İSTANBUL MEDENİYET ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOMÜHENDİSLİK ANABİLİM DALI

Enerji Nötral ve/veya Pozitif Evsel Atıksu Arıtımında Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesi Performansının Pilot Ölçekli Bir Reaktörde Araştırılması

Doktora Tezi

Emir Kasım Demir

Aralık 2025

İSTANBUL MEDENİYET ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOMÜHENDİSLİK ANABİLİM DALI

Enerji Nötral ve/veya Pozitif Evsel Atıksu Arıtımında Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesi Performansının Pilot Ölçekli Bir Reaktörde Araştırılması

Doktora Tezi

Emir Kasım Demir

Danışman

Prof. Dr. Erkan Şahinkaya

Eş danışman

Prof. Dr. Neslihan Semerci

Aralık 2025

TEZ JÜRİSİ ONAYI

Emir Kasım Demir tarafından hazırlanan "Enerji Nötral ve/veya Pozitif Evsel Atıksu Arıtımında Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesi Performansının Pilot Ölçekli Bir Reaktörde Araştırılması" başlıklı bu Doktora Tezi, Biyomühendislik Anabilim Dalı'nda hazırlanmış ve jürimiz tarafından kabul edilmiştir.

JÜRİ ÜYELERİ **İMZA**

Tez Danışmanı:

Prof. Dr. Erkan Şahinkaya
Marmara Üniversitesi

Üyeler:

Prof. Dr. Özgür Aktaş
İstanbul Medeniyet Üniversitesi

Prof. Dr. Barış Çallı
Marmara Üniversitesi

Prof. Dr. Sinan Bilgili
Yıldız Teknik Üniversitesi

Dr. Öğr. Üyesi Işık Çoban
İstanbul Medeniyet Üniversitesi

Tez Savunma Tarihi: 26 / 12 / 2025

BEYANLAR

Yazım ve Kaynak Gösterme Kılavuzu Beyanı

Danışmanlığımda yazılan bu tezin APA yazım ve kaynak gösterme kılavuzunda belirtilen kurallara uygun olarak yapılandırıldığı ve bu kılavuzun APA kaynak gösterme standartlarının bu tezde tutarlı olarak uygulandığı tarafımdan incelenerek teyit edilmiştir.

İmza

Prof. Dr. Erkan Şahinkaya

Etik İlkelere Sadakat Beyanı

Hazırladığım bu tezin tamamen kendi çalışmam olduğunu, akademik ve etik kuralları gözeterek çalıştığımı ve her alıntıya kaynak gösterdiğimi beyan ederim.

İmza

Emir Kasım Demir

ÖZET

Enerji Nötral ve/veya Pozitif Evsel Atıksu Arıtımında Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesi Performansının Pilot Ölçekli Bir Reaktörde Araştırılması

Demir, Emir Kasım

Doktora Tezi, Biyomühendislik Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Erkan Şahinkaya

Eş Danışman: Prof. Dr. Neslihan Semerci

Aralık 2025

Evsel atıksu arıtımında enerji maliyetlerini düşürmek için organik madde oksidasyonunun en aza indirilerek, enerji üretimi amacıyla geri kazanıldığı yenilikçi proseslerin geliştirilmesi büyük önem arz etmektedir. Bununla birlikte çözülmesi gereken en önemli problem, atıksu arıtma performansından ödün vermeden enerji pozitif bir prosesin geliştirilmesidir. Bu problemi çözebilmek amacıyla; tez kapsamında enerji geri kazanımını teşvik edecek yüksek performanslı bir proses geliştirilmiştir. Çalışma kapsamında ön çöktürme ünitesi bulunan yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinde organik madde geri kazanım performansını arttırmak için, stabilize çamur belli bir oranda ön çöktürme tankına yönlendirilerek (modifiye edilmiş YHTS prosesi), oksidasyon prosesi minimize edilirken karbon geri kazanımı maksimize edilmiştir. Geliştirilen modifiye edilmiş YHTS prosesi İstanbul'da (TÜRKİYE) bulunan Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nde 800 gün boyunca işletilerek performansı ve enerji dengesi farklı çamur yaşlarında (SRT) ve temas tankının havalandırılıp havalandırılmadığı koşullarda araştırılmıştır. Geliştirilen modifiye edilmiş YHTS prosesinde ön çöktürme tankında organik madde geri kazanım veriminde %21'e varan artış elde edilmiştir. Proseste, temas tankının havalandırılması halinde SRT'den bağımsız olarak çıkış KOİ değerleri (79-124 mg/l) deşarj limitlerinin (125 mg-KOİ/l) altında kalmıştır. Optimum çalışma koşulları net enerji üretimi ile çıkış suyu kalitesi arasında denge kurularak; temas tankının havalandırıldığı, SRT değerinin 0,5 gün olduğu ve ön çöktürme tankına çamur geri devrinin yapıldığı koşullar olarak belirlenmiştir. Bu işletme şartlarında çıkış toplam KOİ <125 mg/l ve net enerji kazancı da 0,3 kWh/m^3 olmuştur. Sonuç olarak, geliştirilen enerji pozitif modifiye YHTS prosesinin ülkemizde gerçek ölçekli tesislerde kullanılabileceği sonucuna ulaşılmıştır.

Anahtar Kelimeler: Yüksek hızlı aktif çamur prosesi, temas stabilizasyon, enerji geri kazanımı, karbon geri kazanım, enerji pozitif atıksu arıtımı

ABSTRACT

Investigation of the Performance of High-Rate Contact Stabilization Process in Energy Neutral and/or Positive Domestic Wastewater Treatment in a Pilot-Scale Reactor

Demir, Emir Kasım

Ph. D. Thesis, Department of Bioengineering

Supervisor: Prof. Dr., Erkan Şahinkaya

Co-advisor: Prof. Dr., Neslihan Semerci

December 2025

Developing innovative processes that minimize organic matter oxidation in domestic wastewater treatment while enabling organic matter recovery for energy production purposes is of great importance in reducing energy costs. However, the most critical challenge to be addressed is the development of an energy-positive process without compromising wastewater treatment performance. To overcome this challenge, a high-performance process promoting energy recovery was developed within the scope of this thesis. In this study, in order to enhance organic matter recovery performance in a high-rate contact stabilization process equipped with a primary sedimentation unit, stabilized activated sludge was directed to the primary sedimentation tank at a controlled rate (modified HiCS process), thereby minimizing oxidation while maximizing carbon recovery. The developed modified HiCS process was operated for 800 days at the Paşaköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant located in Istanbul, Türkiye, to investigate its performance and energy balance under different sludge retention times (SRT) and under conditions with and without aeration of the contact tank. In the developed modified HiCS process, an increase of up to 21% in organic matter recovery efficiency was achieved in the primary sedimentation tank. When the contact tank was aerated, the effluent CODs (79–124 mg/l) remained below the discharge limit (125 mg-COD/l), regardless of the SRT. The optimum operating conditions were determined by balancing net energy production and effluent water quality and were identified as an aerated contact tank, an SRT of 0.5 days, and sludge recirculation to the primary sedimentation tank. Under these operating conditions, the effluent total COD was below 125 mg/l, and a net energy gain of 0.3 kWh/m^3 was achieved. As a result, it was concluded that the developed energy-positive modified HiCS process can be implemented in full-scale wastewater treatment plants in Türkiye.

Keywords: High-rate activated sludge process, contact stabilization, energy recovery, carbon recovery, energy-positive wastewater treatment

ÖNSÖZ

Lisansüstü eğitim serüvenimde deneyim ve rehberlikleriyle çalışmamın her aşamasında yol gösteren değerli danışmanım Prof. Dr. Erkan Şahinkaya'ya en içten teşekkürlerimi sunarım. Akademik yaklaşımımın şekillenmesinde sunduğu yönlendirmeler ve desteği benim için büyük bir şanstır.

Yürütücüsü olduğu Tübitak-1001 projesinin bir üyesi olmama olanak tanıyan ve doktora tezimin ortaya çıkmasında büyük katkıları olan eş danışmanım Prof. Dr. Neslihan Semerci'ye ilgi ve alakalarından dolayı şükranlarımı sunarım. Ayrıca aynı projede birlikte çalışma deneyimi elde ettiğim ve tecrübelerinden faydalanmama imkân sağlayan Prof. Dr. Barış Çallı'ya minnetlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarında, örnek analizlerinde ve pilot sistem işletiminde katkı sağlayan doktora maceramda yol arkadaşlığı yapan değerli çalışma arkadaşım Dilara Sancar'a gönülden teşekkür ederim. Çalışmalarım sırasında aynı laboratuvarı paylaştığımız, birlikte öğrenip tecrübelerimizi aktardığımız, yeri geldiğinde eğlendiğimiz Arş. Gör. Dr. Çiğdem Kalkan Aktan, Arş. Gör. Dr. Zeynep Yücesoy, Baraa Ahmed Hatib, Burak Aslancan Pak, Yamaç Bal, Gülfem Aşık ve Dr. Tülay Yılmaz'a teşekkür ederim.

Doktora çalışmamın gerçekleştirilmesine mekân ve imkân sağlayan İSKİ yöneticilerine, çalışmalarım sırasında gerek analizler gerekse işgücü bakımından katkılarını esirgemeyen Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin değerli laboratuvar çalışanlarına ve diğer teknik elemanlarına teşekkürü bir borç bilirim.

Ayrıca, araştırmamın laboratuvar analizlerinin yürütülmesine imkân tanıyan İstanbul Medeniyet Üniversitesi ile Bilim ve İleri Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi'ne, sağlanan teknik altyapı dolayısıyla minnettarım. Doktora tezimin ortaya

çıkmasında maddi destek sağlayan TÜBİTAK'a (Proje numarası: 120Y160) teşekkürümü sunarım.

Kıymetli hayat arkadaşım, eşim Esra Demir'e bu uzun ve yoğun süreç boyunca sabrı, anlayışı ve koşulsuz desteğiyle her zaman yanımda olduğu için sevgilerimi ve teşekkürlerimi sunuyorum. Eğitim hayatım boyunca destekleri ile her zaman yanımda olan annem, babam ve kardeşlerime teşekkür ederim.

Bu tezin İngilizce özet bölümünün hazırlanması aşamasında Türkçe özetin İngilizceye çevrilmesinde imla ve akıcılığının düzenlenmesi amacıyla yapay zekadan (ChatGPT 5.2) destek alınmıştır.

Son olarak, bu tezin atıksu arıtım teknolojilerinde enerji verimliliğinin artırılmasına ve sürdürülebilir arıtma proseslerinin geliştirilmesine katkı sağlamasını temenni ederim.

Emir Kasım Demir

Aralık 2025

İÇİNDEKİLER

TEZ JÜRİSİ ONAYI iii

BEYANLAR v

ÖZET vii

ABSTRACT ix

ÖNSÖZ xi

İÇİNDEKİLER xiii

ŞEKİLLER LİSTESİ xvii

TABLOLAR LİSTESİ xxv

KISALTMALAR LİSTESİ xxvii

BÖLÜM 1. GİRİŞ 1

1.1. TEZİN AMACI 5

1.2. LİTERATÜR TARAMASI 7

1.2.1. Biyolojik Atık Su Arıtımı 7

1.2.2. Atıksu Arıtma Tesislerinde Kaynak Geri Kazanım Yöntemleri 12

1.2.2.1. Yerinde Enerji Üretimi 13

1.2.2.2. Nütrient Geri Kazanımı 18

1.2.2.3. Su Yeniden Kullanımı 19

1.2.3. Atık Su Arıtımında Enerji Pozitiflik/Nötral Yaklaşımı 19

1.2.4. Enerji Geri Kazanımında Adsorpsiyonun Önemi 21

1.2.4.1. Aktif Çamur Adsorpsiyonunda Biyoflokülasyon Mekanizması ve EPS'in Rolü 23

1.2.5. Enerji Geri Kazanımında Ön Çöktürme Prosesinin Önemi 26

1.2.5.1. Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme (CEPT) Prosesi 27

1.2.5.2. Ön Çöktürme Tankına Aktif Çamur İlaveli Prosesler 28

1.2.6. Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesi (YHTS) 29

1.2.7. Tezin Özgün Değeri ve Literatüre Katkıları 32

BÖLÜM 2. YÖNTEM 35

2.1. PİLOT TESİSİN KURULDUĞU ATIKSU ARITMA TESİSİNE AİT BİLGİLER 35

2.2. PİLOT ÖLÇEKLİ TESİSİN TANITIMI 36

2.2.1. Tesise Ait Bilgiler, Kurulum ve İşletmeye Alınma Aşamaları 36

2.3. PİLOT TESİSİN ÇALIŞMA KOŞULLARI 55

2.3.1. Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Çalışma Koşulları 55

2.3.2. Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme Prosesinin Entegre Edildiği Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Çalışma Koşulları 64

2.3.2.1. Kimyasal İlaveli Jar Testler 64

2.3.2.2. PAK İlavesinin Ön Çöktürme Performansına Etkisinin Pilot Ölçekte İncelenmesi 66

2.4. PAŞAKÖY İBAAT KUM TUTUCU ÇIKIŞ SUYU KARAKTERİZASYONU 68

2.5. PİLOT TESİSTE ORGANİK KARBON (KOİ) KÜTLE DENGESİ KURULMASI 70

2.6. BİYOSORPSİYON KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ 71

2.7. BİYOKİMYASAL METAN POTANSİYELİNİN BELİRLENMESİ 73

2.8. PİLOT TESİSTE ENERJİ DENGESİ HESAPLARI 74

2.9. ANALİTİK YÖNTEMLER 76

2.9.1. EPS EKSTRAKSİYON YÖNTEMİ VE SMP-EPS ÖLÇÜMLERİ 78

2.9.1.1. LB-EPS ve TB-EPS Ekstraksiyon Yöntemi ve SMP'nin Ayrılması 78

2.9.1.2. SMP ve EPS Ölçümleri 79

BÖLÜM 3. DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMA 81

3.1. PAŞAKÖY İBAAT KUM TUTUCU ÇIKIŞ SUYU KARAKTERİZASYONU 81

3.2. PİLOT ÖLÇEKLİ YÜKSEK HIZLI TEMAS STABİLİZASYON PROSESİNİN PERFORMANSININ İNCELENMESİ 85

3.2.1. Kimyasal İlavesiz Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Performansı 85

3.2.1.1. KOİ Giderim Performansı 85

3.2.1.2. Prosesteki Biyokütle Konsantrasyon ve Özelliklerinin Değişimi 90

3.2.1.3. Çöktürme Yapılarında AKM Giderim Performansı 100

3.2.1.4. Aktif Çamurda SMP-EPS Değerleri 102

3.2.1.5. Azot ve Fosfor Giderim Performansı 115

3.2.2. Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme Prosesinin Entegre Edildiği Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Performansı 117

3.2.2.1. Kimyasal İlaveli Jar Testler 118

3.2.2.2. PAK İlavesinin Ön Çöktürme Performansına Etkisinin Pilot Ölçekte İncelenmesi 130

3.3. ATIKSUDAKİ PARTİKÜL BOYUT DAĞILIMININ TAKİP EDİLMESİ 131

3.4. TEMAS TANKINDA BİYOSORPSİYON KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ 135

3.5. PİLOT TESİSTE KARBON KÜTLE DENGESİNİN KURULMASI 138

3.6. ANOVA ANALİZLERİ İLE KOİ GİDERİM VERİMLERİ VE EPS ÜRETİM MİKTARLARININ İŞLETME ŞARTLARIYLA DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ 143

3.7. FARKLI ATIK ÇAMURLARIN BİYOKİMYASAL METAN POTANSİYELLERİNİN BELİRLENMESİ 144

3.8. PİLOT TESİSTE ENERJİ DENGESİ 150

BÖLÜM 4. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 157

KAYNAKÇA 163

BİYOGRAFİ 189

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1. CAS prosesinin akım şeması (Sohail vd., 2023).....8

Şekil 1.2. Adsorpsiyon-Biyooksidasyon (A-B) prosesi akım şeması (M. Zhang, 2019) 9

Şekil 1.3. MBR prosesi akım şeması (Pandey vd., 2014).....10

Şekil 1.4. Atıksu arıtma tesislerinde kaynak geri kazanım yöntemleri.....13

Şekil 1.5. EPS yapısı ve bileşimi (Z. Wei vd., 2024).....24

Şekil 1.6. EPS'in biyoflokülasyon üzerindeki etkisinin grafiksel gösterimi (a) EPS'in bakteri hücrelerini köprüleyerek birleştirmesi, (b) Biyoflokülasyonun oluşumu ve EPS'in yapısal tabakasının daha ayrıntılı gösterimi (Ali vd., 2021).....24

Şekil 1.7. Temas stabilizasyon prosesi akım şeması (M. Zhang, 2019) 30

Şekil 2.1. Paşaköy ileri biyolojik atıksu artıma tesisi havadan görünümü (URL1-İSKİ, 2025) 35

Şekil 2.2. Pilot tesise ait genel görüntü 36

Şekil 2.3. Periyot 1-4, 6 için geçerli olan yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesine ait akış diyagramı 38

Şekil 2.4. Periyot 5, 7-12 için kullanılan modifiye edilmiş YHTS prosesine ve kimyasal ilaveli işletime ait akış diyagramı 39

Şekil 2.5. İşletmeye alınmadan önceki pilot tesis görselleri a) Ön çöktürme–Stabilizasyon tankı, b) Stabilizasyon–Karıştırma–Temas tankları, c) Ön çöktürme–Temas tankı boru hattı, d) Karıştırma–Temas–Son çöktürme tankı.....40

Şekil 2.6. Tankların işletmeye alınmadan önceki iç görselleri a) Karıştırma tankı, b) Stabilizasyon tankı, c) Ön çöktürme tankı, d) Son çöktürme tankı 41

Şekil 2.7. Pilot tesisin kurulum aşamasından bir görsel.....42

Şekil 2.8. Pilot tesisin aşılanarak işletmeye alındığı güne ait hatıra fotoğrafı 42

Şekil 2.9. Pilot tesis kurulum görselleri a) Ön çöktürme tankı, b) Tanklar arası iletim hatları, c) Son çöktürme tankı, d) Elektrik–Otomasyon Paneli 43

Şekil 2.10. Pilot tesisteki ekipmanların görselleri a) Blower, b) Mekanik karıştırıcı, c) Mono pompa, d) Oransal vana, e) Dalgıç pompa 44

Şekil 2.11. Pilot tesis otomasyon programı ekranı.....45

Şekil 2.12. Pilot tesisin uzaktan izleme kamera görselleri.....45

Şekil 2.13. Pilot tesisin aktif çamur ile aşılanma anı 46

Şekil 2.14. Paşaköy İBAAT kum tutucu ünitesine ait görseller 46

Şekil 2.15. a) Pilot tesis giriş atıksu ilk alım noktası, b) Giriş debimetre ve by-pass hattı 47

Şekil 2.16. Elekli su alma haznesi.....48

Şekil 2.17. Elekli su alma yapısı ve yüzdürülmesi.....48

Şekil 2.18. Ön çöktürme çamuru deşarj hattının da bağlı olduğu geri devir hattı .49

Şekil 2.19. a) Otomasyon kontrollü oksijen sensörleri, b) Çözünmüş oksijen probu 50

Şekil 2.20. İşletmeye alındıktan sonra pilot tesis görselleri a) Stabilizasyon tankı, b) Temas tankı, c) Ön çöktürme tankı, d) Son çöktürme tankı 51

Şekil 2.21. a) Tanklar arası oransal vana kontrollü iletim hatları arkadan görünümü (üstteki hat stabilizasyon-karıştırma tankı arası, alttaki hat stabilizasyon-temas tankı arası), b) Tanklar arası iletim hatları üstten görünümü.....52

Şekil 2.22. Geri devir ve deşarj hatlarının ilk durumu.....52

Şekil 2.23. Çamur deşarj hattı.....53

Şekil 2.24. Ön çöktürme çamurunun otomasyon kontrollü deşarj hattı.....54

Şekil 2.25. Pilot tesiste arıtılmış suların deşarj edildiği parshall kanalı.....55

Şekil 2.26. Kimyasal ilaveli işletimde kullanılan kimyasal besleme düzeneği (stok çözeltiler ve peristaltik pompa) 67

Şekil 2.27. Giriş atıksuyunun KOİ fraksiyonunda kullanılan membran filtreler a) 1,2 µm, b) 0,45 µm 68

Şekil 2.28. KOİ fraksiyonuna ait görselleştirilmiş filtrasyon basamakları 69

Şekil 2.29. Biyosorpsiyon kapasitelerinin belirlendiği respirometre 72

Şekil 2.30. 35 °C'de inkübe edilen BMP reaktörleri 73

Şekil 2.31. $ÇHİ_{30}$ ölçümünde kullanılan imhoff hunisi 78

Şekil 3.1. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu KOİ değerleri ile atıksu sıcaklığının ilişkisi 82

Şekil 3.2. Pilot tesis giriş, ön çöktürme ve son çöktürme tankları çıkış toplam KOİ değerleri 89

Şekil 3.3. Pilot tesis giriş, ön çöktürme ve son çöktürme tankları çıkış çözünmüş KOİ değerleri 89

Şekil 3.4. Son çöktürme tankında farklı periyotlardaki ortalama çıkış KOİ değerleri ve deşarj limiti 90

Şekil 3.5. Çamur hacim indeksi ile SÇT çıkış KOİ'sinin ilişkisi 93

Şekil 3.6. Stabilizasyon tankındaki AKM, UAKM ve $ÇHİ_{30}$ değerleri 94

Şekil 3.7. Temas tankındaki AKM ve UAKM değerleri 96

Şekil 3.8. Karıştırma tankındaki AKM ve UAKM değerleri 97

Şekil 3.9. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarındaki %UAKM/AKM oranları 98

Şekil 3.10. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarında ortalama AKM ve UAKM değerleri 99

Şekil 3.11. Giriş atıksudaki AKM, ÖÇT ve SÇT çıkış AKM değerleri ile ÖÇT'de AKM giderim verimi (ÖÇT: Ön çöktürme tankı, SÇT: Son çöktürme tankı) 100

Şekil 3.12. ÖÇT'de AKM giderim veriminin giriş atıksudaki AKM ile ilişkisi .. 101

Şekil 3.13. Temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS'in protein /karbonhidrat oranlarının pilot tesis giriş atıksuyundaki toplam azot ile ilişkisi 109

Şekil 3.14. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarında SMP ve toplam EPS ortalamaları 110

Şekil 3.15. Temas ve stabilizasyon tanklarındaki LB-EPS değerlerinin stabilizasyon tankındaki ÇHİ ile ilişkisi 111

Şekil 3.16. Temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS değerlerinin protein/karbonhidrat oranlarının stabilizasyon tankındaki ÇHİ ile ilişkisi 112

Şekil 3.17. Temas tankındaki EPS miktarlarının son çöktürme tankındaki çıkış AKM ile ilişkisi 113

Şekil 3.18. Temas tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranlarının son çöktürme tankındaki çıkış AKM ile ilişkisi 114

Şekil 3.19. Son çöktürme tankı çıkışındaki toplam KOİ'nin temas tankındaki EPS değerlerinin protein/karbonhidrat oranları ile ilişkisi 114

Şekil 3.20. Pilot tesis giriş ve çıkış ortalama toplam fosfor değerleri ile giderim verimleri 116

Şekil 3.21. Pilot tesis giriş ve çıkış ortalama toplam azot değerleri ile giderim verimleri 117

Şekil 3.22. Farklı konsantrasyonlardaki PAK ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı 118

Şekil 3.23. Farklı konsantrasyonlardaki PAK ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı 119

Şekil 3.24. Farklı konsantrasyonlardaki PAK ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı 119

Şekil 3.25. PAK ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 1 mg/l, c) 2,5 mg/l, d) 5 mg/l, e) 10 mg/l, f) 25 mg/l, g) 50 mg/l, h) 100 mg/l 120

Şekil 3.26. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı 121

Şekil 3.27. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı 121

Şekil 3.28. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı 122

Şekil 3.29. 25 mg/l PAK ve katyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 0,5 mg/l, c) 1 mg/l, d) 1,5 mg/l 122

Şekil 3.30. Farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı 123

Şekil 3.31. Farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı 124

Şekil 3.32. Farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı 124

Şekil 3.33. Katyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 1 mg/l, c) 2 mg/l, d) 3 mg/l, e) 4 mg/l 125

Şekil 3.34. Farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı 126

Şekil 3.35. Farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı 126

Şekil 3.36. Farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı 127

Şekil 3.37. Anyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 1 mg/l, c) 2 mg/l, d) 3 mg/l, e) 4 mg/l 127

Şekil 3.38. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı 128

Şekil 3.39. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı 129

Şekil 3.40. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı 129

Şekil 3.41. 25 mg/l PAK ve anyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 0,5 mg/l, c) 1 mg/l, d) 1,5 mg/l 130

Şekil 3.42. Farklı tarihlerde alınan faklı noktalardaki partikül boyut dağılımları 132

Şekil 3.43. Farklı tarihlerde alınan faklı noktalardaki parçacıkların hacim ağırlıklı ortalamaları (D[4,3]) ile parçacıkların %50'sinin küçük olduğu çap (d(0,5)) ve parçacıkların %90'ının küçük olduğu çap (d(0,9)) 133

Şekil 3.44. Farklı tarihlerde alınan faklı noktalardaki parçacıkların yüzey alanı ağırlıklı ortalamaları (D[3,2]) ile parçacıkların %10'unun küçük olduğu çap (d(0,1)) ... 134

Şekil 3.45. SRT 0,5 günlük aktif çamurla yapılan respirometre çalışmasının ekran görüntüsü 135

Şekil 3.46. SRT 2 günlük aktif çamurla yapılan respirometre çalışmasının ekran görüntüsü 135

Şekil 3.47. SRT 0,5 günde temas çamurunun biyosorpsiyon kapasitesinin belirlendiği respirometrik çalışma 136

Şekil 3.48. SRT 2 günde temas çamurunun biyosorpsiyon kapasitesinin belirlendiği respirometrik çalışma 137

Şekil 3.49. Oksijen tüketim miktarları ve biyosorpsiyon kapasiteleri 138

Şekil 3.50. Karbon kütle dengesine ait dağılım 139

Şekil 3.51. Farklı SRT değerlerinde biyolojik proses çıkış çözünmüş KOİ, %WAS ve %KOİ-Geri kazanım değerleri 143

Şekil 3.52. SRT 2 gün çamurları ile ön çöktürme ve Paşaköy İBAAT çamurlarının BMP verimleri (ml-metan/g-UAKM) 145

Şekil 3.53. SRT 2 gün çamurları ile ön çöktürme ve Paşaköy İBAAT çamurlarının BMP verimleri (ml-metan/g-KOİ) 146

Şekil 3.54. SRT 2 gün ve atıksu debisi 0,5 m^3/saat olduğunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-UAKM) 147

Şekil 3.55. SRT 2 gün ve atıksu debisi 0,5 m^3/saat olduğunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-KOİ) 147

Şekil 3.56. Kimyasal ilaveli işletim periyodunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-UAKM) 148

Şekil 3.57. Kimyasal ilaveli işletim periyodunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-KOİ) 149

Şekil 3.58. Kimyasal ilaveli ve kimyasal ilavesiz ön çöktürme çamurlarının BMP verimlerinin karşılaştırılması 149

Şekil 3.59. Pilot tesiste enerji tüketiminin dağılımı 151

Şekil 3.60. Pilot tesiste enerji dengesi profili 152

Şekil 3.61. Sıralı SRT durumunda pilot tesiste enerji dengesi profili 154

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 1.1. Literatürdeki biyolojik süreçler ile mevcut çalışmada elde edilen KOİ giderimlerinin karşılaştırılması 11

Tablo 2.1. Pilot tesisin tank hacimleri 36

Tablo 2.2. Pilot tesisin çalışma koşullarına ait bilgiler 56

Tablo 2.3. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu karakterizasyonu 70

Tablo 2.4. PBS çözeltisinin kimyasal içeriği 78

Tablo 3.1. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu KOİ fraksiyonları 81

Tablo 3.2. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu AKM-UAKM ortalama ve maks-min değerleri 83

Tablo 3.3. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu toplam fosfor ve azot değerleri 84

Tablo 3.4. Pilot tesiste giriş atıksuyun ortalama KOİ değerleri 85

Tablo 3.5. Pilot tesiste ön çöktürme tankı çıkışı ortalama KOİ değerleri ve giderim verimleri 86

Tablo 3.6. Pilot tesiste son çöktürme tankı çıkışı ortalama KOİ değerleri ve giderim oranları 88

Tablo 3.7. Stabilizasyon tankında ortalama AKM, UAKM ve ÇHİ$_{30}$ değerleri 91

Tablo 3.8. Temas ve karıştırma tanklarında ortalama AKM ve UAKM değerleri 95

Tablo 3.9. Stabilizasyon tankında %LB-EPS ve ortalama EPS değerleri ile Protein/Karbonhidrat oranları 102

Tablo 3.10. Temas tankında %LB-EPS ve ortalama EPS değerleri ile Protein/Karbonhidrat oranları 104

Tablo 3.11. Stabilizasyon tankından temas tankına geçen aktif çamurdaki toplam EPS değişimi 106

Tablo 3.12. Karıştırma tankında %LB-EPS ve ortalama EPS değerleri 107

Tablo 3.13. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarındaki ortalama SMP değerleri 108

Tablo 3.14. Pilot tesis giriş ve çıkışında toplam azot ve toplam fosfor değerleri ile giderim verimleri 115

Tablo 3.15. Farklı SRT değerlerinde pilot tesise giren organik maddenin akıbeti ve sistem performansı 141

Tablo 3.16. Ön çöktürme çamurlarının biyokimyasal metan potansiyellerinin karşılaştırılması 150

Tablo 3.17. Pilot tesiste enerji üretim potansiyeli 153

KISALTMALAR LİSTESİ

A-B: Adsorpsiyon-Biyo-oksidasyon

AKM: Askıda Katı Madde

AOR: Gerçek Oksijen İhtiyacı

BIGS: Birleşik Isı ve Güç Sistemleri

BMP: Biyokimyasal Metan Potansiyeli

BOİ: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

CAS: Konvansiyonel Aktif Çamur prosesi

C-EPS: Kapsüler EPS

CEPT: Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme

CoSEA: Geliştirilmiş Birikimli Temas Stabilizasyon

ÇHİ: Çamur Hacim İndeksi

$ÇHİ_{30}$: 30 Dakikalık Çamur Hacim İndeksi

ÇO: Çözünmüş Oksijen

EPS: Hücre Dışı Polimerik Maddeler

F/M: Substrat/Mikroorganizma

HRT: Hidrolik Bekletme Süresi

İBAAT: İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi

KOİ: Kimyasal Oksijen İhtiyacı

$KOİ_ç$: Çözünmüş KOİ

$KOİ_k$: Koloidal KOİ

$KOİ_p$: Partiküler KOİ

$KOİ_t$: Toplam KOİ

LB-EPS: Gevşek Bağlı EPS

LMH: l/m^2.saat

MBR: Membran Biyoreaktör

MEC: Mikrobiyal Elektroliz Hücreleri

MFC: Mikrobiyal Yakıt Hücreleri

MLVSS: Karışık Sıvıda Uçucu Askıda Katı Madde

OLR: Organik Yükleme Hızı

OTH: Oksijen Tüketim Hızı

ÖÇT: Ön Çöktürme Tankı

PAK: Poli Alüminyum Klorür

PBS: Fosfat Tampon Çözeltisi

SÇT: Son Çöktürme Tankı

S-EPS: Çözünmüş EPS

SMP: Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler

SOR: Standart Oksijen İhtiyacı

SOTH: Spesifik Oksijen Tüketim Hızı

SRT: Katı Bekletme Süresi

TB-EPS: Sıkı Bağlı EPS

TN: Toplam Azot

TP: Toplam Fosfor

UAKM: Uçucu Askıda Katı Madde

UKM: Uçucu Katı Madde

UV: Ultraviyole

VOL: Hacimsel Organik Yük

WAS: Atık Aktif Çamur

YHAÇ: Yüksek Hızlı Aktif Çamur

YHTS: Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Tüm canlı yaşam formlarında olduğu gibi insanların da yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmesi için su vazgeçilmez bir kaynaktır. Ancak insan nüfusunun artması ve metropollerin gelişmesiyle birlikte suya daha da fazla talep olmakta ve bir o kadar da kullanılmış su yani atıksu (200 L/kişi.gün) üretilmektedir. Dünyada içilebilir temiz su kaynaklarının sınırlı olması ve bu kaynakların kirliliklerden uzak tutulması amacıyla kullanım sonucunda oluşan atıksuların temizlenmesi, hastalık yapıcı etkenlerden arındırılarak doğal su çevrimine kazandırılması büyük önem arz etmektedir. Bu amaçlar doğrultusunda uzun yıllardır atıksu arıtımıyla ilgili olarak çeşitli konfigürasyonlarda atıksu arıtma sistemleri geliştirilmiş ve geliştirilmeye devam edilmektedir.

Atıksu arıtımında ayrıştırıcı mekanizma görevi gören aktif biyokütle olarak tabir edilen canlı aerobik mikroorganizmaların yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmeleri, çoğalabilmeleri ve atıksudaki kirleticileri bertaraf edebilmeleri için oksijenli bir ortam sağlanması gerekmektedir. Aktif biyokütlenin çoğalma hızı ve metabolizması çok hızlı olduğundan oksijen tüketim hızları da yüksek seviyelerde seyretmektedir. Haliyle mikroorganizmaların strese girmeden faaliyetlerini sürdürebilmeleri için bulundukları ortamın oksijen konsantrasyonlarını >2 mg/l O_2 seviyelerinde tutmak gerekmektedir. Bu nedenle atıksu arıtma sistemlerinde oksijen sağlama maliyetleri en yüksek gider kalemi olarak öne çıkmaktadır. Oksijen transferi amacıyla kullanılan enerji, mevcut Konvansiyonel Aktif Çamur prosesi (CAS) ile işletilen tesislerde en önemli gider kalemlerinden biri olduğundan enerji tasarrufu sağlayacak yeni proseslerin geliştirilmesi, test edilmesi ve uygulanması kritik bir öneme sahiptir.

Bununla birlikte klasik CAS tesislerinde atıksuda bulunan toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı'nın (KOİ) yaklaşık %25 ila %50'si atık çamur olarak atılır ve çamurların bertaraf

edilmesi sırasında atmosfere önemli miktarlarda karbon emisyonu salınır (Leite vd., 2016; X. Zhang vd., 2024). Çalışmalar, kentsel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonlarının 0,5 ile 2,2 kg-CO_2eq/m^3 arasında değiştiğini belirtmektedir (He vd., 2023; Ranieri vd., 2024). Öyle ki dünyadaki toplam sera gazı emisyonlarının %1-2'sinin atıksu arıtma tesislerinden kaynaklandığı bildirilmiştir (L. Li vd., 2022). Ancak senaryo bazlı bir çalışmada sıfıra yakın karbonlu elektrik kullanıldığında ve optimize edilmiş işletme koşulları varsayıldığında sera gazı emisyonlarının teorik olarak 0,07 kg-CO_2eq/m^3e düşürülebileceği belirtilmiştir (He vd., 2023).

Yüksek yüklü sentetik (Meerburg vd., 2015, 2016) ve düşük yüklü evsel (Rahman vd., 2016) atıksularda bulunan koloidal ve partiküler organik karbon, Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon (YHTS) prosesinin kullanımı ile biyosorpsiyon ve biyokütle büyümesi sayesinde çamur matrisine yüksek oranda yeniden yönlendirilebilmektedir. Böylece, karbonca zengin aktif çamurun çökeltilmesi ve çok miktarda atık çamur oluşturulması sayesinde yüksek miktarda karbon hasadı gerçekleştirilebilmektedir. Uygulanan bu yaklaşımla birlikte, zengin karbon içeriği sayesinde metan potansiyeli yüksek atık çamurun anaerobik çürütme işlemine tabi tutulması sırasında daha fazla enerji eldesi mümkün olabilmektedir (Jenicek vd., 2013). Atıksu arıtma tesislerinde ön çöktürme ve ardından anaerobik çürütme prosesleri enerji nötr atıksu arıtımına katkı sağlayan önemli bir mekanizma olmakla birlikte (Dolejs vd., 2016; Jenicek vd., 2013) atıksuda mevcut bulunan organik karbonun %30'unu oluşturan çözünmüş ve koloidal organik bileşiklerin ön çöktürme prosesindeki giderim potansiyelleri düşüktür (Diamantis vd., 2014; Dolejs vd., 2016).

Rahman vd. (2019) pilot ölçekli bir çalışmada A-kademe Yüksek Hızlı Aktif Çamur (YHAÇ) ve YHTS proseslerini karşılaştırmalı olarak incelemiştir. Çalışmada Katı Bekletme Süresi (SRT) 0,3 gün iken A-kademe ve YHTS proseslerinde karbon hasadı

oranları sırasıyla %43±10 ve %40±7, karbon yeniden yönlendirme oranlarıysa, sırasıyla, %65±11 ve %72±8 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca A-kademede YHTS prosesine kıyasla %32 daha fazla oksidasyon gerçekleşmiştir. Sonuçlar A-kademe ve YHTS prosesleri için karbon hasadı ile karbon oksidasyonu arasında negatif bir doğrusal korelasyon olduğunu vurgulamaktadır. Dolayısıyla, karbon geri kazanımı amaçlandığında karbon oksidasyonunu en aza indirmek gerekmektedir.

Meerburg vd. (2016), sentetik atıksuyla gerçekleştirdikleri laboratuvar ölçekli bir çalışmada YHTS sistemi ile atıksudaki organik maddenin %55'inin geri kazanılarak elektrik enerjisi elde edilebildiğini göstermiştir. Organik madde giderimi, oksidasyon yerine biyoflokülasyon, biyokütle büyümesi ve çökelme gibi mekanizmalar yoluyla gerçekleşmiştir. 0,5 ile 1,3 gün arasında bir SRT, 15 dakikalık bir temas süresi ve 40 dakikalık bir stabilizasyon süresi YHTS prosesi için maksimum enerji geri kazanımında optimum çalışma koşulları olarak tanımlamışlardır. Sarria vd. (2011), evsel atıksudan organik madde ve katıları uzaklaştırmak için Hidrolik Bekletme Süresi (HRT) ve çamur geri devir oranının YHTS prosesinin performansı üzerindeki etkilerini pilot ölçekli bir proseste araştırmıştır. İlgili çalışmada %40'lık çamur geri devir oranı ile HRT temas tankında 0,84 saat ve stabilizasyon tankında 4,11 saat olduğunda, KOİ (%86) ve AKM (%82) giderim verimleri ile organik yük giderimleri (14,05 kg-KOİ/gün) açısından en iyi performans elde edilmiştir. Bu performansı sürdürmek için ortalama 6 gün SRT; 2,13 kg-$BOİ_5/(m^3$.gün)'lük bir Hacimsel Organik Yük (VOL); 0,89 kg-$BOİ_5$/(kg-UAKM.gün)'lük bir Substrat/Mikroorganizma oranı (F/M) ve temas tankında yaklaşık 1000 mg/l ile stabilizasyon tankında yaklaşık 3000 mg/l'lik bir Karışık Sıvıda Uçucu Askıda Katı Madde (MLVSS) muhafaza edilmesi gerektiği vurgulanmıştır.

Yapılan çalışmalardan anlaşılmaktadır ki, atıksudaki enerjinin ana kaynağı olan organik maddeyi oksitlenmeden geri kazanabilmek esas yoğunlaşılması gereken konudur.

Bu sebeple CAS sistemlerinde de kullanılan ön çöktürme yapılarının YHTS proseslerinde kullanılması önem arz etmektedir. Literatürdeki YHTS proseslerinin çoğu ön çöktürme olmaksızın çalıştırılmıştır (Fu, Li, Fu, Zhang, vd., 2024; Meerburg vd., 2015). Atıksulardan enerji geri kazanımı amaçlandığında organik maddelerin geri kazanımının artırılması gerektiğinden YHTS prosesinde de ön çöktürme kullanılması avantajlı olacaktır. Bunun nedeni çökelebilir organik bileşiklerin kolayca geri kazanılabilmesi, üretilen çamurun organik madde içeriğinin ve metan üretim potansiyelinin yüksek olmasıdır (Boiocchi vd., 2023). Ön çöktürme tankı enerji tüketimi olmadan KOİ'nin %25-50'sinin geri kazanılmasını sağlar ve geri kazanılan organik maddeler doğrudan metana dönüştürülebilir.

Ön çöktürme yapısı fiziksel bir arıtım gerçekleştirmesi nedeniyle belli bir süre bekletilen atıksuyun içerisindeki nispeten büyük ve çökebilen Partiküler KOİ'nin ($KOİ_p$) sistemden uzaklaştırılmasını sağlamaktadır. Nitekim çökelemeyen $KOİ_p$ ve Koloidal KOİ ($KOİ_k$) gibi diğer KOİ bileşenlerinin de biyolojik arıtım safhasına gitmeden çamur fazında geri kazanılabilmesi oksidasyon havuzlarına gidecek KOİ yükünü azaltmakla birlikte okside edilmelerinin de önüne geçmiş olmaktadır. Bu amaçla ön çöktürme yapılarına çeşitli kimyasal koagülantlar eklenerek çökelme verimi artırılmaktadır. Ancak bu durum tesis işletimi sırasında ilave maliyet getirmektedir. Bununla birlikte Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme (CEPT) prosesi, klasik ön çöktürme prosesi ve A-kademe prosesi çamurlarının enerji içeriğinin karşılaştırıldığı bir çalışmada CEPT çamurunun çürütülmesi sırasında birincil çamurunkinden %30 daha düşük metan verimi elde edilmiştir (245 ml-CH_4/g-UKM) (Abdelrahman vd., 2023). Çalışmalar organik maddelerin eklenen kimyasallarla oluşan flokların içine hapsolduğunu, bakteri ve enzimlerin flokların içlerine ulaşamadığını ve dolayısıyla CEPT çamurunun parçalanabilirliğinin azaldığını bildirmektedir (Kooijman vd., 2017; L. Lin vd., 2017).

Literatürde ön çöktürme prosesinin giderim performansını artırmanın yanı sıra oluşacak çamurun parçalanabilirliğini olumsuz yönde etkilemeyecek bir alternatif olarak ön çöktürme yapılarına aktif çamur geri devrinin yapıldığı çalışmalar umut vericidir. Nitekim 30 dakika havalandırılmış bir aktif çamurun geri devrettirildiği bir çalışmada %51 AKM ve %40 KOİ giderim verimi elde edilirken, aktif çamur geri devri olmadığında bu oranlar sırasıyla %46 ve %30 olarak bulunmuştur (Huang & Li, 2000). Böylelikle AKM ve KOİ giderimlerinde sırasıyla yaklaşık %11 ve %35 oranında iyileşme görülmüştür. Aynı çalışmada aktif çamurun havalandırılma süresi 60 dakikaya çıktığında ise ön çöktürmede KOİ gideriminin %48'e kadar çıkabileceği vurgulanmıştır. Başka bir çalışmada ise farklı çamur yaşlarına sahip çamurlar ön çöktürme performansını artırmak için kullanılmıştır (Yetis & Tarlan, 2002). En iyi sonuç 8 günlük SRT'ye sahip çamur kullanıldığında alınmış ve AKM giderimi %68'den %95'e çıkmıştır.

Biyolojik arıtmanın temel işlevi sucul ekosistemlerde ötrofikasyona sebep olan biyolojik olarak parçalanabilir organik ve diğer farklı bileşiklerin giderilmesidir (Ruiz-Muñoz vd., 2023). Ancak yüksek enerji tüketimi ve gerekli atıksu deşarj kriterlerini karşılayamama atıksu arıtma tesislerinin önemli problemleri haline gelmiştir (Hamza vd., 2022). Bir arıtma tesisinin güvenilirliğini değerlendirmek için, öncelikle tesisin düzgün çalışması olasılığını, düzgün çalışması halinde çıkış suyunun belirli kriterleri karşılama olasılığını göz önünde bulundurmak gerekir (Eisenberg vd., 2001). Bununla birlikte çoğu arıtma tesisi tasarımında enerji verimliliği yerine atıksu kalite standartlarını karşılamaya odaklanılmaktadır (Sparn & Hunsberger, 2015).

1.1. TEZİN AMACI

Günümüzde çoğu atıksu arıtma tesisinde yalnızca kirletici parametrelerin deşarj standartlarını karşılayacak şekilde arıtılması amaçlanmaktadır. Evsel atıksu arıtımı özelinde ise çoğunlukla konvansiyonel aktif çamur prosesleri kullanılmaktadır. Bu proseste

atıksu muhteviyatındaki organik maddeler aerobik olarak okside edilerek arıtılmaktadır. Oysaki atıksu içerisindeki organik maddelerde arıtım için gerekli olan enerjiden kat kat fazlasının geri kazanım potansiyeli bulunmaktadır. Tez çalışmasının temel amacı ise, atıksudaki organik maddeleri okside etmeden çamur fazında adsorplanmasını ve biyokütle üretimini teşvik ederek organik maddelerin enerji üretimi amacıyla geri kazanılmasını sağlamaktır. Böylelikle enerji içeriği yüksek organik maddelerden enerji geri kazanımının ne düzeyde sağlanabileceği ve enerji nötral ve hatta enerji pozitif bir atıksu arıtma tesisi işletmenin mümkün olup olmadığı detaylı olarak araştırılmıştır.

Son yüzyılda sanayi, bilişim, ulaşım savunma gibi endüstriler gelişmiş ve küresel enerji ihtiyacı her geçen gün arttığından küresel enerji güvenliği ve sürdürülebilirliğini sağlama kritik bir öneme sahip olmuştur. Her sektörde olduğu gibi atıksu arıtımında da enerji tasarruflu sistemlere geçiş, küresel iklim değişikliğini kontrol altına alabilme açısından son derece değerlidir. Literatürde enerji geri kazanımına yoğunlaşan atıksu arıtma tesislerinin araştırılması son yıllarda hız kazanmıştır. Dolayısıyla gelişmekte olan ülkeler arasında olan ülkemizin de enerji ihtiyacı göz önüne alındığında bu tez çalışması ile atıksu arıtımında enerji maliyetlerini düşürecek bir sistemin tasarımı, geliştirilmesi ve işletilmesi hususunda bilgi birikimimiz artmasına katkı sağlanmış olacaktır.

Bu kapsamda tezin amaçlarını aşağıdaki şekilde sıralamak mümkün olacaktır:

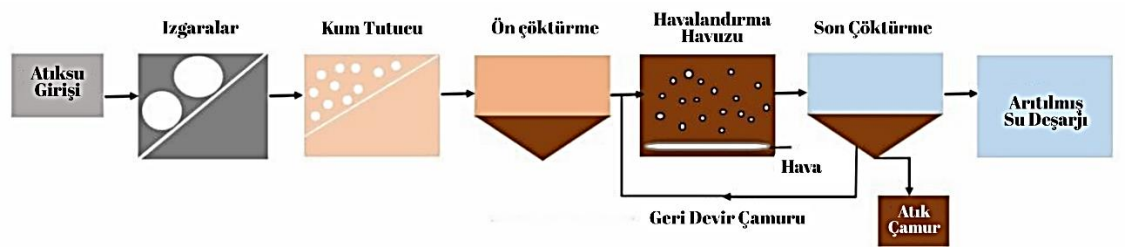
1. Yüksek hızlı temas stabilizasyon (YHTS) prosesinde üretilen yüksek EPS içerikli arıtma çamurunun ön çöktürme tankında biyoflokülant olarak kullanılması ve sonrasında uygulanacak YHTS prosesi ile karbon giderim verimlerinin pilot ölçekli bir tesiste dört mevsim boyunca araştırılması,
2. Ön çöktürme tankına aktif çamur geri devrinin arıtma çamuru ile organik madde geri kazanımına etkilerinin araştırılması,

3. Organik madde içeriği bakımında zengin arıtma çamuru ile anaerobik ortamda üretilecek biyogaz neticesinde elde edilebilecek elektrik enerjisi potansiyelinin araştırılması,
4. Ön çöktürme tankına aktif çamur geri devirli bir YHTS prosesinde SRT, Çözünmüş Oksijen (ÇO) konsantrasyonu, çamur geri devir oranları optimize edilerek en kararlı işletme parametrelerinin detaylı olarak araştırılması,
5. Kimyasal ilaveli ön çöktürme prosesi ile buna alternatif olarak geliştirilmiş aktif çamur ilaveli ön çöktürme işleminin aynı işletme şartlarındaki etkilerinin araştırılması.

1.2. LİTERATÜR TARAMASI

1.2.1. Biyolojik Atık Su Arıtımı

Günümüzde en yaygın olarak kullanılan evsel atıksu arıtma sistemi geleneksel aktif çamur yöntemidir. Bu sistemle atıksularda mevcut bulunan kirlilik yükü bakteriyel metabolik faaliyetler neticesinde okside edilmekte ve kirlilik parametrelerinden büyük ölçüde arındırılmış sular, yönetmeliklerde mevcut deşarj kriterlerini sağlamak koşuluyla deniz, göl ve yer altı gibi alıcı ortamlara deşarj edilmektedir. Klasik bir CAS tesisine ait akım şeması Şekil 1.1'de görülmektedir. Bu tesislerde, gelen atıksu öncelikle kaba ve ince olmak üzere ızgaralardan geçirilerek istenmeyen büyük parçaların tesise girişi engellenmektedir. Sonrasında kum tutucuda kum ve yağlardan arındırılan atıksu ön çöktürme tankına yönlendirilir. Burada çökelebilen katı maddelerin çökeltilmesi sağlanarak tesise giren organik yük miktarının azaltılması amaçlanmaktadır. Bu sayede biyolojik arıtım safhalarında harcanacak olan enerji miktarı da azaltılmış olur. Buraya kadar olan kısım ön arıtım olarak adlandırılmaktadır.



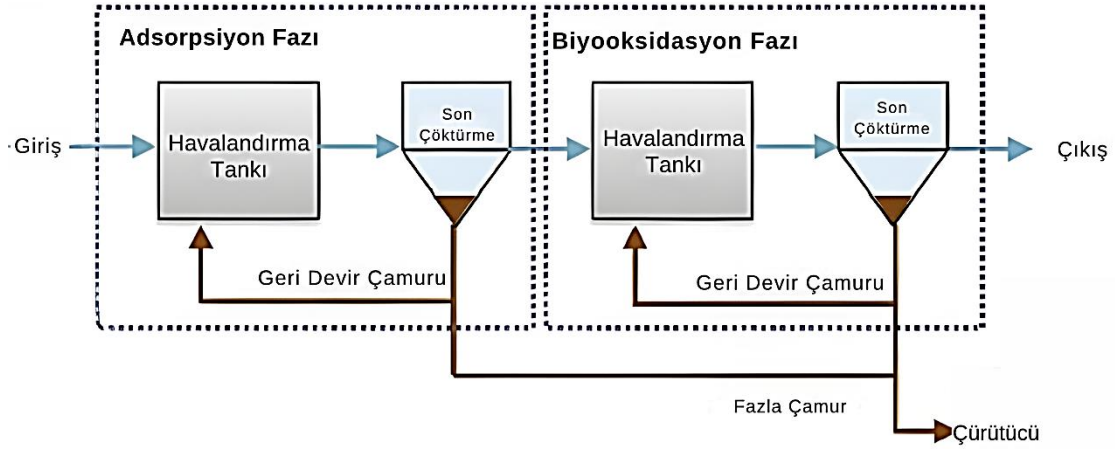
Şekil 1.1. CAS prosesinin akım şeması (Sohail vd., 2023)

Ön arıtımı tamamlanan atıksu, havalandırma havuzlarına alınarak biyolojik olarak parçalanabilen kirleticilerin giderilmesi sağlanır. Bu aşamada havalandırma havuzlarında aerobik, aerobik/anoksik veya anaerobik/anoksik/aerobik gibi çeşitli konfigürasyonlarda işletilerek biyolojik yollarla atıksudan karbon, azot ve fosfor giderimi gerçekleştirilir. Havalandırma işleminden geçen atıksuyun aktif biyokütleden ayrılabilmesi için çamur-atıksu karışımı son çöktürme tanklarında bekletilir. Son çöktürmeden savaklanan arıtılmış atıksular ilave arıtım gerekliyse ilgili ünitelere, değilse deşarj edilir. Çöken çamurun bir kısmı sisteme geri beslenerek tesisin ve dolayısıyla arıtımın devamlılığı sağlanır. Çamur yaşına bağlı oluşan fazla çamur ise atık çamur olarak sistemden uzaklaştırılarak uygun şekilde bertaraf edilir.

Konvansiyonel atıksu arıtma sistemlerinin enerji ve kurulu alan ihtiyaçları yüksek olduğundan son yıllarda enerji maliyetlerini düşürecek ve alanın sınırlı olduğu yerleşim yerlerinde uygulanabilecek yeni arıtım yöntemleri geliştirilmiş ve geliştirilmeye devam edilmektedir. Bu bağlamda Yüksek Hızlı Aktif Çamur (YHAÇ) prosesleri enerji verimli sistemler olarak öne çıkmaktadır. Özellikle nitrifikasyonun gerekli olmadığı büyük ölçekli belediyelerde oluşan atıksular için oldukça cazip proseslerdir (Tchobanoglous vd., 2003). Buswell & Long (1923) tarafından geliştirilen YHAÇ proseslerinde KOİ giderimi için yüksek F/M oranları, daha kısa HRT ve SRT süreleri kullanılmaktadır (J. Jimenez vd., 2015). YHAÇ prosesleri sıcaklığa bağlı olarak genellikle 1 ila 4 gün aralığında SRT ve 2 ila 4 saat arasında HRT ile işletilmektedir (Tchobanoglous vd., 2003). Düşük çamur yaşına adapte olmuş yüksek hızlı bakterilerin faaliyetlerinden yararlanılarak atıksudan partiküler

ve çözünmüş organik karbon bileşiklerini gideren YHAÇ prosesleri enerji tasarruflu prosesler olarak öne çıkmaktadır (J. A. Jimenez vd., 2007). Partiküler ve koloidal KOİ'nin etkili bir şekilde tutulabildiği YHAÇ proseslerinde Çözünmüş KOİ ($KOİ_ç$) giderim verimleri %15-32 seviyelerinde olmaktadır (Shao vd., 2020).

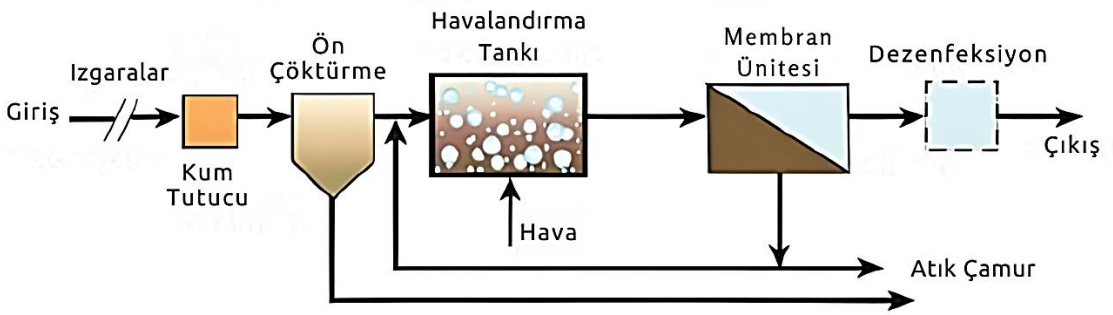
Adsorpsiyon-Biyo-oksidasyon (A-B) prosesi, Temas Stabilizasyon prosesi, Yüksek Saflıkta Oksijenli Aktif Çamur Prosesi gibi çeşitli YHAÇ prosesleri bulunmaktadır. Aşağıdaki şekilde tipik bir A-B Prosesi akım şeması görünmektedir (Şekil 1.2). İlk olarak Ullrich & Smith (1951) tarafından geliştirilen A-B prosesi her bir aşamadan sonra birer çöktürme ünitesi bulunmak üzere yüksek yükte (2–10 g-BOİ/g-UAKM.gün) çalışan bir adsorpsiyon ünitesi ve düşük yükte (<0,1 g-BOİ/g-UAKM.gün) çalışan bir biyo-oksidasyon ünitesinden oluşmaktadır (Modin vd., 2016; Sancho vd., 2019).



Şekil 1.2. Adsorpsiyon-Biyooksidasyon (A-B) prosesi akım şeması (M. Zhang, 2019)

A aşaması ile atıksuda bulunan organik karbonun aktif çamurda bulunan floklara adsorbe olması sağlanarak karbon oksidasyonunun minimize edilerek karbon hasadının artırılması amaçlanmaktadır (De Graaff vd., 2016; Meerburg vd., 2015). A aşamasındaki düşük ve dinamik koşullar hesaba katıldığında mikroorganizmalar sadece hücre içi depolamayla değil, aynı zamanda biyolojik olarak hızlı parçalanabilen KOİ'nin yakalanması ve depolama polimerlerine dönüştürülmesi ile büyüme yerine adsorpsiyona da daha iyi uyum sağlarlar (Sancho vd., 2019).

Atıksu arıtımında son zamanlarda kurulu alan ihtiyacını minimize eden Membran Biyoreaktör (MBR) sistemli arıtım prosesleri de kullanılmaktadır. İhtiyaca göre çeşitli konfigürasyonlarda MBR sistemleri tasarlanabilmektedir. Aerobik, anaerobik, batık veya ayrık sistemli olmak üzere mikrofiltrasyon ve nanofiltrasyon membranlar bu işlemler için kullanılmaktadır. MBR sistemi düzgün işletildiği takdirde çamur kaybı gibi problemler olmazken SRT sonsuz sürede işletilebilmektedir. Ancak küçük gözenek çapına sahip membran ünitelerinde tıkanma problemleri kaçınılmaz olmaktadır. Ayrıca membranlardan filtrasyon yoluyla atıksu süzüldüğünden vakum için gerekli enerji de göz önünde bulundurulduğunda MBR sistemleri tesis büyüklüğü ve çalışma koşulları göz önüne alındığında 0,6-2,3 kWh/m^3 enerji ihtiyacıyla öne çıkmaktadır (Krzeminski vd., 2017). Aşağıda klasik bir MBR prosesinin akım şeması görülmektedir (Şekil 1.3). Genellikle havalandırma ünitesine kadarki tasarım CAS sistemine benzer olarak tasarlanmakla birlikte havalandırma ünitesinden sonra çöktürme yapısı yerine membran ünitesi kurulur. Süzüntü suyu ihtiyaca göre dezenfeksiyon gibi ilave ünitelerde ileri arıtıma tabi tutulabilir.



Şekil 1.3. MBR prosesi akım şeması (Pandey vd., 2014)

Aşağıdaki Tablo 1.1'de farklı biyolojik atıksu arıtma proseslerindeki KOİ giderimlerinin özeti paylaşılmıştır. Tabloda farklı atıksu tiplerinde, SRT, Akı, HRT ve Organik Yükleme Hızlarında (OLR) gerçekleştirilen çalışmalar özetlenmiştir. Tabloya tez çalışmasından elde edilen üç periyodun sonuçları da ayrıca eklenmiştir.

Tablo 1.1. Literatürdeki biyolojik süreçler ile mevcut çalışmada elde edilen KOİ giderimlerinin karşılaştırılması

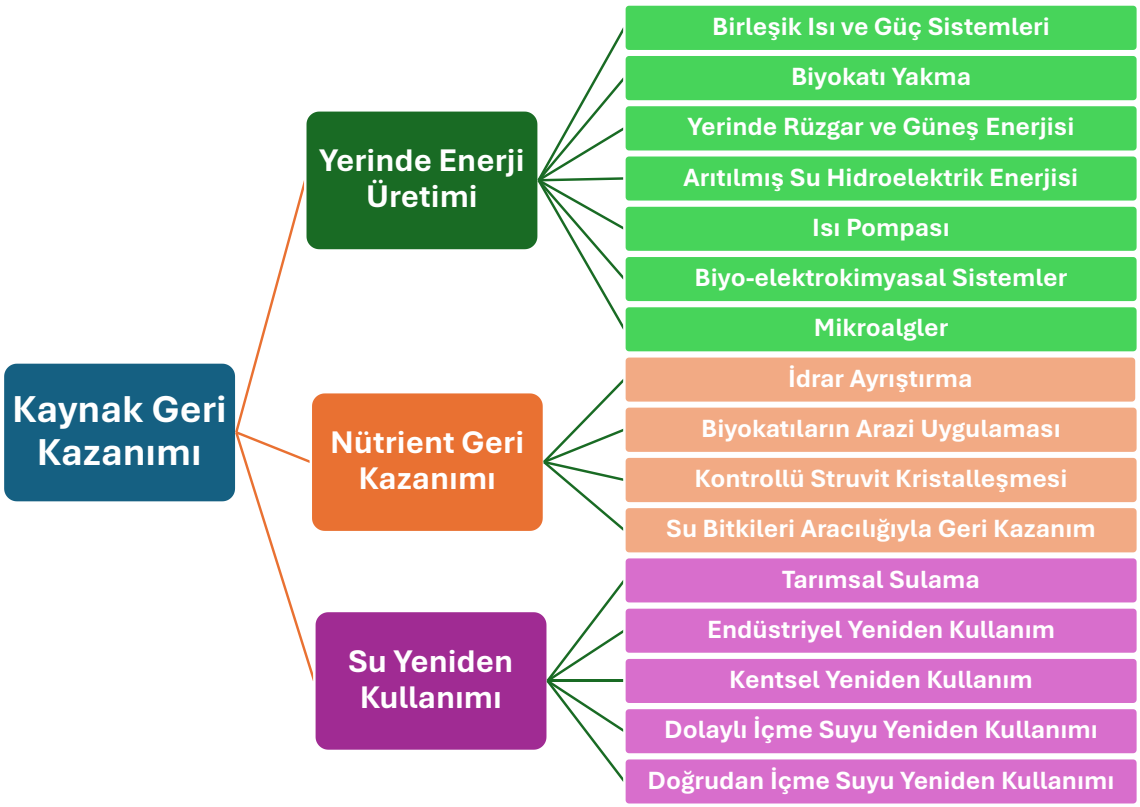
	SRT (gün)	KOİ$_t$ Giderim (%)	SRT/HRT	Akı (LMH)	Membran Tipi ve Por Boyutu (µm)	Atık Su Tipi
Yüksek hızlı MBR						
Yilmaz vd. (2024)	5	92	10	2,3	Hallow fiber – 0,04	Tekstil Endüstrisi Atık Suyu
	3	92		3,8		
	2	92		5,7		
	1	82		11,4		
	0,5	77				
Sözen vd. (2015)	2	93	6	3,75	Hallow fiber – 0,04	Sentetik Atık Su
	1	96	3			
	0,5	93	1,5			
El-Fadel vd. (2018)	20	43	4,8	0,58	Hallow fiber - 0,03	Leachate
	15	19	3,6			
	10	18	2,4			
	5	15	1,2			
	20	51	4,8	5,4	Flat sheet - 0,2	
	15	34	3,6			
	10	18	2,4			
	5	14	1,2			
Faust vd. (2014)	5	93	171,4	15	Flat sheet - 0,2	Belediye Atık Suyu
	1	90	34,3			
	0,5	90	17,1			
	0,25	88	8,6			
	0,125	88	4,3			
Akanyeti vd. (2010)	1	87	20	9,25	Flat sheet - 0,1	Belediye Atık Suyu
	0,5	83	10	8,76		
	0,25	77	5	7,79		
Hernández Leal vd. (2010)	0,2	72	3	2,25	Flat sheet - 0,1	Gri Su
	0,4	73	9,6	3,58		
	1	77	12,6	2,61		
YHAÇ						
	SRT (gün)	**KOİ$_t$ Giderim (%)**	**HRT (saat)**	**OLR (kg-KOİ/m^3.gün)**	**ÇO (mg/l)**	**Atık Su Tipi**
Carrera vd. (2022)	2,1	79	3	3,2	2	Ön Çöktürme Çıkış Suyu
	1	76		2,3		
	0,6	65		2,6		
Taboada-Santos vd. (2020)	0,9	87	2	4,5-9	3-3,5	Belediye Atık Suyu
Guven vd. (2019)	0,19	37	1	11,4	0,44	Belediye Atık Suyu + Yemek Atığı
	0,24	54	1	17,6	0,35	Belediye Atık Suyu
	0,15	49	0,5	20,6	0,36	Belediye Atık Suyu
Trzcinski vd. (2017)	0,52	40-70	2	74,5	0,2	Belediye + Endüstriyel Atık Suyu
	0,21	20-80		89,9	0,4	
	0,2	75		145,2	0,7	
	0,16	75		154,3	1	
	0,31	45		68,4	0,5	
	0,24	40-70		66	0,4	
YHTS						
	SRT (gün)	**KOİ$_t$ Giderim (%)**	**Temas Süresi (dk)**	**Stabilizasyon Süresi (dk)**	**Temas Havalandırması**	**Atık Su Tipi**
Rahman vd. (2016)	0,8	61	86	32	Düşük (<0,7 mg/l)	CEPT Çıkış Suyu
	0,4	52				
	0,7	58	97	33		
Meerburg vd. (2015)	1	40	20	20	-	Sentetik Atık Su
	1,1	40	5	35		
Wang vd. (2022)	2	55	15	40	-	Sentetik Atık Su
Rahman vd. (2019)	0,3	55	10	20	+	Ham Atık Su
	0,22	57				
	0,16	59				
Rahman, Mosquera, vd. (2017)	0,3	52	10	20	+	Belediye Atık Suyu
	0,3	43	10	20	-	
	0,52	29	30	9,5	+	CEPT Çıkış Suyu
	1,73	61	30	86	+	
	0,69	52				
	0,75	41	30	104	+	
Tez Çalışması*	0,54	66	24	72	+	Ön Çöktürme Çıkışı Belediye Atık Suyu
	0,88	71	23	72		
	2,15	73	47	143		

*Tez çalışması ön çöktürme prosesi ile modifiye edilmiş YHTS prosesidir. Diğer proseslerle karşılaştırma yapılabilmesi bakımından ön çöktürme sonrasındaki biyolojik YHTS prosesinin giderim verimleri verilmiştir. Burada tüm sonuçlar verilmemiş olup seçilen 3 periyot sunulmuştur. Tezin ilgili bölümlerinde tüm veriler detaylı olarak sunulmuştur.

Tablodan görüldüğü üzere YHAÇ proseslerinde SRT 0,15 ila 2,1 gün arasında değişirken %20 ile %87 arasında değişen Toplam KOİ ($KOİ_t$) giderimleri elde edilmiştir (Tablo 1.1). MBR proseslerinde 0,125 ile 20 gün arasında değişen SRT'lerde %14 ile %96 arasında değişen $KOİ_t$ giderimleri rapor edilmiştir. YHTS proseslerinde ise SRT 0,16 ile 1,73 gün arasında değiştiğinde %29 ile %61 arasında farklı $KOİ_t$ giderimleri elde edilmiştir. Tez çalışması kapsamında ise 0,54 ile 2,15 gün arasında değişen SRT'lerde %73'e varan $KOİ_t$ giderimi elde edilmiştir. Dolayısıyla diğer çalışmalara kıyasla mevcut çalışmadaki YHTS prosesinde daha kısa temas ve daha uzun stabilizasyon sürelerinde yaklaşık %20 oranında daha iyi bir $KOİ_t$ giderimleri elde edilmiştir.

1.2.2. Atıksu Arıtma Tesislerinde Kaynak Geri Kazanım Yöntemleri

Atıksu arıtma tesislerinde yerinde enerji üretimi, nürtient geri kazanımı ve arıtılmış atıksuyun yeniden kullanımını içeren kaynak geri kazanım yöntemleri mevcuttur (Mo & Zhang, 2013). Özellikle atıksuyun sahip olduğu organik içeriğinden ve ısısından ya da arıtma tesislerinin hidrolik akışları ve sahip olduğu geniş alanların sağladığı imkanlardan faydalanarak yerinde enerji üretmek mümkün olabilmektedir. Ayrıca atıksuda mevcut olan karbon, azot, fosfor gibi gübre özelliği bulunan elementlerin ayrıştırılmaları sayesinde nürtient geri kazanımı elde edilebilir. Bir diğer geri kazanım yöntemi olan arıtılmış suyun yeniden kullanımı sayesinde içme veya sulama suyu kullanımı gibi ekolojik faydalar elde edilebilmektedir. Aşağıdaki şekilde atıksu arıtma tesislerindeki kaynak geri kazanım yöntemleri şematize edilmiştir (Şekil 1.4).



Şekil 1.4. Atıksu arıtma tesislerinde kaynak geri kazanım yöntemleri

1.2.2.1. Yerinde Enerji Üretimi

Atıksu arıtma tesislerindeki mevcut ve ulaşılabilir kaynakları kullanarak yerinde enerji üretmek pek tabii mümkündür. Enerji üretmek için kullanılabilecek kaynaklar arasında giriş atıksuda bulunan organik maddeler, atıksu akışının kinetik ya da ısı enerjisi ile arıtma tesisinin bulunduğu geniş araziler sayılabilir. Üretilen enerji, atıksu arıtma tesislerinde enerji maliyetlerini düşürmek amacıyla doğrudan kullanılabildiğinden, en kabul gören geri kazanım yöntemi yerinde enerji üretimidir. Üstelik enerji ihtiyacından daha fazla üretilen enerji sayesinde atıksu arıtma tesislerinin gelir elde eden bir işletmeye dönüşmesi mümkündür. Dahası, yerinde enerji üretimi yalnızca enerji maliyetlerini düşürmekle kalmayıp, atıksudaki tehlikeli kirleticilerin de bertaraf edilmesini ve arıtılmış suyun kalitesinin artırılmasını sağlayabilir (Mo & Zhang, 2013).

Birleşik Isı ve Güç Sistemleri

Birleşik Isı ve Güç Sistemleri (BIGS) anaerobik çürütme sonucu üretilen biyogazı ısı ve elektrik enerjisi üretmek amacıyla kullanılır. BIGS'ler tarafından üretilen elektrik enerjisinin güvenilir ve sürekli olmasına karşın ilk yatırım maliyetleri (yaklaşık 14.000 $/kW) nispeten yüksek olabilmektedir (Mo & Zhang, 2013). Yaklaşık 19.000 m^3/gün atıksu debisinden düşük tesislerde BIGS uygulamalarının ekonomik olmadığı bildirilmiştir (Mo & Zhang, 2013). Burton & Stern (1993) arıtılan 3800 m^3 atıksu başına BIGS'lerin 350 kWh elektrik üretim potansiyeli olduğunu belirtmiştir. Stillwell vd. (2010) Texas genelindeki atıksu arıtma tesislerinin BIGS uygulamalarıyla elektrik üretmeleri halinde ülke genelinde atıksu arıtımında kullanılan elektriğin %27'ye kadar azaltılabileceğini vurgulamıştır. Çalışmalar, BIGS ile üretilen enerjinin Avusturya ve İran'daki bazı atıksu arıtma tesislerinin enerji maliyetlerinin neredeyse tamamını karşılayabildiğini belirtmektedir (Burton & Stern, 1993; Nouri vd., 2006).

Biyokatıların Yakılması

Biyokatı olarak tanımlanan atıksu arıtma tesislerinde üretilen atık çamurların akışkan yataklı veya çok ocaklı fırınlarda yakılmasıyla enerji eldesi bir diğer yerinde enerji üretimi yöntemidir. Bu yöntem sayesinde hem enerji üretilmiş hem de atık çamur hacmi minimum seviyelere indirilerek çamur bertarafı maliyetleri de düşürülmüş olur (Werther & Ogada, 1999). Böylelikle yakma neticesinde susuzlaştırılmış çamurun yaklaşık %10'u kadar stabilize kül elde edilirken, toksik organik bileşenler termal olarak yok edilmiş olmaktadır (Vesilind & Ramsey, 1996). Ayrıca kuru çamurun linyit kömürüne eşdeğer bir kalorifik değeri olduğu belirtilmiştir (Römer, 1991). Biyokatı yakma ile yüksek miktarlarda atık çamurun üretildiği mega kentlerde kolay erişilebilir bertaraf alanlarının yetersizliğinin ve depolama alanlarından kaynaklanan koku problemlerinin önüne geçilebilmesi mümkün

hale gelmektedir (Werther & Ogada, 1999). Nitekim Japonya, ABD, Danimarka, Fransa, Belçika ve Almanya'da atık çamurların sırasıyla %55, %25, %24, %20, %15 ve %14'ü yakma için kullanılmaktadır (Mo & Zhang, 2013; Wang vd., 2008; Werther & Ogada, 1999).

Ancak biyokatı yakmanın, kalıcı çevre kirleticilerinin salınması ve atık çamurların susuzlaştırılması için yüksek yatırım ve enerji maliyetleri gibi dezavantajları da vardır (Mahmood & Elliott, 2006; Wang vd., 2008). Bununla birlikte atık çamurun içeriğindeki su muhteviyatının %30'un altına düşürülemediği takdirde biyokatı yakma işlemi için, yanma yoluyla üretilenden daha fazla enerji gerekmektedir (McCarty vd., 2011). Bununla birlikte, düşük karbonlu ekonomi politikalarının giderek yaygınlaşmasıyla birlikte biyokatılar, yenilenebilir bir enerji kaynağı hâline gelebilir ve karbon kredisi üretme potansiyeli taşıyabilir (Wang vd., 2008). Ayrıca, ortaya çıkan külün yapı malzemelerinin üretiminde kullanılması durumunda, bu yaklaşımlar biyokatı yönetimi için bütüncül bir çözüm paketi sunmaktadır (Wang vd., 2008).

Arıtılmış Su Hidroelektrik Enerjisi

Arıtılmış su hidroelektrik enerjisi, elektrik üretmek için suyun alıcı ortama deşarj edildiği kanallara yerleştirilen türbinleri veya diğer cihazları kullanan bir teknolojidir. Bu sistemle, enerji üretiminin yanı sıra arıtılmış sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunu da artırılabilir (Gaius-obaseki, 2010; Zakkour vd., 2002). Bu yöntemin en temel kısıtı, arıtılmış suyun yatırımı sübvanse edecek kadar kinetik enerji sahip olmasının gerekliliğidir. Dolayısıyla arıtılmış suyun bir hidroelektrik santralini verimli bir şekilde çalıştırabilecek bir basınç ya da akış hızına sahip olması önem taşımaktadır (Gaius-obaseki, 2010). Kaliforniya'daki insan yapımı kanallardaki hidroelektrik enerjisi kapasitesinin yaklaşık 255 MW ve yıllık elektrik üretim potansiyelinin yaklaşık 1100 GWh olduğu tahmin

edilmektedir (Mo & Zhang, 2013). Arıtılmış su hidroelektrik sistemleri ilk olarak 1970-1980 yıllarında New England'da uygulanmış olup, ABD'nin farklı eyaletlerinde başarıyla uygulanmaktadır (Mo & Zhang, 2013).

Rüzgâr ve Güneş Enerjisi

Atıksu arıtma tesisleri geniş ve yerleşim yerlerinden olabildiğince uzak arazileri bakımından rüzgâr ve güneş enerjisinden faydalanabilme açısından son derece elverişli mekanlardır. Yerinde rüzgâr ve güneş enerjisi teknolojisinin en büyük dezavantajları yüksek ilk yatırım maliyetleri ve arıtma tesislerinin konumları ile iklim koşulları olarak sıralanabilir (Mo & Zhang, 2013; Turgeon & Toffey, 2010). Kaliforniya'da 520 kW kapasiteli kapasiteli güneş enerjisi santraliyle atıksu arıtma tesisinin elektrik ihtiyacının %80'inin karşılandığı, Montana'da ise bir atıksu arıtma tesisinde 40 kW kapasiteli bir rüzgâr santralinin kullanıldığı belirtilmektedir (Mo & Zhang, 2013).

Isı Pompası

Isı pompaları elektrik enerjisiyle çalışmakla birlikte, düşük sıcaklıktaki ısıyı geri kazanarak hem ısıtma hem de soğutma amaçlı olarak uygun sıcaklıklarda kullanıma sunmaktadır. Ancak ısı pompalarından geri kazanılan ısı uzun mesafelere iletilemez ve kaynağa yakın yerlerde kullanıma elverişlidir. Isı pompaları en iyi performansta ılıman iklimli bölgelerde çalışmaktadır (Mo & Zhang, 2013).

Isı pompaları genellikle tüketilen birim elektrik enerjisi başına 3-4 birim ısı enerjisi üretmektedirler (Salter vd., 2009). İsveç'in Stockholm kentindeki bir atıksu arıtma tesisinde ısı pompalarında 199.000 MWh elektrik enerjisi kullanılarak 597.000 MWh ısı enerjisi üretilmektedir (Mo & Zhang, 2013). Dünya çapında 500'den fazla atıksu arıtma tesisinde 10-20 kW termal kapasiteli ısı pompaları faaliyette olmakla birlikte Japonya ve bazı

Avrupa ülkelerinde büyük ölçekli bölgesel ısıtmanın uygulandığı rapor edilmiştir (Funamizu vd., 2001; Mo & Zhang, 2013).

Biyo-elektrokimyasal Sistemler

Biyo-elektrokimyasal sistemler, mikroorganizmaları biyokatalizör olarak kullanarak organik maddelerin oksidasyon ve/veya indirgenmesi yoluyla enerji veya değerli ürünler elde etmeyi amaçlayan yenilikçi teknolojilerdir (Foley vd., 2010; Rabaey vd., 2003). Bu sistemler temel olarak Mikrobiyal Yakıt Hücreleri (MFC) ve Mikrobiyal Elektroliz Hücrelerini (MEC) kapsamaktadır. MFC'ler, mikrobiyal metabolik faaliyetler sonucu açığa çıkan enerjiyi doğrudan elektrik enerjisine dönüştürebilmekte ve aynı zamanda konvansiyonel proseslere kıyasla atık çamur miktarını %20'ye kadar azaltabilmektedir (Allen & Bennetto, 1993; Mo & Zhang, 2013; D. H. Park & Zeikus, 2000). Ancak enerji üretimindeki kayıplar, düşük organik madde kullanım hızları ve anaerobik sistemlere kıyasla yaklaşık 800 kat daha yüksek sermaye maliyetleri nedeniyle MFC'ler günümüzde yalnızca pilot ölçekte uygulanabilmektedir (H. Liu vd., 2004; McCarty vd., 2011).

MEC'ler ise MFC'lerden farklı olarak elektrik enerjisi girdisi kullanarak özellikle hidrojen ve metan gibi gazların üretimini hedeflemektedir (Ditzig vd., 2007; H. Liu vd., 2005; Logan & Rabaey, 2012; Rozendal vd., 2008). MEC'ler üzerine yapılan çalışmalar sınırlı olup, şimdiye kadar raporlanan pilot ölçekli uygulamalarda KOİ giderimi yaklaşık %62 ile sınırlı kalmış ve hidrojen geri kazanımı tatmin edici bulunmamıştır (Cusick vd., 2011; Hays vd., 2011). Buna karşın, MFC'lerin yaygın şekilde uygulanması durumunda önemli miktarda fosil yakıt tasarrufu ve çamur bertaraf maliyetlerinde ciddi ekonomik kazanç sağlanabileceği öngörülmektedir (Logan, 2008).

Mikroalgler

Mikroalg teknolojisi, atıksu kullanılarak mikroalglerin yetiştirilmesi, hasat edilmesi ve enerji ürünlerine dönüştürülmesi yoluyla enerji geri kazanımını hedefleyen yenilikçi bir yaklaşımdır (Mo & Zhang, 2013). Yetiştirme aşamasında mikroalgler, atıksudaki inorganik ve organik karbon ile besin maddelerini bünyelerine alarak arıtma yükünü azaltmakta; ayrıca CO_2'yi geleneksel biyoyakıt bitkilerine kıyasla çok daha hızlı kullanabildikleri için önemli bir karbon azaltım potansiyeli sunmaktadır (Kumar vd., 2010; Mo & Zhang, 2013). Ancak mikroalg teknolojisinin atıksu arıtma tesislerine entegrasyonu halen araştırma aşamasında olup, yüksek yetiştirme maliyetleri, hasat, susuzlaştırma ve lipit ekstraksiyonu için gereken enerji ihtiyacı ile optimum mikroalg türü seçimi başlıca zorluklar arasında yer almaktadır (Kumar vd., 2010).

Buna rağmen, mikroalglerin enerji geri kazanımı açısından dikkate değer bir potansiyele sahip olduğu çalışmalarda gösterilmiştir. Nitekim Aresta vd. (2005), atıksu arıtma tesisi çıkış suyunun besin kaynağı olarak kullanıldığı mikroalg gazlaştırmasıyla, ton kuru alg başına yaklaşık 9500 MJ net enerji üretimi elde edilebileceğini rapor etmiştir. Ayrıca, mikroalglerden üretilen biyodizelin sera gazı emisyonları açısından −183 kg CO_2e/MJ gibi negatif bir değer sunduğu bildirilmiş olup, bu durum mikroalg teknolojisinin iklim değişikliğinin azaltılmasında da güçlü bir potansiyele sahip olduğunu ortaya koymaktadır (Groom vd., 2008).

1.2.2.2. Nütrient Geri Kazanımı

Nütrient geri kazanımı, atıksuda bulunan besin elementlerinin toprak düzenleyici veya gübre olarak yararlı kullanımlar için geri kazanılmasını ifade eder. Nütrientler; ham atıksu kaynaklarından, kısmen arıtılmış atıksulardan ve biyokatılar gibi arıtma prosesi yan ürünlerinden geri kazanılabilir. Nütrient geri kazanımı yalnızca fosfat cevherleri gibi doğal

kaynaklara ihtiyacı azaltmakla kalmayıp, dolaylı olarak enerji ve su tasarrufu da sağlamaktadır. Bunun nedenleri arasında, fosil yakıtlara dayalı geleneksel gübrelerin üretimine olan talebin azaltılması ve dolayısıyla bu gübrelerin üretiminde kullanılan enerji ile su ihtiyacının düşürülmesidir. Nürtient geri kazanım yöntemleri; biyokatıların araziye uygulanması, idrar ayrıştırma, kontrollü strüvit kristalleşmesi ve su bitkileri aracılığıyla geri kazanım olarak sayılabilir.

1.2.2.3. Su Yeniden Kullanımı

Su yeniden kullanımı, arıtılmış atıksuyun tarımsal ve peyzaj sulaması, endüstriyel prosesler, tuvalet rezervuarlarının beslenmesi ve yeraltı suyunun beslenmesi gibi yararlı amaçlarla geri dönüştürülmesi yöntemidir. Su yeniden kullanımı sayesinde, aynı miktarlarda içme suyunun temin edilmesi için gereken enerji ihtiyacı azaltıldığından, dolaylı olarak enerji tasarrufu sağlanmaktadır. Ayrıca yeniden kullanılabilecek su miktarı, artan su talebini karşılamak amacıyla deniz suyunun tuzdan arındırılması gibi daha yüksek enerji gerektiren su kaynaklarına olan ihtiyacı azaltmaktadır. Arıtılmış suların ileri arıtım yöntemleriyle dolaylı veya doğrudan içme suyu olarak yeniden kullanımı da mümkündür.

1.2.3. Atık Su Arıtımında Enerji Pozitiflik/Nötral Yaklaşımı

Atıksu arıtma tesislerinde enerji tüketimi, çalışma koşulları, tasarım ve atıksu özellikleri gibi parametrelere bağlı olarak 0,1 ila 2,5 kWh/m^3 arasında büyük farklılıklar göstermektedir (Silva & Rosa, 2015). Örneğin, tez çalışmasının yapıldığı şehirde bulunan bir atıksu arıtma tesisinde yapılan bir çalışmada, ortalama enerji tüketiminin 0,33 kWh/m^3-atıksu olduğu bildirilmiştir (Türkmenler, 2017). Çalışmada bahsedilen tesis, tez çalışmasıyla benzer bileşimdeki evsel atıksuları geleneksel aktif çamur prosesi kullanarak arıtmakta ve tez çalışmasıyla karşılaştırma yapabilmek için bir referans sağlamaktadır. Havalandırma, atıksu arıtma tesislerinin enerji tüketiminin yaklaşık %60'ını

oluşturmaktadır (Rosso vd., 2008). Uzun SRT'de, organik maddelerin oksidasyonunun artması ve atık çamurun stabilizasyonu nedeniyle enerji tüketimi artma eğilimindedir. Örneğin, Yilmaz vd. (2023), tekstil endüstrisi atıksularının arıtılması için havalandırma enerji gereksiniminin, 30 günlük SRT'de 0,346 kWh/m^3ten 0,5 günlük SRT'de 0,195 kWh/m^3e düştüğünü bildirmiştir (Yilmaz vd., 2024).

Konvansiyonel aktif çamur prosesi (CAS) ile işletilen atıksu arıtma tesislerinde genel olarak çöktürme ve sonrasında anaerobik çürütme prosesleriyle geri kazanılan enerjiden daha fazlası tüketilmektedir (McCarty vd., 2011). CAS tesislerinde enerji tüketimi genel olarak havalandırma, su iletimi için pompalama ve karıştırıcılardan kaynaklanmaktadır. Klasik bir CAS tesisi gelişmiş ülkelerde toplam enerji tüketiminin %1-5'ini oluşturmakla birlikte CAS tesisinde eşdeğer nüfus başına yıllık 27 kWh enerji tüketilmektedir (L. Li vd., 2022; Meerburg vd., 2016). Bir başka deyişle klasik bir CAS tesisinde birim atıksu başına 0,3-0,8 kWh/m^3 enerji harcanmaktadır (Garrido vd., 2013; Hernández-Sancho vd., 2011; Kadam vd., 2023). Ancak evsel atıksuların kimyasal enerji içeriği bir CAS tesisini işletmek için gereken enerjinin 9 kat fazlasına sahiptir (Meerburg vd., 2016). Bir başka çalışmada 1,5-1,9 kWh/m^3 enerji içeren organik maddelerin oksidasyonundan kaçınılması gerektiği ve böylelikle m^3 atıksu başına 0,3-0,5 kWh havalandırma enerjisinden tasarruf edilebileceği de belirtilmiştir (Faust vd., 2014).

Küresel iklim değişikliğiyle mücadele kapsamında, yüksek miktarlarda enerji harcanan atıksu arıtma tesislerinin enerji nötr ve hatta enerji pozitif sistemlere dönüştürülmesi önemli bir hedef haline gelmiştir (Gu vd., 2017). Bu dönüşüm sayesinde özellikle Avrupa Birliği Yeşil Mutabakatı ve Birleşmiş Milletler Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri başta olmak üzere diğer birçok ülkede de vurgulanan karbon nötrlüğüne ulaşmaya yönelik kapsamlı hedefler hayata geçirilebilir olacaktır (Algaba vd., 2023; Pasquarelli vd., 2024).

Atıksudaki organik bileşiklerin yanmasıyla elde edilecek termal enerji atıksu arıtma tesislerinin işletilmesinde harcanan enerjinin yaklaşık 9-10 kat daha üzerinde olduğu yapılan çalışmalarda bildirilmiştir (Fernández-Arévalo vd., 2017). Dolayısıyla atıksuyun geri kazanılmaya değer bir potansiyel içerdiği ve maliyet etkin geri kazanıma yönelik teknolojilerin geliştirilmesinin geniş jeopolitik etkilerinin olacağı vurgulanmaktadır (Guest vd., 2009). Bu amaçla evsel atıksu arıtımında enerji maliyetlerini düşürmek için oksidasyonu en aza indirerek arıtım gerçekleştirecek ve atıksudan enerji geri kazanımını ön plana çıkaracak yeni proseslerin geliştirilmesi büyük önem arz etmektedir.

1.2.4. Enerji Geri Kazanımında Adsorpsiyonun Önemi

Adsorpsiyon yöntemi; basit tasarımı, kolay işletimi ve yüksek verimliliği dolayısıyla atıksudan kirleticilerin giderimi ve enerji geri kazanımı amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. Karbon bazlı malzemeler, önde gelen adsorbentler arasında yer almaktadır (Lu vd., 2024). Karbon bazlı malzemelerden biri olan aktif karbon, yüksek özgül yüzey alanı ve yüzeyinde bol miktarda oksijen içeren fonksiyonel gruplar bulundurması sayesinde, atıksudaki ağır metallerin (Cu, Cr, Pb, Fe ve Zn gibi) ve sentetik boyaların (metilen mavisi ve malahit yeşili gibi) gideriminde oldukça yüksek adsorpsiyon performansı sergilemektedir (Neolaka, Lawa, vd., 2023; Neolaka, Riwu, vd., 2023). Buna ek olarak, mikroalgler çevre dostu ve sürdürülebilir biyomalzemeler olup, ağır metallere karşı yüksek adaptasyon yetenekleri ve toksisiteyi azaltma kapasiteleri sayesinde atıksudan cıva (Hg) giderimi için ideal bir seçenek olarak değerlendirilmektedir (Kusuma vd., 2024; Lu vd., 2024).

Kentsel atıksuda biyolojik olarak yararlanılabilir organik maddelerin adsorpsiyon yoluyla geri kazanımı açısından aktif çamur adsorpsiyonu da önemli bir potansiyele sahiptir (Lu vd., 2024). Aktif çamur, atıksudaki organik maddelerin biyolojik arıtma sistemine girmeden önce hızlı bir şekilde yakalanıp çamur flokları üzerinde tutunmasını sağlayarak

karbon yakalamayı mümkün kılmaktadır. Böylece organik karbonun mineralizasyonunu en aza indirerek, kısa zincirli yağ asitleri ve metan gibi yüksek katma değerli ürünlerin üretimi için doğrudan anaerobik çürütmeye olanak sağlanmaktadır (Wan vd., 2016).

Her ne kadar aktif karbon ve mikroalglerin de atıksudaki organik maddeler için etkili adsorbentler olduğunu bildiren çalışmalar bulunsa da (Ahmed vd., 2022; Altmann vd., 2016), aktif karbonun hazırlanması genellikle yüksek maliyet gerektiren ve yüksek sıcaklıklarda karbonizasyon ile aktivasyon olmak üzere iki aşamalı bir süreç gerektirmektedir (Neolaka, Riwu, vd., 2023). Mikroalg teknolojisi ise ileri düzey işletme becerileri gerektirmekle birlikte yüksek maliyetli prosestir (Ahmed vd., 2022).

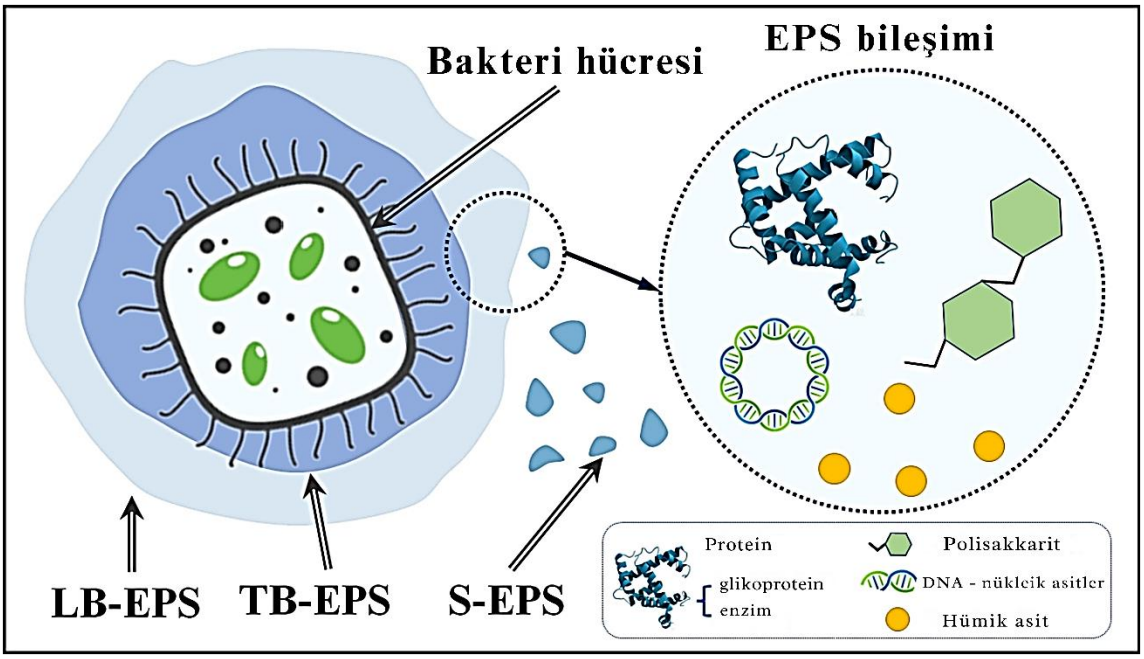
Aktif çamur ise üretimi için ilave hammadde gerektirmeyen, atıksu arıtma tesislerinin biyolojik proseslerinde doğal olarak yetiştirilip çoğaltılabilen bir biyokütle materyalidir. Bu nedenle, aktif çamurun elde edilme ve hazırlanma maliyetleri daha düşüktür. Ayrıca, adsorpsiyon sonrası elde edilen çamur ile, anaerobik çürütücüler vasıtasıyla katma değeri yüksek biyogaz üretilerek enerji geri kazanımı sağlanabilmektedir (Lu vd., 2024). Aktif karbonun yaygın bir geri kazanım yöntemi olan termal rejenerasyon ise yüksek enerji tüketimine neden olmakla birlikte rejenerasyon sonrası aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesi düşmekte ve ikincil çevresel kirlilik riskleri artmaktadır (Gazigil vd., 2023; Zusman vd., 2020).

Bu nedenlerle, organik maddelerin adsorpsiyonu ve geri kazanımı için aktif çamurun kullanılması, çevresel ve ekonomik açıdan daha avantajlı bir seçenek sunmaktadır (Lu vd., 2024). Nitekim aktif çamur adsorpsiyonu ile kentsel atıksudan karbon kaynaklarının %45'e varan oranlarda geri kazanılabildiği gösterilmiştir (Guellil vd., 2001). Gerçek atıksu ve yıkanmış aktif çamurla gerçekleştirilen bir adsorpsiyon çalışmasında 6 g/l aktif çamur dozajında, partiküler+koloidal KOİ gideriminin %70, çözünmüş KOİ

gideriminin ise %22 oranında gerçekleştirildiği bildirilmiştir. Bu yaklaşım, mevcut atıksu arıtma anlayışında bir dönüşüm sağlayarak mineralizasyon kayıplarını azaltmakta, karbon kaynaklarının kullanılabilirliğini artırmakta ve aktif çamurun organik madde içeriğini yükselterek karbonca zengin bir çamura dönüştürmektedir. Böylece, anaerobik çürütme proseslerinde enerji geri kazanım verimliliğinin artırılması sağlanarak, atıksu arıtma tesislerinde "enerji nötrlüğü" ve "karbon nötrlüğü" hedeflerine ulaşılması mümkün olmaktadır (Lu vd., 2024).

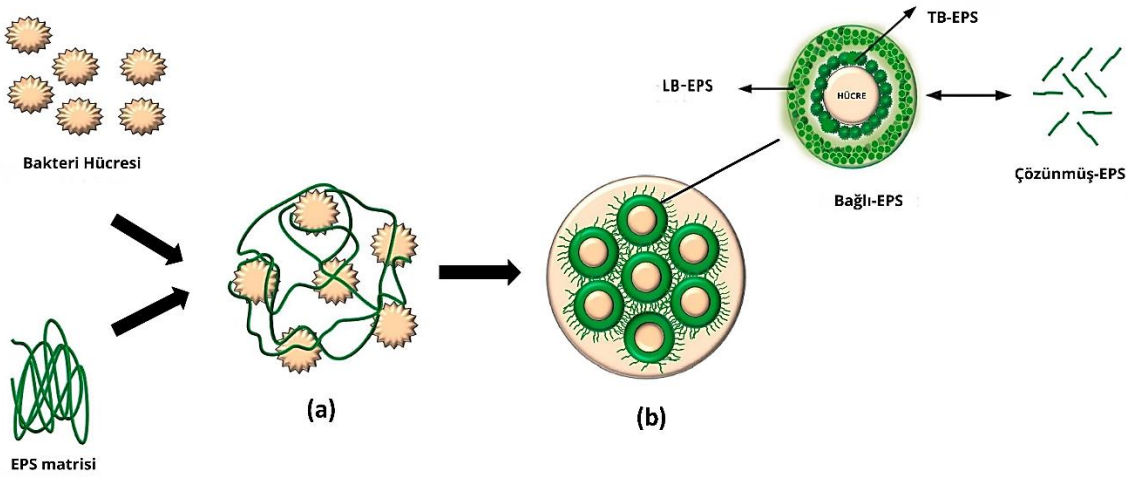
1.2.4.1. Aktif Çamur Adsorpsiyonunda Biyoflokülasyon Mekanizması ve EPS'in Rolü

Hücre Dışı Polimerik Maddeler (EPS) mikroorganizmalar tarafından salgılanan çeşitli biyokimyasallar, hücre yıkımı sonucu açığa çıkan hücresel materyaller veya ortamda bulunan organik maddelerden meydana gelen biyopolimerler olarak tanımlanmaktadır (More vd., 2014). Hem prokaryotik hem de ökaryotik mikroorganizmaların doğası gereği salgıladıkları EPS'ler oldukça viskoz bir yapıda olmakla birlikte biyofilmdeki toplam organik maddenin %50 ila %90'ını oluşturmaktadır (H.-C. Flemming & Wingender, 2001). EPS, hücrelerle olan ilişkisine veya hücreden ekstrakt edilmesinde kullanılan yönteme göre Kapsüler (C-EPS), Çözünmüş (S-EPS), Gevşek Bağlı (LB-EPS) veya Sıkı Bağlı (TB-EPS) olarak sınıflandırılır (More vd., 2014; Sheng vd., 2010). Çözünmüş EPS'ler çözünmüş mikrobiyal ürünler olarak tanımlanmıştır (Laspidou & Rittmann, 2002). Yapısını büyük oranda karbonhidrat, protein ve üronik asitler ile eser miktarda hümik maddeler, yağlar ve nükleik asitlerin oluşturduğu EPS, adsorpsiyon kapasitesi, biyo-bozunabilirlik ve hidrofili/hidrofobite gibi özelliklere sahiptir (H. C. Flemming & Wingender, 2010; More vd., 2014; M. Zhang vd., 2023). EPS'in yapısı ve bileşimi Şekil 1.5'te verilmiştir.



Şekil 1.5. EPS yapısı ve bileşimi (Z. Wei vd., 2024)

EPS, bakteri hücreleri üzerinde adhezyon yüzeyi oluşturarak agregasyonu artırmakla birlikte iyon köprüleme, hidrofobik etkileşimler ve polimer matrislerinin sarmallaşmasıyla hücreleri birbirine sıkıca bağlayarak oluşan hücre kümelerinin çamur floklarına dönüşmesini sağlamaktadır (Ali vd., 2021; Sheng vd., 2010). EPS'in biyoflokülasyon mekanizmasının oluşumu ve EPS kompozisyonu aşağıdaki şekilde şematize edilmiştir (Şekil 1.6).



Şekil 1.6. EPS'in biyoflokülasyon üzerindeki etkisinin grafiksel gösterimi (a) EPS'in bakteri hücrelerini köprüleyerek birleştirmesi, (b) Biyoflokülasyonun oluşumu ve EPS'in yapısal tabakasının daha ayrıntılı gösterimi (Ali vd., 2021)

Hücreler üzerinde biyofilm tabakası oluşumunda önemli rol oynayan EPS, biyofilm sayesinde kütle transferi ile çeşitli metal ve organik/inorganik bileşiklerin adsorplanmasına katkı sağlamakta ve en önemlisi kesme kuvvetine karşı direnç göstererek biyofilme yapısal destek sağlamaktadır (More vd., 2014; Neyens vd., 2004). Karmaşık bir yapıya ve değişken bileşenlere sahip EPS'ler farklı sistemlerde farklı biyoflokülasyon ve çökelme performansına yol açmaktadır (Jiang vd., 2024; Van Winckel vd., 2019). Nitekim EPS'in biyoflokülasyon ve çökelme performansını araştıran çok sayıda çalışma olmakla birlikte farklı çalışmalarda EPS'in biyoflokülasyon ile pozitif veya negatif korelasyona sahip olduğu ya da hiç korelasyona sahip olmadığı belirtilmiştir (X. Y. Li & Yang, 2007; Liao vd., 2001; Urbain vd., 1993; Wilén vd., 2003). Bazı çalışmalarda ise miktarından ziyade EPS bileşimi ve özelliklerinin biyoflokülasyon mekanizması üzerinde daha belirleyici olduğu vurgulanmıştır (Goodwin & Forster, 1985; Liao vd., 2001; H. Wei vd., 2018).

EPS bileşenlerinin çamurun susuzlaştırılabilirliği üzerindeki etkilerinin araştırıldığı çalışmalarda çözünmüş EPS'teki protein miktarı ile çamur filtrelenebilirliği arasında negatif korelasyon rapor edilmiştir (Cao vd., 2016; W. Zhang vd., 2014). X. Y. Li & Yang (2007) ise LB-EPS miktarındaki aşırı artışın flok yapısını zayıflatacağından çamur filtrelenebilirliğini azalttığını belirtmişlerdir. Çalışmalarda EPS'in düşük seviyelerde çamurdaki biyoflokülasyonu artırarak çamur susuzlaştırılmasını kolaylaştırmasına karşın, belirli bir optimum seviyeden sonra EPS miktarının artmasının susuzlaştırmayı olumsuz etkilediği vurgulanmıştır (Houghton vd., 2001; Kang vd., 1989). Bu durumun EPS matrisinin içinde tutulan suyun, bağlanma bölgelerini engelleyip şişirerek biyoflokülasyon mekanizmasının faydasını tersine çevirdiğinden kaynaklandığı belirtilmektedir (Neyens vd., 2004; Wu vd., 2020).

MBR prosesleri gibi bazı sistemlerde EPS üretimi istenmeyen bir sorun olarak görülebilmektedir (More vd., 2014). Özellikle membranların kirlenmesi ve tıkanmasına

sebep olan EPS MBR'nin çalıştırılmasını ve kontrolünü zorlaştırmaktadır (H. Lin vd., 2014). Çalışmalar sadece EPS'lerin özgül filtrasyon direncinin, çamur floklarının özgül filtrasyon direncinden en az 1000 kat daha yüksek olduğunu bildirmektedir (H. Lin vd., 2014; Nagaoka vd., 1996). Yapılan çalışmalarda EPS'lerin membran kirlenme sürecinde diğer kirletici parametrelerin birikmesini kolaylaştırıcı bir taban vazifesi gördüğünü, Çözünmüş Mikrobiyal Ürünlerin (SMP) de EPS'lerin yapışmasına öncülük ettiği bildirilmiştir (Hong vd., 2013; H. Lin vd., 2014).

1.2.5. Enerji Geri Kazanımında Ön Çöktürme Prosesinin Önemi

Ön çöktürme prosesi, atıksudaki organik maddelerin biyolojik prosese girmeden önce fiziksel yöntemlerle ön çöktürme çamuru olarak konsantre edilmesini ve sistem dışına alınmasını sağlamaktadır. Ön çöktürme tankının çalışma prensibi, partiküler maddelerin çökelebilmesi amacıyla yeterli zaman sağlamaktır (X. Liu vd., 2013). Çöktürme tankının geometrik dizaynı (Chero vd., 2019; Patziger, 2016), giriş çıkış yapıları (Jayanti & Narayanan, 2004), bölgesel sıcaklık (Goula vd., 2008; Jover-Smet vd., 2017), akış ve katı yükleme hızları (Patziger & Kiss, 2015; Zhu vd., 2012), hidrolik bekletme süreleri (Jover-Smet vd., 2017), partikül boyut dağılımı (Al-Sammarraee vd., 2009), gibi birçok parametrenin ön çöktürme tankındaki giderim performansını etkilediği belirtilmektedir. Huang & Li (2000) tarafından ön çöktürme ünitesinde 50 µm'den küçük partiküllerin etkin şekilde giderilemediği, etkin bir giderim için partiküllerin bir araya gelerek büyük floklar oluşturmasının teşvik edilerek partikül boyutunun ve çökelme hızının artırılması gerektiği bildirilmiştir.

Atıksuda bulunan organik maddelerin Askıda Katı Madde (AKM) cinsinden %40 ila %60 kadarının tutulduğu ön çöktürme yapılarından sonra geri kalan organik maddeler biyolojik proseslere aktarılmaktadır (Abdelrahman vd., 2023; Tillman, 1991). Ön çöktürme çamuru ile geri kazanılan organik maddeler anaerobik çürütücüler vasıtasıyla biyogaz

üretimi neticesinde enerji geri kazanımında kullanılabilmektedir. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) cinsinden ise %30-35 olan giderim verimi, atıksuyun büyük kısmını oluşturan çökelemeyen çözünmüş veya koloidal BOİ nedeniyle daha yüksek değerlere çıkamamaktadır (Huang & Li, 2000). Ön çöktürme çamurunun kalitesi de anaerobik çürütme aşamasında elde edilecek verimi etkilemektedir. Ön çöktürme tankında çamurun biriktiği bölümdeki farklı katmanlardan alınan örneklerle yapılan bir çalışmada, en dipten alınan örneğin daha yukarıdan alınan örneğe göre %10-15 kadar daha fazla biyolojik olarak parçalanabilir olduğu tespit edilmiştir (Lasaki vd., 2024).

Enerji pozitif bir atıksu arıtımının organik maddelerin tutulumunun en üst seviyede gerçekleştirilmesiyle mümkün olduğu yadsınamaz bir gerçektir. Bu nedenle, organik maddelerin oksidasyon veya kapsamlı biyo-dönüşüm prosesleri yerine adsorpsiyon mekanizmalarıyla depolanabilirliğinin artırılması ve atıksu içindeki enerji potansiyelinin en üst düzeyde geri kazanılabilmesi için mineralizasyondan kaçınılarak organik maddelerin maksimum düzeyde adsorbe edilip enerji geri kazanımına uygun bir formda sistemden uzaklaştırılması gerekmektedir (Demir vd., 2025; Guven vd., 2017; Meerburg vd., 2015; Ozgun, 2019). Bu amaçla ön çöktürme prosesinin verimini artırmak üzere kimyasal ilaveli ön çöktürme prosesi (CEPT), A-B prosesi'nin A aşaması gibi çeşitli prosesler geliştirilmiştir (Wan vd., 2016).

1.2.5.1. Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme (CEPT) Prosesi

CEPT prosesi, ön çöktürme prosesinde koagülasyon ve flokülasyonu geliştirme amacıyla kimyasal madde eklenmesiyle partiküler ve çözünmüş katı maddelerin floklar oluşturarak diğer koloidal ve küçük boyutlu partiküllerin giderimini sağlayan bir prosestir (Neupane vd., 2008). Dong vd. (2019) optimum dozaj olarak belirttikleri 15 mg/l demir klorür ve 0,5 mg/l PAK ilavesiyle ön çöktürme prosesinde %76 $KOİ_t$, %58 $KOİ_ç$, %89 AKM ve %84 toplam fosfor giderimi elde edilebileceğini belirtmişlerdir. Kooijman vd.

(2017) tarafından yapılan bir çalışmada 10 ppm katyonik organik flokülant (Core Shell) ilavesi neticesinde, ön çöktürmede kimyasal ilavesiz duruma göre KOİ, toplam fosfor ve AKM giderim verimleri sırasıyla %66, %120 ve %45 oranında artmıştır. Gerçek atıksuyla CEPT prosesinin simüle edildiği laboratuvar ölçekli jar test yapılan bir çalışmada 8 mg PAK-Al/l ilavesiyle %80 $KOİ_t$, 16 mg PAK-Al/l ilavesiyle %97 PO_4-P giderimi elde edildiği belirtilmiştir (L. Lin vd., 2018).

CEPT çamuru, ikincil çamura kıyasla daha kolay biyolojik olarak bozunabilirken, metal tuzları ve/veya polimer içeriği nedeniyle konvansiyonel birincil çamurdan farklı bir bileşime sahiptir (Ju vd., 2016). Bu bileşimsel farklılıklar anaerobik çürütme performansını doğrudan etkilemekte olup, demir iyonları metanojenik aktivite ve biyogaz üretimini artırırken, aynı zamanda H_2S ve uçucu kükürt bileşiklerinin oluşumunu azaltmaktadır (C. M. Park & Novak, 2013; Ünal vd., 2012). Ancak, yüksek konsantrasyonlarda alüminyum (1000 mg/l $Al(OH)_3$) ve sülfat (150 mg/l K_2SO_4) içeriği nedeniyle metanojenik aktiviteyi inhibe edici özellik göstermekle birlikte, biyolojik katkılar (*Bacilli* = 12 mg/g UKM) ve mikro nütrientler (Fe = 4.5 mg/g UKM, Ni = 0.75 mg/g UKM, Co = 0.45 mg/g UKM, Mo = 0.09 mg/g UKM) bu olumsuz etkiyi giderebilmektedir (Cabirol vd., 2003; Noyola & Tinajero, 2005).

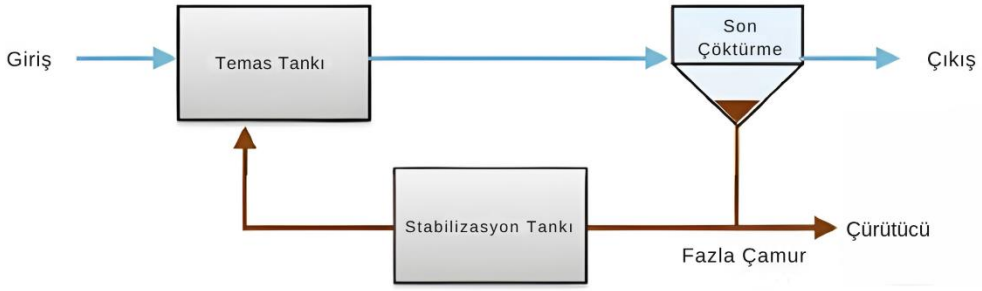
1.2.5.2. Ön Çöktürme Tankına Aktif Çamur İlaveli Prosesler

Son yıllarda, A-B prosesi olarak adlandırılan ve partikül, koloidal ve çözünmüş organik maddelerin yüksek hızda giderilerek daha fazla birincil çamur üretilebilmesini sağlayan sistemler, atıksu arıtma tesislerinin enerji nötral veya pozitif işletilebilmeleri açısından büyük ilgi görmektedir (Dolejš vd., 2021). Bu prosesin geliştirilmiş türevleri günümüzde; biyo-sorptif aktif çamur veya biyoflokülasyon prosesi (Diamantis vd., 2014; Zhao vd., 2000), yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesi (Meerburg vd., 2015; Rahman vd., 2016) ya da Geliştirilmiş Birikimli Temas Stabilizasyon (CoSEA) prosesi (Dolejs vd.,

2016) olarak sıralanmaktadır. Bu proseslerin tamamında, CEPT'te kullanılan inorganik maddeler yerine ileri birincil arıtma için biyoflokülant görevi gören aktif çamur kullanılmaktadır (Araneda vd., 2017). Biyokütlenin sorpsiyon ajanı olarak kullanıldığı ve sıklıkla biyoflokülasyon olarak adlandırılan bu tür proseslerde, 2 günden kısa SRT'ler uygulanmaktadır. Düşük bekletme süresi, EPS üretimini artırmakta olup, biyoflokülasyonun sorpsiyon kapasitesini ve birincil çamurun çökelebilirliğini iyileştirmektedir (Dolejs vd., 2016; Kinyua vd., 2017; Meerburg vd., 2016). Dolejs vd. (2016) tarafından gerçek atıksu kullanılarak gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli deneyler neticesinde aktif çamur ilavesi olmadan %43 olan enerji geri kazanım oranının aktif çamur ilavesiyle %55'e ulaştığı bildirilmiştir. SRT'si 2 gün olan aktif çamurla gerçekleştirilen biyoflokülasyonla geliştirilmiş pilot ölçekli bir ön çöktürme prosesinde, konvansiyonel ön çöktürme prosesiyle karşılaştırıldığında %21 oranında daha fazla enerji üretim potansiyeli olan aktif çamur elde edilerek, atıksudaki organik karbonun yaklaşık %76'sının çamur ile geri kazanıldığı rapor edilmiştir (Dolejš vd., 2021).

1.2.6. Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesi (YHTS)

Enerji içeriği yüksek organik maddeleri okside etmeden ayıran ve sonrasında enerji geri kazanımı için yönlendirebilen Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon (YHTS) prosesleri enerji verimli prosesler olarak son zamanlarda büyük ilgi görmektedir. Yüksek hızlı aktif çamur prosesleri içerisinde yer alan YHTS prosesi, konvansiyonel aktif çamur sisteminin geliştirilmiş bir versiyonudur. YHTS prosesinde aktif çamurun gelişmiş bir biyosorpsiyon kapasitesi göstermesi ve dolayısıyla atıksudan maksimum düzeyde karbon yakalama ve geri kazanım elde edilmesi amaçlanmaktadır (Rahman, Yapuwa, vd., 2017). Bu proses konvansiyonel atıksu arıtma sistemlerinin kapladığı alanı azaltmak ve daha minimal düzeyde bir reaktörde arıtma işleminin gerçekleştirilmesi amacıyla geliştirilmiştir. Aşağıdaki şekilde temas stabilizasyon prosesine ait akım şeması verilmiştir (Şekil 1.7).



Şekil 1.7. Temas stabilizasyon prosesi akım şeması (M. Zhang, 2019)

Şekilden görüldüğü üzere yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesi temel olarak atıksuyun çamurla buluşturulduğu bir temas tankıyla, bu çamurun son çöktürme tankında yoğunlaştırıldıktan sonra stabilize edilmek üzere geri devredildiği bir stabilizasyon tankından oluşmaktadır. YHTS prosesinde aktif çamur, temas tankında bolluk (feast) ve stabilizasyon tankında kıtlık (famine) döngüsüne tabi tutularak EPS) üretiminin ve biyoflokülasyon veriminin artırılması hedeflenmektedir (Meerburg vd., 2016). Bu döngü sayesinde aktif çamurun kıtlık rejiminde kullanabilmesi için bolluk rejiminde organik maddeyi adsorpsiyon ve biyosorpsiyon mekanizmaları ile bünyesinde depolaması teşvik edilmiş olmaktadır (Rahman, Mosquera, vd., 2017). Stabilizasyon tankına gelen aktif çamur içerisindeki adsorplanmış partiküler ve koloidal KOİ'ler ile çözünmüş KOİ havalandırılma sonucunda okside edilmektedir. Bu sayede sonrasında temas tankına yönlendirilen aktif çamurun daha geniş bir adsorpsiyon yüzeyine ve depolama kapasitesine sahip olması sağlanmış olmaktadır (Meerburg vd., 2015; Sarria vd., 2011b). Temas tankında ise atıksu ile karşılaşan yüksek depolama kapasitesine sahip aktif çamur, organik maddelerin önemli bir bölümünü okside edilmeden adsorplayarak Atık Aktif Çamur (WAS) şeklinde geri kazanılmasına aracılık etmiş olur. Böylece biyogaz üretimi için anaerobik çürütücülere gönderilen yüksek organik madde içeren WAS sayesinde enerji geri kazanımı potansiyeli de geliştirilmiş olur (Meerburg vd., 2015).

Temas stabilizasyon prosesi ilk olarak Jones (1919) tarafından tasarlanmış ve patenti alınmıştır. İlerleyen dönemde Ullrich & Smith (1951) tarafından geliştirilmiş ve ilk

defa biyosorpsiyon prosesi olarak tanımlanmıştır. Gujer & Jenkins (1975) tarafından prosesin yükü, sıcaklık ve bekletme süreleri gibi dizayn parametrelerinin çamur üretimi, KOİ giderimi ve oksijen tüketim hızı gibi proses performansı üzerine etkileri araştırılmıştır. Jenkins & Orhon (1972) tarafından temas ve stabilizasyon tanklarındaki büyüme ve bozunma kinetikleri araştırılmıştır. Temas tankındaki 8-10 mg-KOİ/g-UAKM.gün'lük substrat tüketim hızlarında, stabilizasyon tankındaki net bozunma hızının 0,6-0,7 1/gün'lük sınır değerlere ulaştığı bildirilmiştir. Dolayısıyla temas stabilizasyon prosesinde konvansiyonel aktif çamur sistemlerine kıyasla düşük net büyüme hızlarında dahi daha yüksek KOİ giderim verimleri elde edilebileceği anlaşılmaktadır.

Çalışmalarda YHTS prosesindeki karbon yakalama performansı, çamur çökelme performansına, biyolojik çoğalma hızına, oksidasyon hızına ve biyoflokülasyon kapasitesine bağlanmaktadır (Koumaki vd., 2021). Birbiriyle ilişkili olan bu parametreler, doğal olarak aktif çamurdaki mikrobiyal topluluğun yapısını belirleyen SRT ile güçlü bir bağa sahiptir (D. Li vd., 2025). Nitekim Jiang vd. (2024) SRT'nin düşürülmesinin daha gevşek yapılı aktif çamur floklarına, mikrobiyal aktivitenin ve EPS üretiminin artışına yol açtığını belirtmiştir. Aynı çalışmada SRT'nin düşürülmesiyle, özellikle LB-EPS'teki protein miktarlarının arttığı ve buna bağlı olarak çamur çökelme performansının olumsuz etkilendiği vurgulanmıştır. Öyle ki, Fu, Li, Fu, Zhu, vd. (2024) SRT 24 günden 2 güne düşürüldüğünde ÇHİ değerlerinin 44 ml/g'dan 162 ml/g'a yükseldiğini belirtmiştir. Meerburg vd. (2016) ise SRT arttıkça KOİ oksidasyonunun arttığını ve karbon yakalama veriminin düştüğünü raporlamıştır. Başka bir çalışmada ise SRT düştükçe EPS üretiminin arttığı ve buna bağlı olarak biyoflokülasyon ve karbon yakalama verimlerinin arttığı belirtilmiştir (Fu, Li, Fu, Zhang, vd., 2024). Benzer şekilde Gulhan vd. (2022) EPS üretimindeki düşüşün biyoflokülasyonu zayıflattığını ve çıkış suyundaki partiküler

KOİ'nin artmasına sebep olduğunu ve dolayısıyla karbon yakalama verimini düşürdüğünü bildirmiştir.

Aktif çamurdaki flok oluşumu, biyokütle ile atıksudaki partiküller arasında köprüleme yaparak biyopolimer görevi gören EPS'ler aracılığıyla sağlanmaktadır (Van Winckel vd., 2019). Çalışmalar flok oluşumunu etkileyen ana faktörlerden birinin EPS'in toplam miktarının ve protein/karbonhidrat oranının olduğunu vurgulamaktadır (X. Y. Li & Yang, 2007; X. M. Liu vd., 2010; Wilén vd., 2003).

Düşük SRT ile işletilen YHTS proseslerinde yüksek organik yükleme hızlarının, geleneksel yüksek hızlı aktif çamur sistemlerine kıyasla organik madde geri kazanım yüzdelerini daha da arttırdığı varsayılmaktadır. YHTS prosesi sayesinde atıksudan karbon hasadı en üst seviyelere çıkarılarak hem enerji girdisi azaltılmış hem de enerji içeriği yüksek aktif çamur miktarı artırılmış olmaktadır (Rahman, Mosquera, vd., 2017).

1.2.7. Tezin Özgün Değeri ve Literatüre Katkıları

Literatürde daha önceden yapılan çalışmalar değerlendirildiğinde aktif çamur geri devri ile modifiye edilmiş ön çöktürme prosesi içeren yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesi ile gerçekleştirilmiş bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu ilave işletim ile temas ve stabilizasyon tanklarındaki EPS üretim miktarları ve kompozisyonlarının ne ölçüde değişeceği ve ön çöktürme tankına yönlendirilmiş aktif çamurda bulunan EPS'lerin çökme ve karbon geri kazanımına etkisi irdelenmiştir. Tez çalışması kapsamında atıksudaki organik karbon kaynaklarının oksijenli olarak okside edilmeden ya da olabilecek en düşük seviyede okside edilerek biyoflokülasyon ve biyosorpsiyon mekanizmaları ile yoğunlaştırılabilirliği araştırılmıştır. Böylelikle enerjiye ihtiyaç duymadan hatta enerji elde edilerek bir atıksu arıtımı gerçekleştirmenin mümkün olup olmadığı sorusuna cevap aranmıştır.

Tez çalışması kapsamında kullanılan modifiye edilmiş temas stabilizasyon prosesinin akış diyagramı Şekil 2.4'te verilmiştir. Bu proseste YHTS prosesinde üretilen EPS içerikli aktif çamur geri devri ile işletilen ön çöktürme tankında atıksudaki çökelemeyen partiküler ve koloidal KOİ'lerin büyük bir kısmının yumaklaşıp çökelebilirliği araştırılmıştır. Böylelikle çökelemeyen partiküler ve koloidal KOİ gibi diğer KOİ bileşenlerinin de biyolojik arıtım safhasına gitmeden çamur fazında geri kazanılabilmesi temas ve stabilizasyon tanklarına gidecek KOİ yükünü azaltmakla birlikte okside edilmelerinin de önüne geçmiş olmaktadır. Sonrasında ise temas ve stabilizasyon aşamalarında çözünmüş KOİ ve modifiye edilmiş ön çöktürme tankında tutulan koloidal ve partiküler KOİ'lerin geri kalanının hücre büyümesi, oksidasyon ve adsorpsiyon mekanizmalarıyla giderilmesi amaçlanmıştır.

Tez çalışması pilot ölçekte gerçekleştirilmiş deneysel bir çalışma olup, araştırmadan elde edilen sonuçlar sayesinde işletme maliyetlerini düşürmeyi amaçlayan mevcut tesislere de bir rehber oluşturma niteliği taşımaktadır. Bu kapsamda okside olmadan büyük oranda çamur fazında tutulan organik maddeler çöktürme yapılarında yoğunlaştırılarak, yüksek enerji içeriğine sahip arıtma çamuru elde edilebilecektir. Sonuç olarak oluşan çamur anaerobik prosesler vasıtasıyla biyogaz üretiminde kullanılabilecek ve bu sayede enerji geri kazanımı sağlanabilecektir.

Tezin yenilikçi yönleri ve hedefleri ayrıca aşağıda özetlenmiştir:

1. Atıksuda bulunan partiküler ve koloidal KOİ'nin geri kazanılması amacıyla yenilikçi bir yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesi geliştirilmesi,
2. Geliştirilen prosesin pilot ölçekli olarak gerçek atıksu ile gerçek işletme koşulları altında performansının irdelenmesi,

3. Aktif çamur prosesinin ön çöktürme tankına geri devredilmesi suretiyle organik madde geri kazanım veriminin arttırılması,
4. Kimyasal ilaveli ön çöktürmenin kullanıldığı yüksek hızlı temas prosesinin performansının kıyaslamalı olarak irdelenmesi,
5. Önerilen prosese yönelik karbon kütle ve enerji dengelerinin oluşturularak prosesin enerji tüketim ve enerji üretim potansiyelinin ortaya koyulması,
6. Sürdürülebilir, enerji pozitif bir atıksu arıtma prosesi geliştirilmesi ve prosesin pilot ölçekli olarak test edilmesi.

BÖLÜM 2. YÖNTEM

2.1. PİLOT TESİSİN KURULDUĞU ATIKSU ARITMA TESİSİNE AİT BİLGİLER

İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresinin internet sitesine göre Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne (İBAAT) ait bilgiler şu şekildedir (URL1-İSKİ, 2025): "Paşaköy İleri Biyolojik Atık Su Arıtma Tesisi, İstanbul'un en önemli su kaynaklarından biri olan Ömerli Barajı'nı atıksu kirliliğinden korumak amacıyla 2000 yılında günlük 100.000 m^3lük arıtma kapasitesiyle işletmeye alınmıştır. 2009 yılında da aynı bölgede yine aynı kapasiteye sahip 2. kademesi hizmete alınmıştır. Toplam atıksu arıtma kapasitesi 154.000 m^3e çıkarılan tesisin 2. kademesi kapsamında; Çamur Kurutma, Kojenerasyon, Biyofiltre, Kum Filtresi, UV Dezenfeksiyon ve Çıkış Terfi Üniteleri tesis edilmiştir. Tesiste biyolojik nütrient giderimi prensibine göre, atıksuda bulunan karbonun yanı sıra, su kaynaklarında kirliliğe yol açan azot, fosfor gibi besi maddelerinin de giderilmesi sağlanmaktadır. Paşaköy Tesisleri; Ömerli Su Havzası'nda bulunan Sancaktepe, Sultanbeyli ve Çekmeköy ve Maltepe İlçelerinin bir kısmı atıksularını arıtmaktadır."

Şekil 2.1. Paşaköy ileri biyolojik atıksu artıma tesisi havadan görünümü (URL1-İSKİ, 2025)

2.2. PİLOT ÖLÇEKLİ TESİSİN TANITIMI

2.2.1. Tesise Ait Bilgiler, Kurulum ve İşletmeye Alınma Aşamaları

Tez çalışmasının eş danışmanı olan Prof. Dr. Neslihan Semerci'nin yürütücüsü olduğu 120Y160 numaralı Tübitak-1001 projesi kapsamında Paşaköy İBAAT'de inşa edilen pilot ölçekli yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinin genel görünümü aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.2). Pilot tesis, toprak üstüne kurulmuş karbon çelikten yapılan bir dizi seri bağlı ön çöktürme (ÖÇT), karıştırma, temas (T), stabilizasyon ve son çöktürme (SÇT) tanklarından müteşekkildir (Şekil 2.5). Pilot tesise ait tank hacimleri aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 2.1).

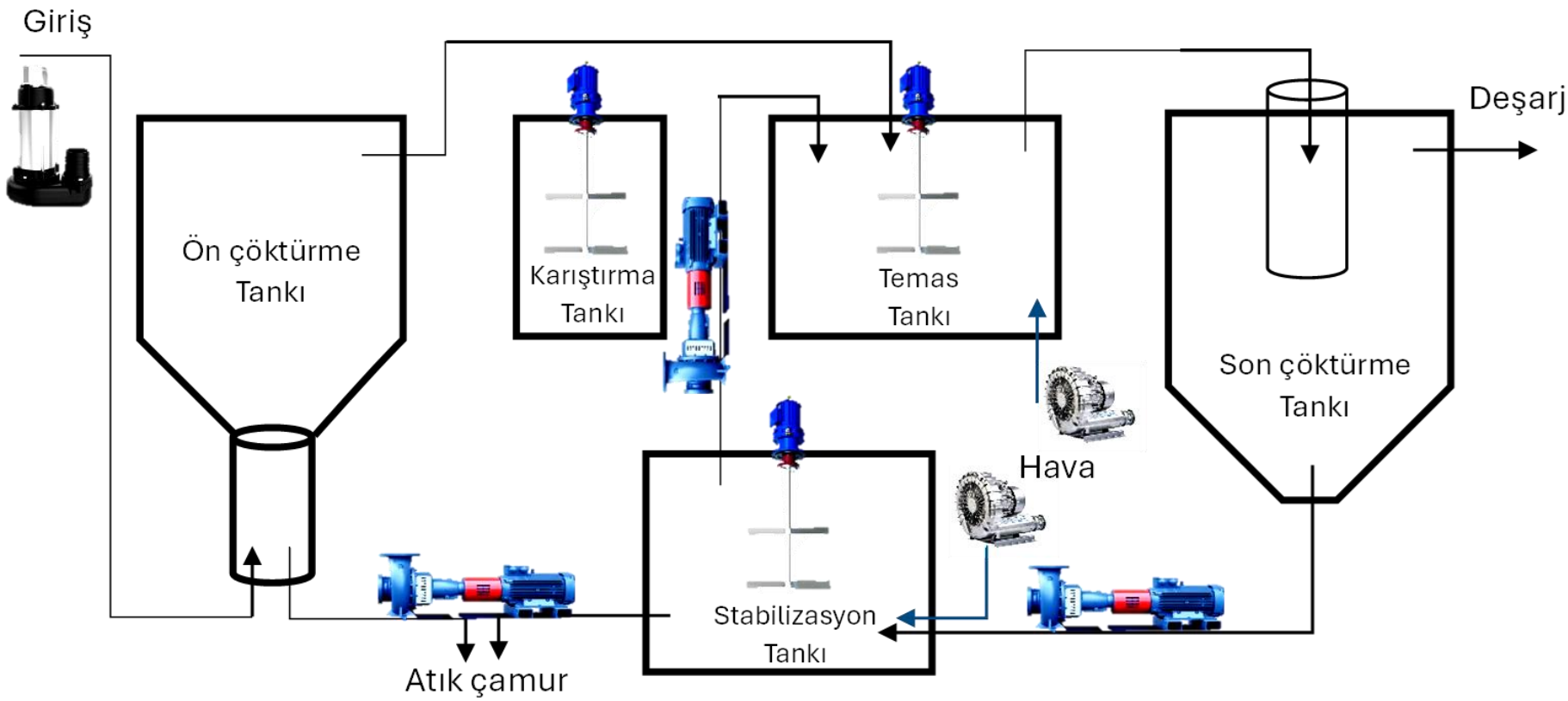
Tablo 2.1. Pilot tesisin tank hacimleri

YAPI	HACİM (l)
Ön çöktürme	1315
Karıştırma	398
Temas	628
Stabilizasyon	805
Son çöktürme	1123

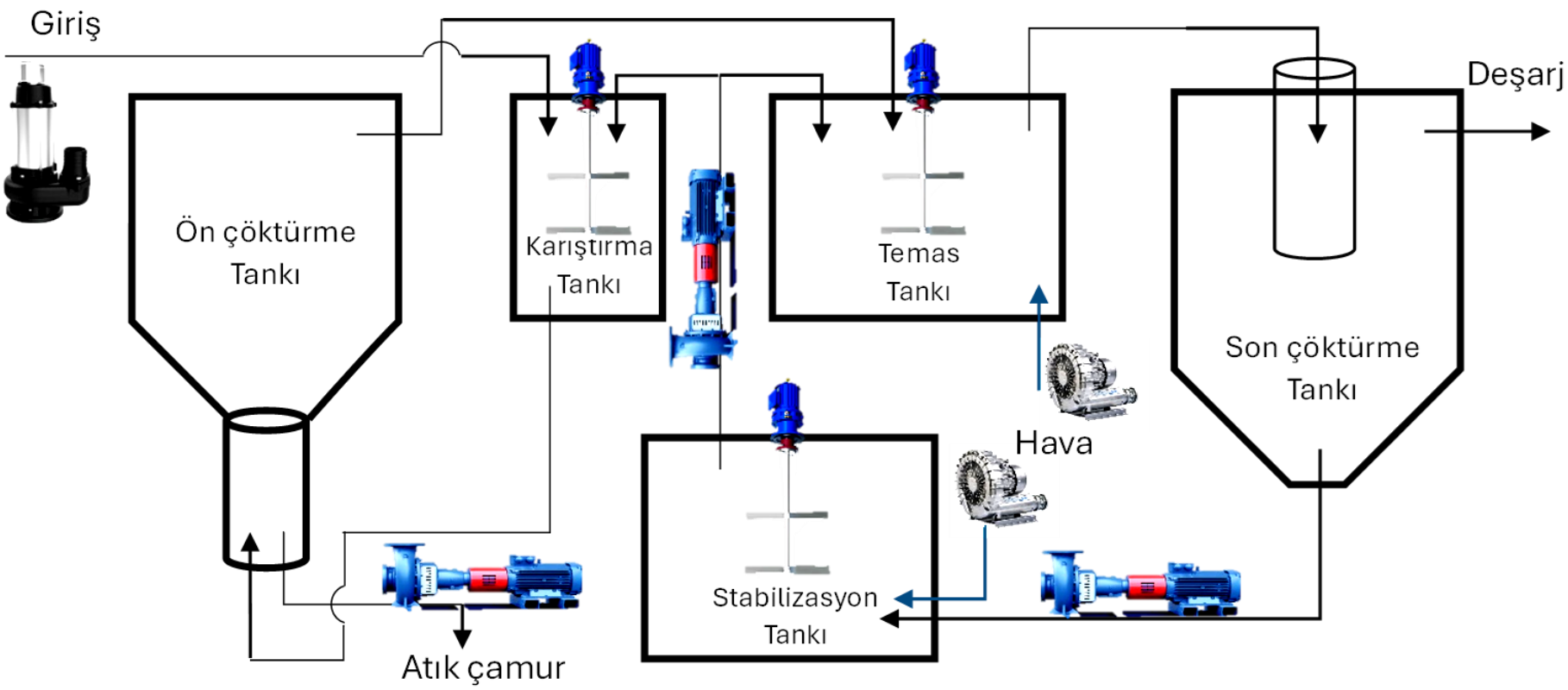
Şekil 2.2. Pilot tesise ait genel görüntü

Pilot tesise ait akış diyagramları aşağıdaki şekillerde sunulmuştur (Şekil 2.3 ve Şekil 2.4). Şekil 2.3'teki akış diyagramında giriş atıksu doğrudan ön çöktürme tankına alınmış, ardından içerisinde bulunan AKM'lerin çökeltildiği atıksu temas tankına yönlendirilmiştir. Atıksu burada stabilizasyon tankından gelen stabilize çamur ile karıştırılmıştır. Sonrasında son çöktürme tankına iletilen atıksu ve çamur karışımı burada bekletilerek durultma işlemine tabi tutulmuştur. Durulaşarak aktif çamurdan ayrılan arıtılmış atıksular savak yapısından geçerek Paşaköy İBAAT'nin parshall kanalına deşarj edilmiş, çökelen aktif çamurlar ise stabilizasyon tankına geri devredilmiştir. Bu şekildeki akışta işletilen periyotlarda atık aktif çamur stabilizasyon tankından, birincil atık çamur da ön çöktürme tankından ayrı şekilde atılmıştır.

Pilot tesisin Şekil 2.4'teki akış diyagramında olduğu gibi işletildiği periyotlarda ise giriş atıksu karıştırma tankına alınmış ve burada stabilizasyon tankından gelen aktif çamurla karıştırılmıştır. Karıştırma tankına yönlendirilen aktif çamur miktarı, her bir periyotta atılması gereken atık çamur miktarı kadar olacak şekilde ayarlanmıştır. Bu şekilde işletilen dönemlerde aktif çamurla karıştırılmış atıksu, sonrasında ön çöktürme tankına yönlendirilmiştir. Ardından çökelmiş atıksu aynı şekilde temas tankında stabilizasyon çamuruyla karşılaştırılmış, ardından son çöktürme tankına ve oradan da savaklanan arıtılmış atıksular parshall kanalına deşarj edilmiştir. Son çöktürme tankında çökelen çamurlar tekrar stabilizasyon tankına geri devredilmiştir. Bu şekilde işletilen periyotlarda atılması gereken çamur miktarının tamamı ön çöktürme tankına gönderildiği için, birincil çamur ve atık aktif çamur karışık bir şekilde ön çöktürme tankından atılmıştır. Kimyasal ilavesinin yapıldığı son periyotta ise karıştırma tankına aktif çamur geri devri durdurularak, bunun yerine, hazırlanan stok kimyasal çözeltisi peristaltik pompa ile dozlanmıştır.



Şekil 2.3. Periyot 1-4, 6 için geçerli olan yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesine ait akış diyagramı



Şekil 2.4. Periyot 5, 7-12 için kullanılan modifiye edilmiş YHTS prosesine ve kimyasal ilaveli işletime ait akış diyagramı

Şekil 2.5. İşletmeye alınmadan önceki pilot tesis görselleri a) Ön çöktürme–Stabilizasyon tankı, b) Stabilizasyon–Karıştırma–Temas tankları, c) Ön çöktürme–Temas tankı boru hattı, d) Karıştırma–Temas–Son çöktürme tankı

Aşağıdaki şekilde pilot tesiste kullanılan tankların iç donanımın işletmeye alınmadan önceki görselleri verilmiştir (Şekil 2.6). Şekilde karıştırma tankının iç yapısı, giriş-çıkış noktaları ve karıştırıcı pervanesi görülmektedir. Aynı şekilde stabilizasyon tankının karıştırıcı pervanesi ve havalandırmada kullanılan difüzörleri paylaşılmıştır. Temas tankının iç yapısı da stabilizasyon tankına çok benzerdir. Şekilde ön çöktürme tankının savak yapısı ve üst kısmında biriken pisliklerin alınması için tasarlanan huni düzeneği ile son çöktürme tankının giriş ve savak yapıları görülmektedir (Şekil 2.6).

Şekil 2.6. Tankların işletmeye alınmadan önceki iç görselleri a) Karıştırma tankı, b) Stabilizasyon tankı, c) Ön çöktürme tankı, d) Son çöktürme tankı

Pilot tesisin kurulumunun takip edilmesi ve gerekli yönlendirmelerin yapılabilmesi için zaman zaman tesise ziyaretler düzenlenmiştir. Aşağıdaki şekilde pilot tesisin kurulumunun takip edilip incelenmesi için tesise gidilen bir günde yapılan çalışmalara ait görsel verilmiştir (Şekil 2.7). Ayrıca pilot tesisin aşılanması ve işletmeye alınması işlemi için tez izleme komitesi üyesi ve tez çalışmasının danışmanları olan Prof. Dr. Erkan Şahinkaya, Prof. Dr. Neslihan Semerci ve Prof. Dr. Barış Çallı ile tesise düzenlenen ziyarette çekilen bir hatıra fotoğrafı aşağıdaki şekilde paylaşılmıştır (Şekil 2.8). Pilot tesise ait diğer detay görseller Şekil 2.9'de verilmiştir.

Şekil 2.7. Pilot tesisin kurulum aşamasından bir görsel

Şekil 2.8. Pilot tesisin aşılanarak işletmeye alındığı güne ait hatıra fotoğrafı

Şekil 2.9. Pilot tesis kurulum görselleri a) Ön çöktürme tankı, b) Tanklar arası iletim hatları, c) Son çöktürme tankı, d) Elektrik–Otomasyon Paneli

Temas ve stabilizasyon tankları 2 adet bağımsız santrifüj tipi blower (Proair A3TDX 226 (17 m^3/saat; 0,75 kW), SİSDOZ, Türkiye) ile havalandırılmıştır (Şekil 2.10). Stabilizasyon, temas ve karıştırma tankları ayrı ayrı 3 adet mekanik karıştırıcı (IMK 55 (80 rpm; 0,37 kW), IMAK, Türkiye) ile karıştırılmıştır (Şekil 2.10). Çamur geri devri ve fazla çamur atma maksatlı 2 adet mono pompa (BN (1 m^3/saat; 0,55 kW), SEEPEX, Almanya) ve ön çöktürme çamurunu atabilmek için de 1 adet oransal vana (A100COM50, PROVAL,

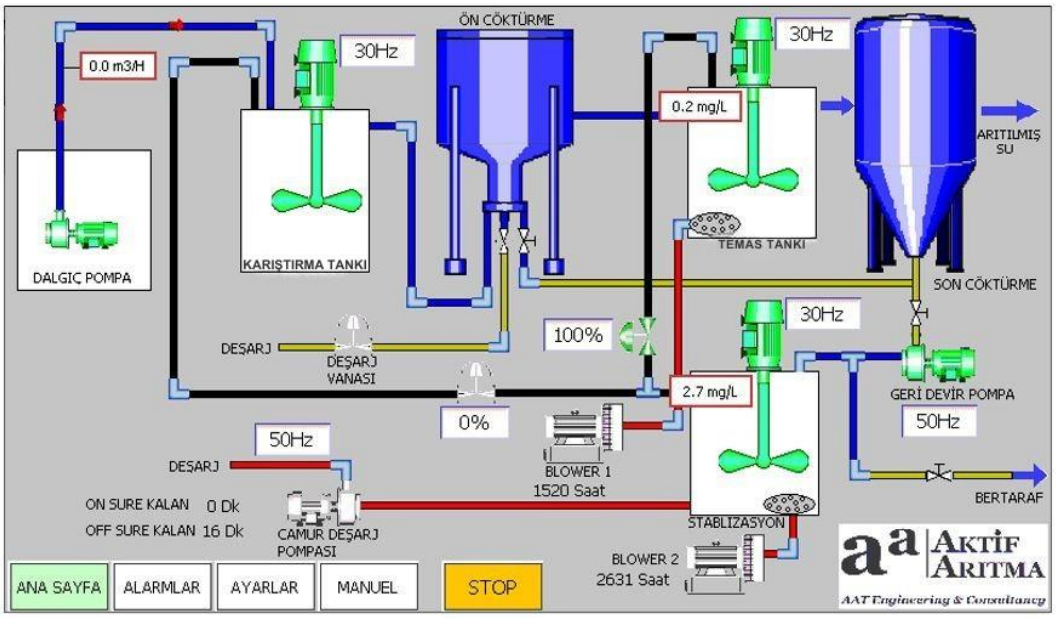
İtalya) kullanılmıştır (Şekil 2.10). Paşaköy İBAAT kum tutucu havuzu çıkışından pilot tesise atıksu girişi için 1 adet dalgıç pompa (DOMO15 (0,75 kW), LOWARA, İtalya) kullanılmıştır (Şekil 2.10).

(a) (b) (c) (d) (e)

Şekil 2.10. Pilot tesisteki ekipmanların görselleri a) Blower, b) Mekanik karıştırıcı, c) Mono pompa, d) Oransal vana, e) Dalgıç pompa

Tesisin uzaktan kontrol edilebilmesi ve izlenebilmesi için otomasyon sistemi entegre edilmiş ve kamera sistemi kurulmuştur. Böylelikle pilot tesiste meydana gelebilecek teknik bir sorunun erkenden tespit edilip müdahale etme imkânının olması sağlanmıştır. Bu sayede tesisin operasyon süresince minimum problem ile işletilmesi amaçlanmıştır. Otomasyon programına ait bir görsel Şekil 2.11'de verilmiştir. Pompaların, blowerların ve mikserlerin çalışma süreleri, oransal vanaların açıklık yüzdeleri ve elektrikli

aksamların çalışma durumları bu otomasyon programı üzerinden ayarlanmıştır. Yine aynı şekilde havalandırma tanklarının oksijen konsantrasyonları da bu program üzerinden girilen değerleri sağlayacak şekilde blowerların çalışıp durması ile ayarlanmıştır. Uzaktan izleme kamera programına ait görseller ise Şekil 2.12'da sunulmuştur.



Şekil 2.11. Pilot tesis otomasyon programı ekranı

Şekil 2.12. Pilot tesisin uzaktan izleme kamera görselleri

Pilot tesisin ekipman ve yazılım kontrollerinin yapılması amacıyla tanklar musluk suyuyla doldurularak test edilmiş olup herhangi bir teknik ve fiziksel sorun olmadığından emin olunmasının akabinde tesis işletime alınmıştır. Stabilizasyon tankının içerisinde

halihazırda mevcut bulunan su, Paşaköy İBAAT'deki ikinci kademe havalandırma tankından alınan 30 litrelik aktif çamur ile aşılanarak tesis işletimine başlanmıştır (Şekil 2.13). Pilot tesise giriş atıksuyu Paşaköy İBAAT'nin ikinci kademe kum tutucu çıkış noktasından dalgıç pompa ile alınmıştır. Kum tutucu yapısına ait görseller aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.14). Tesise alınan atıksuyun debisi atıksu alım noktasındaki dalgıç pompadan sonraki 2 adet vana ile fazla debiyi geri verme yöntemiyle ayarlanmıştır (Şekil 2.15).

Şekil 2.13. Pilot tesisin aktif çamur ile aşılanma anı

Şekil 2.14. Paşaköy İBAAT kum tutucu ünitesine ait görseller

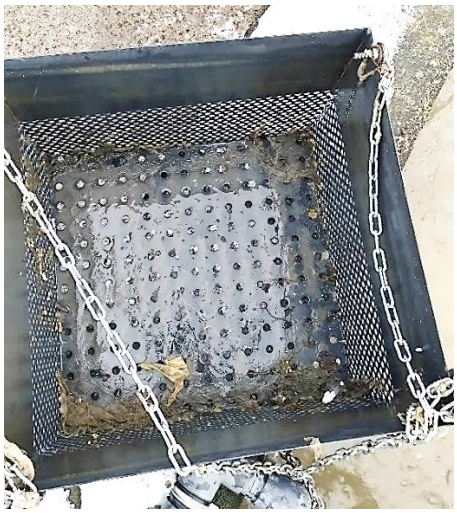
İlk iki haftalık süreçte tesisin otomasyon, pompa, debimetre ve vanalarının sorunsuz çalışıp çalışmadığı hakkında denemeler ve kontroller gerçekleştirilmiştir. Start-up adını verdiğimiz bu dönemde debimetre hattının çapının küçük olması sebebiyle debimetrenin giriş atıksuyla gelen büyük boyutlu pisliklerle tıkandığı ve su geçişine izin vermediği görüldüğünden debimetre hattı by-pass edilip, atıksu önceden inşa edilmiş olan by-pass hattı üzerinden tesise alınmaya başlanmıştır (Şekil 2.15). Debimetre by-pass edildiğinden dolayı tesise alınacak atıksuyun debisi, son çöktürme tankı çıkış suyunun ölçülü bir kaba süre tutularak doldurulmasıyla ve dalgıç pompanın çekiş yaptığı alanda bulunan by-pass vanalarının açıklıklarının ayarlanmasıyla kontrol edilmeye başlanmıştır.

(a) (b)

Şekil 2.15. a) Pilot tesis giriş atıksu ilk alım noktası, b) Giriş debimetre ve by-pass hattı

Debimetre hattının by-pass edilmesi, su iletim hatlarında oluşan tıkanıklıkların çözümünde yeterli olamamış ve tesise gerekli debide atıksu alınamadığı görülmüştür. Nihayetinde pilot tesise atıksu alınan dalgıç pompanın bulunduğu Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış bölgesinde atıkların birikerek zaman zaman tıkanıklığa yol açtığı fark

edilmiştir (Şekil 2.15). Pompanın daha iyi çalışmasını sağlamak için emme hattının yeri değiştirilerek akışın daha hızlı olduğu bir noktaya taşınmıştır. Bu da yeterli gelmeyip elekli bir su alma haznesi inşa edilip dalgıç pompa bu haznenin içerisine yerleştirilmiştir (Şekil 2.16).



Şekil 2.16. Elekli su alma haznesi

Elek yapısı pompanın ağırlığıyla su yüzeyinde kalmayıp suya batmakta ve tıkanmaya sebep olan atıkların da yüzer vaziyette olmasından dolayı atıkların elek yapısının içerisine girmesi engellenememiştir. Elek yapısını asmak suretiyle su yüzeyinden yukarıya sabitlemek de kum tutucu su seviyesinin sabit olmamasından kaynaklı pompanın susuz çalışıp arızalanmasını önlemek amacıyla tercih edilmemiştir. Sonuç olarak boş bidonların bağlanmasıyla elekli su alma yapısının yüzdürülmesi yoluna gidilmiş ve sorunlar büyük oranda engellenmiştir (Şekil 2.17).

Şekil 2.17. Elekli su alma yapısı ve yüzdürülmesi

Ön çöktürme çamuru ilk haftadan itibaren haftada üç kere tesise gidildiğinde boşaltılmaya başlanmıştır. Ön çöktürme çamuru, deşarj hattı geri devir hattına bağlı olduğundan (Şekil 2.18) çamur boşaltılacağı zaman geri devir pompası ve son çöktürme tankı vanaları kapatılarak aynı hat üzerinden ön çöktürme çamuru cazibeyle boşaltılmıştır. Çamurun bittiği görüldüğünde atım durdurularak sistemin rutin şekilde çalışması sağlanmıştır. Geri devir hattı pompası, sürekli çalışmaması için otomasyon üzerinden 30 dakika çalışıp 10 dakika dinlenecek şekilde ayarlanmıştır.

Şekil 2.18. Ön çöktürme çamuru deşarj hattının da bağlı olduğu geri devir hattı

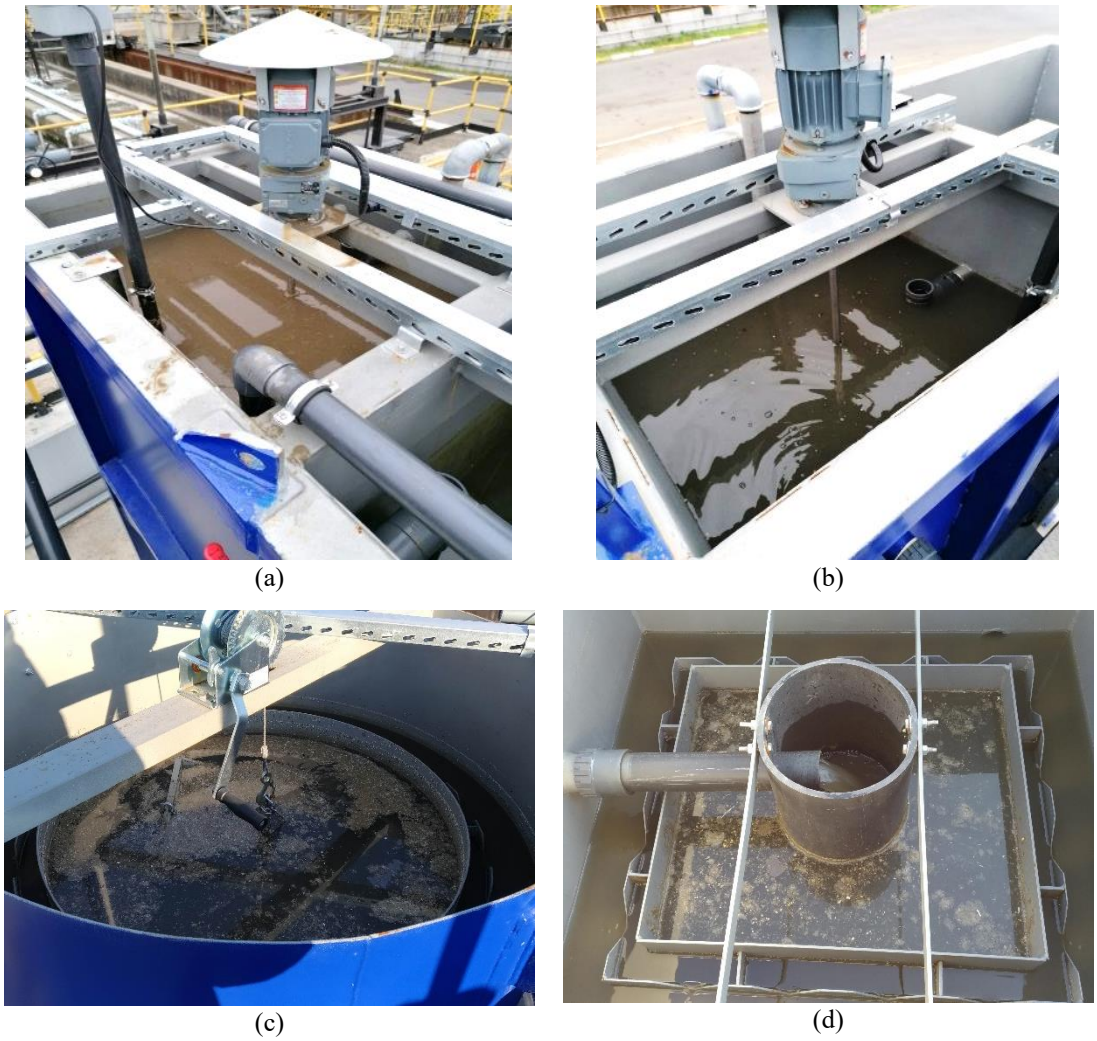
Stabilizasyon ve temas tanklarında çözünmüş oksijen konsantrasyonunu kontrol etmek için her bir tanka entegre edilmiş otomasyon kontrollü sensörler kullanılarak iki ayrı blower ile havalandırma sağlanmıştır (Şekil 2.19). Tanklardaki oksijen konsantrasyonları 1 ile 3 mg/l arasında tutulmuştur. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu 1 mg/l'ye düştüğünde blowerlar çalışmaya başlayıp, 3 mg/l değerine çıktığında duracak şekilde ayarlanmıştır. Bu sayede havalandırma maliyeti minimum seviyede tutulabilmiştir. Stabilizasyon ve temas tankları sürekli bir şekilde mikserler yardımıyla karıştırılmış olup, gelen atıksuyla tam bir temas sağlanması amaçlanmıştır.

(a) (b)

Şekil 2.19. a) Otomasyon kontrollü oksijen sensörleri, b) Çözünmüş oksijen probu

Tesisin devreye alınması döneminde aktif biyokütlenin ortama uyum sağlaması ve gelişmesi için ilk iki hafta çamur deşarjı yapılmamıştır. Tesisin işletmeye alınmasını takip eden ikinci haftadan itibaren (12. gün) stabilizasyon tankındaki Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM) konsantrasyonu hızla artarak 7.000 mg/l seviyesini aştığında SRT 2 gün olacak şekilde çamur deşarjına başlanmıştır. Aşılanıp işletmeye alınan pilot tesisin aktif çamur geliştikten sonraki görselleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.20). SRT 2'de tesisin ilk işletim günlerinde aşağıda bahsedilecek olan otomatik çamur deşarj hattı henüz kurulmadığından yeni deşarj hattı kurulana kadar şöyle bir çözüm düşünülmüştür: İki günlük çamur yaşı için sistemden atılması gereken günlük fazla çamur miktarı 400 litre olarak hesaplanmıştır. İlk periyotta stabilizasyon tankından gelen çamur ön çöktürme tankına verilmediği için bu dönemde bypass edilen ve hacmi 400 l olan karıştırma tankı kullanılmıştır. Stabilizasyon tankı ile karıştırma tankı arasında çamur geçişini sağlayan elektrikli vana karıştırma tankına çamur dolana kadar otomasyon panosu üzerinden açılmış ve temas tankının 400 l çamur ile dolması sonrasında yine otomasyon panosu üzerinden kapatılmıştır (Şekil 2.21). Stabilizasyon tankından karıştırma tankına geçiş hattındaki

oransal vana otomasyon sistemiyle kontrol edilebildiğinden ve 1,5 saatte dolduğundan her gün 1,5 saat boyunca karıştırma tankı bağlantı vanası açılmıştır. Bu süreçte karıştırma tankının deşarj vanası açık tutulmuştur. Böylece sistemin SRT değeri, aşağıda bahsedilecek olan otomatik çamur atma sistemi kurulana kadar hassas bir şekilde ayarlanabilmiştir.



Şekil 2.20. İşletmeye alındıktan sonra pilot tesis görselleri a) Stabilizasyon tankı, b) Temas tankı, c) Ön çöktürme tankı, d) Son çöktürme tankı

Tesis tasarlanırken çamur geri devri, ön çöktürme çamuru ve SRT kontrolü için atılacak çamurun kontrolü aynı pompa üzerinden farklı oransal vanaların koordineli bir şekilde çalıştırılmasıyla yapılması planlanmıştır. Ancak tesisin kurulum maliyetinin tahmin edilenden çok daha fazla olması, döviz kurlarının aşırı yükselmesi ve proje bütçesinin yetişmemesi nedeniyle temin edilmesi gereken elektrikli oransal vana sayısında tasarrufa gidilmesi gerekmiştir. Bu sebeple pompaya bağlı çamur hatlarında manuel kontrollü

vanalar kullanıldığından aktif çamur deşarjının tesise gidildiğinde manuel olarak yapılması gerekmiştir. Tesise özellikle hafta sonları olmak üzere her gün gidilemediğinden ve çamur yaşı da çok düşük olduğundan haliyle tesise gidilmeyen günler için de atılacak çamur miktarı hesaba katıldığında tank hacminden daha fazla çamur atılması gerektiği görülmüştür. Bu durumun tesisin stabilitesini bozacağı açıkça belli olduğundan sadece çamur deşarjı için kullanılmak üzere ayrı bir hat ve otomasyon kontrollü bir pompa ilave edilmiştir. Revize işlemi yapılmadan önceki çamur iletim hatlarının görünümü aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.22).

(a) (b)

Şekil 2.21. a) Tanklar arası oransal vana kontrollü iletim hatları arkadan görünümü (üstteki hat stabilizasyon-karıştırma tankı arası, alttaki hat stabilizasyon-temas tankı arası), b) Tanklar arası iletim hatları üstten görünümü

Şekil 2.22. Geri devir ve deşarj hatlarının ilk durumu

İşletmenin 40. gününden itibaren de çamur deşarj pompası kullanılarak günlük olarak atılması gereken çamur miktarı her gün 7 eşit zaman diliminde atılacak şekilde ayarlanmıştır. Bunun için, pompanın dakikada attığı çamur miktarı dereceli bir kapla ölçülerek hesaplanmış ve SRT 2 gün için her gün 7 eşit parçada 3 dakika çalışması gerektiği bulunmuştur. Böylece sistem istenilen SRT değerinde sorunsuz bir şekilde sürekli işletime alınabilmiştir. Sonradan eklenen fazla çamur deşarj hattı ve pompası aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.23).

Şekil 2.23. Çamur deşarj hattı

Özellikle yaz aylarında olmak üzere ön çöktürme tankından 2-3 gün çamur atılamadığı zamanlarda anoksik faza geçmesi sebebiyle biriken çamurların hidroliz olması ve kabarması nedeniyle ön çöktürme tankı çıkışının KOİ konsantrasyonları artmış ve bu durum tesis stabilitesini etkiler hale gelmiştir. Bu sebeple ön çöktürme çamurunun tesise

gidilmeden de atılabilmesi gerekliliği ortaya çıkmıştır. Dolayısıyla işletmenin 304'üncü gününde ön çöktürme çamurunun da otomatik bir şekilde boşaltılabilmesi için ön çöktürme çamuru deşarj hattı, tesisin çamur geri devir hattından ayrılarak otomasyon kontrollü bir oransal vana ilave edilerek kontrol edilmeye başlanmıştır. Revize edilmiş ön çöktürme çamuru deşarj hattının görseli aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.24).

Pilot tesiste arıtıma tabi tutulan atıksular prosesten geçip son çöktürme tankından savaklanarak Paşaköy İBAAT parshall kanalına deşarj edilerek sistemden uzaklaştırılmıştır. Pilot tesis parshall kanalının hemen yanına inşa edilmiş olup parshall kanalına ait bir görsel aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 2.25).

Şekil 2.24. Ön çöktürme çamurunun otomasyon kontrollü deşarj hattı

Şekil 2.25. Pilot tesiste arıtılmış suların deşarj edildiği parshall kanalı

2.3. PİLOT TESİSİN ÇALIŞMA KOŞULLARI

2.3.1. Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Çalışma Koşulları

Pilot tesis çalışma boyunca, 12'nci ve 13'üncü periyotlar (0,5 m^3/saat) hariç, 1 m^3/saat atıksu debisi ile beslenmiştir. Tesisin hidrolik bekletme süreleri (HRT), hedeflenen ve gerçekleşen katı bekletme süreleri (SRT), giriş atıksu debisi ve temas tankının havalandırma durumu gibi bilgiler aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 2.2). Tesisten atılan fazla çamur dışında bir de çıkışta bir miktar çökelemeyen AKM deşarjı olduğu için çıkıştan kaçan biyokütle de çamur yaşı hesabına dahil edilmiş ve gerçek SRT değerleri bulunmuştur. Biyolojik çamurda bulunan EPS'in biyolojik bir koagülant olarak kullanılması durumunda ön çöktürme verimlerindeki iyileşmenin araştırıldığı periyotlarda stabilizasyon tankından ÖÇT'ye geri devir işlemi yapılmış olup, karıştırma tankı da giriş atıksuyu ile stabilizasyon çamurunun karıştırılması amacıyla kullanılmıştır.

Tablo 2.2. Pilot tesisin çalışma koşullarına ait bilgiler

Periyot	Hedef SRT, gün	Gerçekleşen SRT, gün	Ham atıksu Debisi, m^3/saat	Temas Tankı Havalandırması	Hidrolik Bekletme Süresi, dakika				
					Karıştırma Tankı	Ön Çöktürme Tankı	Temas Tankı	Stabilizasyon Tankı	Son Çöktürme Tankı
1	2	1,96±0,41	1	var	-	79	23	72	41
2	1	0,94±0,32	1	var	-	79	23	72	42
3	0,75	0,88±0,1	1	var	-	79	23	72	42
4	0,75	0,63±0,15	1	yok	-	79	23	72	42
5	0,75	0,78±0,55	1	yok	23	76	23	72	42
6	2	2,1±1,08	1	var	-	79	23	72	41
7	2	2,33±0,95	1	var	24	78	23	72	41
8	2	2,22±1,53	1	yok	24	78	23	72	41
9	0,5	0,54±0,14	1	yok	22	74	24	72	43
10	0,5	0,54±0,15	1	var	22	74	24	72	43
11	2	1,68±0,46	1	var	24	78	23	72	41
12	2	2,74±1,77	0,5	var	46	153	47	143	84
13	2	2,15±0,39	0,5	var	48	158	47	143	84

*1-4 ve 6'ncı periyotlarda ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılmadığından karıştırma tankı kullanılmamıştır.
**13'üncü periyotta ön çöktürme tankına kimyasal dozlandığı için karıştırma tankı kullanılmıştır.

Pilot tesis aktif çamur ile aşılandıktan sonra start-up olarak adlandırılan dönemde 12 gün boyunca çamurun gelişebilmesi için çamur atılmadan işletilmiş olup çamurun gelişimi ve tesisin stabil bir şekilde işletilebilirliği takip edilmiştir. Start-up döneminde aktif çamur gelişerek stabilizasyon tankında 7.000 mg/l'nin üzerinde UAKM değeri görüldüğünde çamur atımına başlanmış ve SRT 2 gün olacak şekilde ön çöktürme tankına çamur deşarjı olmadan temas tankı havalandırılarak 1'inci periyodun işletimine başlanmıştır. Periyot-1'de (12-60 gün) pilot tesis 48 gün boyunca işletilmiştir.

Birinci periyotta tesise 1 m^3/saatlik debiyle gelen atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 79 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına yönlendirilmiştir (Tablo 2.2). Son çöktürme tankının çamur geri devri stabilizasyon tankına yapılmıştır. Geri devir çamuru anlık pompaj debisi 0,9 m^3/saat olduğundan ve geri devir pompası 30 dakika çalıştıktan sonra 10 dakika dinlendiğinden toplam ortalama geri devir debisi 0,9x30/40 = 0,675 m^3/saat olmuştur. Haliyle stabilizasyon tankına net giriş debisi

0,675 m^3/saat olarak hesaplanmıştır. Stabilizasyon tankı hacmi 0,8 m^3 olduğundan stabilizasyon tankında bekletme süresi 72 dakikadır. Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) debide çamur atılmıştır. Atılan primer çamur debisi (0,0179 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen atıksu giriş debisi toplamda 1,64 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 23 dakika olmuştur. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (1,64 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,97 m^3/saat olmuştur. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 41 dakikadır. Pilot tesiste kullanılan yapıların hacimleri Tablo 2.1'de, tesisin akım şeması ise Şekil 2.3'te verilmiştir.

Ardından 2 ve 3'üncü periyotlarda SRT değerleri sırasıyla 1 ve 0,75 güne düşürülmüş olup diğer işletim koşulları aynı tutulmuştur. Periyot-2'de (60-148 gün) pilot tesis 88 gün boyunca işletilmiş olup stabilizasyon tankından SRT 1 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,034 m^3/saat (0,8 m^3/gün) debide çamur atılmıştır. Atılan primer çamur debisi (0,0269 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 1,615 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 23 dakika olmuştur. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (1,615 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,94 m^3/saat olmaktadır. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 42 dakikadır. Diğer debiler ve bekletme süreleri önceki periyotla aynıdır (Tablo 2.2).

Periyot-3'te (148-183 gün) pilot tesis 35 gün boyunca işletilmiş ve stabilizasyon tankından SRT 0,75 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,045 m^3/saat (1,07 m^3/gün) debide çamur atılmıştır. Atılan primer çamur debisi (0,0269 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 1,603 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 23 dakika olmuştur. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (1,603 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,93 m^3/saat olmaktadır. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 42 dakikadır. Diğer debiler ve bekletme süreleri önceki periyotla aynıdır.

Pilot tesis 4'üncü periyotta (183-214 gün) da SRT değeri (0,75 gün) değiştirilmeden temas tankındaki havalandırma kapatılarak 31 gün boyunca işletilmiştir (Tablo 2.2). Diğer debiler ve bekletme süreleri önceki periyotla aynıdır. Temas tankı havalandırılmadan işletilen dönemler, tablo ve şekillerde T(h/sız) olarak ifade edilmiştir.

İlk dört periyotta farklı SRT'ler test edildikten sonra 5'inci periyotta tez çalışmasında esas yoğunlaşılmak istenen konu olan ön çöktürme ünitesine EPS içeren aktif çamur geri devrinin etkisinin araştırılması için ön çöktürme tankına iletilmek üzere atıksu ile karışımının sağlandığı karıştırma tankına stabilizasyon tankı atık çamuru gönderilmiştir. Bu işletim şekli tez çalışması boyunca modifiye sistem olarak anılacaktır ve akım şeması Şekil 2.4'te verilmiştir. Bu kapsamda pilot tesis 5'inci periyotta (214-422 gün) 208 gün boyunca, P-4'te olduğu gibi diğer şartlar aynı kalarak yani temas tankı havalandırılmadan ve SRT değeri 0,75 gün olacak şekilde 1 m^3/saatlik atıksu debisiyle işletilmiştir. Modifiye işletim sisteminde tesiste önceki periyotlarda kullanılmamış olan karıştırma tankı devreye alınmıştır. Böylece tesise gelen atıksu öncelikle karıştırma tankında stabilizasyon tankı

çamuruyla karıştırılmış ve ön çöktürme tankına yönlendirilmiştir. Karıştırma tankına yönlendirilecek aktif çamur miktarı stabilizasyon tankından atılacak olan fazla çamur miktarı olarak seçilmiş olup, bu çamur miktarı atılacağı yerde karıştırma tankına yönlendirilmiş ve buradan da ön çöktürme tankında tamamen çöktüğü kabul edilmiştir. Stabilizasyon tankından SRT 0,75 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,045 m^3/saat (1,07 m^3/gün) atılması gereken çamur karıştırma tankına aktarılmıştır (çamur geri devir oranı: %6,6). 1 m^3/saatlik atıksu ile birlikte karıştırma tankı giriş debisi 1,045 m^3/saat olmuştur. Karıştırma tankı hacmi 0,398 m^3 olduğundan burada bekleme süresi 23 dakikadır. Karıştırma tankından atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 76 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına geçmiştir. Son çöktürme tankının çamur geri devri aynı şekilde stabilizasyon tankına yapılmıştır. Geri devir çamuru anlık pompaj debisi 0,9 m^3/saat olduğundan ve geri devir pompası 30 dakika çalıştıktan sonra 10 dakika dinlendiğinden toplam ortalama geri devir debisi 0,9x30/40 = 0,675 m^3/saat olmuştur. Haliyle stabilizasyon tankına giriş debisi 0,675 m^3/saattir. Stabilizasyon tankı hacmi 0,8 m^3 olduğundan stabilizasyon tankında bekletme süresi 72 dakikadır (Tablo 2.2). Stabilizasyon tankından SRT 0,75 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,045 m^3/saat (1,07 m^3/gün) çamur atılmıştır. Atılan primer çamur debisi (0,0269 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 1,603 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 23 dakika olmuştur. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (1,603 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,97 m^3/saat olmuştur. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 42 dakikadır.

Beşinci periyottan sonra SRT'nin 0,5 güne düşürülmesi amaçlanmıştı ancak işletimin kış dönemine denk gelmesi ve pilot tesisin düşük çamur yaşında işletilmesinden kaynaklı olarak çamur yıkanması problemleriyle karşılaşıldığından SRT daha da düşürülmek istenmemiş ve aktif çamur geri devirli periyodun SRT 2 günde test edilmesi kararlaştırılmıştır. Bu sebeple SRT 2 günde aktif çamur geri devrinin test edilmesinden önce aktif çamur geri devri yapılmadan 1'inci periyodun kış şartlarındaki tekrarı niteliğinde, pilot tesis 6'ncı periyotta (422-533 gün) 111 gün boyunca SRT 2 günde ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri olmadan ve temas tankı havalandırılarak işletilmiştir (Tablo 2.2). Burada amaç kış şartlarında düşük SRT'de tesisi işletirken olumsuz hava koşullarının etkisiyle çamur kayıplarının önüne geçmek ve SRT'yi kademeli olarak düşürme prensibinin tercih edilmiş olmasıdır. Bu periyotta tesise gelen atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte tüm şartlar 1'inci periyotta olduğu gibi işletilmiştir.

Pilot tesisin stabilitesi tekrar sağlandıktan ve SRT 2 performansının kış şartlarında da test edilmesinden sonra pilot tesis 7'nci periyotta (533-609 gün) 76 gün boyunca diğer şartlar aynı kalmak üzere ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri (modifiye sistem) ile işletilmiştir. Pilot tesis SRT 2 gün olacak şekilde 1 m^3/saatlik atıksu debisiyle tekrar modifiye sistemde işletilerek stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) atılması gereken çamur karıştırma tankına aktarılmıştır (çamur geri devir oranı: %2,5). 1 m^3/saatlik atıksu ile birlikte karıştırma tankı giriş debisi 1,017 m^3/saat olmuştur. Karıştırma tankı hacmi 0,398 m^3 olduğundan burada bekleme süresi 24 dakikadır. Karıştırma tankından atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 78 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına geçmiştir. Son çöktürme tankının çamur geri devri stabilizasyon tankına yapılmış olup geri devir çamuru anlık pompaj debisi 0,9 m^3/saat olduğundan ve geri devir pompası 30 dakika çalıştıktan

sonra 10 dakika dinlendiğinden toplam ortalama geri devir debisi 0,9x30/40 = 0,675 m^3/saat olmuştur. Haliyle stabilizasyon tankına giriş debisi 0,675 m^3/saattir. Stabilizasyon tankı hacmi 0,8 m^3 olduğundan stabilizasyon tankında bekletme süresi 72 dakikadır. Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) çamur atılmıştır. Atılan primer çamur debisi (0,0179 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 1,64 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 23 dakikadır. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (1,64 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,98 m^3/saat olmuştur. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 41 dakikadır (Tablo 2.2).

Ardından pilot tesis 8'inci periyotta (609-653 gün) 44 gün boyunca diğer şartlar aynı kalmak üzere temas tankının havalandırması kapatılarak işletilmiştir. Bir sonraki dönem olan 9'uncu periyotta (653-673 gün) ise pilot tesis 20 gün boyunca işletilmiş olup diğer şartlar aynı kalmak üzere SRT 0,5 güne düşürülmüştür. Stabilizasyon tankından SRT 0,5 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,067 m^3/saat 1,61 m^3/gün) atılması gereken çamur karıştırma tankına aktarılmıştır (çamur geri devir oranı: %9,9). 1 m^3/saatlik atıksu ile birlikte karıştırma tankı giriş debisi 1,067 m^3/saat olmuştur. Karıştırma tankı hacmi 0,398 m^3 olduğundan burada bekleme süresi 22 dakikadır (Tablo 2.2). Karıştırma tankından atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 74 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına geçmiştir. Stabilizasyon tankından atılan 0,067 m^3/saat çamur ve atılan primer çamur (0,0403 m^3/saat) debileri de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 1,57 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas

tankındaki bekletme süresi 24 dakikadır. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (1,57 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,96 m^3/saat olmuştur. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 43 dakikadır.

Sonrasında yine diğer koşullar aynı kalmak şartıyla pilot tesis 10'uncu periyotta (673-709 gün) 36 gün boyunca temas tankı havalandırılarak işletilmiştir. Pilot tesis 1 m^3/saatlik atıksu debisiyle farklı SRT'lerde, havalandırmalı ve havalandırmasız işletilen temas tankı durumlarında ve modifiye sistem olup olmama durumlarında işletildikten sonra SRT 2 günde 0,5 m^3/saatlik atıksu debisiyle işletilmesine karar verilmiş olup bunun için öncelikle tesisin SRT'sinin 0,5 günden 2 güne çıkarılmasına ve yaklaşık 1 aylık bir süreden sonra atıksu debisinin düşürülmesine karar verilmiştir.

Bu sebeple 11'inci periyotta (709-738 gün) SRT 2 güne çıkarılmış ve diğer şartlar sabit tutularak 1 m^3/saatlik atıksu debisiyle tekrar modifiye sistemde temas tankı havalandırılarak 29 gün boyunca işletilmiştir. Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) debide atılması gereken çamur karıştırma tankına aktarılmıştır (çamur geri devir oranı: %2,5). 1 m^3/saatlik atıksu ile birlikte karıştırma tankı giriş debisi 1,017 m^3/saat olmuştur. Karıştırma tankı hacmi 0,398 m^3 olduğundan burada bekleme süresi 24 dakikadır (Tablo 2.2). Karıştırma tankından atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 78 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına geçmiştir. Son çöktürme tankının çamur geri devri stabilizasyon tankına yapılmıştır. Geri devir çamuru anlık pompaj debisi 0,9 m^3/saat olduğundan ve geri devir pompası 30 dakika çalıştıktan sonra 10 dakika dinlendiğinden toplam ortalama geri devir debisi 0,9x30/40 = 0,675 m^3/saat olmuştur. Haliyle stabilizasyon tankına giriş debisi 0,675 m^3/saattir. Stabilizasyon tankı hacmi 0,8 m^3 olduğundan stabilizasyon tankında

bekletme süresi 72 dakikadır. Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) çamur atılmıştır. Atılan primer çamur debisi (0,0179 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 1,64 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 23 dakika olmuştur. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmuştur (1,64 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,98 m^3/saattir. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 41 dakikadır (Tablo 2.2).

Pilot tesis 1 m^3/saatlik atıksu debisiyle SRT 2 günde işletildikten sonra 12'nci periyotta (738-793 gün) atıksu debisi 0,5 m^3/saate düşürülmüş ve diğer şartlar sabit tutularak tekrar modifiye sistemde 55 gün boyunca işletilmiştir. Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) debide atılması gereken çamur karıştırma tankına aktarılmıştır (çamur geri devir oranı: %5). Debisi 0,5 m^3/saatlik atıksu ile birlikte karıştırma tankı giriş debisi 0,517 m^3/saat olmuştur. Karıştırma tankı hacmi 0,398 m^3 olduğundan burada bekleme süresi 46 dakikadır. Karıştırma tankından atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 153 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına geçmiştir. Son çöktürme tankının çamur geri devri stabilizasyon tankına yapılmış olup, geri devir çamuru anlık pompaj debisi 0,45 m^3/saat olduğundan ve geri devir pompası 30 dakika çalıştıktan sonra 10 dakika dinlendiğinden toplam ortalama geri devir debisi 0,45x30/40 = 0,338 m^3/saat olmuştur. Haliyle stabilizasyon tankına giriş debisi 0,338 m^3/saattir. Stabilizasyon tankı hacmi 0,8 m^3 olduğundan stabilizasyon tankında bekletme süresi 143 dakikadır. Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) çamur atılmakla birlikte

atılan primer çamur debisi (0,0179 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 0,803 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 47 dakikadır. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (0,803 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,47 m^3/saattir. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 84 dakikadır (Tablo 2.2).

2.3.2. Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme Prosesinin Entegre Edildiği Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Çalışma Koşulları

Kimyasal ilavesinin aynı işletme şartlarında ön çöktüreme ve genel proses performansına etkisini görmek ve karşılaştırma yapabilmek amacıyla ayrı bir set deney tasarlanmıştır. Bu çalışmada ilk olarak bir dizi Jar Testleri ile Poli Alüminyum Klorür (PAK) dozajı ile polimer tip ve konsantrasyonu optimize edilmiştir. Daha sonra, belirlenen kimyasal ve dozajı pilot tesiste test edilmiştir. Elde edilen veriler daha önce Bölüm 2.3.1'de açıklanan prosesten elde edilen sonuçlar ile kıyaslanmıştır.

2.3.2.1. Kimyasal İlaveli Jar Testler

Atıksuyun ön çöktürme işlemini kimyasal ilavesiyle simüle edebilmek amacıyla farklı konsantrasyonlarda Poli Alüminyum Klorür (PAK), Katyonik Polimer, Anyonik Polimer, PAK + Katyonik Polimer ve PAK + Anyonik Polimer atıksuya ilave edilerek Jar Testler yapılmıştır.

Poli Alüminyum Klorür (PAK) İlaveli Jar Test

Pilot tesis girişinden alınan atıksuya farklı konsantrasyonlarda PAK ilave edilerek çökme işlemine tabi tutulmuştur. Bu amaçla 250 ml hacminde atıksu alınıp 0; 1; 2,5; 5; 10;

25; 50 ve 100 mg/l PAK ilave edilerek 250 RPM'de 1 dakika boyunca hızlı karıştırılmış, 50 RPM'de 10 dakika boyunca yavaş karıştırılmış ve ardından 2 saat çökmeye bırakılmıştır. Çökelme sonrasında üst fazın 5 mm altından numune alınarak KOİ, bulanıklık ve AKM ölçülerek karşılaştırılmıştır.

PAK + Katyonik Polimer İlaveli Jar Test

Pilot tesis girişinden alınan atıksuya 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlarda katyonik polimer ilave edilerek çökme işlemine tabi tutulmuştur. Bu amaçla 250 ml hacminde atıksu alınıp her birine 25 mg/l PAK ve 0; 0,5; 1 ve 1,5 mg/l katyonik polimer ilave edilerek 250 RPM'de 5 dakika boyunca hızlı karıştırılmış, 50 RPM'de 10 dakika boyunca yavaş karıştırılmış ve ardından 1 saat çökmeye bırakılmıştır. Çökelme sonrasında üst fazın 5 mm altından numune alınarak KOİ, bulanıklık ve AKM ölçülerek karşılaştırılmıştır.

Katyonik Polimer İlaveli Jar Test

Pilot tesis girişinden alınan atıksuya farklı konsantrasyonlarda katyonik polimer ilave edilerek çökme işlemine tabi tutulmuştur. Bu amaçla 250 ml hacminde atıksu alınıp 0, 1, 2, 3 ve 4 mg/l katyonik polimer ilave edilerek 250 RPM'de 5 dakika boyunca hızlı karıştırılmış, 50 RPM'de 10 dakika boyunca yavaş karıştırılmış ve ardından 1 saat çökmeye bırakılmıştır. Çökelme sonrasında üst fazın 5 mm altından numune alınarak KOİ, bulanıklık ve AKM ölçülerek karşılaştırılmıştır.

Anyonik Polimer İlaveli Jar Test

Pilot tesis girişinden alınan atıksuya farklı konsantrasyonlarda anyonik polimer ilave edilerek çökme işlemine tabi tutulmuştur. Bu amaçla 250 ml hacminde atıksu alınıp 0, 1, 2, 3 ve 4 mg/l anyonik polimer ilave edilerek 250 RPM'de 5 dakika boyunca hızlı

karıştırılmış, 50 RPM'de 10 dakika boyunca yavaş karıştırılmış ve ardından 1 saat çökmeye bırakılmıştır. Çökelme sonrasında üst fazın 5 mm altından numune alınarak KOİ, bulanıklık ve AKM ölçülerek karşılaştırılmıştır.

PAK + Anyonik Polimer İlaveli Jar Test

Pilot tesis girişinden alınan atıksuya 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlarda anyonik polimer ilave edilerek çökme işlemine tabi tutulmuştur. Bu amaçla 250 ml hacminde atıksu alınıp her birine 25 mg/l PAK ve 0; 0,5; 1 ve 1,5 mg/l anyonik polimer ilave edilerek 250 RPM'de 5 dakika boyunca hızlı karıştırılmış, 50 RPM'de 10 dakika boyunca yavaş karıştırılmış ve ardından 1 saat çökmeye bırakılmıştır. Çökelme sonrasında üst fazın 5 mm altından numune alınarak KOİ, bulanıklık ve AKM ölçülerek karşılaştırılmıştır.

2.3.2.2. PAK İlavesinin Ön Çöktürme Performansına Etkisinin Pilot Ölçekte İncelenmesi

Kimyasal ilavesi ile Paşaköy İBAAT'nin kum tutucu çıkış suyundaki arıtım performansının laboratuvar ortamında Jar testler ile değerlendirilmesinden sonra PAK ilavesi ile ön çöktürme prosesinin performansı pilot ölçekte incelenmiştir. Jar testler sonucunda 25 mg/l PAK ilavesi ile %60 KOİ ve %80 AKM giderimi elde edildiğinden ekonomik olarak uygun olduğu değerlendirilmiş ve böylece pilot tesiste ön çöktürme tankına 25 mg/l olacak şekilde PAK ilave edilerek bir hafta boyunca sistemin performansı izlenmiştir. On ikinci periyotta atıksu debisi 0,5 m^3/saate düşürülmüş ve diğer şartlar sabit tutularak tekrar modifiye sistemde işletilmişti. 13'üncü periyotta ise modifiye sistem olarak tabir ettiğimiz ön çöktürme tankına gönderilmek üzere karıştırma tankına stabilizasyon tankından çamur geri devri işlemi durdurularak karıştırma tankına 25 mg/l PAK dozlanmıştır. Bunun için 30,6 g/l PAK stok çözeltisi hazırlanmış ve debisi 408 ml/saat

olacak şekilde peristaltik pompa (BT600-2J, LongerPump, Birleşik Krallık) kullanılarak karıştırma tankına iletilmiştir. Aşağıdaki şekilde ön çöktürme tankına kimyasal ilavesinin yapılması için hazırlanmış karışım ve bu karışımın tesise dozlandığı peristaltik pompanın görseli yer almaktadır (Şekil 2.26).

Şekil 2.26. Kimyasal ilaveli işletimde kullanılan kimyasal besleme düzeneği (stok çözeltiler ve peristaltik pompa)

Stabilizasyon tankından SRT 2 gün olacak şekilde her gün Q_w=0,017 m^3/saat (0,4 m^3/gün) atılması gereken çamur karıştırma tankı yerine doğrudan kanala atılmıştır. Debisi 0,5 m^3/saat olan atıksu doğrudan karıştırma tankına alındığından karıştırma tankı giriş debisi 0,5 m^3/saat olmuştur. Karıştırma tankı hacmi 0,398 m^3 olduğundan burada bekleme süresi 48 dakikadır (Tablo 2.2). Karıştırma tankından atıksu ön çöktürme tankına giriş yapmakla birlikte burada 158 dakikalık bir bekletme süresinden sonra temas tankına geçmiştir. Son çöktürme tankının çamur geri devri stabilizasyon tankına yapılmıştır. Geri devir çamuru anlık pompaj debisi 0,45 m^3/saat olduğundan ve geri devir pompası 30 dakika çalıştıktan sonra 10 dakika dinlendiğinden toplam ortalama geri devir debisi 0,45x30/40 = 0,338 m^3/saattir. Haliyle stabilizasyon tankına giriş debisi 0,338 m^3/saattir. Stabilizasyon

tankı hacmi 0,8 m^3 olduğundan stabilizasyon tankında bekletme süresi 143 dakikadır. Atılan primer çamur debisi (0,0179 m^3/saat) de dikkate alındığında temas tankına stabilizasyon tankından gelen aktif çamur ve ön çöktürmeden gelen giriş debisi toplamda 0,803 m^3/saat olmuştur. Temas tankının hacmi 0,628 m^3 olduğundan haliyle temas tankındaki bekletme süresi 47 dakikadır. Temas tankından son çöktürme tankına geçiş haricinde herhangi bir çıkış olmadığından son çöktürme tankının giriş debisi temas tankının giriş ve çıkış debileri ile aynı olmaktadır (0,803 m^3/saat). Son çöktürme tankının çıkış debisi ise primer çamur ve atılan fazla çamur debileri hesaba katıldığında 0,47 m^3/saat olmuştur. Bu durumda son çöktürme tankında bekleme süresi yaklaşık 84 dakikadır (Tablo 2.2).

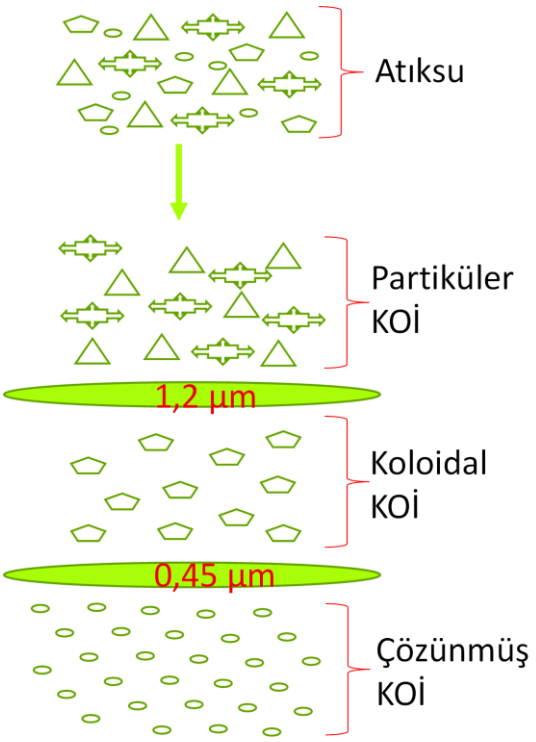
2.4. PAŞAKÖY İBAAT KUM TUTUCU ÇIKIŞ SUYU KARAKTERİZASYONU

Pilot tesis giriş atıksuyunun içerisindeki organik karbonun toplam, partiküler, koloidal ve çözünmüş KOİ bileşenlerinin belirlenmesi amacıyla J. Jimenez vd. (2015) tarafından belirtilen yöntemden yararlanılmıştır. Bunun için pilot tesis girişinden (Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkışı) alınan atıksu 0,45 ve 1,2 µm gözenek çaplarına sahip filtreler yardımıyla süzülmüştür (Şekil 2.27). Tez çalışması boyunca 1,2 µm'den büyük parçacıklar partiküler, 1,2 µm'den küçük ancak 0,45 µm'den büyük parçacıklar koloidal olarak anılmıştır.

(a) (b)

Şekil 2.27. Giriş atıksuyunun KOİ fraksiyonunda kullanılan membran filtreler a) 1,2 µm, b) 0,45 µm

Aşağıdaki şekilde giriş atıksuyunun KOİ karakterizasyonu için uygulanan filtrasyon basamaklarının şematik bir gösterimi verilmiştir (Şekil 2.28). Şekilde görüldüğü üzere organik karbonun karakterizasyonu için öncelikle ham atıksu 1,2 µm gözenek çapına sahip cam-elyaf filtre ile vakum setinde süzülmüş olup bu süzüntü, çözünmüş ile koloidal KOİ bileşenlerini içermektedir (Şekil 2.28). Partiküler KOİ bileşeni ise filtre tarafından tutulmuştur. Ardından ilk süzüntü numunesi tekrar 0,45 µm gözenek çapına sahip enjektör filtre ile süzülmüştür ve elde edilen süzüntü numunesi ise çözünmüş KOİ bileşenini temsil etmektedir. İlk süzüntü numunesi ile ikinci süzüntü numunesinden elde edilen KOİ değerlerinin arasındaki fark ise koloidal KOİ bileşenini tanımlamaktadır. Partiküler KOİ değeri de süzme işlemine tabi tutulmadan ham olarak bulunan KOİ değerinden ilk süzüntü numunesinin KOİ değeri çıkarılarak hesaplanmıştır.



Şekil 2.28. KOİ fraksiyonuna ait görselleştirilmiş filtrasyon basamakları

Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkışındaki atıksu karakterizasyonunun sonuçları detaylı bir şekilde Bölüm 3.1'de verilmiş olmakla birlikte ortalama değerler aşağıdaki tabloda gösterilmiştir (Tablo 2.3).

Tablo 2.3. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu karakterizasyonu

	Birim	Ortalama ± Stdv. (KOİ Oranları)
Toplam KOİ	mg/l	507 ± 150 (%100)
Partiküler KOİ	mg/l	374 ± 110 (%74)
Koloidal KOİ	mg/l	11 ± 8 (%2)
Çözünmüş KOİ	mg/l	124 ± 39 (%24)
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/l	377 ± 170
Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM)	mg/l	262 ± 92
Toplam Azot (TN)	mg/l	65 ± 13
Toplam Fosfor (TP)	mg/l	5,6 ± 1,2
Klorür	mg/l	144 ± 21
Fosfat	mg/l	3 ± 1,5
Sülfat	mg/l	81 ± 12
Sıcaklık	^{o}C	19,6 ± 4,5

2.5. PİLOT TESİSTE ORGANİK KARBON (KOİ) KÜTLE DENGESİ KURULMASI

Pilot tesiste arıtım sürecinde girişteki organik karbonun ne kadarının çıkış suyu ile birlikte sistemi terk ettiğinin, ne kadarının WAS ve ön çöktürme çamuru olarak geri kazanıldığının ve özellikle ne kadarının okside olduğunun tespit edilebilmesi adına KOİ kütle dengesi kurulmuştur. Organik karbon kütle dengesi kurulurken yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinin işletildiği çalışmalarda aktarılan hesaplama yöntemlerinden yararlanılmıştır (Rahman vd., 2016; Rahman, Yapuwa, vd., 2017). Kütle dengesi hesabında kullanılan denklemler aşağıda verilmiştir:

Denklem 2-1 $$L_{KO\dot{I}_{giriş}}\left(\frac{kgKO\dot{I}}{gün}\right) = Q_{giriş}\ x\ KO\dot{I}_{t_{giriş}}$$

Denklem 2-2 $$L_{KO\dot{I}_{PS}}\left(\frac{kgKO\dot{I}}{gün}\right) = \left(KO\dot{I}_{t_{giriş}}\ x\ Q_{giriş}\right) - \left(KO\dot{I}_{t_{ÖÇT_{çıkış}}}\ x\ (Q_{giriş} - Q_{PS})\right)$$

Denklem 2-3 $$L_{KO\dot{I}_{çıkış}}\left(\frac{kgKO\dot{I}}{gün}\right) = \left(Q_{giriş} - Q_{WAS} - Q_{PS}\right)\ x\ KO\dot{I}_{t_{çıkış}}$$

Denklem 2-4 $$L_{KO\dot{I}_{WAS}}\left(\frac{kgKO\dot{I}}{gün}\right) = Q_{WAS}\ x\ KO\dot{I}_{t_{WAS}}$$

Denklem 2-5 $$L_{KO\dot{I}_{oksidasyon}}\left(\frac{kgKO\dot{I}}{gün}\right) = L_{KO\dot{I}_{giriş}} - L_{KO\dot{I}_{çıkış}} - L_{KO\dot{I}_{PS}} - L_{KO\dot{I}_{WAS}}$$

Burada L, KOİ yükünü (kg-KOİ/gün); Q, debiyi (m^3/gün); $KOİ_t$, toplam KOİ'yi (kg-KOİ/m^3) simgelemekte olup; giriş, pilot tesise giren atıksuyu; çıkış, son çöktürme tankı (pilot tesis) çıkışını; $ÖÇT_{çıkış}$, ön çöktürme tankı çıkış suyunu; PS, ön çöktürme çamurunu; WAS atılan fazla (ikincil) çamuru ve oksidasyon, biyolojik proseste okside olan KOİ'yi temsil etmektedir.

Giriş atıksuyunun KOİ yükü, giriş atıksuyun debisi ile toplam KOİ'sinin çarpılmasıyla elde edilmiştir (Denklem 2-1). Pilot tesiste ön çöktürme çamurundan homojen numune alınamadığı için birincil çamurun karbon dengesine dahil edilmesi, giriş atıksuyunun KOİ yükünden ön çöktürme tankı çıkış suyunun KOİ yükü çıkarılarak dolaylı yoldan yapılmıştır (Denklem 2-2). Çıkıştaki KOİ yükü ise giriş atıksu debisinden ön çöktürme ve WAS çamurlarının debileri çıkarılarak çıkış suyunun toplam KOİ'si ile çarpılarak hesaplanmıştır (Denklem 2-3). WAS çamurunun KOİ yükü de WAS çamurunun debisi ve toplam KOİ'sinin çarpılmasıyla elde edilmiştir (Denklem 2-4). Pilot tesiste gerçekleşen oksidasyonun KOİ yükü ise giriş atıksuyunun KOİ yükünden, çıkış suyunun KOİ yükü ile WAS ve ön çöktürme çamurlarının KOİ yüklerinin çıkarılmasıyla hesaplanmıştır (Denklem 2-5).

2.6. BİYOSORPSİYON KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ

Biyosorpsiyon kapasitesi, aktif çamurda adsorbe edilerek depolanan biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin oksidasyonları sırasında tüketilen oksijen miktarı olarak tanımlanmaktadır (Rahman, Yapuwa, vd., 2017). Yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinde atıksu ile aktif çamurun karşılaştığı yer temas tankı olduğundan, aktif çamura organik maddelerin biyosorpsiyonu temas tankında gerçekleşmektedir. Bu nedenle aktif çamurun biyosorpsiyon kapasitesini belirlemek için temas tankından alınan aktif çamur numuneleri ile respirometre cihazında (BM-Advance Pro, SURCIS, İspanya) Oksijen

Tüketim Hızı (OTH) testleri yapılmıştır. Deneyler sırasında kullanılan respirometre cihazının görseli aşağıda verilmiştir (Şekil 2.29).

Şekil 2.29. Biyosorpsiyon kapasitelerinin belirlendiği respirometre

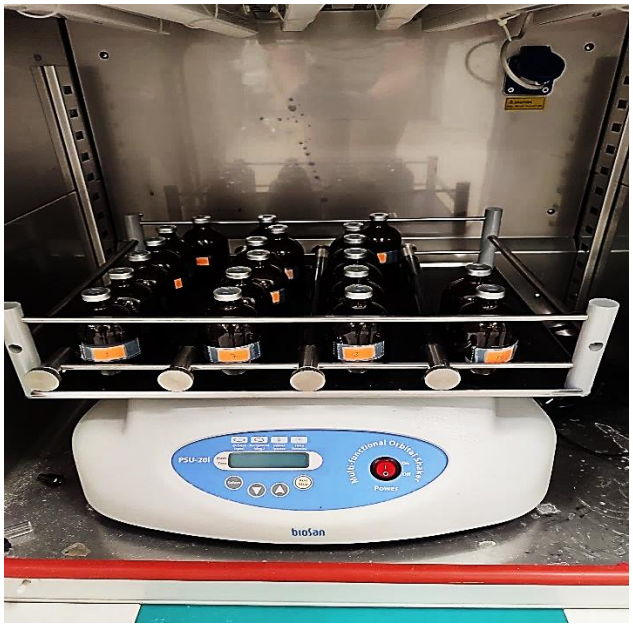
Temas tankındaki aktif çamurun biyosorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi çalışmaları Periyot 10 (SRT 0,5 gün) ve Periyot 11'de (SRT 2 gün) alınan aktif çamurlarla gerçekleştirilmiştir. Deney tasarımında Rahman, Yapuwa, vd. (2017) tarafından belirtilen yöntem uygulanmıştır. Bunun için öncelikle temas tankından alınan 1 l çamur 30 dakika boyunca çöktürülmüş ve üst fazı atılmıştır (SRT 0,5 günde aktif çamur miktarı az olduğundan 4 l çamur çöktürülmüştür.). Sonrasında kalan aktif çamurun üzeri oksijen kullanmadığı kabul edilen tesis çıkış suyu (10-20 mg/l çözünmüş ve inert KOİ) ile 1 l'ye tamamlanmıştır. Hazırlanan aktif çamur çözeltisi respirometre cihazına alınmış ve çözünmüş oksijen konsantrasyonunu 4-5 mg-O_2/l arasında sabit tutacak şekilde havalandırma otomatik açılıp kapatılarak döngüsel OTH testi yapılmıştır. Deney, OTH'nin sabitlendiği kesin olarak gözlemlenene kadar sürdürülmüştür (yaklaşık 50 saat).

Biyosorpsiyon kapasitesi, deney sonucunda tüketilen toplam oksijen miktarından içsel solunumdan kaynaklanan oksijen miktarının çıkarılmasıyla bulunmuştur (Denklem 2-6). Biyosorpsiyon kapasitesi hesabında kullanılan denklem aşağıda verilmiştir:

Denklem 2-6 $$Biyosorpsiyon\ kapasitesi\ \left(\frac{mg\text{-}O_2}{g\text{-}UAKM}\right) = \frac{Toplam\ OTH - İçsel\ solunum\ OTH}{Başlangıç\ UAKM}$$

2.7. BİYOKİMYASAL METAN POTANSİYELİNİN BELİRLENMESİ

Tesisin farklı noktalarından alınan çamur numunelerinin Biyokimyasal Metan Potansiyellerini (BMP) belirleyebilmek amacıyla Elsayed vd. (2016) tarafından açıklanan prosedüre göre BMP testleri gerçekleştirilmiştir. Testlerde 150 ml hacimli amber renkli cam şişeler kullanılmış ve hava almalarını engellemek için kauçuk septa ve alüminyum kapaklarla kapatılmıştır (Şekil 2.30).



Şekil 2.30. 35 °C'de inkübe edilen BMP reaktörleri

Çamur numuneleri, SRT 2 ve 0,5 günde işletilen periyotlardaki WAS ve ön çöktürme çamurundan alınmıştır. Şişeler, bir evsel atıksu arıtma tesisindeki tam ölçekli anaerobik çürütücüden alınan aktif metanojenik çamur ile aşılanmıştır. Olası besin sınırlamalarını ortadan kaldırmak için, her bir şişeye Vanderbilt besin ortamı (Kuşçu &

Sponza, 2006) eklenmiş ve inkübasyon süresi boyunca nötr pH'ı korumak için 1000 mg/l alkalinite olacak şekilde Sodyum Bikarbonat ($NaHCO_3$) eklenmiştir.

Her bir deney setinde çamur numunelerine ek olarak, aşı çamurunun metanojenik aktivitesini doğrulamak için organik madde olarak sadece 500 mg/l asetat içeren paralel bir test seti de kurulmuştur. Aşı çamurunun kendisinden kaynaklanan biyogaz üretimini hesaba katmak için sadece aşı çamuru içeren kontrol şişeleri de deneylere dahil edilmiştir. Tüm testler paralel olarak gerçekleştirilmiş olup ortalama ve standart sapma değerleri hesaplanmıştır. Şişeler, biyogaz üretimi durana kadar 35 °C'de mezofilik koşullar altında inkübe edilmiştir (Şekil 2.30). Biyogaz hacmi, su yer değiştirme yöntemi kullanılarak periyodik olarak su kolonunda ölçülmüştür. Ölçümler sırasında, biyogazda bulunan Karbondioksit (CO_2) ve hidrojen sülfürü (H_2S) elimine edebilmek amacıyla su kolonunda 1 N Sodyum Hidroksit (NaOH) çözeltisi kullanılmıştır. BMP sonuçları, test edilen çamur numunelerinden elde edilen maksimum metan üretimi ve buna karşılık gelen elektrik enerjisi üretim potansiyelini tahmin etmek için kullanılmıştır.

2.8. PİLOT TESİSTE ENERJİ DENGESİ HESAPLARI

Havalandırma enerji gereksinimleri Tchobanoglous vd. (2003) tarafından belirtilen yöntemler kullanılarak her bir SRT için ayrı ayrı hesaplanmıştır. Fiziksel arıtma süreçleri ve pompalama için enerji gereksinimlerinin tüm SRT'lerde 0,15 kWh/m^3 olduğu varsayılmıştır. Pilot tesisin Gerçek Oksijen İhtiyacı (AOR) hesaplamalarında aşağıda verilen Denklem 2-7 kullanılmıştır.

Denklem 2-7 $$AOR = \frac{Qx\left(KO\dot{I}_{t_{ÖÇH_{çıkış}}} x KO\dot{I}_{oksidasyon}\right)}{1000} + 4{,}54xNN - 2{,}86xNDN$$

Burada AOR, Gerçek oksijen ihtiyacını (kg/gün); Q, debiyi (m^3/gün); $KO\dot{I}_{t_{ÖÇT_{çıkış}}}$, biyolojik arıtmaya giren ÖÇT çıkış KOİ'sini (mg/l); $KO\dot{I}_{oksidasyon}$, biyolojik proseste okside

olan KOİ'yi (%); NN, Nitrifiye olan amonyum azotunu (kg/gün); NDN, Denitrifiye olan nitrat azotunu (kg/gün) göstermektedir.

Standart Oksijen İhtiyacı (SOR) değerleri, gerçek oksijen ihtiyacı (AOR), tuzluluk-yüzey gerilimi (beta faktörü), sıcaklık, rakım, difüzör derinliği, istenilen oksijen işletme seviyesi, karıştırma derecesi ve tank konfigürasyonu değerleri dikkate alınarak Denklem 2-8'e göre hesaplanmıştır.

Denklem 2-8 $$\frac{AOR}{SOR} = \left(\frac{\beta \overline{C}_{S,T,H} - C_L}{C_{s,20}}\right)\left(1{,}024^{(T-20)}\right)(\alpha)(F)$$

Burada AOR, saha koşullarındaki gerçek oksijen transfer hızını (kg-O_2/gün); SOR, 20 °C sıcaklıkta içerisinde sıfır çözünmüş oksijen konsantrasyonu bulunan temiz suda standart oksijen transfer hızını (kg-O_2/gün); β, tuzluluk – yüzey gerilimi düzeltme faktörünü (genellikle 0,95); $\overline{C}_{S,T,H}$, T sıcaklıkta ve H rakımında havalandırma tankında temiz sudaki çözünmüş oksijen ortalama doygunluk konsantrasyonunu (mg/l); $C_{s,20}$, 20 °C ve 1 atm'de temiz suda çözünmüş oksijen doygunluk konsantrasyonunu (9,07 mg/l); C_L, işletmede kullanılan oksijen konsantrasyonunu (Bu değer 2 mg/l (1 ve 3 mg/l'de işletimin ortalaması) alınmıştır.); T, işletme sıcaklığını (20 °C kabul edilmiştir.); α, atıksu için oksijen transferi düzeltme faktörünü; F, tıkanma faktörünü (tipik değeri 0,65 - 0,9) ifade etmektedir.

T sıcaklıkta ve H rakımında havalandırma tankında temiz sudaki çözünmüş oksijen ortalama doygunluk konsantrasyonu ($\overline{C}_{S,T,H}$) aşağıdaki Denklem 2-9'a göre hesaplanmıştır.

Denklem 2-9 $$\overline{C}_{S,T,H} = \left(C_{S,T,H}\right)\frac{1}{2}\left(\frac{P_d}{P_{atm,H}} + \frac{O_t}{21}\right)$$

Burada $C_{S,T,H}$, T sıcaklıkta ve H rakımında temiz sudaki çözünmüş oksijen doygunluk konsantrasyonunu (mg/l); P_d, hava çıkış derinliğindeki basıncı (atm); $P_{atm,H}$, H

rakımında atmosfer basıncını (atm); O_t, tank çıkışında yüzde oksijen konsantrasyonunu (genellikle %18-20) temsil etmektedir.

H rakımında atmosfer basıncı ($P_{atm,H}$) aşağıdaki Denklem 2-10'a göre hesaplanmıştır.

Denklem 2-10 $$P_{atm,H} = P_0 . e^{\left(\frac{-g \cdot M \cdot h.}{R \cdot T}\right)}$$

P_0, deniz seviyesindeki basıncı (1 atm); M, havanın mol kütlesini (0.028964 kg/mol); g, yer çekimi ivmesini (9.80665 m/s²); H, yüksekliği (m); R, gaz sabitini (8.314 J/mol·K) göstermektedir.

Oksijen transferi düzeltme faktörü (α), havalandırma tankındaki bakteri konsantrasyonuna göre aşağıdaki denklem ile hesaplanmıştır (Denklem 2-11).

Denklem 2-11 $$\alpha = 1 - 0{,}16(UAKM/1000)^{2/3}$$

Havalandırma için kullanılan hava körüklerinin gücü (P_w) aşağıdaki Denklem 2-12'ye göre hesaplanmıştır.

Denklem 2-12 $$P_w = \frac{wRT_1}{29{,}7ne}\left[\left(\frac{(p_2)^n}{p_1}\right) - 1\right]$$

Burada P_w, her bir üfleyici (blower) için gerekli olan gücü (kW [hp]); w, akan havanın ağırlığını (kg/sn); R, havanın ideal gaz sabitini (8,314 J/mol.°K); T_1, giriş sıcaklığını (°K); p_1, giriş basıncını (atm); p_2, çıkış basıncını (atm); n, sabit (hava için [k-1]/k = 0,283); k, hava için (1,395); e, verimi (sıkıştırma için 0,70-0,90) temsil etmektedir.

2.9. ANALİTİK YÖNTEMLER

KOİ, AKM ve UAKM analizleri standart metotta belirtildiği gibi ölçülmüştür (APHA, 2017). İMÜ Biyomühendislik Laboratuvarında bulunan termoreaktör cihazı (DRB

200, HACH, Amerika Birleşik Devletleri) KOİ ve EPS ölçümlerinde, etüv (FN 400, NÜVE, Türkiye) ve kül fırını (MF 106, NÜVE, Türkiye) ise AKM ve UAKM ölçümlerinde kullanılmıştır. Yine aynı laboratuvarda bulunan santrifüj cihazı (NF 400, NÜVE, Türkiye) katı-sıvı faz ayrımı için KOİ ve SMP-EPS ölçümlerinde, spektrofotometre cihazı (DR 5000, HACH, Amerika Birleşik Devletleri) protein, karbonhidrat ve bulanıklık (OD620) ölçümlerinde, vortex cihazı (VTX-3000L, DUTSCHER, Fransa) ise EPS ekstraksiyonunda kullanılmıştır. Klorür, Sülfat ve Fosfat iyonları ise aynı laboratuvarda bulunan iyon kromatografi cihazında (Dionex ICS-5000+, Thermo Fisher Scientific, Amerika Birleşik Devletleri) ölçülmüştür. Toplam Azot (TN) (TOC-V CPN, SHIMADZU, Japonya) ve Toplam Fosfor (TP) (SAN++ System, SKALAR, Hollanda) değerleri pilot ölçekli tesisin kurulduğu Paşaköy İBAAT laboratuvarında ölçtürülmüştür. Partikül boyut analizleri için YTÜ Merkez Laboratuvarından (Hydro 2000MU, MALVERN PANALYTICAL, Birleşik Krallık) hizmet alımı yapılmıştır.

Aktif çamurdaki AKM'nin bir gramının atıksu içerisinde kapladığı ml cinsinden hacmin göstergesi olan Çamur Hacim İndeksi (ÇHİ) aktif çamurun çökelme özelliği hakkında hızlı ve basit bir şekilde bilgi sahibi olabilmek açısından önemlidir. Bu amaçla farklı bekletme sürelerinde çöktürme işlemi yapılabilmektedir. Tez çalışması kapsamında 30 Dakikalık Çamur Hacim İndeksi ($ÇHİ_{30}$) testi uygulaması seçilmiş ve stabilizasyon tankından imhoff hunisine alınan 1 l aktif çamur 30 dakika boyunca kendi halinde çökelme işlemine tabi tutulmuştur. 30 dakika sonunda çöken çamurun hacmi (ml) kaydedilmiş ve aynı çamurdan alınan örnekteki AKM konsantrasyonu ile oranlanarak $ÇHİ_{30}$ değeri ml/g cinsinden hesaplanmıştır. Aşağıdaki şekilde tez çalışması boyunca kullanılan imhoff hunisine ait görsel verilmiştir (Şekil 2.31).

Şekil 2.31. ÇHİ$_{30}$ ölçümünde kullanılan imhoff hunisi

2.9.1. EPS EKSTRAKSİYON YÖNTEMİ VE SMP-EPS ÖLÇÜMLERİ

2.9.1.1. LB-EPS ve TB-EPS Ekstraksiyon Yöntemi ve SMP'nin Ayrılması

EPS) ekstraksiyonu için daha önceden yapılmış bir çalışmadan modifiye edilen metot kullanılmıştır (Rahman, Mosquera, vd., 2017). EPS, gevşek (loosely bound [LB-EPS]) ve sıkı (tightly bound [TB-EPS]) bağlı EPS olarak iki formdan oluşmaktadır. Aktif çamur içerisindeki EPS'lerin ekstrakt edilebilmesi için Fosfat Tampon Çözeltisi (PBS) kullanılmıştır. PBS çözeltisi aşağıdaki tabloda verilen kimyasalların istenen miktarlarda 1 litre saf suda çözülmesiyle hazırlanmıştır (Tablo 2.4). Hazırlanan çözeltinin pH'ı 7,2'ye ayarlanmış ve ekstraksiyon işleminden önce 60 °C'ye ısıtılmıştır.

Tablo 2.4. PBS çözeltisinin kimyasal içeriği

Kimyasal	Derişim (mM)	Konsantrasyon (g/l)
Na_3PO_4	2	0,328
KH_2PO_4	4	0,544
NaCl	9	0,525
KCl	1	0,074

Pilot tesisten alınan 10 ml aktif çamur numunesi bir falkon tüp içerisinde 4100 RPM'de 10 dakika santrifüj edildikten sonra oluşan ilk süpernatant 0,45 µm'lik enjektör filtre ile süzülerek SMP numunesi elde edilmiştir. Santrifüj neticesinde oluşan ilk pellete 60 °C'de bulunan PBS çözeltisinden 10 ml eklenmiş ve 1 dakika boyunca vortex edilmiştir. Ardından karışım 4100 RPM'de 15 dakika santrifüj edildikten sonra oluşan ikinci süpernatant 0,45 µm'lik enjektör filtre ile süzülerek LB-EPS numunesi elde edilmiştir.

Santrifüj neticesinde oluşan ikinci pellete tekrar 60 °C'de bulunan PBS çözeltisinden 10 ml eklenmiş ve pellet çözelti içerisinde dağılıncaya kadar (3-5 saniye) vortex edilmiştir. Ardından karışım 30 dakika boyunca 60 °C'de termoreaktörde ısıtılmıştır. Sonrasında 4100 RPM'de 20 dakika santrifüj edildikten sonra oluşan üçüncü süpernatant 0,45 µm'lik enjektör filtre ile süzülerek TB-EPS numunesi elde edilmiştir.

2.9.1.2. SMP ve EPS Ölçümleri

Elde edilen SMP ve EPS numuneleri protein (Bradford, 1976) ve karbonhidrat (Dubois vd., 1956) analizleriyle ölçülmüştür.

Protein Analizi

Protein ölçümleri 1,2 ml numune hacimleriyle spektrofotometre küvetlerinin içerisinde gerçekleştirilmiştir. Şahit numune için saf su kullanılmış olup ölçümler iki paralel numune ile yapılmıştır. Analiz için öncelikle spektrofotometre küvetlerinin içerisine 0,3 ml BİO-RAD dye reagent çözeltisi koyulmuştur. Ardından her bir paralel numune için hazırlanmış küvete ayrı mikropipet ucuyla 1,2 ml numune eklenmiş ve pipetleme yapılarak numune ile dye reagentin karışması sağlanmıştır. Her bir numune, hazırlandıktan 15 dakika sonra spektrofotometrede 595 nm dalga boyunda ölçülmüş ve absorbans değeri kaydedilmiştir. Ölçüm absorbans değerleri BİO-RAD Protein Standard II ile hazırlanmış kalibrasyon çözeltilerinden elde edilen kalibrasyon katsayısıyla çarpılarak SMP ve EPS

numunelerinin mg-KOİ/l cinsinden protein içerikleri bulunmuştur. Ardından sonuçlar aktif çamurların UAKM'leri ile normalize edilerek mg-KOİ/mg-UAKM olarak ifade edilmiştir.

Karbonhidrat Analizi

Karbonhidrat ölçümleri 1 ml numune hacimleriyle 10 ml hacimli cam test tüplerinde gerçekleştirilmiştir. Şahit numune için saf su kullanılmış olup ölçümler iki paralel numune ile yapılmıştır. Analiz için öncelikle kimyasallarla karışıma hazır olması açısından, her bir paralel numune için hazırlanmış ayrı test tüplerinin içerisine 1 ml numune eklenmiştir. Ardından her bir numuneye 25 µl %80'lik fenol çözeltisi eklenip hemen ardından 2,5 ml derişik sülfürik asit eklenmiştir. Test tüpünün kapağı hemen kapatılarak 3-5 saniye vortex edildikten sonra ölçüm için 20 dakika beklenmiştir. Diğer numunelere kimyasal ilavesi bir numunenin işlemi tamamen bittikten sonra yapılmıştır. Burada amaç, eklenen asit ve fenol neticesinde uçuculuğun ve buhar çıkışının arttığı test tüpünde hacim ve sıcaklık azalışının ve dolayısıyla deney stabilitesinin bozulmasının önüne geçmektir. Numuneler 20 dakikalık bekleme süresinden sonra spektrofotometrede 490 nm dalga boyunda ölçülmüş ve absorbans değerleri kaydedilmiştir. Ölçüm absorbans değerleri glikoz ile hazırlanmış kalibrasyon çözeltilerinden elde edilen kalibrasyon katsayısıyla çarpılarak SMP ve EPS numunelerinin mg-KOİ/l cinsinden karbonhidrat içerikleri bulunmuştur. Ardından sonuçlar aktif çamurların UAKM'leri ile normalize edilerek mg-KOİ/mg-UAKM olarak ifade edilmiştir.

BÖLÜM 3. DENEYSEL BULGULAR VE TARTIŞMA

3.1. PAŞAKÖY İBAAT KUM TUTUCU ÇIKIŞ SUYU KARAKTERİZASYONU

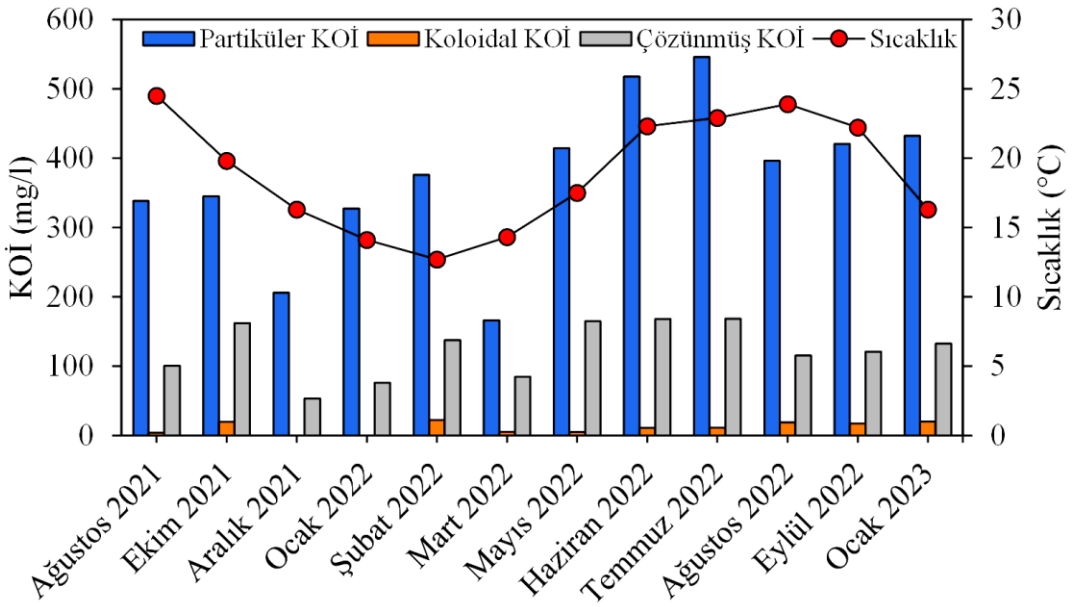
Ağustos 2021 tarihinden itibaren Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu karakterizasyonu çalışmaları yapılmıştır. Bu kapsamda pilot tesis girişinden (Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkışı) alınan atıksuda organik karbonun toplam, partiküler, koloidal ve çözünmüş KOİ bileşenlerinin belirlenmesi amacıyla atıksu farklı gözenek çaplarına sahip filtreler yardımıyla süzülmüştür. 2021-2023 yılları arasında Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyunun organik karbon bileşenleri toplamda 12 kez ölçülmüş olup elde edilen sonuçlar aşağıdaki tabloda detaylı bir şekilde sunulmuştur (Tablo 3.1).

Tablo 3.1. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu KOİ fraksiyonları

Tarih	Toplam KOİ		Partiküler KOİ		Koloidal KOİ		Çözünmüş KOİ	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
31.08.2021	443	100	338	76	4	1	101	23
22.10.2021	527	100	345	65	20	4	162	31
15.12.2021	251	100	206	82	0	0	53	21
05.01.2022	388	100	327	84	0	0	76	20
16.02.2022	536	100	376	70	22	4	138	26
16.03.2022	256	100	166	65	5	2	85	33
20.05.2022	583	100	414	71	5	1	165	28
03.06.2022	696	100	517	74	11	2	168	24
25.07.2022	726	100	546	75	12	2	168	23
20.08.2022	530	100	396	75	19	4	115	22
21.09.2022	559	100	420	75	17	3	121	22
16.01.2023	585	100	432	74	20	3	132	23
Ortalama	507 ±150	100	374 ±110	74	11 ±8	2	124 ±39	24

Ağustos 2021'de yapılan ilk ölçümler neticesinde atıksuyun KOİ bileşenlerinin toplam, partiküler, koloidal ve çözünmüş olmak üzere, sırasıyla, 443 (%100), 338 (%76), 4 (%1) ve 101 (%23) mg/l olduğu hesaplanmıştır. İncelenen tüm dönemler göz önünde bulundurulduğunda partiküler KOİ, %65 ile %84 arasında değişmekle birlikte en yüksek

KOİ fraksiyonu olarak öne çıkmıştır. Çözünmüş KOİ fraksiyonu da %20-33 bandında değişmiş olup en yüksek ikinci fraksiyon olarak gözlenmiştir. Koloidal KOİ ise %0-4 seviyeleriyle birlikte oldukça düşük oranlarda seyretmiştir. Hava şartlarına da bağlı olarak pilot tesis giriş atıksuyu toplam KOİ konsantrasyonları 251 ve 726 mg/l arasında değişmiştir. Aşağıdaki şekilde Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu KOİ konsantrasyonları ile atıksuyun sıcaklığının karşılaştırılması verilmiştir (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu KOİ değerleri ile atıksu sıcaklığının ilişkisi

Şekilden görüldüğü üzere kış aylarında atıksu sıcaklığının (12-16 °C) düşmesiyle birlikte özellikle Aralık-Mart ayları arasında partiküler ve çözünmüş KOİ miktarlarında belirgin bir düşüş gözlenmiştir. Bu durum mevsimsel şartlardaki değişim neticesinde yağışlı sezonun atıksudaki seyreltme etkisiyle açıklanabilir. Özellikle haziran ve temmuz olmak üzere yaz aylarında ise atıksu sıcaklıkları 20-25 °C bandında seyretmekle birlikte partiküler KOİ miktarları maksimum seviyeye ulaşmıştır. Çözünmüş KOİ miktarlarının da yaz aylarında nispeten daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Kolloidal KOİ miktarları ise yıl boyunca düşük seyretmiş ve sınırlı bir dalgalanma göstermiştir.

Yapılan tüm ölçümler neticesinde Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyunun toplam, partiküler, koloidal ve çözünmüş KOİ ortalama değerleri sırasıyla 507±150, 374±110, 11±8 ve 124±39 mg/l olarak bulunmuştur. Tablodan da görüleceği üzere pilot tesis giriş atıksuyunun büyük bir kısmı (%74) partiküler KOİ'den oluşmaktadır (Tablo 3.1). Oldukça yüksek olarak gözlenen partiküler KOİ değerlerinin, çalışılacak olan atıksuyun ön çöktürme ile karbon geri kazanımına dayalı enerji verimli arıtma prosesleri açısından önemli bir potansiyel barındırdığını belirtmek mümkündür. Atıksuyun geri kalan %24'lük kısmını çözünmüş ve %2'lik kısmını da koloidal KOİ oluşturmaktadır. Bu değerlerin literatürde yer alan değerlere oldukça yakın olduğu görülmüştür (Rahman vd., 2016).

Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyunun AKM konsantrasyonları çalışma boyunca 136 kez ölçülmüş olup 128 ve 1110 mg/l arasında değiştiği bulunmuştur. Ortalama AKM değeri ise 377±170 mg/l olarak hesaplanmıştır. Aynı şekilde UAKM konsantrasyonları çalışma boyunca 135 kez ölçülmüş olup 85 ve 780 mg/l arasında değiştiği bulunmuştur. Ortalama UAKM değeri ise 262±92 mg/l olarak hesaplanmıştır. Pilot tesis giriş atıksu AKM ve UAKM özet bilgileri aşağıdaki tabloda gösterilmiştir (Tablo 3.2).

Tablo 3.2. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu AKM-UAKM ortalama ve maks-min değerleri

	Giriş AKM (mg/l)	**Giriş UAKM (mg/l)**
Ortalama	377 ±170	262 ±92
Maks	1110	780
Min	128	85

Pilot tesis giriş atıksuyundaki toplam fosfor konsantrasyonları 2,2 ve 9 mg/l arasında değişiklik göstermekle birlikte ortalama 5,6±1,2 mg/l olarak ölçülmüştür. Toplam azot değerleri de 28 ve 92 mg/l aralığında değişmiş ve ortalama olarak 64,6±13 mg/l bulunmuştur. Elde edilen değerler aşağıdaki Tablo 3.3'de detaylı bir şekilde sunulmuştur.

Tablo 3.3. Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkış suyu toplam fosfor ve azot değerleri

Tarih	Total P (mg-P/l)		Total N (mg-N/l)	
	Toplam	Çözünmüş	Toplam	Çözünmüş
31.08.2021	5,8	-	77	40,2
22.10.2021	5,7	3,2	69,8	40,8
15.12.2021	2,2	-	29,1	15,3
14.01.2022	4,5	3,1	60,4	44
7.02.2022	3,2	-	46,7	-
16.02.2022	-	2,9	-	42,8
21.03.2022	2,6	-	27,6	-
6.04.2022	4,7	-	53,6	-
15.04.2022	5,3	-	68,5	-
20.04.2022	4,8	-	52,7	-
22.04.2022	3,8	-	50,7	-
29.04.2022	5	-	77,1	-
6.05.2022	5,4	-	70	-
16.05.2022	6,3	-	85,5	-
20.05.2022	5	-	68,5	-
27.05.2022	6,7	-	71,7	-
3.06.2022	5,5	-	74,7	-
10.06.2022	5,1	-	72,8	-
17.06.2022	6,1	-	74,4	-
27.07.2022	6,1	-	68,5	-
8.08.2022	5,5	-	64,1	-
7.09.2022	4,9	-	51,7	-
19.09.2022	5,9	-	50,4	-
26.09.2022	6,3	-	64,6	-
3.10.2022	8,9	-	91,8	-
17.10.2022	5,1	-	75,4	-
30.11.2022	6,4	-	69,7	-
12.12.2022	7,7	-	75,6	-
26.12.2022	6,8	-	64,3	-
16.01.2023	6,8	-	70,5	-
13.02.2023	6,6	-	67,7	-
13.03.2023	5,7	-	64,3	-
27.03.2023	5,5	-	57,4	-
29.05.2023	5	-	61,2	-
5.06.2023	4,4	-	53,4	-
12.06.2023	5,6	-	65,5	-
19.06.2023	5	-	63,3	-
14.08.2023	5,7	-	63,6	-
29.08.2023	6,4	-	-	-
11.09.2023	7,2	-	-	-
18.09.2023	6,1	-	-	-
25.09.2023	5,8	-	-	-
Ortalama	5,6 ± 1,2	3,1 ± 0,2	64,6 ± 13	36,6 ± 12

3.2. PİLOT ÖLÇEKLİ YÜKSEK HIZLI TEMAS STABİLİZASYON PROSESİNİN PERFORMANSININ İNCELENMESİ

3.2.1. Kimyasal İlavesiz Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Performansı

3.2.1.1. KOİ Giderim Performansı

Pilot tesis 800 gün boyunca sürekli olarak işletilirken giriş atıksuda ölçülen her bir periyottaki KOİ değerlerinin ortalamaları aşağıdaki tabloda verilmiştir (Tablo 3.4). Tablodan görüldüğü üzere giriş atıksuyun toplam KOİ ortalamaları 332±27 ve 822±367 mg/l arasında değişmiştir. Çözünmüş KOİ ortalamaları ise 75±17 ve 209±57 mg/l arasında değişmiştir. Giriş atıksuda ölçülen her bir toplam (Şekil 3.2) ve çözünmüş (Şekil 3.3) KOİ değeri aşağıdaki şekillerde detaylı olarak verilmiştir.

Tablo 3.4. Pilot tesiste giriş atıksuyun ortalama KOİ değerleri

No	Periyotlar	Giriş KOİ (mg/l)	
		Toplam	Çözünmüş
	Start-up	546 ±110	168 ±49
1	SRT-2	469 ±253	120 ±70
2	SRT-1	466 ±189	119 ±41
3	SRT-0,75	702 ±240	168 ±28
4	SRT-0,75 T(h/sız)	667 ±86	207 ±54
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	723 ±182	188 ±46
6	SRT-2	551 ±181	148 ±39
7	SRT-2 Modifiye	615 ±186	170 ±62
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	702 ±205	209 ±57
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	822 ±367	169 ±55
10	SRT-0,5 Modifiye	619 ±116	176 ±28
11	SRT-2 Modifiye	332 ±27	75 ±17
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	401 ±186	125 ±66
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	445 ±120	112 ±42

Aşağıdaki tabloda ön çöktürme tankı çıkışındaki toplam ve çözünmüş KOİ ortalamaları ile giderim verimleri verilmiştir (Tablo 3.5). Pilot tesis öncelikle 1 m^3/saatlik atıksu debisiyle çamur atılmaksızın işletilmiştir. Start-up dönemi olarak adlandırılan bu

periyotta aktif biyokütlenin gelişmesi ve ortama uyum sağlaması amaçlanmıştır. Ayrıca tesisin sorunsuz bir şekilde işletilebilmesi için gerekli kontroller ve testler yapılmıştır. KOİ gideriminin takip edilebilmesi amacıyla 12 gün boyunca işletilen bu dönemde de ölçümler yapılmış olup ön çöktürme tankında toplam ve çözünmüş KOİ giderimleri sırasıyla %25 ve %15 olmuştur.

Tablo 3.5. Pilot tesiste ön çöktürme tankı çıkışı ortalama KOİ değerleri ve giderim verimleri

No	Periyotlar	Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı			
		Toplam KOİ		Çözünmüş KOİ	
		Ortalama (mg/l)	Giderim (%)	Ortalama (mg/l)	Giderim (%)
	Start-up	404 ±58	25	140 ±34	15
1	SRT-2	232 ±116	47	78 ±42	33
2	SRT-1	255 ±67	41	96 ±39	19
3	SRT-0,75	352 ±54	47	131 ±32	22
4	SRT-0,75 T(h/sız)	416 ±65	37	168 ±30	17
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	335 ±85	53	150 ±36	22
6	SRT-2	315 ±90	41	117 ±32	20
7	SRT-2 Modifiye	339 ±70	42	141 ±42	20
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	325 ±50	52	151 ±22	24
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	301 ±70	57	144 ±32	13
10	SRT-0,5 Modifiye	345 ±65	43	128 ±23	27
11	SRT-2 Modifiye	151 ±0	55	63 ±43	23
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	173 ±94	56	81 ±40	32
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	151 ±57	67	79 ±31	27

Tüm periyotların ortalamalarına bakıldığında ön çöktürme tankındaki toplam KOİ giderim verimlerinin %37 ile %57 arasında değiştiği görülmüştür (Tablo 3.5). Ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılmayan dönemlerde ön çöktürme tankındaki toplam KOİ giderim verimleri %37 ile %47 arasında değişmişken, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında giderim verimleri %42-57 bandına yükselmiştir. Bu da göstermektedir ki ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri neticesinde aktif çamur flokları ile birleşen atıkların çökelme kapasiteleri artmıştır. Ancak farklı dönemlerde ön çöktürme tankına geri devredilen aktif çamurların SRT'lerindeki değişimlerin veya temas tankının havalandırılma

durumunun, çökelmeye ve dolayısıyla giderim verimine bir etkisi tespit edilememiştir. Ön çöktürme tankındaki toplam KOİ giderimi neticesinde biyolojik prosese geçen atıksudaki toplam KOİ miktarları genelleme yapılacak olursa yaklaşık 200-400 mg/l aralığında olmuştur. Çözünmüş KOİ değerleri ise 60 ile 170 mg/l aralığında değişmekle birlikte ön çöktürme tankında ortalama %20 civarında çözünmüş KOİ giderimi elde edilmiştir. Ön çöktürme tankının çıkış suyunda ölçülen her bir toplam (Şekil 3.2) ve çözünmüş (Şekil 3.3) KOİ değeri aşağıdaki şekillerde detaylı olarak verilmiştir.

Aşağıdaki tabloda ise son çöktürme tankı çıkışındaki toplam ve çözünmüş KOİ ortalamaları ile giderim verimleri verilmiştir (Tablo 3.6). Giderim verimleri hem ön çöktürme tankından sonraki biyolojik proses için (SÇT/ÖÇT) hem de atıksu girişinden sonra ön çöktürme tankı da dahil olmak üzere tüm tesis için (SÇT/G) ayrı ayrı hesaplanmıştır. Tüm periyotların ortalamalarına bakıldığında tesis genelinde giriş baz alındığında son çöktürme tankındaki (SÇT/G) toplam KOİ giderim verimlerinin %62 ile %85 arasında değiştiği görülmüştür. Ön çöktürme tankından sonraki (SÇT/ÖÇT) toplam KOİ giderimleri ise 11'inci periyot (%18) hariç %38 ile %71 arasında değişmiştir. YHTS prosesindeki en yüksek toplam KOİ giderimi SRT 0,75 günde ve temas tankının havalandırıldığı dönemde (Periyot 3) elde edilmiştir. Pilot tesiste temas tankı havalandırılmadan ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılarak işletilen dönemlerde (Periyot 5, 8-9) SÇT/ÖÇT toplam giderim verimleri SRT'den bağımsız olarak yaklaşık ortalama %40 olmuştur. Temas tankının havalandırılmadan işletildiği bir diğer dönemde de (Periyot 4) SÇT/ÖÇT toplam KOİ giderim verimi ortalama %50 ile temas tankının havalandırıldığı diğer periyotlardan daha düşük (11'inci periyot hariç) olmuştur. SRT'nin 2 gün olduğu farklı dönemlerde (Periyot 1, 6-7) benzer giderim verimleri elde edilmiş olup SÇT/ÖÇT toplam KOİ giderim verimleri yaklaşık ortalama %60 olarak hesaplanmıştır. SRT'ye bağlı olarak YHTS prosesindeki KOİ giderim verimlerinde

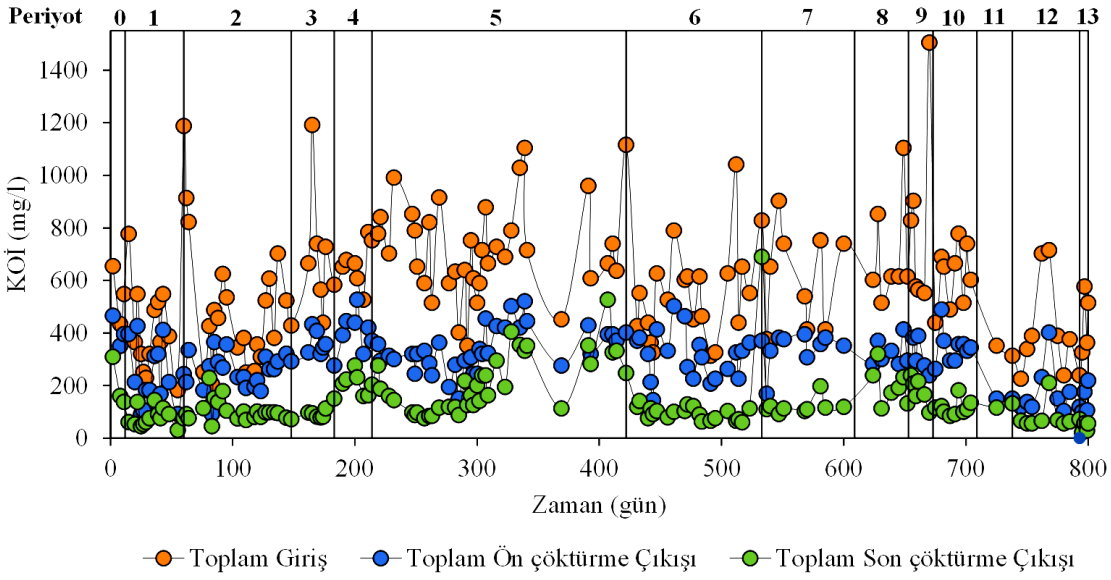
doğrusal bir ilişki bulunamamıştır. Son çöktürme tankı çıkışında ölçülen her bir toplam KOİ değeri aşağıdaki şekilde detaylı olarak verilmiştir (Şekil 3.2).

Tablo 3.6. Pilot tesiste son çöktürme tankı çıkışı ortalama KOİ değerleri ve giderim oranları

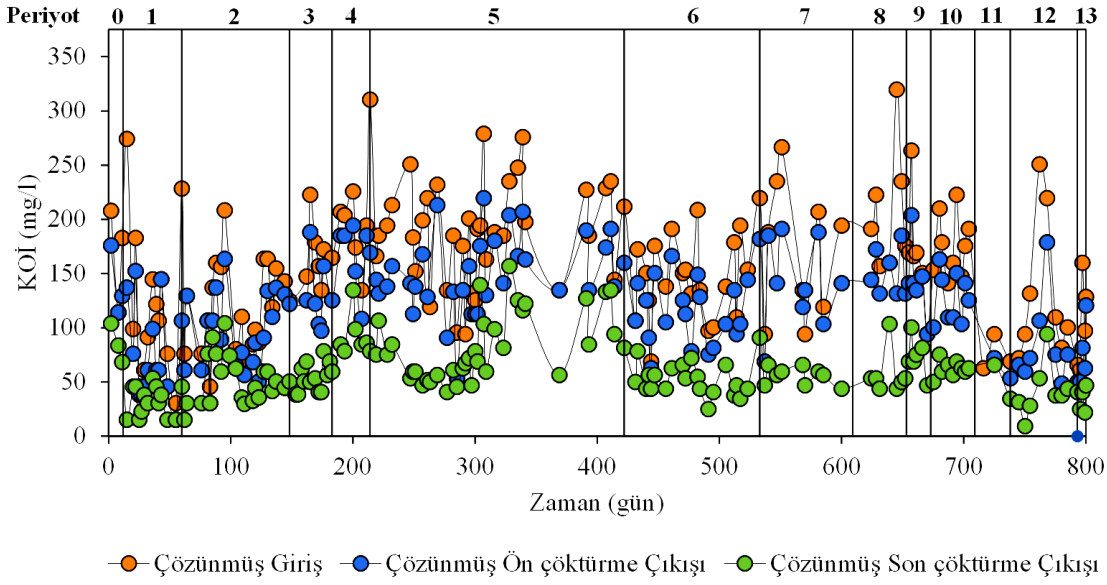
No	Periyotlar	Son Çöktürme Havuzu Çıkışı					
		Toplam KOİ			Çözünmüş KOİ		
		Ortalama (mg/l)	Giderim (%)		Ortalama (mg/l)	Giderim (%)	
			SÇT/G	SÇT/ ÖÇT		SÇT/G	SÇT/ ÖÇT
	Start-up	202 ±93	64	51	85 ±18	46	38
1	SRT-2	78 ±33	81	63	31 ±14	68	51
2	SRT-1	103 ±41	75	58	52 ±22	57	44
3	SRT-0,75	99 ±26	85	71	54 ±13	66	57
4	SRT-0,75 T(h/sız)	209 ±40	68	50	92 ±20	53	44
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	207 ±111	71	40	83 ±32	55	44
6	SRT-2	123 ±132	78	60	53 ±16	63	53
7	SRT-2 Modifiye	120 ±30	79	63	56 ±8	63	58
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	200 ±71	71	39	57 ±21	70	62
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	181 ±51	74	38	74 ±17	55	49
10	SRT-0,5 Modifiye	116 ±29	81	66	62 ±7	64	50
11	SRT-2 Modifiye	124 ±11	62	18	50 ±22	40	22
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	79 ±49	79	53	42 ±23	64	48
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	41 ±18	91	73	34 ±12	69	57

*SÇT/ÖÇT : Ön çöktürme tankı çıkışından sonra son çöktürme tankındaki giderim
**SÇT/G : Girişe göre son çöktürme tankındaki giderim

Pilot tesis çıkışında çözünmüş KOİ değerleri ortalama 31±14 ile 92±20 mg/l arasında değişmiştir (Tablo 3.6). YHTS prosesinde en yüksek (SÇT/ÖÇT %62) çözünmüş KOİ giderim verimi SRT'nin 2 gün olduğu, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılan ve temas tankının havalandırılmadığı dönemde (Periyot 8) elde edilmiştir. Yine aynı periyotta giriş atıksuya göre (SÇT/G) çözünmüş KOİ giderimi ise %70 ile en yüksek değer olmuştur. Son çöktürme tankı çıkışında ölçülen her bir çözünmüş KOİ değeri aşağıdaki şekilde detaylı olarak verilmiştir (Şekil 3.3).



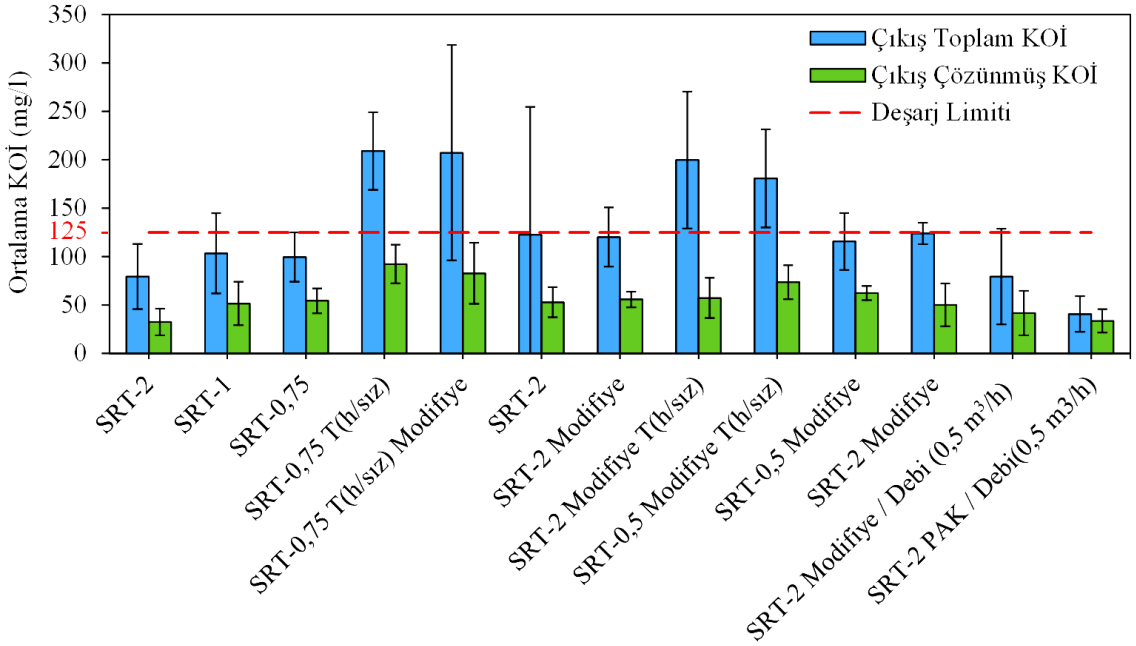
Şekil 3.2. Pilot tesis giriş, ön çöktürme ve son çöktürme tankları çıkış toplam KOİ değerleri



Şekil 3.3. Pilot tesis giriş, ön çöktürme ve son çöktürme tankları çıkış çözünmüş KOİ değerleri

Aşağıdaki şekilde pilot tesiste her bir periyottaki çıkış KOİ değerleri ile Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'nde verilen deşarj limitinin karşılaştırması verilmiştir (Şekil 3.4). Temas tankında havalandırmanın olmaması durumunda (Periyot 4-5, 8-9) çıkış toplam KOİ değerleri 181-209 mg/l arasında değişmekle birlikte organik maddenin önemli bir kısmı atıksuda kalmakta ve Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'nde verilen 125 mg/l deşarj sınırını da aşmaktadır. Ancak temas tankının havalandırıldığı dönemlerde (Periyot 1-3, 6-7, 10-12) SRT'den bağımsız olarak çıkış toplam KOİ değerleri (79-124 mg-KOİ/l) deşarj

limitlerinin altında kalarak etkili bir arıtım performansı sergilenmiştir. Dolayısıyla temas tankının havalandırılması önerilmektedir.



Şekil 3.4. Son çöktürme tankında farklı periyotlardaki ortalama çıkış KOİ değerleri ve deşarj limiti

3.2.1.2. Prosesteki Biyokütle Konsantrasyon ve Özelliklerinin Değişimi

Pilot tesis aktif çamurla aşılanarak işletime başlandıktan sonra aktif biyokütlenin gelişmesi ve ortama uyum sağlaması için start-up dönemi olarak adlandırılan ilk aşamada tesisten çamur atılmamıştır. Bu dönemde stabilizasyon tankı AKM ve UAKM konsantrasyonları 11 gün sonunda sırasıyla 11.240±141 ve 7.720±85 mg/l düzeylerine yükselmiştir. Aktif biyokütlenin yeterince geliştiği düşünüldüğünden 12'nci günden itibaren (Periyot 1) SRT 2 gün olacak şekilde stabilizasyon tankından çamur atımına başlanmıştır.

Aşağıdaki tabloda her bir periyotta stabilizasyon tankındaki ortalama AKM, UAKM ve ÇHİ$_{30}$ değerleri verilmiştir (Tablo 3.7). Tablodan görüldüğü üzere SRT'nin 2 gün olduğu dönemlerde (Periyot 1 ve 6) stabilizasyon tankında UAKM konsantrasyonu ortalama 4451 ile 4147 mg/l arasında değişmiştir. SRT 1 (Periyot 2) ve 0,75 (Periyot 3) güne düşürüldüğünde stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonları sırasıyla

ortalama 1730±1084 ve 1479±545 mg/l'ye düşmüştür. Ön çöktürme tankına aktif çamurun geri devredilmesi, SRT 2 gün olduğunda stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonlarını düşürürken, SRT 0,75 gün olduğunda artırmıştır (Tablo 3.7). Temas tankının havalandırılmadan işletilmesi de incelenen SRT değerlerinde stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonlarını artırıcı etki göstermiştir. Öyle ki, SRT 0,75 gün olduğunda (Periyot 3) stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonu 1479±545 mg/l iken, yine SRT 0,75 günde temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde (Periyot 4) 1864±890 mg/l'ye, diğer şartlar aynı tutulduğunda ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredildiğinde (Periyot 5) ise 2508±2108 mg/l'ye yükselmiştir. Ancak SRT 2 günde (Periyot 1 ve 6) stabilizasyon tankında yaklaşık ortalama 4300 mg/l olan UAKM konsantrasyonu, yine SRT 2 günde ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredildiğinde (Periyot 7 ve 11) önce yaklaşık ortalama 3080 mg/l'ye düşmüş, ardından diğer şartlar aynı iken temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde (Periyot 8) ise ortalama 3347±754 mg/l'ye yükselmiştir (Tablo 3.7).

Tablo 3.7. Stabilizasyon tankında ortalama AKM, UAKM ve ÇHİ$_{30}$ değerleri

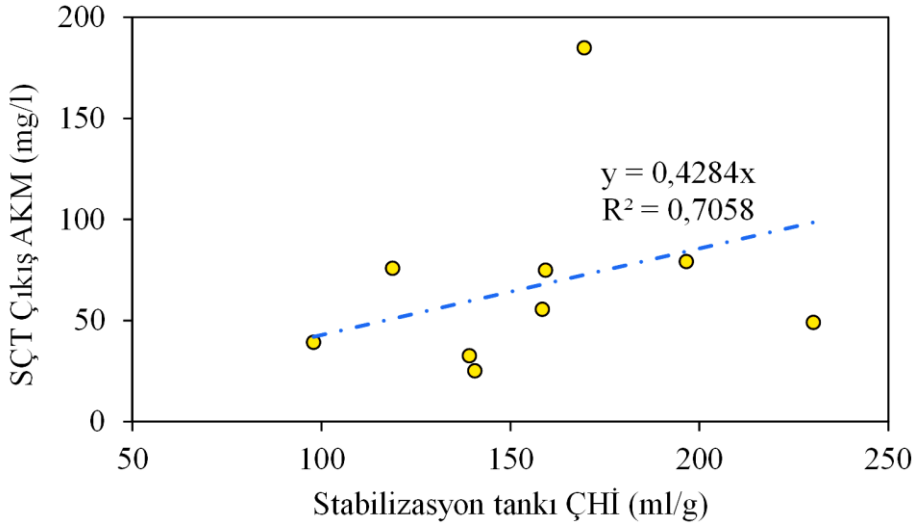
No	Periyotlar	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	ÇHİ$_{30}$ (ml/g)
	Start-up	8220 ±3773	5903 ±2372	87 ±19
1	SRT-2	6237 ±2404	4451 ±1827	79 ±26
2	SRT-1	2255 ±1383	1730 ±1084	65 ±68
3	SRT-0,75	1726 ±675	1479 ±545	269 ±132
4	SRT-0,75 T(h/sız)	2426 ±1413	1864 ±890	119 ±66
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	3167 ±2547	2508 ±2108	159 ±150
6	SRT-2	5359 ±2691	4147 ±2107	158 ±134
7	SRT-2 Modifiye	3688 ±1344	3085 ±1092	230 ±66
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	4185 ±1052	3347 ±754	169 ±31
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	1141 ±402	969 ±339	197 ±103
10	SRT-0,5 Modifiye	1182 ±510	960 ±414	98 ±50
11	SRT-2 Modifiye	3750 ±888	3069 ±684	139 ±29
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	2325 ±1149	1659 ±821	141 ±44
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	2190 ±506	1372 ±264	158 ±42

SRT 0,5 güne düşürüldüğünde ise stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonları ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredilen ve temas tankı havalandırılmadan işletilen 9'uncu ve diğer şartlar aynıyken temas tankı havalandırılarak işletilen 10'uncu periyotlarda sırasıyla ortalama 969±339 ve 960±414 mg/l'ye düşmüştür (Tablo 3.7). Görüldüğü üzere temas tankının havalandırılıp havalandırılmamasından stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonu SRT 0,5 günde etkilenmemiştir. Pilot tesis işletme debisi 1'den 0,5 m^3/saate düşürüldüğünde (Periyot 12) ise SRT 2 gün iken ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında stabilizasyon tankındaki UAKM konsantrasyonu, beklendiği üzere aynı çamur yaşında pilot tesise giren KOİ yükü azaldığından 1659±821 mg/l'ye (neredeyse yarı yarıya) düşmüştür. Diğer şartlar aynı iken işletme debisi 1 m^3/saat olduğunda ise iki farklı dönemde de (Periyot 7 ve 11) değerler birbirine çok yakın olmakla birlikte stabilizasyon tankında UAKM konsantrasyonu yaklaşık 3080 mg/l olmuştur (Tablo 3.7).

Stabilizasyon tankındaki AKM konsantrasyonları da UAKM konsantrasyonlarına benzer şekilde değişim göstermiştir (Tablo 3.7). Beklendiği üzere stabilizasyon tankındaki en düşük AKM konsantrasyonları SRT'nin 0,5 gün olduğu dönemlerde (Periyot 9 ve 10) yaklaşık ortalama 1160 mg/l olarak gözlenmiştir. En yüksek AKM konsantrasyonu ise SRT 2 günde (Periyot 1) 6237±2404 mg/l olmuştur.

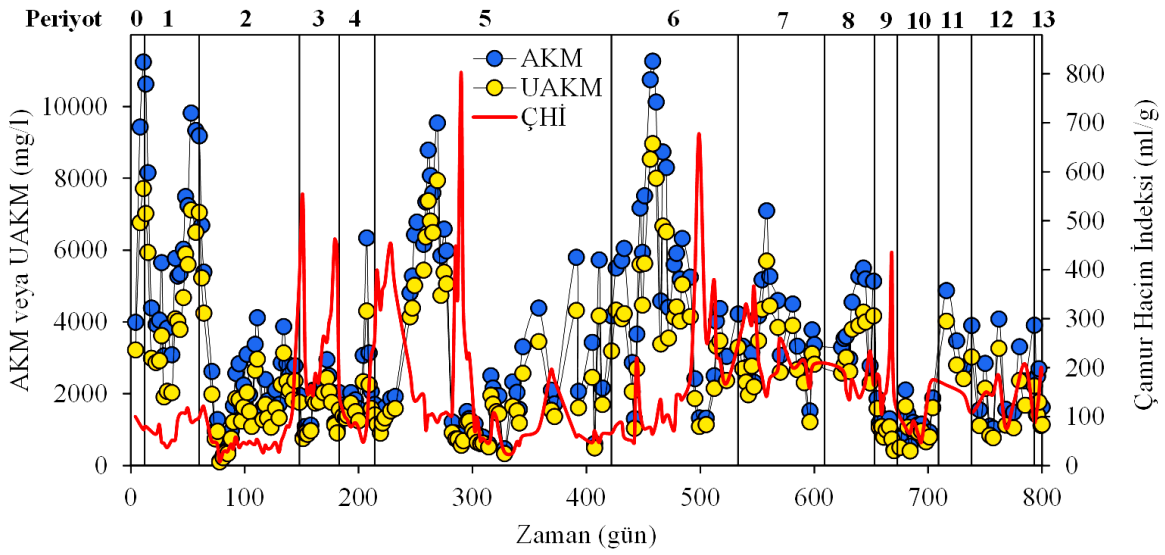
Aktif çamurdan alınan 1 litre hacimli örneğin 30 dakika bekletilerek çöktürüldükten sonra içerisindeki AKM'nin bir gramının atıksu içerisinde kapladığı ml cinsinden hacmin göstergesi olan çamur hacim indeksi ($ÇHİ_{30}$), aktif çamurun çökelebilme potansiyelinin bir göstergesi olarak kabul edilmektedir. Pilot tesis işletimi sırasında tüm periyotlar göz önünde bulundurulduğunda stabilizasyon tankındaki $ÇHİ_{30}$ değerleri 65±68 ile 269±132 ml/g arasında değişmekle birlikte genellikle 100 ml/g'ın üzerinde olmuştur (Tablo 3.7). Tez çalışması kapsamında $ÇHİ_{30}$ değerlerinin SRT veya diğer işletme şartları ile bir ilişkisi

tespit edilememiştir. ÇHİ$_{30}$'daki değişimlerin tamamıyla gerçek ve dinamik bir evsel atıksudan oluşan giriş suyundaki kompozisyona bağlı olarak şekillendiği düşünülmektedir. Aşağıdaki şekilde son çöktürme tankı çıkışındaki AKM miktarlarının stabilizasyon tankındaki ÇHİ$_{30}$ ile olan ilişkisi gösterilmiştir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Çamur hacim indeksi ile SÇT çıkış KOİ'sinin ilişkisi

Şekilden görüldüğü üzere stabilizasyon tankındaki ÇHİ$_{30}$ arttıkça son çöktürme tankından kaçan AKM miktarı da artmaktadır (R^2=0,7058). Dolayısıyla etkili bir çökelme elde edilebilmesi için özellikle düşük SRT'li sistemlerde ÇHİ$_{30}$ değerlerinin düşük olması tercih sebebidir. Tez çalışması kapsamında da yapıldığı gibi, ÇHİ$_{30}$ değerleri yüksek olan tesislerde SRT kontrolü için atılması gereken çamur miktarı hesaplanırken çıkıştan kaçan AKM miktarları da hesaba dahil edilmelidir. Aksi takdirde aktif çamurun kontrolünün sağlanması zor olabilmektedir. Nitekim çıkıştan kaçan AKM miktarı SRT hesabına dahil edilmesine rağmen ÇHİ$_{30}$ değerleri 100 ml/g'dan yüksek olduğundan pilot tesiste de bazı dönemlerde aktif çamur kayıpları yaşanmıştır. Sonuç olarak ÇHİ$_{30}$ kontrolünün sağlanabilmesi ve dinamiklerinin tespit edilebilmesi açısından ilave çalışmalar yapılması gerektiği söylenebilir. Aşağıdaki şekilde stabilizasyon tankından ölçülen her bir AKM, UAKM ve ÇHİ$_{30}$ değerleri ayrıntılı olarak verilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Stabilizasyon tankındaki AKM, UAKM ve ÇHİ$_{30}$ değerleri

Aşağıdaki tabloda her bir periyotta temas ve karıştırma tanklarındaki ortalama AKM ve UAKM değerleri verilmiştir (Tablo 3.8). Tablodan görüldüğü üzere SRT'nin 2 gün olduğu dönemlerde (Periyot 1 ve 6) temas tankında UAKM konsantrasyonu ortalama 2145 ile 2267 mg/l arasında değişmiştir. SRT 1 (Periyot 2) ve 0,75 (Periyot 3) güne düşürüldüğünde temas tankındaki UAKM konsantrasyonları sırasıyla ortalama 979±533 ve 1049±248 mg/l'ye düşmüştür. Ancak bu düşüş beklenenin aksine SRT 1 gün olduğunda SRT 0,75 günden daha fazla olmuştur. Ön çöktürme tankına aktif çamurun geri devredilmesi, SRT 2 gün olduğunda temas tankındaki UAKM konsantrasyonlarını düşürürken, SRT 0,75 gün olduğunda artırmıştır (Tablo 3.8).

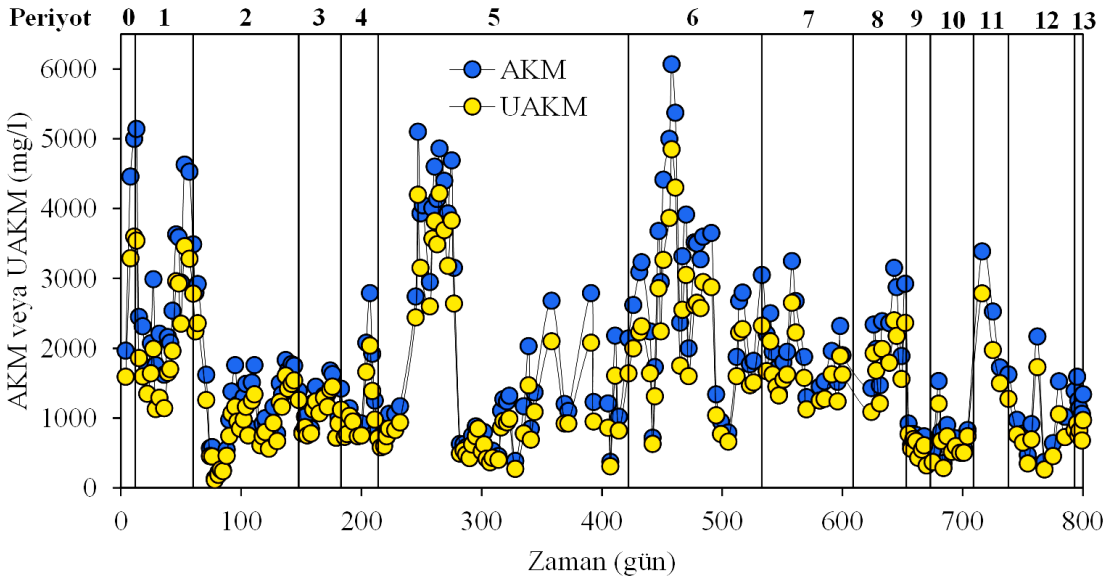
Temas tankının havalandırılmadan işletilmesi de SRT 0,75 ve 2 gün değerlerinde temas tankındaki UAKM konsantrasyonlarını artırıcı etki gösterirken SRT 0,5 günde düşürmüştür. Öyle ki, SRT 0,75 gün olduğunda (Periyot 3) temas tankındaki UAKM konsantrasyonu 1049±248 mg/l iken, yine SRT 0,75 günde temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde (Periyot 4) 1068±443 mg/l'ye, diğer şartlar aynı tutulduğunda ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredildiğinde (Periyot 5) ise 1451±1207 mg/l'ye yükselmiştir. Ancak SRT 0,5 günde ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredildiği dönemde (Periyot

10) temas tankında ortalama 614±255 mg/l olan UAKM konsantrasyonu, diğer şartlar aynı iken temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde (Periyot 9) ise ortalama 576±147 mg/l'ye düşmüştür (Tablo 3.8).

Tablo 3.8. Temas ve karıştırma tanklarında ortalama AKM ve UAKM değerleri

No	Periyotlar	Temas Tankı		Karıştırma Tankı	
		AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)
	Start-up	3808 ±1619	2827 ±1082	x	x
1	SRT-2	2881 ±1069	2145 ±813	x	x
2	SRT-1	1208 ±655	979 ±533	x	x
3	SRT-0,75	1179 ±313	1049 ±248	x	x
4	SRT-0,75 T(h/sız)	1312 ±659	1068 ±443	x	x
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	1821 ±1454	1451 ±1207	471 ±291	366 ±231
6	SRT-2	2911 ±1297	2267 ±1006	x	x
7	SRT-2 Modifiye	1954 ±513	1637 ±395	375 ±181	279 ±100
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	2282 ±593	1819 ±446	340 ±78	266 ±61
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	666 ±172	576 ±147	388 ±129	291 ±89
10	SRT-0,5 Modifiye	744 ±320	614 ±255	284 ±47	238 ±30
11	SRT-2 Modifiye	2316 ±820	1884 ±669	389 ±218	300 ±189
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	1026 ±543	752 ±416	417 ±298	282 ±150
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	1276 ±205	828 ±119	270 ±155	192 ±70

Pilot tesis işletme debisi 1'den 0,5 m^3/saate düşürüldüğünde (Periyot 12) ise SRT 2 gün iken ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında temas tankındaki UAKM konsantrasyonu, beklendiği üzere aynı çamur yaşında pilot tesise giren KOİ yükü azaldığından 752±416 mg/l'ye (yarısından daha fazla) düşmüştür. Diğer şartlar aynı iken işletme debisinin 1 m^3/saat olduğu Periyot 7 ve 11'de ise temas tankındaki UAKM konsantrasyonları sırasıyla ortalama 1637±395 ve 1884±669 mg/l olmuştur (Tablo 3.8). Aşağıdaki şekilde temas tankından ölçülen her bir AKM ve UAKM değerleri ayrıntılı olarak verilmiştir (Şekil 3.7).

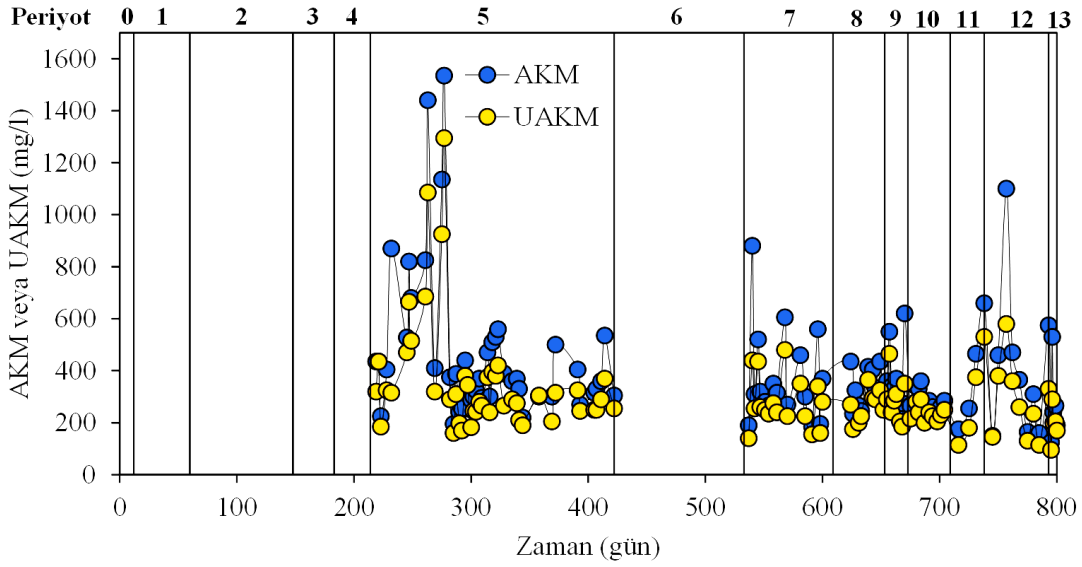


Şekil 3.7. Temas tankındaki AKM ve UAKM değerleri

Temas tankındaki AKM konsantrasyonları da UAKM konsantrasyonlarına benzer şekilde değişim göstermiştir (Tablo 3.8). Ancak SRT'nin 1 gün olduğu 2'nci periyotta UAKM konsantrasyonu SRT 0,75 güne kıyasla daha düşük olarak gözlenirken AKM konsantrasyonu beklendiği gibi SRT 0,75 güne kıyasla daha yüksek olmuştur. Stabilizasyon tankında da gözlendiği gibi temas tankındaki en düşük AKM konsantrasyonları SRT'nin 0,5 gün olduğu dönemde (Periyot 9) ortalama 666±172 mg/l olmuştur. En yüksek AKM konsantrasyonu ise SRT 2 günde (Periyot 6) ortalama 2911±1297 mg/l olmuştur.

Stabilizasyon tankından ön çöktürme tankına gönderilecek olan atık aktif çamurların atıksu ile karışmasının sağlandığı karıştırma tankında ise aktif çamurlar sürekli bir şekilde değil de belirli zaman aralıklarında gönderildiğinden, karıştırma tankındaki AKM ve UAKM konsantrasyonları tesisten numune alınan zamana göre değişkenlik göstermiştir. Dolayısıyla karıştırma tankındaki AKM ve UAKM konsantrasyonları ile SRT veya diğer işletme şartları arasında bir bağ kurulamamıştır. Zaten karıştırma tankına alınan atıksu debisi ile tanka gelen atık çamur debisi kıyaslanamayacak kadar farklıdır. Bununla birlikte karıştırma tankındaki AKM konsantrasyonları 284±47 ile 471±291 mg/l arasında

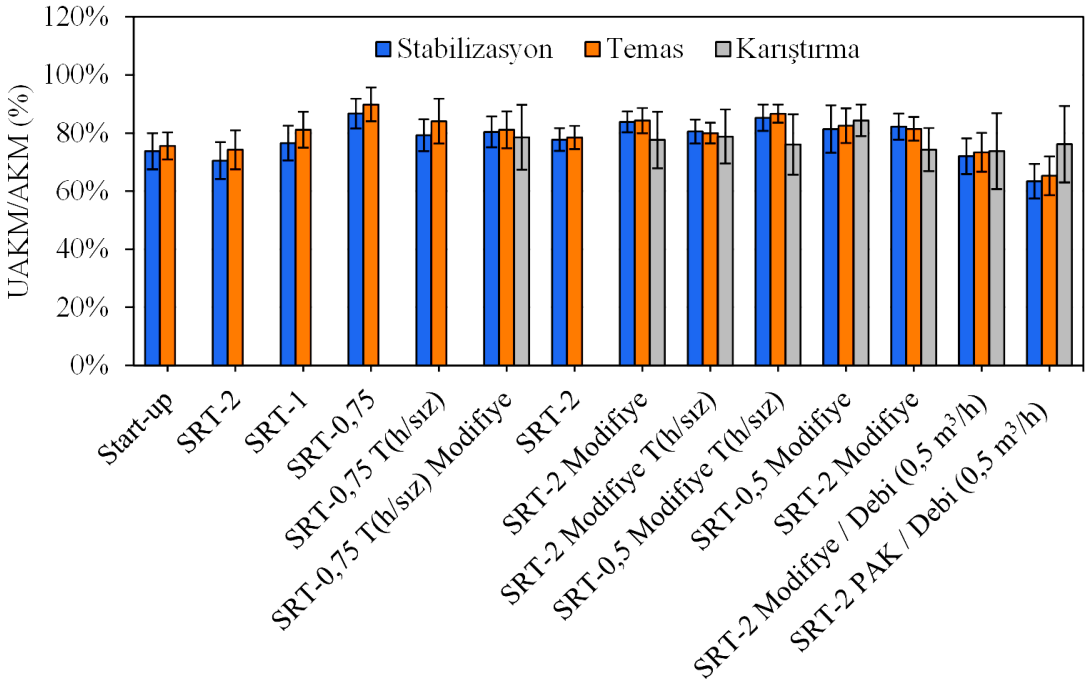
değişirken UAKM konsantrasyonları 238±30 ve 366±231 mg/l arasında değişmiştir (Tablo 3.8). Aşağıdaki şekilde karıştırma tankından ölçülen her bir AKM ve UAKM değerleri ayrıntılı olarak verilmiştir (Şekil 3.6).



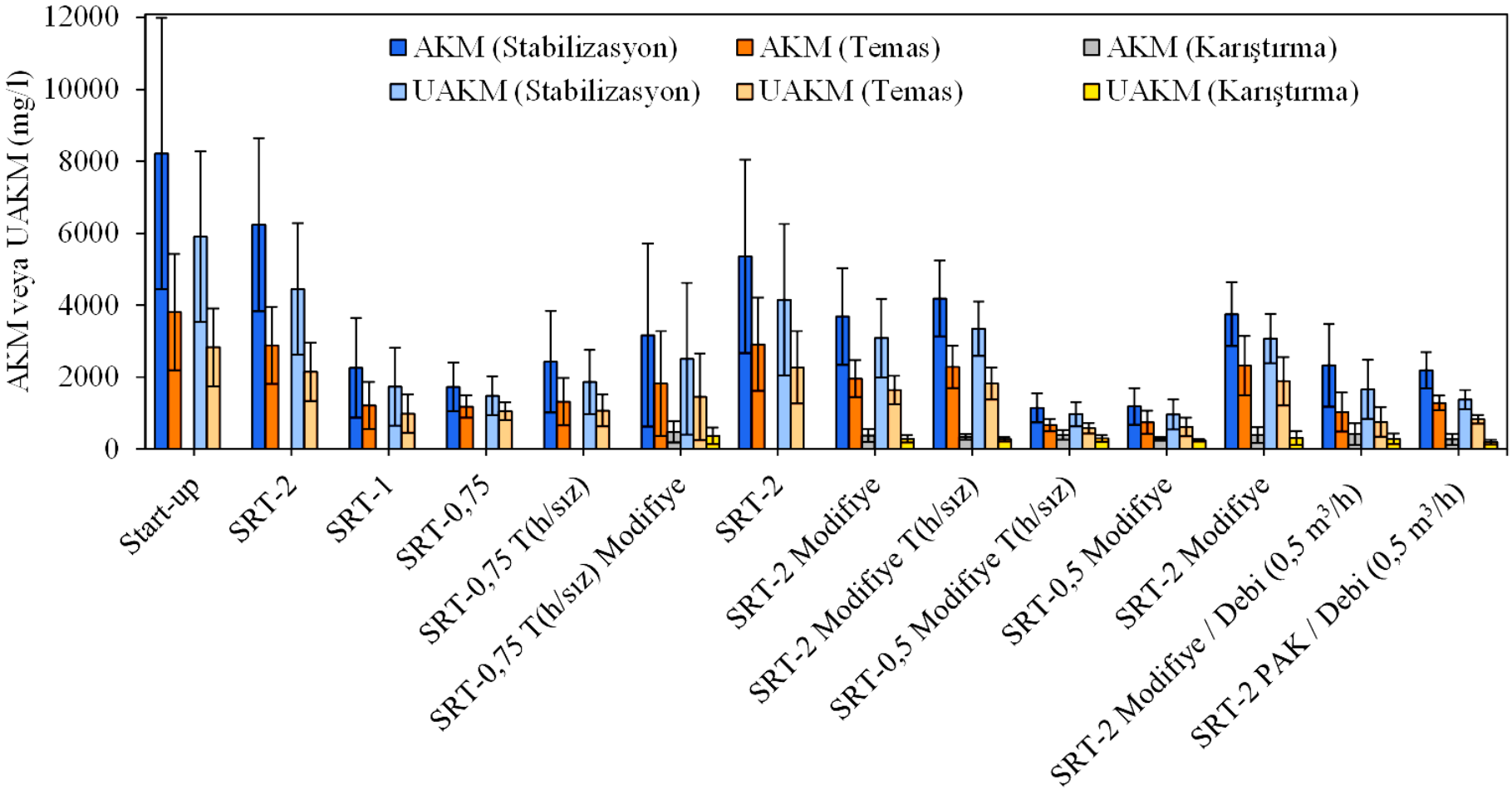
Şekil 3.8. Karıştırma tankındaki AKM ve UAKM değerleri

Aşağıdaki şekilde stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarındaki %UAKM/AKM oranları verilmiştir (Şekil 3.9). Her bir periyottaki %UAKM/AKM oranlarının ortalamaları stabilizasyon tankında %70 ile %87 aralığında, temas tankında %73 ile %90 aralığında ve karıştırma tankında ise %74 ile %84 aralığında değişmiştir. Temas tankında %UAKM/AKM oranları SRT düştükçe artmıştır. Diğer şartlar olan temas tankının havalandırılmadan işletilmesi veya ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredilmesi SRT 0,75 günde %UAKM/AKM oranlarının düşmesine neden olurken, SRT 2 günde artmasına sebep olmuştur. Stabilizasyon tankında ise SRT düştükçe %UAKM/AKM oranlarının artışı ilk 3 periyotta açıkça görülmüştür (Şekil 3.9). Nitekim stabilizasyon tankında SRT 2 günde (Periyot 1) %UAKM/AKM oranı ortalama %70±6 iken, SRT 1 (Periyot 2) ve 0,75 (Periyot 3) günde bu değer sırasıyla ortalama %77±6 ve %87±5 değerine yükselmiştir. Ancak 1'inci periyotla (SRT 2 gün) aynı şartlarda işletilen 6'ncı periyotta (SRT 2 gün) %UAKM/AKM oranı (%78±4) 2'nci periyottaki (SRT 1 gün) değere (%77±6) çok yakın olduğundan

SRT'nin etkisi tam olarak açık değildir. Aynı şekilde stabilizasyon tankında SRT'lerin sırasıyla 0,5 ve 2 gün olduğu Periyot 10 ve 11'de de %UAKM/AKM oranları sırasıyla ortalama %81±8 ve %82±4 olmuştur. Benzer yakınlık temas tankında da gözlenmiştir. Ancak en azından temas tankında düşük SRT'de %UAKM/AKM oranları daha yüksektir. Öyle ki, temas tankında SRT'lerin sırasıyla 0,5 ve 2 gün olduğu Periyot 10 ve 11'de %UAKM/AKM oranları sırasıyla ortalama %83±6 ve %81±4 olmuştur (Şekil 3.9).



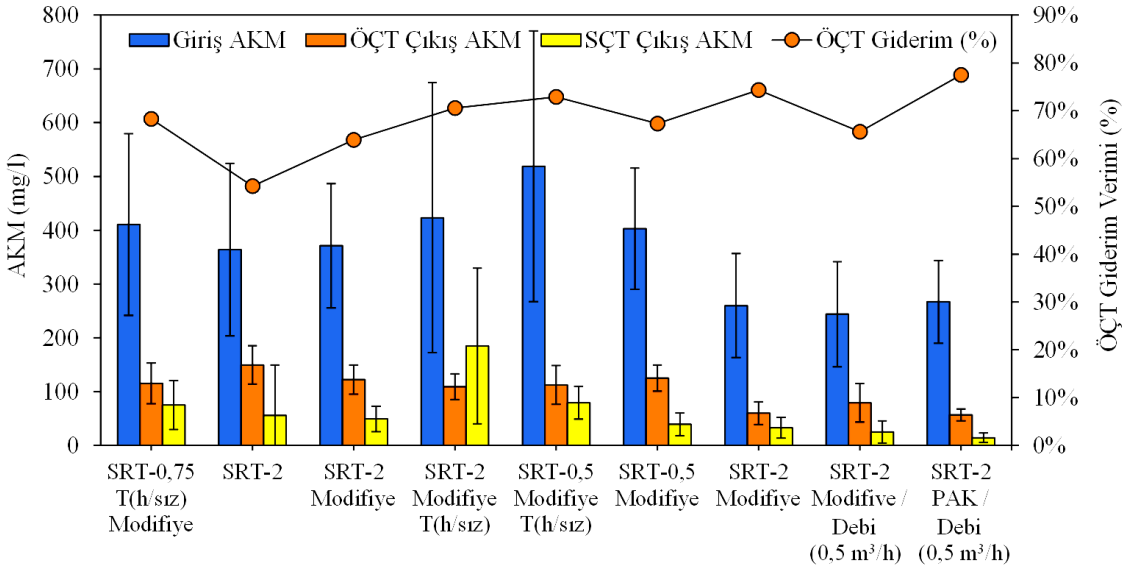
Şekil 3.9. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarındaki %UAKM/AKM oranları



Şekil 3.10. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarında ortalama AKM ve UAKM değerleri

3.2.1.3. Çöktürme Yapılarında AKM Giderim Performansı

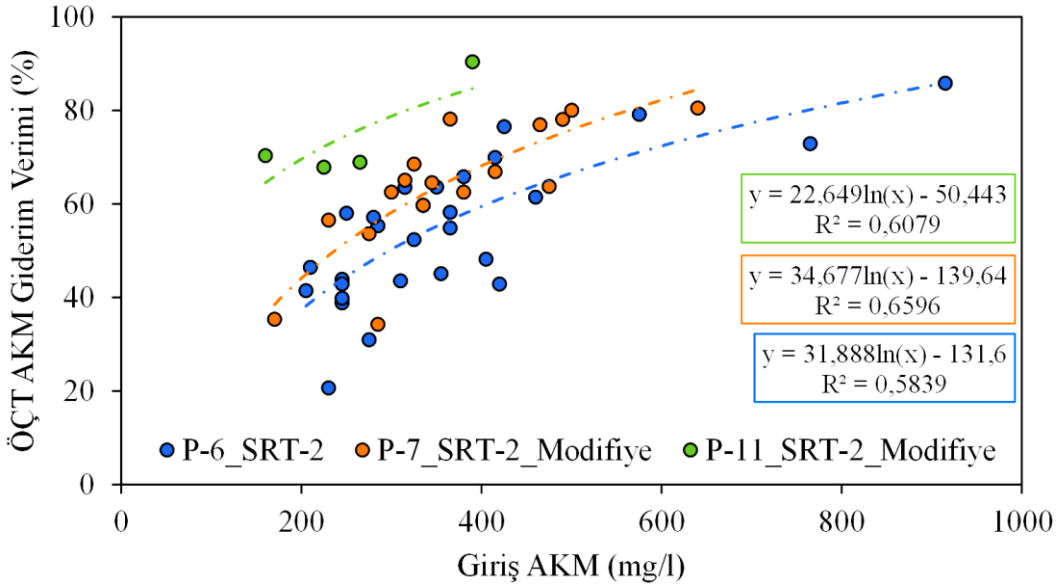
Tez çalışması kapsamında çöktürme yapılarının performanslarını belirleyebilmek amacıyla giriş atıksu ile ön çöktürme ve son çöktürme tanklarının çıkış AKM değerleri takip edilmiştir. Aşağıdaki şekilde farklı periyotlardaki giriş atıksuyun ortalama AKM değerleri, ön çöktürme ve son çöktürme tanklarının çıkış ortalama AKM değerleri ile son çöktürme tankındaki AKM giderim verimi verilmiştir (Şekil 3.11). Şekilden görüldüğü üzere ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri olmadığında ön çöktürme tankındaki AKM giderimi %54 iken, aktif çamur geri devri yapıldığında giderim verimi %64 ile %74 arasında değişmiştir. Bu da ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri ile modifiye edilmiş YHTS prosesinde ön çöktürme tankındaki AKM giderim veriminde %37'ye varan artış elde edilebildiğini göstermektedir. Ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri ile modifiye edilmiş YHTS prosesinde giriş atıksudaki (Periyot 5-12) AKM değerleri ortalama 385±172 mg/l'den ön çöktürme tankı sonrası 111±36 mg/l'ye (Periyot 5 ve 7-12) kadar düşürülebilmiştir. Bu değer ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri olmadığında (Periyot 6) 150±36 mg/l olarak gözlenmiştir (Şekil 3.11).



Şekil 3.11. Giriş atıksudaki AKM, ÖÇT ve SÇT çıkış AKM değerleri ile ÖÇT'de AKM giderim verimi (ÖÇT: Ön çöktürme tankı, SÇT: Son çöktürme tankı)

SRT'nin 2 gün olduğu, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredilen ve temas tankının havalandırılmadan işletildiği 8'inci periyot hariç (185±145 mg/l) son çöktürme tankında çıkış AKM konsantrasyonları 80 mg/l'nin (Periyot 5-7 ve 9-12) altında kalmıştır (Şekil 3.11). Genel itibariyle son çöktürme tankındaki çıkış AKM'nin SRT ile somut bir ilişkisine rastlanamamıştır. Ancak temas tankı havalandırılarak işletildiğinde son çöktürme tankı çıkışında AKM konsantrasyonları 25 ile 56 mg/l arasında değişirken, temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde bu değer en düşük 75 mg/l olmuş ve yukarıda bahsedildiği gibi 185 mg/l'ye kadar çıkabilmiştir. Dolayısıyla bu sonuçlar ışığında da temas tankının havalandırılarak işletilmesi gerektiği söylenebilir (Şekil 3.11).

Aşağıdaki şekilde SRT 2 günde ÖÇT'ye aktif çamur geri devrinin olup olmaması durumlarında ÖÇT'deki AKM giderim veriminin giriş atıksudaki AKM ile ilişkisi verilmiştir (Şekil 3.12). Şekilden görüldüğü üzere giriş atıksudaki AKM konsantrasyonu arttıkça ön çöktürme tankındaki AKM giderim verimi artmaktadır (R^2=0,6596 ile 0,5839 arasında). Ayrıca SRT 2 günde ÖÇT'ye aktif çamur geri devri yapılan 7'nci ve 11'inci periyotlarda, geri devir yapılmayan 6'ncı periyoda göre ÖÇT'de AKM giderim verimlerinde sırasıyla %18 ve %37 oranında iyileşme olduğu açıkça görülmektedir.



Şekil 3.12. ÖÇT'de AKM giderim veriminin giriş atıksudaki AKM ile ilişkisi

3.2.1.4. Aktif Çamurda SMP-EPS Değerleri

SMP ve EPS ölçümleri her bir periyotta en az 5 SRT süresi geçtikten sonra yapılmıştır. Pilot tesis farklı dönemlerde SRT 2 gün olacak şekilde işletilirken (Periyot 1 ve 6) stabilizasyon tankında ölçülen toplam EPS değerlerinin neredeyse aynı (ortalama 52 ve 54,5 mg-KOİ/g-UAKM) çıkması hem ölçümlerin güvenilirliğinin hem de SRT'ye bağlı EPS'te meydana gelen değişimlerin tutarlılığını göstermektedir. Genel olarak pilot tesiste SRT düştükçe EPS değerlerinin arttığı, temas tankı havalandırılmadığında veya ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında ise EPS değerlerinin düştüğü görülmüştür. Aşağıdaki tabloda stabilizasyon tankındaki her bir periyoda ait ortalama EPS değerleri ile protein/karbonhidrat oranları ve LB-EPS oranları verilmiştir (Tablo 3.9). Toplam EPS değerleri LB-EPS ve TB-EPS'ten oluşmakta olup %TB-EPS'in, 100–%LB-EPS miktarı kadar olduğu belirtilmelidir.

Tablo 3.9. Stabilizasyon tankında %LB-EPS ve ortalama EPS değerleri ile Protein/Karbonhidrat oranları

No	Periyotlar	EPS (mg-KOİ/g-UAKM)			LB-EPS (%)	Protein/Karbonhidrat		
		Toplam	LB-EPS	TB-EPS		Toplam	LB-EPS	TB-EPS
1	SRT-2	52 ±9,6	8,7 ±2,7	43,4 ±9,5	17	1,23	1,70	1,17
2	SRT-1	55 ±13	16,2 ±5	38,9 ±9,6	29	1,18	2,54	0,89
3	SRT-0,75	86,8 ±4	24,4 ±5,3	62,3 ±3,4	28	0,81	1,59	0,62
4	SRT-0,75 T(h/sız)	71 ±6	16 ±2,5	55 ±6	23	0,76	1,54	0,61
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	58,6 ±14,6	9 ±5,7	49,5 ±11,6	15	0,76	1,30	0,69
6	SRT-2	54,5 ±10	10,2 ±3,5	44,4 ±7	19	0,92	1,53	0,84
7	SRT-2 Modifiye	51,2 ±9	8,4 ±4,8	42,8 ±4,8	16	1,27	2,02	1,16
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	31,4 ±5,2	4 ±0,6	27,4 ±4,6	13	0,94	1,47	0,88
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	37,2 ±7,8	8 ±1,4	29 ±6,4	22	1,15	1,96	1,00
10	SRT-0,5 Modifiye	89 ±6,5	27 ±6,3	62 ±0,2	30	1,03	1,45	0,89
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	92,3 ±8	29 ±2,6	63,2 ±5,2	32	1,00	1,98	0,74
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	100,8 ±8,4	41,5 ±9	59,3 ±0,6	41	1,44	2,21	1,09

Tablodan görüldüğü üzere stabilizasyon tankındaki toplam EPS değerleri SRT 2 günde 52±9,6 mg-KOİ/g-UAKM iken SRT 1 ve 0,75 günde sırasıyla 55±13 ve 86,8±4 mg-KOİ/g-UAKM'ye yükselmiştir (Tablo 3.9). Ardından pilot tesis SRT 0,75 günde temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde toplam EPS 71±6 mg-KOİ/g-UAKM'ye diğer şartlar aynı iken ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri ile işletildiğinde ise 58,6±14,6 mg-KOİ/g-UAKM'ye düşmüştür. Bir diğer SRT 2 gün döneminde de toplam EPS değeri ortalama 54,5±10 mg-KOİ/g-UAKM olmuştur. Sonrasında pilot tesis modifiye sistemde işletildiğinde ve diğer şartlar aynı kalmak üzere temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde toplam EPS değerleri sırasıyla 51,2±9 ve 31,4±5,2 mg-KOİ/g-UAKM'ye gerilemiştir. Ardından pilot tesis modifiye sistemde ve temas tankı havalandırılmadan işletilirken SRT 0,5 güne düşürüldüğünde toplam EPS değerleri ortalama 37,2±7,8 mg-KOİ/g-UAKM'ye yükselmiş, diğer şartlar aynıyken temas tankı havalandırıldığında ise 89±6,5 mg-KOİ/g-UAKM'ye yükselmiştir. Giriş atıksu debisinin 0,5 m^3/saat, SRT'nin 2 gün olduğu modifiye sistemde işletilen pilot tesiste ise toplam EPS ortalama 92,3±8 mg-KOİ/g-UAKM olarak hesaplanmıştır (Tablo 3.9).

Toplam EPS değerleriyle paralel olarak LB-EPS ve TB-EPS değerlerinin de genel olarak pilot tesiste SRT düştükçe arttığı, temas tankı havalandırılmadığında veya ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında ise düştüğü görülmüştür. Ancak SRT 2 günden 1 güne düştüğünde TB-EPS değerleri de düşmüş olup sırasıyla 43,4±9,5 ve 38,9±9,6 mg-KOİ/g-UAKM olarak ölçülmüştür (Tablo 3.9). Bununla birlikte ilginç bir şekilde LB-EPS değerleri bu düşüşü telafi edecek boyutta yükselmiş ve yaklaşık iki katına çıkmıştır. Öyle ki SRT 2 ve 1 günde TB-EPS değerleri sırasıyla 8,7±2,7 ve 16,2±5 mg-KOİ/g-UAKM olarak hesaplanmıştır. Bu sayede SRT 2 günden 1 güne düştüğünde toplam EPS değerleri de artmış olmaktadır. Çalışma boyunca stabilizasyon tankındaki %LB-EPS oranları %13 ile %32 arasında değişmiş olup, EPS kompozisyonu büyük oranda TB-

EPS'ten (%68-87) oluşmuştur (Tablo 3.9). Ortalama EPS ve SMP miktarlarını gösteren grafik aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.14).

Protein ve karbonhidrat analizleriyle ölçümleri yapılan LB-EPS ve TB-EPS'lerin yapılarının farklı oranlarda protein ve karbonhidrattan oluştuğu görülmüştür. Stabilizasyon tankında protein/karbonhidrat oranları LB-EPS'te 1,3 ile 2,5 arasında değişirken TB-EPS'te 0,6 ile 1,2 arasında değişmiştir. Bu durumda LB-EPS çoğunlukla proteinden oluşmaktayken TB-EPS'in çoğunlukla karbonhidrat içerdiği söylenebilir (Tablo 3.9). Protein/karbonhidrat oranlarında işletme şartlarına bağlı olarak doğrusal bir farklılaşma tespit edilememiş olmakla birlikte stabilizasyon tankında toplam EPS'teki protein/karbonhidrat oranları SRT 0,5 ile 1 ve 2 günde 0,9 ile 1,3 aralığındayken SRT 0,75 gün olduğunda 0,76 ile 0,81 aralığında değişmiştir.

Aşağıdaki tabloda temas tankındaki her bir periyoda ait ortalama EPS değerleri ile protein/karbonhidrat oranları ve LB-EPS oranları verilmiştir (Tablo 3.10). Tabloda bulunan %TB-EPS değerinin, 100–%LB-EPS miktarı kadar olduğu belirtilmelidir.

Tablo 3.10. Temas tankında %LB-EPS ve ortalama EPS değerleri ile Protein/Karbonhidrat oranları

No	Periyotlar	EPS (mg-KOİ/g-UAKM)			LB-EPS (%)	Protein/Karbonhidrat		
		Toplam	LB-EPS	TB-EPS		Toplam	LB-EPS	TB-EPS
1	SRT-2	61,6 ±7,4	11,5 ±3,7	50 ±5,4	19	1,59	2,23	1,51
2	SRT-1	61,4 ±12,8	22 ±5,9	39,2 ±10	36	1,40	2,82	0,97
3	SRT-0,75	92,5 ±5,5	28 ±5,3	64,4 ±5,4	30	0,93	1,75	0,71
4	SRT-0,75 T(h/sız)	70 ±5,5	20,3 ±4	49,8 ±6	29	0,88	1,83	0,65
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	63,3 ±14,7	11,7 ±7,4	51,6 ±10,8	19	0,80	1,52	0,70
6	SRT-2	66,4 ±10,3	16,3 ±4,4	50 ±6,8	25	0,98	2,04	0,78
7	SRT-2 Modifiye	67,6 ±11,3	14,5 ±6	53 ±5,6	21	1,22	2,31	1,04
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	47 ±7,4	8,4 ±2,3	38,7 ±5	18	0,98	2,14	0,84
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	53,4 ±0,2	16 ±1,6	37,3 ±1,4	30	1,25	2,57	0,94
10	SRT-0,5 Modifiye	99,6 ±6,4	35,6 ±5	64 ±1,6	36	1,21	2,08	0,91
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	98,2 ±19,5	36,5 ±6,7	61,7 ±12,8	37	1,22	1,88	0,95
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	107,4 ±11	44 ±4,7	63,3 ±6,3	41	1,45	1,95	1,19

Tablodan görüldüğü üzere stabilizasyon tankındaki EPS değerlerinin değişim kinetiğiyle benzer biçimde temas tankında da genel itibariyle SRT düştükçe EPS değerleri artmış, temas tankı havalandırılmadığında veya ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında ise EPS değerleri düşmüştür (Tablo 3.10). Ancak yine stabilizasyon tankında olduğu gibi temas tankında da SRT değeri 2 günden 1 güne düştüğünde TB-EPS değerleri düşmüş, sırasıyla ortalama 50±5,4 ve 39,2±10 mg-KOİ/g-UAKM olarak ölçülmüştür. Aynı şekilde temas tankında da LB-EPS değerleri iki kat artmış olmakla birlikte bu sefer bu artış, SRT 2 günden 1 güne düşürüldüğünde temas tankındaki toplam EPS değerlerinin artmasına yetmemiştir. SRT 2 gün iken diğer şartlar aynı kalıp ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında temas tankında da stabilizasyon tankında olduğu gibi toplam EPS değerlerinin düşeceği beklenmiş ancak toplam EPS değerlerinde bir değişiklik görülmemiştir.

Belirtmek gerekir ki, SRT düştükçe EPS değerlerinin artıp, temas tankı havalandırılmadığında veya ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında EPS değerlerinin düştüğü çıkarımı, temas tankında LB-EPS değerleri için tamamıyla geçerli olmuştur (Tablo 3.10). Bu çıkarıma TB-EPS değerleri uymamış olup, toplam EPS değerlerinin de sapmasına bunun sebep olduğu söylenebilir. Çalışma boyunca temas tankındaki %LB-EPS oranları %18 ile %37 arasında değişmiş olup stabilizasyon tankına benzer şekilde EPS kompozisyonu büyük oranda TB-EPS'ten (%63-82) meydana gelmiştir (Tablo 3.10). Ortalama EPS ve SMP miktarlarını gösteren grafik aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.14).

Temas tankında da stabilizasyon tankına benzer biçimde protein/karbonhidrat oranları LB-EPS'te 1,5 ile 2,8 arasında değişirken TB-EPS'te 0,65 ile 1,5 arasında değişmiştir (Tablo 3.10). Bu durumda temas tankında da LB-EPS çoğunlukla proteinden oluşmaktayken TB-EPS'in çoğunlukla karbonhidrat içerdiği söylenebilir. Temas tankında

SRT 2 günde protein/karbonhidrat oranı 1,6 iken SRT 1 ve 0,75 güne düşürüldüğünde sırasıyla 1,4 ve 0,8-0,9 değerlerine düşmüştür. Ancak SRT 0,5 gün olduğunda protein/karbonhidrat oranları tekrar 1,2 seviyelerine yükselmiştir (Tablo 3.10).

Aşağıdaki tabloda, aktif çamurun stabilizasyon tankından temas tankına geçtiği farklı periyotlarda toplam EPS miktarlarında meydana gelen değişimler verilmiştir (Tablo 3.11). Stabilizasyon tankındaki 72 dakikalık (12'nci periyotta 143 dakika) bekleme süresinin sonucu olarak açlık fazına geçmiş bulunan aktif biyokütlenin temas tankına yönlendirilmesi neticesinde temas tankında bulunan organik maddelerin şok etkisiyle birlikte EPS miktarları stabilizasyon tankına göre %50'ye varan oranda artmıştır.

Tablo 3.11. Stabilizasyon tankından temas tankına geçen aktif çamurdaki toplam EPS değişimi

No	Periyotlar	Toplam EPS (%) ([Temas - Stabilizasyon] / Stabilizasyon)
1	SRT-2	18,3
2	SRT-1	11,4
3	SRT-0,75	6,6
4	SRT-0,75 T(h/sız)	-1,0
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	8,1
6	SRT-2	21,7
7	SRT-2 Modifiye	32,1
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	50,0
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	43,8
10	SRT-0,5 Modifiye	12,0
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	6,3
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	6,5

Tablodan görüldüğü üzere ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri olmadığında ve temas tankı havalandırıldığında, SRT 2 günde ortalama %20 olan bu artış SRT 1 ve 0,75 güne düşürüldüğünde sırasıyla, %11,4 ve %6,6'ya gerilemiştir (Tablo 3.11). SRT 2 gün iken ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığında (Periyot 7) artış miktarı %32,1'e yükselmiş olup, diğer şartlar aynı olduğunda temas tankı havalandırılmadan

işletildiğinde (Periyot 8) artış miktarı en yüksek artışa karşılık gelen %50'ye çıkmıştır. İlginç bir şekilde SRT 0,5 günde, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri olduğunda ve temas tankı havalandırılmadığında (Periyot 9) %43,8 artış gerçekleşirken, SRT 0,75 günde ve temas tankı havalandırılmadan işletilen 4'üncü periyotta ise artış gerçekleşmemiştir (Tablo 3.11).

Aşağıdaki tabloda karıştırma tankındaki her bir periyoda ait ortalama EPS değerleri ile LB-EPS oranları verilmiştir (Tablo 3.12). Stabilizasyon tankı aktif çamurunun giriş atıksu ile kısmen düşük konsantrasyonda karıştırıldığı karıştırma tankında stabilizasyon tankına göre toplam EPS değerlerinin yine daha yüksek olduğu görülmüştür. Ancak 10 ve 12'nci periyotlarda karıştırma tankı toplam EPS değerleri stabilizasyon tankındakinden daha düşüktür. Bununla birlikte 10'uncu periyot hariç (yine de 0,8 mg-KOİ/g-UAKM daha yüksek) diğer periyotlarda LB-EPS değerleri stabilizasyon tankındakinden hatırı sayılır derecede (10-20 mg-KOİ/g-UAKM) daha yüksektir. Ayrıca karıştırma tankındaki EPS kompozisyonu diğer tanklara kıyasla belirgin bir şekilde farklılaşmış ve LB-EPS (%33-46) ile TB-EPS (%54-67) dağılımının birbirine yaklaştığı gözlenmiştir (Tablo 3.9, Tablo 3.10 ve Tablo 3.12). Ortalama EPS ve SMP miktarlarını gösteren grafik aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.14).

Tablo 3.12. Karıştırma tankında %LB-EPS ve ortalama EPS değerleri

No	Periyotlar	EPS (mg-KOİ/g-UAKM)			LB- EPS (%)
		Toplam	LB-EPS	TB-EPS	
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	62,5 ±14,4	20,4 ±8	42 ±8,5	33
7	SRT-2 Modifiye	74,9 ±2,8	29 ±3,9	45,7 ±2	39
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	58,2 ±6,8	24,2 ±1,8	34 ±4,9	42
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	64 ±13,5	24,4 ±7,5	39,7 ±6	38
10	SRT-0,5 Modifiye	71 ±3,5	27,8 ±2	43,3 ±1,4	39
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	88,2 ±0,8	40,2 ±2,2	48 ±1,4	46

Aşağıdaki tabloda ise stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarında her bir periyottaki ortalama SMP değerleri verilmiştir (Tablo 3.13). Tablodan da görüldüğü üzere işletme şartlarına göre farklı periyotlarda SMP değerlerinde anlamlı bir farklılaşma tespit edilememiştir. Ancak SMP değerleri stabilizasyon ve temas tanklarında 7 ile 24 mg-KOİ/l olmak üzere geniş bir aralıkta değişirken, temas tankında ise 18 ile 23 mg-KOİ/l gibi nispeten daha dar bir aralıkta değişim göstermiştir (Tablo 3.13). Ortalama EPS ve SMP miktarlarını gösteren grafik aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.14).

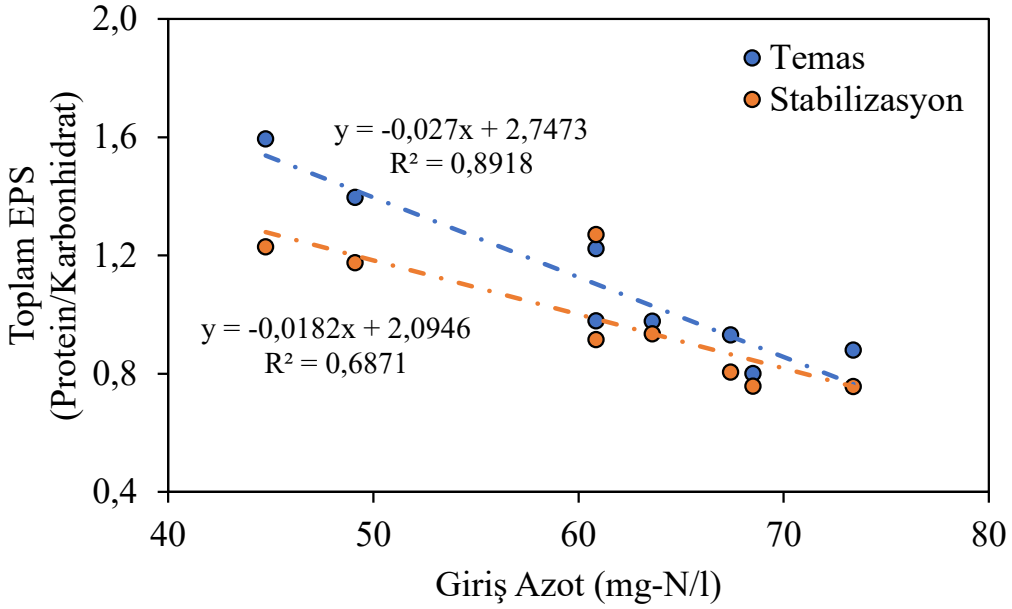
Tablo 3.13. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarındaki ortalama SMP değerleri

No	Periyotlar	SMP (mg-KOİ/l)		
		Stabilizasyon	Temas	Karıştırma
1	SRT-2	24 ±6,5	22,3 ±10,7	x
2	SRT-1	11 ±4,7	10 ±2,7	x
3	SRT-0,75	20,6 ±2	17 ±1,7	x
4	SRT-0,75 T(h/sız)	19 ±3,6	19,6 ±3,5	x
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	14,3 ±1,7	13,7 ±1,8	19,2 ±2,6
6	SRT-2	18,4 ±9	17,5 ±5,6	x
7	SRT-2 Modifiye	13,8 ±6,7	12 ±4,8	21,2 ±6,8
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	10 ±2,3	11,4 ±0,6	21,6 ±2
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	15,3 ±1,6	17,3 ±3,6	22,5 ±0,1
10	SRT-0,5 Modifiye	17 ±2	18,2 ±0	23,3 ±0,2
12	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/h)	9,6 ±1	7,7 ±1	18,7 ±4,8
13	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/h)	14,5 ±6	10,8 ±3,2	-

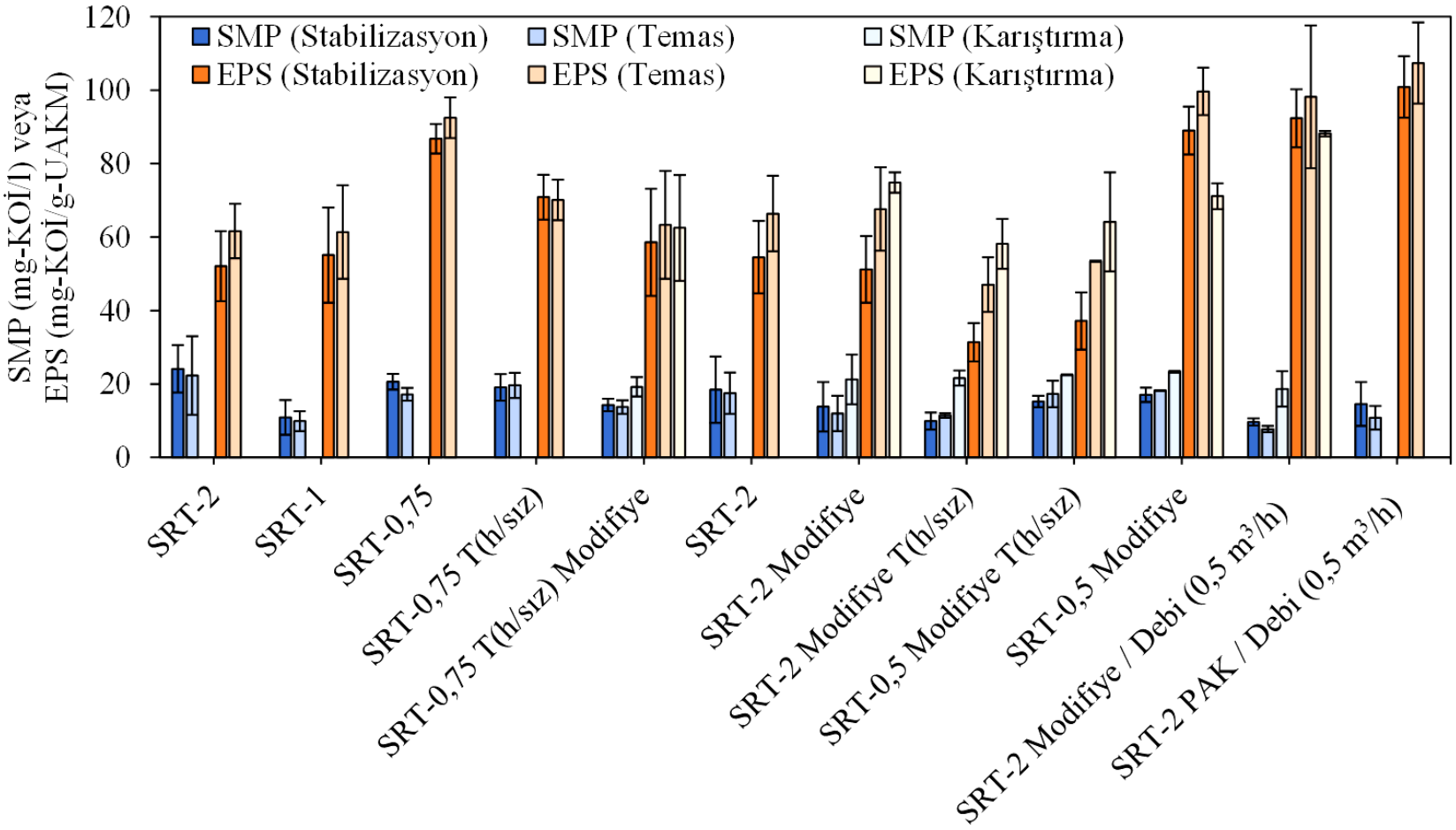
*x, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılmadığı için karıştırma tankının çalıştırılmadığı anlamına gelmektedir.

Aşağıdaki şekilde temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS'i oluşturan protein/karbonhidrat oranları ile pilot tesis giriş atıksuyunda bulunan toplam azot miktarlarının arasındaki ilişki verilmiştir (Şekil 3.13). Şekilden de görüldüğü üzere protein/karbonhidrat oranlarının değişiminin giriş azot değerleriyle ilişkili olduğu açıktır. İlginç bir şekilde yapısında azot bulunan proteinlerin miktarı giriş azot miktarı arttığında düşmüş ve dolayısıyla EPS'teki protein/karbonhidrat oranları da düşmüştür. Temas ve

stabilizasyon tankları için korelasyon katsayıları (R^2) sırasıyla 0,89 ve 0,69 olarak bulunmuştur.



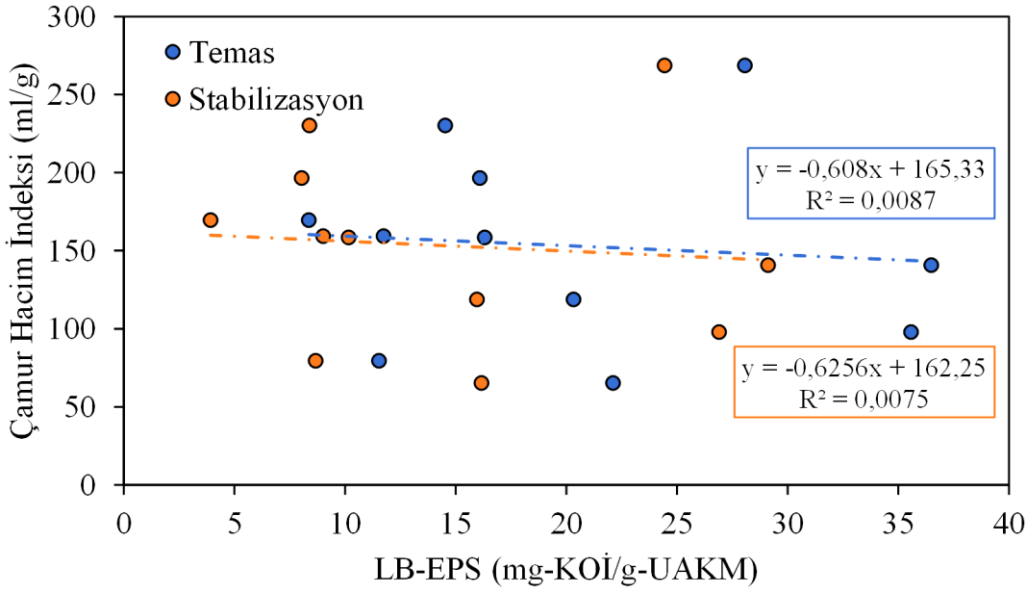
Şekil 3.13. Temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS'in protein /karbonhidrat oranlarının pilot tesis giriş atıksuyundaki toplam azot ile ilişkisi



Şekil 3.14. Stabilizasyon, temas ve karıştırma tanklarında SMP ve toplam EPS ortalamaları

EPS Kompozisyonunun Aktif Çamurun Çökelebilirliğine Etkisi

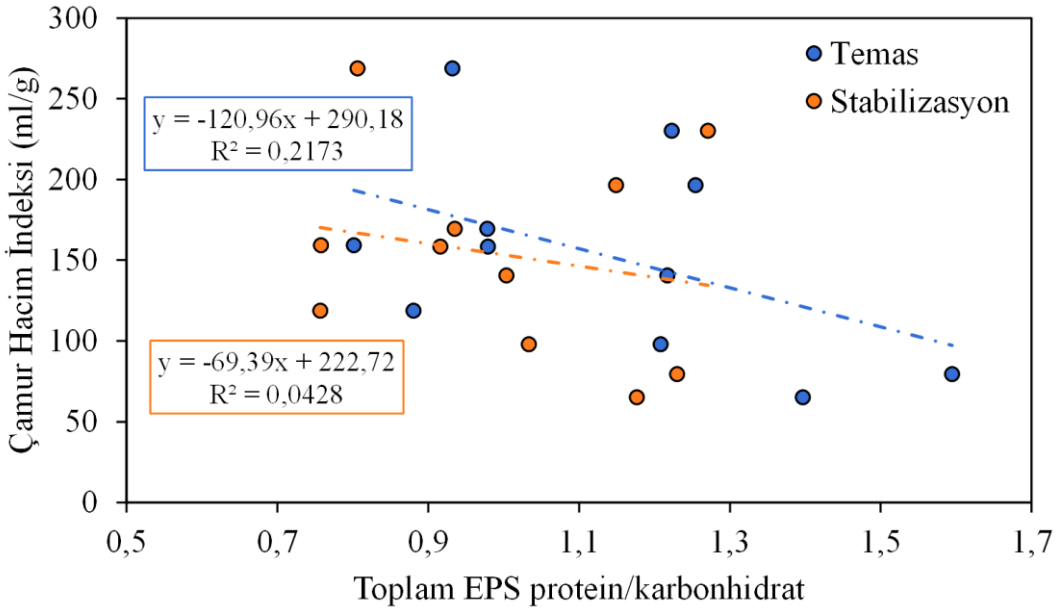
EPS'ler aktif çamurda biyoflokülasyon mekanizmasında ve dolayısıyla aktif çamurun çökelebilme yeteneği üzerinde önemli rol oynamaktadır. Aşağıdaki şekilde temas ve stabilizasyon tanklarındaki LB-EPS değerleri ile stabilizasyon tankındaki ÇHİ değerlerinin ilişkisi verilmiştir (Şekil 3.15). Şekilden görüldüğü üzere temas (R^2=0,0087) ve stabilizasyon (R^2=0,0075) taklarındaki LB-EPS arttıkça ÇHİ düşme eğiliminde olmakla birlikte, regresyon katsayıları düşüktür. ÇHİ ile ilişki bakımından TB-EPS değerlerinin regresyon katsayıları daha düşük bulunduğundan sonuçları paylaşılmamıştır.



Şekil 3.15. Temas ve stabilizasyon tanklarındaki LB-EPS değerlerinin stabilizasyon tankındaki ÇHİ ile ilişkisi

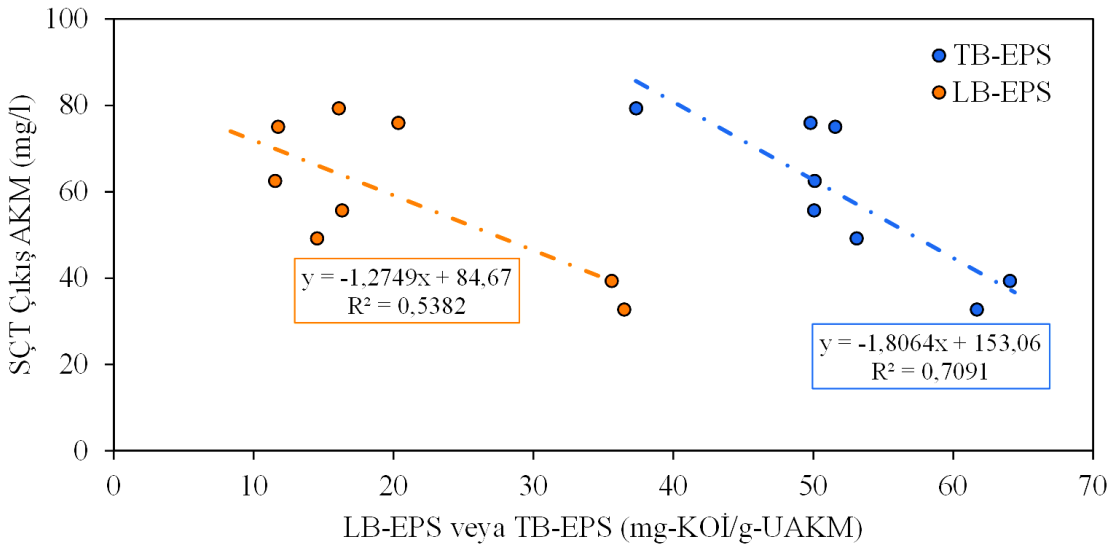
ÇHİ değerlerinin, LB-EPS veya TB-EPS miktarlarından daha ziyade EPS'in protein/karbonhidrat oranları ile daha yüksek korelasyona sahip olduğu bulunmuştur. Aşağıdaki şekilde temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları ile stabilizasyon tankındaki ÇHİ değerleri arasındaki ilişki verilmiştir (Şekil 3.16). Şekilden de görüldüğü üzere temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları arttıkça stabilizasyon tankındaki ÇHİ değerleri azalma eğilimindedir. Son çöktürme tankında çökeldikten sonra stabilizasyon

tankına geri devredilen temas tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranı stabilizasyon tankındaki ÇHİ üzerinde daha yüksek bir korelasyona sahip olduğu görülmüştür (R^2=0,2173). Stabilizasyon tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları ise stabilizasyon tankındaki ÇHİ ile daha düşük bir korelasyona sahiptir (R^2=0,0428).



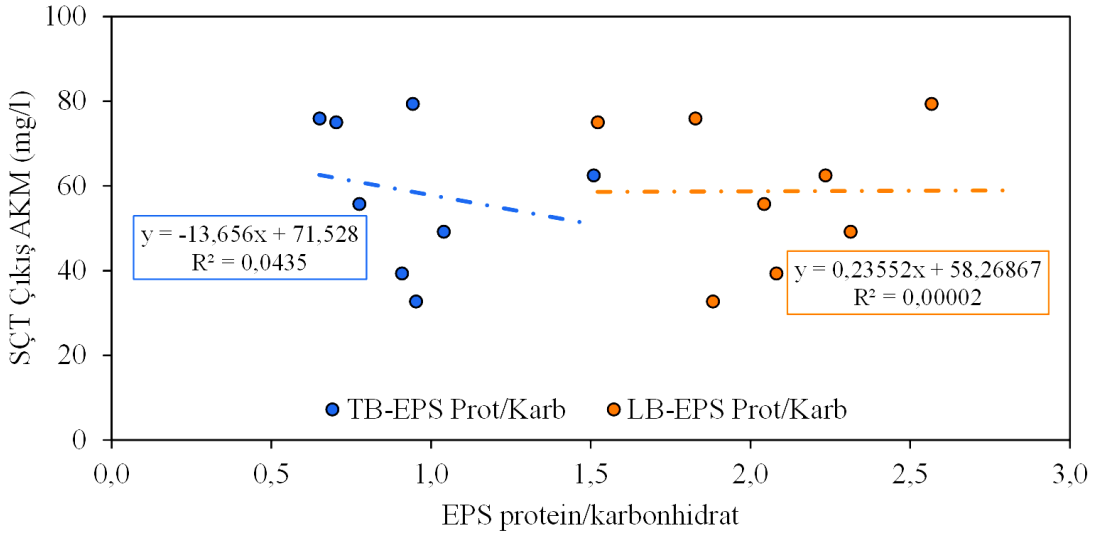
Şekil 3.16. Temas ve stabilizasyon tanklarındaki toplam EPS değerlerinin protein/karbonhidrat oranlarının stabilizasyon tankındaki ÇHİ ile ilişkisi

ÇHİ değerlerinin aksine son çöktürme tankı çıkışındaki AKM konsantrasyonlarının ise aktif çamurunun son çöktürme tankına iletildiği temas tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranlarından çok LB-EPS veya TB-EPS miktarları ile daha yüksek korelasyona sahip olduğu gözlenmiştir. Aşağıdaki şekilde son çöktürme tankı çıkışındaki AKM değerleri ile temas tankındaki LB-EPS ve TB-EPS miktarlarının ilişkisi verilmiştir (Şekil 3.17). Şekilden de görüldüğü üzere temas tankındaki EPS miktarları arttıkça son çöktürme tankındaki çamurun çökelebilirliğinin artması neticesinde çıkıştaki AKM miktarları azalmıştır. Regresyon katsayılarına bakıldığında sıkı bağlı (LB-EPS) EPS'lerin (R^2=0,7091) gevşek bağlı (LB-EPS) EPS'lere (R^2=0,5382) göre son çöktürme tankı çıkışındaki AKM konsantrasyonları ile daha güçlü bir korelasyona sahip olduğu görülmektedir.



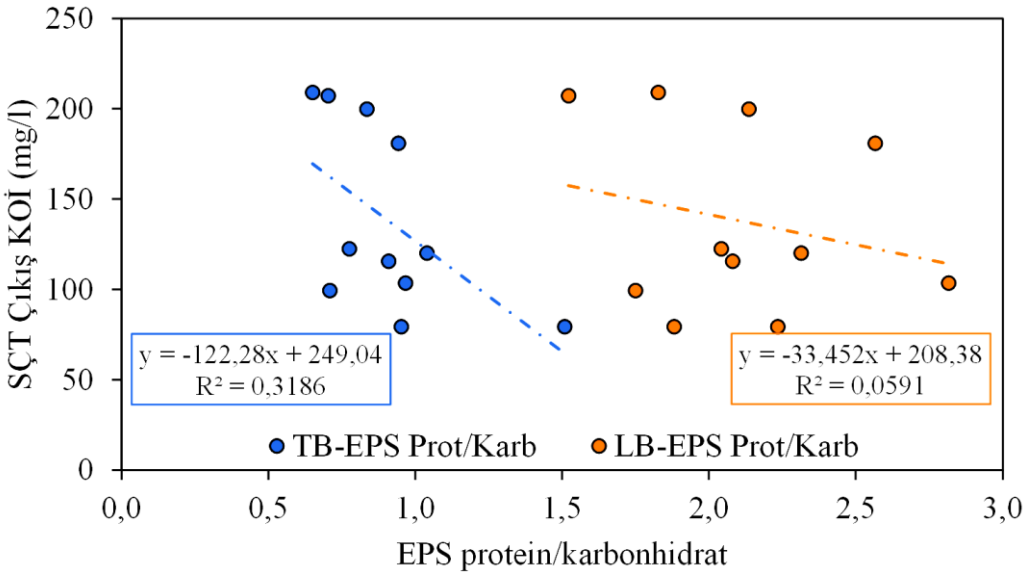
Şekil 3.17. Temas tankındaki EPS miktarlarının son çöktürme tankındaki çıkış AKM ile ilişkisi

Aşağıdaki şekilde ise son çöktürme tankı çıkışındaki AKM konsantrasyonları ile temas tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları arasındaki ilişki verilmiştir (Şekil 3.18). Şekilden de görüldüğü üzere yukarıda bahsedildiği gibi temas tankındaki TB-EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları ile son çöktürme tankı çıkışındaki AKM konsantrasyonları arasında TB-EPS miktarları ile olandan daha düşük bir korelasyon (R^2=0,0435) tespit edilmiş olmakla birlikte temas tankındaki TB-EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları arttıkça son çöktürme tankındaki çıkış AKM konsantrasyonlarının düşüş eğiliminde olduğu görülmüştür. Temas tankındaki LB-EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları ile son çöktürme tankı çıkışındaki AKM konsantrasyonları arasında ise anlamlı bir ilişki tespit edilememiştir (Şekil 3.18).



Şekil 3.18. Temas tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranlarının son çöktürme tankındaki çıkış AKM ile ilişkisi

Aşağıdaki şekilde de aktif çamurunun son çöktürme tankına iletildiği temas tankındaki LB-EPS ve TB-EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları ile son çöktürme tankındaki çıkış toplam KOİ arasındaki ilişki verilmiştir (Şekil 3.19).



Şekil 3.19. Son çöktürme tankı çıkışındaki toplam KOİ'nin temas tankındaki EPS değerlerinin protein/karbonhidrat oranları ile ilişkisi

Şekilden de görüldüğü üzere temas tankındaki EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları ne kadar yüksekse son çöktürme tankının çökelme verimi o kadar iyi olmakta ve çıkışta da toplam KOİ miktarı o derecede düşük olmaktadır. Ayrıca son çöktürme tankı çıkışındaki toplam KOİ'nin, temas tankındaki LB-EPS'lerin protein/karbonhidrat

oranlarından (R^2=0,0591) ziyade TB-EPS'lerin protein/karbonhidrat oranları (R^2=0,3186) ile daha çok ilişkili olduğu görülmüştür (Şekil 3.19).

3.2.1.5. Azot ve Fosfor Giderim Performansı

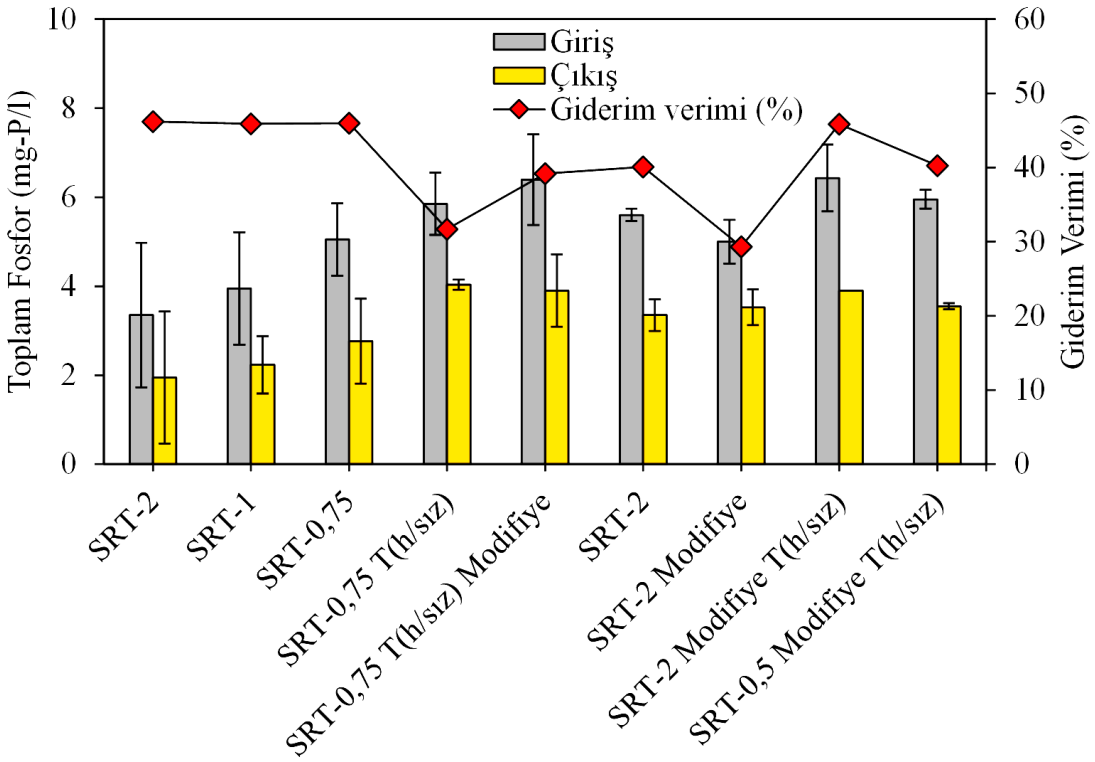
Aşağıdaki tabloda pilot tesis giriş ve çıkışındaki toplam azot ve toplam fosfor değerleri ile giderim verimleri verilmiştir (Tablo 3.14). Pilot tesis işletimi sırasında 1'inci ve 9'uncu periyotlar arası dönemler göz önüne alındığında giriş toplam fosfor konsantrasyonları 3,4 ile 6,4 mg-P/l arasında değişmekle birlikte ortalama 5,6±1,3 mg-P/l olmuştur. Toplam fosfor ölçümünde kullanılan cihaz bozulduğu için 9'uncu periyottan sonra analiz yapılamamıştır.

Tablo 3.14. Pilot tesis giriş ve çıkışında toplam azot ve toplam fosfor değerleri ile giderim verimleri

No	Periyotlar	Toplam Fosfor			Toplam Azot		
		Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Giderim verimi (%)	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Giderim verimi (%)
1	SRT-2	3,4 ±1,6	2 ±1,5	46,2 ±18,2	44,8±22,1	32,6±26,4	33,7 ±26,2
2	SRT-1	4 ±1,3	2,2 ±0,6	45,9 ±6	49,1±17	37,2±11	23,9 ±9,7
3	SRT-0,75	5,1 ±0,8	2,8 ±1,0	46 ±13,1	67,4±13,6	51,1±12,1	24,2 ±8,9
4	SRT-0,75 T(h/sız)	5,9 ±0,7	4 ±0,1	31,7 ±7,7	73,4±1,4	64,7±4,9	12,1 ±5,7
5	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	6,4 ±1,0	3,9 ±0,8	39,2 ±14	68,5±10,2	51,7±6,9	23,1 ±12,7
6	SRT-2	5,6 ±0,1	3,4 ±0,4	40,1 ±7,8	60,9±4,9	52,4±5,9	19 ±0,7
7	SRT-2 Modifiye	5 ±0,5	3,5 ±0,4	29,3 ±7,1	60,9±5,3	43,6±6,8	28,3 ±10
8	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	6,4 ±0,8	3,9	45,8	63,6	53,9	15,3
9	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	6 ±0,2	3,6 ±0,1	40,3 ±3,3	-	-	-

Pilot tesiste yine ilk dokuz periyot incelendiğinde periyot bazında ortalama baz alındığında %29,3 ile %46,2 arasında olmak üzere ortalama %40±12 toplam fosfor giderimi gerçekleşmiştir. Bununla birlikte işletme şartlarına bağlı olarak toplam fosfor gideriminde herhangi bir artış veya azalış eğilimi gözlenmemiştir (Tablo 3.14). En yüksek toplam fosfor giderim verimi (%46,2±18,2) SRT'nin 2 gün olduğu 1'inci periyotta, en düşük giderim verimi (%29,3±7,1) ise SRT 2 gün iken ön çöktürme tankına aktif çamur

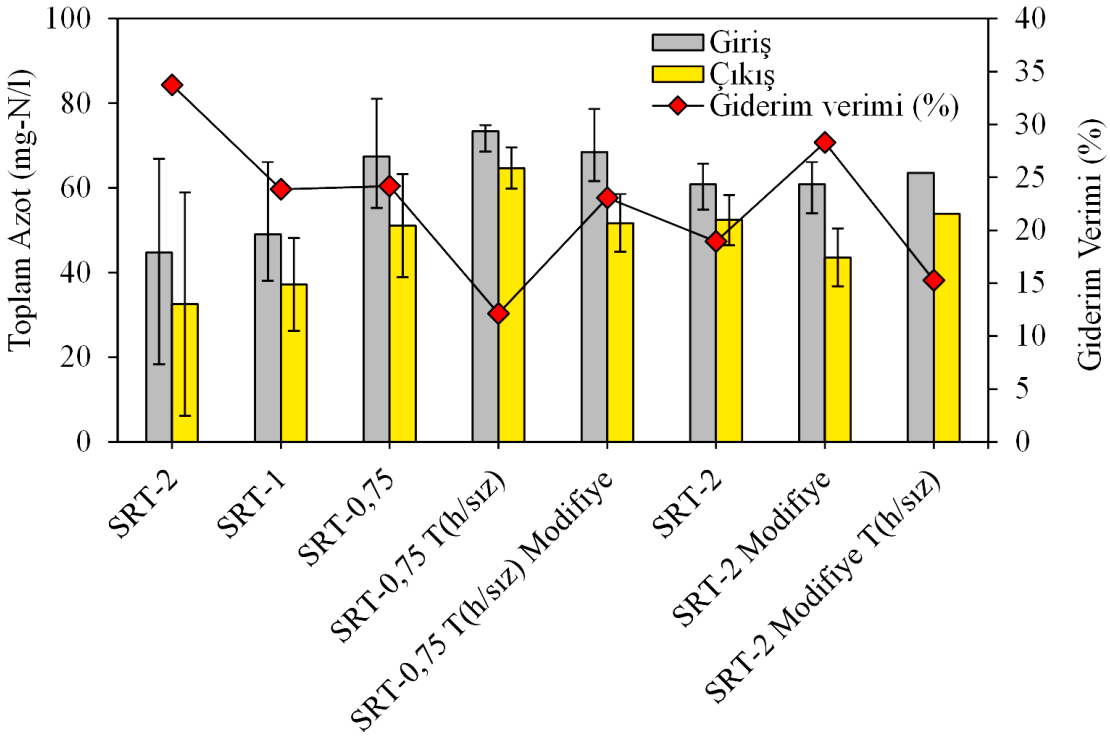
geri devredilen 7'nci periyotta elde edilmiştir. Pilot tesis çıkışında toplam fosfor konsantrasyonlarının periyotlar bazındaki ortalamaları 2 ile 4 mg-P/l arasında değişmiş olup ortalama 3,4±1 mg-P/l olmuştur. Pilot tesiste giriş ve çıkıştaki ortalama toplam fosfor değerleri ile giderim verimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.20).



Şekil 3.20. Pilot tesis giriş ve çıkış ortalama toplam fosfor değerleri ile giderim verimleri

Pilot tesiste ilk sekiz periyodun ortalamaları göz önünde bulundurulduğunda giriş toplam azot konsantrasyonları ise 44,8± ile 73,4 mg-N/l arasında değişmekle birlikte ortalama 64,1±13,1 mg-N/l olmuştur (Tablo 3.14). Toplam azot ölçümünde kullanılan cihaz bozulduğu için 8'inci periyottan sonra analiz yapılamamıştır. Pilot tesiste ilk sekiz periyodun ortalamaları incelendiğinde %12,1 ile %33,7 arasında olmak üzere ortalama %23,1±11,5 toplam azot giderimi gerçekleşmiştir. Bununla birlikte işletme şartlarına bağlı olarak toplam azot gideriminde de herhangi bir artış veya azalış eğilimi gözlenmemiştir. En yüksek toplam azot giderim verimi (%33,7±26,2) SRT'nin 2 gün olduğu 1'inci periyotta, en düşük giderim verimi (%12,1±5,7) ise SRT 0,75 gün iken temas tankının havalandırılmadan işletildiği 4'üncü periyotta elde edilmiştir. Pilot tesis çıkışında

periyotlar bazında ortalama toplam azot konsantrasyonları 32,6 ile 64,7 mg-N/l arasında değişmiş olup analiz yapılan tüm periyotların ortalaması 49,2±11,7 mg-N/l olmuştur. Pilot tesiste giriş ve çıkıştaki ortalama toplam azot değerleri ile giderim verimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.21).



Şekil 3.21. Pilot tesis giriş ve çıkış ortalama toplam azot değerleri ile giderim verimleri

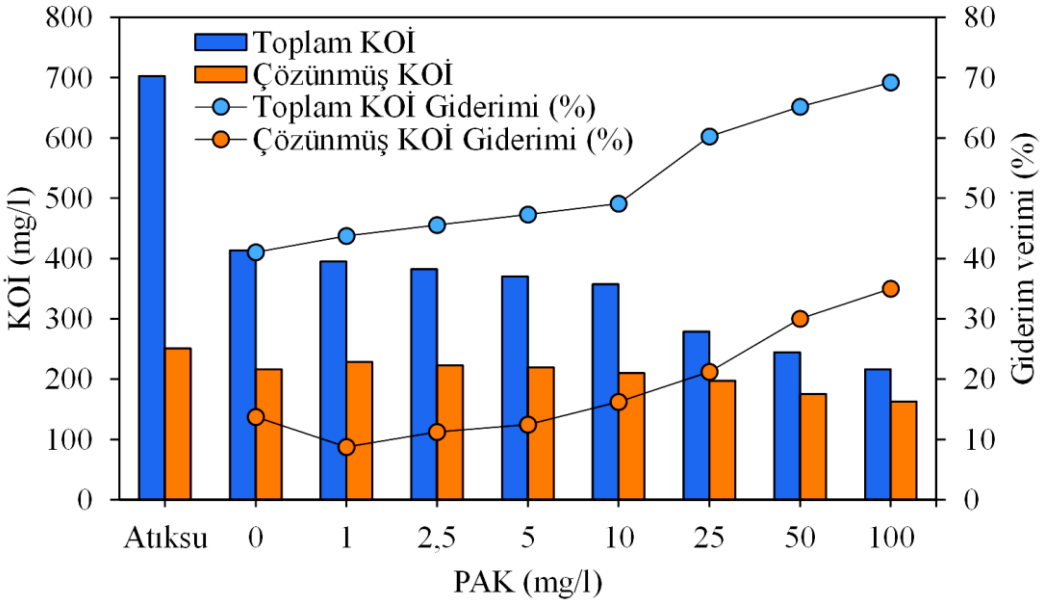
3.2.2. Kimyasal İlaveli Ön Çöktürme Prosesinin Entegre Edildiği Yüksek Hızlı Temas Stabilizasyon Prosesinin Performansı

Sürekli sisteme kimyasal ilave edilmeden önce jar testleri yapılarak eklenecek PAK dozajı ve kullanılacak polimerin konsantrasyon ve dozajı optimize edilmiştir. Belirlenen kimyasal ve dozajların sistem performansına etkisi sürekli sistemlerde test edilmiştir. Aşağıda detaylı olarak kesikli jar testi sonuçları ve ön çöktürmeye kimyasal ilavesi neticesinde tüm sistemin performansının nasıl değiştiği aşağıda detaylı olarak sunulmuştur.

3.2.2.1. Kimyasal İlaveli Jar Testler

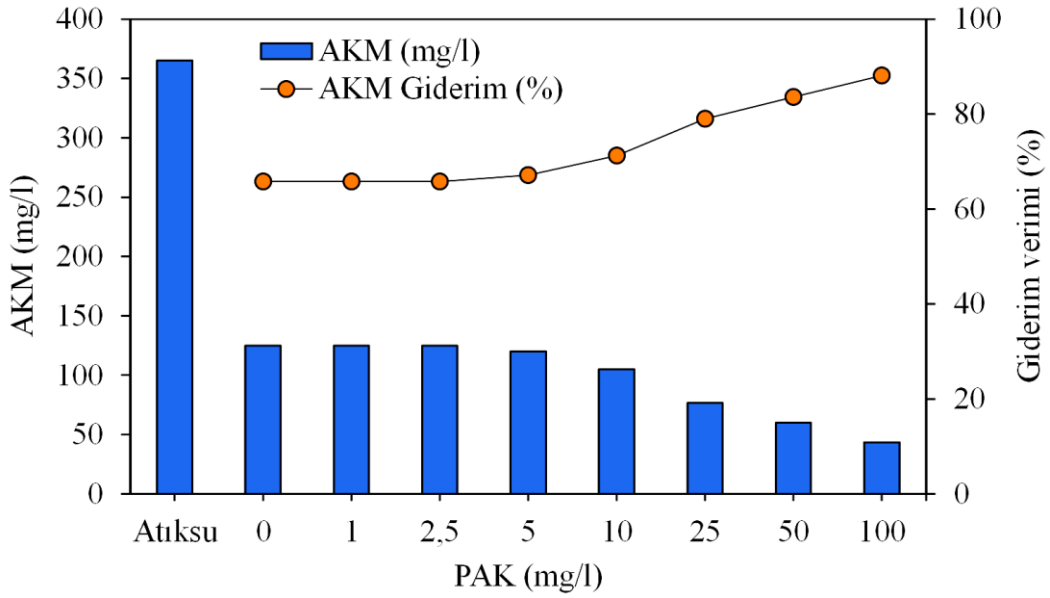
Poli Alüminyum Klorür (PAK) İlaveli Jar Test

250 RPM'de 1 dakika hızlı ve ardından 50 RPM'de 10 dakika yavaş karıştırılıp 2 saat boyunca çökmeye bırakılan PAK ilaveli atıksuların KOİ giderimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.22). Şekilde görüldüğü üzere PAK ilavesi olmadan aynı işlemlerin uygulandığı atıksuda %41 oranında toplam KOİ giderimi gerçekleşirken 25 ve 100 mg/l PAK ilave edilen atıksuda bu oran sırasıyla %60 ve %69'a yükselmiştir.



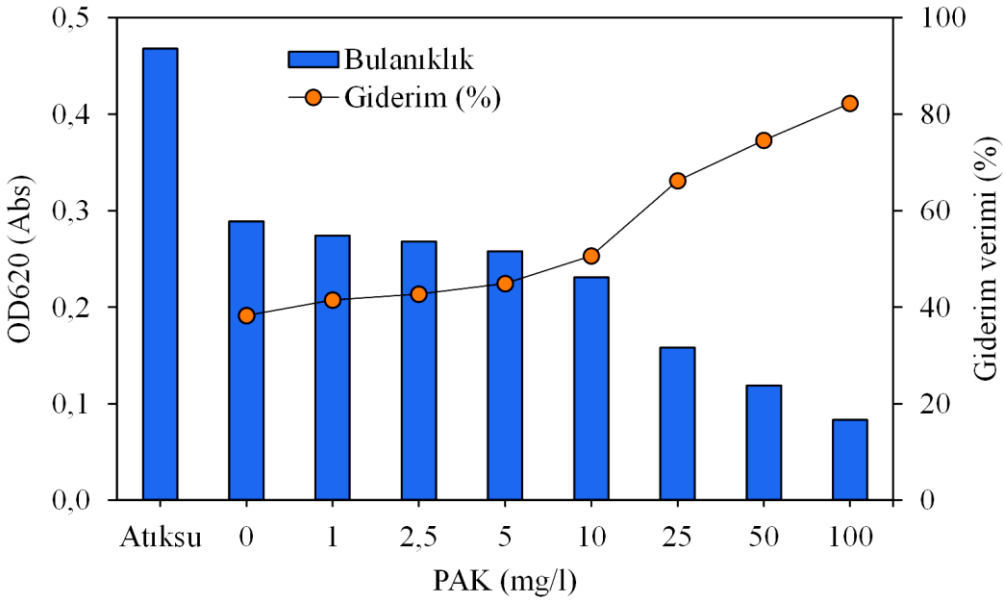
Şekil 3.22. Farklı konsantrasyonlardaki PAK ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı

PAK ilavesi yapılmayan atıksuda %66 AKM giderimi olurken 25 ve 100 mg/l PAK ilave edilen atıksuda bu oran sırasıyla %79 ve %88'e yükselmiştir (Şekil 3.23). PAK ilavesi yapılmayan atıksuda %38 bulanıklık giderimi olurken 25 ve 100 mg/l PAK ilave edilen atıksuda bu oran sırasıyla %66 ve %82'ye yükselmiştir (Şekil 3.24). Deney sonucunda çökelmiş numunelerin görüntüleri Şekil 3.25'de verilmiştir.

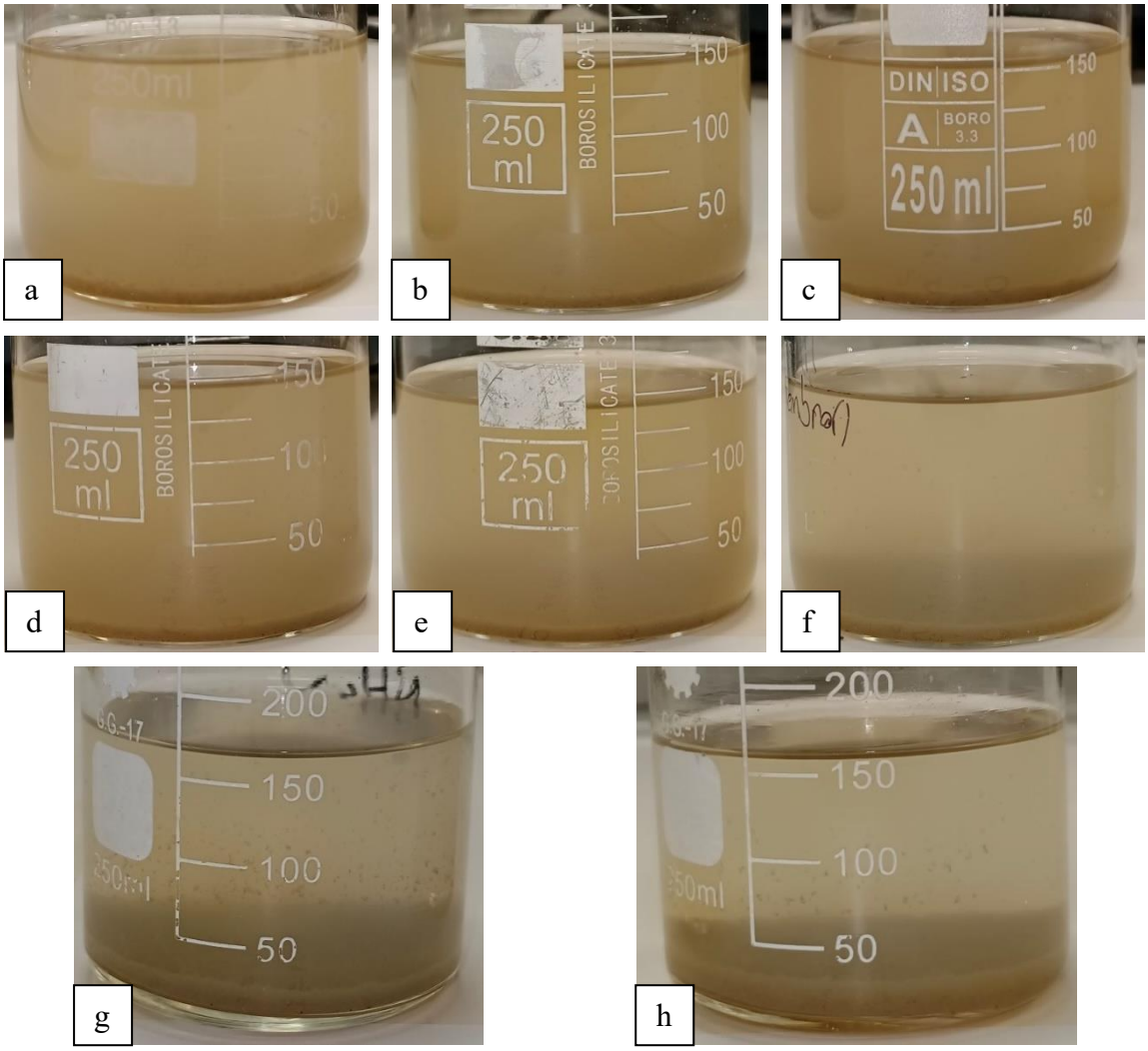


Şekil 3.23. Farklı konsantrasyonlardaki PAK ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı

PAK miktarını 25 mg/l'den 4 katına çıkarmak AKM ve KOİ giderimlerinde kayda değer bir iyileşme sağlamadığından mühendislik yaklaşımı gereği pilot tesisteki kimyasal ilaveli işletimde giriş atıksuyuna 25 mg/l PAK ilave edilmesi uygun görülmüştür. Ayrıca sonraki başlıklarda sonuçları paylaşılan diğer polimer ilaveli çalışmalarda polimerlerin yapısı gereği suyun vizkozitesi artmış ve beher cidarlarında kirlilik birikmeleri görülmüştür. Bu durumun pilot tesis işletiminde sorunlara yol açmaması için bu polimerlerin kullanılmasından kaçınılmıştır.



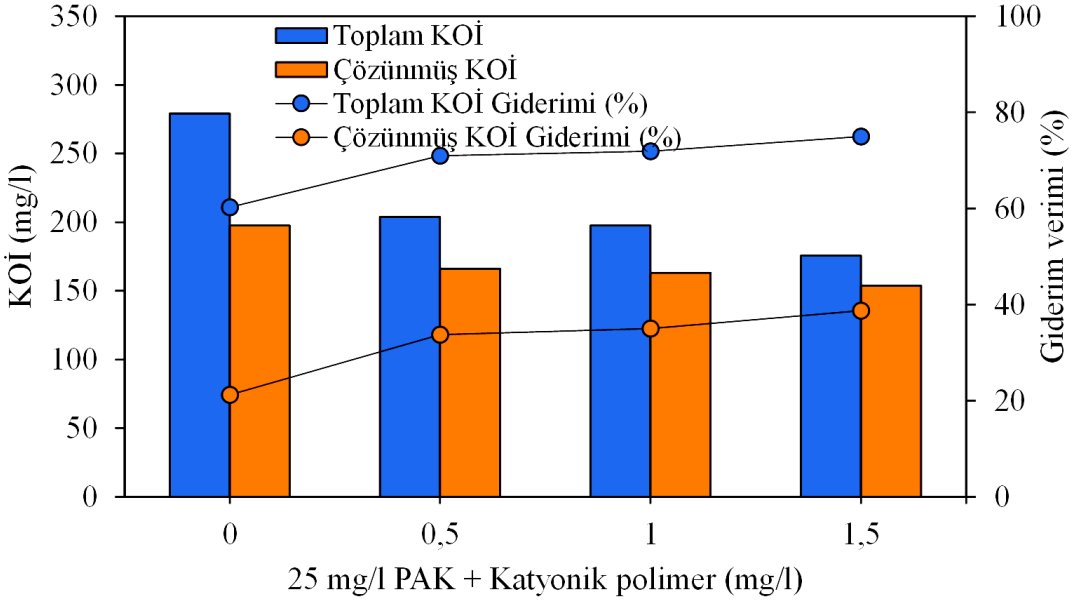
Şekil 3.24. Farklı konsantrasyonlardaki PAK ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı



Şekil 3.25. PAK ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 1 mg/l, c) 2,5 mg/l, d) 5 mg/l, e) 10 mg/l, f) 25 mg/l, g) 50 mg/l, h) 100 mg/l

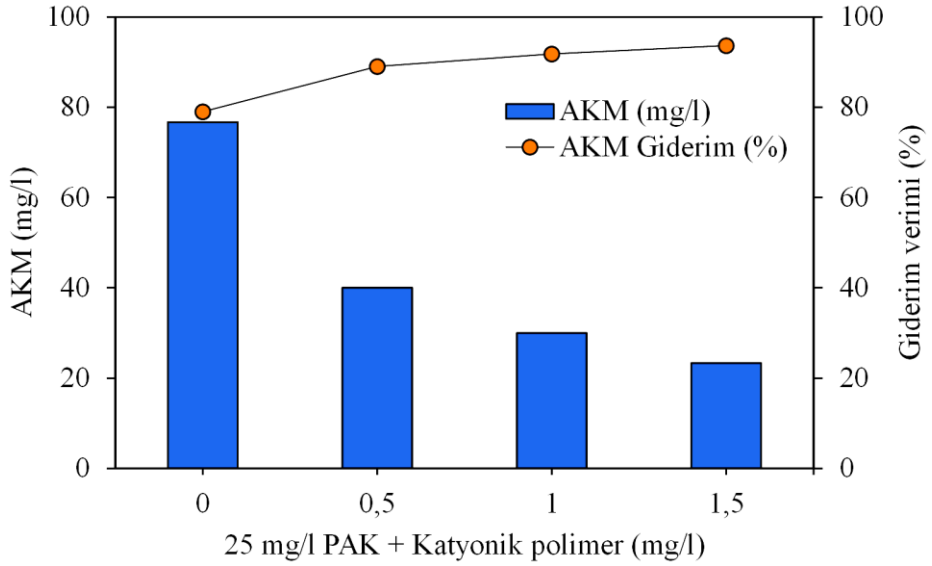
<u>PAK + Katyonik Polimer İlaveli Jar Test</u>

250 RPM'de 5 dakika hızlı ve ardından 50 RPM'de 10 dakika yavaş karıştırılıp 1 saat boyunca çökmeye bırakılan PAK ve katyonik polimer ilaveli atıksuların KOİ giderimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.26). Şekilde görüldüğü üzere sadece 25 mg/l PAK ilave edildiğinde atıksuda %60 oranında toplam KOİ giderimi gerçekleşirken 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5 ve 1,5 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksularda bu oran sırasıyla %71 ve %75'e yükselmiştir.

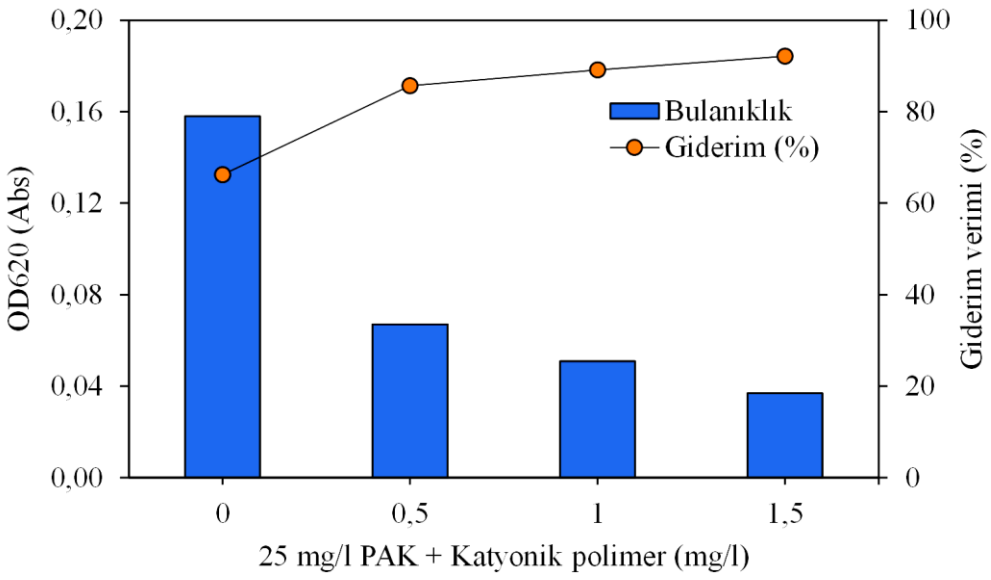


Şekil 3.26. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı

Sadece 25 mg/l PAK ilave edildiğinde atıksuda %79 oranında AKM giderimi gerçekleşirken 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5 ve 1,5 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksularda bu oran sırasıyla %89 ve %94'e yükselmiştir (Şekil 3.27). Sadece 25 mg/l PAK ilave edildiğinde atıksuda %66 oranında bulanıklık giderimi gerçekleşirken 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5 ve 1,5 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksularda bu oran sırasıyla %86 ve %92'ye yükselmiştir (Şekil 3.28).

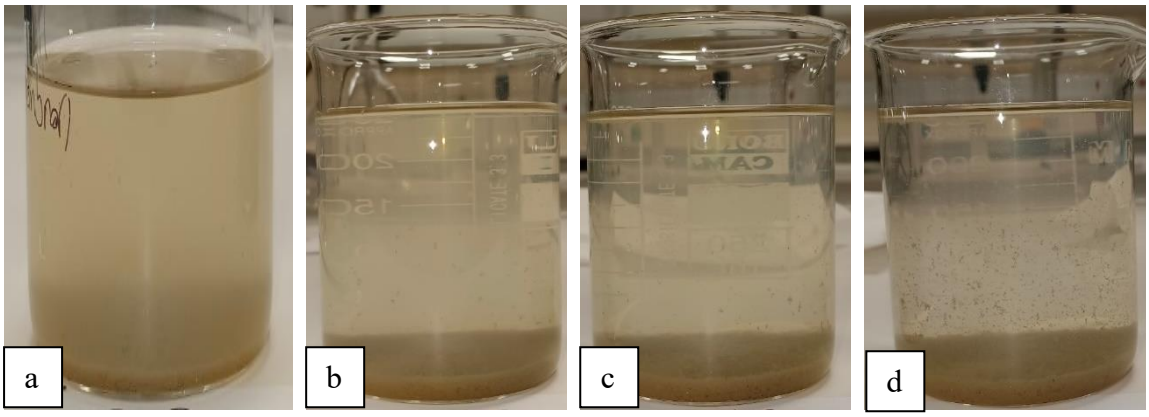


Şekil 3.27. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı



Şekil 3.28. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı

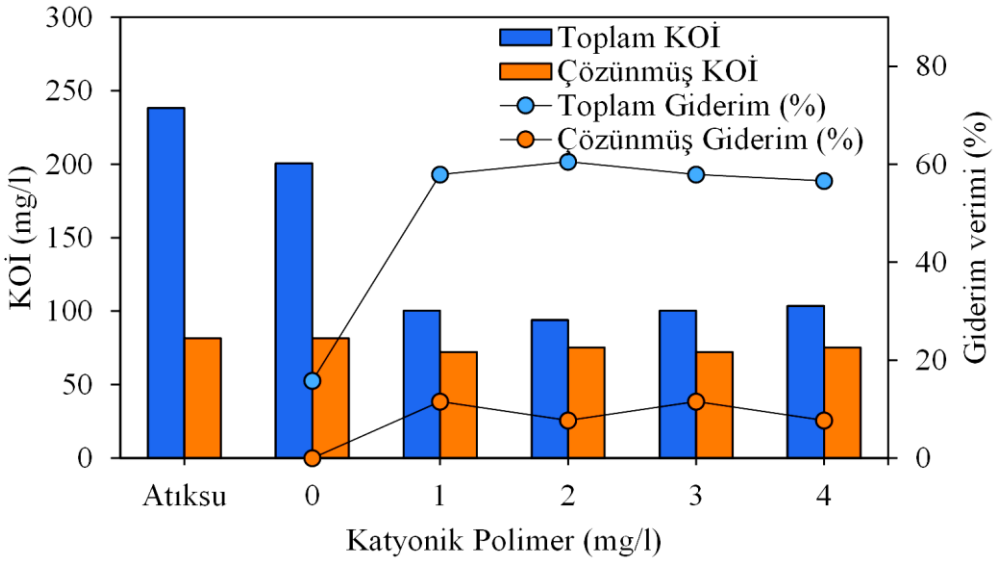
Sadece 25 mg/l PAK ilave edilen atıksu ve 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5; 1 ve 1,5 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksuların çökelmesinden sonraki görüntüleri aşağıdaki şekilde gösterilmiştir (Şekil 3.29). Şekilden görüldüğü üzere polimer ilavesi katı parçacıkların yapışkanlığını artırdığından beher cidarlarında birikme olmuştur. Bu durumun pilot tesiste ekipman tıkanıklığına yol açmaması için polimer kullanılmamasına karar verilmiştir. Ayrıca kimyasal ilavesi de düşük debili küçük pompa ve küçük çaplı hortumlarla yapılacağından işletme sorunlarıyla karşılaşılabilirdi.



Şekil 3.29. 25 mg/l PAK ve katyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 0,5 mg/l, c) 1 mg/l, d) 1,5 mg/l

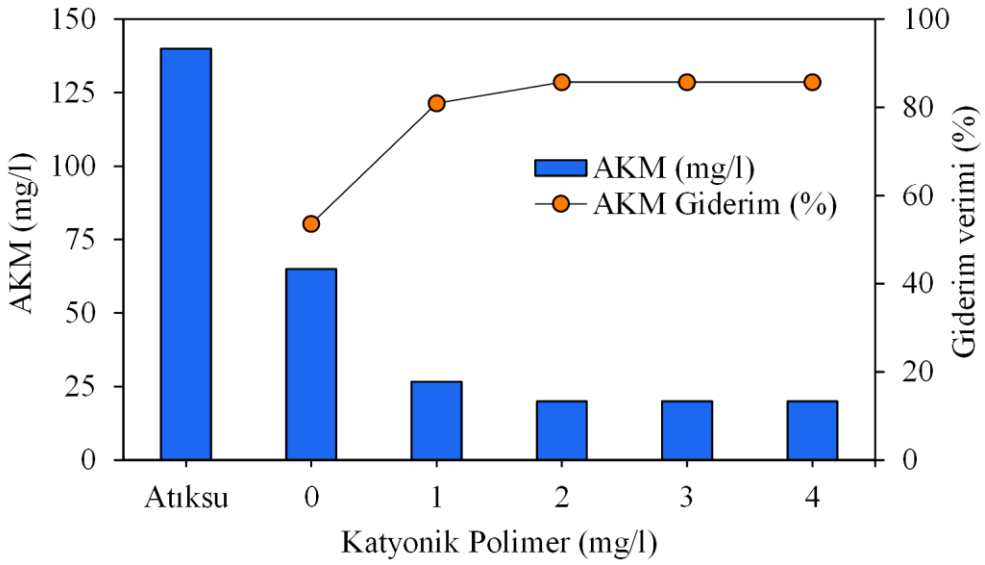
Katyonik Polimer İlaveli Jar Test

250 RPM'de 5 dakika hızlı ve ardından 50 RPM'de 10 dakika yavaş karıştırılıp 1 saat boyunca çökmeye bırakılan katyonik polimer ilaveli atıksuların KOİ giderimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.30). Şekilde görüldüğü üzere katyonik polimer ilavesi olmadan aynı işlemlerin uygulandığı atıksuda %16 oranında toplam KOİ giderimi gerçekleşirken 2 ve 4 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksuda bu oran sırasıyla %61 ve %57'ye yükselmiştir.

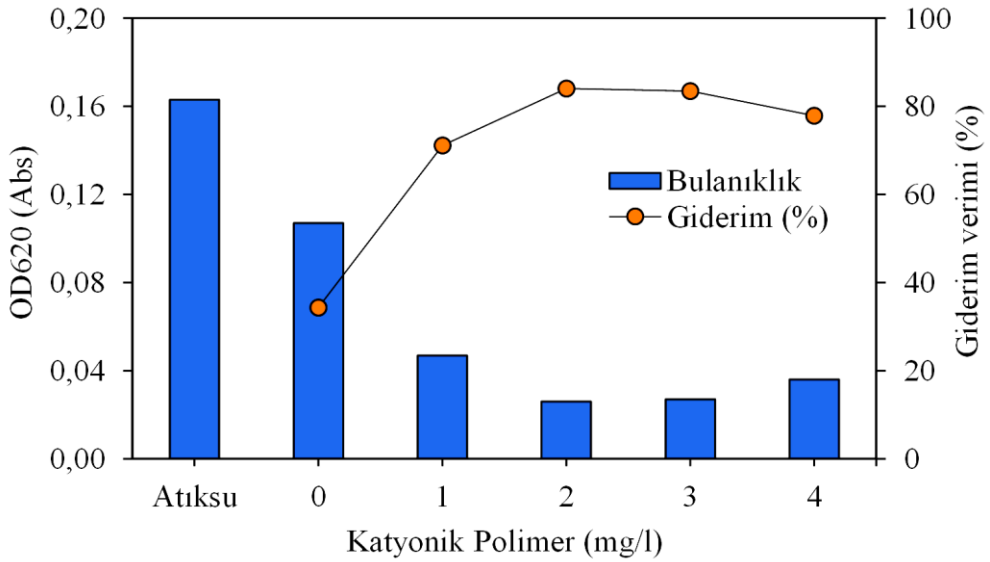


Şekil 3.30. Farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı

Katyonik polimer ilavesi yapılmayan atıksuda %54 AKM giderimi olurken 1 ve 4 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksuda bu oran sırasıyla %81 ve %86'ya yükselmiştir (Şekil 3.31).

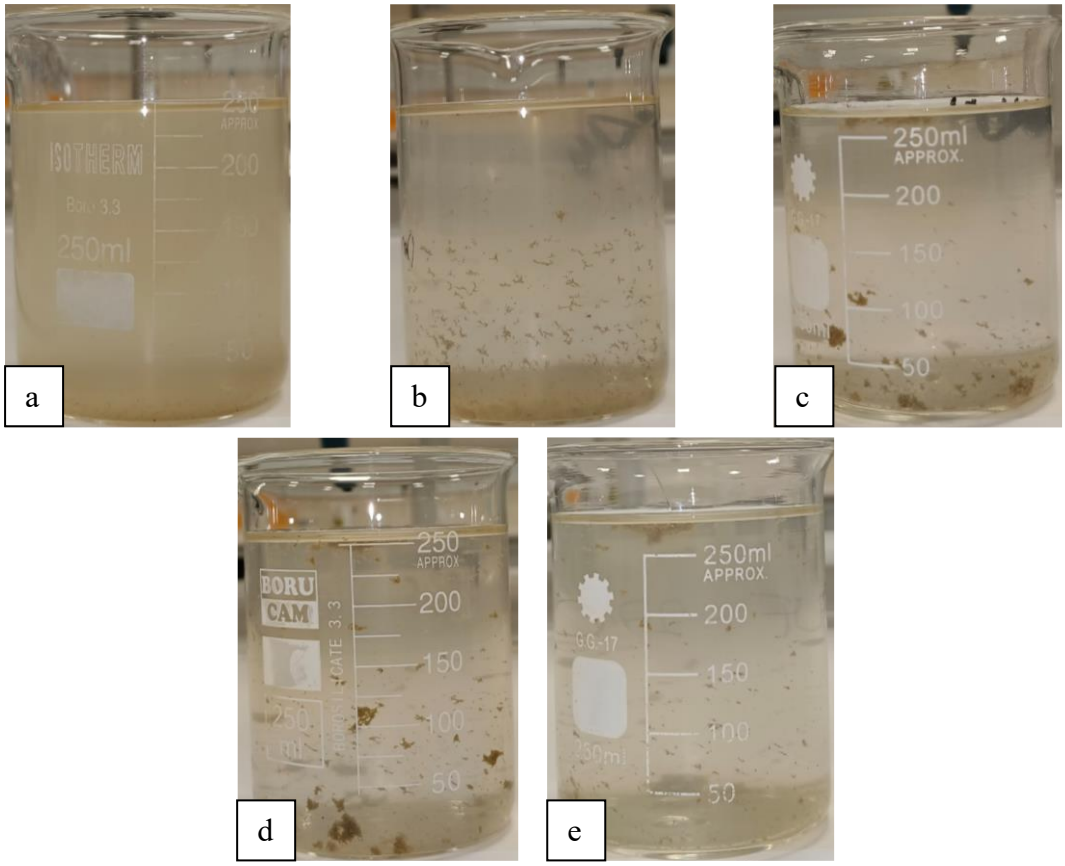


Şekil 3.31. Farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı



Şekil 3.32. Farklı konsantrasyonlardaki katyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı

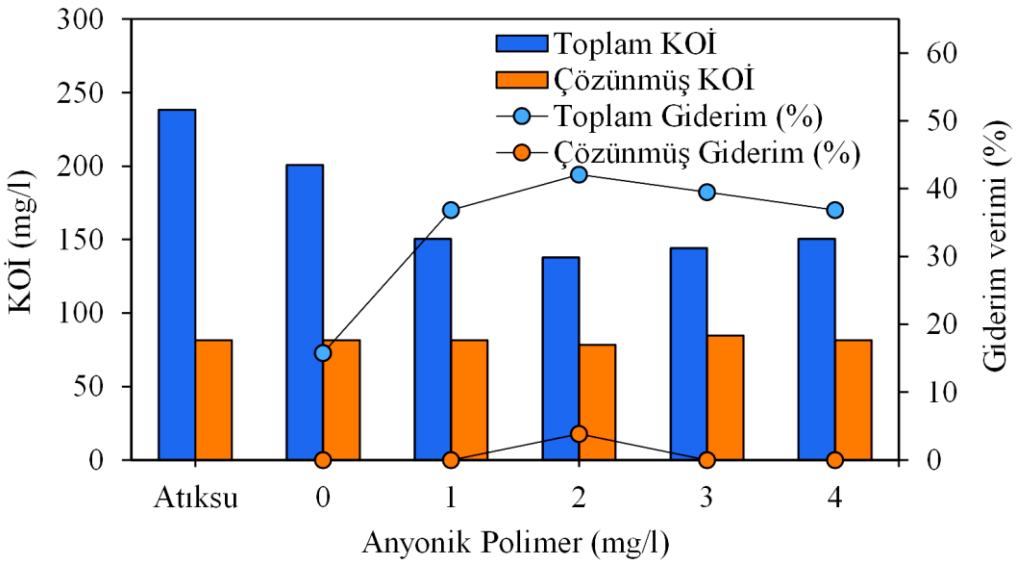
Katyonik polimer ilavesi yapılmayan atıksuda %34 bulanıklık giderimi olurken 1 ve 2 mg/l katyonik polimer ilave edilen atıksuda bu oran sırasıyla %71 ve %84'e yükselmiştir (Şekil 3.32). Deney sonucunda çökelmiş numunelerin görüntüleri Şekil 3.33'de verilmiştir.



Şekil 3.33. Katyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 1 mg/l, c) 2 mg/l, d) 3 mg/l, e) 4 mg/l

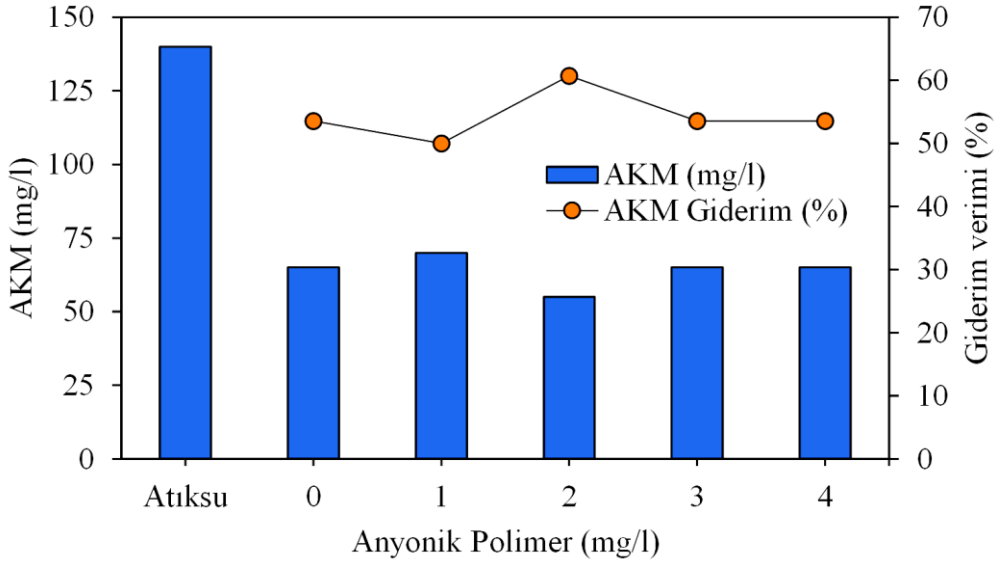
<u>Anyonik Polimer İlaveli Jar Test</u>

250 RPM'de 5 dakika hızlı ve ardından 50 RPM'de 10 dakika yavaş karıştırılıp 1 saat boyunca çökmeye bırakılan anyonik polimer ilaveli atıksuların KOİ giderimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.34). Şekilde görüldüğü üzere anyonik polimer ilavesi olmadan aynı işlemlerin uygulandığı atıksuda %16 oranında toplam KOİ giderimi gerçekleşirken 1, 2, 3 ve 4 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksuda bu oranlar sırasıyla %37, %42, %39 ve %37'ye yükselmiştir.



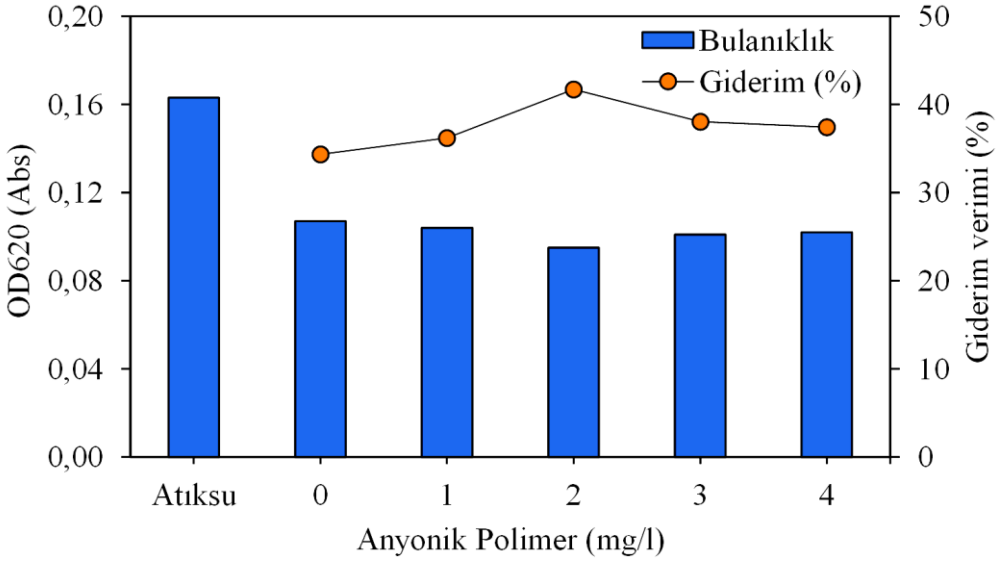
Şekil 3.34. Farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı

Anyonik polimer ilavesi yapılmayan atıksuda %54 AKM giderimi olurken 1, 2, 3 ve 4 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksuda bu oranlar sırasıyla %50, %61, %54 ve %54'e yükselmiştir (Şekil 3.35).

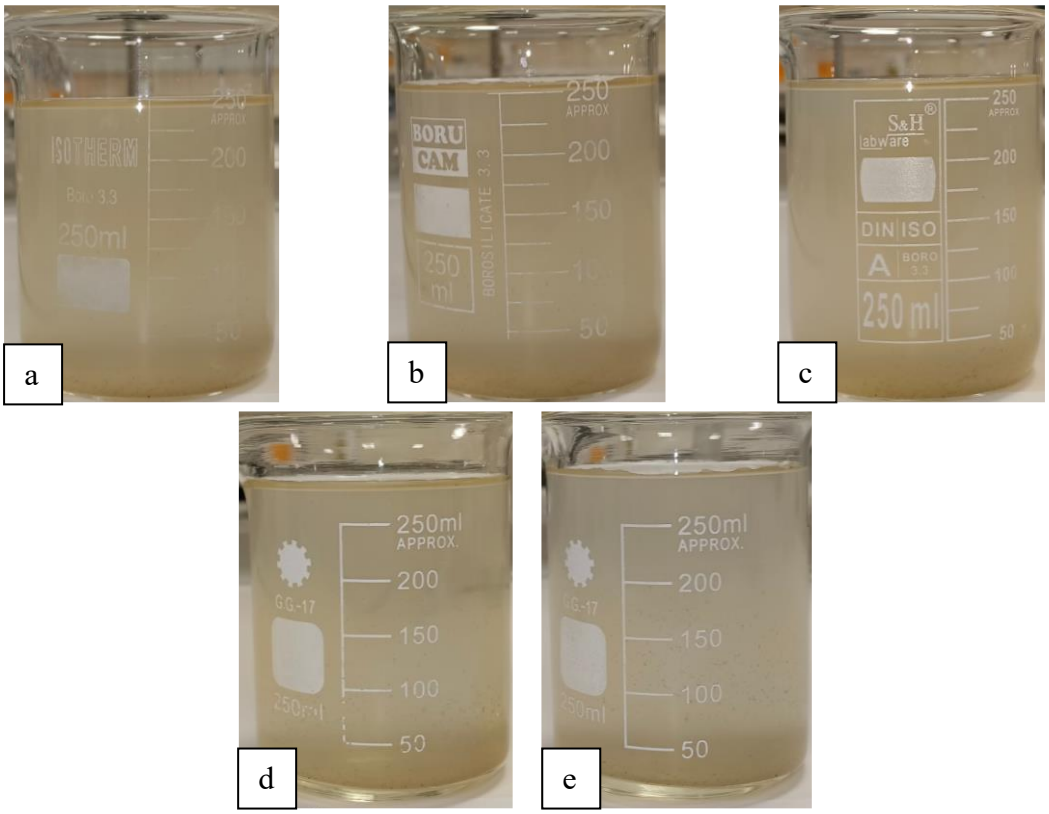


Şekil 3.35. Farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı

Anyonik polimer ilavesi yapılmayan atıksuda %34 bulanıklık giderimi olurken 1, 2, 3 ve 4 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksuda bu oranlar sırasıyla %36, %42, %38 ve %37'ye yükselmiştir (Şekil 3.36). Deney sonucunda çökelmiş numunelerin görüntüleri Şekil 3.37'de verilmiştir.



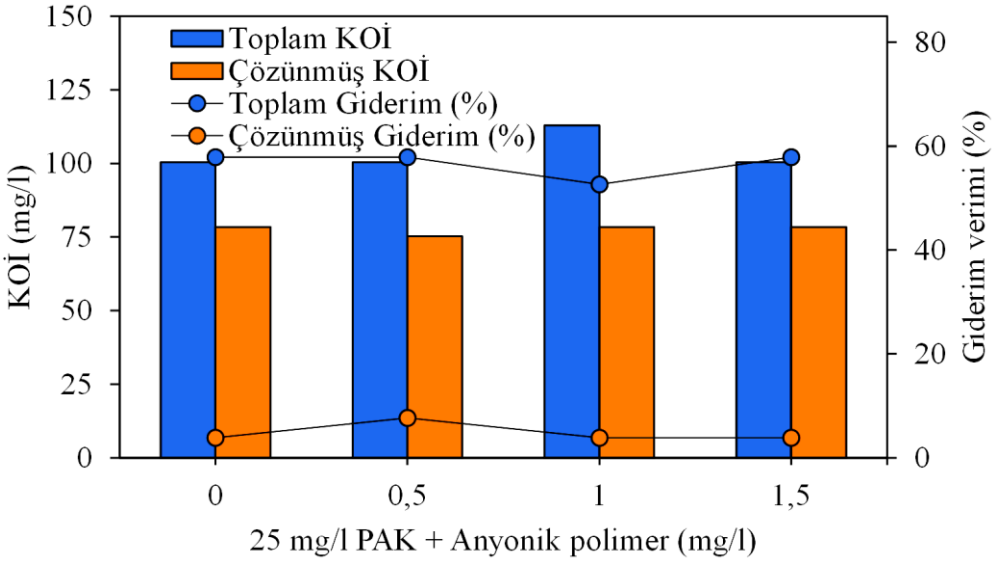
Şekil 3.36. Farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı



Şekil 3.37. Anyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 1 mg/l, c) 2 mg/l, d) 3 mg/l, e) 4 mg/l

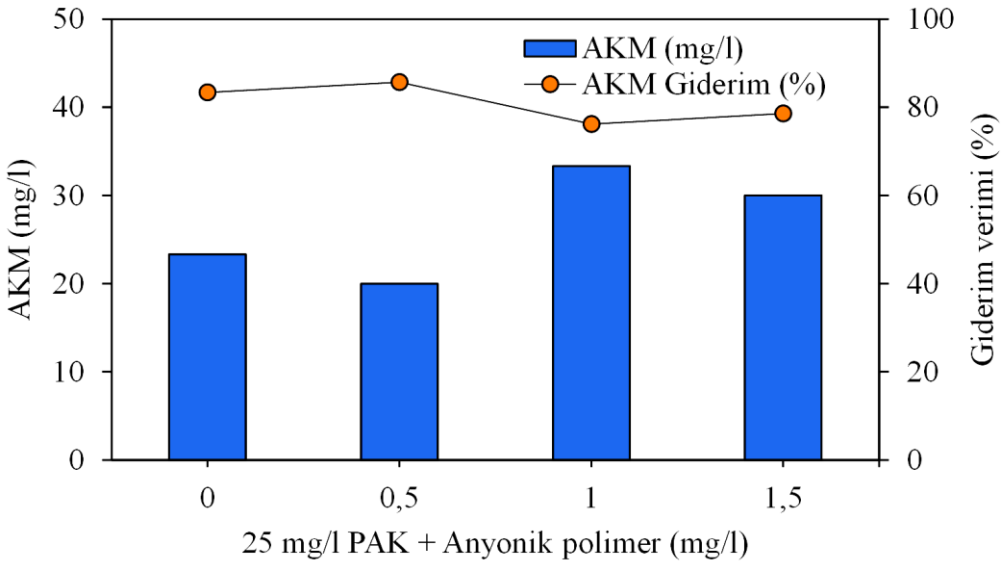
PAK + Anyonik Polimer İlaveli Jar Test

250 RPM'de 5 dakika hızlı ve ardından 50 RPM'de 10 dakika yavaş karıştırılıp 1 saat boyunca çökmeye bırakılan PAK ve anyonik polimer ilaveli atıksuların KOİ giderimleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.38). Şekilde görüldüğü üzere sadece 25 mg/l PAK ilave edildiğinde atıksuda %58 oranında toplam KOİ giderimi gerçekleşirken 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5; 1 ve 1,5 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksularda bu oran sırasıyla %58, %53 ve %58 olmuştur. Dolayısıyla PAK eklenmiş atıksuya anyonik polimer ilave edilmesi KOİ gideriminde herhangi bir ilave etki yaratmamıştır.

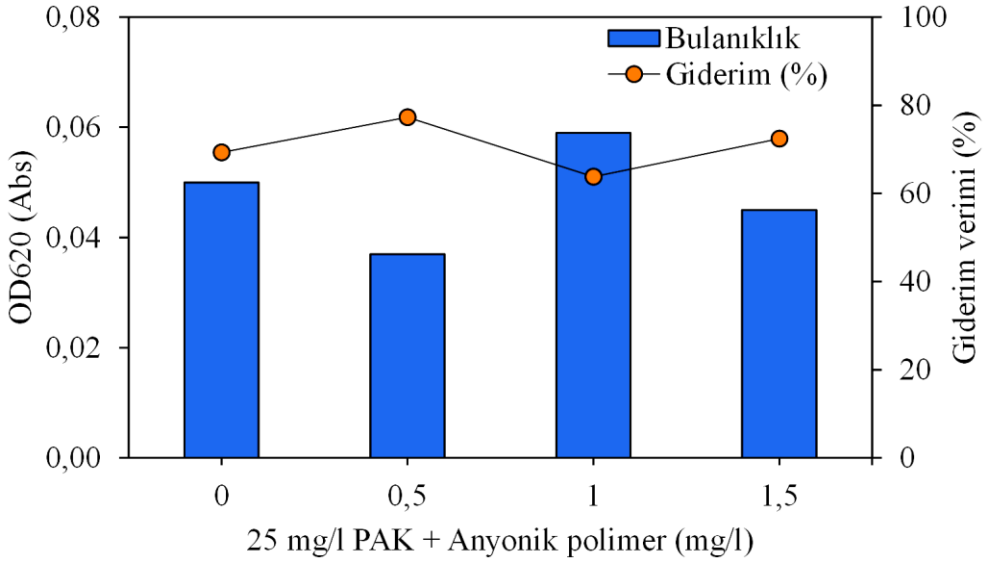


Şekil 3.38. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki KOİ giderim performansı

Sadece 25 mg/l PAK ilave edildiğinde atıksuda %83 oranında AKM giderimi gerçekleşirken 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5; 1 ve 1,5 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksularda bu oranlar sırasıyla %86, %76 ve %79 olmuştur (Şekil 3.39). Sadece 25 mg/l PAK ilave edildiğinde atıksuda %69 oranında bulanıklık giderimi gerçekleşirken 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5; 1 ve 1,5 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksularda bu oranlar sırasıyla %77, %64 ve %72 olmuştur (Şekil 3.40).

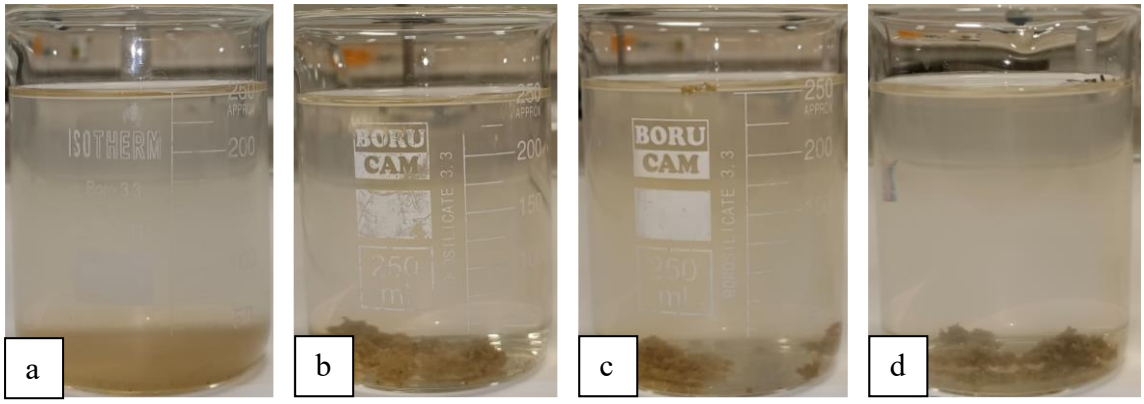


Şekil 3.39. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki AKM giderim performansı



Şekil 3.40. 25 mg/l PAK ve farklı konsantrasyonlardaki anyonik polimer ilavesiyle atıksudaki bulanıklık giderim performansı

Sadece 25 mg/l PAK ilave edilen atıksu ve 25 mg/l PAK ile birlikte 0,5; 1 ve 1,5 mg/l anyonik polimer ilave edilen atıksuların çökelmesinden sonraki görüntüleri aşağıdaki şekilde gösterilmiştir (Şekil 3.41). Şekilden görüldüğü üzere polimer ilavesi bulanıklık dahil herhangi bir kirlilik parametresinde ilave giderim sağlanamamıştır.



Şekil 3.41. 25 mg/l PAK ve anyonik polimer ilavesi sonrası çökeltilen numuneler a) 0 mg/l, b) 0,5 mg/l, c) 1 mg/l, d) 1,5 mg/l

3.2.2.2. PAK İlavesinin Ön Çöktürme Performansına Etkisinin Pilot Ölçekte İncelenmesi

SRT değerinin 2 gün, temas tankının aerobik ve atıksu debisinin 0,5 m^3/saat olduğu, 25 mg/l PAK ilavesiyle çalıştırılan pilot tesiste Periyot-13'te (793-800 gün) sistem 7 gün boyunca işletilmiştir. Bu dönemde giriş atıksudaki toplam ve çözünmüş KOİ konsantrasyonlarının ortalama değerleri 445±120 ve 112±42 mg/l olarak hesaplanmıştır (Tablo 3.4). Tablo 3.5 ile Tablo 3.6'da görüldüğü üzere ön çöktürme ve son çöktürme tanklarının çıkış toplam KOİ ortalama konsantrasyonları ise sırasıyla 151±57 ve 41±18 mg/l olmuştur. Tesiste toplam KOİ giderim verimi ise %91 oranında gerçekleşmiştir. KOİ konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 3.2'de detaylı olarak gösterilmiştir.

On üçüncü periyotta stabilizasyon tankındaki ortalama AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla 2190±506 ve 1372±264 mg/l olarak ölçülmüştür (Şekil 3.10). Temas tankındaki ortalama AKM ve UAKM konsantrasyonları ise sırasıyla 1276±205 ve 828±119 mg/l olarak hesaplanmıştır (Şekil 3.10). Stabilizasyon ve temas tanklarındaki AKM ve UAKM konsantrasyonlarının değişimi Şekil 3.6'de detaylı olarak gösterilmiştir. Stabilizasyon tankındaki çamur hacim indeksi (ÇHİ$_{30}$) değerleri birinci periyotta ortalama 158±42 ml/g olarak ölçülmüştür (Şekil 3.6). Karıştırma tankı AKM ve UAKM değerleri ise sırayla 270±155 ve 192±70 mg/l olarak ölçülmüştür (Şekil 3.6-Şekil 3.10).

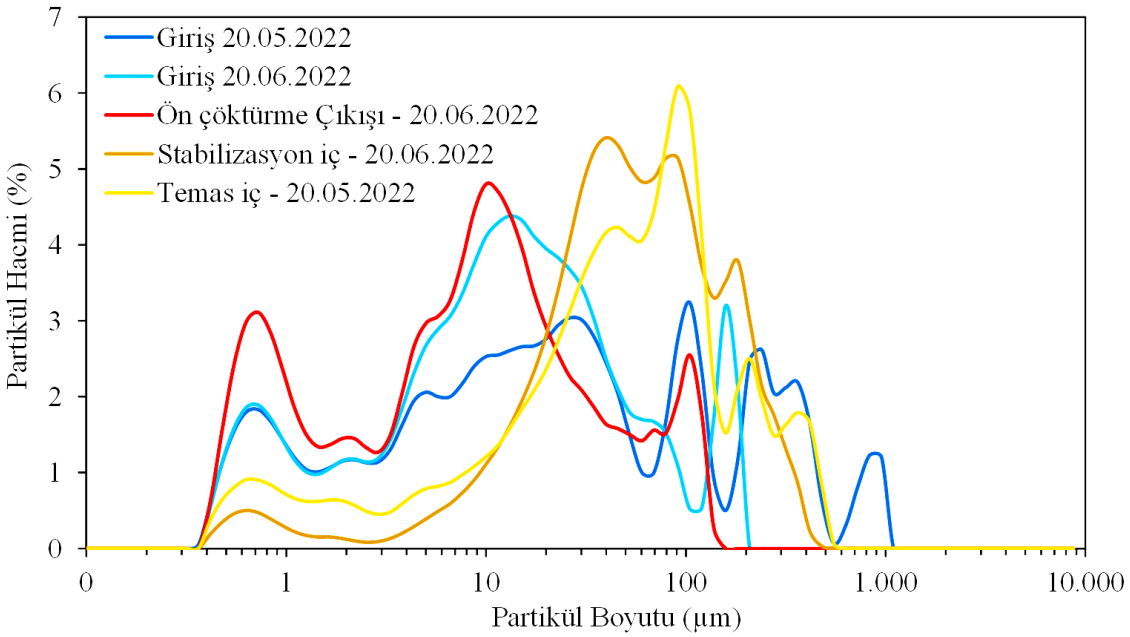
Periyot-13'te stabilizasyon tankında ölçülen gevşek (LB) ve sıkı (TB) bağlı EPS konsantrasyonları ortalamaları sırasıyla 41,5±9 ve 59,3±0,6 mg-KOİ/g-UAKM olarak bulunmuştur (Tablo 3.9). Stabilizasyon tankındaki LB-EPS oranı %41 olmakla birlikte toplam EPS konsantrasyonu 100,8±8,4 mg-KOİ/g-UAKM'dir. Benzer şekilde temas tankındaki LB-EPS oranı da %41 olarak bulunmuş olup toplam EPS konsantrasyonu 107,4±11 mg-KOİ/g-UAKM'dir. Temas tankındaki LB-EPS ve TB-EPS konsantrasyonları ise sırasıyla 44±4,7 ve 63,3±6,3 mg-KOİ/g-UAKM olarak hesaplanmıştır (Tablo 3.10). Stabilizasyon tankındaki 143 dakikalık bekleme süresinin sonucu olarak açlık fazına geçmiş bulunan aktif biyokütle, temas tankına yönlendirildiğinde temas tankında bulunan organik maddelerin şok etkisiyle birlikte EPS miktarları stabilizasyon tankına göre %6,5 daha fazla üretilmiştir. Stabilizasyon ve temas tanklarındaki SMP miktarları yakın bulunmuş olup sırasıyla, 14,5±6 ve 10,8±3,2 mg-KOİ/l bulunmuştur (Tablo 3.13). Ortalama EPS ve SMP miktarlarını gösteren grafik şekilde verilmiştir (Şekil 3.14).

3.3. ATIKSUDAKİ PARTİKÜL BOYUT DAĞILIMININ TAKİP EDİLMESİ

Pilot tesis işletilirken iki farklı tarihte atıksu ve biyolojik proses tanklarından partikül boyut analizi yapılmıştır. Aşağıdaki şekilde 20.05.2022 tarihinde (Periyot 3) giriş atıksu ve temas tankından alınan örnekler ile 20.06.2022 tarihinde (Periyot 4) giriş atıksu, ön çöktürme tankı çıkışı ve stabilizasyon tankından alınan örneklerin partikül boyut dağılımları verilmiştir (Şekil 3.42).

Şekilden görüldüğü üzere 20.05.2022 tarihli giriş atıksu iri ve ince partiküller ile çok geniş bir dağılım sergilemekle birlikte 100-1000 µm aralığında belirgin bir hacim bulunduğu tespit edilmiştir. Ancak 20.06.2022 tarihindeki giriş atıksu 5-50 µm aralığında en geniş dağılımı göstermiş olup iri partiküller 20.05.2022 tarihli numuneye göre zayıf kalmış ve partikül boyutları 200 µm ile sınırlanmıştır. Ön çöktürme tankı çıkışında ise 10 µm'den küçük parçacıklar daha baskın fraksiyonu oluşturmuş olup, 100 µm üzeri

parçacıklar neredeyse tamamen ön çöktürme tankında elimine olmuştur. Bu sayede temas tankına yönlendirilen atıksuda ince ve biyolojik olarak kolay parçalanabilecek parçacıklar kalmıştır. Temas tankında da 50-150 µm arasında çok güçlü bir dağılım mevcut olup 10 µm'den küçük parçacıkların neredeyse tamamen hızla aktif çamur tarafından biyosorbe edildiği anlaşılmaktadır. Stabilizasyon tankında ise 70-200 µm aralığında daha geniş ve düzgün bir dağılım görülmüş olup, temas tankındaki tekil keskin pikler yerine daha oturmuş yaygın bir flok dağılımı tespit edilmiştir.

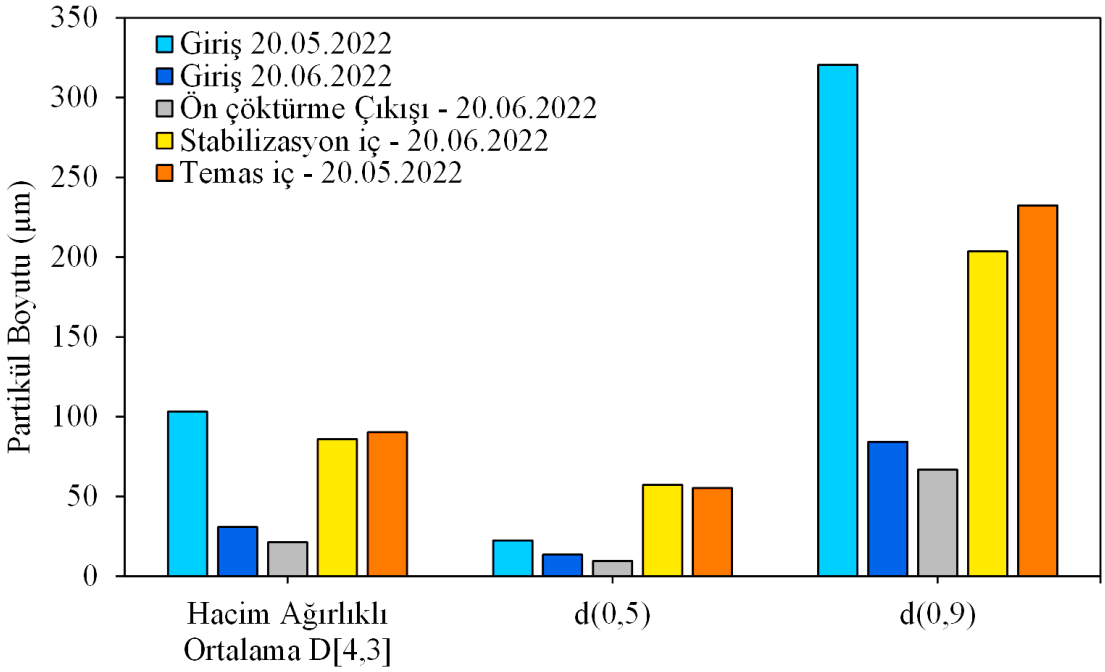


Şekil 3.42. Farklı tarihlerde alınan faklı noktalardaki partikül boyut dağılımları

Aşağıdaki şekilde farklı tarihlerde farklı noktalardan alınan örneklerdeki parçacıkların hacim ağırlıklı ortalamaları (D[4,3]) ile parçacıkların %50'sinin küçük olduğu d(0,5) çapı ve %90'ının küçük olduğu d(0,9) çapları verilmiştir (Şekil 3.43). Şekilden 20.05.2022 tarihli atıksuyun çok iri ve heterojen bir partikül yapısı olduğu sırasıyla 23 ve 320 µm olan d(0,5) ve d(0,9) değerlerinden anlaşılmaktadır. Atıksuyun iri partikül yapısı, ön çöktürme tankında giderim için oldukça elverişli bir karbon profili olduğunu yansıtmaktadır. 20.06.2022 tarihli atıksuyun ise daha ince ve homojen bir karakteri bulunduğu ve 20.05.2022 tarihli giriş atıksuya göre ön çöktürme potansiyelinin

daha sınırlı olduğu anlaşılmaktadır. 20.06.2022 tarihli atıksuyun biyolojik proseslerde arıtımı için daha elverişli olduğu düşünülmektedir. Ön çöktürme tankı çıkışındaki d(0,9) partikül boyutu olan 67 µm ile iri partiküllerin sistemden başarıyla uzaklaştırıldığı görülmüştür. Böylelikle ön çöktürme prosesinin karbon yönlendirme mekanizmasının etkili bir şekilde çalıştığı söylenebilir.

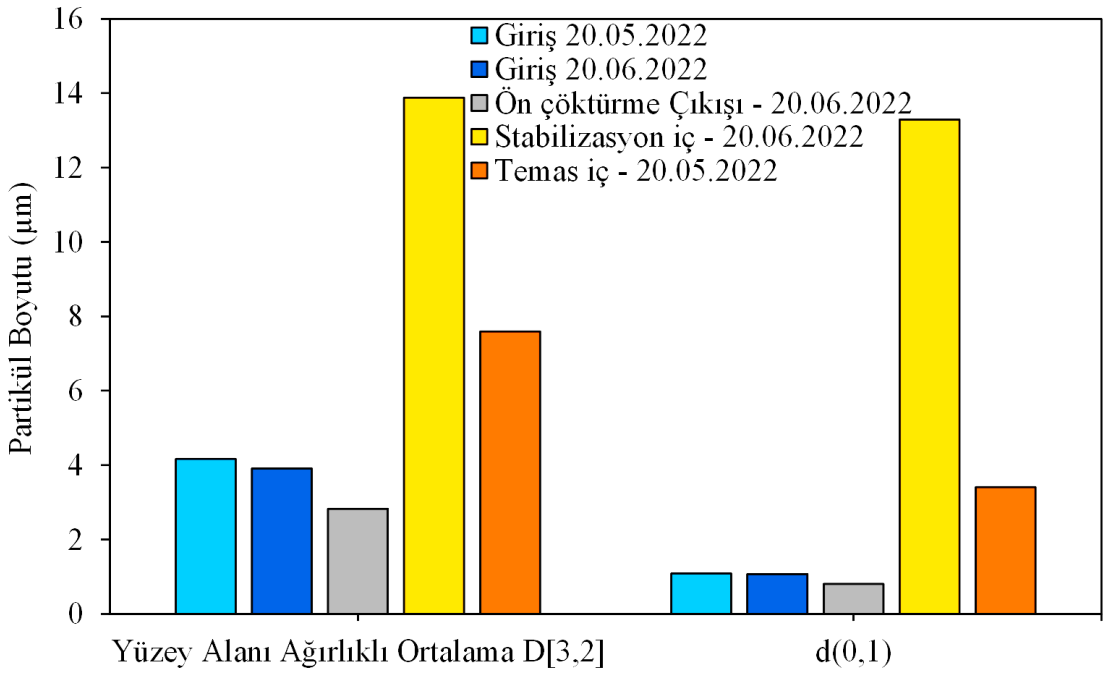
Temas tankındaki d(0,9) partiküllerin boyutu 233 µm ve d(0,5) partikül boyutu 56 µm ile ön çöktürme tankından temas tankına giren atıksudaki organik partiküllerin biyoflokülasyon mekanizmasıyla tutulduğu ve YHTS prosesinin etkin bir şekilde çalıştığı görülmüştür. Stabilizasyon tankında ise flok yapısı korunmuş ve stabilize olmuştur.



Şekil 3.43. Farklı tarihlerde alınan faklı noktalardaki parçacıkların hacim ağırlıklı ortalamaları (D[4,3]) ile parçacıkların %50'sinin küçük olduğu çap (d(0,5)) ve parçacıkların %90'ının küçük olduğu çap (d(0,9))

Aşağıdaki şekilde ise farklı tarihlerde farklı noktalardan alınan örneklerdeki parçacıkların yüzey alanı ağırlıklı ortalamaları D[3,2] ile parçacıkların %10'unun küçük olduğu d(0,1) çapları verilmiştir (Şekil 3.43). Şekilden görüldüğü üzere giriş atıksularındaki partiküllerin d(0,1) çapı 1 µm ve ön çöktürme tankı çıkışında bu değer yaklaşık 0,8 µm'dir. Buradan ön çöktürme tankında küçük boyutlu partiküllerin

çökelemeyip temas tankına yöneldiği açıkça anlaşılmaktadır. Temas tankında ise D[3,2], giriş atıksuya göre 4 µm'den 7,6 µm'ye yükseldiğinden, ince partiküllerin biyokütle yüzeyine yapıştığı ve daha az dağılgan hale geldiği söylenebilir. Stabilizasyon tankında ise yüzey alanı ağırlıklı partikül çapı 14 µm'ye yükselmiştir. Bu durum, flok yoğunluğunun ve yapısal stabilitenin arttığını göstermektedir.

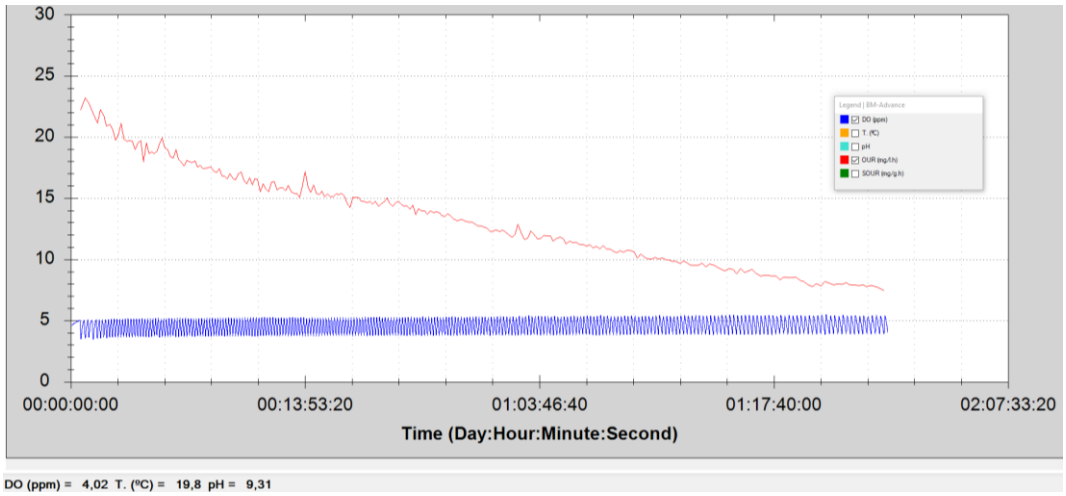


Şekil 3.44. Farklı tarihlerde alınan faklı noktalardaki parçacıkların yüzey alanı ağırlıklı ortalamaları (D[3,2]) ile parçacıkların %10'unun küçük olduğu çap (d(0,1))

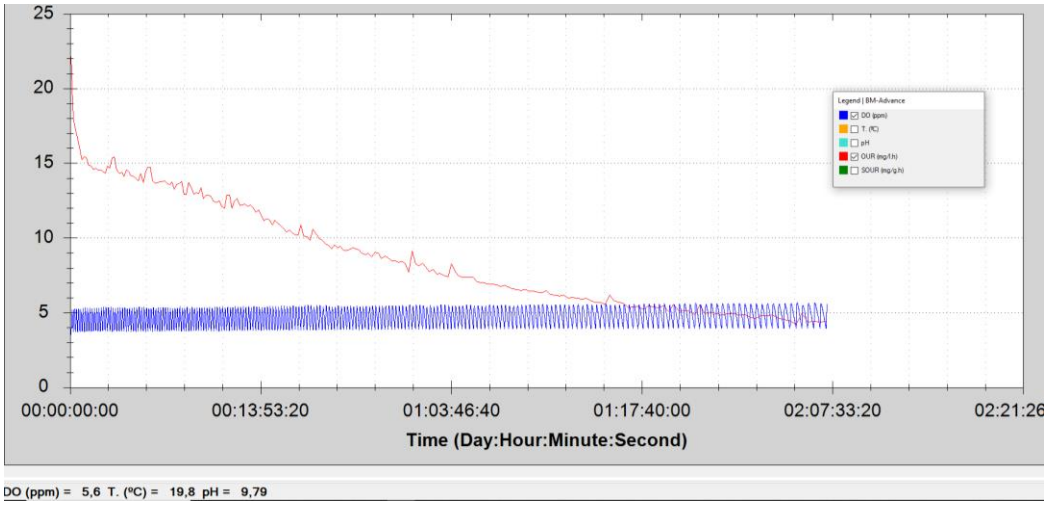
Sonuç olarak giriş atıksularındaki geniş ve heterojen olan parçacık boyut dağılımları gözlenirken, ön çöktürme tankı çıkışında iri partiküllerin uzaklaştırılarak daha ince partiküllerin biyolojik prosese yönlendirildiği görülmüştür. Temas tankında ise ince ve kolay parçalanabilir karbon fraksiyonunun biyokütle tarafından hızlı bir şekilde biyosorbe edilerek iri floklar oluşturulduğu tespit edilmiştir. Stabilizasyon tankında da flok yapılarının daha da gelişip dengeli hale geldiği ve küçük parçacıkların sistemde iyice azaldığı görülmüştür. Elde edilen bulgular neticesinde, YHTS prosesinin karbonu oksitlemeden önce tutmaya dayalı bir mekanizma ile çalıştığı ve enerji verimliliği yüksek atıksu arıtım yaklaşımları için uygun bir potansiyel sunduğu anlaşılmaktadır.

3.4. TEMAS TANKINDA BİYOSORPSİYON KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ

Temas tankındaki aktif çamurun biyosorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi için Periyot 10 (SRT 0,5 gün) ve Periyot 11'de (SRT 2 gün) alınan aktif çamurlarla respirometrik çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Aşağıdaki şekillerde farklı çamurlarla yapılan respirometre çalışmalarının ekran görüntüleri verilmiştir (Şekil 3.45 ve Şekil 3.46).



Şekil 3.45. SRT 0,5 günlük aktif çamurla yapılan respirometre çalışmasının ekran görüntüsü

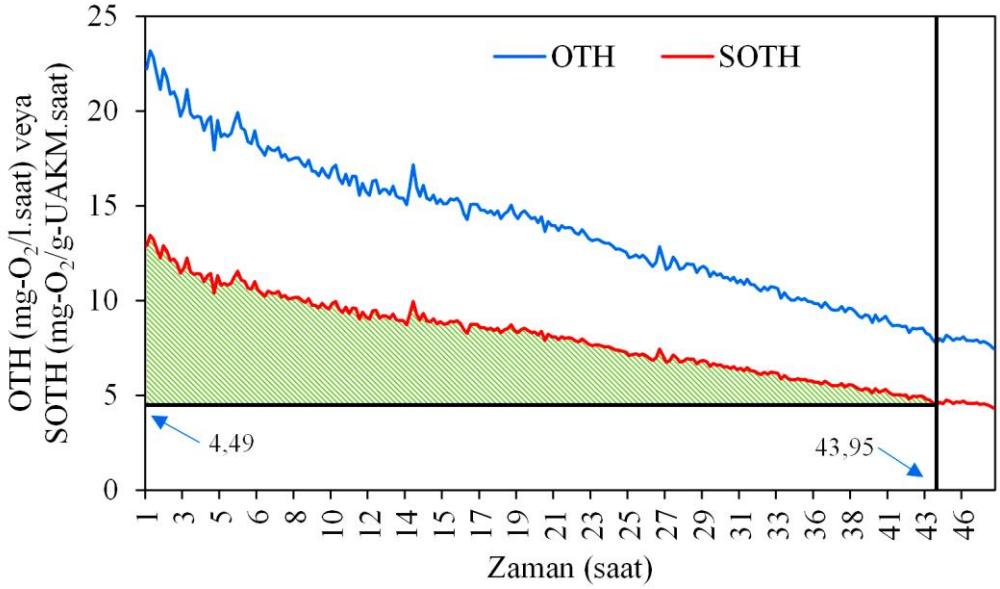


Şekil 3.46. SRT 2 günlük aktif çamurla yapılan respirometre çalışmasının ekran görüntüsü

Şekillerdeki kırmızı çizgiler OTH'leri, mavi çizgiler ise ÇO konsantrasyonlarını göstermektedir. Mavi çizgilerden görüldüğü üzere deney süresince reaktörün ÇO konsantrasyonu 4-5 mg-O_2/l arasında tutulmuş olup, reaktördeki ÇO 4 mg-O_2/l seviyesine düştüğünde havalandırma otomatik olarak başlayıp, ÇO 5 mg-O_2/l seviyesine yükseldiğinde durmuştur. Programdan mg-O_2/l.saat cinsinde elde edilen OTH verileri aktif

çamurlarda bulunan UAKM konsantrasyonları ile normalize edilerek, mg-O_2/g-UAKM.saat cinsinden Spesifik Oksijen Tüketim Hızı (SOTH) verileri hesaplanmıştır. SOTH değerlerinin sabitlendiği noktalar, aktif çamurlarda biyosorbe olmuş organik maddelerin tükenip sadece içsel solunum için oksijen tüketilmeye başlandığı zamanı göstermektedir.

Aşağıdaki şekilde SRT 0,5 gün iken gerçekleştirilmiş biyosorpsiyon kapasitesinin hesaplanmasına dair hazırlanan grafik bulunmaktadır (Şekil 3.47). Şekilden görüldüğü üzere aktif çamur, içsel solunum fazına geldiği zaman (43,95 saat) ile bu zamana karşılık gelen SOTH değerinin (4,49 mg-O_2/g-UAKM.saat) oluşturduğu alan içsel solunum için tüketilen oksijen miktarını temsil etmektedir. SRT 0,5 günlük aktif çamurla elde edilen SOTH eğrisinin denklemi aşağıda verilmiştir (Denklem 3-1). SOTH eğrisinin denklemi ve içsel solunumun başladığı zamanın verileri kullanılarak Denklem 3-2 çözülmüş ve SOTH eğrisinin altında kalan alan hesaplanmıştır. Bu alan içsel solunumun başladığı zamana kadarki toplam oksijen tüketimi miktarını (mg-O_2/g-UAKM) göstermektedir. Şekildeki taralı alanın gösterdiği biyosorpsiyon kapasitesi ise toplam oksijen tüketiminden içsel solunum için tüketilen oksijen miktarının çıkarılmasıyla elde edilmiştir (Şekil 3.47).



Şekil 3.47. SRT 0,5 günde temas çamurunun biyosorpsiyon kapasitesinin belirlendiği respirometrik çalışma

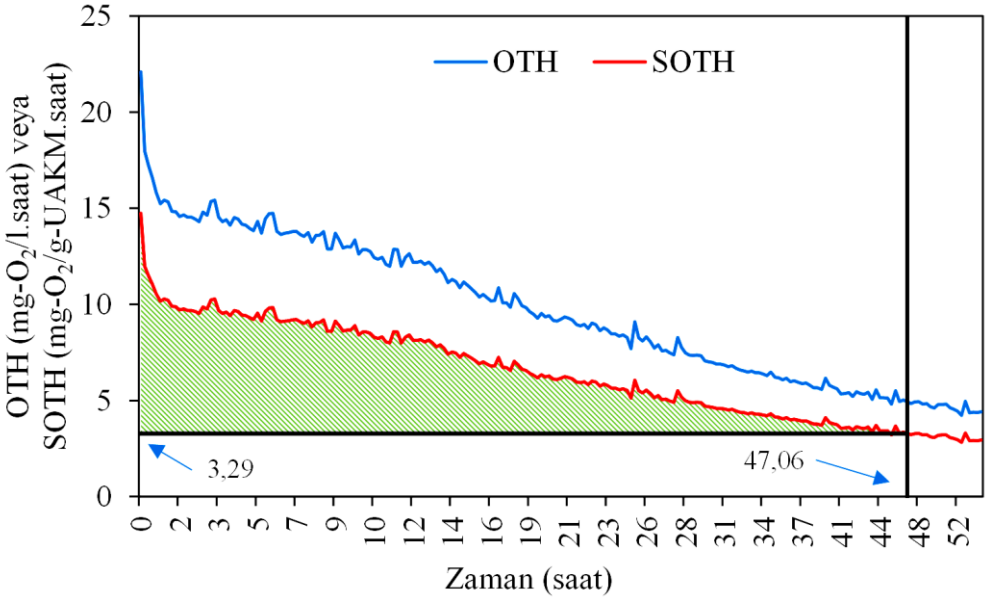
Denklem 3-1 $y = 12{,}341.e^{-0{,}021.x}$ *(R^2=0,9829)*

Denklem 3-2 $\int_{0{,}609}^{43{,}954} 12{,}341.e^{-0{,}021.x}.dx$

Denklem 3-3 $y = 10{,}884.e^{-0{,}027.x}$ *(R^2=0,9729)*

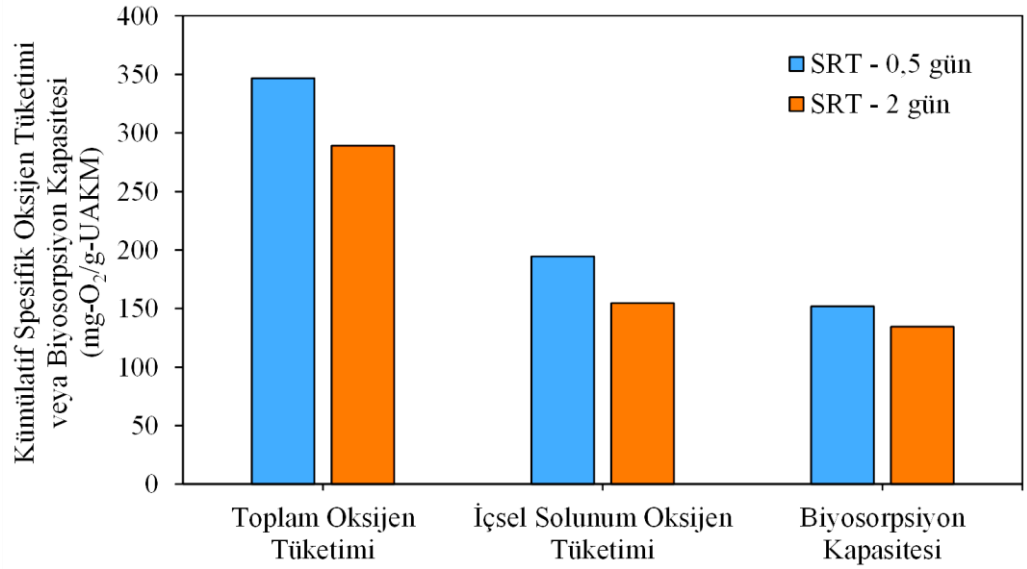
Denklem 3-4 $\int_{0{,}08}^{47{,}06} 10{,}884.e^{-0{,}027.x}.dx$

Benzer biçimde aşağıdaki şekilde de SRT 2 gün iken gerçekleştirilmiş biyosorpsiyon kapasitesinin hesaplanmasına ait grafik sunulmuştur (Şekil 3.48). Şekilden görüldüğü üzere aktif çamur, içsel solunum fazına geldiği zaman (47,06 saat) ile bu zamana karşılık gelen SOTH değerinin (3,29 mg-O_2/g-UAKM.saat) oluşturduğu alan içsel solunum için tüketilen oksijen miktarını temsil etmektedir. SOTH eğrisinin denklemi (Denklem 3-3) ve içsel solunumun başladığı zamanın verileri kullanılarak Denklem 3-4 çözülmüş ve SOTH eğrisinin altında kalan alan hesaplanmıştır. Bu alan içsel solunumun başladığı zamana kadarki toplam oksijen tüketimi miktarını (mg-O_2/g-UAKM) göstermektedir. Şekildeki taralı alanın gösterdiği biyosorpsiyon kapasitesi ise toplam oksijen tüketiminden içsel solunum için tüketilen oksijen miktarının çıkarılmasıyla elde edilmiştir (Şekil 3.48).



Şekil 3.48. SRT 2 günde temas çamurunun biyosorpsiyon kapasitesinin belirlendiği respirometrik çalışma

Yukarıda detaylıca hesaplama yöntemlerinin anlatıldığı, temas tankındaki 2 ve 0,5 günlük SRT'lerdeki biyosorpsiyon kapasiteleri ve kümülatif oksijen tüketim miktarları aşağıdaki şekilde gösterilmiştir (Şekil 3.49). SRT 0,5 gün iken toplam ve içsel solunum oksijen tüketimleri sırasıyla, 346,7 ve 194,6 mg-O_2/g-UAKM olarak bulunmuştur. SRT 2 gün olduğunda ise toplam ve içsel solunum oksijen tüketimleri sırasıyla, 289 ve 154,6 mg-O_2/g-UAKM olarak hesaplanmıştır. Biyosorpsiyon kapasiteleri de SRT 0,5 ve 2 gün olduğunda sırasıyla 152 ve 134,5 mg-O_2/g-UAKM olarak hesaplanmıştır (Şekil 3.49). Bu da beklendiği gibi SRT düştükçe biyosorpsiyon kapasitelerinin arttığını göstermektedir. Böylelikle düşük çamur yaşlarında organik maddelerin oksitlenmeden aktif biyokütle tarafından biyosorbe edilmesi neticesinde enerji içeriği yüksek atık çamur elde edilebilmektedir.

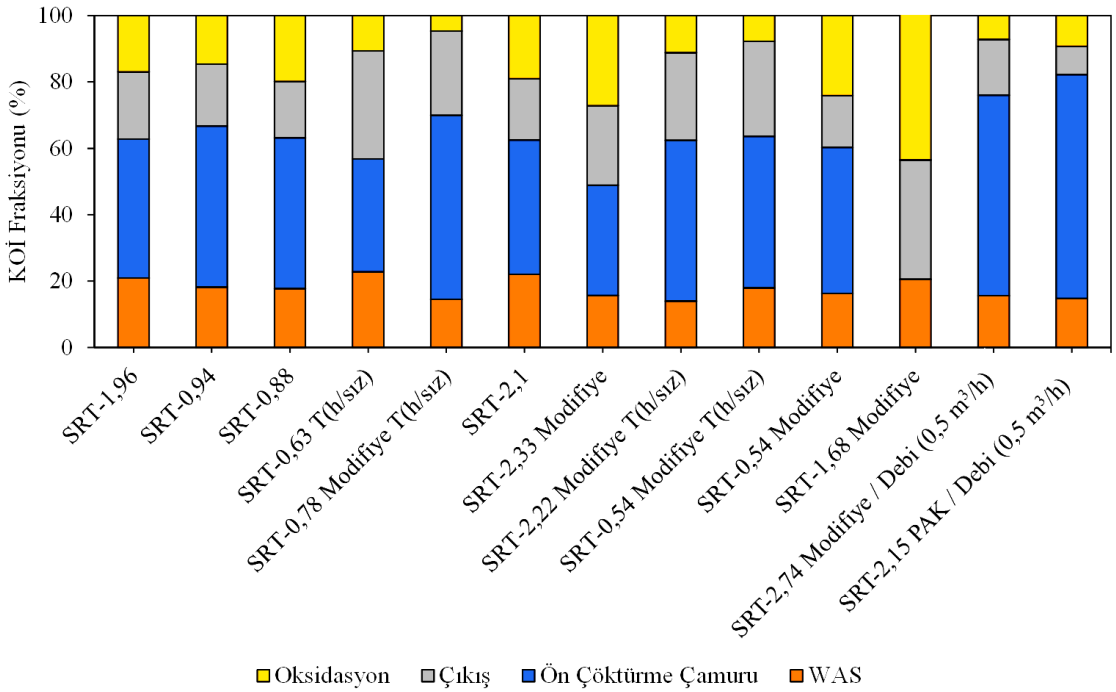


Şekil 3.49. Oksijen tüketim miktarları ve biyosorpsiyon kapasiteleri

3.5. PİLOT TESİSTE KARBON KÜTLE DENGESİNİN KURULMASI

Pilot tesise giren atıksu içerisindeki karbon kaynağının okside edilmeden çamur fazına yönlendirilmesi tezin başlıca araştırma konusudur. Bu nedenle Bölüm 2.5'te değinildiği gibi yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinde oksitlenen organik karbon

miktarı, atılan birincil ve ikincil çamurlar ile pilot tesis çıkış suyunun (son çöktürme tankı çıkışı) içerdiği organik karbon miktarlarının girişten çıkarılmasıyla elde edilmiştir. Bu kapsamda elde edilen ortalama değerler aşağıdaki şekilde sunulmuştur (Şekil 3.50). Şekilden görüldüğü üzere tüm periyotlar göz önünde bulundurulduğunda oksidasyon oranları %4,7 ile %44,7 arasında değişmiş olup ortalama %17,3±11 olarak bulunmuştur. WAS çamurunun KOİ miktarı %14 ile %22,8 arasında değişmiş olup ortalama %18±3 olarak gözlenmiştir. Ön çöktürme çamurunun KOİ miktarı %60,4'e kadar değişmiş olup ortalama %41,3±15,5 olarak hesaplanmıştır. Pilot tesis çıkışındaki KOİ miktarı ise ortalama %23,3±6,6 olarak hesaplanmış olmakla birlikte, %15,6 ile %36 arasında değişmiştir. Başka bir çalışmada da oldukça yakın değerler bulunmuş olup WAS çamurunda yaklaşık %30, çıkışta %35-70 arası değerler ve %20-35 arası oksidasyon oranları rapor edilmiştir (Rahman vd., 2016).



Şekil 3.50. Karbon kütle dengesine ait dağılım

Beklendiği üzere en düşük oksidasyon oranları temas tankının havalandırılmadan işletildiği dönemlerde gerçekleşmiştir. SRT 0,78 günde, ön çöktürme tankına çamur geri devri yapıldığında ve temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde (Periyot 5) oksidasyon

miktarı %4,7 oranında gerçekleşmiştir. Bu dönem ön çöktürme giderim verimi açısından da en verimli dönemlerden biri olmuştur (%53 toplam KOİ giderimi). Çamur yaşı düştükçe doğrusal olmasa da oksidasyon miktarlarında düşüş gözlenmiştir. Ancak bazı dönemlerde tam tersi durum yaşanmış ve 0,54 gün SRT'de ön çöktürme tankına çamur geri devri yapıldığı dönemde (Periyot 10) %24,1 oksidasyon verimi gözlenmiştir. Muhtemelen 0,75 gün SRT'nin altında biyokütlenin metabolik aktivitesi çok arttığından temas tankının da havalandırılarak işletilmesi nedeniyle enerji ihtiyacını karşılayabilmek için oksidasyon miktarı artmıştır. Çünkü çamur yaşı 0,54 gün olup havalı ve havasız temas tankı durumlarında oksidasyon miktarları sırasıyla %24,1 ve %7,8 olarak bulunmuştur. Çalışmadan anlaşılmaktadır ki 0,5-0,8 gün aralığındaki SRT'de ön çöktürme tankına çamur geri devri yapıldığında ve temas tankı havalandırılmadan işletildiğinde oksidasyon oranları %5'in altına kadar düşebilmektedir.

Farklı SRT değerlerinde çamurun ÖÇT'ye geri devrinin ve temas tankının havalandırılmamasının sistem performansıyla organik maddenin akıbetine etkisi Tablo 3.15'de özetlenmiştir. Tablodan da görüldüğü gibi SRT değerinden bağımsız olarak temas tankının havalandırılmaması durumunda çıkışta organik maddenin %25-33'ü kalmaktadır. Bu durum çıkış toplam ve çözünmüş KOİ değerlerine de yansımıştır.

SRT değerinin 2 gün olması durumunda çıkış suyundaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu 51 mg/l ortalama değerinde kalmış olup, çöktürme prosesinin performansına göre toplam çıkış KOİ değerleri 100-200 mg/l aralığında değişmiştir (Tablo 3.15). Dolayısıyla, SRT 2 gün değerinde daha iyi bir çöktürme performansının elde edilmesi durumunda çıkış KOİ değerlerinin <100 mg/l olacağı düşünülmektedir. SRT 2 gün değerinde WAS ile atılan ve geri kazanılabilir organik madde %18 civarındadır. Tüm çalışma süresince KOİ'nin yaklaşık %41'i ön çöktürme prosesinde giderilmiş olup, SRT değerinin 2 gün seçilmesi, temas tankının havalandırılması ve ön çöktürme giderim

veriminin %55'lere vardığı dönemlerin olduğu göz önünde bulundurularak ön çöktürme prosesinin performansının da iyileştirilmesi durumunda (%50'ye kadar giderim verimi) toplam KOİ'nin %65'inin geri kazanılabileceği, KOİ'nin toplamda %25 kadarının oksitlenebileceği ve çıkış KOİ değerinin de <100 mg/l olacağı düşünülmektedir. Bu durumda da enerji pozitif bir tesisin mümkün olabileceği görülmüştür.

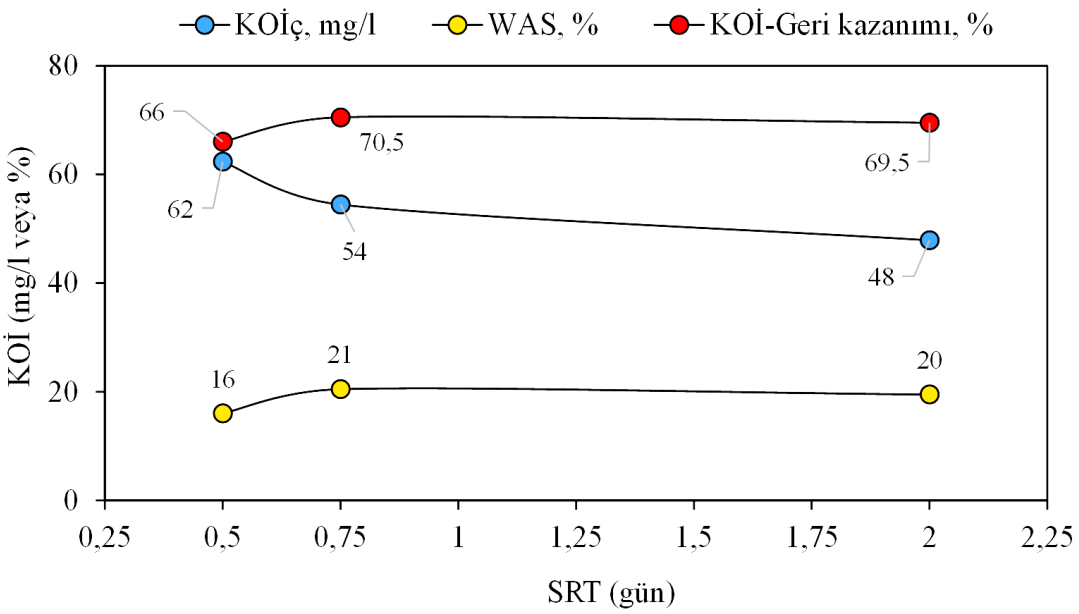
SRT değerinin 0,75 gün olması ve temas tankının havalandırılması durumunda çıkışta çözünmüş KOİ konsantrasyonu 54 mg/l değerine kadar düşmüştür (Tablo 3.15). Toplam KOİ konsantrasyonu ise 99 mg/l olup, çöktürme prosesinin performansının iyileştirilmesiyle (örnek HRT değerinin, yüzeysel hidrolik yükün ve savak yükünün düşürülmesiyle) bu değerin daha aşağıya çekilebileceği de düşünülmektedir. SRT'nin 0,75 günde tutulması durumunda organik maddenin %18'i WAS şeklinde geri kazanılabilmiştir. Çöktürme tankında da %50 geri kazanım düşünülürse, toplamda %65 üzerinde organik maddenin geri kazanımı mümkün olabilecektir. Dolayısıyla, SRT 0,75 günde de yine kabul edilebilir bir arıtma performansıyla birlikte etkili bir şekilde KOİ geri kazanımı ve enerji pozitif bir arıtma mümkün olabilecektir.

Tablo 3.15. Farklı SRT değerlerinde pilot tesise giren organik maddenin akıbeti ve sistem performansı

SRT	**Temas tankında havalandırma**	**Geri devir**	**Oksidasyon, %**	**Çıkış, %**	**WAS, %**	**PS, %**	**Çıkış KOİ (mg/l)**	
			Ortalama	Ortalama	Ortalama	Ortalama	Toplam	Çözünmüş
2	Var	Yok	18	19	21	41	101	43
2	Var	Var	36	30	18	16	122	53
2	Yok	Var	11	26	14	48	200	57
0,75	Var	Yok	20	17	18	45	99	54
0,75	Yok	Yok	11	33	23	34	209	92
0,75	Yok	Var	5	25	14	55	207	83
0,5	Var	Var	24	16	16	44	116	62
0,5	Yok	Var	8	29	18	46	181	74

SRT değerinin 0,5 güne indirilmesi durumunda ise temas tankında havalandırma yapılması halinde çıkış çözünmüş KOİ konsantrasyonu 62 mg/l değerinde kalmış olup, toplam KOİ değeri de 116 mg/l'ye ulaşmıştır (Tablo 3.15). Organik madde geri kazanımının göstergesi olan %WAS ise %16 civarındadır. Görüldüğü gibi biyoreaktör çıkışında toplam KOİ değerinin <125 mg/l ve çözünmüş KOİ değerinin de <80 mg/l (45 mg/l askıda katı madde olması ihtimali) olması gibi bir sınır belirlenirse, bu koşulların sağlandığı işletme koşullarında ön çöktürme çamuruyla (%50'ye kadar giderim verimi) birlikte organik madde geri kazanım oranı genel olarak %65 civarında kalmaktadır. Haliyle, SRT 0,5 gün değerinde dahi temas tankının havalandırılması ve çöktürme prosesinin de iyileştirilmesiyle (optimize edilmiş HRT, yüzey yükü ve savak yükü) deşarj kriterlerinin sağlandığı ve etkin bir organik madde geri kazanımının mümkün olabileceği bir işletme mümkündür.

Ön çöktürme tankında KOİ geri kazanımının %50 olduğu projeksiyonu yapıldığında SRT değeriyle çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının, %WAS ve %KOİ-geri kazanımının (birincil ve ikincil çamurların toplamı) değişimi aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.51). Her ne kadar farklı SRT'ler arasında anlamlı bir fark gözlenmemiş olsa da çıkış KOİ ve geri kazanım oranları değerlendirildiğinde SRT 0,75 gün değerinin işletmede seçilebileceği düşünülmektedir.



Şekil 3.51. Farklı SRT değerlerinde biyolojik proses çıkış çözünmüş KOİ, %WAS ve %KOİ-Geri kazanım değerleri

3.6. ANOVA ANALİZLERİ İLE KOİ GİDERİM VERİMLERİ VE EPS ÜRETİM MİKTARLARININ İŞLETME ŞARTLARIYLA DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ

Pilot tesisin işletimi sırasında elde edilen veriler tek yönlü ANOVA testi ile karşılaştırılmıştır. Yapılan analizler neticesinde 0,75 gün SRT'de ön çöktürme tankına çamur geri devri yapılmasının KOİ giderimini %43 artırdığı görülmüştür ($p<0,05$) (Tablo 3.5-Tablo 3.6).

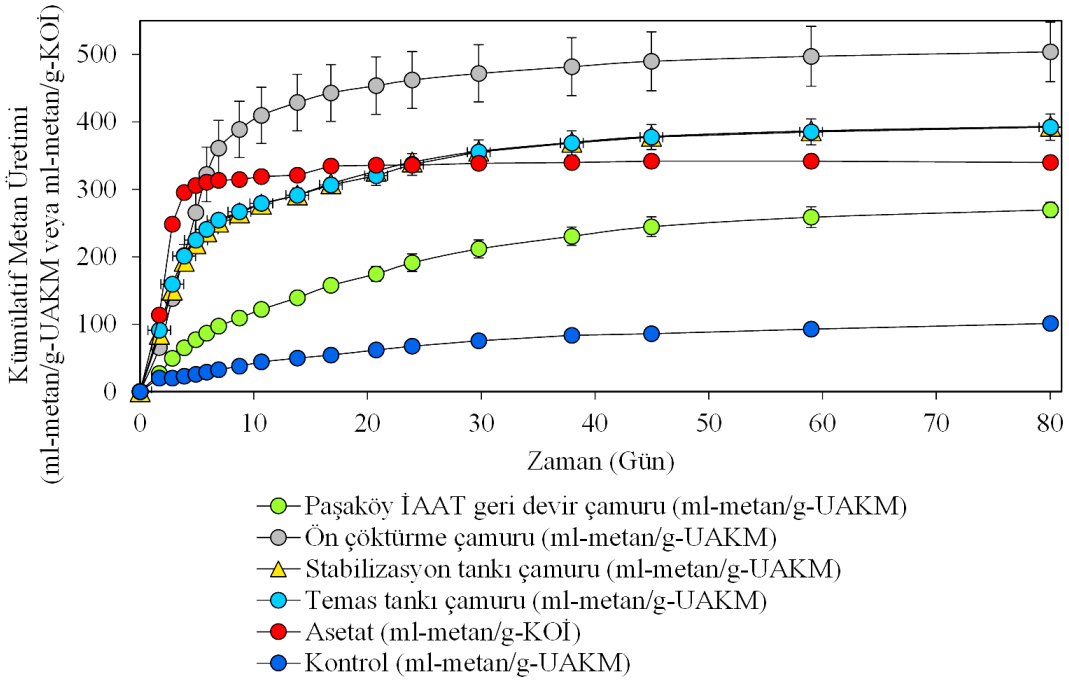
Hem ön çöktürme hem de son çöktürme işleminde temas tankı havalandırılmadığında ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılırken SRT'nin etkisi gözlenememiştir ($p>0,05$). Bunun sebebinin çalışmanın pilot ölçekte bir sistem olduğundan ve gerçek atıksu ile beslenmesinden kaynaklandığı düşünülmüştür. Haliyle pilot tesis kontrollü şartlar altında işletilmemiş ve giriş atıksu kompozisyonu, sıcaklık gibi birçok farklı değişkene maruz kalmıştır.

Stabilizasyon ve temas tanklarındaki EPS üretimlerinde SRT 2 günden 1 güne düştüğünde anlamlı bir fark olmamakla birlikte SRT 0,75 güne düştüğünde anlamlı bir fark gözlenmiştir ($p<0,05$). SRT 1 günden 0,75 güne düştüğünde stabilizasyon ve temas tanklarındaki EPS miktarlarında sırasıyla, %57 ve %51 artış görülmüştür (Tablo 3.9-Tablo 3.10). SRT 0,75 iken temas tankının havalandırılmadan işletilmesi ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılması durumları hem stabilizasyon hem de temas tankındaki EPS miktarlarında %10-25 arasında anlamlı bir düşüşe yol açmıştır ($p<0,05$).

3.7. FARKLI ATIK ÇAMURLARIN BİYOKİMYASAL METAN POTANSİYELLERİNİN BELİRLENMESİ

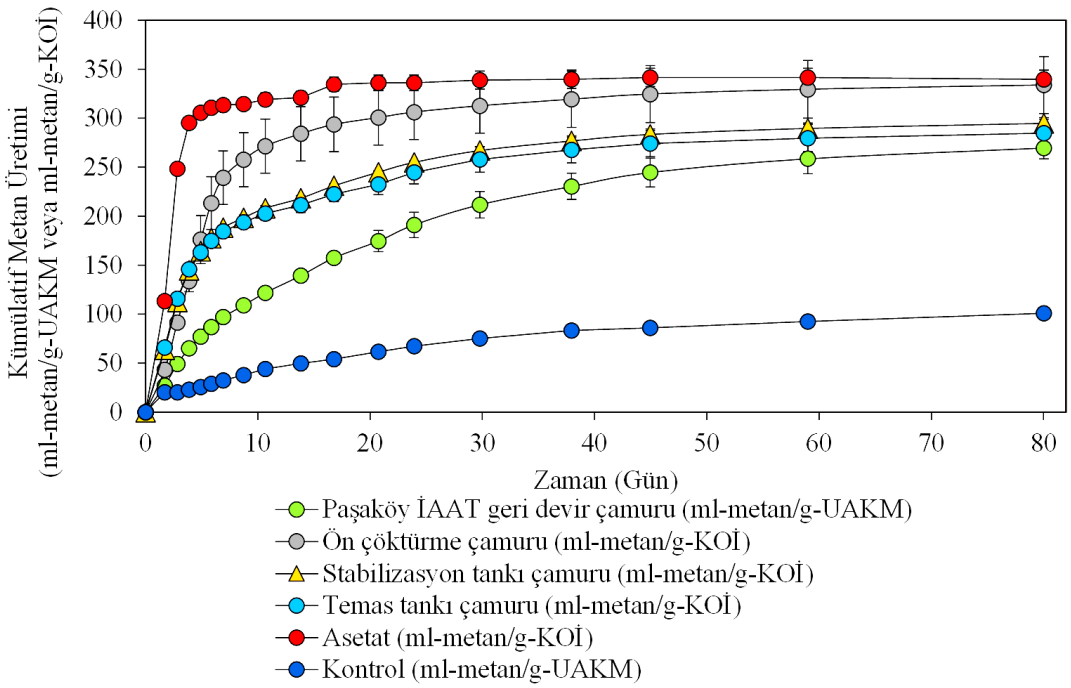
Tez çalışması kapsamında SRT'nin 2 gün olduğu 11'inci periyotta temas, stabilizasyon ve ön çöktürme tanklarının çamurlarından ve ilave olarak Paşaköy İBAAT'nin geri devir hattından alınan örnekle BMP testi yapılmıştır. Ayrıca kimyasal ilavesinin ön çöktürme çamurunun BMP verimine etkisini gözlemleyebilmek amacıyla tesisin atıksu debisinin yarıya düşürüldüğü Periyot-12 ve kimyasal ilaveli işletimin olduğu son dönemde ön çöktürme çamurundan alınan numunelerle de BMP testi yapılmıştır. Aşağıdaki şekilde SRT'nin 2 gün olduğu dönemde yapılan BMP testinin sonuçları görülmektedir (Şekil 3.53). Şekilden de görüldüğü üzere substrat olarak sadece asetat eklenen reaktörlerde üretilen metan miktarı 340±9 ml-metan/g-KOİ olmuştur. Bu değer, 35 °C'de teorik değer olan 395 ml-metan/g-KOİ değerine oldukça yakın olarak bulunmuştur. Böylece deneylerin güvenilirlikleri kanıtlanmış olmaktadır. Pilot tesisin ön çöktürme, stabilizasyon ve temas tanklarından alınan çamurların biyokimyasal metan potansiyelleri sırasıyla 504±44, 394±8, 392±20 ml-metan/g-UAKM olarak bulunmuştur. 9-15 gün SRT ile işletilen Paşaköy İBAAT'nin geri devir hattından alınan çamurun ise BMP'si 270±11 ml-metan/g-UAKM olarak hesaplanmıştır. Görüldüğü üzere aynı atıksuyun arıtıldığı

benzer tesislerde SRT 9-15 günden 2 güne düştüğünde BMP'nin %46'ya kadar arttığı gözlenmiştir.



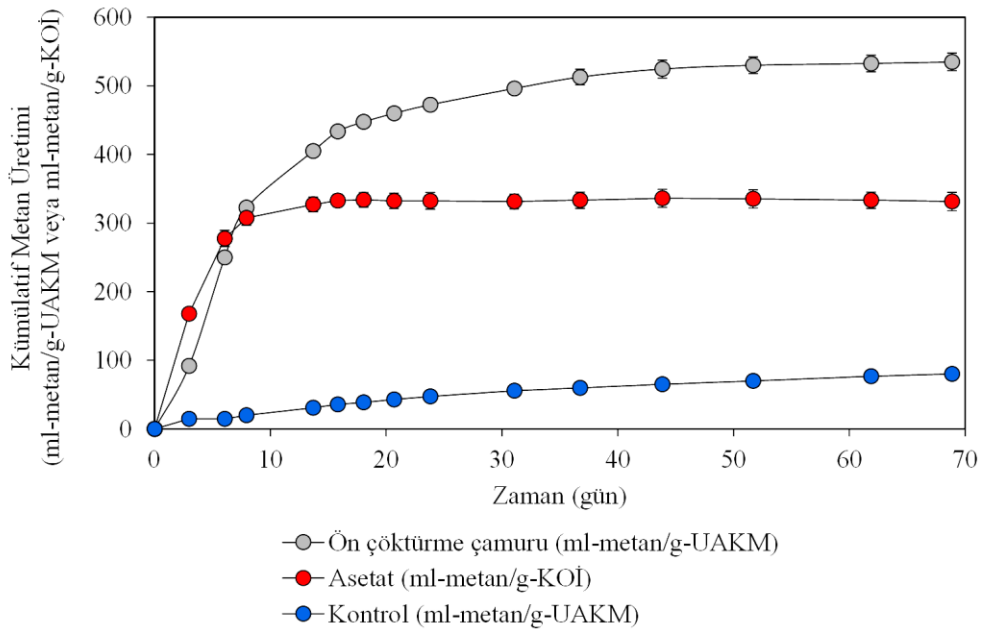
Şekil 3.52. SRT 2 gün çamurları ile ön çöktürme ve Paşaköy İBAAT çamurlarının BMP verimleri (ml-metan/g-UAKM)

Matematiksel hesaplamalar gerçekleştirilirken çamurların BMP verimlerini asetat ile kıyaslama ihtiyacı duyulmuştur. Bu nedenle aşağıdaki şekilde çamurların BMP verimlerinin ml-metan/g-KOİ cinsine dönüştürülmüş sonuçları verilmiştir (Şekil 3.53). Rutin analizler sırasında pilot tesisin ön çöktürme, stabilizasyon ve temas tanklarından ölçülmüş KOİ sonuçları mevcut olduğundan birim dönüştürmeleri yapılabilmiştir. Ancak Paşaköy İBAAT geri devir çamurundan deneyler sırasında KOİ ölçümü yapılmamıştı. Haliyle birim dönüştürülmüş grafikte Paşaköy İBAAT geri devir çamurunun BMP veriminin birimi yine ml-metan/g-UAKM olarak verilmiştir. Şekilden görüldüğü üzere pilot tesisin ön çöktürme, stabilizasyon ve temas tanklarından alınan çamurların biyokimyasal metan potansiyelleri sırasıyla 334±29, 295±6, 285±14 ml-metan/g-KOİ olarak hesaplanmıştır. Özellikle ön çöktürme çamurunun BMP verimi 340±9 ml-metan/g-KOİ olan asetatın BMP verimine oldukça yakın çıkmıştır.

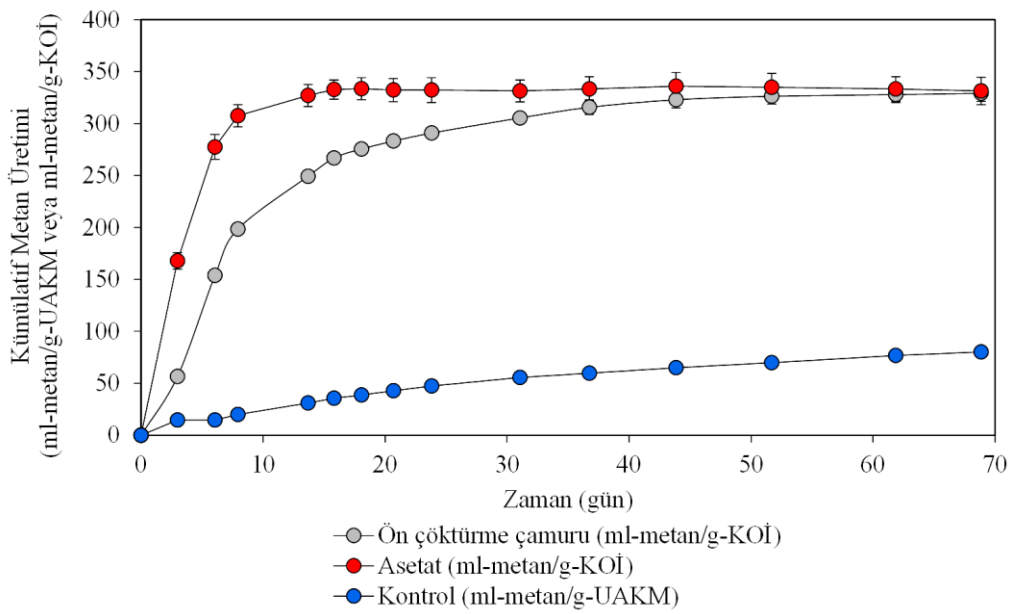


Şekil 3.53. SRT 2 gün çamurları ile ön çöktürme ve Paşaköy İBAAT çamurlarının BMP verimleri (ml-metan/g-KOİ)

Ön çöktürme tankına kimyasal ilavesinin ön çöktürme çamuru BMP verimine etkisini gözlemleyebilmek için kimyasal ilaveli işletim döneminde de test yapılmıştır. Ayrıca hem giriş atıksu debisinin 0,5 m^3/saate düşmesinin hem de farklı zamanda alınmış ön çöktürme çamurunun BMP verimine etkisini gözlemleyebilmek için periyot-12'de de BMP testleri yapılmıştır. Aşağıdaki şekillerde Periyot-12'deki ön çöktürme çamurunun ml-metan/g-UAKM ve ml-metan/g-KOİ cinslerinden BMP verimleri verilmiştir (Şekil 3.54 ve Şekil 3.55). Şekillerden görüldüğü üzere bu dönemde ön çöktürme çamurunun biyokimyasal metan potansiyeli 535±13 ml-metan/g-UAKM ve 329±8 ml-metan/g-KOİ olarak bulunmuştur. Yine kontrol ve tekrarlanabilirlik açısından bu dönemde asetatın BMP verimi ise 331±13 ml-metan/g-KOİ olarak hesaplanmıştır. Bir önceki dönemdeki sonuca oldukça yakın bir değer (340±9 ml-metan/g-KOİ) bulunmuştur.



Şekil 3.54. SRT 2 gün ve atıksu debisi 0,5 m^3/saat olduğunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-UAKM)

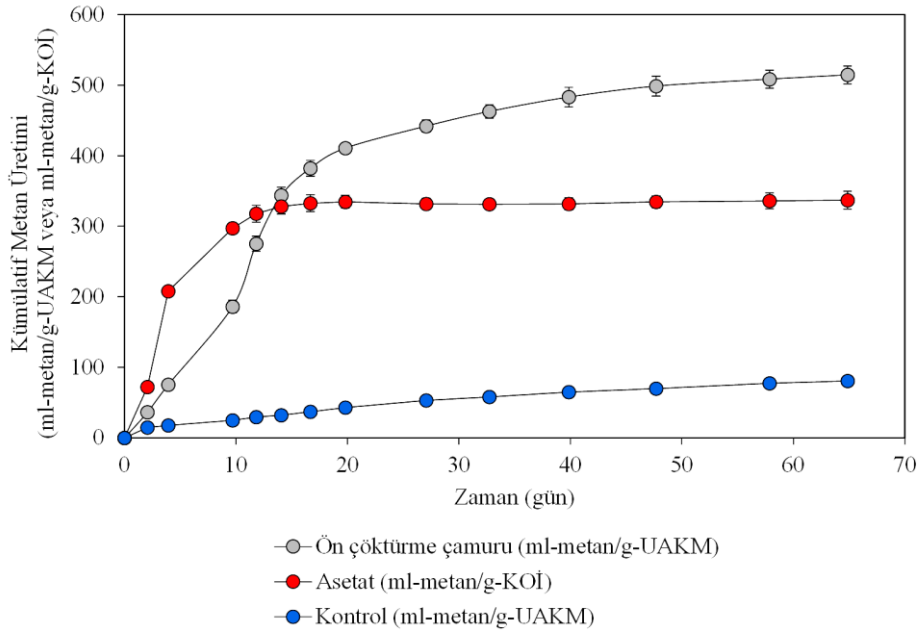


Şekil 3.55. SRT 2 gün ve atıksu debisi 0,5 m^3/saat olduğunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-KOİ)

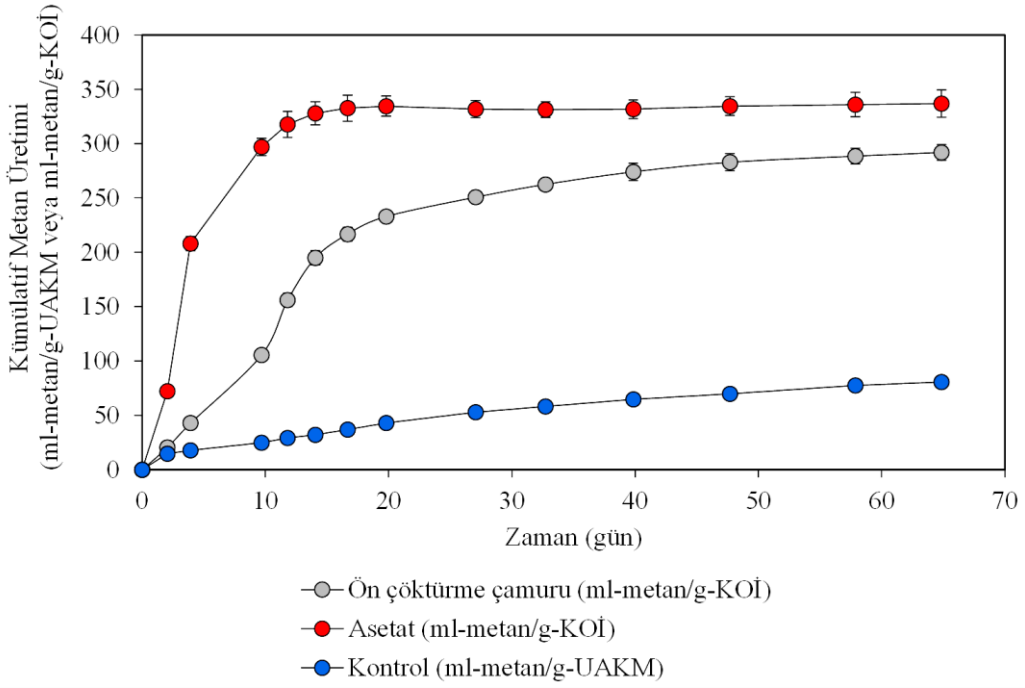
İki farklı zamanda ön çöktürme çamurlarının ortalama BMP verimi ile WAS (SRT 1,96 gün) çamurunun BMP verimleri sırasıyla 0,520 ve 0,394 m^3-metan/kg-UAKM olarak bulunmuştur. Başka bir çalışmada, BMP potansiyelleri, SRT 0,5 gün olan birincil ve A aşaması çamurunda sırasıyla 0,347 ve 0,335 m^3-metan/kg-UKM olarak bildirilmiştir (Abdelrahman vd., 2023). Önceki bir çalışmamızda da benzer olarak tekstil atıksuyunu

arıtan bir membran biyoreaktörden (MBR) elde edilen WAS'ın BMP verimi 0,324 m^3-metan/kg-UAKM olarak ölçülmüştür (Gocen vd., 2024). Bu çalışmalarda metan veriminin biraz daha düşük olması, biyolojik olarak daha az parçalanabilir partiküler KOİ gibi çamur kaynaklarındaki farklılıklardan ileri geliyor olabilir.

Aşağıdaki şekillerde ise kimyasal ilaveli işletim periyodunda ön çöktürme çamurunun ml-metan/g-UAKM ve ml-metan/g-KOİ cinslerinden BMP verimleri verilmiştir (Şekil 3.56 ve Şekil 3.57). Şekillerden görüldüğü üzere bu dönemde ise ön çöktürme çamurunun biyokimyasal metan potansiyeli 515±13 ml-metan/g-UAKM ve 292±7 ml-metan/g-KOİ olarak bulunmuştur. Yine kontrol ve tekrarlanabilirlik açısından bu dönemde asetatın BMP verimi ise 337±13 ml-metan/g-KOİ olarak hesaplanmıştır. Önceki dönemlerdeki sonuçlara oldukça yakın bir değer (340±9 ve 331±13 ml-metan/g-KOİ) bulunmuştur.

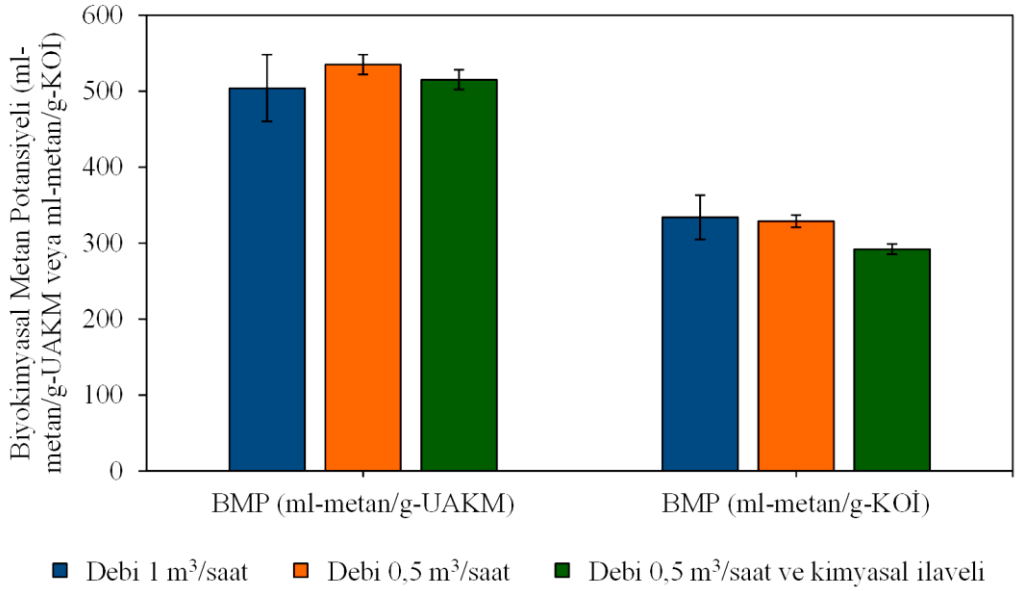


Şekil 3.56. Kimyasal ilaveli işletim periyodunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-UAKM)



Şekil 3.57. Kimyasal ilaveli işletim periyodunda ön çöktürme çamurunun BMP verimi (ml-metan/g-KOİ)

Kimyasal ilavesinin ön çöktürme çamurunun biyokimyasal metan potansiyeline etkisini karşılaştırabilmek adına hazırlanan grafik aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 3.58).



Şekil 3.58. Kimyasal ilaveli ve kimyasal ilavesiz ön çöktürme çamurlarının BMP verimlerinin karşılaştırılması

Şekilden de görüleceği üzere her üç dönemdeki çamurun g-UAKM başına metan üretim potansiyeli ortalama 518±16 ml-metan olarak bulunmuştur. Ancak çamurların içerdiği g-KOİ başına metan üretim potansiyellerinde ise kimyasal ilaveli dönemde fark

edilir şekilde düşüş gözlenmiştir. Öyle ki kimyasal ilavesi olmayan dönemde ortalama 331,5±4 ml-metan/g-KOİ olan biyokimyasal metan potansiyeli kimyasal ilaveli dönemde %12'lik düşüşle 292±7 ml-metan/g-KOİ'ye gerilemiştir. Bu da göstermektedir ki kimyasal ilavesi ile kimyasallarla kompleks oluşturmuş organik maddelerin hidroliz potansiyelleri azalmaktadır. Nitekim CEPT çamuru ve membran sistemiyle konsantre hale gerilmiş CEPT çamuruyla yapılan bir çalışmada yaklaşık iki kat konsantre hale getirilmiş çamurda biyokimyasal metan potansiyelinin 400'den 300 ml-metan/g-UKM'ye düştüğü belirtilmiştir (Zhou vd., 2025). Yine bir başka çalışmada ön çöktürme çamuru ile kimyasal ilaveli ön çöktürme çamurunun BMP verimleri sırasıyla 347 ve 245 ml-metan/g-UKM olarak verilmiştir (Abdelrahman vd., 2023). Aşağıdaki tabloda ön çöktürme çamurlarının biyokimyasal metan potansiyellerinin karşılaştırılması detaylı olarak verilmiştir (Tablo 3.16).

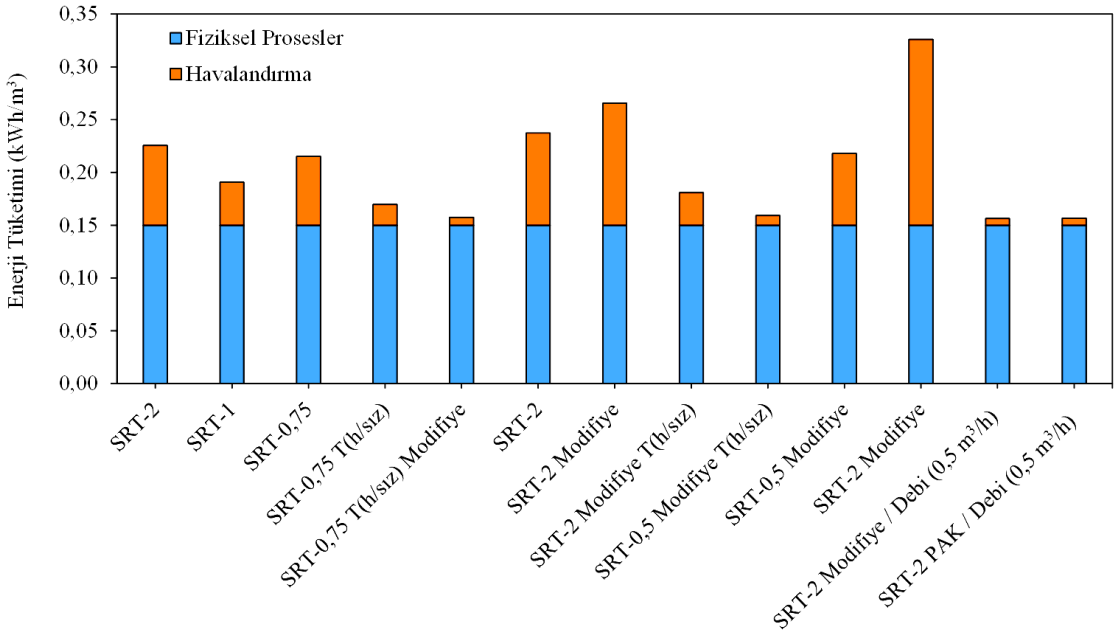
Tablo 3.16. Ön çöktürme çamurlarının biyokimyasal metan potansiyellerinin karşılaştırılması

Periyot	BMP (ml-metan/g-UAKM)	BMP (ml-metan/g-KOİ)
SRT 2 ve debi 1 m^3/saat	504 ± 44	334 ± 29
SRT 2 ve debi 0,5 m^3/saat	535 ± 13	329 ± 8
SRT 2, debi 0,5 m^3/saat ve kimyasal ilaveli	515 ± 13	292 ± 7

3.8. PİLOT TESİSTE ENERJİ DENGESİ

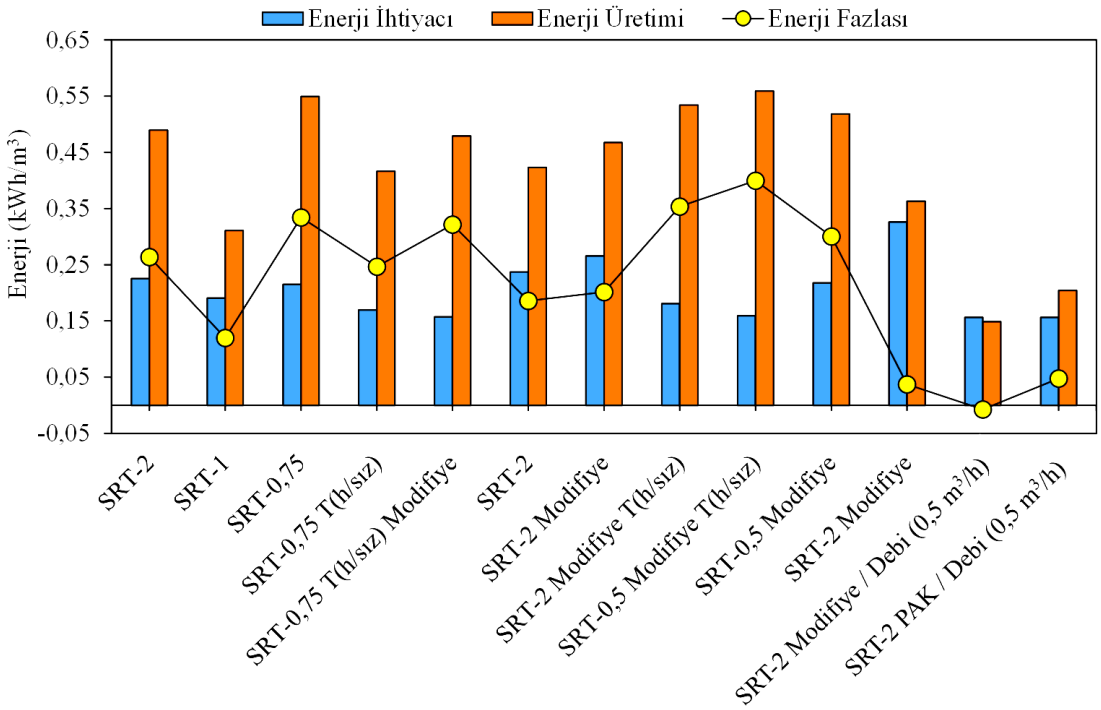
Enerji dengesi hesabında fiziksel arıtma süreçleri ve pompalama için enerji gereksinimlerinin tüm periyotlarda 0,15 kWh/m^3 olarak sabit kaldığı varsayılmıştır. Beklendiği gibi, havalandırma işlemi en enerji yoğun proses olmuştur ve atıksu debisinin 0,5 m^3/saat olduğu son iki periyot hariç temas tankının havalandırıldığı dönemlerde havalandırma için gereken enerji, toplam enerji tüketiminin ortalama %35,8±10,5'i olmuştur (Şekil 3.59). Temas tankının havalandırıldığı tüm periyotlar hesaba katıldığında bu değer %28,8±16,6 olarak hesaplanmıştır. Havalandırma için enerji gereksinimi, temas

tankı havalandırıldığında 0,071±0,053 kWh/m^3 iken, temas tankı havalandırılmadan çalıştırıldığı durumlarda 0,017±0,011 kWh/m^{3}e düşmüştür (Tablo 3.17).



Şekil 3.59. Pilot tesiste enerji tüketiminin dağılımı

Her bir dönemde toplam enerji tüketimi, üretimi ve aradaki farkı aşağıdaki şekilde gösterilmiştir (Şekil 3.60). Temas tankının havalandırıldığı dönemlerde enerji tüketimi ortalama 0,22±0,05 kWh/m^3 olarak minimum düzeyde değişiklik göstermiştir. Ancak, temas tankının havalandırılmadığı dönemlerde enerji tüketimi önemli ölçüde düşerek 0,17±0,01 kWh/m^3 olarak hesaplanmıştır. Bu çıkarım, havalandırmanın enerji tüketiminde önemli bir süreç olduğunu ve temas tankının havalandırılmadan işletilmesinin enerji gereksinimini önemli ölçüde azalttığını göstermektedir. Ancak, bu maliyet tasarrufu önlemi, atıksu kalitesinden ödün verilmesini gerektirmektedir. Bu da optimum çalışma koşullarını belirlerken enerji tüketimi ile atıksu kalitesi arasında bir denge kurulması gerektiğini vurgulamaktadır.



Şekil 3.60. Pilot tesiste enerji dengesi profili

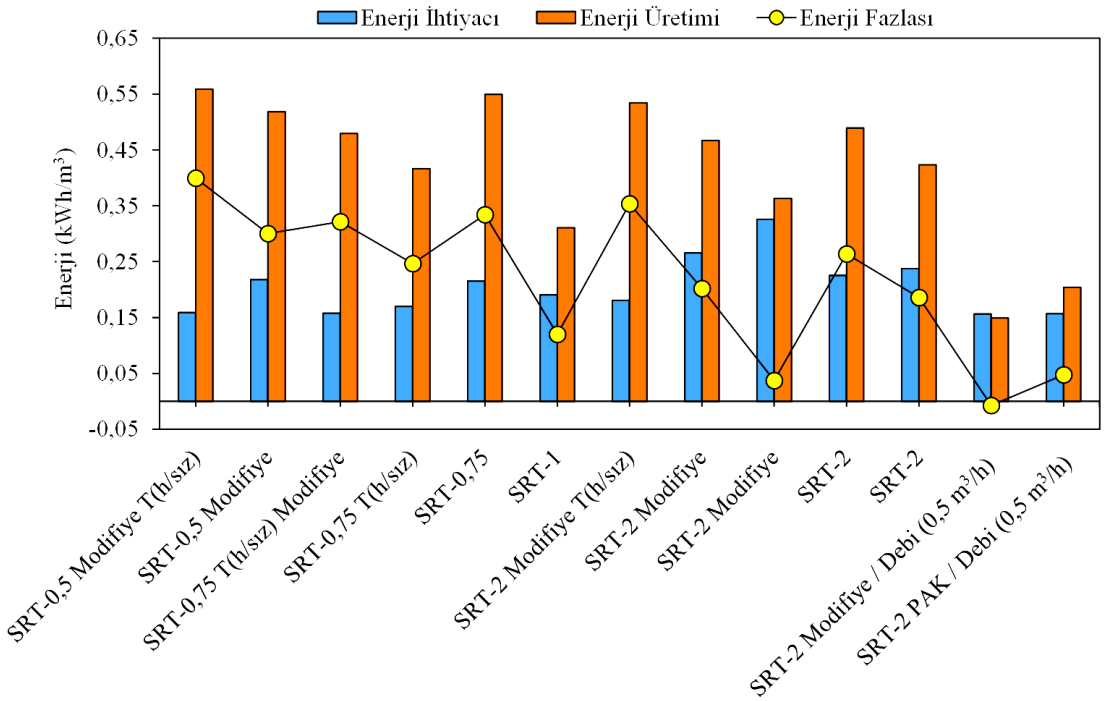
Çökeltme işlemleri sırasında oluşan birincil ve ikincil çamurların stabilize edilmesi ve prosesin enerji nötrlüğünün sağlanması için biyogaz üretimi amacıyla çürütülmesi gerekmektedir. Tez çalışması kapsamında yapılan BMP testlerinden elde edilen verilere göre, WAS'tan elde edilen enerji üretim potansiyeli 0,14 ila 0,38 kWh/m^3 arasında değişmekte olup, 0,5-1,13 kWh/m^3 olan ön çöktürme çamurunun enerji içeriğinden önemli ölçüde düşüktür (Tablo 3.17). Bu fark, atıksudaki yüksek partiküler KOİ fraksiyonundan (%74) ve WAS'a kıyasla ön çöktürme çamurunun daha yüksek biyolojik bozunabilirliğinden kaynaklanmaktadır.

Aşağıdaki tabloda pilot tesisteki enerji üretim potansiyelini yansıtan WAS ve PS çamurlarının metan enerji içerikleri ile enerji tüketim ve üretimi potansiyelleri verilmiştir (Tablo 3.17). Tablodan görüldüğü üzere 12'nci periyot hariç tüm periyotlarda net enerji, pozitif olarak hesaplanmıştır. Bu da tesisin harici enerji girişi olmadan çalıştırılabileceğini göstermektedir. Net enerji potansiyelleri, aşağıdaki tabloda verilmekle birlikte -0,01 ile 0,4 kWh/m^3 arasında değişmektedir (Tablo 3.17).

Tablo 3.17. Pilot tesiste enerji üretim potansiyeli

	SRT-2	SRT-1	SRT-0,75	SRT-0,75 T(h/sız)	SRT-0,75 T(h/sız) Modifiye	SRT-2	SRT-2 Modifiye	SRT-2 Modifiye T(h/sız)	SRT-0,5 Modifiye T(h/sız)	SRT-0,5 Modifiye	SRT-2 Modifiye	SRT-2 Modifiye / Debi (0,5 m^3/saat)	SRT-2 PAK / Debi (0,5 m^3/saat)
Gerçek SRT (gün)	1,96	0,94	0,88	0,63	0,78	2,1	2,33	2,22	0,54	0,54	1,68	2,74	2,15
Q (m^3/saat)	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	12	12
$KOİ_{oksidasyon}$ (%)	16,9	14,6	19,9	10,7	4,7	19	27,2	11,2	7,8	24,1	44,7	7,2	9,3
$KOİ_{WAS}$ (%)	20,9	18,2	17,7	22,8	14,5	22,1	15,7	14	18	16,2	20,5	15,6	14,8
$KOİ_{PS}$ (%)	41,9	48,5	45,4	34	55,5	40,4	33,2	48,4	45,6	44	0	60,4	67,4
WAS Metan Enerji İçeriği (kWh/m^3-atıksu)	0,25	0,24	0,38	0,33	0,20	0,30	0,38	0,26	0,20	0,30	0,14	0,14	0,20
PS Çamuru Metan Enerji İçeriği (kWh/m^3-atıksu)	0,91	0,50	0,93	0,66	0,94	0,71	0,73	1,02	1,13	0,93	0,72	0,57	0,77
Havalandırma Enerji İhtiyacı (kWh/m^3-atıksu)	0,075	0,041	0,065	0,020	0,008	0,087	0,116	0,031	0,009	0,068	0,176	0,007	0,007
Toplam Enerji İhtiyacı (kWh/m^3-atıksu)	0,23	0,19	0,22	0,17	0,16	0,24	0,27	0,18	0,16	0,22	0,33	0,16	0,16
Elektrik Enerjisi Üretimi (kWh/m^3-atıksu)	0,49	0,31	0,55	0,42	0,48	0,42	0,47	0,53	0,56	0,52	0,36	0,15	0,20
Net Enerji Eldesi (kWh/m^3-atıksu)	0,26	0,12	0,33	0,25	0,32	0,19	0,20	0,35	0,40	0,30	0,04	-0,01	0,05

SRT'nin ve çalışılan diğer koşullar olan temas tankının havalandırılması ve ön çöktürme tankına çamur geri devrinin, net enerji kazanımına etkisini görebilmek amacıyla enerji dengesi grafiği aşağıdaki şekildeki gibi sıralanmıştır (Şekil 3.61). Şekilden de görüldüğü üzere SRT 2 günden 0,5 güne düştükçe net enerji kazanımının artış trendinde olduğu rahatlıkla söylenebilir. SRT'nin 1 gün olduğu (Periyot 2) ve SRT'nin 2 gün olduğu ikinci modifiye (Periyot 11) dönemde enerji kazancının daha düşük olması, SRT'nin kendisinden ziyade birincil çökeltmenin performansının düşmesinden veya partiküler organik maddelerin çökelme kabiliyetinin düşük olmasından kaynaklanıyor olabilir.



Şekil 3.61. Sıralı SRT durumunda pilot tesiste enerji dengesi profili

Sonuçlar, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devirli modifiye YHTS prosesinin test edilen koşullarında yaklaşık 0,4 kWh/m^{3}e kadar net enerji üretim potansiyeli ile enerji pozitif çalışmayı başarabildiğini göstermiştir (Şekil 3.60 ve Şekil 3.61). Optimum çalışma koşulları, net enerji üretimi ile atıksu kalitesi arasında denge kurularak belirlenebilir. İncelenen koşullar altında, 125 mg/l'den az çıkış toplam KOİ ile 0,3 kWh/m^3 net enerji kazancı olan 0,5 günlük SRT'de temas tankının havalandırılması ve ön çöktürme tankına

aktif çamur geri devrinin yapılması (Periyot 10), optimum koşul olarak önerilmektedir (Tablo 3.6 ve Tablo 3.17).

BÖLÜM 4. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tez çalışması kapsamında ön çöktürme tankına aktif çamur geri devirli yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinin pilot ölçekte performansı araştırılmıştır. Pilot ölçekli tesis, Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nde kurulmuş olup proses giriş suyu olarak arıtma tesisinin kum tutucu çıkış suyu kullanılmıştır. Çalışmada atıksuyun içinde mevcut bulunan organik kirleticilerin oksidasyonu yerine biyoflokülasyon ve biyosorpsiyon mekanizmaları ile yakalanıp çamur fazında konsantre edilebilirliğine yoğunlaşılmıştır. Bu sayede tesisin tükettiğinden daha çok enerji üretebileceği bir potansiyel bulunduran birincil ve ikincil çamurların çürütülmesi neticesinde elde edilecek biyogazın üretim potansiyeli araştırılmıştır. Çamur yaşının (SRT), temas tankının havalandırılma durumunun, ön çöktürme tankına aktif çamur geri devrinin ve farklı mevsimsel şartların proses arıtım performansına ve enerji dengesine etkisi detaylı olarak incelenmiştir. Ayrıca tez çalışması sürecinde farklı dönemlerde Paşaköy İBAAT'nin kum tutucu çıkışında atıksu karakterizasyonu yapılmıştır. Tez çalışması sayesinde YHTS prosesi pilot ölçekli bir tesiste 0,5-2 gün arasında değişen SRT'lerde 800 gün boyunca 0,5-1 m^3/saat giriş atıksu debisinde sürekli olarak işletilerek test edilmiştir.

Son aşamada kimyasal ilaveli ön çöktürme prosesine alternatif olarak geliştirilen aktif çamur geri devirli prosesin performansının kimyasal ilaveli olarak işletildiği durumdaki performansıyla karşılaştırılmasının yapılması amacıyla son periyotta, ek olarak pilot tesis kimyasal ilaveli olarak çalıştırılarak test edilmiştir. Bu testin son periyotta yapılmasının amacı, başta yapıldığında tesise kimyasal madde girmesinden dolayı sonraki işletim şartlarının etkilenmesinin önüne geçmektir. Ayrıca kimyasal ilaveli işletimden önce kimyasal ilavesinin aynı atıksudaki çökelme etkisinin incelenebilmesi ve kimyasal seçimi için laboratuvarda bir dizi jar testler gerçekleştirilmiştir.

Paşaköy İBAAT kum tutucu çıkışında her mevsimi temsil edecek şekilde yapılan KOİ fraksiyon çalışmaları neticesinde toplam KOİ'nin 251 ile 726 mg/l arasında değiştiği ve ortalama 507±150 mg-KOİ/l olduğu tespit edilmiştir. Partiküler KOİ ortalama 374±110 mg/l olmak üzere, partiküler KOİ'nin toplam KOİ'deki oranı %65 ve %84 arasında değişmiş ve ortalama %74 olarak hesaplanmıştır. Aynı şekilde koloidal KOİ ortalama 11±8 mg/l ve koloidal KOİ'nin toplam KOİ'deki oranı sıfırdan %4'e kadar değişmekle birlikte %2 olarak bulunmuştur. Çözünmüş KOİ'nin miktarının ise ortalama 124±39 mg/l ve toplam KOİ'deki oranının da %20 ile %33 arasında değiştiği ve ortalama %24 olduğu hesaplanmıştır. Gelen atıksu kompozisyonu, mevsimsel şartlar ve hava koşullarına bağlı olarak değişmekle birlikte KOİ fraksiyonunun benzer dağılım gösterdiği görülmüştür.

Unutulmamalıdır ki KOİ fraksiyon çalışması belirli günlerde hem partiküler hem koloidal hem de çözünmüş KOİ'nin ölçülebilmesi için özel olarak yapılmıştır. Tahmin edilebileceği üzere 800 gün sürekli olarak işletilen tesiste 230 gibi yüksek bir sayıda günlük KOİ analizi yapılmış ve bu hem maliyet açısından hem de iş yükü açısından zorlayıcı bir süreç olacağından koloidal KOİ sürekli işletim periyodunda ölçülmemiştir. Sürekli işletim periyotlarında yapılan diğer tüm KOİ analizleri de dikkate alındığında pilot tesise giren toplam KOİ'nin ortalama 594±225 mg/l olduğunu ve ekstrem şartlarla birlikte 183 ile 1505 mg-KOİ/l arasında değiştiğini söyleyebiliriz. Girişteki partiküler ve çözünmüş KOİ'ler ise sırasıyla ortalama 436±187 ve 157±58 mg/l olarak hesaplanmıştır.

Yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinin kütle dengesine tüm şartlar için bakıldığında çıkıştaki KOİ miktarları %15,6 ile %36 arasında değişmekle birlikte ortalama %23,3±6,6 olarak hesaplanmıştır. Birincil ve ikincil çamurların kütle dengesindeki oranları ise sırasıyla ortalama %41,3±15,5 ve %18±3 olarak gerçekleşmiştir. Tüm şartlardaki oksidasyon oranları %4,7 ile %44,7 arasında değişmiş olup ortalama %17,3±11 olmuştur. Beklendiği gibi en düşük oksidasyon değerleri temas tankının havalandırılmadığı

dönemlerde olmuş ve %4,7 ile %11,2 arasında değişiklik göstermiştir. SRT'nin 0,75 gün olduğu, temas tankının havalandırılmadan işletildiği ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapıldığı dönemde (Periyot 5) oksidasyon oranı %4,7 olmuştur. Bu dönem aynı zamanda ön çöktürme gideriminin %53 toplam KOİ giderimiyle en verimli olduğu dönemlerden biri olmuştur. Çamur yaşındaki düşüşle birlikte doğrusal olmasa da oksidasyon miktarlarında da düşüş gözlenmiştir. Ancak bazı dönemlerde tam tersi durum yaşanmıştır. Örneğin SRT'nin 0,54 gün olduğu ve ön çöktürme tankına çamur geri devri yapıldığı dönemde (Periyot 10) %24,1 oksidasyon verimi gözlenmiştir.

Sürekli işletimde periyotların ortalamaları baz alındığında, kimyasal ilaveli işletimin olduğu son periyot hariç, ön çöktürme tankının ortalama toplam KOİ giderim performansı %37 ile %57 arasında değişmiştir. Bununla birlikte ön çöktürme tankı giderim performansının en yüksek olduğu dönem, SRT'nin 0,5 gün, ön çöktürme tankına çamur geri devri yapılan ve temas tankının havalandırılmadığı dönem (Periyot 9) olmuştur. Ön çöktürme tankının son periyot hariç, periyotlar bazında ortalama partiküler KOİ giderim verimleri de %45 ve %69 arasında değişmiş olup en yüksek verim yine aynı dönemde (Periyot 9) elde edilmiştir. YHTS prosesinin toplam performansına son çöktürme tankının çıkışında bakıldığında ise periyotlar bazında ortalama toplam KOİ giderim performansı %62 ile %85 arasında değişmiş ve en yüksek giderim verimi SRT'nin 0,75 gün olduğu, temas tankının havalandırıldığı ve ön çöktürme tankına çamur geri devrinin yapılmadığı dönemde (Periyot 3) elde edilmiştir. En yüksek ortalama partiküler KOİ giderim verimi de yine aynı dönemde (Periyot 3) elde edilmiş olup, ortalama partiküler KOİ giderim verimleri %70 ile %91 arasında değişmiştir. En yüksek toplam KOİ giderim veriminin elde edildiği ikinci dönem ise %81 giderim verimiyle SRT'nin 0,5 gün olduğu, ön çöktürme tankına çamur geri devrinin yapıldığı ve temas tankının havalandırıldığı dönem (Periyot 10) olmuştur.

Pilot tesisin genel performansı değerlendirildiğinde çıkışta ortalama %76 giderim verimiyle toplam KOİ 141±94 mg/l olarak ölçülmüştür. Ön çöktürme tankının çıkışında ise partiküler KOİ 181±67 mg/l olarak hesaplanmış olup ön çöktürme tankında partiküler KOİ giderimi %55 olarak bulunmuştur. Temas tankının havalandırıldığı dönemlerde (Periyot 1-3, 6-7, 10-12) SRT'den bağımsız olarak çıkış KOİ değerleri (79-124 mg-KOİ/l) deşarj limitlerinin altında kalarak etkili bir arıtım performansı sergilenmiştir. Ancak temas tankı havalandırılmadığında (Periyot 4-5, 8-9) çıkış KOİ değerlerinin 125 mg/l olan deşarj limitini aştığı ve 181-209 mg/l arasında değiştiği görülmüştür. Dolayısıyla temas tankı havalandırılmadığında girişteki organik maddenin önemli bir kısmı (%26-32) atıksuda kalmakta olup deşarj limitlerinin sağlanabilmesi için temas tankının havalandırılarak işletilmesi gerektiği söylenebilir.

Temas tankındaki biyosorpsiyon kapasitesini belirleyebilmek için farklı SRT değerlerinde alınan çamur örnekleriyle yapılan respirometrik analizler sonucunda temas tankı çamurunun biyosorpsiyon kapasiteleri SRT 0,5 ve 2 gün olduğunda sırasıyla 152 ve 134,5 mg-O_2/g-UAKM olarak bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar SRT düştükçe biyosorpsiyon kapasitelerinin arttığını göstermektedir. Bu sayede çamur yaşı düştüğünde organik maddelerin oksitlenmeden aktif biyokütle tarafından biyosorbe edilme potansiyeli artmakta ve böylelikle enerji içeriği yüksek atık çamur elde edilebilmektedir.

Paşaköy İBAAT'nin kum tutucu çıkışından alınan atıksu numunesine farklı konsantrasyonlarda kimyasal ilave edilerek çökelme deneyleri gerçekleştirilmiş olup PAK ilavesiz atıksu ile 25 ve 100 mg/l PAK ilave edilen atıksularda çökelme neticesinde toplam KOİ giderim verimleri sırasıyla %41, %60 ve %69 olarak bulunmuştur. Sonuç olarak 25 mg/l PAK ilavesinin, ilave edilmediği duruma göre toplam KOİ giderimini %46,7 oranında artırdığı söylenebilmektedir. Aynı şekilde anyonik ve katyonik polimer ilaveli çökelme deneyleri de yapılmış olup, polimerlerin yapısı gereği suyun vizkozitesi artmış ve beher

cidarlarında kirlilik birikmeleri görülmüştür. Bu durumun pilot tesis işletiminde sorunlara yol açmaması için bu polimerlerin pilot tesisin sürekli işletiminin son periyodunda kullanılmasından kaçınılarak, son periyotta tesise giren atıksuya 25 mg/l PAK ilave edilerek ön çöktürme tankı ve pilot tesisin genel performansı izlenmiştir. Kimyasal ilaveli sürekli işletimde ön çöktürme tankının partiküler KOİ giderim verimi kimyasal ilavesiz dönemdeki en yüksek değer olan %69'dan %79'a yükselmiştir. Aynı şekilde tesisin tümüne bakıldığında partiküler KOİ giderim verimi en yüksek değer olan %91'den %97'ye yükselmiştir. Bu dönemde tesis çıkışında ölçülen toplam KOİ miktarı ise ortalama 41 mg/l olmakla birlikte kimyasal ilavesiz dönemde elde edilen en düşük ortalama değer 79 mg/l olarak gözlenmiştir.

Tez çalışması kapsamında pilot tesisin çeşitli çamurlarının ve Paşaköy İBAAT'nin geri devir hattından alınan çamurların biyokimyasal metan potansiyelleri ölçülmüştür. SRT 2 gün iken pilot tesisin stabilizasyon ve temas tanklarından alınan çamurların BMP verimleri sırasıyla 394±8 ve 392±20 ml-metan/g-UAKM olarak bulunmuştur. 9-15 gün SRT ile işletilen Paşaköy İBAAT'nin geri devir hattından alınan çamurun ise BMP'si 270±11 ml-metan/g-UAKM olarak hesaplanmıştır. Görüldüğü üzere aynı atıksuyun arıtıldığı benzer tesislerde SRT 9-15 günden 2 güne düştüğünde BMP'nin %46'ya kadar arttığı gözlenmiştir. Yine aynı şekilde 3 farklı dönemde ön çöktürme çamurunun da BMP verimi ölçülmüş olup ortalama 518±16 ml-metan/g-UAKM bulunmuştur. Ancak kimyasal ilavesi olmadan işletilen dönemlerde ön çöktürme çamurunun ortalama BMP verimi 331,5±4 ml-metan/g-KOİ iken pilot tesis kimyasal ilaveli olarak işletildiği dönemde BMP verimi %12 gerileyerek 292±7 ml-metan/g-KOİ değerine düşmüştür. Bu da göstermektedir ki kimyasal ilavesi neticesinde kimyasallarla kompleks oluşturmuş organik maddelerin hidroliz potansiyelleri azalmaktadır.

Biyokimyasal metan potansiyeli analizlerinden de elde edilen veriler ışığında YHTS prosesinin net enerji dengesi 12'nci periyot hariç tüm dönemlerde enerji pozitif olarak hesaplanmıştır. Ancak 12'nci periyotta da pozitif olmasa da enerji nötr bir işletim elde edilebilmiştir (-0,01 kWh/m^3). Net enerji kazanımları 12'nci periyot hariç 0,06 ile 0,4 kWh/m^3 arasında değişmekle birlikte en yüksek enerji geri kazanımı sağlanan dönem SRT'nin 0,5 gün olduğu, ön çöktürme tankına çamur geri devrinin yapıldığı ve temas tankının havalandırılmadan işletildiği dönem (Periyot 9) olmuştur.

Sonuç olarak ön çöktürme tankına aktif çamur geri devri yapılan yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinin karbon giderim ve enerji geri kazanım potansiyelinin araştırıldığı bu tez çalışması kapsamında elde edilen veriler ışığında önerilen prosesin enerji pozitif bir atıksu arıtımında umut vadettiği rahatlıkla söylenebilir. Optimum koşul olarak 0,3 kWh/m^3 net enerji eldesi potansiyeli ve 125 mg-KOİ/l'nin altında çıkış suyu kalitesiyle temas ve stabilizasyon ünitelerinin 0,5 günlük çamur yaşında aerobik işletilmesi ve ön çöktürme tankına aktif çamur geri devredilmesi önerilmektedir. Küresel enerji arzında yaşanan krizler göz önüne alındığında enerji maliyetlerinin hatırı sayılır derecede azaltılabileceği öngörüldüğünden, hali hazırda işletilen atıksu arıtma tesislerinde yapılacak küçük modifikasyonlar sayesinde, yüksek hızlı temas stabilizasyon prosesinin entegre edilmesi önerilmektedir. Bununla birlikte tesis çıkış sularında bulunan AKM konsantrasyonlarının kum filtrasyonu gibi ilave yöntemlerle giderilerek klorla veya UV dezenfeksiyon uygulaması neticesinde arıtılmış suların sulamada rahatlıkla kullanılabileceği söylenebilir. Elde edilen veriler bağlamında tez çalışmasının mevcut literatüre önemli ve olumlu katkıları olacağı düşünülmektedir.

KAYNAKÇA

Abdelrahman, A. M., Kosar, S., Gulhan, H., Cicekalan, B., Ucas, G., Atli, E., Guven, H., Ozgun, H., Ozturk, I., Koyuncu, I., van Lier, J. B., Volcke, E. I. P., & Ersahin, M. E. (2023). Impact of primary treatment methods on sludge characteristics and digestibility, and wastewater treatment plant-wide economics. *Water Research*, *235*, 119920. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2023.119920

Ahmed, S. F., Mofijur, M., Parisa, T. A., Islam, N., Kusumo, F., Inayat, A., Le, V. G., Badruddin, I. A., Khan, T. M. Y., & Ong, H. C. (2022). Progress and challenges of contaminate removal from wastewater using microalgae biomass. *Chemosphere*, *286*, 131656. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131656

Akanyeti, I., Temmink, H., Remy, M., & Zwijnenburg, A. (2010). Feasibility of bioflocculation in a high-loaded membrane bioreactor for improved energy recovery from sewage. *Water Science and Technology*, *61*(6), 1433-1439. https://doi.org/10.2166/wst.2010.032

Algaba, E., Márquez, G., Martínez-Lozano, J., & Sánchez-Soriano, J. (2023). A novel methodology for public management of annual greenhouse gas emissions in the European Union. *Socio-Economic Planning Sciences*, *89*, 101697. https://doi.org/10.1016/J.SEPS.2023.101697

Ali, N. S. A., Muda, K., Mohd Amin, M. F., Najib, M. Z. M., Ezechi, E. H., & Darwish, M. S. J. (2021). Initialization, enhancement and mechanisms of aerobic granulation in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, *260*, 118220. https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2020.118220

Allen, R. M., & Bennetto, H. P. (1993). Microbial fuel-cells: electricity production from carbohydrates. *Applied biochemistry and biotechnology*, *39*(1), 27-40.

Al-Sammarraee, M., Chan, A., Salim, S. M., & Mahabaleswar, U. S. (2009). Large-eddy simulations of particle sedimentation in a longitudinal sedimentation basin of a water treatment plant. Part I: Particle settling performance. *Chemical Engineering Journal*, *152*(2-3), 307-314. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2009.04.062

Altmann, J., Rehfeld, D., Träder, K., Sperlich, A., & Jekel, M. (2016). Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal. *Water Research*, *92*, 131-139. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.01.051

APHA. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Içinde E. W. Rice, R. B. Baird, & A. D. Eaton (Ed.), *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA* (23rd.). American Water Works Association (AWWA, WEF and APHA).

Araneda, M., Pavez, J., Luza, B., & Jeison, D. (2017). Use of activated sludge biomass as an agent for advanced primary separation. *Journal of Environmental Management*, *192*, 156-162. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.030

Aresta, M., Dibenedetto, A., & Barberio, G. (2005). Utilization of macro-algae for enhanced CO2 fixation and biofuels production: Development of a computing software for an LCA study. *Fuel Processing Technology*, *86*(14-15), 1679-1693. https://doi.org/10.1016/J.FUPROC.2005.01.016

Boiocchi, R., Mainardis, M., Rada, E. C., Ragazzi, M., & Salvati, S. C. (2023). Carbon Footprint and Energy Recovery Potential of Primary Wastewater Treatment in Decentralized Areas: A Critical Review on Septic and Imhoff Tanks. Içinde *Energies* (C. 16, Sayı 24). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). https://doi.org/10.3390/en16247938

Bradford, M. M. (1976). A Rapid and Sensitive Method for the Quantitation of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein-Dye Binding. *Analytical Chemistry*, *72*, 248-254. https://doi.org/10.1016/j.sbi.2014.10.005

Burton, F. L., & Stern, F. (1993). *Water and wastewater industries: Characteristics and DSM opportunities*. Electric Power Research Inst., Palo Alto, CA (United States); Burton ….

Buswell, A. M., & Long, H. L. (1923). Microbiology and Theory of Activated Sludge. *Journal AWWA*, *10*(2), 309-321. https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1923.tb14184.x

Cabirol, N., Barragán, E. J., Durán, A., & Noyola, A. (2003). Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhanced primary treatment. *Water Science and Technology*, *48*(6), 235-240.

Cao, B., Zhang, W., Wang, Q., Huang, Y., Meng, C., & Wang, D. (2016). Wastewater sludge dewaterability enhancement using hydroxyl aluminum conditioning: Role of aluminum speciation. *Water Research*, *105*, 615-624. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.09.016

Carrera, J., Carbó, O., Doñate, S., Suárez-Ojeda, M. E., & Pérez, J. (2022). Increasing the energy production in an urban wastewater treatment plant using a high-rate activated sludge: Pilot plant demonstration and energy balance. *Journal of Cleaner Production*, *354*(March). https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131734

Chero, E., Torabi, M., Zahabi, H., Ghafoorisadatieh, A., & Bina, K. (2019). Numerical analysis of the circular settling tank. *Drinking Water Engineering and Science*, *12*(2), 39-44. https://doi.org/10.5194/dwes-12-39-2019

Cusick, R. D., Bryan, B., Parker, D. S., Merrill, M. D., Mehanna, M., Kiely, P. D., Liu, G., & Logan, B. E. (2011). Performance of a pilot-scale continuous flow microbial electrolysis cell fed winery wastewater. *Applied microbiology and biotechnology*, *89*(6), 2053-2063.

De Graaff, M. S., Van Den Brand, T. P. H., Roest, K., Zandvoort, M. H., Duin, O., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2016). Full-Scale Highly-Loaded Wastewater Treatment Processes (A-Stage) to Increase Energy Production from Wastewater: Performance and Design Guidelines. *Environmental Engineering Science*, *33*(8), 571-577. https://doi.org/10.1089/ees.2016.0022

Demir, E. K., Sancar, D., Calli, B., Semerci, N., & Sahinkaya, E. (2025). A pilot scale high-rate contact stabilization process with primary sedimentation for energy-neutral wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, *201*, 107625. https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2025.107625

Diamantis, V., Eftaxias, A., Bundervoet, B., & Verstraete, W. (2014). Performance of the biosorptive activated sludge (BAS) as pre-treatment to UF for decentralized wastewater reuse. *Bioresource Technology*, *156*, 314-321. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.061

Ditzig, J., Liu, H., & Logan, B. E. (2007). Production of hydrogen from domestic wastewater using a bioelectrochemically assisted microbial reactor (BEAMR). *International Journal of Hydrogen Energy*, *32*(13), 2296-2304.

Dolejs, P., Gotvald, R., Velazquez, A. M. L., Hejnic, J., Jenicek, P., & Bartacek, J. (2016). Contact Stabilization with Enhanced Accumulation Process for Energy Recovery from Sewage. *Environmental Engineering Science*, *33*(11), 873-881. https://doi.org/10.1089/ees.2016.0155

Dolejš, P., Varga, Z., Luza, B., Pícha, A., Jeníček, P., Jeison, D., & Bartáček, J. (2021). Maximizing energy recovery from wastewater via bioflocculation-enhanced primary treatment: a pilot scale study. *Environmental Technology (United Kingdom)*, *42*(14), 2229-2239. https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1697377

Dong, T., Shewa, W. A., Murray, K., & Dagnew, M. (2019). Optimizing chemically enhanced primary treatment processes for simultaneous carbon redirection and phosphorus removal. *Water (Switzerland)*, *11*(3). https://doi.org/10.3390/w11030547

Dubois, M., Gilles, K. A., Hamilton, J. K., Rebers, P. A., & Smith, F. (1956). Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*, *28*(3), 350-356. https://doi.org/10.1021/ac60111a017

Eisenberg, D., Soller, J., Sakaji, R., & Olivieri, A. (2001). A methodology to evaluate water and wastewater treatment plant reliability. *Water Science and Technology*, *43*(10), 91-99. https://doi.org/10.2166/wst.2001.0589

El-Fadel, M., Sleem, F., Hashisho, J., Saikaly, P. E., Alameddine, I., & Ghanimeh, S. (2018). Impact of SRT on the performance of MBRs for the treatment of high strength landfill leachate. *Waste Management*, *73*, 165-180. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.12.003

Elsayed, M., Andres, Y., Blel, W., Gad, A., & Ahmed, A. (2016). Effect of VS organic loads and buckwheat husk on methane production by anaerobic co-digestion of primary sludge and wheat straw. *Energy Conversion and Management*, *117*, 538-547. https://doi.org/10.1016/J.ENCONMAN.2016.03.064

Faust, L., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Kemperman, A. J. B., & Rijnaarts, H. H. M. (2014). High loaded MBRs for organic matter recovery fromsewage: Effect of solids

retention time on bioflocculation and on the role of extracellular polymers. *Water Research*, *56*, 258-266. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.006

Fernández-Arévalo, T., Lizarralde, I., Fdz-Polanco, F., Pérez-Elvira, S. I., Garrido, J. M., Puig, S., Poch, M., Grau, P., & Ayesa, E. (2017). Quantitative assessment of energy and resource recovery in wastewater treatment plants based on plant-wide simulations. *Water Research*, *118*, 272-288. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.04.001

Flemming, H. C., & Wingender, J. (2010). The biofilm matrix. Içinde *Nature Reviews Microbiology* (C. 8, Sayı 9, ss. 623-633). https://doi.org/10.1038/nrmicro2415

Flemming, H.-C., & Wingender, J. (2001). *Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)-Part I: Structural and ecological aspects*. https://iwaponline.com/wst/article-pdf/43/6/1/40947/1.pdf

Foley, J. M., Rozendal, R. A., Hertle, C. K., Lant, P. A., & Rabaey, K. (2010). Life cycle assessment of high-rate anaerobic treatment, microbial fuel cells, and microbial electrolysis cells. *Environmental science & technology*, *44*(9), 3629-3637.

Fu, S., Li, D., Fu, K., Zhang, X., Zhu, Y., Yang, S., Zeng, H., & Zhang, J. (2024). Towards a high-rate operation of contact stabilization process: A microscopic view of carbon capture properties. *Environmental Research*, *263*, 120113. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.120113

Fu, S., Li, D., Fu, K., Zhu, Y., Yang, S., Zhang, X., & Zhang, J. (2024). Towards a high-rate operation of contact stabilization process: Challenges of flocculation and floc stability. *Journal of Environmental Management*, *370*, 123014. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.123014

Funamizu, N., Iida, M., Sakakura, Y., & Takakuwa, T. (2001). Reuse of heat energy in wastewater: implementation examples in Japan. *Water Science and Technology*, *43*(10), 277-285.

Gaius-obaseki, T. (2010). Hydropower opportunities in the water industry. *International Journal of Environmental Sciences*, *1*(3), 392-402.

Garrido, J. M., Fdz-Polanco, M., & Fdz-Polanco, F. (2013). Working with energy and mass balances: A conceptual framework to understand the limits of municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, *67*(10), 2294-2301. https://doi.org/10.2166/wst.2013.124

Gazigil, L., Er, E., & Yonar, T. (2023). Determination of the optimum conditions for electrochemical regeneration of exhausted activated carbon. *Diamond and Related Materials*, *133*, 109741. https://doi.org/10.1016/J.DIAMOND.2023.109741

Gocen, E., Demir, E. K., Yilmaz, T., Basaran, S. T., & Sahinkaya, E. (2024, Haziran 2). Biogas potential of waste sludge from an MBR treating textile wastewater at different SRTs. *18th IWA World Conference on Anaerobic Digestion*.

Goodwin, J. A. S., & Forster, C. F. (1985). A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics. *Water Research*, *19*(4), 527-533. https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90045-4

Goula, A. M., Kostoglou, M., Karapantsios, T. D., & Zouboulis, A. I. (2008). The effect of influent temperature variations in a sedimentation tank for potable water treatment—A computational fluid dynamics study. *Water Research*, *42*(13), 3405-3414. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.05.002

Groom, M. J., Gray, E. M., & Townsend, P. A. (2008). Biofuels and biodiversity: Principles for creating better policies for biofuel production. Içinde *Conservation Biology* (C. 22, Sayı 3, ss. 602-609). https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00879.x

Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Robinson, Z. P., Wang, X., Wu, J., & Li, F. (2017). The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants. *Applied Energy*, *204*, 1463-1475. https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2017.02.069

Guellil, A., Thomas, F., Block, J. C., Bersillon, J. L., & Ginestet, P. (2001). Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs. *Water Research*, *35*(1), 143-150. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00240-2

Guest, J. S., Skerlos, S. J., Barnard, J. L., Beck, M. B., Daigger, G. T., Hilger, H., Jackson, S. J., Karvazy, K., Kelly, L., Macpherson, L., Mihelcic, J. R., Pramanik, A., Raskin, L., Van Loosdrecht, M. C. M., Yeh, D., & Love, N. G. (2009). A New Planning and Design Paradigm to Achieve Sustainable Resource Recovery from Wastewater. *Environmental Science & Technology*, *43*(16), 6126-6130. https://doi.org/10.1021/es9010515

Gujer, W., & Jenkins, D. (1975). The contact stabilization activated sludge process—oxygen utilization, sludge production and efficiency. *Water Research*, *9*(5-6), 553-560. https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90081-0

Gulhan, H., Hamidi, M. N., Abdelrahman, A. M., Fakioglu, M., Mese, B., Yoruk, M., Kurt, E. S., Koyuncu, I., Guven, H., Ozgun, H., Ersahin, M. E., & Ozturk, I. (2022). Long term experiences in a pilot-scale high-rate activated sludge system with lamella clarifier: Effluent quality and carbon capture. *Journal of Water Process Engineering*, *49*, 103138. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.103138

Guven, H., Ersahin, M. E., Dereli, R. K., Ozgun, H., Sancar, D., & Ozturk, I. (2017). Effect of Hydraulic Retention Time on the Performance of High-Rate Activated Sludge System: a Pilot-Scale Study. *Water, Air, and Soil Pollution*, *228*(11). https://doi.org/10.1007/s11270-017-3598-8

Guven, H., Ozgun, H., Ersahin, M. E., Dereli, R. K., Sinop, I., & Ozturk, I. (2019). High-rate activated sludge processes for municipal wastewater treatment: the effect of food waste addition and hydraulic limits of the system. *Environmental Science and Pollution Research*, *26*(2), 1770-1780. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3665-8

Hamza, R., Hamoda, M. F., & Elassar, M. (2022). Energy and reliability analysis of wastewater treatment plants in small communities in Ontario. *Water Science and Technology*, *85*(6), 1824-1839. https://doi.org/10.2166/wst.2022.093

Hays, S., Zhang, F., & Logan, B. E. (2011). Performance of two different types of anodes in membrane electrode assembly microbial fuel cells for power generation from domestic wastewater. *Journal of Power Sources*, *196*(20), 8293-8300.

He, X., Li, Z., Xing, C., Li, Y., Liu, M., Gao, X., Ding, Y., Lu, L., Liu, C., Li, C., & Wang, D. (2023). Carbon footprint of a conventional wastewater treatment plant: An analysis of water-energy nexus from life cycle perspective for emission reduction. *Journal of Cleaner Production*, *429*, 139562. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2023.139562

Hernández Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N. (2010). Bioflocculation of grey water for improved energy recovery within decentralized sanitation concepts. *Bioresource Technology*, *101*(23), 9065-9070. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.07.047

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2011). Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. *Science of The*

Total Environment, *409*(14), 2693-2699. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.04.018

Hong, H., Peng, W., Zhang, M., Chen, J., He, Y., Wang, F., Weng, X., Yu, H., & Lin, H. (2013). Thermodynamic analysis of membrane fouling in a submerged membrane bioreactor and its implications. *Bioresource Technology*, *146*, 7-14. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2013.07.040

Houghton, J. I., Quarmby, J., & Stephenson, T. (2001). *Municipal wastewater sludge dewaterability and the presence of microbial extracellular polymer*. https://iwaponline.com/wst/article-pdf/44/2-3/373/32446/373.pdf

Huang, J. C., & Li, L. (2000). Enhanced primary wastewater treatment by sludge recycling. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, *35*(1), 123-145. https://doi.org/10.1080/10934520009376958

Jayanti, S., & Narayanan, S. (2004). Computational study of particle-eddy interaction in sedimentation tanks. *Journal of Environmental Engineering*, *130*(1), 37-49.

Jenicek, P., Kutil, J., Benes, O., Todt, V., Zabranska, J., & Dohanyos, M. (2013). Energy self-sufficient sewage wastewater treatment plants: Is optimized anaerobic sludge digestion the key? *Water Science and Technology*, *68*(8), 1739-1743. https://doi.org/10.2166/wst.2013.423

Jenkins, D., & Orhon, D. (1972). The mechanism and design of the contact stabilization activated sludge process. Içinde S. , H. Jenkins (Ed.), *Advances in Water Pollution Research* (ss. 353-362).

Jiang, Z., Deng, M., Qiu, S., Fu, M., Yuan, M., Wen, Q., & Jia, X. (2024). Indicative impacts of sludge properties and biological metabolic characteristics on high-rate contact stabilization process performance. *Journal of Environmental Management*, *370*, 122569. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.122569

Jimenez, J. A., La Motta, E. J., & Parker, D. S. (2007). Effect of Operational Parameters on the Removal of Particulate Chemical Oxygen Demand in the Activated Sludge Process. *Water Environment Research*, *79*(9), 984-990. https://doi.org/10.2175/106143007x175717

Jimenez, J., Miller, M., Bott, C., Murthy, S., De Clippeleir, H., & Wett, B. (2015). High-rate activated sludge system for carbon management – Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters. *Water Research*, *87*, 476-482. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.07.032

Jones, W. (1919). *Improvements in and connected with the Purification of Sewage, and other Liquids* (Patent GB122428A). European Patent Office.

Jover-Smet, M., Martín-Pascual, J., & Trapote, A. (2017). Model of suspended solids removal in the primary sedimentation tanks for the treatment of urban wastewater. *Water (Switzerland)*, *9*(6). https://doi.org/10.3390/w9060448

Ju, F., Wang, Y., Lau, F. T. K., Fung, W. C., Huang, D., Xia, Y., & Zhang, T. (2016). Anaerobic digestion of chemically enhanced primary treatment (CEPT) sludge and the microbial community structure. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *100*(20), 8975-8982. https://doi.org/10.1007/s00253-016-7730-2

Kadam, R., Khanthong, K., Park, B., Jun, H., & Park, J. (2023). Realizable wastewater treatment process for carbon neutrality and energy sustainability: A review. *Journal*

of Environmental Management, *328*, 116927. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.116927

Kang, S. mo, Kishimoto, M., Shioya, S., Yoshida, T., Suga, K. ichi, & Taguchi, H. (1989). Dewatering characteristics of activated sludges and effect of extracellular polymer. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, *68*(2), 117-122. https://doi.org/10.1016/0922-338X(89)90059-7

Kinyua, M. N., Elliott, M., Wett, B., Murthy, S., Chandran, K., & Bott, C. B. (2017). The role of extracellular polymeric substances on carbon capture in a high rate activated sludge A-stage system. *Chemical Engineering Journal*, *322*, 428-434. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2017.04.043

Kooijman, G., De Kreuk, M. K., & Van Lier, J. B. (2017). Influence of chemically enhanced primary treatment on anaerobic digestion and dewaterability of waste sludge. *Water Science and Technology*, *76*(7), 1629-1639. https://doi.org/10.2166/wst.2017.314

Koumaki, E., Noutsopoulos, C., Mamais, D., Fragkiskatos, G., & Andreadakis, A. (2021). Fate of emerging contaminants in high-rate activated sludge systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(2), 1-16. https://doi.org/10.3390/ijerph18020400

Krzeminski, P., Leverette, L., Malamis, S., & Katsou, E. (2017). Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of Membrane Science*, *527*, 207-227. https://doi.org/10.1016/J.MEMSCI.2016.12.010

Kumar, A., Ergas, S., Yuan, X., Sahu, A., Zhang, Q., Dewulf, J., Malcata, F. X., & van Langenhove, H. (2010). Enhanced CO2 fixation and biofuel production via

microalgae: recent developments and future directions. *Trends in Biotechnology*, *28*(7), 371-380. https://doi.org/10.1016/J.TIBTECH.2010.04.004

Kusuma, H. S., Illiyanasafa, N., Jaya, D. E. C., Darmokoesoemo, H., & Putra, N. R. (2024). Utilization of the microalga Chlorella vulgaris for mercury bioremediation from wastewater and biomass production. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, *37*, 101346. https://doi.org/10.1016/J.SCP.2023.101346

Kuşçu, Ö. S., & Sponza, D. T. (2006). Treatment efficiencies of a sequential anaerobic baffled reactor (ABR)/completely stirred tank reactor (CSTR) system at increasing p-nitrophenol and COD loading rates. *Process Biochemistry*, *41*(7), 1484-1492. https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2006.02.004

Lasaki, B. A., Maurer, P., & Schönberger, H. (2024). Uncovering the reasons behind high-performing primary sedimentation tanks for municipal wastewater treatment: An in-depth analysis of key factors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *12*(2), 112460. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2024.112460

Laspidou, C. S., & Rittmann, B. E. (2002). A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research*, *36*(11), 2711-2720. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00413-4

Leite, W. R. M., Gottardo, M., Pavan, P., Belli Filho, P., & Bolzonella, D. (2016). Performance and energy aspects of single and two phase thermophilic anaerobic digestion of waste activated sludge. *Renewable Energy*, *86*, 1324-1331. https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2015.09.069

Li, D., Gu, R., Peng, F., Yan, Z., Song, Y., Liu, T., Liang, D., He, W., & Feng, Y. (2025). Trade-offs between bio-flocculation and oxidation: Carbon capture pathway governed

by SRT in high-rate contact stabilization process. *Chemical Engineering Journal*, *519*, 165080. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2025.165080

Li, L., Wang, X., Miao, J., Abulimiti, A., Jing, X., & Ren, N. (2022). Carbon neutrality of wastewater treatment - A systematic concept beyond the plant boundary. *Environmental Science and Ecotechnology*, *11*, 100180. https://doi.org/10.1016/J.ESE.2022.100180

Li, X. Y., & Yang, S. F. (2007). Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *Water Research*, *41*(5), 1022-1030. https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.037

Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, *35*(2), 339-350. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3

Lin, H., Zhang, M., Wang, F., Meng, F., Liao, B. Q., Hong, H., Chen, J., & Gao, W. (2014). A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies. *Journal of Membrane Science*, *460*, 110-125. https://doi.org/10.1016/J.MEMSCI.2014.02.034

Lin, L., Li, R. hong, & Li, X. yan. (2018). Recovery of organic resources from sewage sludge of Al-enhanced primary sedimentation by alkali pretreatment and acidogenic fermentation. *Journal of Cleaner Production*, *172*, 3334-3341. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.11.199

Lin, L., Li, R. hong, Yang, Z. yuan, & Li, X. yan. (2017). Effect of coagulant on acidogenic fermentation of sludge from enhanced primary sedimentation for resource recovery:

Comparison between FeCl3 and PACl. *Chemical Engineering Journal*, *325*, 681-689. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2017.05.130

Liu, H., Grot, S., & Logan, B. E. (2005). Electrochemically assisted microbial production of hydrogen from acetate. *Environmental science & technology*, *39*(11), 4317-4320.

Liu, H., Ramnarayanan, R., & Logan, B. E. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environmental science & technology*, *38*(7), 2281-2285.

Liu, X. M., Sheng, G. P., Luo, H. W., Zhang, F., Yuan, S. J., Xu, J., Zeng, R. J., Wu, J. G., & Yu, H. Q. (2010). Contribution of extracellular polymeric substances (EPS) to the sludge aggregation. *Environmental Science and Technology*, *44*(11), 4355-4360. https://doi.org/10.1021/es9016766

Liu, X., Xue, H., Hua, Z., Yao, Q., & Hu, J. (2013). Inverse Calculation Model for Optimal Design of Rectangular Sedimentation Tanks. *Journal of Environmental Engineering*, *139*(3), 455-459. https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000655

Logan, B. E. (2008). *Microbial fuel cells*. John Wiley & Sons.

Logan, B. E., & Rabaey, K. (2012). Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies. *science*, *337*(6095), 686-690.

Lu, J., Lu, Q., Hu, Q., & Qiu, B. (2024). Recovery of organic matters by activated sludge from municipal wastewater: Performance and characterization. *Environmental Research*, *252*, 118829. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.118829

Mahmood, T., & Elliott, A. (2006). A review of secondary sludge reduction technologies for the pulp and paper industry. *Water Research*, *40*(11), 2093-2112. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2006.04.001

McCarty, P. L., Bae, J., & Kim, J. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environmental Science and Technology*, *45*(17), 7100-7106. https://doi.org/10.1021/es2014264

Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Pauwels, K. T. G., & Vlaeminck, S. E. (2016). Live fast, die young: Optimizing retention times in high-rate contact stabilization for maximal recovery of organics from wastewater. *Environmental Science and Technology*, *50*(17), 9781-9790. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01888

Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Vercamer, J. A. R., Nopens, I., & Vlaeminck, S. E. (2015). Toward energy-neutral wastewater treatment: A high-rate contact stabilization process to maximally recover sewage organics. *Bioresource Technology*, *179*, 373-381. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.018

Mo, W., & Zhang, Q. (2013). Energy–nutrients–water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, *127*, 255-267. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2013.05.007

Modin, O., Persson, F., Wilén, B. M., & Hermansson, M. (2016). Nonoxidative removal of organics in the activated sludge process. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *46*(7), 635-672. https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1149903

More, T. T., Yadav, J. S. S., Yan, S., Tyagi, R. D., & Surampalli, R. Y. (2014). Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications. *Journal of Environmental Management*, *144*, 1-25. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.05.010

Nagaoka, H., Ueda, S., & Miya, A. (1996). Influence of bacterial extracellular polymers on the membrane separation activated sludge process. *Water Science and Technology*, *34*(9), 165-172. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00800-1

Neolaka, Y. A. B., Lawa, Y., Naat, J., Lalang, A. C., Widyaningrum, B. A., Ngasu, G. F., Niga, K. A., Darmokoesoemo, H., Iqbal, M., & Kusuma, H. S. (2023). Adsorption of methyl red from aqueous solution using Bali cow bones (Bos javanicus domesticus) hydrochar powder. *Results in Engineering*, *17*, 100824. https://doi.org/10.1016/J.RINENG.2022.100824

Neolaka, Y. A. B., Riwu, A. A. P., Aigbe, U. O., Ukhurebor, K. E., Onyancha, R. B., Darmokoesoemo, H., & Kusuma, H. S. (2023). Potential of activated carbon from various sources as a low-cost adsorbent to remove heavy metals and synthetic dyes. *Results in Chemistry*, *5*, 100711. https://doi.org/10.1016/J.RECHEM.2022.100711

Neupane, D. R., Riffat, R., Murthy, S. N., Peric, M. R., & Wilson, T. E. (2008). Influence of Source Characteristics, Chemicals, and Flocculation on Chemically Enhanced Primary Treatment. *Water Environment Research*, *80*(4), 331-338. https://doi.org/10.2175/106143007x221355

Neyens, E., Baeyens, J., Dewil, R., & De Heyder, B. (2004). Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of Hazardous Materials*, *106*(2-3), 83-92. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2003.11.014

Nouri, J., Jafarinia, M., Naddafi, K., Nabizadeh, R., Mahvi, A. H., & Nouri, N. (2006). *Energy recovery from wastewater treatment plant.*

Noyola, A., & Tinajero, A. (2005). Effect of biological additives and micronutrients on the anaerobic digestion of physicochemical sludge. *Water science and technology*, *52*(1-2), 275-281.

Ozgun, H. (2019). Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) for mathematical modeling of full-scale sludge digester performance in a municipal wastewater treatment plant. *Biodegradation*, *30*(1), 27-36. https://doi.org/10.1007/s10532-018-9859-4

Pandey, A., Singh, R. K., Kant, R., & Elixir, S. /. (2014). Industrial Waste Water Treatment by Membrane Bioreactor System. Içinde *Chem. Engg* (C. 70). https://www.researchgate.net/publication/261958205

Park, C. M., & Novak, J. T. (2013). The effect of direct addition of iron (III) on anaerobic digestion efficiency and odor causing compounds. *Water science and technology*, *68*(11), 2391-2396.

Park, D. H., & Zeikus, J. G. (2000). Electricity generation in microbial fuel cells using neutral red as an electronophore. *Applied and environmental microbiology*, *66*(4), 1292-1297.

Pasquarelli, F., Oliva, G., Mariniello, A., Buonerba, A., Li, C. W., Belgiorno, V., Naddeo, V., & Zarra, T. (2024). Carbon neutrality in wastewater treatment plants: An integrated biotechnological-based solution for nutrients recovery, odour abatement and CO2 conversion in alternative energy drivers. *Chemosphere*, *354*, 141700. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.141700

Patziger, M. (2016). Computational fluid dynamics investigation of shallow circular secondary settling tanks: Inlet geometry and performance indicators. *Chemical Engineering Research and Design*, *112*, 122-131. https://doi.org/10.1016/J.CHERD.2016.06.018

Patziger, M., & Kiss, K. (2015). Analysis of suspended solids transport processes in primary settling tanks. *Water Science and Technology*, *72*(1), 1-9. https://doi.org/10.2166/wst.2015.168

Rabaey, K., Lissens, G., Siciliano, S. D., & Verstraete, W. (2003). A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity at high rate and efficiency. *Biotechnology letters*, *25*(18), 1531-1535.

Rahman, A., De Clippeleir, H., Thomas, W., Jimenez, J. A., Wett, B., Al-Omari, A., Murthy, S., Riffat, R., & Bott, C. (2019). A-stage and high-rate contact-stabilization performance comparison for carbon and nutrient redirection from high-strength municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, *357*(September 2018), 737-749. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.206

Rahman, A., Meerburg, F. A., Ravadagundhi, S., Wett, B., Jimenez, J., Bott, C., Al-Omari, A., Riffat, R., Murthy, S., & De Clippeleir, H. (2016). Bioflocculation management through high-rate contact-stabilization: A promising technology to recover organic carbon from low-strength wastewater. *Water Research*, *104*, 485-496. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.047

Rahman, A., Mosquera, M., Thomas, W., Jimenez, J. A., Bott, C., Wett, B., Al-Omari, A., Murthy, S., Riffat, R., & De Clippeleir, H. (2017). Impact of aerobic famine and feast condition on extracellular polymeric substance production in high-rate contact stabilization systems. *Chemical Engineering Journal*, *328*, 74-86. https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.07.029

Rahman, A., Yapuwa, H., Baserba, M. G., Rosso, D., Jimenez, J. A., Bott, C., Al-Omari, A., Murthy, S., Riffat, R., & Clippeleir, H. De. (2017). Methods for quantification of biosorption in high-rate activated sludge systems. *Biochemical Engineering Journal*, *128*, 33-44. https://doi.org/10.1016/j.bej.2017.09.006

Ranieri, E., D'Onghia, G., Ranieri, F., Lopopolo, L., Gregorio, S., & Ranieri, A. C. (2024). Performance of wastewater treatment plants in emission of greenhouse gases.

Bioresource Technology, *404*, 130897. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2024.130897

Rosso, D., Larson, L. E., & Stenstrom, M. K. (2008). Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: State of the art. Içinde *Water Science and Technology* (C. 57, Sayı 7, ss. 973-978). https://doi.org/10.2166/wst.2008.218

Rozendal, R. A., Jeremiasse, A. W., Hamelers, H. V. M., & Buisman, C. J. N. (2008). Hydrogen production with a microbial biocathode. *Environmental science & technology*, *42*(2), 629-634.

Römer, R. (1991). Thermal treatment of sewage sludge-combustion, drying energy recovery, emissions. *Klarschlamm Entssorgung*, *1*, 250-271.

Ruiz-Muñoz, A., Siles, J. A., Márquez, P., Toledo, M., Gutiérrez, M. C., & Martín, M. A. (2023). Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain). *Journal of Environmental Management*, *326*, 116741. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.116741

Salter, S., Dong, J., O'Riordan, J., & Rasnick, D. (2009). *Resources from waste: a guide to integrated resource recovery*.

Sancho, I., Lopez-Palau, S., Arespacochaga, N., & Cortina, J. L. (2019). New concepts on carbon redirection in wastewater treatment plants: A review. *Science of The Total Environment*, *647*, 1373-1384. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.08.070

Sarria, N. V., Victoria, J. R., Lozada, P. T., & Parra, C. M. (2011a). Performance of a contact stabilization process for domestic wastewater treatment of Cali, Colombia. *DYNA (Colombia)*, *78*(168).

Sarria, N. V., Victoria, J. R., Lozada, P. T., & Parra, C. M. (2011b). Performance of a Contact Stabilization Process for Domestic Wastewater Treatment of Cali, Colombia Desempeño Del Proceso De Estabilización Por Contacto Para El Tratamiento Del Agua Residual Doméstica De Cali, Colombia. *Dyna*, *78*(168), 98-107.

Shao, Y., Liu, G. hua, Wang, Y., Zhang, Y., Wang, H., Qi, L., Xu, X., Wang, J., He, Y., Li, Q., Fan, H., & Zhang, J. (2020). Sludge characteristics, system performance and microbial kinetics of ultra-short-SRT activated sludge processes. *Environment International*, *143*, 105973. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2020.105973

Sheng, G. P., Yu, H. Q., & Li, X. Y. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances*, *28*(6), 882-894. https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2010.08.001

Silva, C., & Rosa, M. J. (2015). Energy performance indicators of wastewater treatment: A field study with 17 Portuguese plants. *Water Science and Technology*, *72*(4), 510-519. https://doi.org/10.2166/wst.2015.189

Sohail, N., Riedel, R., Dorneanu, B., & Arellano-Garcia, H. (2023). Prolonging the Life Span of Membrane in Submerged MBR by the Application of Different Anti-Biofouling Techniques. Içinde *Membranes* (C. 13, Sayı 2). MDPI. https://doi.org/10.3390/membranes13020217

Sözen, S., Pala-Ozkok, I., Aysel, M., Teksoy-Başaran, S., Akarsubaşı, A., Ergal, I., Kurt, H., Ubay-Çokgör, E., & Orhon, D. (2015). Performance and microbial behavior of submerged membrane bioreactor at extremely low sludge ages. *Desalination and Water Treatment*, *56*(4), 862-874. https://doi.org/10.1080/19443994.2014.941016

Sparn, B., & Hunsberger, R. (2015). *Opportunities and Challenges for Water and Wastewater Industries to Provide Exchangeable Services*. https://doi.org/doi.org/10.2172/1227107

Stillwell, A. S., Hoppock, D. C., & Webber, M. E. (2010). Energy recovery from wastewater treatment plants in the United States: a case study of the energy-water nexus. *Sustainability*, *2*(4), 945-962.

Taboada-Santos, A., Rivadulla, E., Paredes, L., Carballa, M., Romalde, J., & Lema, J. M. (2020). Comprehensive comparison of chemically enhanced primary treatment and high-rate activated sludge in novel wastewater treatment plant configurations. *Water Research*, *169*, 115258. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.115258

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., & Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Education. https://books.google.com.tr/books?id=-eoeAQAAIAAJ

Tillman, G. M. (1991). *Primary treatment at wastewater treatment plants*. CRC Press.

Trzcinski, A. P., Wang, C., Zhang, D., Ang, W. S., Lin, L. L., Niwa, T., Fukuzaki, Y., & Ng, W. J. (2017). Performance of A-stage process treating combined municipal-industrial wastewater. *Water Science and Technology*, *75*(1), 228-238. https://doi.org/10.2166/wst.2016.511

Turgeon, J., & Toffey, W. E. (2010). Employing Energy Management Planning to Achieve Net Zero Energy in Wastewater Operations. *WEFTEC 2010*, 3390-3415.

Türkmenler, H. (2017). Atık Su Arıtma Tesislerinde Enerji Verimliliği. *Journal of Polytechnic*, *20*(2), 495-502. https://doi.org/10.2339/2017.20.2

Ullrich, A. H., & Smith, M. W. (1951). *The Biosorption Process of Sewage and Waste Treatment* (C. 23, Sayı 10). https://about.jstor.org/terms

Urbain, V., Block, J. C., & Manem, J. (1993). Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach. *Water Research*, *27*(5), 829-838. https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90147-A

URL1-İSKİ. (2025). *İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi*. 19/11/2025 tarihinde https://iski.istanbul/kurumsal/iski-tesisleri/atik-su-aritma-tesisleri/pasakoey-ileri-biyolojik-atik-su-aritma-tesisleri/ adresinden erişildi.

Ünal, B., Perry, V. R., Sheth, M., Gomez-Alvarez, V., Chin, K.-J., & Nüsslein, K. (2012). Trace elements affect methanogenic activity and diversity in enrichments from subsurface coal bed produced water. *Frontiers in microbiology*, *3*, 175.

Van Winckel, T., Liu, X., Vlaeminck, S. E., Takács, I., Al-Omari, A., Sturm, B., Kjellerup, B. V., Murthy, S. N., & De Clippeleir, H. (2019). Overcoming floc formation limitations in high-rate activated sludge systems. *Chemosphere*, *215*, 342-352. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.169

Vesilind, P. A., & Ramsey, T. B. (1996). Effect of drying temperature on the fuel value of wastewater sludge. *Waste management & research*, *14*(2), 189-196.

Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., & Liu, Y. (2016). COD capture: A feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment. *Scientific Reports*, *6*(April), 1-9. https://doi.org/10.1038/srep25054

Wang, H., Brown, S. L., Magesan, G. N., Slade, A. H., Quintern, M., Clinton, P. W., & Payn, T. W. (2008). Technological options for the management of biosolids. Içinde

Environmental Science and Pollution Research (C. 15, Sayı 4, ss. 308-317). https://doi.org/10.1007/s11356-008-0012-5

Wang, H., Yu, L. Q., Chen, S. N., Liu, M., Fan, N. S., Huang, B. C., & Jin, R. C. (2022). Coagulation enhanced high-rate contact-stabilization process for pretreatment of municipal wastewater: Simultaneous organic capture and phosphorus removal. *Separation and Purification Technology*, *298*. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121669

Wei, H., Gao, B., Ren, J., Li, A., & Yang, H. (2018). Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. *Water Research*, *143*, 608-631. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.07.029

Wei, Z., Niu, S., Wei, Y., Liu, Y., Xu, Y., Yang, Y., Zhang, P., Zhou, Q., & Wang, J. J. (2024). The role of extracellular polymeric substances (EPS) in chemical-degradation of persistent organic pollutants in soil: A review. *Science of The Total Environment*, *912*, 168877. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.168877

Werther, J., & Ogada, T. (1999). Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, *25*(1), 55-116. https://doi.org/10.1016/S0360-1285(98)00020-3

Wilén, B. M., Jin, B., & Lant, P. (2003). The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties. *Water Research*, *37*(9), 2127-2139. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00629-2

Wu, B., Dai, X., & Chai, X. (2020). Critical review on dewatering of sewage sludge: Influential mechanism, conditioning technologies and implications to sludge re-utilizations. *Water Research*, *180*, 115912. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115912

Yetis, & Tarlan, E. (2002). Improvement of primary settling performance with activated sludge. *Environmental Technology (United Kingdom)*, *23*(4), 363-372. https://doi.org/10.1080/09593332508618395

Yilmaz, T., Demir, E. K., Asik, G., Başaran, S. T., Çokgör, E. U., Sözen, S., & Sahinkaya, E. (2023). Effect of sludge retention time on the performance and sludge filtration characteristics of an aerobic membrane bioreactor treating textile wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, *51*. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103390

Yilmaz, T., Demir, E. K., Aşık, G., Başaran, S. T., Cokgor, E., Sözen, S., & Sahinkaya, E. (2024). Performance of a high-rate membrane bioreactor for energy-efficient treatment of textile wastewater. *Journal of Environmental Management*, *358*, 120845. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.120845

Zakkour, P. D., Gaterell, M. R., Griffin, P., Gochin, R. J., & Lester, J. N. (2002). Developing a sustainable energy strategy for a water utility. Part II: a review of potential technologies and approaches. *Journal of Environmental Management*, *66*(2), 115-125. https://doi.org/10.1006/JEMA.2002.0567

Zhang, M. (2019). Approaches to energy and resource recovery from municipal wastewater. Içinde *A-B processes: Towards Energy Self-sufficient Municipal Wastewater Treatment* (ss. 29-67). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789060089_0029

Zhang, M., Xu, Y., Xiao, K. Q., Gao, C. H., Wang, S., Zhu, D., Wu, Y., Huang, Q., & Cai, P. (2023). Characterising soil extracellular polymeric substances (EPS) by application of spectral-chemometrics and deconstruction of the extraction process. *Chemical Geology*, *618*, 121271. https://doi.org/10.1016/J.CHEMGEO.2022.121271

Zhang, W., Xiao, P., Liu, Y., Xu, S., Xiao, F., Wang, D., & Chow, C. W. K. (2014). Understanding the impact of chemical conditioning with inorganic polymer flocculants on soluble extracellular polymeric substances in relation to the sludge dewaterability. *Separation and Purification Technology*, *132*, 430-437. https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2014.05.034

Zhang, X., Hao, T., Zhang, T., Hu, Y., Lu, R., Li, D., Pan, Y., Li, Y. Y., & Kong, Z. (2024). Towards energy conservation and carbon reduction for wastewater treatment processes: A review of carbon-neutral anaerobic biotechnologies. *Journal of Water Process Engineering*, *59*, 105026. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2024.105026

Zhao, W., Ting, Y. P., Chen, J. P., Xing, C. H., & Shi, S. Q. (2000). Advanced primary treatment of waste water using a bio-flocculation-adsorption sedimentation process. *Acta biotechnologica*, *20*(1), 53-64.

Zhou, K., Yang, Y., Zhao, Z., Zang, B., & Chen, R. (2025). Resource recovery from low-strength domestic wastewater via a novel integrated chemically enhanced primary treatment (CEPT)-membrane distillation concentration and dynamic adsorption process: Performance improvement and sustainability implications. *Environmental Research*, *286*, 122857. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2025.122857

Zhu, G., Zhang, Y., Ren, J., Qiu, T., & Wang, T. (2012). Flow Simulation and Analysis in a Vertical-Flow Sedimentation Tank. *Energy Procedia*, *16*, 197-202. https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2012.01.033

Zusman, O. B., Kummel, M. L., De la Rosa, J. M., & Mishael, Y. G. (2020). Dissolved organic matter adsorption from surface waters by granular composites versus granular activated carbon columns: An applicable approach. *Water Research*, *181*, 115920. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115920

BİYOGRAFİ

Adı Soyadı: Emir Kasım Demir

Lisans: Yıldız Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği, 2016

Lisans: Anadolu Üniversitesi, İktisat Fakültesi, Kamu Yönetimi, 2022

Yüksek Lisans: İstanbul Medeniyet Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Çevre ve Enerji Sistemleri Mühendisliği (Tezli), 2020

Mesleki Deneyim: İstanbul Medeniyet Üniversitesi, Rektörlük, Proje Geliştirme ve Koordinasyon Ofisi, Öğretim Görevlisi, 2022'den beri