



**SEYREL TİK MEZBAHA BOYUN KANININ
KESİKLİ ARDIŞIK BİYOLOJİK
REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ
BATIK MEMBRAN FİLTRASYON
SİSTEMİ İLE ARITIMININ ARAŞTIRILMASI**

İrem BALIK

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı
Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ**

2019

Her Hakkı Saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ KESİKLİ ARDIŞIK
BİYOLOJİK REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK
MEMBRAN FİLTASYON SİSTEMİ İLE ARITIMININ
ARAŞTIRILMASI**

İrem BALIK

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

**ERZURUM
2019**

Her hakkı saklıdır



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



TEZ ONAY FORMU

**SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ KESİKLİ ARDIŞIK BİYOLOJİK
REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK MEMBRAN FİLTASYON
SİSTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ danışmanlığında, İrem BALIK tarafından hazırlanan bu çalışma 19/07/2019 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. Alper Erdem YILMAZ

İmza:

Üye: Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

İmza:

Üye: Dr. Öğr. Üyesi İbrahim CENGİZ

İmza:

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulunun 25./07./2019 tarih ve 30./68.....
nolu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Mehmet KARAKAN
Enstitü Müdürü

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

SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ KESİKLİ ARDIŞIK BİYOLOJİK REAKTÖRE ENTEGRE EDİLMİŞ BATIK MEMBRAN FİLTASYON SİSTEMİ İLE ARITIMININ ARAŞTIRILMASI

İrem BALIK

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

Danışman: Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

Yapılan bu çalışmada seyreltik mezbaha boyun kanının ardışık kesikli reaktöre (AKR) entegre edilmiş batık membran filtrasyon (MF) sistemi arıtımı araştırılmıştır. Çalışma sırasında KOİ , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ arıtılabilirliği incelenmiştir. Çalışmalarda kullanılan aktif çamur Erzurum Atıksu Arıtma Tesisinden temin edilmiştir ve çamur konsantrasyonu 2,5 g/L'dir. Çalışmalar sırasında AKR-MF sistemleri için üç ayrı çalışma planı uygulanmıştır. Bu planlar SET olarak belirlenmiştir. Farklı hidrolik alıkonma süreleri ve MF sisteminde farklı akı değerleri uygulanarak arıtım verimi üzerine olan etkileri araştırılmıştır. AKR'de faz süreleri 390 dk (SET-1), 320 dk (SET-2) ve 267 dk (SET-3) şeklindedir. AKR'nin işletimi; doldurma-anaerobik/anoksik- aerobik- çöktürme- boşaltma fazlarından oluşmaktadır. Membran reaktörde ise peristaltik pompa ile katı-sıvı ayrımı yapılmıştır. MF sisteminde 12 L/m²-sa (SET-1), 15 L/m²-sa (SET-2) ve 18 L/m²-sa (SET-3) akı değerleri çalışılmıştır. Çalışmalarda ÇO konsantrasyonu, pH ve elektriksel iletkenlik periyodik olarak ölçülmüştür. Besleme suyundan, AKR ve MF çıkış suyundan alınan numunelerde KOİ , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ parametreleri sürekli analiz edilmiştir. Araştırma sonucunda AKR sisteminde en yüksek verim, SET-1 çalışmasında gözlemlenmiştir. MF sisteminde en yüksek verimin 12 L/m²-sa akı değerinde olduğu görülmüştür. En yüksek verimin elde edildiği SET 1 çalışmasının, doldurma-anaerobik/anoksik- aerobik- çöktürme- boşaltma fazlarının sırasıyla 0.33 saat - 1.75 saat - 3.5 saat - 0.75 saat - 0.5 saat şeklindedir. Bu SET ve akı değeri için KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ortalama giderim verimleri sırasıyla %99 ve %98 olarak bulunmuştur. Ancak, besleme suyunda ki yüksek protein, mikrobiyal faaliyetler sonucu parçalanarak serbest aminoasit ve NH_3 formuna dönüşmüştür. Bu yüzden proteinlerin ayrışma ürünü olarak çıkış suyunda NH_3 meydana gelmiştir. Dönüşümün, nitrifikasyondan daha fazla olduğu görüldüğünden dolayı çıkış suyunda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi gerçekleşmemiştir. Seyreltik mezbaha boyun kanı ile yapılan bu çalışmanın sonucunda elde edilen akı verisi, membran yüzeyindeki kirliliğin yüksek akı değerlerinde daha hızlı gerçekleştiğini göstermiştir. Sonuç olarak, AKR+MF sistemlerinde seyreltik mezbaha boyun kanının KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ arıtım veriminin oldukça yüksek olduğu saptanmıştır.

2019, 68 pages

Anahtar Kelimeler: Membran Filtrasyon (MF), Ardışık Kesikli Reaktör (AKR), Nutrient Giderimi, Mezbaha Boyun Kanı

ABSTRACT

Master Thesis

INVESTIGATION OF TREATMENT BY SEQUENCE BATCH REACTOR INTEGRATED WITH SUBMERGED MEMBRAN BIOREACTOR OF DILUTED SLAUGHTERHOUSE NECK BLOOD

İrem BALIK

Ataturk University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Department of Environmental Technology

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

In this study, treatability of diluted slaughterhouse neck blood was studied by sequential batch reactor coupled with submerged membrane filtration system integrated. During the study, the removal of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ were investigated. Active sludge used in the studies was obtained from Erzurum Wastewater Treatment Plant and the concentration of sludge was 2.5 g / L. Three different operation plans were applied for SBR-MF systems. These operation plans were determined as SET. In these SETs, different hydraulic retention times in SBR system and different flux values in MF system were applied and their effects on treatment efficiency were investigated. The phase period of each phases in the SBR were 390 min (SET-1), 320 min (SET-2) and 267 min (SET-3), respectively. Operation procedure of SBR is filling - anaerobic/anoxic - aerobic - settling - draw phases. In the membrane reactor, solid-liquid separation was made by peristaltic pump. In the MF system, flux was arranged as 12 L/m²-h (SET-1), 15 L/m²-h (SET-2) and 18 L/m²-h (SET-3), respectively. In experimental studies, dissolved oxygen concentration, pH, electrical conductivity were measured periodically. COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ parameters were analyzed in samples taken from feed water, SBR and MF effluent. As a result of the research, the highest efficiency in SBR system was obtained in SET-1 and the highest removal efficiency in MF system was determined when the flux was 12 L / m²-h. The time schedule of SET-1 for filling - anaerobic/anoxic - aerobic - settling - discharging phases were 0.33 hours - 1.75 hours - 3.5 hours - 0.75 hours - 0.5 hours respectively. In SET-1, removal efficiencies of COD, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ were about 99% and 98%, respectively. However, the high protein in the feed water was broken down by microbial activities and turned into free amino acid and NH_3 form. Therefore, NH_3 was form as the decomposition product of proteins in the effluent. The removal efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ did not occur because the conversion appeared to be greater than nitrification. The flux data obtained at the end of this study conducted with diluted slaughterhouse neck blood, showed that the pollution on the membrane surface was realized faster at high flux values. As a result, COD and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ treatment efficiency of diluted slaughterhouse neck blood was found to be quite high in SBR + MF systems.

2019, 68 pages

Keywords: Membrane Filtration (MF), Sequential Batch Reactor (SBR), Nutrient Removal, Slaughterhouse Neck Blood

TEŞEKKÜR

Tez çalışma kapsamında bilgi ve tecrübeleriyle bilimsel anlamda yol gösteren, her türlü olanağı sağlayan, yardımlarını benden esirgemeyen, maddi ve manevi her türlü olanağı sağlayarak fikirleriyle bana yol gösteren, teşvik ve hoşgörüsünü eksik etmeyen saygıdeğer hocam Sayın Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ'ye her türlü desteğinden dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmanın başından sonuna kadar büyük yardımlarını gördüğüm, laboratuvar çalışmalarında bana son derece değerli tecrübeler kazandıran, ilgi ve alakasını eksik etmeyip gösterdiği sabır ve yardımlarından dolayı saygıdeğer hocam Sayın Onur SÖZÜDOĞRU'ya teşekkürlerimi sunarım. Bu tezi yapabilmem için gerekli altyapıyı oluşturmamı sağlayan saygıdeğer hocalarımdan Sayın Prof. Dr. Ergün YILDIZ'a, jüri üyelerimden Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ'a ve Dr. Öğr. Üyesi İbrahim Cengiz'e, Çevre Mühendisliği Bölümünün öğretim üyelerine ve araştırma görevlilerine ayrıca teşekkür ederim. Yapılan bütün çalışmalarda benimle birlikte mesai harcayan, çalışmalarım boyunca desteğini hiç esirgemeyen, deneyleri birlikte yürüttüğüm değerli arkadaşım Enes ÖZGENÇ'e teşekkürlerimi sunarım.

Bugünlere gelmemin başlıca sebebi olan, hayatımın her evresinde yanımda olup maddi manevi desteklerini ve sevgilerini esirgemeyen, sabır ve destekleriyle bitirmeme yardımcı olan ve çalışmalarımın dolayısı ile hep ihmal ettiğim annem Asuman BALIK'a, babam Selim BALIK'a ve kardeşim Talha BALIK'a gösterdikleri anlayış ve desteklerinden dolayı sonsuz teşekkürlerimi ve şükranlarımı sunarım.

İrem BALIK

Temmuz, 2019

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER	iv
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	3
2.1. Mezbaha Atıksularının Karakterizasyonu	3
2.2. Biyolojik Arıtım	8
2.3. Ardışık Kesikli Biyoreaktör (AKR)	11
2.3.1. Ardışık kesikli biyoreaktörün işletim fazları	13
2.3.1.a. Doldurma fazı	13
2.3.1.b. Reaksiyon fazı	14
2.3.1.c. Çökeltme fazı.....	15
2.3.1.d. Boşaltma fazı	15
2.3.1.e. Dinlenme fazı	15
2.3.2. Ardışık Kesikli Reaktörlerin Avantajları	15
2.3.3. Ardışık kesikli reaktörlerin dezavantajları	16
2.4. Membran ve Membran Biyoreaktörler	17
2.4.1. Membran biyoreaktörlerin avantajları	27
2.4.2. Membran biyoreaktörlerin dezavantajları	29
2.5. Mezbaha Atıksuyu ile İlgili Yapılan Çalışmalar	30
3. MATERYAL ve METOD.....	36
3.1. DeneySEL Düzenek	36
3.2. Aşı Mikroorganizma.....	40
3.3. Mezbaha Boyun Kanının Bileşenleri	40
3.4. İşletim Koşulları	41

3.5. Akı Ayarı	42
3.6. NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -P ve NO_3^- -N Ölçüm Analizleri	42
3.7. pH Analizleri	43
3.8. Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu, Sıcaklık, Elektriksel İletkenlik.....	43
3.9. Mikroorganizma Konsantrasyonunun Belirlenmesi.....	43
3.10. Kimyasal Oksijen İhtiyacının Belirlenmesi	43
3.11. Membran Temizleme ve Kirlilik Giderme Yöntemi	45
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA.....	46
4.1. Deneysel Sonuçlar ve Değerlendirme	46
4.1.1. MLSS değişimleri.....	47
4.1.2. SET-1, SET-2 VE SET-3 için KOİ giderimi.....	48
4.1.3. SET-1, SET-2 VE SET-3 için PO_4^{3-} -P giderimi.....	52
4.1.4. SET-1, SET-2 VE SET-3 için NH_4^+ -N giderimi	56
5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	59
KAYNAKÇA.....	63
ÖZGEÇMİŞ	69

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	: Askıda Katı Madde
AKR	: Ardışık Kesikli Reaktör
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
ÇO	: Çözünmüş Oksijen
F/M	: Besin/Mikroorganizma Oranı
HKS	: Hidrolik Kalış Süresi
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	: Membran Biyoreaktör
MF	: Membran Filtrasyon
MLSS	: Aktif Çamur Havuzunda Askıda Katı Maddeler
N	: Azot
N ₂	: Azot gazı
NH ₄ ⁺ -N	: Amonyum azotu
NO ₃ ⁻ -N	: Nitrat azotu
PO ₄ ⁻³ -P	: Fosfat fosforu
SRT	: Çamur Yaşı
TAKM	: Toplam Askıda Katı Madde
TKM	: Toplam Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TKOİ	: Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı
TN	: Toplam Azot
TP	: Toplam Fosfor
UKM	: Uçucu Katı Madde

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Klasik aktif çamur prosesinin şematik gösterimi.....	9
Şekil 2.2. AKR akış diyagramı	13
Şekil 2.3. AKR’de doldurma fazı yöntemleri	14
Şekil 2.4. Membran prosesinin genel akım şeması	20
Şekil 2.5. Parçacık büyüklüğüne göre membran proseslerinin sınıflandırılması	21
Şekil 2.6. Membran filtrasyonunda kek kalınlığı ve akının; (a) klasik filtrasyon (b) çapraz akış filtrasyonundaki değişimler	23
Şekil 2.7. Membran konfigürasyonlarının şematik gösterimi	24
Şekil 2.8. Membran üzerinde görülen dirençlerin şematik gösterimi.....	27
Şekil 3.1. Laboratuvarında kullanılan deney düzeneği	36
Şekil 3.2. AKR+MF sisteminin akış diyagramı.....	37
Şekil 3.3. KOİ analizi için yapılan kalibrasyon eğrisi	44
Şekil 4.1. AKR ve MF Sistemlerinin MLSS değişimleri	48
Şekil 4.2. AKR sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde KOİ giderimi.....	49
Şekil 4.3. MF sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde KOİ giderimi	49
Şekil 4.4. Sistemin toplam KOİ giderimi.....	50
Şekil 4.5. AKR ve MF sistemlerde KOİ giderim verimleri.....	50
Şekil 4.6. AKR sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde PO_4^{3-} -P giderimi	53
Şekil 4.7. MF sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde PO_4^{3-} -P giderimi	54
Şekil 4.8. AKR ve MF sistemlerde PO_4^{3-} -P giderim verimleri.....	54
Şekil 4.9. AKR sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde NH_4^+ -N değişimi.....	58
Şekil 4.10. MF sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde NH_4^+ -N değişimi	58

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Et işleme ve mezbaha atıksularının karakteristikleri	5
Çizelge 2.2. Mezbaha atıksu karakterizasyonu	5
Çizelge 2.3. Farklı ülkelerde yapılan mezbaha atıksu karakterizasyonu	6
Çizelge 2.4. Mezbaha endüstrisi atıksuyunun karakteristiği	6
Çizelge 2.5. Dünya çapında mezbaha atıksu deşarj standart limitlerinin karşılaştırılması	7
Çizelge 2.6. SKKY’de yer alan mezbahalar ve entegre et tesisleri deşarj standartları	7
Çizelge 2.7. MBR konfigürasyonlarının karşılaştırılması	24
Çizelge 3.1. Farklı akılardaki faz süreleri	38
Çizelge 3.2. MF sisteminin özellikleri	39
Çizelge 3.3. Ham mezbaha boyun kanı ve seyreltik mezbaha boyun kanının karakteristiği	41

1. GİRİŞ

Artan nüfus ve beraberinde getirdiği endüstrileşmeyle meydana gelen kirlilik doğanın özümleyebileceği miktarı aşmış ve alıcı ortamları kirlenme tehlikesiyle karşı karşıya bırakmıştır. Çevreye zarar veren en önemli atıklardan birisi de atıksulardır. Bu atıksular, organik veya inorganik kökenli maddelerden oluşmaktadır. Nüfusun artmasıyla birlikte su ihtiyacı ve su tüketimi de buna paralel doğrultuda artmıştır. Bu artış, atıksuların mevcudiyetini ve kirlilik oranlarını artırmıştır. Ayrıca, ozon tabakasının zarar görmesi ve bundan dolayı oluşan iklim değişiklikleri düzensiz yağışlar meydana getirmekte ve buna bağlı olarak yeraltı ve yüzeysel kaynaklar kirlenmektedir. Evsel atıksularda ve teknolojinin gelişmesiyle artan endüstriyel kaynaklı atıksularda artış görülmektedir. Hızla artan bu artıştan dolayı mevcut bulunan su kaynaklarında ve kişi başına düşen su miktarlarında ciddi azalmalar görülmektedir. Ayrıca doğada çözünemeyen endüstriyel atıksular, çevre sağlığı ve insan açısından çok önemlidir. Özellikle alıcı ortama verilen zarar, atıksuyun hacmi ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişim göstermektedir. Kontrol altında tutulmadığı sürece ciddi zararlara yol açmaktadır. Kirlletici maddeler mevcut bulunan temiz kaynakları da kirlletmektedir. Bu kirlilik ise insan ve diğer canlılar üzerinde toksik etkiye sebep olmaktadır. Gelişmemiş, az gelişmiş ve gelişmekte olan ülkeler evsel nitelikli atıksuların %95'ini, endüstriyel nitelikli atıksuların ise %70'ini arıtıma tabii tutmadan direk alıcı ortama deşarj etmektedir. Bu deşarj sonucunda atıksular, yeraltı, içme suyu ve yüzeysel sulara karışmakta ve temiz su kaynaklarını kirleterek büyük kirliliğe neden olmaktadır. Doğanın belirli kapasiteyi karşılayabileceği bir kirlilik yükü vardır. Bu kaynakların kirlenmesi kirlilik yükünü karşılayamayacak derece artırmaktadır. Bu kirlilik yükü, doğadaki ekolojik dengenin kötü etkilenmesine ve yararlı kullanımlarının önüne geçmesine neden olmaktadır. Bunun için de atıksuların uzaklaştırılmadan önce arıtılması zorunluluğu meydana gelmiştir.

Her geçen gün artan nüfus dünyada ve ülkemizde bütün endüstrilerde olduğu gibi gıda endüstrisine de talebin ve ihtiyacın artmasına neden olmuştur. Artan talep çeşitli gıda endüstrilerinden kaynaklanan atıksuların çoğalmasına sebebiyet vermiştir. Genellikle,

insanların besin ihtiyaçlarını karşılayan et ve et ürünlerinin üretimi de hızla artmıştır. Gıda sanayinde önemli yere sahip olan mezbaha endüstrisi ve entegre et tesisleri gıda sanayinde değişik tipte bulunan tesislerdir. Mezbaha endüstrisi, kirletici miktarı ve su miktarı bakımından önemli bir kirletici kaynağı olarak karşımıza çıkmaktadır.

Et retimi son 30 yılda ikiye katlanmıştır. Et retimi 2050 yılına kadar düzenli bir şekilde iki katına daha çıkması düşünülmektedir. Küresel sığır eti üretimi 2002’den 2007’ye %29’luk bir artış sağlayarak $14,7 \times 10^6$ tona kadar artış göstermiştir. Böylece, mezbaha sayısının artacağı ve daha fazla atık oluşacağı sonucuna ulaşılabilir (FAO 2013).

Yapılan bu deneysel çalışmada, seyreltik mezbaha boyun kanının AKR-MF sistemiyle arıtılmasında, sistemin arıtım verimi KOİ, N ve P miktarları ölçülerek tespit edilmiştir. Çalışmanın amacı, AKR sisteminde giderim veriminin en iyi olduğu hidrolik kalış süresini (anoksik ve aerobik) ve MF sisteminde giderim veriminin en iyi olduğu akıyı belirlemektir. Çamur konsantrasyonu 4.5 g/L değerine ulaştığında seyreltik mezbaha boyun kanı ile besleme yapılarak arıtım verimi incelenmiştir. AKR sisteminde, farklı faz sürelerinde seyreltik mezbaha boyun kanının arıtımı yapılmış ve MF sistemine peristaltik pompayla alınmıştır. MF sistemi farklı akılarda çalıştırılarak AKR sisteminden kalan KOİ, N ve P giderimi sağlanmış ve sistemin toplam arıtım verimi tespit edilmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Mezbaha Atıksularının Karakterizasyonu

Mezbaha atıksuları; kan atığından, hayvanların kesim atıklarından ve yıkama ekipmanlarından oluşmaktadır. Hayvanın cinsine, kesilen hayvan sayısına, hayvanın büyüklüğü ve ağırlığına, tesiste yararlanılan teknolojiye, meydana gelen atıksuyu tekrar kullanılıp kullanılmamasına, iç organların atıksuya karışıp karışmamasına ve kesimde oluşan kanın toplanıp toplanmamasına bağlı olarak tüketilen ve elde edilen atıksu miktarı değişiklik gösterebilir. Mezbaha atıksuyunun karakterizasyonu; suyun kullanımı, etin işlenme miktarı, kan tutma verimine bağlı olarak da değişiklik göstermektedir (Masse and Masse 2000; Satyanarayan *et al.* 2005). Bu nedenle, entegre tesisleri ve mezbahalar kullanılan su miktarı ve oluşan atıksu miktarı bakımından diğer tesislerden oldukça farklıdır. Mezbahalardan ve entegre et tesislerinden gelen atıksular evsel atıksulara benzemektedir ancak evsel atıksulara göre oldukça fazla yoğun bir içeriğe sahiptir.

Mezbaha endüstrisi; dünya nüfusunun artmasıyla, gelir ve yaşam standartlarının artmasıyla büyümektedir (Tong *et al.* 2018). Mezbaha endüstrileri, faaliyetlerini sürdürebilmek için çok fazla hacimde suya ihtiyaç duymaktadır. Bu nedenle deşarjı yapılmadan önce arıtılması gereken önemli miktarda atıksu üretmektedir (Reilly *et al.* 2018). Su tüketim kapasitesi, uygulanan işlemlere göre ve hayvanın cinsine göre kesilen hayvan başına 1 – 9 m³ aralığında değişiklik göstermektedir (Aziz *et al.* 2019). Bu nedenle, mezbahalarda tüketilen su miktarı ve oluşan atıksu miktarı diğer tesislerle karşılaştırıldığında önemli farklılıklar göstermektedir. Büyükbaş hayvanın kesimi sonucunda oluşan atıksular, kesimhaneden gelen atıksu ve organik maddelerin konsantrasyonu ile önemli bir değişime neden olan boyun kanından gelen karışımdır (ABD-EPA, 2002). Bir hayvandan, ağırlığının yaklaşık olarak %6-7'si kadar kan atığı oluşmaktadır. Kan atığının ise %7'si proteindir.

Mezbaha atıksuları protein, yağ ve fiberlerin kompleks karışımı olarak tanımlanmaktadır (Ruiz 1997). Mezbaha atıksuyunda çoğunlukla kan, hayvansal gübre, et, yağ, gres, saç, tüy, kemik, sindirilmemiş yem ve biyolojik büyümeyi gerçekleştiren besin maddeleri açısından oldukça yüksek ve zengin organik maddeler içermektedir. Ayrıca %55'i askıda formda bulunurken, yaklaşık %45'i çözülmüş oksijen olarak bulunmaktadır ve organik madde konsantrasyonu orta-yüksektir. Bu organik maddeler şeker, protein ve yağdan meydana gelmektedir. Biyolojik olarak parçalanabilir bu organik maddelerin yüksek konsantrasyonundan dolayı mezbaha atıksuları biyolojik arıtım sistemleri için uygundur.

Mezbaha atıksuları içerdiği kirletici maddeler nedeniyle arıtılması oldukça zordur. Mezbaha atıksularının en önemli bileşeni ise kandır. Et endüstrisi ve kesim proseslerinde oluşan kan en önemli kirleticilerden biridir. Bir büyükbaş hayvanın kesilmesiyle oluşan kan kanalizasyona deşarj edildiği sırada kanalizasyondaki kirlilik yükünü büyük miktarda artırmaktadır. Kanın 5 günlük BOİ'si 150000-200000 mg/L civarlarında, 20 günlük BOİ'si ise 405000 mg/L'dir. Pıhtılaşmış kanın 20 günlük BOİ'si ise 470000 mg/L'dir (İpek 1997). Hayvan kesimiyle meydana gelen kanın direk kanalizasyona deşarj edilmesi kirlilik yükünü büyük oranda artırmaktadır. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemleri bu atıksuların arıtımında kullanılmaktadır. Bu atıksular içeriği bakımından çözünebilir madde içerir ve bundan dolayı biyolojik arıtıma daha elverişlidir. Mezbaha atıksularındaki KOİ konsantrasyonunun %95 oranında giderilmesi gerekmektedir. Ayrıca azot ve fosfor alıcı ortama deşarj edilmeden önce gerekli ölçüde arıtılması gerekmektedir (Reilly *et al.* 2018).

Mezbaha atıksuları çok yüksek oranda organik madde (KOİ,BOİ), toplam fosfor (TP), toplam askıda katı madde (TAKM), toplam azot (TN), patojenik olan ve olmayan bakteriler, virüsler ve parazit yumurtaları içeren kirleticilere sahip olduğu için çok önemli bir çevre kirletici kaynağıdır. Bazı araştırmacılar farklı mezbahalarda ki atıksuyun karakterizasyonunu araştırmışlardır. Çizelge 2.1'de elde edilen sonuçlar verilmiştir.

Çizelge 2.1. Et işleme ve mezbaha atıksularının karakteristikleri (C.T vd 1986; K.L vd 1987; N.T 2000).

Parametre	Li <i>et al.</i> (1986)	Manjunath <i>et al.</i> (2000)	Norcross <i>et al.</i> (1987)
BOI ₅ (mg/L)	399-1037	600-3900	10000
KOI (mg /L)	628-1437	1100-7250	---
Yağ ve Gres (mg/L)	97-452	125-400	13000
TKN (mg/L)	44-126	90-150	---
PO ₄ -P (mg/L)	10-16	8-15	---
NH ₃ -N (mg/L)	25-105	---	---
AKM (mg/L)	92-430	300-2300	150
pH	6.3-7.2	6.5-7.3	4.5-11

Diğer yapılan bir çalışmada mezbaha atıksuyu karakterizasyonu Çizelge 2.2’de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Mezbaha atıksu karakterizasyonu (Debik and Coskun 2009; Cao and Mehrvar 2011; Barrera 2011; Barrera *et al.* 2011)

Parametre	Aralık	Ortalama
KOI	1250–15900	4221
BOI	610–1905	1209
NH ₄ -N	14–169	41
PO ₄ -P	1.30–80	19
NH ₃ -N (mg/L)	50–475	180
Yağ ve Gres (mg/L)	25–170	92
TN	50–785	427
Alkalinite	50–2100	450
pH	4.90–8.10	6.95
Protein	444–10000	2503
C/N	6.00–15	10

Farklı ülkelerde, diğer araştırmacıların yapmış olduğu mezbaha atıksuyu karakterizasyonu özellikleri Çizelge 2.3’te verilmiştir (Johns, 1995; Özcan, 2001).

Çizelge 2.3. Farklı ülkelerde yapılan mezbaha atıksu karakterizasyonu

Parametre	1	2	3	4	5	6	7	8	Kan(5,8)
BOİ ₅ (mg/L)	710-4633	490-650	2105	1600-3000	1000-3500				150-200000
TKOİ (mg/L)	1925-11118	1500-2200	5113	4200-8500	1400-5000	530-4700	6000	2400-6000	375000
ÇKOİ (mg/L)	780-10090			1100-1600					
Yağ-Gres (mg/L)		50-100	897	100-200				110-260	620
AKM (mg/L)	110-19		1774	1300-3400		220-2100	6000		
TKN (mg/L)	110-240	120-180	248	114-148	250-700	40-230	550	430-740	16500
NH ₃ -N (mg/L)				65-87	200-300	3-70	150	430-740	3500
PO ₄ -P (mg/L)	13-22	12-20	22	20-30	80-120	6-34	50	4<	183

1. Sayed and Zeeuw (1998 Hollanda); 2. Sayed *et al.* (1987 Hollanda); 3. Sachon (1984 Fransa); 4. Stebor *et al.* (1990 ABD); 5. Tritt and Schuchard (1992 Almanya); 6. Russel *et al.* (1993); 7. Borja *et al.* (1993 İspanya); 8. Hansen and West (1992)

Yapılan bir diğer çalışmada, 75 m³ atıksu kapasitesine sahip bir mezbaha atıksuyunun karakteristik özelliği belirlenmiştir. Bu tesis üç kaynaktan faydalanmıştır. Bunlar kesimin olduğu yerden gelen kırmızı sular, lavabodan ve ağıl temizlemeden gelen sular olarak üç kaynaktan beslenmiştir. Ayrıca atıksuda bulunan kaba, iri ve kıl gibi olan maddeler elekten geçirilerek atıksudan alınmıştır. Bu çalışmada yapılan atıksuyun karakteristik özelliği Çizelge 2.4’te verilmiştir.

Çizelge 2.4. Mezbaha endüstrisi atıksuyunun karakteristiği

Parametre	Aralık
pH	6.72-7.27
KOİ(mg/L)	3337-4150
BOİ(mg/L)	1950-2640
AKM(mg/L)	980-1200
Yağ-Gres(mg/L)	275-376
İletkenlik	1616-2270
Bulanıklık(mg/L)	265-356

Farklı Avrupa kanunları tarafından mezbaha atıksularının içeriği ‘çok kirletici’ olarak sınıflandırılmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı tarım ve gıda endüstrisi kategorisinde mezbaha atıksularını endüstriyel atıksu olarak tanımlamış ve çevreye en zararlı atıksulardan biri olarak kabul etmiştir (ABD-EPA 2004). Gelişmiş

ülkelerde çevre ve insan sağlığını koruma açısından mezbaha atıksularının deşarjı üzerindeki mevzuat katı bir şekilde uygulanmaktadır. Dünya çapında mezbaha atıksu deşarj standart limitlerinin karşılaştırılması Çizelge 2.5'te verilmiştir.

Çizelge 2.5. Dünya çapında mezbaha atıksu deşarj standart limitlerinin karşılaştırılması (Bustillo-Lecompteable and Mehrvar 2015)

Parametre	AB Standartları	Dünya Bankası Standartları	ABD Standartları
BOİ(mg/L)	25	30	26
KOİ(mg/L)	125	125	-
Toplam askıda katı madde (TAKM),(mg/L)	35	50	30
Toplam azot (TN),(mg/L)	10	10	8

Ülkemizde ise Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğinde yer alan entegre et tesisleri ve mezbaha atıksu deşarj limitleri Çizelge 2.6'da verilmiştir.

Çizelge 2.6. SKKY'de yer alan mezbahalar ve entegre et tesisleri deşarj standartları

Parametre	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(KOİ) (mg/L)	250	160
Yağ ve Gres (mg/L)	30	20
pH (mg/L)	6,0-9,0	6,0-9,0
Renk	280	260

Et işleme tesisi ve mezbahalarda oluşan atıksuların arıtımı yapılmadan doğrudan deşarj edildiğinde, alıcı ortamın çözünmüş oksijenini tüketmektedir ve su ortamının bozulmasına sebep olmaktadır. Doğrudan deşarj edilmesi durumunda yüksek azot ve fosfordan dolayı ötrofikasyon meydana gelir. Böylece nehirler oksijensizleşmekte ve yüzey suları kirlenmektedir (Masse and Masse 2000). Ötrofikasyon, alg mineralizasyonuna neden olup suda çözünmüş oksijen miktarını olumsuz etkilemekte ve ortamda bulunan sucul canlıların yaşamsal koşullarını olumsuz ölçüde etkilemektedir. Deşarj edilen ortamda biriken ve organik madde içeren çamurun yavaş bozunumu ile bu

olaylar hızlanmaktadır. Ortamda oksijen tamamen tükendiğinde anaerobik ayrışma meydana gelmekte ve hidrojen sülfür, metan gibi istenmeyen ayrışmayan ürünleri meydana getirmektedir. Ortamdaki atıksuda bulunan toplam askıda katı maddeler, suyun dibinde birikim yapmaktadır ve bu da bulanıklığa sebep olmaktadır. Ayrıca, mezbaha boyun kanında bulunan patojenler, deşarj edilen ortamda diğer canlılara bulaşması nedeniyle sulama suyu ve içme suyu amacıyla kullanımının da kısıtlanmasına neden olmaktadır (Cao and Mehrvar 2011). Bu sebeplerden dolayı, deşarj öncesi atıksuyun arıtımı zorunludur. Atıksuyun özellikleri belirlenip doğru arıtım yöntemi seçilmelidir. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemleri mezbaha atıksuyu arıtımı için kullanılsa da, bu nitelikte atıksular çözünmüş madde içerdiğinden ve biyolojik olarak bozunabilirliğinden dolayı biyolojik arıtım prosesi için uygundur.

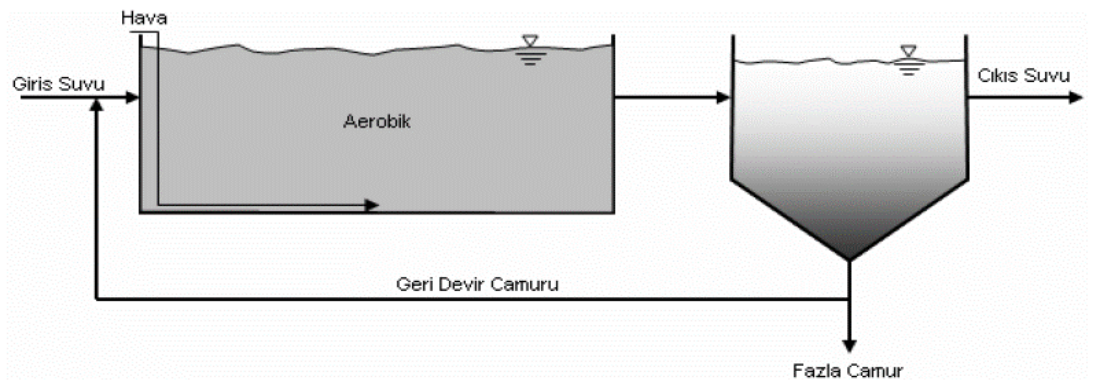
Mezbaha ve et işleme tesislerinde, yukarıda bahsedilen bu büyük kirliliğin sebebiyet verdiği atıksular direk alıcı ortama verilmesi organik yükten dolayı mümkün değildir. Ortama deşarj edilmeden önce mümkün mertebede çevre ve insan sağlığı üzerinde tehlikeli etkilerini gidermek için arıtıma tabii tutulmalıdır.

2.2. Biyolojik Arıtım

Biyolojik arıtım, atıksu arıtımında diğer yöntemlerle kıyaslandığında en çok kullanılan arıtım yöntemidir. Ayrıca, çevre mühendisliğinde atıksu arıtımında her bir biyolojik prosesi anlamak için büyük önem taşımaktadır. Biyolojik olarak ayrıştırılabilen bütün maddeleri içeren atıksuları, biyolojik arıtma yöntemi ile arıtmak mümkündür. Organik kirleticilerin ortamdan uzaklaştırılması için en etkili yöntemlerde birisi olduğu bilinmektedir. Atıksuda çözünmüş organik madde ve askıda madde konsantrasyonu oldukça fazladır. Askıda ve çözünmüş organik maddenin bulunduğu atıksularda bu maddeler mikroorganizmalara besin ve enerji kaynağı olup bakterilerce parçalanmasına sebep olmaktadır. Parçalanmanın ardından bu maddeler çökebilen biyolojik floklara ve sıvının içinde kalan yada gaz olup atmosfere karışan inorganik bileşiklere dönüşmektedir. Böylece, biyolojik arıtım atıksudaki organik maddelerin gideriminde oldukça etkili olmaktadır.

Biyolojik arıtmanın amacı, atıksuda bulunan çökelemeyen koloidal katılar pıhtılaştırılarak ortamdan uzaklaştırmak ve organik maddeleri kararlı hale getirmektir. Optimum şartlarda biyoflokülasyon ve mineralizasyon proseslerinin kontrolü ile organik maddelerin doğadan yok edilmesi esasına dayanmaktadır. Evsel atıksularda organik madde gideriminin yanısıra azot ve fosfor giderimine de katkısı bulunmaktadır. Çoğu durumda toksik olabilen, eser (iz) miktarda olan organik maddeleri gidermek önemlidir. Ayrıca tarımda kullanılan sulama sularında, azot ve fosforun arıtılması oldukça önemlidir. Endüstriyel nitelikli atıksular da ise, inorganik ve organik bileşenlerin arıtımı önemlidir.

Biyolojik arıtım, ortamda bulunan oksijen miktarına göre aerobik (havalı) ve anaerobik (havasız) olarak sınıflandırılmıştır. Aktif çamur, aerobik biyolojik atıksu arıtma yöntemlerinde sıklıkla kullanılmaktadır. Aktif çamur, ölü ve canlı mikroorganizma karışımı ve de organik-inorganik maddeye sahip atıksudan meydana gelmektedir. Karışık mikroorganizmaların havalandırma havuzunda askıda kalması, çözünmüş ve kolloid maddelerin mikroorganizmalar vasıtasıyla çökebilir biyolojik floklara dönüşmesi açısından önemlidir. Dünyada ve ülkemizde, evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında kullanılan aktif çamur; azot, fosfor ve organik karbon gideriminde ikincil arıtım olarak kullanılmaktadır (Balku 2004). Yıllar içerisinde aktif çamur prosesi birçok şekilde geliştirilmiştir (Yıldız vd 2013). Prosesin tasarımı, genellikle hidrolik kalış süresi (HKS), mikroorganizma oranı (F/M), çamur yaşı (Θ_c), MLSS konsantrasyonu kullanılmaktadır. Klasik aktif çamur sistemi Şekil 2.1’de gösterilmiştir.

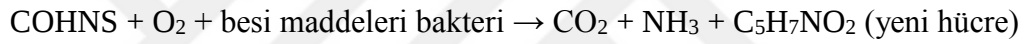


Şekil 2.1. Klasik aktif çamur prosenin şematik gösterimi (Sözüdoğru 2015)

Bu proseste havalandırma, difüzörlerle veya mekanik havalandırıcılarla yapılmaktadır. Havalandırma sayesinde tam karışım da meydana gelmektedir. Yeni ve eski hücrelerin karışımı, reaksiyon süresinin sonunda çöktürme fazına alınarak çöktürülür. Tam çökmenin sağlanmasıyla aktif çamur çöktürülmüş olur. Organizma değişiminin sağlanması için çöktürülen hücrelerin bir kısmı geri devir ile reaktöre aktarılır. Geriye kalan kısım ise sistemden uzaklaştırılır.

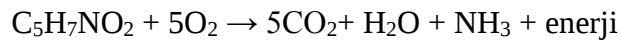
Aktif çamur sisteminde, organik madde bulunduran atıksuların arıtımı esnasında genel olarak aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşir (Tchobanoglous and Burton 1991).

Oksidasyon ve sentez:



Bu denklemde COHNS, reaksiyon sırasında ki organik maddeyi ifade etmektedir. Substrat miktarının yetersiz olduğu anda, diğer bir ifadeyle besin arzı bittikten sonra hücrenin depo malzemelerinin bir kısmı kendi kütlesi tarafından okside edilir. Bu oksidasyon, aşağıdaki şekilde ifade edilir (Samsunlu 2017).

İçsel solunum:



İçsel solunum tepkimesinde, enerji ve basit son ürünlerin oluşmasıyla birlikte aynı zamanda kararlı organik son ürünler de oluşmaktadır.

Biyolojik arıtmada, askıda büyüme, bağlı büyüme, askıda ve bağlı büyüme (birleşik) ile membran sistemler kullanılmaktadır.

2.3. Ardışık Kesikli Biyoreaktör (AKR)

Biyolojik atıksu arıtma sistemlerinin popüler teknolojilerinden biri ardışık kesikli biyoreaktördür. Mikroorganizmaların bu sistemlerde uzun süre tutulabilmesi endüstriyel atıksu arıtımında büyük bir avantajdır. Aynı zamanda, az yer gerektirmesi, işletim kolaylığı, şok yüklemelere karşı toleranslı olması ve yeni proseslere uyum sağlama kabiliyetinin olması diğer avantajlar arasındadır (Fongsatitkul *et al.* 2008). Son zamanlarda yaygın olarak kullanılan AKR, karbonlu organik maddelerin ve azotun giderilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Fosfor gideriminde kullanımı yaygın değildir ancak giderimi mümkündür. AKR sisteminde anaerobik faz ilave edilerek denitrifikasyon işlemi uygulanabilmektedir. Böylece nitrifikasyon-denitrifikasyon ile fosfor, azot giderimi ve karbon giderimi yapılmaktadır. Ayrıca, anaerobik ve anoksik fazlar karbon giderimine katkı sağlarken, sistemde harcanan toplam enerji maliyetinin de azalmasına neden olmaktadır. Bu sistemlerin geliştirilmesinin amacı, çıkış suyunun kalitesini yükseltip işletme harcamalarını azaltmaktır (Sarioğlu 2001). Ayrıca, AKR’de fosfor giderimi, maliyetin düşürülmesine ek olarak işletme ihtiyacını da azaltmaktadır. İleri arıtma sistemleri yüksek maliyete sahip olduğundan dolayı, düşük maliyetli ileri arıtım prosesleri araştırılmaktadır (Yoon *et al.* 2004). Klasik arıtım yöntemleri, atıksuların arıtılmasında ve geri kazanılmasında yeterli değildir (Gao *et al.* 2004). Bunun için ya ikincil arıtımın üstüne üçüncül arıtım getirilmeli yada ileri arıtım yöntemleri kullanılmalıdır. İşletim maliyetleri en çok havalandırma kısmından ve meydana gelen atık çamurun arıtımından oluşmaktadır. Bu sebeple havalandırma havuz alanının düşük olduğu ve atık çamur miktarını azaltacak sistemler araştırılmalıdır.

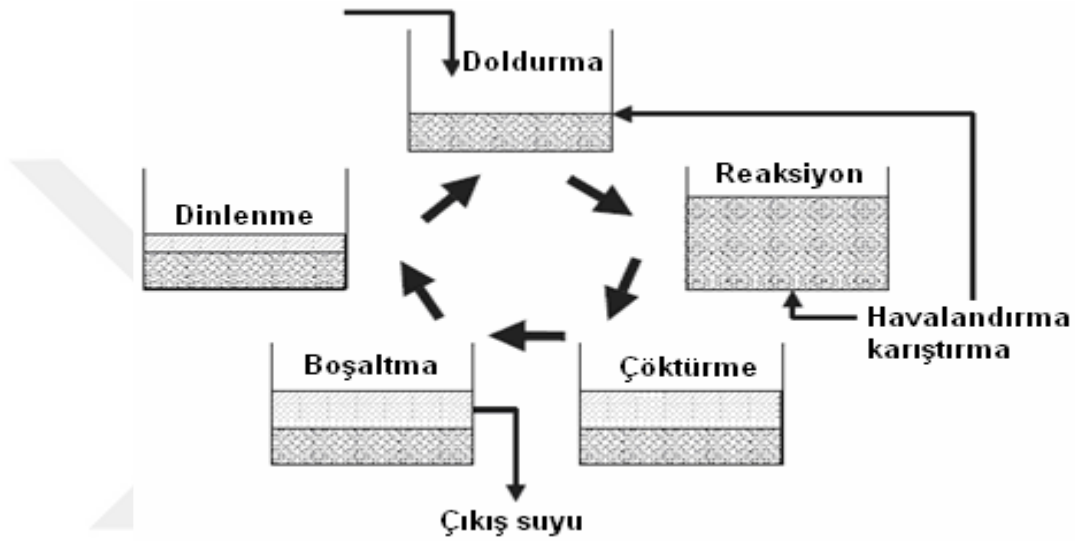
Ardışık kesikli biyoreaktörler; doldurma, havalandırma, çöktürme gibi bütün proseslerin aynı reaktör içinde ardışık olarak gerçekleştiği, giriş ve çıkış akımı olmayıp kapalı çalışan, doldur-boşalt tarzı olan bir aktif çamur prosesidir. Bu proses, ilk olarak 1914 yılında kullanılmaya başlanmıştır. AKR prosesi, işletim yönünden kolay ve esnek olması 20. yüzyılda popülerliğini artırmıştır. Yapılan çalışmalarda azot, fosfor, AKM ve yüksek karbon giderimi gerçekleştiği görülmüştür. Nutrient gideriminde, AKR’lerde otomasyon sistemleri, sistemin kontrol edilebilirliğinde, esnekliğinde ve işletiminde

kolaylık sağlayarak bu sistemin gelişmesine katkıda bulunmuştur. Ayrıca, AKR sistemleri debi değişikliklerini tolere edip bir dengeleme tankı görevi görmesi ilgiyi kat kat artırmıştır. Bu gelişmeler klasik aktif çamur sistemiyle rekabet etmesine imkan tanımıştır (Taşlı 1996).

AKR'de havalandırma ve çöktürme gibi proseslerin aynı reaktörde gerçekleşmesi, sürekli sistemlerden ayıran en önemli özelliktir. Sürekli sistemlerde havalandırma ve çöktürme gibi işlemler ayrı tanklarda yapılmaktadır. Endüstriyel ve evsel atıksularda, AKR'nin avantajları sayesinde diğer arıtım yöntemlerine alternatif olabileceği ispatlanmıştır (Tabares 2006). AKR'de, aynı reaktörde biyolojik oksidasyon ve çökeltme işlemleri gerçekleştiği için arıtılması istenen çamur konsantrasyonu daha azdır. Ayrıca, işletme ve yatırım maliyeti klasik aktif çamur proseslerine göre daha ucuzdur (Zeng *et al.* 2003).

Ardışık kesikli biyoreaktörler, debisi düşük olan küçük ve orta ölçekli alanlarda, kırsal alanlarda uygunluk göstermektedir (Uygur 2003). Azot, fosfor, KOİ/BOİ konsantrasyonları yüksek olan atıksuların arıtımında AKR prosesi uygundur (Manav 2006). Atıksularda, nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile biyolojik azot giderimi gerçekleştirilebilmektedir. AKR'de azot giderimi yaygın olarak yapılmaktadır ancak fosfor gideriminin de yapılması için anaerobik faza ihtiyaç vardır. AKR sistemlerinde tam nütrient giderimi (azot ve fosfor giderimi) için anaerobik faz ilave edilmesi gerekmektedir. Anaerobik kısımda fosfor gideren mikroorganizmalar, su ortamında fosforu ortama salarken ardından gelen aerobik fazda ortama salınandan daha fazla fosforu organizmalar bünyelerinde tutarlar. Oluşan fazla çamur ortamdan atılmasıyla fosfor giderimi tamamlanmış olur. Eklenen bu faz sayesinde, enerji harcanmadan karbonlu maddeler, azot ve fosfor giderimi yapılmış olur. AKR'ler yüksek MLSS oranlarında da faaliyet göstermekle birlikte toksik maddelere ve şok yüklemelere direnci fazladır (Sirianuntapiboon and Hongsisuwan 2007). Aynı zamanda, AKR sistemlerinde çökeltme özelliği iyi olan mikroorganizmalardan dolayı çözünmüş madde giderimi etkili bir şekilde yapılmaktadır (Orhon vd 1986).

AKR'ler anaerobik, anoksik, aerobik fazlarda faaliyet göstermektedir. Ardışık kesikli biyoreaktörler art arda gerçekleşen; doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma, bekletme işlemlerinin oluşturduğu beş temel faz ile uygulanmaktadır. Bu fazlar sırasıyla Şekil 2.2'de gösterilmiştir. Doldurma ile başlayıp, boşaltmayla son bulan sirkülasyon süresi çıkış suyu standartlarına bağlıdır (Yılmaz and Temizsoy 2005).



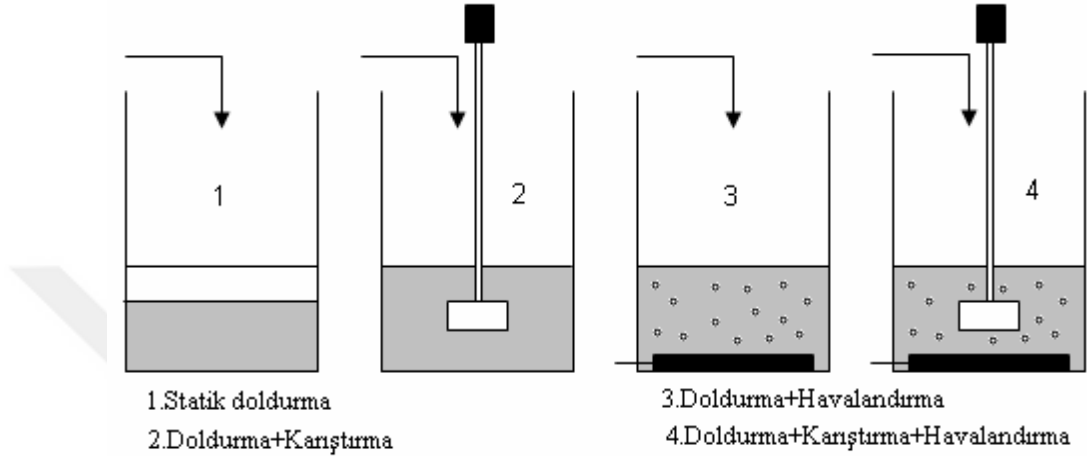
Şekil 2.2. AKR akış diyagramı (Sözüdoğru 2015)

2.3.1. Ardışık kesikli biyoreaktörün işletim fazları

2.3.1.a. Doldurma fazı

Bu faz, atıksuyun reaktöre eklendiği fazdır. Önceki döngüden gelen aktif çamura besleme yapılır ve mikroorganizmalar ile atıksu karıştırılır. Reaktöre besleme yapılırken verilecek olan atıksu miktarı genelde reaktörün toplam hacminin en fazla %70'i en az %25'i olmalıdır. Hedeflenen besleme hacmi, mikroorganizmaların çökeltme özellikleri ve bekletme özellikleri gibi bazı faktörlere göre değişiklik göstermektedir (Taşlı 1996; Sözer 2009). Doldurma fazı farklı işlemlerle uygulanabilir. Bunlardan birisi, anaerobik şartın oluşturulduğu hiçbir karıştırma ve havalandırmanın olmadığı statik doldurma işlemidir. Diğer ise, mikroorganizmaları oksijene alıştırmak ve köpük oluşumunu

engellemek için doldurma ve mekanik karıştırıcının aynı anda yapıldığı işlemdir. Diğerleri de, doldurma + havalandırma veya doldurma + havalandırma + karıştırma işlemleridir (Crites and Tchobanoglous 1998). Bu yöntemler Şekil 2.3’de gösterilmiştir.



Şekil 2.3. AKR’de doldurma fazı yöntemleri

2.3.1.b. Reaksiyon fazı

İstenilen bütün reaksiyonların gerçekleştirildiği evredir. Doldurma evresiyle başlayıp çöktürme evresinin başına kadar devam eden fazdır. Bu evrede, çözünmüş oksijene ihtiyaç olup olmasına bağlı olarak; sadece karıştırarak anaerobik reaksiyon ve hem karıştırıp hem de havalandırarak aerobik reaksiyon olarak iki şekilde uygulanmaktadır. Arıtımda ki verime göre aerobik ve anaerobik süreleri değiştirilebilir (Ökten 2002). Anaerobik fazda sadece karıştırma ile denitrifikasyon oluşur ve fosfor salımı gerçekleşirken, aerobik fazda ise organik maddelerin ve azotun oksidasyonu oluşmaktadır. Havalandırma kısmında, mekanik karıştırıcının hızı çok yüksek olduğu durumda çamurun çökmesi kötü yönde etkilendiği için karıştırma hızı çok yüksek olmamalıdır. Kirlilik oranı ve toksisite özelliği fazla olan organik temelli endüstriyel atıksuların arıtılmasında, havalandırma süresi uzun tutulmalıdır (Ortatepe 2013).

2.3.1.c. Çökeltme fazı

Çökeltme fazı, mikroorganizmaların reaktörde çökelmeleri için havalandırıcının ve karıştırıcının durup hiçbir işlem yapılmadan çökeltmenin beklendiği fazdır. Genelde bu fazın süresi 0.5-1.5 saat arasında değişmektedir (Sözer 2009).

2.3.1.d. Boşaltma fazı

Mikroorganizmaların çökmesi sonucu üst kısımda kalan arıtılmış suyun bir pompa aracılığıyla reaktörden alındığı fazdır. Bu evrenin süresi, toplam sürenin %5'i ile %30'u aralığında olmalıdır (Zeng *et al.* 2003). Boşaltma süresinde, aktif çamurun içinde ipliksi mikroorganizmaların da bulunabilirliğinden dolayı çamur kabarması yani çamur yükselmesi meydana geleceği için bu süre fazla tutulmamalıdır.

2.3.1.e. Dinlenme fazı

Boşaltma fazından sonra ve doldurma fazından ise önce olan fazdır. Mikroorganizmalar bu evrede tankın dibinden çekilir. Uygulanan döngüler arasında bakım fazı olarak da tanımlanmaktadır (Tabares 2006). Tüm bu evreler bir döngünün toplam süresine eşittir (Çakır 2002). Boşaltma fazından sonra dinlenme fazına geçmeden doğrudan doldurma evresine de geçilebilmektedir.

2.3.2. Ardışık Kesikli Reaktörlerin Avantajları

- Farklı türdeki atıksuların arıtılmasında kirlilik yükü ve içeriği açısından esneklik sağlar.
- Aynı reaktörde, aynı anda azot ve fosfor giderimi yapılabilmektedir.
- Doldurma evresinde, dengeleme tankı görevi gördüğü için şok yüklemeleri ve pik debileri tolere edebilmektedir.

- Reaksiyon ve çökeltme fazı yani tüm uygulamalar aynı tankta uygulandığı için alan yönünden avantaja sahiptir. Alanın kısıtlı ve kıymetli olduğu yerlerde büyük avantaj ve pratiklik sağlamaktadır.
- Sistemin kesikli olması, istenen arıtım verimi elde edilene kadar atıksuyun reaktörde tutulması açısından avantajlıdır.
- Diğer aktif çamur sistemlerine göre hidrolik değişimlere daha az duyarlıdır.
- Doldurma evresinde, farklı işletim seçenekleri ile filamentli mikroorganizmaların çamur kabarmasını oluşturmaları kontrol altına alınıp engellenebilir.
- Hidrolik koşullar sebebiyle aktif çamur reaktörde istenildiği kadar tutulduğundan dolayı aktif çamur kaçıışı mümkün olmamaktadır.
- İşletimi ve kontrolü esnek olduğundan, sistemde bir döngü süresi fazlar arasında istenildiği gibi ayarlanabilir. İstenilen arıtım verimine göre faz süreleri kolaylıkla değiştirilebilir. Bu değişiklikler daha az enerjiyle sistemin çalıştırılmasına sebep olabilir. Bu durum klasik aktif çamur sistemlerinde tankların hacimlerinin sabitliği nedeniyle mümkün değildir.
- AKR’lerde son çöktürme tankı ve çamur geri devir sistemi ayrı tanklarda olmadığı için yatırım ve bakım maliyeti bulunmamaktadır.
- Klasik aktif çamur sistemlerine göre AKR’lerde daha düşük çamur oluşmaktadır.
- Değişebilen yüksek ve düşük substrat konsantrasyonları sayesinde daha dayanıklı bakterilerin oluşması sağlanabilmektedir.
- Nitrifikasyon, denitrifikasyon prosesleri olmadan ve ayrıca kimyasal madde eklemesi yapılmadan fosfor giderimi mümkün olmaktadır.
- Atıksuda debi düşük olduğundan seviye sensörü sayesinde fazla enerji harcanması kısıtlanmış olur.

2.3.3. Ardışık kesikli reaktörlerin dezavantajları

- AKR sistemlerinde çöktürülmüş çamur boşaltma evresinde kaçabilmektedir.
- Havalandırma cihazlarında tıkanma oluşabilir.
- Çıkış suyunun kalitesi güvenli boşaltıma bağlıdır.

- Büyük AKR sistemleri, klasik aktif çamur sistemlerine göre daha ileri düzeyde kontrollere, otomatik şalterlere, otomatik valflere gereksinim duyar. Bu yüzden de, bakımı daha ileri seviyede ve daha karışıktır.
- Tüm prosesler (doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma, dinlendirme) aynı reaktör içinde yapıldığından atıksu bir tank içinde bekletilmesi gerekir. Bu sebeple, AKR sistemleri düşük debili atıksularda tercih edilen bir sistemdir.

2.4. Membran ve Membran Biyoreaktörler

Membran biyoreaktörler, klasik aktif çamur sistemlerinin geliştirilmesi ve biyolojik arıtımla membran biyoreaktörlerin (MBR) birleştirilmesi ile ortaya çıkan ileri arıtım teknolojileridir. İşletimi konveksiyonel aktif çamur sistemine benzer olup, bu sistemlerde son çöktürme tankı ve kum filtrasyonu gibi üçüncül arıtma işlemlerine gerek duymadan mikro ve nano gözeneklere sahip membranlar kullanılmaktadır. Son yıllarda, membran prosesi üzerinde yapılan çalışmalar ve gelişmeler, içme suyu ve atıksu arıtımında kullanılan diğer teknolojiler ile maliyet açısından rekabet edebilir duruma getirmiştir. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkeler arasında MBR'ler arıtma tesislerinde uygulamaya konulmuştur. ABD ve uzmanların, ilerde çoğu arıtma tesislerinin MBR'lere dönüşüp son çökeltim havuzlarının ortadan kaldırılacağını tahmin etmektedirler.

Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında ve suyun geri kazanımı gibi amaçlarda uygulanmıştır. Membran teknolojileri son 30 yıl içinde göstermiş olduğu gelişim; deniz suyu arıtımında, içme suyu eldesinde ve atıksu arıtımında faaliyete geçmesine sebep olmuştur. Nehir, göl, deniz ve kuyu sularından içme suyu elde edilmesi, bazı endüstrilere proses suyu temini, atıksuların deşarj kriterlerine uygun olarak arıtımı ve bazı proseslerde kimyasal maddelerin geri kazanılması gibi faaliyetlerin başında gelen son dönemlerde oldukça popüler bir yöntemdir.

İlk olarak 1960'lı yıllarda kullanıma başlanmış ve deniz suyunun demineralizasyonunda uygulanmıştır. Aktif çamur sistemleri ile birleştirilip membran biyoreaktörün (MBR)

ortaya çıkması ilk defa Smith tarafından 1967 yılında ortaya çıkmıştır. Bu teknolojide ki gelişim; membranların 1950'li yıllarda ortaya çıkması, 1960'lı yıllarda araştırmaların yoğun olduğu ve 1980'li yıllarda ise endüstriyel alanlar da yoğun olarak kullanılmaya başlanmıştır.

Biyolojik oksidasyon ve çöktürme işlemleri klasik aktif çamur sistemlerinde iki farklı reaktörde gerçekleşirken, MBR sistemlerinde tüm işlemler aynı reaktör içinde gerçekleşmektedir. Reaktör içinde aktif çamur havalandırma yolu ile oluşturulmakta ve tankta gömülü olan membran modülünden arıtılmış su vakum uygulanarak çekilmektedir. Aktif çamurdan atıksuyu uzaklaştırmak için düşük membran filtrasyonu (mikrofiltrasyon veya ultrafiltrasyon) uygulanır. Klasik aktif çamur sistemlerine göre yüksek MLSS oranını ve yüksek organik yükleme oranlarını membran biyoreaktörler karşılayabilmektedir ($10 \text{ kg KOI/m}^3\text{.gün'e}$ kadar). MLSS miktarı 40 g/L kadar çıktığı için havalandırma havuzunun tank hacimleri düşüktür (Sözüdoğru 2015).

Membran biyoreaktörler, hidrolik kalış süresinin ve çamur alıkonma süresinin birbirinden farklı olmasını mümkün kılmıştır. Bu yüzden çamur yaşının yeterince uzun olması ve bütün çamurun MBR içinde tutulabilmesi sağlanmıştır. Bu sistemde tank içinde ki biyokütlenin çökelebileme durumundan çıkış suyunun kalitesi etkilenmemektedir. Ayrıca biyolojik arıtmalarda olduğu gibi çamur kabarması ve çamur azalmasından kaynaklı arıtımın başarısız olması bu sistemlerde mümkün değildir. MBR'lerde KOİ üzerine kurulan madde dengesi, giriş suyu KOİ'sinin yaklaşık %90'ı karbondioksite oksitlenmekte olup, reaktörde AKM oranı çamur atılmaksızın neredeyse aynı kaldığını göstermektedir (Gürel ve Büyükgüngör 2011).

Membran, geçirgen ve yarı geçirgen bir malzeme olup, ortamı yada iki fazı birbirinden ayırıp maddelerin seçici olarak taşınmasını sağlayan malzemedir. Metal, organik ve anorganik polimerlerden üretilmektedir ve suda ki fiziksel ve kimyasal bileşenlerin bazı kısımlarını geçirmekte olup gaz, katı/sıvı ve sıvı/sıvı ayrımı için kullanılmaktadır.

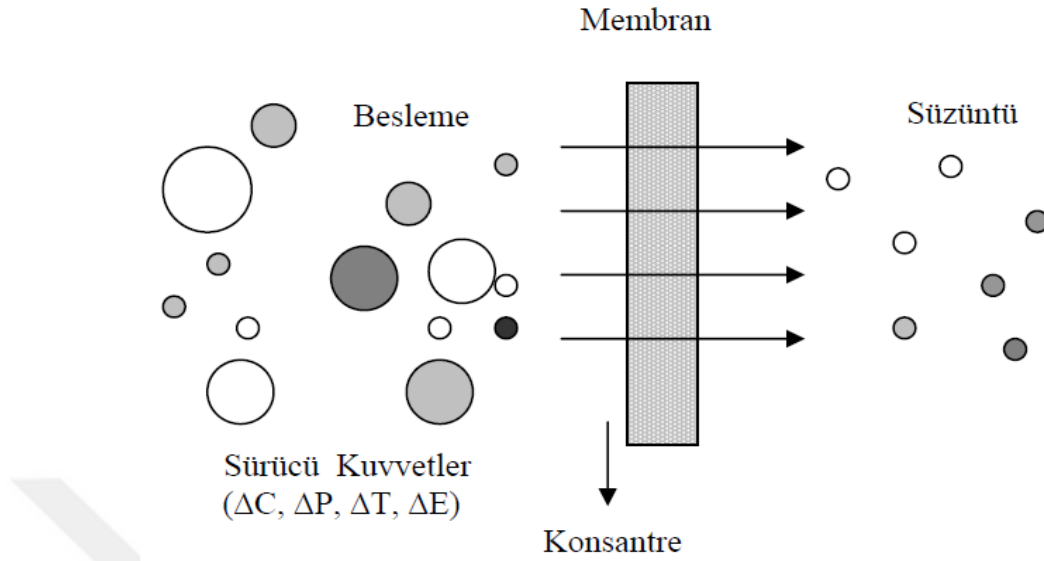
Membranlar, üzerinde bulunan küçük boşluklara tutunan suda çözünmüş ve kolloidal partikül maddeleri sudan ayırmaktadır. Bu ayırım, molekül boyutlarına ve molekül kütlelerine göre yapılmaktadır (Kulil 2015). Yarı geçirgen bir membrandan molekül taşınımı, basınç farkından dolayı duran fiziksel prensipten faydalanmıştır. Membranın gözenek çapına göre değişik boyutlarda, büyüklüklerde ve yapılarda ki maddeler filtre edilebilmektedir.

Membran; porların büyüklüğü, membranın yüzeyinde m^2 başına düşen porların sayısı, membran yükü ve membranın kimyasal yapısına göre ifade edilmektedir. Bu etkenler ve filtrasyonda meydana gelen örtü tabakası (kek), membran filtrasyon esnasında madde taşınımını ve verimi, kapasiteyi, geri kazanım oranını etkileyerek aynı zamanda membran filtrasyonunun ekonomisini de belirlemektedir.

Membran teknolojileri genellikle;

1. Sıvılardan büyük ölçekli moleküllerin ve kolloidlerin ayırımında,
2. Sıvılardan ve gazlardan mikron boyutundaki partiküllerin filtrasyonunda,
3. Sadece iyonik türlerin ayrılmasında,
4. Bütün askıda ve çözünmüş maddelerin sulardan ve diğer sıvılardan ayrılmasında,
5. Konsantre çözelti elde etme amaçlarında uygulanmaktadır (Kaleli 2006).

Membrandan kütle transferi, sürücü kuvvetler etkisi ile (basınç (ΔP), sıcaklık (ΔT), konsantrasyon (ΔC) ve elektriksel potansiyel (ΔE) fark) gerçekleşip besleme akımı iki ayrı kısma ayrılmaktadır. Bunlardan membrandan geçen akıma “süzüntü (permeat)”, geçemeyen akıma ise “konsantre (konsentrat)” denilmektedir (Koyuncu 2001). Membranın gözenek çapından daha büyük olan moleküller veya çözünmüş maddeler tutulur ve konsantre akımda kalırken, gözenek çapından daha küçük olan maddeler ise membrandan geçerek süzüntüye karışmaktadır. Membran akımları Şekil 2.4’de gösterilmektedir.



Şekil 2.4. Membran prosesinin genel akım şeması (Kaleli 2006)

Membranların arıtım performansları akı, seçicilik, alıkoyma terimleriyle belirlenmektedir. Akı, membranın birim alanından birim zamanda geçen hacim olarak tanımlanır ve L/m^2 -saat veya m^3/m^2 -gün birimiyle ifade edilmektedir. İdeal bir membrandan alıkoyma, yüksek seçicilik ve yüksek akı yani geçirimsizlik özellikleri istenmektedir. Membrandan geçen akımın miktarı; basınçlı membranlar için basınç farkına, membranın gözenek çapına ve dağılımına, membranın ve sıvının fizikokimyasal durumuna, işletme koşulları vb. gibi birçok etkene bağlıdır. Membrana uygulanan basınç (ΔP) arttıkça membrandan geçen akım da doğru orantılı olarak artmaktadır (Koyuncu 2001).

Akı, Darcy kanununa göre Denklem 2.1'ye göre aşağıdaki şekilde ifade edilmiştir (Koyuncu 2001).

$$J = \frac{\Delta P}{\mu \cdot R_m} \quad (2.1)$$

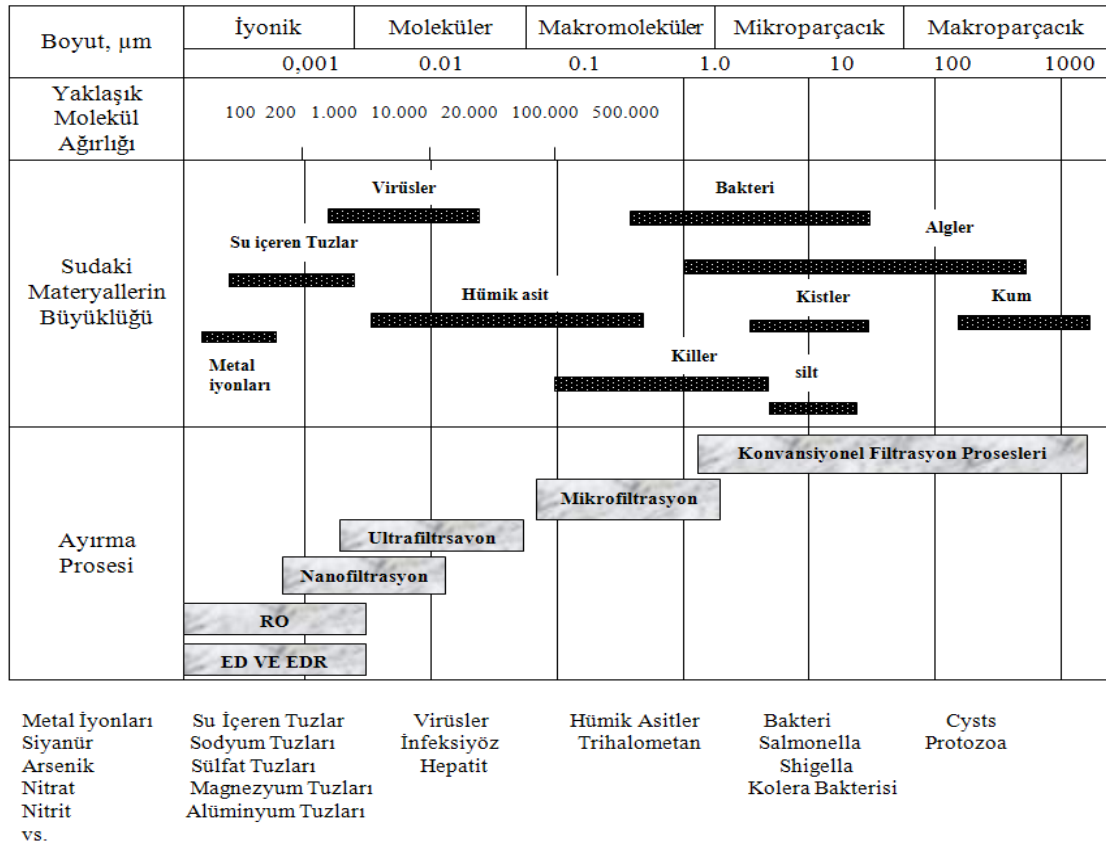
J: Akı

(ΔP): Membrandaki basınç farkı

μ : Akının vizkositesi

R_m : Membrandaki hidrolik direnci ifade etmektedir.

Membranlar birçok başlık altında sınıflandırılabilir. Bunlar, mekanizmalarına göre; porlu, porsuz ve iyon değiştirici membranlar, morfolojilerine göre; asimetrik, simetrik ve ince filmli kompozit membranlar, kimyasal yapılarına göre; organik ve inorganik membranlar, geometrilerine göre; tabaka ve silindirik membranlar olarak sınıflara ayrılabilirler. Membranlarda filtrasyon gözenek çaplarına bağlı olarak; mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon ve ters osmoz olarak dört ayrı kısımda uygulanabilmektedir. Parçacık büyüklüğüne göre membran prosesinde sınıflandırma Şekil 2.5’de verilmiştir.

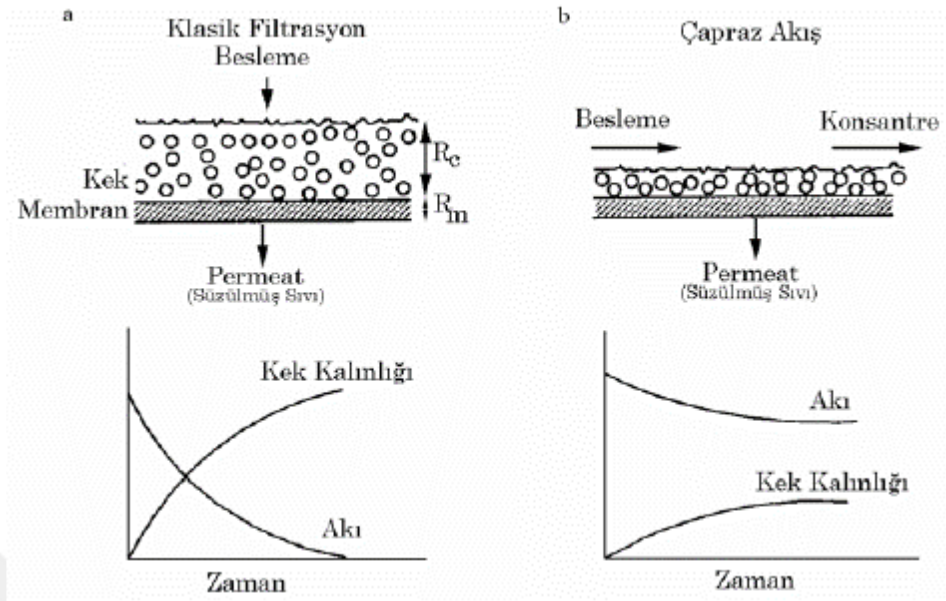


Şekil 2.5. Parçacık büyüklüğüne göre membran proseslerinin sınıflandırılması (Uzuner 2012)

En büyük çapa sahip olan mikrofiltrasyon prosesi, partikül maddeleri ayırmak için kullanılmaktadır. En küçük çapa sahip olan ters osmoz en seçici membrandır. Na^+ ve Cl^- gibi tek yüklü iyonları tutabilmektedir.

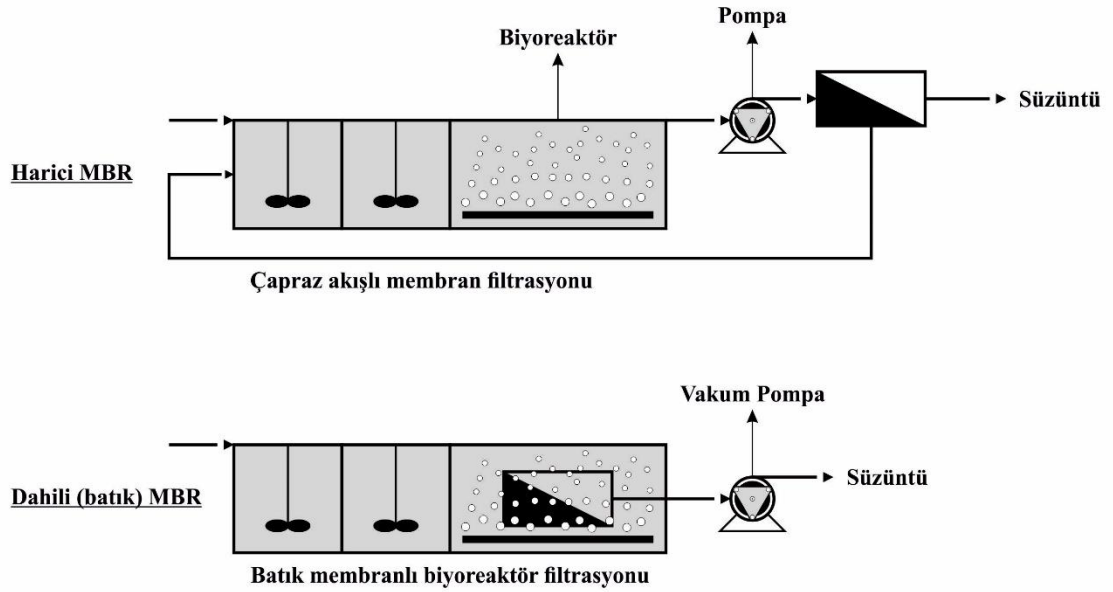
Her membran tipine göre uygulanan basınçta da değişiklik meydana gelmektedir. Uygun olan basınçtan daha fazla basınç membrana verilirse membran deformasyona uğrayıp yapısı bozulabilir. Uygun basınçtan daha düşükünde ise elde edilmek istenen arıtım verimi yeterli olmayabilir. Bu nedenle membran seçildiğinde uygun basınç da seçilmelidir. Membranlarda genellikle yüksek geçirgenlik, iyi seçicilik, kararlı işletme ve düşük maliyet özellikleri dikkate alınmaktadır. Ayrıca, membran seçiminde ekonomik özellikler etkilidir (Sözüdoğru 2015).

Membranlar iki farklı filtrasyon yöntemine göre çalışmaktadır. Membrandan akışkanın geçmesi için gözenek boyutuna ters orantılı olarak basınç uygulanması gerekmektedir. Bu filtrasyonlar; klasik filtrasyon (dead-end) ve çapraz akışlı filtrasyon (cross-flow) olarak iki şekilde olmaktadır. Klasik filtrasyonda, sıvı yüzeyine membran akısı dik olarak geçerken, çapraz akışlı filtrasyonda ise paralel olarak geçmektedir. Kek kalınlığı her ikisinde de farklıdır. Klasik filtrasyonda, kek tabakasının kalınlığı membranın yüzeyinde artar ve zamanla sıvı geçişine engel olur. Çapraz filtrasyon paralel akışta ise, membranın üzerindeki kek tabakası süpürülüp kalınlaşmasına engel olmaktadır (Yılmaz 2012). Birçok kuvvet çapraz akış filtrasyonunda membran üzerine etkide bulunmaktadır. Bu etkilerin tespiti akı kaybı, membran kirlenmesi ve giderme veriminin değerlendirilmesine katkı sağlar. Şekil 2.6'da filtrasyon yöntemlerine göre kek kalınlığı ve akının değişimi verilmiştir.



Şekil 2.6. Membran filtrasyonunda kek kalınlığı ve akının; (a) klasik filtrasyon (b) çapraz akış filtrasyonundaki değişimler (Yıldız 1999)

MBR sistemleri işletilirken iki tip membran konfigürasyonu uygulanmaktadır. Bunlar harici (yan akışlı) ve batık membran olarak sınıflandırılır. Harici MBR de membran, havalandırma havuzunun dış kısmında bulunmaktadır. Bu sistem MBR'nin ilk jenerasyonudur. Sıvıda bulunan askıda katı maddeler harici MBR'ye pompalanmaktadır. Batık MBR sisteminde ise membran sıvıya batıktır. Süzüntü yerçekimi etkisiyle yada mekanik olarak gerçekleşen akış ile emilir (Gürel ve Büyükgüngör, 2011). Membran konfigürasyonlarının şematik olarak gösterimi Şekil 2.7'de verilmiştir.



Şekil 2.7. Membran konfigürasyonlarının şematik gösterimi (Kitiş vd 2011)

Harici MBR sistemleri ile batık MBR sistemleri değişik durumlarda birbirlerine üstünlük sağlarlar. Ancak, son yıllarda batık MBR sistemleri harici sistemlere göre çıkış kalitesinin daha iyi olması ve aktif çamur proseslerine göre daha az çamur üretmesi nedeniyle daha popülerlik sağlamıştır. Batık MBR ve harici MBR arasında farklılıklar Çizelge 2.7’de verilmiştir.

Çizelge 2.7. MBR konfigürasyonlarının karşılaştırılması (Kitiş vd 2011).

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

Batık MBR sistemlerde iki tür havalandırma sistemi bulunmaktadır. İlki, reaktörün tabanından difüzörle kaba hava kabarcığı verilir ve mikroorganizmalara yeterli oksijen temini yapılır. Diğer ise, membran yüzeyine verilen ince hava kabarcıklarıdır. Bu da, membran yüzeyinde kirletici maddelerin birikimine engel olup akının azalmasına müdahale etmektedir. Böylece sistem daha iyi çalışacaktır (Wang and Hu 1985). Batık MBR'ler daha düşük akılarda işletildiklerinde daha yüksek geçirimsiliğe sahip olurlar. Böylece daha fazla hidrolik verim elde edilmesine sebep olmaktadır. Düşük akılarda işletildiği zaman membranda kirlilik ve tıkanma oranı daha az olmaktadır. Aynı zamanda, batık MBR'ler düşük akı ile işletildiğinde sabit süzüntü suyu elde etmek için daha fazla membran yüzey alanı gerekmektedir (Kitiş vd 2011). Batık MBR'ler harici MBR'ye göre düşük pompaj masrafına sahip olsa bile membranda tıkanmalar meydana gelmesin diye daha yoğun havalandırılması gerekmektedir.

MBR sistemlerde; arıtılacak suyun karakteristiği, suyun özelliğine göre uygulanacak membran tipi ve tasarımı, çalışma koşulları gibi faktörler membran performansında önemlidir. Membran da sıcaklık, plastik malzemenin performansını etkilediği için sıcaklığa dirençli olması gerekmektedir. Örneğin 25 °C'de ters osmozda daha verimli sonuçlar elde edilmiştir. Selüloz asetat membranlar ise 35-40 °C'de dayanıklı membranlar olup, uygulama alanı daha geniş ve maliyeti çok daha ucuz olan membranlardır. Seramik membranlarda ise 800 °C'ye kadar olan sıcaklıkta dirençli olduğu görülmüştür (Barlas 2002). Atıksuda bulunan kimyasallar, membranın performansını düşürebilir. Bu yüzden atıksuyun özelliklerine yani kimyasal yapısına göre membran seçimi yapılmalıdır. Mesela, selüloz asetat membranlar kloro karşı dayanıklı değildir. Klorlu sularda bu tip membran kullanımı kaçınılmalıdır (Barlas 2002).

Membranlar, kirleticileri yüksek oranda gidermelerine ve şok yüklemelere dirençli olmalarına rağmen membranda kirlilik kaçınılmaz bir sorundur. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında, membranlarda gözlenen tıkanmalar sistemin performansını etkileyen en önemli özelliklerden biri olduğu için büyük bir sorundur. Bu tıkanmalar, membran permeabilitesini sınırlandırmaktadır. Yani birim transmembran basıncının artmasıyla

membrandan geçen akının düşmesine ve dolayısıyla da birim membran alanı başına üretilen temiz suyun azalmasına neden olmaktadır. Membranda organik maddeler, inorganik maddeler, kolloidler ve mikroorganizmalar kirliliğe neden olmaktadır. Membranda tıkanmalar, atıksuda var olan çözünmüş, süspanse ve kolloid maddelerin membran üzerinde birikmesiyle ve adsorpsiyon vb. gibi olayların gözenekleri kapatması sonucu oluşan bir problemdir. Atıksu membrana verilmeden önce bir ön arıtım yapılarak membranda kirlilik oranı engellenip azaltılabilir. Uygulanan membran ve atıksuyun karakteristiği ön arıtımın derecesini belirlemektedir (Sözüdoğru 2015).

Mekanik anlamda bu tıkanmalar; geri dönüşümlü (yüzeyde oluşan kek tabakası ve jelin havalandırma yada geri yıkamayla giderilen) ve geri dönüşümsüz (adsorpsiyon sonucu çözünmüş ve kolloidal maddelerin gözenekler içinde birikmesini ve tıkanmasını kimyasal temizleme yöntemleriyle giderilen) olarak ikiye ayrılmaktadır. Geri dönüşümsüz tıkanmalar da azalan süzüntü suyu tekrar eski haline getirilemez.

Akı, membranın tıkanmasını etkileyen bir diğer etkidir. Uygun akı seçilirken, sistemin geri yıkanması için devre dışı bırakılması hassas bir dengeyi gerektirir. Akı yüksek olduğu durumlarda daha fazla membran alanına ihtiyaç vardır. Ama geri yıkama ve tıkanma daha fazla olmaktadır. Bu yüzden de, membranda birim zamanda geçen su oranında düşüş olacaktır.

Membran filtrasyonunda akışkana karşı gösterilen dirence membran direnci (R_m) denmektedir. Membran direncine ilave olarak, membrandan geçemeyen çözünmüş maddelerin konsantrasyonunun artması dirence fazladan bir direnç oluşturmaktadır. Bu dirence konsantrasyon polarizasyonu direnci (R_{cp}) ve durumuna ise konsantrasyon polarizasyonu denilmektedir. Konsantrasyon polarizasyonuna ilave olarak jelimsi tabakanın membranın önünde oluşturduğu dirence jel polarizasyonu direnci (R_g) denir. Membran gözeneklerini partikül maddelerin tıkanmasıyla oluşturdukları dirence gözeneklerin tıkanması direnci (R_p) ve kirleticilerin adsorplanıp boşluk çapının azalmasıyla membran gözenekleri üzerinde görülen bu dirence ise adsorplanma direnci

tutulmaktadır. Bu da, MBR sistemler de ilk yatırım maliyetini düşürür ve işletmede kolaylık sağlamaktadır (Yıldız 2013)

✓ MBR sistemler çok iyi biyokütle ayrımı yapmasının yanında fiziksel dezenfeksiyon da yaparlar. Klasik aktif çamur sistemlerinde patojen mikroorganizmaların yok edilmesi için klorlama gereklidir. Klor gibi kimyasallar ise kansere sebep olan yan ürünlerin oluşmasına yol açabilmektedir. MBR sistemler de ise çoğunlukla virüs, bakteri gibi patojen mikroorganizmalar tutulup neredeyse sterile yakın bir çıkış suyu elde edilmektedir. Bu yüzden de, MBR'lerde ayrı bir dezenfeksiyon ünitesine gerek duyulmaz. Hem kanserojen olan dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşmasına engel olunup hem de maliyet açısından katkı sağlar. Kullanım alanına göre dezenfeksiyon tercih edilebilir (Komesli 2006).

✓ Klasik aktif çamur sistemlerinde olduğu gibi MBR sistemlerde son çökeltim havuzuna gereksinim yoktur. Bu yüzden bu sistemler düşük arazi ihtiyacı gerektirir. Arazinin değerli olduğu kısımlarda çok büyük avantaj sağlamaktadır. Son çökeltme tankı olmadığı için ilk yatırım ve işletim maliyeti açısından büyük kolaylık sağlar (Komesli 2006).

✓ Klasik aktif çamur sistemlerinde, bakterilerin yeterli sürede nitrifikasyon için gelişimini sağlaması zordur. Ama MBR sistemlerde yüksek oranda SRT (çamur yaşı) olduğundan nitrifikasyon daha verimli olmaktadır ve nitrifikasyon bazı ortam şartlarından olumsuz etkilenme oranı azalmaktadır (Gao *et al.* 2004).

✓ MLSS sistemlerde, yüksek çamur yaşı (SRT) ile yüksek oranda MLSS konsantrasyonları ile çalışılabilmektedir. SRT 20 gün ve daha fazlası olabilir. Çamur yaşı fazla olan reaktörlerde biyokütlede iç solunum nedeniyle azalma olmaktadır. Bu da, artırılması gereken biyokütle oranında azalmaya neden olur ve maliyeti düşürmektedir. Çamur yaşını kontrol etmek; prosesin işletilmesi ve mikroorganizma sayısını kontrol altına alınmasını sağlamaktadır (Komesli 2006).

✓ MBR sistemlerde, mikroorganizmanın çökelebilen özelliği diğer sistemlere göre daha bağımsızdır. Klasik sistemlerde son çökeltim havuzunda çökelemeyen biyokütle büyük sorundur. Ama MBR sistemlerde biyokütle ve su ayrımı çökeltmeyle değil fiziksel filtrasyon ile yapılmaktadır. Böylece bu problem MBR'lerde yoktur.

✓ Klasik aktif çamur sistemlerde olan koku problemi MBR'lerde yoktur (Komesli 2006).

- ✓ MBR sistemlerde çıkış suyunda bulanıklık düşük değerlere düşer ve çok berraktır.
- ✓ Çevre sağlığı ve mikrobiyal özellik yönünden klasik sistemlere göre çok daha güvenilirdir. Tarımda sulama amaçlı kullanılacak suda mikrobiyal içerik olmamalıdır. MBR sistemlerde çıkış suyu direk tarımsal sulama için toprağa verilebilmektedir.

2.4.2. Membran biyoreaktörlerin dezavantajları

- ✓ MBR sistemlerin işletimi tek bir havuzda gerçekleşmektedir. Bu nedenle mekanik ve kontrol bakımından diğer sistemlere göre daha karmaşıktır. Otomasyon sayesinde işletimi kolaylaşmaktadır (Komesli 2006).
- ✓ Membran sistemlerin en büyük dezavantajı maliyetidir. Membran ünitelerinin ve bakımlarının maliyeti oldukça yüksektir ve basınç ile suyun devir daimi için harcanan enerji maliyeti çok pahalıdır (Trouve *et al.* 2014).
- ✓ Yüksek SRT (çamur yaşı) oranından faaliyet gösterdiği için inorganik maddeler membran biyoreaktörde filtre edilemeyip tıkayabilmektedir ve ayrıca mikroorganizma popülasyonuna zarar verebilecek seviyelere çıkabilmektedir.
- ✓ İşletim esnasında membran gözeneklerinde tıkanma olduğunda çıkış suyu azalmaktadır. Akı azalmasına müdahale etmek için belirli periyotlarda basınçlı hava, su ve kimyasal verilerek gözeneklerin temizlenmesi sağlanır. Ama kullanılan bu kimyasallar için biriktirme amacıyla az hacimlerde de olsa depolama tankı gerekmektedir (Kitiş vd 2011).

2.5. Mezbaha Atıksuyu ile İlgili Yapılan Çalışmalar

- Belonger ve diğerleri (1986), hidrolik bekleme süresi 10-12 gün, çamur yaşı 30-35 gün, F/M oranı 0,07/gün olan bir mezbaha atıksuyunu ardışık kesikli reaktör (AKR) sisteminde arıtmıştır. Bu arıtmada %84 fosfor giderimi elde edilmiştir. Sonuç olarak, giderim verimi organik veya hidrolik yükten etkilenmemiş olup, pH değişimlerinden etkilenmiştir. Bu da nitrifikasyon sebebiyle alkalinite tüketiminden kaynaklanmıştır.
- K. Subramanian ve diğerleri (1994); mezbaha atıksularının arıtımı için anaerobik-ardışık (AKR) reaktör ile nütrient giderim verimlerini araştırmışlardır. Oda sıcaklığında 6 saat boyunca reaktör çalıştırılmıştır. AKR sistemi; doldurma, aerobik, anoksik, çöktürme, boşaltma fazlarından oluşmaktadır. Sistemden KOİ, TKN ve TP giderim verimleri sırasıyla % 95, %92 ve %90 olarak bulmuşlardır. Anaerobik olarak az çamur üretimi ve az enerji gereksinimi bakımından avantajlı olduğu sonucunu saptamışlardır. 100 ml/g'den az bir Çamur Hacim Endeksine (SVI) sahip olan kütlesiz bir çamur elde etmişlerdir.
- (Seo *et al.* 2000); Yaptıkları deneysel çalışmalarda, iki aşamada kesikli havalandırmalı membran biyoreaktörde eş zamanlı organik azot ve fosfor giderimini incelemişlerdir. Sistem iki reaktörden oluşmaktadır ve gerçek atıksu kullanmışlardır. Deneylerini, havalandırmanın açık ve kapalı olduğu zaman döngülerinde iki faz şeklinde gerçekleştirmişlerdir. Çamur yaşının 25 gün ve hidrolik kalış süresinin ise 16-19 saat arasında tutulduğunu ve reaktörde MLSS konsantrasyonunun 2700-3400 mg/L aralığında olduğunu belirtmişlerdir. Reaktördeki su sıcaklığını 16-20 °C'de tutmuşlardır. Havalandırmanın açık ve kapalı olduğu zaman, döngü süreleri birinci ve ikinci reaktörde 30/90 dakika ve 60/60 dakika olarak ayarlandığında BOİ ve KOİ giderim verimlerini sırasıyla %98.3 ve %95.6 olarak bulmuşlardır. Nispeten, düşük miktarlarda azot ve fosfor gideriminin bu koşullarda gerçekleştiğini belirtmişlerdir. Bununla birlikte her iki reaktör için 60/60 dakika kesikli havalandırma koşulları ile iki hafta kararlı durumda N ve P giderim verimi sırasıyla TN olarak %91.6'ya ve TP olarak %66'ya yükseldiğini belirtmişlerdir. Yaptıkları deneysel çalışmalarda, giriş suyunun toplam

azot konsantrasyonu işletme periyodu sırasında 27.9-47.1 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış suyu TN konsantrasyonu 10 gün işletildikten sonra 10.7 mg/L olduğunu ve ilk aşamada giderim verimliliğinin %73.6 olduğu, ikinci aşamada ise %91.6 olduğunu bulmuşlardır. Giderim verimliliğinde ki bu artışın havalandırmanın açık ve kapalı olduğu zaman değişikliğinden kaynaklandığını bulmuşlardır. Ham atıksuda TP konsantrasyonu birinci aşamada 3.8-5 mg/L aralığında ve ikinci aşamada 35-40 mg/L aralığında değişmiştir. Giderim verimlerini sırasıyla %46.6 ve %66 olarak bulmuşlardır. İkinci aşamada fosfor giderim veriminde ki bu artış, birinci reaktörde havalandırmanın uzun zaman aralığında yapılmadığından kaynaklandığını belirtmişlerdir.

- (Merzouki *et al.* 2005); Mezbaa atıksuyu ile eş zamanlı karbon, azot ve fosfor giderimi için sabit yataklı bir nitrifikasyon reaktörü ile birleştirilmiş bir anaerobik-anoksik reaktörü (AKR) kullanarak deneysel çalışmalar gerçekleştirmişlerdir. KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimini sırasıyla %99, %85 ve %99 olarak bulmuşlardır. (Merzouki *et al.* 2005), Arıtma işleminin ham atıksuda başarılı bir şekilde gerçekleştiremediğini ancak ön arıtmadan sonra çok iyi nütrient gideriminin olduğunu ifade etmişlerdir.
- (Bohdziewicz and Sroka 2005); Et endüstrisinden gelen atıksuların ters osmoz kullanarak ön arıtma ve AKR sisteminde biyolojik arıtma olarak iki aşamayı kapsayan deneysel çalışmalar yapmışlardır. KOİ giderim veriminini %85.8 olduğunu, TP giderim veriminin %97.5 ve TN giderim veriminin ise %90 olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, biyolojik aktif çamur ve ters osmoz yöntemlerini birleştiren hibrit sistemlerin KOİ, TN ve TP giderimi için uygun bir teknoloji olduğunu vurgulamışlardır.
- (Li *et al.* 2008); Mezbaa atıksuyunun, 10 L olan AKR sisteminde ortam sıcaklığında nütrient giderim verimini incelemişlerdir. Yapılan çalışma 8 saat döngülü AKR sisteminden oluşmaktadır. AKR sistemi; doldurma (7 dk), reaksiyon (393 dk), çöktürme (30dk), boşaltma (50dk) fazlarından oluşmuştur. Besleme atıksuyunun KOİ konsantrasyonu 4672 ± 952 mg/L, TN konsantrasyonunun 356 ± 46 mg/L ve TP konsantrasyonu ise 29 ± 10 mg/L aralığında olduğunu belirtmişlerdir. Reaksiyon fazı sırasında, her seferinde 50 dk'da dört kez 0.8 L/dk hava beslemesini yapmışlardır. 1,2 gKOİ/L-gün organik yükleme hızında çıkış

suyunda KOİ, TN ve TP konsantrasyonları verilen sırasıyla ile 150 mg/L, 15 mg/L ve 0.8 mg/L olduğunu ve giderim verimlerini ise sırasıyla %96, %96 ve %99 olarak bulmuşlardır. Ayrıca, azot dengesi çalışması yapmışlardır ve azotun %66'sının denitrifikasyona bağlı olduğunu, %34'ünün ise biyokütle sentezi için mikroorganizmalar tarafından tüketildiğini ifade etmişlerdir.

- (Sawsan *et al.* 2009); Yaptıkları çalışmada kalsiyum klorit ve alüm kullanılarak kimyasal çöktürmeyle su ve atıksulardan fosfor giderimini çalışmışlardır. Koagülasyon deneylerini Jar testi kullanarak laboratuvar sıcaklığında 6 pedal karıştırıcı ile gerçekleştirmişlerdir. Asit yada alkali ilavesi ile pH ayarlamasını yapmışlardır. Yaptıkları çalışmada, alüminyum fosfat olarak fosfat gideriminin özellikle suyun pH'sına bağlı olduklarını belirtmişlerdir. Fosfor gideriminin pH'nın 5,7-6,0 arasında optimum pH'a bağlı olarak oldukça yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Bu pH değerinde, 80 mg/L alüm dozajının toplam fosforun %83'ünü giderdiğini belirtmişlerdir. pH 6 değerinde fosfor gideriminin daha iyi olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, pH'nın fosfor gideriminde önemli rol oynadığını ve giderim veriminin pH'nın artmasıyla yükseldiğini belirtmişlerdir.
- (Yordanov 2010); Kümes hayvanları kesimhane atıksularının arıtımı için UF kullanmanın fizibilitesini araştırmış ve işlemin 4 bar basınçta UF-25PAN tip membran kullanılarak gerçekleştiğini belirtmiştir. Ayrıca (Yordanov 2010); KOİ ve BOİ₅ giderim verimliliğini ise %94'ün üzerinde olarak bulmuştur. Sonuç olarak, UF'nin etkili bir membran ayırma yöntemi olduğunu ifade etmiştir.
- (Gürel ve Büyükgüngör 2011); Mezbaha atıksuyundan nütrient ve organik maddelerin giderimi için biyoreaktörde, batık membran filtrasyon performansını araştırmışlardır. Deneysel çalışmalarında ultrafiltrasyon membran türünü, Polysulphone membran materyalini kullanmışlardır. Besleme atıksuyunun KOİ konsantrasyonu 114-1033 mg/L, TN konsantrasyonu 82-127 mg/L, TP konsantrasyonu 8-23 mg/L ve pH değerini ise 8.0-8.5 olarak bulmuşlardır. Deneysel çalışmalarında, KOİ, TN, NH₄⁺-N ve TP verimliliklerini sırasıyla %97, %44, %99 ve %65 olarak bulmuşlardır. Mezbaha atıksuyunun nitrat konsantrasyonunu 0.253-1.938 mg/L aralığında olduğunu ve arıtımın sonunda NO₃⁻-N konsantrasyonu minimum ve maksimum 39.25 ve 80.52 mg/L değerlerine ulaştığını belirtmişlerdir. Yüksek nitrat konsantrasyonları sorun oluşturmuştur. Bu

durum, derinlemesine incelendiğinde, ham atıksudaki amonyum azotunun önce nitrite okside olduğu, sonra güçlü ve uzun havalandırma işlemiyle nitrat olarak oksitlendiğini gözlemlemişlerdir. Böylece, nitrat azot konsantrasyonu arıtılmış atıksu içinde yüksek olduğu sonucuna varmışlardır. Bu sorunu çözmek için de, denitrifikasyon prosesi tek aşamalı MBR sistemine ilave olarak kullanılabileceği önerilmiştir.

- (Jia *et al.* 2012); Mezbaha atıksularından AKR sistemi kullanılarak $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ giderim verimliliğinde farklı sıcaklıkların etkisi araştırılmıştır. 7 saat döngülü olan AKR sisteminin havalandırma (5 sa), çökeltme (1 sa) ve boşaltma fazlarından oluşmaktadır. 7 günlük performandan sonra nütrient giderimi başarılı olmuştur. Atıksuyun $KOİ$ konsantrasyonu 1900-2480 mg/L, NH_4^+-N konsantrasyonu 102-126 mg/L, $PO_4^{3-}-P$ konsantrasyonu ise 29-43 mg/L olarak analiz etmişlerdir. $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ giderim verimliliğini sırasıyla %99, %85 ve %99 olarak bulmuşlardır. Sıcaklığın, biyolojik arıtım proses verimini belirlemede önemli olduğunu ifade etmişlerdir. AKR' de nütrient giderimi için farklı sıcaklıklarda çalışmışlar ve optimal sıcaklığın 30 °C olduğunu ve $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ için giderim verimini sırasıyla %96, %92 ve %91 olarak bulmuşlardır.
- (Liu *et al.* 2015); Mezbaha atıksularının arıtılmasında AKR sisteminde aerobik granül çamur performansını incelemişlerdir. Deneysel çalışmalarını, 20 L çalışma hacmine sahip kabarcık kolon reaktöründe gerçekleştirmişlerdir. Aerobik granül çamur 90 günlük protein benzeri bileşenlerle ve ana bileşenlerle beslemeyle çoğaltmışlardır. Kesimhane atıksuyunda $KOİ$, amonyak ve fosfat giderim verimliliklerini sırasıyla %95.1, %99.3 ve %83.5 olarak bulmuşlardır. Ayrıca, $KOİ$, amonyak ve fosfat giderim performansının çamur granülasyonu ile artırılabilceğini belirtmişlerdir.
- (Wang *et al.* 2015); Yaptıkları bir çalışmada, kesikli olarak havalandırılan MBR sisteminde; $KOİ$, azot ve fosforun fazla çamur deşarjı olmadan tek reaktörde giderim verimini araştırmışlardır. Çalıştıkları reaktör, sütun tipi havalandırılmalı reaktör olup batık membran filtrasyon modülünden oluşmaktadır. Uzun süreli çalışma sırasında, havalandırmanın periyodik olarak kapatılması değişken aerobik ve anoksik koşullarını sağladığını belirtmişlerdir. Aerobik ve anoksik fazlarda; nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor alımı gibi reaksiyonlar meydana geldiğini

ve pH değişimine neden olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, pH'ın değişimi çamurdaki fosfatın çökmesini desteklediğini ve çözünmüş oksijen, havalandırmanın aktif edilmesiyle 5 mg/L'ye ulaşırken havalandırmanın kapatılmasıyla sıfıra düştüğünü belirtmişlerdir. Atıksuyun reaktörde bekleme süresi 6 veya 8 saatten oluşmuştur. Giderim verimlerinin bekleme süresine göre değişkenlik gösterdiğini ve bu doğrultuda, KOİ ve TN giderim veriminin sırasıyla 94.4 ± 2.5 ve 94.2 ± 5.7 olarak bulduklarını ifade etmişlerdir. Fosfor gideriminde, biyokütle koşullarının yanı sıra hidrolik kalış süresinin ve giriş suyundaki fosfat konsantrasyonunun etki ettiğini belirtmişlerdir. MBR sistemde, fosfor giderimini 53.3 ± 29.7 olarak belirlemişlerdir. Ayrıca, yaptıkları deneysel çalışmada giderilen TP'nin biyokütlede depolandığını ve çamurda depolanan fosforun 68.7 'sinin 350 mg/L'nin üzerinde olduğunu bulmuşlardır.

- (Rajab *et al.* 2016); Kümes hayvanları kesimhane atıksuyunun arıtımı için aerobik ve anaerobik olarak iki rejimden oluşan (AKR) laboratuvar ölçekli biyoreaktör performansını araştırmışlardır. Tüm deneysel çalışmalarını $26-28^{\circ}\text{C}$ oda sıcaklığında yapmışlardır. AKR sistemi; doldurma, reaksiyon (anoksik/aerobik), çöktürme, boşaltma, dinlenme fazlarından oluşmaktadır. AKR'nin şok yükleme oluşumunu tolere edebileceğini, organik yükleme hızını $4.5 \text{ kgKOİ/m}^3\text{-gün}$ 'e kadar karşılayabileceğini ve yüksek kalitede çıkış suyu sağladığını belirtmişlerdir. Deneysel çalışmalar sırasında KOİ, çözünmüş KOİ ve $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimlerini ortalama olarak sırasıyla (97 ± 2), (95 ± 3) ve (98 ± 1.3) olarak bulmuşlardır.
- (Aslan 2017); Yapılan çalışmada, mezbaha atıksuyunun anaerobik membran biyoreaktör ile arıtımını ve membrandaki kirlenme davranışını araştırmıştır. 3 L reaktörü 70 gün boyunca mezofilik sıcaklık koşulları (35°C) altında işletmiştir. Sisteme giren atıksuyun KOİ, TN ve TP miktarları sırasıyla 4000-5000 mg/L, 150 mg/L ve 5 mg/L olarak ölçmüştür. Sistemde $90-95$ aralığında KOİ giderimi, 98 üzerinde AKM giderimi, 95 yağ-gres giderimi sağlamıştır. TN ve TP giderimi 28 ve 70 civarında bulmuştur. Yüksek KOİ, AKM ve yağ-gres giderimi nedeniyle membranın hızlı bir şekilde kirlendiğini belirlemiştir. Akı azalışının aksine, membran kirlenme direnci arttığını ve yoğun kek oluşumu nedeniyle kirlenme gerçekleştiğini gözlemlemiştir. Sonuçlar, batık anaerobik membran

biyoreaktörle mezbaha atıksularının yüksek verimle giderilebileceğini, ancak hızlı kirlenme sorununun çözülmesi gerektiğini göstermiştir. Membran reaktör sisteminde yağ-gres uzaklaştırma verimini % 97 olarak bulmuştur. Yağ gideriminin membran yüzeyinde biyolojik bozunum ve tutma gibi mekanizmalar ile gerçekleştiğini varsaymıştır. Bu tutulma, akı azalışına ve membran kirlenme direncinin artışına sebep olduğunu belirtmiştir.

- (Tong *et al.* 2018); Tam ölçekli bir çalışmada, geliştirilmiş alure tipi biyolojik sistem ile mezbaha atıksularında KOİ, TN ve TP giderimi çalışılmış olup bu çalışma periyodunda; KOİ, TN ve TP giderim verimleri verilen sırasıyla %97.1, %90.8 ve %90.1 olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, denitrifiye fosfor giderimi ve aerobik fosfor alımının daha verimli ve kararlı fosfor giderimini sağladığını belirtmişlerdir.
- (Abyar *et al.* 2018); Et işleme tesisi atıksularından biyolojik C, N ve P giderimi üzerine yüksek hızlı yukarı akışlı anaerobik-anoksik ve oksik bir reaktör tasarlayarak deneysel çalışmalarda bulunmuşlardır. Bu çalışmada, bekleme süresi (HKS), KOİ/TN oranı ve reaktör performansı üzerinde havalandırılmış hacim faktörlerinin etkilerini incelemişlerdir. KOİ giderim veriminin %98.5 olması 7.5 saatlik HKS süresiyle gerçekleşmiştir. Deneysel çalışmalar sırasında; KOİ, TKN, NO_3^- -N, TN ve PO_4^{3-} -P için giderim verimliliklerini sırasıyla %98.33, %92.06, %91.97, %90.48 ve %83.48 olarak bulmuşlardır. Tüm çalışmalarda, KOİ giderim verimi %90'ın üzerindedir. Alternatif aerobik-anoksik işleminde, 10 saat HKS'de TN konsantrasyonu 300 mg/L'den 54,6 mg/L'ye düşürüldüğü ve en iyi reaktör performansı, tüm biyoreaktör hacminin %50'sinin bir aerobik bölge olarak kabul edildiğinde elde edildiğini belirtmişlerdir. Bu biyoreaktör türünde, yüksek KOİ giderim veriminin NO_3^- -N elektron kaynağı olarak ve anaerobik ayrışma safhasında, oksik ve anoksik safhalarında giderilebileceğini belirtmişlerdir. Aynı zamanda, nitrat nitrojeninin fosfor gideriminde elektron alıcısı olarak kullanıldığını belirtmişlerdir. Sonuç olarak aerobik, anoksik ve anaerobik fazlarının aynı biyoreaktörde optimum şartlarda (HKS: 8 sa, KOİ/TN: 100:14, havalandırma hacmi %65) ön arıtım yapılmadan düşük KOİ ve nütrient konsantrasyonunun sağlandığını belirtmişlerdir..

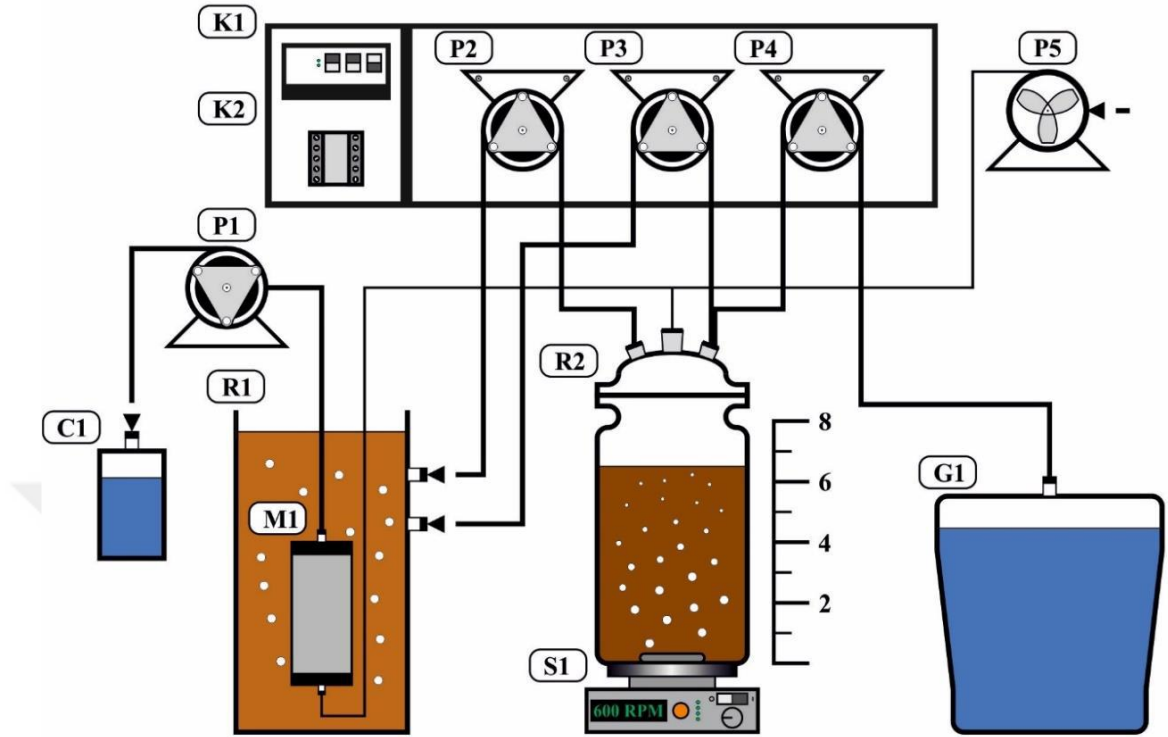
3. MATERYAL ve METOD

3.1. Deneysel Düzenek

Yapılan bu çalışmada, yüksek KOİ, azot ve fosfor içeren seyreltik mezbaha boyun kanıyla oluşturulmuş atıksuların ardışık kesikli reaktöre (AKR) entegre edilmiş batık membran filtrasyon ünitesiyle arıtımı incelenmiştir. Çalışma esnasında kullanılan sistem şekil 3.1’de verilmiştir. Laboratuvarda kullanılan deneyin akış diyagramı şekil 3.2’de verilmiştir.



şekil 3.1. Laboratuvarda kullanılan deney düzeneği



P1	Vakum pompası	G1	Giriş tankı
P2	Çıkış pompası	C1	Çıkış tankı
P3	Çamur pompası	R1	Membran reaktör (MR)
P4	Giriş pompası	R2	Ardışık kesikli reaktör (AKR)
P5	Hava pompası	M1	Membran
K1	PLC	S1	Manyetik karıştırıcı
K2	Kontaktör		

Şekil 3.2. AKR+MF sisteminin akış diyagramı (Sözüdoğru 2015)

Şekil 3.1 ve Şekil 3.2’de de görüldüğü gibi düzenek iki tanktan oluşup bunlar AKR ve MF sistemlerinden oluşmaktadır. Hazırlanan besleme suyu P4 pompası vasıtasıyla R2 tankına verilmektedir. R2 tankı yani AKR farklı fazlarda (doldurma, anaerobik/anoksik, aerobik, çöktürme, boşaltma) işletimi yapılmaktadır. Faz süreleri PLC (K1) yardımıyla yapılmaktadır. Bu süreler SET’lere göre değişiklik göstermektedir. R2 reaktöründe döngü bittikten sonra arıtımı tamamlanan atıksu P2 pompası aracılığıyla R1’e alınmaktadır. R1 tankında filtrasyonun gerçekleşmesi yani katı-sıvı ayrımı yapılabilmesi için bir plaka membran (M1) bulunmaktadır. R1 reaktöründen farklı akılarda bir vakum

pompası (P1) ile vakum yapılarak C1 tankına filtrasyon gerçekleştirilmektedir. Bir kontaktör yardımıyla P1'in çalışması ve durması kontrol edilmektedir. Membranın kirliliğini önlemek için sürekli olarak P5 hava pompasıyla havalandırma yapılmaktadır.

Yapılan çalışmada AKR reaktörü; doldurma, anoksik (anaerobik), aerobik, çöktürme boşaltma olarak 5 fazdan oluşmaktadır. AKR döngüsü bittikten sonra çıkış suyu AKR'ye entegre edilen batık membran plaka bulunan MF reaktörüne verilmiştir. Değişik akılarda vakum uygulanıp yüksek KOİ, azot ve fosfor içeren seyreltik mezbaha boyun kanının arıtımı incelenmiştir. Debisi 0.06 mL/dk olan besleme suyu AKR reaktörüne peristaltik pompa yardımıyla reaktörün üst kısmından doldurulmuştur. Doldurma fazı 20 dk ile sabitlenmiş olup reaktör 1.2 L atıksu ile beslenmiştir. AKR reaktörü işletilirken giriş fazının süresi sabit tutulup diğer fazların süreleri değiştirilmiştir. Farklı akılardaki faz süreleri Çizelge 3.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1. Farklı akılardaki faz süreleri

Faz Süreleri (dk)	SET-1 12 L/m²-saat	SET-2 15 L/m²-saat	SET-3 18 L/m²-saat
Doldurma	20	20	20
Anaerobik/Anoksik	105	60	45
Aerobik	210	180	150
Çöktürme	45	45	55
Boşaltma	30	35	17

AKR sistemine ham atıksu girişi yapıldığı andan itibaren manyetik karıştırıcı ile tam karışım sağlanmıştır. Anaerobik (anoksik) fazda sadece manyetik karışım çalışmaktadır. Ardından gelen aerobik fazda ise havalandırmanın başlayıp son bulduğu ana kadarki süredir. Sistemde aerobik fazda difüzör ve ÇO hava pompası ile reaktörün üst kısmından hava temin edilmiştir. Hava pompasının kapasitesi 15 L/dk'dır. AKR sisteminde aerobik fazda ÇO konsantrasyonu 2.5-3.5 mg/L arasında tutulmuştur. Havalandırmanın yapıldığı süre boyunca manyetik karıştırıcı ile karışım sağlanmaktadır. Reaktörün üst kısmından daldırılarak ÇO ölçümü bir oksimetre ile sürekli olarak ölçülmüştür. Sistemin oda sıcaklığında işletilip ortam sıcaklığından

etkilenmediği varsayıp sıcaklık ölçümü yapılmamıştır. Manyetik karıştırıcı 600 rpm’de sistemin başından çökelme kısmına kadar olan sürede sürekli çalışmıştır.

Havalandırma fazından sonra havalandırma ve karıştırıcı durdurulup mikroorganizmalar çöktürme fazına alınarak çökelmeye bırakılmıştır. Çökelme fazı tamamlandıktan sonra üstte kalan su peristaltik pompa yardımıyla MF reaktörüne aktarılmıştır. AKR çıkış borusu reaktörde belirlenen sabit bir seviyede tutulmuştur. Bundan dolayı, girişte doldurulan 1.2 L’lik atıksu, arıtılmış şekilde yine 1.2 L olarak MF reaktörüne aktarılmıştır. Çıkış borusunun belirlenen bir seviyede sabit tutulması mikroorganizma konsantrasyonunu da sabit tutmaktadır. AKR reaktöründe çamur seviyesi artsa dahi çıkış borusu sabit tutulduğu için fazla çamur MF reaktörüne aktarılmıştır. AKR’de boşaltma fazından numune alınarak KOI , $PO_4^{-3}-P$ ve $NH_4^{+}-N$ sürekli olarak ölçülmüştür. Döngü tamamlandıktan sonra sisteme yeniden atıksu beslemesi yapılarak yeni döngü başlatılmıştır.

Reaktör işletim sürecinde, reaktör besleme hatları, besleme ve çıkış suyu tankları reaktör dışında mikrobiyal büyümeyi engellemek için periyodik olarak yenilenmiş ve pompaların temizliği asit çözeltisi ile yapılmıştır. Elektrik kesilmesiyle işletim sorunu oluşmaması için sistem güç kaynağına bağlanmıştır.

AKR’ye entegre edilmiş MF sisteminin özellikleri Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.2. MF sisteminin özellikleri

Membran Alanı	0.015 m ²
Membran Modül Boyutları	100x120x60 mm
Membran Materyali	Poliethersulfone (PES)
Gözenek Çapı	0.04 mikron
Akı (L/m².sa)	12-15-18
Membran Şekli	Plaka
Tank Hacmi (L)	5 L
MLSS (g/L)	MF başlangıcında: 2.5 g/L MF sonunda: 5-6 g/L

AKR'den gelen atıksuyun katı-sıvı ayrımı MF sisteminde yapılmıştır. MF reaktöründe biyolojik arıtımın gerçekleşmesi avantaj sağlasa bile membran filtrasyonunun asıl amacı katı-sıvı ayrımını yapmasıdır. MF sisteminde arıtılan su peristaltik pompa vasıtasıyla vakumla çekilmiştir. MF sisteminin çıkış suyundaki $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ konsantrasyonları sürekli olarak ölçülmüştür.

3.2. Aşı Mikroorganizma

Çalışmalarda kullanılan aktif çamur Erzurum Atıksu Arıtma Tesisinden temin edilmiştir. Alınan çamur konsantrasyonu 2500 mg/L'dir. Bu çamur konsantrasyonu 4000-4500 mg/L aralığında oluşana kadar seyreltik mezbaha boyun kanı ile 1.5 ay boyunca beslemesi yapılmıştır. Sistem dengeye gelene kadar günlük pH, elektrik iletkenliği, $KOİ$, NH_4^+-N , $PO_4^{3-}-P$ ve MLSS ölçümleri yapılarak mikroorganizma gelişimi düzenli bir şekilde takip edilmiştir.

3.3. Mezbaha Boyun Kanının Bileşenleri

Yapılan deneysel çalışmalarda kullanılan besleme suyu, kesimhaneden boyun kanı olarak temin edilmiştir. Birçok mezbaha atıksuları arıtıma tabi tutulmadan alıcı ortama deşarj edilmektedir. Kan atığı deşarj edilmeden önce ham kan şeklinde alınmıştır. Mezbahadan temin edilen boyun kanı +4 °C'de buzdolabında muhafaza edilmiştir. Ham boyun kanının ve deneysel çalışmalarda mezbaha boyun kanından oluşturulan atıksuyun kompozisyonu Çizelge 3.3'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. Ham mezbaha boyun kanı ve seyreltik mezbaha boyun kanının karakteristiği

Parametre	Ham Kan	Seyreltik Kan
KOİ (mg/L)	293000-330000	1000-1150
NH ₄ -N (mg/L)	3-6	0,2-0,35
PO ₄ -P (mg/L)	15000-16000	40-55
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	-	-
İletkenlik (µS/cm)	10000-12000	405-621
pH	7-7,4	6,8-7,5

Kan, protein içeriği yüksek olan bir mezbaha atık suyunun yan ürünüdür. Yaş kanın %55'i plazmadan oluşmaktadır ve bu plazmanın su oranı %90'dır. Yaş kanda bulunan mevcut plazmanın protein oranı %6-7 civarındadır. Bunun ise %4'ü serum albümini, %2.7'si serum globini (kanda hemoglobin formunda bulunan bileşik) ve %0.3'ü kanın pıhtılaşmasında rol oynayan fibrinojendir. Serumda bulunan bazı inorganik maddeler; sodyum, kalsiyum, klor, iyot, potasyum, demir ve bikarbonattır. Mevcut olan bu inorganik maddelerin toplam miktarı %0.9 civarındadır. Büyük bir kısmı kırmızı kan hücresi olan eritrositlerden meydana gelen ve yaklaşık %38 oranında ham protein ihtiva eden kanın korpüsküler (partiküler) kısmı, yaş kandaki proteinin %80'ini kapsamaktadır (Kansu ve Göğüş 1969; Drepper and Drepper 1979).

3.4. İşletim Koşulları

AKR sisteminde çalışmaya başlanmadan önce sistemin MLSS konsantrasyonu 2500 mg/L'den 4000-4500 mg/L'ye çıkarılmıştır. Ardışık kesikli reaktörde fazlar farklı sürelerde işletilmiştir ve farklı faz süreleriyle oluşturulmuş döngülerin her biri "SET" olarak adlandırılmıştır. Döngülerin toplam süreleri ise 390, 320, 267 dk olarak ayarlanmıştır. Döngüler günde yaklaşık 4-6 döngü arasında gerçekleşmiştir. Uygulanan setlerden yalnızca doldurma fazının süresi hepsinde eşit olup 20 dk'da 1.2 L atıksu girişi olmaktadır. Diğer fazların süresi değiştirilmiştir. Tüm setlerin faz süreleri Çizelge 3.1'de verilmiştir. pH, elektriksel iletkenlik, KOİ, NH₄⁺-N ve PO₄³⁻-P analizleri, setlerin

sonunda ve besleme suyu hazırlandıktan sonra numune alınarak yapılmıştır. AKR'den numune alma işlemi boşaltma fazında gerçekleştirilmiştir. AKR çıkış borusu sabit olduğu için giren 1.2 L atıksu yine 1.2 L olarak MF sistemine pompayla aktarılmıştır. Ek olarak 2 günde bir olarak AKR ve MF sisteminin MLSS konsantrasyonuna bakılmıştır.

AKR'deki döngü bittikten sonra çıkış suyu, reaktöre entegre edilen batık membran filtrasyon sistemine peristaltik pompa yardımıyla alınmıştır. Flat shet membran olan reaktörde yine bir peristaltik pompayla farklı akılarda vakum yapılmıştır ve çıkış suyu alınmıştır. MF sistemindeki filtrasyon kontaktör ile 4 dk vakum 2 dk bekleme şeklinde yapılmıştır. Membranda tıkanıklıklara engel olmak için reaktör tabanına yerleştirilen difüzörle sürekli olarak kaba hava ile havalandırılmıştır. Bu işlemde asıl amaç, membran kirliliğini önlemek olsada AKR'de giderilemeyen KOİ konsantrasyonu MF sistemde mikroorganizmalar yardımıyla giderilmiştir.

3.5. Akı Ayarı

Herbiri bir SET'i oluşturan akılar membran alanı ve membran gözeneklerinin tıkanması faktörlerine göre 12, 15 ve 18 L/m²-sa olarak ayarlanmıştır. MF sisteminin akı değeri, AKR sisteminin döngü sürelerine göre ayarlanmıştır. Akı değeri ile membran yüzey alanının çarpımı ile elde edilen akı, ml/dk cinsinden hesaplanmıştır. Vakum pompası, çalışılan akı değeri için giriş ve çıkış suyu debisine göre 100 ml'lik mezür ile ayarlanmıştır. 12, 15 ve 18 L/m²-sa akı değerlerindeki hidrolik kalış süreleri verilen sırayla 390 dk, 320 dk ve 267 dk olarak hesaplanmıştır.

3.6. NH₄⁺-N, PO₄³⁻-P ve NO₃⁻-N Ölçüm Analizleri

Besleme suyu, AKR çıkış suyu ve MF sisteminin çıkış suyundan hergün ikişerli numuneler alınarak NH₄⁺-N ve PO₄³⁻-P analizleri yapılmıştır. Analizlerde NH₄⁺-N (kit kodu : 14752) ve PO₄³⁻-P (kit kodu : 14842) için hazır *Merck* kitler kullanılmıştır.

Belirli periyotlarda NO_3^- -N (kit kodu : 09713) ölçümü için de *Merck* kitler kullanılmıştır. Bu ölçümler *Merck Phoro 300* model spektrofotometrede yapılmıştır.

3.7. pH Analizleri

pH ölçüm analizleri daha önceden hazırlanmış solüsyonlarla kalibre edilmiş ve *SCHOTT Handylab PH 12* model pH metre kullanılarak analizler yapılmıştır.

3.8. Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu, Sıcaklık, Elektriksel İletkenlik

Elektriksel iletkenlik ölçümü, *SCHOTT Handylab Multi 12* model cihaz yardımı ile yapılmıştır. Sıcaklık ve çözünmüş oksijen konsantrasyon değerleri ise *Orion Model 835* O_2 oksijen metre ile gerçekleştirilmiştir.

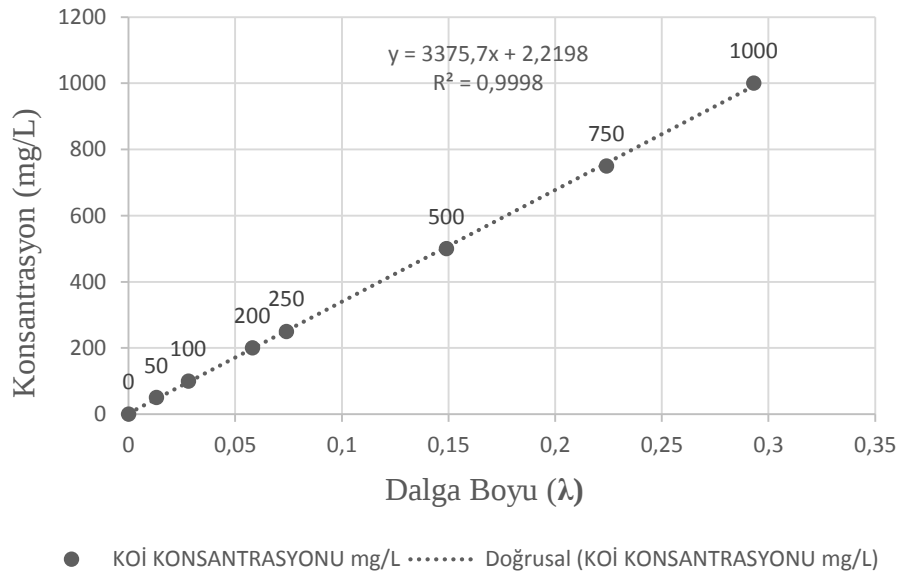
3.9. Mikroorganizma Konsantrasyonunun Belirlenmesi

Yapılan çalışmalarda, AKR-MF sistemlerinde havalandırma tankında ki toplam askıda katı madde ölçümleri Standart Metodlar (Method #2540B) göre yapılmıştır. Ayrıca toplam askıda katı madde konsantrasyonunun belirlenmesi için daha önceden darası alınan krozeve reaktörden alınan 100 ml numune eklenmiştir. Etüvde 105°C 'de ısıtılıp kurutulduktan sonra desikatöre konulmuş ve sabit tartım ağırlığına gelmesi beklenmiştir. Hassas terazide tartılarak mg/L cinsinden sonuç elde edilmiştir.

3.10. Kimyasal Oksijen İhtiyacının Belirlenmesi

Yapılan çalışmalarda besleme suyunun, AKR ve MF çıkış sularının KOİ analizleri yapılmıştır. KOİ ölçüm analizleri, Standart Metodlar Method#5220C'e göre *Merck Pharo 300* model spektrofotometre cihazı ile yapılmıştır. 1 L saf suda 850 mg KHP (Potasyum Hidrojen Ftalat) çözülerek 1000 mg/L KOİ konsantrasyonuna sahip standart çözelti hazırlanmıştır. Bu çözelti belirli oranlarda (50,100,200,250,500,750,1000) mg/L

seyreltilerek farklı KOİ konsantrasyonlarında seri numuneler elde edilmiştir. Bu numunelerin her birinden 1,5 ml alınarak KOİ şişelerine konulmuştur. Daha sonra üzerine 10,216 g/L $K_2Cr_2O_7$, 167 ml H_2SO_4 ve 33 gram $HgSO_4$ içeren parçalama çözeltisinden 1 ml ve 11 g/L $AgSO_4$ olan H_2SO_4 çözeltisinden 2 ml eklenmiştir. Hazırlanan bu KOİ numuneleri, önceden ısıtılmış olan *WTW CR2200* ve *MERCK TR 320* termoreaktörlerde $148^{\circ}C$ 'de 2 saat süreyle ısıtılmıştır. 2 saat süre sonundan çıkarılan KOİ numuneleri oda sıcaklığına gelene kadar soğumaya bırakıldıktan sonra 600 nm'de *Merck Pharo 300* model spektrofotometrede absorbans değerleri ölçülmüştür. Oluşturulan kalibrasyon eğrisiyle KOİ numunelerinin konsantrasyonları ölçülmüştür.



Şekil 3.3. KOİ analizi için yapılan kalibrasyon eğrisi

3.11. Membran Temizleme ve Kirlilik Giderme Yöntemi

Her setin sonunda çıkarılan membran modülü ilk olarak musluk suyu ile tersten düşük basınçla su basılarak membranın tıkanmış olan gözeneklerinin açılması sağlanmıştır. Ardından sodyum hipoklorür ile yaklaşık 1 saat boyunca aynı işlem yapılmıştır. Bu işlem tamamlandıktan sonra membran yüzeyinde sodyum hipoklorür kalıntısı olmaması için musluk suyu basılmıştır. En son olarak saf su membrana basınçla verilerek temizleme işlemi tamamlanmış ve reaktöre takılmıştır. Ayrıca, sistemin işletimi esnasında membran tıkanmasını ve kirliliğini engellemek için membran filtre ile arıtılmış su belirli periyotlarla pompayla geri vakum yapılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Yapılan çalışmalar, seyreltik mezbaha boyun kanının KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimi için sistemin alıştırma süreci ve kesikli işletim koşullarında gerçekleşen deneysel çalışmaları içermektedir. Ardışık kesikli reaktörden KOİ, amonyum ve fosfor giderimi yapılmadan önce sistemin mikroorganizma konsantrasyonunu artırmak amacıyla AKR sistemi 3 ay işletilmiştir. Bu zaman aralığında AKR sistemine uygulanabilecek uygun KOİ yüklemesi belirlenmiştir.

4.1. Deneysel Sonuçlar ve Değerlendirme

Ardışık kesikli biyoreaktörde mikrobiyal gelişmeyi sağlamak için mezbaha boyun kanı ile beslemesi yapılmıştır. Mezbaha boyun kanı çok yüksek KOİ değerine sahip olduğu için 250 kat seyreltilerek besleme suyu hazırlanmıştır. AKR'nin işletiminde çıkış suyundan günlük numune alınarak KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değerleri analiz edilmiştir. Aynı zamanda pH, elektriksel iletkenlik analizleri de yapılmıştır. Alıştırma sürecinde hidrolik kalış süresi 12-16 saat arasında tutulmuştur. Bu süreçte yapılan analizlerde KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimleri sırasıyla %82 ve %85 olana kadar sürdürülmüştür. AKR sisteminde ki MLSS konsantrasyonu 4000-4500 mg/L seviyelerinde tutulmuştur.

AKR'nin giriş suyu debisi 0,06 L/dk olarak sabit tutulmuştur. HKS (hidrolik kalış süresi) 10-12 saat tutularak maksimum KOİ yüklemesi yapılmıştır. Bu çalışma koşullarında mikroorganizma konsantrasyonu artış gösterirken membran kirliliğinde de azalma görülmüştür.

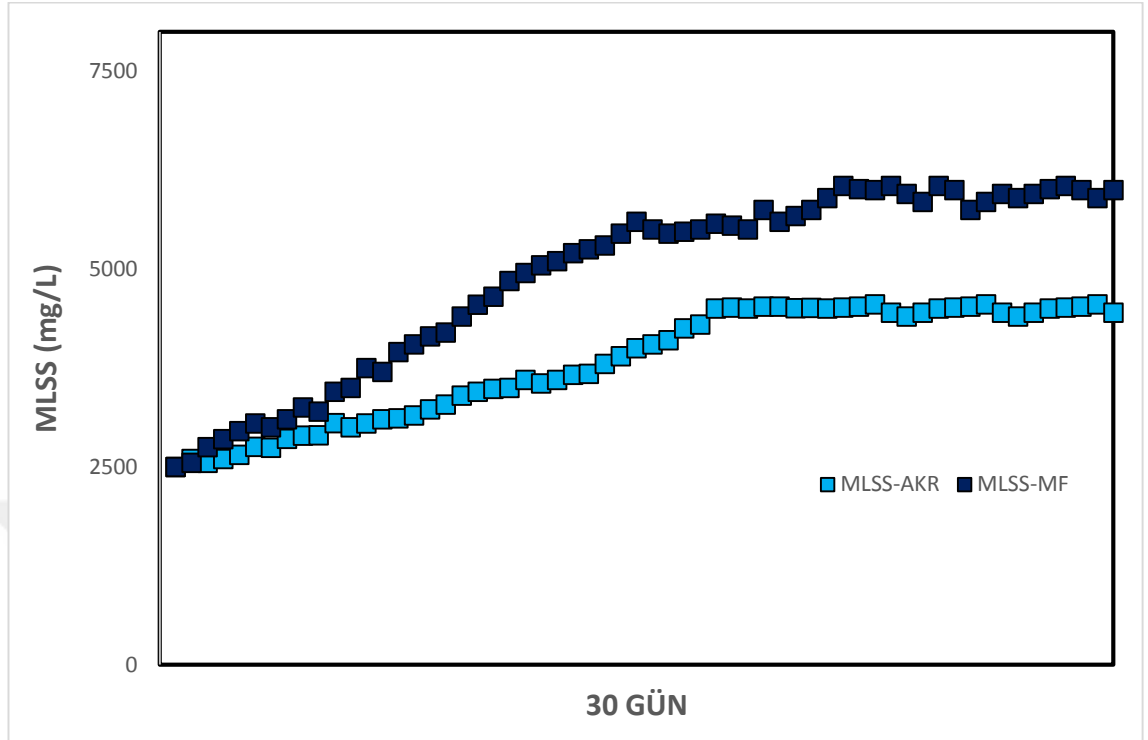
AKR sisteminde her setin döngü süresi farklı olarak ayarlanmıştır. Bunlar; 390 dk (SET-1), 320 dk (SET-2), 267 dk (SET-3)'dür. AKR sistemi dengeye gelene kadar çalışmalar devam ettirilmiş ve deney sonuçlarının ortalaması alınmıştır. AKR sisteminde bu değerlerin sabit ölçüldüğü durum sistemin kararlı hal koşulları olarak kabul edilmiştir.

MF sisteminde 12 L/m²-saat (SET-1), 15 L/m²-saat (SET-2), ve 18 L/m²-saat (SET-3), akıllarında çalışılmıştır. MF sisteminden vakumla alınan çıkış suyunun KOİ, NH₄⁺-N, PO₄⁻³-P değerleri analiz edilmiştir ve katı-sıvı ayrımıyla birlikte giderim verimleri araştırılmıştır. Akıda artış oldukça suyun sistemde kalma süresi azalmıştır ve mikroorganizmaların ortamda bulunan maddeleri parçalama süreleri azalmıştır.

Sistem dengeye geldiğinde AKR ve MF sisteminde her set için elde edilen değerler parametre olarak ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Ayrıca çalışmalar boyunca giriş ve çıkış suyunda pH, elektriksel iletkenlik ve çözülmüş oksijen konsantrasyonları düzenli olarak analiz edilmiştir. AKR ve MF sisteminde MLSS konsantrasyonlarındaki değişim de değerlendirilmiştir.

4.1.1. MLSS değişimleri

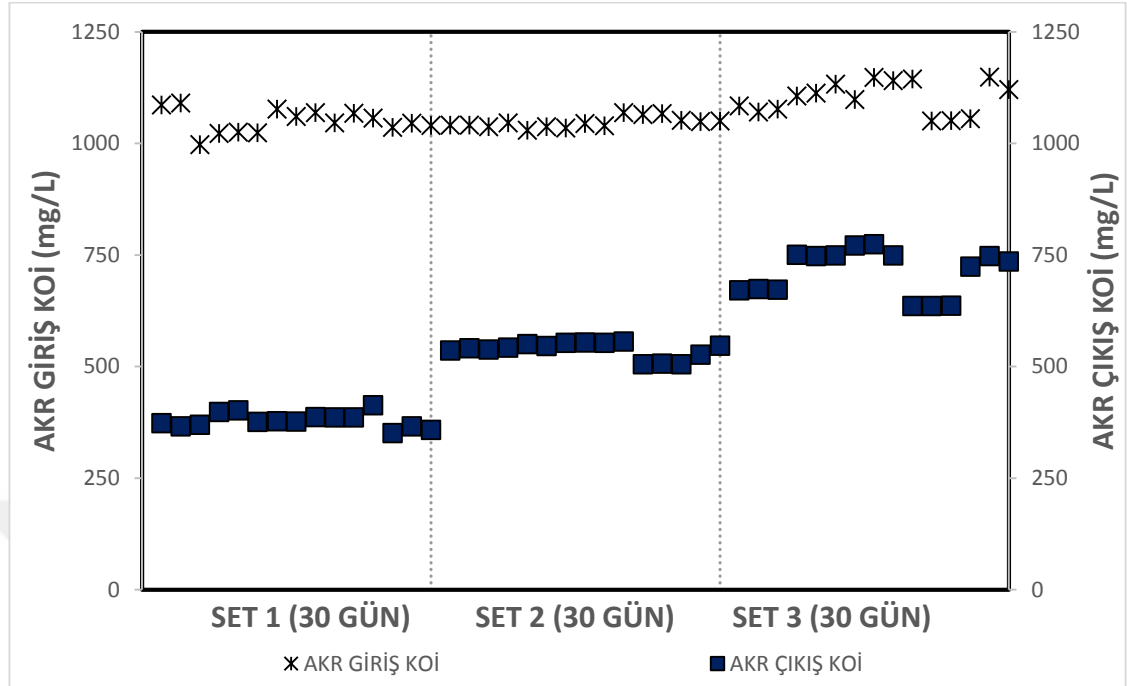
AKR ve MF’de başlangıç çamur konsantrasyonları 2500 mg/L’dir. AKR ve MF sistemlerinin işletilmesi için besleme yapılarak çamur konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Besleme suyu mezbaha boyun kanının seyreltilmesiyle oluşturulmuştur. Sisteme düzenli olarak besleme suyundan KOİ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P yüklemeleri yapılarak çamur konsantrasyonları artırılmıştır ve zamanla sabitlendiği rapor edilmiştir. AKR sisteminin MLSS konsantrasyonu 4000-4500 mg/L, MF’deki MLSS konsantrasyonu 5000-6000 mg/L aralıklarında tutulmuştur. MLSS değişimleri Şekil 4.1’de verilmiştir.



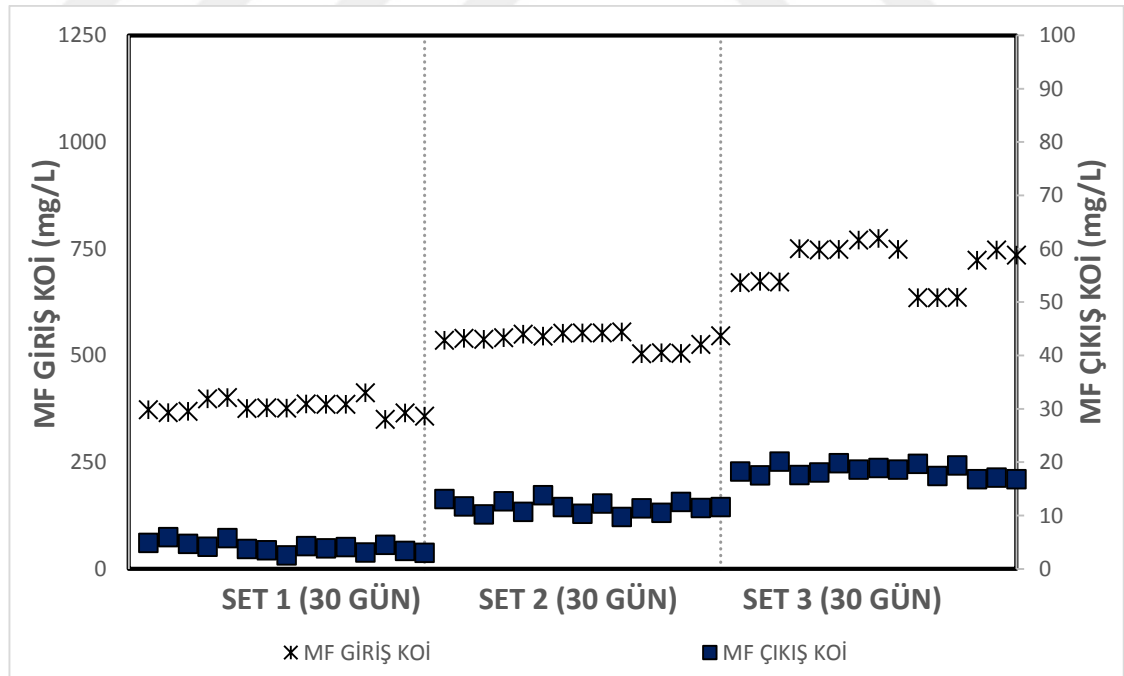
Şekil 4.1. AKR ve MF Sistemlerinin MLSS değişimleri

4.1.2. SET-1, SET-2 VE SET-3 için KOİ giderimi

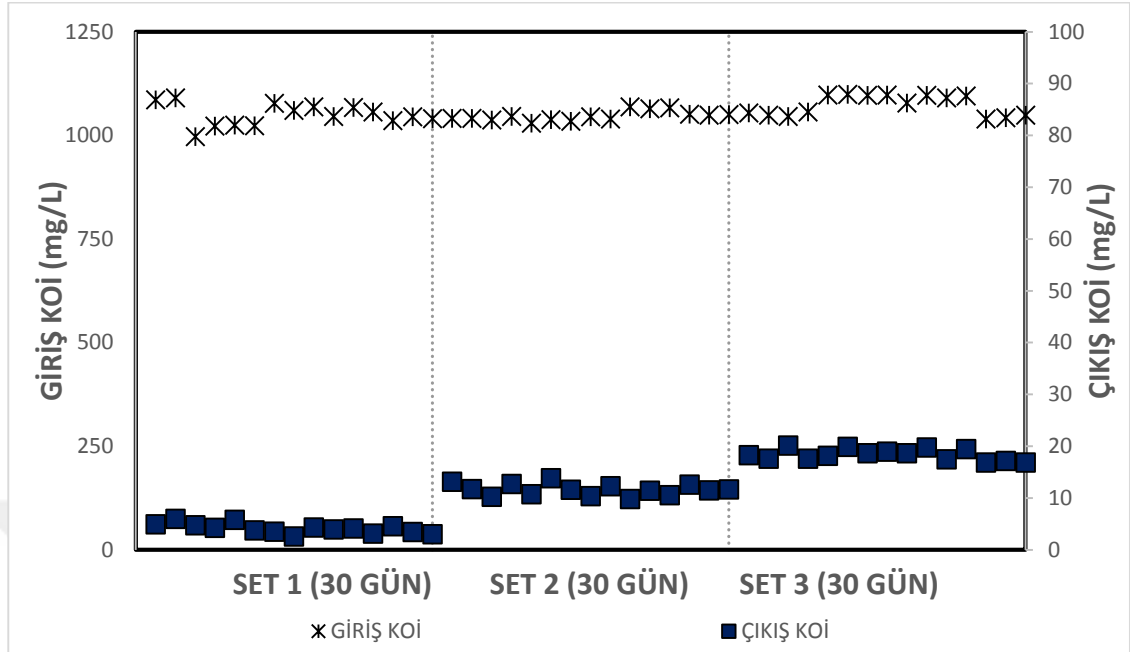
Biyolojik arıtmada KOİ giderim verimi, arıtım performansı açısından önemli bir parametredir. Şekil 4.2’de AKR sisteminde SET-1 (12 L/m²-saat) , SET-2 (15 L/m²-saat), SET-3 (18 L/m²-saat) döngülerinde KOİ giderim grafiği, Şekil 4.3’de MF sisteminde KOİ giderim grafiği, Şekil 4.4’de AKR+MF sisteminin toplam KOİ giderim grafiği ve Şekil 4.5’de AKR ve MF sisteminde KOİ giderim verim grafikleri verilmiştir.



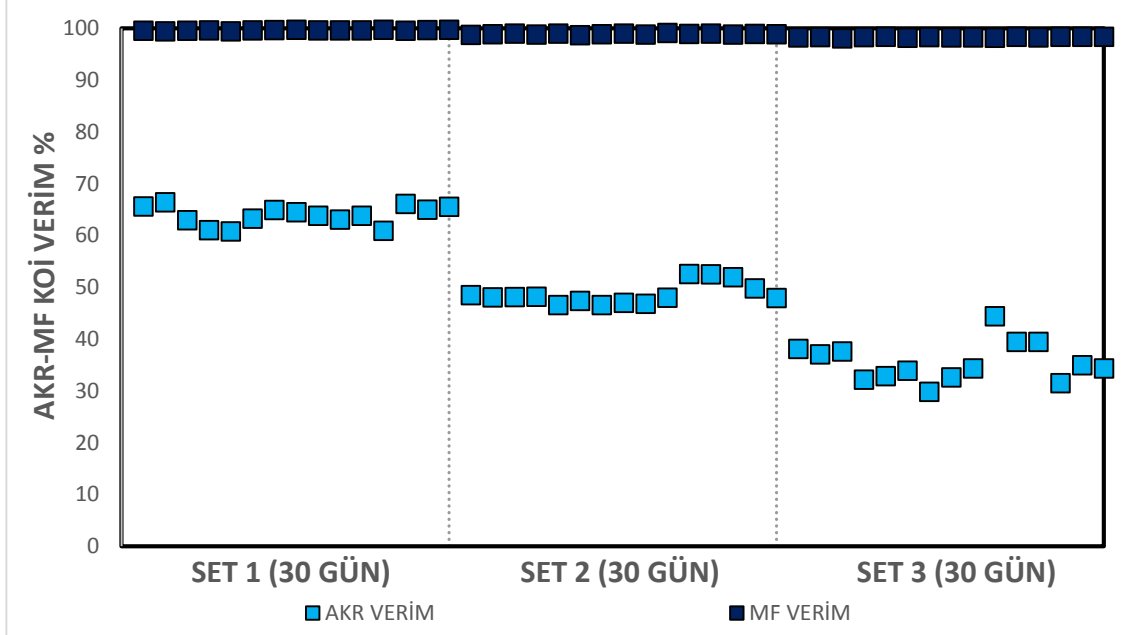
Şekil 4.2. AKR sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde KOİ giderimi



Şekil 4.3. MF sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde KOİ giderimi



Şekil 4.4. Sistemin toplam KOİ giderimi



Şekil 4.5. AKR ve MF sistemlerde KOİ giderim verimleri

SET-1’de membranın akısı $12 \text{ L/m}^2\text{-saat}$ olarak ayarlanmıştır. SET-1’de AKR döngüsü 6.5 saatten oluşmaktadır. AKR sistemine giriş KOİ miktarı 1000-1100 mg/L arasında

değişkenlik gösterirken, yine AKR sisteminin çıkış KOİ miktarı en fazla 413 mg/L olup en az 350 mg/L olmuştur. KOİ giderim verimi ise %66-60 arasında değişkenlik göstermiştir. AKR çıkış suyu peristaltik pompa yardımı ile MF sistemine aktarılmıştır. AKR'nin çıkış değerleri MF sisteminin giriş değerleri olarak kabul edilmiştir. AKR sisteminde arıtımı gerçekleşmeyen KOİ miktarı, MF sisteminde havalandırma yoluyla mikroorganizmaların oksidasyonu sonucu giderilmiştir. Akısı 12 L/m²-saat olan MF sisteminde, çıkış KOİ değerleri 2-5 mg/L arasında sonuç vermiştir. KOİ gideriminde, MF sisteminin etkisi çok büyük oranda olduğu görülmüştür. Sistemde toplam KOİ giderim verimi %99'un üzerindedir.

SET-1'de yapılan çalışmalar tamamlandıktan sonra SET-2'ye geçilmiştir. SET-2'de AKR döngü süresi 5 saat 20 dakikaya indirilmiş, MF sisteminin akısı 15 L/m²-saat olarak ayarlanmıştır. AKR besleme suyunun KOİ miktarı 1030-1070 mg/L aralığında tutulmuştur. AKR'de çıkış suyu değerleri ise 504-555 mg/L aralığında bulunmuştur ve arıtım verimi %46-52 arasında olduğu gözlemlenmiştir. MF'ye aktarılan AKR çıkış suyunun, MF sisteminde çıkış KOİ değerleri 9-13 mg/L aralığında bulunmuştur. MF'de KOİ giderim verimi %97 olurken, sistemin toplam KOİ giderim verimi %98 olarak bulunmuştur. Akı arttığında suyun reaktörde kalma süresi azaldığı için bir önceki SET-1 döngüsüne göre çok az da olsa KOİ giderim veriminde düşüş olduğu görülmüştür.

SET-3 de yapılan çalışmada ise, AKR döngü süresi 4 saat 27 dakika olup, MF sisteminin akısı 18 L/m²-saat'e çıkarılmıştır. AKR besleme suyunun KOİ miktarı 1050-1150 mg/L aralığında değişkenlik göstermiştir ve çıkış suyunun KOİ miktarı ise 635-774 mg/L aralığında bulunmuştur. AKR'de toplam döngü süresi kısaldığı için yani hem aerobik hem de anoksik faz sürelerinde azalma olduğu için arıtımda düşüş meydana gelmiş olup çıkış KOİ miktarı büyük oranda artmıştır. Giderim verimi ortalama %35'e kadar düşmüştür. Sistemde bekleme süresi (HKS) azaldığında, mikroorganizmalar yaşamlarını sürdürmek için sudaki organik maddeleri yeterince parçalayamazlar ve bu da arıtım veriminde düşüşe sebebiyet vermektedir. SET-3'de HKS daha da azaldığı için döngü sayısında artma olmuştur. Bu nedenden dolayı da, MF sistemine giren su miktarı daha da fazla olacaktır. MF sisteminde bu dengeyi oluşturabilmek için akı 18 L/m²-

saat'e çıkarılmıştır. MF'de çıkış suyuna yapılan analizlerde KOİ miktarının 16-20 mg/L arasında olduğu belirlenmiştir. HKS yeterli olmadığı için mikrobiyal faaliyetler tam gerçekleşememiş ve KOİ miktarı diğer setlere göre artmıştır. MF'de toplam KOİ giderim verimi %97 olup, sistemin toplam KOİ giderim verimi %98 olmuştur.

Membran biyoreaktörlerde uzun çamur yaşı ile işletilen sistemler de yüksek biyokütle oluşmaktadır. 50 gün çamur yaşıyla işletilen bu sistemde de, yüksek biyokütlede besin arzı bittikten sonra hücrenin depo malzemelerinin bir kısmının kendi kütlesi tarafından okside edildiği ve biyokütlenin oksidasyonu ile içsel solunum meydana getirdiği düşünülmektedir. HKS her ne kadar yüksek olursa olsun bir süre sonra bu durum, hücrenin kendi kendini okside etmesiyle biyokütle artışına engel olmaktadır. Sonuç olarak, bu durumun arıtım performansının düşmesine neden olduğu düşünülmektedir.

Ayrıca, organik yüklemenin gereğinden fazla yapıldığı durumlarda biyokütle miktarında artış görülmektedir. Böylece, çıkış suyunda organik madde konsantrasyonunun artmasına ve membran kirlenmesine neden olduğu düşünülmektedir.

4.1.3. SET-1, SET-2 VE SET-3 için $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimi

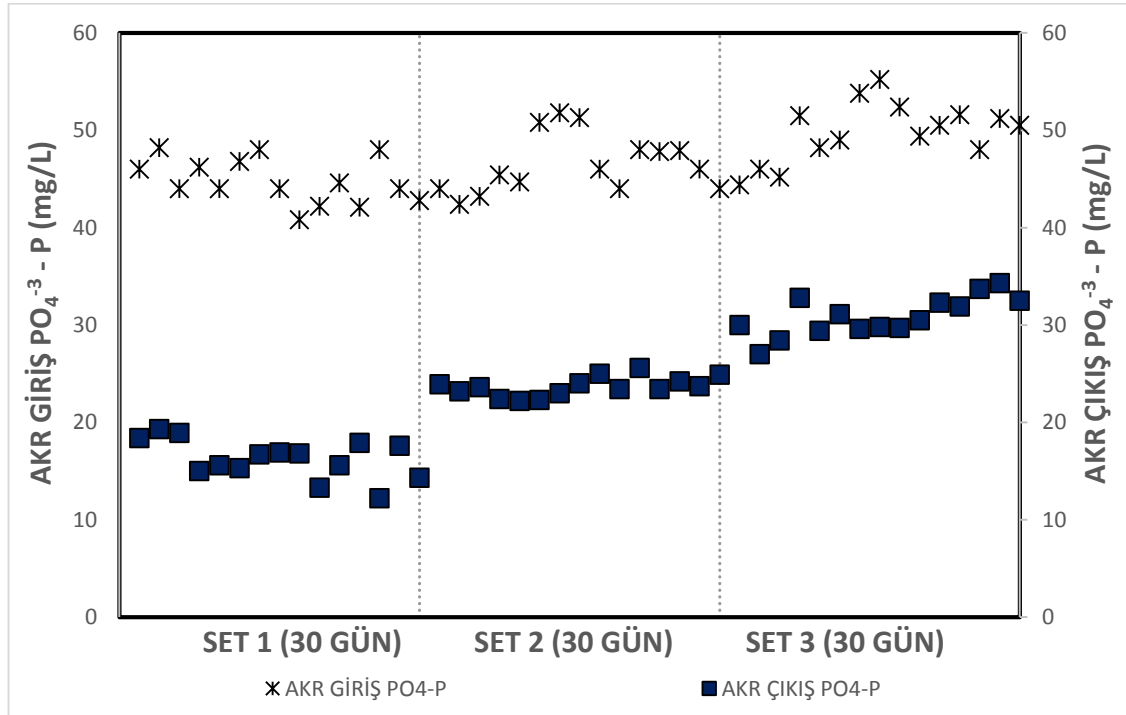
SET-1 döngüsünde, AKR sistemine giren $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 40-48 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu ise 12-19 mg/L aralığında bulunmuştur. Giderim verimi ortalama %63 bulunmuştur. Kalan $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu MF sistemine aktarıldıktan sonra belli bir kısmı da bu reaktörde giderilmiştir. MF çıkış suyunun $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ miktarı 0,3-0,6 mg/L arasında olduğu bulunmuştur. MF'de çıkış suyunun ortalama $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ verimi ise %97'dir. MF sisteminde mikroorganizma sayısı artmıştır ve böylelikle mikroorganizmalar oksijen varlığında atıksudaki fosforu kullanarak yaşamsal faaliyetlerine devam ettikleri tespit edilmiştir.

SET-2 döngüsünde, AKR'ye giren atıksuyun $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 42-51 mg/L aralığında değişkenlik gösterirken, çıkış $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ oranı 22-25 mg/L konsantrasyonları aralığında değişmiştir ve AKR'de yapılan giderim verimi ise ortalama %48 olduğu elde

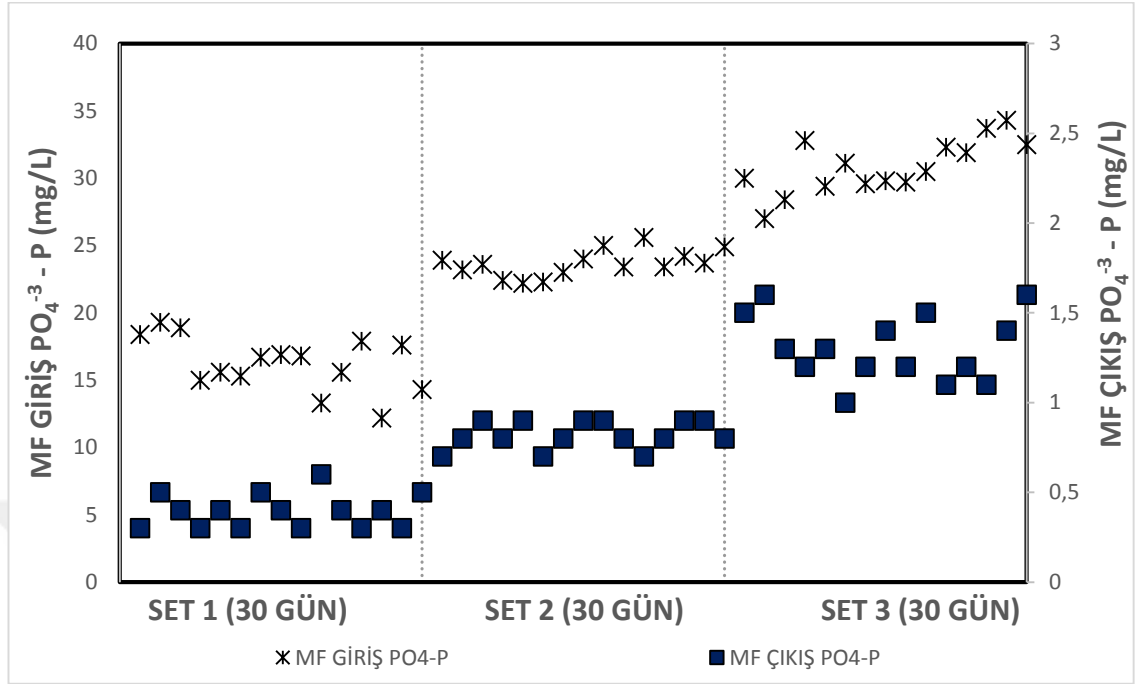
edilmiştir. SET-2’de, çalışma periyodunun kısılması yani aerobik ve anaerobik (anoksik) faz sürelerinin kısılması sebebiyle mikrobiyal faaliyetlerde azalma olmuştur ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi SET-1’e göre çok az değişim göstermiştir. MF’de ise ortalama $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi %96 olarak bulunmuştur.

SET-3’de, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonunun AKR sistemine giriş değerleri 44-55 mg/L aralığındadır. AKR çıkış suyu ise 27-34 mg/L konsantrasyon aralığında bulunmuştur. HKS azaldığı için $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi diğer periyotlara göre azalmıştır ve %37 oranına düşmüştür. Akısı 18 L/m²-saat olan MF sistemine, arıtımı diğer periyotlara göre az olan AKR çıkış suyu verilmiştir ve akı artışından dolayı HKS azalmıştır. MF sisteminin çıkış suyu 1-1,6 mg/L miktarına çıkmıştır ve sistemin toplam $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ verimi %95 olmuştur.

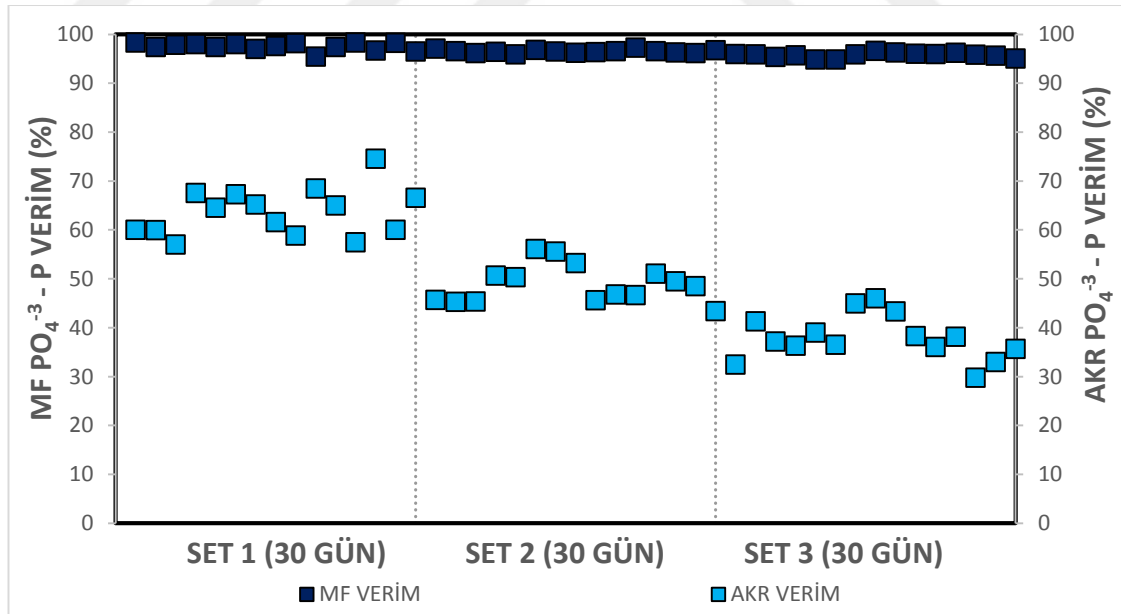
AKR sisteminde SET-1, SET-2 ve SET-3 periyotlarında $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim grafiği Şekil 4.6’da verilmiştir. MF sisteminde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim grafiği Şekil 4.7’de verilmiştir. Ayrıca AKR ve MF sisteminde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimleri Şekil 4.8’de gösterilmiştir.



Şekil 4.6. AKR sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 dönemlerinde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimi



Şekil 4.7. MF sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde PO_4^{3-} -P giderimi



Şekil 4.8. AKR ve MF sistemlerde PO_4^{3-} -P giderim verimleri

Aerobik sistemlerde mikrobiyal canlılar, enerji üretmek ve yaşamsal faaliyetlerini devam ettirmek için ortamda bulunan fosforu bünyelerine alırlar. HKS azaldığı için yeterince fosforu bünyelerine alamazlar. Bundan dolayı, mikroorganizmalar yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek için kullanacağı fosfor miktarı, akı arttıkça ve aerobik-anoksik süreleri kısaldıkça daha da azalmıştır.

Sistemin çamur yaşı 50 gün olarak ayarlanması için sistemden günlük yaklaşık 100 ml çamur atılmıştır. Fosforun asimilatif olarak MF sisteminde gideriminin atılan çamurla sağlandığı düşünülmektedir. Ayrıca, sistemde etkili şekilde biyolojik fosfor gideriminin olması, atıksuyun yeterli ölçüde biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddelerin olduğunu göstermektedir.

Ayrıca, MF sisteminde vakum 4 dakika çalışıp 2 dakika dinlenme şeklinde yapılmaktadır. Membran filtrasyonunda ki en büyük işletme sorunu olan membran kirlenmesinin önlenmesi için tank tabanına yerleştirilen bir difüzör ile kaba hava verilerek havalandırılmıştır. Havalandırma işlemi membran vakum halindeyken yapılmış olup dinlenme durumunda tank havalandırılmamıştır. Kaba havalandırmadan dolayı oksijenin sudaki çözünürlüğü düşüktür. 12 L/m²-sa akıda hidrolik kalış süresi MF sistemde 6.5 saattir ancak 4 dakika çalışıp 2 dakika duran bir sistem olduğu için 4 saat 20 dk çalışıp 2 saat 10 dk sistem durmuştur. Bu çalışma koşullarında, sistemde aerobik-anoksik koşullar oluşmuştur. Sistemin durduğu sürede anoksik koşullar ölçülen ORP değeriyle kontrol edilmiştir. Fosfor gideriminde oluşan anoksik-aerobik koşullarının da etkili olduğu düşünülmektedir.

Besleme atıksuyunun hazırlanmasında kullanılan musluk suyunun sertliği, 115-120 mg CaCO₃/L aralıklarında değişiklik göstermiştir. Musluk suyunun içeriğinde bulunan Ca⁺² ve Mg⁺² sertliğinin miktarları sırasıyla 100–105 ve 15-20 mgCaCO₃/L aralığında değiştiği belirlenmiştir. Musluk suyunun sertliğinden dolayı bir kısım PO₄⁻³-P miktarı çökerek giderilmiş olabilir. Biyolojik fosfatın, inorganik fosfat olarak salınmasıyla kimyasal çöktürme ile uzaklaştırılabileceği düşünülmektedir.

4.1.4. SET-1, SET-2 VE SET-3 için $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi

AKR ve MF sistemlerinde yapılan bütün çalışmaların sonucunda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi elde edilmemiştir.

SET-1’de, AKR reaktörüne giren $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 0,22-0,32 mg/L aralığında olup, çıkış AKR değerleri 0,76-1,02 mg/L aralığında bulunmuştur. Akısı 12 L/m²-saat olan MF sisteminde ise çıkış değerleri 1,62-2,47 mg/L aralığındadır. Sisteme giren $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu, AKR ve MF sistemlerinin çıkış suyunda sırasıyla kademeli olarak artış göstermiştir ve giderim verimi elde edilmemiştir.

SET-2’de, AKR giriş değerleri 0,21-0,35 mg/L aralığındadır. AKR çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyon değerleri 0,55-0,59 mg/L aralığında olup, MF çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyon değerleri 0,87-1,5 mg/L aralığında bulunmuştur. AKR ve MF’de çıkış suyu değerleri sırasıyla kademeli olarak artış göstermiştir. AKR de döngü süresi azaldıkça ve MF’de akı arttıkça SET-1’e göre $\text{NH}_4^+\text{-N}$ çıkış konsantrasyonunun artışında azalma görülmüştür ve giriş konsantrasyonuna göre çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonunda artış yine vardır. Bu yüzden giderim elde edilmemiştir.

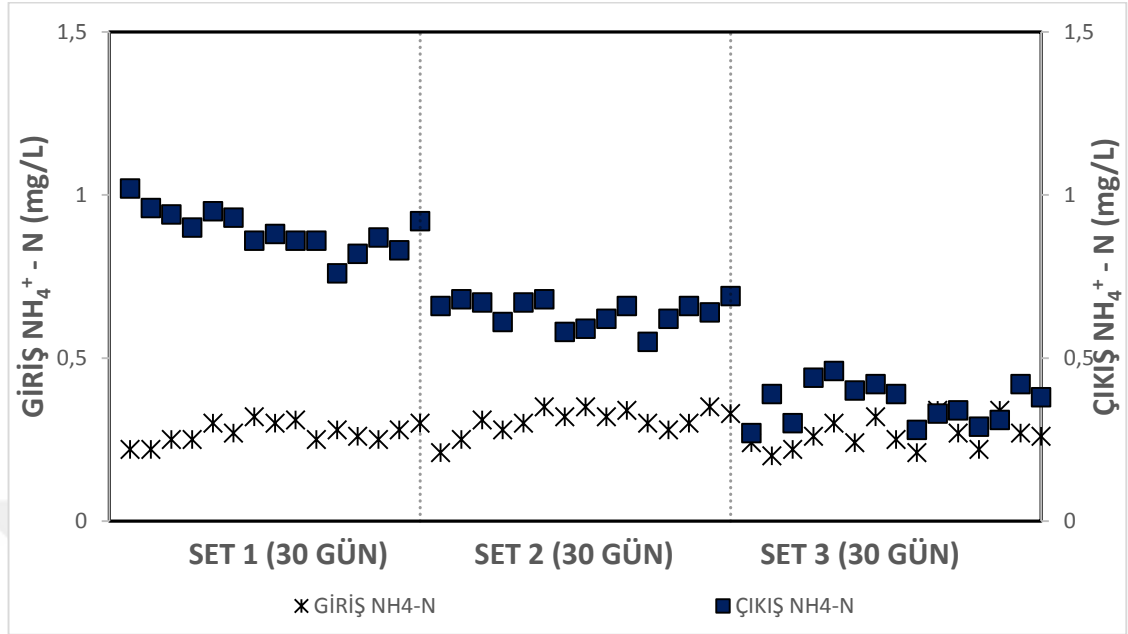
Son döngü olan SET-3’de, AKR giriş $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 0,2-0,34 mg/L aralığında olup çıkış değerleri ise 0,27-0,46 mg/L aralığındadır. MF çıkış konsantrasyonu 0,58-0,8 mg/L aralığındadır. Diğer setlerde olduğu gibi giriş değerlerine göre çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyon değerleri kademeli olarak artış göstermiştir. Bu artış SET-1 ve SET-2’ye göre SET-3’de daha az meydana gelmiştir.

SET-1, SET-2 ve SET-3’de giriş $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonundan daha düşüktür ve giderim hiçbir fazda ve döngüde olmamıştır. Döngü süresi azaldıkça ve akı arttıkça KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ de giderim verimleri düşerken, amonyum azotunda ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) giderim hiç olmamıştır. Bunun nedeni, mezbaha boyun kanı protein içeriği yönünden zengindir. Parçalanabilir proteinler ve protein olmayan azotlu bileşikler mikroorganizmalar tarafından parçalanmaktadır. Parçalanma sonucu,

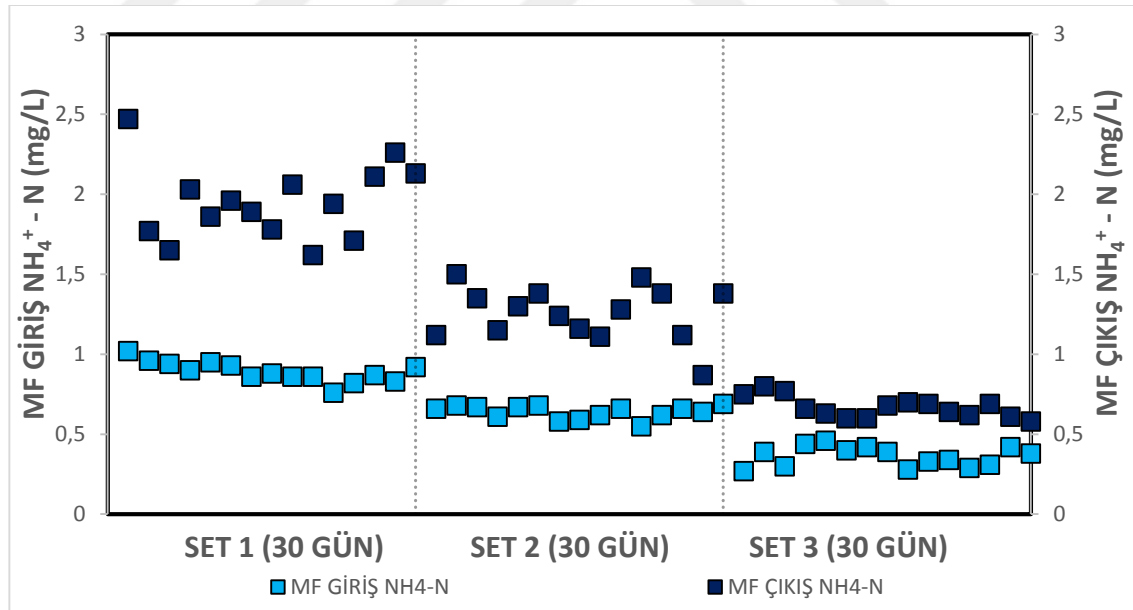
serbest aminoasitler ve anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş şekli olan NH_3 formuna dönüşmektedir. Bu yüzden, çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (amonyum azotu) konsantrasyonunun, giriş suyundan daha fazla çıktığı düşünülmektedir. Anaerobik ve aerobik reaksiyonlarda, proteinlerin ayrışma ürünü amonyak olduğu belirlenmiştir (Samsunlu, 2017).

MF sisteminin çıkış suyu analizlerinde haftalık rutin olarak nitrat analizleri yapılmıştır. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonları 12 $\text{L/m}^2\text{-sa}$ akı değeri için 21,96-23,69 mg/L aralığında, 15 $\text{L/m}^2\text{-sa}$ akı değeri için 12,44-15,77 mg/L aralığında ve 18 $\text{L/m}^2\text{-sa}$ akı değeri için 7,77-9,49 aralığında değişkenlik göstermiştir. Ölçülen nitrat konsantrasyonuna bağlı olarak nitrifikasyonun gerçekleştiği görülmüş olup hidrolik kalış süresinin artmasıyla nitrifiye olan amonyak miktarının azaldığı buna bağlı olarak çıkış suyundaki nitrat konsantrasyonu artan akının etkisiyle azalma göstermiştir. MF sisteminde anoksik şartlar kısmen sağlandığı için denitrifikasyonun tam olarak gerçekleşmediği düşünülmektedir. Proteinlerin biyolojik olarak parçalanması sonucunda serbest aminoasit ve amonyak miktarı oluşan nitrat miktarından daha fazladır. Bu nedenden dolayı, AKR-MF sistemi ile $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gideriminin olmadığı görülmüştür.

Şekil 4.9'da AKR sisteminde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngülerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi verilmiştir. Şekil 4.10'da ise MF sisteminde SET-1, SET-2 ve SET-3 döngülerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi verilmiştir.



Şekil 4.9. AKR sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi



Şekil 4.10. MF sisteminde SET-1, SET-2, SET-3 döngülerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Seyreltik mezbaha boyun kanından oluşan atıksu, yüksek miktarda organik madde, KOİ, toplam askıda katı madde, toplam azot ve toplam fosfor içermektedir. Bu içeriklere sahip atıksuların ortama direk deşarj edilmesi büyük kirlilik oranlarına sebep olmaktadır. Yapılan çalışmada, seyreltik mezbaha boyun kanından oluşan atıksuyun ardışık kesikli biyoreaktöre entegre edilmiş batık membran filtrasyon yöntemi ile arıtımı deneysel çalışmalarla araştırılmıştır.

Mezbaha boyun kanıyla oluşturulan atıksuyun arıtımı için 3 farklı döngülerden oluşan ardışık kesikli reaktör ve 3 farklı akıdan oluşan membran filtrasyon sistemi ile deneysel çalışmalar yürütülmüştür. Bu çalışmalar sonucu elde edilen sonuçların değerlendirilmesi aşağıda verilmiştir.

AKR sisteminde MLSS konsantrasyonları 4000-4500 mg/L değer aralığında olup, MF sisteminde ise 5000-6000 mg/L aralığında tutulmuştur.

AKR sisteminde yapılan çalışmaların ilk bölümünü SET-1 oluşturmaktadır. Deneysel çalışmalarda, en fazla KOİ ve fosfor giderim verimi SET-1’de meydana gelmiştir. Ancak, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi gerçekleşmemiştir. AKR sistemine giriş KOİ değeri 1000 mg/L civarlarında olup, AKR çıkış suyundaki değerler ise 350-413 mg/L aralığında bulunmuştur ve giderim verimi %60-66 aralığındadır. Yine bu sette yapılan çalışmalar sonucu, MF sisteminde elde edilen çıkış KOİ değerleri 2-5 mg/L aralıklarında bulunmuştur. Sistemde toplam KOİ giderim verimi %99’a çıkmıştır.

SET-2’ de, AKR sistemine giriş suyunun KOİ’si 1030-1070 mg/L arasında olup çıkış KOİ değerleri 504-555 mg/L seviye aralığındadır. Bu sette, toplam döngü süresi diğerine göre kısaldığı için KOİ giderim verimi %46-52 aralığına düşmüştür. SET-2 için MF sisteminde yapılan çalışmanın akı değeri 15 L/m²-saat olarak seçilmiştir. MF

sisteminin çıkış suyu KOİ değerleri 9-13 mg/L aralığındadır ve %97 giderim verimi elde edilmiştir. Sistemde toplam KOİ giderim verimi ise %98 olarak belirlenmiştir.

Son periyot olan SET-3'de sistemin giriş KOİ değerleri 1050-1150 mg/L aralığında iken çıkış KOİ değerleri 635-774 mg/L aralığına yükselmiştir ve KOİ giderim verimi periyot süresi azaldığı için %35'e kadar düşmüştür. Bu sette, MF sisteminin çıkış KOİ değerleri 16-20 mg/L aralığındadır ve KOİ giderim verimi %97 olarak belirlenmiştir. Sistemin toplam KOİ giderim verimi %98 dir.

SET-1 çalışmasında, AKR çıkış suyunun $PO_4^{3-}P$ konsantrasyonu 12-19 mg/L aralığında bulunmuştur ve giderim verimi ortalama %63'dür. AKR'ye entegre edilmiş MF sisteminde oldukça ileri bir arıtım yapılarak KOİ giderimine ve katı-sıvı ayırımına büyük katkı sağlamıştır. MF sisteminde çıkış $PO_4^{3-}P$ konsantrasyonunda 0,3-0,6 mg/L aralığına kadar büyük düşüş sağlanmıştır. Sistemde toplam $PO_4^{3-}P$ giderim verimi %97'ye kadar artış göstermiştir.

SET-2'de, AKR çıkış suyunda $PO_4^{3-}P$ konsantrasyonu 22-25 mg/L olarak elde edilmiştir ve giderim verimi ortalama %48'e kadar düşüş göstermiştir. MF sisteminde çıkış $PO_4^{3-}P$ konsantrasyonu ise 0,7-0,9 aralığındadır ve ortalama $PO_4^{3-}P$ giderim verimi %96 civarındadır.

SET-3'de, AKR sisteminde HKS azaldığı için $PO_4^{3-}P$ giderim verimi diğer setlere göre daha düşüktür ve %37'dir. AKR çıkış $PO_4^{3-}P$ konsantrasyonu 27-34 mg/L aralığındadır. MF sisteminde $PO_4^{3-}P$ konsantrasyonu 1-1,6 mg/L aralığında bulunmuş olup giderim verimi %95 olarak belirlenmiştir.

SET-1, SET-2 ve SET-3'de, AKR sistemine giren besleme suyunun NH_4^+-N konsantrasyonu 0,20-0,35 mg/L değerleri aralığındadır. SET-1'de AKR çıkış suyunun NH_4^+-N konsantrasyonu değer aralığı 0,76-1,02 mg/L olup, SET-2'de AKR çıkış suyu 0,55-0,59 mg/L ve SET-3 de AKR çıkış suyu 0,27-0,46 mg/L değer aralığındadır. Akısı 12 L/m²-saat olan MF sisteminde ise çıkış NH_4^+-N konsantrasyonu değerleri 1,62-2,47

mg/L değer aralığında olup, 15 L/m²-saat akıda 0,87-1,5 mg/L ve 18 L/m²-saat akıda ise 0,58-0,8 mg/L değer aralığında elde edilmiştir. SET-1’de (12 L/m²-saat) meydana gelen NH₄⁺-N artışı diğer SET’lere göre daha fazladır. HKS’nin uzun olması protein ayrışmasını daha fazla gerçekleştirmiştir. Bu değerler sonucunda, besleme suyunda bulunan yüksek protein, sistemde mikrobiyal faaliyetler sonucunda parçalanarak serbest aminoasit ve NH₃ formuna dönüşmektedir. Bu yüzden, çıkış sularında ki NH₄⁺-N konsantrasyonunda kademeli artış gözlemlenmiştir ve giderim verimi elde edilmemiştir.

AKR ve MF sistemlerinde düzenli olarak çözünmüş oksijen konsantrasyon ölçümleri yapılmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyon değeri AKR sisteminde aerobik fazda 3-3,8 mg/L aralığında llmştir. Diğer fazlarda çözünmüş oksijen konsantrasyonu sifıra dşmştir. MF sisteminde ise aerobik fazda 4-5 mg/L aralığındadır.

Yukarıda belirtilen sonuçlar doğrultusunda, AKR ve MF sistemlerinde elde edilen sonuçlar birbirlerine paralel olarak değişkenlik göstermiştir. AKR’deki döngü süreleri arttıķa sistemin KOİ ve PO₄⁻³-P giderim verimlerinde artış görülmektedir. Aynı zamanda, akı arttığında giderim veriminde azalma meydana gelmektedir. NH₄⁺-N konsantrasyonun da giderim verimi görülmemiştir. En iyi KOİ ve PO₄⁻³-P giderim verimi 6.5 saatten oluşan SET-1 döngüsünde ve 12 L/m²-saat akıda gerçekleşmiştir. AKR sisteminin döngü süresi giderim verimini büyük oranda etkilediği grlmştir. Döngü süreleri kısaltığı için AKR giderim verimi dşmştir. Bu durum, MF sistemine giren atıksuyun KOİ’sini artırmıştır. Bu artış, akı değerinin de artmasıyla membran tıkanmasına neden olmuştur. Genel olarak seyreltik mezbaha boyun kanının ardışık kesikli biyoreaktöre entegre edilmiş batık membran filtrasyon sistemiyle arıtımında çıkan suyun KOİ ve PO₄⁻³-P giderim verimleri sırasıyla %99 ve %98 olması iyi bir arıtım performansının sergilendiğinin göstergesidir. Sistemin işletim kolaylığı da iyi bir avantaj sağlamıştır.

Öneriler:

- ✓ Farklı akı ve setlerde çalışılabilir.
- ✓ AKR giderim verimini daha da artırmak için SET döngü süreleri artırılabilir.
- ✓ AKR sistemine farklı fazlar eklenerek farklı hidrolik alıkonma süreleriyle giderim verimi araştırılabilir.
- ✓ Membran kirliliğini önlemek için farklı geri yıkama çeşitleri düşünülebilir.
- ✓ Değişik membranlarda çalışma yapılabilir.
- ✓ Arıtılan suyun geri kazanımı için alternatifler düşünülebilir.

KAYNAKÇA

- Abyar H., Younesi H., Bahramifar N., Zinatizadeh A. 2018. Biological CNP removal from meat-processing wastewater in an innovative high rate up-flow A2O bioreactor. *Chemosphere*, Volume 213, December 2018, Pages 197-204.
- Aguilar, M.I., Saez, J., Llorens, M., Soler, A., Ortuno, J.F., Meseguer, V. and Fuentes, A. (2005) Improvement of coagulation-flocculation process using anionic polyacrylamide as coagulant aid, *Chemosphere*, 58, 47-56.
- Aquilar, M.I., Saez, J., Llorens, M., Solar, A., Ortuno, J.F., *Water Research*, 2003, 37, 2233–2241.
- Asad Aziz, Farrukh Basheer, Ashish Sengar, Irfanullah, Saif Ullah Khan, Izharul Haq Farooqi, Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater., *Science of The Total Environment* (2019), doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Aslan, M., 2017. Mezbahe Atıksularının Membran Biyoreaktörle Arıtılmasında Membran Kirlenme Davranışı. *Science and Eng. J of Fırat Univ.* 29(1), 363-370, 2017 29(1), 363-370, 2017.
- Asselin, M., Drogui, P., Brar, S. K., Benmoussa, H. and Blais, J. F. (2008). Organics removal in oily water by electrocoagulation process. *J. Hazard. Mater.* 151: 446-455
- 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.*
- Barrera, M. (2011). *Photochemical treatment of organic constituents and bacterial pathogens from synthetic slaughterhouse wastewater by combining Vacuum-UV and UV-C*. Toronto: Ryerson University.
- Bohdziewicz, J., Sroka, E., 2005. Integrated system of activated sludge-reverse osmosis in the treatment of the wastewater from the meat industry. *Process Biochem.* 40 (5), 1517e1523. In: <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.047>.
- Borja, R., Banks, C., J., Wang, Z., J., and Mancha, A., 1998, Anaerobic Digestion Of Slaughterhouse Wastewater Using A Combination Sludge Blanket And Filter Arrangement in A Single Reactor, *Bioresource Tech*, 65: (1-2), 125-133.
- Bustillo-Lecompteable, C.F., Mehrvar M., 2015. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *J. Environ. Manage.*, 161, 287-302.
- C.T., Li, W.K., Shich, A.M., Asce, C.S., Wu, J.S., Huang, *Journal of civil Engineering*, 1986, 4, 112-118.
- Cao, W., Mehrvar, M., Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes, *Chemical Engineering Research and Design*, 89, 1136-1143, (2011).

- Crites, R. ve Tchobanoglous, G., (1998) "Small and Decentralized Wastewater Management System", McGraw-Hill, USA.
- Cuetos, M.J., G'omez, X., Otero, M., Mor'an, A., (2008). Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), *Biochemical Engineering Journal*. 40: 99–106.
- Çakır, C. 2002. "Ardışık Kesikli Reaktörlerde Uygulanan Faz Sürelerinin Evsel Atıksularda Biyolojik Aşırı Fosfor Giderimine Etkileri.". *Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze*.
- Çalik, S., 2017. Ağır Metal Mikrokirliliği İçeren Atıksuların Membran Biyoreaktör+Granül Aktif Karbon Sistemi İle Arıtımının İncelenmesi. Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi Erzurum.
- Çetin, E., Yılmaz, G., and Temizsoy, A. 2005. Evsel Atıksulardan Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nutrient Giderimi. *II. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi*, 17-19.
- Debik, E., and Coskun, T. (2009). Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. *Bioresour. Technol.* 100 (11), 2777-2782.
- Drepper, G, and Drepper, K. 1979 A method of manufacturing new proftejn products from animal blood for use in food and feed. *Fleischwirtsch*, 59: 9.
- FAO., 2013. Food Outlook: Biannual report on global food markets. Meat and meatproducts. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations (UN).Rome, Italy (accessed 10.03.15.).
- Fongsatitkul, P., Wareham, D.G. and Elefsiniotis, P. (2008) Treatment of four industrial wastewaters by sequencing batch reactors: evaluation of COD, TKN and TP removal, *Environmental Technology*, 29(11), 1257-1264.
- 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.
- Gürel, L., Büyükgüngör, H., (2011) „Atıksu arıtımında membran biyoreaktörler“, İTÜ Dergisi/E Su Kirlenmesi Kontrolü, 21: 1, 13-23
- Gürel, L., Büyükgüngör, H., 2011. Treatment of slaughterhouse plant wastewater by using a membrane bioreactor. *Water Sci. Technol.* 64 (1), 214e219.
- Gürsoy, F., 2006, Tekstil Endüstrisi Atıksularının Ardışık Kesikli Reaktör ile Arıtılması Verimine Etki Eden Parametrelerin Simülasyonu, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya
- Gürtekin, E., 2009. Mezbaha Atıksuyunun Koagülasyon/Flokülasyonardışık Kesikli Reaktör (AKR) Yöntemiyle Arıtılması. Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 14, Sayı 2, 2009.
- <http://web.deu.edu.tr/atıksu/ana58/bolum05.pdf>
- İpek, U., 1997, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilimdalı, Yüksek Lisans Tezi, Diyarbakır, s.3
- J.P. Li., M.G. Healy., X.M. Zhan., M. Rodgers. 2008. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 99 (2008) 7644–7650.

- Jia Y., Gao C., Zhang L., Jiang G. 2012. Effects of Pre-fermentation and Influent Temperature on the Removal Efficiency of COD, NH_4^+ - N and PO_4^{3-} - P in Slaughterhouse Wastewater by Using SBR. *Energy Procedia*, Volume 16, Part C, 2012, Pages 1964-1971.
- Johns, M.R, Harrison, M.L., Ilutichinson, P.I.L, and Beswick, P., 1995, Sources Of Nutrients In Wastewater From Integrated Cattle Slaughterhouse, *Water Science and Technology*, 32, 2, 53-58.
- Judd, S., *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, Elsevier, Oxford, 2006.
- Judd, S., "The Status of Membrane Bioreactor Technology", *Trends in Biotechnology*, Volume 26, Issue 2, 109-116, 2008.
- K., Subramaniam, P.F., Greenfield, K.M., Ho, M.R., Johs, J., Keller, *Water Science and Technology*, 1994,36, 2-3, 225-228.
- K.L., Norcross, S., Petrie, R., Bair, G., Beaushaw, *42 Purdue Industrial Waste Conference Proceedings*, 1987, 475-482.
- Kaleli, B. 2006. Atıksuların ileri arıtımında membran proseslerinin kullanımının araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul*.
- Kansu, S. ve Göğüş, A.K, 1969, «Hayvan Besle- me Fizyolojisi ve : Biyokimyasına Giriş; Ankara Üni, Zir Fak, Yayın No: 365, Ankara.
- Kaykioğlu, G., Çoban, A., Debik, E., Kayacan, B. B., ve Koyuncu, İ. (2012). Aerobik ve anaerobik ön arıtmalı membran sistemler ile tekstil atıksularının geri kazanımı.
- 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.
- Koyuncu, İ., 2001. Nanofiltrasyon membranları ile tuz gideriminde organik iyon etkisi. İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora tezi, İstanbul, 127.
- Kulil, B., 2015, Membran Biyoreaktörde Farklı C/N Oranlarına Sahip Atıksuların Arıtılması, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Liu Y., Kang X., Li X., Yuan Y. 2015. Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor or slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology* 190 (2015) 487–491.
- Manav, N., 2006, Ardışık Kesikli Reaktör İle Evsel Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul
- Manjunath, N.T., Mehrotra Indu and Mathur, R.P. (2000) Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system, *Water Research*, 34 (6), 1930-1936.
- Manjunath, N.T., Mehrotra, I., Mathur, R.P., *Water Research*, 2000, 34, 6, 1930-1936.
- Masse, D.I. and Masse, L. (2000) Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems, *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (3),139-146.
- Merzouki., M., Bernet., N., Delgenes. J.P., Benlemlih, N., 2005. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater. *Bioresource Technology*, 96 (2005) 1317–1322.

- N.Z., Al-Mutairi, M.F., Hamoda, I., Al-Ghusain, *Bioresource Technolgy*, 2004, 95, 115–119.
- Nunez, L.A., Martinez, B., *Water Sci. Technol.* 1999, 40, 99-106.
- Oğuz, M., Oğuz, *International Journal of Environmental Studies*, 1993, 44, 39-44.
- Orhon, D., Cimşit, Y., and Tünay, O. 1986. Substrate removal mechanism for sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 18(6), 21-33.
- Ortatepe, O., 2013, Evsel Nitelikli Atıksuların Aerobik ve Anaerobik Şartlar Altında, Azot ve Fosfor Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Ökten, H. E. 2002. Ardışık Kesikli Reaktörlerle Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Gideriminin Modellenmesi. *Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul*.
- Özcan, P., 2001, Mezbaha Endüstrisi Atıksularında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesi İle Azot Giderimi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, s, 3-25, İstanbul.
- Özyonar, F ve Karagözoğlu, B., 2011. Mezbahane Atıksularından KOI, Yağ-Gres ve Bulanıklık Giderimi Üzerine Bir Çalışma: Kimyasal Koagülasyon Prosesiyle Ön Artıtımı. C. U. Fen Fakültesi Fen Bilimleri Dergisi, Cilt 32, No.1 (2011).
- Özyonar, F., 2007. Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisleri Atıksularının Kimyasal Koagülasyon Ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi. Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi Sivas.
- Pouran, S.R., Aziz, A.R.A., Daud, W.M.A.W., Embong, Z., 2015, Niobium substituted magnetite as a strong heterogeneous Fentoncatalyst for wastewater treatment, *Applied Surface Science*, 315, 175-187.
- Rajab A-R., Salim M-R., Sohaili J., Anuar A-N., Salmiati, Lakkaboyana S-K. Performance of integrated anaerobic/aerobic sequencing batch reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Journal*, S1385-8947(16)31561-3.
- Reillya M., Cooleyb A., Titob D., Tassouc S., Theodoroua M. 2018. Electrocoagulation treatment of dairy processing and slaughterhouse wastewaters. 2nd International Conference on Sustainable Energy and Resource Use in Food Chains, ICSEF 2018, 17-19 October 2018, Paphos, Cyprus.
- Rittmann, B., McCarty. PL 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*: McGraw-Hill Book Co., New York.
- Ruiz, I., Veiga, M.C. and de Santiago, P. and Blazquez, R. (1997) Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB and an anaerobic filter, *Bioresource Technology*, 60, 251-258.
- Samsunlu, A. 2011. Atık Suların Arıtılması, Güncelleştirilmiş Baskı, Birsen Yayınevi: İstanbul.
- Samsunlu, A. 2017. Çevre Mühendisliği Kimyası, 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.

- Satyanarayan, S., Ramakant and Vanerkar, A.P. (2005) Conventional approach for abattoir wastewater treatment, *Environmental Technology*, 26, 441-447.
- Sawsan A. M., Mohammed and Haider Abbas Shanshool, 2009. Phosphorus Removal from Water and Waste Water by Chemical Precipitation Using Alum and Calcium Chloride., *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering* Vol.10 No.2 (June 2009) 35-42.
- Seo, G.T., Lee, T.S., Moon, B.H., Lim, J.H., Lee, K.S, 2000. Two stage intermittent aeration membrane bioreactor for simultaneous organic, nitrogen and phosphorus removal., *Water Sci Technol* 41 (10-11): 217-225, <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0647>
- Sirianuntapiboon, S., and Hongrisuwan, T. 2007. Removal of Zn²⁺ and Cu²⁺ by a sequencing batch reactor (AKR) system. *Bioresource technology*, 98(4), 808-818.
- SKKY (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği), 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete, (2004).
- Sözer, Z. P. 2009. Ardişik Kesikli Reaktörlerde Organik Madde Giderimi. *Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü*, 60.
- Sözüdoğru, O., 2015. Yüksek Azot ve Fosfor İçerikli Atıksuların Kesikli Ardişik Biyolojik Reaktöre Entegre Edilmiş Batık Membran Filtrasyon Sistemi ile Arıtımın İncelenmesi. Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi Erzurum.
- Tabares, C. L. 2006. Control and optimization of an AKR for nitrogen removal: from model calibration to plant operation. *Universitat de Girona*.
- Taşlı, R. 1996. *Ardışık kesikli reaktörlerde biyolojik aşırı fosfor giderimi*.
- Tchobanoglous, G., and Burton, F. L. 1991. Wastewater engineering. *Management*, 7, 1-4.
- Tong S., Wang S., Zhao Y., Feng C., Xu B., Zhu M. 2018. Enhanced alure-type biological system (E-ATBS) for carbon, nitrogen and phosphorus removal from slaughterhouse wastewater: A case study. *Bioresource Technology*, S0960-8524(18)31631-6.
- Topal, M., ve Arslan Topal., E.I 2011. Bir Entegre Et Tesisine Ait Arıtma Tesisi Çıkış Sularının Yaz Sezonunda Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne (SKKY) Uygunluğunun Araştırılması. *BAÜ Fen Bil. Enst. Dergisi Cilt 13(1)* 68-77 (2011).
- Tritt, W.P. and Schuchardt, F. (1992) Materials Flow and Possibilities of Treating Liquid and Solid Wastes from Slaughterhouses in Germany. A Review. *Bioresource Technology*, 41, 235-245.
- 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.
- US EPA., 2004. Effluent limitations guidelines and new source performance standards for the meat and poultry products point source category. US Environmental Protection Agency, Washington DC.
- US-EPA., 2002. Environmental assessment of proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source. US Environmental Protection Agency, Washington DC.

- Uygur, A., Kargı, F. ve Başkaya, H. 2003. "Üç Basamaklı Ardışık Kesikli Reaktör ile Nütrient Giderimi Üzerine Farklı Karbon Kaynaklarının Etkilerinin İncelenmesi". *Çevre 2004 I. Ulusal Çevre Kongresi, 13-15 Ekim 2004, Sivas*.
- 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*.
- Ün, Ü. T., Koparal, A. S. & Ögütveren, Ü. B. (2009). Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. *J. Hazard. Mater.* 164: 580–586.
- Wang, S.-S., and Hu, G.-J. 1985. Membrane fouling and determination of gel layer growth rate in membrane separation. *Desalination*, 56, 405-412.
- Wang, Y.-K., Pan, X.-R., Geng, Y.-K., Sheng, G.-P., (2015). "Simultaneous Effective Carbon and Nitrogen Removals and Phosphorus Recovery in an Intermittently Aerated Membrane Bioreactor Integrated System", *Sci. Rep.* 5, 16281; doi: 10.1038/srep16281.
- Yalçın, F., 1998. Membran proseslerle endüstriyel atıksularda renk giderimi. İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 136s.
- Yıldız, E. 1999. Çapraz akış mikrofiltrasyon sistemli püskürtme çevrimli (jet loop) reaktörlerde biyolojik arıtım. *Doktora Tez, Atatürk Üniversitesi, Erzurum*.
- Yıldız, H., 2013. Aneorobik Membran Biyoreaktörde Mezbaha Atık Sularının Arıtılabilirliği. Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Şanlıurfa.
- Yıldız, S., Namal, O. Ö., ve Çekim, M. 2013. Atık Su Arıtma Teknolojilerindeki Tarihsel Gelişimler. *SÜ Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*.
- Yılmaz, S., 2012. Bira Endüstrisi Atık Sularının İleri Arıtımı. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- 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.
- Yordanov, D., 2010. Preliminary study of the efficiency of ultrafiltration treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Bulg. J. Agric. Sci.* 16 (6), 700e704.
- 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.

ÖZGEÇMİŞ

11.06.1994 tarihinde Erzurum’da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum’da tamamladı. 2012 yılında Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nü kazandı. 2017 yılında, Çevre Mühendisliği Bölümü’nden mezun oldu. 2017 yılında, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojileri Bilim Dalı’nda yüksek lisans öğrenimine başladı.

