

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR İLE EVSEL  
ATIKSULARDAN AZOT VE FOSFOR GİDERİMİ**

**Çevre Mühendisi Neslihan MANAV**

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında  
Hazırlanan**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Tez Danışmanı : Yrd. Doç. Dr. Eyüp DEBİK**

**İSTANBUL, 2006**

# İÇİNDEKİLER

|                                                                                   | Sayfa |
|-----------------------------------------------------------------------------------|-------|
| İÇİNDEKİLER.....                                                                  | ii    |
| KISALTMA LİSTESİ.....                                                             | iv    |
| ŞEKİL LİSTESİ.....                                                                | v     |
| ÇİZELGE LİSTESİ.....                                                              | vii   |
| ÖNSÖZ.....                                                                        | viii  |
| ÖZET.....                                                                         | ix    |
| ABSTRACT.....                                                                     | x     |
| 1 GİRİŞ.....                                                                      | 1     |
| 2 ATIKSU ARITIMININ ÇEVRESEL AÇIDAN ÖNEMİ.....                                    | 3     |
| 3 BİYOLOJİK ARITMAYA GENEL BAKIŞ.....                                             | 6     |
| 3.1 Askıda Büyüyen Sistemler.....                                                 | 8     |
| 3.2 Biyofilm Sistemleri.....                                                      | 9     |
| 3.3 Mikrobiyal Metabolizmada Karbon ve Enerji Kaynakları.....                     | 9     |
| 3.3.1 Nutrientler.....                                                            | 11    |
| 3.4 Atıksu Arıtımında Kullanılan Biyolojik Proseslerin Temelleri.....             | 11    |
| 3.4.1 Aerobik Oksidasyon.....                                                     | 11    |
| 3.4.2 Biyolojik Nitrifikasyon.....                                                | 14    |
| 3.4.3 Biyolojik Denitrifikasyon.....                                              | 17    |
| 3.4.4 Biyolojik Fosfor Giderimi.....                                              | 20    |
| 3.5 Proses Konfigürasyonları.....                                                 | 22    |
| 3.5.1 Phoredox Prosesi (A/O Prosesi).....                                         | 22    |
| 3.5.2 A <sup>2</sup> /O Prosesi.....                                              | 23    |
| 3.5.3 Bardenpho Prosesi (5 Kademeli).....                                         | 24    |
| 3.5.4 UCT Prosesi.....                                                            | 24    |
| 3.5.5 AKR Prosesi.....                                                            | 25    |
| 4 ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR (AKR).....                                              | 28    |
| 4.1 Ardışık Kesikli Reaktörlerin Avantajları.....                                 | 30    |
| 4.2 Ardışık Kesikli Reaktörlerin Dezavantajları.....                              | 32    |
| 4.3 Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nutrient Giderimini Etkileyen Faktörler.....     | 32    |
| 4.3.1 Çözünmüş Oksijen (ÇO).....                                                  | 32    |
| 4.3.2 Çamur Yaşı (SRT).....                                                       | 33    |
| 4.3.3 Hidrolik Bekletme Süresi (HRT).....                                         | 33    |
| 4.3.4 Karbon kaynağı.....                                                         | 34    |
| 4.3.5 Organik yük.....                                                            | 35    |
| 4.3.6 Faz süresi.....                                                             | 35    |
| 4.3.7 İşletmenin kontrolü: ORP.....                                               | 36    |
| 4.4 Ardışık Kesikli Reaktör ile Yapılan Çalışmalar (Azot ve Fosfor Giderimi)..... | 38    |
| 5 MATERYAL VE METOT.....                                                          | 43    |

|                |                                          |    |
|----------------|------------------------------------------|----|
| 5.1            | Deneysel Düzenek .....                   | 43 |
| 5.2            | Atıksu Kompozisyonu .....                | 45 |
| 5.3            | İşletme Koşulları.....                   | 46 |
| 5.4            | Ölçüm Yöntemleri .....                   | 48 |
| 6              | DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME ..... | 49 |
| 6.1            | SET 1 .....                              | 49 |
| 6.2            | SET 2 .....                              | 53 |
| 6.3            | SET 3 .....                              | 56 |
| 6.4            | SET 4 .....                              | 59 |
| 7              | SONUÇLAR ve ÖNERİLER .....               | 70 |
| KAYNAKLAR..... |                                          | 72 |
| ÖZGEÇMİŞ.....  |                                          | 75 |

## KISALTMA LİSTESİ

|                                  |                                          |
|----------------------------------|------------------------------------------|
| AKR                              | Ardışık kesikli reaktör                  |
| An                               | Anaerobik faz                            |
| O                                | Oksik (aerobik) faz                      |
| Ax                               | Anoksik faz                              |
| BOİ                              | Biyokimyasal oksijen ihtiyacı            |
| KOİ                              | Kimyasal oksijen ihtiyacı                |
| TKN                              | Toplam kjedahl azotu                     |
| NH <sub>3</sub> -N               | Amonyak azotu                            |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N  | Nitrit azotu                             |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N  | Nitrat azotu                             |
| TP                               | Toplam fosfor                            |
| PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -P | Fosfat fosforu                           |
| AKM                              | Askıda katı madde                        |
| HRT                              | Hidrolik Bekletme Süresi                 |
| SRT                              | Çamur yaşı                               |
| ORP                              | Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli        |
| ÇO                               | Çözünmüş oksijen                         |
| D                                | Doldurma                                 |
| K                                | Karıştırma                               |
| H                                | Havalandırma                             |
| Ç                                | Çöktürme                                 |
| B                                | Boşaltma                                 |
| UAKM                             | Uçucu Askıda Katı Madde                  |
| MLSS                             | Aktif Çamur Havuzundaki Askıda Katılar   |
| MLVSS                            | Aktif Çamur Havuzundaki Uçucu Katılar    |
| ATP                              | Adenozin trifosfat                       |
| ADP                              | Adenozin difosfat                        |
| PAO                              | Fosfor biriktiren organizmalar           |
| PHB                              | Polihidroksibütratları                   |
| SND                              | Eş zamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon |
| SOUR                             | Spesifik oksijen alım hızı               |

## ŞEKİL LİSTESİ

|                                                                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Şekil 3.1 Aerobik oksidasyon prosesinin şematik görünümü.....                                                | 12 |
| Şekil 3.2 Tek kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü .....                                       | 15 |
| Şekil 3.3 İki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü .....                                       | 15 |
| Şekil 3.4 Son-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü .....                                      | 18 |
| Şekil 3.5 Ön-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü.....                                        | 18 |
| Şekil 3.6 Biyolojik fosfor giderimi için uygulanan sistemin akım şeması.....                                 | 21 |
| Şekil 3.7 Phoredox prosesinin şematik görünümü .....                                                         | 23 |
| Şekil 3.8 A <sup>2</sup> /O prosesinin şematik görünümü .....                                                | 24 |
| Şekil 3.9 Bardenpho prosesi (5 kademeli)'nin şematik görünümü .....                                          | 25 |
| Şekil 3.10 UCT prosesinin şematik görünümü.....                                                              | 25 |
| Şekil 3.11 AKR prosesinin şematik görünümü .....                                                             | 26 |
| Şekil 4.1 Tipik bir AKR için proses akım şeması (EPA Fact Sheet 3) .....                                     | 29 |
| Şekil 4.2 Ardışık Kesikli Reaktör için doldurma fazı seçenekleri .....                                       | 29 |
| Şekil 4.3 Ardışık Kesikli Reaktör için reaksiyon fazı seçenekleri .....                                      | 30 |
| Şekil 5.1 Deneysel düzenek.....                                                                              | 43 |
| Şekil 5.2 Reaktörde uygulanan faz sırası .....                                                               | 44 |
| Şekil 5.3 Ardışık kesikli reaktörde faz sürelerinin deney setlerine göre değişimi .....                      | 47 |
| Şekil 6.1 AKR'nin SET 1 için giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimleri .....            | 50 |
| Şekil 6.2 SET 1 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri.....                                          | 51 |
| Şekil 6.3 AKR'nin SET 2'de giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri .....              | 54 |
| Şekil 6.4 SET 2 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri.....                                          | 55 |
| Şekil 6.5 AKR'nin SET 3'te giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri .....              | 57 |
| Şekil 6.6 SET 3 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri.....                                          | 58 |
| Şekil 6.7 AKR'nin SET 4'te giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri .....              | 59 |
| Şekil 6.8 SET 4 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri.....                                          | 61 |
| Şekil 6.9 Akın ve Uğurlu (2005) tarafından yapılan çalışmada farklı çamur yaşlarında ORP değişimleri .....   | 65 |
| Şekil 6.10 Akın ve Uğurlu (2005) tarafından yapılan çalışmada farklı çamur yaşlarında ÇO değişimleri.....    | 66 |
| Şekil 6.11 Akın ve Uğurlu (2004) tarafından yapılan çalışmada SET 1 için ORP, ÇO ve pH salınım grafiği ..... | 66 |

|                                                                                                                                 |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Şekil 6.12 Akın ve Uğurlu (2004) tarafından yapılan çalışmada SET 2 için ORP, ÇO ve pH salınım grafiği .....                    | 67 |
| Şekil 6.13 Hu vd. (2005) tarafından yapılan çalışmada, 80 L/saat hava akısında ve bir döngüdeki ORP, pH ve ÇO değişimleri ..... | 67 |
| Şekil 6.14 Sabit süreli işletme sırasında pH, ORP ve ÇO değerleri (Lee vd., 2001) .....                                         | 69 |

## ÇİZELGE LİSTESİ

|                                                                                                                                                    |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Çizelge 2.1 Evsel atıksularda bulunan bazı kirleticilerin tipik konsantrasyonları (Kısmen Metcalf ve Eddy'den alınmıştır).....                     | 5  |
| Çizelge 3.1 Biyolojik arıtımda görülen metabolik fonksiyonlara göre arıtım proseslerinin sınıflandırılması (Metcalf ve Eddy, 2003).....            | 7  |
| Çizelge 3.2 Biyolojik arıtımda karşılaşılan terminoloji ve açıklamaları (Metcalf ve Eddy, 2003).....                                               | 7  |
| Çizelge 3.3 Biyolojik fosfor giderimi için kullanılan bazı proses konfigürasyonları için tipik tasarım parametreleri (Metcalf ve Eddy, 2003) ..... | 27 |
| Çizelge 4.1 Umble ve Ketchum (1998) tarafından karşılaştırılan AKR' nin işletme stratejisi .....                                                   | 41 |
| Çizelge 5.1 Çalışmada kullanılan evsel atıksuyun kompozisyonu.....                                                                                 | 45 |
| Çizelge 5.2 Çalışmada kullanılan aktif çamurun karakteristiği.....                                                                                 | 46 |
| Çizelge 6.1 SET' lere göre konsantrasyon değişimi ve verim dataları .....                                                                          | 62 |
| Çizelge 6.2 SET 2' nin literatürdeki birkaç çalışma ile kıyası .....                                                                               | 64 |
| Çizelge 6.3 Rim vd. (1997) tarafından yapılan çalışmada her bir işletme şartında elde edilen giderim verimleri .....                               | 65 |
| Çizelge 6.4 Casellas vd. (2006) tarafından yapılan çalışmada döngü süreleri.....                                                                   | 68 |
| Çizelge 6.5 Casella vd. (2006) tarafından yapılan çalışmada giderim verimleri .....                                                                | 68 |
| Çizelge 6.6 Sabit süreli işletme gerçek zamanlı kontrolde faz süreleri ve elde edilen giderim verimleri (Lee vd., 2001) .....                      | 69 |

## ÖNSÖZ

Öncelikle bu tezin hazırlanmasında, tüm aşamalardaki yardımlarından dolayı, gösterdiği yakın alaka ve her alandaki desteği sebebiyle tez danışmanım, saygıdeğer hocam Yrd. Doç. Dr. Eyüp Debik'e,

Bu tezi yapabilmem için gerekli altyapıyı oluşturmamı sağlayan saygıdeğer hocalarıma,

Tezin yazımı konusunda yardımlarını esirgemeyen, çalışma süresince gösterdiği sabır ve yardımlarından dolayı kıymetli arkadaşım Çevre Mühendisi Selami Demir'e,

Manevi desteklerinden ötürü tüm araştırma görevlisi arkadaşlarıma,

Bugünlere gelmemin başlıca sebebi olan, maddi manevi destekleri ve gösterdikleri anlayıştan dolayı sevgili aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Neslihan MANAV

## ÖZET

Bu çalışmada Ardışık Kesikli Reaktör ile evsel atıksulardan azot ve fosfor giderimi için en uygun işletme şartları araştırılmıştır. Bu amaçla 4 litre aktif hacme sahip ardışık kesikli bir reaktör evsel atıksu ile beslenmiş ve değişik işletme fazlarında çalıştırılarak, faz sürelerinin arıtım üzerine etkisi incelenmiştir. Ardışık Kesikli Reaktör doldurma/ anaerobik/ aerobik1/ anoksik/ aerobik2/ çöktürme/ boşaltma faz sırasıyla çalıştırılmış olup, çalışma süresince faz süreleri değişen dört SET denenmiştir. İşletme süresince ORP ve ÇO ölçümleride kontrol edilerek fazlar içerisinde bu parametrelerin değişimi gözlenmiştir.

Çalışma neticesinde en yüksek verimler doldurma/ anaerobik/ aerobik1/ anoksik/ aerobik2/ çöktürme/ boşaltma fazlarının, 0,5 saat/ 2 saat/ 2 saat/ 1 saat/ 0,75 saat/ 1 saat/ 0,5 saat şeklinde uygulandığı SET’te elde edilmiştir. Bu SET için KOİ, TKN, NH<sub>3</sub>-N, TP, PO<sub>4</sub>-P ortalama giderim verimleri sırasıyla %91, %78, %85, %87 ve %83 olarak bulunmuştur. ORP değerleri anaerobik faz için minimum -306,9 mV, aerobik1 fazı için maksimum 39,7 mV, anoksik faz için minimum -227,9 mV ve aerobik 2 fazı için maksimum 38,6 mV olarak gerçekleşmiştir. Çalışılan işletme yöntemleri içerisinde bu SET’in en uygun işletme yöntemi olduğu belirlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler :** Ardışık kesikli reaktör (AKR), nütrient giderimi, evsel atıksu

## **ABSTRACT**

Nitrogen and phosphorous removal from municipal wastewaters was investigated using Sequencing Batch Reactor (SBR) in this study. For this purpose, a sequencing batch reactor with an active volume of 4 liters was fed with municipal wastewater and the effect of hydraulic retention time of phases was investigated via running the system under distinct operational phases. The SBR was run in a fill/ anaerobic/ aerobic1/ anoxic/ aerobic2/ settle/ decant sequence while distinct hydraulic retention times for phase sequences were tested during the study. Also, ORP and DO values were measured to observe their changes during the phases.

The highest removal efficiencies was observed in the SET where fill / anaerobic / aerobic1 / anoxic / aerobic2 / settle / decant phases were set to be 0.5 h / 2 h / 2 h / 1 h / 0.75 h/ 1 h / 0.5 h, respectively. For this SET, the removal efficiencies of COD, TKN, NH<sub>3</sub>-N, TP and PO<sub>4</sub>-P were found to be 91%, 78%, 85%, 87% and 83% on average, respectively. ORP value was -306.9 mV min. for anaerobic phase, 39.7 mV max. for aerobic1 phase, -227.9 mV min. for anoxic phase, and 38.6 mV max. for aerobic2 phase. This SET was determined to be the most suitable one among all conditions investigated.

**Keywords :** Sequencing Batch Reactor (SBR), nutrient removal, domestic wastewater

## 1 GİRİŞ

Günümüzde yerleşim merkezlerinin nüfuslarının artmasıyla birlikte atıksu üretimi artmış, bu da alıcı ortamlara (deniz, göl, baraj vs.) deşarjlarla gelen kirlilik yükünün özümleme kapasitesinin üzerine çıkmasına sebep olmuştur. Atıksuların arıtımı bu sebeple şehirler için vazgeçilmez bir uygulama haline gelmiştir. Başlangıçta biyolojik atıksu arıtımı sadece karbon gideriminden ibaret olmasına rağmen zamanla alıcı ortama verilen azot ve fosforun alıcı ortamdaki biyolojik aktiviteyi arttırdığı görülmüş (ötrofikasyon), bunun için de son zamanlarda azot ve fosforu giderme ihtiyacı doğmuştur. Böylece biyolojik azot ve fosfor giderimini de içeren birçok araştırma yapılmıştır. Yapılan araştırmalarla; biyolojik atıksu arıtımı yapan ve sadece karbon gideren tesislerde bazı modifikasyonlar yapılarak, bu tesislerde azot ve fosfor giderimi de sağlanmıştır.

Su ortamlarında olumsuz etkiler oluşturacak düzeyde azot ve fosfor değerlerine sahip olan evsel atıksulardan nütrient gideriminin yapılmasının en önemli nedeni alıcı sulardaki alg patlamasını (ötrofikasyon) kontrol etmektir. Atıksulardan biyolojik azot gideriminde nitrifikasyon ve hemen arkasından da denitrifikasyon yaygın olarak uygulanan bir proses şeklindedir. Atıksu arıtımı sürecinde alıcı sularda ötrofikasyona sebep olması nedeniyle fosfor giderimi de önemli bir adım olup, hassas alıcı ortamlara deşarjdan önce fosfor kontrolü mutlaka uygulanmalıdır.

Türkiye’de küçük yerleşim yerlerindeki belediyelerin atıksu arıtma tesislerinin bulunmaması, fakat nüfuslarına bağlı olarak 3 ile 6 yıl içinde evsel atıksularının arıtımı için birer arıtma tesisi inşa etmelerinin zorunlu oluşu, bu bölgelerden kaynaklanan düşük debili atıksuların arıtılmasında kullanılmak üzere yeni sistemlerin geliştirilmesi ihtiyacını ortaya çıkarmıştır. Bu ihtiyacın düşük maliyetli sistemlerle giderilmesi bu yerleşimlerin kısa sürede arıtma uygulamasına geçebilmesi ve ülke ekonomisine daha düşük yük getirmesi sebebiyle önemlidir. Son yıllarda AKR; biyolojik karbonlu organik maddelerin yanında azot gideriminde de yaygın olarak kullanılan alternatif bir sistem olup, fosfor giderimi için de kullanımı yaygın olmamakla beraber mümkündür. Küçük yerleşimler için azot ve fosfor giderimini de içeren uygun bir alternatif olarak Ardışık Kesikli Reaktör (AKR)’ün kullanımının araştırılması gereklidir. Denitrifikasyon işlemi yapan bir AKR sistemine anaerobik bir fazın ilave edilmesi ile; karbon giderimi ve nitrifikasyon-denitrifikasyonun yanında, fosfor giderimi de sağlanabilir. Böylece, anoksik ve anaerobik fazların da karbon giderimine katkı sağlaması ile sistemin toplam enerji maliyetinin düşmesi sağlanacaktır. Atıksu arıtma sistemlerinin iyileştirilmesinin temel amacı genellikle işletme harcamalarını

düşürmek ve çıkış suyu kalitesini yükseltmektir (Sarioğlu, 2001). AKR sisteminin fosfor giderimi için de kullanımı maliyetin düşürülmesine ilave olarak operatör ihtiyacını da en aza indirecektir.

Literatürde ardışık kesikli reaktör ile yapılan birçok çalışma sentetik atıksu ile gerçekleştirilmiş, bir kısmı da yalnızca azot giderimi üzerine odaklanmıştır. Bu çalışmada hem gerçek evsel atıksu kullanılmış hem de azot ve fosfor giderimi gerçekleştirilmeye çalışılmıştır. Ayrıca çalışmada, ORP ile sistem kontrolünün yapılabilmesi için uygulanacak stratejiler araştırılmıştır.

## 2 ATIKSU ARITIMININ ÇEVRESEL AÇIDAN ÖNEMİ

Dünya üzerindeki her topluluk, kaçınılmaz bir gerçek olarak katı, sıvı ve gaz fazda atıklar üretmektedir. Bu atıklar günlük hayatın bir ürünü ya da endüstriyel faaliyetlerin şüphesiz bir gerçeğidir. Bu farklı fazdaki atıkların her biri için farklı bertaraf yöntemleri bulunmaktadır. İçme ve kullanma suyu kaynaklarından alınan ve birçok uygulama ile farklı amaçlardaki kullanımlardan geçen sular nihayetinde bir atıksu kanalına ya da bir alıcı ortama atıksu olarak geri döndürülmektedir. Uygulama ve kullanım alanlarına göre atıksular; evlerden, kurumlardan, ticari ve endüstriyel tesislerden meydana gelmektedir.

Herhangi bir ortamda arıtılmamış atıksuların birikimine izin verildiği takdirde bu atıksularda zamanla septik şartlar gelişmeye başlar. Bu şartların gelişmesiyle birlikte atıksu içinde bulunan çözünmüş ya da askıda organik maddelerin parçalanması sonucu kötü kokular ve değişik rahatsız edici şartlar oluşur. Buna ek olarak, evlerden gelen atıksular (evsel atıksular) insan bağırsağında yaşayan birçok patojen mikroorganizmaları da ihtiva etmektedir. Evsel atıksuların kayda değer bir diğer özelliği ise yüksek miktarda nütrient ihtiva etmesidir ki bu nütrientler suda yaşayan mikroskobik canlıların gelişmesini teşvik eder. Suda yaşayan bu canlıların gelişmesi ile sudaki metabolik faaliyetler ve buna bağlı olarak da çözünmüş oksijen tüketimi artar. Artan oksijen tüketimi, doğal dengeleyici mekanizmalara galip geldiğinde ise, alıcı su kütlesinde çözünmüş oksijen tamamen tükeneceğinden anaerobik koşullar ortama hakim olur. Bu şartlar altında da yine su kütlesinde kötü kokular ve rahatsız edici koşullar gelişir. Bütün bu sebeplerden dolayı atıksular, üretildiklerinde, bir an evvel üretim alanından uzaklaştırılmalı, arıtılmalı ve daha sonra yeniden kullanılmalı veya bir alıcı ortama deşarj edilerek dispersiyonu sağlanmalıdır. Çevreyi, ekolojik dengeyi ve halk sağlığını korumak için bu işlemler gereklidir.

Evsel atıksularda mevcut bulunan en önemli nütrientlerden bazıları azot (N), fosfor (P), magnezyum (Mg) ve potasyumdur (K). Bunların en başında ise makronütrientler olarak adlandırılan azot ve fosfor gelmektedir. Azot, doğada  $N_2$ ,  $NH_3$ ,  $N_2O$ ,  $NO$ ,  $N_2O_3$ ,  $NO_2$  ve  $N_2O_5$  formlarında bulunabilmektedir. Bunlardan başka azot, bazı kompleks organiklerin yapılarında da bulunabilmektedir. Bütün bu formlardan, atıksularda en çok rastlananları amonyak (amonyak+amonyum) ve organik azottur. Bütün bu azot formları arasında doğal yollarla biyolojik ve kimyasal dönüşümler gerçekleşmekte olup atıksu arıtımında da bazı biyolojik dönüşümlerden faydalanılmaktadır.

Azotun canlılar için önemi, temel hücre formülüne bakılarak anlaşılabilir. Canlı bir bakteri hücresinin en temel kimyasal formülü  $C_5H_7NO_2$  (Metcalf ve Eddy, 2003) olarak bilinmektedir. Bu noktadan yola çıkarak bir bakteri hücresinin ağırlığının yaklaşık %12,4'ünün azottan meydana geldiği söylenebilmekte; bu ise azotun canlılar açısından önemini açıkça ifade etmektedir. Su kütlelerinde bulunan azot mikroorganizmalar tarafından enerji eldesi ve büyüme amacıyla kullanılmaktadır. Arıtılmadan alıcı ortama deşarj edilen atıksularda yüksek miktarda azot bulunduğundan bu atıksular alıcı ortamdaki mikroorganizmaların büyüme hızlarının artmasına, yani sudaki oksijen tüketiminin artmasına neden olmaktadır. Bu durumda su kütlesinde, daha önce bahsedilen anaerobik şartların ve kötü kokuların oluşması gündeme gelmektedir.

Evsel atıksularda bulunan önemli bir diğer nütrient fosfordur. Fosforun hücre yapısına katıldığı ve ayrıca hücreden enerji depolanması ile ilgili aktif rolü açıkça bilinmektedir. Fosfor, hücrede enerji deposu olarak kullanılan adenosin trifosfat (ATP)'in yapısında fosfat formunda ( $PO_4-P$ ) bulunur. Hücrenin enerji depolaması sırasında ortamdaki çözünmüş fosfor, yani fosfat fosforu hücre içine alınarak bir adenosin difosfat (ADP) molekülü ile birleşerek ATP'yi oluşturur.

Fosforun hücre yapısı açısından önemi de yine bir bakteri hücresinin temel kimyasal formülüne bakılarak anlaşılabilir:  $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$  (Metcalf ve Eddy, 2003). Bu kimyasal formüle bakılarak bir bakteri hücresinin yaklaşık %4 kadar fosfor içerdiği görülmektedir. Fosforun evsel atıksulardaki konsantrasyonu azot ve karbona göre çok daha düşük seviyelerde olmaktadır. Mikroorganizma gelişiminde fosfor sınırlayıcı bir element olarak bilinmektedir. Bu sebeple, bir su kütlesinde, sınırlayıcı element olan fosforun kontrolü, o su kütlesindeki mikroorganizmaların büyümesini kontrol altına almak için bir yol olarak sunulmaktadır. Böylece alıcı su ortamlarına deşarj edilen atıksulardan fosfor gideriminin önemi ortaya çıkmaktadır.

Bütün bu bilgiler ışığında evsel atıksuların bazı karakteristik özellikleri Çizelge 2.1'de özetlenmiştir:

Çizelge 2.1 Evsel atıksularda bulunan bazı kirleticilerin tipik konsantrasyonları (Kısmen Metcalf ve Eddy'den alınmıştır)

| Parametre              | Birim | Tipik Konsantrasyon |                      |                 |
|------------------------|-------|---------------------|----------------------|-----------------|
|                        |       | Zayıf Atıksu        | Orta-kuvvetli Atıksu | Kuvvetli Atıksu |
| <b>BOİ<sub>5</sub></b> | mg/l  | 110                 | 190                  | 350             |
| <b>KOİ</b>             | mg/l  | 250                 | 430                  | 800             |
| <b>AKM</b>             | mg/l  | 120                 | 210                  | 400             |
| <b>uAKM</b>            | mg/l  | 5                   | 10                   | 20              |
| <b>TOC</b>             | mg/l  | 80                  | 140                  | 260             |
| <b>Azot</b>            | mg/l  | 20                  | 40                   | 70              |
| Organik                |       | 8                   | 15                   | 25              |
| Amonyak                |       | 12                  | 25                   | 45              |
| Nitrit                 |       | 0                   | 0                    | 0               |
| Nitrat                 |       | 0                   | 0                    | 0               |
| <b>Fosfor</b>          | mg/l  | 4                   | 7                    | 12              |
| Organik                |       | 1                   | 2                    | 4               |
| İnorganik              |       | 3                   | 5                    | 8               |

### 3 BİYOLOJİK ARITMAYA GENEL BAKIŞ

Atıksu arıtımında, her bir biyolojik prosesi gerektiğince anlamak çevre mühendisliği açısından büyük önem arz eder. Çünkü biyolojik olarak ayrıştırılabilir olan maddeler içeren bütün atıksuları biyolojik olarak arıtmak mümkündür.

Biyolojik arıtmada görev alan mikroorganizmalar, genellikle bakteriler (Metcalf ve Eddy, 2003), karbon kaynaklı BOİ'yi karbondioksit ( $\text{CO}_2$ ) ve suya ( $\text{H}_2\text{O}$ )'ya dönüştürürlerken bir taraftan da bu işlemle elde ettikleri enerjiyi büyümede kullanırlar, yani yeni hücre sentezi yaparlar. Bu dönüşüm ve sentez reaksiyonları neticesinde atıksudaki karbon kaynaklı BOİ giderilir.

Bundan başka bazı bakteri türleri elektron verici olarak, karbonlu bileşikler yerine amonyağı ( $\text{NH}_3$ ) kullanırlar. Bu sayede atıksudaki amonyak da aerobik ortamda nitrit ( $\text{NO}_2$ ) ve nitrata ( $\text{NO}_3$ ) dönüştürülebilmektedir. Bundan sonraki aşamada ise elektron alıcı olarak nitrit ve nitrata kullanabilen bazı özel bakteri türleri kullanılabilmektedir. Bu bakteriler nitrit ve nitrata elektron alıcı, karbonlu bileşikleri ise elektron verici olarak kullanmak suretiyle karbonlu bileşikleri giderebilmektedir. Bu şekilde azot, sudan azot gazı olarak ( $\text{N}_2$ ) ayrılmaktadır.

Daha önce ifade edildiği gibi alıcı ortamda ötrofikasyona neden olan bir diğer nütrient ise fosfordur. Fosforun atıksudan ayrıştırılması, azotun ayrıştırılması gibi gaz faza dönüştürmekle mümkün olmayıp, daha zordur. Bunun için bakterilerin bünyelerine daha çok fosfor alımı gerçekleştirmesi sağlanmakta, daha sonra bu bakteriler bir çöktürme tankı yardımıyla sistemden ayrılmaktadır. Sonuç olarak sudaki fosfor miktarı da kabul edilebilir düzeye indirgenmiş olmaktadır.

Yukarıda bahsedilen prosesler aerobik, anoksik, anaerobik veya birleşik şekilde uygulanabilmektedir. Bu proseslere ait kısa açıklamalar Çizelge 3.1'de, biyolojik arıtım proseslerinde karşılaşılan bazı terimlerde Çizelge 3.2'de özetlenmektedir. Aerobik prosesler, serbest (moleküler) oksijenin ( $\text{O}_2$ ) varlığında gerçekleştirilen biyolojik arıtım prosesleridir. Bu tip proseslerde karbon kaynaklı BOİ giderimi ve amonyak oksidasyonu gerçekleştirilir. Bu prosesler sayesinde atıksudaki BOİ kabul edilebilir düzeye indirgenirken, atıksudaki toplam azot miktarı değişmemektedir. Zira oksitlenen amonyak nitrit ve nitrata dönüşmekte ve hala suda çözünmüş halde kalmaktadır. Aerobik prosesler karbon kaynaklı BOİ giderimi ve nitrifikasyon için kullanılırlar.

Çizelge 3.1 Biyolojik arıtmıda görülen metabolik fonksiyonlara göre arıtım proseslerinin sınıflandırılması (Metcalf ve Eddy, 2003)

| Metabolik fonksiyonlara göre arıtım prosesleri | Açıklama                                                                                                                                                                                                                            |
|------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aerobik (oksik) prosesler                      | Moleküler oksijen varlığında gerçekleştirilen biyolojik arıtım prosesleri                                                                                                                                                           |
| Anaerobik prosesler                            | Herhangi bir oksijen kaynağı olmaksızın gerçekleştirilen biyolojik arıtım prosesleri                                                                                                                                                |
| Anoksik prosesler                              | Elektron olarak moleküler oksijen yerine nitrit ve nitratın (bağlı oksijenin) varlığında gerçekleştirilen biyolojik arıtım prosesleri. Bu proseslerle nitrit ve nitrat, azot gazına dönüştürülerek, azot giderimi gerçekleştirilir. |
| Fakültatif prosesler                           | Mikroorganizmaların hem oksijen varlığında hem de oksijen yokken çalışabildiği biyolojik arıtım prosesleri.                                                                                                                         |
| Bileşik prosesler                              | Belirli bir amaca yönelik olarak, aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin farklı kombinasyonlarını içeren biyolojik arıtım prosesleri.                                                                                            |

Çizelge 3.2 Biyolojik arıtmıda karşılaşılan terminoloji ve açıklamaları (Metcalf ve Eddy, 2003)

| Terim                        | Açıklama                                                                                                                                                                                                       |
|------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Biyolojik nütrient giderimi  | Azot ve fosforun biyolojik olarak giderimine verilen isimdir.                                                                                                                                                  |
| Biyolojik fosfor giderimi    | Biyokütle bünyesinde birikim ve katı madde ayrıştırılması yoluyla fosforun biyolojik olarak giderimidir.                                                                                                       |
| Karbon kaynaklı BOİ giderimi | Karbon kaynaklı BOİ'nin yeni hücreler ve bazı son ürünlere dönüştürülmesi prosesidir.                                                                                                                          |
| Nitrifikasyon                | Amonyakın önce nitrite, sonra nitrate dönüştürüldüğü iki aşamalı bir prosestir.                                                                                                                                |
| Denitrifikasyon              | Nitrat ve nitritin elektron alıcı olarak kullanılmak suretiyle azot gazına dönüştürüldüğü biyolojik arıtım prosesidir.                                                                                         |
| Stabilizasyon                | Primer ve sekonder çamurun, genellikle yeni hücreler ve gaz fazındaki son ürünlere dönüştürüldüğü stabilizasyon işlemidir. Gerçekleşen metabolik faaliyetlere göre aerobik ya da anaerobik çürütme adını alır. |
| Substrat                     | Biyolojik arıtmıda son ürünlere indirgenen karbon kaynaklı BOİ ya da nütrientlerdir.                                                                                                                           |

Anaerobik prosesler, moleküler oksijen ya da bağlı oksijenden yoksun ortamlarda gerçekleştirilen biyolojik arıtım prosesleridir. Bu tip proseslerde genel olarak organik maddelerin hidrolizi gerçekleştirilir. Hidroliz sırasında büyük moleküllü, karbonlu bileşikler hücre dışı enzimler kullanılarak daha küçük boyutlara indirgenir. Organik yapıda bulunan azot, amonyağa dönüştürülür. Herhangi bir oksijen kaynağı olmadığından aerobik ve fakültatif mikroorganizmalar burada faaliyet gösteremezler. Atıksu arıtmıda kullanılan

bileşik proseslerde, eğer fosfor giderimi de arzu ediliyorsa anaerobik adıma da yer verilmelidir. Zira anaerobik prosesler fosfor giderimini güçlendirir.

Anoksik prosesler, atıksu arıtımında kullanılan bir diğer önemli prosestir. Bu tip proseslerde elektron alıcı olarak moleküler oksijen yerine, bağlı oksijen kullanılır. Atıksu arıtımında kullanılan anoksik proseslerde elektron alıcı nitrit ve nitrattır. Bu oksijen kaynakları, organik bileşiklerin oksitlenmesi ve enerji eldesinde kullanılarak azot gazına dönüştürülür. Böylece gaz fazındaki azot, prosesi terk ederek atıksudaki azot giderimi sağlanmaktadır.

Biyolojik atıksu arıtımında kullanılan prosesleri, yapılarına göre genel olarak iki başlık altında toplamak mümkündür: (1)Askıda büyüyen sistemler ve (2)biyofilm sistemleri.

### **3.1 Askıda Büyüyen Sistemler**

Askıda büyüyen sistemler, biyolojik arıtımda kullanılan mikroorganizmaların atıksu içerisinde süspanse tutulduğu sistemlerdir. Bu tip sistemler birçok evsel ve endüstriyel sanayi atıksu arıtma tesisinde kullanılmaktadır. Genellikle aerobik olmalarına karşın, anaerobik olarak kullanılanları ya da aerobik, anoksik ve anaerobik proses konfigürasyonları ile bileşik proses şeklinde kullanımları mevcuttur. Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında en çok kullanılan proses aktif çamur prosesidir. Aktif çamur proseslerinde temel prensip giriş atıksuyunun bir havalandırma tankı içinde aktif mikroorganizmalarla temasa geçirilmesidir. Aktif mikroorganizmalar tank içinde havalandırma işlemi ve bazı karıştırma yollarıyla süspansiyon halinde tutulurlar, ki buna genellikle MLSS (aktif çamur havuzundaki askıda katıları ifade eder) ya da MLVSS (aktif çamur havuzundaki uçucu katıları ifade eder) denir. Bu şekilde ifade edilmesinin sebebi, havalandırma tankında bulunan mikroorganizma miktarının yaklaşık olarak, tanktaki suda ölçülen UAKM miktarı ile ifade edilebilmesidir.

Giriş atıksuyu ile biraraya gelen mikroorganizmalar, oksijen varlığında, enerji üretimi ve büyüme maksadıyla organik maddeleri tüketerek bir arıtım sağlarlar. Bu arıtım sonucunda atıksuda BOİ giderimi gerçekleşir ve UAKM konsantrasyonu artar, yani mikroorganizmalar yeni hücre sentezleyerek çoğalırlar. Atıksu ile süspansiyonda bulunan mikroorganizmalar, havalandırma tankını müteakip bir çöktürme tankına alınır ve mikroorganizmalar çöktürülerek atıksudan ayrılır. Çöktürme tankında yoğun halde toplanan mikroorganizmalar (aktif çamur), biyolojik arıtımın gerçekleşmesi için tekrar havalandırma tankına döndürülür. Çöktürme tankında toplanan aktif çamurun bir kısmı, belirli bir debide sürekli olarak sistemden alınarak çamur stabilizasyon ünitelerine gönderilir. Havalandırma tankında MLSS konsantrasyonunun

artışını önlemek, havalandırma ve karıştırma işlemlerinin verimli olmasını sağlamak için, çamur atılması maliyet açısından da büyük önem arz etmektedir.

Aktif çamur prosesinden atılan çamur genellikle bir susuzlaştırma ünitesine verilmektedir. Ancak, bu çamuru susuzlaştırarak uzaklaştırmak imkânsızdır. Zira çamurda hala aktif mikroorganizmalar bulunmakta, bu mikroorganizmaların bertarafı ise sorun teşkil etmektedir. Bu nedenle susuzlaştırılan çamur, bir çürütme ünitesine alınmaktadır. Bu birimde gerçekleşen reaksiyonlarla aktif çamur stabilize edilirken bazen enerji üretimi de gerçekleştirilebilmektedir.

### **3.2 Biyofilm Sistemleri**

Biyofilm sistemlerinde, mikroorganizmaların tutunabileceği bir yatak malzemesi tank içine yerleştirilir. Bu yatak üzerine tutunarak çoğalan mikroorganizmalar bir biyofilm oluştururlar. Atıksuyun bu biyofilmle teması sonucu, havalandırma eşliğinde BOİ ve nütrient giderimi gerçekleştirilmektedir. Biyofilm sistemlerinde yatak malzemesi olarak taş, çakıl, cüruf, kum ve kızılğacın yanı sıra birçok plastik ve farklı sentetik madde kullanılabilir.

Biyofilm sistemleri de aktif çamur prosesleri gibi aerobik ya da anaerobik olarak işletilebilmektedir. En çok uygulanan biyofilm sistemi damlatmalı filtrelerdir.

### **3.3 Mikrobiyal Metabolizmada Karbon ve Enerji Kaynakları**

Biyolojik arıtmadaki prosesleri tam anlamıyla kavrayabilmek, bu proseslerde rol oynayan mikroorganizmaları tanımaktan geçer. Atıksu arıtımında kullanılan mikroorganizmaların faaliyetlerini yürütebilmeleri için birtakım gereksinimleri vardır. Bu gereksinimler her proses için farklılık göstermekte olup, proseslerde kullanılan mikroorganizmaların gelişimi de bu gereksinimlerin nasıl karşılandığına bağlıdır.

Atıksu arıtımında kullanılan mikroorganizmalar metabolik fonksiyonlar bakımından farklılık göstermekle beraber hepsinin ortak yönü faaliyetleri için bir karbon kaynağına, büyüme için enerji kaynağına, nütrient kaynağı, elektron alıcı ve elektron vericiye ihtiyaç duymalarıdır.

Mikroorganizmalar büyümeyi gerçekleştirmek ve arıtıma devam etmek için enerjiye ihtiyaç duymaktadır. Bu enerji, karbon kaynağının indirgenmesi ile elde edilir. Ayrıca büyüme için bazı nütrientlere de ihtiyaç duyulmaktadır. Atıksu arıtıma terminolojisinde karbon ve nütrient kaynakları substratlar olarak adlandırılırlar.

Mikroorganizmalar, kullandıkları karbon kaynağına göre iki sınıfta toplanırlar: (1)Ototrofik ve (2)heterotrofik mikroorganizmalar. Ototrofik mikroorganizmalar karbon kaynağı olarak karbondioksiti, heterotroflar ise organik karbonu kullanırlar. Karbonun hücre yapısına katılan bileşiklere dönüştürülmesi işlemi indirgenme reaksiyonlarından ibaret olduğundan bu proses için bir miktar enerjiye ihtiyaç duyulur. Heterotroflar, ototroflardan daha az enerjiye ihtiyaç duyarlar, çünkü organik karbonun hücre yapısındaki karbonlu bileşiklere dönüştürülmesi, karbondioksinin dönüştürülmesinden daha az enerji gerektirir. Bu nedenle ototrofik mikroorganizmaların dönüşüm katsayıları heterotroflara nazaran daha küçüktür.

Mikroorganizmalar, hücre sentezi için gerekli enerjiyi doğrudan güneşten ya da kimyasal oksidasyon reaksiyonlarından elde edebilirler. Güneşten gelen enerjiyi doğrudan kullanarak enerji elde eden mikroorganizmalar fototroflar olarak sınıflandırılırken, enerji kaynağı olarak kimyasal reaksiyonları kullanan mikroorganizmalar kemotroflar olarak adlandırılır. Hem fototroflar hem de kemotroflar ototrofik ya da heterotrofik olabilirler. Fotoheterotroflar enerji eldesi için sülfürün indirgenmesi reaksiyonundan faydalanırken, fotoototroflar karbondioksiti kullanırlar. Bunlara örnek sırasıyla sülfür-indirgeyen bakteriler ve alglerdir. Kemoototrofik bakteriler amonyak ve nitrit gibi indirgenmiş inorganik bileşiklerin oksidasyonundan enerji elde ederken, kemoheterotroflar enerji elde etmek için organik maddeleri oksitlerler.

Enerji eldesi amacıyla gerçekleştirilen bu reaksiyonlar yükseltgenme-indirgenme reaksiyonları olup, bu reaksiyonlarda bir elektron alıcı ve bir elektron vericiye ihtiyaç duyulur. Elektron alıcı indirgenen madde, elektron verici ise yükseltgenen maddedir. Hücre içindeki organik maddelerin elektron verici olarak rol oynadığı reaksiyonlara iç solunum, hücre dışından elde edilen organik maddelerin elektron verici olarak kullanıldığı reaksiyonlara ise dış solunum adı verilir. İç solunum metabolizmasına sahip mikroorganizmalar fermentasyon bakterileri olarak adlandırılırlar.

Elektron alıcı olarak oksijen ya da diğer farklı maddeler kullanılabilir. Aerobik, anoksik ve anaerobik proseslerin farkı da bu noktada ortaya çıkar. Aerobik prosesler, elektron alıcı olarak serbest oksijenin kullanıldığı proseslerdir. Elektron alıcının nitrit ve nitrat olduğu prosesler anoksik,  $\text{CO}_2$  veya  $\text{SO}_4^{2-}$  gibi maddeler olduğu durumlarda ise anaerobik prosesler olarak sınıflandırılırlar.

### 3.3.1 Nütrientler

Hücre sentezi ve büyüme için mikroorganizmalar, karbon kaynaklarından başka nütrientlere de ihtiyaç duyarlar. Atıksu arıtımında kullanılan mikroorganizmaların ihtiyaç duyduğu başlıca nütrientler azot ve fosfordur. Bundan başka yüksek miktarda ihtiyaç duyulan nütrientler (makronütrientler) sülfür, potasyum, magnezyum, kalsiyum, demir ve sodyum olarak sayılabilir. Daha az miktarlarda ihtiyaç duyulan nütrientler (mikronütrientler) ise çinko, mangan, molibden, selenyum, kobalt, bakır ve nikeldir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Evsel atıksularda bu nütrientler genellikle yeteri miktarda bulunmaktadır. Ancak endüstriyel atıksularda nütrient eksikliği bir problem oluşturabilmekte ve bu atıksuların arıtımında nütrient ilavesi gerekebilmektedir.

### 3.4 Atıksu Arıtımında Kullanılan Biyolojik Proseslerin Temelleri

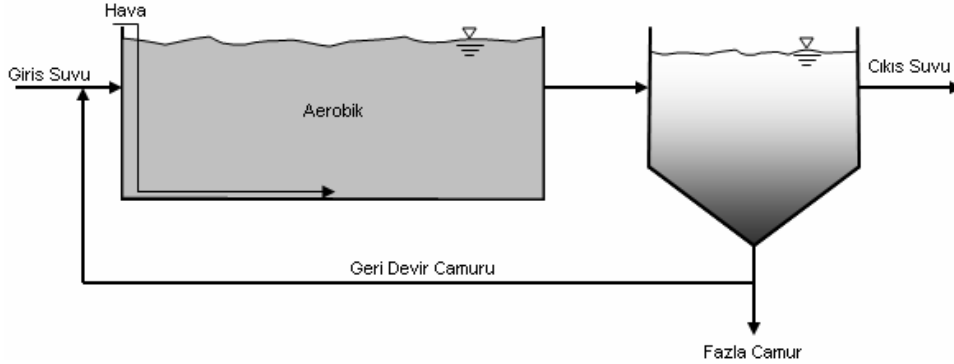
Atıksuların arıtımında genellikle kullanılan biyolojik prosesler aerobik oksidasyon, nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor giderimidir. Bundan başka, endüstriyel atıksularda karşılaşılabilen bazı özel durumlarda toksik madde giderimi de mümkün olmaktadır.

#### 3.4.1 Aerobik Oksidasyon

Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik yöntemlerin amaçları arasında, alıcı sularda yüksek miktarda çözünmüş oksijen (ÇO) tüketimine neden olan organik maddelerin giderilmesi, kolloidal formda ve askıda bulunan katıların giderilmesi ve patojenlerin azaltılması sayılabilir. BOİ giderimini amaçlayan birçok askıda büyüyen ve biyofilm arıtım prosesleri mevcut olup, bunların hepsinde de gerekli arıtımı sağlamak için heterotrofik bakterilerle yeteri kadar temas süresi (hidrolik bekletme süresi, HRT), oksijen ve nütrientler gerekmektedir. Bakterilerle temas eden atıksudaki BOİ'nin bir kısmı oksitlenerek enerji elde edilir, bir kısmı ise hücre sentezinde kullanılarak çoğalma sağlanır. Daha önce de bahsedildiği gibi havalandırma tankını müteakip kullanılacak bir çöktürme tankı askıda halde bulunan mikroorganizmaları gidermeyi amaçlamaktadır. Sistemin iyi çalışması için son çöktürmede toplanan çamurun bir kısmı geri devredilirken, her gün üretilen aktif çamur sistemden atılır. Aerobik oksidasyon prosesi Şekil 3.1'de şematik olarak gösterilmektedir.

Bir aerobik proste organik madde gideriminde rol alan birçok mikroorganizma vardır. Bunlardan en önemlileri aerobik heterotrofik bakterilerdir. Bu bakteriler genellikle hücre dışı polimerik maddeler üreterek biyoflokların oluşmasına yardımcı olurlar, ki bu şekilde serbest

kalan bakteri sayısı çok az olur ve böylece çöktürme tankında iyi bir aktif çamur ayrımı gerçekleştirilebilir.

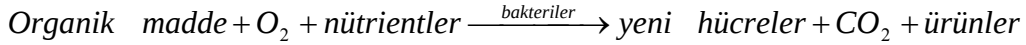


Şekil 3.1 Aerobik oksidasyon prosesinin şematik görünümü

Aerobik sistemlerde önemli bir rol üstlenen diğer bir grup protozoalardır. Bu grup avcı olup, genellikle biyoflokların dışında serbest dolaşan bakterileri sindirirler. Ayrıca kolloidal partiküller de bu grubun hedefleri arasındadır ve böylece iyi bir çıkış suyu kalitesi yakalanması sağlanır. Protozoaların gelişebilmesi için ÇO konsantrasyonu 1 mg/L'nin üzerinde olmalıdır. Ayrıca uzun çamur yaşı da (SRT) protozoaların ihtiyacı olan bir parametredir. Protozoalar toksik maddelere karşı hassas olduklarından bu grubun aktif çamurdaki varlığı problemsiz bir sistemi temsil eder. Protozoalardan başka rotiferler, nematodlar ve diğer çok hücreli mikroorganizmalar da aktif çamurun diğer bileşenlerindendir.

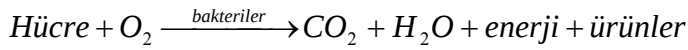
Aerobik proseslerde genellikle karşılaşılan problemler yükleme ve ortam şartlarına bağlıdır. Sistemde bazı durumlarda, filamentli mikroorganizmalar gelişebilir ve çamurun çökelme özelliği düşük olur. Zira biyoflok içinde filament uzunlukları kadar boşluklar oluşur ve bu boşluklar su ile dolar. Bu da biyofloğun özkütlesini azaltır ve böylece biyokütle su yüzeyine doğru hareket eder. Bu olay çamur kabarması olarak bilinmektedir. Köpük oluşumu, aerobik proseslerde karşılaşılan bir başka problemdir. Köpük oluşumu, havalandırma tankında üreyen hidrofobik yüzeyli mikroorganizmaların hava kabarcıklarına tutunarak yüzeye taşınması ile gerçekleşir. Bu problem havalandırma tankında MLSS'nin üst kısımdan hava ile temasının kesilmesine yol açar. Çamur yaşının düşük olduğu sistemlerde çöktürme tankında yeteri kadar bekletme süresi kullanılırsa biyolojik denitrifikasyon sonucu azot gazı açığa çıkar ve biyofloklar yükselen azot gazına tutunarak çöktürme tankının yüzeyine doğru hareket ederler. Bu durum da çıkış suyu kalitesini düşürmektedir.

Aerobik proseslerde organik madde giderimi biyokimyasal oksitlenme reaksiyonuyla aşağıda temsil edildiği gibi gerçekleşir.



Bu oksidasyon ve sentez reaksiyonuna göre organik maddeler kullanılarak oksijen eşliğinde son ürünler ve yeni hücreler elde edilir. Burada karbondioksit gaz olduğundan, tankı terk eder. Yeni hücreler ise tank içindeki AKM konsantrasyonuna katılır.

Bundan başka, havalandırma tankında gerçekleşen bir başka oksidasyon işlemi de iç solunumdur. İç solunum prosesi, yaşanan hücrelerin diğer hücreler tarafından kullanımı ile ortaya çıkan organik maddelerin oksitlenmesi prosesidir ve aşağıda temsil edildiği gibi gerçekleşir.



Bu reaksiyonlarda hücre basitçe  $C_5H_7NO_2$  ya da  $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$  şeklinde yazılabilir.  $C_5H_7NO_2$  şeklinde ifade edildiğinde hücrenin BOİ değeri 1,42 mg/L olarak bulunabilir.

Mikrobiyolojik faaliyetlere göre havalandırma tankında substrat tüketim hızı ve bakteri büyüme hızı sırasıyla aşağıdaki gibi ifade edilebilmektedir:

$$r_{su} = -\frac{kXS}{K_s + S}$$

$$r_g = -Yr_{su} - k_d X = Y \frac{kXS}{K_s + S} - k_d X$$

Burada  $r_{su}$  substrat tüketim hızı,  $k$  maksimum spesifik substrat tüketim hızı,  $X$  havalandırma tankındaki biyokütle konsantrasyonu,  $S$  substrat konsantrasyonu,  $r_g$  büyüme hızı,  $Y$  dönüşüm katsayısı,  $K_s$  yarı reaksiyon hız sabiti ve  $k_d$  içsel solunum hızı katsayısıdır. Substrat tüketim hızı ve büyüme hızı, çamur yaşı (SRT) ve F/M oranı gibi bazı işletme parametrelerinin belirlenmesine yardımcı olmaktadır.

Aktif çamur sistemlerinde karbon giderimi için pH değerinin 6,0-9,0 aralığında olması gereklidir. Tavsiye edilen ÇO konsantrasyonu 2,0 mg/L olup, 0,5 mg/L'nin üzerinde ÇO konsantrasyonunun sistem performansı üzerinde büyük bir etkisi gözlenmemektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Heterotrofik bakteriler, nitrifikasyon bakterilerine nazaran yüksek konsantrasyonlarda toksik maddeleri tolere edebilirler.

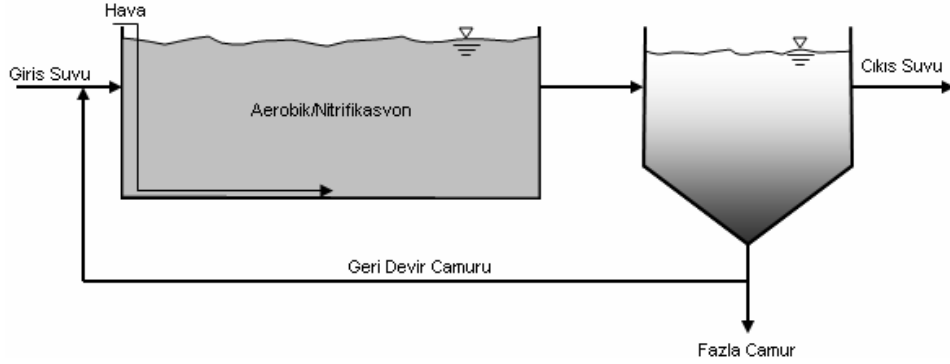
### 3.4.2 Biyolojik Nitrifikasyon

Atıksularda nitrifikasyon yapılmasının en önemli sebebi, amonyağın da bir BOİ'sinin olması yani tüketimi için oksijen gerektirmesidir. Alıcı sularda balıklar için toksik etki yapabilen amonyak, ötrofikasyona da neden olabilmektedir. Bu sebeplerle birçok atıksu arıtma tesisinde azot giderimine yer verilmektedir.

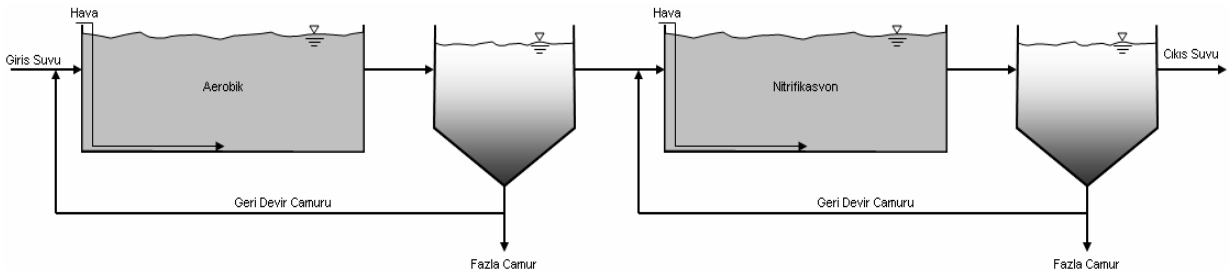
Daha önce de belirtildiği gibi nitrifikasyon, amonyağın sırasıyla nitrit ve nitrata dönüştürüldüğü iki kademeli bir prosestir. Karbon gideriminde olduğu gibi, nitrifikasyon da hem askıda büyüyen sistemlerde hem de bağlı büyüyen sistemlerde gerçekleştirilebilmektedir. Biyolojik nitrifikasyon genellikle karbon giderimi ile birlikte gerçekleştirilir. Böyle sistemlerde bir havalandırma ve bir çöktürme tankı kullanılmaktadır. Çöktürme tankından alınan çamur tekrar havalandırma tankına döndürülmekte ve bu şekilde sistemin devamlılığı sağlanmaktadır. Nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızları düşük olduğundan, bu tip sistemlerde çamur yaşı daha uzun tutulmakta, nitrifikasyon bakterilerinin gelişmesi sağlanmaktadır. Ancak atıksuda toksik ya da başka inhibisyona neden olan maddeler mevcutsa, bu durumda iki kademeli bir sistem kullanılmalıdır. Bu tip sistemlerde iki adet aktif çamur prosesi kullanılır. İki adet havalandırma tankı ve iki adet çöktürme tankında ayrı ayrı karbon giderimi ve nitrifikasyon gerçekleştirilir. İlk tankta kısa tutulan çamur yaşında heterotrofik bakteriler karbon giderimini sağlamaktadır. İlk havalandırma tankına giren toksik maddeler – heterotrofik bakteriler toksik maddeleri daha iyi tolere edebilirler – bu tankta seyredikten sonra ilk çöktürme tankında karbon gideren mikroorganizmalar ayrılır ve daha düşük konsantrasyonlarda toksik madde içeren atıksu ikinci havalandırma tankına alınır. Bu tankta uzun tutulan çamur yaşına bağlı olarak gelişim gösteren ototrofik bakteriler nitrifikasyon prosesini gerçekleştirir ve ikinci çöktürme tankında atıksudan ayrılırlar. Birinci ve ikinci çöktürme tankında toplanan çamurlar birbirine karıştırılmaz ve ilgili havalandırma tankına geri döndürülürler. Ne var ki bu tip sistemlerde karşılaşılan en büyük problem, yüksek işletme maliyetidir. Zira iki farklı çamur geri devri yapılmakta, iki farklı havalandırma işlemi gerçekleştirilmektedir. Tek ve iki kademeli nitrifikasyon prosesleri sırasıyla Şekil 3.2 ve Şekil 3.3'te şematik olarak gösterilmektedir.

Daha önce de belirtildiği gibi amonyağın nitrit ve nitrata oksidasyonu ototrofik bakteriler tarafından gerçekleştirilmekte ve bu işlem iki kademede gerçekleşmektedir. İlk kademede amonyak nitrite, ikinci kademede ise nitrit nitrata dönüştürülmektedir. Amonyağın nitrite dönüştürülmesinden sorumlu olan bakteri cinsi *Nitrosomonas* iken nitriti nitrata dönüştüren bakteri grubu *Nitrobacter*'dir. Bu iki grup aslen birbirinden çok farklı yapıdadırlar.

Nitrifikasyon prosesinde rol alan bazı diğerk bakteri cinsleri, Metcalf ve Eddy (2003), tarafından *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* ve *Nitrosorobrio* olarak sayılmaktadır.

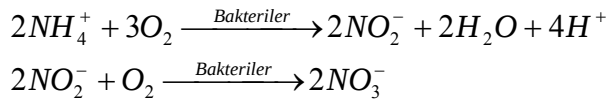


Şekil 3.2 Tek kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü

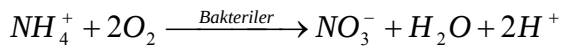


Şekil 3.3 İki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü

Amonyakın, enerji elde etmek amacıyla bakteriler tarafından nitrata dönüştürülmesi sırasıyla aşağıda verilen reaksiyonlardaki gibi olmaktadır:

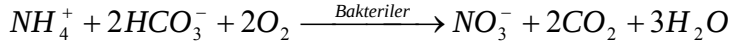


Bu reaksiyonlardan ilki amonyağın *Nitrosomonas* türleri tarafından nitrite dönüştürülmesini, ikincisi ise oluşan nitritin *Nitrobacter* türleri tarafından nitrata dönüştürülmesini temsil eder. Amonyakın nitrata dönüştürülmesini temsil eden toplam oksidasyon reaksiyonu ise



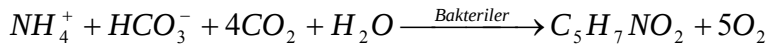
olarak yazılabilmektedir. Bu reaksiyonlara göre 1 g amonyum azotunun nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesi için 4,57 g oksijene ihtiyaç duyulmaktadır. Ancak buradaki varsayım, bütün azotun oksitlendiği olup, hücre yapısına katılan azot dikkate alınmamıştır. Gerçekte, atıksuda bulunan azotun bir kısmı hücre yapısına katılacağından gerekli oksijen miktarı hesaplanandan daha az olacaktır. Azotun nitrata oksidasyonunu temsil eden toplam oksidasyon reaksiyonundan da açıkça görüleceği gibi nitrifikasyon işlemi sonucunda hidrojen iyonu açığa

çıkar ve bu atıksuyun pH'ını düşürür. Şu halde, sistemde bu pH düşüşünü tamponlamaya yetecek kadar alkalinite mevcut değilse, nitrifikasyon nedeniyle, atıksuyun pH'ı düşecek ve bir süre sonra pH çok küçük değerlere ulaşacağından asit inhibisyonuna neden olacaktır. Eğer pH'daki bu düşüş hala devam ederse, bu olay sistemin tamamen çökmesine neden olabilmektedir. Bu sebeple, sistemin devamlılığı için, atıksuda, bu düşüşü dengeleyecek kadar doğal alkaliniteye ihtiyaç duyulmaktadır. Atıksudaki doğal alkalinitenin bu pH düşüşünü tamponlaması aşağıda verilen biyokimyasal reaksiyonla temsil edilebilir:



Bu reaksiyona göre, pH düşüşünü dengelemek için gerekli doğal alkalinite 7,14 g  $CaCO_3/gN_{\text{oksitlenen}}$  olarak hesaplanabilir.

Daha önce de belirtildiği gibi, amonyum azotunun bir kısmı yakılmadan hücre yapısına alınır ve yeni hücre sentezinde kullanılır. Bu biyokimyasal reaksiyonu aşağıda verildiği gibi temsil etmek mümkündür.



Bir nitrifikasyon sisteminde, daha önce verilen reaksiyonlardan nitritin nitrata dönüşmesi, amonyağın nitrite dönüşmesinden daha hızlı gerçekleşmektedir. Bu nedenle, sistemde nitrit birikimi olmamakta, oluşan nitritin hemen hepsi nitrata dönüştürülmektedir. Buna bağlı olarak, nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızları, amonyağın nitrite oksitlenmesi reaksiyonuna göre Monod denklemiyle aşağıda gösterildiği gibi açıklanır. Amonyağın nitrite oksitlenmesi reaksiyonunda ayrıca, atıksudaki ÇO konsantrasyonu da büyük rol oynamaktadır. Oksidasyon sırasında ÇO konsantrasyonu 3–4 mg/L'ye ulaşıncaya kadar, artan ÇO konsantrasyonu ile birlikte nitrifikasyon hızı artarken, bu noktadan sonra ÇO konsantrasyonunun hız üzerinde bir etkisi olmamaktadır. Bu nedenle, nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızları ifade edilirken ÇO konsantrasyonunun etkisi de Monod denkleminde yazılmalıdır:

$$\mu_n = \left( \frac{\mu_{nm} N}{K_n + N} \right) \left( \frac{DO}{K_o + DO} \right) - k_{dn} \quad (\text{Metcalf ve Eddy, 2003})$$

Burada  $\mu_n$ , nitrifikasyon bakterilerinin spesifik büyüme hızı;  $\mu_{nm}$ , nitrifikasyondan sorumlu bakterilerin maksimum spesifik büyüme hızı; N, azot konsantrasyonu;  $K_N$ , azot giderimi için yarı hız sabiti;  $k_{dn}$ , nitrifikasyon bakterilerinin azalma hızı; ÇO, çözülmüş oksijen konsantrasyonu; ve  $K_o$  çözülmüş oksijen için yarı doygunluk sabitidir.

Nitrifikasyon hızını etkileyen en önemli faktörler pH, toksisite, metaller ve serbest amonyaktır. Nitrifikasyon bakterileri pH'a karşı hassas olup, pH 6,8'in altında aktiviteleri önemli oranda düşüş gösterir. Optimum nitrifikasyon hızları pH 7,-8,0 aralığında gözlemlenmekte olup, atıksu arıtma tesislerinde pH genellikle 7,0-7,2 arasında tutulmaktadır. Eğer ham atıksuyun alkalinitesi yeterli değilse, kireç ya da sodyum bikarbonat formunda alkalinite ilavesi gerekmektedir. Eklenmesi gereken alkalinite miktarı, giriş suyunun alkalinitesine ve oksitlenmesi beklenen amonyum konsantrasyonuna bağlıdır.

Nitrifikasyon bakterileri, toksisiteye karşı heterotrofik bakterilerden çok daha hassastır. Heterotrofik bakterilerin kolayca tolere edebildiği çok az toksisite konsantrasyonlarında bile inhibe olabilmektedirler. Bundan dolayı atıksu arıtma tesislerinde nitrifikasyon bakterilerinin varlığı ve aktivitesi, atıksuda toksik maddelerin varlığı ile ilgili genel bir bilgi vermektedir. Toksik bileşikler arasında aminler, proteinler, taninler, fenollü bileşikler, alkoller, siyanatlar, eterler ve benzen sayılabilir.

Nitrifikasyon bakterilerinin inhibisyonuna neden olan faktörler arasında ağır metallerde sayılabilmektedir. Nikel, krom ve bakır bunlara örnektir. Bunlardan başka, serbest amonyak ( $\text{NH}_3$ ) ve serbest nitrit asiti de ( $\text{HNO}_2$ ) nitrifikasyon bakterilerini inhibe edebilmektedir.

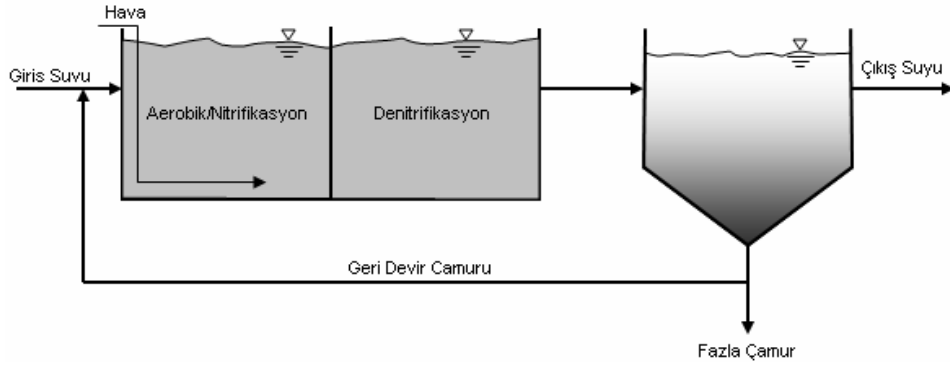
### 3.4.3 Biyolojik Denitrifikasyon

Atıksu arıtımında denitrifikasyon, nitrat ve nitritin, serbest oksijen yerine elektron alıcısı olarak kullanıldığı ve azot gazına indirgendiği çok aşamalı bir prosestir. Oluşan azot gazı, kabarcıklar halinde suyu terk eder. Biyolojik denitrifikasyon, atıksu arıtımında önemli bir aşamadır. Azot gideriminde kullanılan amonyak sıyırma, kırılma noktası klorlaması ve iyon değişimi gibi bazı yöntemlere karşın denitrifikasyon daha düşük maliyetle azot giderimi sağladığı için sıkça kullanılır.

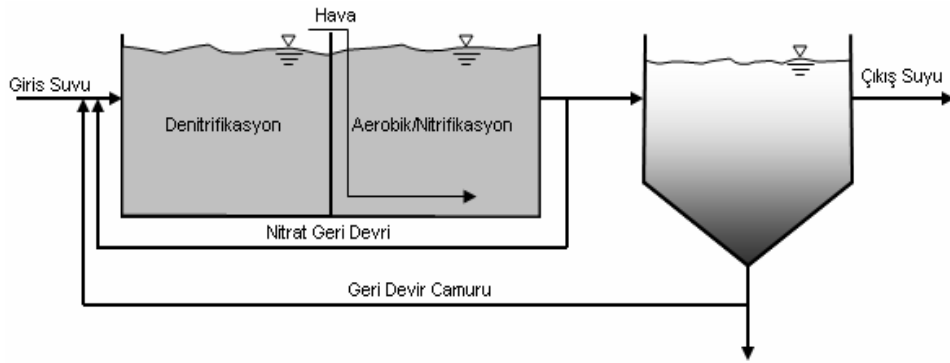
Denitrifikasyon prosesi sırasında nitrit ve nitratlar hücre sentezinde kullanılabilir. Ortamda amonyum azotu mevcut değilse, bakteriler nitrati amonyağa çevirerek yeni hücrelerin yapısına katarlar. Nitratın bu şekilde indirgendiği proseslere asimilasyon prosesi denir. Bundan başka, ortamda serbest oksijen olmadığı durumlarda, bakteriler nitrati bir elektron alıcısı olarak kullanır ve azot gazına indirgerler. Bu prosese de disimilasyon prosesi denir.

Denitrifikasyon prosesi iki şekilde olabilmektedir. Bunlardan ilki, denitrifikasyon tankının, havalandırma tankından sonra yerleştirildiği sistemlerdir. Bu durumda, nitrifikasyonun gerçekleştiği havalandırma tankından denitrifikasyon tankına doğru yüksek miktarda nitrit ve

nitrat ile az miktarda organik madde de geçiş yapar. Bu tip proseslere son-anoksik (post-anoxic) prosesler denmektedir. Bir diğer denitrifikasyon prosesi ise ön-anoksik (pre-anoxic) proseslerdir. Ön-anoksik proseslerde, giriş suyu öncelikle bir anoksik tanka alınır. Havalandırma işlemi ise anoksik tanktan sonra gerçekleştirilir. Son-anoksik ve ön-anoksik denitrifikasyon prosesleri sırasıyla Şekil 3.4 ve Şekil 3.5'te şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 3.4 Son-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü



Şekil 3.5 Ön-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü

Şekil 3.4'te gösterilen son-anoksik proseste nitrifikasyon, havalandırma tankında gerçekleşir. Nitrifikasyon prosesi neticesinde oluşturulan nitrit ve nitrat ise havalandırma tankını müteakip bir anoksik tankta denitrifikasyon prosesi ile giderilmektedir. Bu durumda, organik maddenin hemen hemen tamamı aerobik tankta oksitlendiğinden, denitrifikasyon tankında ihtiyaç duyulan organik madde dışarıdan verilmelidir. Dışarıdan verilen karbon, metil alkol ya da etil alkol formunda olabilir. Bu işlem ise tesisin işletme maliyetini büyük oranda etkileyeceğinden, anoksik tankta denitrifikasyon prosesinin iç solunumla gerçekleşmesi de sağlanabilmektedir. Ancak bu yöntem ile son-anoksik proseslerde elde edilen denitrifikasyon hızı, ön-anoksik proseslere göre çok daha düşük olmaktadır.

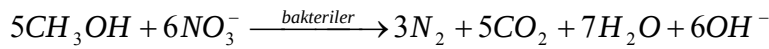
Şekil 3.5'te gösterilen ön-anoksik proses, Modifiye Ludzak-Ettinger prosesi olarak da bilinmektedir. Ön-anoksik proseste denitrifikasyon sırasında kullanılan elektron verici orjinal

atıksuda bulunan organik maddelerdir. Orijinal atıksuda nitrat bulunmadığından, ortamda bir elektron alıcısı olması için, havalandırma tankı çıkışından anoksik tankın girişine nitrat geri devri yapılmak zorundadır.

Denitrifikasyon işlemini gerçekleştiren mikroorganizmalar genellikle fakültatif aeroblardır. Fakültatif aeroblar oksijenin varlığında aerobik oksidasyon yaparlarken, ortamda sadece bağlı oksijenin (nitrit ve nitrat) bulunması durumunda, nitrit ve nitratı da elektron alıcı olarak kullanabilmektedirler.

Hem ototrofik hem de heterotrofik bakteriler denitrifikasyon yapabilmektedir. Denitrifikasyon yapabilen heterotrofik mikroorganizmaların başta gelen cinsleri *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* ve *Vibrio* olarak sayılabilmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Bunlardan *Pseudomonas* türleri atıksu arıtma tesislerinde en yaygın olarak karşılaşılanlarıdır.

Denitrifikasyon prosesi, daha önce de belirtildiği gibi serbest oksijenin mevcut olmadığı ya da çok sınırlı konsantrasyonlarda bulunduğu durumlarda gerçekleşir. Denitrifikasyon işleminde azot sırasıyla şu formlarda bulunur:  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ . Elektron alıcı olarak kullanılan bu azot formlarının nihai olarak azot gazına dönüştürüldüğü denitrifikasyon prosesinde elektron kaynağı olarak da – prosese göre değişkenlik göstermekle birlikte – orijinal atıksuda bulunan BOİ, iç solunumla ortaya çıkan BOİ veya metanol ya da asetat gibi dış kaynaklı karbon kullanılabilir. Elektron kaynağı olarak metanol kullanılan bir denitrifikasyon işlemi şu şekilde ifade edilebilir:



Bu denkleme göre nitratın azot gazına indirgenmesi işleminde organik madde tüketilmekte, su ve karbondioksit açığa çıkarken ortamın pH'sı artmaktadır. Denitrifikasyon işleminde üretilen alkalinite miktarı  $3,57 \text{ gCaCO}_3/\text{gN}_{\text{giderilen}}$  olarak hesaplanabilir. Nitrikasyon işleminde kullanılan alkalinite  $7,14 \text{ gCaCO}_3/\text{gN}_{\text{oksitlenen}}$  olarak hesaplandığından, azot gideriminin alkaliniteye net bir azalmaya neden olduğu söylenebilir. O halde azot gideriminin gerçekleşmesi için arıtılacak atıksuda yeteri kadar doğal alkalinite bulunmak zorundadır. Buna karşın, denitrifikasyon işleminin bir ön-anoksik prosesle gerçekleştirilmesi durumunda, organik maddenin oksitlenmesi için oksijen yerine nitrat kullanılacağından, bir miktar oksijen

tasarrufu sağlanacaktır. Bu ise  $2,86 \text{ g O}_2/\text{NO}_3\text{-N}_{\text{giderilen}}$  ya da – nitrit cinsinden yazıldığında –  $1,71 \text{ g O}_2/\text{NO}_2\text{-N}_{\text{giderilen}}$  olarak hesaplanabilmektedir.

Denitrifikasyon bakterileri fakültatif aeroblar olduklarından, serbest oksijenin varlığında onu kullanarak enerji gereksinimlerini karşılarlar. O halde denitrifikasyonun gerçekleşmesi için daha önce de belirtildiği gibi, serbest oksijenin olmaması ya da çok düşük konsantrasyonlarda olması gerekmektedir. Serbest oksijenin varlığında nitrat redüktaz enzimi (denitrifikasyonda nitratın nitrite indirgenmesinde rol alan enzim) inhibe olmaktadır.

#### 3.4.4 Biyolojik Fosfor Giderimi

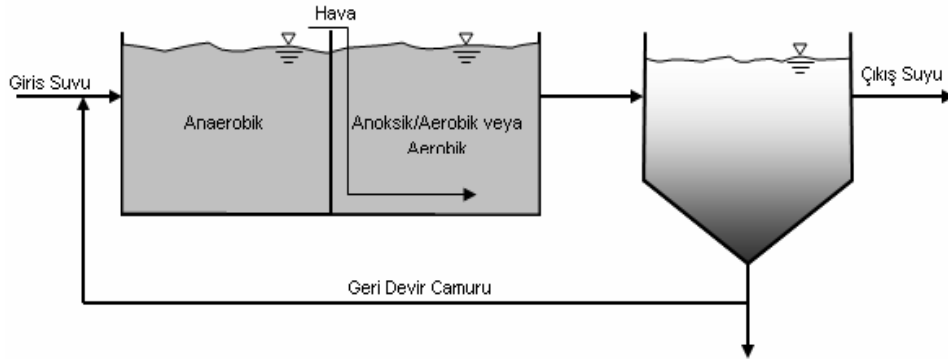
Fosfor mikrobiyal faaliyetlerin devamı açısından en önemli nütrienttir. Birçok temiz su kaynağında biyolojik gelişmeyi sınırlayıcı etkisi vardır. Bu nedenle, fosforu atıksulardan gidermek, alıcı ortamlarda ötrofikasyonu büyük oranda önlemektedir. Biyolojik fosfor giderimi, atıksuyla temas haline getirilen bakterilerin enerji depolamak amacıyla ya da yeni hücre sentezi amacıyla fosforu bünyelerine almaları yoluyla gerçekleştirilir. Ne yazık ki fosfor, azot gideriminde olduğu gibi gaz forma geçirilip atıksudan ayrıştırılamamaktadır.

1980’li yıllara kadar atıksuda fosfor giderimi kimyasal yollarla gerçekleştirilmekteydi. Suya eklenen koagulant ve polimerler yardımıyla fosfor, oluşan floklarla birlikte çöktürülmekte ve atıksudan ayrılmaktaydı. Kimyasal maliyetleri ve oluşan çamur miktarı bu yöntemin en büyük dezavantajlarından idi. Oluşan kimyasal çamurun bertarafı da büyük maliyet getirmekte idi. 1980’li yıllardan itibaren uygulama alanı bulan biyolojik fosfor giderimi, düşük maliyet ve düşük çamur üretimi nedeniyle hızla yaygınlaştı.

Biyolojik fosfor giderimi, giriş suyundaki fosforun biyokütle yapısına alınması ve bu oluşan biyokütlenin ilerleyen aşamalarda, çöktürme tankları yardımıyla sudan ayrılması ile fazla çamur olarak atılmasıdır. Hücre yapısına alınan fosfor, fazla çamurla birlikte sistemi terketmekte, çıkış suyundaki fosfor konsantrasyonu kabul edilebilir seviyelere indirilmektedir. Bazı mikroorganizmaların (PAO, phosphorus accumulation organisms) bünyelerinde fazla miktarda fosfor biriktiği bilinmektedir. Fosfor gideriminde esas olan bu bakterilerin gelişmesini sağlamaktır. Bunun için, aerobik ve anoksik tanklardan önce bir anaerobik tank kullanılır. Anaerobik tanktaki bekleme süreleri 0,5-1,0 saat arasında değişebilir (Metcalf ve Eddy, 2003). Aşağıda klasik biyolojik fosfor giderimi şematik olarak gösterilmektedir.

Fosfor gideriminde kullanılan anaerobik tanklarda genel anlamıyla gerçekleşen işlem, PAO’ların, uçucu yağ asitleri gibi fermentasyon ürünlerini hücre içinde depolarken hücre içerisinde bulunan polifosfatların fosfat olarak su ortamına verilmesini gerçekleştirmeleridir.

Aerobik ortama gelindiğinde ise hücre içinde depolanan ürünlerin oksidasyonu sayesinde bir enerji açığa çıkmakta ve bu enerji fosfatların tekrar bakteri bünyesine alınması ile sonuçlanmaktadır.



Şekil 3.6 Biyolojik fosfor giderimi için uygulanan sistemin akım şeması

Anaerobik ortamda, atıksuda bulunan çözünmüş BOİ'nin fermentasyonu neticesinde asetat oluşmaktadır. Anaerobik tankın bekletme süresine bağlı olarak, çözünmüş BOİ'nin yanında daha yavaş asimile olan kolloidal ve partiküler KOİ de hidroliz olmakta ve asetat dönüştürülmektedir. Hücre bünyesinde zaten mevcut olan polifosfatların parçalanması ile açığa çıkan enerjiyi kullanarak PAO'lar, asetatı asimile eder ve hücreler arası polihidroksibütratlari (PHB) üretir. PHB'ler bir taraftan hücrede depolanırken, polifosfatların parçalanması ile de ortofosfat formundaki fosfor atıksuya verilir. Aynı zamanda atıksuya magnezyum, potasyum ve kalsiyum katyonlarının geçişi de söz konusudur. Sonuç olarak anaerobik tankta, PAO'ların bünyesindeki PHB miktarı artarken polifosfat miktarı azalır. Yani atıksudaki çözünmüş fosfor konsantrasyonu anaerobik tank çıkışında daha yüksek olur.

Serbest ya da bağlı oksijenin bulunduğu aerobik ya da anoksik ortama gelindiğinde, PAO'lar depoladıkları PHB'leri metabolize ederek yeni hücre sentezi için enerji ve karbon elde ederler. PHB metabolizmasında bir miktar da glikojen üretilir. PHB oksidasyonundan elde edilen enerji yeni polifosfat üretiminde kullanılır. Bu amaçla atıksuya verilmiş olan ortofosfatlar tekrar atıksudan toplanarak polifosfatlar oluşturulur ve hücre içinde depo edilir.

Atıksu daha sonra bir çöktürme tankına alınır ve mikroorganizmalar atıksudan ayrılır. Bu ayrılan mikroorganizmaların bir kısmı atılırken bir kısmı da tekrar anaerobik tanka geri döndürülür. Mikroorganizmaların bünyelerine aldıkları fosfor da atılan çamurla birlikte sistemden uzaklaştırılmış olur.

Biyolojik fosfor giderimi için gerekli şartlar bir anaerobik ortamı takiben bir anoksik ve/veya bir aerobik ortamdır. Aerobik ortamda ÇO konsantrasyonu 1,0 mg/L'nin üzerindeyken sistem

performansı, ÇO konsantrasyonundan etkilenmez. Ortam pH'sının 6,5'in altında olması durumunda sistemin performansı büyük oranda olumsuz olarak etkilenmektedir. Polifosfatlar hücre içinde volutin adı verilen granuller içinde  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  ve  $K^+$  iyonları ile birlikte depolandığından, biyolojik fosfor giderimi için atıksuda bu iyonlardan yeteri kadar olması zorunludur.

### 3.5 Proses Konfigürasyonları

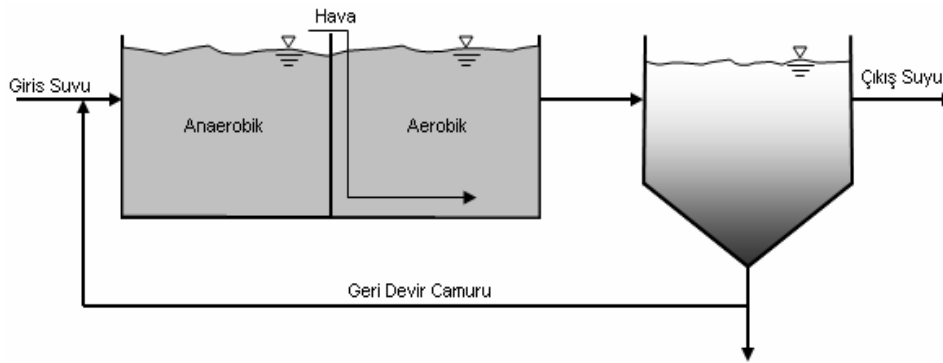
Biyolojik fosfor giderimi için tasarlanan proseslerde dikkat edilmesi gereken önemli hususlar atıksu karakteristiği, anaerobik bekletme süresi ve çamur yaşıdır. Bunlardan atıksu karakteristiği, biyolojik fosfor giderim performansını önemli ölçüde etkilemektedir. Bilindiği gibi orijinal atıksuda bulunan çözünmüş BOİ kolayca fermente edilmekte ve asetat üretilmektedir. Asetatın PAO'lar için öneminden önceki bölümde bahsedilmişti. Bu sebeple, atıksudaki çözünmüş BOİ konsantrasyonu önceden iyi tahmin edilmesi gereken bir parametredir. Ayrıca, atıksu karakteristiğindeki günlük değişimler de fermentasyon substratlarının konsantrasyonundaki değişimlere sebep olacağından atıksu karakteristiğindeki günlük salınımlar da iyice analiz edilmelidir. Bundan başka, anaerobik bekletme süresinin de sistem performansını etkilediği bilinmektedir. Anaerobik bekletme süresinin 0,5 – 1,0 saat aralığında olması gerektiği daha önce de belirtilmişti. Çamur yaşı ise sistem performansını etkileyen bir başka parametredir. Çok uzun çamur yaşlarında, mikroorganizmaların iç solunum metabolizması sisteme daha çok hakim olacağından depo edilen ürünler tükenecektir. Bunlardan glikojen tüketildiğinde asetat alımı duracak, PHB'nin depolanması da yavaşlayacaktır. Bu şekilde, aerobik ortamda fosfor alımı da yavaşlayacağından sistem performansı olumsuz yönde etkilenecektir (Metcalf ve Eddy, 2003).

#### 3.5.1 Phoredox Prosesi (A/O Prosesi)

Phoredox prosesi biyolojik fosfor giderimi için tasarlanan en temel sistemdir. Proses, bir anaerobik tank, bir aerobik tank, bir çöktürme tankı ve bir geri devir hattından oluşur. Giriş suyu öncelikle geri devir hattından gelen çamurla karıştırılır. MLSS konsantrasyonu ve ham atıksu, hidrolik bekletme süresi 30 dk ile 1 saat arasında değişen bir anaerobik tanka alınır. Anaerobik tankta tutulan mikroorganizmalar fosfor salımını gerçekleştirirken bünyelerinde PHB depolarlar. Aerobik tanka alınan mikroorganizmalar anaerobik tankta atıksuya verdikleri miktardan daha fazla fosforu bünyelerine alırlar. Aerobik tankta gerçekleşen bir başka işlem ise organik maddelerin oksitlenmesi ile BOİ gideriminin sağlanmasıdır. Aerobik tanktan sonra MLSS bir çöktürme tankında çöktürülerek atıksudan ayrılır. Çöktürme tankının

tabanından alınan çamurun bir kısmı çamur işleme ünitelerine gönderilir. Böylece, çıkış suyundaki BOİ ve fosfor çamurla uzaklaştırılmış olur. Çamurun kalan kısmı giriş suyuyla karıştırılmak üzere biyolojik ünitelerinin başına geri devir ettirilir. Bu tip proseslerde çamur yaşı, sıcaklığa bağlı olarak 2 ile 4 gün arasında tutulur. Çamur yaşının düşük olması nedeniyle ototrofik bakteriler gelişmediği için nitrifikasyon işlemi gerçekleştirilmez. Bundan dolayı Phoredox prosesinde azot giderimi gerçekleştirilememektedir (Metcalf ve Eddy, 2003).

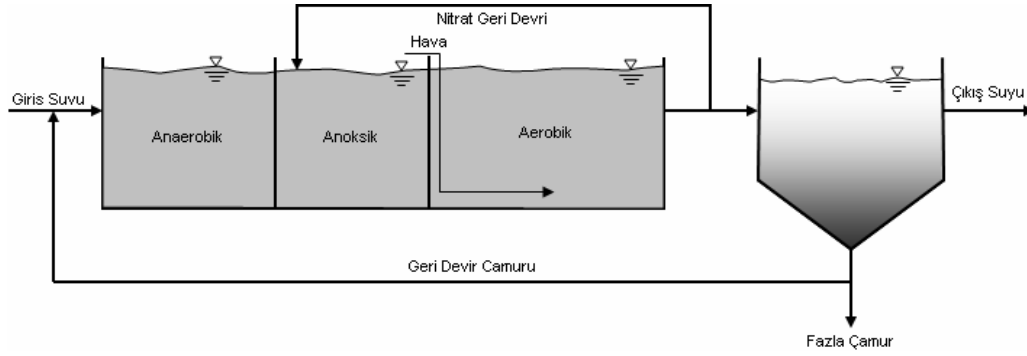
Phoredox prosesi Şekil 3.7’de şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 3.7 Phoredox prosesinin şematik görünümü

### 3.5.2 A<sup>2</sup>/O Prosesi

A<sup>2</sup>/O prosesi A/O prosesinin bir modifikasyonudur. A/O prosesinde anaerobik ve aerobik tanklar arasına bir anoksik tankın eklenmesiyle elde edilir. Bununla birlikte bir nitrat geri devrini sağlamak maksadıyla aerobik tankın çıkışı ile anoksik tankın girişi arasında bir hat kullanılır. Anoksik tanktaki bekletme süresi yaklaşık olarak 1 saattir. Bu processte, çamur yaşı A/O proseslerine nazaran daha yüksek tutulur. Bu şekilde sistemde ototrofik mikroorganizmaların gelişmesine de olanak sağlanmaktadır. Ototrofik mikroorganizmaların gelişmesiyle aerobik tankta nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilir. Aerobik tankın çıkışından anoksik tankın girişine sağlanan geri devir ile aerobik tanktaki nitrifikasyon prosesinin ürünleri olan nitrit ve nitrat, anoksik tanka verilir. Burada, gelen ham atıksudaki organik bileşiklerin oksidasyonu için nitrit ve nitrat kullanılmakta ve azot gazı (moleküler azot) prosesin bir ürünü olarak oluşmaktadır. Anaerobik tankın işlevi A/O prosesindeki ile aynıdır. Bu sistemin A/O prosesine göre üstünlüğü, fosforun yanı sıra azotu da gidererek tam bir nütrient giderimi sağlamasıdır. Aynı zamanda, organik maddelerin anoksik tankta serbest oksijen olmadan sadece nitrit ve nitratla oksitlenmesi sebebiyle bir oksijen tasarrufu sağlamakta, bu şekilde işletme maliyetini büyük oranda azaltmaktadır (Metcalf ve Eddy, 2003). A<sup>2</sup>/O prosesi şematik olarak Şekil 3.8’de gösterilmektedir.



Şekil 3.8 A<sup>2</sup>/O prosesinin şematik görünümü

### 3.5.3 Bardenpho Prosesi (5 Kademeli)

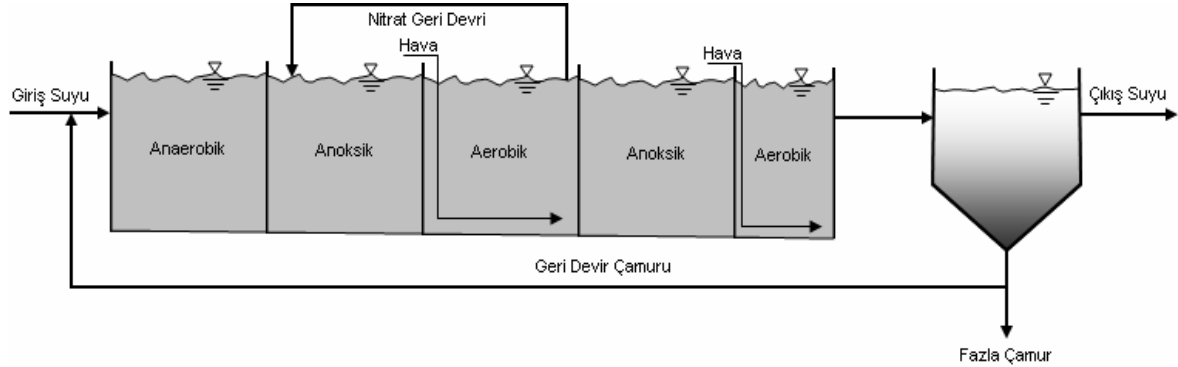
Bardenpho prosesi Şekil 3.9’da şematik olarak gösterilmektedir. Fosfor gideriminde kullanılan Bardenpho prosesi 5 kademedен oluşur. Bunlardan ilki anaerobik tanktır. Anaerobik tankı takiben bir anoksik tank ve bir aerobik tank kullanılır. Aerobik tanktan sonra ise yine bir anoksik tank ve bir aerobik tank daha bulunmaktadır. İkinci aerobik tanktan alınan atıksu çöktürme tankına alınarak MLSS çöktürülür. Çöktürülerek atıksudan ayrılan çamurun bir kısmı doğrudan anaerobik tanka geri devir ettirilir. Ayrıca ilk aerobik tankın çıkışından ilk anoksik tankın girişine bir nitrat geri devir hattı yerleştirilir.

Bardenpho prosesinde ilk üç tank aslen A<sup>2</sup>/O prosesindeki üç biyolojik tank gibi çalışmaktadır. Bu prosese eklenen son iki tank ileri arıtımı amaçlar. Aerobik tankın çıkışında, alınan nitrat geri devrinden sonra, nitrat geri devrindeki kadar nitrat hala aerobik tank çıkış suyunda bulunmaktadır. Bu kalan nitratin çıkış suyunda görülmesi muhtemeldir. Bunu önlemek amacıyla koyulan ikinci anoksik tank, ilk aerobik tanktan sonra kalan nitratin denitrifikasyonla giderilmesini amaçlar. Bu anoksik tanktan sonra gelen aerobik tank ise herhangi bir arıtım sağlamayıp sadece denitrifikasyon prosesinden sonra atıksuda kalan azotu uçurmayı amaçlamaktadır (Metcalf ve Eddy, 2003).

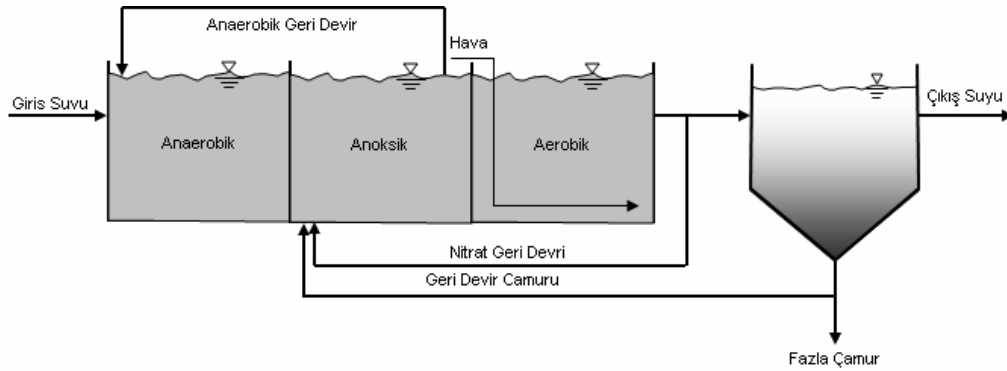
### 3.5.4 UCT Prosesi

A<sup>2</sup>/O prosesindeki genel problem, anaerobik tanka geri devir ettirilen çamurda hala bir miktar nitrat bulunmasıdır. Bilindiği gibi anaerobik proses serbest ya da bağlı oksijene çok hassas olup, herhangi birinin varlığında performansı büyük oranda düşmekte ya da hiç çalışmamaktadır. Anaerobik tanka gelen nitrat konsantrasyonunu azaltmayı amaçlayan UCT prosesinde, A<sup>2</sup>/O prosesinden farklı olarak geri devir çamuru anoksik tanka verilir. Bu tankta gerçekleşen nitrat gideriminden sonra, anaerobik tanka geri devir ettirilmesi gereken mikroorganizmalar, anoksik tankın çıkışından alınarak anaerobik tanka döndürülür. Ayrıca,

anoksik tankta denitrifikasyon işleminin gerçekleşebilmesi için aerobik tank çıkışından nitrat geri devri de gerçekleştirilmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). UCT prosesi Şekil 3.10'da şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 3.9 Bardenpho prosesi (5 kademeli)'nin şematik görünümü



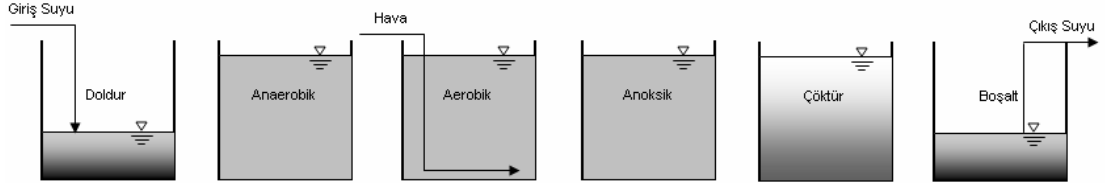
Şekil 3.10 UCT prosesi'nin şematik görünümü

### 3.5.5 AKR Prosesi

AKR prosesi, karbon giderimi, azot giderimi ve fosfor gideriminin aynı tankta belirli bir sırayla gerçekleştirildiği bir prosestir. Genellikle küçük debili tesisler için kullanılır (Metcalf ve Eddy, 2003). Proses, sırasıyla şu işlemleri içerir:

- 1) Doldur: Reaktör içinde bulunan yoğun çamur üstüne atıksu doldurulur.
- 2) Anaerobik: Bu aşamada belirli bir süre anaerobik reaksiyona izin verilir.
- 3) Aerobik: Anaerobik reaksiyonu (yani PHB depolanması) takiben, reaktörün havalandırılması işlemidir.
- 4) Anoksik: Havalandırma işlemi kesildiğinde, reaktörde nitrifikasyon sonucu oluşan nitrat ve nitrit mevcuttur. Çöktürme işlemine geçilmeden önce bu nitrit ve nitratın giderilmesi gerekmektedir. Reaktör bir süre anoksik şartlarda bekletilerek nitrit ve nitratın azot gazına dönüşmesi beklenir.

- 5) Çöktür: Ortamda askıda bulunan MLSS çöktürülür.
- 6) Boşalt: Çöktürme işleminden sonra reaktörün üst kısmında kalan süpernatant reaktörden alınarak deşarj edilir.



Şekil 3.11 AKR prosesinin şematik görünümü

Çizelge 3.3 Biyolojik fosfor giderimi için kullanılan bazı proses konfigürasyonları için tipik tasarım parametreleri (Metcalf ve Eddy, 2003)

| Dizayn parametresi/<br>proses | SRT,<br>gün | MLSS,<br>mg/L | Hidrolik bekletme süresi, saat |                                      |                                       | Geri devir<br>oranı, % | Nitrat geri<br>devri, %                      |
|-------------------------------|-------------|---------------|--------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|----------------------------------------------|
|                               |             |               | Anaerobik                      | Anoksik                              | Aerobik                               |                        |                                              |
| A/O                           | 2-5         | 3000-4000     | 0,5-1,5                        | -                                    | 1-3                                   | 25-100                 | -                                            |
| A <sup>2</sup> /O             | 5-25        | 3000-4000     | 0,5-1,5                        | 0,5-1                                | 4-8                                   | 25-100                 | 100-400                                      |
| UCT                           | 10-25       | 3000-4000     | 1-2                            | 2-4                                  | 4-12                                  | 80-100                 | 200-400<br>(anoksik)<br>100-300<br>(aerobik) |
| Bardenpho<br>(5 adım)         | 10-20       | 3000-4000     | 0,5-1,5                        | 1-3<br>(1. adım)<br>2-4<br>(2. adım) | 4-12<br>(1.adım)<br>0,5-1<br>(2.adım) | 50-100                 | 200-400                                      |
| AKR                           | 20-40       | 3000-4000     | 1,5-3                          | 1-3                                  | 2-4                                   | -                      | 10-20                                        |

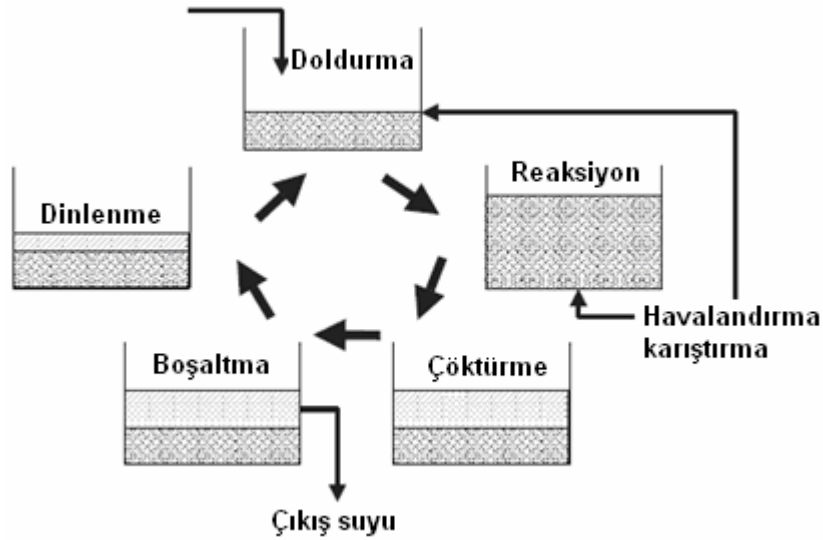
#### 4 ARDIŞIK KESİKLİ REAKTÖR (AKR)

Ardışık kesikli reaktör prosesi, ilgili bütün arıtım proseslerinin aynı tankta ardışık şekilde meydana geldiği doldur boşalt tip aktif çamur prosesidir [2]. AKR' ler arıtma potansiyelini arttırmak amacıyla çeşitli proses modifikasyonlarının geliştirilmesi için harcanan çabalar sonucu son zamanlarda önem kazanmaya başlamış olmakla beraber oldukça eski sistemlerdir. 1914 ve 1920 yılları arasında işletmeye alınan tam ölçekli aktif çamur tesislerinin neredeyse tümü doldur-boşalt sistem olarak tasarlanmışlardır (Çakır, 2002). İlk olarak 1914 yılında kullanılmaya başlanan AKR teknolojisi, 20. yüzyılda işletme avantajları ve esnekliği nedeniyle popülerlik kazanmıştır. Ayrıca, AKR' nin otomasyonu bu esnekliğin daha kolay gerçekleştirilebilmesi ve kontrol edilebilmesi de bu teknolojinin gelişmesine katkı sağlamıştır. Yeni ekipmanların ve teknolojilerin gelişmesiyle, 1950-1960' larda AKR' lere ilgi artmıştır. Havalandırma cihazları ve kontrollerindeki gelişmeler, AKR' nin klasik aktif çamur sistemleriyle başarıyla yarışmasına imkan sağlamaktadır (EPA, 1999).

Sürekli sistemlerde reaksiyon ve çöktürme farklı reaktörlerde meydana gelirken, ardışık kesikli reaktör sistemlerinde atıksu tek bir reaktöre eklenir; dengeleme, havalandırma ve çöktürme işlemleri için aynı reaktör kullanılarak istenmeyen bileşenler arıtılır ve sonra deşarj yapılır. AKR sistemlerinin, hem evsel hem de endüstriyel atıksuların arıtımı için başarılı bir sistem olduğu ve sürekli akımlı sistemlere bir alternatif olarak düşünülebileceği kanıtlanmıştır (Tabares, 2006).

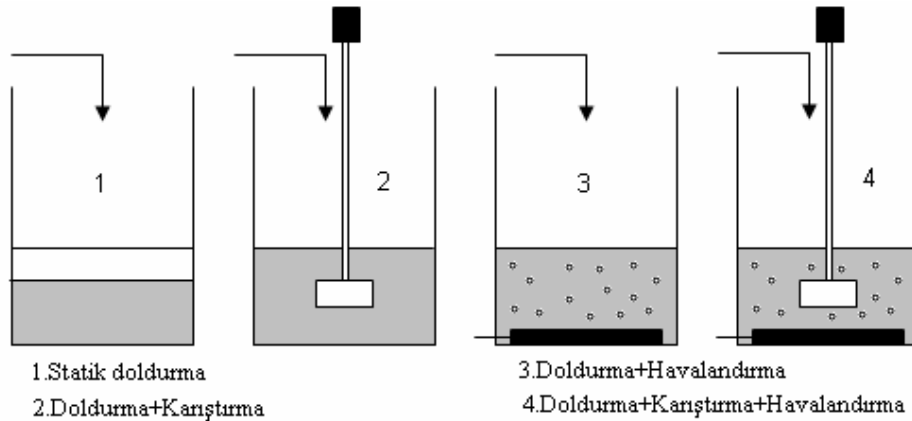
Ardışık kesikli reaktörlerin, küçük ve orta ölçekli yerleşim bölgelerinde, yüksek azot ve fosfor içeren atıksuların arıtımı için uygun olduğu bilinmektedir (Uygur, 2003). Atıksulardan biyolojik azot giderimi için nitrifikasyon ve denitrifikasyon yaygın bir prosestir (Bernardes ve Klapwijk, 1996). Yaygın olarak azot giderimi için kullanılan AKR sistemlerinde, yaygın olmamakla beraber tam nütrient giderimini (fosfor giderimi de dahil) sağlamak için anaerobik faz ilave edilmelidir. Böylece, anaerobik fazda su ortamına salınan fosfor aerobik fazda mikroorganizma bünyesinde depolanmakta ve atılan fazla çamurla birlikte ortamdan uzaklaştırılmaktadır. Bu fazın ilave edilmesi ile enerji sarfıyatı olmaksızın karbonlu organik maddelerin giderimine de katkı sağlanmaktadır. Böylece ardışık kesikli reaktörde (AKR), karbonlu maddelerin yanında azot ve fosfor giderimi de düşük bir enerji sarfıyatı ile gerçekleştirilmiş olmaktadır.

Ardışık kesikli bir reaktör esas olarak doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma ve dinlenme olmak üzere beş fazdan oluşmaktadır. Tipik bir AKR için proses akım şeması Şekil 4.1'de gösterilmektedir.



Şekil 4.1 Tipik bir AKR için proses akım şeması [2]

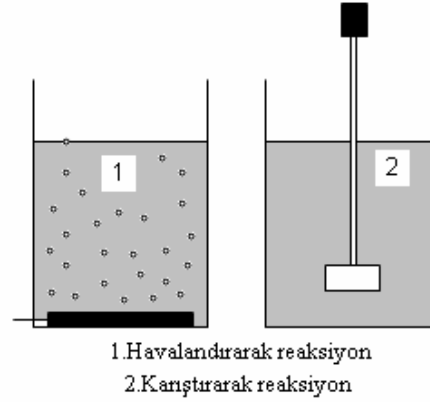
Doldurma evresinde, atıksu tankın içine doldurulur ve bir önceki döngüden gelen çökelmiş mikroorganizma ile karışır. Arıtma hedeflerine bağlı olarak doldurma operasyonu farklı şekillerde uygulanabilir. Bunların ilki hiçbir karıştırma veya havalandırmanın olmadığı ve anaerobik şartların gerçekleştiği statik doldurma periyodudur. Diğer bir seçenek köpük tabakasını elimine etmek ve mikroorganizmaları oksijen alımına alıştırmak için doldurma ve mekanik olarak karıştırmanın aynı zamanda uygulanmasıdır. Diğer yöntemler doldurma + havalandırma ya da doldurma + karıştırma + havalandırma işlemlerini kapsayabilir (Crites ve Tchobanoglous, 1998). Doldurma yöntemi seçenekleri Şekil 4.2’ de gösterilmiştir.



Şekil 4.2 Ardışık Kesikli Reaktör için doldurma fazı seçenekleri

Reaksiyon evresinde doldurma sırasında başlayan reaksiyonlar tamamlanır. Bu faz çözünmüş oksijenin istenip istenmemesine bağlı olarak iki şekilde gerçekleştirilmektedir: (1) Karıştırarak reaksiyon ve (2) havalandırarak reaksiyon. Reaksiyon periyodu sırasında da, nütrient giderimi

ve işletme esnekliği için havalandırma, karıştırma ve karıştırma olmayan farklı kontrol stratejileri uygulanabilir [1]. Aerobik şartlar altında organik madde ve azot oksidasyonu meydana gelirken anaerobik şartlar altında ise fosfat salımı gerçekleşmektedir.



Şekil 4.3 Ardışık Kesikli Reaktör için reaksiyon fazı seçenekleri

Çökeltme fazı karıştırma ve havalandırma işlemlerinden hiçbirinin uygulanmadığı fazdır ve bu sırada reaktör içindeki mikroorganizma çöker. Boşaltma fazında reaktördeki işlem görmüş çıkış suyu reaktörden boşaltılır. Bu fazın süresi çamur kabarması ile oluşabilecek problemler sebebi ile çok fazla uzun tutulmamalıdır. Boşaltma ile doldurma fazı arasındaki süre dinlenme fazı olarak adlandırılmaktadır (Çakır, 2002). Mikroorganizmalar, dinlenme evresi sırasında, tankın dibinden çekilir. Bazı durumlarda dinlenme fazı, uygulanan döngüler arasında bakım fazı olarak değerlendirilmektedir (Tabares, 2006). Bu ana fazların toplamı bir döngünün toplam süresini ifade etmektedir (Çakır, 2002).

#### 4.1 Ardışık Kesikli Reaktörlerin Avantajları

Ardışık kesikli reaktörler dizayn, işletme ve kontrol, arıtılacak atıksu değişkenliği ve hatta proses mikrobiyolojisi bakımından birçok avantaja sahiptir. Evsel atıksulardan nütrient ve organiklerin gideriminde, sızıntı suyu ve endüstriyel atıksulardan tehlikeli organik bileşiklerin gideriminde enerji ve maliyet bakımından önemli faydalar sağlamaktadır.

##### ***AKR'nin atıksu arıtımındaki avantajları:***

- Ardışık kesikli reaktör sistemi yük ve içerik bakımından farklı türdeki atıksuların arıtımı için gereken esnekliği sağlar.
- Eş zamanlı azot ve fosfor giderimine imkan sağlar.
- Minimum maliyetle ve herhangi ilave yapı maliyeti olmaksızın azot giderimi sağlar.
- Yüksek verimli azot giderimine imkan tanır.

***AKR'nin işletme ve kontrol yönünden avantajları:***

- Ardışık kesikli reaktör işletme ve kontrol bakımından esnek bir sistemdir. Ayrıca faz sürelerindeki değişikliklerle farklı arıtım ihtiyaçları için kolaylıkla ayarlanabilir. Bu nedenle doldurma evresi için farklı stratejiler ve prosesin işletme şartlarındaki farklı kombinasyonlar kolaylıkla uygulanabilir.
- Faz sürelerindeki değişikliklerle daha düşük enerji ve insan gücüne dayalı olarak çalıştırılabilir (Çakır, 2002).
- Sistem kesikli olduğu ve arıtılan su periyodik olarak boşaltıldığı için istenen çıkış suyu kalitesi sağlanana kadar atıksu reaktörde tutulabilmektedir.
- Hidrolik değişimlere diğer aktif çamur sistemlerinden daha az duyarlıdır.

***AKR'nin tasarım bakımından avantajları:***

- Ardışık kesikli reaktörler, doldurma fazında dengeleme tankı gibi çalışarak pik debileri ve şok yükleri tolere edebilirler (Çakır, 2002).
- Son çöktürme tankı ve çamur geri devir sistemleri gerekmediği için daha düşük yatırım ve bakım maliyetleri gerekmektedir.
- Bütün işlemler tek bir tankta meydana geldiği için daha düşük alan ihtiyacı olmaktadır. Bu özellik arazinin kıymetli olduğu ve/veya alanın kısıtlı olduğu bölgelerde büyük avantaj sağlamaktadır.

***AKR'nin mikrobiyolojik açıdan avantajları:***

- Değişen yüksek veya düşük substrat konsantrasyonları neticesinde dayanıklı bakterilerin hakimiyetini mümkün kılmaktadır.
- Doldurma fazı sırasında işletme stratejilerinin değiştirilmesi ile filamentli mikroorganizmaların gelişiminin kontrol altına alınabilmesi sayesinde, bu sistemde daha az çamur kabarması meydana gelmektedir.
- Ardışık kesikli reaktörlerde klasik aktif çamur sistemlerine oranla daha az çamur oluşmaktadır.

## 4.2 Ardışık Kesikli Reaktörlerin Dezavantajları

- Klasik sistemlerle kıyaslandığında, özellikle daha büyük AKR sistemlerinde daha teferruatlı kontroller, otomatik şalterler ve otomatik valfler gerekmekte; bu şekilde bakım düzeyi daha yüksek ve karmaşık olmaktadır.
- Bazı AKR konfigürasyonlarında boşaltma fazı esnasında çöktürülmüş çamurun kaçma potansiyeli bulunmaktadır.
- Kullanılan havalandırma sistemine bağlı olarak işletme sırasında havalandırma cihazlarının tıkanma potansiyeli mevcuttur (EPA, 1999).
- İlerleyen proseslere bağlı olarak, AKR'den sonra bir potansiyel dengeleme tankına ihtiyaç duyulabilir (EPA, 1999).
- Ardışık kesikli reaktörde birçok proses (doldurma, biyolojik reaksiyon ve çöktürme işlemleri) aynı tankta yapılmakta ve bu işlemler sırasında atıksuyun tank içinde bekletilmesi gerekmektedir. Bu nedenle AKR'ler, küçük debili atıksuların arıtımında tercih edilen bir yöntem olarak uygulanmaktadır.

## 4.3 Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nütrient Giderimini Etkileyen Faktörler

### 4.3.1 Çözünmüş Oksijen (ÇO)

Aktif çamur proseslerinde özellikle havalandırma fazında çözünmüş oksijen konsantrasyonu çok önemlidir. Suda çözünürlüğü az olan oksijenin sürekli sağlanması ve oksijen sınırlamasının önüne geçilebilmesi için oksijen transfer hızının oksijen kullanma hızından daha büyük olması gerekir [3]. Bu konu ile ilgili yapılan bir çalışmada, 160 L/saat, 80 L/saat, 40 L/saat ve 20 L/saat olmak üzere dört farklı hava debisi uygulanarak, AKR' nin KOİ ve  $\text{NH}_4^+$ -N giderim performansı incelenmiştir. Çalışma sonucunda, 160 L/saat hava debisinde, KOİ' nin hızla azaldığı ve 1 saat içinde sabit değere ulaştığı belirlenirken, 40 L/saatlik hava debisinde kararlı duruma ancak 4 saatte ulaşılabilmiştir. Amonyum oksidasyonunun ise 160 ve 80 L/saatlik hava debilerinde (aynı giriş suyu yükü ve çamur konsantrasyonlarında) birbirine çok yakın olduğu, bu nedenle de fazla havanın nitrifikasyon reaksiyonuna faydasının olmadığı görülmüştür (Hu vd., 2005).

Ardışık kesikli reaktör ile yapılan bir başka çalışmada, havalandırma oranının azot ve fosfor giderimine etkileri araştırılmış ve havalandırma oranı arttıkça azot gideriminin düştüğü, fosfor giderim veriminin ise sadece havalandırma yapılan işletme şartlarında sıfıra düştüğü

belirlenmiştir. Bunun nedenini yetersiz karışma zamanının denitrifikasyonu engellemesi ve ortamda kalan nitratın fosfor salımını engellemesi olarak açıklamışlardır. Çalışma neticesinde havalandırma oranındaki artışın azot ve fosfor giderimini düşürdüğü belirtilmiştir (Çakır, 2002).

#### 4.3.2 Çamur Yaşı (SRT)

SRT, tanktaki çamurun (mikroorganizmanın) ne kadar beklediğini gösteren bir tasarım parametresidir. Çamur yaşının kontrolü ile belirlenen mikroorganizma gruplarının baskınlığı artırılırken istenmeyen ve yavaş büyüyen türler sistemden temizlenir. Örneğin ototrofik bakterilerin büyümesi, heterotrofik bakterilerden daha yavaş olduğundan, nitrifikasyon istenmediği durumlarda küçük çamur yaşı uygulanmalıdır. Bu konu ile ilgili olarak sentetik atıksu ile yapılan bir çalışmada, 5, 10, 15 ve 30 günlük çamur yaşları uygulanmış ve çamur yaşının nütrient giderim verimine etkisi incelenmiştir. Hidrolik bekletme süresinin sabit [anaerobik(2saat)/ anoksik(1saat)/ oksik(4,5saat)/ anoksikII(1,5saat)/ oksikII(1,5saat)] olduğu çalışmada, 10 günlük çamur yaşında, en yüksek KOİ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  ve  $\text{PO}_4\text{-P}$  giderim verimleri sırasıyla %94, %84 ve %70 olarak elde edilmiştir. Minimum çamur hacim indeksi de yine aynı çamur yaşında görülmüştür. Çalışma neticesinde nütrient giderimi ve çamur hacim indeksi bakımından optimum çamur yaşının 10 gün olduğu belirtilmiştir (Kargı ve Uygur, 2002).

#### 4.3.3 Hidrolik Bekletme Süresi (HRT)

Hidrolik bekletme süresi; gelen atıksuyun, sistemin girişinden çıkışına kadar sistemde ne kadar beklediğini gösterir. Biyolojik arıtımın gerçekleştirilmesi açısından önemli bir parametredir. Mikroorganizmaların substrat ve nütrientlerle temas süresini ifade eder. Bu konuyla ilgili olarak yapılan bir çalışmada, farklı hidrolik bekletme sürelerinde, AKR kullanılarak sentetik atıksudan nütrient giderimi araştırılmıştır. Proses seçiminde, sırasıyla anaerobik (An), anoksik (Anok), oksik (Ok), anoksik (Anok), oksik (Ok) ve çökeltme fazlarına yer verilmiştir. Her bir fazın hidrolik bekletme süreleri değişirken çamur yaşı 10 günde sabit tutularak hidrolik bekletme süresinin KOİ, azot ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ve fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) giderimine etkileri incelenmiş ve nütrient giderimi açısından optimum bekletme süresi belirlenmiştir. Gözlenen en yüksek organik karbon, azot ( $\text{NH}_4\text{-N}$  ve  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ve fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) giderim verimleri sırasıyla %96, %87, %81 ve %90 olup 2/1/4,5/1,5/1,5 saatlik hidrolik bekletme sürelerinde An/Anok/Ok/Anok/Ok prosesiyle sağlanmıştır (Uygur vd., 2004).

#### 4.3.4 Karbon kaynağı

Daha önce de belirtildiği gibi heterotrofik bakteriler enerji üretimi ve çoğalma için bir karbon kaynağına ihtiyaç duyarlar. Aerobik, anoksik ve anaerobik proseslerin hepsinde de heterotrofik bakteriler kullanıldığından dolayı biyolojik atıksu arıtımında karbon kaynağı olarak organik maddelere ihtiyaç duyulmaktadır. Biyolojik atıksu arıtımında karbon kaynağına duyulan ihtiyacı araştırmak maksadıyla AKR kullanılarak sentetik su ile yapılan bir çalışmada, kullanılan karbon kaynağının sistemin performansı üzerindeki etkisi incelenmiştir. Kullanılan sentetik atıksu, glikoz ve farklı organik asitlerin (asetik asit, bütirik asit, propiyonik asit ve sitrik asit) farklı karışımlarını içermektedir. Yapılan çalışma neticesinde maksimum fosfat alım ve salım hızlarının glikoz-sitrik asit karışımında gerçekleştiği ve fosfat gideriminin %96 olduğu (7,5 saatlik hidrolik bekletme süresinde-anaerobik(2 saat)/anoksik(1 saat)/aerobik(4,5 saat)) belirlenmiştir. Bunlara ek olarak ORP değişimlerinin anaerobik, anoksik ve aerobik fazlarda sırasıyla ortalama -250, -70 ve +250 mV olduğunu belirtilmiştir (Kargı vd., 2005).

Karbon kaynağı olarak glikozun kullanıldığı bir diğer çalışmada, anaerobik/aerobik ardışık kesikli reaktör (AKR) kullanılarak fosfor giderimi araştırılmış ve glikozun, anaerobik ve aerobik fazda hızla tüketildiği belirlenmiştir (Shui-li vd., 2004).

Uygur vd. (2003), karbon kaynağı olarak glikoz, sodyum asetat ve glikoz/sodyum asetat (KOİ olarak 50/50) karışımı kullanarak, farklı karbon kaynaklarının nütrient giderimi üzerine etkilerini araştırmışlar ve 10 günlük çamur yaşında maksimum giderim verimlerini KOİ,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  ve  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ , glikoz/sodyum asetat karışımı kullanıldığında sırasıyla %96, %87, %81 ve %90 olarak elde etmişlerdir.

Farklı karbon kaynakları kullanılarak üç fazlı (An/Ax/O) AKR'de sentetik atıksudan nütrient gideriminin incelendiği bir başka çalışmanın ilk aşamasında karbon kaynağı olarak glikoz, laktoz, sakkaroz, maltoz ve glikoz/maltoz (50/50) karışımı kullanılmıştır. Çalışma neticesinde, karbon kaynağı olarak glikoz kullanıldığında, %96 KOİ, %99  $\text{NH}_4-\text{N}$  ve %94  $\text{PO}_4-\text{P}$  giderim verimleri elde edilerek, glikozun en iyi karbonhidrat kaynağı olduğu belirtilmiştir. Çalışmanın ikinci aşamasında, karbon kaynağı olarak glikoz ve organik asitler (asetik asit, sitrik asit, propiyonik asit ve bütirik asit) eşit oranlarda karıştırılarak kullanılmış; en iyi giderim verimi %93 KOİ, %97  $\text{NH}_4-\text{N}$  ve %96  $\text{PO}_4-\text{P}$  ile glikoz-asetik asit (50/50) kullanıldığında elde edilmiştir (Uygur vd., 2004).

#### 4.3.5 Organik yük

Organik yük bütün biyolojik sistemlerde performansı etkileyen önemli parametrelerden biridir. Konuyla ilgili AKR sistemlerinde yapılan bazı çalışmalar aşağıdaki gibidir.

Irvine vd. (1985), ayrı ardışık kesikli iki reaktörde, organik yükün giderim verimine etkilerini araştırmışlardır. Her bir döngüde, tankın biri yaklaşık olarak 95 m<sup>3</sup> ön arıtılmış atıksu beslenmiş ve tank içinde ortalama 3450 mg/L MLSS konsantrasyonu sabit tutulurken organik madde yükü 0,16 kg BOİ<sub>5</sub> / kg MLVSS'te gerçekleşmiştir. Diğer tank ise her döngüde 160 m<sup>3</sup> atıksu ile beslenmiş, MLSS konsantrasyonu 1950 mg/L'de tutulmuş ve buna bağlı olarak organik yük 0,42 kg BOİ<sub>5</sub> / kg MLVSS olmuştur. Çalışmada, çıkış suyu BOİ<sub>5</sub> ve AKM konsantrasyonlarının 10 mg/L'den düşük, toplam fosfor konsantrasyonunun ise düşük ve yüksek yüklü sistemlerde sırasıyla 0,6 mg/L ve 1,1 mg/L olduğu belirlenmiştir.

Ahn vd. (2006), değişen organik yükler altında, ileri biyolojik fosfor giderimi (EBPR) için anaerobik/oksik fazlara sahip bir ardışık kesikli reaktör kullanarak, fosfat biriktiren organizmaların (PAOs) performansını araştırmışlardır. PAO'ların işletme şartlarına tepkisi normal şartlar (KOİ= 150 mg/L) sağlanarak reaktörün kararlı hale ulaşmasından değerlendirilmiştir. AKR işletimi süresince KOİ yavaş yavaş ve ani şekilde değiştirilerek sistem performansı gözlenmiştir. KOİ kararlı durumdan (150 mg/L) 300 mg/L'ye yavaş yavaş yükseldiğinde biyokütle düzgün bir şekilde arttığı ve sistemin kararlı duruma ulaştığı belirlenmiştir. Ancak, KOİ 150 mg/L'den 300 mg/L veya 50 mg/L'ye ani bir şekilde değişim gösterdiğinde, PAO'lar adapte olamamış ve bu durum ani değişikliklerle sonuçlanarak kararsız sistem performansı gözlenmiştir. Organik yük normal şartlara döndüğünde, yüksek organik yük salınımlarından iki gün sonra sistem kararlı hale gelmiştir.

#### 4.3.6 Faz süresi

Bir AKR sisteminde farklı fazların bir arada kullanımı arıtımı büyük oranda etkilemektedir. Örneğin, sistemde azot giderimi yapılmak isteniyorsa, bir havalandırma ve bir anoksik faz kullanılabilir. Aynı şekilde, fosfor giderimi amaçlanıyorsa da aerobik faza ek olarak bir anaerobik faz da sistemde mevcut olmalıdır. AKR'de kullanılan fazların önemini gösteren bir çalışma, sızıntı suyunda BOİ<sub>5</sub> ve KOİ giderim verimlerinin araştırılmasını amaçlamaktadır. Bu çalışmada deneyler, bekletme süreleri sırasıyla 12, 6, 3 ve 2 gün olan 4 AKR'de yapılmıştır. İki seri deneyin ilk serisinde, reaktörler 24 saatlik tam döngüde çalıştırılmıştır (3 saat anoksik, 18 saat aerobik, 2,75 saat çöktürme, 0,25 saat boşaltma). Ancak ikinci seride anoksik faz kaldırılmıştır. Her iki seride de BOİ<sub>5</sub> giderim verimleri %98'in üzerinde hemen

hemen aynıdır. İlk seride, HRT'nin 12 günden 2 güne kadar düşmesine karşılık KOİ giderim verimi %83,1'den 76,7'ye düşerken, ikinci seride %79,6'dan %75,7'ye düşmüştür. Anoksik fazla çalıştırılan reaktörlerde gözlemlenen biyolojik verim katsayısı ( $Y_{obs}$ ) yaklaşık 0,55 – 0,6 mg VSS / mg KOİ değerinde sabit kalmıştır. Anoksik fazın kaldırılmasından sonra, HRT'nin 2 günden 12 güne kadar artmasına karşılık biyolojik verim katsayısı 0,32 mg VSS/ mg KOİ'den 0,04 mg VSS/ mg KOİ'ye düşmüştür (Kulikowska vd., 2006).

#### 4.3.7 İşletmenin kontrolü: ORP

ORP, suyun oksitleme ya da indirgeme açısından hangi sürece maruz kaldığını gösteren önemli bir su kimyası parametresidir. pH değerinin, sudaki asidite ve alkalinite hakkında bilgi verdiği gibi ORP de yükseltgen ve indirgen sularda elektron aktivitesi hakkında bilgi veren bir parametredir. Mesela, sudaki ORP, suyun biyolojik aktiviteyi destekleyip desteklemeyeceği ile suyun korozyon etkileri hakkında bilgi verir. Literatürde eğer ORP pozitifse ortamın aerobik olduğu, anaerobik ortamda ise negatif değerler aldığı söylenmektedir (Akın ve Uğurlu, 2005). ORP, bütün yükseltgenmiş ve indirgenmiş türlerin oluşturduğu dengenin doğrudan potansiyometrik bir ölçüsüdür.

Atıksu arıtma sistemlerinin geleneksel kontrolünde kararlı durum kavramları kullanılmakta, bu ise sistem fonksiyonlarının devamı için gereksiz kaynak kullanımına yol açmaktadır. Atıksu arıtma sistemlerinin işletmesini geliştirmek amacıyla gerçek zamanlı kontrol, faydalı bir yaklaşım olarak son zamanlarda ilgi çekmektedir.

ORP ölçümleri bir referans elektrot, bir algılama elektrotu ve yüksek impedans-metre yardımıyla  $\pm 0,1$  mV hassasiyetinde ölçülebilir. Laboratuvar ve saha amaçlı kullanılan referans elektrodu gümüş klorür veya doymuş kalomel (HgCl) çözeltisi içerir. Bu elektrotlar kimyasal oksitlenmeye karşı dayanıklı olup, elektrot yüzeyinde ORP oluşurken elektron alır ya da verirler.

ORP ölçümünde sıcaklığın ölçülmesi de önem arz eder. Sıcaklık, her bir ORP ölçümü ile birlikte kaydedilmelidir. Sıcaklık ölçümü, ORP elektrodunun bağlı olduğu cihaza bağlanan bir sıcaklık probu ile gerçekleştirilebilir.

ORP kalibrasyonunda farklı standartlar kullanılabilir. Demir (II) / Demir (III) redoks çifti bunlardan biridir. Çözelti stabil olup, aylarca bozulmadan kalabilmektedir. Ancak asidik özelliği nedeniyle çok korozyondur. Kullanılan bir diğer standart Demir (II) siyanür / Demir (III) siyanür çiftidir. Ancak bu çözelti toksiktir. Son zamanlarda triiyodür / iyodür çözeltisi

kullanılmaktadır. Bu çözelti stabil olup bir yıldan daha uzun bir süre bozulmadan kalabilmektedir.

Literatürde biyolojik sistemlerde ORP kullanımı ile ilgili olarak gerçekleştirilen çalışmaların bir kısmı aşağıda verilmiştir.

Bir AKR sisteminde, atıksudan azot giderim performansının güçlendirilmesi amacıyla farklı işletme fazlarını düzenlemek amacıyla anlık ORP ve pH ölçümleri ile yapay sinir ağını (ANN-Artificial Neural Network) kullanan bir gerçek zamanlı kontrol sistemi önerilmiştir. Çalışmayla gerçek zamanlı kontrol sistemi kullanıldığında azot giderim performansının arttığı gösterilmiştir. Sabit bekletme süreli işletmeye kıyasla, aerobik ve anoksik fazların hidrolik bekletme süreleri, gerçek zamanlı kontrolde sırasıyla %45 ve %15,5 oranında azaltılmış; ayrıca %45 oranında enerji tasarrufu sağlanmıştır. Gerçek zamanlı kontrol ayrıca, daha kısa bekletme sürelerinde daha yüksek azot giderim verimi ile sonuçlanmıştır. Azotun bazı dinamik ve kinetik özelliklerinin de araştırıldığı çalışmada, gerçek zamanlı kontrol kullanıldığında, nitrit tipi nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği ve böylece daha az karbon kaynağı ile daha yüksek denitrifikasyon veriminin olduğu rapor edilmiştir (Yu vd., 1998).

Küçük aktif çamur sistemleri (500 kişi altında) için yeni kontrol stratejileri geliştirmek amacıyla ORP, uygun bir parametre olarak Zipper vd. (1998) tarafından test edilmiştir. Kesikli ve sürekli işletilen nitrifikasyon – denitrifikasyon amacıyla kurulan bir pilot tesiste organik yük ile havalandırma tankındaki ORP ölçümleri arasındaki ilişki incelenmiştir. Yük artırıldıkça havalandırma fazlarının toplam sürelerinin anoksik ve anaerobik fazlara nazaran arttığı; yük azaldıkça, nitrifikasyon süresinin döngü süresine göre oranının azaldığı görülmüştür. Bu sonuçlardan yola çıkılarak kontrolün ORP ile etkin bir şekilde sağlanacağı ifade edilmiştir (Zipper vd., 1998).

Azot, karbon ve fosforun AKR’de eş zamanlı arıtımı, aerobik, anoksik ve anaerobik fazların kullanılması ve sürelerinin belli bir düzende dikkatlice optimize edilmesiyle mümkün olmaktadır. Bir pilot tesis kullanılarak atıksudan karbon ve azot giderimi için pH, ORP ve OUR parametreleri izlenmiş ve nitrifikasyon, karbon oksidasyonu ve denitrifikasyonun tamamlandığı sürelerin net olarak belirlenmesi sağlanmıştır. Böylece havalandırmadan önemli bir tasarruf elde edilmiş ve reaktörde giderim verimi artırılarak yük değişimlerine daha hızlı adaptasyon sağlanmıştır (Casellas vd., 2006).

#### 4.4 Ardışık Kesikli Reaktör ile Yapılan Çalışmalar (Azot ve Fosfor Giderimi)

Azot giderimi çalışmaları son yıllarda gittikçe önem kazanmaktadır. Çünkü azot bileşiklerinin alıcı ortamda oksijenin tüketilmesine, alg patlamalarına (ötrofikasyon) neden olduğu, ayrıca hayvan ve insan sağlığı açısından toksik etki yaptığı bilinmektedir. Bu sebeple atıksular alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce azot giderimi uygulanmaktadır. Atıksuların alıcı ortama deşarjından önce düşünülmesi gereken bir başka parametre de fosfordur. Fosfor, su ortamındaki birçok yaşam türü için sınırlayıcı element olduğundan, atıksulardan fosfor giderimi sağlandığında, alıcı ortamda mikroorganizmaların çoğalması önlenmiş olmaktadır.

AKR kullanılarak yapılan bir çalışmada, sızıntı suyu ve evsel atıksu karışımının, nitrifikasyon ve denitrifikasyon amacıyla, yaklaşık 3500 mg/L MLSS konsantrasyonu olan uzun havalandırma modunda biyolojik arıtımının fizibilitesi çalışılmıştır. Çalışmada, evsel atıksu ve sızıntı suyu hacimsel olarak 9:1 oranında karıştırılmıştır. Ortalama BOİ'si 430 mg/L, KOİ'si 1090 mg/L ve TKN'si (%80'i amonyak olmak üzere) 133 mg/L olan atıksu karışımının arıtıldığı AKR; doldurma fazı, anoksik faz, havalandırma fazı, çöktürme fazı ve boşaltma fazının ardışık olarak uygulandığı bir günlük döngü ile işletilmiştir. Çalışma neticesinde %95 BOİ giderimi ve anoksik faz sırasında da, denitrifikasyon nedeniyle %99 nitrat giderimi gerçekleşmiş; sonuç olarak sızıntı suyu-evsel atıksu karışımının biyoarıtımının başarılı olduğu belirlenmiştir. Bununla birlikte, bütün döngü sırasında azot gideriminin %50 civarında olduğu, ancak havalandırma fazından sonra bir anoksik fazın eklenmesinin azot giderim verimini artırdığı belirtilmiştir (Diamadopoulos vd., 1997).

0,023, 0,025 ve 0,001 m<sup>3</sup>/s' lik ortalama debiler kullanılarak çalıştırılan üç adet tam ölçekli ardışık kesikli reaktör (AKR) tesisinde evsel atıksulardan biyolojik nütrient giderim performansını değerlendirmek için yapılan bir başka çalışmada, nitrifikasyon, denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimine bağlı olarak ardışık kesikli reaktörler değerlendirilmiştir. Çalışmada, BOİ<sub>5</sub> ve AKM konsantrasyonlarının 10 mg/L'nin altında düşürüldüğü; modifikasyonlarla, NH<sub>3</sub>-N konsantrasyonlarının 1-2 mg/L seviyesine nitrifiye edilebildiği; ayrıca 1mg/L'den daha düşük seviyelere kadar fosfor gideriminin gerçekleştiği belirtilmiştir (Surampalli vd., 1997).

AKR sistemlerinde havalandırma işleminin kontrolü ile azot giderimi iyileştirilebilir. Bunu göstermek amacıyla yapılan bir çalışmada, asetatla beslenen 2L'lik bir reaktörde, havalandırma kontrolünün, eş zamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon yöntemi (SND) kullanılarak azot giderimi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Reaktörde spesifik oksijen alım hızının (SOUR) otomatik ölçümü ile kontrol edilmiştir. Bu otomatik kontrol sistemi sayesinde

reaktör sürekli olarak çalıştırılmış; bu şekilde organik yük (OLR) 0,33 g BOİ/L.gün'den 0,59 g BOİ/L.gün'e kadar çıkarılmıştır. İlk 12 döngü sonunda biyokütledeki PHB miktarı 3 kat artmış ve SOUR'un düzenli bir şekilde artmasına neden olmuştur. Bu şekilde SND yoluyla azot giderimi %34'den %52'ye çıkarılmıştır. Kontrollü havalandırma ile birlikte bir aylık sürekli işletmeden sonra biyokütlenin çökeltme verimi de önemli ölçüde artırılmıştır (SVI 70 mL/g). Uzun süreli olarak oksijen kontrolü, SND yöntemi kullanılan AKR sisteminde daha yüksek azot giderim kapasitesine sahip biyokütlenin oluşumuna yol açmış olup oluşan mikroorganizmanın çökeltme verimi de daha iyi olmuştur (Third vd., 2005).

Akın ve Uğurlu (2003), ileri biyolojik fosfor giderimi için eş zamanlı doldurma ve boşaltma fazına sahip, laboratuvar ölçekli, 10 litre hacimli AKR kullanmış ve reaktörü doldurma (4 saat), anoksik (0,5 saat), aerobik (7 saat) ve çöktürme fazlarında çalıştırmışlardır. Sentetik atıksu ile gerçekleştirilen çalışma neticesinde %90-98 KOİ, %77-100 PO<sub>4</sub>-P ve %90-95 NH<sub>4</sub>-N giderimi elde etmişlerdir.

AKR kullanılarak yapılan bir başka çalışmada, askıda büyüyen ve hibrid sistemlerin evsel atıksulardan azot ve fosfor (NP) giderim performansları araştırılmıştır. Organik yük, besleme şekli (doldur-boşalt ya da kademeli besleme) ve karıştırma/havalandırma oranı olarak üç faktörün NP giderimi üzerindeki etkileri 9 farklı deney şartı altında incelenmiştir. Çalışmada askıda büyüyen AKR için toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve askıda katı madde (AKM) giderim verimleri sırasıyla %90,2, %83,9, %98,6 ve %93,0 olarak bulunurken hibrid AKR için bu değerler %92,6, %82,1, %98,3 ve %93,1 olarak bulunmuştur. Organik yükün, TN giderim verimini etkilediği, ayrıca, kademeli besleme ve karıştırma/havalandırma oranının TP gideriminde etkili olduğu tespit edilmiştir. Askıda büyüyen AKR sistemi için optimum işletme şartları şu şekilde belirlenmiştir: Organik yük 0,170 mg BOİ/mg MLVSS.gün; besleme şekli doldur-boşalt; ve karıştırma/havalandırma oranı 1:1. Bu şekilde, TN, TP, BOİ ve AKM giderim verimleri askıda büyüyen AKR için %93,8, %98,2, %99,6 ve %98,52 olmuştur. Hibrid AKR sistemi için kontrol parametreleri ise sırasıyla 0,170 mg BOİ/mg MLVSS.gün, doldur-boşalt ve 3:1 olarak belirlenmiş ve bu sistemde aynı parametreler için sırasıyla %94,7, %97,8, %99,3 ve %98,8 giderim verimleri elde edilmiştir (Hu vd., 2005).

5 adımlı AKR'de nütrient bileşiminin bir fonksiyonu olarak sentetik atıksulardan nütrient gideriminin araştırıldığı çalışmada anaerobik, anoksik, oksik, anoksik ve oksik fazlar 2/1/4,5/1,5/1,5 saat bekletme süresi ile işletildikten sonra 0,5 saat çöktürme fazı kullanılmıştır. Araştırmada, çamur yaşı 10 gün ve giriş KOİ değeri 1200 mg/L olarak ayarlanmıştır. Çalışma

sonucunda; KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P giderim verimleri en yüksek KOİ/N/P oranı 100/2/0,54 iken sırasıyla %95, %94 ve %99 olarak tespit edilmiştir (Kargı ve Uygur, 2003).

Evsel atıksulardan eş zamanlı fosfor ve azot giderimi için, anaerobik/ aerobik/ anoksik proseslerin (AOA prosesi) bir kombinasyonu olarak AKR'nin kullanıldığı durumda ortalama azot ve fosfor giderim verimleri sırasıyla %83 ve %92 olarak belirlenmiştir. Elektron alıcı olarak nitriti kullanabilen ve denitrifikasyon PAO'ları (DNPAO) olarak da bilinen PAO'ların AOA prosesinde gelişebileceği gösterilmiştir. Ayrıca, DNPAO'ların toplam PAO'lar arasındaki oranının bir ölçüsü olan anoksik fosfat alım hızının (PUR) aerobik PUR'a oranının da hesaplandığı çalışmada; AOA prosesinin A2/O ve A/O proseslerine nazaran daha yüksek bir anoksik/aerobik PUR oranına sahip olduğu gösterilmiştir. Çalışmada ilaveten, aerobik döngünün başında uygun miktarda karbonun atıksuya eklenmesinin AOA prosesi şeklinde işletilen AKR'de DNPAO'ların gelişmesini hızlandırarak eş zamanlı azot ve fosfor giderimine katkı sağladığı rapor edilmiştir (Tsuneda vd., 2006).

Sızıntı sularının biyolojik arıtımı, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve amonyum azotu içeriği ile ağır metal gibi toksik bileşiklerin varlığından dolayı genellikle düşük nütrient giderimleriyle sonuçlanır. Bir sızıntı suyunun KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonları ön arıtma ile sırasıyla 5750, 185 ve 65 mg/L seviyelerine düşürüldükten sonra AKR sistemi ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Ön arıtma olarak kireçli koagülasyon-flokülasyon işlemleri ve ardından pH=12'de havalandırmalı amonyak giderimi (air stripping of ammonia) kullanılmıştır. Nütrient konsantrasyonlarını dengelemek amacıyla, ön arıtılmış sızıntı suyuna amonyum ve fosfat eklenerek KOİ/N/P oranını ağırlıkça 100:6:2'ye getirilmiştir. AKR sisteminde üç farklı işletme şekli ve farklı sayıdaki kademeler denenmiş ve sistem performansları karşılaştırılmıştır. İşletme şekilleri, her birinin toplam bekletme süresi 7 saat olacak şekilde; üç kademeli (anaerobik(An)/anoksik(ax)/oksik(Ox)); 4 kademeli (An/Ox/Ax/Ox); ve 5 kademeli (An/Ax/Ox/Ax/Ox) AKR sistemleri kullanılmıştır. Çalışmada, 10 günlük çamur yaşında sırasıyla 1400, 107 ve 65 mg/L olarak en düşük çıkış suyu KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonları 5 kademeli prosesle 21 saat sonunda elde edilmiştir. Ön arıtılmış sızıntı suyuna 1:1 oranında evsel atıksu ve 1 g/L toz aktif karbon (PAC) eklenmesi, 5 kademeli AKR sisteminde nütrient giderimini iyileştirmiştir. Sonuç olarak, 21 saatlik işletme sonunda KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P giderim verimleri sırasıyla %75, %44 ve %44 olarak bulunmuştur (Uygur ve Kargı, 2004).

Orta ve zayıf kuvvetli evsel atıksuların laboratuvar ölçekli AKR ile arıtımın da yük faktörü ( $L_i$ ) ile BOİ<sub>5</sub>, KOİ, AKM ve koliform giderimleri arasındaki ilişkinin araştırıldığı bir çalışmada 6

saatlik döngüde farklı doldurma/boşaltma oranları kullanılmıştır.  $L_i$ 'deki artışla  $BOI_5$ ,  $KOI$ , AKM ve patojen giderimlerinde düşüş olduğu belirlenmiştir. Aynı zamanda daha iyi AKM,  $BOI_5$ ,  $KOI$  ve patojen giderimi için mikroorganizmanın iyi çökme yeteneği gerektiği tespit edilmiştir. Doldurma fazı sırasında, fermentasyon reaksiyonlarının meydana geldiği ve bunun başlangıç  $BOI_5$  konsantrasyonunu %86 oranında azalttığı belirtilmiştir. Çalışma sonucunda, AKR'nin evsel atıksuların arıtımı için uygun bir seçenek olduğu ve sağlanmak istenen çıkış suyu kalitesine göre gereken havalandırma süresinin genellikle 3-8 saat olduğu ifade edilmiştir. Bu sürenin işletilen klasik aktif çamur sistemlerinden daha kısa olduğu rapor edilmiştir (Ng vd., 1993).

İnorganik nütrientlerin deşarj edilmeden önce evsel atıksudan giderilmesi sadece alıcı ortamdaki su kalitesinin düşmesini önlemekle kalmadığı ve su ortamındaki balıkların üretilmesine de katkıda bulunduğu düşünülmektedir. Bu fikri desteklemek maksadıyla AKR sistemi kullanılarak arıtılan sular bir kültür tankına kontrollü bir şekilde verilerek balıkların gelişmesi takip edilmiştir. Kurulan AKR 12 saatlik döngü (faz sırası ve süresi Çizelge 4.1'de gösterilmiştir) ile işletilerek  $BOI_5$ , AKM, ve  $NH_3-N$  giderimleri sırasıyla %98, %90 ve %89 olarak tespit edilmiştir. Su ortamındaki istenen alg türlerinin gelişimini teşvik etmek üzere çıkış sularında inorganik nütrientlerin N:P oranının 16-23 arasında olması gereklidir. Böylece; balıkların avı olarak kullanılacak zooplanktonların besi maddesi olan alglerin üremesi kontrollü bir şekilde teşvik edilmektedir. AKR'nin geniş aralıktaki işletme stratejilerine kolayca adaptasyonu sebebiyle; inorganik nütrientler için istenen oran kolayca sağlanarak kültür tanklarında bir gübreleme olayı gerçekleşmiş ve buda istenen alg türlerinin gelişimini artırmıştır (Umble ve Ketchum, 1998).

Çizelge 4.1 Umble ve Ketchum (1998) tarafından çalıştırılan AKR' nin işletme stratejisi

| Faz sırası      | Süre, saat |
|-----------------|------------|
| Statik doldurma | 0,5        |
| Havalandırma    | 8,5        |
| Çöktürme        | 1,0        |
| Boşaltma        | 0,5        |
| Dinlenme        | 1,5        |
| Toplam döngü    | 12,0       |

Cybis vd. (2004), ortalama 257 mg/L gibi düşük  $KOI$  konsantrasyonuna sahip evsel atıksuyun AKR ile arıtımını inceledikleri çalışmada; %88 toplam azot ve %90  $KOI$  giderimi elde etmişlerdir. Çalışmada girişteki düşük organik maddenin çıkış suyu kalitesinde, azot gideriminde ve sistemin kararlılığında bozulmaya neden olmadığı belirtilmiştir. Ancak,

nütrient yükleme hızının artışı nütrient giderim verimini düşürmekte ve çıkış suyu nütrient değerlerini arttırmaktadır (Kargı ve Uygur, 2003).

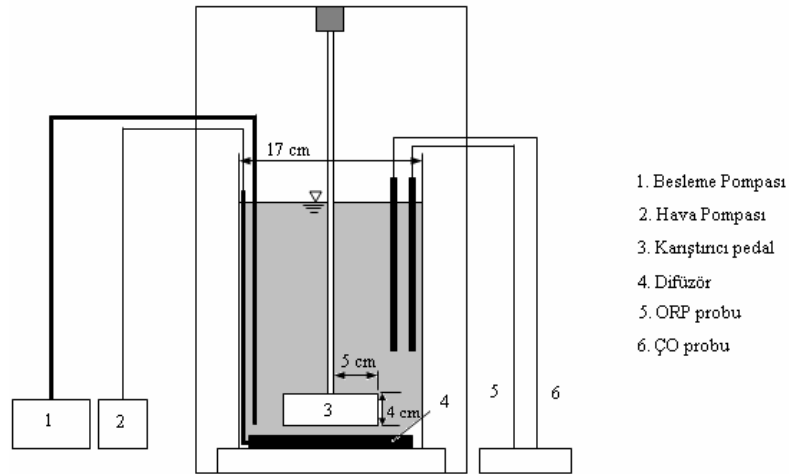
Anaerobik-aerobik-anoksik-aerobik ((AO)<sup>2</sup>) ardışık kesikli reaktörde (AKR) sentetik atıksu ile gerçekleştirilen çalışmada, anoksik fosfat alımıyla gerçekleşen biyolojik fosfor ve eş zamanlı azot giderimi araştırılmıştır. Fosfor biriktiren organizmaların (PAOs) önemli bir miktarının, nitrifikasyon bakterileriyle aynı çamur sisteminde çalıştığı bilinirken, yapılan çalışmada anaerobik-aerobik bir AKR'ye bir anoksik fazın eklenmesiyle, anoksik fosfat alımının, aerobik fosfat alım kapasitesine göre %11'den %64'e yükseldiği belirtilmiştir. (AO)<sup>2</sup> AKR sisteminde; ortalama TOK (toplam organik karbon), toplam azot ve fosfor giderim verimleri sırasıyla %92, %88 ve %100 olarak gerçekleşmiştir. Çalışmada, nitritin (10mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/l'ye kadar) nitrat gibi elektron alıcı olarak kullanılabilirdiği ve anoksik fosfat alımı için zararlı olmadığı gözlenmiş, ayrıca bu konsantrasyona kadar elektron alıcısı olarak nitritin varlığının fosfat alımını hızlandırdığı ifade edilmiştir. AKR sisteminin kontrolü; nütrient (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ve PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) konsantrasyonlarıyla ilgili olan pH, ORP ve ÇO değerlerinin sürekli ölçümünü yapabilen on-line cihazlarla sağlanmıştır. Sürekli ölçüm yapabilen bu cihazlarla (AO)<sup>2</sup> AKR'de her bir işletme fazının ayarlanması tam zamanlı olarak gerçekleştirilmiş ve böylece fosfor ve azot giderim verimleri tam zamanlı yapılmayan haline göre daha yüksek olmuştur (Lee vd., 2001)

Bernardes ve Klapwijk (1996), ardışık kesikli reaktörle evsel atıksulardan biyolojik nütrient (azot ve fosfor) giderimini inceledikleri çalışmalarında, KOİ, TKN ve P konsantrasyonu sırasıyla 443 mg/L, 71 mgN/L ve 7 mg/L olan ön çökeltilmiş evsel atıksu kullanmış ve KOİ'yi 100 mg/L arttırmak için giriş suyuna asetik asit eklemişlerdir. Bu amaçla 0,35 ve 1,3 m<sup>3</sup> hacimli 2 adet ardışık kesikli reaktör kullanılmış ve çıkış suyunda fosfat konsantrasyonunun 1 mgP/L' den, azot konsantrasyonunda 12 mgN/L' den düşük olduğunu belirtmişlerdir.

## 5 MATERYAL VE METOT

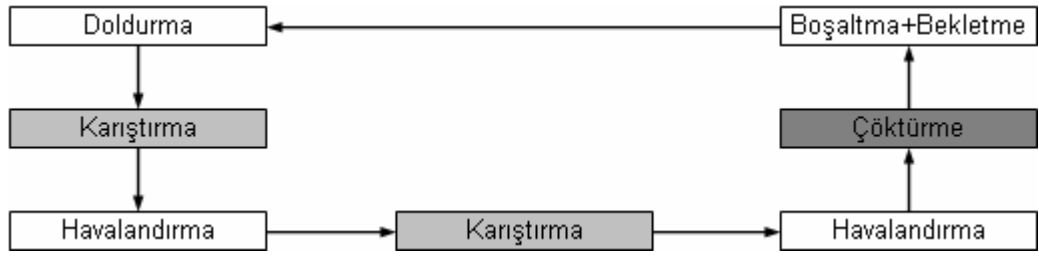
### 5.1 Deneysel Düzenek

Bu çalışmanın amacı ardışık kesikli reaktörlerde, işletme koşullarının, evsel atıksulardan biyolojik nütrient giderimine etkisi ile ORP ve ÇO ölçümlerinin sistem kontrolünde kullanımının araştırılmasıdır. Çalışmada kullanılan reaktörün çapı 17 cm, toplam derinliği ise 25 cm olup, aktif hacmi 4 L olacak şekilde işletilmiştir. Reaktördeki karıştırma işlemi, reaktörün üstünden tabanına kadar inen ve çapı 10 cm, genişliği ise 4 cm olan bir pedalla mekanik olarak gerçekleştirilmiştir. Pedal, reaktör tabanından 2 cm yukarıya yerleştirilmiş olup, reaktörün üzerinde bulunan bir motora bağlanmıştır. Karıştırma hızı deney sırasında 25-35 devir/dk olarak ayarlanmıştır. Reaktöre ham atıksu beslemesi ve reaktörden arıtılmış atıksu deşarjı, iki yönlü peristaltik bir pompa vasıtasıyla gerçekleştirilmiştir. Havalandırma işlemi, reaktörün tabanına yerleştirilen bir difüzör yardımı ile hava pompası kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Hava pompasının kapasitesi 14 L/dk'dır. ORP ve ÇO ölçümleri, ORP probu ile kullanılan bir pH metre ve bir Oksimetre ile yapılmıştır. Reaktör oda sıcaklığında işletilmiş ve buna bağlı olarak herhangi bir sıcaklık kontrol cihazı kullanılmamıştır. Deney düzeneği Şekil 5.1'de gösterilmiştir. Reaktör, İstanbul Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilen aşı çamuru ile işletilmiştir. Atıksu olarak, yine aynı tesisin kum tutucu çıkışından alınan numuneler kullanılmıştır.



Şekil 5.1 Deneysel düzenek

Reaktörde sırasıyla doldurma, anaerobik, aerobik1, anoksik, aerobik2, çöktürme ve boşaltma fazları uygulanarak bir döngü tamamlanmış ve kullanılan evsel atıksudan nütrient giderim verimleri incelenmiştir. Şekil 5.2, reaktörde uygulanan faz sırasını göstermektedir.



Şekil 5.2 Reaktörde uygulanan faz sırası

Reaktöre ham atıksu beslemesi (doldurma işlemi), peristaltik pompa vasıtasıyla reaktörün tabanından 67 mL/dk debiyle gerçekleştirilmiştir. Boşaltma fazından sonra, reaktörde kalan yoğun çamur hacmi 2 L olup, doldurma fazında, reaktöre, toplam 2 L ham atıksu beslenmiştir. Bu şekilde, doldurma fazının süresi 30 dk olarak ayarlanmıştır. Doldurma fazında herhangi bir karıştırma işlemi uygulanmamış; statik doldurma yapılmıştır.

Anaerobik fazda farklı bekletme süreleri uygulanmıştır. Anaerobik faz boyunca, tam karışımı sağlamak ve aktif çamurun çökmesini engellemek amacıyla 25-35 devir/dk arasında değişen hızlarda mekanik karıştırma işlemi gerçekleştirilmiştir. Karıştırma işlemi sırasında, atmosferden atıksuya doğru olan oksijen transferi, reaktörün yapısı nedeniyle atmosfere açık yüzey alanının düşük olması sebebiyle ihmal edilebilir düzeyde kalmıştır.

1 nolu aerobik fazda yine farklı bekletme süreleri uygulanmıştır. Bu fazda atıksuya, hava pompası ve difüzör yardımıyla, ÇO konsantrasyonunun 2 mg/L civarında kalması için hava beslenmiştir. ÇO konsantrasyonunun dalgalanmalarına karşın, hava debisi artırılarak ya da azaltılarak konsantrasyonun 2 mg/L civarında sabit kalmasına dikkat edilmiştir. Aerobik fazın süresi havalandırmaya başlanılan andan itibaren havalandırma işleminin durdurulduğu ana kadar geçen zaman zarfıdır. Havalandırma işlemi devam ederken ayrıca bir mekanik karıştırma uygulanmamış; havalandırma işlemi sayesinde elde edilen karıştırma seviyesinin yeterli olduğu düşünülmüştür.

Havalandırma işleminin bittiği andan tekrar başlatıldığı 2 nolu aerobik faza kadar geçen sürede anoksik faz gerçekleştirilmiştir. Anoksik fazın bekletme süresi, çalışma boyunca 1 saatte sabit tutulmuştur. Havalandırma durdurulduğu için bu fazda da, aktif çamurun çökmesini önlemek amacıyla mekanik karıştırma işlemine devam edilmiştir. Karıştırma işlemi, anaerobik fazda olduğu gibi yine 25-35 devir/dk arasında değişen karıştırma hızlarında gerçekleştirilmiş olup, atmosferden atıksuya oksijen transfer hızının bu fazda da ihmal edilebilir seviyede olduğu düşünülmüştür.

2 nolu aerobik fazda da değişen bekletme süreleri uygulanmıştır. Bu fazda, atıksuda kalan organik maddeler ile amonyum azotunun oksidasyonu gerçekleşmektedir. Bu fazda da mekanik karıştırma işlemi uygulanmayıp, havalandırma yoluyla gerçekleştirilen karışımın yeterli olduğu gözlemlenmiştir. 1 nolu aerobik faz ile 2 nolu aerobik faz, bekletme süreleri dışında, işletme şartları açısından tamamen aynıdır.

2 nolu aerobik fazın bitiminde, havalandırma işleminin durdurulmasından sonra, reaktördeki MLSS çökelmeye bırakılmıştır. Çöktürme fazının süresi, çalışma boyunca 1 saatte sabit tutulmuştur. Çöktürme fazının sonunda, arıtılmış atıksu yine aynı peristaltik pompa ile reaktörden alınmıştır. Arıtılmış atıksuyun boşaltımı, reaktörün üst kısmında kalan süperatanttan 67 mL/dk debisiyle çekilerek gerçekleştirilmiş olup, 30 dk'da tamamlanmıştır. Boşaltma işleminde tankın üzerinde kalan süpernatanttan 2 L arıtılmış atıksu deşarj edilmiş olup, reaktörde kalan yoğun çamurun hacmi daha öncede ifade edildiği gibi 2 L olarak bırakılmıştır. Bu şekilde tamamlanan bir döngüden sonra, ara vermeden tekrar atıksu beslemesi yapılmış ve bir sonraki döngü başlatılmıştır.

## 5.2 Atıksu Kompozisyonu

Deneysel çalışma süresince kullanılan atıksu, İstanbul Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin kum tutucu çıkışından temin edilen evsel atıksudur. Atıksu karakterizasyonu sık aralıklarla gerçekleştirilmiştir. Tesisten alınan evsel atıksuyun içeriği Çizelge 5.1'de verilmiştir. Atıksuya ayrıca inorganik fosfor ve azot ilavesi yapılmamıştır. Çalışmada kullanılan aktif aşı çamuru ise yine Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çamur geri devir hattından alınmıştır. Çizelge 5.2, Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan çamur karakteristiğini özetlemektedir.

Çizelge 5.1 Çalışmada kullanılan evsel atıksuyun kompozisyonu

| Parametre                              | Ortalama Değer |
|----------------------------------------|----------------|
| KOI, mg/l                              | 448 ± 107      |
| BOİ <sub>5</sub> , mg/l                | 331 ± 17       |
| TKN, mg/l                              | 57,2 ± 15,7    |
| NH <sub>3</sub> -N, mg/l               | 43,6 ± 15,8    |
| TP, mg/l                               | 12,1 ± 2,7     |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P, mg/l | 7,2 ± 1,3      |
| AKM, mg/l                              | 360 ± 46       |
| UAKM, mg/l                             | 226 ± 27       |
| pH                                     | 7,45 ± 0,5     |

Çizelge 5.2 Çalışmada kullanılan aktif çamurun karakteristiği

| Parametre  | Ortalama değer |
|------------|----------------|
| TKM, mg/l  | 19193 ± 2108   |
| TUKM, mg/l | 9741 ± 1038    |
| SVI, ml/g  | 97,2 ± 10,7    |

### 5.3 İşletme Koşulları

Reaktör içindeki MLSS konsantrasyonu 5000-6000 mg/L aralığında tutulmuştur. Reaktördeki MLVSS konsantrasyonu yaklaşık olarak 2750 mg/L'dir. Reaktörde MLSS konsantrasyonu 5500-6000 mg/L arasındaki bir değere ulaştığında, 875 ml ile 1170 ml arasında değişen hacimlerde çamur sistemden atılmıştır. Böylece reaktördeki çamur yaşı deneysel çalışma boyunca 24-32 gün arasında değişmiştir.

Ardışık, kesikli reaktör farklı sürelerde uygulanan fazlarda çalıştırılmış; döngülerin toplam süreleri 390 dk ile 585 dk arasında değiştirilmiştir. Böylece deneysel çalışma boyunca günde 2-3 döngü tamamlanmıştır. Her döngüde ayrıca, bir bekletme fazı kullanılarak numune alımları gün içerisinde gerçekleştirilmiştir. Bu sebeple her döngüde kullanılan bekletme modu farklı sürelerde uygulanmıştır. Farklı faz süreleri kullanılarak farklı döngüler elde edilmiş; bu farklı faz kombinasyonlarının her biri birer "SET" olarak isimlendirilmiştir. Deneysel çalışma boyunca 4 farklı set uygulanmıştır. Her bir sette uygulanan fazlar Şekil 5.3' te gösterildiği gibidir.

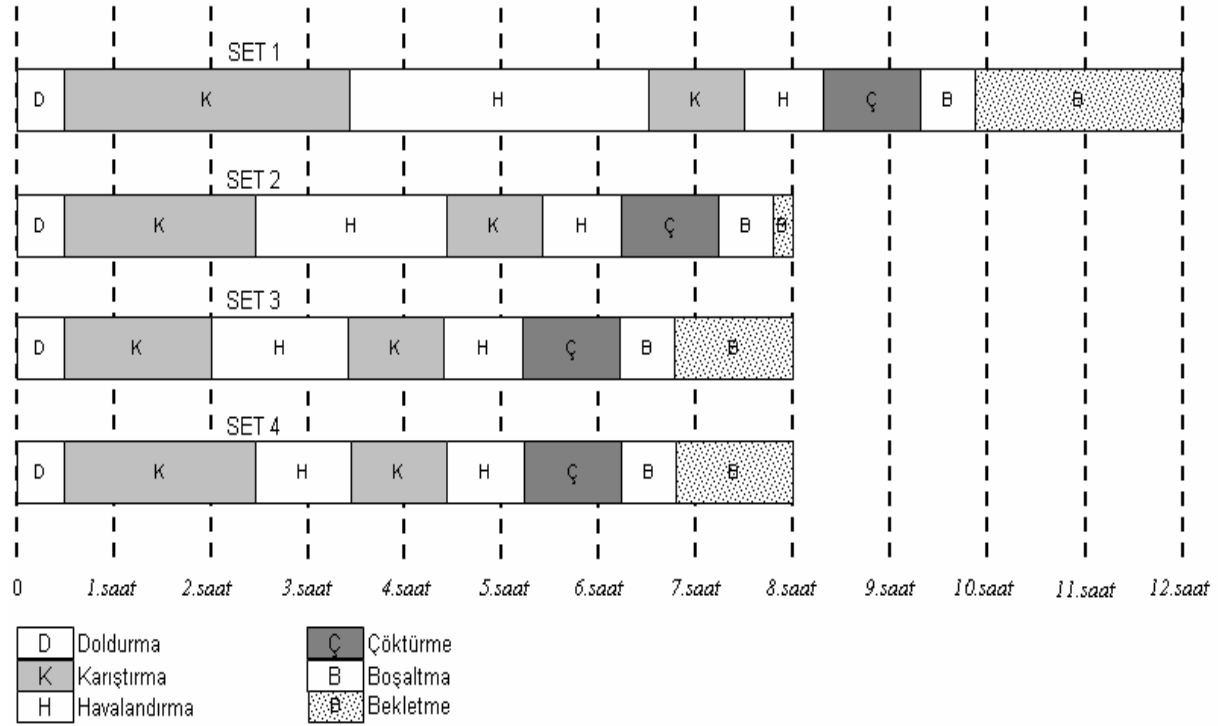
Setlerin tümünde doldurma, çökeltme, boşaltma süreleri eşit olup bu sürelerin toplamı her sette 2 saattir. İşletme koşullarında doldurma işlemi sırasında karıştırma yapılmamıştır.

SET 1' de gerçekleştirilen fazlar sırasıyla 30 dakika doldurma, 3 saat karıştırma, 3 saat havalandırma, 1 saat karıştırma, 45 dakika havalandırma, 1 saat çöktürme ve 30 dakika boşaltma şeklinde gerçekleştirilmiştir. Bu durumda SET 1' de toplam karıştırma süresi 4 saat, toplam havalandırma süresi ise 3 saat 45 dakika olarak uygulanmıştır.

SET 2' de gerçekleştirilen fazlar sırasıyla 30 dakika doldurma, 2 saat karıştırma, 2 saat havalandırma, 1 saat karıştırma, 45 dakika havalandırma, 1 saat çöktürme ve 30 dakika boşaltma şeklinde gerçekleştirilmiştir. Bu durumda SET 2' de toplam karıştırma süresi 3 saate düşürülürken, toplam havalandırma süresi ise 2 saat 45 dakikaya düşürülmüştür.

SET 3' te gerçekleştirilen fazlar sırasıyla 30 dakika doldurma, 1 saat 30 dakika karıştırma, 1 saat 30 dakika havalandırma, 1 saat karıştırma, 45 dakika havalandırma, 1 saat çöktürme ve 30 dakika boşaltma şeklinde gerçekleştirilmiştir. Bu durumda SET 3' te toplam karıştırma

süresi 2 saat 30 dakikaya düşürülürken aynı zamanda toplam havalandırma süresi de 2 saat 15 dakikaya düşürülmüştür.



Şekil 5.3 Ardışık kesikli reaktörde faz sürelerinin deney setlerine göre değişimi

SET 4' te gerçekleştirilen fazlar sırasıyla 30 dakika doldurma, 2 saat karıştırma, 1 saat havalandırma, 1 saat karıştırma, 45 dakika havalandırma, 1 saat çöktürme ve 30 dakika dinlenme ve boşaltma şeklinde gerçekleştirilmiştir. Böylece SET 4' te toplam karıştırma süresi 3 saate yükseltilmiş, toplam havalandırma süresi ise 1 saat 45 dakikaya düşürülerek çalışmalar yürütülmüştür.

Her set için, haftada 1 ya da 2 defa olmak üzere, döngü içindeki her fazın sonunda, reaktörden düzenli olarak 200 ml numune alınmış ve bu numunelerin her birinde  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TKN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , TP analizleri yapılmıştır. Ayrıca, bu analizlere ek olarak, giriş ve çıkış sularında KOİ analizi de yapılmıştır. Atıksu reaktöre beslendikten hemen sonra numune alınmamış, beslenen atıksu özellikleri her döngünün başlangıç özelliği olarak kabul edilmiştir. Ayrıca aerobik2 fazından sonrada numune alınmamış, döngüde son numune çöktürme fazı bitiminde alınmıştır. Çamurun çökelme karakteristiğini de takip etmek amacıyla, bunlara ek olarak, 2 haftada bir kez olmak üzere 2 nolu aerobik fazın sonunda 1 L numune alınmış ve bu numunede çamur hacim indeksi (SVI) analizi yapılmıştır.

#### 5.4 Ölçüm Yöntemleri

Çalışma süresince TKN,  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TP,  $\text{PO}_4\text{-P}$  ve  $\text{KOİ}$  parametrelerinin analizinde Standart Metotlar (1995) uygulanmıştır. Bu parametrelerden  $\text{KOİ}$  ölçümleri, açık reflüks yöntemine göre sadece giriş suyu ve reaktörde çöktürmeden sonraki çıkış suyundan alınan numunelerde yapılmıştır.

Amonyak ölçümleri distilasyon yöntemi kullanılarak titrimetrik (4500- $\text{NH}_3$  C. Titrimetric Method) olarak gerçekleştirilmiştir. Giriş suyu ve numunelerdeki TKN ölçümleri de (4500- $\text{N}_{\text{org}}$  B. Macro-Kjeldahl Method) parçalama ve distilasyon yöntemi kullanılarak yapılmıştır.

Fosfor ölçümleri için kalay klorür yöntemi (4500-P D. Stannous Chloride Method) kullanılmış olup  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  ölçümleri doğrudan renklendirme ile, TP ölçümleri ise “asitle parçalama” işleminden sonra renklendirme ile yapılmıştır.  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  için spektrofotometrik okumalar Pharmacia LKB marka Novaspec II model cihaz kullanılarak yapılmıştır.

SVI ölçümleri, AKM konsantrasyonu belirlenen, 1 litrelik MLSS İmhoff Hunisi’nde 30 dakika çöktürülerek çöken çamur hacminin belirlenmesi ile hesaplanmıştır. SVI ölçümleri için kullanılan AKM analizlerinde gravimetrik yöntemle tayin edilmiştir.

Yukarıda belirtilen düzenek ve ölçümler yardımıyla ardışık kesikli reaktör, 4 farklı işletme koşulu kullanılarak izlenmiş olup deneysel sonuçlar Bölüm 6’da ayrıntılı olarak anlatılmaktadır.

## 6 DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME

Evsel atıksuların AKR sistemleri ile arıtımında en uygun işletme koşullarının belirlenmesi için yaklaşık olarak 1,5 yıl süren çalışma periyodu boyunca giriş numunesi ile her set için faz sonlarından alınan çıkış numunelerinde TKN, amonyak azotu, toplam fosfor ve fosfat fosforu ölçümleriyle reaktör performansı incelenmiştir. Atıksu beslemesi yapıldıktan hemen sonra numune alınmamış ve giriş atıksu karakteristiği her döngü için başlangıç özelliği olarak kabul edilmiştir. Çalışma boyunca KOİ, sadece giriş ve reaktör çıkış numunesinde (çöktürme fazı sonu) ölçülmüştür. Ayrıca deneysel çalışma süresince ORP ve ÇO kontrolleri de düzenli olarak yapılmıştır. Reaktörde elde edilen sonuçlar benzer atıksuyla yapılan çalışmalarla mukayese edilmiştir. Bu bölümde, yapılan çalışma boyunca reaktörde uygulanan her SET için elde edilen neticeler parametre bazında ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

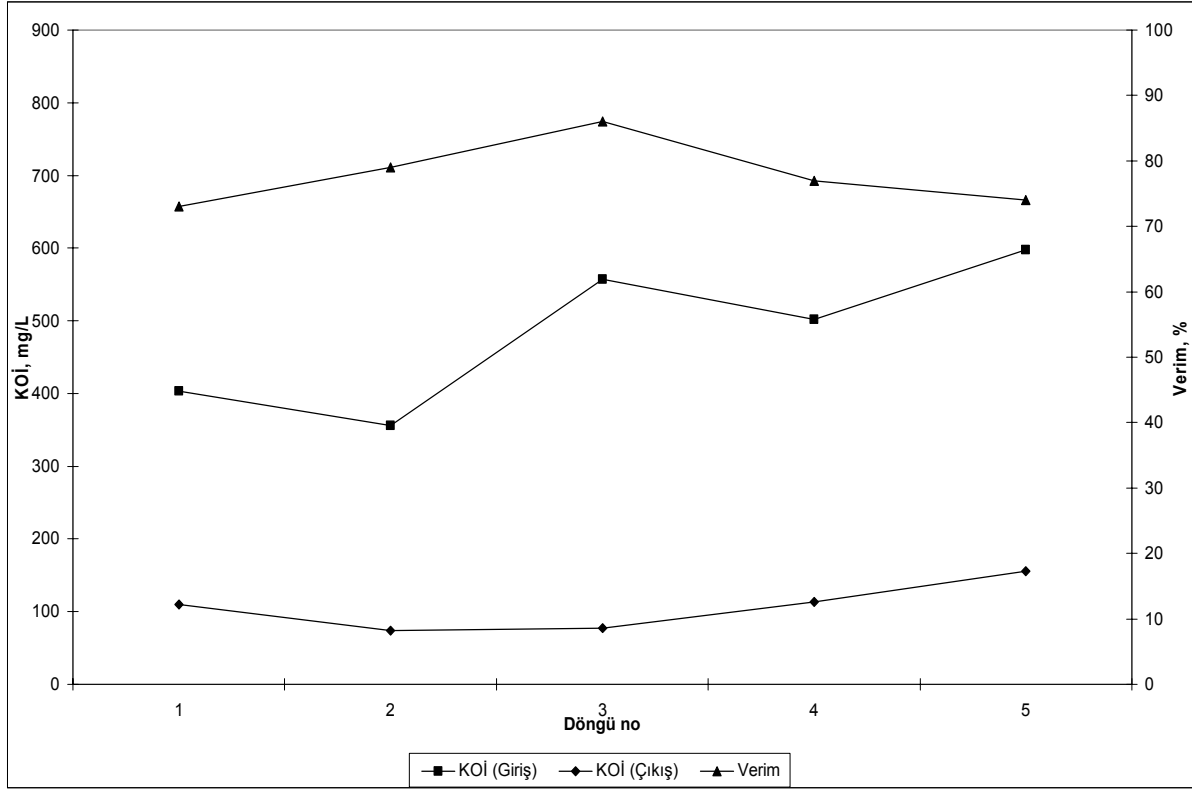
Zuniga ve Martinez (1996), anaerobik/aerobik/anoksik/aerobik fazlardan oluşan bir ardışık kesikli biyofilm reaktör kullanarak, reaktörde azot ve fosfor giderimini incelemişlerdir. Çalışmada KOİ, fosfat ve amonyum azotu giderim verimlerinin sırasıyla  $89 \pm 1$ ,  $75 \pm 15$  ve  $87 \pm 10$  olduğu rapor edilmiştir. Aerobik fazdan sonra anoksik faz kullanıldığında denitrifikasyon daha etkin olarak sağlanmıştır. Bu çalışmada da aynı faz sırası kullanılarak farklı bekletme sürelerinin nütrient giderimi üzerine etkileri araştırılmıştır.

Bilindiği gibi çıkış KOİ değeri ve KOİ giderim verimi biyolojik bir arıtma sisteminin en önemli parametreleridir. Bu iki parametre ve özellikle KOİ giderim verimi tek başına sistemin performansı hakkında çok net bir fikir verebilir. Bu çalışmada da giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları sürekli olarak izlenerek sistemin performansı takip edilmiştir. Yapılan çalışmalar neticesinde AKR' de her SET (1, 2, 3 ve 4) için elde edilen giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile reaktörün KOİ giderme verimleri gösterilmiştir. Evsel atıksuların TKN ve  $\text{NH}_3\text{-N}$  bakımından zengin sular olduğu daha önce belirtilmiştir. Ayrıca bu parametrelerin deşarj standartları bakımından en önemli parametrelerden olduğu bilinmektedir. Bu nedenle çalışma süresince her SET'te (faz sonlarında) TKN ve  $\text{NH}_3\text{-N}$  ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

### 6.1 SET 1

Bu işletme periyodu sırasında doldurma fazı (0,5 saat), anaerobik faz (3 saat), aerobik1 fazı (3 saat), anoksik faz (1 saat), aerobik2 fazı (45 dakika), çöktürme fazı (1 saat) ve boşaltma fazı (0,5 saat) olmak üzere hidrolik bekletme süresi 9 saat 45 dakika olarak uygulanmıştır. AKR' de bu döngüde elde edilen giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimlerinin yer aldığı Şekil 6.1 incelendiğinde aşağıdaki sonuçlara ulaşılmıştır. SET 1 işletme

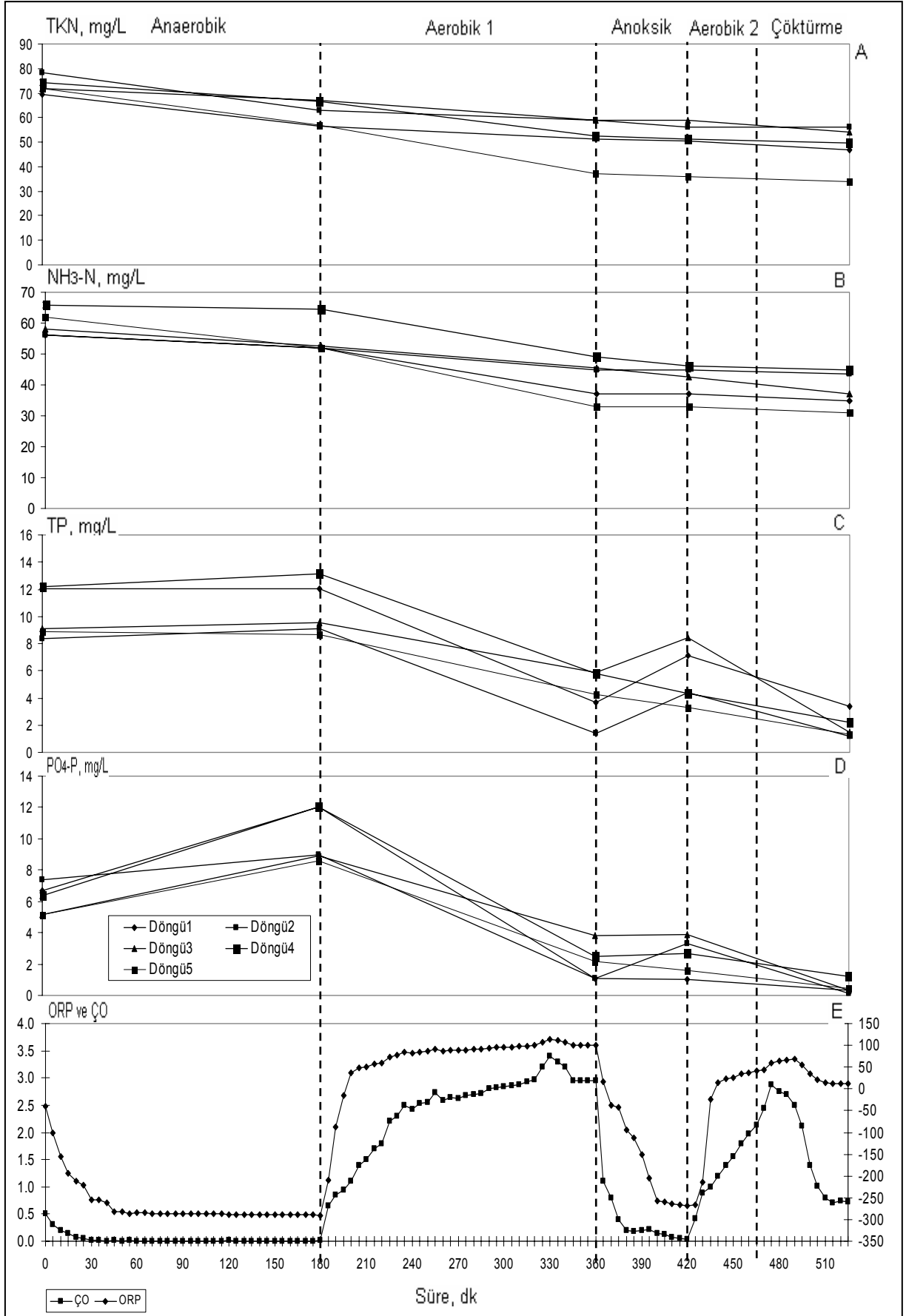
periyodunda AKR'ye evsel atıksu giriş KOİ konsantrasyonları 360-600 mg/L arasında değişirken, çıkış KOİ konsantrasyonları ise 70 ile 160 mg/L arasında değerler almıştır. Bu döngüde elde edilen KOİ giderim verimleri %73 ile %86 arasında değişmiş ve ortalama %78 olarak belirlenmiştir.



Şekil 6.1 AKR'nin SET 1 için giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimleri

Aynı SET 1 için ölçülen diğer parametrelerin farklı fazların sonundaki konsantrasyonları Şekil 6.2' de gösterilmektedir. Şekil 6.2A SET 1 boyunca TKN konsantrasyonunun döngü süresince değişimini göstermektedir. Bu SET 1 süresince reaktöre giren TKN konsantrasyonu 69,3 ile 78,4 mg/L arasında değişmiştir. Çıkış konsantrasyonları ise 34,0 ile 56,0 mg/L arasında olup, TKN giderim verimleri %25,0 ile %52,8 arasında (ortalama %34) olduğu görülmüştür.

SET 1'de giriş  $\text{NH}_3\text{-N}$  konsantrasyonu Şekil 6.2B'de gösterildiği gibi 56,0 ile 65,8 mg/L arasında değişmiştir. %22,5 ile %50,0 arasında değişen giderim verimleri ile çıkış konsantrasyonlarının 31,0 ile 44,8 mg/L arasında olduğu görülmüştür. Ortalama  $\text{NH}_3\text{-N}$  giderim verimi ise %36 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 6.2 SET 1 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri

Şekil 6.2A'da görüldüğü gibi TKN konsantrasyonu anaerobik fazda azalmaktadır. Normalde TKN konsantrasyonunun anaerobik fazda değişmemesi beklenir. Zira reaktör içinde azot konsantrasyonu sadece denitrifikasyon işlemi neticesinde azotun moleküler azot olarak atmosfere karışmasıyla gerçekleşmektedir. Bu azalmanın nedeni mikroorganizmaların bir miktar azotu bu fazda bünyelerine alması olarak açıklanabilir. Çünkü numuneler mikroorganizmalar çöktürüldükten sonra alınmakta, mikroorganizmaların bünyesine aldıkları azot, numunelere dahil olmamaktadır. Ayrıca reaktör boşaltma evresinden sonra, kalan 2L hacimdeki MLSS sıvısındaki TKN konsantrasyonunun giriş suyu TKN konsantrasyonundan daha düşük olması ve atıksu beslemesi yapıldığında su fazında seyrelme olması ihtimali de diğer etken olarak düşünülmektedir. TKN konsantrasyonunun daha sonraki fazlarda azalma eğiliminin nedeni, oksijenli ya da oksijensiz ortamda nütrient ve enerji ihtiyacını karşılamak amacıyla oksitlenmesi ya da hücre yapısına alınması ile denitrifikasyon sebebiyle  $N_2$ 'nin açığa çıkışıdır. Yine anaerobik fazda  $NH_3-N$  konsantrasyonu da TKN ile benzer eğilim göstermiş ve genel olarak bir düşüş sergilemiştir. TKN düşüşünde izah edilen sebeplerin temelinde  $NH_3-N$ 'in mikroorganizmalar tarafından kullanılması veya nitrifikasyona ve denitrifikasyona uğratılması yatmaktadır. Dolayısıyla  $NH_3-N$ 'in reaksiyon süresi boyunca düşmesi beklenen bir süreçtir.

SET 1 süresince beş farklı döngünün her fazında yapılan TP ölçümlerinin sonuçları Şekil 6.2C'de gösterilmekte olup, giriş suyunda 8,4 ile 12,2 mg/L arasında değişen TP konsantrasyonlarında %71,7 ile %86,1 arasında giderim verimleri elde edilmiş ve 1,2 ile 3,4 mg/L arasında değişen çıkış TP konsantrasyonları görülmüştür. Ortalama giderim verimi ise %82 olarak gerçekleşmiştir.

Şekil 6.2D her fazda  $PO_4-P$  konsantrasyonunun değişimini özetlemektedir. Giriş suyunda ölçülen  $PO_4-P$  konsantrasyonları 5,1 ile 7,4 mg/L arasında değişirken, çıkış konsantrasyonları 0,1 ile 1,2 mg/L arasında kalmıştır. Bu şekilde,  $PO_4-P$  giderim verimleri %81,1 ile %98,2 arasında değişmiş, ortalama verim ise %92 olarak hesaplanmıştır.

Bu SET' te, anaerobik fazda ORP değişimi -290,0 mV'da sabitlenirken (kararlı halde iken), aerobik1 fazında maksimum 99,0 mV, anoksik fazda minimum -269,0 mV ve aerobik2 fazında ise maksimum 44,0 mV olarak gerçekleşmiştir. Bu SET'teki ORP değişimi Şekil 6.2E'de verilmektedir.

Bu SET'te anaerobik faz çıkışında, su fazında bulunan  $PO_4-P$  ve TP konsantrasyonlarının arttığı gözlemlenmiştir. Bunun nedeni ise, daha önce de bahsedildiği gibi, anaerobik ortamda bakterilerin, yapılarındaki ATP'yi parçalayarak ADP'ye dönüştürürken ortama  $PO_4-P$

vermesidir. Ortama verilen  $\text{PO}_4\text{-P}$ , TP olarak da ölçüldüğü için TP konsantrasyonu da artmıştır. Aerobik ortama gelindiğinde ise stres altındaki bakteriler, ortamdaki  $\text{PO}_4\text{-P}$ 'yi bünyelerine alarak ATP üretmişler ve bu da  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonunun bu fazda hızla düşmesine yol açmıştır. Aerobik fazlarda, TP konsantrasyonundaki düşüş, yine alınan numunelerin bakteri içermemesine bağlanmıştır. Zira numuneler,  $\text{PO}_4\text{-P}$ 'nin bakteri bünyesine alınıp çökmesinden sonra süpernatanttan alınmıştır. Anoksik ortamda,  $\text{PO}_4\text{-P}$  ve TP konsantrasyonlarındaki azalma, beklediği gibi, aerobik ortamda gözlemlenen azalmadan daha yavaştır. Zira anoksik metabolizma, aerobik metabolizmaya nazaran daha yavaştır. Ancak bu SET'teki döngülerden ikisinde,  $\text{PO}_4\text{-P}$  ve TP konsantrasyonları anoksik fazda artışa geçmiştir. Bu artışın sebebi, bu süre zarfında anoksik fazın bitmesi ve reaktör içinde anaerobik şartların gelişmesi olarak düşünülmektedir.

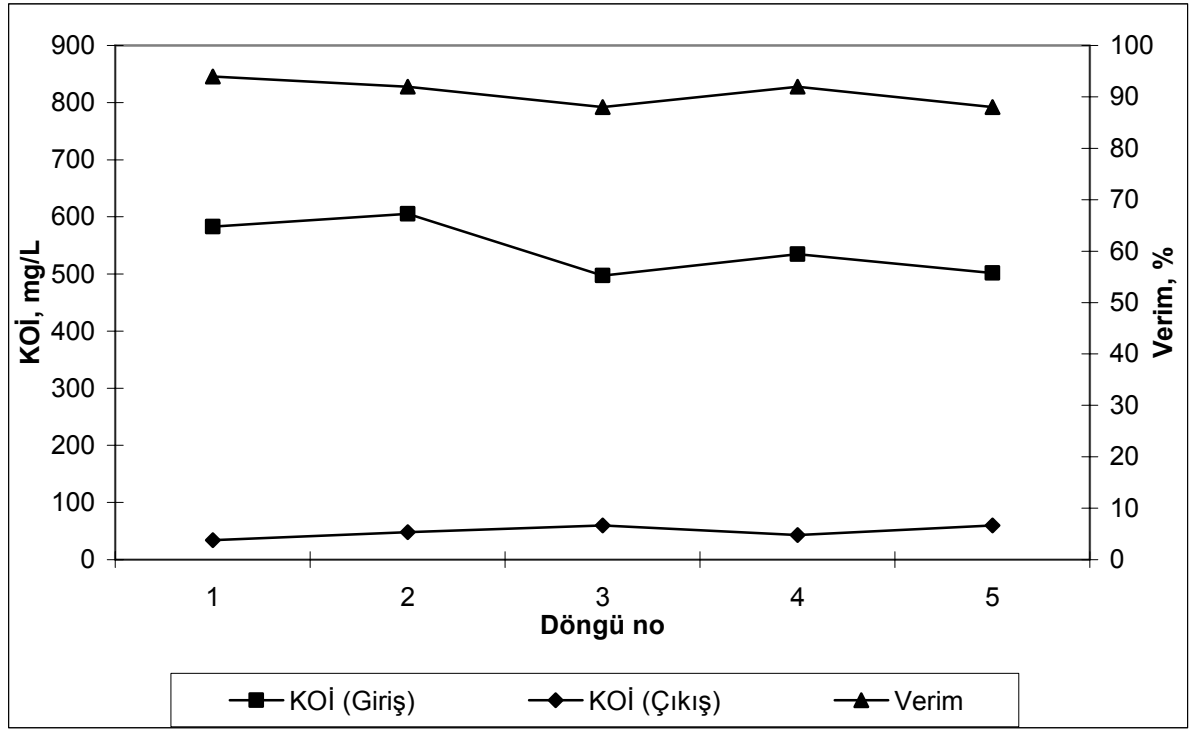
SET1'de elde edilen veriler ışığında, beklenen sonuca uygun olarak, anaerobik fazda negatif ORP değerleri elde edilmiştir. Yine aynı şekilde aerobik1 fazına geçildiğinde bu negatif değerlerin aniden yükselerek 99,0 mV'a kadar ulaşması aerobik reaksiyonların aerobik1 fazında gerçekleştiği fikrini vermiştir. Bundan sonraki anoksik ve aerobik2 fazlarında da yine benzer sonuçlar elde edilmiştir.

## 6.2 SET 2

SET 2'de hidrolik bekletme süresi 7 saat 45 dakika olarak değiştirilmiş ve fazlar doldurma fazı (0,5 saat), anaerobik faz (2 saat), aerobik1 fazı (2 saat), anoksik faz (1 saat), aerobik2 fazı (45 dakika), çöktürme fazı (1 saat) ve boşaltma fazı (0,5 saat) şeklinde uygulanmıştır. Bu SET sırasında giriş, çıkış  $\text{KOİ}$  konsantrasyonları ile  $\text{KOİ}$  giderim verimleri Şekil 6.3'te, nütrient, ORP ve  $\text{ÇO}$  değişimleri Şekil 6.4' te gösterilmiştir.

SET2'de giriş  $\text{KOİ}$  değerleri 500-605 mg/L arasında değişmiş, %87,9 ile %94,2 arasında  $\text{KOİ}$  giderim verimleri elde edilmiştir. Ortalama  $\text{KOİ}$  giderim verimi %91 olarak gözlenmiştir. Buna bağlı olarak, bu işletme periyodu sırasında,  $\text{KOİ}$  çıkış konsantrasyonları 30 ile 60 mg/L arasında kalmıştır. Hidrolik bekletme süresinin düşürülmesi ile sistemin  $\text{KOİ}$  giderim performansında bir düşüş görülmemiş, bu durum aksine giderim veriminin yükselmesiyle sonuçlanmıştır.

Şekil 6.4A incelendiğinde SET2 için giriş TKN konsantrasyonlarının 49,7 ile 61,6 mg/L arasında, çıkış konsantrasyonlarının ise 9,1 ile 18,2 mg/L arasında değiştiği ve buna karşılık giderim veriminin %70,4 ile %84,5 arasında olduğu görülmüştür. Ortalama %78 TKN giderimi elde edilmiştir.

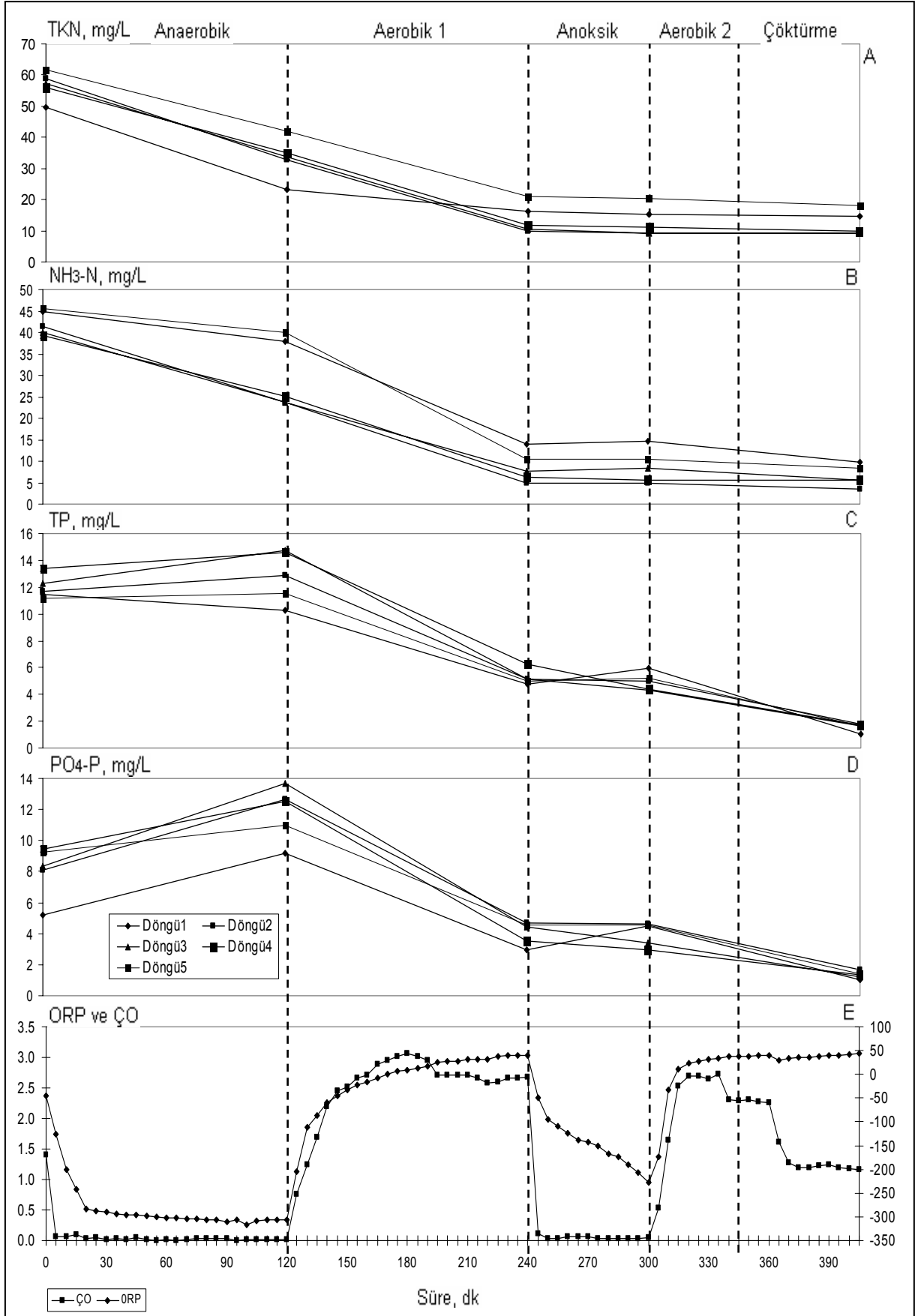


Şekil 6.3 AKR'nin SET 2'de giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri

Şekil 6.4B dikkate alındığında; SET2 için  $\text{NH}_3\text{-N}$  giriş konsantrasyonları 39,2 ile 45,5 mg/L arasında değişirken,  $\text{NH}_3\text{-N}$  çıkış konsantrasyonları ise 3,5 ile 9,8 mg/L arasında değişim gösterdiği görülecektir.  $\text{NH}_3\text{-N}$  giriş ve çıkış değerleri göz önüne alındığında giderim verimlerinin %78,1 ile %91,5 arasında ve ortalama verimin %85 olarak gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Şekil 6.4A ve Şekil 6.4B'de görüldüğü gibi TKN ve  $\text{NH}_3\text{-N}$  konsantrasyonları, SET2'de de kararlı bir düşüş sergilemiştir. Bu SET'teki düşüşün nedeni de daha önce açıklandığı gibi azotun hücre yapısına alınması ve biyokütlenin çökmesinden sonra süpernatanttan alınan numunede mevcut olmaması ile nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerinde  $\text{NH}_3\text{-N}$ 'in dönüşümüdür.

SET2 için TP değişimi Şekil 6.4C'de görülmektedir. Şekil 6.4C incelendiğinde elde edilen sonuçlar şu şekildedir: TP giriş konsantrasyonları 11,2 ile 13,4 mg/L arasında, çıkış konsantrasyonları ise 1,1 ile 1,8 mg/L arasındadır. Aynı zamanda, TP giderim verimi %84,4 ile %90,6 arasında değişerek ortalama %87 olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 6.4 SET 2 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri

PO<sub>4</sub>-P değişimini gösteren Şekil 6.4D'yi özetlemek gerekirse giriş ve çıkış PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonlarının 5,2-9,5 mg/L ile 1,1-1,7 mg/L arasında değiştiği tespit edilmiştir. Bu SET' teki PO<sub>4</sub>-P giderim verimi ise %79,6 ile %85,9 arasında gerçekleşmiş ve ortalama %83 değerini almıştır.

Bu SET'te de anaerobik faz çıkışında, su fazında bulunan PO<sub>4</sub>-P ve TP konsantrasyonlarının arttığı gözlemlenmiştir. Bunun nedeni de daha önce açıklandığı gibi bakterilerin anaerobik ortamda PO<sub>4</sub>-P'yi bünyelerinden ortama vermesidir. Yine beklendiği gibi, aerobik ortamdaki PO<sub>4</sub>-P giderim hızı, anoksik ortamdakine nazaran daha yüksektir.

SET2 için ORP değeri anaerobik fazda -306,9 mV'da kararlı iken, aerobik1 fazında maksimum 39,7 mV, anoksik fazda minimum -227,9 mV ve aerobik 2 fazında maksimum 38,6 mV şeklinde gerçekleşmiştir (Şekil 6.4E).

SET2'de de, elde edilen veriler ışığında, anaerobik fazda ORP değerinin negatif, aerobik ortamda ise tekrar yükselerek pozitif değerler aldığı görülmüştür. Bu ise, söz konusu SET'teki arıtmada istenilen fazların gerektiği gibi gerçekleştirildiği sonucunu göstermektedir.

### 6.3 SET 3

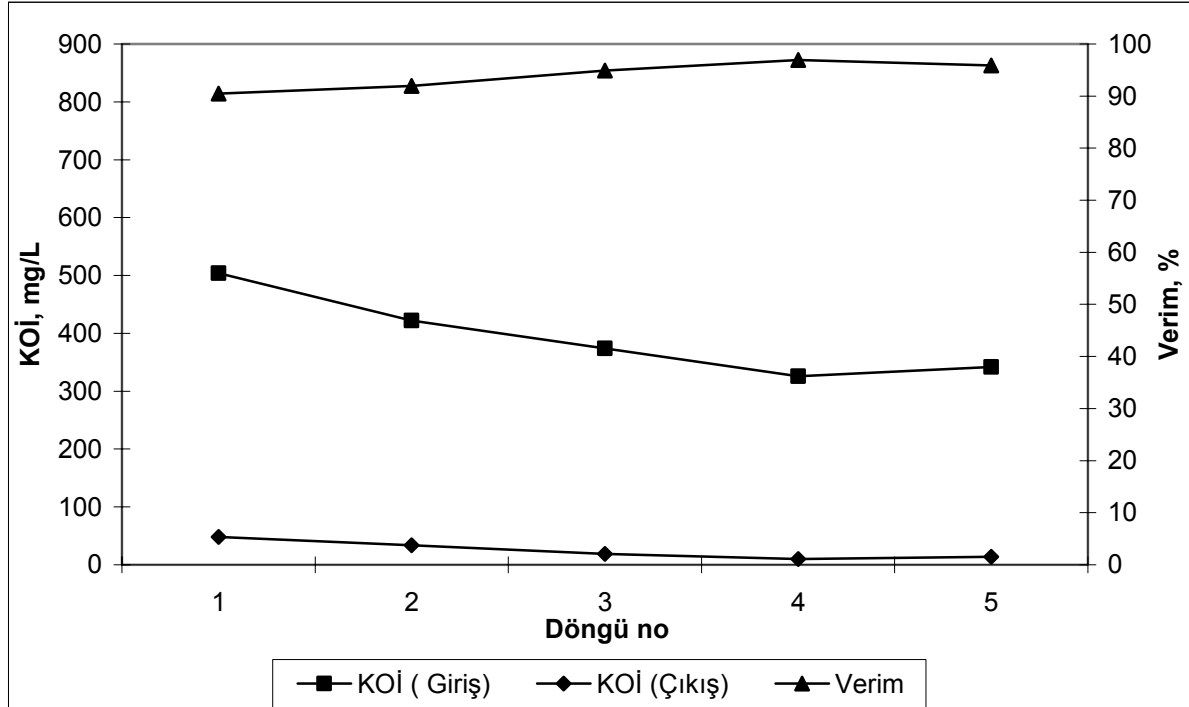
SET 3'te faz süreleri 30 dakika doldurma, 1 saat 30 dakika karıştırma, 1 saat 30 dakika havalandırma, 1 saat karıştırma, 45 dakika havalandırma, 1 saat çöktürme ve 30 dakika boşaltma olmak üzere, hidrolik bekletme süresi 6 saat 45 dakika olarak gerçekleştirilmiştir. Bu SET'teki giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderim verimleri Şekil 6.5'te gösterilmiştir.

Şekil 6.5 göz önüne alınarak yapılan değerlendirmeler sonucunda bu işletme periyodunda KOİ giderim veriminin ortalama %94 olduğu görülmektedir. SET3'te giriş KOİ konsantrasyonları 330-500 mg/L arasında, çıkış KOİ konsantrasyonları ise 10-50 mg/L arasında salınım göstermiştir.

SET3'te TKN giriş konsantrasyonu 55,3 ile 70,7 mg/L arasında seyrederken, çıkış konsantrasyonu 16,8 ile 25,2 mg/L arasında ölçülmüştür. Ortalama TKN giderim verimi % 69,2 olup, %64,4 ile %75,0 arasında değişmiştir (Şekil 6.6A).

NH<sub>3</sub>-N giriş konsantrasyonları SET3 boyunca 34,3 ile 56,0 mg/L arasında değişirken çıkış konsantrasyonları 11,9 ile 15,4 mg/L arasında gözlenmiştir. NH<sub>3</sub>-N giderim verimleri %54,9

ile %74,6 arasında hesaplanmış ve ortalama giderim verimi %68,1 olarak tespit edilmiştir (Şekil 6.6B).

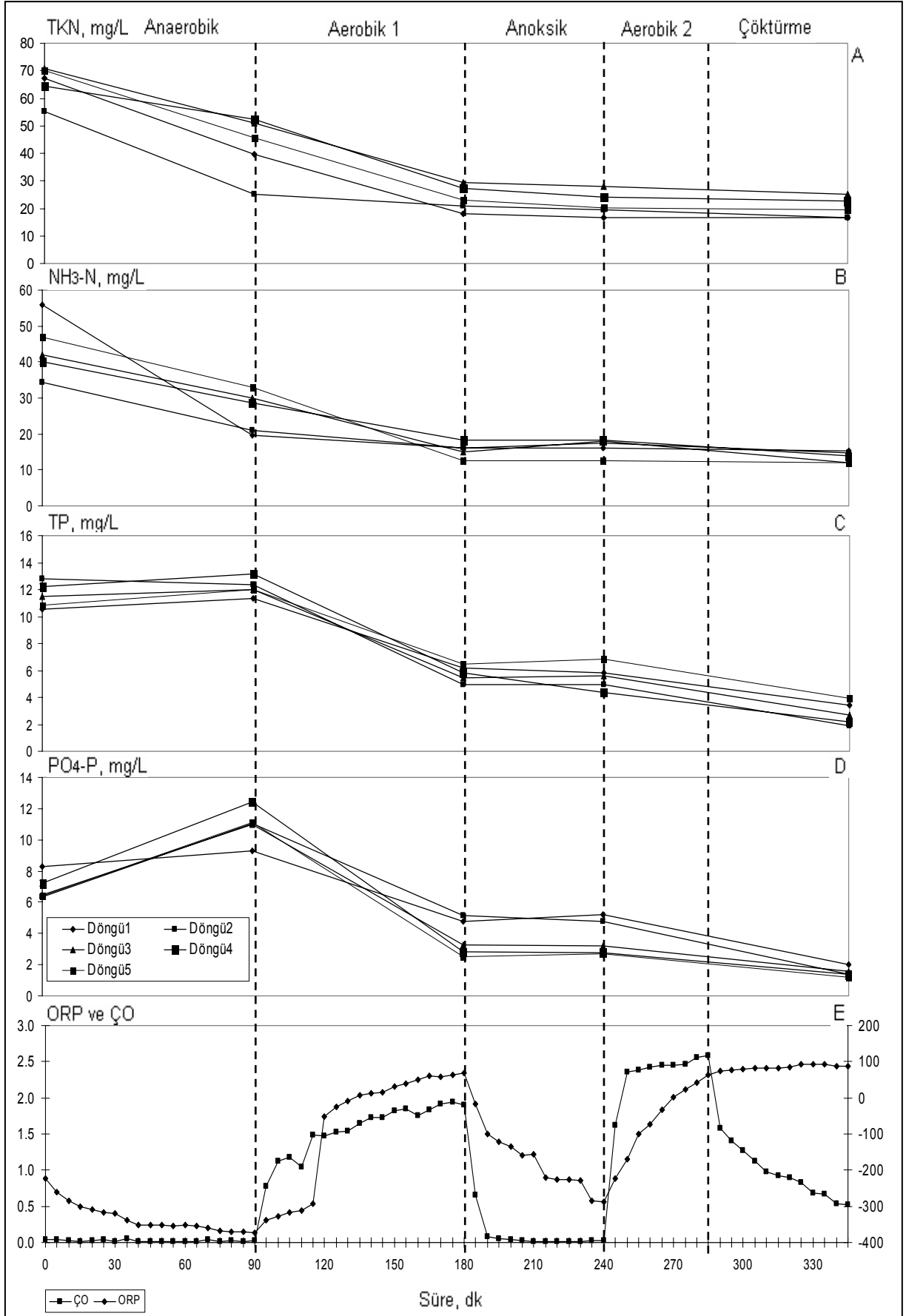


Şekil 6.5 AKR'nin SET 3'te giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri

Şekil 6.6A ve Şekil 6.6B incelendiğinde, diğer SET'lerde görüldüğü gibi TKN ve  $\text{NH}_3\text{-N}$  konsantrasyonları anaerobik ortamda azalmakta, bu düşüş aerobik ve anoksik ortamlarda da devam etmektedir.

SET3'teki TP giriş konsantrasyonları 10,5 ile 12,8 arasında değişmiş, çıkış konsantrasyonları ise 1,9 ile 4,0 arasında bir değer almıştır (Şekil 6.6C). Elde edilen TP giderim verimleri %63,5 ile %85,5 arasında olup ortalama verim %75,1'dir. Diğer taraftan giriş suyundaki  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonları 6,3 ile 8,3 arasında değişmiştir. Çıkış suyunda ölçülen  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonları ise 1,4 ile 2,0 mg/L arasındadır (Şekil 6.6D).  $\text{PO}_4\text{-P}$  giderim verimleri %75,2 ile %81,1 arasında değişmiş olup ortalama %78,1 olarak gerçekleştirilmiştir.

Bu SET'te TP konsantrasyonu, anaerobik fazda kısmen sabit kalmış, daha sonra, aerobik ve anoksik ortamlarda azalmıştır. Bu azalmanın sebebi bakterilerin fosforu bünyelerine almalarıdır. TP konsantrasyonun döngü boyunca değişimi Şekil 6.6E'de gösterilmektedir. Döngü boyunca  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonunun değişimi de daha önceki SET'lerde izah edildiği gibi gerçekleşmiştir.

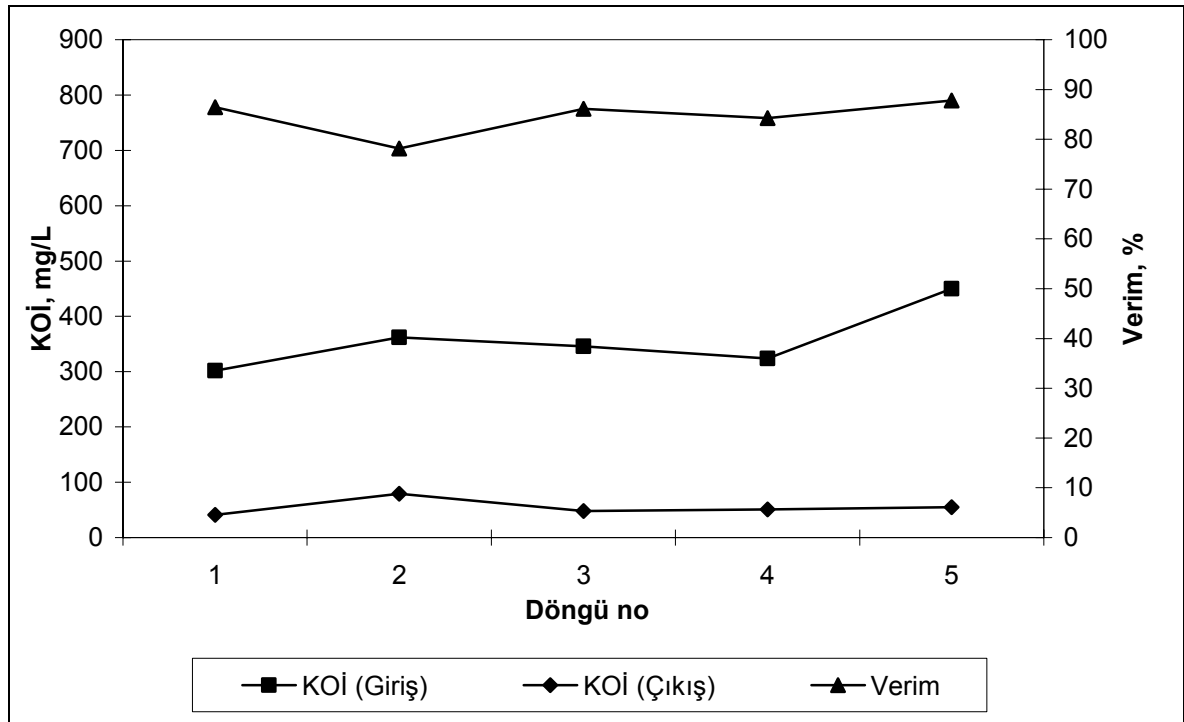


Şekil 6.6 SET 3 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri

SET3' te ORP değeri anaerobik fazda minimum -372,0 mV, aerobik1 fazında maksimum 69,2 mV, anoksik fazda minimum -283,3 mV ve aerobik 2 fazında maksimum 41,1 mV olarak ölçülmüştür (Şekil 6.6E).

#### 6.4 SET 4

SET 4 doldurma fazı (0,5 saat), anaerobik faz (2 saat), aerobik1 fazı (1 saat), anoksik faz (1 saat), aerobik2 fazı (0,75 saat), çöktürme fazı (1 saat) ve boşaltma fazı (0,5 saat) olmak üzere 6,75 saat hidrolik bekletme süresinde çalıştırılmıştır. Şekil 6.7 incelendiğinde aşağıdaki sonuçlar çıkarılabilir.



Şekil 6.7 AKR'nin SET 4'te giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan evsel atıksuyun KOİ değeri SET 4 çalışması sırasında 300-450 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış KOİ konsantrasyonları ise 40-80 mg/L arasında değişim göstermiştir. Böylece SET4' teki KOİ giderim verimi %78,2-87,8 arasında değişmiş ve ortalama verim %85 olarak gözlenmiştir.

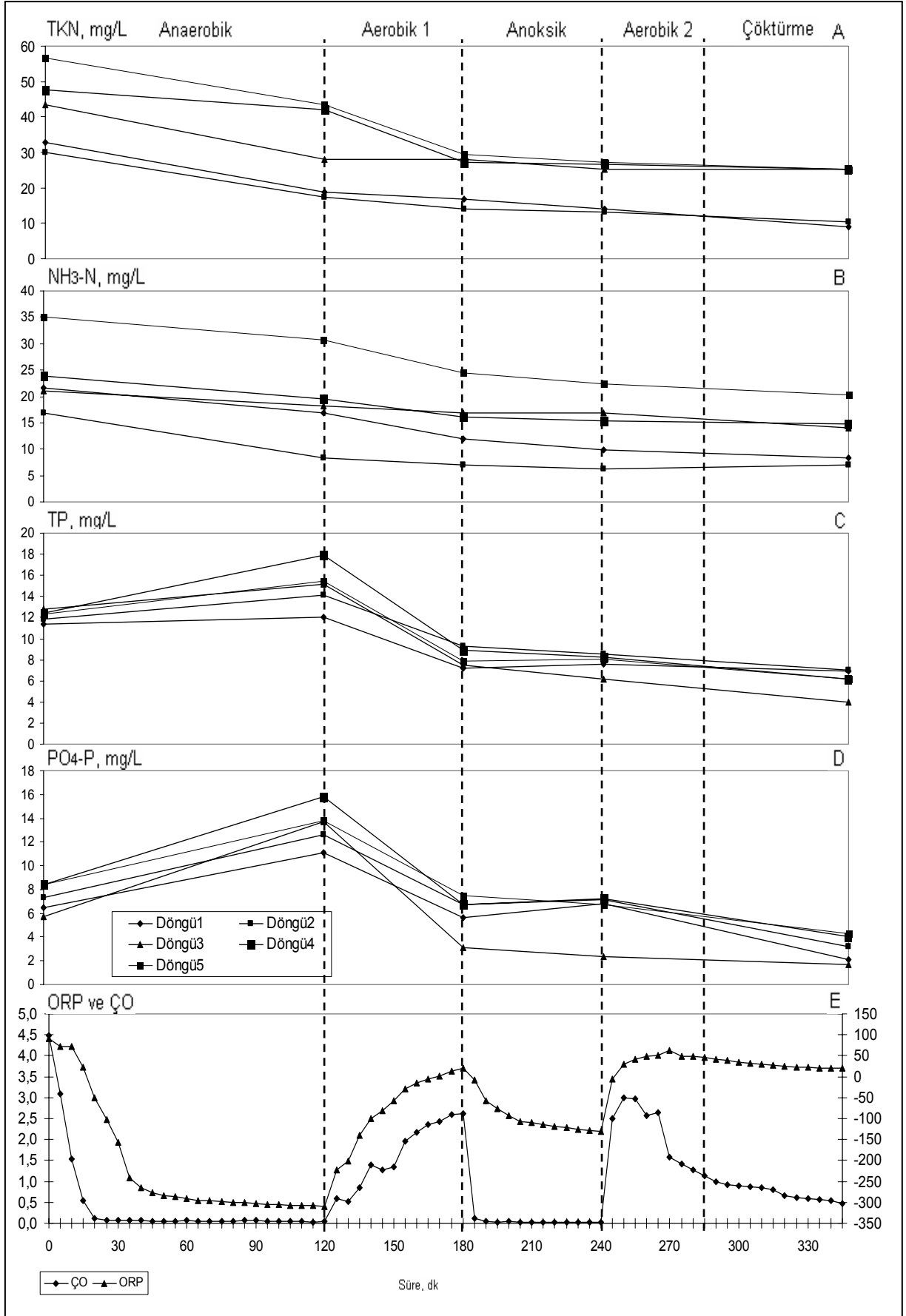
SET 4'teki her döngü ve döngüdeki her faz için TKN, NH<sub>3</sub>-N, TP, PO<sub>4</sub>-P, ORP ve ÇO değişim grafikleri Şekil 6.8' de gösterilmektedir.

SET 4' te giriş suyu TKN konsantrasyonları 30,1 ile 56,7 mg/L arasında değişirken, çıkış TKN konsantrasyonları ise 9,1 ile 25,2 mg/L arasında değişmiştir. Bu SET'te TKN giderim verimi %41,9 ile %72,3 arasında değişmiş ve ortalama %56 olarak bulunmuştur (Şekil 6.8A).

SET4'te  $\text{NH}_3\text{-N}$  giriş konsantrasyonlarının 16,8 ile 35,0 mg/L arasında, çıkış  $\text{NH}_3\text{-N}$  konsantrasyonlarının ise 7,0 ile 20,3 mg/L arasında değiştiği, böylece  $\text{NH}_3\text{-N}$  giderim veriminin %33,3 ile %61,3 arasında ve ortalama veriminde %47 olduğu gözlenmiştir (Şekil 6.8B).

SET4'te giriş TP konsantrasyonları 11,4 ile 12,8 mg/L arasında, çıkış TP konsantrasyonları 4,0 ile 7,0 mg/L arasında gerçekleşmiştir (Şekil 6.8C). Bu SET'te TP giderim verimi %39,1 ile %69,1 arasında değişirken, ortalama TP giderim verimi ise %50 olarak hesaplanmıştır. Aynı SET'te giriş  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonları 5,7 ile 8,4 mg/L arasında, çıkış  $\text{PO}_4\text{-P}$  konsantrasyonları 1,7 ile 4,3 mg/L arasında olup,  $\text{PO}_4\text{-P}$  giderim verimleri %48,7 ile %70,3 arasında değişmiş ve ortalama  $\text{PO}_4\text{-P}$  giderim verimi %59 olmuştur (Şekil 6.8D).

SET4' te ORP değeri anaerobik fazda minimum -309,0 mV, aerobik1 fazında maksimum 20,3 mV, anoksik fazda minimum -130,0 mV ve aerobik 2 fazında maksimum 49,0 mV olarak ölçülmüştür (Şekil 6.8E).



Şekil 6.8 SET 4 için her fazda nütrient, ORP ve ÇO değişimleri

Çizelge 6.1 SET' lere göre konsantrasyon değişimi ve verim dataları

| SET 1              |       |           |           |           |          |          |           |
|--------------------|-------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|-----------|
|                    | Birim | Giriş     | Anaerobik | Aerobik 1 | Anoksik  | Aerobik2 | Verim, %  |
| HRT                | saat  |           | 3         | 3         | 1        | 0,75     |           |
| KOİ                | mg/L  | 485±100   |           |           |          | 105±35   | 77,9±5,3  |
| TKN                | mg/L  | 73,2±3,4  | 62,0±5,0  | 51,7±9,0  | 50,5±8,8 | 48,1±8,7 | 34,3±10,8 |
| NH <sub>3</sub> -N | mg/L  | 59,6±4,3  | 54,5±5,5  | 41,9±6,6  | 40,7±5,6 | 38,3±5,8 | 35,6±10,0 |
| TP                 | mg/L  | 10,1±1,8  | 10,5±2,0  | 4,2±1,8   | 5,5±2,1  | 1,9±0,9  | 81,7±5,8  |
| PO <sub>4</sub> -P | mg/L  | 6,2±1,0   | 10,1±1,7  | 2,1±1,1   | 2,5±1,2  | 0,5±0,4  | 92,0±6,6  |
| SET 2              |       |           |           |           |          |          |           |
| HRT                | saat  |           | 2         | 2         | 1        | 0,75     |           |
| KOİ                | mg/L  | 545±50    |           |           |          | 50±10    | 90,8±2,8  |
| TKN                | mg/L  | 56,7±4,4  | 33,3±6,8  | 13,9±4,7  | 13,0±4,8 | 12,2±4,4 | 78,4±6,7  |
| NH <sub>3</sub> -N | mg/L  | 42,1±2,9  | 30,1±8,0  | 8,7±3,6   | 8,8±4,0  | 6,6±2,5  | 84,6±5,1  |
| TP                 | mg/L  | 12,0±0,9  | 12,8±1,9  | 5,3±0,6   | 5,0±0,7  | 1,6±0,3  | 86,8±2,4  |
| PO <sub>4</sub> -P | mg/L  | 8,1±1,7   | 11,8±1,8  | 4,0±0,8   | 4,0±0,8  | 1,3±0,2  | 83,0±3,1  |
| SET 3              |       |           |           |           |          |          |           |
| HRT                | saat  |           | 1,5       | 1,5       | 1        | 0,75     |           |
| KOİ                | mg/L  | 395±70    |           |           |          | 25±15    | 94,0±2,7  |
| TKN                | mg/L  | 65,6±6,2  | 42,7±11,0 | 23,8±4,6  | 21,8±4,4 | 20,2±3,7 | 69,2±4,5  |
| NH <sub>3</sub> -N | mg/L  | 43,8±8,2  | 26,4±5,8  | 15,6±2,0  | 16,5±2,3 | 13,6±1,6 | 68,1±7,1  |
| TP                 | mg/L  | 11,6±0,9  | 12,2±0,6  | 5,8±0,6   | 5,5±0,9  | 2,8±0,9  | 75,1±9,3  |
| PO <sub>4</sub> -P | mg/L  | 6,9±0,8   | 11,0±1,1  | 3,7±1,2   | 3,7±1,2  | 1,5±0,3  | 78,2±2,7  |
| SET 4              |       |           |           |           |          |          |           |
| HRT                | saat  |           | 2         | 1         | 1        | 0,75     |           |
| KOİ                | mg/L  | 355±55    |           |           |          | 55±15    | 84,6±3,8  |
| TKN                | mg/L  | 42,1±10,9 | 30,0±12,3 | 23,1±7,1  | 21,3±7,0 | 19,0±8,5 | 56,4±12,5 |
| NH <sub>3</sub> -N | mg/L  | 23,7±6,8  | 18,8±8,0  | 15,3±6,5  | 14,1±6,3 | 12,9±5,3 | 46,6±12,5 |
| TP                 | mg/L  | 12,1±0,5  | 15,0±2,2  | 8,1±0,9   | 7,7±0,9  | 6,0±1,2  | 49,8±11,9 |
| PO <sub>4</sub> -P | mg/L  | 7,3±1,2   | 13,4±1,7  | 6,0±1,7   | 6,1±2,1  | 3,1±1,2  | 59,0±9,6  |

Çalışmada kullanılan bütün setlerde elde edilen farklı fazlardaki KOİ, TKN, NH<sub>3</sub>-N, TP ve PO<sub>4</sub>-P konsantrasyonları ve giderim verimleri Çizelge 6.1'de gösterilmiştir.

SET 1'de denenen 9 saat 45 dakikalık hidrolik bekletme süresinin TP ve PO<sub>4</sub>-P giderimleri için uygun olduğu %81,7 ve %92), ancak TKN ve NH<sub>3</sub>-N giderimleri (%34 ve %36) için uygulanamayacağı kanaatine varılarak SET 2 aşamasına geçilmiştir. Ayrıca bu SET'te elde edilen KOİ giderim verimi de tatmin edici bulunmamıştır.

SET 2’de anaerobik ve aerobik1 fazlarının bekletme süreleri biraz kısaltılarak 2 saate getirilmiştir. Toplam döngü süresi 7 saat 45 dakika olarak ayarlanmıştır. Bu şartlar altında  $PO_4$ -P giderim verimi düşerken, TP, KOİ, TKN ve  $NH_3$ -N verimleri artmıştır.  $PO_4$ -P giderim verimindeki düşüş, diğer parametrelerdeki artışa oranla ihmal edilebilecek düzeyde gerçekleşmiştir.

SET 3’te, toplam bekletme süresi 6 saat 45 dakikaya indirilmiş ve sistemin performansı değerlendirilmiştir. Bu SET’te KOİ giderim verimi bir miktar daha artarak %94,0’a ulaşırken TKN,  $NH_3$ -N, TP ve  $PO_4$ -P giderim verimleri SET2’ye göre önemli ölçüde azalmıştır.

SET 4’te aerobik1 ve aerobik2 fazlarının bekletme süreleri biraz kısaltılarak sırasıyla 1 saat ve 45 dakikaya ayarlanmıştır. Buna karşılık anaerobik fazın bekletme süresi 2 saate çıkarılmıştır. SET 4’teki işletme şartları bütün performans parametrelerinde ciddi düşüşleri sebep olmuştur. Bu verilere dayanarak SET 4’ünde evsel atıksu arıtımında uygun işletme şartlarını ifade etmediğini söylemek mümkündür.

Sonuç olarak, çalışma boyunca farklı bekletme sürelerine sahip döngülerden oluşan 4 ayrı SET denenmiş ve elde edilen verilere dayanarak, evsel atıksu arıtımında kullanılan AKR’nin denen SETler için optimum işletme şartları belirlenmiştir. Çalışma boyunca elde edilen verilere dayanarak, SET 2’nin evsel atıksu arıtımı için en uygun işletme şartı olduğu gözlenmiştir. SET 2’nin literatürdeki bazı çalışmalarla mukayesesi Çizelge 6.2’ de gösterilmektedir.

Evsel atıksuların arıtımında ardışık kesikli reaktörlerle yapılan diğer çalışmalarda elde edilen sonuçların bir kısmı aşağıda verilmiştir.

Evsel atıksulardan KOİ ve nütrient gideriminin incelendiği bir çalışmada, 30 dakika doldurma, 180 dakika karıştırma ve havalandırma, 20 dakika çöktürme ve 10 dakika boşaltma olmak üzere 4 saatlik hidrolik bekletme süresinde çalıştırılan AKR’de, çalışma boyunca elde edilen çıkış KOİ değerlerinin birinci haftada 50-70 mg/L değerlerine ulaştığı ve buna göre çalışma süresince %50 ile %70 arasında KOİ giderim verimleri elde edildiği rapor edilmiştir (Çetin vd., 2005).

Uygur vd. (2004), ardışık kesikli reaktör ile sentetik atıksudan nütrient giderimini inceledikleri çalışmalarında, çamur yaşını 10 günde sabit tutarak, ardışık kesikli reaktörü anaerobik (2 saat), anoksik (1 saat), oksik (4,5 saat), anoksik (1,5 saat), oksik (1,5 saat) ve

çöktürme fazlarında işletmişlerdir. Çalışmada en yüksek KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P giderim verimleri sırasıyla %96, %87 ve %90 olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 6.2 SET 2' nin literatürdeki birkaç çalışma ile kıyası

|                           | Atıksu tipi         | İşletme, Karbon Kaynağı ve HRT, saat                           | KOİ Giderim Verimi, % | NH <sub>4</sub> -N Giderim Verimi, % | PO <sub>4</sub> -P, Giderim Verimi, % |
|---------------------------|---------------------|----------------------------------------------------------------|-----------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| Bu çalışma (SET 2)        | Evsel               | D(0,5)/An(2)/O1(2)/Ax(1)/O(0,75)/Ç(1)/B(0,5)                   | 87,9-94,2             | 78,1-91,5                            | 79,6-85,9                             |
| Akın ve Uğurlu (2003)     | Sentetik            | D+An(4)/Ax(0,5)/O(7)/Ç(0,5)                                    | 90-98                 | 90-95                                | 77-100                                |
| Kargı ve Uygur (2002)     | Sentetik            | An(2)/Ax(1)/O(4,5)/Ax2(1,5)/O(1,5)                             | 94                    | 84                                   | 70                                    |
| Uygur vd. (2004)          | Sentetik            | An(2)/Ax(1)/O(4,5)/Ax2(1,5)/O(1,5)                             | 96                    | 87                                   | 90                                    |
| Uygur vd. (2004)          | Glikoz              | An(2)/Ax(1)/O(4,5)                                             | 96                    | 99                                   | 94                                    |
|                           | Glikoz+ Asetik asit | An(2)/Ax(1)/O(4,5)                                             | 93                    | 97                                   | 96                                    |
| Zuniga ve Martinez (1996) | Evsel               | An(10)/O(20)/Ax(3)/O(3)                                        | 89±1                  | 87±10                                | 75±15                                 |
| Kargı vd. (2005)          | Glikoz+ Sitrik asit | An(2)/Ax(1)/O(4,5)                                             | -                     | -                                    | 96                                    |
| Kulikowska vd. (2006)     | Sızıntı suyu        | Ax(3)/O(18)/Ç(2,75)/D(0,25)                                    | 83,1                  | -                                    | -                                     |
|                           |                     | O(18)/Ç(2,75)/D(0,25)                                          | 76,7                  | -                                    | -                                     |
| Umble ve Ketchum (1997)   | Evsel               | D(0,5)/O(8,5)/Ç(1)/B(0,5)/Din(1,5)                             | -                     | 89                                   | -                                     |
| Cybis vd. (2004)          | Evsel               |                                                                | 90                    | -                                    | -                                     |
| Çetin vd.                 | Evsel               | D(0,5)/K+H(3)/Ç(0,33)/B(0,17)                                  | 50-70                 | -                                    | -                                     |
| Rim vd. (1996)            | Evsel               | D(0,33)/An(2,33)/O(2)/Ç(1)/B(0,17)                             | 95,2 (BOİ)            | 90,5                                 | 86,7                                  |
|                           |                     | D(0,33)/An(3,67)/O(2,83)/Ç(0,83)/B(0,17)/Din(0,17)             | 94,2 (BOİ)            | 90,1                                 | 88,5                                  |
|                           |                     | D(0,33)/An(5,67)/O(4)/Ç(1)/B(0,5)/Din(0,5)                     | 93,3 (BOİ)            | 92,1                                 | 75,8                                  |
| Akın ve Uğurlu (2005)     | Sentetik            | D/An/Ax/O/B                                                    | 90-98                 | 90-95                                | 70-100                                |
| Caseilas vd. (2006)       | Evsel+ Endüstriyel  | Ax(3)/O1(6)/Ax2(4)/O2(3)/Ax3(5)/O3(0,5)/Ç(1,5)/B(0,5)/Din(0,5) | 97±2                  | -                                    | -                                     |

AKR'de biyolojik nütrient giderimiyle ilgili olarak yapılan diğer bir çalışmada, reaktör eş zamanlı doldurma ve boşaltma (4 saat), anoksik (0,5 saat), aerobik (7 saat) ve çöktürme (0,5 saat) olmak üzere 11,5 saatlik hidrolik bekletme süresinde çalıştırılmış ve %90-98 KOİ, %90-95 NH<sub>4</sub>-N, %77-100 PO<sub>4</sub>-P giderim verimlerinin gözlemlendiği ifade edilmiştir (Akın ve Uğurlu, 2003).

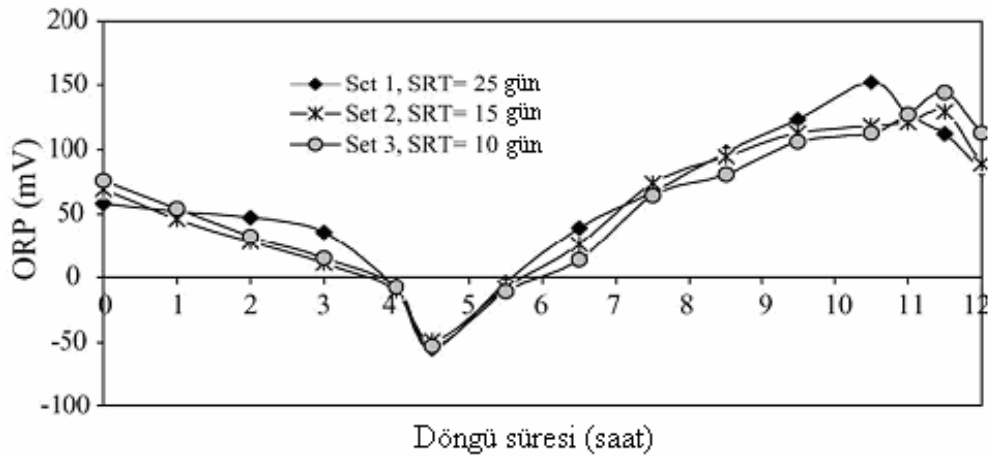
Üç fazlı anaerobik (An) / anoksik (Ax) / oksik (O) işletilen bir AKR'yle sentetik atıksudan nütrient gideriminin incelendiği bir başka çalışmada; karbon kaynağı olarak glikoz kullanılarak %96 KOİ, %99 NH<sub>4</sub>-N ve % 94 PO<sub>4</sub>-P verimleri elde edilirken, ikinci aşamada glikoz-asetik asit karışımı (50/50) kullanılmış ve %93 KOİ, %97 NH<sub>4</sub>-N ve %96 PO<sub>4</sub>-P giderim verimleri elde edilmiştir (Uygur vd., 2004).

Rim vd., (1997), eğlence merkezinden çıkan gerçek atıksuların arıtımı için ardışık kesikli reaktör kullanarak, reaktörü üç farklı işletme şartında çalıştırmışlardır. İlk SET' te doldurma (20 dk)/ anaerobik (140 dk)/ aerobik (120 dk)/ çöktürme (60 dk), boşaltma (10 dk)/ dinlenme (10 dk ) olmak üzere 6 saatlik bir döngü uygulanırken, 2. SET' te doldurma (20 dk)/ anaerobik (220 dk)/ aerobik (170 dk)/ çöktürme (50 dk), boşaltma (10 dk)/ dinlenme (10 dk ) olmak üzere 8 saatlik bir döngü, 3. SET' te ise doldurma (20 dk)/ anaerobik (340 dk)/ aerobik (240 dk)/ çöktürme (60 dk), boşaltma (30 dk)/ dinlenme (30 dk ) olmak üzere 12 saatlik uygulama yapılmıştır. Deneysel çalışma neticesinde işletme şartlarına bağlı olarak elde edilen giderim verimleri Çizelge 6.3' de gösterilmektedir.

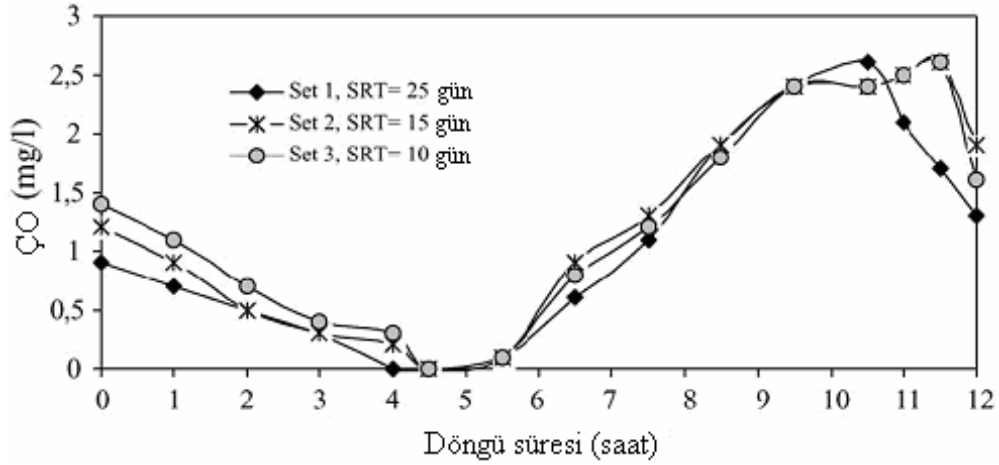
Çizelge 6.3 Rim vd. (1997) tarafından yapılan çalışmada her bir işletme şartında elde edilen giderim verimleri

| Döngü          | BOİ, % | AKM, % | TN, % | NH <sub>4</sub> -N, % | TP, % | PO <sub>4</sub> -P, % |
|----------------|--------|--------|-------|-----------------------|-------|-----------------------|
| 6 saat/döngü   | 95,2   | 80,2   | 62,8  | 90,5                  | 67,3  | 86,7                  |
| 8 saat/döngü   | 94,2   | 84,5   | 65,1  | 90,1                  | 72,7  | 88,5                  |
| 12 saat/ döngü | 93,3   | 76,4   | 55,7  | 92,1                  | 61,2  | 75,8                  |

Akın ve Uğurlu (2005), doldurma/ anaerobik/ anoksik/ aerobik/ boşaltma fazlarına sahip laboratuvar ölçekli ardışık kesikli bir reaktörde sentetik atıksudan biyolojik nütrient gideriminin kontrolü için oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP), pH ve çözünmüş oksijen (ÇO) ölçümlerini kullanmışlardır. Sistem 25, 15 ve 10 gün olmak üzere üç farklı çamur yaşında işletilmiş, en yüksek fosfor gideriminin (çıkış suyunda 0,1 ile 1,1 mg/L arasında) 10 günlük çamur yaşında gerçekleştiği görülmüştür.



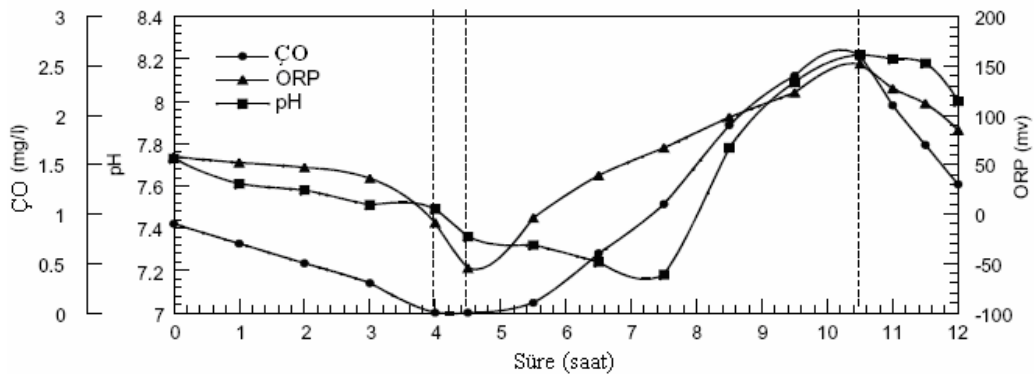
Şekil 6.9 Akın ve Uğurlu (2005) tarafından yapılan çalışmada farklı çamur yaşlarında ORP değişimleri



Şekil 6.10 Akın ve Uğurlu (2005) tarafından yapılan çalışmada farklı çamur yaşlarında ÇO değişimleri

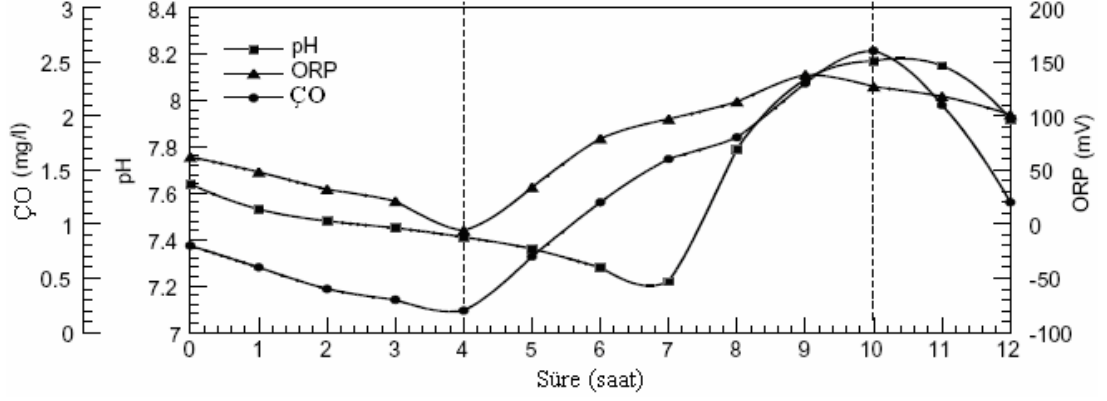
Çalışma süresince KOİ, P ve  $\text{NH}_4$  giderim verimlerinin sırasıyla %90-98, %70-100 ve %90-95 olarak gerçekleştiği rapor edilmiştir. Bunlara ek olarak, bütün SET'lerde (25,15 ve 10 günlük çamur yaşları) ORP değerinin anaerobik fazda negatif değerler aldığı, havalandırma fazının başlamasıyla ise pozitif değerlere yükseldiği gözlenmiştir. SET 1, 2 ve 3 için bir döngüdeki ORP değişimleri -55 ile 152 mV, -49 ile 129 mV ve -53 ile 144 mV arasında değiştiği belirlenmiştir. Deneysel çalışma sırasında elde edilen ORP değişim grafiği Şekil 6.9'da, çözülmüş oksijen değişim grafiği ise Şekil 6.10'da gösterilmektedir.

Akın ve Uğurlu (2004), reaktör performansı üzerine anoksik fazın etkisini sentetik atıksu kullanarak araştırmışlar ve çalışmalarında eş zamanlı doldurma-boşaltma, karıştırma, karıştırma-havalandırma ve çöktürme fazlarına sahip 2 ayrı SET kullanarak ORP, ÇO ve pH ölçümlerini gerçekleştirmişlerdir. İlk SET doldurma-boşaltma (4 saat), karıştırma (30 dakika), karıştırma-havalandırma (6 saat), çöktürme (1,5 saat) olarak düzenlenen çalışmanın ORP, ÇO ve pH salınımları Şekil 6.11'de gösterilmiştir.



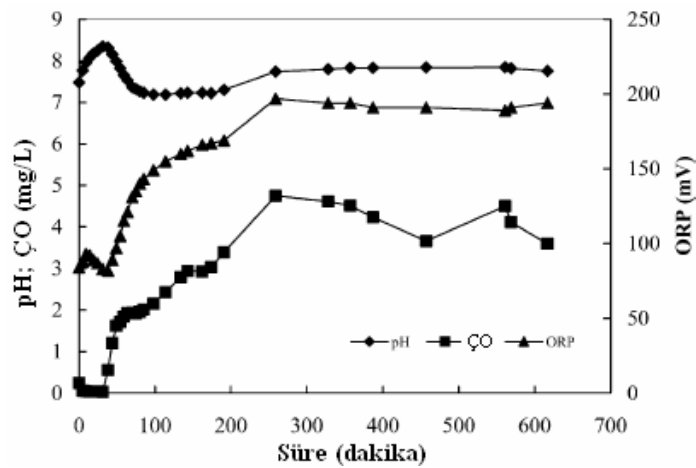
Şekil 6.11 Akın ve Uğurlu (2004) tarafından yapılan çalışmada SET 1 için ORP, ÇO ve pH salınım grafiği

SET 1’de anaerobik fazda minimum ORP değerinin -55 mV olduğu brlirtilmiştir. Eş zamanlı doldurma-boşaltma 4 saat, karıştırma-havalandırma (6 saat), çöktürme (2 saat) olarak uygulanan ikinci SET için yapılan ORP, ÇO ve pH salınımları ise Şekil 6.12’de gösterilmiştir.



Şekil 6.12 Akın ve Uğurlu (2004) tarafından yapılan çalışmada SET 2 için ORP, ÇO ve pH salınım grafiği

Hu vd. (2005), organik karbon kaynağı olarak sodyum asetat kullandıkları çalışmalarında, 5 dakika doldurma, 640 dakika havalandırma, 20 dakika çöktürme ve 55 dakika boşaltma-dinlenme fazlarında, toplam 12 saatlik döngüye sahip ardışık kesikli reaktör kullanmışlardır. Reaktörde 160 L/saat, 80 L/saat, 40 L/saat ve 20 L/saat olmak üzere dört farklı hava debisi uygulanarak, AKR’ nin KOİ ve  $\text{NH}_4^+$ -N giderim performansı incelenmiştir. Ayrıca çalışmada döngü boyunca ORP, pH ve ÇO kontrolleri de gerçekleştirilmiştir. Döngü sırasında ölçülen ORP, pH ve ÇO değerlerini gösteren grafik Şekil 6.13’te gösterilmiştir.



Şekil 6.13 Hu vd. (2005) tarafından yapılan çalışmada, 80 L/saat hava akısında ve bir döngüdeki ORP, pH ve ÇO değişimleri

Casellas vd. (2006), ileri azot ve fosfor giderimi için yaptıkları çalışmalarında 1320 L hacimli pilot ölçekli ardışık kesikli reaktör kullanmış ve reaktör ön arıtılmış evsel atıksu ve endüstriyel atıksu karışımıyla beslenmiştir. Çalışmada pH, ORP ve OUR (oksijen tüketim hızı) parametrelerinin izlenmesiyle farklı karakteristiklere sahip biyolojik süreçlerin, yani nitrifikasyon, karbon oksidasyonu ve denitrifikasyonun bitiş noktalarının belirlenmesi sağlanmıştır. Bunun için öncelikle referans bir döngü süresi belirlenmiş daha sonra kontrol parametreleriyle döngü süreleri kısaltılarak giderim verimleri incelenmiştir. Referans ve değiştirilmiş döngü süreleri Çizelge 6.4'te, giderim verimleri ise Çizelge 6.5'te gösterilmektedir. Uygulanan kontrol stratejisiyle işletme süresi %45 civarında azaltılmıştır.

Çizelge 6.4 Casellas vd. (2006) tarafından yapılan çalışmada döngü süreleri

|                                                   | Döngü uzunluğu (saat) | Aerobik 1 (saat) | Anoksik (saat) | Aerobik 2 (saat) | Anoksik 3 (saat) |
|---------------------------------------------------|-----------------------|------------------|----------------|------------------|------------------|
| Referans döngü (24 saat)                          | 24                    | 6                | 4              | 2                | 6                |
| Kontrol stratejisiyle elde edilen uzunluk         | 13,1±1,6              | 2,24±0,7         | 1,92±0,6       | 1,34±0,3         | 1,6±0,6          |
| Kontrol stratejiyle elde edilen faz kısalması (%) | 45                    | 63               | 52             | 33               | 73               |

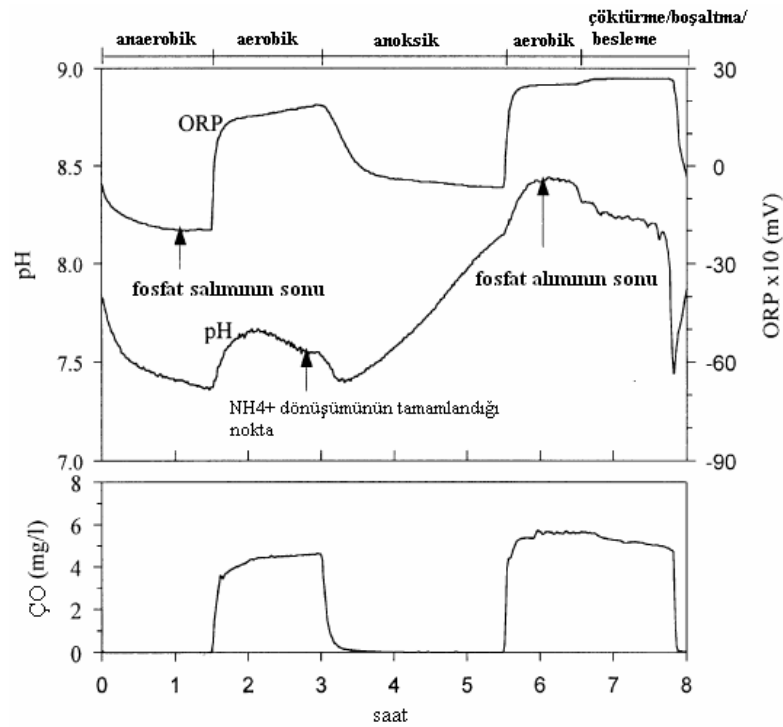
Çizelge 6.5 Casella vd. (2006) tarafından yapılan çalışmada giderim verimleri

|                          | Giderim verimi (%) |                     |                     |      |
|--------------------------|--------------------|---------------------|---------------------|------|
|                          | KOİ                | N <sub>global</sub> | P <sub>global</sub> | AKM  |
| Referans döngü (24 saat) | 97±2               | 92±10               | 71±17               | 97±2 |
| Kontrollü döngü          | 94±3               | 96±2                | 88±10               | 97±2 |

Lee vd. (2001), anaerobik, aerobik, anoksik ve aerobik fazlara sahip ardışık kesikli reaktör kullanarak ileri fosfat giderimini araştırdıkları çalışmalarında kontrol parametresi olarak pH, ORP ve ÇO ölçümlerini kullanmışlardır. Sabit süreli işletme sırasında pH, ORP ve ÇO değerleri ile gerçek zamanlı ve sabit süreli işletmedeki giderim verimleri Çizelge 6.6 ve Şekil 6.14'te gösterilmiştir.

Çizelge 6.6 Sabit süreli işletme gerçek zamanlı kontrolde faz süreleri ve elde edilen giderim verimleri (Lee vd., 2001)

|                                                                        | Sabit süreli işletme | Gerçek zamanlı kontrol |
|------------------------------------------------------------------------|----------------------|------------------------|
| Bir döngüde her bir işletme fazının süresi (saat $\pm$ standart sapma) |                      |                        |
| Anaerobik                                                              | 1,5                  | 1,45 $\pm$ 0,21        |
| Aerobik                                                                | 1,5                  | 1,94 $\pm$ 0,32        |
| Anoksik                                                                | 2,5                  | 2,66 $\pm$ 0,18        |
| Aerobik                                                                | 1,0                  | 0,94 $\pm$ 0,13        |
| Çöktürme/boşaltma                                                      | 1,5                  | 1,5                    |
| Toplam                                                                 | 8,0                  | 8,49 $\pm$ 0,21        |
| Anoksik fazın başlangıç noktasında NO <sub>x</sub> konsantrasyonu      |                      |                        |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N                                        | 5,6 $\pm$ 0,3        | 8,2 $\pm$ 2,8          |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N                                        | 3,4 $\pm$ 0,4        | 4,5 $\pm$ 1,8          |
| Giderim verimleri $\pm$ standart sapma                                 |                      |                        |
| TOC                                                                    | %88,4 $\pm$ 2,5      | %89,1 $\pm$ 1,8        |
| Fosfor                                                                 | %94,0 $\pm$ 1,2      | %96,8 $\pm$ 1,1        |
| Azot                                                                   | %68,7 $\pm$ 4,2      | %74,6 $\pm$ 3,2        |



Şekil 6.14 Sabit süreli işletme sırasında pH, ORP ve ÇO değerleri (Lee vd., 2001)

## 7 SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Ardışık kesikli reaktör kullanılarak evsel atıksulardan azot ve fosfor gideriminde en uygun işletme yönteminin gerçek evsel atıksu kullanılarak araştırıldığı çalışma sonuçları aşağıdaki gibidir:

- 4 litre aktif hacme sahip ardışık kesikli reaktörde 5000-6000 mg/L MLSS konsantrasyonu ve 24-32 günlük çamur yaşı kullanılarak doldurma/ anaerobik/ aerobik1/ anoksik/ aerobik2/ çöktürme/ boşaltma fazları şeklinde işletilmiştir. Dört farklı hidrolik bekletme süresi kullanılarak performansı değerlendirilen AKR sisteminde ayrıca ORP ve ÇO parametreleri de düzenli olarak kontrol edilmiştir.
- Çalışmada İstanbul Paşaköy İleri Biyoloji Atıksu Arıtma Tesisi' den alınan gerçek evsel atıksu kullanıldığı için atıksu karakteri sık sık değişmiştir. Aşı çamuru olarakta yine aynı tesisten temin edilen aktif çamur kullanılmıştır.
- Çalışmaya doldurma/ anaerobik/ aerobik1/ anoksik/ aerobik2/ çöktürme/ boşaltma fazı için 0,5 saat/ 3 saat/ 3 saat/ 1 saat/ 0,75 saat/ 1 saat/ 0,5 saat olmak üzere toplam 9 saat 45 dakikalık hidrolik bekletme süresinde (SET 1) başlanmış, daha sonra aynı fazlar 0,5 saat/ 2 saat/ 2 saat/ 1 saat/ 0,75 saat/ 1 saat/ 0,5 saat şeklinde uygulanarak hidrolik bekletme süresi 7 saat 45 dakikaya düşürüldüğünde verimlerde düşüş gözlenmemiş, aksine elde edilen verim artmıştır. Bu aşamadan sonra üçüncü aşamaya geçilmiş aynı faz sırası 0,5 saat/ 1,5 saat/ 1,5 saat/ 1 saat/ 0,75 saat/ 1 saat/ 0,5 saat olarak ayarlanmış ve hidrolik bekletme süresi 6 saat 45 dakikaya düşürülmüştür. Son aşamada hidrolik bekletme süresi fazlar 0,5 saat/ 2 saat/ 1 saat/ 1 saat/ 0,75 saat/ 1 saat/ 0,5 saat olmak üzere 6,75 saat şeklinde uygulanmıştır.
- Deneysel çalışma sırasında, TKN, NH<sub>3</sub>-N ve TP parametreleri için en yüksek giderim verimleri SET 2' de sırasıyla %78,4±6,7, %84,6±5,1 ve %86,8±2,4 olarak elde edilmiştir. KOİ için en iyi giderim verimi (%94,0±2,7) SET 3' te olmakla birlikte, SET 2' deki verimle (90,8±2,8) çok büyük fark bulunmamaktadır. SET 1 dışında hiçbir sette KOİ konsantrasyonu 100 mg/L' nin üzerine çıkmamıştır. PO<sub>4</sub>-P için ise en iyi verim (%92,0±6,6) SET 1' de elde edilmekle beraber diğer parametreler açısından yeterli giderim sağlanamamıştır. Elde edilen sonuçlar literatürdeki diğer ardışık kesikli reaktör sistemleriyle yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında sistemin tatmin edici verimli çalıştığı görülmüştür.

- AKR' de her SET' te düzenli olarak ORP ve ÇO kontrolü yapılmıştır. SET 1' de ORP değeri anaerobik fazda minimum -290,0 mV, aerobik1 fazında maksimum 99,0 mV, anoksik fazda minimum -269,0 mV ve aerobik 2 fazında maksimum 44,0 mV olarak gerçekleşmiştir. SET 2' de ise ORP değeri, anaerobik fazda minimum -306,9 mV, aerobik1 fazında maksimum 39,7 mV, anoksik fazda minimum -227,9 mV ve aerobik2 fazında maksimum 38,6 mV olarak ölçülmüştür. SET 3'te ORP değeri anaerobik fazda minimum -372,0 mV, aerobik1 fazında maksimum 69,2 mV, anoksik fazda minimum -288,3 mV ve aerobik 2 fazında maksimum 41,1 mV olarak ölçülürken, SET 4'te ise anaerobik fazda minimum -309,0 mV, aerobik1 fazında maksimum 20,3 mV, anoksik fazda minimum -130,0 mV ve aerobik 2 fazında maksimum 49,0 mV olarak ölçülmüştür.

Sonuç olarak; evsel atıksuların ardışık kesikli reaktörde arıtımında karbon, azot ve fosfor giderimi için denemesi yapılan SET'lere göre en uygun hidrolik bekletme süresinin 7 saat 45 dakika olduğu belirlenmiştir. Ancak, farklı faz sıralarının ve sürelerinin uygulanması ile çok daha iyi verimler elde edilebilir.

## KAYNAKLAR

- APHA, AWWA, and WPCF, (1995), "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 20th Ed., Washington, DC.
- Ahn, C.H., Park, J.K. ve Kim, K.S., (2006), "Microbial Adaptability to Organic Loading Changes in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process", J. Envir. Engrg., 132(8): 909-917.
- Akın, B.S. ve Uğurlu, A., (2003), "Biological Removal of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in a Sequencing Batch Reactor", Journal of Environmental Science and Health, A38(8):1479–1488.
- Akın, B.S. ve Uğurlu, A., (2004), "The Effect of An Anoxic Zone on Biological Phosphorus Removal by A Sequential Batch Reactor", Bioresource Technology, 94:1-7.
- Akın, B.S. ve Uğurlu, A., (2005), "Monitoring and Control of Biological Nutrient Removal in a Sequencing Batch Reactor", Process Biochemistry, 40: 2873–2878.
- Bernardes, R.S. ve Klapwijk, A., (1996), "Biological Nutrient Removal in a Sequencing Batch Reactor Treating Domestic Wastewater", Water Science and Technology, 33(3): 29-38.
- Carucci, A., Majone, M., Ramadori, R. ve Rosseti, S., (1997), "Biological Phosphorus Removal with Different Organic Substrates in an Anaerobic/Aerobic Sequencing Batch Reactors", Water Science and Technology, 35(1): 161-168.
- Casellas, M., Dagot, C., Baudu, M., (2006), "Set Up and Assessment of a Control Strategy in a SBR in Order to Enhance Nitrogen and Phosphorus Removal", Process Biochemistry, 41: 1994–2001.
- Crites, R. ve Tchobanoglous, G., (1998) "Small and Decentralized Wastewater Management System", McGraw-Hill, USA.
- Cybis, L.F, Santos, A.V. ve Gehling, G.R., (2004), "The Sequencing Batch Reactor (SBR) Efficiency In The Removal of Nitrogen On The Treatment Of Domestic Sewage With Low COD", Eng. sanit. Ambient., 9(3):260-264.
- Çakır, C., (2002), "Ardışık Kesikli Reaktörlerde Uygulanan Faz Sürelerinin Evsel Atıksularda Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimine Etkileri", Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- Çetin, E., Yılmaz, G., ve Temizsoy, A., (2005), "Evsel Atıksulardan Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nutrient Giderimi", II. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi, 17-19 Kasım 2005, İstanbul.
- Diamadopoulos, E., Samaras, P., Dabou, X. ve Sakellariopoulos, G.P., (1997), "Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor", Water Science and Technology, 36(2-3): 61-68.
- Hu, J.Y., Ong, S.L., Ng, W.J. ve Liu, W., (2005), "Use of a Sequencing Batch Reactor for Nitrogen and Phosphorus Removal from Municipal Wastewater", J. Envir. Engrg., 131(5):734-744.
- Hu, L., Wang, J., Wen, X. ve Qian, Y., (2005), "Study on Performance Characteristics of SBR Under Limited Dissolved Oxygen", Process Biochemistry, 40:293–296.

- Irvine, R.L., Ketchum, L.H. Jr., Arora, M.L. ve Barth, E.F., (1985), "Organic Loading Study of Full-Scale Sequencing Batch Reactors", *Journal Water Pollution Control Federation*, 57(8): 847-853.
- Kargı, F. ve Uygur, A., (2002), "Nutrient Removal Performance of a Sequencing Batch Reactor as a Function of The Sludge Age", *Enzyme and Microbial Technology*, 31: 842-847.
- Kargı, F. ve Uygur, A., (2003), "Nutrient Loading Rate Effects on Nutrient Removal in a Five-step Sequencing Batch Reactor", *Process Biochemistry*, 39:507-512.
- Kargı, F. ve Uygur, A., (2003), "Nutrient Removal Performance of A Five-step Sequencing Batch Reactor as a Function of Wastewater Composition", *Process Biochemistry*, 38:1039-1045.
- Kargı, F., Uygur, A. ve Başkaya, H. S., (2005), "Phosphate Uptake and Release Rates with Different Carbon Sources in Biological Nutrient Removal Using a SBR", *Journal of Environmental Management*, 76: 71-75.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E. ve Drzewicki, A., (2006), "BOD<sub>5</sub> and COD Removal and Sludge Production in SBR Working with or without Anoxic Phase", *Bioresource Technology*, Article in press, Available online at [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)
- Lee, D.S., Jeon, C.O. ve Park, J.M., (2001), "Biological Nitrogen Removal with Enhanced Phosphate Uptake in a Sequencing Batch Reactor Using Single Sludge System", *Water Research*, 35(16):3968-3976.
- Metcalf ve Eddy, (2003), *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Tata McGraw-Hill, New Delhi.
- Ng, W.J., Sim, T.S., Ong, S.L., Ng, K.Y., Ramasamy, M. ve Tan, K.N., (1993), "Efficiency of Sequencing Batch Reactor (SBR) in the Removal of Selected Microorganisms from Domestic Sewage", *Water Research*, 27 (10):1591-1600.
- Rim, Y.T., Yang, H.J., Yoon, C.H., Kim, Y.S., Seo, J.B., Ryu, J.K. ve Shin, E.B., (1996), "A Full-Scale Test of a Biological Nutrients Removal System Using the Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process", *Water Science and Technology*, 35(1): 241-247.
- Sarıoğlu, M., (2001), "Amonyak Giderimi için Atıksu Arıtma Tesislerinin İyileştirilmesi (Upgrade Edilmesi) Seçeneklerinin Karşılaştırılması" konulu tezin özeti, Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Sorunları Araştırma Merkezi Bülten, Sayı:6, Sivas.
- Shui-li, Y., Ya-nan, L., Guo-lin, J., Bing-jie, Z., ve Si-yuan, G., (2005), "Enhanced Biological Phosphorus Removal in Anaerobic/Aerobic Sequencing Batch Reactor Supplied with Glucose as Carbon Source", *Journal of Donghua University*, 22(3): 95-99.
- Surampalli, R.Y., Tyagi, R.D., Scheible, O.K. ve Heidman, J.A. (1997), "Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal in Sequential Batch Reactors", *Bioresource Technology*, 61: 151-157.
- Tabares, L.C., (2006), "Control and Optimization of An SBR for Nitrogen Removal: from model calibration to plant operation", *Doktora Tezi*, Universitat de Girona, Girona.
- Third, K.A., Gibbs, B., Newland, M. ve Cord-Ruwisch, R., (2005), "Long-term Aeration Management for Improved N-Removal Via SND in A Sequencing Batch Reactor", *Water Research*, 39:3523-3530.
- Tsuneda, S., Ohno, T., Soejima, K. ve Hirata, A., (2006), "Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal Using Denitrifying Phosphate-Accumulating Organisms in a Sequencing Batch Reactor", *Biochemical Engineering Journal*, 27:191-196.

- Umble, A.K. ve Ketchum, L.H., (1998), "A Strategy for Coupling Municipal Wastewater Treatment Using the Sequencing Batch Reactor with Effluent Nutrient Recovery Through Aquaculture", *Water Science and Technology*, 35(1): 177-184.
- United States Environmental Protection Agency, (1999), "Sequencing Batch Reactors", *Wastewater Technology Fact Sheet*, 832-F-99-073.
- Uygur, A., (2003), "Performance of Sequencing Batch Reactor for Nutrient Removal as Functions of Operating Variables", İzmir.
- Uygur, A., Kargı, F. ve Başkaya, H., (2003), "Ardışık Kesikli Reaktör ile Nütrient Gideriminde Farklı Karbon Kaynaklarının Etkileri", *DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, Ocak 2003, 9-16.
- Uygur, A. ve Kargı, F., (2004), "Biological Nutrient Removal from Pre Treated Landfill Leachate in A Sequencing Batch Reactor", *Journal of Environmental Management*, 71: 9-14.
- Uygur, A., Kargı, F. ve Başkaya, H., (2004), "Ardışık Zamanlı Kesikli Biyo-reaktörde Biyolojik Nutrient Gideriminde Hidrolik Alıkonma Süresinin Optimizasyonu", *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 9, Sayı 1, Bursa.
- Uygur, A., Kargı, F. ve Başkaya, H., (2004), "Üç Basamaklı Ardışık Kesikli Reaktör ile Nütrient Giderimi Üzerine Farklı Karbon Kaynaklarının Etkilerinin İncelenmesi", *Çevre 2004 I. Ulusal Çevre Kongresi*, 13-15 Ekim 2004, Sivas.
- Yu, R.F., Liaw, S.L., Chang, C.N. ve Cheng, W.Y, (1998), "Applying Real-Time Control to Enhance the Performance of Nitrogen Removal in the Continuous-Flow SBR System", *Water Science and Technology*, 38(3): 271-280.
- Zipper, T., Fleischmann, N. ve Haberl, R., (1998), "Development of a New System for Control and Optimization of Small Wastewater Treatment Plants Using Oxidation-Reduction Potential (ORP)", *Water Science and Technology*, 38(3):307-314.
- Zuniga, M.A.G. and Martinez, G.S., (1996), "Biological Phosphate and Nitrogen Removal in a Biofilm Sequencing Batch Reactor", *Water Science and Technology*, 34(1-2):293-301.

### İnternet Kaynakları:

- [1] <http://www.ci.austin.tx.us/wri/treat15.htm>
- [2] <http://www.norweco.com/pdf/EPA/625R00008tfs3.pdf>
- [3] <http://www.osbuk.org/Atiksu/Bolum05.pdf>

**ÖZGEÇMİŞ**

Doğum tarihi 07.09.1980

Doğum yeri Kayseri

Lise 1995-1997 Bahçelievler Lisesi

Lisans 1998-2002 Trakya Üniversitesi Çorlu Mühendislik Fak.  
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2003- -- Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Bölümü

**Çalıştığı kurumlar**

2005-Devam ediyor YTÜ İnşaat Fakültesi Araştırma Görevlisi