fiziksel, kimyasal veya biyolojik olabilir.

Dezentegrasyon prosesinin uygulanmasında en önemli konular enerji tüketimine, ilk yatırım maliyetine ve kimyasal maddenin tüketimine göre hesaplanan işletme maliyeti ve sistem verimliliğidir. Arıtma çamurlarının kaynağında azaltılması, enerji getirisinin olması, çevreye zararsız kokmayan ve stabil olan bir çamur oluşturması gibi avantajları göz önüne alındığında kullanımının artacağı düşünülmektedir (Yeşil 2011).

Anaerobik stabilizasyondan önce ön işlem olarak dezentegrasyon uygulanırsa anaerobik stabilizasyonda hız sınırlayan adım olarak kabul edilen hidroliz adımının hızı artmakta ve anaerobik çürütücünün verimi önemli miktarda artmaktadır. Böylece oluşan biyogaz miktarı artmakta ve oluşacak çamur miktarı azalmaktadır (Tanaka ve ark. 1997, Kopp ve ark. 1997, Baier ve Schmidheiny 1997).

Hidroliz hızının artırılması amacıyla arıtma çamurlarına farklı ön arıtma prosesleri uygulanmaktadır. Çamur dezentegrasyon yöntemleri olarak anılan prosesler anaerobik olarak çürütülecek çamura yapılan mekanik, kimyasal, biyolojik ve termal uygulamaları kapsamaktadır (Filibeli ve Kaynak 2006).

Bu nedenlerle arıtma çamurlarına anaerobik çürütmeye verilmeden önce önden bir parçalama prosesi uygulanırsa hem hidroliz hızlanır hem de çamur miktarında bir azalma yaratılmış olur. Dezentegrasyondaki en iyi sonuçlar geri devir çamuru ya da atık aktif çamur arıtıldığı zaman (yüksek biyokütle içeriğine bağlı olarak) elde edilmektedir. Şekil 2.4' te dezentegrasyonun mekanizması gösterilmiştir.



Şekil 2.4. Dezentegrasyon mekanizması (Yeşil 2011)

Dezentegrasyon prosesi, çamur floklarının kırılması ve mikroorganizmaların hücre duvarlarının parçalanarak hücre içerisindeki maddelerin çözünür formda sıvı faza geçirilmesi işlemi olup dezentegrasyon işleminin çamur özelliklerinde yarattığı değişiklikler üç farklı gruba ayrılmaktadır (Müller ve ark. 2004).

- Flok yapısının bozulması ve hücre parçalanması
- Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı
- Biyokimyasal prosesler (Yeşil 2011)

2.5. Dezentegrasyon Yöntemleri

Dezentegrasyon yöntemlerini fiziksel, kimyasal, biyolojik ve termal yöntemler olmak üzere dört ana başlık altında toplayabiliriz.

2.5.1. Fiziksel dezentegrasyon

Sisteme basınç veya enerji uygulanarak katı maddelerin gerilip deforme olmaları ve böylelikle hücre duvarlarının yıkımı gerçekleşmektedir.

Mekanik ön-arıtmanın tam ölçekli teknolojiye uygulamalarının en önemli dezavantajları yüksek maliyet ve proses kontrolünün zorluğudur (Spinosa ve Vesilind 2001).

Bu çalışmada uygulanan dezentegrasyon yöntemi kavitasyonla dezentegrasyon yöntemi olup fiziksel yöntemler arasında yer almaktadır.

2.5.2. Kimyasal dezentegrasyon

Kompleks organik maddelerin parçalanması kuvvetli mineral asit ve alkali kullanımı ile gerçekleştirilebileceği gibi ozon kullanılarak da yapılabilmektedir.

Aktif çamura uygulanabilecek asit ortamda çamur dezentegrasyonu metodunda, çamurun karakteristiğinin düşük pH değerlerinde nasıl olduğunu bilmek son derece önem taşımaktadır. Çamurun izoelektrik noktası çoğunlukla pH 1 ile pH 3 arasında bulunur (Forster 1971, Chen ve ark. 2004). Neyens ve ark. (2003) yaptıkları çalışmada ise çamurda tanecik yüzeyinde bulunan negatif yük nedeniyle parçacıkların birbirlerine uyguladıkları itici kuvvet yumaklaşmayı önlediğini ve pH 2.6 - 3.6 arasında bu itici kuvvetin minimuma düştüğünü belirtmişlerdir. Yani çamurun pH değeri eğer izoelektrik noktasının yakınlıklarına bir değere düşürülürse çamurda suyu kolay bırakma ve fiziksel olarak kolay stabilizasyon olduğunu gözlemlemişlerdir. Bu etkilerin yanı sıra pH' taki azalmanın, çamurun yapısını bozduğunu ve hücre duvarlarını parçaladığını sonrasında ise yumak yapısından suyun salınmasıyla çamurun daha kolay susuzlaştırılabileceğini ifade etmişlerdir. pH 3 sağlandığı zaman çamur hacminin %75 düşürüldüğünü ve çözülmüş katı miktarında da, çözülmüş faza geçen katılar yüzünden arttığını belirtmiş ve en iyi sonuçların pH 3 civarında alındığını rapor etmişlerdir (Neyens ve ark. 2003).

Alkali ortamda çamur dezentegrasyonu yöntemi asit ortam dezentegrasyon yöntemine kıyasla daha çok uygulama alanı bulmaktadır. Alkali ortamda yapılan çamur dezentegrasyonunda çamurun pH değeri 12'ye kadar çıkarılmaktadır. Bu dezentegrasyon yöntemi yağların, hidrokarbonların ve proteinlerin daha küçük ve çözünebilir formdaki maddelere dönüşmesine olanak sağlamaktadır (Perez-Elvira ve ark. 2006).

Alkali ortam koşullarında yapılan dezentegrasyon çalışmalarında sodyum hidroksitin kirece göre daha yüksek çözünürlüğe sahip olduğu sonucu elde edilmiştir.

Farklı konsantrasyonlarda sodyum hidroksit kullanılarak dezentegre edilmiş atık aktif çamur örneklerinin bazik koşullarda dezentegre olmamış çamura göre organik madde içeriğinde ortalama %25-35 azalma olduğu, anaerobik çürütücüde de gaz üretiminin ortalama %29-112 arttığı ifade edilmiştir (Filibeli ve Erden 2010).

Alkali ortamda çamur dezentegrasyonu metodunda sisteme alkali eklenmesi ile sistemde yüksek pH'lara ulaşılır. Valo ve ark. (2004) çalışmasında potasyum hidroksit (KOH) kullanarak alkali ön arıtım uygulamıştır. pH değeri 1,68 g/L ve 3,65 g/L KOH eklenerek pH 6,8' den, 10 ve 12'ye çıkartılmıştır ve bir saat sonunda ÇKOİ (çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı) pH 10'da %9,3 artarken pH 12'de %30,7 artmıştır.

Ray ve ark. (1990) değişik miktarlarda NaOH kullanarak önceden işlem uygulanmış atık aktif çamur numunelerini değişik bekletme süreleriyle işletilen tek kademeli yüksek hızlı anaerobik çamur çürütücüye vererek 35°C'de yaptıkları çalışmada, NaOH ile önceden işlem uygulanmasının bazik ortamda işlem uygulanmayan çamura göre organik madde parçalanmasının ortalama %25-35, gaz üretimini ise ortalama %29-112 aralığında arttırdığını belirtmişlerdir. Alkali maddelerin bir ön arıtım metodu olarak kullanımı NaOH'in 30 ve 125 mek/ dm³ arasındaki miktarlarda ilaveleri için KOİ'nin %23-35'lere kadar ek bir solubilizasyonuna neden olmuştur. Çözünürlükteki bu artış biyolojik parçalanabilirliğin artmasına sebep olmuştur

Ayrıca, Penaud ve ark. (1999) 5 g NaOH'ten daha fazla NaOH eklendiği zaman ve eğer ön arıtım 140°C ve 30 dakika için yürütülürse %65 (ortam sıcaklığında) yerine %75-80 KOİ solubilizasyonuna ulaşıldığını raporlamışlardır. Kim ve ark. (2002) yaptıkları bir çalışmada; atık aktif çamura kimyasal (alkali) ön arıtım uygulamışlardır. NaOH, KOH, Mg(OH)₂, Ca(OH)₂ gibi farklı alkali ajanları pH 12' de kullanmışlardır. Ayrıca, farklı NaOH konsantrasyonlarının ön arıtım üzerinde etkisini incelemek için atık aktif çamura değişik konsantrasyonlarda (0-21 g/L) NaOH eklenmiştir. Çeşitli alkali ajanlarıyla pH 12'de yapılan alkali ön arıtım uygulamasından sonra, KOİ solubilizasyonu ölçülmüştür.

Ortam sıcaklığındaki KOİ solubilizasyon değerleri NaOH, KOH, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ için sırasıyla; %39,8, %36,6, %10,8 ve %15,3 olarak bulunmuştur.

Monobazik ajanların uygulanması ile elde edilen çözünürlük değerleri dibazik olanların uygulanmasıyla elde edilenlerden daha yüksektir. Bu durum, monobazik ajanların tamamen çözünmesine, dibaziklerin ise kısmi çözünmesine bağlı olabilir. Penaud ve ark. (1999) de aynı benzer sonuçları raporlamışlardır. Ortam sıcaklığında, NaOH'in artan dozuyla beraber KOİ çözünürlüğü artmıştır ve 7g/L NaOH konsantrasyonunda bu değer %43,5'a ulaşmıştır. 7g/L'den 21g/L'e kadar olan NaOH dozlarında KOİ çözünürlüğündeki artış daha düşük oranlarda gözlemlenmiştir (Kim ve ark. 2003).

Ozonla ön arıtmanın amacı kısmi oksidasyon ve organik maddelerin hidrolizidir. Tam oksidasyondan çok büyük moleküllerin küçük moleküllere parçalanması ve zor ayrışan bileşiklerin kolay ayrışan bileşiklere dönüştürülmesi hedeflenmektedir (Perez-Elvira ve ark. 2006). Ozon ile dezentegrasyon nedeniyle deaktif olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için iyi besin kaynağı olmaktadır. Bu biyokatıların anaerobik çürütmede kullanılması çürütme verimini artırmaktadır. Organik maddenin parçalanma oranı anaerobik çürütme prosesinde ortalama %45 iken 0,06 g O₃/g katı madde ozon konsantrasyonu kullanılarak uygulanan dezentegrasyon işlemiyle ortalama %65 olmakta, aynı zamanda da biyogaz üretimi klasik çürütmeye göre %30-40 artış göstermektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner 2005).

Çamur azalması için ozonun kullanımı üzerine yapılan geniş çaplı incelemelerin sonucu olarak optimum tüketilen ozon dozu 0,05 ve 0,5 g O₃ /g TK aralığında olduğu hesaplanmıştır (Yeom ve ark. 2002, Goel ve ark. 2003). Ek olarak çamurun viskozitesi ve çökelme özellikleri de ozonlamadan etkilenmiştir (Battimelli ve ark. 2003). Optimum ozon dozunu bulmak için laboratuvarında pek çok araştırma yürütülmüştür. 0.15 g O₃ /g TK in altındaki ozon dozu için TKOİ (toplam kimyasal oksijen ihtiyacı) ve toplam katılar değişmeden kalmıştır, fakat TK ve TKOİ konsantrasyonları daha yüksek dozlarda azalmaya başlamıştır.

Çamurun ozonlanması UAKM/AKM (uçucu askıda katı madde/ askıda katı madde) oranında ve pH değerinde bir azalmaya neden olur. 0,16 g O₃/g KM lik ozon dozunun kullanılmasıyla UAKM/AKM oranı ham çamurda %78'den çamurun ozonlanmasıyla birlikte %73'e düşmüştür (Bougrier ve ark. 2006).

pH, 0,5 g O₃/g KM'lik ozon dozunun kullanılmasıyla 6,2'den 3'e düşmüştür (Deleris ve ark. 2002). Artan ozon dozuyla birlikte çamurun su içeriği azalmıştır (Zhao ve ark. 2007).

Fenton prosesi, H₂O₂'nin oksitleme etkisi ve Fe⁺² tuzunun katalizörlüğünde işleyen ileri oksidasyon sürecidir. Atıksu arıtımında oldukça yaygın kullanılan bu yöntemin son zamanlarda çamurun arıtılmasında kullanımı da başlamıştır. Yapılan küçük ölçekli bir çalışmada fenton prosesi evsel nitelikli atık arıtma çamuruna uygulanmış ve artan H₂O₂ konsantrasyonuna bağlı olarak çözülmüş fazda KOİ, azot, fosfor değerlerinin arttığı, fenton prosesinin çamurun dezentegrasyon derecesini arttırdığı gözlemlenmiştir (Erden ve Filibeli 2010).

Kimyasal ön arıtım metotları termal yöntemlerle de birleştirilebilir. Termal dezentegrasyon işlemlerinde yüksek sıcaklıklar ile yüksek verimler elde edilirken, termokimyasal dezentegrasyon yöntemlerinde daha düşük ya da optimum sıcaklıklarda uygulama yapılabilmektedir.

Haug ve ark. (1978) termokimyasal dezentegrasyonu alkali pH'ta deneyerek biyolojik parçalanabilirlikte %60'lık bir azalma elde etmişlerdir, fakat diğer yandan Penaud ve ark. (1999) termo-kimyasal arıtımın biyolojik parçalanabilirlik üzerinde herhangi bir farklılık yaratmadığı sonucuna varmışlardır. Ancak, tüm bunların aksine Tanaka ve ark. (1997) yaptıkları çalışmada termo-kimyasal dezentegrasyonun biyolojik parçalanabilirlikte %230'lara ulaşan yüksek bir artışa yol açtığı sonucuna varmışlardır. Lin ve ark. (1997) termokimyasal dezentegrasyonun biyolojik parçalanabilirlikte yaklaşık olarak %70'e varan bir artışa yol açtığını, fakat kimyasalların yanında enerjinin önemli bir miktarının da proses süresince tüketildiği sonucunu elde etmişlerdir.

2.5.3. Biyolojik dezentegrasyon

Biyolojik çamur dezentegrasyonu enzim aktivitesine dayanan bir ön arıtma prosesidir. Bu yöntemde, enzimler kendiliğinden üretilebildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi de sisteme yapılabilmektedir.

Enzimler hücre içi sıvısında da bulunduğu için bu proses mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte de kullanılabilir ve mekanik dezentegrasyon sonrası ilave bir hidroliz yaratmaktadır (Perez-Elvira ve ark. 2006). Biyolojik dezentegrasyon, oldukça etkin bir metot olabilir fakat enzimler pahalıdır ve yeteri kadar araştırmanın yapılmadığı bir yöntemdir.

2.5.4. Termal dezentegrasyon

Termal dezentegrasyon işlemi, hücre duvarlarını parçalayarak hücre içeriğinin biyolojik ayrışmada kullanılabilir hale gelmesini sağlamaktadır. Bu dezentegrasyon yöntemi, organik maddelerin çözünür hale gelmesini, anaerobik stabilizasyonda biyogaz üretiminin artmasını, çamur özelliklerinin değişmesini ve patojen mikroorganizmaların azalmasını sağlamaktadır (Haug ve ark. 1978, Anderson ve ark. 2002, Odegaard ve ark. 2002, Valo ve ark. 2004).

Termal dezentegrasyon yöntemini etkileyen en önemli unsur sıcaklıktır. Ancak, bu yöntemde arıtım süresinin çok önemli bir etkisi olmamaktadır (Haug ve ark. 1978, Li ve Noike 1992, Barlindhaug ve Odegard 1996). Termal dezentegrasyon prosesinde optimum sıcaklık aralığı yaklaşık olarak 170-200°C arasındadır (Li ve Noike 1992, Tanaka ve ark. 1997, Neyens ve ark. 2003). 200°C'den daha yüksek sıcaklıklarda ise biyolojik parçalanabilirlik artırılmaz, tam tersi azalma görülmektedir (Stuckey ve Mc Carty 1978).

Bougrier ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada, termal arıtımın çamur içeriğine (proteinler, yağlar, karbonhidratlar) etkisini incelemişlerdir. 190°C'de arıtımın uygulanan çamurda yağ, karbonhidrat ve proteinlerin parçalanma yüzdelerinin sırası ile %67'den %84'e, %56'dan %82'ye ve %35'den %46'ya yükseldiğini belirtmişlerdir.

Eskicioğlu ve ark. (2007) tarafından yapılan çalışmada ise termal dezentegrasyon uygulanmış atık aktif çamurun parçalanabilme kabiliyetindeki artış incelenmiştir. Mikrodalga ve geleneksel ısıtmanın, karmaşık atık aktif çamur flok yapısını parçalamada oldukça iyi olduğu belirlenmiştir. Ek olarak şeker ve protein gibi hücre içi ve dışı biopolimerlerin aktif çamur floklarından sulu faza geçişinde başarılı olduğu ifade edilmiştir.

Bougrier ve ark. (2006) yaptıkları çalışmada ham çamur için %78 olan UAKM/AKM oranının termal yöntemle arıtılmış çamurda bu oranın %66'ya dıřtđđn bulmuşlardır.

Termal dezentegrasyon anaerobik urtc ile takip edildiğinde termal dezentegrasyonda enerji ihtiyacı anaerobik urtcdeki biyogaz retimiyile sağlanabilmektedir (Kepp ve ark. 1999). Anaerobik urtcyle sonlandırılan yaklaşık 175°C'de sıcaklıkta yürütülen termal dezentegrasyon işlemi, çamur üretimini önemli ölçüde azaltmaktadır. Prosese bağlı olarak, çamur üretimindeki azalma %50-70'lere ulaşabilmektedir (Kepp ve ark. 1999).

Tanaka ve ark. (1997) yaptıkları çalışmada, anaerobik stabilizasyondan önce atık çamurların znrllđđn artırmak amacıyla termal ön arıtım uyguladıkları zaman askıda katı madde (AKM) znrllđđnn 115-1500°C'de yaklaşık %15 ve 1800°C'de %30'a ulaştığını gözlemlemişlerdir.

2.5.6. Dezentegrasyon derecesi ve hesaplanması

Optimum dezentegrasyon şartlarını belirlemek için dezentegrasyon derecesi kullanılmaktadır. Dezentegrasyon Derecesi (DD) dezentegrasyonun etkisinin bir sayısal ölçümünü elde etmek amacıyla kullanılan bir katsayıdır. Bu çalışmada uygulanan dezentegrasyon yöntemi ve şartlarının dezentegrasyon verimi üzerine etkisinin ortaya konulması için Müller (1996) tarafından geliştirilen DD parametresi kullanılmış ve hesaplanmıştır.

Dezenteegrasyon derecesinin hesaplanması için geri devir çamuru, dezenteegrasyon sonrası dezenteegre olmuş çamur ve aynı çamur örneğinde kimyasal dezenteegrasyon sonrası çamur numunelerinde ÇKOİ parametreleri kullanılmaktadır. Bu amaçla çamur numuneleri 0.45 µm filtrelerden süzölmekte ve santratta KOİ analizi yapılmaktadır. Dezenteegrasyon derecesi parametresi 2.1'deki eşitlik kullanılarak hesaplanmaktadır ve % şeklinde ifade edilmektedir (Filibeli ve Erden 2010).

$$DD (\%) = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (2.1)$$

KOİ₁: Dezenteegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₂: Biyolojik çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ₃: Kimyasal dezenteegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu

Kimyasal dezenteegrasyon sonrasında maksimum dezenteegrasyonun gerçekleştiği kabul edilmektedir. Kimyasal dezenteegrasyona için aynı çamur numunesi 1N NaOH ile 90°C'de 10 dakika süreyle kimyasal olarak işlem görmektedir.

2.6. Kavıtasyonun Temel Prensibi

Kavıtasyon sıvı içerisinde meydana gelen partiköler bir olaydır. Sıvı zaman içinde ve mesafe boyunca basınç alanında değişimlere maruz kaldığında, baloncukların oluşmasına neden olur. Bu baloncuklar hem sıvıdan gelen buharla hem de sıvıdaki çözünmüş gazlarla dolar ve sonra şiddetli sıkışma ile içeriye doğru patlar. Birçok farklı kavıtasyon türü bulunmaktadır. Ancak sıvı uygulamalar söz konusu olduğunda en yaygın kullanılan prosesler hidrodinamik ve ultrasonik kavıtasyon prosesleridir.

Ultrasonik proseslerde; akustik dalgaların yayılımıyla ve sıvı içerisindeki titreşimlerle kavıtasyon gerçekleşir. Hidrodinamik proseslerde ise kavıtasyon dış etkilerin ve debi şartlarının neden olduğu statik basınçtaki bir düşüş anında akışkan bir sıvıda meydana gelir ve genellikle darbe eğimli kanallardan sıvının geçirilmesi ile oluşur (Ozonek 2012).

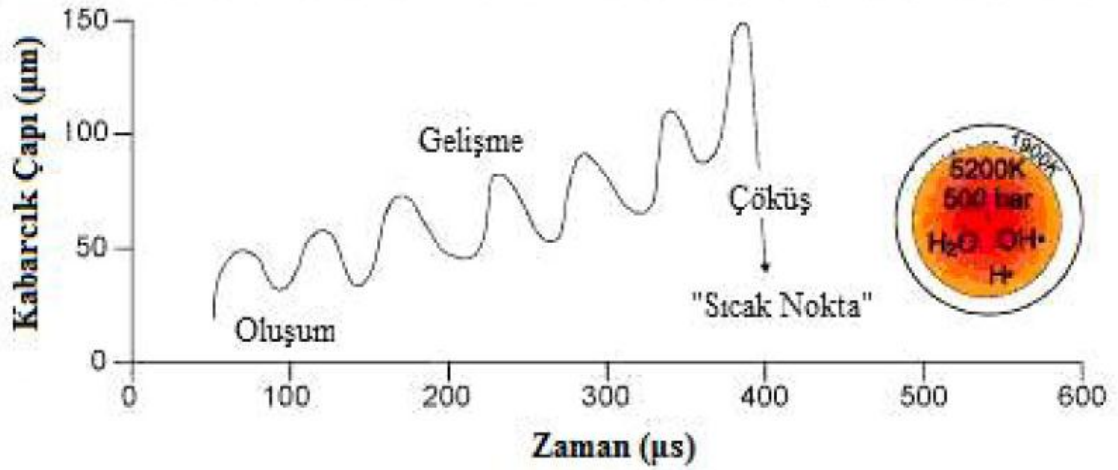
2.6.1. Ultrasonik kavitasyon

Hücre içi maddelerin salınması için hücre parçalanması amacıyla kullanılmaktadır. Ultrasesler, frekansı insanların algılama eşiğinin (insan kulağı 20 Hz ile 20 kHz arasındaki sesleri algılayabilir) üstünde olan mekanik titreşimlerden meydana gelen bir tür enerji çeşididir. Ultrases frekansının alt sınırı genelde 20 kHz'dir.

Son yıllarda önem kazanan bu yöntem, güçlü seslerin kullanılması sonucunda meydana gelen reaksiyonların etkileridir. Ultrasonik kavitasyonda, ultrasonik dalgaların etkisi ile hidroksil radikallerinin oluşumu hedeflenir. İşlem boyunca mikrokabarcıklar meydana gelir, büyür ve yok olurlar. Yokolma safhasında reaktif serbest radikaller açığa çıkar. Yokolma safhasında kabarcık içi sıcaklığın 2000°K'nin üzerine çıktığı sanılmaktadır. Aslında ultrasonik kavitasyon, ultrases dalgalarının sıkışıp seyreilmeleri ile maddesel ortamlarda yayılan bir titreşim enerjisidir. Ultrases dalgalarının bu sıkışıp seyreilme hareketleri kavitasyon için önemlidir. Kavitasyon olayı genelde küçük bir basınçta meydana gelir. Kavitasyonun oluşum sırası şöyledir:

- Ultrases dalgalarının seyreilme adımında boşluk şeklinde bir kesilme olur.
- Bu boşlukta ortamda bulunan sıvının doymuş buharı ile doludur.
- Sıkıştırma adımında ise buhar yoğunlaşır ve boşluk, çeperlerin üst yüzey geriliminin, artan basıncın etkisi ile düşmesi sonucu bozunur.
- Sıkışma fazı sona erdiğinde ortamda hızla buharlaşan etrafı çevrili sıvı içinde, saniyelik şok dalgaları oluşur.

Kavitasyon denen bu işlem sonucunda 1000 atm'nin üstünde bir basınç ve çok miktarda enerji meydana gelir. Oluşan bu enerji, kabarcıkların olduğu alanın ısısını artırır ve kimyasal reaksiyonlar oluşmasına neden olur. Ultrasonik kavitasyonun asıl prensibi de meydana gelen yüksek enerji ve ısının kullanılabilirliğidir. Şekil 2.5' te kavitasyon oluşumu gösterilmiştir.

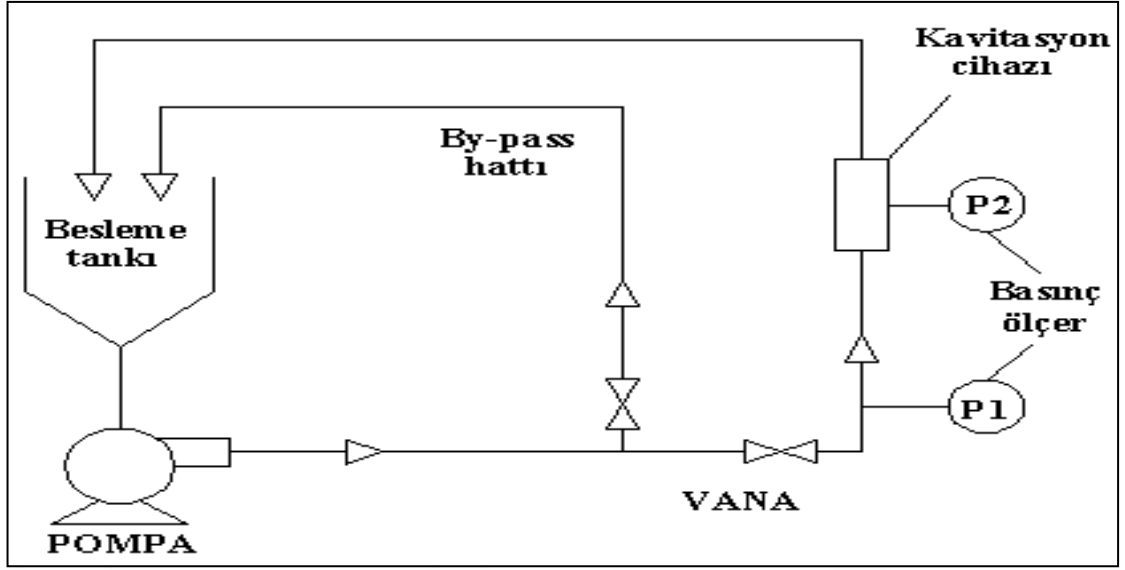


Şekil 2.5. Kaviteasyon oluşumunun gösterilmesi (Tiehm ve ark. 2001)

Ultrasonik kaviteasyonun uygun şartlarda yürütülmesiyle meydana gelen ilk olay su moleküllerinin hidrojen ve hidroksil radikallerine ayrılmasıdır. Hidrojen radikallerinin oluşumu ile meydana gelen oksidasyon reaksiyonları, yalnızca kabarcıkların içindeki veya yüzeyindeki organik madde bağlarının parçalanmasını sağlamaktadır. Yapılan deneylerde en iyi sonuçların, yüksek frekanslarda (500-600 kHz) hidroksil radikallerinin oluşumu ile elde edildiği ifade edilmiştir (Petrier ve ark. 1992, Colarusso ve ark. 1996, Petrier ve ark. 1994, Enterazi ve ark. 1996, Hua ve ark. 1997). Bu yöntemin ikinci adımı ise pirolizdir. Piroliz oksijensiz ortamda, organik maddelerin ısıyla parçalanmasıdır. Ultrasonik kaviteasyon işleminin arıtma tesislerinde ki uygulama noktaları geri devir ve atık çamur hattıdır.

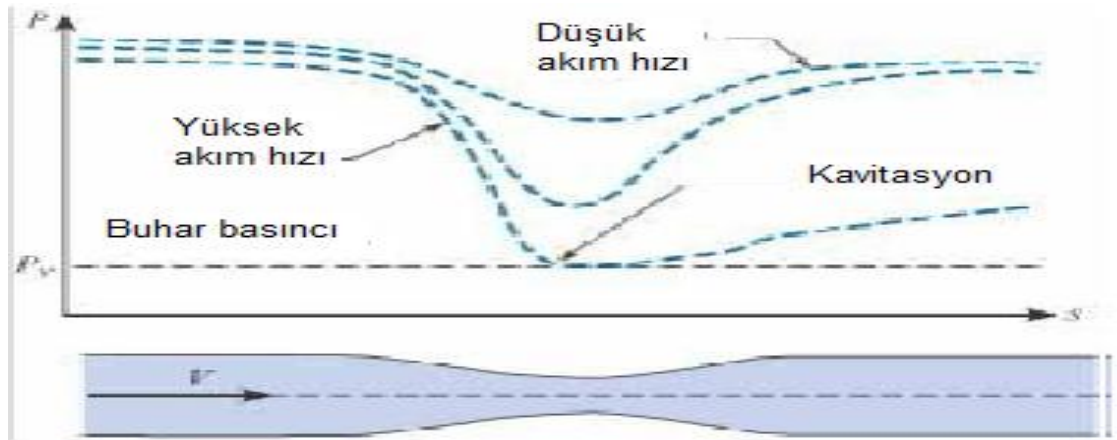
2.6.2. Hidrodinamik kaviteasyon işlemi

Bir orifis, vana ya da ventüri gibi dar bir geçitten sıvının geçmesi ile oluşturulmaktadır (Gogate ve Pandit 2001). Hidrodinamik kaviteasyon prosesinin şematik gösterimi Şekil 2.6'da ve kaviteasyon oluşumu ise Şekil 2.7'de görülmektedir.



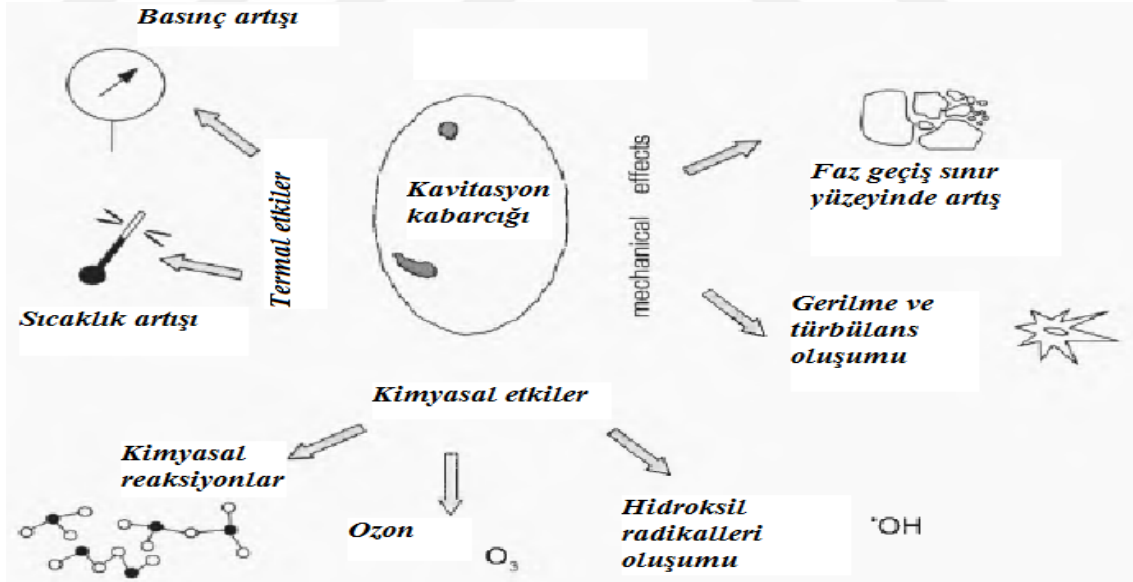
Şekil 2.6. Hidrokinamik kaviteyonun şematik gösterimi (Ozonek 2012)

Sıvı dar yapılardan geçerken akış alanındaki daralmaya bağlı olarak hızı süreklilik denklemi uyarınca artmakta ve Bernoulli denklemine göre basınç düşmektedir. Düşük akış hızlarında sıvının basıncı buhar basıncının üzerinde kalmaktadır. Akış hızı yüksek olduğunda ise basınç sıvının buhar basıncına düşebilmekte ve bunun sonucu olarak sıvı kaynamaya başlamaktadır. Bu noktada kabarcıklar oluşmakta ve kaviteyon olayı gerçekleşmektedir. Daralma bölgesinden geçen sıvı jet genişledikçe, basınç geri kazanılmakta ve bu durum oluşan kaviteyon baloncuklarının çökmesi ile sonuçlanmaktadır.



Şekil 2.7. Hidrokinamik kaviteyon oluşumu (Chanda 2012)

Kavitasyonun en bilinen göstergesi kabarcıkların patlaması sonucu 100 Hz ile 100 kHz aralığında bir frekansta üretilen kavitasyon sesidir. Kavitasyon prosesi sırasında oluşan fizikokimyasal etkiler Şekil 2.8’de görülmektedir. Kavitasyon kabarcıkları çökerek patladığında kabarcık içindeki gazların etkisiyle lokal sıcaklık 10^3 - 10^4 K ‘e çıkarken, basınç 10^2 ila 10^3 bar olmaktadır. Kavitasyon kabarcıklarının oluşumu ve patlamaları 10^{18} kW/m³ mertebesinde olan çok yüksek enerji yoğunluklarıyla karakterize edilmektedir. Kavitasyon kabarcıklarının patlaması sırasında oluşan şok dalgaları kütle transferini ve kimyasal reaksiyonları hızlandıran, kimyasal kompozisyonda değişimlere neden olan faz geçiş sınır yüzeyinde belirgin bir artış yaratmaktadır. Meydana gelen ekstrem şartlar suyun H● ve OH● radikallerine disosiyeye olmasına da neden olmaktadır. Kavitasyonla oluşan şok dalgaları kirletici moleküllerin özellikle de büyük molekül ağırlıklı kompleks moleküllerin parçalanmasına yardım etmektedir. Bu şekilde oluşan ara bileşikler OH● radikalleri tarafından parçalanmaya ve biyolojik oksidasyona daha yatkın olmakta ve atıksuyun toplam parçalanma/mineralizasyon verimi artmaktadır (Ozonek 2012, Badve ve ark. 2013).



Şekil 2.8. Kavitasyon prosesi sırasında oluşan fizikokimyasal etkiler (Ozonek 2012)

Basınçtaki düşüşün büyüklüğü ve basınç geri kazanım oranına bağlı olarak değişen türbülans yoğunluğu, kavitasyon yoğunluğu üzerinde önemli bir etkiye sahiptir.

Kavitasyon yoğunluğu farklı geometrik daralma yapıları kullanılarak ve sıvının akış şartları değiştirilerek ayarlanabilmektedir. Kavitasyon sayısı, C_v olarak bilinen boyutsuz bir sayıdır ve kavitasyon yoğunluğu ile debi şartlarını ilişkilendirmek için kullanılmaktadır. Kavitasyon sayısı aşağıdaki denklemle (2.2) hesaplanabilir (Gogate ve Pandit 2000).

$$C_v = \frac{P_2 - P_v}{\frac{1}{2} \rho V_{th}^2} \quad (2.2)$$

Yukarıdaki denklemde P_2 tamamen geri kazanılan aşağı akım basıncını, P_v sıvının buhar basıncını ve V_{th} daralma bölgesindeki sıvı hızını ifade etmektedir. İdeal şartlarda kavitasyon $C_v < 1$ olduğunda oluşmaktadır. Yapılan bir çalışmada, $C_v > 2$ olduğunda meydana gelen kavitasyon kabarcıklarının çökmediği ve bu şartlarda oluşan basınç darbesinin sıvıda istenen kimyasal etkileri yaratamadığı, sadece küçük bir fiziksel ya da mekanik etki yaratabildiği ifade edilmiştir (Gogate ve Pandit 2000).

2.7. Arıtma Çamurlarının Kavitasyon Yöntemi ile Dezentegrasyonu

Mekanik dezentegrasyon yöntemlerinden olan kavitasyon yönteminin arıtma çamurları üzerindeki etkisinin araştırılması son yıllarda üzerinde çalışılan bir konu olmuştur. Bu kapsamda yapılmış çalışmaların özellikle ultrasonik kavitasyon kullanımı üzerinde yoğunlaştığı görülmektedir. Zhang ve ark. (2007) ultrasonik uygulamanın çamur floklarını parçaladığını, protein ve nükleik asitlerin çamurun katı fazından suya geçtiğini ve su fazının KOİ değerinin arttığını tespit etmişlerdir. Çalışma sonucunda 30 dakikalık ultrasonik uygulaması ile çürütülmüş katı madde miktarının yaklaşık olarak %24 oranında azaldığı bulunmuştur. Tihm ve ark. (2001) ultrasonik yöntem kullanarak gerçekleştirdikleri çalışmalarda, çamur parçalanmasında asıl önemli faktörün oluşan hidromekanik kuvvetler olduğunu raporlamışlardır. Prosesin uygulanmasıyla daha iyi ayrışma ve daha yüksek gaz üretimi sağlanmıştır. Jin ve ark. (2009) aerobik çürütme öncesinde atık aktif çamura alkali ve ultrasonik yöntemleri birlikte uyguladıkları çalışmalarında, düşük NaOH dozu (100g/kg kuru madde), 30 dakikalık arıtma süresi ve

düşük ultrasonik spesifik enerji (7500 kJ/kg kuru madde) şartlarında çamur dezentegrasyonu açısından en iyi sonuçlara ulaşıldığını bildirmişlerdir.

Kim ve ark. (2003) farklı ön arıtma metotlarının anaerobik çürümeye etkilerini belirledikleri çalışmalarında, gaz üretiminin ultrasonik dezentegrasyon ile önemli oranda arttığını ancak termal yöntemin ultrasonik yöntemle kıyasla az da olsa daha yüksek gaz üretimine neden olduğunu tespit etmişlerdir. Diğer bir çalışmada, ultrasonik uygulamanın çamur susuzlaştırmada yardımcı işlem olarak kullanılması halinde, ultrasonik uygulamanın yarattığı etkinin çamur kütlesi içerisinde sünger etkisi oluşturarak partiküller arasında oluşan doğal kanallardan suyun daha kolaylıkla akmasını temin ettiği ifade edilmiştir (Mason 2007).

Ön işlem olarak çürütülecek çamurlara ultrasonik kavitasyon uygulanmasının, anaerobik reaktör performansına ve biyogaz üretimine etkisini belirleyen çok sayıda çalışma bulunmasına karşın, çamur dezentegrasyon yöntemi olarak daha ekonomik bir çözüm olabilecek hidrodinamik kavitasyona ilişkin çalışmaların oldukça kısıtlı olduğu dikkati çekmektedir. Machnicka ve ark. (2009) tarafından yürütülen bir çalışmada hidrodinamik kavitasyon koşulları altında aktif çamur hücrelerinin parçalandığı, hücredeki depo halinde bulunan organik maddeler ve enzimlerin sıvı içerisine salındığı ve dolayısıyla hidrolitik parçalanma ürünleri ve KOİ'nin arttığı ifade edilmiştir. Hidrodinamik kavitasyon ve anaerobik çürütmenin birlikte uygulandığı çalışmada fermentasyon prosesine %30 oranında dezentegre çamur ilave edilmesiyle biyogaz üretiminin %131 oranında arttığı sonucu bulunmuştur. Grubel ve Machnicka (2010) tarafından yürütülen bir çalışmada tam ölçekli bir atıksu arıtma tesisinden alınan köpük hidrodinamik kavitasyonla dezentegre edilmiş ve belli oranlarda atık aktif çamurla karıştırılarak anaerobik olarak çürütülmüştür. Elde edilen sonuçlar, hidrodinamik olarak kavite edilerek anaerobik reaktöre alınan köpüğün anaerobik çamur çürütme hızını ve biyogaz üretimini pozitif yönde etkilediğini göstermiştir.

Lee ve Han (2013) tarafından yayınlanan yeni bir çalışmada çamur miktarında azalma sağlamak ve oluşan metan miktarını arttırmak için atık aktif çamur anaerobik çürütme öncesinde hidrodinamik kavitasyonla dezentegre edilmiştir.

Çalışmada ultrasonik kavitasyonla benzer prensiplere sahip olan yöntemin enerji verimliliğinin daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır.

Aynı dezentegrasyon derecesini sağlamak üzere hidrodinamik kavitasyonun ultrasonik uygulamaya kıyasla üç kat daha az enerji harcadığı tespit edilmiştir.

Elde edilen sonuçlar uygulanan hidrodinamik kavitasyon yöntemiyle daha yüksek dezentegrasyon derecelerine ulaşıldığını ve metan üretiminin arttığını da göstermiştir. Diğer bir çalışmada hidrodinamik kavitasyon reaktörlerinin enerji transfer verimliliğinin işletme şartlarına bağlı olarak %60 ile 70 arasında değiştiği, ultrasonik reaktörlerde ise bu değer %10-40 seviyelerinde kaldığı ifade edilmiştir (Gogate ve Pandit 2001). Sivakumar ve Pandit (2002) de yürüttükleri çalışmada çok delikli orifis plakalarının kullanıldığı hidrodinamik kavitasyon cihazlarının enerji verimliliğinin ultrasonik kavitasyon cihazlarına kıyasla daha yüksek olduğu sonucuna varmışlardır.

Mekanik dezentegrasyon yöntemlerinden hidrodinamik kavitasyonun anaerobik çamur çürütme öncesi uygulamalarıyla ilişkili sınırlı sayıdaki araştırmalar, atıksu arıtımı alanında yaygın şekilde kullanılan söz konusu yöntemin çamur dezentegrasyonu alanındaki kullanılabilir potansiyeline dikkat çekmektedir. Yürütülen deneylerde farklı kavitasyon sayılarını sağlayan farklı büyüklükte deliklere sahip orifis plakalarının kullanıldığı sistemde yapılan denemelerle prosesin optimum işletme koşullarını belirleyecek ve hidrodinamik kavitasyonun çamur dezentegrasyonu alanındaki etkinliğini detaylı olarak ele alacaktır.

3.MATERYAL VE METOT

3.1. Hidrodinamik Kaviteasyonda Kullanılan Çamurun Özellikleri

Bu çalışmada kullanılan atık aktif çamur, Bursa - Türkiye’de bulunan 5500 m³ gün⁻¹ debiye sahip bir konserve gıda üretimi yapılan işletmenin arıtma tesisinden alınmıştır. Kullanılan çamurun özellikleri Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Çalışmada kullanılan atık aktif çamurun özellikleri

Parametre	Değer
TKOİ (mg l ⁻¹)	13200
ÇKOİ (mg l ⁻¹)	280
TKM (%)	1.40
UKM (% KM)	71.5
AKM (mg l ⁻¹)	10300
UAKM (mg l ⁻¹)	7140
pH	7.50
TKN (mg l ⁻¹)	724
ÇTKN (mg l ⁻¹)	52
NH ₄ ⁺ - N (mg l ⁻¹)	5.25
NO ₃ ⁻ - N (mg l ⁻¹)	4.20
TP (mg l ⁻¹)	416
ÇTP (mg l ⁻¹)	74,6

3.2. Çalışmada Kullanılan Hidrodinamik Kaviteasyon Sistemi

Arıtma çamurlarına uygulanacak hidrodinamik kaviteasyon ve kimyasal maddelerle desteklenmiş hidrodinamik kaviteasyon için optimum işletme şartlarının (kaviteasyon sayısı, orifis delik çapı, sinerjik etki yaratacak kimyasal madde miktarları) belirlenmesi amaçlanmıştır.

Arıtma çamurlarının hidrodinamik kaviteasyon denemeleri orifis plakalı kaviteasyon cihazı ile yürütülmüştür. Kullanılan sistem 20lt hacminde paslanmaz çelikten yapılmış bir reaktör, 1,5 kw motor gücüne sahip dikey milli santrifüj pompa ve kaviteasyonun gerçekleştiği orifis kısmından oluşmaktadır (Şekil 3.1). Pompanın deşarj kısmına bağlı olan boru ana hat ve bypass hattı olmak üzere dallanmaktadır. Ana hat üzerine takılacak farklı delik çaplarına sahip orifis plakaları farklı yoğunluklarda ve özelliklerde kaviteasyon oluşumunu mümkün kılmıştır.



Şekil 3.1. Çalışmada kullanılan hidrodinamik kaviteasyon sistemi

3.3. Çalışma Kapsamında Yürütülen Denemeler

Çalışmanın ilk 9 denemesinde yöntemde en iyi performansın alındığı orifis plakası delik çapı ile kaviteasyon sayısının belirlenmesi amaçlanmıştır. Sonraki denemelerde bu aşamada belirlenmiş olan orifis delik çapı ve kaviteasyon sayısı sabit tutulmuştur. Orifis plakalarının kullanıldığı hidrodinamik kaviteasyon sistemlerinde delik çaplarının genellikle 5mm'den küçük olduğu literatürden bilinmektedir (Szulzyk-Cieplak ve Ozonek 2013, Chanda 2012). İlk 9 deneme kapsamında denenecek orifis plakalarındaki delik çapları literatürle uyumlu olarak 2, 3 ve 4 mm olarak seçilmiştir.

Diğer taraftan ideal şartlarda kavitasyonun $C_v < 1$ olduğunda oluştuğu literatürde ifade edilmiştir (Gogate ve Pandit 2000).

Buradan yola çıkarak denenecek herbir orifis plakası için anahat üzerindeki vanayı açıp-kapamak suretiyle orifisten geçen sıvının hızı değiştirilerek kavitasyon sayısı 0,2, 0,5 ve 0,8'e ayarlanmıştır. Özetle çalışma kapsamındaki ilk 9 denemede 3 farklı delik çapına sahip orifis plakalarıyla ve farklı kavitasyon sayılarını sağlayan akış hızı şartlarıyla aşağıda ki (Çizelge 3.2) öngörülen denemeler yapılmış ve optimum şartları sağlayan kavitasyon sayısı ve delik çapı belirlenmiştir.

Çizelge 3.2. Kimyasal ilavesi yapılmadan gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri

Deney No	Kavitasyon Sayısı	Orifis plakasındaki delik çapı, mm
1	0.2	2
2	0.5	2
3	0.8	2
4	0.2	3
5	0.5	3
6	0.8	3
7	0.2	4
8	0.5	4
9	0.8	4

Alkali madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon deneylerinde NaOH ve Ca(OH)_2 kullanılmıştır. Aktif çamur örneklerine pH 9, 10 ve 11 değerlerini sağlayacak miktarlarda NaOH ve Ca(OH)_2 ilave edilmiş ve söz konusu dozlarda yapılan ilave sonucu elde edilen dezenteğrasyon dereceleri belirlenmiştir. Daha sonra alkali madde ilave edilmiş çamur örnekleri belirlenmiş optimum şartlarda hidrodinamik kavitasyona tabi tutulmuş ve sinerjik etkilerin gözlemlendiği NaOH ve Ca(OH)_2 miktarı ve pH değeri tespit edilmiştir. 10-15 nolu denemelerde ilk 9 deneme sonucunda belirlenmiş olan orifis plakası ile kavitasyon sayısı parametreleri sabit tutularak, sisteme ilave edilen alkali madde

miktarları değiştirilmiştir. Alkali ilavesi ile gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri izelge 3.3'te verilmiştir.

Çizelge 3.3. NaOH ve Ca(OH)₂ ilavesi ile gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri

Deney No	Kavitasyon Sayısı	Orifis plakasındaki delik çapı, mm	pH değerleri
10	Seçilen K.S	Seçilen D..	9 (NaOH ilavesi)
11	Seçilen K.S	Seçilen D..	10 (NaOH ilavesi)
12	Seçilen K.S	Seçilen D..	11 (NaOH ilavesi)
13	Seçilen K.S	Seçilen D..	9 (Ca(OH) ₂ ilavesi)
14	Seçilen K.S	Seçilen D..	10 (Ca(OH) ₂ ilavesi)
15	Seçilen K.S	Seçilen D..	11 (Ca(OH) ₂ ilavesi)

H₂O₂ ilaveli kavitasyon denemelerinde ise izelge 3.4'te verilen H₂O₂ dozları denenmiştir. Bu şekilde hidrodinamik kavitasyon etkisini belirgin şekilde arttıracak minimum H₂O₂ dozu seçilmiştir. 16-20 nolu denemelerde ilk 9 deneme sonucunda belirlenmiş olan orifis plakası ile kavitasyon sayısı parametreleri sabit tutulmuş, sisteme ilave edilen H₂O₂ miktarı değiştirilmiştir.

Çizelge 3.4. H₂O₂ ilavesi ile gerçekleştirilen kavitasyon denemeleri

Deney No	Kavitasyon Sayısı	Orifis plakasındaki delik çapı, mm	Eklenen H ₂ O ₂ miktarı, mg/l
16	Seçilen K.S.	Seçilen D..	2,5
17	Seçilen K.S	Seçilen D..	5
18	Seçilen K.S	Seçilen D..	10
19	Seçilen K.S	Seçilen D..	20
20	Seçilen K.S	Seçilen D..	30

Yapılan her bir denemede çamur örnekleri 150 dakika dezentegre edilmiş, çamur özelliklerinin zamana bağlı değişimi 30'ar dakikalık aralıklarla alınan çamur örneklerinde belirlenmiştir. Kavitasyonun başlangıcında reaktörün doldurulmasından hemen sonra alınan 0. dakika örnekleri kavite edilmemiş kontrol örneği olarak değerlendirilmiştir.

3.4. Kavitasyon Süresince İzlenen Kimyasal Parametreler

Çamurun dezentegrasyon işlemi sonrasında ham çamura kıyasla parçalanabilirlik özelliğini değerlendirmek ve uygulanan yöntemlerin etkinliğini kıyaslamak amacıyla AKM, UAKM, çözünmüş toplam fosfor (ÇTP) , çözünmüş toplam kjeldahl azotu (ÇTKN), ÇKOİ ve DD parametreleri kullanılmıştır.

AKM, UAKM, ÇTP, ÇTKN ve ÇKOİ tayinleri Standart Metodlar'da (APHA, 1998) belirtildiği şekilde yapılmıştır. Askıda katı madde gravimetrik olarak tayin edilmiş, uçucu askıda katı madde ise askıda katı madde deneyi sonrası filtre kâğıdı ve üzerindeki kalıntının 550°C'de 30 dakika bekletilmesi sonucu oluşan ağırlık kaybı kullanılarak hesaplanmıştır.

ÇTKN tayini için örnekler santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dak.), süpernatant mavi bantlı filtreden süzölmüş, elde edilen süzük Kjeldahl yöntemi ile yakılmış ve ÇTKN içeriği destilasyon yöntemi ile belirlenmiştir. ÇTP ölçümünde çamurdan elde edilen süzöğe yaş yakma uygulandıktan sonra askorbik asit yöntemi kullanılarak spektrofotometrik ölçüm yapılmıştır.

ÇKOİ tayini için de örnekler santrifüjlenerek (10000 x g, 4°C, 20 dak.), süpernatant mavi bantlı filtreden süzölmüş ve süzükteki KOİ standart potasyum dikromat çözeltisi kullanılarak tayin edilmiştir. Dezentegrasyon derecesi ise aşağıdaki bağıntı (3.1) kullanılarak % (yüzde) olarak hesaplanmıştır (Müller 1996).

$$DD = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \times 100 \quad (3.1)$$

KOİ₁: Dezentegrasyon sonrası çamur sıvısında ki KOİ konsantrasyonu

KOİ₂: Ham çamur sıvısında ki KOİ konsantrasyonu

KOİ₃: Kimyasal dezentegrasyon sonrası çamur sıvısında ki KOİ konsantrasyonu

olarak tanımlanmaktadır. Kimyasal dezentegrasyon NaOH ilavesi sonrasında çamurun 10 dakika süreyle 90°C'de işlem görmesidir. Çamur sıvısı ise çamurun 4°C'de 20 dakika süre ile 10000 devir/dk hızda santrifüjlenmesi ile elde edilmektedir.

Bu paket kapsamında gerçekleştirilen tüm analizler 3 paralelli yapılarak ortalamaları alınmıştır.

3.5. Çamurun Biyogaz Oluşturma Potansiyelinin Değerlendirilmesi

Bu kısımda hidrodinamik kaviteasyon ve kimyasal maddelerle desteklenmiş hidrodinamik kaviteasyon ile optimum şartlarda dezentegre edilen çamurların biyogaz oluşum potansiyellerini değerlendirilmiştir.

Hidrodinamik kaviteasyon ve kimyasal maddelerle desteklenmiş hidrodinamik kaviteasyon ile optimum şartlarda gerçekleştirilen dezentegrasyon prosesinin çamurun mezofilik koşullar altında anaerobik parçalanması üzerinde ki etkisini belirlemek amacıyla BMP (biyokimyasal metan üretimi) testi uygulanmıştır. Biyokimyasal metan potansiyeli testi bir substratın anaerobik olarak arıtılabilirliğinin metan üretimi cinsinden belirlenmesi ilkesine dayanmaktadır. Bu test anaerobik parçalanabilirliğin kıyaslanmasında yaygın şekilde kullanılmaktadır. BMP testinin, belli bir materyaldeki anaerobik olarak metana dönüşebilen organik karbon miktarının belirlenmesinde gerçekçi bir yaklaşım olduğu kabul edilmektedir (Angelidaki ve ark. 2009).

BMP testleri Fransız Ulusal Tarımsal Araştırmalar Enstitüsü, Çevre Biyoteknolojisi Laboratuvarı (Institut National de la Recherche Agronomique, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement INRA - LBE) tarafından önerilen standart yöntemle göre yapılmıştır.

Uygulanan BMP testinde 500 ml hacimli cam şişeler kullanılmış ve çalışma hacmi 300 ml olarak belirlenmiştir. Testler mezofilik (35°C) koşullarda 60 gün boyunca devam ettirilmiştir. Test süresince BMP şişelerinin tam karışım halinde kalması sağlanmıştır. Önerilen yönteme göre BMP reaktörü içerisindeki aktif aşı konsantrasyonunun 3-5 g UKM/L ve substrat-aşı oranının ise 0,5 (katı numuneler için g UKM/g UKM, sıvı numuneler için g KOİ/g UKM) olması gerekmektedir.

Aşı çamurunun aktivitesinin devam edebilmesi adına BMP testinde kullandığımız şişelere, hesaplanan miktarlarda makro ve mikro besinler, pH değişiminin tamponlanması amacıyla NaHCO₃ ilave edilmiştir. Şişeler ağızları kapatılmadan önce ortamda bulunan oksijenin giderimi için N₂/CO₂ (%70/%30) gaz karışımından geçirilmiştir. Bu işlemler tamamlandıktan sonra şişelerin ağızları kapatılıp inkübatöre yerleştirilmiştir.

3.5.1. Makro element çözeltisinin hazırlanışı

Öncelikle Çizelge 3.5'te verilen miktarlara göre stok makro element çözeltisi hazırlanmış ve hazırlanan stok çözeltiden her bir BMP şişesine Çizelge 3.6'da verilen konsantrasyonlar sağlanacak şekilde makro element çözeltisi ilave edilmiştir (Angelidaki ve Sanders 2004, Mottet ve ark. 2010).

Çizelge 3.5. Stok makro element çözeltisinde bulunan elementler ve konsantrasyonları

Besin	Konsantrasyon (g/L)
NH ₄ Cl	26,6
KH ₂ PO ₄	10
MgCl ₂ . 6H ₂ O	6
CaCl ₂ . 2H ₂ O	3

Çizelge 3.6. BMP reaktöründe bulunması gerekli makro elementler ve konsantrasyonları

Besin	Konsantrasyon (mg/L)
NH ₄ Cl	172
KH ₂ PO ₄	65
MgCl ₂ . 6H ₂ O	39
CaCl ₂ . 2H ₂ O	19

Yapılan hesaplar sonucu her bir reaktöre ilave edilmesi gereken makro element çözeltisi 2 ml olarak bulunmuştur.

3.5.2. Mikro element çözeltisinin hazırlanışı

Çizelge 3.7 'de verilen miktarlara göre stok mikro element çözeltisi hazırlanmış ve hazırlanan stok çözeltiden her bir BMP şişesine Çizelge 3.8'de verilen konsantrasyonlar sağlanacak şekilde mikro element çözeltisi ilave edilmiştir.

Çizelge 3.7. Stok mikro element çözeltisinde bulunan elementler ve konsantrasyonları

Besin	Konsantrasyon (g/L)
FeCl ₂ . 4H ₂ O	2
CoCl ₂ . 6H ₂ O	0,5
MnCl ₂ . 4H ₂ O	0,1
NiCl ₂ . 6H ₂ O	0,1
ZnCl ₂	0,05
H ₃ BO ₃	0,05
Na ₂ SeO ₃	0,05
CuCl ₂ . 2H ₂ O	0,04
Na ₂ MoO ₄ . 2H ₂ O	0,01

Çizelge 3.8. BMP testi için gerekli mikro elementler ve konsantrasyonları

Besin	Konsantrasyon (mg/L)
FeCl ₂ . 4H ₂ O	20
CoCl ₂ . 6H ₂ O	5
MnCl ₂ . 4H ₂ O	1
NiCl ₂ . 6H ₂ O	1
ZnCl ₂	0,5
H ₃ BO ₃	0,5
Na ₂ SeO ₃	0,5
CuCl ₂ . 2H ₂ O	0,4
Na ₂ MoO ₄ . 2H ₂ O	0,1

Çizelge 3.8’de verilen konsantrasyonlara göre yapılan hesaplamalar sonucu her bir BMP reaktörüne stok mikro element çözeltisinden ilave edilmesi gereken miktar 3 ml olarak bulunmuştur.

3.5.3. NaHCO₃ çözeltisi

BMP testinin sağlıklı yürütülmesi adına reaksiyonlar sırasında oluşan asidik ortamı tamponlayabilmek ve ortamın pH ‘ının uygun hale getirmek için 50 g/L NaHCO₃ stok çözeltisi hazırlanmış ve her BMP reaktörü içerisinde NaHCO₃ konsantrasyonu 2,6 g/L olacak şekilde stok NaHCO₃ çözeltisi ilave edilmiştir.

Yapılan hesaplamalar sonucu her bir reaktöre ilave edilmesi gereken stok NaHCO₃ çözeltisi 16 ml olarak bulunmuştur.

3.5.4. Aşı çamuru

Her bir reaktöre ilave edilecek aşı miktarını belirlemek adına aşı çamuruna TKM – UKM (toplam katı madde – uçucu katı madde) analizleri yapılmıştır.

Önerilen standart yönteme göre, sağlanması gereken konsantrasyon 3 gr UKM_{AŞI}/L olarak belirlenmiştir. Yapılan ölçüm sonucu aşı çamuruna ait UKM değeri 40 gr/L olarak bulunmuştur. Bu değere göre eklenmesi gereken aşı çamuru için aşağıda verilen formül (3.2) kullanılmıştır (Ünşar 2013).

$$V_b = \frac{C_{x_e} * V}{C_x} \quad (3.2)$$

Bu formülde V_b ilave edilmesi gereken aşı çamuru miktarını (L), C_{x_e} uyguladığımız yönteme göre sağlanması gereken aşı konsantrasyonu (3 gr UKM/L), C_x deneysel olarak bulunan aşı konsantrasyonu (40 gr UKM/L), V ise çalışma hacmini (300 ml) ifade etmektedir.

Formülü uyguladığımızda her bir reaktöre ilave edilmesi gereken aşı çamuru miktarı 22,5 ml olarak bulunmuştur.

3.5.6. Substrat çamuru miktarı

Önerilen standart yönteme göre, substrat/aşı oranı 0,5 olarak belirlenmiş. Sonuç olarak konsantrasyon 1,5 gr UKM_{sub}/L olarak ayarlanmıştır. Eklenmesi gereken aşı çamuru miktarı eşitlik 3.3'te verilen formül kullanılarak hesaplanmıştır (Ünşar 2013).

$$\text{Numune Miktarı (mL)} = \frac{(B)*V*1000*C_{x_e}}{N_{UKM}} \quad (3.3)$$

Formülde N_{UKM} substratın UKM değerini (8,5 gr UKM /L), B 0.5, C_{x_e} uyguladığımız yöntemde verilen sağlanması gereken aşı konsantrasyonunu (3 gr UKM/L), V ise çalışma hacmini (300 ml) ifade etmektedir.

Yapılan hesaplama sonucu her bir reaktöre ilave edilmesi gereken substrat çamuru miktarı 53 ml olarak bulunmuştur.

3.5.7. Şahit ve kontrol numuneleri

Sadece aşıdan kaynaklanan metan üretiminin belirlenmesi adına anaerobik aşı çamuru şahit olarak kullanılmıştır. Bu şişelere substrat eklenmeyip 300 ml 'ye saf su ile tamamlanmıştır.

Glukoz ise kontrol amaçlı kullanılmıştır. Glukoz kullanılmasının nedeni aşının hazır bir besinden metan üretip üretemeyeceğini belirlemektir. Kullandığımız yöntemle göre 5g/L'lik stok çözelti hazırlanmıştır. Kullanılan çözelti hacmi içinse, çözeltisinin KOİ değerine göre hesap yapılmıştır.

Sıvı numuneler için substrat olarak BMP reaktörüne ilave edilen numune miktarı eşitlik 3.4.'e göre hesaplanmıştır (Ünşar 2013).

$$\text{Numune Miktarı (ml)} = \frac{(B) * 1000 * V * C_{xe}}{N_{KOI}} \quad (3.4)$$

Eşitlikte, N_{KOI} çözeltinin KOİ değeridir ve yapılan deney sonucu 6 gr O_2/L bulunmuştur.

Yukarıdaki formül kullanıldığında kontrol şişelerine substrat olarak eklenmesi gereken glukoz çözeltisi miktarı 37,5 ml olarak bulunmuştur.

3.5.8. Üretilen biyogazın ölçülmesi

Deney süresince başta hergün daha sonra ikigünde bir ve beş günde bir biyogaz ve metan ölçümleri yapılmıştır. Biyogaz ölçümü için hacimsel yer değiştirme metodu kullanılmıştır. Bu amaçla Şekil 3.2'de verilen deney düzeneği kullanılmıştır.



Şekil 3.2. Biyogaz miktarı ölçüm düzeneği

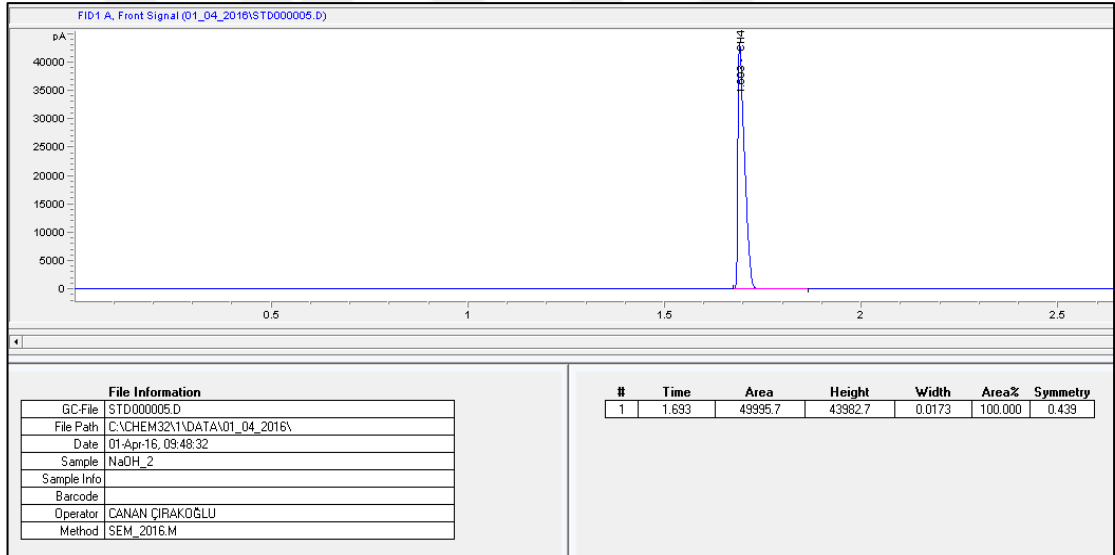
Düzenekte BMP şişesindeki biyogaz şırınga yardımıyla içerisinde çözelti bulunan erlene aktarılmış ve erlene aktarılan biyogaz hacmi kadar çözelti hacmi ölçülü silindire aktarılmıştır. Erlende bulunan yerdeğiştirme çözeltisi Standart Metot 2720'ye göre hazırlanan asidik tuz çözeltisidir. Böylece CO₂ 'nin sudaki çözünürlüğü engellenmiştir. Çözelti Na₂SO₄ (200 gr), derişik H₂SO₄ (30 ml) ve metil oranjin (2 damla) saf suda çözülerek 1 L'ye tamamlanması ile hazırlanmıştır.

3.5.9. Üretilen Metanın Ölçülmesi

Şişelerde oluşan biyogaz ölçülmeden önce şırınga yardımıyla 0,2 ml biyogaz numunesi alınarak, biyogaz içerisindeki metan yüzdesi gaz kromatografi cihazı ile ölçülmüştür. BMP reaktörleri içerisinde oluşan CH₄ Agilent Technologies 7890A gaz kromatografi si (GC) cihazı ile tespit edilmiştir. Şekil 3.3'te metan ölçümlerinde kullnilangaz kromatografisi cihazı görülmektedir. Şekil 3.4'te ise gaz kromatografik CH₄ ölçümlerine bir örnek verilmiştir.



Şekil 3.3. Gaz kromatografi cihazı



Şekil 3.4. Gaz kromatografisi biyogaz içerisinde ki metan kompozisyonunun belirlenmesi

CH₄ gazının biyogaz içerisindeki yüzdesi pik alanlarının hesaplanması ile bulunmuştur. Gaz bileşenlerinden CH₄ gazının % miktarının hesaplanmasında eşitlik (3.5) kullanılmıştır (Ünşar 2013).

$$\% \text{ Metan İçeriği} = \frac{A_1 * (0,995)}{A_2} * 100 \quad (3.5)$$

A_1 , numuneye ait CH_4 gazının pik alanını, A_2 ise %99,5 saf CH_4 gazının pik alanını belirtmektedir.

BMP şişelerinde üretilen metan miktarının hesaplanmasında aşağıda verilen eşitlik (3.6) kullanılmıştır (Ünşar 2013).

$$\text{mL } CH_4 = \left(\frac{V_h \cdot (P_2 - P_1)}{100} * \frac{273,15}{T_1 + 273,15} \right) + \left(\frac{V_g \cdot (P_2 + P_1) * 0,5}{100} * \frac{273,15}{T_2 + 273,15} \right) \quad (3.6)$$

V_h , BMP reaktöründeki boşluk hacmini, P_1 ve P_2 ard arda ölçüm günlerinde ölçülen metan gazının % değerlerini, T_1 inkübasyon sıcaklığını ($^{\circ}C$), T_2 normal şartlar altındaki sıcaklık ($^{\circ}C$) değerini, V_g ise ölçülen biyogaz hacmini belirtmektedir.

BMP reaktöründeki boşluk hacminin (V_h) hesaplanmasında ise Eşitlik (3.7) kullanılmıştır (Ünşar 2013).

$$V_h = D_0 - D \quad (3.7)$$

Eşitlikte yer alan D_0 su dolu BMP reaktörünün ağırlığını, D ise BMP reaktörü ile numune, aşş ve çözeltilerin beraber tartılan son ağırlığını temsil etmektedir.

Ham çamur, kavite edilmiş çamur, NaOH ilaveli kavite çamur, $Ca(OH)_2$ ilaveli kavite çamur ve H_2O_2 ilaveli kavite çamur substrat olarak kullanılmış ve hangisinin daha fazla metan üretim potansiyeline sahip olduğu detayları verilen BMP testleriyle belirlenmiştir.

3.6. Hidrodinamik Kavite Destekli Yöntemlerin Enerji Verimliliği ve Maliyetler Bazında Değerlendirilmesi

Bu paketin sonunda tez kapsamında denenen hidrodinamik kavite destekli yöntemlerin dezentegrasyon/kavite verimliliği hesaplamaları yapılmıştır. Kavite verimliliği, gözlemlenen kavite etkisinin (ulaşılan dezentegrasyon derecesi) sisteme verilen enerji miktarına oranı şeklinde tanımlanmaktadır (Badve ve ark. 2013).

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Atık Aktif Çamurun Hidrodinamik Kaviteyle Dezentegrasyonu

Kavite denemeleri Şekil 4.1’de görülen orifis plakalı kavite cihazı ile yürütülmüştür. Kullanılan sistem 20lt hacminde paslanmaz çelikten yapılmış bir reaktör, 1,5 kw motor gücüne sahip dikey milli santrifüj pompa ve kavite oluştuğu orifis kısmından oluşmaktadır. Pompanın deşarj kısmına bağlı olan boru, ana hat ve bypass hattı olmak üzere dallanmaktadır. Ana hat üzerine takılan farklı delik çaplarına sahip orifis plakaları farklı yoğunluklarda ve özelliklerde kavite oluşumunu mümkün kılmıştır.



Şekil 4.1. Yürütülen hidrodinamik kavite denemeleri

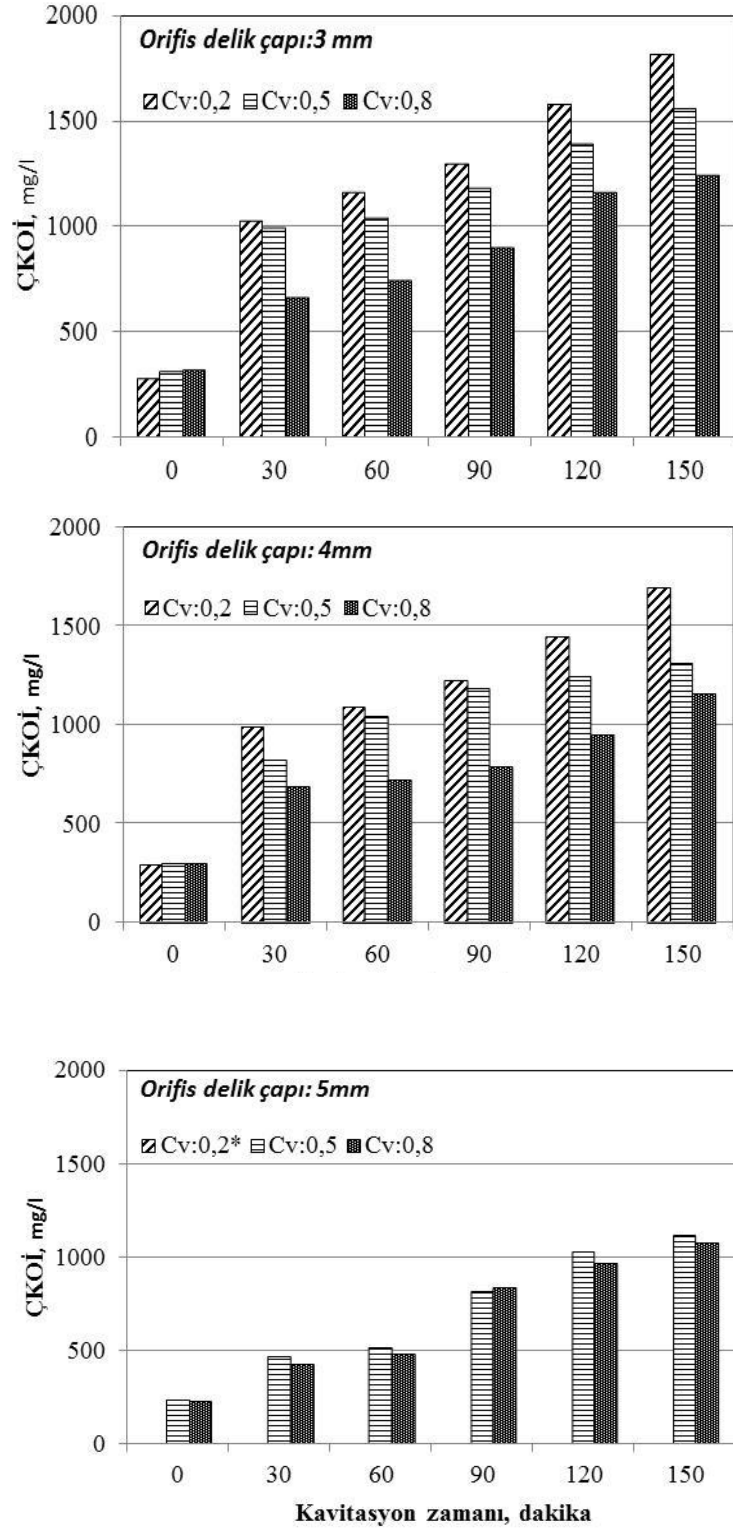
Çalışmanın ilk 9 denemesinde yöntemde en iyi performansın alındığı orifis plakası delik çapı ile kavite sayısının belirlenmesi amaçlanmıştır. Orifis plakalarının kullanıldığı hidrodinamik kavite sistemlerinde delik çaplarının genellikle 5 mm’den küçük olduğu literatürden bilinmektedir. İlk 9 deneme kapsamında denenecek orifis plakalarındaki delik çapları literatürle uyumlu olarak 2, 3 ve 4 mm olarak seçilmiştir.

Ancak 2 mm delik çapı ile yapılan denemelerde, çalışmada kullanılan gıda sanayi çamurunun katı madde içeriğine bağlı olarak orifis deliği sık sık tıkanmış, denemelerin sağlıklı bir şekilde tamamlanması mümkün olmamıştır.

Bu sebepten ötürü 2 mm'lik deneme yerine 5 mm'lik denemenin yapılmasına karar verilmiştir. Sonuç olarak ilk 9 deneme kapsamında 3, 4 ve 5 mm çaplı plakalar kullanılmıştır. Her bir orifis plakası için anahat üzerindeki vanayı açıp-kapamak suretiyle orifisten geçen sıvının hızının değiştirilmesi ve kavitasyon sayısının 0,2, 0,5 ve 0,8'e ayarlanmıştır. Ancak 5 mm orifis plakası ile yapılan çalışmalarda kavitasyon sayısını 0,2'ye ayarlamak mümkün olmamıştır. Zira anahat üzerindeki vana tamamen kapatıldığında orifisten geçen çamur maksimum hızına ulaşmakta, bu maksimum hızdaki kavitasyon sayısı 0,2'den büyük olmaktadır. Bu sebeple 5 mm'lik orifis plakaları kullanıldığında kavitasyon sayılarının 0,5 ve 0,8 olarak ayarlandığı şartlarda denemeler yapılabilmektedir.

Kavite edilen çamurlardan kavitasyonun 0., 30., 60., 90., 120. ve 150. dakikalarında örnekler alınmış ve tüm örneklerde ÇKOİ, ÇTKN, ÇTP, AKM ve UAKM parametreleri belirlenmiştir. Optimum orifis çapı ve kavitasyon katsayısının belirlenmesinde, ÇKOİ ve ÇTKN parametreleri gözönünde bulundurulmuştur.

Ham çamurun ÇKOİ değeri 300 mg/l civarında olup, bu değer tüm denemelerde kavitasyon süresine bağlı olarak artmıştır. 3 ve 4 mm'lik orifis çapının kullanıldığı denemelerde en belirgin artış 30 dakikanın sonunda meydana gelirken, 5 mm'lik orifis çapının kullanıldığı denemelerde 60-90 dakika arasında meydana gelen artış daha fazla olmuştur. 150 dakikalık bir kavitasyonun ardından ulaşılan ÇKOİ değerleri kullanılan orifis çapı ve kavitasyon sayısına bağlı olarak 1000 ile 1800 mg/l arasında değişmektedir. Ulaşılan maksimum ÇKOİ değeri 3 mm'lik delik çapının kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2'ye ayarlandığı şartlarda elde edilmiştir. Farklı orifis çapı ve kavitasyon sayısı şartlarında ÇKOİ'nin kavitasyon süresine bağlı olarak gösterdiği değişim Şekil 4.2'de görülmektedir.



Şekil 4.2. Farklı orifis delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki ÇKOİ değerlerinin zamana bağlı değişimi

İlk 9 denemede yapılan deneyler boyunca ÇKOİ parametresinin değerlerine dair istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.1’de belirtilmiştir. Çizelge 4.1’e göre zaman ve kavitasyon katsayı ile çamurda ki ÇKOİ konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. Kavitasyon katsayısı ve zaman arasında ki interaksiyon ise yapılan 9 denemede de $p < 0,001$ düzeyinde istatistiki anlamlılık göstermiştir.

Çizelge 4.1. Kavitasyon katsayısı ve zamanın ÇKOİ konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
3mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	596471	2	3229,998*
	Zaman	1695104	5	9179,263*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	35404	10	191,719*
	Hata	184,667	36	
4 mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	570338	2	8491,39*
	Zaman	1296305	5	19299,83*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	41449	10	617,10*
	Hata	67,16	36	
5mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	6806,3	1	62,875*
	Zaman	697949,6	5	6447,572*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	1234,1	5	11,400*
	Hata	108,25	24	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli

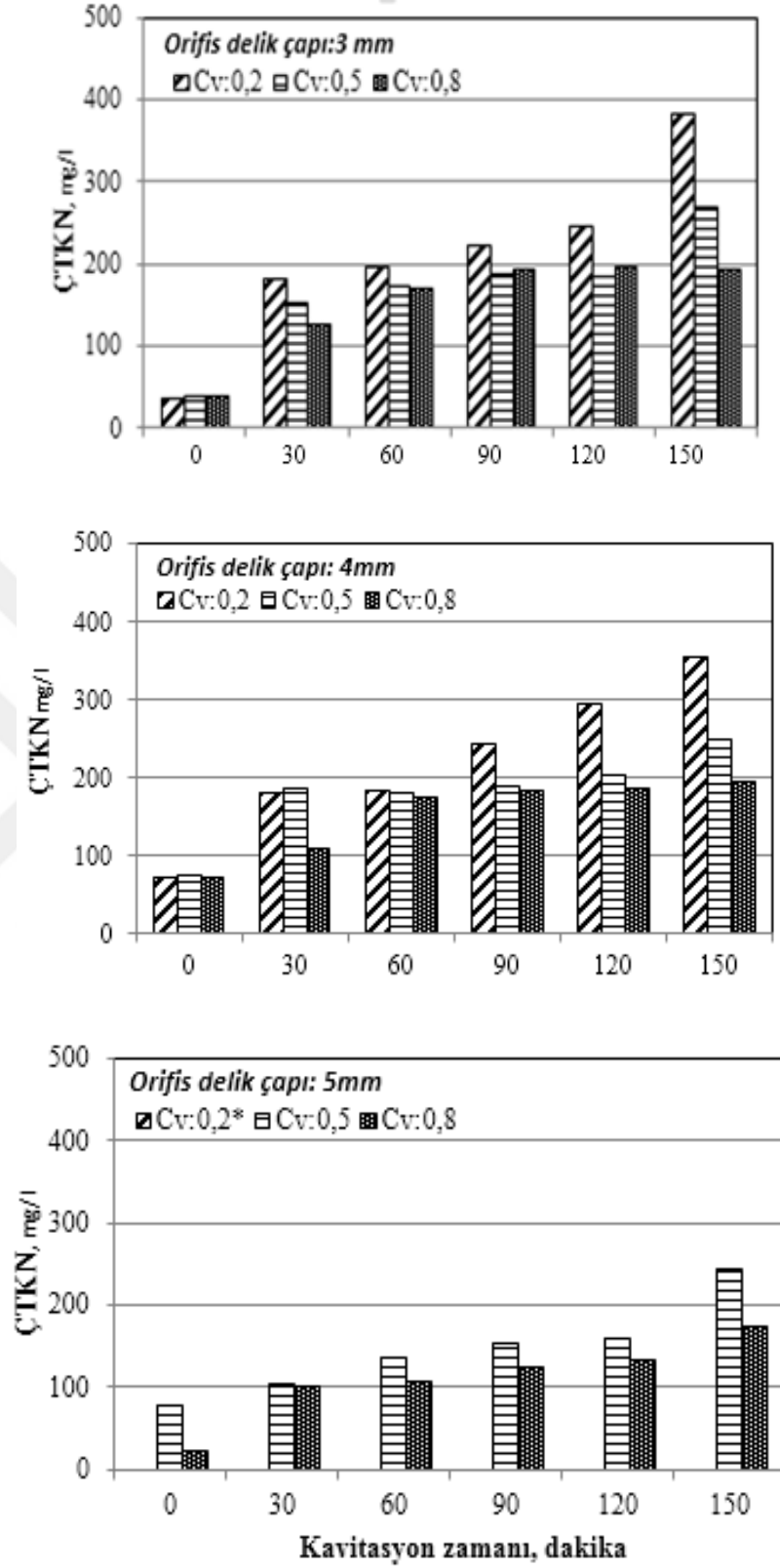
Elde edilen ÇKOİ değerlerinden hesaplanan dezentegrasyon dereceleri ise Çizelge 4.2’de verilmiştir. Çizelgeden de görüldüğü üzere elde edilen dezentegrasyon dereceleri tüm denemelerde dezentegrasyon süresine bağlı olarak artış göstermektedir. 150 dakika süren toplam dezentegrasyon süresi sonunda çalışmada kullanılan atık aktif çamur %31,7 ile %58,6 arasında değişen oranlarda dezentegre olmuştur.

Lee ve Han (2013) yaptıkları hidrodinamik kaviteleme çalışmasında 1 mm çaplı 27 deliğin bulunduğu bir orifis plakası kullanarak %11,52-23,16 arasında dezenteleşme derecelerine ulaşmışlardır. Dezenteleşme derecelerinin bu çalışmaya göre çok daha düşük olmasının nedeninin kısa (20 dk.) işlem süresi olduğu düşünülmektedir. Machnicka ve ark. (2009) çamur dezenteleşmesinde 1,2 mm'lik nozzle içeren hidrodinamik kaviteleme sistemi kullanmışlardır. Yaptıkları çalışmada 15 dakikalık işlem sonunda %15, 90 dakikalık işlem sonrasında ise %54'lük dezenteleşme derecesine ulaştıklarını bildirmişlerdir.

Çizelge 4.2. Farklı delik çapı ve kaviteleme sayısıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurlar için hesaplanan dezenteleşme dereceleri

Deney no	Orifis çapı	Kaviteleme sayısı	Dezenteleşme derecesi (%)				
			30.dak	60.dak	90.dak	120.dak	150.dak
1	3	0,2	28,7	33,7	38,8	49,7	58,6
2	3	0,5	26,3	28,1	33,7	41,7	48,2
3	3	0,8	13,4	16,4	22,6	32,7	35,6
4	4	0,2	26,8	30,5	35,8	44,3	53,8
5	4	0,5	20,2	28,7	34,1	36,4	38,9
6	4	0,8	15,0	16,2	18,9	25,1	32,9
7	5	0,2	Bu Değer Sağlanamamıştır.				
8	5	0,5	8,7	10,5	21,7	29,7	32,8
9	5	0,8	7,5	9,5	22,8	27,7	31,7

Farklı orifis çapı ve kaviteleme sayısı şartlarında ÇTKN değerinin kaviteleme süresine bağlı olarak gösterdiği değişim Şekil 4.3'te görülmektedir.



Şekil 4.3. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki ÇTKN değerinin zamana bağlı değişimi

Belirlenen parametrelerin zamana bağılı değişiminin ÇKOİ verilerinin değişimiyle paralellik gösterdiği tespit edilmiştir. Kavıtasyonun sonundaki en yüksek ÇTKN değerleri, 3 ve 4 mm'lik orifis plakalarının kullanıldığı ve kavıtasyon sayısının 0,2'ye ayarlandığı şartlarda tespit edilmiştir. Ancak başlangıç ÇTKN değerleri gözönüne alındığında 3mm'lik orifis plakasının kullanıldığı ve kavıtasyon sayısının 0,2'ye ayarlandığı durumda meydana gelen artışın daha belirgin olduğu görülmüştür.

İlk 9 denemede yapılan deneyler boyunca ÇTKN parametresinin değerlerine dair istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.3'te belirtilmiştir. Çizelge 4.3'e göre zaman ve kavıtasyon katsayı ile çamurda ki ÇTKN konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. Kavıtasyon katsayısı ve zaman arasında ki interaksyon ise yapılan 9 denemede de $p < 0,001$ düzeyinde istatistiki anlamlılık göstermiştir.

Çizelge 4.3. Kavıtasyon katsayısı ve zamanın ÇTKN konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

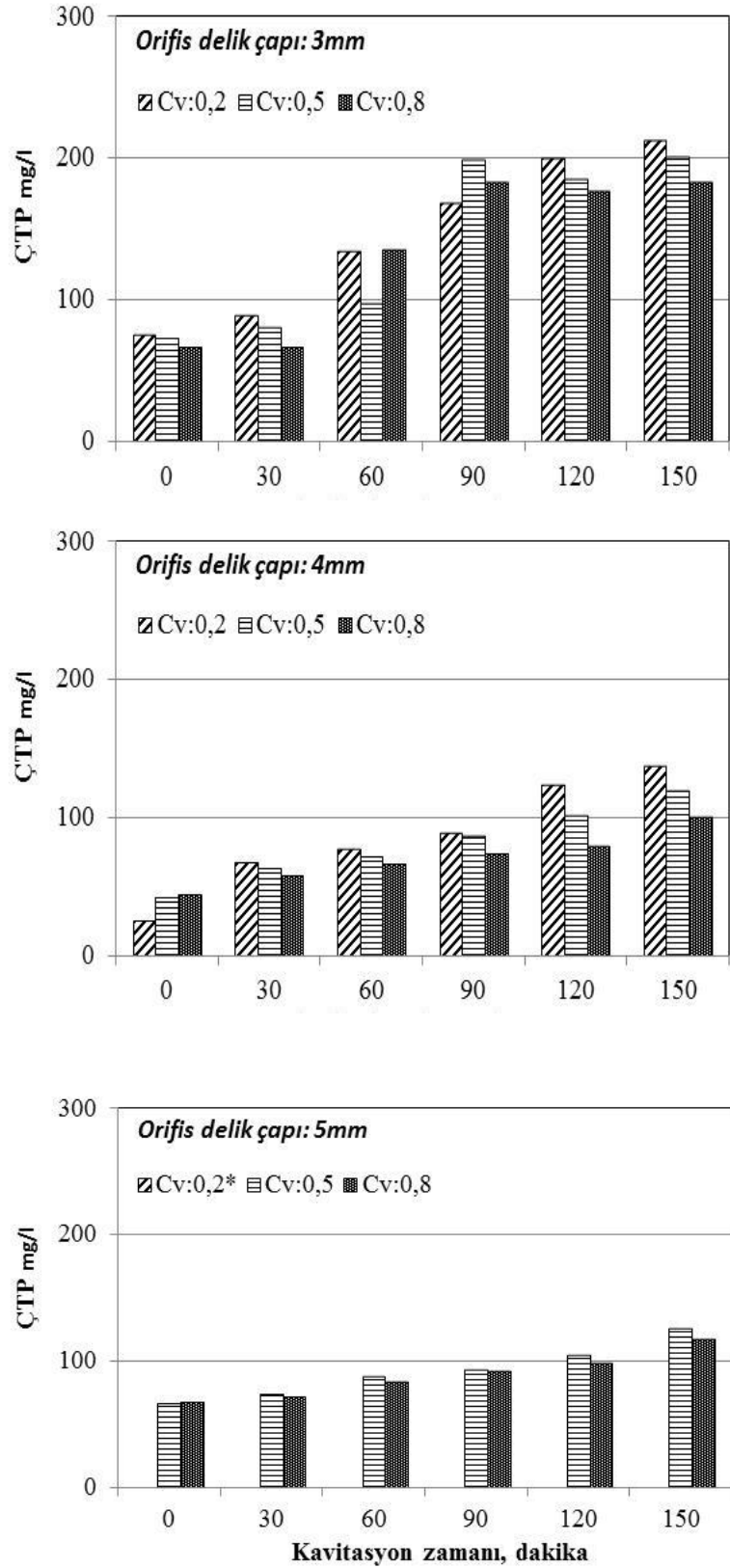
	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
3mm orifis plakası	Kavıtasyon Katsayısı	15778,59	2	5447,12*
	Zaman	59111,71	5	20393,77*
	Kavıtasyon Katsayısı x Zaman	3491,84	10	1204,70*
	Hata	2,898	36	
4 mm orifis plakası	Kavıtasyon Katsayısı	21062,52	2	12473,97*
	Zaman	39933,37	5	23649,94*
	Kavıtasyon Katsayısı x Zaman	3511,26	10	2079,49*
	Hata	1,688	36	
5mm orifis plakası	Kavıtasyon Katsayısı	11881	1	604,852*
	Zaman	16628,80	5	8964,313*
	Kavıtasyon Katsayısı x Zaman	824	5	444,636*
	Hata	1,855	24	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli

Farklı orifis çapı ve kavitasyon sayısı şartlarında ÇTP değerinin kavitasyon süresine bağlı olarak gösterdiği değişim Şekil 4.4'de verilmiştir. Atık aktif çamur örneğindeki ÇTP değerleri numunenin alındığı zamana göre 25 ile 75 mg/l arasında değişmektedir. Uygulanan hidrodinamik kavitasyon yöntemi ÇTP içeriklerinde de artışa neden olmuştur. Özellikle kavitasyonun ilk 90 dakikasında meydana gelen artışlar daha belirgin olup, 90 dakikadan sonra ÇTP değerleri hafif artış eğilimi göstermiştir. 150. dakika sonunda ulaşılan değerler değişen çalışma şartlarına bağlı olarak 100 ile 212 mg/l arasında değişmektedir. Kavitasyonun sonundaki en yüksek ÇTP değeri 3 mm'lik orifis plakasının kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2'ye ayarlandığı şartlarda tespit edilmiştir.

İlk 9 denemede yapılan deneylerde ÇTP parametresinin değerlerine ait istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.4'te verilmiştir. Çizelge 4.4'e göre kavitasyon katsayısının ÇTP konsantrasyonu üzerinde $p < 0,1$ düzeyinde, zamanın ise $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki bulunmuştur. Kavitasyon katsayısı ve zaman arasında ki interaksiyon ise yapılan 9 denemede de $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel anlamlılık göstermiştir.

Machnicka ve ark.'nın 2009 yılında yaptıkları çalışmada, çamura hidrodinamik kavitasyon işlemi uygulamışlar ve ÇTP değerinin ilk 15 dakikada 24 mg/l'den 186 mg/l'ye ulaştığını belirtmişlerdir. Bu artışa sebep olarak, enerji üretimi ve büyüme için fosforu hücrelerinde kullanan atık aktif çamur mikro organizmalarının, kavitasyon süresince parçalanmasını ve fosforun ortama geçmesini göstermişlerdir.



Şekil 4.4. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki ÇTP değerlerinin zamana bağlı değişimi

Çizelge 4.4. Kavite katsayısı ve zamanın ÇTP konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

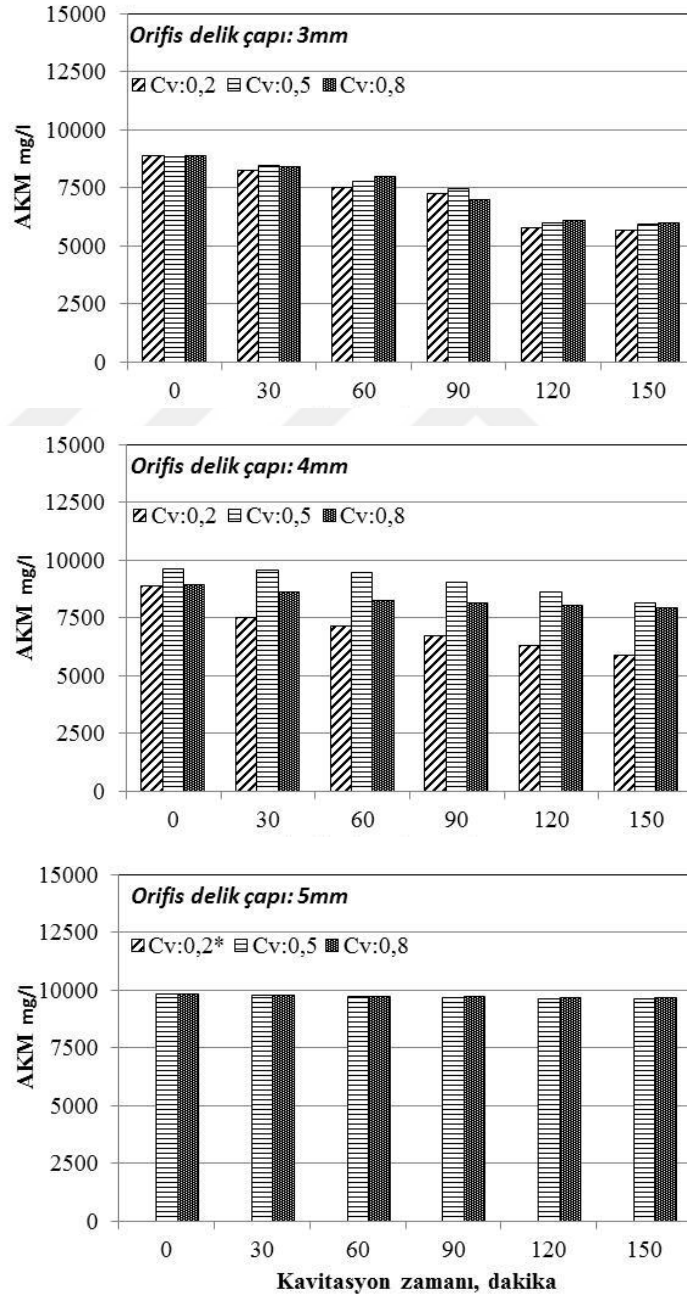
	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F_{istatistik}
3mm orifis plakası	Kavite Katsayısı	27763,30	2	4,13**
	Zaman	43550,04	5	6,48*
	Kavite Katsayısı x Zaman	30101,74	10	4,48*
	Hata	6711,215	36	
4 mm orifis plakası	Kavite Katsayısı	1197,147	2	675,083*
	Zaman	7443,563	5	4197,498*
	Kavite Katsayısı x Zaman	377,853	10	213,075*
	Hata	1,773	36	
5 mm orifis plakası	Kavite Katsayısı	74,274	1	32,995*
	Zaman	2291,584	5	1018,356*
	Kavite Katsayısı x Zaman	25,331	5	11,257*
	Hata	2,25	24	

*p<0,001 düzeyinde önemli, ** p<0,1 düzeyinde önemli

Farklı orifis çapı ve kavite sayısı şartlarında kavite olan çamurların AKM ve UAKM değerlerinin kavite süresine bağlı olarak gösterdiği değişim sırasıyla Şekil 4.5 ve Şekil 4.6 'da verilmiştir.

3 mm delik çapına sahip orifis plakasının kullanıldığı denemelerde kavite başlangıcında ki AKM değeri yaklaşık 8900 mg/l iken kavite süresince azalma eğilimi göstermiş ve 150 dakikanın sonunda ortalama 5900 mg/l seviyelerine düşmüştür. 150 dakikanın sonunda çamur AKM içeriğinde meydana gelen azalma 0,2, 0,5 ve 0,8 kavite sayıları için sırasıyla %36,2, %32,5 ve %32,0 olarak bulunmuştur. 4 mm delik çapına sahip orifis plakasının kullanıldığı denemelerde de AKM değerleri kavite süresince düşme eğilimi göstermiştir. Ancak meydana gelen azalma 3 mm'lik orifis plakasının kullanıldığı denemelere göre daha az olmuştur.

150 dakikanın sonunda çamur AKM içeriğinde meydana gelen azalma 0,2, 0,5 ve 0,8 kavitasyon sayıları için sırasıyla %33,9, %15,4 ve %11,0 olarak bulunmuştur. 5 mm delik çapına sahip orifis plakasının kullanıldığı denemelerde ise çamurun AKM içeriği kavitasyon süresine bağlı olarak belirgin bir değişim göstermemiştir. Çamurun AKM içeriği başlangıç değerlerine göre %1,5 ile %2 arasında azalma gösterebilmiştir.



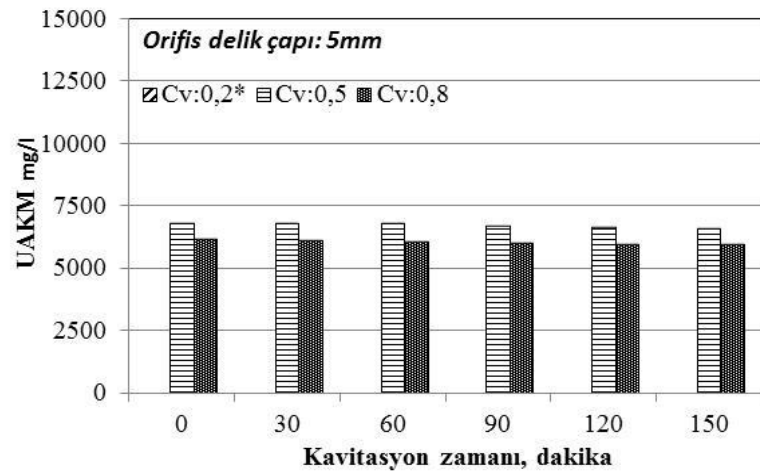
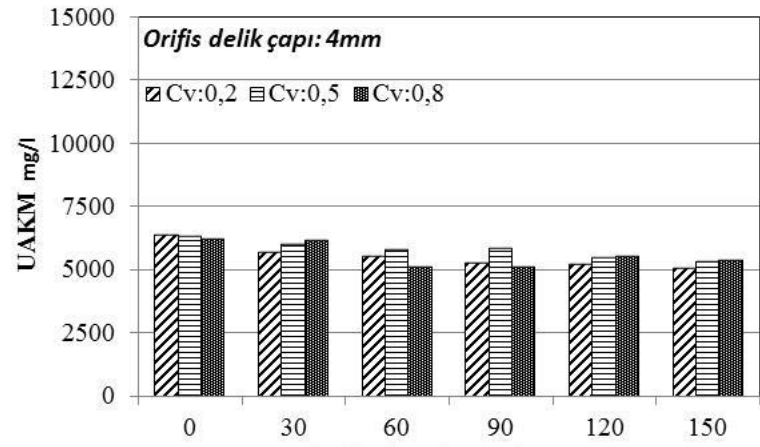
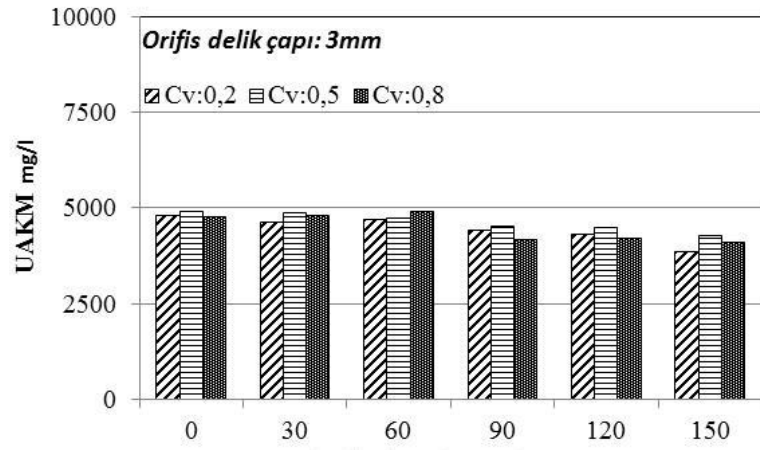
Şekil 4.5. Farklı delik çapı ve kavitasyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki AKM değerlerinin zamana bağlı değişimi

Chanda (2012) yaptığı çalışmada hidrodinamik kavitasyon uygulamasının çamur AKM içeriğini 90 dakika sonunda % 6 düşürdüğünü, hidrodinamik kavitasyonun ozonla birlikte uygulanması durumunda ise AKM içeriğinin aynı süre sonunda %31 oranında azaldığını bulmuşlardır.

2 mm'lik deliğe sahip bir orifis plakasının kullanıldığı çalışmada kullanılan pompanın maksimum 515 kPa basınçla çamuru pompalayabildiği ve orifisten geçen çamur hızının 4.9 Lpm olduğu ifade edilmiştir. Bu çalışmada ulaşılan orifisten geçiş hızları çok daha yüksek olduğundan çamur AKM içeriğinin daha fazla azalabildiği düşünülmektedir.

Hidrodinamik kavitasyonla benzer etkilerin gözlemlendiği ultrasonik kavitasyon uygulaması da çamurun AKM içeriğinde azalmaya neden olmaktadır. Gündüz (2009) çamura uygulanan ultrasonik kavitasyonun, (100000kj/kg toplam katı) çamur AKM içeriğini %48 oranında azalttığını tespit etmiştir.

Çamur UAKM içeriğindeki kavitasyon süresine bağlı değişimler incelendiğinde (Şekil 4.6), 3 ve 4 mm delik çapına sahip orifis plakalarının kullanıldığı denemelerde AKM içeriğindeki azalmaya benzer bir azalma eğiliminin olduğu görülmektedir. 3 mm'lik orifis plakalarının kullanıldığı denemelerde, 150 dakikanın sonunda çamurun UAKM içeriğinde meydana gelen azalma 0,2, 0,5 ve 0,8 kavitasyon sayıları için sırasıyla %20,3, %12,4 ve %11,0 olarak bulunmuştur. 4 mm'lik orifis plakalarının kullanıldığı denemelerde ise, 150 dakikanın sonunda çamurun UAKM içeriğinde meydana gelen azalma 0,2, 0,5 ve 0,8 kavitasyon sayıları için sırasıyla %20,8, %15,4 ve %13,6 olarak bulunmuştur. 5 mm'lik deliğe sahip orifis plakasının kullanıldığı denemelerde çamurun UAKM içeriklerinde belirgin bir değişim meydana gelmemiştir.



Şekil 4.6. Farklı delik çapı ve kaviteyon sayılarıyla yürütülen denemelerde kavite edilen çamurdaki UAKM değerlerinin zamana bağlı değişimi

İlk 9 denemede yapılan deneylerde AKM parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.5'te verilmiştir. Çizelge 4.5'e göre 5 mm'lik orifis plakasıyla yapılan denemelerde kavitasyon katsayısı ile AKM konsantrasyonu arasında $0,001 < p < 0,1$ düzeyinde 3 ve 4 mm için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir önem fark edilmiştir. Kavitasyon katsayısı ve zaman arasında ki interaksiyonda da 5 mm ile çalışıldığında istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık saptamazken, 3mm ve 4mm için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiki bir önem belirlenmiştir.

Çizelge 4.5. Kavitasyon katsayısı ve zamanın AKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
3mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	2243529	2	2263,397*
	Zaman	3405230	5	3435,385*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	100777	10	101,669*
	Hata	991,222	36	
4 mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	2200572	2	12198,17*
	Zaman	2875713	5	1594,06*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	185514	10	102,83*
	Hata	1804,019	36	
5mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	5426,78	1	2,977**
	Zaman	26472,47	5	14,522*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	442,51	5	0,242***
	Hata	1822,889	24	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli, ** $0,001 < p < 0,1$ düzeyinde önemli, *** $p > 0,1$ düzeyinde önemli

İlk 9 denemede yapılan deneylerde UAKM parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.6'da verilmiştir. Çizelge 4.6'ya göre 5 mm'lik orifis plakasıyla yapılan denemelerde kavitasyon katsayısı ile UAKM konsantrasyonu arasında $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir önem fark edilmiştir.

Kavitasyon katsayısı ve zaman arasındaki interaksyonda da 5 mm ile çalışıldığında istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık saptanmazken, 3 mm ve 4 mm için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiki bir önem belirlenmiştir.

Çizelge 4.6. Kavitasyon katsayısı ve zamanın UAKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F_{istatistik}
3mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	2544305	2	1340,951*
	Zaman	278259	5	146,653*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	31651	10	16,682*
	Hata	1897,389	36	
4 mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	1583332	2	15914,34*
	Zaman	443375	5	445,64*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	61235	10	61,55*
	Hata	994,90	36	
5mm orifis plakası	Kavitasyon Katsayısı	4405801	1	3942,551*
	Zaman	54019	5	48,339*
	Kavitasyon Katsayısı x Zaman	715	5	0,640***
	Hata	1117,5	24	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli, ** $p < 0,1$ düzeyinde önemli, *** $p > 0,1$ önemli değil

İlk 9 denemeye ait sonuçların değerlendirilmesi neticesinde, maksimum dezentegrasyonun 3 mm delik çaplı orifis plakasının kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 olarak ayarlandığı şartlarda gerçekleştiği sonucuna varılmıştır.

Vichare ve ark. (2000) yaptığı çalışmada düşük kavitasyon sayılarındaki potasyum iyodür bozunması sonucu daha yüksek miktarlarda iyotun açığa çıktığını belirtmiştir. Saharan ve ark. (2013) atıksu arıtımı uygulamalarında optimum kavitasyon katsayısı 0.15 ile 0.25 arasında değiştiğini ifade etmişlerdir. Kuldeep ve ark. (2014) en iyi kavitasyon aktivitesi için kavitasyon katsayısının 0.1 ile 0.2 arasında olması gerektiğini belirtmişlerdir.

Atık aktif çamurun dezentegrasyonu sonucu ÇKOİ değerlerinde gözlenen artışı etkileyen bir diğer önemli faktör kullanılan delik çapıdır. Vichare ve ark. (2000) yaptığı çalışmada serbest iyot miktarının delik çapı arttıkça azaldığını gözlemlemiştir. Zhang ve ark. (2013) ise rhodamine B parçalanmasının delik çapı arttıkça arttığını bulmuştur.

Optimum delik çapı hedef kirletici için gerekli olan kavitasyon yoğunluğuna göre değişmektedir (Chanda 2012). Bu çalışmada çamurun çözünürlüğü delik çapı büyüdükçe azalmıştır. Genel olarak incelenen parametreler itibarıyla en iyi dezentegrasyon sonuçları 3mm delik çaplı orifis plakası ile elde edilmiştir.

4.2. Atık Aktif Çamurun Kimyasal Madde İlaveli Hidrodinamik Kavitasyonla Dezentegrasyonu

Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon denemelerinde 3 mm delik çaplı orifis plakası kullanılmış ve kavitasyon sayısı 0,2'ye ayarlanmıştır. Yapılan denemeler bu şartlar sabit tutulmak üzere değişen miktarda kimyasal madde ilaveleriyle gerçekleştirilmiştir.

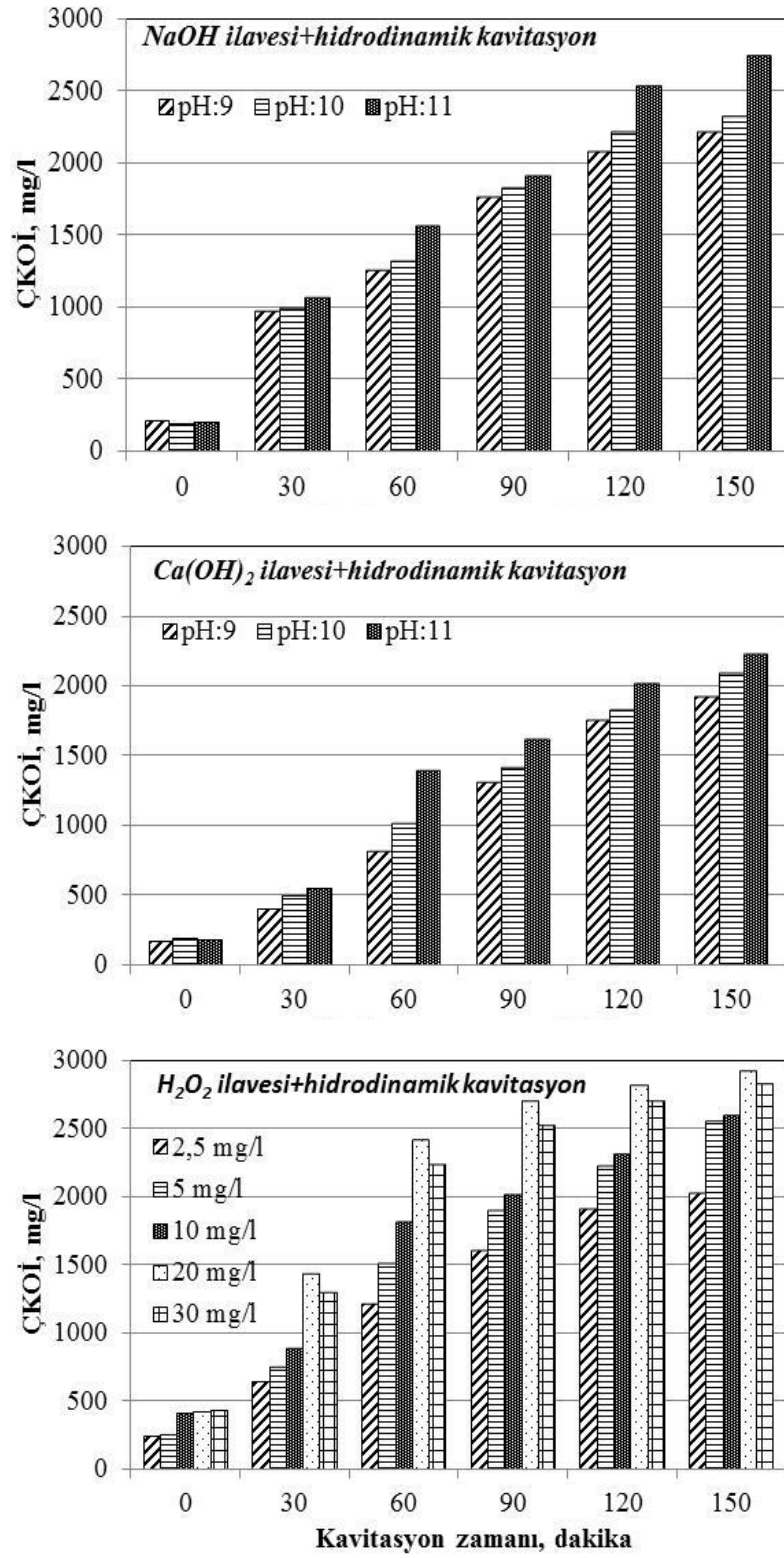
NaOH ilavesiyle gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon denemesinde, çamur örneklerine pH'ı 9, 10 ve 11 olacak şekilde NaOH çözeltisi ilave edilmiş ve kavitasyon süresince ayarlanan pH değerleri sabit tutulmaya çalışılmıştır.

Şekil 4.7 'de verilen ÇKOİ değerlerinde de görüldüğü gibi NaOH ilavesi sistem performansına olumlu yönde etki yapmıştır. pH'ın 11'e ayarlandığı denemede en yüksek ÇKOİ değerlerine ulaşılmıştır. Lin ve ark. (1997) atık aktif çamurun 0,01 ile 0,4 g NaOH/g kuru madde dozuyla alkali dezentegrasyonunda çamurdaki çözünür organik maddenin önemli derecede arttığını vurgulamışlardır. Bu çalışmada pH=11 değerini sağlamak için kullanılan NaOH dozu 0,057 g NaOH/g kuru madde olup, ÇKOİ parametresi itibarıyla en etkili dezentegrasyon bu dozla sağlanmıştır.

Ca(OH)₂ ile yapılan denemeler incelendiğinde de benzer şekilde ÇKOİ değerlerinde bir artış tespit edilmiştir. pH'ın 11'e ayarlandığı denemede en yüksek ÇKOİ değerlerine ulaşılmıştır. Ancak meydana gelen bu artış NaOH ilaveli denemelere göre daha düşük oranlarda gerçekleşmiştir.

Mevcut literatürden de bilindiği gibi NaOH ile yapılan ön işlemler KOH, Ca(OH)₂, ve Mg(OH)₂ maddeleri ile yapılan uygulamalara göre ÇKOİ içeriğini daha fazla arttırmaktadır. Monobazik alkali reaktiflerdeki iyonik bağ kuvveti dibazik alkali reaktiflere göre daha zayıftır. Bu sebeple hidrodinamik/ultrasonik kavitasyonla hidroksil radikali oluşumu daha kolay gerçekleşmekte ve dolayısıyla daha fazla radikalın çamur üzerinde etkili olması sağlanmaktadır (Penaud ve ark. 1999, Lee ve Han 2013).

Hidrojen peroksit ilaveli yöntemlerde ise optimum dozun 20 mg/l olduğu belirlenmiştir. Bu şartlarda ulaşılan ÇKOİ değeri 2925 mg/l olup, tüm denemelerde ulaşılan en yüksek değerdir. H₂O₂ mikroorganizmaların hücre duvarlarını parçalayabilen güçlü bir oksidanttır, sitoplazmanın salınmasını sağladığı gibi pek çok dirençli organik bileşiğin oksidasyonunu da gerçekleştirmektedir. Yapılan pek çok çalışma H₂O₂ destekli proseslerin etkili bir ileri oksidasyon prosesi olduğunu göstermektedir (Wong ve ark. 2006, Ya-Wei ve ark. 2015).



Şekil 4.7. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki ÇKOİ değerleri

Hidrojen peroksitli denemelerde 30 mg/l H₂O₂ eklenmesi mineralizasyona neden olduğundan dolayı daha düşük ÇKOİ değerlerinin elde edildiği düşünülmektedir. Bu duruma benzer olarak Wang ve diğ. (2009) yaptığı çalışmada yüksek H₂O₂ dozlarında mineralizasyondaki artışın çözünürlükteki artıştan daha hızlı olduğunu vurgulamıştır.

Grubel ve Suschka'nın 2015 yılında yaptıkları bir çalışmada atık aktif çamura hidrodinamik kavitasyon ile birlikte değişik pH'ları sağlayacak şekilde NaOH ilave yapılmış ve kimyasal ilavesinin sistem üzerindeki etkisi belirlemek istemişlerdir. Yaptıkları çalışmada. NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyonun (10 pH, 30 dakika) sadece hidrodinamik kavitasyon uygulanan denemlere göre ek olarak ÇKOİ içeriğinde %12'lik bir artışa neden olduğunu vurgulamışlardır.

Bu çalışmada da NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyon uygulandığında (10 pH, 30 dakika), sadece hidrodinamik kavitasyon uygulamasına ek olarak ÇKOİ içeriğinde % 9'luk artış gözlenmiştir.

Kimyasal ilavesi ile yapılan deneylerde ÇKOİ parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.7 ve 4.8'de verilmiştir. Çizelge 4.7'ye göre zaman ve pH ile çamurda ki ÇKOİ konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. Kavitasyon katsayısı ve zaman arasında ki interaksiyon ise kimyasal ilaveli tüm deneylerde p<0,001 düzeyinde istatistiki anlamlılık göstermiştir. Çizelge 4.8'e göre ise doz ve zaman ile çamurda ki ÇKOİ konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.7. pH ve zamanın ÇKOİ konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
NaOH	pH	147661	2	201,71*
	Zaman	7784458	5	10633,70*
	pH x Zaman	188215	10	527,15*
	Hata	732,055	36	
Ca(OH)₂	pH	320459	2	374,903*
	Zaman	5105042	5	5972,362*
	pH x Zaman	29618	10	34,650*
	Hata	854,777	36	

*p<0,001 düzeyinde önemli

Çizelge 4. 8. Doz ve zamanın ÇKOİ konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
H₂O₂	Doz	2198839	4	811,001*
	Zaman	1173602	5	4328,596*
	Doz x Zaman	107118	20	39,508*
	Hata	2711,267	60	

*p<0,001 düzeyinde önemli

Elde edilen ÇKOİ değerlerinden hesaplanan dezenteegrasyon dereceleri ise Çizelge 4.9'da verilmiştir. Çizelgeden de anlaşıldığı üzere elde edilen dezenteegrasyon dereceleri tüm denemelerde dezenteegrasyon süresine bağlı olarak artış göstermektedir. 150 dakika süren toplam dezenteegrasyon süresi sonunda çalışmada kullanılan atık aktif çamur %64 ile %100 arasında değişen oranlarda dezenteegre olmuştur.

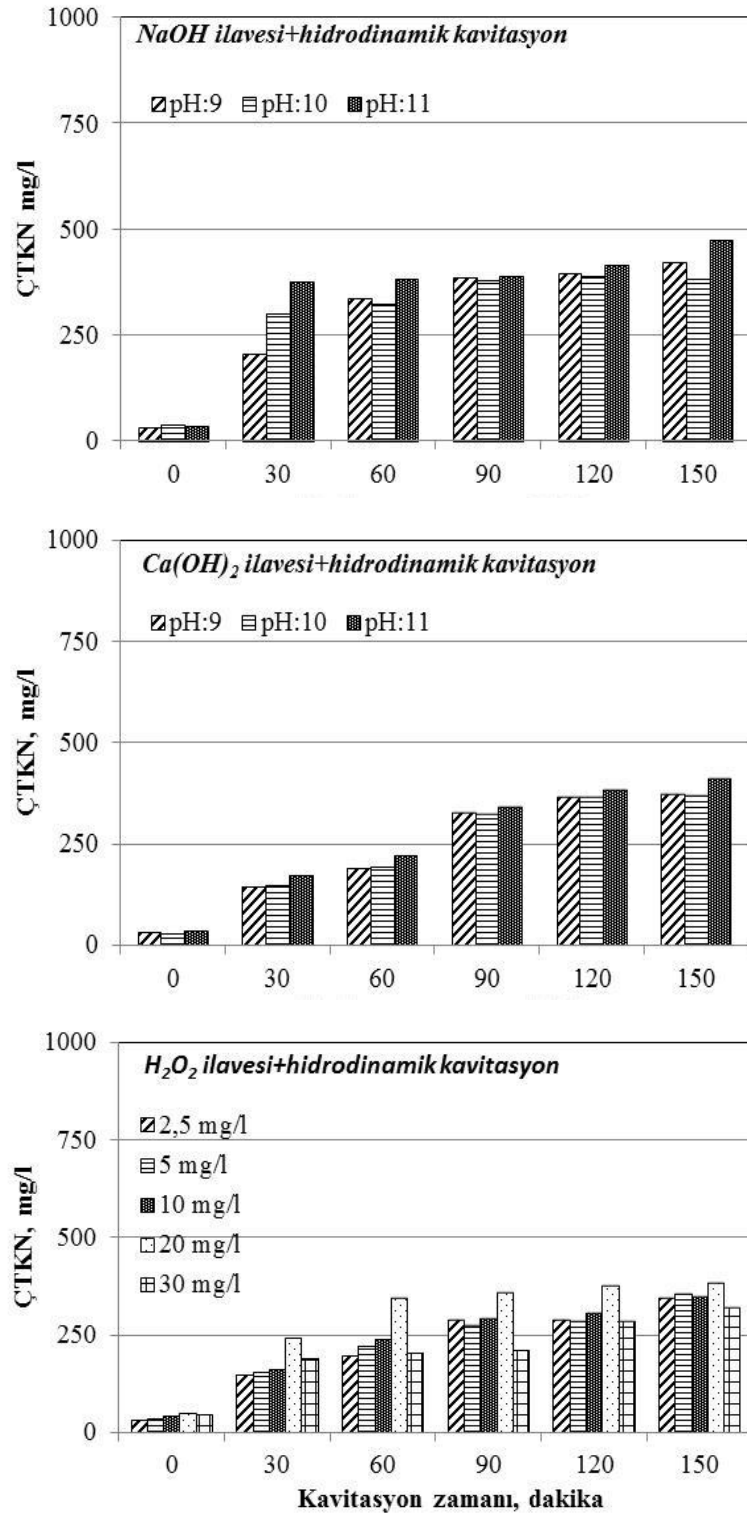
Çizelge 4.9. Kimyasal ilaveli kaviteasyon denemeleri için hesaplanan dezenteğrasyon dereceleri

Deney no		Dezenteğrasyon Dereceleri (%)				
		30.dak	60.dak	90.dak	120.dak	150.dak
Hidrokinamik Kaviteasyon +NaOH ilavesi						
10	pH:9	28,3	38,85	57,72	69,46	74,29
11	pH:10	29,26	41,46	60	74,64	78,67
12	pH:11	32,14	50,41	63,33	86,11	94,18
Hidrokinamik Kaviteasyon +Ca(OH)₂ilavesi						
13	pH:9	8,42	23,58	41,83	58,02	64,21
14	pH:10	11,16	30,15	45,08	60,12	69,91
15	pH:11	13,28	44,64	52,52	67,24	75,04
Hidrokinamik Kaviteasyon +H₂O₂ilavesi						
16	2,5 mg/l	14,77	36,47	50,94	62,77	66,84
17	5 mg/l	18,94	47,24	62,11	74,37	86,86
18	10 mg/l	18,97	56,18	64,34	76,28	87,78
19	20 mg/l	40,95	80,12	91,96	96,36	100
20	30 mg/l	34,92	72,98	84,42	91,72	95

Kimyasal madde ilaveli hidrokinamik kaviteasyon yöntemleriyle dezenteğre edilen çamurlardaki ÇTKN dezenteğrasyon süresince gösterdiği değışim Şekil 4.8’de görölmektedir.

Atık aktif çamurun denenen yöntemlerle dezenteğrasyonu neticesinde 29-49 mg/l seviyelerinde olan ÇTKN değeri 321-474 mg/l seviyelerine çıkmıştır. Denemelerde kullanılan çamurun TKN içeriğinin 821 mg/l olarak belirlendiği düşünöldüğünde, uygulanan yöntemlerle çamurdaki TKN yaklaşık %50’sinin çözünebilir formlara dönüşebildiği görölmektedir.

ÇTKN değeri dezenteğrasyon süresince gösterdiği değışim ÇKOİ konsantrasyonunda meydana gelen değışimlere benzerlik göstermektedir. NaOH ve Ca(OH)₂ ilaveli yöntemlerde ulaşılan maksimum ÇTKN konsantrasyonu pH’ın 11’e ayarlandığı şartlarda tespit edilmiştir. Hidrojen peroksit ilaveli yöntemlerde ise ÇTKN değeri en fazla arttıran dozun 20 mg/l olduğu belirlenmiştir.



Şekil 4.8. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki ÇTKN değerleri

Kimyasal ilavesi ile yapılan deneylerde ÇTKN parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.10 ve 4.11’de verilmiştir. Çizelge 4.10’ye göre zaman ve pH ile çamurda ki ÇTKN konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,01$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. pH ve zaman arasında ki interaksyon ise NaOH ilaveli deneylerde de $p < 0,001$ düzeyinde istatistiki anlamlılık gösterirken, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ile yapılan denemelerde istatistiki bir anlamlılık tespit edilmemiştir. Çizelge 4.11’a göre ise doz ve zaman ile çamurda ki ÇTKN konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki olduğu belirlenmiştir. Doz ve zaman arasındaki interaksyon ÇTKN üzerinde $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel anlamlılık bulunmuştur.

Çizelge 4.10. pH ve zamanın ÇTKN konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
NaOH	pH	13266	2	236,470*
	Zaman	188294,8	5	3356,281*
	pH x Zaman	3746,7	10	66,783*
	Hata	56,1022	36	
Ca(OH)₂	pH	3106,5	2	24,050*
	Zaman	176862,4	4	1369,257*
	pH x Zaman	157,9	8	1,222***
	Hata	129,166	16	

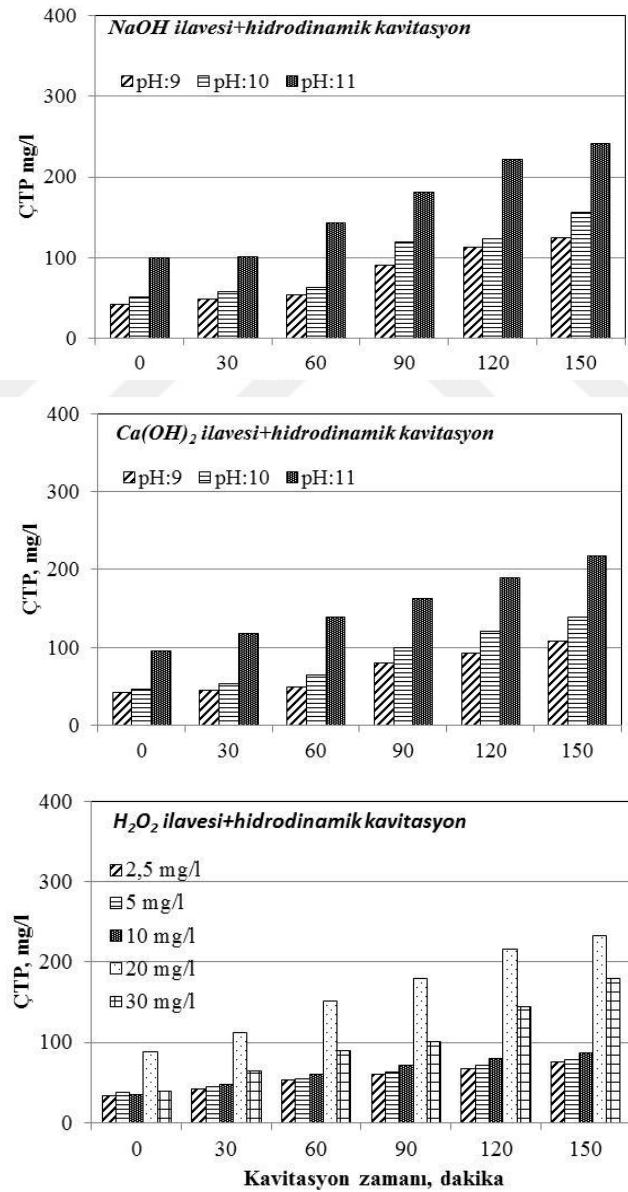
* $p < 0,001$ düzeyinde önemli, *** $p > 0,1$ önemli değil

Çizelge 4.11. Doz ve zamanın ÇTKN konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
H₂O₂	Doz	20280,7	4	247,024*
	Zaman	185895,2	5	2264,254*
	Doz x Zaman	1925,3	20	23,450*
	Hata	82,10	60	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli

Diğer yandan, dezentegre olan çamurlardaki ÇTP değerleri de, ÇTKN verileriyle benzer bir değişim göstermektedir (Şekil 4.9). NaOH ve Ca(OH)₂ ilavesiyle pH'ı 11'e ayarlanan çamurların 150 dakika kavite edilmesi sonucu yaklaşık 98 mg/l olan ÇTP değeri sırasıyla 240 ve 218 mg/l'ye çıkmıştır. 20 mg/l H₂O₂ ilavesiyle dezentegre edilen çamurlarda ise ulaşılan ÇTP değeri 234 mg/l olmuştur. pH=10'da atık aktif çamurda yürütülen ultrasonik kavitasyon deneylerinde girişte 25mg/l olan ÇTP değerlerinin 0, 0.25, 0.5, 1.0, 2.0 ve 4.0 kW/L gibi farklı ultrasonik enerji yoğunluklarında sırası ile 97.5, 101.1, 105.4, 109.3, 113.4, and 120.6 mg/L 'ye çıktığını belirtmişlerdir (Yan ve ark. 2010).



Şekil 4.9. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki ÇTP değerleri

Kimyasal ilavesi ile yapılan deneylerde ÇTP parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.12 ve 4.13'te verilmiştir. Çizelge 4.12'ye göre zaman ve pH ile çamurda ki ÇTP konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. pH ve zaman arasında ki interaksiyon ise NaOH ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ilaveli deneylerde de $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel anlamlılık göstermiştir. Çizelge 4.13'e göre doz ve zaman ile çamurda ki ÇTP konsantrasyonları arasında tüm denemeler için $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel bir ilişki olduğu belirlenmiştir. Doz ve zaman arasındaki interaksiyon ÇTP üzerinde $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel anlamlılık bulunmuştur.

Çizelge 4.12. pH ve zamanın ÇTP konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
NaOH	pH	37569,57	2	3224,241*
	Zaman	19127,37	5	1641,521*
	pH x Zaman	648,77	10	55,678*
	Hata	11,6522	36	
Ca(OH)₂	pH	35439,72	2	2420,817*
	Zaman	12349,49	5	843,569*
	pH x Zaman	293,12	10	20,022*
	Hata	14,63	36	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli

Çizelge 4.13. Doz ve zamanın ÇTP konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
H₂O₂	Doz	38096,87	4	2777,010*
	Zaman	15177,20	5	1106,318*
	Doz x Zaman	1326,80	20	96,715*
	Hata	13,718	60	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli

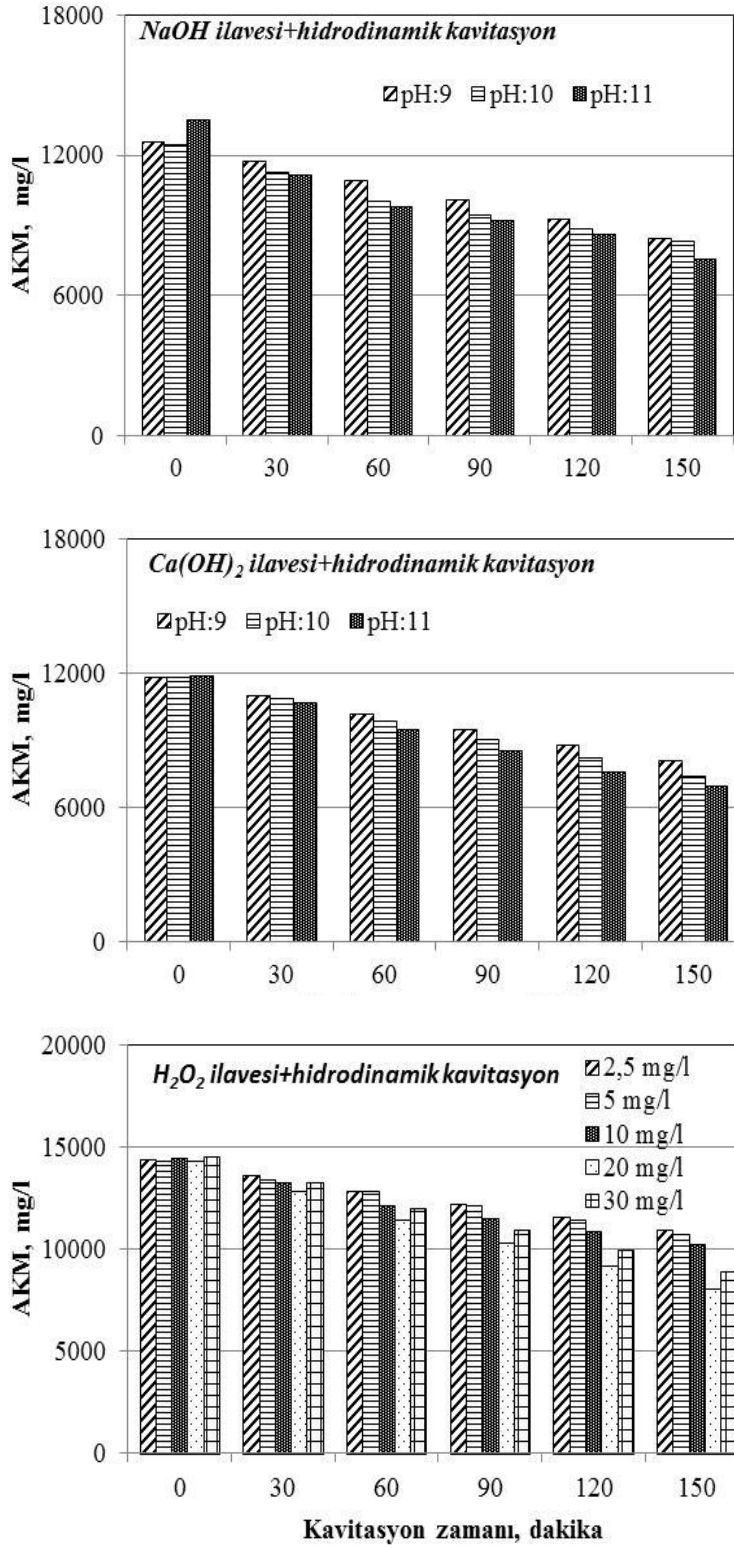
Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon yöntemleriyle dezentegre edilen çamurlardaki AKM ve UAKM değerlerinin dezentegrasyon süresince gösterdiği değişim ise sırasıyla Şekil 4.10 ve Şekil 4.11’de görülmektedir.

NaOH ve Ca(OH)₂ ilaveli tüm kavitasyon denemelerinde çamurun AKM içeriği zamana bağlı belirgin bir azalma eğilimi göstermiştir. Diğer yandan, alkali ilavesiyle dezentegre edilen çamurlardaki AKM değerlerinde uygulanan kimyasal dozuna bağlı belirgin bir farklılık tespit edilememiştir.

H₂O₂ ilavesiyle gerçekleştirilen dezentegrasyon denemelerinde ise 20 mg/l H₂O₂ dozu uygulanarak kavite edilen çamurlardaki AKM değerlerinin daha düşük olduğu belirlenmiştir.

Dezentegre edilen çamurlardaki en düşük UAKM değerleri, kavitasyonun 150. dakikasında tespit edilmiş olup, NaOH ve Ca(OH)₂ ilavesiyle pH’ı 11’e ayarlanan çamurlarda ve 20 mg/l H₂O₂ ilave edilen çamurlarda belirlenen UAKM değerleri, diğer uygulamalara nazaran daha düşük bulunmuştur.

Kimyasal ilavesi ile yapılan deneylerde AKM parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.14 ve 4.15’te verilmiştir. Çizelge 4.14’ye göre zaman ve pH ile çamurda ki AKM konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. pH ve zaman arasında ki interaksiyon ise NaOH ve Ca(OH)₂ ilaveli deneylerde de p<0,001 düzeyinde istatistiki anlamlılık göstermiştir. Çizelge 4.15’e göre ise doz ve zaman ile çamurda ki AKM konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki olduğu belirlenmiştir. Doz ve zaman arasındaki interaksiyon AKM üzerinde p<0,001 düzeyinde istatistiksel anlamlılık bulunmuştur.



Şekil 4.10. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki AKM değerleri

Çizelge 4.14. pH ve zamanın AKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
NaOH	pH	1480150	2	208,299*
	Zaman	2666732	5	3752,842*
	pH x Zaman	5006500	10	70,456*
	Hata	7105,889	36	
Ca(OH) ₂	pH	2304837	2	658,326*
	Zaman	2423652	5	6922,617*
	pH x Zaman	181142	10	51,739*
	Hata	3501,056	36	

*p<0,001 düzeyinde önemli

Çizelge 4.15. Doz ve zamanın AKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
H ₂ O ₂	Doz	7812778	4	1424,849*
	Zaman	4330562	5	7897,829*
	Doz x Zaman	658030	20	120,008*
	Hata	5483,233	60	

*p<0,001 düzeyinde önemli

Kimyasal ilavesi ile yapılan deneylerde UAKM parametresinin değerlerine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.16 ve 4.17’de verilmiştir. Çizelge 4.16’ya göre zaman ve pH ile çamurda ki UAKM konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki tespit edilmiştir. pH ve zaman arasında ki interaksyon ise NaOH ve Ca(OH)₂ ilaveli deneylerde de p<0,001 düzeyinde istatistiki anlamlılık göstermiştir.

Çizelge 4.17’ye göre ise doz ve zaman ile çamurda ki UAKM konsantrasyonları arasında tüm denemeler için p<0,001 düzeyinde istatistiksel bir ilişki olduğu belirlenmiştir.

Doz ve zaman arasındaki interaksiyon UAKM üzerinde $p < 0,001$ düzeyinde istatistiksel anlamlılık bulunmuştur.

Çizelge 4.16. pH ve zamanın UAKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

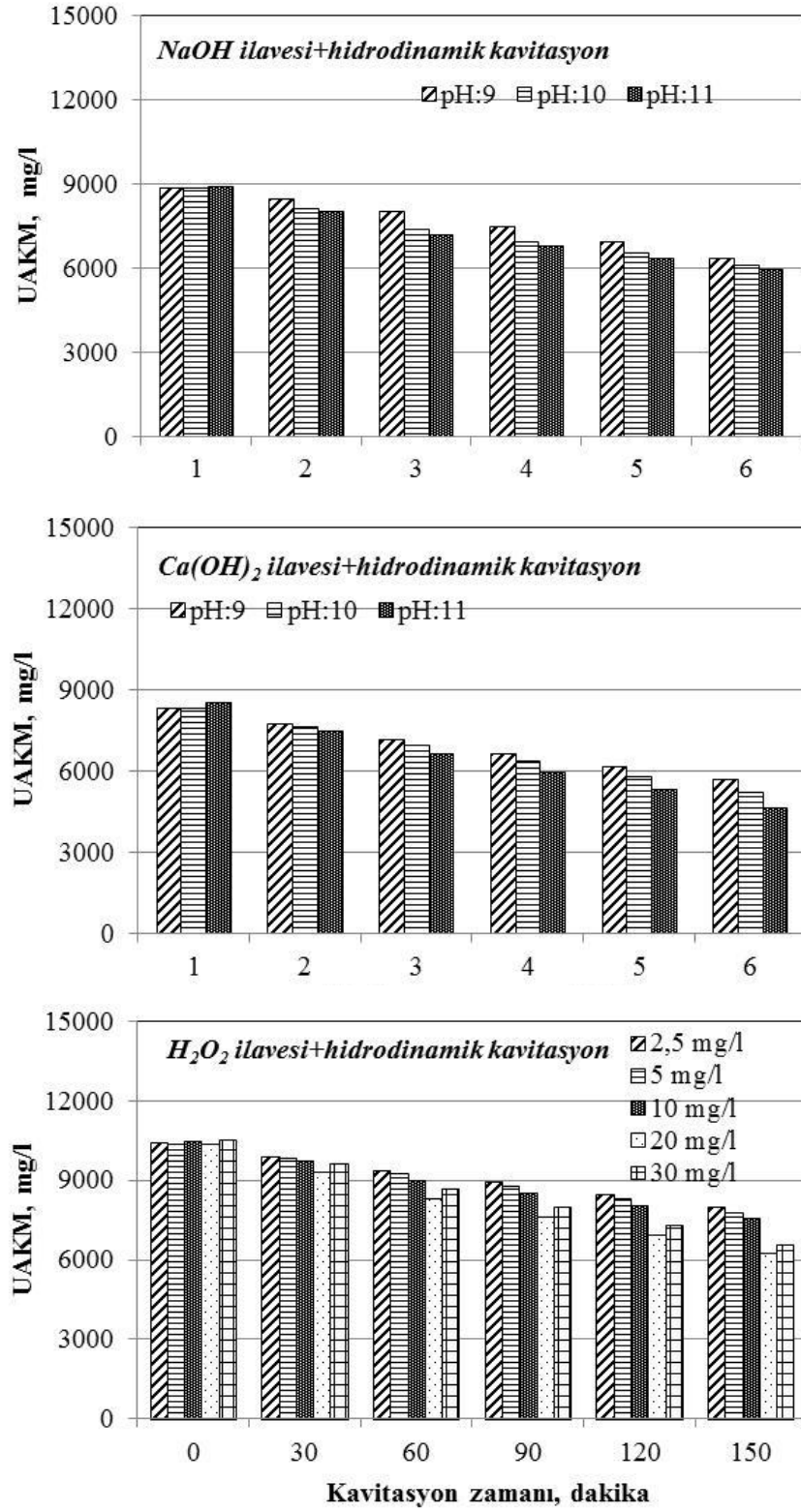
	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
NaOH	pH	1111692	2	668,843*
	Zaman	9319254	5	5606,878*
	pH x Zaman	77762	10	46,785*
	Hata	1662,111	36	
Ca(OH)₂	pH	1206427	2	986,14*
	Zaman	1269492	4	10376,83*
	pH x Zaman	152422	8	124,59*
	Hata	1223,389	16	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli

Çizelge 4.17. Doz ve zamanın UAKM konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon kaynağı	SS	Serbestlik derecesi	F _{istatistik}
H₂O₂	Doz	3579164	4	559,145*
	Zaman	2072692	5	3238,005*
	Doz x Zaman	235869	20	36,848*
	Hata		60	

* $p < 0,001$ düzeyinde önemli



Şekil 4.11. Kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen atık aktif çamurlardaki UAKM değerleri

4.3. Hidrodinamik Kavite ve Kimyasal Maddelerle Desteklenmiş Hidrodinamik Kavite ile Optimum Şartlarda Dezentegrasyon Edilen Çamurların Biyogaz Oluşum Potansiyellerinin Değerlendirilmesi

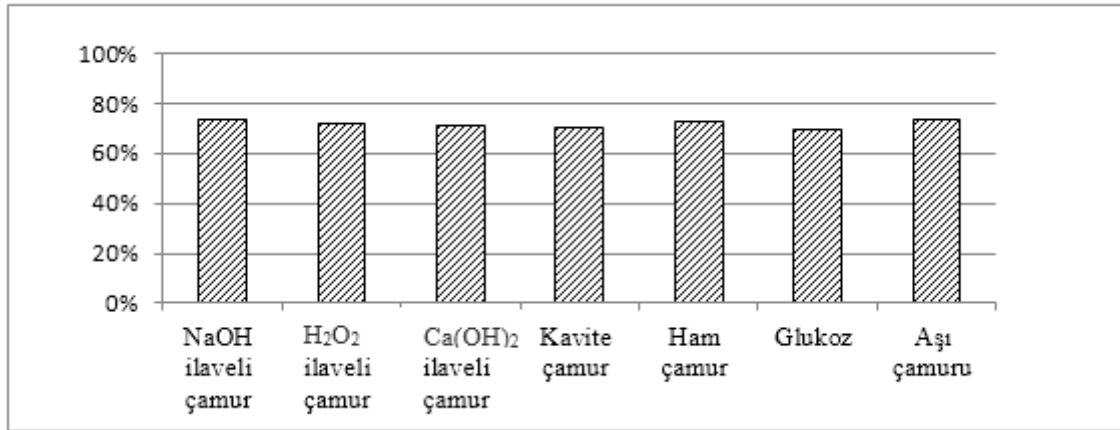
Hidrodinamik kavite ve kimyasal maddelerle desteklenmiş hidrodinamik kavite ile optimum şartlarda gerçekleştirilen dezentegrasyon prosesinin çamurun mezofilik şartlarda anaerobik parçalanabilirliğinde ki etkisini belirleyebilmek için BMP testi uygulanmıştır. Oluşan biyogaz miktarı ve oluşan metan miktarları Çizelge 4.18'de verilmiştir.

Kontrol amacıyla substrat olarak glukoz kullanılan BMP şişelerinde ortalama kümülatif CH₄ miktarı 149,75 ml olarak ölçülmüştür. Substrat kullanmadan sadece aşı çamurunun bulunduğu BMP şişelerinde ortalama kümülatif CH₄ miktarı 81,21 ml olarak ölçülmüştür. NaOH ilaveli kavite çamur, H₂O₂ ilaveli kavite çamur, Ca(OH)₂ ilaveli kavite çamur, kavite çamur ve ham çamur substrat olarak kullanıldığında 60 gün sonunda sırasıyla 215,16, 201,04, 177,66, 165,74 ve 151,84 ml CH₄ ölçülmüştür. Kullanılan substratların aşı olmadan tek başına etkinliklerini kıyaslayabilmek için aşı çamurundan kaynaklanan metan üretimi tüm sonuçlardan çıkarılmıştır. Sonuç olarak BMP testi uygulanan NaOH ilaveli kavite çamur, H₂O₂ ilaveli kavite çamur, Ca(OH)₂ ilaveli kavite çamur, kavite çamur ve ham çamurdan sırasıyla 133.95, 119.83, 96.45, 84.53 ve 70.63 ml CH₄ elde edilmiştir.

Çizelge 4.18. İnkübasyon sonucu oluşan biyogaz ve metan miktarları

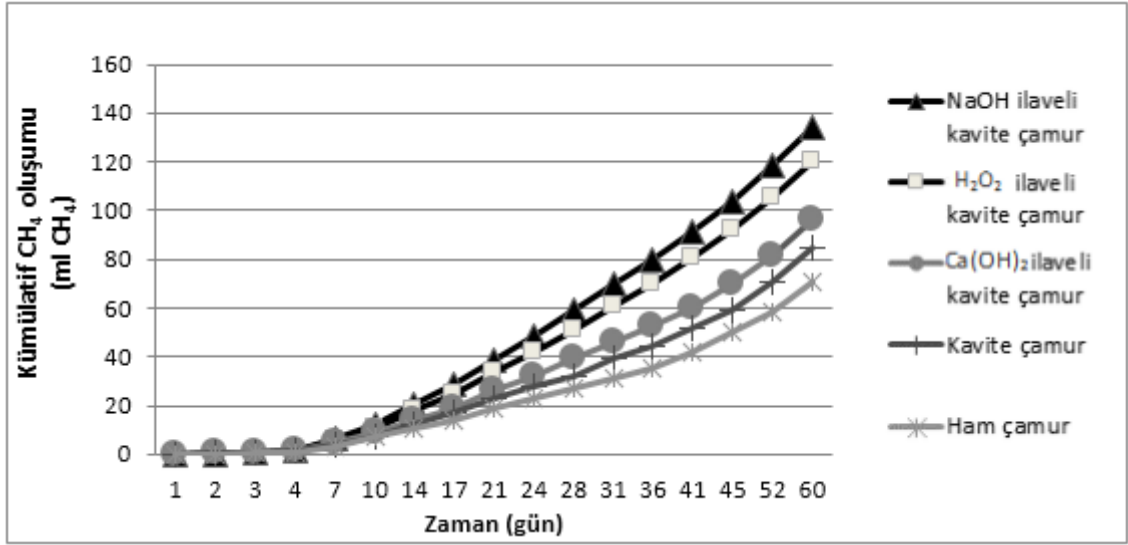
Substrat	60 günlük inkübasyon sonucu oluşan toplam biyogaz (ml)	60 günlük inkübasyon sonucu oluşan CH₄ (ml)
NaOH ilaveli çamur	296	215,16
H₂O₂ ilaveli çamur	275	201,4
Ca(OH)₂ ilaveli çamur	248	177,66
Kavite çamur	236	165,74
Ham çamur	208	151,84
Glukoz	215	149,75
Aşı çamuru	110	81,21

Şekil 4.12’de ise BMP testi sonucunda oluşan biyogaz içerisindeki metan yüzdeleri görülmektedir. Kavite edilmemiş ham çamurdan elde edilen biyogaz içindeki metan oranı %72,5 olarak bulunmuştur. NaOH ilaveli kavite çamur, Ca(OH)₂ ilaveli kavite çamur, H₂O₂ ilaveli kavite çamur ve kavite çamurdan elde edilen biyogazın metan yüzdeleri bu değere yakın olup sırasıyla %73,6, %71, %72 ve %70 olarak ölçülmüştür. Hesaplanan bu değerlere göre çamura uygulanan dezentegrasyon işlemlerinin biyogaz içindeki metan yüzdesine önemli bir etkisi olmadığı sonucuna varılmıştır. Literatüre göre atıksu çamurundan elde edilen biyogaz içerisindeki metan yüzdesi %60-%75 arasında değişmektedir. Bougrier ve ark. (2006) yürüttükleri çalışmada, ozon uygulanmış çamurlardan elde edilen biyogazda %74 ila %77 arasında metan bulunduğunu belirlemişlerdir. Aynı çalışmada termal olarak işlem gören çamurlardan elde edilen biyogazın %70-71 metan içerdiği tespit edilmiştir. Ultrasonik işlem gören çamurlardan elde edilen biyogazda ise %73-74 metan bulunmuştur.



Şekil 4.12. Oluşan biyogaz içerisindeki metan yüzdeleri

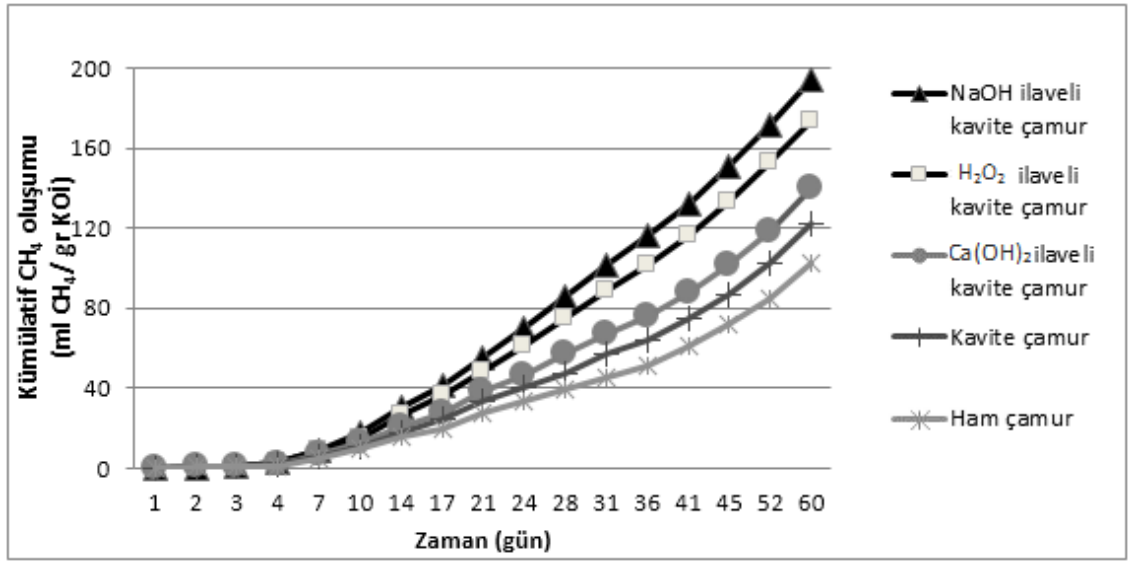
60 günlük işlem sırasında oluşan ortalama toplam metan miktarları ölçüm günlerine göre Şekil 4.13 ‘te grafiksel olarak ifade edilmiştir. İlk iki hafta boyunca metan üretim değerlerinin düşük ve birbirine benzer olmasının metan üretiminden sorumlu mikroorganizmaların sisteme alışma fazı içerisinde olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. 60 gün boyunca yürütülen çalışmalarda, NaOH ilaveli hidrodinamik kavite işlemine tabi tutulan çamurun metan gazı oluşturma potansiyelinin en yüksek olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.13. Oluşan ortalama kümülatif CH₄ miktarları

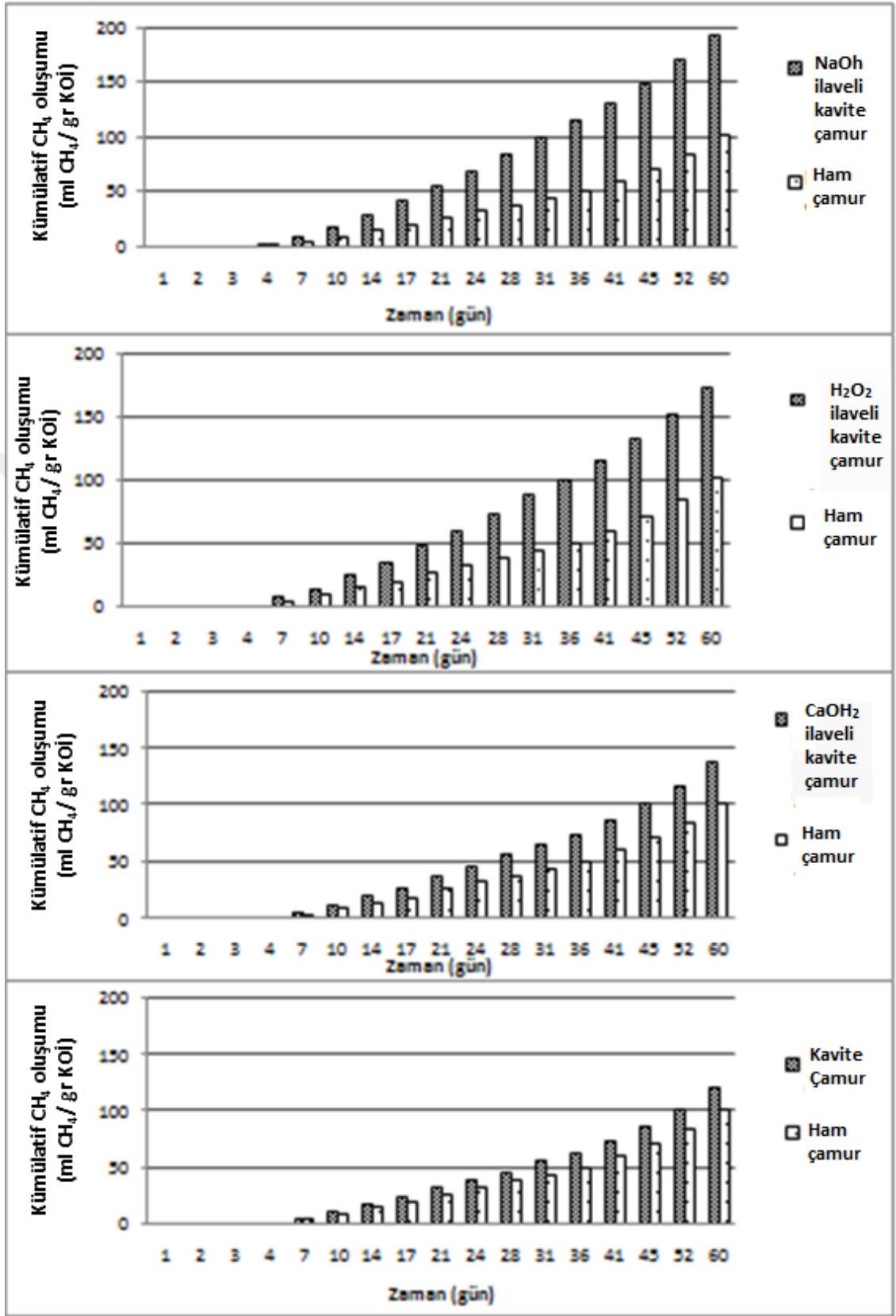
Farklı yöntemlerle dezentegre edilen çamurlarda gr KOİ başına oluşan kümülatif CH₄ (ml) miktarları ise Şekil 4.14'te görülmektedir. Ham çamur denemesinde gr KOİ başına yaklaşık 100 ml metan oluşurken, NaOH ilave edilerek kavite edilen çamurlarda bu değer yaklaşık olarak 200 ml olarak bulunmuştur.

Lee ve Han (2013) alkali maddeler ve hidrodinamik kavitasyonla dezentegre edilen çamurlara BMP testi uygulamışlar ve oluşan metan üretimini 14 gün boyunca izlemişlerdir. Hidrodinamik kavitasyonla NaOH'un birlikte kullanıldığı denemelerde, kümülatif metan üretimi 78,02 ml CH₄/g KOİ olarak bulunmuştur. Tez kapsamında yapılan bu çalışmada ise Lee ve Han (2013) tarafından ulaşılan değerler 20. günden sonra elde edilebilmiştir. Zira BMP testinin ilk haftasında önemli bir gaz üretimi gerçekleşmemiştir.



Şekil 4.14. Gram KOİ başına oluşan kümülatif CH₄ miktarları

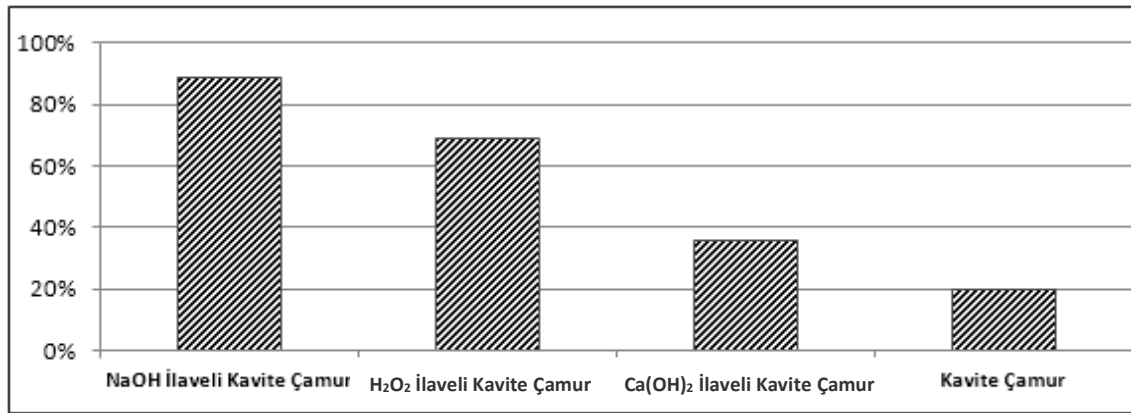
Şekil 4.15'te verilen grafiklerde ise çeşitli yöntemlerle dezentegre edilen çamurlardan elde edilen metan miktarları ile ham çamurdan elde edilen metan miktarları ayrı ayrı kıyaslanmıştır. Bu grafiklerde de görüldüğü üzere tez kapsamında uygulanan hidrodinamik kavitasyon ve kimyasal madde ilaveli hidrodinamik kavitasyon yöntemlerinin hepsi çamurun biyogaz verimliliğini olumlu yönde etkilemiştir. NaOH ilavesiyle gerçekleştirilen hidrodinamik kavitasyon yönteminin biyogaz verimliliği açısından en etkili yöntem olduğu görülmektedir.



Şekil 4.15. Kavite edilmiş çamur ve kimyasal ilaveli kavite çamurların ham çamur ile karşılaştırılması

Uygulanan BMP testi sonucunda substrat olarak kullanılan NaOH ilaveli kavite çamur, H₂O₂ ilaveli kavite çamur, Ca(OH)₂ ilaveli kavite çamur ve kavite çamurunun, ham çamura göre metan oluşumunu sırasıyla %89, %69, %36 ve %20 oranında arttırdığı belirlenmiştir. Yüzde değerler Şekil 4.16’ da grafiksel olarak ifade edilmiştir. Dezentegre çamur, fermentasyon prosesindeki enzim aktivitelerinin artmasına yardımcı olmuştur. Dezentegrasyon prosesi sürecinde meydana gelen hücre parçalanmasıyla intra ve ekstra selüler enzimler açığa çıkmış böylece bakteriyal popülasyon için daha çürütülebilir formda organik substrat sağlanabilmiştir (Grubel ve Machnicka 2010, Mechnica ve ark. 2008, Weemaes ve ark. 2000).

Lee ve Han (2013) 1’er mm çapında ki 28 delikten oluşan bir orifis plasına ve maksimum 1,5 l kapasiteye sahip bir hidrodinamik kavitasyon cihazı ile çalışmış olup, çamuru hidrodinamik kavitasyon ve NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre ettikten sonra biyogaz miktarında ki değişimi gözlemlemişlerdir. Yapılan çalışmada ham çamura göre biyogaz oluşum yüzdesinin hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edildiğinde %12, NaOH ilaveli hidrodinamik Kavitasyon ile dezentegre edildiğinde %71 oranında arttığını belirtmişlerdir. Bougrier ve ark. (2006) çamuru 6250 kJ/kg TS ve 9350 kJ/kg TS olmak üzere iki farklı ultrasonik yoğunlukta dezentegre etmişler ve ultrasonik kavitasyon yönteminin metan oluşum yüzdesini ham çamura göre sırayla %47 ve %51 oranında arttırdığını belirtmişlerdir. Valo ve ark. (2004) yürüttükleri çalışmada 130°C ve 170 °C de termo kimyasal olarak dezentegre edilen çamurlarda ham çamura göre biyogaz artışının sırasıyla %61 ve %74 olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.16. Substrat olarak kullanılan dezentegre edilmiş çamurların ham çamura göre CH₄ oluşumunu arttırma yüzdesi

4.4. Uygulanan dezentegrasyon yöntemlerinin enerji verimliliği açısından kıyaslanması

Kavitasyon verimliliği, gözlemlenen kavitasyon etkisinin (ulaşılan dezentegrasyon derecesi) sisteme verilen enerji miktarına oranı şeklinde tanımlanmaktadır (Badve ve ark. 2013, Saharan 2013). Spesifik enerji girişi ise çamur katı maddesinin kg'ı başına sisteme verilen enerjiyi ifade etmektedir. Deneyler kapsamında uygulanan dört dezentegrasyon yöntemi için kavitasyon/dezentegrasyon verimliliği değerleri ile spesifik enerji girişi değerleri aşağıda ayrıntılı olarak gösterildiği şekilde hesaplanmıştır (Lee ve Han 2013).

1-Hidrodinamik kavitasyon:

Çalışma Koşulları:

Orifis delik çapı:3 mm

Cv:0,2

P: 6,3 bar = $6,3 \times 10^5$ j/m³

V_H= $2,17 \times 10^{-4}$ m³/s

Kimyasal kullanımı:yok

150 dakikada sisteme verilen toplam enerji: $6,3 \times 10^5$ j/m³ x $2,17 \times 10^{-4}$ m³/s x 9000s
=1230,4 kJ

150 dakikada 10 lt çamurda meydana gelen g ÇKOİ artışı: 15,44 g ÇKOİ

Kavitasyon verimliliği= $15,44$ gÇKOİ / $1230,4$ kJ = $1,25 \times 10^{-2}$ g ÇKOİ artışı/kJ

Spesifik enerji girişi hesabı (150 dakikalık kavitasyon için) (kj/kgTK)

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji= $1230,4$ kj/10L çamur

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji= $1230,4$ kj/0,14 kg TK
= 8788,5 kJ/ kg TK

Spesifik enerji girişi hesabı (30 dakikalık kavitasyon için) (kj/kgTK)

30 dakikada sisteme verilen toplam enerji: $6,3 \times 10^5$ j/m³ x $2,17 \times 10^{-4}$ m³/s x 1800s
=246,07 kJ

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=246,07 kJ/10L çamur
Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=246,07 kJ /0,14 kg TK
= 1757,6 kJ/ kg TK

BMP testi sonuçlarına göre, bu yöntemle dezentegre olmuş substrat çamuru (%1,4 KM) kullanıldığında elde edilen kümülatif CH₄ miktarı 84,53 ml'dir. BMP testlerinde 53 ml substrat çamuru kullanılmış olup, dezentegre edilen tüm çamurun (10 L) substrat olarak kullanıldığı düşünüldüğünde 15,95 L CH₄ çıkacağı hesaplanmıştır. 1L CH₄'ün 35,82 kJ'e eşit olduğu (Ferrer ve ark. 2009) kabulü ile çıkacak metan gazının enerji olarak karşılığı 569,58 kJ olarak bulunmuştur.

2-NaOH ilaveli hidrokinamik kavitasyon:

Çalışma Koşulları:

Orifis delik çapı:3 mm

Cv:0,2

P: 6,3 bar = 6,3x10⁵ j/m³

V_H= 2,17x10⁻⁴ m³/s

Kimyasal kullanımı: 10lt çamura 12,22 g NaOH ilave edilmiştir. Kostiğin birim fiyatı gözönünde bulundurularak kullanılan kimyasal kwh cinsinden hesaplanmıştır. Yani 12,22 g NaOH'in elektrik eşdeğeri 0,21 kwh'dir.

0,21 kwh = 0,21x3600kJ =765 kJ'dür.

Bu değer sisteme verilen toplam enerji miktarına ilave edilmiştir.

150 dakikada sisteme verilen toplam enerji:6,3x10⁵ j/m³x 2,17x10⁻⁴ m³/s x9000s
=1230,4 kJ +765 kJ
=1995,4 kJ

150 dakikada 10 lt çamurda meydana gelen g ÇKOİ artışı: 25.4 g KOİ

Kavitasyon verimliliği= 25,40 gKOİ /1995,4 kJ = 1,28 x 10⁻² g ÇKOİ artışı/kJ

Spesifik enerji girişi hesabı (150 dakikalık kavitasyon için) (kJ/kgTK)

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=1995,4 kJ/10L çamur

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=1995,4 kJ /0,14 kg TK
= 14252,85 kJ/ kg TK

Spesifik enerji girişi hesabı (30 dakikalık kavitasyon için) (kJ/kgTK)

30 dakikada sisteme verilen toplam enerji: $6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3 \times 2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} \times 1800\text{s}$
=246,08 kJ

Kimyasal kullanımı: 10lt çamura 30 dakikada 4,24 g NaOH ilave edilmiştir. Kostiğin birim fiyatı gözönünde bulundurularak kullanılan kimyasal kwh cinsinden hesaplanmıştır. Yani 4,24 g NaOH'in elektrik eşdeğeri 0,0725 kwh'dir.

$0,0725 \text{ kwh} = 0,0725 \times 3600\text{kJ} = 261 \text{ kJ}$ 'dür.

Bu değer sisteme verilen toplam enerji miktarına ilave edilmiştir

30 dakikada sisteme verilen toplam enerji =246,07 +261 kJ
= 507,07 kJ

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=246,07 kJ/10L çamur

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=507,07 kJ /0,14 kg TK
= 3621.9 kJ/ kg TK

BMP testi sonuçlarına göre, bu yöntemle dezentegre olmuş substrat çamuru (%1,4 KM) kullanıldığında elde edilen kümülatif CH₄ miktarı 133,95 ml'dir. BMP testlerinde 53 ml substrat çamuru kullanılmış olup, dezentegre edilen tüm çamurun (10 L) substrat olarak kullanıldığı düşünüldüğünde 25,27 L CH₄ çıkacağı hesaplanmıştır. 1L CH₄'ün 35,82 kJ'e eşit olduğu (Ferrer ve ark. 2009) kabulü ile çıkacak metan gazının enerji olarak karşılığı 905,23 kJ olarak bulunmuştur.

3-Ca(OH)₂ ilaveli hidrodinamik kavitasyon:

Çalışma Koşulları:

Orifis delik çapı:3 mm

Cv:0,2

P: 6,3 bar = $6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3$

$$V_H = 2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$$

Kimyasal kullanımı: 10 lt çamura 14 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ilave edilmiştir. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 'nin birim fiyatı gözönünde bulundurularak kullanılan kimyasal kwh cinsinden hesaplanmıştır. Yani 14 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 'nin elektrik eşdeğeri 0,245 kwh'dir.

$$0,245 \text{ kwh} = 0,245 \times 3600 \text{ kJ} = 882 \text{ kJ'dür.}$$

Bu değer sisteme verilen toplam enerji miktarına ilave edilmiştir

$$\begin{aligned} 150 \text{ dakikada sisteme verilen toplam enerji: } & 6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3 \times 2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} \times 9000 \text{ s} \\ & = 1230,4 \text{ kJ} + 882 \text{ kJ} \\ & = 2112,4 \text{ kJ} \end{aligned}$$

150 dakikada 10 lt çamurda meydana gelen g ÇKOİ artışı: 20,39 g ÇKOİ

$$\text{Kavitasyon verimliliği} = 20,39 \text{ gKOİ} / 2112,4 \text{ kJ} = 0,9 \times 10^{-2} \text{ g ÇKOİ artışı/kJ}$$

Spesifik enerji girişi hesabı (150 dakikalık kavitasyon için) (kJ/kgTK)

$$10 \text{ lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji} = 2112,4 \text{ kJ} / 10 \text{ L çamur}$$

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

$$\begin{aligned} 10 \text{ lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji} & = 2112,4 \text{ kJ} / 0,14 \text{ kg TK} \\ & = 15088,57 \text{ kJ/kg TK} \end{aligned}$$

Spesifik enerji girişi hesabı (30 dakikalık kavitasyon için) (kJ/kgTK)

$$\begin{aligned} 30 \text{ dakikada sisteme verilen toplam enerji: } & 6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3 \times 2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} \times 1800 \text{ s} \\ & = 246,07 \text{ kJ} \end{aligned}$$

Kimyasal kullanımı: 10 lt çamura 30 dakikada 6,54 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ilave edilmiştir. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ birim fiyatı gözönünde bulundurularak kullanılan kimyasal kwh cinsinden hesaplanmıştır. Yani 6,54 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 'nin elektrik eşdeğeri 0,11 kwh'dir.

$$0,11 \text{ kwh} = 0,11 \times 3600 \text{ kJ} = 405 \text{ kJ'dür.}$$

Bu değer sisteme verilen toplam enerji miktarına ilave edilmiştir

$$\begin{aligned} 30 \text{ dakikada sisteme verilen toplam enerji} & = 246,07 + 405 \text{ kJ} \\ & = 651,07 \text{ kJ} \end{aligned}$$

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=651,07 kJ/10L çamur

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

$$10\text{lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji}=651,07 \text{ kJ}/0,14 \text{ kg TK} \\ = 4650,5 \text{ kJ/ kg TK}$$

BMP testi sonuçlarına göre, bu yöntemle dezentegre olmuş substrat çamuru (%1,4 KM) kullanıldığında elde edilen kümülatif CH₄ miktarı 96,45 ml'dir. BMP testlerinde 53 ml substrat çamuru kullanılmış olup, dezentegre edilen tüm çamurun (10 L) substrat olarak kullanıldığı düşünüldüğünde 18,19 L CH₄ çıkacağı hesaplanmıştır. 1L CH₄'ün 35,82 kJ'e eşit olduğu (Ferrer ve ark. 2009) kabulü ile çıkacak metan gazının enerji olarak karşılığı 651,6 kJ olarak bulunmuştur.

4- H₂O₂ ilaveli hidrokinamik kavitasyon:

Çalışma Koşulları:

Orifis delik çapı:3 mm

Cv:0,2

P: 6,3 bar = $6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3$

V_H= $2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$

Kimyasal kullanımı: 10lt çamurda 20 mg H₂O₂/L konsantrasyonunu sağlamak için %3'lük H₂O₂ çözeltisinden 4,6 ml alınmıştır. %3'lük H₂O₂ çözeltisinin birim fiyatı gözönünde bulundurularak kullanılan kimyasal kwh cinsinden hesaplanmıştır. Yani 4,6 ml%3'lük H₂O₂ çözeltisinin elektrik eşdeğeri 0,345 kwh'dir.

0,345 kwh = $0,345 \times 3600 \text{ kJ} = 1242 \text{ kJ}$ 'dür.

Bu değer sisteme verilen toplam enerji miktarına ilave edilmiştir

$$150 \text{ dakikada sisteme verilen toplam enerji: } 6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3 \times 2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} \times 9000 \text{ s} \\ = 1230,4 \text{ kJ} + 1242 \text{ kJ} \\ = 2472,4 \text{ kJ}$$

150 dakikada 10 lt çamurda meydana gelen g ÇKOİ artışı: 24,99 g KOİ

Kavitasyon verimliliği= $24,99 \text{ gKOİ} / 2472,4 \text{ kJ} = 1,01 \times 10^{-2} \text{ g KOİ artışı/kJ}$

Spesifik enerji girişi hesabı (150 dakikalık kavitasyon için) (kJ/kgTK)

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=2472,4 kJ/10L çamur

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=2472,4 kJ /0,14 kg TK
= 17660 kJ/ kg TK

Spesifik enerji girişi hesabı (30 dakikalık kavitasyon için) (kJ/kgTK)

30 dakikada sisteme verilen toplam enerji: $6,3 \times 10^5 \text{ j/m}^3 \times 2,17 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s} \times 1800\text{s}$
=246,07 kJ

Kimyasal kullanımı: Bu denemede kimyasalın hepsi başta eklenmiştir. 10 lt çamurda 20 mg H₂O₂/L konsantrasyonunu sağlamak için %3'lük H₂O₂ çözeltisinden 4,6 ml alınmıştır. %3'lük H₂O₂ çözeltisinin birim fiyatı gözönünde bulundurularak kullanılan kimyasal kWh cinsinden hesaplanmıştır. Yani 4,6 ml %3'lük H₂O₂ çözeltisinin elektrik eşdeğeri 0,345 kWh'dir.

0,345 kWh = 0,345x3600kJ =1242 kJ'dür.

Bu değer sisteme verilen toplam enerji miktarına ilave edilmiştir

30 dakikada sisteme verilen toplam enerji =246,07 +1242 kJ
= 1488,07 kJ

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=1488,07 kJ/10L çamur

Kullanılan çamurun TK içeriği %1.4 olduğuna göre

10lt çamurun kavitasyonu için sisteme verilen toplam enerji=1488,07 kJ /0,14 kg TK
= 10629,07 kJ/ kg TK

BMP testi sonuçlarına göre, bu yöntemle dezentegre olmuş substrat çamuru (%1,4 KM) kullanıldığında elde edilen kümülatif CH₄ miktarı 119,83 ml'dir. BMP testlerinde 53 ml substrat çamuru kullanılmış olup, dezentegre edilen tüm çamurun (10 L) substrat olarak kullanıldığı düşünüldüğünde 22,6 L CH₄ çıkacağı hesaplanmıştır. 1L CH₄'ün 35,82 kJ'e eşit olduğu (Ferrer ve ark. 2009) kabulü ile çıkacak metan gazının enerji olarak karşılığı 809,6 kJ olarak bulunmuştur.

BMP testi sonuçlarına göre, dezentegre olmamış ham çamur substrat çamuru olarak (%1,4 KM) kullanıldığında elde edilen kümülatif CH₄ miktarı 70,63 ml'dir. BMP testlerinde 53 ml substrat çamuru kullanılmış olup, dezentegre edilen tüm çamurun (10 L) substrat olarak kullanıldığı düşünüldüğünde 13,32 L CH₄ çıkacağı hesaplanmıştır. 1L CH₄'ün 35,82 kJ'e eşit olduğu (Ferrer ve ark. 2009) kabulü ile çıkacak metan gazının enerji olarak karşılığı 477,15 kJ olarak bulunmuştur.

Uygulanan yöntemlerin kj başına meydana getirdiği g ÇKOİ artışını ifade eden kavitasyon/dezentegrasyon verimliliği değerleri Çizelge 4.19'da verilmiştir. Uygulanan yöntemler içerisinde en yüksek dezentegrasyon verimliliği $1,28 \times 10^{-2}$ (g ÇKOİ artışı/kJ)değeri ile NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyon uygulaması için hesaplanmıştır. Yöntemde kullanılan NaOH miktarı, kj eşdeğeri olarak sisteme verilen enerjiye eklenmesine rağmen, meydana getirdiği KOİ artışı hidrodinamik kavitasyona göre çok fazla olduğundan, enerji verimliliği kimyasal kullanılmayan hidrodinamik kavitasyon verimliliğinin biraz üzerinde çıkmıştır. Sonuç olarak tez kapsamında uygulanan dört yöntem içerisinde enerji verimliliği açısından önerilen yöntem NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyon yöntemidir. BMP testi sonuçları da bunu doğrular nitelikte çıkmıştır. NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyon ile dezentegre edilen çamurlardan elde edilen CH₄,dezentegre edilmemiş çamurdan elde edilen CH₄ değerlerine göre %89 fazla çıkmış olup ulaşılan en yüksek değerdir.

Çizelge 4.19. Uygulanan yöntemlerin kavitasyon verimliliği

Kullanılan yöntemler	Kavitasyon Verimliliği (g ÇKOİ artışı/kJ)	BMP testlerinde ham çamura göre meydana gelen CH ₄ artışı
Hidrodinamik kavitasyon	$1,25 \times 10^{-2}$	%20
Hidrodinamik kavitasyon + NaOH ilavesi	$1,28 \times 10^{-2}$	%89
Hidrodinamik kavitasyon + Ca(OH) ₂ ilavesi	$0,9 \times 10^{-2}$	%36
Hidrodinamik kavitasyon + H ₂ O ₂ ilavesi	$1,01 \times 10^{-2}$	%69

Uygulanan yöntemlerin spesifik enerji girişleri ise Çizelge 4.20’de görülmektedir. Kimyasal ilavesiz hidrodinamik kavitasyon yönteminde 30 dakikada ulaşılan dezentegrasyon derecesi %28,7 olup, hesaplanan spesifik enerji girişi 1757,6 kJ/kgTK’dır.

Literatürde hidrodinamik kavitasyon sistemlerinde %20-25 oranında dezentegrasyon derecesinin sağlayabilen spesifik enerji girişinin 1200 ila 4000 kJ/kgTK olduğu belirtilmiştir (Lee ve Han 2013, Zubrowska-Sudol ve ark. 2010).

Diğer yandan hidrodinamik kavitasyonla benzer etkilerin oluştuğu ultrasonik kavitasyon yönteminde aynı seviyede dezentegrasyonun sağlanması için çok daha fazla enerji (10 400- 60 000 kJ/kg TS) gerekmektedir (Salsabil ve ark. 2009, Müller 2000).

Çizelge 4.20. Uygulanan yöntemlere göre 30 ve 150 dakikalık sürelerde spesifik enerji girişi

Uygulanan yöntemler	Spesifik enerji girişi (30 dk) (kJ/kgTK)	30 dakikada ulaşılan DD %	Spesifik enerji girişi (150 dk) (kJ/kgTK)	150 dakikada ulaşılan DD %
Hidrodinamik kavitasyon	1757,6	28,7	8788,5	58,6
Hidrodinamik kavitasyon + NaOH ilavesi	3621,9	28,3	14252,85	94,2
Hidrodinamik kavitasyon + Ca(OH)₂ ilavesi	4650,5	13,3	15088,57	75,0
Hidrodinamik kavitasyon + H₂O₂ ilavesi	10629,07	40,9	17660	100

Gogate ve arkadaşları yaptıkları çalışmada, endüstri ölçeğinde elektrik enerjisinin mekanik enerjiye dönüşümünde hidrodinamik ekipmanların akustik ekipmanlara oranla daha başarılı olduklarını ve hidrodinamik kavitasyonla yapılan çalışmaların daha büyük

hacimlerde olduğunu ve ölçek büyütülmek istendiğinde bu büyütmenin hidrodinamik kaviteasyon ile daha kolay olacağını ifade etmişlerdir (Gogate ve ark. 2001).

Yapılan bir ultrasonik kaviteasyon çalışmasında 40 dakika sonucunda %64'lik bir dezentegrasyon derecesi için harcanan enerjinin 45000 kJ/kgTK olduğunu ifade edilmiştir (Gallipoli ve Braguglia 2012). Bizim çalışmamızda ise belirlenen optimum çalışma koşullarında 40 dakikada %40'lık bir dezentegrasyon gerçekleşmiş ancak sadece 2343,6 kJ/kgTK enerji harcanmıştır. İşlem sonuçlandırıldığında 150 dakikada %94,2'lik dezentegrasyon derecesi elde edilmiş olup 14252,85 kJ/kgTS enerji harcanmıştır.

Uygulanan bütün dezentegrasyon yöntemlerinde ve işlem uygulanmamış ham çamurda harcanan ve kazanılan enerji değerleri Çizelge 4.21'de verilmiştir.

Çizelge 4.21. Dezentegrasyon yöntemleri için harcanan ve oluşan metandan kazanılan enerji değerleri

Uygulanan yöntemler	10 L çamur substrat olarak kullanıldığında oluşacak kümülatif CH ₄ (L)	Oluşacak CH ₄ 'ün enerji değeri (kJ)	10 L çamura 150 dakika boyunca uygulanan enerji (kJ)
Ham çamur	13,32	477,15	-
Hidrodinamik kaviteasyon	15,95	569,58	1230,4
Hidrodinamik kaviteasyon + NaOH ilavesi	25,27	905,23	1995,4
Hidrodinamik kaviteasyon + Ca(OH) ₂ ilavesi	18,19	651,6	2112,4
Hidrodinamik kaviteasyon + H ₂ O ₂ ilavesi	22,6	809,6	2472,2

Çizelge 4.21'den, çıkan metan gazından elde edilen enerjinin sistemde harcanan enerjiyi karşılamadığı anlaşılmaktadır. Bu durumun muhtemel sebebinin, BMP testlerinde substrat olarak kullanılan çamurun düşük katı madde yüzdesi olduğu düşünülmektedir. Daha yoğun bir çamurun aynı miktarda enerji kullanılarak dezentegre edilmesi ve ardından anaerobik olarak çürütülmesiyle elde edilecek biyogaz miktarı şüphesiz çok daha fazla olacaktır. Araştırmalara göre anaerobik çürütücüde kullanılacak çamurun

optimum bir katı madde içeriğinin olması gerektiği ve çamurda katı maddenin düşük olmasının mikroorganizmanın gıda teminini zorlaştırdığını ve gaz üretiminin düştüğünü bu nedenle de optimum katı madde içeriğinin %3-5 aralığında olması gerektiği belirtilmiştir (Edmonds 1965). Yapılan bir çalışmada, çamurun anaerobik reaktöre beslenmeden önce yoğunlaştırıldığı ve katı madde içeriğinin %5,9 \pm 0,07 seviyelerine getirildiği belirtilmiştir (Eskicioğlu ve ark. 2006). Eskicioğlu ve ark.'nın (2007) yaptığı bir diğer çalışmada hem %1,4 hem de % 3'lük katı madde içeriğine sahip çamurlarla çalışılmış ve %3 katı madde içeriğine sahip çamurun aynı koşullarda diğerine göre yaklaşık olarak 2 kat daha fazla CH₄ ürettiği ifade edilmiştir. Diğer bir çalışmada ise katı madde içeriği %2,6 dolaylarında olan bir çamurla çalışmalar yapılmıştır. Çalışmanın sonuçlarına göre anaerobik çürütücüdeki çamur konsantrasyonunun %4'ün üzerinde olması gerektiği ve bu şekilde ki anaerobik çürütmenin çamur stabilizasyonunda hem ekonomik hem de çevresel açıdan optimum yöntem olduğu vurgulanmıştır (Bolzonella ve ark. 2005).

5. SONUÇ

Yürütülen deneyler neticesinde aşağıda sıralanan sonuçlara ulaşılmıştır:

-Orifis plakalı hidrodinamik kavitasyon sistemi, atık aktif çamurun dezentegrasyonu için uygun bir yöntemdir. Sistemin tek başına kullanılmasıyla atık çamurun %32 ila %60 oranları arasında dezentegre olabileceği sonucuna varılmıştır.

-Hidrodinamik kavitasyon sisteminde kullanılan orifis plakasındaki delik çapı ve akış şartlarını karakterize eden kavitasyon sayısı çamur dezentegrasyon verimliliğini önemli derecede etkileyen değişkenlerdir. Tez kapsamında yapılan çalışmalarla maksimum dezentegrasyonun 3mm delik çaplı orifis plakasının kullanıldığı ve kavitasyon sayısının 0,2 olarak ayarlandığı şartlarda gerçekleştiği tespit edilmiştir.

-NaOH, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ve H_2O_2 ilavesi hidrodinamik kavitasyon prosesinin çamur dezentegrasyon verimliliğini belirgin şekilde arttırmıştır. NaOH ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ile yapılan denemelerde pH'ın 11'e ayarlandığı şartlar çamurun çözünübilirliği açısından en iyi sonuçları vermiştir. Diğer yandan optimum H_2O_2 dozu 20 mg/l olarak belirlenmiştir. Dezentegrasyon dereceleri ve çamurun çözünübilirliği baz alındığında denenen yöntemlerin etkinlik sıralaması şöyledir:

Hidrodinamik kavitasyon+ H_2O_2 ilavesi(20mg/l)> Hidrodinamik kavitasyon+NaOH ilavesi(pH:11)> Hidrodinamik kavitasyon+ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ilavesi(pH:11)> Hidrodinamik kavitasyon

-BMP testi sonuçları, denenen tüm dezentegrasyon yöntemlerinin çamurun biyogaz oluşturma potansiyelini olumlu yönde etkilediğini, metan oluşumunun ham aktif çamura göre %20 ila %89 arasında arttığını göstermiştir. En fazla biyogaz oluşumunu sağlayan prosesin %89'luk metan artışı ile "Hidrodinamik kavitasyon+NaOH ilavesi (pH:11)" olduğu tespit edilmiştir.

-Uygulanan kavitasyon yöntemleri içerisinde enerji verimliliği en yüksek olan uygulama, $1,28 \times 10^{-2}$ (g ÇKOİ artışı/kJ) değeri ile NaOH ilaveli hidrodinamik kavitasyon uygulamasıdır. Yöntemde kullanılan NaOH miktarı, kJ eşdeğeri olarak sisteme verilen enerjiye eklenmesine rağmen, meydana getirdiği ÇKOİ artışı hidrodinamik kavitasyona göre çok fazla olduğundan, enerji verimliliği kimyasal kullanılmayan hidrodinamik

kavitasyon verimliliğinin üzerinde çıkmıştır. Diğer yandan çamurun dezentegrasyonu için harcanan enerji, çamurun düşük katı madde içeriğinden (%1,4) dolayı, metan olarak kazanılan enerjiden yüksek çıkmıştır. Bu durum yöntemin ekonomik kazanç sağlayabilmesi için dezentegre edilecek çamurun daha yüksek katı madde içeriğine sahip olması (%3-5) gerektiğini göstermiştir.

-Sonuç olarak tez kapsamında uygulanan dört yöntem bütün yönleriyle kıyaslandığında (enerji verimliliği, dezentegrasyon derecesi, biyogaz oluşturma potansiyelini artırma kapasitesi) önerilen “Hidrodinamik kavitasyon+NaOH ilavesi (pH:11)” yöntemidir.

Yapılan deneyler, elde edilen sonuçlar itibarıyla, gelecekte yeni çalışmaların yapılması ihtiyacını da beraberinde getirmiştir. Öncelikle uygulanan yöntemlerin, çamurun çözünebilirliği ve BMP sonuçlarıyla değerlendirilen performansının laboratuvar şartlarında çalıştırılacak bir anaerobik reaktörün işletilmesiyle de değerlendirilmesi gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- Akpınar, I. 2010.** Biyolojik besi maddesi içeren atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunda farklı dezentegrasyon uygulamalarının incelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, İstanbul.
- Anderson, N. J., Dixon, Harbour, P. J., Scales, P. J. 2002.** Complete characterisation of thermally treated sludges. *Water Science and Technology*, 46(10): 51-54.
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., Campos, L., van Lier, J. B. 2009.** Defining the biomethane potential (bmp) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59 (5) : 927-934.
- Angelidaki, I., Sanders, W. 2004.** Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3: 117-129.
- Anonim, 2011.** T.C. Milli Eğitim Bakanlığı 2011, Arıtma Çamurları. http://megep.meb.gov.tr/mte_program_modul/moduller_pdf/Ar%C4%B1tma%20%C3%87amurlar%C4%B1.pdf – (Erişim tarihi: 05.03.2017)
- APHA, AWWA, WEF. 2005.** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th edition. American Public Health Association, Baltimore: 1200.
- Ayol, A., Filibeli, A., Sir, D., Kuzyaka, E. 2007.** Aerobic and Anaerobic bioprocessing of activated sludge: floc disintegration by enzymes. *Facing Sludge Diversities: Challenges, Risks and Oppurtunities*, Antalya, Turkey, March 28-30.
- Badve, M., Gogate, P., Pandit, A., Csoka, L. 2013.** Hydrodynamic cavitation as a novel approach for wastewater treatment in wood finishing industry. *Separation and Purification Technology*, 106: 15–21.
- Baier, U., Schmidheiny, P. 1997.** Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated Sludge. *Water Science and Technology*, 36 (11): 137-143.
- Battimelli, A., Millet, C., Delgenes, J. P., Molleta, R. R. 2003.** Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling. *Water Science and Technology*, 48(4): 61-68.
- Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F. 2005.** Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochemistry*, 40: 1463-1460.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgen`es, J.P., Carr`ere, H. 2006.** Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing*, 45: 711–718.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgen`es, J.P., Carr`ere, H. 2007.** Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34 (1): 20-27.
- Büyükkamacı, N. 2005.** Arıtma çamurlarının genel özellikleri. 1. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart 2005, İzmir.
- Chakinala, A. G., Bremner, D. H., Gogate, P. R., Namkung, K., Burgess, A. E. 2008.** Multivariate analysis of phenol mineralisation by combined hydrodynamic cavitation and heterogeneous advanced fenton processing. *Applied Catalysis B: Environmental*. 78: 11–18.
- Chanda, S.K. 2012.** Disintegration of sludge using ozone-hydrodynamic cavitation. *MSc Thesis*, Faculty of Graduate Studies (Civil Engineering), University of British Columbia, Vancouver.

- Chen, Y., Chen, Y. S., Gu, G. 2004.** Influence of pretreating activated sludge with acid and surfactant prior to conventional conditioning on filtration dewatering. *Chemical Engineering Journal*, 99: 137-143.
- Colarusso, P., Serpone N. 1996.** Sonochemistry II. effects of ultrasound on homogenous chemical reactions and in environmental detoxification: Research on Chemical Intermediates, Eds: Anpo, M., Zhang, J., Springer, pp: 61-89.
- Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H., Paul, E. 2002.** Minimization of sludge production in biological processes: an alternative solution for the problem of sludge disposal. *Water Science and Technology*, 46 (10): 63–70.
- Didenko Y. T., McNamara W.B., Suslick K.S. 1999.** Hot spot conditions during cavitation in water. *Journal of the American Chemical Society*, 121(24): 5817-5818.
- Edmons, C. J. 1965.** Effect of solids concentration on the anaerobic digestion of domestic sewage sludge. *PhD Thesis*, Iowa State University of Science and Technology, Ames, Iowa.
- Enterazi, M. H., Kruus, P. 1996.** The Effect of requency on sonochemical reactions II: temperature and intensity. *Ultrasonic Sonochemistry*, 3: 19-24.
- Erden, G., Filibeli, A. 2010.** Kentsel nitelikli arıtma çamurlarının ultrasonik yöntemle ön arıtımı. *Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20(1): 39-48.
- Eren, Z., Ince, N. H. 2010.** Sonolytic and sonocatalytic degradation of azo dyes by low and high frequency ultrasound. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3): 1019-1024.
- Ertugay, N., Acar, F. N. 2013.** Sonokatalitik oksidasyon ile direct blue 71 azo boyasının renk giderimi. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 3 (1), 55-60.
- Eskicioğlu, C., Kennedy, K. J., Droste, R. L. 2006.** Characterization of soluble organic matter of waste activated sludge before and after thermal pretreatment. *Water Research*, 40(20): 3725-3736.
- Eskicioğlu, C., Kennedy, K. J., Droste, R. L. 2007.** Enhancement of batch waste activated sludge digestion by microwave pretreatment. *Water Environment Federation*, 79(11): 2304-2317.
- Ferrer, I., Serrano, E., Ponsa, S., Vazquez, F., Font, X. 2009.** Enhancement of Thermophilic Anaerobic Sludge Digestion by 70°C Pre-Treatment: Energy Considerations. *Journal of Residuals Science & Technology*, 6(1): 11-18.
- Filibeli, A., Erden, G. 2010.** Anaerobik yöntemle stabilize edilen kentsel nitelikli arıtma çamurların nihai bertaraf açısından değerlendirilmesi. *Su Kirlenmesi Kontrolü*, 20(2): 3-11.
- Filibeli, A., Kaynak, G. E. 2006.** Arıtma çamuru miktarının azaltılması ve özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla yapılan ön işlemler. *Su Kirlenmesi Kontrolü*, 16(1-3): 3-12.
- Forster C.F. 1971.** Activated sludge surfaces in relation to the sludge volume index. *Water Research*, 5(10): 861–870.
- Gallipoli, A., Braguglia, C. M. 2012.** High-frequency ultrasound treatment of sludge: Combined effect of surfactants removal and floc Disintegration. *Ultrasonics Sonochemistry*, 19: 864-871.
- Gogate, P. R., Pandit, A. B. 2000.** Engineering design methods for cavitation reactors II: hydrodynamic cavitation. *AIChE Journal*, 46 (8): 1641-1649.
- Gogate, P. R., Pandit, A. B. 2001.** Hydrodynamic cavitation reactors: A state of the art review. *Reviews in Chemical Engineering*. 17 (1): 1-85.
- Gogate, P.R., Pandit, A.B. 2011.** Cavitation Generation and usage without ultrasound: Hydrodynamic Cavitation. Theoretical and Experimental Sonochemistry Involving Inorganic Systems, Eds: Pankaj, Ashokkumar, M., Stringer, pp: 69-106.

- Gogate, P.R., Shirgaonkar, I. Z., Sivakumar, M., Senthilkumar, P., Vichare, N. P., Pandit, A.B. 2001.** Cavitation reactors: Efficiency assessment using a model reaction. *AIChE Journal*, 47(11): 2526-2538.
- Grubel, K., Machnicka, A. 2010.** Hydrodynamic disintegration of foam biomass to upgrade of wastewater. *Ecological Chemistry And Engineering*, 17 (2): 137-148.
- Grubel, K., Suschka, J. 2015.** Hybrid alkali-hydrodynamic disintegration of waste-activated sludge before two-stage anaerobic digestion process. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10): 7258-7270.
- Gündüz, Ç. 2009.** Ultrasonic disintegration of sewage sludge. *M.Sc. Thesis*, Dokuz Eylül University, Graduate School of Natural and Applied Sciences, İzmir, Turkey.
- Haug, T.R., Stuckey, D.C., Gossett, J.M., McCarty, P.L. 1978.** Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 50: 73-85.
- Hayano, K., Tubaki, K., 1985.** Origin and properties of beta- glucosidase activity of tomato-field soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 553 – 557.
- Hua, I. ve Hoffmann, M. 1997.** Optimization of ultrasonic irradiation as an advanced oxidation technology. *Environmental Science and Technology*, 31: 2237-2243.
- Jin, Y., Li, H., Mahar, R. B., Wang Z., Nie, Y. 2009.** Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences*, 21: 279–284.
- Kepp, U., Machenbach, I., weisz, N., Solheim, O. E. 1999.** Enhanced stabilization of sewage sludge through thermal hydrolysis-three years of experience with a full scale plant. *Water Science and Technology*, 42(9): 89-96.
- Kim D.H., Jeong, E., Oh, S.U., Shin, H.S. 2010.** Combined (alkaline + ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. *Water Research*, 44(10): 3093–3100.
- Kim, J., Park, C., Kim, T-H., Lee, M., Kim, S., Kim, S-W., Lee, J. 2003.** Effects Of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95: 271–275.
- Kocaer, F.O. 2005.** Uçucu kül katkılı alkali stabilize arıtma çamurlarının toprak özelliklerine etkileri. *Doktora Tezi*, UÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.
- Kopp, J., Müller, J., Dichtl, N., Schwedes, J. 1997.** Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanical disintegrated excess sludge. *Water Science Technology*, 36(11): 129–136.
- Korkut, Ş. 2012.** Anaerobik arıtım sistemleri. Bülent Ecevit Üniversitesi, Çevre Mühendisliği, Ders Notları, Zonguldak, 64 s.
- Lee, I., Han, J. I. 2013.** The effects of waste-activated sludge pretreatment using hydrodynamic cavitation for methane production. *Ultrasonic Sonochemistry*, 20(6): 1450-1455.
- Li, Y. Y. ve Noike, T. 1992.** Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pre-treatment. *Water Science and Technology*, 3-4: 857-66.
- Lin, J. G., Chang. C. N. 1995.** Solubilisation kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment. 5th IAWQ Asian Regional Conference On Water Quality and Pollution Control, 7-9- February 1995, Manila, The Philippines.
- Lin, J. G., Chang, C. N., Chang, S. C. 1997.** Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilisation. *Bioresource Technology*. 62: 85-90.

- Machnicka, A., Grubel, K., Suschka, J. 2009.** The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge. *Water SA*, 35 (1): 129-132.
- Mason, T. J. 2007.** Sonochemistry and the environment –providing a “green” link between chemistry, physics and engineering. *Ultrasonics Sonochemistry*, 14: 476–483.
- Mottet, A., Francois, E., Latrille E., Steyer J.P., Deleris S., Vedrenne, F., Carrere, H. 2010.** Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 160: 488- 496.
- Müller, J. 1996.** Mechanischer Klärschlamm aufschluß. *PhD Thesis*, Institut für Mechanische Verfahrenstechnik, Technical University of Braunschweig, Aachen, Germany.
- Müller, J. A. 2003.** Contioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrating excess sludge. *Separating Science and Techology*, 38 (4): 889-902.
- Müller, J. A., Winter, A., Strümkmann, G. 2004.** Investigating and assesment of sludge pretreatment processes. *Water Science and Technology*, 49 (10): 97-104.
- Müller, J.A. 2000.** Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment. *Water Science and Technology*, 41: 123-130.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De heyder, B. 2003.** Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 98: 275-293.
- Ning, P., Bart, H. J., Jiang, Y., Haan, A., Tien, C. 2005.** Treatment of organic polutants in coke plant wastewater by the method of ultrasonic irradiation, catalytic oxidation and activated sludge. *Separation and Purification Technology*, 41 (2): 133-139.
- Odegaard, H., Paulsrud, B., Karlsson, I. 2002.** Wastewater sludge as a resource: Sludge disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handling of wastewater Sludge. *Water Science and Technology*, 46(10): 295-303.
- Ozonek, J. 2012.** Application of hydrodynamic cavitation in environmental engineering. Taylor and Francis Group, London, 144 pp.
- Penaud, V., Delgenes, J.P., Moletta, R. 1999.** Thermo-chemical pretreatment of amicrobial biomass: Influence of sodium hydroxide addition on solubility and anaerobic biodegradability. *Enzyme and Microbial Technology*, 25: 258–263.
- Perez-Elvira, S. I., Nieto Diez, P., Fdz-Polanco, F. 2006.** Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5: 375–398.
- Petrier, C., Jeunet, A., Luche, J., Reverdy, G. 1992.** Unexpected frequency effects on the rate of oxidative processes induced by ultrasound. *Journal of The Americal Chemical Society*, 114: 3148-3150.
- Petrier, C., Lamy, M.F., Francony, A., Benahcene, A., David, B., Renaudin, V. Gondrexon N. 1994.** Sonochemical degradation of phenol in dilute aqueous solutions: Comparison of the reaction rates at 20 and 487 khz. *The Journal of Physical Chemistry*, 98: 10514-10520.
- Ray, B. T., Lin, J., Rajan, R.V. 1990.** Low-level alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 62: 81–87.
- Saharan, V.K., Rizwani, M.A., Malani, A.A., Pandit, A.B. 2013.** Effect of geometry of hydrodynamically cavitating device on degradation of orange-G. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20: 345-353.
- Saharan, V.K., 2013.** Hydrodynamic cavitation based degradation of bio-refractory pollutants. *PhD Thesis*, Department of Chemical Engineering Institute of Chemical Technology, Mumbai Maharashtra, India.

- Salsabil M.R., Prorot A., Casellas M., Dagot, C. 2009.** Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility. *Chemical Engineering Journal*, 148: 327-335.
- Senthil Kumar, P., Siva Kumar, M., Pandit A.B. 2000.** Experimental quantification of chemical effects of hydrodynamic cavitation. *Chemical Engineering Science*, 55: 1633-1639.
- Sivakumar, M., Pandit, A. B. 2002.** Wastewater treatment: A novel energy efficient hydro- dynamic cavitation technique. *Ultrasonics Sonochemistry*, 9 (3): 123–131.
- Speece, R.E. 1996.** Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Archae Press, Nashville, Tennessee, 394 pp.
- Spinosa, L., Vesilind P. A. 2001.** Sludge into biosolids: processing, disposal and utilization. IWA Publishing, United Kingdom, 400 pp.
- Szulzyk-Cieplak, J., Ozonek, J. 2013.** Study of the process of phenanthrene degradation in a cavitated liquid environment. *Chemik*, 67(10): 1003-1010.
- Şahinkaya, S., Sevimli, M.F. 2013.** Synergistic effects of sonoalkalin epretreatment on anaerobic biodegradability of waste activated sludge. *Journal of Industrial And Engineering Chemistry*, 19: 197–206.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. ve Bildan, M. L. S. 1997.** Effects of thermochemical pre-treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Science and Technology*, 8: 209-215.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis, U. 2001.** Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research*. 35 (8): 2003–2009.
- Tunç, Ö. 2008.** C.I. Reactive Orange 107 Tekstil boyar maddesinin ultrasonik ve mikrobiyal gideriminin tekli ve ardışık sistemlerde incelenmesi. *Doktora Tezi*, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Ünşar, E. 2013.** Nanopartiküllerin evsel arıtma çamurlarının anaerobik parçalanabilirliği üzerine etkilerinin belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Antalya.
- Valo, A., Carre, H., Delgenes, J.P. 2004.** Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79: 1197–1203.
- Vichare, N., Gogate, P., Pandit, A. 2000.** Optimization of hydrodynamic cavitation using a model reaction. *Chemical Engineering and Technology*, 23(8): 683-690.
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J., 2005.** Sewage sludge disintegration using ozone: A method of enhancing the anaerobic stabilization of sewage Sludge. Va Tech Wabach, R&D Process Engineering, Siemens strasse 89, A-1211 Vienna, Austria.
- Wang, Y., Wei, Y., Liu, J. 2009.** Effect of H₂O₂ dosing strategy on sludge pretreatment by microwave-H₂O₂ advanced oxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, 169: 1-3, 680-684.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F. and Verstraete, W. 2000.** Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Water Research*, 34(8): 2330-2336.
- Wong, W.T., Chan, W.I., Liao, P.H., Lo, K.V., Mavinic, D.S. 2006.** Exploring the role of hydrogen peroxide in the microwave advanced oxidation process: Solubilization of ammonia and phosphates. *Journal of Environmental Engineering Science*, 5: 459–465.
- Yan, Y., Feng, L., Zhang, C., Wisniewski, C., Zhou, W. 2010.** Ultrasonic enhancement of waste activated sludge hydrolysis and volatile fatty acids accumulation at pH 10. *Water Research*, 44(11): 3329-3336.

- Ya-Wei, W., Cheng-Min, G., Xiao-Tang, N., Mei-Xue, C., Yuan-Song, W. 2015.** Multivariate analysis of sludge disintegration by microwave-hydrogen peroxide pretreatment process. *Journal of Hazardous Materials*, 283: 856-64.
- Yeom, I.T., Lee, K.R., Lee, Y.H., Ahn, K.H., Lee, S.H. 2002.** Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 46 (4-5): 421-425.
- Yeşil, E. 2011.** Atık Çamur Dezentegrasyonu Yöntemlerinin Çamur Minimizasyonu Açısından Değerlendirilmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Yıldırım, A.Ö. 2009.** Bazı reaktif boyar maddelerin ileri oksidasyon yöntemleriyle parçalanmasının incelenmesi. *Doktora Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Zhang, H., Jambrak, A.R., Mason, T.J., Lelas, V., Herceg, I.L. 2007.** Effect of ultrasound treatment on solubility and foaming properties of whey protein suspensions. *Journal of Food Engineering*, 86 (2): 281-287.
- Zhang, S. J., Shen, L., Gong, W. J. 2013.** Enhancing the degradation of rhodamine b by hydrodynamic cavitation with CCl₄ augmentation. *Advanced Materials Research*, 864-867: 1244-1252.
- Zhao, Y.X., Yin, J., Yu, H.L., Han, N., Tian, F.J. 2007.** Observations on ozone treatment of excess Sludge. *Water Science and Technology*, 56(9): 167-175.
- Zubrowska-Sudol, M., Podedworna, J., Heidrich Z., Krawczyk, P., Szczygiel, J. 2010.** Experimental feasibility study on application of a mechanical cavitation inducer for disintegration of wastewater sludges. In *Environmental Engineering III*, Eds: Pawlowski, L, Dudzinska, M.R., Pawlowski, A., Taylor and Francis Group, London, pp: 257-261.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Canan Etyam
Doğum Yeri ve Tarihi : Şumen(BULGARİSTAN)/1987
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)
Lise : Bursa Erkek Lisesi (2002-2006)
Lisans :Uludağ Üniversitesi (2008-2013)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl :

İletişim (e-posta) : canancir@gmail.com

Yayımları :

Topaç Sağban, F. O., Dindar, E., Çırakoğlu C.,Keskinler, B. 2015. Atık aktif çamurun çeşitli yöntemlerle dezentegrasyonu. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Bursa. 413-423.