



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**AEROBİK GRANÜL ÇAMURUN OLUŞUMU VE  
YAPISININ İNCELENMESİ**

**Biyolog Karin ALEKSANYAN MAĞDEN  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Yüksek Lisans Programı**

**Danışman  
Yard. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ**

**Ocak, 2010**

**İSTANBUL**



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**AEROBİK GRANÜL ÇAMURUN OLUŞUMU VE  
YAPISININ İNCELENMESİ**

**Biyolog Karin ALEKSANYAN MAĞDEN  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Yüksek Lisans Programı**

**Danışman  
Yard. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ**

**Ocak, 2010**

**İSTANBUL**

Bu çalışma 08/01/2010 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliğı Anabilim Dalı Yüksek Lisans programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Y. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi

Prof. Dr. Semiha ARAYICI  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi

Prof. Dr. Nilgün BALKAYA  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi

Prof. Dr. Nazlı ARDA  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi

Y. Doç. Dr. Nüket SİVRİ  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi

## ÖNSÖZ

Yüksek lisans eğitimim boyunca yardımlarını ve desteğini esirgemeyen, Türkiye’de “Aerobik granül çamur” konusunda ilk yüksek lisans tezinin hazırlanmasında bana imkan tanıyan, yürüttüğü projede bana çalışma olanağı sunarak mesleki gelişimime önemli katkılarda bulunan çok değerli danışmanım Yrd. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ’a,

Hayatta beni hep doğru yönlendiren, aşıladıkları değer yargılarıyla ve hayat görüşleriyle her zaman gurur duyduğum ve duyacağım, her imdat çağrımında yanıbaşımdaya bulduğum annem Silva ALEKSANYAN’a ve babam Mikael ALEKSANYAN’a,

İlk ve bugüne kadar sahip olduğum en başarılı öğretmenim, ablam Alin ALEKSANYAN’a,

Sonsuz sevgisi, sabrı ve anlayışı için eşim Haçik MAĞDEN’e

Sorularımı yanıtsız bırakmayan tüm İstanbul Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölüm öğretim üye ve yardımcılarına,

Boğaziçi Üniversitesi Araştırma Geliştirme Merkezinde ESEM ile görüntüleme ve EDX analizlerinde katkılarında dolayı Dr. Bilge GEDİK ULUOCAK’a

en içten dileklerle teşekkür ederim.

Bu çalışma TÜBİTAK 107Y137 nolu proje ile desteklenmiştir.

**Aralık 2009,**

**Karin ALEKSANYAN MAĞDEN**

## İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ .....	vii
SEMBOL LİSTESİ .....	viii
ÖZET.....	x
SUMMARY .....	xiii
<b>1. GİRİŞ .....</b>	<b>1</b>
<b>2. GENEL KISIMLAR .....</b>	<b>4</b>
2.1 Biyolojik Atıksu Arıtımı.....	4
2.1.1. Askıda çoğalan sistemler.....	5
2.1.1.1. Aktif çamur prosesi .....	5
2.1.2. Biyofilm sistemler .....	6
2.2. Aerobik granül çamur prosesi.....	7
2.2.1. Aerobik granüllerin özellikleri .....	7
2.2.1.1. Morfoloji .....	7
2.2.1.2. Çökebilirlik .....	8
2.2.1.3. Yoğunluk ve dayanıklılık .....	8
2.2.1.4. Hücre yüzeyi hidrofobisitesi.....	9
2.2.1.5. Spesifik oksijen tüketim hızı .....	10
2.2.1.6. Hücre dışı polimerik maddeler (Extracellular polymeric substances).....	11
2.2.2. Aerobik granülasyonun mekanizması .....	15
2.2.3. Aerobik granül oluşumunu etkileyen faktörler .....	18
2.2.3.1. Substrat kompozisyonu.....	18
2.2.3.2. Organik yükleme hızı .....	18
2.2.3.3. Hidrodinamik kesme kuvveti .....	19
2.2.3.4. Çöktürme süresi .....	20
2.2.3.5. Değişim oranı.....	21

2.2.3.6. Hidrolik bekleme süresi .....	23
2.2.3.7. Aerobik açlık.....	24
2.2.3.8. +2 değerlikli metal iyonlarının varlığı .....	24
2.2.3.9. Kesikli besleme stratejisi.....	26
2.2.3.10. Çözünmüş oksijen, pH ve sıcaklık .....	27
2.2.3.11. Aşı çamuru .....	29
2.2.3.12. Reaktör konfigürasyonu .....	30
2.2.3.13. Aerobik granülasyonun inhibisyonu .....	32
2.2.3.14. Çamur yaşı.....	32
2.2.3.15. Yavaş çoğalan organizmalar.....	33
2.2.4. Aerobik granülasyon teknolojisinin uygulamaları .....	34
2.2.3.1. Kuvvetli organik atıksuların arıtımı.....	34
2.2.3.2. Eş zamanlı organik madde ve azot giderimi .....	34
2.2.3.3. Fosfor giderimi .....	35
2.2.3.4. Eş zamanlı KOİ, azot ve fosfor giderimi:.....	36
2.2.3.5. Fenol içeren atıksu arıtımı.....	37
2.2.3.6. Ağır metallerin aerobik granüllerle biyosorpsiyonu.....	37
2.2.3.7. Partiküler maddece zengin atıksuların arıtılması.....	38
2.2.5. Aerobik granül çamur ile yapılan pilot ölçekli çalışmalar .....	38
2.3. Ardışık kesikli reaktör prosesi .....	40
<b>3. MALZEME VE YÖNTEM .....</b>	<b>43</b>
3.1 ÇALIŞMA PLANI .....	43
3.2 ÇALIŞMA DÜZENEKLERİ.....	43
3.2.1 Set-1 .....	45
3.2.2 Set-2 .....	47
3.2.3 Set-3 .....	48
3.2.4 Set-4 .....	50
3.3. ANALİZ YÖNTEMLERİ .....	51
3.3.1. Çevresel taramalı elektron mikroskobu (ESEM) ile morfolojinin incelenmesi .....	52
3.3.2. Işık mikroskobu ile morfolojinin incelenmesi.....	52
3.3.3 Hücre dışı polimerik maddelerin ekstraksiyonu.....	52
3.3.4 Protein analizi.....	56
3.3.5 Karbonhidrat analizi.....	57
3.3.6. Partikül boyutu ölçümü .....	57
3.3.7. PCA yöntemi ile kimyasal olarak çökelen fosfatın belirlenmesi .....	58
3.3.8. FISH ile mikrobiyal komünite analizi.....	58

<b>4. BULGULAR.....</b>	<b>60</b>
4.1 Set-1.....	60
4.1.1 Set-1 AKM, UAKM, ÇHİ parametrelerinin incelenmesi.....	60
4.1.2 Set-1 partikül boyutunun incelenmesi.....	63
4.1.3 Set-1 Reaktör performansının incelenmesi .....	64
4.1.4 Set-1 EPS'in incelenmesi.....	67
4.1.5 Set-1 ESEM görüntüleri .....	73
4.2. Set-2.....	78
4.2.1. Set-2 AKM, UAKM, ÇHİ parametrelerinin incelenmesi.....	78
4.2.2. Set-2 Reaktör performansının incelenmesi .....	81
4.3. Set-3.....	82
4.3.1. Set-3 AKM, UAKM, ÇHİ parametrelerinin incelenmesi.....	82
4.3.2. Set-3 partikül boyutunun incelenmesi.....	84
4.3.3. Set-3 reaktör performansının incelenmesi.....	86
4.3.4. Set-3 EPS'in incelenmesi .....	91
4.3.5. Set-3 ışık mikroskobu ve ESEM görüntüleri .....	94
4.3.5.1. EDX analizleri .....	102
4.3.6. Kimyasal çökeltmenin belirlenmesi .....	106
4.3.7. Ca <sup>+2</sup> etkisinin incelenmesi.....	109
4.3.8. Kesikli deneyle pH'nın partikül boyutuna etkisinin incelenmesi.....	116
4.4 Set-4.....	117
4.4.1. Set-4 AKM, UAKM, ÇHİ parametrelerinin incelenmesi.....	118
4.4.2. Set-4 reaktör performansının incelenmesi.....	118
4.4.3. Set-4 partikül boyunun incelenmesi:.....	119
4.4.4. Set-4 ışık mikroskobu ve ESEM görüntüleri .....	120
<b>5.TARTIŞMA VE SONUÇ.....</b>	<b>127</b>
<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>131</b>
<b>EKLER.....</b>	<b>139</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>145</b>

## ŞEKİL LİSTESİ

<b>Şekil 2.1:</b>	Aerobik granülün kesitinin aydınlık alanda (a) ve karanlık alanda (b) görüntüsü (bar=500 µm) (Wang, 2005).....	9
<b>Şekil 2.2:</b>	Hücre dışı polimerik maddelerle gelişen granülasyonun şematik gösterimi (Liu, 2004).....	13
<b>Şekil 2.3:</b>	Asetat ile beslenen granülün görüntüleri.....	15
<b>Şekil 2.4:</b>	AKR’de aerobik granülasyon (Beun, 1999).....	18
<b>Şekil 2.5:</b>	AKR’ün geometrisi (Liu, 2005a).....	22
<b>Şekil 2.6:</b>	Aktif çamur floklarının şematik gösterimi (Sanin, 2000).....	26
<b>Şekil 2.7:</b>	Kolon tipi reaktörde ve tam karışımli reaktörde akış yolları (Liu, 2002).....	31
<b>Şekil 2.8:</b>	Farklı metabolik işlevlere sahip mikroorganizmaların granülde dağılımı (Delft university, 2004).....	36
<b>Şekil 2.9:</b>	AKRlerde bir döngü (Barat, 2005).....	42
<b>Şekil 3.1:</b>	Çalışmada kullanılan reaktör (R1).....	44
<b>Şekil 3.2:</b>	Çalışmada kullanılan reaktör (R3).....	456
<b>Şekil 3.3:</b>	Set-1’de uygulanan işletme süreleri.....	47
<b>Şekil 3.4:</b>	Set-2’de uygulanan işletme süreleri.....	48
<b>Şekil 3.5:</b>	Set-4’te aklımasyon süresince uygulanan işletme süreleri.....	51
<b>Şekil 3.6:</b>	Set-4’te uygulanan işletme süreleri.....	51
<b>Şekil 3.7:</b>	Set-1 EPS’in ekstraksiyon prosedürü.....	54
<b>Şekil 4.1:</b>	Anaerobik periyot boyunca PO <sub>4</sub> -P salınımının incelenmesi.....	60
<b>Şekil 4.2:</b>	AKM, UAKM, ÇHI’nin zamana göre değişimi.....	61
<b>Şekil 4.3:</b>	Çıkış AKM konsantrasyonunun zamana göre değişimi.....	62
<b>Şekil 4.4:</b>	UAKM/AKM oranının zamana göre değişimi.....	63
<b>Şekil 4.5:</b>	Partikül boyutunun zamana göre değişimi.....	64
<b>Şekil 4.6:</b>	Anaerobik periyot sonu PO <sub>4</sub> -P, Çıkış NH <sub>3</sub> -N ve PO <sub>4</sub> -P konsantrasyonlarının zamana göre değişimi.....	66
<b>Şekil 4.7:</b>	İşletmenin 6. günü PO <sub>4</sub> -P salınımı.....	66
<b>Şekil 4.8:</b>	İşletmenin 13. günü PO <sub>4</sub> -P salınımı.....	67
<b>Şekil 4.9:</b>	Aşı çamuru ESEM görüntüleri.....	74
<b>Şekil 4.10:</b>	28. gün ESEM görüntüleri.....	75
<b>Şekil 4.10:</b>	devamı (28. gün ESEM görüntüler).....	76
<b>Şekil 4.11:</b>	63. gün ESEM görüntüleri.....	77
<b>Şekil 4.12:</b>	AKM, UAKM, ÇHI’nin zamana göre değişimi.....	79
<b>Şekil 4.13:</b>	Çıkış AKM konsantrasyonunun zamana göre değişimi.....	80
<b>Şekil 4.14:</b>	UAKM/AKM oranının zamana göre değişimi.....	81
<b>Şekil 4.15:</b>	Anaerobik periyod sonu PO <sub>4</sub> -P, Çıkış NH <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P konsantrasyonlarının zamana göre değişimi.....	82
<b>Şekil 4.16:</b>	R1’de AKM, UAKM, ÇHI, partikül boyutu, ÇHI <sub>5</sub> /ÇHI <sub>30</sub> parametrelerinin zamana bağlı değişimi.....	85

<b>Şekil 4.17:</b>	R1’de anaerobik sonu PO <sub>4</sub> -P, çıkış NH <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi.....	87
<b>Şekil 4.18:</b>	Anaerobik periyod sonunda (a, b) ve aerobik periyod (c, d) sonunda alınan numunelerde yapılan PHA boyamaları .....	88
<b>Şekil 4.19:</b>	110. gün yapılmış döngü çalışması .....	89
<b>Şekil 4.20:</b>	208. gün yapılmış döngü çalışması .....	89
<b>Şekil 4.21:</b>	229. gün yapılmış döngü çalışması .....	91
<b>Şekil 4.22:</b>	SMP’de PS ve PN konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi.....	93
<b>Şekil 4.23:</b>	ÇHI, partikül boyutu ve EPS’te PS ve PN konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi.....	94
<b>Şekil 4.24:</b>	Set-3 ışık mikroskobu görüntüleri (ölçek = 1mm).....	96
<b>Şekil 4.24:</b>	(devamı) Set-3 ışık mikroskobu görüntüleri (ölçek = 1mm) .....	97
<b>Şekil 4.25:</b>	Fikse edilmemiş numunelerde ESEM görüntüleri .....	99
<b>Şekil 4.25:</b>	(devamı) Fikse edilmemiş numunelerde ESEM görüntüleri.....	100
<b>Şekil 4.26:</b>	Fikse edilmiş numunelerde ESEM görüntüleri .....	101
<b>Şekil 4.26:</b>	(devamı) Fikse edilmiş numunelerde ESEM görüntüleri.....	102
<b>Şekil 4.27:</b>	PCA ekstraksiyonu sonrası numunenin ESEM görüntüleri .....	108
<b>Şekil 4.27:</b>	(devamı) PCA ekstraksiyonu sonrası numunenin ESEM görüntüleri.....	109
<b>Şekil 4.28:</b>	R1 ve R2’de AKM’nin zamana bağlı değişimi .....	110
<b>Şekil 4.29:</b>	R1 ve R2 çıkış AKM konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi ...	111
<b>Şekil 4.30:</b>	R1 ve R2’de ÇHI’nin zamana bağlı değişimi .....	111
<b>Şekil 4.31:</b>	R1 ve R2 granül boyutunun zamana göre değişimi .....	112
<b>Şekil 4.32:</b>	R1 ve R2’de 831 µm büyük granüllerin hacimce % dağılımları .....	112
<b>Şekil 4.33:</b>	R1 ve R2 anaerobik faz sonu ve çıkış PO <sub>4</sub> -P konsantrasyonları.....	113
<b>Şekil 4.34:</b>	R1 ve R2 çıkış NH <sub>3</sub> -N konsantrasyonları .....	113
<b>Şekil 4.35:</b>	R1 ve R2’de SMP konsantrasyonları .....	114
<b>Şekil 4.36:</b>	R1 ve R2 bağlı EPS konsantrasyonları .....	114
<b>Şekil 4.37:</b>	185. gün R2’de oluşan granüllerin ışık mikroskobunda çekilen görüntüleri.....	115
<b>Şekil 4.38:</b>	185. ve 187. günde R2’de oluşan granüllerin görüntüsü.....	115
<b>Şekil 4.39:</b>	(a) R2’de 185. gün gözlenen Zoogloea sp. (40X) (b) R2’de 187. gün gözlenen Zoogloea sp. (400X) .....	116
<b>Şekil 4.40:</b>	R3 AKM konsantrasyonunun zamana göre değişimi.....	118
<b>Şekil 4.41:</b>	R3 22. gün partiküllerin hacimce dağılım yüzdeleri.....	119
<b>Şekil 4.42:</b>	23. gün R3 ışık mikroskobu görüntüleri.....	121
<b>Şekil 4.43:</b>	R3 24. gün ESEM görüntüleri.....	122
<b>Şekil 4.43:</b>	(devamı) R3 24. gün ESEM görüntüleri .....	123
<b>Şekil 4.44:</b>	29. gün reaktörden alınan granül görüntüsü (ölçek = 2mm).....	124
<b>Şekil 4.45:</b>	R3 26.gün ESEM görüntüleri.....	125

## TABLO LİSTESİ

<b>Tablo 2.1:</b>	AKR’de işletme adımlarının tanımları (Metcalf ve Eddy, 2003).....	41
<b>Tablo 3.1:</b>	Çalışma düzeneklerinde uygulanan işletme koşulları.....	44
<b>Tablo 3.2:</b>	Sentetik atıksu kompozisyonu .....	46
<b>Tablo 3.3:</b>	İz element çözeltisi kompozisyonu.....	46
<b>Tablo 3.4:</b>	Sentetik atıksu kompozisyonu .....	47
<b>Tablo 3.5:</b>	İz element çözeltisi kompozisyonu.....	48
<b>Tablo 3.6:</b>	Sentetik atıksu kompozisyonu .....	49
<b>Tablo 3.7:</b>	Set-3’te R2’nin sentetik atıksu kompozisyonu .....	50
<b>Tablo 3.8:</b>	PBS çözeltisi .....	56
<b>Tablo 4.1:</b>	Set-1 SMP’deki protein (mg BSA/g UAKM) ve karbonhidrat miktarları (mg Alginat/g UAKM).....	69
<b>Tablo 4.2:</b>	Set-1 EPS’deki karbonhidrat miktarları (mg Alginat/g UAKM) .....	70
<b>Tablo 4.3:</b>	Set-1 EPS’deki protein miktarları (mg BSA/g UAKM) .....	71
<b>Tablo 4.4:</b>	Set-1 EPS’deki protein ve karbonhidrat oranları (PN/PS) .....	72
<b>Tablo 4.5:</b>	Set-3’te yapılan EDX analizi sonuçları (ağırlıkça %) .....	105
<b>Tablo 4.6:</b>	R1’de anaerobik periyot ve döngü sonunda alınan numunelerde cold PCA yöntemiyle belirlenen P fraksiyonları .....	106
<b>Tablo 4.7:</b>	pH’nın etkisinin incelendiği kesikli deneyde ölçülen partikül boyutları .....	117
<b>Tablo 4.8:</b>	R3 çıkış KOİ, NH <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P konsantrasyonları .....	119
<b>Tablo 4.9:</b>	R3’ten 29. gün alınan numunede EDX analizi sonuçları .....	126

## SEMBOL LİSTESİ

<b>AKR:</b>	Ardışık kesikli reaktör
<b>ABFG:</b>	Aşırı biyolojik fosfor giderimi (Enhanced biological phosphorus removal)
<b>EPS:</b>	Hücre dışı polimerik maddeler (Extracellular polymeric substances)
<b>SMP:</b>	Çözünebilen mikrobiyal ürünler (Soluble microbial products)
<b>CLSM:</b>	Konfokal lazer taramalı mikroskop (Confocal laser scanning electron microscope)
<b>ESEM:</b>	Çevresel taramalı elektron mikroskobu (Environmental scanning electron microscope)
<b>EDX:</b>	Enerji dağılımlı X-ışını analizi (Energy Dispersive X-ray Analysis)
<b>PBS:</b>	Fosfat tampon çözeltisi (Phosphate buffered saline)
<b>PN:</b>	Protein
<b>PS:</b>	Karbonhidrat
<b>AKM:</b>	Askıda katı madde
<b>UAKM:</b>	Uçucu askıda katı madde
<b>ÇHİ:</b>	Çamur hacim indeksi
<b>KOİ:</b>	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>UYA:</b>	Uçucu yağ asitleri
<b>R1:</b>	Reaktör 1
<b>R2:</b>	Reaktör 2
<b>R3:</b>	Reaktör 3
<b>PCA:</b>	Perklorik asit
<b>T<sub>s</sub>:</b>	Çöktürme süresi
<b>T<sub>c</sub>:</b>	Döngü süresi
<b>Q<sub>hava</sub>:</b>	Hava debisi
<b>ÇHİ<sub>5</sub>:</b>	5 dakikada çöken çamur hacmi
<b>ÇHİ<sub>30</sub>:</b>	30 dakikada çöken çamur hacmi
<b>OLR:</b>	Organik yükleme hızı (Organic loading rate)

<b>PHA:</b>	Polihidroksialkanoat
<b><math>V_{\text{hava}}</math>:</b>	Yüzeysel yukarı akış hava hızı
<b><math>(V_s)_{\text{min}}</math>:</b>	Minimum çöktürme süresi
<b>FISH:</b>	Floresan in situ hibridleme (fluorescence in situ hybridization)

## ÖZET

### **AEROBİK GRANÜL ÇAMURUN OLUŞUMU VE YAPISININ İNCELENMESİ**

Mevcut evsel atıksu arıtma tesisleri geniş alanlara gereksinim gösterir. Bunun temel nedeni, havalandırma tanklarındaki düşük biyokütle konsantrasyonlarıyla beraber sistemde istenen miktarda biyokütleyi tutabilmek için geniş çöktürme tanklarına ihtiyaç duyulmasıdır. Son yıllarda yapılan çalışmalar, atıksu arıtımında flokül çamur yerine granül çamur kullanımının bu sorunu çözdüğünü göstermiştir. Aerobik granül çamur, aerobik koşullarda herhangi bir taşıyıcı malzemeye ihtiyaç duymadan çoğalabilen, kompakt ve yoğun biyolojik agregattır. Aerobik granül çamur oluşumu, askıda çoğalan flokül çamurdan kompakt agregata ve sonunda olgun aerobik granül çamur oluşumuna doğru kademeli bir biyolojik süreçtir.

Anaerobik atıksu arıtımı ve anaerobik granül çamur yapısı son 20 yılda geniş ölçüde incelenmiş ve çözülmüş olmasına rağmen, aerobik granül çamur teknolojisi yeni bir konudur. Son zamanlarda aerobik granül çamur üzerine yapılan çalışmalarda, sentetik atıksulardan organik madde, azot giderimi ve biyolojik fosfor giderimi rapor edilmiştir. Aerobik granül çamur üzerine hemen hemen bütün çalışmalar sentetik atıksuyla laboratuvar ölçekli AKR'lerde; birkaçı gerçek endüstriyel atıksu ile ve çok azı evsel atıksu ile gerçekleştirilmesine rağmen, aerobik granülasyon teknolojisinin evsel ve endüstriyel atıksuların biyolojik olarak arıtımına doğru önemi gittikçe artmaktadır. Literatürde çoğunlukla aerobik granül çamur oluşumuna etki eden faktörler ve aerobik granül çamurla organik madde ve nütrient giderimi incelenmiştir. Aerobik granül çamur prosesinin en büyük dezavantajı uzun süreli işletmelerde stabilitesinin sağlanamamasıdır. Bu nedenle aerobik granül çamur prosesinin tam ölçekli arıtma tesislerine uygulanabilmesi için, granülasyon mekanizması, granül yapısı ve granülasyonda sorumlu mikrobiyal türler tanımlanmalı buna göre stabilite problemlerine çözüm önerileri getirilmelidir.

Bu çalışmanın amacı, nütrient giderimi sağlayan aerobik granül çamur elde etmek, elde edilen granül çamurun yapısını makro ve mikro ölçekte incelemektir. Çalışma kapsamında ayrıca granül oluşumuna ve stabilitesine etkisi olduğu düşünülen faktörlerin (pH,  $Ca^{++}$ , hidrodinamik kesme kuvveti, OLR) incelenmesi hedeflenmiştir.

Çalışmada, AKR'ler gerçek evsel atıksu karakterindeki değişiklikleri elimine etmek için, evsel atıksu karakterine en yakın sentetik atıksu ile işletilmiştir. AKR'lerde nütrient giderimi sağlayan aerobik granül çamur elde edilebilmesi için kısa çöktürme süresi (5 dk) seçilmiştir. Ayrıca çalışma süresince çöktürme süresi, OLR ve kesme kuvvetinin granül oluşumuna ve yapısına etkileri incelenmiştir. Çalışma boyunca dört set deney serisi kurulmuştur. İlk iki sette elde edilen veriler doğrultusunda uygun aşu çamuru ve uygun sentetik atıksu kompozisyonu seçilmiştir. Üçüncü sette nütrient giderme kapasitesine sahip aerobik granül çamur elde edilmiş; granül yapısı makro ve mikro ölçekte incelenmiş, kimyasal yapısı analiz edilmiştir. Bu sette, çalışmanın 138. gününde reaktör muhtevası ikiye bölünmüş; kontrol reaktörü (R1)'ne paralel olarak işletilen aynı konfigürasyonda bir reaktör (R2) ile  $Ca^{++}$  iyonunun granülasyona ve granül yapısına etkisi izlenmiştir. Üçüncü sette ayrıca kesikli deneylerle pH'nın granül stabilitesi üzerine etkisi incelenmiştir. Dördüncü sette, nütrient giderimi sağlayan granüllerden farkını ortaya koyabilmek amacıyla, sadece karbon giderimi sağlayan bir reaktörde granül çamur elde edilmiş ve iki çamur karşılaştırılmıştır.

Sonuç olarak, granül çamurun elde edilmesinde, en etkili seleksiyon baskısının çöktürme süresi olduğu, ancak nütrient giderimi sağlayan granül çamur oluşturulmak isteniyorsa, çöktürme süresinin ÇHI'deki iyileşmeye paralel kademeli olarak azaltılması gerektiği bulunmuştur. Reaktör konfigürasyonuna uygun çöktürme süresi,  $(V_s)_{min}$  ile hesaplanmalıdır. Seçilen  $(V_s)_{min}$  değeri floküler çamurun sistemden etkili bir şekilde yıkanmasını sağlamalıdır. İncelenen aralıkta hidrodinamik kesme kuvvetinin (0,78-1,96 cm/sn) granül boyutuna önemli bir etkisi olmamıştır, ancak artan kesme kuvvetiyle granüller daha dairesel ve daha düzgün bir dış yüzeye sahip olmuştur. OLR'nin incelenen aralıkta (1,2-2,4 kgCOD/m<sup>3</sup>.gün) hem granül boyutuna hem de morfolojisine etkisi görülmemiştir. Üçüncü sette oluşan granül çamur ile NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P giderimi sağlanmış, ancak NO<sub>3</sub>-N giderilememiştir. Bunun nedeni, granül ortalama boyutunun nispeten küçük (400 µm) olması ve uygulanan yüksek hava debisi nedeniyle, granül

içinde yeterli anoksik bölge oluşturulamamasıdır. Yapılan kesikli deneylerde pH'ın çalışılan aralıkta granül boyutuna etki etmediği gösterilmiştir.  $Ca^{+2}$ 'un ise granül oluşum süresini kısalttığı ve granül boyutunda artışa neden olduğu tespit edilmiştir. Uygulanan PCA analiziyle üçüncü sette nütrient giderimi gerçekleştiren granül çamurda, kimyasal bağlı fosforun toplam fosforun yaklaşık %8,3'ü olduğu bulunmuştur. Bu da fosfor gideriminin esas olarak biyolojik olarak gerçekleştiğini göstermektedir. Işık mikroskobu ve ESEM görüntülerinde, granül yapısında kok ve çubuk şeklinde bakterilerin yanı sıra serbest veya koloni halinde protozoona, serbest hareket eden rotiferlere ve nematodlara rastlanmıştır. Buna göre oluşan aerobik granüllerde mikrobiyal çeşitlilik fazladır.

**Anahtar Kelimeler:** Aerobik granül çamur, nütrient giderimi, ESEM, EDX, fosfor akümüle eden organizmalar, kimyasal çökeltme

## **SUMMARY**

### **INVESTIGATION OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE FORMATION AND STRUCTURE**

Present sewage treatment plants require large surface areas. This is mainly due to the need for large settling tanks to maintain the biomass in the system, in combination with the low biomass concentration in the reaction tanks. The recent studies pointed out that this problem can be solved in wastewater treatment using granular sludge. The aerobic granular sludge is a compact and dense biological aggregate grown under aerobic conditions without a carrier material. The formation of aerobic granules is a gradual process from suspended sludge flocs to compact aggregates, then to granular sludge and finally to mature aerobic granules.

Aerobic granular sludge is a novel technology although the anaerobic wastewater treatment and the structure of anaerobic granular sludge were intensively investigated and solved in the last two decades. Recently, aerobic granules cultivated in SBRs with synthetic wastewater have been reported to achieve COD and nitrogen (N) removal and, in some cases, biological phosphorus (P) removal. Although nearly all studies on aerobic granulation have been carried out in lab-scale SBRs using synthetic wastewater with the some of them using real wastewater and with a few of them using real sewage, the aerobic granulation technology is moving towards sewage and industrial use for biological wastewater treatment. The literature was mostly investigated the factors effecting the granular sludge production, and the removal of organic matter and nutrient with granular sludge. The stability problem is the most important drawback of the aerobic granular sludge process because the structure of aerobic granule has not been analyzed so far. That is the granule sludge breaks up two parts and the characteristics of the granule sludge is destroyed. The structure of granular sludge and its stability problems should be solved for the full-scale application of the aerobic granular sludge processes.

The aim of this study is to obtain aerobic granular sludge, achieving nutrient removal, and to investigate the granule structure from macro to micro scale. and stability of the granular sludge obtained. In addition assessing the factors involved in granule formation and have effect on granule stability such as pH,  $\text{Ca}^{+2}$  concentration, hydrodynamic shear force, OLR was targeted.

In this study to minimize the effects of changes in real domestic wastewater characterization SBRs fed with domestic synthetic wastewater. In SBRs to obtain aerobic granular sludge that has the ability to remove nutrients short settling time (5 min) was employed. Also the effects of settling time, OLR and hydrodynamic shear force on granule formation and structure were investigated. During the study four experimental set-ups were used. According to the results obtained from set up-1 and set up-2 proper synthetic wastewater composition and seed sludge were chosen. In the third set-up after obtaining granular sludge with nutrient removal capability, the granular structure from macro to micro scale was investigated and the chemical structure was analyzed. Furthermore on the 138<sup>th</sup> day mixed liquor in the reactor was divided to two reactors (R1 & R2), which were operated parallel and had same configuration, and the effects of  $\text{Ca}^{+2}$  on the granulation process and granule structure were investigated. R1 was the control reactor and R2 was operated parallele to R1. In set up-3 the effects of pH on the granule stability were investigated by batch tests. In set up-4 R3 was operated and granules were obtained to reveal the differences between granules which have the ability to remove nutrients and granules which have the ability to remove organic matter.

Settling time was found the main selection pressure to obtain granular sludge. However to obtain granular sludge achieving nutrient removal settling time has to be reduced in parallel with SVI improvement. The proper settling time for the selected reactor configuration has to be calculated via  $(V_s)_{\min}$ . The selected  $(V_s)_{\min}$  value has to wash out floccular sludge effectively. In the studied range hydrodynamic shear force (0,78-1,96 cm/s) did not significantly affect the granule size however, the granules became rounder and had regular surface in response to increasing shear force. The applied OLR (1,2-2,4  $\text{COD}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ ) did not have any significant effect both on granule size and morphology.

Granules formed in set-up 3 provided the complete  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{PO}_4\text{-P}$  removals but, the anoxic zone required for denitrification could not be formed since mean diameter of granules were relatively smaller (400  $\mu\text{m}$ ) and air flow was not controlled. Therefore  $\text{NO}_3\text{-N}$  could not be removed during the cycle. Employed batch tests revealed that in the studied range pH did not have effect on the granule size. On the other hand  $\text{Ca}^{+2}$  shortened the granulation duration and lead to increasing granule size. Conducted PCA analysis indicated that 8,3% of total phosphorus in the granular sludge removing nutrients was chemically bound phosphorus. This revealed that main phosphorus removal process during the study was biologically phosphorus removal. Besides rod and coc shaped bacteria protozoa, rotifers and nematodes were detected by light microscope and ESEM. This indicates that microbial diversity was high in aerobic granules.

**Key Words** : Aerobic granular sludge, nutrient removal, ESEM, EDX, phosphorus accumulating organisms, chemical precipitation

## 1. GİRİŞ

Canlıların yaşaması için hayati öneme sahip olan su, sınırlı bir kaynaktır. Dünya nüfusunun ve sanayi üretiminin hızla artmasına rağmen su kaynaklarının sabit olması, bu kaynakların kirletilmesi ve tüketilmesine neden olmaktadır. Dünya nüfusunun %40'ını barındıran 80 ülke şimdiden su sıkıntısı çekmektedir. Bu nedenle sınırlı sayıda olan su kaynakları çok iyi değerlendirilmeli, bilinçli su ve atıksu yönetimiyle ve alınacak önlemlerle su kaynaklarının kirletilmesi önlenmelidir (Yıldız Teknik Üniversitesi, 2002)

Ülkemizde şehirleşme çok hızlı yaşandığı için su kaynakları yetersiz kalmakta ve kirlenmektedir. Ülkemiz su zengini değildir ve ileride su kıtlığı yaşanabilecek bir ülke olarak sınıflandırılabilir. 2006 yılında kanalizasyon şebekeleri ile toplanan 3,37 milyar m<sup>3</sup> atıksuyun 2,14 milyar m<sup>3</sup>'ünün atıksu arıtma tesislerinde arıtıldığı bildirilmiştir. Deşarjın büyük kısmı deniz ve akarsulara yapılmıştır. Aynı yıla ait istatistik verileri atıksu arıtma tesisi ile hizmet edilen nüfusun toplam nüfusa oranının %42 olduğunu göstermektedir (Türkiye İstatistik Kurumu, 2006). Buna göre alıcı ortamlar kirletilmektedir. Sınırlı olan su kaynaklarımızın korunması için su ve atıksu yönetimi, konudaki teknolojik gelişmeler dikkate alınarak uygulanmalıdır. İşletimi kolay, işletme maliyeti düşük, az alan kaplayan sistemler geliştirilmeli ve uygulaması yaygınlaştırılmalıdır.

Biyolojik arıtmada en yaygın kullanılan proses aktif çamur prosesidir. Ancak son 20 yılda yapılan geniş çalışmalar su arıtılmasında biyofilm teknolojilerinin askıda çoğalan aktif çamur sistemlerinden daha verimli olduğunu göstermektedir.

Aktif çamur teknolojisiyle işletilen konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri geniş alana ihtiyaç duyarlar. Bunun nedeni aktif çamurun çökelme problemleri nedeniyle havalandırma havuzunda askıda katı madde konsantrasyonunun düşük olması ve son çöktürme tanklarında düşük maksimum hidrolik yüklemidir. Son yıllarda atıksu arıtımı

hakkında yapılan çalışmaların önemli bir kısmı kompakt sistemlerin gelişimine odaklanmıştır. Atıksu arıtma tesisleri biyokütlenin sistemde tutulması için, floküler aktif çamur sistemlerinde olduğu gibi konvansiyonel çöktürme tanklarına ihtiyaç duymadığı takdirde kompakt olarak tasarlanabilir (de Kreuk, 2004). 1990'larda kompakt bağlı büyüme teknolojileri geliştirilmiştir (akışkan yataklı, airlift reactor). Sürekli işletilen bu teknolojilerin temel özellikleri yüksek hacimsel yüklemelerle işletilebilmeleri ve bazılarının ayrı bir çamur/çıkış suyu ayırma ünitesine sahip olmamasıdır. Airlift reaktörlerin proses koşulları basit ve alan gereksinimleri azdır. Bu sistemlerin en önemli dezavantajı yüksek işletme maliyetleridir. Dolayısıyla araştırmalar taşıyıcı materyale ihtiyaç duymayan, yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında (>%80) yüksek biyokütle konsantrasyonlarına ve yüksek hacimsel yüklemelere olanak sağlayan granüler çamura yönelmiştir. Üstün çökme özellikleri ve ardışık işletme nedeniyle aerobik granül çamur prosesi geleneksel veya birleşik çöktürücülere ihtiyaç duymaz. Çamurun ve çıkışın ayrılması kısa çöktürme periyodu süresince reaktörde gerçekleşmektedir. Granüler çamur ile işletilen reaktörlerde çamur çökmesinden dolayı uzun süreler gerekli değildir (de Bruin, 2004).

Aerobik granüller herhangi bir taşıyıcı materyal olmadan hücrelerin birbirlerine tespit olmasıyla oluşmuş özel bir biyofilm şekli olarak düşünülmektedirler. Günümüzde, aerobik granül çamur uygulamaları atıksu arıtımında gelecek vaat eden biyoteknolojiler arasından kabul edilmektedir. Granüler çamur ilk olarak 1980'lerde mutlak anaerobik sistemlerde tanımlanmıştır. Anaerobik granülasyonun çeşitli dezavantajları araştırmacıların ilgisini aerobik granül çamura yöneltmiştir. İşletmeye alma süresinin uzun olması, yüksek işletme sıcaklığı, düşük kirlilik yükündeki atıksulara uygun olmama, nütrient (N ve P) gideriminde düşük verim anaerobik granül çamurun dezavantajları arasında sayılabilir. Bu dezavantajlar çevre mühendisleri için popüler bir konu haline gelen aerobik granül çamur teknolojisinin gelişmesine yol açmıştır. 1990'ların sonlarında aerobik granül çamurun oluşumu ve uygulamaları ile ilgili araştırmalar yapılmaya başlanmıştır. Kompakt yapıda, geniş bir mikrobiyal çeşitliliğe sahip, biyolojik olarak verimli ve üstün çökme yeteneğine sahip aerobik granüller ardışık kesikli reaktörlerde elde edilmiştir. Aerobik granüller sıkıca biraraya gelmiş mikrobiyal agregatlardır ve yoğunlukları konvansiyonel aktif çamur ile

karşılaştırıldığında çok daha yüksektir. Buna ek olarak aerobik granüller şu özellikleri göstermektedir:

- Morfolojileri düzgün, hemen hemen daire şeklinde
- Mükemmel çökebilme özelliğine sahip
- Yoğun ve kuvvetli mikrobiyal yapıya sahip
- Yüksek miktarda biyokütle tutabilme
- Yüksek organik yüklemelere dayanabilme
- Toksikiteye tolerans

Granüle özgün bu özelliklerden dolayı son zamanlarda aerobik granül çamur teknolojisi organik madde, azot, fosfor, toksik maddeler ve ksenobiyotikler içeren yüksek kirlilik yüküne sahip atıksuların arıtılması için geliştirilmiştir (Adav, 2008).

Aerobik granülasyon teknolojisinin geniş ölçekte uygulanabilmesinde granüllerin oluşumu için en önemli koşullar anlaşılmalıdır. Bugüne kadar laboratuvar ölçekli sistemlerde aşağıdaki koşulların önemi tanımlanmıştır:

1. Açlık-bolluk rejimi uygulayarak hızlı parçalanmış substratların yavaş parçalanmış depolanmış substratlara dönüşümü,
2. Kısa çöktürme süreleri uygulayarak hızlı çöken granüllerin seçilmesi,
3. Havalandırma süresince yeterli kesme kuvvetinin uygulanması (de Kreuk, 2004).

Bu çalışmanın amacı, sentetik evsel atıksu kullanılarak nütrient giderimi sağlayan aerobik granül çamurun oluşumunun, elde edilen granül çamurun makro-mikro yapısının ve stabilitesine etki eden faktörlerin incelenmesidir. Bu amaçla çalışma kapsamında, nütrient giderimi sağlayan aerobik granül çamur elde edilebilmesi için, AKR kısa çöktürme süresinde işletilmiştir. Ayrıca OLR ve kesme kuvvetinin granülasyona ve granül yapısına etkileri incelenmiştir. Çalışmada dört deney seti kurulmuştur. Üçüncü sette nütrient giderimi sağlayan aerobik granül çamur elde edilmiş ve çeşitli teknikler kullanılarak çamur yapısı detaylı olarak incelenmiştir. Dördüncü sette ise sadece karbon giderimini sağlayan aerobik granül çamur elde edilmiş, nütrient giderimi sağlayan aerobik granül çamur ile yapıları karşılaştırılmıştır.

## **2. GENEL KISIMLAR**

### **2.1 BİYOLOJİK ATIKSU ARITIMI**

Biyolojik atıksu arıtımında arıtma tesisleri, en uygun mikrobiyal topluluğun seçimine ve istenen arıtımın hem güvenilir hem de ekonomik gerçekleşmesine olanak sağlayacak şekilde geliştirilir. Seçilen mikrobiyal topluluk arıtım için uygun metabolik aktiviteye sahip olmalıdır. Yani mikrobiyal topluluk gerekli çıkış kalitesi sağlayabilmeli, aynı zamanda çıkış suyundan kolayca ayrılabilen uygun biyokütle yapısını oluşturabilmelidir (Etterer, 2006).

Atıksuların özellikleri kaynaklarına bağlı olarak önemli farklılıklar gösterir ve bu farklılıklarına göre arıtma yöntemleri de değişir. Atıksuların genellikle %99'undan daha yüksek bir kısmı su ve yalnız geri kalan kısmı kirletici maddelerden oluşmaktadır. Kirleticiler suyun içinde çözülmüş halde olabilecekleri gibi, katı madde olarak askıda da bulunabilirler. Bu kirleticilerin şekil ve özelliklerine göre uzaklaştırılmaları için kullanılacak arıtma yöntemi değişir. Örnek olarak organik kirleticilerin uzaklaştırılması için en etkin yöntemin biyolojik arıtma olduğu söylenebilir. Biyolojik arıtma atıksuyun içinde bulunan askıdaki kolloidal veya çözülmüş organik maddelerin bakterilerce parçalanması ve çökebilen biyolojik floklar ile inorganik bileşenlere dönüştürülmesidir. Biyolojik arıtma aslında organik kirleticilerin doğada yok edilmeleri için mevcut olan biyolojik parçalama ve minerilizasyon proseslerinin kontrollü bir çevrede ve optimum şartlarda tekrarlanmasından başka bir şey değildir.

Biyolojik arıtma sistemleri değişik şekillerde sınıflandırılabilir. Ortamda oksijen varlığına göre aerobik ve anaerobik olarak sınıflandırılan bu sistemler, kullanılan organizmaların sistemdeki çoğalma şekline göre askıda çoğalan sistemler ve biyofilm sistemleri olarak sınıflandırılabilirler (İleri, 2000).

### 2.1.1. Askıda çoğalan sistemler

Askıda çoğalan biyolojik arıtma sistemlerinde mikroorganizmalar reaktör içinde askıda (süspanse) halde tutulur, organik kirlilik ortamdan biyokütle olarak uzaklaştırılır. Karıştırma ile askıda tutulan biyokütle çökeltme tankında dibe çökeltilir. Dipte toplanan biyokütle arıtma çamuru olarak adlandırılır ve sistemden uzaklaştırılır. Aktif çamur prosesi en yaygın kullanılan askıda çoğalan sistemidir (Samsunlu, 2006).

#### 2.1.1.1. Aktif çamur prosesi

En yaygın biyolojik atıksu arıtma metodu aktif çamur yöntemidir. Aktif çamur yöntemi 1914 yılında İngiliz Arden ve Lockett tarafından Amerikalı Clark'ın çalışmalarına dayanılarak geliştirilmiştir. Buradaki esas, mikroorganizmaların atık suyun içerisinde biyolojik değeri olan maddelerden yapı değişimi veya enerji kazanılması için faydalanmasıdır. Başka bir deyişle aktif çamur prosesinin esası, organik maddenin mikroorganizmanın bünyesine alınarak, fazla çamur olarak ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Aktif çamur prosesinde, havalandırma havuzu ve son çökeltme havuzu birbirine bağlı bir sistem oluşturmaktadır.

Atık suyun biyolojik olarak arıtılması havalandırma havuzunda, aktif çamur bakterileri vasıtasıyla olmaktadır. Son çökeltme havuzunda aktif çamur flokları çökmekte ve aktif çamur olarak havalandırma havuzuna geri pompalanmaktadır. Çöken çamurun bir kısmı havalandırma havuzuna geri devrettirilirken geri kalan kısmı atık çamur olarak uzaklaştırılmaktadır. Artık çamurun uzaklaştırılması ile havalandırma havuzundaki çamur miktarı ayarlanabilmektedir. Burada çamurun alınması aktif çamur sisteminin kararlılığını ve verimli çalışmasını sağlamaktadır (Samsunlu, 2006).

Aktif çamur sisteminin verimliliği çamur agregatlarının çökebilirliği ile ilişkilidir. Üretilen çıkış suyu berrak olmalı ve atık çamur kolaylıkla susuzlaştırılabilir. Konvansiyonel aktif çamur sistemi, tesise eklenecek anoksik ve anaerobik tanklarla biyolojik azot ve fosfor giderimi sağlayabilir. Azot giderimi iki aşamalı bir proses ile sağlanabilir: nitrifikasyon ve denitrifikasyon. Nitrifikasyon için aerobik koşullar gereklidir. Bunun aksine denitrifikasyon anoksik koşullarda gerçekleşir ve sonuçta azot gazı üretilir. Biyolojik fosfor giderimi ortamda bulunan fazla fosfatı hücre içine alabilen ve hücre içinde depolayabilen fosfor akümüle eden bakteriler tarafından gerçekleştirilir.

Aşırı biyolojik fosfor giderimi prosesi birbirini takip eden anaerobik ve aerobik koşullara gereksinim duyar (Etterer, 2006).

### 2.1.2. Biyofilm sistemler

Askıda büyüyen mikroorganizmalardan oluşan aktif çamur sistemleri enerjinin ucuz kullanıldığı 1970'li yıllara kadar tüm dünyada çok geniş uygulama alanı bulmuştur. Ancak 1970'li yıllardan sonra başlayan enerji krizleri daha az enerji kullanan sistemler üzerinde yoğun araştırmaların başlamasına neden olmuştur. Bundan dolayı havalı-havasız biyofilm sistemleri çok ilgi çekmiş ve tüm dünyada kullanılmaya başlanmıştır. Bu sistemler:

- Damlatmalı filtreler
- Döner diskler
- Anaerobik filtreler
- Batık filtreler
- Akışkan yataklı filtreler

olarak sıralanabilir. Bunlardan ilk ikisi atıksu arıtımında çok yaygın olarak kullanılan biyofilm sistemleridir. Biyofilm içindeki organizmalar bir yüzey üzerine tutunarak gelişmelerini sağlarlar. Damlatmalı filtrelerde katı yüzey olarak taş veya plastik malzemeler, döner disklerde plastik malzemeler, akışkan yataklı reaktörlerde ise kum, kömür veya diğer taneli malzemeler kullanılır. Yeni malzemelerin ortaya çıkması, yeni proseslerin geliştirilmesi ve var olan proses seçenekleri üzerinde yapılan son çalışmalar neticesinde, atıksu arıtımında hem konvansiyonel damlatmalı filtreler hem de damlatmalı filtre/aktif çamur proseslerinin çeşitli kombinasyonları geniş bir uygulama alanı bulmuştur (İnce, 1989).

Nehirde batmış taşlar, diğer nesnelere veya kanalizasyon duvarı incelendiğinde mikroorganizmaların yeterli nütrientin mevcut olduğu yüzeylere tutunarak koloniler oluşturduğu gözlenir. Bu prensip mikrobiyal biyokütlenin inert ve katı bir yüzeye tutunarak film şeklinde çoğaldığı biyofilm sistemlerinde kullanılmaktadır. Arıtma, atıksuyun mikrobiyal film (biyofilm) ile teması ile sağlanmaktadır. Aktif biyokütle büyük ölçüde reaktörde kaldığı için yeterli mikroorganizmanın reaktörde tutulabilmesi için aktif çamur prosesinde olduğu gibi atık biyokütlenin reaktöre geri devrine ihtiyaç duyulmaz. Gerekli biyofilm ve atıksu teması pek çok sabit filmli reaktörde atıksuyun,

biyofilmin üzerinde oluştuğu durağan yzeyden geirilmeyle sağlanır. Fakat biyofilmin oluştuğu yzeyin durağan olmasına gerek yoktur bazı reaktör tasarımlarında yzey hareketlidir ve atıksuyun içinden geçmektedir (döner diskler) (Gray, 2004).

## **2.2. AEROBİK GRANÜL ÇAMUR PROSESİ**

1990'ların sonunda biyofilm yapısı, oluşumu ve depolanan polimerlerin rolü üzerine yapılan araştırmalar taşıyıcı materyal olmadan, kolay parçalanabilen substratlarla AKR'lerde gelişen aerobik granül fikrinin doğmasına yol açmıştır. 1998'de Hollandalı araştırmacılar Marinus C. Van Loosdrecht ve Merle K. De Kreuk tarafından granüler çamur ile atıksulardan KOİ ve azot giderimi için geliştirilen yöntem uluslararası patent olarak sunulmuş ve kabul edilmiştir. 2004'te ise patentin anaerobik beslemenin tanımını içeren eki sunulmuştur (van Loosdrecht, 2007).

### **2.2.1. Aerobik granüllerin özellikleri**

Hafif, yumuşak ve düzensiz konvansiyonel aktif çamur ile karşılaştırıldığında aerobik granüler çamur, yoğun ve kuvvetli mikrobiyal yapıya sahiptir; düzgün, pürüzsüz, yuvarlak bir şekli ve temiz bir dış yzeyi vardır; hem karıştırma hem de çöktürme fazında bağımsız birer eleman olarak karışan sıvıda görülebilir. Yüksek biyokütle tutabilir ve mükemmel çökme özelliğine sahiptir. Yüksek debilere dayanıklıdır; yüksek organik yükleme hızlarına dayanabilir. Organik kimyasalların toksisitesine ve atıksudaki ağır metallere karşı süspanse çamurdan daha dayanıklıdır. Aerobik granüllerin mükemmel çökme özelliği çıkış suyuyla granül çamurun ayrılmasını kolaylaştırır (Tay, 2004).

#### *2.2.1.1. Morfoloji*

Mikroskobik incelemeler aerobik granüllerin morfolojik özelliklerinin floküler çamurun morfolojik özelliklerinden tamamen farklı olduğunu göstermiştir. Granüllerin şekli neredeyse küreseldir ve net bir dış hatta sahiptir. Aerobik granüllerin özelliklerinin belirlenmesinde granül boyutu önemli bir parametredir. Aerobik granüllerin ortalama çapları 0,2-5 mm aralığında değişmektedir. Granül boyutu, aerobik reaktörlerdeki kuvvetli hidrodinamik kesme kuvvetinden dolayı yapının aşınması ve büyüme arasındaki dengeyle ilişkilidir (Tay, 2004).

### 2.2.1.2. Çökebilirlik

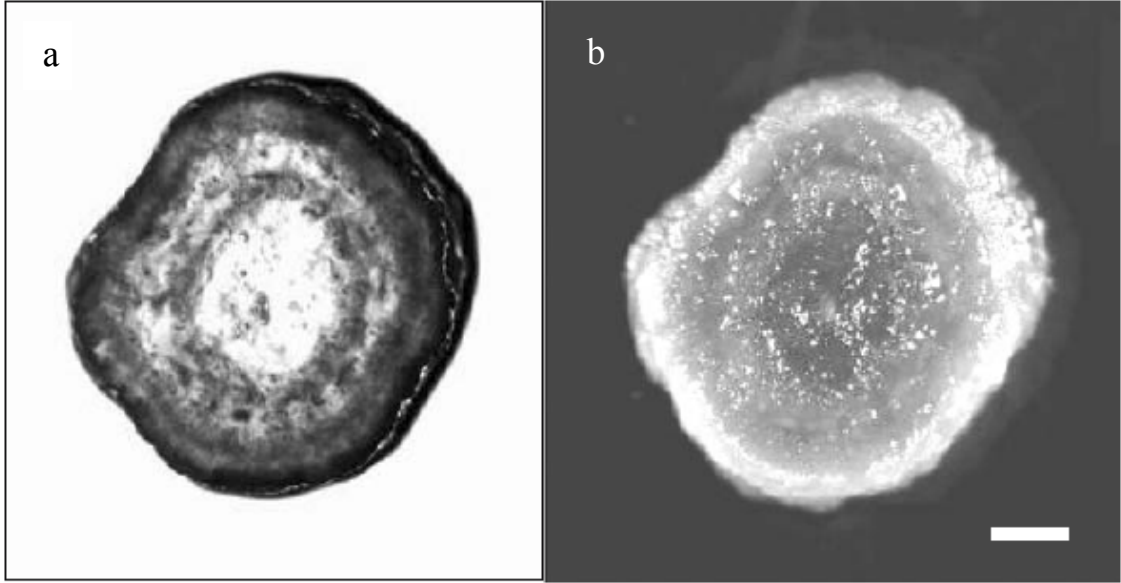
Aerobik granüllerin çökme özellikleri atıksu arıtma sistemlerinin uygun işleyişi için gerekli olan katı-sıvı ayırımının verimliliğini belirler. Aerobik granüllerin çamur hacim indeksi 50 mL/g'dan düşük olabilir. Bu değer konvansiyonel biyofloklarinkinden çok daha düşüktür. Mühendislik açısından bakıldığında aerobik granüller oluşturularak çamurun çökebilirliği önemli ölçüde geliştirilebilir. Sonuç olarak çamur daha kompakt çöktürücülerde çöktürülebilir. Aerobik granüllerin çökme hızları granül boyutuyla, yapısıyla ilişkilidir ve 30-70 m/sa'te kadar yüksek olabilir. Bu değer, çökme hızı 8-10 m/sa olan aktif çamur flokların çökme hızından en az 3 kat daha hızlıdır. Yüksek çökme hızına sahip aerobik granüller biyokütle yıkanmasından endişe edilmeksizin; reaktörlere yüksek hidrolik yüklemelere imkan tanır. Sonuç olarak aerobik granülasyon reaktörde yüksek biyokütle tutunmasına imkan tanır. Bu da reaktör performansını ve stabilitesini artırır. Yüksek konsantrasyonda biyokütle tutunması kirleticilerin daha hızlı parçalanmasını ve daha küçük reaktörlerin kullanımına olanak sağlar (Tay, 2004).

### 2.2.1.3. Yoğunluk ve dayanıklılık

Aerobik granüllerin özgül ağırlıkları 1,004-1,065 g/mL arasında değişmektedir. Fiziksel dayanıklılığı yüksek olan granüller yüksek kesme kuvvetine dayanabilmektedirler. Glikoz ve asetatla beslenen aerobik granüllerde dayanıklılık katsayısı olarak ifade edilen fiziksel dayanıklılık %95'in üzerinde bulunmuştur. Dayanıklılık katsayısı, 5 dakika 200 rpm'de çalkalandıktan sonra kalan granüllerin ağırlığının başlangıçtaki toplam granüler çamurun ağırlığına oranı ile hesaplanır ve yüzde olarak ifade edilir. Küçük boyutlu granüller büyük boyutlu olanlarla karşılaştırıldığında daha kompakt olma eğilimindedirler (Tay, 2004).

Wang vd. (2005) tek karbon kaynağı olarak sodyum asetat kullanarak AKR'de aerobik granüler çamur geliştirmiş, bütün ve parçalanmış yapılarını imaj analizörüyle (image analyzer) ile görüntülemiştir. Şekil 2.1'de aerobik granül kesitinin aydınlık alanda (a) ve karanlık alanda (b) alınan görüntüleri verilmiştir. Şekil 2.1 (a) aerobik granülün 800 µm derinliğe sahip opak dış tabakasının olduğunu ve buna nazaran transparan bir çekirdeğe sahip olduğunu göstermektedir. Optik dansite (OD) askıda ve biyofilm sistemlerde biyokütle yoğunluğunu miktarını belirlemek için yaygın olarak kullanılmaktadır. Çalışmada granül merkezinde düşük biyokütle yoğunluğunu veya

gevşek mikrobiyal yapıyı gösteren sifıra yakın OD bulunmuştur. Bunun aksine granülün dış tabakasında yüksek biyokütle yoğunluğu veya kompakt mikrobiyal yapının sonucu olarak OD yüksek bulunmuştur. Şekil 2.1 a'da granülün transparan görünen merkezinin boş olmadığı jel benzeri maddelerle dolu olduğu görülmektedir. Sonuç olarak aerobik granül yoğun bir dış kabuktan ve gevşek yapıya sahip çekirdekten meydana gelen heterojen bir yapıya sahiptir.



Şekil 2.1 Aerobik granülün kesitinin aydınlık alanda (a) ve karanlık alanda (b) görüntüsü (bar=500  $\mu$ m) (Wang, 2005)

#### 2.2.1.4. Hücre yüzeyi hidrofobisitesi

Hücre yüzeyi hidrofobisitesi hücrelerin birbirine veya bir yüzeye tutunmasında önemli bir kuvvettir. Konvansiyonel biyofloklarla karşılaştırıldığında granüller çamurun hidrofobisitesi hemen hemen iki katıdır. Mikroorganizmalara yüksek kesme kuvveti veya hidrolik seleksiyon baskısı uygulanması hücre yüzeyi hidrofobisitesinde önemli bir yükselişe sebep olmaktadır. Öte yandan hücre yüzeyi hidrofobisitesinin, 500-3000 mgKOI/L arasında organik madde konsantrasyonuna ya da yükleme hızlarına duyarlı olmadığı görülmüştür (Tay, 2004).

### 2.2.1.5. Spesifik oksijen tüketim hızı

Çevre mühendisliği alanında mikrobiyal aktivite spesifik oksijen tüketim hızıyla tanımlanmaktadır. Yapılan farklı çalışmalarda aerobik granüllerin spesifik oksijen tüketim hızı çok geniş bir aralıkta bildirilmiştir (Morgenroth, 1997; Tay, 2001; Yang, 2003; Zhu ve Wilderer, 2003). Spesifik oksijen tüketim hızının yüzeysel hava hızı cinsinden kesme kuvvetinin artmasıyla arttığı bulunmuştur. Artan kesme kuvvetinin mikroorganizmaların solunum aktivitelerini çok önemli bir şekilde arttırdığı açıktır (Tay, 2001). Bu artış hidrodinamik kesme kuvvetinin, granül ve su fazı arasında oksijen transfer hızını arttırmasıyla ilişkilidir. Bakteriyel metabolizmayla ilişkili biyokimyasal reaksiyonlarda oksijen kullanımı ve karbondioksit üretimi arasında lineer bir ilişki görülmektedir. Yani yüksek oksijen kullanımında metabolizma hızlı olduğundan az biyokütle üretilir; substrat daha çok karbondioksit çevrilir (Tay, 2004).

Spesifik oksijen tüketim hızıyla temsil edilen mikrobiyal aktivite çöktürme süresi cinsinden hidrolik seleksiyon baskısıyla ters ilişkilidir (Qin, 2004). Kısa çöktürme süreleri bakterilerin solunum aktivitelerini önemli ölçüde uyarmaktadır. Bu da mikroorganizmaların hidrolik seleksiyon baskısındaki değişikliklere yanıt olarak enerji metabolizmasını düzenlediğini göstermektedir.

Aerobik granüller anaerobik koşullarda uzun süre bekletildikten sonra granüler çamurun metabolik aktivitesini değerlendirmek için spesifik oksijen tüketim hızı indikatör olarak kullanılır. Reaktörler bekletilen çamurla tekrar işletmeye alındığında birkaç gün içerisinde granüllerin aktivitesi bekletme öncesi sahip oldukları aktiviteye dönmüştür.

Biyokütle büyümesi ve substrat giderimi spesifik oksijen tüketim hızıyla bağlantılıdır. Fenol gibi toksik kimyasallar içeren atıksuların arıtılmasında granülün fizyolojik değişimlerini takip etmek için çamur hacim indeksi ve spesifik oksijen tüketim hızı değerleri gereklidir. Spesifik oksijen tüketim hızından uygulanabilir en yüksek yükleme hızı hesaplanabilir. Bu nedenle aerobik granüllerin yüksek kirlilikteki endüstriyel atıksuların arıtımında uygun olup olmadığının değerlendirilmesinde spesifik oksijen tüketim hızı önemli bir özelliktir (Tay, 2004).

### 2.2.1.6. Hücre dışı polimerik maddeler (*Extracellular polymeric substances*)

Hücre dışı polimerik maddeler (EPS), bakterilerin hücre yüzeyinde biriken metabolik ürünleridir. EPS bakterilerin ve diğer partiküllerin gömüldüğü üç boyutlu bir matriks oluşturmaktadır. Sert çevresel koşullara karşı hücreler için koruyucu tabaka oluştururlar. Aynı zamanda açlık koşullarında karbon ve enerji kaynağı olarak hizmet ederler. EPS flokülasyon, çökebilirlik ve çamur susuzlaştırılmasında önemlidir. Flokta bulunan EPS ve mikroorganizmalar çapraz bağlı polimerik bir ağ oluştururlar. Bu ağ porları ve kanallarıyla nütrientlerin, minerallerin, kirleticilerin ve ağır metallerin adsorbsiyonunu sağlayabilir. EPS floklara zayıf bağlı başka bir deyişle çözülebilir mikrobiyal ürünler (soluble microbial products (SMP)) ve kuvvetli bağlı hücre dışı polimerik maddeler (EPS) olarak sınıflandırılabilirler (Fang, 2002; Guibaud, 2006). SMP/EPS oranları aynı türlerde bile farklı işletme koşullarında değişebilir. SMP santrifüj sonrası süpernatanta geçmektedir öte yandan EPS hücrelere sıkıca bağlı olduğunda yalnızca santrifüj ile elde edilebilecek miktar gerçek miktarı yansıtmayacaktır.

EPS biyoflok, biyofilm, aerobik ve anaerobik granüller gibi tüm mikrobiyal agregatlarda mevcuttur. Ancak granüllerdeki EPS miktarı konvansiyonel biyoflok ve biyofilmlerden çok daha fazla bulunmuştur (Liu, 2004). Normal koşullarda mikroorganizmalar fazla EPS salmaya ihtiyaç duymazlar. Stres koşullarına maruz kalan granüllerin EPS üretiminde artış gözlenmiştir. Bugüne kadar reaktör konfigürasyonu, substrat kompozisyonu, OLR, hidrolik bekleme süresi, hidrodinamik kesme kuvveti, çöktürme süresi, açlık-bolluk rejimi, sıcaklık vb. pek çok işletme parametresinin bakterilerin EPS salgılamasını uyardığı anlaşılmıştır. Granüllerde üretilen hücre dışı polimerik maddeler çeşitli oranlarda protein, karbonhidrat, deoksiribonükleik asit (DNA), hümkik maddeler, lipidler ve glikoproteinler gibi heteropolimerler içerirler. Bunlardan karbonhidrat pek çok saf kültürün EPS'inde çoğunlukta olan bileşendir. Öte yandan pekçok atıksu arıtma reaktörlerinin çamurlarında önemli miktarlarda protein bulunmuştur. Literatür granüllerin EPS kompozisyonu ile ilgili özellikle karbonhidrat/protein oranıyla ilgili birbiriyle tutarlı olmayan bilgiler içermektedir (Fukuzaki, 1995; Fang, 2002). Karbonhidrat ve protein dışındaki hücre dışı polimerik madde bileşenlerinin miktarları hakkında bilgi azdır. Normal koşullarda EPS ölü hücrelerin parçalanması sonucu ortama salınan az miktarda DNA içermektedir.

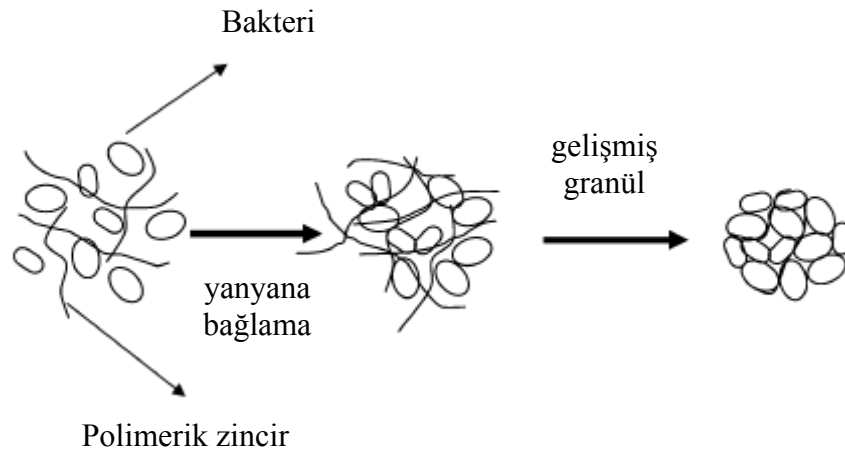
DNA'nın EPS'de fazla miktarda bulunması sert ekstraksiyon prosesi nedeniyle hücrelerin parçalandığına işaret eder. EPS bileşenlerinden karbonhidrat spesifik bir fonksiyon için hücre dışı polimeri olarak sentez edilir. Öte yandan proteinler, lipidler ve nükleik asitler hücre içi polimerlerin salınması veya hücre parçalanması sonucu EPS'te bulunurlar. Bugüne kadar elde edilen veriler bakteriler tarafından üretilen EPS'in kompozisyonunun ve miktarının mikrobiyal türler, çoğalma fazı, sınırlayıcı substratın çeşidi (karbon, azot, fosfor), oksijen sınırlaması, sıcaklık, kesme kuvveti vb. pek çok faktöre bağlı olduğunu göstermektedir. Bu da hücre dışı polimerlerin kompozisyonunun değişken olabileceğini ve mikrobiyal çeşitlilikle, bakterilerin fizyolojik durumlarıyla, granüllerin geliştiği işletme koşullarıyla ilişkili olabileceğini göstermektedir. Granülasyon süresince bakteri türlerinde değişim gerçekleştiği bildirilmiştir. Mikrobiyal değişim de EPS üretimini ve kompozisyonunu etkilemektedir. Ayrıca EPS'in kompozisyonu atıksu karakterizasyonu ile ilişkilidir, örneğin protein ile beslenen granüller EPS'te yüksek miktarda protein ve DNA içerirler öte yandan başka organik substratlarla geliştirilen granüller EPS'te yüksek miktarda karbonhidrat içerirler. Aerobik granüller üzerine yapılan araştırmalar yüksek hidrodinamik kesme kuvveti, kısa çöktürme süresi/hidrolik bekletme süresi ve açlık-bolluk rejimi gibi mikroorganizmalar üzerinde stres yaratan işletme koşullarının bakterilerin proteinden çok karbonhidrat üretmesini uyardığını göstermiştir.

EPS hücre yüzeyine biriktiğinden, yüzey hidrofobisitesi, yüzey yükü, bağlanma bölgeleri ve yüzey morfolojisi gibi hücre yüzey özellikleri EPS'ten etkilenebilir. Yüzey yükünün mikrobiyal agregatların stabilitelelerinin kontrolünde önemli olduğu düşünülmektedir. Fizyolojik pH değerlerinde bakteri yüzeyleri negatif yüklüdür. Derjaguin, Landau, Verwey ve Overbeek (DLVO) teorisine göre aynı yüke sahip yüzeyler arasında yüzeylerin birbirini yaklaşmasını engelleyen itici bir kuvvet vardır. EPS'in negatif yüzey yükünü azaltarak komşu hücrelerin birbirine yaklaşmasını sağlayabileceği önerilmiştir. Granüler çamurun aktif çamurdan daha az negatif yüklü olduğu bulunmuştur. Doğal hücre yüzeyiyle karşılaştırıldığında EPS tabakası negatif yükü azaltabilir. Bakterilerin hücre duvarının EPS tabakasıyla kaplı olduğu bilinmektedir. Bu da hücre yüzeyi hidrofobisitesinin EPS ile ilişkili olabileceğini göstermektedir. Bazı bulgular proteinlerin ve amino asitlerin EPS'in hidrofobik

bileşenleri olduğunu, karbonhidratların ise hidrofilik bileşenleri olduğunu ileri sürmektedir.

EPS'in hücrelerin adhezyonuyla, matriks yapısının oluşumuyla, mikrobiyal fizyolojiyle ve granüllerin uzun dönem stabilitesiyle yakından ilişkili olduğu düşünülmektedir. Bu da granülasyon prosesinde EPS'in bir rol oynadığını göstermektedir.

Granüllerdeki EPS'in komşu hücreler arasında köprü görevi görerek hücreleri biraraya getirdiği aynı zamanda inert partiküler maddenin de yapıda tutulmasını sağladığı böylece agregatların oluşumuna yardımcı olduğu düşünülmektedir. Bu mekanizma Şekil 2.2'de gösterilmiştir (Liu, 2004).

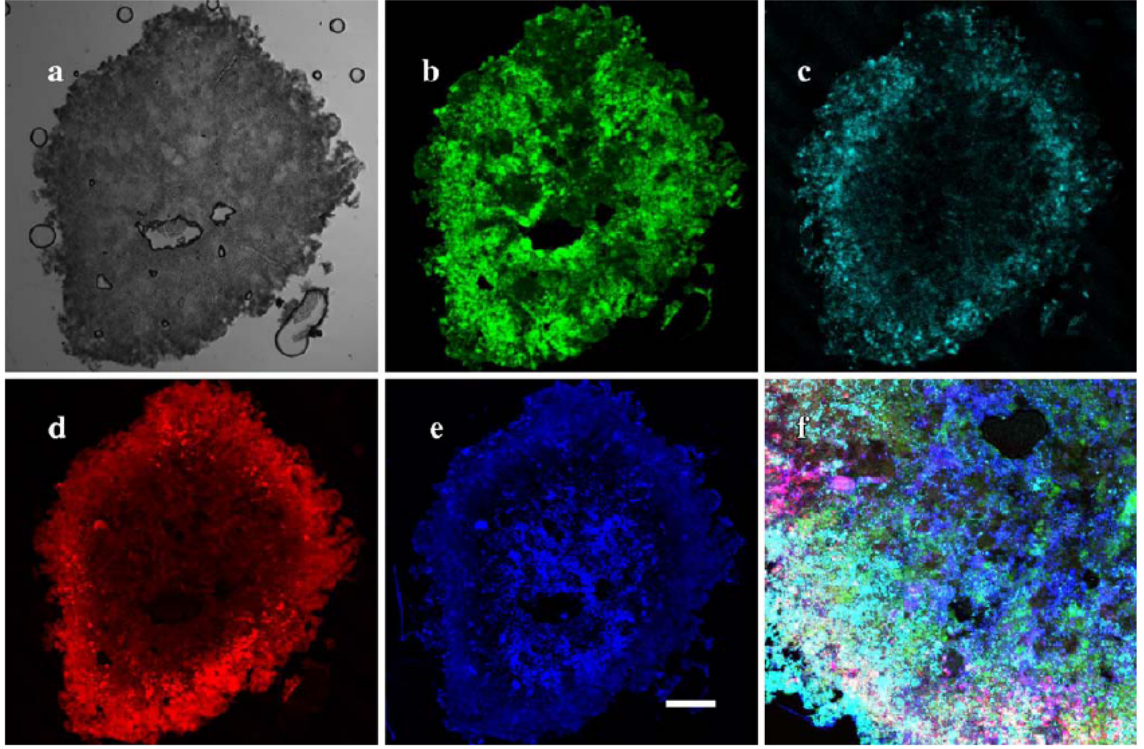


Şekil 2.2 Hücre dışı polimerik maddelerle gelişen granülasyonun şematik gösterimi (Liu, 2004)

EPS'in miktarının belirlenmesi önemli ölçüde seçilen ekstraksiyon yöntemine bağlıdır. EPS yalnızca santrifüj ile ekstrakte edilebilir ama çoğu araştırmacı elde edilecek hücre dışı polimerik madde miktarını arttırmak için çeşitli fiziksel ve/veya kimyasal yöntemler uygulamıştır. Uygulanan fiziksel ekstraksiyon yöntemlerine santrifüj, ultrasonikasyon, katyon değiştirici reçine ve ısıtma, kimyasal ekstraksiyon yöntemlerine ise etilendiamintetraasetik asit (EDTA), alkali reaktifler ve aldehidik çözeltiler örnek verilebilir. Fakat bugüne kadar standart bir ekstraksiyon prosedürü geliştirilmemiştir. Bu da yayınlanan çalışmaların anlamlı bir şekilde karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır (Liu, 2002a; Comte, 2006). McSwain vd. (2005) EPS'i ekstrakte etmek için biyolojik numuneyi 80°C'de NaOH çözeltisinde ısıttıklarında hücrelerin parçalanmasıyla ortamda

DNA konsantrasyonunun arttığını tespit etmişler. Liu ve Fang (2002a) aerobik, asidojenik ve metanojenik çamurlarda EPS'in ekstraksiyonu için farklı fiziksel ve kimyasal yöntemleri karşılaştırmışlardır. Sonuç olarak test ettikleri çamurlarda formaldehid ve NaOH'in kullanıldığı kimyasal yöntemin EPS'in ekstraksiyonu için en verimli yöntem olduğuna karar vermişlerdir. Formaldehid hücre duvarını fikse ederek hücre parçalanmasını önlemektedir ve NaOH pH'ı yükselterek EPS'de bulunan asidik grupları disosiyasyonla etkilemektedir. Ancak bu çalışmayı yürüten araştırmacılar aynı zamanda konfokal lazer taramalı mikroskop ile yaptıkları boyama testleriyle önerdikleri formaldehid+NaOH yönteminin çamurun ancak sınırlı miktarda hücre dışı polimerik maddesini ekstrakte ettiğini göstermiştir. Çeşitli proseslerde EPS'in rolünü netleştirmek için EPS miktar ve kompozisyonunun açıklanması gerekmektedir. Comte vd. (2006) uygulanan kimyasal reaktiflerin elde edilen EPS'i kontamine ettiğini belirlemiştir. Araştırmacılar buna ek olarak fiziksel yöntemlerin (santrifüj gibi) ekstraksiyon için yetersiz olduğunu veya önemli ölçüde hücre parçalamasına neden olacağını (örneğin ısıtma) belirlemişlerdir.

Chen vd. (2007), asetat ile beslenen granülleri boyayarak konfokal lazer taramalı mikroskop ile incelemişlerdir. Şekilde belirtilen floresan yoğunluğuna göre granül çekirdeği protein yapıdadır. Öte yandan hücreler ve  $\alpha$ -D-glukopiranoz polisakkarid granüllerin dış yüzeyinde birikmiştir. Aynı zamanda  $\beta$ -D-glukopiranoz polisakkarid granülün içine doğru dağılmıştır.



Şekil 2.3 Asetat ile beslenen granülün görüntüleri (bar = 200 mm) a optik mikroskop ile alınan görüntü, b proteinin (FITC) CLSM görüntüsü, c  $\alpha$ -D-glukopiranoz polisakaridlerin (Con A) CLSM görüntüsü, d nükleik asitlerin CLSM görüntüsü (SYTO 63), e  $\beta$ -D-glukopiranoz polisakaridlerin (kalkoflor beyazı) CLSM görüntüsü, f birleştirilmiş görüntü (b-e) (Chen, 2007)

### 2.2.2. Aerobik granülasyonun mekanizması

Bakterilerin aerobik granülleri oluşturmaları için pek çok koşul sağlanmalı ve granülasyona katkıda bulunan fiziksel, kimyasal ve biyolojik kuvvetler birarada görülmelidir.

Tay ve Liu (2004), aerobik granülasyon için aşağıdaki adımlardan oluşan bir model önermişlerdir:

- 1) Bakteri-bakteri temasını başlatmak için fiziksel hareket. Hidrodinamikler, kütle transferi, termodinamik etkiler ve hücre hareketliliği bu adımla ilişkili faktörlerdir.
- 2) Çekici kuvvetlerden doğan hücrelerarası temasın stabilizasyonu. Bu çekici kuvvetler fiziksel kuvvetler (örneğin Van der Waals kuvvetleri, zıt kutuplar arası çekim, yüzey yükü, yüzey serbest enerjisinin indirgenmesi, hidrofobisite, tek hücreleri birbirine bağlayan filamentli bakteriler), kimyasal kuvvetler ve hücre yüzeyi dehidrasyonunu,

hücre membranlarının kaynaşmasını, bakteriyel topluluktaki ilişkileri ve sinyalleşmeyi kapsayan biyokimyasal kuvvetlerdir.

- 3) Hücre dışı polimer sentezi, hücre kümelerinin büyümesi, hücre-hücre etkileşimine yardımcı olan çevresel koşulların sebep olduğu genetik etkiler ve metabolik değişim ile hücre agregatının olgunlaşması.
- 4) Kararlı hale ulaşan mikrobiyal yapının üç boyutlu yapısının hidrodinamik kesme kuvveti ile şekillenmesi.

Hücre yüzeyi hidrofobisitesi aerobik granülasyonun başlangıcında önemli bir rol oynayabilir. Termodinamik teoriye göre artan hücre yüzeyi hidrofobisitesi yüzeydeki Gibbs enerjisinin azalması ve hücre-hücre etkileşiminin artmasına sonuç olarak bakterilerin agregasyonuna ve hidrofilik likid fazdan ayrılmasına neden olabilir. Hidrofobik bağlanmanın hücre-hücre tutunmasında önemli rol oynadığı düşünülmektedir. Yüksek yüzey hidrofobisitesi daha kuvvetli hücre-hücre etkileşimlerine ve daha yoğun yapıların oluşumuna neden olmaktadır. Hücre dışı polisakkaridler hücrelerin adhezyon ve kohezyonuna aracılık ederler ve immobilize hücre topluluğunun yapısal bütünlüğünün sürekliliğinde önemli rol oynarlar. Aerobik granüllerin polisakkarid miktarı floküler çamurdan çok daha yüksektir. Hücre polisakkaridleri aynı zamanda aerobik granülasyona önemli ölçüde katkıda bulunmaktadır. Qin vd. (2004), aerobik granüllerin 15 dakikadan kısa çöktürme süresiyle işletilen AKR'lerde mükemmel bir şekilde geliştiğini öte yandan 20 dakika çöktürme süresiyle işletilen reaktörde yalnızca floküler çamurun bulunduğunu gözlemişlerdir. Kısa çöktürme sürelerinin hücre polisakkaridlerinin üretimini önemli ölçüde arttırdığı görülmüştür. Çöktürme süresi mikroorganizmalar üzerinde hidroluk seleksiyon baskısı olarak görev görmektedir. Seleksiyon baskısı aerobik granüllerin oluşumuna yardımcı olacak mikrobiyal değişikliklere neden olabilir.

Bugüne kadar aerobik granülasyonun mekanizması ve modelleri hakkında yapılan tarifler aerobik granülasyon prosesinin tam olarak anlaşılması için yeterli değildir. Hücrelerarası iletişim ve hücrelerin koordinasyonunun bakterilerin çeşitli yapılar oluşturmasına yardımcı olduğu bilinmektedir. Quorum sensing (çoğunluğu algılama) bakterilerin topluluk içinde davranışlarına örnek olarak gösterilebilir. Buna göre hücreler arasında yapılan sinyal alışverişi tüm popülasyonun çevreyle etkileşimde optimum yolu seçmesini sağlar. "Cellular automation" modeli biyofilm yapısının sınırlı

substrat konsantrasyonu ile belirlendiğini gösterir. Bir hücre pozisyonunu hücre dışı sinyal faktörünün konsantrasyonunun artması veya azalması ile belirler. Hücre-hücre iletişimi üzerine yapılan araştırmalar hücre-hücre sinyalleşmelerinin aerobik granüllerin gelişmesinde ve granül içindeki bakterilerin dağılımının düzenlenmesinde etkili olduğunu doğrulamaktadır.

Beun vd. (1999), araştırmaları süresince yaptıkları mikroskopik gözlemlere dayanarak herhangi bir taşıyıcı materyal olmadan aerobik reaktörde granüllerin oluşumunu açıklayan bir mekanizma önermişlerdir. Mekanizma şematik olarak Şekil 2.4’de gösterilmiştir. KOİ gideren AKRden alınan bakteriyel çamur ile işletmeye alınan sistemde mantarın baskın olduğu bir çamur gelişmiştir. Mantarlar kolaylıkla çok iyi çökebilen ve sistemde kalabilen miselli peletler oluşturmuşlardır. Bakteriler iyi çökme özelliğine sahip olamadıklarından neredeyse tamamen sistemden yıkanmışlardır. Sonuç olarak başlangıç evresi boyunca reaktörde bulunan biyokütle filamentöz miselli peletlerden ibarettir. Reaktördeki kesme kuvvetinden dolayı peletlerin yüzeyindeki filamentler koptuğundan peletler daha kompakt olmuşlardır. Peletlerin çapları 5-6 mm’ye kadar büyümüştür ve sonrasında muhtemelen peletin iç kısımlarındaki oksijen konsantrasyonunun sınırlı olması peletin parçalanmasına sebep olmuştur. Miselli peletler bakterilerin kolonizasyonu için matris görevi görmüştür. Miselli peletler iç kısımdaki mikrobiyal ölümden dolayı parçalandıktan sonra bakterilerin oluşturduğu koloniler sistemde kalabilmişlerdir. Çünkü artık çökebilecek kadar büyüktürler. Bu mikrokoloniler daha sonra büyüyerek granülleri oluşturmuşlardır. Böylece reaktörde bakteriyel populasyon baskın hale gelmiştir. Önerilen bu mekanizmada çalışmalar çok az miktarda çökmeyen süspanse çamur ile başlatılmıştır. Eğer floklar ve/veya küçük granüller içeren aşı çamuruyla çalışmaya başlanırsa mekanizma farklı olacaktır.



reaktörlerde anaerobik granüllerin oluşumunu hızlandırmaktadır. Çünkü yüksek organik yüklemekten dolayı biyogaz üretimi artmakta, bu da anaerobik granülasyonda önemli bir seleksiyon baskısı olan yukarı akış hızını arttırmaktadır. Anaerobik granülasyonun aksine aerobik granüller 2,5-15 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün organik yükleme hızı aralığında oluşabilmektedir. Aerobik granülasyonun organik yükleme hızına duyarlı olmadığı gözükmektedir. Organik yükleme hızının aerobik granüllerin oluşumuna etkisi olmamakla birlikte, fiziksel özellikleri organik yükleme hızına bağlıdır. Yapılan bir çalışmada organik yükleme hızının 3 KOİ/m<sup>3</sup>.gün'den 9 KOİ/m<sup>3</sup>.gün'e yükseltilmesiyle granül boyutu 1,6 mm'den 1,9 mm'ye artmıştır. Benzer bir eğilim anaerobik granülasyonda da görülmektedir. Organik yükleme hızının aerobik granüllerin morfolojilerine, örneğin dairesel şekillerine etkisi bulunmamıştır. Oysa farklı organik yükleme hızlarında gelişen aerobik granüllerin kuru biyokütle yoğunluğu, spesifik ağırlığı ve çamur hacim indeksi gibi özellikleri farklılık göstermiştir. Organik yükleme hızının artmasıyla aerobik granüllerin fiziksel dayanıklılığı azalmaktadır. Benzer şekilde anaerobik granüllerde de artan organik yükleme hızıyla fiziksel dayanıklılık azalmaktadır. Başka bir deyişle yüksek organik yüklemelerde granüllerin yapısal bütünlüğü bozulabilir ve parçalanma meydana gelebilir. Yüksek organik yükleme hızları biyokütle büyüme hızını arttırabileceğinden mikrobiyal topluluğun üç boyutlu yapısı dayanıklılığını kaybedebilir (Tay, 2004)

#### 2.2.3.3. Hidrodinamik kesme kuvveti

Kolon tipi reaktörlerde veya airlift AKR'lerde hidrodinamik kesme kuvveti yukarı akış hava hızı olarak tanımlanan havalandırmayla yaratılmaktadır. Yapılan çalışmalar artan kesme kuvvetinin aerobik granüllerin oluşumuna ve stabilitelelerini korumalarına yardımcı olduğunu göstermiştir. Kolon tipi AKR'lerde yüzeysel yukarı akış hava hızı cinsinden 1,2 cm/sn üzerinde kesme kuvvetiyle aerobik granüllerin oluşabildiği bulunmuştur. Daha düzgün, dairesel ve kompakt aerobik granüllerin daha yüksek hidrodinamik kesme kuvvetinde geliştiği gösterilmiştir. Aynı zamanda granül yoğunluğu ve dayanıklılığı da uygulanan kesme kuvvetiyle orantılıdır. Bu bulgular aerobik granüllerin yapılarının esas olarak biyoreaktördeki kesme kuvvetiyle ilişkili olduğunu belirtmektedir. Bununla birlikte hücre dışı polisakaridlerin hücrelerin adhezyonuna ve kohezyonuna aracılık ettiği ayrıca, immobilize hücrelerin yapısal bütünlüğünün sürdürülmesinde önemli bir rol oynadığı bilinmektedir. Tay vd. (2001)

hücre dışı polisakkaridlerin üretiminin uygulanan kesme kuvvetiyle yakından bağlantılı olduğunu ve aerobik granüllerin stabilitelerinin hücre dışı polisakkarid üretimiyle ilişkili olduğunu belirtmiştir. Yüzeysel yukarı akış hava hızı cinsinden hesaplanan kesme kuvvetinin artmasıyla hücre dışı polisakkarid miktarı da artmaktadır. Böylece yüksek kesme kuvveti bakterilerin daha fazla hücre dışı polisakkarid salmalarını uyarmaktadır. Kesme kuvvetinin artmasıyla uyarılan hücre dışı polisakkarid üretimi biyofilmlerde de gözlenmiştir. Sonuç olarak, yüksek kesme kuvvetinde artan hücre dışı polisakkarid üretimi kompakt ve dayanıklı yapıda aerobik granüllerin oluşumuna katkıda bulunmaktadır. Biyofilm oluşumuna benzer olarak farklı hidrodinamik kesme kuvvetlerinde aerobik granül oluşabilmektedir. Yapılan çalışmalar olgun aerobik granüllerin yapısının uygulanan hidrodinamik kesme kuvvetiyle ilişkili olmasına rağmen, hidrodinamik kesme kuvvetinin AKR'lerde aerobik granülasyon için birincil başlatıcı kuvvet olmadığını göstermektedir (de Kreuk, 2007). AKR'de kesme kuvveti magnetik veya pedallı karıştırıcı ile ve havalandırma ile sağlanmaktadır. Sisteme verilen hava debisine bağlı olarak yukarı akış hava hızı denklem (2.1) ile hesaplanmaktadır. Buna göre  $Q_{\text{hava}}$  sisteme verilen hava debisi ( $\text{cm}^3/\text{sn}$ ),  $D$  reaktör çapı ( $\text{cm}$ )  $V_{\text{hava}}$  yukarı akış hava hızıdır ( $\text{cm}/\text{sn}$ ).

$$V_{\text{hava}} = \frac{Q_{\text{hava}}}{\pi \times D^2 / 4} \dots\dots\dots(2.1)$$

#### 2.2.3.4. Çöktürme süresi

AKR'lerde atıksu her biri birkaç saat süren birbirini takip eden döngülerle arıtılır. Her döngü sonunda çıkış boşaltılmadan önce biyokütle çöktürülmektedir. Çöktürme süresi mikrobiyal topluluk üzerinde başlıca seleksiyon baskısı olarak görev görmektedir. Hızlı çöken bakterilerin büyümesi ve çökme özelliği kötü olan bakterilerin sistemden yıkanması için kısa çöktürme süreleri tercih edilmelidir. Qin vd. (2004) aerobik granüllerin yalnızca 5 dakika çöktürme süresiyle işletilen AKR'lerde başarılı bir şekilde geliştiğini ve sistemde dominant olduğunu bildirmiştir. 20, 15 ve 10 dakika çöktürme süreleriyle işletilen AKR'lerde aerobik granüllerin ve floküler çamurun birarada bulunduğu gözlenmiştir. Kısa çöktürme süreleriyle hücre dışı polisakkaridlerin üretimi uyarılmakta ve hücre yüzeyi hidrofobitesi artmaktadır (Tay, 2004).

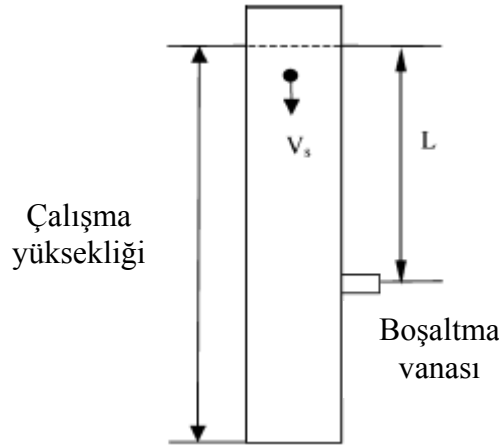
### 2.2.3.5. Değişim oranı

AKR'lerde değişim oranı, belirlenen çöktürme süresi sonrası boşaltılan sıvı hacminin reaktörün toplam çalışma hacmine oranıdır. Bugüne kadar AKR'lerde aerobik granülasyonda değişim oranının önemini inceleyen çalışmalar sınırlı sayıdadır. Yakın geçmişte Wang (2004), AKR'leri %20-80 aralığında değişen değişme oranlarıyla 5 dakika süreli sabit çöktürme süresiyle işletmiştir ve aerobik granülasyona etkisini incelemiş ve toplam biyokütlede bulunan aerobik granül fraksiyonunun değişim oranıyla ilişkili olduğunu bulmuştur (Tay, 2004).

Liu vd. (2005e) göre, AKR'de aerobik granülasyonun gerçekleşmesi için en etkili seleksiyon kuvvetleri çöktürme süresi ve değişim oranıdır. Stokes formülüne göre bir partikülün çökme hızı ( $V_s$ ) Denklem 2.2 ile hesaplanabilir.

$$V_s = \frac{g(\rho_p - \rho)d_p^2}{18\mu} \dots\dots\dots(2.2)$$

Bu bağıntıda  $V_s$  partikülün çökme hızı,  $d_p$  partikülün çapı,  $\rho_p$  partikülün yoğunluğu,  $\rho$  çözeltilinin yoğunluğu ve  $\mu$  çözeltilinin viskozitesidir. Bu eşitlik partikülün çökme hızının AKR'deki agregatların yoğunluğu ve çapı ile belirlendiğini göstermektedir. Ayrıca bu denklemden hızlı çöken biyopartiküllerin ağır, küresel agregatlar olduğu, yavaş çöken partiküllerin hafif, küçük, düzensiz şekilli agregatlar olduğu anlaşılmaktadır. Şekil 2.5'de gösterildiği gibi AKR'de çıkış suyu boşaltma vanasından boşaltılmaktadır. Reaktör toplam hacminin boşaltma vanasına mesafesi  $L$  ile ifade edilirse biyopartiküllerin boşaltma vanasına hareket süresi Denklem 2.3 ile hesaplanabilir:



Şekil 2.5 AKR'ün geometrisi (Liu, 2005)

$$\text{Boşaltma vanasına hareket süresi} = \frac{L}{V_s} \dots\dots\dots(2.3)$$

Denklem 2.3  $V_s$ 'deki artışın partiküllerin boşaltma vanasına hareket süresini kısalttığını gösterir. Bu nedenle boşaltma vanasına hareket süresi belirlenen çöktürme süresinden uzun olan biyopartiküller sistemden yıkanacaktır. (Denklem 2.4).

$$(V_s)_{\min} = \frac{L}{\text{çöktürme süresi}} \dots\dots\dots(2.4)$$

Çökme hızı  $(V_s)_{\min}$ 'dan düşük olan biyopartiküller reaktörden yıkanırken,  $(V_s)_{\min}$ 'dan yüksek çökme hızına sahip olan biyopartiküller sistemde kalacaktır.

Çökme hızlarındaki farktan dolayı granüllerin seleksiyonunun geliştirilmesi için, AKR'lerin yükseklik/çap oranlarının büyük olması gerektiği önerilmiştir. Fakat günümüzde AKR'lerin yükseklik/çap oranlarının aerobik granülasyonda seleksiyon baskısı olmadığı açıktır. Bununla beraber büyük yükseklik/çap oranları mühendisler için gerekli olduğunda L ve dolayısıyla  $V_s$  değerlerini değiştirme imkanı sağladığından avantajlıdır.

Giokas vd. (2003) flokül aktif çamurun çökme hızının genellikle 4-5 m/sa'ten az olduğunu bu nedenle, 3,8 m/sa'ten düşük  $(V_s)_{\min}$  değerlerinde işletilen AKR'lerde flokül çamurun etkili olarak sistemden yıkanmadığını belirtmişlerdir. Son çalışmalar aerobik granüllerin büyüme hızının süspanse aktif çamurdan çok daha düşük olduğunu göstermektedir. Süspanse çamurun hızlı çoğalma özelliği aerobik granüllerle kolaylıkla

rekabet edebilmesini sağlar. Bu rekabet aerobik granülasyonu önemli ölçüde baskılamaktadır. Dolayısıyla süspanse çamurun sistemden etkili bir şekilde yıkanmaması AKR’de aerobik granül çamurun yok olmasına neden olur. Sonuç olarak, süspanse çamurun çökme hızından yüksek bir  $(V_s)_{min}$  seçilmelidir, aksi halde AKR’de hızlı ve başarılı aerobik granülasyon sağlanamaz ve proses stabilitesi sürdürülemez (Liu, 2005).

#### 2.2.3.6. Hidrolik bekleme süresi

Aerobik granülasyonda hafif ve dağılmış floklar sistemden yıkanırken ağır granüller reaktörde kalmaktadır. AKR’de döngü süresi, çıkış suyu vasıtasıyla çamur deşarjının sıklığını başka bir deyişle yıkama sıklığını temsil eder. Döngü süresi belirlenen değişim oranında hidrolik bekletme süresiyle ilişkilidir. Değişim oranı deşarj edilen çıkış suyu hacminin AKR’ün toplam çalışma hacmine bölünmesiyle bulunmaktadır. Döngü süresinin kısa seçilmesi sistemden askıda materyallerin sık yıkanmasına sebep olacağından askıda katıların çoğalması seçilen kısa döngü süresiyle baskılanabilir. Bununla beraber eğer AKR’ler çok kısa döngü süreleriyle işletilirse hidrolik yıkamadan dolayı çamur kaybı gözlenecektir. Çünkü sistemden yıkanan çamuru dengeleyecek bakteriyel çoğalma döngü süresince sağlanamayacaktır. Sonuç olarak çamur yatağının tamamen yıkanması gerçekleşecek ve mikrobiyal granülasyonunun gerçekleşmemesine neden olacaktır. Bu nedenle, hidrolik bekletme süresi askıda çoğalmayı baskılayacak kadar kısa fakat, mikrobiyal çoğalmayı ve akümüasyonu sağlayacak kadar uzun olmalıdır. AKR’lerde döngü süresi, sistemde bulunan mikrobiyal topluluk üzerinde esas hidrolik seleksiyon baskısı oluşturabilir. Tay vd. (2002) kolon tipi AKR’lerde hidrolik seleksiyon baskısının nitrifikasyon granülleri üzerine etkisini incelemişlerdir. En uzun döngü süresi olarak seçilen 24 saat ile işletilen AKR’de nitrifikasyon granülleri gelişmemiş; bunun nedeni olarak uygulanan zayıf hidrolik seleksiyon baskısı gösterilmiştir. Öte yandan en kısa döngü süresi olarak seçilen 3 saat ile işletilen AKR’de nitrifikasyon bakterileri yıkanmış bu da nitrifikasyon granüllerinin oluşumunu engellemiştir. Nitrifikasyon granülleri döngü süresi 6 ve 12 saat olan AKR’lerde başarılı bir şekilde geliştirilmiştir. Kısa döngü süreleri mikrobiyal aktiviteyi ve hücre polisakkaridlerinin üretimini uyarabilir; aynı zamanda hücre hidrofobitesini arttırabilir. Hidrolik seleksiyon baskısının sebep olduğu bu mikrobiyal değişimler nitrifikasyon granüllerinin oluşumuna yardımcı olabilir (Tay, 2004).

### 2.2.3.7. Aerobik açlık

AKR'lerde bir döngü birbirini takip eden besleme, reaksiyon, çöktürme ve süpernatantın deşarjı fazlarından ibarettir. Sonuç olarak, AKR'de çoğalan mikroorganizmalar çevresel koşulların periyodik değişimine maruz kalmaktadırlar. İşletim boyunca aerobik safhada mikroorganizmalar substratın tükendiği açlık periyoduna maruz kalmaktadır. Atık parçalama için gerekli olan süre işletmede döngü sayısı arttıkça azalmaktadır. Havalandırma periyodu aslında iki fazdan meydana gelmektedir: substratın tüketildiği parçalama fazı ve bunu takiben dış karbon kaynağının tükendiği aerobik açlık fazı. Açlık koşullarında bakterilerin yüzey hidrofobisitesi artmakta bu da mikrobiyal adhezyona yardımcı olmaktadır. Agregasyon hücrelerin açlığa karşı geliştirdikleri bir stratejidir. Yani mikroorganizmalar açlıkla karşılaştıklarında yüzey özelliklerini değiştirme yeteneğine sahiptir. Bossier ve Verstraete (1996) açlık koşullarında bakterilerin daha hidrofobik olduğunu, bunun da adhezyon veya agregasyonu kolaylaştırdığını bildirmişlerdir. Sonuç olarak açlık fazı, mikrobiyal agregasyonda önemli bir rol oynamakta ve dayanıklı, yoğun granüllerin oluşumuna öncülük etmektedir. AKR'lerde periyodik açlık safhaları mikrobiyal agregasyonun gerçekleşmesinde önemli olmasına rağmen, diğer işletim koşullarının katkıları da ihmal edilmelidir. Ayrıca yapılan bir çalışmada, açlık fazı süresi 3 saatten 30 dakikaya düşürülmüş ve bunun aerobik granüller üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı görülmüştür. Bu sonuç açlık-bolluk rejiminin aerobik granülasyona yardımcı olduğunu fakat aerobik granülasyonu başlatıcı, tetikleyici kuvvet olmadığı anlamına gelmektedir (Tay,2004).

### 2.2.3.8. +2 değerlikli metal iyonlarının varlığı

Mikrobiyal biyokütlenin birbirine tutunmasındaki önemli rollerinden ötürü  $Ca^{+2}$  ve  $Fe^{+2}$  gibi +2 değerlikli metal iyonları granülasyon prosesini hızlandırmaktadır.

+2 değerlikli metal iyonlarının etkileriyle ilgili çalışmalar genellikle  $Ca^{+2}$ 'un etkisine odaklanmıştır. Örneğin  $Mg^{+2}$ 'un etkisiyle ilgili bilgiler azdır. Bu nedenle Li vd. (2009),  $Mg^{+2}$  konsantrasyonunun arttırılmasının granülasyon prosesine nasıl etki ettiğini araştırmışlardır. Yaptıkları çalışmada Mg ilave edilmeyen ve  $Mg^{+2}$  konsantrasyonu 10 mg/L olan iki reaktör işletilmiştir. Bu çalışmada iki reaktör arasında karşılaştırma yapabilmek için granüllerin %15'i 600  $\mu m$ 'dan büyük boyuta ulaştığında granülasyonun

gerçekleştirdiği kabul edilmiştir. Buna göre  $Mg^{+2}$ 'un arttırıldığı reaktörde granülasyon 18. günde diğer reaktörde ise 32. günde gerçekleşmiştir. Yapılan çalışmada hücre dışı polimerik maddelerin başlıca bileşenleri olan protein ve karbonhidrat miktarları incelenmiş,  $Mg^{+2}$  konsantrasyonunun protein miktarına etki etmediği görülmüştür. Öte yandan karbonhidrat miktarı önemli ölçüde artmıştır.

Jiang vd. (2003),  $Ca^{+2}$  ilavesinin aerobik granülasyon prosesine etkisini incelemiştir. 100 mg  $Ca^{+2}$ /L ilavesiyle aerobik granüllerin oluşumu 16 günde gerçekleşmiştir.  $Ca^{+2}$  ilavesi olmayan sistemde ise bu süre 32 gün olarak kaydedilmiştir. Aynı zamanda  $Ca^{+2}$  miktarı yüksek olan aerobik granüllerin daha iyi çöktüğü, daha dayanıklı olduğu ve polisakkarid miktarının daha yüksek olduğu bulunmuştur.

$Ca^{+2}$ 'un biyoflokülasyondaki rolünden bahsetmek granülasyon hızına nasıl etki ettiğinin daha iyi anlaşılmasına yardımcı olacaktır. Sanin vd. (2000) yaptıkları çalışmada, kalsiyumun ve hücre dışı polimerlerin aktif çamurun biyoflokülasyonundaki rolünü incelemişler ve çalışmanın sonunda bir flok modeli önermişlerdir. Yaptıkları çalışma kalsiyum iyonlarının çamur flok matriksinden uzaklaştırılmasının flokların dağılmasına neden olduğunu göstermiştir. Flokların dağılması filtre edilebilirliğindeki ve partikül boyutundaki düşüş ile, bulanıklık ve çözeltildeki karbonhidrat konsantrasyonunun artışıyla belirtilmiştir. Şekil 2.6 çalışma sonucu önerilen aktif çamur floklarının şematik gösterilişi verilmiştir. Bu modelde flok oluşumunun temeli iki veya daha fazla mikroorganizmanın birbirlerine yapışmasıyla bakteriyel kolonileri oluşturmaya dayanır. Hücre dışı polimerleriyle bu mikroorganizmalar etkileşim halindedir. Oluşan koloniler birbirleriyle reaksiyona girerek flok isimli daha büyük yapıları oluştururlar. Kolonilerin ve flokların oluşmasında kalsiyum iyonları (muhtemelen demir gibi diğer iyonlarla birlikte) partiküllerin ve kolonilerin birbirine bağlanmasında önemli rol oynar. Kolonilerin yüzeyini kaplayan bol miktarda hücre dışı polimer olduğundan, koloniler kalsiyum iyonlarıyla etkileşime girebilir ve diğer koloni yüzeylerine kalsiyum iyon köprüleriyle bağlanabilir. Kalsiyum iyonları yük nötralizasyonunu sağlayarak, polimerler arası köprü oluşturarak ve olarak jel oluşumu gibi polimerler arası spesifik etkileşimlerle flokülasyona neden olmaktadır.



Şekil 2.6 Aktif çamur floklarının şematik gösterimi (Sanin, 2000)

Buna göre,  $Ca^{+2}$  ve  $Mg^{+2}$  granülasyon prosesini muhtemelen iki yolla hızlandırmaktadır. Birinci olarak her iki iyon da bakteri yüzeyinde bulunan negatif yüklü iyonlara ve hücre dışı polisakkaridlere bağlanabilir. Böylece bu bileşenler arasında bir köprü görevi görürler ve bakteriyel agregasyonu arttırırlar. İkinci olarak  $Mg^{+2}$  ve  $Ca^{+2}$  miktarları arttırılmış granüller daha fazla miktarda polisakkarid üretirler. Öte yandan protein miktarında bir artış gözlenmez. Polisakkaridler, kuvvetli, yapışkan, yapısı bozulmayan polimerik bir matris oluşturarak biyofilmlerin ve aerobik granüller gibi mikrobiyal agregatların yapısal bütünlüğünün korunmasında önemli bir rol oynarlar. Polisakkaridlerde bulunan  $OH^-$  grupları  $+2$  değerlikli kationlarla etkileşime girerek sert, şekli bozulmayan, jel benzeri bir matris oluşturabilir (Jiang, 2003).

#### 2.2.3.9. Kesikli besleme stratejisi

AKR'lerde işletim süresince periyodik açlık meydana gelmektedir. Bu periyodik açlık aerobik granülasyonu etkileyen önemli bir faktör olan hücre hidrofobitesini arttırıcı etki göstermektedir. Tay vd. (2001) hücre yüzeyi hidrofobitesinin AKR'de açlık süresiyle orantılı olduğunu bulmuştur. McSwain vd. (2004) aerobik granülasyonu geliştirmek için kesikli besleme ile bir işletme stratejisi geliştirmişlerdir. Bu stratejiyle bolluk-açlık periyotlarını değiştirmek için AKR'lere farklı besleme süreleri uygulanmıştır. Bolluk-açlık periyotları veya AKR'ün kesikli beslenmesi kompakt ve yoğun aerobik granüllerin oluşumuna yardımcı olmuştur. Açlık koşullarında bakteriler daha hidrofobik olmuş bu da mikrobiyal adhezyonu ve agregasyonu kolaylaştırmıştır.

Chiesa vd. (1985) tarafından yürütülen çalışma kesikli beslemenin AKR'de açlık-bolluk periyotlarına neden olduğunu göstermiştir. Meydana gelen açlık-bolluk periyotları sistemde filamentli organizmalar yerine iyi çöken çamurun tutulmasını sağlamıştır. Genellikle beslemenin kesikli olduğu sistemlerde yüksek substrat alma kinetiğine sahip flok oluşturan bakteriler filamentöz bakterilerden daha avantajlıdır. Kesikli besleme, bakterileri açlık periyotlarında hücre bakımı ve çoğalma için kullanmak üzere besin depolaması için zorlar (Tay, 2004; McSwain, 2004).

#### 2.2.3.10. Çözünmüş oksijen, pH ve sıcaklık

Çözünmüş oksijen konsantrasyonu aerobik atıksu arıtma sistemlerinin işletimini etkileyen önemli bir parametredir. Aerobik granüller AKRlerde 0,7-1,0 mg/L'ye kadar düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında elde edilmiştir. Ayrıca >2 mg/L üzerindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında da başarılı bir şekilde gelişmişlerdir. Bu bilgiler doğrultusunda çözünmüş oksijen konsantrasyonunun aerobik granüllerin oluşumunda belirleyici bir değişken olmadığı söylenebilir. Reaktör pH ve sıcaklığının aerobik granülasyonda rollerine ilişkin ayrıntılı çalışmalar yeterli değildir. Fakat pH ve sıcaklığın aerobik granülasyonda anaerobik granülasyonda olduğu kadar etkili olmadığı düşünülmektedir (Tay, 2004).

Pek çok aerobik granül çamur araştırması oda sıcaklığında (20-25°C) yürütülmüştür ve sonuç olarak bu sistemlerin sıcaklık değişimlerine nasıl yanıt verdiği bilinmemektedir. Önceki deneysel çalışmalar ve modelleme çalışmaları biofilmin çoğalma hızının önemine veya granül morfolojisine yöneltilmiştir. Aerobik granüllerdeki mikroorganizmaların maksimum çoğalma hızı azaldığında biyokütle yoğunluğunun artması ve granül yüzeyinin daha düzgün bir şekil alması beklenmektedir. Granül stabilitesini etkileyen başka bir faktör ise farklı organizmaların alan, oksijen ve/veya substrat için birbirleriyle rekabet etmeleridir. Farklı türde organizmaların çoğalma hızları dolayısıyla rekabetteki avantajları sıcaklık değişimlerinden farklı olarak etkilenebilir. Düşük KOİ yüklemelerinde aşırı biyolojik fosfor gideren sistemlerde düşük sıcaklık ( $\leq 12^{\circ}\text{C}$ ) uygulandığında sistemde filamentöz *Microthrix parvicella* tanımlanmıştır; öte yandan yüksek sıcaklıklarda (20°C) filamentler 30-80  $\mu\text{m}$ 'luk küçük parçalara kırılmıştır. Aynı zamanda glikojen depolayan organizmalar ve fosfor depolayan organizmaların rekabetinin sıcaklığa bağımlı olduğu düşünülmektedir. Nötral

pH ve 20°C’de fosfor depolayan organizmalar sistemde dominantken 30°C’de glikojen depolayan organizmalar dominanttır. Aerobik granüllerin morfolojileri yapısındaki organizma türlerinden ve çoğalma hızlarından etkilendiğinden sıcaklıktaki değişim granül stabilitesini değiştirebilir. Genellikle biyolojik sistemlerde dönüşüm proseslerinin sıcaklığa bağlı olduğu varsayılmaktadır. Bu ilişki Arrhenius eşitliğinin basit bir türeviyle ifade edilebilir (Denklem 2.5):

$$k(T)=k(20)\theta^{(T-20)} \dots\dots\dots(2.5)$$

Denklemde k(T), T sıcaklığında dönüşüm hızı ve  $\theta$  deneysel olarak tanımlanan sabittir. Nitrifikasyon kapasitesi sıcaklıkla önemli ölçüde azalmaktadır. Hatta nitrifikasyon 5°C’nin altındaki sıcaklıklarda tamamen durmaktadır. Aktif çamur model 2’de (ASM2) sıcaklık bağımlılığı 4 gruba ayrılmıştır:  $\theta=1$  ise proses sıcaklığa bağlı değildir (örneğin kimyasal çöktürme),  $\theta=1,04$  ise sıcaklığa bağımlılık azdır (örneğin hidroliz),  $\theta=1,07$  ise sıcaklığa bağımlılık orta derecedir (örneğin heterotrofik dönüşüm ve fermentasyon),  $\theta=1,12$  ise sıcaklığa bağımlılık yüksektir (örneğin nitrifikasyon). Frijters vd. (1997) aktif çamur sistemleriyle karşılaştırıldığında biyofilm sistemlerinde sıcaklığın etkisinin yaklaşık %20 oranında daha az olacağını göstermişlerdir. Biyolojik fosfor gideriminde sıcaklığın etkisi açıklanmamıştır. Baetens vd. (1999) ve Kumar vd. (1996) daha önce yapılmış, farklı sıcaklıklarda işletilmiş aşırı biyolojik fosfor gideren çalışmaları incelemişlerdir. Yaptıkları inceleme sonucu, bazı araştırmacıların ortalama sıcaklıklarda (20-37°C) daha yüksek verim elde ettiğini, öte yandan başka araştırmacıların düşük sıcaklıklarda (5-15°C) verimde iyileşme gözlemlemediklerini veya sıcaklığın hiçbir etkisinin olmadığını bulmuşlardır. Aerobik granüllerde düşen sıcaklık popülasyonda ve biyolojik dönüşüm hızında değişikliğe sebep olabilir. Bu nedenle Kreuk vd. (2005) laboratuvar ölçekli sistemde sıcaklığın (8-20°C) hem kısa dönemde hem de uzun dönemde granül oluşumuna etkilerini incelemişlerdir. Çalışma kapsamında ilk sette sıcaklık 8°C’de sabit tutulmuştur. İkinci sette ise sıcaklık 20°C (1. aşama), 15°C (2. aşama) ve 8°C (3. aşama) olarak ayarlanmıştır. Ayrıca 2. sette 1. aşamada kısa süreli sıcaklık değişimleri uygulanmıştır (5°C ve 8°C). İşletmeye alındıktan 3 gün sonra set-1’de biyokütlenin büyük bir çoğunluğu reaktörden yıkanmış ve ilk düzensiz granüller görülmüştür. 24. günden itibaren tüm biyokütle büyük granüllere dönüşmüştür. 8°C’de granül oluşumu için gerekli olan sürenin 20°C’de gerekli olan süreden 2 katı uzun

olduğu kaydedilmiştir. 35. günde ise düşük yoğunluklu, düzensiz yapılara dönüşmüştür ve biyokütlenin büyük çoğunluğu sistemden yıkanmıştır. Aynı zamanda 8°C’de oluşan granüllerin görünüşü 20°C’de oluşan granüllerden farklı tespit edilmiştir. 2. sette reaktör 153 gün 20°C’de, 48 gün 15°C’de ve 130 gün 8°C’de işletilmiştir. Üç farklı sıcaklıkta da granül morfolojilerinin benzer olduğu gözlenmiştir. 8°C’de oluşan granüllerin yoğunluğu 20°C’de oluşanlar ile karşılaştırıldığında biraz daha düşük bulunmuştur.

Sıcaklık değişimlerinin aerobik granüler çamur reaktörün performansını önemli ölçüde etkileyebileceği bildirilmiştir. Reaktörün düşük sıcaklıkta işletmeye alınması organik maddenin anaerobik periyotta tükenmeyerek aerobik periyota kalmasına dolayısıyla stabil olmayan granüllerin oluşmasına ve biyokütlenin sistemden yıkanmasına neden olacaktır. Yüksek sıcaklıkta işletmeye alınan reaktörlerin aerobik granüller oluştuktan sonra düşük sıcaklıklarda stabil bir şekilde işletilmesi mümkündür. Düşük sıcaklıklarda granülün aerobik tabakasında aktivite düşecektir dolayısıyla oksijenin nüfuz ettiği derinlik artacaktır. Oksijenin nüfuz ettiği derinlik arttığında nitrifikasyon bundan az etkilenecektir ancak azot giderme kapasitesi düşecektir. Tam ölçekli sistemlerde düşük sıcaklıklarda azot giderimini kontrol etmek için reaktördeki oksijen konsantrasyonu ayarlanabilir. Aerobik granüler çamur reaktörlerin sıcak mevsimlerde (ilkbahar veya yaz) işletmeye alınması tercih edilmelidir veya farklı sistemlerden önemli miktarda aerobik granül çamur sisteme eklenmelidir (de Kreuk, 2005).

#### 2.2.3.11. Aşı çamuru

Bugüne kadar yapılan çalışmaların çoğunda konvansiyonel aktif çamur sistemlerinden alınan aktif çamur aşı çamuru olarak kullanılmış ve aerobik granüller AKR’lerde geliştirilmiştir. Aerobik granülasyonda aşı çamurunun niteliğini belirleyen önemli özellikler çamurun makroskobik yapısı, çökebilirliği, yüzey özellikleri (hidrofobisite, yüzey yükü), mikrobiyal aktivitesi şeklinde sıralanabilir. Aerobik granülasyon prosesinde kullanılmak üzere yüzey hidrofobisitesi yüksek, yüzey yük yoğunluğu düşük aşı çamuru tercih edilmelidir. Atıksu arıtma tesislerinin çıkış suyundaki serbest bakteriler, gibi hidrofilik bakteriler hidrofobik bakterilerle karşılaştırıldığında çamur floklarına tutunmayı daha az tercih ederler. Dolayısıyla aşı çamurunda hidrofobik bakterilerin sayısının fazla olması mükemmel çökme özelliğine sahip granüllerin oluşumuna olanak sağlayacaktır (Tay, 2004).

Literatürde incelenen pek çok çalışmadan farklı olarak Jianlong vd. (2005) AKR'lerde aşı çamuru olarak anaerobik granüler çamuru kullanmışlardır. Yapılan çalışmada amaç, aşı çamuru olarak, elde edilmesi iyice anlaşılmış ve bol miktarda bulunan anaerobik granüller kullanılarak aerobik granüllerin geliştirilme olanaklarının araştırılmasıdır. Çalışma süresince yapılan mikroskopik gözlemlere dayanarak; anaerobik granüllerin aşı olarak kullanılmasıyla aerobik granüllerin oluşumu hakkında bir mekanizma önerilmiştir. Buna göre, ilk olarak aşılardan sonra aerobik koşullarda anaerobik granüler çamur parçalanmış ve düzensiz küçük floklar oluşmuştur. Parçalanan granüllerden oluşan floklar ve küçük parçalar aerobik koşullarda yeniden birleşmiştir. Son olarak birleşen bu yapılar büyüyerek aerobik granülleri oluşturmuştur. Parçalanan anaerobik granül çamurun aerobik granülasyon için çekirdek vazifesi görüyor olabileceği düşünülmüştür.

#### 2.2.3.12. *Reaktör konfigürasyonu*

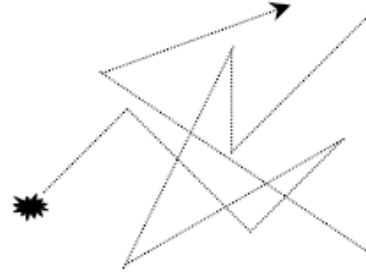
Yayınlanan çoğu çalışmada aerobik granüller kolon tipi yukarı akış reaktörlerde geliştirilmişlerdir. Reaktör konfigürasyonu reaktördeki sıvının ve mikrobiyal agregatların akış yoluna etki etmektedir. Kolon tipi yukarı akış reaktörler ve tam karışimli reaktörler, mikrobiyal agregatların ve sıvı akışının etkileşimi açısından birbirlerinden çok farklı hidrodinamik davranışlar sergilemektedirler. Kolon tipi reaktörlerde hava veya su akışı mikrobiyal agregatların homojen dairesel akışını ve reaktör eksenini boyunca dönüşünü sağlar. Böylece mikrobiyal agregatlar sürekli hidrolik yıpranmaya maruz kalırlar. Dairesel akış mikrobiyal agregatların düzgün granül şeklini almasını belirgin bir biçimde hızlandırır (Tay, 2004). Kolon tipi yukarı akış reaktörlerde yükseklik/çap oranının büyük olması mikrobiyal agregatlar için daha uzun dairesel akış yörüngesi sağlayarak hidrolik yıpranmanın etkisini artırır. Öte yandan tam karışimli reaktörlerde mikrobiyal agregatlar reaktörde birçok farklı yöne dağınık, gelişigüzel hareket ederler. Bu yüzden mikrobiyal agregatlar hareket edecekleri pek çok yukarı akış yörüngeye sahiptirler ve gelişigüzel çarpışmalara maruz kalırlar. Bu koşullar altında reaktörde düzgün granüller değil sadece düzensiz şekilli ve boyutta floklar oluşur (Kong, 2009). Şekil 2.7 (a)'da kolon tipi reaktörde hava veya suyun yukarı akış modeli verilmiştir. Modele göre kolon tipi reaktörler, reaktör yüksekliği boyunca homojen dairesel akış sağlar ve mikrobiyal agregatlar sürekli dairesel hidrolik

yıpranmaya maruz kalır. Şekil 2.7 (b)'de ise tam karışımli reaktörlerde hava veya suyun yukarı akış modeli verilmiştir. Buna göre mikrobiyal agregatlar pek çok yöne rastgele hareket ederek çeşitli hidrodinamik kesme kuvvetlerine ve rastgele çarpışmalara maruz kalırlar (Liu, 2002).

(a) Agregatın dairesel hareketi



(b) Agregatın rastgele hareketi



Şekil 2.7 Kolon tipi reaktörde ve tam karışımli reaktörde akış yolları (Liu, 2002)

Pratik uygulamalarda farklı çökme hızlarına sahip granüllerin seleksiyonunu arttırmak için yükseklik/çap oranı büyük AKR'ler tercih edilmelidir. Reaktörün yükseklik/çap oranının büyük seçilmesi çöktürme tankına ihtiyacı azaltarak alan gereksinimini azaltacaktır (Tay, 2004). Granüller üzerinde seleksiyon baskısını geliştirdiğinden yükseklik/çap oranı büyük olan reaktörlerin, aerobik granülasyona yardımcı olduğu düşünülmektedir. Belirli bir çökme ve boşaltma süresinde yükseklik/çap oranı büyük olan reaktörler çökme hızının artmasına öncülük edecektir. Bu nedenle granül oluşumu için gerekli minimum çökme hızını sağlayabilmek için literatürde genellikle 20-30 gibi büyük yükseklik/çap oranları kullanılmıştır. Aerobik granüllerin ancak 10 m/sa'ten yüksek minimum çökme hızında oluştuğu önceki kısımlarda belirtilmiştir. Yükseklik çap oranları büyük olan reaktörler arazisi sınırlı olan bölgelerde isteneceği gibi gerekli alan ihtiyacını azaltmaktadır. Fakat çok yüksek yükseklik/çap oranları pilot veya tam ölçekli işletmelerde uygulanamaz (Kong, 2009).

Kong vd. (2009) yaptıkları çalışmada yükseklik/çap oranları 4-24 arasında değişen reaktörlerde granül oluşumunu ve fiziksel özelliklerini kıyaslamışlardır. Reaktörlerin yükseklik çap oranları 24, 16, 8 ve 4 buna göre minimum çökme hızları sırasıyla 12, 8, 4 ve 2 m/sa'tir. 4 reaktörde granülasyon hızı, genel fiziksel özellikler ve granüllerdeki

mikrobiyal populasyon karşılaştırıldığında benzer sonuçlar elde edilmiştir. Buna göre çalışılan aralıkta yükseklik/çap oranının veya reaktördeki minimum çökme hızının granülasyon prosesinde veya granül özelliklerinde etkisinin olmadığını belirtmişlerdir. Mevcut AKR'lerin granüler ardışık kesikli reaktörlere uyarlanmasının muhtemel olduğunu ve bu uyarılmanın granüler ardışık kesikli reaktörlerin uygulamalarının hızlı ve ekonomik olmasında yararlı olacağı sonucuna varmışlardır.

#### 2.2.3.13. Aerobik granülasyonun inhibisyonu

Yang vd. (2004), tek karbon kaynağı olarak asetatın kullanıldığı AKR'lerde serbest amonyağın aerobik granülasyona inhibisyon etkisini araştırmışlardır. Aerobik granüller yalnızca 23,5 mg/L'den düşük serbest amonyak konsantrasyonlarında oluşmuşlardır ve nitrifikasyon 10 mg/L'den yüksek serbest amonyak konsantrasyonlarında inhibe olmuştur. Serbest amonyak konsantrasyonu 2,5 mgN/L'den 39,6 mgN/L'ye yükseldiğinde heterotrofik bakterilerin ve nitrifikasyon bakterilerinin spesifik oksijen tüketim hızları sırasıyla 2,5 ve 5 kat azalmıştır. Yüksek serbest amonyak konsantrasyonu hücre yüzeyi hidrofobisitesinde önemli bir düşüşe ve hücre dışı polisakkaridlerin salgılanmasının baskılanmasına neden olmuştur. Yüksek serbest amonyak konsantrasyonunda hidrofobisitede ve polisakkarid üretiminde gerçekleşen değişiklikler muhtemelen aerobik granülasyon prosesinin gerçekleşmemesine neden olmuştur. Çalışmada serbest amonyağın mikroorganizmaların enerji metabolizmalarını inhibe ederek aerobik granüllerin oluşumuna engel olduğu kanıtlanmıştır.

#### 2.2.3.14. Çamur yaşı

Çamur yaşı sürekli aktif çamur sistemlerinde tasarım parametrelerinden biridir. Pan (2003), AKR'lerde çamur yaşının aerobik granülasyona etkisini incelemiş ve 30 güne kadar çamur yaşının aerobik granülasyona önemli bir etkisinin olmadığını bulmuştur. Liu ve Tay'ın (2002) belirttiği gibi aktif çamur prosesiyle ilgili araştırmalar 100 yılı aşkın süredir devam etmektedir ve bu sürede çamur yaşı birkaç saat ile yüzlerce gün arasında değişen çok geniş bir aralıkta çalışmalar yürütülmüştür. Fakat bunların hiçbirinde aerobik granülasyon gözlenmemiştir. Bu da çamur yaşının aerobik granülasyonu başlatıcı veya tetikleyici bir kuvvet olmadığını düşündürmektedir.

Liu vd. (2008) ihmal edilebilir hidrolik seleksiyon baskısında, çamur yaşının aerobik granülasyona etkisini araştırmışlardır. Çamur yaşları sırasıyla 3, 6, 9, 12 ve 40 gün olan 5 reaktör işletmişlerdir. Diğer işletme koşulları 5 reaktörde de aynıdır. Çamur yaşını kontrol etmek için tam karışimli reaktörden havalandırma periyodunda (havalandırma periyodunun son 2 dakikasında çamur atılmıştır. İstenen çamur yaşını sağlamak için atılacak çamur miktarı Denklem 2.6 ile hesaplanmıştır. Denklemde  $V$  reaktör hacmini,  $6$  bir günde döngü sayısını,  $X_e$  çöktürme sonrası çıkışta AKM konsantrasyonunu,  $X$  tam karışimli reaktörde AKM konsantrasyonunu,  $V_e$  deşarj edilen çıkış hacmini,  $V_s$  deşarj edilen atık çamurun hacmini göstermektedir.

$$\text{Çamur yaşı} = \frac{VX}{6(V_e X_e + V_s X)} \dots\dots\dots(2.6)$$

Çalışılan aralıkta çamur yaşının hücre yüzeyi hidrofobisitesine kayda değer bir etkisi bulunmamıştır. Ayrıca çalışılan aralıkta çamur yaşının, aerobik granüllerin oluşumuna önemli bir etkisi bulunmamıştır. Çalışmada hidrolik seleksiyon baskısının etkisi olmaksızın çamur yaşının aerobik granülasyona etkisinin incelenebilmesi için  $(V_s)_{\min}$  oldukça düşük seçilmiştir (0,76-0,78 m/sa). Seçilen  $(V_s)_{\min}$  değeri aktif çamurun çökme hızından düşüktür. Bu nedenle her ne kadar 5 reaktör farklı çamur yaşlarında işletilmiş olsa da reaktörlerde baskın biyokütle floküler biyokütle olmuştur ve 5 reaktörde de başarılı aerobik granülasyon gerçekleşmemiştir (Liu, 2008).

#### 2.2.3.15. Yavaş çoğalan organizmalar

De Kreauk vd. (2004) yaptıkları çalışmada, stabil granül oluşumu için hızlı parçalanan substratların yavaş parçalanan depolanmış substratlara dönüşümünü sağlayan mikroorganizmaların önemine ve büyüme hızlarına odaklanmıştır. Aerobik granüler çamur teknolojisi hakkında yapılan deneysel ve tam ölçekli çalışmalar yeterli azot gideriminin sağlanması için eş zamanlı nitrifikasyon denitrifikasyonun önemli bir proses olduğunu göstermiştir. Aerobik granüler çamurda eş zamanlı nitrifikasyon denitrifikasyon granülün aerobik dış tabakasında amonyağın oksidasyonuna dayanmaktadır. Üretilen nitrat, granülün iç kısmına nüfuz ederek onarım ve çoğalmasını depolanmış substratlarla sağlayan mikroorganizmaların elektron alıcısı olarak hizmet eder.

#### 2.2.4. Aerobik granülasyon teknolojisinin uygulamaları

Atıksu arıtımı için kullanılan biyolojik sistemlerin performansı özellikle aktif biyokütle konsantrasyonuna, biyolojik ayrışma hızına, reaktör konfigürasyonuna, oksijen ve kirleticilerin besleme hızına bağlıdır. Tam ölçekli arıtma tesislerinde yüksek dönüşüm hızına sahip ve etkin bir şekilde çıkış suyundan ayrılarak reaktör hacminin küçülmesini sağlayan aerobik granüler çamur kullanılarak proses verimliliği artırılabilir. Değişen organik yüklemelere, atıksu kompozisyonuna ve arıtma hedeflerine uygun, özel olarak geliştirilen granüller çoğaltılarak arıtma kapasitesi kolaylıkla değiştirilebilir (Liu, 2004).

##### 2.2.3.1. Kuvvetli organik atıksuların arıtımı

Çamurun granülasyonu granüllerin kompakt ve yoğun yapısından dolayı reaktörde yüksek miktarda biyokütle tutunmasını sağlayacaktır. %50 hacimsel değişim oranıyla işletilen AKR'lerde 6-12 g/L civarında yüksek biyokütle konsantrasyonları sağlanmıştır. Aerobik granülasyon teknolojisinin kuvvetli organik atıksuların arıtımında uygulanabilirliği Moy vd. (2002) tarafından gösterilmiştir. Moy vd. (2002) aerobik granüllerin yüksek organik yüklemelere dayanıklılığını organik yüklemeyi kademe kademe arttırarak incelemiş ve her artış öncesi en az 2 hafta süreyle %89 üzerinde sabit KOİ giderimini gözlemlemişlerdir. Bu şekilde, glikoz ile beslenen aerobik granüller 6 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün organik yükleme hızında başlayan kademeli olarak 9, 12 ve 15 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün'e yükseltileen organik yükleme hızlarına maruz bırakılmıştır. Aerobik granüller maksimum 15 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün organik yükleme hızında, %92 üzerinde KOİ giderimi sağlayarak varlıklarını sürdürmüştür. Granüller başlangıçta düşük yükleme hızlarında yumuşak, dağınk, filamentöz bakterilerce baskın bir yapı sergilemişlerdir. Yüksek yükleme hızlarında ise oyuk, çatlak ve çukur olarak tanımlanabilecek düzensiz şekillere sahip düzgün yapılar gelişmiştir. Bu düzensizliklerin nütrientlerin kolay difüzyonu ve granülün iç yapısına nüfuz etmesini kolaylaştırmak için bulunduğu düşünülmektedir. Nütrientlerin kütle transferi aynı zamanda kuvvetli atıksuların yüksek substrat konsantrasyonlarıyla arttırılabilir (Liu, 2004).

##### 2.2.3.2. Eş zamanlı organik madde ve azot giderimi

Tam olarak azot giderimi nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerini kapsar. Nitrifikasyonda üretilen nitrit ve nitrat denitrifikasyon bakterileri tarafından azot gazına indirgenir. Yang vd. (2004) aerobik granüller ile azot ve organik madde giderimini

incelemişlerdir. Aerobik granüllerde heterotrofik bakterilerin, nitrifikasyon bakterilerinin ve denitrifikasyon bakterilerinin birarada bulunduğu gösterilmiştir. Artan N/KOİ oranı granüldeki üç popülasyon arasında önemli değişimlere sebep olmuştur. Heterotrofik bakterilerin ve nitrifikasyon bakterilerinin aerobik granüllerde birarada bulunması Jang vd. tarafından da incelenmiştir. Yüksek N/KOİ oranlarında geliştirilen granüllerde nitrifikasyon ve denitrifikasyon popülasyonlarının aktiviteleri arttırılmıştır. Fakat N/KOİ oranının artmasıyla granüldeki heterotrofik popülasyonlar azalış eğilimi göstermiştir. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun mikrobiyal granüllerle denitrifikasyon verimine önemli etkisi vardır. Denitrifikasyon süresince su ile granüller arasında yeterli kütle transferini sağlamak için belli bir seviyede karıştırma gereklidir. Benzer bir bulgu, Beun vd. (2001) tarafından da bildirilmiştir. Buna göre, yalnızca granüler biyokütle ile işletilen AKRlerde tamamen organik madde ve azot giderimi verimli ve stabil olarak sağlanabilmektedir.

#### 2.2.3.3. Fosfor giderimi

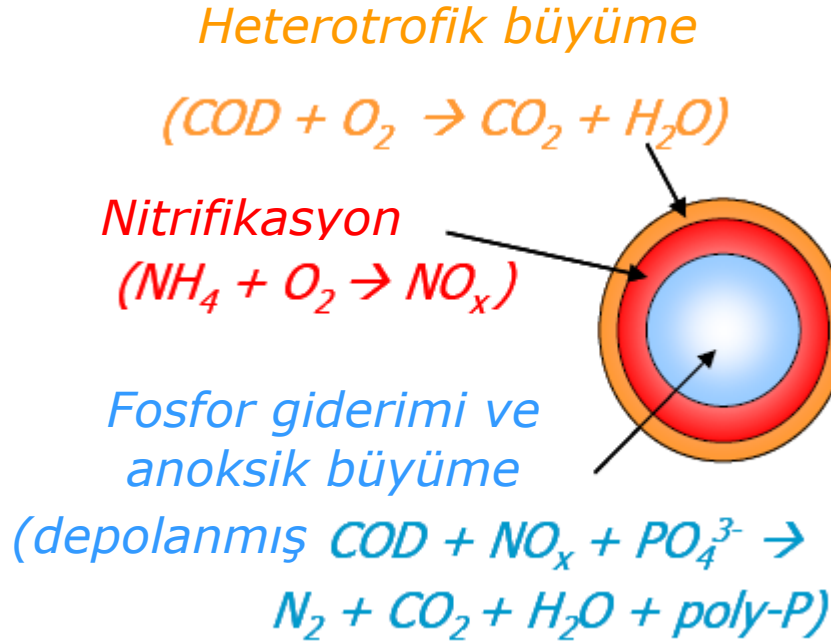
Birçok ülkenin yönetmeliklerinde, atıksu arıtımı sonrası alıcı ortama deşarj için fosfor konsantrasyonunun 0,5-2,0 mg/L aralığında olmasını gerektirir. Atıksulardan aşırı biyolojik fosfor giderimi (ABFG) prosesi ile kimyasal çöktürücü kullanılmadan, ekonomik ve güvenilir bir şekilde sağlanabilmektedir. ABFG prosesi birbirini takip eden anaerobik ve aerobik periyotlarla işletilir. Pekçok ABFG prosesleri süspanse biyokütle ile işletilmektedir ve geniş reaktör hacimlerine ihtiyaç göstermektedir. Tam ölçekli yapılan denemelerde ABFG prosesi iyi bir giderme verimi sergilemesine rağmen stabil ve güvenilir işletmenin sağlanmasında zorluklar da dikkat çekmiştir. Çoğunlukla ABFG'nde yaşanan problemlerin nedenleri tam olarak anlaşılmamıştır.

Konvansiyonel biyolojik fosfor gideriminde yaşanan problemlerin üstesinden gelebilmek için ağırlıkça 1/100 ile 10/100 arasında değişen P/KOİ oranlarında işletilen AKR'lerde fosfor akümüle eden mikrobiyal granüller geliştirilmiştir. Çözünmüş KOİ ve PO<sub>4</sub>-P profilleri granüllerin fosfor akümüle eden karakterde olduğunu göstermektedir. Buna göre, anaerobik periyotta fosfor salınımı ve çözünmüş organik karbon depolanması, aerobik periyotta ise fosfor depolanması görülmüştür. P/KOİ oranının artmasıyla P akümüle eden granüllerin boyutlarında küçülme gözlenmiştir. P/KOİ oranının artmasıyla daha kompakt ve yoğun granüller oluşmuştur. Granüller tarafından

fosfor depolanması ağırlıkça %1,9 ile %9,3 arasındadır. Bu sonuçlar granül temelli ABFG teknolojisinin geliştirilmesi gerektiğini göstermektedir (Tay, 2004).

#### 2.2.3.4. Eş zamanlı KOİ, azot ve fosfor giderimi:

Aerobik granül çamur teknolojisi yalnızca organik karbon giderimi için değil aynı zamanda azot ve fosfor giderimi için de uygulanabilir. Çünkü havalandırılmalı koşullarda bile granüler çamurda oksijenin nüfuz etme derinliği sınırlıdır. Fakat eş zamanlı azot ve fosfor giderimi atıksu kompozisyonu, su sıcaklığı gibi işletme parametrelerine karşı çok hassastır. Çünkü aynı zamanda nitrifikasyon bakterileri, polifosfat akümüle eden organizmalar ve denitrifikasyon yapan polifosfat akümüle eden organizmalar gibi farklı mikroorganizmalar granüler çamurda faaliyetlerini sürdürmektedir (Kishida, 2008). Aerobik granüllerin boyutu, yoğunluğu, ve kompakt yapısı eş zamanlı KOİ, azot ve fosfor giderimi için gerekli olan oksijen transfer sınırlamasını sağlamaktadır. Şekil 2.8'de aerobik granülde, oksijen transfer sınırlamasına bağlı olarak KOİ gideren bakterilerin, nitrifikasyon bakterilerinin ve fosfor gideren bakterilerin dağılımı görülmektedir.



Şekil 2.8 Farklı metabolik işlevlere sahip mikroorganizmaların granülde dağılımı (Delft university, 2004)

### 2.2.3.5. Fenol içeren atıksu arıtımı

Fenol bakteriler için toksik ve inhibe edici bir substrattır fakat aynı zamanda bir karbon kaynağıdır. Biyolojik atıksu arıtma sisteminde fenol bulunması sistemden mikroorganizma yıkanmasına sebep olabilecek proses kararsızlığına yol açabilir. Düşük konsantrasyonlarda fenol biyolojik olarak indirgenebilir fakat yüksek konsantrasyonlar fenol indirgeyen bakterileri de öldürebilir. Fosil yakıt rafine eden endüstrilerin atıksuları, ilaç ve pestisit üreten endüstrilerin atıksuları fenol içeren kirleticilerin önemli kaynaklarıdır. Jiang vd. aerobik granüler çamur ile fenol içeren atıksuların arıtımının uygulanabilirliğini incelemişlerdir. Granüler çamur fenolün toksisitesine daha az duyarlıdır. Çünkü granüler biyokütlenin büyük bir çoğunluğu atıksudaki yüksek konsantrasyondaki fenole maruz kalmazlar. Fenol indirgeyen aerobik granüller mükemmel fenol indirgeme yeteneği göstermişlerdir. Giriş fenol konsantrasyonu 500 mg/L olan aerobik granüler çamur reaktörde 0,2 mg/L'den düşük stabil çıkış fenol konsantrasyonu sağlanmıştır. Yüksek konsantrasyonda fenol içeren atıksuların arıtımı için, fenole toleransı yüksek aerobik granüllerden yararlanılabilir. Kuvvetli endüstriyel atıksulardan inhibe edici ve toksik organik bileşiklerin giderilmesi için etkili biyoajanlar olarak aerobik granüller denenebilir. Aerobik granüllerin toksik ağır metallere yüksek derecede toleranslı olduğu gözükmektedir (Tay, 2004).

### 2.2.3.6. Ağır metallerin aerobik granüllerle biyosorpsiyonu

Ağır metaller çoğunlukla çeşitli endüstriyel atıksularda bulunurlar. Uygulanan pek çok metal konsantrasyonu limitleri metallerin toksisitesi göz önünde bulundurularak belirlenmiştir. Birçok biyolojik materyaller ağır metal giderimi için biyosorbent olarak denenmiştir. Deniz algleri, mantarlar, atık aktif çamur, parçalanmış çamur bu biyolojik materyaller arasında sayılabilir. Aerobik granüller daha önce bahsedilen fiziksel özelliklerinden dolayı ağır metal giderimi için ideal biyosorbentlerdir. Granüller fiziksel olarak kuvvetli, geniş yüzey alanına ve adsorpsiyon için yüksek poroziteye sahiptir. Ayrıca biyosorpsiyon kapasiteleri bittiğinde sudan kolaylıkla ayrılabilirler.  $Zn^{+2}$  ve  $Cd^{+2}$ 'un aerobik granüllerce biyosorpsiyonu Liu vd. (2002, 2003) tarafından bildirilmiştir.  $Zn^{+2}$ 'un biyosorpsiyonu hem giriş  $Zn^{+2}$  konsantrasyonu ile hem de granül

konsantrasyonuyla ilişkilidir. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda granüllerin maksimum  $Zn^{+2}$  biyosorbisyon kapasitesi 270mg/g, granül  $Cd^{+2}$  biyosorbisyon kapasitesi ise 566 mg/g granül olarak bulunmuştur (Liu, 2003).

#### 2.2.3.7 Partiküler maddece zengin atıksuların arıtılması

Yapılan çoğu çalışmada aerobik granüller farklı deney düzeneklerinde çeşitli kompozisyonlarda tamamen çözünmüş veya kolay parçalanabilir substratlar içeren sentetik atıksularla geliştirilmiştir. Yapılan çalışmalarda genellikle partiküler organik maddenin aerobik granülasyon prosesine etkilerine ve aerobik granül çamur prosesinin partiküler organik madde giderim verimine dikkat edilmemiştir. Ancak aerobik granüllerin gerçek atıksu arıtımı uygulamalarında kullanılabilmesi için partiküler madde giderim veriminin araştırılması önemlidir. Gerçek atıksuda kirleticilerin önemli bir kısmı kolloid veya partikül formundadır ve atıksu arıtım prosesi boyunca giderilmelidir. Schwarzenbeck vd. (2004) yaptıkları çalışmada yüksek miktarda partiküler organik madde içeren malt atıksuyunu arıtan AKR sisteminde aerobik granüler çamur geliştirmeyi denemişlerdir. Çalışmada ayrıca gerçek atıksu arıtımında aerobik granüllerin uygulanabilirliği gösterilmiş ve partiküler organik madde giderimi araştırılmıştır. Sonuç olarak aerobik granüllerin başarılı bir şekilde partiküler madde içeren gerçek atıksu arıtan AKR'lerde geliştirilebileceği bulunmuştur. Ancak partiküler madde gideriminin granül yüzeyini kaplayan yoğun protozoa popülasyonu tarafından gerçekleştirildiği bildirilmiştir.

#### 2.2.5. Aerobik granül çamur ile yapılan pilot ölçekli çalışmalar

Anaerobik granülasyon teknolojisiyle karşılaştırıldığında aerobik granülasyon teknolojisinin uygulamaları yavaş ilerlemektedir. Örneğin anaerobik granülasyon teknolojisinde yukarı akış anaerobik çamur yataklı reaktörler ile yapılan 10 yıllık çalışma sonrası pek çok pilot ölçekli sistem ve 31000 m<sup>3</sup>/gün arıtma kapasiteli tam ölçekli sistemler kurulmuş ve işletilmiştir; öte yandan aerobik granülasyon teknolojisi hakkında yapılan yaklaşık 10 yıllık çalışma sonrası ancak birkaç pilot tesis kurulabilmiştir. Aerobik granül çamur teknolojisinin pratik uygulamalarına hız kazandırmak için mevcut ardışık kesikli reaktörlerin granüler ardışık kesikli reaktörlere uyarlanması en verimli ve ekonomik yoldur. Fakat mevcut AKR'ler düşük yükseklik/çap oranına sahip

olduğu için çökme hızı düşük olacağından granülasyon prosesi için uygun değildir (Kong, 2009).

Konvansiyonel aktif çamur sistemi yerine granüler çamur sistemi uygulandığında aerobik granüllerin mükemmel çökme özellikleri sayesinde evsel atıksu arıtma tesisi için gerekli alan ihtiyacı %80 azalacaktır. Buna bağlı olarak inşaat için yapılan yatırım miktarı azalacaktır. Bugüne kadar yapılan çalışmaların çoğu laboratuvar ölçekli sistemlerde kuvvetli veya orta kuvvette atıksuyla gerçekleştirilmiştir. Düşük kirlilikteki evsel atıksuyla aktif ve kompakt aerobik granüllerin nasıl geliştirileceğinin anlaşılması aerobik granül çamur prosesinin tam ölçekli sistemlerde uygulanabilirliği açısından önemlidir.

de Kreuk vd. (2006) ön çöktürülmüş atıksuyu giriş olarak kullanarak aerobik granülleri geliştirmeyi denemişlerdir. 20 gün işletmeden sonra, yüksek KOİ yüklemesinde heterojen aerobik granül çamur gözlenmiştir. Çamurun  $\text{CHI}_{10}$ 'ı 38 ml/g ve ortalama çapı 1,1 mm'dir. Bu çalışma Hollanda'da pilot ölçekli bir atıksu arıtma tesisinin kurulmasına öncülük etmiştir. Pilot ölçekli tesise iki tane 0,6 m çapında, 6 m yüksekliğinde kolon tipi reaktör kullanılmıştır. 1 yıllık işletme sonucu %80'i 0,212 mm'den büyük çapa sahip granül biyokütleden oluşan AKM, 10 g/L'ye ulaşmıştır. Yaptıkları pilot ölçekli çalışmada giriş konsantrasyonu 270-400 mg/L arasında değişmektedir. Bu çalışma ile aerobik granüllerin evsel atıksu arıtımı uygulamaları için önemli bilgiler sağlanmıştır.

Çin'de Yu vd. (2009) tarafından 1 m<sup>3</sup> hacminde, 0,5 m çapında, 6 m yüksekliğinde pilot ölçekli AKR kurulmuştur. Reaktörde çözülmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/L'de sabit tutulmuştur. Giriş, ön çöktürmeden sonra direkt pilot ölçekli AKR'ye verilmiştir. AKR aktif çamur ile işletmeye alınmıştır. Çöktürme süresi işletim boyunca 15-30 dakikadır. Başlangıçta çıkış, reaktör tabanından 3 m yüksekte bulunan vanadan boşaltılmıştır. Bir ay sonra çıkış, reaktör tabanından 2,5 m yüksekte bulunan vanadan boşaltılmıştır. Granülasyon gerçekleştikten sonra (80. gün) çıkış, reaktör tabanından 2 m yüksekte bulunan vanadan boşaltılmıştır. Çalışmada 0,212 mm'den büyük olan biyokütle granüler çamur olarak kabul edilmiştir. Çalışmada, yüksek kirlilikte atıksuyla beslenen granüller ile karşılaştırıldığında daha küçük, 0,2-0,8 mm aralığında granüller elde edilmiştir. AKR sistemlerinde OLR giriş substrat konsantrasyonuna ve hidrolik

yükleme hızına bağlıdır. Nitekim eğer substrat olarak düşük kirlilikte atıksu kullanılırsa ve olağan hidrolik yükleme hızı uygulanırsa sonuçta oluşan OLR aktif çamurun granülleşmesi için yeterli olamayacaktır. Öte yandan hidrolik yükleme hızı yükseltilerek OLR yükseltilebilir, böylece düşük substrat konsantrasyonu dengelenerek granülasyon prosesi desteklenebilir. AKR'lerde hidrolik yükleme hızı hacimsel değişim oranıyla ve döngü süresiyle kontrol edilebilir. Yapılan çalışmada düşük toplam KOİ nedeniyle döngü süresi olarak 3 saat seçilmiştir. Hacimsel değişim oranı da kademeli olarak %50'den %75'e yükseltilmiştir. Bu oranlar granülasyon prosesinin gerçekleşmediği evsel atıksu arıtma tesislerindeki hacimsel değişim oranından (ör. %40) çok daha yüksektir. Düşük kirlilikteki evsel atıksu ile granülasyon, AKR'ün yüksek hacimsel değişim oranında ve düşük çöktürme süresi ile işletilmesiyle hızlandırılabilir. 300 günlük işletim sonrası reaktörde baskın biyokütle granüler biyokütle olmuştur (%85). Granüllerin ortalama çapları 0,2-0,8 mm arasında değişmektedir ve 18-40 m/sa çökme hızına sahiptirler başka bir deyişle çökme kabiliyetleri iyidir. Gelişen heterojen granüllerin karbon ve azot giderim verimleri yüksektir. Çalışmada sonuç olarak düşük kirlilikteki atıksuyla işletilen AKR'de aktif çamurun granülasyonunda en önemli etkenlerin hacimsel değişim oranı ve çöktürme süresi olduğu bildirilmiştir. Yapılan çalışmanın önemi aerobik granüllerin gelişiminde ortalama substrat konsantrasyonu 170 mgKOİ/L'den düşük atıksu ile yapılan ilk deneme olması ve evsel atıksu arıtımında bu nitelikte bir atıksuyla yapılan ilk pilot ölçekli uygulama olmasıdır.

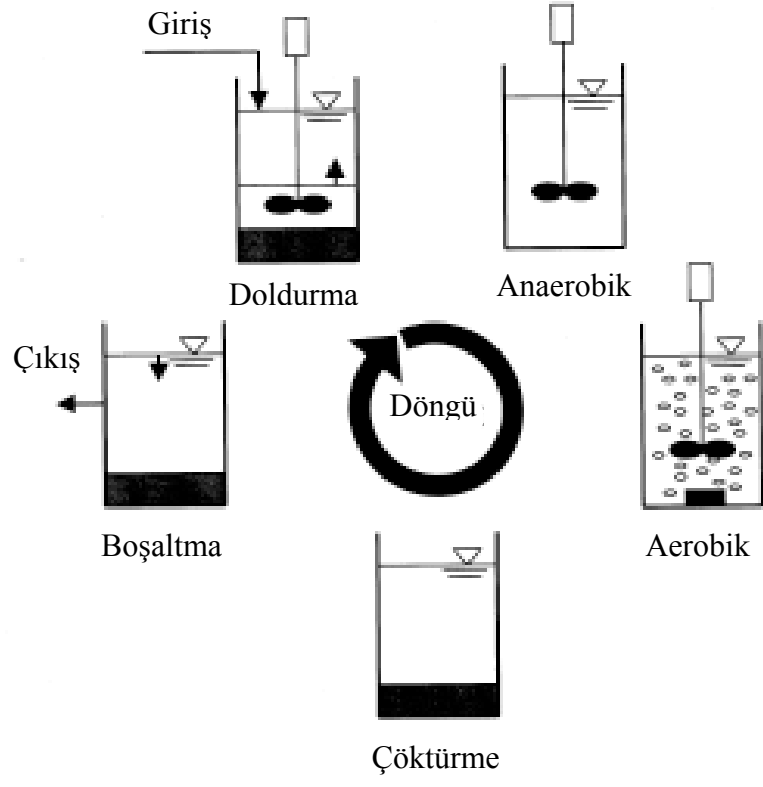
### **2.3. ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR PROSESİ**

Bugüne kadar anaerobik granüller genellikle yukarı akış anaerobik çamur yataklı reaktörlerde öte yandan aerobik granüller ardışık kesikli reaktörlerde (AKR) geliştirilmiştir. AKR prosesinde doldur boşalt reaktör kullanılır. Doldurma bunu takiben havalandırma ve çöktürme adımları aynı reaktör içinde gerçekleşir. Tüm AKR sistemleri genelde doldurma, reaksiyon (havalandırma), çöktürme, boşaltma ve boş olmak üzere 5 adımda işletilir. Bu adımlar Tablo 2.1'de özetlenmiştir. Zaman içerisinde AKR'lerde azot ve fosfor giderimini sağlayabilmek için çeşitli proses modifikasyonları yapılmıştır. Bu modifikasyonlar arasında fosfor giderimi için döngüde anaerobik karıştırma periyodunun yer alması sayılabilir (Metcalf ve Eddy, 2003). Şekil 2.9'da AKR'lerde bir döngü şematik olarak gösterilmiştir (Barat, 2005).

Çamur atma AKR işletiminde proses performansını etkileyen önemli bir adımdır. Prosesin 5 temel adımı çamur atmaya içermez. Çünkü döngü süresince çamur atma için verilmiş zaman dilimi yoktur. Konvansiyonel sürekli sistemlerde olduğu gibi, performans gerekliliğine bağlı olarak atılacak çamur miktarı ve sıklığı belirlenir. AKR işletiminde çamur atma genellikle reaksiyon fazında gerçekleşir böylece çamur homojen karışımdan atılmış olur (Metcalf ve Eddy, 2003).

Tablo 2.1 AKR’de işletme adımlarının tanımları (Metcalf ve Eddy, 2003)

Doldurma	Bu fazda reaktör atıksu ile doldurulur. Doldurma süresince biyolojik reaksiyonları arttırmak için reaktör sadece karıştırılabilir veya havalandırılarak karıştırılabilir.
Reaksiyon	Reaksiyon fazı süresince kontrollü çevresel koşullarda biyokütle substratı tüketir.
Çöktürme	Durgun koşullarda yani havalandırmanın ve karıştırmanın durdurulmasıyla katıların sıvı fazdan ayrılması sağlanır.
Boşaltma	Bu periyotta arıtılmış çıkış boşaltılır.
Boş	Bu faz çoklu tank sistemlerinde gereklidir, bir reaktörün başka bir reaktöre geçiş yapmadan önce doldurma fazını tamamlaması için zaman kazanmasını sağlar. Boş gerekli bir faz olmadığı için bazen döngüden çıkarılır.



Şekil 2.9 AKRlerde bir döngü (Barat, 2005)

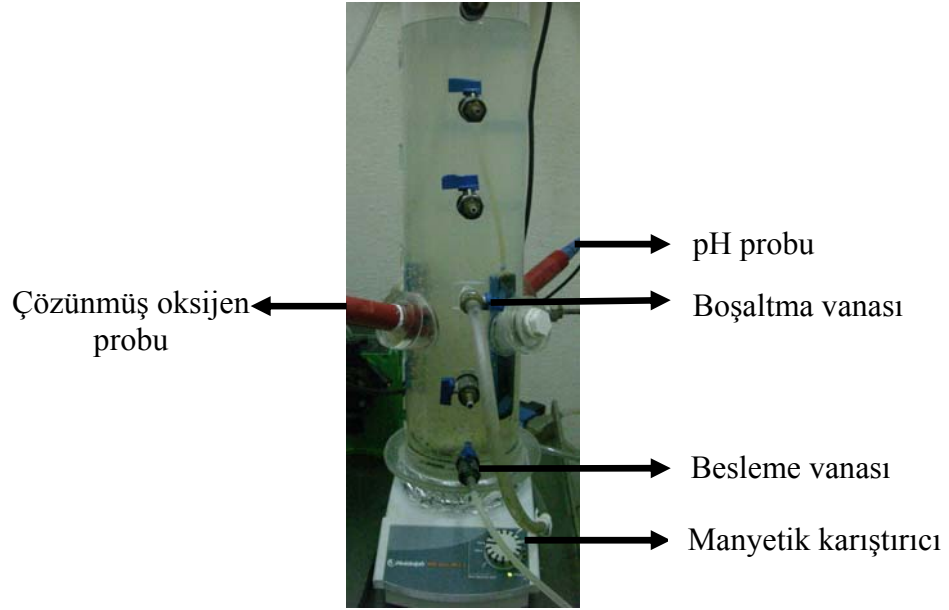
### 3. MALZEME VE YÖNTEM

#### 3.1 ÇALIŞMA PLANI

Aerobik granül çamurun oluşumu 4 set deneysel çalışma ile araştırılmıştır. 1., 2. ve 3. sette karbon, azot ve fosfor giderimi sağlayan aerobik granül çamur oluşumu ve yapısı incelenmiştir. 4. sette ise sadece karbon giderimi gerçekleştiren aerobik granül çamur oluşumu ve yapısı incelenmiştir.

#### 3.2 ÇALIŞMA DÜZENEKLERİ

1., 2. ve 3. sette geometrik konfigürasyonu aynı olan reaktör (R1) kullanılmıştır. Tablo 3.1 deney setlerinin işletme koşullarını göstermektedir. 3. sette  $Ca^{+2}$ 'un granül yapısına etkisini incelemek için çalışmanın 138. gününde reaktörde bulunan (R1) askıda katı madde muhtevası ikiye bölünmüş ve farklı  $Ca^{+2}$  konsantrasyonlarına sahip atıksularla geometrik konfigürasyonları aynı olan iki reaktör (R1 ve R2) işletilmiştir. Şekil 3.1'de R1 gösterilmektedir. R1 ve R2 proses kontrolü PLC (programlanabilir lojik kontrolör) ile yapılan pH ve çözülmüş oksijen konsantrasyonunun bilgisayar kontrollü olarak izlendiği bir sisteme bağlıdır. R1 ve R2 pleksiglastan yapılmış çapları, çalışma yükseklikleri, çalışma hacimleri aynı ve sırasıyla 12 cm, 46 cm ve 5 L olan reaktörlerdir. Reaktör yüksekliği boyunca 5 adet numune alma musluğu bulunmaktadır. Çalışmaların farklı dönemlerinde süreleri farklı olmak üzere bir döngü, doldurma, anaerobik periyot, aerobik periyot, çöktürme, boşaltma safhalarından oluşmuştur. Reaktörlerin doldurulması peristaltik pompa ile, karıştırılması 100 rpm dönüş hızıyla magnetik karıştırıcı ile, havalandırılması vakum pompası ve reaktöre yerleştirilmiş hava taşlarıyla, boşaltılması selenoid vana ile sağlanmıştır. Reaktöre verilen hava miktarı sisteme bağlı debimetrelerle ölçülmüştür. R1 ve R2 tüm çalışmalar boyunca (Set-1, Set-2, Set-3) %60 hacimsel değişme oranıyla işletilmiştir. Başka bir deyişle, Set-1, Set-2, Set-3'te işletim süresince başlangıç hacmi 2 L, doldurma hacmi 3 L'dir.



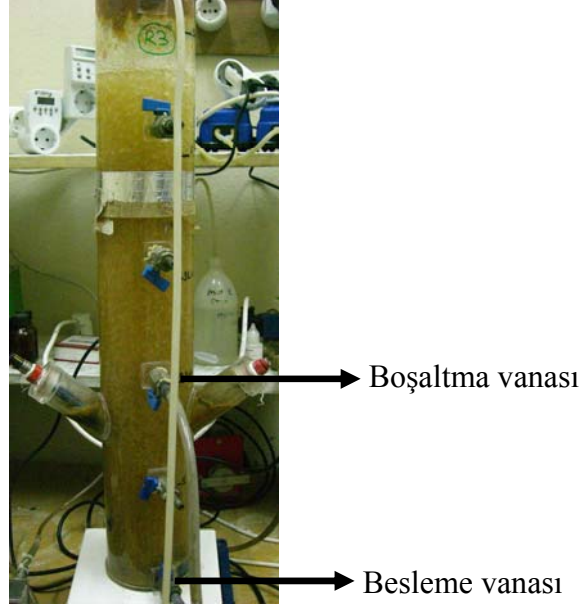
Şekil 3.1 Çalışmada kullanılan reaktör (R1)

4. sette ise geometrik konfigürasyonu R1 ve R2'den farklı bir reaktör kullanılmıştır (R3). Şekil 3.2'de R3 gösterilmiştir. R3 pleksiglastan yapılmış çapı 10 cm, çalışma yüksekliği 55 cm olan bir reaktördür. Reaktör %50 hacimsel değişme oranıyla işletilmiştir. Besleme peristaltik pompayla, boşaltma selenoid vanayla, havalandırma 100 L/sa debiyle akvaryum pompalarıyla sağlanmıştır. Tüm ekipman zaman saatlerine bağlanmıştır. 4. sette bir döngü; doldurma, aerobik periyot, çöktürme, boşaltma safhalarından oluşmuştur.

Tablo 3.1 Çalışma düzeneklerinde uygulanan işletme koşulları

	Set-1	Set-2	Set-3	Set-4
Aşı Çamuru	Bahçeşehir BAAT	Bahçeşehir BAAT	Paşaköy İBAAT	Paşaköy İBAAT
Atıksu KOİ	500±50 mg/L	500±50 mg/L	500±50 mg/L	500±50 mg/L
Atıksu TKN	50±5 mg/L	50±5 mg/L	50±5 mg/L	50±5 mg/L
Atıksu TP	10±1 mg/L	10±1 mg/L	10±1 mg/L	10±1 mg/L
Hacimsel değişme oranı	%60	%60	%60	%50
Döngü süresi	4 saat	6 saat	6-3 saat	6 saat
Yükseklik/çap oranı	3,8	3,8	3,8	5,5

Çalışma süresince tüm reaktörler sentetik atıksuyla beslenmiştir. Sentetik atıksu haftada iki kez besleme tanklarında hazırlanmış ve +4°C’de saklanarak sisteme pompalanmıştır. Besleme tankı ve besleme hortumları haftada bir kez olmak üzere biyolojik kirlenmeye karşı sıcak suyla temizlenmiştir.



Şekil 3.2 Çalışmada kullanılan reaktör (R3)

### 3.2.1 Set-1

Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin geri devir hattından alınan çamur ile sistem işletmeye alınmıştır (R1). Sistem Tablo 3.2’de kompozisyonu belirtilen evsel nitelikli sentetik atıksu ile beslenmiştir. Hazırlanan atıksuyun KOİ’si  $500\pm 50$  mg/L, TKN’si  $50\pm 5$ mg/L, TP  $10\pm 1$  mg/L dir. Tablo 3.3’de sentetik atıksuya eklenen iz element çözeltisinin kompozisyonu verilmiştir.

Tablo 3.2 Sentetik atıksu kompozisyonu

<b>Bileşen</b>	<b>Konsantrasyon (mg/L)</b>
Glikoz ( $C_6H_{12}O_6 \cdot H_2O$ )	165
Sodyum asetat ( $NaCH_3COO \cdot 3H_2O$ )	345
Nişasta	75
Pepton	100
Et ekstresi	64
Üre ( $(NH_2)_2CO$ )	42
$NH_4Cl$	114
$KH_2PO_4$	44
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	6
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	5
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	5
İz element çözeltisi	0,5 mL/L

Tablo 3.3 İz element çözeltisi kompozisyonu

<b>Bileşen</b>	<b>Konsantrasyon (mg/L)</b>
$H_3BO_3$	50
$ZnCl_2$	50
$CuCl_2$	30
$MnSO_4 \cdot H_2O$	500
$(NH_4)_6MoO_{24} \cdot H_2O$	50
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	50
$NiCl_2$	50
$AlCl_3$	50
$NaSeO_3 \cdot 5H_2O$	100
EDTA	1000

Sistem 4 saat süren döngülerle işletilmiştir. 20 dakika çöktürmenin uygulandığı 5 günlük aklımasyon periyodu sonrası sistem Şekil 3.3’de belirtilen işletme süreleriyle işletilmiştir. Buna göre döngü süresi 4 saattir. Sistemde oksijen sınırlaması ve pH

kontrolü yapılmamıştır. Yavaş çoğalan fosfor akümüle eden bakterilerin ve nitrifikasyon bakterilerinin sistemde tutulması hedeflenmiştir.

D	AnO <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ç	B
10 dk	60 dk	155 dk	5 dk	10 dk

D: doldurma, AnO<sub>2</sub>: anaerobik periyot, O<sub>2</sub>: aerobik periyod, Ç: çöktürme, B: boşaltma

Şekil 3.3 Set-1’de uygulanan işletme süreleri

### 3.2.2 Set-2

Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nin geri devir hattından alınan çamur ile sistem işletmeye alınmıştır (R1). Fosfor akümüle eden mikroorganizmaların sistemde çoğalabilmeleri için atıksuyun potasyum ve magnezyum konsantrasyonları yükseltilmiş sistemde filamentli çoğalmayı azaltmak için atıksu kompozisyonundan glikoz çıkarılmıştır (Tablo 3.4, Tablo 3.5). Set-1’de iz element konsantrasyonlarının düşük olduğuna karar verilmiş ve iz element konsantrasyonları arttırılmıştır. Hazırlanan atıksuyun KOI’si 500±50 mg/L, TKN’si 50±5mg/L, TP 10±1 mg/L dir.

Tablo 3.4 Sentetik atıksu kompozisyonu

Bileşen	Konsantrasyon (mg/L)
Sodyum asetat (NaCH <sub>3</sub> COO.3H <sub>2</sub> O)	651
Nişasta	75
Pepton	100
Et ekstresi	64
Üre ((NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO)	42
NH <sub>4</sub> Cl	114
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	56
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	50
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	34
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	15
İz element çözeltisi	0,3 mL/L

Tablo 3.5 İz element çözeltisi kompozisyonu

Bileşen	Konsantrasyon (g/L)
EDTAH <sub>2</sub> Na <sub>2</sub> .H <sub>2</sub> O	52,5
ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	2,2
MnCl <sub>2</sub> .7H <sub>2</sub> O	3,97
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> MoO <sub>24</sub> .H <sub>2</sub> O	1,21
CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	1,57
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	1,61

Sistemde çamurun çökme özelliğinin iyileşmesine paralel çöktürme süresi kısaltılmış ve kararlı halde sistem Şekil 3.4’te belirtilen işletme süreleriyle işletilmiştir. Buna göre döngü süresi 6 saattir. Sistemde oksijen sınırlaması ve pH kontrolü yapılmamıştır.

D	AnO <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ç	B
10 dk	90 dk	245 dk	5 dk	10 dk

D: doldurma, AnO<sub>2</sub>: anaerobik periyot, O<sub>2</sub>: aerobik periyot, Ç: çöktürme, B: boşaltma

Şekil 3.4 Set-2’de uygulanan işletme süreleri

### 3.2.3 Set-3

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nin geri devir hattından alınan çamur ile sistem işletmeye alınmıştır (R1). Sistem Tablo 3.6’da kompozisyonu belirtilen evsel nitelikli sentetik atıksu ile beslenmiştir. Set-2’den farklı olarak fosfor sisteme 2 farklı bileşik ile K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> ve KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> ile verilmiştir. Bunun nedeni, bu iki bileşiğin birarada bulunmasının tampon görevi görmesidir. Hazırlanan atıksuyun KOİ’si 500±50 mg/L, TKN’si 50±5mg/L, TP 10±1 mg/L dir. Set-3’te kompozisyonu Tablo 3.4’te verilen iz element çözeltisi kullanılmıştır.

Tablo 3.6 Sentetik atıksu kompozisyonu

<b>Bileşen</b>	<b>Konsantrasyon (mg/L)</b>
Glikoz ( $C_6H_{12}O_6 \cdot H_2O$ )	103,75
Sodyum asetat ( $NaCH_3COO \cdot 3H_2O$ )	434,5
Nişasta	75
Pepton	100
Et ekstresi	64
Üre ( $(NH_2)_2CO$ )	42
$NH_4Cl$	114
$K_2HPO_4$	39,3
$KH_2PO_4$	15,9
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	50
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	34
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	15
İz element çözeltisi	0,3 mL/L

Sistemde çöktürme süresi 30 dakikadan başlayarak çamur çökeltme özelliğinin iyileşmesine paralel kısaltılmıştır. İşletmenin 18., 38., 39., 153. ve 180. günü çöktürme süresi sırasıyla 20 dk, 8 dk, 5 dk, 3 dk ve 1 dk olarak ayarlanmıştır. Çöktürme süresinin 1 dk'ya ayarlanmasıyla sistemde hızlı bir seleksiyon gerçekleşmiştir. Çöktürme süresi 1 dk'ya ayarlandıktan sonra AKM konsantrasyonu artış göstermediğinden ve oluşan yapılar bozulduğundan 199. gün, 180. gün çıkıştan toplanan çamur sisteme ilave edilmiştir.

Sistem işletmenin ilk 49 gününde 6 saat süreli döngülerle işletilmiş, azot ve fosfor giderimindeki artışa paralel olarak, döngü süresi kısaltılmıştır. 49. gün döngü süresi 4 saate, 109. gün 3 saate indirilmiştir.

İşletmenin 97. günü kesme kuvvetinin granülasyona etkisinin incelenmesi için sisteme verilen hava debisi 320 L/sa'ten 800 L/sa'e yükseltilmiştir. Böylece yüzeysel yukarı akış hava hızı 0,78 cm/sn'den 1,96 cm/sn'ye yükselmiştir.

İşletmenin 138. günü  $\text{Ca}^{+2}$ 'un granül yapısına etkisinin incelenmesi için reaktör hacmi ikiye bölünerek iki reaktör işletilmiştir (R1 ve R2). R1'de  $\text{Ca}^{+2}$  konsantrasyonu sabit tutulmuş, R2'de ise  $\text{Ca}^{+2}$  konsantrasyonu 100 mg/L'ye yükseltilmiştir. Buna göre R2'nin sentetik atıksu kompozisyonu Tablo 3.7'de verilmiştir.

Tablo 3.7 Set-3'te R2'nin sentetik atıksu kompozisyonu

<b>Bileşen</b>	<b>Konsantrasyon (mg/L)</b>
Glikoz ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \cdot \text{H}_2\text{O}$ )	103,75
Sodyum asetat ( $\text{NaCH}_3\text{COO} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ )	434,5
Nişasta	75
Pepton	100
Et ekstresi	64
Üre ( $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ )	42
$\text{NH}_4\text{Cl}$	114
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	39,3
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	15,9
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	50
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	367,5
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	15
İz element çözeltisi	0,3 mL/L

### 3.2.4 Set-4

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin geri devir hattından alınan çamur ile sistem işletmeye alınmıştır (R3).  $\text{Ca}^{+2}$  konsantrasyonu 100 mg/L olan atıksuyla çalışılmıştır (Tablo 3.6). Sistemde hızlı bir seleksiyon uygulanmıştır. İşletmenin ilk 13 günü, çamurun aklımasyonu süresince sistem 20 dakika çöktürme süresiyle işletilmiştir. Aklımasyon döneminde uygulanan işletme süreleri Şekil 3.5'te verilmiştir.

D	O <sub>2</sub>	Ç	B
30 dk	140 dk	20 dk	10 dk

D: doldurma, O<sub>2</sub>: aerobik periyot, Ç: çöktürme, B: boşaltma

Şekil 3.5 Set-4'te aklımasyon süresince uygulanan işletme süreleri

14. gün çöktürme süresi 2 dakika olarak ayarlanmıştır. 14. gün itibariyle uygulanan işletme süreleri Şekil 3.6'te verilmiştir.

D	O <sub>2</sub>	Ç	B
30 dk	318 dk	2dk	10 dk

D: doldurma, O<sub>2</sub>: aerobik periyot, Ç: çöktürme, B: boşaltma

Şekil 3.6 Set-4'te uygulanan işletme süreleri

### 3.3. ANALİZ YÖNTEMLERİ

AKM, UAKM, ÇHİ, ortofosfat, toplam fosfor, amonyak azotu, toplam Kjehdahl azotu, nitrit, KOİ tayinleri standard metodlarda belirtildiği şekilde yapılmıştır (APHA, 1995). AKM, UAKM, ÇHİ sırasıyla standard metodlarda 2540 D, 2540 E, 2710 E bölümlerinde belirtilen şekilde yapılmıştır. KOİ tayini bölüm 5220 D'de belirtilen kolorimetrik closed reflux metoduyla, nitrit tayini bölüm 4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> B'de belirtilen kolorimetrik metodla, amonyak tayini bölüm 4500-NH<sub>3</sub> C'de belirtilen titrimetrik metod ile, ortofosfat tayini bölüm 4500-P B'de belirtilen kalay klorür metodu ile yapılmıştır. Toplam fosfor tayini için gerekli parçalama işlemi 4500-P B'de belirtilen şekilde yapılmıştır. Nitrat tayini 1.14773.0001 ürün numaralı Merck kiti ile yapılmıştır. Kolorimetrik analizlerde süzölmüş numune elde etmek için 0,45 µm por çaplı şırınga ucu filtre (millipore, SLHV033NK) kullanılmıştır. Uçucu yağ asidi analizleri Agilent marka 6890 Model Gaz Kromatografi cihazıyla yapılmıştır. Tüm kolorimetrik analizlerde PG Instruments T80 UV/VIS Model spektrofotometre kullanılmıştır. 0,22 mm por çaplı şırınga ucu filtre (millipore SLGV033NK) kullanılarak süzölmüş numuneler 1:9 oranında (numune:asit) %10'luk H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> ile seyreltilerek cihaza enjekte edilmiştir.

### 3.3.1. Çevresel taramalı elektron mikroskobu (ESEM) ile morfolojinin incelenmesi

ESEM 15 yıl önce geliştirilmiştir. ESEM kullanmanın avantajlarından biri nemli modda çalışabilme özelliğidir yani iletken olmayan numunelerin iletken bir madde ile kaplanması gerekli değildir. İncelenecek materyallerin kurutulmasına ve altın veya paladyum ile kaplanmasına gerek yoktur. Böylece analiz süresince numune orijinal özelliklerini koruyabilir (University of California Merced, 2007)

Deneysel çalışma süresince biyokütledeki morfolojik değişimleri takip etmek için ESEM (Philips XL series, XL 30ESEM-FEG) kullanılmıştır. ESEM ile görüntüleme dışında enerji dağılımlı X-ışınları analizi yapılmıştır. ESEM ile hem fikse edilmemiş hem de fikse edilmiş numune görüntüleri alınmıştır. Fiksasyon prosedürü Ek-2’de verilmiştir. Fikse edilmemiş numune ile alınan görüntülerde numune analizden bir gün önce reaktörden alınmış ve 24 saat içinde görüntülenmiştir. Numuneler soğuk zincir korunarak taşınmıştır.

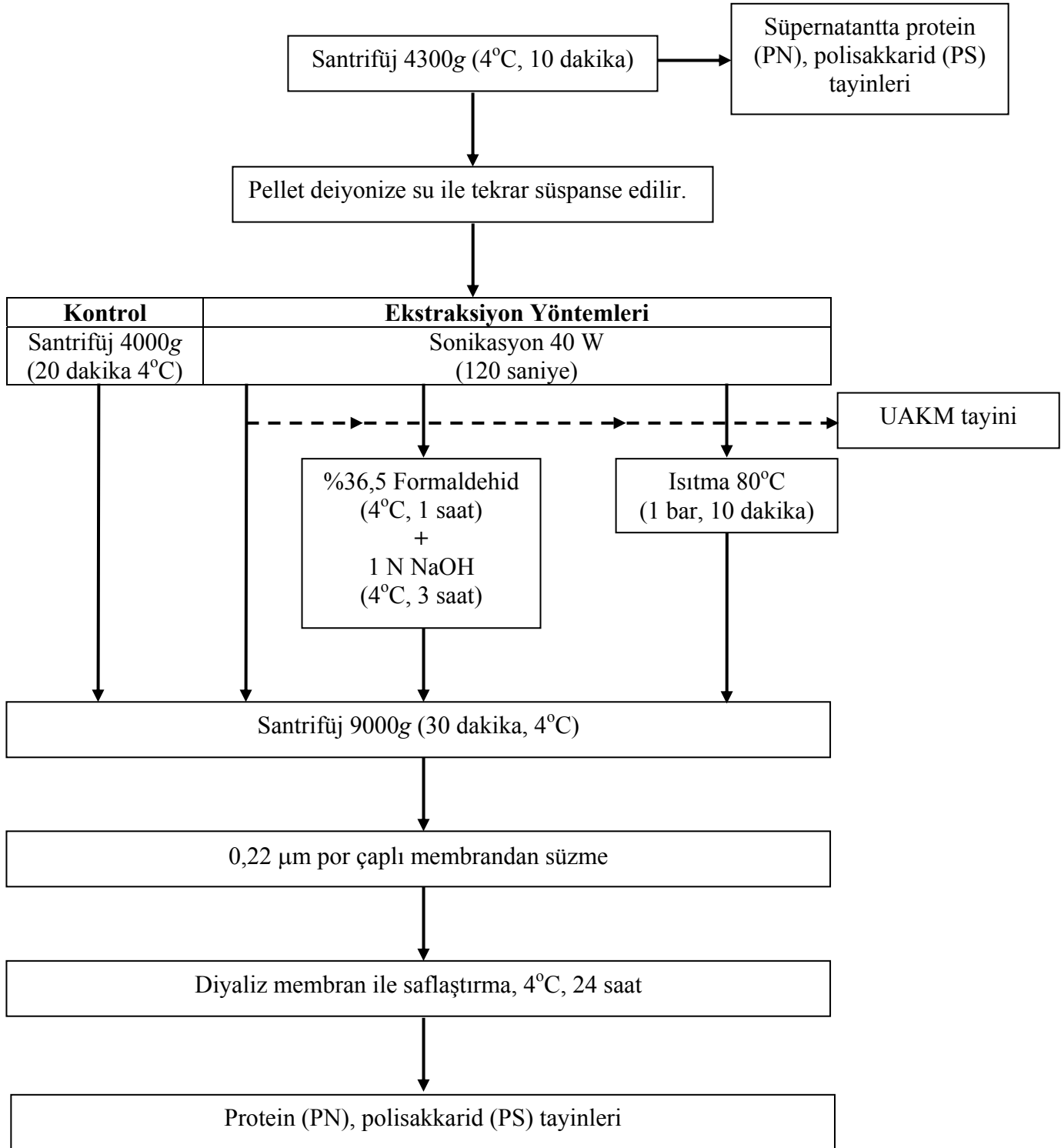
### 3.3.2. Işık mikroskobu ile morfolojinin incelenmesi

Çamurun morfolojik değişimleri ESEM dışında, Olympus marka CH30 Model Işık Mikroskobu ile de takip edilmiştir. Işık mikroskobu ile görüntüler okülere bağlanan dijital fotoğraf makinesi (Casio FX-9850) ile alınmıştır. Belirli dönemlerde granüllerde PHA depolarını görüntülemek için, PHA boyaması yapılmıştır. PHA boyama prosedürü Ek-1’de verilmiştir.

### 3.3.3 Hücre dışı polimerik maddelerin ekstraksiyonu

Set-1’de EPS’in ekstraksiyonunda farklı yöntemlerin verimini incelemek için Şekil 3.6’deki prosedür uygulanmıştır. Buna göre aerobik periyot sonunda reaktörden alınan yaklaşık 200 mL numune 4 adet 50 mL hacminde falkon tüplerine alınmış, ilk adım olarak santrifüj edilmiş ve SMP elde edilmiştir. Numunede protein ve polisakkarid analizleri yürütülmüştür. Santrifüj sonrası elde edilen pelet deiyonize su ile başlangıç hacmine tamamlanmıştır. Bu adımdan sonra sıkı bağlı EPS’i elde etmek için üç farklı fiziksel yöntem (santrifüj, sonikasyon, sonikasyon+ısıtma) ve bir kimyasal yöntem uygulanmıştır (Formaldehid+NaOH). Falkon tüplerinden birincisine santrifüj, ikincisine

sonikasyon, üçüncüsüne sonikasyon+ısıtma, dördüncüsüne Formaldehid+NaOH uygulanmıştır. Sonikasyon adımı çamurun homojenizasyonu için gerekli olduğundan, ısıtma ve Formaldehid+NaOH yöntemleri öncesinde de uygulanmıştır. Sonikasyon işlemleri aşırı ısınmayı önlemek için buz dolu bir kap içinde yürütülmüş ayrıca, 120 saniyelik uygulama 30'ar saniyelik 4 periyot olarak uygulanmıştır. Her bir tüpte UAKM ölçülmüştür. Uygulanan fiziksel ve kimyasal işlemler sonrası tüm tüpler yüksek devirde (9000g) santrifüj edilmiş ve süpernatant 0,22 µm por çaplı filtreden süzölmüştür. İlk 4 hafta formaldehid ve NaOH uygulanan numunelerle yapılan karbonhidrat analizlerinde girişim olmuştur. Tuz çökelekleri meydana gelmiştir. Bu nedenle daha sonraki haftalarda düşük moleköl ağırlıklı metabolitlerin giderilmesi için ekstreler +4°C'de 1 gece diyaliz membranda bekletilmiştir. Elde edilen ekstrelerde protein ve polisakkarid analizleri yürütölmüştür.



Şekil 3.7 Set-1 EPS'in ekstraksiyon prosedürü

Set-3'te EPS ekstraksiyonunda Frolund vd. tarafından (1996) önerilen, aerobik granül çamur ile yapılan çalışmalarda en yaygın olarak kullanılan protokol kullanılmıştır. Protokol Dülekürge'nin (2006) belirttiği şekilde orijinal prosedüre küçük değişiklikler yapılarak uygulanmıştır. Prosedürde EPS'i ekstrakte edebilmek için DOWEX 50x8 kation değiştirici reçine (Sigma Aldrich, kuvvetli asidik, Na<sup>+</sup> form, 20-50 mesh size) kullanılmıştır. Deney sonuçlarının karşılaştırılabilir olması için tüm deneylerde aynı ekipman kullanılmıştır (erlen, magnet, magnetik karıştırıcı). Tüm deneyler soğukta (erlen ve tüpler buz dolu bir kaptaki bekletilerek) gerçekleştirilmiştir. Ekstraksiyon için gerekli numune aerobik periyot sonrası reaktörden toplanmıştır. 0,5 g UAKM'ye karşılık gelecek numune hacmi aynı gün aerobik periyot sonrası reaktörde yapılan UAKM analizi sonucuna göre hesaplanmıştır. 0,5 g UAKM sağlayacak gerekli hacimdeki numune 50 ml falkon tübünde 9000g'de santrifüj edilmiştir. Süpernatant SMP olarak ayrılmıştır. Numune protein ve polisakkarid analizleri yapılana kadar -20°C'de saklanmıştır. Pelet 30 mL PBS (Phosphate Buffer Saline) çözeltisinde vorteks kullanılarak süspansiyon edilmiştir. Kullanılan PBS çözeltisi Tablo 3.8'de verilmiştir. Bu adım yıkama adımıdır. Pelet süspansiyon edildikten sonra 9000g'de 15 dakika santrifüj edilmiştir. Süpernatant dökülmüş hacim PBS ile 25 mL'ye tamamlanmıştır. 25 mL'ye tamamlanan numune ultra-turrax kullanılarak homojenize edilmiştir. Ultra-turrax hızı 1. seviyede tutulmuş homojenizasyon süresi 4 dakika seçilmiştir. Homojenizasyon sonrası numune içinde 35 gram yıkanmış, filtre edilmiş kation değiştirici reçine bulunan 250 mL hacmindeki erlene aktarılmıştır. Ultra-turrax'ın mili üzerinde kalan biyokütlede toplanarak erlene aktarılmıştır. Erlenindeki son hacim PBS ile 100 mL'ye tamamlanmış ve erlen alüminyum folyo ile kaplanarak magnetik karıştırıcı üzerine yerleştirilmiş ekstraksiyon başlatılmıştır. Ekstraksiyon süresi 4 saattir. Manyetik karıştırıcı 750 rpm'e ayarlanmıştır. 4 saat süresince buz miktarı kontrol edilmiş ve eridikçe takviye yapılmıştır. 4 saat sonunda erlen muhtevası 50 mL hacminde falkonlara aktarılmış 1 dakika 9000g'de santrifüj edilmiştir. Bu santrifüj reçinenin uzaklaştırılması içindir. Toplanan süpernatant kalan biyokütleyi ayırmak için 9000g'de 15 dakika santrifüj edilmiştir. Bu santrifüj sonrası protein ve polisakkarid analizleri için gerekli miktarda süpernatant toplanmış; örnekler protein ve karbonhidrat analizine kadar -20°C'de saklanmıştır.

Tablo 3.8 PBS çözeltisi

<b>Bileşen *</b>	<b>Konsantrasyon (g/L)</b>
Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> .12H <sub>2</sub> O	0,328
NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> .H <sub>2</sub> O	0,552
NaCl	0,526
KCl	0,0746

\*Bileşenler 1 L destile suda çözülmüştür, pH 7'ye ayarlanmıştır.

### 3.3.4 Protein analizi

Tüm çalışmalarda protein miktarı en yaygın olarak kullanılan Lowry yöntemiyle ölçülmüştür. Standard olarak sığır serum albumini kullanılmıştır (Lowry, 1951).

Analiz öncesi gerekli reaktifler hazırlanır. Reaktifler solüsyon A, B ve C, 2 N NaOH, 1 N Folin reaktifidir. Solüsyon A, B ve C destile suda sırasıyla %2 (w/v) Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, %1 (w/v) CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O ve %2 (w/v) sodyum potasyum tartarat içerir. Analiz esnasında solüsyon A, B ve C 100:1:1 (A:B:C) oranında karıştırılarak taze olarak kompleks reaktif hazırlanır. 1 N Folin reaktifi 1:1 oranında destile su ile hazırlanır. Standard eğri çiziminde kullanılmak üzere destile su ile 2 mg/mL protein (BSA, sığır serum albumini) içeren stok çözelti hazırlanır. Stok çözelti -20°C'de saklanabilir. Standartlar, stok çözeltiyi destile suyla seyrelterek hazırlanır. Standart konsantrasyonları Ek-3'te verilmiştir.

Protein konsantrasyonunu ölçmek için 0,1 mL numuneye 0,1 mL 2 N NaOH eklenip blok ısıtıcıda 100°C'de 10 dakika hidroliz edilir. Hidrolizat oda sıcaklığına soğutulduktan sonra 1 mL taze olarak hazırlanan kompleks reaktif eklenerek oda sıcaklığında 10 dakika bekletilir. Sonrasında 0,1 mL Folin reaktifi eklenip, karışım vorteks yardımıyla karıştırılır. Karışım oda sıcaklığında 30-60 dakika bekletilir. Bekletme süresinin 60 dakikayı geçmemesi önemlidir. Bekleme sonrası oluşan rengin absorbansı 750 nm'de spektrofotometre ile ölçülür. Standartların konsantrasyonları absise, absorbansları ordinata yerleştirilerek standart eğri çizilir ve bilinmeyen protein konsantrasyonlarını tayin etmede kullanılır.

### 3.3.5 Karbonhidrat analizi

Karbonhidrat konsantrasyonu Dubois vd. (1956) tarafından geliştirilen fenol-sülfirik asit yöntemiyle tayin edilmiştir. Standard olarak alginat kullanılmıştır.

Analizde gerekli reaktifler %80 (w/w) fenol çözeltisi ve derişik sülfirik asittir. %80 (w/w) fenol çözeltisi hazırlamak için 80 g fenol tartılır üzerinde 20 mL destile su ilave edilir. Fenol kanserojen bir madde olduğundan bu çözelti hazırlanırken çeker ocak altında çalışılmalıdır. Fenol çözeltisinin hazırlandığı şişe ya da cam malzeme ışıktan korunmalı, bu nedenle etrafı alüminyum folyo ile sarılmalıdır. Çözeltinin çözünmesi 3-4 saat aldığından bir gün önceden hazırlanması tavsiye edilir. Standard eğri hazırlanırken kullanılan stok çözeltinin hazırlanışı ve yapılan seyreltmeler Ek-4'te verilmiştir.

Karbonhidrat konsantrasyonu tayin edilecek numunedan 2 mL numune test tübüne aktarılır. Tübe 50 µL %80 (w/w) fenol çözeltisi ve 5 mL derişik sülfirik asit ilave edilir. Numune 10 dakika oda sıcaklığında bekletilir. Bekletme sonrası vorteks ile karıştırılır ve 30°C inkübatörde 15 dakika bekletilir. Oluşan sarı-turuncu renk bu yöntemin özelliğidir. Oluşan rengin absorbansı 480 nm'de spektrofotometre ile ölçülür. Numunenin karbonhidrat miktarının hesaplanması önceden hazırlanmış standard kalibrasyon eğrisiyle sağlanır.

### 3.3.6. Partikül boyutu ölçümü

Partiküllerin boyut dağılımını incelemek için Malvern Master Sizer 2000 Lazer Kırınım cihazı kullanılmıştır. Cihaz 0,2-2000 µm arasındaki taneleri ölçebilmektedir. Master Sizer partikül boyutunu ölçmek için Mie kuramını kullanmaktadır. Mie kuramında bütün tanelerin şeffaf ve küre şeklinde olduğu ve tanelerle içinde buldukları ortamın saptırma indisleri arasındaki farkın küçük olduğu kabul edilmektedir (Özer, 2007).

Reaktörden aerobik faz sonunda alınan numune herhangi bir ön işlem uygulanmaksızın cihazın örnek hazırlama ünitesine ilave edilmiştir. Örnek hazırlama ünitesinde yaklaşık 1 L musluk suyu bulunmaktadır. Cihazda ölçülen bulanıklık değeri yaklaşık %15 olacak şekilde numune ilave edilmiştir. Örnek hazırlama ünitesinde bulunan mekanik karıştırıcı

500 rpm'e, santrifüjlü pompa ise 1000 rpm'e ayarlanmıştır. Analiz süresince örnek hazırlama ünitesine ultrasonik enerji uygulanmamıştır.

### 3.3.7. PCA yöntemi ile kimyasal olarak çökelen fosfatın belirlenmesi

de Haas vd. (2000) tarafından önerilen bu yöntemde, numune önce santrifüj edilir ve supernatant başka bir tübe aktarılır. Pelet 10 mL NaCl ile yıkanarak tekrar santrifüj edilir ve süpernatant bir önceki süpernatant üzerine eklenir, tüp SUP olarak etiketlenir. Kalan biyokütle 3 kez soğuk perklorik asit ile yıkanır. Her bir yıkama sonrası 1000g'de 5 dakika santrifüj edilir. Her santrifüj sonrası süpernatant bir tüpte toplanır ve PCA olarak etiketlenir. SUP ve PCA'ın 10 mL'si 0,45 µm filtreden süzülür. Süzüntüde PO<sub>4</sub>-P, süzülmemiş numunelerde toplam fosfor analizi yapılır. Kalan biyokütle başlangıç hacmine distile su ile tamamlanır, RES olarak etiketlenir. RES'de ve reaktörden alınan numunede toplam fosfor ölçülür. Hücre yapısı parçalanmadan kimyasal olarak bağlı fosfat PCA içinde çözüldüğünden, PCA süzüntüsündeki PO<sub>4</sub>-P kimyasal bağlı fosfor miktarını verir. Sonuçlar ham numunede ölçülen toplam fosforun %'si olarak verilir.

### 3.3.8. FISH ile mikrobiyal komünite analizi

Aşı çamuru ve 180. günde alınan numuneler %3'lük paraformaldehid ile fikse edilmiştir (Amann, 1995). Fikse edilmiş hücreler jelatin kaplı gözlü teflon lamlara yerleştirilmiş ve kurutulmuştur. Akabinde 46°C'de 2 saat hibridizasyon gerçekleştirilmiştir. Hibridizasyon tamponu (0,9 M NaCl, 20 mM Tris/HCl, pH 8,0, %0,01 SDS) Cy-3 ile işaretlenmiş probları (30ng/kuyu) içermektedir. Çalışmada tüm bakterileri belirleyen EUB338 i-iii proplarının karışımı (EUBmix) ve *Accumulibacter* spp. belirleyen PAO462, PAO651 ve PAO846 karışımı (PAOmix) kullanılmıştır. Optimum hibridizasyonu sağlayabilmek için EUBmix ve PAOmix proplarına sırasıyla nihai konsantrasyonu %5 ve %35 olacak şekilde formamid eklenmiştir. Hibridizasyondan sonra bağlanmayan oligonükleotid probları yıkama tamponu ile yıkanmıştır. Yıkama tamponu hibridizasyon tamponu ile aynı kompozisyondadır yalnızca probları içermiyordur. Numunedeki tüm DNA moleküllerini boyamak için yıkama tamponuna 4,6 diamino-2-fenil-indol eklenmiştir. Lam 48°C'de 10 dakika yıkama tamponunda bekletilmiş daha sonra kısaca bidistile suyla yıkanmış ve kurutulmuştur. Floresan boyanın şiddetini korumak amacıyla, görüntüleme öncesinde lamlar Vectashield (Vector Laboratories) ile kaplanmıştır. Mikroorganizmalar Leica DM-LB floresan

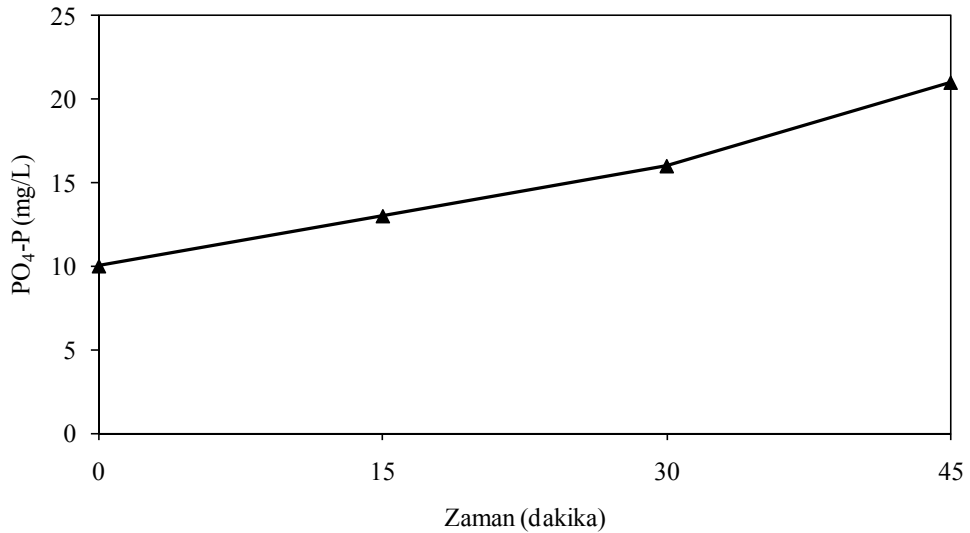
mikroskop kullanılarak görüntülenmiş ve görüntüler Leica DC350F dijital fotoğraf makinesiyle kaydedilerek incelenmiştir.

## 4. BULGULAR

### 4.1 SET-1

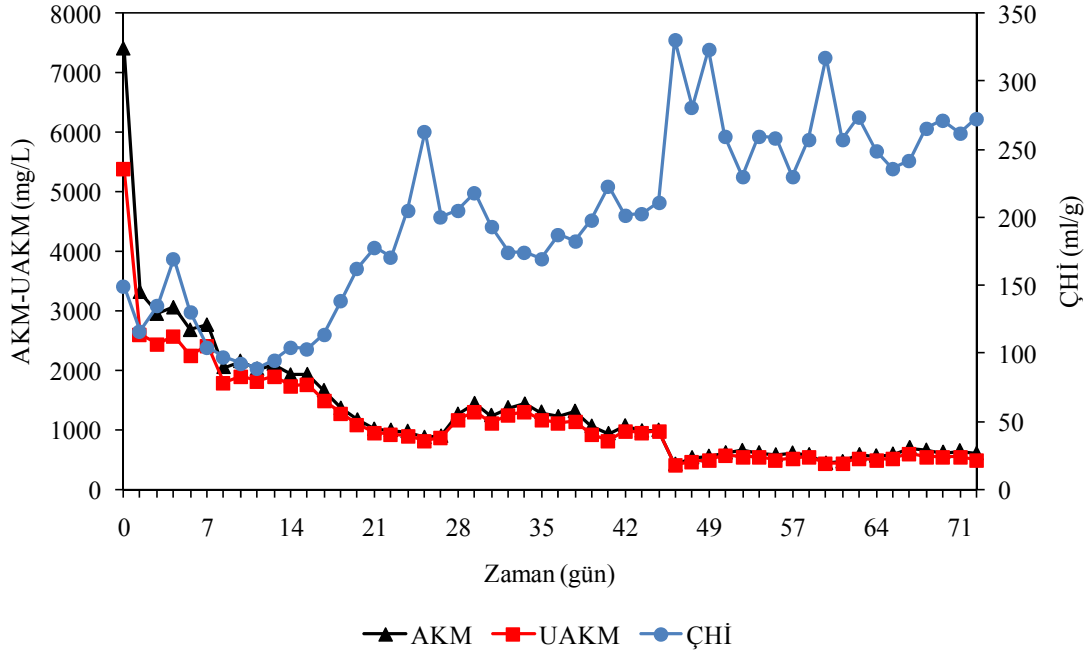
#### 4.1.1 Set-1 AKM, UAKM, ÇHI parametrelerinin incelenmesi

Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan çamur ile sistem işletmeye alınmadan önce, kesikli bir çalışma yürütülmüştür. Anaerobik reaktörde yürütülen bu çalışma ile anaerobik periyot boyunca  $PO_4\text{-P}$  salınımı kontrol edilerek çamurdaki fosfor akümüle eden mikroorganizmaların varlığı tespit edilmiştir. 45 dakika süren anaerobik periyot boyunca her 15 dakikada bir numune alınmış ve  $PO_4\text{-P}$  konsantrasyonu tayin edilmiştir. Buna göre başlangıçta 10 mg/L olan  $PO_4\text{-P}$  konsantrasyonu 45 dakika sonunda 23 mg/L'ye ulaşmıştır (Şeki4.1). Bu sonuca göre çamurda fosfor akümüle eden mikroorganizmaların varlığı doğrulanmış ve reaktör (R1) Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan çamur ile işletmeye alınmıştır.

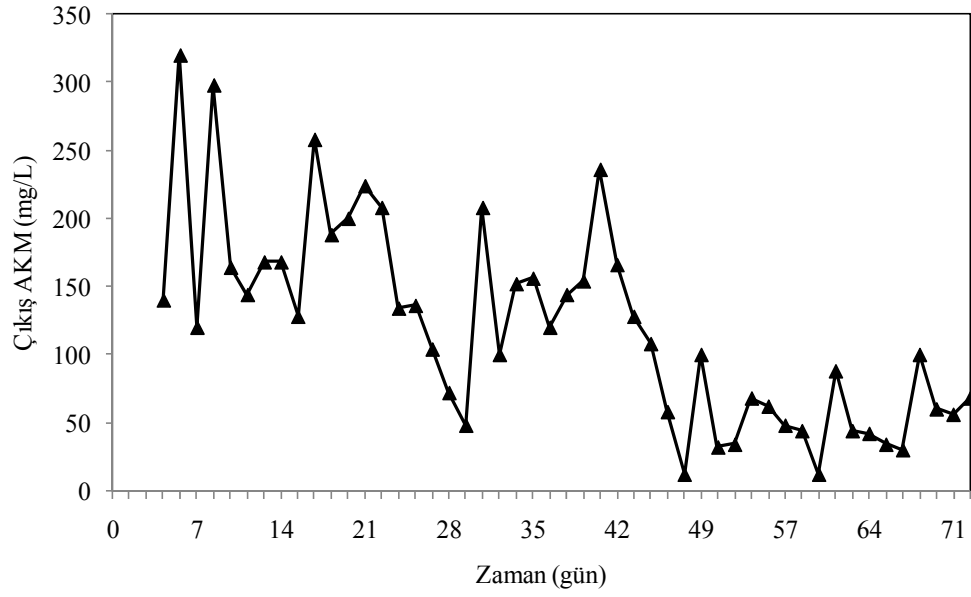


Şekil 4.1 Anaerobik periyot boyunca  $PO_4\text{-P}$  salınımının incelenmesi

Reaktör 20 dakika çöktürme süresiyle işletmeye alınmıştır. Çöktürme süresi 2. gün 10 dakikaya 3. gün ise 5 dakikaya düşürülmüştür. Sistemde hızlı bir seleksiyon gerçekleştirilmiştir. Çöktürme süresinin kısaltılması sistemde ani AKM kaybına neden olmuştur. Sistem işletmeye alındığı gün AKM konsantrasyonu 7420 mg/L, ÇHI'si 149 mL/g ölçülmüştür. İşletim süresince AKM, UAKM ve ÇHI değişimleri Şekil 4.2'de verilmiştir. Şekil 4.3 reaktör çıkışında ölçülen AKM konsantrasyonunu göstermektedir.



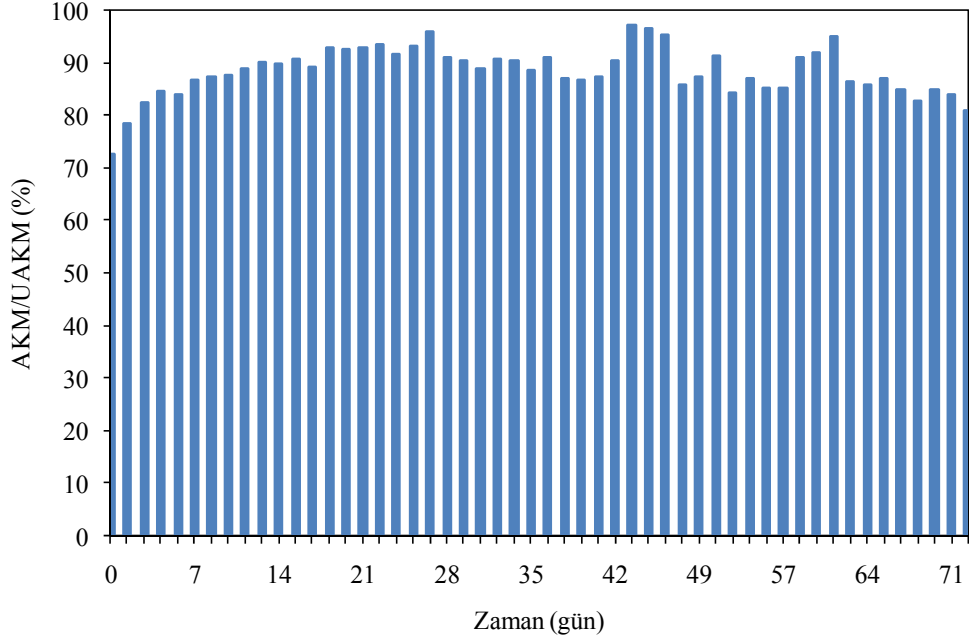
Şekil 4.2 AKM, UAKM, ÇHI'nin zamana göre değişimi



Şekil 4.3 Çıkış AKM konsantrasyonunun zamana göre değişimi

Başlangıçta kısa çöktürme süresi nedeniyle düşük AKM konsantrasyonu işletme süresince artış göstermemiştir. Sürekli artan ÇHI sistemde AKM kaybına neden olmuştur. 42. günde reaktörde AKM konsantrasyonu 1000 mg/L'nin altına düşmüştür. Reaktör içinde AKM konsantrasyonunun düşük olmasına rağmen ÇHI'nin çok yüksek olması, sistemde filamentli bakterilerin varlığına işaret etmektedir. Bu çalışmada mikroskopik inceleme yapılmadığından filamentli bakterilerin varlığı kanıtlanmamıştır. Şekil 4.3'te uygulanan kısa çöktürme süreleri nedeniyle çıkış AKM konsantrasyonunun başlangıçta yüksek olduğu görülmektedir. Artan ÇHI'ye paralel olarak ilk 27 gün çıkış AKM konsantrasyonu 100 mg/L'nin üzerinde seyretmiştir. İşletim süresince sistemden çamur atılmamıştır. Çamur yaşı çıkış suyu ile sistemden yıkanan çamur ile sağlanmıştır. Düşük reaktör AKM konsantrasyonu ve yüksek çıkış AKM konsantrasyonu çamur yaşının da düşmesine sebep olmuştur.

Şekil 4.4'te UAKM/AKM oranları verilmiştir. Reaktör işletmeye alındığında %73 olan UAKM/AKM oranı sentetik atıksuyla besleme sonrası artış göstermiştir.



Şekil 4.4 UAKM/AKM oranının zamana göre değişimi

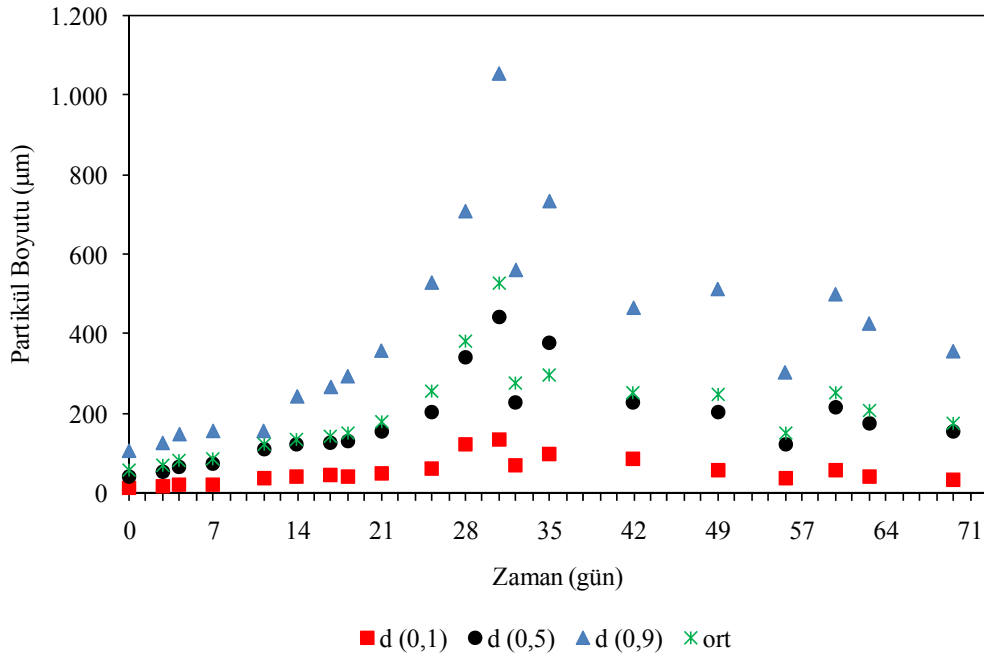
#### 4.1.2 Set-1 partikül boyutunun incelenmesi

Şekil 4.5'te partikül boyutunun zamana bağlı değişimi verilmiştir. Yapılan ölçümde aş çamurunun ortalama partikül boyutu 56  $\mu\text{m}$  bulunmuştur. Bu boyut işletmenin 30. günü maksimuma ulaşmıştır (528  $\mu\text{m}$ ). Ancak aynı gün ölçülen  $\text{CHI}$  192 mL/g bulunmuştur. Ortalama boyutun ilk 30 gün artarken  $\text{CHI}$ 'nin de artması oluşan granüllerin hafif, çökme hızının düşük olduğunu ayrıca oluşan granüller ile birlikte sistemde floküler biyokütlenin varlığını göstermektedir. 33. günden itibaren partikül boyutunda azalma gözlenmiş ve bu günden itibaren ortalama boyut 297  $\mu\text{m}$  ile 176  $\mu\text{m}$  arasında değişmiştir.

Liu vd. (2007) farklı açlık periyodu süreleri uygulayarak aerobik granüllerin oluşumu ve stabilitesi üzerine etkilerini incelemiştir. Yapılan çalışmada en kısa süreli açlık periyoduna sahip reaktörde en büyük granül boyutu elde edilmesine rağmen biyokütlenin çökme özelliği iyileşmemiştir. Granül boyutunun artmasıyla birlikte  $\text{CHI}$ 'nin de artması kısa süren açlık periyodu ile açıklanmıştır. Buna göre oluşan granüller düşük çökme hızına, yüksek  $\text{CHI}$ 'ye sahip hafif granüllerdir. Ayrıca oluşan hafif granüllerin sistemde dominant olmasının akabinde biyokütle konsantrasyonu

düşmüştür. Sonuç olarak kısa süren açlık periyodunun aerobik granüler çamurun stabilitesine negatif etkisinin olduğu, ancak granüllerin oluşumunu hızlandırdığı bulunmuştur.

Tay vd. (2004) göre, düzgün dış yüzeye sahip ortalama boyutu 200  $\mu\text{m}$  ve üzeri yapılar granül olarak kabul edildiğinden sistemde 26. günden itibaren granüler biyokütle varlığından söz edilebilir. Çöktürme süresinin 5 dakikaya indirilmesiyle yavaş çöken yapılar sistemden yıkanmış ve 26. gün ortalama partikül boyutu 253  $\mu\text{m}$ 'a ulaşmıştır. Ancak azalan AKM konsantrasyonuna rağmen atıksu KOİ konsantrasyonunun sabit tutulması açlık periyodunun kısılmasına neden olmuştur. Kısa süreli açlık periyodunda hızlı granülasyon gerçekleşse de oluşan yapılar hafif, kötü çökme özelliğine sahip olduğundan ÇHI yükselmiştir. Ayrıca oluşan yapıların stabiliteyi zayıf olduğundan 30. günden itibaren granül boyutu küçülmüştür.



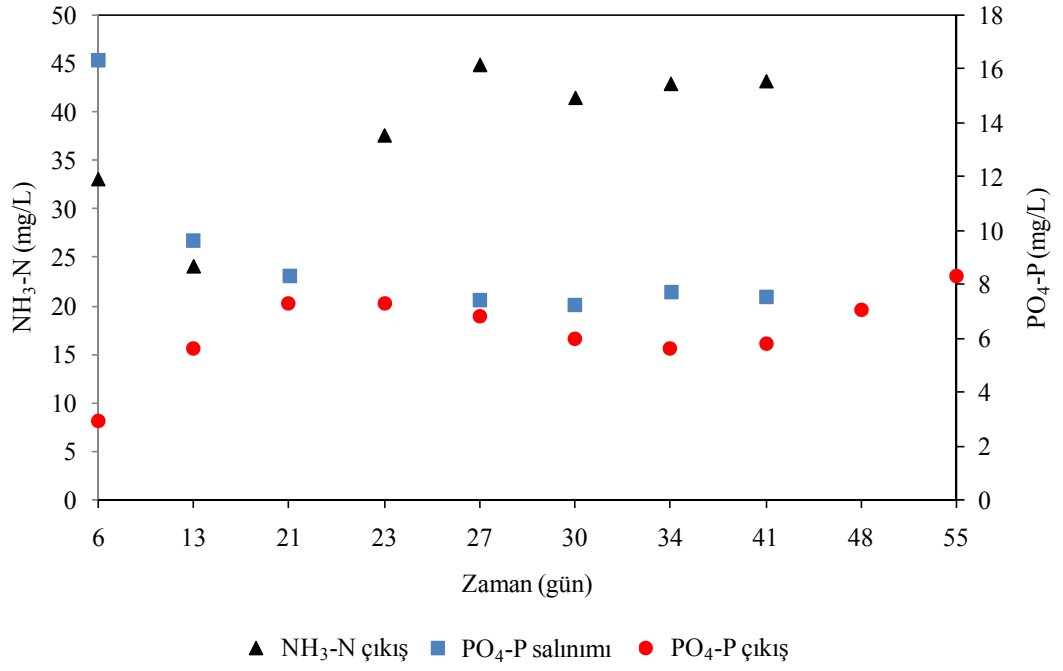
Şekil 4.5 Partikül boyutunun zamana göre değişimi

#### 4.1.3 Set-1 Reaktör performansının incelenmesi

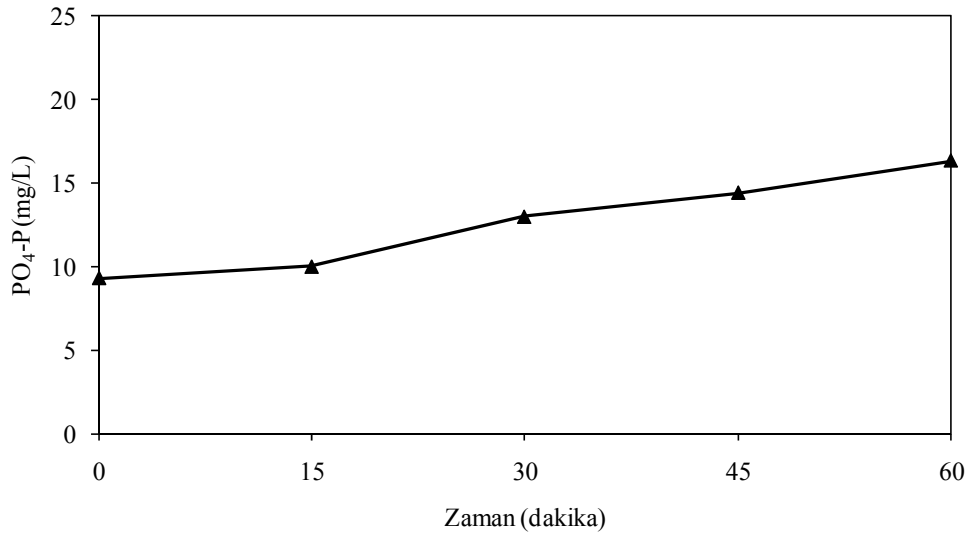
Kesikli deneyde aşı çamurunda fosfor akümüle eden mikroorganizmaların varlığı kanıtlanmıştır. Ancak reaktör işletimi süresince biyolojik fosfor ve azot giderimi gerçekleşmemiştir (Şekil 4.6). Bunun kontrolü 60 dakika süren anaerobik periyot sonunda ve çıkış suyunda  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonunun ve çıkış suyunda  $\text{NH}_3\text{-N}$

konsantrasyonunun ölçülmesi ile yapılmıştır. Ayrıca 60 dakika süren anaerobik periyot boyunca her 15 dakikada bir alınan numunelerde PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonu ölçülmüştür. Şekil 4.7 ve Şekil 4.8’de sırasıyla 6. ve 13. gün anaerobik periyot boyunca PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonları görülmektedir. Buna göre 6. gün ve 13. gün ortofosfat salınımları karşılaştırıldığında salınımın azaldığı görülmektedir.

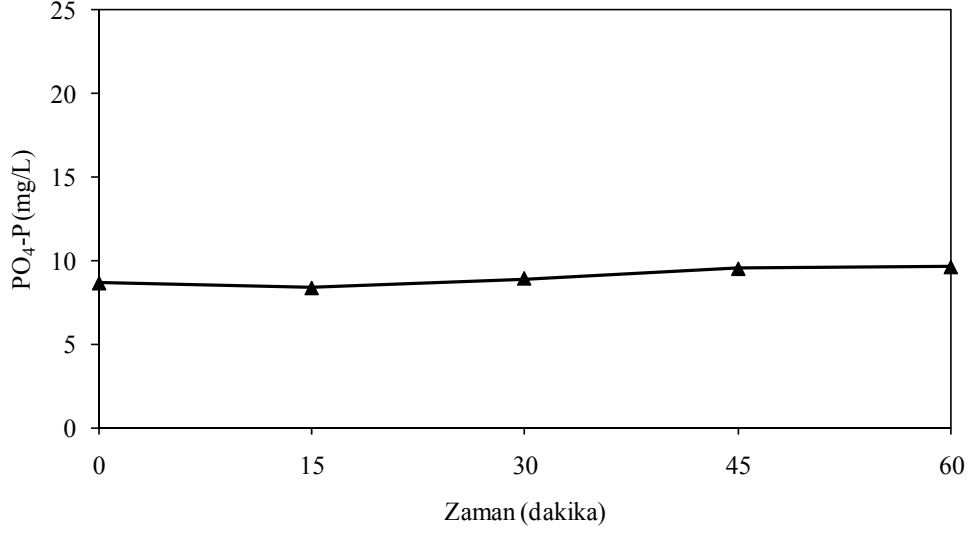
Fosfor akümüle eden mikroorganizmaların çoğalamamalarının iki nedeni olduğu düşünülmektedir. Bunlardan birincisi uygulanan kısa çöktürme süresi nedeniyle sistemden ani biyokütle kaybıdır. Yani, nitrifikasyon bakterileri ve fosfor akümüle eden bakteriler gibi yavaş çoğalan mikroorganizmalar kısa çöktürme sürelerinde sistemden yıkanmakta, filamentli bakteriler ile rekabet edememektedir. İkinci neden ise uygun olmayan atıksu kompozisyonudur. Aşırı biyolojik fosfor gideriminin stabilitesinin sürdürülmesinde giriş katyon konsantrasyonları ve kompozisyonu önemli rol oynamaktadır. Farklı araştırmacılar tarafından yürütülen çalışmalar, fosfor giderimi boyunca potasyum ve magnezyumun fosfat ile birlikte hücre içine ve dışına taşındığını ve polifosfat granüllerinin yapısına katıldığını göstermiştir. Polifosfat kompozisyonunun (K<sub>0,33</sub>Mg<sub>0,33</sub>PO<sub>3</sub>)<sub>n</sub> olduğu varsayılmaktadır. Ayrıca aşırı biyolojik fosfor giderimi prosesinin ne magnezyum ne de potasyumsuz gerçekleşmediği görülmüştür. Barat vd. (2005) aşırı biyolojik fosfor gideren sistemlerde potasyum, magnezyum ve kalsiyumun rolünü incelemişlerdir. Yaptıkları deneysel çalışmalarda anaerobik faz boyunca fosfat konsantrasyonu artmış, bunu takiben aerobik faz boyunca fosfor akümüle eden mikroorganizmaların fosfatı hücre içinde depolamalarından dolayı fosfat konsantrasyonu düşmüştür. Magnezyum ve potasyum profilleri fosfat ile aynı trendi göstermiştir, yani biyolojik fosfor gideriminde bu katyonlar gereklidir. Öte yandan deneysel çalışmalarda kalsiyum konsantrasyonu sabit kalmıştır. Bu sonuç kalsiyumun fosfat salınımında ve hücre içine depolanmasında etkisi olmadığını göstermektedir.



Şekil 4.6 Anaerobik periyot sonu PO<sub>4</sub>-P, Çıkış NH<sub>3</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonlarının zamana göre değişimi



Şekil 4.7 İşletmenin 6. günü PO<sub>4</sub>-P salınımı



Şekil 4.8 İşletmenin 13. günü PO<sub>4</sub>-P salınımı

Nitrifikasyon bakterileri ve fosfor akümüle eden mikroorganizmalar heterotrofik bakterilerle karşılaştırıldığında yavaş çoğalan bakteriler olduğundan aerobik granüllerin stabiliteleri açısından önemlidir. Bu nedenle yavaş çoğalan mikroorganizmalar sistemde tutulmak istenmektedir. Set-1’de elde edilen reaktör performansı sonuçları doğrultusunda biyolojik fosfor gideriminde öneminden dolayı Set-2’de Mg<sup>+2</sup> konsantrasyonunun artırılmasına karar verilmiştir. Ayrıca gerekli açlık periyodunun sağlanması için döngü süresinin 6 saate uzatılması uygun bulunmuştur.

#### 4.1.4 Set-1 EPS’in incelenmesi

Set 1’de EPS ekstraksiyonu için 3 fiziksel yöntem ve sonikasyon ile birlikte 1 kimyasal yöntem uygulanmış; ekstraksiyon verimleri karşılaştırılmıştır.

Tablo 4.1’de SMP’de karbonhidrat ve protein konsantrasyonları verilmiştir. SMP’de protein konsantrasyonunun yüksek çıkması, sentetik atıksuda bulunan pepton ve et ekstresine bağlanmıştır.

Tablo 4.2 ve Tablo 4.3’te sırasıyla EPS’te karbonhidrat ve protein konsantrasyonları verilmiştir. Sonikasyon + formaldehid + NaOH yöntemi sonucu ilk 4 hafta elde edilen

karbonhidrat konsantrasyonları yanıltıcı olabilir. Çünkü ilk 4 hafta ekstraksiyonun son adımı olarak diyaliz membran kullanılmamış dolayısıyla Dubois yönteminde girişime sebep olmuş ve karbonhidrat konsantrasyonlarının yüksek ölçülmesine yol açmış olabilir. Ekstraksiyon verimleri karşılaştırıldığında sonikasyon+formaldehid+NaOH yönteminin en çok miktarda EPS ekstrakte ettiği görülmektedir. Bunu ısıtma, sonikasyon ve santrifüj takip etmektedir. Böylece sadece santrifüj ile EPS ekstrakte edilebileceği fakat verimin düşük olacağı, verimin artırılması için ilave işlemlerin yapılması gerektiği açıktır. Ancak ısıtma ve formaldehid+NaOH yöntemleri ile elde edilen yüksek verime şüpheyle yaklaşılmalıdır. Ekstraktlarda DNA miktarı tayin edilmemiştir. Isıtma ve kimyasal ile muamele sonrası EPS'in hücre içi komponentlerle kontamine olma olasılığı yüksektir.

Tablo 4.4'te PN/PS oranları verilmiştir. SMP'de olduğu gibi EPS'te de protein konsantrasyonları karbonhidrat konsantrasyonlarından yüksek bulunmuştur. Bunun nedeninin de protein içeriği yüksek atıksuyla besleme olduğu düşünülmektedir.

Tablo 4.1 Set-1 SMP'deki protein (mg BSA/g UAKM) ve karbonhidrat miktarları (mg Alginat/g UAKM)

<b>SMP</b>	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta	8. Hafta	9. Hafta	10. Hafta	11. Hafta
Protein mgBSA/gUAKM	5,8	24,67	8,64	74,72	68,89	32,42	27,39	110,46	31,45	28,96	8,12
Karbonhidrat mgAlginat/gUAKM	0	4,28	5,50	5,68	4,01	4,29	7,93	7,36	3,95	4,03	3,64

Tablo 4.2 Set-1 EPS'deki karbonhidrat miktarları (mg Alginat/g UAKM)

<b>Ekstraksiyon yöntemi</b>	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta	8. Hafta	9. Hafta	10. Hafta	11. Hafta
Kontrol	0	0,51	0,66	0,70	0,88	1,79	0,86	1,79	1,65	2,66	0,68
Sonikasyon	0,77	4,62	5,94	6,10	4,89	5,57	6,46	20,50	12,23	12,96	29,16
Sonikasyon + Isıtma	8,38	16,21	20,83	24,81	23,91	18,58	28,83	34,80	24,41	21,13	31,90
Sonikasyon + F+NaOH	17,12	91,61	117,70	222,87	91,93	20,70	97,42	65,31	81,67	71,61	68,86

Tablo 4.3 Set-1 EPSdeki protein miktarları (mg BSA/g UAKM)

<b>Ekstraksiyon yöntemi</b>	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta	8. Hafta	9. Hafta	10. Hafta	11. Hafta
Kontrol	0	0	0	25,32	0	0	31,86	55,73	0	0,29	0
Sonikasyon	21,20	39,35	6,55	40,14	50,88	29,22	40,81	103,16	50,08	43,46	47,91
Sonikasyon + Isıtma	158,05	184,51	113,43	134	83,30	74,04	54,22	155,03	51,74	50,23	20,90
Sonikasyon + F+NaOH	57,60	70,34	98,76	114,24	68,89	77,24	179,42	188,87	182,70	186,56	116,45

Tablo 4.4 Set-1 EPS'deki protein ve karbonhidrat oranları (PN/PS)

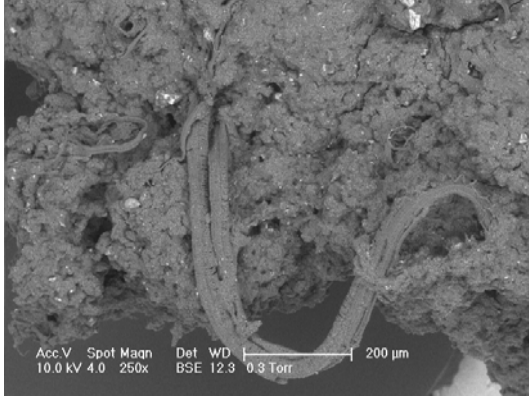
<b>PN/PS</b>	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta	8. Hafta	9. Hafta	10. Hafta	11. Hafta
Sonikasyon	27,39	8,51	1,10	6,57	10,39	5,24	6,31	5,03	4,09	3,35	1,64
Isıtma	18,84	11,38	5,44	5,39	3,48	3,98	1,88	4,45	2,11	2,37	0,65
Sonikasyon + F+NaOH	3,36	0,76	0,83	0,51	0,74	3,73	1,84	2,89	2,23	2,60	1,69

#### 4.1.5 Set-1 ESEM görüntüleri

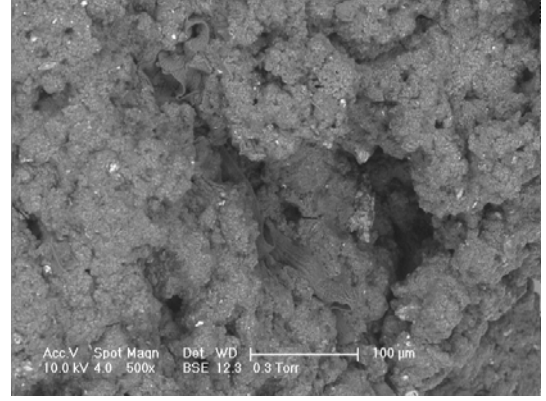
İşletim süresince çamurun yapısı ESEM ile görüntülenmiştir. ESEM ile yapılan incelemeler artan canlılığı kanıtlamış, çamurda bulunan farklı mikroorganizma türlerinin gözlemlenmesine olanak tanımıştır. Numuneler Ek-2’de belirtilen prosedür ile fikse edilmiştir. Fiksasyon sonrası kuruması için numune bir seri etanolden geçirilmiş ve filtreden süzölmüştür. Numunenin fiksatiflerle muamelesi sonrası santrifüj kullanılmıştır. Görüntüleme sonrası ön işlemlerde santrifüj kullanılmaması ve filtreden süzme yapılmaması uygun bulunmuştur. Çünkü yapılan santrifüj sonrası peletlerin dağılması görüntülenen yapıların boyutunun değerlendirilmesinde yanıltıcı olmuştur. Filtreden süzerek numunenin desikatörde kurutulması numunenin filtre üzerinden ESEM’e aktarılmasında yapıların parçalanmasına neden olmuştur. Ayrıca tüm numune bir noktada birikmiş ve işletmeye alındıktan sonra oluşan büyük yapılar tekil olarak görüntülenememiştir. Set-1’de uygulanan ön işlemler Set-3’te optimize edilmiştir.

Şekil 4.9’da aşı çamurunun görüntüleri verilmiştir. Görüntülerde inert maddelerin miktarı fazla, canlılık ise azdır. Şekil 4.9 a, b, c, ve d’de büyütme oranları sırasıyla 250, 500, 1000, 3000’dir. Şekil 4.9 e ve f’de farklı bir alanda sırasıyla 500 ve 6000 büyütmeyle görüntü alınmıştır. Şekil 4.9 f’de çubuk görünümlü bakteriler gözlenmiştir. Çamur floküler yapıda olduğu için alınan görüntüler dağınık, düzensiz yapıdadır.

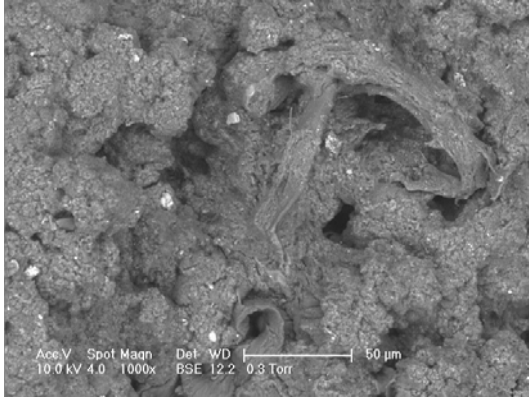
Şekil 4.10’da 28. güne ait görüntüler verilmiştir. Görüntüler artan canlılığı doğrular niteliktedir. Şekil 4.10 a, b, c ve d’de belirli bir bölgenin sırasıyla 1000x, 3000x, 6000x, 10000x büyütmeyle alınan görüntüleri verilmiştir. Şekil 4.10 (e) farklı bir bölgenin görüntüsüdür. Aynı bölgenin daha fazla büyütmeyle çekilen görüntüsü bölgede bakterilerin yoğun bir şekilde bulunduğunu göstermektedir. Şekil 4.10 g’de demet şeklinde saplı protozoonlar görölmektedir. Atıksu kompozisyonunda nişasta bulunması bu mikroorganizmaların çoğalmasını desteklemektedir. Şekil 4.10 i’de farklı morfolojik özelliklere sahip bakteriler gözlenmiştir. Bu bakterilerin aşı çamurundan farklı olarak bir jel tabakayla örtölü olduğu görölmektedir.



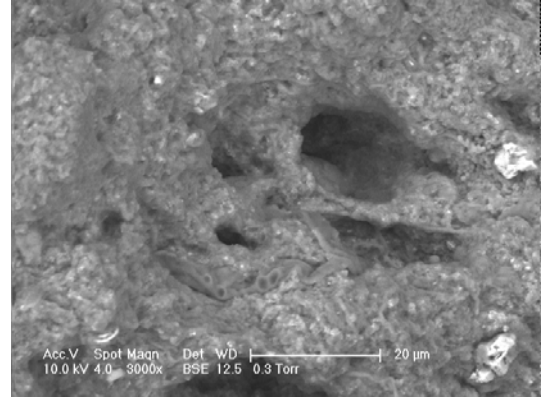
a



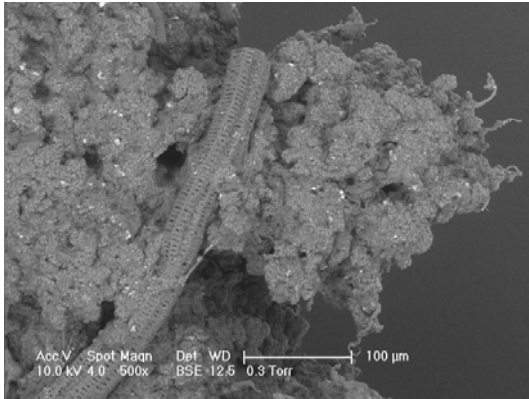
b



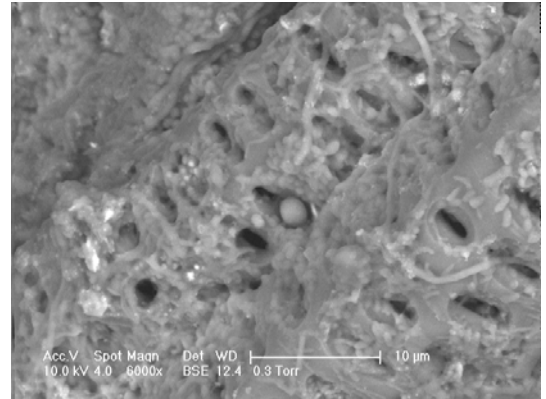
c



d

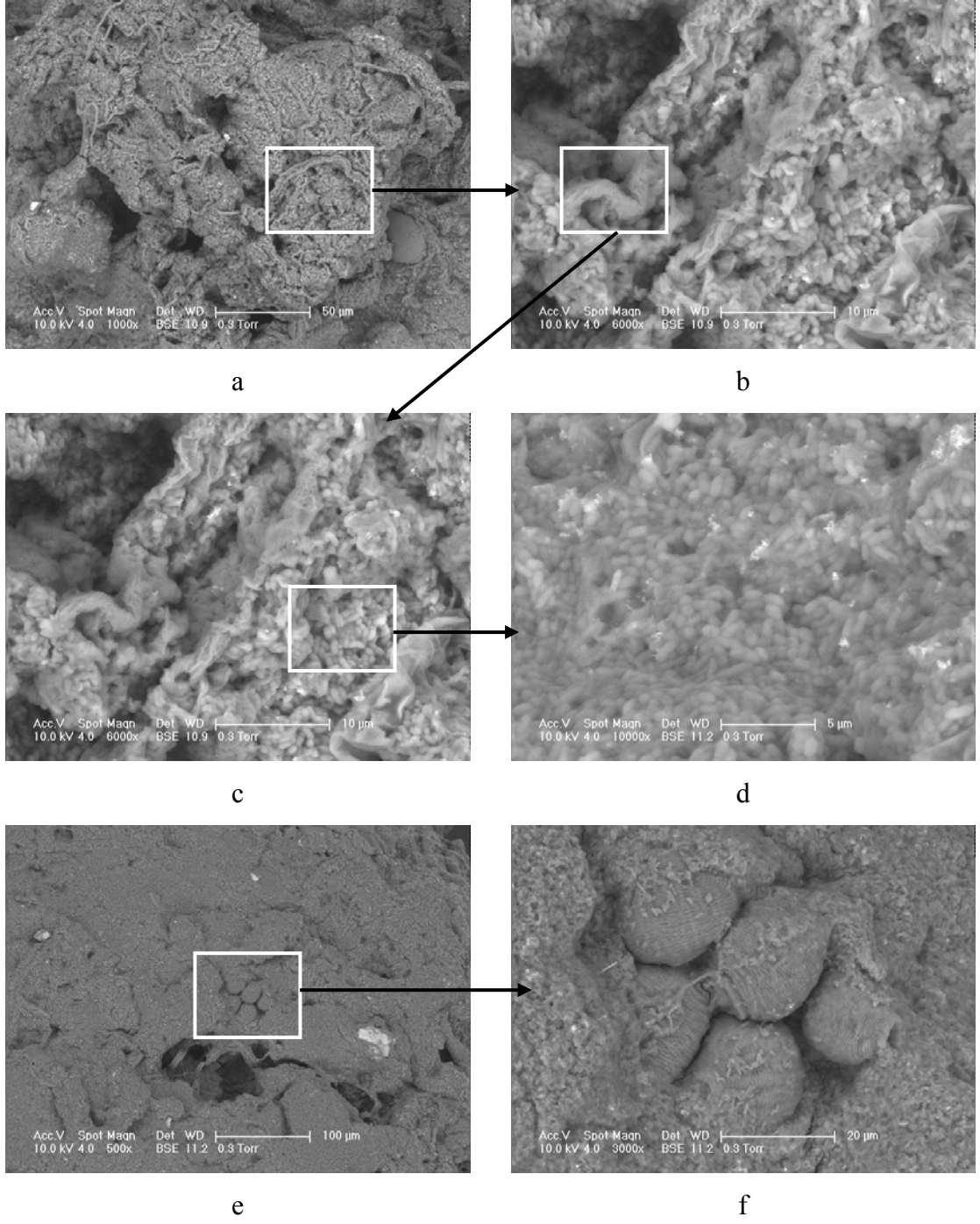


e

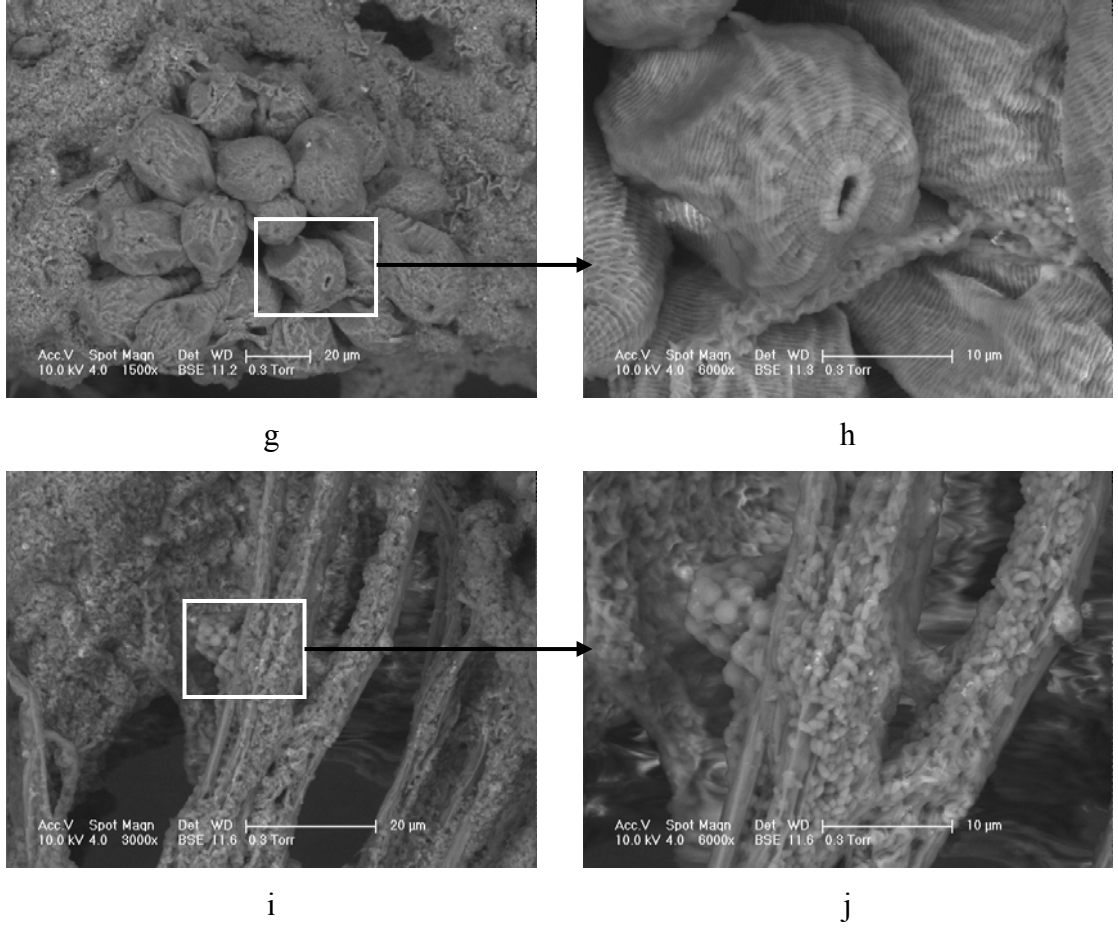


f

Şekil 4.9 Aşı çamuru ESEM görüntüleri

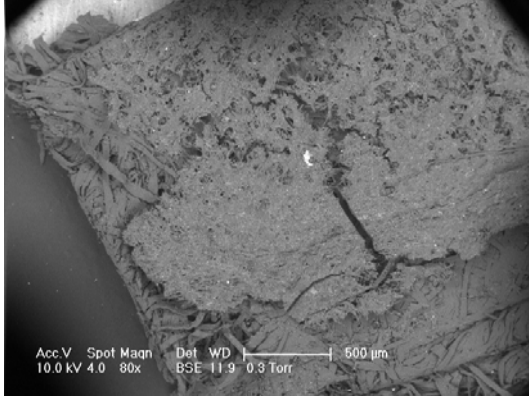


Şekil 4.10 28. gün ESEM görüntüleri



Şekil 4.10 (devamı) 28. gün ESEM görüntüler

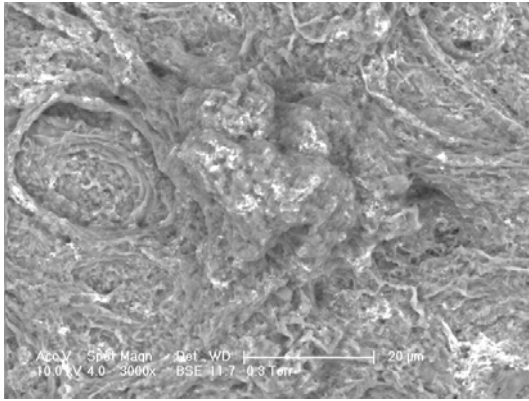
Şekil 4.11'de 63. gün alınan numunede ESEM görüntüleri verilmiştir. Şekil 4.11 a'da 80x büyütme ile alınan görüntü görülmektedir. Buna göre görüntüleme öncesi yapılan ön işlemlerin hatalı olduğu açıktır. Numune süzme sonrası bir noktada birikip kurumuştur. Ayrıca numunenin arka planı filtrenin fiberlerinden dolayı kirlidir. Şekil 4.11 b'de protozoonlar görülmektedir. Şekil 4.11 c, d, e, f artan UAKM/AKM oranını desteklemektedir. Görüntülerde farklı morfolojik özelliklere sahip (kok, çubuk) bakteriler görülmektedir.



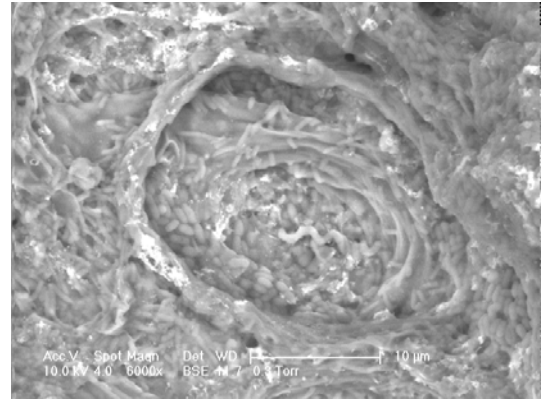
a



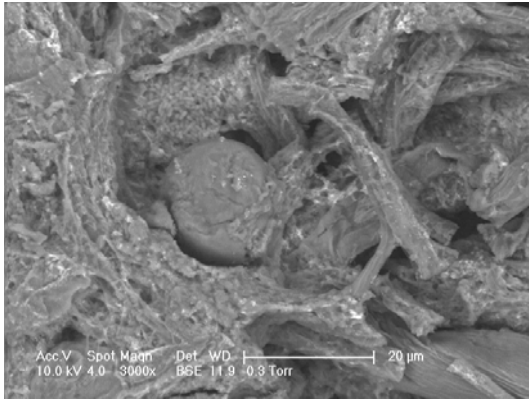
B



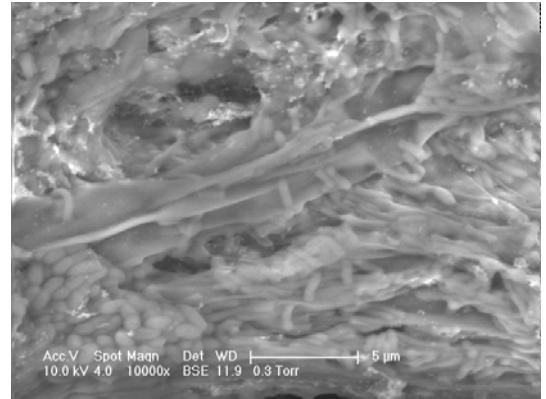
c



D



e



F

Şekil 4.11 63. gün ESEM görüntüleri

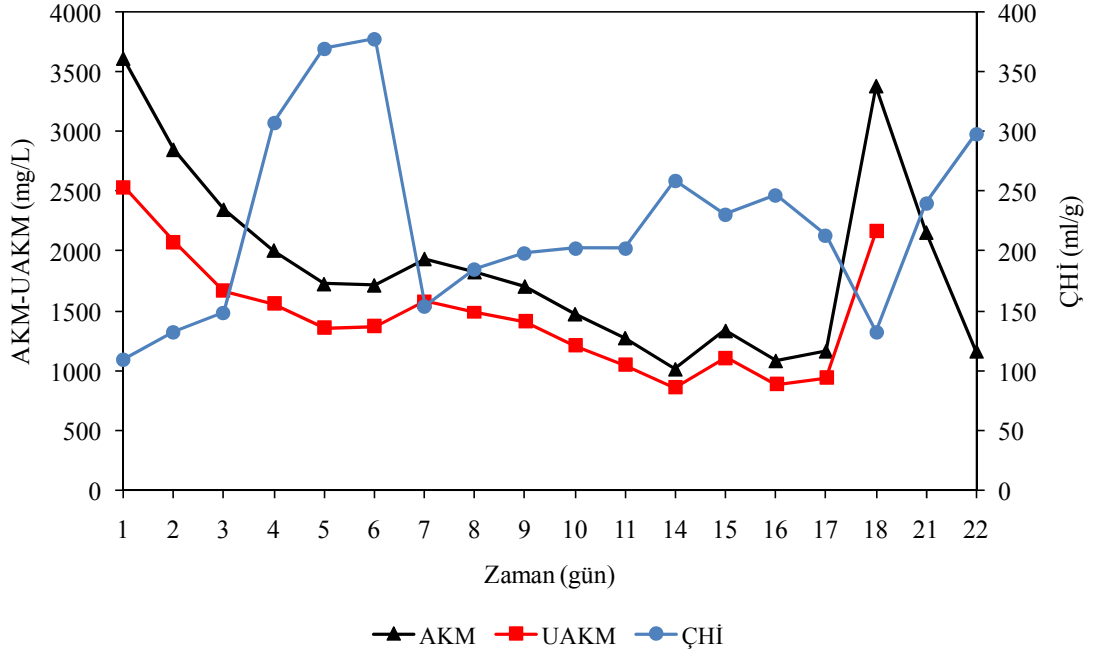
## 4.2. SET-2

### 4.2.1. Set-2 AKM, UAKM, ÇHI parametrelerinin incelenmesi

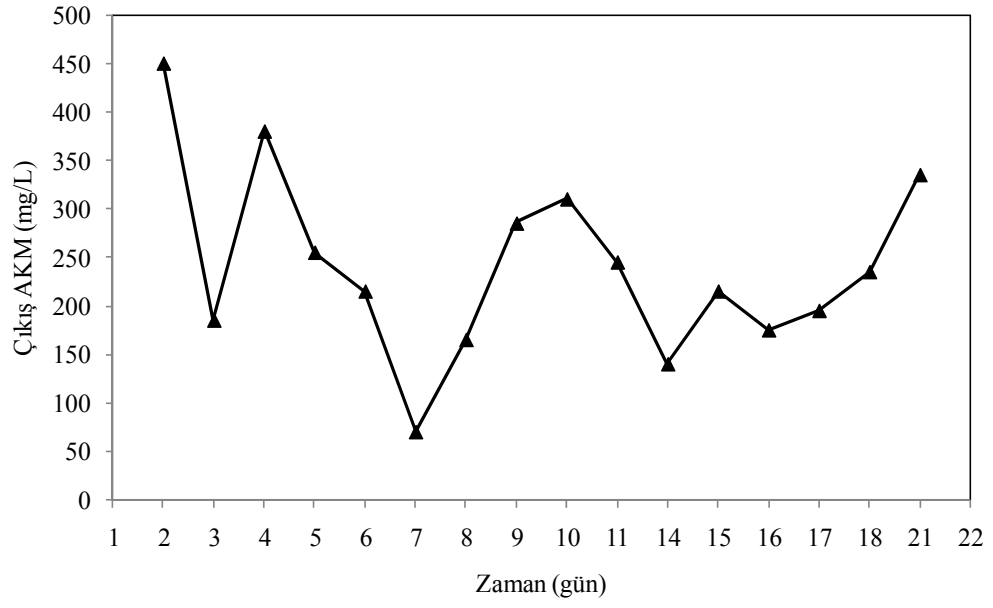
Sistem Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin geri devir hattından alınan çamur ile işletmeye alınmıştır. Set-1'den farklı olarak fosfor akümüle eden organizmaların sistemde tutulabilmesi için atıksu  $Mg^{+2}$  ve  $K^+$  miktarları artırılmıştır. Mg ve K atıksularda rutin olarak ölçülen bir parametre olmadığından evsel atıksularda Mg ve K ile ilgili bilgi sınırlıdır (Barat, 2005).  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$  konsantrasyonu 6 mg/L'den 50 mg/L'ye çıkarılmıştır. Böylece atıksu  $Mg^{+2}$  konsantrasyonu 0,5 mg/L'den 4,8 mg/L'ye yükselmiştir. Atıksu fosforu  $KH_2PO_4$  yerine  $K_2HPO_4$  ile sağlanmıştır. Sistemde dış karbon kaynakları tüketildikten sonra açlık periyodunun daha uzun sürmesi için döngü süresi 6 saate çıkarılmış böylelikle Set-1'de 1,8 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün olan organik yükleme Set-2'de 1,2 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün'e düşmüştür. Ayrıca atıksu kompozisyonundan glikoz çıkarılmıştır. Glikozun, sitrik asit ve diğer biyolojik olarak kolay parçalanabilen organiklerin filamentöz mikroorganizmaların çoğalmasını desteklediği düşünülmektedir. Yapılan çalışmalar glikoz ile beslenen aerobik granüllerde filamentöz bakterilerin dominant olduğunu, öte yandan asetat ile beslenen granüllerde filamentöz olmayan bakterilerin üstün geldiğini göstermektedir. Fakat asetat ile beslenen aerobik granüllerde de düşük veya orta düzeyde filamentöz bakteriler gözlenmiştir. Bunlar muhtemelen granül yapısının omurgası olarak hizmet etmektedir ve aerobik granül yapısını kuvvetlendirmektedir (Liu, 2005). Liu vd. (2002) yaptıkları çalışmada yalnızca karbon kaynakları farklı olan atıksularla beslenen ancak bunun dışında tüm işletme koşulları aynı olan iki reaktör işletmişlerdir. Reaktörlerden biri karbon kaynağı glikoz olan diğeri ise asetat olan sentetik atıksu ile beslenmiştir. Glikoz ile beslenen sistemde gelişen granüllerin yüzeyinde dışarı doğru çıkan filamentöz bakteriler gözlenmiştir. Öte yandan asetat ile beslenen sistemde gelişen granüller düzgün bir yüzeye sahiptir çünkü birkaç filament gözlenmiştir. Çalışmada AKR'lerde farklı karbon kaynaklarıyla (glikoz ve asetat) aerobik granüllerin oluşabildiği gösterilmiştir. Aerobik granülasyon karbon kaynaklarının özelliklerine duyarlı değildir. Ancak karbon kaynaklarının oluşan granüllerde mikrobiyal çeşitliliğe ve granüllerin yapısına önemli etkileri vardır.

Reaktör (R1) 20 dakikalık çöktürme süresiyle işletmeye alınmıştır. Sistem işletmeye alındığı gün AKM konsantrasyonu 3610 mg/L, ÇHI'si 110 mL/g ölçülmüştür. İşletim

süresince AKM, UAKM ve ÇHI değişimleri Şekil 4.12’de verilmiştir. Bir haftalık aklımasyon periyodu sonrası çıkış AKM konsantrasyonunun da azalmasıyla (Şekil 4.13) çöktürme süresi 7. 8. ve 9. gün sırasıyla 8, 7 ve 5 dakikaya düşürülmüştür. Çöktürme süresinin kısaltılmasıyla çıkış AKM konsantrasyonu artmıştır. Sürekli artan ÇHI’yi düşürmek için sisteme 7. ve 18. gün aşı çamurundan eklenmiştir. Fakat ÇHI’deki düşüş kalıcı olmamıştır ve tekrar yükselmiştir.

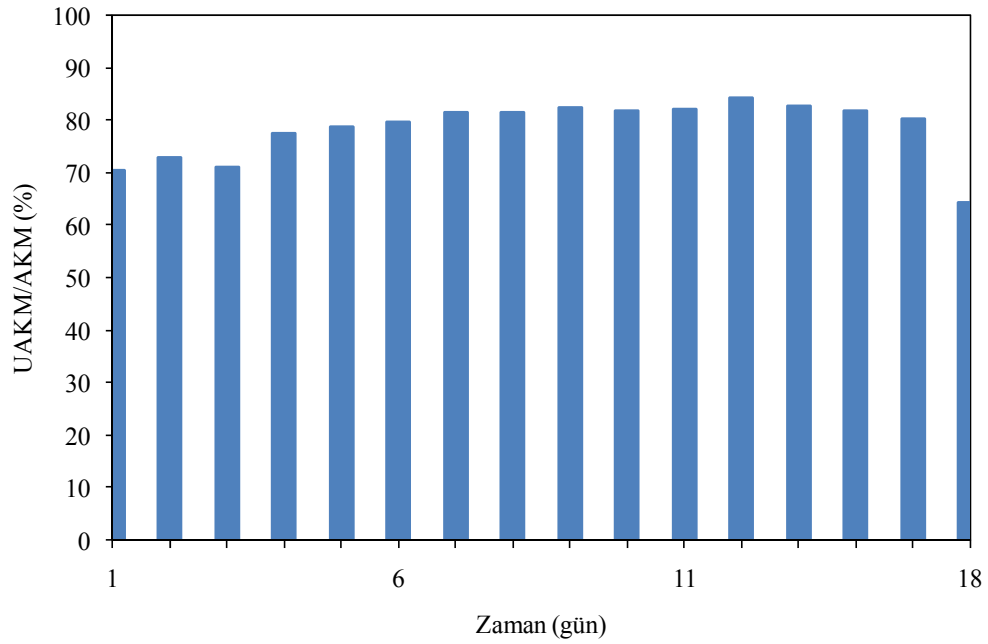


Şekil 4.12 AKM, UAKM, ÇHI'nin zamana göre değişimi



Şekil 4.13 Çıkış AKM konsantrasyonunun zamana göre değişimi

Şekil 4.14 UAKM/AKM oranlarını göstermektedir. Set 2'de fosfor giderimi sağlanmıştır. Fosfor gideriminin sağlanamadığı Set-1 ile karşılaştırıldığında canlılık oranı daha düşüktür.



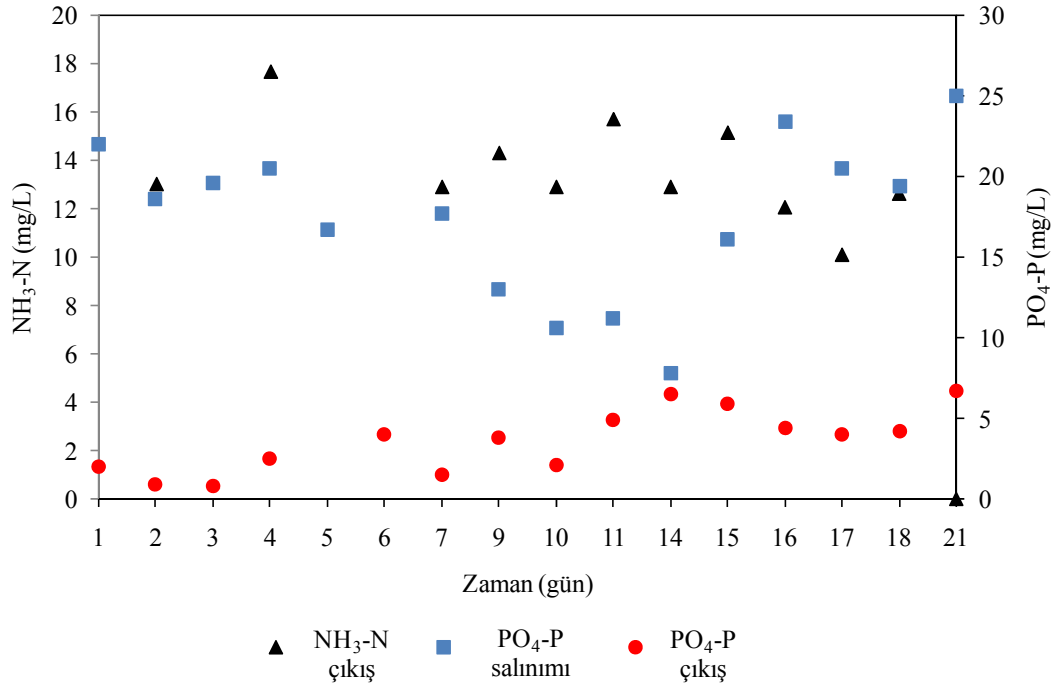
Şekil 4.14 UAKM/AKM oranının zamana göre değişimi

#### 4.2.2. Set-2 Reaktör performansının incelenmesi

Şekil 4.15, 90 dakika süren anaerobik periyot sonu  $PO_4$ -P salınımını ve çıkış  $NH_3$ -N ve  $PO_4$ -P konsantrasyonlarını göstermektedir. Atıksu kompozisyonunda artan  $Mg^{+2}$  ve  $K^+$  miktarları  $PO_4$ -P giderim verimini ve anaerobik periyod boyunca salınımını arttırmıştır.

Set-1 ve Set-2 aşırı biyolojik fosfor gideriminde  $Mg^{+2}$  ve  $K^+$ 'un önemini göstermiştir. Böylece aerobik granüllerin stabilitesinin sağlanmasında önemli olduğu belirtilmiş yavaş çoğalan fosfor akümüle eden organizmaların sistemde çoğalması sağlanmıştır. Aerobik granüllerin yapısında azot ve fosfor giderimini sağlayan bakterilerin bulunması aerobik granüllerin stabilitesini arttırmanın yanında sistemin kompakt olması açısından da önemlidir. Böylece tek bir reaktörde biyolojik olarak karbon, azot ve fosfor giderimi gerçekleştirilebilmektedir.

Set 1 ve 2'de ÇHI'de gözlenen artış trendi nedeniyle aşı çamurunun Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden farklı bir tesisten alınarak çalışmanın tekrarlanması uygun bulunmuştur.



Şekil 4.15 Anaerobik periyod sonu PO<sub>4</sub>-P, Çıkış NH<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonlarının zamana göre değişimi

### 4.3. SET-3

#### 4.3.1. Set-3 AKM, UAKM, ÇHİ parametrelerinin incelenmesi

Sistem Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin geri devir hattından alınan çamur ile işletmeye alınmıştır. Set-1 ve Set-2'de elde edilen sonuçlar doğrultusunda çöktürme süresi azot ve fosfor gideren bakterilerin sistemden yıkanmaması için, ÇHİ'nin iyileşmesine paralel kısaltılmıştır. Böylece fosfor akümüle eden organizmaların ve nitrifikasyon bakterilerinin sistemde kalması sağlanmıştır. Reaktör işletmeye alındığında çöktürme süresi 30 dakika seçilmiştir. Çöktürme süresinin kademeli olarak 5 dakikaya indirildiği dönem, aklimasyon periyodu olarak adlandırılmıştır. Çöktürme süresi işletmenin 39. günü 5 dakikaya indirilmiştir. Reaktör işletmeye alındığında döngü süresi 6 saat seçilmiştir (OLR=1,2 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün). Döngü süresi azot ve fosfor gideriminin iyileşmesine paralel 49. gün 4 saate, 109. gün 3 saate indirilmiştir. Böylece OLR döngü süresi 4 saat seçildiğinde 1,8 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün'e, 3 saat seçildiğinde ise 2,4 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün'e yükselmiştir. Aklimasyon periyodunda ve sonrasında, işletmenin 96. gününe kadar sisteme verilen hava debisi 320 L/sa'tir. Buna göre V<sub>hava</sub> 0,78 cm/sn'dir. Hava debisinin 320 L/sa olduğu periyot Faz-I olarak adlandırılmıştır. İşletmenin 97.

günü hava debisi 800 L/sa'e yükseltilmiştir. Bu periyot ise Faz-II olarak adlandırılmıştır. Faz II'de reaktörde  $V_{hava}$  1,96 cm/sn'dir.

Şekil 4.16'daki birleştirilmiş grafik R1'e çalışma süresince uygulanan değişiklikleri ve R1'de AKM, UAKM,  $\text{CHÍ}$ , partikül boyutu,  $\text{CHÍ}_5/\text{CHÍ}_{30}$  parametrelerinin zamana bağlı değişimini göstermektedir. Buna göre sistem işletmeye alındığı gün AKM ve  $\text{CHÍ}$  sırasıyla 5970 mg/L ve 77 ml/g ölçülmüştür. Set-1 ve Set-2 ile karşılaştırıldığında aşu çamurunun  $\text{CHÍ}$ 'si daha düşüktür ancak %52 UAKM/AKM oranıyla inert bir çamurdur. UAKM/AKM oranı sentetik atıksuyla beslenme sonucu artmış ilk 10 gün içinde %70'e, kararlı işletme durumunda %80'e ulaşmıştır. Set-1 ve Set-2'nin aksine  $\text{CHÍ}$  düşüş trendi göstermiştir. Liu vd. (2004) artan  $V_{hava}$  ile granülün çökme özelliklerinin iyileştiğini ve granüllerin daha kuvvetli ve kompakt bir yapı kazandıklarını belirtmişlerdir. Şekil 4.16'da da benzer şekilde artan  $V_{hava}$  ile faz II'de biyokütlenin çökme özelliğinin iyileştiği görülmektedir.

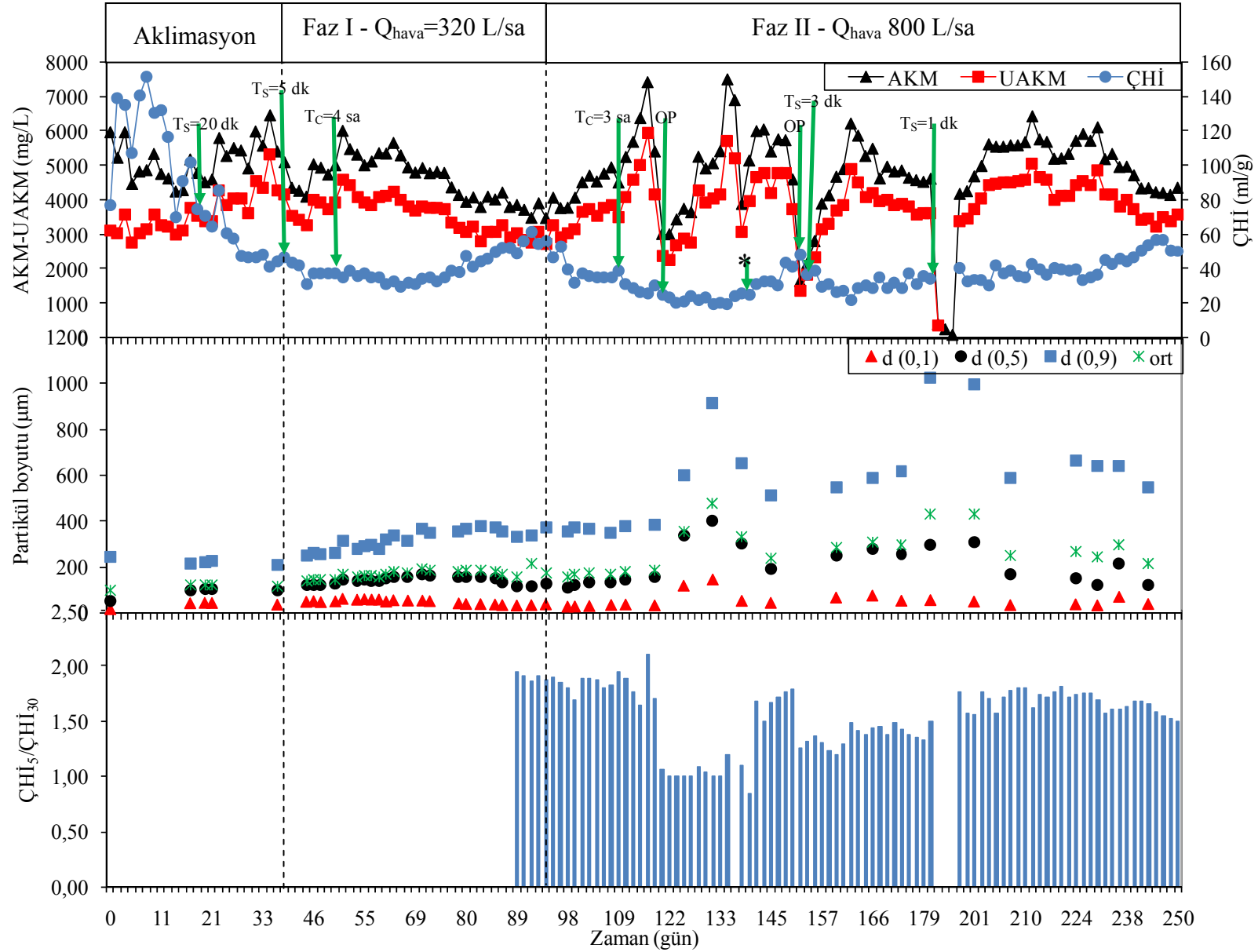
Granülasyon, askıda floklardan kompakt agregat oluşumunu ve bundan sonrada kompakt granüllerin oluşumunu kapsayan kademeli bir proses olduğundan; granül çamurun oluştuğu dönüm noktasını saptamak oldukça zordur. Bu nedenle, çamurun  $\text{CHÍ}_5$  ve  $\text{CHÍ}_{30}$  değerleri arasındaki fark %10'dan düşük ise ve aynı zamanda düzenli bir dış hatta sahip granüller gözlemlenirse granülasyonun gerçekleştiği söylenebilir (Liu vd., 2007). Bu nedenle, ortalama granül boyutunun 180 $\mu\text{m}$ 'a ulaştığı dönemde 89. günden itibaren  $\text{CHÍ}_5$  parametresi takip edilmiştir. Buna göre 119. ve 138. gün aralığında sistemde granüler biyokütlenin dominant olduğundan bahsedilebilir. İşletmenin diğer günlerinde 1,5-2 aralığında değişen  $\text{CHÍ}_5/\text{CHÍ}_{30}$  değerleri kaydedilmiştir. Bu günlerde ise sistemde floküler ve granüler biyokütlenin birarada bulunduğu bahsedilebilir. 119. günde otomasyon problemi nedeniyle (magnetik karıştırıcı sürekli olarak çalışmıştır) AKM ani bir şekilde düşmüştür. Beraberinde  $\text{CHÍ}_5/\text{CHÍ}_{30}$  oranı 1'e düşmüştür yani sistemden floküler biyokütle tamamen yıkanmıştır. Otomasyon problemi işletmenin 152. günü tekrarlamıştır ve tekrar AKM konsantrasyonu ani bir şekilde düşmüştür. Çöktürme süresi bu dönemde 3 dakikaya indirilmiştir. İşletmenin 180. günü AKM düşüşünün nedeni ise çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesidir. Bu dönemde sistemde AKM konsantrasyonu çok düşük olduğundan  $\text{CHÍ}$  ölçülememiştir. 1

dakikalık çöktürme süresinin etkisi incelendikten sonra 199. gün, 180. gün çıkıştan toplanarak +4°C’de saklanan çamur sisteme eklenmiştir.

Sistemde floküler biyokütlenin dominant olması aerobik granüllerin stabiliteilerinin bozulmasına neden olmaktadır. Askıda bioflokların büyümesi aerobik granüllerin büyümesinden çok daha hızlıdır ve biyoflok dönüşüm oranı granülün dönüşüm oranınının 3 katıdır. Sonuç olarak granüller, çok düşük konsantrasyonda bile olsa biyofloklarla rekabet edemezler. Bu nedenle seçilecek çöktürme süresi sistemde kötü çökme özelliğine sahip floküler biyokütlenin yıkanmasını sağlamalıdır.

#### 4.3.2. Set-3 partikül boyutunun incelenmesi

Şekil 4.16’da verilen birleştirilmiş grafikte, reaktörde partikül boyutunun zamana göre değişimi de görülmektedir. Buna göre aşı çamurunun ortalama partikül boyutu 96 µm ölçülmüştür. Aklimasyon periyodunda ve faz I’de partikül boyutunda belirgin bir artış gözlenmemiştir. Faz II’de,  $V_{hava}$ ’ın artmasıyla, ortalama granül boyutu 200 µm üzerinde bulunmuştur. Burada çalışılan aralıkta artan kesme kuvvetinin granül boyutuna pozitif etkisinden söz edilebilir. Ancak Liu vd. (2004) tarafından yapılan çalışmada  $V_{hava}=1,2$  cm/sn olan reaktörde ortalama granül boyutu 0,39 mm iken  $V_{hava}$ ’ın 2,4 cm/sn’ye yükseltilmesiyle granül boyutunun 0,37 mm’ye ve  $V_{hava}$ ’ın 3,6 cm/sn yükseltilmesiyle granül boyutunun 0,33 mm’ye düştüğü gözlenmiştir. Araştırmacılar artan  $V_{hava}$  ile daha düzgün yapıda granüller elde edilirken, aerobik granüllerin boyutunun azaldığı sonucuna varmışlardır (Tay vd., 2004). 49. gün OLR’nin arttırılması partikül boyutunda dikkate değer bir artışa neden olmamıştır.  $V_{hava}$ ’ın yükseltilmesinden kısa bir süre sonra 109. gün OLR döngü süresinin kısılmasıyla yine yükselmiştir. Ancak bir önceki OLR artışında partikül boyutunun gösterdiği trend göz önünde bulundurulmuş ve faz II’deki partikül boyutu artışı artan  $V_{hava}$  ve kısalan çöktürme süresiyle ilişkilendirilmiştir. 119. gün sistemde yaşanan problem sonrası  $\text{CH}_5/\text{CH}_{30}$  oranının 1 olması floküler biyokütlenin büyük ölçüde yıkandığını göstermektedir. Bu dönemde sistemde granüler biyokütle ile rekabet edecek floküler biyokütle bulunmadığından partikül boyutu artmıştır.



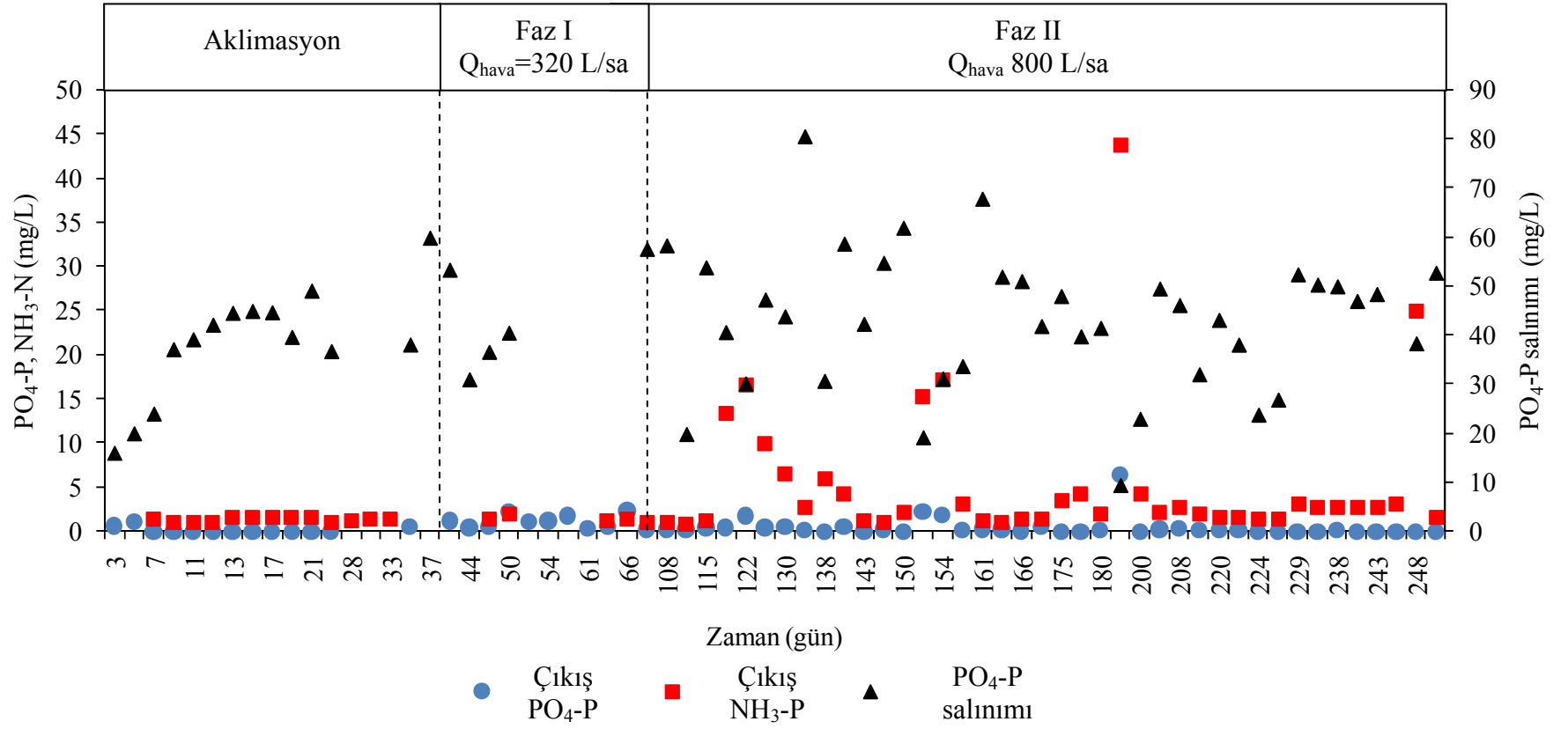
Şekil 4.16 R1'de AKM, UAKM, ÇHI, partikül boyutu,  $\text{ÇHI}_5/\text{ÇHI}_{30}$  parametrelerinin zamana bağlı değişimi

\*Reaktör AKM muhtevası ikiye bölünmüştür. OP=otomasyon problemi

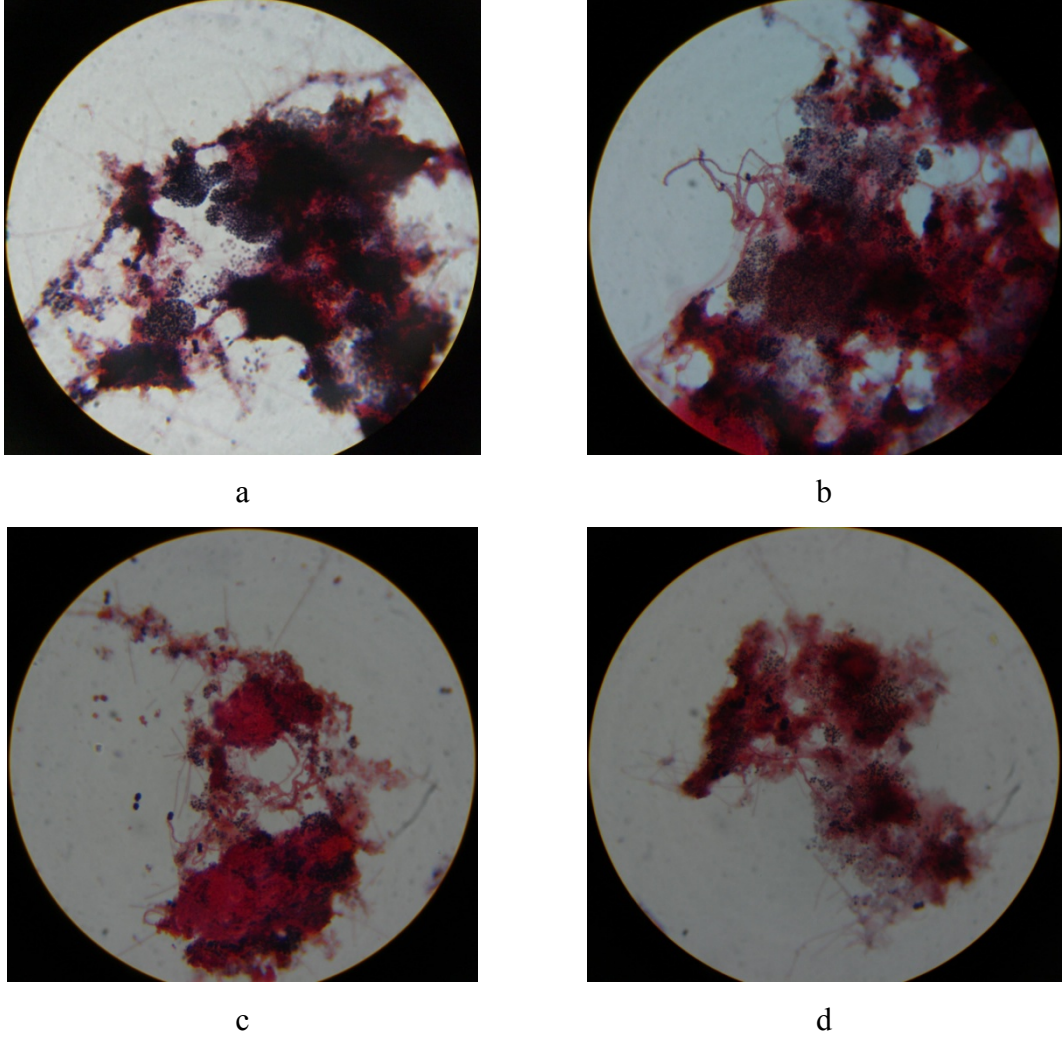
### 4.3.3. Set-3 reaktör performansının incelenmesi

Şekil 4.17’de anaerobik periyod sonunda ölçülen  $PO_4$ -P konsantrasyonları, reaktör çıkışında ölçülen  $NH_3$ -N ve  $PO_4$ -P konsantrasyonları verilmiştir. Anaerobik periyod sonunda ölçülen  $PO_4$ -P salınımı yavaş yavaş 40 mg $PO_4$ -P/L değerlerine ulaştığı 2. haftadan itibaren sistemde tam fosfor giderimi sağlanmaya başlamıştır. Aynı zamanda  $NH_3$ -N giderimi de %98’ler civarına ulaşmıştır. Azot ve fosfor gideriminde elde edilen kararlı durum, sistemde çamur konsantrasyonunun otomasyon problemi, çöktürme süresinin düşürülmesi, reaktör hacminin ikiye bölünmesi v.b. nedenlerle ani bir şekilde düştüğü dönemlerde (119. gün, 138. gün, 152. gün ve 180. gün) bozulmuştur. Ancak, reaktör içindeki AKM konsantrasyonundaki artışa paralel olarak, proses performansı kısa bir süre içinde kararlı şartlara ulaşmıştır.

Set-3’te fosfor gideriminin biyolojik olarak gerçekleştiği anaerobik periyod sonunda ve aerobik periyod sonunda yapılan PHA boyamalarıyla kanıtlanmıştır. Şekil 4.18 (a) ve (b)’de anaerobik periyod sonunda yapılan, Şekil 4.18 (c) ve (d)’de aerobik periyod yapılan sonunda PHA boyamaları görülmektedir. Buna göre mavi-siyah boyanan PHA granülleri Şekil 4.18 (a) ve (b)’de yoğun iken, Şekil 4.18 (c) ve (d)’de azdır. Bu da dış karbon kaynaklarının tükendiği açlık periyodunda mikroorganizmaların depoladıkları PHA’leri çoğalma ve/veya bakım için kullandıklarını göstermektedir. Sistemde işletme süresince fosfor akümüle eden organizmaların artışı, aşı çamurunda ve işletmenin 180. günü alınan numunede yapılan FISH analizleriyle nitel olarak gösterilmiştir (Ek-5).

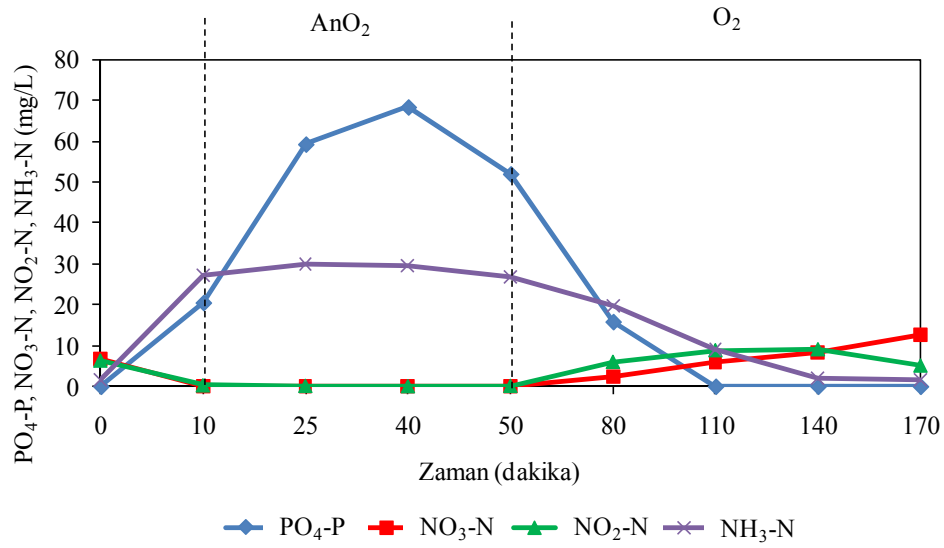


Şekil 4.17 R1'de anaerobik sonu  $PO_4\text{-P}$ , çıkış  $NH_3\text{-N}$ ,  $PO_4\text{-P}$  konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi



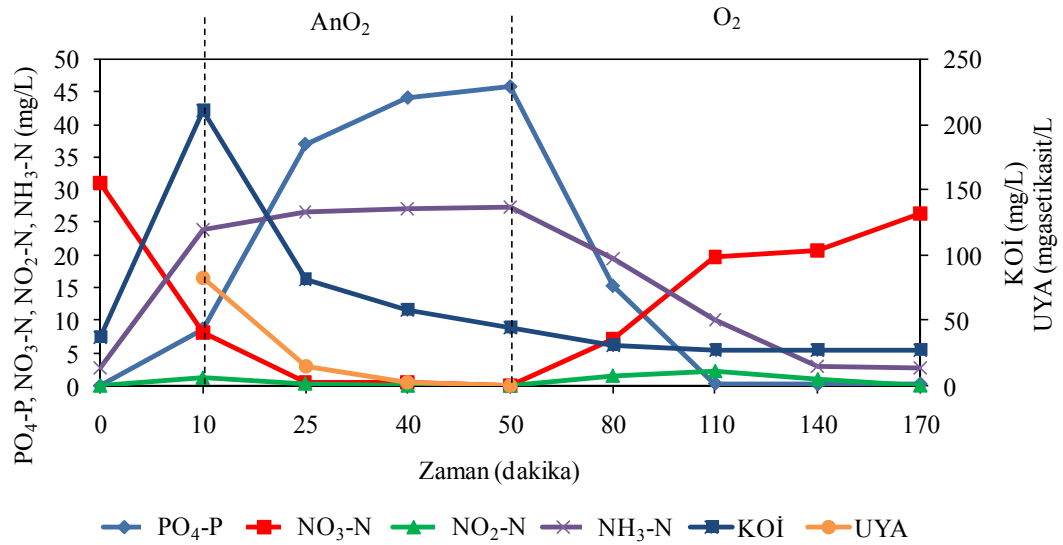
Şekil 4.18 Anaerobik periyot sonunda (a, b) ve aerobik periyot (c, d) sonunda alınan numunelerde yapılan PHA boyamaları

Şekil 4.19'da 110. gün reaktörde yapılan tipik döngü çalışması verilmiştir. Buna göre anaerobik periyot sonunda  $PO_4\text{-P}$  konsantrasyonu 60 mg/L'ye ulaşmış ve 2 saat süren aerobik periyodun ilk 60 dakikasında fosfor mikroorganizma bünyesinde depolanmıştır ve  $PO_4\text{-P}$  konsantrasyonu 1 mg/L'nin altına düşmüştür.  $NH_3\text{-N}$  konsantrasyonu beklendiği gibi anaerobik periyot boyunca sabit kalmış, aerobik periyotta nitrifikasyon ile  $NO_x\text{-N}$ 'e dönüştürülmüştür. Çıkışta kalan  $NO_x\text{-N}$ 'in anaerobik besleme boyunca giderildiği görülmektedir. Sitemde azot ve fosfor giderimi sağlandıktan sonra OLR'yi arttırmak için döngü süresi 4 saatten 3 saate kısaltılmıştır.



Şekil 4.19 110. gün yapılmış döngü çalışması

Şekil 4.20'de ise 208. gün yapılan tipik döngü çalışması verilmiştir. Buna göre döngü süresinin 4 saatten 3 saate kısaltılması azot ve fosfor giderim verimini olumsuz etkilememiştir. Şekil 4.20'de görüldüğü gibi 40 dakika süren anaerobik periyot sonunda PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonu 45 mg/L'ye ulaşmış aynı zamanda UYA tüketilmiştir. PO<sub>4</sub>-P aerobik periyodun ilk 1 saati boyunca mikroorganizma bünyesinde depolanmıştır.

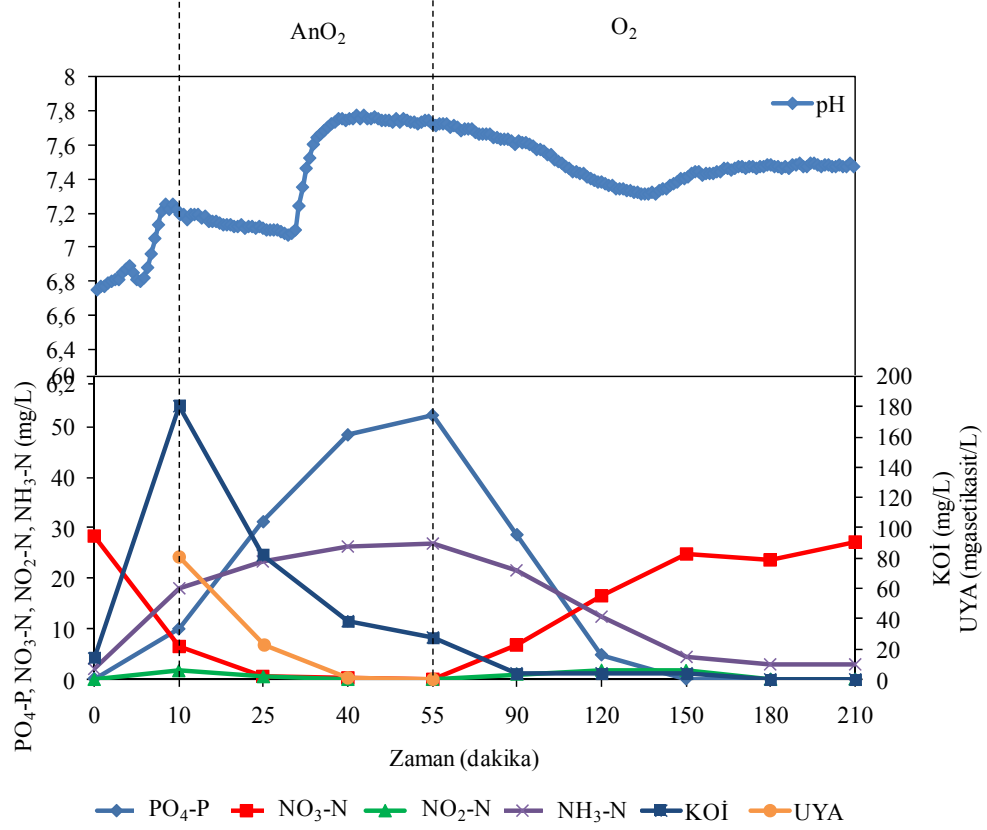


Şekil 4.20 208. gün yapılmış döngü çalışması

Son yıllarda işletme maliyetini azaltmak ve proses optimizasyonunu sağlamak için AKR'lerin otomatik kontrol teknolojisi dikkat çekmektedir. pH ve elektrik iletkenliğinin online izlenmesinin, özellikle azot fosfor gideriminde, proses optimizasyonu ve stabil arıtma için kullanışlı olacağı kanıtlanmıştır. Bu nedenle Kishida

vd. (2008) aerobik granüler çamur kullanarak eş zamanlı azot ve fosfor giderimi için gerçek zamanlı kontrol stratejisi kurmuşlardır. Bu amaç için pH ve elektrik iletkenliği profillerini kullanan gerçek zamanlı kontrol stratejisine sahip AKR sistemi dizayn etmişlerdir. Yapılan çalışmada pH'ın zamana karşı diferansiyel katsayısı ( $d[pH]/dt$ ) nitrifikasyon bittiğinde eksiden artıya değişmiştir. Bu nokta “amonyak vadisi” olarak adlandırılmıştır. Bu nokta nitrifikasyonun bittiğini göstermektedir. Bu kontrol noktası tespit edildikten sonra oksik faz sonlandırılıp anoksik faz başlatılmıştır. Böylece kontrol sistemi sayesinde oksik fazın uzunluğu tam olarak belirlenmiştir (Kishida vd., 2008).

Şekil 4.21’de 229. gün yapılan döngü çalışması ve döngü süresince pH’ın zamana bağlı değişimi verilmiştir. Buna göre önceki döngü çalışmalarına benzer olarak anaerobik periyod boyunca fosfor salınmış, UYA tüketilmiş, aerobik periyotta ilk 1 saat boyunca fosfor mikroorganizma bünyesinde depolanmış ve çıkışta  $PO_4-P$  konsantrasyonu 1 mg/L altına düşmüştür. Aerobik periyotta  $NH_3-N$  nitrifikasyon sonucu  $NO_x-N$ 'e dönüşmüştür. Çıkışta  $NO_3-N$  konsantrasyonu yüksektir.  $NO_3-N$ 'in giderilmemesinin nedeni sistemde gerekli kesme kuvvetini sağlamak için oksijen sınırlamasının yapılmaması ve oluşan granüler biyokütlenin boyutunun nispeten küçük olması dolayısıyla granülde anoksik bölgenin oluşmaması olabilir. Şekil 4.21’de pH grafiğinde işaret edilen noktada nitrifikasyon bitmiştir. Çünkü pH düşüşünü tamamlamış yükselişe geçmiştir. Bu noktadan itibaren havalandırmanın kesilmesi ve döngüye anoksik faz ile devam edilmesi uygun olabilir. Böylece denitrifikasyon tamamlanmasıyla  $NO_3-N$  konsantrasyonu düşer ve bir sonraki döngüye düşük nitrat konsantrasyonu ile başlanabilir. Ayrıca kısalan oksik faz ile enerji tasarrufu sağlanabilir.



Şekil 4.21 229. gün yapılmış döngü çalışması

#### 4.3.4. Set-3 EPS'in incelenmesi

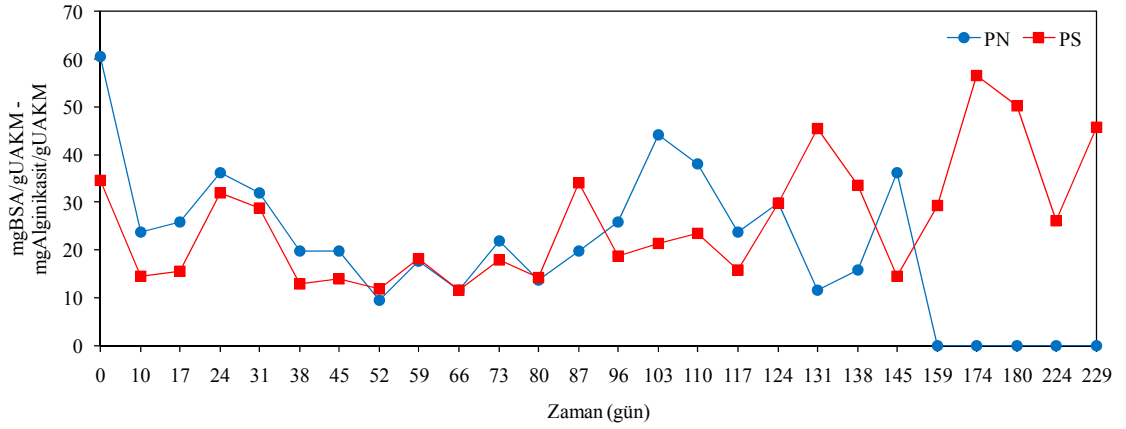
Set-3'te EPS ekstraksiyonu için Frolund vd. (1996) tarafından önerilen katyon değiştirici reçine ile EPS ekstraksiyon prosedürü modifiye edilerek uygulanmıştır (Dülekürgen, 2006). Aerobik periyod sonunda alınan numuneden SMP ve EPS ekstrakte edilmiştir ve bunlarda PS ve PN konsantrasyonları tayin edilmiştir. Uygulanan EPS ekstraksiyon yönteminde katyon değiştirici reçine çamur matriksindeki katyonları ( $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ) tutarak flokların dağılmasına, sonrasında EPS'in salınmasına neden olmaktadır. Tüm numunelerde katyon değiştirici reçine miktarı (0,5 gUAKM/35 g yıkanmış ve süzülüş katyon değiştirici reçine) ve manyetik karıştırıcı devri (750 rpm) sabit tutulmuştur. Çünkü ekstrakte edilen EPS miktarı kullanılan katyon değiştirici reçine miktarına ve karıştırma devrine bağlıdır. Ekstraksiyon verimi uygulanan ekstraksiyon süresine de bağlıdır. Katyon değiştirici reçine kullanılarak EPS ekstraksiyonu  $Ca^{+2}$  katyonlarını tuttuğu için kısmen kimyasal ve mekanik karıştırma ile uygulanan kesme kuvveti nedeniyle kısmen fiziksel bir yöntemdir. Frolund vd. (1996) yaptıkları çalışmada mikroskobik gözlem ile ekstraksiyondan sonra hala EPS'e gömülü

(muhtemelen karbonhidrat) pek çok mikrokoloni görmüşlerdir. Bu nedenle karbonhidrat ekstraksiyonu için daha sert ekstraksiyon prosedürlerine gerek olduğunu belirtmişlerdir.

Frolund vd. (1996) yaptıkları çalışmada aktif çamur yapısında bulunan EPS'in ekstraksiyonunu gerçekleştirmişlerdir. Uyguladıkları ekstraksiyon prosedüründe çamur homojenize edilmemiştir. McSwain vd. (2005) yaptıkları çalışmada Frolund vd. (1996) tarafından önerilen ekstraksiyon yöntemiyle hem aerobik floküler hem de aerobik granüler çamurdan EPS ekstrakte etmişler, ayrıca ekstraksiyon verimine homojenizasyonun etkisini incelemişlerdir. Homojenizasyon floküler çamurdan EPS ekstraksiyonuna etki etmemiştir, fakat granüler çamur numunelerinden EPS ekstraksiyonuna önemli ölçüde yardımcı olmuştur. Homojenizasyon sonrasında katyon değiştirici reçine daha fazla EPS ile etkileşime girebilmiştir.

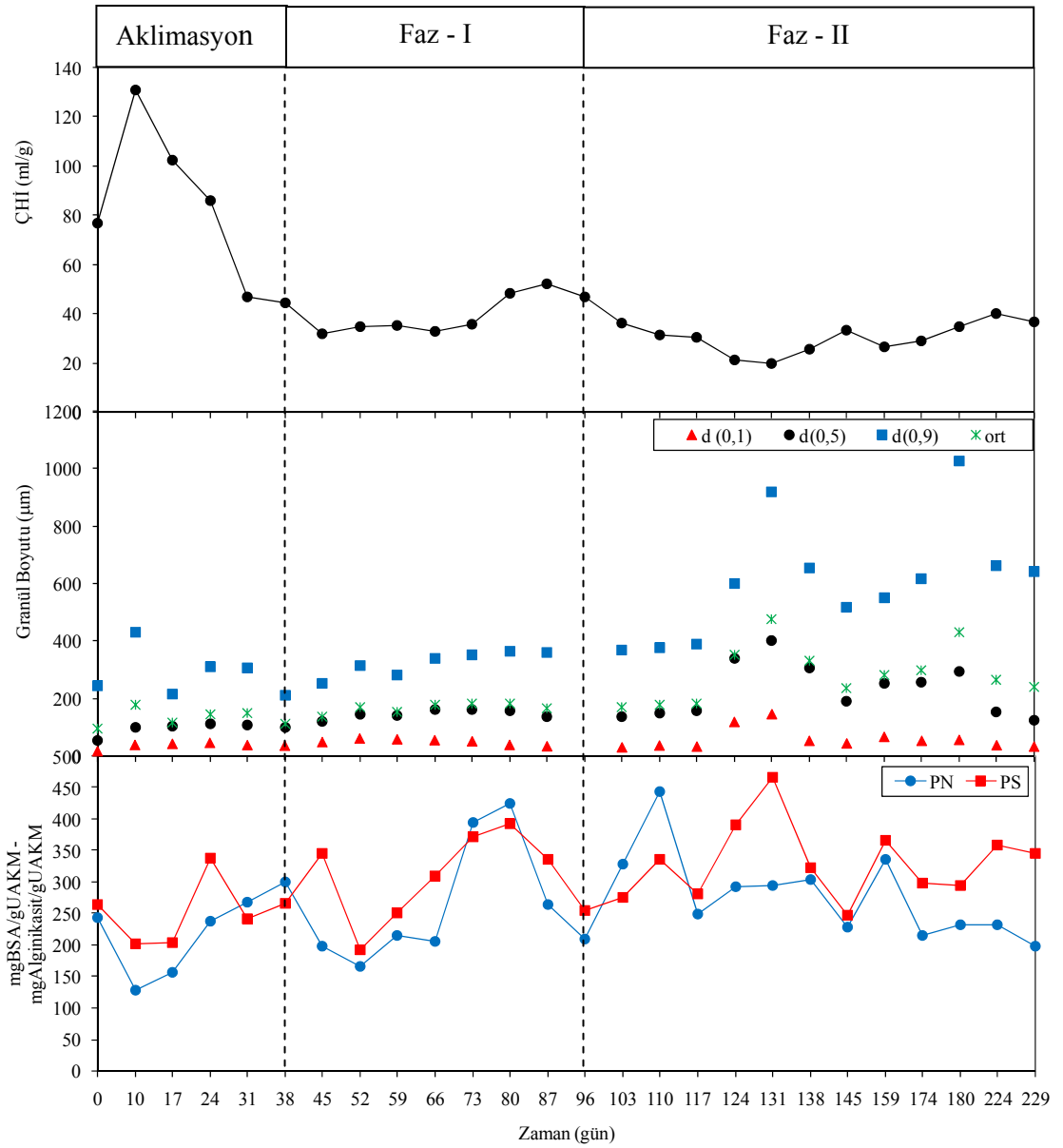
Homojenizasyonda hücrelerin parçalanmaması ve hücre içi bileşenlerle EPS'in kontamine olmaması önemlidir. Bu nedenle EPS ekstraksiyonunda homojenizatör olarak ultra-turrax kullanılmış ve homojenizasyon en düşük devirde (1), aşırı ısınmaya karşı buzda yürütülmüştür.

Şekil 4.22'de numunenin ilk santrifüjü sonrası elde edilen SMP'de PS ve PN konsantrasyonlarının zaman bağlı değişimi görülmektedir. SMP'de ölçülen PS ve PN miktarları arasında bir ilişki kurulamamıştır. Ayrıca işletme boyunca SMP'de PS ve PN konsantrasyonlarında değişen işletme koşullarına paralel artış/azalış eğilimi gözlenmemiştir.



Şekil 4.22 SMP’de PS ve PN konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi

Şekil 4.23’te ÇHİ, partikül boyutu, EPS’teki PS ve PN konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimini gösteren birleştirilmiş grafik verilmiştir. Buna göre azalan ÇHİ ve artan partikül boyutuyla PS konsantrasyonunun arttığı görülmektedir. PN konsantrasyonlarındaki değişim ile ÇHİ ve partikül boyutu değişimi arasında korelasyon bulunmamıştır. Artan  $V_{hava}$  ile PS konsantrasyonunun arttığı bildirilmiştir (Tay vd., 2004). Ayrıca granülasyonla birlikte PS/PN oranının arttığı rapor edilmiştir (Liu vd., 2004). Çalışmada benzer eğilimler gözlenmemiştir. Ancak EPS kompozisyonu ekstraksiyon yöntemi, atıksu kompozisyonu ve işletme koşulları gibi pek çok faktöre bağlı olduğundan literatürde incelenen ve karşılaştırma yapılan çalışmalarda işletme koşullarının ve seçilen ekstraksiyon yönteminin benzer olmasına dikkat edilmelidir.



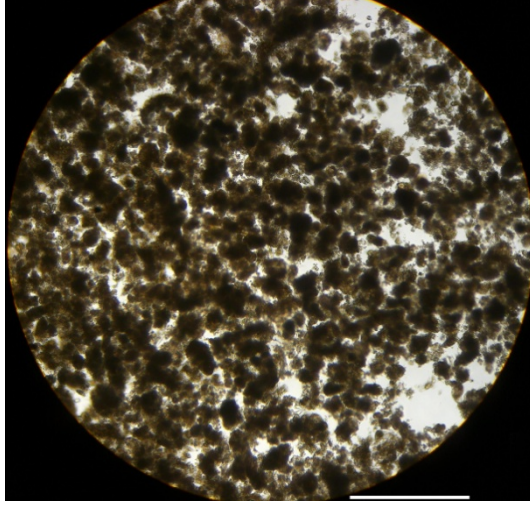
Şekil 4.23 ÇHI, partikül boyutu ve EPS'te PS ve PN konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi

#### 4.3.5. Set-3 ışık mikroskobu ve ESEM görüntüleri

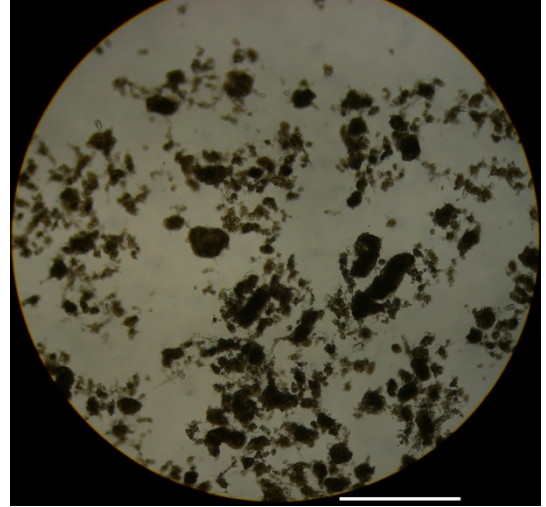
Şekil 4.24'te Set-3'te belirli günlerde biyokütlenin ışık mikroskobu görüntüleri verilmiştir. Buna göre Şekil 4.24 (a)'da 46. günde alınan görüntü görülmektedir. 46. günde çöktürme süresi 5 dakika,  $V_{hava}$  0,78 cm/sn'dir. Görüntüde floküler biyokütle baskındır, granüler biyokütle belirgin değildir. Şekil 4.24 (b) ve (c) sırasıyla 63. ve 87. gün yani döngü süresi 4 saate indirildikten sonra alınan görüntülerdir. Döngü süresinin kısaltılmasıyla ışık mikroskobu görüntülerinde belirgin bir fark gözlenmemiştir. Ancak 97. gün  $V_{hava}$ 'ın 1,96 cm/sn'ye yükseltilmesiyle görüntülerde belirgin bir fark

gözlenmiştir. Şekil 4.24 (d), (e), (f) sırasıyla 104., 117., 131. gün çekilen görüntülerdir. Buna göre artan kesme kuvvetiyle granüler biyokütlenin sistemde baskın olduğu, gelişen granüllerin düzgün bir dış yüzeye sahip olduğu söylenebilir. Reaktörde 180. gün çöktürme süresi 1 dakikaya indirilmiştir. Şekil 4.24 (g)'de 181. güne ait görüntü verilmiştir. Buna göre kısalan çöktürme süresinin granül boyutuna etkisinin artan kesme kuvvetinden daha fazla olduğu söylenebilir. 180. gün çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesiyle reaktör AKM muhtevasının büyük bir kısmı sistemden yıkanmıştır. Ancak bu çamur daha sonra sisteme eklenmek üzere +4°C'de saklanmıştır. İşletmenin 199. günü çıkıştan toplanan çamur sisteme ilave edilmiştir. Şekil 4.24 (h)'de 217. güne ait görüntü verilmiştir. Buna göre floküler biyokütle artış göstermiştir.

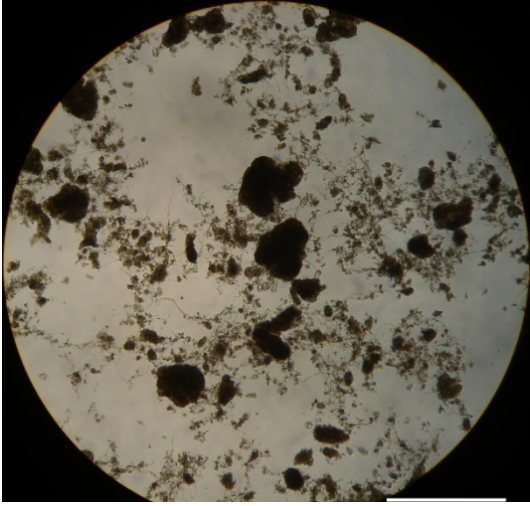
Işık mikroskobu gözlemlerinde granüllerin yüzeyine tutunmuş yoğun protozoa gözlenmiştir. Atıksuda partiküler KOİ'yi temsil eden nişasta bulunduğundan protozoa çoğalması desteklenmiştir. Protozoonların partiküler madde giderimini sağlayan esas mikroorganizma grubu olduğu bilinmektedir. Mikroskobik gözlemlerde ayrıca rotifer ve nematod türleri gözlenmiştir. Li vd. (2007) rotiferlerin aerobik granüllerin yapısını çözerek, parçalanmasına neden olduğunu bildirmişlerdir. Fakat yüksek kesme kuvvetinde gelişen granüllerin rotiferlere dirençli olduğu gözlenmiştir.



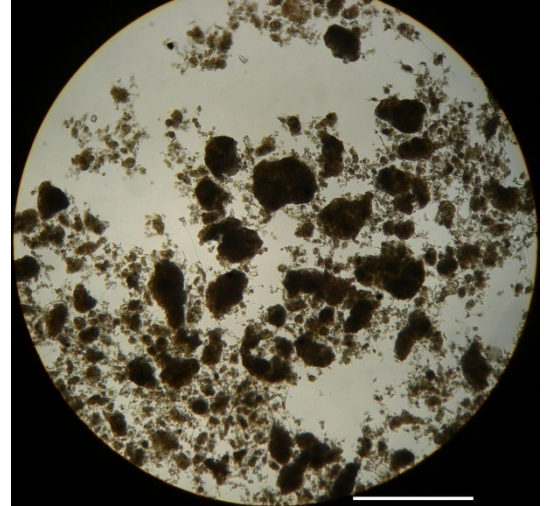
a (46. gün)



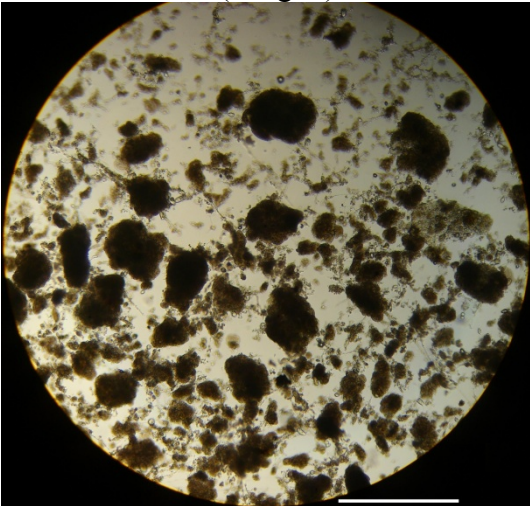
b (63. gün)



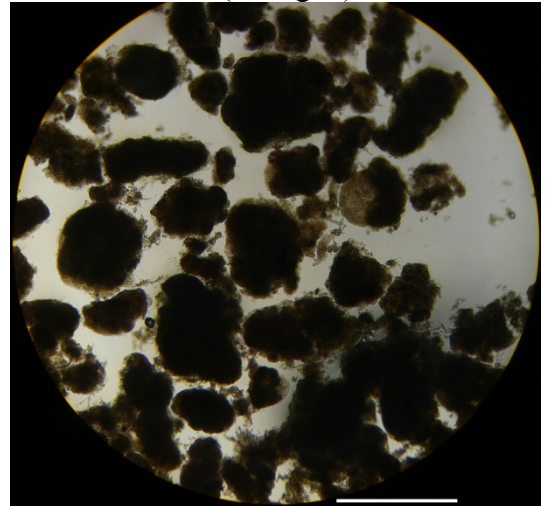
c (87. gün)



d (104. gün)

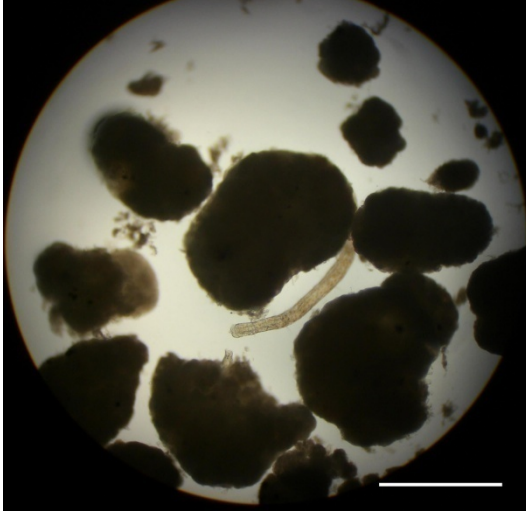


e (117. gün)

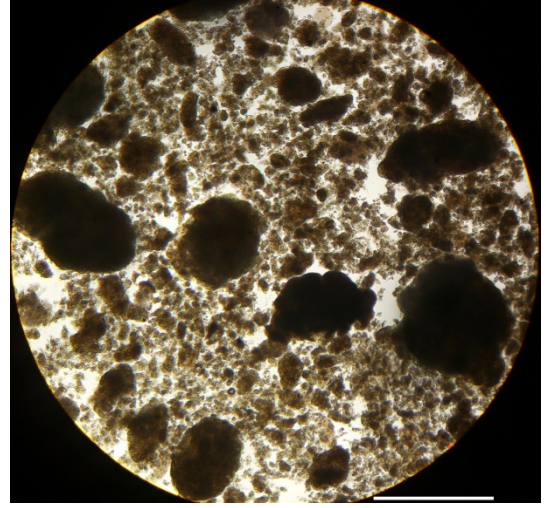


f (131. gün)

Şekil 4.24 Set-3 ışık mikroskobu görüntüleri (ölçek = 1mm)



g (181. gün)



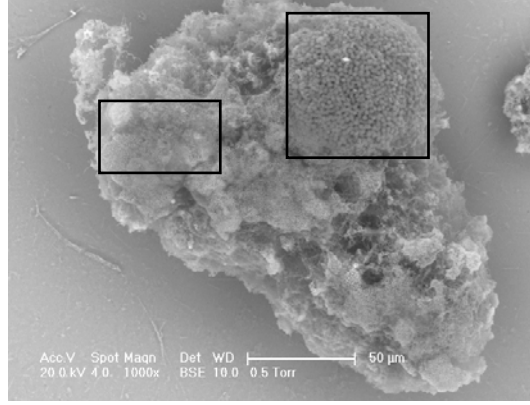
h (217. gün)

Şekil 4.24 (devamı) Set-3 ışık mikroskobu görüntüleri (ölçek = 1mm)

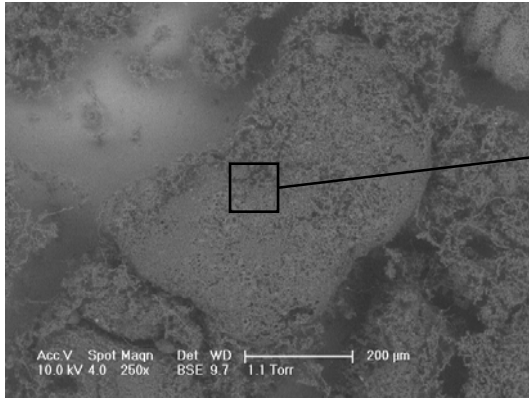
Reaktörde bulunan biyokütlenin morfolojik değişimleri ESEM ile de incelenmiştir. İşlenmemiş numuneleri görüntüleyebilmesi böylece Taramalı Elektron Mikroskobu (Scanning Electron Microscope-SEM) ile yapılan incelemelerde numuneye uygulanan ön işlemlerden kaynaklanabilecek hataları önleyebilmesi ESEM'in en önemli avantajıdır. ESEM ayrıca elektron mikroskopisinde yeni uygulamalara imkan tanımaktadır. Örneğin ESEM ile numuneler doğal ortamlarında veya doğal ortamlarına yakın koşullarda incelenebilmektedir (Kirk vd., 2009). ESEM fikse edilmemiş numuneleri görüntüleme imkanı tanınmasına rağmen önceki çalışmalarda aerobik granüller doğal ortamlarında veya fiksasyon sonrası ESEM ile görüntülenmiştir (Yao vd., 2008; Zhang vd., 2008). Fiksasyonun önemi yapılan çalışmalarda vurgulanmamıştır yani aerobik granül yapısı ESEM ile incelenirken fiksasyonun gerekli olup olmadığı açık değildir. Bu nedenle çalışma boyunca fikse edilmiş ve edilmemiş numuneler incelenerek aradaki fark gözlenmiştir.

Şekil 4.25'te fikse edilmemiş numune görüntüleri verilmiştir. Fikse edilmemiş numunelerde aynı şartlarda görüntüleme yapılmasına rağmen farklı görüntüler elde edilmiştir (Şekil 4.25 (a), (b), (e)). Bunun nedeninin, görüntüleme boyunca ESEM numune hücrelerinde numunenin uzun süre beklemesi ve bu süre zarfında numunenin suyunu kaybederek kuruması olduğu düşünülmektedir. Şekil 4.25 (a)'da granül üzerinde gözlenen farklı yapılar siyah çerçeveler içerisinde gösterilmiştir. Sağdaki siyah çerçeve bakteriyel komunitiyi, soldaki siyah çerçeve ise EPS yapısını göstermektedir. Şekil 4.25 (d)'de uzun süre gözleme sonrası numune dehidrasyona uğramış bu nedenle EPS

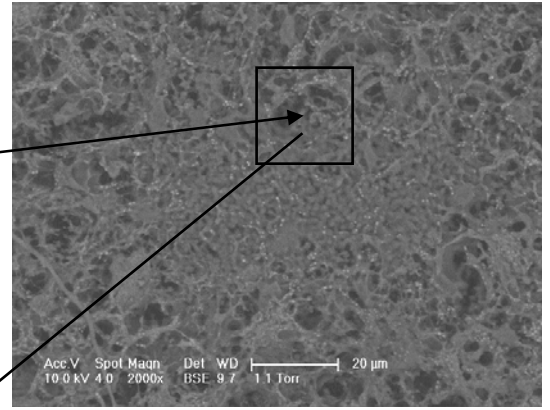
yapısı büzüşmüştür. Öte yandan Şekil 4.25 (e) benzer koşullarda ama gecikmeden görüntülenmiştir. Böylece numunenin su kaybı önlenmiştir. Şekil 4.25 (e) ve (f)'de aşırı kimyasal birikimi gözlenmiştir. Bakteriyel komünite muhtemelen EPS ile kaplıdır ve kimyasal çökelekler EPS yapısında depolanmıştır.



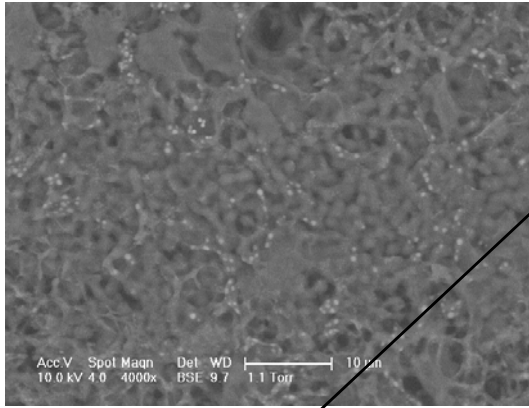
a



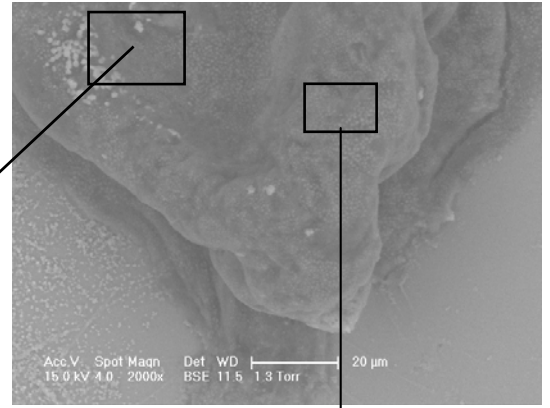
b



c



d

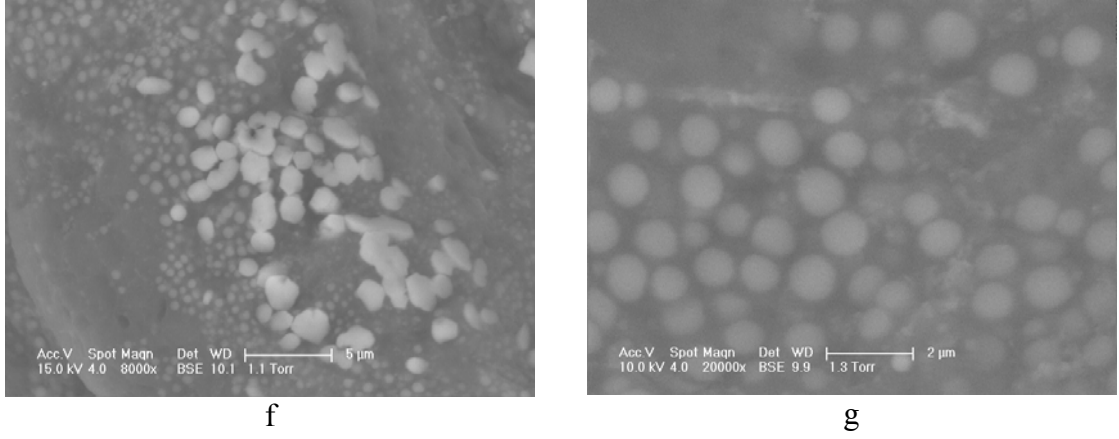


e

(Şekil 4.25 f)

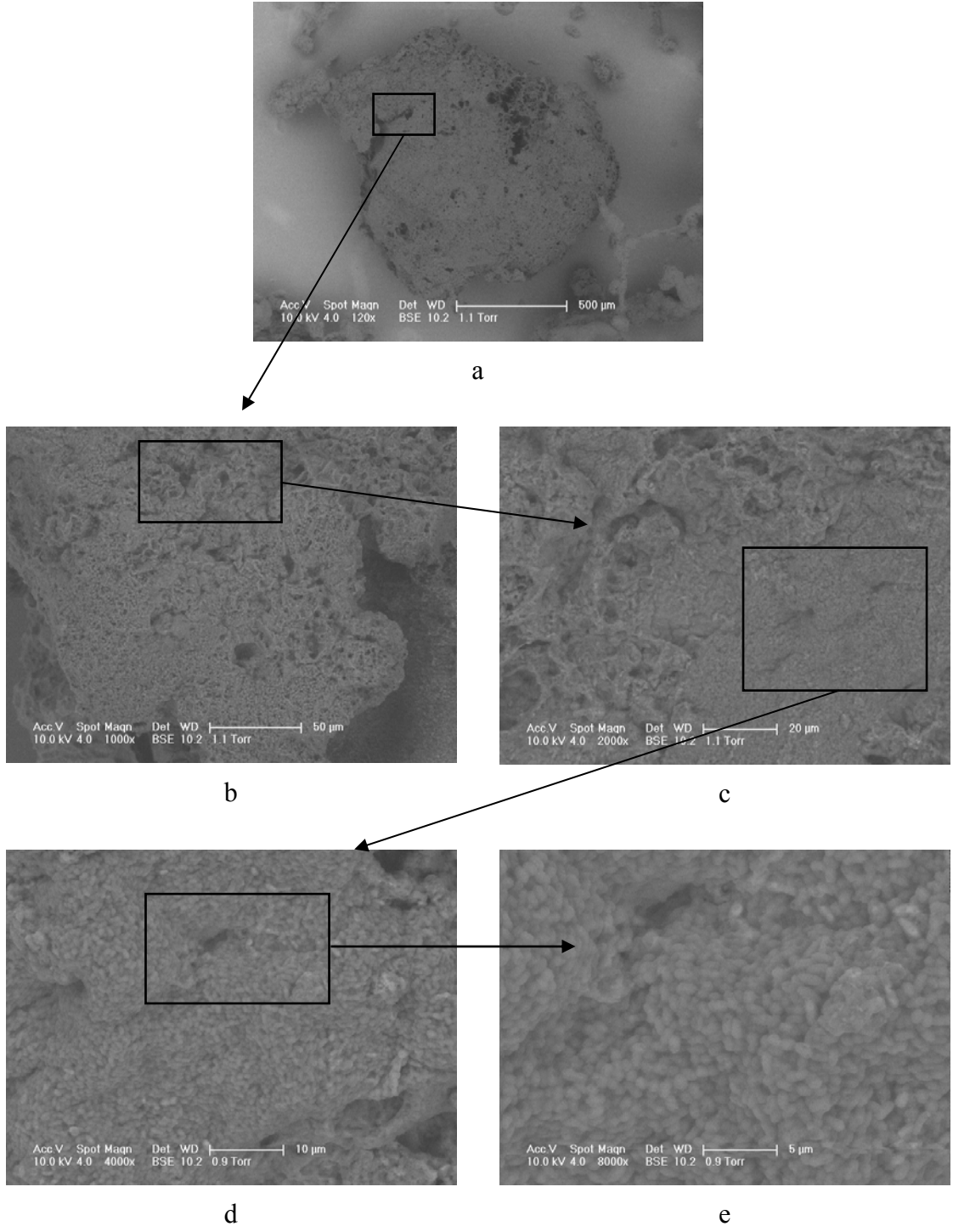
(Şekil 4.25 g)

Şekil 4.25 Fikse edilmemiş numunelerde ESEM görüntüleri

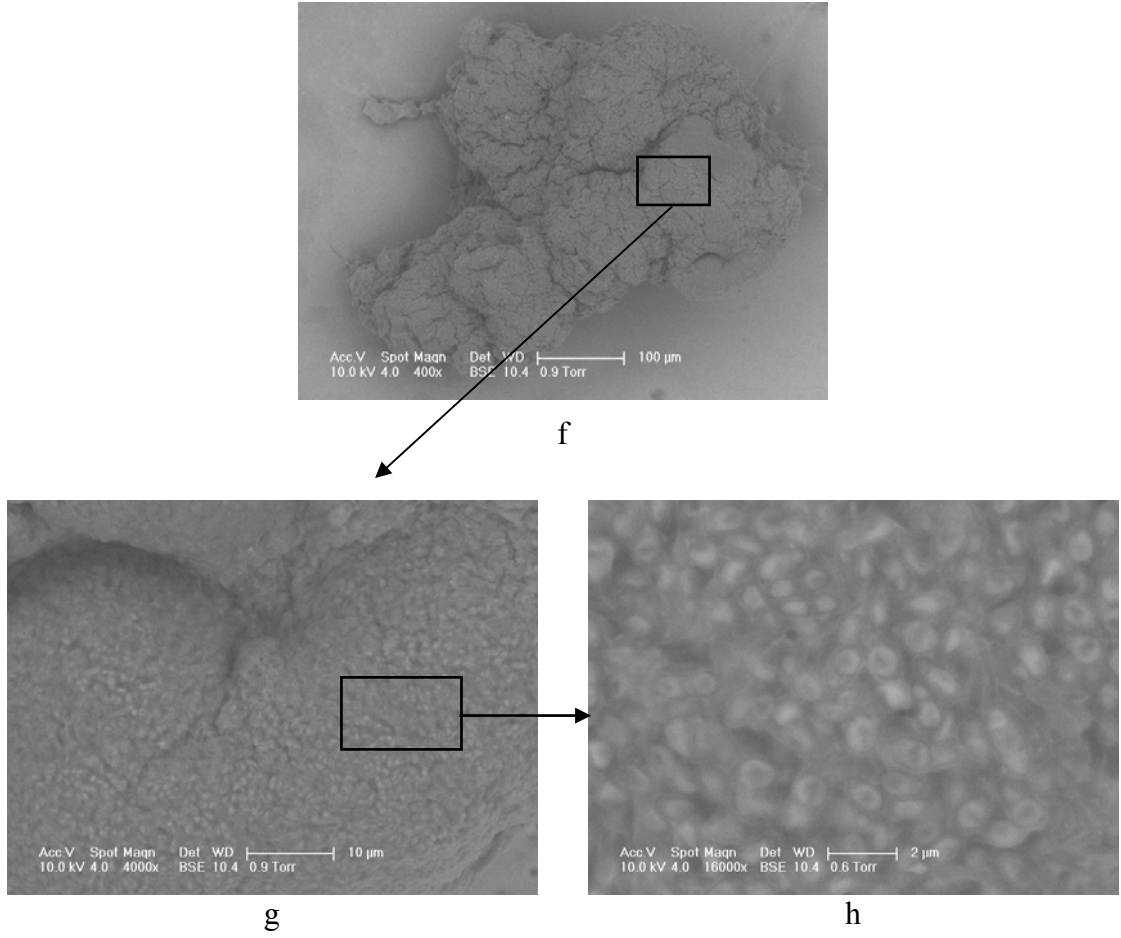


Şekil 4.25 (devamı) Fikse edilmemiş numunelerde ESEM görüntüleri

Şekil 4.26’da Ek-2’de belirtilen prosedür ile numuneler fikse edilmiş ve görüntülenmiştir. Şekil 4.26 (a) ve (f)’de görüldüğü gibi uzun süren görüntüleme boyunca numunenin büzüşmemesi, uygulanan fiksasyon prosedürünün EPS yapısının korunmasında etkili olduğunu göstermektedir. Fakat fikse edilmiş numunelerde kimyasal çökelekler gözlenmemiştir. Şekil 4.26 (e)’de granül yapısında kanal gözlenmiştir. Granül yapısındaki kanallar substratların ve metabolitlerin granül içine ve granül dışına taşınmasında önemli bir rol oynamaktadır (Ivanov vd., 2005; Zheng ve Yu, 2007; Lemaire vd., 2008). Şekil 4.26 (e)’de çubuk ve kok morfolojisinde bakteriler gözlenmiştir.



Şekil 4.26 Fikse edilmiş numunelerde ESEM görüntüleri



Şekil 4.26 (devamı) Fikse edilmiş numunelerde ESEM görüntüleri

#### 4.3.5.1. EDX analizleri

ESEM ile görüntülemenin yanı sıra EDX analizi de (enerji dağılımlı X-ışın analizi (Energy Dispersive X-ray Analysis) yapılmıştır. EDX aracılığıyla numunedeki atomlar uyarılarak numunenin nitel ve nicel analizi yapılabilmektedir. Atomların uyarılması X-ışınlarının oluşmasına neden olur. Elementlerin uyarılma sonrası yaydıkları X-ışınlarının enerjileri elementler arasında farklılık gösterir. Spektrometre de bu X-ışınlarının enerjilerini ve şiddetlerini çizerek numunenin elemental kompozisyonunu verir (Buchan, 1983). Biyolojik numunelerde uygulanan fiksatiflerin pekçok elementin yerini değiştirebileceği ve çözebileceği, dolayısıyla doğal koşulları temsil etmeyeceği belirtilmiştir (Buchan, 1980). Bu nedenle EDX analizi fikse edilmemiş numuneler ile yapılmıştır. EDX analizi bakteriyel komunitenin EPS ile kaplı olduğu bölgede (Şekil 4.25 (g), Tablo 4.5'te bölge EPS yapısı olarak adlandırılmıştır) ve gözlenen kimyasal çökelelerde uygulanmıştır (Şekil 4.25 (a)'da opak bölge, Tablo 4.5'te kimyasal çökelek I olarak adlandırılmıştır; Şekil 4.25 (f), Tablo 4.5'te kimyasal çökelek II olarak

adlandırılmıştır). EDX analizi ayrıca PCA ekstraksiyonundan sonra EPS yapısının tamamen çözüldüğü ve bakterilerin net olarak görüntülediği numunede yapılmıştır ( , Tablo 4.5'te bakteriyel komünite olarak adlandırılmıştır). EDX analizleri biyokütle yüzeyinde C, N, O, Mg, Ca, P ve S varlığını göstermektedir. Bu elementler hücre duvarlarındaki polisakkaridlerden ve proteinlerden kaynaklanabilirler. Granül çamur numunelerinde, PCA analizinden önce (Tablo 4.5 EPS yapısı) ve sonra (Tablo 4.5 Bakteriyel komünite) biyokütlenin temel bileşenlerinden C, N ve O'nin ağırlıkça yüzdeleri benzer bulunmuştur. Öte yandan EPS yapısındaki P, Mg ve Ca elementlerinin ağırlıkça yüzdeleri bakteriyel komünitede tespit edilen miktarların yaklaşık 2 katıdır. Bu bulgu EPS yapısının da polifosfat depolayabileceğini işaret etmektedir. Cloete ve Oosthuizen (2001) biyolojik fosfor gideriminde fosfor depolayan organizmaların yanı sıra EPS'in de fosfor deposu olarak rol oynadığını raporlamışlardır. Polifosfat granüllerinin kimyasal formülünün  $K_{1/3}Mg_{1/3}PO_4$  olduğu varsayılmıştır (Smolders vd., 1994). Öte yandan fosforun yanısıra Ca, Mg ve K'un polifosfat granüllerinin temel bileşenleri olduğu ve bu katyonların birbirlerine oranlarına bağlı olarak 7 farklı tipte polifosfat granüllerinin olabileceği ileri sürülmüştür (Schonborn vd., 2001). Buna göre polifosfat granülleri, Ca, Mg veya K'un birinin molar oranı diğer ikisinin molar oranlarının en az iki katıysa bu polifosfat granülleri tek element tipi olarak (Ca-tipi, Mg-tipi veya K-tipi), iki elementin molar oranları aynı ve bu elementlerin molar oranı üçüncü elementin en az iki katı kadarsa iki element tipi olarak (Ca/Mg tipi, Mg/K-tipi veya Ca/K tipi), üç elementin molar oranları birbirine yakın ise Ca/Mg/K tipi veya karışık tip olarak adlandırılmıştır. Yapılan çalışmada, biyolojik fosfor giderimi sağlayan aerobik granüllerin EPS yapısında Ca/Mg/K tipi polifosfat granülleri içerdikleri bulunmuştur. Bu elementlerin hesaplanan molar oranları birbirine yakın bulunmuştur. Öte yandan bakteriyel komünitede Ca/Mg tipi polifosfat granülleri olduğu düşünülmektedir. Çünkü bu iki elementin molar oranları birbirine yakın ve K'un molar oranından oldukça yüksektir. Kalsiyumun ağırlıkça yüzdesinin EPS yapısında bakteriyel komünitede tespit edilenden daha fazla miktarda tespit edilmesi  $Ca^{++}$ 'un bakteri yüzeyindeki negatif gruplar ve hücre dışı polisakkaridlerde bulunan negatif gruplar arasında köprü görevi görerek bakteriyel agregasyonu arttırmasıyla açıklanabilir (Jiang vd., 2003). Bakteriyel komünitede tespit edilen yüksek miktardaki Cl, PCA ekstraksiyonu sırasında numunenin NaCl ve perklorik asit ile muamelesinden kaynaklanmıştır. Si incelenen tüm bölgelerde tespit edilmiştir. Yapılan bir araştırmada

Si aşırı biyolojik fosfor gideren floküler çamurun EPS'inde toplam elementlerin ağırlıkça %8,3-9,1'ini oluşturmuştur. Ancak hücre kümelerinde tespit edilmemiştir. Tablo 4.5'te belirtildiği gibi Si EPS yapısında ve bakteriyel komünitede sırasıyla %7,3 ve %9,3 oranlarında bulunmuştur. Aynı zamanda kimyasal çökeleklerde %5,4 ve %1,4 oranlarında tespit edilmiştir. C ve N'un kimyasal çökeleklerdeki ağırlıkça yüzdeleri bakteriyel komünite ve EPS yapısından oldukça farklı bulunmuştur. Kimyasal çökelek I'deki C yüzdesi bakteriyel komünite ve EPS yapısında tespit edilenin hemen hemen yarısı kadardır. Öte yandan N yüzdesi bu yapılarda tespit edilenin dört katı kadardır. Önceki çalışmalar aerobik granüllerde toplam fosfor gideriminin %10'unun kimyasal olarak gerçekleştiğini raporlamıştır (Liu vd. 2005; Yılmaz vd., 2008). Yılmaz vd. (2008) anaerobik periyod süresince yüksek fosfat, magnezyum ve amonyak konsantrasyonlarından dolayı kimyasal çökeleğin struvit formunda olduğunu göstermişlerdir. Kimyasal çökelek I'deki Mg, N ve P varlığı ayrıca çökeleğin morfolojisi (Şekil 4.25 (f)) bu kimyasal çökeleğin struvit formunda olabileceğini düşündürmüştür. Kimyasal çökelek II'de ise kimyasal çökelek I'den farklı olarak yüksek miktarda Ca tespit edilmiştir. Aerobik granüllerde CaCO<sub>3</sub> çökmesi rapor edilmiştir (Ren vd., 2008). Bu çalışmada da CaCO<sub>3</sub> çökeleklerinin oluşması muhtemeldir.

Tablo 4.5 Set-3'te yapılan EDX analizi sonuçları (ağırlıkça %)

Bölge	C	N	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
EPS yapısı	40,6	6,3	29,2	1,9	2,1	0,5	7,3	7,5	0,6	0,3	2,2	2,6
(n=2) <sup>a</sup>	(0,9) <sup>b</sup>	(0,6)	(2,1)	(0,2)	(0,3)	(0,1)	(0,6)	(0,5)	(0,1)	(0,0)	(0,4)	(0,3)
Bakteriyel komünite	43,4	7,9	26,9	2,7	1,0	0,6	9,6	3,9	0,7	1,6	0,3	1,5
(n=3)	(1,6)	(0,5)	(0,6)	(0,3)	(0,1)	(0,0)	(1,0)	(0,2)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,2)
Kimyasal çökelek I	24,3	30,4	25,4	2,3	2,0	0,6	5,4	5,4	0,7	TE	2,1	1,5
(n=1)												
Kimyasal çökelek II	30,3	10,8	33,7	3,2	1,3	0,5	10,1	1,4	0,4	0,5	0,7	7,6
(n=2)												

<sup>a</sup> Analiz edilen numune sayısı

<sup>b</sup> Standart sapma

TE = Tespit Edilmedi

#### 4.3.6. Kimyasal çökelmenin belirlenmesi

Biyolojik aşırı fosfor gideren aktif çamur sistemlerinde kimyasal çökeleklerin oluştuğu bilinmektedir. Yılmaz vd. (2008), azot fosfor içeriği yüksek mezbaha atıksularının aerobik granül çamur ile arıtımında kimyasal çökeleklerin oluştuğunu göstermişlerdir. Aktif çamur tesislerinde kimyasal olarak çökelen fosfatın belirlenmesi amacıyla de Haas vd. (2000) tarafından PCA ile ekstraksiyon yöntemi önerilmiştir. Tablo 4.6 R1’de anaerobik periyot ve döngü sonunda alınan numunelerde PCA yöntemiyle belirlenen P fraksiyonlarını vermektedir.

Tablo 4.6 R1’de anaerobik periyot ve döngü sonunda alınan numunelerde cold PCA yöntemiyle belirlenen P fraksiyonları

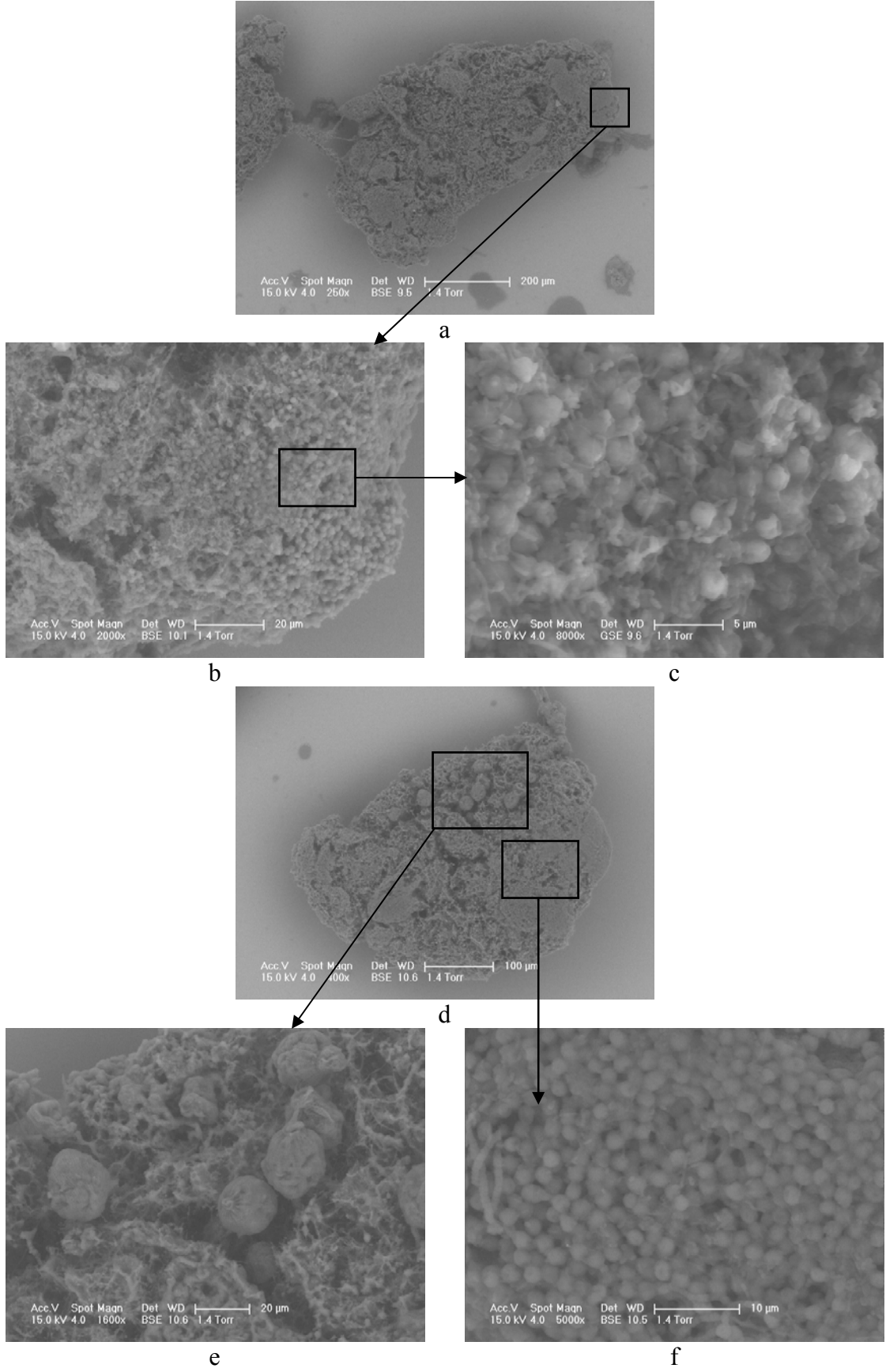
Numune	PO <sub>4</sub> -P (numunenin toplam P %’si)	Toplam P (numunenin toplam P %’si)	Kompleks P (Toplam P - Orto-P) (numunenin toplam P %’si)
<b>Anaerobik periyot sonu (n=3)</b>			
Supernatant	%24,3 (10,4)*	%28,6	%4,3 (4,7)*
PCA	%8,3 (1,5)*	%33,9	%25,6 (13,4)*
Kalıntı	-	%43 (21,7)*	-
Geri kazanım	-	%105,5 (2,3)*	-
<b>Döngü sonu (n=3)</b>			
Supernatant	%0 (0)*	%1,3	%1,3 (0,5)*
PCA	%8,3 (3,2)*	%47,6	%39,3 (0,5)*
Kalıntı	-	%48,6 (6,4)*	-
Geri Kazanım	-	%98 (5,2)*	-

n = numune sayısı

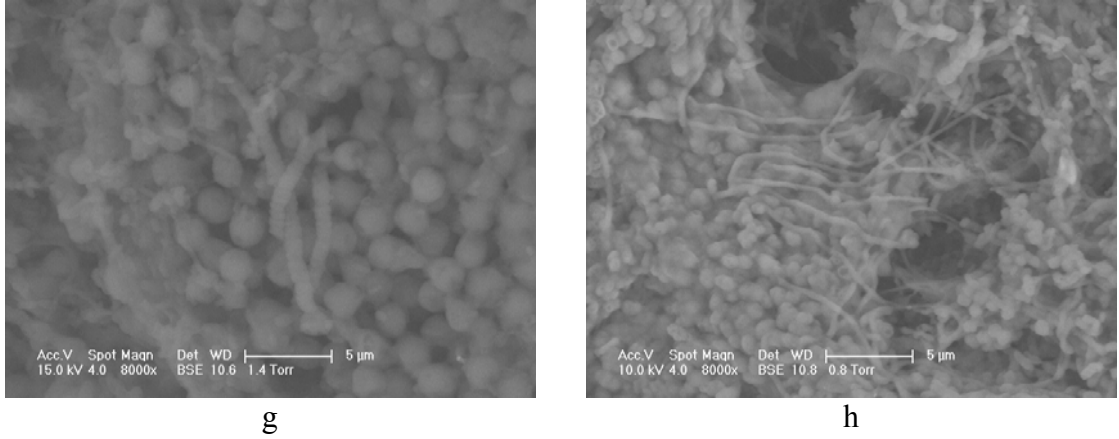
\* Standart sapma

Tablo 4.6 incelendiğinde, elde edilen sonuçların biyolojik aşırı fosfor giderim mekanizması ile doğrudan ilişkili olduğu görülmektedir. Anaerobik periyotta P salınımından dolayı, anaerobik periyot sonunda süpernatantta %24,5 PO<sub>4</sub>-P ölçülmüş, ancak bu değer döngü sonunda, aerobik fosfor alımından dolayı sıfır bulunmuştur (sistem %100 fosfor giderimi ile çalışmaktadır). PCA ile ekstraksiyon sonucu süzüntüde ölçülen PO<sub>4</sub>-P kimyasal bağlı fosforu vermektedir. Anaerobik periyot sonu ve döngü sonunda ölçülen kimyasal bağlı fosfor, toplam fosforun yaklaşık %8,3’üdür. PCA ekstraksiyonuyla elde edilen ilginç bir sonuç ise kompleks P’nin %25,6-39,3 gibi yüksek bir oranda bulunmasıdır. Yüksek oranda kompleks P’nin bulunması EPS’in

özünmesinden kaynaklanabilir. ESEM görüntüleri de bunu destekler niteliktedir. Şekil 4.27 (c), (g) ve (h)'de, PCA ekstraksiyonundan sonra alınan görüntülerde bakteriler net olarak gözlenmiştir. Yılmaz vd. (2008), granül çamurda anaerobik sonunda %10,5 kimyasal bağılı fosfor'un döngü sonunda %1,9'a düştüğünü yani anaerobik sonunda oluşan kimyasal çökeleklerin aerobik periyotta pH'nın düşmesiyle yeniden çözüldüğünü kanıtlamışlardır (Yılmaz vd., 2008). Bu çalışmada farklı olarak, oluşan çökelekler yeniden çözünmemiş ve döngü boyunca kalmıştır. Ancak toplam fosfor gideriminin yalnızca %8,3'ü kimyasal olarak gerçekleşmiştir. Bu da sistemde fosforun esas biyolojik olarak giderildiğini göstermektedir.



Şekil 4.27 PCA ekstraksiyonu sonrası numunenin ESEM görüntüleri



Şekil 4.27 (devamı) PCA ekstraksiyonu sonrası numunenin ESEM görüntüleri

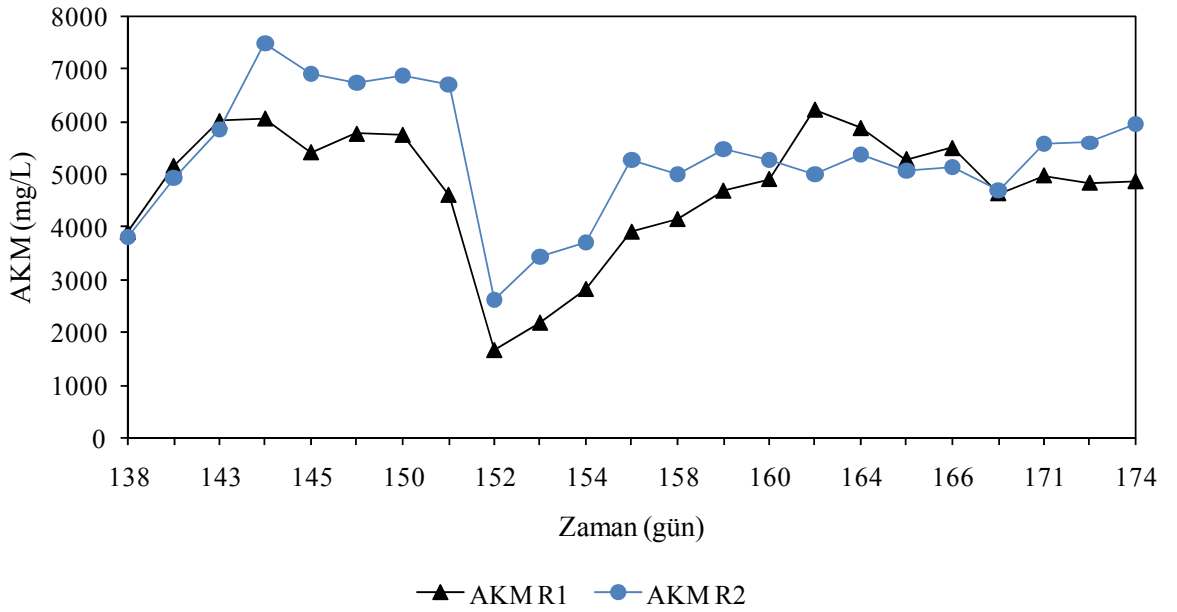
#### 4.3.7. Ca<sup>+2</sup> etkisinin incelenmesi

Ca<sup>+2</sup>'un aerobik granülasyona etkisinin incelenmesi için çalışmanın 138. gününde R1 AKM muhtevası 2 reaktöre bölünmüştür (R1 ve R2). Buna göre başlangıç AKM konsantrasyonu R1'de 3890 mg/L, R2'de ise 3810 mg/L olmuştur. İşletme parametreleri değiştirilmemiş, R1'deki şartlar sabit tutulmuştur (OLR=2,4 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün, çöktürme süresi=5 dakika). Her iki reaktörde de hava debisi 800 L/sa olarak ayarlanmıştır. Buna göre reaktörlerde yüzeysel yukarı akış hava hızı,  $V_{hava}=1,96$  cm/sn'dir.

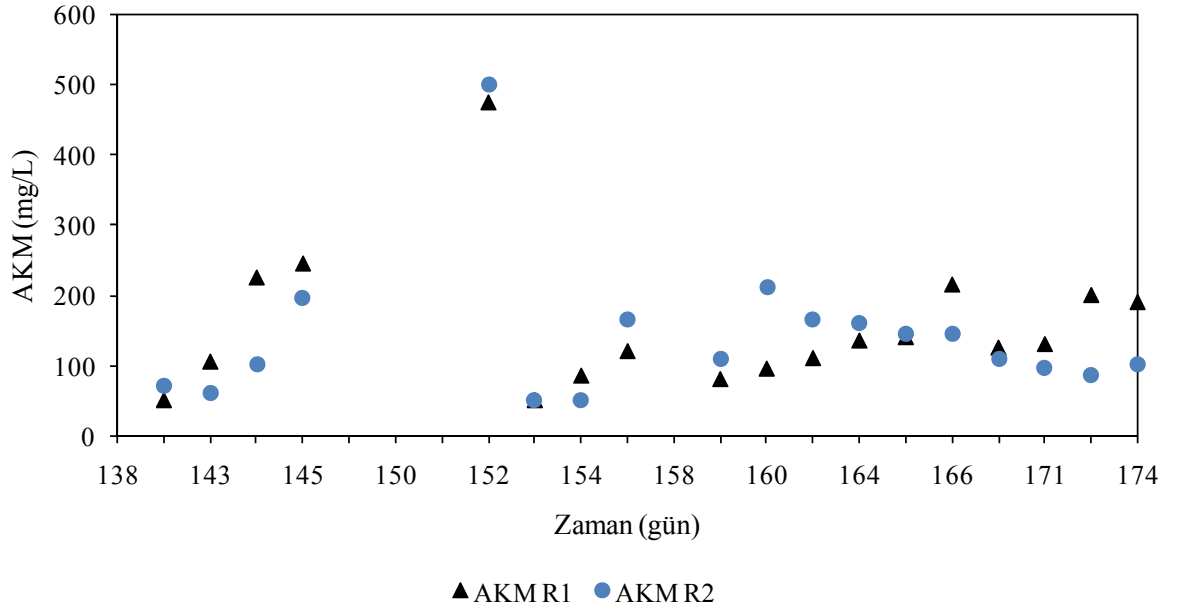
Jiang v.d. (2003), aerobik granülasyona Ca<sup>+2</sup>'un etkisini inceledikleri çalışmada, biri kalsiyum içermeyen diğeri ise 100 mg/L Ca<sup>+2</sup> içeren atıksuyla beslenen iki reaktör işletilmiştir. İki reaktörde de aşı çamuru olarak aktif çamur kullanılmıştır. Bu çalışmada, ortalama boyutu 331 µm olan granüler çamur içeren biyokütle ile Ca<sup>+2</sup> etkisi incelenmiştir. Kontrol reaktöründe, R1 atıksu Ca<sup>+2</sup> içeriği değiştirilmemiş, sabit tutulmuştur (Ca<sup>+2</sup>=9,25 mg/L). Ca<sup>+2</sup> konsantrasyonunun arttırıldığı reaktörde (R2) ise atıksu Ca<sup>+2</sup> konsantrasyonu 100 mg/L'dir. R1 ve R2'de Ca<sup>+2</sup>'un granülasyona etkisi 1 ay takip edilmiştir.

Şekil 4.28'de R1 ve R2'de AKM konsantrasyonunun zamana bağlı değişimi verilmiştir. İşletmenin ilk 8 günü yüksek Ca<sup>+2</sup> konsantrasyonunun etkisiyle R2'de AKM konsantrasyonu hızlı bir şekilde artmıştır. Öte yandan Ca<sup>+2</sup> konsantrasyonu düşük olan R1'de artış daha yavaş olmuştur. Ancak 152. gün yaşanan otomasyon problemi nedeniyle iki reaktörde de biyokütle kaybı yaşanmıştır (çöktürme periyodu boyunca

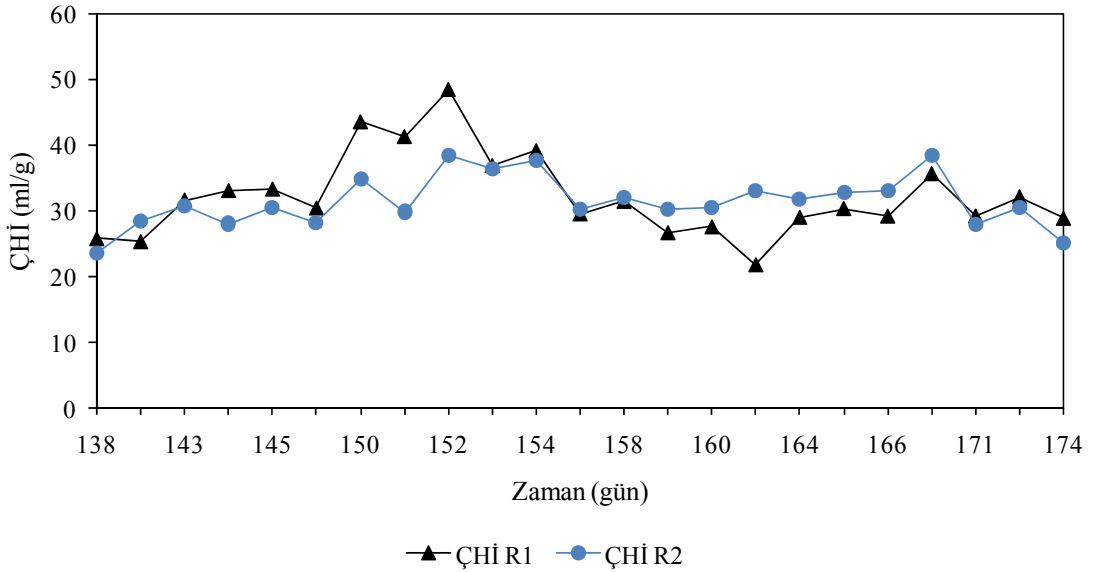
magnetik karıştırıcı çalışmıştır). 152. gün çıkış AKM konsantrasyonunda her iki reaktörde de görülen ani yükselişin nedeni yaşanan otomasyon problemi (Şekil 4.29). Otomasyon problemi sonrası 153. günde, çöktürme süresi 3 dakikaya indirilmiştir. 161-166 gün aralığında R2 AKM konsantrasyonunun düşüşü çıkış AKM konsantrasyonun artmasıyla açıklanabilir. Benzer şekilde 171-174 gün aralığında R1 çıkış AKM konsantrasyonunun artması reaktör AKM'sinin düşüşüne sebep olmuştur. R1 ve R2'de çıkış AKM'sinde görülen artış ile ÇHI'de görülen artış paraleldir (Şekil 4.30). Başka bir deyişle çamur çökeltme özelliğinin kötüleşmesiyle belirlenen çöktürme süresinde (3 dakika) biyokütle çökmemektedir ve çıkış AKM konsantrasyonu artmaktadır. 152. güne kadar yüksek AKM konsantrasyonuna rağmen R2'de ÇHI daha düşük ölçülmüştür (Şekil 4.30). Bu sonuçlara dayanarak, artırılmış  $Ca^{+2}$ 'un hızlı biyokütle artışına ve çamur çökeltme özelliğinin iyileşmesine neden olduğu söylenebilir. Beslemesinde  $Ca^{+2}$  bulunmayan bir kontrol reaktör ile çalışılarak,  $Ca^{+2}$ 'un biyokütle artışında ve ÇHI düşüşünde rolü daha açık görülebilir (Jiang vd., 2003).



Şekil 4.28 R1 ve R2'de AKM'nin zamana bağlı değişimi



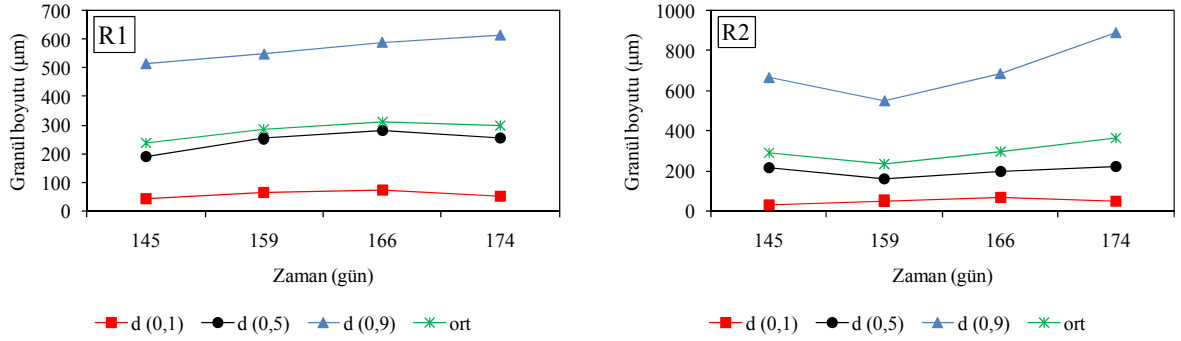
Şekil 4.29 R1 ve R2 çıkış AKM konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi



Şekil 4.30 R1 ve R2'de ÇHI'nin zamana bağlı değişimi

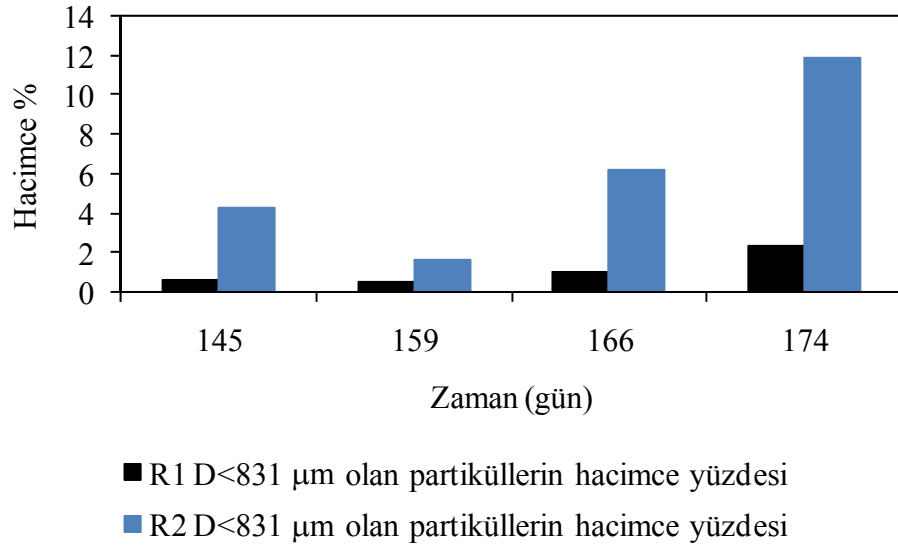
Şekil 4.31'de granül boyutunun zamana göre değişimi verilmiştir.  $d(0,1)$ ,  $d(0,5)$ ,  $d(0,9)$  parametreleri partiküllerin sırasıyla %10'unun, %50'sinin ve %90'ının küçük olduğu tane çaplarıdır. 1 aylık çalışma süresince, R1'de ortalama boyut  $300\mu\text{m}$  ve  $d(0,9)$   $600\mu\text{m}$  iken, R2'de ortalama boyut  $400\mu\text{m}$  ve  $d(0,9)$   $950\mu\text{m}$ 'ye ulaşmıştır.  $d(0,9)$  parametresi incelendiğinde R2'de R1'den daha yüksek bir lineer artış görülmektedir (159. gün yapılan ölçüm 152. gün yaşanan otomasyon problemi nedeniyle yanlıtıcı olabilir). Ayrıca ESEM görüntüleri, R2'de oluşan granüllerin R1'de oluşan granüllerden

büyük olduğunu göstermektedir (Ek-6). Sonuç olarak  $Ca^{+2}$  konsantrasyonundaki artış büyük granüllerin oluşumuna öncülük etmiştir ve granül boyutunda daha hızlı bir artışa yardımcı olmuştur.



Şekil 4.31 R1 ve R2 granül boyutunun zamana göre değişimi

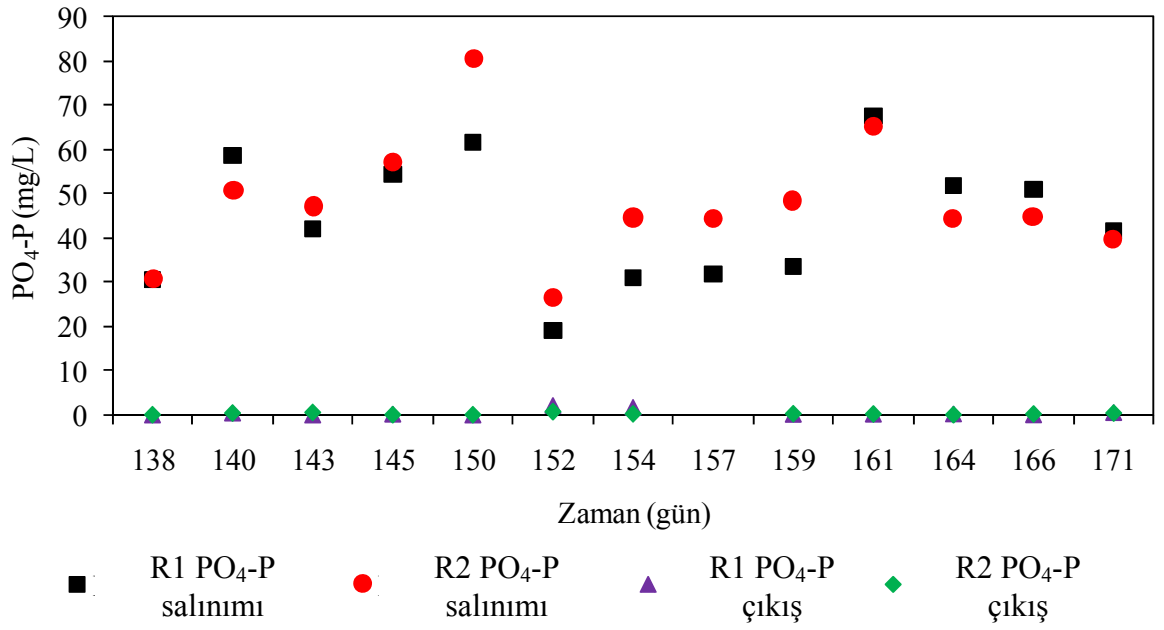
R1 ve R2'de granüllerin boyutlarına göre hacimsel yüzdeleri de irdelenmiştir (Şekil 4.32). Şekil 4.32'de görüldüğü gibi, çalışma boyunca R2'de 831 µm üzerindeki partiküllerin hacimsel yüzdesi R1'den yüksek olmuştur.



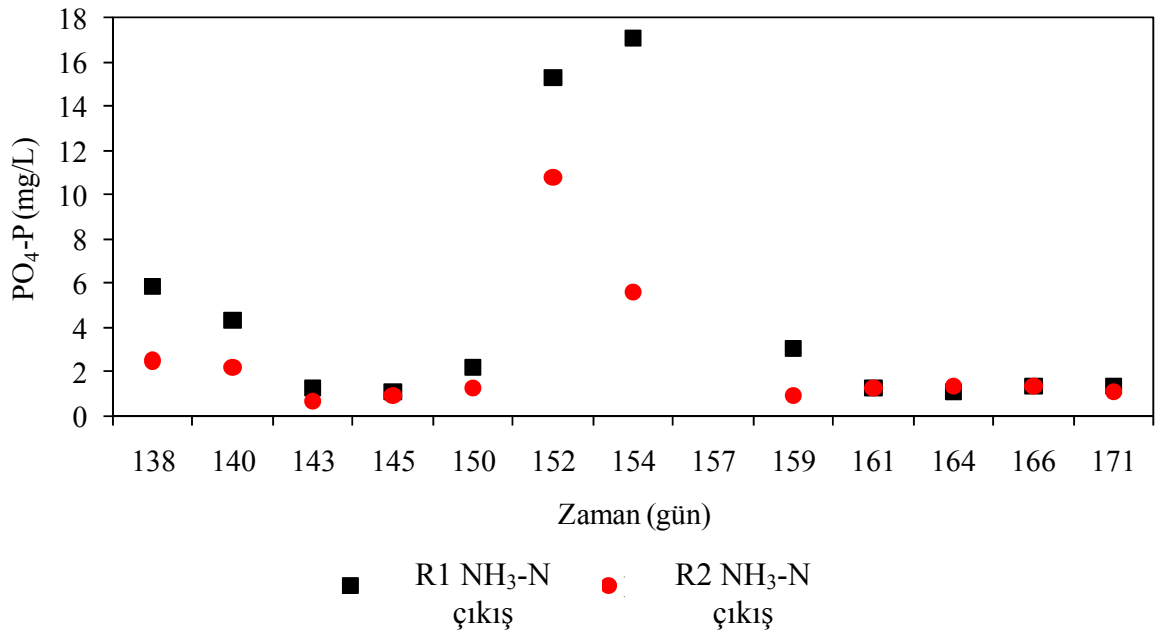
Şekil 4.32 R1 ve R2'de 831 µm büyük granüllerin hacimce % dağılımları

Şekil 4.33, R1 ve R2 çıkış ve anaerobik faz sonu  $PO_4$ -P konsantrasyonları, Şekil 4.34'de ise R1 ve R2 çıkış  $NH_3$ -N konsantrasyonları verilmiştir.  $Ca^{+2}$  artışının, P salınımı, N ve P gideriminde bir etkisinin olmadığı görülmektedir. Çalışma süresince  $PO_4$ -P salınımındaki artış ve N, P giderim verimindeki artış AKM konsantrasyonlarındaki artış ile paralel bulunmuştur. 152. gün otomasyon problemi nedeniyle biyokütle kaybı N, P

giderim veriminin düşmesine, anaerobik periyod sonu P salınımının azalmasına neden olmuştur.

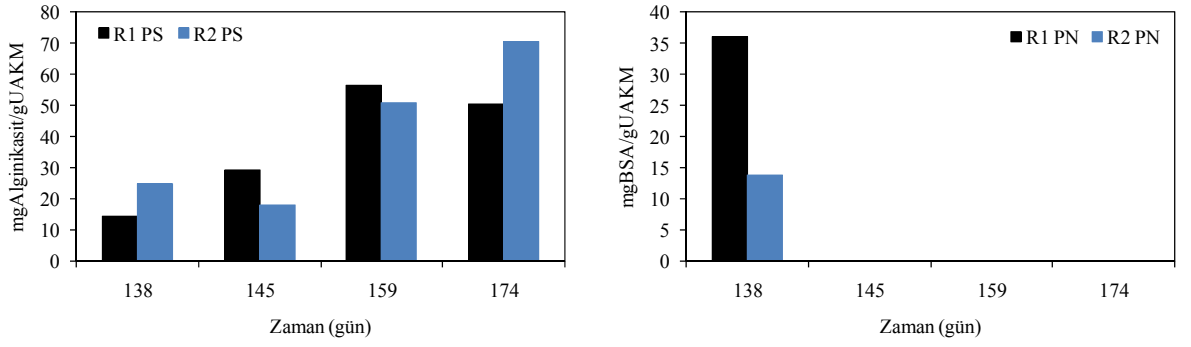


Şekil 4.33 R1 ve R2 anaerobik faz sonu ve çıkış PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonları

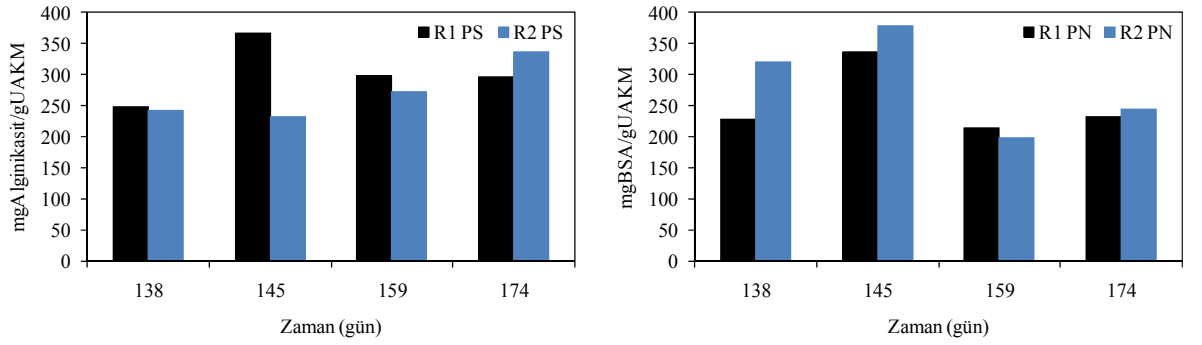


Şekil 4.34 R1 ve R2 çıkış NH<sub>3</sub>-N konsantrasyonları

1 aylık çalışma süresince haftada bir alınan numunelerde EPS ekstrakte edilmiştir. SMP ve EPS'te bulunan protein ve karbonhidrat konsantrasyonları tayin edilmiştir (Şekil 4.35 ve Şekil 4.36).

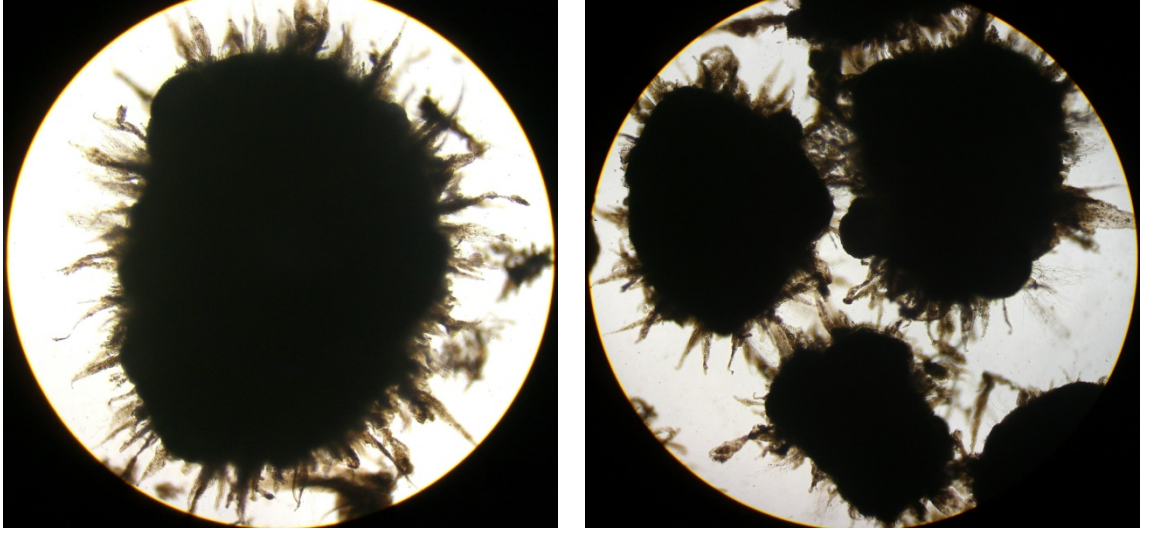


Şekil 4.35 R1 ve R2'de SMP konsantrasyonları

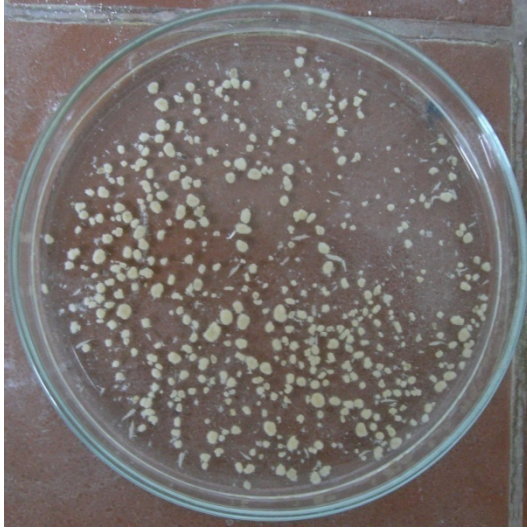


Şekil 4.36 R1 ve R2 bağlı EPS konsantrasyonları

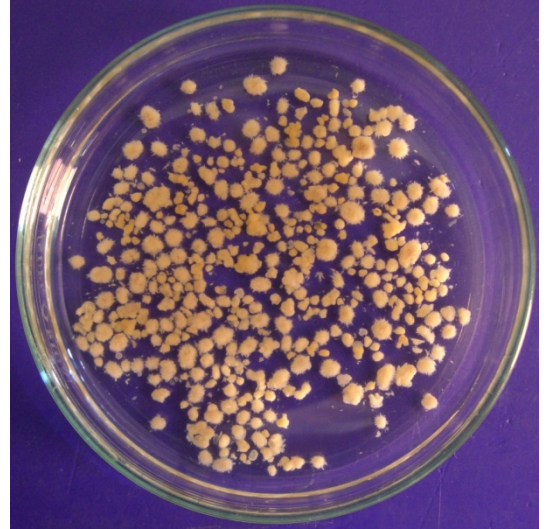
Bir ay süreyle AKM, UAKM, ÇHİ, partikül boyutu, EPS, N ve P giderim verimleri incelendikten sonra, yüksek bir seleksiyon etkisi uygulamak üzere, çöktürme süresi 3 dakikadan 1 dakikaya indirilmiştir (iki reaktörden kısa çöktürme süresiyle yıkanan çamur, daha sonra sisteme ilave edilmek üzere +4°C'de saklanmıştır). 180. gün çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesiyle AKM konsantrasyonu 455 mg/L'ye düşmüştür. 181. gün ise 255 mg/L ölçülmüştür. AKM konsantrasyonunun düştüğü bu dönemde ÇHİ ölçülememiştir. Çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesiyle R1 ve R2'de floküler çamur tamamen yıkanmıştır. R2'de kalan granüller 5 gün içinde büyüyerek, 185. gün olgun granüller oluşmuştur (Şekil 4.37). Ancak R1'de granül oluşumu gözlenmemiştir. R2'de, 187. gün granüllerin boyutunun büyüdüğü gözlenmiştir (Şekil 4.38). Granül miktarı az ve boyut Malvern Master Sizer'ın ölçüm aralığından (0,2-2 mm) büyük olduğundan, granül boyutu bu cihaz ile ölçülmemiştir. Oluşan granüller, iri, dış yüzeyi düzgün ve daireseldir. Ancak granüllerin etrafında filamentli yapı gözlenmiştir.



Şekil 4.37 185. gün R2’de oluşan granüllerin ışık mikroskobunda çekilen görüntüleri



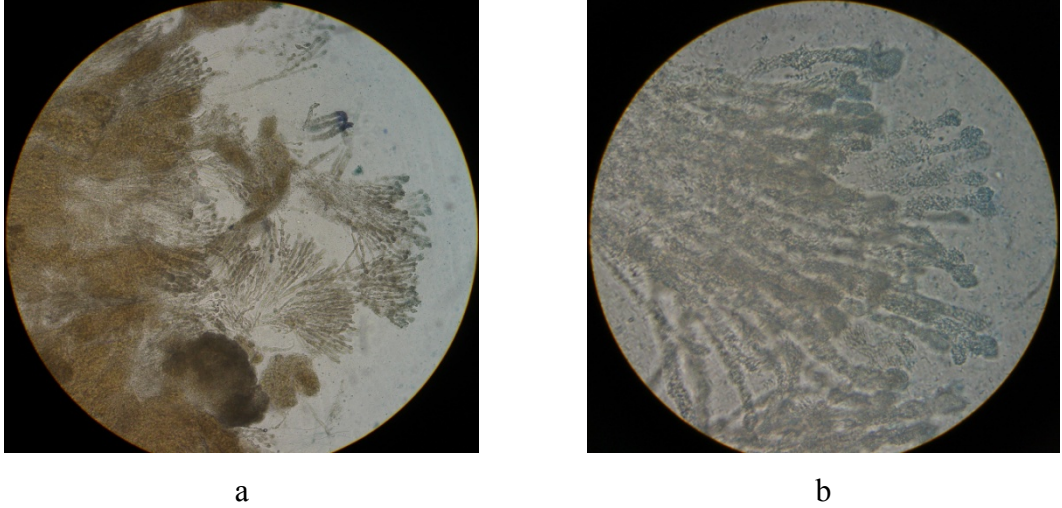
185. gün R2



187. gün R2

Şekil 4.38 185. ve 187. günde R2’de oluşan granüllerin görüntüsü

Yapılan ışık mikroskobu gözlemleri oluşan granüllerde mantar türlerinin baskın olduğunu göstermiştir. Ezilen granüllerde Zoogloea cinsinden mikroorganizmalar görüntülenmiştir (Şekil 4.39).



Şekil 4.39 (a) R2’de 185. gün gözlenen Zoogloea sp. (40X) (b) R2’de 187. gün gözlenen Zoogloea sp. (400X)  
 Çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesiyle R1’de granül oluşumu gözlenmemiş, düzensiz çökmeyen yapılar oluşmuştur. Her iki reaktörde de kesme kuvvetinin yüksek olmasına rağmen hızlı bir biyofilm oluşumu gözlenmiştir.

Yapılan çalışma,  $Ca^{+2}$ ’un granül boyutuna ve granül oluşum süresine etkili olduğunu, ancak granül oluşumunu tetikleyen esas parametrenin çöktürme süresi olduğunu göstermiştir. Reaktörler 3 ve 5 dakika çöktürme süreleriyle işletildiğinde floküler çamur reaktörlerden etkili bir şekilde yıkanamamıştır. Oysa 1 dakikalık çöktürme süresiyle floküler çamur reaktörlerden tamamen yıkanmış yalnızca  $Ca^{+2}$  konsantrasyonu 100 mg/L olan R2’de çapı 1 mm’den büyük granüller oluşmuştur.  $Ca^{+2}$  aerobik granülasyon prosesini muhtemelen iki şekilde desteklemektedir. Birincisi,  $Ca^{+2}$  bakterilerin yüzeyindeki negatif gruplara ve hücre dışı polisakkaridlerin negatif gruplarına bağlanarak bu komponentleri birbirine bağlayan bir köprü vazifesi görebilir ve agregasyonu arttırabilir. İkinci olarak,  $Ca^{+2}$ ’un arttırıldığı granüller daha fazla miktarda polisakkarid üretmektedirler. Öte yandan benzer bir artış protein konsantrasyonunda gözlenmemektedir. Polisakkaridlerin hücre-hücre adezyonuna katkıda bulunduğu ayrıca biyofilmlerin ve mikrobiyal agregatların yapısal bütünlüğünün korunmasında önemli rol oynadığı bilinmektedir (Jiang vd., 2003).

#### 4.3.8. Kesikli deneyde pH’nın partikül boyutuna etkisinin incelenmesi

Reaktörden anaerobik faz sonunda 250 mL numune alınmış, 2 erlene 100 mL hacminde numune eklenmiştir. Geri kalan 50 mL numune ise partikül boyutu ölçümü için

kullanılmıştır. 2 erlende pH değerleri kaydedilmiştir. Buna göre 1. erlende başlangıç pH değeri 7,24, 2. erlende ise 7,28 ölçülmüştür. 1. erlende pH 0,1 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ile 6,43'e ayarlanmıştır. 2. erlende ise pH değiştirilmemiştir. pH ayarlanmasından sonra erlenler 100 rpm'e ayarlanmış manyetik karıştırıcı üzerine yerleştirilmiş ve 1 saat karıştırılmıştır. 1 saat karıştırma sonrası pH değerleri tekrar kaydedilmiştir. Karıştırma sonunda pH 1. ve 2. erlende sırasıyla 6,43 ve 7,24 ölçülmüştür. Yapılan partikül boyutu ölçümleri Tablo 4.7'de verilmiştir. Buna göre çalışılan aralıkta pH, partikül boyutunda önemli bir değişime neden olmamıştır.

Tablo 4.7 pH'nın etkisinin incelendiği kesikli deneyde ölçülen partikül boyutları

Numune	d (0,1)	d (0,5)	d (0,9)	ortalama
AnO <sub>2</sub> sonu	33,559	144,085	795,431	299,119
pH 6,2	34,176	149,282	677,825	267,487
pH 7,24	38,886	144,151	614,155	246,323

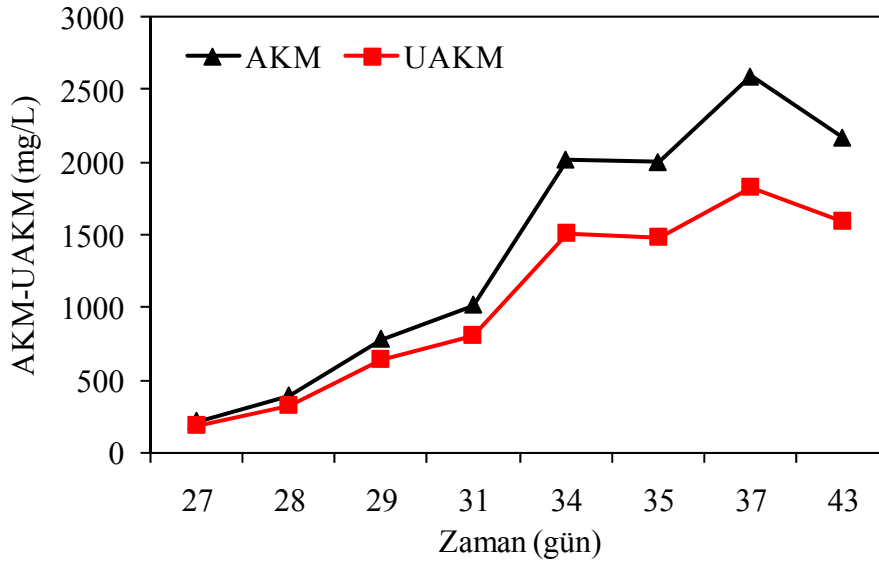
#### 4.4 SET-4

Jiang vd. (2003) tarafından yapılan çalışma ve Set-3'de elde edilen sonuçlar (Ca<sup>+2</sup> etkisinin incelenmesi) dikkate alınarak granülasyon süresini kısaltmak ve daha kompakt yapıda granüller elde etmek için Ca<sup>+2</sup> konsantrasyonu 100 mg/L olan sentetik atıksuyla çalışılmıştır. Çalışmada amaç kısa sürede, kompakt heterotrofik yani hızlı çoğalan ve karbon giderimini sağlayan bakterilerin dominant olduğu granüller elde etmektir. Diğer setlerden farklı olarak sistemde fosfor akümüle eden mikroorganizmalar ve nitrifikasyon bakterileri gibi yavaş çoğalan bakterilerin tutulması hedeflenmemiştir.

Sistem Paşaköy İleri Atıksu Arıtma Tesisinin geri devir hattından alınan aktif çamur ile işletmeye alınmıştır. 13 günlük aklımasyon periyodu sonrası çöktürme süresi 2 dakikaya düşürülmüştür. Çöktürme süresinin kısaltılması için çamurun çökeltme özelliğinin iyileşmesi beklenmemiştir. Düşen AKM konsantrasyonu ile sistemde açlık periyodunun uzun olması için döngü süresinin 6 saate uzatılması önemlidir. Döngü süresinin 6 saate uzatılmasıyla OLR 1 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün olmuştur. Sisteme yüksek kesme kuvveti uygulanmamıştır. Reaktörde yüzeysel yukarı akış hava hızı 0,35 cm/sn'dir.

#### 4.4.1. Set-4 AKM, UAKM, ÇHİ parametrelerinin incelenmesi

Aklımasyon süresince reaktörde ortalama AKM konsantrasyonu 4000 mg/L ÇHİ 100 ml/g üzerindedir. Bu süreçte sistemde AKM kaybı gözlenmemiştir. Çöktürme süresinin 2 dakikaya indirilmesiyle AKM konsantrasyonu 500 mg/L'nin altına düşmüştür. Sistemde AKM'nin çok düşük olduğu dönemlerde ÇHİ ölçülememiştir. Çöktürme süresi 2 dakikaya indirildikten sonra ilk granüller oluşana kadar geçen dönemde reaktörde çok hızlı biyofilm oluşmuştur. Bu dönemde reaktör haftada iki defa temizlenmiştir. 27. günden itibaren sistemde AKM konsantrasyonu hızlı bir şekilde yükselmiştir (Şekil 4.40). Ancak UAKM/AKM oranı yalnızca karbon gideren bir sistem olmasına rağmen düşüktür (ortalama UAKM/AKM oranı %73). Bunun atıksuyun yüksek  $Ca^{+2}$  konsantrasyonundan kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.40 R3 AKM konsantrasyonunun zamana göre değişimi

#### 4.4.2. Set-4 reaktör performansının incelenmesi

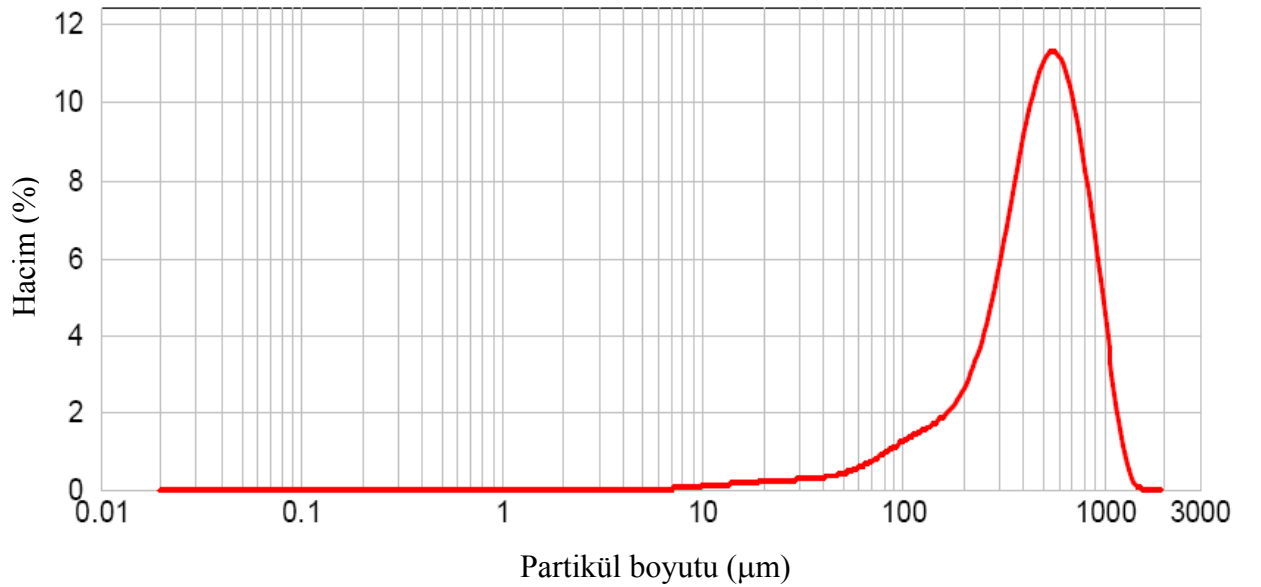
3. gün çıkış suyunda  $NH_3-N$  ve  $PO_4-P$  konsantrasyonları sırasıyla 28,84 ve 10,24 mg/L'dir. Buna göre sistemde N ve P giderimi gerçekleşmemektedir. AKM artışına paralel sistemde KOİ giderim verimi de artmıştır. 27. gün KOİ verimi %81 iken 34. gün %89'a yükselmiştir. KOİ giderim verimi yüksek olmasına rağmen N ve P giderim verimleri düşüktür. N ve P biyolojik çoğalma ile giderilmiştir (C:N:P 100:5:1). Tablo.4.8'de çıkış suyunda ölçülen KOİ,  $NH_3-N$ ,  $PO_4-P$  parametreleri verilmiştir.

Tablo 4.8 R3 çıkış KOİ, NH<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonları

Gün	KOİ (mg/L)	NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	PO <sub>4</sub> -P (mg/L)
28	88,6490	-	-
34	48,0530	48,72	3,08
35	41,2870	49,28	2,96
44	44,67	41,72	2,72

#### 4.4.3. Set-4 partikül boyunun incelenmesi:

22. gün sistemde küçük granüller görülmüştür. Aynı gün yapılan boyut dağılımı analizinde ortalama boyut (D[3,4]) 502 µm bulunmuştur. Şekil 4.41’da partiküllerin hacimce yüzdeleri verilmiştir. Bu günden sonra oluşan granüller hızla büyümüşür. Oluşan granüllerin boyutları Malvern Master Sizer’in ölçüm aralığından (0,2-2 mm) büyük olduğundan, granül boyutu bu cihaz ile ölçülememiştir.

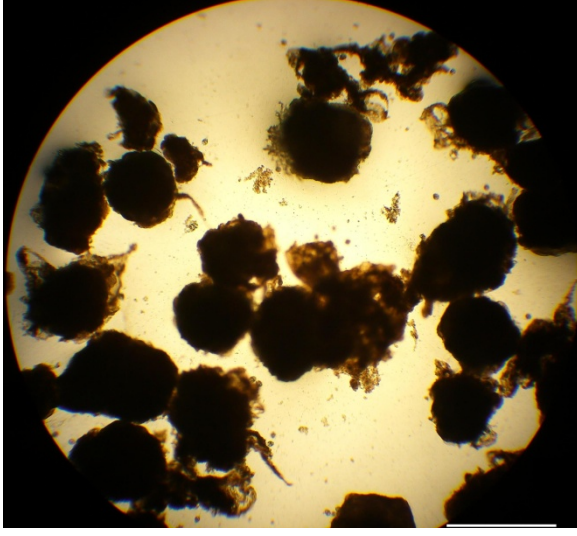


Şekil 4.41 R3 22. gün partiküllerin hacimce dağılım yüzdeleri

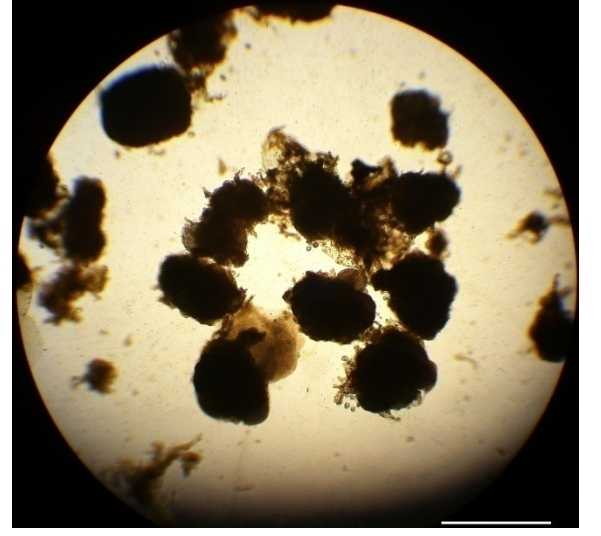
#### 4.4.4. Set-4 ışık mikroskobu ve ESEM görüntüleri

R3'de oluşan granüllerin belirli dönemlerde ışık mikroskobu ve ESEM ile görüntüleri alınmıştır. ESEM ile görüntülenen numuneler Ek-2'de belirtilen prosedür ile fikse edilmiştir.

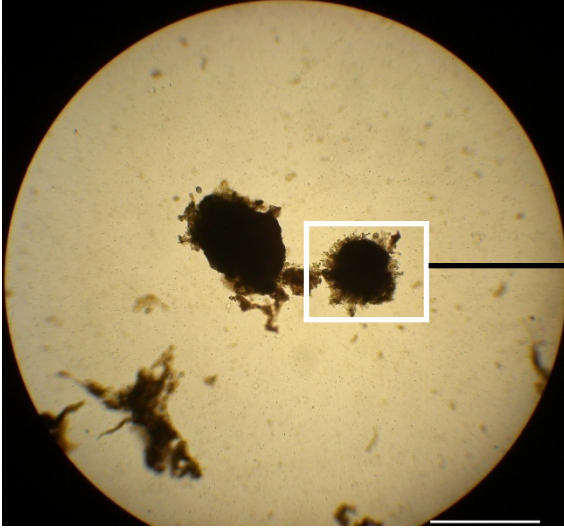
23. günde yapılan mikroskobik gözlem sistemden floküler çamurun tamamen yıkandığını göstermektedir (Şekil 4.42). Oluşan granüllerin çökme özelliği mükemmeldir. Ancak filamentli bir dış yüzeye sahiptir. ESEM görüntüleri de filamentöz yapıyı doğrular niteliktedir. Şekil 4.43'de 24. gün alınan numunenin ESEM görüntüleri verilmiştir. Şekil 4.43 (a)'da tek bir granül görülmektedir. Granül boyutu 200  $\mu\text{m}$ 'dan oldukça büyüktür. Granülün farklı bölgeleri daha yüksek büyütme ile incelendiğinde farklı morfolojik özelliklere sahip bakteriler görülmektedir (Şekil 4.43 (b), (c), (d), (f)). Şekil 4.43 (e)'de granül yapısında protozoonların da mevcut olduğu görülmektedir. Şekil 4.43 (g)'de aynı güne ait farklı bir granül görülmektedir. Granül boyutu yaklaşık 500  $\mu\text{m}$   $\times$  380  $\mu\text{m}$ 'dur. Şekil 4,43 (h), (i), (j)'de granül yüzeyindeki filamentöz çoğalma yakından incelenmiştir.



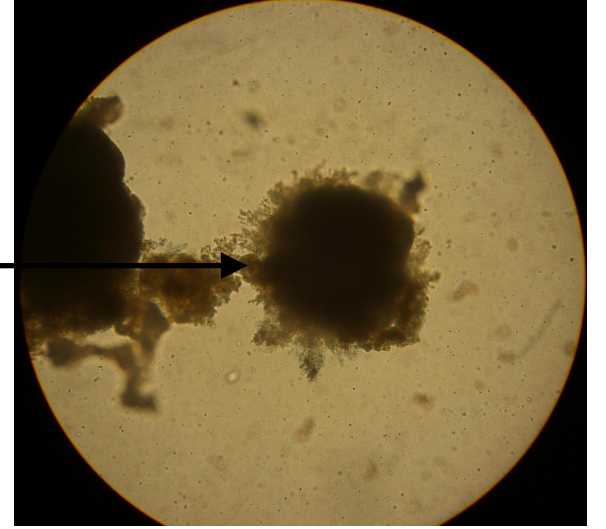
a



b



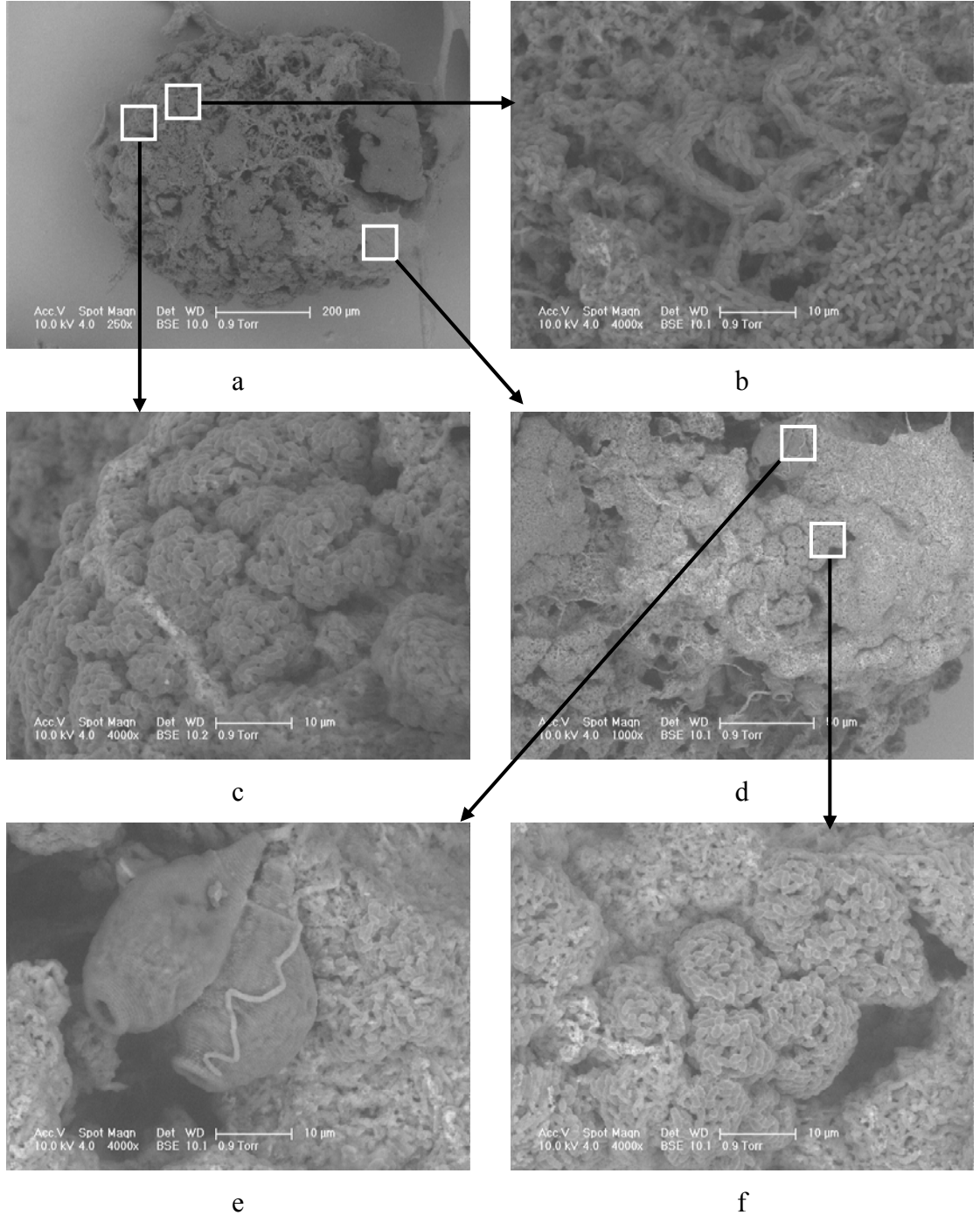
c



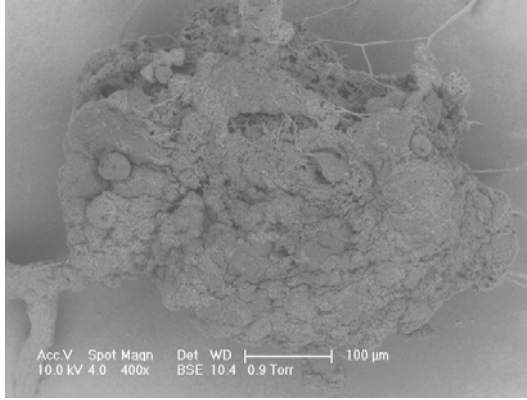
d

Ölçek = 1 mm

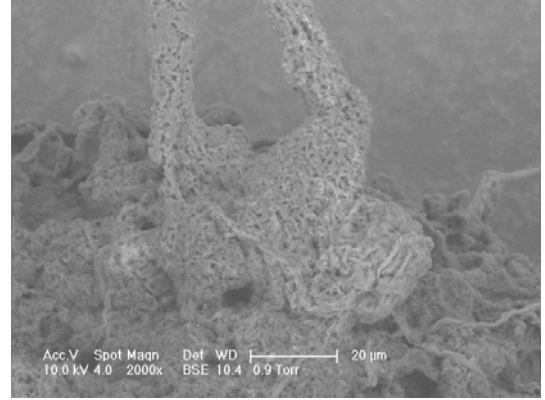
Şekil 4.42 23. gün R3 ışık mikroskobu görüntüleri



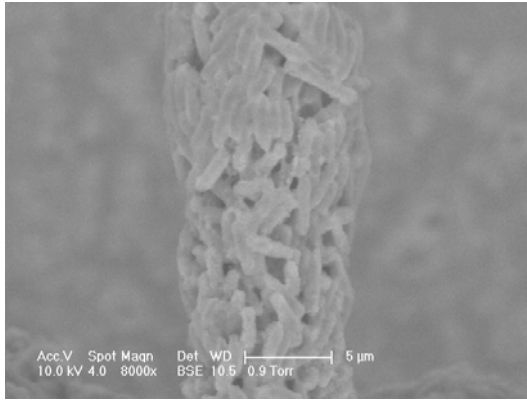
Şekil 4.43 R3 24. gün ESEM görüntüleri



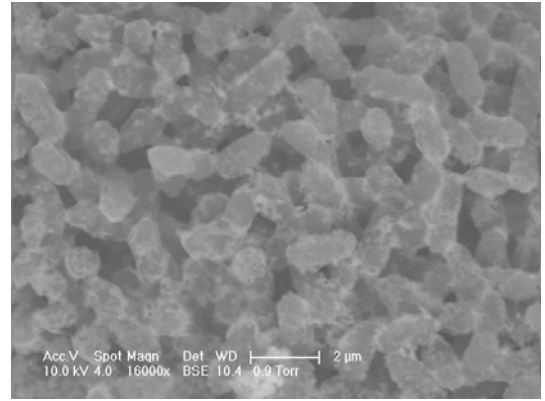
g



h



i



j

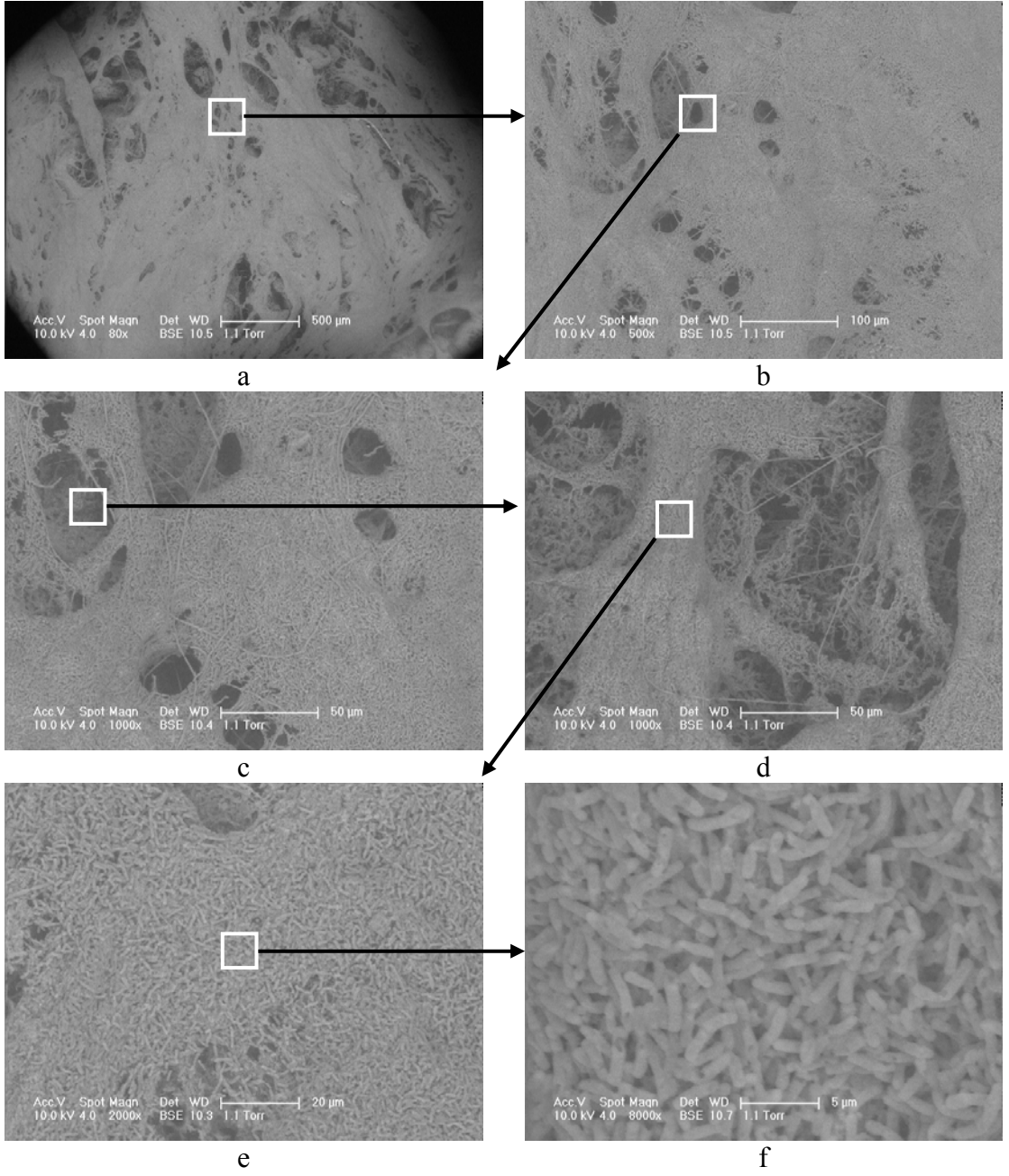
Şekil 4.43 devamı (R3 24. gün ESEM görüntüleri)

27. gün reaktörde filamentli 2 mm'den büyük granüller tespit edilmiştir. 28. ve 29. gün ESEM ile alınan görüntülerde granül büyük olduğundan alana sığmamıştır. Şekil 4.44'de 29. gün reaktörden alınan bir granül, ESEM'e yerleştirilmeden önce, stub üzerinde görülmektedir. Yüksek F/M oranı ve yüzeysel yukarı akış hava hızının düşük olması dolayısıyla kesme kuvvetinin düşük olması granüllerin filamentli yapıya sahip olmasına neden olmuştur. Ayrıca besleme süresinin uzun olması (30 dakika) filamentöz çoğalmayı arttırmıştır. Ek-7'da 35. ve 41. güne ait granül görüntüleri verilmiştir. Bu görüntülerde de granül yüzeyindeki yoğun filamentöz yapılar dikkat çekmektedir. Şekil 4.45'te stub üzerinde görüntülenen granülün (Şekil 4.44) ESEM görüntüleri verilmiştir.



Şekil 4.44 29. gün reaktörden alınan granül görüntüsü (ölçek = 2mm)

Tablo 4.9'da R3'de 29. gün yapılan EDX analizi, R1'de bakterinin yoğun olarak gözlemlendiği bölgede yapılan EDX analizi ile karşılaştırmalı olarak verilmiştir. Tablo 4.7 incelendiğinde, R3'deki C, N, Mg, K değerlerinin R1'de benzer şekilde bakterinin yoğun olduğu bölgede yapılan analiz sonuçlarıyla uyumlu olduğu dikkat çekmektedir. Ancak, R3'de P ve Ca değerleri R1'den oldukça yüksektir. Bu nedenle, R3'te gelişen granüller üzerinde hidroksiapatit ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ), kalsiyumfosfat ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) gibi çökeleklerinin oluşmuş olabileceği düşünülmüştür. Bu çalışmada atıksu  $\text{Ca}^{+2}$  konsantrasyonunun 100 mg/L olması nedeniyle kalsiyum çökeleklerinin oluşumu beklenebilir. Ancak, giriş, besleme sonu ve çıkış kütle dengelerinden fosforun sadece biyolojik çoğalmayla giderildiği görülmektedir. Bununla beraber besleme periyodunun 30 dakika olması nedeniyle fosfor salınımı gerçekleşme ihtimali düşünülmelidir. R3'de Si değeri R1 ile karşılaştırıldığında düşüktür.



Şekil 4.45 R3 26.gün ESEM görüntüleri

Tablo 4.9 R3'ten 29. gün alınan numunede EDX analizi sonuçları

Analiz Bölgesi	C	N	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	K	Ca
Bakteri (R3)	48,06	14,05	27,1	0,62	0,65	0,43	0,57	2,84	0,71	0,7	3,0
(n=3)	(2,7*)	(1,3*)	(1,5*)	(0,10*)	(0,07*)	(0,02*)	(0,06*)	(0,42*)	(0,10*)	(0,08*)	(1,3*)
Bakteri (R1)	52,98	18,57	19,48	1,55	0,61	0,25	4,09	0,84	0,28	0,5	0,78
(n=2)	(1,56*)	(0,01*)	(1,93*)	(0,17*)	(0,19*)	(0,12*)	(0,25*)	(0,1*)	(0,05*)	(0,11*)	(0,06*)

n= numune sayısı

\* standart sapma

## 5.TARTIŞMA VE SONUÇ

Son 20 yılda enerji gereksinimini azaltmak, gerekli deşarj standartlarını sağlayacak daha kompakt sistemlerin yapılmasına olanak tanımak için mükemmel çökme özelliklerine sahip aerobik granüllerin oluşumu ve yapısı incelenmektedir. Bugüne kadar aerobik granülün oluşum mekanizmasıyla, yapısıyla ve stabilitesiyle alakalı pek çok yayın yayımlanmıştır. Ancak aerobik granüllerin oluşum mekanizmasında ve stabilitesinin sürdürülmesindeki bilinmezler pilot ölçekli ve tam ölçekli uygulamaları sınırlamaktadır. Anaerobik granülasyon teknolojisiyle karşılaştırıldığında, 20 yıllık araştırma sonrası aerobik granül ile işletilen pilot ölçekli sistemlerin sayısı oldukça azdır. Pilot ve/veya tam ölçekli uygulamaların arttırılabilmesi için aerobik granül çamurun yapısı daha detaylı incelenmeli ve stabilitelerini arttırmaya yönelik çalışmalar yapılmalıdır. Bu nedenle tez kapsamında farklı işletme koşullarında AKR'lerde aerobik granül çamur elde edilmiş ve yapıları detaylı incelenmiştir.

Aerobik granül çamurun oluşumu 4 set deneysel çalışma ile araştırılmıştır. İlk 2 sette uygun aşu çamuru seçilmiş atıksu kompozisyonu optimize edilmiştir. İlk 2 sette yürütülen deneysel çalışmalar  $Mg^{+2}$  ve  $K^{+}$  konsantrasyonlarının arttırılmasının aşırı biyolojik fosfor giderimini arttırdığını göstermiştir. Literatürde de belirtildiği gibi fosfor anaerobik koşullarda hücre dışına  $Mg^{+2}$  ve  $K^{+}$  ile birlikte taşınmakta, aerobik koşullarda hücre içinde depolanan polifosfat granüllerinin yapısında bulunmaktadır. Yapılan çalışmalar artan  $Mg^{+2}$  konsantrasyonuyla aşırı biyolojik fosfor giderim veriminin arttığını göstermiştir (Schonborn vd., 2001). Set-1 ve Set-2'de Bahçeşehir Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan çamur ile işletmeye alınan reaktörlerde başarılı granülasyon gerçekleşmemiştir. Set-1'de oluşan granüller kötü çökme özelliğine sahip düzensiz yapılardır. Set-1'de granül stabilitesinde önemli olduğu belirtilen yavaş çoğalan mikroorganizmalar sistemde tutulamadığı için aynı tesisten alınan aşu çamuruyla Set-2 kurulmuştur. Ancak yavaş çoğalan bakterilerin sistemde tutulabilmesine rağmen Set-1'e benzer şekilde çökme özelliği çalışma boyunca iyileşmediğinden aşu çamurunun uygun olmadığına karar verilmiştir ve daha sonraki

çalışmalarda Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan çamur ile sistemler işletmeye alınmıştır.

Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan aşı çamuruyla Set-3 ve Set-4 kurulmuştur. Bu iki sette farklı özelliklere sahip granüller geliştirilmiş ve yapıları incelenmiştir. Set-3'te KOİ, NH<sub>3</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P gideren granüller elde edilmiştir. 250 gün süren işletme boyunca OLR'nin, hidrodinamik kesme kuvvetinin, çöktürme süresinin aerobik granülasyona etkisi incelenmiştir. Çalışılan aralıkta OLR'nin (1,2-2,4 kgKOİ/m<sup>3</sup>.gün) aerobik granül çamurun ortalama çapına ve morfolojisine bir etkisi belirlenmemiştir. Hidrodinamik kesme kuvveti yüzeysel hava akış hızı cinsinden 0,78 cm/s'den 1,96 cm/s'ye yükseltiğinde granül boyutunda önemli bir değişikliğe neden olmamasına karşın granül morfolojisini etkilemiştir. Artan kesme kuvvetiyle granüller daha dairesel bir Şekil almış, düzgün bir dış yüzeye sahip olmuşlardır. Yapılan çalışma granüler çamur ile rekabet halinde olan floküler çamurun sistemden yıkanması için en önemli baskının çöktürme süresi olduğu bulunmuştur. Çalışma süresince Set-3'te çöktürme süresi ÇHI'nin iyileşmesine paralel kısaltılmıştır. Buna göre sistemde uygulanan 5, 3 ve 1 dakikalık çöktürme sürelerine karşılık sistemde minimum çökme hızı ((V<sub>s</sub>)<sub>min</sub>) sırasıyla 3,12 m/sa, 5,2 m/sa, 15,6 m/sa'tir. Kullanılan reaktör konfigürasyonu ile 5 dakikalık çöktürme süresi floküler çamurun sistemden tamamen yıkanmasını sağlayamamıştır. Genel kısımlarda 3,8 m/sa'ten düşük minimum çökme hızında floküler çamurun verimli bir Şekilde yıkanmadığı belirtilmiştir. Set-4'te ise çöktürme süresi 2 dakika seçilmiş buna göre (V<sub>s</sub>)<sub>min</sub> 8,1 m/sa hesaplanmıştır. Set-4'te seçilen çöktürme süresiyle floküler biyokütlenin tamamen sistemden yıkanması sağlanmıştır ve sistemde tamamen granüler biyokütle oluşmuştur. Ancak Set-4'te, Set-3'te olduğu gibi KOİ, azot, fosfor giderimi sağlanmamıştır yalnızca KOİ giderilmiştir. Seçilen kısa çöktürme süresiyle azot ve fosfor gideren bakteriler sistemden yıkanmıştır. Set-3 ve Set-4 karşılaştırıldığında, Set-3'te her ne kadar sistem floküler çamurun yıkanmasını sağlayacak uygun çöktürme süresinde işletilmesede ortalama granül boyutu 200 µm'un üzerinde aerobik granüller elde edilmiştir. Bu sonuç yavaş çoğalan fosfor akümüle eden bakterilerin sistemde tutulmasının aerobik granülasyonda önemini göstermektedir. AKR'lerde gerçekleştirilen aerobik granülasyon pekçok işletme parametresiyle ilişkilidir. Ancak bugüne kadar çalışılan bu parametreler arasında çöktürme süresi ve değişim oranının aerobik granülasyonu başlatan esas hidrolük seleksiyon baskıları olarak görev gördükleri

düşünülmektedir (Liu vd., 2005). Tez kapsamında yapılan çalışmalar da uygun olmayan çöktürme sürelerinde sistemden floküler biyokütlenin yıkanmadığını ve granüler biyokütlenin çoğalmasını baskıladığı göstermiştir. Reaktör konfigürasyonuna göre seçilecek en uygun çöktürme süresi minimum çökeltme hızı ( $(V_s)_{min}$ ) hesaplanarak bulunmalıdır.

Set-3'te ayrıca  $Ca^{+2}$ 'un granülasyona etkisinin incelenmesi için reaktör muhtevası ikiye ayrılarak iki reaktör işletilmiş bunlardan birinde  $Ca^{+2}$  konsantrasyonu sabit tutulmuş (9 mg/L) (R1) diğesinde 100 mg/L'ye ayarlanmıştır (R2). Yapılan çalışmada partikül boyutu ölçümleri  $Ca^{+2}$ 'un granül ortalama çapına pozitif etkisinin bulunduğunu göstermektedir. R1'de  $d(0,9)$  ortalama 570  $\mu m$  iken R2'de bu değer 700  $\mu m$  ölçülmüştür. İki reaktörde de oluşan granüllerin morfolojileri benzerdir ancak ESEM ile R2'de gelişen granüllerin daha büyük olduğu gözlenmiştir (Ek-6). AKM konsantrasyonu R2'de ortalama 7000 mg/L'ye ulaşırken R1'de bu değer 6000 mg/L ölçülmüştür yani artan  $Ca^{+2}$  konsantrasyonu biyolojik çoğalmayı da arttırmaktadır. Seçilen çöktürme süresi (5 dakika) uygun olmadığından her iki reaktörde de floküler çamur sistemden etkili bir şekilde yıkanmamıştır. Ancak çöktürme süresi 1 dakikaya düşürüldüğünde 4 gün içerisinde ortalama çapı 2 mm'den büyük granüller oluşmuştur. Öte yandan R1'de granül oluşumu gözlenmemiştir. Bu sonuç  $Ca^{+2}$ 'un granülasyon sürecini kısalttığını göstermektedir. İlerki çalışmalarda  $Ca^{+2}$  etkisi geniş bir aralıkta sık noktalarda incelenmelidir.

Aerobik granüler çamur yapısında heterotrofik mikroorganizmaları yani KOİ giderimi sağlayan mikroorganizmaları, nitrifikasyon bakterilerini, denitrifikasyon bakterilerini ve fosfor akümüle eden organizmaları barındırabilmektedir. Başka bir deyişle karbon, azot ve fosfor giderimini gerçekleştirebilmektedir. Set-3'te KOİ, azot ve fosfor giderimi sağlanmıştır. Reaktörün bağlı olduğu, pH'ın sürekli takip edildiği, PLC kontrollü bir sistem ile azot gideriminin kontrol edilebileceği gösterilmiştir.

Aerobik granüllerin görüntülemesinde literatürde kullanımı yaygın olmayan ancak taramalı elektron mikroskobuna üstünlükleriyle dikkat çeken ESEM kullanılmıştır. Islak numune ile çalışmaya imkan tanınması ve kurutma, kaplama gibi ön işlemlere ihtiyaç duymaması ESEM'in avantajları arasında sıralanabilir. Yapılan çalışmada hem ıslak

numune ile hem de basit bir fiksasyon prosedürü sonrası görüntü alınmıştır. Uygulanan fiksasyon prosedürü ıslak numune ile karşılaştırıldığında granül yapısındaki mikroorganizmaların daha net görüntülenmesine imkan tanımıştır. Ayrıca EPS yapısını korumuştur. Ancak uygulanan fiksatif granülün elemental kompozisyonunu değiştirebileceğinden numunelerin doğal koşullarda incelenmesi önerilir.

Yapılan çalışma ile mükemmel çökme özelliğine sahip ( $\text{CHI} \leq 30 \text{ mL/g}$ ) aerobik granül çamur ile nutrient giderimi sağlanmıştır. Floküler çamurun etkili olarak yıkanmadığı sistemde yavaş çoğalan mikroorganizmaların çoğaltılmasıyla ortalama çapı  $200 \mu\text{m}$ 'dan büyük aerobik granüller elde edilerek yavaş çoğalan mikroorganizmaların önemi gösterilmiştir. Aerobik granülasyonda en önemli seleksiyon baskısının sistemden floküler biyokütlenin yıkanmasını sağlayacak uygun çöktürme süresi olduğu bulunmuştur. Uygulanması gereken çöktürme süresi reaktör konfigürasyonuna göre  $(V_s)_{\text{min}}$  ile hesaplanmalıdır. İleriki çalışmalarda granüllerin stabilitesine etki eden farklı parametrelerin incelenmesi ve prosesin pilot ölçekli ve tam ölçekli uygulamalarının artırılması önerilebilir.

## KAYNAKLAR

- ADAV, S.S., LEE, D.J., 2008, Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure, *Journal of hazardous materials*, 154 (1-3), 1120-1126.
- ADAV, S.S., LEE, D.J., SHOW, K.Y., TAY, J.H., 2008, Aerobic granular sludge: recent advances, *Biotechnology Advances*, 26 (5), 411-423.
- AMANN, R.L., LUDWIG, W., SCHLEIFER, K.H., 1995, Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation, *Microbiological Reviews*, 59 (1), 143-169.
- APHA, 1995, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- BAETENS, D., VANROLLEGHEM, P.A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HOSTEN, L.H., 1999, Temperature effects in bio-P removal, *Water Science and Technology*, 39 (1), 215-225.
- BARAT, R., MONTOYA, T., SECO, A., FERRER, J., 2005, The role of potassium, magnesium and calcium in the enhanced biological phosphorus removal treatment plants, *Environmental technology*, 26 (9), 983-992.
- BEUN, J.J., HENDRIKS, A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., MORGENROTH, E., WILDERER, P.A., HEIJNEN, J.J., 1999, Aerobic granulation in sequencing batch reactor, *Water research*, 33 (10), 2283-2290.
- BEUN, J.J., VAN LOOSDRECHT M.C.M., HEIJNEN, J.J., 2001, N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, 75 (1), 82-92.
- BOSSIER, P., VERSTRAETE, W., 1996, Triggers for microbial aggregation in activated sludge?, *Applied Microbiology Biotechnology*, 45 (1-2), 1-6.
- BUCHAN L., 1980, The location and nature of accumulated phosphorus in activated sludge. D.Sc. (Agric.) Thesis, University of Pretoria, Pretoria, South Africa.

- BUCHAN, L., 1983, Possible biological mechanism of phosphorus removal, *Water Science Technology*, 15, 87-103.
- CHEN, M.Y., LEE, D.J., TAY, J.H., 2007, Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules, *Applied microbiology biotechnology*, 73 (6), 1463-1469.
- CHIESA, S.C., IRVINE, R.L., 1985, Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis, *Water research*, 19 (4), 471-479.
- CLOETE, T. E., OOSTHUIZEN, D. J., 2001, The role of extracellular exopolymers in the removal of phosphorus from activated sludge, *Water Research*, 35 (15), 3595-3598.
- COMTE, S., GUÏBAUD, G., BAUDU, M., 2006, Relations between extraction protocols for activated sludge extracellular polymeric substances (EPS) and EPS complexation properties : Part I. Comparison of the efficiency of eight EPS extraction methods, *Enzyme and microbial technology*, 38 (1-2), 237-245.
- DE BRUIN, L.M.M., DE KREUK, M.K., VAN DER ROEST, H.F.R., UIJTERLINDE, C., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2004, Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge, *Water Science and Technology*, 49 (11-12), 1-7.
- DE HAAS, D., WENTZEL, M.C., EKAMA, G.A., 2000, The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal part 2: method development for fractionation of phosphate compounds in activated sludge, *Water SA*, 26, (4), 453-465.
- DE KREUK, M.K., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2004, Selection of slow growing microorganisms as a means for improving aerobic granular sludge stability, *Water Science and Technology*, 49 (11-12), 9-17.
- DE KREUK, M.K., PRONK, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2005, Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures, *Water research*, 39 (18), 4476-4484.
- DE KREUK, M.K., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2006, Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage, *Journal of Environmental Engineering*, 132 ( 6), 694-697.
- DE KREUK, M.K., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2007, Aerobic granular sludge – state of art, *Water science and technology*, 55 (8-9), 75-81.
- DELT UNIVERSITY, 2004, [http://www.tudelft.nl/live/binaries/c771163c-7b88-476a-837d-ecb4a85bd1bb/doc/EBT\\_highlightGSBR.pdf](http://www.tudelft.nl/live/binaries/c771163c-7b88-476a-837d-ecb4a85bd1bb/doc/EBT_highlightGSBR.pdf) (03 Haziran 2009)  
downloads/esem.pdf (11 Kasım 2009)

- DUBOIS M., GILLES K. A., HAMILTON J. K., REBERS P. A., Smith F., 1956, Colorimetric Method for the Determination of sugar and related substances, *Analytical Chemistry*, 28, 350-356.
- DÜLEKGÜRGEN, E., 2006, *Hidrolik-ve/veya metabolik-seçme baskıları etkisiyle aerobik granülasyon oluşumu ve biyolojik aşırı fosfor giderimindeki (BAFG) uygulamaları*, Tez (Doktora), İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- ETTERER, T.J., 2006, Formation, structure and function of aerobic granular sludge, Thesis (PhD), Technische Universität München.
- FANG, H.H.P., LIU, H., ZHANG, T., 2002, Characterization of a hydrogen producing granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, 78 (1), 44–52.
- FRIJTERS, C.T.M.J., EIKELBOOM, D.H., MULDER, A., MULDER, R., 1997, Treatment of municipal wastewater in a circos (R) airlift reactor with integrated denitrification, *Water Science and Technology*, 36 (1), 173–181.
- FROLUND, B., PALMGREN, R., KEIDING, K., NIELSEN, P.H., 1996, Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin, *Water research*, 30 (8), 1749-1758.
- FUKUZAKI, S., NISHIO, N., NAGAI, S., 1995, High rate performance and characterisation of granular methanogenic sludges in upflow anaerobic sludge blanket reactors fed with various defined substrates, *Journal of fermentation and bioengineering*, 79 (4), 354–359
- GIOKAS, D.L., DAIGGER, G.T., SPERLING, M., KIM, Y., PARASKEVAS, P.A., 2003, Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index used a unified settling characteristics database, *Water research*, 37 (16), 3821-3836.
- GRAY, N.F., 2004, *Biology of wastewater treatment*, Imperial college press, Singapore, 1-86094-328-4.
- IVANOV, V., TAY, S.T.L., LIU, Q.S., WANG, X.H., WANG, Z.W., TAY, JH., 2005, Formation and structure of granulated microbial aggregates used in aerobic wastewater treatment, *Water Science Technology*, 52 (7), 13-19.
- İLERİ, R., 2000, *Çevre Biyoteknolojisi*, Değişim yayınları, Adapazarı.
- İNCE, O., 1989, *Biyofilm teorisi ve pratiği*, Yüksek Lisans Tezi, İTÜ, 1-3.

- JIANG, H.L., TAY, J.H., LIU, Y., TAY, S.T.L., 2003, Ca<sup>++</sup> augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors, *Biotechnology Letters*, 25 (2), 95–99.
- JIANLONG, W., LINLIN, H., XIANGHUA, W., YI, Q., 2005, The formation of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules, *Process biochemistry*, 40 (1), 5-11.
- KIRK, S.E., SKEPPER, J.N., DONALD, A.M., 2009, Application of environmental scanning electron microscopy to determine biological surface structure, *Journal of Microscopy*, 233 (2) 205-224.
- KISHIDA, N., TSUNEDA, S., SAKAKIBARA, Y., KIM, J.H., SUDO, R., 2008, Real-time control strategy for simultaneous nitrogen and phosphorus removal using aerobic granular sludge, *Water science and technology*, 58 (2), 445-450.
- KONG, Y., LIU, Y.Q., TAY, J.H., WONG, F.S., ZHU, J., 2009, Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios, *Enzyme and microbial technology*, 45 (5) , 379-383.
- KUMAR, P., MEHROTRA, I., VIRARAGHAVAN, T., 1996, Biological phosphorus removal: effect of low temperature, *Journal of Cold Regions Engineering*, 10 (2), 63–76.
- LEMAIRE, R., WEBB, R.I., YUAN, Z., 2008. Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater, *The ISME Journal*, 2 (5), 528-541.
- LI, Z.H., KUBA, T., KUSUDA, T., WANG, X.C., 2007, Effect of rotifers on the stability of aerobic granules, *Environmental technology*, 28 (2), 235-242.
- LI, Y., LIU, Y., XU, H., 2008, Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR?, *Bioresource technology*, 99(16), 7672-7677.
- LI, X.M., LIU, Q.Q., YANG, Q., GUO, L., ZENG, G.M., HU, J.M., ZHENG, W., 2009, Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg<sup>2+</sup> augmentation, *Bioresource technology*, 100 (1), 64-67.
- LIU, H., FANG, H.H.P., 2002, Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges, *Journal of biotechnology*, 95 (3), 249-256.
- LIU, Q.S., LIU, Y., TAY, J.H., 2002, Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors, *Environmental technology*, 23 (8), 931-936.

- LIU, Y., TAY, J.H., 2002, The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge, *Water Research*, 36 (7), 1653–1665.
- LIU, Y., YANG, S.F., TAN, S.F., TAY, J.H., 2002, Aerobic granules: a novel zinc biosorbent, *Letters in Applied Microbiology*, 35 (6), 548-551.
- LIU, Y., LIN, Y.M., YANG, S.F., TAY, J.H., 2003, A balanced model for biofilms developed at different growth and detachment forces, *Process Biochemistry*, 38 (12), 1761-1765.
- LIU, Y., YANG, S.F., XU, H., WOON, K.H., LIN, Y.M., TAY, J.H., 2003, Biosorption kinetics of cadmium (II) on aerobic granular sludge, *Process Biochemistry*, 38 (7), 995-999.
- LIU, Y.Q., LIU, Y., TAY, J.H., 2004, The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules, *Applied microbiology biotechnology*, 65 (2), 143-148.
- LIU, Y., LIN, Y.M., TAY, J.H., 2005, The elemental compositions of P-accumulating microbial granules developed in sequencing batch reactors. *Process Biochem.* 40 (10), 3258-3262.
- LIU, Y., LIU, Q.S., 2005, Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors, *Biotechnology advances*, 24 (1), 115-127.
- LIU, Y., WANG, Z.W., LIU, Y.Q., QIN, L., TAY, J.H., 2005, A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge, *Biotechnology progress*, 21 (2), 621-626.
- LIU, Y., WANG, Z.W., QIN, L., LIU, Y.Q., TAY, J.H., 2005, Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor, *Applied microbiology biotechnology*, 67 (1), 26-32.
- LIU, Y., WANG, Z.W., TAY, J.H., 2005, A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors, *Biotechnology advances*, 23 (5), 335-344.
- LIU, Y.Q., TAY, J.H., 2007, Influence of the starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors, *Bioresource technology*, 99 (5), 980-985.
- LOWRY O.H., ROSEBROUGH N.J., FARR A.L., RANDALL R.J., 1951, Protein Measurement with Folin Fenol Reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, 193, 265-275.

- MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L., HAUSNER, M., WILDERER, P.A., 2005, Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge, *71* (2), 1051-1057.
- MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L., HAUSNER, M., WILDERER, P.A., 2005, Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge, *Applied and Environmental Microbiology*, *71* (2), 1051–1057.
- MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L., WILDERER, P.A., 2004, The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure, *Water science and technology*, *49* (11-12), 19-25.
- METCALF & EDDY, Inc., 2003, *Wastewater engineering treatment and reuse*, McGraw Hill, Singapore, 007-124140-X.
- MORGENROTH, E., SHERDEN, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJEN, J.J., WILDERER, P.A., 1997, Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor, *Water research*, *31* (12), 3191-3194.
- MOY, B.Y.P., TAY, J.H., TOH, S.K., LIU, Y., TAY, S.T.L., 2002, High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules, *Letters in Applied Microbiology*, *34* (6), 407-412.
- ÖZER, M., ORHAN, M., 2007, Lazer kırınım yöntemiyle zeminlerin tane büyüklüğü dağılımının belirlenmesi: genel ilkeler ve örnek hazırlama yöntemi, *Gazi Üni. Müh. Mim. Fak. Der.*, *22* (2), 217-226.
- PAN, S., 2003, *Inoculation of microbial granular sludge under aerobic conditions*, Thesis (PhD), Nanyang Technological University, Singapore.
- QIN, L., TAY, J.H., LIU, Y., 2004, Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors, *Process Biochemistry*, *39* (5), 579-584.
- REN, T.T., LIU, L., SHENG, G.P., LIU, X.W., YU, H.Q., ZHANG, M.C., ZHU, J.R., 2008, Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity, *Water Research*, *42* (13), 3343-3352.
- SAMSUNLU, A., 2006, *Atıksuların Arıtılması*, Birsen yayınevi, İstanbul.
- SANIN, D., VESILIND, P.A., 2000, Bioflocculation of activated sludge: the role of calcium ions and extracellular polymers, *Environmental technology*, *21* (12), 1405-1412.
- SCHONBORN, C., BAUER H.D., ROSKE, I., 2001, Stability of enhanced biological phosphorus removal and composition of polyphosphate granules, *Water research*, *35* (13), 3190-3196.

- SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P.A., 2004, Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter, *Water science and technology*, 49 (11), 41-46.
- SMOLDERS, G.J.F., VANDERMEIJ, J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J., 1994, Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process, *Biotechnology and Bioengineering*, 44 (7), 837-848.
- TAY, J.H., LIU, Q.S., LIU, Y., 2001, The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules, *Applied Microbiology Biotechnology*, 57 (1-2), 227-233.
- TAY, J.H., LIU, Q.S., LIU, Y., 2004, The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor, *Water science and technology*, 49 (11-12), 35-40.
- TAY, J.H., LIU, Y., 2001, Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor, *Journal of applied microbiology*, 91 (1), 168-175.
- TAY, J.H., LIU, Y., 2004, State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology advances*, 22 (7), 533-563.
- TAY, J.H., YANG, S.F., LIU, Y., Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors, *Applied microbiology biotechnology*, 59 (2-3), 332-337.
- TÜRKİYE İSTATİSTİK KURUMU, 2006, Belediye Atıksu Temel Göstergeleri, 1994-2006, [http://www.tuik.gov.tr/PreIstatistikTablo.do?istab\\_id=491](http://www.tuik.gov.tr/PreIstatistikTablo.do?istab_id=491) (18Aralık 2009)
- UNIVERSITY OF CALIFORNIA MERCED, 2007, <http://imf.ucmerced.edu/>
- WANG, Z.W. LIU, Y.L., TAY, J.H., 2005, Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules, *Applied microbiology biotechnology*, 69 (4), 469-473.
- YANG, S.F., LIU, Q.S., TAY, J.H., LIU, Y., 2004, Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors, *Letters in Applied Microbiology*, 38 (2), 106-112.
- YANG, S.F., LIU, Y., TAY, J.H., 2003, A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater, *Journal of Biotechnology*, 106 (1), 77-86.
- YANG, S.F., TAY, J.H., LIU, Y., 2004, Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules, *Biochemical engineering journal*, 17 (1), 41-48.

- YAO, L., YE, Z.F., WANG, Z.Y., NI, J.R., 2008, Characteristics of Pb<sup>2+</sup> biosorption with aerobic granular biomass, *Chinese Science Bulletin*, 53 (6),948-953.
- YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ, 2002, Su-atıksu yönetimi ve ülkemizdeki sorunlar, <http://www.yildiz.edu.tr/~kanat/suatiksu.htm> (15 Aralık 2009)
- YILMAZ, G., LEMAIRE, R., KELLER, J., YUAN, Z., 2008, Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, 100 (3),529-541.
- YU, H.Q., NI, B.J., XIE, W.M., LIU, S.G., WANG, Y.Z., WANG, G., DAI, X.L., 2009, Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater, *Water research*, 43 (3), 751-761.
- ZHANG, L. L., CHEN, J. M., FANG, F., 2008, Biodegradation of methyl t-butyl ether by aerobic granules under a cosubstrate condition, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 78 (3), 543-550.
- ZHENG, Y.M., YU, H.Q., 2007, Determination of the pore size distribution and porosity of aerobic granules using size-exclusion chromatography, *Water Research*, 41 (1), 39-46.
- ZHU, J., WILDERER, P.A., 2003, Effect of extended idle conditions on the structure and activity of granular activated sludge, *Water Research*, 37 (9), 2013-2018.

## **EKLER**

### **Ek-1**

#### **Poli- $\beta$ -hidroksialkanoat (PHA) boyaması:**

Boyalar:

Solusyon 1: Sudan Black B, 0,3% w/v, %60 etanolde

Solusyon 2: Safranin O, 0,5% w/v, destile suda

Prosedür:

Lam üzerine numune ince bir tabaka halinde dağıtılır ve kuruması beklenir.

10 dakika solusyon 1 ile boyanır, 10 dakika boyunca kurursa boya ilave edilir.

1 saniye suyla yıkanır.

10 saniye solusyon 2 ile boyanır, iyice su ile yıkanır ve preparat kurutulur.

Preparat üzerine 1 damla immersiyon yağı damlatılarak ışık mikroskopunda 100lük objektif kullanılarak incelenir. Hücre içi PHA granülleri mavi-siyah granüller olarak görülecektir, sitoplazma pembe veya boş görülecektir.

### **Ek-2**

#### **ESEM fiksasyon prosedürü:**

1 ml numuneye 1 ml %3'lük glutaraldehid (cacodylate tamponda) eklenir. 1 gece +4°C'de bekletilir. Ertesi gün çöken çamur hareket ettirilmeden üst faz pastör pipet ile toplanarak atılır. Çöken çamur üzerine 1 ml cacodylate tampon eklenir ve analiz süresine kadar +4°C'de saklanır. Tampon içinde bekletilen numune direk olarak ESEM'e yerleştirilir, görüntü alınır.

**Ek-3**

**Stok BSA çözeltisi 2 mg/mL konsantrasyonda hazırlanır. Protein konsantrasyonu tayininde kullanılan standartların hazırlanması ve yapılan seyreltmeler.**

<b>Protein Konsantrasyonu (<math>\mu\text{g/ml}</math>)</b>	<b>Stok çözelti (<math>\mu\text{L}</math>)</b>	<b>Destile su (<math>\mu\text{L}</math>)</b>
0	0	500
10	2,5	498
20	5	495
50	12,5	488
100	25	475
200	50	450
500	125	375
1000	250	250

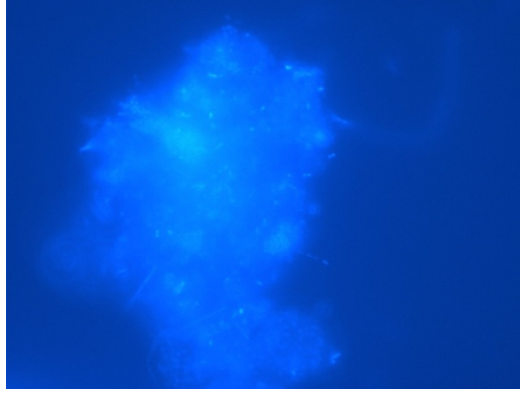
**Ek-4**

**Karbonhidrat konsantrasyonu tayininde stok çözeltinin hazırlanması ve yapılan seyreltmeler**

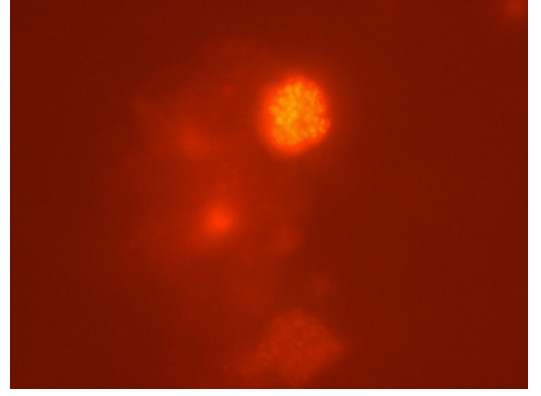
Stok çözelti hazırlamak için 0,25 g alginat tartılır ve hacim saf su ile 250 ml'ye tamamlanır.

<b>Karbonhidrat Konsantrasyonu (<math>\mu\text{g}/2\text{ml}</math>)</b>	<b>Stok çözelti (<math>\mu\text{L}</math>)</b>
10	0,5/100 ml
20	1/100 ml
30	1.5/100 ml
40	2/100 ml
50	2,5/100 ml
60	3/100 ml
70	3,5/100 ml
80	4/100 ml

Ek-5

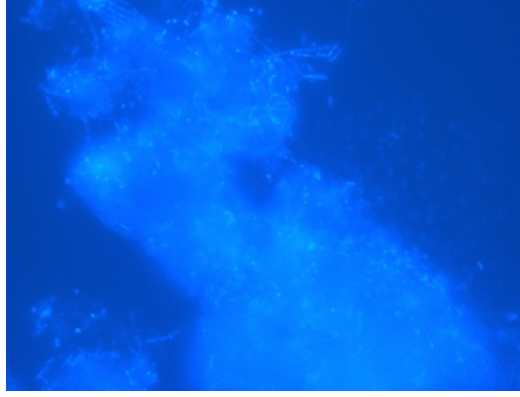


a

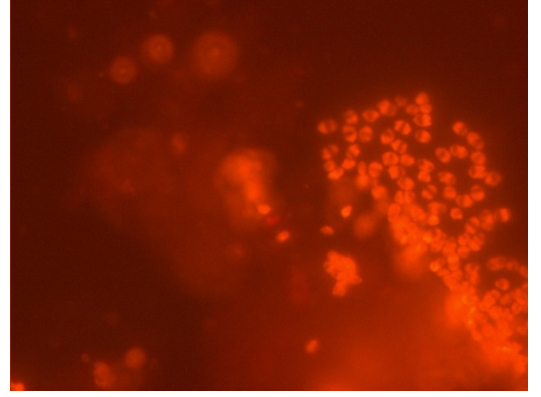


b

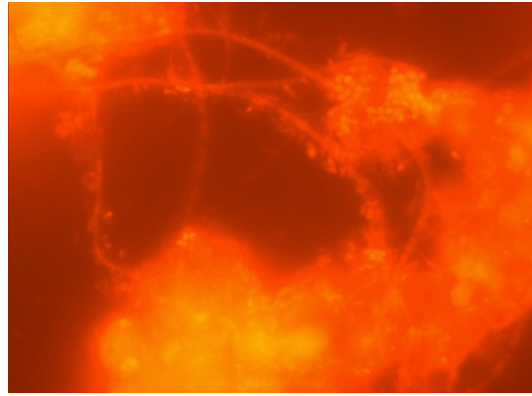
Aşı Çamuru



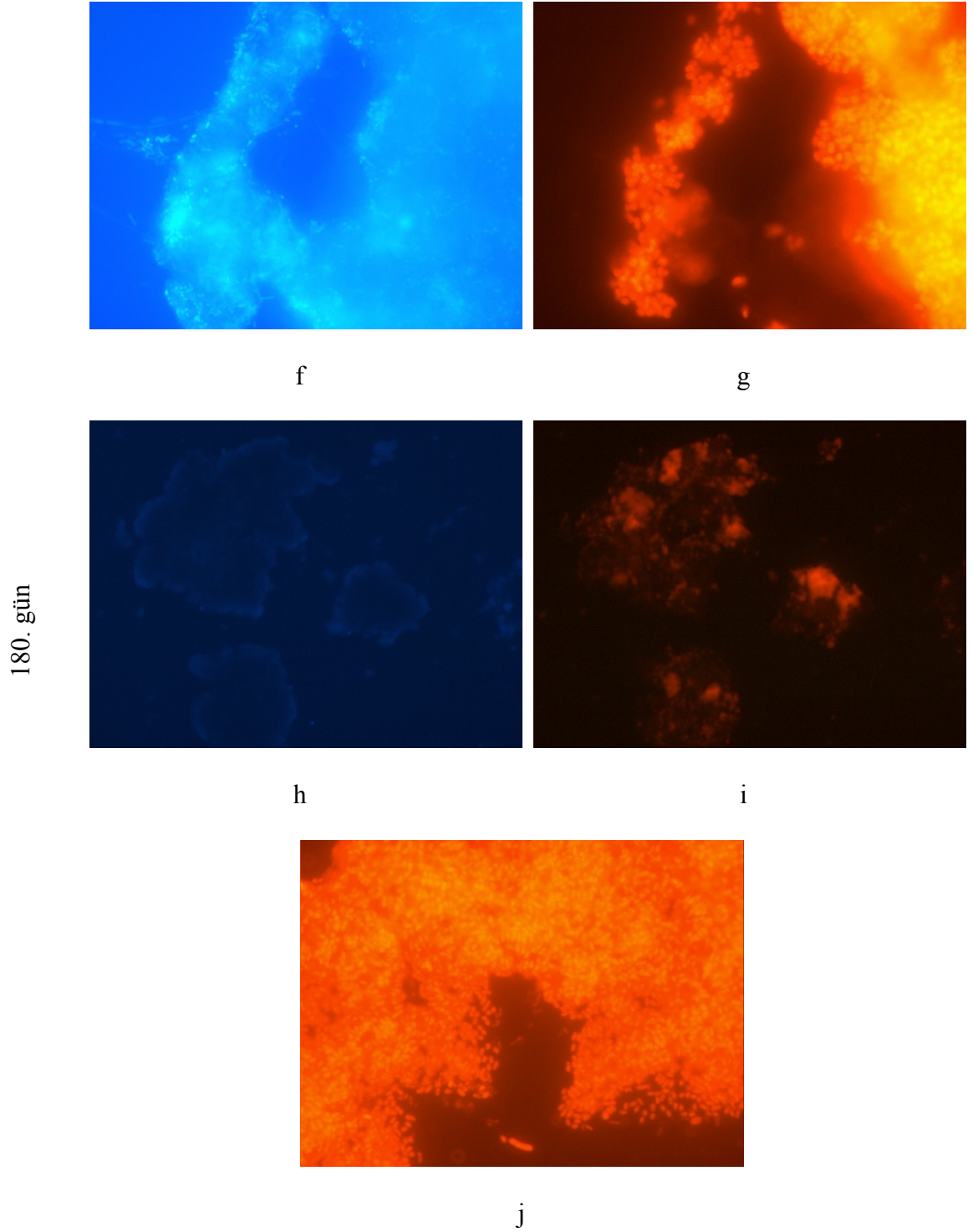
c



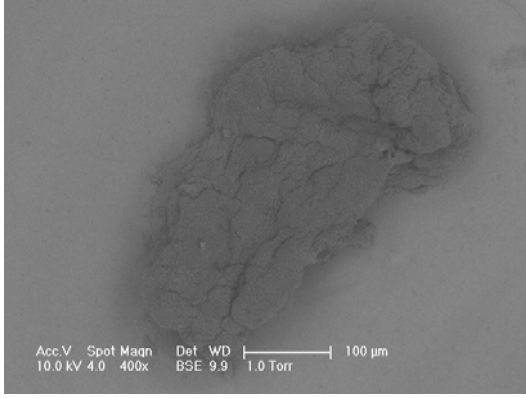
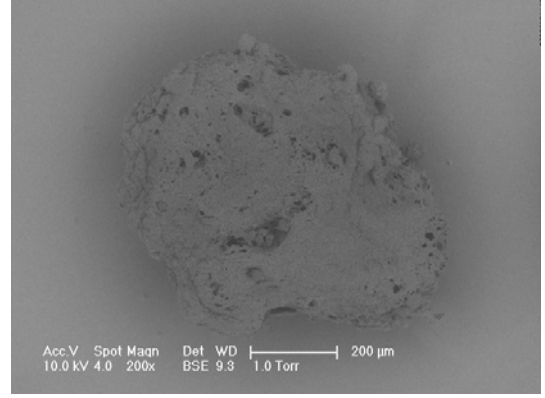
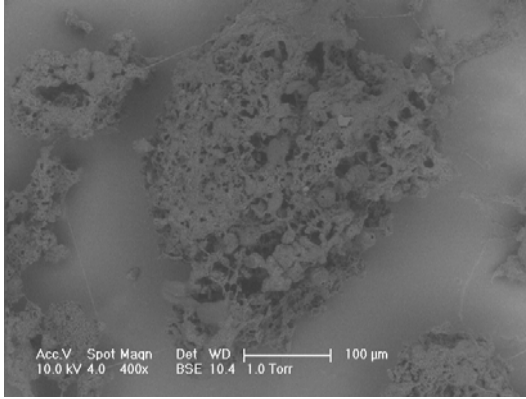
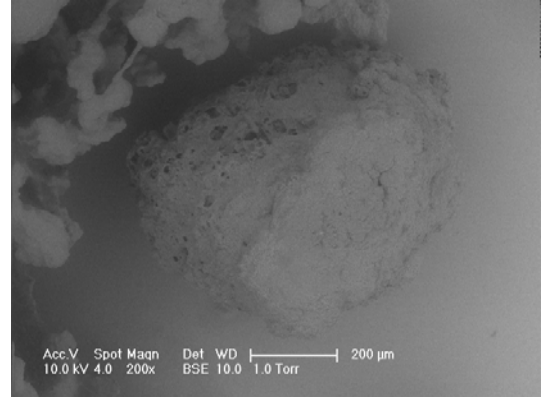
d



e



FISH ve DAPI boyama sonuçları [h, i hariç (40x büyütme) tümü 1000x büyütme] (a, c) aşı çamurunun DAPI boyaması (b, d) Cy-3 işaretli PAO462, PAO651 ve PAO846 probleleriyle hibridize olmuş aşı çamuru (e) Cy-3 işaretli EUBmix probuya hibridize olmuş aşı çamuru (f, h) 180. gün alınan numunenin DAPI boyaması (g, i) 180. gün alınan numune Cy-3 işaretli PAO462, PAO651 ve PAO846 probleleriyle hibridize olmuş (j) 180. gün alınan numune Cy-3 işaretli EUBmix probuyla hibridize olmuş

**Ek-6****Ca+2 etkisinin incelendiği çalışmaya ait ESEM görüntüleri****R1 146. gün (461μm×215μm)****R2 146. gün (750μm×650μm)****R1 174. gün (289μm×423μm)****R2 174. gün (774μm×673μm)**

Ek-7



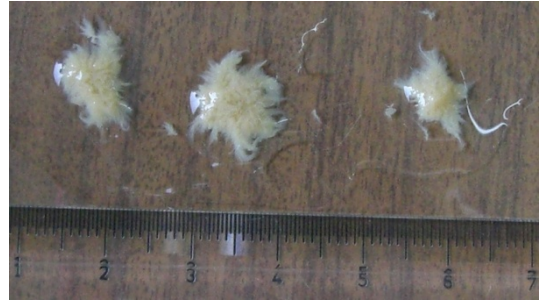
35. gün R3



35. gün R3



41. gün R3



41. gün R3

## ÖZGEÇMİŞ

Karin ALEKSANYAN MAĞDEN 1985 yılında İstanbul'da doğdu. Orta öğrenimini Özel Getronagan Ermeni Lisesi'nde 2002 yılında tamamladı. Aynı yıl İstanbul Üniversitesi Biyoloji Bölümünü kazandı. Lisans eğitimi boyunca Acıbadem Labmed Mikrobiyoloji Laboratuvarında, Novartis Kalite Güvence Departmanı Mikrobiyoloji Kontrol Laboratuvarında, Biyofarma Kalite Güvence Departmanı Mikrobiyoloji Kontrol Laboratuvarında ve Salubris Biyoteknoloji Ürünleri A.Ş.'de staj yaptı. 2006 yılında tamamladığı lisans eğitimi sonrası aynı yıl İstanbul Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde yüksek lisans eğitimine başladı. 1 sene bilimsel hazırlık eğitimi aldı. 2007 Kasım'ından itibaren Y. Doç. Dr. Gülsüm YILMAZ'ın yürütücüsü olduğu TÜBİTAK 107Y137 nolu projede bursiyer araştırmacı olarak çalışmaktadır. Yüksek Lisans eğitiminde "Biyoteknolojide FISH uygulamaları" ve "Biyoteknolojide PCR-DGGE uygulamaları" eğitim seminerlerine katılmıştır. Ayrıca 2009'a (International Workshop on Urbanisation, Land Use, Land Degradation and Environment) "Structure of aerobic granular sludge" başlıklı poster sunumuyla katılmıştır.

e-mail: karin@alinweb.com