

**YÜKSEK AZOT ve FOSFOR İÇERİKLİ
ATIKSULARIN KESİKLİ ARDIŞIK BİYOLOJİK
REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK
MEMBRAN FİLTRASYON SİSTEMİ İLE
ARITIMININ İNCELENMESİ**

Onur SÖZÜDOĞRU

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

Yrd. Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

2015

Her hakkı saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**YÜKSEK AZOT ve FOSFOR İÇERİKLİ ATIKSULARIN KESİKLİ
ARDIŞIK BİYOLOJİK REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK
MEMBRAN FİLTRASYON SİSTEMİ İLE ARITIMININ
İNCELENMESİ**

Onur SÖZÜDOĞRU

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı**

**ERZURUM
2015**

Her hakkı saklıdır



**T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



TEZ ONAY FORMU

**YÜKSEK AZOT ve FOSFOR İÇERİKLİ ATIKSULARIN KESİKLİ ARDIŞIK
BİYOLOJİK REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK MEMBRAN
FİLTRASYON SİSTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Yrd. Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ danışmanlığında, Onur SÖZÜDOĞRU tarafından hazırlanan bu çalışma 21/07/2015 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı – Çevre Teknolojisi Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak ~~oybirliği/oy çokluğu~~ (.../...) ile kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Ergün YILDIZ

İmza

Üye : Yrd. Doç. Dr. Niğmet UZAL

İmza

Üye : Yrd. Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

İmza

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu 30/07/2015 tarih ve 30/1035 nolu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Ertan YILDIRIM
Enstitü Müdürü

Bu çalışma BAP, projeleri kapsamında desteklenmiştir.
Proje No: 2013/197

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

YÜKSEK AZOT ve FOSFOR İÇERİKLİ ATIKSULARIN KESİKLİ ARDIŞIK BİYOLOJİK REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK MEMBRAN FİLTRASYON SİSTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Onur SÖZÜDOĞRU

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

Yrd. Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

Bu çalışmada ardışık kesikli reaktöre entegre edilmiş batık membran filtrasyon sistemi ile yüksek azot ve fosfor içerikli atıksuların farklı hidrolik alıkonma sürelerinde ve farklı akılarda arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla 6.5 litre aktif bir hacime sahip ardışık kesikli biyolojik reaktör sentetik olarak hazırlanan atıksu ile beslenmiş, değişik hidrolik alıkonma sürelerinde çalıştırılmış ve katı-sıvı ayrımı yapmak için membran reaktöre (MR) peristaltik pompa ile alınmıştır. MR değişik akılarda (16, 20 ve 24 L/m².saat) çalıştırılmıştır. Hidrolik alıkonma sürelerinin ve farklı akıların arıtım verimliliği üzerine etkisi incelenmiştir. Ardışık kesikli reaktör işletimi; doldurma-anaerobik- aerobik- anoksik- çöktürme- boşaltma ve dinlenme fazlarında çalıştırılmış olup, çalışma süresince faz süreleri değişen üç set denenmiştir. Tüm setlerde çamur yaşı 10 günde sabit tutulmuştur. Çalışma süresinde ÇO konsantrasyonu sürekli olarak ölçülmüştür. Hem AKR hemde MR çıkış suyundan alınan örneklerde KOİ, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, PO₄⁻³-P ve ÇO parametreleri ölçülmüş ve analiz edilmiştir.

Çalışma sonunda en yüksek verimin doldurma- anaerobik- aerobik- anoksik- çöktürme-boşaltma/dinlenme fazlarının 0.75 saat- 1.5 saat- 3.5 saat- 0.25 saat- 0.5 saat- 0.75 saat- 0.25 saat şeklinde uygulanan SET-1 çalışması ve MR için 16 L/m².saat'lik akı değerinde bulunmuştur. Bu SET ve akı değeri için KOİ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P ortalama giderim verimleri %92.30, %99.80 ve %80.2 elde edilmiştir.

2015, 66 Sayfa

Anahtar Kelimeler: Ardışık kesikli reaktör (AKR), Batık Membran Filtrasyonu, Nutrient Giderimi

ABSTRACT

Master Thesis

TREATMENT OF HIGH NITROGEN AND PHOSPHORUS CONTAINING WASTEWATER BY SEQUENCE BATCH REACTOR INTEGRATED WITH SUBMERGED MEMBRAN BIOREACTOR

Onur SÖZÜDOĞRU

Ataturk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Environmental Engineering Department
Environmental Technology Department

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

In this study, treatment of high nitrogen and phosphorus containing wastewater by sequence batch reactor (SBR), which is integrated with submerged membrane bioreactor (MBR), was investigated for various hydraulic retention times (HRT) and different membrane fluxes (16, 20 ve 24L/m².saat). For this purpose, synthetic wastewater was fed into 6.5 L sequencing batch reactor and operated under different hydraulic retention times. Effect of HRT and flux changes in removal efficiency were investigated. SBR was operated as Fill- anaerobic- aerobic- anoxic- sedimentation- discharge and relaxation phases and during operation time 3 SET of phases were tested with changing phase times. Sludge retention time (SRT) was kept constant at 10 days in all set. Dissolved oxygen concentration was measured constantly during operation. KOİ, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, PO₄⁻³-P and Dissolved oxygen (DO) parameters were measured in samples taken from both AKR and MR effluent.

As a result, highest removal performance for 24L/m².h flux was found at SET-1 which was as follow; fill(0.75)- anaerobic(1.5h)- aerobic(3.5h)- anoxic(0.5h)- sedimentation (0.25h)- discharge(0.75) and relaxation(0.25h). For this SET-1 and 16 L/m².saat flux values, KOİ, NH₄⁺-N, PO₄⁻³-P removal efficiency was measured as 92.30%, 99.80%, 80.20%, respectively.

2015, 66 pages

Keywords: Sequence batch reactor (AKR), Submerged membrane filtration, Nutrient removal

TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın gerçekleşmesinde gerek maddi gerekse manevi her türlü desteğini esirgemeyen, çalışmalarına bilimsel anlamda yön veren ve karşılaştığım problemlerin çözümünde yardımcı olan hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ'ye sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmanın başından sonuna kadar ilgi ve alakasını hiçbir zaman esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Dr. Ergün YILDIZ'a teşekkürü bir borç bilirim.

Laboratuvar çalışmalarım boyunca her yardıma ihtiyacım olduğunda yardıma koşan ve desteğini esirgemeyen sevgili kardeşim Sayın Arş. Gör. Erdinç ALADAĞ'a ve çalışmalarım sırasında her türlü desteğini gördüğüm dostlarım, Sayın Arş. Gör. İbrahim CENGİZ ve Sayın Arş. Gör. Dr. Baybars Ali FİL, Sayın Arş. Gör. Atila TAŞDEMİR ve Çevre Mühendisliği Bölümünde görev yapan değerli çalışanlara teşekkürlerimi sunarım.

2013/197 nolu projeyle bu çalışmama destek veren Atatürk Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonuna teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarım boyunca beni cesaretlendiren birbirinden değerli ablalarım Hasibe SÖZÜDOĞRU ve Azize AKTAŞ'a hayatımın her aşamasında maddi manevi desteklerini ve sevgilerini tereddüt etmeden sunan çalışmalarımın dolayısı ile hep ihmal ettiğim annem Şerife SÖZÜDOĞRU ve babam Sami SÖZÜDOĞRU'na sonsuz teşekkürlerimi ve sonsuz şükranlarımı sunarım.

Herzaman yanımda olup bana hem maddi hem de manevi destek veren kardeşlerim Eray YARAŞ, Feyzullah ÖZCAN ve Murat KÜÇÜK'e teşekkürlerimi sunarım. Bu zor çalışma sürecinde en çok fedakârlığı gösteren, yükümü paylaşan, sabır ve destekleriyle bitirmemde en çok yardımcım olan, manevi desteğini her an yanımda hissettiğim sevgili nişanım ve hayat arkadaşım olan Sema POLAT'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Onur SÖZÜDOĞRU

Temmuz, 2015

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER	7
2.1. Nutrientler	7
2.1.1. Azot	7
2.1.1.a. Azot'un çevre mühendisliği uygulamalarındaki önemi.....	7
2.1.2. Biyolojik azot giderimi.....	11
2.1.2.a. Nitrifikasyon	11
2.1.2.b. Denitrifikasyon	13
2.1.3. Fosfor.....	15
2.1.3.a. Fosfor'un çevre mühendisliği uygulamalarındaki önemi	15
2.1.4. Biyolojik fosfor giderimi.....	16
2.2. Ardışık Kesikli Biyoreaktörler	18
2.2.1. Ardışık kesikli biyoreaktörlerin işletme safhaları	20
2.2.1.a. Doldurma safhası	20
2.2.1.b. Reaksiyon safhası	20
2.2.1.c. Çökeltme safhası.....	21
2.2.1.d. Boşaltma safhası	21
2.2.1.e. Dinlenme safhası	21
2.2.1.f. AKR sistemlerinin avantajları.....	22
2.2.1.g. AKR sistemlerinin dezavantajları	23
2.3. Membran ve Membran Biyoreaktörler.....	23
2.3.1. MBR'ların avantajları.....	33
2.3.2. MBR'ların dezavantajları	35

2.4. Amaç ve Kapsam.....	36
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	37
3.1. Deneysel Düzenek.....	37
3.2. Aşı Mikroorganizma.....	43
3.3. Sentetik Atıksu Bileşimi.....	43
3.4. İşletme Koşulları	44
3.5. Membran Temizleme Şekli	45
3.6. Analitik Yöntemleri.....	45
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA.....	46
4.1. Ardışık Kesikli Biyolojik Reaktör Deneysel Sonuçlar ve Değerlendirme.....	46
4.1.1. SET-1, SET-2 ve SET-3 için KOİ giderimi	47
4.1.2. SET-1, SET-2 ve SET-3 için NH_4^+ -N giderimi	50
4.1.3. SET-1, SET-2 ve SET-3 için PO_4^{3-} -P giderimi	54
5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	59
KAYNAKÇA.....	62
ÖZGEÇMİŞ	67

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	: Askıda Katı Madde
AKR	: Ardışık Kesikli Reaktör
ÇO	: Çözünmüş Oksijen
HRT	: Hidrolik Bekletme Süresi
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	: Membran Biyoreaktör
MLSS	: Aktif Çamur Havuzundaki Askıda Katılar
MLVSS	: Aktif Çamur Havuzundaki Uçucu Katılar
MR	: Membran Reaktör
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	: Amonyum Azotu
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	: Nitrat Azotu
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	: Fosfat Fosforu
SRT	: Çamur yaşı

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Klasik aktif çamur prosesinin şematik gösterimi.....	4
Şekil 2.1. Azot döngüsü	10
Şekil 2.2. Pre-denitrifikasyon prosesi akım şeması	13
Şekil 2.3. Post-denitrifikasyon prosesi akım şeması.....	14
Şekil 2.4. Fosfor döngüsü	16
Şekil 2.5. Biyolojik fosfor giderimi akım şeması	18
Şekil 2.6. Ardışık kesik biyoreaktör için genel akım şeması.....	20
Şekil 2.7. Membran konfigürasyonları; batık ve harici membran sistemleri.....	24
Şekil 2.8. Por büyüklüğüne göre membran proseslerin sınıflandırılması.....	26
Şekil 2.9. Membran prosesinin şematik gösterimi.....	27
Şekil 2.10. Membran tıkanmasını etkileyen faktörler.....	30
Şekil 2.11. Membranda oluşan dirençlerin şematik gösterimi.....	31
Şekil 2.12. Membran filtrasyonda kek kalınlığı ve akının; klasik filtrasyon ve çapraz akış filtrasyondaki değişimi	32
Şekil 3.1. Laboratuvar çalışmasında kullanılan deneysel düzenek.....	37
Şekil 3.2. Laboratuvar çalışmasında kullanılan deneysel düzeneğin akış diyagramı	38
Şekil 3.3. AKR sistemde uygulanan faz sırası.....	39
Şekil 4.1. AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde KOİ değişim.....	49
Şekil 4.2. MBR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde KOİ değişim	49
Şekil 4.3. AKR ve MBR sistemlerde KOİ giderimin verimleri.....	50
Şekil 4.4. AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişim.....	52
Şekil 4.5. MBR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişim	53
Şekil 4.6. AKR ve MBR sistemlerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimin verimleri.....	53
Şekil 4.7. AKR ve MBR sistemlerde $\text{NO}_3^-\text{-N}$ oluşumu	54
Şekil 4.8. AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişim.....	56
Şekil 4.9. MBR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişim	56
Şekil 4.10. AKR ve MBR sistemlerde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimin verimleri	57
Şekil 4.11. Sistemin toplam nütrient giderim verimi.....	58

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. NH_4^+ , NO_3^- ve NO_2^- 'nin sucul ortamda oluşturduğu kirlilik türleri	8
Çizelge 2.2. Membran konfigürasyonlarının karşılaştırılması.....	25
Çizelge 2.3. Membran uygulama alanlarına göre sınıflandırılması	26
Çizelge 3.1. Değişik akılardaki faz süreleri	40
Çizelge 3.2. MBR sisteminin özellikleri	42
Çizelge 3.3 Sentetik atıksu bileşimi.....	43
Çizelge 3.4. İz element çözeltisinin bileşimi	44

1. GİRİŞ

Artan nüfus ve gelişen teknoloji ile birlikte temiz su kaynakları hızla azalmaktadır. Ayrıca arıtılmadan veya eksik olarak arıtılan atıksular alıcı ortamı hızla kirletmektedir. (Tchobanoglous and Burton 1991). Bir yandan da küresel ısınmadan dolayı yağışlarda beklenen azalmanın temiz su kaynaklarını olumsuz etkileyeceğini görülmüştür. Günümüzde yerleşim yerlerinin nüfuslarının artışına paralel olarak atıksu üretiminde de artış meydana gelmektedir. Bu durum alıcı ortamlara (göl, nehir, ırmak, vb.) deşarj edilen kirlilik yüklerinin özümleme kapasitesinin üzerine çıkmasına neden olmuştur. Özümleme kapasitesinin üzerinde yapılan bu yüklemelerde alıcı ortamda olumsuz etkilere yol açmaktadır. Bu yüzden evsel ve endüstriyel nitelikli atıksuların arıtımı, insan sağlığının ve alıcı ortamın doğasının korunması açısından oldukça önemlidir. Dünyada artan nüfusun su talebini karşılayabilmek için yeni su kaynakları aranmaya başlanmıştır. Atıksuların arıtılarak geri kazanılmasının bu konuda önemli bir seçenek olduğu görülmüştür (Kishino *et al.* 1996). Ayrıca atıksuların geri kullanımı temiz su kaynaklarının kirlenmesini de önlemektedir.

Yüzeysel su ortamlarında birincil üretimi sınırlayabilecek faktörler azot ve fosfordur. Kontrol edilmeyen azot ve fosfor yükleri, alıcı ortamlarda ötrofikasyon, balık ölümleri ve oksijen tüketimi gibi zararlı etkilere neden olmaktadır. Bu nütrientler; kullanılmış sularda, akarsu, göl, baraj vd. alıcı su ortamlarında sorun olabilecek önemli derişimlerde bulunabildikleri için birincil üretimi hızlandırmakta ve su ortamlarında ekolojik sorunlara neden olmaktadır. Amonyum, verildiği yüzeysel sularda nitrifikasyona ve çözünmüş oksijen azalmasına sebep olduğundan deşarj öncesi giderilmesi gerekir. İlk zamanlarda biyolojik arıtım ile sadece karbon giderimi yapılırken son zamanlarda deşarj izin verilen azot ve fosfor derişimlerinin sınırlandırılması ile son yıllarda yapılan tüm klasik atıksu arıtma tesislerinde azot ve fosfor giderim prosesleri de yer almaktadır.

Biyolojik arıtım, filtrasyon ve kimyasal yöntemlerle kıyaslandığında atıksu arıtımında en yaygın kullanılan sistemlerdir. Atıksuların biyolojik arıtımında, askıda büyüme, bağlı büyüme, birleşik (askıda ve bağlı) büyüme ile membran sistemler uygulanmaktadır.

Askıda büyüme sürecinde organik bileşiklerin giderimi, başarıyla gerçekleştirilmesine rağmen inorganik bileşiklerin arıtımında sınırlıdır. Son yıllarda karbonlu organik maddelerin giderilmesinde yaygın olarak kullanılan AKR, azot gideriminde de yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır. Fosfor giderimi için kullanımı yaygın olmamakla birlikte mümkündür. AKR sisteminde anaerobik bir fazın eklenmesi ile denitrifikasyon işlemi uygulanırken; karbon giderimi ve nitrifikasyon-denitrifikasyonla birlikte, fosfor giderimi de sağlanabilir. Böylece, anoksik ve anaerobik fazların da karbon giderimine katkı sağlaması ile sistemin toplam enerji maliyetinin düşmesi sağlanacaktır. Atıksu arıtma sistemlerinin geliştirilmesinin amacı genellikle işletme harcamalarını düşürmek ve çıkış suyu kalitesini yükseltmektir (Sarıoğlu 2001). AKR sisteminin fosfor giderimi için de kullanımı maliyetin düşürülmesine ilave olarak işletme ihtiyacını da en aza indirecektir. İleri arıtma sistemleri yüksek maliyet gerektirdiği için düşük maliyetli ileri arıtma proseslerinin araştırılması hızlanmıştır (Yoon *et al.* 2004). Atıksuların arıtılarak geri kazanılmasında kullanılan klasik atıksu arıtma yöntemleri yetersiz kalmaktadır (Gao *et al.* 2004). Bunun için ya ileri arıtma sistemleri kullanılmalı ya da ikincil arıtımın üzerine üçüncül arıtım getirilmelidir. En önemli işletim maliyetleri işletme sırasında uygulanan havalandırmadan ve ortaya çıkan atık çamurun arıtımından kaynaklanmaktadır. Bu yüzden atık çamur miktarını azaltacak ve havalandırma havuz alanını düşürecek sistemler araştırılmaktadır.

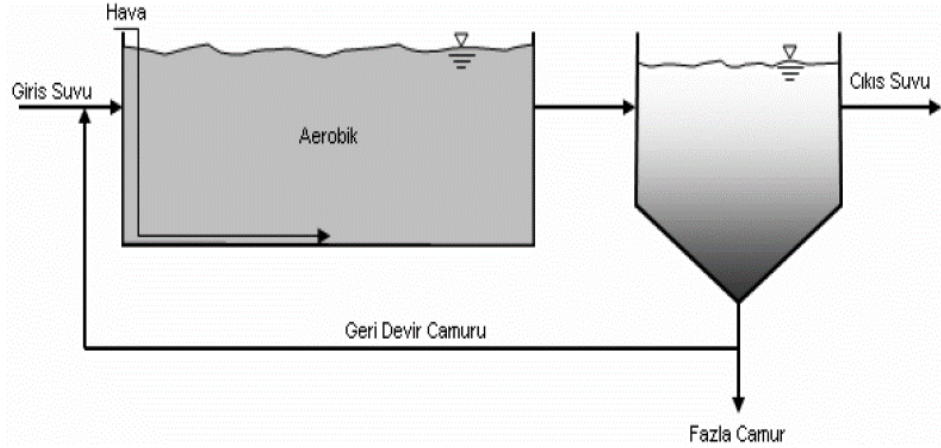
İlk defa 1967 yılında Smith tarafından, membran filtre ünitesi aktif çamur sistemi ile birleştirilerek membran biyoreaktör (MBR) ortaya çıkmıştır (Günder 2000; Manem and Sanderson 1996). Membran biyoreaktörlerin temel çalışma prensibi aktif çamur prosesi ile aynıdır sadece katı/sıvı faz ayırımı son çöktürme tankı yerine bir membran filtre ünitesinde yapılmaktadır (Visvanathan *et al.* 2000; Yoon 2003; Komesli *et al.* 2007). MBR Prosesinin katı-sıvı ayırım performansı sistemde kullanılan membranın gözenek çapına bağlı olarak değişmektedir (Kalyandurg 2003). MBR prosesinin klasik aktif çamura nazaran birçok avantajı bulunmaktadır. Örneğin, klasik aktif çamur arıtma sistemlerinde çökelmede yaşanan sorunlar nedeniyle çamur konsantrasyonu çok fazla artırılamadığı halde MBR'da çamur konsantrasyonunu artırmak mümkündür. Havalandırma tankında çamur konsantrasyonu arttıkça gerekli hacim düşmektedir.

MBR sistemler ile klasik sistemler karşılaştırıldığında; MBR prosesinde filtrasyon ile çamur konsantrasyonu klasik sistemlere göre 4-5 kat arttırılabilir. Bundan dolayı 10-15 g/L çamur konsantrasyonu elde etmek mümkündür. Yüksek filtrasyon performansına bağlı olarak MBR çıkış suyu kristal berraklığındadır. Kullanılan membran gözenek çapının 0,1 mikronun altında olması çıkış sularının sterile yakın şekilde çıkmasını sağlar. Son yıllarda özellikle endüstriyel atıksuların kirlilik açısından çok önemli olduğu ve bunların ileri düzeyde arıtılması gerektiği yapılan araştırmalar sonucunda ortaya çıkmaktadır. Yapılan araştırmalar neticesinde hayvan çiftliklerindeki KOİ değeri 10000 mg/L'lere kadar, amonyak azotuda 3000 mg/L ye kadar çıkmaktadır. Bunu arıtmak için konvensiyonel arıtmanın çok yetersiz olacağı ve ileri arıtma sistemlerine ihtiyaç vardır. Ayrıca sürdürülebilir kalkınma için atıksuların arıtılarak geri kullanılması ve temiz su kaynaklarının gelecek nesillere aktarılması gerekmektedir.

Aktif çamur süreci ilk defa 1900'lü yılların başında İngiltere'nin Manchester kentinin atık sularının arıtılması amacı ile uygulanmıştır. Yaygın olarak kullanılması ise 1940'lı yıllara dayanmaktadır (Yıldız vd 2013). Aktif çamur sistemi İngiltere'de Arden ve Lockett tarafından ilk defa 1914'de geliştirilmiştir (Öztürk vd 2005). Amaç, mikroorganizmaların atık suyun içerisinde biyolojik değeri olan maddelerden yapı değişimi veya enerji kazanılması için faydalanmasıdır (Samsunlu 2011). Prosese aktifleştirilmiş (veya aktif) çamur olarak adlandırılması aerobik koşullarda atığı stabilize edecek aktif biyokütlenin üretilmesindedir (Öztürk 1999). Arden ve Lockett bir şişe içerisinde bulunan atık suyun havalandırılmasıyla şişenin iç yüzeyinde yeşil alglerin olduğu gözlemlemişlerdir. Yaptıkları çalışmalar ile 1913-1914 yılları arasında nitrifikasyon sürecini gerçekleştirmişlerdir. Doldur-boşalt türü kesikli bir reaktör ile berrak bir su elde etmişler ve süreç boyunca suyun berraklaşmasını sağlayan organizmalardan dolayı süreci aktif çamur prosesi olarak adlandırmışlardır (Cooper 2000). Aktif çamur, su içerisinde organik ve inorganik maddeler ile hem canlı hem de ölü mikroorganizmaları içeren bir karışımdır. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında ülkemizde ve dünya genelinde organik karbon, azot ve fosfor gideriminde ikincil arıtım olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Balku 2004).

Aktif çamur süreci, mikroorganizmaların organik maddeyi oksijen kullanarak ayrıştırılmaları esassından yararlanılarak geliştirilen bir aerobik biyolojik arıtma sistemidir. Askıda büyüyen sistem olarak atık suyun biyolojik arıtımında en sık kullanılan prosestir. Bu karmaşık biyolojik sistem nedeni ile birçok bilimsel araştırmacının diğer proseslere kıyasla daha fazla ilgisini çekmiştir. İşletme giderleri; havalandırma havuzunda havalandırma ve karıştırmayı sağlayan pompa ve karıştırıcıların çalıştırılması için gereksinim duyulan elektrik enerjisinden kaynaklanmaktadır.

Bu sebeple aktif çamur prosesinin yıllar içerisinde birçok çeşidi (modifikasyonu) geliştirilmiştir (Yıldız vd. 2013). Proses tasarımında, genellikle çamur yaşı (Θ_c), hidrolik bekletme süresi (HRT), mikroorganizma oranı (F/M) ve MLSS konsantrasyonu kullanılır. Şekil 1.1’de klasik aktif çamur sistemi gösterilmiştir.

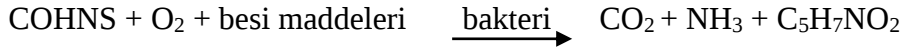


Şekil 1.1. Klasik aktif çamur prosesinin şematik gösterimi

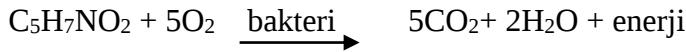
Klasik aktif çamur prosesinde havalandırma difüzörlerle veya mekanik havalandırıcılarla sağlanmakta, aynı zamanda tam karışım meydana gelmektedir. Reaksiyon süresi sonunda yeni ve eski hücrelerin karışımı çöktürme alınarak ve burada tam çökeltme sağlanarak aktif çamur kısmı çöktürülür. Çöktürülen hücrelerin bir kısmı istenilen organizma derişiminin sağlanması için geri devir ile reaktöre döndürülür. Kalan kısmı sistemden uzaklaştırılır. Aktif çamur sisteminde organik madde içeren

atıksuların arıtımında genel olarak aşağıdaki reaksiyonları gerçekleştirir (Tchobanoglous and Burton 1991).

Oksidasyon ve sentez:



İçsel solunum:



Yukarıda oksidasyon ve sentez denklemi (1.1) ile içsel solunum denklemleri (1.2) verilmiştir. Bu denklemlerde COHNS atıksudaki organik maddeyi temsil etmektedir. İçsel soluma tepkimesi basit son ürünler ve enerji oluşumuna neden olmakta, aynı zamanda kararlı organik son ürünler de oluşmaktadır.

Azot ve fosforun AKR ile arıtımı ile arıtımı mümkündür. Azot ve fosfor gideriminde HTR'nin etkisinin olduğunu düşünülmektedir. Umble and Ketchum (1997) sistem performansına toplam döngü süresinin etkisini çalışmışlardır. Yaptıkları deneysel çalışmalarda BOİ₅, AKM ve NH₄⁺-N giderimini 12 saatlik bir döngü süresinde sırasıyla %98, %90 ve %89 olarak bulmuşlardır. C. H. Chang and Hao (1996) AKR reaktör ile nütrient giderimine proses değişiklerinin önemi etkisini çalışmışlar ve 10 günlük çamur yaşı ve 6 saat'lik döngü ile KOİ, toplam Azot ve fosfor giderimini sırasıyla %91, %98 ve %98 olarak bulmuşlardır. Andreottola, Bortone, and Tilche (1997) atıksu içerisinde ki azot konsantrasyonunu azaltmak için döngünün uzunluğunu ve fazların dağılımının optimizasyonunun bir algoritmasını geliştirmiştir. Optimizasyon sonuçları 3.3 saat anoksik ve 4.2 saat anaerobik süre ile uygulanmış. Optimizasyondan sonra nitrat, nitrit ve amonyum konsantrasyonları sırasıyla 2.9, 0.04 ve 0.06 mg/L olarak bulunmuştur.

Chang *et al.* (2000) küçük ölçekli AKR ile nütrient giderimi çalışması yapmışlardır. Maksimum azot ve fosfor giderimini, 1 saat anaerobik, 3 saat aerobik ve 2 saat anoksik işletme ile elde etmiştir. Zuniga and Martinez (1996), anaerobik- aerobik- anoksik- aerobik olmak üzere 4 fazlardan oluşan bir ardışık kesikli biyofilm reaktör kullanarak, reaktörde azot ve fosfor giderimini incelemişlerdir. Çalışmada KOİ, fosfat ve amonyum azotu giderim verimlerinin sırasıyla 89 ± 1 , 75 ± 15 ve 87 ± 10 olduğu belirtilmiştir. Aerobik fazdan sonra anoksik faz kullanıldığında denitrifikasyon daha etkin olarak sağlandığını belirtmiştir. Değişen HRT ile azot ve fosfor gideriminde farklılıklar olduğu pek çok literatür çalışmasında görülmüştür.

Bizde yapacağımız deneysel çalışmalarda yüksek N, P içeren sentetik atıksuyu AKR+MBR ile arıtımında hidrolik kalış süresinin etkisini belirlemek için çalışmanın ilk kısmında kesikli ardışık reaktöre entegre edilen batık membran filtrasyon sistemi yapılacak. Bunun için laboratuvarında kullanılmak üzere bir adet kontrol ünitesi ile birlikte sistem devreye alınacaktır. Sistemde uygun şartlar belirlendikten ve çamur hazır duruma geldikten sonra yüksek konsantrasyonlu sentetik atıksu ile besleme yapılarak arıtma verimi incelenecektir. Değişik fazlarda oluşan arıtma miktarı ölçülerek sistemin optimizasyonu yapılacaktır. AKR sisteminde arıtılan su MBR sisteme alınacak ve değişik akılarda vakum filtrasyon uygulanarak arıtma verimine olan katkısı incelenecektir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Nutrientler

2.1.1. Azot

2.1.1.a. Azot'un çevre mühendisliği uygulamalarındaki önemi

Azot, canlılardaki temel yapı taşlarından birisi olup canlı besin maddelerinin de vazgeçilmez bir bileşenini teşkil eder. Gerek canlı bünyesinde, gerek besin maddelerinde ve gerekse de ölü organizmalarda bulunan azot, doğada azot çevrimi dediğimiz bir döngü içinde sürekli bir dolanım halindedir. Azot su ortamında amonyum iyonu (NH_4^+), nitrit iyonu (NO_2^-), ve nitrat iyonu (NO_3^-) formlarında bulunur. Azot içeren atıksular alıcı ortama deşarj edildiklerinde alıcı ortamın su kalitesini bozarlar. Azotun yüzeysel sularda oluşturduğu olumsuz etkiler arasında zehirlilik önemli bir yer tutmaktadır. Yapılan araştırmalar, içme suyu kaynaklarına karışan azotlu bileşikler içerisinde, insan sağlığına en olumsuz etkilere sahip bileşiğin NO_3^- olduğunu, nitrat derişimi 50 mg/L'yi geçen içme sularının, yetişkinlerde sindirim sistemi ve ürogenital sistem iltihaplanmalarına yol açtığını göstermektedir (Gerardi 2005). 6 aylıktan küçük bebeklerde mide asitlerinin tam oluşmaması nedeniyle, nitratların sindirim sisteminde nitritlere indirgendiği ve oluşan nitritin, kandaki hemoglobin ile birleşerek “methemoglobin” maddesini oluşturması sonucu “mavi bebek sendromu” veya “methemoglobinemia” hastalığının ortaya çıktığını göstermiştir (Gerardi 2005). Diğer taraftan içme sularındaki nitritlerin asitli ortamda sekonder ve tersiyer aminler, alkil amonyum bazlar ve amidlerle reaksiyona girerek nitrosaminleri ve nitrosamidleri oluşturdukları, bu bileşiklerin ise kanserojen etkilerinin olduğu bilinmektedir (Hanhan 1994).

Azot içeriği yüksek olan atıksular arıtılmadan veya kısmen arıtılıp alıcı ortamlara deşarj edildiklerin de ortamdaki oksijenin azalttığı gözlenmiştir. Oksijen miktarındaki azalma

mikroorganizma faaliyetinin bir göstergesidir. Mikroorganizmaların besin (nutrient) kaynağı olan azotun alıcı ortamlarda bulunması, ortamdaki mikrobiyal faaliyetleri ve mikroorganizma konsantrasyonunu artırır. Sucul ortamdaki çözünmüş oksijen seviyesinin azalması; alglerin çürükçül bakteriler tarafından ayrıştırılması sırasında çözünmüş oksijenin büyük bir kısmını kullanmaları ve amonyum iyonunun nitrifikasyona uğraması ile çözünmüş oksijenin azota bağlanmasının bir sonucudur (Gerardi 2005; Ortatepe 2013).

Çizelge 2.1. NH_4^+ , NO_3^- ve NO_2^- 'nin sucul ortamda oluşturduğu kirlilik türleri (Gerardi 2005; Ortatepe 2013)

Azotlu Bileşikler	Kirlilik Türleri
$\text{NH}_4^+ / \text{NO}_2^-$	- Sucul bitkilerin aşırı büyümesi - Çözünmüş oksijen seviyesinin azalması - Toksisite (NH_4^+ için NH_3^+ Toksisitesi)
NO_3^-	- Sucul bitkilerin aşırı büyümesi - Çözünmüş oksijen seviyesinin azalması - Toksisite - Methemoglobinemia

NH_4^+ birçok organizma türü için nutrient olsa da pH olan değişimler ile NH_3^+ 'e dönüşür ve amonyağın yüksek konsantrasyonları suda yaşayan canlılara toksik etki yapmaktadır. Sucul ortamlarda pH 9.4 ve üzeri olduğunda amonyum iyonunun büyük bir kısmı amonyağa dönüşür (Ortatepe 2013). Örneğin, 0.5 mg/L NH_3^+ -N derişimin de dahi balıklar üzerinde olumsuz etkiler gözlenmiştir (Hanhan 1994).



Bu reaksiyon denge durumundayken;

$$\frac{[\text{NH}_4^+][\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} = k_b \quad (2.2)$$

ya da

$$\frac{[NH_4^+]}{[NH_3]} = \frac{k_b}{[OH^-]} = \frac{k_b}{k_w} [H^+] \quad (2.3)$$

olarak ifade edilir.

Toplam amonyak derişimi kütle dengesinden

$$C_T = [NH_3] + [NH_4^+] \text{ bulunur.} \quad (2.4)$$

Bu kütle dengesi denklemi yardımıyla serbest amonyak yüzdesi aşağıdaki formülasyon ile hesaplanır.

$$\%NH_3 = \frac{[NH_3]}{C_T} 100 = -1 + \frac{100}{1 + [NH_4^+]/[NH_3]} \quad (2.5)$$

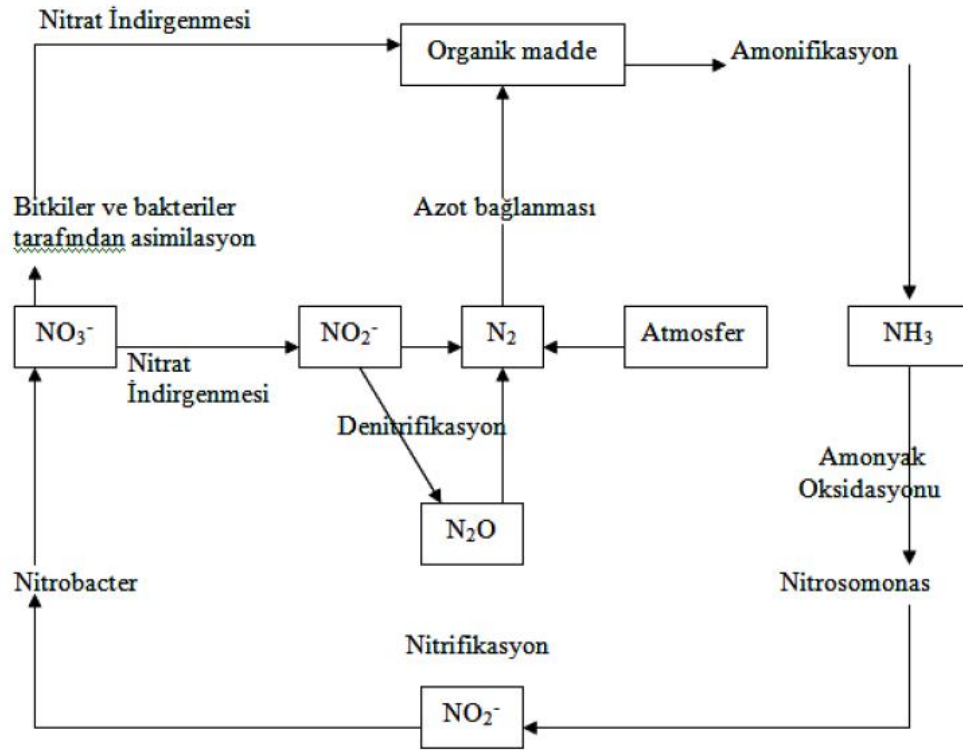
$[NH_4^+]/[NH_3]$ daha önce bulunan değeri bu ifadede yerine konduğunda:

$$\%[NH_3] = \frac{100}{1 + [H^+](k_b / k_w)} \quad (2.6)$$

elde edilir.

Bu denklem serbest amonyak yüzdesinin pH, k_b ve k_w sabitlerinin sıcaklığa bağlı olmasından dolayı sıcaklıkla değişimini göstermektedir. Su ortamında canlı yaşamı üzerinde amonyak, amonyum formundan daha toksik olduğundan hangi formda bulunduğu önem arz etmektedir. Daha kompleks bir yapıya sahip organik azot bileşikleri aerobik ve anaerobik şartlarda bakterilerin aktiviteleri sonucu bir çok değişik indirgenme reaksiyonlarına girer (Hanhan 1994). Azot, arıtılmış ya da arıtılmamış evsel

ve endüstriyel atıksular, sızıntı suları, atmosferik olaylar ve yüzeysel akışlarla doğaya verilmektedir. Arıtılmamış evsel atıksular genellikle 20-80 mg/L toplam azot içerir. Evsel atıksudaki toplam azot, yaklaşık olarak %60 amonyak azotu, %40 organik azot ve çok düşük miktarda nitrat içerir. Amonyak; hayvan atıklarından, bitki ve hayvan dokularından, likit amonyağın gübre olarak kullanımından, atıksu çamurunun kompostlaştırılmasından ve endüstriyel proseslerden kaynaklanabilir. Şekil 2.1’de azot döngüsü gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Azot döngüsü (Lekang 2007)

Azot bileşikleri atıksularda amonyum formunda bulunmaktadır ve biyolojik yöntemle nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile su ortamından N_2 gazına ve biyokütlede yapı taşına dönüştürülerek uzaklaştırılmaktadır.

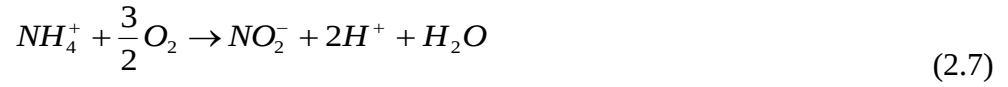
Yüksek azot derişimine sahip atıksular genellikle petrokimyasal, selüloz, patlayıcı madde, gübre, hayvan çiftlikleri ve çoğu metal işleme endüstrilerinden (Glass and

Silverstein 1999; Chen and Chen 2000) ve aynı zamanda nitrifikasyon uygulanan evsel nitelikli atıksuların oluşturduğu çamurların çürütülmesi esnasında, çamur üst sıvılarından kaynaklanmaktadır (Kempen *et al.* 2001). Anaerobik ve termofilik aerobik prosesler, çamur stabilizasyonu (çürütme) ve patojen organizma azaltımı, çoğu arıtma tesislerinde uygulanmaktadır. Çürütme işleminde, organik madde içeriğindeki azot fraksiyonunun çözünmüş amonyum derişimi 0.5–1.5 g/L'ye kadar ulaşabilmektedir (Kempen *et al.* 2001). Su kaynaklarından azot bileşiklerinin gideriminde biyolojik yöntemler diğer süreçlerle kıyaslandığında son ürünlere dönüştürme, yüksek verim elde edilmesi, ekonomik olması ve deriştirme işleminin olmaması nedeniyle tüm ülkelerde olduğu gibi ülkemizde de en yaygın uygulanan yöntemdir.

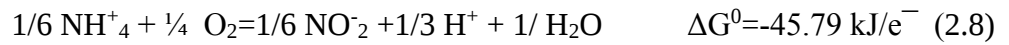
2.1.2. Biyolojik azot giderimi

2.1.2.a. Nitrifikasyon

Amonyumun biyolojik olarak nitrata oksitlenmesi nitrifikasyon olarak tanımlanmaktadır. Nitrifikasyonda amonyak, amonyak oksitleyen bakteriler (AOB) tarafından nitrite dönüştürülür, ikinci aşamada ise nitrit oksitleyen bakteriler (NOB), nitriti nitrata oksitlemektedir. Atıksuyun arıtımı için gerekli okijenin belirli bir kısmı amonyağın nitrata yükseltgenmesinde kullanılır. Ototrofik bakteriler olan “Nitrosomanas” ve “Nitrobakter” bu iki kademeli oksidasyon sürecinde, atıksudaki karbondioksit ve onunla ilgili iyon türleri gibi oksitlenmiş karbon bileşiklerini, hücre yapıtaşı olan karbon için kullanırlar (CO_2 , CO_3^{2-} , HCO_3). Bu nedenle büyümeleri ve gelişmeleri için karbonlu maddelerin giderimi tamamlanmış olmalıdır. Nitrifikasyon bakterileri gerekli olan enerjilerini amonyağın nitrite ve nitritin de nitrata da yükseltgenmesi sonucunda elde ederler. Bu reaksiyonlar sırasında açığa çıkan enerji oldukça az olduğundan ve ayrıca bu enerjinin karbondioksitin hücresel karbona dönüştürülmesinde kullanılmasından dolayı, aktif çamur süreçlerindeki nitrifikasyon bakterisi sayısı oldukça azdır (Toprak 1996). *Nitrosomanas* türü bakteriler enerjiyi, amonyağın nitrite dönüşmesinden aşağıdaki reaksiyon ile elde eder.

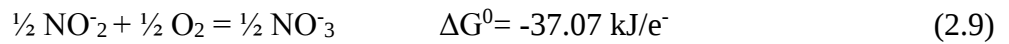


Nitrifikasyon mekanizmasında birbirini takip eden reaksiyonlar denklem 2.7. ve 2.8'de verilmiştir (Rittmann 2001).

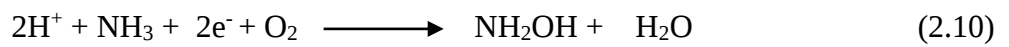


Nitrifikasyonun ilk aşamasını gerçekleştiren bakteri türü olarak *Nitrosomonas* belirlenmiş; ancak daha sonra *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* ve *Nitrosorolobus*'un NH_4^+ 'ü NO_2^- 'ye oksitlediği bulunmuştur.

İkinci basamakta NO_2^- , NO_3^- 'e oksitlenmektedir.



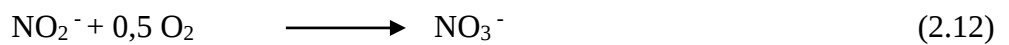
Nitrococcus, *Nitrospira*, *Nitrospina* ve *Nitroeystis*, ikinci basamak reaksiyonu gerçekleştirdiği bilirse de NO_2^- oksitleyici olarak *Nitrobacter* en fazla bilinen türdür (Rittmann 2001).



Reaksiyon işlemi, aşağıda takip ettiği gibi belirlenmiştir:



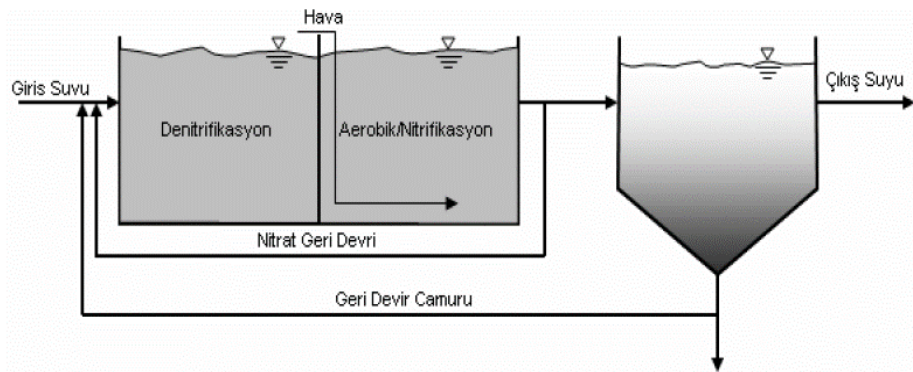
Nitrit oksidasyon süreci;



2.1.2.b. Denitrifikasyon

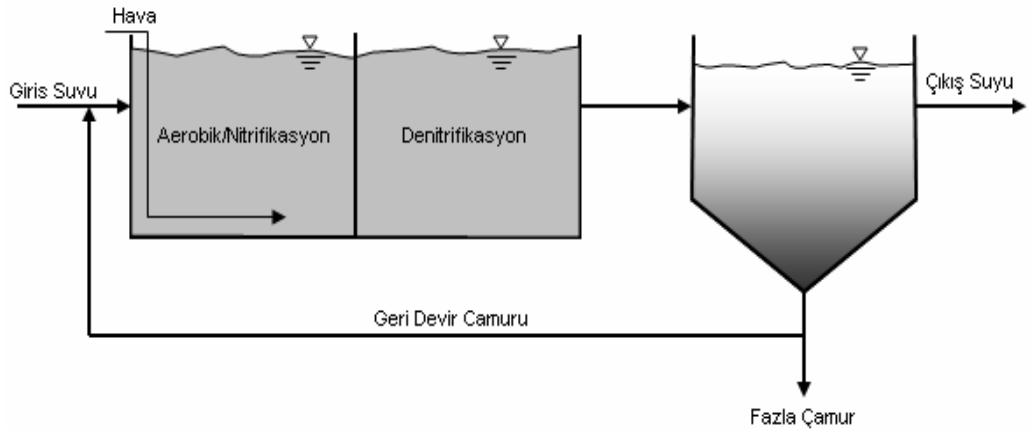
Atıksuların biyolojik arıtımında denitrifikasyon prosesi elektron alıcı olarak oksijen yerine nitrit ve nitratın kullanıldığı ve atıksudan azotun gaz olarak uzaklaştığı çok kademeli bir prosestir. Atıksulardan azot uzaklaştırma yöntemleri olan amonyak sıyırma, iyon değişimi ve kırılma noktası klorlaması gibi yöntemlere nazaran daha ucuz bir prosestir. Ortamda amonyum azotu olmadığında denitrifikasyon bakterileri nitratı amonyağa dönüştürerek oluşan yeni hücrelerin yapısında kullanılmaktadırlar. Denitrifikasyonun bu şekilde gerçekleşmesi durumuna genel olarak asimilasyon prosesi denilmektedir. Serbest oksijenin olmadığı durumlarda nitratı bir elektron verici olarak kullanılıp azot gazına indirgendiği proseslere ise disimilasyon prosesi denilmektedir (Manav 2006). Denitrifikasyon prosesi genelde pre-denitrifikasyon ve post-denitrifikasyon olmak üzere iki şekilde uygulanmaktadır.

Ludzak- Ettinger prosesi olarak bilinen Pre-denitrifikasyonda elektron verici olarak ham atıksuda bulunan organik madde kullanılır. Ham atıksuda Nitrat olmadığı için elektron alıcı yoktur bunun için aerobik tankın çıkışından anoksik tanka Nitrat geri devri yapılmaktadır. Denitrifikasyon fakültatif aerobik mikroorganizmalar ile gerçekleşir. Bu mikroorganizmalar oksijen olması durumunda aerobik oksidasyon yaparlarken, suda oksijenin olmadığı durumlarda bağlı oksijenin olduğu NO_3^- ve NO_2^- elektron alıcı olarak kullanılmaktadırlar (Metcalf 2003). Şekil 2.2’de pre-denitrifikasyon prosesi akım şeması gösterilmiştir.



Şekil 2.2. Pre-denitrifikasyon prosesi akım şeması (Manav 2006)

Post-denitrifikasyon ise havalandırma tankının denitrifikasyon tankından önce olduğu sistemlerdir. Bu durumda, ham atıksu içerisinde amonyum formunda azot bol miktarda bulunduğu için nitrifikasyona meydana gelmekte ve anoksik tanka bol miktarda NO_3^- ve NO_2^- ve bir miktarda organik madde geçişi olacaktır. Havalandırma tankında organik maddenin neredeyse tamamı giderilmektedir, anoksik tankında gerekli olan organik madde yetersiz olduğu için dışarıdan karbon kaynağı (metanol, asetat vb.) eklenmesi gerekmektedir. Bu durum artırdığı için denitrifikasyon prosesinin içsel solunumla gerçekleşmeside sağlanabilir. Fakat bu yöntemle post-denitrifikasyon prosesinin hızı pre-denitrifikasyon prosesinin hızından daha düşük olmaktadır. Şekil 2.3’de Post-denitrifikasyon akım şeması gösterilmiştir.



Şekil 2.3. Post-denitrifikasyon prosesi akım şeması (Manav 2006)

Azot denitrifikasyon prosesinde azot, NO_3 , NO_2 , NO , N_2O , N_2 formlarına dönüşmekte ve son olarak suda çözünmediği için atmosfere karışmaktadır. Elektron verici olarak ham suyun içindeki organik maddeler, endojen fazın oluşması sonucu ortaya çıkan organik maddeler veya asetat, metanol gibi dışarıdan karbon kaynakları kullanılmaktadır.

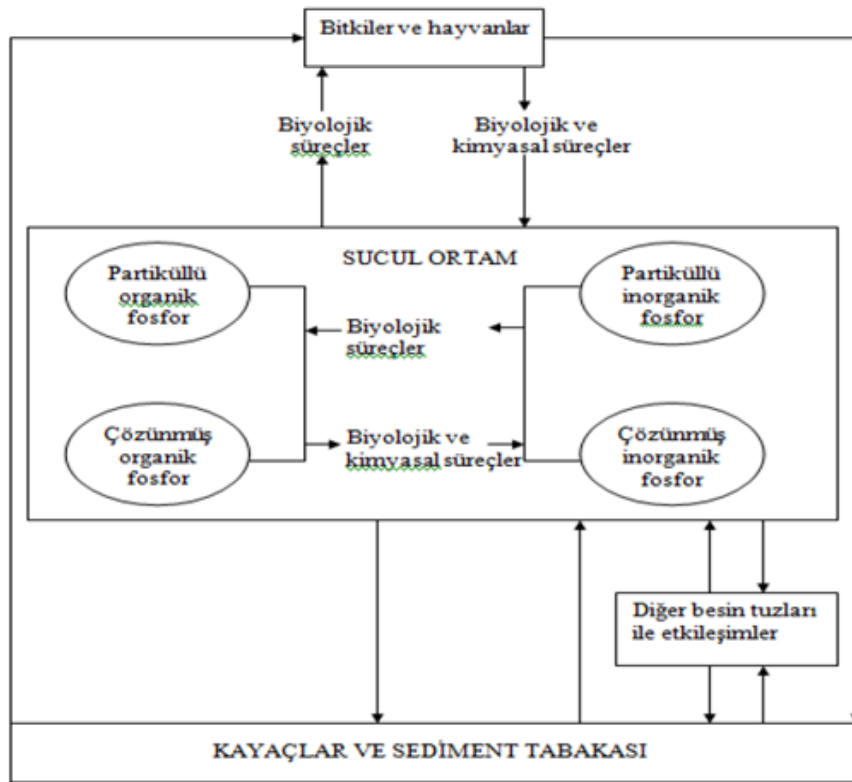
2.1.3. Fosfor

2.1.3.a. Fosfor'un çevre mühendisliği uygulamalarındaki önemi

Sucul ortamda bulunan fosfor mikrobiyal faaliyetlerin devamı için önemli besinlerden (nütrientlerden) birisidir. Bakteri ve diğer birçok organizma organik fosfor ve katı fazlı yapıları oluşturmak için ortafosfatları kullanırlar (Gürtekin ve Şekerdağ 2007). Fosfor, Adenozin trifosfat, nükleik asitler ve hücre membranlarındaki fosfolipitlerin yapısında bulunur. Ökaryot ve prokaryotlar fosforu polifosfat olarak hücre içi volutin granüllerinde depolarlar (Gürtekin ve Şekerdağ 2007). Atıksularda fosforun başlıca kaynakları; insan atığı, evsel ve endüstriyel atıklar ve tarımsal alan deşarjlarıdır (Rybicki 1997). Bir insanın günde atacağı fosfor miktarı 1.5 gr/gün'dür. Evsel atıksuların 1-2mg/L'sini organik fosfor, 4-9mg/L'sini inorganik fosfor oluşturur (Samsunlu 2006; Ortatepe 2013). Sentetik deterjanların kullanımı ile birlikte evsel nitelikli atıksulardaki fosfor miktarı 2-3 kat artarak 8-12 mg/L seviyesine gelmiştir. Fosfor türleri genel olarak; ortafosfat, kondense fosfat ve organik fosfat formundadır ve atıksularda toplam fosfor konsantrasyonu 5-20 mg/L aralığında değişir (Bitton 2005). Yüzel sularda bulunan fosfor doğal koşullar altında tolere edilebilir seviyelerdedir. Eğer alıcı ortama verilen fosfor miktarı özümleme kapasitesini geçer ise sularda istenmeyen durum olan aşırı alg üremesine (ötrofikasyona) neden olmaktadır (Harper 1992). Durgun sularda meydana gelen ötrofikasyonun temel mekanizması fotosentezdir. Fotosentez için gerekli olan CO₂ ve güneş ışığı kontrol edilemeyen faktörlerdir. Ötrofikasyonu önlemede ki en etkin faktör fosfordur (Lee *et al.* 1978).

Eğer sucul ortamdaki fosfor miktarı kontrol altına alınırsa ötrofikasyonda engellenmiş olacaktır. Çünkü mavi yeşil alglerin atmosferde bulunan azotu bağlama özelliği vardır. Bu durumda alglerin büyümesini sınırlandıran tek unsur fosfordur. Fosforun hücre yapısı açısından önemi de yine bir bakteri hücresinin temel kimyasal formülüne bakılarak anlaşılabilir: C₆₀H₈₇O₂₃N₁₂P (Eddy 2003). Kimyasal formülden de görüldüğü gibi bir bakteri hücresinin yaklaşık %4'ünü fosfor oluşturmaktadır. Fosfat iyonlarının değişik formları arasında bulunan denge; suyun yapısında bulunan kalsiyum ve

alüminyum gibi iyonlara, pH, meydana gelen yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonlarına, kayaç ve sediment zonun karışım miktarına bağlıdır (Ortatepe 2013). Alıcı ortama (göl, ırmak, dere vb.) gelen fosfor bileşiklerinin meydana getirdiği fiziksel ve kimyasal tepkimeler hala tam olarak bilinmemektedir. Fosfor elementi suda; partiküllü organik, çözülmüş organik, partiküllü inorganik ya da çözülmüş inorganik formlarında bulunmaktadır. Şekil 2.4’de fosfor döngüsü gösterilmiştir (Lekang 2007).

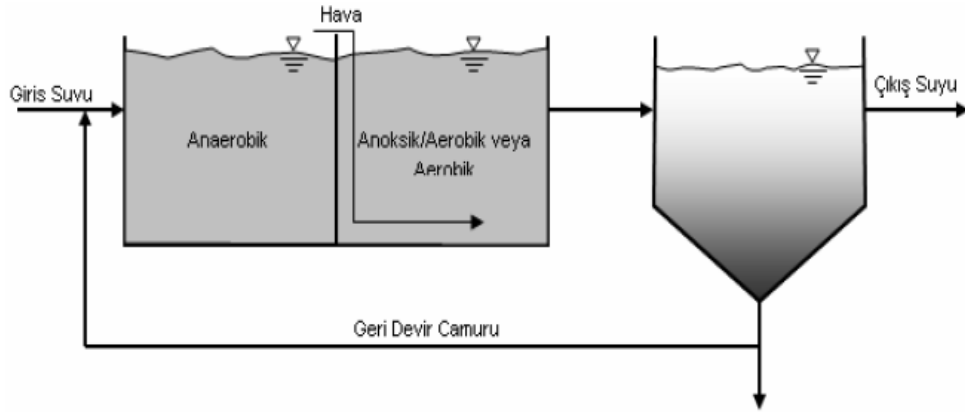


Şekil 2.4. Fosfor döngüsü (Lekang 2007; Ortatepe 2013)

2.1.4. Biyolojik fosfor giderimi

Fosfor, suda yaşayan mikrobiyal canlıların faaliyetlerinin devam edebilmesi için bulunması gereken en önemli nütrienttir. 1980’li yıllara kadar sulardan fosforun uzaklaştırılması sadece kimyasal yollarla yapılmıyordu. Suyu ilave edilen çeşitli koagülantlar ile suda floklar oluşturulmakta ve bu flokların çöktürülmesiyle sudan uzaklaştırılmaktaydı. Fakat kullanılan kimyasal maddelerin maliyeti ve çöktürülme

sonucu oluşan çamurun fazlalığı bu yöntemin en büyük dezavantajlarıdır. Ayrıca oluşan çamur çok fazla miktarda kimyasal madde ihtiva ettiği için bunun bertarafı da ayrıca büyük bir maliyet oluşturur. Fosfor giderimi hem biyolojik hem de kimyasal olarak giderilebilmektedir. Kimyasal yolla fosfor giderimi, atıksuya alum ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), sodyum alüminat (NaAlO_2), demir klorür (FeCl_3), demir sülfat (FeSO_4) veya kireç ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) ilave edilerek oluşan çözünmez metal fosfatların çöktürülmesi ile sağlanmaktadır (Tchobanoglous and Burton 1991; Gürtekin ve Şekerdağ 2007). Araştırmacılar kimyasal yollarla fosfor giderimine nazaran daha az maliyetli olan biyolojik fosfor giderimini araştırmaya ve geliştirmeye çalışmışlardır. Biyolojik fosfor giderimi, atıksuda aktif hale getirilen bakterilerin enerji depolamak ya da yeni hücre sentezi için fosforu bünyelerine almaları ile sudan uzaklaştırılır. Ne yazık ki fosfor, azot gideriminde olduğu gibi gaz forma geçirilip atıksudan ayrıştırılamamaktadır. Fosforun sulardan biyolojik olarak giderilmesi; fosfor giderin mikroorganizmaların aktivitelerine dayanmaktadır. Bunun için, aerobik ve anoksik tanklardan önce bir anaerobik tank kullanılır. Anaerobik tanktaki bekleme süreleri 0.5-1.0 saat arasında değişebilir (Metcalf *et al.* 1991). Atıksu, anaerobik fazda fosfor gideren bakteriler, karbon kaynaklarını polihidroksialkanat (PHA) olarak bilinen bir iç polimer olarak depolarlar. Bu polimerin depolanması için gerekli enerji glikojenin parçalanmasından ve polifosfatın hidrolizinden elde edilir. Polifosfat enerji temini için ortofosfata dönüştüğünden anaerobik ortamda fosfor konsantrasyonu artar. Anaerobik ortamdan sonra aerobik bir ortam gelmelidir. Anaerobik ortamda depolanan PHA, aerobik ortamda fosfatın polifosfata dönüşümü ve glikojenin yeniden teşekkülü için enerji ve karbon kaynağı olarak tüketilir. Aerobik ortamda fosfor gideren bakteriler, anaerobik ortamda salınandan daha fazla fosforu yapılarına alırlar. Böylece ortamda bulunan fosfor, mikroorganizmaların ortama saldıklarından daha fazlasını asimile etmesine ve daha sonra biyokütlenin son çökeltim havuzunda çöktürülmesiyle ortamdan uzaklaştırılırken çamurun bir kısmı geri anaerobik tanka geri devredilir (Yeoman *et al.* 1988; Gürtekin ve Şekerdağ 2007). Şekil 2.5’de biyolojik fosfor giderim prosesi gösterilmiştir. Biyolojik fosfor giderimi için tasarlanan prosesler de dikkat edilmesi gereken önemli hususlar atıksu karakteristiği, anaerobik bekletme süresi ve çamur yaşıdır (Metcalf *et al.* 1991).



Şekil 2.5. Biyolojik fosfor giderimi akım şeması

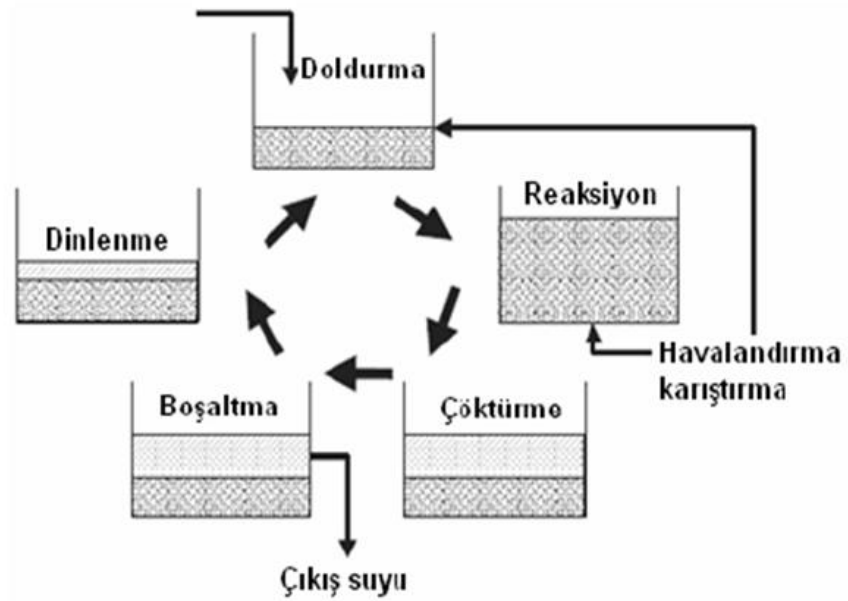
2.2. Ardışık Kesikli Biyoreaktörler

Ardışık kesikli biyoreaktörler (AKR), tüm arıtım safhalarının aynı reaktör içinde ardışık olarak yapıldığı doldur-boşalt şeklinde işletilen aktif çamur sisteminin bir modifikasyonudur. AKR prosesi ilk kez 1914 yılında kullanılmıştır. Araştırmacılar bu teknolojinin avantaj ve kullanım esnekliğini geliştirmeye çalışmışlar ve 20. yüzyılda kullanımını oldukça yaygın hale getirmişlerdir. AKR'lerin kontrol ve işletmesinde ki bu esnekliğin otomasyon sistemleriyle kontrol ve işletimini çok daha kolay sağlayarak, nütrient gideriminde bu teknolojiye olan ilgiyi kat ve kat artırmıştır. Tüm avantajlar AKR'lerin klasik aktif çamur sistemiyle rekabet etmesine imkan tanımıştır (Taşlı 1996).

AKR'lerin sürekli sistemlerden farkı; sürekli sistemlerde havalandırma tankı ile çöktürme tankı ayrı olurken, AKR'lerde havalandırma ve çöktürme işlemlerinin tamamı aynı reaktör içinde olup arıtım tek reaktörde yapılmaktadır (Tabares 2006). AKR'ler, KOİ/BOİ ve fosfor giderimi için pek çok araştırmacı tarafından kullanılmaktadır. Yüzeysel sulara nütrient deşarjı ile ilgili son zamanlardaki düzenlemeler, KOİ ve Fosfat giderimine ek olarak nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile azot giderimi yapabilmek için AKR'lerin modifikasyon yapılması ihtiyacını doğurmuştur. AKR'lerin işletimi; doldurma, reaksiyon, çöktürme ve boşaltma safhaları tek bir tank içinde yapılmakta ve atıksulardan nütrient giderimi yapılmak istendiği de AKR'ler anaerobik, anoksik ve oksik safhalarda çalıştırılmaktadır. Doldurma ve boşaltma fazının süreleri çıkış suyu

kalitesine bağılı olarak değiştirilebilir. Bir sirkulasyon doldurma fazıyla başlar ve boşaltma fazıyla son bulur ve sirkulasyonun uzunluğu ya da sıklığı çıkış suyu standartlarına göre seçilebilir (Yılmaz and Temizsoy 2005). AKR’de çökeltme ve biyolojik oksidasyon aynı reaktör içinde gerçekleştirildiği için ilk yatırım ve işletme maliyeti klasik aktif çamur sistemlerinden daha düşüktür ve arıtılması gereken çamur miktarıda oldukça azdır (Zeng *et al.* 2003). Böylelikle, AKR’ler kırsal alanlardaki küçük hacimli yüksek azot ve fosfor içeren atıksuların arıtılmasında daha uygun ve avantajlı olabilir (Uygur 2003).

Atıksulardan azotun giderilmesinde yaygın olarak kullanılan AKR sistemlerinde fosfor giderilmek istenirse anaerobik bir faz eklenmelidir. Anaerobik safhada fosfor gideren mikroorganizmalar yapılarında bulunan fosforu ortama salarken anaerobik fazı takip eden aerobik fazda ortama saldıklarından daha fazlasını tekrar bünyelerinde depolarlar ve fazla çamurun atılmasıyla ortamdan uzaklaştırılmaktadır. Anaerobik safhanın eklenmesi ile herhangi bir enerji sarfiyatı olmadan ortamdan karbonlu maddelerin giderimi sağlanmaktadır. AKR’lerin şok yüklemelere ve toksik maddeye olan direnci daha fazla olup yüksek MLSS oranlarında çalıştırılmaktadır (Sirianuntapiboon and Hongrisuwan 2007). AKR sistemlerde çözünmüş madde giderimi yüksek hızda yapılmaktadır. Çözünmüş madde giderimi çok etkin bir şekilde giderilmesi sistemde çökelme özelliği çok iyi olan bakteri topluluğunun oluşturulmasıyla ilgilidir (Orhon vd 1986). şekil 2.6’da AKR akım şeması gösterilmiştir. AKR sistemleri; doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma ve dinlendirme olmak üzere 5 temel fazda işletilmektedir.



Şekil 2.6. Ardışık kesik biyoreaktör için genel akım şeması

2.2.1. Ardışık kesikli biyoreaktörlerin işletme safhaları

2.2.1.a. Doldurma safhası

Bir önceki döngüden gelen çökelmiş çamur ile atık suyun karıştığı safhadır. Reaktör içinde bulunan sıvı hacmi başlangıç seviyesinden maksimum oluncaya kadar artar. Genellikle ilk hacim (V_0) toplam hacmin en az %25'i ve en fazla %70'i kadar olmaktadır. Hedeflenen yükleme, bekletme süresi ve organizmaların istenilen çökeltme özellikleri gibi bir takım faktörlere bağlı olarak V_0 hacmi belirlenir (Taşlı 1996; Sözer 2009). Bu safha arıtma verimliliğine bağlı olarak farklı sürelerde yapılabilir.

2.2.1.b. Reaksiyon safhası

Doldurma ile başlayan reaksiyonların çöktürme fazının başına kadar tamamlandığı evre olarak tanımlanmakta ve reaksiyon fazında oksijen ihtiyacının olmasına ve olmamasına bağlı olarak; (1) sadece karıştırarak reaksiyon (anaerobik faz), (2) hem karıştırma hem havalandırma ile reaksiyon (aerobik faz) işletilmektedir. Bu safhadaki aerobik ve

anaerobik fazların süreleri arıtım verimliliğine bağlı olarak azaltılıp artırılabilir (Ökten 2002). Çamur yaşının kolay bir şekilde kontrol etmenin yolu bu fazda karışım halindeyken çamurun uzaklaştırmasının yapılmasıyla sağlanabilir. Reaksiyon safhası için belirlenen süre toplam çevrim süresinin %50'sinden fazla olmalıdır (Sözer 2009; Taşlı 1996). Yüksek konsantrasyonlarda toksisite içeren ve organik endüstriyel atıksuların arıtımında reaksiyon süresinde uzun süreli havalandırma yapılmaktadır.

2.2.1.c. Çökeltme safhası

Tüm reaksiyonların tamamlandığı ve herhangi bir karıştırma ve havalandırmanın olmadığı safha olarak tanımlanmaktadır. Bu safhada mikroorganizmaların reaktör içinde çökelmeleri sağlanır. Tipik olarak çökeltme fazı süresi 0.5-1.5 saat arasında değişmektedir (Sözer 2009). Çamur yaşı ayarlanırken, çamur atma reaksiyon fazı yerine çökeltme fazının sonuna doğru yapılıyorsa çamur konsantrasyonunun daha yoğun olacağı gözden kaçmamalıdır.

2.2.1.d. Boşaltma safhası

Çökelme fazını takiben boşaltma fazı gelmektedir. Bu fazda çökelme sonucu üstte kalan arıtılmış suyun bir pompa vasıtasıyla boşaltımı sağlanır. Bu fazın süresi ise toplam çevrim süresinin %5'i ile %30'u arasında değişmektedir (Zeng *et al.* 2003). Aktif çamurun kalitesine bağlı olarak bu fazın süresinin çok uzun olması istenmez. Çünkü çamur içerisinde şayet ipliksi mikroorganizmalar mevcut ise bunlar çamurun iyi çökmesini olumsuz yönde etkilemektedir.

2.2.1.e. Dinlenme safhası

Doldurma ve boşaltma fazı arasındaki fazdır. Bazı çalışmalarda bu faz uygulanan döngüler arasındaki bakım fazı olarak ifade edilmektedir (Alkan vd 2006). Tankın belirli bir noktasından pompa yardımıyla belirtilen sürede yapılmaktadır. Tüm bu fazların toplamı bir döngünün toplam süresi olarak tanımlanmaktadır (Çakır 2002).

Boşaltma fazından sonra direk olarak doldurma fazının alması durumundan dinlendirme fazı elimine edilebilir.

AKR sistemleri arıtılacak atıksuyun özellikleri ve çıkış suyu standartlarına bağlı olarak dizayn, işletme ve kontrol bakımından esnek olması gibi birçok avantajı vardır. Hem evsel hem de endüstriyel atıksuların arıtılmasında ek bir enerji ve maliyet gerektirmeksizin nütrient gideriminin tek bir reaktörde başarıyla gerçekleştirildiği sistemlerdir. AKR sistemlerinin avantajları şöyle sıralanabilir

2.2.1.f. AKR sistemlerinin avantajları

- Kirlilik yükü ve içeriği bakımından farklı türdeki atıksuların arıtımı için gereken esnekliği sağlar.
- Azot ve fosfor giderimi aynı anda tek reaktörde gerçekleşmektedir.
- Doldurma fazında bir dengeleme tankı işlevi görerek hem şok yüklemeleri hem de pik debileri tolere edebilir.
- Kesikli olarak çalıştırıldığı için istenen arıtım verimi sağlanana kadar atıksu reaktörde tutulabilir
- Hem reaksiyon hem de çöktürmenin aynı reaktörde olması pratikte uygulama kolaylığı sağlamaktadır
- Aktif çamur istenildiği kadar reaktör içinde tutulduğu için hidrolik koşullar nedeniyle herhangi bir kaçış söz konusu olamaz
- Katı-sıvı ayrımı ideal bir ortamda gerçekleşir
- Flamentli mikroorganizmaların gelişimi doldurma fazının farklı işletimleriyle kontrol altına alınabilir.
- Bir döngünün toplam süresi fazlar arasında istenildiği şekilde ayarlanabilir. Aynı işlem klasik aktif çamur sistemlerinde yapılması tank hacimlerinin sabit olması nedeniyle imkânsızdır.
- Hidrolik değişimlere karşı diğer aktif çamur sistemlerine nazaran daha az duyarlıdır.

- Son çöktürme tankı ve çamur geri devir sistemleri gerekmediği için ilk yatırım ve bakım maliyeti yoktur.
- Tüm işlemler tek tank içerisinde gerçekleştiği için alan düşük alan ihtiyacı vardır. Arazinin kıymetli veya kısıtlı olduğu yerlerde büyük avantaj sağlar.
- Çamur oluşumu konvansiyonel aktif çamur sistemlerine nazaran daha azdır.
- Değişen yüksek ve düşük substrat konsantrasyonları sonucunda dayanıklı bakterilerin hakimiyetini mümkün kılmaktadır.
- Sisteme günlük veya mevsimsel atıksu yüküne bağlı olarak gerekli sayıda reaktör eklenebilir veya çıkarılabilir

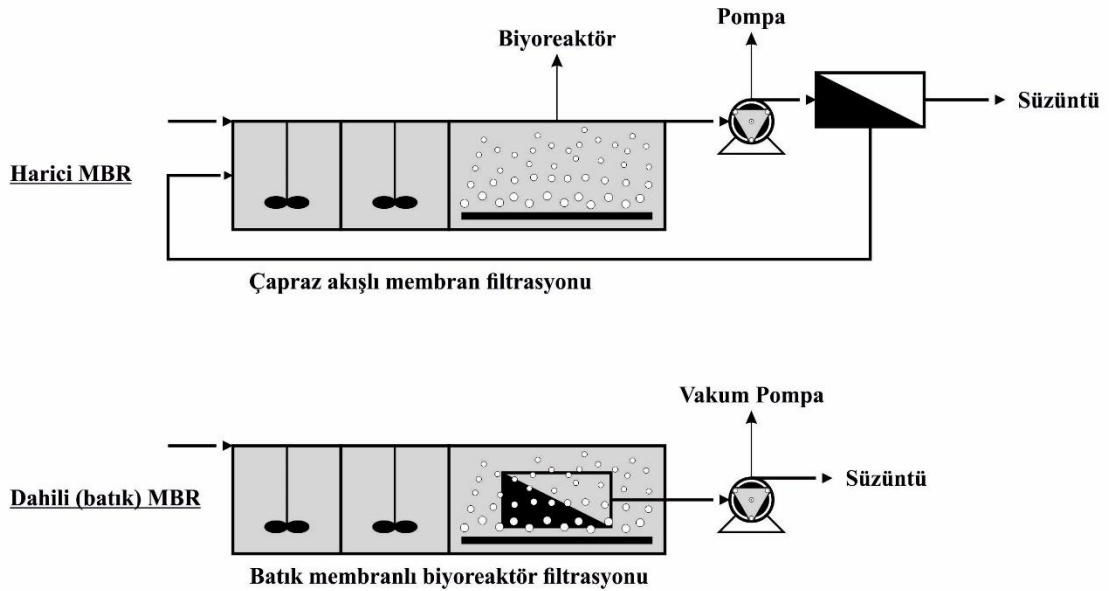
2.2.1.g. AKR sistemlerinin dezavantajları

- AKR sistemlerde yapılan modifikasyonlar nedeniyle bazen boşaltma fazı sırasında çöktürülmüş çamurun kaçıışı söz konusu olabilir
- Havalandırma için kullanılan cihazlarda tıkanma meydana gelebilir.
- Klasik sistemlerle kıyaslandığında, büyük AKR sistemlerinde daha gelişmiş kontroller, otomatik şalterler ve otomatik valfler gerekmekte; bundan dolayı bakım maliyeti yüksek ve oldukça karmaşıktır.
- AKR sistemlerinde doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma ve dinlendirme fazlarının tamamı tek bir tank için yapılmakta ve bu işlemler sırasında atıksu tank içinde bekletilmesi gerekmektedir. Bu nedenle, AKR'ler, küçük debili atıksuların arıtımında tercih edilen bir yöntemdir.

2.3. Membran ve Membran Biyoreaktörler

Membran, su içerisindeki fiziksel ve kimyasal bileşenlerin belirli bir kısmını geçiren, seçici geçirgen özelliği olan metal, organik ve anorganik polimerlerden üretilen bir malzeme olup gaz ayırımı, katı/sıvı ve sıvı/sıvı ayırımı gibi amaçlar için kullanılır. Membran filtrasyonda, kullanılan membranın gözenek çapına bağlı olarak farklı boyut, büyüklük ve yapılarda maddeleri tutulmaktadır.

Membranlar ayırma mekanizmalarına göre; porlu, porsuz ve iyon değıştirici membranlar, morfolojilerine göre; simetrik, asimetrik ve ince filmlı kompozit membranlar, geometrilerine göre; tabaka ve silindirik membranlar, kimyasal yapılarına göre organik ve inorganik membranlar olarak sınıflandırılabilir. Membran filtrasyonu, gözenek büyüklüğüne bağılı olarak; mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon ve ters osmoz olmak üzere dört ana şekilde uygulanabilir. Membranlar işletilirken batık ve Batık membran olarak sisteme alınır. Şekil 2.7’de Membran konfigürasyonları şematik olarak gösterilmiş ve Çizelge 2.2’de de karşılaştırılması verilmiştir. Şekil 2.8’de por büyüklüğüne göre membran proses sınıfları ve Çizelge 2.3’de membran uygulama alanları gösterilmiştir. En geniş por çaplı olan mikrofiltrasyon, partiküler maddeleri ayırmak için kullanılır. En seçici membran ise ters osmoz olup Na^+ ve Cl^- gibi tek yüklü iyonları tutmak için kullanılır (Smith *et al.* 2012). Batık ve Harici membran konfigürasyonu mevcuttur. Şekil 2.7’de Batık ve harici membran konfigürasyonları gösterilmiştir.



Şekil 2.7. Membran konfigürasyonları; batık ve harici membran sistemleri (Kitiş vd 2011)

Batık membranlarda iki türlü havalandırma mevcuttur. Reaktör tabanından bir difüzörle kaba hava verilmektedir. Bu kaba hava ile reaktör içinde var olan mikroorganizmalar için oksijen sağlanırken diğer taraftan membran yüzeyine uygulanan ince hava

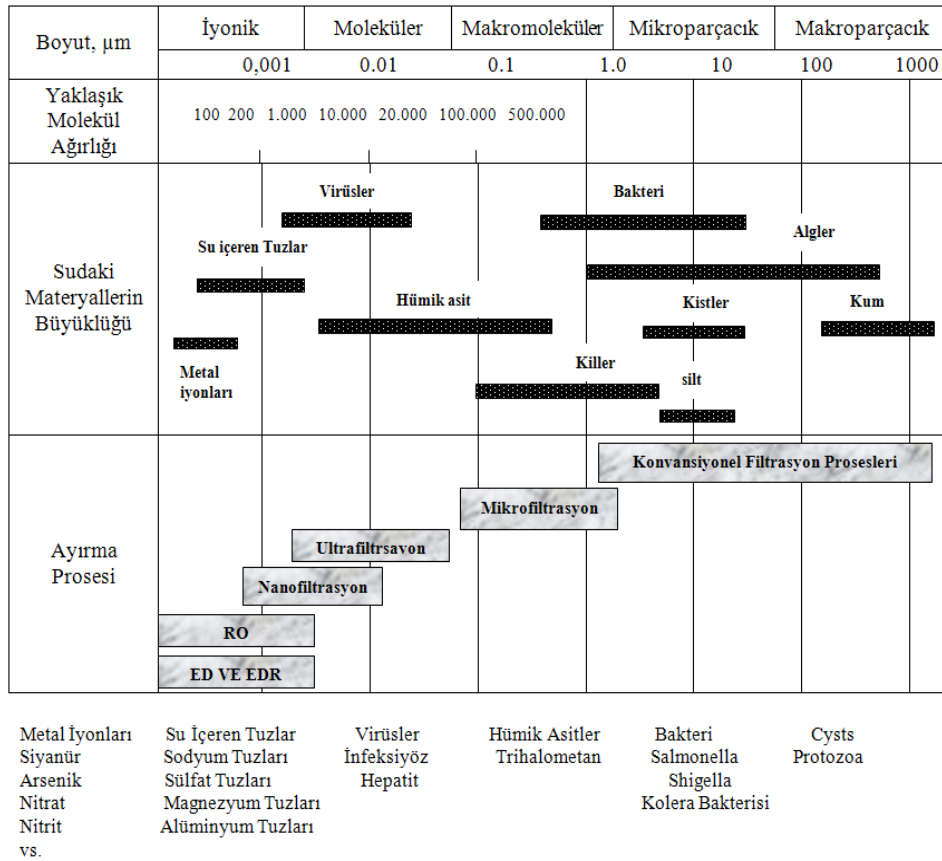
kabarcıklı havalandırma ile membran yüzeyinde biriken ve akıda azalmalara neden olan kirleticilerin temizlenmesi sağlanır. Böylece sistem sürekli olarak daha etkin çalışmış olur (Wang and Hu 1985). Batık MBR'lar daha düşük işletme akılarından daha çok geçirimsizliğe sahip olup daha yüksek hidrolik verimliliğe sahiptir. Düşük akıda çalışıldığı için membranın kirlenmesi ve tıkanması daha az olacaktır. Batık membranlar harici membranlara kıyasla daha az pompaj masrafı gerektirse de daha fazla havalandırılması gerekmektedir. Çünkü havalandırma yetersiz olur ise membrandan tıkanmalar meydana gelecektir. Batık membranlar düşük akıda işletildikleri için sabit bir süzüntü sağlanmak istendiğinde daha fazla membran yüzeyine ihtiyaç duymaktadır (Judd 2002; Kitiş *et al.* 2011).

Çizelge 2.2. Membran konfigürasyonlarının karşılaştırılması (Kitiş *et al.* 2011)

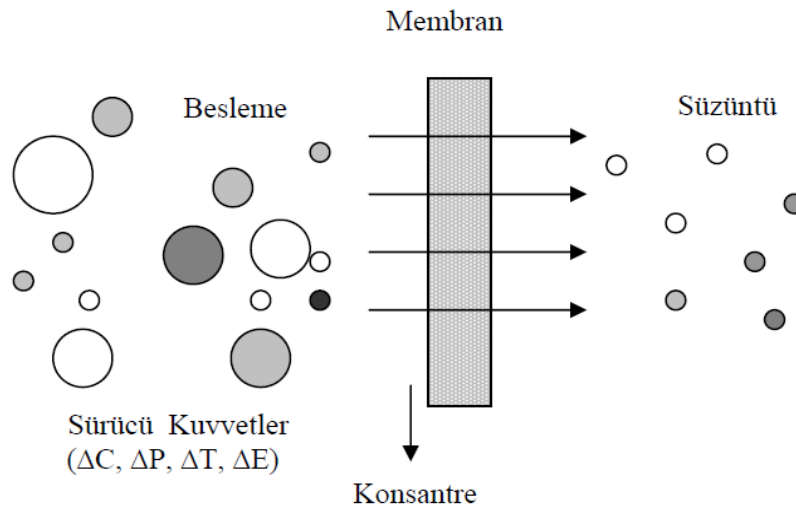
Batık MBR	Harici MBR
Yüksek havalandırma masrafı	Düşük havalandırma masrafı
Düşük Pompaj Masrafı	Yüksek Pompaj Masrafı
Düşük akı (büyük alan gereksinimi)	Yüksek akı (düşük alan gereksinimi)
Daha az temizleme ihtiyacı	Daha sık temizleme ihtiyacı
Düşük işletme maliyeti	Yüksek işletme maliyeti
Yüksek ilk yatırım maliyeti	Düşük ilk yatırım maliyeti

Çizelge 2.3. Membran uygulama alanlarına göre sınıflandırılması

Membran Proses	Membran Tipi	Uygulanan Basınç Türü	Uygulamalar	Membran Kalınlığı
Mikrofiltrasyon	Simetrik ve asimetrik, mikroporoz	Hidrostatik basınç (<2)	Partikül ayrımı, steril filtrasyon	10-15µm
Ultrafiltrasyon	Asimetrik, mikroporoz	Hidrostatik basınç (1-8 bar)	Makro moleküllerin ayrımı	0,1-1 µm
Nanofiltrasyon	Asimetrik	Hidrostatik basınç (10-30 bar)	Küçük organik bileşiklerin ve seçilmiş tuzların ayrımı	0,1-1 µm
Ters Osmoz	Asimetrik, Kompozit	Hidrostatik basınç (10-100 bar)	Küçük moleküller ağırlıklı çözünmüş maddelerin ayrımı	0,1-1 µm

**Şekil 2.8.** Por büyüklüğüne göre membran proseslerin sınıflandırılması (Judd and Jefferson 2003; Uzuner 2012)

Membran proseslerde membrandan kütle transferini sağlayan sürücü kuvvetler basınç, sıcaklık, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel fark olabilir. Bu sürücü kuvvetlerin etkisiyle membrandan geçen akım “süzüntü”, geçemeyen akım ise “konsantre” olarak adlandırılmaktadır (Koyuncu 2001). Şekil 2.9’da Membran prosesinin genel akım şeması verilmiştir.



Şekil 2.9. Membran prosesinin şematik gösterimi (Kaleli 2006)

Bir membranın arıtım performansını belirleyen etkenler; akı, alıkoyma ve seçiciliktir. Akı; membrandan birim zamanda birim alandan geçen debi miktarı olarak tanımlanmakta ve $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{gün}$ veya $\text{L}/\text{m}^2.\text{saat}$ olarak ifade edilmektedir. Alıkoyma; membran filtrasyonda membran tarafından tutulan kısmın ölçüsüdür. Seçicilik; membran filtrasyonda membrandan geçenlerin ölçüsüdür. İdeal bir membranda, alıkoyma veya yüksek seçicilik ile geçirimsizlik veya yüksek akı istenir (Koyuncu, 1997). Akı, membrana uygulanan basınç (ΔP) ile doğru orantılıdır. Akı Darcy kanuna göre aşağıdaki gibi ifade edilmektedir.

$$J = \frac{\Delta P}{\mu \cdot R_m} \quad (2.13)$$

- J : Akı
 ΔP : Membrandaki basınç farkı
 μ : Akışkanın vizkositesi
 R_m : Membrandaki hidrolik direnci göstermektedir.

Membran; por çapına, membran yüzeyinde m^2 başına porların sayısına, porların yüzeyde nasıl dağıldığına, membran yükü ve membranın kimyasal yapısına göre tanımlanmaktadır. Bu faktörler ve filtrasyonda oluşan örtü tabakası (kek), membran filtrasyon sırasındaki madde taşınımını ve verimi, kapasiteyi, geri kazanım oranını etkileyerek, aynı zamanda membran filtrasyonunun ekonomikliğini de belirler (Zhang *et al.* 2015). Membranlar genel olarak (Kaleli 2006; Yarmuhammet 2012)

1. Sıvılardan ve gazlardan mikron boyutundaki partikül filtrasyonu,
2. Sıvılardan kolloidlerin ve büyük ölçekli moleküllerin ayırımı,
3. Sadece iyonik türlerin ayırımı,
4. Sulardan veya diğer sıvılardan bütün askıda katı veya çözünmüş maddelerin ayırımı,
5. Konsantre çözelti elde etmek gibi amaçlar için kullanılır.

Membranın performansına çalışma şartlarının, arıtılacak suyun özelliklerine bağlı olarak membran tipinin ve tasarımın çok önemli etkisi vardır. Sistemde kullanılacak membranın sıcaklığa karşı dayanıklılığı olmalıdır. Çünkü sıcaklık plastik malzemenin performansını belirleyen önemli etmenlerden birisidir. Yapılan çalışmalarda ters osmozun $25^\circ C$ 'de sistem verimliliği açısından daha iyi sonuçlar verdiğini göstermektedir. Uygulama alanı diğerlerine göre daha fazla olan ve maliyet açısından da çok daha düşük olan selüloz asetat membranlar ise $35-40^\circ C$ 'ye kadar dayanıklılığı olduğu çalışmalarda görülmüştür. Seramik membranların ise $800^\circ C$ 'e kadar sıcaklığın çıktığı görülmüştür (Barlas 2002).

Kullanılan membranın atıksuyun kimyasal yapısına uygun olması gerekmektedir. Çünkü atıksu içinde bulunan kimyasal maddeler membranın performansının düşmesine neden olabilir. Selüloz asetat özellikle kloro karşı dayanıksızdır. Bundan dolayı eğer

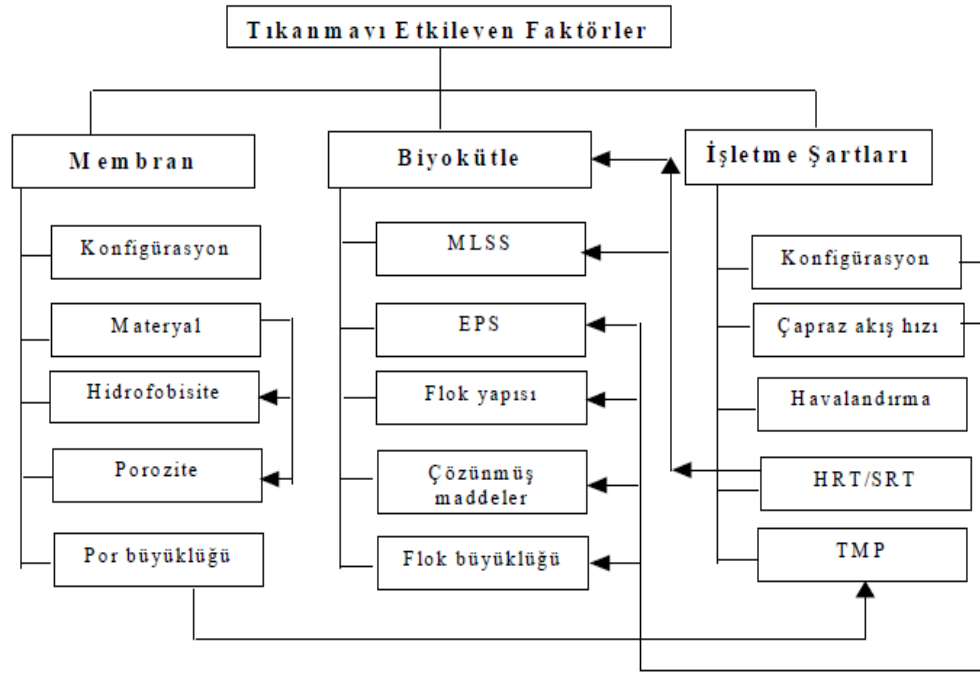
suda klor var ise selüloz asetat membran kullanımından kaçınmak gerekir (Kaykıoğlu vd 2012).

Kullanılan membran türüne göre uygulanan basınçta da farklılıklar mevcuttur. Çizelge 2.3'de membran türüne göre uygulanan basınçlar verilmiştir. Membran seçilirken uygulamaya uygun basınç seçilmek zorundadır. Eğer uygun basıncın üzerinde basınç uygulanır ise bu membrandan deformasyona neden olup membranın yapısını bozabilmektedir. Düşük basınç uygulanır ise bu seferde membrandan yeterince verim alınamayabilir. Genel olarak membranlar yüksek geçirgenlik, iyi seçicilik, kararlı işletme özelliğine sahip olmalı ve düşük maliyet gerektirmelidir. Ekonomik özellikler membran seçiminde önemlidir (Tang and Chen 2002).

Membranların performansına etki eden en büyük etken membran kirlenmesidir. Membranlarda tıkanma, besleme suyunda bulunan çözünmüş maddeler, kolloidler ve süspansiyon maddelerin membran yüzeyinde birikmesi, adsorpsiyon vs. gibi etkilerle membran gözeneklerini kapatması sonucu oluşan bir problemdir (Barlas 2002; Kaleli 2006; Salahi *et al.* 2010; Kitiş *et al.* 2011). Kirlenme sonucunda sabit basınçta çalışan sistemlerde akıdan düşmelere ve sabit akıda çalışan sistemlerde basınçta artışa neden olarak membranın performansında azalmaya ve basınç artışı ile membrandan deformasyona neden olabilir (Pendergast and Hoek 2011). Bunu önlemek için besleme akımı membrana verilmeden önce bir ön arıtmadan geçirilir. Ön arıtmanın derecesini besleme suyunun karakteristiği ve kullanılan membran proseslerin yapısı belirler (Barredo *et al.* 2006). Membran kirlenmesi, membranın yapısından ve membran üzerinde biriken maddelerin fizikokimyasal ve biyolojik etkileşimlerinden büyük oranda etkilenmektedir (İnce 2008).

Membran tıkanmasını etkileyen faktörler Şekil 2.10'da şematik olarak gösterilmiştir. Membranlarda ki tıkanmayı artıran diğer bir etkende artan akı miktarıdır. Sistem için uygun bir akı seçerken, gerekli olan membran alanını minimize etmek ile geri yıkama ve temizleme için sistemin devre dışı bırakılması arasında hassas bir denge vardır. Yüksek akıda daha az membran alanına ihtiyaç varken tıkanma ve buna bağlı olarak

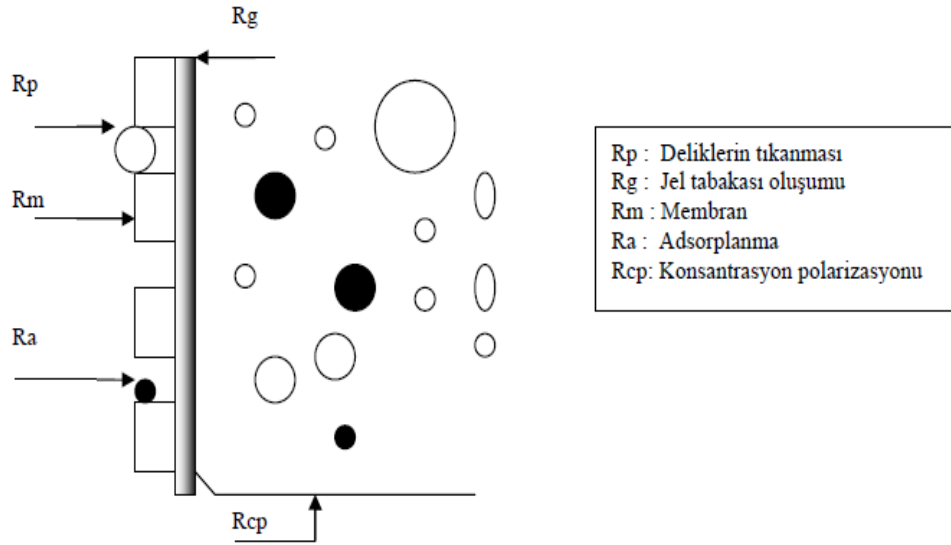
geri yıkama sıklığı daha fazla olacaktır. Buda membrandan geçen birim zaman su miktarını azaltacaktır (Zhang *et al.* 2015).



Şekil 2.10. Membran tıkanmasını etkileyen faktörler (Chang *et al.* 2002; Kitiş *et al.* 2011)

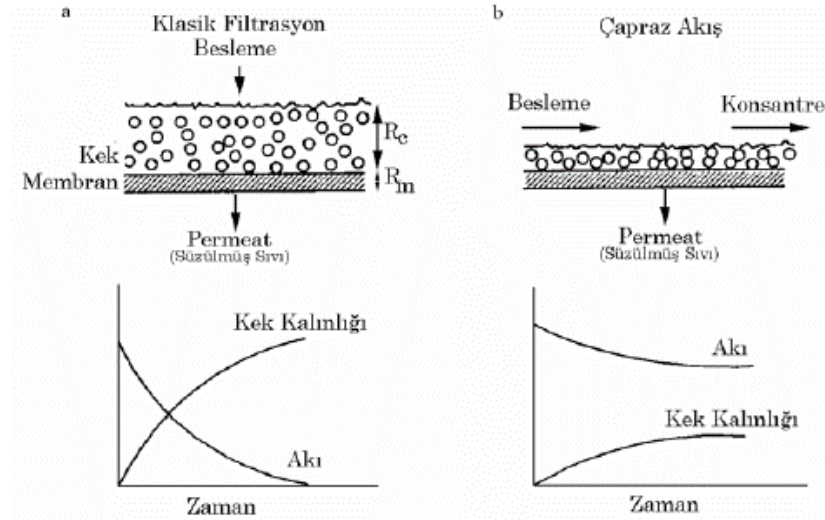
Normal şartlarda, membran filtrasyonda akışkana karşı bir direnç vardır ve bu direnç membran direnci (R_m) olarak adlandırılmaktadır. Membran yüzeyi yakınında membrandan geçemeyen çözünmüş maddelerin konsantrasyonunun artması, membran direncine ilave bir direnç daha meydana getirmektedir. Bu durum konsantrasyon polarizasyonu, bu direnç ise konsantrasyon polarizasyonu direnci (R_{cp}) olarak isimlendirilmektedir. Zamanla konsantrasyon polarizasyonuna ek olarak membran önünde oluşan jelimsi tabakanın sebep olduğu dirence jel polarizasyonu direnci (R_g), partiküler maddelerin membran gözeneklerini tıkaması sonucu oluşan dirence gözeneklerin tıkanması direnci (R_p) ve membran gözenekleri üzerinde kirleticilerin adsorplanması ve boşluk çapının azalması sonucunda oluşan dirence de adsorplanma direnci (R_a) denilmektedir (Koyuncu 2001; Coşkun 2010). Oluşan bu dirençler membran akışının düşmesine sebep olmakta ve membranların geri yıkanmasını

gerektirmektedir. Şekil 2.11’de membrandan oluşan dirençler şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.11. Membranda oluşan dirençlerin şematik gösterimi (Kaleli 2006; Ochando *et al.* 2015)

Ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyon membran yüzeylerine yaklaştıkça birikimdeki kirlenici konsantrasyonu artmakta ve membran yüzeyinde maksimuma ulaşmaktadır. Bu durumda membran yüzeyinden ana çözeltiye doğru bir geri akım oluşmaktadır ve konsantrasyon polarizasyonu adı verilen olay meydana gelmektedir. Membran yüzeyinde filtrasyonla birlikte maddeler tutulmaktadır. Tutulan bu maddeler basıncında etkisiyle jel tabakası olarak bilinen ve membran yüzeyinde ikinci bir filtrasyon gibi davranan bir kek tabakası oluşturmaktadır (Clech *et al.* 2006). Bu kek tabakası dinamik membran olarak adlandırılmaktadır (Yıldız 1999). Bu yapı akıyı azalttığı gibi reddetmeyi artırmaktadır. Membran üzerindeki kek kalınlığı klasik filtrasyon ile sürekli olarak artış gösterirken, çapraz akışlı filtrasyonda belli bir süreden sonra sabit bir kalınlığa ulaşmaktadır (İnce 2008; Choong 2015). Şekil 2.12’de klasik filtrasyon ve çapraz akış filtrasyonda ki kek kalınlığı ve akının değişimi şematik olarak verilmiştir.



Şekil 2.12. Membran filtrasyonda kek kalınlığı ve akının; (a) klasik filtrasyon ve (b) çapraz akış filtrasyondaki değişimi (Yıldız 1999; İnce 2008)

Membran tıkanmalarını engelleyebilmenin çeşitli metotları vardır. İlki membrandan tıkanmaya neden olan maddeler ön arıtım ile giderilebilir. Membran yüzeyinde birikmeye ve tıkanmaya neden olacak büyük boyutta ki maddelerin giderimi sağlanabilir. İkincisi membranlar rutin olarak arıtılmış su ile geri yıkama ile temizlenebilir. Eğer membran yüzeyindeki kirlenme ve tıkanma büyük boyutta ise sistem durdurulur ve membran reaktörden çıkarılarak çeşitli kimyasallarla (sitrik asit, sodyum hipoklorür vb.) temizlenerek tekrar işleme alınır. Böylece membranların sürekli olarak etkin bir şekilde çalışması sağlanmış olur

MBR sistemi, membran ayırma işlemi ile aktif çamur prosesinden oluşan hibrit bir sistemdir. Membran filtrasyon sistemi biyolojik arıtım, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılması ve geri kullanımı açısından da önemlidir (Metcalf and Eddy 2014). İlk defa 1967 yılında Smith tarafından, membran filtre ünitesi aktif çamur sistemi ile birleştirilerek membran biyoreaktör (MBR) ortaya çıkmıştır (Manem and Sanderson 1996; Gündler 2000). Membranlar evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında ve suyun geri kullanımı ile uygulamalarda da kullanılmaktadır (Brindle and Stephenson 1996; Trussell *et al.* 2006). Reaktör klasik aktif çamur prosesine benzer olarak işletilir fakat ikinci bir çökeltme ve kum filtrasyonu gibi üçüncül bir aşamaya gerek yoktur. Klasik

aktif çamur sisteminde biyolojik oksidasyon ve çöktürme iki ayrı tankta gerçekleşirken MBR’larda tüm işlemler tek tank içinde meydana gelmektedir. Havalandırma ile reaktör içerisinde aktif çamur oluşturulmakta ve tank içinde gömülü olarak bulunan membran modülünden vakum uygulanarak arıtılmış su çekilmektedir. Düşük membran filtrasyonu (mikrofiltrasyon (MF) veya ultrafiltrasyon (UF)) aktif çamurdan atıksuyun ayrılması için kullanılır (Stephenson *et al.* 2000; Vanysacker *et al.* 2014). Membran biyoreaktörler klasik aktif çamur sistemlerine göre yüksek organik yükleme oranlarını karşılayabilmektedir (10 kg KOİ/m³.gün’e kadar) (Özkaya 2001; İnce 2008) ve yüksek MLSS oranlarında çalıştırılmaktadır. MLSS miktarı 40 g/L kadar çıkmaktadır bu yüzden havalandırma havuzu tank hacimleri oldukça düşüktür (Mrayed *et al.* 2011). Membran teknolojisi son on yılda çok hızlı bir ilerleme kaydederken artan güven ve esneklikle birlikte popüler bir arıtım seçeneği haline gelmiştir.

Membran teknolojileri; içme ve kullanma suyu olarak nehir, göl, deniz ve kuyulardan elde edilmesinde, atıksuların deşarj kriterlerine uygun olarak arıtılmasında, çeşitli endüstrilere proses suyu temininde ve proseslerde kullanılan kimyasal maddelerin geri kazanılması gibi geniş bir uygulama alanı olan son dönemdeki popüler arıtma yöntemlerinden birisidir (Yu and Graham 2015). Nehir, göl, deniz ve kuyulardan içme ve kullanım sularının elde edilmesinden, çeşitli endüstriyel proseslere su teminine, atıksuların deşarj kriterlerine uygun arıtılmasından, proseslerde kullanılan kimyasal madde geri kazanımına kadar çok değişik alanlarda kullanılabilen, son dönem arıtma yöntemlerinin başında gelmektedir (Yarmuhammet 2012).

2.3.1. MBR’ların avantajları

Klasik aktif çamur sistemleriyle kıyaslandığında MBR sistemlerinin pek çok avantajı vardır. MBR sistemlerin avantajları aşağıdaki gibi sıralanabilir

- Klasik aktif çamur sistemlerinde patojen mikroorganizmaları yok etmek için klor gibi kimyasallara ihtiyaç vardır. Dezenfeksiyon için kullanılan klor gibi kimyasal maddeler kanser riskine neden olan trihalomethan (THM) ve trihaloasetik asit (THA) gibi

dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumuna neden olabilir. MBR sistemlerde ise set-1neredeysse tüm virüs ve bakteriler tutularak sterile yakın su eldesi vardır. Böylelikle ek bir dezenfeksiyon ünitesine gerek yoktur. Bu da bizi hem maliyet açısından hem de dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşmaması açısından avantajlar sağlar (Cicek *et al.* 1998; Komesli 2006). Atıksu içinde bulunan sentetik toksik maddelerin biyolojik olarak parçalanmasını sağlayan özel mikroorganizmaların yüksek SRT değerlerinde daha etkin çalışmaktadır (Kitiş *et al.* 2011).

- MBR'lar klasik aktif çamur sistemlerine göre 3-4 kat daha yüksek biyolojik askıda katı madde (MLSS) konsantrasyonunda çalıştırılabilir ve arıtma için gerekli hidrolik bekleme süresi (HRT) konvansiyonel sistemlere göre azdır (Kitiş *et al.* 2011). Havalandırma havuzlarının hacim dizaynının da HRT temel parametre olduğu için düşük HRT gereksinimi gerekli havuz hacmini düşürüp, ilk yatırım maliyetini azaltıp, işletme kolaylığı da sağlar.

- Klasik aktif çamur sistemlerindeki gibi katı-sıvı ayırımı için son çökeltim havuzuna ihtiyaç olmadığı için arazi gereksinimi de oldukça düşüktür. Özellikle arazinin değerli olduğu bölgelerde büyük bir avantaj sağlar. Son çökeltim havuzlarına ihtiyaç olmadığı için ilk yatırım ve işletme maliyeti açısından da azaltıcı bir etkidir (Visvanathan *et al.* 2000; Komesli 2006).

- MBR'larda yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı yüksek çamur yaşı (SRT) ile işletim yapılabilir SRT 20 günden fazla olabilir. Uzun çamur yaşlarında reaktörde iç solunumdan dolayı biyokütlede azalma meydana gelmektedir ve bertaraf edilmesi gereken atık biyokütle miktarının azalması maliyeti düşürür (Yoon *et al.* 2004). Ayrıca çamur yaşının kontrolü; prosesin işletim esnekliği ve mikrobiyal popülasyon üzerinde optimum kontrol sağlar (Komesli 2006).

- Nitrifikasyona bakterilerinin büyüme hızları oldukça düşüktür ve nitrifikasyona, biyolojik azot gideriminde genellikle sınırlayıcı orandadır. Klasik aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyona bakterilerinin yeterli sürede gelişimini sağlaması oldukça

zordur. Ancak MBR sistemlerde yüksek SRT değerlerinde nitrifikasyon daha verimli gerçekleşir ve nitrifikasyonun çeşitli ortam şartlarından olumsuz etkilenme şansı azalır (Gao *et al.* 2004).

- MBR sistemlerde biyokütle/su ayrımı biyokütlenin çökelebilmeye özelliğinden bağımsızdır. Bunun nedeni bu ayırım prosesinin çökeltim prensibi ile değil fiziksel filtrasyon ile yapılmasıdır. Dolayısıyla, klasik sistemlerin son çökeltme havuzu işletiminde çok problem arz eden çökelemeyen biyokütle (filamentli flokların oluşmasından dolayı) durumu MBR'larda yoktur (Kitiş *et al.* 2011).

- Klasik aktif çamur sistemlerinde ki önemli sorunlardan biriside koku problemidir. Ancak MBR sistemlerde herhangi bir koku problemi yoktur (Komesli 2006).

- Filtrasyon sonucu bulanıklık da MBR'larda düşük değerlere düşer ve çıkış suyu çok berrak bir görünüm alır.

- Klasik sistemlere göre MBR'la arıtılmış atıksu çevre sağlığı ve mikrobiyal içerik yönünden çok daha güvenlidir. Tarımsal sulamada kullanılan suların içerisinde zararlı mikroorganizma bulunmamalıdır bu nedenle MBR sistemlerden çıkan sular tarımda direk sulama suyu olarak kullanılabilir.

2.3.2. MBR'ların dezavantajları

MBR sistemlerin dezavantajları aşağıdaki gibi sıralanabilir

- MBR'da arıtma prosesi tek bir havuzda gerçekleştiği için sistem mekanik ve kontrol açısından klasik sistemlere göre daha karmaşıktır. Ancak otomasyon sayesinde işletim kolaylaşır (Komesli 2006).

- MBR ile ilgili en önemli dezavantaj yüksek maliyetidir. Membran ünitelerinin hem maliyetinin hemde bakımının pahalı olması ve basınçlandırma ile suyun devir daimî için gerekli enerji ihtiyacı açısından yüksek maliyet gerektirir (Trouve *et al.* 2014).
- İşletim sırasında zamanla membran gözenekleri tıkanır ve arıtılmış su akışı azalır, bunu engellemek için belirli aralıklarda basınçlı hava/su ve kimyasallarla (sitrik asit ve sodyum hipoklorür) gözenekler temizlenir. Ancak bu kimyasallar için az hacimlerde de olsa biriktirme amacıyla depolama tankları gerekir (Kitiş *et al.* 2011).
- Yüksek çamur yaşında çalışıldığı için biyoreaktörde filtre edilemeyen inorganik maddeler birikebilir ve mikrobiyal popülasyona zarar verebilecek seviyelere ulaşabilmektedir (Manem and Sanderson 1996).

2.4. Amaç ve Kapsam

Biyolojik nütrient giderimi günümüzde atıksuların arıtımında yaygın olarak uygulanmasına rağmen, yeni mikroorganizmaların belirlenmesi, yeni süreçlerin uygulanması nedeniyle araştırmacılar tarafından yoğun olarak günümüzde de çalışılmaktadır. Bu çalışmada ardışık kesikli biyolojik reaktöre entegre edilmiş membran filtrasyonu ile işletme koşullarının yüksek azot ve fosfor içerikli atıksuların arıtılabilirliği üzerine etkisi araştırılmıştır. Deneysel çalışma kapsamında nötral pH seviyelerinde ve $20\pm 5^{\circ}\text{C}$ sıcaklıkta işletilen AKR sistem ile biyolojik nütrient giderimi sağlanmış ve AKR reaktörün çıkış suyu batık plaka (flat sheet) membran bulunan MBR sistemine alınarak vakum filtrasyonu ile katı-sıvı ayrımı yapılmıştır. Reaktöre yapılabilecek en yüksek azot, fosfor ve KOİ yüklemeinde, azot, fosfor, KOİ giderimi ve çıkış azot, nitrat, fosfor ve KOİ derişimleri belirlenmiştir. Daha sonra kademeli olarak AKR için hidrolik kalış süresi ve MBR filtrasyon için akı değerleri değiştirilecek biyolojik nütrient giderimine olan etkisi incelenmiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Deneysel Düzenek

Çalışmalar sırasında yüksek azot ve fosfor içeren atıksuların ardışık kesikli reaktöre (AKR) entegre edilmiş batık membran filtrasyon ünitesi ile arıtımı araştırılmıştır. Çalışma sırasında kullanılan reaktör Şekil 3.1’de verilmiştir.

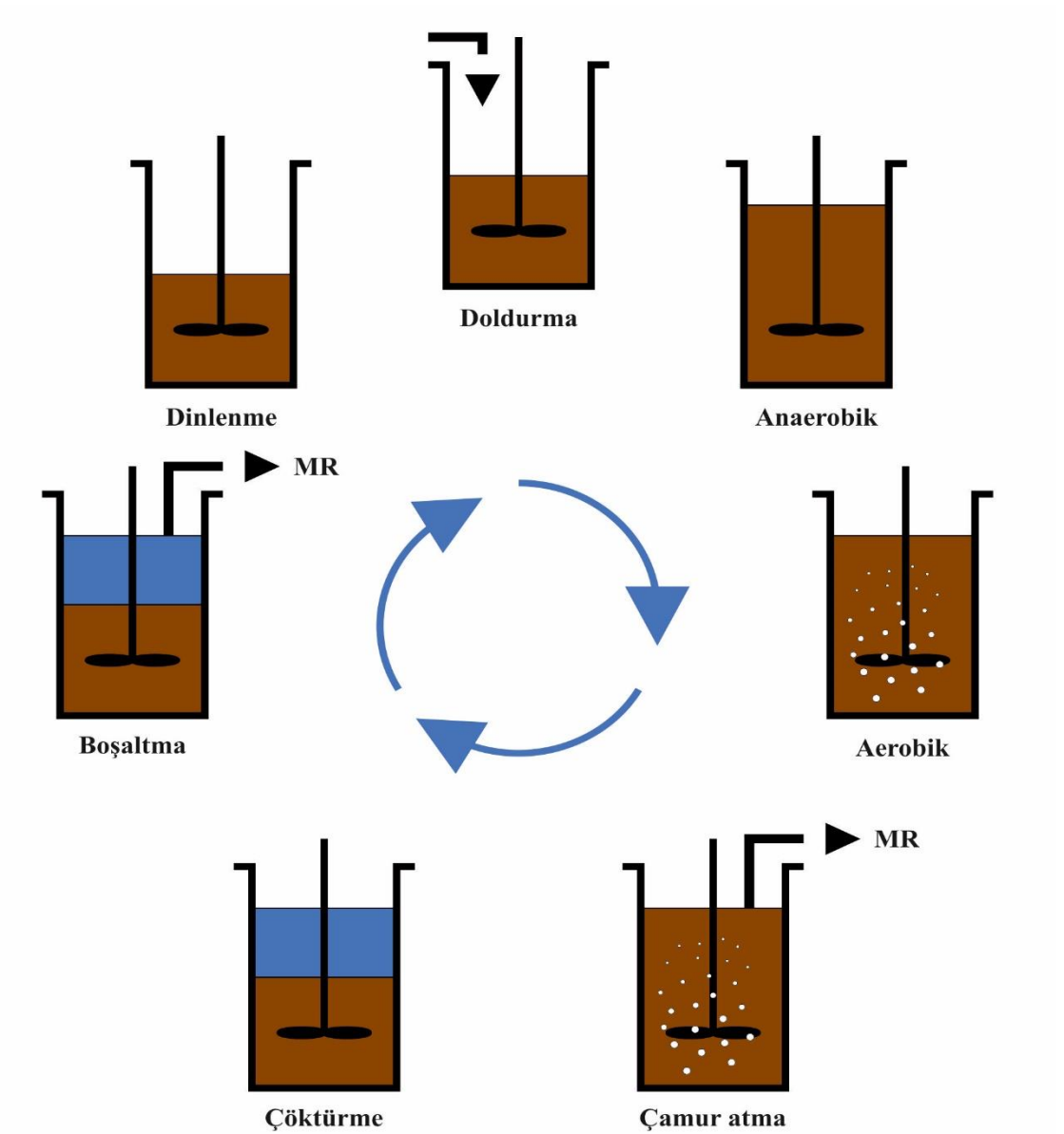


Şekil 3.1. Laboratuvar çalışmasında kullanılan deneysel düzenek

Yukarıdaki şekilde görüldüğü gibi deneysel reaktör iki tanktan oluşmaktadır. Birinci Tank AKR ikinci tank ise membran reaktörü oluşturmaktadır. AKR+MBR sistemin akış diyagramı Şekil 3.2’de verilmektedir.

vakum yapılarak katı-sıvı ayrımı yapılmaktadır. P1'in çalışma ve durması bir kontaktör yardımıyla kontrol edilmektedir. Sistemde membran kirlenmesini önlemek için sürekli olarak havalandırma P5 hava pompasıyla yapılmaktadır.

Çalışma sırasında kullanılan AKR'ye ait fazlar Şekil 3.3'de verilmiştir.



Şekil 3.3. AKR sistemde uygulanan faz sırası

Reaktör sırasıyla; doldurma, anaerobik, aerobik, çamur atma, çöktürme, boşaltma ve dinlendirme olmak üzere 7 safhada işletilmiş çıkış suyu AKR'ye entegre edilen içerisinde batık plaka (flat sheet) membran bulunan MBR sisteme verilmiş ve değişik debilerde vakum uygulanarak yüksek N, P ve C içeren atıksuların arıtımı incelenmiştir. Ardışık kesikli reaktör farklı sürelerde uygulanan fazlarda işletilmiştir. Döngülerin toplam süreleri 345, 390 ve 480 dk olarak değiştirilmiştir. Böylece günde 3-4 döngü gerçekleşmiştir. Farklı faz süreleri kullanılarak farklı döngüler elde edilmiş ve her bir faz kombinasyonuna da "SET" adı verilmiştir. Deneysel çalışmalar boyunca 3 farklı set gerçekleştirilmiştir. Çalışma sırasında 3 farklı akı uygulanmıştır. Reaktöre ham atıksu bir peristaltik pompa yardımıyla reaktörün üst kısmından 55.5 mL/dk debiyle statik olarak doldurulmuştur. Boşaltma safhasından sonra reaktör içerisinde kalan yoğun çamur hacmi yaklaşık olarak 4.0L olup doldurma fazında reaktöre 2.5 L atık su beslemesi yapılmıştır. Doldurma fazının süresi 45dk olarak sabitlenmiştir. Reaktörün işletimi sırasında çalışılan tüm deneysel çalışmalarda giriş, çıkış, çamur atma, dinlenme safhaları sabit olarak alınmış sadece aerobik ve anaerobik safhaların süreleri değiştirilmiş ve değişik akılardaki faz süreleri aşağıdaki Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Değişik akılardaki faz süreleri

FAZ SÜRELERİ (dk)	SET-1 16L/m ² . saat	SET-2 20L/m ² . saat	SET-3 24L/m ² .saat
Doldurma	45	45	45
Anaerobik	105	60	45
Aerobik	210	180	150
Çamur Atma	15	15	15
Çöktürme	30	30	30
Boşaltma	45	45	45
Dinlenme	15	15	15

AKR biyolojik reaktörde aerobik fazda ÇO hava pompası ve difüzör yardımıyla reaktör üst tarafından sağlanmıştır. Hava pompasının kapasitesi 15 L/dk'dır. Reaktörün aerobik

fazda işletilmesinde ki ÇO konsantrasyonu 2,5 mg/L civarında tutulup olası dalgalanmaları önlemek için hava debisi artırılıp azaltılmıştır. Aerobik fazın süresi havalandırmanın başlatıldığı andan itibaren havalandırma işleminin durdurulduğu ana kadar geçen süre olarak kabul edilmiştir. Havalandırma süresi boyunca reaktör manyetik bir karıştırıcı ile karıştırılarak tam karışım sağlanmıştır. ÇO ölçümü, bir oksimetre ile reaktörün üst kısmından daldırılarak sürekli olarak ölçülmüştür. Reaktör oda sıcaklığında işletilmiş olup sıcaklık kontrolü için herhangi bir cihaz kullanılmamıştır. Deney düzeneğinin ortam sıcaklığından etkilenemediği varsayılmıştır. Aynı zamanda hem aerobik fazda hemde anaerobik fazda reaktörün karışımı bir manyetik karıştırıcı ile 600rpm'de yapılmıştır.

Aerobik fazın devamında, çamur atma işlemi bir peristaltik pompa yardımıyla ortalama 14.4mL/dk debiyle havalandırma ve karışım durmadan reaktör tam karışım halindeyken 15dk'da MBR içerisine yapılmıştır. MBR'de ki çamur konsantrasyonunu azaltmak için reaktörden çamur geri devri yapılmıştır. Çamur atma işlemi tamamlandıktan sonra havalandırma ve karışım durdurulup reaktör çöktürme fazına alınarak mikroorganizmalar çökelmeye bırakılmıştır. Çökeltme fazının süresi tüm deneysel çalışmalarda 30dk olarak sabit tutulmuştur. Çökeltme fazı tamamlandıktan sonra reaktörün üst kısmındaki arıtılmış olan su yine bir peristaltik pompa vasıtasıyla 55.5mL/dk'lık debi ile 45dk'da tamamlanmıştır. AKR reaktör çıkış suyu membran biyoreaktöre alınırken numuneler alınarak çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve KOİ sürekli olarak ölçülmüştür.

Boşaltma fazından sonra reaktör 15dk'lık dinlenme fazına alınmıştır. Dinlenme fazında herhangi bir işlem yapılmamıştır. Dinlenme fazında yoğun çamur konsantrasyonu 4.0L olarak sabit tutulmuştur. Döngü bu şekilde tamamladıktan sonra tekrar atıksu beslemesi yapılarak yeni bir döngü başlatılmıştır.

Reaktör işletimi süresince, besleme ve çıkış suyu tankları, reaktör besleme hatları periyodik olarak reaktör dışında mikrobiyal büyümeyi engellemek amacıyla yenilenmiş ve pompalar asit çözeltisi ile temizlenmiştir. İşletim süresince farklı parametrelerin

incelenmesi kararlı hal koşullarında gerçekleştirilmiştir. Elektrik kesilmesi ve benzer işletim sorunlarında, sorunun giderilmesini takip eden işletim periyodunda kararlı hal koşullarına kadar süreci izlemek amacıyla ölçümler gerçekleştirilmiştir.

AKR çıkışı bir peristaltik pompa vasıtasıyla 55.5 mL/dk'lık debi ile 45 dk'da içerisinde batık plaka (flat sheet) membran bulunan MBR sistemine verilmiştir. Çalışma sırasında AKR'e entegre edilmiş MBR sisteminin özellikleri aşağıdaki Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. MBR sisteminin özellikleri

Tank Hacmi	8 L
Membran Alanı	0.03 m ²
Membran modül boyutları	100x150x10 mm
Membran materyali	Poliethersulfone (PES)
Gözenek Çapı	0.04 mikron
Akı (L/m ² .sa)	16-20-24
Membran Şekli	Plaka
Tank Hacmi (cm ³)	15x30x50
MLSS (g/L)	7 g/L (MF başlangıcında) 12 g/L (MF sonunda)

Çalışma sırasında kullanılan MBR reaktörde bir miktar arıtma gözlemlenmiştir. Sonsuz çamur yaşımda işletilse de deneysel çalışmalar süresinde belirli aralıklarla çamur atımı gerçekleştirilerek MBR içerisindeki çamurun aktif kalması sağlanmıştır. MBR reaktör içerisinde biyolojik arıtım gerçekleşmesi bizim için avantaj sağlasa bile membran filtrasyonun asıl işlevi katı-sıvı ayrımının yapılmasıdır. MBR'ye alınan çıkış suyu buradan bir peristaltik pompa yardımıyla vakum yapılarak çekilmiştir. MBR çıkış suyunda ki NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, PO₄⁻³-P ve KOİ sürekli olarak ölçülmüştür.

3.2. Aşı Mikroorganizma

Çalışma sırasında kullanılan aktif çamur ODTÜ MBR atıksu arıtma tesisinden alınmıştır. Alınan çamurun konsantrasyonu 3500 g/L olup reaktördeki MLSS konsantrasyonu 8000-8500 mg/L'ye ulaşana kadar 1.5 ay sentetik atıksu ile besleme yapılmıştır. Sistem dengeye gelene kadar günlük olarak pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ölçümleri yapılarak mikroorganizma gelişimi izlenmiştir.

3.3. Sentetik Atıksu Bileşimi

Tüm deneysel çalışmalarda sentetik atıksu kullanılmış ve sentetik atıksu bileşimi Çizelge 3.3'de sunulmuştur. Besleme suyunda periyodik olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, KOİ, pH, elektriksel iletkenlik ölçümleri yapılarak deney sonuçları değerlendirilmiştir.

Çizelge 3.3 Sentetik atıksu bileşimi

Kimyasal	Derişim (mg/L)
$\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	2133
NH_4Cl	1558
KH_2PO_4	165
NaHCO_3	415

Ek olarak hazırlanan sentetik atık suyun her litresine 1mL olacak şekilde Çizelge 3.4'de içeriği verilen iz element çözeltisinden eklenmiştir.

Çizelge 3.4. İz element çözeltisinin bileşimi

Kimyasal	Derişim (mg/L)
FeCl.6H ₂ O	0.15
H ₃ BO ₃	0.15
CuSO ₄ .5H ₂ O	0.03
KI	0.03
ZuSO ₄ .7H ₂ O	0.12
CoCl ₂ .6H ₂ O	0.15
MnCl ₂ .4H ₂ O	0.12

3.4. İşletme Koşulları

AKR işletmeye alınmadan önce MLSS konsantrasyonu 8000-8500 mg/L'ye çıkarılmıştır. Reaktördeki MLVSS konsantrasyonu yaklaşık olarak 2750-3000 mg/L'dir. Sistemden günlük 650 ml çamur atılarak çamur yaşı deneysel çalışmalarda 8-10 gün olarak hesaplanmıştır.

Uygulanan tüm set çalışmalarında; doldurma, çöktürme, boşaltma ve dinlendirme süreleri eşit olup bu sürelerin toplamı her SET için 2.5 saat'tir. Çizelge 3.1'de tüm set çalışmaları ve faz süreleri verilmiştir.

Her set çalışması toplam 4 hafta çalışılmış ve haftada 3-4 defa, set çalışması sonunda numune alınarak NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, KOİ ve PO₄⁻³-P analizleri yapılmıştır. Her döngü için giriş besleme çözeltisi hazırlandıktan hemen sonra NH₄⁺-N, KOİ ve PO₄⁻³-P analizleri yapılmıştır. Numune alma işlemi boşaltma fazında yapılmıştır. Bu analizlere ek olarak 2 haftada bir kez MLSS konsantrasyonuna bakılmıştır.

AKR reaktördeki döngü tamamlanırken çıkış suyu bir peristaltik pompa yardımıyla bu reaktöre entegre edilen batık membran filtre sistemine alınmıştır. İçerisinde flat shet membran bulunan reaktörden bir peristaltik pompa yardımıyla çeşitli akılarda vakum

yapılarak çıkış suyu alınmıştır. Membran filtrasyonda vakum 4 dk çalışıp 2 dk dinlenme şeklinde yapılmıştır. Membran yüzeyinde biriken kirliliği ve oluşabilecek tıkanıklıkları önlemek için reaktör sürekli olarak tabana yerleştirilen bir difüzör ile kaba hava havalandırılmıştır. Difüzörün ana işlevi membran temizlenmesi için kullanılmasına rağmen yapılan havalandırma ile reaktör içerisinde bulunan mikrobiyal canlılar için oksijen sağlanarak çıkış suyunda kalan nütrientin bir kısmında giderilmesi hedeflenmiştir.

3.5. Membran Temizleme Şekli

Her set çalışması sonunda membran modülü reaktörden çıkartılıp önce musluk suyu ile tersten düşük basınçla su basılarak membran gözeneklerinin açılması sağlandı. Daha sonra 500 mg/L sodyum hipoklorür ile yaklaşık 45dk aynı işlem tekrar edildi. Membrana tekrar musluk suyu basılarak membran yüzeyindeki kalıntı sodyum hipoklorür uzaklaştırıldı. Bu işlemi takiben membrana sadece saf su basılarak membranın temizlenme işlemi tamamlandı ve daha sonra membran tekrar reaktör içerisine yerleştirildi.

3.6. Analitik Yöntemleri

Çalışmalar sırasında toplam katı madde (TOK), uçucu katı madde (UKM), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, KOİ , çözülmüş oksijen ve pH ölçümleri giriş atıksuyunda, AKR çıkışında ve membran MBR çıkışında replikalı olarak yapılmıştır. Çalışmalar sırasında TOK Standart Metodlar (Method #2540B), UKM (Method #2540E) göre yapılmıştır (APHA,1998). KOİ ölçümleri sırasında Standart Metodlar Method#5220C kullanılmıştır. $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ölçümleri Merck Phoro 300 model spektrofotometrede hazır kitler; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (test kit no:14752), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (test kit no: 09713), $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (test kit no:14842) kullanılarak yapılmıştır. ÇO ve pH Hach Lange HQ40D marka ölçüm cihazı ile yapılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Biyolojik nütrient giderimi deneysel çalışmaları, alıştırma sürecini ve kesikli işletim koşullarında deneysel çalışmaları içermektedir. AKR biyolojik reaktör nütrient giderimi çalışması öncesi mikrobiyal büyümeyi temin etmek amacıyla yaklaşık 1.5 ay süreyle işletilmiştir. Belirtilen zaman aralığında biyolojik reaktöre uygulanabilecek en yüksek azot, fosfor ve KOÇ yükleme (gNH₄⁺-N/ m³.gün, gPO₄⁻³-P/ m³.gün ve gKO / m³.gün) belirlenmiştir.

4.1. Ardışık Kesikli Biyolojik Reaktör Deneysel Sonuçlar ve Değerlendirme

Ardışık kesikli biyolojik reaktör içerisinde mikrobiyal gelişmeyi temin amacıyla; besleme suyu, düşük debi, NH₄⁺-N, PO₄⁻³-P ve KOÇ yükleme yapılarak işletilmiştir. İşletim döneminde günlük olarak çıkış suyu analizleri yapılmış ve  ıkış NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, PO₄⁻³-P ve KOÇ derişimleri ölçümleriyle reaktör performansı incelenmiştir. Alıştırma süreci boyunca NH₄⁺-N, PO₄⁻³-P ve KOÇ giderimi verimi sırasıyla %99, %82 ve %92 olana kadar devam etmiştir. Alıştırma evresinde HRT 12-16 saat olarak tutulmuştur. AKR içerisindeki MLSS konsanrasyonu 8000-8500 mg/L seviyelerinden tutulmuştur.

Ardışık kesikli biyolojik reaktör giriş besleme atıksu debisi 2.5L / 45dk'da sabit tutulup maksimum nütrient yükleme yapılarak HRT 10-12 saatte çalışılmıştır. Çamur yaşı (SRT) 10-12 gün arasında tutulmuştur. Çalışma koşullarında ve yüklemesinde çıkış suyunda nütrient miktarlarında azalma ve mikrobiyal popülasyonda artış meydana gelmiştir.

MBR sistem için 16L/m².saat, 20L/m².saat ve 24L/m².saat akı değerlerinde çalışılmış ve MBR sistemden vakumla alınan çıkış suyundan NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, PO₄⁻³-P ve KOÇ analizleri yapılarak akının nütrient gideriminde nasıl bir etkisi olduğu araştırılmıştır.

Akı değeri arttıkça sistemde suyun kalma süresi azalmakta ve mikroorganizmaların ortamdaki maddeleri (C, N, P) parçalama süreleri azalmaktadır.

Çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve KOİ derişimlerinin uzun süre sabit ölçüldüğü biyoreaktörün yatışkın olduğu durum, kararlı hal koşulları olarak kabul edilmektedir. Bu nedenle çalışmada deneysel çalışmalar, her yükleme değeri için yaklaşık sabit çıkış derişimleri elde edilene kadar devam ettirilerek deney sonuçlarının ortalaması alınmıştır.

Bu bölümde, yapılan deneysel çalışma boyunca reaktörde uygulanan her set için elde edilen sonuçlar parametre olarak ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

4.1.1. SET-1, SET-2 ve SET-3 için KOİ giderimi

Çalışma sırasında 3 farklı akı ile AKR+MBR sisteminin performansı değerlendirilmiştir. Ayarlanan akılar sırasıyla 16 L/m².saat (SET-1), 20 L/m².saat (SET-2) ve 24 L/m².saat (SET-3) ayarlanmıştır. Her set için AKR döngü süresi farklı olarak ayarlanmıştır.

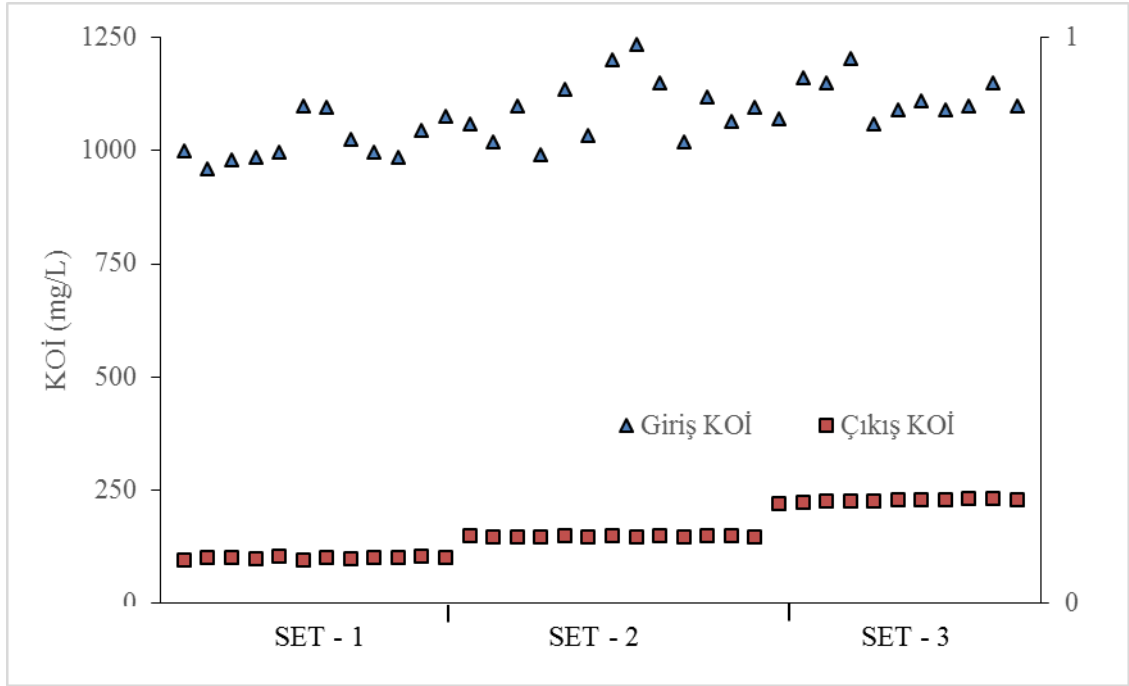
SET-1 de akı 16 L/m².saat olarak ayarlanmıştır. AKR'de giriş KOİ miktarı 960-1100mg/L arasında değişirken çıkış KOİ miktarı maksimum 104 mg/L ve minimum 96 mg/L ve KOİ giderim verimi %89-91 arasında değişmektedir. AKR'den çıkan su bir peristaltik pompa ile MBR sisteme verildi. MBR için giriş değerleri, AKR'nin çıkış değerleri kabul edilmiştir. MBR sistemindeki sürekli havalandırma ile AKR'deki arıtım sonunda kalan nütrientler ve KOİ , mikroorganizmaların oksidasyonu sonucunda giderilmiştir. MBR sistem içinde 16 L/m².saat akı değerinde KOİ giderim verimi AKR çıkışları baz alındığında ekstra %21-25 arasında değişirken, çıkış KOİ değerleri 81-74 mg/L arasında değişmektedir. MBR sistemin KOİ giderim veriminde artı bir etkisi olduğu göstermiştir. Sistemin toplam KOİ giderim verimi %93 seviyelerine kadar çıkmıştır.

SET-1 deneyleri bittikten sonra sistemin akısı $20 \text{ L/m}^2\text{-saat}$ 'e çıkarılmıştır. Bu SET-2'de AKR'de döngü 6.5 saatten oluşmaktadır. Döngüde giriş KOİ miktarı 990-1200mg/L arasında değişirken çıkış suyunda ki KOİ miktarı 145-149 mg/L arasındaki değerler bulunmuştur. Akı miktarı arttırıldığı için suyun reaktör içindeki kalma süresi azalmıştır. MBR sistem içindeki KOİ giderim verimi %12-%16 olmuştur. Bir önceki döngüye göre KOİ giderim verimi düşmüştür. Sistemin toplam KOİ giderim verimi ise %85'dir.

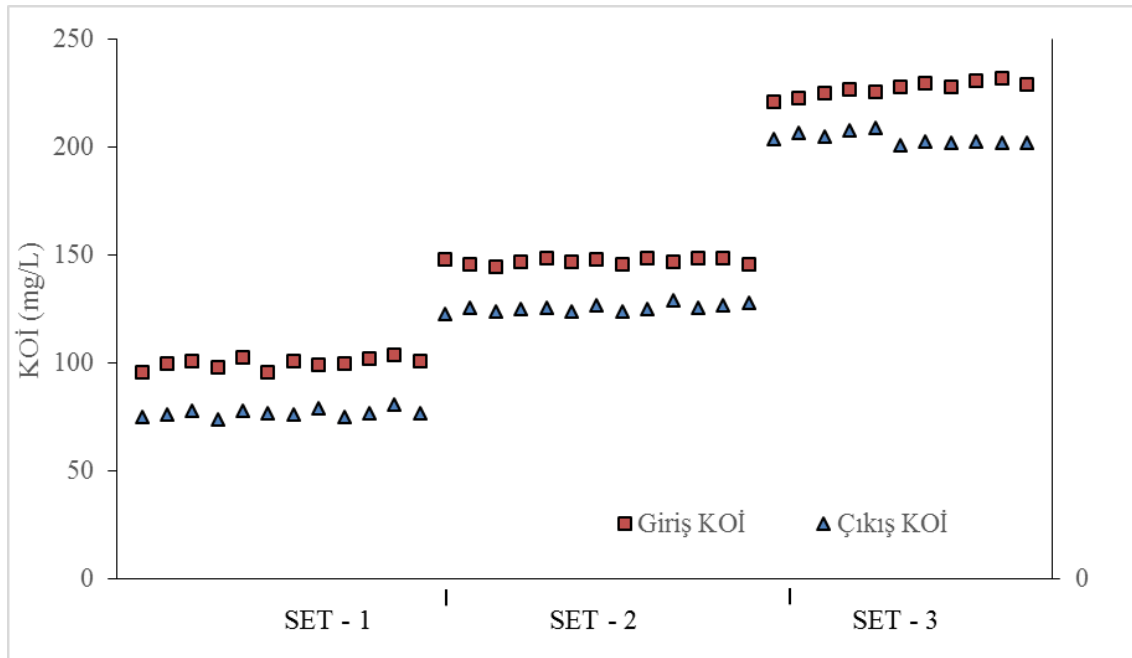
SET-3 çalışmasında AKR prosesinde 5 saat 45dk toplam döngüde giriş KOİ miktarı 1070-1205mg/L arasında değişirken çıkış suyundaki KOİ miktarı 221-230mg/L seviyelerinde olduğu bulunmuştur. Toplam döngü süresi kısaldığı için KOİ gideriminde önceki çalışmalara nazaran çıkış suyundaki KOİ miktarında yüksek bir artış meydana gelirken giderim verimi %79 seviyelerine kadar düşmüştür. Mikroorganizmaların yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmesi için su içindeki organik maddeleri parçalamak zorundadır. Eğer HRT yetersiz olursa mikroorganizmalar yeterince organik madde ile reaksiyona giremez ve sonuç olarak arıtım veriminde düşmeler görülür. SET-3 çalışmasında hem aerobik hemde anaerobik fazın süreleri çok düştüğü için çıkış suyunda ki KOİ miktarı artmıştır.

SET-3 çalışmasında HRT düşürüldüğü için gün içerisinde daha fazla döngü olacağından MBR reaktöre daha fazla su girişi olacaktır. Bunu dengelemek için MBR sistemdeki akı $24 \text{ L/m}^2\text{-saat}$ olarak belirlendi. MBR reaktörün çıkışında yapılan analizlerde KOİ miktarının bir önceki SET çalışmalarına göre 204-209 mg/L seviyesine kadar çıktığı görüldü. Yeterli HRT olmadığı için mikrobiyal faaliyet tam olarak gerçekleşmemiştir. MBR sisteminde ki KOİ giderimi %8- 12 seviyelerine kadar düşmüştür. Sistemin toplam verimi %81 seviyelerindedir.

Şekil 4.1'de AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde KOİ değişim grafiği ve Şekil 4.2'de MBR sistemde KOİ değişim grafiği sunulmuştur. Ayrıca hem AKR hemde MBR sistemde KOİ'nin giderim verimi Şekil 4.3'de karşılaştırılmıştır.



Şekil 4.1. AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde KOİ değişim



Şekil 4.2. MBR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde KOİ değişim

için $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim veriminde %10'luk bir düşme meydana gelmiştir. Fakat AKR sisteminde $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonunda artış meydana geldiği görülmüştür. Uygulanan SET-2 döngüsü içerisindeki fazların (anaerobik-aerobik) süreleri kısaldığından nitrifikasyon-denitrifikasyon reaksiyonları tam olarak tamamlanamamıştır ve ortamda $\text{NO}_3^-\text{-N}$ miktarı artmıştır. SET-2 döngüsü sonundan $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonu 17mg/L'ye kadar çıkmıştır.

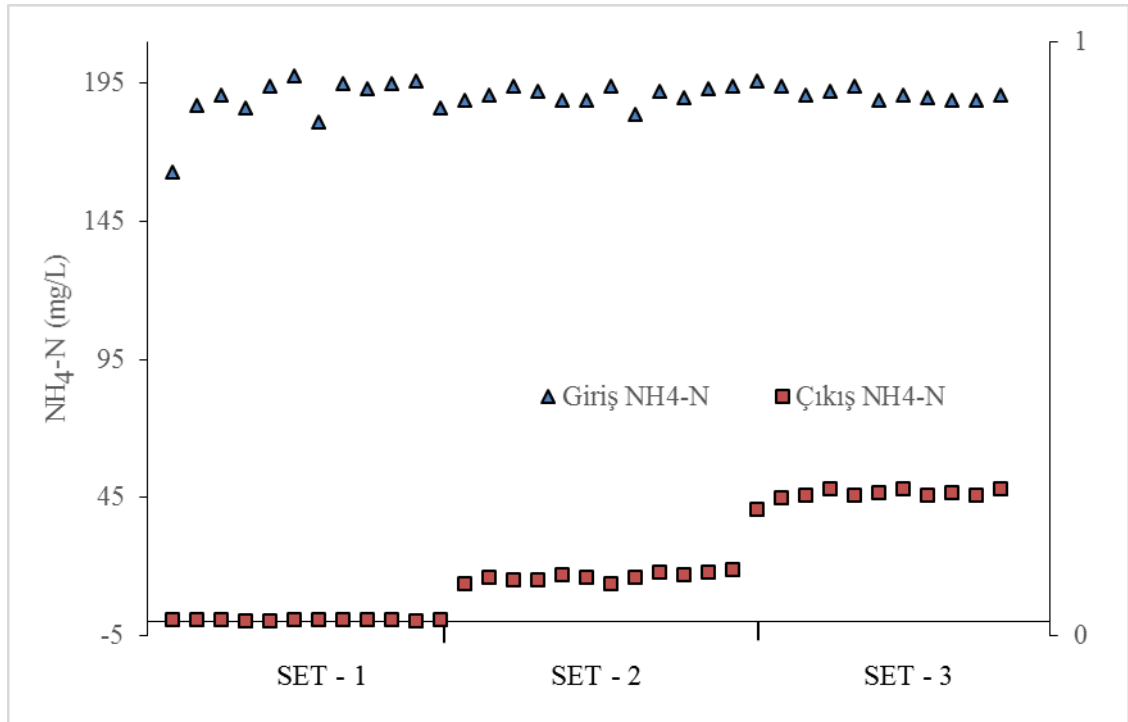
SET-2 çalışmasında MBR sistemdeki akı bir önceki çalışmaya göre (16 L/m².saat) arttırılarak 20 L/m².saat yapılmıştır. Akı miktarı arttırıldığı için suyun reaktör içindeki kalma süresi azalmıştır. Fakat AKR'den gelen su içerisindeki arıtılamamış olan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'ün büyük kısmı membran filtrasyonda nitrifiye bakterileri ile $\text{NO}_3^-\text{-N}$ dönüştürülmüştür. MBR çıkışındaki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ miktarı yaklaşık 39mg/L olarak ölçülmüştür.

Çalışmanın son kısmında AKR'nin çalışma periyodu 5 saat 45dk olarak ayarlanmıştır. Giriş $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 189-196mg/L arasında değişirken çıkış konsantrasyonu 41-48mg/L seviyelerine kadar çıkmıştır. Nitrifikasyon- denitrifikasyon için gereken sürenin çok altındaki sürelerde reaksiyon tam olarak gerçekleşmediği için $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi çok az olmuştur. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %77.5 seviyelerine kadar düşmüştür. Önceki SET çalışmaları ile kıyaslandığında verimde yaklaşık %20 seviyelerinde düşme meydana gelmiştir. Fakat ortamdaki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ miktarı önceki SET çalışmaları ile karşılaştırıldığında daha fazladır. SET-3 çalışması için $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonu 30mg/L seviyelerine kadar yükselmiştir. Denitrifikasyon için gereken süre çok az olduğu için suda ki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ formu daha fazladır.

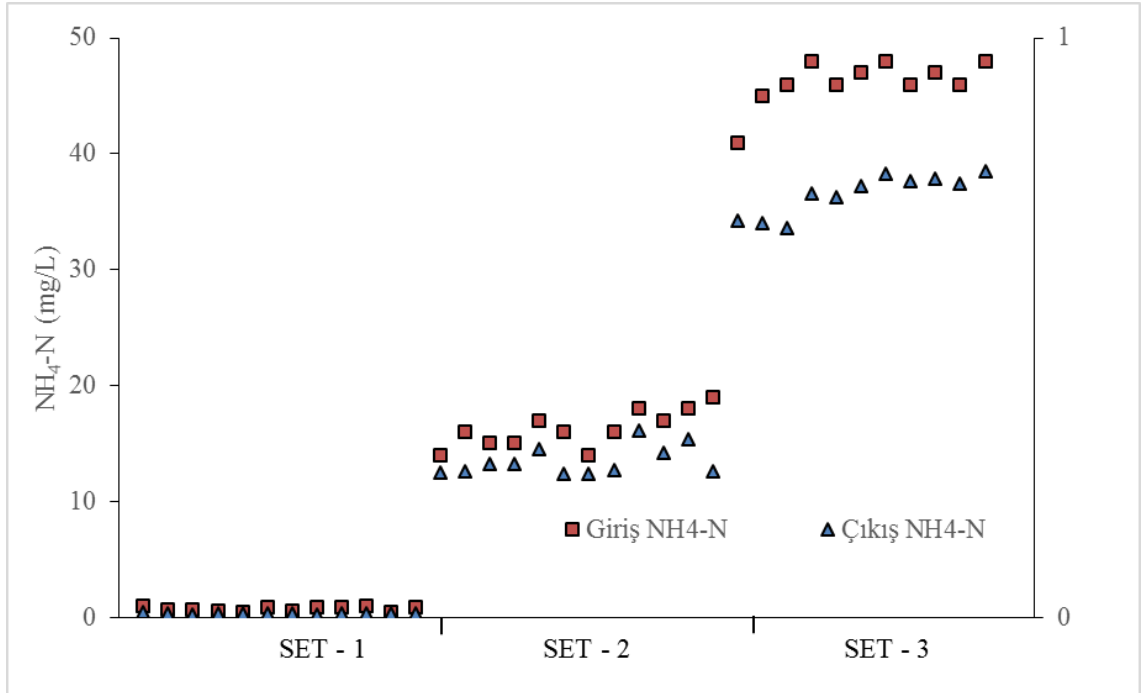
SET-3 döngüsünde MBR sistem için akı değeri 24 L/m².gün olarak belirlenmiştir. MBR reaktörden vakum yapılarak alınan çıkış suyunda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi oldukça düşüktür. Giderim verimi %16 seviyelerine kadar düşmüştür. Çıkış suyundan alınan numunelerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 37mg/L'ye kadar yükselmiştir. AKR çıkışından yüksek miktarda $\text{NO}_3^-\text{-N}$ gelmesi ve MBR reaktörde de kısmen nitrifikasyonun devam

etmesiyle oluşan NO_3^- -N birlikte toplam 51mg/L değerlerine ulaşmıştır. Fakat sistemin toplam verimi %79'lara kadar düşmüştür.

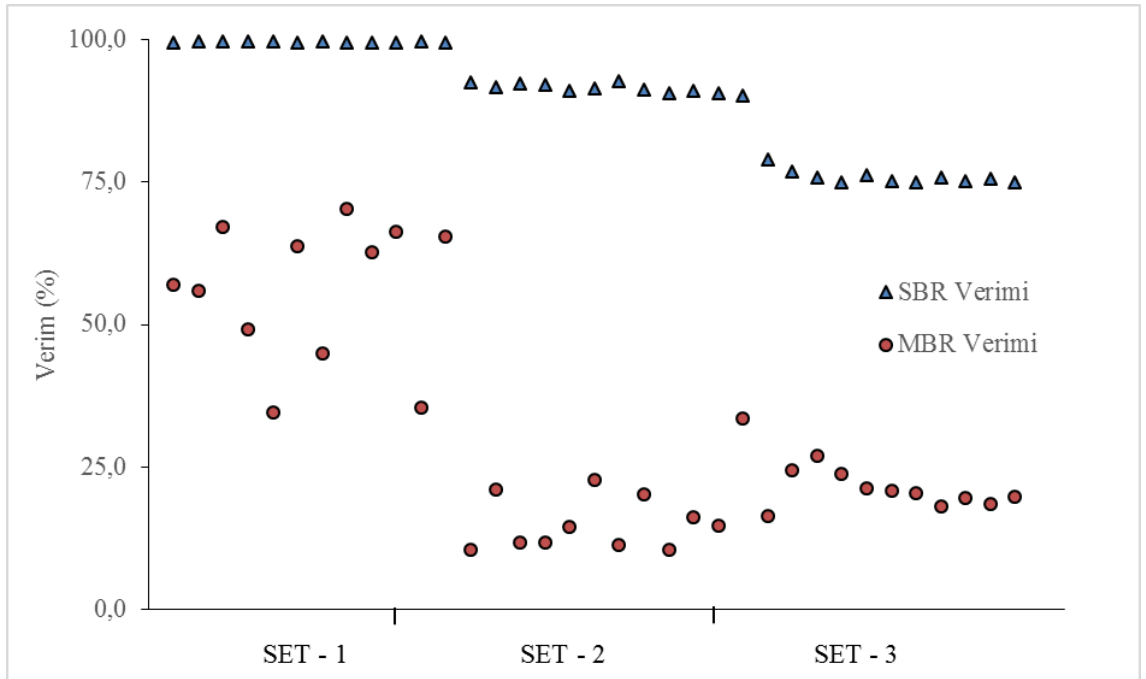
Şekil 4.4'de AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde NH_4^+ -N değişim grafiği ve Şekil 4.5'de MBR sistemde NH_4^+ -N değişim grafiği sunulmuştur. Ayrıca hem AKR hemde MBR sistemde NH_4^+ -N'nin giderim verimi Şekil 4.6'de karşılaştırılmıştır. Aynı zamanda giderilen AKR ve MBR sistemlerde NH_4^+ -N karşı oluşan NO_3^- -N'in grafiği Şekil 4.7'de gösterilmiştir.



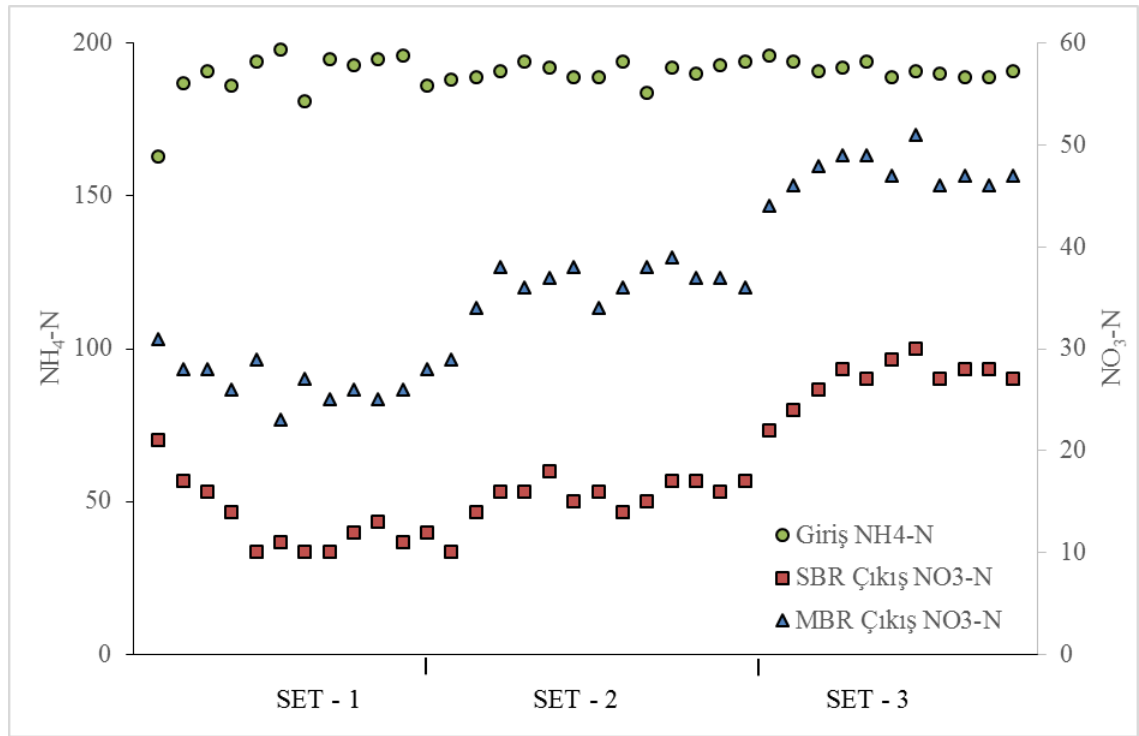
Şekil 4.4. AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde NH_4^+ -N değişim



Şekil 4.5. MBR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişim



Şekil 4.6. AKR ve MBR sistemlerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimin verimleri



Şekil 4.7. AKR ve MBR sistemlerde NO_3^- -N oluşumu

4.1.3. SET-1, SET-2 ve SET-3 için PO_4^{3-} -P giderimi

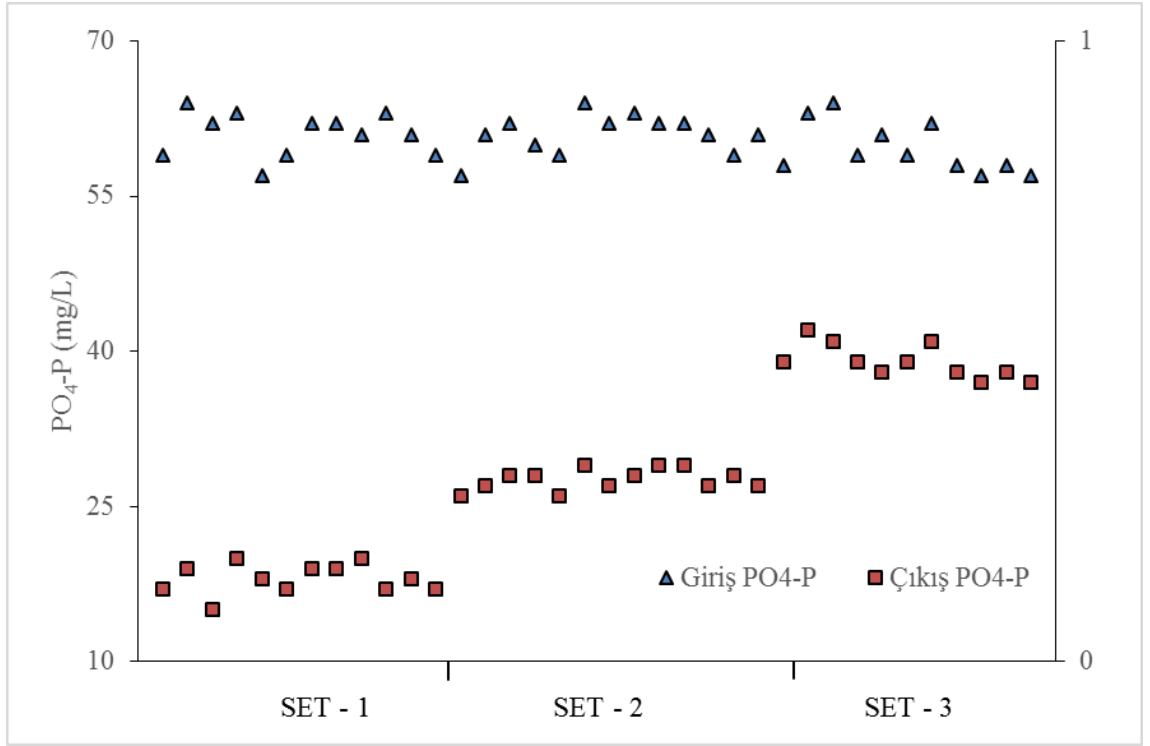
Çalışma sırasında ayrıca PO_4^{3-} -P arıtım verimi de incelenmiştir. SET-1 çalışmaları sırasında atıksu girişinde PO_4^{3-} -P konsantrasyonu 59-61mg/L arasında değişmekte olup çıkış konsantrasyonu 17-20 mg/L'e kadar düşmüştür ve giderim verimi %78-%82 arasında bulunmuştur. Çıkış suyunda kalan PO_4^{3-} -P miktarının belli bir kısmında MBR reaktör içerisinden giderilmiştir. MBR sistemde AKR'nin çıkışı baz alındığında yaklaşık %23-35 arasında PO_4^{3-} -P giderimi varken. Çıkış suyunda ki PO_4^{3-} -P miktarı 11-13 mg/L arasında ölçülmüştür. MBR sistem içinde mikrobiyal popülasyonda artış olduğu görülmüştür. Mikroorganizmalar oksijen varlığında yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmek için su içindeki fosforu kullanmışlardır. Sistemin ortalama toplam verimi %81 olarak bulunmuştur.

SET-2 çalışmaları sırasında PO_4^{3-} -P konsantrasyonu 57-64mg/L arasında değişirken çıkış PO_4^{3-} -P konsantrasyonu 26-29mg/L arasında değişmiştir. PO_4^{3-} -P giderim verimi

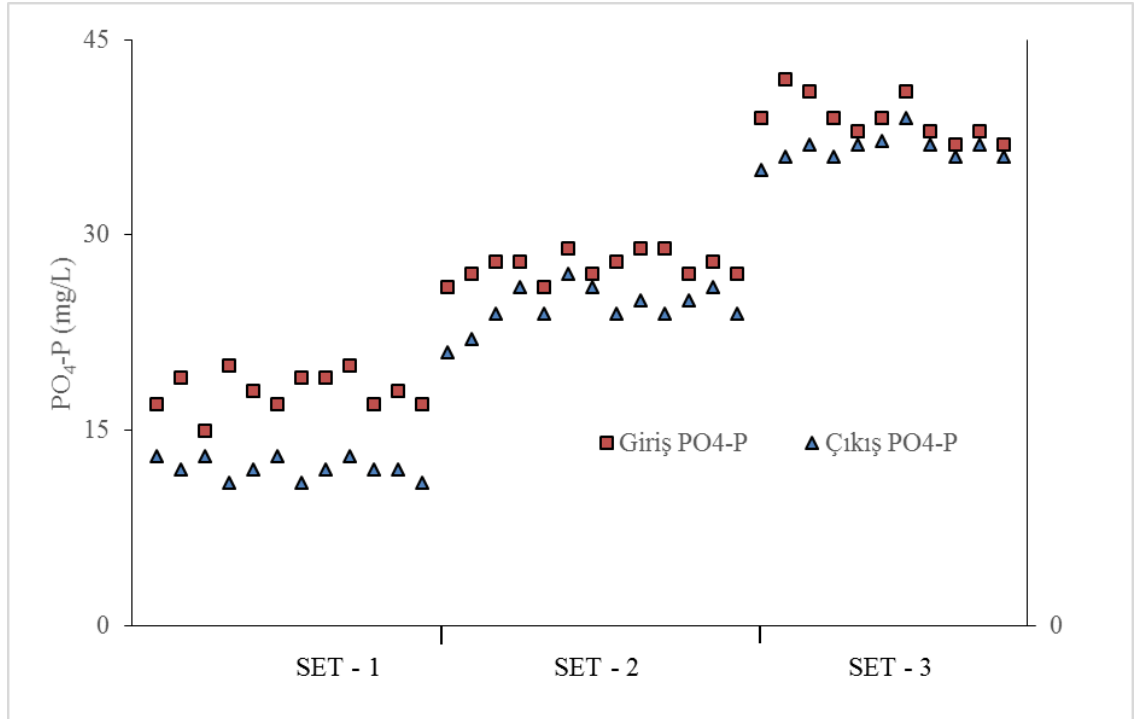
AKR sisteminde %53-%56 seviyesindedir. SET-2 çalışmasında anaerobik ve aerobik fazın süreleri kısaldığı için mikroorganizmalar asimile ile $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimini yeterince yapamamışlardır. Bir önceki SET çalışmasına göre $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ gideriminde yaklaşık olarak %15-20 arasında düşüş meydana gelmiştir. Sistemin toplam verimi ortalama %61 olarak bulunmuştur.

SET-3 çalışmalarında ise $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giriş konsantrasyonu 58-64 mg/L iken çıkış konsantrasyonu 41mg/L'ye kadar yükselmiştir. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 'nin asimilatif olarak giderebilmesi için gerekli olan HRT süresi (anaerobik+aerobik) çok düştüğü için giderim verimi %32 seviyesine kadar düşmüştür. MBR reaktöre gelen atıksu içinde hala yüksek miktarda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ mevcuttur. MBR sistem için akı değeri 24L/m².saat olarak seçilmiştir. Akı değeri arttırıldığı için suyun HRT'si düşmüştür. MBR içindeki mikrobiyal faaliyet HRT düştüğü için düşmüştür. Mikroorganizmaların enerji üretmek ve çoğalmak için kullanacakları $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ miktarda düşmüştür. MBR çıkış suyundaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 37mg/L bulunurken verimde ortalama %5 olarak bulunmuştur. Sistemin toplam verimi ise %36'lara kadar düşmüştür.

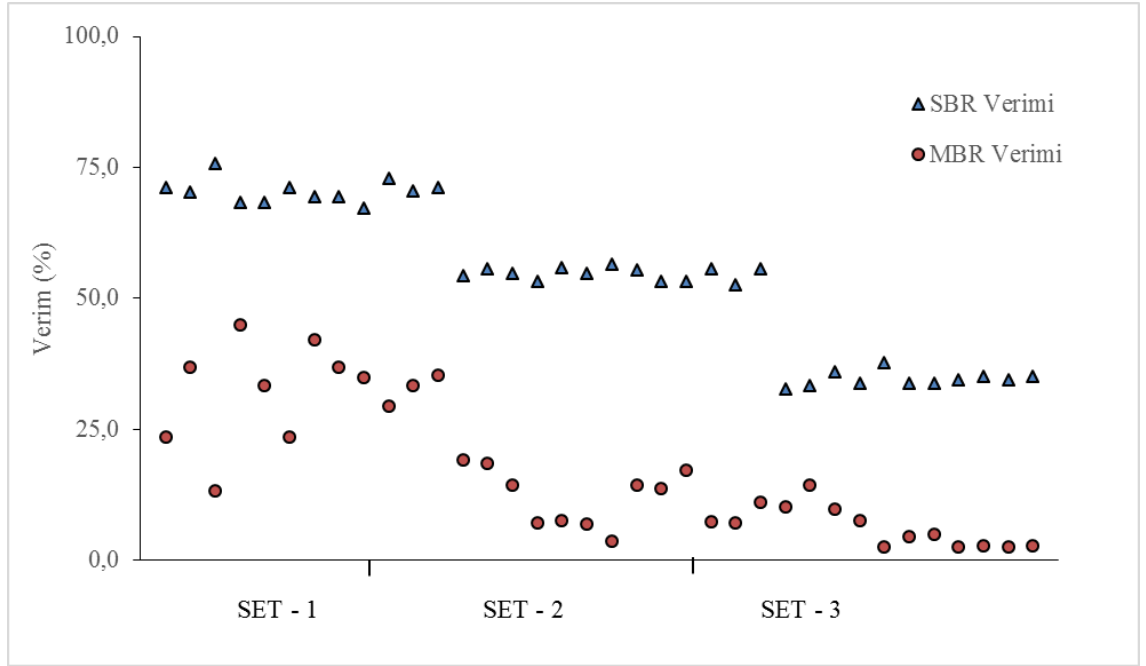
Şekil 4.8'de AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişim grafiği ve Şekil 4.9'de MBR sistemde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişim grafiği sunulmuştur. Ayrıca hem AKR hemde MBR sistemde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 'nin giderim verimi Şekil 4.10'de karşılaştırılmıştır.



Şekil 4.8. AKR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $PO_4\text{-P}$ değişim

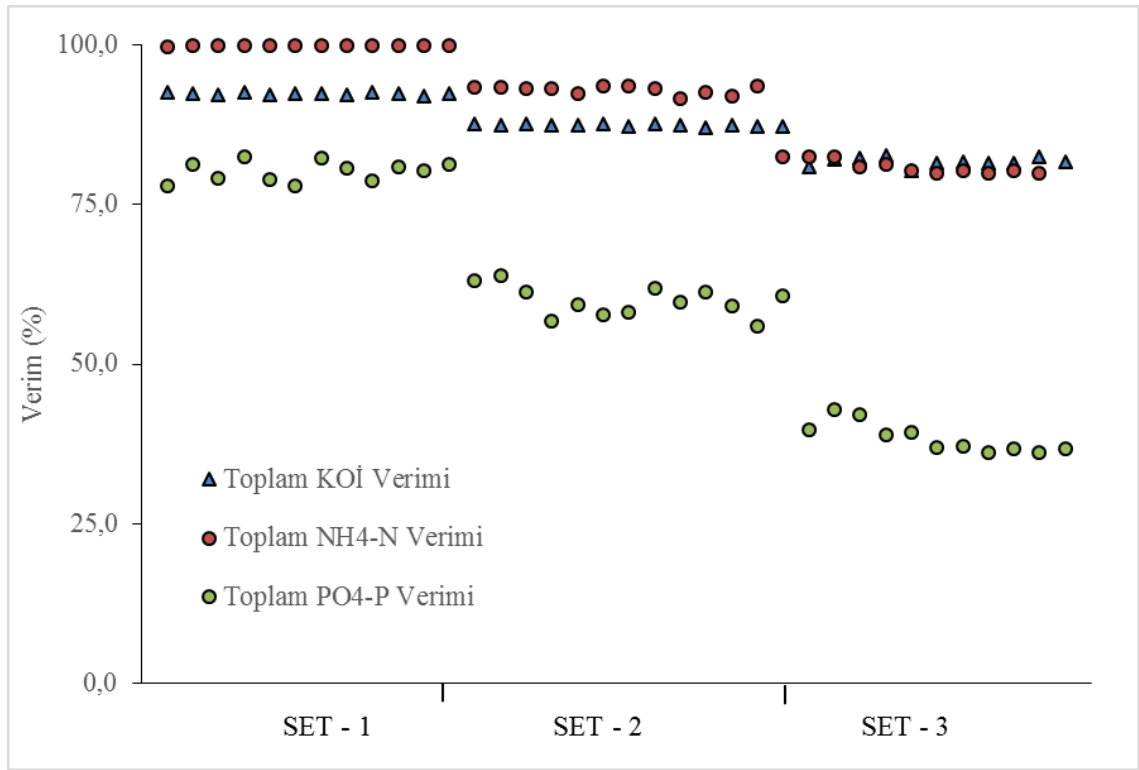


Şekil 4.9. MBR sistemde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngüsünde $PO_4\text{-P}$ değişim



Şekil 4.10. AKR ve MBR sistemlerde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimin verimleri

Deneysel çalışmalarda sistemin toplam nütrient giderim verim grafiği Şekil 4.11’de sunulmuştur.



Şekil 4.11. Sistemin toplam nütrient giderim verimi

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Artan teknoloji ile birlikte ileri arıtım ve atıksuların geri kullanımı bir zorunluluk haline gelmektedir. Bunun için MBR sistemlerinin kullanımı yaygınlaşmaktadır. MBR sistemleri biyolojik arıtmanın dizayn şekline göre karbon azot ve fosfor arıtımı yapabilmektedir. Özellikle son yıllarda yüksek azot ve fosfor içeren atıksuların arıtımını sıkıntı oluşturmaktadır. Yüksek azot ve fosfor içeren atıksular aynı zamanda sürekli olmadığı zaman çok büyük inşaat ve yatırım maliyeti gerekmektedir. Bunun için kesikli sistemlerin kullanımı daha uygundur.

Yapılan çalışma ile birlikte ardışık kesikli reaktöre entegre edilmiş batık membran filtre sistemi ile yüksek azot ve fosfor içerikli atıksuların arıtımı için yapılan deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneysel çalışmalar sırasında hazırlanan sentetik atıksuyun arıtımı için ardışık kesikli reaktör 3 farklı döngüde ve entegre edilen MBR sistemi 3 farklı akıda çalıştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar aşağıda verilmiştir.

- Ardışık kesikli reaktörde yapılan deneysel çalışmaların ilk kısmını SET-1 oluşturmaktadır. SET-1’de AKR döngüsü yaklaşık olarak 8 saat ve MBR reaktöründe membran akısı $16 \text{ L/m}^2\text{-s}$ olarak belirlenmiştir. Çalışma sırasında en iyi karbon azot ve fosfor giderimi SET-1 de gerçekleşmiştir. Sisteme giriş KOİ değeri yaklaşık 1000 mg/L olup AKR çıkışında bu değer maksimum 104 mg/L iken minimum 96 mg/L değerinde bulunmuştur. Aynı SET çalışmasındaki akı değerinde MBR çıkışındaki KOİ değeri $74\text{--}81 \text{ mg/L}$ değerinde iken sistemin toplam verimi %92.5 seviyelerine kadar çıkmıştır.
- SET-1 çalışmasında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %99.8 iken çıkış suyundan toplam $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $0.6\text{--}0.95 \text{ mg/L}$ olarak bulunmuştur. Bu akı değerinde çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değeri sıfırdır. Membran sistemi uzun çamur yaşlarında işletildiği için ortamda yeteri besin olmadığından tank içinde endojen faz gerçekleşmiştir. MBR sistemden çıkan suda ki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonu AKR’ye göre daha fazladır.

- SET-1 çalışmasında PO_4^{3-}P giderim verimi %82.5'e kadar çıkmıştır. Çıkış suyunda ki PO_4^{3-}P konsantrasyonu 17-20 mg/L arasındadır. AKR'ye entegre edilen MR ile hem çok iyi katı-sıvı ayrımı yapılırken hemde ileri bir arıtım yapılarak nütrient gideriminde pozitif bir etki sağlanmıştır. MBR çıkışında ki PO_4^{3-}P konsantrasyonu 11-13mg/L'ye kadar düşmüştür.
- SET-2 döngüsünde akı 20 L/m²-s döngü süresi 6 saattir. Bu set çalışmalarında giriş KOİ 990-1200mg/L arasında değişirken çıkış KOİ miktarı 145-149mg/L arasında bulunmuştur. Toplam döngü süresi kısaldığı için KOİ giderim verimi bir önceki çalışmaya nazaran düşerken KOİ giderim verimi %85-%87 olarak bulunmuştur. Aynı SET çalışmasında MF için akı değeri 20L/m².saat seçilmiştir. MBR çıkışındaki KOİ 123-128mg/L arasında değişirken KOİ giderim verimi %16 seviyelerindedir. Sistemin toplam KOİ giderim verimi ise %87 civarındadır.
- SET-2 çalışmasında sistemin $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %92 seviyelerindeyken çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarı 19mg/L seviyelerine kadar yükselmiştir. Aynı SET değeri için MBR çıkışındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarı 12-13 mg/L arasında bulunurken giderim verimi %13'e kadar düşmüştür. Çalışmada sistemin toplam $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %93 seviyelerindedir.
- SET-2 çalışmasında PO_4^{3-}P giderim verimi %52 seviyesinde kadar düşerken çıkış suyunda ki PO_4^{3-}P miktarı ortalama 28mg/L olarak bulunmuştur. MBR çıkışında ki PO_4^{3-}P miktarı ortalama 24mg/L iken sistemin toplam giderim verimi ortalama %61 seviyelerindedir.
- Son set çalışmalarında ise akı 24 L/m².s ve AKR döngüsü ise 5 saat 45 dakikadır. SET-3 çalışmasında giriş KOİ miktarı 1070-1205 mg/L iken çıkış KOİ miktarı ortalama 228mg/L'ye kadar yükselmiştir. AKR için KOİ giderim verimi %79 seviyelerindedir. Aynı SET çalışmasında MBR çıkışında KOİ miktarı ortalama 202mg/L olarak ölçülürken sistemin toplam KOİ giderim verimi %81 seviyelerinde kadar düşmüştür.

- SET-3 çalışmasında giriş suyunda 189-196mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ölçülürken 5 saat 45dk döngü sonunda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %77.5 seviyelerine kadar düşerken çıkışta 41-48 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bulunmuştur. MBR'de akı miktarı 24 L/m².saat çıkarıldığı için suyun reaktör içinde bekleme süresi kısalmıştır. MBR çıkışında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 37mg/L olarak bulunurken sistemin toplam $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %79 seviyelerine kadar düşmüştür.

- SET-3 çalışmasında $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi %32'e kadar düşmüştür. AKR çıkışında suda toplam 41 mg/L $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ bulunmuştur. MBR'de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi %5 olarak bulunurken çıkışta 37mg/L $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ bulunmuştur. SET-3 çalışmasında sistemin toplam $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi %36 olarak bulunmuştur.

Yukarıdaki sonuçlardan da görüldüğü gibi AKR'de çalışılan döngülerde ki faz süreleri çalışmanın verimini çok fazla etkilemektedir. Çalışma süreleri arttığı zaman arıtım verimi artmaktadır. AKR çıkış sularının MBR sistemlerinin de arıtımı ise AKR çalışma süreleri ile orantılıdır. Yüksek çalışma sürelerinde yüksek verimler elde edilmiştir.

- Değişik akılarda çalışıldığında transmembran basınçları dikkate alınmalıdır.
- Farklı membranlarla deneysel çalışmalar yapılabilir.
- Membranlar için geri yıkama senaryolarına bakılabilir.
- Ardışık kesikli reaktör atıksuyun özelliğine göre farklı fazlar eklenerek çalıştırılabilir.
- Her bir akı değeri için üç set çalışması ayrı ayrı çalışılabilir.

KAYNAKÇA

- Alkan, U., Nalbur, B. E., and Odabaş, E. 2006. Biological Treatability of Textile Industry Wastewaters by Sequential Batch Reactors. *Uludağ University Journal of The Faculty of Engineering*, 11(2).
- Andreottola, G., Bortone, G., and Tilche, A. 1997. Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water science and technology*, 35(1), 113-120.
- Balku, Ş. 2004. Azot Giderimli Aktif Çamur Sisteminde Enerji Optimizasyonu. *Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Ana Bilim Dalı papyrus.ankara.edu.tr/tez/FenBilimleri/Doktora_Tezleri/2004/FD2004_47/summary.pdf*.
- Barlas, H. 2002. Suların arıtımında ileri teknolojiler” ders notları. *İÜ Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Avcılar, İstanbul*.
- Barredo-Damas, S., Alcaina-Miranda, M., Iborra-Clar, M., Bes-Pia, A., Mendoza-Roca, J., and Iborra-Clar, A. 2006. Study of the UF process as pretreatment of NF membranes for textile wastewater reuse. *Desalination*, 200(1), 745-747.
- Bitton, G. 2005. *Wastewater microbiology*: John Wiley and Sons.
- Brindle, K., and Stephenson, T. 1996. The application of membrane biological reactors for the treatment of wastewaters. *Biotechnology and Bioengineering*, 49(6), 601-610.
- Chang, C. H., and Hao, O. J. 1996. Sequencing batch reactor system for nutrient removal: ORP and pH profiles. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 67(1), 27-38.
- Chang, H. N., Moon, R. K., Park, B. G., Lim, S.-J., Choi, D. W., Lee, W. G., Ahn, Y. H. 2000. Simulation of sequential batch reactor (AKR) operation for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus. *Bioprocess Engineering*, 23(5), 513-521.
- Chang, I.-S., Le Clech, P., Jefferson, B., and Judd, S. 2002. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Journal of environmental engineering*, 128(11), 1018-1029.
- Chen, C., and Chen, S. 2000. Biofilm characteristics in biological denitrification biofilm reactors. *Water science and technology*, 41(4-5), 147-154.
- Choong, L. T. S., Lin, Y.M., and Rutledge, G. C. 2015. Separation of oil-in-water emulsions using electrospun fiber membranes and modeling of the fouling mechanism. *Journal of Membrane Science*, 486, 229-238.
- Cicek, N., Winnen, H., Suidan, M. T., Wrenn, B. E., Urbain, V., and Manem, J. 1998. Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds. *Water research*, 32(5), 1553-1563.
- Cooper, P. 2000. Historical aspects of wastewater treatment.
- Coşkun, T. 2010. Zeytin Karasuyunun Fizikokimyasal ve Membran Proseslerle Arıtımı. *FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Çevre Mühendisliği Programı*, ss. 132.
- Çakır, C. 2002. "Ardışık Kesikli Reaktörlerde Uygulanan Faz Sürelerinin Eysel Atıksularda Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimine Etkileri.". *Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze*.

- Çetin, E., Yılmaz, G., and Temizsoy, A. 2005. Evsel Atıksulardan Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nütrient Giderimi. *II. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi*, 17-19.
- Eddy, M. a. 2003. Inc., Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. New York: McGraw-Hill.
- Gao, M., Yang, M., Li, H., Yang, Q., and Zhang, Y. 2004. Comparison between a submerged membrane bioreactor and a conventional activated sludge system on treating ammonia-bearing inorganic wastewater. *Journal of biotechnology*, 108(3), 265-269.
- Garzon-Zuniga, M. A., and Gonzalez-Martinez, S. 1996. Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor. *Water science and technology*, 34(1), 293-301.
- Gerardi, M. H. 2005. *Nitrification in the activated sludge process*: Wiley Online Library.
- Glass, C., and Silverstein, J. 1999 . Denitrification of high-nitrate, high-salinity wastewater. *Water research*, 33(1), 223-229.
- Günder, B. 2000. *The membrane-coupled activated sludge process in municipal wastewater treatment*: CRC Press.
- Gürtekin, E., and Şekerdağ, N. 2007. Elazığ Evsel Atıksu Arıtma Tesisindeki Fosfor Formlarının Belirlenmesi ve Giderilmesi. *Fırat Üniv. Fen ve Müh. Bil. Dergisi*, 19(1), 41-44.
- Hanhan, O. 1994. *Aktif çamur sistemlerinde biyolojik azot giderimi ve tasarım seçenekleri*.
- Harper, D. M. 1992. *Eutrophication of freshwaters*: Springer.
- İnce, M. 2008. Düzenli Deponi Sahası Sızıntı Sularının Yüksek Performanslı Kompakt Membran Biyoreaktörlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması. *Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü*, 169.
- Judd, S., and Jefferson, B. 2003. *Membranes for industrial wastewater recovery and re-use*: Elsevier.
- Judd. 2002. The Development of the Membrane Bioreactor Technology for Sewage Treatment in the UK. *School of Water Sciences, Cranfield University, UK*.
- Kaleli, B. 2006. Atıksuların ileri arıtımında membran proseslerinin kullanımının araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul*.
- Kalyandurg, I. B. (2003). Study of reaction kinetics of a submerged membrane activated sludge process. *Civil Engineering*.
- Kaykıoğlu, G., Çoban, A., Debik, E., Kayacan, B. B., ve Koyuncu, İ. (2012). Aerobik ve anaerobik ön arıtmalı membran sistemler ile tekstil atıksularının geri kazanımı.
- Kishino, H., Ishida, H., Iwabu, H., and Nakano, I. 1996 . Domestic wastewater reuse using a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 106(1), 115-119.
- Kitiş, M., Yiğit, N. Ö., Köseoğlu, A. G. H., ve Bekaroğlu, 2011 . İleri Atıksu Arıtma Ve Atıksuların Tekrar Kullanılması.
- Komesli, O. T. 2006. Use Of Membrane Bioreactors In Treatment And Re-Use Of Domestic Wastewaters. *A Thesis Submitted To The Graduate School Of Natural And Applied Sciences Of Middle East Technical University*, ss: 147.

- Komesli, O. T., Teschner, K., Hegemann, W., and Gokcay, C. F. 2007. Vacuum membrane applications in domestic wastewater reuse. *Desalination*, 215(1), 22-28.
- Koyuncu, İ. 1997. *Membran teknolojisinin çevre mühendisliğinde kullanım potansiyeli ve ters osmoz ile amonyum iyonu giderimi*.
- Koyuncu, İ. 2001. *Nanofiltrasyon membrantları ile tuz gideriminde organik iyon etkisi*.
- Le-Clech, P., Chen, V., and Fane, T. A. 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 284(1), 17-53.
- Lee, G. F., Rast, W., and Jones, R. A. 1978. Water Report: Eutrophication of water bodies: Insights for an age old problem. *Environmental Science and Technology*, 12(8), 900-908.
- Lekang, O.-I. 2007. *Aquaculture Engineering*: Wiley Online Library.
- Manav, N. 2006. Ardişik Kesikli Reaktör İle Evsel Atıksulardan Azot Ve Fosfor Giderimi. *Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, 85.
- Manem, J., and Sanderson, R. 1996. *Membrane Bioreactors, Water Treatment: Membrane Processes*. AWWARF, and McGraw Hill: New York.
- Metcalf, and Eddy. 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*: McGraw-Hill international ed.
- Metcalf, E. 2003. Inc., *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Metcalf, E., Eddy, H., and Tchobanoglous, G. 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. Water Resources and Environmental Engineering.
- Mrayed, S. M., Sanciolo, P., Zou, L., and Leslie, G. 2011. An alternative membrane treatment process to produce low-salt and high-nutrient recycled water suitable for irrigation purposes. *Desalination*, 274(1-3), 144-149. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.02.003>
- Ochando-Pulido, J. M., Verardo, V., Segura-Carretero, A., and Martinez-Ferez, A. 2015. Analysis of the concentration polarization and fouling dynamic resistances under reverse osmosis membrane treatment of olive mill wastewater. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*(0). doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jiec.2015.06.017>
- Orhon, D., Cimşit, Y., and Tünay, O. 1986. Substrate removal mechanism for sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 18(6), 21-33.
- Ortatepe. 2013. Evsel Nitelikli Atıksuların Aerobik Ve Anaerobik Şartlar Altında, Azot Ve Fosfor Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması. *Tezi, Yüksek Lisans*.
- Ökten, H. E. 2002. Ardişik Kesikli Reaktörlerle Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Gideriminin Modellenmesi. *Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul*.
- Özkaya, B. 2001. Katı atık düzenli depo sahalarında sızıntı suyu geri devir etkilerinin tam ölçekli bir sahada (oda yeri) araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul*.
- Öztürk, İ. 1999. Atık Arıtımındaki Biyoteknoloji, Anaerobik
- Öztürk, İ., Timur, H., ve Koşkan, U. 2005. Atık su Arıtımının Esasları. *Evsel, Endüstriyel Atık su Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü*.
- Pendergast, M. M., and Hoek, E. M. 2011. A review of water treatment membrane nanotechnologies. *Energy and Environmental Science*, 4(6), 1946-1971.

- Rittmann, B., McCarty, P. L. 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*: McGraw-Hill Book Co., New York.
- Rybicki, S. 1997. Phosphorus removal from wastewater. A literature review. *Advanced wastewater treatment*, Plaza E, Levlin E, and Hultman B, Editors, Division of Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology.
- Salahi, A., Gheshlaghi, A., Mohammadi, T., and Madaeni, S. S. 2010. Experimental performance evaluation of polymeric membranes for treatment of an industrial oily wastewater. *Desalination*, 262(1), 235-242.
- Samsunlu, A. 2006. *Atık suların arıtılması*: Birsen Yayınevi.
- Samsunlu, A. 2011. *Atık Suların Arıtılması, Güncelleştirilmiş Baskı*, Birsen Yayınevi: İstanbul.
- Sarioğlu, M. 2001. "Amonyak Giderimi için Atıksu Arıtma Tesislerinin İyileştirilmesi (Upgrade Edilmesi) Seçeneklerinin Karşılaştırılması". *Cumhuriyet Üniversitesi Çevre Sorunları Araştırma Merkezi Bülten, Sayı:6, Sivas*.
- Sirianuntapiboon, S., and Hongsisuwan, T. 2007. Removal of Zn^{2+} and Cu^{2+} by a sequencing batch reactor (AKR) system. *Bioresource technology*, 98(4), 808-818.
- Smith, A. L., Stadler, L. B., Love, N. G., Skerlos, S. J., and Raskin, L. 2012. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresource technology*, 122, 149-159.
- Sözer, Z. P. 2009. Ardişik Kesikli Reaktörlerde Organik Madde Giderimi. *Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü*, 60.
- Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., Brindle, K., and Association, I. W. 2000. *Membrane bioreactors for wastewater treatment*: Citeseer.
- Tabares, C. L. 2006. Control and optimization of an AKR for nitrogen removal: from model calibration to plant operation. *Universitat de Girona*.
- Tang, C., and Chen, V. 2002. Nanofiltration of textile wastewater for water reuse. *Desalination*, 143(1), 11-20.
- Taşlı, R. 1996. *Ardışık kesikli reaktörlerde biyolojik aşırı fosfor giderimi*.
- Tchobanoglous, G., and Burton, F. L. 1991. Wastewater engineering. *Management*, 7, 1-4.
- Toprak, H. 1996. Atıksu Arıtma Sistemlerinin Tasarım Esasları. *DEÜ Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir*, 496.
- Trouve, E., Urbain, V., and Manem, J. 2014. Treatment of municipal wastewater by a membrane bioreactor: results of a semi-industrial pilot-scale study. *Water Science and Technology*, 30(4), 151-157.
- Trussell, R. S., Merlo, R. P., Hermanowicz, S. W., and Jenkins, D. 2006. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Water research*, 40(14), 2675-2683.
- Umble, A., and Ketchum, L. 1997. 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.
- Uygur, A., Kargı, F. ve Başkaya, H. 2003. "Üç Basamaklı Ardişik Kesikli Reaktör ile Nütrient Giderimi Üzerine Farklı Karbon Kaynaklarının Etkilerinin İncelenmesi". *Çevre 2004 I. Ulusal Çevre Kongresi, 13-15 Ekim 2004, Sivas*.

- Uzuner, S. 2012. Süt Endüstrisi Atıksularının Arıtımında Jet-Loop Membran Biyoreaktörlerin Performansının İncelenmesi *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi*.
- Van Kempen, R., Mulder, J., Uijterlinde, C., and Loosdrecht, M. 2001. Overview: full scale experience of the SHARON® process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water science and technology*, 44(1), 145-152.
- Vanysacker, L., Declerck, P., Bilad, M. R., and Vankelecom, I. F. J. 2014. Biofouling on microfiltration membranes in MBRs: Role of membrane type and microbial community. *Journal of Membrane Science*, 453(0), 394-401. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2013.11.024>
- Visvanathan, C., Aim, R. B., and Parameshwaran, K. 2000. Membrane separation bioreactors for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(1), 1-48.
- Wang, S.-S., and Hu, G.-J. 1985. Membrane fouling and determination of gel layer growth rate in membrane separation. *Desalination*, 56, 405-412.
- Yarmuhammet, G. 2012. Tekstİl Endüstrİsİnde Farklı Proses Atıksularının Arıtımında Membran Uygulamaları *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi*, 248.
- Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J., and Perry, R. 1988 . The removal of phosphorus during wastewater treatment: a review. *Environmental Pollution*, 49(3), 183-233.
- Yıldız, E. 1999. Çapraz akış mikrofİltrasyon sistemli pÜskürtme çevrimli (jet loop) reaktörlerde biyolojik arıtım. *Doktora Tez, Atatürk Üniversitesi, Erzurum*.
- Yıldız, S., Namal, O. Ö., ve Çekim, M. 2013. Atık Su Arıtma Teknolojilerindeki Tarihsel Gelişimler. *SÜ Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*.
- Yoon, S.-H. 2003. Important operational parameters of membrane bioreactor-sludge disintegration (MBR-SD) system for zero excess sludge production. *Water research*, 37(8), 1921-1931.
- Yoon, S.-H., Kim, H.-S., and Yeom, I.-T. 2004. The optimum operational condition of membrane bioreactor (MBR): cost estimation of aeration and sludge treatment. *Water research*, 38(1), 37-46.
- Yu, W., and Graham, N. J. D. 2015. Performance of an integrated granular media – Ultrafiltration membrane process for drinking water treatment. *Journal of Membrane Science*, 492(0), 164-172. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2015.05.032>
- Zeng, R. J., Lemaire, R., Yuan, Z., and Keller, J. 2003. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotechnology and bioengineering*, 84(2), 170-178.
- Zhang, Z., Bligh, M. W., Wang, Y., Leslie, G. L., Bustamante, H., and Waite, T. D. 2015. Cleaning strategies for iron-fouled membranes from submerged membrane bioreactor treatment of wastewaters. *Journal of Membrane Science*, 475, 9-21.

ÖZGEÇMİŞ

Doğum Tarihi: 11.03.1986

Doğum Yeri: Çorum

Lise: (2000-2003) İskilip Lisesi

Lisans: (2005-2009) Cumhuriyet Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans: (2010-2012) Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojileri Bilim Dalı

Yüksek Lisans: (2013-2015) Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojileri Bilim Dalı

Çalıştığı Kurumlar: Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Araştırma Görevlisi (devam ediyor)