

**ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLERDE
BİYOLOJİK AŞIRI FOSFOR GİDERİMİ**

DOKTORA TEZİ

Y.Müh. Rüya TAŞLI

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 29 Mart 1996

Tezin Savunulduğu Tarih : 4 Haziran 1996

Tez Danışmanı : Doç.Dr. Nazik ARTAN

**Diğer Jüri Üyeleri : Prof.Dr. Derin ORHON
Prof.Dr. İlhan TALINLI
Prof.Dr. Orhan YENİGÜN
Doç. Dr. Ferhan ÇEÇEN**

[Handwritten signatures of the jury members: Nazik Artan, Derin Orhon, İlhan Talinli, Orhan Yenigün, and Ferhan Çeçen]

HAZİRAN 1996

ÖNSÖZ

Ülkemizin ve insanlarımızın uygar ülkeler arasında hakettikleri yeri alabilmeleri amacıyla çeşitli alanlarda harcanan her türlü çabanın önemine inanıyor ve çok kısıtlı imkanlarla ve zor şartlar altında da olsa aynı amaca hizmet etmek adına gerçekleştirilmeye çalışılan bu çalışmanın da bu çabalara katkıda bulunabilmesini diliyorum.

İlk olarak çalışmamın yürütücülüğünü üstlendiği ve beni yönlendirdiği için sevgili hocam Doç.Dr.Nazik Artan'a teşekkür etmek istiyorum.

Biyolojik aşırı fosfor giderimi gibi yeni ve araştırılmaya açık bir konuda çalışma fikrini veren ve Kyoto Üniversitesi'nde bu konudaki ilk deneyimlerimi gerçekleştirme aşamasında büyük katkıları olan sayın hocam Prof.Dr. Derin Orhon başta olmak üzere eğitimim süresince yetişmemde emeği geçen tüm hocalarıma, özellikle Prof.Dr. Olcay Tünay'a ayrıca teşekkür ederim.

Deneyisel çalışmamı yürüttüğüm tüm deneyisel düzeneğimi temin eden ve bu konuda ilk deneyimlerimi gerçekleştirme imkanı veren Kyoto Üniversitesi, Çevre ve Sağlık Mühendisliği Laboratuvarı'na ve yine tüm deney ekipmanımı Türkiye'ye getirmeme izin veren Somiya ve Tsuno Sensei'lere teşekkürü borç bilirim.

Deneyisel ekipmanın Çevre Mühendisliği Laboratuvarı'na kurulması ve mekanik aksamın tamamlanmasında emeği geçen Çevre Müh. Tunç Ertan'a ve deneyisel çalışmam sırasındaki yardımlarından dolayı laboratuvar personeline teşekkür ederim.

Tez yazım aşamasında ise hiç çekinmeden bana bilgisayarını veren sevgili arkadaşım Serdar Konyalı'ya ve her türlü katkılarından dolayı sevgili abim Derya Taşlı'ya sonsuz teşekkür ederim.

Çalışmamın her aşamasında manevi desteğini esirgemeyen, beni motive eden ve çalışmamı tamamlayabilmem için her türlü fedakarlığa katlanan arkadaşım Volkan Buharalı'ya ve son olarak aileme, özellikle gösterdiği sonsuz hoşgörü ve anlayış için sevgili anneme yürekten teşekkürü bir borç bilirim.

Bu çalışmayı beni seven ve yürekten destekleyen herkese ithaf etmek istiyorum.

Mart 1996

Rüya Taşlı

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ	ii
SEMBOL LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
TABLO LİSTESİ	xii
ÖZET	xv
SUMMARY	xvi
BÖLÜM 1 GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
BÖLÜM 2 BİYOLOJİK AŞIRI FOSFOR GİDERİMİ	4
2.1 Atıksularda Fosfor	4
2.1.1 Fosforun Kaynakları ve Miktarları	4
2.1.2 Fosforun Etkileri	5
2.1.3 Fosfor Giderme Sistemleri	6
2.1.3.1 Kimyasal Fosfor Giderimi	6
2.1.3.2 Biyolojik Fosfor Giderme Alternatifleri	8
2.2 Biyolojik Aşırı Fosfor Gideriminin Prensipleri	13
2.2.1 Aşırı Fosfor Giderme Mekanizması	13
2.2.2 Mikrobiyolojik Özellikler	16
2.2.3 Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimini Etkileyen Faktörler	20
2.2.3.1 Çevresel Faktörler	21
2.2.3.2 Tasarım Parametreleri	23
2.2.3.3 Atıksu Özellikleri	26
2.3 Biyokimyasal Modeller	32
2.3.1 Comeau-Wentzel Modeli	34
2.3.2 Mino Modeli	37
2.3.3 Uyarlanmış Mino Modeli	40
2.3.4 Yeni Yaklaşımlar	43

BÖLÜM 3 ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLER	53
3.1 Ardişik Kesikli Reaktör (AKR) Sisteminin Tanımı	53
3.1.1 AKR Fazlarına Uygulanabilecek Alternatifler	57
3.1.2 Ardişik Kesikli Reaktörlerin Avantajları	61
3.1.3 AKR Sistemlerinin Gelişimi	62
3.2 AKR’lerde İleri Biyolojik Fosfor Giderimi	64
3.2.1 Ardişik Kesikli Reaktörlerde Biyolojik Fosfor Giderimi Uygulamaları	67
BÖLÜM 4 DENEYSEL YAKLAŞIM	70
4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması	70
4.1.1 Deneysel Düzenek	70
4.1.2 Atıksu Kompozisyonu	73
4.1.3 İşletme Koşulları	76
4.2 Devreye Alma Çalışmaları	78
4.3 Deneysel Plan	94
4.3.1 İzleme Programı	96
4.3.1.1 Sürekli Deneyler	96
4.3.1.2 Kesikli Deneyler	102
4.3.2 Ölçüm Yöntemleri	102
BÖLÜM 5 DENEYSEL SONUÇLAR	104
5.1 Sürekli Deneyler	104
5.2 Kesikli Deneyler	144
BÖLÜM 6 DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	163
6.1 KOİ/P Oranının Etkisi	163
6.2 Farklı Substratların Etkisi	176
6.2.1 KOİ/TKN Oranının Aynı Olması Hali	177
6.2.2 KOİ/TKN Oranının Farklı Olması Hali	184
6.2.3 Genel Değerlendirme	188
6.3 İşletme Koşullarının Etkisi	193
SONUÇLAR VE ÖNERİLER	205
KAYNAKLAR	210
EKLER	220
ÖZGEÇMİŞ	241

SEMBOL LİSTESİ

i_X	: Biyokütlenin azot içeriği, M N/ M UAKM
k_d	: Ölüm katsayısı, 1/T
$KOİ_{ut}$	: Anaerobik bölgede kullanılan KOİ konsantrasyonu, M KOİ/L ³
M_X	: Reaktörde tutulabilecek biyokütle miktarı, M
$MLTP$	: Tam karışımındaki toplam fsfor konsantrasyonu, M P/L ³
m	: Bir gündeki çevrim sayısı
n	: Reaktör sayısı
N_X	: Biyokütle bünyesine geçen azot miktarı, M N/L ³
N_{OX}	: Nitrifikasyona uğrayan azot miktarı, M N/L ³
N_D	: Denitrifikasyona uğrayan azot miktarı, M N/L ³
P_{rel}	: Anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu, M P/L ³
P_{upt}	: Aerobik fazda alınan fosfor konsantrasyonu, M P/L ³
$P_{upt} \text{ hızı}$	: Aerobik bölgede fosfor alım hızı, M P/L ³ .T
P_X	: Bir çevrimde üreyen biyokütle miktarı, M UAKM
Q	: Debi, L ³ /T
q	: Spesifik substrat giderim hızı, M KOİ/M UAKM.T
S_0	: Giriş substrat konsantrasyonu, M KOİ/L ³
S	: Çıkış substrat konsantrasyonu, M KOİ/L ³
S_{NO}	: Oksitlenmiş azot konsantrasyonu, M N/L ³
S_{NH1}	: Giriş TKN konsantrasyonu, M N/L ³
S_{NH}	: Çıkış TKN konsantrasyonu, M N/L ³

SVI	: Çamur hacim indeksi, L^3/AKM
T_{AN}	: Anaerobik reaksiyon süresi, T
T_{AE}	: Aerobik reaksiyon süresi, T
T_C	: Toplam çevrim süresi, T
T_F	: Doldurma süresi, T
T_R	: Reaksiyon süresi, T
T_S	: Çökeltme süresi, T
T_{W+I}	: Boşaltma ve dinlenme süresi, T
V_0	: Başlangıç hacmi, L^3
V_F	: Doldurma hacmi, L^3
V_T	: Toplam hacim, L^3
V_w	: Günde atılan çamur miktarı, L^3
Y_h	: Dönüşüm oranı, M UAKM/ M KOİ
Y_{Nh}	: Net dönüşüm oranı, M UAKM/M KOİ
$\bar{X}$	: Ortalama biyokütle konsantrasyonu, M UAKM/ L^3
θ_X	: Çamur yaşı, T
θ_X^E	: Etkili çamur yaşı, T

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 Phostrip Prosesi	9
Şekil 2.2 Beş-kademeli “Phoredox” (Modifiye Bardenpho) Prosesi	10
Şekil 2.3 İki-kademeli “Phoredox” (A/O) Prosesi	10
Şekil 2.4 Üç-kademeli “Phoredox” (A ² /O) Prosesi	11
Şekil 2.5 UCT/VIP Prosesi	11
Şekil 2.6 İşletmede değişiklik yapılarak fosfor gideren aktif çamur sistemi	12
Şekil 2.7 Biyolojik azot ve fosfor gideren oksidasyon havuzları	12
Şekil 2.8 Biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının şematik gösterimi	16
Şekil 2.9 KOİ/P oranı ile çamurun fosfor içeriği ve fosfor giderimi arasındaki ilişki	28
Şekil 2.10 PHB’nin sentezi ve bozunması	33
Şekil 2.11 Polifosfattan ATP’nin yeniden üretimi	34
Şekil 2.12 Anaerobik şartlar altında mikroorganizmaların Comeau/Wentzel modeli ile önerilen davranışının şematik gösterimi	35
Şekil 2.13 Aerobik şartlarda Comeau/Wentzel modeli için Poly P organizmalarının davranışının şematik gösterimi	36
Şekil 2.14 Anaerobik şartlar altında mikroorganizmaların davranışının Mino modeline göre şematik gösterimi	38
Şekil 2.15 Anaerobik kesikli deneylerde fosfat, asetik asit, içsel karbonhidrat, protein ve PHB profilleri (MINO ve diğ., 1987)	39
Şekil 2.16 Aerobik şartlarda Mino modeli için Poly P organizmalarının davranışının şematik gösterimi	39
Şekil 2.17 Uyarlanmış Mino modeline göre anaerobik şartlarda Poly P organizmalarının davranışının şematik gösterimi	41

Şekil 2.18 Mino ve Uyarlanmış Mino modelinde anaerobik şartlardaki davranışın şematik gösterimi	42
Şekil 2.19 Glikojenden net indirgeme kuvveti üretilmeksizin PHA üretimi için bir model (MATSUO ve diğ., 1992)	45
Şekil 2.20 Fosfat salmadan asetat alımı (SATOH ve diğ., 1994)	48
Şekil 2.21 Fosfor salmadan propiyonat alımı (SATOH ve diğ., 1994)	48
Şekil 2.22 Anaerobik şartlarda glukozdan PHA ya da glikojenin üretimi için önerilen modeller	49
Şekil 3.1 Tipik bir AKR çalışma düzeni	54
Şekil 3.2 Doldurma ve reaksiyon alternatifleri	59
Şekil 3.3 Ardışık kesikli reaktörlerde biyolojik fosfor giderimi işletme fazları	64
Şekil 4.1 Deneysel düzenek	71
Şekil 4.2 Reaktörün işletme fazları	74
Şekil 4.3 V. Adım çevrim içi ölçümler	88
Şekil 4.4 VII. Adım çevrim içi ölçümler	90
Şekil 5.1 SET 1 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	105
Şekil 5.2 SET 2 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	107
Şekil 5.3 SET 3 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	108
Şekil 5.4 SET 4 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	109
Şekil 5.5 SET 5 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	111
Şekil 5.6 SET 6 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	114
Şekil 5.7 SET 6 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	115
Şekil 5.8 SET 1- SET 6 arası fosfor parametresi günlük izlemeleri	116
Şekil 5.9 SET 1 - SET 6 arası KOİ parametresi günlük izlemeleri	117
Şekil 5.10 SET 1 - SET 6 arası UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri	118

Şekil 5.11 SET 1 -SET 6 arası çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler	119
Şekil 5.12 SET 7 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	121
Şekil 5.13 SET 9 KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	122
Şekil 5.14 SET 10 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	124
Şekil 5.15 SET 7- SET 10 arası fosfor parametresi günlük izlemeleri	125
Şekil 5.16 SET 7 - SET 10 arası KOİ parametresi günlük izlemeleri	126
Şekil 5.17 SET 7 - SET 10 arası UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri	127
Şekil 5.18 SET 7 -SET 10 arası çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler	128
Şekil 5.19 SET 11 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	130
Şekil 5.20 SET 11 ve SET 12 fosfor parametresi günlük izlemeleri	131
Şekil 5.21 SET 11 ve SET 12 KOİ parametresi günlük izlemeleri	132
Şekil 5.22 SET 11 ve SET 12 UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri	133
Şekil 5.23 SET 11 ve SET 12 çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler	134
Şekil 5.24 SET 13 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	136
Şekil 5.25 SET 14 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	137
Şekil 5.26 SET 15 KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler	139
Şekil 5.27 SET 13 - SET 15 arası fosfor parametresi günlük izlemeleri	140
Şekil 5.28 SET 13 - SET 15 arası KOİ parametresi günlük izlemeleri	141
Şekil 5.29 SET 13 - SET 15 arası UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri	142
Şekil 5.30 SET 13 - SET 15 arası çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler	143
Şekil 5.31 SET 6 Asetatlı 1. kesikli deney	145

Şekil 5.32 SET 6 Asetatlı 2. kesikli deney	146
Şekil 5.33 SET 6 Asetatlı 3. kesikli deney	148
Şekil 5.34 SET 7 Asetatlı kesikli deney	149
Şekil 5.35 SET 7 Glukozlu kesikli deney	150
Şekil 5.36 SET 8 Asetatlı kesikli deney	152
Şekil 5.37 SET 8 TSB'li kesikli deney	153
Şekil 5.38 SET 9 Asetatlı kesikli deney	154
Şekil 5.39 SET 9 Glukozlu kesikli deney	155
Şekil 5.40 SET 11 Asetatlı kesikli deney	157
Şekil 5.41 SET 11 Glukozlu kesikli deney	158
Şekil 5.42 SET 12 Asetatlı 2. kesikli deney	162
Şekil 6.1 SET 1 - SET 6 Çevrim içi fosfor parametresindeki değişimler	166
Şekil 6.2 Giriş fosfor konsantrasyonu ile anaerobik fazda salınan fosfor (P_{rel}) ve P_{rel}/KOI_{ut} oranı değişimi	169
Şekil 6.3 KOI/P oranı ile çıkış fosfor konsantrasyonunun değişimi	170
Şekil 6.4 KOI/P oranı ile çamurdaki fosfor içeriğinin değişimi	170
Şekil 6.5 UAKM/AKM ve % P ilişkisi (SET 1 - SET 6)	171
Şekil 6.6 P_{upt}/P_{rel} Korelasyonu (SET 1- SET 6)	175
Şekil 6.7 Çamurun fosfor içeriği ile salınan fosfor arasındaki ilişki	175
Şekil 6.8 Atıksudaki asetat yüzdesi ile P_{rel} , $P_{çıkış}$ ve % P(AKM) ilişkisi	180
Şekil 6.9 Atıksudaki asetat yüzdesi ile $P_{çıkış}$ ve UAKM/AKM oranı ilişkisi	183
Şekil 6.10 KOI/TKN oranı ile çıkış NO_x-N konsantrasyonu değişimi	185
Şekil 6.11 Çıkış NO_x-N konsantrasyonu ile fosfor giderimi arasındaki ilişki	186
Şekil 6.12 Çıkış S_{NO} konsantrasyonu deney sonuçları ile kütle dengesi sonuçlarının karşılaştırılması	188
Şekil 6.13 SET 6 - SET 12 arası P_{rel}/KOI_{ut} değişimleri	189

Şekil 6.14 Çamurun fosfor içeriğinde SET 6-SET 12 arası günlük değişimler	191
Şekil 6.15 Aynı atıksu kompozisyonunda aerobik sürenin anaerobik süreye oranının fosfor giderimine etkisi	196
Şekil 6.16 Çevrim boyunca P_{upt} hızı değişimi	198
Şekil 6.17 Aerobik süre ile P_{upt} hızı ilişkisi	198
Şekil 6.18 Aerobik/anaerobik süre oranı ile P_{upt}/P_{rel} ilişkisi	200
Şekil 6.19 Aerobik/ anaerobik süre ile P_{upt}/P_{rel} ve % P (UAKM) değişimi (SET 13- SET 15)	202
Şekil 6.20 Çamurun fosfor içeriği ile UAKM/AKM ve çıkış P konsantrasyonunun değişimi	203
Şekil 6.21 Fosfor giderimi ile UAKM/AKM değişimi	204

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1 Evsel Atıksularda Fosfor Miktarı	5
Tablo 2.2 Biyolojik Aşırı Fosfor Giderme Mekanizması	15
Tablo 2.3 Fosforla Birlikte Salınıp Alınan Katyonların Mol Oranları	31
Tablo 2.4 Literatürde Gözlenen $P_{rel}/\Delta HAc$ Mol Oranları	51
Tablo 4.1 Tryptone Soya Broth (TSB) Bileşimi	73
Tablo 4.2 TSB'nin Analiz Sonuçları	75
Tablo 4.3 Solüsyon A ve Solüsyon B'nin Bileşimi	76
Tablo 4.4 I. Adım Atıksu Kompozisyonu	80
Tablo 4.5 V. Adım Atıksu Kompozisyonu	87
Tablo 4.6 Devreye Alma Çalışmaları Özet Tablo	92
Tablo 4.7 Atıksu Kompozisyonları	97
Tablo 4.8 İşletme Koşulları Modifikasyonları	98
Tablo 4.9 Deney Setleri	99
Tablo 4.10 Sürekli Deneylerin İzleme Programı	100
Tablo 5.1 SET 6 Asetatlı 1.Kesikli Deney	145
Tablo 5.2 SET 6 Asetatlı 2. Kesikli Deney	146
Tablo 5.3 SET 6 Asetatlı 3. Kesikli Deney	147
Tablo 5.4 SET 7 Asetatlı Kesikli Deney	149
Tablo 5.5 SET 7 Glukozlu Kesikli Deney	150
Tablo 5.6 SET 8 Asetatlı Kesikli Deney	151

Tablo 5.7 SET 8 TSB'li Kesikli Deney	152
Tablo 5.8 SET 9 Asetatlı Kesikli Deney	154
Tablo 5.9 SET 9 Glukozlu Kesikli Deney	155
Tablo 5.10 SET 11 Asetatlı Kesikli Deney	156
Tablo 5.11 SET 11 Glukozlu Kesikli Deney	157
Tablo 5.12 SET 12 Asetatlı 1. Kesikli Deney	159
Tablo 5.13 SET 12 Evsel Atıksu ile 1. Kesikli Deney	160
Tablo 5.14 SET 12 Evsel Atıksu ile 2. Kesikli Deney	160
Tablo 5.15 SET 12 Asetatlı 2. kesikli Deney	161
Tablo 6.1 SET 1 - SET 6 Deney Sonuçları Özet Tablo	164
Tablo 6.2 SET 4 - SET 6 Fosfor Alım (P_{upt}) Hızında Çevrim İçi Değişimler	167
Tablo 6.3 SET 1 - SET 6 Çamurun Fosfor İçeriği	173
Tablo 6.4 Çamurdaki Toplam Salınabilir Fosfor Yüzdesinin Değişimi	176
Tablo 6.5 SET 6 - SET 12 Deney Sonuçları Özet Tablo	178
Tablo 6.6 Atıksudaki Asetat Yüzdesinin $P_{rel}/KOİ_{ut}$ Oranına Etkisi	181
Tablo 6.7 $P_{rel}/KOİ_{ut}$ Oranının Değişimi (SET 6 - SET 11)	190
Tablo 6.8 Çamurdaki Toplam Salınabilir Fosfor Yüzdesinin Değişimi (SET 6 - SET 11)	192
Tablo 6.9 SET 9, 10, 13, 14 ve 15 Deney Sonuçları Özet Tablo	195
Tablo 6.10 Fosfor Alım (P_{upt}) Hızında Çevrim içi Değişimler	197
Tablo A.1 Günlük Ölçüm Sonuçları (123. gün- 142. gün)	221
Tablo A.2 Günlük Ölçüm Sonuçları (142. gün- 161. gün)	222
Tablo A.3 Günlük Ölçüm Sonuçları (162. gün- 182. gün)	223
Tablo A.4 Günlük Ölçüm Sonuçları (183. gün- 204. gün)	224

Tablo A.5 Günlük Ölçüm Sonuçları (205. gün- 217. gün)	225
Tablo A.6 Günlük Ölçüm Sonuçları (218. gün- 230. gün)	226
Tablo A.7 Günlük Ölçüm Sonuçları (231. gün-247. gün)	227
Tablo A.8 Günlük Ölçüm Sonuçları (248. gün- 255. gün)	228
Tablo A.9 Günlük Ölçüm Sonuçları (256. gün- 268. gün)	229
Tablo A.10 Günlük Ölçüm Sonuçları (269. gün- 282. gün)	230
Tablo A.11 Günlük Ölçüm Sonuçları (283. gün- 296. gün)	231
Tablo A.12 Günlük Ölçüm Sonuçları (297. gün- 318. gün)	232
Tablo A.13 Günlük Ölçüm Sonuçları (319. gün- 332. gün)	233
Tablo A.14 Günlük Ölçüm Sonuçları (333. gün- 346. gün)	234
Tablo B.1 SET 1 Çevrim İçi Ölçümler	235
Tablo B.2 SET 2 Çevrim İçi Ölçümler	235
Tablo B.3 SET 3 Çevrim İçi Ölçümler	235
Tablo B.4 SET 4 Çevrim İçi Ölçümler	236
Tablo B.5 SET 5 Çevrim İçi Ölçümler	236
Tablo B.6 SET 6 1. Çevrim İçi Ölçümler	236
Tablo B.7 SET 6 2. Çevrim İçi Ölçümler	237
Tablo B.8 SET 7 Çevrim İçi Ölçümler	237
Tablo B.9 SET 9 Çevrim İçi Ölçümler	237
Tablo B.10 SET 10 Çevrim İçi Ölçümler	238
Tablo B.11 SET 11 Çevrim İçi Ölçümler	238
Tablo B.12 SET 13 Çevrim İçi Ölçümler	239
Tablo B.13 SET 14 Çevrim İçi Ölçümler	239
Tablo B.14 SET 15 Çevrim İçi Ölçümler	240

ÖZET

Tüm gelişmiş ülkelerde azot ve fosfor deşarj standartlarının giderek sıklaşması, bu standartlara ulaşabilmek için kullanılacak arıtma yönteminin güvenilirliğinin yanısıra ekonomik ve uygulanabilir olması gerekliliğini de beraberinde getirmektedir. Biyolojik aşırı fosfor giderimi ise son yıllarda önem kazanmaya başlayan ve düşük maliyeti sayesinde kimyasal fosfor giderimine alternatif olabilecek bir arıtma yöntemidir. Fakat mekanizması ve etkili kontrol proseslerinin tam olarak anlaşılamamış olması nedeniyle teknolojiye uyarlanmaları ülkemizde henüz yeterli düzeye ulaşmamıştır. Ardışık kesikli reaktör sistemleri (AKR) ise biyolojik fosfor giderimi için ekonomik bir çözüm olma potansiyelinin yanısıra laboratuvar ölçeğinde kontrol ve ayarlanabilme imkanı sayesinde BAFG mekanizmasının karmaşık yapısının incelenmesi için çok uygun sistemlerdir.

Bu iki noktadan hareketle bu çalışmada BAFG mekanizması, işletme koşullarının iyi tanımlandığı ardışık kesikli bir reaktörde, özellikle atıksu özelliğinin sistem üzerindeki etkileri yönünden incelenerek prosesin daha iyi anlaşılabilmesinde önemli noktalar ortaya konulmuştur. Ayrıca AKR sistemlerinin BAFG amacıyla kullanımına yönelik pratik uygulamalar açısından reaktörün farklı işletme koşullarında çalıştırılmasının etkileri değerlendirilmiştir.

Deney sonuçları değerlendirildiğinde anaerobik/aerobik laboratuvar ölçekli AKR'de protein, asetat ve glukoz içeren sentetik atıksu kullanılarak yüksek fosfor giderme verimlerine ulaşılabildiği görülmektedir. Sistemin KOİ kısıtlayıcı şartlarda çalıştırılması ile çamurun fosfor içeriğinin %16 gibi yüksek değerlere ulaşması mümkün olmaktadır. İyi fosfor gideriminin gerçekleştiği ve anaerobik bölgede salınan fosfor miktarının yüksek olduğu durumlarda UAKM/AKM oranı fosfor içeriğine bağlı olarak 0.6 civarında gözlenmiş olup, fosfor giderme özelliğinin bozulduğu durumlarda bu oran 0.8 - 0.9 değerlerine yükselmiştir.

Atıksudaki asetat yüzdesinin azalması ve glukoz yüzdesinin artması sonucu anaerobik bölgede salınan fosfor miktarının ve fosfor giderme veriminin düştüğü gözlenmiştir. Buradan anaerobik bölgede polifosfat enerjisini kullanarak substrat depolayan Poly P organizmalarının azalarak polifosfat enerjisi kullanmadan da anaerobik bölgede canlı kalabilen bakterilerin ortamda hakim olduğu sonucu çıkmaktadır. Bu sonuç BAFG sistemleri için anaerobik bölgede fermentasyon ürünlerinin varlığının önemini vurgulamaktadır. Substrat olarak sadece asetat kullanılarak yapılan kesikli deneyler de bu sonucu destekler nitelikte olup, salınan fosforun kullanılan asetata mol oranı sistemdeki Poly P organizmalarının fraksiyonuna bağlı olarak 0.03-1.75 gibi çok geniş bir aralıkta değişmiştir. Aerobik bölgede fosfor alımının birinci derece kinetiğine uygun olarak gerçekleştiği ve anaerobik sürenin fosfor salımı için yeterli uzunlukta olması halinde aerobik sürenin uzatılması ile fosfor giderimde artma gözlenmekle birlikte fosfor alım hızının zamanla katlanarak azalması söz konusu olmaktadır. Bu nedenle reaktördeki anaerobik ve aerobik faz sürelerinin optimizasyonu önem taşımaktadır. Konuyla ilgili yapılacak model simülasyonu deneysel sonuçların değerlendirilmesini daha anlamlı hale getirecektir.

SUMMARY

BIOLOGICAL EXCESS PHOSPHORUS REMOVAL IN SEQUENCING BATCH REACTORS

Growing importance has been assigned to the impingement of nutrients on the aquatic environment. The discharge to surface waters of carbon nitrogen and phosphorus stimulate a series of changes in these ecosystems known as eutrophication. The elimination of carbon in wastewater discharges to receiving waters does not rule out the possibility of eutrophication. Thus, it is crucial to control the input of nitrogen and phosphorus. Since some blue-green bacteria have the ability to fix atmospheric nitrogen gas to support primary production, the eutrophication control strategies are generally based upon the control of phosphorus in the effluent discharges to water bodies.

In many countries, the legal effluent limitations include both the removal of nitrogen and phosphorus. The European Community's Urban Wastewater Treatment Directive (Council of European Communities, 91/271) prescribes more stringent phosphorus standards for treated wastewaters discharged to sensitive areas. It requires a minimum of 80 % phosphorus removal (or 1-2 mg/l effluent total phosphorus) together with 70-80 % nitrogen removal. High cost connected with chemical phosphate removal (especially due to extra sludge production and reagent consumption) have given an intensive stimulus to the enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process in the activated sludge treatment plants. EBPR is extensively studied since 1970's. However the true mechanism and related effective control of the process is yet to be achieved. Therefore kinetics of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) is one of the most intriguing issues of environmental technology today.

All the configurations for biological phosphorus removal incorporate alternating anaerobic and aerobic stages. In the anaerobic stage, phosphorus is released from the microorganisms and soluble P concentration increases. The phosphorus release is typically accomplished by an appreciable consumption of organic substrates and does not occur unless oxygen and oxidized nitrogen are both absent. During the aerobic stage, microorganisms uptake the phosphorus and P concentration decreases to a level much lower than the influent. The microorganisms responsible for this process have the ability to store polyphosphates and mostly referred to as Poly-P microorganisms. Many researchers concluded that the phosphorus-storing microorganisms (Poly-P) belonged to the genus of *Acinetobacter*. Although *Acinetobacter* has been found to be dominant in excess phosphorus removing plants, many workers have observed that some other genera were also capable of storing polyphosphate such as *Aeromonas* and *Pseudomonas*.

It is well known that BEPR requires an anaerobic/aerobic sequence and short chain fatty acids (SCFA), for an effective phosphorus removal. Many researchers supported the view that the function of the anaerobic period is to produce fermentation products which are utilizable by the Poly-P bacteria (Deinema et al., 1985 ; Brodish, K. E. U., 1985). Some workers proposed as the primary function of the anaerobic zone, the stressing of the organisms to stimulate the phosphorus release which provides them with the energy needed for substrate uptake and storage and the subsequent phosphorus uptake in the following aerobic zone (Nichols et al., 1979). In this way, the poly-P bacteria can compete for substrate with other bacteria in the system.

Since the recognition of excess phosphorus removal in activated sludge system, various biochemical models have been proposed for explaining the process. In all the kinetic models so far proposed, acetate is referred as the sole external substrate which is taken up and stored as poly - β hydroxy butyrate (PHB) during the anaerobic conditions. The synthesis of the PHB from acetyl - CoA requires NADH_2 . The question of how a reducing power is created for the PHB synthesis constitutes the main distinction between various biochemical models. According to the Comeau / Wentzel model, the NADH_2 can be provided via feeding some of the acetyl - CoA into the TCA cycle (Comeau et al., 1986; Wentzel et al., 1986). The production of one more of acetyl - CoA from acetate entering the cell by passive diffusion requires one mole of ATP energy. Thus, the theoretical P release/acetate uptake ratio is 1 mole P/mole acetate or 31 g /64 g COD. Comeau et al. (1987) define this ratio as 1.5 mole P/mole acetate, based upon the assumption 0.5 mole ATP is utilized for substrate transport per mole of acetate. Mino et al. (1987) proposed that the reducing power required for the PHB synthesis is produced through the degradation of the intracellular glycogen stored via the EMP pathway. In the Mino model, 6 moles of acetate uptake theoretically corresponds to the utilization of one mole of intracellular carbon and to the synthesis of 4 moles of PHB monomer. In this model it is also postulated that 3 of the 6 moles of ATP needed to activate 6 moles of acetate, are obtained through EMP pathways. Thus, the amount of ATP to be derived from poly - P is reduced to 3 moles, hence the quantity of P released becomes 3 moles. This corresponds to a $P_{\text{rel}} / \text{Acetate}_{\text{uptake}}$ ratio of 0.5. The released P/acetate uptake values observed in different experimental studies show a variation of 0.05 - 1.5 mole P/ mole acetate. It has been shown that when SCFA other than acetate are used as substrate, other poly - hydroxyalkanoates (PHA) are synthesized besides PHB (Sato et al., 1992). Randall et al (1994) reported that carboxylic (except propionate) acids were probably the most important fermentation products for inducing and maintaining EBPR.

It is generally accepted that poly P microorganisms are unable to directly utilize glucose under anaerobic conditions, in EBPR systems, readily biodegradable substrate consisting of glucose-like materials has to be converted first by the non-poly P microorganisms to SCFAs under anaerobic conditions. However, Randall et al.(1994) reported that the anaerobic phase of the SBRs did not act as a fermentation zone for glucose. This was probably because glucose was rapidly transported into the cells before it could ferment. The reported phosphorus removal results are inconsistent, especially in the case when glucose containing synthetic wastewater is used. Cech and Hartman (1993), observed a group of microorganisms (named G bacteria), which do not contribute to EBPR in lab-scale anaerobic/ aerobic activated

sludge system fed with a mixture of glucose and acetate. Since G bacteria can take up organic substrates without using polyphosphate, the P_{rel}/COD_{ut} ratio decreases due to the ratio of numbers of G bacteria and poly P bacteria. Their accumulation in the activated sludge brings about phosphorus removal deterioration. Matsuo et al. (1992) defined a mechanism for a microorganism using glycogen instead of poly P as the energy source under anaerobic conditions. According to this approach, extracellular glucose, or glucose 1-P, produced from intracellular glycogen is first used to generate two moles of pyruvic acid via the EMP or the ED pathway. One mole of pyruvic acid undergoes decarboxylation through an oxidation reaction, while the other is reduced to propionyl-CoA. Ultimately PHA is synthesized without producing net reducing power.

Since this mechanism involves no energy deficit, and even a net production of one mole of ATP, the poly P energy is not essential and the bacteria having this mechanism are able to compete with poly P bacteria for substrates in anaerobic/aerobic systems. More recently, Satoh et al. (1994), described this metabolism of microorganisms in the failed biological phosphorus removal sludge, and possible strategies to avoid the deterioration of biological phosphorus removal.

The above-reported background suggest that better knowledge has to be gained about the EBPR. In this context, it would be misleading to directly relate the EBPR mechanism to the overall readily biodegradable substrate without exploring its nature and composition. This study describes a lab-scale experimentation carried out to study EBPR under well defined conditions and to investigate the effect of different organic substrate combinations, consisting of Tryptone Soya Broth (TSB) having similar characteristics with readily biodegradable fraction of domestic sewage, together with acetate and glucose on the EBPR mechanism in a sequencing batch reactor (SBR).

Currently, SBR is promoted as a very promising alternative process with distinct advantages over the conventional activated sludge process. Basically, it is a very simple process and everything is solved in a single tank. Sequencing batch reactor (SBR) technology offers an additional advantage for EBPR process, since it is temporally controlled as contrasted to spatially controlled conventional continuous biological treatment processes and temporal control provides a clear understanding and interpretation of the variation of significant process parameters with time. Therefore, SBR appears to be well suited process for the acquisition of a better understanding of enhanced biological phosphorus removal, for process simplicity, flexibility and control. This way, it is also possible to propose a design strategy and a procedural approach for a given wastewater, for practical implementation.

Experimental Study

The experimental work was carried out in a lab-scale sequencing batch reactor (SBR) having anoxic anaerobic, aerobic conditions. The mixed liquor volume at the end of fill period was 8.8 l and after draw 3.4 l. The synthetic wastewater fed to the system consisted of different combinations of TSB, sodium acetate and glucose. Additional nutrients and minerals, including inorganic phosphorus and nitrogen were also added

to the feed solution. The feed was prepared daily by using tap water. Experimental work can be evaluated by dividing into 4 main step:

1. Start up period (Growth of Poly-P organisms)
2. Determination of maximum phosphorus storage capacity (COD limiting conditions)
3. The influence of different substrates on EBPR under COD limiting conditions.
4. The effect of different operational conditions of SBR on EBPR

1. Start up period

During the start up period, SBR was operated with a cycle time of six hours. Each cycle included 15 minutes static fill, 1h 30 minutes anaerobic mixing (initially anoxic) 2 h 30 minutes aerobic react phase, 1 hour settling and 45 minutes draw and idle phase. For starting up the system, reactor was seeded with activated sludge taken from a fully aerobic activated sludge plant. Biomass concentration was kept about 2000 mgVSS/l at 5 days sludge age. The synthetic wastewater fed to the system consisted of only TSB (450 mg/l COD) at the beginning. After four weeks of operation EBPR was established in the system using 450 mg/l TSB and 50 mg/l acetic acid. TSB concentration was decreased to 240 mg/l and 260 mg/l sodium acetate was added at later stage to improve the growth of Poly-P microorganisms. However, when the influent acetate was increased to 260 mg/l, the phosphorus removal decreased and sludge settleability worsened. Influent total phosphorus was 26 mg/l at the beginning and 6 mg/l at the end of start up period. After 120 days, Poly-P organisms became dominant and phosphorus released in the anaerobic phase increased to 22 mg/l and all of the soluble phosphorus was removed in the aerobic phase. The influent acetate concentration than was reduced to 60 mg/l COD equivalent from 260 mg/l COD equivalent at the end of start up period. The phosphorus content of the sludge was 3.2 % on SS basis and 3.7 % on VSS basis. This condition was considered as the beginning of the experimental study and each different wastewater composition with a certain operational condition was referred as a SET.

2. Determination of maximum phosphorus storage capacity

The sludge age was controlled at about 8 days by wasting 1-1.1 l of mixed liquor everyday. Biomass concentration was maintained at between 1.9 - 2.1 g/l VSS during this period. The system was operated over 150 days until it reached maximum phosphorus storage capacity and become COD limiting by increasing the influent phosphorus concentration gradually while keeping the influent COD concentration constant at about 300 mg/l (240 mg/l TSB and 60 mg/l sodium acetate). As the influent phosphorus concentration increased, released phosphorus in the anaerobic phase (P_{rel}) and the phosphorus content of the sludge increased until COD became limiting. The VSS/SS ratio also decreased as the phosphorus content of the sludge increased. The results of these sets are given in Table 1. The operational mode of the reactor was the same as given for start up period.

Table 1 The Average Results (SET 1 - SET 6)

	SET 1	SET 2	SET 3	SET 4	SET 5	SET 6
Inf.TP(mg/l)	6.3	8.3	10.3	13.3	17.2	20.4
Eff.TP(mg/l)	0	0	0	0	0	4
VSS/SS	0.833	0.810	0.784	0.703	0.684	0.651
P % (SS)	3.8	4.3	5.4	7.0	8.5	9.7
P % (VSS)	4.5	5.3	6.7	9.9	12.5	15
P _{rel} (mg/l)	17.1	20	21	29.1	33.8	34.5
P _{upt} (mg/l)	21	25	27.3	37.5	44.4	44.1
P _{upt} /P _{rel}	1.23	1.25	1.3	1.29	1.31	1.3
COD _{ut} (mg/l)	120	110	105	143	130	126
P _{rel} /COD _{ut}	0.14	0.18	0.2	0.21	0.26	0.27

3. The influence of different substrates on EBPR under COD limiting conditions.

As can be seen from Table 1, the system reached its maximum P storage capacity at about 16 mg/l influent P concentration. Then the influent P concentration was increased to 20 mg/l and kept constant during the study resulting in a residual effluent P concentration of around 4 mg/l and allowing this way to evaluate the effect of different substrates on the efficiency of P removal. The P content of the sludge was 9.6 % on SS basis and 14.8 % on VSS basis with a corresponding VSS / SS ratio of about 0.65 at the beginning of this step (SET 6). Then the different substrate combinations of TSB, acetate and glucose were tried (SET 6 - SET 12). The wastewater compositions during 3. step of the study are given in Table 2.

Table 2 Synthetic Wastewater Compositions

Concentration(mg/l)	SET 6	SET 7	SET 8	SET 9+10	SET 11	SET 12
TSB (as COD)	240	240	240	240	150	300
Na Acetate (as COD)	60	30	30	-	-	-
Glucose (as COD)	-	30	-	60	150	-
Total Phosphorus	20	20	20	20	20	20
TKN	33	33	33	33	24	39
K*	28	28	28	28	33	25

*Other micronutrient concentrations were the same during all sets and amounts added were as follows:

Mg: 3 ; Ca: 1.4 ; Fe:0.2 ; Mn: 0.26 ; Zn:0.22 mg/l (excluding the amounts coming from tap water).

System performance was observed in two different ways, namely, continuous monitoring of the SBR system performances and batch tests conducted with the sludge wasted from the aerobic phase of a SBR cycle. The parameters measured for the monitoring were COD, TKN, Total Phosphorus, PO₄-P, NH₄-N and NO_x-N. All analysis were carried out according to Standard Methods (APHA, 1989).

Continuous SBR Tests

Figure 1 shows daily variations in phosphorus parameter from SET 6 to SET 12. Average results of the experimental study for each SET are also given in Table 3. When the acetate addition in SET 6, with the feed solution containing 80% TSB and 20% acetate, was ceased and compensated with TSB (SET 12) the system performance was deteriorated because of both the increase in the influent TKN concentration and also the lack of the acetate. And then, the same acetate concentration was added for the recovery of the previous system performance. When the system restabilized, the acetate concentration was reduced by half and glucose was added instead (SET 7). It was observed that the addition of glucose instead of acetate did not yield the same phosphorus removal despite the fact that the COD/P ratio did not change and consequently effluent P concentration was observed to increase from 4 mg/l to 8.5 mg/l. When glucose addition was stopped (SET 8) although COD/P ratio decreased, the system performance was similar to that glucose concentration increased to 20 % of total COD and COD/P ratio was again maintained at 15 (SET 9+10). Phosphorus concentration at the end of anaerobic phase decreased as the glucose fraction in the feed solution increased from 20 % to 50 % in SET 11. As a result, effluent P concentration increased to 13 mg/l. There was no significant variation in COD utilization between the sets. Almost all of the COD disappeared after the anaerobic phase, with a small residual portion at the end of the cycle. However P_{rel} / COD_{ut} ratio decreased by increasing the glucose fraction in the feed as can be seen from Table 3. As parallel to P removal efficiency, P content of the sludge also decreased from 15 % in SET 6 to 6.8 % in SET 11 on VSS basis. Typical COD, NO_x-N , NH_4-N and P profiles throughout a complete cycle for two selected sets (SET 6 and SET 11) are illustrated in Figs. 2 and 3.

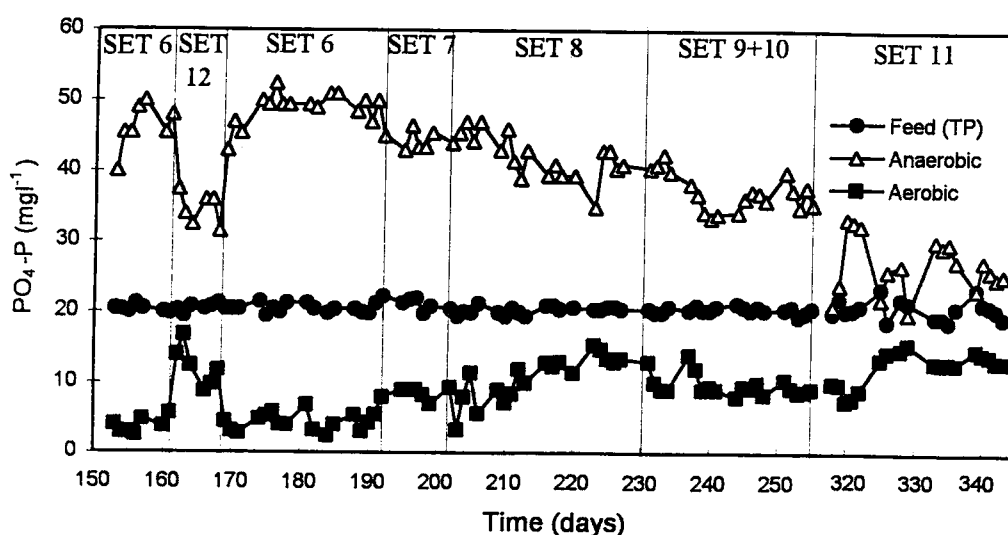


Figure 1. Daily variations in phosphorus parameter

Table 3 Average Results (SET 6-SET 12)

Parameter	SET 6	SET 7	SET 8	SET 9+10	SET 11	SET 12
Influent COD (mg/l)	270	260	230	280	270	310
Influent TSB	80	80	80	80	50	100
COD (%) Acetate	20	10	10	0	0	0
fractions Glucose	0	10	0	20	50	0
Influent TKN/COD	0.11	0.11	0.12	0.11	0.08	0.13
COD anaerobic (mg/l)	60	45	40	50	50	75
COD aerobic (mg/l)	30	30	35	35	30	35
MLSS (mg/l)	3040	2910	3030	2910	2850	3050
MLVSS (mg/l)	1980	1930	2105	2065	2220	2110
VSS/SS	0.651	0.663	0.695	0.710	0.78	0.692
P % (g/g SS)	9.7	9.4	7.8	7.2	5.3	7.2
P % (g/g VSS)	15.0	14.2	11.3	10.2	6.8	10.3
Influent TP (mg/l)	20.4	20.9	20.4	20.4	20.7	20.5
PO ₄ -P anaerobic (mg/l)	48.1	44.8	41	37.2	25	34.5
PO ₄ -P aerobic (mg/l)	4.0	8.5	11.5	9.6	13	12.3
P _{rel} /COD _{ut}	0.26	0.22	0.2	0.15	0.095	0.13

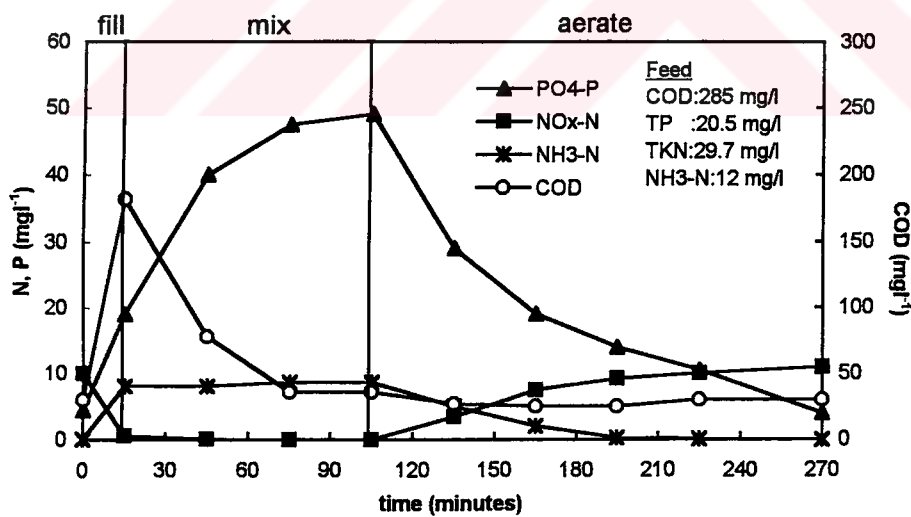


Figure 2. Typical COD, PO₄-P, NO_x-N and NH₃-N time profiles during SET 6

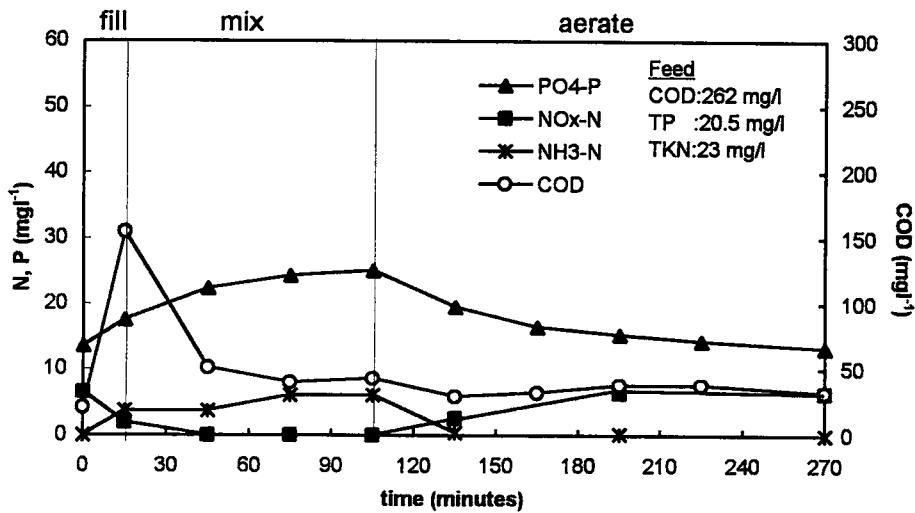


Figure 3. Typical COD, PO₄-P, NO_x-N and NH₃-N time profiles during SET 11

Batch Tests

Anaerobic batch tests were conducted as additional support to previous observations on SBRs to visualize the effect of different types of substrate on phosphorus release. The batch experiments were coupled to a number of continuous sets as shown in Figs. 4 and 5 each having a different poly-P microorganism ratio.

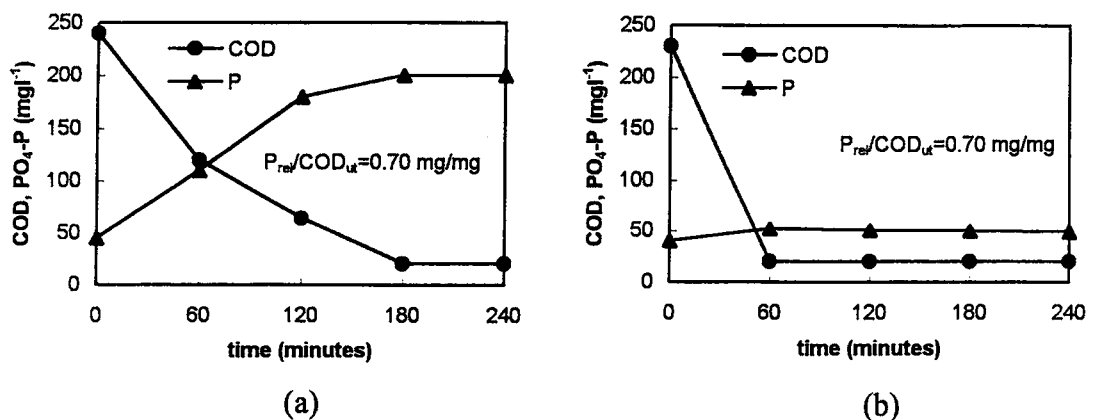


Figure 4. COD, PO₄-P time profiles of the batch tests fed with acetate (a) and glucose (b) during SET 7

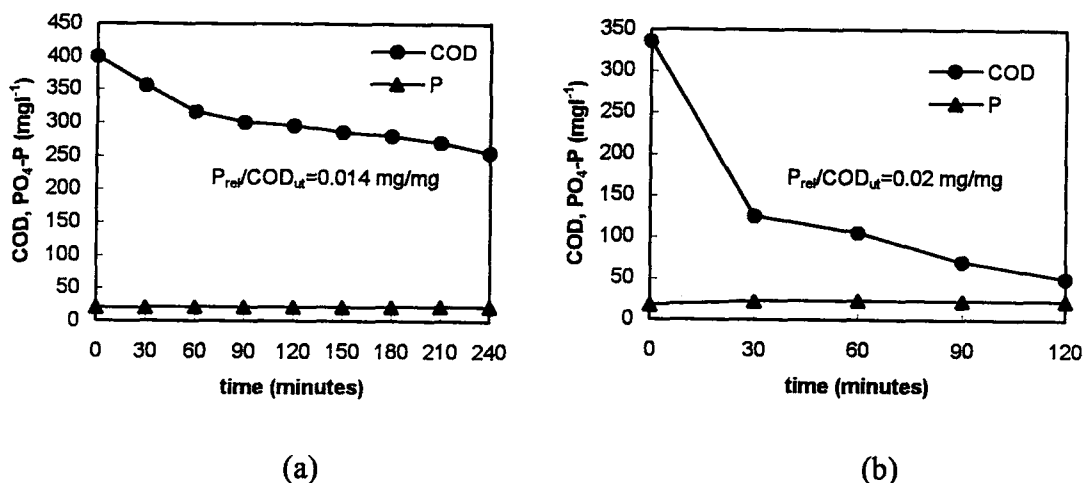


Figure 5. COD, PO₄-P time profiles of the batch tests fed with acetate (a) and glucose (b) during SET 11

This way it was possible to see the effect of bacterial population dynamics on the magnitude of P release. It is interesting to compare the results illustrated on Figs 4 and 5 both fed with acetate and glucose. In the experiments coupled with SET 7 (Figure 4) sustaining a relatively large portion of poly-P microorganisms, P_{rel}/COD_{ut} ratio was 0.7 mg/mg when fed with acetate whereas in the experiments coupled with SET 11 (Figure 5) practically devoid of these type of organism, the same acetate feeding only produced a ratio of P_{rel}/COD_{ut} 0.014 mg/mg. Phosphorus release with glucose feeding were as expected much lower in all the experiments.

4. The effect of different operational conditions of SBR on EBPR

Until this part of the study, reactor was operated with 6 hours cycles and 4 cycle in one day. In order to see to what extent the system performance is affected by the operational conditions, the number of the cycles was decreased to 3 in a day to have longer cycle times (8 hours) allowing different anaerobic/aerobic phase applications. Different operation applications and their results are given in Table 4.

Although longer aerobic phase times resulted in better phosphorus removal efficiency, the average phosphorus uptake rates decreased. It is important to select the optimum anaerobic phase time just enough to allow the release of phosphorus. If it is too long, since P release stays constants, P_{upt}/P_{rel} ratio does not increase and the system is considered as oversized. When SET 10 and SET 13 are evaluated, it can be concluded that SET 13 is oversized comparing to SET 10.

Table 4 Average Results of Different Operational Conditions

	SET 9	SET 10	SET 13	SET 14	SET 15
Anaerobic phase time (min.)	90	90	150	90	90
Aerobic phase time (min.)	165	180	240	210	300
T_{AE}/T_{AN}	1.83	2	1.6	2.33	3.33
Number of cycle	4	4	3	3	3
θ_X	8	8	13	15	14
VSS/SS	0.717	0.702	0.694	0.690	0.667
P % (VSS)	9.6	10.8	11.0	11.4	12.4
Inf. P(mg/l)	20.6	20.3	20.4	20.0	20.1
Eff. P(mg/l)	9.8	9.3	10	9.0	6.6
P_{rel} (mg/l)	21.2	21.1	21.8	18.5	16.3
P_{upt} (mg/l)	27.6	27.7	28.4	25.7	25.4
P_{upt}/P_{rel}	1.30	1.31	1.31	1.39	1.55

Evaluation

The experimental results show that high EBPR can be obtained in a lab-scale anoxic / anaerobic- aerobic SBR using synthetic wastewater containing acetate, protein and glucose. System can be operated under COD limiting condition to use the maximum storage capacity of the sludge depending to COD/P ratio. The COD/P ratio found to be 20 allowing to achieve phosphorus storage limiting condition. The phosphorus content of the sludge was as high as 16 % on VSS basis under COD limiting conditions which also results in low effluent phosphorus concentration as long as the maximum storage capacity of the sludge is not exceeded.

The ratio of the VSS/SS can be used to monitor phosphorus removal efficiency of the system as an indicator showing the changes in the P content of the sludge since a good correlation was observed between effluent P concentration and VSS/SS ratio. While the ratio in the system having a good phosphorus removal is about 0.60, it is increased to 0.8- 0.9 as the Poly P organisms ratio and P content of the sludge decreases.

The P_{upt}/P_{rel} ratio is also very important indicating which system is dominant. If the phosphorus release occurs and the Poly P bacteria are dominant in the system P_{upt}/P_{rel} ratio is constant at about 1.30. The increase in this ratio can be attributed to two reason. One reason is the increase in the aerobic/anaerobic phase ratio which indicate the improvement of the removal efficiency as well. The second reason is the decrease in the phosphorus released in the anaerobic phase resulting with the deterioration of excess phosphorus removal and showing the normal metabolic phosphorus uptake. The maximum phosphorus that can be released was found to be the 50-60 % of the phosphorus content of the sludge under the condition which the substrate concentration consisted of 100 % of acetate.

Phosphorus removal capacity of the system gradually declines as acetate addition is lowered and compensated with glucose. It seems that system tolerates the glucose to some extent which is about 20 % of influent COD fraction. If this fraction exceeds 50 % system performance is significantly deteriorated.

Further decrease on the removal of phosphorus when the glucose addition is stopped may be explained by the inadequacy of the influent total COD implying that glucose can be converted to SCFA in the anaerobic phase of the SBR. When the influent TKN/COD ratio increases with the resulting increase of $\text{NO}_x\text{-N}$ input to the anaerobic phase, the phosphorus removal efficiency is also observed to decrease due to reduced fermentation.

It is also noted that the system performance deteriorates with a glucose rich influent regardless of the fact that the $\text{NO}_x\text{-N}$ input decreases. This is probably due to shifts of the microorganisms type distribution. If the influent wastewater contains less amino acids and proteins the growth of the poly-P microorganisms may become slower in accordance with similar previous explanations (Sato *et al.* 1994) and there may be more chance for the microorganisms using glycogen instead of polyphosphates as the energy source to become dominant.

The most importance evidence of this conclusion is the results of the batch tests conducted parallel to SBR operation. The range of $P_{\text{rel}}/\text{COD}_{\text{ut}}$ ratio is found 0.03 - 1.73 mole/mole in these batch tests. This range covers all the reported results so far. It is important to note that all the experiments were conducted in mixed cultures obtained from activated sludge and enriched in Poly P bacteria through anaerobic-aerobic sequence. Since "*it is impossible to say which microorganism does what*" (Jenkins and Tandoi, 1991) all these results should be evaluated considering their conditions in detail and design strategies for a given wastewater should be determined very carefully with support of experimental treatability examinations.

The SBR systems seem very convenient for enhanced biological phosphorus removal since the operational mode can easily be changed to meet the effluent standard. The batch tests conducted with domestic wastewaters also show that good phosphorus removal can be achieved in SBR system in which Poly P bacteria are enhanced by using a synthetic wastewater having similar characteristic with domestic wastewater. It is suggested to apply these systems for biological phosphorus removal for achieving more reliable results with less investment cost considering the economical conditions of our country.

BÖLÜM 1

GİRİŞ

1.1 ÇALIŞMANIN ANLAM VE ÖNEMİ

Atıksuların boşaltıldığı alıcı ortamlarda, özellikle göller iç denizler ve körfezler gibi hassas bölgelerde karşılaşılan en büyük çevre sorunu ötrofikasyondur. Bu sorunun önlenmesi ancak azot ve fosfor gibi besleyici elementlerin kısıtlanması ile gerçekleştirilebilmektedir. Bazı mavi-yeşil bakterilerin atmosferik azot gazını kullanabilmeleri nedeniyle ötrofikasyonun engellenmesi genellikle fosfor kontrolüne dayandırılmaktadır.

Gelişmiş ülkelerde besi maddesi deşarj standartları her geçen gün biraz daha sıkılaşmaktadır. Bu standartlara ulaşabilmek için kullanılması gereken arıtma yönteminin; güvenilirliğinin yanısıra, ekonomik ve uygulanabilir olması gerekliliği ise yeni arıtma alternatifleri üzerinde çalışmaların yoğunlaştırılmasına neden olmaktadır.

Fosfor giderimi için son yıllarda önem kazanmaya başlayan biyolojik aşırı fosfor giderimi (BAFG) 1970'lerden bu yana üzerinde yoğun bir şekilde durulan ve geniş araştırmalara konu olan bir arıtma yöntemidir.

Biyolojik aşırı fosfor giderimi, fosforu normal metabolik ihtiyaçlarının üzerinde depolayabilen mikroorganizmaların ortamda baskın hale getirilmesi amacıyla aktif çamur sistemlerinde yapılan düzenlemeler ile gerçekleştirilmektedir. Fakat mekanizması ve etkili kontrol proseslerinin tam olarak anlaşılamaması nedeniyle teknolojiye uyarlanmaları ülkemizde henüz yeterli düzeye ulaşmamıştır.

Bununla beraber biyolojik aşırı fosfor giderimi düşük maliyetleri ve oluşan çamur miktarının az olması gibi nedenlerle kimyasal fosfor giderimine tercih edilen sistemler olup, üzerinde önemle durulması ve ülkemiz gündeminde yer alması için yapılacak çalışmaların hızlandırılması büyük önem taşımaktadır.

Bu çalışma, yakın gelecekte ülkemizde de fosfor kısıtlaması getirilmesi halinde yukarıda bahsedilen avantajlardan yararlanılabilmesi ve prosesin güvenilirlikle uygulanabilmesi amacıyla biyolojik aşırı fosfor gideriminin mekanizması ve esaslarının incelenmesi konusunda yapılan ilk çalışma olup, bu özelliği ile de ileride yapılacak çalışmalara bir baz teşkil etmesi açısından önemli bir başlangıç niteliği taşımaktadır.

1.2 ÇALIŞMANIN AMAÇ VE KAPSAMI

BAFG prosesi, başta atıksu özellikleri olmak üzere birçok faktörden etkilenen çok dinamik ve karmaşık bir proses olup kontrol edilebilmesi ancak mekanizmasının çok iyi bilinmesi ile mümkündür. Bu konudaki yoğun araştırmalara rağmen mekanizması hakkında hala anlaşılmamış ve aydınlığa kavuşmamış konular ve çelişkili görüşler bulunmaktadır. Bu prosesin güvenilir bir şekilde kullanılabilmesi de yine etkili kontrol prosesleri ve mekanizmanın iyi tanımlanmasına bağlıdır.

Ardışık kesikli reaktör (AKR) sistemleri ise biyolojik fosfor giderimi için ekonomik bir çözüm olma potansiyelinin yanısıra laboratuvar ölçeğinde kontrol ve ayarlanabilme imkanı sayesinde bu dinamik davranışın izlenebilmesi açısından bu tür karmaşık mekanizmaların aydınlatılmasında çok değerli bir araç olarak kullanılmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, ardışık kesikli bir reaktörde biyolojik fosfor gideren bakterilerin üretilmesi ve biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının incelemesi için farklı koşullar altında yapılan deneylerle, prosesin daha iyi anlaşılabilmesini sağlamak ve çelişkili görüşlerin aydınlatılmasına katkıda bulunabilmektir.

Bu amaç çerçevesinde çalışmada ilk olarak fosfor parametresinin çevre açısından önemi belirtildikten sonra fosfor giderimi için kullanılan sistemlere değinilmiştir.

Daha sonra biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizması açıklanarak bu mekanizmanın gerçekleştirilmesinde etkili olan mikroorganizmaların özellikleri ve buna bağlı olarak BAFG'ni etkileyen faktörler üzerinde durulmuştur. BAFG mekanizmasının açıklanması için önerilen modeller ve bu modellerin yanısıra sistemde etkili olabilen ve aşırı fosfor gideriminin bozulmasına yol açabileceği öngörülen bazı mekanizmaların varlığını gösteren yeni yaklaşımlar değerlendirilmiştir.

Bu bilgiler ışığında BAFG'nin incelenmesi için çok uygun sistemler oldukları bilinen ve bu çalışmada da kullanılmış olan ardışık kesikli reaktör sistemlerinin özelliklerine 3. bölümde geniş bir şekilde yer verilmiştir.

Bu çalışmada kullanılan ardışık kesikli reaktör sistemi ve bu sistemde gerçekleştirilen deneysel çalışmanın planının yanısıra, devreye alma çalışmalarının da özetlendiği 4. bölümün ardından farklı atıksu kompozisyonları ve işletme koşulları denenerek yürütülen sürekli ve kesikli deney sonuçları 5. bölümde verilmiştir.

Deney sonuçlarının, hem BAFG mekanizmasının işleyişi yönünden önemli olan atıksu özellikleri hem de AKR'lerde biyolojik aşırı fosfor giderimi uygulamalarında önemli sistem özelliklerinin ele alınmasıyla farklı açılardan değerlendirilmesi 6. bölümde yapılmıştır.

Son bölümde ise deneysel sonuçların değerlendirilmesi ile ortaya çıkan sonuçlar özetlenerek bu konuda yapılacak çalışmaların yoğunlaştırılması gerekliliğinin önemi vurgulanmıştır.

BÖLÜM 2

BİYOLOJİK AŞIRI FOSFOR GİDERİMİ

2.1 ATIKSULARDA FOSFOR

Atıksularda fosfor üç şekilde bulunmaktadır: ortofosfat, polifosfatlar ve organik bağlı fosfor. Basit ortofosfatlar ve polifosfatlar (ya da kondanse fosfatlar) toplam inorganik fosforu oluştururlar. Polifosfatlar asit hidrolizi yoluyla kolayca ortofosfatlara dönüşebilirken, organik fosforun ortofosfata dönüştürülmesi için tam bir oksidatif parçalanma gerekmektedir. Ortofosfat mikroorganizmalar tarafından kolayca özümmlenebilmektedir. Fosforun diğer formları ise ancak ortofosfata hidroliz edildikten sonra kullanılabilir hale gelmektedir.

2.1.1 Fosforun Kaynakları ve Miktarları

Fosforun evsel atıksulardaki kaynağı ve miktarları oldukça değişkendir. Endüstriyel deşarjlar, noktasal olmayan kaynaklar ve deterjanların farklı fosfor içerikleri gibi faktörler, atıksulardaki fosfor miktarını önemli ölçüde etkilemektedir. Evsel atıksulardaki toplam fosfor konsantrasyonunun yaklaşık yarısını deterjanlar oluşturmaktadır. Taze evsel atıksudaki tipik fosfor seviyeleri Tablo 2.1’de verilmiştir (WPCF, 1983). Tablo’dan kanalizasyondaki toplam fosforun yaklaşık % 70’inin inorganik olduğu görülmektedir.

Süzülebilir ortofosfat aralığı evsel atıksudaki toplam fosforun % 15 - % 35’i arasındadır. Ortofosfat/toplam fosfor oranı atıkların kaynağına olduğu kadar fosfor içeren organiklerin bozunma derecesine de bağlıdır.

Tablo 2.1. Evsel Atıksularda Fosfor Miktarları (WPCF, 1983)

	P konsantrasyonu (mg/l)	Fosfor miktarı (kg/N-yıl)
Toplam	6-20	0.8-1.8
Organik	2-5	0.3-0.6
İnorganik	4-15	0.5-1.2

2.1.2 Fosforun Etkileri

Nütrientlerin aquatik çevre üzerindeki etkisi son yıllarda giderek önem kazanan bir konudur. Karbon, azot ve fosfor gibi mikroskobik hayatın temel taşları olan elementlerin yüzeysel sulara deşarjı bu ekosistemlerde ötrofikasyon olarak bilinen bir seri değişikliğe neden olmaktadır. Özetle ötrofikasyon, su kalitesinin bozulması ve özellikle çözünmüş oksijenin azalmasını beraberinde getiren toplam biyokütle miktarında önemli bir artış (alg patlaması) olarak tanımlanmaktadır. Toplam biyokütle artmakla birlikte, ötrofikasyon daha dayanıklı türlerden oluşan ve türlerdeki çeşitliliğin azaldığı bir biotanın oluşması ile sonuçlanmaktadır. Ötrofikasyon öncelikli olarak doğal göller, rezervuarlar, körfezler ve küçük nehirler gibi sirkülasyonun çok az olduğu su bünyelerini tehdit etmektedir.

Alıcılara yapılan atıksu deşarjlarında, karbonun elimine edilmesi prensip olarak ötrofikasyon ihtimalini tamamen ortadan kaldırmamaktadır. Atıksudaki karbonlu maddeler konvansiyonel arıtma tesislerinde giderildiğinde ancak karbonlu maddelerin kullanımı ile gerçekleşen heterotrofik biyokütlenin büyümesi önlenebilmektedir. Oysa, arıtılmış çıkış suyunda bulunan azot ve fosforun biyokütle gelişimine daha büyük ölçeklerde katkıda bulunma potansiyeli, karbon kaynağı olarak inorganik karbon türlerini kullanan ototrofların gelişimi nedeniyle hala devam etmektedir. Bu nedenle, azot ve fosforun hidrolik açıdan ötrofikasyona duyarlı su kütlelerine girişinin kontrol edilmesi büyük önem taşımaktadır.

Bazı mavi-yeşil alglerin atmosferik azot gazını ilk üretimi gerçekleştirmek üzere kullanabilme kabiliyetleri bulunmaktadır. Bu nedenle ötrofikasyon kontrol stratejisinin

etkin kısıtlayıcı element olma özelliği taşıyan fosforunun kontrolüne dayandırılması tercih edilmektedir.

Atıksudaki fosforun klasik biyolojik arıtma yöntemleri ile istenilen limitlere düşürülmesi mümkün olmadığından ilave fosfor giderim yöntemlerinin kullanılmasına ihtiyaç duyulmaktadır.

2.1.3 Fosfor Giderme Sistemleri

Fosfor giderimi genellikle, çözünmüş ortofosfatların kalsiyum ya da metal fosfat olarak çöktürülüp sudan ayrılması esasına dayalı bir üçüncül kimyasal arıtma adımının kullanılması ile yapılmaktadır. Ancak son yıllarda biyolojik aşırı fosfor giderimini (BAFG) sağlamak için birçok tam ölçekli arıtma tesisi yapılmıştır. Bununla beraber biyolojik aşırı fosfor gideriminin yetersiz kaldığı durumlarda kimyasal fosfor giderimi BAFG'ne ilave olarak hala önemini korumaktadır. Kimyasal fosfor giderimi uygulamalarında gözlenen önemli bir değişim kimyasal madde ilavesi için ayrı bir üçüncül arıtma yerine kimyasal maddenin birinci ya da ikinci arıtma adımlarında yapılıyor olmasıdır.

2.1.3.1 Kimyasal Fosfor Giderimi

Atıksudaki çözünmüş ortofosfatın giderilmesi için yerleşmiş bir yöntem metal fosfatların çöktürülmesidir. Fosfor deşarj limitinin, ilk çöktürme ve biyolojik arıtma ile sağlanabilecek değerin altında olduğu durumlarda kimyasal çöktürme gerekli olmaktadır. Çöktürme işlemi için kullanılan başlıca kimyasal maddeler; alum, sodyum aluminat, demir (2) klorür, demir (3) klorür, ve demir sülfat gibi alüminyum ve demir tuzlarıdır.



Kimyasal madde ilavesi genellikle birinci veya ikinci çökeltmenin girişine veya doğrudan havalandırma tankına yapılabilir. Bu durumda fosfor çöktürme prosesleri kimyasal maddenin eklendiği yere göre adlandırılırlar.

Birinci çökeltmenin girişine yapılan kimyasal madde ilavesi sonucu oluşan çökeltinin ön çökeltme çamuru ile uzaklaştırılması “önde çöktürme” (pre-precipitation) olarak tanımlanır. Birinci çökeltme öncesi yapılan ilavenin avantajı, ön çökeltme havuzuna eklenen kimyasal madde sayesinde etkili bir askıda katı madde çökmesi sonucu organik madde giderim veriminde artmasıdır. Diğer taraftan, bu durumda organik bağlı fosfor çöktürülemediği için etkili bir fosfor giderimi sağlanamamaktadır. Ayrıca Fe ve Al tuzlarının ilavesi pH’ı düşüreceğinden daha sonraki nitrifikasyon adımı pH ayarlaması gerektirebilir.

Kimyasalların ikinci çökeltme öncesine ya da doğrudan havalandırma tankına eklenmesi ile oluşan çökeltinin biyolojik çamurla beraber uzaklaştırılması da “birlikte çöktürme”(simultaneous precipitation) olarak adlandırılır. Bu sistem çıkışta daha düşük fosfat seviyelerine ulaşılabilmesi oluşan çamur miktarının daha az olması nedeniyle tercih edilmektedir. Optimum fosfor giderimi ve minimum kimyasal madde tüketimi için kimyasal madde dozlama noktalarının seçiminin tam ölçekli arıtma tesisinin kurulması sırasında yapılması önerilmektedir (USEPA, 1987).

Metal tuzları ilavesi ile % 80 - 95 P giderimi sağlanmaktadır. Konvansiyonel olarak tasarlanmış çökeltme tankları ile 1 mg/l çıkış fosfor konsantrasyonuna ulaşılabilir. Bununla beraber çıkışta sürekli olarak 0.5 mg/l’lik bir limitin sağlanabilmesi için filtrasyon işlemine gerek duyulmaktadır.

Metal tuzları ilavesi ile fosfor giderimi çok iyi bilinen ve güvenilir bir proses olarak geniş uygulama alanları bulmaktadır. Aynı amaçla kireç eklenmesi uzun süre kullanılmış olmakla beraber çok fazla çamur üretmesi, yüksek yatırım ve işletme giderleri ile rekarbonasyon gerektirmesi gibi dezavantajları nedeniyle artık tercih edilmemektedir.

2.1.3.2 Biyolojik Fosfor Giderme Alternatifleri

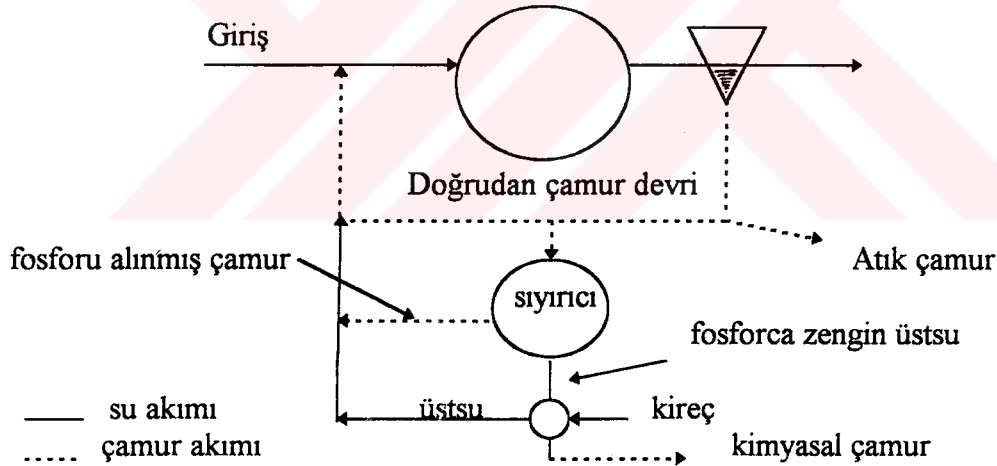
Biyolojik fosfor giderimi, atıksulardan çözünmüş fosforu gidermek için son yıllarda geliştirilmiş bir aktif çamur tekniğidir. Konvansiyonel ikinci kademe biyolojik arıtmada biyokütlenin fosfor içeriği normal olarak kuru ağırlığının % 1.5 - 2'si arasında değişmektedir. Dolayısıyla fosfor giderimi de bu miktarda fosfor içeren çamurun sistemden uzaklaştırılması ölçüsünde olup, sistemin çamur yaşına, atıksuyun KOİ/P oranına ve çamur uzaklaştırma yöntemlerine bağlı olarak % 10 - 30 mertebesinde kalmaktadır.

1960'lı yıllarda, Amerika'daki bazı arıtma tesislerinde ise biyokütlenin normal metabolik ihtiyaçlarını aşan fosfor alımları rapor edilmeye başlamıştır (VACKER ve diğ., 1967). Bu tesislerde toplam fosfor gideriminin % 85 - 95 değerlerine kadar çıktığı ve atılan çamurun kuru ağırlık olarak % 2 - 7.3 fosfor içerdiği belirtilmiştir. Bu gözlemlerin yapıldığı arıtma tesislerinin hepsi yüksek yüklemeli, nitrifikasyon yapmayan piston akımlı reaktörlerdir. Ayrıca bu sistemlerde piston akımlı reaktörlerin çıkışına doğru çözünmüş fosfor konsantrasyonunda artış olduğu da gözlenmiştir. Etkili fosfor giderimi için ise reaktörlerin ikinci yarısında çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/l olması ve çöktürme tankında aerobik koşulların gerekliliği belirtilmiştir. Bu gözlemler aşırı fosfor gideriminin biyolojik kaynaklı çökeltme mi yoksa normal metabolik ihtiyaçların fazlasıyla biyolojik olarak alınması mı olduğu tartışmasını gündeme getirmiştir. Bu gözlemler ayrıca aktif çamur proseslerinde daha iyi fosfor giderimi elde edebilmek için bu özelliğin kullanılma olasılığının araştırıldığı çalışmaları başlatmıştır.

SAPHIRO ve diğ., (1967) aşırı fosfor alımı gözlenen arıtma tesislerindeki anaerobik bölgenin varlığına dikkat çekerek, iyi havalandırma sonucu yüksek fosfor giderimi elde edilen çamurun anaerobik şartlar altında bırakıldığında fosfor açığa çıktığını gözlemişlerdir. Bu gözlemler sonucu, geri devir çamurunun havalandırma tankına dönmeden önce anaerobik şartlara maruz bırakılmasını ve burada fosforun çamurdan

sıyırılmasını önermişlerdir. Bu fikir ve takip eden çalışmalar sonucu “*phostrip prosesi*” olarak bilinen sistem geliştirilmiştir (LEVIN ve diğ., 1972; LEVIN ve diğ., 1975).

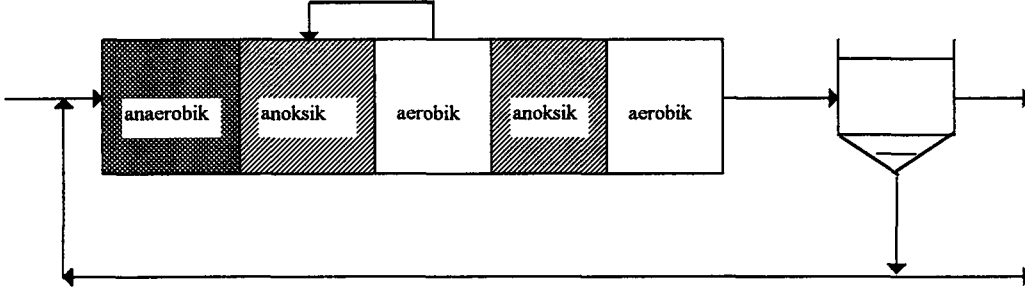
Phostrip Prosesi’nde, yüksek yüklemeli konvansiyonel aktif çamur tesisinin çöktürme havuzundan gelen alt akımın bir kısmı yerçekimli çamur yoğunlaştırıcıya beslenir. Yoğunlaştırıcıdaki anaerobik şartlarda fosfor salımı gerçekleşir ve fosfat açısından zengin üstsü yoğunlaştırıcıdan alınarak kireçle çöktürüldükten sonra arıtma tesisinin başına geri verilir. Proses akım şeması Şekil 2.1’de görülmektedir. Yoğunlaştırıcıda fosforu azalan çamur alt akımla havalandırma tankına geri devrettirilir. Phostrip, fosforun başlangıçta biyolojik olarak giderilmekle beraber sonuç olarak kimyasal çöktürme ile giderildiği karma bir prosestir. Geri devir çamurunun sadece bir bölümünün fosfor salımı işlemine tabi tutulması nedeniyle de bir yan akım prosesi özelliği taşımaktadır.



Şekil 2.1 Phostrip Prosesi

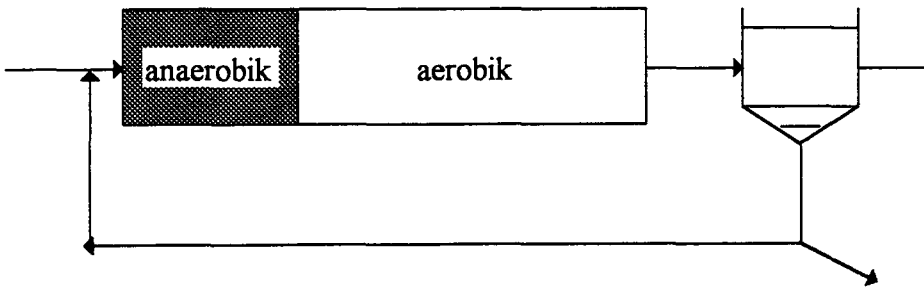
Bu prosesi aşırı fosfor giderimi için geliştirilen tamamen biyolojik ana akım prosesleri izlemiştir. Ana akım proseslerinin çoğu aynı zamanda nitrifikasyon denitrifikasyon yolu ile azot giderimini de gerçekleştirmek üzere tasarlanmışlardır. Bu çalışmaların başlamasındaki etken 1975’de Barnard tarafından azot giderimi için tasarlanmış bir pilot tesiste (4 kademeli Bardenpho) iyi fosfor gideriminin gözlenmesi ile başlamıştır (BARNARD, 1975). Barnard aerobik kademedan önce bir anaerobik kademenin

bulunması halinde aktif çamur tesislerinde iyi fosfor gideriminin mümkün olduğunu söyleyerek, azot gideren Bardenpho sisteminin başında ayrı bir anaerobik kademenin bulunmasını teklif etmiştir. Bu konfigürasyon *Modifiye Bardenpho* veya *5-kademeli Phoredox Prosesi* olarak bilinmektedir (Şekil 2.2).

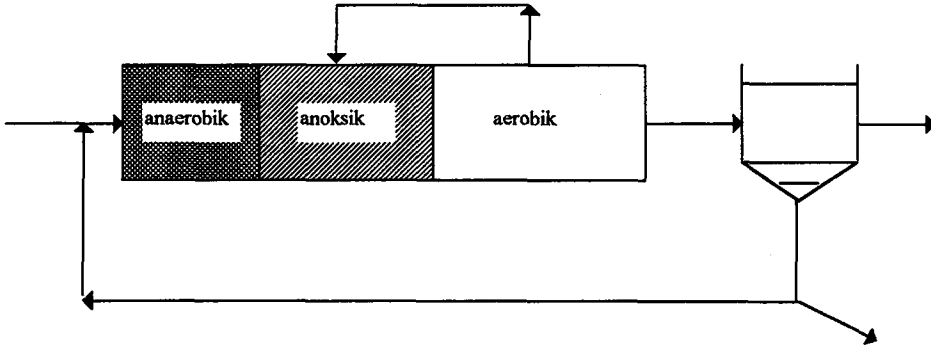


Şekil 2.2 Beş-kademeli “Phoredox” (Modifiye Bardenpho) Prosesi

Phoredox, anaerobik bölgedeki düşük indirgeme şartlarının önemini belirtmek için fosfor ve redoks potansiyeli kelimelerinden türetilmiştir. Phoredox prosesi nitrifikasyon gerekmediği zaman sadece anaerobik ve aerobik (oksik) olmak üzere iki kademeli, kısmen azot giderimi gerektiği zaman anaerobik / anoksik / aerobik olmak üzere üç kademeli de olabilmektedir (BARNARD, 1983). İki kademeli olan proses *A/O prosesi*, üç kademeli olanı ise *A²/O prosesi* olarak da bilinmektedir. Bu proseslerin akım şemaları Şekil 2.3 ve Şekil 2.4’de sırasıyla verilmektedir.

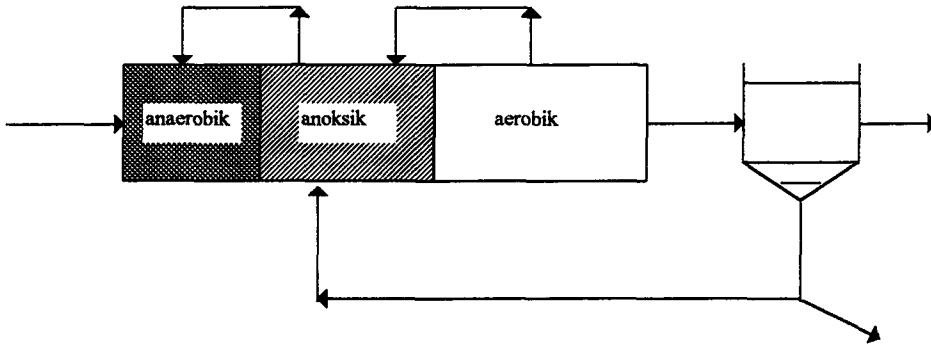


Şekil 2.3 İki-kademeli “Phoredox” (A/O) Prosesi



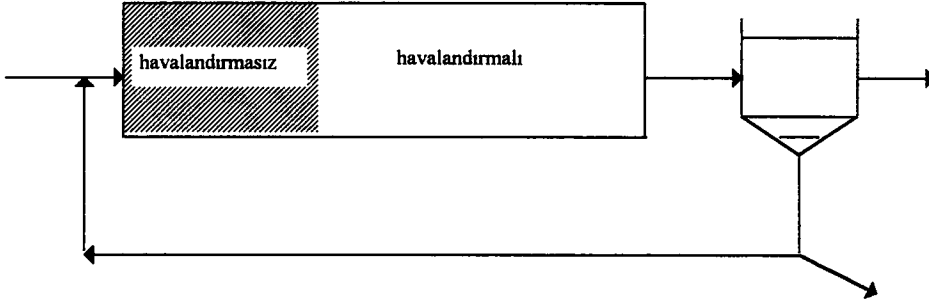
Şekil 2.4 Üç-kademeli “Phoredox” (A^2/O) Prosesi

Biyolojik nütrient gideren aktif çamur sistemlerinin geliştirilmeleri devam ettikçe, anaerobik/aerobik döngünün gerekliliği ve önemi anlaşılmıştır. Bunun yanı sıra anaerobik bölgeye nitrat geri devrinin biyolojik aşırı fosfor giderimini kötü yönde etkilediği de gözlenmiştir (BARNARD, 1975; BARNARD, 1976; NICHOLLS, 1975). Bu gözlemler sonucu üç-kademeli Phoredox (A^2/O) prosesi anaerobik bölgeye nitrat girişini azaltacak şekilde değiştirilerek UCT (University of Cape Town) prosesi geliştirilmiştir (Şekil 2.5). UCT prosesinde A^2/O prosesine göre yapılan iki değişiklik bulunmaktadır. Bunlar; geri devir aktif çamurunun anaerobik bölge yerine anoksik bölgeye verilmesi ve anoksik bölgeden anaerobik bölgeye bir içsel çevrim eklenmesidir. Birbirlerine çok benzediği için UCT prosesine aynı zamanda VIP (Virginia Initiative Plant) prosesi de denilmektedir. VIP prosesindeki tek fark anaerobik, anoksik ve aerobik tankların birden fazla göze bölünmüş olmasıdır.



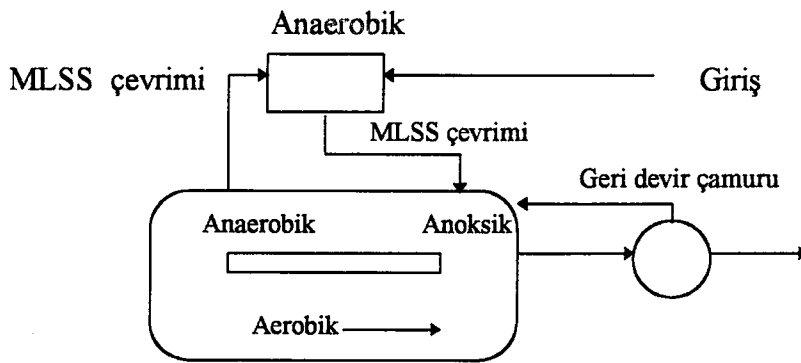
Şekil 2.5 UCT/VIP Prosesi

Bu sistemlerin yanısıra mevcut piston akımlı aktif çamur tesislerinde havalandırma sisteminde değişiklik yapılmak suretiyle fosfor giderimi sağlamak mümkün olmaktadır. Bu tür sistenler işletiminde değişiklik yapılan aktif çamur sistemleri olarak isimlendirilirler (Şekil 2.6).



Şekil 2.6 İşletmede değişiklik yapılarak fosfor gideren aktif çamur sistemi

Oksidasyon havuzları gibi aktif çamur sistemlerinin daha eski modifikasyonları da azot ve fosfor giderimi yapacak şekilde dönüştürülerek çalıştırılmaktadır (Şekil 2.7).



Şekil 2.7 Biyolojik azot ve fosfor gideren oksidasyon havuzu

Gelişimleri çok eskilere dayanan Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) sistemleri ise azot ve fosfor giderimine yönelik olarak çalıştırılabilen sistemler olup, biyolojik fosfor giderim

mekanizmasının incelenmesi için de çok uygun sistemler olmaları nedeniyle bu araştırmanın ana konularından birini teşkil etmektedir. Bu nedenle ardışık kesikli reaktörler ayrı bir bölüm halinde Bölüm 3’de ele alınmıştır.

2.2 BİYOLOJİK AŞIRI FOSFOR GİDERİMİNİN PRENSİPLERİ

2.2.1 Aşırı Fosfor Giderme Mekanizması

Ötrofikasyonun neden olduğu sorunlara çözüm bulma baskısı, aşırı fosfor giderimi konusunda tam ölçekli tesis uygulamalarının, prosesin çalışma prensibinin anlaşılmasına yönelik bilimsel çalışmaların önüne geçmesine neden olmuştur. Başlangıçta biyolojik nütrient giderme sistemlerinin davranışı hakkındaki açıklamalar, sistemde anaerobik/aerobik şartların arka arkaya olması gerekliliği ve anaerobik bölgeye nitrat geri devrinin zararlı etkisinin farkedilmesi olayları ile kısıtlı kalmıştır. Bu olayların ana prensipleri tam olarak anlaşılammamakla beraber deneysel gözlemlerden hareketle çeşitli sistemler geliştirilmiştir.

60’lı yılların sonunda aşırı fosfor giderim mekanizmasının kimyasal çöktürme olduğunu düşünen bazı araştırmacılar aktif çamur prosesi koşullarında fosfat çökeltmesinin kimyasal durumunu araştırmışlardır. MENAR ve JENKINS (1969), yüksek havalandırma hızı nedeniyle CO₂ sıyrılması sonucu yükselen pH’ın kalsiyum hidroksi apatit şeklinde fosfat çökeltmesine neden olabileceğini öne sürmüştür.

Birçok araştırmacı ise çalışmalarını aşırı fosfor gideriminin biyolojik mekanizma ile gerçekleştiği hipotezi üzerinde yoğunlaştırmıştır. Bu hipotezin öncüleri olan LEVIN ve SHAPIRO (1965), olayın biyolojik kaynaklı olduğunu göstermek üzere çeşitli deneyler yapmışlardır. Havalandırma hızının fosfor alım hızı üzerindeki etkisini incelemişler ve iyi havalandırma ile % 80’in üzerinde fosfor giderimi sağlandığını ve yetersiz havalandırmanın fosfor alımını kötü etkilediğini göstermişlerdir. Ayrıca belli bir hızın üzerindeki havalandırmanın da fosfor giderimini iyileştirmediğini gözlemişlerdir.

CO₂ sıyrılması sonucu pH yükselmesinin fosfat giderimi üzerine etkisini gözlemek üzere ise bir seri deney yapmışlar ve pH 9'da fosfor alım hızının pH 7 ve 8'dekinden önemli ölçüde düşük olduğunu bulmuşlardır. Havalandırma fazı sırasında sisteme oksidatif fosforilasyonu inhibe ettiği bilinen 2,4-dinitrofenol eklenmesi halinde fosfor alımının da engellendiği gözlemlenmiştir. Hücre içinde polifosfat içeren volutin granüllerinin de gözlenmesi sonuçlarından hareketle fosfor gideriminin biyolojik mekanizma ile gerçekleştiği sonucuna varmışlardır. Levin ve Shapiro'nun fosfat gideriminin aşırı biyolojik fosfor alımı yoluyla gerçekleştiği yargısı birçok araştırmacı tarafından incelenmiştir.

NICHOLLS ve OSBORNE (1979), anaerobik-aerobik aşırı biyolojik fosfor gideriminin anlaşılması ve gelişimindeki yönlendirici esasları ortaya koyan araştırmacılar. Bu araştırmacılar biyolojik fosfor giderimini açıklamak üzere β -hidroksibütirat (PHB) gibi karbon depolama ürünleri ile polifosfatlar arasındaki bağlantıyı gösteren bir biyokimyasal model geliştirmişlerdir. Zorlanmış bir anaerobik ortamda basit substratlar PHB şeklinde depolanır ve bu depolama fosforun ortama bırakılması ile bir şekilde ilgilidir. Aerobik şartlar altında PHB, polifosfatların depolanabilmeleri için gerekli enerjiyi üretmek için parçalanır.

MARAIS ve diğ. (1983), Poly-P biriktiren organizmaların seçimini açıklayan bir mekanizma önermiştir. Poly-P depolarının, anaerobik stres fazında mikroorganizmaların hayatta kalabilmeleri için enerji kaynağı olarak görev yaptığını öne sürmüştür. Fakat prensip olarak anaerobik fazda bu enerji, fosfor biriktirmeyen bakterilere karşı kolay ayrışan substrat paylaşımında ilave bir avantaj kazanmak için kullanılır. Buna göre Poly-P biriktirmeyen bakteriler ya çok az kolay ayrışan substrat alabilirler ya da hiçbirşey alamazlar.

MARAIS ve diğ.(1983), kolay ayrışan substrat tanımlamasını da netleştirerek, bunun uçucu yağ asitleri gibi düşük moleküler yapıdaki çözünmüş organiklerden oluştuğunu belirtmişlerdir. Poly P biriktirebilen mikroorganizmaların asetat gibi kısa zincirli yağ asitlerini doğrudan kullanabildikleri fakat diğer fakültatif organizmalar tarafından da

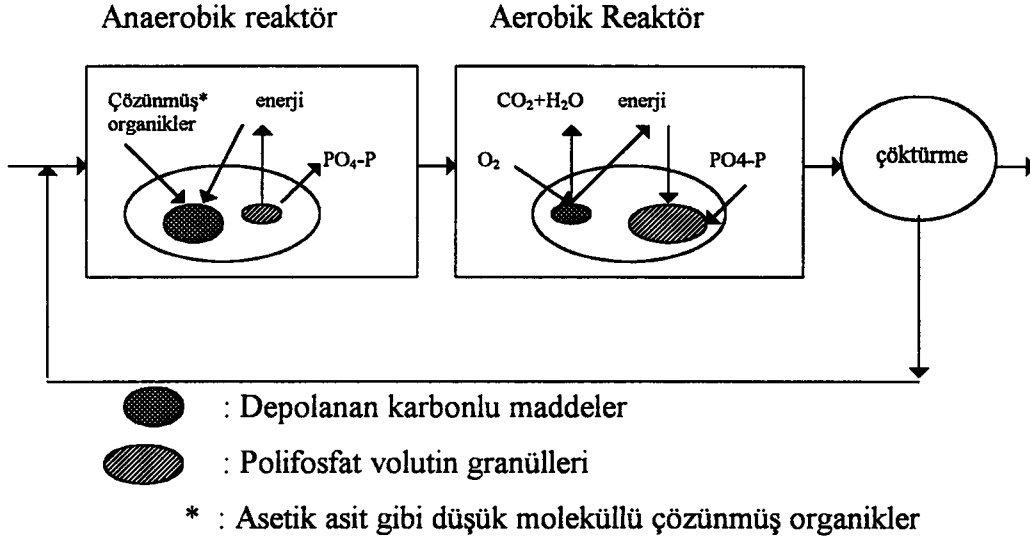
anaerobik fermentasyonda kullanılabilecek substratlardan yararlanamadıkları belirtilmektedir. Bu substratlar Poly P biriktirmeyen mikroorganizmalar tarafından anaerobik fazda fermentasyon sonucu Poly P organizmaları için kullanılabilir hale gelebilmektedirler. Şu ana kadar biyolojik aşırı fosfor gideriminin açıklanmasında bilinen tek mekanizma olan bu mekanizmanın dayandığı esaslar aşağıdaki gibi özetlenebilir (Tablo 2.2) :

Tablo 2.2 Biyolojik Aşırı Fosfor Giderme Mekanizması

Anaerobik Bölge	
Fermentasyon	Çözünmüş substrat fakültatif organizmalar tarafından uçucu yağ asitlerine (VFA) dönüştürülür
Fosfor depolayan bakterilerin VFA'leri kullanması	VFA, bakterilerin bünyesindeki polifosfatlardan enerji temin edilerek hücre içine transfer edilir ve PHB olarak depolanır
Aerobik Bölge	
Fosfor alınması	PHB oksidasyonundan üretilen enerji ile ortamdan geri alınan ortofosfat ile polifosfat bağları yenilenir
Yeni hücre oluşumu	
Fosfor Giderimi	Fosfor içeriği artmış çamurun sistemden uzaklaştırılması

Biyolojik aşırı fosfor giderim mekanizmasıyla fosfor giderimi sırasında substrat ile fosfor arasındaki ilişkinin şematik gösterimi Şekil 2.8'de verilmiştir (ARVIN 1985).

Aşırı fosfor gideriminin biyolojik mekanizma ile gerçekleştiğinin ortaya çıkmasında çamurda fosfor depolama kapasitesine sahip bakterilerin varlığının ve özelliklerinin araştırılması ile ilgili yapılan mikrobiyolojik çalışmaların büyük katkısı olmuştur.



Şekil 2.8 Biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının şematik gösterimi

2.2.2 Mikrobiyolojik Özellikler

Mikrobiyolojik araştırmalar, fosforu aşırı miktarda hücrelerinde depolayabilen birkaç mikroorganizma olduğunu göstermektedir. FUHS ve CHEN (1975), fosfor depolayabilen organizmaları izole ederek fosfor giderimi ile ilgili olan bu mikroorganizmaların *Acinetobacter* türüne dahil olduğu sonucuna varmışlardır. FUHS ve CHEN, asetatla beslenen ve anaerobik/aerobik döngüye maruz bırakılan durumda, *Acinetobacter* saf kültürünün anaerobik fazda hızla fosfor salıdığını ve aerobik fazda bu fosforu tekrar alarak giderdiklerini gözlemlemişlerdir. Asetat ilavesi kesildiğinde anaerobik bölgede salma işlemi gerçekleşmemiş, aerobik fazda ise fosfor alımı yerine yavaş bir fosfor salımı gözlenmiştir. FUHS ve CHEN, fosfor salımı ve alımı arasındaki ilişkiye dikkat çeken ilk araştırmacılar. Ayrıca etanol, asetat, süksinat gibi *Acinetobacter*'ler tarafından kullanılabilen substratların fosfor giderme sistemlerindeki anaerobik bölgenin bir fonksiyonu olduğunu da belirtmişlerdir. Dolayısıyla, anaerobik bir faz olmaksızın bu fermentasyon son ürünleri oluşmayacağından *Acinetobacter*lerin ortamda önemli miktarlarda bulunamayacağı söylenebilir. Bunun nedeni *Acinetobacter*lerin şekerleri ve polisakkaritleri kullanamamaları ve aminoasitler için ağır bir rekabete girmek zorunda kalmalarıdır.

Bu nedenle fermentasyon ürünlerinin oluşacağı bir anaerobik fazın varlığı önem kazanmaktadır. Ancak bu özellik, *Acinetobacter*lerin bir önceki anaerobik fazın fermentasyon ürünleri için diğer organizmalarla aynı rekabete maruz kaldıkları aerobik fazda nasıl canlı kaldıklarını ve anaerobik/aerobik döngüde bulunabildiğini açıklamakta yetersiz kalmaktadır.

Birçok araştırmacı anaerobik bölgenin fonksiyonunun *Acinetobacter*ler tarafından kullanılabilecek olan fermentasyon ürünlerinin üretilmesi olduğunu desteklemektedir (DEINEMA ve diğ., 1985; BUCHAN, 1983; BRODISH, 1985). Bazı araştırmacılar anaerobik bölgenin birincil fonksiyonu olarak organizmalarda stres yaratarak fosfor salımını ve ardından gelen aerobik bölgede fosfor alımını gerçekleştirmelerini sağlamak olduğunu öne sürmüştür (NICHOLLS ve OSBORNE, 1979). Bununla beraber anaerobik stres yaratmanın mikroorganizmaların aerobik fosfor alması için yeterli bir şart olmadığı da söylenmektedir (OHTAKE ve diğ., 1985).

OHTAKE ve arkadaşları saf kültür *Acinetobacter*'lerle yaptıkları çalışmada aerobik ve anaerobik koşullarda fosfor alımı ve salımını sırasıyla gözlemekle beraber, bu çamura anaerobik şartlarda asetat eklendiğinde fosfor salımına karşılık asetat kullanımı gözlememişlerdir. ABU-GHARARAH ve RANDALL (1991), ise çeşitli uçucu asitlerle yaptıkları anaerobik kesikli deneylerde fosfor salınması için uygun bir substrat bulunması halinde anaerobik bölgenin anlamlı olduğunu, aksi takdirde anaerobik bölge ile bakteriler üzerinde stres yaratmanın yeterli bir uygulama olmadığını belirtmişlerdir.

Acinetobacter'ler doğada kolaylıkla bulunabilen organizmalar olup topraktan, sudan ve kanalizasyondan kolayca izole edilebilirler. Bu organizmaların karakteristik morfolojileri: logaritmik büyüme fazına sahip olmaları, kısa, tombul, çubuk şeklinde 1-1,5 μm kalınlığında ve 2-2,5 μm uzunlukta olmalarıdır. Çift kısa zincir veya salkım halinde görülürler. Durgun şartlarda hemen hemen küreseldirler. Hareketsiz ve gram negatiftirler. Salkımlar kılıfla kaplı olduğundan konvansiyonel yöntemlerle belirlenmeleri zordur.

Çoğu *Acinetobacter* türünün konvansiyonel indirgeme testlerinde nitratı azot gazına indirgeme yeteneğine sahip olmadığı belirtilmektedir. Bununla beraber LÖTTER (1985), fosfor gideren aktif çamur sistemlerinde denitrifikasyon yapma yeteneğine sahip olan ve polifosfat biriktirebilen mikroorganizmaların yanısıra denitrifikasyon yapan *Acinetobacter* türleri de izole etmiştir. Anoksik koşullarda nitratı kullanarak fosfor alımı gözleyen birçok araştırmacı bulunmaktadır (HASCOET ve diğ., 1985; COMEAU ve diğ., 1987a; WANNER ve diğ., 1991).

KERRN-JESPERSEN ve HENZE (1993), anoksik koşullarda da nitratı kullanarak fosfor alımı yapabilen bakterilerin de bulunduğunu yalnız bunun toplam bakteri popülasyonunun sadece bir kısmını oluşturması nedeniyle anoksik fosfor alım hızının aerobik fosfor alım hızından daha düşük olduğunu belirtmişlerdir. Anoksik bölgedeki denitrifikasyon hızının ve fosfor alım hızının, anaerobik bölgede depolanan PHB miktarı ile doğrusal bir ilişki olduğunu da gözlemişlerdir.

KUBA ve diğ. (1993), ise anaerobik/aerobik ve anaerobik/anoksik olmak üzere, giriş atıksuyu olarak sadece asetat kullanılan iki ardışık kesikli reaktörde de aynı derecede fosfor giderimi gözlemişler ve fosfor alımının nitrat kullanılarak da gerçekleşebildiğini ve fosfor gideren bakterilerin aerobik bölge olmaksızın da çoğalabileceğini söylemişlerdir.

Çoğu biyolojik fosfor giderme sisteminde nitrifikasyon ve denitrifikasyon da gerçekleştiğinden fosfor depolama kabiliyeti olan bakterilerin nitratı kullanıp kullanamadıkları önemli bir konudur. Anoksik bölgede nitrat giderimi ile birlikte fosfor alımının da gözlenmesi söz konusu olmakla beraber, denitrifikasyon hızının anaerobik bölge olmadığı ve substrat depolamasının gerçekleşmediği sistemlerle aynı olup olmadığı henüz tam olarak bilinmemektedir. Bununla beraber kolay ayrışabilen substratın kullanıldığı biyolojik oksidasyon reaksiyonlarının, içsel depolama ürünlerinin kullanıldığı reaksiyonlardan daha hızlı olduğu genel olarak kabul edilmektedir.

Aşırı fosfor giderme tesislerinde dominant olan türün *Acinetobacter* olduğu bulunmuş olmakla beraber, birçok araştırmacı diğer bazı türlerin de polifosfat biriktirebileceğini göstermişlerdir.

BRODISH ve JOYNER (1983), uzun anaerobik bekletme sürelerinde *Acinetobacter* türüne çok az rastlandığını, onun yerine *Aeromonas* ve *Pseudomonas* türlerinin hakim olduğunu ve mikrobial popülasyonun % 50'sinin gram-pozitif olduğunu gözlemlemişlerdir.

LÖTTER (1985), ise gram-pozitif organizmaların ve özellikle *Aeromonas hydrophila* türünün fosfor giderimine önemli katkıda bulunabileceğini öne sürmüştür. *Bacillus cereus*' un da fosfor depolama kabiliyeti açısından *Acinetobacter* ile yarışabildiği ve aşırı fosfor depolamada etkili olabileceği belirtilmiştir (HASCOET ve diğ., 1985).

BRODISH (1985), özellikle anaerobik bölgede *Aeromonas punctata* bulunması ile aşırı fosfor giderimi arasında bir ilişki olduğunu göstermiştir. *Acinetobacter* sayısının nispeten düşük olmasına karşın fosfor giderimi gerçekleşmeyen tesislerde yapılan bakteriyolojik analizler *Aeromonas* türlerinin çok az sayıda olduğunu göstermiştir. Aşırı fosfor gideren tesislerde *Aeromonas punctata* ile *Acinetobacter calcoaceticus* arasında sinerjistik bir ilişki olduğu söylenmektedir. Anaerobik koşullarda *Aeromonas punctata* tarafından üretilen asetat, *Acinetobacter calcoaceticus* tarafından aerobik koşullarda aşırı fosfor almak için kullanılmaktadır.

STEPHENSON (1987), *Acinetobacter*lerin fosfor giderme sistemlerindeki rolünü, birçok araştırmacının bulduğu sonuçları karşılaştırarak değerlendirmiş ve bu farklı gözlemlerin açıklığa kavuşturulması için *Acinetobacter*lerin rolünün tam olarak anlaşılabilmesine yönelik yapılacak çalışmaların önemini vurgulamıştır.

CLOETE ve STEYN (1988), biyolojik fosfor gideriminden sorumlu bakteri türünün sadece *Acinetobacter* olmadığını ve diğer türlerin de bulunduğunu, yaptıkları çalışmadaki fosfor gideriminin sadece % 35'inin *Acinetobacter* tarafından gerçekleştirildiği gözlemine dayandırmışlardır.

OKADA ve diğ. (1992), fosfor giderimi gerçekleştiren bir tesisten izole ettikleri bakterilerin *Acinetobacter* ve *Pseudomonas* olduğunu ve bu türlerin aktif çamurdaki bakteri popülasyonunun çoğunluğunu oluşturduğunu belirtmişlerdir. Yüksek fosfor giderme özelliğine sahip bu türlerin aynı zamanda düşük büyüme hızına sahip olduklarını da belirtmişlerdir.

Pseudomonas'ın biyolojik fosfor alımından sorumlu, *Aeromonas*'ın ise fermentasyonun tamamlanması ve uçucu yağ asiti üretimi için önemli olduğu görülmektedir.

Çeşitli fosfor gideren tesislerden izole edilen fosfor biriktirme yeteneğine sahip bakterilerin saf kültürleri ile yapılan çalışmalar tam temsil edici olamamaktadır. BEACHAM ve diğ. (1992), tarafından saf kültürde türlerin fosfor depolama kabiliyetleri ile tür sınıflandırmasındaki yerleri arasında tür ve cinsleri açısından bir bağlantı kurmak için yapılan çalışmalar başarısızlıkla sonuçlanmıştır.

BAYLY ve diğ.(1991), *Acinetobacter* suşlarının polifosfat depolama kabiliyetlerinin plasmidlerinin kontrol edilmesi yoluyla yapılabileceğini önermektedir.

2.2.3 Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimini Etkileyen Faktörler

Biyolojik aşırı fosfor giderimini etkileyen birçok faktör bulunmaktadır. Bu faktörler sıcaklık, pH ve çözünmüş oksijen gibi çevresel faktörler; çamur yaşı, anaerobik ve aerobik bekletme süreleri gibi tasarım parametreleri ve kullanılabilir substrat miktarı, VFA üretimi, nitratın varlığı gibi atıksu özelliklerine bağlı faktörler olarak üç ana kategoride toplanabilir (STENSEL, 1991).

2.2.3.1 Çevresel Faktörler

Sıcaklığın Etkisi

Biyolojik aşırı fosfor giderme prosesinin diğer biyolojik proseslerle karşılaştırıldığında sıcaklık değişimlerine karşı daha az duyarlı olduğu görülmektedir. EKAMA ve diğ. (1984), laboratuvar ölçekli çalışmalara dayanarak 14 °C'de 22 °C'ye nazaran daha iyi fosfor giderimi gözlemişlerdir. Fosfor giderme kapasitesi sıcaklıktan fazla etkilenmiyor gibi gözükmeyle beraber SHAPIRO ve diğ. (1967), sıcaklığın 10 °C'den 30 °C'ye artırıldığı kesikli deneylerde fosfor salımının 5 kat arttığını söylemektedir. Bu durum düşük sıcaklıklarda anaerobik bölgede fermentasyonun tamamlanması ya da substrat alımının artması için daha uzun süreler gerekmesi ile açıklanmaktadır.

MAMAIIS ve JENKINS (1992), çökmüş evsel atıksu ile yaptıkları çalışmada sıcaklığın 20 °C civarında olduğu şartlarda sistemin çamur yaşından fazla etkilenmediğini, fakat sıcaklığın 10 °C düşürülmesi halinde fosfor salım ve KOİ alım hızlarının 1.5 kat düştüğü ve daha uzun çamur yaşlarına gerek duyulduğunu belirtmişlerdir. Maksimum fosfor giderimi için optimum sıcaklık aralığının ise 28-33 °C olduğunu söylemişlerdir.

Bu çelişkili gibi görülen sonuçların biyolojik fosfor giderimi yapan bakterilerin dağılımı açısından değerlendirilmesi gerekmektedir. Sıcaklık açısından aşırı fosfor giderme yeteneğine sahip bakterilerin çok değişken aralıkta bulunabileceği belirtilmektedir. Poly P bakterilerinin büyük olasılıkla saykrofilik (psychrophilic) olduğu belirtilmekte iken, bazıları mezofilik (mesophilic) ve termofilik (thermophilic) olabilmektedirler (RANDALL ve diğ. 1992, sayfa 110). Dominant olan bakteri cinsinin başlangıç aşı kültürüne ve işletme koşullarına bağlı olduğu da düşünülürse sıcaklık faktörünün diğer faktörlerden bağımsız olarak değerlendirilmesinin mümkün olamayacağı görülmektedir.

pH'in Etkisi

pH'in etkisi üzerine yapılan çalışmaların sonucunda pH'in 7.5-8 arasında olduğu durumlarda daha etkili fosfor giderimi olduğu söylenmektedir. Groenestijin ve Deinema'nın yaptığı saf kültür çalışmalarında *Acinetobacter*'lerin maksimum spesifik büyüme hızının pH 8.5'da pH 7'ye nazaran daha yüksek olduğu bulunmuştur. Tracy ve Flaminno pH'in etkisini, aerobik bölgedeki fosfor alımı üzerinde inceleyerek 6.5 ile 7 arasında fazla bir etki olmadığını görmüşlerdir. 6.5'un altındaki pH'larda mikroorganizmaların aktiviteleri bozulmaya başlamakta ve 5.2'de tamamen kaybolmaktadır (STENSEL, 1991 sayfa 154). Yüksek pH değerleri ise tam olarak araştırılmamıştır.

Çözünmüş Oksijenin Etkisi

Fosfor gideriminin araştırılması sırasında konvansiyonel piston akımlı aktif çamur tesislerinde yapılan ilk gözlemlerden aerobik bölgede fosfor alımı için iyi havalandırma şartlarının oluşturulması ve çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/l olması gerektiği belirtilmiştir. Bu gözlemler Poly P bakterilerinin depolanan organik maddeleri metabolize edebilmesi ve fosforu tekrar bünyelerine alabilmeleri için oksijenin gerekliliğine işaret etmektedir.

SHÖN ve diğ. (1993), fosfor alımı ve salımının çözünmüş oksijenle doğrudan bağlantısı olduğunu ve çamur şartlarına bağlı olarak oksijenin 0.1-0.5 mg/l arasında olduğu şartlarda fosfor salma işleminin başladığını gözlemlemişlerdir. Dolayısıyla aerobik bölgenin her yerinde yeterli çözünmüş oksijen bulunması gerekliliğini ve ayrıca son çöktürme tankında da bekletme süresinin çamurun anaerobik şartlara maruz kalmayacağı kadar kısa olması gerektiğini vurgulamışlardır.

Benzer bir gözlem GERBER ve diğ. (1987) tarafından da yapılmış olup, fosfor giderme kapasitesi olan bir çamurda aerobik ve anoksik şartlar altında asetat ilavesi ile yaptıkları deneylerde, aerobik ve anoksik şartlarda da fosfor salımı olduğu

gözlenmiştir. Fakat glukozla yapılan deneylerde sıkı anaerobik şartlar haricinde fosfor salımı gözlenmemiştir.

Bu sonuçlar, substratın asetat olması halinde aerobik şartlarda da fosfor salımı olabileceğini gösterdiğinden GERBER ve arkadaşları uçucu yağ asitlerinin anaerobik bölgede kullanılabilecek olan miktardan daha fazla olmaması gerektiğini ve aerobik bölgede fosfor alımının başlayabilmesi için VFA'lerinin tamamen bitmiş olması gerektiğini belirtmişlerdir.

Anoksik şartlarda nitratla da fosfor alımının oksijenle olan kadar gerçekleşebildiği söylenmekle beraber (KUBA,1993; KERRN-JESPERSEN ve HENZE, 1994) yukarıda bahsedilen gözlemler eğer anaerobik fazdan sonra fosfor alımı için bir aerobik faz söz konusu ise çözünmüş oksijen konsantrasyonunun belirli bir değerin altına düşmemesi ve aerobik bölgeye asetat gibi uçucu yağ asitlerinin girişinin engellenmesi gerektiğini göstermektedir.

2.2.3.2 Tasarım Parametreleri

Biyolojik aşırı fosfor giderme sistemlerinde fosforun sistemden uzaklaştırılması sadece çamur atılması yoluyla olduğundan fosfor giderme verimi mikroorganizmaların fosfor içeriğinin ve çamur yaşının bir fonksiyonu olmaktadır.

Poly P organizmalarının bakteriyel popülasyonunda KOI/P oranına göre meydana gelen değişiklik nedeniyle çamurun fosfor içeriğinin de değişmesi sonucu biyolojik aşırı fosfor giderme sistemlerinin 2 günden 40 güne kadar çamur yaşından bağımsız oldukları belirtilmektedir (RANDALL ve diğ. 1992, sayfa 104).

REDDY (1991), sabit bir yükleme ve işletme koşulunda çalıştırılan bir biyolojik fosfor giderme prosesinin sabit bir maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaşacağını belirtmektedir. Maksimum fosfor depolama kapasitesinin ise çamurun maksimum fosfor içeriği ile ilişkili olduğunu ve bu içerik aşılmadığı müddetçe prosesin fosfor giderme veriminin; giriş fosfor konsantrasyonundan, net dönüşüm oranından (Y_{NH}) ve

çamur yaşından (θ_x) bağımsız olacağını belirtmiştir. Bu maksimum fosfor depolama kapasitesi özelliği ile; uygun tasarlanmış bir fosfor giderme tesisinin veriminin kararlı denge çamur yaşı değişimlerinden bağımsız olarak sağlanabileceği söylenmektedir.

REDDY (1991)'nin sabit bir KOİ/P oranı ve θ_x 'de sistemin sabit bir maksimum fosfor içeriği olacağını önermesi kararlı durumlarda geçerli gözükmeyle birlikte dengedeki bir sistemin giriş fosfor konsantrasyonunun aniden artması halinde bu kapasite geçici bir süre aşılabılır ve bu da Poly P nüfusunun artması ile sonuçlanabilir. Bu şartlarda fosfor giderme kapasitesi fosfor ya da KOİ kısıtlayıcı olana kadar artacaktır. WENTZEL ve diğ. (1988), giriş KOİ konsantrasyonundaki asetat yüzdesini artırmak suretiyle % 32 (UAKM) oranında bir fosfor depolama kapasitesine ulaşabildiklerini belirtmişlerdir.

Maksimum fosfor depolama kapasitesi kavramı BAFG veriminin çamur yaşından neden bağımsız olduğunu açıklamakta kullanılabilir. Çamur yaşı arttırıldığında atılan çamur azalacağından çamurun fosfor içeriği maksimum değere ulaşacak, fosfor giderimi ise çok az değişecektir. Fosfor içeriği artar çünkü UAKM içindeki Poly P fraksiyonu artacaktır (RANDALL, 1992).

Tasarım için seçilen çamur yaşı arttırma ihtiyacının da bir fonksiyonu olmakta ve nitrifikasyon ve denitrifikasyon için tasarlandığında yükselmektedir. Uzun çamur yaşları ise düşük çamur uzaklaştırılması ile sonuçlandığından fosfor giderme verimini düşürmektedir. Bu nedenle iki kademeli BAFG sistemlerinde çamur yaşı nitrifikasyonu minimize edecek şekilde 4 ya da 5 gün olarak seçilmektedir.

MAMAI ve JENKINS (1992), ise fosfor gideren bakterilerin nispeten yavaş büyüyen bakteriler olması nedeniyle düşük θ_x 'lerde sistemden kaçabileceklerini belirtmişlerdir. Yüksek sıcaklıklarda çamur yaşının 3 günden büyük olması halinde sistemin çamur yaşından etkilenmediğini fakat sıcaklığın düşmesi halinde daha büyük çamur yaşları ihtiyacı gerekliliğini belirtmişlerdir.

OKADA ve diğ. (1991), biyolojik fosfor giderimi gerçekleştirmek üzere ardışık kesikli bir reaktörde yaptıkları çalışmada çamur yaşının 25 günden daha küçük olması halinde fosfor gideren bakterilerin oluşmadığını ve θ_x 'in 25 günden büyük olması gerektiğini söylemişlerdir.

DAIGGER ve diğ. (1987), sıcaklık 20 °C iken 5 gün çamur yaşında çok iyi fosfor giderimi elde edilen tesiste sıcaklığın 12 °C'ye düşmesi durumunda çamur yaşının 20 güne yükseltilmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Sıcaklığın yüksek olduğu durumlarda sistemin çamur yaşından fazla etkilenmediği ve düşük θ_x 'lerde de çalışılabileceği DAIGGER ve arkadaşları tarafından da belirtilmektedir.

Çamur yaşının yanısıra, anaerobik ve aerobik bekletme süreleri de fosfor giderme verimi üzerinde önemli rol oynamaktadır.

Düşük çamur yaşlarında proste nispeten düşük biyokütle konsantrasyonları oluşması ve bu durumun anaerobik bölgede daha düşük fosfor salımına neden olacağı gerekçesi ile FUKASE ve diğ. (1985a), anaerobik bekletme süresinin uzatılmasını önermişlerdir. Anaerobik bölgenin bekletme süresi uçucu yağ asitlerinin varlığına ya da bu fermentasyon ürünlerinin üretim hızına bağlı olarak değişmektedir. Bu süre fosfor depolayabilen bakterilerin kullanacağı fermentasyon ürünlerinin üretimine izin verecek kadar uzun olmalıdır. Fakat bir ön fermentasyon bulunması halinde bu süre daha kısa tutulabilir. Aerobik bölge ise anaerobik bölgede salınmış olan fosforun tekrar alınmasına yetecek uzunlukta olmalıdır.

Proses seçimi de aşırı fosfor giderim veriminde önemli rol oynamaktadır. Çıkış suyunda beklenen nitrat konsantrasyonu proses seçimindeki ana faktörlerden biri olup örneğin tam denitrifikasyon isteniyor ve atıksuyun KOI/N oranı bunu mümkün kılıyorsa 5 kademeli "Phoredox" sistemi kullanılabilir. Kısmi denitrifikasyonun yeterli olduğu durumlarda ise UCT prosesinde olduğu gibi iç devirle anaerobik bölgeye nitrat girişi önlenir. Bu şekilde, bir UCT prosesi A/O veya A²/O prosesinden daha fazla fosfor depolama kapasitesine sahip olabilir. Tam ve pilot ölçekli arıtma tesislerinde gözlenen sonuçlar gerçekte anaerobik bölgeye nitrat ve çözünmüş oksijen girişinin

önlenmesinin önemini vurgulamaktadır. Özellikle azot ve fosforun birlikte giderilmek istendiği proseslerde bu faktörün önemi artmaktadır.

2.2.3.3 Atıksu Özellikleri

Giriş atıksuyu özelliklerinden en önemlisi olan KOİ/P oranı ve yine atıksu özelliklerine bağlı olarak değişen kullanılabilir substrat miktarı, uçucu yağ asitlerinin varlığı ve üretim seviyesi, nitratin varlığı ve atıksuda bulunan katyonlar gibi faktörler biyolojik aşırı fosfor gideriminde etkili olmaktadır.

KOİ/P Oranının Etkisi

BAFG sistemlerinde atıksuyun doğrudan anaerobik bölge ile teması ile poly P bakterilerine büyüme avantajı sağlandığından, kısıtlayıcı faktörle dengeye ulaşacak şekilde büyümeleri söz konusu olacaktır. Kısıtlayıcı faktör ise ya KOİ ya da fosfor olmaktadır.

REDDY (1991), aktif çamur proseslerini fosfor giderimi açısından iki şekilde sınıflandırmaktadır:

- Fosfor yükleme kısıtlayıcı
- Fosfor depolama kısıtlayıcı

Birinci durumda KOİ/P oranı yüksek ve sistemde fosfor kısıtlayıcı olduğundan çamurun fosfor depolama kapasitesi henüz aşılmamış olup çıkışta düşük fosfor konsantrasyonları söz konusu olacaktır. Bu durumda fazla KOİ Poly P olmayan bakterilerin büyümesi için de kullanılabileceğinden Poly P bakterileri ortamda dominant olamayabilirler. Bu şartlarda biyokütlenin çamur içeriği de nispeten düşük olacaktır.

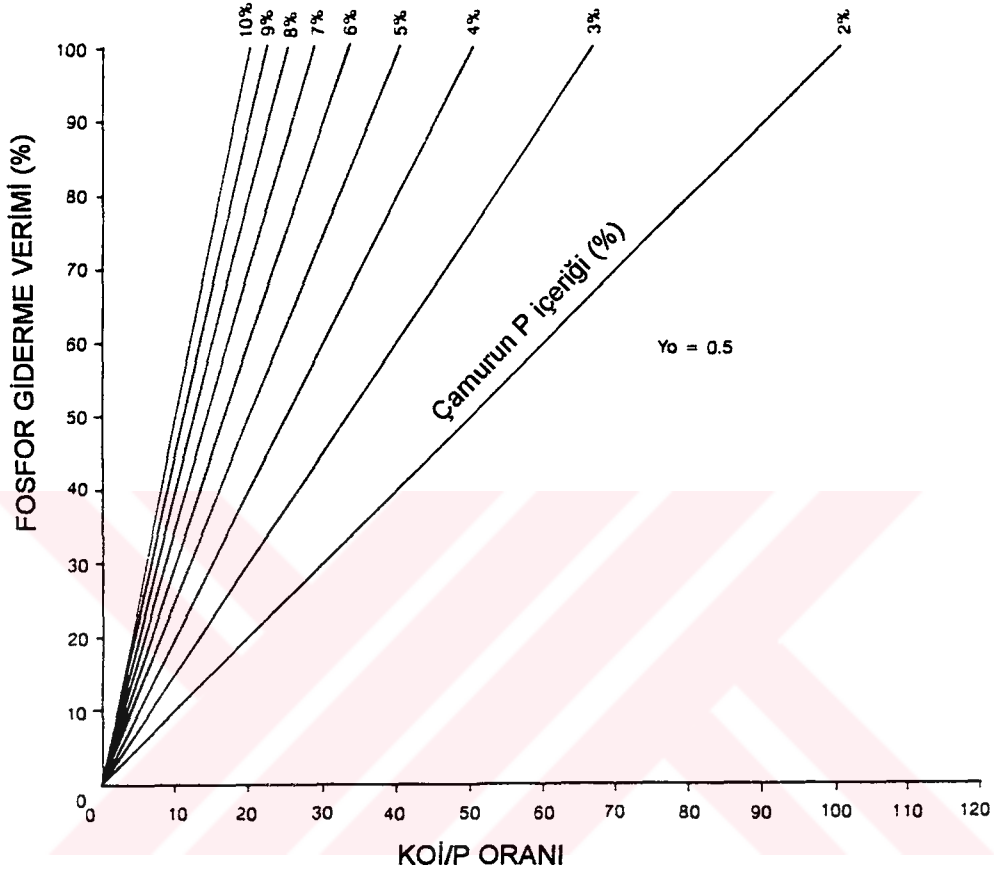
Tam aksine ikinci durumdaki gibi KOİ/P oranı düşük ve sistem KOİ kısıtlayıcı ise Poly P bakterilerinin oranı artacak ve maksimum fosfor depolama kapasitesi de

kullanılacağından biyokütlenin fosfor içeriği yüksek olacaktır. Bununla beraber KOİ tamamen kullanıldıktan sonra kalan fazla fosfor sistemden atılacağından çıkış fosfor konsantrasyonu yüksek olacaktır.

Bir ikilem olarak eğer biyokütlenin fosfor içeriği yüksekse çıkış fosfor konsantrasyonu da yüksek olacak ve eğer fosfor içeriği düşükse uygun tasarlanmış ve işletilen bir tesis için çıkış fosfor konsantrasyonu düşük olacaktır. Bu nedenle anaerobik bölgeye giren atıksuyun KOİ/P oranı hem çamurun fosfor içeriğini hem de çıkış fosfor konsantrasyonunu belirleyecektir. Bu iki parametre de KOİ/P oranı ile ters orantılıdır. Bu ilişki Şekil 2.9'da görülmektedir (REDDY,1991).

Bu ilişki nedeniyle, atıksuda aşırı fosfor giderme mekanizmasında kullanılabilecek KOİ'nin miktarı ve KOİ/P oranı BAFG sistemlerinin verimini etkileyen en önemli parametrelerdir. Toplam KOİ/ Toplam P oranı tasarım için bir fikir vermekle beraber gerçekte gözlenen fosfor giderimi Poly P bakterilerinin anaerobik bölgeye girerken depolamış oldukları substrat miktarına bağlıdır (LÖTTER, 1987). Anaerobik bölgedeki depolamayı etkileyen en önemli faktör ise sıcaklık, pH, anaerobik bekletme süresi gibi faktörlerin yanısıra, atıksudaki Poly P organizmaları tarafından kullanılabilecek olan substratın cinsi ve miktarıdır.

KOİ/P oranının yeterince yüksek olmasının yanısıra bu substratın Poly P organizmalarının kullanabileceği türde olması çok daha önemli bir faktördür. WENTZEL ve diğ. (1988), saf kültürde sadece asetat kullanarak % 38 fosfor içerikli bir çamur üretmişler ve 50-60 mg/l fosfor giderimi elde etmişlerdir. Dolayısıyla karışık kültürde ve substratın farklı olduğu durumlarda KOİ/P oranına da bağlı olarak çamurun fosfor içeriği çok geniş aralıklarda değişebilmektedir.



Şekil 2.9 KOI/P oranı ile çamurun fosfor içeriği ve fosfor giderimi arasındaki ilişki

Kullanılabilir Substrat Miktarı

Anaerobik Bölgede Poly P organizmaları tarafından kullanılabilecek substratın bulunuşu aşırı fosfor gideriminde en önemli faktör olarak değerlendirilebilir. Anaerobik bölgede fosfor depolama yeteneğine sahip bakteriler için gerekli bu fermentasyon ürünlerinden asetat ve propiyonatin fosfor salımı için en çok tercih edilen substratlar olduğu birçok araştırmacı tarafından gösterilmiştir (POTGIETER ve EVANS, 1983; SIEBRITZ ve diğ., 1983; COMEAU ve diğ., 1987b; ABU-GHARARAH ve RANDALL, 1991).

Giriş atıksuyunda fermentasyon ürünlerinin artırılması ile fosfor gideriminin arttığı ve çıkış fosfor konsantrasyonunda düşme gözlemlendiği tam ölçekli biyolojik fosfor giderme tesislerinde de gözlenmiştir (LÖTTER ve PITTMAN, 1992; PITMAN ve diğ., 1992).

Anaerobik bölgeye giren uçucu yağ asitlerinin miktarını arttırmak için ise ilk çöktürme çamurunun, çöktürme tankında ya da ayrı bir “asit digester”da fermentasyona tabi tutulması uygulamalarına da rastlanmaktadır (RANDALL ve diğ.,1987; WEDI ve diğ.,1992; RAPER ve diğ., 1993).

Anaerobik bölgede Poly P bakterilerinin fermentasyon ürünlerini alma hızının bu fermentasyon ürünlerinin üretilme hızından büyük olması nedeni ile (WENTZEL ve diğ., 1985) üretildikleri anda tüketilmeleri söz konusu olmaktadır. Bu mekanizma, verilen bir atıksu için fermente olmuş substratın miktarının doğrudan ölçülmesini engellediğinden o atıksu için fosfor giderme kapasitesinin tanımlanmasını güçleştirmektedir.

SIEBRITZ ve diğ. (1983), evsel atıksuda bulunan ve “kolay ayrışan” substrat olarak tanımlanan fermentasyon ürünlerinin miktarını belirlemeye çalışmışlar ve giriş KOİ’sinin %20’sinin kolay ayrışan substrat olduğunu söylemişlerdir. Septik koşullara maruz kalan evsel atıksularda ise fermentasyon sonucu olarak bir miktar uçucu yağ asiti (VFA) olabildiği ve giriş KOİ’sinin % 6’sının asetik asit gibi kısa zincirli yağ asitlerinden oluştuğu belirtilmektedir (HENZE, 1992).

Evsel atıksu gibi konsantrasyonunun ve kompozisyonunun kontrol edilmesinin güç olduğu atıksuların, sebep sonuç ilişkilerinin değerlendirilmesinde yanlış yorumlara neden olabilmesi yüzünden bu değişkenliğin azaltılabilmesi ve biyolojik fosfor gideriminin daha iyi anlaşılabilmesi için birçok laboratuvar ölçekli çalışma sentetik atıksu kullanılarak yürütülmüştür (JONES ve diğ., 1987; SOMIYA ve diğ., 1988; HEYMANN ve POTGIETER, 1989).

Anaerobik bölgede Poly P'ler tarafından kullanılabilir substratın varlığı ve miktarını etkileyen en önemli faktörlerden biri ise anaerobik bölgeye giren nitrat miktarı olmaktadır.

Nitratin Etkisi

Nitratin anaerobik bölgedeki varlığı aşırı fosfor depolama yeteneğine sahip bakteriler tarafından kullanılabilir substrat miktarını düşürmesi nedeniyle önem taşımaktadır. Birçok arıtma tesisinde uzun aerobik bekletme süreleri sonucu oluşan oksitlenmiş azot, geri devirle anaerobik bölgeye girmektedir.

Anaerobik bölgeye giren nitratin ise fosfor salımını olumsuz yönde etkilediği ya da inhibe ettiği söylenmektedir (JENKINS ve TANDOI, 1991; SCHÖN ve diğ., 1993). Fosfor salımında meydana gelen bu azalmanın muhtemel nedeni olarak fosfat biriktiren denitrifikasyon bakterileri tarafından fosforun aynı zamanda alınması ve net salmanın düşmesi gösterilmektedir.

SCHÖN ve diğ. (1993), fosfor salımının tamamen anaerobik şartlar başlamadan gerçekleşmediğini söylemektedir.

Bununla beraber anoksik (ISAACS, 1993) ve aerobik (GERBER, 1987) şartlarda bile substrat olarak asetatın bulunması halinde sistemde fosfor salımının gerçekleştiği belirtilmektedir.

KUBA ve diğ. (1994), denitrifikasyon yapabilen fosfor giderme yeteneğine sahip bakterilerle asetat kullanarak yaptıkları deneyler sonucunda ise nitratin fosfor salımını engellemediğini, yalnızca denitrifikasyonda da karbon kullanılması sonucu salınan fosfor konsantrasyonu değişmemekle birlikte kullanılan asetat miktarı arttığı için, kullanılan substrata karşı salınan fosfor oranının düştüğünü belirtmişlerdir.

Tüm bu gözlemlerden anaerobik bölgede Poly P bakterileri tarafından kullanılabilir yeterli ve miktarda ve özellikle substrat bulunması halinde bu bölgeye giren nitratin

çok önemli olmayacağı söylenebilir. Anaerobik bölgeye giren 1 g $\text{NO}_x\text{-N}$ başına 5 g KOİ kullanılacağı, diğer bir deyişle VFA üretimi için fermentasyonda kullanılacak KOİ miktarının her 1g $\text{NO}_x\text{-N}$ için 5 g azalacağı belirtilmektedir (STENSEL,1992, sayfa 158).

Yeterli substrat temini ile asetat kullanımı, nitrat tüketimi ve fosfor salımının birarada olabildiği gözlenmiştir (KUBA,1994).

BAFG prosesinde fosfor salımı ve alımının gerçekleşebilmesi için bir diğer önemli faktör ise atıksuda bulunan katyonların varlığıdır.

Katyon İhtiyacı

Çözünmüş fosforun anaerobik bölgede salınıp aerobik bölgede alınması sırasında bazı katyonların da fosforla birlikte salınıp tekrar alındığı gözlenmiştir (COMEAU ve diğ.,1987a; WENTZEL ve diğ., 1988). Fosforla birlikte salınan en yaygın katyonlar K^+ , Mg^{++} ve az miktarda da Ca^{++} dur.

SOMIYA ve diğ. (1987), potasyum ve magnezyumun bulunmadığı koşullarda geliştirdikleri çamurda, çamurun fosfor içeriğinin düştüğünü gözlemişlerdir.

Anaerobik fazda salınan ve aerobik fazda alınan bu katyonların fosfora mol oranları çeşitli araştırmacılar tarafından belirlenmiş olup Tablo 2.3’de verilmiştir.

Tablo 2.3 Fosforla Birlikte Salınıp Alınan Katyonların Mol Oranları

Literatür	Molar Oran (mol/mol)		
	K^+/P	Mg^{++}/P	Ca^{++}/P
ARVIN ve KRISTENSEN (1985)	0.23	0.32	-
COMEAU ve diğ. (1987a)	0.24	0.28	0.09
RICKARD ve Mc CLINTOCK (1992)	0.22	0.3	-
KUBA ve diğ.(1994)	0.34	0.42	-

Bu değerler genel olarak çoğu atıksuda bulunan miktarların altında olup nadiren kısıtlayıcı olmaktadır. Fakat bu katyonları içermeyen herhangi bir atıksu söz konusu olduğunda bu ihtiyaçlar mutlaka gözönüne alınmalıdır.

Fosfor giderimine etki eden faktörlerden en önemlisinin anaerobik bölgede Poly P organizmaları tarafından kullanılacak substratın türü ve miktarı olduğu görülmektedir. Bu da, mikroorganizmaların bu substratı kullanabilmek üzere enerji temini için fosfor salarak anaerobik/aerobik döngüde canlı kalmaları ve bu suretle fosfor giderimini gerçekleştiriyor olmaları nedeniyle, fosfor giderme mekanizmasının anlaşılması ve prosesin açıklanması amacıyla geliştirilen modellerin ana çıkış noktasını oluşturmaktadır.

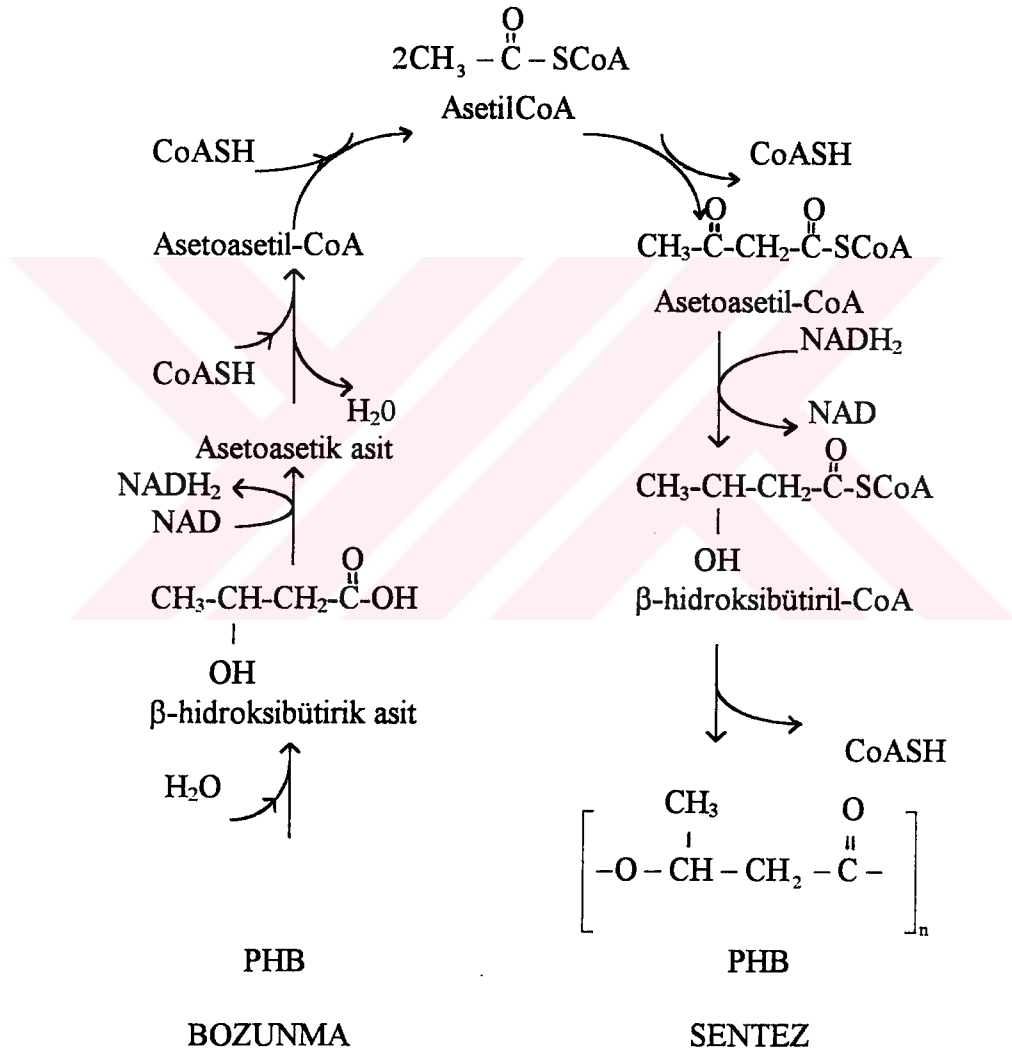
2.3 BİYOKİMYASAL MODELLER

Aktif çamur sistemlerinde aşırı fosfor gideriminin gözlenmesinden bu yana prosesin açıklanması için çeşitli biyokimyasal modeller öne sürülmüştür. Biyolojik aşırı fosfor giderimini (BAFG) gerçekleştiren ve genel olarak Poly-P organizmaları olarak adlandırılan organizmaların davranışı konusunda geliştirilmiş son modellerde birçok noktada anlaşmaya varılmakla beraber hala tartışma konusu olan noktalar bulunmaktadır. Bu modeller genel olarak aşağıdaki mekanistik prensiplere dayandırılmaktadır:

- BAFG prosesinin simülasyonu için anaerobik/aerobik bir döngü gereklidir.
- Kısa zincirli yağ asitleri (SCFA) ve özellikle asetat tipik substrat olarak merkezi rol oynar.
- Anaerobik bölgede substratın alımı ve fosfor salımı anahtar rol oynar.
- Poly-P organizmaları organik maddeyi PHB olarak depolayabilme yetenekleri sayesinde dominant olabilirler.
- Anaerobik fazda PHB depolamak için gerekli enerji, Poly-P'nin kırılması ile sağlanır ve böylece ortama fosfor salınır.
- Anaerobik bölgede depolanmış olan PHB, aerobik bölgede çoğalma için enerji ve karbon kaynağı olarak kullanılmasının yanı sıra Poly-P oluşumu için de enerji

kaynağı olarak kullanılır ve böylece aerobik bölgede fosforun aşırı miktarda alınması gerçekleşir.

Poly-β-hidroksibütirat (PHB), asetil-CoA'dan sentezlenen bir β-hidroksibütirik asit polimeridir. Hemen hemen tüm dışsal karbon tüketilmeden PHB depoları kullanılmaz. PHB'nin sentezi ve bozunması Şekil 2.10'da görülmektedir (GAUDY ve GAUDY, 1980).



Şekil 2.10 PHB'nin sentezi ve bozunması

Asetattan Asetil-CoA üretilmesi enerji gerektirir. Asetil-CoA'dan önce asetoasetil-CoA oluşur ve asetoasetil-CoA'nın β-hidroksibütirata indirgenmesinde NADH_2 (Nikotinamidadenin dinükleotid) kullanılır. PHB sentezi için gerekli olan bu indirgeme

kuvvetinin nasıl temin edildiği ise biyokimyasal modeller arasındaki ana farklılığı oluşturmaktadır. Literatürde BAFG mekanizmasını tanımlamak üzere günümüze kadar geliştirilmiş 3 ana model bulunmaktadır:

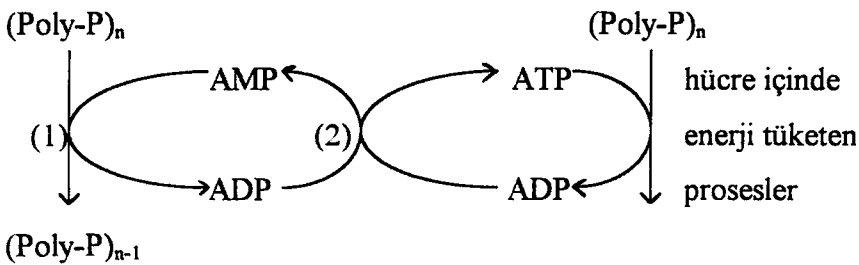
- Comeau - Wentzel
- Mino
- Uyarlanmış Mino

Bu modellerin ana özellikleri aşağıda açıklanmaktadır.

2.3.1 Comeau - Wentzel Modeli

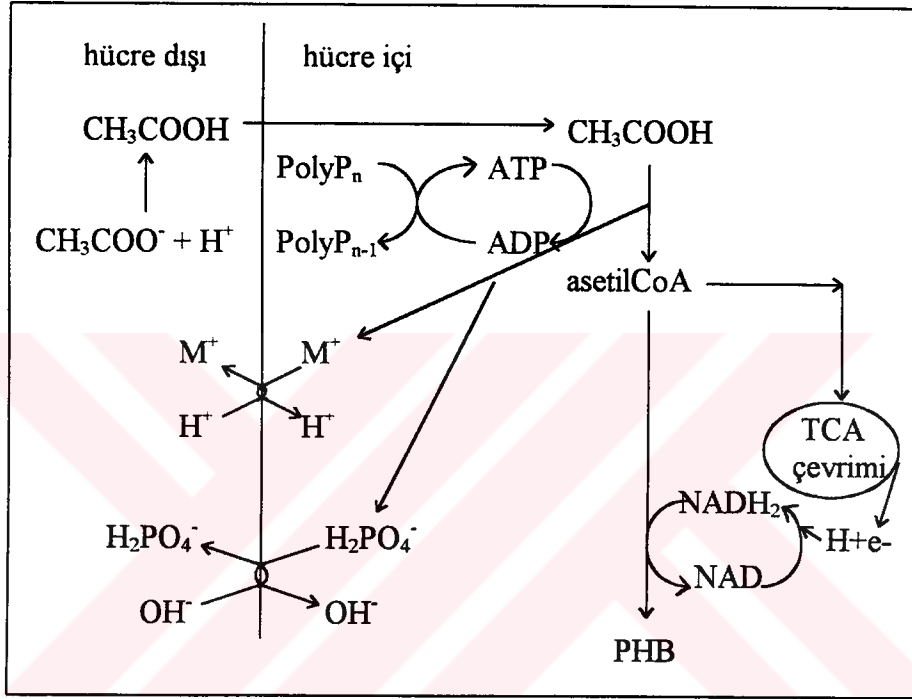
Comeau-Wentzel modelinde (COMEAU ve diğ., 1986; WENTZEL ve diğ., 1986) Comeau PHB sentezi için gerekli olan NADH_2 'nin asetil-CoA'nın bir kısmının TCA (Trikarboksilikasit) çevrimine beslenmesi ile sağlanabileceğini ileri sürmüştür. TCA çevriminin enzimlerinin anaerobik şartlarda da işlevini sürdürdüğü belirtilmektedir (WENTZEL ve diğ., 1991). Comeau ayrıca, anaerobik koşullarda polifosfatın karbon depolamak için enerji kaynağı olarak kullanılmasının yanısıra substrat taşınımı sırasında tüketilen pmf (proton motive kuvveti)'nin tekrar yenilenmesi için kullanıldığını da öne sürmüştür (COMEAU ve diğ., 1987a).

Polifosfattan ATP'nin (Adenizintrifosfat) tekrar üretimi Şekil 2.11'de verilmiştir (VAN GROENESTIJN ve DEINEMA, 1987).



Şekil 2.11 Polifosfattan ATP'nin yeniden üretimi: (1) AMP fosfotransferaz, (2) adenilat kinaz

WENTZEL ve diğ. (1986), Comeau'nun önerisini kabul ederek anaerobik ve aerobik şartlar altında *Acinetobacter* türleri için detaylı biyokimyasal yollar önermişlerdir. Bu yolların ATP/ADP ve NADH_2/NAD oranları ile nasıl düzenlendiğini göstermişlerdir. Comeau-Wentzel modelinin anaerobik şartlar için şematik gösterimi Şekil 2.12'de görülmektedir.



Şekil 2.12 Anaerobik şartlar altında mikroorganizmaların Comeau/Wentzel modeli ile önerilen davranışının şematik gösterimi

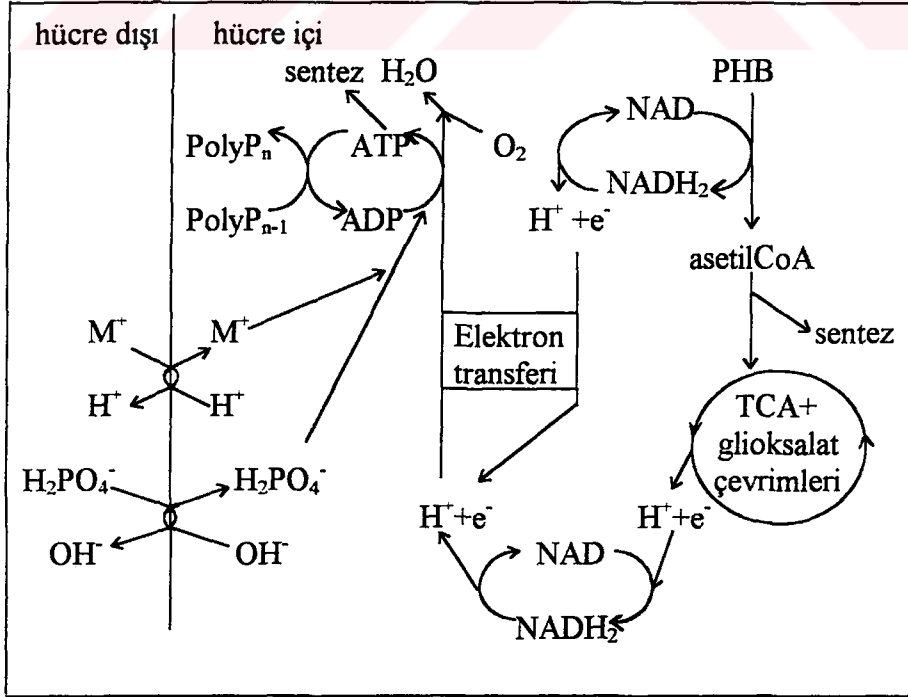
Bu modele göre anaerobik koşullarda yüksek dışsal asetat konsantrasyonu, asetatın hücre içine pasif difüzyonuna imkan sağlar. Pasif difüzyonla hücre içine giren asetat ATP hidrolizi ile kuple olarak Asetil-CoA'ya aktive edilir. ATP hidrolizi ile katyonlar (genellikle K^+ ve Mg^{++}) ve anyon olarak H_2PO_4^- (P_i) çözeltiye salınır. Bu aktivasyon 1 mol asetat başına 1 mol ATP gerektirir. Gerekli ATP Şekil 2.11'de görüldüğü gibi yüksek enerjili bir fosforil grubunun polifosfattan ADP'ye transferi yolu ile ADP'den tekrar geri üretilir. Bu işlem depolanmış polifosfat konsantrasyonunda bir düşüşe neden olur. Asetil-CoA'nın bir kısmı PHB'ye dönüştürülür ve indirgeme ihtiyacı asetatın TCA çevrimi yoluyla toplam oksidasyonu sırasında üretilen NADH_2 'lerden

sağlanır. Bir mol asetil-CoA'nın TCA çevrimine girmesi ile 4 mol NADH_2 üretilmektedir. 2 mol asetil-CoA'dan 1 mol β -hidroksibütiril-CoA üretilmesi için ise Şekil 2.10'da gösterildiği gibi 1 mol NADH_2 gerekmektedir. Sonuç olarak oksitlenen 1 asetat başına 8 asetat PHB'ye dönüştürülebilmekte ve bunun için 9 mol ATP gerekmektedir. Bu durumda asetatın PHB'ye dönüşümü aşağıdaki reaksiyon ile özetlenebilir:



Denklem (2.2)'ye göre her bir mol asetat için 1 mol ATP gerekmekte ve 1 mol Pi üretilmektedir. Bu stokiyometriye göre fosfor salımı (P_{rel}) ile asetat tüketimi (ΔHAc) oranı 1:1 olmaktadır.

Aerobik şartlarda ise PHB rezervleri biyokütle sentezi ve ATP üretimi için karbon sağlamak üzere metabolize olurlar. Üretilen ATP hücrenin enerji ihtiyaçları ve Poly-P'lerin yeniden sentezi için kullanılır. Şekil 2.13'de aerobik şartlar altında Comeau/Wentzel modelinin şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 2.13 Aerobik şartlarda Comeau-Wentzel modeli için Poly-P organizmalarının davranışının şematik gösterimi

Bununla beraber model içsel ve dışsal karbonhidrattaki anaerobik şartlarda azalma ve aerobik şartlarda artış ile ilgili gözlemleri (MINO ve diğ., 1987) açıklayamamaktadır.

2.3.2. Mino Modeli

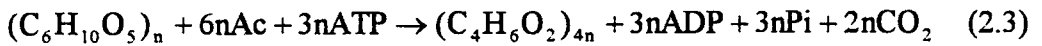
Mino modeli (MINO ve diğ., 1987) Comeau-Wentzel modeli ile anaerobik şartlar altında içsel asetatin asetil-CoA'ya aktive olması için gerekli ATP ihtiyacının depolanmış polifosfatlardan karşılandığı konusunda anlaşılmaktadır. İki model arasındaki fark indirgeme kuvvetlerinin kaynağında yatmaktadır.

MINO ve arkadaşlarına göre TCA çevriminin enzimlerinden biri olan süksinat dehidrojenaz anaerobik koşullarda aktivitesini sürdüremediğinden, PHB sentezi için gerekli indirgeme kuvveti hücre içinde depolanmış glikojenin EMP (Embden-Meyerhof-Parnas) yolu ile bozunması sonucu üretilmektedir.

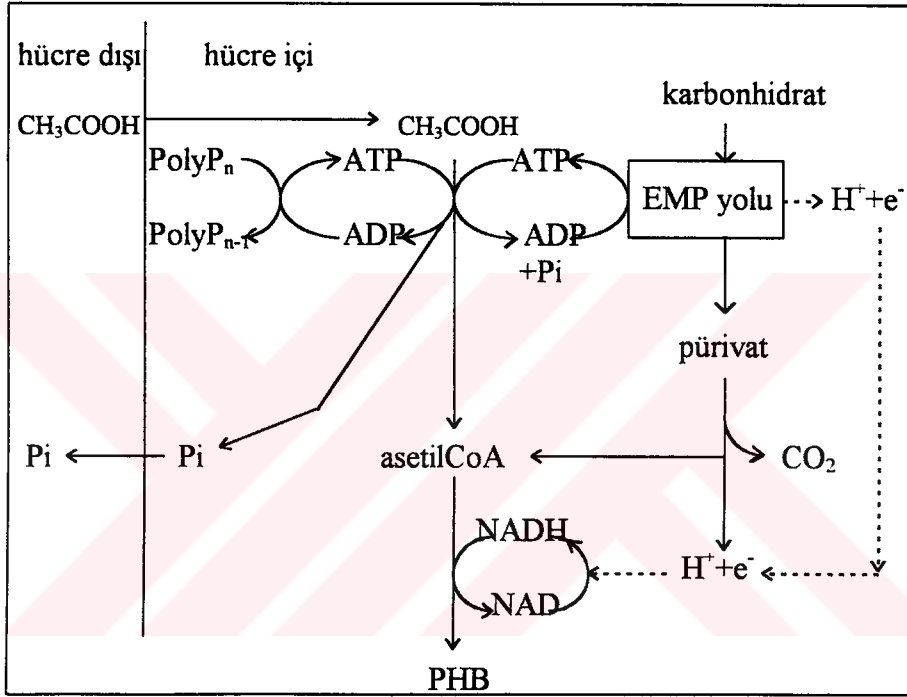
Mino modeline göre anaerobik şartlarda içsel karbonhidrat EMP yoluyla pürivik asite çevrilir ve bu arada NADH_2 üretilir. Pürivik asit ise CO_2 üretimi ile asetil-CoA'ya dönüşür. Sonuç olarak anaerobik şartlarda asetatin PHB'ye dönüşümü için gerekli NADH_2 'ler EMP yolu ile karbonhidrat tüketiminden elde edilir. Anaerobik şartlar altında Mino modelinin şematik gösterimi Şekil 2.14'te verilmiştir.

Mino modelinde kullanılan 6 mol asetat 1 mol içsel karbon tüketimine ve 4 mol PHB sentezine karşılık gelmektedir. Bu modelde 6 mol asetati aktive etmek için gereken ATP'nin 3 molü EMP yolundan karşılanmaktadır. Böylece polifosfatlardan karşılanacak ATP 3 mole düşmektedir. Sonuç olarak salınacak fosfor miktarı da 3 mol olmaktadır.

Glikojenin tüketimi ile asetatin PHB'ye dönüşümünden gözlenen net reaksiyon:



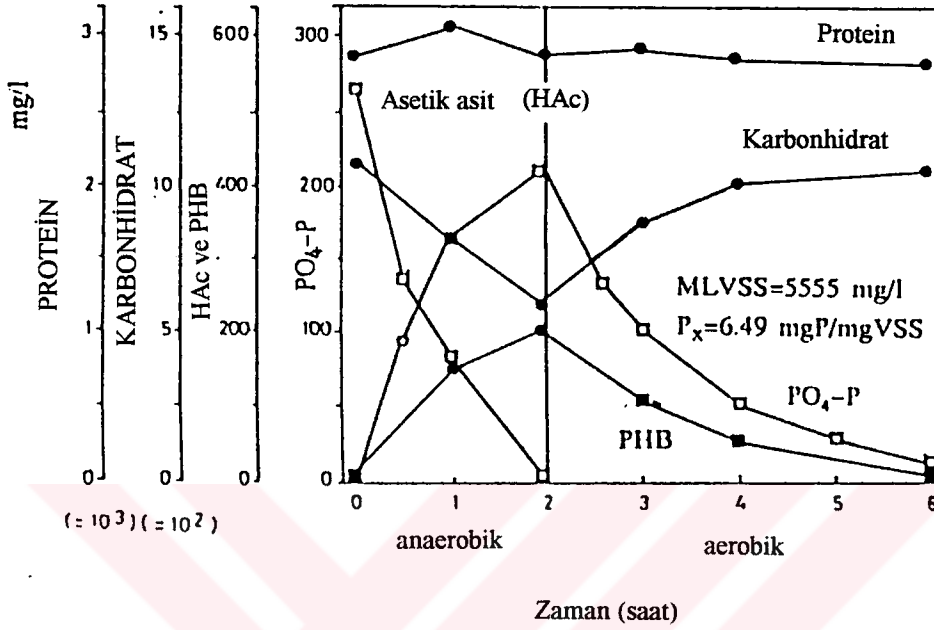
denklemleri ile belirtilmekte ve (2.3) denklemine göre asetat alımı ile fosfor salımı arasındaki molar oran 2:1 olmaktadır ($P_{rel}/\Delta HAc = 0.5$). Mino ve arkadaşları bu modeli kesikli deneylerde anaerobik fazda hücre içi karbonhidrat konsantrasyonunun azaldığı gözlemine dayandırmışlardır (Şekil 2.15). Aynı gözlem ARUN ve diğ., (1988) tarafından asetat kullanılarak yapılan deneylerde bulunmuş ve içsel karbonhidrat tüketimi ve PHB depolaması gözlemlendiği belirtilmiştir.



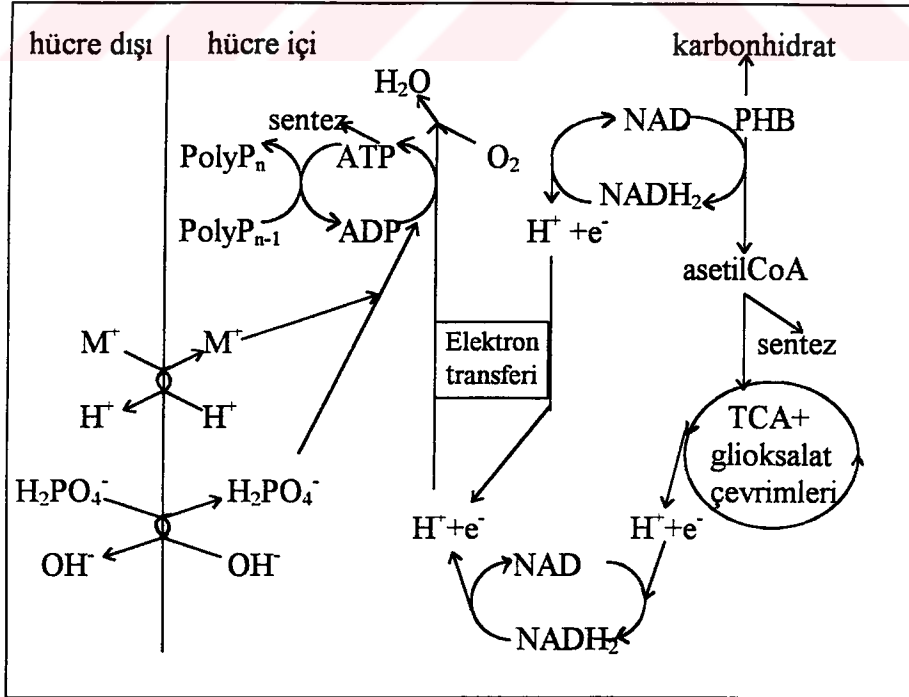
Şekil 2.14 Anaerobik şartlarda mikroorganizmaların davranışının Mino modeline göre şematik gösterimi

Hücre içi karbonhidrat konsantrasyonunda anaerobik koşullardaki düşüş TSUNO ve SOMIYA (1987) tarafından da gözlenmiştir. Aerobik koşullarda Mino modeli, Comeau/Wentzel modeli ile uyum içindedir. Aralarındaki tek fark Mino modeline göre PHB'nin karbonhidrat sentezi için de kullanıldığının belirtilmesidir. Bu proses, anaerobik şartlarda tüketilen karbonhidrat nedeniyle düşen karbonhidrat seviyesinin $NADH_2$ üretimini devam ettirebilmek için yükseltilmesi bakımından gereklidir. Oksidatif fosforilasyon ile üretilen ATP hem hücrenin enerji ihtiyaçlarını karşılama da hem de polifosfatın yeniden sentezi için kullanılır. Mino, PHB'den tekrar

karbonhidrat üretimi için bir mekanizma tanımlamamaktadır. Mino modelinin aerobik şartlar altında organizmaların davranışlarını gösteren şematik diyagram Şekil 2.16'da görülmektedir.



Şekil 2.15 Anaerobik kesikli deneylerde fosfat, asetik asit, içsel karbonhidrat, protein ve PHB profilleri (MINO ve diğ., 1987)

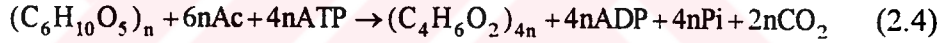


Şekil 2.16 Aerobik şartlarda Mino modeli için Poly-P organizmalarının davranışının şematik gösterimi

2.3.3 Uyarlanmış Mino Modeli

Wentzel ve arkadaşları *Acinetobacter* türlerinin EMP yoluna değil fakat ED (Entner Doudoroff) yoluna sahip olabileceğini ve karbonhidrat bozunmasının bu yolla gerçekleşebileceğini öne sürerek Mino modelini uyarlamışlardır (WENTZEL ve diğ., 1991). Bu şekilde asetatin PHB'ye çevrilmesi sırasında kullanılan indirgeme kuvvetleri karbonhidratın ED yolunda tüketilmesi ile sağlanmaktadır. Bu iki yol arasındaki en önemli fark karbonhidrat tüketiminden ED yoluyla üretilen enerjinin EMP yolu ile üretilenden daha az olmasıdır. EMP yolunda glukoz-1-P'un 2 mol pürivik asite çevrilmesi sırasında 3 ATP üretilirken ED yolunda 2 ATP üretilmektedir. Dolayısıyla asetatu asetil-CoA'ya çevirmek için polifosfat hidrolizi yoluyla sağlanması gereken enerji miktarı bu modelde Mino modeline göre daha fazla olmaktadır.

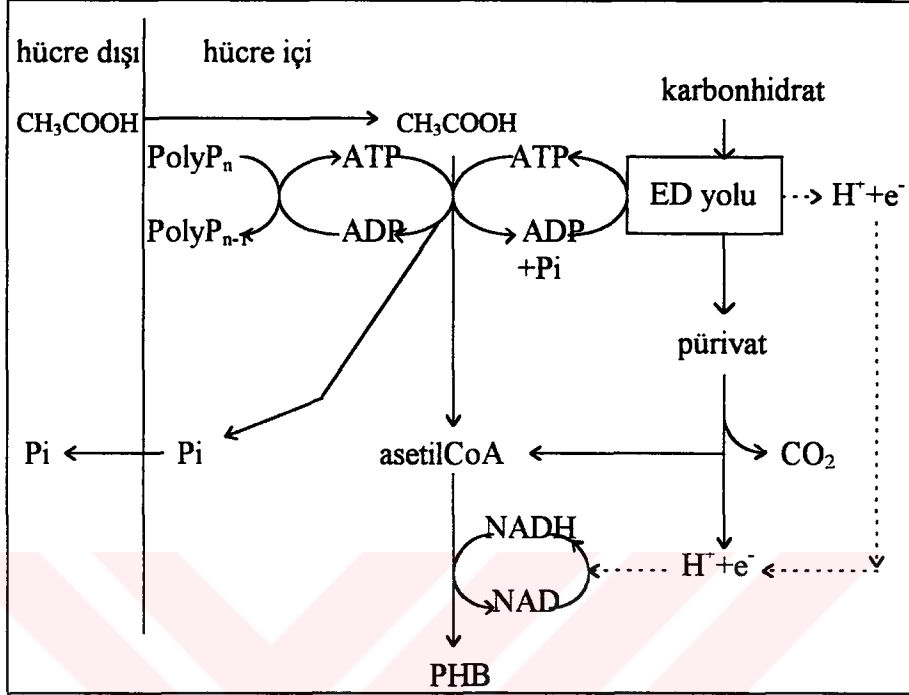
Uyarlanmış Mino modeline göre glikojenin tüketimi ile asetatin PHB'ye dönüşümünde gözlenen net reaksiyon ;



şeklinde olup ED yoluyla 6 mol asetat kullanımına karşılık 4 mol fosfor salınmakta olup (Mino modelinde 6 mol asetata karşılık 3 mol fosfor salınmakta idi) molar oran 1.5 olmaktadır.

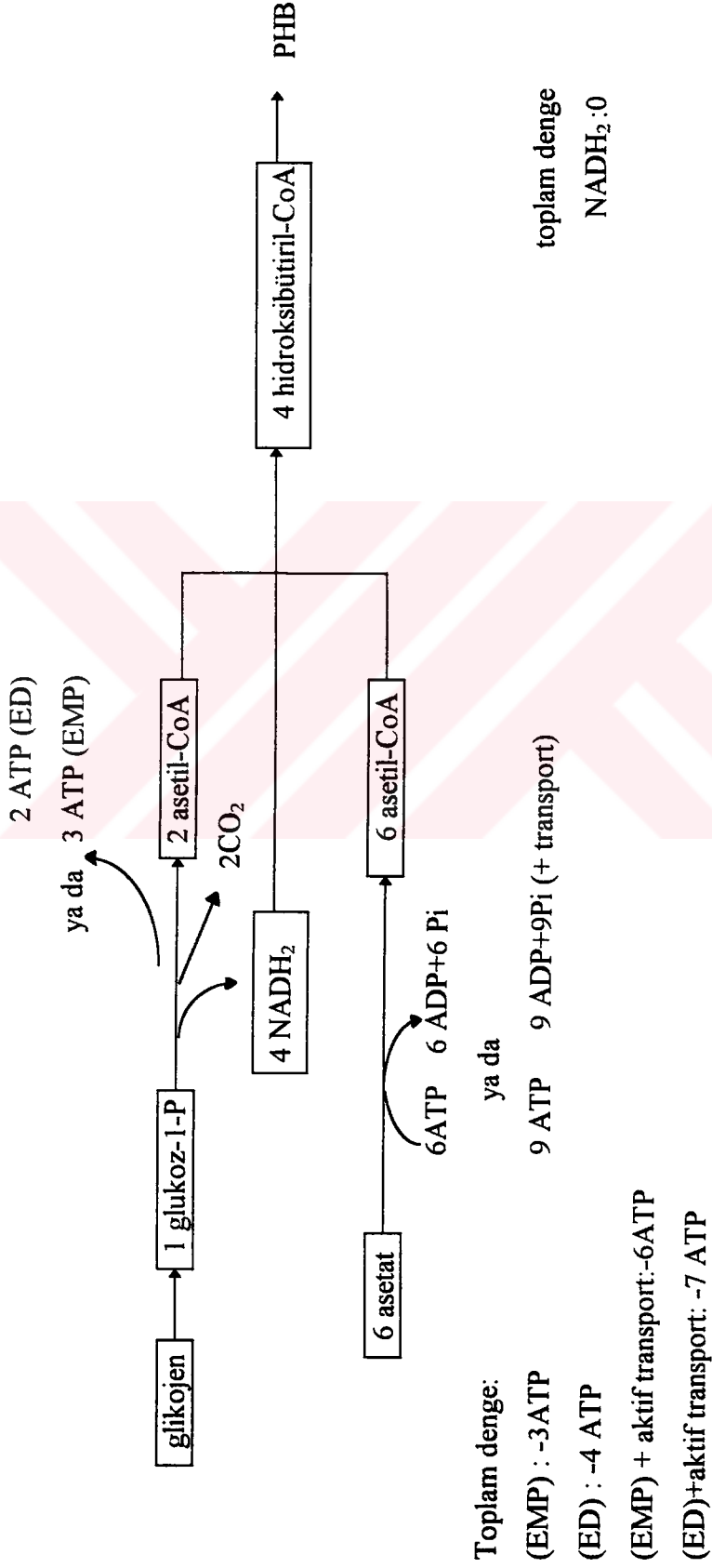
Bu modele göre anaerobik şartlarda organizmaların davranışlarını gösteren şematik diyagram Şekil 2.17'de görülmektedir.

Şekil 2.18'de ise Mino ve Uyarlanmış Mino modellerinin anaerobik şartlardaki durumu birlikte görülmektedir (ORHON ve ARTAN, 1994). Şekilden de görüleceği gibi orijinal Mino modelinde 6 mol asetatu aktive etmek için gerekli ATP'nin 3 molü EMP ile elde edilmekte ve polifosfattan elde edilmesi gereken ATP sayısı 3 mol iken, Uyarlanmış Mino modelinde ED ile elde edilen ATP 2 mol olduğundan polifosfattan elde edilmesi gereken ATP 4 mol olmaktadır.



Şekil 2.17 Uyarlanmış Mino modeline göre anaerobik şartlarda Poly-P organizmalarının davranışının şematik gösterimi

Gerek Mino modelinde gerekse Uyarlanmış Mino modelinde EMP ve ED ile glukozun asetil-CoA'ya dönüştürülmesi sırasında üretilen NADH_2 'lerin tümünün PHB sentezi ile tekrar üretimi mümkün olmadığından birikmesi söz konusudur. Hücre içi biriken NADH_2 daha fazla glukoz tüketilmesini önlemektedir. Buradan da bu modellere göre Poly-P organizmalarının anaerobik koşullarda (EMP veya ED yoluna sahip olsalar dahi) glukozu doğrudan kullanabilmeleri mümkün gözükmemektedir. Dolayısıyla BAFG sistemlerinde glukoz benzeri maddeler içeren kolay ayrışan substratın öncelikle Poly-P olmayan organizmalar tarafından anaerobik koşullarda kısa zincirli yağ asitlerine dönüştürülmesi gerektiği belirtilmektedir (WENTZEL ve diğ., 1991).



Şekil 2.18 Mino ve Uyarlanmış Mino modelinde anaerobik şartlardaki davranışın şematik gösterimi

Bahsedilen bu üç modelde anaerobik bölgede kullanılan asetata karşılık salınan fosfor mol oranları ($P_{rel}/\Delta HAc$) karşılaştırıldığında;

Comeau/Wentzel	:1
Mino	:0.5
Uyarlanmış Mino	:0.67

teorik oranları görülmektedir. COMEAU ve diğ. (1987b), ise Wentzel modelindeki pasif difüzyona karşılık, substrat transportu için 1 mol asetat başına 0.5 mol ATP harcadığını hesaplayarak bu oran için 1.5 değerini vermişlerdir.

Bu modellerin tümünde anaerobik substrat alımı için farklı oranlarda da olsa her zaman polifosfat enerjisine ihtiyaç olduğu görülmektedir. Bununla beraber SATOH ve diğ., (1992), anaerobik substrat alımı için gereken enerjinin sadece polifosfat hidrolizi ile değil fakat glikoliz sırasında substrat seviyesinde fosforilasyon ile de elde edilebileceğini ve $P_{rel}/\Delta HAc$ oranının bu nedenle 1'den düşük gözlemlendiğini vurgulamışlardır. Anaerobik fazda substrat tüketimine karşılık fosfor salımının her zaman gerçekleşmemesi ile ilgili birçok araştırmacı tarafından yapılan gözlemler bu teoriyi desteklemektedir.

2.3.4 Yeni Yaklaşımlar

FUKASE ve diğ. (1985b)'nin ileri biyolojik fosfor gideriminde anaerobik bölgenin rolünü netleştirmek amacıyla yaptıkları çalışma; anaerobik bölgede polifosfat içermeyen çamurun, polifosfat içeren kadar BOİ tükettiği ve PHB depoladığı, dolayısıyla Poly-P bakterileri için anaerobik bölgenin bir avantaj teşkil etmediğini ileri süren ilk çalışma olup organik maddelerin anaerobik olarak depolanabilmesi için polifosfat enerjisine gerek olmadığını ileri sürmektedir.

Çalışmada polifosfat içeren, polifosfat içermeyen ve tüm fosforunu salmış olan 3 farklı çamur ile yapılan anaerobik kesikli deneylerin hepsinde BOİ'nin aynı miktarda tüketildiği gözlenmiştir. Bu sonuçlar anaerobik bölgenin polifosfat biriktiren

bakteriler için gerçekten seçici bölge niteliği taşıyıp taşımadığı sorusunu gündeme getirmiştir. Böyle olsa bile bu bölgede dominant olan bakterilerin her zaman polifosfat biriktirmedikleri ve sonuç olarak polifosfat biriktiren mikroorganizmaların anaerobik şartlarda substrat depolama konusunda diğer mikroorganizmalara karşı her zaman bir kompetitif avantaja sahip olamayabilecekleri vurgulanmaktadır.

Polifosfat enerjisine ihtiyaç duyulmadan anaerobik bölgede substrat kullanımı sonucu fosfor gideriminin bozulması ile ilgili ortaya çıkan sorunlar CECH ve HARTMAN (1990) tarafından öne çıkarılmıştır. CECH ve HARTMAN bu bozulmanın asetattan başka substratların kullanılması ile bağlantılı olduğunu göstermek üzere biri sadece asetat ve diğeri de sadece glukozla çalıştırılan iki ayrı anaerobik/aerobik laboratuvar ölçekli kesikli deney yürütmüşlerdir. Bu deneylerde, glukozla beslenen sistemde anaerobik şartlar altında organik substratın tüketilmesine karşılık fosfor giderimi gözlenmemiştir. Bu sonucun polifosfat mekanizması ile bağlantılı olmayan bir anaerobik substrat alımı olasılığını gösterdiğine işaret etmişlerdir.

CECH ve HARTMAN (1990) tarafından “G bakterileri” olarak tanımlanan fosfor biriktirmeyen bu mikroorganizmalar, glukoz ve asetat karışımı ile beslenen ileri biyolojik fosfor gideren laboratuvar ölçekli anaerobik/aerobik kesikli reaktörde yapılan bir başka çalışmada da gözlenmiştir (CECH ve HARTMAN,1993). G bakterilerinin organik substratı polifosfat kullanmadan da alabilmeleri nedeniyle salınan fosforun kullanılan KOİ’ye oranının düştüğü söylenmektedir.

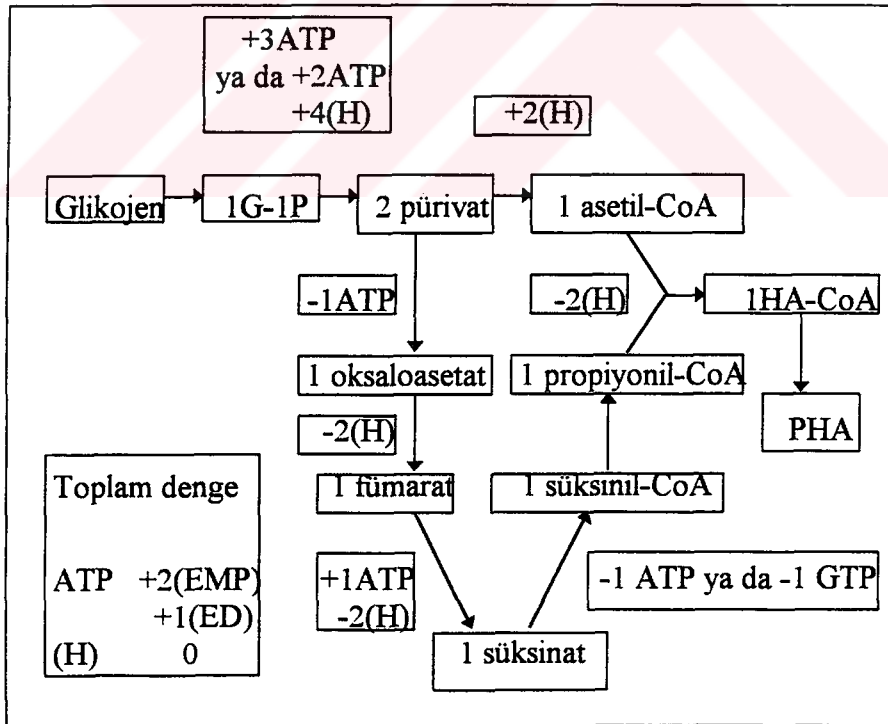
G bakterilerinin asetatın bulunması halinde dahi anaerobik/aerobik sistemde dominant olabildiği ve böylece Poly P oranının azaldığı belirtilmekle beraber, organik karbon kaynağı olarak sadece asetatın kullanılması halinde ise Poly P bakterilerinin G bakterileri ile başarılı bir şekilde yarışabildiği gözlenmiştir (CECH ve diğ.,1993).

SATOH ve diğ., (1992), yukarıda belirtilen davranışla uyumlu olarak Mino modelindeki gibi anaerobik substrat kullanımı için gereken enerjinin sadece polifosfat hidrolizi ile değil fakat substrat seviyesinde fosforilasyon ile içsel karbonhidrattan (glikojen) sağlanabildiğine işaret etmişlerdir. Sonuç olarak da anaerobik substrat

kullanımı için polifosfat hidrolizinden değil içsel karbonhidratların tüketiminden enerji temin edebilen bakterilerin dominant olmasının biyolojik fosfor gideriminin bozulmasının bir nedeni olabileceğini ileri sürmüşlerdir. Bu çalışmada ayrıca asetat harici substratların kullanılması sonucu PHB dışında içsel depolama ürünü olarak polihidroksialkanatların (PHA) sentezlendiğini göstermişlerdir.

COMEAU ve diğ. (1987b), çift sayıda karbon içeren kısa zincirli yağ asitleri (asetat, bütirat v.b.) eklendiğinde PHB oranının yüksek olduğunu buna karşılık tek sayıda karbon içeren yağ asitlerinin eklenmesi (propiyonat, laktat, valerat v.b.) durumunda ise poly- β -hidroksivalerat (PHV) olarak depolanan karbonun PHB'den fazla olduğunu ifade etmişlerdir.

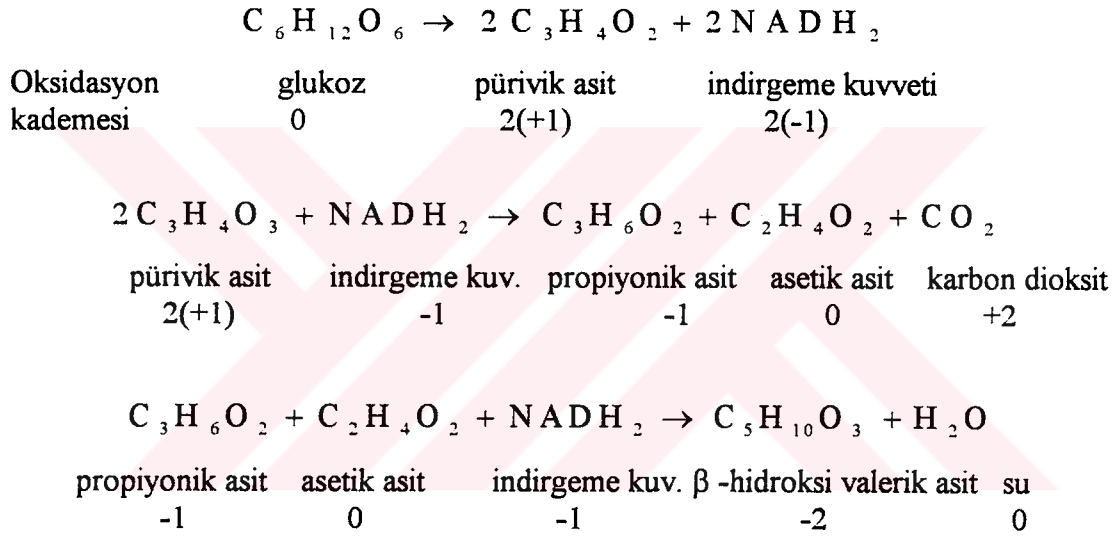
MATSUO ve diğ. (1992), anaerobik koşullarda net indirgeme kuvveti üretmeksizin glukozun PHA'ya dönüştüğü bir mekanizma tanımlamışlardır (Şekil 2.19).



Şekil 2.19 Glikojenden net indirgeme kuvveti üretmeksizin PHA üretimi için bir model (MATSUO ve diğ., 1992)

Bu mekanizmaya göre hücre dışından alınan glukoz ya da hücere içi glikojenden oluşan glukoz-1-P'dan , önce EMP veya ED yolu ile 2 mol pürivik asit üretilir. Pürivik asitin 1 molü oksidatif reaksiyonla dekarboksilasyona uğrar. Diğeri ise propiyonil-CoA'ya indirgenir ve sonuçta esas olarak PHV'den oluşan PHA net indirgeme kuvveti üretilmeksizin sentezlenir.

Bu dönüşüm sırasında son ürünlerin oksidasyon-redüksiyon seviyesinin başlangıç substratı ile aynı olduğu bir diğer deyişle net indirgeme kuvveti üretilmediği aşağıdaki denklemlerle gösterilebilir (ORHON ve ARTAN, 1994):



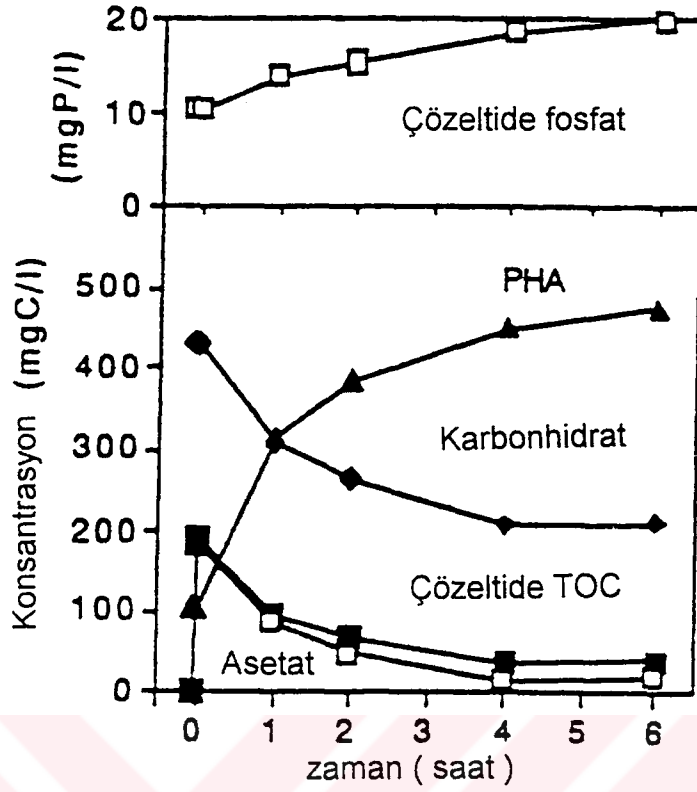
MATSUO ve diğ. (1992), Şekil 2.19'daki mekanizma ile enerji açığı olmadığını ve glikojen kullanımından enerji üretilebileceğini belirtmiştir. Eğer bu mekanizma geçerli ise polifosfatların parçalanması yoluyla ATP elde edilmesi her zaman gerekli değildir. Çalışmada, bu mekanizmanın anaerobik-aerobik şartlarda mikroorganizmaların sınıflandırılması açısından çok önemli olduğu belirtilmektedir. Anaerobik bölgenin, asetat ya da propiyonat gibi substratların olması halinde Poly P bakterileri için anlamlı olduğu fakat farklı substratlar bulunması durumunda yukarıda açıklanan mekanizmanın geçerli olması sonucu Poly P olmayan bakterilerin dominant olma ihtimali bulunduğu vurgulanmaktadır. Çünkü bu mekanizmayı kullanarak anaerobik fazda polifosfattan enerji elde edilmesine gerek kalmaksızın glukozu alıp PHA şeklinde depolayabilirler. Hatta bu yolla elde ettikleri fazla enerjiyi glukozun bir kısmını glikojen şeklinde depolamakta da kullanabilirler. Dolayısıyla bu bakteriler için

aerobik fazda polifosfat depolamaları değil fakat glikojen depolamaları anaerobik fazda hayatta kalabilmeleri için gereklidir.

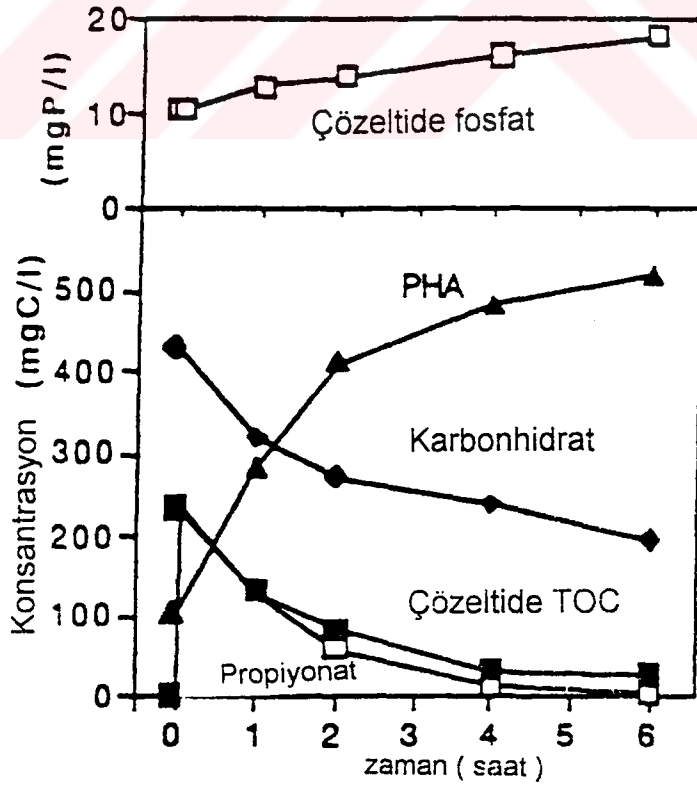
Anaerobik-aerobik döngü ile her zaman başarılı fosfor giderimine ulaşamayacağı ve bunun da mikroorganizmaların polifosfat yerine glikojenden enerji teminine dayandırılabilceği SATOH ve diğ. (1994) tarafından yapılan çalışma ile desteklenmektedir. SATOH ve arkadaşları biyolojik nütrient gideren bir tesisten aldıkları çamurla laboratuvar ölçekli bir anaerobik-aerobik sürekli aktif çamur tesisini 6 ay kadar asetate, propiyonat ve pepton karışımı sentetik atıksu ile çalıştırmışlar ve bu çamurda yaptıkları anaerobik kesikli deneylerde asetate ve propiyonat tüketimine karşılık fosfor salımı gözlememişlerdir (Şekil 2.20 ve 2.21). Buna karşılık içsel karbonhidrattaki düşme ve PHA'daki artış sonucu bu sistemdeki anaerobik substrat alımının MATSUO ve diğ.(1992)'nin tanımladığına benzer bir mekanizma ile gerçekleştiğini ve enerji temininin glikojenin PHA'ya çevrilmesi ile yapıldığını belirterek glikojenden enerji temin eden bu sistemi "Q sistem" polifosfattan enerji temin eden sistemi ise "P sistem" olarak adlandırarak, P sistemin Q sisteme kayışına neden olabilecek bazı faktörleri belirterek, bunlardan kaçınmak için alınabilecek bazı önlemler önermişlerdir.

SATOH ve diğ. (1994) P sisteminin Q sistemine kaymasına yol açabilecek bazı faktörleri fosfor gideriminde bozulma gözleyen araştırmacıların gözledikleri sonuçları da değerlendirerek aşağıdaki şekilde özetlemiştir:

- Uzun anaerobik/aerobik çevrim süreleri
- Atıksuyun glukoz gibi sakkaritler içermesi
- Giriş organik madde konsantrasyonunun değişimi
- Giriş atıksuyundaki aminoasit ya da protein miktarının az olması

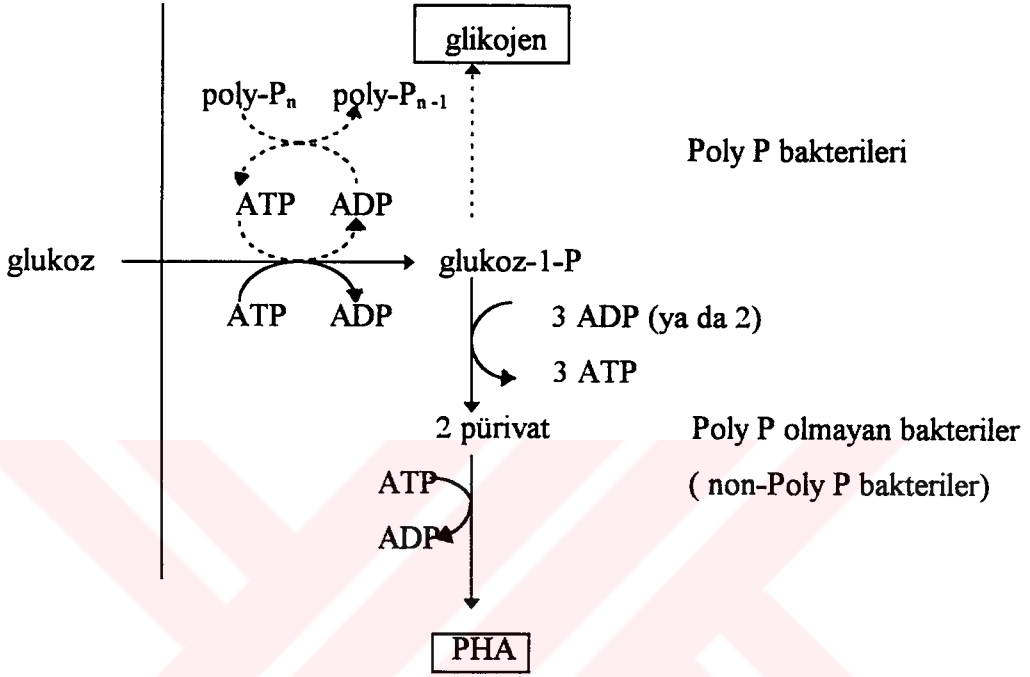


Şekil 2.20 Fosfat salmadan asetat alımı (SATOH ve diğ.,1994)



Şekil 2.21 Fosfat salmadan propiyonat alımı (SATOH ve diğ.,1994)

Şekil 2.22’de anaerobik şartlar altında glukoz bozunmasının şu ana dek önerilen iki yolu özetlenmektedir (ORHON ve ARTAN, 1994). Daha önce belirtildiği gibi mekanizmalardan biri polifosfat enerjisine gerek duyulan, diğeri ise Poly P olmayan bakterilerin bulunduğu ve MATSUO ve diğ.(1992) tarafından önerilen mekanizmadır.



Şekil 2.22 Anaerobik şartlarda glukozdan PHA ya da glikojen üretimi için önerilen modeller

Doğrudan glukoz kullanıldığında Poly P bakterilerinin dominant olma olasılığının azalması BAFG sistemlerinde ana son ürün olarak asetat üreten fermentasyon bakterilerinin önemini vurgulamaktadır.

RANDALL ve diğ. (1994) tarafından da giriş atıksuyu olarak sadece glukoz kullanılarak çalıştırılan anaerobik/aerobik bir AKR’de yapılan deneylerde ise glukozun reaktöre beslenmeden önce fermente olduğu durumda fosfor giderme yeteneğine sahip bakterilerin geliştiği ancak, yapılan kesikli deneylerde bu çamura taze glukozun eklenmesi halinde fosfor gideriminin bozulduğu gözlenmiştir. Buradan da anaerobik fazın glukoz için bir fermentasyon bölgesi olarak çalışmadığı çünkü glukozun

fermente olmadan önce fermentasyon yapmayan bakteriler tarafından hücre içine alındığı söylenmektedir.

Biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasını tanımlamak için önerilen çeşitli modeller ve bu modelleri desteklemek üzere yapılmış birçok araştırmada gözlenen deneysel sonuçlarla, hangi sistemin geçerli olduğu belirlenmeye çalışılmıştır. Geçerli mekanizmanın anlaşılabilmesi için bir gösterge olmak üzere kullanılan en önemli büyüklük ise, sistemler arası karşılaştırma imkanı veren ve aşırı fosfor gideriminin doğrudan bağlı olduğu salınan fosforun kullanılan asetata mol oranı olmaktadır.

Anaerobik bölgede kullanılan asetat başına (ΔHAc) salınan fosforun (P_{rel}) mol oranı birçok araştırmacı tarafından ölçülmüş olup çok farklı değerler aldığı görülmektedir. Bu değerler topluca Tablo 2.4’de gösterilmiştir.

Tablo’dan da görüleceği gibi substratın asetat olması halinde salınan fosfor miktarı çalışmalar arasında büyük farklılıklar göstermektedir. Bu çalışmalarda karışık kültürlerin kullanılması nedeniyle farklı sonuçlara ulaşılmış olmakla beraber, çalışmaların yapıldığı şartlarda nitrat konsantrasyonlarının da rapor edilmemiş olması karşılaştırma yapmayı zorlaştırmaktadır. pH değişiminin de bu oran üzerine etkisi olduğu ve pH 6 iken 0.25 mol P/ mol HAc olan oranın pH 8’de 0.75’e çıktığı belirtilmektedir (SMOLDERS, 1995).

Çamurun popülasyon dinamiğinin ve ortamda hangi mikroorganizmanın ne oranda bulunduğu bilinmesi büyük önem taşımaktadır. “*Bu tür karışık kültürlerde hangi mikroorganizmanın ne yaptığını söylemek çok zordur*” (JENKINS ve TANDOI, 1991).

Poly P organizmalarının fraksiyonunun yüksek olduğu bir çamurda P_{rel}/HAc oranı yüksek olurken SATOH ve diğ. (1994) belirttiği şekilde sistemin Q sisteme kayması ve Poly P organizmalarının düşmesi halinde bu oran çok düşük seviyelere inmektedir. Mikroorganizma türü değiştikçe işleyen mekanizma da değiştiğinden çalışmanın

yapıldığı şartların çok iyi tanımlanması gerekliliği ve sebep sonuç ilişkilerinin belirlenmesinin önemi ortaya çıkmaktadır.

Tablo 2.4 Literatürde Gözlenen $P_{rel}/\Delta HAc$ Mol Oranları

Literatür	mol P_{rel} /mol HAc	mol HAc/mol P_{rel}
FUKASE ve diğ., (1982)	0.9	1.1
POTGIETER ve EVANS, (1983)	1.1	0.9
ARVIN ve KRISTENSEN, (1985)	1.43	0.7
WENTZEL ve diğ., (1985)	0.4-1.0	1-1.25
COMEAU ve diğ., (1985)	1.43	0.7
COMEAU ve diğ., (1987a)	1.51	0.66
COMEAU ve diğ., (1987b)	1.4-1.6	0.62-0.71
TRACY ve FLAMMINO, (1987)	0.62	1.6
MINO ve diğ., (1987)	0.3-0.76	1.3-3.4
ARUN ve diğ., (1988)	0.4-0.76	1.3-2.4
ABUGHARARAH ve RANDALL, (1991)	0.77	1.3
SATOH ve diğ., (1992)	0.68-0.98	1.02-1.47
CECH ve diğ., (1993)	0-0.78	0-1.28
KUBA ve diğ., (1993)	0.8-1.2	0.83-1.25
SATOH ve diğ., (1994)	0.04	25

Bununla beraber SATOH ve diğ. (1994) önermelerinin tersine substrat olarak sadece glukozun kullanılması ile çok iyi fosfor giderimi gerçekleştirildiğini belirten çalışmalar da bulunmaktadır (CARRUCCI ve diğ., 1994; CARUCCI ve diğ., 1995). CARUCCI ve diğ. (1994) substrat olarak pepton ve glukoz karışımı kullanarak işlettikleri 8 l'lik bir anaerobik/aerobik ardışık kesikli reaktörden aldıkları çamurda glukoz ve asetatla yaptıkları kesikli deneylerde glukozun fosfor salımına neden olduğunu asetatın ise tam tersi fosfor salımı yaratmadığını gözlemişlerdir.

Ortamda bulunan bakterilerin CECH ve HARTMAN tarafından tanımlanan G bakterileri olduğu fakat polifosfat metabolizması ile ilgili olmayan anaerobik substrat alımı yaptıklarına dair tesbit edilmiş gözlemlerden farklı olarak bir metabolizmaları

olabileceği ve glukoz ağırlıklı substratın varlığında da fosfor giderimini gerçekleştirdikleri öne sürülmektedir. Kesikli deneylerde buldukları bu sonuçlara dayanarak asetatın şu ana dek kabul edildiği gibi BAFG'ni geliştirme de çok önemli bir rolü olmadığını iddia etmişlerdir.

CARRUCCI ve diğ. (1995)'nin aynı AKR düzeneğini kullanarak bu çalışmayı giriş atıksuyundaki peptonu kesmek suretiyle bu kez substrat olarak sadece glukoz kullanarak sürdürmüşlerdir. Bu şartlarda ilk 160 gün boyunca fosfor giderimi gerçekleşmediği fakat daha sonra fosfor salımının başlayarak iyi fosfor giderimleri gözlemlendiği belirtilmektedir. Fosfor giderimindeki bu iyileşme açıklanamamakla beraber, bunun bir alışma devresi olabileceği belirtilerek fosfor salımı ile bağlantılı olmayan bir mekanizma olabileceği ve bunun da G bakterilerinin varlığına dayandırılabilirliği söylenmektedir. Bununla beraber fermentasyon ürünlerinin bulunmaması ve PHA depolaması gerçekleşmemesi söz konusu olduğundan anaerobik glukoz metabolizmasının nasıl gerçekleştiğinin anlaşılamadığı da belirtilmiştir.

Bu gözlemlere karşın, son araştırmalarda belirtilen ve indirgeme kuvveti temini için glikojen mekanizması ile de anaerobik şartlarda substrat alımı yapabilen mikroorganizmaların fosfor giderimini kötüleştirdiği yolundaki gözlemler (SATO ve diğ., 1992; SATO ve diğ., 1994) MINO ve diğ.(1995) tarafından desteklenmiş ve bu tür bakterilerin, mekanizmaları çok iyi anlaşılmamış olmakla beraber GAO adı altında fosfor giderme sistemlerinin modellenmesinde gözönüne alınması gerekliliği belirtilerek bu doğrultuda da bir model önerilmiştir.

Bu konuda yapılan ve yukarıda belirtilen çalışmalardan, hücre içi karbonhidratın bozunmasının MATSUO ve diğ. (1994) tarafından belirtildiği mekanizma ile mi (Şekil 2.19) yoksa Şekil 2.18'deki gibi polifosfat enerjisine ihtiyaç duyulan mekanizma ile mi gerçekleştiğinin aşırı fosfor giderimindeki en önemli kavram olduğu görülmektedir. Bu iki mekanizmanın ise substrat tipine bağlı olarak nasıl kontrol edilebileceği henüz çok açık olmayan ve araştırma gerektiren bir diğer konu olup BAFG'nin kontrolünde büyük önem taşıdığı düşünülmektedir.

BÖLÜM 3

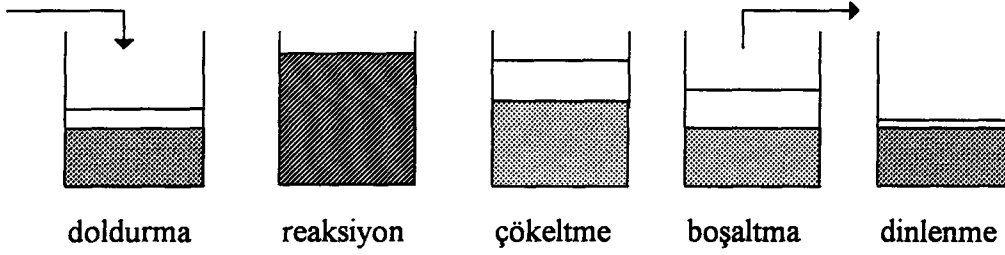
ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖRLER

3.1 ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR (AKR) SİSTEMİNİN TANIMI

Ardışık Kesikli Reaktör Sistemleri (AKR) ana prensipleri yönüyle doldur ve boşalt (fill and draw) bazına dayalı olarak işletilen aktif çamur sistemleri olarak tanımlanabilir.

Arıtma potansiyelini arttırmak amacıyla çeşitli proses modifikasyonlarının geliştirilmesi için harcanan çabalar sonucu son zamanlarda önem kazanmaya başlamış olmakla beraber oldukça eski bir sistemdir. 1914 ila 1920 yılları arasında işletmeye alınan tam ölçekli aktif çamur tesislerinin tümü doldur ve boşalt sistemleri olarak tasarlanmışlardır. Hemen ardından geliştirilen sürekli sistemlerin tercih edilmesinden sonra 1960'lı yıllarda, gerekli yeni teknoloji ve ekipmanların geliştirilmesi ile birlikte ardışık kesikli reaktörler yeniden ilgi görmeye başlamıştır.

AKR prosesi esas olarak tek bir tank veya paralel olarak çalışan birkaç tanktan oluşmaktadır. Konvansiyonel bir aktif çamur sistemi ile bir ardışık kesikli reaktör arasındaki ana farklılık AKR'de arıtma işleminin alan yerine zamanla olmasıdır. AKR'de; dengeleme, reaksiyon ve çökeltme işlemleri ayrı hacimler yerine aynı tankta bir zaman zinciri içinde gerçekleşmektedir. Oysa konvansiyonel bir aktif çamur tesisinde en azından bir havalandırma tankı ve ayrı bir çökeltme tankı gerekmektedir. Ayrıca AKR sisteminde her tank doldurma için belirlenmiş bir zaman periyodu sırasında dolduktan sonra kesikli bir reaktör gibi çalışmaktadır (IRVINE ve KETCHUM, 1989). Tipik bir AKR tankında 5 temel işletme fazı bulunmaktadır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1 Tipik bir AKR çalışma düzeni

Şekilden de anlaşılacağı üzere AKR sistemlerinin ana prensipleri klasik doldur boşalt mekanizmasına çok benzemektedir. İlk olarak atıksu tanka beslenerek, bir önceki çevrim sonunda çökmüş olarak tankta bulunan biyokütle ile karıştırılır (doldurma). Daha sonra biyolojik reaksiyon için yeterli süre sağlanır (reaksiyon) ve mikroorganizmalar bu işlem sonunda çöktürülerek (çökeltme) arıtılmış sudan ayrılır (boşaltma). Arıtılmış su boşaltıldıktan sonra, sistem bir sonraki doldurma fazına dek dinlenmeye bırakılır (dinlenme). Bu fazların toplamı ise bir çevrimin toplam süresini ifade eder.

Dolayısıyla toplam çevrim süresi bu dört ana fazın toplamı ile ifade edilir:

$$T_C = T_F + T_R + T_S + T_{W+I} \quad (3.1)$$

Bu ifadede;

T_C : Toplam çevrim süresi

T_F : Doldurma süresi

T_R : Reaksiyon süresi

T_S : Çökeltme süresi

T_{W+I} : Boşalma +dinlenme süresini göstermektedir.

Doldurma süresi (T_F), reaktörü bir başlangıç hacminden (V_0) toplam hacme (V_T) ulaştırma süreyi ifade etmektedir. Doldur boşalt sistemleriyle karşılaştırıldığında, iki işletme parametresi AKR'lere ilave bir avantaj sağlamaktadır. Bu parametreler bir

gündeki çevrim sayısı, m , ve kullanılan reaktör sayısı, n' dir. Günlük çevrim sayısının (m) seçimi her çevrimde dolacak reaktör hacmini, V_F , ve toplam çevrim süresini belirler;

$$Q = m \cdot V_F \quad (3.2)$$

$$T_C = 1/m \quad (3.3)$$

Böyle bir çevrimsel işletme için spesifik substrat giderim hızı ifadesi, q :

$$q = \frac{V_F m (S_0 - S)}{V_T \bar{X}} = \left(1 - \frac{V_0}{V_T}\right) \frac{m(S_0 - S)}{\bar{X}} \quad (3.4)$$

şeklini alır. Ayrıca,

$$\frac{1}{\theta_x} = Y_{Nh} q \quad (3.5)$$

olduğundan,

$$\theta_x = \frac{V_T \bar{X}}{V_F m Y_{Nh} (S_0 - S)} \quad (3.6)$$

olarak tanımlanabilir.

Bu ifade belirli bir çamur yüklemesi için reaktörde tutulabilecek biyokütle miktarını tanımlamaktadır:

$$M_x = V_T \bar{X} = V_F m Y_{Nh} (S_0 - S) \theta_x \quad (3.7)$$

Denklemlerde;

$\bar{X}$: Reaktördeki ortalama mikroorganizma konsantrasyonu (mg/l)

Y_{Nh} : Net dönüşüm oranı (gUAKM/gKOİ)

θ_x : Çamur yaşı (gün)

S_0 : Giriş KOİ konsantrasyonu (mg/l)

S : Çıkış KOİ konsantrasyonu (mg/l)

olup net dönüşüm oranı, Y_{Nh} ;

$$Y_{Nh} = \frac{Y_h}{1 + k_d \theta_x} \quad (3.8)$$

şeklindedir.

(3.3) denklemini (3.7)'de yerine konularak,

$$T_C = \frac{V_F}{V_T} \frac{Y_{Nh} (S_0 - S)}{\bar{X}} \theta_x \quad \text{şeklini alır.} \quad (3.9)$$

Sistemde toplam aktif süre, T_A , biyokimyasal reaksiyonların gerçekleştiği süre olup,

$$T_A = T_F + T_R = T_C - (T_S + T_{W+I}) \quad (3.10)$$

denklemini ile ifade edilebilir.

Sonuç olarak etkili çamur yaşı θ_x^E ise,

$$\theta_x^E = \frac{T_A}{T_C} \theta_x \quad (3.11)$$

olarak tanımlanabilir.

T_A ile θ_x^E arasındaki ilişki (3.6) ve (3.10) denklemlerinin birleştirilmesi ile;

$$T_A = \left(1 - \frac{V_0}{V_T} \right) \frac{Y_{Nh} (S_0 - S)}{\bar{X}} \theta_x^E \quad (3.12)$$

olarak bulunur.

Eğer dengeleme yapılması gerekli değilse, sürekli atıksu akımı birden fazla reaktörün yapılması ile dağıtılabilir. Doldurma süresi bu durumda n adet reaktör için:

$$T_F = \frac{T_C}{n} = \frac{1}{mn} \quad (3.13)$$

şeklinde tanımlanır ve, $T_R = T_A - T_F$ olduğundan, her reaktör için doldurma hacmi,

V_{Tn} :

$$V_{Fn} = \frac{V_F}{n} = QT_F \quad (3.14)$$

kullanılarak,

$$V_{Tn} = \frac{V_{Fn}}{\left(1 - \frac{V_0}{V_T}\right)} = \frac{QT_F}{\left(1 - \frac{V_0}{V_T}\right)} \quad (3.15)$$

olarak tanımlanabilir.

3.1.1 AKR Fazlarında Uygulanabilecek Alternatifler

Şekil 3.1'de belirtilen 5 temel işletme fazının (doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma ve dinlendirme) kontrolleri seviye sensörleri, zaman saatleri (timer), ve mikrosesörlerle yapılmaktadır. Her periyodun detaylı tanımlaması aşağıda yapılmaktadır (IRVINE, 1989).

Doldurma Fazı

Toplam çevrim süresi; tek tanklı bir sistemde doldurma fazının başlangıcından dinlendirme fazının sonuna kadar, çok tanklı sistemlerde ise birinci tankın doldurma fazı başlangıcından, sonuncu tankın dinlendirme fazının tamamlanmasına kadar geçen süredir. Çok tanklı bir sistemde tanklar ardışık olarak doldurulmaktadır. Burada kriter, bir tankın doldurması tamamlanmadan önce dolan tankı takip eden tankın boşaltma fazının sona ermesidir (IRVINE ve BUSCH, 1979).

Doldurma sırasında ham atıksu tankta bir önceki çevrimden kalan biyokütle üzerine eklenir. Sıvı hacmi başlangıç seviyesinden maksimum seviyeye ulaşınca dek artar.

Genellikle ilk hacim (V_0) toplam hacmin (V_T) en az % 25'i ve en fazla % 70'i kadar olmaktadır. V_0 hacmi belirlenen yükleme, bekletme süresi ve organizmaların beklenen çökeltme özellikleri gibi birtakım faktörlere dayandırılarak belirlenir. Doldurma zamanı ise tankın hacmine, paralel tank sayısına ve debideki günlük değişimlerin büyüklüğüne bağlıdır. Eğer sistemdeki tank sayısı az ve atıksu debisi fazla ise doldurma süresinin uzun tutulması gerekliliği doğabilir.

Doldurma işlemi üç şekilde gerçekleştirilebilir:

1. Statik doldurma (karıştırma veya havalandırma olmaksızın)
2. Karıştırarak doldurma
3. Havalandırarak doldurma

Doldurma işleminin durdurulması tankın dolması sonucu seviye sensörünün devreye girmesi, maksimum doldurma zamanının bitmesi veya diğer tankın boşalma işlemi bitip doldurma için hazır hale gelmesi durumlarından biri ile olmaktadır.

Reaksiyon Fazı

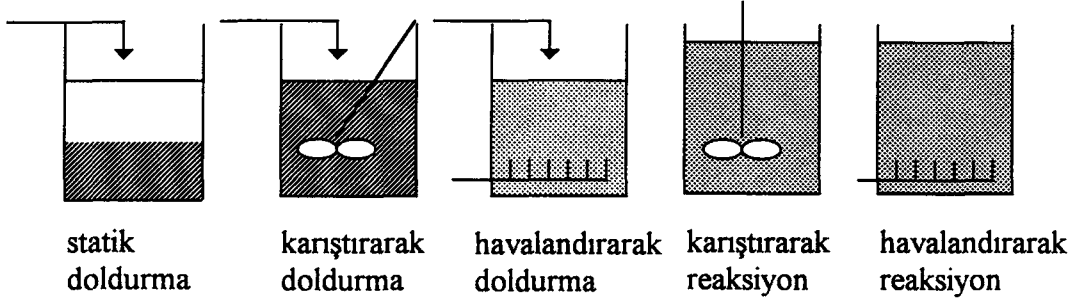
Doldurma sırasında başlayan reaksiyonlar reaksiyon fazı sırasında tamamlanır. Doldurma işleminde olduğu gibi reaksiyon periyodunun da istenilen oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak iki şekilde gerçekleştirilmesi söz konusudur:

- Karıştırarak reaksiyon
- Havalandırarak reaksiyon

Reaksiyon boyunca su seviyesi maksimum değerdedir. Çamur yaşını kontrol etmenin çok basit bir yolu olarak çamur uzaklaştırması reaksiyon fazı sırasında yapılabilir. Örneğin, çamur yaşı hergün sistemden atılan maksimum çamur hacmi fraksiyonunun tersine eşit olacaktır. Reaksiyon periyoduna ayrılan süre toplam çevrim süresinin % 50'sinden fazla ya da reaksiyonun doldurma fazı sırasında tamamlanması halinde %0'ı kadar düşük olabilir.

Reaksiyon süresinin sona ermesi bir zaman belirlemesi ile (örneğin reaksiyon fazı her zaman 2 saat olsun gibi) ya da bitişik tankın seviye kontrolü ile yapılabilir.

Değişik doldurma ve reaksiyon alternatifleri Şekil 3.2’de şematik olarak tarif edilmektedir.



Şekil 3.2 Doldurma ve reaksiyon alternatifleri

Çökeltme fazı

Ardışık kesikli reaktörlerde katıların sudan ayrılması çok durgun bir şekilde gerçekleşmektedir. Çünkü çökeltmenin gerçekleştiği yer tankın kendisi olup, herhangi bir çökeltme havuzundaki giriş ve çıkış akımı gibi çamurun ataletini bozabilecek olaylar söz konusu değildir. Ayrıca tüm biyokütle bir kısmı atılana dek tank içinde kaldığından konvansiyonel çökeltme havuzlarında bulunan alt akım düzeneğine gerek olmamaktadır. Konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde çamur sürekli havalandırma tankından alınarak çökeltme havuzundan geçmekte ve sadece bir bölümü havalandırma tankına geri dönmektedir. Çökeltme fazının süresi tipik olarak 0.5 -1.5 saat arasında değişmektedir. Bu süre genellikle çamur tabakasının boşaltma işlemi sırasında boşaltma işlemini gerçekleştiren mekanizmanın altında kalması ve boşalma bitinceye kadar yükselmemesi için yeterli olmaktadır. Çamur uzaklaştırma işleminin çökeltmenin sonuna doğru yapılması halinde çamurun, reaksiyon fazındakinden daha yoğun olması söz konusudur.

Boşaltma Fazı

Boşaltma mekanizması çeşitli şekillerde olabilmektedir. Bu; tankın önceden belirlenen bir seviyesine monte edilmiş, debisinin bir otomatik valf veya pompa ile düzenlendiği basit bir boru olabileceği gibi, yüzeye ya da yüzeyin hemen altına konabilen seviyesi ayarlı veya yüzen bir savakla da yapılabilir. Yeri sabit olan boşaltma düzenekleri sistemin esnekliğini kısıtladıkları için tavsiye edilmemektedir.

Boşaltma fazına ayrılan süre toplam çevrim süresinin % 5'i ile % 30'unun üzerindeki değerlerde değişmektedir. Bununla beraber bu süre, çamur kabarması ile oluşabilecek problemler sebebi ile çok fazla uzun tutulmamalıdır.

Dinlendirme Fazı

Boşaltma işleminden sonra tank tekrar atıksu almaya hazırdır. Eğer sistem doldurma fazındaki tankın maksimum seviyesine ulaşması esasına göre tasarlanmışsa boşaltmanın bittiği tankın beklenmesi gerekecektir. Boşaltma ile doldurma fazı arasındaki bu süre dinlenme fazı olarak adlandırılmaktadır. Bu sürenin etkili bir biçimde kullanılabilmesi mümkündür.

Örneğin sistemden çamur uzaklaştırma işlemi bu fazda yapılabilir. Çamur uzaklaştırma sıklığı, her çevrimde bir kezden 2-3 ayda bir keze kadar çok geniş bir aralıkta değişmekle beraber, çamurun daha sık atıldığı tasarımlar tavsiye edilmektedir. Çamurun uzaklaştırılmasından sonra dinlenme fazı sırasında havalandırma ve/veya karıştırma işleminin başlatılıp başlatılmaması sistemin amacına göre değişebilmektedir. Buna alternatif olarak, boşaltma fazı sonunda tank minimum seviyeye ulaşır ulaşmaz doldurma işleminin hemen başlatılması sonucu dinlenme fazının elimine edilmesi sözkonusu olabilmektedir.

3.1.2. Ardışık Kesikli Reaktörlerin Avantajları

Yukarıda açıklanan 5 temel fazın işletme stratejilerinde ve sürelerinde yapılabilecek değişikliklerin uygulanma kolaylığı ve esnekliği sayesinde AKR'ler konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre birçok avantaja sahip olmaktadır.

AKR'lerin başlıca avantajları aşağıda özetlenmektedir (ARORA ve diğ., 1985):

- Sistem doldurma işlemi sırasında bir dengeleme tankı gibi çalışarak pik debileri ve şok yüklemeleri çıkış kalitesinde bir bozulma olmadan tolere edebilir.
- Günlük veya mevsimsel atıksu yüküne bağlı olarak sistemdeki reaktör sayısı artırılabilir veya devreden çıkarılabilir.
- Çıkış suyu periyodik olarak boşaldığından atıksu, belirlenen çıkış limitlerini sağlayana dek çevrim süresi veya çevrim içi faz dağılımlarının fraksiyonları değiştirilmek suretiyle tankta tutulabilir.
- Sistemde reaksiyon ve çökeltme işlemlerinin aynı tankta gerçekleşmesi pratikte uygulama kolaylığı gösterir.
- Atıksu debisinin tasarım kapasitesinin altında olduğu durumlarda seviye sensörleri daha düşük seviyeye indirilerek çevrim süresi ve işletme koşulları değiştirilmeden tankın sadece belirli bir bölümünün kullanılması ile havalandırma ve/veya karıştırma işlemleri için gereksiz güç kaybı önenebilir.
- Biyokütlenin hidrolik dalgalanmalarla sistemden kaçması söz konusu değildir, çünkü istenildiği sürece reaktörde tutulabilir.
- Yine aktif çamur karışımının sürekli reaktörde olması sonucu çamur geri devri için pompaya gereksinim göstermez.
- Katı-sıvı ayırımı ideal sakinliğe yakın bir ortamda gerçekleşir.
- Doldurma fazı sırasında işletme stratejilerinin değiştirilmesi ile filament mikroorganizmaların gelişmesi kontrol altına alınabilir.
- Temel işletme fazlarının tamamlanması için seçilen toplam çevrim süresi fazlar arasında (reaksiyon, çökeltme v.b.) istenildiği gibi dağıtılabilir. Bu işlem konvansiyonel bir aktif çamur tesisinde tank hacimlerinin sabit olması nedeniyle kolaylıkla yapılamaz. AKR'de çevrim içi faz süresi dağılımlarının değiştirilebilme

esnekliğinin yanısıra, bir çevrimin toplam süresi de değiştirilebilmektedir. Tüm sistemdeki çevrim süresi genellikle 3 ile 24 saat arasında değişebilmektedir.

- Alan yerine zamanla çalışma esnekliği sayesinde bir AKR düşük enerji, fazla çamur ve insan gücüne dayalı çalıştırılabileceği gibi; aynı AKR yüksek enerji, az çamur ve daha az insan gücü gerektiren bir sistem olarak da çalıştırılabilir (IRVINE, 1989).

3.1.3 AKR Sistemlerinin Gelişimi

AKR sistemleri IRVINE ve DAVIS'in (1971) 70'li yılların başında işletme koşullarını tanımlamasından sonra birçok ülkede uygulama alanı bulmuştur.

Geçmiş senelerde yapılan araştırma çalışmalarının çoğu, prosesi denemek ve konvansiyonel aktif çamura göre avantajlarını göstermek amacıyla yapılmış deneysel çalışmalardan oluşmaktadır. Bu çalışmaların ana örneklerinden biri, doldurma ve reaksiyon sürelerinin oranlarının AKR sisteminde ve özellikle çamur çökeltme özelliği üzerindeki etkilerinin incelendiği çalışmadır (DENNIS ve IRVINE, 1979). Dennis ve Irvine çalışmalarında çamur çökeltme özelliğinin doldurma/reaksiyon oranından önemli ölçüde etkilendiğini ve doldurma sırasındaki karıştırmanın uzatılmasının çamur hacim indeksinde (SVI) düşme sağladığını belirtmişlerdir. IRVINE ve diğ. (1977), AKR'lerin debi ve konsantrasyon açısından bir dengeleme tankı olarak da rol oynadığını ve sürekli sistemlere nazaran daha küçük hacimlerde aynı ölçüde giderme verimi elde edilebildiğini gözlemişlerdir. WANNER (1992), aynı atıksu giderimi için sürekli bir aktif çamur sistemi ile bir AKR sistemini karşılaştırmış; karbon ve nütrient gideriminin yaklaşık aynı olmasına karşılık AKR'de sürekli sisteme nazaran filament organizmaların gözlenmediğini ve çökeltme özelliğinin çok daha iyi olduğunu gözlemiştir. Sürekli sistemde çamur hacim indeksi 100-200 ml/g arasında iken AKR'de 100ml/g olduğu ve çamurun daha hızlı çöktüğü belirtilmektedir. Düşük yüklemeli sistemlerin ise daha iyi çıkış kalitesi sağladığı ve dispers büyümeyi en aza indirmek için yarı kesikli sistemlerin çok uygun olduğu bir diğer çalışmada belirtilmiştir (HOEPKER ve SCHROEDER, 1979).

AKR sistemleri periyodik yapıları sayesinde sadece sürekli sistemlerle yapılabilecek arıtma alternatifi yelpazesini genişletmektedirler (IRVINE ve BUSCH, 1979). Ayrıca AKR sistemlerinin yatırım maliyetleri konvansiyonel sistemlere göre daha düşük olduğu, işletme ve bakım maliyetlerinin ise yaklaşık aynı olduğu belirtilmiştir (KETCHUM ve diğ., 1979). KETCHUM ve LIAO (1979), ayrıca kimyasal fosfor giderimi için üçüncül arıtmanın Ardışık Kesikli Reaktörlerle yapılması ile daha iyi çıkış kalitesinin daha düşük kimyasal madde maliyeti ile sağlanabileceğini gözlemişlerdir.

AKR'lerdeki reaksiyon fazının arkasından gelen çöktürme ve boşaltma fazlarının, boşaltmanın fasıllı şekilde yapılması ile gerçekleştirildiği sürekli sistem modifikasyonları da bulunmaktadır (GORONSZY, 1979). Bu işlem havalandırma havuzunda havalandırmanın durdurularak çöken üst fazın boşaltılması şeklinde yapılmakta ve boşaltma işleminden sonra havalandırma tankına tekrar atıksu girişi temin edilmektedir.

AKR'lerin evsel atıksulara uygulanması 1900'lere kadar gitmekle beraber, bu uygulamaların kabul edilmesi 1970'lerde olmuştur. Bunun nedeni gelişen teknoloji ile tesislerde mikrosesör kontrollerinin kullanılmasıdır. Bunlar arasında, pnömomatik, solenoid ve motorize valfler, seviye sensörleri, debi ölçerler ve otomatik zaman saatleri (timer) bulunmaktadır (IRVINE ve diğ., 1983; IRVINE ve diğ., 1987).

AKR sistemlerinin birçok avantajının işletme parametrelerinin esnek yapısından kaynaklandığı bilinmekle beraber bu avantajlar, daha sofistike ve karmaşık kontrol stratejileri gerektirdiğinden bir handikap olarak da görülmektedir. Ayrıca işletmedeki esnekliğin, prosesin anlaşılmasındaki bazı mekanistik esasları komplike hale getirebileceği belirtilmiştir (ORHON ve diğ., 1986).

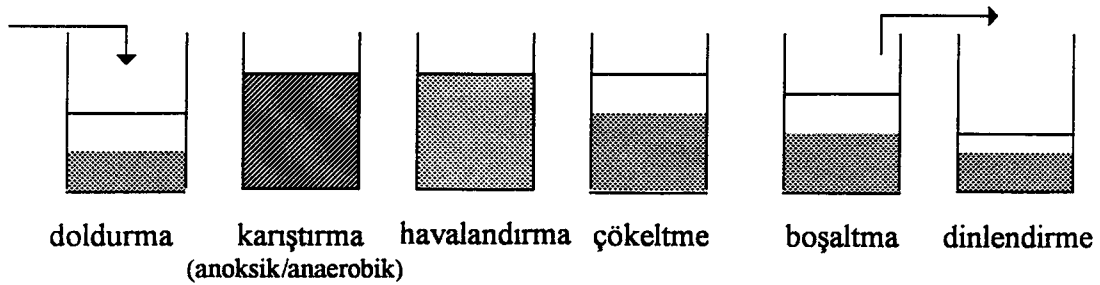
Ardışık kesikli reaktörlerin zararlı atıkların biyolojik olarak arıtılmasında da başarılı sonuçlar verdiği görülmektedir (HERZBURN ve diğ., 1985). Uygun tasarım ve işletme şartlarında AKR sistemleri ile nitrifikasyon ve denitrifikasyonun da mümkün olduğu birçok araştırmacı tarafından deneysel olarak gözlenmiştir (IRVINE ve diğ., 1979; ALLEMAN ve IRVINE, 1980a; SILVERSTEIN ve SCHROEDER, 1983;

PALIS ve IRVINE, 1985). Ayrıca uygun işletme koşullarının oluşturulması halinde AKR'lerin yüksek oranlarda C, N ve P içeren kuvvetli atıkların arıtımında da başarılı sonuçlar verdiği ve yüksek azot ve fosfor giderme verimlerine ulaşabildiği gösterilmiştir (BORTONE ve diğ., 1992; BORTONE ve diğ., 1994; SUBRAMANIAM ve diğ., 1994).

İşletmede yapılabilecek değişikliklerin kolaylığı sayesinde AKR'lerin biyolojik fosfor giderimine yönelik işletilmelerinin mümkün olduğu ve yüksek arıtma verimleri elde edilebildiği görülmüştür (IRVINE ve diğ., 1985). Bu esneklik sayesinde, AKR'lerin biyolojik aşırı fosfor giderimine uyarlanması konusunda birçok çalışma gerçekleştirilmiştir. Bu konuda yapılan çalışmalar ayrıntılı olarak bölüm 3.2'de verilmektedir.

3.2 AKR'LERDE İLERİ BİYOLOJİK FOSFOR GİDERİMİ

1980'lerden sonra önem kazanmaya başlayan ardışık kesikli reaktör sistemleri biyolojik fosfor gideriminde de popüler hale gelmiştir. AKR'de biyolojik aşırı fosfor giderimi Şekil 3.1'de görülen standart AKR işletme fazlarına bir anaerobik faz ilavesi ile gerçekleştirilmektedir (Şekil 3.3). Bu anaerobik faz genellikle giriş atıksuyunun bir önceki çevrimden kalan çamurla, doldurma sırasında ya da doldurmadan sonra bir anaerobik temasa maruz bırakılması ile oluşturulmaktadır.



Şekil 3.3 Ardışık kesikli reaktörde biyolojik fosfor giderimi işletme fazları

Bu şekilde tek bir tankta ardarda gerçekleşen çevrimlerle biyolojik aşırı fosfor giderimi tamamlanır. İşletme ve kontrol kolaylığı açısından hem ekonomik bir çözüm olması hem de proseslerde yapılacak değişikliklerin esnekliği ve dinamik yapısı sayesinde biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştirilmesi için AKR'lerin ideal sistemler olduğu söylenebilir.

Ardışık kesikli reaktörler sadece fosforun biyolojik olarak giderilmesinin yanısıra, azot ve fosforun birlikte giderilmesi amacıyla da kullanılmaktadırlar. Nitrifikasyon havalandırma süresinin artırılması ile gerçekleştirilirken, denitrifikasyon da çökeltme ya da boşaltma fazlarının uzatılması ile sağlanabilir (ARORA ve diğ.,1985). Bu durumda sistemdeki en önemli faktör biyolojik aşırı fosfor giderimini olumsuz etkilemesi dolayısıyla anaerobik bölgeye giren nitrat miktarı olmaktadır. Dolayısıyla fosfor giderimine de doldurma sırasında okside olmuş azotu ve oksijeni elimine edecek bir kontrol stratejisi uygulanarak Şekil 3.3'de görüldüğü gibi bir anaerobik fazın varlığı ile ulaşılabilmektedir. Anaerobik fazda nitratın bulunmaması biyolojik fosfor gideriminin tamamlanması için önemli bir faktör olduğundan, havalandırmadan sonra denitrifikasyon için sonda bir anoksik bölge oluşturulması ile azot gideriminin sağlanması bilinen bir işletme stratejisidir. Bu şartlarda denitrifikasyonun hızı çamurun içsel solunum aktivitesi ile kontrol edilecektir (ARGAMAN, 1986). Argaman, aralıklı boşaltılan laboratuvar ölçekli bir sürekli sistemi nitrifikasyon ve denitrifikasyon hızlarını gözlemek üzere işletmiş ve 20 günden büyük çamur yaşları için spesifik denitrifikasyon hızının 0.014 g/g-gün olarak bulmuştur. Bu değer daha düşük çamur bekletme süreleri için 0.022 ile 0.034 arasında olup tipik içsel denitrifikasyon hızları olarak gözlenmiştir.

ALLEMAN ve IRVINE (1980b) denitrifikasyon hızının, havalandırmanın başlarında üretilen hücre içi depolama ürünlerinden etkilendiğini ve depolama ürünleri düştükçe denitrifikasyon hızının da düştüğünü laboratuvar ölçekli bir AKR'de göstermişlerdir.

İçsel denitrifikasyonuna ulaşılabilmekle beraber, kesikli işletme koşulları nedeniyle girişte oksitlenmiş azot ve organik karbonun varlığı kısıtlı olduğundan, sürekli sistemlerde olduğu gibi içsel çevrimle oluşturulan önde bir anoksik bölge ile azot

giderimine ulaşmak ise çok daha zor olmaktadır. Çıkışta düşük nitrat konsantrasyonlarına ulaşılmasının gerekli olmadığı durumlarda sonda anoksik bölge yapılmayabilir. Bunun yerine önemli ölçüde nitrat doldurma fazı sırasında giriş organik karbonu kullanılarak giderilir. Doldurma hacminin toplam reaktör hacmine oranı (V_F/V_T) ön denitrifikasyonla giderilmesi mümkün olan nitrat miktarını belirleyecektir. Doldurma hacminin toplam hacme oranı ne kadar küçükse o kadar çok nitrat giderimi söz konusu olacaktır (RANDALL ve diğ., 1992).

Bu durumda fosforun giderilebilmesi için anaerobik bölgeye giren nitratin denitrifikasyonu için gerekli substratın dışında fosfor giderebilen bakterilerin depolamak üzere kullanabileceği kadar yeterli substratın ortamda bulunması gerekmektedir. Giriş atıksuyu yeterli miktarda organik karbon içermiyorsa fosfor gideriminin sağlanabilmesi için V_F/V_T oranının büyük tutulması gerekebilir (RANDALL ve diğ., 1992).

Ardışık kesikli reaktörlerin biyolojik fosfor giderimine uygulanması için yukarıda da bahsedildiği gibi bir anaerobik bölge ilavesi yeterli olmasına rağmen, biyolojik aşırı fosfor gideriminin AKR'lerin anaerobik/aerobik tasarımı ile sağlanabildiği, tam ölçekli çalışmalardan çok laboratuvar ölçekli çalışmalarla gösterilmiştir. Tam ölçekli bir AKR uygulaması ise KETCHUM ve diğ. (1987) tarafından kimyasal ve biyolojik fosfor giderme verimlerinin karşılaştırılması amacıyla sürekli bir sistemin havalandırma havuzunun AKR moduna çevrilmesi ile gerçekleştirilmiş olup, hem sürekli sistemde hem de AKR'de biyolojik fosfor gideriminin kimyasal fosfor giderimi kadar başarılı olduğu gözlenmiştir.

Yapılan laboratuvar ölçekli çalışmaların çoğu ise işletme koşullarının fosfor giderimine etkisinin incelendiği ve sentetik atıksu kullanılan çalışmalar olup bu çalışmalar 3.2.1'de kısaca özetlenmiştir.

3.2.1 Ardışık Kesikli Reaktörlerde Biyolojik Fosfor Giderimi Uygulamaları

AKR'lerde biyolojik fosfor gideriminin sentetik atıksu kullanılarak çeşitli işletme koşullarının denenmesi ile araştırıldığı ilk çalışma MANNING ve IRVINE (1985) tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada 100 mg/l asetat, 100 mg/l glukoz ve 100 mg/l aminoasit bileşiminden oluşan 330 mg/l KOİ ve 13 mg/l TP içeren sentetik atıksu bileşiminde, 8 saat toplam çevrim süreli bir AKR'de farklı işletme modları denenerek fosfor giderimi incelenmiştir. 0.5 mg/l çıkış fosfor konsantrasyonu ile sonuçlanan en iyi fosfor giderme verimine statik doldurma sonrası 2 saat karıştırma (anaerobik) ve 4 saat havalandırma şeklinde işletilen şartlarda ulaşıldığı gözlenmiştir.

Çalışmada fosfor gideriminin işletme koşullarından önemli ölçüde etkilendiği ve anaerobik faz öncesi çözünmüş oksijen ve okside olmuş azotun ortamda bulunmaması gerektiğinin önemi vurgulanmaktadır. Ayrıca nisbeten düşük KOİ/TKN oranı ile de (7.5) iyi fosfor giderimi elde edilebildiği ve mükemmel çökme karakterli çamur üretildiği söylenmektedir. Çalışmada kullanılan V_F/V_T oranı 0.66 olup bu oran ile 300ml/g'a kadar yüksek çamur hacim indekslerinde dahi iyi fosfor giderme verimine ulaşılabildiği belirtilmiştir. Doldurma işleminin çok yavaş olduğu ve doldurma sırasında karıştırma yapıldığı işletme şartlarının, çamur çökme özelliğini bozduğu ve en iyi çamur çökme özelliğine sahip çamurun substratın reaktöre aniden verilerek daha sonraki 2 saatlik anaerobik fazda karıştırmanın gerçekleştirildiği işletme koşulunda gözlemlendiği söylenmektedir.

Benzer bir çalışma OKADA ve SUDO (1986) tarafından V_F/V_T oranının 0.75 olduğu 5 lt'lik 6 ayrı AKR'de farklı işletme koşulları altında azot ve fosfor giderim veriminin incelenmesi için yapılmıştır. Çalışmada glukoz ve pepton ağırlıklı sentetik atıksu kullanılmış olup BOİ/TN/TP oranı 200/36/6 olarak seçilmiş ve AKR'ler 16 gün çamur yaşı ile çalıştırılmıştır. Doldurma fazında denitrifikasyonun gerçekleştiği bu çalışmada anaerobik faz süresinin değiştirilmesi ile fosfor giderme verimi değişimine bakıldığında yine 8 saatlik toplam çevrim süresinin 2 saatlik bölümünün anaerobik faza ayrılması ile maksimum fosfor giderme verimi gözlemlendiği görülmektedir. Bu sürenin daha kısa (0-1 saat) veya daha uzun olması (3-4 saat) hallerinde ise fosfor giderimi

sağlanamadığı ayrıca çökeltme özelliğinin de bozulduğu görülmektedir. anaerobik bölgenin çok uzatılması nitrifikasyonu, kısaltılması ise denitrifikasyonu engellediğinden en yüksek azot giderimleri de yine 2 saatlik anaerobik faz içeren işletme koşullarında gerçekleşmiştir. Bir önceki çevrim sonundan kalan oksitlenmiş azotun sürekli sistemlerdeki aerobik bölgeden anoksik reaktöre geri devir gibi rol oynaması söz konusu olduğundan denitrifikasyonun tamamlanması ve fosfor salımının oluşması için yeterince uzun bir anaerobik bölge ihtiyacı bu çalışmada da vurgulanmaktadır.

OKADA ve diğ. (1987), OKADA ve SUDO (1986)'nın çalışmasındaki reaktör düzenini kullanarak bu kez sentetik atıksu kompozisyonunun 10 kat artırıldığı ve çevrim süresinin 24 saat yapıldığı şartlarda deneysel çalışmayı tekrarlamışlardır. Aynı şekilde yeterli bir anaerobik fazın varlığı ile (8 saat) kuvvetli atıksularda da azot ve fosfor gideriminin birarada gerçekleşebildiğini gözlemişlerdir. Yalnız bu kez azot giderimi V_F/V_0 oranının çok düşük olması (0.17) ile sağlanmıştır. Bunun yanısıra iyi fosfor gideren sistemden anaerobik bölgenin kaldırılması sonucu bozulan fosfor giderme verimi, anaerobik fazın tekrar eklenmesi durumunda çok uzun zamanda düzelmiş ve aynı işlem 10 kat seyreltik atıksu ile tekrarlandığında ise verimin hiç düzelmediği belirtilmiştir. Fosfor gideren bakterilerin bir AKR sisteminde kararlılığının incelendiği bir başka çalışmada da yine fosfor giderme verimindeki bozulmaların tekrar düzelmesi için uzun süreler gerektiği belirtilmektedir (OKADA ve diğ. 1992).

AKR'lerde iyi biyolojik fosfor giderme verimine ulaşılması için kısa doldurma sürelerinin gerekliliği diğer bazı çalışmalarda da vurgulanmaktadır (PARK ve TERASHIMA, 1988; OKADA ve diğ., 1991).

Yapılan çalışmaların çoğunda AKR'de iyi biyolojik fosfor giderimi için ani doldurmanın gerekliliği ve yeterli bir anaerobik sürenin varlığının yanısıra işletme koşullarındaki kararlılığının önemi vurgulanmaktadır. Çalışmalarda kullanılan laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktörlerde V_F/V_T oranının 0.6 - 0.8 arasında değişmekte olduğu görülmektedir.

Ardışık kesikli reaktörlerin fosfor giderme yeteneğine sahip bakterilerin yetiştirilmesi ve uzun süreler sistemde tutulabilmesinin mümkün olduğu ve basit yapıları sayesinde BAFG proseslerinin daha iyi anlaşılabilmesi açısından laboratuvar ölçeği için çok uygun sistemler oldukları belirtilmektedir (APPELDOORN ve diğ., 1992).

Bu çalışmada da biyolojik fosfor giderme mekanizmasının incelenmesi için seçilen AKR sisteminin işletme koşullarının oluşturulması ise yukarıdaki bilgiler ışığında gerçekleştirilmiş olup deneysel yaklaşım adı altında 4.bölümde anlatılmaktadır.



BÖLÜM 4

DENEYSEL YAKLAŞIM

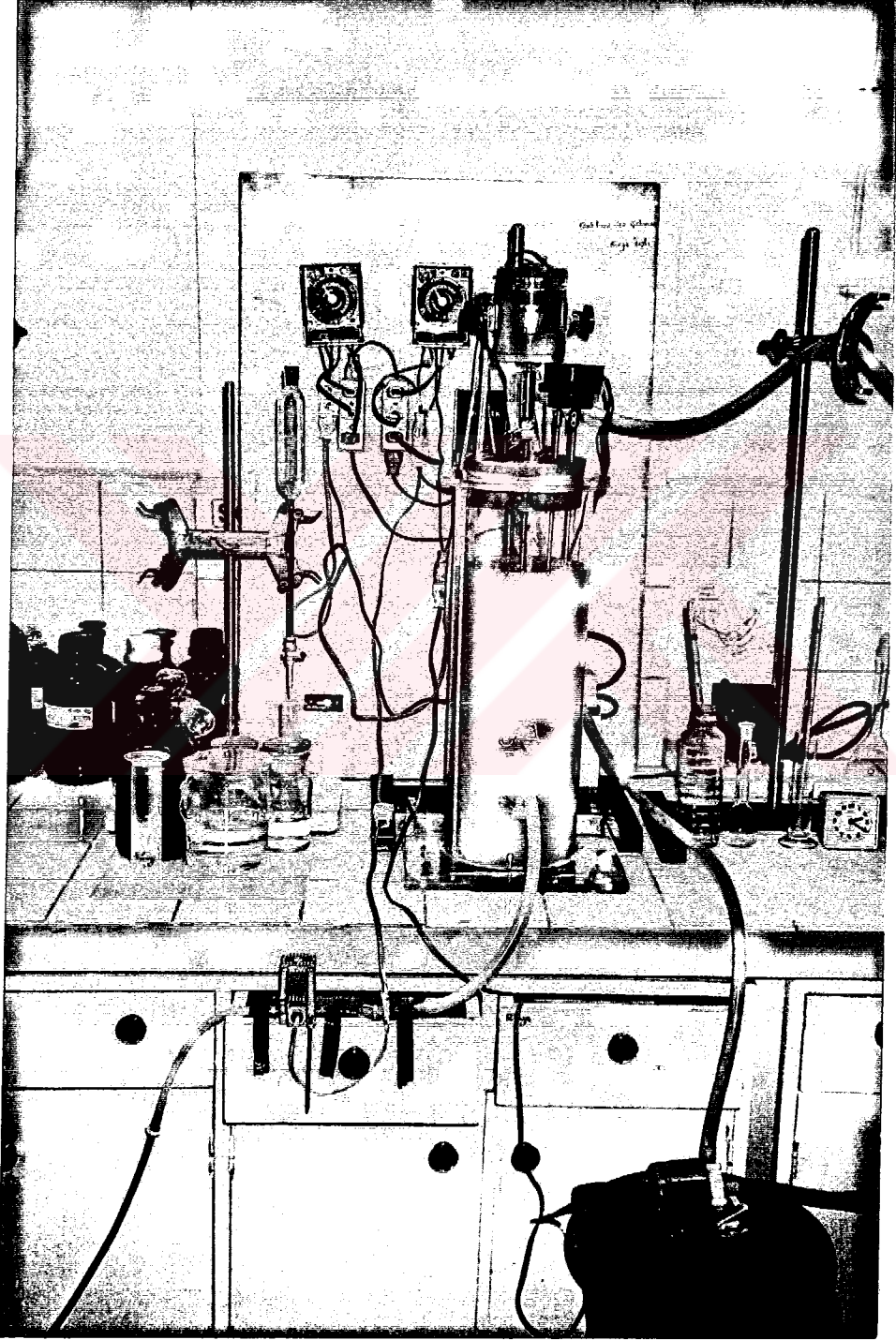
4.1 DENEYSEL ÇALIŞMANIN PLANLANMASI

Deneysel çalışmanın amacını ardışık kesikli reaktörlerde biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının araştırılması oluşturmaktadır. Bu amaç doğrultusunda deneylerde, değişik işletme koşullarının denenebilmesini mümkün kılan ve çevrim içindeki dinamik davranışın izlenebilme özelliği sayesinde bu tür karışık mekanizmaların incelenmesine imkan veren ardışık kesikli bir reaktör kullanılmıştır. Deneylerde, farklı atıksu kompozisyonlarının sistem üzerindeki etkilerinin belirlenebilmesi açısından sentetik atıksu ile çalışılmasının uygun olduğu düşünülmüştür.

4.1.1 Deneysel Düzenek

Deneylerde kullanılan ardışık kesikli reaktör sisteminin bir fotoğrafı Şekil 4.1’de görülmektedir. Sistemde iç çapı 170 mm ve yüksekliği 500 mm olan bir adet silindirik pleksiglas reaktör yer almaktadır. Reaktörde tabandan 10, 15 ve 20 cm yüksekliklerinde üç adet çıkış musluğu bulunmaktadır. Bunlardan bir tanesi ile boşaltma işlemi gerçekleştirilmekte ve diğer iki musluk çamur atma işlemi için kullanılmaktadır.

Doldurma fazında reaktöre atıksuyun beslenmesi sabit debili bir pompa vasıtası ile gerçekleştiğinden doldurma süresinin uzatılabilmesi amacı ile bir by-pass hortumu yardımı ile besleme çözeltisinin bir kısmı stok atıksuya geri döndürülmüştür. Bu suretle doldurma işleminin tamamlanmasını sağlayan seviye sensörü ile (level sensor) doldurma sona erdiğinde bu sürenin 15 dakika olması sağlanmıştır.



Şekil 4.1 Deneysel düzenek

Boşaltma işlemi ise 15 cm seviyesindeki çıkış hortumuna bağlanmış olan bir solenoid vana yardımı ile yapılmıştır. Boşaltma işlemi sonunda reaktör hacmi (V_0) 3.4 lt olmaktadır.

Sistemde doldurma ve boşaltma işlemleri her iki işlemi birlikte kontrol edebilen tek bir zaman saati (timer) ile yapılmakta olup, doldurma işlemi, reaktörün içinde 3 ayrı seviyede bulunan seviye sensör çubuklarından toplam reaktör hacminin 8.8 lt olmasını sağlayan çubuğun su ile teması sonucu kesilmektedir. Çubuklardan ikincisi boşalmanın gerçekleştiği 15 cm hizasından bir miktar daha yukarıda olup su ile temasının kesildiği andan itibaren zaman saatine reaktörün boş olduğu komutunu vermektedir. Boşalma işlemi ise reaktör hacmi boşalma hortumuna ininceye dek (15 cm) sürmekte ve doldurma işlemi zaman saati tarafından tekrar devreye girinceye kadar bu seviyede kalmaktadır. Bu çubuk ile, boşalma işleminin tam olarak gerçekleşmemesi halinde doldurma işleminin başlaması önlenmekte ve dolayısı ile doldurma hacminin her zaman sabit (V_F : 5.4 lt) tutulabilmesi sağlanmaktadır. Üçüncü çubuk ise sürekli suyun içinde kalarak devreyi tamamlamaktadır.

Sistemde bulunan ikinci zaman saati ise karıştırma ve havalandırma işlemlerinin başlangıcı ve bitişini kontrol etmektedir. Karıştırma işlemi reaktörün ortasından tabanına kadar inen iki pedallı karıştırma çubuğunun bağlı olduğu bir motor yardımı ile yapılmıştır. Karıştırıcı motorunun hızı istenilen düzeyde ayarlanabilmekle beraber, deneyler reaktör hacminde tam karışımın yeterli ölçüde sağlandığı sabit bir karıştırma hızında yürütülmüştür. Havalandırma ise reaktörün iki yanında bulunan ve tabanda toplam 4 difüzörün ucuna bağlı olduğu cam çubuklara yine aynı timer'a bağlı bir kompresör vasıtası ile belirlenen zamanlarda hava pompalanması ile gerçekleştirilmiştir.

Reaktörün üzeri sistemin hava almasını engellemek amacı ile kalın bir lastik tıpa ile kapatılmıştır. Karıştırıcı çubuğu, difüzörlerin bağlı olduğu cam borular ve reaktörden numune alımının gerçekleştirildiği kıvrık cam boru lastik üzerine açılmış deliklere hava girişi olmayacak şekilde sıkıca yerleştirilmiştir.

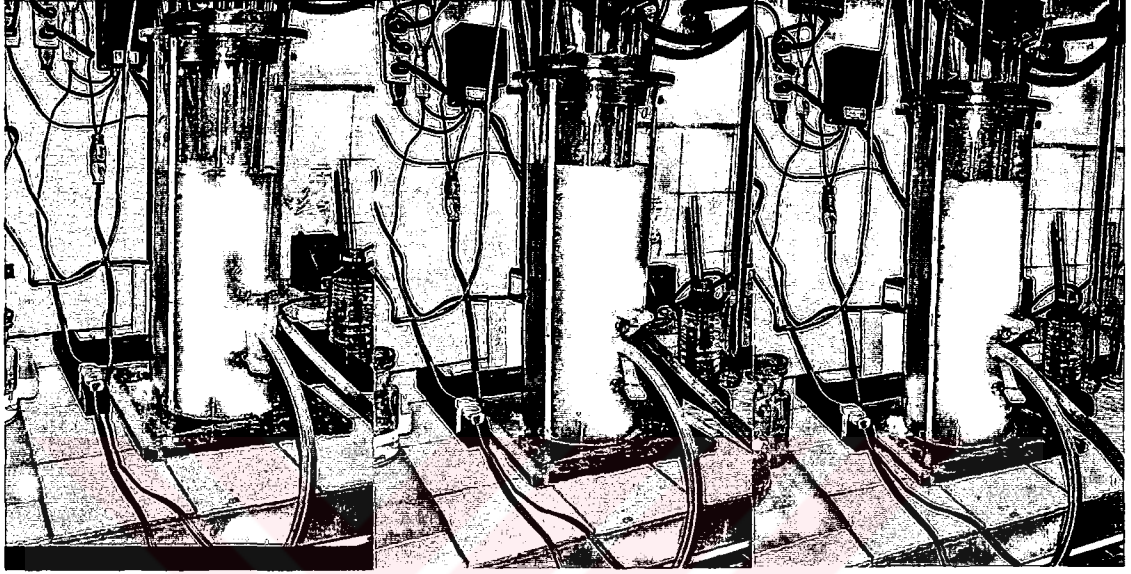
Sistemde doldurma, boşaltma, karıştırma ve havalandırma olmak üzere gerçekleşen 4 ayrı işlemi kontrol eden iki zaman saati 15 dakika duyarlılıkla ayarlanabilmekte olup farklı zaman saatleri ile kontrol imkanı olduğundan doldurma ve karıştırma ya da havalandırma işlemlerinin aynı anda başlatılması mümkün olabilmektedir. Bu çalışmada reaktörün doldurma işlemi bütün deneyler sırasında statik olarak (karıştırma veya havalandırma işlemleri olmaksızın) yapılmıştır. Zaman saatlerinde en küçük dilimin 15 dakika olması, devreye giren karıştırma ve havalandırma işleminin en az 15 dakika devam etmesini gerektirmekle birlikte bir işlem biterken bir diğerinin hemen başlayabilmesi sayesinde iki işlem arasında 15 dakika bekleme gerekliliği söz konusu olmamaktadır. Bu şekilde karıştırma sona erdiği anda havalandırmanın başlayarak havasız şartlardan havalı şartlara geçilmesi ya da tam tersi anında gerçekleşebilmektedir. Doldurma işlemi level sensör ile ve boşalma işlemi ise suyun boşaltma hortumu seviyesine inmesi ile sona erdiği için zaman saatindeki aralıklardan etkilenmemekte ancak bu işlemlere de yine 15 dakikadan daha kısa süreler vermek mümkün olmamaktadır. Reaktörde 1 çevrim içinde yer alan 6 ayrı fazın durumu Şekil 4.2'deki fotoğrafta görülmektedir.

4.1.2 Atıksu Kompozisyonu

Deneylerde kullanılan sentetik atıksu kompozisyonunun, hem fosfor giderme yeteneğine sahip mikroorganizmaların üremesi için elverişli nitelikte hem de evsel atıksu özelliklerine yakın olacak şekilde hazırlanabilmesi amacıyla ana substrat olarak Tablo 4.1'de bileşimi verilen Tryptone Soya Broth (Soybean Casein Digest Medium, USP Dehydrated) kullanılmıştır. TSB'nin laboratuvarında yapılan analizi sonucunda belirlenen içeriği Tablo 4.2'de verilmiştir.

Tablo 4.1 Tryptone Soya Broth (TSB) Bileşimi

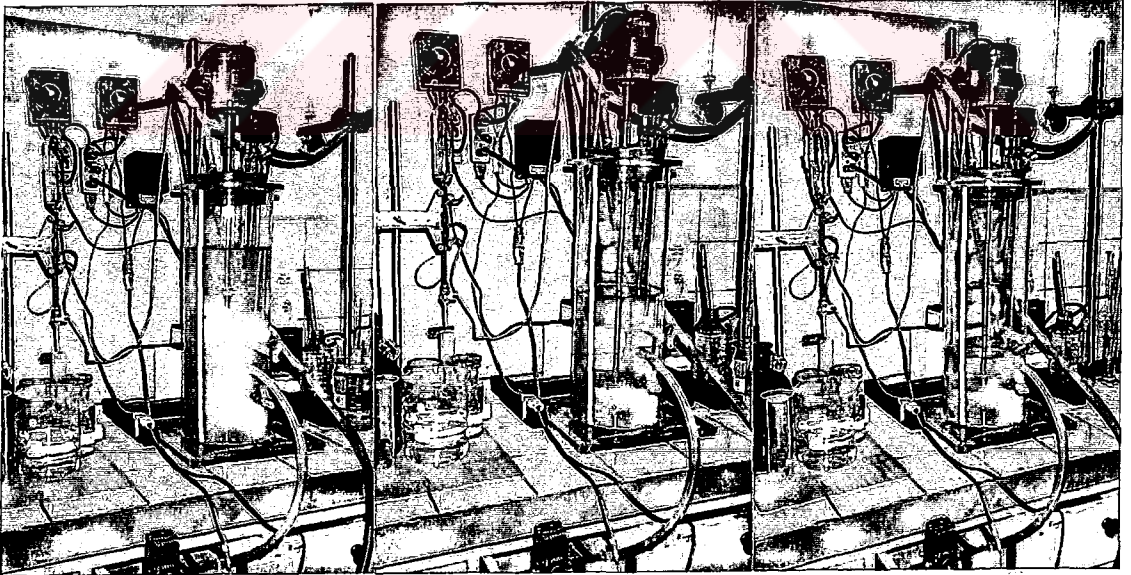
Bileşen	(g / l)
Pancreatic Digest of Casein	17
Papaic Digest of Soybean Meal	3
Sodium Chloride	5
Dibasic Potassium Phosphate	2.5
Glucose	2.5



Doldurma

Karıştırma

Havalandırma



Çökeltme

Boşaltma

Dinlendirme

Şekil 4.2 Reaktörün işletme fazları

Tablo 4.2 TSB'nin Analiz Sonuçları

Parametre	g / g TSB
KOİ	0.8
TKN	0.09
NH ₃ -N	0.005
TP	0.02
PO ₄ -P	0.015

Deneysel çalışma boyunca değişik konsantrasyon ve bileşimlerde atıksu kompozisyonları ile çalışılmakla beraber bütün atıksu kompozisyonları TSB ağırlıklı olmuştur. Fosfor depolama yeteneğine sahip mikroorganizmaların dominant hale gelmesini sağlamak ve değişik substratların fosfor giderme mekanizması üzerindeki rolünü gözleyebilmek amacı ile asetat ise ikinci tür substrat olarak, devreye alma aşamasında ve daha sonraki sürekli deneylerde kullanılmıştır. Sistemde Poly P bakterilerinin baskın olmaya başlaması aşamasından sonra, farklı substratların değişik kombinasyon ve konsantrasyonlarda etkisinin incelenmesi ve farklı KOİ/TKN oranlarında çalışabilmek amacıyla üçüncü tür substrat olarak glukoz da kullanılmaya başlanmıştır.

Sonuç olarak deneysel çalışma TSB, asetat ve glukozun değişik kombinasyonları oluşturularak hazırlanan sentetik atıksularla yürütülmüştür. Sistemin sürekli deneylerin yapılabilmesi için uygun duruma gelmesi ve Poly P bakterilerinin dominant olmasının kesinleşmesi aşamasına gelebilmesi için substrat olarak sadece TSB'nin yanısıra asetat konsantrasyonu da kademeli olarak artırılmıştır. Sisteme asetat ilavesi başlangıçta düşük konsantrasyonlarda ve asetik asit (1.066 g KOİ/ g CH₃ COOH) ilavesi ile ve daha sonraları ise sodyum asetat (0.47 g KOİ/ g NaCH₃COO.3H₂O) eklenmesi ile gerçekleştirilmiştir.

Bu üç substrata ilave olarak hem giriş fosfor konsantrasyonunun istenilen şekilde ayarlanabilmesini kolaylaştırmak hem de tamponlama özelliğini kullanmak üzere Solüsyon A adı verilen ve bileşimi Tablo 4.3'de görülen çözelti kullanılmıştır. Fosfor giderme mekanizmasının işlemesi için özellikle gerekli olan mikronütrientlerin temini için ise Solüsyon B olarak bilinen çözelti kullanılmıştır. Çözeltinin içeriği yine Tablo 4.3'de görülmektedir.

Solüsyon A ve B'den giriş fosfor ve azot konsantrasyonları başta olmak üzere mikronütrientler açısından özellikle potasyumun istenilen konsantrasyonda olmasını temin etmek açısından değişik hacimlerde kullanılmıştır. Solüsyon A ilavesinden gelen K miktarının yetersiz olduğu giriş fosfor konsantrasyonu düşük olan durumlarda gerekli K, atıksuya KCl ilavesi ile sağlanmıştır. Deneysel çalışma boyunca atıksu hazırlama işlemi musluk suyu kullanılarak yapılmıştır.

Tablo 4.3 Solüsyon A ve B'nin Bileşimi

	Bileşen	Miktarı (g/l)
Solüsyon A	K_2HPO_4	50
	KH_2PO_4	25
	NH_4Cl	25
Solüsyon B	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	15
	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5
	$MnSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5
	$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5
	$CaCl_2$	2

4.1.3 İşletme Koşulları

Biyolojik aşırı fosfor giderim sistemlerinin esasını fosforun mikroorganizmaların bünyesinde depolanması oluşturduğundan, giderme işleminin verimi sistemden uzaklaştırılan çamur miktarı ile doğru orantılı olmaktadır. Bu nedenle, sistemden uzaklaştırılacak çamur miktarının yüksek olmasının sağlanması amacıyla düşük çamur yaşlarında (θ_x) çalışmanın uygun olacağı düşünülmüştür. Ardışık kesikli reaktörlerde çamur yaşının düşük tutulması 3. bölümde de belirtildiği gibi, çevrim sayısını arttırarak sisteme günde verilecek yükün de artmasının sağlanması ile gerçekleştirilebilmektedir. Dolayısıyla çevrim sayısının (m) fazla olması hem çamur yaşını düşürecek hem de çevrim süresinin kısalması dolayısı ile bir günde sistemde yeralabilecek anaerobik/aerobik fazların sayısını arttırarak Poly P organizmalarının dominant olmasını hızlandıracaktır. Bu nedenle sistemde yeterli reaksiyon sürelerine imkan

sağlayacak çevrim süresine sahip maksimum çevrim sayısı ile çalışılması uygun görülmüştür.

TSB için daha önce yapılan bir çalışmada (ORHON ve diğ., 1986) bulunmuş olan :

$$Y_h = 0.55 \text{ g UAKM/g KOİ}$$

$$k_d = 0.07 \text{ gün}^{-1}$$

değerleri esas alınarak ;

$$\bar{X} = Y_{Nh} (S_0 - S) m \frac{V_F}{V_T} \theta_x \quad (4.1)$$

(4.1) eşitliğinden reaktördeki biyokütle konsantrasyonu ($\bar{X}$) belirlenen bir değerde sabit olacak şekilde, seçilen θ_x ve m değerleri için uygun S_0 konsantrasyonunda sistem işletilmeye başlanmıştır.

Sistemi kararlı halde tutmak üzere, yukarıdaki deklemlle belirlenen UAKM değerini sabit tutmak üzere sistemden çamur günlük olarak ve en son çevrimin havalanma fazının sonunda tam karışımdan atılmıştır. Bu şekilde atılan çamur miktarı ve ölçülen UAKM değerlerinden sistemin gerçek çamur yaşı (θ_x) belirlenmiştir.

Sistemden çamur günlük olarak atıldığından çamur atıldıktan sonra başlayan çevrimin 1. çevrim olacağı gerekçesiyle çevrimler bu sırada adlandırılmıştır. Bu şekilde atıksu da günlük hazırlanarak çamurun atıldığı çevrim, atıksuyun bittiği çevrim olup bir sonraki çevrim (1.) yeni atıksu ile başlatılmıştır.

Reaktörün işletilmesinde esas alınan nokta bir anaerobik/aerobik döngünün oluşturulması olduğundan, 3. bölümde AKR için tanımlanan 4 ana fazdan reaksiyon süresi T_R , anaerobik reaksiyon süresi (T_{AN}) ve aerobik reaksiyon süresi (T_{AE}) olmak üzere iki ayrı faz olarak tanımlanmıştır. Bu şekilde toplam çevrim süresi, T_C , ifadesi aşağıdaki şekilde düzenlenmiştir:

$$T_C = T_F + T_{AN} + T_{AE} + T_S + T_{W+I} \quad (4.2)$$

Yukarıda sözü edilen reaksiyon fazlarının süreleri ve atıksu özellikleri değiştirilerek sistemde BAFG'ni gerçekleştiren Poly P organizmalarının oluşumuna dek yürütülen deneyler devreye alma çalışmaları adı altında toplanarak aşağıda özetlenmiştir. Reaktörün işletilmeye başladığı gün 1. gün olarak adlandırılmış ve anlatım ve izleme kolaylığı açısından deneysel çalışmanın tamamlandığı güne dek numaralandırılmıştır. Devreye alma çalışmaları sırasındaki farklı aşamalar "ADIM" ve bu aşamadan sonraki sürekli deneylerdeki aşamalar "SET" olarak isimlendirilmiştir. Sözü geçen ADIM veya SET'lerin devam etme sürelerinin görülebilmesi ve birbirlerinden ayrılabilmesi amacıyla da yine gün numaraları kullanılmıştır.

4.2 DEVREYE ALMA ÇALIŞMALARI

Sistemin, deneysel çalışmaların yürütülebilmesine uygun hale gelebilmesi, aşırı fosfor depolayabilen mikroorganizmaların dominant olarak üremesi ve kararlı işletme koşullarının oluşması ile mümkün olduğundan bu şartların oluşturulabilmesi için izlenen yol devreye alma çalışmaları olarak adlandırılmıştır. Bu çalışma sırasında yapılan değişiklikler adımlar halinde aşağıda özetlenmiştir.

I. ADIM (1.gün - 8. gün)

4.1.3'de bahsedilen esaslar çerçevesinde reaktörün her bir çevrim 6 saat olmak üzere, günde toplam 4 çevrim (m: 4) halinde işletilmesine karar verilmiştir. Çamur yaşı 5 gün seçilerek sistemin sadece TSB ile çalıştırılmaya başlaması durumunda TSB'nin kinetik sabitlerinden hareketle; kararlı halde reaktörde biyokütle konsantrasyonunun ne olacağı (4.1) denkleminde öngörülmüştür.

Net dönüşüm oranının (3.8) denkleminde ,

$$Y_{Nh} = \frac{Y_h}{1 + k_d \theta_x} = \frac{0.55}{1 + 0.07(5)} = 0.4 \frac{\text{g UAKM}}{\text{g KOİ}}$$

giriş KOİ değerinin 450 mg/l olması hali için ve % 95 KOİ giderimi varsayımı ile (3.7) denkleminde,

$$\bar{X} = \frac{5.4}{8.8} 0.4 (0.95 \times 450) 4 \times 5 = 2098 \text{ mg/l UAKM}$$

olacak şekilde bir et endüstrisi arıtma tesisinden alınan UAKM/AKM :0.7 olan bir çamurla sistem çalıştırılmaya başlanmıştır. Tesis tamamıyla aerobik bir sistem olduğundan aşı çamurunda Poly P bakterilerinin olması beklenmemektedir.

Sistemde 6 saatlik çevrimin fazlara göre dağılımı aşağıdaki şekildedir:

$T_F = 15 \text{ dk.}$

$T_{AN} = 1 \text{ sa.45 dk.}$

$T_{AE} = 2 \text{ sa. 45 dk.}$

$T_S = 30 \text{ dk.}$

$T_{W+I} = 45 \text{ dk}$

Reaktörde doldurma ve karıştırma işlemi aynı anda başlamakta ve 5.4 litrelik doldurma hacmi (V_F) 15 dakika içinde tamamlanarak 8.8 lt toplam hacme (V_T) ulaşan reaktör 2. saatin sonuna dek karışarak anaerobik faz tamamlanmaktadır. 2. saatin sonunda karıştırma durup havalanma işlemi başlamaktadır. 2 saat 45 dakika sonra ise havalandırma işleminin durması ile çökeltme işleminin başlaması için verilen 30 dk. sonunda solenoid vana devreye girerek boşaltma işlemini başlatmaktadır. Boşalma işleminin bitmesinden 6.saatın sonuna dek geçen sürede sistem bir sonraki çevrim başlangıcına kadar dinlenme fazında kalmaktadır.

Sisteme beslenen stok atıksu kompozisyonu TSB, Solüsyon A ve Solüsyon B kullanılarak Tablo 4.4'de görülen bileşimi sağlayacak şekilde günlük olarak hazırlanmıştır.

Tablo'daki KOİ, TKN ve TP dışındaki değerler kullanılan kimyasal maddelerin konsantrasyonlarının teorik olarak hesaplanması ile bulunmuş değerler olup analiz sonuçlarını göstermemekle beraber, musluk suyundan gelen ilave mikronütrient miktarlarını da yansıtmamaktadır.

Tablo 4.4 I. Adım Atıksu Kompozisyonu

Bileşen	Konsantrasyon (mg/l)
KOİ (TSB)	450
TKN	57
TP	26
K	29.5
Mg	1.5
Ca	0.7
Fe	0.1
Mn	0.13
Zn	0.11
KOİ/P = 17	KOİ/TKN = 8

Yukarıda belirtilen işletme koşulu ve atıksu kompozisyonu ile sistem bir hafta süreyle çalıştırılmıştır. Biyokütle konsantrasyonu ve atılan çamur miktarı izlenerek sistem, 1.5 lt/gün çamur atılmak suretiyle 2000 mg/l UAKM değerinde kararlı hale gelmiştir. Bu halde çamur bekletme süresi yaklaşık 5.6 gün olmaktadır.

Bu adım sonunda sistemde :

AKM: 2500 mg/l, UAKM: 2000 mg/l UAKM/AKM : 0.8

şeklinde olup ölçümler 4. çevrim sonuçlarını yansıtmaktadır. Bu adımda sistemin atıksuya alışması ve biyokütle açısından kararlı hale gelmesi amaçlandığından başka herhangi bir parametre ölçülmemiştir.

II. ADIM (8. gün - 29. gün)

Bu adımda Tablo 4.4'de görülen sentetik atıksu bileşimine Poly P mikroorganizmalarının dominant olmasını hızlandırmak amacıyla 50 mg/l KOİ eşdeğerinde asetik asit ilavesi yapılmıştır. Reaktörün işletme koşullarında herhangi bir değişiklik yapılmamıştır. Bu adıma toplam 21 gün devam edilmiş olup fosfor biriktirme yeteneğine sahip mikroorganizmaların gelişimini kontrol etmek üzere anaerobik faz sonunda fosfor konsantrasyonları ölçülerek herhangi bir fosfor salımı olup olmadığı gözlenmiştir.

Sistemin ulaştığı son hali temsil etmek açısından 28. gün çeşitli fazlarda ölçülen bazı parametreler aşağıda verilmiştir.

	KOI (mg/l)	TP (mg/l)
Stok Atıksu	473	26.8
Doldurma fazı sonu	171	25
Anaerobik faz sonu	68	25
Aerobik faz sonu $\cong$ çıkış	24	17.5

Değerler 4. çevrim sonuçları olup stok atıksu dışındaki tüm ölçümler süzölmüş numunelerde yapılmıştır. Atıksu günlük olarak hazırlanmakla birlikte hacmin büyüklüğü nedeniyle buzdolabında saklanabilme imkanı olmadığı için zamanla karakteri değişmektedir. Ölçümlerin yapılabildiği son çevrimde ise bu beklemeden dolayı özelliğinin değişmiş olacağı düşüncesi ile diğer ölçümlerle aynı anda stok atıksuda da analizler yapılmıştır. Özellikle fosfor analizlerinde çevrim içi ölçümlerde süzölmüş numunenin TP değeri ile $PO_4\text{-P}$ değeri birbirine çok yakın olmakla beraber stok atıksuda aynı durum geçerli olmadığından giriş fosfor değerleri her zaman toplam fosfor olarak ölçölmüştür.

28. gün değerlerinden yararlanılarak bundan sonraki adımlarda sürekli kullanılacak olan bazı büyüklüklerin tanımlamaları ve örnek hesapları aşağıda gösterilmiştir.

P_{rel} : Anaerobik fazda mikroorganizmaların bünyesinden ortama salınan fosfor konsantrasyonu (mg/l)

olup, $P_{rel} = P_{An.sonu} - P_{teorik}$ ile hesaplanmaktadır. Bu ifadede,

$P_{An.sonu}$: Anaerobik faz sonu reaktörde ölçölen fosfor konsantrasyonu (mg/l)

P_{teorik} : Reaktör dolduğu anda hiç reaksiyon gerçekleşmemesi ve sadece seyrelme sonucu oluşacak, ancak hiçbir zaman ölçölemeyecek fosfor konsantrasyonunu (mg/l)

göstermekte ve teorik fosfor konsantrasyonu,

$$P_{\text{teorik}} = \frac{V_F P_{\text{giriş}} - V_0 P_{\text{çıkış}}}{V_T}$$

şeklinde hesaplanmaktadır.

P_{upt} : Aerobik fazda mikroorganizmalar tarafından alınan fosfor konsantrasyonu (mg/l) olup,

$$P_{\text{upt}} = P_{\text{An. sonu}} - P_{\text{çıkış}}$$

şeklinde hesaplandığından mikroorganizmaların normal nütrient ihtiyacı olarak bünyelerine aldıkları fosfor miktarı da bu ifade ye dahil olmaktadır. Dolayısıyla bu çalışmadaki P_{upt} ifadesi Poly P organizmalarınca alınan aşırı fosfor miktarı ile normal şartlardaki mikroorganizmalar tarafından alınan fosfor miktarının toplamını göstermektedir.

$KOİ_{\text{ut}}$: Anaerobik fazda mikroorganizmalar tarafından kullanılan $KOİ$ miktarını (mg/l) göstermekte olup,

$$KOİ_{\text{ut}} = KOİ_{\text{teorik}} - KOİ_{\text{An. sonu}}$$

şeklinde hesaplanmaktadır.

$KOİ_{\text{An. sonu}}$: Anaerobik faz sonunda ölçülen $KOİ$ konsantrasyonu (mg/l)

$KOİ_{\text{teorik}}$: Reaktör dolduğu anda seyrelme ile oluşan ancak doldurma anında reaksiyon oluştuğundan ölçümü mümkün olmayan teorik $KOİ$ konsantrasyonu (mg/l) olup,

Bu ifadede de yine $KOİ_{\text{teorik}}$ salınan fosfor konsantrasyonundaki teorik fosfora benzer şekilde,

$$KOİ_{\text{teorik}} = \frac{V_F KOİ_{\text{giriş}} - V_0 KOİ_{\text{çıkış}}}{V_T}$$

olarak hesaplanmaktadır.

Yukarıda tanımlanan büyüklüklerin II. ADIM sonuçları kullanılarak bir örnek hesabı aşağıda görülmektedir.

$$P_{\text{teorik}} = \frac{5.4 \times 26.8 + 3.4 \times 17.5}{8.8} = 23.2 \text{ mg/l}$$

$$P_{\text{rel}} = 25 - 23.2 = 1.8 \text{ mg/l}$$

$$P_{\text{upt}} = 25 - 17.5 = 7.5 \text{ mg/l}$$

$$KOİ_{\text{teorik}} = \frac{5.4 \times 473 + 3.4 \times 24}{8.8} = 300 \text{ mg/l}$$

$$KOİ_{\text{ut}} = 300 - 68 = 232 \text{ mg/l}$$

Sistemi temsil edici olabilmeleri ve birbirleri ile karşılaştırma imkanı sağlaması açısından hesaplanan bu büyüklükler şu andan itibaren;

$P_{\text{upt}}/P_{\text{rel}}$ ve $P_{\text{rel}}/KOİ_{\text{ut}}$ oranları olarak her adımda belirtilecektir. II. ADIM için bu oranların sırası ile 4.2 ve 0.0078 olduğu görülmektedir.

Bu değerlerden de görülebileceği gibi sistemde Poly P bakterileri üremeye başlamış olmakla birlikte BAFG mekanizmasının henüz geçerli olmadığı sonucu çıkarılabileceğinden Poly P bakterilerine avantaj sağlaması amacıyla anaerobik sürenin uzatılması uygun görülmüştür.

III. ADIM (29. gün - 39. gün)

Bu adımda anaerobik faz süresinin 45 dakika uzatılması ile çevrim içi dağılımlar;

$$T_F = 15 \text{ dk.}$$

$$T_{AN} = 2 \text{ sa. } 30 \text{ dk.}$$

$$T_{AE} = 2 \text{ sa.}$$

$$T_S = 30 \text{ dk.}$$

$$T_{W+I} = 45 \text{ dk}$$

şeklinde değiştirilmiş olup atıksu kompozisyonu II. adımdaki ile aynı olarak devam etmiştir. Bu adımda doldurma işlemi sırasında karıştırma işlemi yapılmayarak doldurma sırasında reaksiyonun en aza indirilmesi amaçlanmıştır. Bu suretle ilk ölçüm

yapılabilen an ile (statik doldurmanın sona erdiği ve karıştırma işleminin başladığı an) daha sonraki fazlar arasındaki değişimlerin daha belirgin olması sağlanarak daha sağlıklı bir değerlendirme imkanı yaratılmak istenmiştir.

Bu şartlarda 10 gün çalıştırılan reaktörde UAKM/AKM oranı 0.87 ve UAKM konsantrasyonu ortalama 2200 mg/l seviyesinde gözlenmiştir.

Bu adımda uzatılan anaerobik sürenin etkisinin gözlenmesi amacıyla reaktörün dolduğu ve karışmaya başladığı an ile anaerobik faz sonu KOİ ve PO₄-P değerleri zaman zaman ölçülmüştür. Bu değerler daha önce de bahsedildiği üzere 4. çevrim sonuçlarını yansıtmakta olup aşağıda görülmektedir.

Ölçüm günü	KOİ(mg/l)		PO ₄ -P(mg/l)	
	Doldurma sonu	Anaer. faz sonu	Doldurma sonu	Anaer. faz sonu
30	157	55	23.5	23.5
31	211	56	23.5	25
35	204	45	22.2	27.5

Ölçüm sonuçlarından da görüleceği gibi zamanla anaerobik fazda mikroorganizma bünyesinden salınan fosfor konsantrasyonunda (P_{rel}) bir artma olmuştur. Fakat bununla beraber havalandırma süresinin 2 saate düşürülmesi sonucunda aerobik fazda KOİ'nin tamamen kullanılmasına karşılık fosfor alımının devam ettiği görüldüğünden havalandırma süresinin yetersiz kaldığı düşünülmüştür. Bu durumu gösteren ölçümler 37. gün 4. çevrimde yapılan analizler olup değerleri aşağıda görülmektedir.

Ölçüm anı	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
Anaerobik faz sonu	45	27.5
Havalandırma 1. saat	25	23.5
Havalandırma 2. saat	25	21.3
Boşalma (çıkış)	19	20.8

Havalandırmanın uzatılması için gerekli sürenin anaerobik fazdan alınıp alınamayacağını anlamak üzere 38. gün anaerobik fazda son 1 saat içinde alınan iki numunede $PO_4\text{-P}$ ölçümü yapılmıştır. İki değerin aynı çıkması sonucu bu adımda anaerobik bölgenin uzatılmasının salınan fosfor konsantrasyonu üzerinde olumlu bir gelişme sağlamadığı görüldüğünden anaerobik reaksiyon fazının azaltılarak, bu sürenin aerobik reaksiyon fazına kaydırılmasını uygun görülmüştür.

III. adımda yapılan ölçümler kullanılarak

$$P_{rel} = 3.5 \text{ mg/l}, \quad P_{upt} = 6.7 \text{ mg/l} \quad KOI_{ut} = 252 \text{ mg/l}$$

olarak hesaplanmış ve

$$P_{upt}/P_{rel} = 1.94 \quad P_{rel}/KOI_{ut} = 0.014$$

oranları bulunmuştur.

IV. ADIM (39.gün - 49. gün)

Atıksu kompozisyonunda herhangi bir değişiklik yapılmayan bu adımda anaerobik reaksiyon süresinin 1 saat azaltılması ve aerobik sürenin 1 saat artırılması şeklinde yapılan değişiklik ile çevrim içi faz dağılımları aşağıdaki hali almıştır:

$$T_F = 15 \text{ dk.}$$

$$T_{AN} = 1 \text{ sa. } 30 \text{ dk.}$$

$$T_{AE} = 3 \text{ sa.}$$

$$T_S = 30 \text{ dk.}$$

$$T_{W+I} = 45 \text{ dk}$$

Sistem 6 gün çamur yaşı ve ortalama 2100 mg/l UAKM konsantrasyonu ile çalışmakta olup UAKM/AKM oranı 0.87 değerindedir.

Sistemi temsil eden sonuçlar aşağıdaki şekilde özetlenebilir :

	KOI (mg/l)	TP (mg/l)
Stok atıksu	475	26
Anaerobik faz sonu	148	26
Çıkış	30	19

III. adım sonuçlarına yakın olarak gözlenen bu değerler kullanılarak IV. adım için $P_{\text{upt}}/P_{\text{rel}}$ ve $P_{\text{rel}}/KOI_{\text{ut}}$ oranları sırası ile 2.6 ve 0.018 olarak gözlenmiştir.

IV. adımda gözlenen bu sonuçlarda III. adıma göre işletme koşulunda yapılan değişiklik doğrultusunda paralel bir gelişme elde edildiği ve çevrim içi faz dağılımlarının optimum sayılabilecek bir duruma geldiği söylenebilmekle beraber, daha yüksek P_{rel} değerlerine ve fosfor giderme verimlerine ulaşılabilmesi için bu işletme koşullarının korunarak atıksu kompozisyonunda asetat oranının artırılmasının gerekliliğine karar verilmiştir.

Asetatın biyolojik fosfor giderimine çok uygun bir substrat olduğu ve Poly P organizmalarının gelişimini hızlandığı şimdiye kadar yapılan çalışmalardan bilinmekle beraber evsel atıksuda ve kanalizasyonda bulunma olasılığı çok az olan bir substrat olması ve yüksek konsantrasyonlarda çamurun çökeltme özelliğini bozması dolayısıyla kullanımının kısıtlı olmasına çalışılmıştır.

V. ADIM (49. gün - 102. gün)

Çevrim içi faz dağılımları bir önceki adımla aynı olup, atıksu kompozisyonunda TSB miktarının azaltılarak asetat miktarının artırılması sonucu yapılan değişiklikle oluşan atıksu kompozisyonu Tablo 4.5’de verilmektedir. Toplam KOI konsantrasyonunda bir değişiklik olmamıştır. Bu adımda asetat ilavesi asetik asit ile değil sodyum asetat ilavesi ile yapılmıştır.

Asetatı artırılmış yeni atıksu ile sistem çalışmaya başladığı gün seviye sensöründeki bir temassızlık sonucu doldurma işlemi durmadığından reaktör taşarak biyokütle kaybı olduğundan UAKM konsantrasyonu 1200 mg/l’ye kadar düşmüştür. 3-4 gün çamur atılmayarak biyokütle konsantrasyonu normale döndürülmüştür.

Bu adımın ilk haftasında (57. güne dek) çıkıştaki fosfor konsantrasyonu giderek düşmüş ve 5 mg/l’ye varan değerler ölçülmüştür. Anaerobik bölgede salınan fosfor

konsantrasyonu ve aerobik bölgede alınan fosfor konsantrasyonlarındaki artış ile UAKM/AKM oranı da 0.8 civarına düşmüştür.

Tablo 4.5 V. ADİM Atıksu Kompozisyonu

Bileşen	Konsantrasyon (mg/l)
KOİ (TSB)	240
KOİ (NaCH ₃ COO.H ₂ O)	260
KOİ (Toplam)	500
TKN	32.2
TP	17.7
K	23.6
Mg	1.5
Ca	0.7
Fe	0.1
Mn	0.13
Zn	0.11
KOİ/P: 28 KOİ/TKN:15.5	

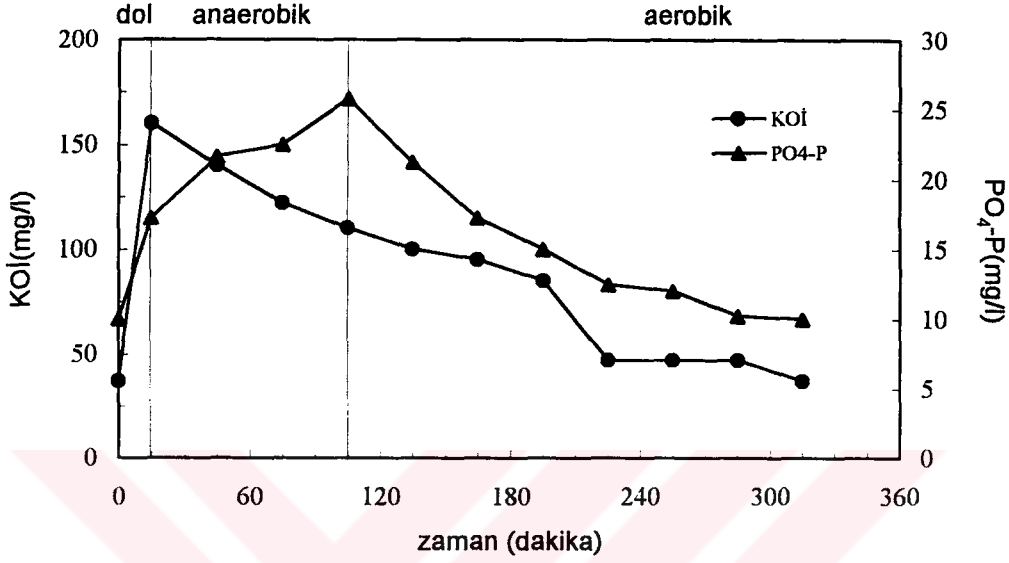
Daha sonraki 3 hafta içinde ise (80.güne kadar) çamurun çökme özelliği bozularak toz halinde çökmeden sistemden mikroorganizma kaçağı olmaya başlamış ve çıkıştaki fosfor konsantrasyonu ve UAKM/AKM oranları yükselerek sırasıyla 10 mg/l ve 0.86 değerlerine ulaşmıştır.

Sistem performansı aşağıdaki sonuçlarla özetlenebilir:

	KOİ (mg/l)	TP (mg/l)
Stok atıksu	415	17
Anaerobik faz sonu	110	26
Çıkış	37	10

Bu sonuçlar kullanılarak bulunan $P_{\text{upt}}/P_{\text{rel}}$ ve $P_{\text{rel}}/\text{KOİ}_{\text{ut}}$ oranları sırası ile 1.37 ve 0.07 olup, IV. adımla karşılaştırıldığında fosfor depolama yeteneğine sahip mikroorganizmaların sistemde ağırlık kazanmaya başladığı görülmektedir.

V. ADİM'ı temsil etmesi açısından 73. gün 4.çevrim boyunca yarım saat aralıklarla ölçülen KOİ ve PO₄-P parametrelerinin değişimi Şekil 4.3'de verilmiştir.



Şekil 4.3 V. Adım çevrim içi ölçümler

80. günden itibaren ise çıkış fosfor konsantrasyonunda artmalar gözlenmeye başlamış ve verim düşmüştür. Bu süre içinde ortam sıcaklığının düşmesi ve reaktör içinde cidarlara yapışarak bağlı büyüyen mikroorganizma miktarında yoğun bir artış görülmesi ile bu durumun bağlantılı olabileceği düşünülmüştür. Ayrıca UAKM/AKM oranı da artarak 0.86'dan 0.9 değerine ulaşmıştır. Anaerobik faz sonunda ise 26 mg/l'ye varan fosfor konsantrasyonları 20 mg/l'ye düşmüştür.

Son hafta ise (94.günden itibaren) ortam sıcaklığının artması sonucu cidarlara biriken mikroorganizma miktarı azalmış ve çıkıştaki fosfor konsantrasyonu tekrar 10 mg/l civarına düşmüştür. Ancak anaerobik faz sonundaki fosfor miktarı artmayıp 20 mg/l'de kalmıştır. Buradan P_{upt}/P_{rel} oranının yükseldiği ve sıcaklıktaki düşüşün Poly P organizmalarını olumsuz yönde etkilediği görülmektedir.

Asetat konsantrasyonunun artırıldığı ve TSB miktarı ile yaklaşık aynı oranlarda beslendiği bu adımda gözlenen bir diğer husus ise mikroorganizmaların görünüşlerindeki farklılaşma olup, ortamda biri toz halinde diğeri ise kum şeklinde substrat türüne bağlı olarak iki ayrı özellikte mikroorganizma bulunmasıdır. Yaklaşık 50 gün boyunca bu şartlarda (V.ADİM) işletilen reaktörde çıkış fosfor konsantrasyonunun yaklaşık 10 mg/l seviyesinde olması ve fosfor gideriminin 5-8 mg/l civarında kalması dolayısıyla sistemin fosfor depolama kısıtlayıcı durumda çalıştığı görülmüştür. sistemin fosfor yükleme kısıtlayıcı duruma geçmesini sağlamak için girişteki fosfor konsantrasyonunun azaltılmasına karar verilmiştir.

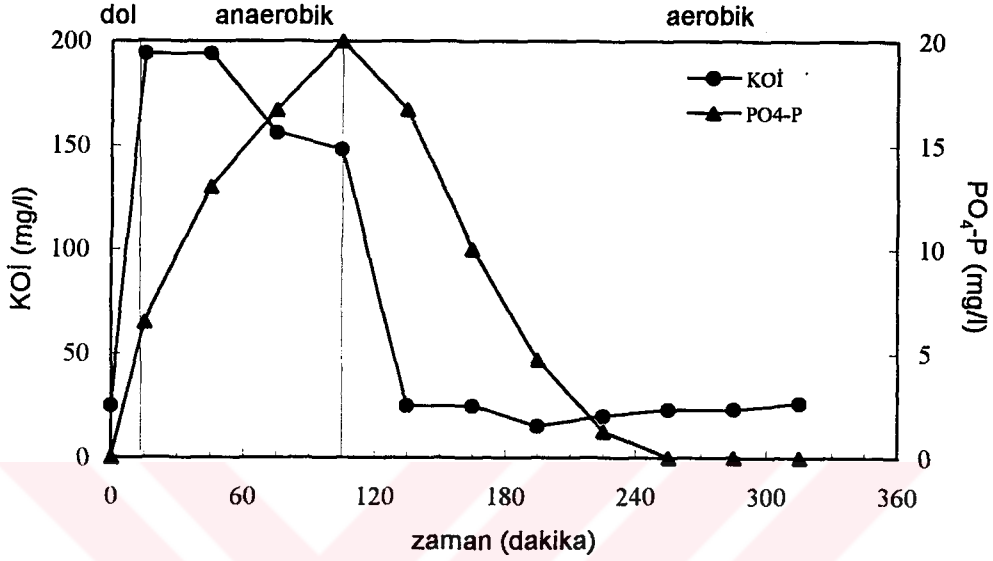
Bu şekilde yapılan değişiklik sonucu oluşan durum ve sistem şartlarında gözlenen değişimler VI. ADİM adı altında aşağıda özetlenmiştir.

VI. ADİM (102. gün - 120. gün)

Bu adımda çevrim içi faz dağılımlarında herhangi bir değişiklik yapılmamış olup, sadece giriş fosfor konsantrasyonunun azaltılması söz konusu olmuştur. Fosfor konsantrasyonunun azaltılması işlemi sisteme Solüsyon A ilavesinin kesilmesi ile gerçekleştirilerek 17.7 mg/l'den 6 mg/l'ye düşürülmüştür. Bu şekilde TKN konsantrasyonu da 32.2 mg/l'den 27 mg/l'ye düşmüş olup diğer parametreler Tablo 4.5'de görüldüğü gibidir. Solüsyon A ilavesinden gelen fosfor konsantrasyonunun azalmasının yanısıra bu çözeltiden ortama sağlanan potasyum katkısının da kesilmesi sebebiyle potasyum içeriği atıksuya KCl ilavesi ile gerçekleştirilmiştir.

Bu adımın ilk haftasında çıkış fosfor konsantrasyonu yaklaşık 1 mg/l civarında olup 2. haftadan itibaren 0.1 ve 0 mg/l'ye düşmüştür. Anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu ise zaman içinde kademeli olarak artış göstererek anaerobik faz sonunda ölçülen fosfor konsantrasyonu 8 mg/l'den 24 mg/l'ye yükselmiştir. UAKM/AKM oranı 0.9 civarında kalmıştır. Reaktörden atılan çamur miktarında herhangi bir değişiklik olmayıp sistem θ_x : 6 gün çamur yaşı ile çalışmaktadır.

Bu adımı temsil etmesi açısından 115. gün yapılan çevrim içi sonuçları Şekil 4.4'de görülmektedir.



Şekil 4.4 VI. Adım çevrim içi ölçümler

Çevrim içi ölçümlerin yapıldığı gün değerlerinin bu adımı temsil eden değerler olarak ele alınması ve stok atıksudaki TP ve KOİ konsantrasyonlarının da sırayla 7.3 ve 438 mg/l olarak ölçülmesi ile bu adım için ;

P_{upt}/P_{rel} ve P_{rel}/KOI_{ut} oranları 1.30 ve 0.12 olarak bulunmuştur.

Çevrim içi ölçümlerin yapıldığı günden sonra sistemde solenoid vananın boşaltma problemi nedeniyle reaktörün dolmaması ve dolayısıyla çamurun beslenme olmadan karışması ve havalanması gibi bir problem üstüste birkaç kez ortaya çıkmıştır. Bu durum ile anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonunun artışı arasında bir paralellik gözlenmiştir. Bununla beraber çamurun çökme özelliği de zamanla bozularak 30 dakikalık çökme süresi sonunda boşalma seviyesine kadar tam çökme gerçekleşmediğinden boşaltma sırasında sistemden mikroorganizma kaybı söz konusu olmuş ve AKM konsantrasyonunda düşme kaydedilmiştir. Biyokütle kaybının

önlenebilmesi amacıyla çökelme süresinin artırılmasına karar verilmiştir. Bu sürenin Şekil 4.3'deki çevrim içi sonuçlarından da görüleceği üzere fosfor alma işleminin havalandırmanın 2. saati itibariyle tamamen bitmesi ve fosfor konsantrasyonunun sıfırlanması dolayısı ile havalandırmadan alınması uygun görülmüştür.

VII. ADIM (120. gün - 123. gün)

Atıksu kompozisyonunun VI. adımla aynı olduğu bu adımda çökelme özelliklerinin bozulması sebebiyle çöktürme fazının uzatılması gerekliliği doğmuştur. Bu sürenin uzatılması yukarıda açıklandığı üzere havalandırma fazından alınarak yapılmıştır. Bu değişiklik sonucu çevrim içi faz dağılımlarının aldığı durum aşağıdaki gibidir:

$$\begin{aligned} T_F &= 15 \text{ dk.} \\ T_{AN} &= 1 \text{ sa. } 30 \text{ dk.} \\ T_{AE} &= 2 \text{ sa. } 30 \text{ dk.} \\ T_S &= 1 \text{ sa.} \\ T_{W+I} &= 45 \text{ dk} \end{aligned}$$

Bu adım, sadece çökelme süresinin uzatılması için işletme koşulunda yapılan bir değişikliği gösterdiğinden ve bu değişiklik havalandırma fazında fosfor konsantrasyonunun kısaltılan süreden daha önce sıfırlanması nedeniyle sistem parametrelerini ve büyüklüklerini fazla etkilemediğinden sadece 3 gün sürdürülmüş olup verimde bir miktar artış görülmüştür. Bu adımın sonuçları da, 120 gün süren devreye alma çalışmalarında yer alan tüm adım sonuçlarının birlikte gösterildiği özet tabloda verilmiştir (Tablo 4.6).

VI. ve VII. adımlarda fosfor parametresinin günlük değişimleri izlendiğinde anaerobik faz sonunda salınan fosfor miktarının zaman içinde 5 mg/l'den (105.gün) 20 mg/l'ye (122.gün) kadar çıktığı görülmektedir. VII. adımda anaerobik faz sonunda ölçülen fosfor konsantrasyonu 26 mg/l'ye kadar çıkmıştır.

Tablo 4.6 Devreye Alma Çalışmaları Özet Tablo

ADIM	Giriş KOİ (mg/l)			GirişTP (mg/l)	ÇıkışTP (mg/l)	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	UAKM AKM	P _{rel} (mg/l)	P _{An sonu} (mg/l)	P _{upt} (mg/l)	P _{upt} P _{rel}	KOİ _{ut} (mg/l)	P _{rel} KOİ _{ut}	P giderimi	
	TSB*	Asetat*	Toplam												(mg/l)	%
I	450			26 ⁽¹⁾		2500	2000	0.8								
II	450	50	473	26.8	17.5	2560	2050	0.8	1.8	25	7.5	4.2	232	0.0078	9.3	35
III	450	50	450	26 ⁽¹⁾	20.8	2530	2200	0.87	3.5	27.5	6.7	1.94	252	0.014	5.2	20
IV	450	50	475	26	19	2420	2100	0.87	2.7	26	7	2.6	155	0.018	7	27
V	240	260	415	17	10	2600	2250	0.86	11.7	26	16	1.37	159	0.074	7	41
VI	240	260	438	7.3	0	2500	2200	0.9	15.5	20	20	1.30	130	0.12	7.3	100
VII	240	260	540	6.3	0	2500	2050	0.82	22	26	26	1.20	253	0.087	6.3	100

* Teorik KOİ eşdeğeri

⁽¹⁾ Teorik değer

İşaretli değerler dışındaki tüm değerler deneysel sonuçları göstermektedir.

Çıkış fosfor konsantrasyonu ise havalandırma işleminin başlamasından itibaren 2 saat içinde 26 mg/l'den 0 mg/l'ye düşmektedir. Bu durumda fosforun tamamı giderildiğinden sistemin yükleme kısıtlayıcı tarafta çalıştığı görülmektedir. Bununla beraber asetat ilavesi sonucu çamurun çökelme özelliği oldukça bozulmuştur.

Sistemde Poly P bakterilerinin dominant duruma geçtiği P_{rel} ve P_{upt} değerlerinin artmasından ve fosfor giderme veriminin % 100'e ulaşmasından anlaşılmaktadır. Çamurun bu özelliklerinden biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının değişik şartlar altında incelenmesine imkan verecek uygun duruma geldiği düşünülebileceğinden, planlanan deneysel çalışmanın başlatılması için elverişli şartların oluştuğuna karar verilmiştir.

Bununla beraber hem çamurun çökelme özelliklerinin iyileştirilmesi açısından hem de evsel atıksuda bu seviyelerde asetat bulunması söz konusu olmadığından atıksu kompozisyonundaki asetat miktarı azaltılarak deneysel çalışmaya geçilmiştir. Asetat konsantrasyonunun VII. adımdaki kadar yükseltilmesinin nedeni Poly P bakterilerinin daha hızlı üremelerini sağlamak olup bu amaca ulaşılması sonucu, bu aşamadan sonraki deneylerde asetat konsantrasyonunun yüksek tutulması çalışmanın amacı dışında olduğundan düşük asetat miktarları ile çalışılmıştır.

Deneysel çalışmanın bundan sonraki safhalarında sistemde ölçülen parametreler ve büyüklüklere ilave olarak biyolojik fosfor giderme sistemlerinin tanımlanmasında çok önemli bir kavram olan çamurun fosfor içeriği de kullanılacağından VII. adımda fosfor içeriği hesaplanmaya başlanmıştır.

Bu hesaplama;

$$P_{icerigi} (\%) = \frac{MLTP (mg/l) - P_{cikis} (mg/l)}{AKM[UAKM](mg/l)} \quad (4.3)$$

denklemini ile yapılmış olup,

MLTP (Mixed Liquor Total Phosphorus): Tam karışımındaki toplam fosfor konsantrasyonunu göstermektedir.

Herhangibir çevrimin havalandırma fazının sonundan tam karışım anında alınan numuede süzülmeden ölçülen toplam fosfor konsantrasyonundan aynı numunede süzildükten sonra yapılan toplam fosfor konsantrasyonunun çıkarılarak o anda ölçülmüş olan biyokütle konsantrasyonuna bölünmesi ile bulunan fosfor içeriğinin VII. adım için yapılan örnek hesabı aşağıda görülmektedir.

MLTP: 80 mg/l

$P_{\text{çıkış}}$: 0 mg/l

AKM: 2500 mg/l

UAKM: 2125 mg/l

$$\% P (AKM) = (80 - 0) / 2500 = 0.032$$

$$\% P (UAKM) = (80 - 0) / 2125 = 0.037$$

Çamurun fosfor içeriği devreye alma çalışmalarının sonunda ya da deneysel çalışma başlangıcında % 3.2 (AKM) ve % 3.7 (UAKM) olarak tesbit edilmiştir.

4.3 DENEYSEL PLAN

VII. adımda Tablo 4.6'da görülen ve çamurda fosfor içeriği % 3.2 (AKM) ve %3.7 (UAKM) olan şartlara ulaşan sistemde giriş asetat konsantrasyonunun azaltılarak KOİ/P oranının azaltılması ve çamurun fosfor içeriğinin artırılması (%P) planlanmıştır. Bu aşamadan sonra giriş fosfor konsantrasyonunun kademeli olarak artırılmasıyla yükleme kısıtlayıcı tarafta çalışan sistemin depolama kısıtlayıcı hale gelene kadar izlenmesi ve sistemin maksimum depolama kapasitesine ulaştırılması amaçlanmıştır.

Sistemin depolama kısıtlayıcı duruma geldiği ve sabit bir çıkış fosfor konsantrasyonunun görüldüğü giriş fosfor konsantrasyonu tesbit edildikten sonra substrat tür ve konsantrasyonlarının etkisinin incelenmesi amaçlanmıştır. Bu amaç doğrultusunda TSB ve asetat karışımı ile çalışan sistemde asetat konsantrasyonunun kesilmesi, değişik miktarlarda glukoz ile birlikte kullanımı ve asetat yerine sadece glukoz ilavesi gibi değişik kombinasyonların denenmesi planlanmıştır.

Bu aşamalar sırasında sistemde nitrifikasyonun da gerçekleşerek çıkışta nitrat konsantrasyonları oluşabilecek olması nedeniyle girişte farklı TKN konsantrasyonları oluşturularak, substrat etkisinin yanısıra çıkış nitrat konsantrasyonunun etkisinin de incelenmesi düşünülmüştür.

Deneysel çalışmanın son aşamasında ise işletme koşullarındaki değişimin çevrim içi faz dağılımları ile kısıtlı kalmasını engellemek amacıyla, günlük çevrim sayısının düşürülmesi ve çevrim süresinin artırılması ile, hem çevrim fazlarında değişik kombinasyonların denenebilmesi hemde günde 4 çevrim olarak seçilmiş olan sayının yeterli bir tasarım olup olmadığının kontrol edilebilmesi amaçlanmıştır.

Bu planlamalar doğrultusunda yapılan seri deneyler tanım kolaylığı açısından SET adı altında verilmiş olup her deney seti temsil edicilik açısından iki esasın değişmesi durumuna göre birbirinden ayrılmaktadır. Bu iki esas;

1) Atıksu Kompozisyonu (A)

2) İşletme Koşulu (İ)

olup bu iki esastan herhangibirinin değişmesi ile oluşan kompozisyon ($A_i \dot{I}_i$) bir set (SET_i) olarak değerlendirilmiştir.

Deneyler boyunca kullanılan farklı atıksu kompozisyonları ($A_1 \rightarrow A_{11}$) detaylı olarak Tablo 4.7’de verilmiştir. İşletme koşullarındaki değişimler ise Tablo 4.8’de görülmektedir ($\dot{I}_1 \rightarrow \dot{I}_6$) .

Tablo 4.7 ve Tablo 4.8’ deki atıksu kompozisyonu ve işletme koşullarının kombinasyonlarını gösteren ve her bir kombinasyonun ayrı bir SET olarak tanımlandığı 15 deney seti ise Tablo 4.9’da gösterilmiştir.

Tablo 4.9’da SET olarak gösterilen sürekli deneylerin yanısıra SET 6’dan itibaren reaktörden günlük olarak atılan farklı set çamurlarında evsel atıksu, asetat, glukoz ve TSB’nin tek başına substrat olarak kullanıldığı bir seri kesikli deney yapılmıştır.

Sürekli ve kesikli deneyler sırasında sistemin izlenmesi için ölçülen parametreler ve ölçüm sıklıkları izleme programı başlığı altında 4.3.1’de belirtilmiştir.

4.3.1 İzleme Programı

Deneysel çalışma süresince yapılmış olan bütün deneyler ve ölçülen parametreler son çevrim değerlerini göstermektedir. Atıksu günlük olarak hazırlanmış ve son çevrimden çamur yine günlük olarak atılmıştır. Bu işlemler günün son saatlerinde yapılabildiği ve çamur atıldıktan sonra başlayan çevrim 1. çevrim olarak tanımlandığı için ölçümlerin yapılabildiği çevrim, gündüz saatleri ile çakışması dolayısı ile son çevrim olmuştur. Sistemin kararlı hale gelmesi durumunda birbirini takip eden çevrimler arasında farklılık olmadığı düşünüldüğünde günde 1 çevrimde yapılan ölçümlerin sistemi temsil edici olduğu söylenebilir. Sonuçların birbiri ile karşılaştırılmasının sağlıklı olabilmesi amacıyla ölçümler hergün aynı çevrimde yapılmıştır.

Sürekli ve kesikli izleme yöntemi ve ölçülen parametreler aşağıda ayrıntılı olarak anlatılmıştır.

4.3.1.1 Sürekli Deneyler

Sürekli deneylerin izlenmesi iki şekilde yapılmıştır:

- Günlük izlemeler
- Çevrim içi izlemeleri

Tablo 4.7 Atıksu Kompozisyonları

Atıksu	KOİ (mg/l)				TKN (mg/l)			TP (mg/l)			Mikronütrientler (mg/l)					
	TSB	Asetat	Glukoz	Toplam	OrgN	NH ₃ -N	Top.N	İnorg.P	Org.P	Top.P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn
A ₁	240	60	-	300	25.5	1.5	27	4.5	1.5	6	20	0.7	1.5	0.1	0.13	0.11
A ₂	240	60	-	300	25.5	2.5	28	6.8	1.5	8.3	24.7	0.7	1.5	0.1	0.13	0.11
A ₃	240	60	-	300	25.5	3.5	29	9.2	1.5	10.7	24.4	0.7	1.5	0.1	0.13	0.11
A ₄	240	60	-	300	25.5	4.5	30	11.5	1.5	13	24	0.7	1.5	0.1	0.13	0.11
A ₅	240	60	-	300	25.5	6	31	15	1.5	16.5	25	0.7	1.5	0.1	0.13	0.11
A ₆	240	60	-	300	25.5	7.5	33	18.5	1.5	20	28	1.4	3	0.2	0.26	0.22
A ₇	240	30	30	300	25.5	7.5	33	18.5	1.5	20	28	1.4	3	0.2	0.26	0.22
A ₈	240	30	-	270	25.5	7.5	33	18.5	1.5	20	28	1.4	3	0.2	0.26	0.22
A ₉	240	-	60	300	25.5	7.5	33	18.5	1.5	20	28	1.4	3	0.2	0.26	0.22
A ₁₀	150	-	150	300	18.1	6.1	24.2	19.2	0.8	20	33	1.4	3	0.2	0.26	0.22
A ₁₁	300	-	-	300	32	6.8	39	18	2	20	25	1.4	3	0.2	0.26	0.22

Tablo 4.8 İşletme Koşulları Modifikasyonları

İşletme Koşulu	Doldurma (T _F)	Karıştırma (T _{AN})	Havalandırma (T _{AE})	Faz Süresi (dakika)			Boşalma+Dinlenme (T _{W+I})	θ _x (gün)
				2.Karıştırma (T _{AN})	2.Havalandırma (T _{AE})	Çöktürme (T _S)		
I ₁ *	15	90	150	-	-	60	45	8
I ₂ *	15	90	165	-	-	45	45	8
I ₃ *	15	90	180	-	-	45	30	8
I ₄ **	15	150	240	-	-	45	30	13
I ₅ **	15	90	180	90	30	45	30	13
I ₆ **	15	90	300	-	-	45	30	13

* 1 çevrim 6 saat olmak üzere günde 4 çevrim ** 1 çevrim 8 saat olmak üzere günde 3 çevrim

Günlük İzlemeler

Günlük izlemeler rutin olarak sistemin kararlı dengeye geldiği ana dek sistemde meydana gelen değişimlerin gözlendiği izlemeler olup çevrim içi faz sayısına ve uzunluğuna bağlı olmakla birlikte genel olarak 5 noktada yapılmıştır.

Bu 5 nokta bazı SET deneyler hariç;

1. Bir önceki çevrim aerobik faz sonu
2. Bir önceki çevrim çıkışı ($t=0$)
3. Stok atıksu (giriş)
4. Anaerobik faz sonu
5. Aerobik faz sonu ($\cong$ çıkış)

olarak özetlenebilir. Bu fazlarda ölçülen parametreler bir tablo yardımıyla gösterilmiştir (Tablo 4.10).

Tablo 4.10 Sürekli Deneylerin Günlük İzleme Programı

Ölçüm Noktası				Süzülmemiş numunede			Süzülmüş numunede			
	AKM	UAKM	MLTP	TP	TKN	KOİ	TP	KOİ	PO ₄ -P	NO _x -N
1	x	x	x							
2							x	x	x	x
3				x	x	x				
4								x	x	
5							x	x	x	

Devreye alma çalışmaları boyunca farklı adımlarda belirli aralıklarla pH kontrolü yapılmış olup hazırlanan stok atıksuda ve çıkış suyunda yapılan bu kontrollerde giriş pH'ı 7-7.5 ve çıkış pH'ı ise 8-8.5 değerleri arasında ölçülmüştür. Anaerobik faz sonu yapılan pH ölçümlerinde ise stok atıksu ile yaklaşık aynı değerler gözlenmiş olup, bu aşamadan sonraki deneysel çalışma sırasında pH parametresinin izlenmesine gerek duyulmamıştır.

Bunun yanısıra çamur hacim indeksi (SVI) de çalışma süresince çamurun çökelme özelliğinin bozulup bozulmadığının anlaşılması ve sistemden çamur kaçacağı olup olmadığının kontrolü açısından sadece gözle izlenmiştir. Bunun nedeni çamurun çökelme özelliğinin en kötü olduğu durum olan giriş asetat konsantrasyonunun 260 mg/l KOİ eşdeğeri olduğu VII. adımda dahi çökelme süresinin uzatılarak çamurun deşarj noktasının altına dek çökmesinin sağlanabilmiş olmasıdır. Deneysel çalışma süresince bu kadar yüksek asetat konsantrasyonları ile çalışılmayacağından ve biyokütle konsantrasyonu sabit tutulacağından reaktörün V_0 hacminin SVI değerinin yüksek olacağı durumlarda da yeterli olacağı düşünülmüştür. AKM konsantrasyonunun 3000 mg/l olduğu kabulü ile aşağıda basit bir hesapla mevcut V_0 hacminin izin vereceği en yüksek SVI değerinin:

$$SVI = \frac{V_0}{V_T \text{ AKM}} = \frac{3400 \text{ ml}}{8.81.3 \text{ g/l}} \cong 130 \text{ ml/g}$$

olacağı görülmektedir. Bu değer, devreye alma çalışmaları sırasında yüksek asetat konsantrasyonu içeren atıksuda oluşan en yüksek değer olup diğer zamanlarda 60-80 ml/g'ın üzerine çıkmadığından çalışma boyunca SVI ölçümü yapılmamıştır.

Çevrim İçi İzlemeleri

Sistemdeki günlük izlemelerin üstüste aynı sonucu verdiği, bir diğer deyişle sistemin kararlı hale ulaştığı görüldükten sonra o deney setini temsil etmek üzere yukarıda sözü edilen 5 ölçüm noktasına ilave olarak son çevrimde doldurma işleminden itibaren çevrimin sonuna dek yarım saat sıklıkla alınan numunelerde ölçümler yapılmıştır. Çökelme işlemi sırasında reaksiyon olmadığı düşünülerek çevrim içi ölçümlerde çıkış değerini temsil eden son numune havalandırma fazının sona erdiği anda alınmıştır.

Nitekim bu tür bir kabulün geçerli olup olmadığı hem havalandırmanın durduğu anda hem de çökelme işleminden sonra reaktör boşalırken alınan numunelerde yapılan ölçümlerle kontrol edilmiş olup, çalışılan konsantrasyonlar gözönüne alındığında aradaki farkın ihmal edilebilecek düzeyde olduğu görülmüştür.

Çevrim boyunca alınan yarım saatlik numunelerde ise;

$\text{PO}_4\text{-P}$, KOİ , $\text{NH}_3\text{-N}$ ve $\text{NO}_x\text{-N}$ parametreleri ölçülmüştür.

Çevrim içi ölçümlerinde, bir önceki çevrim çıkışında ölçülen değerler $t=0$ anındaki (reaktör dolmaya başlamadan önce V_0 hacmindeki) değer olarak gözönüne alınmıştır.

4.3.1.2 Kesikli Deneyler

Deneysel çalışmada kullanılan substratların fosfor salma ve alma işlemleri üzerindeki etkisinin doğrudan görülebilmesi amacıyla, iki substratın kombinasyonundan oluşan atıksu kompozisyonları ile yürütülen deney setlerinde yine bu iki substrattan biri ile ya da her ikisi ile ayrı ayrı kesikli deneyler yapılmıştır.

Kesikli deneyler reaktörden atılan çamurda gerçekleştirilmiş olup, bir beher içindeki çamura substrat ilavesinden sonra üzeri sıkıca kapatılarak anaerobik şartlar yaratılmıştır. Bir manyetik karıştırıcı yardımı ile karıştırma işlemi gerçekleştirilirken belirli aralıklarla alınan numunelerde KOİ , $\text{PO}_4\text{-P}$ ve $\text{NO}_x\text{-N}$ analizleri yapılmıştır. Bazı kesikli deneylerde karıştırma işleminden sonra havalandırma işlemi de gerçekleştirilmiştir.

4.3.2 Ölçüm Yöntemleri

Yukarıda sözü edilen parametrelerin ölçüldüğü numuneler stok atıksu haricinde Whatman GF/C cam elyaf filtreden süzölmüş olup tüm analizler Standart Metotlara (1989) uygun olarak yapılmıştır.

Fosfor ölçümleri için askorbik asit yöntemi kullanılmış olup $\text{PO}_4\text{-P}$ ölçümleri amonyum molibdat ile doğrudan renklendirme ile TP ölçümleri ise potasyumpersülfat ile otoklavda parçalanma işleminden sonra renklendirme ile yapılmıştır.

NO_x-N ölçümleri süzölmüş numunelerin kadmiyum kolonundan geçirilmesi ve nitrite indirgenmesi sonucu sülfanilamid ile renklendirme yöntemiyle yapılmıştır.

Renk okumaları spektrofotometre yardımıyla absorbands ölçümü ile yapılmıştır.

KOI ölçümleri kapalı refluks yöntemine göre, amonyak ölçümleri numunelerde fenat yöntemi ile atıksuda ise distilasyon yöntemi kullanılarak yapılmıştır. Stok atıksuda TKN ölçümleri de yine parçalama ve distilasyon ile yapılmıştır.



BÖLÜM 5

DENEYSEL SONUÇLAR

5.1. SÜREKLİ DENEYLER

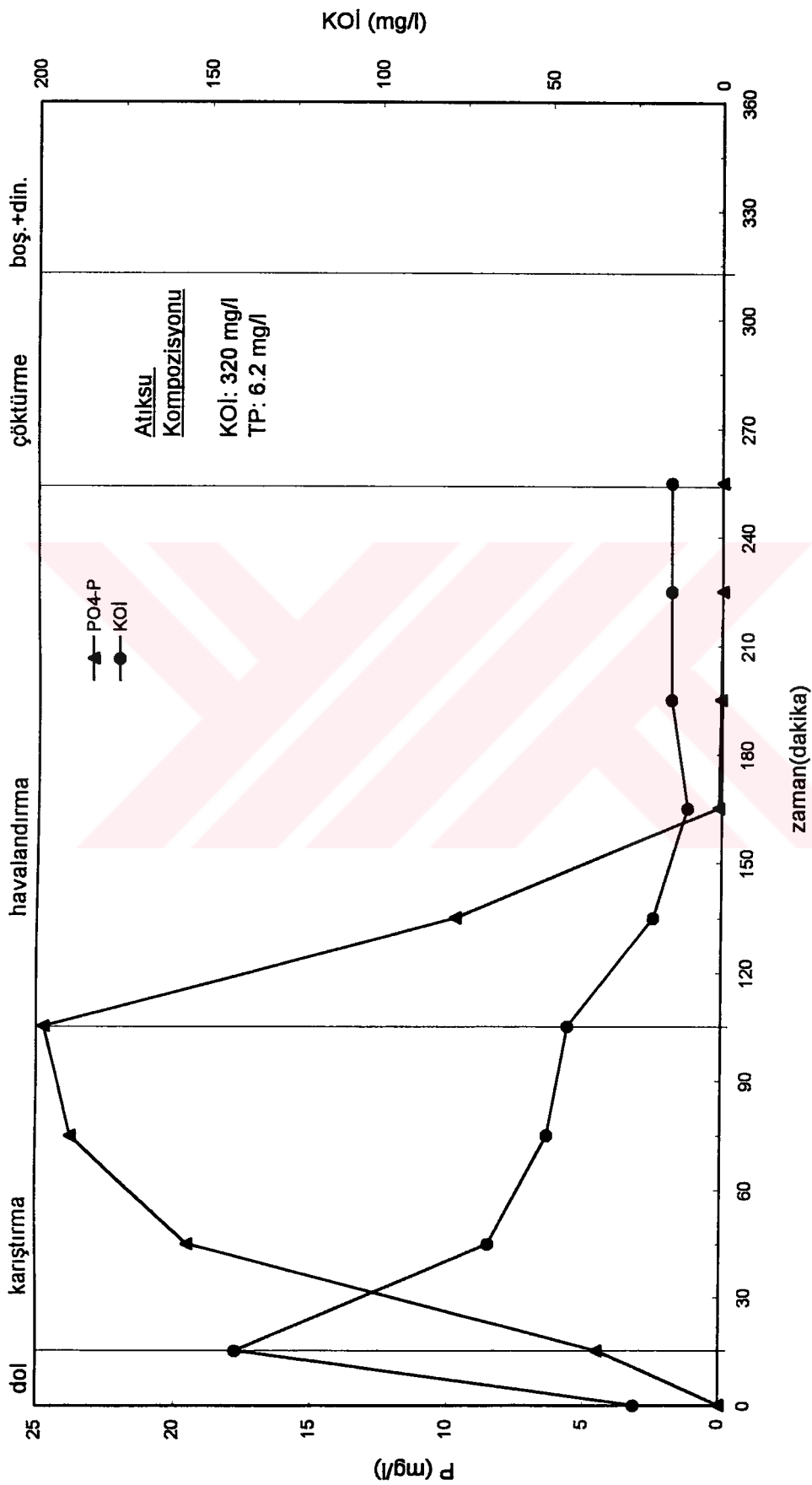
SET 1 (A₁ İ₁)

Tablo 4.7'den de görüleceği gibi bu sette devreye alma çalışmalarının son adımında 260 mg/l KOİ eşdeğeri olarak eklenen asetat miktarının 60 mg/l KOİ eşdeğerine düşürülmesiyle toplam KOİ konsantrasyonunu 300 mg/l olmuştur. Biyokütle konsantrasyonunun 2000 mg/l UAKM değerinde sabit tutulması sonucu sistemde çamur yaşı 6 günden 8 güne yükselmiştir. Asetat konsantrasyonunun azaltılması sonucu çamurun çökme özelliği 1-2 gün içinde tamamen iyileştiğinden sistemden biyokütle kaçağı olmamıştır.

KOİ/P oranının azaltılması nedeni ile çamurun fosfor içeriği % 3.3 AKM ve % 3.7 UAKM değerlerinden % 3.8 AKM ve % 4.5 UAKM değerlerine yükselmiştir. UAKM/AKM oranı SET 1 başlangıcında 0.85 olarak belirlenmiştir. Bu deney setini temsil etmek üzere 128. gün yapılmış olan çevrim içi ölçüm sonuçları Şekil 5.1'de görülmektedir. Parametrelerde SET 1 boyunca meydana gelen günlük değişimler Tablo A.1'de verilmiştir.

SET 2 (A₂ İ₂)

Giriş KOİ değeri sabit tutularak fosfor konsantrasyonunun kademeli olarak artırılması ile sistemin fosfor depolama kısıtlayıcı duruma geçtiği KOİ/P oranı ve bu oranda giderilebilecek maksimum fosfor konsantrasyonunun tesbiti planlandığından bu sette



Şekil 5.1 SET 1, KOI ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler

giriş fosfor konsantrasyonu 6 mg/l'den 8.3 mg/l'ye yükseltilmiştir. Atıksu kompozisyonunda fosfor konsantrasyonu dışında herhangi bir değişiklik yapılmamıştır.

Giriş fosfor konsantrasyonunun bu değere yükseltilmesi çıkış fosfor konsantrasyonunda bir değişiklik meydana getirmemiş, sistemin henüz yükleme kısıtlayıcı yönde olduğu ve girişteki fosfor miktarından bağımsız olarak çalıştığı görülmüştür. Bu değerlendirmeye esas teşkil eden 133. gün çevrim içi ölçümleri Şekil 5.2'de görülmektedir. Bu sette ait günlük izlemelerin sonuçları yine Tablo A.1'de verilmiştir. Çamurun fosfor içeriğinin % 4.3 AKM ve % 5.3 UAKM değerlerine yükseldiği bu sette UAKM/AKM oranı 0.81 değerine düşmüştür.

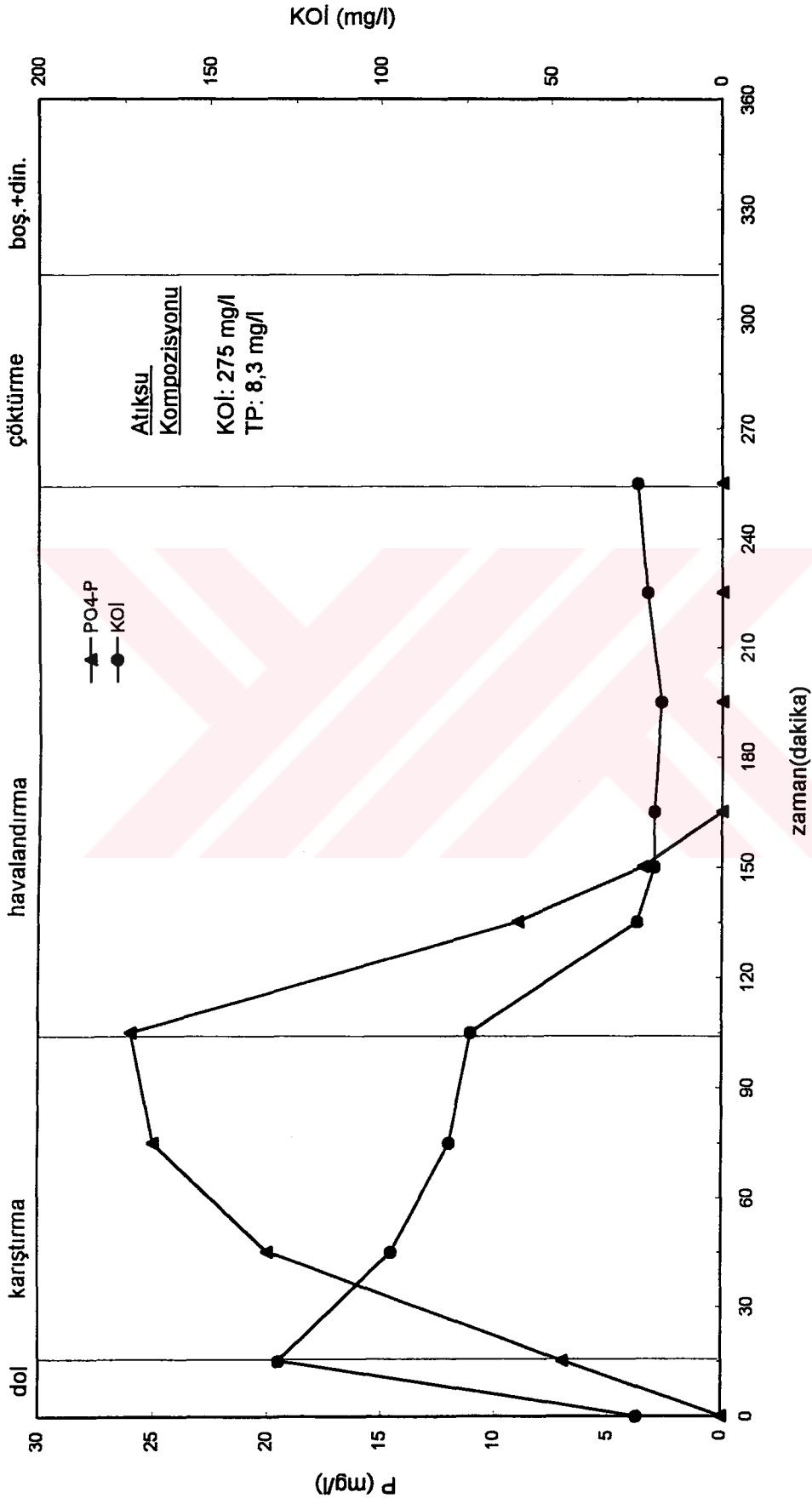
SET 3 (A₃ İ₁)

SET 2'de 8.3 mg/l olan giriş fosfor konsantrasyonu 10.6 mg/l'ye yükseltilmiştir. Bu giriş fosfor konsantrasyonunda da sistem havalandırmanın başlangıcından 2 saat içinde çıkış fosfor konsantrasyonunun 0 mg/l'ye inmesi nedeniyle halen yükleme kısıtlayıcı durumunu sürdürmektedir

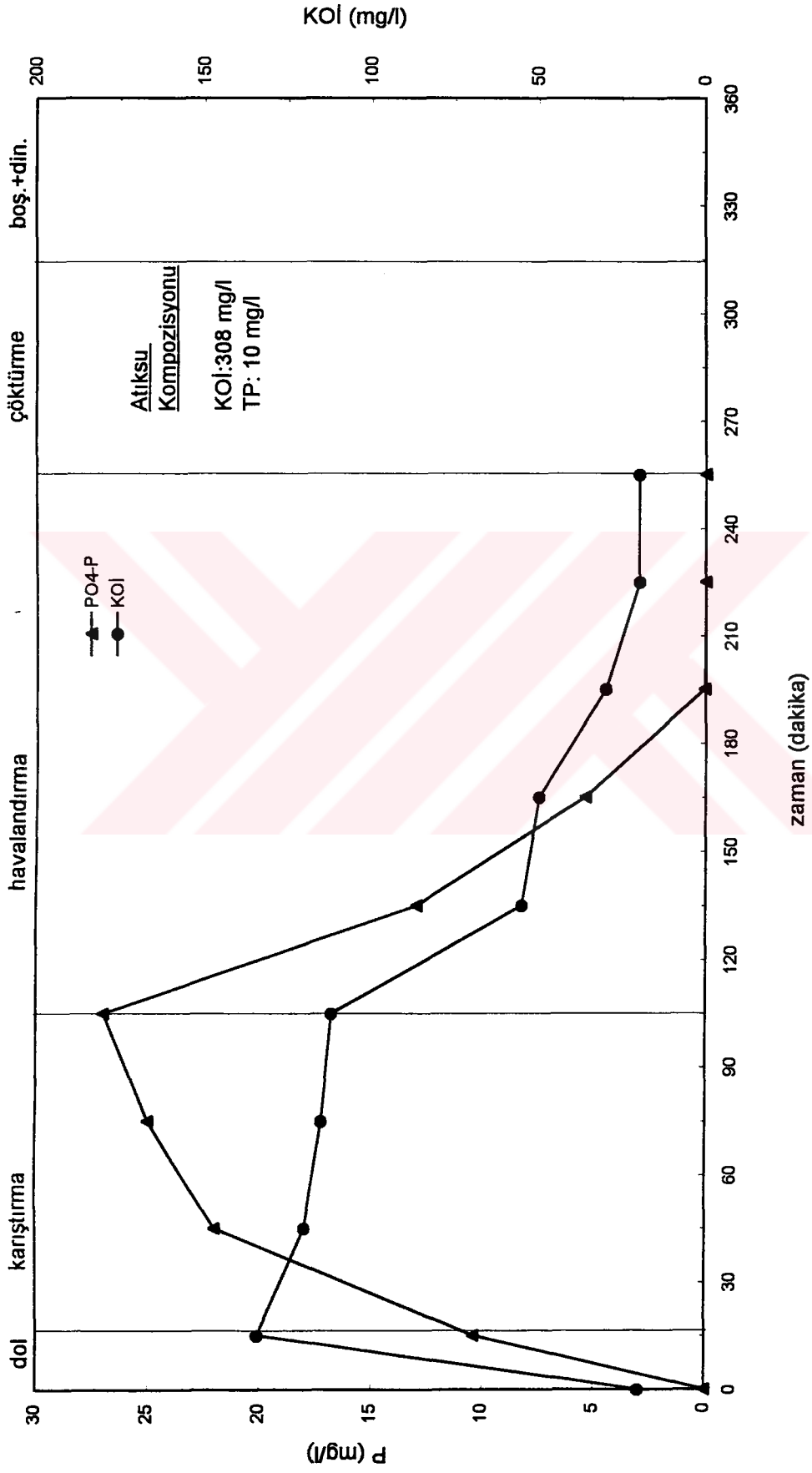
Çamurdaki fosfor içeriğinin % 5.3 AKM ve % 6.7 UAKM değerlerine ulaştığı bu sette UAKM/AKM oranı 0.79 civarına inmiştir. Bu seti temsil eden çevrim içi ölçümler 135. gün yapılmış olup Şekil 5.3'de verilmiştir. Günlük izlemelere ait deney sonuçları yine Tablo A.1'den görülebilmektedir. Çamurun fosfor depolama kapasitesinin henüz aşılmamış olması nedeniyle giriş fosfor konsantrasyonunun artırılmasına devam edilmiş ve bu artış sonucu sistemin ulaştığı durum SET 4 olarak aşağıda açıklanmıştır.

SET 4 (A₄ İ₁)

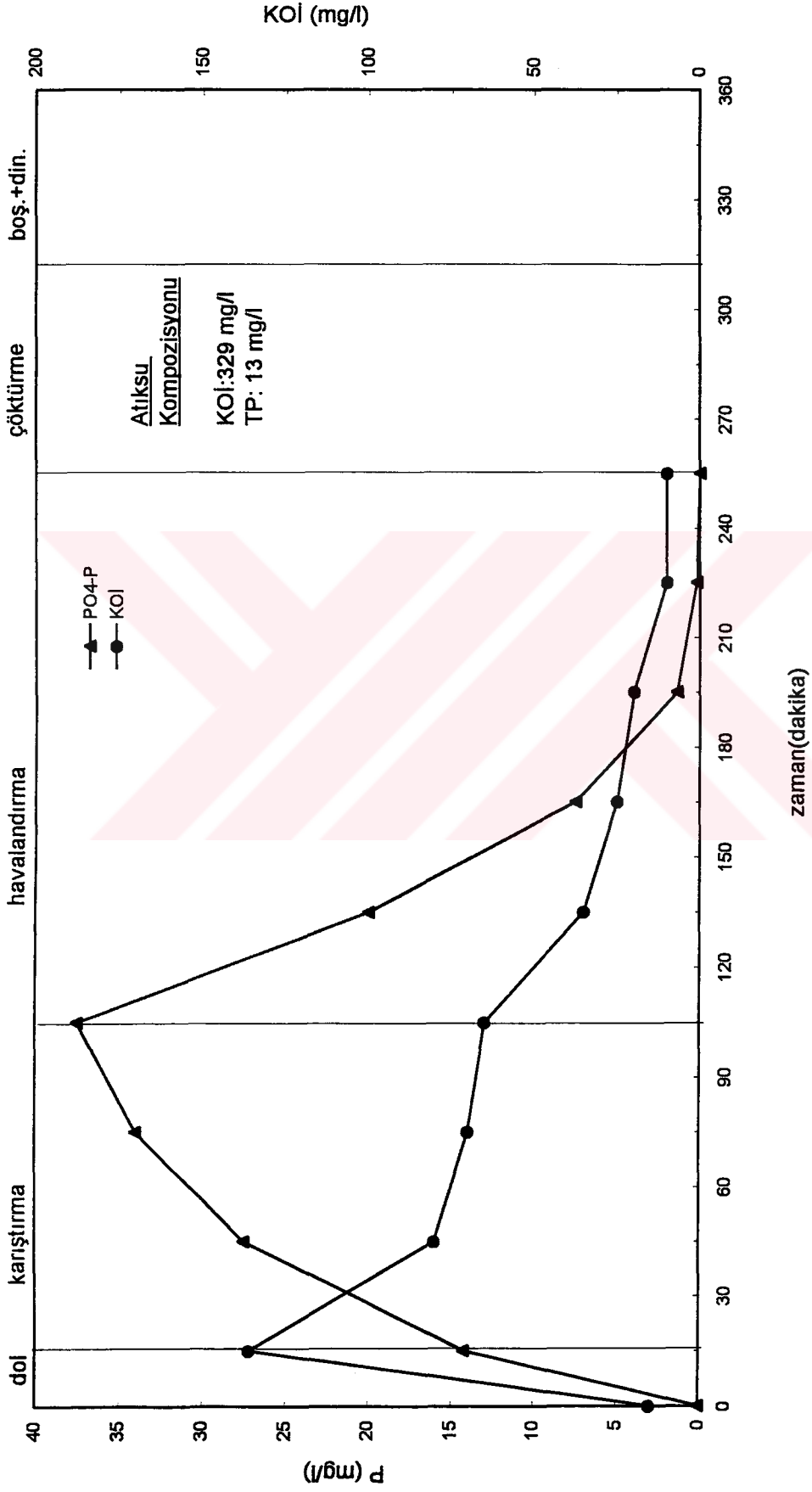
Giriş fosfor konsantrasyonunun 13 mg/l'ye çıkartıldığı bu sette de % 100 fosfor giderimi gerçekleşmiş olup çamurun fosfor içeriği artmaya devam ederek % 7.0 AKM ve % 10 UAKM değerlerine ulaşmıştır. UAKM/AKM oranı ise 0.70 civarına inmiştir. Günlük izlemeleri gösteren Tablo yine Ek A'da Tablo A.1'de görülmektedir. Sistemi temsil eden 140. gün çevrim içi ölçümleri ise Şekil 5.4'de verilmiştir.



Şekil 5.2 SET 2, KOI ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



Şekil 5.3 SET 3 , KOI ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



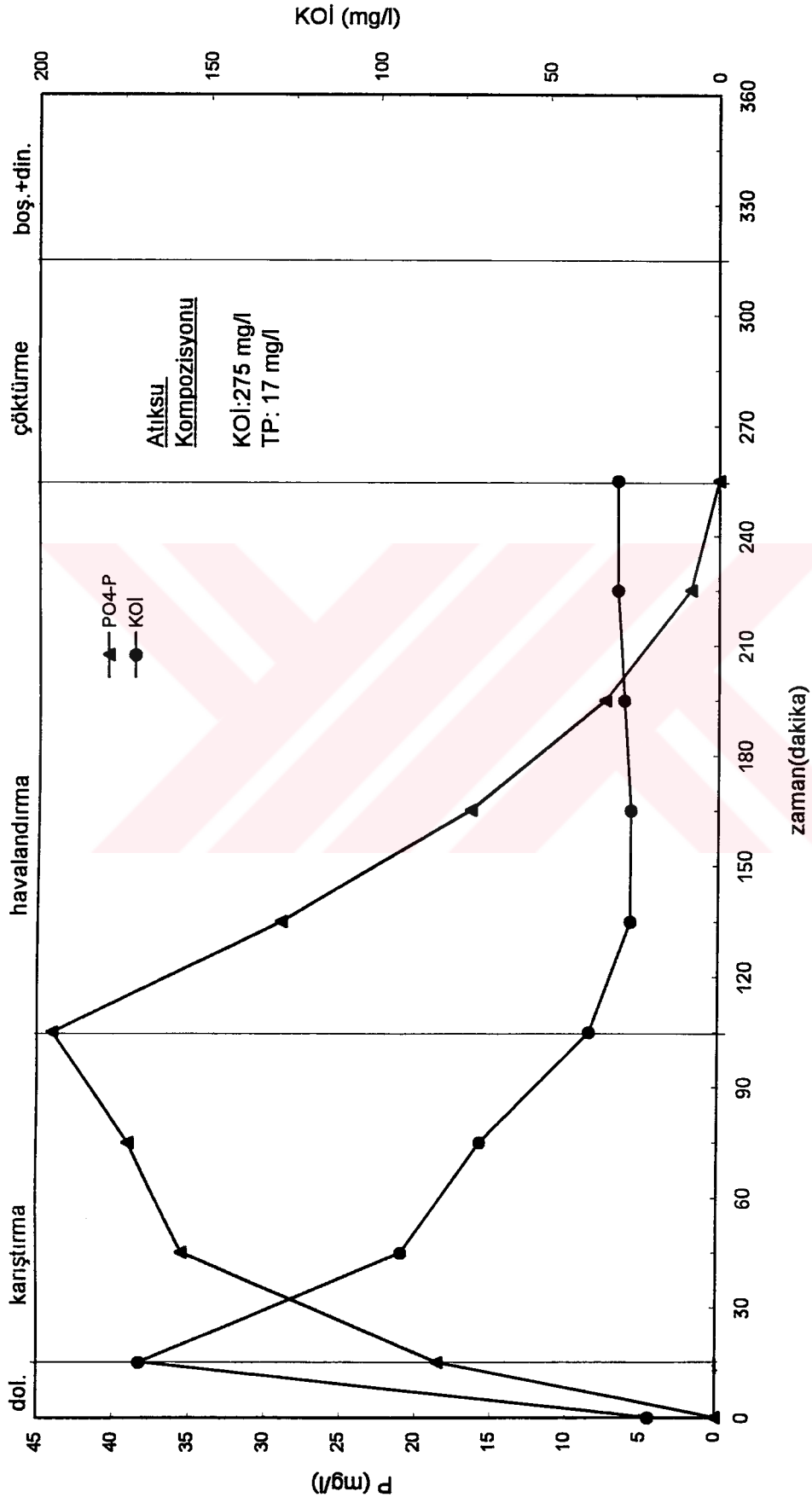
Şekil 5.4 SET 4, KOİ ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler

Şekil 5.4'den de görüleceği üzere havalandırmanın 90. dakikasında fosfor konsantrasyonu 1.5 mg/l ve havalandırma sonunda ise yaklaşık 0.02 mg/l civarına inmektedir. Ölçüm sonuçlarının verildiği tablo ve şekillerden de anlaşılabileceği üzere fosfor ölçümleri stok atıksu dışındaki bütün numunelerde $\text{PO}_4\text{-P}$ olarak yapılmıştır. Bunun nedeni çevrim içinde daha önce yapılan TP ve $\text{PO}_4\text{-P}$ ölçümlerinin birbirine çok yakın değerlerde bulunmuş olmasıdır. Dolayısıyla ölçümlerin $\text{PO}_4\text{-P}$ olarak yapılmasından kaynaklanan 0.1-0.2 mg/l'lik bu farkın, çalışılan konsantrasyonlar ve çalışmanın amacı gözönüne alındığında ihmal edilebileceği ve $\text{TP} \cong \text{PO}_4\text{-P}$ kabulünün çok büyük hatalar doğurmayacağı düşünülmüştür. Bunun yanısıra bu farkın bu sette olduğu gibi düşük çıkış fosfor konsantrasyonları açısından önem taşıdığı düşünüldüğünden çıkışta ayrıca TP ölçümleri de yapılmıştır. Dolayısıyla SET 4 için 0.05 mg/l'nin altında olduğu belirtilen çıkış $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonu toplam fosfor konsantrasyonu cinsinden 0.2-0.3 mg/l olarak ölçülmüş değerleri ifade etmektedir.

Bu durum çıkış fosfor konsantrasyonlarının çok düşük (< 0.05 mg/l) olduğu setler için geçerlidir. Girişte ve anaerobik faz sonundaki fosfor konsantrasyonlarının yükselmesi halinde çıkıştaki fosfor konsantrasyonunun da artması durumunda 0.2-0.3 mg/l'lik farkların ihmal edilecek seviyelerde kalacağı düşünüldüğünden çıkış fosfor ölçümleri $\text{PO}_4\text{-P}$ olarak yapılmaya devam etmiştir. Stok atıksudaki $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonu ise, devreye alma çalışmaları sırasında da bahsedildiği üzere, bozunma nedeniyle zamanla düştüğü fakat toplam fosfor konsantrasyonu değişmediği için girişteki ölçümler temsil ediciliği açısından TP olarak yapılmıştır.

SET 5 (A₅ İ₁)

Çamurun depolama kapasitesi henüz aşılmadığından ve girişteki fosfor miktarının tamamı giderildiğinden fosfor konsantrasyonu arttırılmaya devam edilmiş ve 13 mg/l'den 16.5 mg/l'ye yükseltilmiştir. Bu şartlarda ölçülen parametrelerin günlük değişimleri Tablo A.2'de verilmiştir. Parametrelerin bu seti temsil eden değerleri ise çevrim içi değişimler olarak Şekil 5.5'de görülmektedir. SET 4'e ait çevrim içi ölçümlerinin verildiği şekil ile (Şekil 5.4) bu şekil karşılaştırıldığında, Şekil 5.4'de havalandırmanın 90. dakikasındaki fosfor konsantrasyonuna bu sette 120. dakikada



Şekil 5.5 SET 5, KOI ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler

ulaşılabilmekte ve son yarım saatlik havalandırmada fosforun tamamen alındığı görülmektedir.

Anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu artmış olduğundan aerobik fazda fosfor alım (P_{upt}) eğrisinin eğimi azalarak fosforun tamamen bünyeye alınması için geçen süre artmıştır. SET 5'deki giriş fosfor konsantrasyonunda havalandırma süresi ile fosfor konsantrasyonu, eğrinin eğiminden de anlaşılabileceği üzere aynı anda sıfırlanmaktadır. Buradan bu şartlarda çamurun giderebileceği maksimum fosfor konsantrasyonunun 16-17 mg/l olduğu düşünülmüştür. Bununla beraber girişteki fosfor konsantrasyonunun 20 mg/l'ye yükseltilmesi ile çıkışta bundan sonraki setlerde karşılaştırma yapılabilmesine imkan verecek kadar yüksek bir fosfor konsantrasyonunun bulunabilmesi amaçlanmıştır.

Giriş fosfor konsantrasyonunun 20 mg/l'ye artırılmasına paralel olarak, eğrinin ucunda eğimin tamamen azalarak fosforun daha fazla alınamayacağına daha iyi görülebilmesi için havalandırma süresi de SET 5'e göre 15 dakika daha uzatılmıştır. Uzatılan bu süre çamurun çökme özelliğinin çok iyi olması ve yarım saat gibi bir sürenin deşarj noktasından çamur kaçmayacak ölçüde çökmeye imkan vermesi nedeniyle çöktürme işleminden alınmıştır.

Bu sete geçmeden önce (SET 6) çamurdaki fosfor içeriği % 8.5 AKM ve % 12.5 UAKM değerlerine ulaşmış olup UAKM/AKM oranı 0.68'e düşmüştür. SET 3'de açıklandığı üzere çıkışta 0.05 mg/l'nin altında olduğu belirtilen fosfor değerleri PO_4-P ölçümünü göstermekte olup TP cinsinden çıkış fosfor konsantrasyonu yaklaşık 0.3 mg/l civarındadır.

SET 6 (A₆İ₂)

Giriş fosfor konsantrasyonunun 20 mg/l'ye yükseltilmesi ile SET 5'in sonuçlarından da anlaşılabileceği üzere çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaşacağı ve çıkışta giderilmeden kalan bir fosfor konsantrasyonu olacağı beklenmektedir.

Bu seti temsil eden 156. gün çevrim içi ölçümler Şekil 5.6'da verilmiştir. Şekil 5.6'dan görüleceği gibi havalandırma süresinin 15 dakika uzatılmasına rağmen çıkışta 3 mg/l'ye yakın bir fosfor konsantrasyonu ölçülmüştür. Buradan, çamurun giderebileceği maksimum fosfor konsantrasyonunun bu şartlarda 17 mg/l olduğu görülmektedir. Çamurun fosfor içeriği % 9.7 AKM ve % 15 UAKM olup UAKM/AKM oranı 0.65 değerine inmiştir.

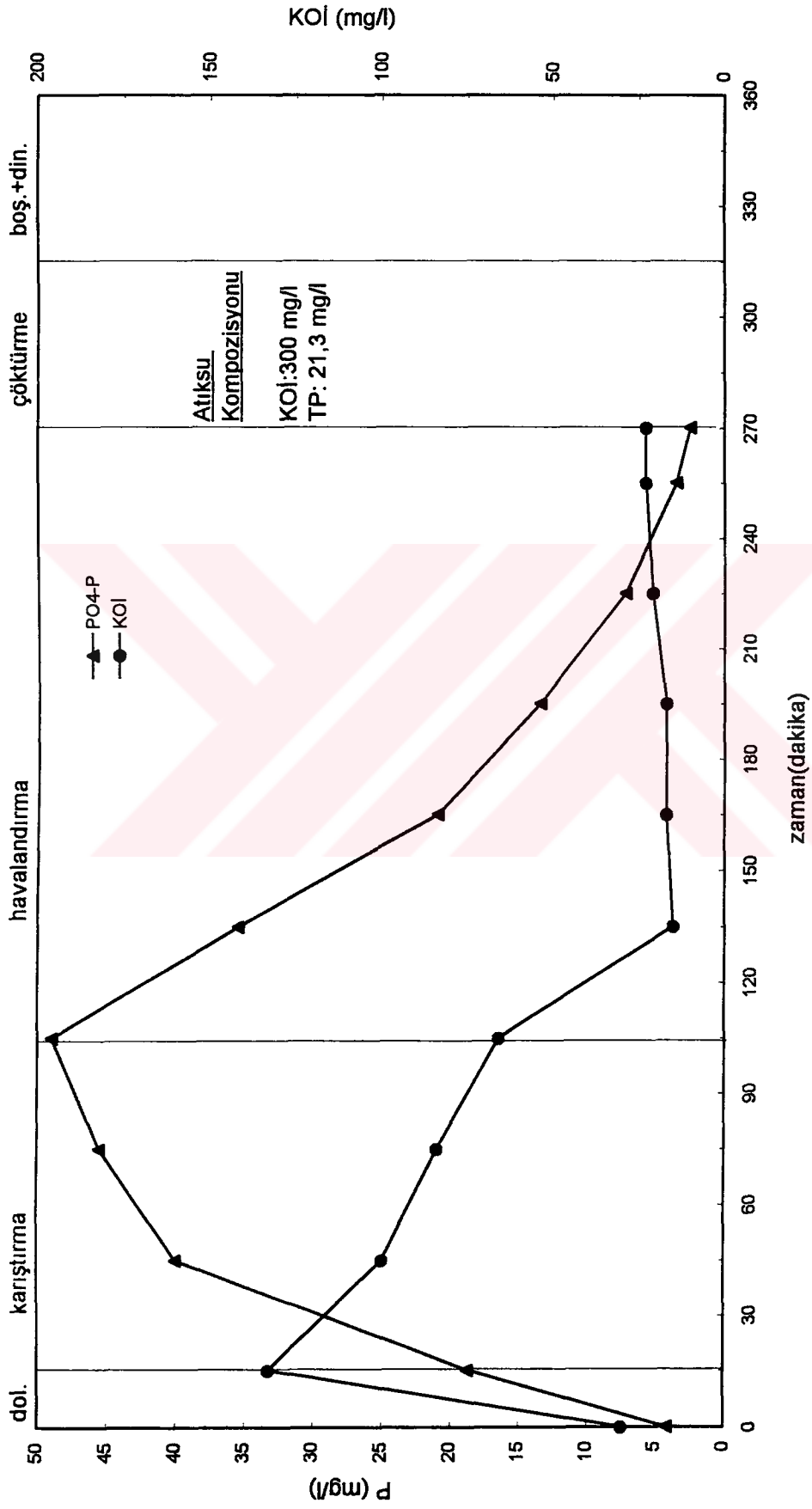
Bu sete ait günlük izlemeler Tablo A.2'de görülmektedir. Sistemin, fosfor depolama kısıtlayıcı yönde çalışmaya başlaması ve sabit bir fosfor giderme verimine ulaşılması sonucu atıksudaki substrat cinsinin fosfor giderme verimine etkisinin incelenebilmesine uygun hale geldiği düşünülmüştür.

Değişik substratların sistem verimine etkisinin görülebilmesi amacı ile atıksu kompozisyonu değiştirilmeden önce sistemde nitrifikasyonun başlamış olduğunun gözlemlenmesi sonucu çıkışta $\text{NO}_x\text{-N}$ ölçümleri de yapılmaya başlanmıştır. Aynı sette $\text{NO}_x\text{-N}$ ve $\text{NH}_4\text{-N}$ parametreleri de izlenerek yapılan ikinci bir çevrim içi ölçüm ise Şekil 5.7'de görülmektedir. Şekil değerleri seti temsil edici olması açısından 177, 181, 182, 188, 190 ve 191. günlerde yapılan çevrim içi ölçümlerin ortalamasıdır.

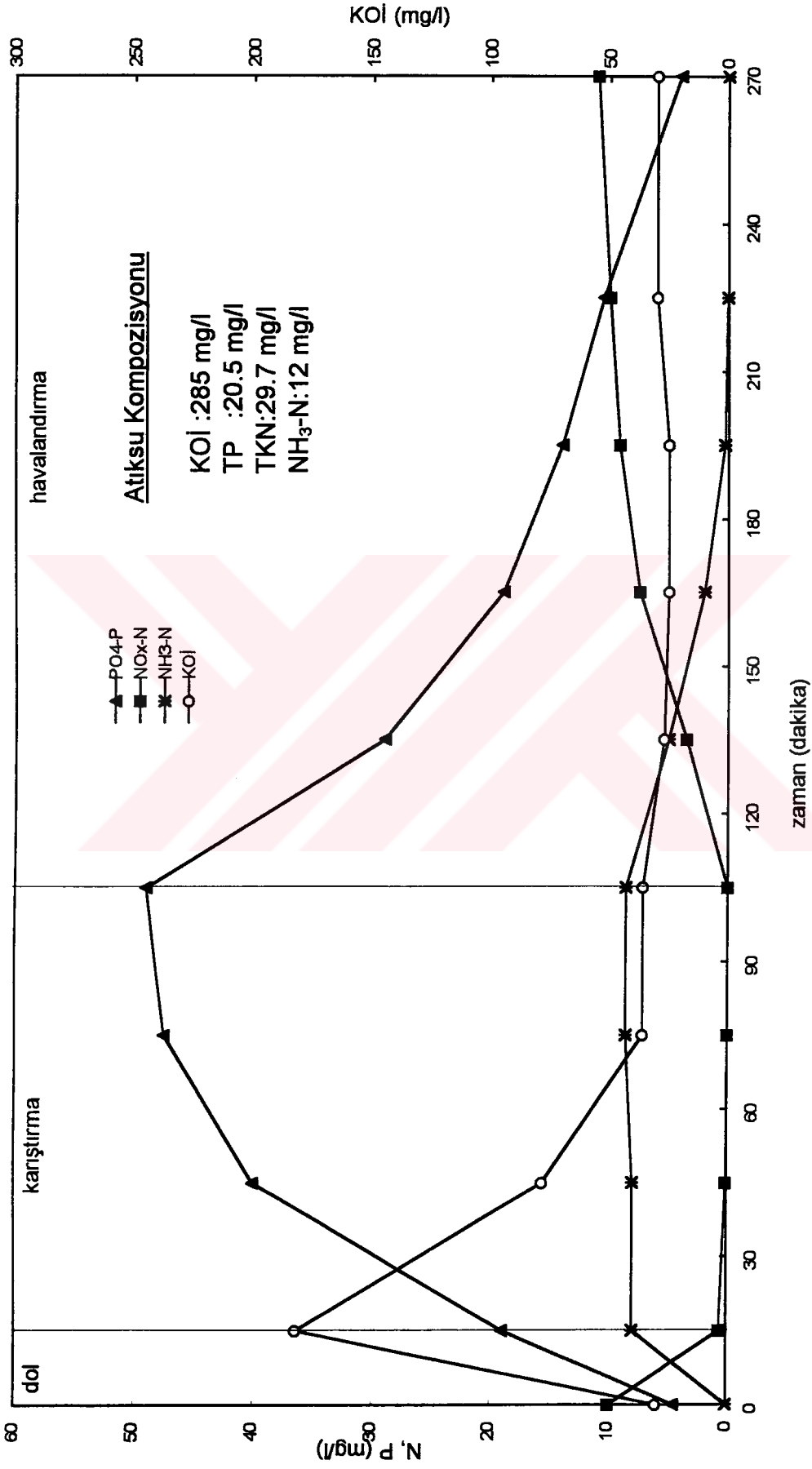
Bu sete ait günlük ölçüm sonuçları Tablo A.2, A.3 ve A.4'de verilmiştir. Parametrelerdeki günlük değişimler SET 1'den SET 6'ya kadar fosfor, KOİ, çamurun fosfor içeriği ve UAKM/AKM parametreleri için sırasıyla Şekil 5.8; 5.9; 5.10 ve 5.11'de görülmektedir.

SET 7 (A₇ İ₂)

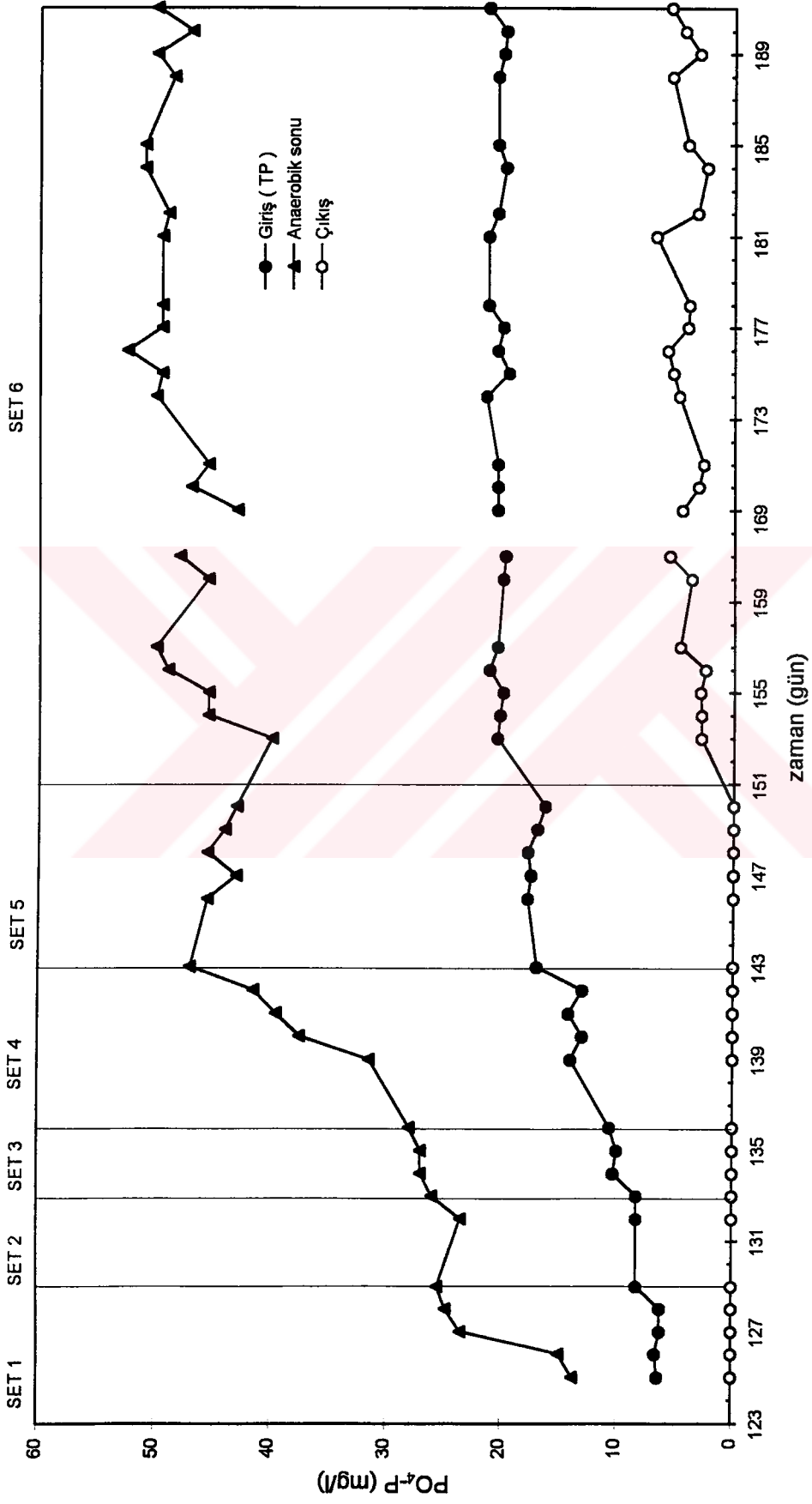
Atıksu kompozisyonunda substrat türü ve miktarının sistem verimine etkisinin incelenmesi amacıyla yapılan bu ilk deney setinde, SET 6'da 60 mg/l KOİ eşdeğeri olarak eklenen asetat konsantrasyonunun yarıya indirilerek yerine 30 mg/l glukoz eklenmesi ile oluşan atıksu kompozisyonu ile çalışılmıştır. Bu şartlarda sistem parametrelerinde meydana gelen değişimler günlük izlemeler halinde Tablo A.4'de verilmiştir. Sistemi temsil edici çevrim içi ölçümler ise 203. gün yapılmış olup Şekil



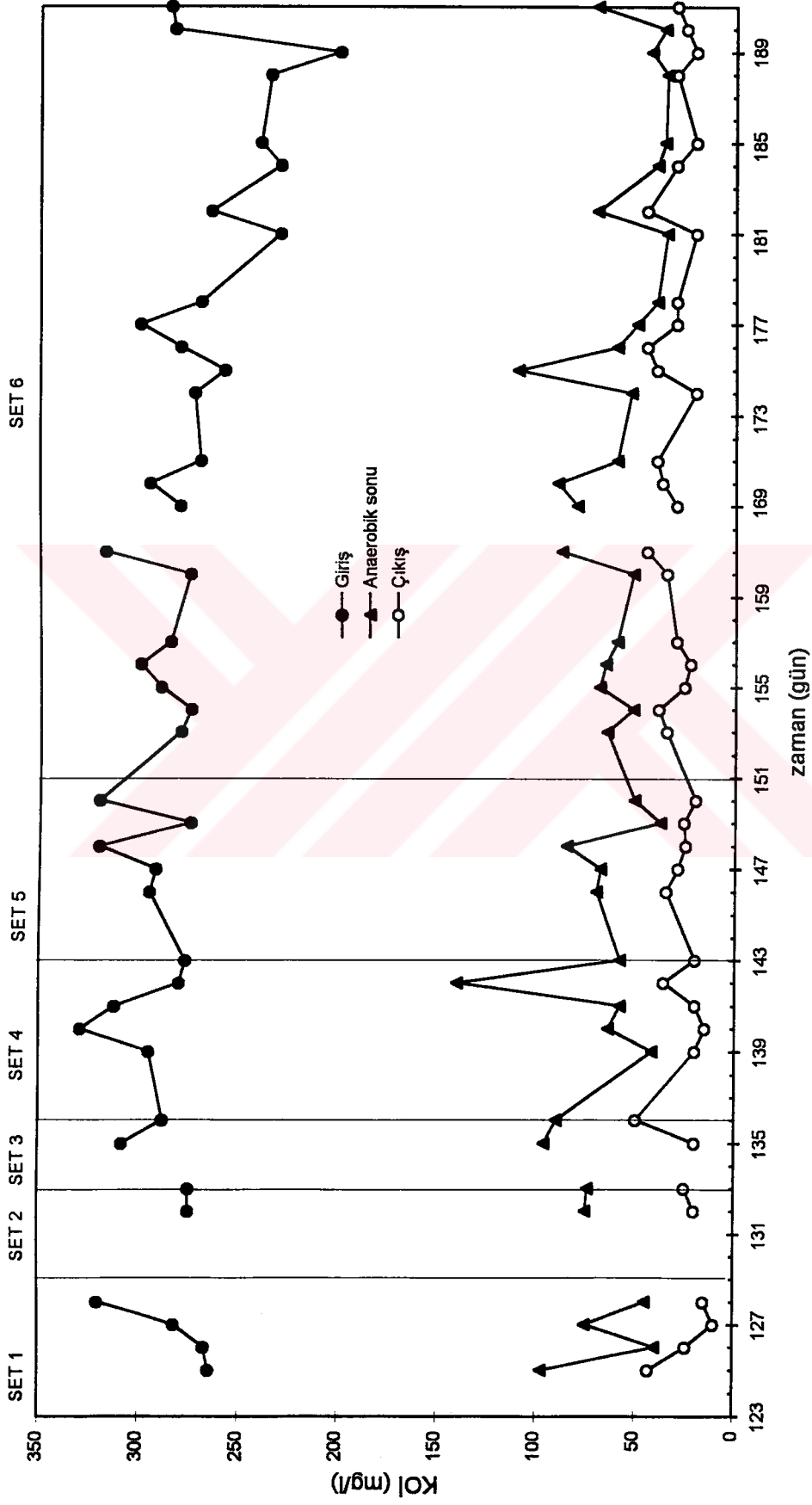
Şekil 5.6 SET 6 KOI ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



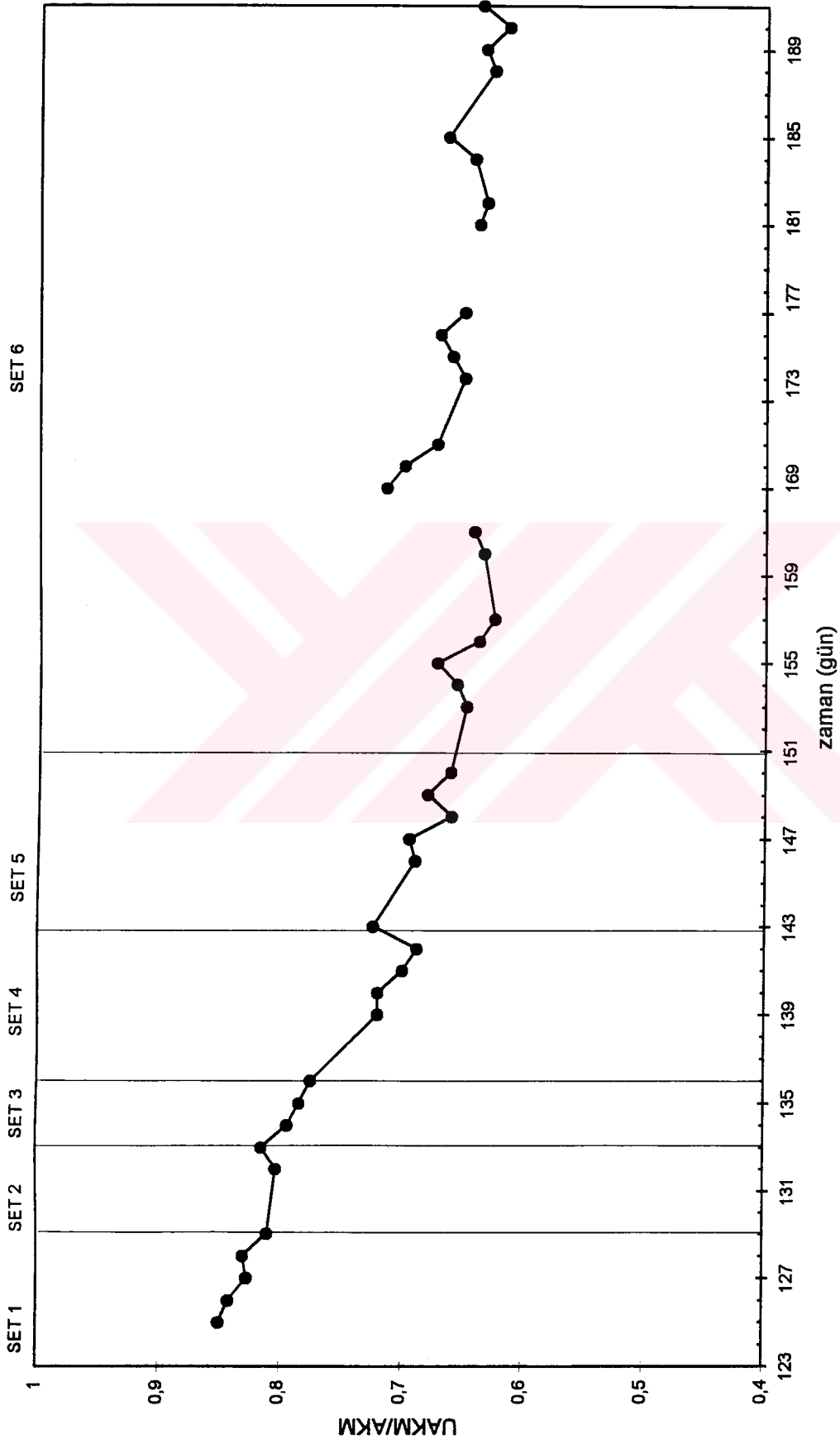
Şekil 5.7 SET 6, KOI, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



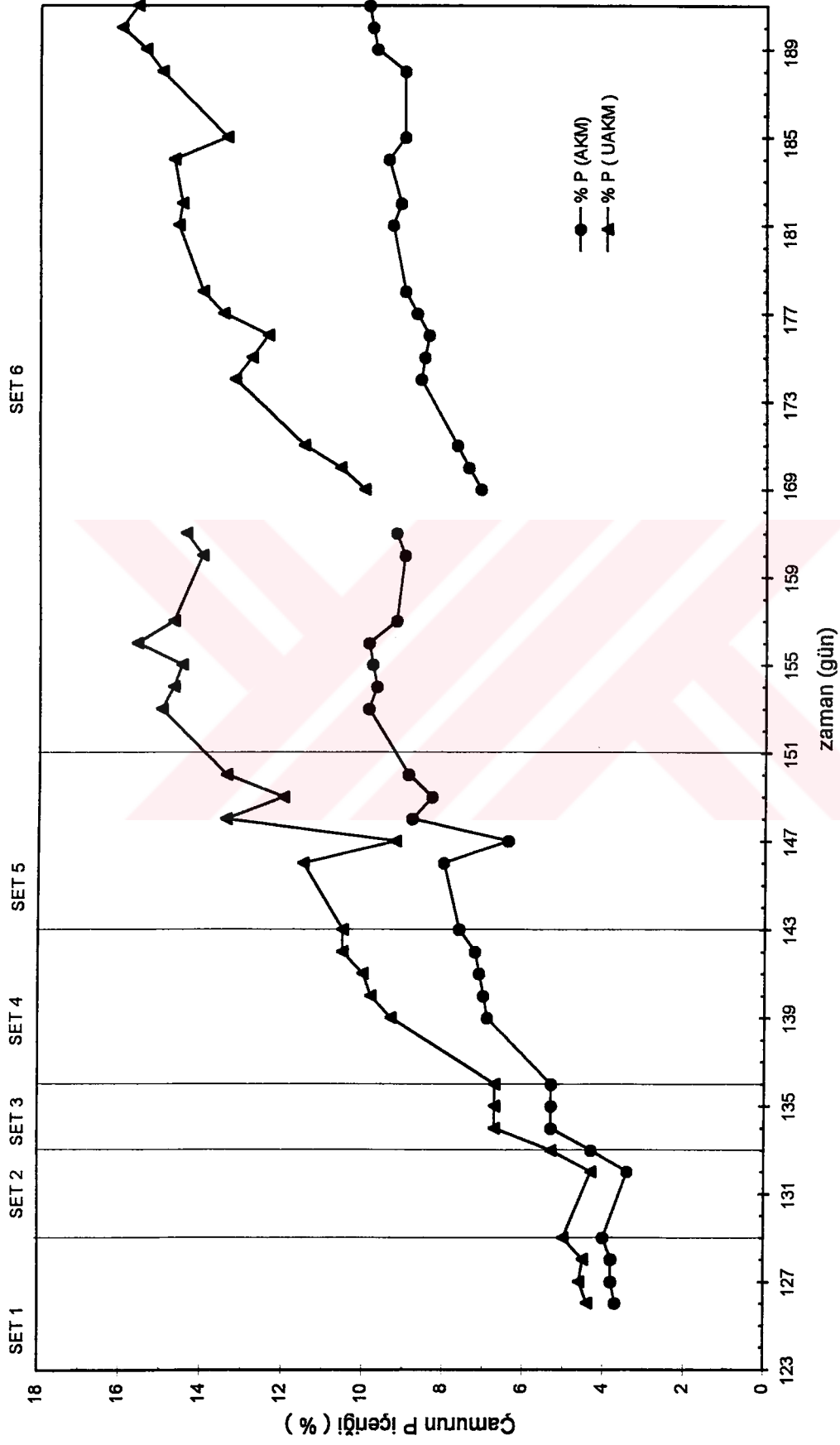
Şekil 5.8 SET 1 - SET 6 arası fosfor parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.9 SET 1 - SET 6 arası KOİ parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.10 SET 1 - SET 6 arası UAKM / AKM parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.11 SET 1 - SET 6 arası çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler

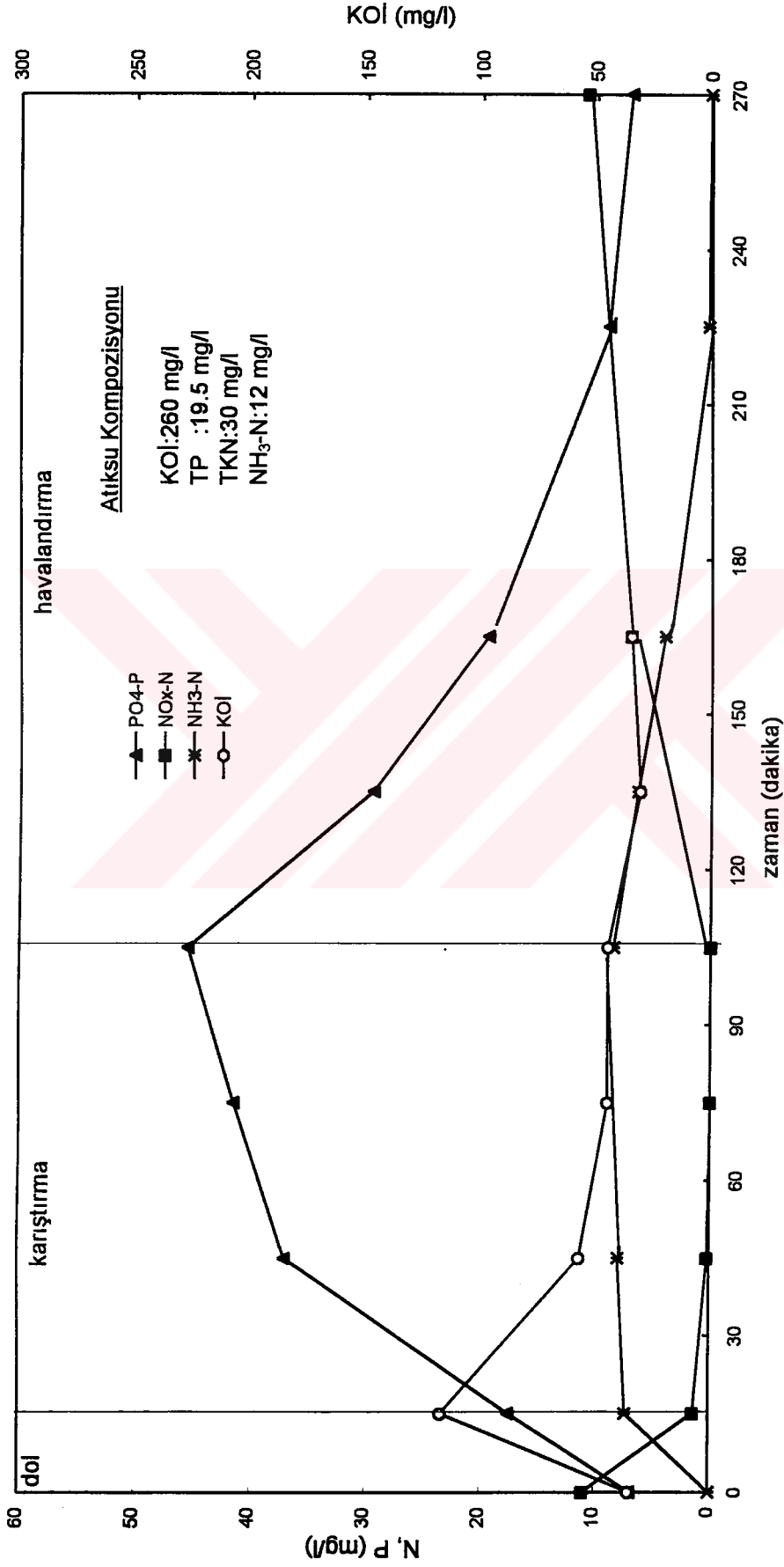
5.12’de görülmektedir. Çıkış fosfor konsantrasyonu bu sette ortalama 8.5 mg/l değerine yükselmiş, çamurun fosfor içeriği ise % 9.4 AKM ve % 14.2 UAKM değerlerine inmiştir. UAKM/AKM oranı ise 0.66 civarındadır.

SET 8 (A₈ İ₂)

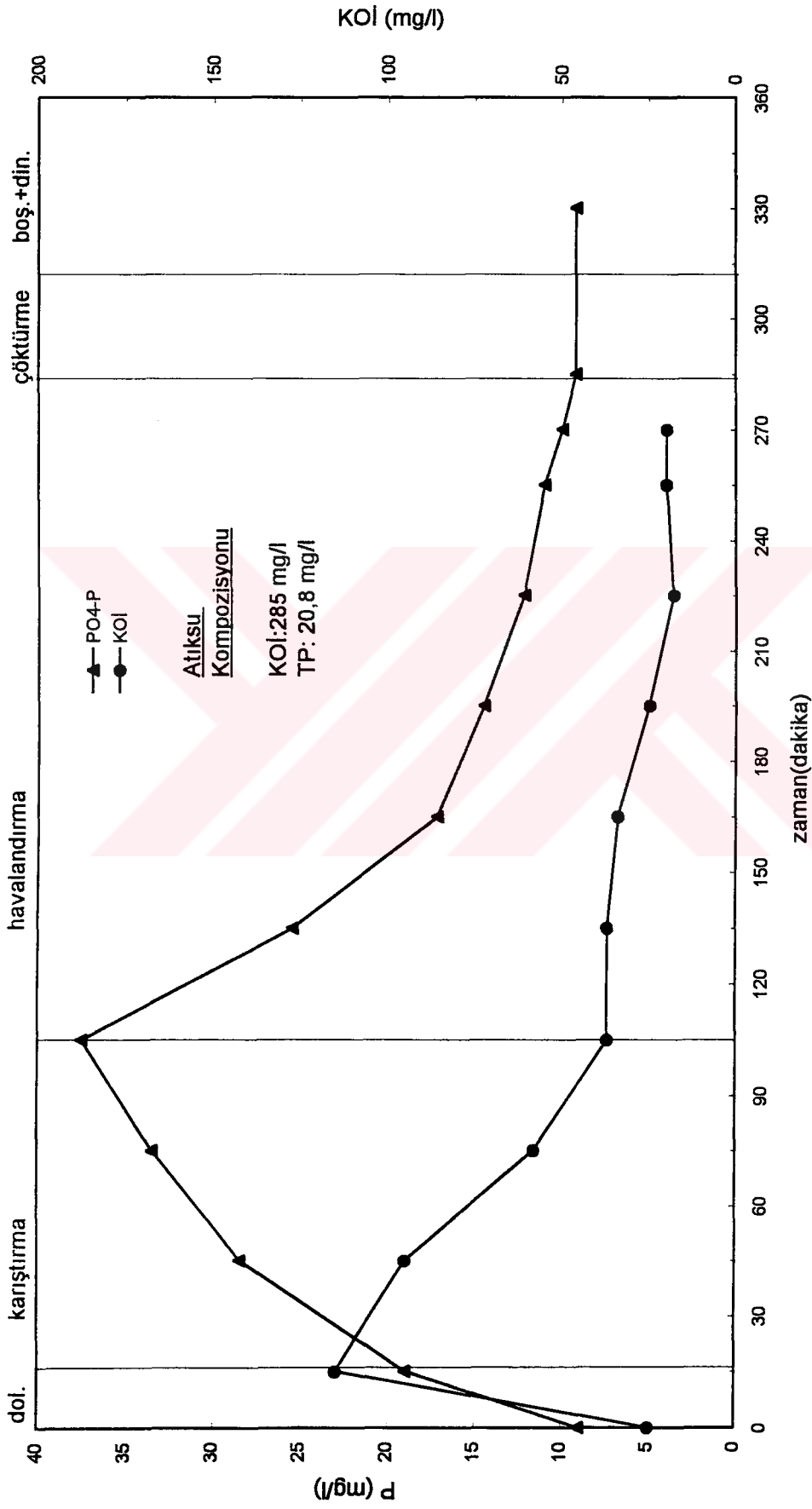
Bu sette SET 7’de yarıya indirilmiş olan 30 mg/l KOİ eşdeğeri asetat konsantrasyonu sabit tutularak, yerine ilave edilen 30 mg/l KOİ eşdeğeri glukoz miktarı tamamen kesilmiştir. Bu şekilde girişteki KOİ konsantrasyonu da düşmüş olduğundan atıksuyun KOİ/TKN oranı değişmiş olan bu setin azotla ilgili parametreler açısından diğer setlerle karşılaştırılabilmesinin tam doğru olmadığı düşünülmüştür. Bu nedenle azotla ilgili parametrelerden sadece çıkıştaki NO_x-N parametresi kontrol amacıyla ölçülmüştür. Sistemde günlük olarak izlenen parametrelerin değerleri Tablo A.5 ve A.6’da verilmektedir. Bu sette çıkış fosfor konsantrasyonlarının yükselmeye başlaması ile birlikte TP ve PO₄-P konsantrasyonları arasındaki farkın artmış olması nedeniyle bu setten itibaren çıkış fosfor parametresi hem PO₄-P hem de TP olarak ölçülmüştür. Çıkış fosfor konsantrasyonunun 10 mg/l’nin üzerine çıktığı durumlar için bu fark 0.7 mg/l’ye kadar çıktığından temsil edicilik açısından sonuçlar bu sette TP olarak verilmiştir. Bu deney setinde parametrelerin çevrim içi değişimleri izlenmemiştir. Çıkış fosfor konsantrasyonu ortalama 11.5 mg/l olup UAKM/AKM oranının 0.7 civarına yükseldiği bu sette çamurun fosfor içeriği % 7.8 AKM ve % 11.3 UAKM değerlerine düşmüştür.

SET 9 (A₉ İ₂)

Bu sette atıksu kompozisyonundaki asetat miktarı tamamen kesilerek yerine 60 mg/l KOİ eşdeğerinde glukoz ilave edilmiştir. Bu şekilde oluşturulan atıksu kompozisyonu (A₉) ile çalışılan sistemde parametrelerin günlük izlemeleri Tablo A.7’de görülmektedir. Seti temsil edici çevrim içi ölçümler ise yalnızca KOİ ve PO₄-P parametreleri izlenerek yapılabilmektedir. 247. gün yapılan bu ölçümler ise Şekil 5.13’de görülmektedir. Çevrim içi ölçümlerin yapıldığı bu deney setinin son gününde havalandırma süresi 15 dakika daha uzatılarak 3 saate çıkarılmıştır.



Şekil 5.12 SET 7 , KOI, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



Şekil 5.13 SET 9, KOI ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler

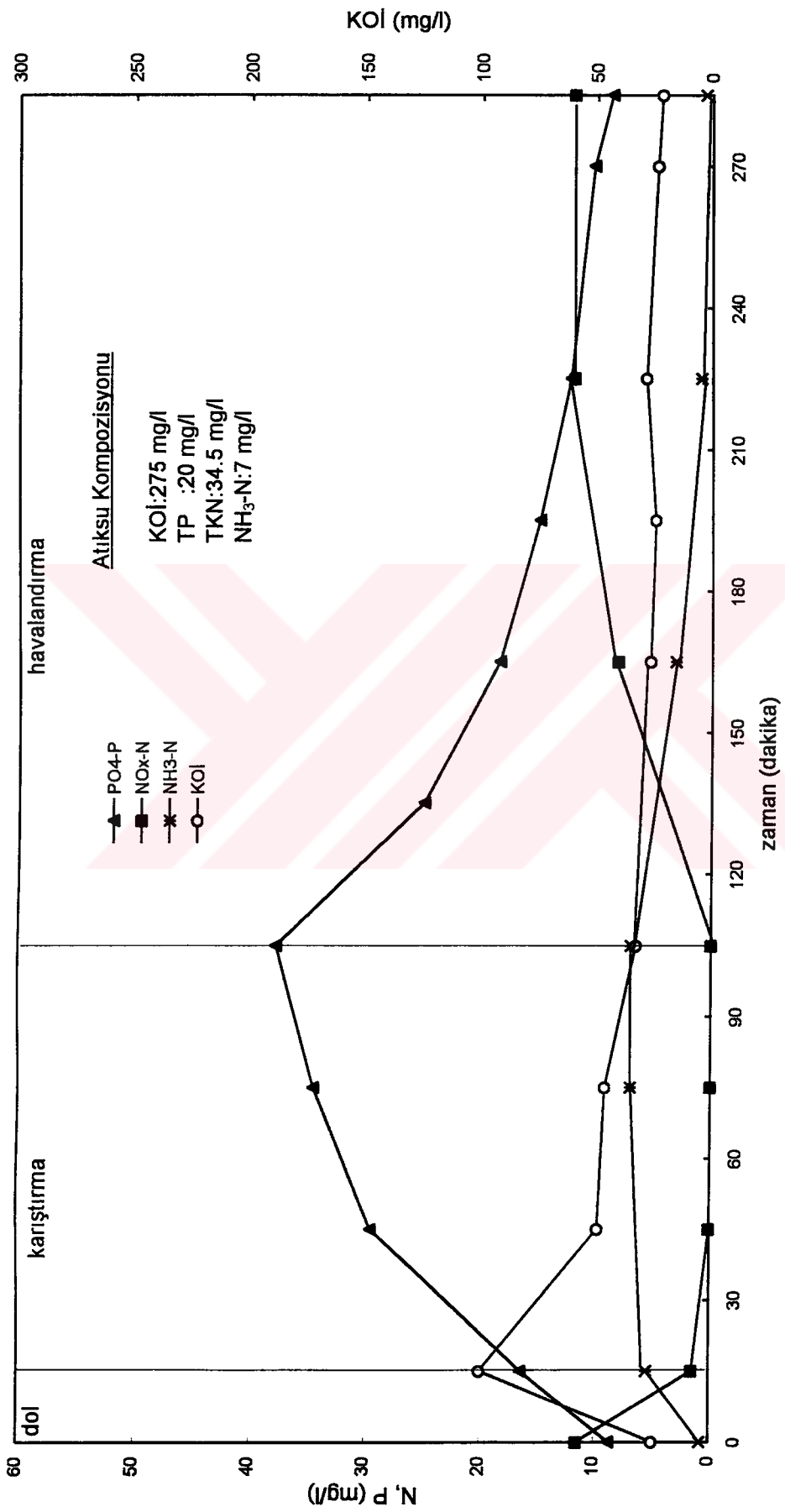
Bu şekilde sistem çalıştırılmaya devam edilerek hem azotla ilgili parametrelerin çevrim içi ölçümlerinin yapılabilmesi hem de uzatılan havalandırma süresinin fosfor giderme verimine etkisinin görülebilmesi amaçlanmıştır. Dolayısıyla SET 10 ile gösterilen bu deney seti SET 9'dan büyük farklılıklar göstermemiş olup yaklaşık aynı koşullardaki iki set olarak gözönüne alınabilir. SET 9'da çıkış fosfor konsantrasyonu ortalama 9.8 mg/l değerinde olup UAKM/AKM oranı 0.72 civarına yükselmiştir. Çamurun fosfor içeriği ise % 6.9 AKM ve % 9.6 UAKM değerlerine düşmüştür.

SET 10 (A₉ İ₃)

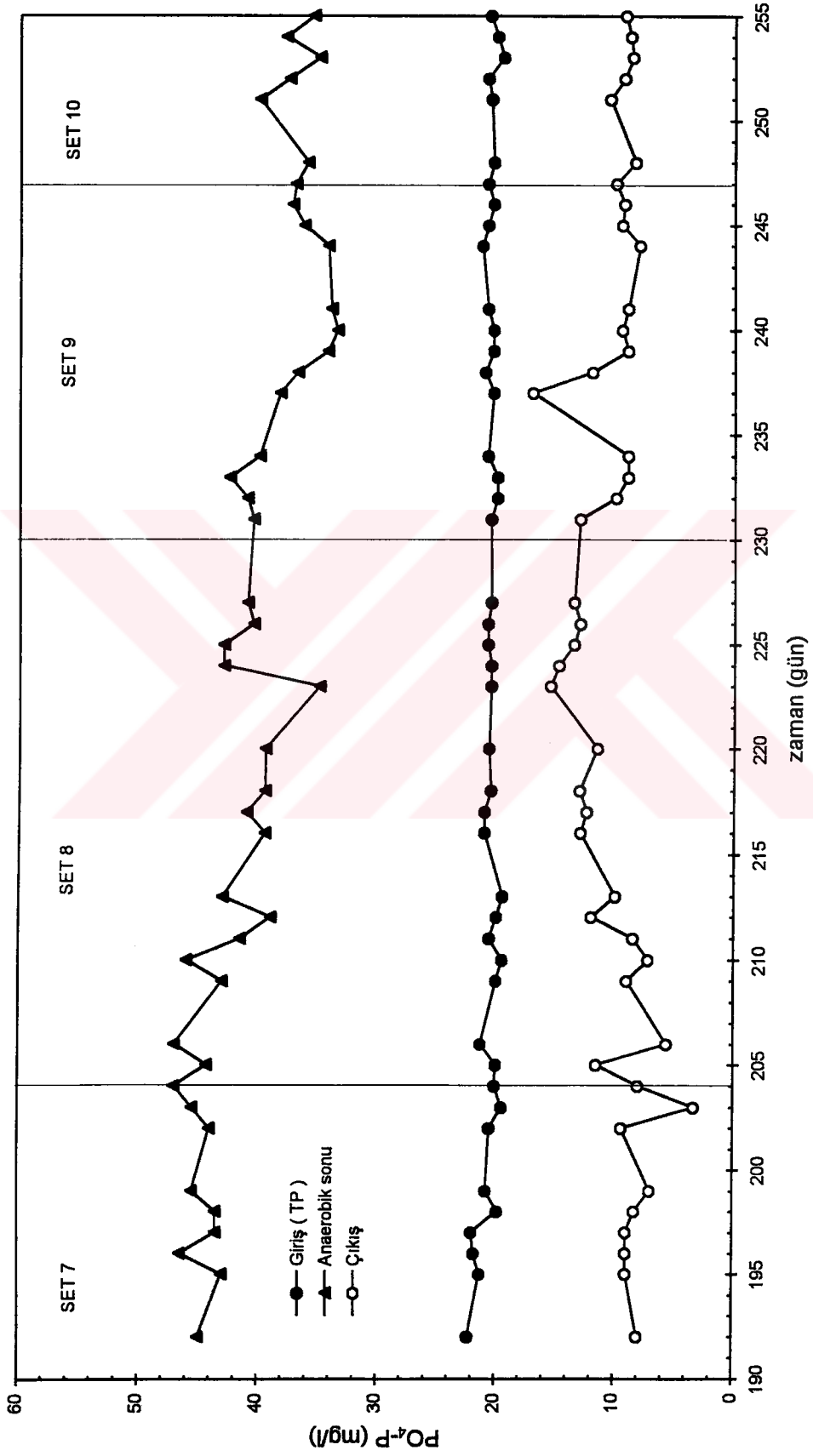
Bu sete ait parametrelerin günlük izlemeleri Tablo A.8'de verilmiştir. Tablo A.7 ve A.8'den de görüleceği üzere SET 9 ve SET 10'a ait çıkış fosfor konsantrasyonu ölçümleri de yine TP olarak yapılmıştır. Bunun nedeni çıkış fosfor konsantrasyonunun artması sonucu daha önce de bahsedildiği üzere PO₄-P ve TP değerleri arasındaki farkın da büyümesi (0.3-0.5 mg/l) söz konusu olduğundan SET 9 ve SET 10 arasındaki sadece havalandırmanın 15 dakika uzatılmasından doğacak farklılığın deney hatası nedeniyle görülememesini önlemektir. SET 9'u temsil etmek üzere KOİ, P ve N parametrelerinin çevrim içi değişimleri 254. gün yapılan ölçümler sonucu Şekil 5.14'de verilmiştir. Azotla ilgili parametrelerin 9. seti de temsil ettiği söylenebilir. SET 10'da çıkış fosfor konsantrasyonu ortalama olarak 9.3 mg/l değerinde ölçülmüştür. UAKM/AKM oranı 0.70 civarında ve çamurdaki fosfor yüzdesi ise % 7.6 AKM ve % 10.8 UAKM olarak tesbit edilmiştir. SET 7, 8, 9 ve 10'a ait parametrelerin (fosfor , KOİ, UAKM/AKM ve % P) günlük izlemeleri Şekil 5.15'den Şekil 5.18'e kadar görülmektedir.

SET 11 (A₁₀ İ₂)

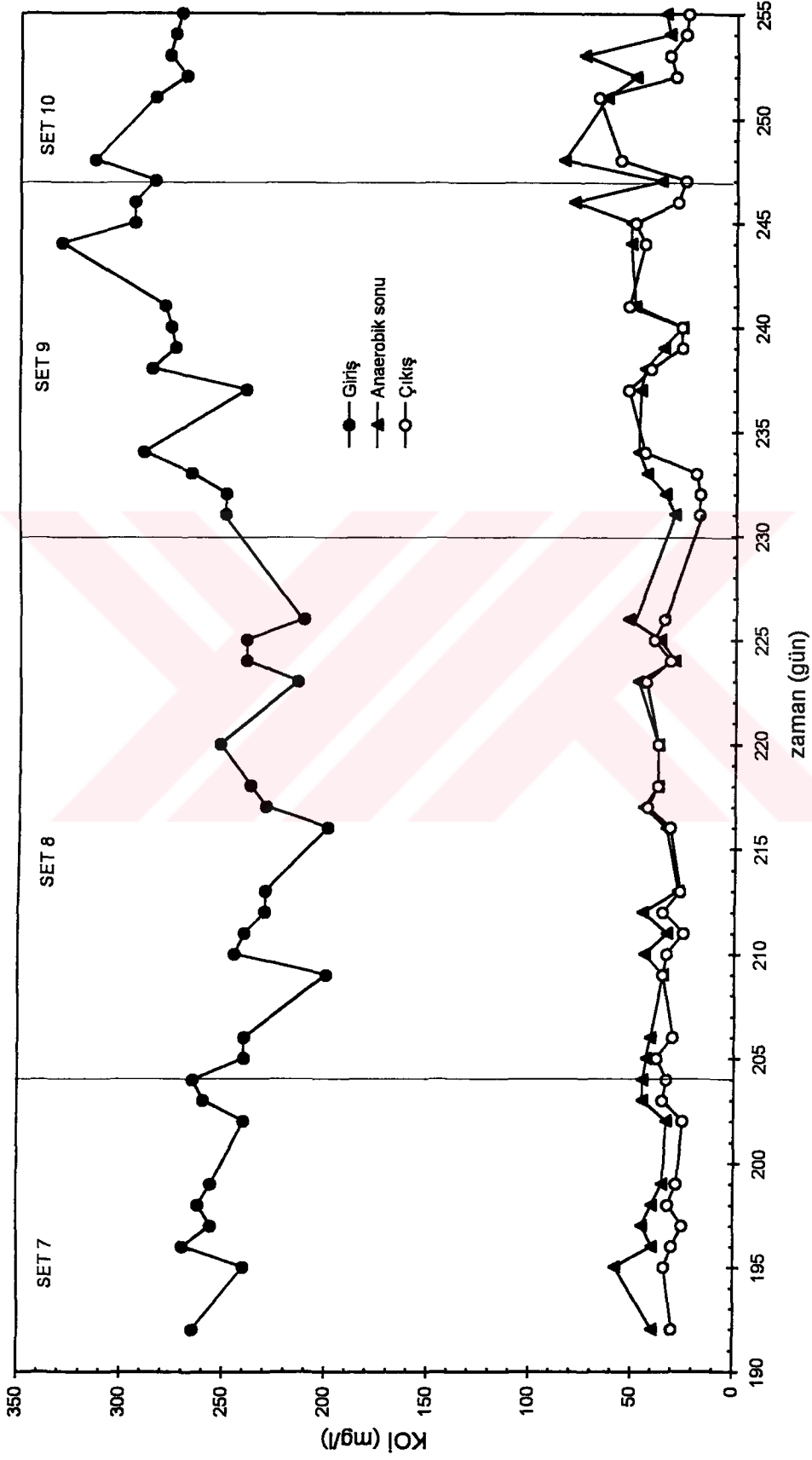
Bu sette atıksuyun KOİ konsantrasyonu sabit tutularak bileşimindeki glukoz miktarının 150 mg/l'ye yükseltilmesi sonucu girişteki TKN konsantrasyonu da azaltılmış olduğundan substrat yanında çıkış nitrat konsantrasyonunun düşmesinin de etkisinin görülmesi amaçlanmıştır.



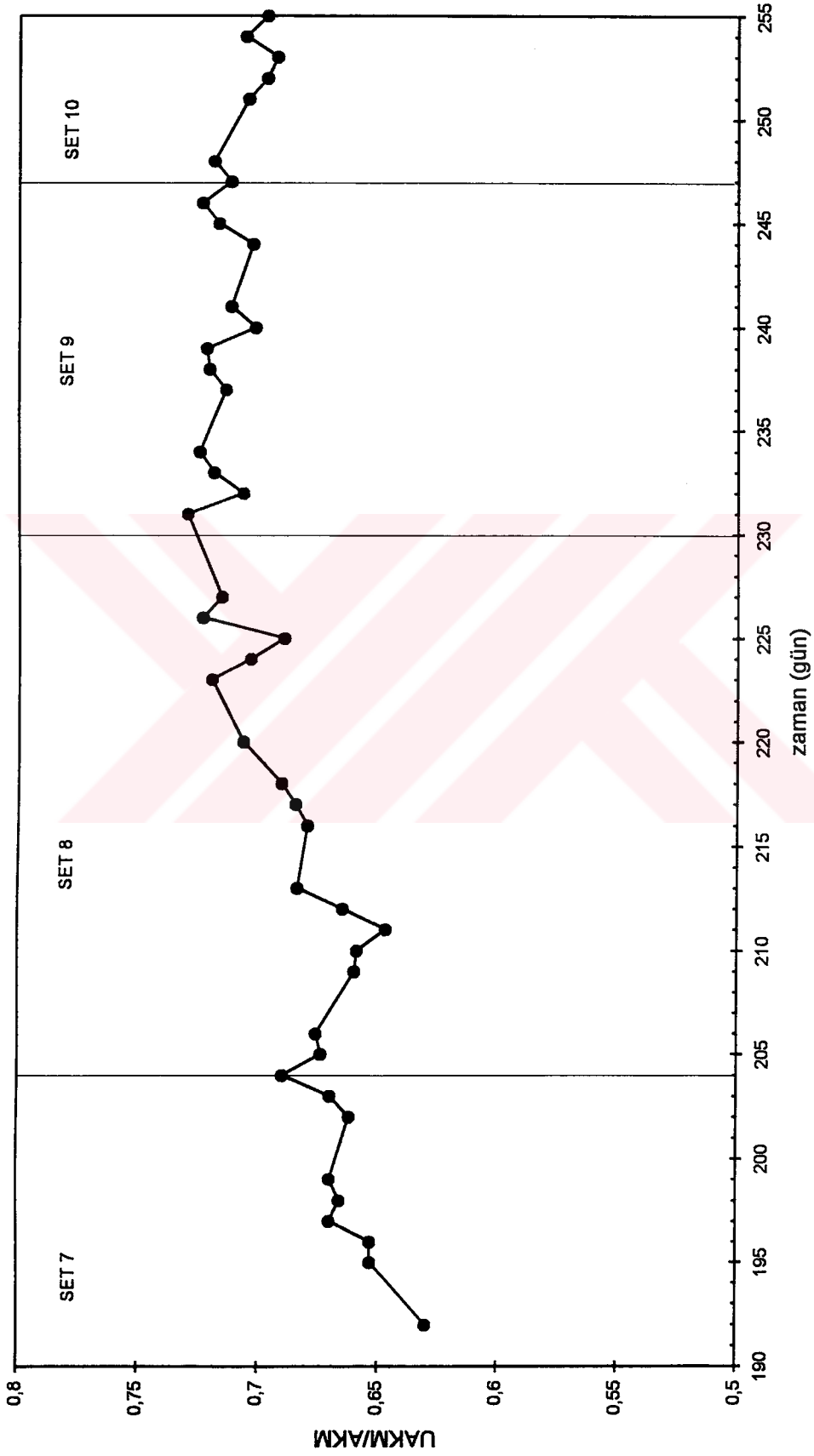
Şekil 5.14 SET 10, KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



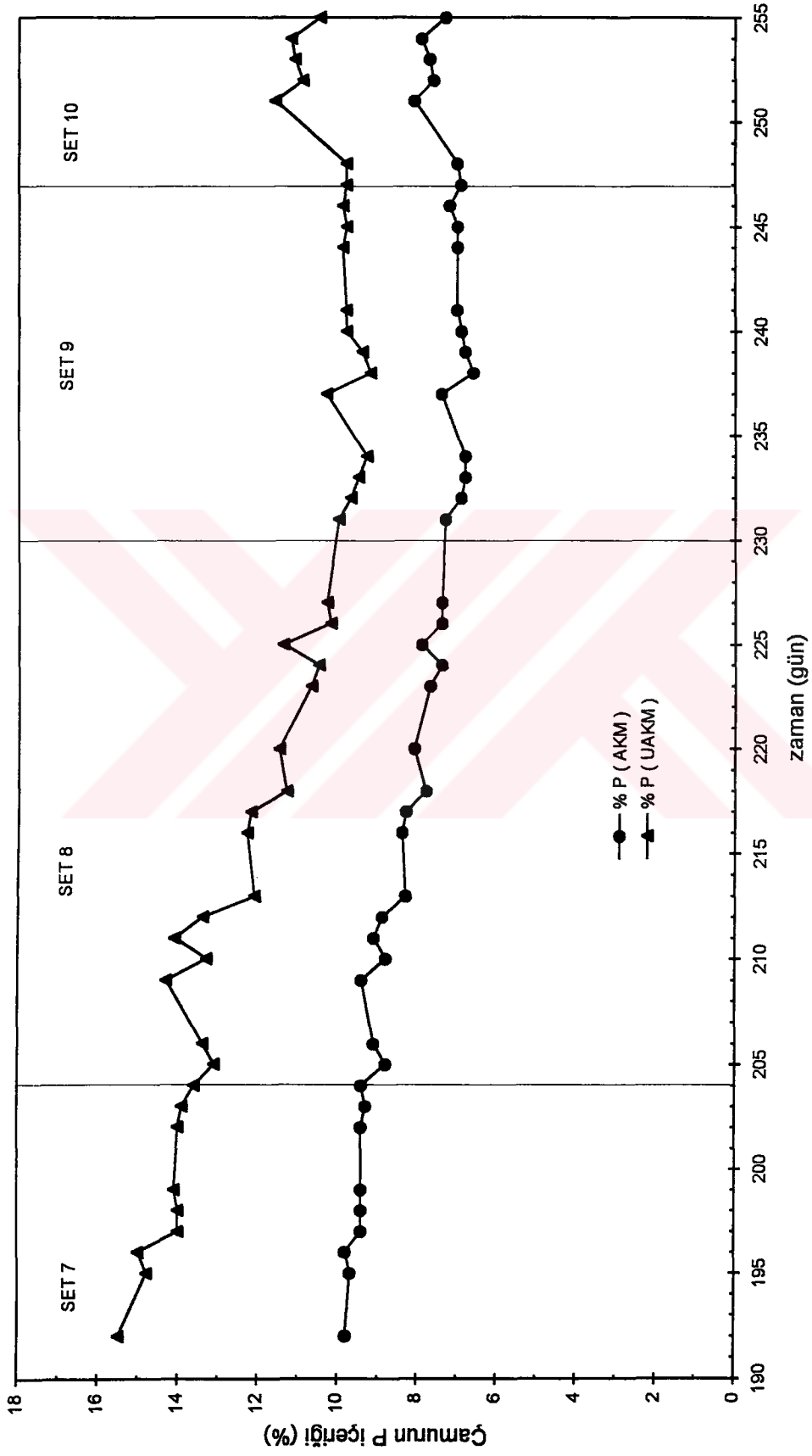
Şekil 5.15 SET 7 - SET 10 arası fosfor parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.16 SET 7 - SET 10 arası KOİ parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.17 SET 7 - SET 10 arası UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.18 SET 7 - SET 10 arası çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler

SET 10'da 33 mg/l olan giriş TKN konsantrasyonu bu sette 24 mg/l'ye düşürülmüştür. Bu sete ait parametrelerin günlük ölçümleri Tablo A.13 ve A.14'de verilmiştir. Parametrelerdeki bir çevrim boyunca gözlenen değişimler Şekil 5.19'da görülmektedir. Bu sette çıkış fosfor konsantrasyonu ortalama 13 mg/l değerinde ölçülmüş olup UAKM/AKM oranı 0.78 civarına yükselmiştir. Çamurun fosfor içeriği ise % 5.3 Akm ve % 6.8 UAKM değerlerine kadar düşmüştür.

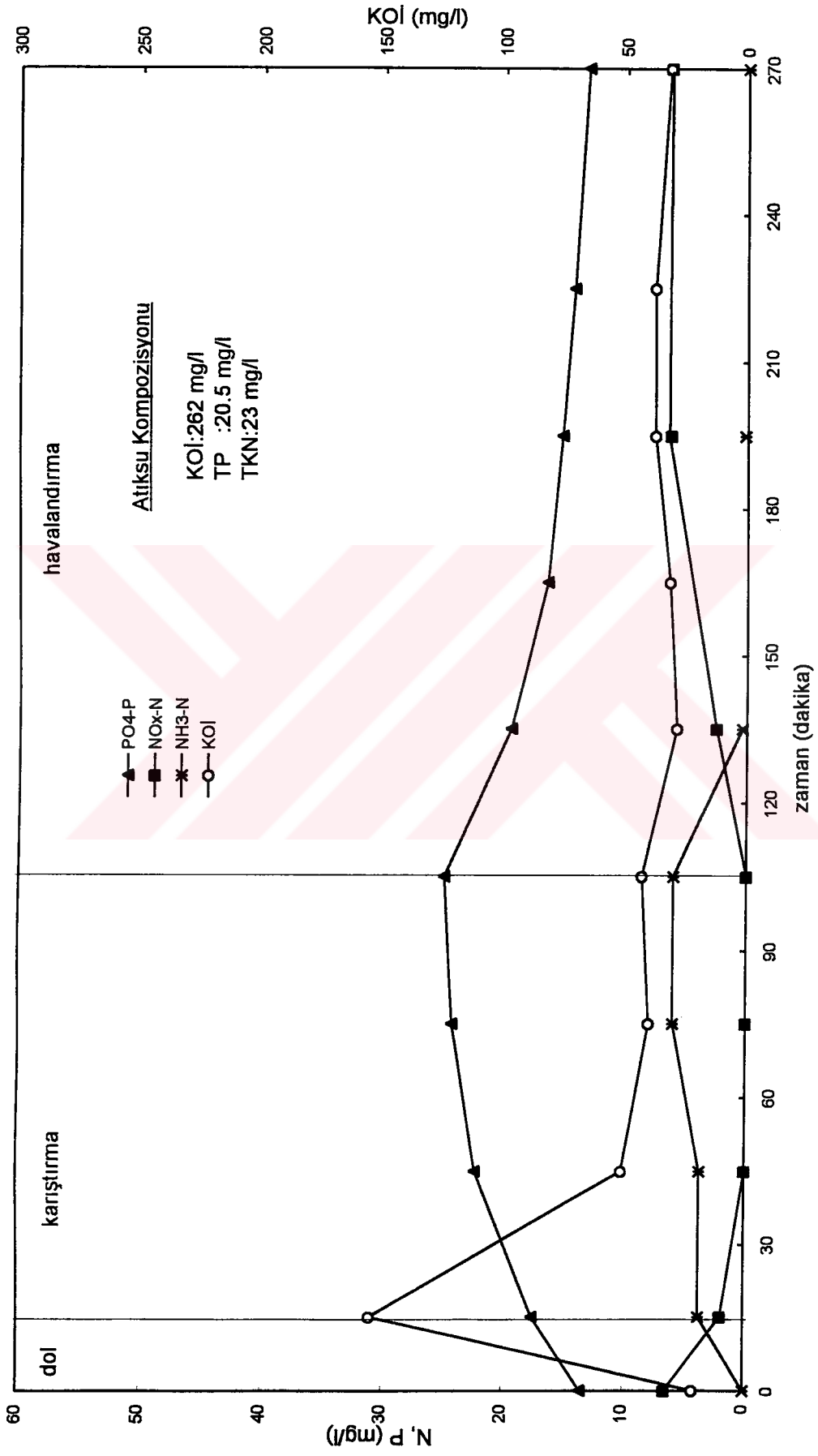
SET 12 (A₁₁ İ₂)

Giriş KOİ konsantrasyonunun sabit tutulması ancak bileşimindeki diğer substrat türlerinin tamamen kesilerek sadece TSB kullanılması ile oluşturulan atıksu kompozisyonu ile çalışılan bu set aynı zamanda, 39 mg/l ile en yüksek giriş TKN konsantrasyonuna sahip olan ve dolayısıyla çıkış nitrat konsantrasyonunun en yüksek olduğu deney setidir.

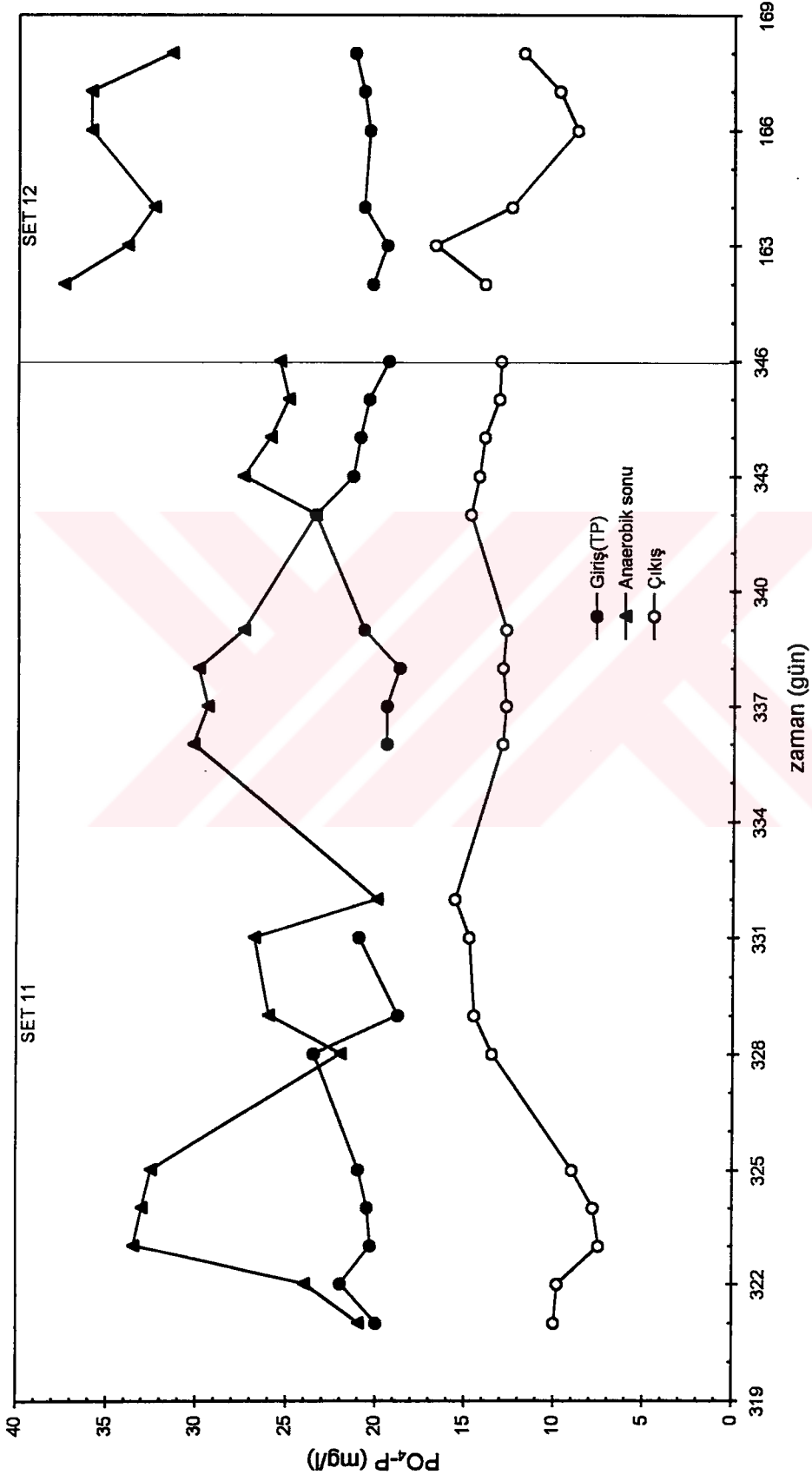
Parametrelerdeki günlük değişimler Tablo A.3'de verilmiştir. Parametrelerin çevrim boyunca değişimlerinin gözlenmediği bu set için fosfor, KOİ, UAKM/AKM ve çamurun fosfor içeriği parametrelerindeki günlük izlemeler SET11 değerleri ile birlikte sırasıyla Şekil 5.20'den 5.23'e kadar görülmektedir. Bu sette çıkış fosfor konsantrasyonu ortalama 12.3 mg/l değerinde olup UAKM/AKM oranı 0.69 değerini almıştır. Çamurun fosfor içeriği ise % 7.2 AKM ve % 10.3 UAKM olarak tesbit edilmiştir.

SET 13 (A₉ İ₄)

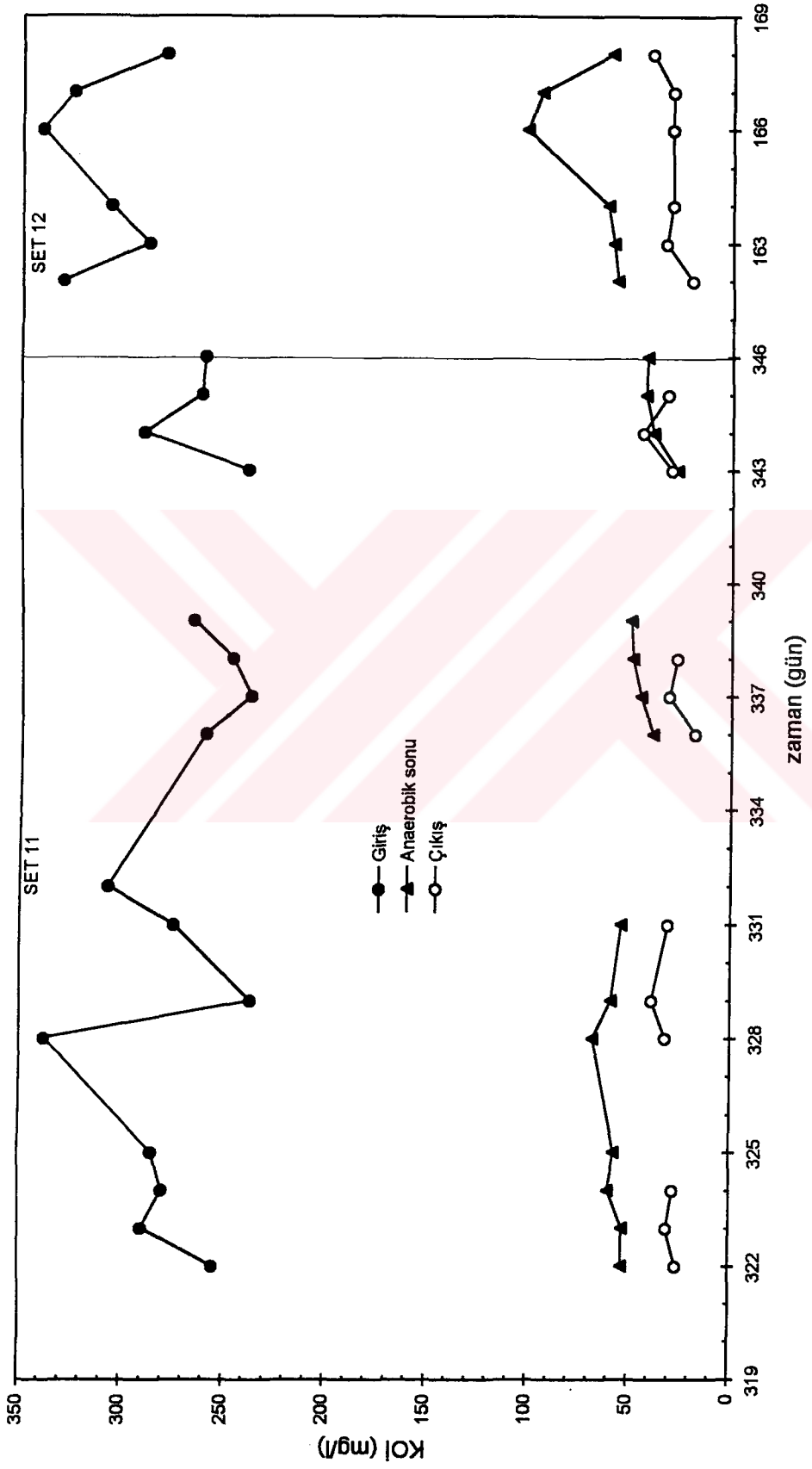
Bu sete kadar yapılan tüm deneysel çalışmada çevrim içinde çok küçük değişimler dışında reaktör, günde 4 çevrim olacak şekilde çalıştırılmıştır. Bir çevrimin 6 saat olması çevrim içi faz sürelerinde yapılabilecek değişikliklerin sınırlı olmasını gerektirmektedir. İşletme koşullarında daha büyük değişikliklerin yapılabilmesi çevrim süresinin uzatılması ve günlük çevrim sayısının azaltılması ile mümkündür. Bu sebeple şu ana kadar çalışılmış olan atıksu kompozisyonlarından A₉ ile tanımlanan atıksu bileşimi kullanılarak, günlük çevrim sayısının 3'e düşürüldüğü ve çevrim süresinin 8



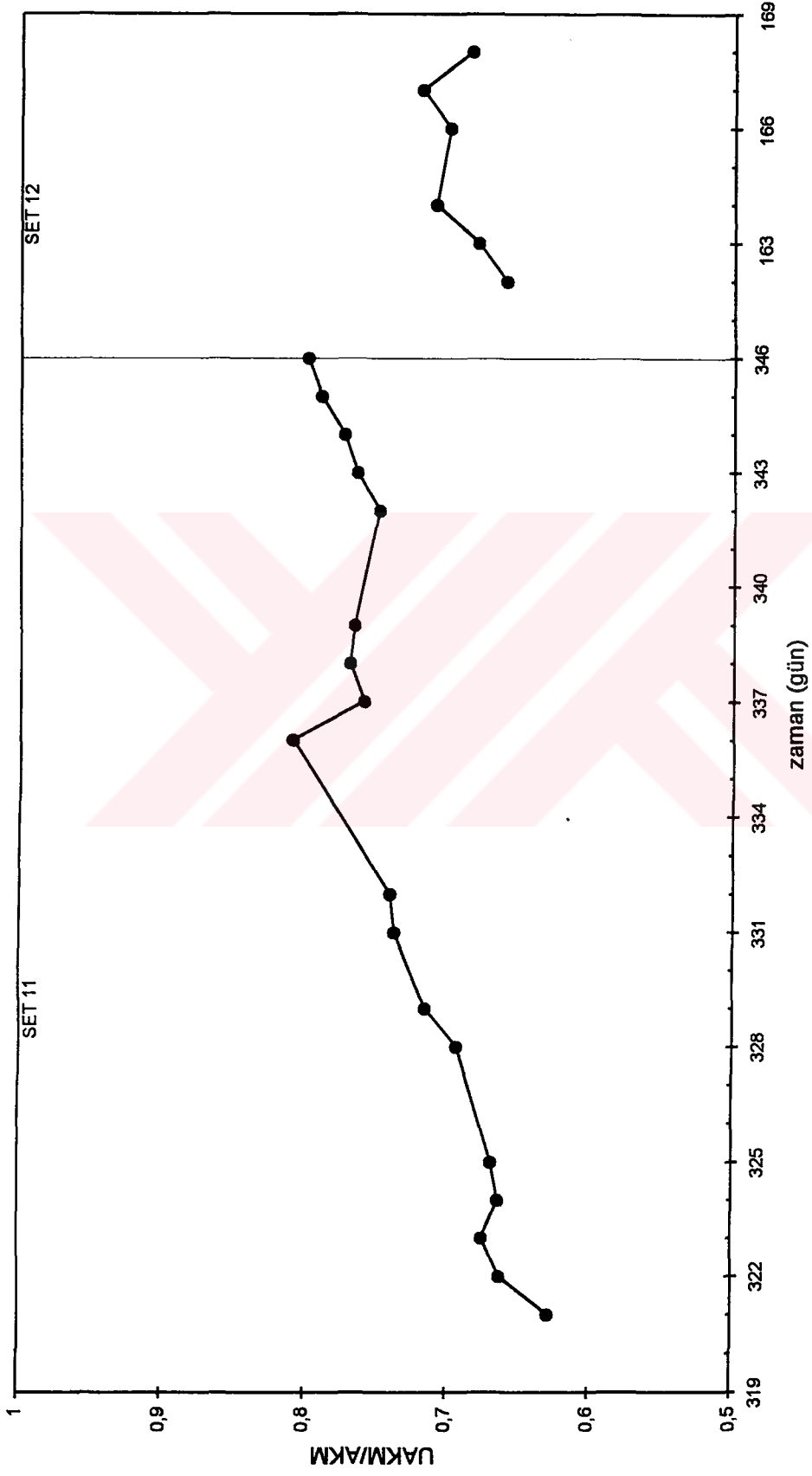
Şekil 5.19 SET 11, KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



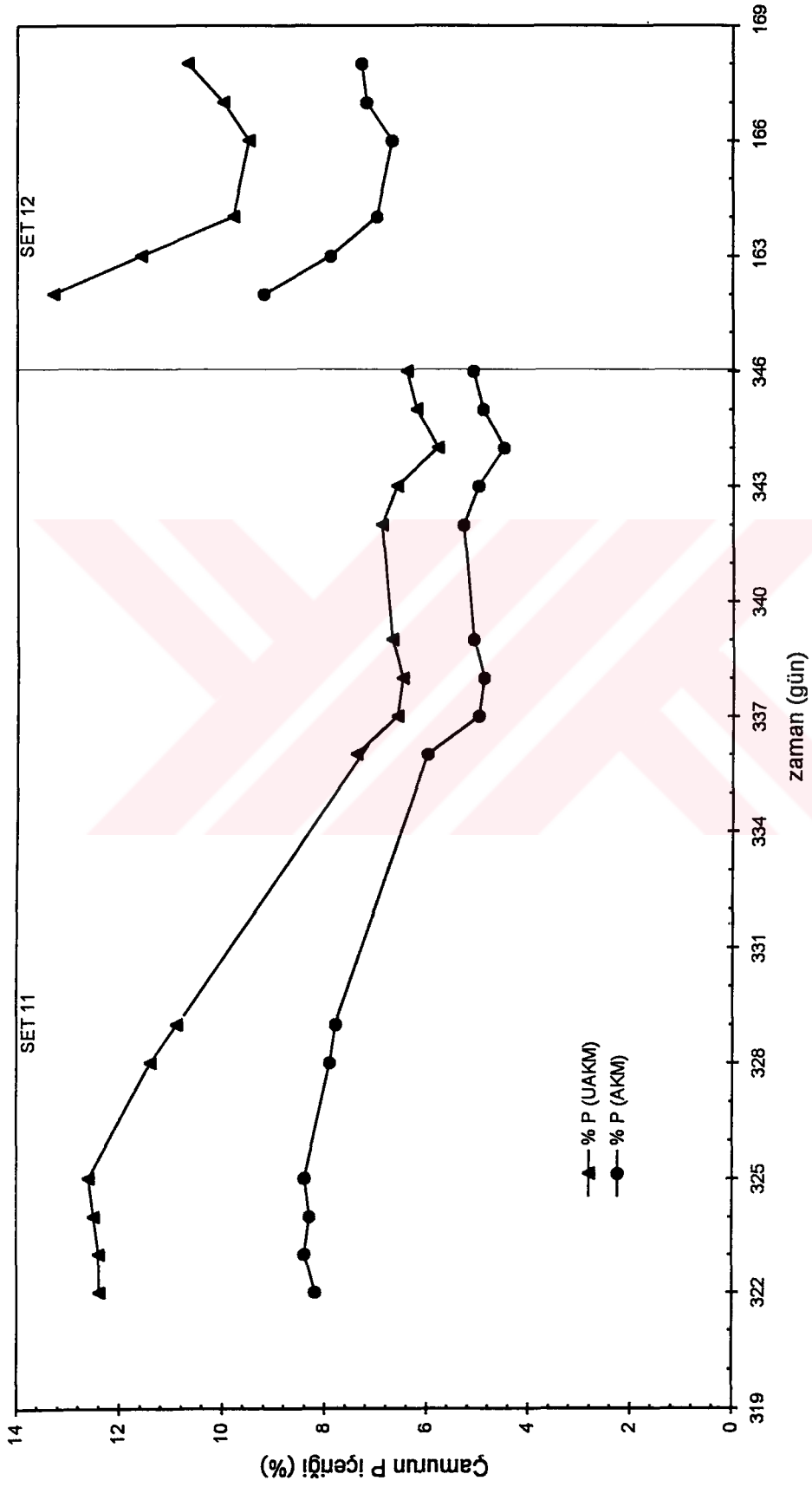
Şekil 5.20 SET 11 ve SET 12 fosfor parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.21 SET 11 ve SET 12 KOİ parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.22 SET 11 ve SET 12 UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.23 SET 11 ve SET 12 çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler

saate yükseltildiği işletme koşullarından $\bar{I}_4$ ile tanımlanan çevrim içi dağılımları ile 13. deney seti yürütülmüştür.

Günlük çevrim sayısının düşürülmesi sonucu sistemin çamur yaşı (θ_x) 8 günden 13 güne yükselmiştir. Bu sete ait deney sonuçları günlük izlemeler şeklinde Tablo A.9 ve A.10'da verilmiştir. 281. gün yapılan yapılan ve SET 13'ü temsil eden çevrim içi değişimler ise Şekil 5.24'de görülmektedir. Çıkış fosfor konsantrasyonunun ortalama 10 mg/l olduğu bu deney setinde UAKM/AKM oranı 0.69 ve çamurun fosfor içeriği % 7.6 AKM ve % 11 UAKM olarak gözlenmiştir.

SET 14 (A₉ İ₅)

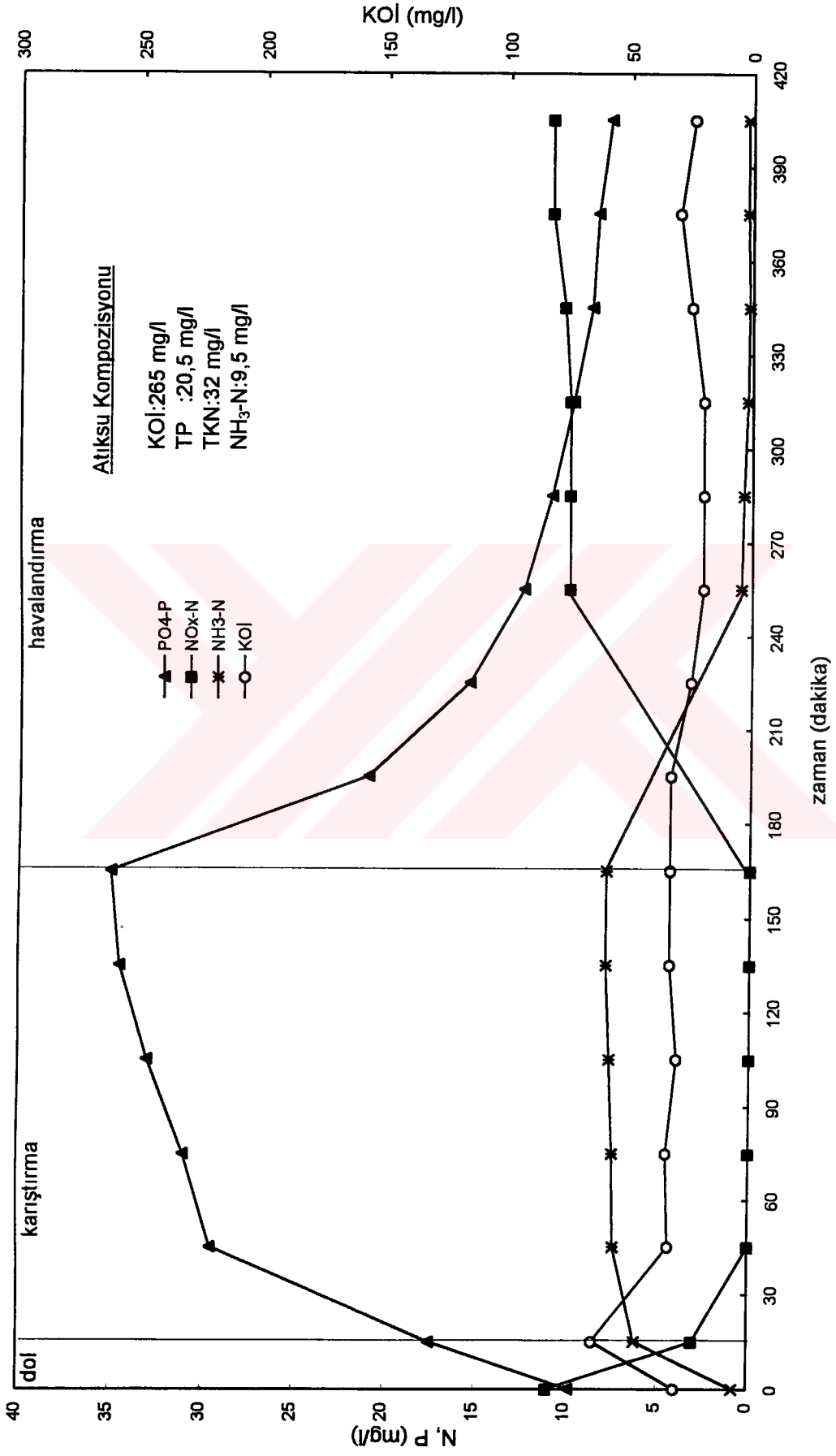
13. sette 150 dakikaya yükseltilmiş olan anaerobik faz süresi tekrar 90 dakikaya düşürülerek aerobik fazın ortasına 90 dakikalık ikinci bir karıştırma eklenerek anoksik bir bölge yaratılmıştır. Son 30 dakikada yeralan havalandırma ile sistem toplam aerobik süre 210 dakika olacak şekilde çalıştırılmıştır. Bu şekilde sistemde anoksik bölgede bir denitrifikasyon ile çıkış $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunda bir azalma amaçlanmıştır.

Bu sete ait günlük ölçüm sonuçları Tablo A.11'de verilmiştir. Seti temsil eden 296. gün çevrim içi ölçümler ise Şekil 5.25'de verilmiştir.

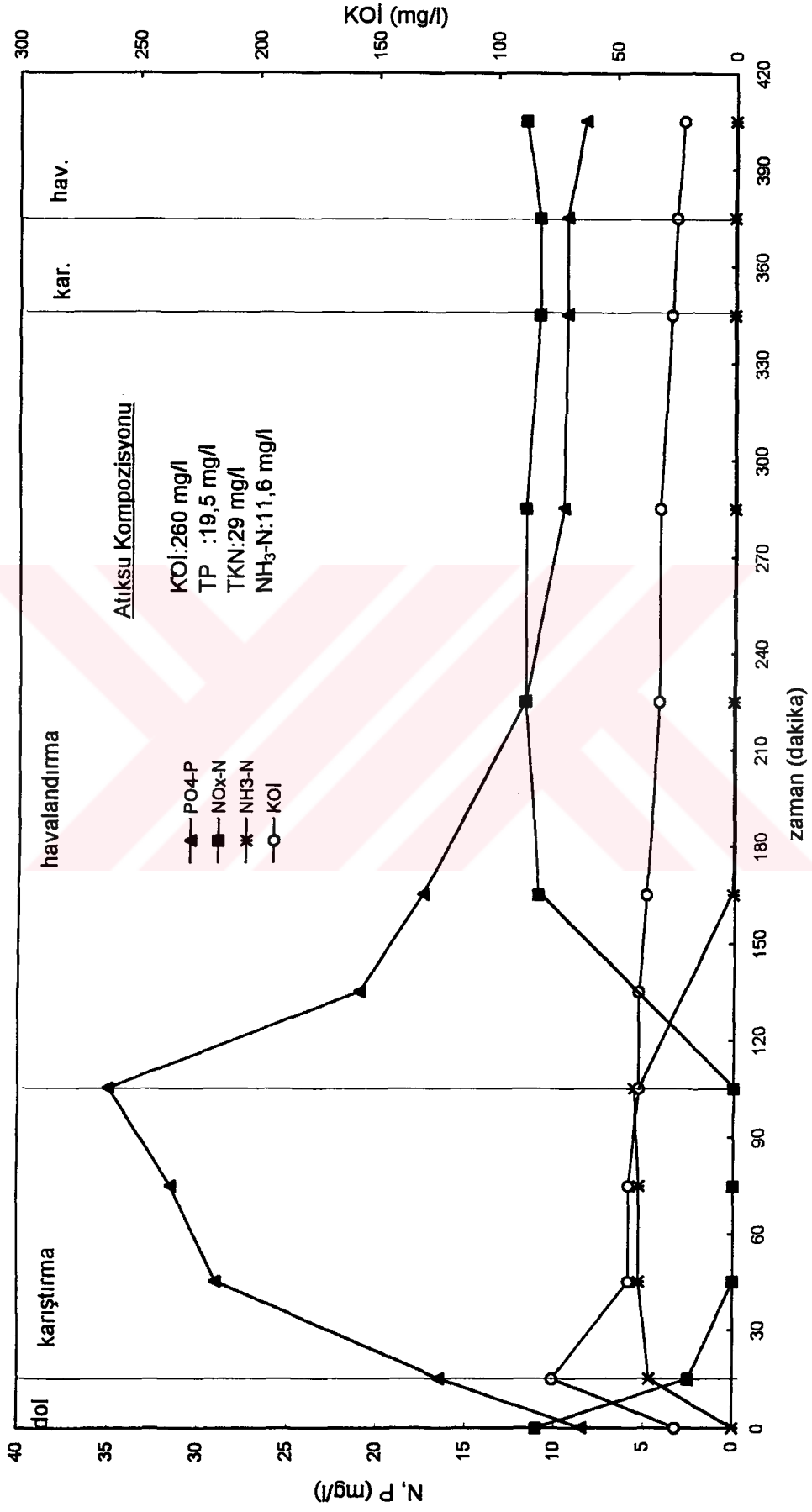
Çıkış nitrat konsantrasyonunda SET 13'e göre büyük bir azalma kaydedilemeyen bu sette çıkış fosfor konsantrasyonu ortalama 13.3 mg/l olarak ölçülmüştür. Çamurun fosfor içeriği ve UAKM/AKM oranı SET 13'e göre büyük bir farklılık göstermemiştir.

SET 15 (A₉ İ₆)

SET 14'de aerobik bölgeye eklenmiş olan 90 dakikalık anoksik fazın kaldırılması ile aerobik sürenin 5 saate yükseltildiği bu set, deneysel çalışmanın en uzun aerobik reaksiyon süresini içeren seti olup günlük ölçüm sonuçları Tablo A.12'de verilmiştir.



Şekil 5.24 SET 13, KOİ, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



Şekil 5.25 SET 14, KOI, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler

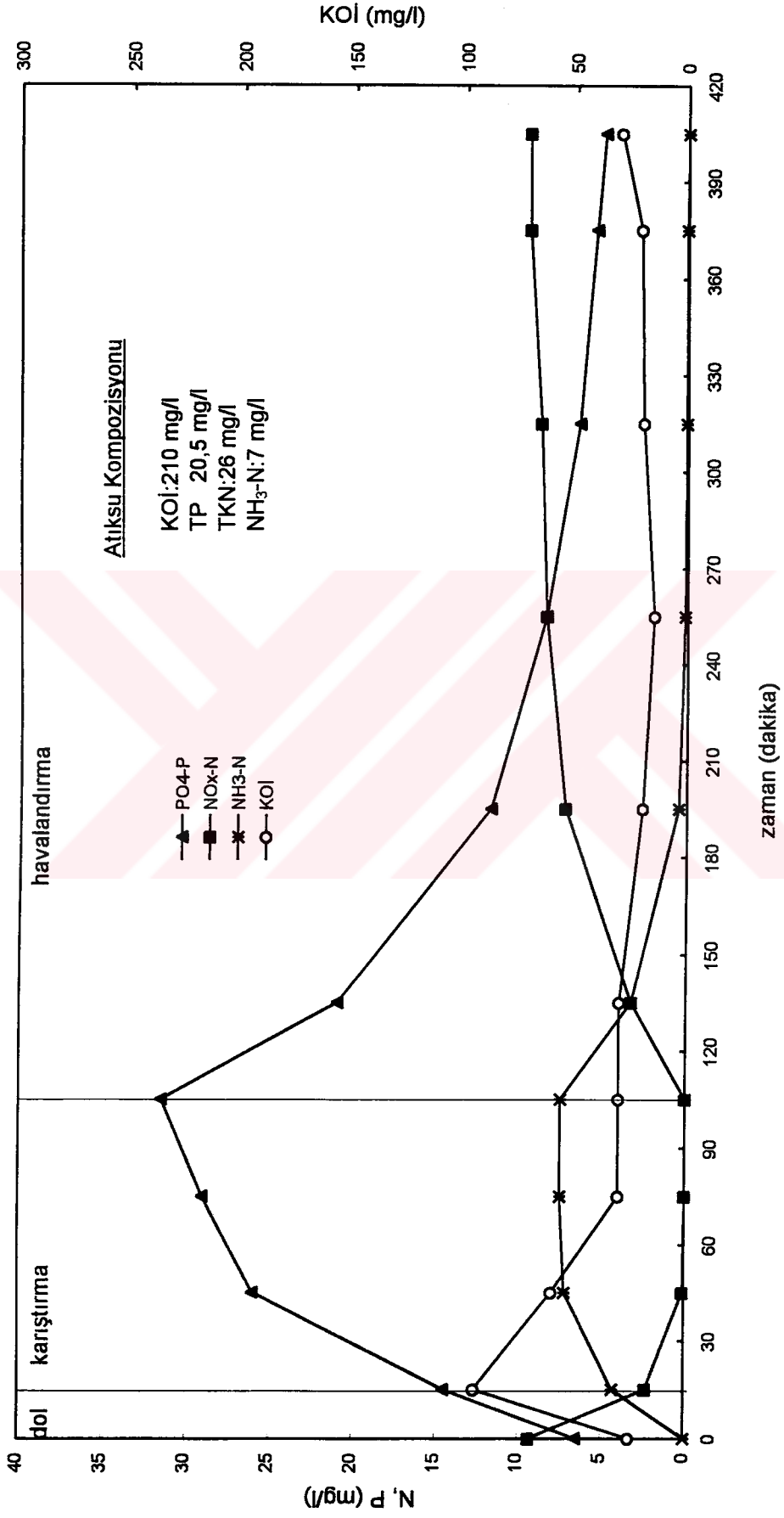
Şekil 5.26'da parametrelerde çevrim içi değişimlerin bu seti temsil eden değerleri görülmektedir. Çıkış fosfor konsantrasyonunun 7 mg/l civarına düştüğü bu sette çamurun fosfor içeriği % 8.4 AKM ve % 12.6 UAKM değerlerine ulaşmış olup UAKM/AKM oranı 0.66 olarak ölçülmüştür.

İşletme koşullarında değişiklik yapılmak suretiyle çamur yaşının 13 gün'e yükseltildiği bu üç deney seti (SET 13, 14 ve 15) deneysel çalışma boyunca günde 4 çevrim içeren ve bu setlerle aynı atıksu kompozisyonunda çalışılan deney setleri ile karşılaştırıldığında, aerobik sürenin diğer setlere göre en uzun olduğu SET 15 dışındaki tüm setlerde birbirine yakın çıkış fosfor konsantrasyonlarının gözlemlendiği görülmektedir.

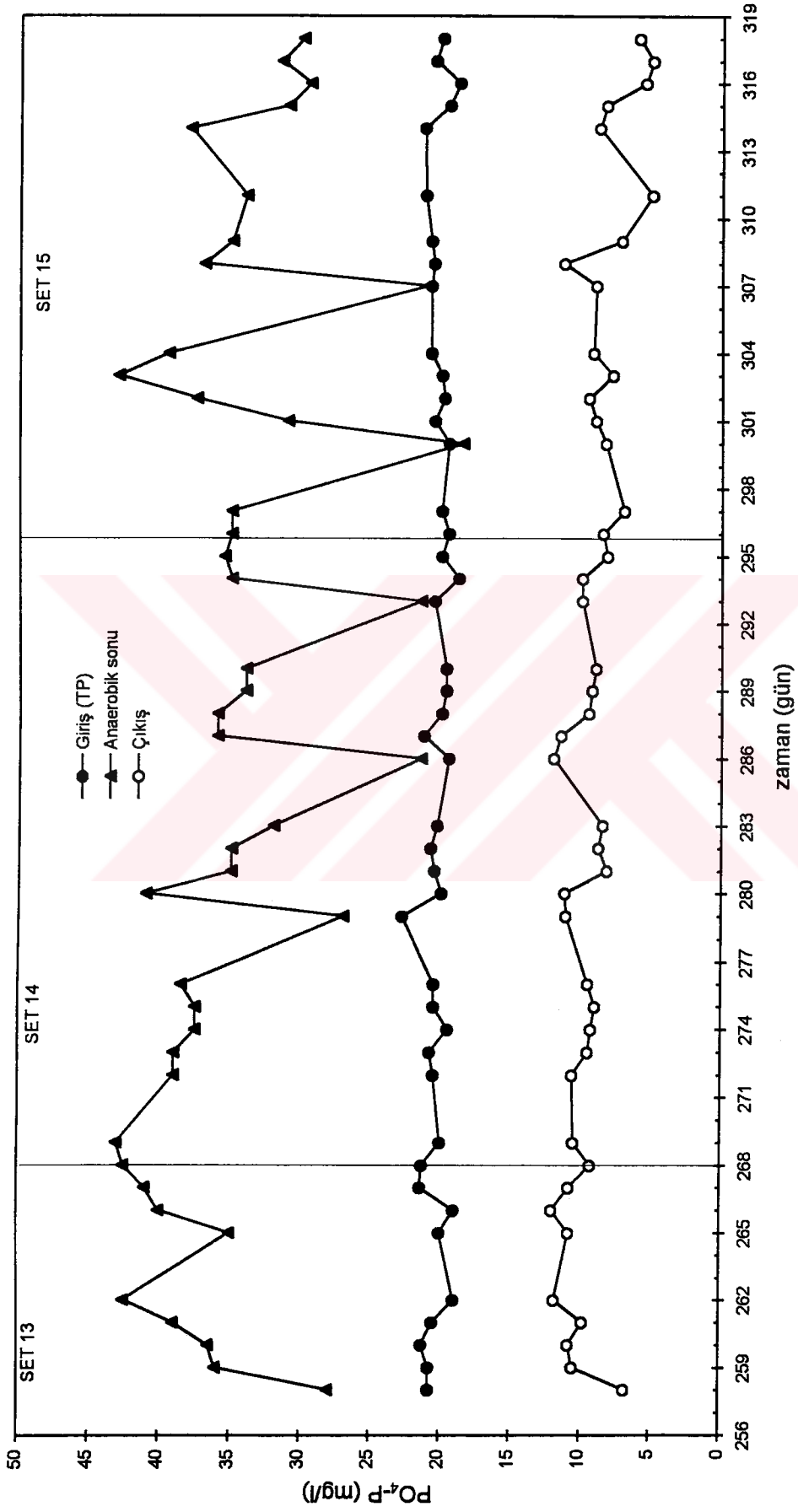
SET 14'de ise havalandırmanın sonuna eklenen karıştırma işlemi sırasında Şekil 5.25'ten de görüleceği gibi fosfor alımı gerçekleşmediğinden, çıkış fosfor konsantrasyonunda SET 13'e göre bir azalma gözlenmemiştir. SET 13'de ise aerobik sürenin uzatılması ile birlikte anaerobik süre de uzatıldığından hem aerobik/anaerobik süre oranının aynı kalması hem de uzatılan anaerobik bölgenin fosfor salımına katkıda bulunmaması nedeniyle aerobik/anaerobik süre oranı yaklaşık aynı olan ve günde 4 çevrim olarak çalışan SET 9 ile yaklaşık aynı çıkış fosfor konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

SET 13, 14 ve 15'e ait fosfor, KOİ, çamurun fosfor içeriği ve UAKM/AKM oranındaki günlük değişimler sırası ile Şekil 5.27, 5.28, 5.29 ve 5.30'da görülmektedir.

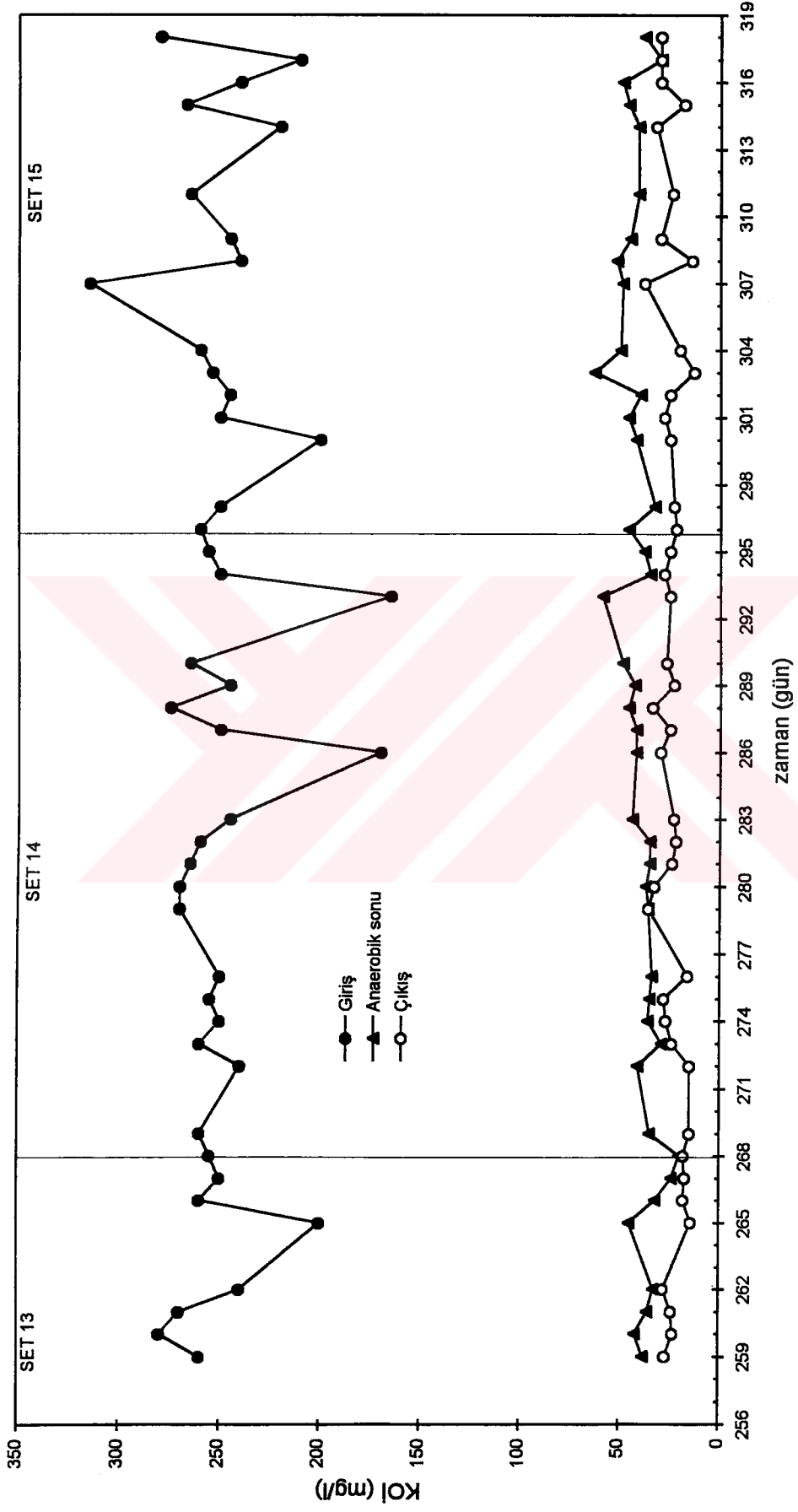
SET 1 - SET 15 arası çevrim içi ölçüm değerleri Tablo B.1'den Tablo B.14'e kadar verilmiştir.



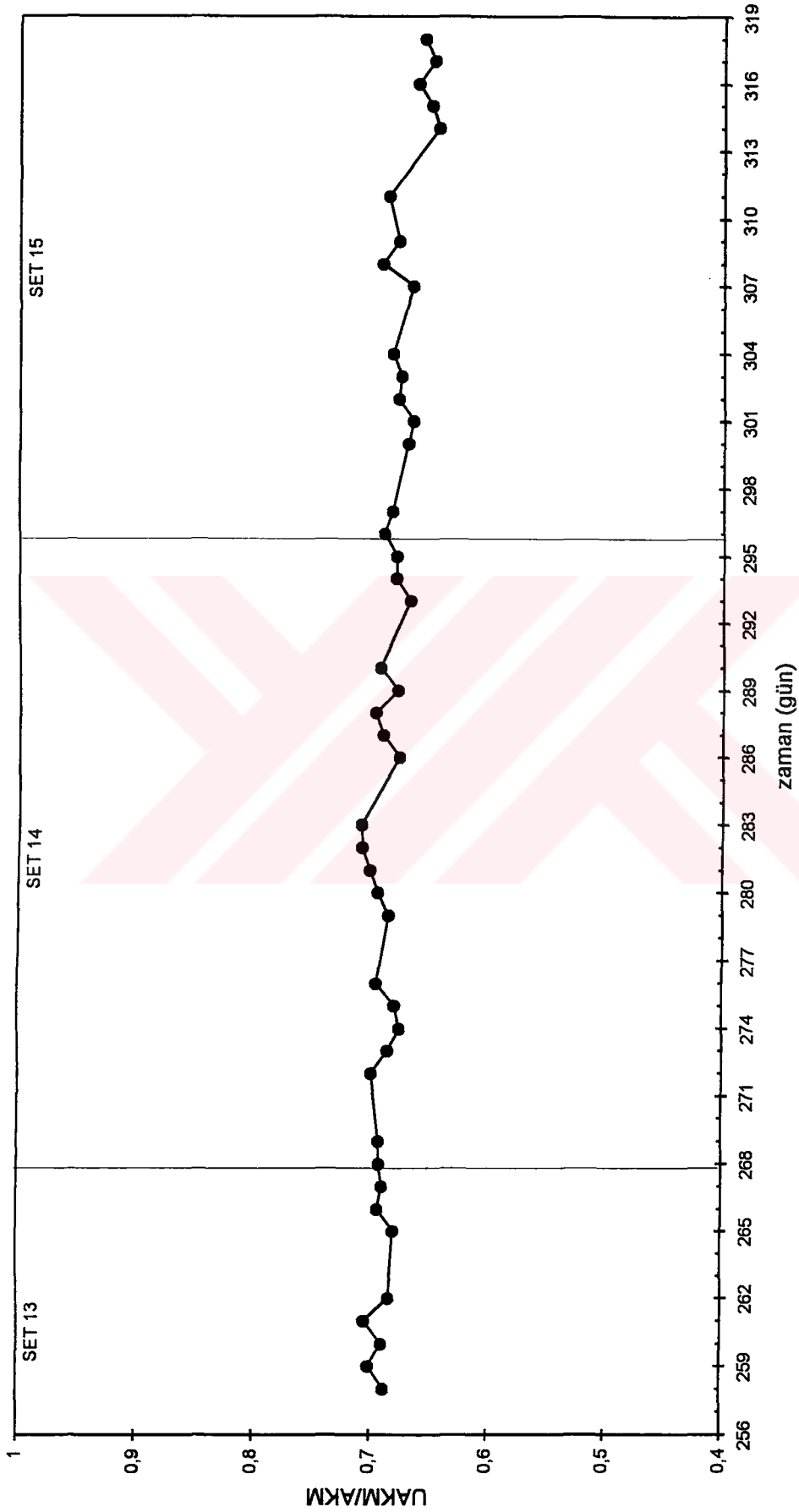
Şekil 5.26 SET 15, KOI, N ve P parametrelerinde çevrim içi değişimler



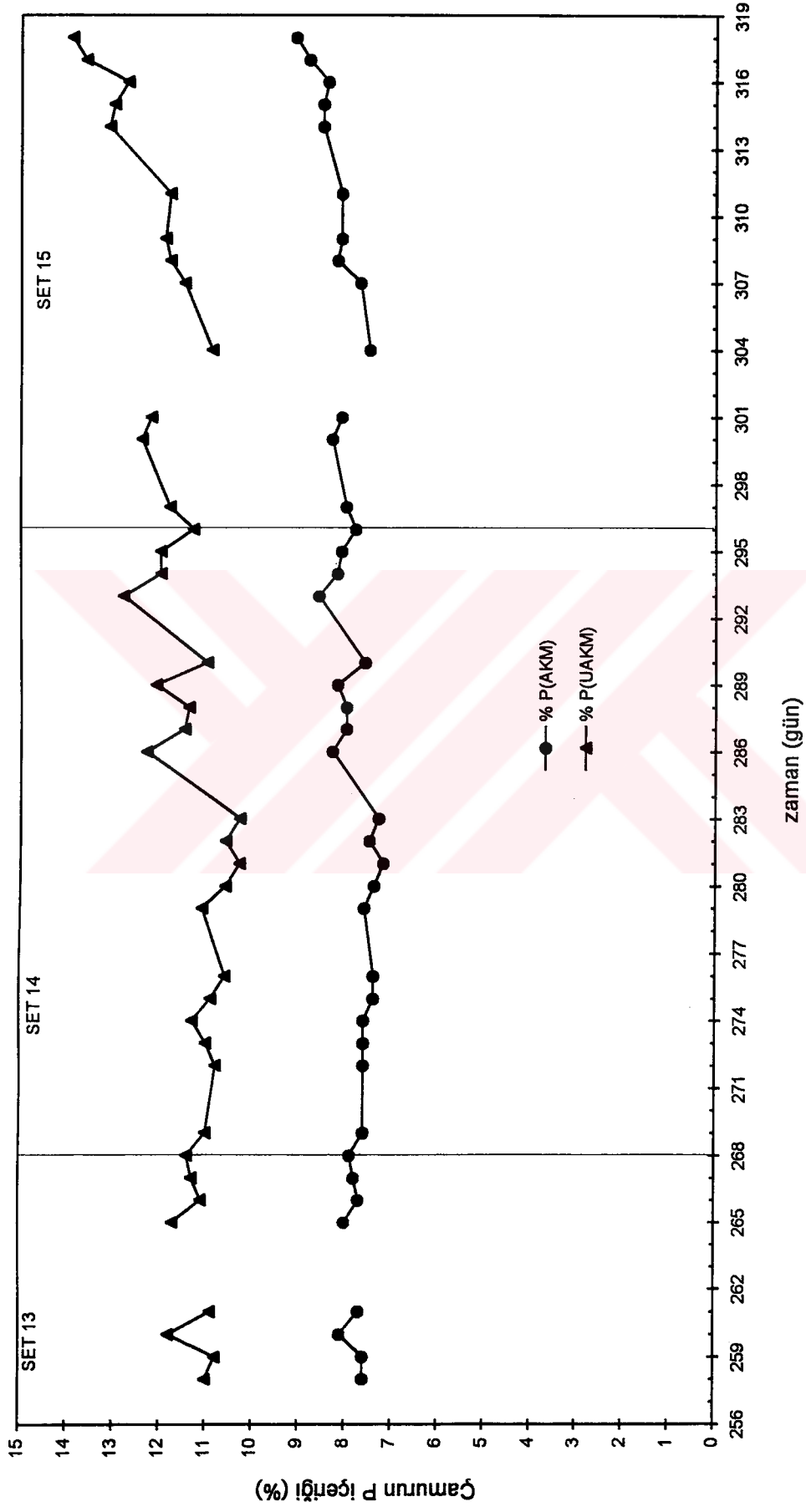
Şekil 5.27 SET 13 - SET 15 arası fosfor parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.28 SET 13 - SET 15 arası KOİ parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.29 SET 13 - SET 15 arası UAKM/AKM parametresi günlük izlemeleri



Şekil 5.30 SET 13 - SET 15 arası çamurun fosfor içeriğinde günlük değişimler

5.2 KESİKLİ DENEYLER

Deneysel çalışma sırasında, sürekli olarak işletilen ardışık kesikli reaktörde yürütülen deneylere ilave olarak bir kısım destekleyici kesikli deney de yapılmıştır. Bu deneyler, substratın etkisinin incelenmesi amacı ile yürütülmüş olan deney setleri (SET 6 - SET 12) sırasında reaktörden havalandırma fazının sonunda atılmış olan miktarı ve özellikleri belirli çamurlarda çamurun özelliğine göre incelenmesi uygun görülen substrat türü ve asetat ilavesi ile yapılmıştır. Reaktörden atılan çamur bir süre karıştırıldıktan sonra belirlenen miktarda substratın doğrudan ilavesini takiben anaerobik şartlarda mikroorganizmaların substrat tüketimi (KOI_{ut}) ve fosfor salımı (P_{rel}) arasındaki ilişkinin belirlenebilmesi için zamana karşı KOI ve PO_4-P parametrelerinin değişimi izlenmiştir. Anaerobik koşullar deneyin yürütüldüğü 1 veya 0.5 lt'lik beherlerin streç film ile örtülmesiyle sağlanmıştır. Substrat ilavesinin yapıldığı anda ($t=0$) alınan numunede, çamurun havalandırma sonundan alınmış olması ve mevcut bulunan NO_x-N miktarının KOI tüketimine yol açacak olması nedeniyle bu etkinin gözönüne alınabilmesi amacıyla NO_x-N parametresi de ölçülmüştür.

Kesikli deneyler atıksudaki substrat kombinasyonlarının değişmiş olduğu deney setlerinde yapılmış olup SET 9 ile aynı atıksu özelliklerine sahip olan SET 10, 13, 14 ve 15 de kesikli deney yapılmamıştır.

I. Kesikli Deney- SET 6 Asetat İlavesi (1)

SET 6 sırasında 170. gün reaktörden havalandırma fazının sonunda tam karışımdan atılan 1lt çamura 1g sodyum asetat ilavesi ile 171. gün yapılan kesikli deneyde kullanılan bu çamurun özellikleri:

AKM : 3000 mg/l

UAKM : 2055 mg/l

MLTP : 225 mg/l

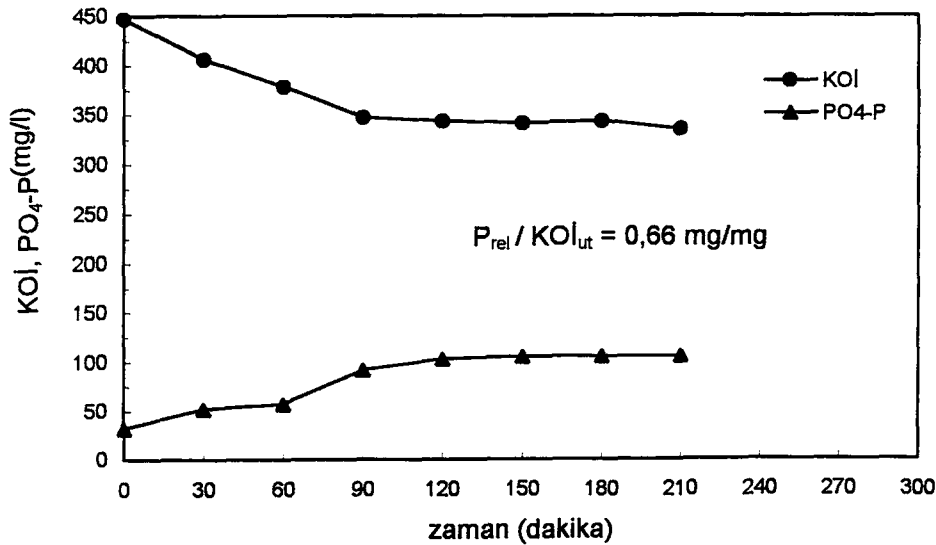
% P : 7.5 (AKM) ve 10.9 (UAKM) olarak belirlenmiştir.

Bir gece çökmüş durumda kalan çamurun üst fazında ölçülen $KOİ$ ve PO_4-P konsantrasyonları sırası ile 58 ve 8 mg/l'dir. Reaktöre beslenen atıksu ile yakın özellikler taşıması amacıyla kesikli deney sırasında çözeltide 20 mg/l fosfor bulunacak şekilde solüsyon A ilavesi yapılmıştır. Deney sonuçları Tablo 5.1'de görülmektedir. $T=0$ ile belirtilen zaman substratın tam karışımındaki çamura eklendiği ve birkaç saniye karıştıktan sonra alınan numunede yapılmış ölçüm sonuçlarını yansıtan anı belirtmektedir.

Tablo 5.1 SET 6 Asetatlı 1. Kesikli Deney

zaman (dakika)	$KOİ$ (mg/l)	PO_4-P (mg/l)
0	447	32
30	406	52
60	378	57
90	347	91
120	343	102
150	341	105
180	343	105
210	335	105

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.31'de verilmiştir.



Şekil 5.31 SET 6 Asetatlı 1. Kesikli deney

II. Kesikli Deney- SET 6 Asetat İlavesi (2)

SET 6 sırasında 190. gün reaktörden 4. çevrim havalandırma fazının sonundan atılan 1 lt çamurda 1g sodyum asetat ilave edilerek 191. gün yapılan kesikli deney sonuçları Tablo 5.2’de görülmektedir.

Atılan çamurda;

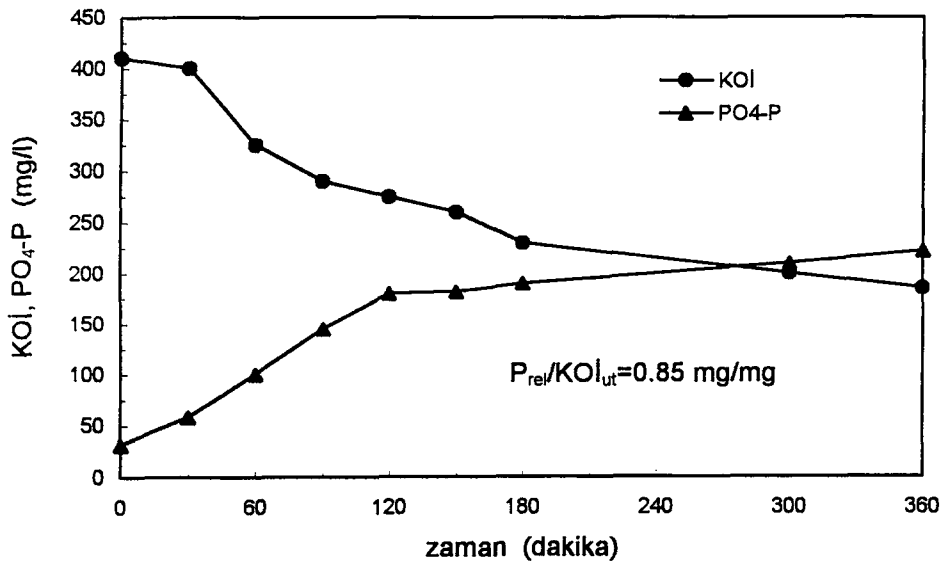
AKM: 3165 mg/l, UAKM: 1990 mg/l, MLTP: 310 mg/l olup fosfor içeriği: % 9.8(AKM) ve % 16 (UAKM) olarak ölçülmüştür.

Tablo 5.2. SET 6 Asetatlı 2. Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	410	31	5.2*
30	400	58	
60	325	100	
90	290	145	
120	275	180	
150	260	182	
180	230	190	
300	200	210	
360	185	222	

* Substrat ilavesinden önce çökmüş çamurun üst fazında yapılan ölçümde : 8.3 mg/l ve çamurun reaktörden atıldığı anda 10.3 mg/l’dir

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.32’de görülmektedir.



Şekil 5.32 SET 6 Asetatlı 2. Kesikli deney

III. Kesikli Deney - SET 6 Asetat İlavesi

Aynı kesikli deney reaktörde bir gün sonra atılan (191. gün) 1 lt çamurda bu kez 0.5 g sodyum asetat ilavesi ile tekrarlanmıştır. Atılan çamurda;

AKM : 3032 mg/l, UAKM : 1946 mg/l, MLTP : 305 mg/l olup, çamurun fosfor içeriği: % 9.9 (AKM) ve % 15.6 (UAKM) şeklindedir.

Deney sonuçları Tablo 5.3’de verilmiştir.

Tablo 5.3. SET 6 Asetatlı 3. Kesikli Deney

zaman (dakika) anaerobik	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	233	39	4.9*
30	152	70	0
60	131	100	
90	100	128	
120	73	165	
150	48	170	
180	37	190	
210	25	200	
240	21	200	
zaman (dakika) aerobik			
30		175	
60		135	
90		110	
120		85	
240		25	

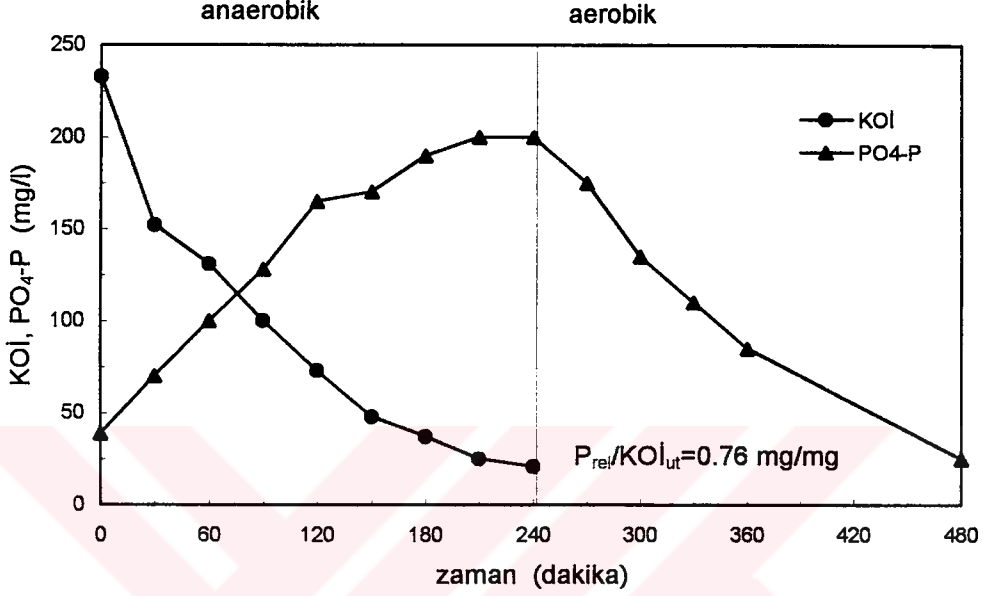
* Çamur reaktörden atıldığı anda ölçülen değeri : 11.3 mg/l

Tablo5.3’den de görüleceği üzere aerobik bölgede fosfor alımını da belirlemek üzere 4 saat anaerobik fazın ardından sistem 4 saat havalandırılmıştır. Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.33’de görülmektedir. Üç adet kesikli deneyin yapılmış olduğu bu sette (SET 6) girişte 300 mg/l olan KOİ konsantrasyonunun substrat türleri arasında dağılımı ;

TSB $\Rightarrow$ 240 mg/l

Asetat $\Rightarrow$ 60 mg/l

şeklinde olup set süresince reaktörde P_{rel}/KOI_{ut} oranı 0.27 değerinde gözlenmiştir.



Şekil 5.33 SET 6 Asetatlı 3. kesikli deney

IV. Kesikli Deney- SET 7 Asetat ve Glukoz İlaveleri

SET 7'de atıksudaki 300 mg/l olan KOİ konsantrasyonunun substratlar arasındaki dağılımı ;

TSB $\Rightarrow$ 240 mg/l

Asetat $\Rightarrow$ 30 mg/l

Glukoz $\Rightarrow$ 30 mg/l

şeklinde olduğundan bu sette hem asetat hem de glukoz ile kesikli deneyler yürütülmüştür.

Bu amaçla 195. gün atılan 2 lt çamurun 1 lt'sinde asetat ile 1lt'sinde ise glukoz ile 196. gün yapılmış olan kesikli deneyler aşağıda anlatılmıştır.

Kesikli deneylerde kullanılan çamurun ;

AKM: 3660 mg/l, UAKM: 2350 mg/l, MLTP: 355 mg/l ve fosfor içeriği :
% 9.7 (AKM) , % 14.8 (UAKM)'dir.

Asetatlı Kesikli Deney

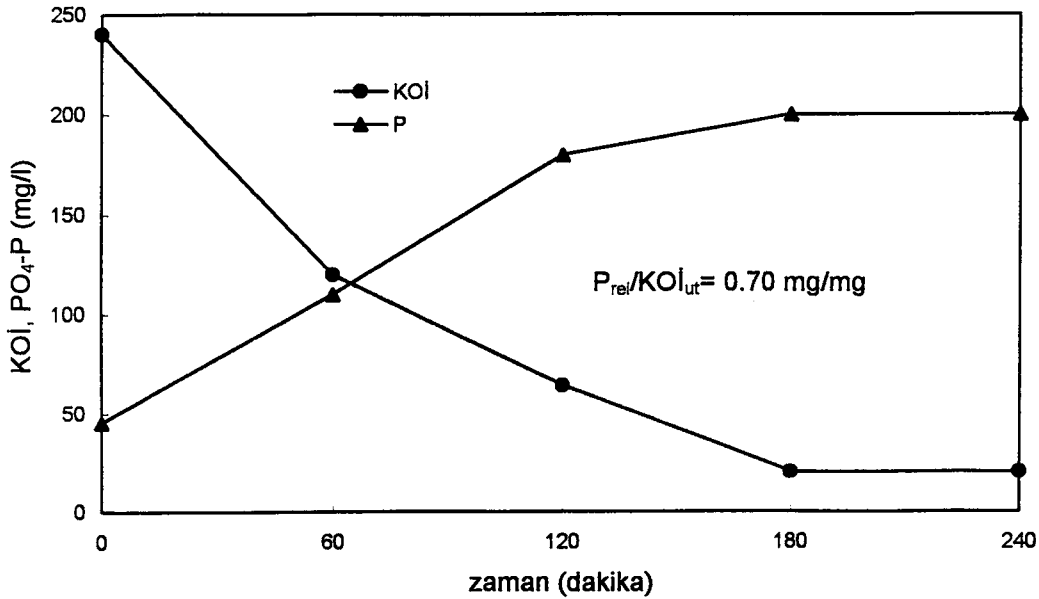
Yukarıda özellikleri verilen 1 lt çamura 0.6 g asetat ilave edilerek yapılan kesikli deney sonuçları Tablo 5.4'de görülmektedir.

Tablo 5.4 SET 7 Asetatlı Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	240	45	5.3*
60	120	110	0
120	64	180	
180	20	200	
240	20	200	

* Çamur reaktörden atıldığı anda yapılan ölçümde 12 mg/l

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.34'de verilmiştir.



Şekil 5.34 SET 7 Asetatlı kesikli deney

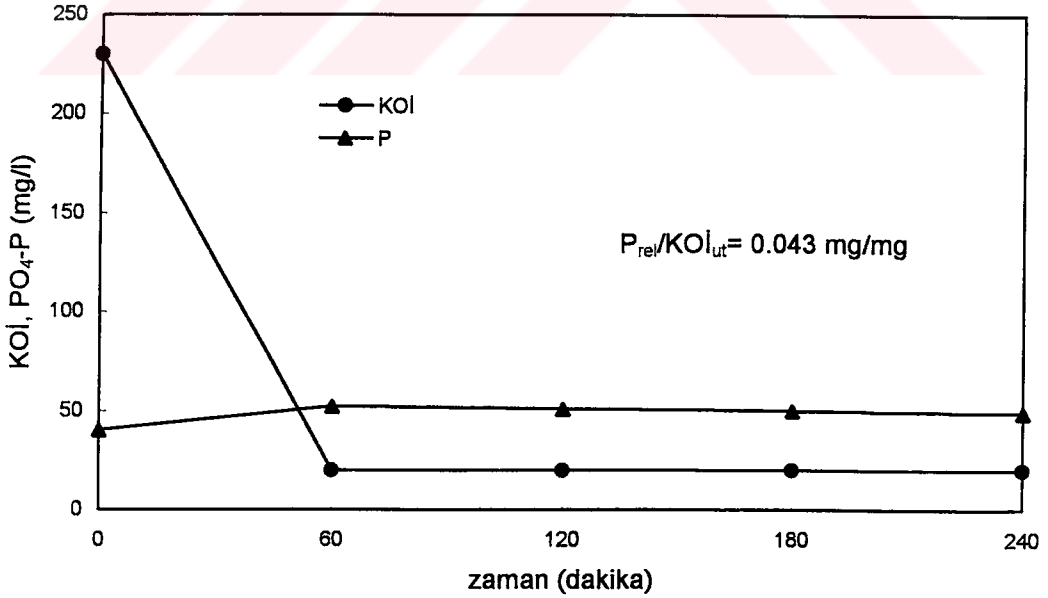
Glukozlu Kesikli Deney

Aynı özellikteki çamurun diğer 1 lt'sine 0.3 g glukoz ilavesi ile yürütülen kesikli deneyin sonuçları Tablo 5.5'te görülmektedir.

Tablo 5.5 SET 7 Glukozlu Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	230	40	5.8
60	20	52	0
120	20	51	
180	20	50	
240	20	49	

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.35'te görülmektedir. Bu set boyunca reaktörde P_{rel}/KOI_{ut} oranı ortalama 0.22 değerinde gözlenmiştir.



Şekil 5.35 SET 7 Glukozlu kesikli deney

V. Kesikli Deney - SET 8 Asetat ve TSB İlaveleri

SET 8’de atıksudaki glukoz ilavesinin kesilmesiyle sadece 240 mg/l KOİ eşdeğeri TSB ve 30 mg/l KOİ eşdeğeri asetat bileşimi ile çalışıldığından bu sette asetat ve TSB ile ayrı kesikli deneyler yürütülmüştür. SET 8 sırasında 230. gün reaktörden atılan 1.4 lt çamurun 700 ml’sinde asetat diğer 700 ml’sinde ise TSB ile 231. gün yapılan kesikli deneyler aşağıda görülmektedir. Kesikli deneylerde kullanılan çamurda ; AKM: 2800 mg/l, UAKM: 2000 mg/l, MLTP: 213 mg/l olup çamurun fosfor içeriği: %7.6 (AKM) ve % 10.6 (UAKM) değerindedir.

Asetatlı Kesikli Deney

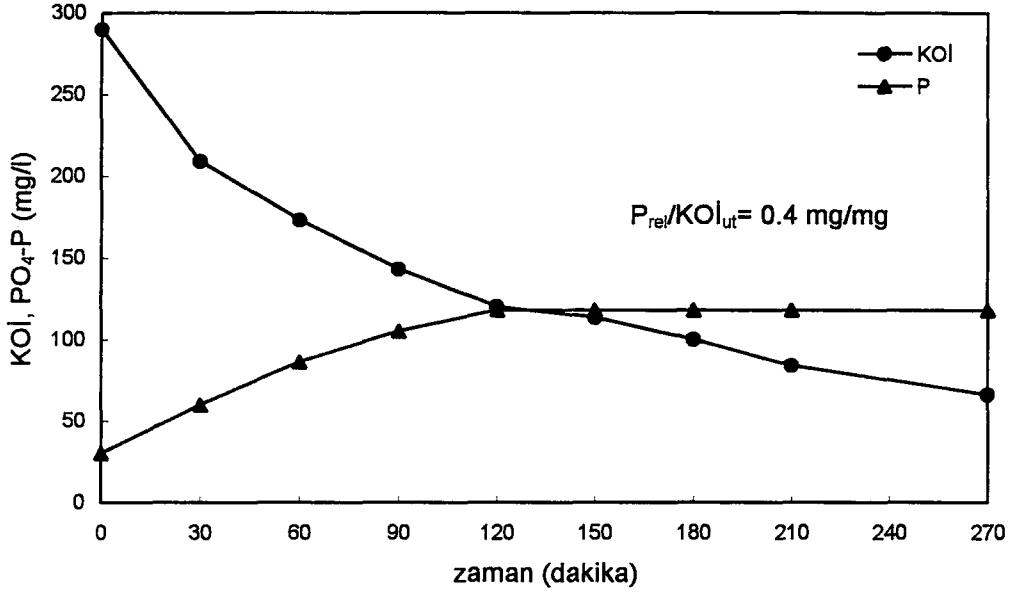
Yukarıda özellikleri verilen 0.7 lt çamura 0.5 g sodyum asetat 50 ml distile suda çözülerek ilave edilmiştir. Bunun nedeni TSB’nin asetat ve glukoz kadar hızlı çözünememesidir. Dolayısıyla doğrudan ilave edilmesi söz konusu olduğunda t=0 anındaki numune sonucunun diğer substratlarla karşılaştırılmasının hatalı olmasını önlemek açısından her iki substrat da önceden çözülerek karışım halindeki çamura eklenmiştir. Deney sonuçları Tablo 5.6’da verilmiştir.

Tablo 5.6 SET 8 Asetatlı Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	290	30	8.0*
30	209	60	0.4
60	173	86	
90	143	105	
120	120	118	
150	113	118	
180	100	118	
210	84	118	
270	66	118	

* Çamur reaktörden atıldığı anda yapılan ölçümde : 11 mg/l

Sonuçların grafik gösterimi Şekil 5.36’da görülmektedir.



Şekil 5.36 SET 8 Asetatlı kesikli deney

TSB'li Kesikli Deney

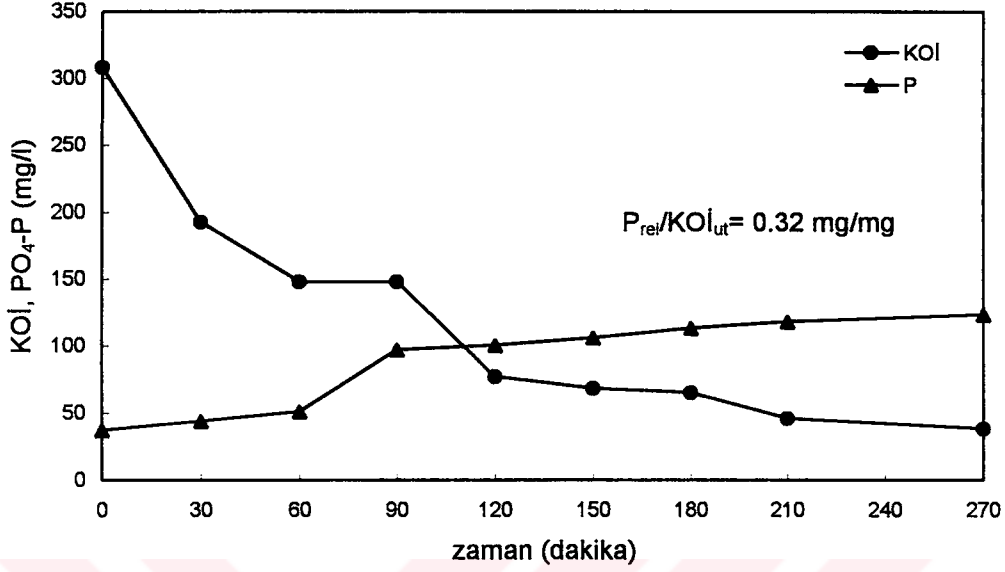
Asetatlı kesikli deneyle aynı anda yürütülen TSB'li kesikli deney için diğer 700 ml çamura 0.35 g TSB 50 ml distile suda çözülmek suretiyle eklenmiştir. TSB bileşiminde 15 mg PO₄-P/gTSB olmak üzere fosfor da bulunduğundan t= 0 anında ölçülen PO₄-P konsantrasyonunun 7 mg/l'si eklenen TSB'den gelmektedir. Deney sonuçları Tablo 5.7'de görülmektedir.

Tablo 5.7 SET 8 TSB'li Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	308	37	8.0*
30	192	44	0.6
60	148	51	
90	148	97	
120	77	100	
150	68	106	
180	65	113	
210	46	118	
270	38	123	

* Çamur reaktörden atıldığı anda yapılan ölçümde : 11 mg/l

Sonuçların grafik gösterimi Şekil 5.37’de verilmiştir.



Şekil 5.37 SET 8 TSB’li kesikli deney

Asetatlı ve TSB’li deneyler karşılaştırıldığında asetatla 120 dakikada ulaşılan fosfor konsantrasyonuna TSB ile 270 dakikada ulaşılmıştır. TSB’yi mikroorganizmaların iki kademedeki kullandıkları söylenebilir. Reaktörde SET 8 boyunca P_{rel}/KOI_{ut} oranı ortalama 0.2 mg P/mg KOİ olarak gözlenmiştir.

VI. Kesikli Deney- SET 9 Asetat ve Glukoz İlaveleri

SET 9’da atıksudaki 300 mg/l olan KOİ konsantrasyonunun substratlar arasındaki dağılımı :

TSB $\Rightarrow 240$ mgKOİ/l

Glukoz $\Rightarrow 60$ mg/l

şeklinde olup bu sette de yine asetat ve glukoz kullanılarak kesikli deneyler yürütülmüştür. Her iki deneyde de aynı çamurun kullanılabilmesi amacıyla deneyler reaktörden 237. gün atılan 2 lt çamurun 1 lt’sinde asetat 1 lt’sinde ise glukoz ile aynı anda gerçekleştirilmiştir.

238. gün yapılan bu kesikli deneylerde kullanılan çamurun özellikleri ;

AKM: 3500 mg/l, UAKM: 2500 mg/l, MLTP: 260 mg/l ve çamurun fosfor içeriği %7.4 (AKM) , %10.3(UAKM) şeklindedir.

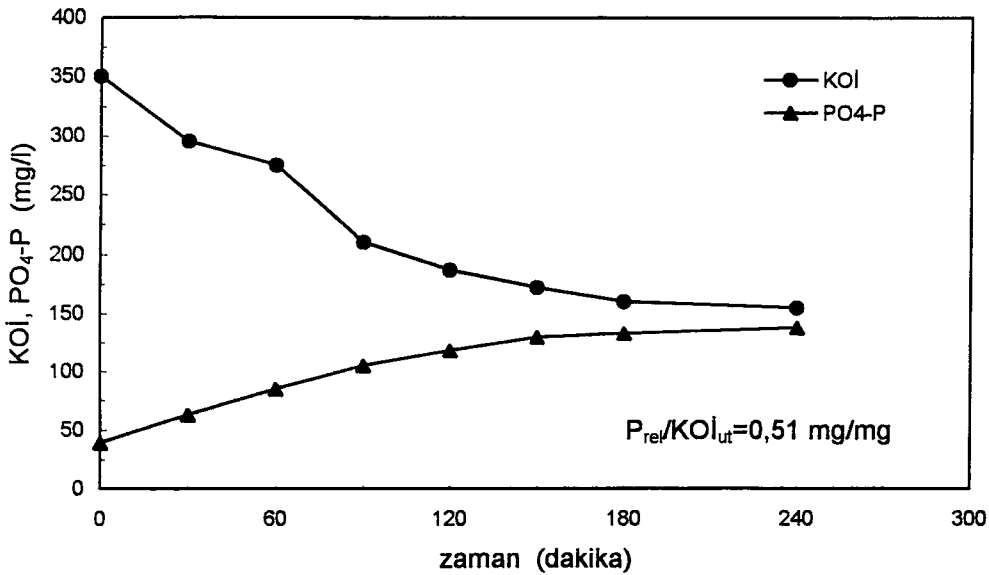
Asetatlı Kesikli Deney

Yukarıda özellikleri belirtilen 1 lt çamura 0.8 g asetat 2-3 ml distile suda çözülerek ilave edildikten sonra alınan ilk numune t=0 anını temsil etmek üzere yarım saat aralıklarla alınan numunelerde yapılan KOİ ve PO₄-P ölçümleri Tablo 5.8’de verilmiştir.

Tablo 5.8 SET 9 Asetatlı Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	350	39	10
30	295	63	0.2
60	275	85	
90	210	105	
120	187	118	
150	172	130	
180	160	133	
240	155	138	

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.38’de verilmiştir.



Şekil 5.38 SET 9 Asetatlı kesikli deney

Glukozlu Kesikli Deney

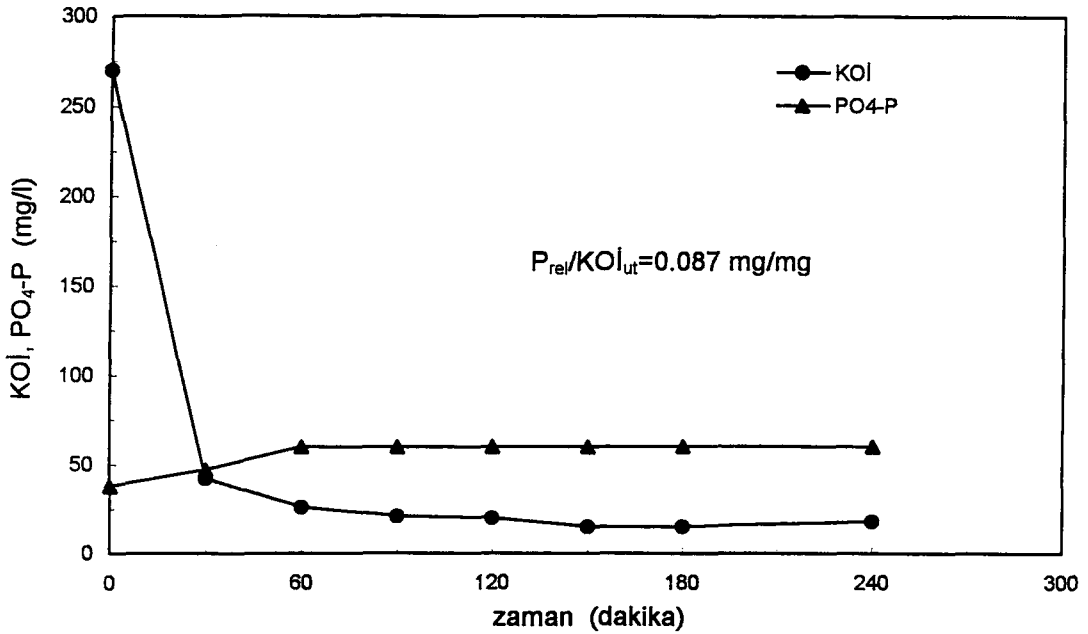
Aynı özelliklere sahip çamurun diğer 1 lt'sinde 0.4 g glukozun birkaç ml distile suda çözülerek ilavesi ile yürütülen kesikli deney sonuçları Tablo 5.9'da görülmektedir.

Tablo 5.9 SET 9 Glukozlu Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	270	38	9.8
30	42	47	0.2
60	26	60	
90	21	60	
120	20	60	
150	15	60	
180	15	60	
240	18	60	

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.39'da görülmektedir.

SET9 boyunca reaktörde P_{rel}/KOI_{ut} oranı ortalama 0.15 mgP/mgKOİ olarak gözlenmiştir.



Şekil 5.39 SET 9 Glukozlu kesikli deney

VII. Kesikli Deney - SET 11 Asetat ve Glukoz İlaveleri

SET 11'de atıksu kompozisyonunda glukoz yüzdesinin artırılması ile 300 mg/l olan giriş KOİ konsantrasyonunun ;

TSB⇒150 mg KOİ/l

Glukoz⇒150 mgKOİ/l

olacak şekilde düzenlenmesi ile reaktörde çamurun fosfor içeriği % 5.3 (AKM) ve % 6.8(UAKM) değerlerine düşmesi söz konusu olmuştur. Kesikli deneylerin yapıldığı anda ise sistem, bu çalışmada yer almayan fakat sadece giriş TKN konsantrasyonunun yükseltilmesi ile çalıştırılmaya devam edilen ve fosfor içeriğinin daha düşük olduğu şartlardadır. Kesikli deneyin yürütüldüğü anda bu nedenden ötürü çamurun özellikleri aşağıda verildiği şekildedir:

AKM: 2335 mg/l, UAKM: 2045 mg/l, MLTP: 85 mg/l

Çamurun fosfor içeriği: %3 (AKM) ve %3.4(UAKM)

Yukarıda özellikleri görülen ve havalandırma fazının sonunda atılan 1.8 lt çamurun 0.9 lt'sinde asetat 0.9 lt'sinde ise glukoz kullanılarak iki ayrı kesikli deney yürütülmüştür.

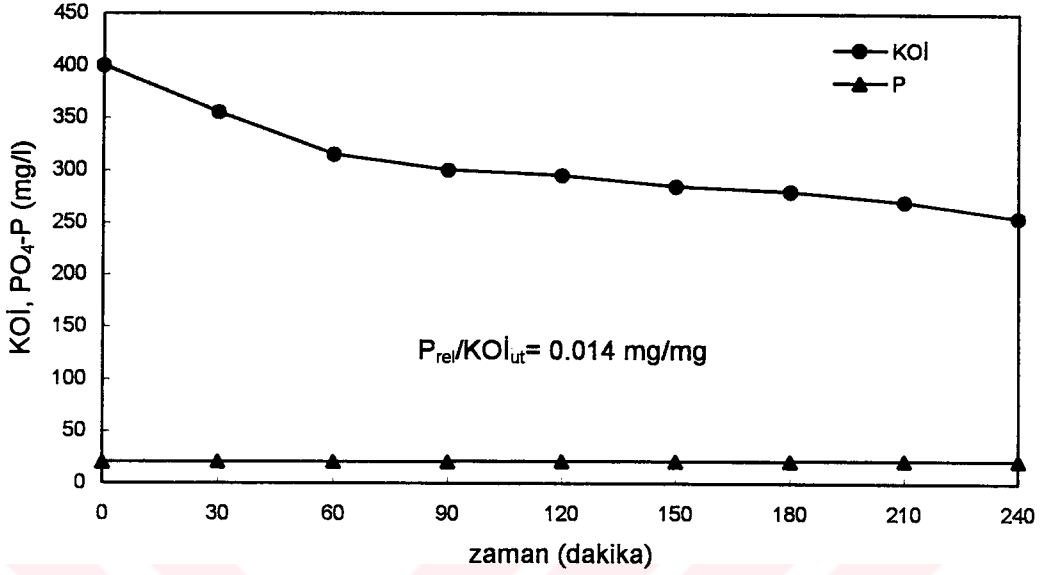
Asetatlı Kesikli Deney

900 ml çamura tam karışım halinde eklenen 0.8 g asetat ile yapılan anaerobik kesikli deneyin sonuçları Tablo 5.10'da görülmektedir.

Tablo 5.10 SET 11 Asetatlı Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	400	20
30	355	20.7
60	315	21
90	300	21.5
120	295	21.5
150	285	21.5
180	280	21.5
210	270	22
240	255	22

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.40'da verilmiştir.



Şekil 5.40 SET 11 Asetatlı kesikli deney

Glukozlu Kesikli Deney

Çamurun diğer 900 ml'sinde ise 0.4 g glukoz ilavesi ile gerçekleştirilen anaerobik kesikli deney sonuçları Tablo 5.11'de görülmektedir.

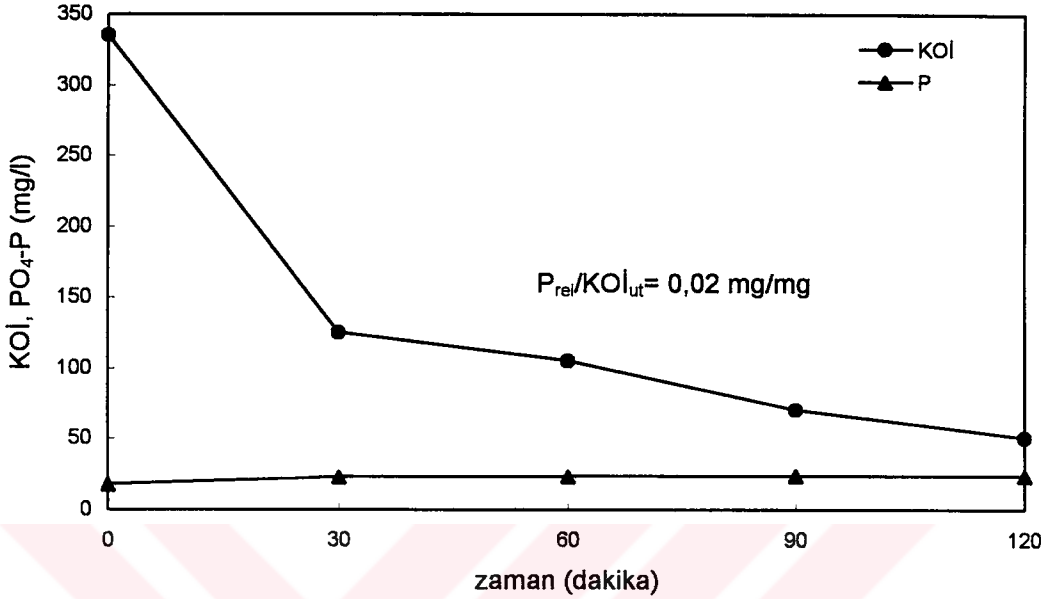
Tablo 5.11 SET 11 Glukozlu Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	335	17.5
30	125	22.5
60	105	23
90	70	23.3
120	50	23.5

Deney sonuçlarının grafik gösterimi Şekil 5.41'de verilmiştir.

Şekil 5.40 ve 5.41 incelendiğinde iki substrat arasında daha önceki setlerde yapılan kesikli deneylerde olduğu gibi bir farklılık gözlenmemiş olup hem asetat hemde glukoz

ile yapılan iki deney sonucunda da P_{rel}/KOI_{ut} oranının kesikli deneyin yapıldığı anda reaktörde gözlenen 0.023 mgP/mgKOİ değerine yakın olduğu görülmektedir.



Şekil 5.41 SET 11 Glukozlu kesikli deney

VIII. Kesikli Deney - SET 12 Asetat İlavesi (1)

Atıksudaki 300mg/l KOİ konsantrasyonunun tamamının TSB ile sağlandığı ve diğer substratların yerelmediği bu sette 163. gün 4. çevrim sonunda reaktörden atılan 1 lt çamurda kesikli deney bu kez aynı gün yapılmıştır. Reaktör çamur atıldıktan sonra stok atıksu ile 1. çevrime başlarken atılmış olan çamur da aynı anda reaktöre beslenen atıksu kompozisyonu ile aynı, yalnız 300 mg/l KOİ eşdeğeri TSB'den değil asetattan gelecek şekilde beslenerek sonuçlar reaktör ile karşılaştırılmıştır. Bu karşılaştırma Tablo 5.12'de verilmiştir.

Hacim seyrelmesi hesaplanarak bulunan anaerobik faz başlangıcındaki teorik fosfor ve KOİ konsantrasyonları kullanıldığında substratın sadece asetat olması durumunda $P_{rel}/KOI_{ut} = 0.42 \text{ mgP/mgKOİ}$ olup, aynı şartlarda substrat olarak TSB'nin kullanıldığı reaktörde bu oran 0.1 olarak gözlenmiştir.

Tablo 5.12 SET 12 Asetatlı 1. Kesikli Deney

Numune	Kesikli Deney		Reaktör	
	KOİ (mg/l)	TP (mg/l)	KOİ (mg/l)	TP (mg/l)
Stok Atıksu	300	20	288	19.5
4.çevrim sonu	30	16.8	30	16.8
90dk. ana. sonu	122	51	46	31.5
60dk. aer. sonu	40	31.8	40	21.2
120 dk. aer.	-	15.9	-	15.8

Kesikli reaktörde 2 saat havalandırma sonunda 15.9 mg/l olan fosfor konsantrasyonu sabaha kadar havalandırıldığında 0.3 mg/l'ye inmiştir. Bir sonraki gün üst faz çöktürülüp atılarak yine 300 mg/l KOİ eşdeğeri asetat ve 20 mg/l fosfor içeren çözelti ile aynı oranlarda beslenerek bu kez 150 dakikalık anaerobik fazda çalıştırılmıştır. Bu durumda $P_{rel}/KOI_{ut} = 0.36 \text{ mgP/mgKOİ}$ olarak bulunmuştur.

IX. Kesikli Deney - SET 12 Evsel Atıksu İlavesi (1)

Bu kesikli deneyde reaktörden 167. gün 4. çevrim sonunda atılan ve

AKM: 3000 mg/l

UAKM:2150 mg/l

MLTP: 220 mg/l

% P: 7.3 (AKM), 10 (UAKM) olan 1 lt çamura , KOİ = 550 mg/l ve TP= 16 mg/l olan bir evsel atıksudan 1.5 lt eklenerek 165 dakikalık bir anaerobik faz uygulanmıştır. Deney sonuçları Tablo 5.13'de görülmektedir.

Seyrelme hesabı ile bulunan teorik KOİ ve fosfor değerleri kullanılarak hesaplanan P_{rel}/KOI_{ut} oranı evsel atıksu için bu şartlardaki çamurda 0.1 mgP/ mgKOİ olarak gözlenmiştir.

Tablo 5.13 SET 12 Evsel Atıksu İle 1. Kesikli Deney

Numune	KOİ (mg/l)	TP (mg/l)
Evsel Atıksu	550	16
t=0(4. çevrim sonu çamuru)	30	9
165 dk. ana. faz sonu	100	31
165 dk. havalandırma	28	2.5
4 saat havalandırma	-	1.5

X. Kesikli Deney - SET 12 Evsel Atıksu İlavesi (2)

IX. kesikli deneyden bir sonraki gün 4. çevrim sonunda atılan çamurda aynı deney 169. gün tekrarlanmıştır. Çamur özellikleri aynı olan 1 lt çamura aynı evsel atıksudan 1.5 lt eklenerek deney yürütülmüştür. Bu kez evsel atıksuyun fosfor konsantrasyonu dışarıdan K_2HPO_4 ilavesi ile biraz yükseltilmiştir.

Deney sonuçları Tablo 5.14’de görülmektedir.

Tablo 5.14 SET 12 Evsel Atıksu İle 2. Kesikli Deney

Numune	KOİ (mg/l)	TP (mg/l)
Evsel Atıksu	550	25.8
t=0(4. çevrim sonu çamuru)	31	12
165 dk. ana. faz sonu	80	46
165 dk. havalandırma	-	6.5
4 saat havalandırma	-	4.1

Seyrelme hesabı ile bulunan anaerobik faz başlangıcı KOİ ve fosfor konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan P_{rel}/KOI_{ut} oranı evsel atıksu için bu kez 0.12 olarak bulunmuştur.

Bu oran SET 12 boyunca substrat olarak sadece TSB’nin kullanıldığı reaktörde 0.13 olarak gözlenmiş olup, evsel atıksu ile yapılan her iki kesikli deney sonucunda bulunan

değerlerin (0.1 ve 0.12) bu değere çok yakın olduğu görülmektedir. Bu gözlemlerden TSB bileşiminin evsel atıksuya yakın özellikler taşıdığı ve evsel atıksu için bir referans olarak kullanılabileceği söylenebilir.

XI. Kesikli Deney - SET 12 Asetat İlavesi (2)

SET 12'nin son günü atılan çamurda bir sonraki gün asetat ile ikinci bir kesikli deney yapılmıştır. Çamurun özellikleri; AKM : 3000 mg/l, UAKM : 2100 mg/l, MLTP : 220 mg/l, % P : 7.3 (AKM) ve 10.5 (UAKM) şeklindedir.

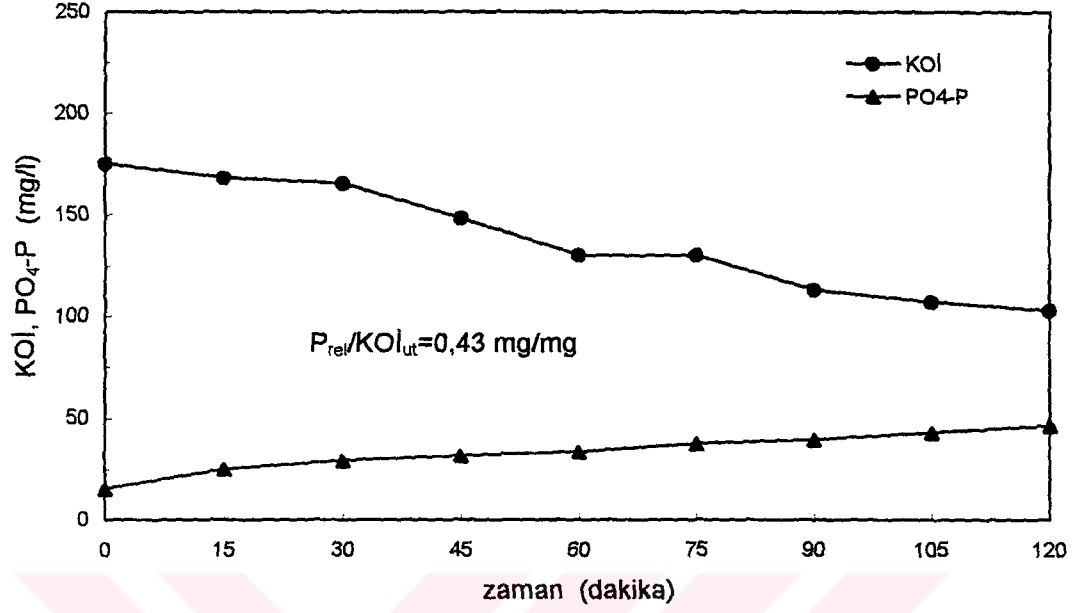
Bir gece çökmüş çamurun üst fazında yapılan KOİ ve PO₄-P ölçümleri sırası ile 30 ve 4.5 mg/l olarak bulunmuştur.

Yukarıdaki özelliklere sahip 1 lt çamura 275 mg/l eşdeğerinde asetat ve 20 mg/l PO₄-P içeren çözeltiden 1.6 lt eklenerek alınan t=0 numunesinden sonra her 15 dakikada bir alınan numunelerde KOİ ve PO₄-P parametreleri 2 saatlik bir anaerobik faz boyunca ölçülmüş olup sonuçlar Tablo 5.15'de verilmiştir. Deney sonuçlarının grafik gösterimi ise Şekil 5.42'de görülmektedir. Daha önceki asetat ilavesi ile yapılan iki kesikli deney sonunda 0.42 ve 0.34 mgP/mgKOİ olarak bulunan P_{rel}/KOI_{ut} oranı bu kesikli deneyde 0.43 olarak ölçülmüştür.

Tablo 5.15. SET 12 Asetatlı 2. Kesikli Deney

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	175	15
15	168	25
30	165	29
45	148	31.5
60	130	33.5
75	130	37.5
90	113	39.5
105	107	43
120	103	46.5

Deney sonuçlarının grafik gösterimi ise Şekil 5.42’de görülmektedir.



Şekil 5.42 SET 12 Asetatlı 2. kesikli deney

BÖLÜM 6

DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Bu bölümde çalışma süresince yürütülmüş olan deneylerden elde edilen sonuçlar, çeşitli faktörlerin sistem üzerindeki etkilerinin belirlenebilmesi amacıyla ayrı gruplar halinde değerlendirilmiştir. Bu değerlendirmede, sürekli sistem sonuçları ile birlikte kesikli deneylerin de, o deneyin yapıldığı deney setleri ile karşılaştırılması yapılmıştır. Sürekli sistem deneyleri planlama amaçları doğrultusunda üç farklı grupta toplanmaktadır. Bunlar sırasıyla, giriş KOİ/P oranı, farklı substrat cinsleri ve işletme koşulları olarak bölüm 6.1, 6.2 ve 6.3'te ayrı ayrı değerlendirilmektedir.

6.1. KOİ/P ORANININ ETKİSİ

Sistemde yapılacak değişikliklerin, sistem verimi üzerindeki etkilerinin gözlenebilmesinin mümkün olması için çıkışta ölçülebilir miktarda fosfor konsantrasyonlarının bulunması gerekmektedir. Bu da çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaşması, bir diğer deyişle “fosfor depolama kısıtlayıcı” (REDDY, 1991) tarafta çalışması anlamına gelmektedir. Sabit bir KOİ giriş konsantrasyonunda giderilebilecek maksimum fosfor konsantrasyonunun bulunabilmesi ve sistemin maksimum fosfor depolama kapasitesinin kullanılabilmesi için giriş fosfor konsantrasyonunun kademeli olarak artırılması gerekmektedir. Bu kapasitenin aşıldığı andaki KOİ/P oranı kısıtlayıcı KOİ/P oranı olarak bilinmekte olup kısıtlayıcı KOİ/P oranının bulunması için yapılan ve aynı çamur yaşında ($\theta_x = 8$) giriş fosfor konsantrasyonunun kademeli olarak artırıldığı ilk 6 deney seti, Tablo 6.1'de görülmektedir. Tabloda verilen tüm setlerde giriş KOİ konsantrasyonu 240 mg/l TSB'den ve 60 mg/l asetattan gelecek şekilde 300 mg/l değerinde sabit tutulmuştur.

Tablo 6.1 SET 1 - SET 6 Deney Sonuçları Özet Tablo

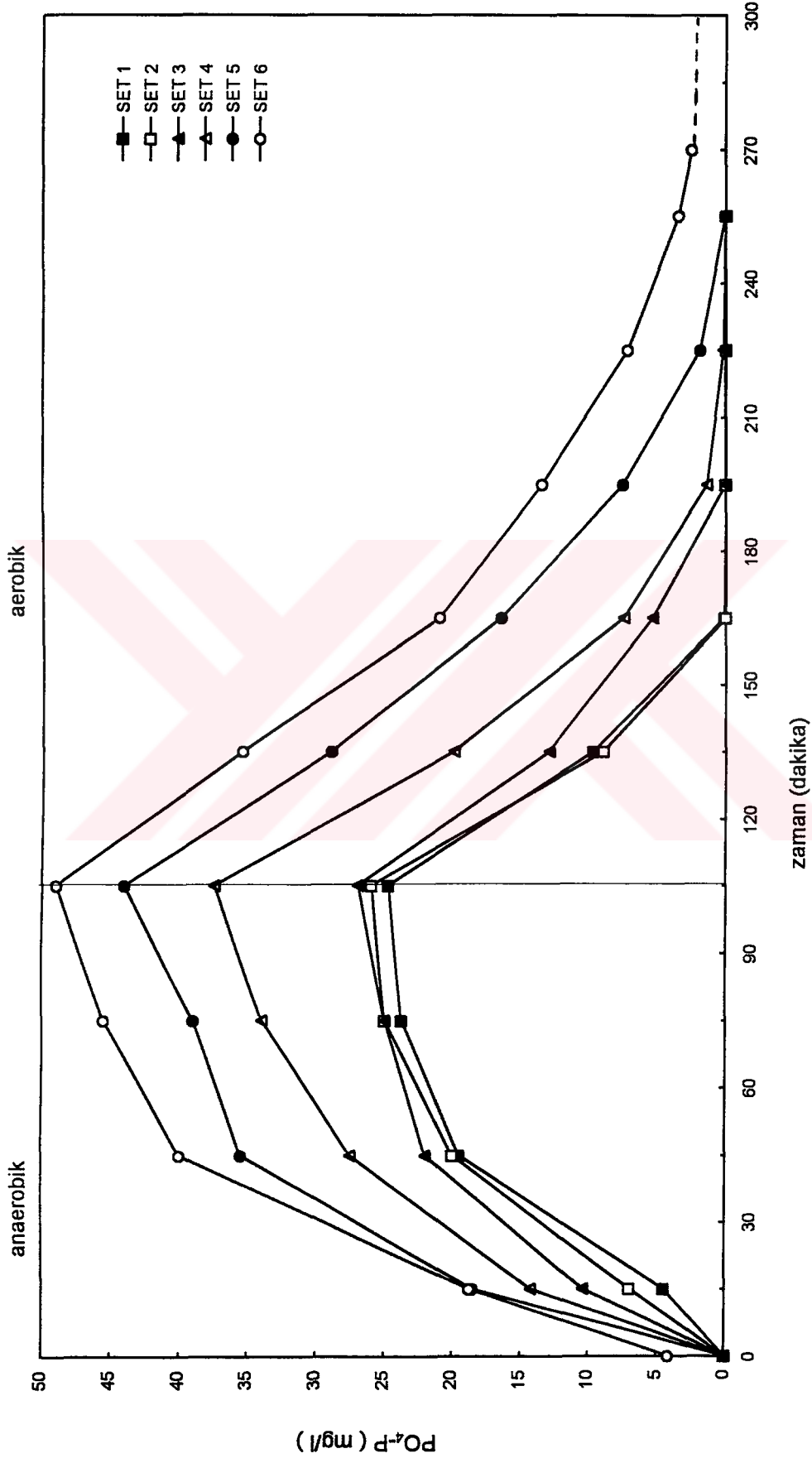
	SET 1	SET 2	SET 3	SET 4	SET 5	SET 6
Giriş P (mg/l)	6.3	8.3	10.3	13.5	17.2	20.4
Giriş KOİ/P	44.5	33	28	22.3	17.31	13.6
Çıkış P (mg/l)	~0	~0	~0	<0.05	<0.2	4
AKM (mg/l)	2450	2440	2570	2660	2970	3040
UAKM (mg/l)	2040	1980	2015	1870	2030	1980
UAKM/AKM	0.833	0.81	0.784	0.703	0.684	0.651
% P (AKM)	3.8	4.3	5.4	7.0	8.5	9.7
% P (UAKM)	4.5	5.3	6.7	9.9	12.5	15
P _{rel} (mg/l)	17.1	20	21	29.1	33.8	34.5
P _{An. sonu} (mg/l)	21	25	27.3	37.5	44.6	48.1
P _{upt} (mg/l)	21	25	27.3	37.5	44.4	44.1
P _{upt} /P _{rel}	1.23	1.25	1.3	1.29	1.31	1.3
KOİ _{ut}	120	110	105	143	130	126
KOİ _{ut} /P _{rel}	7	5.5	4.7	4.8	3.8	3.7
P _{rel} /KOİ _{ut}	0.14	0.18	0.2	0.21	0.26	0.27

Tablo 6.1'den de görüleceği üzere çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaştığı KOİ/P oranı 17 olarak bulunmuştur. Bu orandan daha düşük değerlerde ise çamurun fosfor içeriği maksimum değerine ulaştığı için çıkış fosfor konsantrasyonu girişte artırılan değer kadar fazlalaşmıştır. Kısıtlayıcı KOİ/P oranı olarak bulunan 17 değerinden daha büyük oranlarda ise çıkış fosfor konsantrasyonu giriş değerinden bağımsız olmuş ve yüklenen fosforun tamamı giderilmiştir.

SET 5 ve SET 6 karşılaştırıldığında çamurun bu şartlarda giderebileceği maksimum fosfor konsantrasyonunun 17 mg/l olduğu görülmektedir. Her iki sette de anaerobik faz boyunca salınan fosfor konsantrasyonunun aynı olması 300 mg/l KOİ giriş değeri ile çamurun salabileceği maksimum fosfor miktarına ulaşıldığını göstermektedir.

Bu durumda ise, anaerobik bölgede kullanılan KOİ ve salınan fosfor miktarı değişmediğinden ve aerobik fazda alınan fosfor miktarı ile anaerobik fazda salınan fosfor miktarı orantılı olup aralarında P_{upt}/P_{rel} 1.3 gibi sabit bir oran gözlemlendiğinden P_{upt} değerinin aynı kalması beklenmektedir. Aerobik bölgede alınan fosfor miktarının değişmemesi ise bu işletme koşullarında giriş fosfor konsantrasyonunun 17 mg/l'nin üzerine çıkarılması halinde çıkışta artırılan miktar kadar fosfor konsantrasyonunun ölçüleceğini göstermektedir. Nitekim SET 6'da 20 mg/l'ye yükseltile giriş konsantrasyonu havalandırma süresinin 15 dakika uzatılmış olmasına rağmen 3 mg/l'nin üzerinde çıkış fosfor konsantrasyonları ile sonuçlanmıştır. SET 1 ve SET 6 arasında yukarıda açıklanan bağlantıların daha net görülebilmesi açısından bu 6 setin çevrim içi fosfor konsantrasyonlarının değişimi aynı şekil üzerinde gösterilmiştir (Şekil 6.1).

Şekilden de görüleceği üzere giriş fosfor konsantrasyonu artırıldıkça sistem, depolama kapasitesi aşılmadığı müddetçe verilen fosforu alabilmek için KOİ'nin yettiği ana kadar anaerobik fazda daha çok fosfor salmış ve bu faz sonunda ulaşılan fosfor konsantrasyonu artmıştır. Bu artış SET 1'de 20 mg/l'den SET 6'da 50 mg/l'ye kadar yükselmiştir. SET 6'ya kadar ise anaerobik faz sonunda oluşan bu konsantrasyonun aerobik fazda 0 değerine inebilmesi için gereken süre giderek artmış ve SET 6'da 2 saat 45 dakikalık havalandırma süresi fosforun tamamının alınması için yeterli olmamıştır.



Şekil 6.1 SET 1 - SET 6 Çevrim içi fosfor parametresindeki değişimler

Şekilden aerobik sürenin uzatılması sonucu çıkış fosfor konsantrasyonunun sıfıra düşürülebileceği mümkün gibi gözükmeyle beraber konsantrasyon yükseldikçe eğrinin eğimi azalmakta ve fosfor alım hızı zamanla azaldığı için daha düşük konsantrasyonların alınma süresi de giderek artmakta olduğundan bu hızın sıfırlanması ile eğrinin paralel olarak (kesikli çizgi ile gösterildiği şekilde) devam etmesi söz konusu olacaktır.

SET 4, 5 ve 6'nın çevrim içi yarım saatlik ölçüm sonuçlarından hesaplanan fosfor alım (P_{upt}) hızları Tablo 6.2'de verilmiştir. Tablo'dan görülebileceği üzere aerobik fazda fosfor alım hızı havalandırmanın 2 saat daha uzatılması halinde bile çıkış fosfor konsantrasyonunda 1 mg/l'lik bir azalma olabileceği daha sonra ise eğimin sıfırlanması sonucu sabit bir değerde kalacağı söylenebilir.

Tablo 6.2. SET 4-SET 6 Fosfor Alım (P_{upt}) Hızında Çevrim İçi Değişimler

zaman (dakika)	P_{upt} hızı (mg/l-dk)		
	SET 4	SET 5	SET 6
0-30	0.58	0.50	0.45
30-60	0.42	0.43	0.43
60-90	0.20	0.28	0.32
90-120	-	0.19	0.19
120-150	-	0.06	0.13
150-165	-	-	0.06

Bu tahmin 165. dakikada 0.06 mg/l-dk değerine düşen hızın 15 dakikada bir yarılanarak azalması hesabına göre yapılmış olup hızın artarak azaldığı düşünülürse eğimin daha önce sıfırlanması söz konusu olduğundan bu sürede alınabilecek fosfor miktarı gerçekte çok daha az olacaktır.

Bu şartlarda çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaştığı ve fosfor depolama kapasitesine ulaştığı ve fosfor depolama kısıtlayıcı hale geldiği rahatlıkla söylenebilir. Çamurun saldıgı maksimum fosfor konsantrasyonunun 34 mg/l'de

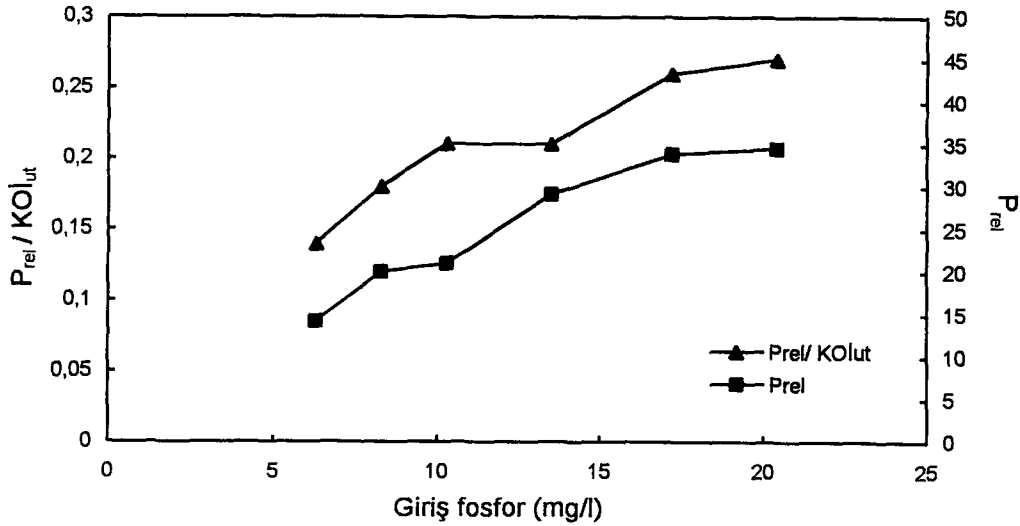
kaldığı bu sette bu değere ulaşılabilmek için sistemde anaerobik fazda harcanan KOİ değeri ortalama 130 mg/l civarında kaldığından;

$KOI_{ut}/P_{rel} = 3.7 \text{ mg/mg}$ ya da $P_{rel}/KOI_{ut} = 0.27 \text{ mg/mg}$ olarak sabit bir değerde gözlenmiştir.

SET 1, 2 ve 3 KOI_{ut}/P_{rel} oranı açısından karşılaştırıldığında giriş fosfor konsantrasyonu en düşük olan SET 1'de bu değer en yüksek olduğu ve giderek düştüğü görülmektedir. Bu durum, henüz P depolama kapasitesi aşılmadığından anaerobik fazda fosfor almak üzere depolamak için fazla içsel depolama ürününe ihtiyaç göstermediğinden non-Poly P'ler ile yarışmaya gerek kalmayacak derecede fosfor salmış ve kalan KOİ non-Poly P bakterilerince harcanmış olduğundan, KOI_{ut}/P_{rel} oranının daha yüksek gibi görülmesi şeklinde açıklanabilir.

Giriş fosfor konsantrasyonu arttıkça aerobik bölgede fosfor depolamak için gerekli içsel substratı sağlamak üzere, anaerobik bölgede daha fazla fosfor salınması gerektiğinden Poly P organizmaları KOİ'nin fosfor için kullanabildiği kısmını maksimum değere kadar zorlamakta ve non-Poly P organizmaları ile yarışa girerek, KOİ sistemde kısıtlayıcı hale gelene dek salabildikleri fosforu artırmaktadır. Bu durumda KOI_{ut}/P_{rel} oranı belirli bir değere kadar düşmüş ve KOİ kısıtlayıcı hale geldiğinde hem salınan fosfor (P_{rel}) hem de KOI_{ut}/P_{rel} sistemin maksimum KOİ faydasını sağladığı 3.8 gibi bir değerde sabit kalmıştır. SET 1 - SET 6 arası giriş P konsantrasyonu ile anaerobik fazda harcanan KOİ'ye karşılık salınan fosfor miktarının (P_{rel}/KOI_{ut}) değişimi Şekil 6.2' de görülmektedir.

Şekilden de görüleceği gibi giriş fosfor konsantrasyonu arttıkça, KOİ konsantrasyonu değişmediğinden çamurun bu KOİ'de maksimum depolama kapasitesine ulaşmaya kadar salabileceği fosfor miktarı artmış ve daha sonra sabit kalmıştır. 4. noktadaki duraklama salınan fosfor miktarının birden artması ile açıklanabilir. Bu durumda daha çok fosfor salmak için daha çok KOİ tüketilmiştir. Daha sonra ise aynı KOİ ile bu atıksu kompozisyonunda salabileceği maksimum fosforu salarak sabit bir değere ulaşmıştır.

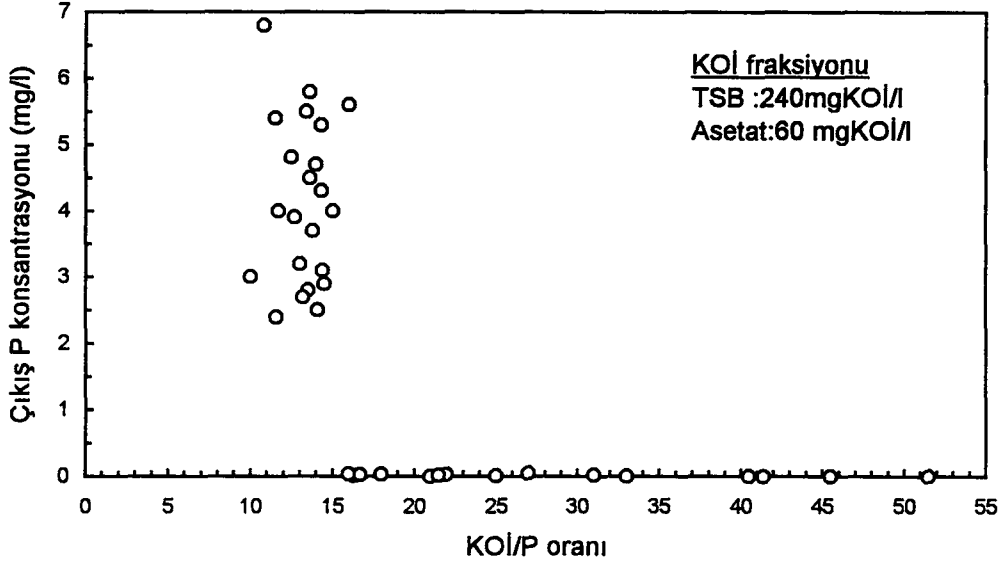


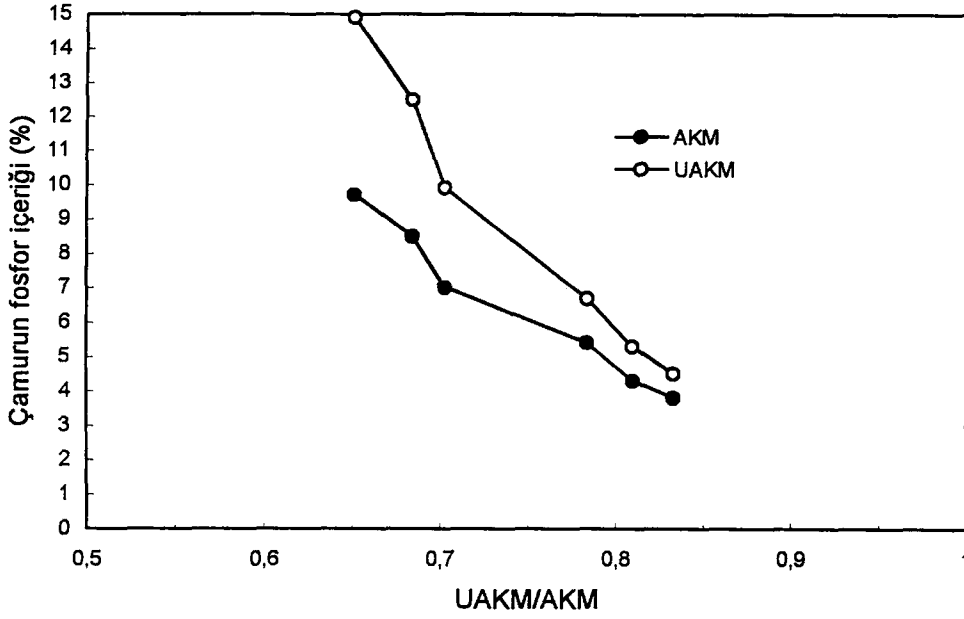
Şekil 6.2 Giriş fosfor konsantrasyonu ile anaerobik fazda salınan fosfor (P_{rel}) ve P_{rel}/KOI_{ut} oranını değişimi

Sistemin KOI kısıtlayıcı bir diğer deyişle fosfor depolama kısıtlayıcı duruma geldiği SET 6'ya kadar KOI/P oranı ile çıkış fosfor konsantrasyonunun değişimini gösteren grafik ise Şekil 6.3' de verilmiştir. Şekil 6.3'den de çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaştığı KOI/P oranının 17 olduğu görülmektedir. KOI/P oranının 50 civarından 17'ye düşürülmesi sırasında bütün fosforun giderilmesi ve çıkış fosfor konsantrasyonunun henüz depolama kapasitesinin aşılmaması dolayısıyla 0 olması sonucu, çamurun fosfor içeriğinin de giderek arttığı ve maksimum bir değere ulaştığı görülmektedir.

KOI/P oranı ile çamurdaki fosfor içeriğindeki değişimi gösteren grafik Şekil 6.4'de görülmektedir.

Şekil 6.4'den de görüleceği üzere çamurun fosfor içeriği KOI/P oranı ile ters orantılı olarak artmıştır. Çamurun fosfor içeriğinin artması ile birlikte UAKM/AKM oranında meydana gelen değişim Şekil 6.5'de görülmektedir.





Şekil 6.5 UAKM/AKM ve % P ilişkisi (SET 1- SET 6)

Sistem ortalama 2000 mg/l UAKM konsantrasyonunda sabit tutulduğundan çamurun fosfor içeriğinin artması AKM konsantrasyonunu yükselttiği için UAKM/AKM oranı giderek düşmüştür. Reaktörden hergün 1.1 lt çamur uzaklaştırılarak 6 set boyunca sistem 8 günlük bir çamur yaşı ile kararlı halde çalıştırılmıştır. Bu şartlarda çamurun fosfor içeriğinin;

$$P \text{ içeriği (\%)} = \frac{\text{Giriş P (mg/l)} - \text{Çıkış P (mg/l)}}{\Delta \text{KOİ (mg/l)} \cdot Y_{\text{N}} \text{ (gUAKM/gKOİ)}} \quad (6.1)$$

ya da P_X : Bir çevrimde üretilen çamur olmak üzere

$$P \text{ içeriği (\%)} = \frac{P_{\text{Giriş}} \text{ (mg)} - P_{\text{Çıkış}} \text{ (mg)}}{P_X \text{ (mg)}} \quad (6.2)$$

bağıntılarından hesaplanarak deney sonuçları ile karşılaştırıldığında deney sonucu bulunan fosfor içeriği değerlerinin daha düşük olduğu görülmektedir. Bunun bir nedeninin ise çamurun reaktörden her çevrim sonucu değil günde bir kez son çevrimin sonundan (4. çevrim) atılıyor olmasının etkisi olduğu düşünülebilir. Ölçülen UAKM konsantrasyonları da yine 3. çevrim sonu, bir diğer deyişle 4. çevrim başlangıç değerleridir. Dolayısıyla çamur atıldıktan sonra 1. çevrimde daha düşük UAKM

konsantrasyonu ile aynı yüklemeyi alan sistem daha az çamur üretmekte ve çamurun fosfor içeriği en yüksek değeri almaktadır. Çamurdaki fosfor içeriği ölçümleri ise 3. çevrim sonunda yapıldığından daha fazla üreme ve UAKM konsantrasyonu sözkonusu olmuş ve daha düşük değerler bulunmuştur.

Örnek bir hesap aşağıda görülmektedir:

Y_{Nh} değeri 2000 mg/l UAKM ve 300 mg/l giriş KOİ değeri için (3.6) bağıntısından 8 gün çamur yaşında yaklaşık olarak 0.36 gUAKM/gKOİ olarak bulunmuş ve bu değer kullanılarak (6.1) bağıntısı ile çamurun fosfor içeriği SET 1 giriş fosfor konsantrasyonu olan 6.3 mg/l için;

$$\% P = 6.3 / (300 - 20) 0.36 = 6.2$$

ve yine (6.2) bağıntısı kullanılarak

$$\% P = 6.3(5.4\text{lt}) - 0(5.4\text{lt}) / 550\text{mg} = 6.2$$

olarak hesaplanmıştır.

(6.2) bağıntısındaki bir çevrimde üreyen UAKM miktarı (P_x) ise;

$$P_x = \frac{\bar{X} \cdot V_w}{m} \quad (6.3)$$

V_w : Günde atılan çamur miktarı (lt) olmak üzere

(6.3) bağıntısı kullanılarak,

$$P_x = 2000 \times 1.1/4 = 550 \text{ mg} \text{ olarak alınmıştır.}$$

SET 1 ve SET 6 arası hesapla bulunan ortalama (günlük toplam üremenin çevrim sayısına bölünmesi ile her çevrimde eşit üreme olduğu kabulü ile) fosfor içeriği değerleri ile deney sonucu bulunan değerler karşılaştırmalı olarak Tablo 6.3'te görülmektedir.

Tablo 6.3. SET 1 - SET 6 Çamurun Fosfor İçeriği

Deney Seti	% P (UAKM)	
	Ölçüm(Ortalama)	Hesap
1	4.5	6.2
2	5.3	8.2
3	6.7	10.2
4	9.9	13.4
5	12.5	16.4
6	15.0	16.4

Çamurun fosfor içeriğinin 5. ve 6. setlerde ortalama 16.5 değerinde sabit kalacağı hesaplardan görülmektedir. Buna karşın ölçüm sonuçlarında fosfor içeriği, fosfor giderme verimi değişmemesine karşın yükselmeye devam etmektedir. Son sette ise deney sonucu ile hesap değerinin bu yükseliş sonucu birbirine yaklaştığı görülmektedir. Bu durum, deney setlerinin diğer parametreler açısından kararlı dengeye gelmesine rağmen çamurun fosfor içeriğinin zaman içinde artarak daha uzun sürede sabit bir değere ulaşması ile açıklanabilir.

Parametrelerin günlük izlemelerine bakıldığında sistemi temsil eden bütün parametrelerin kararlı dengeye geldiği düşünüldüğünde çamurun fosfor içeriğinin sabit bir değerde kalmadığı ve artmaya devam ettiği görülmektedir (EK A). Dolayısıyla setlerin, % P parametresinin her sete ait gerçek değerinin gözlenebilmesine imkan verecek uzunlukta çalıştırılmadığı düşünülebilir. SET 6'da hesap sonucu bulunan değer ile ölçüm sonucunun birbirine yaklaşması da bu düşüncüyü desteklemektedir. Kısaca hesap ve deney sonuçları arasındaki farklılığın ikinci bir nedeni olarak deney setlerinin yeterli uzunlukta olmaması gösterilebilir. Dolayısıyla deney setlerinin yeterli uzunlukta olması hali için, setlerin gerçek çamur içeriklerini yansıtan eğrinin Şekil 6.3'te görülen hesap eğrisine yaklaşacağı söylenebilir.

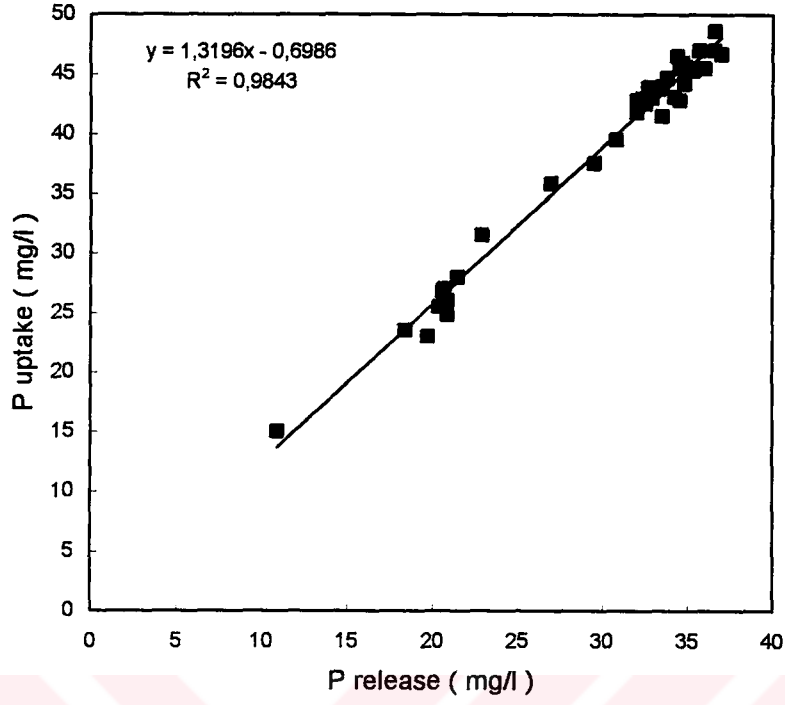
Her iki durumda da bu atıksu kompozisyonu ve KOİ/P oranının yaklaşık 13.5 değerinde olması hali için çamurun maksimum fosfor içeriğinin UAKM cinsinden % 15-16 olduğu görülmektedir. Aynı KOİ/P oranında ya da daha düşük KOİ/P

oranlarında ise atıksudaki asetat yüzdesinin arttırılması sonucu daha yüksek fosfor içeriklerine ulaşılabilmesi mümkün gözükmemektedir. Bununla beraber, genelde evsel atıksu karakterindeki sularda bulunması muhtemel asetat miktarının SET 6'da kullanılan % 20 değerinden daha yüksek olması beklenmediğinden, aynı KOİ/P oranının korunarak asetat yüzdesinin düşürülmesi sonucu çamurun, sistemde meydana gelecek değişimleri hangi orana dek tölere edeceğinin incelenmesinin daha gerçekçi olacağı düşünülmüştür.

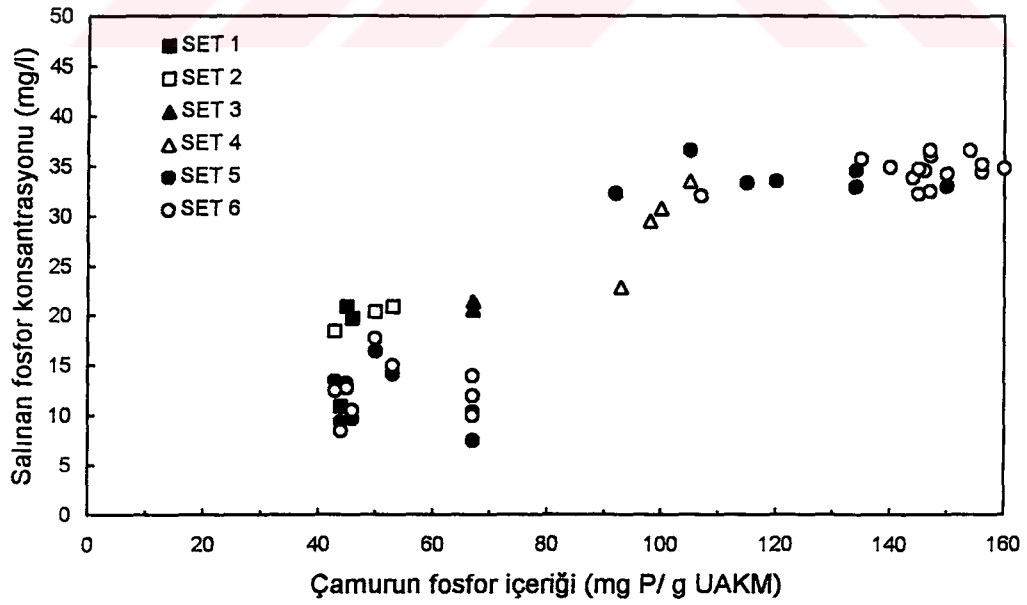
Bu amaçla yapılmış olan deney setleri farklı substratların etkisi başlığı altında bölüm 6.2'de değerlendirilmiştir. Bu değerlendirmeye geçmeden önce KOİ/P oranının azaltılması ile çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesine ulaşılan ilk 6 set deney sonucu anaerobik bölgede salınan fosfor konsantrasyonunun (P_{rel}), aerobik bölgede alınan fosfor konsantrasyonu (P_{upt}) ve çamurdaki fosfor içeriği ile ilişkisini veren grafikler sırası ile Şekil 6.6 ve Şekil 6.7'de verilmiştir.

Şekil 6.6'dan görüleceği gibi sistemde atıksu kompozisyonundaki fosfor miktarından ve KOİ/P oranından bağımsız olarak, salınan fosfor ile alınan fosfor arasında 1.31 gibi sabit bir oran gözlenmiştir. Bir diğer deyişle çamur her zaman saldığı fosforun 1.31 katını almıştır. Buradaki fosfor alımı aşırı fosfor alımının yanısıra daha önce de tanımlandığı üzere mikroorganizmaların normal fosfor özümlemesini de (100/5/1 oranı gereğince normal aktif çamur bakterilerince depolanabilecek olan fosfor miktarını) kapsadığından, aşırı fosfor giderme yeteneğine sahip bakteriler tarafından alınan miktarın salınana oranı gerçekte bu değerden daha düşük olmakla birlikte yine sabit kalacaktır.

Şekil 6.7 incelendiğinde ise çamurdaki fosfor içeriğinin artması ile salınan fosfor miktarının da arttığı gözlenmekle beraber giriş KOİ/P oranının giderek düşmesi ve SET 6'da sabit kalması dolayısıyla sabit bir değere ulaşmıştır. Bu değer ise çamurdaki toplam fosfor miktarının (MLTP) yaklaşık % 12'sini oluşturmaktadır. İlk 6 set boyunca çamurun fosfor içeriği ile ve çamurdaki toplam salınabilen fosfor yüzdesi arasındaki ilişki Tablo 6.4'de görülmektedir.



Şekil 6.6 P_{upt}/P_{rel} Korelasyonu (SET 1- SET 6)



Şekil 6.7 Çamurun fosfor içeriği ile salınan fosfor arasındaki ilişki

Tablo 6.4. Çamurdaki Toplam Salınabilir Fosfor Yüzdesinin Değişimi (SET 1-SET 6)

SET	KOİ/P	%P (UAKM)	P _{rel} (mg/l)	P _{rel} /KOİ _{ut} (mg/mg)	MLTP (mg/l)	P _{rel} /MLTP (%)
1	44.5	4.5	18	0.14	93	19
2	33	5.3	20	0.20	104	19
3	28	6.7	21	0.28	131	16
4	22.3	9.9	29.1	0.21	198	15
5	17.3	12.5	33.8	0.26	285	12
6	13.6	15	34.5	0.27	290	12

Tablo 6.4'den de görüleceği gibi çamurun fosfor içeriğinin artması ile salınan fosfor da giriş KOİ değeri kısıtlayıcı olana kadar azalarak artmaya devam etmiştir. Bu durumda P_{rel}/MLTP oranı ise KOİ'nin kısıtlatıcı duruma geldiği SET 6'da % 12 gibi bir değerde sabit kalmıştır. Bu setlerin tümünde giriş atıksuyunun % 20'sini asetat oluşturmaktadır. SET 6 sırasında substrat olarak sadece asetatın kullanıldığı 3 anaerobik kesikli deney sonucunda P_{rel}/KOİ_{ut} oranı 0.75 mg/mg olarak bulunmuş olup salınan fosfor yüzdesi çamurdaki toplam fosforun % 50-60'ı arasında değişmiştir.

KUBA ve diğ.(1993)'nin % 100 asetat içeren atıksu ile çalıştıkları AKR'de yapılan deneylerde sürekli sistemde buldukları maksimum P_{rel}/MLTP oranı % 60-70 olarak görülmektedir. Bu çalışmada ise %20 asetat içeren sürekli deneylerde salınabilen fosfor MLTP'un %12'si ve %100 asetat içeren kesikli deneylerde aynı oran yaklaşık % 60 olarak gözlenmiştir. Buradan da atıksudaki asetat yüzdesi ile salınan fosfor yüzdesi arasında doğrusal bir bağıntı olduğu söylenebilir.

6.2. FARKLI SUBSTRATLARIN ETKİSİ

Çamurun fosfor depolama kapasitesine ulaşması ve sistemin KOİ kısıtlayıcı hale gelmesi ile çamurda maksimum fosfor içeriği gözlemlendikten sonra sistemin farklı substratlar karşısındaki durumunun izlenmesi amacı ile A₇'den A₁₁'e kadar Bölüm 5'de tanımlanan çeşitli atıksu kompozisyonları kullanılarak 6 ayrı deney seti

yürütülmüştür. Bu 6 set boyunca giriş fosfor konsantrasyonu 20 mg/l'de sabit tutulmuştur.

Bunlardan ilk 3 set (SET 7, 8 ve 9) giriş TKN konsantrasyonunun ve atıksudaki TSB fraksiyonunun aynı kaldığı yalnızca SET 6'daki asetat konsantrasyonu fraksiyonunun değişik oranlarda glukoz ile dönüşümlü olarak kullanıldığı setler olup 6.2.1'de özetlenmiştir. Diğer 3 set ise (SET 10, 11 ve 12) hem TKN konsantrasyonunun hem de TSB fraksiyonunun değişmiş olduğu setler olup 6.2.2'de ayrıca irdelenmiştir.

SET 6 - SET 12 arası deney sonuçları her seti temsil eden kararlı denge değerleri verilerek Tablo 6.5'de özetlenmiştir. Atıksu kompozisyonu A₇'ye (SET 7) geçilmeden önceki son durumu göstermesi ve asetat fraksiyonunun değiştiği setlerle karşılaştırılmasının rahat görülebilmesi açısından bir önceki bölümde KOİ/P oranının etkisi yönünden incelenmiş olan SET 6'nın sonuçları azotlu parametreleri de içerecek şekilde bu bölümde tekrar verilmiştir.

6.2.1 KOİ/TKN Oranının Sabit Olması Hali

SET 6 va SET 10 arası yapılan deneylerde Tablo 6.5'den de görüleceği üzere atıksudaki TSB fraksiyonu sabit tutularak yalnızca SET 6'da 60 mg/l KOİ eşdeğeri olan asetat konsantrasyonu SET 7'de yarı yarıya glukozla ve SET 9'da tamamen glukozla değiştirilmiştir. Bu şekilde girişteki TKN konsantrasyonu ve KOİ/TKN oranı sabit tutularak substratın etkisinin aynı çıkış NO_x-N konsantrasyonunda gözlenebilmesi amaçlanmıştır. SET 8 ise glukozun etkisinin daha düşük KOİ değerlerinde bile daha az asetat ile kompanse edilemeyeceğinin görülmesi amacı ile yapılmış olup çıkış nitrat konsantrasyonu değişmemekle birlikte girişteki toplam KOİ değeri düşmüştür. Bu nedenle 6, 7 ve 9. setlerdeki Asetat/Toplam KOİ oranının çıkış fosfor konsantrasyonuna etkisinin karşılaştırılmasında göz önüne alınmamıştır. Bu sette ayrıca düşük KOİ konsantrasyonu nedeni ile 6, 7 ve 9. setlerde 8 gün olan çamur yaşı 10 gün değerine yükselmiştir. SET 10'da ise SET 9'a göre yapılan tek değişiklik işletme koşulundaki 15 dakikalık havalandırma süresinin uzatılması olup

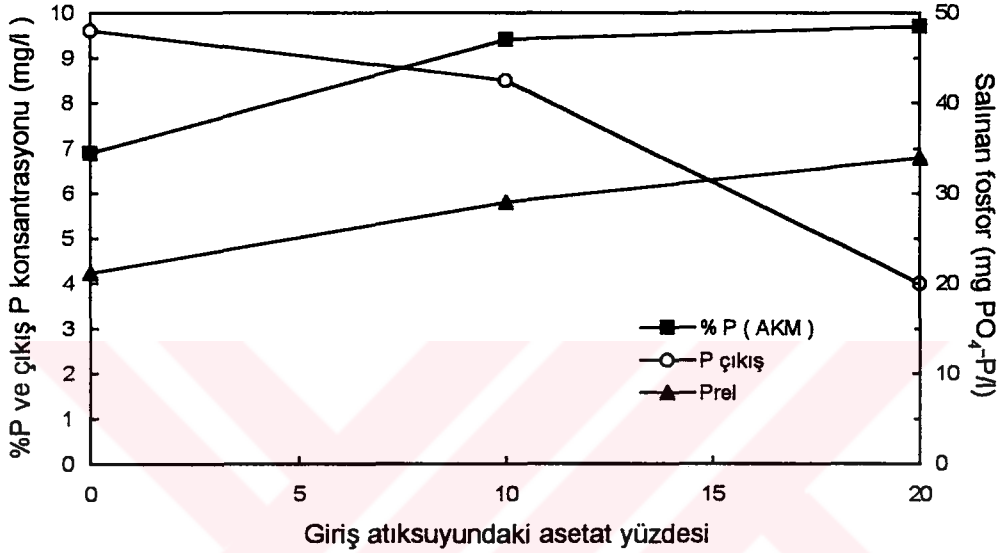
Tablo 6.5 SET 6 - SET 12 Deney Sonuçları Özet Tablo

	SET 6	SET 7	SET 8	SET 9	SET 10	SET 11	SET 12
Giriş Substrat	240 TSB	240 TSB	240 TSB	240 TSB	240TSB	150TSB	300TSB
Dağılımları	60asetat	30asetat	30asetat	60glukoz	60glukoz	150glukoz	
(mg/l KOİ)		30glukoz					
AKM(mg/l)	3040	2910	3030	2930	2890	2850	3050
UAKM(mg/l)	1980	1930	2105	2100	2030	2220	2110
UAKM/AKM	0.651	0.663	0.695	0.717	0.702	0.780	0.692
% P (AKM)	9.7	9.4	7.8	6.9	7.6	5.3	7.2
% P (UAKM)	15	14.2	11.3	9.6	10.8	6.8	10.3
Giriş P (mg/l)	20.4	20.9	20.4	20.6	20.3	20.7	20.5
Çıkış P(mg/l)	4.0	8.5	11.5	9.8	9.3	13.0	12.3
Giriş KOİ/P	13.6	12.3	11.3	13.5	13.9	13.2	15.0

Tablo 6.5'in devamı

	SET 6	SET 7	SET 8	SET 9	SET 10	SET 11	SET 12
$P_{rel} \text{ (mg/l)}$	34	29	24.3	21.1	21.1	8	18
$P_{An.sonu.} \text{ (mg/l)}$	48.1	44.8	41	37.4	37	25	34.5
$P_{upt} \text{ (mg/l)}$	44.1	37	29.2	27.6	27.7	12	22.8
P_{upt}/P_{rel}	1.3	1.26	1.2	1.3	1.31	1.5	1.28
$KOI_{ut} \text{ (mg/l)}$	126	127	118	140	133	123	130
KOI_{ut}/P_{rel}	3.7	4.5	4.9	6.7	6.3	10.2	7.6
P_{rel}/KOI_{ut}	0.27	0.22	0.2	0.15	0.16	0.098	0.13
Giriş TKN (mg/l)	30	30	33	32	34.5	21.5	38
Çıktı NO _x -N(mg/l)	10.8	11.3	11.5	11.8	12.5	6.5	15
Giriş KOI/TKN	9.5	8.6	8.2	8.6	8	13	7

Tablo 6.5'ten de görüleceği gibi iki set arasında (SET 9 ve 10) büyük farklılıklar yoktur. Bu nedenle atıksudaki asetat yüzdesine karşı çıkış fosfor konsantrasyonu değişimini gösteren Şekil 6.8'de sadece SET 6, 7 ve 9 yer almaktadır.



Şekil 6.8 Atıksudaki asetat yüzdesi ile P_{rel} , $P_{çıkış}$ ve %P (AKM) değişimleri

Şekil'den de görüleceği üzere asetat oranının % 20 olduğu SET 6'dan % 10'a düşürüldüğü SET 7'deki verim düşüşü, % 10 asetat içeren atıksudaki asetatın tamamen kesildiği durumdaki verim düşüşünden çok daha fazla olmuştur. Şekil 6.8 ayrıca atıksudaki asetat yüzdesi ile salınan fosfor konsantrasyonu ve çamurdaki fosfor içeriği ilişkisini de göstermektedir. Atıksuda azaltılan asetat yerine glukoz ilavesi sonucu KOİ konsantrasyonunda bir değişiklik olmamasına rağmen Poly P organizmalarının doğrudan kullanabileceği substrat miktarı düştüğünden anaerobik fazda salınan fosfor miktarı da azalmıştır. Bu azalma ise yine asetat yüzdesinin 20'den 10'a düşürüldüğü SET 7'de 5 mg/l (34-29) iken asetat yerine glukozun eklendiği SET 9'da 8 mg/l (29-21) olmuştur. Salınan fosfor konsantrasyonundaki 5 mg/l'lik düşüş çıkış fosfor konsantrasyonunda 4.5 mg/l'lik bir artışa neden olurken asetatın kesildiği

ikinci adımda salınan fosfordaki 8 mg/l'lik ilave düşüş çıkışta 1.3 mg/l'lik artmaya yol açmıştır.

Deneyler sırasında asetat konsantrasyonunun giderek düşürülmesi ile verimde meydana gelen bozulma gözlenmiştir. Dolayısıyla fosfor giderme yeteneği olan mikroorganizmaların hakim olduğu çamurda yapılan bu değişiklik, hiç asetat içermeyen bir atıksu ile beslenen sistemde asetat yüzdesi artırılarak tam tersi şekilde yapıldığında verimde Şekil 6.8'deki eğriyi izleyen bir düzelmeye görüldüğü görülmeyeceğinin söylenebilmesi için SET 6, 7 ve 9 sırasında substrat olarak sadece asetat kullanılarak yapılan anaerobik kesikli deney sonuçları reaktörle karşılaştırmalı olarak Tablo 6.6'da verilmiştir.

Tablo 6.6 Atıksudaki Asetat Yüzdesinin P_{rel}/KOI_{ut} Oranına Etkisi

SET	Asetat(%)	P_{rel}/KOI_{ut} (mg/mg)	
		Reaktör	Kesikli
6	0.2	0.27	0.75
7	0.1	0.22	0.7
9	0	0.15	0.5

Reaktördeki P_{rel}/KOI_{ut} oranları asetat yüzdeleri ile karşılaştırıldığında asetattaki % 10'luk bir azalmanın 1 mg KOİ ile salınan fosfor konsantrasyonunda ortalama 0.06 mg'lık bir düşüş yarattığı görülmektedir. Aynı şekilde asetat yüzdesinin % 10 artırılmasının P_{rel}/KOI_{ut} değerinde 0.06 mg'lık bir artış yaratıp yaratmayacağının görülebilmesi için bu setlerde substrat olarak sadece asetatın kullanıldığı, bir diğer deyişle KOİ'nin %100'ünün asetat olduğu kesikli deney sonuçları baz alınmıştır. Bu durumda % 20 asetat içeren set için (SET 6), her % 10 artışın 0.06 mg P_{rel} artışı yaratacağı kabulü ile % 100 asetat için bulunan sonuç 0.75 mg/mg olup, kesikli deneylerde çamura % 100 asetat ilavesi ile bulunan değerle aynıdır.

Bununla beraber diğer setlerdeki çamurla yapılan kesikli deneylerde aynı orandaki artışın gözlenemediği görülmektedir. % 10 asetat içeren SET 7 için bu artış yine 0.053 mgP/mgKOİ olup 0.06 değerine yakındır. Fakat hiç asetat içermeyen SET 9'da

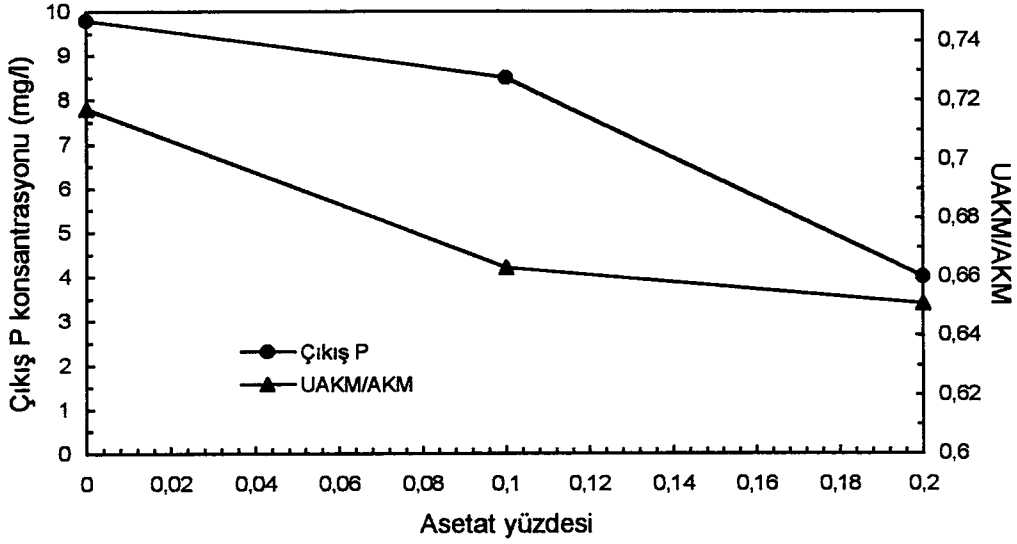
% 100 asetat ilavesi ile ancak 0.5 mgP_{rel}/mgKOİ_{ut} değerine ulaşılmış olup her % 10 asetat artışına karşılık salınan fosfordaki artış 0.035 mg olmuştur.

Bu sonuçlardan hiç asetat içermeyen atıksu ile beslenen çamura asetat ilavesinin salınan fosforda yarattığı artış hızının asetat içeren atıksu ile beslenen çamura göre daha düşük olduğu görülmektedir. Dolayısı ile Şekil 6.8'deki grafiğe asetat yüzdesinin azaltılması yerine artırılması söz konusu olduğunda daha uzun sürelerde ulaşılabilceği söylenebilir.

Yukarıda gözlenen ve atıksudaki asetat yüzdesinin azaltılmasının etkisi olarak ele alınan sonuçların aynı zamanda glukoz miktarının artırılmasının olumsuz etkileri olarak da değerlendirilmesi söz konusudur. Glukoz yüzdesi arttıkça anaerobik fazda kullanılan KOİ miktarı değişmemekle birlikte salınan fosfor konsantrasyonunda düşme ve böylece fosfor giderme veriminde bozulma gözlenmektedir. Bu şekilde bir değerlendirmeyi destekleyici olarak SET 8 ve SET 9'un bir karşılaştırması yapıldığında, SET 8'de giriş KOİ konsantrasyonu 30 mg/l az olmasına karşın fosfor içeriği ve anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonunun, 60 mg/l KOİ eşdeğerinde glukoz içeren SET 9'dan daha yüksek olduğu görülmektedir. Buna karşılık SET 8'de çıkış fosfor konsantrasyonunun biraz daha yüksek olması ise P_{upt}/P_{rel} oranının düşük olmasından kaynaklanmaktadır.

KOİ/P oranı sabit tutularak giriş asetat yüzdesinin azaltıldığı 3 set (SET 6, 7 ve 9) için asetat yüzdesi ile çıkış fosfor konsantrasyonunun yanısıra UAKM/AKM oranının değişimi Şekil 6.9'da görülmektedir. Çıkış fosfor konsantrasyonunun artmasına paralel olarak UAKM/AKM oranı da çamurun fosfor içeriğindeki azalma nedeni ile yükselmiştir.

Sisteme ilave edilen asetat miktarı azaltılırken aynı miktar substratın glukoz yerine başka bir substrat ile verilmesi sağlandığı takdirde verimde meydana gelecek azalmanın Şekil 6.9'da görüldüğü kadar büyük olup olmayacağının ve ayrıca yine ilave edilen glukoz fraksiyonunun daha da artırılmasının sistemde yaratacağı etkinin görülmesi amacıyla SET 11 ve SET 12 deneyleri yürütülmüştür.



Şekil 6.9. Atıksudaki asetat yüzdesi ile $P_{\text{çıkış}}$ ve UAKM/AKM ilişkisi

Ancak substrat fraksiyonlarının yukarıda sözü edilen şekilde değiştirilmesi sonucu TSB miktarının da değişmiş olması nedeni ile girişte TSB'den gelen azot miktarı kontrol edilemediği için KOİ/TKN oranları da değiştiğinden çıkış nitrat konsantrasyonları farklı olan setlerin substrat etkisi açısından karşılaştırılmaları söz konusu olmuştur. Dolayısıyla bu setlerde hem substratın hem de çıkış $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunun sistem verimine etkisi birlikte görülmüştür. 3 farklı KOİ/TKN oranında substrat etkisinin incelendiği deney setleri SET 9, SET 11 ve SET 12'dir. Daha önce de belirtildiği gibi SET 10'da SET 9'a göre 15 dakika havalandırma uzatılması farkı olduğundan ($\bar{I}_3$), SET 11 ve SET 12 ile karşılaştırması yapılan set, aynı işletme koşuluına sahip olan ($\bar{I}_2$) SET 9'dur.

Farklı KOİ/TKN oranları ve aynı işletme koşulundaki bu üç deney seti, atıksudaki TSB fraksiyonunun değiştirilmesi ile oluşan substrat değişiminin sistem verimine etkisi açısından 6.2.2'de irdelenmiştir.

6.2.2 KOİ/TKN Oranının Farklı Olması Hali

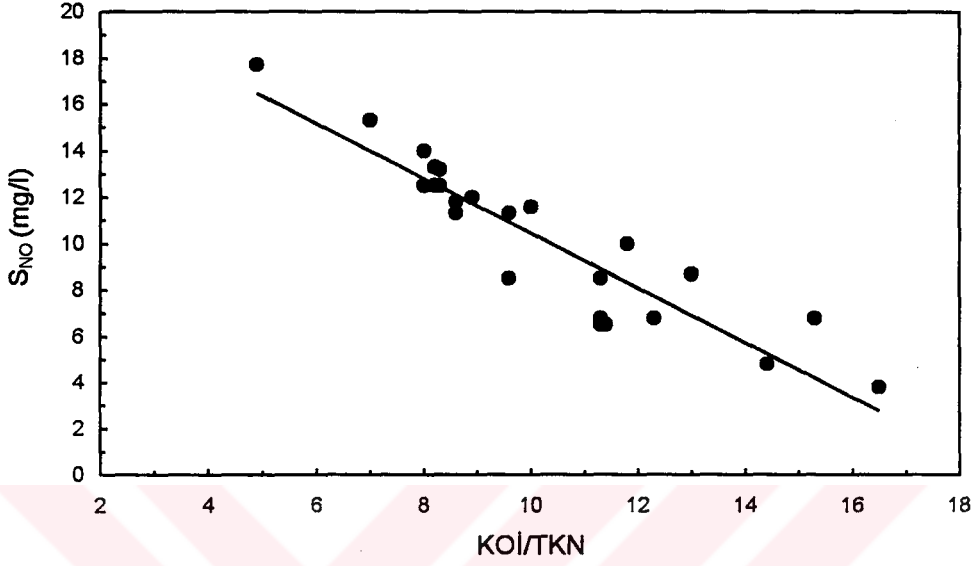
Giriş KOİ/TKN oranının farklı olduğu aynı işletme koşuluna sahip 3 deney seti bulunmaktadır (SET 9, SET 11 ve SET 12).

SET 9 ve daha önceki deney setlerinde Tablo 6.5'den de görüleceği üzere KOİ/TKN oranı aynı olup ortalama 8.5 değerindedir. Yine bu set boyunca çıkıştaki oksitlenmiş azot (S_{NO}) konsantrasyonu da 11.5 mg/l gibi bir değer olarak gözlenmiştir. SET 11 ve SET 12 ise sırası ile TSB ve glukozun yarı yarıya kullanılarak giriş KOİ/TKN oranının yükseldiği ve sadece TSB kullanılarak KOİ/TKN oranının SET 9'a oranla düşürüldüğü iki ayrı deney seti olup ortalama deney sonuçları yine Tablo 6.5'de gösterilmiştir.

Giriş atıksuyundaki substrat türünün yalnızca TSB olduğu SET 12'de çıkışta S_{NO} konsantrasyonları ölçülmemiş olup SET 6'dan itibaren bütün deneysel çalışma boyunca ölçülmüş olan çıkış NO_x-N değerleri ile KOİ/TKN oranı arasındaki ilişkiden teorik olarak bulunmuştur. SET 6 ve SET 15 arası deneylerle bulunan KOİ/TKN ile S_{NO} değişimi Şekil 6.10'da verilmiştir. Tablo 6.5'de SET 12 için çıkış NO_x-N konsantrasyonu Şekil 6.10'daki eğri yardımı ile yaklaşık 15 mg/l olarak alınmıştır.

SET 11'de çıkıştaki NO_x-N konsantrasyonu SET 9'da 11.5 değerinden 6.5 mg/l'ye düşmüş olmasına karşın atıksudaki glukoz oranının % 50'ye yükseltilmiş olması dolayısıyla çıkış fosfor konsantrasyonunda 3 mg/l'lik bir artış gözlenmiştir. Buna karşılık sadece TSB ile çalışılan SET 12'de ise çıkış NO_x-N değeri 15 mg/l'ye yükselmiş olmasına rağmen çıkış fosfor konsantrasyonunda SET 11'e göre 1 mg/l kadar bir düzelme meydana getirmiştir. Glukoz miktarının % 50'ye çıkartıldığı SET 11'de anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu 8 mg/l'ye ve çamurun fosfor içeriği ise % 6.8 (UAKM) değerlerine kadar düşmüştür. Buna karşılık anaerobik bölgede kullanılan KOİ miktarında büyük bir değişiklik olmamıştır. Salınan 1 mg fosfor başına kullanılan KOİ miktarı 10.2 mg olarak gözlenmiş olup bu değer SET 9

sırasında substrat olarak sadece glukozun kullanıldığı kesikli deneyde $11.5 \text{ mgKOI}_{\text{ut}} / \text{mgP}_{\text{rel}}$ mertebesinde dir.

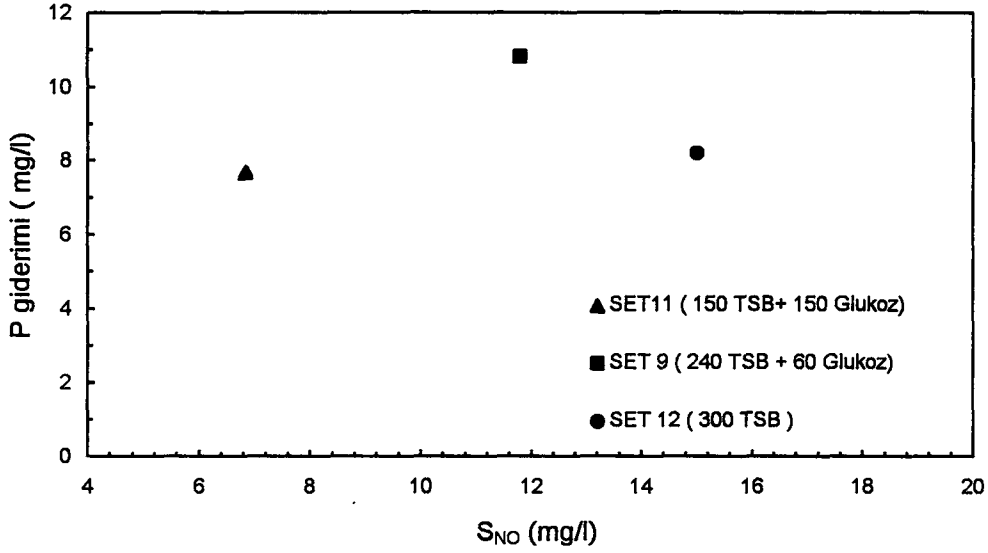


Şekil 6.10 KOI/TKN oranı ile çıkış $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonu değişimi

Ayrıca girişteki toplam KOİ konsantrasyonu değişmemiş olmasına karşın giriş KOİ değerinin düşük olduğu SET 8 haricindeki diğer setlerde 8 gün olan çamur yaşı SET 11’de 13 gün değerine yükselmiştir. Sistemdeki UAKM konsantrasyonu günde 1.1 l yerine 0.65 l çamur atılarak sabit tutulabilmektedir. UAKM/AKM oranı ise çamurun fosfor içeriğinin düşmesi sonucu 0.78 değerine yükselmiştir.

SET 9, 11 ve 12’de gözlenen fosfor giderme verimlerinin çıkış oksitlenmiş azot konsantrasyonuna (S_{NO}) karşı değişimi bir şekil yardımı ile belirtilmiştir (Şekil 6.11).

Şekil 6.11’den görüleceği gibi yüksek KOİ/TKN oranına sahip SET 9’da S_{NO} konsantrasyonunun düşük olmasının sisteme getirdiği verim artışı substratın glukoz ağırlıklı olması nedeni ile görülememekte ve hatta çıkış $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunun yaklaşık 2 kat daha yüksek olduğu % 100 TSB’li setteki (SET 12) fosfor giderme veriminin SET 11’den nisbeten daha iyi olduğu gözlenmektedir.



Şekil 6.11 Çıkış NO_x -N konsantrasyonu ile fosfor giderimi arasındaki ilişki

Atıksudaki substrat türleri değiştirilmeden çıkışta oluşacak NO_x -N konsantrasyonunun değiştirilebilmesi ile reaktöre anaerobik fazda giren nitrat miktarının fosfor salımına doğrudan etkisinin görülebilmesi mümkün olabilir. Bu çalışmada yalnızca S_{NO} konsantrasyonunun etkisinin incelenmesine yönelik deneysel çalışma yapılmamıştır.

Reaktörde tam nitrifikasyon gerçekleşmekte olup çıkış S_{NO} konsantrasyonu reaktörün doldurulması sırasında denitrifikasyonla V_0 hacminde giderilmektedir. Bu şartlarda yazılan bir kütle dengesi ile çıkışta ölçülebilecek NO_x -N konsantrasyonu teorik olarak hesaplanmış ve deney sonuçları ile karşılaştırılmıştır. Hesaplamalarda kullanılan kütle dengesi aşağıda görülmektedir:

Doldurma hacminde nitrifiye olan azot miktarı,

$$V_F N_{OX} = V_F S_{NH1} - V_F S_{NH} - V_F N_x \quad (6.4)$$

S_{NH1} = Giriş TKN konsantrasyonu (mg/l)

S_{NH} = Çıkış TKN konsantrasyonu (mg/l)

N_{OX} = Nitrifiye olan azot (mg/l)

N_x = Mikroorganizmaların bünyesine geçen azot (mg/l)

(6.4) bağıntısından, mikroorganizma bünyesine geçecek azot miktarı için ,

$$V_F N_X = i_X \frac{V_T X_T}{\theta_X m} \quad (6.5)$$

(6.5) bağıntısında $i_X = 0.12 \text{ mgN/mgbiyokütle}$ değeri kullanılarak hesaplanır.

Denitrifikasyonun sadece V_0 hacminde gerçekleştiği gözönüne alınarak

$$V_F N_{OX} = V_F N_D + V_F S_{NO} \quad (6.6)$$

N_D = Denitrifikasyona uğrayan azot (mg/l)

(6.6) bağıntısında , $V_F N_D = V_0 S_{NO}$ eşitliği yerine konulursa,

$$V_F N_{OX} = (V_0 + V_F) S_{NO} \quad (6.7)$$

elde edilir.

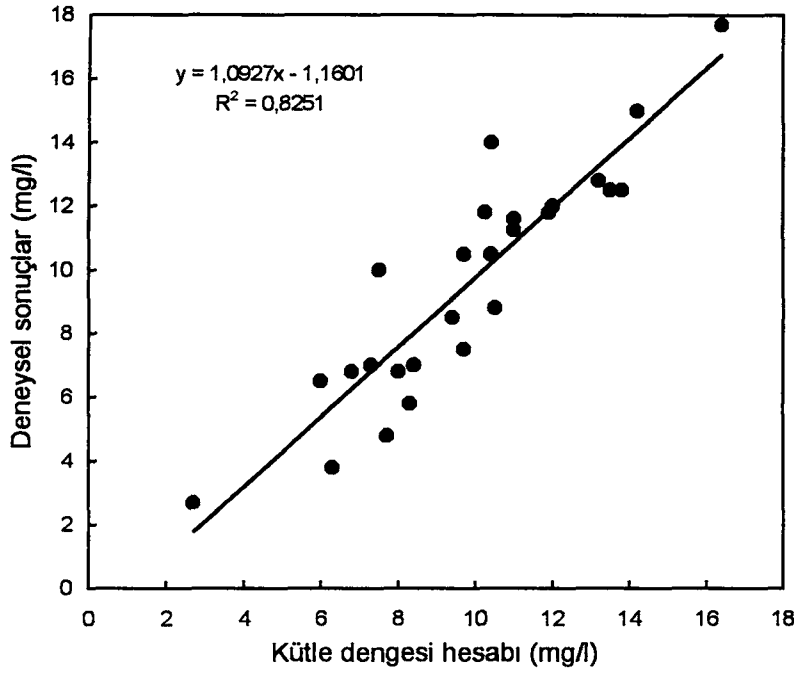
$$V_F = V_T - V_0$$

olduğu gözönüne alınarak çıkışta bulunabilecek oksitlenmiş azot konsantrasyonu, S_{NO} ;

$$S_{NO} = \frac{V_F}{V_T} N_{OX}$$

olarak bulunmaktadır.

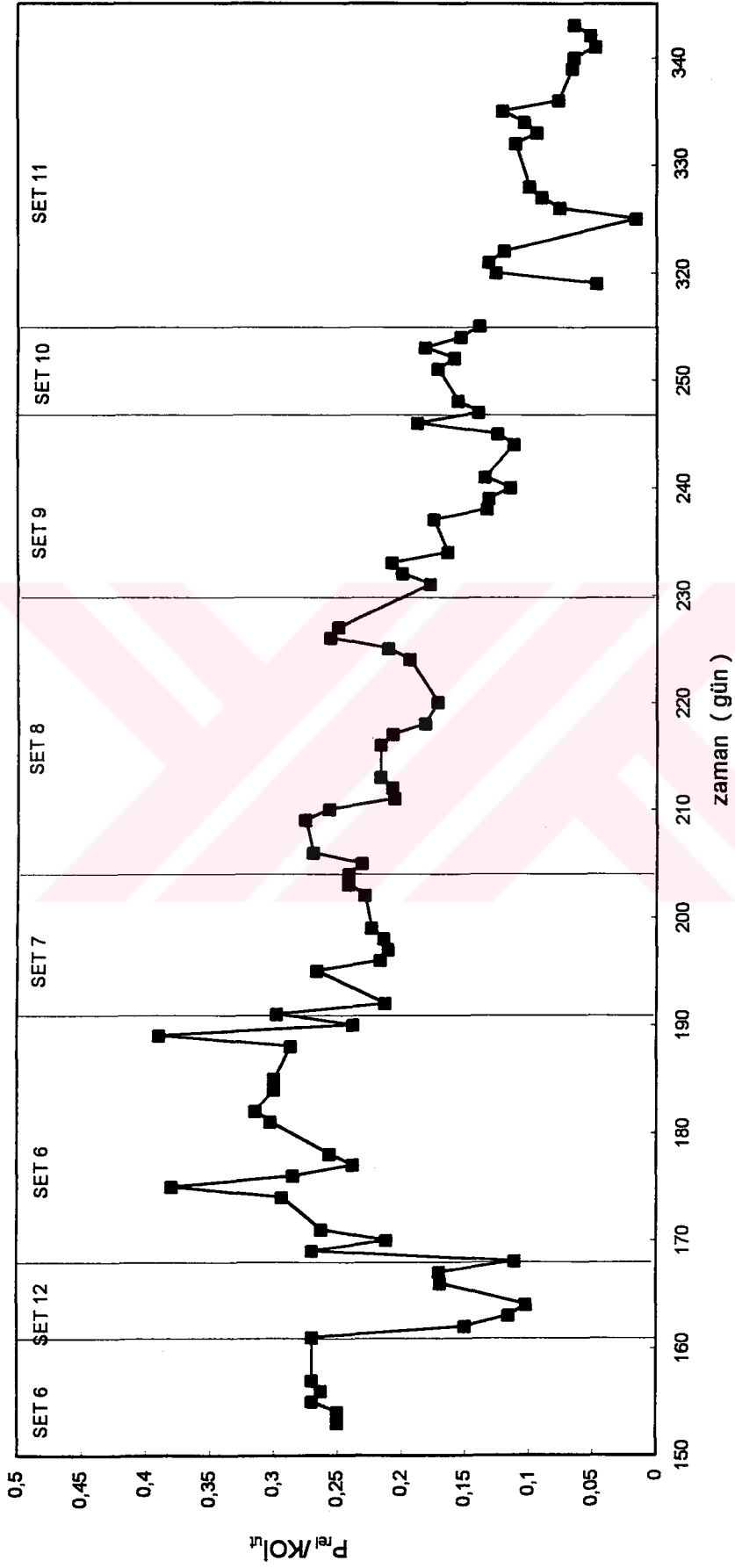
Bu kütle dengesi ile çıkışta NO_x -N konsantrasyonu ölçülmediği durumlarda oluşabilecek değerlerin hesap sonucu bulunmasının doğruluk derecesinin görülebilmesi amacıyla çıkış S_{NO} konsantrasyonunun ölçüldüğü bütün zamanlarda kütle dengesi ile de hesap yapılmış ve hesap sonuçları ile deney sonuçları korelasyonu Şekil 6.12’de gösterilmiştir.



Şekil 6.12 Çıkış S_{NO} konsantrasyonu deney sonuçları ile kütle dengesi hesap sonuçlarının karşılaştırılması

6.2.3 Genel Değerlendirme

Setlerin tümünün (SET 6-SET 12) genel bir değerlendirmesi yapıldığında ise anaerobik bölgede kullanılan KOI miktarına karşılık salınan fosfor konsantrasyonunun atıksudaki asetat yüzdesinin azalması ile giderek düştüğü, asetat yerine eklenen glukoz miktarının artması ile bu düşüşün çok daha hızlandığı görülmektedir. SET 6 ile SET 12 arasında P_{rel}/KOI_{ut} oranındaki değişim günlere göre Şekil 6.13’de verilmiştir. En düşük oranın % 50 glukoz içeren atıksu kompozisyonuna sahip SET 11’de olduğu görülmektedir. Sürekli sistemdeki (AKR) bu oranın azalması ile beraber, reaktörden aynı setlerde atılan çamurda yapılan asetatlı kesikli deneylerde de bu oranın reaktördeki oran doğrultusunda düştüğü gözlenmektedir. Sadece asetatın substrat olarak kullanıldığı anaerobik kesikli deneylerdeki P_{rel}/KOI_{ut} oranındaki bu azalma, kesikli deneyin yapıldığı çamurdaki Poly P bakterilerinin oranının, atıksu kompozisyonu nedeniyle düşmesine paralel olarak cereyan etmiştir. Substrat olarak asetat ve glukozun kullanıldığı kesikli deneylerdeki ve bu kesikli deneylerin yürütüldüğü setlerde reaktördeki P_{rel}/KOI_{ut} oranları, Tablo 6.7’de karşılaştırmalı olarak görülmektedir.



Şekil 6.13 SET 6 - SET 12 arası $P_{rei}/K_{OI_{ut}}$ değişimleri

Tablo 6.7 P_{rel}/KOI_{ut} Oranının Değişimi (SET 6 - SET 11)

	SET 6	SET 7	SET 8*	SET 9(10**)	SET 11
Reaktör	0.27	0.22	0.2	0.15	0.023
Kesikli					
(asetat)	0.85	0.7	0.52	0.5	0.014
Kesikli					
(glukoz)		0.087		0.043	0.02

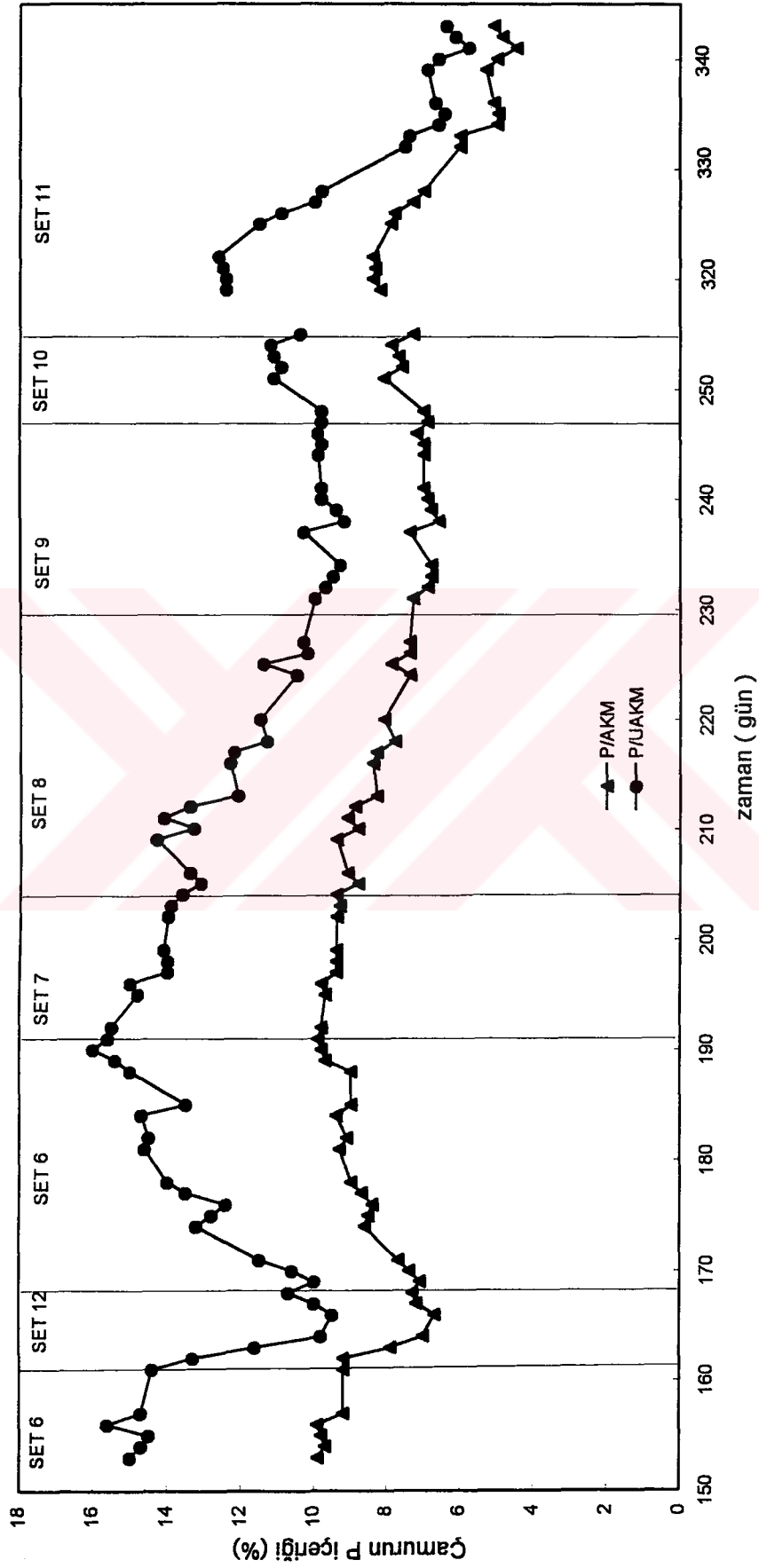
* SET 8’de giriş KOI konsantrasyonu diğer setlerden 30 mg/l düşüktür.

** SET 9 ve 10 arasında havalandırma süresinin 15 dak. daha uzatılmış olması dışında bir farklılık yoktur.

Tablo incelendiğinde asetatlı kesikli deney değerlerinin 0.85 ile 0.014 mg/mg arasında değiştiği görülmektedir. Bu değerler mol P/mol asetat olarak hesaplandığında ise sırasıyla 1.73 ile 0.03 mol/mol aralığı elde edilmektedir. Literatürde ise şu ana kadar rapor edilmiş olan en yüksek değer 1.5 ve en düşük değer 0.04 olarak görülmektedir (Tablo 2.4).

Tablo 6.7’de SET 11 için reaktördeki P_{rel}/ KOI_{ut} oranı Tablo 6.5’de görülen değerden düşüktür. Bunun nedeni, kesikli deneyin yapıldığı anda reaktördeki koşulların, aynı atıksu kompozisyonunun daha yüksek giriş TKN değeri ile sürdürülmesi sonucu giderek bozulmuş olmasıdır. SET 11’de çamurun fosfor içeriği ve P_{rel}/ KOI_{ut} değerleri sırasıyla % 6 ve 0.098 iken kesikli deneyin yapıldığı anda bu değerler % 3 ve 0.023 değerlerine düşmüştür. Bu deneyler bu çalışmada yer almamakla birlikte kesikli deneyin yapıldığı şartları yansıması açısından belirtilmiştir.

Kesikli deneylerde en yüksek oran olan 0.85 değerinin gözlendiği deneyin yapıldığı setteki çamurun fosfor içeriği % 15 iken, 0.014 oranının bulunduğu kesikli deney sırasında bu değerin % 3 civarına inmesi Poly P bakterilerinin oranındaki azalmayı göstermektedir. Çamurun fosfor içeriğindeki bu azalmanın görülebilmesi açısından SET 6 - SET 12 arası günlük ölçüm sonuçları Şekil 6.14’ de verilmiştir.



Şekil 6.14 Çamurun fosfor içeriğinde SET 6 - SET 12 arası günlük değişimler

Çamurun fosfor içeriğinde ve salınan fosfor konsantrasyonunda meydana gelen bu azalma atıksudaki asetate konsantrasyonunun azalması ve glukoz konsantrasyonunun artmasına paralel olarak gerçekleşmiştir. Bu durum substrat olarak asetate yerine sadece glukozun kullanıldığı anaerobik kesikli deneylerle de doğrulanmaktadır. Tablo 6.7’de SET 7 ve SET 9’da yapılan glukozlu kesikli deneylerde KOİ tüketimine karşılık salınan fosfor miktarının, asetatlı kesikli deney değerleri ile karşılaştırıldığında çok düşük olduğu görülmektedir. SET 11’de ise glukozlu kesikli deneyle asetatlı kesikli deney arasında bir farklılık olmadığı hatta glukozlu deney değerinin biraz daha yüksek olduğu görülmektedir.

Buradan da substratın glukoz ağırlıklı olduğu atıksu kompozisyonlarında Poly P bakterilerinin oranı düştüğünden asetate ilavesi sonucu dahi, ortamda Poly P organizmaları bulunmadığından, fosfor salımının gerçekleşmediği söylenebilir.

Salınan maksimum fosfor yüzdesi ise yine atıksudaki asetate yüzdesi ile orantılı olarak azalmış olup SET 11’de % 2 gibi bir değere kadar inmiştir. Reaktördeki ve kesikli deneylerdeki $P_{rel}/MLTP$ oranlarının setlerdeki salınan fosfor ve çamur içeriği ile değişimini gösteren ilişki Tablo 6.8’de verilmiştir.

Tablo 6.8 Çamurdaki Toplam Salınabilir Fosfor Yüzdesinin Değişimi
(SET 6 - SET 11)

SET	Atıksudaki asetate ve glukoz yüzdeleri	% P (UAKM)	P_{rel} (mg/l)	MLTP (mg/l)	$P_{rel}/MLTP$ (%) reaktör	asetatlı kesikli
6	% 20 asetate	15	34	290	12	50-60
7	%10 as+%10 glu.	14.2	29	280	10	44
8	% 10 asetate	11.3	24.3	245	10	44
9(10)	% 20 glukoz	10	21.1	215	10	38
11	% 50 glukoz	3.4	2	85	2	2

Tablo 6.8'den de görüleceği üzere sistem atıksudaki glukoz oranının artması ile bozulmaya başlamış ve bu değerin % 50'ye çıkması ile aşırı biyolojik fosfor gideren sistem olma özelliğini hemen hemen tamamen yitirmiştir. Bu durum çamurun fosfor içeriğindeki % 3 değerine ulaşan düşüş ile ortaya çıkmış ve çamurdaki salınabilen fosfor yüzdesi 2 civarına inmiştir. Salınan fosfor miktarının sistemdeki Poly P mikroorganizmalarının oranına doğrudan bağlı olduğu ve bu oranın atıksudaki glukoz yüzdesinin artması ile azaldığı görülmektedir. Sistemin tölere edebileceği glukoz yüzdesinin bu çalışmadaki giriş atıksu özellikleri doğrultusunda % 20 mertebesinde olduğu söylenebilir.

6.3 İŞLETME KOŞULLARININ ETKİSİ

Aynı atıksu kompozisyonunda reaktörün işletme koşullarında yapılacak değişimlerin sistem verimine etkisinin incelenmesi amacı ile SET 12'ye kadar olan deneysel çalışma sırasında 4 olan ve çevrim içi faz dağılımlarında sınırlı değişime imkan veren günlük çevrim sayısı 3'e düşürülerek bir çevrimin süresi 8 saate yükseltilmiştir. Günde 3 çevrimin yapıldığı deneysel çalışmada 3 farklı işletme koşulu denenmiştir (SET 13, 14 ve 15). Bu setler de ise atıksu kompozisyonu olarak çevrim sayısının 4 olduğu durumda iki ayrı işletme koşulunun denendiği (SET 9 ve SET 10) A₉ seçilmiştir. Bu atıksu kompozisyonunda substrat türleri TSB ve glukoz olup fraksiyonları 240 mg/l KOİ eşdeğeri TSB ve 60 mg/l KOİ eşdeğeri glukoz şeklindedir.

Sözü edilen atıksu kompozisyonu ile günde 3 çevrim olarak çalıştırılmış olan bu 3 deney setinin (13,14 ve 15) sonuçları Tablo 6.9'da görülmektedir. Aynı atıksu kompozisyonunda günde 4 çevrim içeren ve farklı substratların etkisinin değerlendirildiği Tablo 6.5'de verilmiş olan iki deney seti (SET 9 ve SET 10) işletme koşullarının etkisinin 3 çevrim yapılan setlerle karşılaştırabilme kolaylığı açısından Tablo 6.9'da tekrar verilmiştir. Tablo'da setlerin işletme koşullarından, çevrim içi faz dağılımının esasını teşkil etmesi dolayısıyla sadece anaerobik ve aerobik reaksiyon süreleri belirtilmiştir. Bölüm 4'te deney setleri tanımlanırken işletme koşullarının verildiği Tablo 4.10'da belirtildiği şekilde anaerobik faz süresi olarak 15 dakikalık

statik doldurmanın bittiği ve karıştırma işleminin başladığı andan itibaren olan süre esas alınmıştır. Deney sonuçlarının verildiği Bölüm 5'teki çevrim içi parametrelerin değişimleri incelendiğinde $t=0$ anında V_0 hacmindeki $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunun tamamının doldurma işlemi tamamlandığında denitrifikasyonla giderildiği ve karıştırma işleminin başladığı anda ortamda hemen hemen hiç nitrat kalmadığı görülmektedir. Bu nedenle Tablo 6.9'da ki tüm setlerde anaerobik faz süresi olarak Tablo 4.10'da belirtilmiş olan karıştırma süreleri verilmiştir.

SET 13'de anaerobik sürenin fosfor salımına (P_{rel}) etkisinin görülebilmesi açısından anaerobik bölge 1 saat uzatılarak 150 dk ve yine aerobik süre de 1 saat uzatılarak 240 dakikaya yükseltilmiştir. Bu şekilde Tablo 6.9'dan da görüleceği üzere günde 4 çevrim yapılan SET 9 ve 10' daki değerlere çok yakın değerler elde edilmiştir.

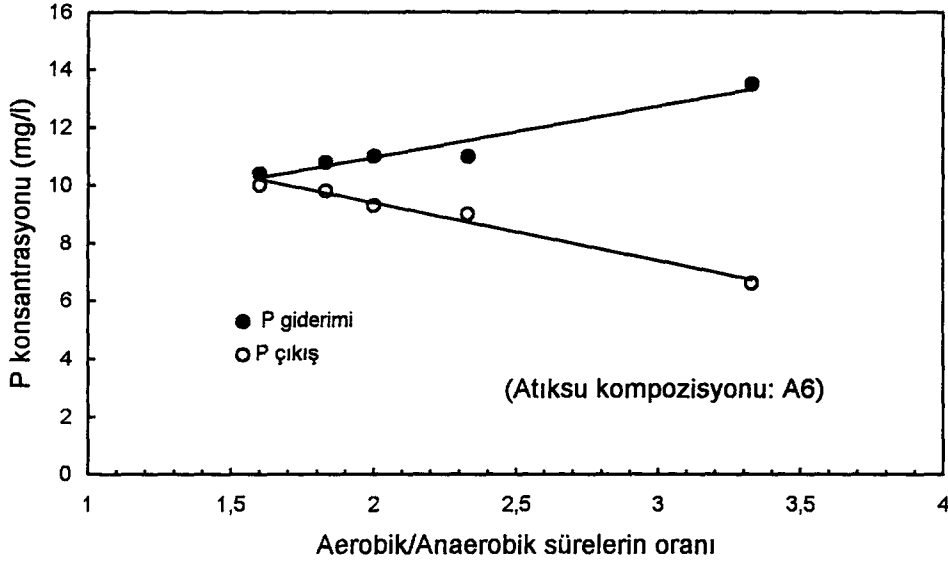
Anaerobik sürenin uzatılmasının fosfor salınmasına büyük etkisi olmadığı görüldüğünden SET 14'de anaerobik süre 90 dakikaya düşürülerek havalandırma fazının sonuna doğru 90 dakikalık bir anoksik faz eklenerek çıkış $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunun düşürülmesi amaçlanmıştır.

Bu bölgede $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunda belirli bir düşüş gözlenmekle beraber ve çökelme özelliğinin bozulmasını önlemek amacı ile sonda yeralan 30 dakikalık havalandırma ile azalan oranda nitrat tekrar oluştuğundan çıkış konsantrasyonunda bir değişiklik olmamıştır. Arada bulunan anoksik bölgede fosfor alımı (P_{upt}) gerçekleşmediğinden aerobik süreye 90 dakikalık bu anoksik bölge dahil edilmemiştir. Çıkış $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonunda fosfor giderme verimini etkileyecek oranda bir düşüş gözlenmediğinden SET 15'te bu anoksik bölge kaldırılarak havalandırma süresi 5 saate çıkarılmıştır.

Tablo 6.9'da görülen 5 set için aerobik reaksiyon süresinin anaerobik reaksiyon süresine oranı ile fosfor giderimi arasındaki ilişki Şekil 6.15'de verilmiştir.

Tablo 6.9 SET 9,10, 13, 14 ve 15 Deney Sonuçları Özet Tablo

	SET 9	SET 10	SET 13	SET 14	SET 15
Anaerobik faz süresi (dakika)	90	90	150	90	90
Aerobik faz süresi (dakika)	165	180	240	210	300
Aer./Ana. süre	1.83	2	1.6	2.33	3.33
Çevrim sayısı	4	4	3	3	3
θ_x (gün)	8	8	13	15	14
AKM (mg/l)	2930	2890	2980	2970	3000
UAKM	2100	2030	2070	2050	2000
UAKM/AKM	0.717	0.702	0.694	0.690	0.667
% P (AKM)	6.9	7.6	7.64	7.9	8.4
% P (UAKM)	9.6	10.8	11.0	11.4	12.4
KOI/P	13.5	13.9	12.5	12.8	12.5
Giriş P(mg/l)	20.6	20.3	20.4	20	20.1
Çıkış P(mg/l)	9.8	9.3	10	9.0	6.6
KOI/TKN	8.6	8	8.3	8.2	10
TKN (mg/l)	32	34.5	32	31.5	28.5
S _{NO} (mg/l)	11.8	12.5	12	12.6	11.6
P _{rel} (mg/l)	21.1	21.1	21.8	18.5	16.3
P _{An.sonu} (mg/l)	37.4	37	38.4	34.7	32
P _{upt} (mg/l)	27.6	27.7	28.4	25.7	25.4
P _{upt} /P _{rel}	1.30	1.31	1.31	1.39	1.55
KOI _{ut} (mg/l)	140	133	140	124	123
P _{rel} /KOI _{ut}	0.15	0.16	0.155	0.148	0.133
KOI _{ut} / P _{rel}	6.7	6.3	6.4	6.8	7.5



Şekil 6.15 Aynı atıksu kompozisyonunda aerobik sürenin anaerobik süreye oranının fosfor giderimine etkisi

Şekilden de görüleceği üzere aerobik sürenin anaerobik süreye oranı arttıkça fosfor giderimi artmakta ve çıkış fosfor konsantrasyonu düşmektedir. Çevrim sayısının 3'e düşürülmesinin çevrim içi faz dağılımlarında aerobik/anaerobik süre oranını artırıcı yönde olmadığı sürece (SET 13 ve SET 14) fosfor giderme verimi günde 4 çevrimin yapıldığı setlerden (SET 9 ve SET 10) büyük farklılıklar göstermemiştir. Bu oranın 1.5 değerine yükseltildiği SET 15'de giderilen fosfor miktarında 2 mg/l'lik bir artış olmuştur.

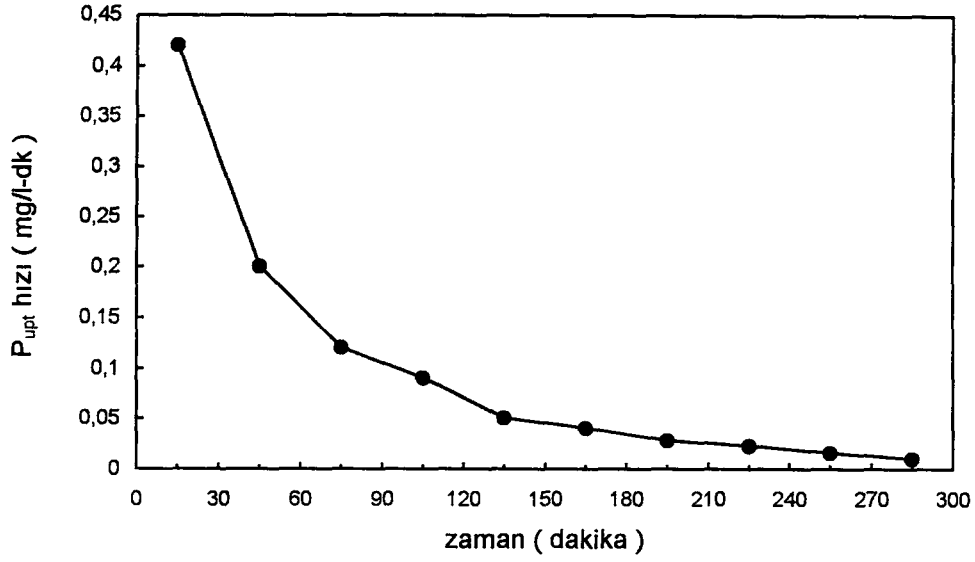
Bununla beraber Şekil 6.15'deki bu doğru orantının aerobik sürenin çok daha fazla uzatılması sonucu aynı eğimle devam etmeyeceği, bölüm 6.1'de de belirtildiği üzere fosfor alım hızının (P_{upt} hızı) aerobik süre arttırıldıkça çevrim boyunca giderek azalması sonucu görülmektedir.

Havalandırma süresinin uzatılması ile P_{upt} hızlarındaki değişimin görülmesi için Tablo 6.9'da verilen setlerin çevrim içi ölçüm sonuçlarından yararlanarak hesaplanan P_{upt} hızları Tablo 6.10'da verilmiştir.

Tablo 6.10 Fosfor Alım (P_{upt}) Hızında Çevrim İçi Değişimler

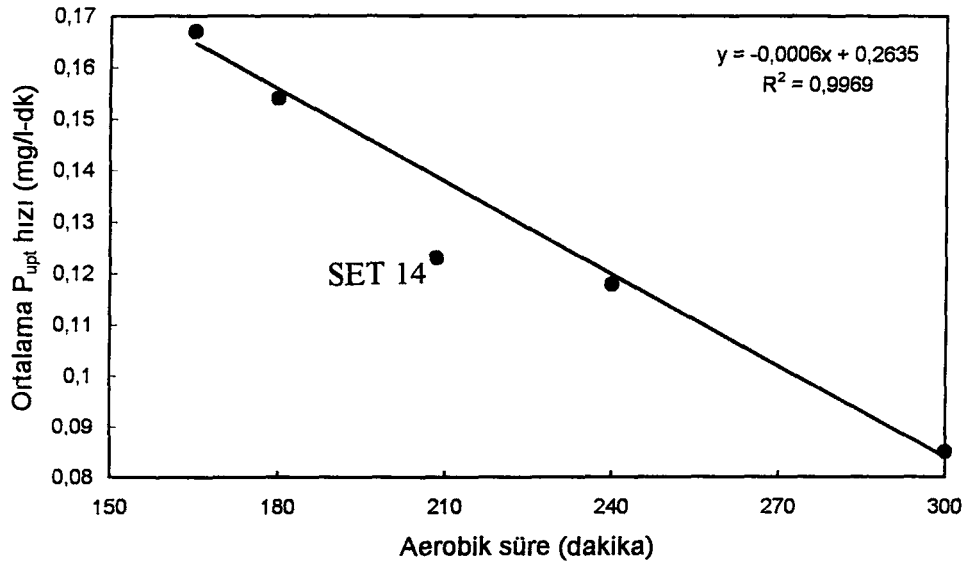
zaman (dakika)	P_{upt} hızı (mg/ l-dk)					Setlerin Ortalaması
	SET 9	SET 10	SET 13	SET 14	SET 15	
0-30	0.4	0.43	0.46	0.46	0.35	0.42
30-60	0.28	0.22		0.12		0.20
60-90	0.09	0.11	0.14		0.15	0.12
90-120	0.08	0.09		0.09		0.09
120-150	0.04	0.06	0.045		0.055	0.05
150-165	0.06					
165-180		0.05		0.035		0.04
180-210			0.022		0.033	0.028
210-240			0.023	0.00		0.023
240-270				0.00	0.016	0.016
270-300				0.04	0.010	0.007
P_{upt} (mg/l)	27.6	27.7	28.4	25.7	25.4	
$\frac{P_{upt}}{\text{Aer.süre}}$	$\frac{27.6}{165}$	$\frac{27.7}{180}$	$\frac{28.4}{240}$	$\frac{25.7}{210}$	$\frac{25.4}{300}$	
Ort. P_{upt} hızı	0.167	0.154	0.118	0.122	0.085	

Tablo 6.10'dan da görüldüğü gibi fosfor alım hızı bütün setlerin zaman aralıklarında aynı olup ortalama sonuçlar Şekil 6.16'da verilmiştir. Şekil 6.16'dan P_{upt} hızının ilk 90 dakika içinde her yarım saatte ve 90 dakikadan sonra ise her 1 saatte yarılanarak azaldığı görülmektedir. Bu şekilde 5 saatin sonunda 0.01 mg/l-dk'ya düşen P_{upt} hızı ile 5 saatten uzun havalandırmalarda arttırılan her saatte 0.2-0.1 mg/l gibi giderek azalan giderimler oluşacaktır. Fosfor alım hızının ilk yarım saat dışında 1. derece kinetiğine uyduğu söylenebilir. İlk yarım saatte ise daha hızlı bir düşüş gözlenmektedir.



Şekil 6.16 Çevrim boyunca P_{upt} hızı değişimi

Şekil 6.16'da görülen P_{upt} hızları sabit olduğundan aerobik sürenin artırılması ortalama hızı düşürmektedir. Tablo 6.10'da verilen setlerde aerobik sürede alınan fosfor miktarının toplam havalandırma süresine bölünmesi ile elde edilen ortalama hızların aerobik süre ile değişimi Şekil 6.17'de verilmiştir.



Şekil 6.17 Aerobik süre ile P_{upt} hızı ilişkisi

Şekil 6.17'den havalandırma süresinde yapılan bir saatlik artışın ortalama fosfor alım hızında 0.04 mg/l-dk'lık bir düşüşe neden olacağı söylenebilir. Şekilde doğru üzerinde kalmayan tek nokta SET 14'e ait olup, bu durum havalandırmanın arasına ilave edilen anoksik faz süresinin göz önüne alınmaması ve etkisinin doğrudan değerlendirilememesi ile açıklanabilir.

Şekil 6.16 ve 6.17'den de görüleceği gibi havalandırma süresinin 5 saatin üzerine çıkarılacağı bir çevrim düzenlemesi anlamlı gözükmemektedir. SET 15'deki 5 saatlik havalandırma süresinin istenen fosfor giderme verimine göre gerekli olup olmayacağı Tablo 6.10'da verilen P_{upt} hızlarından hesapla tahmin edilebilir. Basit bir hesapla havalandırma süresinin 165 dakikadan 300 dakikaya çıkarılması sonucu verimde meydana gelecek artış Tablo 6.10'daki hızlar kullanılarak aşağıdaki gibi hesaplanabilir.

<u>zaman(dakika)</u>	<u>P_{upt} hızı (mg/l-dk)</u>	<u>$P_{upt}(\text{mg/l})$</u>
165-185	0.04	$0.04 \times 15 = 0.6$
180-210	0.028	$0.028 \times 30 = 0.84$
210-240	0.023	$0.023 \times 30 = 0.69$
240-270	0.016	$0.016 \times 30 = 0.48$
<u>270-300</u>	0.010	<u>$0.01 \times 30 = 0.3$</u>
Uzatılan süre= 135 dk		P giderimi artışı= 2.9 mg/l

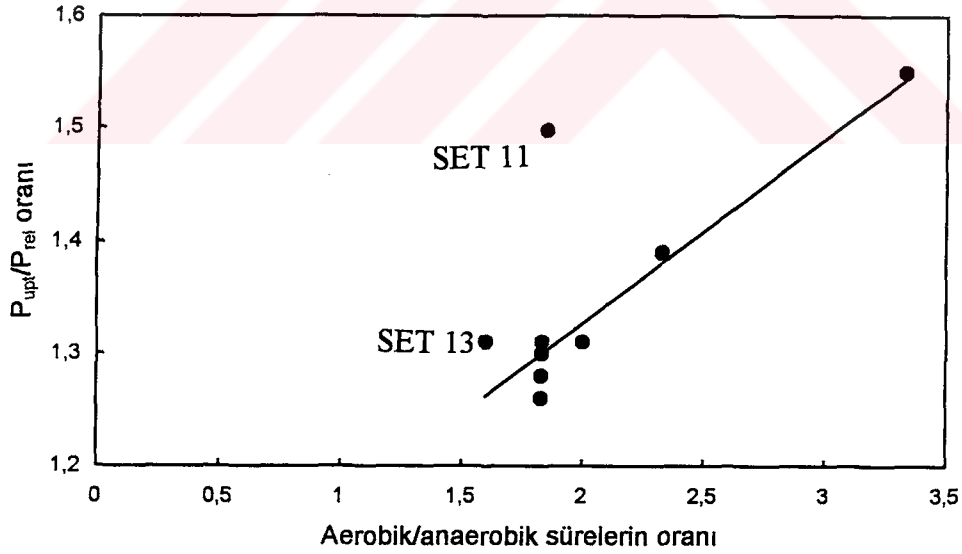
Bu hesap reaktörde SET 9'da 165 dk olan aerobik sürenin SET 10, SET 14 ve SET 15'de sırası ile 180 ,210 ve 300 dakikaya çıkarılması sonucu verimdeki artışın hesaplanması için kullanıldığında, SET 9'da 9.8 olan çıkış fosfor konsantrasyonunun yukarıdaki hız hesapları sonucu bu setlerde hesapla bulunan değerlerin ve reaktördeki gerçek çıkış fosfor konsantrasyonlarının ;

	<u>Hesap</u>	<u>Deney sonucu</u>
SET 10	9.2	9.3
SET 14	8.4	9.0
SET 15	6.9	6.6

şeklinde birbirlerine çok yakın değerler olduğu görülmektedir. Bu tür bir değerlendirme ancak anaerobik sürenin sabit olduğu ve aerobik sürenin değiştirildiği durumlarda geçerli olmaktadır. Dolayısıyla SET 13’de aerobik süre 165 dakikadan 240 dakikaya çıkmış olmakla beraber anaerobik sürenin de 90 dakikadan 150 dakikaya çıkması sonucu aerobik / anaerobik süre oranı yaklaşık sabit kalmış ve Şekil 6.15’den de görüleceği gibi çıkış fosfor konsantrasyonunda ve fosfor giderme veriminde fazla bir değişiklik olmamıştır.

Sonuç olarak anaerobik süre fosfor salımı için optimum olarak seçilirse ve sabit tutulursa aerobik sürenin değişimi ile fosfor gideriminde meydana gelecek değişiklikler tahmin edilebilir.

Bu tür bir değerlendirme aerobik /anaerobik süre oranının P_{upt}/P_{rel} oranı ile ilişkisinden de çıkarılabilir (Şekil 6.18).



Şekil 6.18 Aerobik/anaerobik süre oranı ile P_{upt}/P_{rel} ilişkisi

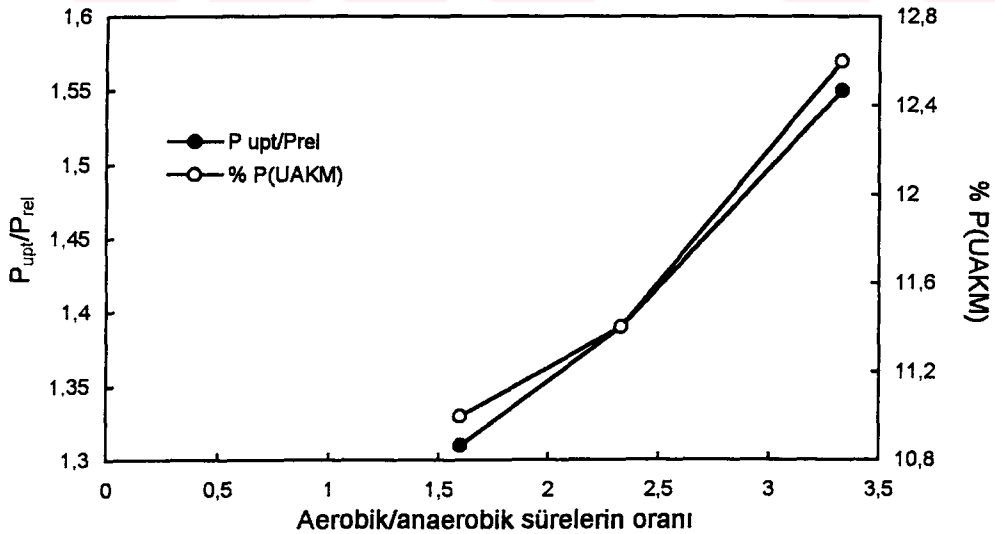
Şekilde SET 13 ve SET 11 ile belirtilen noktalar dışındaki tüm noktalarda anaerobik süre sabit olup, oran aerobik sürenin uzatılması ile artmıştır. SET 13’de oran daha düşük olmasına karşın anaerobik sürenin de 1 saat uzatılmış olması dolayısıyla salınan fosfor konsantrasyonunun da yükselmesi söz konusu olduğundan P_{upt}/P_{rel} oranı diğerlerinden daha yüksektir. Tablo 6.9’da işletme koşulunun etkisi yönünden incelemeye alınan setler dışında substratın etkisinin incelendiği Tablo 6.5’de görülen ve 165 dakikalık havalandırma süresi olan setlerin P_{upt}/P_{rel} değerleri de şekil üzerinde işaretlenmiştir. Bu setlerin çoğunda farklı substratlar ve atıksu kompozisyonları bulunmasına karşılık SET 11 dışında hiçbirinde TSB miktarı 240 mg/l KOİ eşdeğerinin altına düşmemiş ve glukoz miktarı da 60 mg/l’nin üzerine çıkmamıştır. Ayrıca tüm bu setlerde 90 dakikalık anaerobik faz boyunca salınan fosfor konsantrasyonu 20 mg/l’nin altına inmemiştir. Oysa SET 11’de P_{rel} değeri 8 mg/l’ye kadar düşerek ortamda non-Poly P organizmalarının hakim olduğu şartlar oluşmuştur. Bu nedenle, noktalardan doğru geçirilirken SET 11 noktası Poly P organizmalarının oranının çok düştüğü farklı bir biyokütle popülasyonunun ifade etmesi dolayısıyla kullanılmamıştır.

Bu setteki hakim organizmalar daha önce birçok araştırmacı tarafından anaerobik fazda glukozu Poly P enerjisine ihtiyaç göstermeden depolayarak canlı kalabilen organizmalar olup, anaerobik fazda fosfor salımı gerçekleşmediğinden, mikroorganizmaların aerobik fazda hücre ihtiyacı olarak aldıkları normal fosforunda P_{upt} ifadesine dahil olması nedeniyle P_{upt}/P_{rel} oranı artmış gibi gözükmektedir.

Dolayısıyla aşırı fosfor giderimi sistemlerinde P_{upt}/P_{rel} oranının artması ancak P_{rel} miktarında artması ile paralel olduğunda bir anlam taşımaktadır. Önemli olan anaerobik bölgede fosfor salımının gerçekleşmesidir. Sonuç olarak anaerobik sürenin uzatılması da eğer fosfor salımı devam ediyorsa anlamlı olmaktadır. SET 10 ve SET 13 sonuçları karşılaştırıldığında anaerobik sürenin 1 saat uzatılmasının P_{rel} üzerinde yalnızca 0.7 mg/l’lik bir artış yarattığı görülmektedir. Bu durumda P_{upt}/P_{rel} oranı aerobik/anaerobik süre oranı sabit kaldığı için değişmediğinden sistemin lüzumundan

fazla şekilde tasarlanmış olması söz konusudur. Şekil 6.18 incelendiğinde aynı verimin daha kısa anaerobik ve aerobik sürelerle de elde edilebileceği görülmektedir. Aerobik sürenin anaerobik süreye oranı arttıkça P_{upt}/P_{rel} oranı da artmaktadır. Bu oranın yüksek olması fosfor giderme verimini arttırmakla beraber, oranın yükselmesi daha önce de belirtildiği üzere ancak salınan fosfor konsantrasyonunun belirli bir değerin üzerinde olması halinde aşırı biyolojik fosfor giderme mekanizmasının bir göstergesi olmaktadır.

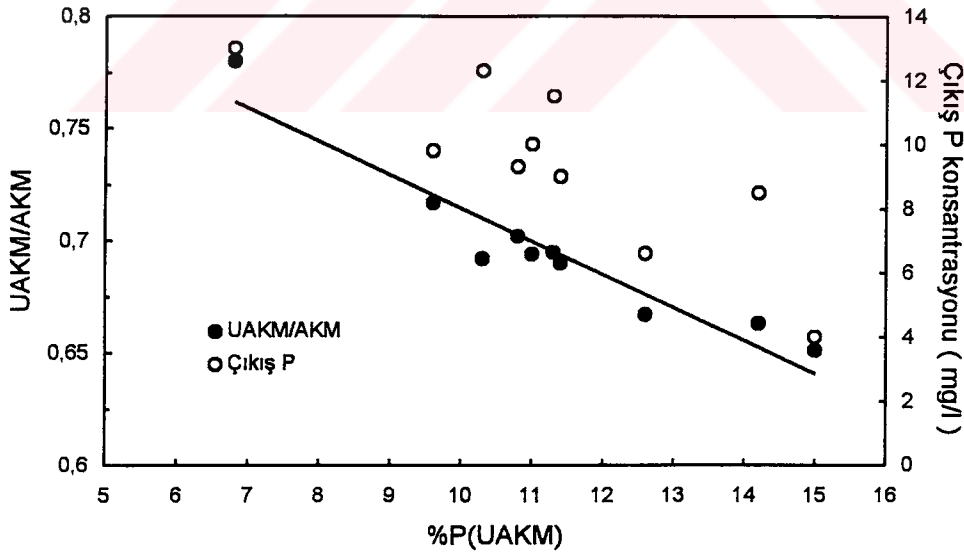
Anaerobik fazda salınan fosfor miktarının çok düşmesi halinde P_{upt}/P_{rel} oranı da yüksek gözükebilir fakat giderilen fosfor çok düşük olacağından bu miktarın çoğu çamurun normal fosfor içeriği olarak biyokütleyle girebilir. Bu durumda çamurdaki fosfor içeriği de düşeceğinden normal fosfor içeriğinin gözlenmeye başlaması söz konusu olacaktır. Dolayısıyla P_{upt}/P_{rel} oranının artması aerobik sürenin uzamasıyla birlikte çamurun fosfor içeriğinin de artması ile sonuçlandığında aşırı biyolojik fosfor gideriminin iyileşmesini işaret etmektedir (Şekil 6.19). Çamurda fosfor içeriğinin düşmesi ile sonuçlanan P_{upt}/P_{rel} oranındaki bir artış ise Poly P mikroorganizmalarındaki azalmayı göstermektedir.



Şekil 6.19 Aerobik/anaerobik süre ile P_{upt}/P_{rel} ve %P (UAKM) değişimi (SET 13- SET 15)

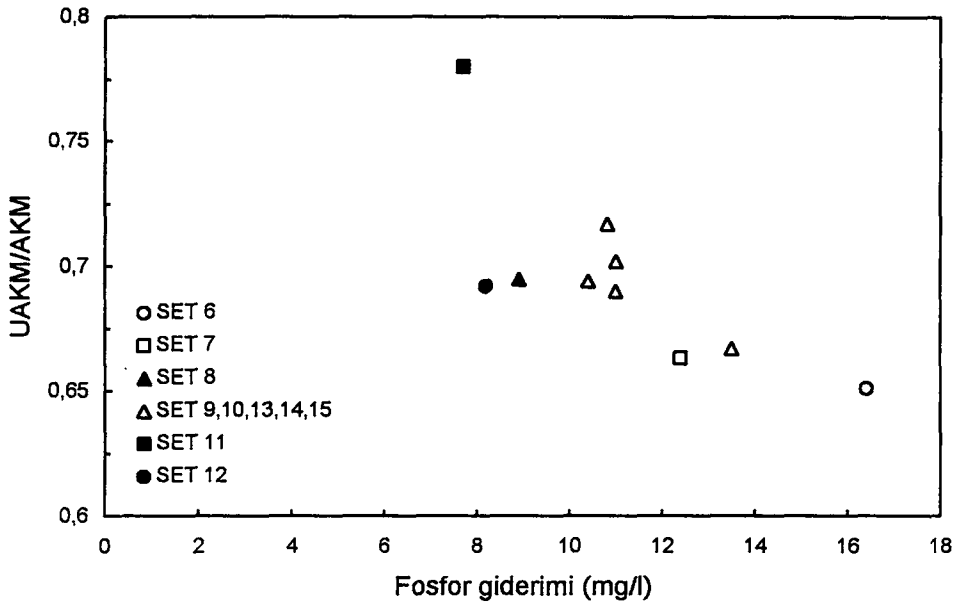
Aerobik sürenin anaerobik süreye oranının artırıldığı SET 14 ve 15 dışında deneysel çalışma sırasındaki diğer bütün setlerin aerobik/anaerobik süre oranları 1.7-2.0 arasında değişmiş olup Şekil 6.6'daki $P_{\text{upt}}/P_{\text{rel}}$ korelasyonunda ve yine Şekil 6.18'de gösterildiği üzere $P_{\text{upt}}/P_{\text{rel}}$ oranı 1.30 gibi sabit bir değerde kalmıştır. SET 11 dışında çamurun fosfor depolama kapasitesi kısıtlayıcı olmasından (SET 5) sonraki diğer bütün setlerde çamurda en düşük fosfor içeriği % 10 (AKM) ve en yüksek fosfor içeriği ise % 15 (AKM) olarak gözlenmiştir. Atıksudaki TSB miktarının düşürüldüğü ve yarıyarıya glukoz eklenen bu sette ise çamurdaki fosfor içeriği % 6.8 (UAKM) değerine kadar düşmüştür.

Deneysel çalışma boyunca çamurun fosfor içeriğinin, çıkış fosfor konsantrasyonu ve UAKM/AKM oranı ile değişimi Şekil 6.20'de görülmektedir. Şekilden görüleceği üzere UAKM/AKM oranı ile çamurun fosfor içeriği arasında sistem özelliklerinden bağımsız olarak doğru bir orantı görülmektedir. Aynı ilişki % P ile çıkış fosfor konsantrasyonu arasında yaklaşık aynı KOİ/TKN oranına sahip olan setler arasında kurulabilmektedir.



Şekil 6.20 Çamurun fosfor içeriği ile UAKM/AKM ve çıkış P konsantrasyonunun değişimi

Fosfor giderme verimi ile UAKM/AKM değişimi ise SET 6-SET 15 arası tüm setler için Şekil 6.21'de verilmiştir.



Şekil 6.21 Fosfor giderimi ile UAKM/AKM değişimi

Şekil'den de görüleceği üzere ancak atıksu kompozisyonunun aynı olduğu ve sadece işletme koşullarının değiştiği durumlar için (SET 9, 10, 13, 14, 15) UAKM/AKM ve giderilen fosfor miktarı arasında doğru bir orantı kurmak söz konusu olmaktadır. Genel olarak UAKM/AKM oranının düşmesi aşırı fosfor gideriminin arttığını gösteren bir değişim olup, bu durumda çıkış fosfor konsantrasyonunda da düşme görülmektedir. Ancak, farklı atıksu kompozisyonları arasında doğrudan bir bağlantı kurmak doğru gözükmemektedir. Bu şartlarda % P ile UAKM/AKM ilişkisini veren Şekil 6.20'nin dikkate alınması daha anlamlı olacaktır.

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimi (BAFG) ile ilgili günümüze kadar rapor edilmiş çok farklı sonuçların bulunması ve giderim mekanizmasının henüz kurulan modeller ve deney sonuçları ile tam bir uyum sağlayacak ölçüde netleşmemiş olması bu konunun deneysel çalışmalarla desteklenmesi gereğini doğurmuştur.

Ardışık Kesikli Reaktörlerin (AKR) ise, Biyolojik Aşırı Fosfor Gideriminin (BAFG) mekanizmasının araştırılmasında, işletme şartlarının çok iyi tanımlanabilmesi, esnekliği ve kontrol kolaylığı sayesinde prosesin daha iyi anlaşılabilmesi amacıyla kullanılabilecek en uygun sistemler olduğu görülmektedir.

Bu ihtiyaç doğrultusunda ardışık kesikli bir reaktörde sentetik atıksu kullanılarak yapılan bir dizi deneysel çalışma sonunda bulunan sonuçlar aşağıdaki şekilde özetlenebilir:

- BAFG için elzem olan anaerobik bölgede gerçekleşen ve fosfor gideriminde anahtar rol oynayan en önemli olay, Poly P organizmalarının oranı ve bu fazda salınan fosfor miktarıdır. Salınan fosfor miktarı ise Poly P organizmaları tarafından kullanılabilir substratın varlığına bağlıdır. Literatürde şu ana kadar Poly P organizmaları tarafından tercih edilen substrat olarak bilinen asetatin kullanılması ile yapılan teorik ve deneysel çalışmalarda P_{rel}/A_{setat} mol oranı olarak 0.04 - 1.5 aralığı verilmiştir. Bu çalışma boyunca yürütülen ve sadece asetatin substrat olarak kullanıldığı anaerobik kesikli deneylerde ise bu aralık 0.03 - 1.73 olarak bulunmuştur. Bu değerler şu ana kadar literatürde rapor edilmiş aralığın tümünü kapsamakta ve hatta aralığı daha da genişletmektedir. Bu da atıksudaki substrat cinsine bağlı olarak değişen mikroorganizmaların popülasyon dinamiğinin mekanizma üzerindeki etkisini ve önemini göstermektedir. Fosfor gideren organizmaların oranının substrat cinsi ile bu ölçüde değişim göstermesi sistemi

etkileyen mekanizmaların aydınlatılması yönünde yapılacak olan deneysel çalışmaların yoğunlaştırılmasını gerektirmektedir.

- Aerobik fazda alınan fosfor konsantrasyonunun anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonuna oranının (P_{upt}/P_{rel}), salınan fosfor konsantrasyonundan bağımsız olarak poly P organizmalarının hakim olduğu ve iyi fosfor giderimi gözlenen şartlarda sabit olduğu gözlenmiştir. Aerobik/Anaerobik süre oranının 1.5-2 olduğu durumlarda %20'sinin asetat olduğu 300 mg/l KOİ içeren atıksu için bu oranın (P_{upt}/P_{rel}) değeri 1.31 olmuştur.
- Aerobik bölgedeki fosfor alım hızı ise anaerobik faz sonu çözeltide oluşan fosfor konsantrasyonunun yükselmesi ile birlikte artmaktadır. Buna karşılık fosfor alım hızı ilk yarım saat dışında birinci derece kinetiğine uygunluk gösterdiğinden aerobik sürenin artması ile birlikte P_{upt}/P_{rel} oranı artmakla beraber ortalama P_{upt} hızı azalmakta ve daha uzun havalandırma süreleri ihtiyacı doğmaktadır.
- P_{upt}/P_{rel} oranı aerobik sürenin anaerobik süreye oranının artmasına paralel olarak artmakla beraber, sistemin aşırı fosfor depolama özelliğini yitirmesi durumunda, salınan fosfor miktarının çok düşmesi nedeniyle de bu oranın yüksek olması durumu ortaya çıkmaktadır. Ancak, P_{upt}/P_{rel} oranındaki artış çamurun fosfor içeriğinde ve salınan fosfor konsantrasyonunda artış ile birlikte gözlemlendiğinde anlamlı olmakta ve fosfor gideriminin düzeldiğini göstermektedir.
- Anaerobik fazda salınan fosfor konsantrasyonu Poly P mikroorganizmaların kullanabileceği substat miktarına bağlı olmakla beraber, atıksudaki substratın % 100'ünün asetat olduğu ve en yüksek P_{rel}/A_{setat} mol oranının (1.73) gözlemlendiği kesikli deneylerle çamurun salılabileceği maksimum fosfor konsantrasyonunun içerdiği fosforun (MLTP) % 50-60'ı arasında olduğu gözlenmiştir. Atıksudaki asetat yüzdesinin 0.20 olduğu şartlarda bu yüzde 0.12 olmuştur.
- Asetat yüzdesi ile salınan fosfor konsantrasyonu arasında gözlenen bu doğru orantı ile salılabilecek fosfor miktarı tahmin edilebilir. Salınan fosfor konsantrasyonunun

bilinmesi ile aerobik/anaerobik süre oranı ve ortalama P_{upt} hızı kullanılarak aerobik fazda ne kadar fosfor alınabileceği tahmin edilebilir. Böyle bir tahmin ise çok ayrıntılı bir atıksu karakterizasyonuna ihtiyaç göstermektedir.

- Biyolojik aşırı fosfor gideriminin (BAFG) gerçekleşebilmesi için her zaman anaerobik/aerobik döngünün yeterli olmayacağı ve substrat cinsine bağlı olarak Poly P enerjisine ihtiyaç göstermeden de substratı kullanarak anaerobik fazda dominant olabilen bakterilerin fosfor giderme verimini bozduğu bu çalışmada da gözlenmiştir. SATOH ve diğ.,(1995)'nin önerdiği mekanizma özellikle substratın glukoz ağırlıklı olduğu durumlarda geçerli gözükmektedir. Atıksudaki glukoz oranının % 20'yi geçmesi halinde fosfor giderme veriminde büyük ölçüde bozulmalar başlamaktadır. Bu oranın % 50'ye çıkması halinde ise sistemin tamamen BAFG sisteminden uzaklaştığı söylenebilir. Asetat ve glukoz içeren kesikli deneylerde bu gözlemi destekler niteliktedir.
- Tüm çalışma boyunca, % 50 glukoz içeren atıksu ile yapılmış ve iyi fosfor gideriminin gözlemlendiği söylenen, ayrıca anaerobik kesikli deneylerde de glukozla fosfor salımının gerçekleştiği fakat asetat ile gerçekleşmediği belirtilen çalışmayı (CARUCCI ve diğ., 1995) destekleyici hiçbir deneysel bulguya rastlanmamıştır.
- Sistemin fosfor giderme verimindeki değişimlerin izlenebilmesi açısından en pratik ve güvenilir göstergenin çamurun UAKM/AKM oranı olduğu söylenebilir. Çamurun fosfor içeriği ile UAKM/AKM oranını arasında doğrudan bir bağlantı bulunduğu fosfor giderme veriminin izlenmesi de basit olarak bu oranın izlenmesi ile yapılabilir. İyi fosfor giderme verimine sahip bir BAFG sisteminde bu oran 0.6 mertebesinde iken Poly P bakterilerinin azalması ve fosfor içeriğinin düşmesi ile 0.8-0.9 civarına çıkmaktadır. Yalnız bu durum sistemin KOİ kısıtlayıcı olduğu şartlarda geçerlidir. Eğer sistem depolayabileceğinden daha az giriş fosfor konsantrasyonuna maruz kalıyorsa giriş fosfor konsantrasyonunun tamamı giderilse dahi çamurun fosfor içeriği düşük dolayısıyla da UAKM/AKM oranı da düşük olacaktır.

- Giriş KOİ/P oranı BAFG sistemleri için çok önemli olup bu oranın anaerobik bölgede fosfor salımına yetecek düzeyde olması gerekmektedir. Fakat bu oranın yüksek olması çamurun fosfor depolama kapasitesinin tamamen kullanılamaması anlamına gelmektedir. Bu şartlarda çamurun fosfor içeriği de düşük olacaktır. Hem yüksek fosfor içeriği hem de çıkışta düşük fosfor konsantrasyonlarına ulaşılabilmesi çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesinin tamamen kullanılabilmesine bağlıdır. Substrat cinsinin Poly P organizmalarının dominant olmasına izin vermesi halinde KOİ/P oranının en fazla 20 olması yüksek fosfor giderme verimi elde edebilmek için yeterli olmaktadır. Bu şekilde minimum substrat konsantrasyonu ile KOİ kısıtlayıcı yönde kalınmak suretiyle çamurun maksimum fosfor depolama kapasitesi kullanılmış olacaktır.
- BAFG sistemlerinin anaerobik bölgede oksitlenmiş azotun varlığının olumsuz etkileri nedeni ile azot giderme sistemlerinden bağımsız düşünülebilmeleri mümkün değildir. Bununla beraber anaerobik bölgede Poly P bakterilerinin kullanabileceği substrat bulunuyorsa fosfor salımı ve denitrifikasyon işlemi aynı anda olabilmektedir. Atıksu kompozisyonunun % 20 asetat içerdiği durumda nitrifikasyon sonucu çıkış NO_x-N konsantrasyonunun 11 mg/l olduğu şartlarda anaerobik fazda 34 mg/l fosfor salınabilirken, atıksuyun % 50 glukoz içerdiği durumda çıkış NO_x-N 6 mg/l'ye düşmüş olmasına rağmen salınan fosfor konsantrasyonu yalnızca 8 mg/l'de kalmıştır. Dolayısıyla sistemde substrat cinsine bağlı olarak meydana gelen bozulmaların diğer faktörler yanında belirleyici rol oynadığı görülmektedir.
- Fosfor giderme verimindeki bozulmanın Poly P organizmalarının fosfor depolama yeteneklerinin kaybolması nedeni ile değil, diğer mikroorganizmalara oranının düşmesi yani miktarında azalma meydana gelmesi ile olduğu ve bu nedenle sistemin bir kez bozulduğunda eski haline dönmesi için uzun süreler gerektirdiği (OKADA ve diğ.,1992) bu çalışmada da gözlenmiştir.
- Atıksu özelliklerinin BAFG sistemi üzerindeki mekanizmayı değiştirici ve belirleyici yönde önemli rol oynaması, bu sistemlerin tasarımında atıksu

karakterizasyonunun çok dikkatli yapılması ve her atıksu için laboratuvar ya da pilot ölçekli tesislerle BAFG yapılacak suda uygulanabilirliğinin araştırılmasını gerektirmektedir. Bunun yanısıra işletilmesi ve gözlenmesinin konvansiyonel aktif çamur proseslerine kıyasla daha dikkatli ve kontrollü yapılması gereği açıktır.

Bununla beraber, yakın gelecekte ülkemizde de azot ve fosfor giderimi zorunlu hale geldiğinde biyolojik fosfor giderimi konusunda yeterli bilgi ve tecrübe birikimine sahip olunması halinde bu prosesin kolaylıkla uygulanabilmesi ve düşük işletme maliyeti sayesinde getireceği avantajların kullanılabilmesi mümkündür. Bu ise biyolojik aşırı fosfor giderimi konusunda yapılacak çalışmaların yoğunlaştırılmasını gerektirmektedir. Ardışık kesikli reaktörlerin ise hem laboratuvar ölçeğinde konunun aydınlatılmasında araç olarak, hem de dinamik yapısının getireceği avantaj dolayısıyla tam ölçekli uygulamalarda kullanılmasının; ekonomikliği, güvenilirliği ve kontrol kolaylığı gözönüne alındığında ülkemiz için uygun bir başlangıç olacağı söylenebilir. Deneysel çalışma süresince evsel atıksuyun kullanıldığı kesikli deney sonuçlarından da, evsel atıksu karakterine yakın sentetik atıksu ile fosfor depolama yeteneğine sahip bakterilerin üretildiği bir AKR'ün işletmede yapılacak değişikliklerin getireceği avantaj da gözönüne alındığında, evsel atıksulardan fosforun biyolojik olarak giderimde güvenilirlikle kullanabileceği ve bu yönde yapılacak çalışmalara ağırlık verilmesinin uygun olacağı düşünülmektedir.

Bu çalışma; yukarıda bahsedilen sonuçlar çerçevesinde, biyolojik aşırı fosfor giderme mekanizmasının incelenmesi ve pratikte uygulanabilirliğinin gösterilmesi yönleriyle ülkemizde yapılan ilk çalışma olması dolayısıyla bu konuda yapılacak ileriki çalışmalara destek olma ve baz teşkil etme niteliği taşıyan bir başlangıç çalışması olup, deneysel sonuçların model simülasyonunun yapılması ile daha anlamlı hale getirilmesi gereği bulunmaktadır.

KAYNAKLAR

- ABUGHARARAH, Z.H., RANDALL, C.W., (1991), The Effect of Organic Compounds on Biological Phosphorus Removal, Wat.Sci.Tech., Vol.23, pp.585-594.
- ALLEMAN, J.E., IRVINE, R.L., (1980a), Nitrification in the Sequencing Batch Biological Reactor , JWPCF, Vol.52, No.11, pp.2747-2753.
- ALLEMAN, J.E., IRVINE, R.L., (1980b), Storage-Induced Denitrification Using Sequencing Batch Reactor Operation, Wat.Res., Vol.14, pp.1483-1488.
- APPELDOORN, K.J., KORTSTEE, G.J.J., ZEHNDER, J.B., (1992), Biological Phosphate Removal by Activated Sludge Under Defined Conditions, Wat.Res., Vol.26, No.4, pp.453-460.
- ARGAMAN, Y., (1986), Nitrogen Removal in a Semi-Continuous Process, Wat.Res., Vol.20, pp.173.
- ARORA, M.L., BARTH, E.F., UMPHRES, M.B., (1985), Technology Evaluation of Sequencing Batch Reactors, JWPCF, Vol.57, No.8, pp.867-875.
- ARUN, V., MINO, T., MATSUO, T., (1988), Biological Mechanism of Acetate Uptake Mediated by Carbohydrate Consumption in Excess Phosphorus Removal Systems, Wat.Res., Vol.22, No.5, pp.565-570.
- ARUN, V., MINO, T., MATSUO, T., (1989), Metabolism of Carboxylic Acids Located in and Around the Glycolytic Pathway and the TCA Cycle in the Biological Phosphorus Removal Process, Wat.Sci.Tech., Vol.21, No.4-5, pp.363-374.
- ARVIN, E., (1985), Biological Removal of Phosphorus from Wastewater, Environmental Control, CRC Critical Review, Vol.15, No.1, pp.25-69.
- ARVIN, E., KRISTENSEN, G.H., (1985), Exchange of Organics, Phosphate and Cations Between Sludge and Water in Biological Phosphorus and Nitrogen Removal Processes, Wat.Sci.Tech., Vol.17, No.11-12, pp.147-162.
- BARNARD, J.L., (1975), Biological Nutrient Removal Without the Addition of Chemicals, Wat.Res., Vol.9, pp.485.
- BARNARD J.L., (1983), Background to Biological Phosphorus Removal, Wat.Sci.Tech., Vol.15, No.3-4, pp.1-13.

- BARNARD, J.L., (1976), A Review of Biological Phosphorus Removal in the Activated Sludge Process, *Water SA*, Vol.2, No.3, pp.136.
- BAYLY, R.C., DUNCAN, A., MAY, J.W., SCHEMBRI, M., SEMERTJIS, A., VASILADIS, G., RAPER, W.G.C., (1991), Microbiological and Genetic Aspects of the Synthesis of Polyphosphate by Species of *Acinetobacter*, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.23, 747-754.
- BEACHAM A.M., SEVIOUR, R.J., LINDREA, K.C., (1992), Polyphosphate Accumulating Abilities of *Acinetobacter* Isolates from A Biological Nutrient Removal Plant of A Modified U.C.T. Configuration, *Wat.Res.* Vol.24, pp.23-29.
- BUCHAN, L., (1983), Possible Biological Mechanism of Phosphorus Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.15, 87-103.
- BORTONE, G., GEMELLI, S., RAMBALDI, A., TILCHE, A., (1992), Nitrification Denitrification and Biological Phosphate Removal in Sequencing Batch Reactors Treating Piggery Wastewaters, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.26, No.5-6, pp.977-985.
- BORTONE, G., MALASPINA, F., STANTE, L., TILCHE, A., (1994), Biological Nitrogen and Phosphorus Removal in an Anaerobic/Anoxic SBR with Separated Biofilm Nitrification, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.30, No.6., pp.303-313.
- BRODISCH, K.E.U., (1985), Interaction of Different Groups of Microorganisms in Biological Phosphate Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.17, No.11-12, pp.89-99.
- BRODISCH, K.E.U., JOYNER, S.J., (1983), The Role of Micro-organisms Other than *Acinetobacter* in Biological Phosphate Removal in Activated Sludge Processes, *Wat.Sci.Tech.*, Vol. 15, No.3-4, pp.117-125.
- CARUCCI, A., LINDREA, K., MAJONE, M., RAMADORI, R., (1995), Dynamics of the Anaerobic Utilization of Organic Substrates in An Anaerobic/Aerobic Sequencing Batch Reactor, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.31, No.2, pp.35-43.
- CARUCCI, A., MAJONE, M., RAMADORI, R., ROSETTI, S., (1994), Dynamics of Phosphorus and Organic Substrates in Anaerobic and Aerobic Phases of A Sequencing Batch Reactor, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.30, No.6, pp.237-246.
- CECH, J.S., HARTMAN, P., (1990), Glucose Induced Breakdown of Enhanced Biological Phosphate Removal, *Environmental Technology*, Vol.11, pp.651-656.
- CECH, J.S., HARTMAN, P., (1993), Competition Between Polyphosphate and Polysaccharide Accumulating Bacteria in Enhanced Biological Phosphate Removal System, *Wat.Res.* Vol.27, pp.1219-1225.

- CECH, J.S., HARTMAN, P., WANNER, J., (1993), Competition Between PolyP and non PolyP Bacteria in An Enhanced Phosphate Removal System, Water Environment Research, Research Notes, Vol.65, No.5, pp.690-692.
- CLOETE, T.E., STEYN, P.L., (1988), The Role of *Acinetobacter* as A Phosphorus Removing Agent in Activated Sludge, Wat.Res., Vol.21, pp.971-976.
- COMEAU, Y., HALL, K.J., HANCOCK, R.E.W., OLDHAM, W.K., (1986), Biochemical Model for Enhanced Biological Phosphorus Removal, Wat.Res. Vol.20, No.12, pp.1511-1521.
- COMEAU, Y., RABIONWITZ, B., HALL, K.J., OLDHAM, W.K., (1987a), Phosphate Release and Uptake in Enhanced Biological Phosphorus Removal from Wastewater, JWPCF, Vol.59, No.7, pp.707-715.
- COMEAU, Y., OLDHAM, W.K., HALL, K.J., (1987b), Dynamics of Carbon Reserves in Biological Dephosphatation of Wastewater, in Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.39-55.
- DAIGGER, G.T., RANDALL, C.W., WALTRIP, G.D., ROMM, E.D., MORALES, L.M., (1987), Factors Affecting Biological Phosphorus Removal for the VIP Process, A High-Rate University of Capetown Type Process, in Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.185-200.
- DEINEMA, M.H., VAN LOOSDRECHT, M., SCHOLTEN, A., (1985), Some Physiological Characteristics of *Acinetobacter* spp. Accumulating Large Amounts of Phosphate, Wat.Sci.Tech., Vol.17, No.11-12, pp. 119-127.
- DENNIS, R.W., IRVINE, R.L., (1979), Effect of Fill : React Ratio on Sequencing Batch Biological Reactors, JWPCF, Vol.51, No.2, pp.255-263.
- EKAMA, G.A., MARAIS, G.v.R., SIEBRITZ, I.P., (1984), Biological Excess Phosphorus Removal Chapter 7 in Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes, Water Research Commission, Pretoria, South Africa, 1-32.
- FUHS, G.W., CHEN, M., (1975), Microbiological Basis of Phosphate Removal in the Activated Sludge Processes for the Treatment of wastewater, Microbial Ecology, Vol 2, pp.119-138.
- FUKASE, T., SHIBATA, M., MIYAJI, Y., (1982), Studies on the Mechanism of Biological Phosphorus Removal, Jpn., Water Pollut. Res., Vol.5, No.6, pp.309.
- FUKASE, T., SHIBATA, M., MIYAJI, Y., (1985a), Factors Affecting Biological Removal of Phosphorus, Wat.Sci.Tech., Vol.17, No.11-12, pp.187-198.

- FUKASE, T., SHIBATA, M., MIYAJI, Y., (1985b), The Role of An Anaerobic Stage on Biological Phosphorus Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.17, No.2-3, pp.69-80.
- GAUDY, A., GAUDY, E., (1980), *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*, New York, NY: McGraw-Hill Book Co.
- GERBER, A., VILLIERS DE, R.H., MOSTERT, E.S., VAN RIET, C.J.J., (1987), The Phenomenon of Simultaneous Phosphate Uptake and Release, and Its Importance in Biological Nutrient Removal, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters*, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.123-134.
- GORONSZY, M.C., (1979), Intermittent Operation of the Extended Aeration Process for Small Systems, *JWPCF*, Vol.51, No.2, pp.274-287.
- HASCOET, M.C., FLORENTZ, M., GRANGER, P., (1985), Biochemical Aspects of Enhanced Biological Phosphorus Removal from Wastewater, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.17, No.11-12, pp.23-43.
- HENZE, M., (1992), Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.25, No.6, pp.1.
- HERZBRUN, P.A., IRVINE, R.L., MALINOWSKI, K.C., (1985), Biological Treatment of Hazardous Waste in Sequencing Batch Reactors, *JWPCF*, Vol.57, No.12, pp.1163-1167.
- HEYMANN, J.B., POTGIETER, D.J.J., (1989), The Effect of Substrates Enriched with Protein on Biological Phosphate Removal, *Water SA*, Vol.15, No.1, pp.25-36.
- HOEPKER, E.C., SCHROEDER, E.D., (1979), The Effect of Loading Rate on Batch - Activated Sludge Effluent Quality, *JWPCF*, Vol.51, No.2, pp.264-273.
- IRVINE, R.L., BUSCH, A.W., (1979), Sequencing Batch Biological Reactors - An Overview, *JWPCF*, Vol.51, No.2, pp.235-243.
- IRVINE, R.L., DAVIS, W.B., (1971), Use of Sequencing Batch Reactor for Waste Treatment - CPC International, Corpus Cristi, Texas, *Proc. of 26th Annual Waste Conference*, Purdue University, West Lafayette, Ind.
- IRVINE, R.L., FOX, T.P., RICHTER, R.O., (1977), Investigation of Fill and Batch Periods of Sequencing Batch Biological Reactors, *Wat. Res.*, Vol.11, pp.713-717.
- IRVINE, R.L., KETCHUM, L.H. Jr., (1989), Sequencing Batch Reactors for Biological Wastewater Treatment, *Environmental Control, CRC Critical Review*, Vol.18, No.4 pp.255-295.

- IRVINE, R.L., KETCHUM, L.H., Jr, ARORA, M.L., BARTH, E.F., (1985), An Organic Loading Study of Full-Scale Sequencing Batch Reactors, JWPCF, Vol.57, No.8, pp.847-853.
- IRVINE, R.L., KETCHUM, L.H., BREYFOGLE, R., BARTH, E.F., (1983), Municipal Application of Sequencing Batch Treatment, JWPCF, Vol.55, No.5, pp.484-488.
- IRVINE, R.L., MILLER, G., BHAMRAH, A.S., (1979), Sequencing Batch Treatment of Wastewaters in Rural Areas, JWPCF, Vol.51, No.2, pp.244-254.
- IRVINE, R.L., MURTHY, D.V.S., ARORA, M.L., COPEMAN, J.L., HEIDMAN, J.A., (1987), Analysis of Full Scale SBR Operation at Grundy Center, Iowa, JWPCF, Vol.59, No.3, pp.132-138.
- ISAACS, H.S., HENZE, M., SOEBERG, H., KÜMMEL, M., (1993), Effects of Supplemental Carbon Source on Phosphate Removal in An Alternating Activated Sludge Process, Wat.Sci.Tech., Vol.28, No.11-12, pp.499-512.
- JENKINS, D., TANDOI, V., (1991), The Applied Microbiology of Enhanced Biological Phosphate Removal-Accomplishments and Needs, Wat.Res., Vol.25, No.12, pp. 1471-1478.
- JONES, P.H., TADWALKAR, A.D., HSU, C.L., (1987), Enhanced Uptake of Phosphorus by Activated Sludge - Effect of Substrate Addition, Wat.Res., Vol.21, No.3, pp.301-308.
- KETCHUM, L. H., Jr, IRVINE, R.L., BREYFOGLE, R.E., MANNING, J.F., Jr, (1987), A Comparison of Biological and Chemical Phosphorus Removal in Continious and Sequencing Batch Reactors, JWPCF, Vol.59, No.1, pp.13-18.
- KETCHUM, L.H., Jr, IRVINE, R.L., LIAO, P.C., (1979), First Cost Analysis of Sequencing Batch Biological Reactors, JWPCF, Vol.51, No.2, pp.288-291.
- KETCHUM, L. H., Jr, LIAO, P.C., (1979), Tertiary Chemical Treatment for Phosphorus Reduction Using Sequencing Batch Reactors, JWPCF, Vol.51, No.2, pp.298-304.
- KERN-JESPERSEN, J.P., HENZE, M., (1993), Biological Phosphorus Uptake under Anoxic and Aerobic Conditions, Wat.Res., Vol.27, No.4, pp.617-624.
- KUBA, T., SMOLDERS, G., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJEN, J.J., (1993), Biological Phosphorus Removal from Wastewater by Anaerobic-Anoxic Sequencing Batch Reactor, Wat.Sci.Tech., Vol.27, No.5-6, pp.241-252.
- KUBA, T., WACHTMEISTER, A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJEN, J.J., (1994), Effect of Nitrate on Phosphorus Release in Biological Phosphorus Removal Systems, Wat.Sci.Tech., Vol.30, No.6, pp.213-219.

- LEVIN, G.V., SHAPIRO, J., (1965), Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms, JWPCF, Vol.37, pp.800.
- LEVIN, G.V., TOPOL, G.J., TARNAY, A.G., SAMWORTH, R.B., (1972), Pilot Plant Tests of Phosphate Removal Plant, JWPCF, Vol.44, No.10, pp.1940.
- LEVIN, G.V., TOPOL, G.J., TARNAY, A.G., (1975), Operation of Full Scale Biological Phosphorus Removal Plant, JWPCF, Vol.47, No.3, 577.
- LÖTTER, L.H., (1987), Preliminary Observations on Polyhydroxybutyrate Metabolism in the Activated Sludge Process, Water SA, Vol.13, No.3, pp.189-191.
- LÖTTER, L.H., (1985), The Role of Bacterial Phosphate Metabolism in Enhanced Phosphorus Removal from the Activated Sludge Process, Wat.Sci.Tech., Vol.17, No.11-12, pp.127-139.
- LÖTTER, L.H., PITMAN, A.R., (1992), Improved Biological Phosphorus Removal Resulting from the Enrichment of Reactor Feed with Fermentation Products, Wat.Sci.Tech., Vol.26, No.5-6, pp.943-953.
- MAMASIS, D., JENKINS, D., (1992), The Effects of MCRT and Temperature on Enhanced Biological Phosphorus Removal, Wat.Sci.Tech., Vol.26, No.5-6, pp.955-965.
- MANNING, J.F., IRVINE, R.L., (1985), The Biological Removal of Phosphorus in A Sequencing Batch Reactor, JWPCF, Vol.57, No.1, pp.87-94.
- MARASIS, G.V.R., LOEWENTHAL, R.E., SIEBRITZ, I.P., (1983), Observations Supporting Phosphate Removal by Biological Excess Uptake-A Review, Wat.Sci.Tech., Vol.15, No.3-4, pp.15-42.
- MATSUO, T., MINO, T., SATO, H., (1992) Metabolism of Organic Substances in Anaerobic Phase of Biological Phosphate Uptake Process, Wat.Sci.Tech., Vol.25, No.6, pp.83-92.
- MENAR, A.B., JENKINS, C., (1969), The Fate of Phosphorus in Wastewater Treatment Processes: The Enhanced Removal of Phosphate by Activated Sludge, Proc. 24th Ind. Waste Treat. Conf., Purdue Univ., Lafayette, Indiana, pp.655.
- MINO, T., LIU, W.-T., KURISU, F., MATSUO, T., (1995), Modelling Glycogen Storage and Denitrification Capability of Microorganisms in Enhanced Biological Phosphate Removal Processes, Wat.Sci.Tech., Vol.31, No.2, pp.25-34.
- MINO, T., ARUN, V., TSUZUKI, Y., MATSUO, T., (1987), Effect of Phosphorus Accumulation on Acetate Metabolism in the Biological Phosphorus Removal Process, in Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate

- Removal Wastewaters, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp. 27-38.
- NICHOLLS, A.; OSBORNE, D.W., (1979), Bacterial Stress : Prerequisite for Biological Removal of Phosphorus, JWPCF, Vol.51, pp.557-559.
- NICHOLLS, H.A.,(1975), Full Scale Experimentation of the New Johannesburg Aeration Plants, Water SA, Vol.1,No.3, pp.121.
- OHTAKE, H., TAKAHASHI, K., TSUZUKI, Y., TODA, K., (1985), Uptake and Release of Phosphate by A Pure Culture of *Acineteobacter Calcoaceticus*, Wat.Res., Vol.19, No.12, pp.1587-1985.
- OKADA, M., LIN, C.K., KATAYAMA, Y., MURAKAMI, A., (1992), Stability of Phosphorus Removal and Population of Bio-P Bacteria under Short Term Disturbances in Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process, Wat.Sci.Tech., Vol.26, No.3-4, pp.483-491.
- OKADA , M., MURAKAMI, A., LIN, C.K., UENO, Y., OKUBO, T., (1991), Population Dynamics of Bacteria for Phosphorus Removal in Sequencing Batch Reactor (SBR) Activated Sludge Processes, Wat. Sci.Tech., Vol.23, No.4-6, pp.755-763.
- OKADA, M., MURAKAMI, A., SUDO, R., (1987), Ecological Selection of Phosphorus-Accumulating Bacteria in Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Processes for Simultaneous Removal of Phosphorus, Nitrogen, and Organic Substances, in Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal from Wastewaters,. R.Ramadori, ed., Oxford, England:Pergamon Press,pp.147-154.
- OKADA, M., SUDO, R., (1986), Performance of Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Processes for Simultaneous Removal of Nitrogen, Phosphorus and BOD as Applied to Small Community Sewage Treatment, Wat.Sci.Tech., Vol.18, pp.363-370.
- ORHON, D., ARTAN, N., (1994), Modelling of Activated Sludge Systems, Technomic Publishing, Lancaster, USA.
- ORHON, D., CİMŞİT, Y., TÜNAY, O., (1986), Substrat Removal Mechanism for Sequencing Batch Reactors, Wat. Sci.Tech., Vol.18, pp. 21-33.
- PALIS, J.C., IRVINE, R.L., (1985), Nitrogen Removal in a Low Loaded Single Tank Sequencing Batch Reactor, JWPCF, Vol.57, No.1, pp.82-94.
- PARK, D., TERASHIMA, Y., (1988), New Indexes to Evaluate Substrate Feed and Aeration in the Anaerobic/Aerobic Sequencing Batch Activated Sludge Process, Proc. of Second IAWPRC Asian Conference on Wat. Pollut. Control, pp.269-275.

- PITMAN, A.R., LÖTTER, L.H., ALEXENDER, W.V., DEACON, S.L., (1992), Fermentation of Raw Sludge and Elutriation of Resultant Fatty Acids to Promote Excess Biological Phosphorus Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.25, No.4-5, pp.185-194.
- POTGIETER, D.J.J., EVANS, B.W., (1983), Biochemical Changes Associated with Luxury Phosphate Uptake in A Modified Phoredox Activated Sludge System, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.15, No.3-4, pp.105-115.
- RANDALL, A.A., BENEFIELD, L.D., HILL, W.E., (1994), The Effect of Fermentation Products on Enhanced Biological Phosphorus Removal, Polyphosphate Storage, and Microbial Population Dynamics, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.30, No.6, pp.213-219.
- RANDALL, C.W., BRANNAN, K.P., BENEFIELD, L.D., (1987), Factors Affecting Anaerobic Stabilization During Biological Phosphorus Removal, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters*, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.111-122.
- RANDALL, C.W., STENSEL, H.D., BARNARD, J.L., (1992), Design of Activated Sludge Biological Nutrient Removal Plants, Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, *Water Quality Management Library*, Vol.5, Technomic Publ., Pennsylvania, USA.
- RAPER, W.G.J., BRIDGER, J.S., PILKINGTON, N.H., (1993), Recent Advances in Biological Nutrient Removal -Prefermentation, Nitrate and Their Effects on P Removal, Paper presented at Two-day Workshop on Design and Operational Experience of Treatment Plants for Nutrient Removal from Wastewater, Perugia, Italy, 28-29 June, 1993.
- REDDY, M., (1991), The Concept of Phosphorus Storage Capability and Its Implications for Design of Systems for Enhanced Biological Phosphorus Uptake of Phosphate, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.23, pp.577-584.
- RICKARD, L.F., McCLINTOCK, S.A., (1992), Potassium and Magnesium Requirements for Enhanced Biological Phosphorus Removal from Wastewater, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.26, No.9-11, pp.2203-2206.
- SATOH, H., MINO, T., MATSUO, T., (1992), Uptake of Organic Substrates and Accumulation of Polyhydroxyalkanoates Linked with Glycolysis of Intracellular Carbohydrates under Anaerobic Conditions in the Biological Excess Phosphate Removal Processes, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.26, No.5-6, pp.933-942.
- SATOH, H., MINO, T., MATSUO, T., (1994), Deterioration of Enhanced Biological Phosphorus Removal by the Domination of Microorganism without Polyphosphate Accumulation, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.30, No.6, pp.203-211.

- SCHÖN, G., GEYWITZ, S., MERTENS, F., (1993), Influence of Dissolved Oxygen and Oxidation-Reduction Potential on Phosphate Release and Uptake by Activated Sludge from Sewage Plants with Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Wat.Res.*, Vol.27, No.3, pp.349-354.
- SHAPIRO, J., LEVIN, G.V., HUMBERTO, Z.G., (1967), Anoxially Induced Release of Phosphate in Wastewater Treatment, *JWPCF*, Vol.38, pp.1810.
- SIEBRITZ, I.P., EKAMA, G.A., MARAIS, G.v.R., (1983), A Parametric Model for Biological excess Phosphorus Removal, *Wat.Sci.Tech.* Vol.15, No.3-4, pp.127-152.
- SILVERSTEIN, J., SCHROEDER, E.D., (1983), Performance of SBR Activated Sludge Processes with Nitrification/Denitrification, *JWPCF*, Vol.55, No.4, pp.377-384.
- SMOLDERS, G.J., VAN DER MEIJ, J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. (1994), Model of the Anaerobic Metabolism of the Biological Phosphorus Removal Process; Stoichiometry and pH Influence, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol.43, pp.461-470.
- SOMIYA, I., TSUNO, H., MATSUMOTO, M., (1988), Phosphorus Release-Storage Reaction and Organic Substrate Behaviour in Biological Phosphorus Removal, *Wat.Res.*, Vol.22, No.1, pp.49-58.
- SOMIYA, I., TSUNO, H., NISHIKAWA, M., (1987), Behaviour of Phosphorus and Metals in the Anaerobic-Oxic Activated Sludge process, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters*, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.321-324.
- STENSEL, H. D., (1991), Principles of Biological Phosphorus Removal, Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewaters, Editor R. Sedlak, 2.Basım, Lewis Publishers, New York, USA, 153-154.
- STEPHENSON, T., (1987), *Acinetobacter*: Its Role in Biological Phosphate Removal, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal from Wastewaters*, R.Ramadori, ed., Oxford, England:Pergamon Press,pp.313-316.
- SUBRAMANIAM, K., GREENFIELD, P.F., HO, K.M., JOHNS, M.R., KELLER, J., (1994), Efficient Biological Nutrient Removal in High strength Wastewater Using Combined Anaerobic-Sequencing Batch Reactor Treatment, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.30, No.6., pp.315-321.
- TRACY, K.D., FLAMINNO, A., (1987), Biochemistry and Energetics of Biological Phosphorus Removal, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters*, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.15-26.

- TSUNO, H., SOMIYA, I., MATSUMOTO, M., (1987), A Kinetic Model for Biological Phosphorus Removal Incorporating Intracellular Organics and Phosphorus Pools, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters*, Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp.99-110.
- U.S.Environmental Protection Agency, (1987), *Design Manual-Phosphorus Removal*, U.S. EPA/625/1-87/001, Cincinnati, Ohio.
- VACKER, P., CONNEL, C.H., WELLS, W.N., (1967), Phosphate Removal Through Municipal Wastewater Treatment at San Antonio, Texas, *JWPCF*, Vol.39, pp.750.
- VAN GROENESTIJN, J.W, DEINEMA, M.H., (1987), The Utilization of Phosphate as Energy Reserve in *Acinetobacter* spp. and Activated Sludge, in *Advances in Water Pollution Control 4: Biological Phosphate Removal Wastewaters*, R.Ramadori, ed., Oxford, England: Pergamon Press, pp. 1-6.
- WANNER, J., (1992), Comparison of Biocenoses from Continuous and Sequencing Batch Reactor, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.25, No.6, pp.239-249.
- WANNER , J., CECH, J.S., KOS, M., (1992), New Process Design for Biological Nutrient Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.25, No.4-5, pp.445-448.
- WEDI, D., (1992), Effects of An Activated Primary Settling Tank on Biological Phosphorus Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.26, No.9-11, pp.2199-2202.
- WENTZEL, M.C., LÖTTER, L.H., EKAMA, G.A., LOEWENTHAL, R.E., MARAIS, G.v.R., (1991), Evaluation of Biochemical Models for Biological Excess Phosphorus Removal, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.23, No.4-6, pp.567-576.
- WENTZEL, M.C., LÖTTER, L.H., LOWENTHAL, R.E., MARAIS, G.v.R., (1986), Metabolic Behaviour of *Acinetobacter* spp. in Enhanced Biological Phosphorus Removal-A Biochemical Model, *Water SA*, Vo.12, No.4, pp.209-224.
- WENTZEL, M.C., DOLD, P.L., EKAMA,G.A., MARAIS, G.v.R., (1985), Kinetics of Biological Phosphorus Release, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.17, No.11-12, pp.57-71.
- WENTZEL, M.C., LOEWENTHAL, R.E., EKAMA, G.A., MARAIS, G.v.R., (1988), Enhanced Polyphosphate Organism Cultures in Activated Sludge Systems-Part I: Enhanced Culture Development, *Water SA*, Vol.14, No.2, pp. 81-92.
- WPCF,(1983), *Nutrient Control, Manual of Practice*, No.FD-7, Water Pollution Control Federation, Washington,D.C.



EKLER

Tablo A.1 Günlük Ölçüm Sonuçları (123. gün - 142. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ⁽¹⁾	Anaerobik Sonu	Çıkış	Stok	Anaerobik Sonu	Çıkış		AKM	UAKM	
123	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
124	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
125	2500	2125	6.4	13.8	BLA	265	97	43	-	-	-	0.850
126	2430	2045	6.6	15.0	BLA	267	40	24	91	3.7	4.4	0.842
127	2470	2043	6.2	23.5	BLA	282	75	10	94	3.8	4.6	0.827
128	2450	2040	6.2	24.8	BLA	320	45	15	92	3.8	4.5	0.830
129	2460	1990	8.3	25.5	BLA	-	-	-	100	4.0	5.0	0.810
130	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
131	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
132	3100	2490	8.3	23.5	BLA	275	75	20	106	3.4	4.3	0.803
133	2410	1965	8.3	26	BLA	275	74	25	104	4.3	5.3	0.815
134	2575	2045	10.3	27	BLA	-	-	-	137	5.3	6.7	0.794
135	2615	2050	10.0	27	BLA	308	96	20	138	5.3	6.7	0.784
136	2525	1955	10.6	28	BLA	288	90	50	138	5.3	6.7	0.775
137	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
138	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
139	3055	2265	14	31.5	<0.05	295	42	20	210	6.9	9.3	0.72
140	2650	1910	13	37.5	<0.05	329	64	15	188	7.0	9.8	0.72
141	2600	1820	14.2	39.5	<0.05	312	58	20	183	7.1	10.0	0.70
142	2730	1880	13	41.5	<0.05	280	140	36	198	7.1	10.5	0.688

(1) : Stok atıksuda fosfor ölçümleri Toplam Fosfor olarak yapılmıştır.
BLA: Belirlene Limiti Altında

Tablo A.2 Günlük Ölçüm Sonuçları (143. gün - 161. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ⁽¹⁾	Anaerobik Sonu	Çıkış	Stok	Anaerobik Sonu	Çıkış		AKM	UAKM	
143	2680	1940	17	47	0.05	277	58	20	204	7.6	10.5	0.724
144	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
145	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
146	3620	2500	17.8	45.5	-	295	70	35	295	8.0	11.5	0.690
147	2955	2055	17.5	43	0.05	292	68	29	190	6.4	9.2	0.695
148	2965	1955	17.8	45.5	0.05	320	85	25	261	8.8	13.4	0.660
149	3015	2055	17.0	44	0.05	275	38	26	275	8.3	12.0	0.680
150	3220	2130	16.3	43	0.05	320	51	20	285	8.9	13.4	0.661
151	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
152	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
153	3820	2475	20.5	40	-	280	65	35	375	9.9	15	0.648
154	3085	2025	20.3	45.5	2.8	275	52	39	300	9.7	14.7	0.656
155	3085	2075	20.0	45.5	2.9	290	69	26	305	9.8	14.5	0.673
156	3065	1955	21.2	49	2.5	300	66	23	310	9.9	15.6	0.638
157	3120	1950	20.5	50	4.7	285	60	30	290	9.2	14.7	0.625
158	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
159	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
160	3945	2500	20.0	45.5	3.7	275	52	35	270	6.8	10.7	0.634
161	3115	2000	19.8	48	5.6	317	88	45	293	9.2	14.4	0.642

(1) : TP konsantrasyonu

Tablo A. 3 Günlük Ölçüm Sonuçları (162. gün - 182. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			NH ₃ -N (mg/l)			NOx-N (mg/l) Çıkış	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	Ana. sonu	Çıkış	Stok	Ana. sonu	Çıkış	Stok	An. Sonu	Çıkış			AKM	UAKM	
162	3365	2225	20.3	37.5	14	330	57	20	-	-	-	-	310	9.2	13.3	0.66
S 163	2990	2035	19.5	34	16.8	288	59	33	-	-	-	-	253	7.9	11.6	0.68
E 164	3000	2150	20.8	32.5	12.5	307	62	30	-	-	-	-	225	7.0	9.8	0.71
T 165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 166	3290	2325	20.5	36	8.8	340	102	30	-	-	-	-	238	6.7	9.5	0.70
167	2935	2115	20.8	36	9.8	325	95	30	-	-	-	-	220	7.2	10	0.72
168	2970	2040	21.3	31.5	11.8	280	60	40	-	-	-	-	230	7.3	10.7	0.685
169	2990	2135	20.5	43	4.5	280	80	30	-	-	-	-	220	7.1	10	0.715
170	2975	2080	20.5	47	3.1	295	90	37	-	-	-	-	225	7.4	10.6	0.70
171	2950	1985	20.5	45.5	2.7	270	60	40	-	-	-	-	230	7.7	11.5	0.673
172	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S 173	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E 174	3770	2450	21.5	50	4.8	273	53	20	-	-	-	-	328	8.6	13.2	0.65
175	2965	1965	19.5	49.5	5.3	258	110	40	-	-	-	-	258	8.5	12.8	0.66
T 176	3045	2050	20.5	52.5	5.8	280	60	45	-	-	-	-	263	8.4	12.4	0.67
6 177	3040	1970	20	49.5	4	300	50	30	-	-	-	-	273	8.7	13.5	0.65
178	-	-	21.3	49.5	3.9	270	40	30	-	-	-	-	278	9	14	0.64
179	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
180	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
181	3630	2315	21.3	49.5	6.8	230	35	20	-	-	-	-	343	9.3	14.6	0.626
182	2900	1833	20.5	49	3.2	265	70	45	-	-	-	-	270	9.1	14.5	0.633

¹ : TP konsantrasyonu

Tablo A. 4 Günlük Ölçüm Sonuçları (183. gün - 204. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			NH ₃ -N (mg/l)			NOx-N (mg/l) Çıkış	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	Ana. sonu	Çıkış	Stok	Ana. sonu	Çıkış	Stok	Ana. Sonu	Çıkış			AKM	UAKM	
183	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	10.8	-	-	-	-
184	2850	1830	19.8	51	2.4	230	40	30	10	-	-	10.8	275	9.4	14.7	0.642
185	2935	1950	20.5	51	4	240	36	20	-	-	-	10	273	9	13.5	0.664
S 186	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E 187	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T 188	3505	2195	20.5	48.5	5.4	235	35	30	12	8	0.2	15.3	350	9	15	0.626
6 189	-	-	20	50	3	200	43	20	-	8.6	0.5	-	295	9.7	15.4	0.633
190	3145	1930	19.8	47	4.3	283	36	25	12	8.6	0.1	10.3	310	9.8	16	0.614
191	3020	1921	21.25	50	5.5	285	70	30	12*	-	0.05	11.3	305	9.9	15.6	0.636
192	2983	1880	22.3	45	8	265	40	30	-	-	-	9.8	300	9.8	15.5	0.630
193	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
194	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
195	3580	2337	21.3	43	9	240	58	34	-	-	-	12.1	355	9.7	14.8	0.653
S 196	2943	1922	21.8	46.5	9	270	40	30	-	-	-	10.8	298	9.8	15	0.653
E 197	2897	1943	22	43.5	9	256	45	25	-	-	-	10.5	283	9.4	14	0.670
T 198	2900	1930	19.8	43.5	8.3	262	40	32	-	-	-	-	280	9.4	14	0.666
7 199	2838	1900	20.8	45.5	7	256	35	28	-	-	-	-	275	9.4	14.1	0.670
200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
201	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
202	3325	2200	20.5	44	9.4	240	33	25	-	-	-	12.5	320	9.4	14	0.662
203	2913	1950	19.5	45.5	3.3	260	45	35	12**	8.5	0.1	12.1	278	9.3	13.9	0.670
204	2900	2000	20.1	47	8	265	45	33	-	-	-	-	280	9.4	13.6	0.690

1 : TP konsantrasyonu

* : TKN : 29.7 mg/l

** : TKN : 30 mg/l

Tablo A.5 Günlük Ölçüm Sonuçları (205. gün - 217. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	TP(mg/l)			KOİ (mg/l)			NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok	Anaerobik Sonu ¹	Çıkış	Stok	Anaerobik Sonu	Çıkış			AKM	UAKM	
205	2985	2011	20	44.3	11.5	240	43	38	-	275	8.8	13.1	0.674
206	2962	2002	21.3	47	5.6	240	41	30	-	275	9.1	13.4	0.676
207	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
208	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S 209	3436	2268	20	43	9	200	35	35	-	331	9.4	14.3	0.660
E 210	3011	1985	19.5	46	7.2	245	44	33	-	273	8.8	13.3	0.659
T 211	3055	1977	20.6	41.5	8.5	240	33	25	10.8	288	9.1	14.1	0.647
8 212	3090	2056	20	39	12	230	45	35	10.8	286	8.9	13.4	0.665
213	3130	2140	19.5	43	10	230	28	27	11.5	270	8.3	12.1	0.684
214	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
215	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
216	3312	2253	21	39.5	12.9	200	34	32	11.8	290	8.4	12.3	0.680
217	3074	2107	21	41	12.4	230	45	43	12.3	268	8.3	12.2	0.685

¹ : PO₄-P konsantrasyonu

Tablo A.6 Günlük Ölçüm Sonuçları (218. gün - 230. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	TP(mg/l)			KOİ (mg/l)			NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok	Anaerobik Sonu ¹	Çıkış	Stok	Anaerobik Sonu	Çıkış			AKM	UAKM	
218	3046	2106	20.5	39.5	13	238	38	38	-	250	7.8	11.3	0.691
219	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
220	3193	2256	20.7	39.5	11.5	253	38	38	-	270	8.1	11.5	0.707
221	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
222	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
223	2841	2046	20.5	35	15.5	215	48	44	-	235	7.7	10.7	0.720
224	3050	2148	20.5	43	14.8	240	30	32	-	240	7.4	10.5	0.704
225	2961	2046	20.8	43	13.5	240	37	40	-	245	7.9	11.4	0.69
226	2956	2140	20.8	40.5	13	212	53	35	-	230	7.4	10.2	0.724
227	2758	1975	20.3	41	13.5	-	-	-	-	215	7.4	10.3	0.716
228	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
229	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
230	3035	2165	-	-	-	-	-	-	-	230	7.6	10.6	0.713

¹ : PO₄-P konsantrasyonu

Tablo A.7 Günlük Ölçüm Sonuçları (231. gün - 247. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	TP (mg/l)			KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok	Ana. Sonu ¹	Çıkış	Stok	Ana. Sonu	Çıkış				AKM	UAKM	
231	2890	2110	20.5	40.5	13	250	30	18	-	-	223	7.3	10	0.730
232	2850	2015	20	41	10	250	35	18	-	11.8	205	6.9	9.7	0.707
233	2870	2065	20	42.5	9	267	44	20	31	11.8	200	6.8	9.5	0.719
234	3005	2180	20.8	40	9	290	48	45	-	-	215	6.8	9.3	0.725
235	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
236	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
237	3305	2360	20.3	38.3	17	240	47	53	-	-	255	7.4	10.3	0.714
238	2980	2150	21.0	36.8	12	286	45	42	-	-	208	6.6	9.2	0.721
239	2970	2145	20.3	34.3	9	275	36	27	-	12.5	210	6.8	9.4	0.722
240	2985	2095	20.3	33.5	9.5	277	27	27	-	11	215	6.9	9.8	0.702
241	2970	2115	20.8	34	9	280	50	53	-	-	215	7	9.8	0.712
242	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
243	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
244	3000	2110	21.3	34.3	8	330	52	45	-	-	215	7	9.9	0.703
245	2920	2095	20.8	36.3	9.5	295	52	50	-	-	215	7	9.8	0.717
246	2830	2050	20.3	37.3	9.3	295	80	29	-	-	213	7.2	9.9	0.724
247	2880	2050	20.8	37	10	285	37	25	-	-	210	6.9	9.8	0.712

¹ : PO₄-P konsantrasyonu

Tablo A.8 Günlük Ölçüm Sonuçları (248. gün - 255. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	TP (mg/l)			KOİ (mg/l)			NH ₃ -N (mg/l)			NOx-N (mg/l) Çıkış	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok	Ana. sonu ¹	Çıkış	Stok	Çıkış	Ana. sonu	Stok	An. Sonu	Çıkış			AKM	UAKM	
248	2850	2050	20.3	36	8.4	314	85	57	-	-	-	-	210	7.0	9.8	0.719
S 249	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E 250	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T 251	2950	2080	20.5	40	10.5	285	64	68	-	-	-	-	250	8.16	11.6	0.705
10 252	2975	2075	20.8	37.5	9.3	270	50	30	-	-	-	12.3	235	7.6	10.9	0.697
253	2930	2030	19.5	35	8.6	278	75	33	-	-	-	-	235	7.7	11.1	0.693
254	2790	1970	20.0	37.8	8.8	275	33	25	7	7	0.5	12.8	230	7.9	11.2	0.706
255	2850	1985	20.6	35.5	9.2	272	35	24	-	-	-	-	215	7.3	10.4	0.697

¹ : PO₄-P konsantrasyonu

Tablo A.9 Günlük Ölçüm Sonuçları (256. gün - 268. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	An. Sonu	Çıkış	Stok	An. Sonu	Çıkış				AKM	UAKM	
256	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
257	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
258	2800	1925	20.8	28	6.8	-	-	-	-	-	220	7.6	11	0.688
259	2760	1935	20.8	36	10.5	260	38	27	-	-	220	7.6	10.8	0.701
260	2935	2025	21.3	36.5	10.8	280	42	23	-	-	250	8.1	11.8	0.690
261	2880	2030	20.5	39	9.8	270	36	24	-	14.3	230	7.7	10.9	0.705
262	3010	2060	19	42.5	11.8	240	33	28	-	-	-	-	-	0.684
263	2790	1870	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.670
264	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
265	3120	2130	20	35	10.8	200	45	14	-	-	260	8.0	11.7	0.680
266	2905	2015	19	40	12	260	32	18	-	-	235	7.7	11.1	0.694
267	3050	2105	21.4	41	10.8	250	24	17	-	-	250	7.8	11.3	0.690
268	2865	1985	21.3	42.5	9.3	255	20	18	-	-	235	7.8	11.4	0.693

1 : TP konsantrasyonu

Tablo A.10 Günlük Ölçüm Sonuçları (269. gün - 282. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)				KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	An. Sonu	Çıkış	Stok	An. Sonu	Çıkış	AKM				UAKM		
269	3050	2115	20	43	10.5	260	35	15	-	-	243	7.6	11.0	0.693	
270	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
271	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
272	3020	2135	20.5	39	240	240	41	15	-	-	240	7.6	10.8	0.70	
S 273	2990	2050	20.8	39	260	260	29	24	-	-	235	7.6	11.0	0.686	
E 274	3010	2035	19.5	37.5	250	250	36	27	-	-	240	7.6	11.3	0.676	
T 275	3100	2110	20.5	37.5	255	255	35	28	-	-	240	7.4	10.9	0.68	
13 276	3110	2165	20.5	38.5	250	250	34	16	-	12.8	240	7.4	10.6	0.696	
277	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
278	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
279	2870	1970	22.8	27	270	270	36	36	-	-	230	7.6	11.1	0.686	
280	2970	2065	20	41	270	270	37	33	-	-	233	7.4	10.6	0.695	
281	299	2100	20.5	35	265	265	35	24	32	12.5	225	7.2	10.3	0.702	
282	2975	2110	20.8	35	260	260	35	22	-	-	235	7.5	10.6	0.709	

¹: TP konsantrasyonu

Tablo A.11 Günlük Ölçüm Sonuçları (283. gün - 296. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NH ₃ -N Stok (mg/l)	NOx-N (mg/l)		MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	Ana. sonu	Çıkış	Stok	Ana. sonu	Çıkış			Anok. sonu	Çıkış		AKM	UAKM	
283	2935	2085	20.3	32	8.5	245	44	23	-	-	11.6	12.8	225	7.3	10.3	0.710
284	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
285	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
286	2785	1885	19.5	21.5	12	170	42	30	35	22	15.8	17.0	240	8.3	12.3	0.677
S 287	2835	1960	21.3	36	11.5	250	42	25	305	9	-	12.5	240	8.0	11.5	0.691
E 288	2880	2010	20	36	9.5	275	46	34	-	-	-	-	240	8.0	11.4	0.698
T 289	2800	1900	19.7	34	9.3	245	43	23	-	-	-	-	240	8.2	12.1	0.679
14 290	2825	1960	19.7	34	9	265	49	27	-	-	11.5	11.6	225	7.6	11.0	0.694
291	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
292	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
293	3045	2035	20.5	21.5	10	165	59	25	32	23	14.0	14.5	270	8.6	12.8	0.668
294	3295	2245	18.8	35	10	250	35	28	-	-	-	-	280	8.2	12.0	0.680
295	3080	2095	20	35.5	8.2	256	38	25	-	-	-	-	260	8.1	12.0	0.680
296	3120	2155	19.5	35	8.5	260	46	22	29	11.5	11	11.8	253	7.8	11.3	0.690

¹ : TP konsantrasyonu

Tablo A.12 Günlük Ölçüm Sonuçları (297. gün - 318. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NH ₃ -N Stok (mg/l)	NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	%P		UAKM AKM
			Stok ¹	Ana. sonu	Çıkış	Stok	Ana. sonu	Çıkış					AKM	UAKM	
297	3040	2075	20	34	7	250	33	23	-	-	-	255	8	11.8	0.683
298	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
299	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
300	3000	2010	19.5	18.5	8.3	200	42	25	38	22	-	255	8.3	12.4	0.670
301	3080	2050	20.5	31	9	250	46	28	-	-	-	260	8.1	12.2	0.666
302	3090	2095	19.8	37.5	9.5	245	40	25	-	-	-	-	-	-	0.678
303	3040	2055	20	43	7.8	254	63	13	-	-	8.5	-	-	-	0.676
304	3080	2105	20.8	39.5	9.2	260	50	20	22	12.3	10.6	240	7.5	10.9	0.683
305	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
306	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
307	3045	2030	20.8	21	9	315	49	38	-	-	-	240	7.7	11.5	0.666
308	3050	2110	20.6	37	11.3	240	52	14	-	-	11.0	265	8.2	11.8	0.692
309	3040	2060	-	35	7.2	245	45	30	-	-	-	255	8.1	11.9	0.678
310	3015	2105	21.2	-	-	-	-	-	-	-	-	265	8.3	11.8	0.687
311	3035	2085	-	34	5	265	41	24	-	-	-	253	8.1	11.8	-
312	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
313	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
314	2910	1875	21.3	38	8.8	220	41	32	-	-	-	255	8.5	13.1	0.644
315	2935	1915	19.5	31	8.3	267	46	18	-	-	-	260	8.5	13.0	0.650
316	2940	1945	18.8	29.5	5.5	240	49	30	-	-	-	255	8.4	12.7	0.662
317	2990	1935	20.5	31.5	5	210	30	30	26	8	14.0	270	8.8	13.6	0.648
318	2940	1930	20	30	6	280	38	30	-	-	-	275	9.1	13.9	0.656

¹ : TP konsantrasyonu

Tablo A.13 Günlük Ölçüm Sonuçları (319. gün - 332. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	An. Sonu	Çıkış	Stok	An. Sonu	Çıkış				AKM	UAKM	
319	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
320	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
321	2830	1780	-	21	10	-	-	-	-	-	-	-	-	0.629
322	3165	2100	22	24	9.8	255	53	26	12.3	2.7	273	8.2	12.4	0.663
S	2990	2020	20.3	33.5	7.5	290	53	31	18.6	6.8	260	8.4	12.4	0.675
E	2710	1800	20.5	33	7.8	280	60	28	17	5.8	235	8.3	12.5	0.664
T	2900	1940	21	32.5	9	285	57	-	19.7	6.0	255	8.4	12.6	0.669
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
327	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
328	2790	1935	23.5	22	13.5	338	68	32	-	-	235	7.9	11.4	0.694
329	2785	1995	18.8	26	14.5	237	59	39	20.9	6.0	235	7.8	10.9	0.716
330	2765	1975	-	-	-	-	-	-	22.9	-	-	-	-	0.714
331	3055	2255	-	26.8	14.8	275	54	31	18	6.8	-	-	-	0.738
332	3010	2230	-	14.5	15.6	307	-	-	23	-	-	-	-	0.741

1: TP konsantrasyonu

Tablo A.14 Günlük Ölçüm Sonuçları (333. gün - 346. gün)

Gün	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)			KOİ (mg/l)			TKN Stok (mg/l)	NOx-N Çıkış (mg/l)	MLTP (mg/l)	% P		UAKM AKM
			Stok ¹	An. Sonu	Çıkış	Stok	An. Sonu	Çıkış				AKM	UAKM	
333	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
334	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
335	3050	2270	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.744
336	3060	2490	19.5	30.3	13	260	39	18	23	6.5	198	6.0	7.4	0.81
337	2840	2150	19.5	29.5	12.8	238	45	31	20.9	6.6	155	5.0	6.6	0.76
338	2830	2185	18.8	30	13	247	49	27	20	6.5	155	4.9	6.5	0.77
339	2665	2045	20.8	27.5	12.8	266	50	50	23.5	6.5	150	5.1	6.7	0.767
340	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
341	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
342	2620	1965	23.5	23.5	14.8	-	-	-	-	8.5	170	5.3	6.9	0.75
343	2760	2110	21.4	27.5	14.3	239	27	30	25	6.3	155	5.0	6.6	0.765
344	2790	2160	21	26	14	290	39	44	25	8.5	140	4.5	5.8	0.774
345	2600	2055	20.5	25	13.2	262	43	32	23	6.6	140	4.9	6.2	0.79
346	2395	1925	19.4	25.5	13.1	260	42	-	23	8.5	136	5.1	6.4	0.80

¹: TP konsantrasyonu

EK B

Tablo B.1 SET 1 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	25	0
15	142	4.5
45	68	19.5
75	51	23.75
105	45	24.75
135	20	9.75
165	10	0.125
195	15	0.05
225	15	0
255	15	0

Tablo B.2 SET 2 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	25	0
15	130	7
45	97	20
75	80	25
105	74	26
135	25	9
150	20	3.5
165	20	0
195	18	0
225	22	0
255	25	0

Tablo B.3 SET 3 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	20	0
15	134	10.4
45	120	22
75	115	25
105	112	27
135	55	13
165	50	5.4
195	30	0.05
225	20	0.02
255	20	0

Tablo B.4 SET 4 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	15	0.03
15	136	14.25
45	80	27.5
75	70	34
105	65	37.5
135	35	20
165	25	7.5
195	20	1.4
225	10	0.2
255	10	0.01

Tablo B.5 SET 5 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	20	0.05
15	170	18.5
45	93	35.5
75	70	39
105	38	44
135	26	29
165	26	16.5
195	28	7.6
225	30	1.9
255	30	0.04

Tablo B.6 SET 6 1.Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
0	30	4.15
15	133	18.75
45	100	40
75	84	45.5
105	66	49
135	15	35.5
165	17	21
195	17	13.5
225	21	7.25
255	23	3.5
270	23	2.5

Tablo B.7 SET 6 2. Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	30	4.5	10	0.05
15	182	19	0.6	8
45	78	40	0.1	8
75	36	47.5	0	8.6
105	36	49	0	8.6
135	27	29	3.5	5
165	25	19	7.5	2
195	25	14	9.2	0.3
225	30	10.5	10	0.05
270	30	4	11	0.01

Tablo B.8 SET 7 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	35	6.9	11	0
15	117	17.5	1.4	7.3
45	57	37	0.2	8
75	45	41.5	0	-
105	45	45.5	0	8.5
135	31	29.5	-	6.4
165	35	19.5	7	4.1
195	-	-	-	-
225	-	9	-	0.3
270	-	7	10.8	0.1

Tablo B.9 SET 9 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	TP (mg/l)
0	25	9
15	115	19
45	95	28.5
75	58	33.5
105	37	37.5
135	37	25.5
165	34	17.2
195	25	14.5
225	18	12.2
255	20	11
270	20	10
285	-	9.2
330	-	9.2

Tablo B.10 SET 10 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	TP (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	25	8.75	11.5	0.8
15	100	16.4	1.5	5.5
45	49	29.5	0.07	-
75	46	34.5	-	7
105	33	37.8	-	7
135	-	25	-	-
165	27	18.5	8.2	3.2
195	25	15	-	-
225	29	12.3	12	1
255	24	10.3	-	-
285	22	8.75	12	0.6

Tablo B.11 SET 11 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	21	13.5	6.5	0
15	155	17.5	1.9	3.7
45	51	22.3	0	3.7
75	40	24.3	0	6
105	43	25	0	6
135	29	19.5	2.5	0.4
165	32	16.5	-	-
195	38	15.3	6.3	0
225	38	14.3	-	-
270	32	13.2	6.3	0

Tablo B.12 SET 13 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	30	9.8	11	0.8
15	64	17.5	3.0	6.2
45	33	29.5	-	7.4
75	34	31	0	-
105	30	33	-	-
135	33	34.5	0	-
165	33	35	0	7.9
195	33	21	-	-
225	25	15.5	-	-
255	20	12.5	10	0.6
285	20	11	10	-
315	20	9.8	10	0.3
345	25	8.8	10.3	-
375	30	8.5	11	-
405	24	7.8	11	0.3

Tablo B.13 SET 14 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOİ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	24	8.5	11	0
15	76	16.5	2.5	4.7
45	44	29	0	5.3
75	44	31.5	0	5.3
105	40	35	0	5.6
165	37	17.5	11	0.1
225	32	11.8	11.8	0.1
285	32	9.7	11.8	0.1
345	27	9.5	11	0.1
375	25	9.5	11	0.1
405	22	8.5	11.8	0.05

Tablo B.14 SET 15 Çevrim İçi Ölçümler

zaman (dakika)	KOI (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	NO _x -N(mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
0	25	6.5	9.3	0
15	95	14.5	2.3	4.3
45	60	26	0.1	7.2
75	30	29	0	7.5
105	30	31.5	0	7.5
135	30	21	3.3	3.3
195	20	11.8	7.3	0.5
255	15	8.5	8.5	0.15
315	20	6.5	8.8	0.1
375	21	5.5	9.5	0.05
405	30	5	9.5	0

ÖZGEÇMİŞ

Rüya Taşlı 1966 yılında Bolu'da doğdu. İlk ve orta öğrenimini Bolu'da tamamladıktan sonra 1982 yılında İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans öğrenimine başladı. 1986 yılında mühendis ünvanını alarak aynı yıl İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği programında Yüksek Lisans öğrencisi oldu. 1987 yılında İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde araştırma görevlisi olarak çalışmaya başladı. 1989 yılında Yüksek Lisans eğitimini tamamlayarak aynı enstitüde doktora programına kaydoldu. Aynı yıl JICA (Japan International Cooperation Agency) bursu ile 'Endüstriyel Atıksu Arıtma Teknikleri' isimli 4 aylık kurs programı için Japonya'ya gitti. Kurs programını tamamladıktan sonra 1990-1991 yılları arasında yine aynı kuruluştan (JICA) 1 senelik bireysel kurs programı hakkı kazanarak Kyoto Üniversitesinde misafir öğrenci olarak bulundu. 1991 yılında bursunu tamamlayarak Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki görevine dönmüş ve doktora programına başlamış olup halen aynı bölümde araştırma görevlisi olarak çalışmaktadır.