

**T.C.
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**DÜŞÜK FREKANSLI ULTRASONİK RADYASYONUN
ANAEROBİK ÇAMUR ARITMA PROSESİNE
ETKİLERİ**

Bahar İKİZOĞLU

Danışman: Doç. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA-2011**

TEZ ONAYI

Bahar İKİZOĞLU tarafından hazırlanan “**Düşük frekanslı Ultrasonik Radyasyonun Anaerobik Çamur Arıtma Prosesine etkileri**” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Süleyman Demirel Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Doç. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU
Süleyman Demirel Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı



Jüri Üyeleri:
Yrd. Doç. Dr. Hüsnü DEMİRPENÇE
Süleyman Demirel Üniversitesi İnşaat Mühendisliği Anabilim Dalı



Yrd. Doç. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT
Süleyman Demirel Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı



Doç. Dr. M. Cengiz KAYACAN
Enstitü Müdürü V.

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

İÇİNDEKİLER

İÇİNDEKİLER	i
ÖZET	iii
ABSTRACT	iv
TEŞEKKÜR	v
ŞEKİLLER DİZİNİ	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
KISALTMALAR DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
2.1. Anaerobik Arıtım	4
2.2. Anaerobik Arıtmanın Temelleri	5
2.2.1. Hidroliz	5
2.2.2. Asit üretimi	6
2.2.3. Metan üretimi	6
2.2.4. Hız kısıtlayan kademe yaklaşımı	7
2.3. Anaerobik Arıtım Mikrobiyolojisi	7
2.3.1. Hidroliz ve asitleşme bakterileri	7
2.3.2. Metan bakterileri	8
2.4. Anaerobik Arıtmayı Etkileyen Çevresel Faktörler	8
2.4.1. pH	9
2.4.2. Nutrient	9
2.4.3. Sıcaklık	10
2.4.4. Toksik veya inhibe edici bileşenler	11
2.4.5. İyonlaşma şiddeti ve tuzluluk	11
2.4.6. Oksijen	12
2.5. Biyolojik Ayrışabilirlik	12
2.5.1. Biyolojik ayrışabilirliğin artırılması için ön arıtma uygulamaları	13
2.5.1.1. Termal ön arıtma	14
2.5.1.2. Kimyasal ön arıtma	14
2.5.1.3. Biyolojik ön arıtma	14

2.5.1.4. Mekanik ön arıtma	14
2.6. Ultrason Teknolojisi.....	15
2.6.1. Günümüzde ultrasonikasyonun kullanım alanları.....	16
2.6.2. Ultrasonik radyasyon prosesinin mekanizması	17
2.6.3. Kavitasyonu etkileyen faktörler	19
2.6.4. Ultrasonin atıksu arıtımında gerçekleştirdiği reaksiyonlar	20
2.6.5. Sonokimyasal reaktörler	21
2.6.6. Ultrasonik ön arıtma.....	22
2.6.7. Ultrasonikasyonun avantaj ve dezavantajları.....	23
2.6.8. Ultrasonik ön arıtmayla ilgili yapılan çalışmalar	24
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	26
3.1. Aşı Çamuru ve Atık Aktif Çamur	26
3.2. Ultrasonik Ön Arıtma.....	26
3.3. Kesikli Anaerobik Reaktörlerin Kurulumu Ve İşletilmesi	27
3.3.1. Analitik ölçümler	29
3.3.2. Fiziksel ölçümler.....	30
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	32
4.1. Deney Seti 1 - Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Numunelerinin Karakterizasyon Testleri	32
4.2. Deney Seti 1 - Reolojik Ölçümler.....	33
4.3. Deney Seti 1 - Mikroskopik Ölçümler	42
4.4. Deney Seti 1 - Biyogaz Ölçümleri	47
4.5. Deney Seti 2 - Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Numunelerinin Karakterizasyon Testleri	59
4.6. Deney Seti 2 - Reolojik Ölçümler.....	60
4.7. Deney Seti 2 - Mikrobiyolojik Ölçümler	71
4.8. Deney Seti 2 - Biyogaz Ölçümleri	76
SONUÇ	89
KAYNAKLAR	90
ÖZGEÇMİŞ	94

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

DÜŞÜK FREKANSLI ULTRASONİK RADYASYONUN ANAEROBİK ÇAMUR ARITMA PROSESİNE ETKİLERİ

Bahar İKİZOĞLU

Süleyman Demirel Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU

Atık aktif çamur, atık su arıtma tesisi işletilmesinde yönetimi oldukça zor unsurlardan biridir. Bu nedenle oldukça fazla miktarda üretilen çamur sorununu çözmek için “çamur minimizasyonu” konsepti son yıllarda üzerinde yoğun olarak çalışılan bir olgudur. Sorunun çözümüne yönelik konvansiyonel birçok yöntem kullanılmakla birlikte, bazı teknikler geliştirme aşamasındadır. Bu tekniklerden biri olan ultrason, insanın ses algılama limitinin üzerinde geniş bir frekans aralığında üretilen ses dalgaları olarak tanımlanmaktadır. Belirli bir frekans ve dozda gerçekleştirilen ultrason ile su ortamında oluşan kavitasyon kabarcıklarının fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma proses verimleri üzerinde oluşturduğu olumlu etkiler literatürde mevcuttur. Araştırma konusunun ana amacı, ultrasonik radyasyona maruz bırakılan atık aktif çamurun fiziko-kimyasal yapısındaki değişimlerin incelenmesi ve anaerobik ayrışma dinamiklerinin tespit edilmesidir. Tez kapsamında farklı ultrasonik süre ve yoğunluklara maruz bırakılan atık aktif çamur numunelerinde ultrasonik radyasyonun etkinliğini belirlemek için pH, TKM, TUKM, ÇKOİ, DDKOİ, reolojik ve mikroskobik ölçümler gerçekleştirilmiştir. Ultrasonik radyasyona tabi tutulmuş numunelerden 25 °C ve 35 °C olmak üzere 2 farklı sıcaklıkta kesikli anaerobik reaktörler kurularak 30gün süre ile işletilmiştir. Reaktörlerde 24 saatte bir düzenli olarak biyogaz ölçümleri yapılmıştır. İşletme süresi bitiminde anaerobik ayrışma dinamiklerinin tespiti için pH, TKM, TUKM, ÇKOİ analizleri yapılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda ultrasonik güç ve sürenin artmasıyla TKM ve TUKM miktarlarında sırasıyla %21 ve %30’ a varan azalmalar, ÇKOİ ve DDKOİ’ de sırasıyla %58 ve %27 ‘ye varan artışlar görülmüştür. Çamur yapısında meydana gelen değişimler mikroskobik ve reolojik ölçümlerle de ayrıca izlenmiştir. TKM ve TUKM giderim verimleri ve ÇKOİ artış miktarına bağlı olarak biyogaz üretim kinetiklerinin arttığı gözlenmiştir. Sonuç olarak ham atık aktif çamur karakteri ve reaktör işletme koşullarına bağlı olmakla birlikte ultrasonik kavitasyonun anaerobik reaktörlerde ÇKOİ, TKM ve TUKM giderimi ile biyogaz oluşumunu arttırdığı tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Ultrason, Anaerobik Arıtım, Çamur, Kavitasyon

2011, 94 sayfa

ABSTRACT

M. Sc. Thesis

EFFECTS OF LOW FREQUENCY ULTRASONIC IRRADIATION ON THE ANAEROBIC SLUDGE TREATMENT PROCESS

Bahar İKİZOĞLU

Suleyman Demirel University

Graduate School of Applied and Natural Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU

Management of waste activated sludge is one of the most problematic process in wastewater treatment plant operation. Therefore, concept of sludge minimization is studied extensively in recent years to solve the problem of large amount sludge. Besides many conventional methods have been used for the solution of the problem, some new techniques are under development. One of these techniques is ultrasound which is defined as sound waves produced in a wide frequency range higher than limit of detection of human sound. In the literature, it is shown that efficiency of physical, chemical, and biological processes of sewage treatment increases with certain degree of frequency and dosage of ultrasound by the formation of small cavitations bubble. The aim of the study is to investigate of changes physical properties of waste active sludge and determine anaerobic decomposition dynamics after using ultrasound irradiation. In scope of the thesis, pH, TSS, TVSS, DCOD, DDCOD, rheological and microscopic measurements are performed for waste activated sludge samples which are exposed to different time and intensity of ultrasonic to determine the effectiveness of ultrasonic radiation. After samples were exposed to ultrasonic radiation, anaerobic batch reactors are operated at 2 different temperatures at 25 °C and 35 °C for 30 days period. Biogases in reactors were measured every 24 hours on a regular basis. At the end of operation period, pH, TSS, TVSS, DCOD were analyzed for the determination of the dynamics of the anaerobic decomposition. The results show that amount of DCOD and DDCOD were increased %58 and %27, respectively while amount of TSS and TVSS were decreased %21 and %30 respectively with increasing ultrasonic power and time. Also changes on sludge structure was observed with rheological the microscopic and measurements. As a result, it is observed that removal efficiencies of TSS, TVSS and kinetics of biogas production depending on increase of SCOD are increased. As a result, removal of TSS, TVSS and DCOD and formation biogas in the anerobic reactors are increased with ultrasonic cavitation depending on the reactor operating conditions and the character of raw waste activated sludge

Key Words: Ultrasound, Anaerobic Treatment, Sludge, Cavitation

2011, 94 Pages

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışmasının her aşamasında bilgi ve deneyimleriyle her zaman yanımda ve yol gösterici olan değerli tez danışmanım Doç. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım.

Tez süresince ve hayatımın her döneminde bana olan desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen sevgili babam Yılmaz İKİZOĞLU, annem Saadet İKİZOĞLU ve ağabeyim Aykan İKİZOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım.

SDÜ Çevre Mühendisliği proses laboratuvarı desteğini sağlayan değerli bilim insanı hocam Prof. Dr. Mehmet KİTİŞ' e teşekkür ederim.

Ayrıca, deneysel aşamalarda yardımcı olan değerli hocalarım Yrd. Doç. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT'e, Öğr. Gör. İlker HARMAN'a ve Arş. Gör. Şehnaz Şule KAPLAN BEKAROĞLU'na teşekkür ederim.

Bu çalışmada ve öğrenim hayatım boyunca maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen değerli hocam Yrd. Doç. Dr. Nazire MAZLUM'a sonsuz şükran ve teşekkürlerimi sunarım.

Lisans ve yüksek lisans öğrenimim boyunca bana emeği geçmiş olan çok değerli hocalarımdan her birine ayrı ayrı teşekkür ve şükranlarımı sunarım. Ayrıca yüksek lisans çalışmalarım süresince benden manevi desteklerini esirgemeyen tüm arkadaşlarıma da sonsuz teşekkür ederim.

Düşük Frekanslı Ultrasonik Radyasyonun Anaerobik Çamur Arıtma Prosesine Etkileri konulu bu tez çalışması, SDÜ Rektörlüğü Bilimsel Araştırma Projelerini Destekleme birimi 2375-YL-10 nolu projesi ile desteklenmiştir.

Bahar İKİZOĞLU

Isparta, 2011

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Anaerobik arıtmanın adımları (Balaban, 2009)	4
Şekil 2.2. Akustik kavitasyon (Duran, 2006)	18
Şekil 2.3. Boynuz tipi ultrason reaktörü (a) ve durağan dalga tipi ultrason reaktör(b).....	22
Şekil 3.1. Ultrasonik reaktör düzeneği	26
Şekil 3.2. Hacim deplasman yöntemi amacıyla kurulan gaz ölçüm düzeneği	28
Şekil 3.3. Brookfield DV-II+Pro cihazı	30
Şekil 3.4. Işık Mikroskobu (Ivymen Optic System).	31
Şekil 4.1. Ham atık suda kayma hızına bağlı viskozite değerleri	33
Şekil 4.2. Ham atıksu reogramı.....	34
Şekil 4.3. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	35
Şekil 4.4. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı.....	35
Şekil 4.5. 30dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	36
Şekil 4.6. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı.....	37
Şekil 4.7. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	38
Şekil 4.8. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı.....	38
Şekil 4.9. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	39
Şekil 4.10. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı.....	40
Şekil 4.11. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	41
Şekil 4.12. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı	41
Şekil 4.13. Ham atık çamurun flok yapısı (40X büyütme)	42
Şekil 4.14. Ham atık çamurun flok yapısı (100X büyütme)	43
Şekil 4.15. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	43
Şekil 4.16. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	44
Şekil 4.17. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	44
Şekil 4.18. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	44

Şekil 4.19. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	45
Şekil 4.20. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	45
Şekil 4.21. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	46
Şekil 4.22. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	46
Şekil 4.23. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	46
Şekil 4.24. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	47
Şekil 4.25. Ham atık aktif çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu	47
Şekil 4.26. 1/10 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	48
Şekil 4.27. 1/10 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	48
Şekil 4.28. 1/10 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	49
Şekil 4.29. 1/10 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu	49
Şekil 4.30. 1/1 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	50
Şekil 4.31. 1/1 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	50
Şekil 4.32. 1/1 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	51
Şekil 4.33. 1/1 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	51
Şekil 4.34. 1/5 oranında 5 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	52

Şekil 4.35. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %ÇKOİ değişimi	55
Şekil 4.36. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %DDKOİ değişimi	56
Şekil 4.37. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %TKM ve TUKM değişimi	57
Şekil 4.38. Ultrason yoğunluğuna ve süresine bağlı ÇKOİ değişimi	57
Şekil 4.39. Aşı çamurunda kayma hızına bağlı viskozite değerleri	61
Şekil 4.40. Aşı çamuru reogramı	61
Şekil 4.41. Ham atık suda kayma hızına bağlı viskozite değerleri	62
Şekil 4.42. Ham atıksu reogramı	63
Şekil 4.43. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	64
Şekil 4.44. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı	64
Şekil 4.45. 30dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	65
Şekil 4.46. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı	66
Şekil 4.47. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	67
Şekil 4.48. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı	67
Şekil 4.49. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	68
Şekil 4.50. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı	69
Şekil 4.51. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri	70
Şekil 4.52. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı	70
Şekil 4.53. Ham atık çamurun flok yapısı (40X büyütme)	71
Şekil 4.54. Ham atık çamurun flok yapısı (100X büyütme)	72
Şekil 4.55. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	72
Şekil 4.56. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	73
Şekil 4.57. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	73
Şekil 4.58. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	73
Şekil 4.59. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	74
Şekil 4.60. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	74

Şekil 4.61. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	75
Şekil 4.62. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	75
Şekil 4.63. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)	75
Şekil 4.64. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)	76
Şekil 4.65. Ham atık aktif çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu	76
Şekil 4.66. 1/10 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	77
Şekil 4.67. 1/10 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	77
Şekil 4.68. 1/10 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	78
Şekil 4.69. 1/10 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu	78
Şekil 4.70. 1/1 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	79
Şekil 4.71. 1/1 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	79
Şekil 4.72. 1/1 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	80
Şekil 4.73. 1/1 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu.....	80
Şekil 4.74. 1/5 oranında 5 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 1.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu	81
Şekil 4.75. 1/5 oranında 15 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 1.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu	81

Şekil 4.76. 1/5 oranında 15 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 2.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu	82
Şekil 4.77. 1/5 oranında 15 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 3.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu	82
Şekil 4.78. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %ÇKOİ değişimi	85
Şekil 4.79. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %DDKOİ değişimi	85
Şekil 4.80. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %TKM ve TUKM değişimi	86
Şekil 4.81. Ultrason yoğunluğuna ve süresine bağlı ÇKOİ değişimi	87

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Ultrason teknolojisinin çevre mühendisliği alanındaki uygulamaları ...	17
Çizelge 3.1. 2^3 faktöriyel dizayna göre oluşturulan deneysel matrisi	27
Çizelge 4.1. Ham atık çamur karakterizasyonu	32
Çizelge 4.2. Sonikasyon öncesi ve sonrası atık aktif çamur karakterizasyonu	32
Çizelge 4.3. Ham atık çamura ait reolojik veriler	33
Çizelge 4.4. 5dk %20 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler...	34
Çizelge 4.5. 30dk %20 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler.	36
Çizelge 4.6. 5dk %100 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler.	37
Çizelge 4.7. 30dk %100 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler	39
Çizelge 4.8. 15dk %60 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler.	40
Çizelge 4.9. Ultrason işlemi sonrası anaerobik reaktör öncesi bozundurma ve giderim verimleri.....	53
Çizelge 4.10. Anaerobik reaktör sonrası bozundurma ve giderim verimleri	58
Çizelge 4.11. Anaerobik arıtma proses kinetikleri.....	58
Çizelge 4.12. Ham atık çamur karakterizasyonu	59
Çizelge 4.13. Sonikasyon öncesi ve sonrası atık aktif çamur karakterizasyonu	60
Çizelge 4.14. Aşı çamuruna ait reolojik veriler	60
Çizelge 4.15. Ham atık çamura ait reolojik veriler	62
Çizelge 4.16. 5dk %20 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler.	63
Çizelge 4.17. 30dk %20 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler	65
Çizelge 4.18. 5dk %100 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler	66
Çizelge 4.19. 30dk %100 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler	68
Çizelge 4.20. 15dk %60 amplitud ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler	69
Çizelge 4.21. Ultrason işlemi sonrası anaerobik reaktör öncesi bozundurma ve giderim verimleri.....	84
Çizelge 4.22. Anaerobik reaktör sonrası bozundurma ve giderim verimleri	87
Çizelge 4.23. Anaerobik arıtma proses kinetikleri.....	88

KISALTMALAR DİZİNİ

AAÇ	Atık aktif Çamur
APHA	Amerika Halk Sağlığı Kuruluşu
UKM	Uçucu Katı Madde
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
BOİ	Biyokimyasal Oksijen ihtiyacı
GHGs	Sera Gazı Emisyonları
TKM	Toplam Katı Madde
TUKM	Toplam Uçucu Katı Madde
TAKM	Toplam Askıda Katı Madde
ÇKOİ	Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
DDKOİ	Çamur Bozunma Derecesi
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
US	Ultrason

1. GİRİŞ

Aktif çamur prosesi düşük işletme maliyetleri nedeniyle en çok kullanılan biyolojik atıksu arıtma metodudur. Proses, birçok biyokimyasal reaksiyon ve biyokütle dönüşüm mekanizmalarını içermektedir. Bu reaksiyon ve mekanizmalar, ikincil çamur olarak adlandırılan yüksek miktarlarda aktif çamurun oluşmasına neden olmaktadır. Proses sonunda aktif çamurun büyük bir kısmı tekrar sisteme (havalandırma tanklarına) geri devrettirilmekte, kalan kısmı ise çamur arıtma işlemleri için diğer ünitelere iletilmektedir. Sistemden uzaklaştırılan çamur, atık aktif çamur (AAÇ) olarak adlandırılmakta, %99 oranında su içermekte ve büyük hacimler kaplamaktadır (Hall, 1995). Bu nedenle AAÇ arıtımı ve bertarafı, atık su arıtma tesisi işletme maliyetlerinin yaklaşık %50'sini oluşturmaktadır (Friedler and Pisanty, 2006). AAÇ hacmini azaltmak için sırasıyla yoğunlaştırma, aerobik veya anaerobik çürütme ile şartlandırma ve susuzlaştırma metotları uygulanmaktadır. Çamurun debisi, katı madde muhtevası, viskozitesi ve partikül boyutu gibi fiziksel özellikler, belirtilen çamur arıtma yöntemlerinin performansını önemli oranda etkilemektedir (Seyssiecq et al., 2003).

Atık su arıtma tesislerindeki çamur hacminin azaltılması işlemlerinde gelecek vaat eden yöntemlerden biri de ultrasonik radyasyon uygulamasıdır. Bu yöntem; tesiste işletme kolaylığı, koku ve tıkanma problemleri oluşturmaması ve kolay adapte edilebilme gibi avantajlar sağlamaktadır (Civelekoğlu vd., 2007).

Su ortamına uygulanan yüksek ses enerjisi, ortamda çözünmüş ve partiküler formda bulunan maddelerin karakteristiklerini önemli ölçüde farklılaştıran fiziksel ve kimyasal reaksiyonların gerçekleşmesini sağlamaktadır. Bu reaksiyonlar ses dalgaları sonucu kavitasyon kabarcıklarının oluşması ve bu kabarcıkların sönmesi (büzüşmesi) sürecinde gerçekleşmektedir (Neis, 2000). Ultrason uygulaması ile oluşan gaz kabarcıklarının hızlı bir şekilde oluşarak sönmesi olayına kavitasyon denmekte ve bu aşamada gaz fazında çok yüksek sıcaklık (~5000 °C) ve basınca (~500 bar) ulaşılmaktadır. Kavitasyon mekanizması ile oluşan yüksek kesme kuvvetleri ve jet akımları su ortamındaki bileşenleri fiziksel olarak etkilemekte ve kimyasal (sonokimyasal) reaksiyonları tetiklemektedir. Bu reaksiyonlar, yüksek derecede

reaktif radikallerin ($H\bullet$, $OH\bullet$) oluşması ve bileşenlerin termal olarak bozunması (piroliz) ile gerçekleşmektedir (Neis, 1999).

Sonikasyona maruz bırakılan aktif çamurda, organik maddeler çözünmekte ve anaerobik proste mikroorganizmalar için kullanılabilir (serbest) substrat haline gelmektedir. Bu aşamada iki olgudan bahsetmek mümkündür. İlki düşük yoğunluklu ultrasonik uygulamanın çamur matrisini kırması ve organik madde içerisindeki nükleik asit, yağ, hümit asit ve proteinlerin çözünerek serbest kalmalarıdır (Chu et al., 2002). Diğer i ise yüksek yoğunluklu ultrasonik uygulama ile mevcut mikroorganizma hücrelerinin parçalanarak, hücre membranı içerisindeki sitoplazmanın açığa çıkmasıdır. Bahsedilen hücre sıvısı da mikroorganizmalar tarafından organik substrat olarak kullanılabilir (Neis, 2002).

Anaerobik çürütme prosesi, AAÇ stabilizasyonunda yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu proses ile AAÇ hacmi azaltılmakta, yüksek oranda patojen mikroorganizma giderimi ile biyogaz üretimi sağlanmaktadır. Ancak prosesin yavaş olması, uzun çamur yaşı ve bekletme süreleri nedeni ile geniş çürütme tankı hacimlerine ihtiyaç duyulmaktadır (Edgar et al., 2006).

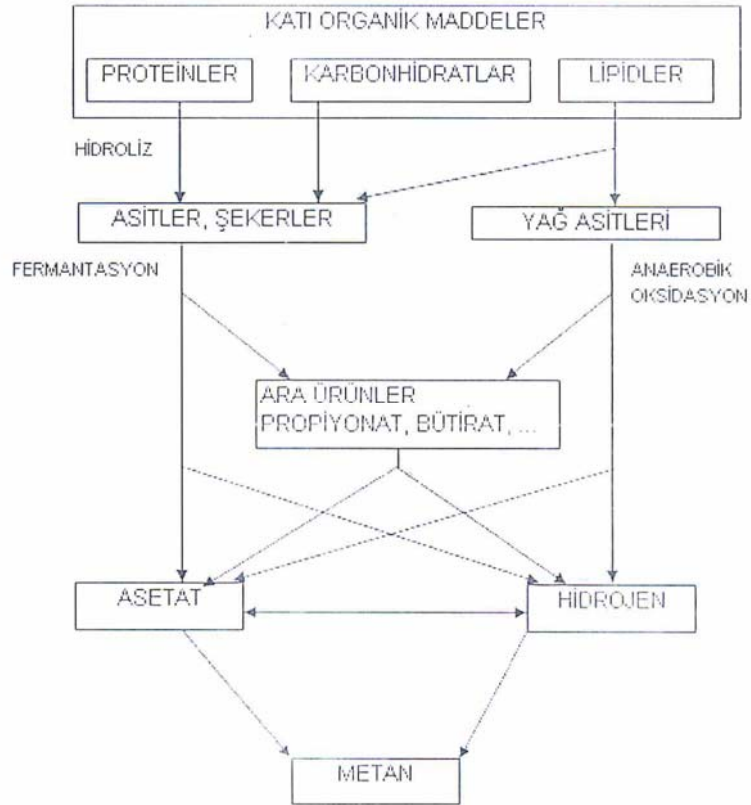
Anaerobik çürütme prosesinde hidroliz aşaması hız kısıtlayıcı adım olarak tanımlanmaktadır (Shimizu et al., 1993). Bu nedenle proses verimini artırmak için, anaerobik çürütme öncesi ön arıtma işlemleri geliştirilmiştir. Bu işlemler mekanik, kimyasal ve termal parçalama yöntemlerini içermektedir (Tiehm et al., 2001). Ancak bu işlemlerin ilave çamur oluşumu ile hidroliz aşamasını müteakip asit ve metan oluşum fazlarındaki verimin düşmesine neden oldukları belirtilmiştir (Salsabil et al., 2009). Ultrasonik radyasyon ile çamur ön arıtım işleminde, herhangi bir kimyasal ilavesine ve ısıl işleme gerek duyulmamaktadır. Yukarıda da belirtildiği üzere, ultrasonik işlemin doğası gereği sonokimyasal reaksiyonlar ve gaz fazındaki yüksek sıcaklık ile basınç sonucu oluşan piroliz, ek bir işleme gerek kalmadan kendiliğinden gerçekleşmektedir. Oldukça karmaşık ve yavaş bir proses olan anaerobik çürütme kinetiğinin hızlandırılması ve biyogaz oluşumunun artırılması için ultrason uygulamasını içeren proses ve sistem optimizasyon çalışmalarının sürdürülmesi gerekmektedir.

Bu tezin amacı belirlenen farklı işletme koşullarında, ultrasonik radyasyonun AAÇ ayrışma dinamikleri, biyogaz üretim hızları ve anaerobik proses kinetiklerine etkilerini belirleyerek, optimum proses tasarımı araştırmaştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1. Anaerobik Arıtım

Anaerobik çürütme, organik maddelerin havasız ortamda ayrışması esnasında gerçekleşen çok adımlı biyokimyasal reaksiyonlardan oluşan biyolojik bir prosestir (Şekil 2.1). Bu prosesin ilk adımında polisakkarit, karbonhidrat, protein, lipid gibi polimerik yapıdaki kompleks organik maddeler hücre dışı enzimler tarafından daha küçük boyutta ve hücre zarından geçebilecek şekildeki çözünebilir ürünlere dönüştürülmektedir (Öztürk, 2007a). Nispeten basit ve çözünebilir yapıdaki bu bileşikler fermentasyon veya anaerobik oksidasyonla kısa zincirli yağ asitleri, alkoller, karbondioksit, hidrojen ve amonyağa dönüştürülmektedir. Asetat dışındaki kısa zincirli yağ asitleri ise asetat, hidrojen ve karbondioksite dönüştürülmektedir. Prosesin son safhasında asetatın parçalanması veya H_2 ile CO_2 'nin sentezi yoluyla CH_4 üretimi gerçekleştirilmektedir (Ubay, 1993; Balaban, 2009).



Şekil 2.1. Anaerobik arıtmanın adımları (Balaban, 2009)

2.2. Anaerobik Arıtmanın Temelleri

Anaerobik işlem temel olarak 3 aşamada gerçekleşmektedir. Bu aşamalar:

- Hidroliz
- Asit oluşum aşaması (Asetojenesis)
- Metan oluşum aşaması (Metanojenesis)'dir.

2.2.1. Hidroliz

Anaerobik çürütmede ilk adım hücre zarından geçemeyecek büyüklükte polimerik yapıdaki organik maddelerin (partiküler ve çözünmüş polimerler) enzimatik hidrolizle hücre zarından geçebilecek ve mikroorganizmalarca kullanılacak daha basit yapıdaki çözünmüş ürünlere dönüşmektedir. Hidroliz, hücre dışı enzimlerce gerçekleştirilen oldukça yavaş bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktörler ise pH, sıcaklık, hidroliz ara ürünlerinin ortamda birikmesi ve organik maddenin partikül boyut dağılımıdır (Balaban, 2009).

Karbonhidratlar, proteinler ve lipidler olmak üzere, kimyasal bileşimleri açısından üç tür kompleks organik madde bileşeni vardır (Balaban, 2009). Karmaşık yapıları organik maddeler, mikroorganizmaların hücre dışı enzimleri ile daha küçük ve daha basit yapıları çözünmüş organik bileşiklere dönüşmektedir. Bu aşamada selüloz, lignin ve hemiselüloz gibi karbonhidratlar glikoz, pentoz ve heksoza; proteinler, polipeptid ve aminoasitlere ve yağlar ise alkoller, asitler ve hidrojene dönüşmektedir. Arıtılan atık suyun özelliklerine göre her anaerobik arıtım işleminde hidroliz aşaması olmayabilir. Ancak bazı atıksular için (örneğin: atık biyokütle, kağıt endüstrisi atıksuları, bazı yiyecek ve ilaç endüstrisi atıkları) hidroliz, anaerobik arıtmanın önemli bir parçasıdır. Kimi koşullarda, hidroliz tüm anaerobik arıtma işleminin hızını belirleyebilir. Yağların hidrolizi çok yavaş gerçekleştiğinden, hidroliz aşaması anaerobik işlemlerde biyolojik parçalanma hızını belirleyen aşamadır (Öztürk, 2007b).

2.2.2. Asit üretimi

Çözünmüş organik maddelerin valerik asit, bütirik asit, propiyonik asit ve asetik asit gibi organik asitlere, ve metanola dönüştürüldüğü aşamadır ve asit üreticiler olarak adlandırılan mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Bu aşamada çözünmüş karbonhidratlar etanol, H_2 ve CO_2 'ye, amino asitler, süksinik asit ve H_2 'ye, yağ asitleri ise asetat ve H_2 'ye dönüşmektedir. Asit oluşumu aşaması geniş bir sıcaklık ve pH aralığında gerçekleşebilir (Öztürk, 2007b).

Asit üretim hızı metan üretim hızına göre daha büyük olduğu için, çözünmüş organik madde konsantrasyonundaki ani artış, asit üretiminin artması sonucu sistemde asit birikimine yol açmaktadır. Böyle bir durum bir sonraki adım olan metan üretiminde inhibisyona sebep olabilmektedir (Öztürk, 2007a).

2.2.3. Metan üretimi

Metan üretimi yavaş bir süreçtir ve anaerobik çürütmede genellikle hız sınırlayıcı kademe olarak kabul edilmektedir (Balaban, 2009). Metan oluşum aşamasında, asit oluşum aşamasında oluşan organik asitler, H_2 ve asetat, metan oluşturan mikroorganizmalar tarafından kullanılmakta ve metan (CH_4) karbondioksit (CO_2), hidrojen sülfür (H_2S), hidrojen (H_2) ve amonyak (NH_3) gazlarının karışımından oluşan ve "Biyogaz" olarak adlandırılan gaz karışımına dönüştürülmektedir. Birçok organik atık için, metan ve karbondioksit asetik asidin anaerobik olarak parçalanmasından oluşmaktadır. Ancak metan, propiyonik asit ve diğer uçucu asitlerin parçalanmasından da oluşabilir (Öztürk, 2007b).

Oluşan metanın % 70'i asetatın dekarboksilasyonu, geriye kalanı ise hidrojen kullanan metan bakterileri tarafından CO_2 'in indirgenme reaksiyonları ile oluştuğu belirtilmektedir (Speece, 1996).

H_2 ve CO_2 'den metan üreten arkeler, asetik asit kullanan arkelere oranla çok daha hızlı çoğalmaktadır. Dolayısıyla ortamda yeterli H_2 ve CO_2 bulunduğu sürece, bu yolla CH_4 üretimi devam etmektedir (Balaban, 2009).

2.2.4. Hız kısıtlayan kademe yaklaşımı

Anaerobik çürütme sisteminde bir dizi simbiyotik proses oluşması ve kademelerden birinin diğerlerinden daha yavaş olması nedeniyle en yavaş kademe hız kısıtlayıcı olmaktadır. Anaerobik çürütmede hangi kademenin hız kısıtlayan kademe olduğu substratın yapısına, proses konfigürasyonun sıcaklığına ve organik yüke bağlıdır. Asılı haldeki polimerik organik partiküller için hidroliz kademesi, aromatik bileşikler için fermentasyon kademesi, buna karşılık propiyonat için ise sintrofik asetojenesis kademesi hız belirleyen kademe olmaktadır (Balaban, 2009).

2.3. Anaerobik Arıtım Mikrobiyolojisi

2.3.1. Hidroliz ve asitleşme bakterileri

Yüksek moleküllü organik maddeler, anaerobik mikroorganizmalar tarafından karbon kaynağı olarak kullanılabilmesi için daha düşük moleküllü karbon bileşiklerine haline getirilirler. Hidroliz olayını mikroorganizmalar, enzimatik etkilerini kullanarak 25-30°C sıcaklık altında gerçekleştirirler. Bu aşamada, protein ve yağların hidrolizi anaerobik bakteriler, mayalar ve küfler tarafından sağlanır. Karbonhidratlı maddelerin hidrolizi (nişastanın hidrolizi gibi) ise *Clastridia*, *Bacillus*, küfler ve mayalar tarafından sağlanır. Selülozik maddelerin hidrolizi ise, *Clastridia* küfler, *Tricoderma* türü mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Anaerobik ortamda asitleştirmeyi oluşturan bakterilerin bazıları; *Clastridium* SPP, *E. Coli*, *Peptococcus*, *Anaerobus*, *Bifidobacterium* SPP'dir. Asitleştirmeyi sağlayan organizmalarca kullanılan enzimler de; proteolitik, lipolitik, üreolitik, cellolitik şeklinde sayılabilir (Öztürk, 2007b).

Hidroliz ve asitleşme kompleks bakteri grupları tarafından tamamlanmaktadır. Bunların bazıları, hücre dışı enzimler olarak polisakkarit, yağlar ve proteinler gibi organik polimerik materyalleri parçalamaktadırlar. Bu işlemin ürünü şekerler ve aminoasitler bakteriler tarafından alınır ve laktik asit, saksinet, purivet, propionate, butyrate, valerate, asetat, etanol, amonyak, sülfid, hidrojen ve karbondioksit fermante edilir. Aynı zamanda bu grup ortamın redoks potansiyelini uçucu yağ oluşumu ve metan üretimi için uygun değere düşürürler. İlk fazda metabolize edilen

polimer sınıfları; polisakkaritler, proteinler, nükleik asitler ve yağlardır (Filibeli vd., 2000).

2.3.2. Metan bakterileri

Metan bakterilerinin metabolizmaları için en uygun etkinlik alanı sıcaklık parametresi açısından 20-40 °C'dir. 2-3 °C gibi bir sıcaklık sapması metabolizmalarını olumsuz etkilemektedir. Anaerobik ortamda asitleştirme kademesinden sonra, metan ve karbondioksiti oluşturan bakteriler: *Methanosarcina*, *Methanobaeillus*, *Methanococcus* bakterileridir. Metan oluşturan bakterilerin en önemlileri, hidrojen ve asetik asit kullanan bakterilerdir. Bu bakterilerin reaksiyon hızı diğer kademelere nazaran daha yavaştır. Bu nedenle anaerobik parçalanma olaylarını sınırlayan bakterilerin reaksiyon hızı, hidrojen ve asetik asitleri tüketen mikroorganizmaların reaksiyon hızlarının yavaş olması, tüm anaerobik bozunmayı sınırlayan bir mekanizmadır. Çünkü organik maddeler anaerobik koşullarda metan ve karbondioksit dönüştürülemezlerse parçalanma işlemi tamamlanmamış olur. Bu nedenle anaerobik parçalanma hızı, hidrojen ve asetik asit oluşturan mikroorganizmaların reaksiyon hızına bağlıdır (Öztürk, 2007b).

Metan bakterileri asit oluşturunlarla birlikte simbiyoz halinde yaşarlar. Asit oluşturunlar ortamın oksijensiz olmasını sağlar ve metan bakterileri için uçucu yağ asitleri, alkol, aldehit vb. gibi kendileri için temel olan besin maddelerinin oluşmasını sağlarlar (Lay et al., 1997; Öztürk, 2007b). Asit oluşturunların salgıladıkları enzimler protein ve aminoasitlerin amonyum tuzlarının, diğer bir deyişle metan bakterilerine azot kaynağının oluşmasını sağlarlar. Buna karşılık metan bakterileri de asit oluşturunlara toksik etki yapabilecek metabolizmalarının atığını besin maddesi olarak kullanıp gazlaştırarak giderir ve zararsızlaştırmış olurlar (Öztürk, 2007b).

2.4. Anaerobik Arıtmayı Etkileyen Çevresel Faktörler

Anaerobik arıtma biyolojik bir sistem olduğu için çevre koşullarına duyarlı bir prosestir. Anaerobik arıtmayı birçok farklı mikroorganizmanın bir arada yaşadığı bir süreç olarak düşünürsek sistemin hassasiyetini daha iyi anlarız.

Anaerobik proseslerde metanojenlerin ve substrat türüne bağlı olarak gelişen diğer mikroorganizmaların çoğalma hızını etkileyen çevresel faktörler; pH, sıcaklık, iyonlaşma şiddeti veya tuzluluk, nutrientler, toksik veya inhibe edici bileşenlerdir (Filibeli vd., 2000).

2.4.1.pH

Anaerobik reaksiyonlar büyük ölçüde pH'a bağlıdır. Reaktör içerisinde pH değerinin yaklaşık olarak 6,5-8,2 arasında değişmesi gerekir. Metan bakterileri için optimum olarak kabul edilen bu aralığın dışında metan bakterilerinin aktivitesi durur. pH 8,2'den büyük değerlere ulaştığında metanojenik aktivitenin iyonize olmamış amonyak tarafından engellendiği düşünülmektedir. pH'ın 6,5'den daha düşük olduğu durumlarda ise reaktör sadece asidojenik reaktör olarak çalışır. Anaerobik arıtmanın işletmeye alınması ve aşırı yükleme devreleri dışında pH kontrolü gerekmez (Speece, 1996; Öztürk, 1999; Rajeshwari et al., 2000; Sarti et al., 2007; Kayanlı, 2008)

2.4.2.Nutrient

Nütrientlerin biyolojik arıtma sistemlerinde mikroorganizmaların büyüme gereksinimlerini karşılamak için yeterli düzeyde bulunması gerekmektedir. Özellikle evsel atıksu ve evsel atıksu arıtma çamurlarında gerekli iz elementler mevcuttur. Nütrientler, anerobik arıtma sistemlerinde metanojen bakterilerin ihtiyaç duydukları anahtar enzimlerin aktivasyonu için gereklidir (Speece, 1996; Öztürk, 1999). N ve P gibi makro nütrientler yanında Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se, ve W gibi iz elementler de anaerobik arıtma için gereklidir. Demir, kobalt ve nikel, metan üreten bakteriler için gerekli olduğundan, etkili bir anaerobik arıtma için atıksuda bulunmak zorundadır. Atıksuda 40 mg/l kadar demir bulunması gerekirken diğer iz elementlerden 1 mg/l veya daha az bulunması yeterli olmaktadır (Speece, 1996; Kayanlı, 2008).

Anaerobik arıtma için gerekli nütrientlerin atık suda yeteri kadar olmadığı durumlarda atıksuya N, P gibi nütrientlerin takviyesi gerekir. Anaerobik arıtma için en ideal KOİ/N/P oranı, işletmeye alma döneminde 300/5/1-500/5/1 aralığında, sistem kararlı hale geldikten sonra ise 700/5/1'e kadar yükseltilebilmektedir. Eğer bu değerler atıksuda mevcut değilse üre ($H_2N-CO-NH_2$), H_3PO_4 veya amonyum dibazik

fosfat ilavesiyle sağlanabilir. Anaerobik arıtmada iz elementlerin belli bir miktarda varlığı metan bakterilerinin çalışması açısından faydalıdır. Ancak, bu miktarlar yüksek olduğunda bakteriler için inhibe edici olabilirler (Öztürk, 1999).

2.4.3.Sıcaklık

Sıcaklık; biyolojik sistemlerde mikroorganizmaların büyüme hızına, mikroorganizma üretim hızına ve substrat tüketim hızına etkili olduğundan anaerobik sistemlerde en önemli parametrelerden biridir (Öztürk, 2007b). Biyoreaktörlerde sıcaklığın ani olarak değişmesi bakterilerin faaliyetlerini olumsuz yönde etkiler. Özellikle metan oluşturuvcu bakterilerin sıcaklık değişimine karşı çok hassas olması biyokimyasal reaksiyonu yavaşlatmaktadır (Yadvika et al., 2004; Arıkan, 2008).

Anaerobik bozunmanın çok geniş bir sıcaklık aralığında meydana geldiği bilinmesine rağmen psikofilik aralıkta reaksiyonlar oldukça yavaştır ve mikroorganizma bekleme süresi 100-300 gün mertebesindeir. Bu nedenle pek çok durumda anaerobik arıtma normal hava sıcaklığının üzerindeki sıcaklıklarda gerçekleştirilmektedir. Sıcaklık artışının avantajları, organik madde hızının ve derecesinin arttırılması, çamurun su verme özelliğinin iyileşmesi, patojen giderim veriminde artış olmasıdır (Filibeli vd., 2000).

Yüksek parçalama hızı, ilave edilen organik maddenin birim miktarı için daha fazla metan oluşumu ya da arttırılmış metan eldesi demektir. İyileştirilen su alma özellikleri, çamur işlemlerinin maliyetini azaltmaktadır. Anaerobik arıtmaya genellikle mezofilik (30-35 °C) ve termofilik (50-60°C) olmak üzere 2 sıcaklık bölgesinden birinde çalışılmaktadır. Mezofilik bölge genellikle daha az enerji gereksinimi nedeniyle tercih edilmektedir (Filibeli vd., 2000).

Biyokimyasal reaksiyonlarda metan üretim hızı, sıcaklık artışı ile artar. Termofilik sıcaklıklarda mezofilik sıcaklıklara göre biyokimyasal reaksiyonlar daha hızlı gerçekleşmektedir. Termofilik şartlarda metan üretim hızı mezofilik şartlara göre daha fazladır. Dolayısıyla reaktör hacmi mezofilik şartlara göre yarı yarıya daha küçüktür. Termofilik şartlarda mezofilik şartlara göre aynı hidrolik bekleme süresinde daha yüksek organik yükleme yapılabilir (Juanga, 2005; Arıkan ,2008).

Mezofilik şartlarda çürüme sonucu oluşan katı madde miktarı termofilik şartlara göre daha fazladır (Arıkan, 2008).

2.4.4. Toksik veya inhibe edici bileşenler

Atık sularda organik ve inorganik zararlı maddelerin belirli derişimlerin üzerinde bulunması mikroorganizmaların etkinliklerinin yavaşlamasına veya durmasına neden olmaktadır. Anaerobik bakteriler birçok zehirli maddeye alışıp dayanabilmekte hatta parçalayabilmektedir. Anaerobik sistemlerde arıtımı mümkün olmayan bazı bileşiklerin belirli bir alıştırma devresinden sonra anaerobik süreçlerde giderilmesi mümkün olabilmektedir. Tüm anaerobik mikroorganizmalar arasında metanojenler zehirliliğe karşı en duyarlı gruptur (Öztürk, 2007b).

Anaerobik arıtmaya inhibasyon etkisi gösteren maddelerin birçoğu; inorganik alkali, toprak alkali, ağır metaller, amonyum azotu ve sülfürdür (Filibeli vd., 2000).

Toksik maddelerin kontrolünde atıksudan toksik maddeyi uzaklaştırmak, toksik maddeyi toksik eşik değerin altına seyretmek, çözülmüş toksik maddeleri toksikant ile çöktürmek veya çözünmeyen forma dönüştürmek, pH kontrolü ile formunu değiştirmek ve toksik madde için antitoksikant eklemek gibi kontrol yöntemleri uygulanabilir. Ayrıca, Anaerobik proseslerde toksisitenin azaltılması için biyokütle konsantrasyonunun artırılması, çıkış suyunu geri devir yaparak toksik bileşiğin konsantrasyonu düşürme, biyokütlenin bu maddelere adaptasyonu ve sonrasında bu maddelerin arıtılabilmesi de toksisite kontrolünde kullanılabilir (Kayanlı, 2008).

2.4.5. İyonlaşma şiddeti ve tuzluluk

Birçok sanayi atıksuları yüksek derişimlerde SO_4^{-2} ve SO_3^{-2} içermektedir. Anaerobik koşullarda sülfat, sülfat gideren bakteriler tarafından biyokimyasal tepkimeler sonucunda H_2S 'e dönüşür. Metan bakterileri ile sülfat bakterileri aynı enerji kaynaklarını (asetik asit ve hidrojen) kullanırlar. Sülfat gideren bakteriler enerjistik olarak daha avantajlı olduklarından, elektron akışını sülfat giderimine çevirerek metan üretiminin düşmesine neden olurlar. Sülfatın en önemli etkilerinden birisi de oluşan H_2S 'in yüksek derişimlerde anaerobik arıtımı inhibe etmesidir (Öztürk, 2007b).

Metan oluşumu üzerine tuzluluğun etkisi deniz ortamında test edilmektedir ve genellikle nehir ağzı bataklık bölgelerindeki sularda, metan oluşumu deniz ortamına oranla daha fazla olmaktadır. Tuzluluk 0.2 M NaCl mertebelerindeyse karışık metanojenik popülasyonlar üzerinde minimum etkiler gözlenir; ancak daha yüksek tuzluluk konsantrasyonlarında inhibe edici etkisi vardır (Filibeli vd., 2000).

Birçok endüstride yoğun konsantrasyonda alkali ve alkalinite tuzları içeren atıksular oluşur. Bu atıksuların standart anaerobik arıtma sistemlerinde arıtılması zordur. Yüksek konsantrasyonda sodyum, ozmotik basınç oluşturarak veya substratın parçalanma reaksiyonlarının bazılarını inhibe ederek arıtma performansını düşürür veya tamamen durdurur. Eğer sodyum konsantrasyonu anaerobik arıtma sistemini inhibe edecek konsantrasyonda değilse birçok endüstriyel atıksu için anaerobik arıtma önemli arıtma alternatiflerinden biridir. Anaerobik çamur sodyuma adapte edildikten sonra, sodyum içeren atıksuların arıtımı için kullanılabilir. Na⁺ konsantrasyonun 15000 mg/l olması ile reaktöre verildikten sonra inhibasyona uğrayan bir sistemin tekrar normal gaz üretimine ulaşması için 50 gün gerekmektedir (Yerkes et al., 1997; Kayanlı, 2008).

2.4.6. Oksijen

Sisteme potansiyel olarak toksik edebilecek sistemin girişindeki çözülmüş oksijenin varlığıdır. Oksijenin asit üretme fazında oksidasyon metabolizmasında kullanılması ile sistem kendini tolere edebilir. Ancak besleme yapılırken hava girişi önlenemez ise sistem performansı son bulur (Öztürk, 2008).

Anaerobik arıtmada sistemin kararlılığının sağlanması için ortamda kesinlikle serbest oksijenin bulunmaması gerekir. Bu nedenle oksijen NO₂, H₂O₂, SO₄⁻² vb. gibi maddelerde olduğu gibi bağlı olsa bile anaerobik arıtım sistemlerinin verimlerine olumsuz etki yapmaktadır (Öztürk, 2007b).

2.5. Biyolojik Ayrışabilirlik

Biyolojik ayrışabilirlik genellikle, anaerobik çürütme esnasında hem KOİ hem de UKM giderim yüzdesi olarak ifade edilmekte ve farklı kimyasal kompozisyonlar ve besin stoklarının yapısına bağlı olarak çeşitlilik göstermektedir. Birçok durumda

biyolojik ayrışabilirliğin bir çok değişkene bağlı olan literatür değerlerini kullanmak yerine deneysel tayinleri tercih edilir. Biyolojik ayrışabilirlik deneyleri standart koşullar altında besi maddesinin inkübasyonuna dayanan kesikli biyolojik analiz metodu ile yürütülür. Besi maddesinin kalıcı fraksiyonunun ölçümünde (reaksiyon süresi sonsuza yaklaştığı ve geri kalan KOİ'nin kalıcı (inert) olduğu için) ayrışabilir kısmının tamamıyla metana ve karbon dioksit'e dönüştüğü kabul edilir (Spinosa and Vesilind, 2001; Öztürk, 2008).

2.5.1. Biyolojik ayrışabilirliğin artırılması için ön arıtma uygulamaları

Metan üretim prosesi genellikle askıda ve organik katı maddelerin hidroliz hızı ile sınırlanır. Anaerobik çamur çürütmede etkin bir ön anıma ile besi maddesinin anaerobik bakteri tarafından kullanımı metan üretim potansiyelinin optimize edilmesi ile arttırılabilir. Hedef, sisteme verilen çamurun çürümelerini hızlandırmak ve ayrışmanın derecesini artırarak uzaklaştırılan çamurun hacmini azaltmak ve çürüme prosesinin enerjik dengesini geliştirmektir (Spinosa and Vesilind, 2001).

Arıtma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmeler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik kuvvetler uygulanarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilmektedir. Dezentegrasyon işlemi çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir. Bu işlem uygulandığında, çamur flok yapısı bozulmakta ve mikrobiyal hücre duvarları tahrip edilmektedir. Hücre duvarının parçalanması ile hücre duvarı tarafından korunan maddeler sıvı faza geçmekte, çözünür forma dönüşmektedir (Filibeli vd., 2007).

Günümüzde var olan ön arıtım metotları:

1. Termal ön arıtma
2. Kimyasal ön arıtma
3. Biyolojik ön arıtma
4. Mekanik ön arıtma'dır.

2.5.1.1. Termal ön arıtma

Termal hidrolizin ilk uygulaması çamur susuzlaştırmayı geliştirmek için olmuştur. Termal hidroliz çamurun jelsi yapısını bozarak bağlı suyun salınımını sağlamıştır, böylece 150 °C - 180°C arasında uygulanan ön arıtma çamurun susuzlaştırmasını sağlamıştır. Termal hidroliz kısmen çamurun çözünmesini ve anaerobik bozunma veriminin artmasını sağlar. Birçok çalışmada optimum sıcaklık aralığı 160°C -180 °C ve uygulama süresi 30-60 dakika olarak verilmiştir. Ön arıtma süresi bu sıcaklık aralığında çok etkili olmamaktadır (Carrère et al., 2010).

2.5.1.2. Kimyasal ön arıtma

Kimyasal ön arıtma anaerobik bozunmayı hücre duvarının ve hücre zarının hidrolizi ile gerçekleştirir. Yaygın kimyasal metotlar: asidik ya da alkali ön arıtma, hidrojen peroksit ilavesi ve ozonlamadır (Apul, 2009).

Ozonlamada kimyasal kullanılmaz ve tuz kalıntıları oluşmaz ozonlama spesifik bir kimyasal prostestir. HCl, H₂SO₄, NaOH, KOH, Mg(OH)₂ ve Ca(OH)₂ asidik ya da alkali ön arıtmada pH'ı değiştirmek için kullanılan kimyasallardır (Apul, 2009).

2.5.1.3. Biyolojik ön arıtma

Son zamanlarda bilimsel çalışmalar spesifik bakteri kültürünün eklenmesinin anaerobik çürümeye etkisinin araştırılmasına doğru yönelmesine rağmen literatürde ender sayıda konuyla ilgili çalışma mevcut bulunmaktadır. Miah vd., termofilik bozunmada (65 °C) *Geobacillus sp.* 'nin proteaz aktivitesinin %210 biyogaz üretimini arttırdığını bulmuştur (Appels et al., 2008).

Enzim ilaveli veya enzim ilavesiz gerçekleşen biyolojik hidroliz, enzim katalizörlü reaksiyonlar aracılığı ile hücre duvarının kırılmasına dayanır. Anaerobik prosesler uygun sıcaklıkta veya harici enzim ilavesi ile gerçekleşir (Appels et al., 2008).

2.5.1.4. Mekanik ön arıtma

Basınç, kinetik veya rotasyonel enerji ile çamur yapısının fiziksel olarak dağılmasıdır. Yaygın mekanik ön arıtma yöntemleri karıştırıcı bilyeli değirmenler,

yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, ultrasonik homojenizasyon ünitesi, lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, mekanik jet tekniği, yüksek performanslı elektrik akımı tekniğidir (Apul, 2009).

Bu çalışmada mekanik arıtma yöntemlerinden ultrasonik homojenizasyon ünitesi üzerinde durulacaktır.

2.6. Ultrason Teknolojisi

Mühendislik bilminin tıp alanındaki yansımalarından en önemlilerinden birisi de ultrason teknolojisindeki gelişimdir. Sesin yankılanmasından yararlanmayı ilk kez gündeme getiren 1880 yılında Pierre Curie olmuştur. Bunun sonucunda sesin bir ortam içinde ilerlemesi, kırılması, yansması ve emilmesi ile elde edilen veriler sonar cihazlarında kullanılmıştır. Daha sonra 1950 ve 60'larda bu yeni teknoloji büyük bir ilgi odağı haline gelmiş, doktorlar ve mühendisler ses dalgaları ile biyolojik dokular arasındaki ilişkiyi daha iyi anladıkça, daha gelişmiş cihazlar üretmeye başlamıştır. Konu ile ilgili tüm dünyada pek çok sempozyum düzenlenmiş, binlerce makale yayınlanmıştır. Piezoelektrik materyallerindeki gelişmeler, ultrasonun gerçek zamanlı yapılabilmesine olanak tanımıştır (Günaydın, 2010).

Ultrason, frekansı insanların duyma sınırının (insan kulağı 20 Hz ile 20 kHz arasındaki sesleri duyabilir) üzerinde bulunan mekanik titreşimlerden meydana gelmiş bir enerji çeşididir. Ultrason frekansının alt sınırı genellikle aşağı yukarı 20 kHz'dir. Yani frekansı 20 kHz'den daha büyük sesler ses ötesi veya Ultrason olarak tanımlanır. Ultrason, atomların veya moleküllerin denge konumları etrafında titreşimidir. Dolayısı ile ultrason mekanik enerjidir (Duran vd., 2006).

Sesin sıvıdaki hızı yaklaşık 1500 m/s olduğundan ultrason yaklaşık olarak 7,50 - 0,015 cm arasında bir akustik dalga boyuna sahiptir. Buna karşılık ultrason frekans aralığı 20 kHz ile 10 MHz arasında değişim göstermektedir. Ultrason frekans aralıklarını 3 ana gruba ayırabilmek mümkündür (Mason et al.,1996; Çatalkaya ve Şengül, 2001).

1. Düşük frekans-yüksek güçlü ultrason (20 ile 100 kHz frekansa sahip konvansiyonel güçte ses aralığı)

2. Orta frekans-düşük güçlü ultrason (300 kHz ile 1 MHz frekansa sahip sonokimyasal prosesi ses aralığı)
3. Yüksek frekans-düşük güçlü ultrason (2 ile 10 MHz frekansa sahip diagnostik ses aralığı)

20 kHz-1 mHz arasındaki frekanslar sonokimyasal için kullanılırken, buna karşılık 1 mHz' den büyük frekans değerleri ise tıbbi ve diagnostik çalışmalar için kullanılmaktadır (Çatalkaya ve Şengül, 2001).

Ultrasonik dalgalar ortamları birleştiren ara yüzeylerde kırılırlar ve yansır. Optikteki ışığın yansması ve kırılması ile ilgili kurallar akustik için de geçerlidir. Yoğunluğu farklı bir yüzey ile karşılaşan ultrason dalgaları kırılarak ikinci bir ortama geçerler. Ultrason dalgalarının yansması ve kırılması düzgün ve büyük yüzeylerde söz konusudur. Ancak dokuların içinde homojen olmayan ve farklı yoğunlukta tabakalar mevcuttur. Ultrason demeti bu tabakalara çarptığında yön değiştirir. Ultrason demeti yüzeylerden geçerken gücünde bir azalma olur. Ultrason dalgalarının yoğunluğunun azalmasına, enerjisinin bir kısmını kaybetmesine yol açan zayıflamaya üç temel etken yol açar. Bunlardan birincisi soğurmadır. Yüzeyden geçen ultrasonun enerjisinin bir kısmı yüzey tarafından soğurulur ve soğurulan enerji ısı olarak ortaya çıkar. Zayıflamaya yol açan ikinci faktör yayılımdır. Yayılım sonucunda birim alandan geçen enerji miktarı azalır. Zayıflamaya neden olan üçüncü faktör ise ultrason demetinin belirli bir mesafeden sonra genişleyerek yayılmasıdır. Enerji yoğunluğu kesit alanla ters orantılıdır. Demet genişlediğinde kesit alan artacağından dokudan geçen enerji yoğunluğu azalacaktır (Duran vd., 2006).

Ultrason gücü çeşitli birimlerde ifade edilebilir. Pratikte bu watttır. 1 W'lık bir güç saniyede 1 joule'lük bir enerji akışına karşılık gelir. Ultrason şiddeti birim zamandan birim yüzeyden geçen enerji miktarıdır ve cm^2/watt cinsinden ifade edilir (Bayer ve Karabulut, 2003).

2.6.1. Günümüzde ultrasonikasyonun kullanım alanları

Ultrason prosesinin kullanım alanları biyolojik üretimdeki homojenleştirme ve hücre bozunması, kimyada karıştırma ve partiküllerin ve kimyasal maddelerin çözünmesi,

metal işleme, polimerizasyon ve depolimerizasyon, temizleme, kapama, uçurma ve gazsızlaştırma, filtrasyon, plastiklerin delme ve kaynak işlemleri, emülsifikasyon, tıbbi teşhis, organik, anorganik ve organometalik sentezler biçiminde sıralanabilir. Ayrıca ultrason prosesi gıda endüstrisinde süt, yoğurt ve mayonezin içindeki yağın homojenleştirilmesinde de kullanılır (Çatalkaya ve Şengül, 2001).

Ultrason teknolojisi her ne kadar su, atıksu ve çamur arıtma prosesleri için yüksek potansiyele sahip olsa da tam ölçekli mühendislik uygulamaları çok sınırlıdır (Civelekoğlu vd., 2007). Çevre Mühendisliği alanındaki uygulama alanları aşağıdaki tabloda verilmiştir:

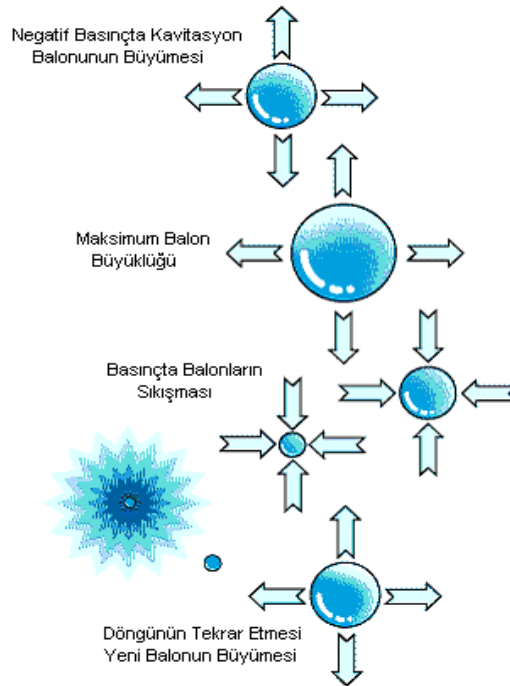
Çizelge 2.1. Ultrason teknolojisinin çevre mühendisliği alanındaki uygulamaları (Civelekoğlu vd., 2007)

Kullanım Alanı	Amaç/Etki
İçme Suyu Arıtma	*Dezenfeksiyon/Bakteri inaktivasyonu DYÜ’nde azalma *Katı madde ayırımı/ Partikül boyutunda azalma-çökeltme veriminde artış *Membran ve filtre rejenerasyonu/ Verim artışı *Boru ve kuyu temizliği/Biyofilm oluşumunda azalma *Oksidasyon prosesleri/ Oluşan radikallerle verim artışı
Atıksu Arıtma	*Toksiste giderimi/ Sonokimyasal reaksiyonlarla verim artışı *Biyolojik degradasyon/ Reaksiyon kinetiği ve enzim aktivitesinde artış
Çamur Yönetimi	*Çamur kabarmasının engellenmesi/ Flamentli yapıda bozundurma *Çamur yoğunlaştırma/ Çökelmede iyileşme *Çamur çürütme/ Çamurun dezentegrasyonu çürütücü verimi ve gaz (enerji) oluşumunda artış *Çamur susuzlaştırma/ Katı(kuru) madde miktarında artış

2.6.2. Ultrasonik radyasyon prosesinin mekanizması

Ultrason probu elektrik enerjisinin Ultrason enerjiye dönüştüğü veya bunun tersinin yapıldığı yerdir. Prob Ultrason enerjisinin vericisi ve alıcısıdır. Ultrasonik sistemdeki enerji dönüşümü sistemini özetleyecek olursak; önce elektrik enerjisi voltaj ve akım halinde transdusere uygulanır, transduserde bu enerji mekanik enerjiye dönüştürülür, transduser tarafından yayılan ses dalgaları bir akustik enerji oluşturur ve son olarak da sıcaklık ve basınç şartlarıyla oluşan kavitasyon baloncuklarının oluşturduğu kavitasyon enerjisi ortama yayılır (Duran vd., 2006).

Ultrason dalgalarının (15 kHz ve 10 mHz dalga boyu sıklığı arasında) atıksuya verilmesinin hemen ardından sucul ortamda genleşme dalgaları (negatif basınç) ve sıkışma dalgaları (pozitif basınç) meydana gelmektedir. Homojen bir sıvı ortamında sıvı moleküllerinin basıncı sıvının buhar basıncından düşük olması sonucu sucul kavitasyon oluşmaktadır. Mekanik titreşim sonucu sucul ortama verilen ses dalgaları basınç ve basınçsız çevrimin çözeltide oluşmasını sağlamaktadır. Basınçsız çevrim sırasında, çözeltideki küçük kabarcıklar zayıf noktalar sayesinde hava ile dolarak, hemen yüzeyde hava kabarcıkları olarak ortaya çıkarlar. Bu kabarcıklar basınçlı ve basınçsız çevrim sırasında sırayla iyice küçülür veya büyür. Bir zaman sonra kabarcıklar, Ultrason dalga boylarının sıklığına bağlı olarak, kabarcıkların yüzeyinde oluşan basıncın etrafındaki çözeltideki basıncına dayanamaz duruma gelir ve kabarcık boyutları kritik genişliğe ulaşır. Bunun sonucunda kabarcıklar jet hızı ile müthiş bir ışık patlaması oluşmaktadır. Bu patlama prosesi akustik kavitasyon olarak adlandırılmaktadır. Kavitasyon sırasında, organik maddenin bulunduğu sucul ortamda, hızlı karıştırma ile kütle ve ısı enerji transferi gerçekleşmektedir. Akustik kavitasyon; dayanıklı kavitasyon ve geçici kavitasyon olmak üzere iki şekilde gerçekleşmektedir (Çatalkaya ve Şengül, 2001).



Şekil 2.2. Akustik kavitasyon (Duran, 2006)

Geçici kavitasyon; bir sıvıda kısa ömre sahip alçak basınçlı içi boş kabarcıkların oluşumu, birkaç akustik çevrim ile boyutlarının büyümesini ve daha sonrada bu kabarcıkların şiddetli bir çarpma ile içe doğru çökerek ortadan kaybolmasıdır. Dayanıklı kavitasyonda ise; aynı yarıçapa sahip ve sınırlı değişimi ile birçok kez salınım yapan kabarcıklar oluşmaktadır. Pratikte geçici ve kalıcı kavitasyon ayırmak zordur. Çözeltide her ikisinde aynı anda oluşabilir. Dayanıklı kavitasyon görünümündeki bir kabarcık geçici kavitasyona dönüşebilir. Akustik kavitasyon sırasında, kabarcıkların yeterli olgunluğa gelebilmesi, yaşam zamanı ve kabarcıkların patlama sınırına gelmesi çeşitli faktörlere bağlıdır. Bu faktörler; sesin frekansı, akustik basınç, atıksudaki solvent içeriği, gaz kabarcıkları ve dış faktörler (sıcaklık, basınç) gibi sıralanabilir (Çatalkaya ve Şengül, 2001).

2.6.3. Kavitasyonu etkileyen faktörler

Kavitasyon yoğunluğu tepkime sistemlerini direkt olarak etkileyebilmektedir. Örneğin tepkime sıcaklığı, hidrostatik basınç, akustik güç kavitasyon yoğunluğundan etkilenmektedirler. Bununla birlikte kavitasyon yoğunluğunu etkileyen parametreler ise çözünmüş gazlar ve çözücü cinsi gibi faktörlerdir. Çözünmüş gazlar kavitasyon olayında önemli bir yer tutmaktadır. Kavitasyon kabarcıklarının patlamasıyla gazlar tepkime karışımından ayrılarak, yeni kavitasyonel olayların başlamasını zorlaştırır. Gaz karışımında kabarcıkların olması, kavitasyon kabarcıklarının oluşmasını hızlandırmaktadır. Ayrıca kullanılan gazın cinsi de kavitasyon kabarcıklarının meydana gelmesini etkiler. Sıcaklık, genellikle sonokimyasal reaksiyonların hızını azaltmaktadır. Bu azalış bir dizi olayın sonucunda gerçekleşmektedir. Tepkime sıcaklığının artması denge buhar basıncını arttırmaktadır. Böylece daha çok kabarcık oluşumu gerçekleşmektedir. Ancak bu durum kavitasyonel kabarcığın daha fazla buhar içermesi anlamına da gelmektedir ki buhar, ultrasonik çözeltinin gücünü azaltmaktadır. Sonuç olarak sonokimyasal tepkimeler en iyi düşük sıcaklıklarda gerçekleşir. Basınç artışı ise sonokimyasal etki ile doğru orantılıdır. Çünkü basınç ile kavitasyon sırasında oluşan ses ötesi enerji artmaktadır. Kavitasyon, yoğunluğu yüksek viskoziteli sıvılarda daha yüksektir (Thompson and Doraiswamy, 1999; Günaydın, 2010).

2.6.4. Ultrasonin atıksu arıtımında gerçekleştirdiği reaksiyonlar

Ultrason teknolojisi, biyolojik atıksu arıtma ve AAÇ bertaraf ünitelerinin farklı noktalarında uygulanabilmektedir. Atıksu arıtımında ultrason; çamur üretimini kontrol altına alma, kimyasal oksijen ihtiyacını (KOİ konsantrasyonu) azaltma ve aktif çamurun biyo-aktivitesini artırmak amacıyla kullanılmaktadır. AAÇ bertarafında ise ultrason; uçucu katı madde (UKM) giderimi, biyogaz üretimi ve çamur susuzlaştırma işlemlerinde uygulama alanı bulmaktadır (Naddeo et al., 2009).

Akustik kavitasyonun oluşumu; fiziksel, kimyasal, radikal etkilere neden olmaktadır. Akustik kavitasyon mekanizmasının kimyasal etkileri olarak ortaya çıkan hidroksil radikalleri de kirleticilerin parçalanmasını sağlayan kimyasal reaksiyonların hızını arttırmaktadır. Kimyasal ve mekanik reaksiyonlar için gerekli olan enerjiler, kavitasyon sırasında kabarcıkların sıkışma devresinde içe doğru çökmesi suretiyle elde edilmektedir. Sucul kavitasyon etkisinin istenilen koşullara ulaşması sonucu, atık sudaki organik kirleticilerin iki yolla parçalanabileceği belirtilmektedir. Bu yöntemler;

- Hidroksil radikallerinin oksidasyonu
- Piroliz yöntemlerinden oluşmaktadır.

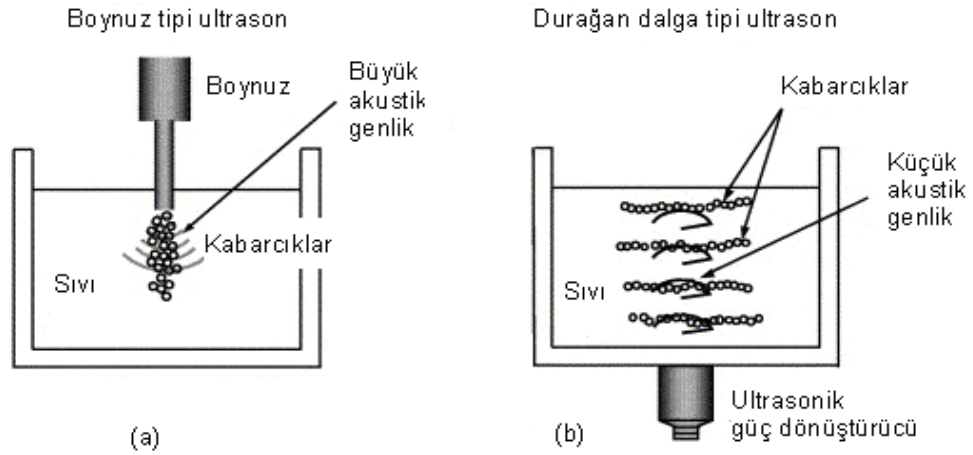
Ultrason prosesinin uygun koşullarda yürütülmesinde gerçekleşen ilk mekanizma su moleküllerinin ‘hidrojen ve hidroksil’ radikallerine dönüşmesidir. Hidrojen radikallerinin oluşumu ile gerçekleşen oksidasyon reaksiyonları, sadece kabarcıkların içerisindeki ya da kabarcık yüzeyindeki organik maddelerin bağlarının parçalanmasını sağlamaktadır. Yapılan çalışmalarda en iyi sonolisis sonuçlarının yüksek Ultrason frekanslarında (500-600 kHz) maksimum hidroksil radikallerinin üretimi ile elde edildiği belirtilmiştir (Çatalkaya ve Şengül, 2001).

Ultrason prosesinde gerçekleşen ikinci mekanizma ise ‘piroliz’dir. Piroliz işlemi oksijensiz ortamda, organik maddenin ısı parçalanması olarak tanımlanabilir. Piroliz aşamasında organik maddelerin parçalanması için istenilen sıcaklığa ulaşılabilmesi ve organik maddelerin yüksek buhar basınçlı olması gerekmektedir. Böylece bileşikler kabarcıkların içerisinde yüksek konsantrasyona sahiptirler. Ultrason ile

oksidasyon sırasında gerçekleşen iki aşama sürekli beraber gerçekleşmek zorunda değildir. Giderilmek istenen organik maddelerin özelliğine göre baskın olan aşamalar farklılık göstermektedir. Piroliz mekanizmasının yüksek konsantrasyonlu çözeltilerde, buna karşılık hidroksil radikallerinin ise düşük konsantrasyonlu çözeltilerde baskın olduğu belirtilmiştir (Çatalkaya ve Şengül, 2001).

2.6.5. Sonokimyasal reaktörler

Boynuz tipi ve durağan dalga tipi olmak üzere iki tip sonokimyasal reaktör bulunmaktadır. Boynuz tipi sonokimyasal reaktörde ultrasonik bir boynuz sıvı içerisine daldırılır ve boynuz ucundan doğrudan bir ultrasonik dalga ile sıvı radyasyona maruz bırakılır. Boynuz ucuna yakın akustik frekans (ultrasonik dalganın basınç genliğidir), 10 atm'ye kadar yükselebilir. Ancak bir boynuzdan yayılan ultrasonik dalga yaklaşık olarak küresel bir dalgadır ve akustik frekans kısa sürede yok olur (boynuzun ucundan olan mesafe artarken). Durağan dalga türü sonokimyasal reaktörde ultrasonik bir enerji iletim sistemi sıvı kabının dış yüzeyine tutturulur ve sıvı, sıvı kabının dış yüzeyinden ultrasonik bir dalga ile radyasyona maruz bırakılır. Ultrasonik dalganın durağan dalgası sıvı içerisinde oluşur ve durağan dalga türü sonokimyasal reaktördeki tipik akustik frekans, boynuz tipi bir sonokimyasal reaktörden çok daha küçüktür. Ayrıca durağan dalga türü bir sonokimyasal reaktördeki kabarcıklar bir bölgede toplanır ki bu bölgede akustik frekans kritik değere yakın olur. Bjerknes kuvveti olarak adlandırılan durağan bir ultrasonik dalgadan gelen kabarcıklar üzerine etkiyen radyasyon kuvvetinin yönü bu kritik değerde ters döner. Ultrason frekansı 20 kHz olduğunda akustik genliğin kritik değeri 1,75 atm kadardır (Mason, 2007).



Şekil 2.3. Boynuz tipi ultrason reaktörü (a) ve durağan dalga tipi ultrason reaktör(b)

2.6.6. Ultrasonik ön arıtma

Ultrasonik homojenizasyon ünitesi, 20 ile 40 kHz aralığında yüksek voltaj sağlayan bir jeneratör, piezoelektrik materyal olarak kullanılan ve elektriksel gücü mekanik güce çeviren bir seramik kristal ve gücü sıvıya transfer eden bir probtan oluşmaktadır. Ultrasonik işlem ile çamur flok yapısı bozulmakta ve çözünebilir karbonhidratlar ve organik maddeler açığa çıkmaktadır. Anaerobik çürüme işlemi öncesinde çamura ultrasonik arıtma işlemi uygulandığında hem mezofilik hem de termofilik koşullarda yapılan anaerobik çürüme işleminde biyogaz oluşumu artmaktadır. Ultrasonik işlem sıvı fazda kabarcık oluşumuna sebep olmaktadır. Bu kabarcıklar belirli (kritik) bir büyüklüğe ulaştıklarında sönerek sıvı-gaz ara yüzeyinde bölgesel bir sıcaklık artışına ve yüksek basınca, sıvı fazda ise türbülansa ve kayma kuvvetlerine neden olmaktadır. Bu olağan dışı bölgesel koşullar radikal oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Filibeli ve Erden, 2006).

Ultrasonik arıtma kullanılarak yapılan çamur dezentegrasyonunda etkili olan dört yol:

1. Hidromekanik kayma kuvvetleri,
2. Ultrasonik radyasyon altında üretilen $\bullet\text{OH}$, $\bullet\text{H}$, $\bullet\text{N}$, $\bullet\text{O}$ radikallerinin oksitleyici etkisi,
3. Çamur içinde yer alan hidrofobik maddelerin termal ayrışması,

4. Ultrasonik çamur dezentegrasyonu süresince meydana gelen sıcaklık artışı olarak verilmektedir (Wang et al., 2005).

Yukarıda verilen etkiler göz önüne alınarak ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma kuvvetlerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Dezentegrasyonun gerçekleşmesinde ilk iki etki çok önemli rol oynamaktadır. Ultrasonik radikallerin etkisi incelendiğinde oluşan $\bullet\text{OH}$ radikali miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan dezentegrasyon işlemi büyük ölçüde $\bullet\text{OH}$ radikalının oksitleyici etkisiyle gerçekleşmektedir (Wang et al., 2005). Ultrasonik arıtma sırasında sıcaklığın artması ile stoplazmik membrandaki yağ çözülerek membran üzerinde küçük delikler oluşturmaktadır. Hücre içi maddelerin bu deliklerden bırakılması ile dezentegrasyon gerçekleşmektedir. Ancak çamurda sıcaklık artış hızı oldukça düşüktür. Atık aktif çamur içerisinde hidrofobik madde miktarının az olması sebebiyle bu yolla gerçekleşen dezentegrasyon da ihmal edilebilecek düzeydedir. Sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri (pH, katı madde içeriği vb) ultrasonik arıtma mekanizmasını etkileyen en önemli faktörlerdir. Hücre dezentegrasyonu, sisteme verilen enerji miktarı ile orantılıdır. Sisteme verilen enerji artırıldığında dezentegrasyonun derecesi de artmaktadır. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Filibeli ve Erden, 2006).

2.6.7. Ultrasonikasyonun avantaj ve dezavantajları

Ultrasonik ön arıtmanın avantajları:

- Ultrasonikasyon fiziksel bir proses olduğu için kimyasal ilavesi gerektirmez ve toksik bileşik üretmez. Sonikasyon boyunca oksidatif reaktif radikaller üretilir, böylece bir çok toksik ve kararlı kirletici ayrışarak daha basit ve toksik olmayan formlara dönüşür.
- Mevcut sistemler için kolay ve kompakt tasarım imkanı sağlar.
- Daha iyi çürütücü stabilitesi sağlar.

- Uçucu katı madde gideriminde (%5-25) ve biyogaz üretiminde (%30-45) artış sağlar.
- Diğer ön arıtma işlemlerine göre daha verimli ve daha düşük maliyetlidir.
- Denitrifikasyon prosesi için karbon üretimini sağlar.
- Çürütücüde kabarma ve köpük oluşumunu kontrol edebilir.
- Çamur susuzlaştırma verimini artırır.
- Biyokatı kalitesini iyileştirir (Biyokatı daha az organik kalıntı bırakır ve daha az patojen mikroorganizma içerir) (Khanal et al., 2007).

Diğer yönden ultrasonik ön arıtma bazı zorluklarla karşı karşıyadır. En önemli sorun ultrasonik arıtma ünitesinin kuruluş ve işletme maliyetinin yüksek olmasıdır. Ultrason teknolojisi geliştiğinde maliyet azalabilir. Sonuç olarak tam ölçekli ultrason sistemleri hala sınırlıdır (Khanal et al., 2007).

2.6.8. Ultrasonik ön arıtmayla ilgili yapılan çalışmalar

Ham atık aktif çamurun ultrason işlemine tabi tutulması ile çamur stabilizasyonunda önemli iyileşmelerin gerçekleştiği gözlenmiştir. (Neis at al., 2000b), laboratuvar ortamında yaptıkları çalışmada, ham atık aktif çamuru 5 farklı reaktörde anaerobik çürütme işlemine tabii tutulmuşlardır. Çalışma kapsamında 3 reaktör öncesi atık aktif çamur sonikasyon işleminden geçirilmiştir. Diğer reaktörlerde ise çamur sadece anaerobik çürütmeye maruz kalmıştır. Ultrason reaktöründe frekans 31 kHz olarak belirlenmiş ve sonikasyon dozu 2.2-7.9 Wh/cm³ arasında uygulanmıştır. Sadece anaerobik olarak çürütülen çamurda, 16 gün SRT değerinde, UKM giderim verimi %32.3 iken, bu değer aynı SRT değerinde sonikasyon işlemine tabi tutulan çamurda %42.2 değerine ulaşmıştır. Bununla birlikte 4 gün SRT değerinde sonikasyon işlemini takiben anaerobik olarak çürütülen çamurdaki UKM giderim verimi ise %32 olarak tespit edilmiştir. Sonuçlar, ultrasonla çamur bozundurma işleminin UKM giderim verimini ve potansiyel olarak biyogaz üretim miktarını artırdığını ve SRT değerini azaltarak anaerobik çürütücünün kapasitesini yükselttiğini göstermiştir.

Theim et al., (2001), değişken frekanslarda (41 kHz-3217 kHz) ve sürelerde (7.5, 30, 60 ve 150 dakika) gerçekleştirdikleri çalışmada, düşük frekanslardaki sonikasyon

işleminin atık aktif çamurdaki partikül boyutunu azaltarak parçalanmayı ve ortamdaki çözünmüş organik madde miktarını KOİ cinsinden artırdığını tespit etmişlerdir. Bu işlemi takiben anaerobik reaktörde, çürütme öncesi sonikasyon süresine bağlı olarak, çamurun UKM miktarında %40'lara varan azalma ve biyogaz miktarında ortalama %20 oranında artış gözlenmiştir.

Tiehm at al., (2001) çamur dezentegrasyonu amacıyla 3.6 kW, 31 kHz şiddetindeki ultrasonik enerjiyi 64 saniye süreyle uygulamanın çamur içindeki organik maddeleri açığa çıkardığını ve anaerobik çürüme zamanını 22 günden 8 güne indirdiğini ifade etmişlerdir.

Nickel (2002), oluşturduğu farklı senaryolarla, 41 kHz sabit frekansta, değişken sürelerde uygulanan sonikasyon işlemi ile 8 günlük çamur çürütme süresinde (SRT), konvansiyonel çamur çürütmeye göre biyogaz oluşumunda %80'e varan artış tespit etmiştir.

Zhang et al., (2006) yaptıkları çalışmada 30 dakika süreyle 0,5 W/mL güç ve 25 kHz frekansta uygulanan ultrasonik işlemin çamur floklarını % 30,1 oranında dezentegre ettiğini, katı madde kütlesini %23,9 oranında azalttığını ve çamurdaki canlı aktivitesini %95,5 oranında düşürdüğünü ifade etmiştir.

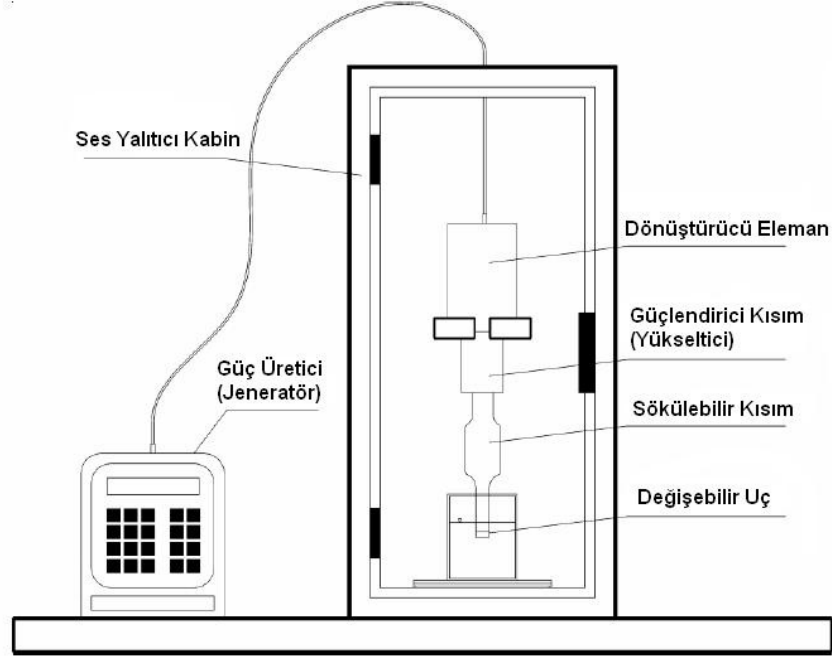
3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Aşı Çamuru ve Atık Aktif Çamur

Isparta Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinden ham atık çamur (atık aktif çamur) ve aşı çamuru anlık olarak temin edilmiştir. Atık aktif çamur ve aşı çamuru kullanılmadan önce çamur özelliğinin ve mikrobiyal aktivitenin korunması için 4 °C’de bekletilmiştir. Atık aktif çamur örneği arıtma tesisinin havalandırma havuzu geri devir hattından alınmıştır, aşı çamuru numunesi ise aynı tesisin anaerobik çürütücü tankından temin edilmiştir.

3.2. Ultrasonik Ön Arıtma

Ultrason uygulaması için Sonics marka VC 750 model ultrasonik homojenizatör kullanılmıştır. Cihaz içerisinde, 135 mm uzunluğunda, ucu 13 mm çapında silindirik titanyum prop bulunmaktadır ve 20 kHz sabit frekansta maksimum 750 W güç üretmektedir. Deney düzeneği Şekil 3.1.’de verilmiştir.



Şekil 3.1. Ultrasonik reaktör düzeneği

Ham atık aktif çamur numunelerine uygulanan ultrasonik radyasyon süresi ve güç yoğunluğu laboratuarda gerçekleştirilen ön denemeler sonucunda tespit edilmiştir,

yine ön denemeler sonucunda, ultrasona tabi tutulacak ham atık çamur numune hacimleri 200 ml olarak belirlenmiştir. Prob tipli ultrasonik homojenizatör numune yüzeyinden itibaren 2 cm daldırılarak uygulanmıştır.

3.3. Kesikli Anaerobik Reaktörlerin Kurulumu Ve İşletilmesi

Anaerobik kesikli reaktörler (kontrol ve işletme reaktörleri) 25°C (Deney Seti 1) ve 35°C (Deney Seti 2) sabit sıcaklıklarda işletilmiştir. Reaktörler Çevre Mühendisliği laboratuvarında bulunan sıcaklık kontrollü ve yatay karıştırma düzeneğine sahip orbital inkübatörde (Shellab/SI) tutulmuştur. Uygulanan tipik deneysel matris Çizelge 3.1.'de özetlenmiştir.

Çizelge 3.1. 2³ faktöriyel dizayna göre oluşturulan deneysel matrisi

Test	İşlem Kombinasyonları	A*	B*	C*
1	(1)	-	-	-
2	A	+	-	-
3	B	-	+	-
4	Ab	+	+	-
5	C	-	-	+
6	Ac	+	-	+
7	Bc	-	+	+
8	Abc	+	+	+
9	Merkez Nokta	0	0	0
10	Merkez Nokta	0	0	0
11	Merkez Nokta	0	0	0

A*: Ultrasonik radyasyon süresi (5 dk -15 dk -30 dk)

B*: Ultrasonik güç yoğunluğu (yüzdesi) (%20 - %60 - %100)

C*: Karışım oranı (ultrasona tabi tutulan çamur hacmi/toplam çamur hacmi) (1/10 - 1/5 - 1/1)

Laboratuvar ortamındaki kesikli reaktörler (işletme ve kontrol reaktörlerinin) sadece gaz fazından numune alınacak şekilde tesis edilmiş ve sonsuz çamur yaşında işletilmiştir. Bu amaçla 500 ml hacminde şilifli cam erlenlerin kullanılması uygun bulunmuştur. Anaerobik ortamın sağlanabilmesi için, erlenlerin hava ile temasının önlenmesi gerekmektedir. Bu işlem ise erlenlerin şilifli kısmına uygun boyutlarda (N/S 29/32) silikon tip tıpların kapatılması ile gerçekleştirilmiştir. Reaktörlerin işletilmesi esnasındaki oluşacak biyogazın kaçışını engellemek amacıyla, silikon tıpların çevresi sızdırmaz kimyasal malzemeler (silikon, cam yapıştırıcı malzeme vb.) kullanılmıştır. Anaerobik reaktörler işletmeye alınmadan önce içerlerindeki

oksijen, laboratuarda bulunan %99.95 saflıktaki yeterli miktarda azot gazı ile giderilmiştir.

Orbital inkübatörün içerisinde 12 adet kesikli reaktör işletilmiştir. Bu reaktörlerden 3 tanesi (9, 10 ve 11 nolu testler) merkez nokta reaktörü olup 1/5 oranında ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 mL aşı çamuru karışımından oluşmuştur. Kontrol reaktörü 200 mL ham atık aktif çamur ile 50 mL aşı çamuru karışımını içermiştir. Diğer 4 adet işletme reaktörü (1, 2 , 3 ve 4 nolu testler) 1/10 oranında ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 mL aşı çamuru karışımından oluşmuş olup, kalan 4 adet işletme reaktörü ise (5, 6, 7 ve 8 nolu testler) 1/1 oranında ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 mL aşı çamuru içermiştir.

Toplam gaz hacminin ölçülmesi: Reaktörlerdeki biyolojik aktivite sonucu oluşacak biyogaz, her 24 saatte bir hacim deplasman yöntemine (APHA, 1995) göre pH'ı 2-3 aralığında ayarlanan HCl çözeltisi ile ölçülmüştür. Deney düzeneğinde HCl çözeltisinin kullanılmasının nedeni CO₂ gazının ortamda çözünmesini engellemektir. Bu düzenek ile reaktördeki toplam gaz hacmi ölçülmüştür. Ölçüm düzeneği laboratuvarımıza kurulmuş olup Şekil 3.2'de gösterilmiştir.



Şekil 3.2. Hacim deplasman yöntemi amacıyla kurulan gaz ölçüm düzeneği

3.3.1. Analitik ölçümler

Laboratuvar çalışmalarında ham atık aktif çamura yapılan analizler toplam kimyasal oksijen ihtiyacı, çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı, pH, toplam katı madde , toplam uçucu katı madde, askıda katı madde, uçucu askıda katı madde analizleridir.

Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı: Ham atık aktif çamurun karakterizasyonunu belirlemek için kullanılan kitler 0-1500 ppm aralığında olup HACH DR2500 spektrofotometre ve HACH OD Digest DRB2500 ile Closed Reflux metoduna göre analiz edilmiştir.

Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı: Ham atık aktif çamurun karakterizasyonunu, ultasonik radyasyonun ön arıtma etkinliği belirlemek ve reaktör sonrası giderim verimi tespit etmek için 0-1500ppm kitler kullanılmıştır. Analizler HACH DR2500 spektrofotometre ve HACH OD Digest DRB2500 ile Closed Reflux metoduna göre yapılmıştır.

NaOH Kimyasal Oksijen İhtiyacı: Atık su 0.45 mikrometre filtreden geçirildikten sonra $\text{ÇKOİ}_{\text{NaOH}}$ deneyinde kullanılmıştır. Numune, 0.5 M NaOH çözeltisi içerisine aktararak, su banyosunda 20 derece sıcaklıkta 22 saat bekletilmiştir ve daha sonra analizi HACH DR2500 spektrofotometre ve HACH OD Digest DRB2500 ile Closed Reflux metoduna göre yapılmıştır. KOİ Dezentegrasyon derecesini (DDKOİ) hesaplamak için aşağıdaki denklem kullanılmıştır.

$$\text{DDKOİ} = \frac{\text{ÇKOİ}_{\text{US}} - \text{ÇKOİ}_{\text{HAM}}}{\text{ÇKOİ}_{\text{NaOH}} - \text{ÇKOİ}_{\text{HAM}}}$$

pH: pH parametresi pH/Eh-metre (Orion/290-A) ile belirlenmiştir.

Toplam Katı Madde & Toplam Uçucu Katı Madde: TKM ve TUKM Standart metodlara göre (APHA, 1995) gerçekleştirilmiştir.

Askıda Katı Madde& Uçucu Askıda Katı Madde: Askıda katı madde ve uçucu askıda katı madde atık aktif çamur numunelerine reaktör kurulumu öncesinde uygulanmıştır. Atıksu artma tesisinden alınan atıksuyun katı madde içeriği yüksek olduğundan dolayı numunelere 100 kat seyreltme yapılmasına rağmen filtasyon

gerçekleşmemiştir. Daha fazla seyrelme işlemi uygulamanın sonuçları temsil edici olmayacağı düşünülerek AKM ve UAKM deneyleri iptal edilmiştir. Sadece ham atık aktif çamurun karakterizasyonunu belirlemede AKM ve UAKM deneylerine başvurulmuştur. AKM ve UAKM Standart metodlara göre (APHA, 1995) gerçekleştirilmiştir.

3.3.2. Fiziksel ölçümler

Viskozite: Reolojik ölçümler, çok düşük viskoziteleri ölçebilen bir aparata sahip (UL adaptör), dönel (rotational) viskozimetre cihazı (Brookfield DV-II+Pro) kullanılarak gerçekleştirilmiştir ve ölçümler esnasında numunelerin sıcaklığının oda sıcaklığına gelmesi beklenmiştir. Şekil 3.3.'te reoloji çalışmalarında kullanılan Brookfield DV-II+Pro cihazı gösterilmiştir.



Şekil 3.3. Brookfield DV-II+Pro cihazı

Çalışma kapsamında kullanılan cihaz görünür (dinamik) viskozite değerlerini ölçmektedir. Dolayısıyla, tez metni içerisinde farklı bölümlerde bahsedilen tüm viskozite değerleri görünür viskoziteyi tanımlamaktadır. Kavram tekrarından kaçınmak adına bu parametre tez boyunca sadece “viskozite” olarak adlandırılmıştır. Viskozimetre dönel eksen 2.5 cm çapta 9 cm uzunlukta olup, aparatın rezervuarı ile arasında 0.15 cm mesafe bulunmaktadır. Cihaz çalıştırılmadan önce üzerinde mevcut olan su terazisi ile dengeli bir konumda olması sağlanmıştır. Viskozimetrenin çalışması Rheocalc V3 1.1. programı aracılığıyla bilgisayarla kontrol edilmiş ve elde edilen veriler bu program sayesinde bilgisayardan alınmıştır. Reolojik deneylere başlamadan önce yazılım aracılığı ile eksen (spindle) kalibre edilerek (auto- zero)

yazılımdaki test sekmesinden yapılacak deney tiplerine uygun olarak iki program oluşturulmuştur. Bu programlar artan dakikadaki dönüş hızına (RPM) bağlı olarak dönüş hızı modu (speed ramp mode) ve zamana göre sabit dönüş hızı tabanlı analizlerin yapıldığı modda (time to stop mode) gerçekleştirilmiştir. Reolojik ölçümler sırasında numune hacmi 16 ml olarak sabit tutulmuştur. (Speed ramp mode) yapılan ölçümler, her bir numune için tek yönlü doğrusal olarak artan 10 farklı kayma hızı değerlerinde, her 1 dakikada tek ölçüm yapılmak suretiyle gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar Excel dosyasına aktarılmıştır. Ardından elde edilen sonuçların grafiğe islenmesi sonucunda çamur numunelerinin akış özellikleri belirlenmiştir.

Mikroskobik ölçümler: laboratuarda bulunan fotoğraf makinesi ataçmanlı ışık mikroskopunda (Ivymen Optic System), 40 ve 100 kat büyütmelerde yapılmıştır. Şekil 3.4.'te fotoğraf makinesi ataçmanlı ışık mikroskopunda (Ivymen Optic System) gösterilmiştir.



Şekil 3.4. Işık Mikroskobu (Ivymen Optic System).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Deney Seti 1 - Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Numunelerinin Karakterizasyon Testleri

Isparta Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinden alınan ham atık çamur numunesinin fiziko-kimyasal karakterizasyonu Çizelge 4.1.'de verilmiştir. Elde edilen veriler her parametre için üçlü ölçümlerin ortalamasını ifade etmektedir.

Çizelge 4.1. Ham atık çamur karakterizasyonu

Parametreler	Değerler
TKOİ (mg/L)	58000
ÇKOİ (mg/L)	33800
ÇKOİNaOH (mg/L)	83800
TKM (mg/L)	13763
TUKM (mg/L)	12710
TAKM (mg/L)	9400
UAKM (mg/L)	7720
Sıcaklık (oC)	17.0
pH	6.72

Ham çamur ile sonikasyona tabi tutulmuş atık aktif çamurun karşılaştırmalı karakterizasyon sonuçları Çizelge 4.2.'de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Sonikasyon öncesi ve sonrası atık aktif çamur karakterizasyonu

Parametreler	Ham Çamur	5dk %20Amp.	30dk %20Amp.	5dk %100Amp.	30dk %100Amp.	15dk %60 Amp.
Sıcaklık (°C)	17	19.4	19.5	19.5	19.4	19.5
pH	6.72	6.69	6.49	6.62	7.17	7.26
ÇKOİ (mg/L)	33800	36600	59600	55900	62900	46200
TKM (mg/L)	13763	12603	10664	12340	10027	9390
TUKM (mg/L)	12710	9563	7647	10017	6720	6417
ÇKOİ _{NaOH} (mg/L)	83800	-	-	-	-	-

Ham atık aktif çamura ultrasonik reaktör ile 5 dk %20 amplitude, 30 dk %20 amplitude, 5dk %100 amplitude, 30dk %100 amplitude, olmak üzere farklı süre ve frekanslerde sonikasyon uygulanmıştır.

Çizelge 4.2.' den de görüleceği gibi ultrason radyasyon süresi ve güç yoğunluğu arttıkça harcanan enerji miktarı artmıştır. Bu doğrultuda numunelerin ÇKOİ değerlerinde de artış gözlenmiştir ve harcanan enerji miktarına bağlı olarak TKM ve TUKM değerleri azalma eğilimindedir.

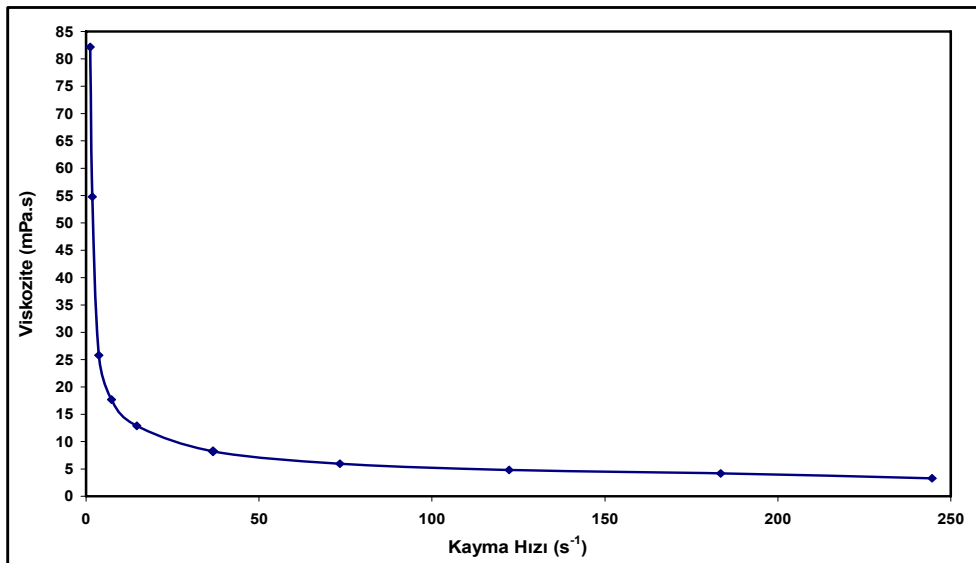
4.2. Deney Seti 1 - Reolojik Ölçümler

Ham çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler Çizelge 4.3. 'te verilmiştir.

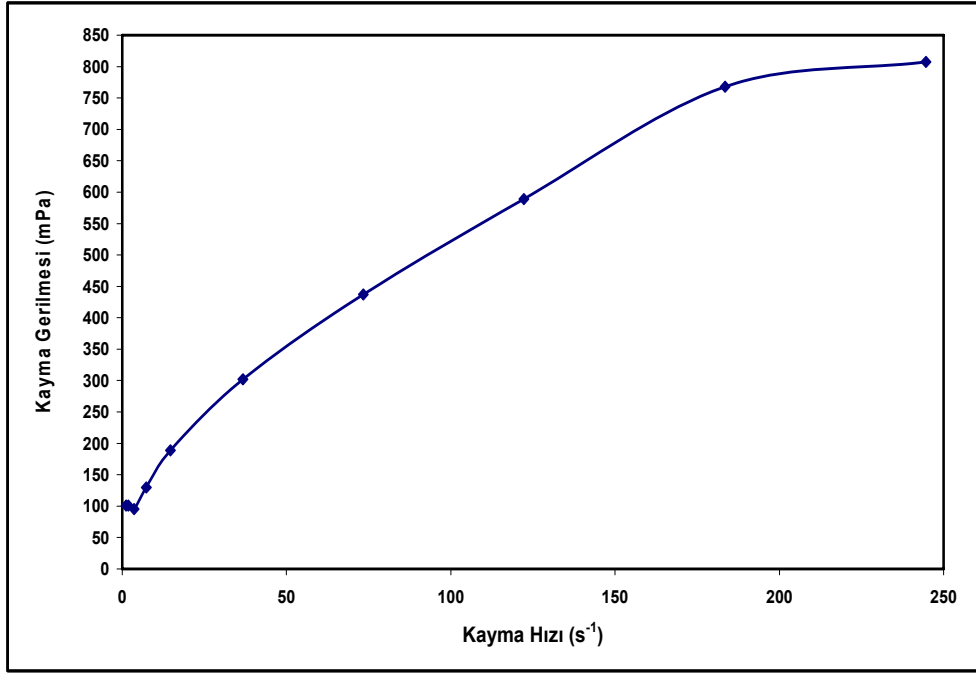
Çizelge 4.3. Ham atık çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
82.18	13.70	1.22	1.01
54.79	13.70	1.83	1.01
25.79	12.90	3.67	0.95
17.70	17.70	7.34	1.30
12.90	25.80	14.68	1.89
8.22	41.10	36.69	3.02
5.95	59.50	73.38	4.37
4.82	80.30	122.30	5.89
4.19	104.70	183.45	7.68
3.30	110.00	244.60	8.07

Kayma hızına bağlı viskozite değişimi ve çamur numunesinin reogramı sırası ile Şekil 4.1. ve 4.2.'de verilmiştir.



Şekil 4.1. Ham atık suda kayma hızına bağlı viskozite değerleri

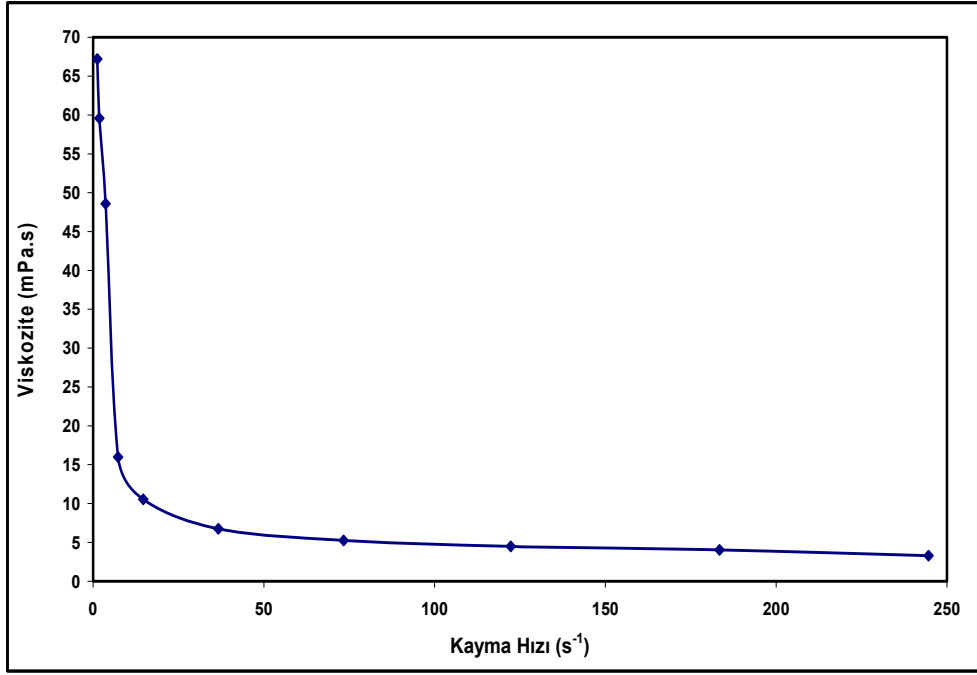


Şekil 4.2. Ham atıksu reogramı

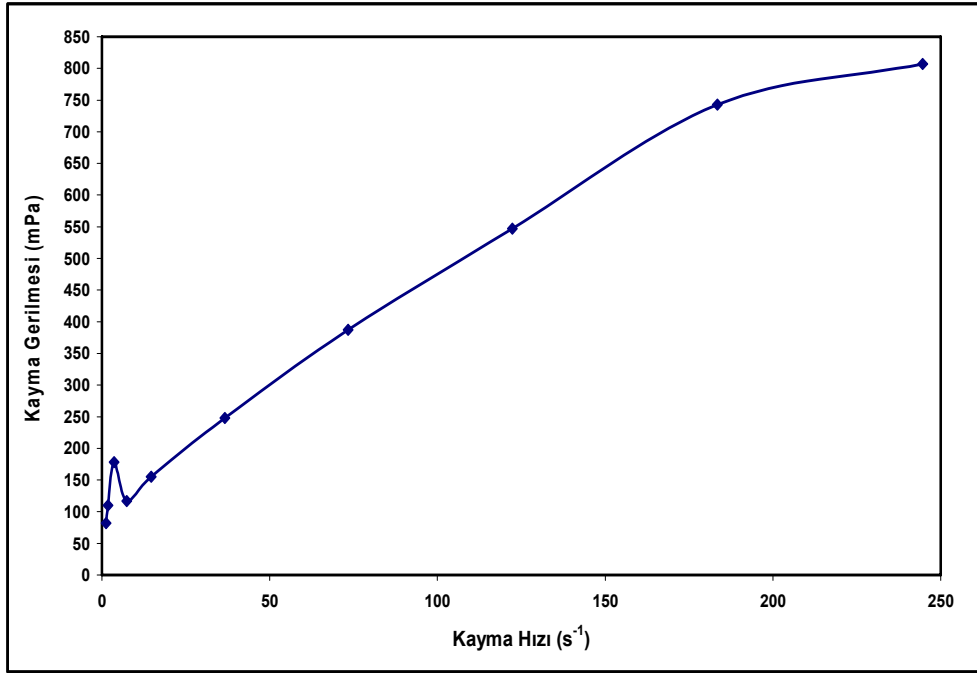
5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.4. ve Şekil 4.3. ve 4.4.'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s ⁻¹)	Kayma Gerilmesi (Pa)
67.19	11.20	1.22	0.82
59.58	16.00	1.83	1.10
48.59	24.30	3.67	1.78
16.00	16.00	7.34	1.17
10.55	21.10	14.68	1.55
6.76	33.80	36.69	2.48
5.27	52.70	73.38	3.87
4.48	74.60	122.30	5.47
4.05	101.30	183.45	7.43
3.30	110.00	244.60	8.07



Şekil 4.3. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

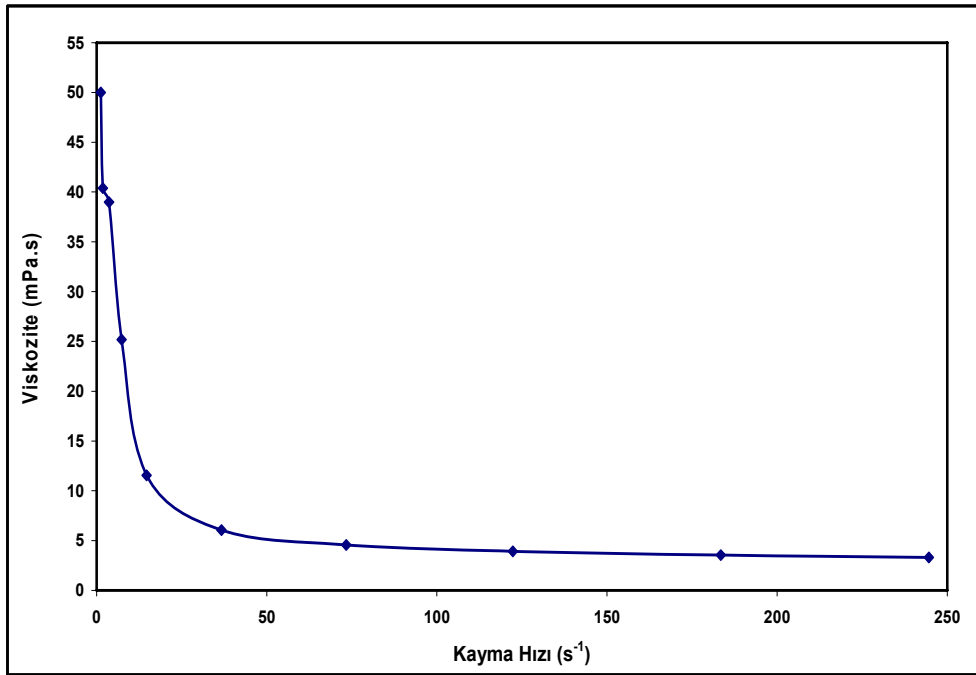


Şekil 4.4. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

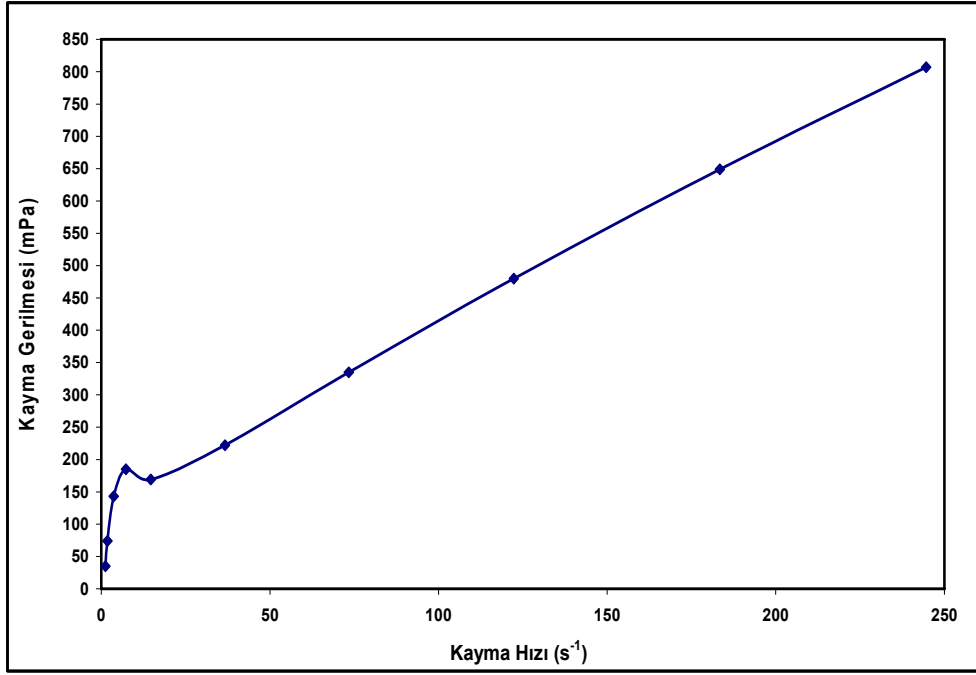
30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.5. ve Şekil 4.5. ve 4.6.'da verilmiştir.

Çizelge 4.5. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
49.99	5.00	1.22	0.35
40.39	10.10	1.83	0.74
38.99	19.50	3.67	1.43
25.19	25.20	7.34	1.85
11.55	23.10	14.68	1.69
6.06	30.30	36.69	2.22
4.57	45.70	73.38	3.35
3.92	65.40	122.30	4.80
3.54	88.50	183.45	6.49
3.30	110.00	244.60	8.07



Şekil 4.5. 30dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

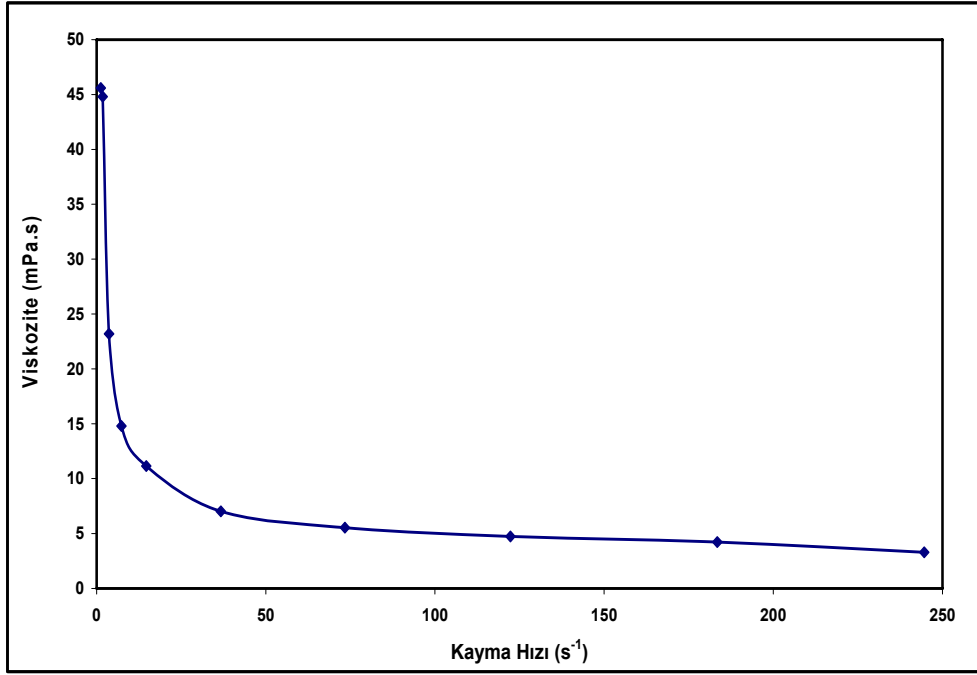


Şekil 4.6. 5dk %20 amplitüde sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

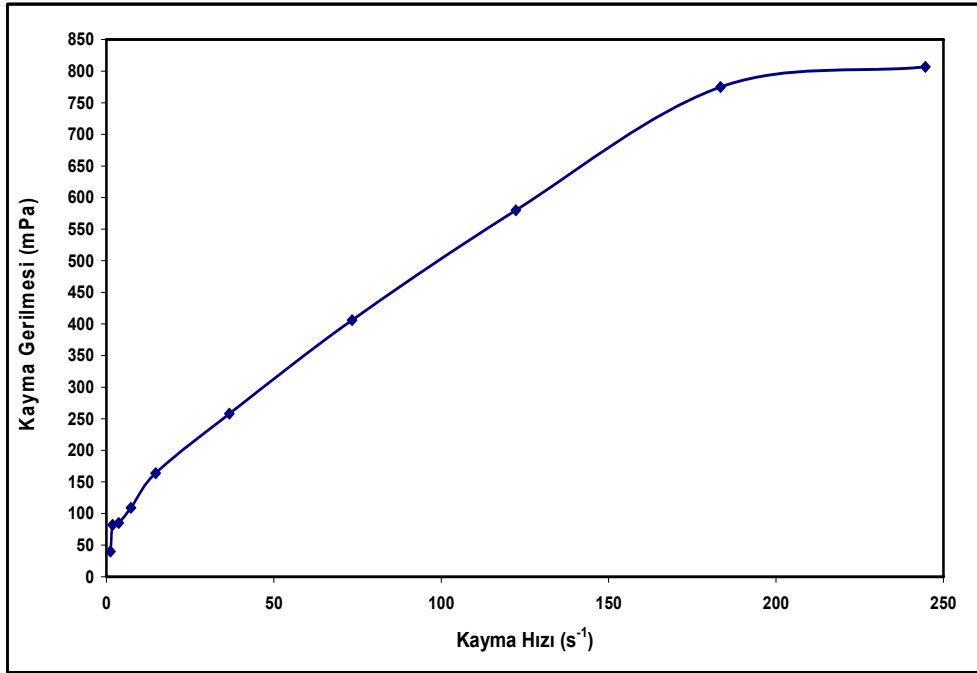
5dk %100 amplitüde ultasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.6. ve Şekil 4.7. ve 4.8.'de sunulmuştur.

Çizelge 4.6. 5dk %100 amplitüde ultasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s ⁻¹)	Kayma Gerilmesi (Pa)
45.59	5.50	1.22	0.40
44.79	11.20	1.83	0.82
23.20	11.60	3.67	0.85
14.80	14.80	7.34	1.09
11.15	22.30	14.68	1.64
7.02	35.10	36.69	2.58
5.53	55.30	73.38	4.06
4.74	79.10	122.30	5.80
4.22	105.60	183.45	7.75
3.30	110.00	244.60	8.07



Şekil 4.7. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

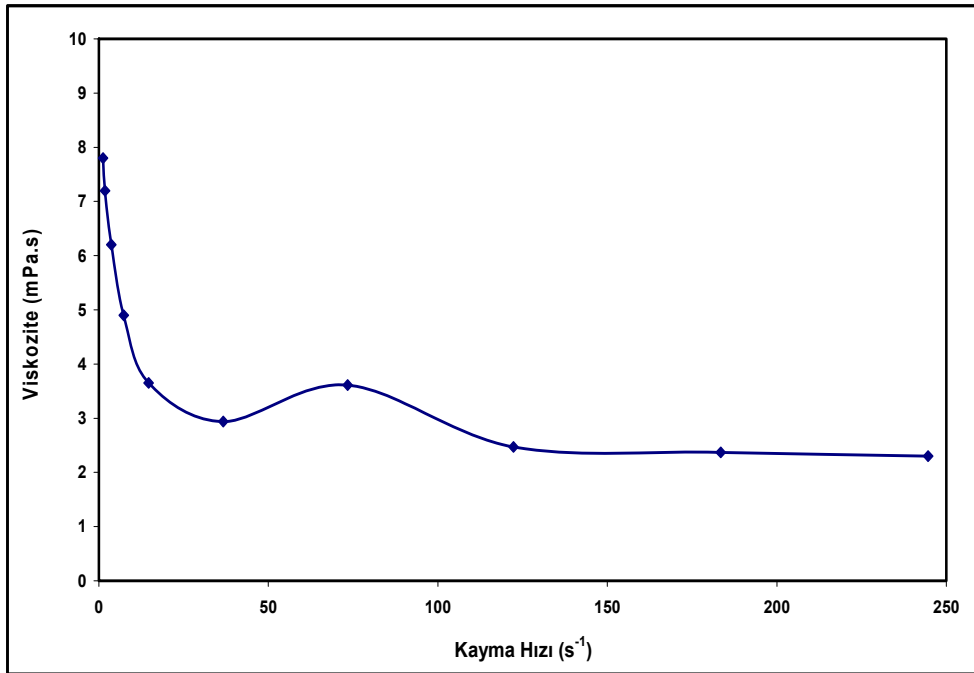


Şekil 4.8. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

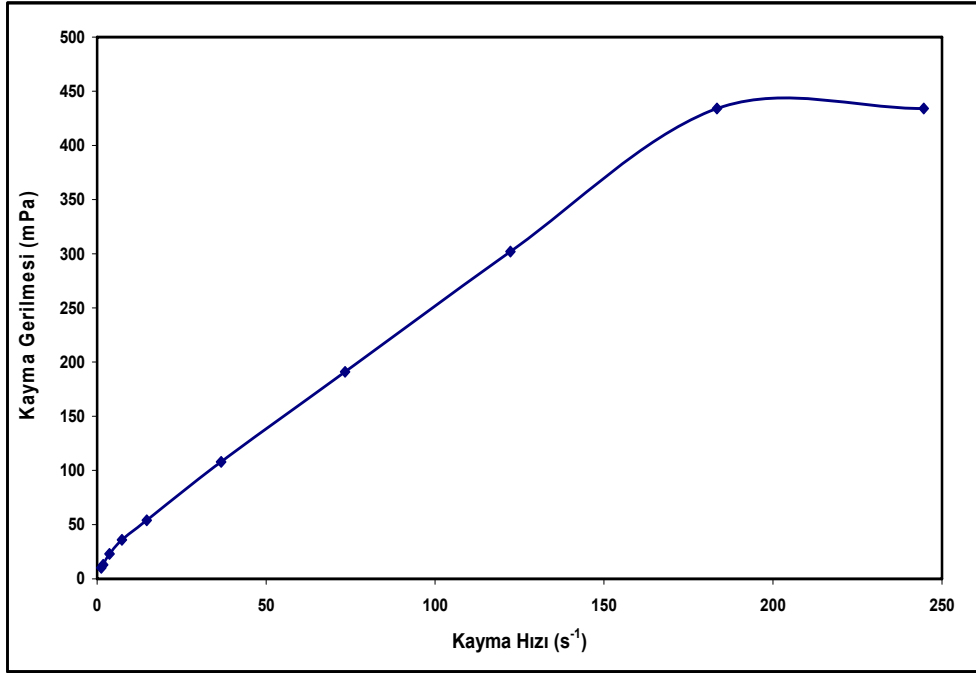
30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.7. ve Şekil 4.9.ve 4.10.'da verilmiştir.

Çizelge 4.7. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
7.80	1.30	1.22	0.10
7.20	1.80	1.83	0.13
6.20	3.10	3.67	0.23
4.90	4.90	7.34	0.36
3.65	7.30	14.68	0.54
2.94	14.70	36.69	1.08
3.61	26.10	73.38	1.91
2.47	41.20	122.30	3.02
2.37	59.20	183.45	4.34
2.30	59.20	244.60	4.34



Şekil 4.9. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

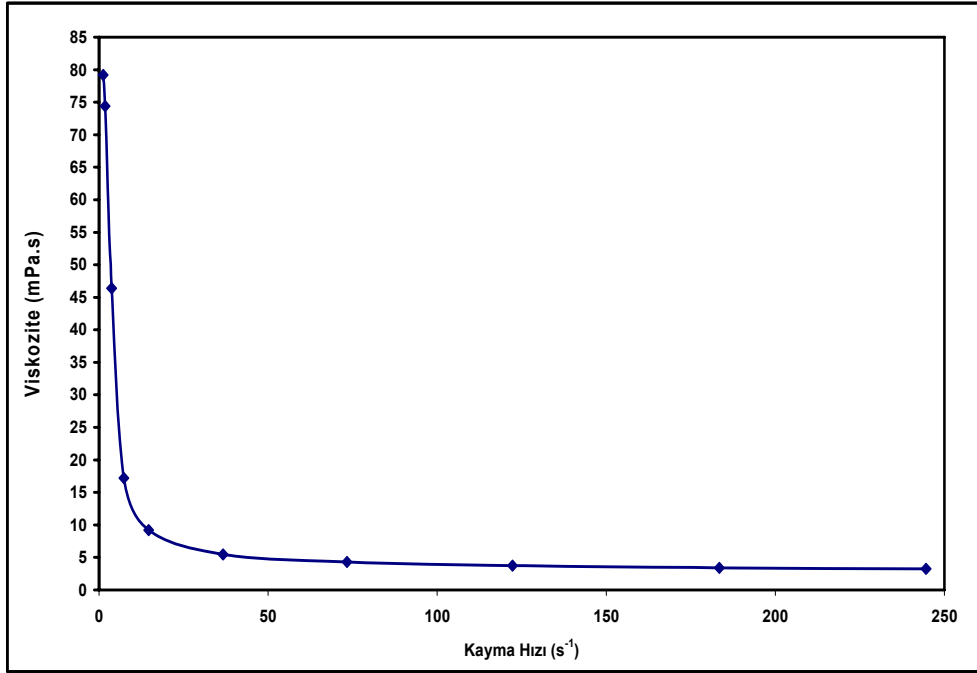


Şekil 4.10. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

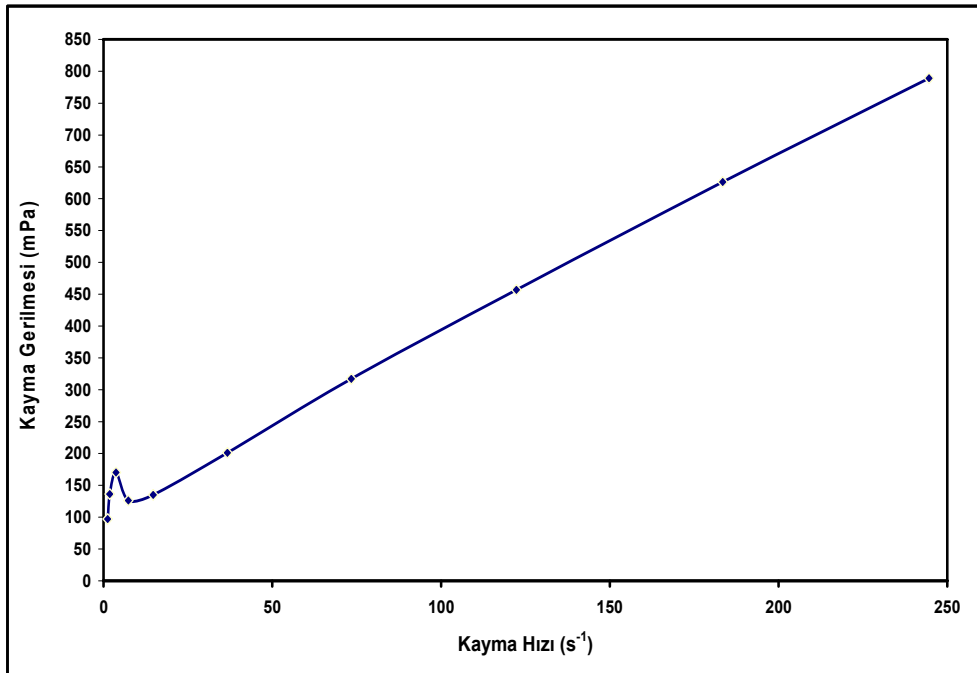
15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.8. ve Şekil 4.11. ve 4.12.'de sunulmuştur.

Çizelge 4.8. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s ⁻¹)	Kayma Gerilmesi (Pa)
79.18	1.30	1.22	0.97
74.38	1.80	1.83	1.36
46.39	3.10	3.67	1.70
17.20	4.90	7.34	1.26
9.20	7.30	14.68	1.35
5.48	14.70	36.69	2.01
4.32	26.10	73.38	3.17
3.74	41.20	122.30	4.57
3.41	59.20	183.45	6.26
3.22	59.20	244.60	7.89



Şekil 4.11. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri



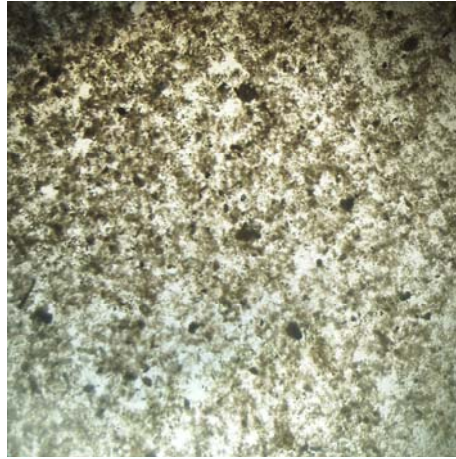
Şekil 4.12. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

Sıvıya uygulanan kayma gerilmesi ile kayma hızı (deformasyonun oluşum hızı) arasındaki ilişki reogramlar vasıtası ile belirlenmekte ve yorumlanmaktadır. Eğer bu

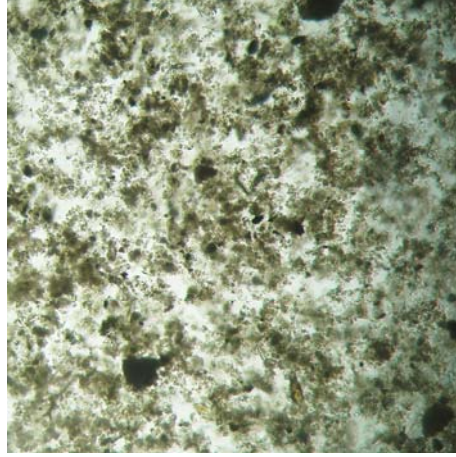
ilişki doğrusal ise, diğer bir tabirle, sıvının viskozitesi değişmiyorsa bu sıvıya Newtonyen sıvı adı verilir. Newtonyen olmayan sıvılarda kayma gerilmesi ile deformasyonun oluşum hızı arasında doğrusal bir ilişki bulunmamaktadır. Şekil 4.2’de verilen reogramdan görüleceği üzere, ham atık çamurun Newtonyen olmayan bir akışkan olduğu belirlenmiştir. Ancak ultrason uygulaması sonucu elde edilen reogramlarda (Şekil 4.2. - Şekil 4.12. arası), kayma gerilmesi ve kayma hızı arasındaki ilişki daha çok doğrusal niteliktedir ve Newtonyen akış karakteristiğine daha çok uygundur. Bu durum, uygulanan sonikasyon sonucu ham çamur içerisindeki büyük flokların kırılarak, belirli bir kayma gerilmesinden itibaren çamur viskozitesinin neredeyse sabit kalmasından kaynaklanmaktadır. Elde edilen bu bulguların mikroskopik ortamda da görsel olarak doğrulanması amacıyla yönelik yapılan çalışmalar aşağıda sunulmuştur.

4.3. Deney Seti 1 - Mikroskopik Ölçümler

Ham atık çamurda gerçekleştirilen mikroskopik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.13. ve Şekil 4.14.’te sunulmuştur.



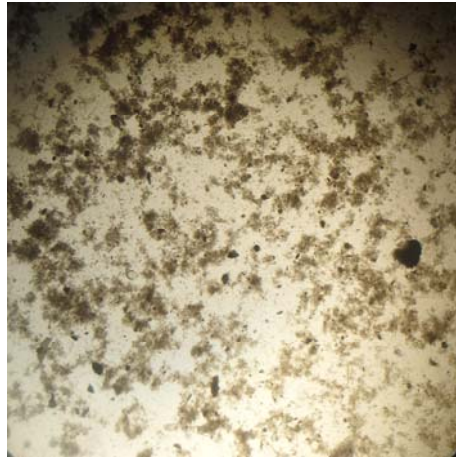
Şekil 4.13. Ham atık çamurun flok yapısı (40X büyütme)



Şekil 4.14. Ham atık çamurun flok yapısı (100X büyütme)

Ham atık çamurdaki flok yapısı, ışık mikroskopu yardımı ile 40 ve 100 kat büyültmelerde gözlenmiştir (Şekil 4.13. ve Şekil 4.14.). Elde edilen görüntüler katı madde muhtevasının yüksek olduğunu gösteren reolojik verileri doğrular niteliktedir. Bu flok yoğunluğunun, ham çamurun viskozite değerlerinin yüksek çıkmasına neden olduğu düşünülmektedir.

5dk %20 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.15. ve Şekil 4.16.'da sunulmuştur.



Şekil 4.15. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)



Şekil 4.16. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

30dk %20 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskopik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.17. ve Şekil 4.18.'de sunulmuştur.



Şekil 4.17. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)

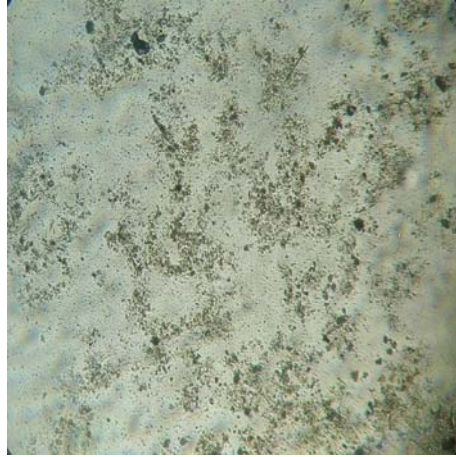


Şekil 4.18. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

5dk %100 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.19. ve Şekil 4.20.'de sunulmuştur.



Şekil 4.19. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)



Şekil 4.20. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

30dk %100 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.21. ve Şekil 4.22.'de sunulmuştur.



Şekil 4.21. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)

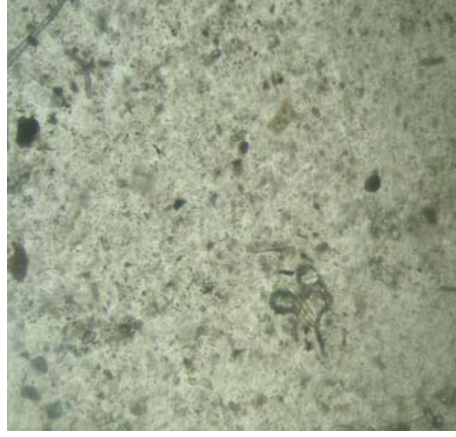


Şekil 4.22. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

15dk %60 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.23. ve Şekil 4.24.'te sunulmuştur.



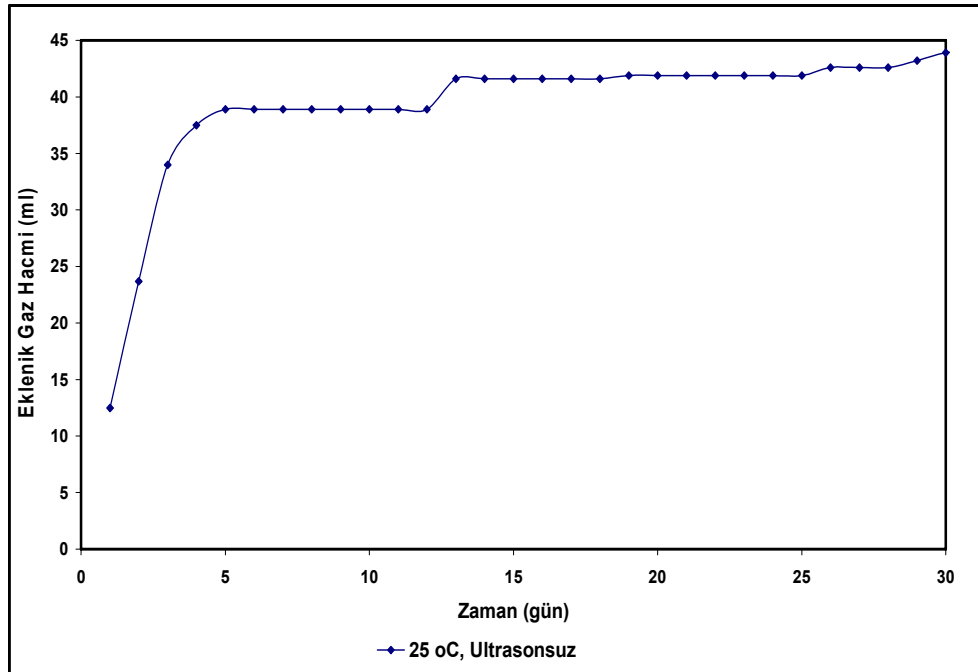
Şekil 4.23. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)



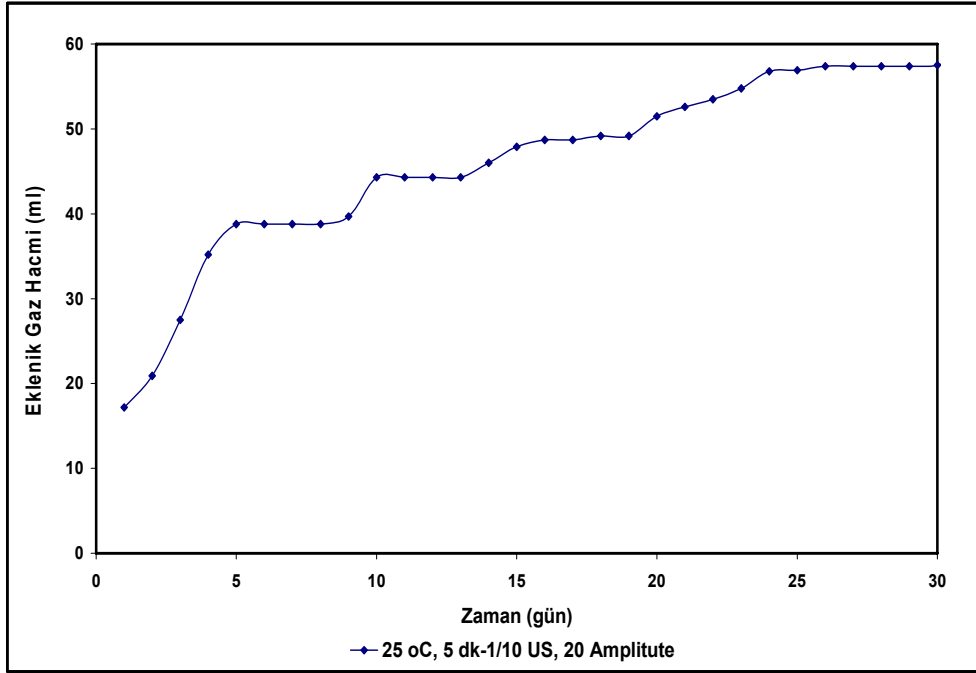
Şekil 4.24. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

4.4. Deney Seti 1 - Biyogaz Ölçümleri

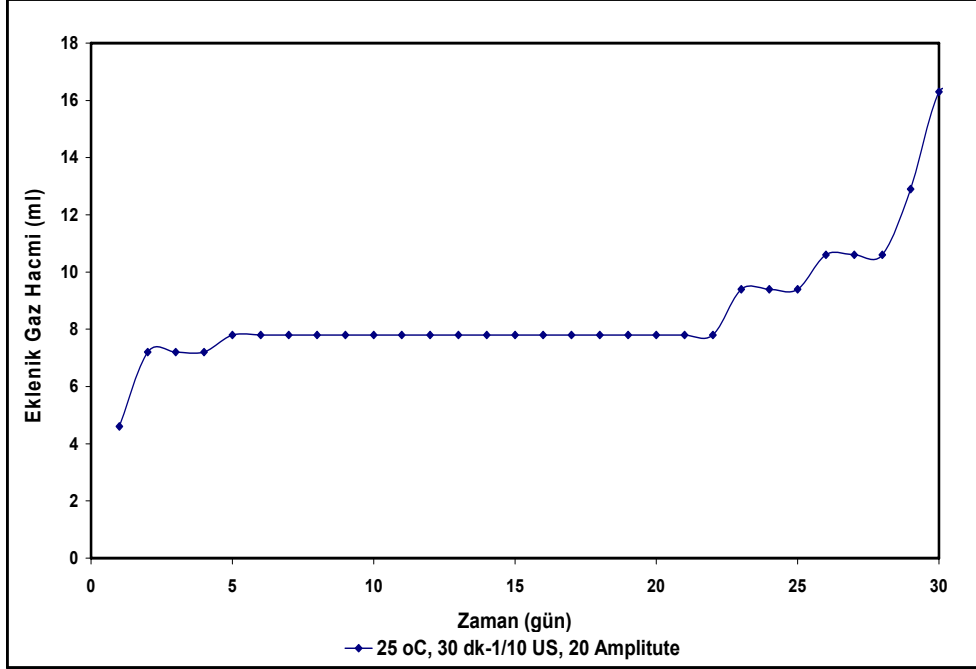
Atık aktif çamurun fiziksel ve kimyasal özellikleri belirlendikten sonra anaerobik reaktörler kurulmuştur. Reaktörlerde oluşan biyogaz hacimleri 30 gün boyunca 24 saatte bir sürekli olarak ölçülmüştür. Ham atık çamurda (kontrol reaktöründe) ve ultrason uygulanan numunelerde meydana gelen biyogaz ölçüm sonuçları Şekil 4.25.- Şekil 4.34. arasında sunulmuştur.



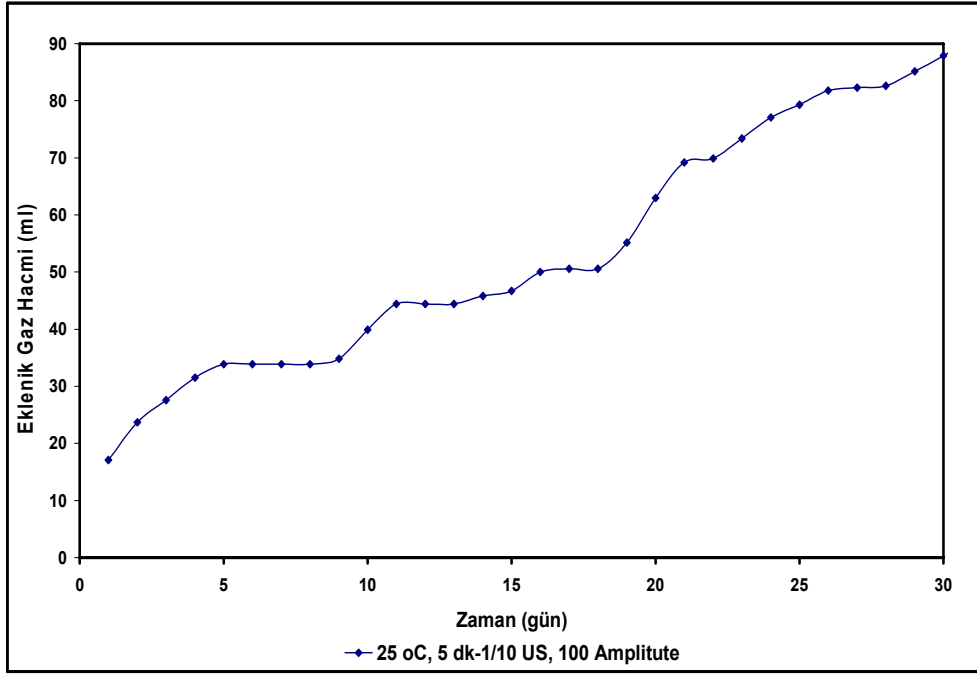
Şekil 4.25. Ham atık aktif çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



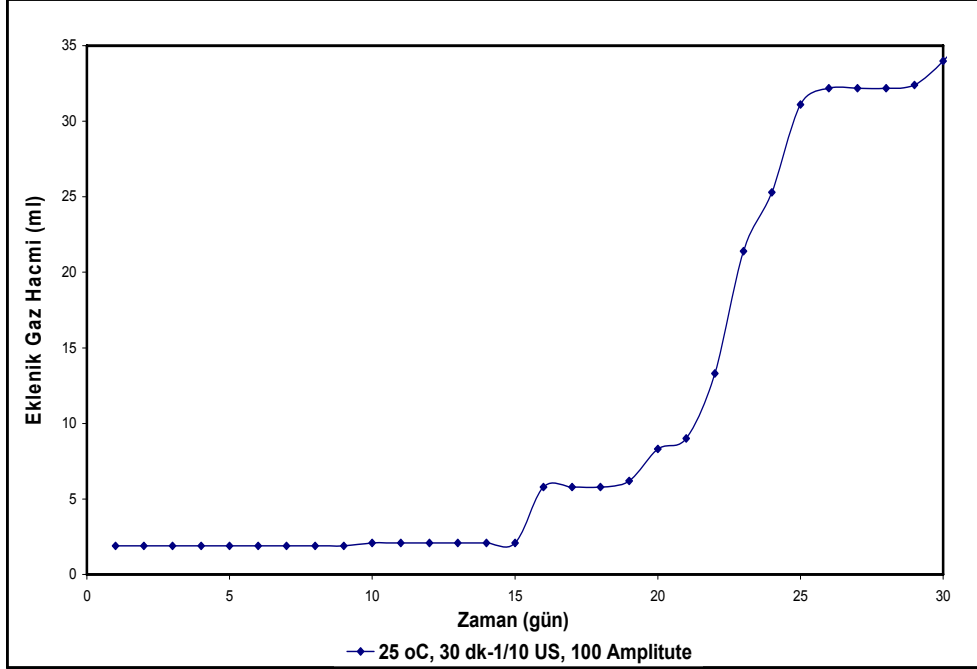
Şekil 4.26. 1/10 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



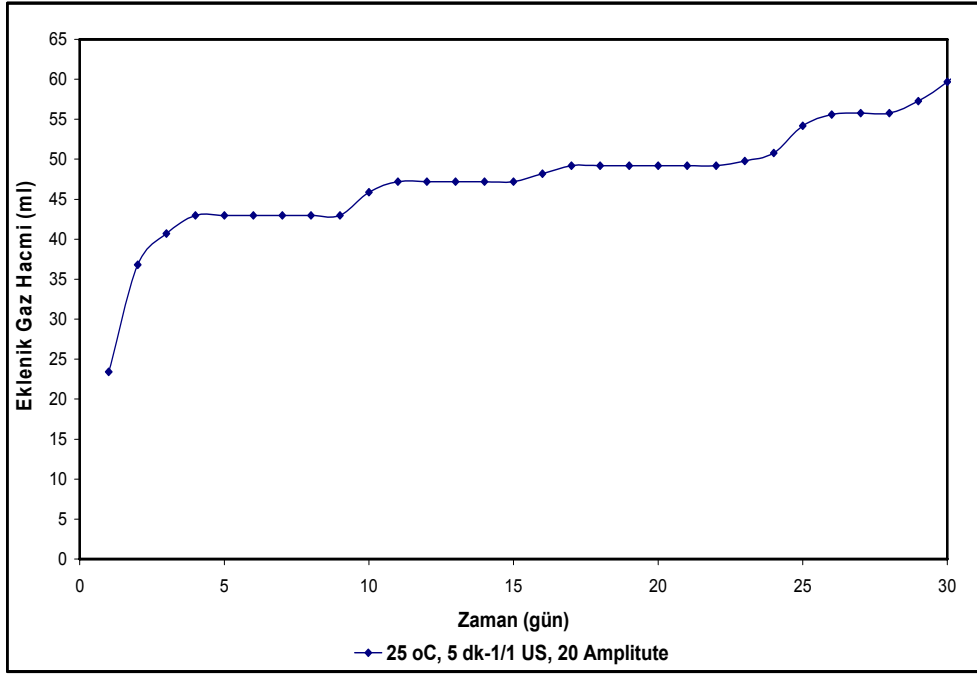
Şekil 4.27. 1/10 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



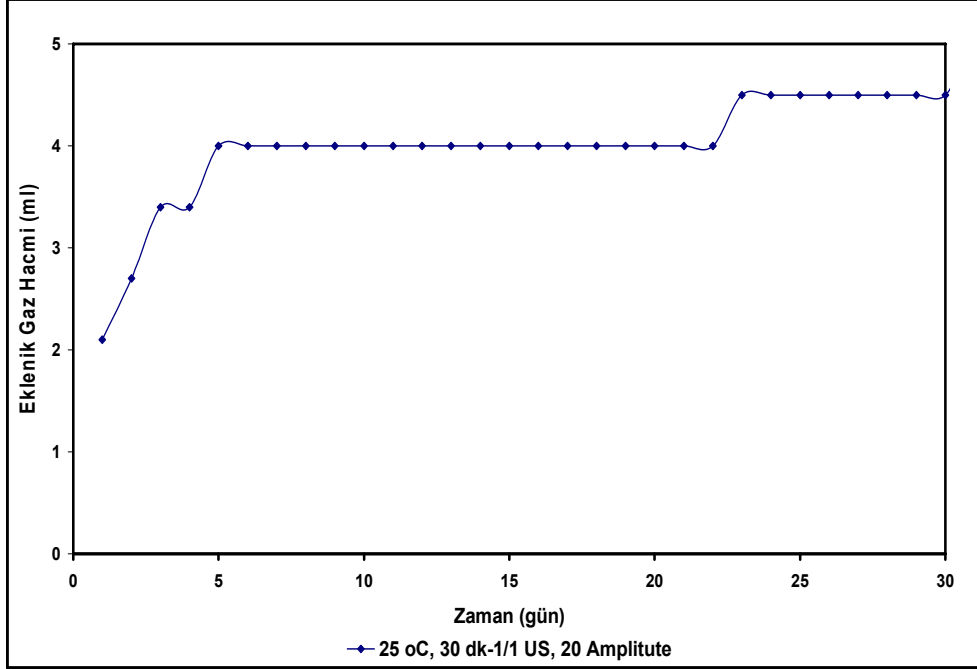
Şekil 4.28. 1/10 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



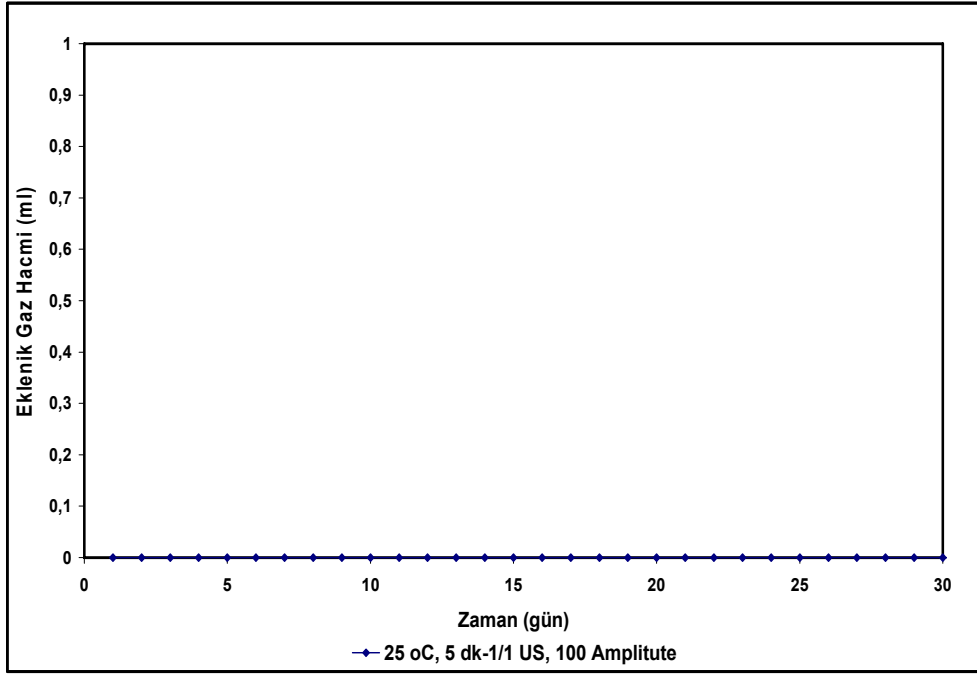
Şekil 4.29. 1/10 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



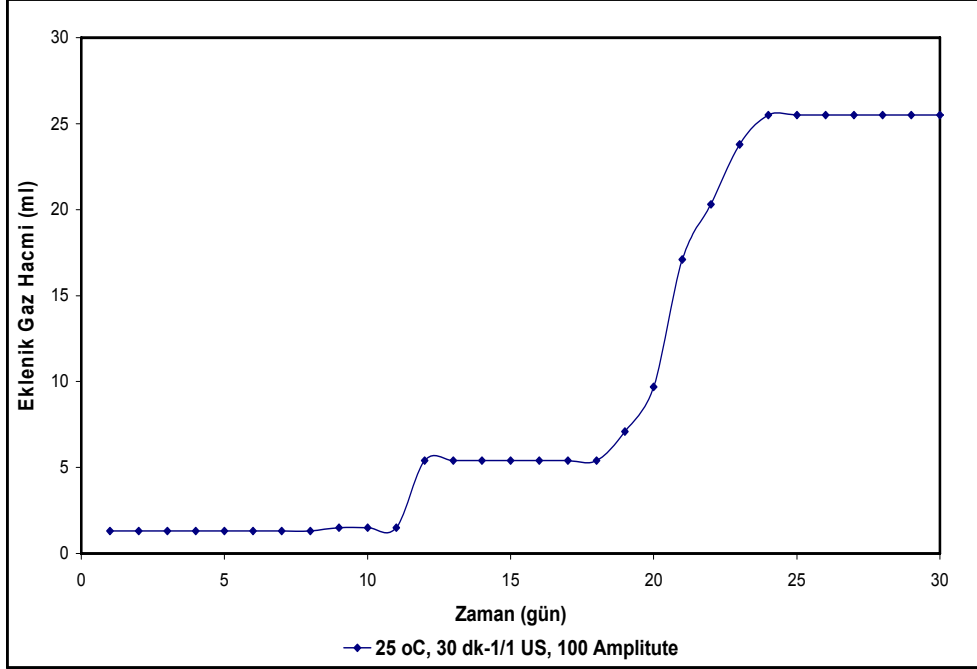
Şekil 4.30. 1/1 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



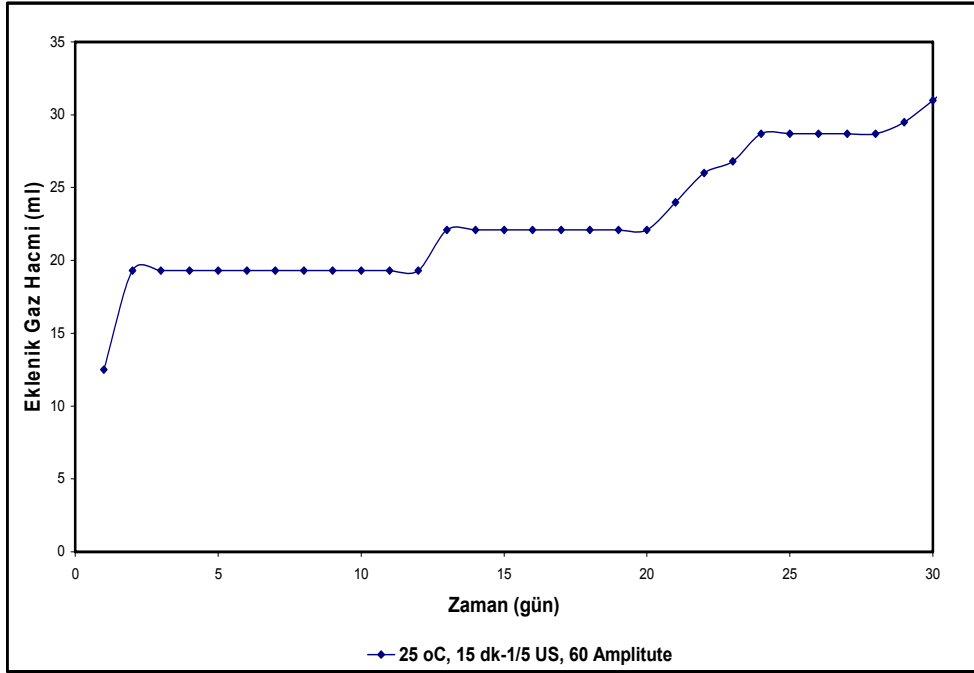
Şekil 4.31. 1/1 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



Şekil 4.32. 1/1 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



Şekil 4.33. 1/1 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



Şekil 4.34. 1/5 oranında 5 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu

Yukarıda verilen şekillerden de anlaşılacağı üzere, reaktörlerde oluşan biyogaz hacminin zamanla arttığı görülmektedir. Ancak 1/1 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde (Şekil 4.32.) 30 gün boyunca biyogaz oluşumu gözlenmemiştir. Uygulanan yüksek yoğunluktaki (%100 amplitude) ultrason işleminin, ultrasona tabi tutulan atık çamurdaki mevcut bulunan mikroorganizmaların hücre yapılarını bozarak, metabolizma faaliyetlerini inhibe ettiği düşünülmektedir. Böyle bir durumda hücre içerisindeki materyaller sıvı ortamda çözünmüş hale gelerek, diğer mikroorganizmalar için hazır besin maddesi durumuna geçmektedir. Ancak uygulanan ultrasonik şiddet ancak 5 dk sürmüştür. Bu sürenin çamur bozundurma (çözündürme) işlemi için yeterli bir süre olmadığı anlaşılmaktadır. Bu aşamada DDKOİ (çamur bozundurma) oranı %6 gibi çok düşük bir seviyededir (Çizelge 4.9.). Bu sürede sadece mikroorganizma inhibisyonu gerçekleşmiş; bu nedenle anaerobik aşamanın en önemli ve hız kısıtlayıcı adımı olan hidroliz aşaması tamamlanmamış olabilir. Reaktöre eklenen (ultrasona tabi tutulmayan) aşı çamurunda mevcut bulunan mikroorganizmalar, bahsedilen hücre materyallerini hazır besin maddesine dönüştürmek için enerjilerini bu aşamada hidroliz için tüketmiş olabilir. Reaktör

kesikli olduğu ve ek besin ilave edilmediği için, mikroorganizmaların önce katabolizma faaliyetlerinin durduğu ve doğal olarak müteakip asidojen ve metanojen fazlarının gerçekleşmeyerek biyogazın oluşmadığı düşünülmektedir. Bu durum 1/10 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde (Şekil 4.32.) ise söz konusu değildir. Çünkü ultrason ile bozundurma işlemine tabi tutulan çamur, toplam reaktörün hacimce 1/10'dur. Geri kalan kısmı ise aşı çamuru oluşturmaktadır. Dolayısıyla, reaktörde yeterli miktarda bulunan mikroorganizmalar reaksiyon süresi boyunca (30 gün) gerekli adaptasyonu sağlayarak hidroliz, asidojen ve metanojen fazlarını tamamlamış ve biyogaz üretebilmiştir.

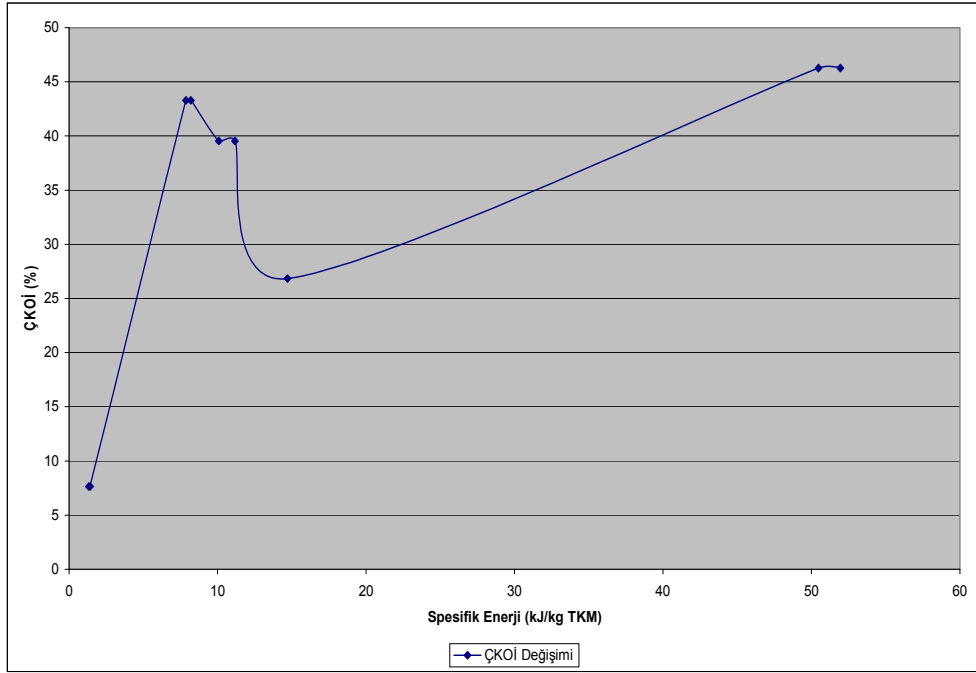
Ham atık aktif çamur numuneleri ultrasona tabi tutulduktan sonra yapılan fiziksel ve kimyasal analizlerin sonucu Çizelge 4.2.'de verilmiştir. Daha önce de bahsedildiği üzere ultrasonik güç ve yoğunluğunun artmasıyla atık aktif çamurun ÇKOİ değerlerinde artışlar görülmüştür. Ultrason işleminin partikül ve flok halindeki katı maddeleri çözünmüş hale getirdiği tespit edilmiştir. Yapılan mikroskopik analizler sonucu da ham atık aktif çamurda flok halde bulunan katı maddelerin ultrason şiddet ve yoğunluğunun artmasına bağlı olarak azaldığının görülmesi ve vizkozite değerlerindeki azalma trendi de bu tespiti doğrulamaktadır. Çizelge 4.9.'de ultrason sonrası ve anaerobik reaktör öncesi TKM, TUKM giderim verimleri ile ÇKOİ artış miktarları ve çamur bozundurma verimleri (DDKOİ) verilmiştir.

Çizelge 4.9. Ultrason işlemi sonrası anaerobik reaktör öncesi bozundurma ve giderim verimleri

Deney Tipi	ÇKOİ (mg/L)	TKM (mg/L)	TUKM (mg/L)	DDKOİ (%)	ÇKOİ Artış (%)	TKM Giderim (%)	TUKM Giderim (%)
5 dk, %20 Amp., 1/10	36600	12603	9563	6	8	8	25
30 dk, %20 Amp., 1/10	59600	10664	7647	52	43	23	40
5 dk, %100 Amp., 1/10	55900	12340	10017	44	40	10	21
30 dk, %100 Amp., 1/10	62900	10027	7120	58	46	27	44
5 dk, %20 Amp., 1/1	36600	12603	9563	6	8	8	25
30 dk, %20 Amp., 1/1	59600	10664	7647	52	43	23	40
5 dk, %100 Amp., 1/1	55900	12340	10017	44	40	10	21
30 dk, %100 Amp., 1/1	62900	10027	7120	58	46	27	44
15 dk, %60 Amp., 1/5	46200	9390	6417	25	27	32	50
Ham Çamur	33800	13763	12710	-	-	-	-
Aşı Çamuru	-	21123	14810	-	-	-	-

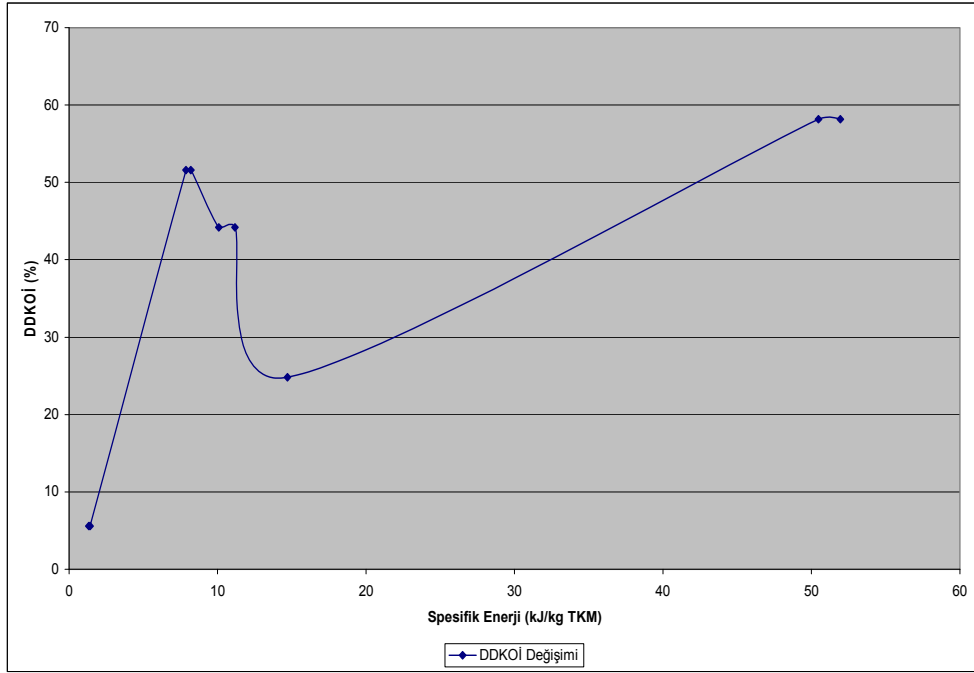
İlgili literatür incelendiğinde ultasonik radyasyon süresinin ve ultrasonik yoğunluğun artmasına bağlı olarak çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacının arttığı, toplam katı madde miktarının da azaldığı görülmektedir. Bu durum radyasyon süresinin ve yoğunluğunun artmasına bağlı olarak gerçekleşen reflokülasyonla açıklanabilir. Kavitasyonun ilk başta flokların partikül boyutunu azattığı, uygulanan sonikasyon süresinin ve yoğunluğunun artmasına bağlı olarak katı maddelerin azaldığı ve çözünmüş hale geçtiği düşünülmektedir. Toplam katı maddelerin ve toplam uçucu katı maddelerin azalmasının ve çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacının artması da bu görüşü doğrular niteliktedir. Literatürde TKM ve TUKM giderim verimleri değişkenlik göstermektedir. Burada atıksuyun organik ve inorganik muhtevasının giderim verimlerini etkilediği düşünülmektedir. ÇKOİ uygulanan sonikasyon süresine ve zamanına bağlı olarak artmıştır. İlgili literatür incelendiğinde düşük sonikasyon sürelerinde ve yoğunluğunda ÇKOİ artış miktarları düşük olup artan süre ve yoğunluklarda ÇKOİ hızlıca artmıştır. Gerçekleştirilen çalışmada da benzer sonuçlar gözlemiştir. En düşük süre ve yoğunlukta (5dk %20 amplitude) sonikasyon uygulamasında dahi %8 oranında ÇKOİ artışı görülürken artan süre ve yoğunluğa bağlı olarak ÇKOİ değerlerinde artışlar gözlenmiştir. Maksimum ÇKOİ artışı 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulaması sonucu % 46 oranında gerçekleşmiştir.

Katı madde ve KOİ değerlerinin uygulanan ultrasonik enerji düzeyine göre değişimleri Şekil 4.35. - Şekil 4.38. arasında, uygulanan ultrason yoğunluğu ve süresine bağlı KOİ değişimi ise Şekil 4.39.'da sunulmuştur.



Şekil 4.35. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %ÇKOİ değişimi

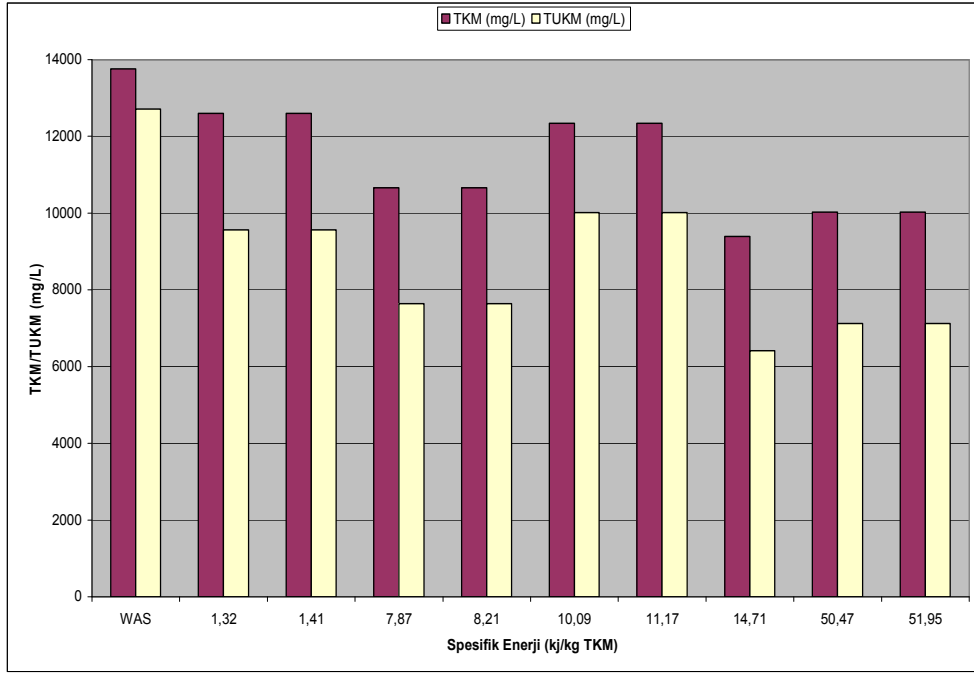
Ultrasona tabi tutulmuş numunelere uygulanan spesifik enerji miktarının artmasıyla ÇKOİ artmıştır. Şekil 4.35'te de görüldüğü gibi artış düşük spesifik enerji miktarlarında yani düşük ultrasonik yoğunluk ve düşük sanikasyon sürelerinde doğrusal olmayan (nonlineer) bir trend izlemiştir. Uygulanan spesifik enerji miktarının artmasıyla bu trend doğrusallaşmıştır.



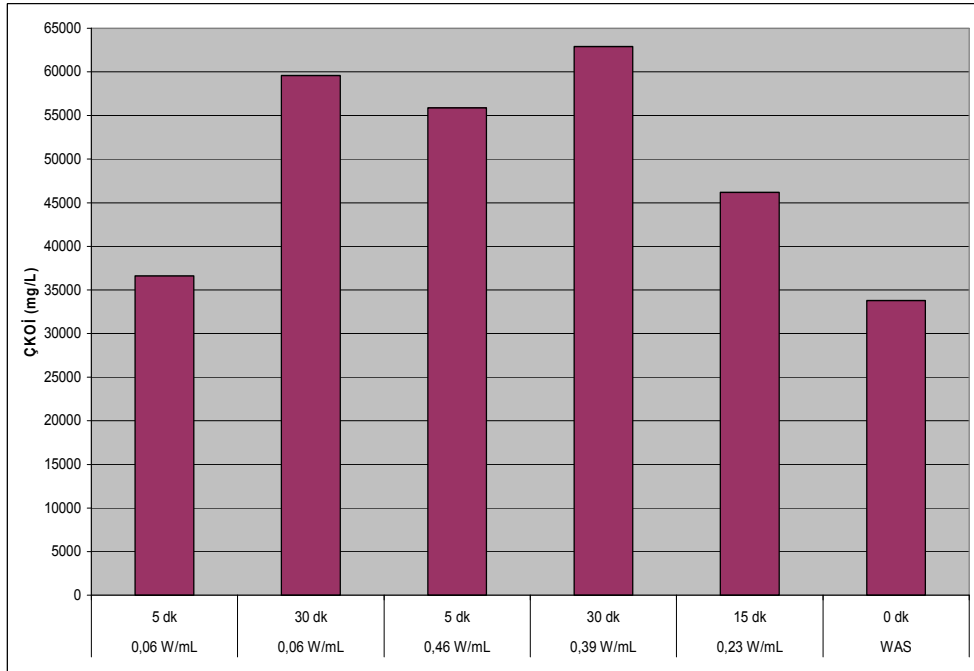
Şekil 4.36. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %DDKOİ değişimi

Spesifik enerji miktarıyla çamur bozundurma derecesinin (DDKOİ) bazı kaynaklarda (Thiem vd., 2001; Salsabil vd., 2009) doğrusal olarak arttığı bazılarında ise (Naddeo vd.) bu trendin bulunmadığı tespit edilmiştir. Gerçekleştirilen çalışmada ise DDKOİ'nin düşük spesifik enerji miktarlarında doğrusal olmadığı, artan enerji miktarıyla doğrusallığın yakalandığı görülmektedir.

Aşağıdaki Şekil 4.37.'de ham atık çamurdaki TKM ve TUKM değerlerinin artan spesifik enerji miktarıyla azaldığı görülmektedir. TKM'de maksimum giderim verimi % 27 oranındadır. Yine TUKM giderim verimleri de uygulanan spesifik enerji miktarıyla artmıştır ve maksimum %44 oranında giderim sağlanmıştır. TKM ve TUKM giderimlerinde ultrasonik radyasyon süresinin, ultrasonik yoğunluk miktarının arttırılmasından daha etkili olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.37. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %TKM ve TUKM değişimi



Şekil 4.38. Ultrason yoğunluğuna ve süresine bağlı ÇKOİ değişimi

Ham atık çamurun ÇKOİ değeri 2503 mg/L iken, 5dk 0,07 W/ml ultrasonik yoğunlukta ÇKOİ 2715 mg/L ve 30dk 0,07 W/ml ultrasonik yoğunlukta 3015 mg/l olarak ölçülmüştür. Burada açık olarak ÇKOİ artış miktarında ultrasonik radyasyon

süresinin ultasonik yoğunluktan daha etkili olduğu görülmektedir. Maksimum ÇKOİ değeri 30dk 0.39W/ml’de gözlenmiştir ve değeri 62900 mg/l’ dir. Reaktör sonrası ÇKOİ, TKM, TUKM, giderim verimleri Çizelge 4.10.’da verilmiştir.

Çizelge 4.10. Anaerobik reaktör sonrası bozundurma ve giderim verimleri

Deney No	TKM (mg/L)	TUKM (mg/L)	ÇKOİ Giderim (%)	TKM Giderim (%)	TUKM Giderim (%)
1	8941	6092	7	29	36
2	6749	3630	38	37	53
3	10761	6102	38	13	39
4	9842	6683	40	2	6
5	8369	5506	2	34	42
6	8386	6960	36	21	9
7	10766	7268	32	13	27
8	8577	5851	41	14	18
9	8214	5726	23	13	11
Ham Çamur	8902	6294	1	35	50

Reaktör sonrası ÇKOİ giderimi gerçekleşmesi hidroliz aşamasının aşılması, asidojen ve metanojen fazlarının tamamlandığını göstermektedir. Reaktör sonrası hesaplanan anaerobik arıtma kinetikleri Çizelge 4.11.’de verilmiştir.

Çizelge 4.11. Anaerobik arıtma proses kinetikleri

Deney No	KOİ Alım Hızı (mg O ₂ /l.gün)	Spesifik KOİ Alım Hızı (mg KOİ/g TUKM.gün)	Oluşan Toplam Gaz Miktarı (ml)	Toplam Gaz Oluşum Hızı (ml BG*/gün)	Spesifik Gaz Oluşum Hızı (ml BG/g TUKM.gün)	Toplam Biyogaz Oluşum Hızı (BG/gKOİ)
1	87	25	66	1.94	0.56	6326.9
2	750	187	40	1.18	0.29	446.7
3	707	181	101	2.97	0.76	1192.2
4	830	1897	51	1.51	3.45	515.1
5	20	5	81	2.39	0.59	33916.7
6	707	1029	6	0.18	0.26	70.8
7	590	215	ND	ND	ND	ND
8	853	673	26	0.77	0.61	254.9
9	353	512	44	1.29	1.87	1030.7
10	13	2	56	1.64	0.26	34750.0

* BG: Biyogaz

* ND= Ölçüm Yapılamamıştır.

Çizelge 4.11.’den görüleceği üzere toplam gaz oluşum hızı (kinetiği) 3. ve 5. set deneyler sonucunda en yüksek değerlere (sırasıyla 2.97 ml BG/gün ve 2.39 ml

BG/gün) ulaşmıştır. Bu deneylerde ortak olan tek nokta ultrason süresinin 5dk ile sınırlı olmasıdır. Daha önce de belirtildiği üzere ultrasonik güç ve yoğunluk ile uygulama süresinin artması TKM ve UAKM değerlerinde artışı, ÇKOİ değerinde azalmayı tetiklemektedir. Ancak biyogaz oluşumunda bu trend daha farklı gözlenmiştir. Düşük yoğunluk, güç ve sürede uygulanan sonikasyon işleminin düşük hacimlerde biyogaz oluşum hızını artırdığı tespit edilmiştir. Bunun nedeni, belirtilen koşullarda mikroorganizmaların hücresel faaliyetlerinin ultrasonik işlemler sonucu inhibe olmaması ve yine sonikasyon sonucu oluşan hazır substratı kullanarak biyogaz üretimini hızlandırmalarıdır.

Sonuç olarak ham atık aktif çamur karakteri ve reaktör işletme koşullarına (mezofilik, termofilik) bağlı olmakla birlikte ultrasonik kavitasyonun anaerobik reaktörlerde KOİ, TKM ve TUKM giderimi ile biyogaz oluşumunu olumlu şekilde tetiklediği gözlenmiştir. Elde edilen çıktılar literatürde yapılan çalışmaların çoğu ile uyumlu olmakla birlikte, bazı deney setlerinde beklentiden uzak sonuçlar ve sapmalar mevcuttur.

4.5. Deney Seti 2 - Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Numunelerinin Karakterizasyon Testleri

Isparta Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinden alınan ham atık çamur numunesinin fiziko-kimyasal karakterizasyonu Çizelge 4.12.'de verilmiştir. Elde edilen veriler her parametre için üçlü ölçümlerin ortalamasını ifade etmektedir.

Çizelge 4.12. Ham atık çamur karakterizasyonu

Parametreler	Değerler
TKOİ (mg/L)	23750
ÇKOİ (mg/L)	2503
ÇKOİ _{NaOH} (mg/L)	15050
TKM (mg/L)	11811
TUKM (mg/L)	3319.7
TAKM (mg/L)	11600
UAKM (mg/L)	1433.3
Sıcaklık (°C)	21.0
pH	5.117

Ham çamur ile sonikasyona tabi tutulmuş atık aktif çamurun karşılaştırmalı karakterizasyon sonuçları Çizelge 4.14.'te verilmiştir

Çizelge 4.13. Sonikasyon öncesi ve sonrası atık aktif çamur karakterizasyonu

Parametreler	Ham Çamur	5dk %20Amp.	30dk %20Amp.	5dk %100Amp.	30dk %100Amp.	15dk %60 Amp.
Sıcaklık (°C)	21.0	21.0	21.9	23.5	21.9	23.7
pH	5.117	5.13	4.937	4.960	5.03	4.961
ÇKOİ (mg/L)	2503	2715	3015	3745	5950	4350
TKM (mg/L)	11811	11309	10862	10224	9343	10793
TUKM (mg/L)	3319	3163	2847	2743.6	2324	2790
ÇKOİ _{NaOH} (mg/L)	15050	-	-	-	-	-

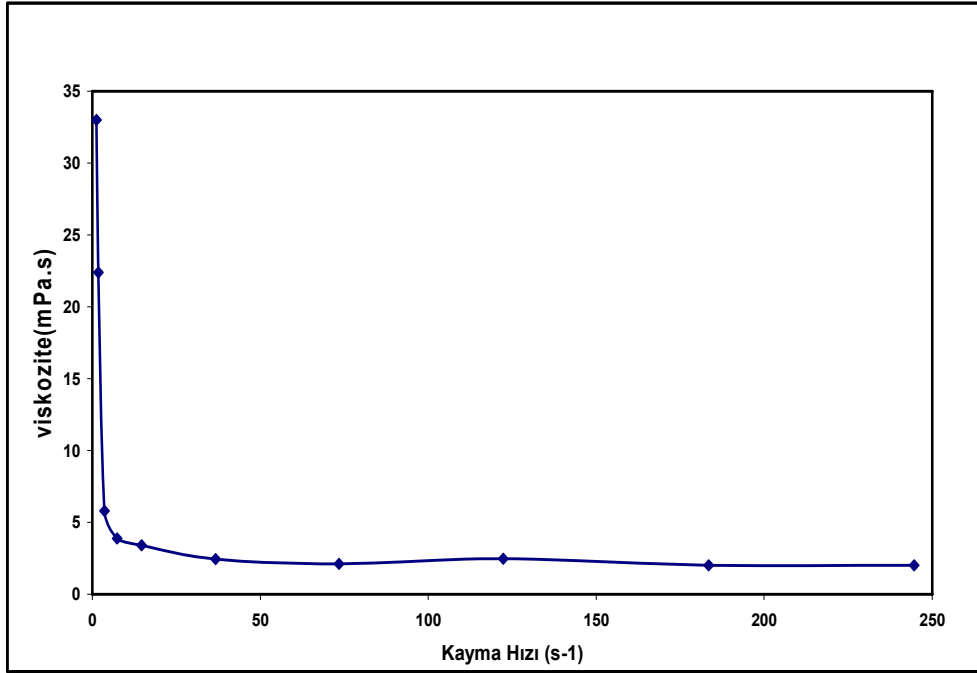
Çizelge 4.14.'ten de görüleceği gibi ultrason radyasyon süresi ve güç yoğunluğu arttıkça harcanan enerji miktarı artmıştır. Bu doğrultuda numunelerin ÇKOİ değerlerinde de artış gözlenmiştir ve harcanan enerji miktarına bağlı olarak TKM ve TUKM değerleri azalma eğilimindedir. Elde edilen trend, literatür ile uyumludur.

4.6. Deney Seti 2 - Reolojik Ölçümler

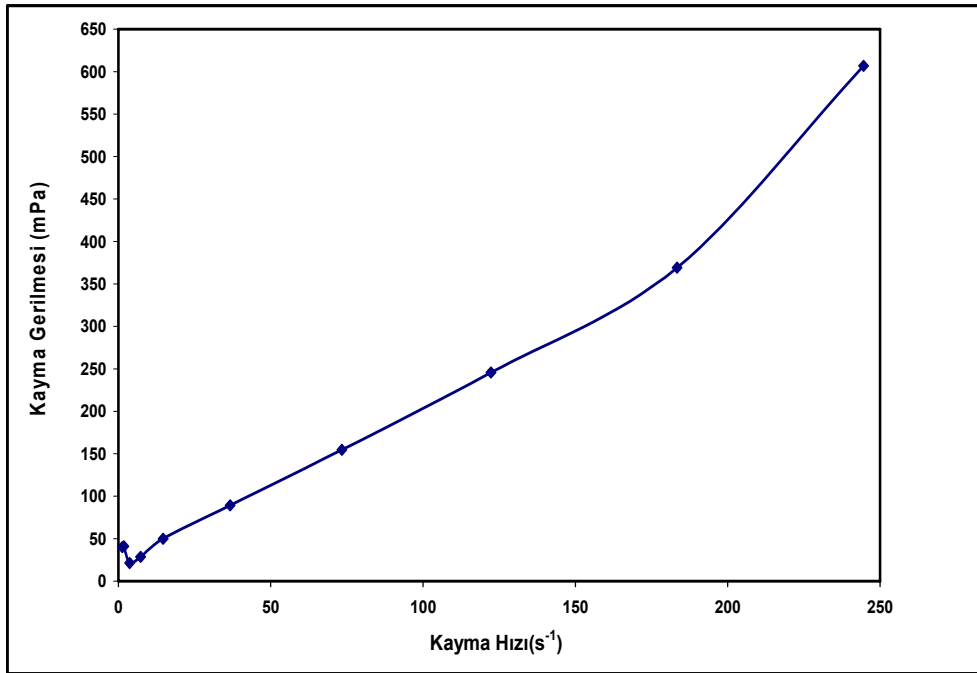
Çizelge 4.14. Aşı çamuruna ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
32.99	5.50	1.22	0.40
22.40	5.60	1.83	0.41
5.80	2.90	3.67	0.21
3.90	3.90	7.34	0.29
3.40	6.80	14.68	0.50
2.44	12.20	36.69	0.90
2.11	21.10	73.38	1.55
2.48	33.50	122.30	2.46
2.01	50.30	183.45	3.69
2.01	82.70	244.60	6.07

Kayma hızına bağlı viskozite değişimi ve çamur numunesinin reogramı sırası ile Şekil 4.39. ve 4.40.'ta verilmiştir.



Şekil 4.39. Aşı çamurunda kayma hızına bağlı viskozite değerleri

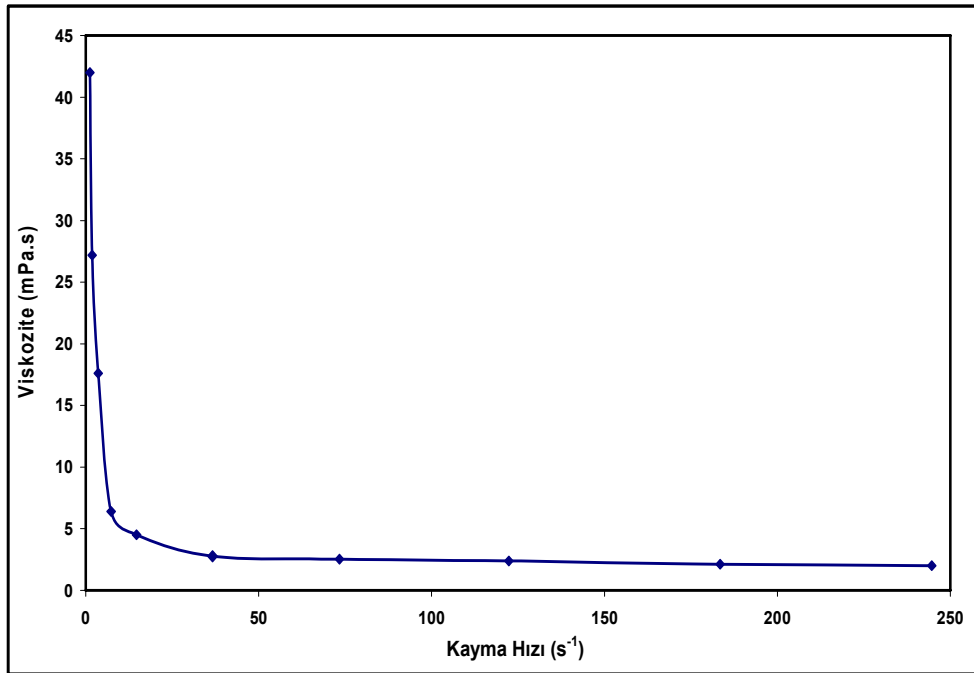


Şekil 4.40. Aşı çamuru reogramı

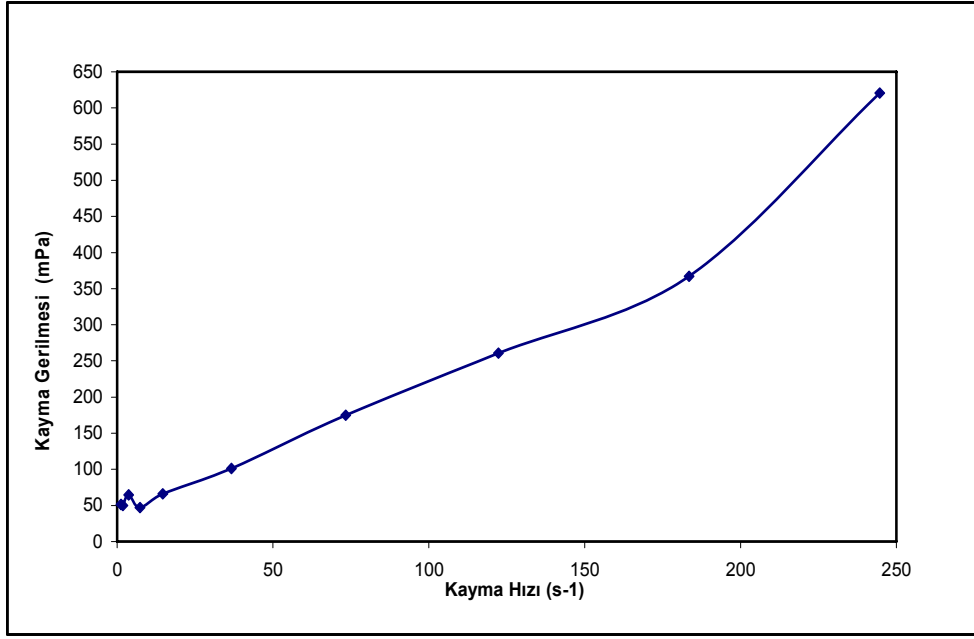
Çizelge 4.15. Ham atık çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
41.99	7.00	1.22	0.51
27.19	6.80	1.83	0.50
17.60	8.80	3.67	0.65
6.40	6.40	7.34	0.47
4.50	9.00	14.68	0.66
2.76	13.80	36.69	1.01
2.54	23.80	73.38	1.75
2.38	35.50	122.30	2.60
2.13	50.00	183.45	3.67
2.00	84.60	244.60	6.21

Kayma hızına bağlı viskozite değişimi ve çamur numunesinin reogramı sırası ile Şekil 4.41. ve Şekil 14.42.'de verilmiştir.



Şekil 4.41. Ham atık suda kayma hızına bağlı viskozite değerleri



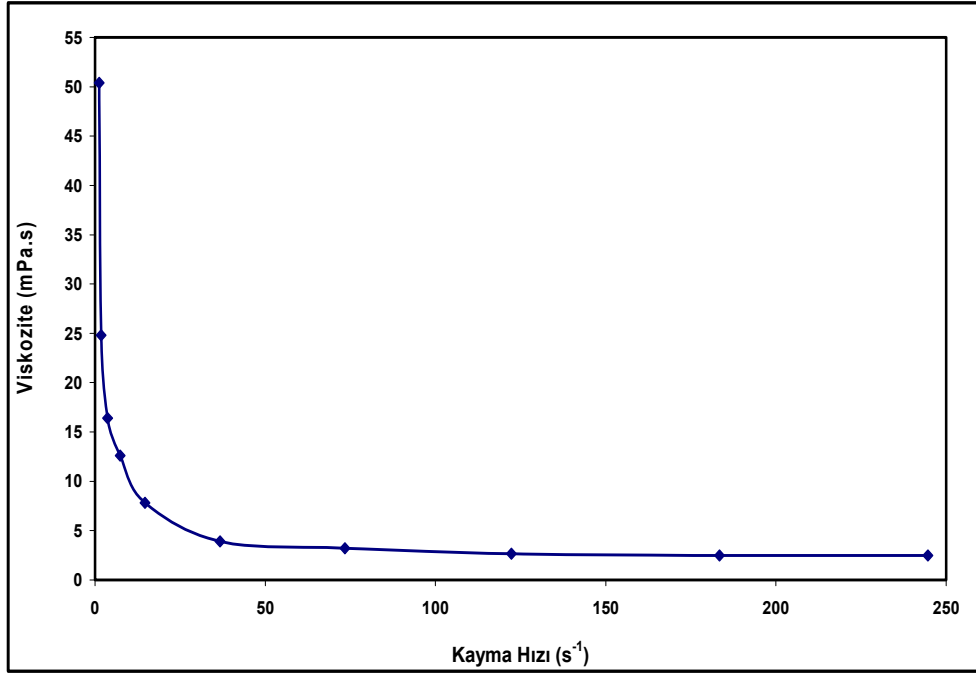
Şekil 4.42. Ham atıksu reogramı

Reolojik ölçümler göz önüne alındığında viskozitenin artan kayma hızı ile azaldığı görülmektedir (Çizelge 4.14. ve 4.15. ve Şekil 4.39. ve 4.41.). Bu durum ham atık çamurun ve aşı çamurunun Newtonyen olmayan bir akış karakteri gösterdiğini ifade etmektedir (Şekil 4.40. ve 4.42.). Çamurdaki katı madde muhtevası değiştikçe viskozite değerleri de farklılık göstermektedir. Müteakip iş paketlerinde ultrason uygulaması sonucu elde edilecek katı madde muhtevasına bağlı viskozite değişimleri incelenmiştir.

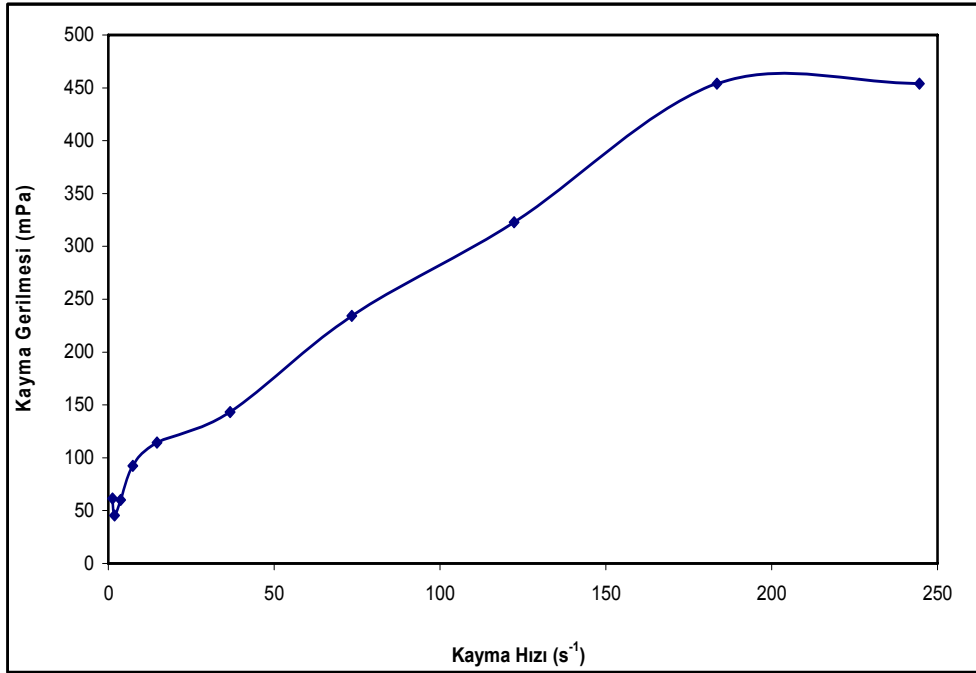
5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.17. ve Şekil 4.43 ve 4.44.'de verilmiştir

Çizelge 4.16. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
50.39	8.40	1.22	0.62
24.79	6.20	1.83	0.45
16.40	8. 20	3.67	0.60
12.60	12.60	7.34	0.92
7.80	15.60	14.68	1.14
3.90	19.50	36.69	1.43
3.19	31.90	73.38	2.34
2.64	44.00	122.30	3.23
2.48	61.90	183.45	4.54
2.48	61.90	244.60	4.54



Şekil 4.43. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

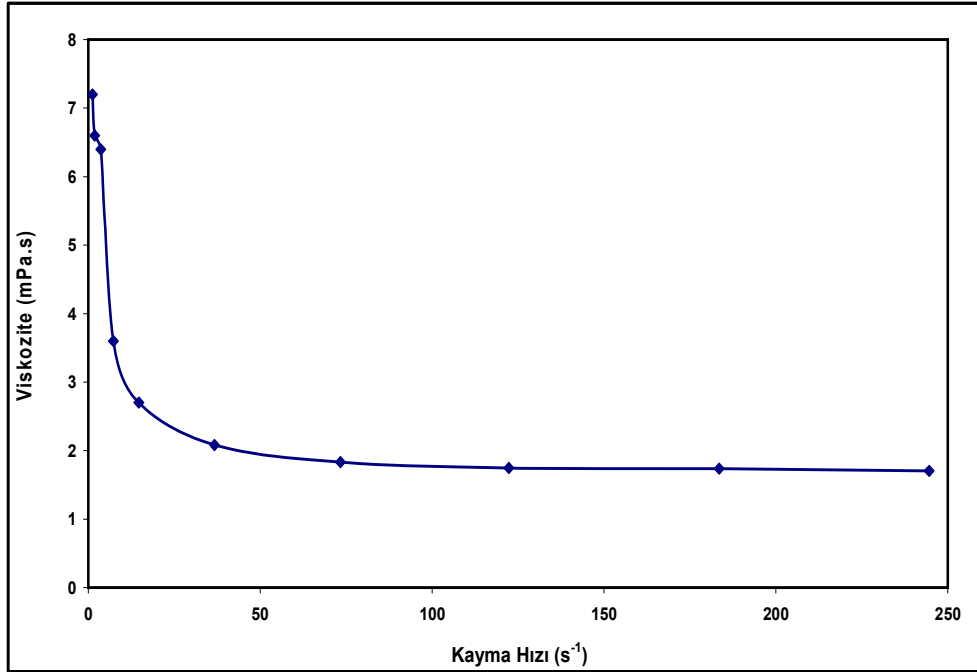


Şekil 4.44. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

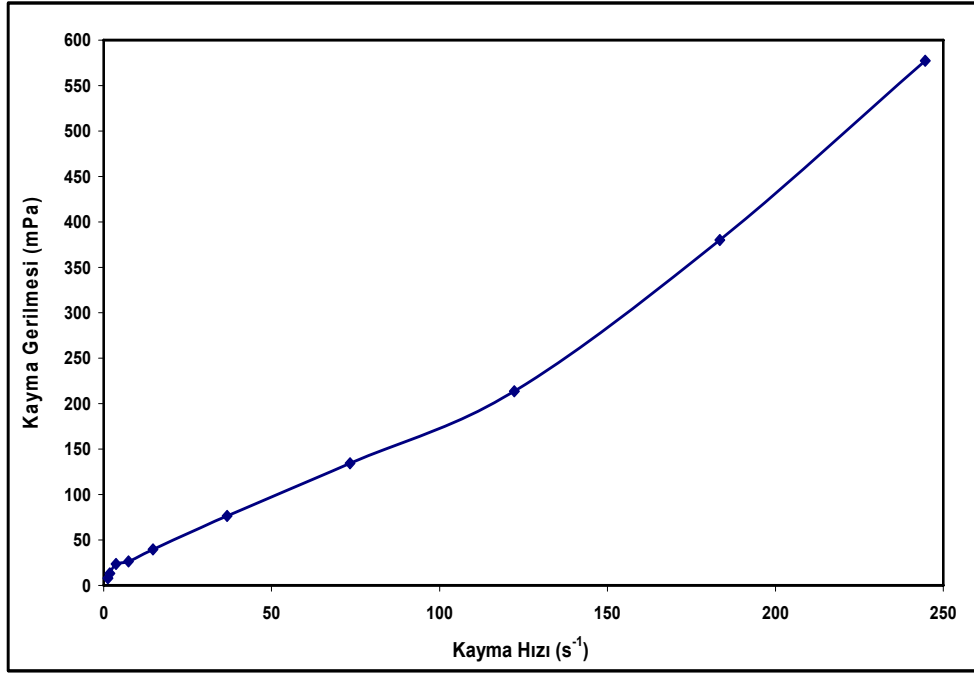
30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.17. ve Şekil 4.45. ve 4.46.'da verilmiştir.

Çizelge 4.17. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
7.20	1.10	1.22	0.08
6.60	1.80	1.83	0.13
6.40	3.20	3.67	0.23
3.60	3.60	7.34	0.26
2.70	5.40	14.68	0.40
2.08	10.40	36.69	0.76
1.83	18.30	73.38	1.34
1.75	29.10	122.30	2.13
1.73	51.80	183.45	3.80
1.71	78.70	244.60	5.77



Şekil 4.45. 30dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

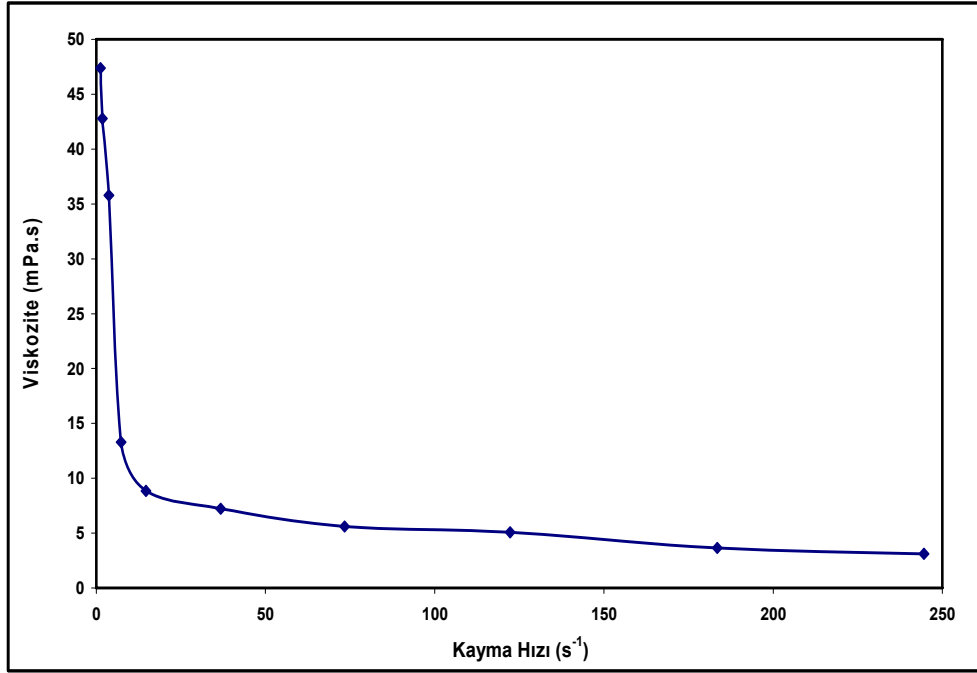


Şekil 4.46. 5dk %20 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

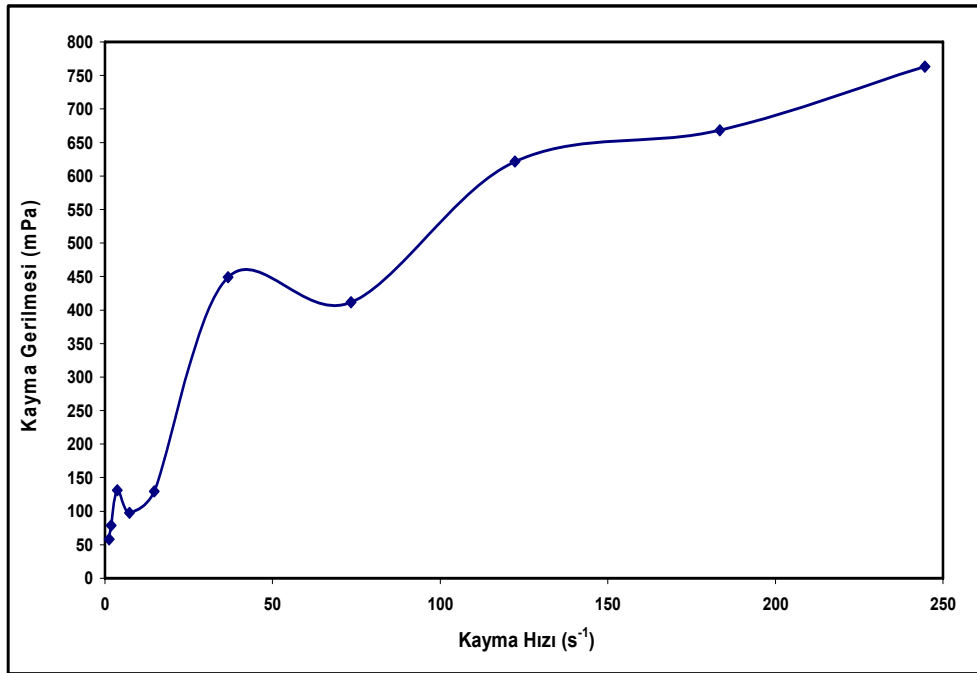
5dk %100 amplitude ultasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.18. ve Şekil 4.47. ve 4.48.'de sunulmuştur.

Çizelge 4.18. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
47.39	7.90	1.22	0.58
42.79	10.70	1.83	0.78
35.79	17.90	3.67	1.31
13.30	13.30	7.34	0.98
8.85	17.70	14.68	1.30
7.24	61.20	36.69	4.49
5.61	56.10	73.38	4.12
5.08	84.70	122.30	6.21
3.64	91.10	183.45	6.68
3.12	104.00	244.60	7.63



Şekil 4.47. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

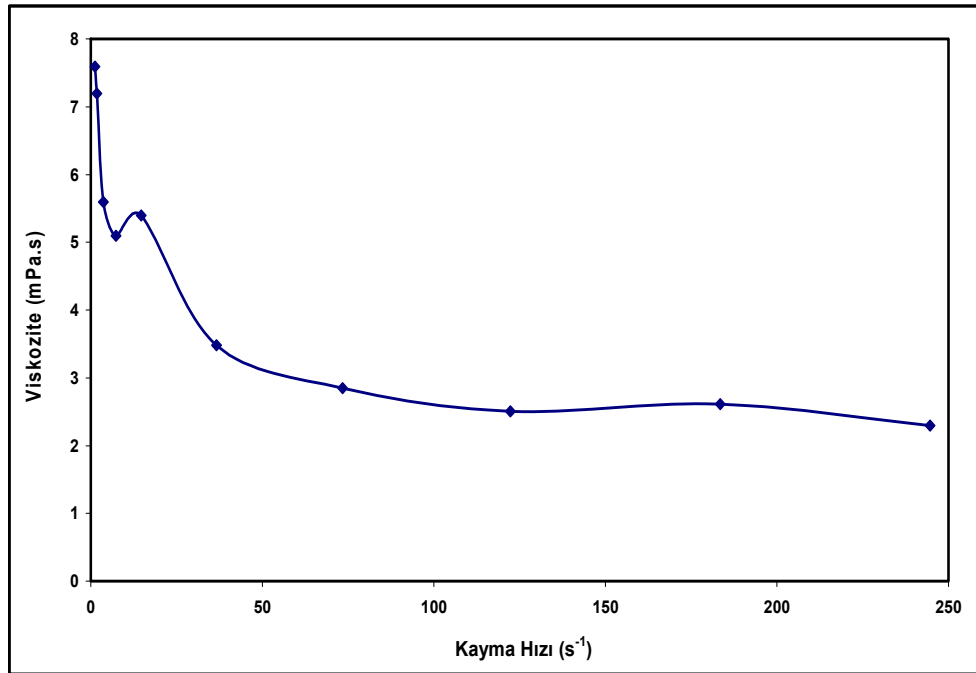


Şekil 4.48. 5dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

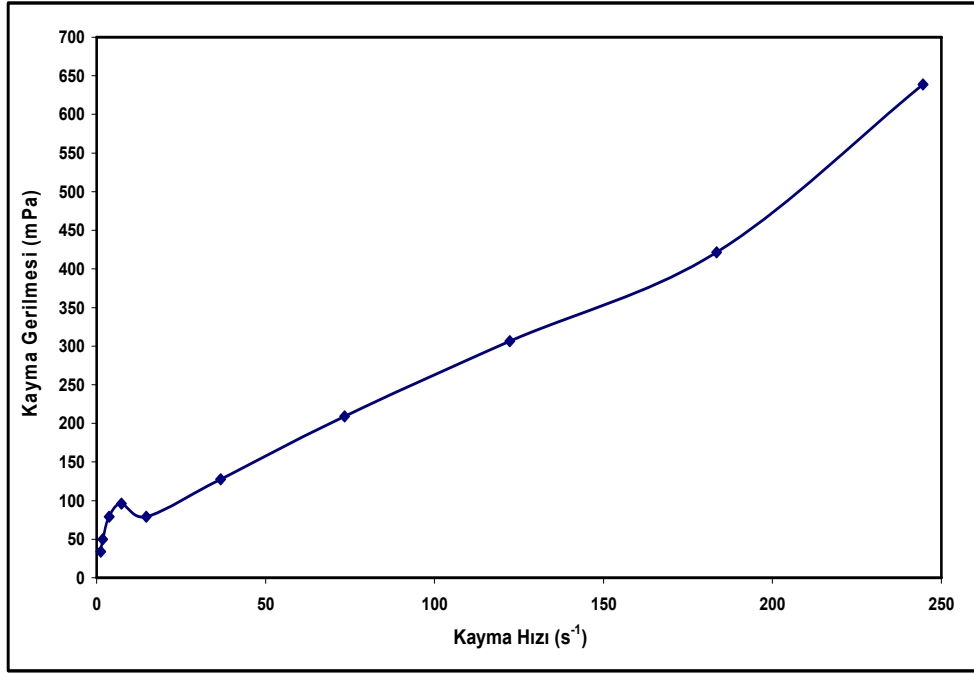
30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge 4.19. ve Şekil 4.49. ve 5.50.'de verilmiştir.

Çizelge 4.19. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s^{-1})	Kayma Gerilmesi (Pa)
7.59	4.60	1.22	0.34
7.19	6.80	1.83	0.50
5.60	10.80	3.67	0.79
5.10	13.10	7.34	0.96
5.40	10.80	14.68	0.79
3.48	17.40	36.69	1.28
2.85	28.50	73.38	2.09
2.51	41.80	122.30	3.07
2.61	57.40	183.45	4.21
2.30	87.10	244.60	6.39



Şekil 4.49. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri

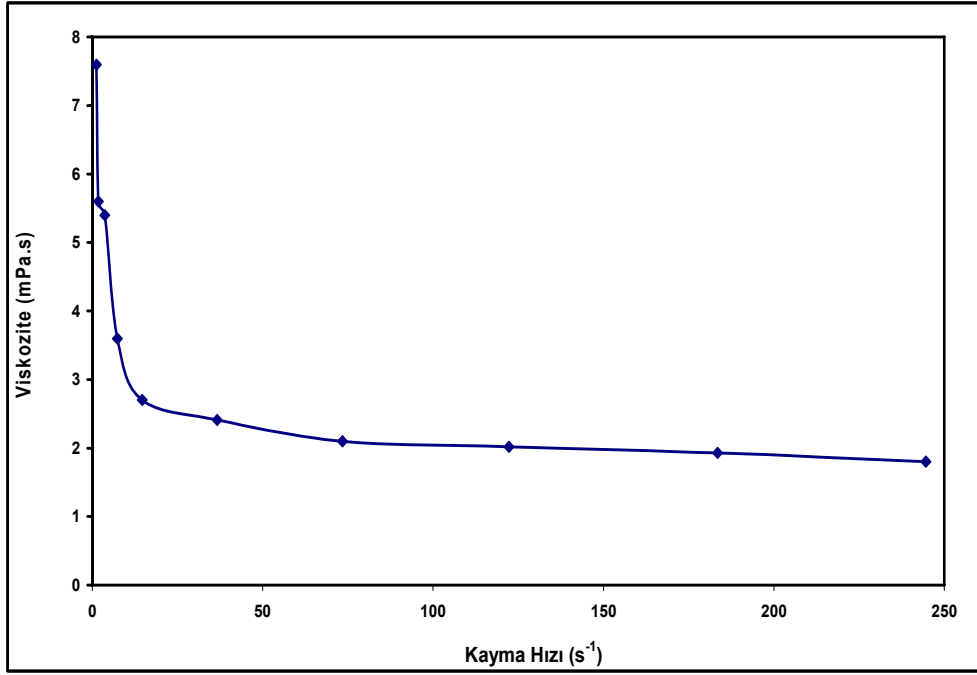


Şekil 4.50. 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

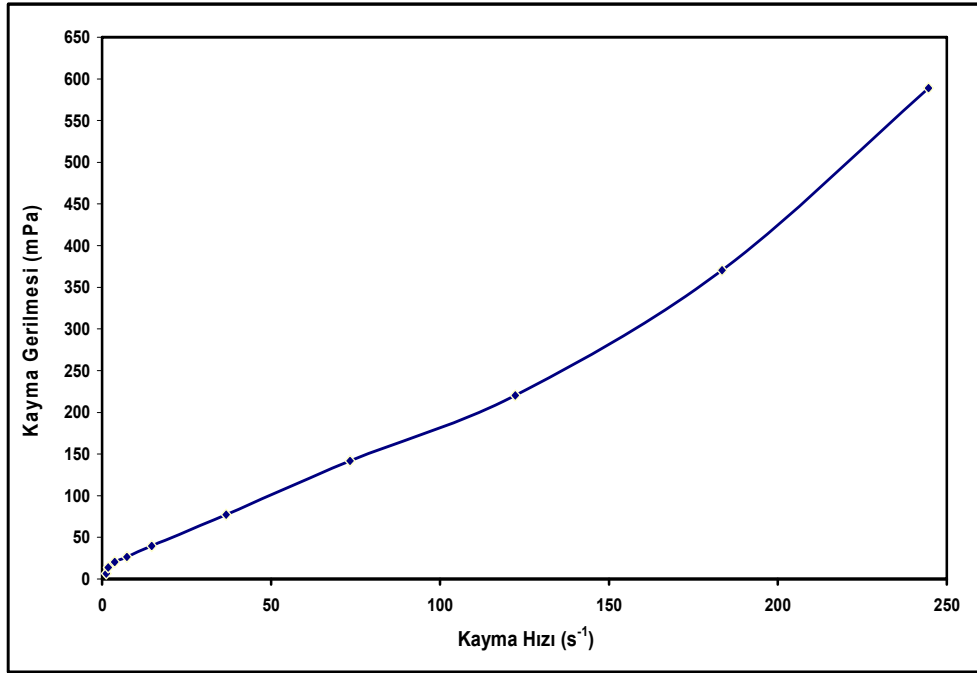
15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulan atık aktif çamurda gerçekleştirilen reolojik ölçümlere ait değerler ve reogramlar sırasıyla Çizelge4.20. ve Şekil 4.51. ve 4.52.'de sunulmuştur.

Çizelge 4.20. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulan çamura ait reolojik veriler

Viskozite (mPa.s)	Tork (% güç)	Kayma Hızı (s ⁻¹)	Kayma Gerilmesi (Pa)
7.60	0.90	1.22	0.07
5.60	1.90	1.83	0.14
5.40	2.80	3.67	0.21
3.60	3.60	7.34	0.26
2.70	5.40	14.68	0.40
2.41	10.50	36.69	0.77
2.10	19.30	73.38	1.42
2.02	30.00	122.30	2.20
1.93	50.50	183.45	3.70
1.80	80.30	244.60	5.89



Şekil 4.51. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksuyun kayma hızına bağlı viskozite değerleri



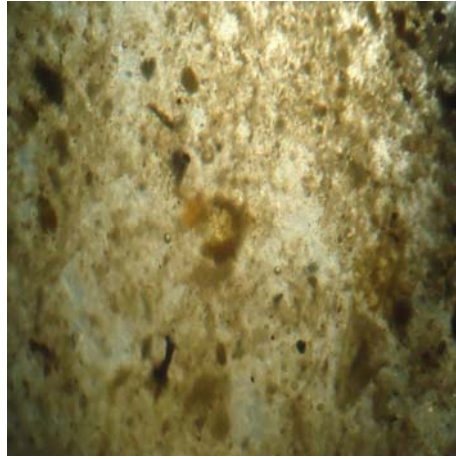
Şekil 4.52. 15dk %60 amplitude sonikasyon uygulanan atıksu reogramı

Sıvıya uygulanan kayma gerilmesi ile kayma hızı (deformasyonun oluşum hızı) arasındaki ilişki reogramlar vasıtası ile belirlenmekte ve yorumlanmaktadır. Eğer bu

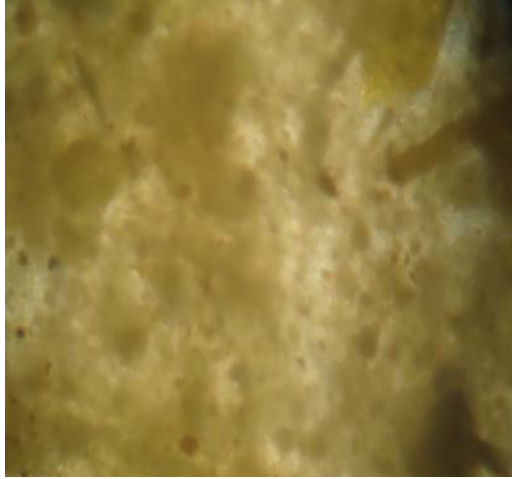
ilişki doğrusal ise, diğer bir tabirle, sıvının viskozitesi değişmiyorsa bu sıvıya Newtonyen sıvı adı verilir. Newtonyen olmayan sıvılarda kayma gerilmesi ile deformasyonun oluşum hızı arasında doğrusal bir ilişki bulunmamaktadır. Şekil 4.42’de verilen reogramdan görüleceği üzere, ham atık çamurun Newtonyen olmayan bir akışkan olduğu belirlenmiştir. Ancak ultrason uygulaması sonucu elde edilen reogramlarda (Şekil 4.44, 4.46, 4.48, 4.50, 4.52), kayma gerilmesi ve kayma hızı arasındaki ilişki daha çok doğrusal niteliktedir ve Newtonyen akış karakteristiğine daha çok uygundur. Bu durum, uygulanan sonikasyon sonucu ham çamur içerisindeki büyük flokların kırılarak, belirli bir kayma gerilmesinden itibaren çamur viskozitesinin neredeyse sabit kalmasından kaynaklanmaktadır. Elde edilen bu bulguların mikroskopik ortamda da görsel olarak doğrulanması amacıyla yönelik yapılan çalışmalar aşağıda sunulmuştur.

4.7. Deney Seti 2 - Mikrobiyolojik Ölçümler

Ham atık çamurda gerçekleştirilen mikroskopik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.53. ve Şekil 4.54.’te sunulmuştur.



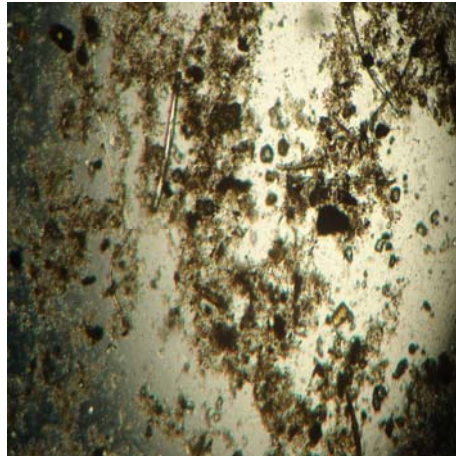
Şekil 4.53. Ham atık çamurun floc yapısı (40X büyütme)



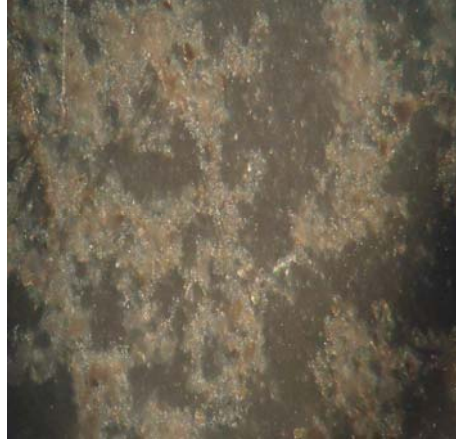
Şekil 4.54. Ham atık çamurun flok yapısı (100X büyütme)

Ham atık çamurdaki flok yapısı, ışık mikroskopu yardımı ile 40 ve 100 kat büyültmelerde gözlenmiştir (Şekil 4.53. ve Şekil 4.54.). Elde edilen görüntüler katı madde muhtevasının yüksek olduğunu gösteren reolojik verileri doğrular niteliktedir. Bu flok yoğunluğunun, ham çamurun viskozite değerlerinin yüksek çıkmasına neden olduğu düşünülmektedir.

5dk %20 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.55. ve Şekil 4.56.'da sunulmuştur.

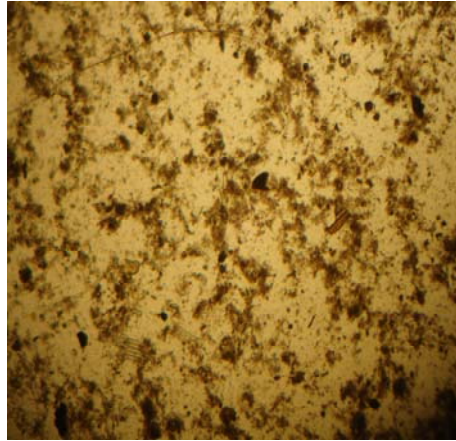


Şekil 4.55. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)

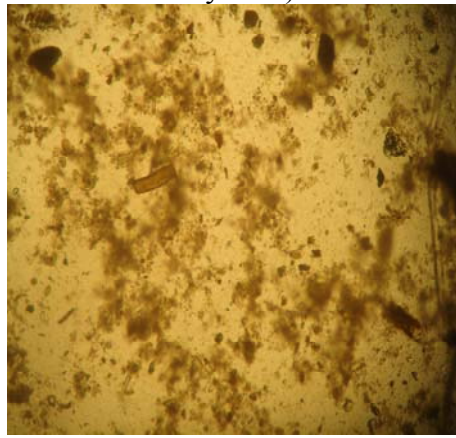


Şekil 4.56. 5dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

30dk %20 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.57. ve Şekil 14.58.'de sunulmuştur.



Şekil 4.57. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)

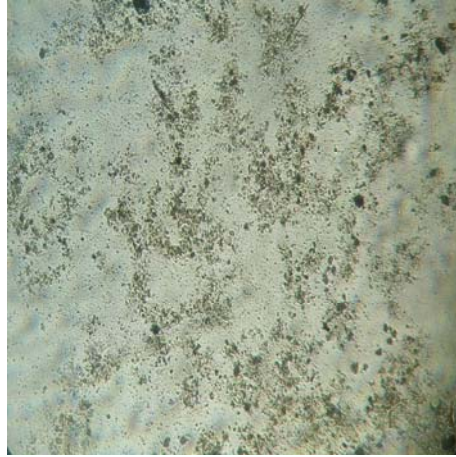


Şekil 4.58. 30dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

5dk %100 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.59. ve Şekil 4.60.'ta sunulmuştur.



Şekil 4.59. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)



Şekil 4.60. 5dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

30dk %100 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.61. ve Şekil 4.62.'de sunulmuştur.



Şekil 4.61. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)

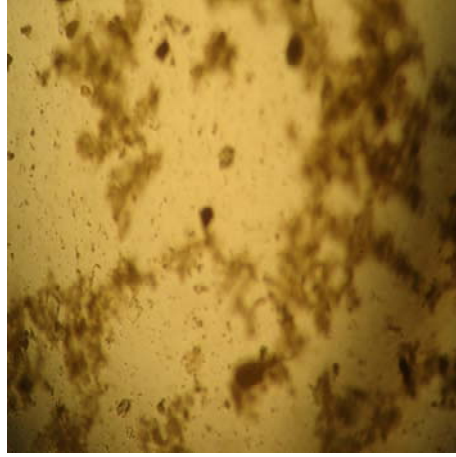


Şekil 4.62. 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

15dk %60 amplitude ultrason uygulanmış atık çamurda gerçekleştirilen mikroskobik ölçümlere ait fotoğraf görüntüleri Şekil 4.63. ve Şekil 4.64.'de sunulmuştur.



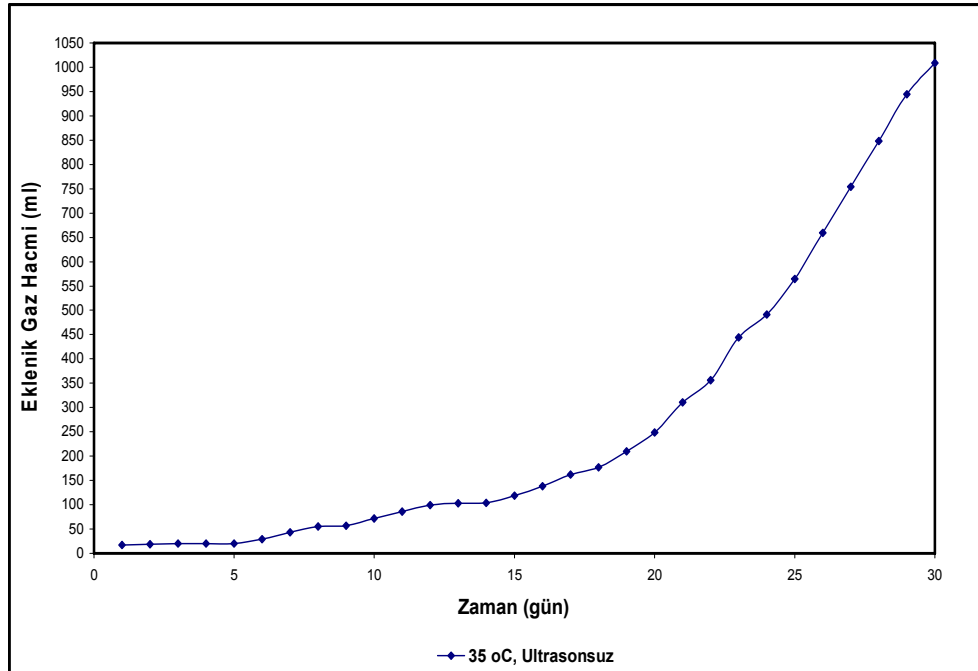
Şekil 4.63. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (40X büyütme)



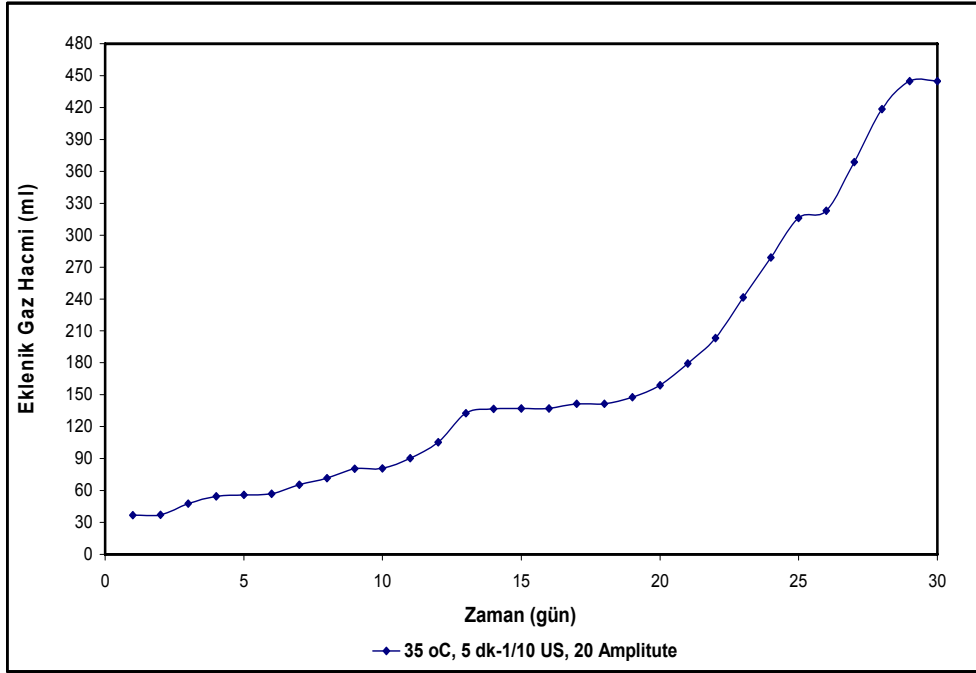
Şekil 4.64. 15dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurun flok yapısı (100X büyütme)

4.8. Deney Seti 2 - Biyogaz Ölçümleri

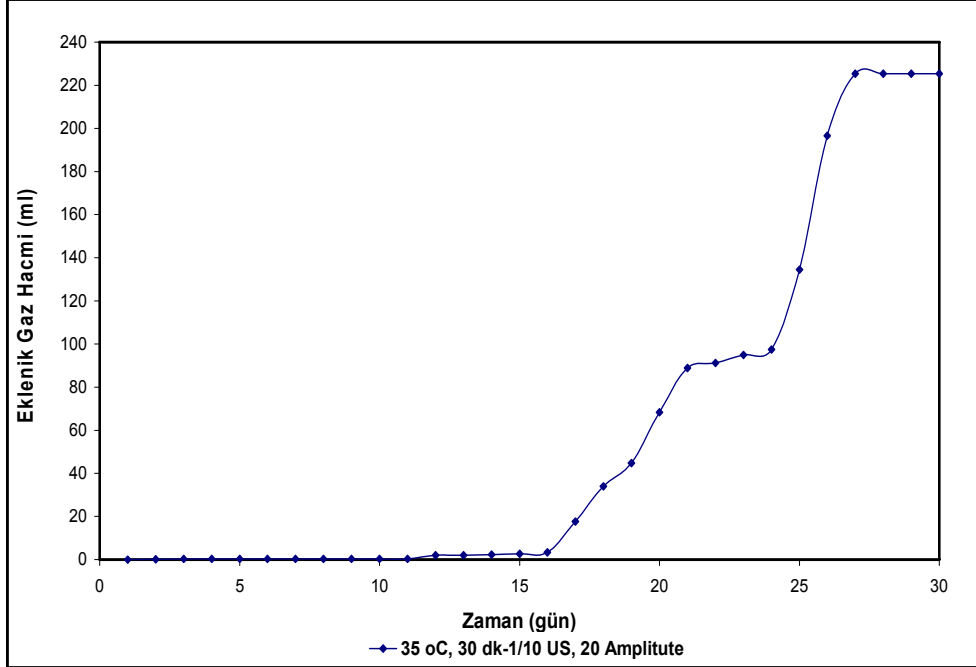
Atık aktif çamurun fiziksel ve kimyasal özellikleri belirlendikten sonra anaerobik reaktörler kurulmuştur. Reaktörlerde oluşan biyogaz hacimleri 30 gün boyunca 24 saatte bir sürekli olarak ölçülmüştür. Ham atık çamurda (kontrol reaktöründe) ve ultrason uygulanan numunelerde meydana gelen biyogaz ölçüm sonuçları Şekil 4.65.-Şekil 4.77. arasında sunulmuştur.



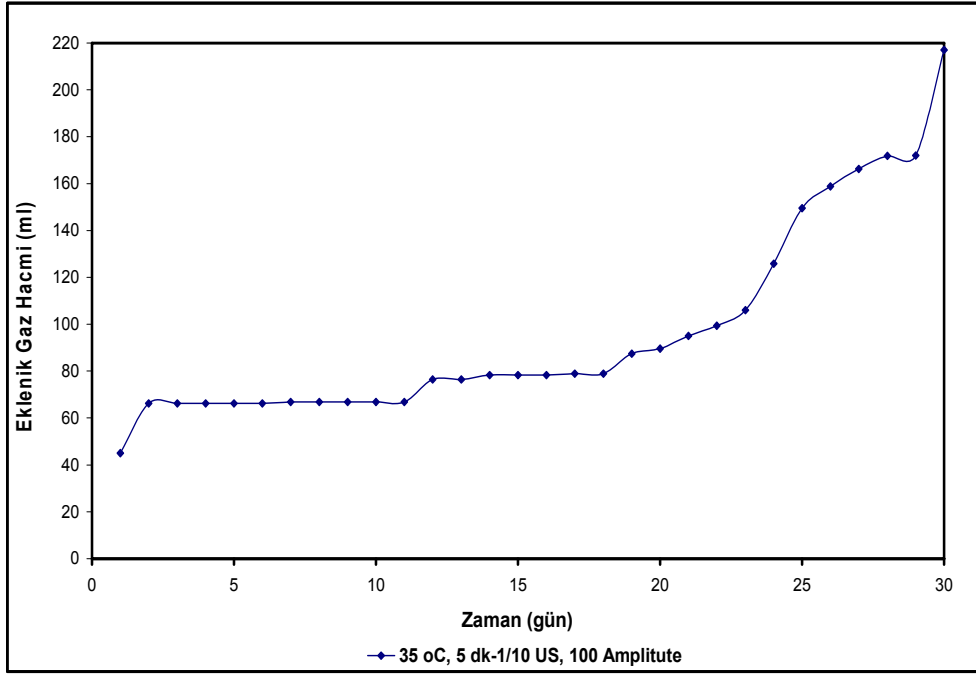
Şekil 4.65. Ham atık aktif çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



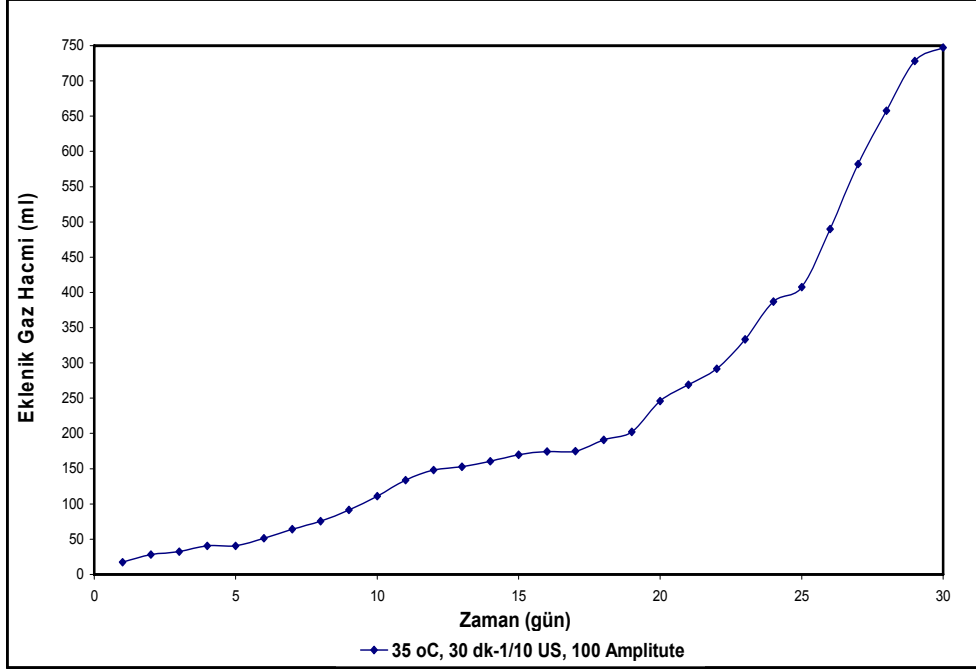
Şekil 4.66. 1/10 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



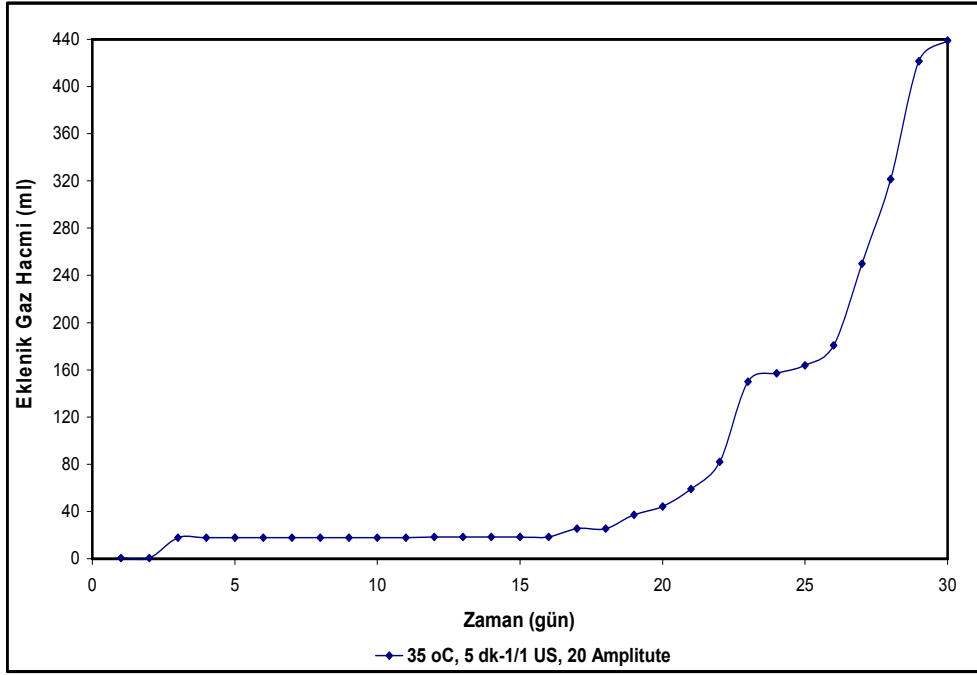
Şekil 4.67. 1/10 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



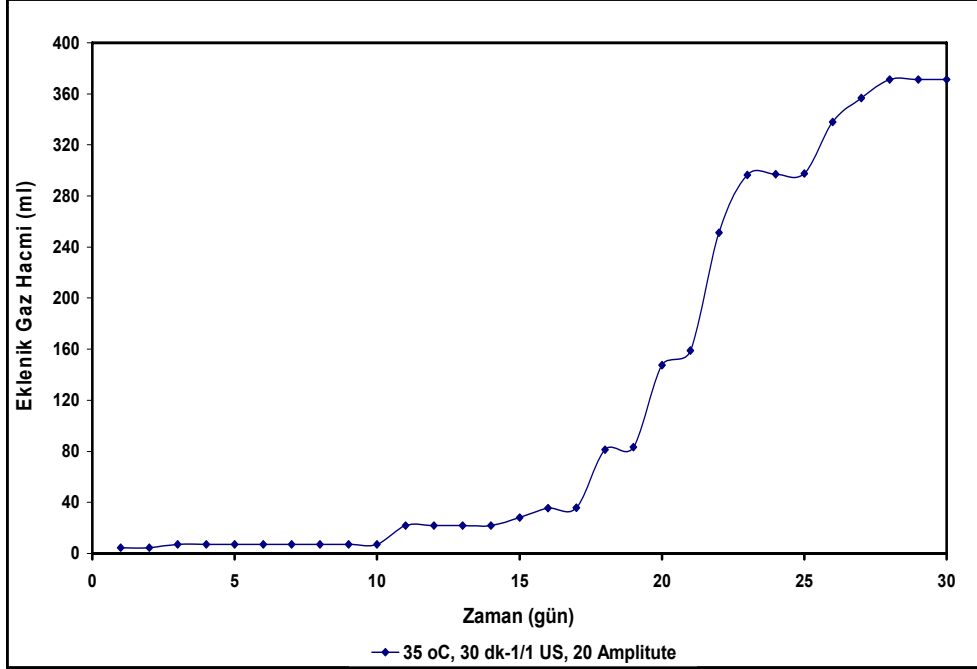
Şekil 4.68. 1/10 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



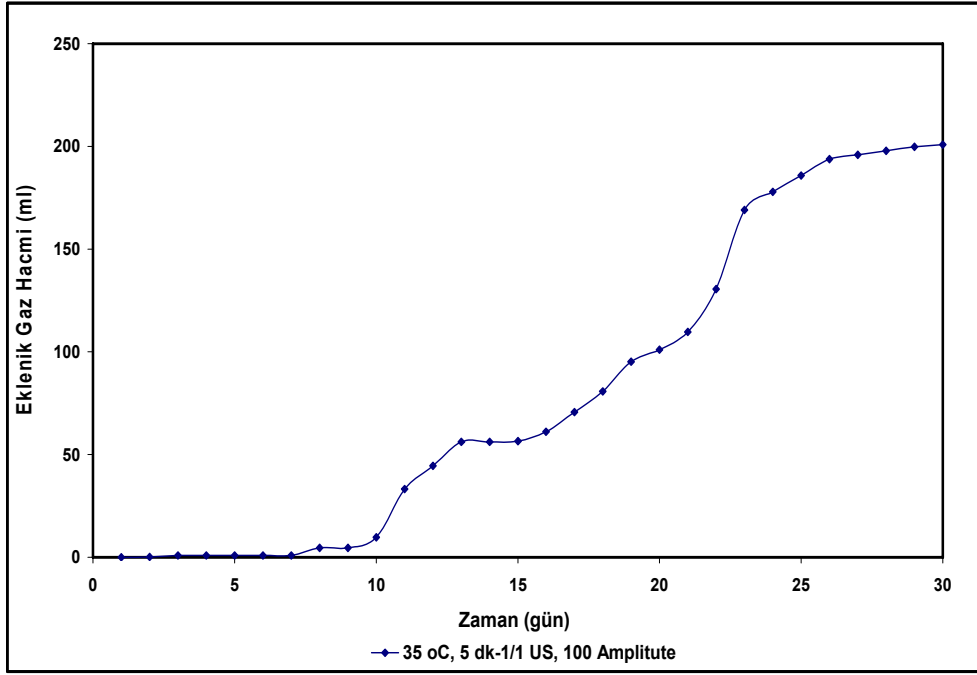
Şekil 4.69. 1/10 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



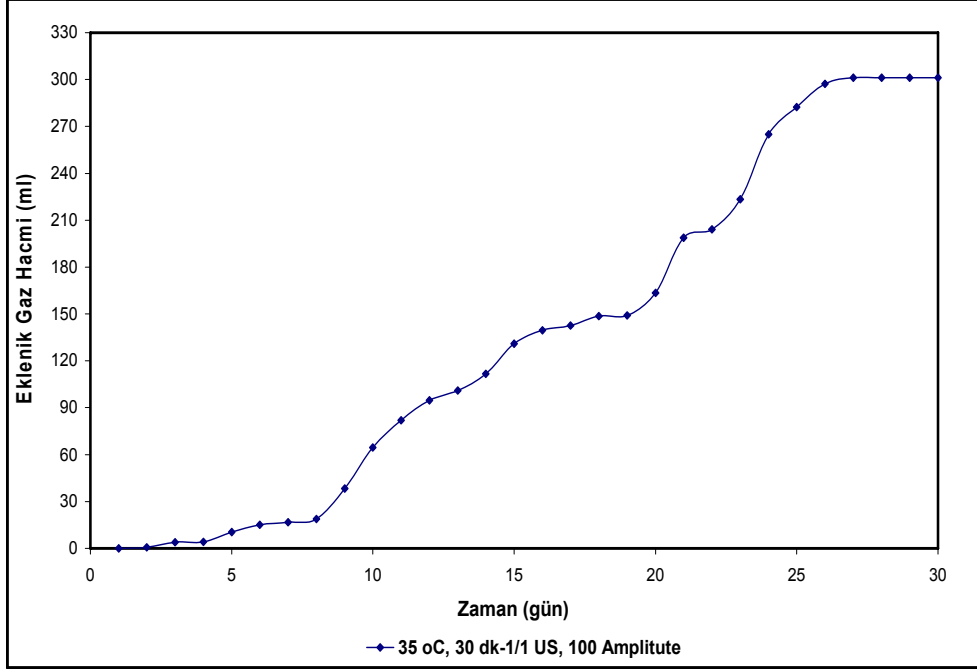
Şekil 4.70. 1/1 oranında 5 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



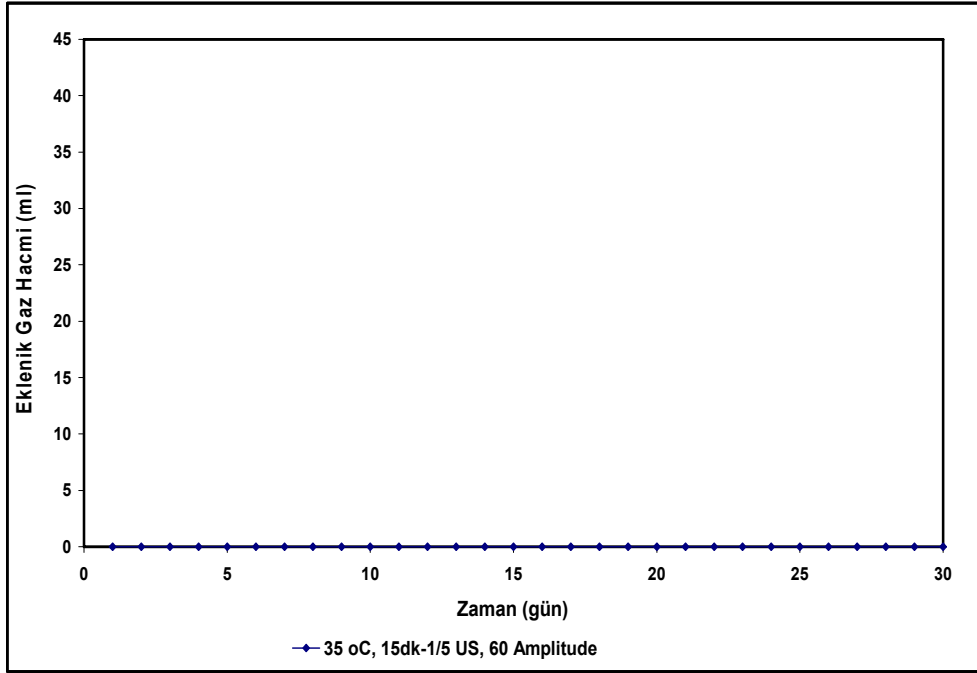
Şekil 4.71. 1/1 oranında 30 dk %20 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



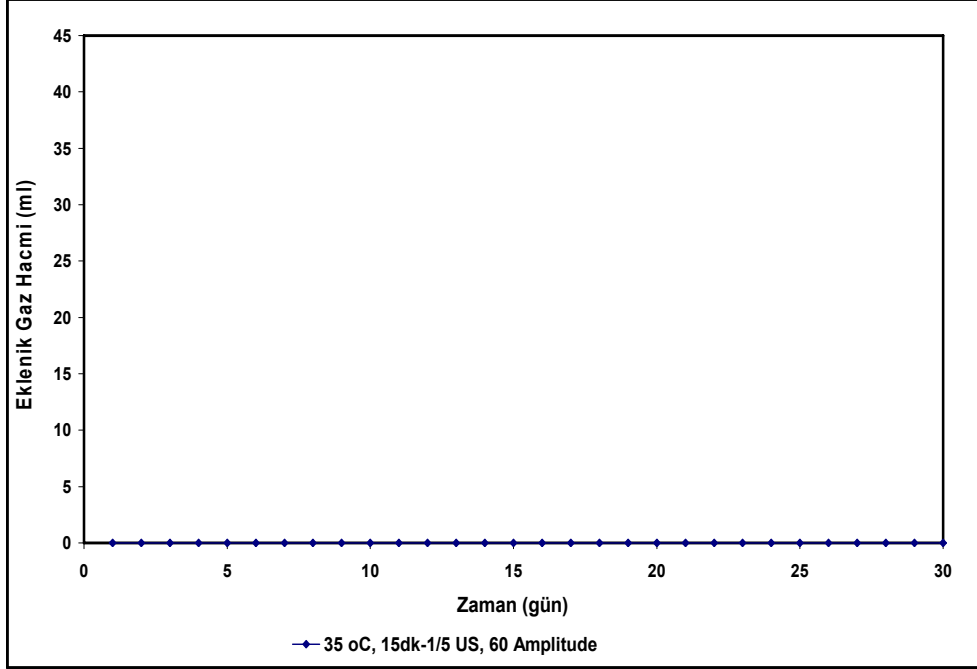
Şekil 4.72. 1/1 oranında 5 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



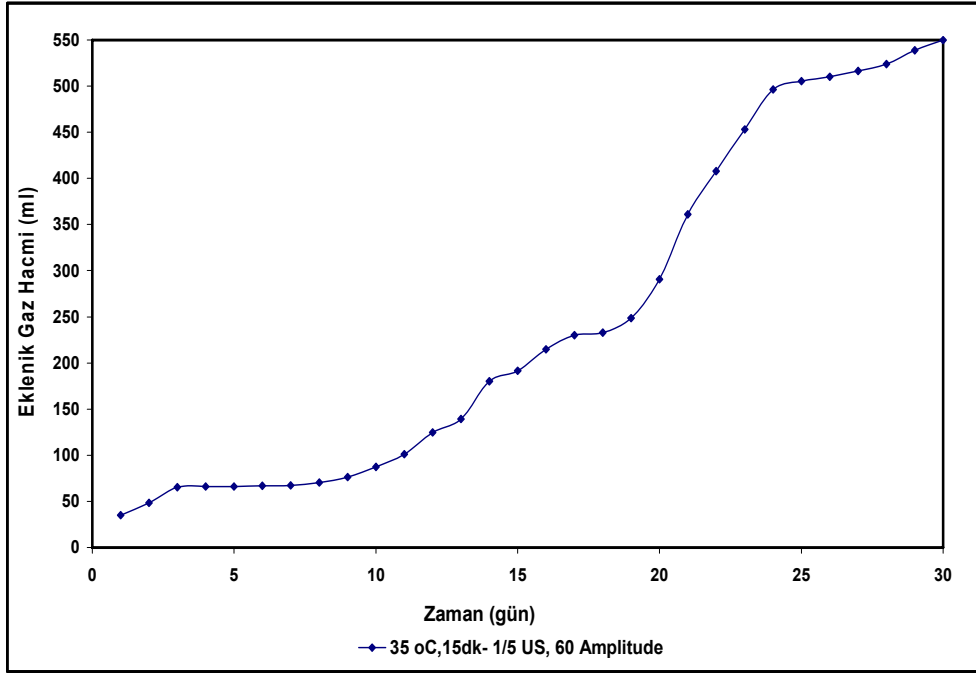
Şekil 4.73. 1/1 oranında 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aş çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörde meydana gelen biyogaz oluşumu



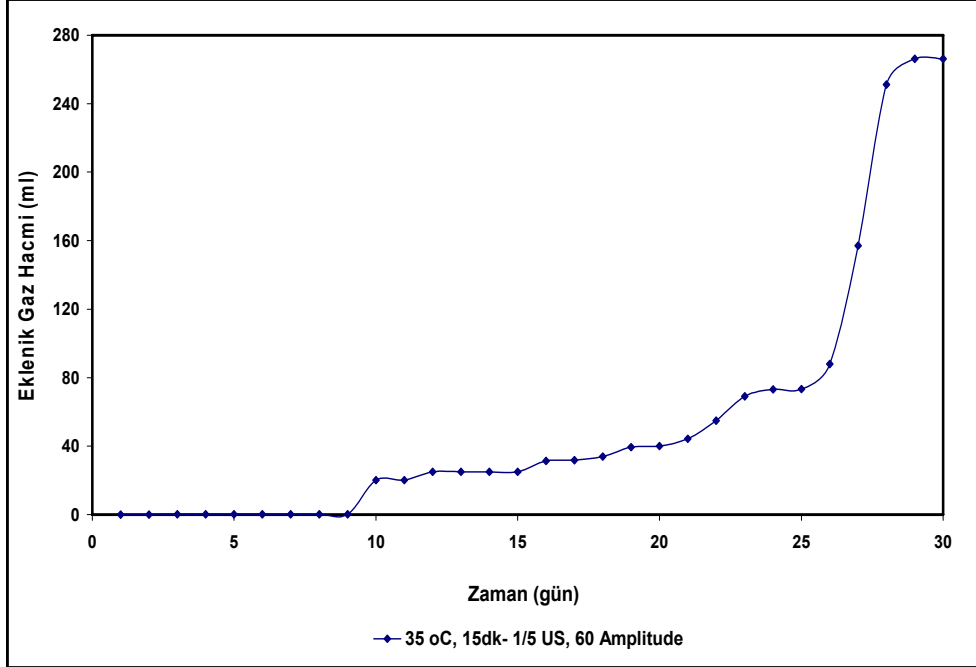
Şekil 4.74. 1/5 oranında 5 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 1.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu



Şekil 4.75. 1/5 oranında 15 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 1.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu



Şekil 4.76. 1/5 oranında 15 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 2.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu



Şekil 4.77. 1/5 oranında 15 dk %60 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur ile 50 ml aşı çamuru karışımından oluşan anaerobik reaktörden 3.'sinde meydana gelen biyogaz oluşumu

Yukarıda verilen şekillerden de anlaşılacağı gibi, reaktörde oluşan biyogaz hacimleri zamanla artmıştır. En çok biyogaz 30 gün süreyle ölçülen toplam eklenik gaz hacimlerine bakıldığında ham atık aktif çamur ile aşı çamurundan oluşan reaktörde (Şekil 4.65.) görülmektedir, fakat bu reaktörde ilk 18 günde oluşan toplam gaz hacmi diğer reaktörlerde oluşan gaz hacminden daha azdır. Ham atık aktif çamurda son 12 günde biyogaz üretiminin artmasının nedeninin hidroliz safhasının daha geç tamamlanmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Genel itibariyle 1/10 oranında ultrasona tabi tutulmuş numuneler ile ham atık aktif çamur ve aşı çamurundan oluşan reaktörlerde oluşan toplam biyogaz hacmi 1/1 oranında ultrasona tabi tutulmuş numunelerden ve aşı çamurundan oluşan reaktörlerden daha fazladır. Bunun sebebinin ilk deney seti verilerinde de olduğu gibi ultrasonun mikroorganizmaların hücre zarını ve stoplazmasını parçalayarak inhibisyona uğraması sonucu reaktördeki aktif mikroorganizma sayısının azalmasından dolayı kaynaklandığı düşünülmektedir. Örneğin, 30 gün boyunca yapılan biyogaz ölçümleri sonucu toplam eklenik gaz hacmi 1/10 30dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurdan oluşan reaktörde (Şekil 4.69.) 747.9 ml iken, 1/1 30 dk %100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamurdan oluşan reaktörde (Şekil 4.69.) 301.3 ml olarak gözlenmiştir.

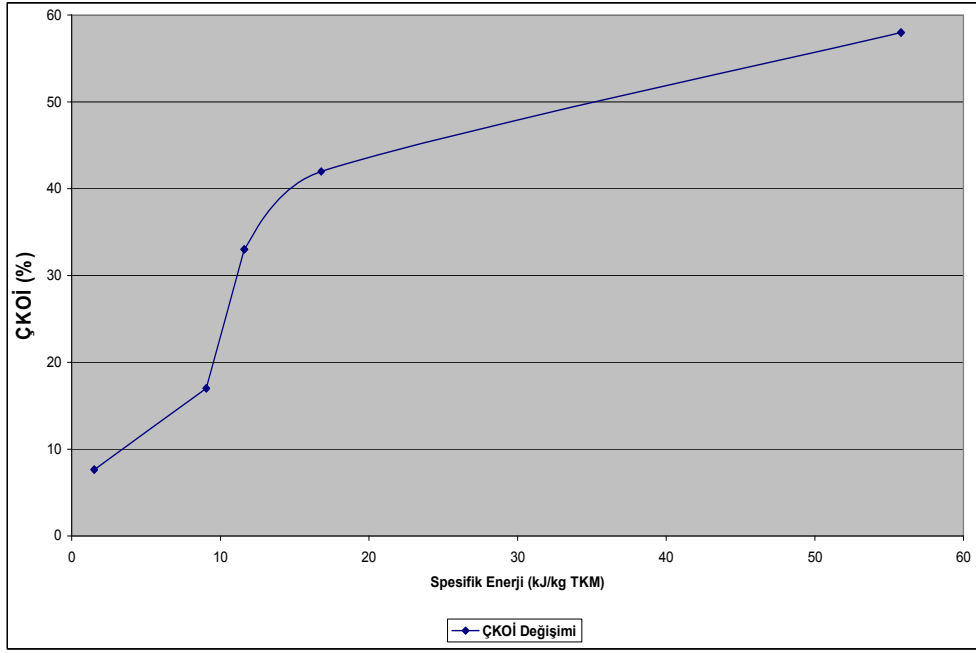
Daha önce de bahsedildiği üzere ultrasonik güç ve yoğunluğunun artmasıyla atık aktif çamurun ÇKOİ değerlerinde artışlar görülmüştür. Ultrason işleminin partikül ve flok halindeki katı maddeleri çözünmüş hale getirdiği tespit edilmiştir. Yapılan mikroskopik analizler sonucu da ham atık aktif çamurda flok halde bulunan katı maddelerin ultrason şiddet ve yoğunluğunun artmasına bağlı olarak azaldığının görülmesi ve vizkozite değerlerindeki azalma trendi de bu tespiti doğrulamaktadır. Çizelge 4.22.'de ultrason sonrası ve anaerobik reaktör öncesi TKM, TUKM giderim verimleri ile ÇKOİ artış miktarları ve çamur bozundurma verimleri (DDKOİ) verilmiştir.

Çizelge 4.21. Ultrason işlemi sonrası anaerobik reaktör öncesi bozundurma ve giderim verimleri

Deney Tipi	ÇKOİ (mg/L)	TKM (mg/L)	TUKM (mg/L)	DDKOİ (%)	ÇKOİ Artış (%)	TKM Giderim (%)	TUKM Giderim (%)
5 dk, %20 Amp., 1/10	2715	11309,3	3163	2	8	4	5
30 dk, %20 Amp., 1/10	3015	10862	2847	4	17	8	14
5 dk, %100 Amp., 1/10	3745	10224	2743,6	10	33	13	17
30 dk, %100 Amp., 1/10	5950	9345	2324	27	58	21	30
5 dk, %20 Amp., 1/1	2715	11309,3	3163	2	8	4	5
30 dk, %20 Amp., 1/1	3015	10862	2847	4	17	8	14
5 dk, %100 Amp., 1/1	3745	10224	2743,6	10	33	13	17
30 dk, %100 Amp., 1/1	5950	9345	2324	27	58	21	30
15 dk, %60 Amp., 1/5	4350	10793	2790	15	42	9	16
Ham Çamur	2503	11811	3319	-	-	-	-
Aşı Çamuru	9250	9607	3974,7	-	-	-	-

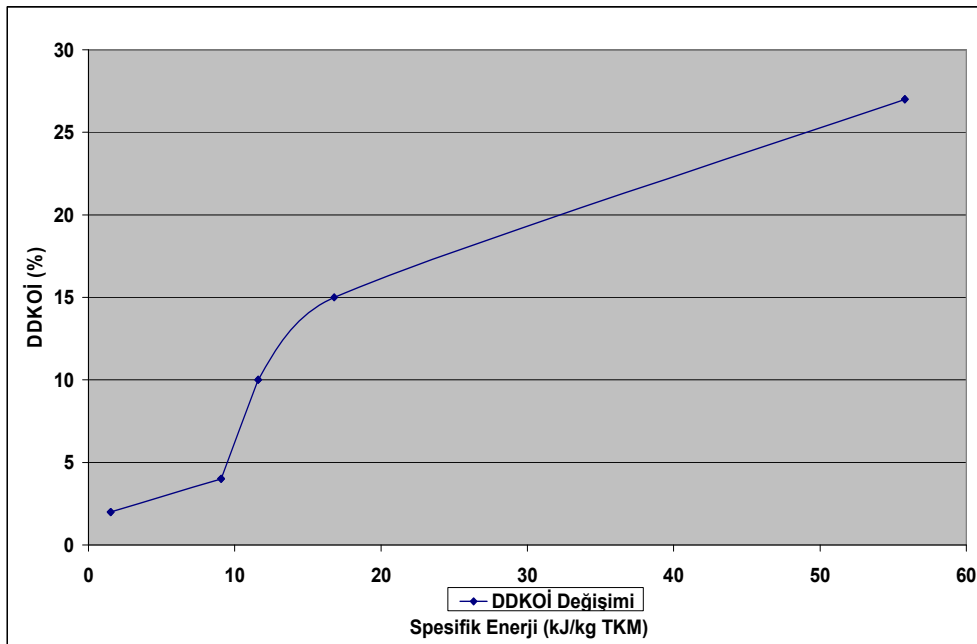
Literatürde ve birinci set verilerde olduğu gibi ultasonik radyasyon süresinin ve ultrasonik yoğunluğun artmasına bağlı olarak çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacının arttığı, toplam katı madde miktarının da azaldığı görülmektedir. Toplam katı maddelerin ve toplam uçucu katı maddelerin azalmasının ve çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacının artması da bu görüşü doğrular niteliktedir. Birinci set verilerde 30 dk 100 amplitude ultrasona tabi tutulmuş çamur numunesinde TKM giderim verimi maksimum %27 oranında ve TUKM giderim verimi % 44 oranında tespit edilmiştir. 2.set verilerde TKM giderim verimi maksimum %21 oranında ve TUKM giderim verimi % 30 oranında gözlenmiştir, toplam giderim verimindeki azalışın nedenin çamurun muhtevasının değişmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. İlgili literatür ve birinci set deney verilerinde de olduğu gibi düşük sonikasyon sürelerinde ve yoğunluğunda ÇKOİ artış miktarları düşük olup artan süre ve yoğunluklarda ÇKOİ hızlıca artmıştır. Gerçekleştirilen çalışmada da benzer sonuçlar gözlemiştir. En düşük süre ve yoğunlukta (5dk %20 amplitude) sonikasyon uygulamasında dahi %8 oranında ÇKOİ artışı görülürken artan süre ve yoğunluğa bağlı olarak ÇKOİ değerlerinde artışlar gözlenmiştir. Maksimum ÇKOİ artışı 30dk %100 amplitude sonikasyon uygulaması sonucu % 58 oranında gerçekleşmiştir.

Katı madde ve KOİ değerlerinin uygulanan ultrasonik enerji düzeyine göre değişimleri Şekil 4.77.- Şekil 4.80. arasında, uygulanan ultrason yoğunluğu ve süresine bağlı KOİ değişimi ise Şekil 4.81.'de sunulmuştur.



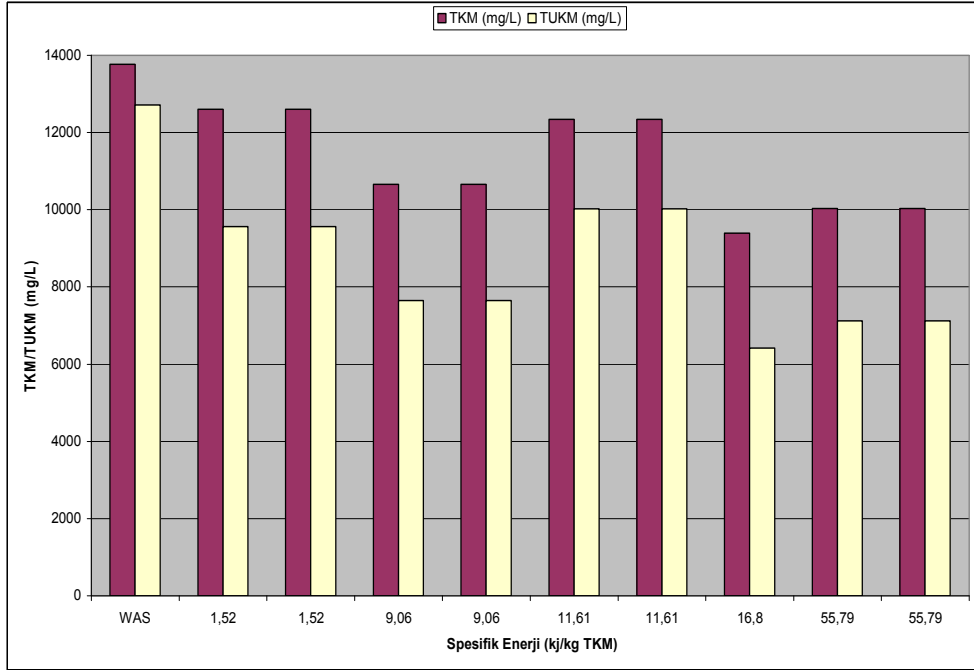
Şekil 4.78. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %ÇKOİ değişimi

Ultrasona tabi tutulmuş numunelere uygulanan spesifik enerji miktarının artmasıyla ÇKOİ artmıştır. Şekil 4.78’te de görüldüğü gibi artış düşük spesifik enerji miktarlarında yani düşük ultrasonik yoğunluk ve düşük sanikasyon sürelerinde doğrusal olmayan (nonlineer) bir trend izlemiştir. Uygulanan spesifik enerji miktarının artmasıyla bu trend doğrusallaşmıştır.



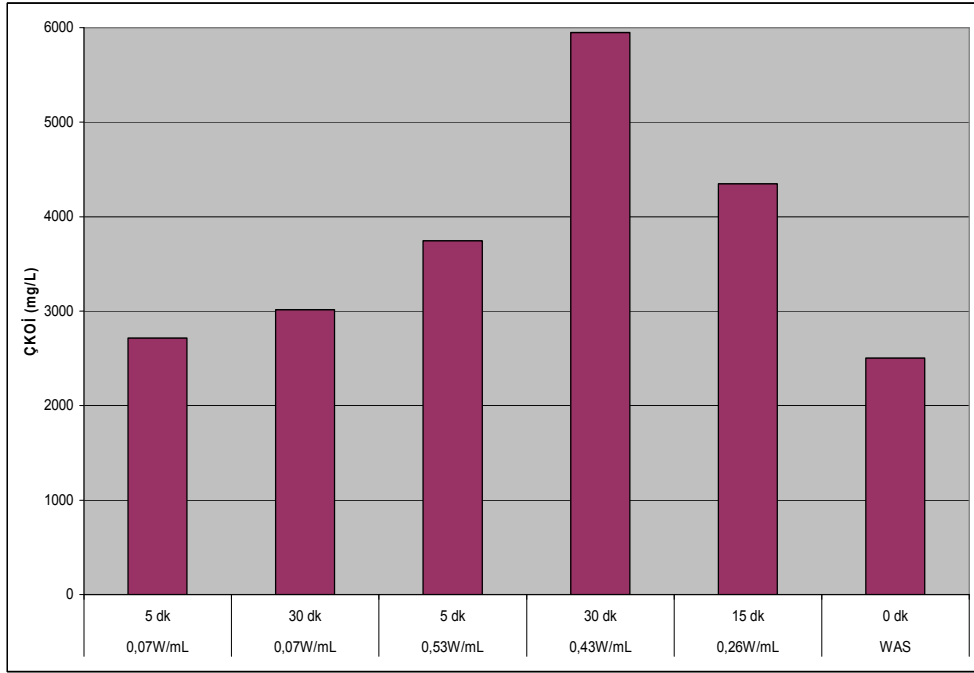
Şekil 4.79. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %DDKOİ değişimi

Literatürde ve birinci set numunelerde olduğu gibi 2.set numunelerde de DDKOI'nin düşük spesifik enerji miktarlarında doğrusal olmadığı, artan enerji miktarıyla doğrusallığın yakalandığı görülmektedir.



Şekil 4.80. Uygulanan spesifik enerji miktarıyla %TKM ve TUKM değişimi

Yukarıdaki şekilde (Şekil 4.80.), ham atık çamurdaki TKM ve TUKM değerlerinin artan spesifik enerji miktarıyla azaldığı görülmektedir. TKM'de maksimum giderim verimi % 21 oranındadır. Yine TUKM giderim verimleri de uygulanan spesifik enerji miktarıyla artmıştır ve maksimum %30 oranında giderim sağlanmıştır. TKM ve TUKM giderimlerinde ultrasonik radyasyon süresinin, ultrasonik yoğunluk miktarının arttırılmasından daha etkili olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.81. Ultrason yoğunluğuna ve süresine bağlı ÇKOİ değişimi

Ham atık çamurun ÇKOİ değeri 2503 mg/L iken, 5 dk 0.07 W/ml ultrasonik yoğunlukta ÇKOİ 2715 mg/L ve 30 dk 0.06 W/ml ultrasonik yoğunlukta 3015 mg/l olarak ölçülmüştür. Maksimum ÇKOİ değeri 30 dk 0.43 W/ml’de gözlenmiştir ve değeri 5950 mg/l’ dir. Reaktör sonrası ÇKOİ, TKM, TUKM, giderim verimleri Çizelge 4.22’te verilmiştir.

Çizelge 4.22. Anaerobik reaktör sonrası bozundurma ve giderim verimleri

Deney No	TKM (mg/L)	TUKM (mg/L)	ÇKOİ Giderim (%)	TKM Giderim (%)	TUKM Giderim (%)
1	10589	2705	7	6	14
2	9910	2563	22	9	10
3	9196	2446	38	10	11
4	7558	1440	51	19	38
5	10330	2516	5	9	20
6	9622	2452	25	11	14
7	9483	2472	28	7	10
8	6983	1692	46	25	27
9	10425	2341	29	3	16
Ham Çamur	8804	2419	16	25	27

Reaktör sonrası ÇKOİ giderimi gerçekleşmesi hidroliz aşamasının aşılarak, asidojen ve metanojen fazlarının tamamlandığını göstermektedir. Reaktör sonrası hesaplanan anaerobik arıtma kinetikleri Çizelge 4.24.’te verilmiştir.

Çizelge 4.23. Anaerobik arıtma proses kinetikleri

Deney No	KOİ Alım Hızı (mg O ₂ /l.gün)	Spesifik KOİ Alım Hızı (mg KOİ/g TUKM.gün)	Oluşan Toplam Gaz Miktarı (ml)	Toplam Gaz Oluşum Hızı (ml BG*/gün)	Spesifik Gaz Oluşum Hızı (ml BG/g TUKM.gün)	Toplam Biyogaz Oluşum Hızı (BG/gKOİ)
1	7	14	445	14,83	32,36	561868,7
2	22	78	225	7,51	26,48	84736,8
3	48	160	217	7,23	24,27	37937,1
4	102	115	748	24,92	28,18	61270,5
5	4	7	439	14,63	22,60	819029,9
6	26	65	371	12,37	31,34	121307,2
7	35	127	ND	ND	ND	ND
8	92	145	301	10,04	15,89	27420,8
9	42	92	550	18,33	40,78	110441,8
10	13	15	18	33,63	37,36	11572,0

*BG: Biyogaz

ND= Ölçüm Yapılamamıştır.

Çizelge 4.23.'ten görüleceği üzere toplam gaz oluşum hızı (kinetiği) ultrasona tabi tutulmuş numuneler arasında 4.reaktörde 24.92 ml BG/gün olan en yüksek değere ulaşmıştır, bu deney reaktörü 30 dk 100 amplitud 1/10 oranında ultrasona tabi tutulmuş çamur ile aşı çamuru karışımından oluşmaktadır. 8. reaktörde yani 30 dk 100 amplitud 1/1 oranında ultrasona tabi tutulmuş ile aşı çamuru karışımından oluşan reaktörde toplam gaz oluşum kinetiği 15.89 ml BG/gün olarak gözlenmiştir. 1/1 oranında ultrasona tabi tutulmuş numunelerde bazı mikroorganizmaların inhibisyonu sonucu biyogaz üretim kinetiğinin azaldığı düşünülmektedir.

SONUÇ

Tez kapsamında Isparta Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinden ham atık çamur (atık aktif çamur) ve aşı çamuru anlık olarak temin edilmiş ve numunelerin karakterizasyonları belirlenmiştir. Ultrasonik ön arıtma uygulanan ham atık aktif çamurda, literatüre uygun olarak ultrasonik süre ve yoğunluğun artmasına bağlı olarak, toplam katı madde ve uçucu katı madde miktarlarında azalmalar ve çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacında artmalar meydana gelmiştir. Yapılan reolojik ve mikroskobik ölçümlere bakıldığında ultrasonik ön arıtma sonucu flokların parçalandığı görülmektedir. Elde edilen bu veriler sonucunda ultrasonik ön arıtmanın makromoleküllerin mikromoleküllere dönüşümünü gerçekleştirmekte olduğunu ve böylece hidroliz aşamasının daha kısa sürede aşılmasına imkan sağladığı düşünülmüştür.

25⁰C ve 35⁰C olmak üzere iki adet anaerobik reaktör kurulumu gerçekleştirilmiştir. Literatürde artan ultrasonik güç ve yoğunluklarda biyogaz oluşumunun arttığı tespit edilmiştir. Ön arıtma sonucu elde edilen verilerde maksimum toplam katı madde ve uçucu katı madde giderimlerinin olduğu ve çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacının en çok arttığı 100 amplitude 30 dakika sonikasyon uygulamasında maksimum biyogaz elde edileceği düşünülmüştür, fakat elde edilen sonuçlardan da görüleceği gibi 25⁰C işletilen reaktörde düşük süre ve yoğunlukta işletilen anaerobik reaktörde biyogaz oluşumu maksimum iken, 35⁰C işletilen reaktörde ham atık aktif çamurda maksimum biyogaz üretimi elde edilmiştir, biyogaz üretimindeki bu sapmanın nedenin ultrasonik süre ve yoğunluğun artmasına bağlı olarak atık aktif çamurdaki mikroorganizmaların inhibisyona uğradığından kaynaklandığı düşünülmektedir. Genel olarak bakıldığında 1/10 ultrasona tabi tutulmuş çamur ile ham atık aktif çamur karışımlarından oluşan reaktörlerde 1/1 ultrasona tabi tutulmuş reaktörlerden daha fazla biyogaz üretimi elde edilmiştir, sonuç olarak artan ultrasonik güç, yoğunluk ve sürelerde mikroorganizmaların parçalanarak inhibisyona uğradığı varsayımını doğruladığı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- APHA (American Public Health Association), 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, nineteenth ed. Washington, DC.
- Appels, L., Baeyens, J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science, 34,755-781.
- Apul, G. O., 2009. Municipal Sludge Minimization : Evaluation Of Ultrasonic And Asidic Pretreatment Methods And Their Subsequent Effects On Anaerobic Digestion. Middle East Technical University, Yüksek Lisans Tezi, 123s, Ankara.
- Arıkan, B., 2008. Organik Evsel Katı Atıklardan Anaerobik Ortamda Biyogaz Üretiminin Verimliliğinin Araştırılması. Çukurova üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 140s, Adana.
- Balaban, Ü., 2009. Yemekhane Atıklarının Anarobik Arıtma Kinetiği. İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 135s, İstanbul.
- Bayer, O., Karabulut, Y., Ultra sesin fiziği ve teknolojideki uygulamaları, 2003 İzmir.
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone,D.J., Delgenes, J.P., Steyer,J.P., Ferrer,I., 2010. Pretreatment Methods To Improve Sludge Anaerobic Degradability. Journal Of Hazardous Materials,183, 1-10.
- Chu, C.P., Lee, D.J., Chang, B.V., You, C.S., Tay, J.H., 2002. Weak ultrasonic pre-treatment on anaerobic digestion of flocculated activated biosolids. Wat. Res., 36,11, 2681-2688.
- Civelekoğlu, G., Yiğit, N.Ö., Kitiş, M., Nickel, K., Neis, U., 2007. Su ve atıksu arıtımında ultrason teknolojisi uygulamaları. Ulusal Çevre Sempozyumu, 18-21 Nisan, Mersin.
- Çatalkaya, E., Şengül, F., 2001. Ses ile kimyasal oksidasyon. IV. Çevre Mühendisliği Kongresi 2001, 183-193.
- Duran, K., Bahtıyarı, M.İ., Körlü, E.A., 2006. Ultrason teknolojisi. Tekstil ve konfeksiyon 3/2006, 155-158.
- Edgar, F.C.M., Cristancho, D.E., Arellano, A.V., 2006. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. Waste Manag., 26(5), 546-556.
- Filibeli,A., Büyükkamacı, N., Ayol, A., 2000. Anaerobik Arıtma. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi yayınları, No: 280, 206s. İzmir.
- Filibeli, A., Kaynak, G., 2006. Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması Ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler. İtü dergisi,16, 3-12.
- Friedler, E., Pisanty, E., 2006. Effects of design flow and treatment level on construction and operation costs of municipal Wastewater treatment plants and their implications on policy making. Wat. Res., 40, 3751-3758.

- Günaydın, M., 2010. Ultrasonik Radyasyon İle Sularından Doğal Organik Madde Gideriminin Araştırılması. Süleyman Demirel Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 97s, Isparta.
- Hall, J.E., 1995. Sewage Sludge Production, Treatment and Disposal in the European Union. J CIWEM, 9, 335-343.
- Juanga, J.P., 2005. Optimizing Dry Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste. Asian Institute of Technology, Thailand, 170s.
- Kayanlı, B., 2008. Evsel Atık suların Düşük Sıcaklıklarda Anaerobik Ardışık Kesikli Reaktörle Arıtımı. Hacettepe Üniversitesi, Doktora Tezi, 194 s, Ankara
- Khanal, S.K., Grewell, D., Sung, S., and Van Leeuwen J.H. 2007. Ultrasound Applications in Wastewater Sludge Pretreatment: A review, Crit.Rev. Env. Sci. Tec.37,4 277-313
- Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T., 1997. Influences of pH And Moisture Content On The Methane Production In High-Solid Sludge Digestion, Water Research, 31(6),1518-1524.
- Mason, T.J., Cordemans, E. D., 1996. Ultrasonic İdensification of Chemical Prosesing and Related Operations; A Review, Trans Icheme, 74, Part A, 511-16.
- Mason, T.J., 2007. Developments in ultrasound, Progress in biophysics and molecular biology. 93, 166-175
- Naddeo, V., Belgiorno, V., Landi, M., Zara, T., Napoli, R.M.A., 2009. Effect of sonolysis on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability, Desalination, 249, 762-767.
- Neis, U., 1999. Ultrasound in Environmental Engineering I. TUHH Reports on Sanitary Engineering, 25, ISBN 3-930400-23-5, Hamburg.
- Neis, U., 2000a. Ultrasound in water, wastewater and sludge treatment. Water21, 4,2, 36-39.
- Neis, U., Nickel, K., Tiehm, A., 2000b. Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration. Wat. Sci. Tech., 42,9, 73-80.
- Neis, U., 2002. Ultrasound in Environmental Engineering II. TUHH Reports on Sanitary Engineering, 35, ISBN 3-930400-47-2, Hamburg.
- Nickel, K., 2002. Ultrasonic disintegration of biosolids-benefits, consequences and new strategies. In: Neis U. (ed): Ultrasound in Environmental Engineering II. TUHH Reports on Sanitary Engineering, 35, 189-199.
- Öztürk, İ., 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, Su Vakfı, ISBN: IDE159302, 320. İstanbul.
- Öztürk, İ., 2007a. Anaerobik arıtma ve uygulamaları. Su Vakfı, ISBN 978-975-6455-30-2, 475. İstanbul.
- Öztürk, E., 2007b. Peynir Altı Suyunun Anaerobik Arıtma Çamuru Reaktöründe Arıtımında En Uygun Koşulların Belirlenmesi. Gazi Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 113s, Ankara.

- Öztürk, D., 2008. Biyolojik Arıtma Atık Çamurlarının Aerobik ve Anaerobik Stabilizasyonlarının Değerlendirilmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 90s, İstanbul.
- Rajeshwari, K., Balakrishnan, V., Kansal, M., Kusum Lata, A., Kishore, V.V.N., 2000. State Of The Art Of Anaerobic Digestion Technology For Industrial Wastewater Treatment. *Renew Sust Energy Rew*, 4, 56-135.
- 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.
- Sarti A., Garcia M. L., Zaiat M., Foresti E. 2007. Domestic Sewage Treatment In A Pilot Scale Anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor. *Resources Conservation and Recycling* 51, 237-247.
- Seyssiecq, I., Ferrasse, J.H., Roche, N. 2003 State-of-the-Art: Rheological Characterization of Wastewater Treatment Sludge. *Biochem. Eng. J.*, 16, 41-56.
- Shimizu, T., Kudo, K., Nasu, Y. 1993. Anaerobic waste activated sludge digestion-a bioconversion and kinetic model. *Biotechnol. Bioeng.*, 41, 1082-1091.
- Speece, R.E., 1996. *Anaerobic Biotechnology For Industrial Wastewaters*, pp. 3, 6, 36, Archae Press, USA.
- Spinoza, L. ve Vesilind P.A., 2001. *Sludge into Biosolids: Processing, Disposal and Utilization*, IWA Publishing, ISBN 1900222086,416. United Kingdom.
- Thompson, L.H., Doraiswamy, L.K., 1999. Sonochemistry: science and Engineering, *Industry&Engineering Chemistry Research* 38: 1215-1249.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis, U. 2001. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Wat. Res.* 35(8), 2003-2009.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., Neis U., 2001. Ultrasonic waste Activated Sludge Disintegration for Improving Anaerobic Stabilization, *J. Water Res.*, 35, 8 123 - 130.
- Ubay, G., 1993. Evsel Atık suların Havasız Biyolojik Arıtımı Üzerine Bir Araştırma, Doktora Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ün, H., 2007. İnternet Sitesi: http://hun.pamukkale.edu.tr/ders_notlari/malzeme_bilgisi/Malzeme_ders_6_Reoloji.pdf. Erişim Tarihi: 15.03.2011.
- Wang, F., Wang, Y., Ji, M., 2005. Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration., *Journal of Hazardous Materials*, B123, 145–150.
- Yadvika Santosh Sreekrishnan, T.R., Kohli S. Verana, V., 2004. Enhancement Of Biogas Production From Solid Substrates Using Different Techniques—a review. *Bioresource technology*, 95: 1–10.

- Yerkes, D.W., Boonyakitsombut S. and Speece R.E. 1997. Antagonism Of Sodium Toxicity By The Compatible Solute Betaine In Anaerobic Methanogenic System, *Water Science and Technology*., 36 (6-7), 15-24.
- Zhang, P., Zhang, G., Wang, W., 2006. SV. Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation, *Bioresource Technology*, In Press, Corrected Proof.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Bahar İKİZOĞLU

Doğum yeri ve Yılı: Kırklareli, 1986

Medeni Hali: Bekar

Yabancı Dili: İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise: Pınarhisar Anadolu Lisesi, 1993-2004.

Lisans: Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre

Mühendisliği Bölümü, Isparta 2005-2009.

Yan Dal: Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Makine Mühendisliği Bölümü 2006- 2008

Yüksek-Lisans: S.D.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl:

S.D.Ü. Yalvaç Teknik Bilimler Meslek Yüksek Okulu 2010-2011.

