



**Ardışık Kesikli Reaktörlerde Aerobik Granül Üretimi ve Azot Gideriminde Kullanımının
Araştırılması**

Proje No: 111Y176

Yrd. Doç. Dr. Tuba Hande Ergüder
Yusuf Çağatay Erşan
İrem Kocatürk

OCAK 2013
ANKARA

ÖNSÖZ

Aerobik granülasyon teknolojisi, askıda kültürün kullanıldığı konvansiyonel biyolojik arıtma teknolojilerine kıyasla, birçok avantaja sahiptir. Bu sebeple, azot, karbon ve fosforun aerobik granüllerle gideriminin araştırıldığı çalışmalar son yıllarda ivme kazanmıştır. Fakat çalışmaların büyük birçoğu laboratuvar ölçekli çalışmalardır. Dolayısıyla, aerobik granülasyon teknolojisinin endüstriyel boyutta uygulamasının geliştirilebilmesi için birçok bilinmeyen parametrenin etkilerinin araştırılmasına devam edilmektedir.

TÜBİTAK, Çevre, Atmosfer, Yer ve Deniz Bilimleri Araştırma Grubu tarafından desteklenen bu projede, ardışık kesikli reaktörlerde askıda aşı çamurundan aerobik granül üretimi ve geliştirilen granüllerle KOİ ve azot gideriminin araştırılması hedeflenmiştir. Bu amaçla, farklı aşı çamuru tipinin ve anoksik - aerobik periyot sıralama farkının granül oluşumuna etkisi; ve geliştirilen granüllerle sentetik ve orijinal atıksudan KOİ-azot giderimi, arıtımı sağlanabilen KOİ ve toplam amonyum azotu (TAN) derişimleri, oranları (KOİ/TAN), KOİ ve N yükleme hızları ve granüler yapıya etkisi araştırılmıştır. Bu proje ile hem ilgili literatürün hem de ülkemizin biyogranülasyon alanında kapasite ve bilgi birikiminin geliştirilmesi de hedeflenmiştir.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ	2
İÇİNDEKİLER	3
TABLO LİSTESİ	4
ŞEKİL LİSTESİ	5
ÖZET	7
ABSTRACT	8
1. GİRİŞ	9
2. GENEL BİLGİLER	12
2.1. Granülasyon	12
2.2. Aerobik granüllerin üretimini etkileyen faktörler	12
2.3. Biyolojik azot giderimi	15
2.4. Aerobik granüler çamurla azot giderimi	16
3. MATERYAL VE METOD	19
3.1. Aşı Çamuru	19
3.2. Besin Çözeltisi	19
3.3. Ardışık Kesikli Reaktörler ve Genel İşletim Protokolü	20
3.4. Deneysel Yöntem	20
3.5. Analitik Yöntem	26
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	28
4.1. ÇALIŞMA-1: Aşı çamuru tipinin granülasyona etkisi ve uygun işletim koşullarının belirlenmesi	28
4.1.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı	28
4.1.2. Granülasyon süreci	41
4.2. ÇALIŞMA-2: Aerobik-anoksik periyot sıralamasının granülasyona ve arıtıma etkisinin incelenmesi	45
4.2.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı	45
4.2.2 Granülasyon Süreci	62
4.3. ÇALIŞMA-3: Giriş Sülfat derişiminin etkisi	67
4.3.1 Sülfat derişiminin arıtım verimine etkisi	68
4.3.2 Sülfat derişiminin granüler çamura etkisi	70
4.4. ÇALIŞMA-4: Giriş KOİ/TAN oranlarının ve KOİ-TAN derişimlerinin granüler çamura ve arıtım performansına etkisinin araştırılması	71
4.4.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı	71
4.4.1.1 AKR İşletim Koşulları	71
4.4.1.2. R1 (Artan KOİ/TAN oranı)	72
4.4.1.3. R2 (Azalan KOİ/TAN oranı)	79
4.4.2. KOİ/TAN oranının granüler çamura etkisi	83
4.5. ÇALIŞMA-5: Granüllerle arıtımı sağlanabilen azot ve KOİ yükleme hızlarının belirlenmesi	88
4.5.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı	89
4.5.2. Sabit KOİ/TAN oranında, giriş KOİ ve TAN yükleme hızlarının granüler çamura etkisi	93
4.6. ÇALIŞMA-6: Geliştirilen granüllerle orijinal atıksuyun gideriminin ve atıksuyun granüler çamur üzerindeki etkisinin araştırılması	95
4.6.1. AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı	96
4.6.2. Endüstriyel atıksu ile arıtımda granüler yapıdaki değişikliklerin araştırılması	100
5. SONUÇ / ÖNERİLER	103
REFERANSLAR	107
EKLER	113
PROJE ÖZET BİLGİ FORMU	115

TABLO LİSTESİ**Sayfa**

Tablo 1. Tüm çalışmalarda kullanılan aşı çamurunun özellikleri	19
Tablo 2. Besin çözeltisi içeriği	20
Tablo 3. Çalışma-1 ve Çalışma-2'de uygulanan işletim koşulları ve literatür çalışmalarında tavsiye edilen / uygulanan işletim parametreleri - değer aralıkları	21
Tablo 4. Çalışma-4, Çalışma-5 ve Çalışma-6'da uygulanan işletim koşulları	22
Tablo 5. Çalışma 4'de işletim süresince uygulanan giriş (besin) KOİ/TAN oranları, KOİ ve TAN derişimleri ve yükleme hızları	23
Tablo 6. Çalışma-6 'da kullanılan endüstriyel atıksuların özellikleri	24
Tablo 7. Literatürde endüstriyel atıksularla yapılan aerobik granülasyon çalışmaları	25
Tablo 8. Çalışma süresi boyunca her iki reaktöre uygulanan AKR işletim koşulları	28
Tablo 9. İşletim süresince, MBÇ reaktörünün anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri	35
Tablo 10. İşletim süresince, AÇ reaktörünün anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri	36
Tablo 11. Granül boyutu analiz sonuçları	43
Tablo 12. Granüllerin çökme hızı ölçüm sonuçları	44
Tablo 13. Reaktör içeriği CHI_{30} ölçüm sonuçları	44
Tablo 14. Günlere göre reaktör içeriği EPS ölçüm sonuçları	44
Tablo 15. Aklimasyon süreci işletim koşulları	46
Tablo 16. Reaktörlerde kullanılan aşı çamurunun özellikleri	46
Tablo 17. Çalışma süresi boyunca R1 ve R2'ye uygulanan AKR işletim koşulları	46
Tablo 18. İşletim süresince R1'in anoksik ve aerobik periyot çıkış suyu TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri (KOİ-TAN: 750 mg/L -100 mg/L, başlangıç derişimini içeren günler)	58
Tablo 19. İşletim süresince R2'nin anoksik ve aerobik periyot çıkış suyu TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri (KOİ-TAN: 750 mg/L -100 mg/L, başlangıç derişimini içeren günler)	60
Tablo 20. Reaktörlerin haftalık CHI (mL/g) değerleri	63
Tablo 21. Günlere göre reaktör çamur içeriği EPS (protein ve karbonhidrat) analiz sonuçları	66
Tablo 22. Başlangıç SO_4 derişimlerine denk gelen süreçte kaydedilen pH, amonyak azotu ve toplam çözünmüş sülfür değerleri	70
Tablo 23. Farklı başlangıç sülfat derişimlerinin granüler yapıya etkisi	71
Tablo 24. R1- denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri	76
Tablo 25. R2- denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri	81
Tablo 26. İşletim süresi boyunca R1 ve R2'deki granüler çamur yapısındaki değişimler	86
Tablo 27. İşletim süresi boyunca uygulanan OYH, NYH, giriş KOİ/TAN derişimleri	89
Tablo 28. Çalışma-5'de elde edilen denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri (KOİ/TAN: 7,5)	91
Tablo 29. İşletim süresi boyunca reaktördeki granüler çamur yapısındaki değişimler	95
Tablo 30. Çalışma-6'da uygulanan OYH (çKOİ bazında) ve NYH değerleri	96
Tablo 31. İki farklı atıksuyun uygulandığı dönemlere ait denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon verimi	98
Tablo 32. Atıksudaki katı madde giderim verimi	100
Tablo 33. Endüstriyel atıksu ile işletim süresi boyunca reaktörün granüler çamur yapısındaki değişimler	102

ŞEKİL LİSTESİ**Sayfa**

Şekil 1. Başlangıç anı- Aşı çamurunun görüntüsü, a) MBÇ reaktörü, b) AÇ reaktörü	29
Şekil 2. MBÇ reaktörünün reaktör içi a) pH, b) Çözünmüş oksijen değişimi	30
Şekil 3. AÇ reaktörünün reaktör içi a) pH, b) Çözünmüş Oksijen değişimi	31
Şekil 4. MBÇ reaktörünün (reaktör içi) UAKM ve AKM derişimleri	32
Şekil 5. AÇ reaktörünün (reaktör içi) UAKM ve AKM derişimleri	32
Şekil 6. MBÇ reaktöründe zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi	33
Şekil 7. AÇ reaktöründe zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi	34
Şekil 8. MBÇ reaktörü, a) anoksik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri, b) aerobik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri	37
Şekil 9. AÇ reaktörü, a) anoksik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri, b) aerobik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri	38
Şekil 10. MBÇ reaktöründe zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ arıtım verimi	39
Şekil 11. AÇ reaktöründe zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ arıtım verimi	40
Şekil 12. MBÇ reaktöründe çamur içeriğinin mikroskopik görüntüsü (6,3 x 4 magnifikasyon): a) Aşı çamuru; b-c) 14. gün, d-e) 28. gün, f-g) İşletim süreci sonu (37. gün)	41
Şekil 13. AÇ reaktörü çamur içeriğinin mikroskopik görüntüsü (6,3 x 4 magnifikasyon): a) Aşı çamuru; b-c) 14. gün; d-e) 28. gün sonunda aktif çamuru; f) İşletim süreci sonu (37.gün)	42
Şekil 14. MBÇ reaktörü; a) Başlangıç anı, b) İşletim süresi sonu (37.gün)	42
Şekil 15. AÇ reaktörü; a) Başlangıç anı, b) İşletim süresi sonu (37.gün)	42
Şekil 16. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini) a) pH, b) Çözünmüş oksijen değişimi	48
Şekil 17. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini) a) pH, b) Çözünmüş oksijen değişimi	49
Şekil 18. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), reaktör içi UAKM ve AKM derişimleri	50
Şekil 19. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini), reaktör içi UAKM ve AKM derişimleri	50
Şekil 20. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ arıtım verimi	51
Şekil 21. R2 (aerobik- anoksik periyot dizini), zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ arıtım verimi	52
Şekil 22. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı KOİ derişimi	53
Şekil 23. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı KOİ derişimi	53
Şekil 24. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi	54
Şekil 25. R2 (aerobik- anoksik periyot dizini), zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi	55
Şekil 26. R1(anoksik-aerobik periyot dizini), a) anoksik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri, b) aerobik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri (döngü çıkış değerleri)	56
Şekil 27. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini), a) aerobik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri, b) anoksik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri (döngü çıkış değerleri)	57
Şekil 28. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri	61
Şekil 29. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri	61
Şekil 30. Aklimasyon süreci sonunda aşı çamurunun çöktürme periyodu sonrası görüntüsü	62
Şekil 31. İlk hafta sonunda (Gün 7) iki reaktörün çöktürme periyodu sonrası görüntüleri, a) R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), b) R2 (aerobik-anoksik periyot dizini)	63
Şekil 32. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini) mikroskopik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), A-aklimasyon sonu; 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9-Hafta sayısı	64
Şekil 33. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini) mikroskopik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), A-aklimasyon sonu; 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9-Hafta sayısı	65

Şekil 34. R1 ve R2 için parçacık ve granül boyutu ölçüm sonuçları	65
Şekil 35. a) Başlangıç ve anoksik-aerobik periyotları çıkış SO_4 derişimi, b) başlangıç ve anoksik-aerobik periyotları çıkış toplam çözünmüş sülfür derişimi, c) Döngü sonu KOİ ve TAN arıtım verimi	69
Şekil 36. R1 (artan KOİ/TAN) için a) TAN periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi (1500/200 gösterimi, besindeki 1500 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)	73
Şekil 37. R1'de işletim süresince mevcut TAN, pH ve sıcaklık esas alınarak hesaplanan amonyak azotu derişimleri	74
Şekil 38. R1 (artan KOİ/TAN) için a) KOİ periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında KOİ giderimi (1500/200 gösterimi, besindeki 1500 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)	78
Şekil 39. R2 (azalan KOİ/TAN oranı) için a) TAN periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi (1500/200 gösterimi, besindeki 1500 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)	79
Şekil 40. R2 (azalan KOİ/TAN) için a) KOİ periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında KOİ giderimi	82
Şekil 41. Granüler aşu çamuru: a,b) Aşılama anı ; c) Tek reaktör dönemi sonu	84
Şekil 42. İşletim süresince R1'deki çamur içeriğinin mikroskobik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), a) 10.gün; b,c) 29.gün; d,e) 68.gün; f,g) 80.gün; h,i,j) 83.gün; k) 86.gün; l,m) 92. gün; n,o)101.gün	85
Şekil 43. İşletim süresince R2'deki çamur içeriğinin mikroskobik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), a,b) 11.gün; c) 29.gün; d,e) 59.gün; f,g) 70.gün; h,i) 80.gün; j,k,l) 83. gün; m,n,o) 92.gün; p,r) 101. Gün	87
Şekil 44. a) Reaktöre uygulanan NYH değerleri, b) TAN periyot çıkış derişimleri; c) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi (375/50 gösterimi, besindeki 375 mg/L KOİ ve 50 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)	90
Şekil 45. a) OYR değerleri, b) KOİ periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında KOİ giderimi (375/50 gösterimi, besindeki 375 mg/L KOİ ve 50 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)	92
Şekil 46. Granüler aşu çamuru: a,b) Aşılama; c) 16. Gün; d,e)30. Gün; f)39. Gün; g,h)48. Gün; i,j) 62. Gün; k,l) 69. Gün; m,n) çalışma bitimi	94
Şekil 47. İşletim süreci boyunca iki farklı atıksu uygulamasında a) uygulanan TAN yükleme hızları, b) anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN derişimleri, c) TAN arıtım verimleri	97
Şekil 48. İşletim süreci boyunca iki farklı atıksu için, a) uygulanan çözünebilir KOİ yükleme hızları, b)periyot çıkış (çözünebilir) KOİ derişimleri, c) çözünebilir KOİ arıtım verimleri	99
Şekil 49. Reaktör çamurunun işletim süresince alınan mikroskobik görüntüler (6,3 x 4 magnifikasyon), a,b) 1.gün; c) 15.gün; d,e)22.gün; f,g)31.gün; h,i) 45.gün; j,k)52. gün; l,m) Çalışma sonu (54.gün)	101

ÖZET

Bu projede, ardışık kesikli reaktörlerde askıda aşı çamurundan aerobik granül üretimi ve geliştirilen granüllerle KOİ ve azot giderimi araştırılmıştır. Bu kapsamda, aşı çamuru tipinin ve anoksik - aerobik periyot sıralama farkının granül oluşumuna etkisi araştırılmış ve geliştirilen granüllerin KOİ, azot arıtım verimleri incelenmiştir. Ayrıca, geliştirilen granüllerle sentetik ve orijinal atıksudan KOİ-azot giderimi, arıtımı sağlanabilen giriş KOİ ve toplam amonyum azotu (TAN) derişimleri, oranları (KOİ/TAN), KOİ ve N yükleme hızları ve orijinal atıksu kullanımının nitrifikasyon-denitrifikasyon verimine ve granüler yapıya etkisi araştırılmıştır.

Proje çıktıları, kullanılan iki aşı çamuru tipiyle (membran biyoreaktör çamuru (MBÇ)) ve aktif çamur (AÇ)) de granüllerin üretilebildiğini göstermiştir. Fakat MBÇ'nin AÇ'ye kıyasla işletim koşullarına daha iyi uyum sağladığı, toksik etkilere daha dayanıklı olduğu ve bu sebeple oluşan granüllerin daha iyi korunduğu anlaşılmıştır. Anoksik-aerobik periyot dizini ile, aerobik-anoksik periyot dizinine kıyasla, daha kararlı bir arıtım performansı, daha yüksek granüler çamur yüzdesi, daha sağlam / stabil granüllerin oluşumu sağlanmaktadır. Arıtım bazında ise dizin farkının KOİ (%93-98) ve TAN (%89-90) gideriminde farklı bir etkisi yoktur; fakat, anoksik-aerobik periyot sıralamasıyla daha yüksek verimde TN (yaklaşık %50) giderilebilmektedir.

Proje çalışmaları, sülfatın granüllerin arıtım performansını etkilediğini göstermiştir. Gerçekleştirilen ek çalışmalarla, giriş sülfat derişiminin sülfat indirgenmesini tetiklediği, (heterotrofik denitrifikasyona ek olarak) pH artışını desteklediği ve nitrifikasyon için toksik olan sülfür derişimlerine (0,24-0,62 mg/L) yol açtığı anlaşılmıştır. Yüksek pH kaynaklı olarak amonyak azotunun baskın hale gelmesi de, hem TAN oksidasyonunu hem de KOİ giderimini inhibe etmektedir.

Organik yükleme hızı (OYH), azot yükleme hızı (NYH) ve KOİ/TAN oranının, granüllerin heterotrof ve nitrifikasyon bakteri yüzdelerini/miktarlarını belirlediği için, KOİ-TN arıtım performansını ve granül yapısını/stabilitesini etkileyen önemli işletim parametreleri olduğu belirlenmiştir. TN gideriminin artırılması için hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyon bakterilerinin eşit şekilde destekleneceği uygun KOİ/TAN oranları, OYH ve NYH değerleri seçilmelidir. Etkin granül boyutlarının olduğu, ve hem KOİ hem de TAN ve TN giderimi bazında en yüksek arıtım verimlerinin sağlandığı işletim koşulları olarak 1,5 g KOİ/L.gün OYH, 0,2 g TAN/L.gün NYH, 7,5 KOİ/TAN oranı (750 mg/L KOİ ve 100 mg/L TAN) belirlenmiştir. Bu koşullarda, ortalama %85 KOİ, %87 TAN ve %60 TN giderimi elde edilmiştir.

Bu projede, ayrıca, geliştirilen granüllerin şeker fabrikası proses atıksuyu ve şeker fabrikası anaerobik arıtma tesisi çıkış suyunun arıtımında (%65-71 tKOİ; %61-90 TAN; %76-87 çözünebilir KOİ; %29-58 AKM giderimi) kullanılabileceği belirlenmiştir. Katı maddece zengin atıksuların arıtım veriminin artırılması için iki-aşamalı ardışık aerobik granüler sistemlerin kullanımı ve uygun KOİ/TAN, OYH ve NYH değerlerinin belirlenmesi uygun olacaktır.

Anahtar Kelimeler: Aerobik, anoksik, granülasyon, KOİ, nitrifikasyon, denitrifikasyon.

ABSTRACT

In this project, the development of aerobic granules from suspended seed sludge and the removal of COD and N with the developed granules were investigated in sequencing batch reactors. To this purpose, the effects of different seed sludge types and aerobic-anoxic sequence difference on granulation and treatment efficiency were examined. In addition, the removal of COD-nitrogen from synthetic and original wastewaters, the highest treatable influent COD and total ammonium nitrogen (TAN) concentrations, the ratio (COD/TAN), COD / N loading rates, and the effects of original wastewater on nitrification-denitrification efficiency and on the structure of the granular sludge were investigated.

The results of the project revealed that it was possible to develop granules from two different seed sludge types (membrane bioreactor sludge (MBS)) and activated sludge (AS)) used. Yet, MBS was more advantageous compared to AS for its better acclimation capacity to operational conditions, higher resistance to toxicity, and thus better protection of the developed granules. Compared to aerobic-anoxic sequence, more stable treatment performances, higher granular sludge content and more strong/stable granules could be achieved with anoxic-aerobic period sequence. Period sequence difference does not affect the treatment efficiencies (93-98% COD and 89-90% TAN); yet, higher TN removal efficiencies (around 50%) could be obtained at anoxic-aerobic sequence.

Project studies revealed that sulfate affected the treatment performance of the granules. With the additional experiments performed, the influent sulfate concentration value was found to trigger sulfate reduction, support the pH increase (in addition to heterotrophic denitrification) and produce sulfide concentrations (0.24-0.62 mg/L) inhibitory for nitrification. The dominance of ammonia-N at high pH conditions also inhibites both TAN oxidation and COD removal.

Organic loading rate (OLR), nitrogen loading rate (NLR) and COD/TAN ratio were found to be important operating parameters affecting COD-TN removal and the structure/stability of granules, for determining the percents / amounts of heterotrophs and nitrification bacteria within the granules. To improve TN removal, proper COD/TAN ratio, OLR and NLR values, equally supporting both nitrification and denitrification bacteria, should be selected. OLR of 1.5 g COD/L.day, NLR of 0.2 g TAN/L.day and 7.5 COD/TAN (750 mg/L COD and 100 mg/L TAN) were determined as the optimum operational conditions leading to the effective granule sizes, and the highest removal efficiencies for both COD and TAN – TN. Under these operational conditions, 85% COD, 87% TAN and 60% TN average removal efficiencies were obtained.

It was also found in this project that the developed granules could be used for the treatment of sugar factory process wastewater and the effluent wastewater of anaerobic treatment unit of the sugar factory (65-71% tCOD; 61-90% TAN; 76-87% soluble COD; %29-58 TSS removal). To improve the treatment level of wastewaters with high solid content, it is recommended to use two-stage sequential aerobic granular systems and to determine optimum COD/TAN, OLR and NLR values.

Keywords: Aerobic, anoxic, granulation, COD, nitrification, denitrification.

1. GİRİŞ

Canlıların hücre yapısında bulunan azot aslında bir yaşam kaynağıdır ve biyolojik arıtımda mikroorganizmaların yaşamlarını sürdürebilmeleri ve arıtımı gerçekleştirebilmeleri için gerek duyulan bir nütriyenttir. Fakat ihtiyaç fazlası azot, arıtılmadan alıcı ortamlara verildiği takdirde doğal yaşam dengesini bozmaktadır. Evsel atıksular ve birçok endüstriyel atık ve atıksu azot içermektedir. Ötrofikasyon kaynaklarından biri olan azot bileşikleri arıtılmadan alıcı ortamlara verildiği koşulda, sulardaki alg ve daha yüksek yapılı bitkilerin üremesini hızlandırmakta, böylece sudaki canlıların dengesini bozmakta, çözülmüş oksijen (ÇO) değerinin azalmasına sebep olmakta ve su kalitesinde istenmeyen bozulmalara yol açmaktadır. Türkiye’de yaşanan hızlı nüfus artışı, kentleşme ve sanayileşme faaliyetleri sonucunda, hem günlük su tüketimi artış göstermiştir hem de kaynak ve yeraltı su rezervlerinin azalması ile içme ve kullanma suyu temininde yüzeysel su kaynaklarından yararlanılması zorunlu hale gelmiştir (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008). Temiz su ihtiyacının arttığı bu zamanda mevcut kaynakların bozunması istenmeyen bir durumdur. Bunun yanında, iyon halinde olmayan amonyak azotunun (NH₃-N) düşük değerlerde dahi sucul canlılara toksik bir etkisinin olduğu bilinmektedir. Bu sebeplerle, deşarjı durumunda alıcı ortamlardaki su kalitesini ve doğal yaşamı etkileyecek azotun arıtılması gerekmektedir.

Atıksu Arıtımı Eylem Planı (2008) 2007 verilerine göre, ülkemizde toplam atıksu arıtma tesisi sayısı 194’dür, ve 2006 yılı verilerine göre atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranı %42’dir. Yine 2006 yılı verilerine göre, belediyelere ait 184 atıksu arıtma tesisinden sadece 23’ünde, diğer bir deyişle, %12,5’inde azot ve fosfor giderimini hedefleyen ileri arıtma yapılmaktadır (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008). Bu değerler, hem atıksu arıtımı hem de azot/fosfor giderimine yönelik ihtiyaçların karşılanamadığını göstermektedir. Nitekim Atıksu Arıtımı Eylem Planı (2008) doğrultusunda, atıksu arıtma tesisi ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranını 2012 yılında % 81’e çıkarılması planlanmaktadır. Dahası, 2017 yılına kadar, nüfusu 10 000’den büyük belediyelerde atıksu arıtma tesislerinden faydalanan nüfusun % 100, nüfusu 2 000’den büyük belediyelerde atıksu arıtma tesislerinden faydalanan nüfusun ise % 90’ın üzerine çıkarılması planlanmaktadır. Bu kapsamda, Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği’ne (Resmi Gazete, 2006) uygun olarak hassas ve az hassas su alanlarının 2010 yılına kadar belirlenmesi, arıtma tesisi teknoloji seçiminde hassas ve az hassas su alanları kriterlerine dikkat edilmesi ve yenileme ve/veya genişletme gerektiren kanalizasyon sistemi ve atıksu arıtma tesislerinin tespit edilmesi gibi stratejiler belirlenmiştir. Hassas alanlar belirlendikten sonra, bu alanlarda kalan belediyelere ileri arıtım yapma zorunluluğu getirilecektir (Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008). Dolayısıyla, ülkemizde, önümüzdeki süreçlerde, azot ve fosfor giderimi çalışmalarına yönelik ilginin ve bu doğrultuda arz ve talebin daha da artacağı beklenmektedir.

Tek azot kaynağı elbette ki evsel atıksular değildir. Birçok agro-endüstriyel atık ve atıksu, evsel atıksulara kıyasla azotça çok daha zengindir ve arıtımı gerekmektedir. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği’nde birçok endüstri için alıcı ortam deşarj standartları verilmektedir (Resmi Gazete, 2004). Endüstri atıksularının, atıksu alt yapı tesislerine deşarjı durumunda istenilen standartlarda ise toplam azot ve toplam fosfor değerlerine bakılmamaktadır. Hassas alanlara deşarj yapan kentsel atıksu arıtma tesislerine ulaşan kanalizasyon sistemlerine atıksularını bırakan endüstrilerin, arıtma tesisi çıkış kriterlerini bozabileceği düşünülmektedir. Diğer bir deyişle, ileride, çeşitli endüstriler için belirlenen alıcı ortam veya kanalizasyon deşarj nütriye sınır değerlerinin düşürülebileceği; bu tesislerin azot / fosfor giderimi gerçekleştiren (ya da daha yüksek verimde çalışan) ünitelere ihtiyaç duyacağı öngörülmektedir.

Yukarıda bahsedilenler doğrultusunda, bu projede fiziko-kimyasal proseslere göre daha ekonomik olan biyolojik azot giderimi araştırılmıştır. Projenin amacı, askıda aşı çamurundan aerobik granül üretimi ve üretilen granüllerle azot ve KOİ gideriminin araştırılmasıdır. Aerobik granülasyon teknolojisi dünyada son 15 yıldır yoğun olarak araştırılmakta olan bir konudur. Granüler yapıdaki çamur askıda çamura kıyasla çok daha fazla sayıda mikroorganizma içermesi, yüksek çökme hızına sahip olması,

yüksek kirlilik yükünü tolere edebilmesi açısından avantajlıdır. Aerobik granüler çamur, anaerobik granüler çamura göre, çok daha kısa sürede oluştuğu/üretildiği ve azot/fosfor arıtımında başarıyla kullanılabilirdiği için araştırmalar yoğun olarak bu tip üzerine yoğunlaşmıştır. Aerobik granüllerin avantajları yanında bazı dezavantajları da bulunmaktadır. Yüksek büyüme hızları sebebiyle, uzun soluklu işletimlerde, stabil yapıdaki granüllerin yapısının bozunması söz konusudur. Aerobik granülasyon sürecini ve etkileyen faktörleri araştıran çalışmalar bu anlamda yoğunluğunu korumaktadır ve çoğunlukla laboratuvar ölçekli çalışmalarla sınırlı kalmıştır. Nitekim şu ana kadar, literatürde belirtilmiş olan endüstriyel / pilot ölçekli aerobik granüler arıtma sistemi sayısı sadece 5 adettir (Giesen vd., 2012). Bunların yanında, orijinal/agro-endüstriyel atıksularla yapılan aerobik granülasyon ve arıtım çalışmaları son 8 yıldır ivme kazanmıştır. Çalışmalar, bira fabrikası atıksuyu, malt atıksuyu, sulandırılmış domuz atığı, soya fasulyesi işleme atıksuyu, evsel / kentsel atıksu, mandıra / mezbaaha atıksuları ile sınırlıdır. Azot içeren çeşitli endüstriyel atıksu kaynakları düşünüldüğünde aerobik granüllerin bu atıksuların arıtımında kullanılabilirliğinin araştırılması literatürdeki önemli bir boşluğu dolduracaktır.

Bu projede, öncelikle askıda aşı çamurundan aerobik granül üretimi hedeflenmiştir. Literatür çalışmaları baz alınarak, bu projede, belirlenen işletim koşullarında granüler çamuru üretmek için çöktürme hızı, anoksik-aerobik periyot süreleri optimize edilerek, uygun işletim değerleri belirlenmiştir. Literatürdeki birçok çalışma, aerobik granüler çamur üretimindeki faktörleri ve çeşitli işletim koşullarının kompakt ve sağlam yapıdaki granüllerin üretimine etkisini araştırmaktadır. Bu çalışmalar, aerobik granüllerin üretimini etkileyen kesme kuvveti, çöktürme hızı, döngü süresi, hidrolik bekleme süresi, vb. bazı parametrelerin araştırılması ve optimum işletim koşullarının belirlenmesi yönündedir ve Bölüm 2'de Genel Bilgiler başlığı altında sunulmuştur. Bu faktörler arasında, bilindiği kadarıyla, başlangıç aşı çamuru tipinin ve anoksik-aerobik periyot dizin farkının granül üretime etkisi araştırılmamıştır. Dolayısıyla, bu projede, başlangıç aşı çamuru tipinin ve anoksik-aerobik periyot dizin farkının granülasyona ve KOİ, N arıtımına etkisi araştırılmıştır. Başlangıç aşı çamuru tipinin araştırılması, özellikle kısa sürede ve sağlam yapıda granüllerin üretiminin araştırılması açısından ve granülasyon teknolojisinin daha derin anlaşılması açısından önemlidir. AKR işletiminde toplam azot giderimini sağlamak adına anoksik-aerobik veya aerobik-anoksik periyot dizini kullanılabilir. Fakat bu dizin/sıralama farkının aerobik granülasyon sürecini nasıl etkilediği üzerine bir karşılaştırma çalışması bulunmamaktadır. Mikroorganizmaların granül içerisindeki dağılımı ortamdaki ÇO ve substrat derişimi ve bazı durumlarda kesme kuvveti, hidrolik bekleme süresi (HBS) gibi parametrelerden etkilenebilmektedir. Mikroorganizmaların dağılımı, miktarı, sağlamlığı ve granül yapısı, AKR işletimi süresince mikroorganizmaların aynı çevresel streslere farklı zamanlarda maruz kalmasına göre değişebilir. Örneğin, (işletimde değişen parametreler dikkate alındığında) nitrifikasyon bakterileri aerobik-anoksik periyot sıralamasında, aerobik periyotta toplam amonyak tüketimi sonrasında açlık stresine, takip eden anoksik periyotta ise oksijensiz ortam+ açlık streslerine maruz kalmaktadır. Oysa, anoksik-aerobik periyot sıralamasında; öncelikle anoksik süreç boyunca oksijensiz ortam stresine maruz kalmakta; aerobik periyot başladığında ise bir süre uygun N ve ÇO ortamında bulunup N'nin tükenmesiyle açlık stresine maruz kalmaktadır. Dolayısıyla, nitrifikasyon ve denitrifikasyon bakterileri ve hatta heterotrofik aerobik bakteriler; anoksik-aerobik periyot sıralamasının değiştirilmesi sonucu çevresel streslere farklı zamanlarda maruz kaldıkları için; farklı tepkiler gösterebilirler; granüler yapı, granül süreci/üretimi, miktarı ve kararlılığı farklı olabilir. Bu anlamda, bu proje aerobik granülasyon hakkında bir bilgi kaynağı sağlayacaktır.

Bu projenin ikinci aşamasında ise, üretilen granüllerle, belirlenen optimum çalışma koşullarında arıtımı sağlanabilen en yüksek KOİ ve toplam azot derişimleri, yükleme hızları ve uygulanabilir KOİ/N oranı araştırılmıştır. Belirlenen KOİ/N oranı ve derişim değerleri/yükleme hızları dikkate alınarak agro-endüstriyel atıksu tipi belirlenerek, ulaşılabilirliği uygun olan atıksu kaynaklarından biri seçilmiş ve geliştirilen granüllerle azot ve KOİ giderimi ve atıksuyun granüler yapıya etkisi araştırılmıştır. Daha önce de belirtildiği gibi, aerobik granüllerin orijinal/agro-endüstriyel atıksularla arıtım ve(ya) granülasyon çalışmaları ve çalışılmış olan orijinal atıksu tipleri sınırlı sayıdadır. Bu kapsamda, önerilen

proje ile aerobik granüllerin arıtımda uygulanabileceği farklı bir endüstriyel atıksu tipi daha belirlenmiştir.

Projenin ilk aşaması olan granüler çamur üretimi sırasında elde edilen sonuçlar, giriş sülfat derişiminin granüllerin arıtım performansını etkilediğini göstermiştir. Bu sebeple, önerilen projenin iş paketleri ek olarak, bir iş paketi daha çalışılmış ve giriş sülfat derişiminin granüler çamurun yapısına ve KOİ, N arıtımına etkisi de araştırılmıştır.

Yöntem ve iş planı bölümlerinde de belirtildiği üzere, aerobik granülasyon çalışmalarında araştırılan her parametre kısa sürede, ve kompakt / sağlam yapıda granüllerin üretimini hedeflemektedir. Dolayısıyla, 1 yıllık süreç sonunda uygun işletim koşulları (aşı çamur tipi, anoksik-aerobik sıralama farkı, KOİ/N derişimleri, oranı, yükleme hızları, giriş sülfat derişimi gibi) ve arıtılabilirliği sağlanan atıksu tipleri/özellikleri belirlenecektir. Granüllerin stabil yapılarının korunup korunmadığını belirlemek için genellikle uzun soluklu (1 yıl gibi) işletim sürelerinde çalışılmaktadır. Süresi 1 yıl olan bu proje kapsamında, bu nokta hedeflenmemiştir. Araştırılan parametrelerin etkilerinin iyileştirilmesi ve daha stabil koşulların oluşturulmasına yönelik konuların sonraki proje önerilerinde araştırılması düşünülmektedir.

Hem anaerobik hem de aerobik granülasyon çalışmaları dünyanın çeşitli ülkelerinde yoğun olarak devam etmektedir. Ülkemizde ise, literatür bilgileri doğrultusunda, gerek anaerobik gerekse aerobik granüler çamur üretimine yönelik çalışmalar sınırlı sayıdadır. Özellikle, projenin konusu olan aerobik granülasyon bazında sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır (Dülekürgen vd., 2003; Erguder ve Demirer, 2005a; 2005b; Dülekürgen ve Artan, 2006; Dülekürgen vd., 2008). Dolayısıyla, bu projede askıda aerobik aşu çamurundan granüler çamurun üretimi hedeflenerek, biyogranülasyon alanında kapasitenin ve bilgi birikiminin geliştirilmesi de hedeflenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Granülasyon

Granüller milyonlarca farklı mikroorganizma türünün bir araya gelerek oluşturdukları yoğun ve sağlam yapıdaki mikrobiyel grup bütünüdür. Herhangi bir taşıyıcıya veya yapay bir yüzeye ihtiyaç duymadan mikroorganizmaların bizzat kendi başlarına immobilizasyonu ve hücrelerin birbirlerine tutunması ile oluşurlar (Liu ve Tay, 2004). Aslında mikroorganizmalar, normal koşullar altında, bitişik gruplar halinde bulunmaktansa ayrı / dağınık olarak kalmayı tercih ederler (Watnick ve Kolter, 2000). Bu anlamda, granül oluşumu, mikroorganizmaların stresli / zorlayıcı çevre koşullarında yaşayabilmek için bir araya gelerek birbirlerine tutunmalarıyla gerçekleştirdikleri bir nevi korunma mekanizmasıdır. Granüller, rastgele bakterilerin bir araya gelmesi ile değil, birbirlerinin ihtiyaçlarını en iyi şekilde tamamlayacak, zorlu mikro-çevre koşullarında en iyi şekilde yaşayabilecek ve simbiyotik bir ilişkinin sağlanabileceği bakteri/mikroorganizma gruplarının uygun şekilde ve organize dizilimi ile oluşurlar (Watnick ve Kolter, 2000).

Seyrek ve dağınık yapıdaki floklara kıyasla granüller iyi tanımlanmış, yoğun ve kompakt bir yapıya sahiptir (Schmidt ve Ahring, 1996). Granüler yapının tanımlanmasında granül boyutu ve çökme hızı önemli parametrelerdir. Gerek aerobik gerekse anaerobik granüllerin ortalama çapı 0,14-5 mm arasında değişir (Schmidt ve Ahring, 1996; Liu ve Tay, 2004). Çökme hızları 20-94 m/saat arasında değişen granüler çamur, aktif çamur floklarının/yumaklarının çökme hızlarına (8-10 m/saat) kıyasla en az üç kat daha hızlıdır (Schmidt ve Ahring, 1996; Morgenroth vd., 1997; Liu ve Tay, 2004; Hu vd., 2005a).

İlk granüler çamur Yukarı Akışlı Çamur Yataklı (YAÇYA-UASB) reaktörlerde 1980'lerde tanımlanan anaerobik granüler çamurdur (Lettinga vd., 1980). Araştırmalar 1995'lere gelindiğinde aerobik granüler çamur üretimine yönelmiş; 2000'li yıllarda ivme kazanmıştır (Morgenroth vd., 1997; Beun vd., 2002; Adav vd., 2008). Granül üretimi konusuna duyulan bu yoğun ilginin sebebi, granüler çamurun askıda çamura kıyasla biyolojik arıtımda sağladığı avantajlardır. Granüler çamur, aktif çamur floklarına kıyasla çok daha kompakt ve sağlam bir yapıya sahiptir. Ağır ve yoğun yapıları sayesinde yüksek biyokütle derişimlerine (30-80 g/L) sahiptirler. Askıda büyüyen çamurlara kıyasla, granüler çamur toksik ve yüksek organik hızlara daha dayanıklıdır ve yüksek KOİ derişimine sahip atıksuların arıtımı için oldukça uygundur (Speece, 1996; Liu ve Tay, 2004). Granüler çamur içeren sistemlerde, yapışık büyüyen biyolojik arıtım sistemlerine kıyasla mikroorganizmaların tutunması amacıyla yapay bir malzeme kullanılmadığı için her bir granül daha fazla mikroorganizma içermektedir, bu da arıtım bazında daha avantajlıdır.

Birçok avantajlarına rağmen, granülasyon teknolojisinde engeller de bulunmaktadır. Örneğin, anaerobik granül üretimi 2-4 ay veya daha fazla bir sürede gerçekleşmektedir (Lettinga vd., 1980; Liu ve Tay, 2004). Ayrıca, yüksek işletim sıcaklıklarına gerek duyulmaktadır, ve azot / fosfor giderimi için uygun bir teknoloji değildir. Bu sorunları gidermek adına aerobik granülasyon teknolojisi çalışmaları artmıştır. Nitekim, aerobik granüller azot ve fosfor içeren atıksuların arıtımında başarıyla kullanılmaktadır (Adav vd., 2008; Gao vd. 2011). Ayrıca, anaerobik granüllere kıyasla çok daha kısa sürede (atıksu tipine göre 2-4 hafta içinde) oluşmaktadır. Fakat, uzun soluklu işletimlerde, oksijen ve nütriyentlerin aerobik granüllerin iç bölgelerine difüzyonunun kısıtlanması sonucu, stabil granüler yapının bozunabileceği, dolayısıyla arıtım veriminin düşebileceği belirtilmiştir (Morgenroth vd., 1997; Tay vd., 2002b; Liu ve Tay, 2004).

2.2. Aerobik granüllerin üretimini etkileyen faktörler

Askıda aerobik kültürden aerobik granüler çamur üretimi genellikle ardışık kesikli reaktörlerde (AKR) gerçekleştirilmektedir. AKR'ler değiştirilebilir/esnek işletim koşulları, küçük yüzey alanı, kompakt

reaktör sistemi sayesinde birçok biyolojik arıtım sistemine göre daha avantajlıdır (Tchobanoglous vd., 2004). Bu reaktörler besleme, havalandırma, çöktürme, (bekletme) ve boşaltma olmak üzere 4 ya da 5 ardışık periyottan oluşan döngülerde işletilir. Reaktörlerin işletimi sırasında uygulanan bazı işletim parametrelerinin ve (ya) işletim koşullarının askıda çamurdan granül çamura dönüşümde etkisi olduğu bilinmektedir. Granülasyonu etkileyen faktörler arasında, aşı çamurunun karakteristiği (aktivitesi, çamur derişimi ve çökebilirliği), sübstrat içeriği ve tipi, hidrolik ve organik yükleme hızları, HBS, yukarı akış hızı, aerobik-anoksik döngü süresi, besleme protokolü ve çözünmüş oksijen (ÇO) gibi faktörler yer almaktadır.

Yukarı akış hızı / Kesme kuvveti: Kesme kuvveti (shear force) hem anaerobik hem de aerobik granülasyonu destekleyen en önemli faktörlerden biridir. Anaerobik granülasyonda hidrodinamik kesme kuvveti YAÇYA reaktörlerinde yukarı akış sıvı hızı ile sağlanırken, aerobik granülasyonda kesme kuvveti yukarı akışla verilen havanın hızı ile sağlanmaktadır. Kolon tipli ardışık kesikli bir reaktörde aerobik granül elde etmek için minimum yukarı akış hava hızı olarak 1,2 cm/s tavsiye edilmektedir (Tay vd., 2001a).

Kesme kuvveti sayesinde seçici baskı (selective pressure) uygulanır; granül oluşturabilecek mikroorganizmalar reaktör içinde birbirine tutunma yoluyla kalırken, granül çamurda yer alamayacak olanlar dışarıya atılır. Granüllerin yoğunluğu ve dayanıklılığı kesme kuvvetine bağlıdır. Yüksek kesme kuvveti (yüksek yukarı akış hızları) bakterilerin hücre dışı polimerik madde (EPS - extracellular polymeric substrates) salgısının artmasına yol açmaktadır (Schmidt ve Ahring, 1996). Granüllerdeki EPS içeriği başlıca protein, polisakkarit ve lipitten oluşmaktadır ve EPS kompozisyonu granül yüzeyini ve fiziksel özelliklerini etkilemektedir. EPS üretimi bakterilerin yüzey yükünü etkileyerek bir araya gelmesine sebep olmaktadır. Fakat fazla EPS üretimi bakterilerin birbirini itmesine ve (ya) granüllerin bozulmasına da yol açmaktadır (Schmidt ve Ahring, 1996). Aerobik granülasyonda hücre dışı salgılanan polisakkaritlerin proteinlere kıyasla daha fazla olduğu, kompakt ve güçlü aerobik granüllerin oluşmasında etkili olduğu belirtilmiştir (Tay vd., 2001b; Liu ve Tay, 2002; Qin vd., 2004). Bunun tam tersi şekilde, granülasyon sürecinde hücre dışı proteinlerin polisakkaritlere kıyasla daha fazla olduğu ve olgun granüllerde hücre dışı protein/polisakkarit oranının 3,4-6,2 arasında olabileceği de belirtilmektedir (Adav ve Lee, 2008).

Kısa çöktürme süreleri gibi seçici baskılar da EPS'in salgılanmasını arttırmaktadır. Mikroorganizmalar uzun süreli açıklık, nütriyent kısıtlaması, yüksek pH, sıcaklık ve kesme kuvveti gibi çevresel streslere (seçici baskılar) tepki olarak, yüzey hidrofobisitesini değiştirebilirler (Tay vd., 2001b; Liu vd., 2003a; Qin vd., 2004). Bakteri yüzeyleri yüksek düzeyde hidrofobik olduğunda, tersine çevrilemeyen bir tutunma gerçekleşir (Qin vd., 2004). Yüksek kesme kuvveti ve seçici baskı sonucu hücre yüzey hidrofobisitesinin artmasının aerobik granülasyonu başlatan ana etmen olabileceği belirtilmiştir (Liu vd., 2003a; Liu ve Tay, 2004).

AKR döngü süresi / HBS / Çöktürme süresi: AKR döngü süresi mikroorganizmaların reaktörden atım sıklığını göstermektedir ve HBS ile ilişkilidir (Liu ve Tay, 2004). Kısa süreler mikrobiyel aktiviteyi ve EPS salgılanmasını artırır. Liu ve Tay (2008) dayanıklı ve sağlam yapıdaki aerobik granüllerin oluşumunun uygun açıklık sürelerine ve 4-8 saatlik döngü sürelerine bağlı olduğunu bildirmiştir. Döngü süresi 1,5 saate düşürüldüğünde ise aerobik granüller 2 aylık bir işletim süresi sonrasında yumaksı bir hal almaktadır. HBS ise, bakterilerin büyümesi ve aklımasyonu için yeterli, ve askıda büyümeyi engelleyecek şekilde kısa olmalıdır. Aerobik granülasyon için önerilen HBS aralığı 3-24 saattir (Liu vd., 2003a). HBS gibi önemli bir diğer seçici parametre AKR işletimi sırasında uygulanan kısa çöktürme süreleridir. Çöktürme süresi mikroorganizmalara etki eden ana hidrolik seçici baskı olarak tanımlanabilir. Bir-iki dakika (1-2 dakika) gibi kısa bir çöktürme süresinin aerobik granülasyonu olumlu etkilediği, EPS salgılanmasını tetiklediği ve hücre yüzey hidrofobisitesini arttırdığı belirtilmiştir (Tay vd., 2001a).

Anoksik-Aerobik periyot sıralaması: AKR çalışmalarında simultane azot giderimi gözlenebildiği gibi pre-anoksik, post-anoksik işletimle (sırasıyla anoksik-aerobik ve aerobik-anoksik periyot dizinleri) tüm azot giderimi sağlanabilmektedir (Tchobanoglous vd., 2004). Azot giderimi ve granülasyonun hedeflendiği çalışmalar anoksik-aerobik, anaerobik-aerobik-anoksik, aerobik-anoksik döngülerin ya da sadece aerobik döngülerin uygulandığı AKR'lerde çalışılmıştır (Adav vd., 2009). Fakat, bilindiği kadarıyla, anoksik-aerobik periyot dizini farkının granül üretimini nasıl etkilediği üzerine herhangi bir çalışma bulunmamaktadır. Debik ve Manav (2010) AKR'lerde KOİ, amonyak ve fosfor giderimi için en uygun periyot sürelerini araştırmıştır. Bu çalışmada, granüler çamur üretimi ve periyot sıralamasının etkisi hedeflenmemiş olup, 1,5-3 saat arasında değişen anaerobik ve 1. aerobik periyot sürelerinin arıtım verimine etkisine bakılmıştır. Arrojo vd. (2004) mandıra atıksuyu ile aerobik granül ürettikleri çalışmalarında, anoksik periyodun dahil edildiği ve edilmediği iki AKR'yi karşılaştırmıştır. Her iki reaktörde de benzer granüllerin üretildiği ve benzer KOİ (80%) ve azot giderimi (%70) sağlandığı belirtilmiştir. Wan vd. (2009), Arrojo vd. (2004)'ün çalışmasına paralel şekilde, anoksik periyodun dahil edildiği işletimde, sadece aerobik koşulların dahil olduğu işleme kıyasla daha sağlam yapıda granüllerin oluştuğunu belirtmiştir. Fakat bu çalışmada da anoksik-aerobik periyot sıralaması farkının granülasyona etkisi araştırılmamıştır.

AKR'lerde besleme protokolü: Aerobik AKR'lerde mikroorganizmalar besleme periyodu sonrası havalandırma süresince öncelikle yüksek karbon derişimine maruz kalırlar. Havalandırma sürecinin besin tükendikten sonra devam etmesi, aerobik bakterilerin uzun süreli açlık (starvation) yaşamasına sebep olmaktadır (Tay vd., 2001a). Bu koşullarda, bakterilerin hidrofobisitesinin arttığı, dolayısıyla mikrobiyel tutunmanın kolaylaştığı anlaşılmıştır (Bossier ve Verstraete, 1996; Tay vd., 2001a). Uzun süreli açlık daha sağlam ve yoğun yapıdaki granüllerin oluşmasına sebep olmaktadır (Liu ve Tay, 2004). Açlık süresi döngü süresi ile ilişkilidir ve açlık süresi havalandırma süresinin %80'ninden fazlasını kapsayabilir (Liu ve Tay, 2006). Besinin reaktöre, 'bolluk-kıtlık' (feast-famine feeding) ya da 'aralıklı besleme' (intermittent feeding) olacak şekilde verilmesi de aerobik granülasyonu destekleyen bir etmendir (Liu ve Tay, 2004).

Süstrat tipi: Süstrat cinsi, aerobik granüllerin kompozisyonunu, oluşumunu, tür çeşitliğini ve yapısını etkileyen önemli faktörlerden biridir (Schmidt ve Ahring, 1996; Liu ve Tay, 2004). Aerobik granüller etanol, glüköz, asetat gibi süstratlarla üretilebilmiştir (Beun vd., 1999; Peng vd., 1999; Tay vd., 2001a; Hu vd., 2005a). Aerobik mikroorganizmalar yüksek büyüme hızına sahip olduklarından, yüksek enerjili süstrat kullanımının aerobik granülasyon sürecine etkisi yoktur (Liu ve Tay, 2004). Endüstriyel atıksular kullanılarak askıda çamurdan aerobik granül üretimi sadece yaklaşık son 8 yıldır çalışılmaktadır; malt atıksuyu (Schwarzenbeck vd., 2004a, 2004b), bira fabrikası atıksuyu (Wang vd., 2007), soya fasulyesi işleme atıksuyu (Su ve Yu, 2005), evsel atıksu (de Bruin vd., 2004), kentsel atıksu (Liu vd., 2010), mandıra atıksuları (Arrojo vd., 2004; Schwarzenbeck vd., 2005), mezbaha atıksuyu (Yılmaz vd., 2007; Lemaire vd., 2008), sulandırılmış domuz atığı (Figuerola vd., 2011), tekstil atıksuyu (Muda vd., 2010) gibi orijinal atıksularla arıtım ve(ya) aerobik granülasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Organik yükleme hızı: Aerobik granül üretiminde organik yükleme hızı (OYH) bazında anaerobik granül üretimindeki gibi hassasiyet gösterilmesine gerek yoktur; 2,5'dan 15 kg KOİ/m³.gün değerine kadar yükleme yapılabilir. OYH değeri arttıkça ortalama granül çapı artmaktadır (Tay vd., 2001a, 2001b; Liu ve Tay, 2004). Öte yandan yüksek OYH değerlerinde (≥6 kg KOİ/m³.gün) granüllerin sağlamlığının ve dayanıklılığının bozulduğu, granüldeki ipliksi bakterilerin arttığı belirtilmiştir (Zheng vd., 2006).

ÇO derişimi: Aerobik granüller 2 mg/L (Liu ve Tay, 2004) ÇO derişimlerinden daha yüksek değerlerde olduğu kadar, 0,7-1 mg/L aralığındaki (Peng vd., 1999; 2001; Hu vd., 2005b) düşük ÇO derişimlerinde de oluşabilmektedir. Aerobik granüller 1,5-2 saatlik anaerobik veya anoksik döngülerin dahil olduğu AKR'lerde geliştirilebilmektedir (Zhu ve Wilderer, 2003; Jang vd., 2003). İşletimde (ya da reaktör

içerisinde) aerobik-anoksik ya da aerobik-anaerobik döngülerin (ya da alanların) yer alması, farklı fizyolojik özelliklere sahip mikroorganizmaların bir arada aynı reaktörde yaşayabilmelerini ve aktif halde olabilmelerini sağlamaktadır (Tay vd., 2002a; Jang vd., 2003). ÇO derişimindeki farklılıklar ya da aerobik-anoksik döngüler granülleri oluşturan mikrobiyel popülasyonu ve granül içerisindeki dizilişlerini etkilemektedir (Tay vd., 2002a; Jang vd., 2003).

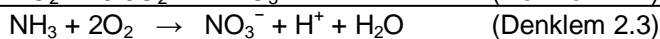
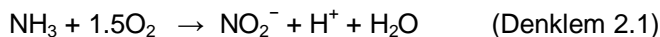
Besin N/KOİ oranı: Besin N/KOİ oranının aerobik granüllerin kompozisyonlarında ve karakteristiğinde direk etkisi bulunmaktadır (Liu vd., 2003b). Aerobik granüller 5/100 – 30/100 NH₄-N⁺/KOİ oranlarında oluşabilmektedir (Yang vd., 2003). Aerobik granüllere yerleşen nitrifikasyon bakterilerinin miktarının N/KOİ oranına paralel şekilde arttığı belirtilmiştir (Liu vd., 2003b; Yang vd., 2003).

Diğer faktörler: pH'nın mikrobiyel büyüme üzerinde önemli bir etkisi bulunduğu bilinse de aerobik granülasyon sürecine etkisi bazında ayrıntılı bilgi bulunmamaktadır (Adav vd., 2008). Organik ve inorganik inert maddeler ise mikroorganizmaların tutunacağı bir yüzey oluşturmaları bakımından granülasyonu olumlu etkilemektedir. Ca⁺², Mg⁺² ve Fe⁺² gibi divalent katyonların granül oluşumunda stabilize etkisi vardır. Ca⁺² eklenmesinin (100 mg/L derişiminde) bakteri yüzeyindeki ve hücre dışı polisakaritlerdeki negatif yüklü grupları bağlayarak bakteriyel tutunum için köprü görevi gördüğü ve aerobik granülasyon prosesini hızlandırdığı belirtilmiştir (Jiang vd., 2003).

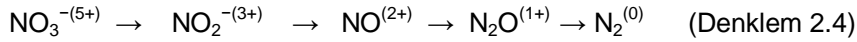
Aşı çamuru tipi: Aerobik granülasyon çalışmalarında anaerobik granüler çamur (Hu vd., 2005a; Muda vd., 2010) gibi aşı çamurlarının kullanıldığı çalışmalar olsa da aşı çamuru olarak genellikle aktif çamur kullanılmaktadır (Liu ve Tay, 2004; Adav vd., 2008). Bilindiği kadarıyla, literatürde farklı aşı çamurlarının aerobik granül üretimine etkisini/rolünü araştıran bir çalışma bulunmamaktadır (Liu ve Tay, 2004; Adav vd., 2008). Aşı çamuru tipinin aerobik granülasyona etkisinde çökme hızı, yüzey karakteristiği, mikrobiyel aktivitesi gibi faktörler etkili olmaktadır. Granülasyon için yüksek hidrofobisiteye sahip ve düşük yüzey yüküne sahip çamurlar tercih edilmektedir (Liu ve Tay, 2004). Bu projede, aşı çamuru tipinin aerobik granülasyona etkisi araştırılmıştır. Özellikle membran biyoreaktör çamurundan granül üretimi hedeflenmiş olup, aktif çamura kıyasla granül üretimindeki avantaj/dezavantajları belirlenmiştir. Harper vd. (2006) membran biyoreaktör çamurunun hidrofobisitesinin konvansiyonel biyoreaktörlere göre daha yüksek olduğunu belirtmiştir. Dolayısıyla, membran biyoreaktör çamuru granül üretiminde aktif çamura kıyasla daha avantajlı olabilir. Son yıllarda, aşı çamuru olarak bizzat aerobik granüllerin kullanıldığı aerobik granül membran biyoreaktör ve AKR+membran biyoreaktör çalışmaları gerçekleştirilmektedir (Xuan vd., 2010; Tu vd., 2010). Tu vd. (2010) membran biyoreaktör çamurundan aerobik granül üretimini araştırmışlardır; fakat bu çalışmada da çamur tipinin granülasyona etkisini karşılaştıracak şekilde çoklu çamur tipleri ile çalışılmamıştır.

2.3. Biyolojik azot giderimi

Biyolojik azot giderim teknolojileri fiziko-kimyasal proseslere nazaran daha ucuz teknolojiler olmaları sebebiyle yaygın olarak kullanılmaktadır. Tüm (toplam) azot giderimi nitrifikasyon ve denitrifikasyon olmak üzere iki ardışık biyolojik giderim mekanizmasını içerir. İlk kısmı oluşturan nitrifikasyon, iki farklı fizyolojik özellikteki bakteri grubunca aerobik ortamda gerçekleşir. Nitrifikasyon toplam amonyum azotunun (NH₃ + NH₄⁺) amonyum-oksitleyen bakteriler (AOB) tarafından nitrite (Denklem 2.1), nitritin de nitrit-oksitleyen bakteriler (NOB) tarafından nitrata dönüştürülmesi (Denklem 2.2) ile gerçekleşir. Her iki reaksiyonun ardışık gerçekleşmesiyle gözlenen nitrifikasyon reaksiyonu (Denklem 2.3) sonucu, ortam pH'sında düşüş gözlenir. Neredeyse tüm nitrifikasyon bakterileri kemolito-ototroftir ve karbon ihtiyaçlarını inorganik karbondan temin ederler (Tchobanoglous vd., 2004).



Denitrifikasyon reaksiyonu (Denklem 2.4) her spesifik azot bileşiminin spesifik bir enzimle katalizi sonucu anoksik veya indirgeyen ortamlarda gerçekleşir. Denitrifikasyon kemo-organotrofik, litotrofik, fototrofik bakterilerce ve bazı funguslarca gerçekleştirilmektedir (Schmidt vd., 2003). Azot gazı ana üründür, fakat NO⁻ ve N₂O-indirgeyici enzimlerin tamamıyla çalışmadığı koşullarda (örneğin yüksek oksijen derişimlerinde), NO ve N₂O gazları da son ürün olarak gözlemlenebilir (Schmidt vd., 2003). Azot bileşiklerinin elektron alıcı olarak yer aldığı denitrifikasyon reaksiyonunda elektron kaynağı olarak genellikle organik karbon (metanol, asetat, etanol ve laktat gibi) kullanıldığı gibi, sülfür ya da hidrojen de bazı bakterilerce kullanılabilir. Ayrıca, karbon kaynağı olarak dışarıdan bir sübstratın eklenmediği endojenik (içsel) denitrifikasyon da mümkündür (Tchobanoglous vd., 2004). Denitrifikasyon reaksiyonu sonucunda ortam pH'sında artış gözlenir.



AKR'ler hem pre-anoksik, post-anoksik hem de birleşik nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemi şeklinde işletilebilmektedir (Tchobanoglous vd., 2004). Aerobik granüllerle işletilen AKR'lerde, her bir granül birleşik nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemi şeklinde çalışabilmektedir. Granüllerin dış kısımlarında aerobik ve iç kısımlarında ise anoksik bölümlerin oluşması nitrifikasyon ve denitrifikasyonun gerçekleşmesi için imkân sağlamaktadır (de Kreuk vd., 2005).

2.4. Aerobik granüler çamurla azot giderimi

Anaerobik granüller yapıları gereği nütriyent gideriminde kullanılamamaktadır. Aerobik granüller ise içerdikleri aerobik heterotrofik bakteriler, ototrofik nitrifikasyon ve heterotrofik denitrifikasyon bakterileri sayesinde azot ve fosforu arıtılabilmektedirler (Liu ve Tay, 2004; de Kreuk vd., 2006; Adav vd., 2008). Azot gideriminde önemli yeri olan bir diğer granüler çamur türü ise anaerobik / anoksik koşullarda yaşayan, oksijene hassas ve yüksek azot derişimleri için oldukça uygun anammox bakterilerinin bulunduğu granüler çamurdur (Mulder vd., 1995). Anammox bakterilerinin fosforu arıtamadığı ve dahası fosforun anammox prosesi üzerinde inhibisyon etkisi olduğu belirlenmiştir (van de Graaf vd., 1996). Dolayısıyla, fosfor da içeren sentetik ve orijinal atıksuyun granüllerle gideriminin araştırıldığı bu projede, aerobik granülasyon esas alınmıştır. Ayrıca, aerobik granüllerle fosfor giderimi de araştırılmaya açık bir konudur.

Aerobik granüllerle nütriyent gideriminin araştırıldığı laboratuvar ölçekli çalışmalar oldukça fazla sayıdadır (örneğin; Morgenroth vd., 1997; Beun vd., 1999, 2002; Jiang vd., 2003; Peng vd., 1999; 2001; Qin vd., 2004; Figueroa vd., 2011). Örneğin, 0,8 mg/L ÇO derişiminde işletilen laboratuvar ölçekli bir AKR çalışmasında, giriş KOİ (600 mg/L) ve NH₄Cl (250 mg/L) derişimleri sırasıyla % 95 ve 99 verimle, toplam azot ise %75 verimle giderilmiştir (Peng vd., 2001). Hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyonun gözlemlendiği bir diğer çalışmada aerobik-anoksik döngüde geliştirilen aerobik granüllerin 500-600 mg/L'lik giriş KOİ değerini %95 giderdiği ve %97 oranında nitrifikasyon sağladığı gösterilmiştir (Jang vd., 2003). Karbonun kısıtlanmadığı fakat oksijen-kısıtlı ortamda, azot/ fosfor gideren kompakt ve yoğun aerobik granüllerin üretilebileceği (de Kreuk vd., 2006), düşük ÇO derişimlerinde ya da oksijen doygunluğunun %20 olduğu koşullarda heterotrofik bakterilerin granüllerin iç kısımlarında yaşayabileceği (de Kreuk vd., 2005) belirtilmiştir. Ortamdaki ÇO ve sübstrat derişimine göre belirlenen (de Kreuk vd., 2005) granül içerisindeki aerobik ve anoksik hacim oranının, etkin azot giderimi için önemli olduğu ve azot + fosfor giderimi için optimum granül boyutunun 1,2-1,4 mm ve optimum KOİ yükleme hızının ise 1,9 kg/m³.gün (ÇO= 2 mg/L ve sıcaklık 20°C) olduğu modelleme çalışmaları ile gösterilmiştir (de Kreuk vd., 2006). AKR'lere eklenecek anoksik bir periyotla, oksijenin granüllerin iç kısımlarına sürekli difüzyonu engellenebilir ve denitrifikasyon bakterilerinin gelişimi sağlanabilir (de Kreuk vd., 2005). Bu sayede, reaktör içi ÇO derişimlerinin çok yüksek olduğu koşullarda dahi (3-7 mg/L), denitrifikasyon gerçekleşebilmekte; dolayısıyla, aerobik koşullar altında aynı anda nitrifikasyon ve denitrifikasyon sağlanabilmektedir (Arrojo vd., 2004; Wang vd., 2007).

Aerobik granül çalışmalarında uzun süreli işletimlerde karşılaşılan bir problem granüllerin stabil yapısının bozunabilmesidir (Liu ve Tay, 2004). Bunun yanında, araştırmalar genellikle laboratuvar ölçekli çalışmalar boyutundadır. Pilot ölçekli aerobik granüler reaktör çalışmaları oldukça sınırlıdır (de Bruin vd., 2005; Liu vd., 2010; Giesen vd., 2012) ve bugüne kadar (yayınlanmış olan) aerobik granüllerle işletilen 1 küçük endüstriyel ölçekli tesis ve 4 adet pilot ölçekli tesis bulunmaktadır (Gao vd., 2011; Giesen vd., 2012). Aerobik granüllerle işletilen pilot ölçekli bir AKR'nin konvansiyonel evsel atıksu arıtma sistemlerine (aktif çamur sistemi) oranla %7-17 oranla daha düşük maliyet içerdiği, kapladığı alan bazında çok daha uygun olduğu, fakat yağmur suyu akışına daha hassas olduğu anlaşılmıştır (de Bruin vd., 2004).

Aerobik granülasyon çalışmaları ile ilgili bir diğer önemli nokta, çalışmaların çoğunun sentetik atıksuların arıtımına yoğunlaşması; orijinal atıksu ile yapılan çalışmaların sadece son yıllarda ivme kazanması ve dolayısıyla sınırlı sayıda olmasıdır. Bilindiği gibi orijinal atıksu sentetik atıksuya kıyasla çok daha karmaşıktır ve arıtılabilirlik çalışmaları farklı olacaktır. Bu nedenle, aerobik granüllerin çeşitli orijinal atıksuların arıtımında nasıl bir verim sağlayacağı araştırmaya açık bir konudur. Bugüne kadar bira fabrikası atıksuyu (Wang vd., 2007), malt atıksuyu (Schwarzenbeck vd., 2004a, 2004b), sulandırılmış domuz atığı (Figuroa vd., 2011), soya fasulyesi işleme atıksuyu (Su ve Yu, 2005), evsel (de Bruin vd., 2004) ve kentsel (Liu vd., 2010) atıksular, mandıra atıksuları (Arrojo vd., 2004; Schwarzenbeck vd., 2005), mezbaha atıksuyu (Yılmaz vd., 2007; Lemaire vd., 2008) ile arıtım ve (ya) aerobik granülasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Schwarzenbeck vd. (2005)'nin çalışmasında mandıra atıksuyu kullanılmış ve 125 mg/L çıkış KOİ derişimi ile %90 KOİ ve %80 N, %65 P arıtımı sağlanmıştır. Sentetik atıksuya kıyasla arıtım hızının çok daha yavaş olduğu kaydedilmiştir. Partikülce fazla olan (0,9 g/L TAKM) malt üretim atıksuyundaki KOİ'nin arıtımı 25-50 µm'nin altındaki partiküller için %80'lerde, bu boyutun üstündeki partiküller için ise %50'de sınırlı kalmıştır (Schwarzenbeck vd., 2004b). Askıda partikül derişimi yüksek olan sulandırılmış domuz atığı ile gerçekleştirilen bir diğer çalışmada (Figuroa vd., 2011) granül üretimi ve azot giderimi araştırılmış; OYH ve azot yükleme hızının sırasıyla 4,4 kg KOİ/m³.gün ve 0,83 kg N/m³.gün olduğu işletim koşullarında %87 KOİ ve % 70 N giderimi sağlanmıştır. OYH ve azot yükleme hızları sırasıyla 7,0 kg KOİ/m³.gün ve 1,26 kg N/m³.gün'e çıkarıldığında arıtım veriminin düştüğü gözlenmiştir. Bu tipteki atıksuların aerobik granüllerle arıtımında gözlenen yüksek çıkış AKM derişimi, ileri arıtıma ihtiyaç duyulabileceğini göstermektedir (de Bruin vd., 2004). Bu sebeple atıksudaki KOİ_{partikül} derişiminin reaktör içi AKM'ye oranının 0,12 gKOİ/g AKM_{çamur}'den daha az bir değerde tutulması tavsiye edilmektedir (Arrojo vd., 2004).

Partikülce yüksek ve azot içeren atıksulara yönelik bu çalışmalar benzeri agro-endüstriyel atıksular düşünüldüğünde umut vaat etmektedir. Agro-endüstriyel üretim (hayvancılık, yumurta/et tavuğu üretimi, peynir altı suyu, zeytin işleme atıksuyu-karasu), gıda endüstrisi (nişasta, balık işleme), gübre üretimi endüstrileri, sitrik asit üretim endüstrisi gibi birçok endüstri azot içeren atık/atıksu kaynaklarıdır (Strous vd., 1997). Agro-endüstriyel atıklarının ve atıksu arıtma tesisi çamurunun anaerobik çürütülmesi sonrasında oluşan geri-döngü atıksuyu da azotça zengindir. Bahsedilen bu konsantrite atık kaynaklarındaki NH₄⁺-N derişimi 2000 mg/L'ye kadar çıkabilmektedir (Strous vd., 1997). Bu projede optimum işletim koşullarının belirlendiği ortamda aerobik granüllerle agro-endüstriyel/orijinal atıksudan azot ve KOİ giderimi araştırılmıştır. Bu sayede, aerobik granüllerin arıtımda kullanıldığı farklı bir endüstriyel atıksu tipi ve bu atıksuya özgü işletim koşulları belirlenmiştir.

Granüler çamur kullanılarak yapılan çalışmalar tüm dünyada yoğun bir şekilde devam etmektedir. Özellikle, anaerobik granülasyon teknolojisi, birçok avantajları sebebiyle hem laboratuvar ölçekte çalışılmaya devam etmektedir; hem de birçok ülkede çeşitli atıksular için endüstriyel boyuttaki uygulamaları oldukça yaygındır. Ülkemizde ise, gerek çok yaygın olarak bilinen anaerobik granüllerin gerekse dünyada yoğun olarak araştırılmakta olan aerobik granüllerin, askıda çamurdan üretilmesine yönelik araştırmalar sınırlı sayıdadır (Sponza 2002a; 2002b; Dülekürgen vd., 2003; Sallis ve Uyanık, 2003; Ergüder ve Demirer, 2005a; 2005b, 2008; Dülekürgen ve Artan, 2006; Dülekürgen vd.,

2008;). Dolayısıyla, bu proje ile ülkemizde kapasite oluşturulması ve bilgi birikiminin artırılması da hedeflenmiştir.

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Aşı Çamuru

Çalışma-1: Başlangıç aşı çamuru tipinin granülasyona etkisinin araştırmak için aktif çamur ve membran biyoreaktör çamuru kullanılmıştır. Aktif çamur (AÇ), Ankara Büyükşehir Belediyesi- Atıksu Arıtma Tesisi aktif çamur ünitesinin geridöngü hattından alınmıştır. Membran biyoreaktör çamuru (MBÇ) ise ODTÜ-Membran Biyoreaktörünün membran ünitesinden alınmıştır. Kullanılan aşı çamurlarının Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM), Askıda Katı Madde (AKM) ve Çamur Hacim İndeksi (ÇHI) değerleri Tablo 1'de gösterilmiştir.

Çalışma-2: Bu bölümde aşı çamuru olarak Çalışma-1'in sonunda daha iyi verim alınan Membran Biyoreaktör çamuru kullanılmıştır. Kullanılan aşı çamurunun (MBÇ'nin) UAKM, AKM ve ÇHI değerleri Tablo 1'de sunulmuştur.

Çalışma-3: Bu çalışma, Çalışma-2'de elde edilen bulgular doğrultusunda giriş sülfat derişiminin granüler çamur ve arıtım performansına etkisini araştırmak amacıyla (Proje Önerisinde belirtilen iş paketlerine ek olarak) gerçekleştirilmiştir. Çalışma-3'de kullanılan aşı çamuru, Çalışma-2'de anoksik-aerobik döngüde işletilen reaktörde üretilen granüler çamurdur. Aşı çamuru olarak kullanılan granüler çamurun özellikleri Talo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. Tüm çalışmalarda kullanılan aşı çamurunun özellikleri

Çalışma No	Çamur tipi*	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	ÇHI ₃₀ (mL/g)*
Çalışma-1	Membran Biyoreaktör Çamuru	8560 ± 226	5740 ± 113	103
	Aktif Çamur	4640 ± 289	3860 ± 158	134
Çalışma-2	Membran Biyoreaktör Çamuru	2730 ± 320	1980 ± 114	256
Çalışma-3	Aerobik granüler çamur	5750 ± 212	5300 ± 113	34
Çalışma-4	Aerobik granüler çamur	6050	4760	36
Çalışma-5	Aerobik granüler çamur	4910	4180	37
Çalışma-6	Aerobik granüler çamur	10920	6000	18

* ÇHI: Çamur Hacim İndeksi

Çalışma-4, 5 ve 6: Bu çalışmalarda, aşı çamuru olarak Çalışma-2'de anoksik-aerobik döngüde işletilen reaktörde geliştirilen aerobik granüler çamur kullanılmıştır. Aşı çamurlarının özellikleri Talo 1'de verilmiştir.

3.2. Besin Çözeltilisi

Deneylerde kullanılan besin çözeltisinin içeriği Tablo 2'de gösterilmiştir. Bu içerik, Smolders vd. (1994), Ergüder ve Demirer (2005a; 2005b), Fang vd. (2009) ve Shi vd. (2010) tarafından yapılan aerobik-anoksik (ya da mikroaerobik) granülasyon çalışmalarında ve azot-fosfor giderim çalışmalarında kullanılan nütriyent çözeltileri ve derişimleri kısmi olarak değiştirilerek hazırlanmıştır. Tablo 2'de görüldüğü üzere, karbon kaynağı olarak, heterotrofik denitrifikasyon bakterileri ve aerobik heterotrofik mikroorganizmalar için asetik asit (HAc); ototrofik nitrifikasyon bakterileri için ise bikarbonat kullanılmıştır. Denitrifikasyon bakterileri için nitrat azotu kaynağı olarak NaNO₃ kullanılmıştır. Sıklıkla hazırlanan besin çözeltisi, pH değeri sodyum hidroksit (NaOH) ve hidroklorik asit (HCl) ile 7'ye ayarlandıktan sonra +4°C'daki buzdolabında muhafaza edilmiş, besin pompası ile reaktörlere iletilmiştir.

Tablo 2'de belirtildiği üzere, HAc, NH₄Cl, NaNO₃ ve NaHCO₃ için verilen değerler Çalışma-1'de kullanılan derişimlerdir. Diğer çalışmalarda amaca besin içeriği bazında yapılan değişiklikler deneysel yöntemin anlatıldığı bölümde (Bölüm 3.4) her çalışma için ayrı olarak belirtilmiştir.

Tablo 2. Besin çözeltisi içeriği

Besin çözeltisi içeriği*			** Mikronutrient çözeltisi		
HAc	1,78	mL/L	FeCl ₂ .4H ₂ O	1,5	g/L
NH ₄ Cl	1530	mg/L	H ₃ BO ₃	0,15	g/L
NaNO ₃	486	mg/L	CuCl ₂ .2H ₂ O	0,02	g/L
NaHCO ₃	3000	mg/L	KI	0,18	g/L
MgSO ₄ .7H ₂ O	180	mg/L	MnSO ₄ .H ₂ O	0,1	g/L
CaCl ₂ .2H ₂ O	160	mg/L	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,044	g/L
Na ₃ PO ₄ .12H ₂ O	122	mg/L	ZnCl ₂	0,057	g/L
Yeast extract	2	mg/L	CoCl ₂ .6H ₂ O	0,15	g/L
Mikronutrient çözeltisi**	0,6	mL/L	EDTA	10	g/L

* Besin içeriği: 2000 mg/L KOİ, 400 mg/L NH₄-N, 80 mg/L NO₃-N ve 10 mg/L PO₄-P

* HAc, NH₄Cl, NaNO₃ ve NaHCO₃ için verilen değerler Çalışma-1'de kullanılan derişimlerdir. Diğer çalışmalar sırasında amaca yönelik olarak yapılan değişiklikler ilgili bölümlerde belirtilmiştir.

3.3. Ardışık Kesikli Reaktörler ve Genel İşletim Protokolü

Tüm çalışmalarda pleksiglas malzemeden yaptırılmış 8 cm iç çap ve 60 cm derinliğe sahip olan silindir şeklindeki ardışık kesikli reaktörler (AKR) kullanılmıştır. Reaktörlerin etkin hacmi 2,45 litredir. Reaktörlerin hacimsel değişim oranı (volumetric exchange ratio) %50 olarak belirlenmiştir. Bu değer, değişim oranı için optimum olarak verilen % 35 – 50 aralığındadır (Liu vd., 2003).

Tüm AKR'ler 6 saatlik döngülerle ve 12,3 saatlik hidrolik bekleme süresinde (HBS) işletilmiştir. Bir döngü besleme, anoksik periyot, aerobik periyot, çöktürme ve boşaltım olmak üzere ardışık 5 periyottan oluşmaktadır ve günde 4 döngü uygulanmıştır. Çalışma-2'de uygulanan farklı periyot dizini ilgili bölümde (Bölüm 3.4) anlatılmıştır. Reaktörler, anoksik periyot süresince sadece karıştırıcı (48 devir/dk) ile karıştırılmış ve sistemin çözünmüş oksijen derişimi yüzeye en yakın kısımda dahi 0,2-0,5 mg/L'nin altında tutulmuştur. Aerobik periyot sırasında ise reaktörler 180 L/saat kapasiteli havalandırma pompası ile havalandırılmış ve karıştırıcılar tamamen durdurulmuştur. Bunun sebebi, flok/granüller üzerinde mekanik karışım kaynaklı deformasyon etkisini azaltmaktır. Dolayısıyla, havalandırma işlemi, sadece çözünmüş oksijen sağlamak amaçlı değil; aynı zamanda havalandırma ile dikey kesme kuvveti yaratarak granülasyonu hızlandırmak ve reaktör içeriğinin (flokla kıyasla ağır olan granüllerin) homojen bir şekilde karışmasını sağlamak amacıyla da gerçekleştirilmiştir. Bu sebeple, aerobik periyot süresince (amaçlanmasa da) 6 mg/L'nin üzerinde çözünmüş oksijen derişimleri elde edilmiştir. Reaktör içeriğinin granüler çamurla baskın hale geldiği çalışmaların (Çalışma-2'de 25.gün sonrasında, ve Çalışma-3, 4, 5 ve 6'da) anoksik periyotlarında, granüler yapıya zarar vermemek amacıyla (ağır olan granül çamur yatağının karışmasında etkin olmayan) karıştırıcılar kullanılmamıştır.

Reaktörler 20-26°C'daki laboratuvar ortamında işletilmiştir. Reaktör içi sıcaklık değerleri 16-24°C arasında değişkenlik göstermiştir. Reaktörlerin döngü koşulları; anoksik ve aerobik periyotlar; reaktörlerin besleme ve boşaltılması ayarlanabilir zaman kontrolörler yardımıyla otomatik olarak kontrol edilmiş ve işletilmiştir.

3.4. Deneysel Yöntem

Çalışma-1: Aşı çamur tipinin granülasyona ve arıtım verimine etkisinin araştırıldığı bu çalışmada 2 adet özdeş AKR'nin her biri farklı aşı çamuru ile aşılanarak, Tablo 3'de gösterilen işletim koşulları

doğrultusunda işletilmiştir. Buna göre, her iki AKR'de aynı süre ve tipte periyotlar ve döngüde ve aynı HBS'de (12,3 saat) işletilmiştir.

Bu çalışmada, reaktör içi döngü başlangıç derişimleri 1000 mg/L KOİ, 200 mg/L NH₄-N, 80 mg/L NO₃-N ve 10 mg/L PO₄-P'dir. Bu değerler, aerobik granülasyon ve nitrifikasyon çalışmaları (Yılmaz vd., 2007; Lemaire vd., 2008; Pijuan vd., 2009; Fang vd., 2009; Shi vd., 2010) ve nitrifiye granüler çamur üretimi için literatürde verilen optimum değer aralığı (100-250 mg/L NH₄-N; Shi vd., 2010) dikkate alınarak belirlenmiştir. Tablo 2'den hesaplanabileceği üzere, besin çözeltisindeki KOİ, N, ve P derişimleri, reaktörlerin %50'lik hacimsel değişim oranı (dolayısıyla seyreltme etkisi) hesaba katılarak reaktör içi hedeflenen derişimlerin iki katı konsantr olacağı şekilde hazırlanmıştır. Diğer bir değişle, besin çözeltisi teorik olarak 2000 mg/L KOİ, 400 mg/L NH₄-N, 80 mg/L NO₃-N ve 20 mg/L PO₄-P içermektedir. Reaktörlerin organik yükleme hızı (OYH) 3,9 g KOİ/L.gün, toplam azot yükleme hızı da 0,86 g N/L.gün'dür. Bu çalışmada uygulanan KOİ/TN oranı (KOİ/TN: 4,16), literatürdeki çalışmalarda granül oluşumuna uygun olduğu belirtilen 1,6-20 aralığındadır (Liu vd., 2003; Yılmaz vd., 2007; Lemaire vd., 2008; Li vd., 2011). Bahsedilen çalışmalardan farklı olarak, bu projede, askıda çamurdan hem karbon hem de azot giderimini gerçekleştiren granüler çamur üretimi hedeflendiği için, heterotrofik denitrifikasyon mikroorganizmaları için besin çözeltisi nitrat azotu da içermektedir.

Tablo 3. Çalışma-1 ve Çalışma-2'de uygulanan işletim koşulları ve literatür çalışmalarında tavsiye edilen / uygulanan işletim parametreleri - değer aralıkları

Parametre	İşletim değerleri	Tavsiye edilen değer aralığı*
Çöktürme süresi	1-25 dakika	1-2 dakika
Boşaltma süresi	2 dakika	1-20 dakika
Döngü süresi	6 saat	4-8 saat
Değişim oranı	%50	%35 -50
Hidrolik bekletme süresinde (HBS)	12,3 saat	3-24 saat
Yukarı hava akış hızı	1-2 cm/s	> 1,2 cm/s
Organik yükleme hızı (OYH)	3,9 g KOİ/L.gün (2,94)*	2,5 - 15 g/L.gün
Toplam azot yükleme hızı (NYH)	0,87 g TN/L.gün (0,47)*	0,15-0,48 g/L.gün
Başlangıç KOİ derişimi	1000 mg/L (750)*	250-1800 mg/L
Başlangıç NH ₄ -N derişimi	200 mg/L (100)**	40-240 mg/L
KOİ/ NH ₄ -N	5 (7,5)**	1,6 – 4,9 ***
N/C	20/100	5/100 – 30/100

* Referanslar: Quarmby ve Forster, 1995; Tay vd., 2001a, 2001b; Zeng vd., 2003; Jiang vd., 2003; Liu vd., 2003a; 2003b; 2003c; Liu ve Tay, 2004; Tay vd., 2004a; 2004b; Qin ve Liu, 2006; Yılmaz vd., 2007, Lemaire vd., 2008; Pijuan vd., 2009; Fang vd., 2009; Liu vd., 2010; Shi vd., 2010

** Parantez içi verilen değerler, Çalışma-1'den farklı olarak, Çalışma-2'de uygulanan/kullanılan miktarı göstermektedir.

*** Amaca göre oran 20'ye kadar çıkabilmektedir.

Çalışma-2: Bu çalışmada, Çalışma-1'in sonuçlarına göre granülasyon ve arıtımda daha yüksek performans sağlayan membran biyoreaktör çamuru kullanılmış, belirlenen optimum işletim koşullarında anoksik-aerobik periyot dizini farkının granülasyon ve arıtım verimine etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla, öncelikle bir adet AKR'de aklımasyon çalışması gerçekleştirilmiştir. İşletim koşullarına ve besine aklime edilen askıda çamur daha sonra 2 adet özdeş AKR'ye eşit hacimlerde bölünmüştür. Tablo 3'de verilen işletim koşulları her iki reaktöre de uygulanmıştır. İki reaktörün işletimindeki tek fark bir döngü içerisinde uygulanan anoksik periyot ve aerobik periyot sıralamasıdır. Diğer bir değişle, bir reaktörde anoksik-aerobik periyot dizini (R1) uygulanırken, diğer reaktörde aerobik-anoksik periyot dizini (R2) uygulanmıştır.

Besin çözültisi olarak içeriği Tablo 2'de verilen çözülti kullanılmıştır. Fakat Çalışma-1'in sonuçları doğrultusunda, besin çözültisindeki KOİ, NH₄-N ve NaHCO₃ derişimleri değiştirilmiş; reaktör içi döngü başlangıç değeri olarak 750 mg/L KOİ, 100 mg/L NH₄-N ve 1500 mg/L NaHCO₃ uygulanmıştır. Reaktör içi başlangıç NO₃-N ve PO₄-P derişimleri sırasıyla 40 ve 10 mg/L olarak ayarlanmıştır. Uygulanan KOİ/TN oranı 5,35; KOİ/(Toplam amonyum azotu; TAN) oranı ise 7,5'dur.

Çalışma-3: Çalışma-2'de elde edilen bulgular doğrultusunda besindeki (giriş) sülfat derişiminin artırım verimini etkileyebileceği anlaşılmıştır. Dolayısıyla bu çalışma, giriş sülfat derişiminin granüllerin artırım performansına ve granüler çamura etkisini araştırmak amacıyla (Proje Önerisinde belirtilen iş paketlerine ek olarak) gerçekleştirilmiştir.

Bir adet AKR, alışma-2'de anoksik-aerobik periyotta işletilen R1 reaktörünün (42-63.günlerini kapsayan) işletim koşullarına eş koşullarda çalıştırılmıştır. İşletimde farklı olarak, besin çözültisindeki sülfat derişimi kademeli olarak artırılmıştır. Sülfat kaynağı olarak, Tablo 2'de belirtildiği üzere, MgSO₄.7H₂O kullanılmış ve reaktör 35,1 mg/L SO₄, 46,8 mg/L SO₄, 52,6 mg/L SO₄, 58,5 mg/L SO₄ ve 70,2 mg/L SO₄ başlangıç derişimlerinde işletilmiştir. Besin KOİ, TAN, NO₃-N ve PO₄-P derişimleri sırasıyla 1500, 200, 20 ve 10 mg/L olarak sabit değerde tutulmuştur. Besin çözültisindeki diğer nütriyent içeriği ve derişimleri Tablo 2'de belirtildiği gibidir.

Çalışma-4: Bu çalışmanın amacı farklı giriş KOİ/TAN oranlarının granüllerin KOİ giderimine, nitrifikasyon-denitrifikasyon verimine ve granüler çamurun yapısına etkisinin araştırılmasıdır. Çalışma-2'de üretilen aerobik granüler çamur aşı çamuru olarak kullanılmıştır. Granüler amur öncelikle bir adet AKR'ye aşılanarak, yeterli AKM içeriğine ulaşana kadar işletilmiştir. Sabit artırım verimi ve yeterli miktarda AKM sağlandığında, granüler çamur 2 özdeş AKR'ye eşit hacimde paylaştırılmıştır. Gerek tek, gerekse 2 AKR'nin işletildiği dönemde; Tablo 4'de gösterilen işletim koşulları uygulanmıştır.

Tablo 4. Çalışma-4, alışma-5 ve çalışma-6'da uygulanan işletim koşulları

Parametre	İşletim koşulları		
	çalışma-4	çalışma-5	alışma-6
Besleme süresi	5 dakika	5 dakika	5 dakika
Anoksik Periyot	43 dakika	43 dakika	43 dakika
Aerobik Periyot	309-305 dakika	309	305 dakika
öktürme süresi	1-5 dakika	1-5 dakika	1-5 dakika
Boşaltma süresi	2 dakika	2 dakika	2 dakika
Döngü süresi	6 saat	6 saat	6 saat
Değişim oranı	% 50	% 50	% 50
Karbon kaynağı	HAc	HAc	Endüstriyel atıksu
Hidrolik bekletme süresi (HBS)	12,3 saat	12,3 saat	12,3 saat
Yukarı hava akış hızı	1,5 cm/saniye	1,5 cm/saniye	1,5 cm/saniye
Organik yükleme hızı (OYH)	0,4-12 g/L.gün KOİ	0,75-12 g/Lgün KOİ	0,07-6,97g/Lgün KOİ
Toplam azot yükleme hızı (NYH)*	0,4 g/Lgün NH ₄ -N	0,1-1,6 g/Lgün NH ₄ -N	0,01-0,11 g/Lgün NH ₄ -N
Besin (Giriş) KOİ derişimi	200-6000mg/L	375 - 6000 mg/L	68 - 3845 mg/L
Besin (Giriş)TAN derişimi	200 mg/L	50 - 800 mg/L	22 - 56
KOİ/TAN oranı	1-30	7,5	2,26 - 73,2

* Çalışma 4 ve çalışma 5 için TAN = TN; NYH; g TAN/L.gün veya g TN/L.gün

Tablo 4'de görüldüğü üzere, çalışmanın başında, öncelikle giriş KOİ/TAN oranı olarak çalışma-2'de uygun olduğu belirlenen 7,5 değeri (derişim bazında 1500 mg/L KOİ / 200 mg/L TAN) uygulanmıştır. Çalışmanın amacı doğrultusunda, 1-30 aralığında KOİ/TAN oranını sağlamak için besin çözültisine eklenen HAc derişimleri işletim süresince kademeli olarak azaltılmış veya artırılmış; NH₄Cl ise 200 mg/L NH₄-N'de sabit tutulmuştur. Birinci AKR olan R1'de besine eklenen asetik asit miktarı artırılarak

giriş KOİ/TAN oranı 7,5'tan 30'a kademeli olarak artırılmıştır. İkinci reaktör R2'de ise asetik asit miktarı azaltılarak KOİ/TAN oranı 7,5'tan 1'e kademeli olarak düşürülmüştür. AKR'lere uygulanan giriş KOİ/TAN oranları ve reaktör içi döngü (başlangıç) KOİ ve TAN derişimleri Tablo 5'de detaylı olarak verilmiştir. Besin çözeltilisindeki nitrat azotu (NaNO₃) içeriği, 4. hafta sonunda nitrifikasyonla yeterli nitratın oluşması sonucu yarıya indirilmiştir.

Tablo 5. Çalışma 4'de işletim süresince uygulanan giriş (besin) KOİ/TAN oranları, KOİ ve TAN derişimleri ve yükleme hızları

Çamur aşılmasını takiben yaklaşık 1 haftalık tek reaktör işletimi					
KOİ(mg/L)	TAN(mg/L)	KOİ/ TAN	OYH (g KOİ/Lgün)	NYH (gTAN/Lgün)	
1500	200	7,5	3	0,4	
Çamur bölünmesi ve farklı KOİ/TAN oranları çalışması					
R1 için yapılan derişiklikler***					
Gün	KOİ(mg/L)	TAN(mg/L)	KOİ/ TAN	OYH (g KOİ/Lgün)	NYH (gTAN/Lgün)
1-10	1500	200	7,5	3	0,4
11-67	2000	200	10	4	0,4
71-81	4000	200	20	8	0,4
82-101	6000	200	30	12	0,4
R2 için yapılan derişiklikler					
Gün	KOİ(mg/L)	TAN(mg/L)	KOİ/ TAN	OYH (g KOİ/Lgün)	NYH (gTAN/Lgün)
1-10	1500	200	7,5	3	0,4
11-28	1000	200	5	2	0,4
29-59	700	200	3,5	1,4	0,4
60-79	400	200	2	0,8	0,4
80-101	200	200	1	0,4	0,4
*** R1'de 46-47.günlerde 1000 mg/L / 100 mg/L reaktör giriş KOİ/TAN derişimi; 68-69. günlerde toksik şoku önlemek amacıyla 4000/100 KOİ/TAN giriş derişimi uygulanmıştır.					

Çalışma-5: Bu çalışmanın amacı aerobik granüllerle arıtımın sağlanabildiği maksimum yükleme hızlarının (OYH ve NYH) belirlenmesi ve bu yükleme hızlarının granüler yapıya ve giderim verimine etkisinin araştırılmasıdır. Bu amaçla, Çalışma-2'de uygun işletim koşullarında üretilen aerobik granüler çamur bir adet AKR'ye aşılmalıdır. AKR'nin işletim koşulları Tablo 4'de verilmiştir.

Sentetik atıksu olarak Tablo 2'deki besin çözeltilisi, KOİ ve NH₄-N deriştirilerek (1500 mg/L KOİ, 200 mg/L NH₄-N) hazırlanmış, nitrat azotu (NaNO₃) eklenmemiştir. Diğer bir deyişle, giriş (besin) derişimleri öncelikle 375 mg/L KOİ, 50 mg/L NH₄-N, 0 mg/L NO₃-N ve 5 mg/L PO₄-P şeklindedir. Nitratın besine eklenmemesinin sebebi, Çalışma-4'ten elde edilen sonuçlar doğrultusunda nitrifikasyonun gerçekleştiği ve ortamda bir sonraki döngü için denitrifikasyon kaynağı olarak kullanılabilir miktarda nitratın oluşması, dolayısıyla, ek bir denitrifikasyon kaynağına gerek duyulmamasıdır. Buna ek olarak Çalışma-4'te 1800 mg/L olan NaHCO₃ miktarı elde edilen deneyimler sonucu Çalışma-5'te 551 mg/L'ye düşürülmüştür. NaHCO₃ derişimi belirlenirken, nitrifikasyon için karbon kaynağı olan HCO₃'ün sınır miktarda olmamasına ve HCO₃/NH₄-N oranının 8'den az olmamasına dikkat edilmiştir (Yang vd., 2004). Reaktör içi KOİ/TAN ve KOİ/TN oranları başlangıçta 7,5'tur. Çalışma sürecinde, HAc ve NH₄Cl miktarları hedeflenen KOİ ve TAN yükleme hızlarını sağlayacak şekilde (sabit KOİ/TAN oranında) kademeli olarak artırılmıştır.

Çalışma-6: Bu çalışmada, Çalışma-2'de geliştirilen aerobik granüler çamur kullanılarak, endüstriyel atıksudan KOİ ve azot gideriminin araştırılması amaçlanmıştır. Bu sayede endüstriyel atıksuyun

granüler çamur üzerindeki etkilerinin de incelenmesi hedeflenmiştir. Atıksu olarak, Ankara Şeker Fabrikası proses suyu (proses atıksuyu) kullanılmıştır. Kullanılan iki atıksu tipinin özellikleri Tablo 6'da verilmiştir. Bilindiği kadarıyla, bugüne kadar bu atıksu tipi ile granülasyon çalışması veya granüler çamurla arıtım çalışması gerçekleştirilmemiştir (Tablo 7). Hem bu sebeple hem de arıtılması planlanan proses suyuyla, karakteristiği gereği, diğer çalışmalarda denenen OYH ve NYH aralıklarında çalışılabileceği için, şeker fabrikası proses atıksuyu seçilmiştir. Fakat proses atıksuyu uygulaması öncesinde, reaktörü atıksuya alıştırmak ve anaerobik tesisi çıkış suyunun arıtılabilirliğine bakmak için, öncelikle, değerleri proses suyundan daha düşük olan (Ankara Şeker Fabrikası) anaerobik arıtma ünitesi çıkış suyu da alınmış ve reaktöre beslenmiştir (Tablo 6).

Tablo 6. Çalışma-6 'da kullanılan endüstriyel atıksuların özellikleri

Parametre	Değer	
	Anaerobik çıkış suyu	Şeker fabrikası proses atıksuyu
Toplam KOİ (tKOİ) (mg/L)	245 ± 16	4280±260
(Çözünebilir) KOİ (çKOİ) (mg/L)	111 ± 16	3055±183
AKM (mg/L)	274 ± 14	2255 ± 250
UAKM (mg/L)	167 ± 29	1143 ± 160
NO ₃ -N (mg/L)	28,5 ±13,2	9,5±1,5
NO ₂ -N (mg/L)	21,3 ± 3	3,1 ±1,5
TAN (mg/L)	37,8 ± 2,8	32,9 ± 4,37
Toplam fosfor (TP) (mg/L)	2,2±1	7,8±0,8
Sülfat (mg/L)	4±1	10±2
pH	8,1	6,35 ±0,5
Alkalinite (mg/L CaCO ₃)	755±78	1480±108

Deneylerde, granüler çamurla aşılana bir adet AKR günde 4 döngü, anoksik-aerobik periyotlarında ve 12,3 saatlik HBS'de işletilmiştir (Bölüm 3.3). Öncelikle sentetik atıksu ile aklimasyon çalışması yapılmıştır. Aklimasyon sonrasında, Fabrika anaerobik tesis çıkış suyu, reaktöre kademeli olarak beslenmeye başlamıştır (günde 4 döngü beslemek yerine, kademeli olarak önce 1, sonra 2 ve en son 4 döngü beslemek). Reaktör, anaerobik çıkış suyu ile 32 gün boyunca işletilmiştir. Gün 33 ve sonrasında, reaktöre özellikle (çözünmüş) KOİ, toplam KOİ (tKOİ), AKM ve UAKM derişimleri bazında daha yüksek değerlere sahip (herhangi bir ön arıtıma tabi olmamış) Şeker Fabrikası çıkış suyu beslenmiş ve reaktör benzer işletim koşullarında çalıştırılmıştır (Tablo 4). Çalışma süresince, her iki atıksuya herhangi bir kimyasal eklenerek özellikleri değiştirilmemiştir. Sadece, reaktöre besleme öncesinde, çöktürme tanklarında uygulanan fiziksel arıtıma eş değer olacak şekilde 1-2 saatlik çöktürme uygulanmış ve atıksulardan çökebilir katının giderimi sağlanmıştır (Tablo 6).

Tablo 7. Literatürde endüstriyel atıksularla yapılan aerobik granülasyon çalışmaları

Atıksuyun tipi	Parametre (mg/L)	Oran	Yükleme hızı	Maksimum arıtım verimi (%)	Ref
Kağıt üretimi atıksuyu	tKOİ: 2100-3000 AKM: 1050	KOİ/ TN: 52-130	*4,1 g/Lgün KOİ	KOİ: > 90	1
Süt ürünleri üretimi atıksuyu	tKOİ: 2800 çKOİ: 1500 TN : 140 AKM: 300	KOİ/ TN: 20	4.5- 5.9 g/Lgün KOİ *0.23-0.3 g/Lgün TN	KOİ: 90 TN: 80	2
Mezbaha atıksuyu anaerobik arıtım çıkış suyu	tKOİ: 1480 çKOİ: 1072 NH4-N: 222 TN: 237 AKM: 205	KOİ/ NH4-N: 6,7	2,7 g/Lgün KOİ 0,4 g/Lgün NH4-N 0,43 g/Lgün TN	KOİ: 68 TN: 86	3
Bira üretimi	tKOİ: 1300-2300 çKOİ: 1000-2000 NH4-N:15-28 TN: 30-37	KOİ/ NH4-N:83,7** KOİ/ TN: 53,7**	2.6-4.6 g/Lgün KOİ 0.18-0.32 g/Lgün NH4-N	KOİ: 89 TN: 89	4
Toksik organiklerce zengin endüstriyel atıksu ve anaerobik asidojenik reaktor çıkış suyu	tKOİ: 1000 -500 NH4-N: 50 TN: 100 AKM: <10	**KOİ/ NH4-N: 15 **KOİ/ TN: 7.5	*1.5 g/Lgün KOİ * 0,1 g/Lgün NH4-N * 0,2 g/Lgün TN	KOİ: 80 TN: 40 NH4-N: 90	5
% 40 evsel %60 endüstriyel atıksu karışımı.	çKOİ: 250-1800 NH4-N: 39-93	çKOİ/ NH4-N: 16.7	-.	KOİ: 80 NH4-N: 98	6
Malt endüstrisi atıksuyu	tKOİ: 1700 çKOİ: 470 NH4-N: 3 TN: 45 AKM: 950	KOİ/ NH4-N: 567 KOİ/ TN: 37.8	3.2 g/Lgün KOİ *0.006-0.085 g/Lgün TN	KOİ: 50 çKOİ: 80	7
Soya fasülyesi üretimi atıksuyu	tKOİ: 2000* çKOİ: 2110±260 AKM: 97± 11	KOİ/ NH4-N: 305	20,5 g/Lgün KOİ 6 g/Lgün NH4 -N	KOİ: 98-99	8
Mezbaha atıksuyu	tKOİ: 7685±646 çKOİ: 5163±470 NH4-N: 50±12 TKN: 1057 AKM: 1742± 116	KOİ/ NH4-N: 154 KOİ/ TKN: 7,3	2.6 -2.7 g/Lgün KOİ *0,02 g/Lgün NH4-N *0,37 g/Lgün TN	KOİ:98.6 TN: 97.4	9
Palm yağı üretimi atıksuyu	*tKOİ: 6100 *AKM: 3550	-	3 -6 g/Lgün KOİ	KOİ: 88	10
Petrokimya endüstrisi atıksuyu	tKOİ: 282± 20 NH4-N: 42.9	KOİ/ NH4-N: 6-7	2 g/Lgün KOİ 0,16 g/Lgün NH4-N	KOİ: 92 NH4-N: 97	11
Laboratuvarda hazırlanan endüstriyel çıkış suları ***	tKOİ: 350-1750 çKOİ: 200-1300 NH4-N: 25-220 AKM: 30-900	KOİ/NH4-N: 6,7-16	0.7-5 g/Lgün KOİ 0.15-0.65 g/Lgün NH4-N	KOİ: 60-97 KOİ: 15-76	12
Tekstil sektörü atıksuyu	*tKOİ: 600 *NH4-N: 42	*KOİ/NH4-N :14.3	2,4 g/Lgün KOİ *0,168 g/Lgün NH4-N	KOİ: 94-96	13
Domuz gübresi	tKOİ: 579-15932 çKOİ: 560-13689 NH4-N:95-1823 AKM: 100±50	KOİ/ TN: 5.5-8	4,4-7 g/Lgün KOİ 0,83-1,3 g/Lgün TN	TOK: 87 TN:70	14
Malt atıksuyu	tKOİ: 1700 çKOİ: 470 NH4-N: 3 TKN:45 AKM: 950	KOİ/ NH4-N: 567 KOİ/ TKN: 38	3,4 g/Lgün KOİ 0,006 g/Lgün NH4-N 0,089 g/Lgün TN	tKOİ: 50 çKOİ: 80	15

Atıksuyun tipi	Parametre (mg/L)	Oran	Yükleme hızı	Maksimum arıtım verimi (%)	Ref
Sentetik atıksu ve süt ürünleri endüstrisi atıksuyu	tKOİ: 500-1800 çKOİ : 300-1500 NH4-N: 30-180 TN: 25-200 AKM: 200 -200	*KOİ/ NH4-N: 10-17	1-7 g/Lgün KOİ 0.1-0.7 g/Lgün NH4-N	KOİ: 95 TN: 80	16
Mezbaha atıksuyu	tKOİ: 600-783 çKOİ: 265-384 NH4-N: 215-240 TN: 225-277 AKM: 185-217	*KOİ/ NH4-N: 3 *KOİ/TN: 2.76	2.7 g/Lgün KOİ 0,43 g/Lgün TN	tKOİ : 68 çKOİ: 85 TN: 86 çN: 93	17
Seyreltik Palm yağı üretimi atıksuyu	tKOİ: * 625 NH4-N: 45 TN: * 31.3 AKM 185-217	KOİ/TN: 20	2.5 g/Lgün KOİ *0.125 g/Lgün NH4-N	KOİ: 91 NH4-N: 98	18

*İlgili dokumandan hesaplanmıştır

**Ortalama değerler

***Süt ürünleri, balık konserveçiliği, deniz ürünleri endüstrileri, domuz çiftliği atığı kullanılmıştır.

Referanslar: 1) Hailei vd., 2006; 2) Schwarzenbeck vd., 2005; 3) Lemaire vd., 2008; 4) Wang vd., 2007a; 5) Liu vd., 2011; 6) Liu vd., 2010; 7) Schwarzenbeck 2004a; 8) Su vd., 2005; 9) Cassidy vd., 2005; 10) Gobi vd., 2011; 11) Zhang vd., 2011; 12) Val del Rio vd., 2012; 13) Muda vd., 2010; 14) Figueroa vd., 2011; 15) Schwarzenbeck vd., 2004b; 16) Arrojo vd., 2004; 17) Yılmaz vd., 2007; 18) Abdullah vd., 2011.

3.5. Analitik Yöntem

Reaktörlerin arıtım verimini incelemek amacıyla, günde 4 döngü olarak işletilen reaktörlerin ilk döngüsünden başlangıç numunesi (besleme periyodu sonrasında reaktör içinden alınan numune), anoksik periyot sonu ve aerobik periyot sonu (döngü sonu) numuneleri alınarak KOİ (çKOİ) ve azot bileşikleri analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca, besin (giriş) numuneleri de periyodik olarak analiz edilmiştir. çKOİ ve azot bileşikleri analizleri öncesinde numuneler 0,45 µm'lik filtre kağıtlarından (ya da 0,45 µm'lik şırınga filtrelerinden) süzölmüştür. *Giderim verimleri hesaplanırken, besin olarak sentetik atıksuyun kullanıldığı Çalışma 1-5 için rapordaki gösterimlerde bu değerler (çözünmüş) kullanılmış; çözünmüş kimyasal oksijen derişimi KOİ ile gösterilmiştir. Endüstriyel atıksuyun kullanıldığı Çalışma-6'da da, şekillerde çözünebilir kimyasal oksijen derişimi KOİ ile gösterilmiş; toplam KOİ giderimine yönelik bilgiler 'tKOİ' ile yazım içerisinde belirtilmiştir.* Çözünebilir KOİ analizleri için EPA onaylı reaktör çürütme metodu uygulanmıştır (Hach Water Analysis Handbook, 1989). Toplam KOİ (tKOİ) analizleri Standart Metod'a göre gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 2005).

NO₂⁻-N ve NO₃⁻-N analizleri İyon Kromatograf (IC) cihazı ile gerçekleştirilmiştir. İyon kromatografi analizleri öncesinde süzöntü numuneler iletkenliklerine göre seyreltilmiştir. NO₂⁻-N ve NO₃⁻-N analizlerinin IC ile yapılamadığı koşullarda, Hach DR2800 cihazında EPA onaylı kadmiyum indirgeme metodu ile NO₃⁻-N, ferrik sülfat metodu ile de NO₂⁻-N analizleri spektrofotometrik olarak gerçekleştirilmiştir (Hach Water Analysis Handbook, 1989). TP, TAN (NH₄⁺-N + NH₃-N) analizleri Standart Metod'a göre gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 2005). SO₄ ve çözünmüş toplam sülfür analizleri için sırasıyla SulfaVer 4 bulanıklık metodu ve Metilen mavisi metodu kullanılmıştır (Hach Water Analysis Handbook, 2012). Aşı çamuru ve reaktör içi ve reaktör çıkış suyundaki AKM ve UAKM derişimleri ve alkalinite ölçümleri Standart Metod'a göre gerçekleştirilmiştir (APHA, AWWA ve WEF, 2005). Bahsedilen analizler iki numune için tekrarlanmış, grafiklerde ortalama değerler sunulmuştur.

Çözünmüş oksijen derişimi aerobik ve anoksik periyotların ortasında bir DO metre ve DO probuyla ölçölmüştür. Reaktör pH'sının sabit bir değer aralığında tutulması genellikle hedeflenmemiş; reaktör pH değerleri periyot sürelerinin ortasında düzenli olarak pH-metre/probu ile ölçölerek izlenmiştir.

Granülasyon sürecini araştırmak amacıyla reaktörlerden belirli aralıklarla çamur numuneleri alınmıştır. Bu numunelere düzenli olarak hücre dışı polimer (EPS) analizleri yapılmıştır. EPS analizleri öncesinde, polimerlerin çamurdan ekstraksiyonu Adav ve Lee (2008) tarafından granüler çamur için önerilen Ultrasound+Formamide+NaOH+Centrifuge metodu ile sağlanmıştır. Extract edilen polimerlerin EPS-protein miktarı Lowry vd. (1951) tarafından önerilen metot ile, EPS-polisakkarit miktarı ise Dubois vd. (1956) tarafından kullanılan renklendirme metodu ile ölçülmüştür. Çamur numunelerinin (flok ya da granüler çamur) boyut analizi boyut analizleri ışık mikroskobu (Leitz Wetzlar Microscope, 6,3 x 4 magnifikasyon) ve stage mikrometre ile yapılarak, 3,2 megapiksel kamera ile görüntüler kaydedilmiştir.

Granüllerin çökme hızı, Etterer ve Wilderer (2001) çalışması baz alınarak ölçülmüştür. Buna göre, 5 cm çapında 1 metre yüksekliğinde cam silindir 90 cm'lik yüksekliğe kadar saf su ile doldurulmuş, çökme hızı granüllerin silindirdeki son 50 cm'yi katederken harcadığı zaman ölçülerek hesaplanmıştır. Granül boyutları ve çökme hızı analizlerinde bir zamana denk gelen ölçümlerde en az 15 adet granül kullanılmış ve grafiklerde ortalama değerler sunulmuştur. Ayrıca, aşı çamuru ve reaktör çamurunun ÇHI₃₀ değerleri periyodik olarak ölçülmüştür (APHA, AWWA ve WEF, 2005). Granülasyon yüzdesini belirlemek için literatürde kullanılan yöntemler dinamik ÇHI, ÇHI₃₀/ÇHI₁₅ veya ÇHI₃₀/ÇHI₅ oranının belirlenmesidir (Schwarzenbek vd., 2005; Thanh vd., 2008; Zhang vd., 2011). İkinci çalışmada ÇHI₅ ve ÇHI₃₀ analizleri yapılarak reaktör içi granülasyon yüzdesi ÇHI₃₀/ÇHI₅ ile hesaplanmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. ÇALIŞMA-1: Aşı çamuru tipinin granülasyona etkisi ve uygun işletim koşullarının belirlenmesi

Birinci çalışmada, iki farklı aşı çamuru tipinin askıda katı kültürden granüler çamur üretimine etkisi araştırılmıştır. Granülasyon için daha uygun olduğu belirlenen çamur tipi seçilerek granül üretimini destekleyen optimum AKR işletim koşulları (çöktürme hızı, anoksik-aerobik periyot süreleri, havalandırma hızı, karıştırma devri) belirlenmiş ve arıtım verimi incelenmiştir.

4.1.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı

Aklımasyon ve AKR İşletim Koşulları

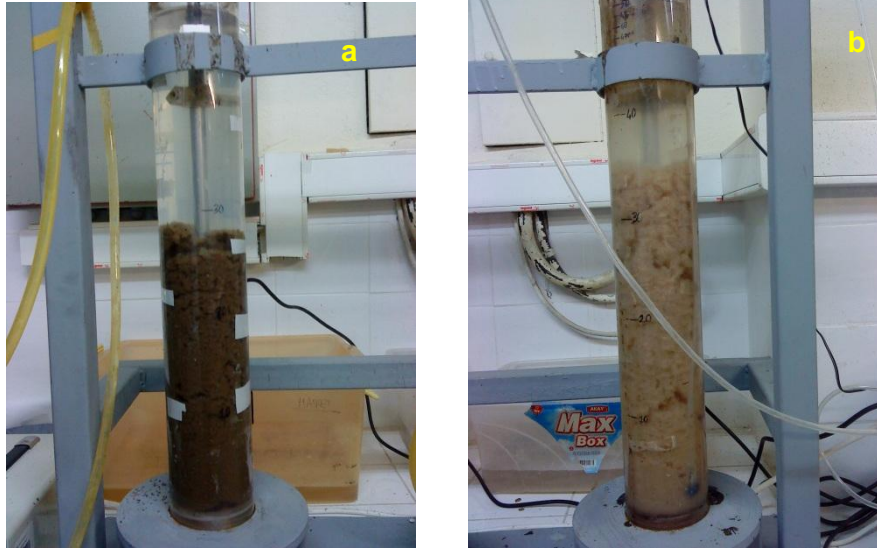
Her iki çamur tipinin besine ve işletimdeki koşullara (çöktürme süresi, anoksik-aerobik periyot döngüsü) alışması amacıyla öncelikle aklımasyon süreci uygulanmıştır. Reaktörler Tablo 1'de (Bölüm 1.1) belirtilen özelliklere sahip aşı çamurları ile yaklaşık 5000 mg/L UAKM ve 8000 mg/L AKM değerine sahip olacak şekilde aşılacaktır. Ardından, 2 gün (8 döngü; yaklaşık 4 HBS) boyunca AKR işletim koşullarında çalıştırılmış ve bu süreçte çamur kaybı hiç yaşanmayacak şekilde 35 dakikalık çöktürme periyodu uygulanmıştır. Aklımasyon süreci ve 37 günlük işletim süreci boyunca bir döngüdeki periyot süreleri Tablo 8'de verilmiştir.

Tablo 8. Çalışma süresi boyunca her iki reaktöre uygulanan AKR işletim koşulları

İşletim koşulları	Aklımasyon süreci	İşletim süreci (günler)						
		1-5	6-7	8-13	14-20	21-24	25-26	27-37
Döngü sayısı/gün	4	4	4	4	4	4	4	4
HBS (saat)	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3
Organik yükleme hızı (g KOİ/L.gün)	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9
Toplam azot yükleme hızı (g N/L.gün)	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86
Döngü süresi (saat)	6	6	6	6	6	6	6	6
Bir (1) döngüdeki periyotlar ve süreleri								
Besleme (dakika)	5	5	5	5	5	5	5	5
Anoksik periyot (dakika)	120	120	120	120	90	90	90	90
Aerobik periyot (dakika)	198	208	213	218	248	253	255	258
Çöktürme (dakika)	35	25	20	15	15	10	8	5
Boşaltma (dakika)	2	2	2	2	2	2	2	2

Aklımasyon süresi sonunda MBÇ ile aşılana reaktörde (MBÇ reaktörü), reaktör içi UAKM ve AKM değerleri yaklaşık 2000-2500 mg/L artarak sırasıyla 7670 ± 325 ve 9985 ± 360 mg/L'ye ulaşmıştır. AÇ ile beslenen reaktörde (AÇ reaktörü) ise herhangi bir artış olmamış; UAKM ve AKM değerleri 4570 ± 183 ve 4950 ± 353 mg/L'de seyretmiştir. Şekil 1a ve 1b'de 2 günlük aklımasyon sonunda sırasıyla MBÇ ve AÇ reaktörlerinin çöktürme periyodundaki görünümü verilmiştir.

Aklımasyon süreci sonu, deneysel çalışmanın başlangıç anı olarak belirlenmiştir. Reaktörler 37 gün işletilmiştir. Tablo 8'de görüldüğü üzere, 37 günlük işletim süresi boyunca, her iki reaktörde de çöktürme periyodu süresi (seçici baskı oluşturmak adına) kademeli olarak 5 dakikaya kadar azaltılmıştır. Buna paralel olarak, çöktürme süresinden gelen ek zaman aerobik periyoda eklenmiştir. Ayrıca, 120 dakika olan anoksik periyot süresi, 14.günde 90 dakikaya düşürülerek 30 dakikalık ek zaman aerobik periyoda aktarılmıştır. AKR'lerin işletimi ve deneysel sonuçlar aşağıdaki bölümlerde aktarılmıştır.



Şekil 1. Başlangıç anı- Aşı çamurunun görüntüsü, a) MBÇ reaktörü, b) AÇ reaktörü

pH ve Çözünmüş Oksijen Derişimi

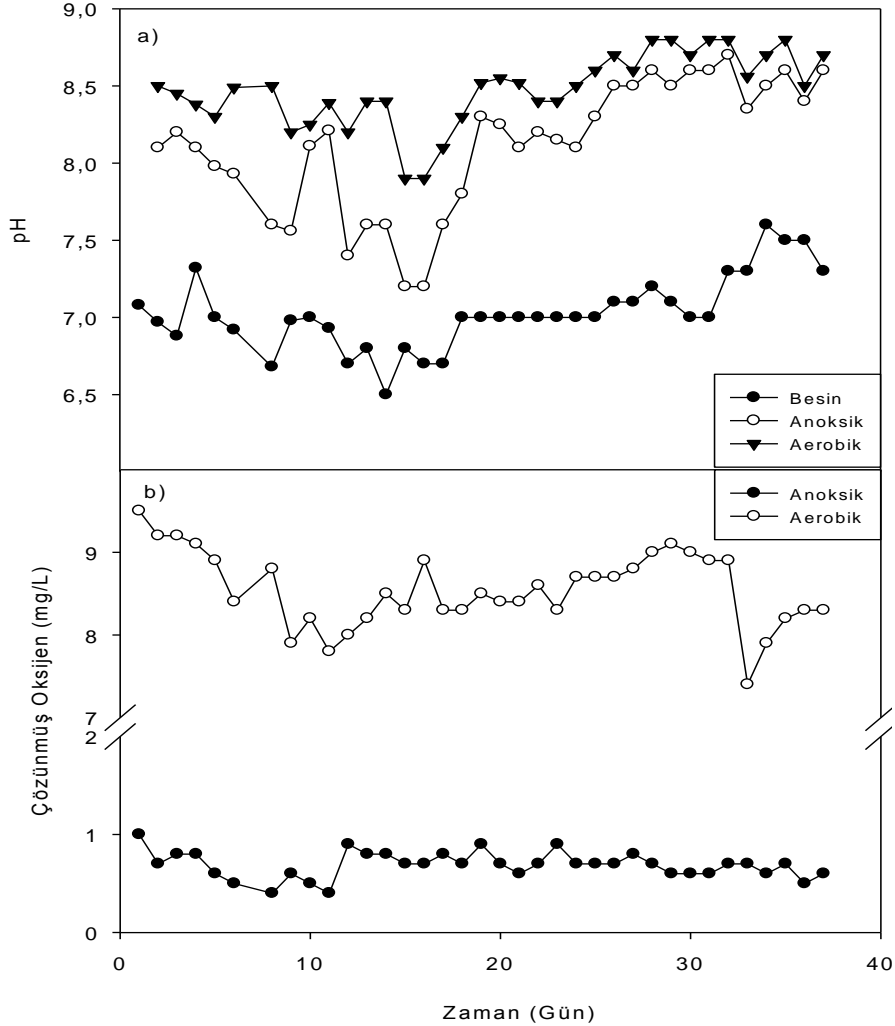
İşletim süresince, besin pH değeri ortalama $7,1 \pm 0,3$ 'de seyretmiştir. Nitrifikasyon için optimum pH aralığının 7,5–8,6; denitrifikasyon için ise 7–8 olduğu dikkate alındığında (Yoo vd., 1998), besin pH'sı ilk 9 günde ve 17. günden sonra ideal değerlerde seyretmiştir. Fakat 10-17. günler arasında besin pH'sı 7'ye ayarlanamamış, reaktörler bu süreç zarfında 7-8 gün boyunca pH değeri 6,5'a kadar düşen besinle beslenmiştir (Şekil 2 ve 3).

MBÇ reaktörü: İşletim süresince ölçülen reaktör içi pH ve çözünmüş oksijen değerleri Şekil 2'de gösterilmiştir. Çözünmüş oksijen değerleri anoksik periyot sırasında $0,5 \text{ mg/L}$ 'nin altında (genel olarak $0,3 \pm 0,1 \text{ mg/L}$), aerobik periyot sırasında ise $8,5 \pm 0,41 \text{ mg/L}$ 'da seyretmiştir. Reaktör pH değerleri ise anoksik ve aerobik periyotta sırasıyla ortalama $8,2 \pm 0,4$ ve $8,5 \pm 0,3$ 'de seyretmiştir.

AÇ reaktörü: İşletim süresince ölçülen reaktör içi pH ve çözünmüş oksijen değerleri Şekil 3'de gösterilmiştir. Çözünmüş oksijen değerleri anoksik ve aerobik periyotlarda sırasıyla ortalama $0,3 \pm 0,2 \text{ mg/L}$ ve $8,5 \pm 0,3 \text{ mg/L}$ 'dir. Reaktör pH değerleri ise anoksik ve aerobik periyotta sırasıyla ortalama $8,3 \pm 0,2$ ve $8,7 \pm 0,1$ 'dir.

Şekil 2a ve 3a'da görüldüğü üzere, besin pH'sı ile karşılaştırıldığında, anoksik periyot süresince reaktörlerin pH değeri artmaktadır. Denitrifikasyon sırasında nitratın indirgenmesiyle alkalinite üretilmektedir; dolayısıyla, anoksik periyotta pH'nın artışı beklenen bir durumdur. Anoksik periyodu takiben başlayan aerobik periyot süresince ise mevcut pH'nın 0,3-0,4 birim daha artarak ortalama $8,7 \pm 0,1$ 'de seyrettiği belirlenmiştir. Bilindiği üzere nitrifikasyon sırasında alkalinite tüketilmekte ve alkalinite tamponunun olmadığı şartlarda ortam pH'sı düşmektedir. Aerobik periyotta gözlenen pH artışı denitrifikasyonun nitrifikasyonla eş zamanlı olarak gerçekleşmesi ile (ileriki bölümlerde ayrıntılı olarak) açıklanmıştır. Fakat, sonuç olarak, aerobik periyot süresince reaktör pH'sı nitrifikasyon için uygun olduğu belirtilen 7,5-8,6 pH aralığının (Yoo vd., 1998) üst sınır noktalarında seyretmektedir. Nitrifikasyon için uygun pH aralığının sağlanabilmesi ve nitrifikasyon verimini artırmak amacıyla, besin alkalinite değeri 9.gün itibariyle 2200 mg/L 'den 1500 mg/L NaHCO_3 'e düşürülmüştür. Yeni besin alkalinitesi hesaplanırken, reaktör giriş-çıkış alkalinite derişimleri, tüketilen alkalinite miktarı ($1339 \pm 112 \text{ mg/L CaCO}_3$); %100 denitrifikasyon sonucu oluşacak ek alkalinite miktarı, ve %50 veya %100 nitrifikasyon olduğu koşulda ihtiyaç duyulan alkalinite miktarları dikkate alınmıştır (Ek 1). Besin alkalinitesinin azaltılması, besin pH değerinin 7'ye ayarlanamadığı günlere rast gelmiştir. Bunlara ek

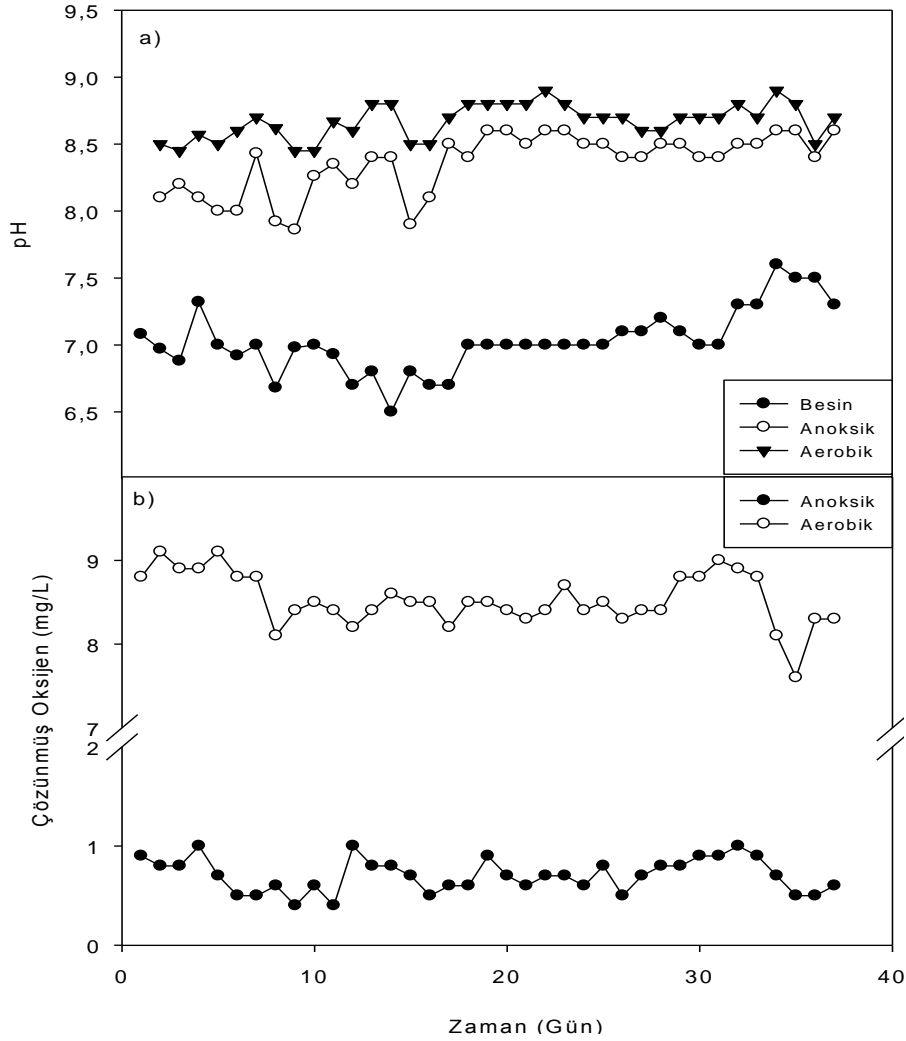
olarak ortamda amonyumun birikmesi (hedeflenen başlangıç derişiminden yüksek değerlere ulaşılması) sonucu, her iki reaktörün de artırım verimi olumsuz etkilenmiş ve ileride 'KOİ Giderimi' ve 'Azot Giderimi' Bölümlerinde detaylı bir şekilde anlatılmıştır.



Şekil 2. MBÇ reaktörünün reaktör içi a) pH, b) Çözünmüş oksijen değışimi

Reaktör içi AKM ve UAKM derişimi

Askıda katı çamurdan granüler çamur üretimi için uygulanan seçici baskılardan (selective pressure) biri çöktürme süresidir. Mikroorganizmalar üzerinde seçici baskı oluşturarak granülasyonda yer alacak olanların ortam koşullarına adapte olması, yer almayacak mikroorganizmaların ise reaktörden atılması amacıyla çöktürme süresi kademeli olarak düşürülmüştür. Bu amaçla, her iki reaktörün çöktürme süresi 1. günde 25 dakikaya, 6.günde 20 dakikaya ve hemen ardından 8.günde 15 dakikaya düşürülmüştür (Tablo 8). İşletim süresince analiz edilen reaktör içi UAKM ve AKM değerleri MBÇ ve AÇ reaktörleri için sırasıyla Şekil 4 ve 5'de gösterilmiştir. Çöktürme süresinin azaltılmasıyla birlikte, beklenildiği üzere, reaktörlerin UAKM derişimlerinde düşüş gözlemlenmiştir. Granülasyon için literatürde verilen başlangıç aşu çamur derişimi (UAKM>2000 mg/L; Koh vd., 2009) sağlandığı için işletime devam edilmiştir.

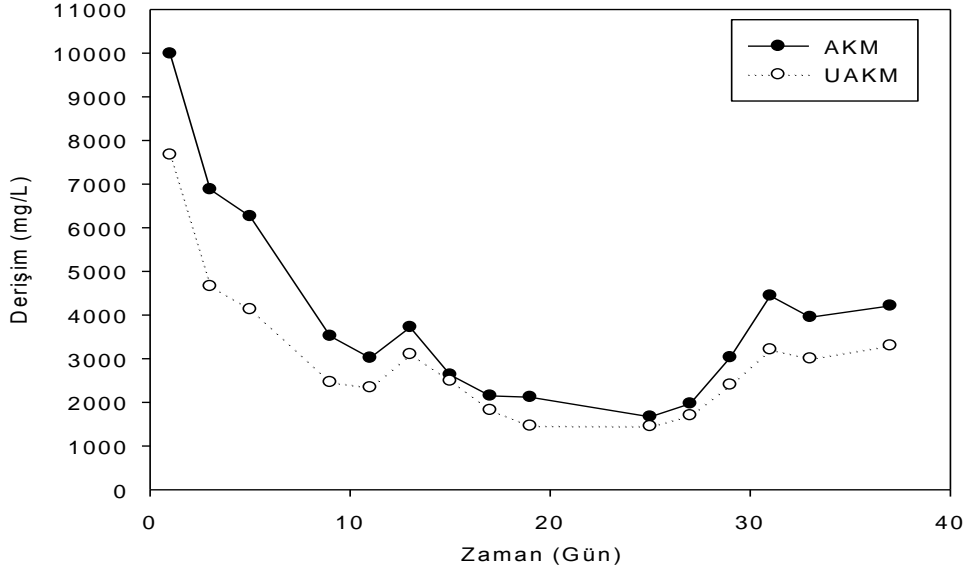


Şekil 3. AÇ reaktörünün reaktör içi a) pH, b) Çözünmüş Oksijen değişimi

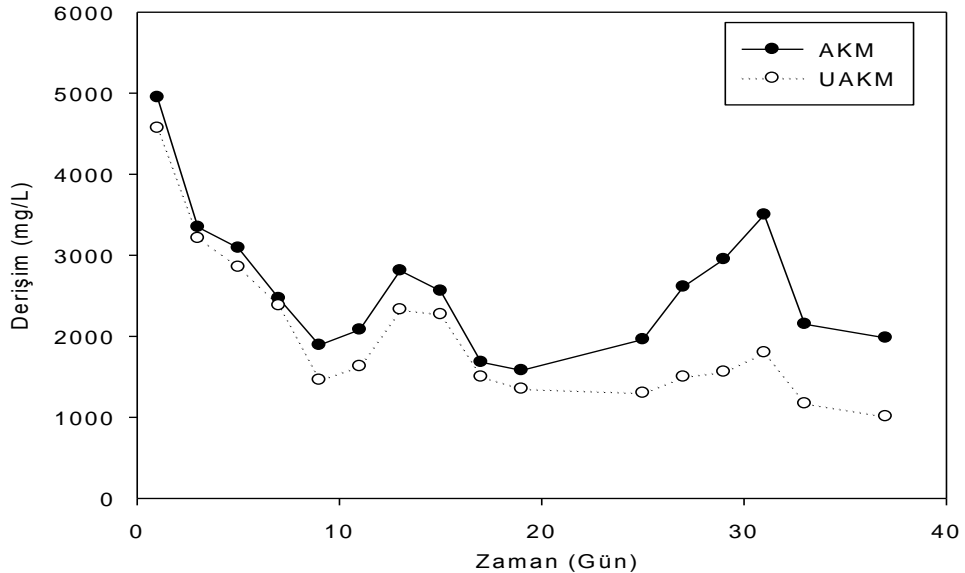
MBÇ reaktörü: Reaktörde ilk döngü itibariyle UAKM ve AKM derişimleri sırasıyla 7670 ± 325 ve 9985 ± 360 mg/L'dir. Çöktürme süresinin azaltıldığı günlerin (1, 6, 8. günler) ardından sistemde çamur kaybı gözlenmiş; UAKM değeri 2500 mg/L civarına kadar düşmüştür. (Şekil 4). Daha önce belirtildiği üzere, reaktör, 10-17. günlerde pH'sı 7'nin altında olan besin ile beslenmiş ve bu dönem giriş alkalinitesinin eş zamanlı düşürüldüğü döneme denk gelmiştir. Bu etmenler doğrultusunda ve amonyumun (arıtımda yaşanan sorunlar nedeniyle hedeflenen değerlerin üzerinde) birikimi sonucu, mikroorganizmaların olumsuz etkilendiği ve KOİ ve N gideriminin düştüğü saptanmıştır. Bu nedenle, 8. gün sonrasında çöktürme süresinde bir değişiklik yapılmamış; buna rağmen, UAKM derişimi düşmeye devam ederek 1400 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 4, Gün 19). Besin pH değerinin yeniden 7'ye ayarlanması ile birlikte (Gün 18) reaktördeki arıtım verimi yeniden yükselmiştir. Bu olumlu gelişme baz alınarak, granülasyon hızını artırmak amacıyla, çöktürme süresi 21. günde 10 dakikaya, 25. ve 27. günlerde de sırasıyla 8 ve 5 dakikaya düşürülmüştür (Tablo 8). Gün 21-25 arasında meydana gelen havalandırma arızası sistemde UAKM kaybına sebep olmuştur. Reaktör, 27. günden sonra iyileşmiş ve 2000 mg/L değerinin üzerinde UAKM elde edilmiştir.

AÇ reaktörü: Reaktörde ilk döngü itibariyle UAKM ve AKM derişimleri sırasıyla 4570 ± 183 ve 4950 ± 353 mg/L'dir. MBÇ reaktöründe gözleendiği gibi, çöktürme süresinin azaltılmasıyla birlikte reaktör içi UAKM derişimi 1500 mg/L'ye kadar düşmüş; 13.gün itibariyle 2000 mg/L civarına yükselmiştir (Şekil

5). MBÇ reaktöründe olduğu gibi düşük besin pH'sının ve amonyum birikiminin olumsuz etkileri 15.gün itibariyle AÇ reaktöründe de gözlemlenmiş; 8.günden sonra çöktürme süresi azaltılmamasına rağmen reaktör içi UAKM derişimi yeniden 1500 mg/L seviyelerine kadar düşmüştür (Şekil 5). Besin pH'sı 7'ye ayarlandıktan sonra (Gün 18) reaktör içi UAKM miktarı değişmeyerek 1500 mg/L civarında seyretmiş; çöktürme süresinin kademeli olarak 5 dakikaya kadar düşürüldüğü 21-27.günler ve sonrasında UAKM 1200-1800 mg/L arasında kalmıştır.



Şekil 4. MBÇ reaktörünün (reaktör içi) UAKM ve AKM derişimleri



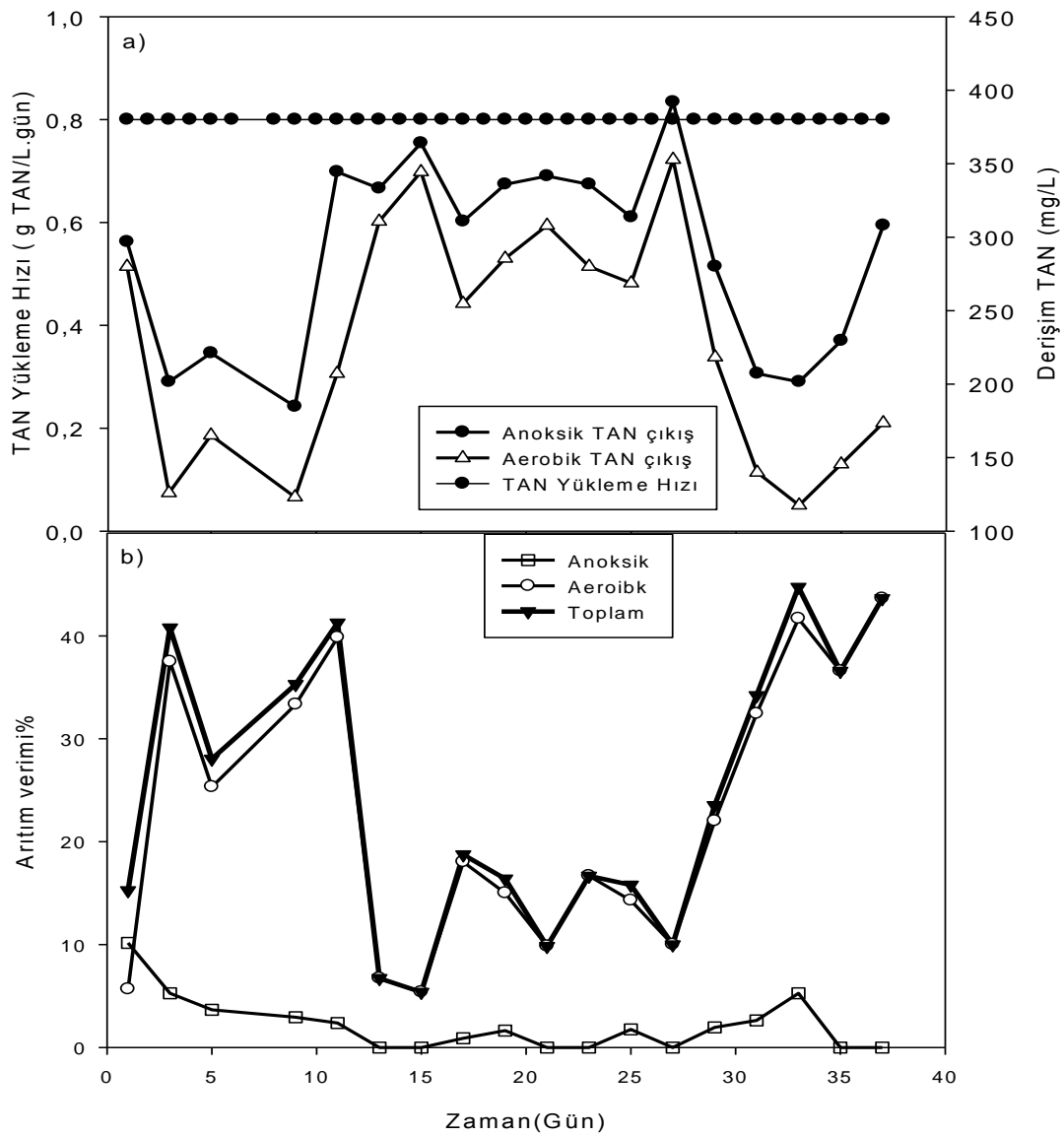
Şekil 5. AÇ reaktörünün (reaktör içi) UAKM ve AKM derişimleri

Gün 8-20 arasında, her iki reaktörde de reaktör içi UAKM derişiminin çöktürme süresi azaltılmamasına rağmen azalmaya devam etmesi, çamur kaybının çöktürme süresi (ve granülasyon süreci) kaynaklı değil; giriş pH'sının mikroorganizmaları olumsuz etkilemesi, arıtmadaki verim kaybı, verim kaybı sonucu aşırı yükleme ile mikroorganizmaların daha da olumsuz etkilenecek reaktörlerden atılması kaynaklı olduğu düşünülmüştür. Düşen arıtım verimi, bir döngü sonunda arıtılmayan karbon ve azotun sonraki döngü başında (%50'lik değişim oranı olsa dahi) giriş besinine ek karbon ve azot kaynağı olarak beslenmesi anlamına gelmektedir. Diğer bir değişle, her döngü başında reaktörlere yüklenen KOİ ve N

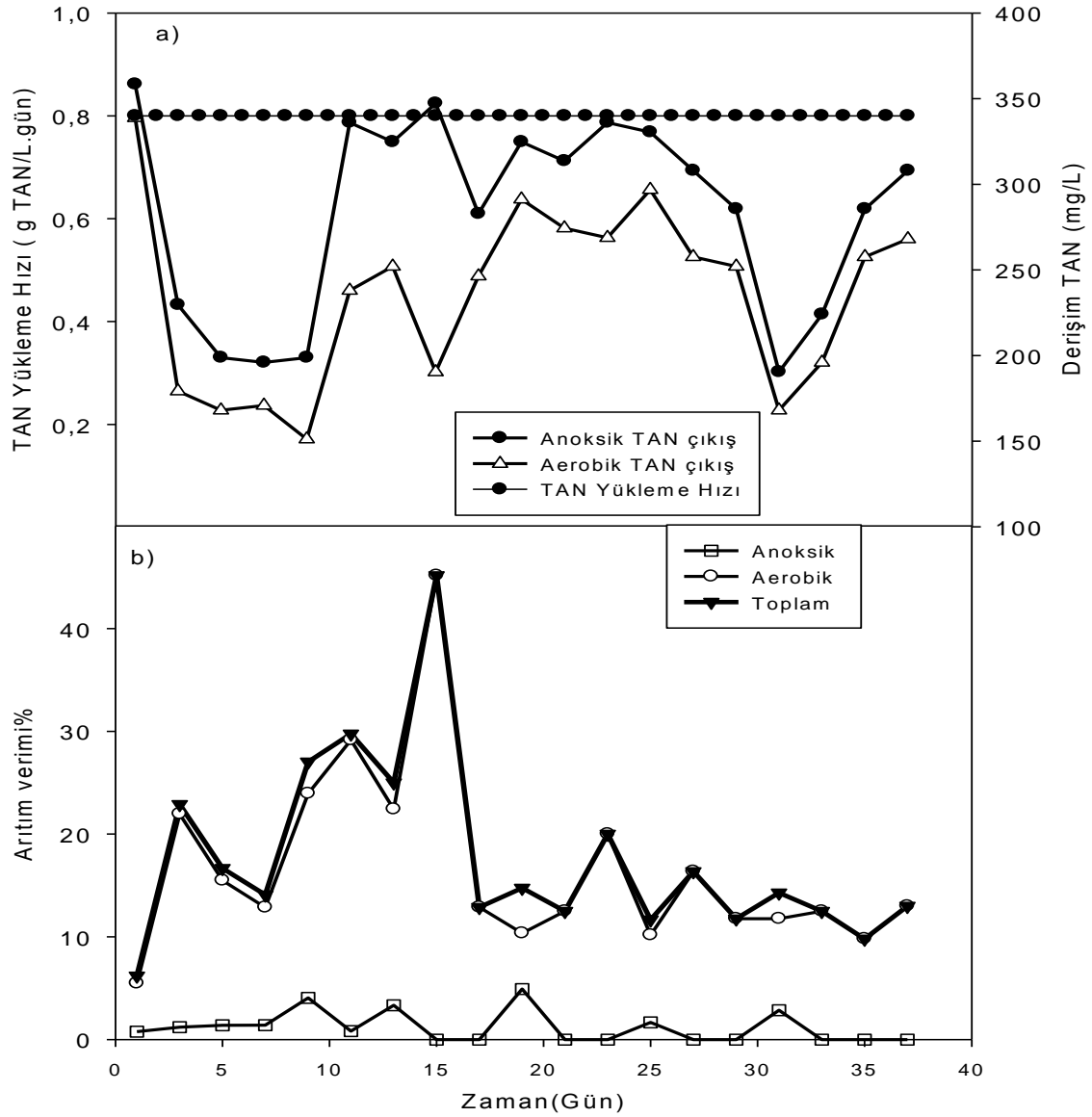
zamanla hedeflenen başlangıç değerlerinin üzerine çıkararak artmaktadır. Değişen ortam koşullarına adaptasyonda sıkıntı yaşayan mikroorganizmaların bu etmenler doğrultusunda çökme problemi yaşadığı ve reaktörden atıldığı gözlenmiştir.

Azot Giderimi

Her iki reaktörün, hedeflenen (teorik) başlangıç (reaktör içi) $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri sırasıyla 200 ve 40 mg/L olarak belirlenmiştir. İşletim süresince reaktörlerin başlangıç deneysel TAN derişimleri 200 mg/L'nin altına düşmemiş, MBÇ ve AÇ reaktörleri için sırasıyla ortalama 292 ± 64 mg/L ve 285 ± 59 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 6 ve 7; Tablo 9 ve 10). Deneysel $\text{NO}_3\text{-N}$ başlangıç değerleri ise MBÇ ve AÇ reaktörleri için sırasıyla ortalama 50 ± 9 mg/L ve 49 ± 13 'dir (Tablo 9 ve 10). Hedeflenen (teorik) ve deneysel olarak saptanan başlangıç derişimleri arasındaki farkın sebebi aşağıda ayrıntılı olarak anlatılmıştır.



Şekil 6. MBÇ reaktöründe zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN artım verimi



Şekil 7. AÇ reaktöründe zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi

MBÇ reaktörü: Reaktör, maksimum 392 mg/L, minimum 190 mg/L ve ortalama 292 ± 64 mg/L başlangıç TAN derişiminde işletilmiştir. 37 günlük işletim süresinin ilk 11 gününde, bir döngüde elde edilen TAN arıtım verimi salınımlar göstermekle birlikte %40'a kadar ulaşmış, ortalama %30-35 arasında seyretmiştir (Şekil 6b). Bu süreçte belirgin floklar saptanmış; 9. günde (36.döngü) granüler çamur oluşumu gözlenmiştir. İşletimin 11. günü itibarıyla, TAN gideriminde düşüş gözlenmiş ve nitrifikasyon % 5'e kadar düşmüştür. Arıtım verimindeki bu düşüş, daha önce belirtildiği üzere, reaktörün 10-17.günler arasında pH'sı 7'nin altında besinle beslendiği ve besin alkalinitesinin eş zamanlı düşürüldüğü döneme denk gelmiştir (Şekil 2a, 3a). Analitik yöntem bölümünde belirtildiği üzere, reaktör numuneleri, genellikle, hergüne denk gelecek şekilde, 1 gün içerisinde gerçekleşen 4 döngüden ilkinde (başlangıç, anoksik ve aerobik periyot sonu olacak şekilde) alınmıştır. Dolayısıyla, 10.günde düşük pH ile beslenmeye başlanan AKR, 11.güne gelindiğinde 4 döngü geçirmiştir. Bu durum, nitrifikasyon bakterilerini olumsuz etkilemiş, TAN arıtımının düşmesiyle reaktörde döngü sonunda TAN birikmesine yol açmıştır. Bir döngü sonunda arıtılmayan TAN derişimi, bir sonraki döngüye (%50 değişim oranı-seyrelme olsa da) ek yük olarak beslenmekte; döngü başlangıç derişiminin artmasına (hedeflenen derişimden fazla olmasına) sebep olmaktadır. Şekil 6a'da

görüldüğü üzere, 10.günde 200 mg/L olan başlangıç TAN derişimi, arıtımın düşmesi ile neredeyse besin değerine (400 mg/L TAN) yaklaşarak 11.günde 350 mg/L'ye çıkmıştır. 350 mg/L TAN derişimine ulaşılmasıyla azot yükleme hızı 1,5 katına çıkarak 0,7 g/L.gün'e, TAN bazında besin/mikroorganizma oranı (F/M) ise 2 katına çıkarak 0,6 g TAN/g.gün'e ulaşmıştır. Bunun yanında, 350 mg/L TAN'ın serbest amonyak azotu içeriğinin, mevcut ortam pH (pH 8,4) ve sıcaklığında (20°C), 32 mg/L NH₃-N olduğu hesaplanmıştır (Anthonisen vd., 1976). Literatür çalışmaları 10-150 mg/L NH₃-N derişim değerinin nitrifikasyon bakterilerini inhibe ettiğini göstermektedir (Anthonisen vd., 1976). Dolayısıyla, yüksek TAN derişimi /yükleri ve özellikle de yüksek amonyak azotu derişimi nitrifikasyon bakterilerini olumsuz etkilemiş ve arıtım %5'e kadar düşmüştür. Nitrifikasyon verimini artırmak amacıyla, aerobik periyot süresinin artırılmasına karar verilmiştir. Bu amaçla, 14. günde aerobik periyot süresi 218 dakikadan 248 dakikaya çıkarılmış, anoksik periyot süresi de 120 dakikadan 90 dakikaya indirilmiştir (Tablo 8). Bunun sonucunda, TAN giderimi biraz artarak %10-20 arasında seyretmiştir. Besin pH'sının 18. günden itibaren yeniden 7'ye ayarlanması TAN giderim verimini artırmamıştır. İşletimin 21-25. günleri arasında havalandırmada çıkan bir sorun sonucu reaktör 6 döngü (yaklaşık 36 saat) boyunca havalandırılmamıştır. Sonuç olarak, 27. günde reaktör içi başlangıç TAN derişimi 400 mg/L'ye ulaşmış, reaktörün çöktürülerek reaktör içeriğinin yıkanmasına karar verilmiştir (Şekil 6a). TAN birikiminden arındırılan reaktörün işletimine, hedeflenen TAN başlangıç derişimi (200 mg/L) ile devam edilmiştir. Bu noktadan işletimin sonuna kadar, TAN giderim verimi kademeli olarak %45'e kadar yükselmiştir (Şekil 6b).

Tablo 9. İşletim süresince, MBÇ reaktörünün anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri

Parametre	MBÇ Reaktörü			
	Anoksik periyot başlangıç	Anoksik periyot sonu	Aerobik periyot sonu	Toplam (Döngü sonu)
Başlangıç TAN (mg/L)	292 ± 64	-	-	
Başlangıç NO ₃ -N (mg/L)	50 ± 9	-	-	
Toplam başlangıç N (mg/L)	342	-	-	
TAN _{çıkış} (mg/L)	-	288 ± 66	224 ± 81	224 ± 81
NO ₂ -N _{çıkış} (mg/L)	-	5,6 ± 7	11 ± 8	11 ± 8
NO ₃ -N _{çıkış} (mg/L)	-	4,5 ± 5	10,5 ± 11	10,5 ± 11
TAN giderim (%)	-	1,7 ± 1,8	24 ± 13	28 ± 13
Denitrifikasyon (%)	-	70 ± 20	16,5 ± 10	-
TAN _{çıkış} / TAN _{giriş} (%)	-	98 ± 1,6	78 ± 12,5	78 ± 12,5
NO ₂ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	2,6 ± 2	3,6 ± 2,8	6 ± 3,5
NO ₃ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	2,4 ± 2	5,4 ± 4	8 ± 4
N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	92 ± 8,3	75 ± 9	75 ± 9
N _{kayıp} (%)	-	12 ± 8	16,5 ± 10	24 ± 11,5

AÇ reaktörü: Reaktör, maksimum 347 mg/L, minimum 196 mg/L ve ortalama 285 ± 59 mg/L başlangıç TAN derişiminde işletilmiştir (Tablo 10). İlk 11 günlük süreçte, MBÇ reaktörünün aksine, %30-35 TAN giderim verimi hemen sağlanamış; arıtım verimi kademeli artışlarla 15.gün sonunda %45'e ulaşmıştır (Şekil 7b). Bu dönemde ortalama TAN giderim verimi %20–25 arasında değişmiştir. Ancak 15.günden sonra, önceki bölümde bahsedildiği üzere, TAN başlangıç derişiminin 350 mg/L'ye ulaşmasıyla arıtım verimi olumsuz etkilenerek %10'a düşmüştür. 350 mg/L TAN derişiminin ortam pH (8,5) ve sıcaklık (20°C) dikkate alınarak hesaplanan serbest amonyak azotu derişimi 38,7 mg/L NH₃-N'dir. Dolayısıyla, yüksek amonyak azotu derişimi AÇ reaktöründeki nitrifiye bakterilerini de inhibe etmiştir. MBÇ

reaktöründeki gibi, nitrifikasyon verimini artırmak amacıyla, 14.günde aerobik periyot süresi arttırılmış, 18.günde pH'sı 7'ye ayarlanan besin uygulanmaya başlanmış, 27.günde reaktör içeriği yıkanarak sistem hedeflenen TAN derişiminde (200 mg/L) beslenmiştir. Fakat MBÇ reaktörünün aksine, AÇ reaktörünün TAN gideriminde herhangi bir değişiklik gözlenmemiş, reaktör işletim sonuna kadar %10-20 arasında değişen verimde çalışmıştır (Şekil 7b).

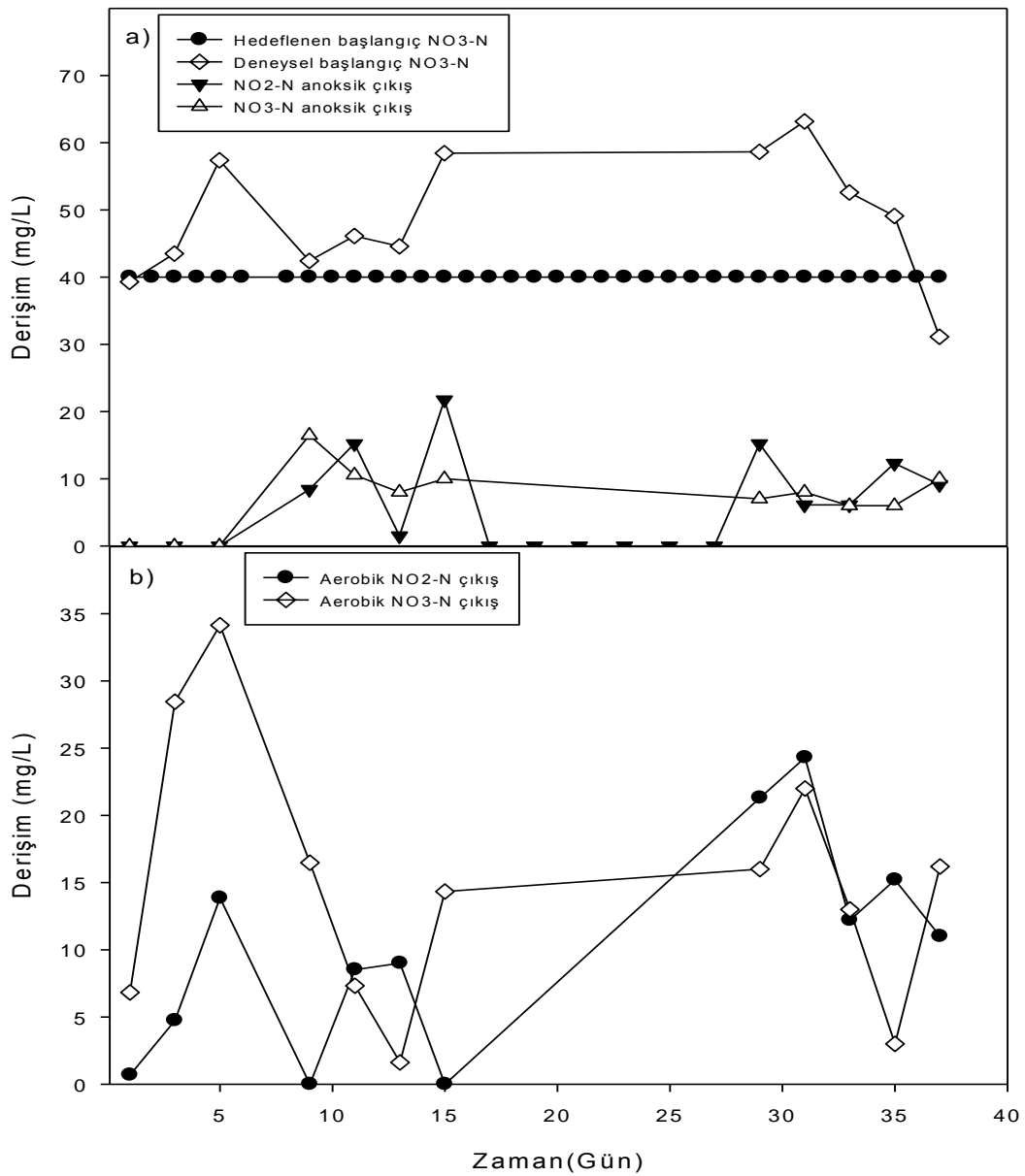
Tablo 10. İşletim süresince, AÇ reaktörünün anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri

Parametre	AÇ Reaktörü			
	Anoksik periyot başlangıç	Anoksik periyot sonu	Aerobik periyot sonu	Toplam (Döngü sonu)
Başlangıç TAN (mg/L)	285 ± 59	-	-	-
Başlangıç NO ₃ -N (mg/L)	49 ± 13	-	-	-
Toplam başlangıç N (mg/L)	334			
TAN _{çıkış} (mg/L)	-	282 ± 60	233 ± 53	233 ± 53
NO ₂ -N _{çıkış} (mg/L)	-	4,8 ± 6	8,7 ± 5	8,7 ± 5
NO ₃ -N _{çıkış} (mg/L)	-	5,4 ± 7	12,7 ± 13	12,7 ± 13
TAN giderim (%)	-	1,2 ± 1,5	17 ± 9	18 ± 9
Denitrifikasyon (%)	-	80 ± 16	13,5 ± 9	-
TAN _{çıkış} / TAN _{giriş} (%)	-	99 ± 1,5	82 ± 9	82 ± 9
NO ₂ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	1,4 ± 1,6	2,9 ± 2	4,4 ± 2,5
NO ₃ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	1,9 ± 2,6	4,2 ± 3,8	6 ± 6
N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	91 ± 6	77 ± 9	77 ± 9
N _{kayıp} (%)	-	12 ± 5	13,5 ± 9	22 ± 9

Bir döngüdeki anoksik ve aerobik giriş ve çıkış azot bileşikleri analiz edilerek, döngü bazında azot kütle dengesi ve verimler hesaplanmıştır (Tablo 9 ve 10). Buna göre, işletim süresi boyunca ortalama TAN giderimi MBÇ reaktöründe maksimum %45, minimum %5,4 ve ortalama %28±13'dir (Tablo 9). AÇ reaktöründe ise maksimum %45, minimum %6,2 ve ortalama %18±9 TAN giderimi elde edilmiştir. Her iki reaktörde de TAN giderimi, beklenildiği üzere, aerobik periyot sırasında gerçekleşmiş, anoksik periyotta etkin bir TAN giderimi gözlenmemiştir (Tablo 9 ve 10).

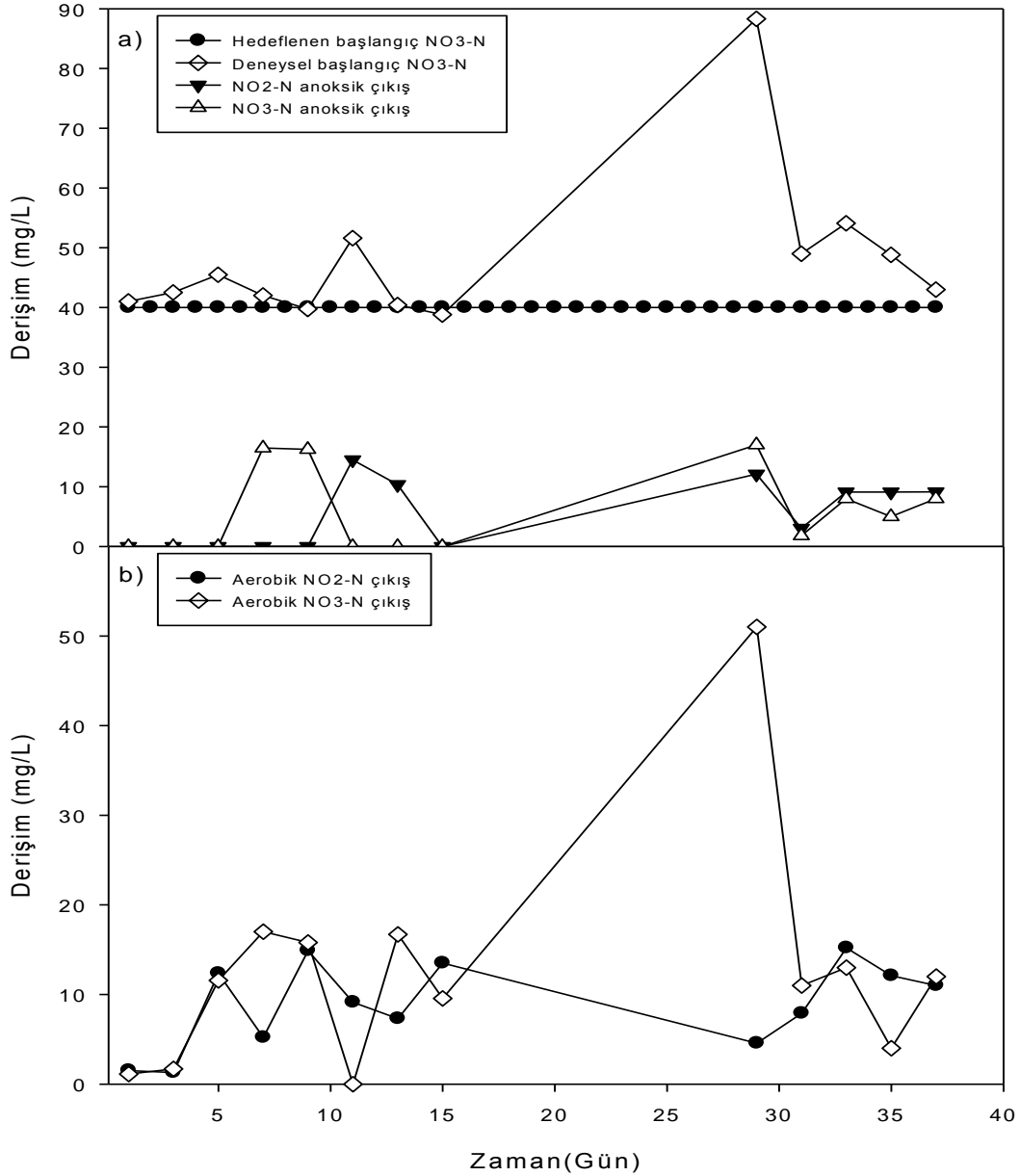
Anoksik periyot başındaki toplam NO₃-N (ve varsa NO₂-N) derişimi ve anoksik periyot sonundaki NO₂-N+NO₃-N derişimleri baz alınarak denitrifikasyon verimi hesaplandığında MBÇ reaktöründe işletim süresince anoksik periyotta ortalama %70 ± 20 oranında denitrifikasyon gerçekleşmiştir. Diğer taraftan AÇ reaktöründe anoksik periyotta ortalama %80 ± 16 oranında denitrifikasyon elde edilmiştir. Her iki reaktörde de aerobik periyot sonunda TAN derişimleri azalmıştır. Fakat çıkış NO₂-N ve NO₃-N toplam derişimleri giderilen TAN derişiminden daha azdır. Bu fark (azot kaybı) MBÇ reaktöründe en yüksek %46,2 (33.gün), en düşük %9,8 (21.gün) ve ortalama %24±11,5'dir. AÇ reaktöründe ise en yüksek %44,7(15.gün), en düşük %11,7 (25.gün) ve ortalama %22±9 olarak hesaplanmıştır. Gün bazında bakıldığında AÇ için 11. ve 15.günlerde, MBÇ için 9, 11, 33, 35, 37.günlerde yaklaşık %40-45'lere varan bir kaybın gerçekleştiği anlaşılmaktadır. Bu kadar yüksek (ve sıklıkla karşılaşılan) kayıp değerleri, azot kaybının ölçüm hatası kaynaklı olmadığını ve aerobik periyot sırasında denitrifikasyonun gerçekleştiğini göstermektedir. Reaktör içerisindeki çamurun flok ve granüler yapıda olması ve çözünmüş oksijenin flokların derinlerine kadar yayılamaması (Tay vd., 2002a; 2002b) sebebiyle denitrifikasyon bakterilerinin aerobik koşullarda aktivitelerine devam etmesi olasıdır (de Kreuk 2005; 2006). Zira, çözünmüş oksijenin flok içerisinde dahi yayılabildiği mesafe 200-400 µm

olarak verilmiştir (Lens vd., 1995). Her iki reaktörde de aerobik periyot sırasındaki azot kaybının granüllerin görüldüğü 9.günden sonra %40'lara kadar çıkmış olması bu sonucu doğrulamaktadır. Reaktörlerde nitrifikasyon veriminin etkili şekilde düştüğü dönemde ise azot kaybı da azalarak %10'un altına düşmüştür. Bunun sebebi ise, nitrifikasyon verimindeki düşüşle beraber nitrat üretimi azaldığı için denitrifikasyonun ve dolayısıyla azot kaybının düşük miktarlarda gerçekleşmesi olabilir. Nitekim, bu dönemde özellikle de MBÇ reaktöründe, üretilen granüllerin boyutlarında bir küçülme saptanmamış ve denitrifiye bakterilerinin oksijenle temasına yol açacak bir durumun oluşmadığı düşünülmüştür. Öte yandan, granül boyutlarının büyümesi ile birlikte karbon kaynağının granüllerin iç kısımlarına yayılmaması da azot kaybındaki azalmaya sebep olmuş olabilir. Sonuç olarak, ortamda yeterli oranda nitrat ve karbon olduğu sürece granül çamur, aerobik ortam koşullarında dahi denitrifikasyon gerçekleştirebilmektedir. Reaktör içi pH değerlerinin aerobik periyotta azalmak yerine artış göstermesi de aerobik periyotta devam eden denitrifikasyon ile ilişkilendirilmiştir (Tablo 9 ve 10; Şekil 2a ve 3a).



Şekil 8. MBÇ reaktörü, a) anoksik periyot NO₂-N ve NO₃-N derişimleri, b) aerobik periyot NO₂-N ve NO₃-N derişimleri

Şekil 8 ve 9'da sırasıyla MBÇ ve AÇ reaktörleri için işletim süresi boyunca anoksik ve aerobik periyot giriş ve çıkış $\text{NO}_3\text{-N}$ ve $\text{NO}_2\text{-N}$ derişimleri verilmiştir. Şekil 8a ve 9a'da görüldüğü üzere, her iki reaktörde de anoksik periyotta nitrat yanında nitrit oluşumu da gözlenmiştir. Aynı şekilde, aerobik periyot sırasında nitrate ek olarak nitrit de üretilmektedir (Şekil 8b ve 9b). Daha önce belirtildiği üzere, aerobik periyot sırasında simultane nitrifikasyon-denitrifikasyon gerçekleşmektedir. Bu sebeple, nitrit üretiminin sadece kısmi denitrifikasyon, veya kısmi nitrifikasyon kaynaklı (ve dolayısıyla nitrit oksitleyen bakterilerin ortam koşullarından negatif etkilenmesi sebebiyle) gözlemlendiğini belirtmek mümkün değildir.

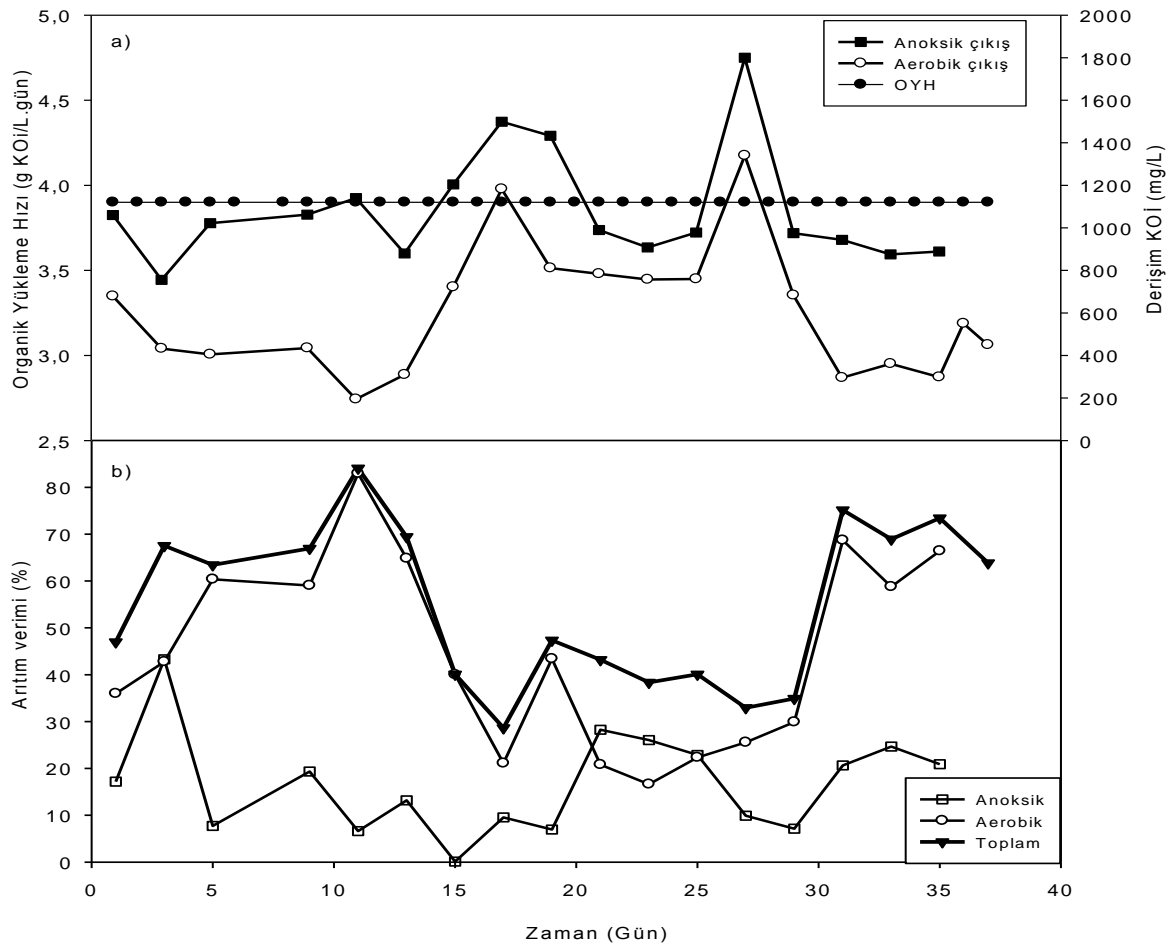


Şekil 9. AÇ reaktörü, a) anoksik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri, b) aerobik periyot $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri

KOİ Giderimi

Reaktör içi hedeflenen (teorik) başlangıç KOİ derişimi 1000 mg/L'dir. Deneysel KOİ başlangıç derişimleri işletim süresi boyunca 1000 mg/L'nin altına düşmemiş; MBÇ reaktöründe ortalama 1300 ± 230 mg/L, AÇ reaktöründe ise 1222 ± 126 mg/L değerinde seyretmiştir (Şekil 10, 11).

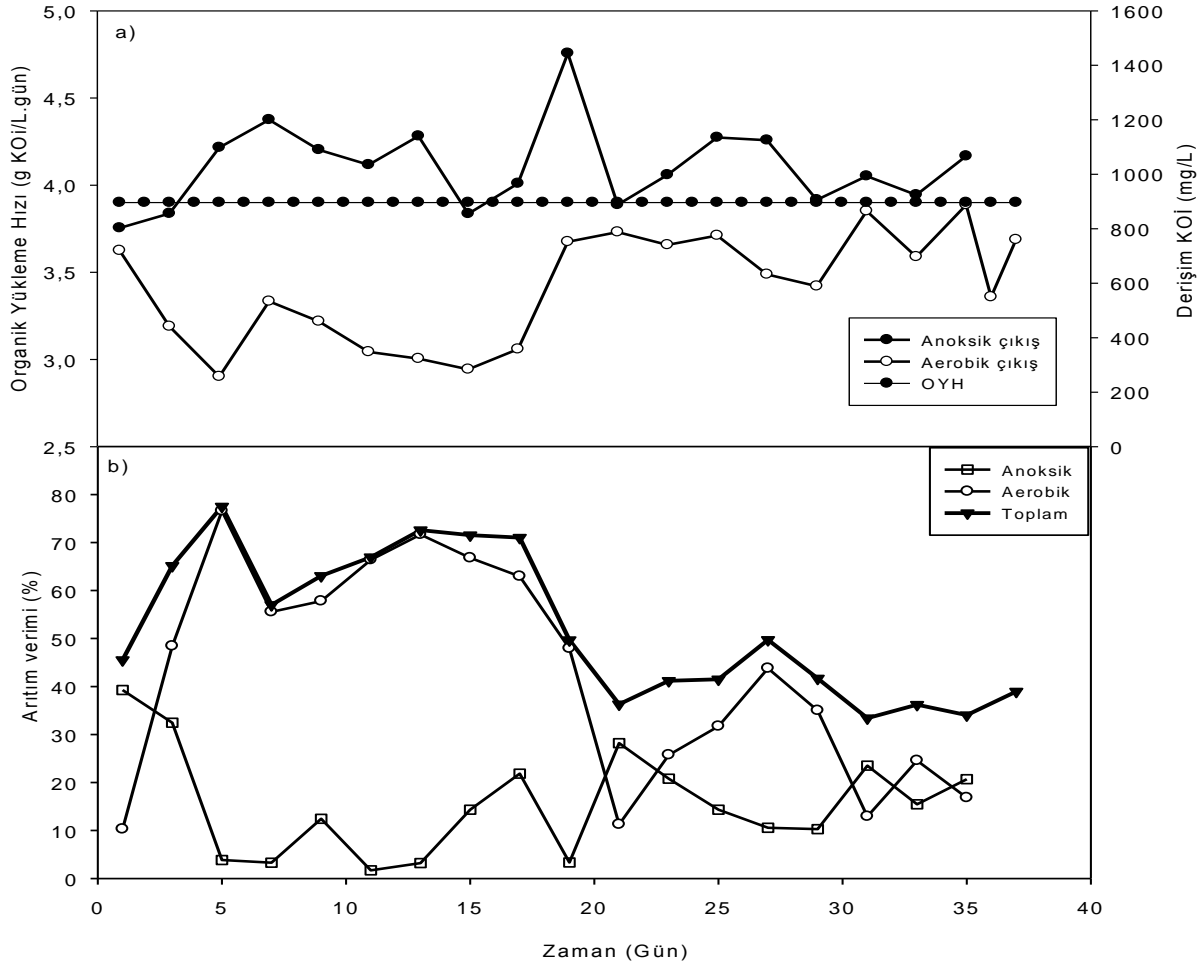
MBÇ reaktörü: Reaktör, maksimum 2000 mg/L, minimum 1010 mg/L ve ortalama 1300 ± 230 mg/L döngü başlangıç KOİ derişiminde işletilmiştir (Şekil 10a). İşletim süresinin ilk 11 gününde döngü sonu KOİ giderimi %47'den %85'e çıkmış, ortalama 66 ± 11 'de seyretmiştir. Fakat 11.günden itibaren, KOİ gideriminde düşüş gözlenmiştir (Şekil 10b). Arıtım verimindeki bu düşüş, daha önce belirtildiği üzere, reaktörlerin 7-8 gün boyunca pH'sı 7'nin altında besinle beslendiği, besin alkalinitesinin eş zamanlı düşürüldüğü ve TAN derişiminin 350 mg/L'ye (NH₃-N: 32 mg/L) çıktığı döneme denk gelmektedir (Şekil 2, 6a). Yang vd. (2004) serbest amonyak azotu derişiminin 2,5'dan 39,6 mg N/L'e çıkarılmasının, aerobik granül oluşumunu olumsuz etkilediğini ve aerobik heterotrof ve nitrifikasyon bakterilerinin spesifik oksijen tüketim hızlarını sırasıyla 5 ve 2,5 katı azalttığını belirtmiştir. Dolayısıyla, yüksek amonyak azotu derişimleri aerobik KOİ giderimini olumsuz etkilemiştir. MBÇ reaktörünün KOİ giderimi, kademeli olarak azalarak 17.günde %30'a inmiştir (Şekil 10b). Aerobik periyot süresinin arttırılması (Gün 14) ve pH'sı 7'ye ayarlanan besinin kullanılması (18.gün sonrası) KOİ giderim veriminde etkili bir artışa yol açmamıştır. Havalandırma arızası sonucu (Gün 21-25), arıtım veriminin giderek düştüğü ve reaktör başlangıç KOİ derişiminin 2000 mg/L'ye ulaştığı kaydedilmiştir (Şekil 10a). Reaktör içeriğinin 27.günde yıkanması ile birlikte, hedeflenen başlangıç KOİ derişimi (1000 mg/L) sağlanmış ve KOİ gideriminin etkin şekilde artarak işletim sonuna kadar %65-75 arasında deđiştđi gözlenmiştir.



Şekil 10. MBÇ reaktöründe zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ arıtım verimi

AÇ reaktörü: Reaktör, maksimum 1494 mg/L, minimum 998 mg/L ve ortalama 1222 ± 126 mg/L KOİ başlangıç derişiminde işletilmiştir (Şekil 11a). Toplam KOİ arıtım verimi, işletim sürecinin ilk 15 gününde %45'den %78'e çıkmış, ortalama 65 ± 10 'da seyretmiştir. Sistemde, MBÇ reaktörü ile aynı

günde (Gün 9, 36.döngü) granüler çamur gözlenmiştir. TAN derişiminin 350 mg/L'ye ulaştığı 15. gün sonrasında, KOİ başlangıç derişiminin 1495 mg/L'ye çıktığı ve KOİ artırımının %35'e kadar düştüğü kaydedilmiştir (Şekil 11). MBÇ reaktöründeki gibi, AÇ reaktöründe de aerobik heterotrotrofik bakterilerin yüksek TAN ve amonyak derişimi kaynaklı olumsuz etkilendiği belirlenmiştir. Sonraki günlerde, pH'sı 7'ye ayarlanan besinin kullanılması (18.gün sonrası) ve KOİ ve TAN birikimini gidermek amacıyla reaktör içeriğinin yıkanması (27.gün) KOİ giderim veriminde etkili bir artışa yol açmamıştır. KOİ artırım verimi işletim sonuna kadar genelde %32-50 arasında değişmiştir.



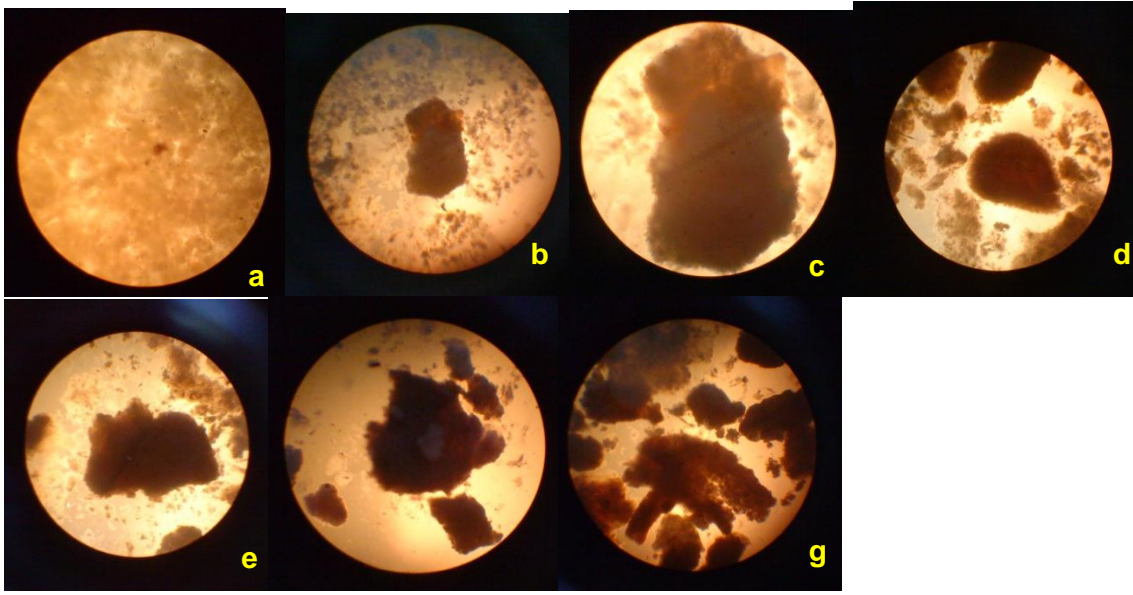
Şekil 11. AÇ reaktöründe zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ artırım verimi

Sonuç olarak, 37 günlük işletim süresince, MBÇ'de anoksik periyotta ortalama 17 ± 11 , aerobik periyotta 46 ± 20 ve toplamda 56 ± 17 KOİ giderim verimi; AÇ'de ise anoksik periyotta ortalama 15 ± 11 , aerobik periyotta 43 ± 22 ve toplamda 53 ± 15 giderim verimi saptanmıştır. Mekanik bir sorunun yaşanmadığı dönemler dikkate alındığında, MBÇ ve AÇ reaktörleri için ortalama KOİ artırım verimi sırasıyla $65,5 \pm 12$ ve 53 ± 15 olarak hesaplanmıştır.

Anoksik periyot süresince gözlenen %15-17 KOİ giderim verimi, 40 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ 'in denitrifikasyonu stokiyometrik olarak tüketilecek KOİ derişimine (114 mg/L) veya toplam KOİ giderimi içerisinde anoksik giderim pay yüzdesine (%10) yakındır (Ek 1). Teorik olarak anoksik periyotta giderilmesi beklenen %10'luk KOİ gideriminden daha yüksek elde edilen verimler, başlangıç nitrat derişiminin teorikten daha fazla olması kaynaklıdır. Diğer bir deyişle, nitrifikasyon sonrası nitrat oluşup bir sonraki döngüye ek nitrat yükü olarak beslenmektedir.

4.1.2. Granülasyon süreci

Granülasyon sürecini tanımlamak ve askıda çamurdan granüler çamur üretimini gözlemlemek amacıyla, MBÇ ve AÇ reaktörlerinden belirli aralıklarla alınan çamur numunelerinin mikroskop görüntüleri sırasıyla Şekil 12 ve Şekil 13'te gösterilmiştir. Şekil 12a ve 13a'da görüldüğü üzere, MBÇ ve AÇ aşuları askıda katı özellikte olup herhangi granüler bir yapı içermemektedir. Çamurlar floksu bir yapıda ve koyu kahverengi renktedir. Tablo 8'de belirtilen işletim koşullarına göre işletilen her iki reaktörde de ilk granüller 9. gün sonunda gözlenmiştir. Aerobik granüller, floklardan farklı olarak kompakt ve belirgin bir yapıya sahiptir (Vijayalayan, 2008). İşletim süresince bu özellikteki granüler çamur üretimi devam etmiştir. İşletim süresince her iki reaktörde de granüler çamurun yanı sıra flok yapıdaki çamur oluşumu da devam etmiştir (Şekil 12 ve 13).

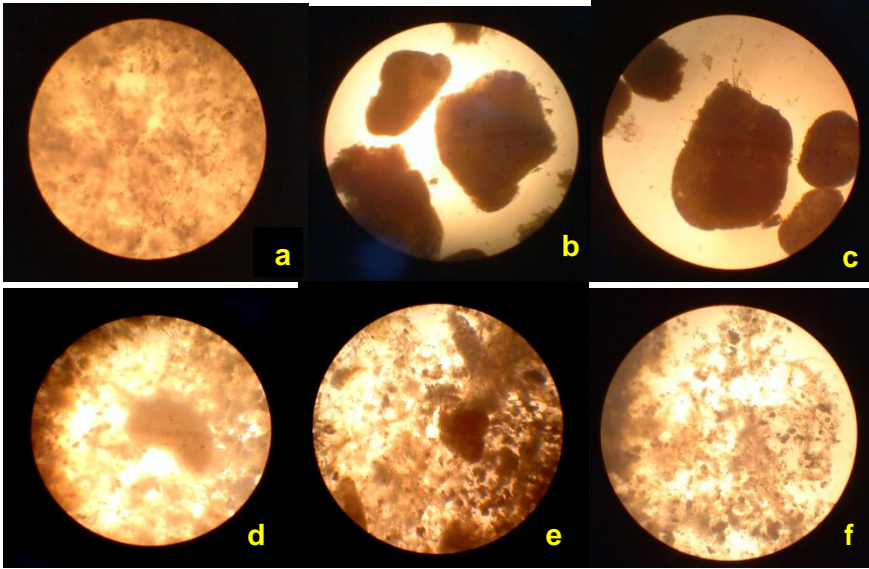


Şekil 12. MBÇ reaktöründe çamur içeriğinin mikroskopik görüntüsü (6,3 x 4 magnifikasyon): a) Aşu çamuru; b-c) 14. gün, d-e) 28. gün, f-g) İşletim süreci sonu (37. gün)

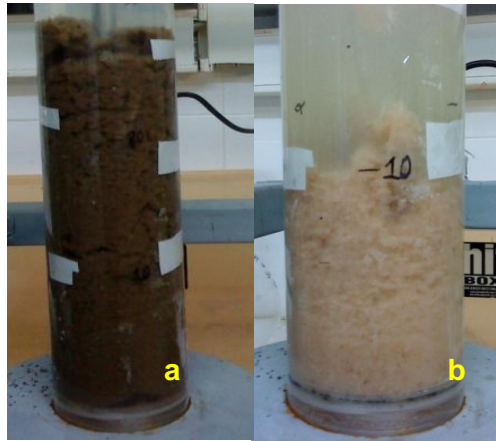
Aktif aerobik granüller kahverengi-sarı renktedir (Zhang vd., 2005). Bu çalışmada da benzer şekilde, başlangıçta kahve/koyu kahve rengindeki aşu çamurları işletim ve granülasyon süresince değişerek sarımsı bir renk almıştır. İşletim süresi sonunda, AÇ reaktör içeriği MBÇ reaktör içeriğinden daha açık sarı bir görünüme sahip olmuştur (Şekil 14 ve 15). Aerobik granüllerin rengi mikroorganizma popülasyonu ve ortamın kimyasal içeriği hakkında belirleyici bir faktördür (Gao vd., 2011). Buna göre farklı başlangıç aşu çamuru ile aşılanan reaktörlerde farklı mikroorganizma popülasyonları baskın olabilir.

Düşük F/M değerleri, ortamdaki düşük nutriyent derişimi, düşük ya da çok yüksek çözünmüş oksijen derişimi, düşük pH ya da uygun olmayan reaktör konfigürasyonuna bağlı olarak gelişebilecek çamur şişmesi probleminin önemli bir göstergesi ipliksi mikrobiyal büyümenin baskın hale gelmesidir. İpliksi bakteri oluşumu çamurun çöktürülebilirliğini olumsuz yönde etkiler (Janczukowicz vd., 2001). Mikroskopik analizlerde MBÇ reaktör içeriğinde veya granüllerin çevresinde herhangi bir ipliksi mikroorganizmaya rastlanmamıştır. Granülasyon amacıyla çeşitli stres faktörlerinin uygulandığı MBÇ reaktörü, 90 ve 120 dakikalık anoksik koşullarda işletilmiş olsa dahi, ipliksi mikroorganizmaların baskın hale gelmemesi ve floksu çamurun yanında granüler çamurun oluşması, reaktör içeriğinin işletim koşullarına uyum sağlamış olduğunu göstermektedir. AÇ reaktöründe ise granülasyon sürecinde ipliksi büyüme gözlenmiştir; bu durum MBÇ aşısının AÇ aşısına kıyasla ortama daha iyi uyum

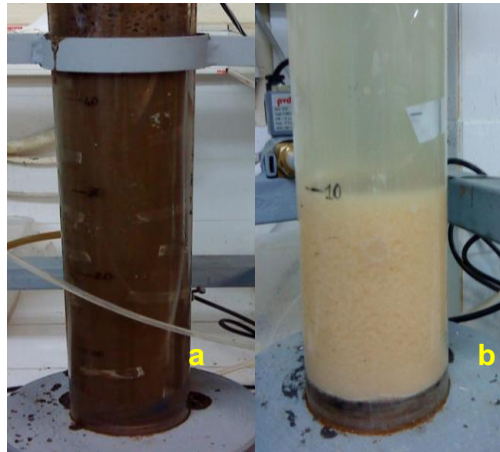
sağlayabildiğini ve uygulana işletim koşullarında daha başarılı bir granülasyon süreci geçirdiğini ortaya koymuştur.



Şekil 13. AÇ reaktörü çamur içeriğinin mikroskopik görüntüsü (6,3 x 4 magnifikasyon): a) Aşı çamuru; b-c) 14. gün; d-e) 28. gün sonunda aktif çamuru; f) İşletim süreci sonu (37.gün)



Şekil 14. MBÇ reaktörü; a) Başlangıç anı, b) İşletim süresi sonu (37.gün)



Şekil 15. AÇ reaktörü; a) Başlangıç anı, b) İşletim süresi sonu (37.gün)

Granüllerin ortalama çapı 0,14-5 mm arasında değişmektedir (Schmidt ve Ahring, 1996; Liu ve Tay, 2004; Gao vd., 2011). Reaktörlerden rastgele alınan granüller çamur örnekleri için yapılan partikül boyut analizlerine göre (Tablo 11), her iki reaktörde üretilen granüller belirtilen literatür değerlerine uyumludur. Partikül boyutunun zamana göre değişimine bakıldığında, başlangıç anında floksu yapıda olan çamurun granüler yapıya dönüştükten sonra MBÇ reaktöründe 14. günde ortalama 1,58±0,83 mm'ye; 28.gün sonunda büyüyerek ortalama 2,48±1,28 mm'ye ulaştığı görülmektedir. İşletim sonunda alınan örneklerde ise, granüllerin ortalama boyutunun 0,97± 0,47 mm'ye gerilediği tespit edilmiştir. AÇ reaktöründe ise başlangıçta floksu yapıdaki aşı çamuru, granülasyon esnasında 14.günde ortalama 2,19±0,82 mm'ye ulaşmış, 28.gün sonunda ise ortalama 1,08±0,54 mm'ye düşmüştür. İşletim süreci sonunda, granülasyon devam etmesine rağmen, AÇ granüllerinin ortalama boyutu 0,56±0,23 mm'ye gerilemiştir. Her iki reaktörde de ortalama granül boyutunda gözlenen düşüş, işletim sırasında yaşanan problemler ve granüllerin olumsuz etkilenmeleri ile ilişkilendirilmiştir. AÇ granüllerinin boyutları MBÇ reaktöründekilere göre çok daha belirgin bir şekilde düşmüştür. Bu durum, AÇ reaktörünün 15. günden işletim sürecinin sonuna kadar (Gün 37) işletim koşullarında yapılan her türlü iyileştirmeye cevap vermemesi, KOİ ve TAN arıtım veriminin düşük değerlerde seyretmesi ve granüler kültürün uygulanan ortam koşullarına uyum sağlayamaması sonucu parçalanması ile açıklanmıştır (Şekil 7, 11). Öte taraftan, MBÇ reaktörü 11.gün sonrasında başlayıp 27.gün sonrasında iyileştirilen işletim problemlerine, AÇ reaktörüne kıyasla, daha çabuk adapte olmuş, iyileşmiş ve arıtım verimi artmıştır (Şekil 6, 10). MBÇ reaktörünün işletim sonundaki (37.gün) arıtım verimleri 28.gündekine kıyasla daha fazla olsa da, 37.gündeki ortalama granül boyutu (2,48±1,28 mm) 28.gündekine (0,97± 0,47 mm) kıyasla daha küçüktür. Granül içerisindeki aerobik ve anoksik hacim oranı etkin azot giderimi için önemlidir ve azot + fosfor giderimi için optimum granül boyutunun 1,2-1,4 mm olduğu belirtilmiştir (De Kreuk vd., 2006). Dolayısıyla, yaklaşık 2,5 mm olan granüller, daha yüksek arıtım verimleri eldesi sırasında etkin boyutlarına inerek yaklaşık 1 mm'ye ulaşmıştır.

Tablo 11. Granül boyutu analiz sonuçları

Gün	Ortalama granül boyutu (mm)	
	MBÇ Reaktörü	AÇ Reaktörü
14	1,58±0,83	2,19±0,82
28	2,48±1,28	1,08±0,54
37	0,97± 0,47	0,56±0,23

Aerobik granüller yoğun ve sıkıştırılmış yapıda olduklarından içinde buldukları çamura iyi çökebilme yetisi kazandırır. Ayrıca daha az hacimde daha çok biyokütle tutulabilmesini sağlayarak reaktör hacminin ve sistem maliyetinin azaltılmasında rol oynarlar (Nor Anuar vd., 2007). Bu anlamda çamurdaki aerobik granülerin çökme hızı biyokütle tutulmasını kolaylaştıran önemli bir parametredir. Granüllerin çökme hızı ve reaktör içeriğinin CHI_{30} değerleri farklı zamanlarda alınan örneklerle ölçülmüştür (sırasıyla Tablo 12 ve 13). Aktif çamur flokları 8-10 m/saat hızında çökerken, aerobik granüller 13-94 m/saat hızında çökebilmektedir (Schmidt ve Ahring, 1996; Morgenroth vd., 1997; Batstone ve Keller, 2001; Etterer ve Wilderer, 2001; Liu ve Tay, 2004; Hu vd., 2005a). Tablo 12'de görüldüğü üzere, MBÇ granülleri, AÇ granüllerine göre daha iyi çökebilirliğe sahiptir. Bu sonuçlar, MBÇ granüllerinin ortalama boyutlarındaki düşüşün çökme hızını etkilemediğini ve AÇ aşısının işletim koşullarına uyum sağlama ve dayanıklı granüler çamur üretiminde MBÇ aşısına kıyasla zayıf kaldığını göstermektedir.

Granüllerin çökme hızlarının yanı sıra, çamurun çökebilirliğini gösteren bir diğer parametre CHI 'dir. CHI_{30} 30-405 mL/g arası değişen değerler alabilir (Giokas vd., 2003; Gürtekin, 2009). CHI_{30} değeri 150 mL/g'den küçük çamurlar iyi çökebilme kapasitesine sahiptir (Janczukowicz vd., 2001; Jin vd., 2003). Başlangıç anında 103 mL/g CHI_{30} değerine sahip MBÇ aşısı, işletim süresince 150 mL/g değerinin altında seyretmiştir (Tablo 13). Fakat, işletimin 11-25. günleri arasında yaşanan sorunlar,

UAKM değerindeki düşüş ve reaktörden atılım sonucu CHI_{30} değeri 143 mL/g'ye kadar artmıştır. AÇ aşısı ise, işletim süreci başlangıcında 170 mL/g CHI_{30} değerine sahip olup şişkin çamur özelliği göstermektedir. İşletimin ilk 4 haftalık sürecinde 150 mL/g CHI_{30} değerini aşmayan AÇ, oluşan granüllerin bozulduğu işletim süreci sonunda (37. Gün), 167 mL/g'ye kadar çıkan bir CHI_{30} değerine sahiptir. MBÇ aşısının AÇ aşısına kıyasla daha iyi çökme kabiliyetine sahip olduğu anlaşılmıştır.

Tablo 12. Granüllerin çökme hızı ölçüm sonuçları

Gün	Granül çökme hızı (m/saat)	
	MBÇ Reaktörü	AÇ Reaktörü
30	36,4 ± 0,4	19,14±0,1
37	39,2 ± 0,4	20,34±0,1

Tablo 13. Reaktör içeriği CHI_{30} ölçüm sonuçları

Gün	CHI_{30} (mL/g)	
	MBÇ reaktörü	AÇ reaktörü
4	103	170
19	121	149
27	143	150
35	139	167

Hücreler büyüme ve çoğalma sırasında hücre dışı polimer (EPS) salgırlarlar. Özellikle içsel büyüme sırasında ve hücre parçalanmasının öncesinde EPS salgısında artış gözlenmektedir (Busch ve Stumm, 1968; Pavoni vd., 1972). Reaktörlerdeki aktif mikroorganizmaların büyümeleri ile ilgili fikir sahibi olmak ve granülasyon amaçlı uygulanan stres koşullarının EPS salgısını etkileyip etkilemediğini anlamak için reaktörlerden düzenli olarak her hafta numune alınarak iki çamur tipinin de işletim süresince EPS (karbonhidrat, protein) salgısındaki değişim gözlemlenmiştir. İlk günden itibaren yapılan ölçüm sonuçları Tablo 14'de verilmiştir.

Tablo 14. Günlere göre reaktör içeriği EPS ölçüm sonuçları

Gün	MBÇ reaktörü EPS içeriği		AÇ reaktörü EPS içeriği	
	Protein (mg/g UAKM)	Polisakkarit (mg/g UAKM)	Protein (mg/g UAKM)	Polisakkarit (mg/g UAKM)
1.gün	112,3 ± 1,4	72, ± 0,4	103,4 ± 0,9	59,5 ± 2,4
8.gün	167,3 ± 10,1	77,6 ± 2,3	157,0 ± 8,1	67,8 ± 8,0
15.gün	182,1 ± 5,8	90,1 ± 10,3	148,6 ± 0,6	72,0 ± 2,8
22.gün	298,8 ± 11,2	163,0 ± 9,8	244,9 ± 2,4	106,9 ± 14,6
29.gün	256,0 ± 5,9	145,0 ± 3,5	392,8 ± 3,5	160,7 ± 4,5
36.gün	278,5 ± 2,5	160,2 ± 6,7	485,7 ± 22,1	186,9 ± 12,0

Tablo 14'da görüldüğü üzere, her iki reaktör çamurunun EPS içeriğinde protein daha fazladır ve işletim süresi boyunca hem protein hem de karbonhidrat değerleri genel olarak artış göstermiştir. Daha önce belirtildiği üzere, MBÇ reaktörünün arıtım verimi 11.günden 28.güne kadar düşük değerlerde seyretmiştir (Şekil 6, 10). Bu dönemde yapılan EPS analizleri, MBÇ reaktör çamurunun EPS miktarının arttığını göstermiştir (Gün 15 ve 22 –Tablo 14). Diğer taraftan, AÇ reaktörünün arıtım veriminde düşüş gözlenmeye başlanan 15.günden reaktör içeriğinin yıkandığı 27.güne kadarki süreçte yapılan EPS ölçümü (Gün 22-Tablo 14), ilk haftadaki EPS üretim hızının yaklaşık 2 katı hızında EPS'in tek bir haftada üretildiğini göstermiştir. Her iki reaktör içeriği çöktürülüp yıkandıktan ve işletim koşulları teorik değerlere çekildikten sonra (Gün 28) MBÇ reaktöründeki EPS salgısının artması durmuş hatta düşüş gözlenmiş; AÇ reaktöründe ise ciddi şekilde artmaya devam etmiştir (Tablo 14).

Granüler çamur üretimi sırasında uygulanan stres koşulları sebebiyle (düşük çöktürme hızı gibi) EPS salgısının artması, granülasyon süreci tamamlandıktan sonra ise sabit EPS değerleri beklenen bir durumdur (Wang vd., 2005; Wang vd., 2006). Nitekim MBÇ reaktöründe benzer bir durum gözlenmiştir. AÇ reaktöründe ise EPS salgılanmasındaki artış işletim süreci sonuna kadar devam etmiştir. Reaktörlerin işletimi sırasında yaşanan sorunlar ve arıtım performanslarındaki düşüş dikkate alındığında, EPS salgısındaki artışın sadece granülasyon süreci kaynaklı olmadığı anlaşılmaktadır. Nitekim ölçülen EPS-(protein +karbonhidrat) değerleri (182–485 mg protein/g UAKM; 90–107 mg karbonhidrat/g UAKM), literatürde verilen granülasyon çalışmalarındaki EPS ölçümlerine kıyasla (30–80 mg protein /g UAKM; 8–60 mg karbonhidrat /g UAKM) çok yüksektir (Kong vd, 2009; Gao vd.,2011; Zhu vd., 2012). Bilindiği üzere, hücre parçalanmasından önce de EPS salgısında hızlı bir artış gözlenmektedir (Busch ve Stumm, 1968). Dolayısıyla, özellikle AÇ reaktörünün EPS değerinde gözlenen bu yüksek artışın işletim koşullarına direnemeyen ve parçalanan mikroorganizma/granüler çamur kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Her iki reaktör içeriği (granüler + floksu yapı) granülasyon amaçlı seçici baskı yaratan işletim koşullarına benzer tepkiler verse de, arıtım veriminin düşmesine sebep olacak koşullar sonrasında, MBÇ reaktör içeriği daha kısa sürede iyileşmiştir. AÇ reaktör içeriği ise işletim koşullarına MBÇ reaktör içeriği gibi uyum sağlayamamış, iyileşme sürecine geçmemiş ve hücre/granüler çamur parçalanması devam etmiştir (Tablo 11 ve 14).

Sonuç olarak, granülasyon analizleri ve 37 günlük işletim süreci göz önünde bulundurulduğunda, her iki askıda aşı çamuru tipinden (seçici baskı uygulanarak) granülasyon sağlanabileceği görülmüştür. Aşı çamuru tipi, askıda çamurdan ilk granüler çamur oluşum hızını etkilememektedir. Fakat MBÇ aşısı AÇ aşısına kıyasla daha iyi ve hızlı çökelebilen, daha büyük granüllerin oluşmasını sağlamaktadır. İpliksi mikroorganizma büyümesi ya da çamur şişmesi söz konusu olmayan MBÇ aşısı, nitel ve nicel verilerin de desteklediği gibi, ortama daha iyi adapte olabilmektedir. MBÇ granüllerinin AÇ granüllerine göre işletim koşullarına kolay uyum sağlayabildiği, daha dayanıklı olduğu ve daha kısa sürede iyileşme sürecine girdikleri tespit edilmiştir.

4.2. ÇALIŞMA-2: Aerobik-anoksik periyot sıralamasının granülasyona ve arıtıma etkisinin incelenmesi

Bu çalışmada, Çalışma-1’de belirlenen uygun çamur tipi ve işletim koşulları kullanılarak anoksik - aerobik periyot sıralama farkının askıda katı çamurdan granüler çamur üretimine ve üretilen granüllerin arıtım verimine etkisi araştırılmıştır.

4.2.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı

Aklımasyon ve AKR İşletim Koşulları

Çalışma-1’de uygun aşı çamuru olduğu belirlenen MBÇ, ODTÜ-Membran biyoreaktöründen alınmış; besine, AKR işletimine ve işletimdeki stres koşullarına (çöktürme süresi, anoksik periyot) adaptasyonunun sağlanması amacıyla aklımasyon sürecine tabi tutulmuştur. Membran biyoreaktörü, aşı çamurunun alındığı dönemde arızalı olduğu için aktivitesi şüpheli görülmüş ve birinci çalışmadakine kıyasla (2 gün), daha uzun aklımasyon süresi (14 gün) uygulanmıştır.

Aklımasyon süreci tek bir reaktörde gerçekleştirilmiş ve Tablo 1’de (Bölüm 3.1) belirtilen özelliklere sahip aşı çamuru ile yaklaşık 5000 mg/L UAKM ve 7300 mg/L AKM değerine sahip olacak şekilde aşılmıştır. İlk 4 gün boyunca, reaktör günde tek besleme/boşaltım ile çalıştırılmıştır. 4. günde yapılan analizlerde reaktörde 3300 ± 138 mg/L UAKM değeri ölçülmüştür. 5. günden itibaren günde 2 besleme/boşaltım yapılarak işletilen reaktör, aklımasyon sürecinin 11. gününden itibaren günde 4

döngü olacak şekilde (normal işletim koşullarında ve çamur kaybı hiç yaşanmayacak şekilde) 25 dakikalık çöktürme periyodunda çalıştırılmıştır. Aşının aklımasyon sürecinde herhangi bir anoksik-aerobik periyot dizinine alışmaması için besleme sırası her döngüde değiştirilmiştir. Aklımasyon süreci ve organik yükleme hızları Tablo 15’de verilmiştir.

Tablo 15. Aklımasyon süreci işletim koşulları

İşletim koşulları	Aklımasyon işletim süreci (günler)					
	1	2	5	6	10	11-14
Döngü sayısı/gün	1	1	2	2	2	4
Organik yükleme hızı (g KOİ/L.gün)	0,19	0,39	0,78	1,18	1,95	2,94
Toplam azot yükleme hızı (g N/L.gün)	0,024	0,048	0,094	0,14	0,24	0,47

Aklımasyon süresi sonunda reaktör içi UAKM ve AKM değerleri yaklaşık 2930 ± 221 ve 3160 ± 110 mg/L olarak ölçülmüştür. 14. günde aklımasyon sonlandırılmış ve çamur iki reaktöre (R1 (Anoksik-aerobik periyot dizini) ve R2 (Aerobik-anoksik periyot dizini)) eşit miktarda bölünmüştür. Tablo 16’da iki reaktörün başlangıç çamur özellikleri verilmiştir. Aklımasyon süreci sonrası, R1 ve R2’nin işletim başlangıcı olarak belirlenmiş ve veriler aklımasyon sürecinden sonraki bölümü kapsayacak şekilde sunulmuştur. Başlangıç anından itibaren reaktörlerin periyot sürelerinde yapılan değişiklikler, ilgili günler ve periyot süreleri Tablo 17’de verilmiştir.

Tablo 16. Reaktörlerde kullanılan aşı çamurunun özellikleri

Parametre	Değer	
	R1	R2
AKM (mg/L)	1350± 122	1445 ± 134
UAKM (mg/L)	1180± 118	1230 ± 102
ÇHI ₃₀ (mL/g)	124	128

Tablo 17. Çalışma süresi boyunca R1 ve R2’ye uygulanan AKR işletim koşulları

İşletim koşulları	İşletim süreci (günler)							
	1-9	10-13	14	15-16	17-25	26-39	40-48	49-63
Döngü sayısı/gün	4	4	4	4	4	4	4	4
HBS (saat)	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3
Organik yükleme hızı (g KOİ/L.gün)	1,47	2,94	2,94	2,94	2,94	2,94	2,94	2,94
Toplam azot yükleme hızı (g N/L.gün)	0,24	0,47	0,47	0,47	0,43	0,43	0,43	0,43
Döngü süresi (saat)	6	6	6	6	6	6	6	6
Bir (1) döngüdeki periyotlar ve süreleri								
Besleme süresi (dakika)	10	10	10	10	10	10	10	10
Anoksik periyot (dakika)	45	45	45	45	45	45	45	45
Aerobik periyot (dakika)	288	298	299	301	301	298	301	302
Çöktürme (dakika)	15	5	4	2	2	5	2	1
Boşaltma (dakika)	2	2	2	2	2	2	2	2

Reaktörler, 63 gün boyunca işletilmiştir. Bu süreçte, Tablo 17’de belirtildiği gibi, çöktürme periyodu süresi seçici baskı oluşturmak adına belli zamanlarda azaltılarak 1 dakikaya kadar düşürülmüştür. Ek zamanlar aerobik periyoda eklenmiştir. Ayrıca, bu çalışmada nitrifikasyon verimini artırmak ve anoksik periyottaki ek zamanı kullanmak amacıyla, anoksik periyot 45 dakikaya ayarlanmıştır. İlk granüller,

R1'de işletimin 5.günü (17.döngü); R2'de ise 9. günü (33.döngü) itibariyle gözlemlenmeye başlanmıştır. AKR'lerin işletimi ve deneysel sonuçlar aşağıdaki bölümde ayrıntılarıyla aktarılmıştır.

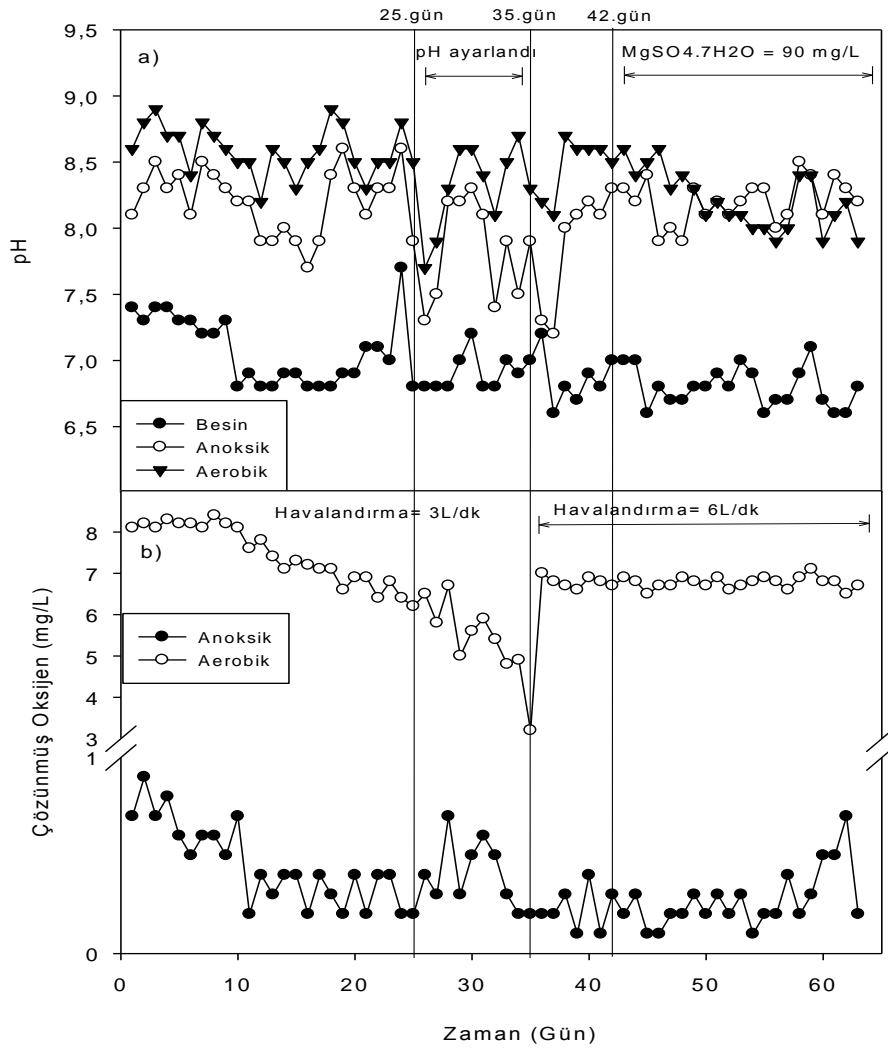
pH ve Çözünmüş Oksijen Derişimi

Reaktörler 63 gün boyunca Tablo 17'de belirtilen koşullarda çalıştırılmıştır. İşletimin her gününde ölçülen sentetik atıksu (besin) pH'sı, reaktör içi anoksik ve aerobik pH ve çözünmüş oksijen değerleri R1 ve R2 için sırasıyla Şekil 16 ve 17'de sunulmuştur. İşletim süresince, sentetik atıksuyun pH değeri ortalama $6,9 \pm 0,2$ 'de seyretmiştir (Şekil 16a, 17a). Gün 35'de çözünmüş oksijen değerlerinde düşüş gözlenmiş ve havalandırma 6L/dk değerine çıkartılarak reaktör içi çözünmüş oksijen değerleri korunmuştur. Gün 42'de ise sentetik atıksudaki $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ derişimi 180 mg/L'den 90 mg/L'ye düşürülmüştür.

R1 (Anoksik-aerobik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

Anoksik-aerobik periyot dizininde çalıştırılan R1'in, reaktör içi pH ve çözünmüş oksijen değerleri ve işletim sürecindeki seyri sırasıyla Şekil 16a ve 16b'de gösterilmiştir. Reaktör içi çözünmüş oksijen değerleri anoksik periyot sırasında $0,4 \pm 0,2$ mg/L'de, aerobik periyot sırasında ise $6,8 \pm 0,9$ mg/L'de seyretmiştir.

İşletimin ilk 24 gününde, reaktör içi pH değeri anoksik periyotta ortalama $8,2 \pm 0,4$, aerobik periyotta ise $8,6 \pm 0,3$ 'dür (Şekil 16a). Gün 25-49 arasında ise anoksik periyotta ortalama $8 \pm 0,5$ aerobik periyotta ise $8,6 \pm 0,1$ 'dir. İlk 49 günlük süreçte aerobik periyottaki pH değerlerinin, beklenenin aksine, anoksik periyottaki pH değerlerinden yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 16a). Aerobik periyot başında (havalandırmanın ve dolayısıyla anoksik periyot sırasında ağır granüler çamur yatağı sonucu yeterince karışmayan reaktör içeriğinin tam karışımı ile birlikte) pH'nın hızlı bir şekilde arttığı gözlenmiştir. Bu pH artışı, anoksik periyot sırasında olası denitrifikasyon reaksiyonu ile oluşan alkalinitenin, reaktör içeriğinin havalandırma ile birlikte tam karışması ile reaktöre yayılımı ile tanımlanmıştır. Yüksek pH değerleri, TAN (amonyak+amonyum) içeriğinde amonyak azotunun baskın olmasına ve arıtım veriminde (Çalışma-1'de olduğu gibi) amonyak azotu kaynaklı inhibisyona yol açabilir. Ayrıca, aerobik periyottaki pH değerleri, nitrifikasyon için optimum olduğu belirtilen 7,5-8,6 aralığının (Yoo vd., 1998) üst sınırında seyretmiştir. Nitekim, ileriki bölümlerde anlatılacağı gibi, işletimin ilk 42 gününde TAN ve KOİ giderim verimleri düşük değerlerde seyretmiştir. Olası bir inhibisyon etkisini gidermek için, Gün 25-35 arasında, pH değerini düzenlemek ve nitrifikasyon verimini arttırmak amacıyla, anoksik periyotta sisteme HCl eklenerek pH değeri 7 ile 8 arasında tutulmaya çalışılmıştır. Fakat pH aerobik periyot sırasında yeniden 8,6 seviyelerine yükselmiş ve nitrifikasyon veriminde veya KOİ veriminde bir artış sağlanamamıştır. Aerobik periyot sırasındaki pH artışını, nitrifikasyon yoluyla H^+ iyonu üretimini artırarak dengelemek için Gün 35'de havalandırma hızı (DO) artırılmıştır. Fakat, ortam DO değerinin artırılması da granüler yapıda yer alan nitrifikasyon bakterilerinin arıtım verimini geliştirmemiştir. Gün 42'de sentetik atıksu içeriğindeki $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ derişiminin yarıya indirilmesinin ardından 7 gün içerisinde nitrifikasyon veriminde artış gözlemlenmiştir. Bu durum pH değerlerine de yansımış ve 49.günden sonra aerobik periyottaki pH değeri anoksik periyottaki pH değerine (8,2) eşitlenmiştir. Nitrifikasyon verimi %90'a ulaştıktan sonra ise aerobik periyot pH değerleri anoksik periyot değerlerinin altına düşmüştür. İşletimin 49-60. günleri arasında, pH'nın önceki süreçlere kıyasla sabitlendiği, anoksik periyotta ortalama $8,2 \pm 0,2$; aerobik periyotta ise ortalama $8,35 \pm 0,15$ olduğu kaydedilmiştir.

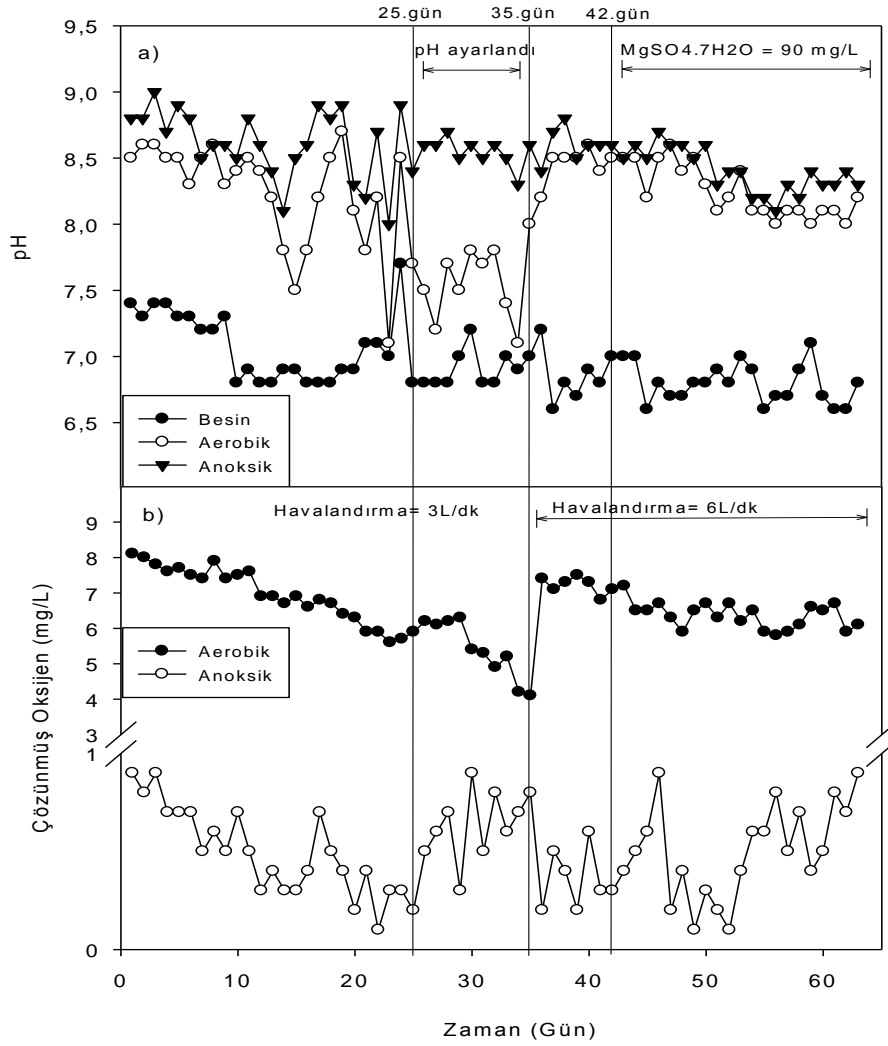


Şekil 16. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini) a) pH, b) Çözünmüş oksijen değışımi

R2 (Aerobik-anoksik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

Aerobik-anoksik periyot dizininde çalıştırılan R2'nin, reaktör içi pH ve çözünmüş oksijen değerleri ve işletim sürecindeki seyri sırasıyla Şekil 17a ve 17b'de gösterilmiştir. Reaktör içi çözünmüş oksijen değerleri anoksik periyot sırasında $0,5 \pm 0,2$ mg/L'de, aerobik periyot sırasında ise $6,5 \pm 0,85$ mg/L'de seyretmiştir.

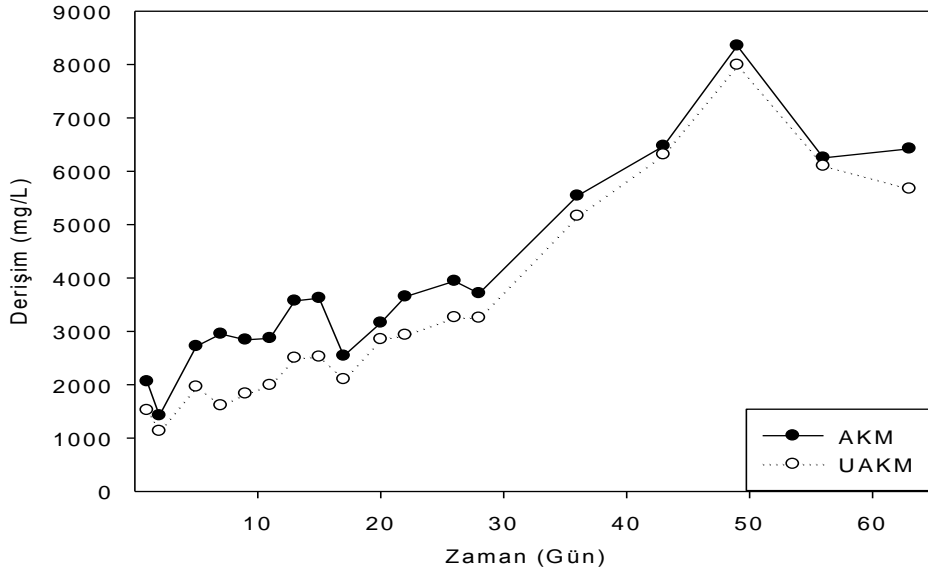
İlk 24 günde, aerobik periyotta pH ortalama $8,2 \pm 0,2$; anoksik periyotta ise ortalama $8,6 \pm 0,2$ 'dir (Şekil 17a). Gün 25-49 arasında pH değerleri aerobik periyotta ortalama $7,9 \pm 0,4$; anoksik periyotta ise ortalama $8,4 \pm 0,2$ 'dir. Dolayısıyla, ilk 49 günlük işletim süresince aerobik periyotta, anoksik periyoda göre daha düşük pH değerleri gözlemlenmiştir. Fakat besleme periyodunun akabinde başlayan aerobik periyotta, R1'de olduğu gibi, ilk 15 dakikada hızlı bir pH yükselişi gözlemlenmiştir. Gün 25-35 arasında R1'e uygulanan pH ayarlaması R2'ye de uygulanmış, fakat aerobik periyot sırasında gözlenen pH yükselişi önlenememiştir. Havalandırmanın artırılması ile aerobik-anoksik periyot pH farkı düşse de nitrifikasyon veriminde artış gözlenmemiştir. Gün 42'de sentetik atıksuyun $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ içeriğinde yapılan değışıikliğin ardından, pH değerlerine de yansıyan bir nitrifikasyon verim artışı R2'de de gözlemlenmiştir. Gün 49-60 arasında pH değeri daha az salınım göstererek, anoksik periyotta ortalama $8,1 \pm 0,2$; aerobik periyotta ise ortalama $8,2 \pm 0,1$ olarak kaydedilmiştir.



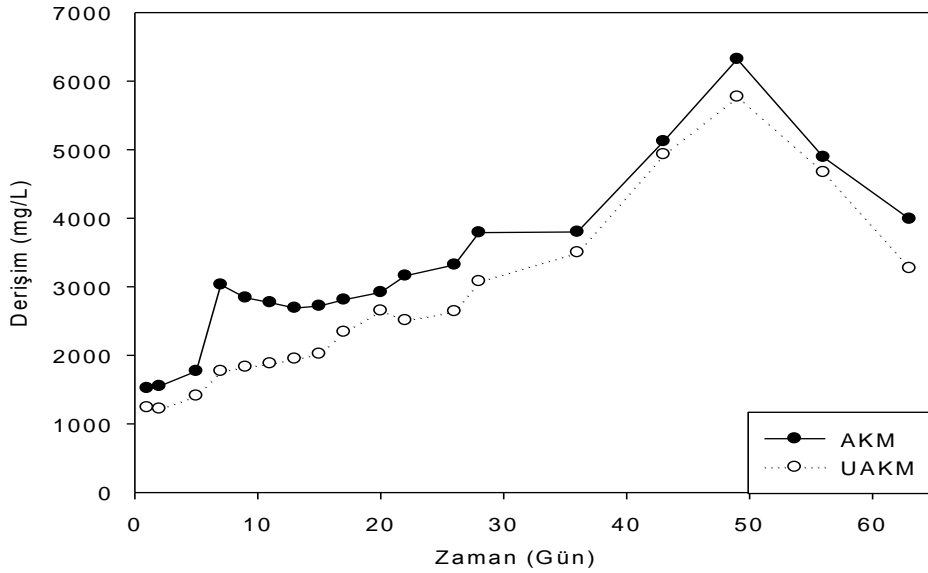
Şekil 17. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini) a) pH, b) Çözünmüş oksijen değişimi

Reaktör içi AKM ve UAKM derişimi

R1 ve R2'nin UAKM ve AKM derişimleri ve işletim süresi boyunca değişimi sırasıyla Şekil 18 ve 19'da gösterilmiştir. Daha önce değinildiği üzere, reaktörler 14 günlük aklımasyon süresi boyunca, çamur kaybı yaşanmayacak şekilde 25 dakika çöktürme süresi ile çalıştırılmıştır. Aklımasyon sonrasında, işleme geçildikten sonra seçici baskı oluşturmak amacıyla çöktürme süresi 1.günde 15 dakikaya, 10.günde 5 dakikaya, 14.günde 4 dakikaya ve hemen ardından 15.günde 2 dakikaya düşürülmüştür (Tablo 17). Bu günlerde, çökemeyen mikroorganizmaların reaktörlerden atılması hedeflenmiştir. Reaktör içeriğinin tamamıyla granüler çamura dönüştüğü (tüm granülasyon) 24. günün ardından granüller üzerinde mekanik bir tahribe neden olmamak adına karıştırıcılar çıkartılmıştır. Gün 26'da çamur yaşını arttırmak amacıyla çöktürme süresi 2 dakikadan 5 dakikaya çıkarılmıştır. 40. güne kadar 5 dakika olan çöktürme süresi ile çamur yaşı R1'de 27 güne, R2'de 38 güne kadar arttırılmış, fakat arıtım verimlerinde bir artış görülmemiştir. Reaktörlerin verim ve granülasyon sürecini karşılaştırabilmek için çamur yaşının eşitlenmesine çalışılmış, bu sebeple, reaktör içi çamur atımını arttırmak için 40.günde çöktürme süresi yeniden 2 dakikaya düşürülmüştür. Son olarak 49. günde arıtım verimindeki artışın ardından çöktürme süresi 1 dakikaya düşürülmüştür. Şekil 18 ve 19'da çöktürme süresindeki değişikliklerin UAKM ve AKM derişimleri üzerindeki etkileri de görülebilmektedir.



Şekil 18. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), reaktör içi UAKM ve AKM derişimleri



Şekil 19. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini), reaktör içi UAKM ve AKM derişimleri

R1 (Anoksik-aerobik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

Reaktörde ilk döngü itibariyle AKM ve UAKM derişimleri sırasıyla 2060 ± 105 ve 1520 ± 99 mg/L'dir (Şekil 18). Gün 26'da çamur yaşını arttırmak için çöktürme süresinin 2 dakikadan 5 dakikaya çıkarılması sonucu, beklenildiği üzere, UAKM derişimi artmıştır. Gün 40'da, çöktürme süresi 2 dakikaya indirilmesine rağmen sistemde UAKM artmaya devam etmiştir. Bunun sebebi, çökme hızı 0,5-2 cm/s (18-72 m/saat) arasında değişen granüllerin reaktör deşarj noktasının altına maksimum çökme süresi olan 2 dakikadan daha kısa sürede ulaşmasıdır. Gün 49 ve takip eden 7 günün sonunda reaktör içi UAKM derişimi 7990 mg/L'den 6100 mg/L'ye düşmüş ve işletim sonuna kadar çok değişiklik göstermemiştir. Bir (1) dakikalık çöktürme süresinin uygulanmasıyla (Gün 49) granüllerin sistemde tutunumu sağlanabildiği gibi çamur yaşı da 15 günde sabitlenebilmiştir.

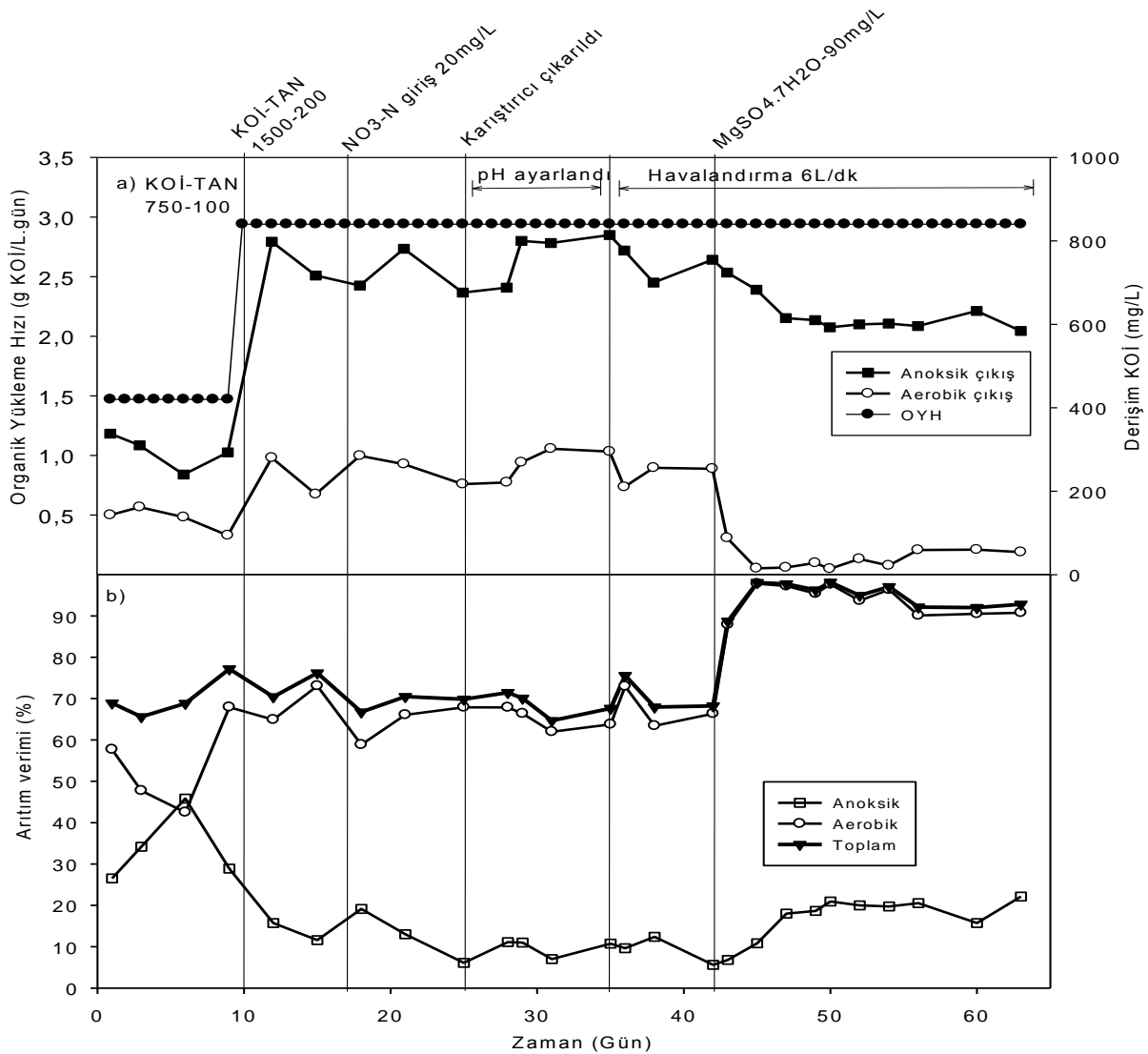
R2 (Aerobik-anoksik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

R2'de ilk döngü itibariyle UAKM ve AKM derişimleri 1240 ± 95 ve 1520 ± 119 mg/L'dir (Şekil 19). R1'de olduğu gibi çöktürme süresinin kademeli olarak 15 dakikadan 2 dakikaya düşürüldüğü 10-

15.günler arasında reaktör içi UAKM ve AKM değerleri çok fazla değişmemiştir. Çamur yaşını artırmak için çöktürme süresinin 5 dakikaya artırılması (Gün 26) sonrasında UAKM derişimi belirgin şekilde artmıştır. Yine de, AKM ve UAKM değerleri R1'e kıyasla daha düşük seviyelerde seyretmiştir (Şekil 18 ve 19). Bunda granülasyon oranının ve granül boyutlarının etkisi olduğu düşünülmüş, ve bu sebepler granülasyon süreci bölümünde detaylı olarak tartışılmıştır. R2'deki granüllerin de çökme hızı 18-72 m/saat arasında değişmektedir. Gün 49'da çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesinin ardından UAKM değerleri 5770 mg/L'den 3270 mg/L'ye düşmüştür (Şekil 19).

KOİ Giderimi

Bu çalışmada, her iki reaktör için hedeflenen KOİ başlangıç (döngü başı) derişimi 750 mg/L'dir. Fakat aklimasyon sonrasında iki reaktöre bölünen çamurda F/M oranını eşit tutmak amacıyla, reaktörler ilk 9 gün boyunca 375 mg/L KOİ başlangıç derişiminde işletilmiştir. İlk 9 günlük süreçte ortalama KOİ başlangıç değerleri sırasıyla R1 için $446,5 \pm 25$ mg/L, R2 için ise 428 ± 32 mg/L olarak ölçülmüştür. Reaktör içi hedeflenen KOİ başlangıç derişimi 750 mg/L olarak ayarlanmaya başlandıktan sonra (10.gün ve sonrası), deneysel başlangıç değerleri R1 için ortalama 803 ± 66 mg/L, R2 için ise 808 ± 65 mg/L olarak ölçülmüştür. R1 ve R2'nin 63 günlük işletim süresince KOİ yükleme hızları, anoksik-aerobik periyot KOİ çıkış değerleri, ve anoksik-aerobik ve bir döngü sonu toplam KOİ giderim verimleri, sırasıyla, Şekil 20 ve 21'de verilmiştir.



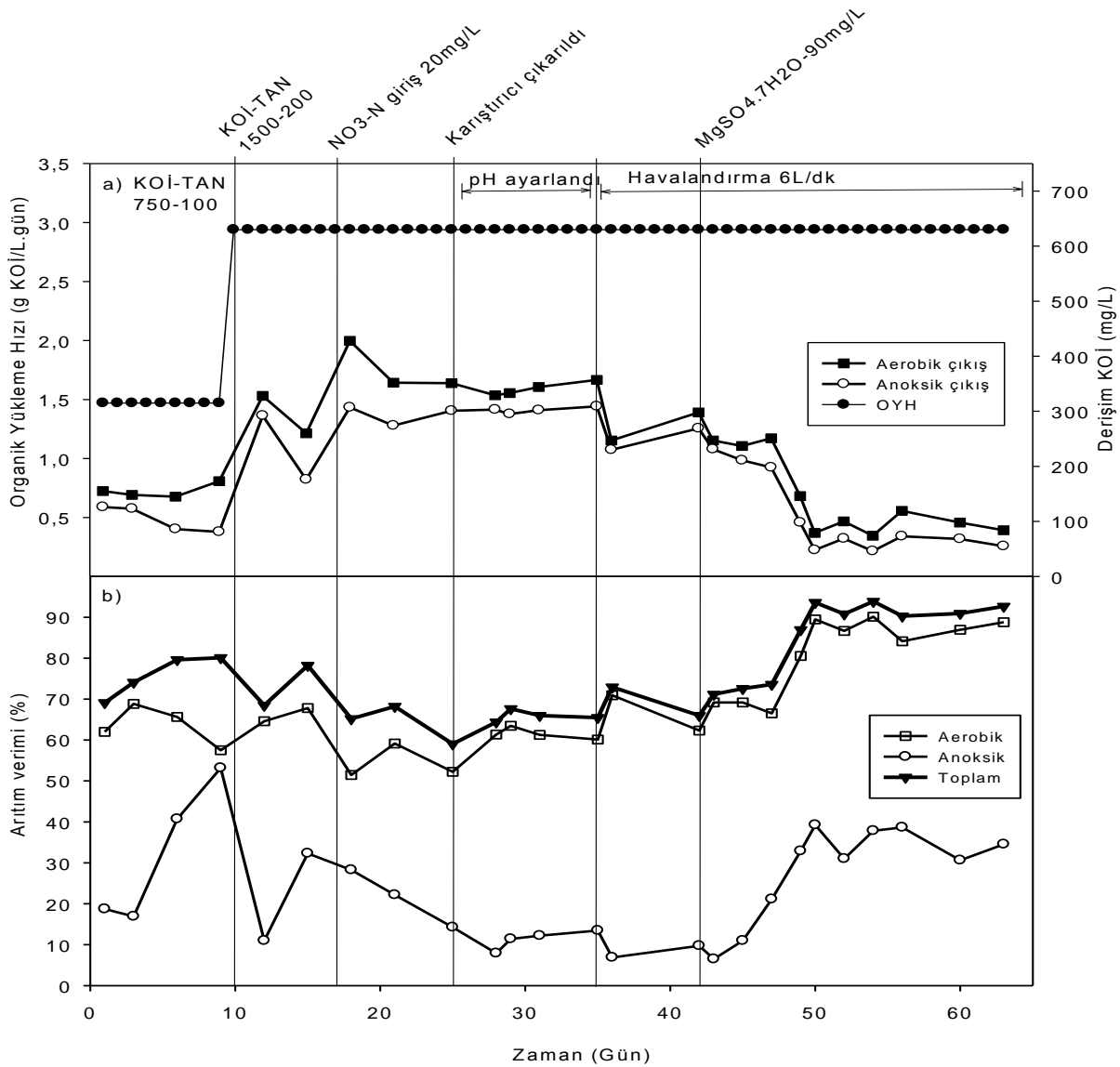
Şekil 20. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ artırım verimi

R1 (Anoksik-aerobik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

Reaktörün ortalama KOİ başlangıç değerleri ilk 9 gün için $446,5 \pm 25$ mg/L, sonrası için ise 803 ± 66 mg/L'dir (Şekil 20a). 63 günlük işletim süresince KOİ arıtım verimi ortalama $\%76 \pm 12$ 'dir (Şekil 20b). İşletimin son 20 günlük bölümünde ise arıtım verimi ciddi şekilde artarak $\%73$ 'den $\%98$ 'lere kadar yükselmiştir. Bu artış, sentetik atık sudaki $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 'nun 180 mg/L'den 90 mg/L'ye düşürüldüğü 42.günden sonra gerçekleşmiştir.

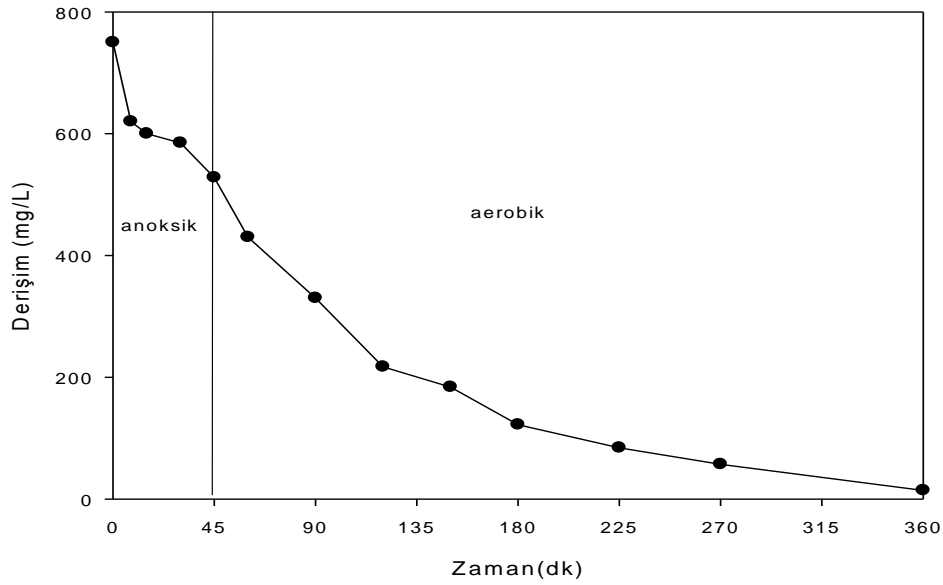
R2 (Aerobik-anoksik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

R2'nin ortalama KOİ başlangıç derişimi, ilk 9 gün için ortalama 428 ± 32 mg/L, sonrası için ise 883 ± 65 mg/L'dir (Şekil 21a). 63 günlük işletim süresince KOİ arıtım verimi ortalama $\%76 \pm 11$ 'dir. İşletimin son 20 günlük bölümünde, R1'de de gözlemlendiği gibi, KOİ arıtım verimi $\%71$ 'den $\%93$ 'lere kadar yükselmiştir. Bu dönemde R2 reaktöründe, R1'de olduğu gibi, yapılan tek değişiklik $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ derişiminin 42.günde 180 mg/L'den 90 mg/L'ye düşürülmesidir.

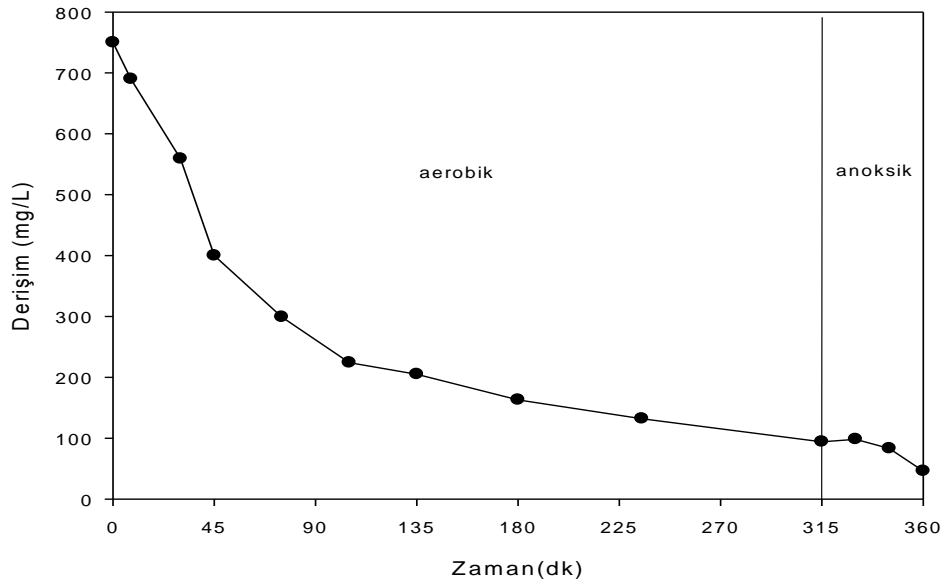


Şekil 21. R2 (aerobik- anoksik periyot dizini), zamana karşı a) KOİ derişimi, b) KOİ arıtım verimi

KOİ giderimi yönünden iki reaktör kıyaslandığında belirgin bir fark görülmemektedir. Sistemin düşük arıtım verimi gösterdiği Gün 1-49 arasında her iki reaktörün arıtım verimleri (%65-75) birbirine yakın seyretmiş; arıtım verimindeki artış da yine aynı dönemde (49.gün) gerçekleşmiştir (Şekil 20b ve 21b). Bir döngü boyunca zamana göre KOİ derişiminin değişimini ve periyot dizininin etkisini araştırmak amacıyla 50. günde kinetik analizi yapılmıştır (Şekil 22 ve 23). Kinetik çalışması, uygulanan başlangıç KOİ derişiminin %75 gibi büyük bir miktarının her iki reaktörde ilk 100 dakikada tüketildiğini göstermiştir (Şekil 22 ve 23). Bu veriler de, AKR işletiminde aerobik ve anoksik periyot sıralamasının KOİ giderimini etkilemediği göstermiştir. R2'de, uygulanan KOİ'nin büyük bir miktarının aerobik periyot sürecinde tüketilmesi sonucu anoksik periyoda yeterli karbon kaynağı kalmamakta, bu durum denitrifikasyonun istenilen verimde gerçekleşememesine sebep olmaktadır. Bu durum azot giderimi bölümünde detaylı olarak tartışılmıştır.



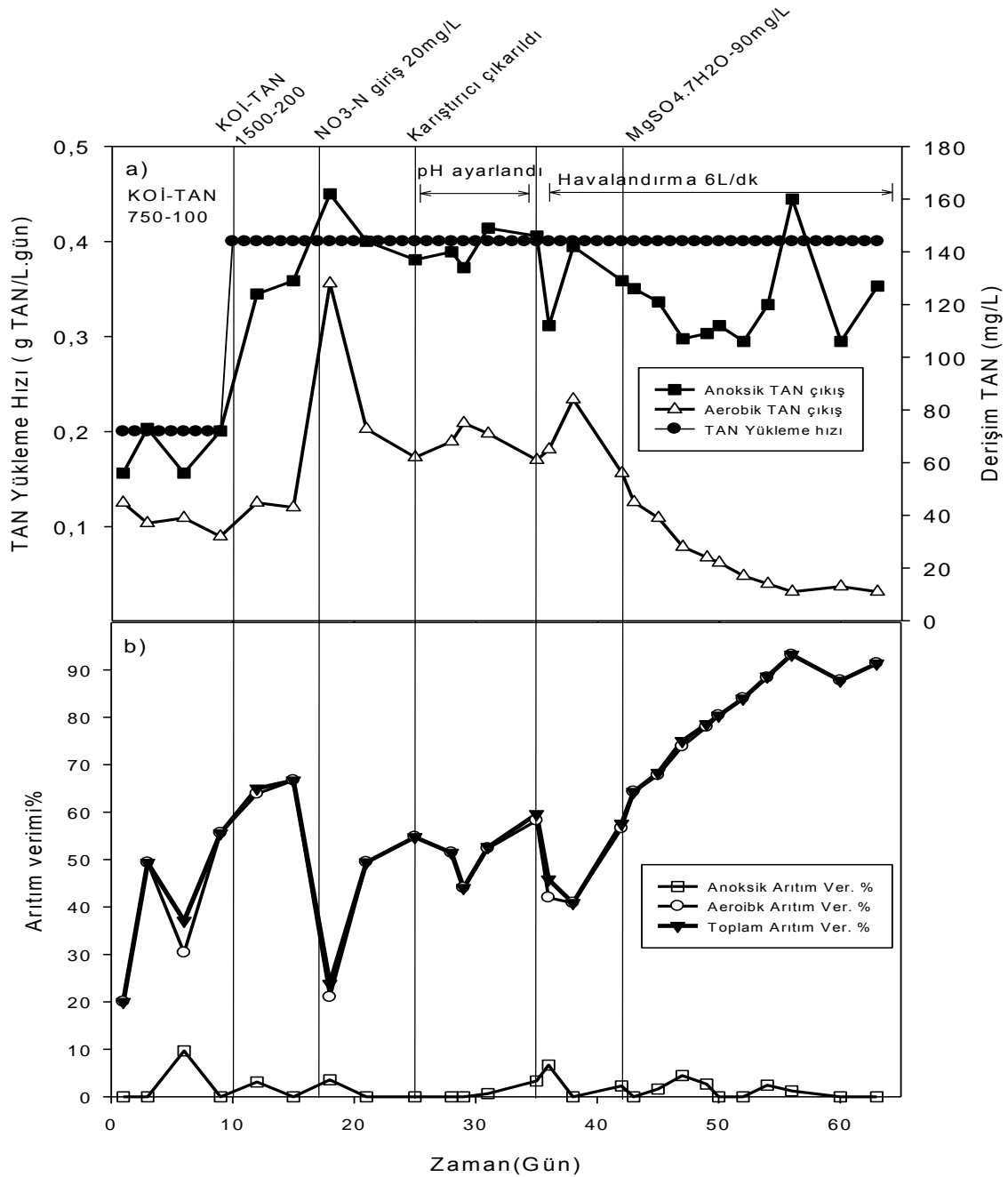
Şekil 22. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı KOİ derişimi



Şekil 23. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı KOİ derişimi

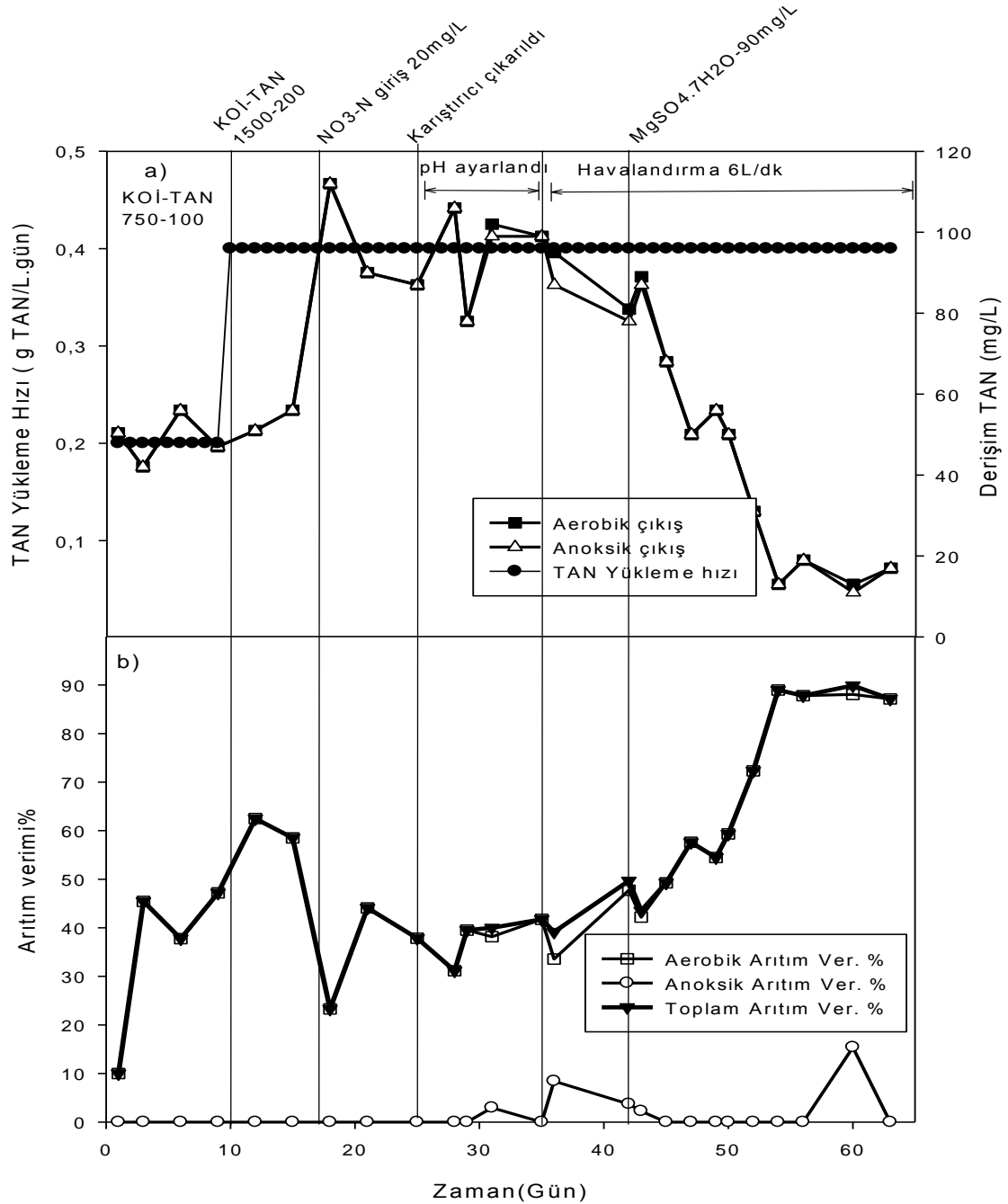
Azot Giderimi

Çalışma-1'de azot ve karbon giderimini olumsuz etkileyebileceği öngörülen KOI/TAN oranı (5) ikinci çalışmada 7,5 değerine yükseltilmiştir. Ayrıca, Çalışma-1'de, arıtım düşük olması kaynaklı yüksek başlangıç TAN derişimlerine ulaşılması ve yüksek pH etkisi ile baskın hale gelen $\text{NH}_3\text{-N}$ iyonu derişimi, ve toksik etkisi göz önünde bulundurularak, her iki reaktör için (reaktör içi) teorik başlangıç değeri 100 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ ve 40 $\text{NO}_3\text{-N}$ mg/L olarak belirlenmiştir. Her iki reaktörde denitrifikasyon bakterilerinin %95'in üstünde nitrat giderebilecek duruma gelmesinin ardından (17.gün), reaktör içi başlangıç $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimi 20 mg/L'ye düşürülmüştür. Şekil 24 ve 25'de, sırasıyla R1 ve R2'nin, 63 günlük işletim süresince TAN yükleme hızları, anoksik-aerobik periyot TAN çıkış değerleri, ve anoksik-aerobik ve döngü sonu (toplam) TAN giderim verimleri, reaktörlerin işletiminde yapılan değişiklikler ile birlikte verilmiştir. Şekil 26 ve 27'de ise işletim süresi boyunca, sırasıyla R1 ve R2'deki anoksik ve aerobik periyotların çıkış $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$, ve başlangıç $\text{NO}_3\text{-N}$ derişimleri verilmiştir.



Şekil 24. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi

Hedeflenen (teorik) başlangıç değerlerinin 750 mg/L KOİ ve 100 mg/L TAN olarak belirlendiği 10.günün ardından, reaktörlerin TAN başlangıç derişimleri R1 ve R2'de sırasıyla ortalama 135 ± 15 ve 144 ± 14 mg/L olarak ölçülmüştür (Tablo 18 ve Tablo 19). Deneysel $\text{NO}_3\text{-N}$ başlangıç değerleri, teorik olarak 40 mg N/L olması gereken dönemde (Gün 1-16) R1 ve R2 için sırasıyla $38,2 \pm 1,6$ mg/L ve 39 ± 2 'dir (Tablo 18 ve 19). Teorik olarak 20 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ olması hedeflenen dönemde (Gün 17-63) ise başlangıç değerleri R1 ve R2 için, sırasıyla, 23 ± 6 mg/L ve 23 ± 8 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ 'dir.



Şekil 25. R2 (aerobik- anoksik periyot dizini), zamana karşı a) TAN derişimi, b) TAN arıtım verimi

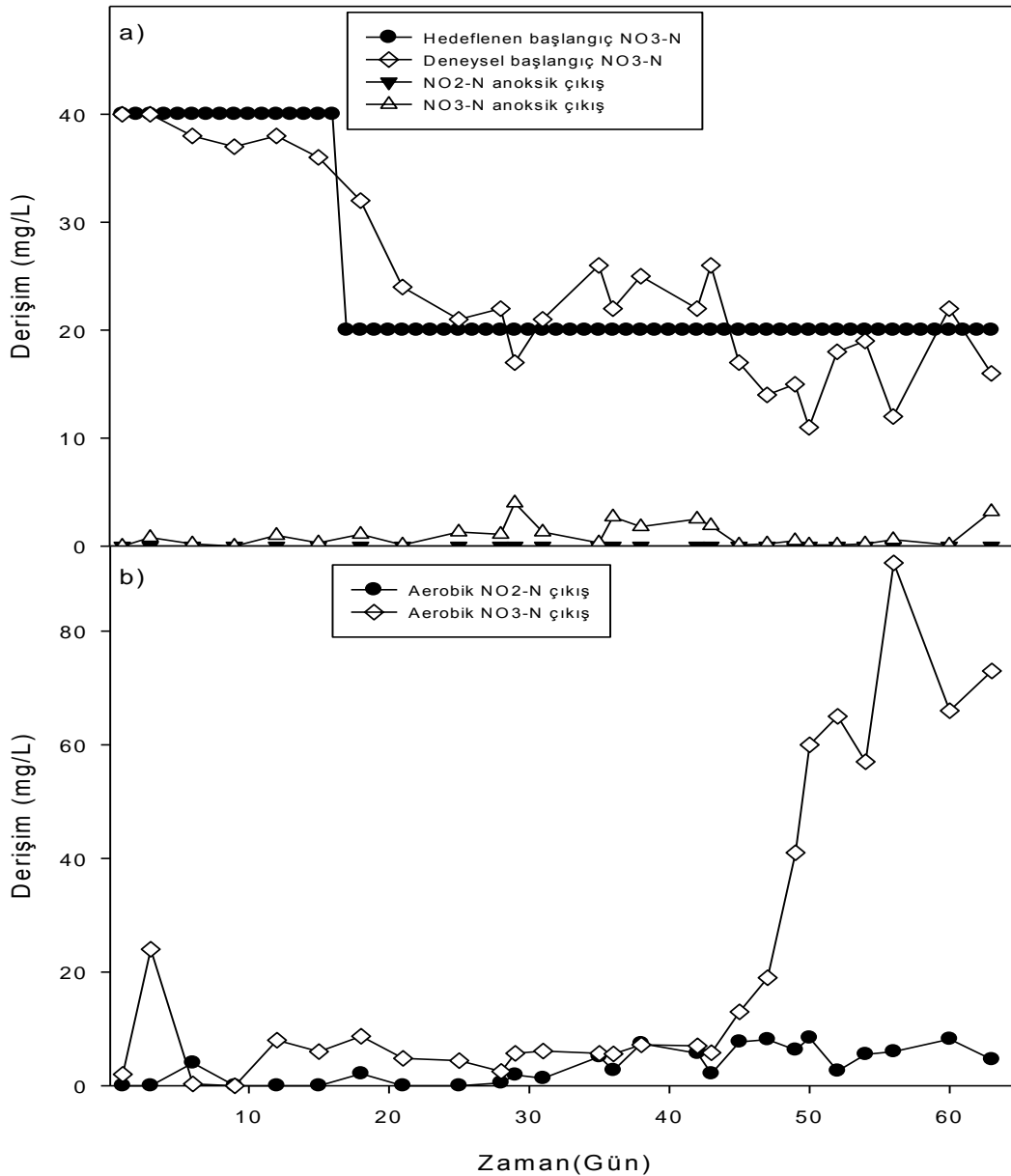
Şekil 24b ve 25b'de görüldüğü üzere, her iki reaktörde de 42.güne kadar TAN giderimi %20-65 (ortalama 50 ± 11) gibi düşük bir verimde seyretmiştir. Gün 42-55 arasında TAN gideriminde ciddi bir artış gerçekleşmiş, ve 55.gün sonrasında her iki reaktörde de %90 seviyelerine ulaşmıştır. TAN, nitrit ve nitratın bir döngü boyunca zamana göre değişiminin ve periyot dizininin N türevlerine etkisini

araştırmak amacıyla KOİ ve TAN gideriminin neredeyse kararlı hale geldiği 50. günde kinetik analizi yapılmış, sonuçlar Şekil 28 ve 29'da gösterilmiştir.

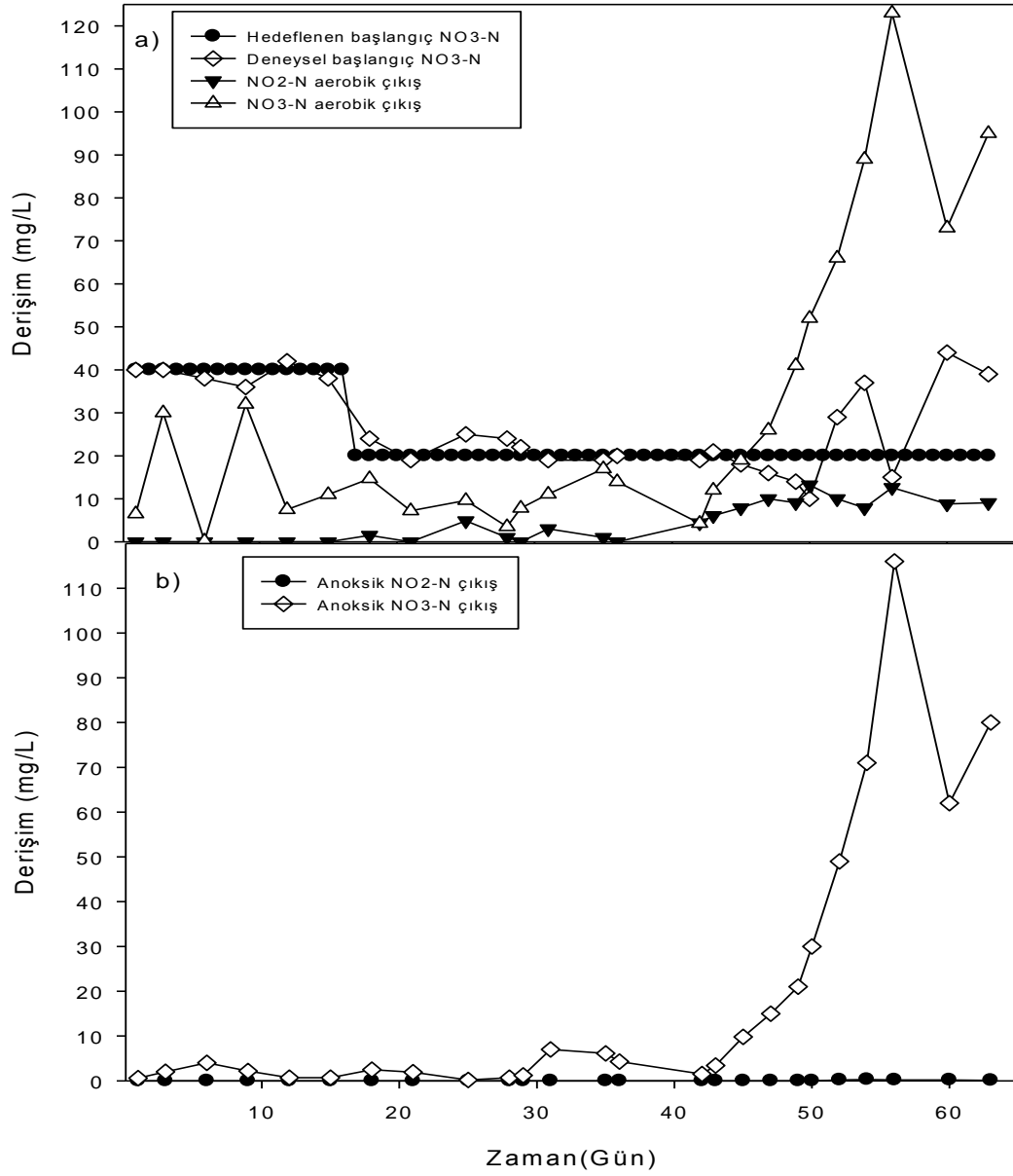
R1 (anoksik-aerobik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

R1, maksimum 168 mg/L, minimum 106 mg/L ve ortalama 131 ± 17 mg/L TAN başlangıç derişimde işletilmiştir. 63 günlük işletim süresinin ilk 42 gününde TAN giderimi genellikle %40 ile %60 arasında dalgalanmalar göstermiştir (Şekil 24b). Gün 42'de besindeki $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ derişiminin 90 mg/L'ye düşürülmesinin ardından, %60'dan %90 seviyesine kadar yükselen bir TAN giderimi elde edilmiştir. Gün 49 sonrasında döngü çıkış TAN derişimi ortalama 16 ± 5 mg/L'dir (Tablo 18). TAN giderimi 55. gün sonrasında neredeyse sabitlenmiş ve %90 seviyelerinde seyretmiştir.

İşletim boyunca anoksik periyot çıkışında NO_3-N derişimi 2 mg/L'nin altındadır ve kısmi denitrifikasyon gerçekleşmemektedir (NO_2-N üretilmemiştir) (Şekil 26). Dolayısıyla, anoksik periyotta neredeyse %100 denitrifikasyon gerçekleşmektedir.



Şekil 26. R1(anoksik-aerobik periyot dizini), a) anoksik periyot NO_2-N ve NO_3-N derişimleri, b) aerobik periyot NO_2-N ve NO_3-N derişimleri (döngü çıkış değerleri)



Şekil 27. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini), a) aerobik periyot NO₂-N ve NO₃-N derişimleri, b) anoksik periyot NO₂-N ve NO₃-N derişimleri (döngü çıkış değerleri)

R1'de döngü bazında yapılan azot kütle dengesine göre ise aerobik periyotta da azot kaybı gözlenmiştir. Aerobik periyottaki azot kaybı yüzdesi ilk 5 günde %20'lerde iken, 5.günden sonra %40 ile %50 arasında değişmiştir. Aerobik periyot süresince yüksek çözünmüş oksijen derişimlerine (6-7 mg/L) rağmen gözlenen TON (toplam yükseltgenmiş azot) giderimi, denitrifikasyon bakterilerinin granüllerin (oksijenin ulaşamadığı) iç kesimlerine yerleşmiş olması ile ilişkilendirilmiştir. İlk granüllerin 5.gün itibarıyla gözleendiği dikkate alındığında, simultane nitrifikasyon-denitrifikasyonun granül oluşumu ile birlikte daha arttığı anlaşılmaktadır. Gün 5-42 arasında aerobik periyot sırasında, yaklaşık 25-40 mg/L NO₃-N'in simultane denitrifikasyon yoluyla giderildiği anlaşılmıştır. Bu dönemde (Gün 5-42) reaktör çıkış NO₃-N değerleri 10 mg/L'nin altında seyretmiştir (Şekil 26). Gün 42 sonrasında ise nitrifikasyon veriminin %60'tan %90'lara kadar çıkması ile birlikte, nitrat üretimi artmıştır. Bu dönemde, üretilen tüm nitratın (42.gün öncesindeki gibi) aerobik periyot sırasında tümüyle denitrifiye olmadığı,

üretilen NO₃-N'nin yaklaşık 30 mg/L'sinin simultane-denitrifikasyonla giderildiği gözlenmiştir. Döngü çıkış NO₃-N derişimi ortalama 65 ± 15 mg/L olarak kaydedilmiştir (Şekil 26, Tablo 18). Yine de, R1'de kararlı durumda (49.gün sonrası) simultane nitrifikasyon-denitrifikasyonla aerobik periyotta ortalama %46 ± 10 N giderimi; bir döngü boyunca ise ortalama %47 ± 5 tüm azot (TN) giderilebildiği hesaplanmıştır (Tablo 18).

Tablo 18. İşletim süresince R1'in anoksik ve aerobik periyot çıkış suyu TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri

(KOİ-TAN: 750 mg/L -100 mg/L, başlangıç derişimini içeren günler)

Parametre	R1 (Anoksik-aerobik periyot dizini)			
	Anoksik periyot başlangıç	Anoksik periyot sonu	Aerobik periyot sonu	Toplam (Döngü sonu)
	Gün 10-48			
Başlangıç TAN (mg/L)	135 ± 15	-	-	
Başlangıç NO ₃ -N (mg/L)*	38 ± 1,6 (23 ± 6)	-	-	
Toplam başlangıç N (mg/L)	173 – 155	-	-	
TAN _{çıkış} (mg/L)	-	132 ± 15	59 ± 23	59 ± 23
NO ₂ -N _{çıkış} (mg/L)	-	-	3,2 ± 3,0	3,2 ± 3,0
NO ₃ -N _{çıkış} (mg/L)	-	1,3 ± 1,1	9,4 ± 9,2	9,4 ± 9,2
TAN giderim (%)	-	1,8 ± 2,0	55 ± 14	56 ± 14
TAN _{çıkış} / TAN _{giriş} (%)	-	98,2 ± 2	44 ± 14	44 ± 14
NO ₂ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	0	2,2 ± 2,2	2,2 ± 2,2
NO ₃ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	0,8 ± 0,7	6,5 ± 7,6	6,5 ± 7,6
N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	85 ± 4	46 ± 11	46 ± 11
N _{kayıp} (= TN giderim) (%)	-	15 ± 4	45 ± 10	54 ± 10
		49.gün sonrası		
Başlangıç TAN (mg/L)	121 ± 19	-	-	
Başlangıç NO ₃ -N (mg/L)	16 ± 4	-	-	
Toplam başlangıç N (mg/L)	137	-	-	
TAN _{çıkış} (mg/L)	-	120 ± 20	16 ± 5	16 ± 5
NO ₂ -N _{çıkış} (mg/L)	-	0	6 ± 2	6 ± 2
NO ₃ -N _{çıkış} (mg/L)	-	0,7 ± 1	65 ± 15	65 ± 15
TAN giderim (%)	-	1 ± 1	86 ± 5	86 ± 5
Denitrifikasyon _{anoksik periyot} (%)	-	96 ± 6	-	-
Denitrifikasyon _{aerobik periyot} (%)	-	-	46 ± 10	-
TN giderimi (%)	-	-	-	47 ± 5

Denitrifikasyon_{aerobik periyot} = simultane nitrifikasyon-denitrifikasyon, TN= toplam azot

* Parantez içi değer, başlangıç nitrat derişiminin teorik olarak 40'dan 20 mg/L N'e düşürülmesi sonrasında elde edilen deneysel değerdir.

Çalışmanın 42.günü sonrasında gözlenen aerobik çıkış TON (toplam yükseltgenmiş azot) derişimindeki artış ve sebebi, kinetik çalışmasının gerçekleştiği 50. gün (197.Döngü) için Şekil 28'de daha ayrıntılı olarak gösterilmiştir. Şekil 28'de, besleme periyodu (ilk 10 dakika) sırasında, sistemde bir önceki döngüden kalan ve sisteme ek yük olarak beslenen toplam nitrat derişiminin hızlı bir şekilde tüketildiği görülmektedir. Anoksik periyot süresince TAN giderimi gözlenmemiştir. Aerobik periyot sırasında ise TAN gideriminin, KOİ'nin ancak (yaklaşık) %70'inin giderilmesi sonrasında, hızlı bir şekilde gerçekleştiği anlaşılmaktadır (Şekil 22, Şekil 28). Aerobik periyot sırasında tüketilen TAN ve üretilen toplam NO₂-N+NO₃-N derişimleri dikkate alındığında, simultane nitrifikasyon-denitrifikasyonun gerçekleştiği, ve bu yolla 22 mg/L NO₃-N tüketildiği anlaşılmıştır (Şekil 28). Aerobik periyot sonrasında,

68,4 mg/L TON (NO₃-N, TON'un %88'ini oluşturmaktadır) ölçülmüştür. Tüm TON derişiminin giderilebilmesi için stokiyometrik olarak ihtiyaç duyulan KOİ derişimi 195 mg/L'dir. Şekil 22 ve 28'e bakıldığında, nitrit ve nitrat üretiminin gözlenmeye başladığı 140.dakikada KOİ derişiminin 200 mg/L'in altına düştüğü görülmektedir. Ortamdaki yüksek oksijen derişimi ve aerobik heterotroflar için uygun koşullar olduğu düşünöldüğünde, heterotrofik denitrifikasyon bakterilerinin KOİ tüketiminde çok baskın olmadığı düşünölmektedir. Dolayısıyla, döngü sonunda TON derişimini azaltmak, diğere bir deyişle, simultane denitrifikasyonu desteklemek için, ek karbon kaynağı veya daha düşük çözönmüş oksijen derişimleri uygulanabilir. Düşük oksijen ortamı, denitrifikasyon bakterilerinden ziyade, aerobik heterotroflar için uygun koşulların yaratılmaması amaçlıdır. Aerobik heterotrofların düşük oksijen ortamında desteklenmemesi, KOİ kaynağının, granüllerin iç kısımlarına yerleşerek oksijen difüzyonundan her şekilde kurtulan denitrifikasyon bakterileri tarafından tüketilmesini sağlayacaktır.

R2 (aerobik-anoksik sıralaması ile çalıştırılan reaktör)

Reaktör, maksimum 170 mg/L, minimum 109 mg/L ve ortalama 139 ± 18 mg/L TAN başlangıç derişiminde işletilmiştir (Şekil 25a). 63 günlük işletimin ilk 42 gününde TAN giderimi %30-50 arasında dalgalanmalar göstermiştir (Şekil 25b). R1 reaktöründe olduğu gibi 42. günün ardından nitrifikasyon verimi 1 hafta içerisinde %89 seviyesine çıkmıştır.

R2'de ilk 42 günde aerobik periyot sonrasında anoksik periyoda giren NO₃-N derişimi 14 mg/L ile 26 mg/L arasında değışiklik göstermiş ve anoksik çıkış derişimi 1 mg/L civarında ölçölmüştür (Şekil 27). Reaktörde ilk granüllerin gözlendiğı 9.günden 42.güne kadar, aerobik periyot sırasında 20-40 mg/L NO₃-N'in tüketildiğı kaydedilmiştir. R1'de olduğu gibi, bu durum, denitrifikasyon bakterilerinin granüllerin (oksijenin ulaşamadığı) iç kesimlerine yerleşerek oksijen difüzyonundaki engel sayesinde korunumu ile ilişkilendirilmiştir. Gün 42 sonrasında, nitrifikasyon sırasında gözlenen simultane denitrifikasyonla giderilen NO₃-N derişimlerinde bir değışiklik olmamıştır. Fakat artan nitrifikasyon verimiyle, aerobik periyot sonrasında başlayan anoksik periyot başlangıç NO₃-N derişimleri ciddi şekilde artarak Gün 49 sonrasında ortalama 77 ± 27 mg/L'de seyretmiştir (Tablo 19). Anoksik periyot çıkış NO₃-N derişimleri ise ortalama 61 ± 32 mg/L olarak ölçölmüştür (Tablo 19). Bu değıer (61 ± 32 mg/L çıkış NO₃-N derişimi), denitrifikasyon olması beklenen anoksik periyot için yüksek bir değıerdir. Nitekim, Gün 49 sonrasında, anoksik periyot denitrifikasyon veriminin sadece %33 ± 15 olduğu saptanmıştır. Gün 50'de yapılan kinetik analizler sonucunda (Şekil 29), anoksik periyottaki düşük denitrifikasyon veriminin, NO₃-N'nin giderilebilmesi için yeterli miktarda karbon kaynağı olmamasından kaynaklandığı anlaşılmıştır. Şekil 29'dan göröldüğü üzere, aerobik-anoksik periyot dizisinde işletilen R2'de, aerobik periyot sonrasında oluşan 65,2 mg/L TON derişiminin anoksik periyotta denitrifikasyonla tüketimi için stokiyometrik olarak 186 mg/L KOİ'ye ihtiyaç duyulmaktadır. Kinetik çalışmasının KOİ değışimine bakıldığında (Şekil 23) ise, R2'de anoksik periyodun başlangıcında KOİ derişiminin sadece 94 mg/L olduğu görölmektedir. Mevcut KOİ derişimi ile (94 mg/L) ile denitrifikasyonla giderilebilecek TON değıeri, yaklaşık 33 mg/L'dir. Bu değıer, deneysel olarak tüketildiğı hesaplanan TON derişimi ile (32 mg/L) neredeyse aynıdır. Dolayısıyla, R2'de aerobik-anoksik periyot dizini gereğı, anoksik ortamda TON giderimi %100 gerçekleştirememekte; mevcut KOİ derişimi ile sınırlanmaktadır. Yine de toplam azot giderimi olarak 49.gün sonrasında %39'luk bir giderim sağlanabilmiştir. Toplam azot gideriminin artırımı için, R2'de aerobik periyot süresinin kısaltılarak, anoksik periyoda KOİ aktarımı veya düşük çözönmüş oksijen ortamı sağlanabilir. Fakat bu durumda, her iki sebeple de, TAN gideriminin daha düşük değıerlerde seyredebileceğı dikkate alınmalıdır. Bir diğere seçenek, anoksik periyot başlangıcında ek karbon ekimi olabilir.

Ek karbon ekiminin, R2'de denitrifikasyonu artırıp artırmayacağını araştırmak üzere; R2'yi ve anoksik periyot koşullarını simüle eden 2 kesikli reaktör kurulmuştur. Bu iki reaktörden biri mevcut KOİ ile diğere ise, ek HAc ekimi ile 45 dakikalık anoksik koşula tabi tutulmuştur. Anoksik periyot sonunda, ek karbon ekiminin yapıldığı reaktörde %85 TON giderimi gözlenirken, ek karbonun olmadığı reaktörde, R2'ye benzer şekilde sadece %44'lük bir TON giderimi (35 mg/L) elde edilmiştir.

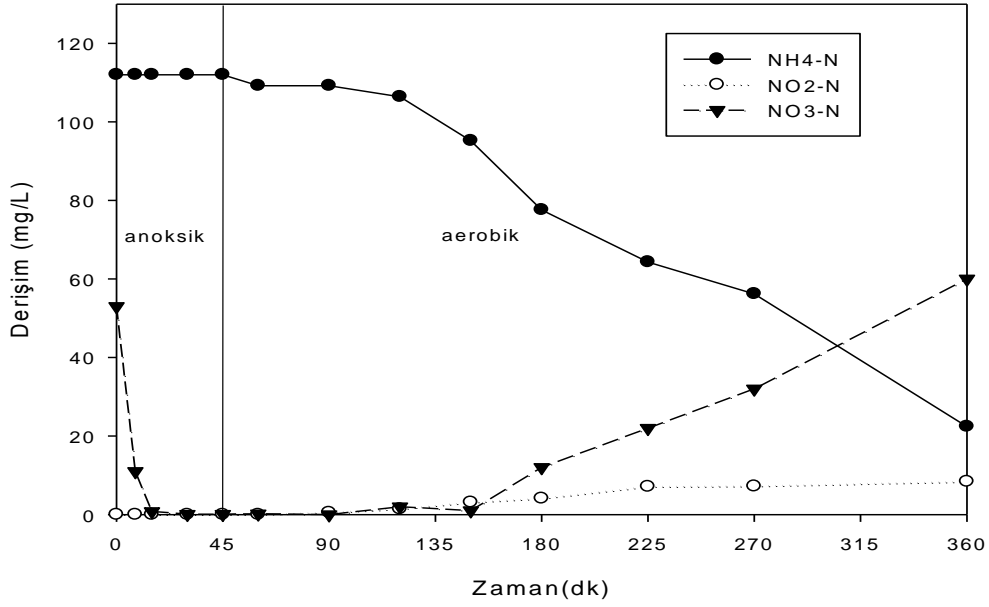
Tablo 19. İşletim süresince R2'nin anoksik ve aerobik periyot çıkış suyu TAN, nitrit ve nitrat azotu ortalama derişimleri ve giderim verimleri
(KOİ-TAN: 750 mg/L -100 mg/L, başlangıç derişimini içeren günler)

Parametre	R2 (Aerobik-anoksik periyot dizini)			
	Aerobik periyot başlangıç	Aerobik periyot sonu	Anoksik periyot sonu	Toplam (Döngü sonu)
	Gün 10-48			
Başlangıç TAN (mg/L)	144 ± 14	-	-	-
Başlangıç NO ₃ -N (mg/L)*	39 ± 2 (23 ± 8)	-	-	-
Toplam başlangıç N (mg/L)	178 – 162			
TAN _{çıkış} (mg/L)	-	81 ± 21	80 ± 20	80 ± 20
NO ₂ -N _{çıkış} (mg/L)	-	4,4 ± 3,7	0 ± 0,1	0 ± 0,1
NO ₃ -N _{çıkış} (mg/L)	-	14 ± 10	5,1 ± 6	5,1 ± 6
TAN giderim (%)	-	44 ± 11	1,2 ± 2,3	45 ± 11
TAN _{çıkış} / TAN _{giriş} (%)	-	56 ± 11	55 ± 11	55 ± 11
NO ₂ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	2,8 ± 2	0	0
NO ₃ -N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	11 ± 8	3,3 ± 4,4	3,3 ± 4,4
N _{çıkış} / N _{giriş} (%)	-	60 ± 11	52 ± 10	52 ± 10
N _{kayıp} (= TN giderimi) (%)	-	39 ± 10	15 ± 6	46 ± 9
	49.gün sonrası			
Başlangıç TAN (mg/L)	124 ± 15	-	-	-
Başlangıç NO ₃ -N (mg/L)	27 ± 14	-	-	-
Toplam başlangıç N (mg/L)	151			
TAN _{çıkış} (mg/L)	-	28 ± 18	28 ± 18	28 ± 18
NO ₂ -N _{çıkış} (mg/L)	-	10 ± 2	0	0
NO ₃ -N _{çıkış} (mg/L)	-	77 ± 28	61 ± 32	61 ± 32
TAN giderim (%)	-	76 ± 15	2 ± 6	77 ± 15
Denitrifikasyon _{anoksik periyot} (%)	-	-	33 ± 15	-
Denitrifikasyon _{aerobik periyot} (%)	-	30 ± 4	-	-
TN giderimi (%)	-	-	-	39 ± 1

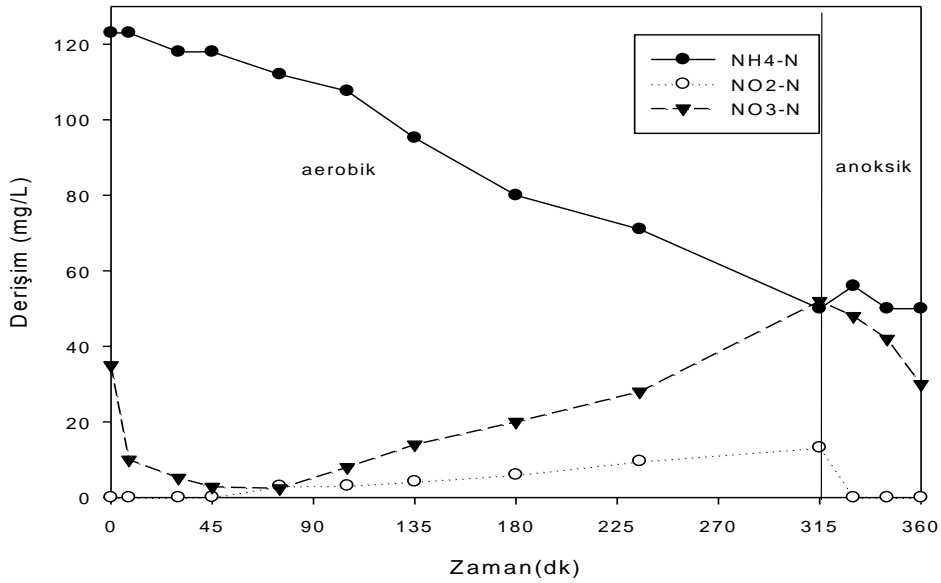
Denitrifikasyon_{aerobik periyot} = simultane nitrifikasyon-denitrifikasyon, TN= toplam azot

* Parantez içi değer, başlangıç nitrat derişiminin teorik olarak 40'dan 20 mg/L N'e düşürülmesi sonrasında elde edilen deneysel değerdir.

Şekil 28 ve 29'da gözlenen diğer bir durum ise, daha önce belirtildiği üzere, her iki reaktörde de, besleme periyodu (ilk 10 dakika) sırasında, bir önceki döngüden kalan ve reaktöre ek yük olarak beslenen toplam nitrat derişiminin hızlı bir şekilde tüketildiğidir. Besleme periyodu sırasında gerçekleşen nitrat gideriminin biyolojik olduğu düşünülmele birlikte, giderim hızının yüksek olması sebebiyle kimyasal bir reaksiyon olma ihtimali de söz konusudur. Bu giderimin kimyasal ya da biyolojik bir reaksiyon olup olmadığını araştırmak üzere, AKR'leri ve besleme periyodunu simule eden iki kesikli reaktör kurulmuştur. Reaktörlerden biri, otoklavlanan AKR çamuru ile; diğeri ise aktif haldeki AKR çamuru ile aşılınmış ve 10 dakikalık anoksik besleme periyodu uygulanmıştır. Bu süre sonunda, ortamdaki TON derişimleri analiz edilmiştir. Sonuçlar, abiyotik reaktörde TON derişiminin sabit kaldığını; aktif reaktörde ise denitrifikasyonla yaklaşık %83'lük bir nitrat giderimi olduğunu göstermiştir. Dolayısıyla, R1 ve R2'de besleme sırasında gözlemlenen nitrat gideriminin denitrifikasyon kaynaklı olduğu saptanmıştır.



Şekil 28. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı NH₄-N, NO₂-N ve NO₃-N derişimleri



Şekil 29. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini)- Bir döngüde zamana karşı NH₄-N, NO₂-N ve NO₃-N derişimleri

Sonuç olarak, azot giderim verimleri karşılaştırıldığında, her iki reaktörde de uygun işletim koşullarında %90'a yakın nitrifikasyon verimi sağlanabilmektedir (Şekil 24 ve 25). Fakat, farklı periyot dizininde çalıştırılan reaktörlerin, aerobik periyot sırasında gözlenen denitrifikasyon verimlerinin farklı olduğu anlaşılmıştır. Anoksik-aerobik periyot dizininde (R1), anoksik periyot sırasında %96 ± 6 denitrifikasyon; aerobik periyot sırasında %46 ± 10 SNDN ve toplamda % 47 ± 5 TN giderimi sağlanmaktadır. Fakat, aerobik-anoksik periyot dizininde ise (R2) anoksik periyot sırasında %33 ± 15 denitrifikasyon; aerobik periyot sırasında %30 ± 4 SNDN ve toplamda % 39 ± 1 TN giderimi sağlanabilmektedir. Dolayısıyla, bir döngü içerisindeki anoksik periyodun başta olması (anoksik-aerobik periyot dizini), sonda olmasına

(aerobik-anoksik periyot dizini) kıyasla daha avantajlı gözükmetedir. Bilindiği üzere heterotrofik denitrifikasyonda elektron kaynağı karbondur. Anoksik-aerobik periyot dizininde, denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için döngü başlangıcında yeterli miktarda karbon kaynağı bulunabilmektedir. R2'deki gibi tam tersi dizinde ise (aerobik-anoksik) 5 saatlik bir havalandırmanın ardından başlayan anoksik periyotta karbon yetersizliği sebebiyle denitrifikasyon yeterince verimli gerçekleşememekte, çıkış suyunda ortalama 61 ± 32 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ ölçülmektedir (Tablo 19). Toplam azot giderimi dikkate alındığında ise, anoksik-aerobik periyot dizininin uygulanması, döngü sonunda yüksek nitrat derişimi (R1, 65 ± 15 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$), diğer bir deyişle, düşük toplam azot giderimi anlamına gelmektedir. Dolayısıyla, her iki periyot sıralamasında da çıkış suyunda yüksek miktarda nitrat oluşmaktadır. Tüm azot giderimini artırmak amacıyla, her iki sıralama tipi için çeşitli çalışmalar yapılabilir. Örneğin, anoksik-aerobik periyot dizininde, reaktör içi çözünmüş oksijen derişimlerinin azaltılmasının veya aerobik periyot süresinin kısaltılmasının aerobik periyot sırasında simultane nitrifikasyon-denitrifikasyon verimine, TN giderimine ve granüler çamura etkisi araştırılabilir. Fakat, bu uygulamaların, nitrifikasyon verimini nasıl etkileyeceğine dikkat edilmesi gerekmektedir. Diğer bir olasılık ise, anoksik periyot başlangıcında ek karbon ekimi yapılarak TN gideriminin artırılmasının araştırılmasıdır.

Çalışma-2 sonuçları, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ derişimin yarıya indirildiği koşulda, hem KOİ hem de TAN giderim verimlerinin arttığını göstermiştir. Giriş sülfat derişimin KOİ ve TAN arıtım verimini nasıl etkilediği ayrıntılı olarak bir sonraki çalışmada (Çalışma-3) araştırılmıştır.

4.2.2 Granülasyon Süreci

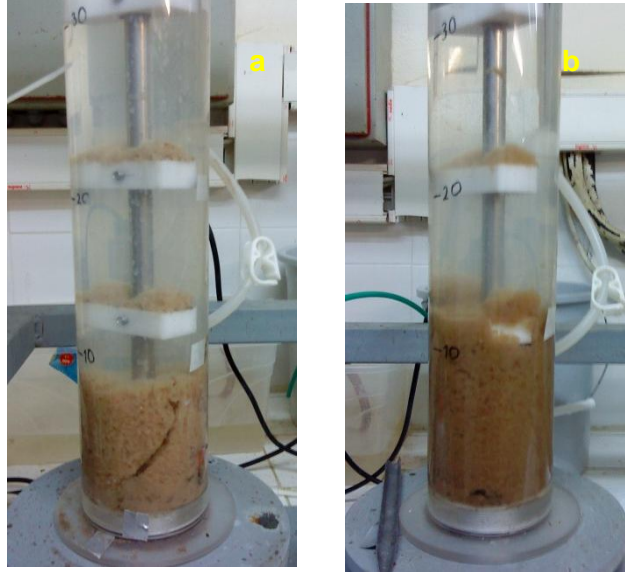
Aşı çamuru olarak kullanılan membran bioreaktör çamuru kırmızı-koyu kahve rengindedir. Şekil 30'da reaktörün aklımasyon süreci sonunda çöktürme periyodundaki görüntüsü verilmiştir. Reaktörler ikiye bölündükten sonra haftada 1 kez olmak üzere düzenli aralıklarla çamur numunesi alınmış, flokların ve varsa granüllerin boyutları ölçülmüştür. Her iki reaktörün 7.günde çöktürme periyodu sonundaki görüntüsü Şekil 31'de verilmiştir.



Şekil 30. Aklımasyon süreci sonunda aşı çamurunun çöktürme periyodu sonrası görüntüsü

Aynı anda çekilen bu iki resimde (Şekil 31a, 31b) R1 içeriğinin renginin R2'ye göre daha açık olduğu görülmektedir. Ayrıca hemen hemen aynı miktarda UAKM miktarına sahip reaktörlerde çamur yükseklikleri arasında yaklaşık 4 cm fark vardır. Bu durum R1 reaktörünün o dönemde daha çok UAKM miktarını daha az hacimde tutabildiğini veya çökebilirliğinin daha iyi olduğunu göstermektedir.

Çamurun yüksek çökebilirliğe sahip olması, granülasyonla da ilişkilendirilebilir. Nitekim, anoksik-aerobik periyot dizininde işletilen R1'de 5. gün sonunda granüller görülmüştür. Aerobik-anoksik periyot dizininde işletilen R2'de ise 9. gün sonunda granüller görülmüştür.



Şekil 31. İlk hafta sonunda (Gün 7) iki reaktörün çöktürme periyodu sonrası görüntüleri, a) R1 (anoksik-aerobik periyot dizini), b) R2 (aerobik-anoksik periyot dizini)

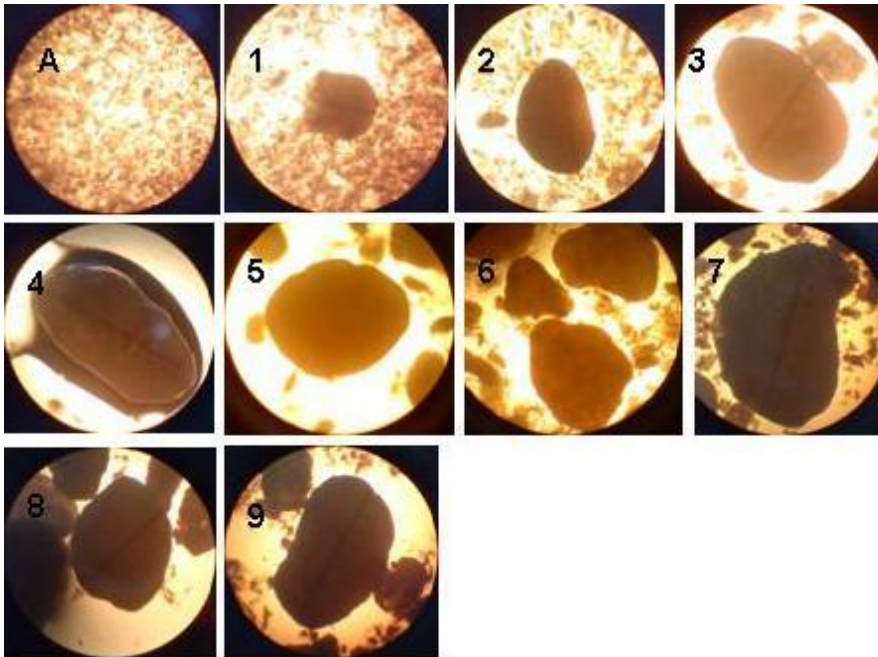
Şekil 31'den de görülebileceği üzere, reaktör askıda katı içeriğinin tamamı bu dönemde (ilk hafta içinde-Gün 7) granüler çamura dönüşmemiştir. Her iki reaktördeki granülasyon yüzdesini hesaplamak için reaktör içeriğinin belirli aralıklarla ÇHI_5 ve ÇHI_{30} değerleri ölçülmüş ve Tablo 20'de verilmiştir. ÇHI_{30} değerleri incelendiğinde, her iki reaktörün granülasyon sürecine paralel olarak ÇHI_{30} değerlerinin azaldığı ve oluşan granüllerin çökebilirliğinin yüksek olduğu saptanmıştır. Çamur çökebilirliklerinin gelişimi anlamında R1 (8 gün), R2'ye kıyasla (15 gün) daha iyi bir performans göstermiştir. $\text{ÇHI}_{30}/\text{ÇHI}_5$ değerleri hesaplandığında, R1'de 15.günde %81,3 granülasyon elde edildiği anlaşılmaktadır. R2'de ise benzer yüzde (%82,1) granülleşme 22. günde elde edilmiştir. R1'de askıda çamurun yaklaşık %80'ninin granüler çamura dönüşmesi sonrasında, granülasyon yüzdesi işletim sonuna kadar %80-90 arasında değişmiştir. R2'de ise 49. günün ardından granülasyon yüzdesinde bir düşüş gözlenmiş ve işletimin sonlandırıldığı 63.günde %57'lik bir yüzde saptanmıştır.

Tablo 20. Reaktörlerin haftalık ÇHI (mL/g) değerleri

Gün	R1		R2	
	ÇHI_5	ÇHI_{30}	ÇHI_5	ÇHI_{30}
1.gün	219	128	245	175
8.gün	111	78	170	113
15.gün	91	74	130	90
22.gün	76	69	84	69
29.gün	72	67	75	63
36.gün	63	59	74	59
42.gün	58	55	77	63
49.gün	61	51	78	61
56.gün	49	43	81	54
63.gün	45	40	89	51

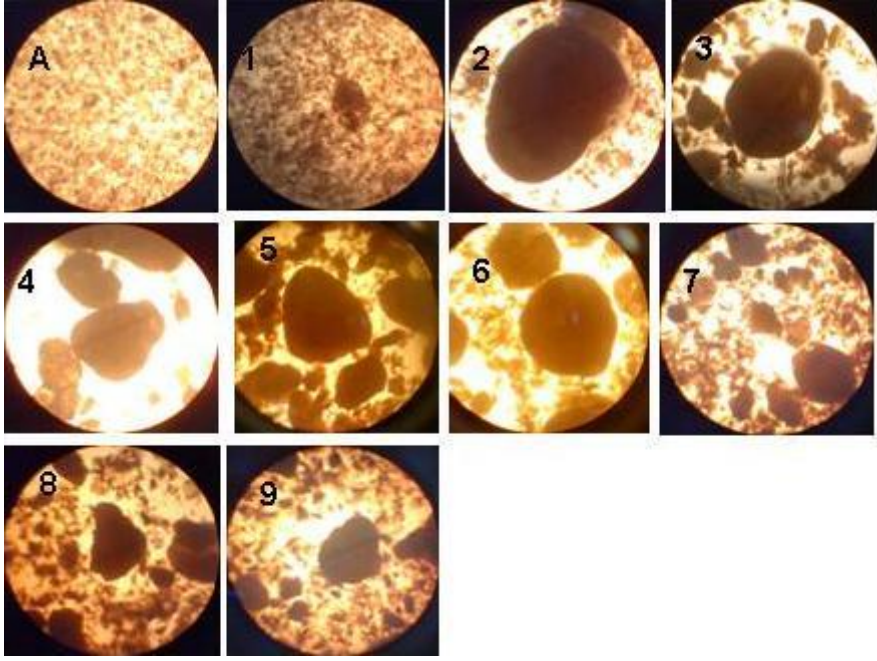
R1 ve R2'den haftalık olarak alınan çamur numunelerinin mikroskopik görüntüleri sırasıyla Şekil 32 ve 33'de verilmiştir. Literatürdeki araştırmalara bakıldığında, aerobik granüller çamurun açık kahverengi olduğu belirtilmektedir (Tay v.d., 2001a; 2002a; 2004a; 2004b). Her iki reaktörde de açık kahverengi renkte granüller elde edilmiştir. Şekil 32 ve 33, ve görsel veriler doğrultusunda her iki reaktör granülasyon bazında incelendiğinde;

- R1'de R2'ye kıyasla daha kısa sürede granül oluşmaya başladığı,
- R1'in granülleşme yüzdesinin R2'ye göre daha fazla olduğu,
- R2'de askıda katı madde miktarının zamanla arttığı, granüllerin 49.gün (7.hafta) itibariyle büyük oranda küçüldüğü ve parçalandığı, buna bağlı olarak granülleşme yüzdesinin R1'e kıyasla düştüğü,
- R1'de R2'ye göre işletim süresince daha büyük granüller elde edildiği gözlemlenmiştir.

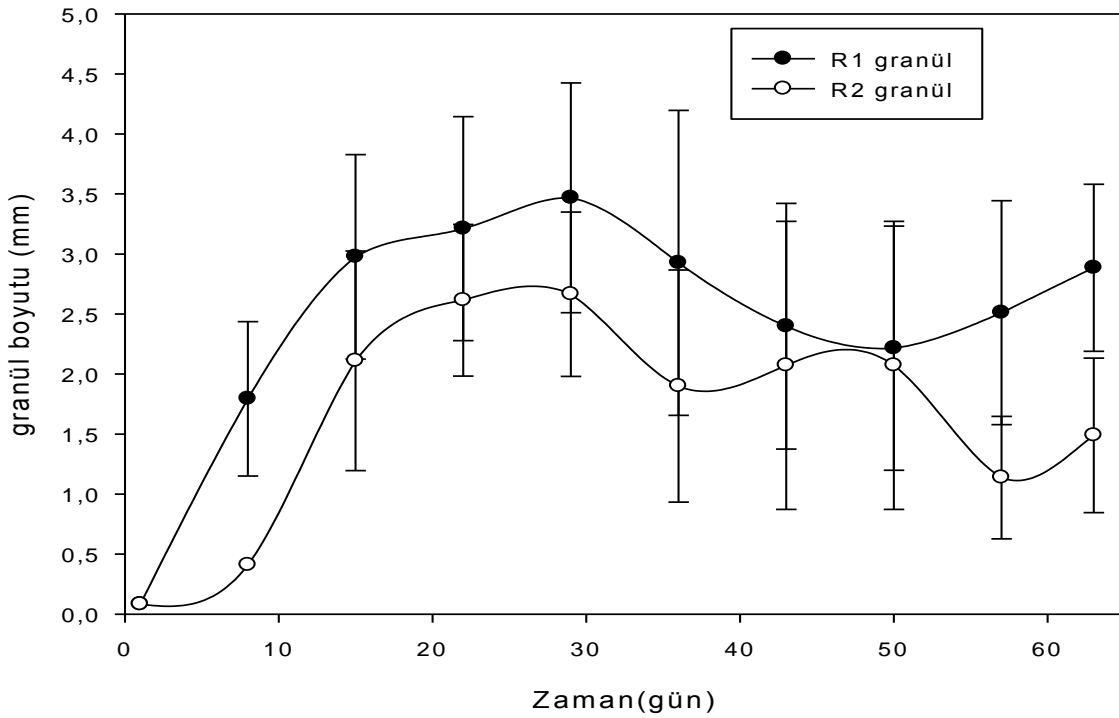


Şekil 32. R1 (anoksik-aerobik periyot dizini) mikroskopik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), A-aklimasyon sonu; 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9-Hafta sayısı

Şekil 34'de her iki reaktörün haftalık olarak ölçülen ortalama granül boyutları verilmiştir. Buna göre, R1 ve R2'de işletim sonunda sırasıyla ortalama $2,9 \pm 0,7$ mm ve $1,5 \pm 0,6$ mm boyutlarında granüller elde edilmiştir. Her iki reaktörde de ilk 15 gün boyunca granül boyutları hızlı bir artış göstermiş, yaklaşık 29.güne kadar daha yavaş bir hızda artmaya devam etmiştir. Gün 29 ölçümünü takip eden ilk ölçümde (Gün 36) her iki reaktördeki granüllerin ortalama boyutunda düşüş kaydedilmiştir. Fakat R1'de 2 mm'ine ortalama granül boyutu 50.gün sonrasında yeniden artarak yaklaşık 3 mm'ye kadar ulaşmıştır. R2'de ise, ortalama granül boyutları 29.günden işletim sonuna kadar azalarak ortalama $1,5 \pm 0,6$ mm'ye ulaşmıştır.



Şekil 33. R2 (aerobik-anoksik periyot dizini) mikroskopik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), A-aklimasyon sonu; 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9-Hafta sayısı



Şekil 34. R1 ve R2 için parçacık ve granül boyutu ölçüm sonuçları

Şekil 34'de görüldüğü üzere, R1'de üretilen granüller işletimin ilk gününden son gününe kadar R2'de üretilen granüllerden daha büyük bir ortalama boyuta sahiptir. Kinetik çalışmasının yapıldığı 50.günde her iki reaktördeki ortalama granül boyutu 2mm'dir ve aerobik periyot sırasında simultane denitrifikasyon (R1'de 22mg/L NO_x-N kayıp, R2'de 15 mg/L NO_x-N kayıp) her iki reaktörde de birbirine yakındır. Diğer taraftan R1'de granül boyutlarının 3,5 ± 1 mm'yi bulduğu dönemde (Gün 29) simultane

olarak 69 mg/L NO₃-N giderimi elde edilmiştir. R2'de ise granül boyutunun 2,6 ± 0,7 mm olduğu dönemde (Gün 29) 53 mg/L giderim elde edilmiştir. Büyük boyuttaki granüller, oksijenin granüllerin iç kısımlarına difüzyonunu zorlaştıracığı için daha yüksek simultane denitrifikasyon verimine yol açabilir. Öte yandan, granüllerin belirli bir boyut üzerinde olması, denitrifikasyonu etkileyen diğer faktörlerden karbon ve nitratın difüzyonunu da negatif etkileyebilir. De Kreuk vd. (2006), granül içerisindeki aerobik ve anoksik hacim oranının etkin azot giderimi için önemli olduğunu ve azot+fosfor giderimi için optimum granül boyutunun 1,2-1,4 mm olduğunu belirtmiştir. Granül boyutu kadar, ortam çözünmüş oksijen derişimi de etkin azot giderimi eldesinde rol oynamaktadır. Bu çalışmada, aerobik periyot sırasında reaktör içi çözünmüş oksijen derişimi oldukça yüksektir (R1 için 6,8 ± 0,9 mg/L; R2 için 6,5 ± 0,85 mg/L). Dolayısıyla yüksek oksijen derişiminin granüller içerisinde ilerleyebileceği alan daha büyük olacağından literatürde belirtilen optimum boyutlardan daha büyük boyutlara ihtiyaç duyulabilir. Bir başka deyişle, etkin bir azot giderimi için, optimum granül boyutu ortam çözünmüş oksijen derişimine göre değişebilir. Bu bağlamda, yüksek oksijen derişimlerinde, büyük boyutta granüllerin geliştirilmesi simultane denitrifikasyonu olumlu etkileyebilir. Dolayısıyla, R1 R2'ye kıyasla simultane denitrifikasyon sağlayabilme açısından daha avantajlı görülmektedir. Yine de ortam çözünmüş oksijen derişiminin simultane denitrifikasyon verimine etkisi araştırılmalıdır.

Her iki reaktörün çamur içeriğinin EPS (karbonhidrat, protein) salgısındaki değişimi gözlemlenmiş ve ilk günden itibaren yapılan ölçüm sonuçları Tablo 21'de verilmiştir. Tablo 21'e göre, ilk 10 günde her iki reaktördeki çamurun hücre dışı protein salgısı oldukça yüksektir. Granülasyon sırasında stres koşulları doğrultusunda EPS salgısı artmakta ve genellikle EPS'in protein miktarı artmaktadır (Nichols vd, 2004; Qin vd., 2004; Yu vd, 2009). Salgılanan EPS, mikroorganizmaların birbirine tutunumu açısından önemlidir (Morgan vd., 1991; Liu vd., 2004; McSwain vd., 2005; Wang vd, 2006; Ren vd, 2010; Sheng vd, 2010). Her iki reaktörde de granülasyon sürecinin (R1'de daha önce olmakla birlikte) ilk 10 gün içerisinde başladığı dikkate alındığında (Şekil 32-34), artan EPS değerleri granülasyon süreciyle ilişkilendirilmiştir.

Tablo 21. Günlere göre reaktör çamur içeriği EPS (protein ve karbonhidrat) analiz sonuçları

Gün	R1		R2	
	Protein (mg/g UAKM)	Polisakkarit (mg/g UAKM)	Protein (mg/g UAKM)	Polisakkarit (mg/g UAKM)
1.gün	211,9 ± 2,4	68,9 ± 1,1	218,0 ± 3,0	79,1 ± 4,84
8.gün	274,6 ± 6,8	145,66 ± 7,8	337,7 ± 2,1	129,6 ± 15,7
15.gün	146,9 ± 2,0	64,9 ± 21,9	212,0 ± 4,4	90,3 ± 21,4
22.gün	126,4 ± 1,8	75,9 ± 5,6	182,8 ± 2,0	97,4 ± 5,1
29.gün	126,3 ± 1,4	68,5 ± 5,0	153,1 ± 0,8	78,9 ± 4,1
36.gün	129,6 ± 7,6	63,6 ± 2,9	175,8 ± 12,9	88,5 ± 3,7
42.gün	115,9 ± 1,5	70,8 ± 4,7	170,6 ± 1,2	91,3 ± 5,7
49.gün	95,1 ± 1,4	66,9 ± 1,9	122,6 ± 5,4	86,6 ± 6,9
56.gün	110,7 ± 2,5	62,2 ± 1,0	157,0 ± 5,8	93,4 ± 4,6
63.gün	131,3 ± 2,5	69,6 ± 1,5	216,2 ± 1,4	152,8 ± 12

Hidrodinamik kesme kuvveti, substrat yetersizliği, substrat yükleme hızı, çöktürme süresi gibi dış etkenler granülasyon için stres koşuludur (Liu vd, 2004). Daha önce belirtildiği üzere, Gün 10'un sonunda, çöktürme süresi 5 dakikaya; Gün 15'in sonunda ise 2 dakikaya kadar düşürülmüştür. McSwain vd. (2005)'nin belirttiği üzere kısa çöktürme süresi, daha hidrofobik mikroorganizmaları seçtiği için daha çok EPS salgılanmasına sebep olmaktadır. Çöktürme süresinin değiştirilmediği, aynı zamanda her iki reaktörde de %80 oranında granülasyona ulaşıldığı 22. günden itibaren hücre dışı salgıdaki salınımlar azalmıştır (Tablo 21). Literatürdeki çalışmalarda da stabil şartlara ulaşıldığında

EPS miktarının sabitlenmesi söz konusudur (Wang vd, 2006, Gao vd., 2011, Zhu vd, 2012). R2'nin EPS değerlerinin daha fazla olmasının nedeni R2'nin granülleşme yüzdesinin R1'e göre daha yavaş artış göstermesi olabilir. Ayrıca bu durum, literatürde belirtilen substrat yükleme hızıyla da ilişkilendirilebilir. EPS miktarının çok fazla değişkenlik göstermediği 22 ile 42.günler arasında R1 ve R2'nin azot başlangıç değerleri sırasıyla ortalama 138 ± 10 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ ve 151 ± 15 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ 'dir. R2'deki başlangıç azot değerlerinin R1'e göre daha yüksek olması, çamur üzerinde yükleme hızına bağlı olarak daha çok stres oluşturmuş olabilir. Bir diğer olasılık ise R2'de anoksik periyot sırasında karbon sıkıntısı çeken denitrifikasyon bakterilerinin stres koşullarına maruz kalmış olmaları olabilir.

Gün 49'da çöktürme süresinin 1 dakikaya indirilmesi ile birlikte R2'de çamur kaybı başlamıştır. Granülleşme yüzdesinin düşüşü ile bu durum çamur üzerindeki stres koşullarından birisi olan çöktürme süresinin yeniden etkili olmasına sebep olmuştur. Granülleşme yüzdesinin %60'ın altına düşmesi ile birlikte sistemde yüksek miktarda çamur kaybı olmuş (AKM-UAKM bölümünde de anlatıldığı gibi) UAKM değeri yaklaşık 5700 mg/L'den 3200 mg/L'ye düşmüştür. F/M oranının artışı ile birlikte protein ve karbonhidrat salgısı da artmıştır.

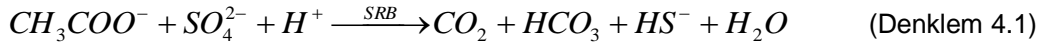
Hücre dışı salgı bir anlamda ortam koşullarına uyum sağlamak ve süreklilik ile bağlantılıdır. Her iki reaktörün EPS miktarları ve değişimleri, anoksik-aerobik periyot dizininde işletilen R1 reaktörünün R2'ye kıyasla daha istikrarlı olduğunu göstermektedir.

Hücre dışı salgı değerleri literatür değerleri ile karşılaştırıldığında, literatürdeki değerlerin ekstraksiyon metoduna göre yüksek oranda değişiklik gösterdiği görülmüştür. Bu çalışmada elde edilen veriler, aerobik granüller ile yapılan bazı çalışmalarda (Yu vd. 2009; Gao vd., 2011; Zhu vd., 2012) elde edilen EPS miktarları ile kıyaslandığında yüksek, ancak Adav ve Lee (2011)'in ekstraksiyon metoduyla elde edilen değerlerle kıyaslandığında ise yakın bulunmuştur.

4.3. ÇALIŞMA-3: Giriş Sülfat derişiminin etkisi

Çalışma-2'de bahsedildiği üzere, işletimin ilk 42 gününde, ortalama KOI ve TAN giderimi her iki reaktörde de düşük değerlerde (sırasıyla %70 ve %43-50) seyretmiştir. Düşük arıtım verimlerinin sebebinin, Çalışma-1'dekine benzer olarak, amonyak azotu inhibisyonu olabileceği düşünülmüştür. Çalışma-2'deki bir diğer önemli gözlem, aerobik periyot başında pH'nın hızlı bir şekilde artmasıdır. Bu pH artışı, anoksik periyot sırasında oluşan alkalinitenin (ağır granüler çamur yatağı ve etkin karışımın olmaması kaynaklı) reaktör içerisinde bu süreçte etkin bir şekilde yayılmaması, ve etkin yayılımın sadece aerobik periyodun dolayısıyla havalandırmanın başlamasından sonra gerçekleşmesi ile açıklanmıştır. Diğer bir deyişle, anoksik periyotta üretilen alkalinite, aerobik periyottaki havalandırma ile sağlanan etkin karışımla reaktör içeriğine yayılmakta ve aerobik periyodun ilk 15 dakikasında hızlı bir pH artışına sebep olmaktadır. Yüksek pH değerleri, TAN (amonyak+amonyum) içeriğinde amonyak azotunun baskın olması anlamına gelmektedir. Amonyak azotu arıtımı olumsuz etkilendiği için, Çalışma-2'de alkalinite üretiminin (giriş nitrat derişimini düşürerek) azaltılmasına veya reaktör pH değerinin (HCl ile manuel veya havalandırma hızı / DO'nun artırılması sayesinde artan nitrifikasyon ve H^+ üretimi yoluyla) düşürülmesine çalışılmıştır. Fakat bu modifikasyonlar, pH artışını engellememiş ve arıtım verimlerinde iyileşmeye yol açmamıştır. Bu doğrultuda, sülfat indirgenmesi gibi, alkalinite üreten başka reaksiyonların olabileceği düşünülerek besin sülfat derişimi azaltılmış; ve akabindeki günlerde arıtım veriminin arttığı ve pH artışlarının kontrol altına alındığı tespit edilmiştir. Sülfat indirgeyen bakterilerin (SRB), asetik asit tüketimi ve sülfür ve alkalinite üretim reaksiyonu Denklem 4.1'de verilmiştir. Bu denklemde görüldüğü üzere, SRB'ler, giriş sülfat derişim değerine göre, etkin pH artışına ve sülfür oluşumuna yol açabilir. Sülfür, nitrifikasyonu olumsuz etkileyen bir parametredir (Sears vd., 2004). Sülfüre ek olarak, üretilen alkalinite ve dolayısıyla artan pH da, amonyak azotunun

baskın hale gelmesine sebep olarak hem TAN hem de KOİ artırımını olumsuz etkileyebilir (Yang vd., 2004).

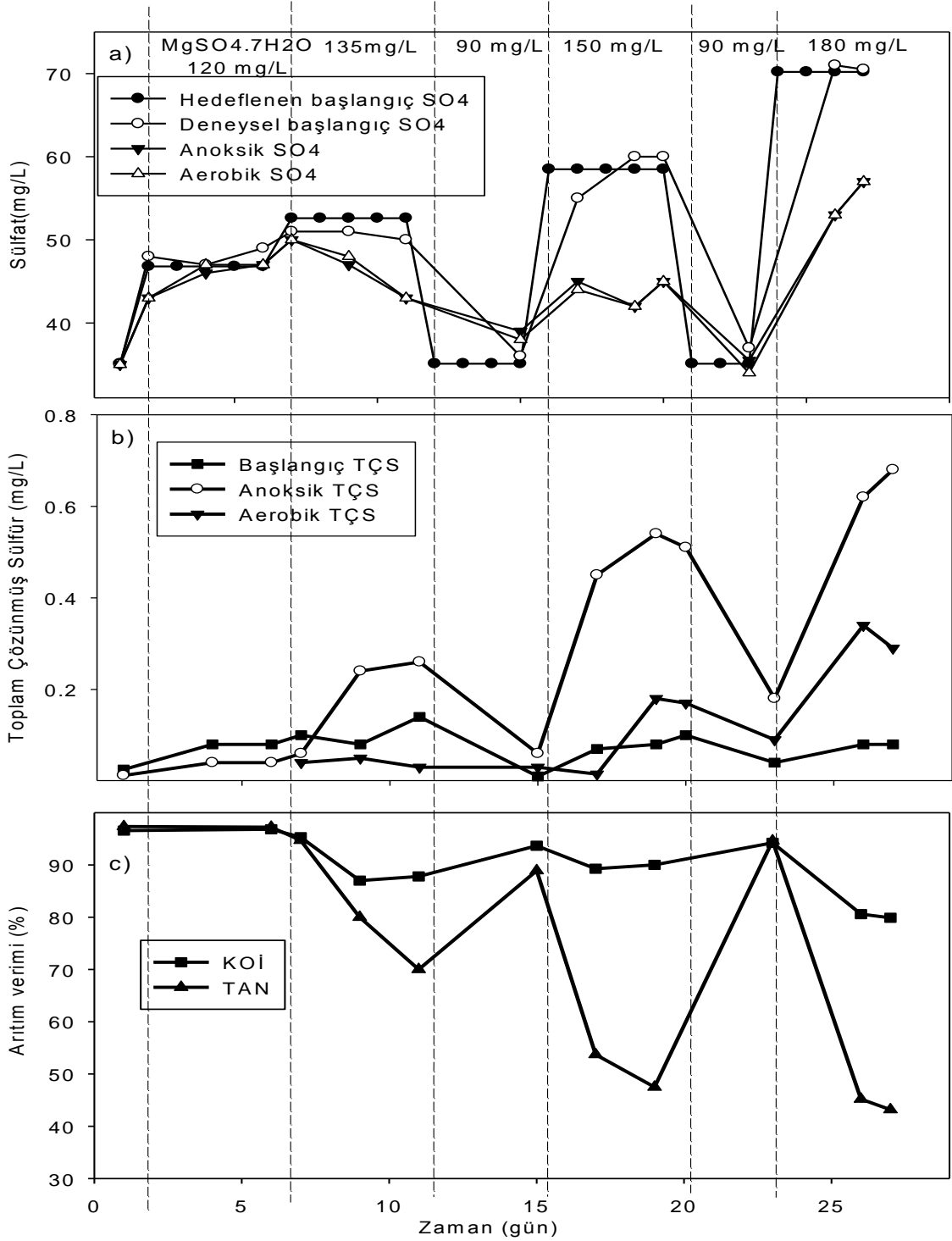


Dolayısıyla, Çalışma-3, giriş sülfat derişiminin granüllerin arıtım performansına ve granüler çamura etkisini ayrıntılı olarak araştırmak amacıyla (Proje Önerisinde belirtilen iş paketlerine ek olarak) gerçekleştirilmiştir. Bu doğrultuda, 1 adet AKR, Çalışma-2'de anoksik-aerobik periyot dizininde geliştirilen granüllerle aşılarmış ve R1 reaktörünün kararlı yapıda işletildiği 49-63. günlerine denk gelen işletim koşullarında (en yüksek arıtım verimlerinin sağlandığı işletim koşullarında) yaklaşık 1 ay boyunca işletilmiştir (Tablo 17). Reaktör içi başlangıç KOİ ve TAN derişimleri sırasıyla 750 ve 100 mg/L olarak sabit değerde tutulmuştur. İşletimdeki tek fark, besin içeriğindeki sülfat derişimidir. Sülfat kaynağı olarak, Tablo 2'de belirtildiği üzere MgSO₄.7H₂O kullanılmış ve reaktör 35,1 mg/L SO₄, 46,8 mg/L SO₄, 52,6 mg/L SO₄, 58,5 mg/L SO₄ ve 70,2 mg/L SO₄ başlangıç derişimlerinde (90-180 mg/L MgSO₄.7H₂O) işletilmiştir.

İşletim süresi boyunca (28 gün) periyotlar bazında arıtım verimleri, sülfat ve toplam çözünmüş sülfür derişimleri ölçülmüştür. Arıtım veriminde düşüş gözlenen sülfat dozlarının ardından, bir sonraki daha yüksek doz denenmeden önce, sistemin arıtım veriminin iyileşmesi için beklenmiştir. Bu amaçla, reaktör en düşük doz olan (ve Çalışma-2'de arıtımı olumsuz etkilemediği belirlenen) 35,1 mg/L SO₄ derişimi uygulanarak arıtım verimlerinin %90'ın üzerine çıkması beklenmiştir. Yüksek verimlere ulaşılması sonrasında, bir sonraki yüksek sülfat dozu uygulanmıştır. Bu işlem, 52,6 mg/L'den 58,5 mg/L SO₄ dozuna geçmeden önce (Gün 13 – 18) ve 58,5 mg/L'den 70,2 mg/L SO₄ dozuna geçmeden önce (Gün 20 – 23) yapılmıştır.

4.3.1 Sülfat derişiminin arıtım verimine etkisi

Şekil 35a'da reaktöre uygulanan başlangıç (döngü başı) sülfat ve MgSO₄.7H₂O derişimleri, ve anoksik-aerobik periyot çıkış derişimleri; Şekil 35b'de ise döngü başı (başlangıç), anoksik periyot çıkış ve aerobik periyot çıkışında ölçülen toplam sülfür derişimleri verilmiştir. Şekil 35c'de görüldüğü üzere, reaktör ilk günlerde 35,1 mg/L SO₄ (90 mg/L MgSO₄.7H₂O) derişiminde işletilirken %95 KOİ ve %99 TAN giderimi elde edilmektedir. Başlangıç sülfat derişimi 46,8 mg/L SO₄'a çıkarıldığında, KOİ ve TAN arıtım verimlerinde bir değışikliğe rastlanmamıştır. SO₄ derişiminin 52,6 mg/L'ye (135 mg/L MgSO₄.7H₂O) artırılmasından sonra, anoksik periyot sırasında, sülfatın tüketildiği ve toplam çözünmüş sülfürün belirgin bir şekilde üretildiği gözlemlenmiştir (Şekil 35a, 35b, Tablo 22). Bu dozda, TAN ve KOİ gideriminin sırasıyla % 20 ve %7 azaldığı hesaplanmıştır (Şekil 35c). Ayrıca, Çalışma-2'de de gözlendiği şekilde, anoksik periyot sonunda aerobik periyoda geçilmesinin hemen ardından ilk 15 dakika boyunca pH'nin ciddi şekilde arttığı tespit edilmiştir (Tablo 22). Sistemin toparlanmasını sağlamak amacıyla başlangıç SO₄ derişimi 35,1 mg/L'ye düşürülmüş (Gün 13) ve TAN oksidasyonu tekrar %90 seviyesine çıktığında (Gün 16) 58,5 mg/L SO₄ başlangıç derişimine geçilmiştir (Şekil 35). Bu dozda (58,5 mg/L SO₄, Gün 16-20) anoksik periyotta belirgin şekilde sülfat tüketimi ve toplam çözünmüş sülfür üretimi (0,54 mg/L S²⁻) görülmüştür (Tablo 22, Şekil 35). Buna bağlı olarak, pH değerinin yükseldiği, TAN oksidasyonunun %50'lere kadar düştüğü ve KOİ gideriminin %10 kadar azaldığı gözlenmiştir (Tablo 22, Şekil 35). Sistem tekrar 4 günlük bir toparlanma sürecine tabi tutulmuş ve başlangıç derişimi 35,1 mg/L SO₄ olarak ayarlanmıştır (Gün 20 – 23). Son doz olarak Çalışma-2'de reaktörlerin ilk 42 boyunca işletildiği 70,2 mg/L SO₄ değeri (180 mg/L MgSO₄.7H₂O) denenmiştir. Anoksik periyotta sülfat tüketimi ve toplam çözünmüş sülfür miktarında artış (0,62 mg/L S²⁻) gözlenmiştir (Tablo 22, Şekil 35). KOİ ve TAN arıtım verimlerinin düştüğü, Çalışma-2'de gözlemlenen arıtım verimlerine yakın değerlere ulaştığı gözlenmiştir. Başlangıç SO₄ derişiminin 70,2 mg/L olduğu günlerde, ortalama %80 ± 0,5 KOİ ve % 44 ± 2 TAN giderimi elde edilmiştir (Şekil 35).



Şekil 35. a) Başlangıç ve anoksik-aerobik periyotları çıkış SO₄ derişimi, b) başlangıç ve anoksik-aerobik periyotları çıkış toplam çözünmüş sülfür derişimi, c) Döngü sonu KOİ ve TAN aritim verimi

Bu çalışma, sülfat derişiminin granüllerin KOİ ve TAN aritim verimi üzerinde önemli bir etkisi olduğunu göstermektedir. Başlangıç SO₄ derişimi arttıkça, anoksik periyotta sülfat gideriminde ve paralel olarak üretilen sülfür ve alkalinite (pH) miktarı artmaktadır (Tablo 22). Bu durum, granüllerin içerisinde SRB'lerin bulunması ve sülfat indirgenmesi ile açıklanmıştır (Denklem 4.1). Sülfat indirgenmesi sonucu oluşan sülfürün nitrifikasyonu olumsuz etkilediği ve 0,25 mg/L çözünmüş sülfür derişiminin

dahi amonyak oksitleyen bakterileri tamamıyla inhibe ettiği belirtilmiştir (Æsøy vd., 1998; Sears vd., 2004). Bu çalışmada, üretilen toplam çözünmüş sülfür derişiminin (0,26- 0,62 mg/L S²⁻) literatürde belirtilen inhibisyon değerlerine yakın olduğu ve derişimin artması ile TAN gideriminin kademeli olarak düştüğü gözlenmiştir. TAN giderimindeki inhibisyonunun literatürde belirtilen inhibisyon değerlerinden daha düşük olması, aşı çamuru olarak toksisiteye karşı askıda kültüre kıyasla daha dirençli olan granüler çamurun kullanılmasından dolayıdır.

Şekil 35c'de, sülfür derişimindeki artışa paralel şekilde, KOİ artım veriminin de düştüğü gözlenmektedir. Fakat KOİ artımındaki kaybın, sülfat ve de oluşan toplam çözünmüş sülfür kaynaklı olmadığı düşünülmektedir. Lens vd. (1995a, b) aerobik sistemlerde SRB varlığının ve sülfür üretiminin KOİ artım verimi üzerindeki etkisinin önemsiz olduğunu belirtmiştir. Öte yandan, Yang vd. (2004) 2,5 – 39,6 mg/L NH₃-N derişiminin nitrifikasyon bakterilerinin ve aerobik heterotrof bakterilerinin spesifik oksijen tüketim hızlarını sırasıyla 2,5 kat ve 5 kat düşürdüğünü belirtmiştir. Dolayısıyla, KOİ artım veriminde gözlenen düşüş, sülfürden ziyade, (sülfat giderimi ve denitrifikasyon sonucu gözlenen) pH artışı kaynaklı amonyak azotu inhibisyonu sonucudur. Amonyak azotunun, aynı zamanda, nitrifikasyon bakterilerini de olumsuz etkilediği bilinmektedir (Anthonisen vd., 1976; Yoo vd., et 1998; Yang vd., 2004).

Tablo 22. Başlangıç SO₄ derişimlerine denk gelen süreçte kaydedilen pH, amonyak azotu ve toplam çözünmüş sülfür değerleri

Başlangıç SO ₄ derişimi (mg/L)	Üretilen toplam çözünmüş sülfür derişimi (mg/L)	pH değeri (Anoksik periyot sonu)	Aerobik periyot pH değeri (ilk 15 dak. sonrası –periyot sonu)	Üretilen NH ₃ -N derişimi (mg/L)
35,1	< 0,1	8,5	8,5 to 7,7	2,06
46,8	< 0,1	8,3	8,7 to 8,1	4,8
52,6	0,26	8,4	9,1 to 8,6	15,2
58,5	0,54	8,5	9,1 to 8,8	27,8
70,2	0,62	8,4	8,9 to 8,6	18,9

Sonuç olarak, başlangıç sülfat derişiminin sülfat indirgenmesini tetiklediği, (heterotrofik denitrifikasyona ek olarak) pH artışını desteklediği ve nitrifikasyon için toksik olan sülfür derişimlerine yol açtığı belirlenmiştir. Bunun yanında, amonyak azotu derişiminin yüksek pH kaynaklı olarak artması, hem TAN oksidasyonunu hem de KOİ giderimini inhibe etmektedir.

Yapılan TON analizleri, denitrifikasyonun, bu çalışmada uygulanan sülfat derişimlerinden hiçbirinden etkilenmediğini göstermiştir (veriler sunulmamıştır). Anoksik periyot sürecinde, denitrifikasyon veriminin %94±3 olduğu ve artan başlangıç sülfat, üretilen toplam çözünmüş sülfür ve kaydedilen en yüksek amonyak azotu derişimlerinden olumsuz etkilenmediği tespit edilmiştir.

Bu çalışmada, ayrıca, anoksik periyotta sülfür üretiminin arttığı, aynı döngünün aerobik periyodunda ise sülfür derişiminin azaldığı tespit edilmiştir (Şekil 35b). Çözünmüş sülfürün aerobik periyotta tüketilmesi, sülfür oksitleyen bakterilerin varlığı ile açıklanabilir.

4.3.2 Sülfat derişiminin granüler çamura etkisi

Başlangıç sülfat derişiminin granüler çamur yapısına etkisi, her farklı sülfat dozu uygulaması sonrasında reaktörden alınan çamur numunelerine yapılan analizlerle belirlenmiştir. Sonuçlar, Tablo 23'de verilmektedir.

Tablo 23'de görüldüğü üzere, 35,1 mg/L ve 70,2 mg/L arasında değişen sülfat derişimleri (90-180 mg/L MgSO₄.7H₂O) granüler çamur yapısını etkilememiştir. Granüllerin boyutlarında işletim süresince değişiklikler gözlenirse de, granüler yapının bozunmadığı ve parçalanmanın gerçekleşmediği hem görsel hem de boyut analizleri ile belirlenmiştir. Buna ek olarak, granüllerin işletim süresince ölçülen ÇHI değerleri ve reaktör içi UAKM derişimine bakıldığında, çalışılan sülfat derişimlerinin granüler çamuru olumsuz etkilemediği anlaşılmıştır. Reaktörün granüler çamur yüzdesi, artan sülfat dozunda %94'den %90'a düşse de, bu düşüş granüler sistemi çok fazla etkilememiştir. Reaktörden herhangi bir etkin çamur atımı ve ya granüler çamur kaybı gözlenmemiş; granüllerin çökebilirliği (artan sülfatla birlikte arıtım verimleri düşmesine rağmen) olumsuz etkilenmemiştir. Nitekim benzer sonuçlar Çalışma-2'de de elde edilmiştir. Çalışma-2'de düşük KOİ ve TAN arıtım verimlerine rağmen, askıda çamurdan granüler çamur üretimi devam etmiştir. Bunun başlıca sebebinin, aerobik ve anoksik heterotrofik bakterilerinin sülfatın indirgenmesi ile oluşan sülfürden olumsuz etkilenmemesi olduğu düşünülmektedir. Dolayısıyla, Çalışma-2'de granülasyon etkilenmeden gerçekleşebilmiştir. Fakat, her iki çalışmada uygulanan sülfat derişimlerinden daha yüksek sülfat dozları, nitrifikasyon bakterileri daha olumsuz şekilde etkileyebilir. Bu durum, granüllerin sağlamlığı için gerekli olan düşük-büyüme hızındaki nitrifikasyon bakterilerinin tüm inhibisyonuna neden olarak granüler yapının zaman içinde bozulmasına sebep olabilir. Bunu araştırmak için çalışılan derişimlerinden daha yüksek sülfat dozları daha uzun soluklu olarak çalışılabilir.

Tablo 23. Farklı başlangıç sülfat derişimlerinin granüler yapıya etkisi

Gün	Başlangıç Sülfat Derişimi (mg/L)	Granül boyutu (mm)	ÇHI ₃₀ (mL/g)	ÇHI ₅ (mL/g)	Granül yüzdesi (%)	UAKM (g/L)
1	35,1	3,17 ± 0,80	34	36	94	5,3 ± 0,11
2-6	46,8	2,54 ± 0,76	32	33	97	5,45 ± 0,48
7-11	52,6	3,28 ± 0,80	36	38	94	5,1 ± 0,16
12-15	35,1	3,34 ± 0,73				
16-20	58,5	3,05 ± 0,98	37	41	90	5,17 ± 0,42
21-23	35,1	3,73 ± 0,81				
23-27	70,2	3,59 ± 1,01	34	38	90	5,51 ± 0,24

4.4. ÇALIŞMA-4: Giriş KOİ/TAN oranlarının ve KOİ-TAN derişimlerinin granüler çamura ve arıtım performansına etkisinin araştırılması

Çalışma-4'te farklı giriş KOİ ve TAN derişimlerinin ve KOİ/TAN oranlarının KOİ ve azot giderimine dolayısıyla nitrifikasyon- denitrifikasyon verimine etkisi araştırılmış olup; granüler yapının KOİ/TAN oranlarına tepkisi gözlenmiştir. Çalışma, aynı KOİ/TAN oranından başlayarak, KOİ/TAN oranı kademeli olarak artan veya azalan 2 AKR'de gerçekleştirilmiştir. Başlangıçta AKR'ler aynı granüler çamurla aşlanmıştır olup, çalışılan KOİ/TAN oranları 1-30 aralığındadır. Çalışmada granüler yapı bozulmadan, en yüksek KOİ ve TAN arıtımının birlikte sağlanabildiği optimum KOİ/TAN derişimleri ve oranları saptanmıştır.

4.4.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı

4.4.1.1 AKR İşletim Koşulları

Aşılama ve tek reaktör dönemi:

Bir adet AKR, Çalışma-2'de optimum işletim koşullarında çalışan granüler çamurla aşılacaktır. Tablo 1'de belirtildiği gibi aşılacak AKR başlangıçta 6050 mg/L AKM ve 4760 mg/L UAKM derişimlerine, ve 35,9 mL/g CHl_{30} değerine sahiptir. Reaktör 8 gün boyunca işletilmiştir; bu süreçte Çalışma-2'deki gibi KOİ/TAN: 1500/200 mg/L (KOİ/TAN: 7,5) değerindeki sentetik besinle beslenmiştir (Tablo 4 ve Tablo 5). Reaktörün pH değeri anoksik periyotta $8,7\pm 0,1$; aerobik periyotta ise ortalama $8,5\pm 0,4$ olarak ölçülmüştür. Sekiz günlük işletim sonunda, ortalama AKM miktarı 6080 ± 1125 mg/L; UAKM miktarı ise 5743 ± 1665 mg/L'dir. Ortalama KOİ ve TAN arıtmaları sırasıyla $\%74\pm 0,6$ ve $\%79\pm 3,8$ olarak saptanmıştır. Sabit arıtım verimleri ve yeterli granüler çamur miktarının sağlanması sonrasında, reaktör içeriği 2 özdeş AKR'ye (R1 ve R2) paylaştırılmıştır. Bu sayede her 2 AKR'nin de granül bazında aynı özelliklere sahip olması sağlanmıştır. Her iki reaktör için AKM ve UAKM değerleri 4020 mg/L ve 3095 ± 78 mg/L'dir.

İki AKR Dönemi-farklı KOİ/TAN oranı çalışması:

Her iki reaktör de ilk 10 gün boyunca KOİ/TAN: 1500/200 oranında işletilmiştir (Tablo 5). Bu süreçte reaktörlerde ortalama $\%75,1\pm 1,1$ KOİ ve $\%89,9\pm 0,05$ TAN giderimi sağlanmıştır. R1 ve R2'nin arıtım verimleri arasındaki fark 10. gün itibarıyla $\%3$ 'ün altına düşmüştür. Dolayısıyla, 11.gün itibarıyla giriş KOİ derişimlerinde (KOİ/TAN oranlarında) değişiklik yapılmaya başlanmıştır. İşletim süresince, her iki AKR'de de giriş TAN derişimi 200 mg/L'de sabit tutularak, artan ve azalan KOİ/TAN oranları denenmiştir. Giriş KOİ derişimi R1'de kademeli olarak artırılırken; R2'de kademeli şekilde azaltılmıştır. Çamur aşılama anından itibaren, çamurun bölünmesi ve 2 AKR'nin işletimini kapsayan 109 günlük çalışma süresi boyunca uygulanan KOİ/TAN oranları, KOİ ve TAN derişimleri ve yükleme hızları Tablo 5'de verilmiştir. Tablo 5'de görüldüğü üzere, R1, 7,5, 10, 20 ve 30 olarak 4 farklı KOİ/TAN oranında; R2 ise 7,5, 5, 3,5, 2 ve 1 olmak üzere 5 farklı KOİ/TAN oranında işletilmiştir. Bahsedilen oran değişiklikleri yapılırken reaktörde sabit bir arıtım verimine ulaşılmış olması ve bir önceki değişikliğin üzerinden en az 20 döngü (>9 HBS) geçmiş olması dikkate alınmıştır.

4.4.1.2. R1 (Artan KOİ/TAN oranı)

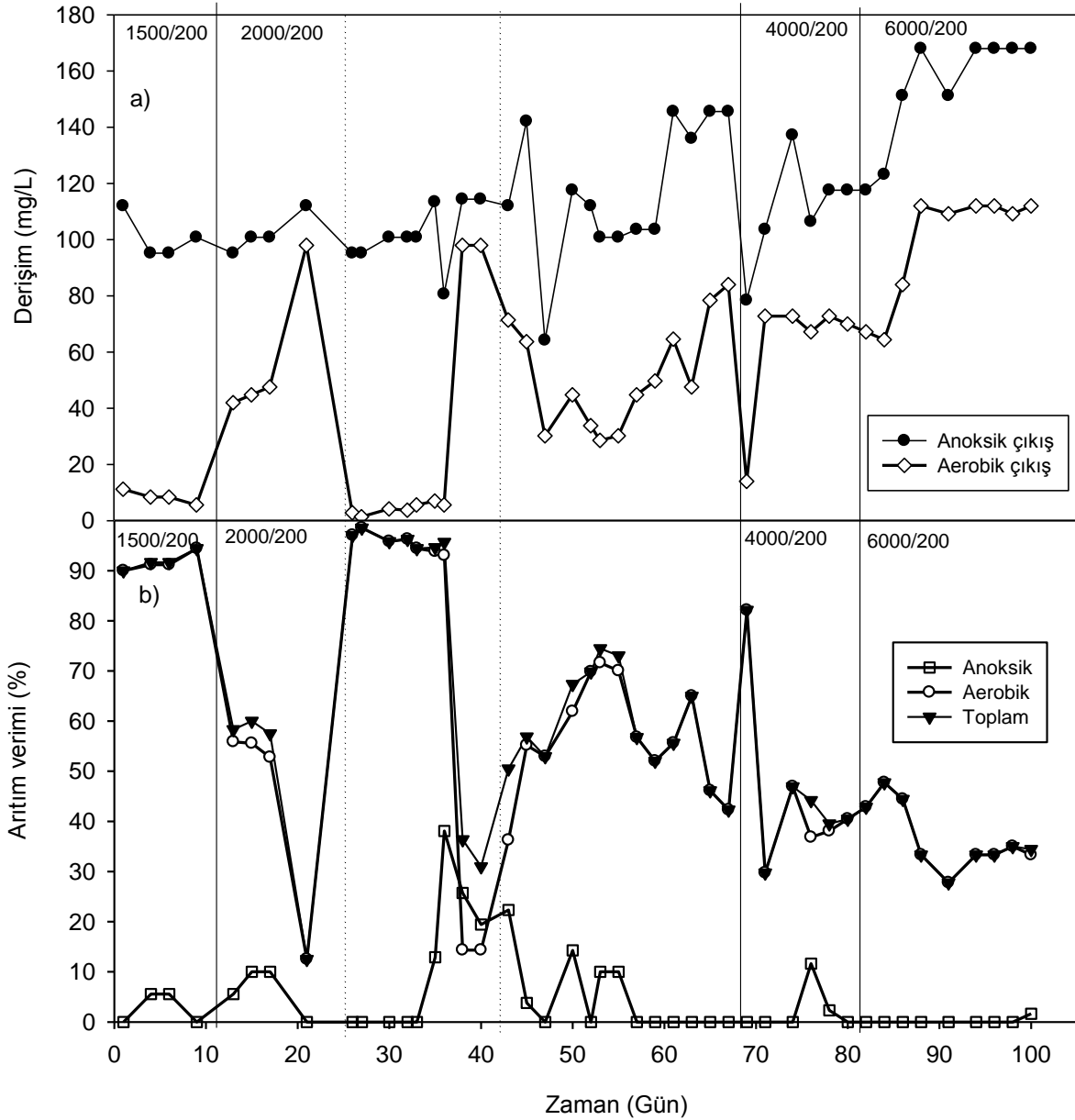
TAN Arıtımı:

R1'de işletim süreci boyunca analizi yapılan döngülerin anoksik ve aerobik çıkış TAN derişimleri, ve periyot ve döngü bazında elde edilen TAN arıtım verimleri Şekil 36'da gösterilmiştir.

Yukarıda da bahsedildiği üzere, R1 işletim süresinin ilk 10 günü boyunca giriş KOİ/TAN: 7,5 (1500/200) oranında çalıştırılmıştır. Bu süreçte, pH değerleri anoksik periyotta $9\pm 0,1$ ve aerobik periyotta $8,6\pm 0,2$ civarındadır ve ortalama $\%92\pm 1,8$ TAN giderimi sağlanmıştır.

Gün 11'de, KOİ/TAN oranı 10'a (2000mg/L KOİ /200 mg/L TAN) artırılmış ve reaktör bu oran ve KOİ-TAN derişimlerinde 68.güne kadar işletilmiştir. Şekil 36'da görüldüğü üzere, bu süreçte TAN arıtım veriminde düşüşler ve salınımlar gözlenmiştir. Gün 11-67 arasında TAN giderimi ortalama $\%65\pm 23,2$ olarak hesaplanmıştır. Bu süreçteki arıtım performansına daha ayrıntılı bakıldığında, amonyak inhibisyonu kaynaklı sorunların yaşandığı belirlenmiştir. Şekil 36b'de görüldüğü üzere, TAN arıtımı, işletimin 11.gününde KOİ/TAN:10 oranına geçilmesiyle kademeli olarak $\%12,5$ 'e kadar düşmüştür. Arıtım veriminin düşmesini takiben granüler yapı büyük ölçüde bozulmuş ve reaktördeki mikroorganizmalar büyük ölçüde atılarak reaktör içi UAKM derişimi 2580 mg/L'ye düşmüştür. Bu dönemde pH'ın da anoksik periyotta 9,2'ye; aerobik periyotta ise 9,7'ye kadar çıktığı saptanmıştır. Nitrifikasyon-denitrifikasyon için uygun olan pH aralığı 7-8,6 olarak belirtilmektedir (Tchobanoglous vd., 2004). Ancak sistemde pH 9'un üzerindedir. Bu durumda nitrifikasyon verimli bir şekilde gerçekleşmemiştir. Yüksek pH'da, mevcut TAN içeriği amonyak azotu formunda baskın hale gelmektedir (Anthonisen vd., 1976). Bu bağlamda, mevcut TAN derişimleri, ve aerobik periyot sırasında gözlenen en yüksek pH değeri ve ortam sıcaklığı dikkate alınarak, olası serbest amonyak azotu derişimleri hesaplanmış (Anthonisen vd., 1976) ve Şekil 37'de gösterilmiştir. Görüldüğü üzere, TAN giderimi $\%12,5$ 'e düştüğünde, NH_3-N derişimi 35 mg/L'ye kadar yükselmiştir. Serbest amonyak

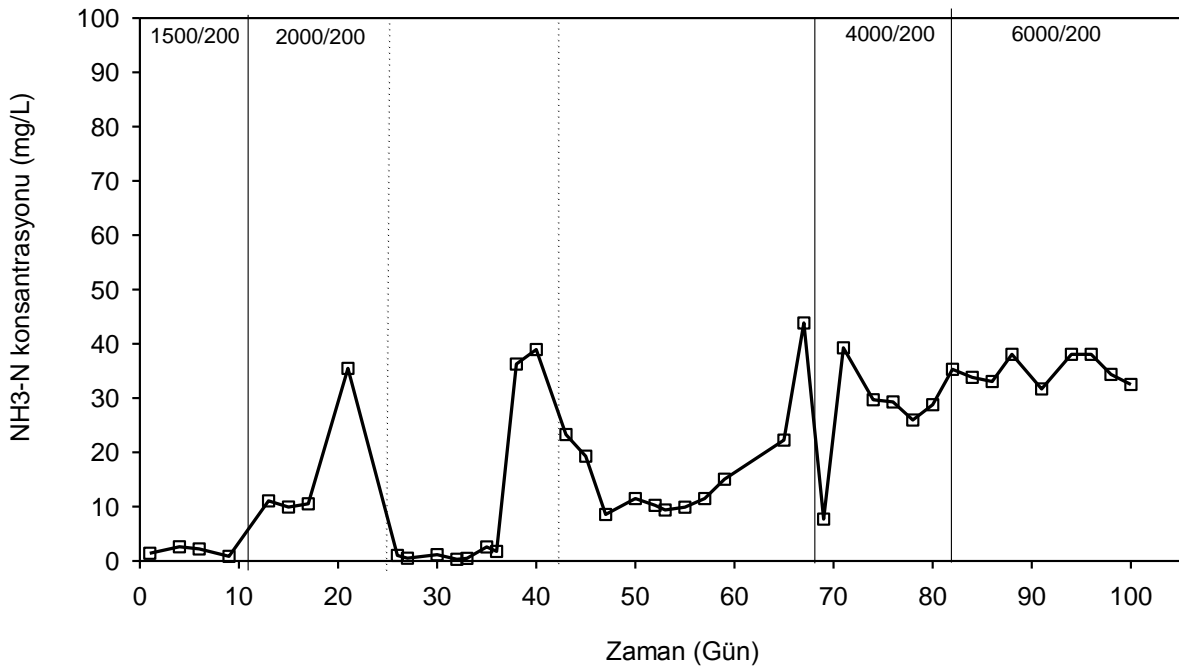
azotu derişiminin 2,5'tan 39,6 mg N/L'e çıkarıldığı bir çalışmada, aerobik granül oluşumunu olumsuz etkilediği ve nitrifikasyon bakterilerinin spesifik oksijen tüketime hızlarınının 2,5 kat azaldığı belirtilmiştir (Yang vd., 2004). Dolayısıyla, amonyak azotunun toksik etkisi sebebiyle reaktördeki nitrifikasyon bakterilerinin kısmi inhibisyona maruz kaldığı düşünölmektedir.



şekil 36. R1 (artan KOI/TAN) için a) TAN periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi (1500/200 gösterimi, besindeki 1500 mg/L KOI ve 200 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)

Bakterilerin amonyak toksisitesine uzun süreli maruz kalarak daha yüksek oranda inhibe olmalarını engellemek için reaktör içeriği 25.günde yıkanmıştır. Ayrıca sisteme eklenen besin bikarbonat miktarı 1800 mg/L NaHCO₃'ten 1200 mg/L'ye dūřürölmüřtür. Bunu takiben kısa süreli olarak pH dūřmüř ve TAN giderimi işletim süreci boyunca en yüksek değerine ulaşarak %98'in üzerine çıkmıştır (şekil 36, Gün 25-35). Ancak daha sonra yüksek pH problemi yinelenmiştir. pH'ın 9,7 gibi nitrifikasyon-denitrifikasyon için inhibe edici değerlere çıktığı noktalarda sisteme seyreltik HCl özeltisi ile müdahale edilerek ortam bakteriler için elverişli hale getirilmeye çalışılmıştır. Ancak pH yükselişi

engellenememiş, R1'in işletim süresi boyunca deneymediği en yüksek ikinci $\text{NH}_3\text{-N}$ derişimi olan 38,9 mg/L gözlenmiş ve TAN giderimi %30'a düşmüştür (Gün 40; Şekil 36, Şekil 37). Bu dönemde, reaktör içerisindeki granüler yapı oldukça bozulmuştur. Bu konuya Granülasyon Bölümü'nde (Bölüm 4.4.2) değinilmiştir. Ortamda biriken amonyak azotu ve yüksek pH'yı gidermek amacıyla, R1 içeriği 42. günde çamur kaybı olmayacak şekilde 2. defa yıkanmıştır. Yıkamayı takiben pH'ta düşme ve TAN arıtım veriminde %75'e varan bir artış gözlenmiştir. Ancak ikinci yıkama sonrası sistemin iyileşme kapasitesinin ilk yıkamaya göre düştüğü belirlenmiştir. Gün 43'de yapılan katı madde analizleri reaktör içi AKM ve UAKM derişimlerinin sırasıyla 1760 mg/L ve 1240 mg/L olduğunu göstermiştir. Düşük derişimdeki mikroorganizmalara uygulanan yükleme hızlarını azaltmak ve TAN giderimini artırmak amacıyla, 46.günde R1 KOİ/TAN derişimleri 2 gün boyunca 1000 mg/L / 100 mg/L'de (sabit KOİ/TAN oranında) uygulanmıştır. Sabit KOİ/TAN oranında organik ve azot yükleme hızının yarıya düşürülmesi pH'nın düşmesini ($\text{pH} < 9,1$) ve arıtım veriminin artmasını sağlamıştır (Şekil 36b). Gün 48'de, çalışmanın amacı gereği KOİ/TAN derişimlerinin tekrar 2000/200'e çıkarılmasıyla, yüksek pH problemi yeniden gündeme gelmiştir. KOİ derişiminin artması ile artan pH değerlerinin hem denitrifikasyon hem de Çalışma-2 ve-3'de belirlendiği gibi sülfat indirgenmesi kaynaklı olabileceği düşünölmüştür. Bu sebeple, 52. gün itibariyle besindeki $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ derişimi 90 mg/L'den 40 mg/L'ye (SO_4 derişimi 35,1 mg/L'den 15,6 mg/L'ye) azaltılmıştır. Bu derişimin ardından pH'ın düştüğü ve Gün 53'de TAN gideriminin %75'e ulaştığı saptanmıştır. Fakat kısa bir süre sonra (2 gün, 8 döngü) yüksek pH problemi yeniden gözlenmiş, ve $\text{NH}_3\text{-N}$ derişiminin artarak 67.günde 43,8 mg/L'e ulaştığı hesaplanmıştır (Şekil 37). Buna paralel olarak TAN arıtım veriminin azaldığı ve 67.günde %42'ye düştüğü kaydedilmiştir. (Şekil 36).



Şekil 37. R1'de işletim süresince mevcut TAN, pH ve sıcaklık esas alınarak hesaplanan amonyak azotu derişimleri

Gün 11-67 arasında R1'e uygulanan KOİ/TAN:10 oranı, TAN arıtımının olumsuz etkilenmesine yol açmıştır. Kontrol edilemeyen pH artışları, azalan TAN arıtımı sonucu hedeflenen 100 mg/L TAN başlangıç derişimlerinden yüksek TAN değerleri ve dolayısıyla yüksek pH'da baskın azot türü olan amonyak azotu inhibisyonu sonucu; granüler yapının olumsuz etkilenerek kısmi ölçüde parçalandığı tespit edilmiştir. Nitekim 67. gün sonunda reaktör AKM ve UAKM derişimleri sırasıyla 1556 mg/L ve

780 mg/L UAKM olarak ölçülmüştür. Bu durum, ortamda inhibe olduğu düşünülen nitrifikasyon bakterilerinin de reaktörden atılmış olabileceği ile ilişkilendirilmiştir.

Gün 68'de, 100 mg/L olması hedeflenen döngü başı TAN derişimi (yaklaşık 150 mg/L ölçülmüştür), besin TAN derişimi olan 200 mg/L'ye yaklaşmıştır. Bir sonraki KOİ/TAN oranına geçmeden önce, nitrifikasyon bakterilerinin ortamdaki mevcut TAN'ı gidermelerini sağlamak amacıyla besin TAN derişimi 100 mg/L'ye düşürülmüştür (KOİ/TAN oranı: 4000/100). Bu değişim sonucu, TAN arıtımının olumlu etkilendiği ve verimin %80'in üzerine çıktığı tespit edilmiştir (Şekil 36). Bunun akabinde, 71.günde, başlangıç TAN derişimi tekrar 200 mg/L'ye çıkarılmış ve 71-81.günler arasında KOİ/TAN: 20 oranı (4000/200) uygulanmıştır (Tablo 5, Şekil 36). Bu süreçte, NH₃-N derişimi 25-40 mg/L arasında değişim göstermiş; TAN arıtım verimi bir önceki KOİ/TAN oranında elde edilen verime kıyasla biraz daha düşerek ortalama %40,2±6,5'ta seyretmiştir.

Gün 76-81 arasında, düşük de olsa kararlı bir TAN giderimi gerçekleşmesi sebebiyle, 82.günde KOİ/TAN oranı 30'a (6000/200) çıkartılmış ve R1 işletim sonuna kadar bu koşullarda çalıştırılmıştır. Bu süreçte ortalama %37± 6,5 olan TAN giderim verimi, Gün 92-101 arasında %33'lerde sabitlenmiştir. KOİ/TAN oranının 30 olduğu 82-101 günleri arasında, pH değerlerinin anoksik periyot için 8,95'den 8,6±0,2'ya; aerobik periyot içinse 9,4'den 9,1±0,2 düştüğü belirlenmiştir. Sistemdeki yüksek pH problemi tam olarak giderilmese de; bu göreceli düzelme sistemin arıtım verimine ve granüler yapısına da yansımıştır. Artan karbon miktarına bağlı olarak heterotrof bakteri büyümesinin ivmelenmesiyle; sistemin UAKM derişimi 3270±410 mg/L'ye ulaşmıştır. Daha iyileşen granüler yapının yanında, ipliksi mikroorganizmaların ürettiği de belirlenmiştir.

Sonuç olarak, Çalışma-4'de KOİ/TAN oranı 7,5'dan 30'a çıkarıldığında, ortalama %92 olan TAN arıtım veriminin kademeli olarak %33'lere düştüğü belirlenmiştir. Diğer bir deyişle, 200 mg/L sabit giriş TAN derişiminde, KOİ derişiminin 1500'den 6000 mg/L'ye çıkarılması (OYH: 3 g/L.gün'den 12 g/L.gün'e), TAN giderimini olumsuz etkilemiştir. KOİ/TAN:10 oranı, 2000 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN giriş derişimleri TAN arıtımında salınımlara ve akabinde düşüşlere yol açan, geçiş işletim koşulları olarak gözlenmiştir. Literatürde, KOİ/TAN oranındaki artışın, granüler yapıdaki nitrifikasyon bakteri yüzdesinin azalmasına sebep olduğu belirtilmektedir (Yang vd., 2003; Liu vd., 2003). KOİ/TAN 10 oranında, hem aerobik heterotrof hem de nitrifikasyon bakterilerinin etkin olduğu düşünülmektedir. KOİ/TAN oranı 20 ve 30'a arttırıldığında, daha da azalan arıtım veriminden de anlaşıldığı üzere, nitrifikasyon bakteri yüzdesi daha da düşmüş ve sabitlenmiştir. Artan KOİ/TAN oranlarında azalan nitrifikasyon bakteri yüzdesi nedeniyle, giriş TAN derişimi önem kazanmaktadır. Diğer bir deyişle, bu çalışmada, 200 mg/L giriş TAN derişimi, sayıca azalan nitrifikasyon bakterileri için yüksek bir F/M oranı ve dolayısıyla TAN gideriminin düşmesi anlamına gelmektedir. Arıtılmayan ve reaktörde (bir sonraki döngüye ek olarak) kalan yüksek TAN derişimi, yüksek pH koşullarında amonyak azotunun baskın hale gelmesine ve TAN arıtımının daha da olumsuz etkilenmesine yol açmıştır. Dolayısıyla, yüksek KOİ/TAN oranındaki atıksuların arıtımında veya yüksek OYH'da arıtımın gerektiği uygulamalarda, F/M oranının dikkate alınması ve giriş TAN derişimin düşük olmasına dikkat edilmelidir. Bir sonraki çalışmada, bu sebeple, sabit KOİ/TAN oranında farklı giriş KOİ-TAN derişimlerinin arıtıma ve granüler yapıya etkisi araştırılmıştır.

Nitrit ve Nitrat Azotu Giderimi:

Anoksik periyotta denitrifikasyon yüzdesi (%DN) hesaplanırken, toplam yükseltgenmiş azot (TON= NO₂-N + NO₃-N) derişiminin döngü başlangıcı ve anoksik periyot sonundaki miktarları arasındaki fark temel alınmıştır (Denklemler 4.2). %SNDN ile gösterilen simultane nitrifikasyon-denitrifikasyon yüzdesi ise aerobik periyotta nitrifikasyonla paralel olarak gerçekleşen denitrifikasyon verimini ifade etmektedir. SNDN ile aerobik periyotta nitrifikasyon sonucu oluşan toplam yükseltgenmiş azot; simultane denitrifikasyon sayesinde azot gazına (N₂) dönüştürülür. Diğer bir deyişle, SNDN, aerobik periyot sırasında gözlenen azot kaybını (toplam azot giderimini) ifade eder. Aerobik periyottaki azot kaybı

hesabı (%SNDN; aerobik periyottaki denitrifikasyon yüzdesi) hesabı Denklem 4.3 ve 4.4'de verilmiştir. Döngü bazında toplam azot kaybı (TN) hesabı Denklem 4.5'de verilmiştir.

$$\%DN = 100 * (TON_{başlangıç} - TON_{anoksik}) / (TON_{başlangıç}) \quad (\text{Denklem 4.2})$$

$$\%SNDN = 100 * [1 - (TON_{aerobik} / (\Delta TAN_{aerobik\ periyot} + TON_{anoksik}))] \quad (\text{Denklem 4.3})$$

$$\Delta TAN_{aerobik\ periyot} = TAN_{anoksik} - TAN_{aerobik} \quad (\text{Denklem 4.4})$$

$$\%TN = 100 * (TN_{başlangıç} - TN_{aerobik}) / (TN_{başlangıç}) \quad (\text{Denklem 4.5})$$

Bu denklemlerde kullanılan alt simgeler; ve $\Delta TAN_{aerobik\ periyot}$ ve %TN terimleri;

Başlangıç= döngü başında reaktör içerisinden alınan numune,

Anoksik = anoksik periyot çıkış numunesi,

Aerobik = aerobik periyot çıkış numunesi,

$\Delta TAN_{aerobik\ periyot}$ = Aerobik periyotta tüketilen TAN değişimi

%TN = bir döngüde giderilen toplam azot yüzdesini

TN = TAN + TON = $NH_4-N + NH_3-N + NO_2-N + NO_3-N$

İfade etmektedir.

Daha önce belirtildiği üzere, pH değerlerinin 9,3'un ($pK_a = 9,3$; $25^\circ C$) üzerine çıktığında, toplam amonyak azotu (TAN); NH_4^+ formundan uçucu olan NH_3 formuna dönmekte ve NH_3 baskın hale gelmektedir. SNDN ölçümleri, pH değerinin 9,3'ün üstünde olduğu günler için hesaplanmamış; daha düşük pH'nın gözlemlendiği günler için hesaplanırken ise amonyak uçurumu (stripping) kaynaklı azot kaybı olmadığı esas alınmıştır. Nitekim, Çalışma-3'de, artan sülfat / sülfür değişimleri ve pH değerlerine paralel şekilde, TAN artım veriminde gözlenen ani tepki ve artan inhibisyon derecesi; yüksek pH değerlerine rağmen (pH 9,1) amonyak azotunun ortamdan uçurulmadığını göstermiştir. Amonyak azotunun yüksek pH'da uçurulması durumunda, TAN artımında herhangi bir değişim ya da amonyak azotu artışı ile paralel şekilde artan inhibisyon gözlenmemesi gerekir; ki bu çalışmada böylesi bir gözlem olmaması amonyağın reaktör ortamında kaldığını ve uçurulmadığını ifade etmektedir.

Tek reaktör döneminde, aerobik periyotta simultane denitrifikasyon gözlenmemiş olup, anoksik periyot sırasında %89,1±1,7 denitrifikasyon verimi elde edilmiştir.

İki reaktör dönemine geçiş sonrasında, R1'de elde edilen anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi ve aerobik periyottaki SNDN verimleri Tablo 24'te gösterilmiştir. Tablo 24'de görüldüğü üzere, KOİ/TAN:7,5 (1500/200) oranının uygulandığı dönemde, sistemde anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi yüksek olup, ortalama %86,4 ±9,4'tür. Aerobik periyot sırasında, kayda değer bir simultane denitrifikasyon gözlenmemiştir (SNDN: % 2,5).

Tablo 24. R1- denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri

KOİ/TAN oranı	KOİ / TAN (mg/L / mg/L)	Anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%DN)	Aerobik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%SNDN)	Toplam N giderimi (%)
7,5	1500/200	86,4±9,4	2,5	40,7±7,8
10	2000/200	35,7±15	32,7±18,8	27,2±13,2
20	4000/200	31±17,1	69,5±12,3	35,5±11
30	6000/200	31,1±11,9	56,9±5,7	31,2±14,3

Anoksik-aerobik periyot dizininde işletilen AKR'de, anoksik periyottaki denitrifikasyon için gereken nitrat azotu, önceki döngüde (aerobik periyotta) nitrifikasyon yoluyla üretilen nitratdır. Bu çalışmada, nitrifikasyon ile yeterli nitrat derişimi sağlandığı için, besindeki nitrat azotu miktarı 20.günde, 160 mg/L NO₃-N'den 80 mg/L NO₃-N'e düşürülmüştür.

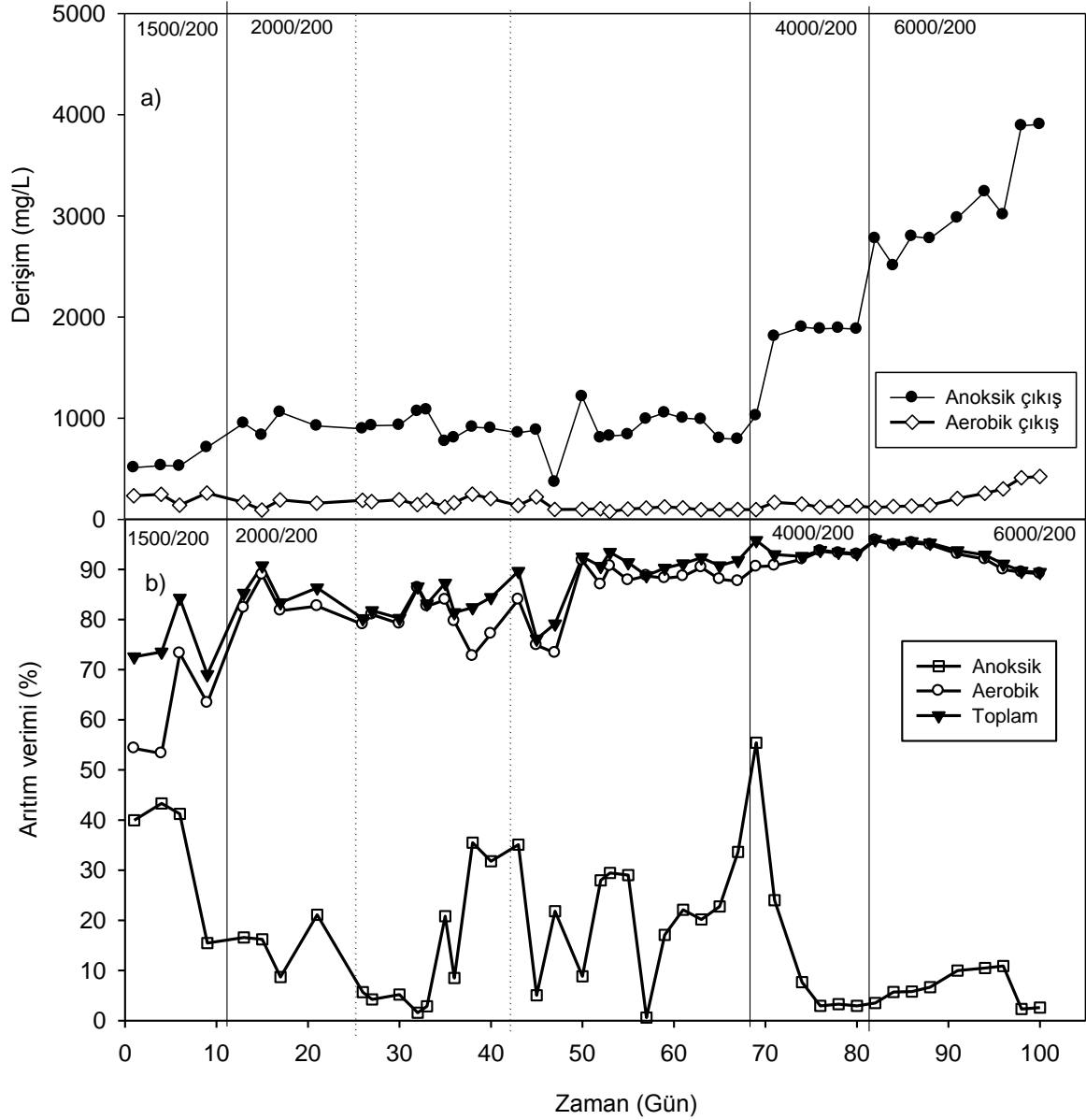
KOİ/TAN: 10 (2000/200) oranının uygulandığı 11-67.günler arası, anoksik denitrifikasyon yüzdesi düşmüş; aerobik periyot sırasında N kaybı artmaya başlamıştır. Fakat, bu süreçte (Gün 11-67) hem anoksik hem de aerobik periyotlarda denitrifikasyon verimlerinde salınımlar gözlenmiş; bu durum aynı dönemde R1'in TAN arıtımında ve dolayısıyla üretilen TON derişimlerinde gözlenen salınımlar ile ilişkilendirilmiştir. Fakat, KOİ/TAN:10 oranında genel olarak ortalama %35,7±15 anoksik denitrifikasyon ve %32,7±18,8 simultane denitrifikasyon (aerobik periyottaki denitrifikasyon) elde edildiği belirlenmiştir.

KOİ/TAN:20 oranının (4000/200) uygulandığı 71-81.günler arasında, anoksik denitrifikasyon yüzdesi çok fazla değişmezken (%31±17,1), aerobik periyottaki N kaybının (simultane denitrifikasyon yüzdesi) artarak ortalama %69,5±12,3 olduğu belirlenmiştir (Tablo 24). Bir sonraki KOİ/TAN:30 oranında ise anoksik denitrifikasyon ve aerobik denitrifikasyon (SNDN) verimleri sırasıyla %31,1±11,9 ve %56,9±5,7 olarak hesaplanmıştır.

KOİ/TAN oranı arttıkça, anoksik denitrifikasyon yüzdesi düşmektedir (Tablo 24). İleride 'granüler yapıya etkisi' bölümünde bahsedileceği üzere, KOİ/TAN oranı arttıkça, granüler yapıda bozulmalar, floklar/pamuksu bir yapı oluşmuştur. Giriş KOİ derişimi ya da OYH değeri (veya KOİ/TAN oranı arttıkça), granüllerdeki heterotrofik bakterilerin arttığı artan KOİ verimi; nitrifikasyon bakterilerinin azaldığı ise azalan TAN oksidasyonu verimlerinden anlaşılmaktadır (Yang vd., 2003; Liu vd., 2003). Dolayısıyla, granül içerisindeki heterotrofik denitrifikasyon bakterisi yüzdesi artsa bile, granüller çevresinde büyüyen floksu yapı sebebiyle anoksik periyot başında reaktör sıvı içeriğinde bulunan TON'un granüllerin iç kısımlarına difüzyonu engellenmektedir. Ayrıca, artan KOİ/TAN oranı ile birlikte, nitrifikasyon azaldığı için, bir sonraki döngüde anoksik periyoda aktarılan nitrat derişimi de kademeli olarak azalmaktadır. Dolayısıyla, KOİ/TAN artışıyla paralel olarak anoksik periyotta gözlenen denitrifikasyon verimindeki azalış beklenen bir durumdur. Öte yandan, Tablo 24'de görüldüğü üzere, KOİ/TAN oranı arttıkça, aerobik simultane denitrifikasyon yüzdesi (%SNDN) artmaktadır. Bilindiği üzere, denitrifikasyon bakterileri granüllerin iç kısımlarında (nitrifikasyon bakterilerinin altında) yer almaktadır (Gao vd., 2011). Dolayısıyla, anoksik periyotta TON kaynağı olan reaktör sıvı içeriğine kıyasla, aerobik periyotta TON kaynağı denitrifikasyon bakterilerinin hemen yanında yer alan nitrifikasyon bakterileridir. Dolayısıyla, üretilen TON, denitrifikasyon bakterilerine fazla bir difüzyon problemi olmadan ulaşabilmektedir ve SNDN verimi, anoksik periyottaki denitrifikasyon verimi gibi, granül boyutu ile sınırlanmayabilir. Ayrıca, %SNDN hesabında, üretilen TON'un ne kadarının giderildiği belirtilir. Dolayısıyla, artan KOİ/TAN oranı ve OYH değeri ile birlikte denitrifikasyon bakterisi miktarı arttıkça, üretilen TON'un daha fazla miktarda tüketileceği ve verimin artacağı öngörülmüştür (Tablo 24). Dikkat edilmesi gereken bir nokta, aerobik simultane denitrifikasyon veriminin üretilen TON derişimi ile ilgili olduğudur. Dolayısıyla, artan %SNDN verimi, toplam azot (TN) gideriminin de artacağı anlamına gelmemektedir. Nitekim, toplam azot giderimi performansına bakıldığında, KOİ/TAN oranı arttıkça veya OYH 3'den 12 g KOİ/L.gün'e arttırıldığında; TN gideriminin azaldığı görülmektedir (Tablo 24). Bu durum, KOİ/TAN oranı arttıkça granüler çamurdaki azalan nitrifikasyon bakterileri ve buna paralel olarak düşen nitrifikasyon verimi (üretilen TON'un azalması) ile ilişkilendirilmiştir. %SNDN verimi fazla olsa da, aerobik periyotta tüketilen TAN derişiminin az olması, TN gideriminin de düşük olmasına sebep olmaktadır. Bu sebeple, TN gideriminin arttırılması için hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyon bakterilerinin eşit şekilde destekleneceği uygun KOİ/TAN oranları, OYH ve NYH değerleri seçilmelidir.

KOİ Artırımı:

İşletim süreci boyunca R1'de saptanan KOİ artırım verimi, periyot çıkış KOİ derişimleri Şekil 38'de gösterilmiştir. Giriş KOİ/TAN: 7,5 oranında (1500 mg/L / 200 mg/L) çalışılan 1-10. günlerde ortalama $75 \pm 6,6$ KOİ giderimi sağlanmıştır. Bu dönemde toplam KOİ giderim verimi kararlı bir yapıdadır.



Şekil 38. R1 (artan KOİ/TAN) için a) KOİ periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında KOİ giderimi (1500/200 gösterimi, besindeki 1500 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)

KOİ/TAN oranının 7,5'dan 10'a (2000/200) çıkarılması ile (Gün 11, Şekil 38) KOİ giderimi kademeli olarak artarak, 15.günde %90,7'ye ulaşmıştır. TAN artırımında salınımların ve amonyak toksitesinin yaşandığı, reaktör içeriğinin iki kere yıkandığı ve granüler yapıda bozulma görüldüğü 15-45.günler arasında; KOİ artırım veriminde %76-90 arasında değişen salınımlar gözlenmiştir. Gün 46-47'de, TAN artırımının düzenlenmesi için sabit KOİ/TAN: 10 oranında yarıya indirilen besin derişimleri (1000/100), KOİ artırımının da iyileşmesini sağlamış; toplam ve aerobik periyot KOİ giderim verimi %90'nın üzerine çıkmıştır (Şekil 38). Gün 71'e kadar KOİ kararlı ve yüksek bir verimde artılmıştır. Bu durum, KOİ/TAN:

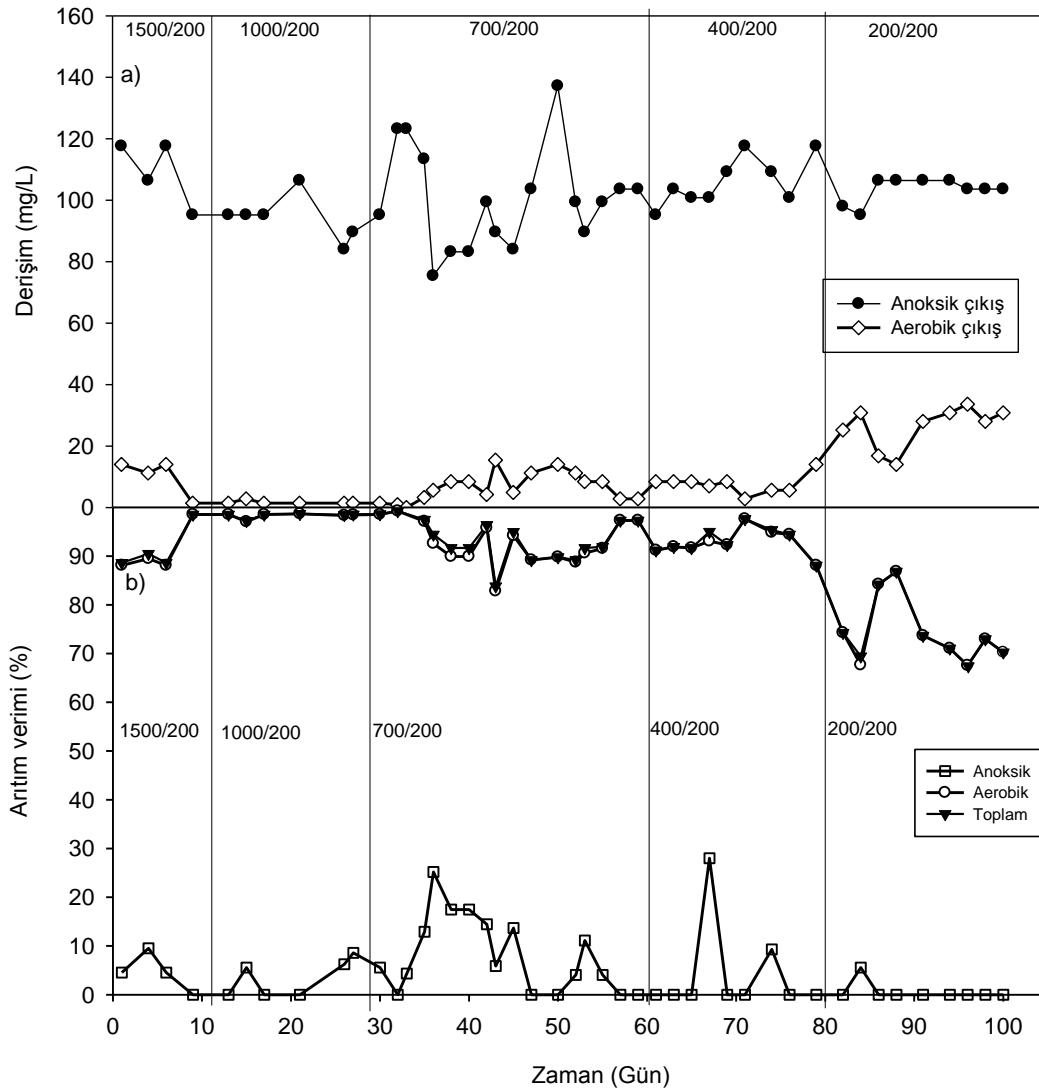
20 (4000/200) oranının uygulandığı 71-81.günler arasında da devam etmiştir. Bu döneme ait ortalama KOİ giderim verimi stabil olup; ortalama % 93,6±1,1 olarak ölçülmüştür. KOİ/TAN oranının 30'a (6000/200) çıkarıldığı 82-101.günler arasında da, %89-96 gibi yüksek KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Bu süreçte, ortalama KOİ giderim verimi %93,2 ± 2,6'dır.

Sonuç olarak, R1'deki KOİ gideriminin, TAN artımından ve toksik amonyak azotu derişiminden bağımsız olarak, kararlı / yüksek verimlerde gerçekleştiği gözlenmiştir. Bu durum, yüksek OYH, yüksek giriş KOİ derişimleri ve yüksek KOİ/TAN oranlarında çalışılması sonucu, heterotrof bakterilerin granüllerde ve reaktör içeriğinde baskın hale gelmesi; biyokütle derişimin artarak inhibisyon etkisine karşı dirençli hale gelmeleri ile açıklanabilir.

4.4.1.3. R2 (Azalan KOİ/TAN oranı)

TAN Artımı:

R2'nin 101 günlük işletim süresi boyunca periyot çıkış derişimleri, ve anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi verimleri Şekil 39'da gösterilmiştir.



Şekil 39. R2 (azalan KOİ/TAN oranı) için a) TAN periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi (1500/200 gösterimi, besindeki 1500 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)

İşletimin 1-10.günleri boyunca giriş KOİ/TAN:10 oranında (1500/200) çalıştırılan R2'de; ortalama TAN arıtım verimi $92 \pm 4,7$ olarak ölçülmüştür. Bu süreçte anoksik ve aerobik periyot pH'ları sırasıyla ortalama $9 \pm 0,2$ ve $8,6 \pm 0,2$ 'dir.

Gün 11'de KOİ/TAN:5 oranına (1000/200) geçildiğinde sistemin TAN giderim verimi yükselmiş ve bu oranın uygulandığı 11-28.günler arasında neredeyse kararlı bir şekilde %99'da seyretmiştir. Bu dönemdeki önemli bulgulardan biri, granüler yapının parçalanarak küçük granüllere dönüşmesi ve sistemdeki AKM ve UAKM değerlerinin artarak 7705 mg/L ve 5920 mg/L'ye ulaşmış olmasıdır. Dolayısıyla, nitrifikasyon bakterilerinin desteklendiği ve baskın olduğu bir ortamın yaratıldığı gözlenmiştir. Bu dönemde ayrıca, pH değerlerinin ilk KOİ/TAN oranına (7,5) kıyasla, artan nitrifikasyon verimi kaynaklı düştüğü ve anoksik periyotta $8,7 \pm 0,4$; aerobik periyotta ise $8,7 \pm 0,1$ olduğu saptanmıştır.

KOİ/TAN: 3,5 oranına (700/200) geçildiğinde TAN arıtımının hafifçe azalarak 43.günde %82'ye düştüğü, ve bu oranın uygulandığı 29-59.günler arasında ortalama $93,8 \pm 4,4$ olduğu belirlenmiştir (Şekil 39). Bu düşüşün yaşandığı tarihlerde reaktör içi UAKM miktarı 1550 mg/L'ye kadar düşmüştür. Aynı zamanda sistemin KOİ arıtımı da düşmüştür. Bu durum, sistemdeki heterotrofların azalan KOİ/TAN oranına bağlı olarak granüllerdeki/reaktör içeriğindeki yüzdelere düşmesi ve ortamda düşük büyüme hızına sahip nitrifikasyon bakterilerinin baskın hale gelmesi ile ilişkilendirilmiştir (Yang vd., 2003). Aerobik periyot pH değerleri ise yükselerek 8,8'in üzerine çıkmıştır. Düşen UAKM'ye bağlı olarak pH'nın yükselmesi önceki çalışmalarda da gözlenmiş bir durumdur ve sistemde hassas işletim koşullarının oluştuğunu göstermektedir. Bu sebeple, düşük büyüme hızına sahip ve heterotroflara kıyasla çok daha hassas olan nitrifikasyon bakterilerinin, olası bir reaktör atımını engellemek amacıyla, Gün 57'de çökme süresi (2dakikadan 5 dakikaya) artırılmış ve dışarı atılan mikroorganizma miktarının bilinçli olarak azaltılması sağlanmıştır. Bunun akabinde, UAKM 4500 mg/L'nin üzerine çıkmış, TAN giderimi artarak Gün 58-59'da $97,3 \pm 0$ 'a ulaşmıştır (Şekil 39).

KOİ/TAN:2 oranının (400/200) oranının denendiği 60-79.günler arasında ortalama $93 \pm 2,8$ TAN giderimi hesaplanmıştır. Anoksik ve aerobik periyot pH'ları ise düşüş göstererek $7,9 \pm 0,4$ ve $7,4 \pm 0,4$ civarına inmiştir. Bu süreçte reaktördeki UAKM derişimi 4945 ± 615 mg/L'dir.

KOİ/TAN:1 oranının (200/200) uygulandığı 80-101.günler aralığında ise reaktörün hem KOİ hem de TAN arıtımı düşmüş; buna paralel olarak da UAKM'nin ciddi şekilde azalarak 1760 ± 155 mg/L'ye ulaştığı gözlemlenmiştir. UAKM miktarının azalması sonucu beklenen şekilde pH artışı görülmüştür. Anoksik ve aerobik periyot pH'ları sırasıyla ortalama $8,1 \pm 0,1$ ve $7,7 \pm 0,5$ olarak ölçülmüştür. Bu süreçte reaktörden çok miktarda bakteri atılması sebebiyle düşen TAN arıtımı ortalama $74,5 \pm 6,6$ 'dir.

Bu çalışmada, 7,5 ve 5 değerindeki KOİ/TAN oranlarında ve 750-1000 mg/L KOİ ve 200 mg/L TAN giriş derişimlerinde (2-3 gKOİ/L.gün ve 0,4 gTAN/L.gün), yüksek ve kararlı TAN verimleri elde edilmiştir. KOİ/TAN oranı 5'den 1'e düştükçe, TAN arıtımının kademeli olarak hafif bir şekilde düştüğü gözlenmiştir. Bu düşüş, reaktör içi UAKM derişiminin düşmesi; heterotrof bakterilerinin düşük KOİ/TAN oranı ve düşük OYH / KOİ değerlerinde desteklenmemesi sonucu reaktörden atılması ile ilişkilendirilmiştir. Çamur kaybının yaşandığı süreçlerde, düşük büyüme hızına sahip nitrifikasyon bakterileri göz önüne alınarak, işletim koşullarının iyileştirilmesi (çöktürme hızı ve hacimsel değişim oranının artırılması) gerekmektedir. Bu sayede, parçalanarak küçülen granüllerdeki nitrifikasyon bakterilerinin sağlam granüler forma dönmesi için yeterince zaman tanınmış olacaktır. Dolayısıyla, işletim sırasında düşük UAKM derişimlerine ulaşıldığında, F/M oranına dikkat edilmesi gerekmektedir. KOİ/TAN oranının düşük olduğu atıksularla çalışılırken, hidrolik seçici baskı parametrelerinin (çöktürme hızı, hacimsel değişim oranı gibi) nitrifikasyon bakterileri baz alınarak yüksek tutulması ve F/M oranı göz önünde bulundurulması daha yüksek TAN giderim verimlerinin eldesini sağlayacaktır.

Nitrit ve Nitrat Azotu Giderimi:

R2'de işletim süresince farklı KOİ/TAN oranları için gözlenen anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%DN) ve aerobik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%SNDN) Tablo 25'de verilmiştir. Çalışmanın ilk günü itibariyle besin nitrat azotu 160 mg/L NO₃-N'dir. Ancak R1'de bahsedildiği şekilde, bu değer 20.günde 80 mg/L NO₃-N'e düşürülmüştür.

KOİ/TAN: 7,5 oranının (1500/200) uygulandığı dönemde (Gün 1-10) sistemde aerobik periyot sırasında simultane denitrifikasyon gözlenmemiştir. Bu dönemdeki bir döngü içerisindeki azot kaybı, anoksik periyotta gerçekleşen denitrifikasyon verimi ile sınırlıdır (%79,5±9,1). Benzer durum, KOİ/TAN:5 oranında da (1000/200) saptanmıştır. Gün 11-28 arasında, oran 5 iken, anoksik denitrifikasyon yüzdesinin biraz düşerek ortalama %65±22,3'te seyrettiği kaydedilmiştir. Bu dönemde de aerobik periyotta simultane denitrifikasyon gerçekleşmemiştir.

KOİ/TAN: 3,5 oranına (700/200) geçilmesiyle birlikte aerobik periyottaki simultane denitrifikasyonun arttığı, anoksik denitrifikasyonun ise düştüğü belirlenmiştir. Anoksik denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri, KOİ/TAN: 3,5 oranında sırasıyla ortalama %15,1±10,9 ve %44,8±13,6 olarak ölçülmüştür. KOİ/TAN: 2 oranının (400/200) uygulandığı 60-79.günler arasında anoksik periyotta denitrifikasyon görülmezken, aerobik periyotta ortalama %53,9±18,6 simultane denitrifikasyon verimi elde edilmiştir. Bir sonraki daha düşük KOİ/TAN:1 oranında (200/200) anoksik denitrifikasyon yüzdesi %23,1±0,2; aerobik periyot ortalama simultane denitrifikasyon yüzdesi ise %42,2±10,4'tür.

Tablo 25. R2- denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri

KOİ/TAN oranı	KOİ / TAN (mg/L / mg/L)	Anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%DN)	Aerobik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%SNDN)	Toplam N giderimi (%)
7,5	1500/200	79,5±9,1	-	-
5	1000/200	65±22,3	-	8,5±6,1
3,5	700/200	15,1±10,9	44,8±13,6	41±14
2	400/200	-	53,9±18,6	49,5±16,6
1	200/200	23,1±0,2	42,2±10,4	34,3±4,9

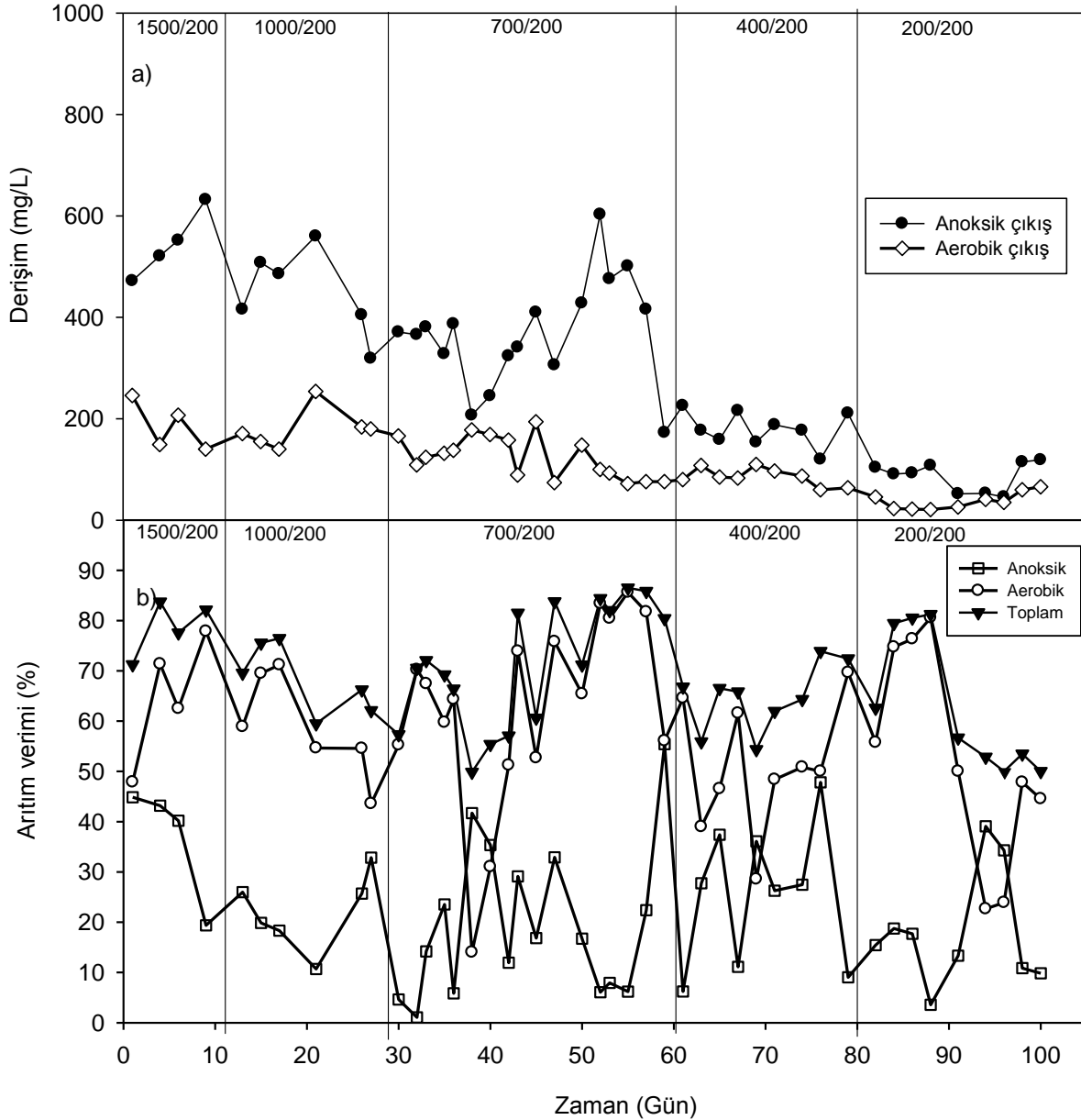
Sonuçlardan görüldüğü üzere, KOİ/TAN oranının 7,5'dan 1'e düşürülmesi ile anoksik periyotta baskın olan denitrifikasyon, aerobik periyotta simultane denitrifikasyona yönelmiştir. Anoksik denitrifikasyonun azalan KOİ/TAN oranına paralel azalması, OYH'nin 3'den 0,4 g KOİ/L.gün'e azaltılması (KOİ başlangıç derişimi: 750'den 100 mg/L'ye düşürülmesi) ile granüller içerisindeki denitrifikasyon bakteri miktarının azalmasıyla ilişkilendirilmiştir. Öte yandan, KOİ/TAN oranı düştükçe, granüler yapıda nitrifikasyon bakterileri baskın hale gelmektedir (Yang vd., 2003; Liu vd., 2003). Aerobik periyot sırasında artan nitrifikasyon verimi ile birlikte daha fazla TON üretimi olmakta; ve granüllerin iç kısımlarına yerleşen denitrifikasyon bakterileri, hemen üzerlerinde yerleştiği düşünülen nitrifikasyon bakterilerinin (Gao vd., 2011) ürettiği TON'u kütle transferi kaynaklı bir sınırlama olmadan tüketebilmektedir. SNDN yüzdesinin çok fazla artmaması ve son KOİ/TAN oranında düşmesi, düşük KOİ derişimi ve denitrifikasyon bakterilerinin aerobik heterotroflarla olan etkileşimi ve denitrifikasyon bakteri miktarının azalması kaynaklı olabilir. Zira, %92-99 nitrifikasyon sonucu üretilen TON'un denitrifikasyonun gerçekleşmesinde sınırlayıcı bir parametre olmadığı düşünülmektedir. Ayrıca, azalan KOİ/TAN oranına paralel olarak azalan granül boyutları (KOİ/TAN: 1 iken, 0,5±0,1 mm; Bölüm 4.4.2) sonucu, aerobik periyottaki yüksek çözünmüş oksijen (6 mg/L), granüllerin iç kısımlarına ulaşarak denitrifikasyonu olumsuz etkileyebilir.

Toplam azot giderimi hesabı için ilk 10 gün için sağlıklı veri eldesi olmamıştır. Sonraki KOİ/TAN oranlarına bakıldığında, TN gideriminin KOİ/TAN oranı 5-2 için (OYH düştükçe) arttığı; 1 değerinde ise

azaldığı belirlenmiştir. Bu durum, OYH'nin azalması ile denitrifikasyon bakterileri yüzdesinin düşmesi ile açıklanabilir.

KOİ Arıtımı:

R2'de işletim süreci boyunca ölçülen KOİ periyot çıkış değerleri ve arıtım verimleri Şekil 40'da gösterilmiştir. Şekil 40'da görüldüğü üzere, R2'nin KOİ arıtım verimi; artan KOİ/TAN oranında çalıştırılan R1'in performansının tam tersi şekilde gelişmiştir. Diğer bir deyişle, R2'de KOİ/TAN oranı azaldıkça, KOİ arıtım veriminde salınımlar, ve düşüşler gerçekleşmiştir.



Şekil 40. R2 (azalan KOİ/TAN) için a) KOİ periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında KOİ giderimi

KOİ/TAN: 7,5 (1500/200) oranının çalışıldığı ilk 10 günlük süreçte R2'nin KOİ giderimi $78,7 \pm 5,6$ olarak ölçülmüştür (Şekil 40). KOİ/TAN: 5 oranına (1000/200) geçilmesiyle birlikte sistemin KOİ giderimi düşmüştür. Bu döneme ait ortalama KOİ giderimi $68,2 \pm 6,9$ 'dur. Sistemdeki AKM-UAKM

artışı ve %100'e yakın TAN giderim veriminin ölçülmesine karşılık KOİ gideriminin düşmesi; reaktördeki baskın bakteri türünün değiştiğini ve heterotrofların desteklenmediğini göstermiştir.

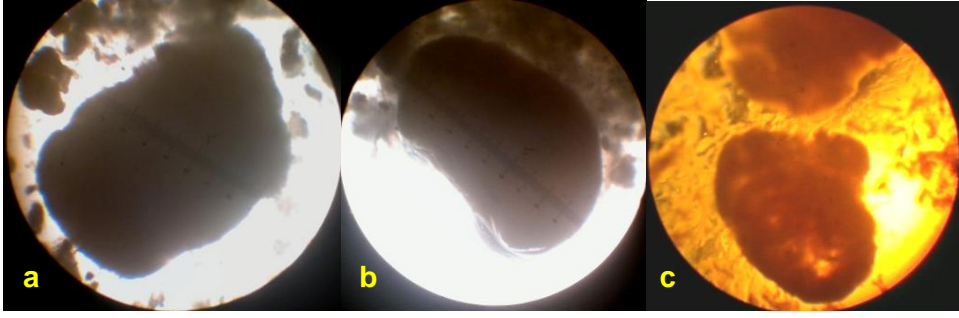
KOİ/TAN: 3,5 oranına (700/200) geçildiğinde ise reaktördeki KOİ giderimi azalarak %50'nin altına düşmüştür. Bu süreçte (Gün 29-59), KOİ arıtım veriminde salınımlar ve kararsız yapı belirgin şekilde artmış ve ortalama toplam KOİ giderim veriminin %71,4±12,1 oduğu saptanmıştır. Aynı dönem içerisinde, sistemdeki AKM-UAKM miktarı azalmıştır (ortalama 3568±1145 mg/L; minimum 1550 mg/L UAKM). Öte taraftan, daha önce bahsedildiği üzere, TAN arıtımı bu KOİ/TAN oranında olumsuz etkilenmemiştir (ortalama %93,8±4,4 TAN giderimi). Reaktör biyokütle derişimini artırmak adına çökme süresinin yükseltilmesiyle birlikte, 55-65.günlere denk gelen dönemde, sistemdeki AKM-UAKM miktarı artmış; bu durum paralel olarak heterotrof bakterilerini de olumlu etkilemiş ve toplam KOİ giderimi artarak %86'nın üzerine çıkmıştır (Şekil 40). Fakat, bu artışa rağmen, KOİ/TAN: 2 oranının (400/200) uygulandığı 60-79.günlere arasında KOİ arıtımı salınımlar göstermeye devam etmiş ve ortalama %64,7±6,6'lık verim elde edilmiştir. KOİ/TAN: 1 oranının (200/200) uygulanmasıyla birlikte (Gün 80-101) reaktör içi AKM-UAKM değerleri düşmüş (1760 mg/L UAKM) ve hem TAN hem de KOİ giderimi azalmıştır (ortalama KOİ giderim verimi: %63±13,6). Fakat, KOİ arıtımı TAN arıtımına kıyasla belirgin şekilde azalmış ve işletim süreci sonunda bu değerin %50'ye düştüğü kaydedilmiştir.

Şekil 40'tan da görüldüğü gibi ortalama anoksik KOİ giderimi ilk 30 gün içerisinde giderek azalan bir eğilime sahiptir. Bu durum denitrifikasyon kaynaklı KOİ tüketiminin giderek azaldığını gösterir. Sonraki süreçte de anoksik KOİ gideriminde kararsızlık ve salınımlar gözlenmiştir. Bu gözlemlerin sebebi, daha önce açıklandığı üzere, granüllerdeki denitrifikasyon bakteri miktarının azalan KOİ/TAN oranıyla (azalan OYH) birlikte desteklenmeyerek azalması olabilir. Düşük miktardaki denitrifikasyon bakterileri, sonraki süreçte değişen işletim koşullarına karşı daha hassas olmaları sebebiyle, arıtımda kararsızlığın gözlenmesine sebep olabilir.

Bu çalışma, KOİ/TAN oranının 7,5'dan 1'e düşürülmesiyle KOİ gideriminin olumsuz etkilendiği, kararsız bir yapıda seyrettiği ve giderek azaldığını göstermiştir. Bu durum, giriş KOİ derişiminin 1500'den 200 mg/L'ye (3'den 0,4 g/L.gün OYH değerine) düşmesi ve granüllerdeki karbon tüketen (aerobik ve anoksik) heterotrofik bakteri yüzdesinin zamanla azalmasıyla açıklanmıştır. Diğer bir deyişle, düşük KOİ/TAN oranlarında, granüler yapı nitrifikasyon bakterilerince daha baskın hale gelmekte ve genel özellik olarak nitrifikasyon bakterilerinin (düşük büyüme hızı gibi) özelliklerini almaktadır.

4.4.2. KOİ/TAN oranının granüler çamura etkisi

Şekil 41'de granüler aşı çamuruna ait başlangıç ve reaktör bölünmesi öncesi mikroskop görüntüleri verilmiştir. Aktif aerobik granüller kahverengi-sarı renktedir (Zhang vd., 2005). Bu çalışmada kullanılan aşı çamurunun küresel, belirgin şekilli ve sıkı formda kahverengi granüllerden ve az oranda floklardan oluştuğu gözlenmiştir. Aşı çamurunda herhangi bir iplikli mikroorganizmaya rastlanmamıştır. Granüllerin ortalama boyutu 3,4 ±1 mm'dir. Granüler çamur iki AKR'ye bölünmeden önce (tek reaktör dönemi sonunda) granül ortalama boyutunun 3,65±0,6 mm'ye olduğu belirlenmiştir.



Şekil 41. Granüler aşı çamuru: a,b) Aşılama anı ; c) Tek reaktör dönemi sonu

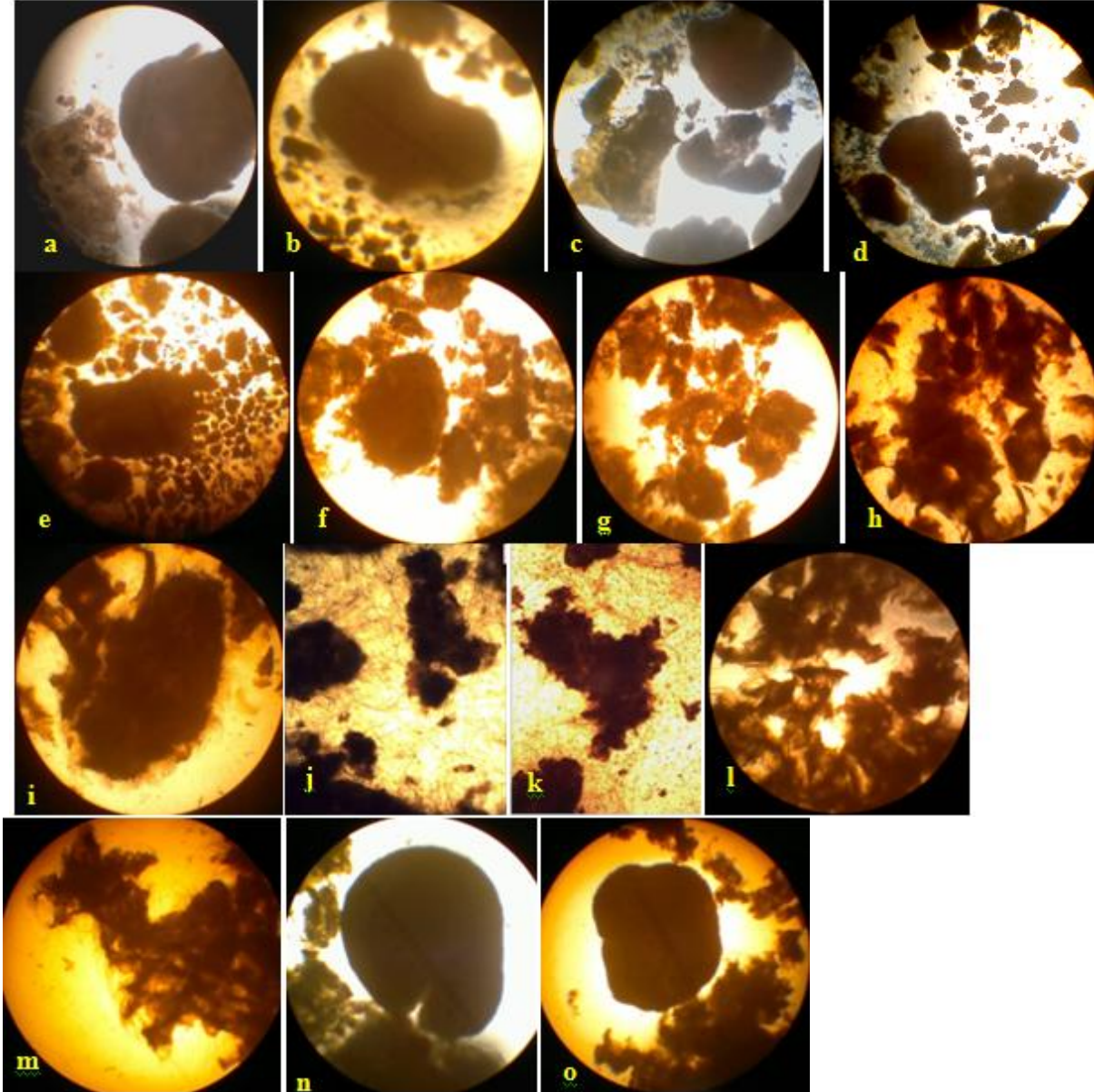
Şekil 41'de gösterilen granüler aşı çamurunun yapısının, TAN derişimi 200 mg/L'de sabit tutularak, KOİ/TAN oranının 7,5'dan 30'a artırılması (R1) ve 7,5'dan 1'e düşürülmesi (R2) sonrasında çok farklı şekilde değiştiği gözlenmiştir (Şekil 42, Şekil 43). R1 ve R2'de 101 günlük işletim süresince KOİ/TAN oranının değişmesi ile birlikte granüler çamurda gözlenen değişimler Tablo 26'da verilmiştir.

Artan KOİ/TAN oranlarında (R1), granüler çamurun beyaz ve pamuksu bir yapıya büründüğü gözlenmiştir. R1, KOİ/TAN:7,5 oranında çalıştırıldığı ilk 10 gün içerisinde kompakt, belirgin granüler çamura sahiptir (Şekil 42a). KOİ/TAN: 10 oranında (2000/200) ise, granüler yapıda bozulma meydana gelmiş (Şekil 42b,c); bu durum TAN gideriminde amonyak azotu kaynaklı inhibisyona, yüksek pH değerleri sonucu sistemin kararlılığının düşmesine bağlanmıştır. Nitekim, reaktör içeriğinin (yüksek amonyak derişimini azaltmak amacıyla) 25.günde yıkanmasından önce, granüler çamurun beyaz-bulutsu/pamuksu bir görüntü aldığı, kısmi parçalandığı ve UAKM'nin düştüğü /granüler yapıdaki çamurun azaldığı tespit edilmiştir (Şekil 42 d,e).

Reaktör içeriğinin aynı sebeple ikinci kez (Gün 42) yıkanması sonrasında, floksu güzel yapı elde edilse de, kısa süre içerisinde bu yapı yeniden bozulmuş ve genel görüntüsü olan beyaz pamuksu çamur formunu almıştır. KOİ/TAN: 20 oranında (4000/200), R1 içeriği bembeyaz floksu bir yapıya bürünmüş ve çok açık renkte granüller gözlemlenmiştir (Şekil 42 f,g). KOİ/TAN: 7,5-20 oranlarında reaktörde ipliksi mikroorganizma gözlenmezken, KOİ/TAN:30 oranına (6000/200) geçilmesi ile birlikte (Gün 82) R1'de köpürme ve ipliksi mikroorganizmanın büyüdüğü saptanmıştır (Şekil 42 h, i, j, k). Zheng vd. (2006) OYH'nin 6 g/L.gün ve daha büyük olduğu koşullarda, granüllerin sağlamlığı/ dayanıklılığının bozulduğunu ve ipliksi mikroorganizmaların arttığını belirlemişlerdir. Bu çalışmada ise, ipliksi büyüme belirgin şekilde 12 g KOİ/L.gün yükleme hızında gözlenmiştir. Gün 87 itibarıyla, kırçılı ve süt kesilmesini andıran bir görüntüye sahip beyaz renkli parçacıklar/kümelere ve az miktarda floksu yapı gözlemlenmiştir (Şekil 42 l,m,n,o). Granülasyon öncesi kümeleşmelere rastlanmaktadır. Dolayısıyla, kompakt belirgin formda granüler çamur eldesi için, çökme süresi 5 dakikadan 3 dakikaya düşürülmüştür. Çökme süresinin düşürülmesiyle, beyaz-açık kahverengi floksu yapıda olan çamurda granüler çamur belirginleşmiştir (Şekil 42n,o). İşletim süreci sonunda açık kahverengi / açık turuncu renge küresel yapıda granüller oluşmuştur (Şekil 42 n,o). İpliksi büyüme tamamıyla giderilmese de büyük ölçüde azalmıştır.

Tablo 26'dan da görüldüğü üzere, R1'de KOİ/TAN oranının 7,5'dan 20'a çıkarılması ile granül boyutlarının azaldığı ve ortalama $3,15 \pm 0,7$ mm'den $1,45 \pm 1,5$ mm'e düştüğü belirlenmiştir. Fakat, granüllerin çevresinde ve ortamda floklar gözlenmiştir. Granüler yapıdaki bozunma ve floksu içerik, özellikle KOİ/TAN oranının 10 olduğu dönemde, yaklaşık 55'den 109 mL/g'ye artan CH_5 ile görülmektedir. Reaktör içeriği yoğun flok içerdiği için, granüllerin çökme hızından ziyade, reaktör çamurunun çökebilirliğini ifade eden CH_5 değerleri, R1'deki gelişimi daha iyi göstermektedir. Ayrıca, bu dönemde, çamurun süzülebilirliğinin azaldığı gözlenmiştir. Reaktör EPS değerlerine bakıldığında, KOİ/TAN artışı ile birlikte EPS-protein miktarının arttığı; polisakarit miktarının ise %21 azaldığını göstermiştir. Bilindiği üzere, fazla EPS üretimi bakterilerin birbirini itmesine ve(ya) granüllerin bozulmasına da yol açmaktadır (Schmidt ve Ahring, 1996). Özellikle, stres koşulları doğrutusunda

EPS salgısı ve genellikle EPS'in protein miktarı artmaktadır (Nichols vd, 2004; Qin vd., 2004; Yu vd, 2009). Zhu vd. (2012) proteinin EPS'in hassas bir bileşigi olduğunu ve granüllerin stabilitesini ve özkütlesini etkilediği belirtmektedir. Öte yandan, Adav vd. (2008) β -polisakkaritlerin stabiliteyi belirleyen ana bileşik olduğunu ve granülasyon sırasında hem protein hem de polisakkaritlerin arttığını bildirmişlerdir. Bu bilgilerden, R1'de gözlenen EPS-protein artışının, granüler çamur yapısında gözlenen bozunmalar ve floksu yapının oluşması; polisakkarit miktarındaki azalışın ise granüllerin parçalanması kaynaklı olduğu düşünülmüştür.



Şekil 42. İşletim süresince R1'deki çamur içeriğinin mikroskobik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), a) 10.gün; b,c) 29.gün; d,e) 68.gün; f,g) 80.gün; h,i,j) 83.gün; k) 86.gün; l,m) 92. gün; n,o)101.gün

Gün 92 itibariyle, granüler çamur üretimini desteklemek amacıyla çökme hızının düşürülmesinin ardından, granül boyutlarının artarak ortalama $3,9 \pm 0,9$ mm'ye ulaştığı saptanmıştır. Gün 82-101 sürecindeki ortalama boyut $2,43 \pm 1,8$ mm'dir. Granüler çamurdaki iyileşme artan CHI_5 , CHI_{30} ve granül boyutlarından da anlaşılmaktadır.

Tablo 26. İşletim süresi boyunca R1 ve R2'deki granüler çamur yapısındaki değişimler

R1							
Gün	KOİ/ TAN*	Granül ortalama boyutu (mm)	ÇHI ₅	ÇHI ₃₀	Çökme hızı (m/saat)	EPS (mg/g UAKM)	
						Protein	Polisakkarit
1-10	7,5	3,15±0,7	55±1	43±2	74±13	192±0,1	122±0,02
11-67	10	2,54±0,1	109±18	58±10	63±13	168±0,01	106±0,1
71-81	20	1,45±1,5	61±60	30±23	63±21	212±0,9	99±0,01
82-101	30	2,43±1,8	37±25	33±27	89±14	235±0,1	96±0,01
R2							
Gün	KOİ/ TAN*	Granül ortalama boyutu (mm)	ÇHI ₅ (mL/g)	ÇHI ₃₀ (mL/g)	Çökme hızı (m/saat)	EPS (mg/g UAKM)	
						Protein	Polisakkarit
1-10	7,5	3±1	54±2	43±2	74±13	153±0,1	96±0,5
11-28	5	2,3±0,1	55±3	45±5	61±1	134±0,1	84±0,2
29-59	3,5	2,1±0,3	58±4	42±14	54±9	137±0,1	87±0,1
60-79	2	1,4±0,9	49 ±3	30±1	45±3	130±0,1	79±0,1
80-101	1	0,5±0,1	70 ±33	62±44	39±5	142±0,1	74±0,5

* R1: OYH değeri 3'den 12 g KOİ/Lgün'e kademeli artış; NYH değeri 0,4 gTAN/Lgün'de sabit.

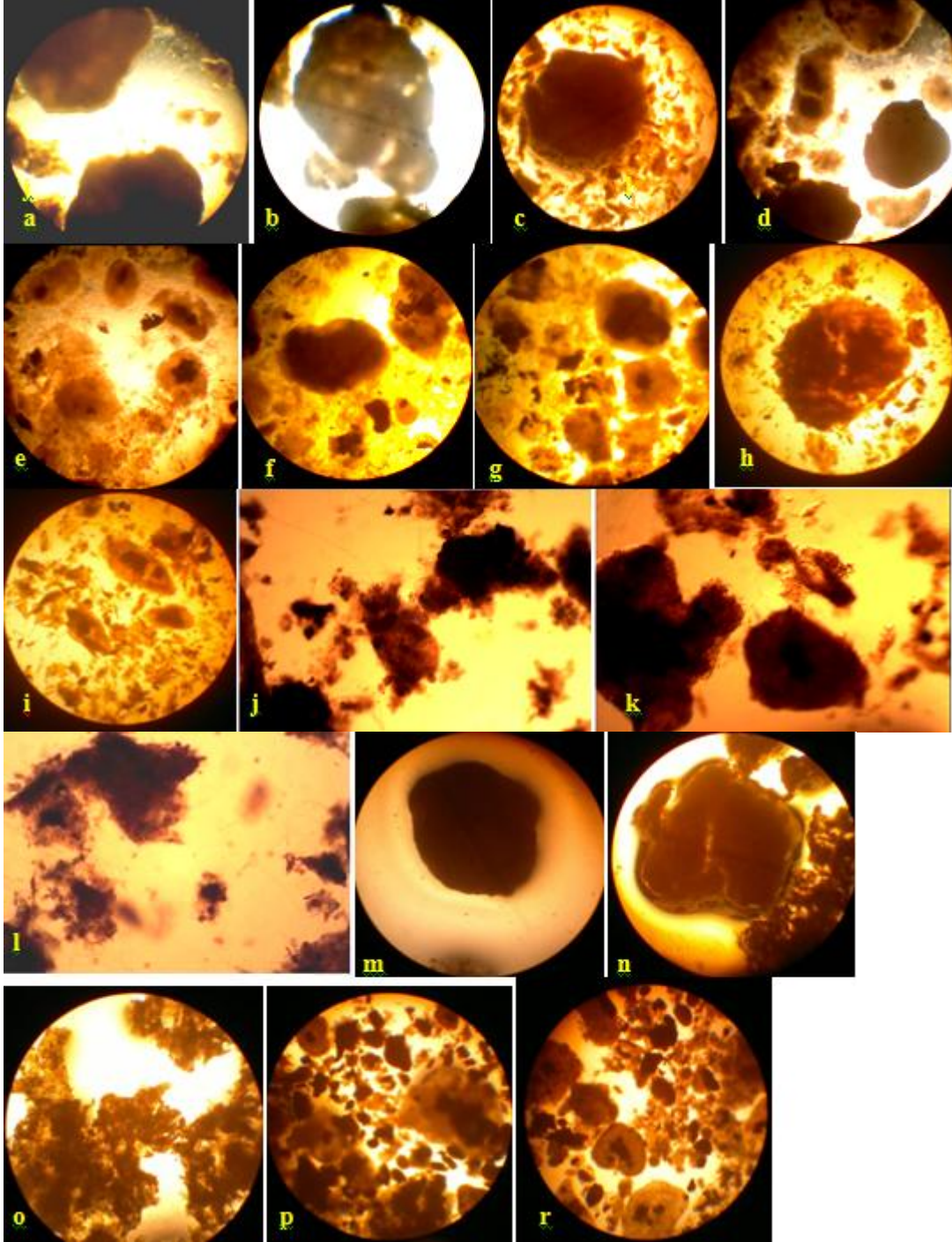
R2: OYH değeri 3'den 0,4 g KOİ/Lgün'e kademeli azalış; NYH değeri 0,4 gTAN/Lgün'de sabit.

R2'de yapılan analizler sonucu, KOİ/TAN oranının 7,5'dan 1'e kademeli olarak düşürülmesi ile granüllerin boyutlarının küçüldüğü, kompakt ve turuncu rengi aldıkları gözlenmiştir (Tablo 26, Şekil 43). R2'nin KOİ/TAN:7,5 oranında (1500/200) işletildiği ilk 10 günün sonunda granül ortalama boyutu 3±1 mm'dir ve granüller belirgin / kompakt, kahverengi ve küresel bir forma sahiptir (Şekil 43a,b). Gün 11-28 arasında, KOİ/TAN: 5 oranının (1000/200) uygulanması sürecinde, granüler çamurun parçalandığı, daha küçük granüllerin (ortalama 2,31±0,1 mm) oluştuğu gözlenmiştir (Şekil 43c). Granüllerin parçalanması, düşük derişimdeki KOİ'nin (reaktör içi başlangıç KOİ derişimi < 500 mg/L) aerobik periyot sırasında aerobik heterotroflar tarafından tüketilmesi ve granüllerin iç kısımlarına yerleşen denitrifikasyon bakterileri için yeterli karbonun bulunmaması ve de difüzyon limitasyonu ile ilişkilendirilmiştir. Nitekim ilk 28 günde aerobik periyotta simultane denitrifikasyona rastlanmamıştır (Tablo 25). Uzun süreli açıklık yaşayan denitrifikasyon bakterilerinin degradasyonu sonucu, granüllerin iç kısmında boşlukların oluşması, ve akabinde granüllerin parçalanması olasıdır. Dolayısıyla, daha küçük boyuttaki granüllerin oluşması, sonraki süreçte karbon ve TON'un granüllerin iç kısımlarına daha rahat ulaşmasını ve denitrifikasyon için yeniden uygun ortamın yaratılmasını sağlamış, ve ileriki KOİ/TAN oranlarında simultane denitrifikasyonun gerçekleşmesini sağlamıştır (Tablo 25).

KOİ/TAN oranının 3,5 (Şekil 43d,e) ve 2 olduğu (Şekil 43f,g) dönemlerde, granüllerin uygulanan oranla paralel şekilde küçüldüğü ve ortalama boyutların sırasıyla 2,1±0,3 mm, ve 1,4±0,9 mm olduğu saptanmıştır (Tablo 26). Daha önce belirtildiği üzere, KOİ/TAN oranının 7,5'dan 2'ye düşürüldüğü dönem içerisinde, TAN arıtımı yüksek değerlerde seyretmiş, KOİ arıtımı ise kademeli olarak azalmış ve kararsız yapıda salınım göstermiştir. Dolayısıyla, granüler yapıda nitrifikasyon bakterileri baskın hale gelirken, granüllerin dış yüzeyine yerleşen aerobik heterotroflar sistemden atılmıştır. Bu durum, granül büyüme hızının ve boyutlarının, düşük KOİ/TAN oranlarında baskın olan ve düşük büyüme hızına sahip nitrifikasyon bakterilerince kontrol edilmesine sebep olmuştur.

Granül boyutları azalan KOİ/TAN oranı ile beraber düşmesine rağmen, KOİ/TAN:1 oranı uygulanana kadar, granül ÇHI değerlerinin neredeyse sabit kaldığı ve çökme hızının giderek azaldığı gözlenmiştir (Tablo 26). Azalan granül çökme hızı, azalan granül boyutları ile ilişkilidir. Öte yandan, neredeyse sabit ÇHI değerleri reaktör içerisindeki çamurun yüksek çökebilirlikte olduğunu ve görsel olarak da belirlendiği üzere floksu yapının baskın olamdiğini göstermektedir. Ayrıca, R2'de küçük boyutta olan

granüllerin yüksek yoğunluğa ve kompakt yapıya sahip olduğu da anlaşılmaktadır. KOİ/TAN: 1 oranına (200/200) geçilmesi ile R2'nin ÇHI değerlerinin arttığı belirlenmiştir. Bu durum, bu süreçte reaktör içi UAKM derişiminin düşmesi, uygulanan KOİ/TAN oran ve derişimlerinin granüller için yüksek kalması (yüksek F/M) ve (düşen KOİ ve TAN artımı ile desteklendiği şekilde) granüllerin yapısının olumsuz etkilemesi ile açıklanmıştır (Şekil 43h-r).



Şekil 43. İşletim süresince R2'deki çamur içeriğinin mikroskobik görüntüleri (6,3 x 4 magnifikasyon), a,b) 11.gün; c) 29.gün; d,e) 59.gün; f,g) 70.gün; h,i) 80.gün; j,k,l) 83. gün; m,n,o) 92.gün; p,r) 101. Gün

Tablo 26'da R2'nin EPS değerlerine bakıldığında, protein miktarının neredeyse aynı kaldığı belirlenmiştir. Polisakkarit miktarı ise %23 azalmıştır. Proteinin sabit kalırken, polisakkaritlerin azalması, granüllerin küçük parçalara bölünmesi ve bu sırada, granüllerin sağlamlığını bozabilecek herhangi bir olumsuz koşulun ve floksu büyümenin olmaamsı ile ilişkilendirilmiştir (Adav vd., 2008; Zhu vd., 2012).

Literatürde, EPS'deki polisakkarit/protein (PS/PN) oranının atıksu içeriğine göre değiştiği; atıksudaki C/N artışının PS/PN oranını artırdığı; atıksudaki C/N azalışının ise PS/PN oranını azalttığı belirtilmiştir (Durmaz, 2001; Wu vd., 2012). Bu çalışmada ise, R1 ve R2'de sırasıyla KOİ/TAN oranının artması ve azalması her şekilde düşük PS/PN değerine (yüksek PN/PS değerine) yol açmıştır. KOİ/TAN oranı düştükçe, R2'deki düşük PS/PN oranı beklenmektedir. Fakat, R1'de KOİ/TAN artışının, PS/PNde artışa yol açmaması, R1 granüllerinde yaşanan çamur bozunmasının çok daha etkin olması ile açıklanabilir.

Sonuç olarak, bu çalışmada KOİ/TAN oranının 7,5'dan 30'a çıkarıldığı koşullarda, KOİ arıtımında etkin olan granüllerin oluştuğu belirlenmiştir. Fakat, yüksek KOİ ve OYH değerleri, ve de yüksek KOİ/TAN oranları, ortam pH ve amonyak toksisitesi dikkate alınmadığı koşulda, nitrifikasyon bakterilerini olumsuz etkileyerek, granüler yapının bozulmasına ve beyaz / floksu bir yapıya dönüşmesine sebep olabilir. Yine de, yüksek KOİ derişimi ve KOİ/TAN (30) oranlarında, işletim koşullarının geliştirilmesi ile kompakt, belirgin yapıda ve KOİ arıtımında etkin granüllerin büyütülmesi mümkündür. Aerobik heterotroflarca baskın hale gelen granüller, işletim koşullarındaki değişikliklere hızlı şekilde uyum sağlayabilmektedir. Fakat, bu durum, granüler yapının aynı hızda bozunmasına da yol açabileceği için, aerobik heterotrofların baskın olduğu granüllerle stabil bir arıtım ve form eldesi zor olabilir.

Ayrıca, bu çalışmada, düşük KOİ/TAN oranlarının (1-5), TAN arıtımında etkin küçük ve turuncu granüllerin oluşmasını sağladığı anlaşılmıştır. Oluşan granüller yüksek KOİ arıtımı gerçekleştirememekte; KOİ/TAN oranı düştükçe granüldeki nitrifikasyon bakterileri yüzdesi artmaktadır. Böylesi bir durum, nitrifikasyon bakterilerinin düşük büyüme hızları sebebiyle, işletim koşullarındaki olası bir değişime olan hassasiyeti artırırken, granüler yapıdaki değişimlerin çok hızlı gerçekleşmemesini sağlamaktadır. Diğer bir deyişle, 7,5-30 KOİ/TAN oranında çalışıldığında granüllerde gözlenen hızlı değişimlerin tersine; düşük KOİ/TAN oranları, nitrifikasyon bakterilerinin baskın hale gelmesini sağlayarak daha kararlı-stabil granüler çamurun oluşmasına yol açmaktadır.

Çalışılan tüm KOİ/TAN oranları ve derişimleri, elde edilen arıtım verimleri ve granüler yapıdaki değişiklikler incelendiğinde; hem KOİ hem de TAN gideriminin yüksek değerlerde gerçekleştiği ve granüllerin sağlıklı şekilde korunduğu oranın 7,5 olduğuna karar verilmiştir. Bu değerden daha yüksek (>10-30) ve daha düşük (2-5) KOİ/TAN oranları ile de çalışılabilir; fakat bu durumda, kararlı bir arıtım verimi için sırasıyla sadece KOİ ve sadece TAN gideriminin hedeflendiği atıksuların kullanılması uygun olacaktır.

4.5. ÇALIŞMA-5: Granüllerle arıtımı sağlanabilen azot ve KOİ yükleme hızlarının belirlenmesi

Bu çalışmanın amacı, uygun KOİ/TAN oranında geliştirilen granüler çamurla ulaşılabilen maksimum yükleme hızlarını saptamak, deneyimlenen yükleme hızlarındaki karbon ve azot arıtım verimini incelemek ve uygulanan yükleme hızlarının granüler yapıya etkisini araştırmaktır. Bu çalışmada, Çalışma-4'den farklı olarak, KOİ/TAN değeri sabit tutulmuştur. Giriş KOİ/TAN oranı olarak, Çalışma-4'de yüksek KOİ ve TAN arıtımının sağlandığı ve granüler yapının korunduğu oran olan 7,5 değeri baz alınmıştır. Bu amaçla, bir AKR Tablo 4'de belirtilen koşullarda 7,5 KOİ/TAN oranında işletilmiştir. Besin KOİ ve TAN derişimleri sırasıyla 375 mg/L ve 50 mg/L'den başlayarak 6000 mg/L ve 800 mg/L'ye

kadar kademeli şekilde artırılmıştır. Bu sayede, sabit KOİ/TAN oranında, 0,75-12 g KOİ/Lgün organik yükleme hızı (OYH) ve 0,1-1,6 g TAN/L.gün azot yükleme hızlarında (NYH) çalışılmıştır (Tablo 27).

Tablo 27. İşletim süresi boyunca uygulanan OYH, NYH, giriş KOİ/TAN derişimleri

Gün	Besin KOİ/ TAN derişimleri (mg/L / mg/L)	OYH (g KOİ/L.gün)	NYH* (g TAN/L.gün)	KOİ / TAN oranı
1-16	375 / 50	0,75	0,1	7,5
17-29	750 / 100	1,5	0,2	7,5
30-49	1500 / 200	3	0,4	7,5
50-61	3000 / 400	6	0,8	7,5
62-70	6000 / 800	12	1,6	7,5

* Besin, nitrit veya nitrat içermemekte; NYH değeri, hem g N/L.gün hem de g TAN/L.gün ifade etmektedir.

4.5.1 AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı

Çalışma-2'de anoksik-aerobik periyot sıralamasında geliştirilen aerobik granüller, aşı çamuru olarak kullanılmış; ve çamur 21 gün boyunca aklamasyona tabi tutulmuştur. Bu süreçte reaktör 7,5 KOİ/TAN oranındaki (1500/200) sentetik besinle beslenmiştir. Yükleme hızları 3 g KOİ/L.gün ve 0,4 g TAN/Lgün şeklindedir. Bu süreçte reaktör pH değerleri anoksik periyotta 8,2±0,3; aerobik periyotta ise ortalama 8,5±0,4 olarak ölçülmüştür. Ortalama KOİ ve TAN artımları ise sırasıyla %91±2 ve %51±23 olarak saptanmıştır. Sabit arıtım verimleri ve yeterli granüler çamur miktarı sağlandıktan sonra reaktörün aklamasyon süreci sona ermiş; Çalışma-5'e ait veriler bu tarihten sonrası dikkate alınarak değerlendirilmiştir.

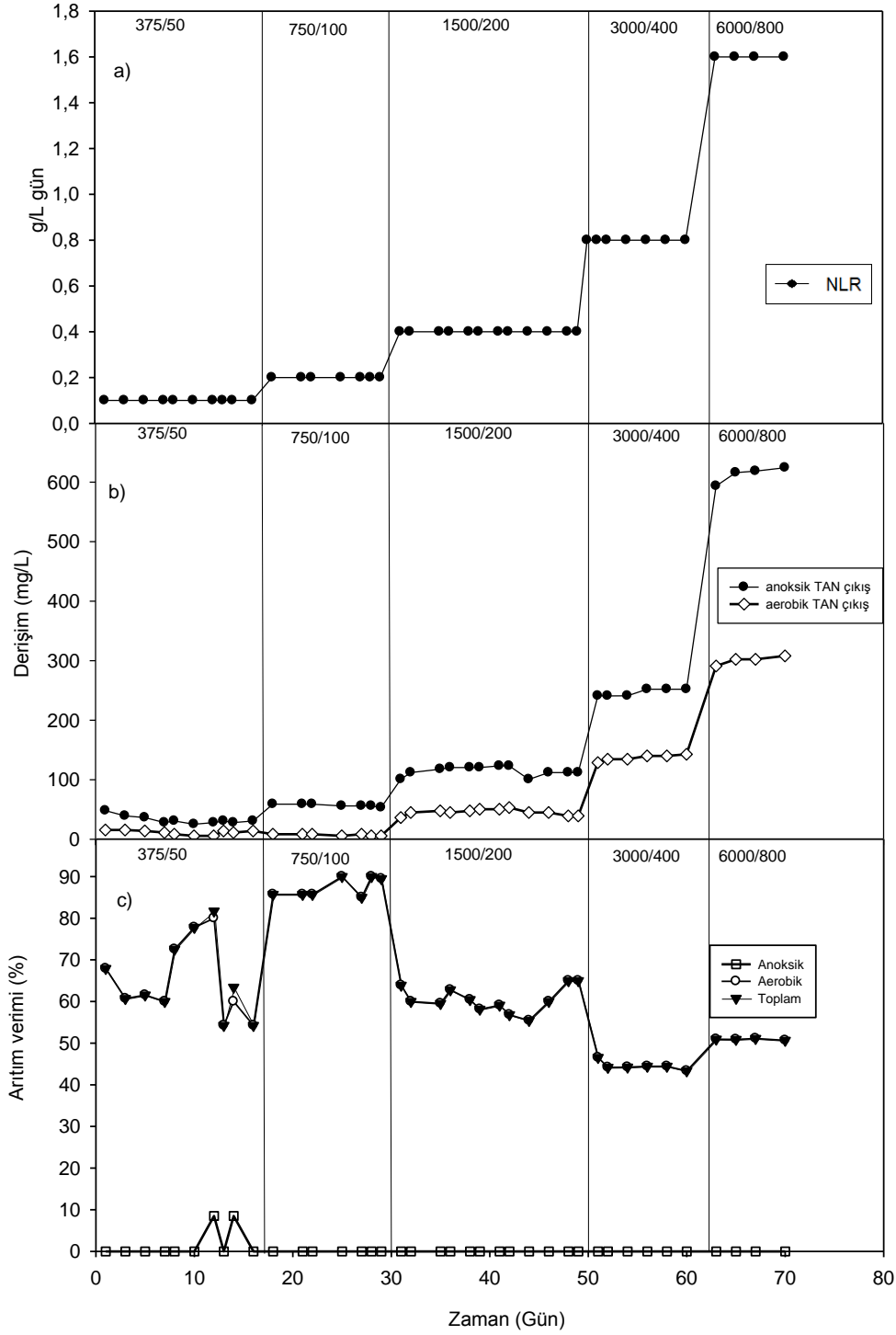
TAN Arıtımı:

Reaktöre uygulanan OYH ve NYH değerleri, işletim süreci boyunca analizi yapılan döngülerin anoksik ve aerobik çıkış TAN derişimleri, ve periyot ve döngü bazında elde edilen TAN arıtım verimleri Şekil 44'de gösterilmiştir. İşletim süresince TAN arıtımı sadece aerobik periyotta gerçekleşmiştir.

İşletim sürecinin ilk 16 günlük süresinde reaktör 375 mg/L KOİ ve 50 mg/L TAN besin derişimlerinde çalıştırılmıştır. OYH 0,75 g KOİ/Lgün ve NYH ise 0,1 g TAN/Lgün şeklindedir. Bu süreçte ortalama %65±9 TAN giderimi gözlenmiştir. Ölçülen pH değerleri anoksik periyotta 8,6±0,1 ve aerobik periyotta 9±0,2 civarındadır.

İşletimin 17-29.günleri arasında yükleme hızları artırılarak 1,5 g KOİ/Lgün ve 0,2 g TAN/Lgün değerlerine çıkarılmıştır. Uygulanan besin KOİ ve TAN derişimi sırasıyla 750 mg/L KOİ ve 100 mg/L'dir. Bu süreçte reaktördeki toplam TAN arıtımı artarak %87±2 değerine ulaşmıştır. Aerobik periyot pH değerlerinde düşüş gözlenmiştir. Ortalama pH değerleri anoksik periyotta 8,5±0,1 ve aerobik periyotta 8,5±0,2 olarak ölçülmüştür. Çalışma-5'teki en yüksek TAN arıtım verimi bu dönemde gözlenmiş olup %90 olarak ölçülmüştür.

Besin KOİ ve TAN derişimi olarak 1500 mg/L ve 200 mg/L'nin uygulandığı 30-49.günler arasında yükleme hızları 3 g KOİ/Lgün ve 0,4 g TAN/Lgün olarak ayarlanmıştır. Bu koşullarda TAN arıtım veriminde düşüş gözlenmiş; ortalama %61±3 TAN arıtım verimi elde edilmiştir. Reaktör pH değerleri ise anoksik periyotta 8,6±0,3 ve aerobik periyotta 8,6±0,2 olarak saptanmıştır.



Şekil 44. a) Reaktöre uygulanan NYH değerleri, b) TAN periyot çıkış derişimleri; c) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında TAN giderimi (375/50 gösterimi, besindeki 375 mg/L KOİ ve 50 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)

İşletimin 50-61. günleri arasında, besin KOİ ve TAN derişimi olarak 3000 mg/L ve 400 mg/L uygulanmıştır. Bu süreçte yükleme hızları 6 g KOİ/Lgün ve 0,8 g TAN/Lgün'dür. Bu işletim koşullarında TAN arıtımı kararlı şekilde fakat daha düşük değerlerde seyretmiştir. Ortalama TAN arıtım verimi $45 \pm 1,1$ 'dir.

Gün 62-70 arasında 12 g KOİ/Lgün organik yükleme hızı ve 1,6 g TAN/Lgün azot yükleme hızında işletilen reaktörde; KOİ ve TAN besin girişi derişimi sırasıyla 6000 mg/L ve 800 mg/L'dir. Bu süreçte, TAN arıtımının az miktarda arttığı ve ortalama %51±0,2'de seyrettiği belirlenmiştir.

İşletim süresi boyunca reaktör içi katı miktarının sabit tutulmaya çalışıldığı bu çalışmada, sonuç olarak azot yükleme hızının 0,1'den 1,6 g TAN/L.gün'e (veya g N/L.gün) artırılması ile TAN arıtımının kademeli olarak azaldığı ve uygulanan yükleme hızlarında genelde kararlı yapıda gerçekleştiği belirlenmiştir.

Nitrit ve Nitrat Azotu Giderimi:

Nitrit azotu ve nitrat azotu ölçümleri sistemin denitrifikasyon ve nitrifikasyon verimlerinin incelenmesi açısından önem taşımaktadır. Çalışma-5'te kullanılan besinde nitrat azotu eklenmemiştir. Nitrat azotunun bir önceki döngüde yeterli nitrifikasyon sağlanması sonucu üretildiği görülmüştür. Bu nitrat azotu, bir sonraki döngünün anoksik periyoduna (%50'lik hacimsel döngü değişimi nedeniyle, %50 seyrelmiş olarak) nitrat kaynağı olarak devredilmektedir.

Her farklı OYH ve NYH dönemi için hesaplanan ortalama anoksik periyot denitrifikasyon yüzdeleri (%DN) ve aerobik periyot simültane denitrifikasyon yüzdeleri (%SNDN) Tablo 28'de özetlenmiştir. Çalışma-4'de açıklandığı gibi, pH değerinin 9,3'ün üstünde olduğu günler için SNDN hesaplanmamış; daha düşük pH değerlerinin gözlemlendiği günlerde SNDN ölçümlerinde amonyak kaynaklı azot kaybı olmadığı esas alınmıştır.

Tablo 28. Çalışma-5'de elde edilen denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon yüzdeleri (KOİ/TAN: 7,5)

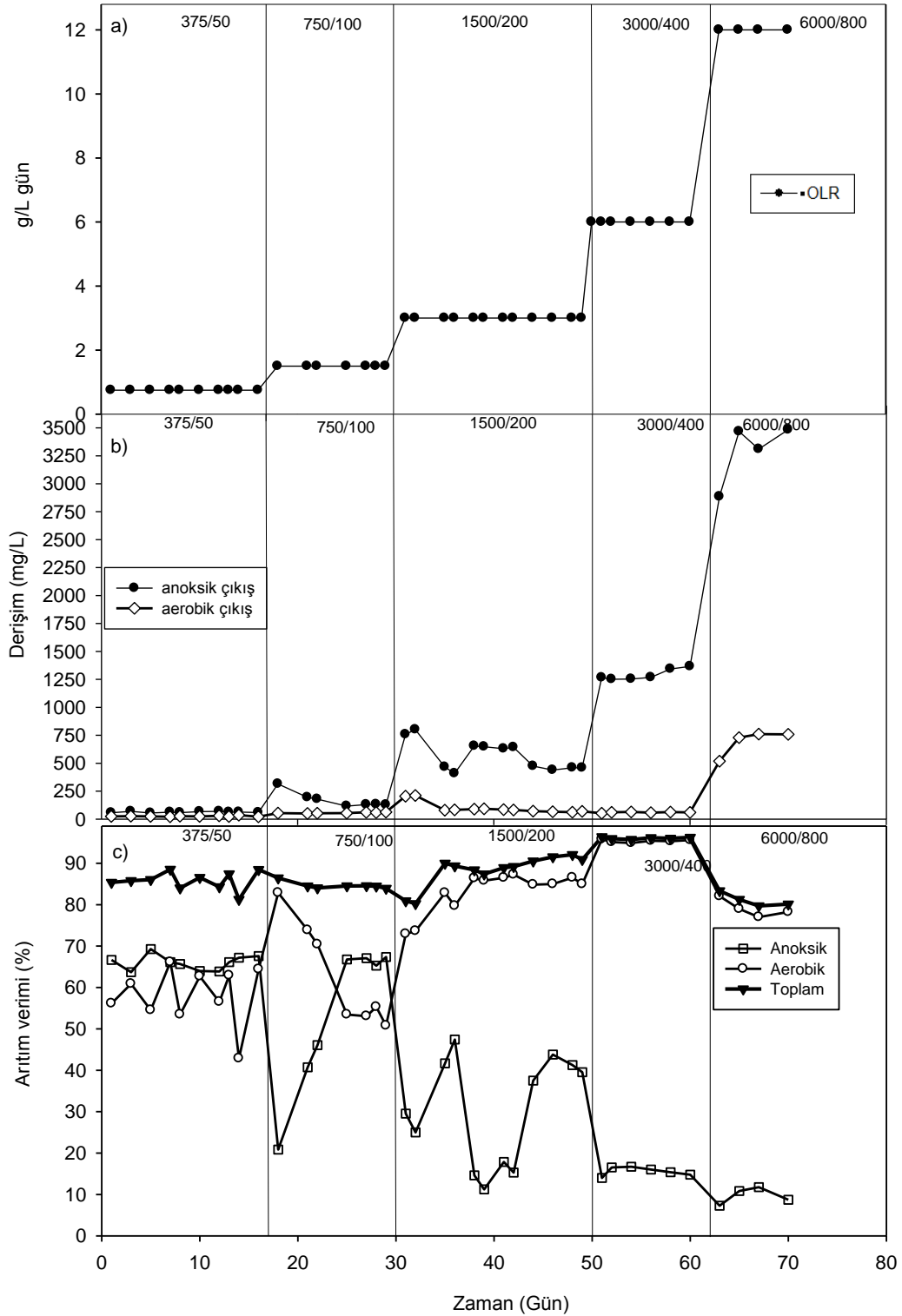
Gün	KOİ/ TAN derişimleri (mg/L / mg/L)	OLR (g KOİ/Lgün)	NLR (g TAN/Lgün)	Anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%DN)	Simultane denitrifikasyon yüzdesi (%SNDN)	Toplam N giderimi (%)
1-16	375/50	0,75	0,1	33±19	42±17	14±12
17-29	750/100	1,5	0,2	20±6	56±17	60±17
30-49	1500/200	3	0,4	31±17	41±21	33±12
50-61	3000/400	6	0,8	35±7	83±0,3	41 ± 1
62-70	6000/800	12	1,6	39±16	97±0,3	50±0,2

Tablo 28'de görüldüğü üzere, anoksik periyottaki denitrifikasyon yüzdesi, uygulanan 0,75-12 g KOİ/L.gün ve 0,1-1,6 g TAN/L.gün yükleme hızlarında, %20-%39 arasında değişmiştir. Öte taraftan, aerobik periyot sırasında simultane denitrifikasyon 0,75-3 g KOİ/L.gün ve 0,1-0,4 g TAN/L.gün yükleme hızlarında %41-56 arasında gerçekleşmiştir. OYH ve NYH'nin sırasıyla 6 g KOİ/L.gün ve 0,8 g TAN/L.gün'e çıkarıldığı dönemde ise, simultane denitrifikasyon verimi ciddi şekilde artmış ve ortalama %83'de seyretmiştir.

Döngü bazında toplam azot giderim verimlerine bakıldığında, düşük OYH ve NYH değerlerinde (0,75 g KOİ/L.gün ve 0,1 g TAN/L.gün), ortalama %14 olan verim, daha yüksek yükleme hızlarında artarak %33-60 arasında değişmiştir. En yüksek TN gideriminin sağlandığı yükleme hızları 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün olarak (besin derişimi 750 mg/L KOİ; 100 mg/L TAN) belirlenmiştir.

KOİ Arıtımı:

İşletim sürecince reaktöre uygulanan OYH değeri, saptanan KOİ arıtım verimi, periyot çıkış KOİ derişimleri Şekil 45'de gösterilmiştir. Şekil 45'de görüldüğü üzere, çalışılan her OYH değeri için neredeyse kararlı bir KOİ giderimi elde edilmiştir.



Şekil 45. a) OLR değerleri, b) KOİ periyot çıkış derişimleri; b) anoksik periyot, aerobik periyot ve döngü bazında KOİ giderimi (375/50 gösterimi, besindeki 375 mg/L KOİ ve 50 mg/L TAN derişimini ifade etmektedir)

KOİ ve TAN besin derişiminin sırasıyla 375 ve 50 mg/L'de çalışıldığı ilk 16 günde, 0,75 g KOİ/Lgün ve 0,1 g TAN/Lgün yükleme hızları uygulanmıştır (Tablo 27). Bu süreçte reaktörün toplam KOİ arıtım verimi %86 ± 2'dir. Bir sonraki yükleme hızları olan 1,5 g KOİ/Lgün ve 0,2 g TAN/Lgün değerlerinin

uygulandığı 17-29. günler aralığında, reaktörde ortalama 85 ± 1 KOİ arıtımı sağlanmıştır. Yükleme hızlarının 3 g KOİ/Lgün ve 0,4 g TAN/Lgün değerlerine çıkarıldığı süreçte (30-49.günler), KOİ gideriminin biraz daha artarak ortalama 88 ± 4 olduğu belirlenmiştir (Şekil 45). Bu dönemde TAN arıtımında düşüş gözlenmesine rağmen karbon arıtımının yüksek değerlerde olduğu görülmektedir (Şekil 44, Şekil 45).

Organik yükleme hızının 6 g KOİ/Lgün; azot yükleme hızınınsa 0,8 g TAN/Lgün değerlerine ulaştığı 50-61.günler arasında, reaktörde ortalama $96 \pm 0,2$ toplam KOİ arıtımı gözlenmiştir. Çalışma-5'teki en yüksek KOİ arıtım verimi bu dönemde gözlenmiş olup 96 olarak hesaplanmıştır. En yüksek KOİ ve TAN değerleri olarak sırasıyla 6000 mg/L ve 800 mg/L besin derişimi 62-70.günler arasında uygulanmıştır. Bu döneme karşılık gelen yükleme hızları 12 g KOİ/Lgün ve 1,6 g TAN/Lgün, ve ortalama KOİ arıtım verimi 81 ± 2 'dir.

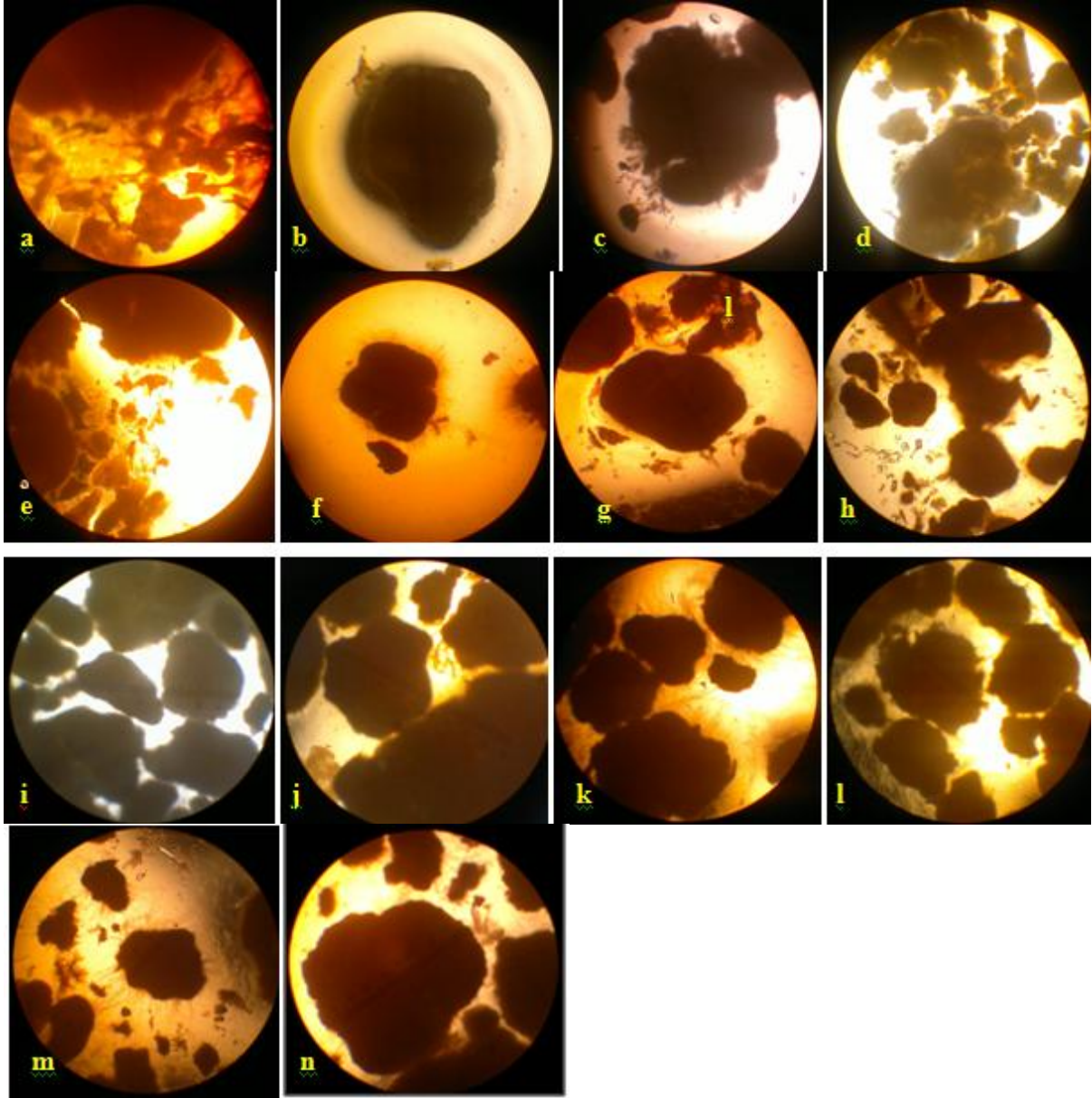
Şekil 45c'de görüldüğü üzere, işletim süresi boyunca anoksik ve aerobik periyottaki KOİ giderim verimleri değişmiştir. Anoksik periyottaki KOİ arıtım veriminin arttığı süreçte, takip eden aerobik periyottaki KOİ arıtım verimi azalmıştır. Aynı yaklaşımla, anoksik periyottaki KOİ arıtım veriminin azaldığı noktada, takip eden aerobik periyottaki KOİ arıtım verimi artmıştır. Bu durum, döngü başındaki KOİ miktarının, mevcut TON derişimine göre, anoksik periyotta tüketilmesi ve tüketilemeyen bölümün aerobik periyoda aktarılması ile ilişkilidir ve beklenen bir durumdur.

Sonuç olarak, Çalışma-5 ile 0,75-6 g KOİ/L.gün yükleme hızında ve 7,5 KOİ/TAN oranında, granüler çamurla $85-96$ arasında KOİ arıtımı sağlanabildiği belirlenmiştir. Çalışma-4'ün sonuçlarına benzer şekilde, KOİ yükleme hızı ve derişimleri arttıkça, TAN arıtımının düştüğü, KOİ arıtımının arttığı ve heterotrofların baskın hale geldiği saptanmıştır. OYH 12 g KOİ/L.gün'e çıkarıldığında KOİ arıtım da düşmektedir, fakat yine de granüler çamurla 81 giderim verimi sağlanabilmektedir. Dolayısıyla, 12 g KOİ/L.gün derişimi yüksek bir değer olup heterotrofik bakterilerinin arıtım veriminin düşmesine sebep olmaktadır. Daha önce bahsedildiği üzere, Çalışma-4'de aynı 12 g KOİ/L.gün değerinde fakat 30 KOİ/TAN oranında (NYH: 0,4 g TAN/L.gün) çalışıldığında; KOİ arıtım verimi 93 ve TAN giderimi 37 olarak hesaplanmıştır (Çalışma-5 için; 51 TAN). Çalışma-4 ve -5'deki aynı OYH ve KOİ derişimi fakat farklı KOİ/TAN oranları uygulamaları karşılaştırıldığında; arıtım verimini etkileyen en önemli parametrelerden birinin KOİ/TAN oranı olduğu anlaşılmaktadır. Sabit OYH değerinde, KOİ/TAN oranının azaltılması, KOİ arıtım veriminin düşmesine, TAN arıtım verimi artmasına sebep olmaktadır. Bu durum granüllerdeki heterotrofik-nitrifikasyon bakterileri yüzdelilerinin derişimi ile açıklanmıştır.

Ayrıca, geliştirilen granüllerle 0,1-1,6 g TAN/Lgün yükleme hızları (50-800 mg/L besin TAN derişimi), $45-87$ verimle arıtılabilmektedir. Optimum NYH olarak 0,2 g TAN/Lgün belirlenmiştir. Bu yükleme hızının üstünde ve altında (KOİ/TAN 7,5'ta sabitken) uygulanan TAN yükleme hızları, TAN arıtımının düşmesine sebep olmuştur. NYH arttıkça TAN arıtımının kademeli düştüğü gözlenmiştir. Hem KOİ hem de TAN giderimi baz alındığında, 7,5 KOİ/TAN oranında 1,5 g KOİ/Lgün ve 0,2 g TAN/Lgün yükleme hızlarının (besin KOİ ve TAN derişimi sırasıyla 750 ve 100 mg/L) en uygun yükleme hızları olduğu belirlenmiş ve bu işletim koşullarında ortalama 85 KOİ ve 87 TAN giderimi elde edilmiştir. TN giderimi bazında da en yüksek verim olan 60 değeri, 1,5 g KOİ/Lgün ve 0,2 g TAN/Lgün yükleme hızlarında elde edilmiştir.

4.5.2. Sabit KOİ/TAN oranında, giriş KOİ ve TAN yükleme hızlarının granüler çamura etkisi

Şekil 46'da Çalışma-5'teki granüler çamur içeriğinin zamana göre derişiminin gözlenebileceği mikroskopik görüntüler verilmiştir.



Şekil 46. Granüler aşı çamuru: a,b) Aşılama; c) 16. Gün; d,e)30. Gün; f)39. Gün; g,h)48. Gün; i,,j) 62. Gün; k,l) 69. Gün; m,n) çalışma bitimi

Çalışmada kullanılan aşı çamuru (Şekil 46 a,b) açık kahverengi, büyük, küresel aerobik granüllerden ve az oranda floktan oluşmaktadır. Granüller belirgin yapıda ve kompakt olup; mikroskop analizleri sonucu ortamda ipliksi büyümeye rastlanmamıştır. Granüllerin ortalama boyutu $3,4\pm 1$ mm'dir.

Organik yükleme hızının (OYH) $0,75$ g KOİ/L.gün; azot yükleme hızının (NYH) ise $0,1$ g TAN/L.gün olduğu ilk 16 günlük süreçte ortalama granül boyutu $3,66\pm 0,7$ mm boyutuna ulaşmıştır (Tablo 29). Yapı açısından kompakt, küresel ve belirgin olan granüller; kahverengi renktedirler. Şekil 46c'den de görülebileceği gibi ortamda ipliksi büyüme gözlenmiştir. Bir sonraki yükleme hızları olan $1,5$ g KOİ/L.gün ve $0,2$ g TAN/L.gün değerlerine geçişle sistemdeki granüller parçalanıp küçülmüştür (Şekil 46d,e). Ortalama boyut $2,24\pm 1,3$ mm olarak hesaplanmıştır. Sistemde ipliksi mikroorganizma büyümesi gözlenmeye devam etmiştir. Granüller küreselliğini kaybetmiştir.

Yükleme hızlarının artırılarak 3 g KOİ/Lgün ve 0,4 g TAN/Lgün değerlerine çıkarıldığı 30-49.günlerde (Şekil 46f,g,h), sistemdeki granülerin boyutu küçüldüğü ve ortalama $1,78\pm 0,4$ mm olduğu hesaplanmıştır. Granüler yapı tam yuvarlak olmamakla beraber küresel görünüme bürünmüştür. Reaktör içeriği sütlü kahverengidir ve çakıl taşı benzeri görüntü mevcuttur. Ayrıca, ipliksi mikroorganizmalar gözlemlenmeye devam etmiştir.

OYH ve NYH değerlerinin sırasıyla 6 g KOİ/Lgün ve 0,8 g TAN/Lgün olduğu 50-61. günlerde, reaktör içeriği beyaza yakın kahve-krem rengi bir görünümdedir. Granüler yapı küreselleşmiş ve belirginleşmiştir (Şekil 46 i,,j). Ortalama granül boyutu 61.gün itibariyle $2,19\pm 0,7$ mm'dir. Çalışma-5'in son bölümünü oluşturan 62-70.günlerde, 12 g KOİ/Lgün OYH ve 1,6 g TAN/Lgün NYH uygulanmıştır. Bu süreçte ortalama granül boyutu artarak $2,74\pm 0,8$ mm değerine ulaşmıştır. Ayrıca, ipliksi mikroorganizmaların yoğun bir şekilde büyüdüğü saptanmıştır (Şekil 46 k, l, m, n).

OYH değeri arttıkça genellikle granül boyutunun arttığı bilinmektedir (Liu ve Tay, 2004). Bu çalışmada ise, OYH'nin 1,5 ve 3 g KOİ/L.gün'e artırıldığı dönemde, granül ortalama boyutları küçülmüştür. Fakat, 3 g KOİ/L.gün'den fazla OYH'lerde granül boyutları yeniden artmaya başlamıştır. 17-49.günlerde gözlenen parçalanma, granül boyutunun fazla olması ve difüzyon limitasyonu sebebiyle, granüllerin daha etkin boyutlarına dönmesi şeklinde yorumlanabilir. Bu durum, ilk 16 gün boyunca yüksek çökme hızına sahip granüllerin, 17-49.günlerde azalan ve sonrasında hafifçe artan çökme hızları ile de doğrulanmıştır (Tablo 29). Parçalanma döneminde, hem EPS'deki proteinin hem de polisakaritin azaldığı; sonraki süreçte artarak neredeyse sabitlendiği gözlenmiştir.

Sonuç olarak, tüm veriler dikkate alındığında, 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün yüklemeleri etkin granül boyutlarının oluşması ve hem KOİ hem de TAN ve de TN giderimi bazında en yüksek artırım verimlerinin sağlandığı yüklemeleri hızları olarak belirlenmiştir.

Tablo 29. İşletim süresi boyunca reaktördeki granüler çamur yapısındaki değişimler

Gün	OYH (g KOİ/Lgün)	NYH (g TAN/ Lgün)	Granül ortalama boyutu (mm)	ÇHI ₅ (mL/g)	ÇHI ₃₀ (mL/g)	Çökme hızı (m/saat)	EPS (mg/g UAKM)	
							Protein	Polisakarit
1-16	0,75	0,1	$3,66\pm 0,7$	$18\pm 0,8$	17 ± 1	91 ± 19	111 ± 1	$68\pm 0,1$
17-29	1,5	0,2	$2,24\pm 1,3$	$18\pm 0,1$	$15\pm 0,4$	68 ± 14	78 ± 1	$48\pm 0,4$
30-49	3	0,4	$1,78\pm 0,4$	$21\pm 1,6$	$19\pm 0,3$	$59,8\pm 2$	103 ± 1	$65\pm 0,8$
50-61	6	0,8	$2,15\pm 0,1$	$23\pm 0,2$	$18\pm 0,2$	$62\pm 0,6$	$117\pm 0,1$	$78\pm 0,9$
62-70	12	1,6	$2,47\pm 0,4$	$22\pm 0,5$	$18\pm 0,1$	66 ± 5	$124\pm 0,9$	$88\pm 0,1$

4.6. ÇALIŞMA-6: Geliştirilen granüllerle orijinal atıksuyun gideriminin ve atıksuyun granüler çamur üzerindeki etkisinin araştırılması

Çalışma-6'da, aerobik granüler arıtım sisteminin orijinal endüstriyel atıksu arıtımında kullanılması amaçlanmıştır. Bu doğrultuda, KOİ ve azot arıtım verimi incelenmiş ve orijinal atıksuyun aerobik granüller üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Orijinal atıksu olarak, öncelikle Ankara Şeker Fabrikası anaerobik arıtım ünitesi çıkış suyu; daha sonra ise Ankara Şeker Fabrikası proses atıksuyu kullanılmıştır (Bölüm 3.4, Tablo 6). Endüstriyel atıksular reaktöre beslenirken pH ayarlaması hariç hiçbir nütriyent ekimi yapılmamış, orijinal içerik korunmuştur.

Çalışma-6'da kullanılan AKR öncelikle 21 günlük bir aklımasyon çalışmasına tabi tutulmuştur. Buradaki amaç, granüler çamuru çalışılacak atıksuyun özellikleri baz alınarak düşük KOİ ve TAN derişim hızlarına sahip olan anaerobik arıtım ünitesi çıkış suyuna alıştırmaktır. Aklımasyon sürecinde yine Çalışma-4'teki en verimli KOİ/TAN oranı olan 7,5 baz alınmış ve sentetik atıksu KOİ/TAN derişimleri sırasıyla 1500 mg/L ve 200 mg/L olarak ayarlanmıştır. Ancak günde 4 yerine 1 besleme yapılarak yükleme hızları dörtte bir oranına düşürülerek, OYH ve NYH olarak sırasıyla 0,75 g KOİ/L.gün ve 0,1 g TAN/L.gün uygulanmıştır (Tablo 30). Söz konusu aklımasyon çalışmasında ortalama %92±1 KOİ arıtımı ve %85±22 TAN arıtımı elde edilmiştir. Bu süreçte anoksik ve aerobik periyot pH değerleri sırasıyla 8,4±0,4 ve 8,8±0,8 olarak ölçülmüştür. Aklımasyon periyodu sonunda reaktör içi AKM ve UAKM derişimleri sırasıyla 4273±415 mg/L ve 2740±210 mg/L'dir.

Tablo 30. Çalışma-6'da uygulanan OYH (çKOİ bazında) ve NYH değerleri

Süreç	Atıksu tipi	Ortalama OYH (çözünebilir KOİ bazında) (g KOİ/L.gün)	Ortalama NYH (g TAN/L.gün)
Aklımasyon (21 gün)	Sentetik atıksu	0,75	0,1
Endüstriyel Atıksu Uygulaması			
Gün 1-6	Anaerobik çıkış suyu	0,07±0,01	0,02±0,004
Gün 7- 13		0,09±0,01	0,02±0,01
Gün 14-32		0,22±0,01	0,07±0,01
Gün 33-54	Şeker üretimi proses suyu	6,11±0,37	0,1±0,01

Çalışma-6'nın ilk bölümünde, anaerobik reaktörde arıtılan şeker üretimi proses atıksuyu (ileriki kısımlarda anaerobik çıkış suyu olarak tanımlanmıştır) kullanılmıştır. Bu bölüm 32 gün sürmüştür. Anaerobik reaktör çıkış suyu, reaktöre uygulanırken farklı bir yükleme hızı protokolü uygulanmıştır (Tablo 30). Öncelikle anaerobik çıkış suyu reaktöre günde sadece 1 döngüde (1 döngü 6 saat, Tablo 4); ardından günde 2 döngüde ve daha sonra 4 döngüde beslenmiştir. Dolayısıyla, günde 4 döngünün olduğu dikkate alındığında, günde 4 beslemeyle, endüstriyel atıksu ile sisteme verilebilecek en yüksek yükleme hızı uygulanmıştır. Kademeli OYH artışının amacı, bu çalışmaya kadar sentetik atıksuyun uygulandığı granüler çamuru orijinal atıksuya alıştırmaktır.

İlk 32 günlük anaerobik çıkış suyu uygulaması sonrası, 21 gün boyunca kirlilik yükü daha yüksek olan ham haldeki şeker fabrikası proses atıksuyu sisteme beslenmiştir (Tablo 6, Tablo 30).

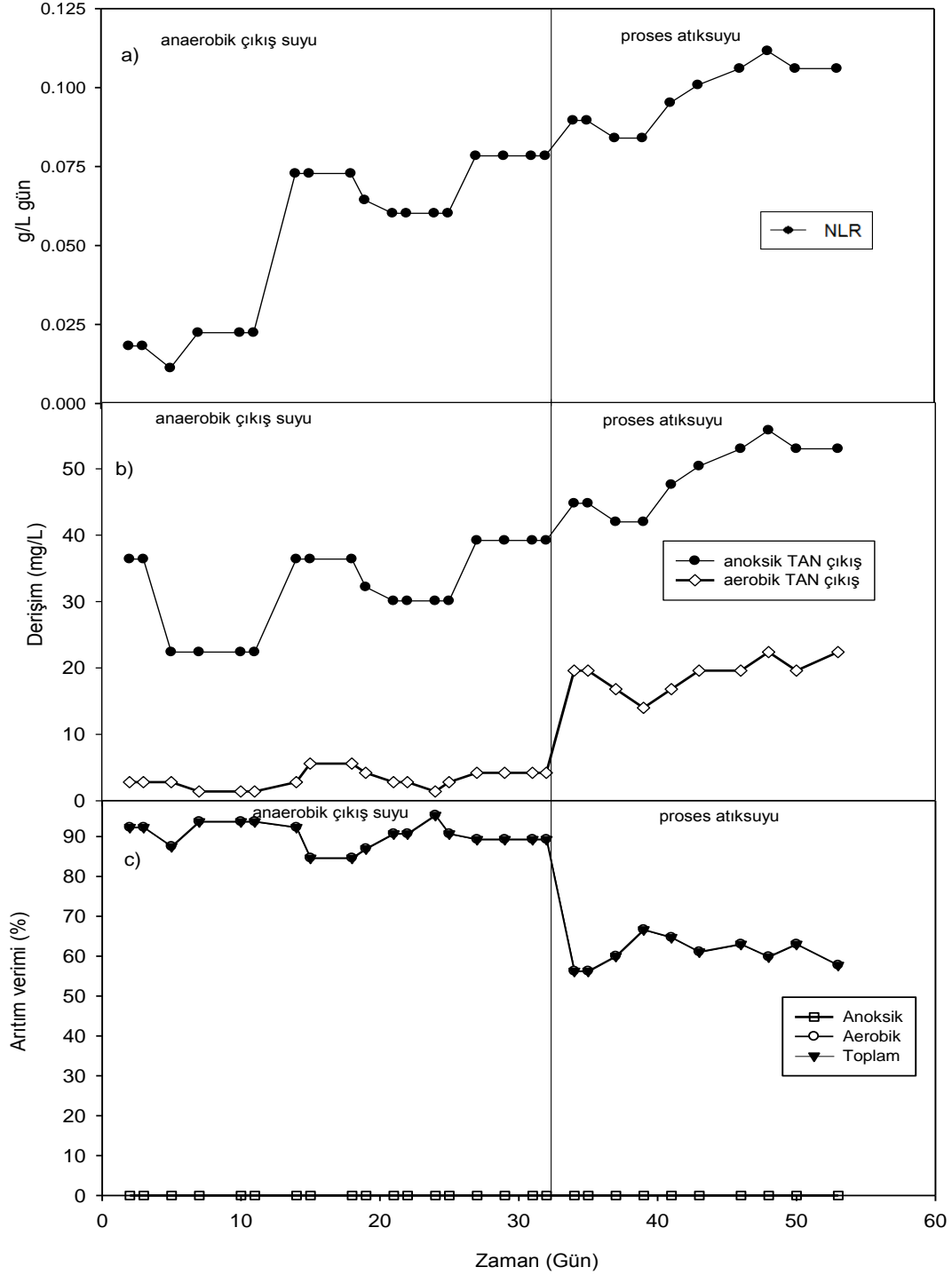
4.6.1. AKR İşletim Süreci ve Arıtım Performansı

TAN Arıtımı:

İşletim süreci boyunca iki farklı atıksu uygulamasında elde edilen anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN derişimleri, TAN arıtım verimleri ve TAN yükleme hızları Şekil 47'de gösterilmiştir. Şekil 47b'den görüldüğü üzere, TAN arıtımı sadece aerobik periyot sırasında gerçekleşmiştir.

Reaktöre, anaerobik çıkış suyunun beslendiği ilk 32 gün içerisinde, atıksu KOİ (çözünebilir) ve TAN derişimleri sırasıyla ortalama 111±16 mg/L ve 37,8 ± 2,8 mg/L'dir (Tablo 6). Günde 4 döngünün uygulandığı AKR işletim sürecinde, OYH 0,22±0,01 g KOİ/L.gün ve NYH ise 0,07±0,01 g TAN/L.gün gibi (daha önce uygulanan yükleme hızlarına kıyasla) oldukça düşük değerlerdedir. Bu süreçte, sistemde herhangi bir çamur kaybı olmamış, ve AKM ve UAKM derişimleri aklımasyon sürecine kıyasla artış göstererek sırasıyla 5703±1295 mg/L ve UAKM 3060±657 mg/L'ye ulaşmıştır. Ölçülen pH değerleri anoksik periyotta ortalama 8,3±0,2 ve aerobik periyotta ortalama 8,9±0,2'dir.

Anaerobik çıkış suyunun uygulandığı 32 gün (128 döngü, 62xHBS) boyunca, $37,8 \pm 2,8$ mg/L'deki TAN derişimi neredeyse kararlı bir yapıda giderilmiş ve ortalama 90 ± 3 TAN arıtım verimi sağlanmıştır (Şekil 47c). Sistemdeki en yüksek TAN giderimi anaerobik çıkış suyuyla çalışıldığı dönemde sağlanmış olup; yaklaşık %99 değerindedir (Şekil 47b). Yükleme hızındaki kademeli artış, atıksuyun oldukça düşük derişime sahip olması sebebiyle, arıtılabilirliği olumlu ya da olumsuz etkilememiştir.



Şekil 47. İşletim süreci boyunca iki farklı atıksu uygulamasında a) uygulanan TAN yükleme hızları, b) anoksik ve aerobik periyot çıkış TAN derişimleri, c) TAN arıtım verimleri

İşletimin 33.gününde, reaktöre atıksu olarak şeker fabrikası proses (ham) atıksuyu beslenmiştir. Bu süreçte, reaktöre beslenen atıksuyun KOİ (çözünebilir) ve TAN derişimlerinin sırasıyla 3055±183 mg/L ve 33±4,4 mg/L olduğu hesaplanmıştır. Uygulanan yükleme hızları ise 6,11±0,4 g KOİ/L.gün ve 0,1±0,01 g TAN/L.gün'dür (Tablo 30). Şeker fabrikası proses atıksuyunun uygulandığı 20 gün (84 döngü; 41xHBS) boyunca anoksik ve aerobik periyotlarda ortalama pH değeri sırasıyla 8,25±0,1 ve 8,55±0,2'dir. Bu süreçte, reaktör içi AKM ve UAKM ortalama derişimlerinin 5664±694 mg/L ve 3358±343 mg/L olduğu belirlenmiştir. Dolayısıyla, anaerobik çıkış suyunun uygulandığı ilk 32 gün'e kıyasla, reaktör biyokütle derişimi biraz artmıştır. Diğer bir deyişle, granüller çamur, daha yüksek kirlilikteki orijinal atıksu içeriğine olumsuz tepki vermemiş ve reaktörden uygulama kaynaklı bir çamur atımı olmamıştır.

Şekil 47b,c'den görüldüğü üzere, ham proses atıksuyunun uygulandığı 33-54.günler arasında, anaerobik çıkış suyunun uygulandığı döneme kıyasla TAN artım verimi düşmüştür. Yine de bu dönemde TAN artımı kararlı şekilde gerçekleşmiş ve ortalama %61±4 olduğu kaydedilmiştir. Bu dönemde gözlemlenen en yüksek TAN artım verimi %67'dir.

Nitrit ve Nitrat Azotu Giderimi:

İki farklı atıksuyun uygulandığı dönemlerde, anoksik periyot ve aerobik periyotta gözlenen sırasıyla denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon verimleri, ve döngü bazında toplam azot giderim verimleri Tablo 31'de verilmiştir. Tablo 31'den görüldüğü üzere, KOİ/TAN oranının yaklaşık 20 kat artışı, hem denitrifikasyonu hem de aerobik periyottaki simultane denitrifikasyon verimini artmıştır. İki atıksu tipi benzer TAN derişimlerine sahiptir (33-38 mg/L TAN, Tablo 6). Dolayısıyla, aerobik ve anoksik periyotlardaki denitrifikasyon verimlerinin artmasının esas sebebi; atıksu tipinin anaerobik çıkış suyundan proses atıksuyuna değiştirilmesi ile sisteme yüklenen KOİ'nin artmış olmasıdır.

Tablo 31. İki farklı atıksuyun uygulandığı dönemlere ait denitrifikasyon ve simultane denitrifikasyon verimi

Gün	Atıksu tipi	Ortalama KOİ/ TAN oranı	Anoksik periyot denitrifikasyon yüzdesi (%DN)	Simultane denitrifikasyon yüzdesi (%SNDN)	Toplam N giderimi (%) *
1-32	Anaerobik reaktör çıkış suyu	3,62±1,1	41±13	50±19	39±28
33-54	Şeker fabrikası prosesi atıksuyu	63,4±7,4	49±22	64±13	57±17

* TKN ölçümlerinde yaşanan sorun sebebiyle, TN giderimi hesabında TAN ve TON değerleri kullanılmıştır

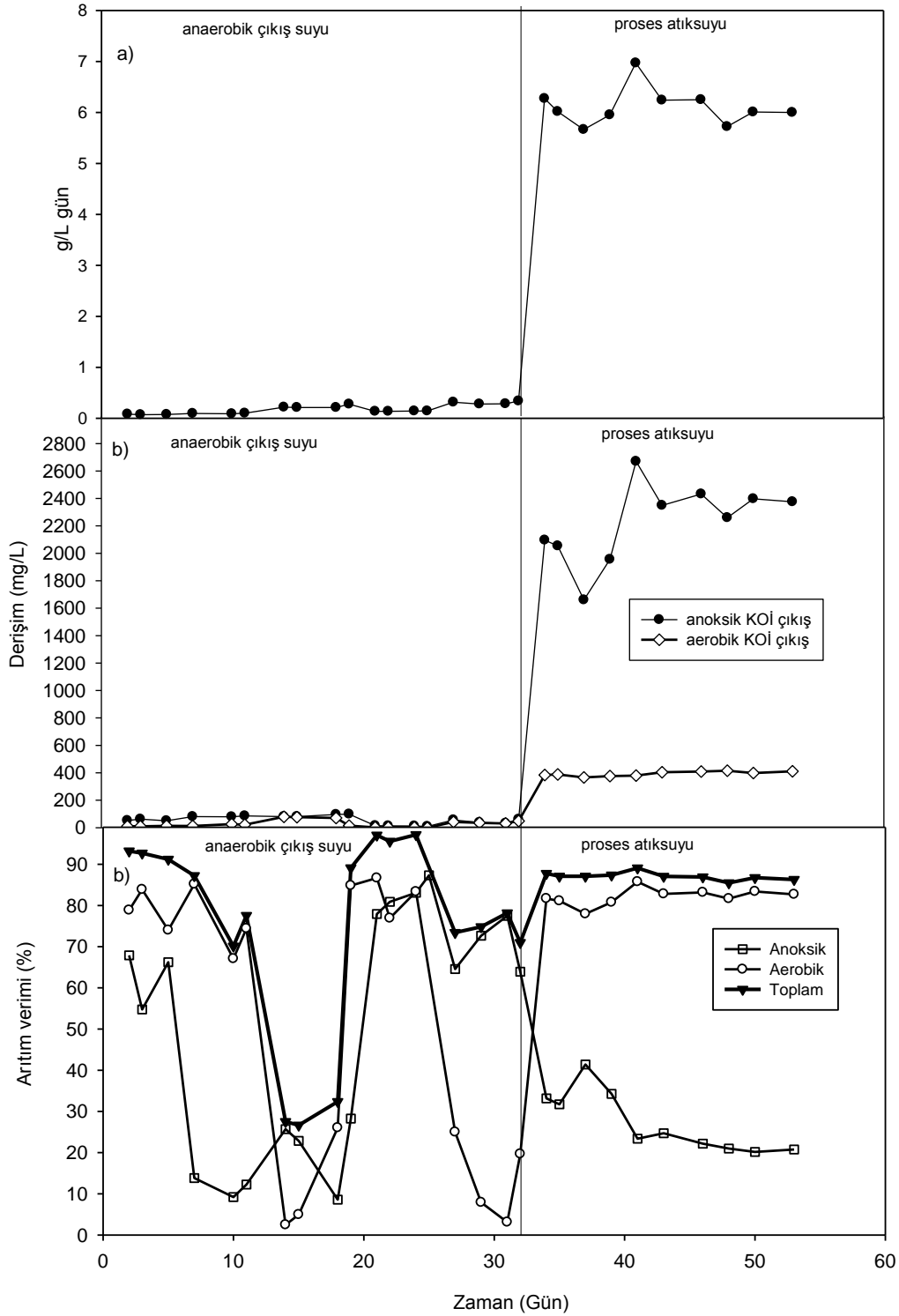
Toplam azot artımına bakıldığında da, aynı şekilde anaerobik çıkış suyundan, kirliliği yüksek şeker fabrikası proses atıksuyuna geçildiğinde, artım veriminin %39'dan %57'ye çıktığı belirlenmiştir.

KOİ Artımı ve Katı Madde Artımı:

İşletim süreci boyunca iki farklı atıksu uygulamasında (çözünebilir) KOİ için elde edilen anoksik ve aerobik periyot çıkış derişimleri, periyot ve döngü bazlı artım verimleri ve yükleme hızları Şekil 48'de verilmiştir.

Şekil 48'de görüldüğü üzere, reaktörün anaerobik çıkış suyu ile beslendiği süreçte, çözünebilir KOİ giderim verimi salınım göstermiştir. %95'lerde başlayan artım verimi 10.gün civarında %70'lere, 15.günde ise aniden %25'e düşmüştür. Artım verimi, sonrasında düzelmiş ve 19.günde %90'a ulaşmıştır. Fakat, 28-32.günler arasında azalan artım verimlerinde %75'lerde seyretmiştir. Genel olarak, anaerobik çıkış suyunun uygulandığı günler için (çözünebilir) KOİ artım verimi ortalama

%76±24 olarak ölçülmüştür. Sistemin işletim süresi boyunca en yüksek KOİ giderimi bu süreçte gözlenmiş olup bu değer %100'dür.



Şekil 48. İşletim süreci boyunca iki farklı atıksu için, a) uygulanan çözünebilir KOİ yükleme hızları, b) periyot çıkış (çözünebilir) KOİ derişimleri, c) çözünebilir KOİ artırım verimleri

Gün 33 itibariyle, proses atıksuyu ile çalışılmaya başlanmıştır; 33-54.günler arasında ortalama %87±1 çözünebilir KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu süreçte, anaerobik çıkış atıksuyuna kıyasla, kararlı bir KOİ

giderimi elde edilmiştir. Atıksudaki çözünabilir KOİ derişimindeki artış sistemdeki KOİ gideriminin artmasını sağlamıştır. Bakterilerin büyümesi / aktivitesi için gerekli nütriyent -karbon kaynakları da sağlanmıştır. Ayrıca yüksek KOİ derişimi ve beraberinde gradyanı sayesinde difüzyonun kolaylaşmaktadır. Diğer bir deyişle, yüksek KOİ derişimi (ve KOİ gradyanı), difüzyonun granüllerin iç kısımlarına daha kolay gerçekleşmesini sağlayarak, anoksik periyottaki denitrifikasyon ve aerobik periyottaki simultane denitrifikasyonu da desteklemektedir. Nitekim, Tablo 31'den de görüldüğü üzere, proses atıksuyuna geçildiğinde denitrifikasyon verimi her iki periyot için de artmıştır.

Reaktörlere uygulanan anaerobik çıkış suyu ve şeker fabrikası proses atıksuyu için tKOİ (toplam KOİ) derişimleri sırasıyla 245±16 ve 4280±260 mg/L'dir (Tablo 6). Reaktörün tKOİ arıtımı verimine bakıldığında, anaerobik çıkış suyu ve şeker fabrikası proses atıksuyundaki tKOİ arıtım veriminin sırasıyla yaklaşık %71±30 ve %65±5 olduğu bulunmuştur.

Tablo 32'de her iki atıksu tipinin giriş AKM ve UAKM derişimleri ve reaktörde arıtım sonrası çıkış AKM ve UAKM derişimleri ve verimleri verilmiştir. Tablo 32'de görüldüğü üzere, granüler çamur sistemi AKM / UAKM arıtımı yapsa da, bu verimler (%29-58 AKM) yeterli değildir. Granüler çamur içeren sistemler yüksek askıda katı içerikli atıksular için çok uygun değildir (Speece, 1996). Yine de, şeker fabrikası proses suyunun yüksek katı içeriğine rağmen, bu çalışmada, %87 çözünabilir KOİ ve % 65 tKOİ giderimi elde edilmiştir.

Tablo 32. Atıksudaki katı madde giderim verimi

Atıksu tipi	Atıksu giriş derişimleri (mg/L)		Çıkış derişimleri (mg/L)		Katı madde giderimi (%)	
	AKM	UAKM	AKM	UAKM	AKM	UAKM
Anaerobik arıtma ünitesi çıkış suyu	274±14	167±29	195±20	149±20	29±4	11±2
Şeker fabrikası proses atıksuyu	2255±250	1143±160	945±35	860±50	58±10	25±6

Sonuç olarak, bu çalışma ile, geliştirilen aerobik granüllerle bugüne kadar çalışılmamış bir atıksu olan şeker fabrikası proses atıksuyunun KOİ, N ve TAN bazında kararlı yapıda arıtılabildiği anlaşılmıştır. Yüksek KOİ/TAN oranlarında (şeker fabrikası proses suyu için), yüksek KOİ giderimi sağlanmakta; TAN arıtımı düşmektedir. Nitekim benzer sonuç, KOİ/TAN oranının etkisinin sentetik atıksu ile çalışıldığı Çalışma-4'de de gözlenmiş, KOİ/TAN oranının 7,5'dan 30'a çıkması TAN gideriminin %90'lardan %30'lara düşmesine sebep olmuştur. Düşük KOİ/TAN oranlarında ise (anaerobik çıkış suyu için ortalama 3,62), TAN arıtımı (%90) etkili hale gelmekte ve çözünabilir KOİ arıtımı (ortalama % 71'e) düşmektedir. Çalışma-4'de KOİ/TAN oranının 3,5 olduğu dönemde benzer şekilde %90'larda TAN arıtımı ve %65'lerde KOİ giderimi sağlanmıştır.

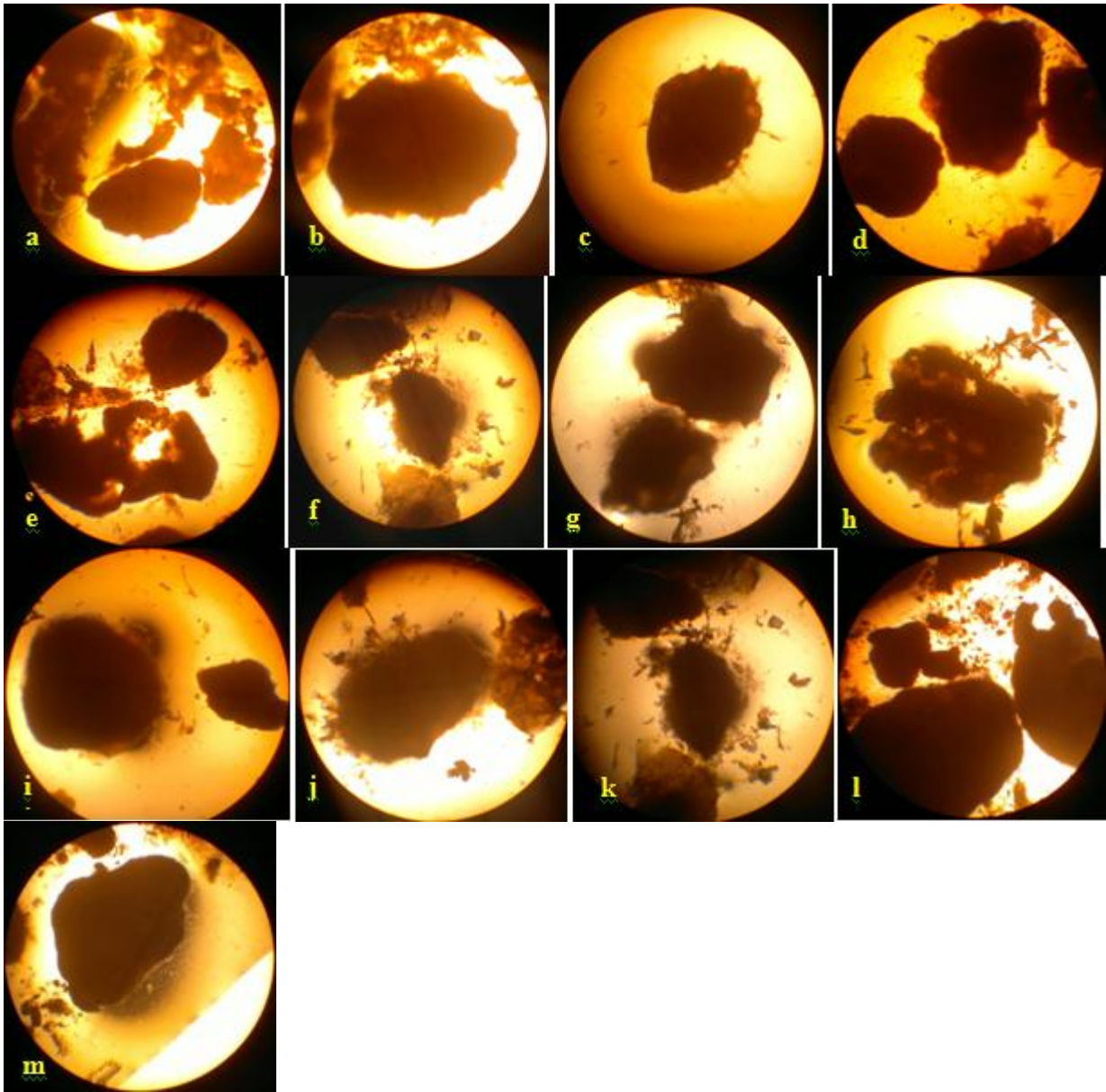
4.6.2. Endüstriyel atıksu ile arıtımda granüler yapıdaki değişikliklerin araştırılması

Şekil 49'da Çalışma-6'daki granüler çamur içeriğinin zamana göre değişiminin gözlenebileceği mikroskopik görüntüler verilmiştir. Çalışmada kullanılan aşı çamuru Şekil 49a,b'den de görülebileceği gibi açık kahverengi-sarı renktedir. Granüler yapı belirgin ve kompakttır. Küresel granüller etrafında ipliksi mikroorganizmalara rastlanmamaktadır. Ortalama granül boyutu 3,68±1,32 mm olarak ölçülmüştür.

Anaerobik reaktörde arıtılmış şeker üretimi proses suyunun kullanıldığı ilk 32 günü oluşturan süreçte ortalama granül boyutu küçülmüştür. Gün 15 itibarıyla ortalama granül boyutu 2,96±0,93 mm'ye düşmüştür. Koyu kahverengi kırçilli yapıda küçük granüller gözlemlenmiştir. Bu görüntü Çalışma-4'teki R2 reaktörünün KOİ/TAN; 700/200 oranında çalıştırıldığı dönemdeki granülleri benzemektedir. Daha

sonra 22.günde ortalama granül boyutu $2,72\pm 0,81$ olarak ölçülmüştür (Şekil 49d,e). Bu sürecin sonunda granül boyutu iyice küçülerek $2,08\pm 0,74$ mm boyutuna ulaşmıştır. Granüllerin küresel yapısı bozulmuş olup, küçük kahverengi ancak belirgin parçacıklardan oluşan bir görüntü reaktör içeriğinde mevcuttur (Şekil 49f,g). Çok az olmakla beraber reaktör içeriğinde ipliksi büyüme gözlenmiştir.

Bu bölümden sonraki 21 gün boyunca reaktör arıtılmamış haldeki şeker arıtımı proses suyu ile işletilmiştir. Bu süreçte artan kirlilik yükü ile granüller büyümüştür. Ortalama granül boyutu 45.gün itibariyle $2,46\pm 1,02$ mm olarak ölçülmüştür. İpliksi büyümeye az oranda rastlanmıştır (Şekil 49h,i). Söz konusu büyüme devam etmiş ve 52.günde ortalama granül boyutu $2,89\pm 1,1$ mm'ye ulaşmıştır (Şekil 49j,k). Çalışma-6'nın sonunda büyük yuvarlak ve kahverengi granüller gözlemlenmiştir. Büyük granüller koyu kahverengi ve çakıl taşı görünümünde olup, reaktör içeriğindeki küçük granüllerse daha açık renktedir. Ortalama granül boyutu çalışma sonunda $2,94\pm 1,14$ mm olarak ölçülmüştür (Şekil 49 l,m). İpliksi büyüme belirginleşmiştir.



Şekil 49. Reaktör çamurunun işletim süresince alınan mikroskopik görüntüler (6,3 x 4 magnifikasyon), a,b) 1.gün; c) 15.gün; d,e)22.gün; f,g)31.gün; h,i) 45.gün; j,k)52. gün; l,m) Çalışma sonu (54.gün)

Tablo 33'de işletim süresi boyunca iki farklı atıksuyun uygulandığı dönemde reaktörün granüler çamur yapısındaki değişimler verilmiştir. Görüldüğü üzere, anaerobik çıkış suyundan proses atıksuyuna geçilerek KOİ/TAN, giriş çözünebilir KOİ ve OYH değerleri artırıldığında, ÇHI ve granüllerin çökme hızlarında düşüş gözlenmiştir. Bu durum, reaktör içerisinde granüler çamurun etrafında ya da reaktör içerisinde çökebilirliği zor olan çamur üretimi / ipliksi mikroorganizma varlığı ile açıklanmıştır. OYH artıçça, ipliksi mikroorganizmanın artması beklenen bir durumdur (Zheng vd., 2006). EPS'deki artış da, granüllerin-çamur içeriğinin proses atıksuyuna geçilmesi ile arttığını göstermektedir. Bu durum yüksek KOİ/TAN oranının uygulanmaya başlanmasının yanı sıra, granüler yapıdaki ileri süreçte olası bozunmanın da bir göstergesi olabilir.

Tablo 33. Endüstriyel atıksu ile işletim süresi boyunca reaktörün granüler çamur yapısındaki değişimler

Gün	Atıksu tipi	Granül ortalama boyutu (mm)	ÇHI ₅ (mL/g)	ÇHI ₃₀ (mL/g)	Çökme hızı (m/saat)	EPS (mg/g UAKM)	
						Protein	Polisakkarit
1-32	Anaerobik çıkış suyu	2,86±0,7	40±1	37±0,4	74±12	186±60	183±45
33-54	Proses atıksuyu	2,59±0,4	35±8	25±1,4	68±5,6	250±25	211±26

5. SONUÇ / ÖNERİLER

Bu projede;

- Aşı çamur tipinin askıda kültürden granüler çamur üretimine ve KOİ, N arıtımına etkisi
- Anoksik-aerobik periyot dizini farkının askıda kültürden granüler çamur üretimine ve KOİ, N arıtımına etkisi
- Giriş sülfat derişiminin granüler çamur yapısına ve arıtımına etkisi
- Giriş KOİ/TAN oranının graüler çamurun yapısına ve arıtımına etkisi
- Sabit KOİ/TAN oranında, artan organik ve TAN yükleme hızlarının (derişimlerinin) arıtıma ve granüler çamurun yapısına etkisi
- Geliştirilen granüler çamurla bir endüstriyel atıksuyun (şeker fabrikası proses atıksuyu ve şeker fabrikası anaerobik arıtım ünitesi çıkış suyunun) arıtılabilirliği ve granüler yapıdaki değişimler

araştırılmıştır.

Projede, her iş paketi için araştırılması taahhüt edilen (yukarıda belirtilen) parametreler ve etkileri incelenmiştir. Granüler çamur üretimi ve ilgili granülasyon çalışmalarının genellikle uzun soluklu çalışmalar olduğu dikkate alındığında, 12 ayla sınırlı olan proje süresince sadece yukarıda belirtilen kapsamlı iş paketlerini gerçekleştirmek mümkün olmuştur. Dolayısıyla, araştırılan parametrelerin sistemde yol açtığı etkilerin iyileştirilmesine (proje amacında belirtilmediği üzere) çalışılmamıştır. Bu etkilerin iyileştirilmesi, başka bir projenin araştırma konusu olarak ileride çalışılabilir.

Projede gerçekleştirilen tüm iş paketlerinden elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

Askıda aşı çamur tipinin granüler çamur üretimine ve KOİ, N arıtımına etkisi;

- Çalışılan her iki askıda çamur tipinden de (membran biyoreaktör çamuru -MBÇ- ve aktif çamur -AÇ-) granüller üretilebilmiştir. MBÇ ve AÇ aşılılarıyla sırasıyla, $2,48 \pm 1,28$ mm ve $2,19 \pm 0,82$ mm boyutlarına varan granüller üretilmiştir.
- Aşı çamuru tipi, ilk granüllerin oluşma hızını etkilememektedir.
- Fakat MBÇ granülleri, AÇ granüllerine kıyasla işletim koşullarına daha iyi uyum sağlayabilmekte ve granüler yapılarını korumaktadır. Toksik etkilere karşı daha dayanıklı olup, daha kısa sürede iyileşme sürecine girmektedir.
- MBÇden elde edilen granüller, daha yüksek çökme hızlarına (36-39 m/h MBÇ, 19-20 m/h AÇ), sahip olup, MBÇ ile reaktör içerisinde çamur tutunumu daha yüksektir.
- Her iki çamur tipinden geliştirilen granüler+flok çamurla, benzer KOİ (%53-56), toplam azot (%22-24) ve yakın TAN arıtım verimleri (%18-28) elde edilmiştir. Düşük arıtım verimleri, AKR işletimde yaşanan sorunlar, yüksek TAN derişimleri-yükleme hızları ve amonyak toksisitesi kaynaklıdır.

Anoksik-aerobik periyot dizini farkının askıda kültürden granüler çamur üretimine ve KOİ, N arıtımına etkisi;

- Her iki periyot dizininde de (anoksik-aerobik veya aerobik-anoksik) askıda çamurdan granüler çamur eldesi mümkündür. Boyutları $2,9 \pm 0,7$ mm'ye varan granüller geliştirilmiştir.
- Anoksik-aerobik periyot dizini, aerobik-anoksik periyot dizinine kıyasla, granülasyon süreci ve stabil yapıdaki granüllerin üretilmesi ve granüllerin özellikleri bazında daha avantajlıdır:
 - Anoksik-aerobik periyot dizininde granülasyon daha kısa sürede gerçekleşmekte,
 - Daha yüksek granülleşme yüzdeleri (>90%) daha kısa sürede elde edilmekte,
 - daha sağlam yapıda, parçalanmayan, daha yüksek çökme hızına sahip, büyük granüller elde edilmektedir.
- Periyot dizin farkının KOİ ve TAN giderimine önemli bir etkisi bulunmamaktadır. Her iki dizin tipi için, belirlenen uygun işletim koşullarında, %93-98'lere varan KOİ ve %89-90'lara varan TAN arıtım verimi elde edilmiştir.

- Periyot sıralaması, denitrifikasyon ve TN giderimi bazında önemlidir. Aerobik-anoksik periyot sıralaması ile 39 ± 1 ; anoksik-aerobik periyot sıralaması ile 47 ± 5 TN giderim verimi sağlanmaktadır. Aerobik-anoksik periyot dizini, anoksik periyot sırasında uzun süreli karbon limitli ortam oluşması sonucu, granüllerin parçalanmasına yol açmaktadır.

Giriş sülfat derişiminin granüler çamur yapısına ve artımına etkisi;

- Sülfatın, granüllerin KOİ ve TAN arıtımında önemli bir etkisi olduğu belirlenmiştir.
- Giriş sülfat derişiminin 52,6 mg/L ve üzeri olduğu koşullarda, granüllerin iç kısımlarına yerleşen sülfat indirgeyen bakterilerce üretilen sülfür, amonyak-oksitleyen bakterileri ve dolayısıyla nitrifikasyonu inhibe etmektedir.
- Sülfatın dolaylı bir diğer etkisi de amonyak azotu kaynaklı inhibisyon için uygun pH koşullarını yaratmasıdır. Sülfat indirgenmesi ile ortaya çıkan yüksek pH değerleri, yüksek TAN yükleme hızı (0,4 g TAN/L.gün) ve derişimleriyle çalışıldığında, ortamda serbest amonyak azotunun baskın hale gelmesine ve amonyak azotu kaynaklı inhibisyonun gözlenmesine sebep olmaktadır.
- TAN oksidasyonunu, 0,24-0,62 mg/L toplam çözünmüş sülfür derişimi ve 15-27 mg/L NH₃-N derişiminde %30-50 inhibe olmuştur.
- Üretilen sülfür, KOİ giderimini etkilememiş; fakat 15-27 mg/L NH₃-N derişimi KOİ giderimini %25-30 inhibe etmiştir.
- Daha yüksek NH₃-N dozları, TAN oksidasyonunu tamamıyla; KOİ arıtımını ise %55-60 inhibe etmektedir. Fakat uygun sülfat derişimlerinde, arıtımda iyileşme sağlanmaktadır. İnhibisyona yol açan sülfür ve NH₃-N derişimleri literatür verilerinden daha düşüktür; bu durum granüllerin askıda çamurlara kıyasla daha dirençli olduğunu da göstermiştir.
- Sülfat ve üretilen sülfürün (ve ayrıca NH₃-N'ün) denitrifikasyona olumsuz bir etkisi yoktur.
- Çalışılan sülfat dozlarının (35,1 - 70,2 mg/L SO₄; 90-180 mg/L MgSO₄.7H₂O) granüler çamurun yapısını, çökebilirliğini ve granüler çamur yüzdesini etkilemediği belirlenmiştir.

Giriş KOİ/TAN oranının granüler çamurun yapısına ve artımına etkisi;

- KOİ/TAN oranının 7,5dan 30'a artışıyla (OYH'nin 3'den 12 g/L.gün'e arttırılmasıyla) ortalama %92 olan TAN arıtım verimi kademeli olarak %33'lere düşmüştür. Bu durum, granüler çamurdaki nitrifikasyon bakteri miktarının azalması; heterotrof bakteri miktarının da artması ile ilişkilidir.
- Aerobik heterotroflarca baskın hale gelen granüller, işletim koşullarındaki değişikliklere hızlı şekilde uyum sağlayabilmektedir. Fakat, bu durum, granüler yapının aynı hızda bozunmasına da yol açabileceği için, aerobik heterotrofların baskın olduğu granüllerle stabil bir arıtım ve form eldesi zor olabilir.
- KOİ/TAN oranının 7,5dan 1'e azaltılması (OYH'nin 3'den 0,4 g/L.gün'e düşürülmesi), KOİ gideriminin azalmasına (%79'dan %63'e), TAN gideriminin ise artmasına sebep olmuştur. Bu durum, granüler çamurdaki heterotrof bakteri miktarının azalması ve nitrifikasyon bakterilerinin artması ile ilişkilidir.
- KOİ/TAN oranı, OYH ve NYH değerleri, granüler çamurdaki bakteri yüzdelerini belirleyeceği için, KOİ ve TN arıtım verimini belirleyecek parametrelerdir.
- TN gideriminin arttırılması için hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyon bakterilerinin eşit şekilde destekleneceği uygun KOİ/TAN oranları, OYH ve NYH değerleri seçilmelidir.
- Hem KOİ hem de TAN gideriminin yüksek değerlerde gerçekleştiği ve granüllerin sağlıklı şekilde korunduğu KOİ/TAN oranı olarak 7,5 belirlenmiştir. Bu değerden daha yüksek (>10-30) ve daha düşük (2-5) KOİ/TAN oranları ile de çalışılabilir; fakat bu durumda, kararlı bir arıtım verimi için sırasıyla sadece KOİ ve sadece TAN gideriminin hedeflendiği atıksuların kullanılması uygun olacaktır.

- Artan KOİ/TAN oranlarında (7,5'dan 30'a), granüler çamur beyaz ve pamuksu ve flok içerikli bir yapıya bürünmekte; azalan KOİ/TAN oranlarında (7,5'dan 1'e) ise granüllerin boyutlarının küçüldüğü, kompakt ve turuncu rengi aldıkları gözlenmiştir.
- Düşük KOİ/TAN oranlarında, granüler yapı nitrifikasyon bakterilerince daha baskın hale gelmektedir. Bu durum, granül büyüme hızının ve boyutlarının, düşük KOİ/TAN oranlarında baskın olan ve düşük büyüme hızına sahip nitrifikasyon bakterilerince kontrol edilmesine sebep olmuştur. Dolayısıyla, nitrifikasyon bakterilerinin yoğun olduğu granüller, işletim koşullarındaki olası bir değişime daha hassas olurken; öte taraftan daha kararlı-stabil granüler çamurun oluşmasını da sağlamaktadır.

Sabit KOİ/TAN oranında, artan organik ve TAN yükleme hızlarının arıtıma ve granüler çamurun yapısına etkisi;

- Sabit KOİ/TAN oranından (7,5) OYH ve NYH arttıkça, ve özellikle 0,4 g TAN/L.gün üzerinde TAN gideriminin %50 ve altına düştüğü belirlenmiştir. KOİ giderimi ise, OYH 0,75'den 6 g KOİ/L.gün'e arttırıldığında giderek artmaktadır.
- Geliştirilen granüllerle, 0,75-6 g KOİ/L.gün yükleme hızı (350-3000 mg/L besin KOİ derişimi) ve 7,5 KOİ/TAN oranında, %85-96 arasında KOİ arıtımı sağlanabilmektedir. Daha yüksek OYH'de arıtım verimi %81'e düşmekte; ipliği mikroorganizmalar ciddi şekilde artmaktadır.
- Geliştirilen granüllerle, 0,1-1,6 g TAN/Lgün yükleme hızı (50-800 mg/L besin TAN derişimi) ve 7,5 KOİ/TAN oranında, %45-87 TAN arıtım verimi elde edilmektedir.
- OYH ve NYH değerleri olan 1,5 g KOİ/L.gün ve 0,2 g TAN/L.gün; etkin granül boyutlarının oluşması ve hem KOİ hem de TAN ve TN giderimi bazında en yüksek arıtım verimlerinin sağlandığı yükleme hızları olarak belirlenmiştir.
- Belirlenen optimum işletim koşullarında (7,5 KOİ/TAN; 1,5 g KOİ/Lgün; 0,2 g TAN/Lgün; besin KOİ ve TAN derişimi sırasıyla 750 mg/L ve 100 mg/L) ortalama %85 KOİ, %87 TAN ve %60 TN giderimi elde edilmiştir. Bu durum etkin granül boyutlarının, diğer bir deyişle, aerobik/anoksik heterotrofik ve nitrifikasyon bakteri miktarı ve(ya) hacimlerinin, belirtilen yükleme hızı ve KOİ/TAN oranında elde edilmiş olması ile açıklanabilir.

Geliştirilen granüllerle şeker fabrikası proses atıksuyu ve şeker fabrikası anaerobik arıtım ünitesi çıkış suyunun arıtımı çalışması;

- Bu çalışma ile, geliştirilen aerobik granüllerle, bugüne kadar çalışılmamış bir atıksu olan şeker fabrikası proses atıksuyunun KOİ, N ve TAN bazında kararlı yapıda arıtılabildiği anlaşılmıştır. Yüksek KOİ/TAN oranlarında (şeker fabrikası proses suyu, yaklaşık 63), yüksek KOİ giderimi sağlanmakta; TAN arıtımı düşmektedir.
- Anaerobik ünitesi çıkış suyu ve proses atıksuyu sırasıyla ortalama %76±24 ve %87±1 (çözünebilir) KOİ arıtım verimi ile arıtılmıştır.
- Toplam azot arıtımına (TAN+TON bazında) bakıldığında da, aynı şekilde anaerobik çıkış suyundan, kirliliği yüksek şeker fabrikası proses atıksuyuna geçildiğinde, arıtım veriminin %39'dan %57'ye çıktığı belirlenmiştir.
- Benzer TAN derişimlerine (33-38 mg/L TAN) sahip anaerobik ünitesi çıkış suyu ve proses atıksuyu sırasıyla ortalama %90±3 ve %61±1 TAN giderim verimi ile arıtılmıştır. Proses atıksuyundaki düşük TAN arıtımı, bu atıksu için yüksek KOİ/TAN oranı ve dolayısıyla, nitrifikasyon bakterilerinin granüldeki miktarlarının az olması ile ilişkilendirilmiştir.
- Reaktörün tKOİ arıtım verimine bakıldığında, anaerobik çıkış suyu ve şeker fabrikası proses atıksuyundaki tKOİ arıtım veriminin sırayla yaklaşık %71±30 ve %65±5 olduğu bulunmuştur.
- Aerobik granüler çamur sistemi ile %29-58 AKM giderimi olsa da, bu verimler yeterli değildir. Granüler çamur içeren sistemler yüksek askıda katı içerikli atıksular için çok uygun değildir (Speece, 1996). Yine de, şeker fabrikası proses suyunun yüksek katı içeriğine rağmen, bu çalışmada, %87 çözünebilir KOİ ve % 65 tKOİ giderimi elde edilmiştir.

ÖNERİLER

Bu çalışmada, uygun işletim koşullarında, yüksek organik ve TAN yükleme hızlarında, %90-95 KOİ ve TAN giderimi ve %50 TN giderimi elde edilmiştir. TN gideriminin artırılması için hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyon bakterilerinin eşit şekilde destekleneceği uygun KOİ/TAN oranları, OYH ve NYH değerleri seçilmelidir. KOİ/TAN oranı ve yükleme hızları granüllerdeki baskın türleri belirleyen önemli parametrelerdir. Granülleri oluşturan nitrifikasyon ve heterotrofların dengeli şekilde dağılımı sonrası, TN gideriminin artırımı (heterotrof denitrifikasyon bakterilerini, aerobik heterotroflara kıyasla etkin kılmak amaçlı) düşük çözünmüş oksijen derişimlerinin sağlanması ile mümkün olabilir. TN giderimini artırmak için, %90'ın üzerinde granüler çamur eldesi sonrasında anoksik periyodun döngüden çıkartılması ve düşük çözünmüş oksijen (<3 mg/L) koşullarında çalışılması tavsiye edilmektedir.

Anoksik-aerobik periyot dizini, daha kararlı yapıda arıtım performansı ve stabil granüllerin oluşmasını sağlamaktadır. Fakat, döngü sonunda TON birikimini azaltmak, diğer bir deyişle, simultane nitrifikasyon-denitrifikasyonu artırmak için, aerobik periyot sonuna doğru ek karbon ekimi yapılabilir. Bu sayede, TN giderimi de artırılabilecektir. Önerilen bu ve yukarıdaki uygulamalarda, nitrifikasyon bakterilerinin ve granüler yapının nasıl etkileneceği, uzun soluklu çalışmalarıyla araştırılmalıdır.

Uygun koşullar sağlandığında ve iyileştirme ile farklı aşu çamur tipleri ile granüler çamur üretmek mümkündür. Fakat yüksek pH ve yüksek TAN derişimi sonucu amonyak inhibisyonunun yaşanabileceği AKR işletimlerinde, yüksek TAN içerikli atıksuların arıtımı için MBÇ aşısının kullanımı daha kararlı ve iyileştirme sürecinde daha etkin olması açısından faydalı olacaktır.

Atıksudaki sülfat derişimi artırılabilirlik çalışmaları dikkat edilmesi gereken bir parametredir. Yüksek sülfat dozları (>70 mg/L SO₄), granüllerin sağlamlığı ve stabil yapısı için gerekli olan düşük büyüme hızına sahip nitrifikasyon bakterilerinin tüm inhibisyonuna neden olarak granüler yapının zaman içinde bozulmasına ve tüm sistemin çökmesine sebep olabilir. Bunu araştırmak için, bu çalışmada uygulanan daha yüksek sülfat dozları daha uzun soluklu olarak çalışılabilir.

Stabil ve kararlı yapıda arıtma sağlayan granüllerin geliştirilmesi için, hem heterotrofik hem de nitrifikasyon bakterilerinin desteklenmesi gerekmektedir. Sadece bir türün baskın olduğu granüllerle yüksek N ve KOİ arıtımı mümkün olmamaktadır. Ayrıca, granüllerin sağlamlığı için, nitrifikasyon bakterilerinin granüler yapıda uygun miktarda bulunması gerekmektedir. Bunun için, atıksuyun KOİ/TAN oranı belirleyici bir faktördür.

KOİ/TAN oranının düşük olduğu atıksularla çalışılırken, hidrolik seçici baskı parametrelerinin (çöktürme hızı, hacimsel değişim oranı gibi) nitrifikasyon bakterileri baz alınarak yüksek tutulması ve F/M oranı göz önünde bulundurulması daha yüksek TAN giderim eldesi sağlayacaktır. Yüksek KOİ/TAN oranındaki atıksuların arıtımında veya yüksek OYH'da arıtımın gerektiği uygulamalarda ise, zamanla granüler çamur içerisindeki nitrifikasyon bakteri yüzdesi azalacağı için, F/M oranının dikkate alınması, ve giriş TAN derişiminin ve pH'nin amonyak toksisitesine yol açmayacak şekilde düşük olmasına dikkat edilmelidir.

Aerobik granüllerle, yüksek OYH ve NYH hızlarında arıtım sağlanabilmektedir. En önemli faktör, yüklemem hızları / derişimlerle hesaplanan KOİ/TAN oranıdır. Uygun TAN oranlarında, endüstriyel atıksuların da arıtımı mümkündür. Fakat katı maddece yüksek olan atıksuların katı madde arıtımı etkin değildir; dolayısıyla bu tip atıksular için iki aşamadan oluşan ardışık aerobik granüler sistemler kullanılabilir.

REFERANSLAR

- ABDULLAH N., Ujang Z., Yahya A., Aerobic granular sludge formation for high strength agro-based wastewater treatment, *Biores Technol*, 102, 6778–6781, (2011).
- ADAV S.S., Lee D.J., Lai J.Y., Biological nitrification–denitrification with alternating oxic and anoxic operations using aerobic granules, *Appl Microbiol Biotechnol*, 84, 1181–1189, (2009).
- ADAV S.S., Lee D.J., Show K.Y., Tay H.J., Aerobic granular sludge: Recent advances, *Biotechnol Advances*, 26(5), 411-423, (2008).
- ADAV SS, Lee DJ., Extractioon of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure, *J Haz Mat*, 154, 1120-1126, (2008).
- ADAV S.S., Lee D.J., Characterization of extracellular polymeric substances (EPS) from phenol degrading aerobic granules, *Journal of Taiwan Institute of Chemical Eng.* 42, 645-651, (2011).
- ANTHONISEN A.C, Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Stinath E.G., Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid, *J Water Pollut Control Fed*, 48 (5), 835–852, (1976).
- APHA, AWWA, WEF., *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed., Washington DC, (2005).
- ARROJO B., Mosquera-Corral A., Garrido J.M., Mendez R., Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors, *Wat Res*, 38, 3389–3399, (2004).
- Atıksu Arıtımı Eylem Planı, 2008. *Atıksu Arıtımı Eylem Planı (2008-2012)*, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü. <http://www.cygm.gov.tr/plan/aateylemplani.pdf>. (Ulaşım: 5 Ocak 2010)
- BEUN J.J., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor, *Wat Res*, 36, 702-712, (2002).
- BEUN JJ., Hendricks A., van Loosdrecht MCM., Morgenroth E., Wilderer PA., Heijnen JJ., Aerobic granulation in sequencing batch reactor, *Wat Res*, 33(10), 2283-2290, (1999).
- BHASKAR K.V., Charyulu P.B.B.N., Effect of environmental factors on nitrifying bacteria isolated from the rhizosphere of *Setaria italica* (L.) Beauv, *African Journal Biotech*, 4 (10), 1145-1146, (2005).
- BOSSIER P., Verstraete W., Triggers for microbial aggregation in activated sludge? *Appl. Environ. Microbiol*, 45, 1-6, (1996).
- CASSIDY D.P., Belia E., Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge, *Wat Res*, 39 (19), 4817-4823, (2005).
- DE BRUIN L.M.M., Van der Roest H.F., de Kreuk M.K., van Loosdrecht M.C.M., Promising results - pilot research aerobic granular sludge technology at WWTP Ede, *Aerobic Granular Sludge*, ed: Bathe S., de Kreuk M.K., McSwain B.S., Schwarzenbeck N., IWA Publishing, London, (2005). Pp 135–142.
- DE BRUIN L.M.M., de Kreuk M.K., van der Roest H.F.R., Uijterlinde C., van Loosdrecht MCM., Aerobic granular sludge technology: alternative for activated sludge? *Wat Sci Tech*, 49(11-12), 1–7, (2004).
- DE KREUK M.K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C.M., Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnol Bioeng*, 90, 761–769, (2005).
- DE KREUK M.K., Picioreanu C., Hosseini M., Xavier J.B., van Loosdrecht M.C.M., Kinetic model of a granular sludge SBR: influences on nutrient removal, *Biotechnol Bioeng*, 97, 801–815, (2006).
- DEBİK E., Manav E.N., Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater, *Bioprocess Biosyst Eng*, 33, 533–540, (2010).
- DUBOIS M., Gilles K.A., Hamilton J.K., Rebers P.A., Smith F., Colorimetric method for determination of sugars and related substances, *Analytical Chemistry*, 28(3), 350-356, (1956)
- DURMAZ, B., *Effect of carbon to nitrogen ratio on the composition of microbial extracellular polymers in activated sludge*, (Master tezi), Orta Doğu Teknik Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü, (2001).
- DÜLEKGÜRGEN E., Ovez S., Artan N., Orhon D., Enhanced biological phosphate removal by granular sludge in a sequencing batch reactor, *Biotechnol Lett*, 25, 687–693, (2003).
- DÜLEKGÜRGEN E., Artan N., Biyolojik aşırı fosfor gideren aerobik granüler biyokütleinin mikrobiyolojik özellikleri, *İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü*, 16 (1-3), 123-133, (2006).

- DÜLEKGÜRGEN E., Artan N., Orhon D., Wilderer PA., How does shear affect aggregation in granular sludge sequencing batch reactors? Relations between shear, hydrophobicity, and extracellular polymeric substances, *Wat Sci Tech*, 58(2), 267-276, (2008).
- ERGUDER T.H., Demirer G.N., Investigation of granulation of a mixture of suspended anaerobic and aerobic cultures under alternating anaerobic / microaerobic / aerobic conditions, *Proc Biochem*, 40 (12), 3732-3741, (2005a).
- ERGUDER T.H., Demirer G.N., Granulation of a mixture of suspended anaerobic and aerobic cultures under alternating anaerobic / microaerobic / aerobic conditions: A preliminary study, *J Chem Technol Biotechnol*, 80 (7), 837-842, (2005b).
- ERGUDER T.H., Demirer G.N., Low strength wastewater treatment with combined granular anaerobic and suspended aerobic cultures in upflow sludge blanket reactors, *J Environ Eng ASCE*, 134 (4), 295-303, (2008).
- ETTERER T, Wilderer PA., Generation and properties of aerobic granular sludge. *Wat Sci Tech*, 43, 19–26, (2001).
- FANG F., Ni B.J., Li X.Y., Sheng G.P., Yu H.Q., Kinetic analysis on the two-step processes of AOB and NOB in aerobic nitrifying granules, *Appl Microbial Biotechnol*, 83: 1159-1169, (2009).
- FIGUEROA M., Val del Rio A., Campos J.L., Mosquera-Corral A., Mendez R., Treatment of high loaded swine slurry in an aerobic granular reactor, *Wat Sci Tech*, 63(9), 1808-1814, (2011).
- FLEMMING H.C., Wingender J., The biofilm matrix, *Nat Rev Microbiol*, 8 (9), 623–633, (2010).
- GAO D., Liu L., Liang H., Wu WM., Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment, *Critical Rev Biotech*, 31(2), 137-152, (2011).
- GAO D., Liu L., Liang H., Wu, W.M., Comparison of four enhancement techniques for aerobic granulation in sequencing batch reactors, *J Haz Mat*, 186, 320-327, (2011).
- GIESEN A., Niermans R., van Loosdrecht M.C.M., Aerobic granular biomass: the new standard for domestic and industrial wastewater treatment?, *Water21*, April, 28-30, (2012).
- GIOKAS D., Daigger G.T., Sperling M., Kim Y., Paraskevas P.A, Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database, *Wat Res*, 37(16): 3821-3836, (2003).
- GOBI K., Mashitah M.D., Vadivelu V.M., Development and utilization of aerobic granules for the palm oil mill (POM), *Chemical Engineering Journal*, 174, 213– 220, (2011).
- GÜRTEKİN E., Ardışık kesikli reaktörde aktif çamurun çökebilirliğine sıcaklığın etkisi, *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 25 (1-2), 99-107, (2009).
- Hach Water Analysis Handbook, *Hach Water Analysis Handbook*, Hach Company, Colorado, (1989).
- HAILEI W., Guangli Y., Guosheng L., Feng P., A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment, *Biochem Eng Journal*, 28, 99–103, (2006).
- HARPER W.F., Bernhardt M., Newfield C., Membrane bioreactor biomass characteristics and microbial yield at very low mean cell residence time, *Water SA*, 32(2), 193-198, (2006).
- HU L., Wang J., Wen X., Qian Y., The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules, *Proc Biochem*, 40(1), 5–11, (2005a).
- HU L., Wang J., Wen X., Qian Y., Study on performance characteristics of SBR under limited dissolved oxygen, *Proc Biochem*, 40(1), 293-296, (2005b).
- JANCZUKOWICZ W., Szewczyk M., Krzemieniewski M., Pesta J., Settling properties of activated sludge from a sequencing batch reactor (SBR), *Polish Journal of Environmental Studies*, 10(1), 15-20, (2001).
- JANG A., Yoon Y.H., Kim In.S., Kim K.S., Bishop P.L., Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor, *J Biotechnol*, 105, 71-82, (2003).
- JIANG H.J., Tay J.H,m Liu Y., Tay S.T.L., Ca²⁺ augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors, *Biotechnol Lett*, 25, 95-99, (2003).
- JIN B., Wilén B.M., Lant P., A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge, *Chemical Engineering Journal*, 95(1–3), 221-234, (2003).

- KONG Y., Liu Y.Q., Tay J.H., Won F.S., Zu, J., Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios, *Enzyme Microbial Technol*, 45, 389-383, (2009).
- LEMAIRE R., Webb R.I., Yuan Z., Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater, *ISME J*, 2, 528-541, (2008).
- LEMAIRE R., Yuan Z., Blackall L.L., Crocetti G.R., Microbial distribution of *Accumulibacter* spp. And *Competibacter* spp. in aerobic granules from a lab-scale biological nutrient removal system, *Environ Microbiol*, 10(2), 354-363, (2008).
- LENS P.N., Depoorter M.P.D, Cronenberg C.C., Verstraete W.H., Sulfate reducing and methane producing bacteria in aerobic wastewater treatment systems, *Wat Res*, 29, 871-80, (1995).
- LETTINGA G., van Velsen A.F.M., Hobma S.W., De Zeeuw W., Klapwijk A., Use of upflow sludge blanket (USB) concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment, *Biotechnol Bioeng*, 22, 699-734, (1980).
- LI Z.H., Kuba T., Kusuda T., Wang X.C., Effect of rotifers on the stability of aerobic granules, *Environ Technol*, 28, 235-242, (2007).
- LIU L, Sheng GP, Li WW, Tong ZH, Zeng RJ, Liu JX, Xie J, Peng SC, Yu HQ., Cultivation of aerobic granular sludge with a mixed wastewater rich in toxic organics, *Biochem Eng Journal*, 57, 7-12, (2011).
- LIU Y., Tay J.H., The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge, *Wat Res*, 36, 1653-1665, (2002).
- LIU Y., Tay J.H., State of art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotech Adv*, 22, 533-563, (2004).
- LIU Y., Tay J.H., The essential role of hydrodynamic shear force on the formation of biofilm and granular sludge, *Wat Res*, 36, 1653-1665, (2002).
- LIU Y., Tay J.H., State of art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotech Adv*, 22, 533-563, (2004).
- LIU Y., Xu H.L., Yang S.F., Tay J.H., Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor, *Wat Res*, 37, 661-673, (2003a).
- LIU Y., Yang S.F., Liu Q.S, Tay J.H., The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules, *Curr Microbiol*, 46, 270-274, (2003b).
- LIU Y., Yang S.F., Tay J.H., Elemental composition and characteristics of aerobic granules cultivated at different substrate N/C ratios, *Appl Microbiol Biotechnol*, 61, 556-561, (2003c).
- LIU Y.Q., Tay J.H., Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time, *Appl Microbiol Biotechnol*, 75, 205-210, (2007).
- LIU YQ, Moy B, Kong YH, Tay JH., Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment, *Enzyme Microbial Tech*, 46, 520-525, (2010).
- LIU YQ, Tay JH., Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors, *Biores Technol*, 99, 980-985, (2008).
- LIU YQ, Tay JH., Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge, *J Biotechnol*, 124, 338-46, (2006).
- LIU Y.Q., Liu Y, Tay J.H., The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules, *Appl Microbiol Biotechnol*, 65, 143-148, (2004).
- LOWRY O.H., Rosebrough N.J., Farn A., Randall R., Protein measurement with the folin phenol reagent. *J. Biol Chem*, 193, 265-275, (1951).
- Mcswain B.S., Irvine R.L., Hausner M., Wilderer P.A., Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge, *Appl Environ Microbiol*, 71(2), 1051-1057, (2005).
- MORGAN J.W., Evison L.M., Forster C.F., The internal architecture of anaerobic sludge granules, *J Chem Technol Biotechnol*, 50, 211-226, (1991).
- MORGAN J.W., Forster C.F., Evison L., A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges, *Wat Res*, 24, 743-750, (1990).

- MORGENROTH E., Sherden T., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., Wilderer P.A., Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor, *Wat Res*, 31(12), 3191-3194, (1997).
- MUDA K., Aris A., Salim M.R., Ibrahim Z., Yahya A., van Loosdrecht M.C.M., Ahmad A., Nawahwi M.Z., Development of granular sludge for textile wastewater treatment, *Wat Res*, 44, 4341-4350, (2010).
- MULDER A., Graaf AA. van de, Robertson LA., Kuenen JG., Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidised bed reactor, *FEMS Microbiol Ecol*, 16, 177-184, (1995).
- NICHOLS C.A.M., Garon S., Bowman J.P., Raguenes G., Guezennec J., Production of exopolysaccharides by Antarctic marine bacterial isolates, *J Appl Microbiol*, 96, 1057–1066, (2004).
- NOR ANUAR A., Ujang Z., van Loosdrecht M.C.M., de Kreuk M.K., Settling behaviour of aerobic granular sludge, *Wat Sci Technol*, 56(7), 55–63, (2007).
- PENG D., Bernet N., Delgenes J.P., Moletta R., Aerobic granular sludge-A case report, *Wat Res*, 33(3), 890-893, (1999).
- PENG D., Bernet N., Delgenes J.P., Moletta R., Simultaneous organic carbon and nitrogen removal in an SBR controlled at low dissolved oxygen concentration, *J Chem Technol Biotechnol*, 76, 553-558, (2001).
- PIJUAN M, Werner U, Yuan Z., Effect of long term anaerobic and intermittent anaerobic/aerobic starvation on aerobic granules, *Wat Res*, 43, 3622-3632, (2009).
- QIN L., Tay J.H., Liu Y., Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors, *Proc Biochem*, 39, 579-584, (2004).
- QIN L., Liu Q.S., Yang S.F., Tay J.H., Liu Y., Stressful conditions-induced production of extracellular polysaccharides in aerobic granulation process, *Civil Eng Res*, 17, 49–51, (2004).
- QUARMBY J., Forster C.F., An examination of the structure of UASB granules, *Wat Res*, 29, 2449-2454, (1995).
- REN N.Q., Xie T.H., Xing D.F., Composition of extracellular polymeric substances influences the autoaggregation capability of hydrogen-producing bacterium *Ethanoligenens harbinense*, *Biores Technol*, 100(21), 5109–5113, (2010).
- Resmi Gazete, *Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği*, No 25687, (2004).
- Resmi Gazete, *Kentsel Atıksu Kontrolü Yönetmeliği*, No 26047, (2006).
- SALLIS PJ., Uyanik S., Granule development in a split-feed anaerobic baffled reactor, *Biores Technol.*, 89, 255–265, (2003).
- SCHMIDT I., Sliemers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J.G., Jetten M.S.M., Strous M., New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater, *FEMS Microbiol Rev*, 27(4), 481-492, (2003).
- SCHMIDT J.E., Ahring B.K., Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors, *Biotechnol Bioeng*, 49, 229-246, (1996).
- SCHWARZENBECK N., Erley R., Mc Swain B.S., Wilderer P.A., Irvine R.L., Treatment of malting wastewater in a granular sludge sequencing batch, *Acta Hydrochim Hydrobiol*, 32, 16–24, (2004a).
- SCHWARZENBECK N, Erley R, Wilderer PA., Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter, *Wat Sci Tech*, 49(11-12), 21–46, (2004b).
- SCHWARZENBECK, N., Borges, J.M., Wilderer, P.A., Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor, *App. Microbiol Biotechnol*, 66, 711–718, (2005).
- SEARS K., Alleman J.E., Barnard J.L., Oleszkiewicz J.A., Impacts of reduced sulfur components on active and resting ammonia oxidizers, *J Ind Microbiol Biotechnol*, 31, 369 – 378, (2004).
- SHENG G.P., Yu H.Q., Li X.Y., Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review, *Biotechnol Adv*, 28 (6), 882–894, (2010).
- SHI XY, Sheng GP, Li XY, Yu HQ., Operation of a sequencing batch reactor for cultivating autotrophic nitrifying granules, *Biores Technol*, 101, 2960-2964, (2010).
- SMOLDERS G.J.F, van der Meij J., van Loosdrecht M.C.M., Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence, *Biotechnol Bioeng*, 43(6), 461-470, (1994).
- SPEECE, R.E., *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater*, Archae Press, Tennessee, (1996).

- SPONZA D.T., Simultaneous granulation, biomass retainment and carbon tetrachloride (CT) removal in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, *Proc Biochem*, 37, 1091–1101, (2002a).
- SPONZA D.T., Tetrachloroethylene (TCE) removal during anaerobic granulation in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, *J Environ Sci Health*, A37(2), 213–236, (2002b).
- STROUS M., Van Gerven E., Zheng P., Kuenen J.G., Jetten M.S.M., Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations, *Wat Res*, 31(8), 1955-1962, (1997).
- SU K.Z., Yu H.Q., Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater, *Environ Sci Technol*, 39, 2818-2827, (2005).
- TAY J.H., Liu Q.S., Liu Y., The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules, *Appl Microbiol Biotechnol*, 57, 227-233, (2001b).
- TAY J.H., Ivanov V., Pan S., Tay S.T.L., Specific layers in aerobically grown microbial granules, *Lett. Appl Microbiol*, 34, 254-257, (2002b).
- TAY J.H., Liu Q.S., Liu Y., Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor, *J Appl Microbiol*, 91, 168-175, (2001a).
- TAY J.H., Pan S., He Y., Tay S.T.L., Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: Reactor performance, *J Environ Eng*, 130, 1094-1101, (2004a).
- TAY J.H., Pan S., He Y., Tay S.T.L., Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules, *J Environ Eng*, 130, 1102-1109, (2004b).
- TAY S.T.L., Ivanov S.Y., Zhuang W.Q., Tay J.H., Presence of anaerobic bacteriodes in aerobically grown microbial granules, *Microbiol Ecol*, 44, 278-285, (2002a).
- TAY STL, Moy BYP, Jiang HL, Tay JH., Rapid cultivation of stable aerobic phenol-degrading granules using acetate-fed granules as microbial seed, *J Biotechnol*, 115, 387–395, (2005).
- TAY J.H., Liu Q.S., Liu Y., The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules, *Lett Appl Microbiol*, 33, 222–226, (2001).
- TCHOBANOGLIOUS, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. McGrawHill Company, 4th Ed, New York, (2004).
- THANH B.X., Visvanathan C., Aim R.B., Characterization of granular sludge at various organic loading rates, *Proc Biochem*, 44, 242-245, (2009).
- TU X., Zhang S., Xu L., Zhang M., Zhu J., Performance and fouling characteristics in a membrane sequence batch reactor (MSBR) system coupled with aerobic granular sludge, *Desalination* 261, 191–196, (2010).
- VAL DEL RIO A., Figueroa M., Arrojo B., Mosquera-Corral A., Campos J.L., García-Torriello G., Mendez R., Aerobic granular SBR systems applied to the treatment of industrial effluents, *Journal of Environmental Management*, 95, S88-S92, (2012).
- VAN DE GRAAF A.A., de Bruijn P., Robertson L.A., Jetten M.S.M., Kuenen J.G., Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor, *Microbiology*, 142, 2187 – 2196, (1996).
- VIJAYALAYAN, P., *Investigation on simultaneous nitrification/denitrification and fouling of an aerobic granular membrane airlift bioreactor*, (Master Thesis), Asian Institute of Technology, School of Environment, Resources and Development, Thailand, (2008).
- WAN J., Bessière Y., Spérandio M., Alternating anoxic feast/aerobic famine condition for improving granular sludge formation in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate, *Wat Res*, 43(20), 5097–5108, (2009).
- WANG S.G., Liu X.W., Gong W.X., Gao B.Y., Zhang D.H., Yu H.Q., Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor, *Biores Technol*, 98, 2142–2147, (2007).
- WANG Z.W., Liu Y., Tay J.H., Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules, *Appl Microbiol Biotechnol*, 69, 469–473, (2005).
- WANG Z.P., Liu L., Yao J., Cai W., Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors, *Chemosphere*, 63, (2006).
- WATNICK P., Kolter R., Biofilms; city of microbes, *J Bacteriol*, 182, 2675-2679, (2000).

- WU L., Peng C.Y., Peng Y.Z., Li L.Y., Wang S.Y., Ma Y., Effect of wastewater COD/N ratio on aerobic nitrifying sludge granulation and microbial population shift, *Journal of Environmental Sciences*, 24(2), 234 – 241, (2012).
- XUAN W., Bin Z., Zhiqiang S., Zhigang Q., Zhaoli C., Min J., Junwen L., Jingfeng W., The EPS characteristics of sludge in an aerobic granule membrane bioreactor, *Biores Technol*, 101(21), 8046-8050, (2010).
- YANG S.F., Tay J.H., Liu Y., A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater, *J Biotechnol*, 106, 77-86, (2003).
- YANG S.F., Tay J.W., Liu Y., Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules, *Biochemical Engineering Journal*, 17, 41-48, (2004).
- YILMAZ G., Lemaire R., Keller J., Yua Z., Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge, *Biotechnol Bioeng*, 100(3), 529-541, (2007).
- YOO H., Ahn K.H., Lee H.J., Lee K.H., Kwak Y.J., Song K.G., Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor, *Wat Res*, 33, 145-154, (1998).
- YU G.H., Juang Y.C., Lee D.J., He P.J., Shao L.M., Enhanced aerobic granulation with extracellular polymeric substances (EPS)-free pellets, *Biores Technol*, 100, 4611-4615, (2009).
- ZENG R.J., Lemaire R., Yuan Z., Keller J., Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor, *Biotechnol Bioeng*, 84(2), 171-178, (2003).
- ZHANG H., He Y., Jiang T., Yang F., Research on characteristics of aerobic granules treating petrochemical wastewater by acclimation and co-metabolism methods, *Desalination*, 279, 69–74, (2011).
- ZHANG L.L., Zhang B., Huang Y.F., Cai WM., Re-activation characteristics of preserved aerobic granular sludge, *Journal of Environmental Science (China)*, 17(4), 655-658, (2005).
- ZHANG, H., Dong, F., Jiang, T., Wie, Y., Wang T., Yang, F., Aerobic granulation with low strength wastewater at low aeration rate A/O/A SBR reactor, *Enzyme Microbial Technol*, 49, 215-222, (2011).
- ZHENG YM, Yu HQ, Liu SJ, Liu XZ., Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions, *Chemosphere*, 63, 1791–1800, (2006).
- ZHU J., Wilderer P.A., Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge, *Wat Res*, 37, 2013-2018, (2003).
- ZHU L., Lu M.L., Dai X., Yu Y.W., Qi H.Y., Xu X.Y., Role and significance of extracellular polymeric substances on the property of aerobic granule, *Biores Technol*, 107, 46-54, (2012).

EKLER

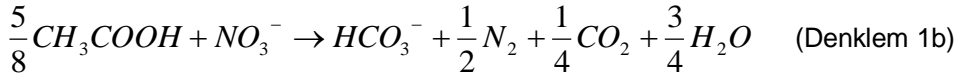
ALKALİNİTE ve KOİ TÜKETİMİNİN STOKİOMETRİK HESABI

Nitrifikasyon



1mg/L NH₄-N için 7,14 mg/L alkalinite (CaCO₃) gereklidir.

Denitrifikasyon



1mg/L NO₃⁻-N'in denitrifikasyonundan 3,57 mg/L alkalinite (CaCO₃) oluşur.

Bir döngüdeki periyot süresince teorik olarak oluşan veya tüketilen alkalinite miktarı aşağıda özet olarak sunulmuştur. Bu hesaplarda anoksik periyot sırasında %100 denitrifikasyon, aerobik periyot sırasında %100 nitrifikasyon olduğu varsayılmıştır. Nitrifikasyon sonucu oluşan nitratın alkalinite üretimine etkisi de (%50'lik değişim oranı; seyreltme etkisi hesaba katılarak) dahil edilmiştir.

Reaktör içi başlangıç derişimi	Anoksik periyot teorik üretilen CaCO ₃ (mg/L)	Aerobik periyot teorik tüketilen CaCO ₃ (mg/L)	Döngü sonunda kalan CaCO ₃ derişimi (mg/L)
Alkalite: 2200 mg/L NaHCO₃ ; nitrifikasyon %100			
NO ₃ ⁻ N _{besin} : 40 mg/L	40 * 3,57 = 142,8	-	-
NO ₃ ⁻ N _{nitrifikasyon} : 100 mg/L	100 * 3,57 = 357	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{besin} : 200 mg/L	-	200 * 7,14 = 1428	-
NaHCO ₃ _{besin} : 2200 mg/L	1311		-
Net:	1811	1428	+383
Alkalite: 2200 mg/L NaHCO₃ ; nitrifikasyon %50			
NO ₃ ⁻ N _{besin} : 40 mg/L	40 * 3,57 = 142,8	-	-
NO ₃ ⁻ N _{nitrifikasyon} : 50 mg/L	50 * 3,57 = 178,5	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{besin} : 200 mg/L	-	100 * 7,14 = 714	-
NaHCO ₃ _{besin} : 2200 mg/L	1311		-
Net:	1632	714	+898
Alkalite 2200'den 1500 mg/L NaHCO₃ 'e indirildiğinde; nitrifikasyon %100			
NO ₃ ⁻ N _{besin} : 40 mg/L	40 * 3,57 = 142,8	-	-
NO ₃ ⁻ N _{nitrifikasyon} : 100 mg/L	100 * 3,57 = 357	-	-
NH ₄ ⁺ -N : 200 mg/L	-	200 * 7,14 = 1428	-
NaHCO ₃ : 1500 mg/L	893		
Net:	1393	1428	-35
Alkalite 1500 mg/L NaHCO₃ ; nitrifikasyon %50			
NO ₃ ⁻ N _{besin} : 40 mg/L	40 * 3,57 = 142,8	-	-
NO ₃ ⁻ N _{nitrifikasyon} : 50 mg/L	50 * 3,57 = 178,5	-	-
NH ₄ ⁺ -N : 200 mg/L	-	100 * 7,14 = 714	-
NaHCO ₃ : 1500 mg/L	893		
Net:	1214	714	+500

Yukarıdaki tabloda görüldüğü üzere, alkalinite 2200 mg/L NaHCO₃ iken ortamda alkalinite birikimi olmakta; nitrifikasyon veriminin düşmesiyle biriken alkalinite miktarı (tüketilmeyerek) daha da artmaktadır. Bu nedenle, işletim sırasında pH'nın denitrifikasyon ve nitrifikasyon için uygun işletim değerlerine getirilmesi için mevcut alkalinitenin tüketimi esas alınarak giriş alkalinite değeri düşürülmüştür. Hesaplara göre, düşük besin alkalinitesinin uygulandığı (1500 mg/L NaHCO₃) ve %100 nitrifikasyon olmadığı koşullarda, bir miktar alkalinite birikecektir (500 mg/L CaCO₃), bu birikim yüksek besin alkalinitesi koşullarında gözlenecek birikime (yaklaşık 900 mg/L CaCO₃) kıyasla daha az olacaktır. Dolayısıyla, nitrifikasyon sırasında gözlenen pH artışı azaltılarak işletimin optimum pH aralığında seyretmesi sağlanabilecektir. Düşük alkalinite girişinde (1500 mg/L NaHCO₃) ve %100 nitrifikasyon olduğu koşulda ise, reaktör ortam pH'sının zaman içinde düşeceği belirlenmiştir; bu durumda reaktör nitrifikasyon verimi arttıkça giriş alkalinite değerini yeniden arttırmak gerekebilir.

Denitrifikasyon sonucunda, tüketilen KOİ:

MW HAc= 60 g/mol

5 mol HAc tüketimi için 8 mol NO₃ gerekmektedir.
5*60 g HAc tüketimi için 8*14 g NO₃-N gerekmektedir

NO₃-N_{besin}: 40 mg/L olduğunda;
Tüketilen HAc= 40*(300 g HAc / 112 g NO₃-N)
Tüketilen HAc= 40* 2,67 g HAc /g NO₃-N
Tüketilen HAc= 107 mg/L

1 g HAc= 1,067 g KOİ

40 mg/L NO₃-N'ün %100 denitrifikasyonu sonucu 114 mg/L KOİ tüketimi olmaktadır.

1000 mg/L KOİ girişli besinde 40 mg/L NO₃-N başlangıç giriş değeri için %100 denitrifikasyon olduğu koşulda %11,4 KOİ giderimi denitrifikasyon sebebiyle gerçekleşmektedir. Her döngü sonunda, nitrifikasyon veriminin artmasına paralel olarak, bir sonraki döngüye (%50 değişim oranı sebebiyle seyrelme etkisi katıldığında) ek nitrat beslemesi olacaktır. %100 nitrifikasyon olduğu varsayıldığında, 200 mg/L NH₄-N girişi için 200 mg/L NO₃-N üretilecek; bunun %50'si bir sonraki döngüye aktarılacaktır. Dolayısıyla, diğer döngü başında, 40 değil 140 mg/L NO₃-N olduğu düşünüldüğünde, 375 mg/L HAc veya 400 mg/L KOİ tüketimi olacaktır.

Sonuç olarak, %0 - %100'e değişen nitrifikasyon koşulları için %100 tüm denitrifikasyon olduğu varsayıldığında, denitrifikasyon kaynaklı KOİ giderimi yaklaşık %10- %40 arasında değişecektir.

**TÜBİTAK
PROJE ÖZET BİLGİ FORMU**

Proje No: 111Y176
Proje Başlığı: Ardışık Kesikli Reaktörlerde Aerobik Granül Üretimi ve Azot Gideriminde Kullanımının Araştırılması
Proje Yürütücüsü ve Araştırmacılar: Yrd. Doç. Dr. Tuba Hande Ergüder Yusuf Çağatay Erşan İrem Kocatürk
Projenin Yürütüldüğü Kuruluş ve Adresi: Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Dumlupınar Bulv. Üniversiteler Mah., No: 1, Çankaya-ANKARA, 06800
Destekleyen Kuruluş(ların) Adı ve Adresi:
Projenin Başlangıç ve Bitiş Tarihleri: 15/11/2011-15/11/2012
Öz (en çok 70 kelime) <p>Bu projede, ardışık kesikli reaktörlerde askıda aşı çamurundan aerobik granül üretimi ve geliştirilen granüllerle KOİ ve azot giderimi araştırılmıştır. Çalışmanın ilk aşamasında, iki farklı aşı çamuru tipinin (membran biyoreaktör çamuru (MBÇ) ve aktif çamur (AÇ)) ve anoksik - aerobik periyot sıralama farkının granül oluşumuna etkisi araştırılmış ve geliştirilen granüllerin KOİ, azot arıtım verimleri incelenmiştir. İkinci aşamada ise, geliştirilen granüllerle sentetik ve orijinal atıksudan KOİ-azot giderimi, oluşan granüllerle arıtımı sağlanabilen KOİ ve toplam amonyum azotu (TAN) derişimleri, oranları (KOİ/TAN), KOİ ve N yükleme hızları ve orijinal atıksu kullanımının nitrifikasyon-denitrifikasyon verimine ve granüler yapıya etkisi araştırılmıştır.</p>
Anahtar Kelimeler: granülasyon, KOİ, nitrifikasyon, denitrifikasyon, anoksik, aerobik
Fikri Ürün Bildirim Formu Sunuldu mu? Evet <input type="checkbox"/> Gerekli Değil <input type="checkbox"/> <small>Fikri Ürün Bildirim Formu'nun tesliminden sonra 3 ay içerisinde patent başvurusu yapılmalıdır.</small>
Projeden Yapılan Yayınlar: <ol style="list-style-type: none">1. Ersan CY., Kocaturk I, Erguder TH., Effect of Seed Sludge Type on Aerobic Granulation and Treatment Efficiency of Granules. International Conference on Environmental Science and Technology, 25-29 Haziran 2012. Texas, USA2. Ersan CY., Erguder TH., 'Aerobik-anoksik periyot sıralama farkının ardışık kesikli reaktörlerde granül üretimine ve azot-KOİ arıtım verimine etkisi', ÇEVKOS VII, 22-23 Kasım, 2012, İstanbul.
Ekte Bulunan "ARDEB Başarı Öyküsü Formu", "Kazanımlar" Bölümünde Belirtilen Kriterlere Göre Proje Çıktılarının Başarı Öyküsü Niteliği Taşdığını Düşünüyorsanız "ARDEB Başarı Öyküsü Formu"nu doldurunuz.

ARDEB BAŞARI ÖYKÜSÜ

Proje Adı	Proje Yürütücüsü
<p>(PROJE ŞEKİL/GRAFİK/ FOTOĞRAF) (En fazla 4 tane – jpg formatında, 35 x 35 cm (300 dpi)): İsimleriyle ve şekil altı açıklamalarıyla birlikte sıralanmış olarak formda belirtilmesi ve 300 dpi çözünürlükte ayrı jpeg dosyaları halinde formun ekleri olarak gönderilmesi gerekmektedir.</p>	Proje No
	Destek Miktarı (TL)
	Proje Başlama-Bitiş Tarihi
	Yürütücü Kuruluş
	<p>(PROJE YÜRÜTÜCÜSÜ FOTOĞRAF) 300 dpi çözünürlükte ayrı jpeg dosyası olarak forma eklenmelidir.</p>
Projenin Amacı ve Önemi (En fazla 150 kelime) (Maddeler halinde sıralayınız)	
Proje ile Elde Edilen veya Beklenen Bilimsel, Teknolojik, Ekonomik ve Sosyal Kazanımlar (En fazla 200 kelime) <ul style="list-style-type: none">• Projeden uluslararası, etki faktörü yüksek dergilerde yapılan yayın(lar)-(etki faktörünü de veriniz)• Proje kapsamında elde edilen ürün, buluş, çıktı vb. için alınacak/alınmış patentler ve/veya gerçekleştirilmiş/gerçekleştirilecek teknolojik/ticari uygulama(lar)• Proje kapsamında alınan ödüller/ödül adaylıkları• Projenin ülkenin bilimsel ve teknolojik araştırma gücüne, bilim insanı yetiştirilmesi ve yeni yetenekler kazanılmasına sağladığı katkılar	
Proje için TÜBİTAK Desteğinin Önemi (En fazla 150 kelime)	

1. Proje yürütücüsü iletişim bilgileri:

Adı – Soyadı :
Unvanı :
Telefon :
E-posta adresi :