T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

İLERİ OSMOZ PROSESİ İLE EVSEL ATIKSU ARITIMI VE KAYNAK GERİ KAZANIMI

Hazırlayan
Mehmet Dağhan ERDEN

Danışman
Prof. Dr. Nuray ATEŞ
II. Danışman
Prof. Dr. Niğmet UZAL

Yüksek Lisans Tezi

Haziran 2024
KAYSERİ

T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

İLERİ OSMOZ PROSESİ İLE EVSEL ATIKSU ARITIMI VE KAYNAK GERİ KAZANIMI

(Yüksek Lisans Tezi)

Hazırlayan
Mehmet Dağhan ERDEN

Danışman
Prof. Dr. Nuray ATEŞ
II. Danışman
Prof. Dr. Niğmet UZAL

Bu çalışma, Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu tarafından ÇAYDAG-119Y134 kodlu proje ve Erciyes Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından FYL-2022-11861 kodlu proje ile desteklenmiştir

Haziran 2024
KAYSERİ

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK

Bu çalışmadaki tüm bilgilerin, akademik ve etik kurallara uygun bir şekilde elde edildiğini beyan ederim. Aynı zamanda bu kural ve davranışların gerektirdiği gibi, bu çalışmanın özünde olmayan tüm materyal ve sonuçları tam olarak aktardığımı ve referans gösterdiğimi belirtirim.

Mehmet Dağhan ERDEN

“İleri Osmoz Prosesi ile Evsel Atıksu Arıtımı ve Kaynak Geri Kazanımı” adlı Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi Lisansüstü Tez Önerisi ve Tez Yazma Yönergesi’ne uygun olarak hazırlanmıştır.

Hazırlayan
Mehmet Dağhan ERDEN

Danışman
Prof. Dr. Nuray ATEŞ

II. Danışman
Prof.Dr. Niğmet UZAL

Çevre Mühendisliği ABD Başkanı

Prof. Dr. Oktay ÖZKAN

Prof. Dr. Nuray ATEŞ ve Prof.Dr. Niğmet UZAL danışmanlığında **Mehmet Dağhan ERDEN** tarafından hazırlanan **"İleri Osmoz Prosesi ile Evsel Atıksu Arıtımı ve Kaynak Geri Kazanımı"** adlı bu çalışma jürimiz tarafından Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Çevre Mühendisliği** Anabilim Dalında **Yüksek Lisans** tezi olarak kabul edilmiştir.

27/05/2024

JÜRİ:

Danışman : Prof.Dr. Nuray ATEŞ .....

Üye : Prof.Dr. Ülkü YETİŞ .....

Üye : Prof.Dr. Filiz DADAŞER ÇELİK .....

ONAY:

Bu tezin kabulü Enstitü Yönetim Kurulunun ……...… tarih ve ……..……sayılı kararı ile onaylanmıştır.

……. /……../ ……

Prof. Dr. Emel KIZILKAYA AYDOĞAN

Enstitü Müdürü

TEŞEKKÜR

Çalışmalarım süresince her türlü yardımı ve fedakârlığı sağlayan, desteğini esirgemeyerek rehberlik eden değerli hocam ve danışmanım, Prof. Dr. Nuray ATEŞ'e saygı ve teşekkürlerimi sunarım. Çalışmalarım sırasında fikir ve bilgileriyle bana rehberlik eden, tecrübesiyle yol gösteren, yardım ve katkılarını esirgemeyen değerli hocam ve eş danışmanım Prof. Dr. Niğmet UZAL'a teşekkür ederim.

Tez savunmasında yer alan jüri üyeleri Prof. Dr. Ülkü YETİŞ ve Prof. Dr. Filiz DADAŞER ÇELİK'e tez çalışmasına yaptığı yorumları ve yapıcı eleştirileri ile katkıda bulunmalarından dolayı teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarımda bana ve ekip arkadaşlarıma yol gösteren çalışma arkadaşlarım Özlem ÖZCAN, İbrahim ÖZTÜRKMEN, Engin YILDIZ, Metin ÖZDEMİR, Çağlanur SÜRMELİ'ye ve tüm ekip arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Bu tez çalışması Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu (Proje No: 119Y134) ve Erciyes Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi (Proje No: FYL-2022-11861) tarafından desteklenmiştir. Bu projelere, bana maddi olarak destek sağladığı için teşekkür ederim.

Son olarak, tüm hayatım boyunca maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman benden esirgemeyen her zaman yanımda olan sevgili aileme en içten duygularımla teşekkür ederim. Yapmış olduğum bu çalışmada araştırmalarıma doğrudan ve dolaylı olarak emeği geçen herkese teşekkürlerimi sunarım.

İLERİ OSMOZ PROSESİ İLE EVSEL ATIKSU ARITIMI VE KAYNAK GERİ KAZANIMI

Mehmet Dağhan ERDEN

Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü
Yüksek Lisans Tezi, Haziran 2024
Danışman: Prof. Dr. Nuray ATEŞ
II. Danışman: Prof. Dr. Niğmet UZAL

ÖZET

Tez çalışmasının amacı, ileri osmoz (FO) yöntemiyle evsel atıksuların, magnezyum klorür ($MgCl_2$), sodyum asetat (NaOAc) ve sodyum klorür (NaCl) çekme çözeltileri kullanılarak (2 M, 1 M ve 0,5 M) nütrient geri kazanım performansının araştırılması ve nanofiltrasyon (NF) öncesi ön arıtım olarak kullanıldığında su geri kazanım performansının araştırılmasıdır. Çalışma kapsamında, Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi (KAAT) ön çöktürme havuzu çıkışından alınan örnekler yumaklaştırma+doğrudan seramik mikrofiltrasyon (DSMF) sistemi ile ön-konsantre edilerek, KAAT ön çökeltim havuzu çamuru ile de birleştirilip anaerobik akışkan yataklı seramik membran biyoreaktöre (AnFSMBR) beslenmiş, yumaklaştırma+DSMF ve AnFSMBR proseslerinin permeatları ise FO+NF proseslerine verilerek su ve nütrient geri kazanımı gerçekleştirilmiştir. FO deneyleri, laboratuvar ölçekli 60 cm^2 aktif membran alanı olan FO modülünü yaklaşık 1 L/dk hızla peristaltik pompa yardımıyla çekme çözeltisi ve besleme çözeltisi ile gerçekleştirilmiştir. Deneyler 25±2ºC'de, sabit çapraz akış hızı ve basınç altında gerçekleştirilmiş olup akı, sıcaklık ve iletkenlik takibi sürekli olarak yapılmıştır. 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneylerde 31,8±2,6 mg/L ile en yüksek PO_4^{3-} konsantrasyonu elde edilmiştir. Elde edilen konsantre örneklerinde strüvit geri kazanımı hedefi ile optimum P/Mg oranı ve pH değerinin belirlenmesi için kimyasal çöktürme deneyleri gerçekleştirilmiş, 0,9 P/Mg molar oranda gerçekleştirilen deneylerde pH 9,5'da %91 ile en yüksek PO_4^{3-} giderim verimi elde edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Atıksu, membran filtrasyon, ileri osmoz, su geri kazanımı, nütrient geri kazanımı.

DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT AND RESOURCE RECOVERY BY FORWARD OSMOSIS PROCESS

Mehmet Dağhan ERDEN

Erciyes University, Graduate School of Natural and Applied Sciences
Master Thesis, June 2024
Supervisor: Prof. Dr. Nuray ATES
Co-Advisor: Prof. Dr. Niğmet UZAL

ABSTRACT

The aim of this thesis is to investigate the nutrient recovery performance of domestic wastewaters using the Forward Osmosis (FO) method with magnesium chloride ($MgCl_2$), sodium acetate (NaOAc), and sodium chloride (NaCl) draw solutions (2 M, 1 M, and 0.5 M) and to explore the water recovery performance when used as a pretreatment before nanofiltration (NF). Within the scope of the study, samples taken from the primary sedimentation tank outlet of the Kayseri Wastewater Treatment Plant (KWTP) were pre-concentrated using a flocculation+direct ceramic microfiltration (DCMF) system and then fed into an anaerobic fluidized bed ceramic membrane bioreactor (AnFBCMBR) combined with the sludge from the KWTP primary sedimentation tank. The permeates from the flocculation+DCMF and AnFBCMBR processes were then subjected to FO+RO processes for water and nutrient recovery. FO experiments were conducted with a laboratory-scale FO module having an active membrane area of 60 cm^2, fed by a peristaltic pump at approximately 1 L/min with draw and feed solutions. The experiments were performed at 25±2ºC under constant cross-flow velocity and pressure, with continuous monitoring of flow, temperature, and conductivity. Experiments using 2 M $MgCl_2$ draw solution achieved a 60% water recovery rate with the highest PO_4^{3-} concentration of 31.8±2.6 mg/L. Chemical precipitation experiments were conducted to determine the optimum P/Mg molar ratio and pH value for struvite recovery in the obtained concentrate samples. Experiments conducted at a 0.9 P/Mg molar ratio achieved the highest PO_4^{3-} removal efficiency of 91% at pH 9.5.

Keywords: Wastewater, membrane filtration, forward osmosis, water recovery, nutrient recovery.

İÇİNDEKİLER

İLERİ OSMOZ PROSESİ İLE EVSEL ATIKSU ARITIMI VE KAYNAK GERİ KAZANIMI

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK ii
YÖNERGEYE UYGUNLUK iii
KABUL VE ONAY iv
TEŞEKKÜR v
ÖZET vi
ABSTRACT vii
İÇİNDEKİLER viii
TABLOLAR LİSTESİ x
ŞEKİLLER LİSTESİ xi

1. BÖLÜM
GİRİŞ

1.1. Genel Bilgiler 1
1.2. Tezin Amacı ve Motivasyonu 2

2. BÖLÜM
LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1. Giriş 4
2.2. Nütrient Geri Kazanımı 5
2.3. Su Geri Kazanımı 7
2.4. İleri Osmoz Prosesi 8
2.5. İleri Osmoz, Nanofiltrasyon ve Ters Osmoz Prosesi 9
2.6. İleri Osmoz Prosesi ile Su ve Nütrient Geri Kazanım Uygulamaları 10

3. BÖLÜM
MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Atıksu Karakterizasyonu 15
3.2. Membranlar 16
3.3. Deneysel Çalışmalar 16
3.4. Analitik Yöntemler 18
3.4.1. Elektron Taramalı Mikroskop- Enerji dağıtıcı X-ışını Spektroskopisi (SEM-EDX) 18

3.4.2. Zayıflatılmış Toplam Yansıma (ATR) - Fourier Dönüşümlü Kızılötesi (FTIR) Spektroskopisi 18
3.4.3. X-Işınları Difraktometresi (XRD) 18
3.5. Magnezyum (Mg) ve Sodyum (Na) Analizleri 19
3.6. Anyon Analizleri 19
3.7. Sıcaklık, pH ve İletkenlik Analizleri 19
4. BÖLÜM
BULGULAR VE TARTIŞMA
4.1. Nütrient Geri Kazanımında Çekme Çözeltisi Türü ve Konsantrasyonunun Etkisi 20
4.2. Nütrient Geri Kazanımında Geri Kazanım Oranının Etkisi 30
4.3. Membran Yüzey Karakterizasyonu 32
4.3.1. ATR-FTIR Analizleri 32
4.3.2. SEM-EDX Analizleri 33
4.4. FO/NF Prosesleri ile Su Geri Kazanımı 35
4.5. FO Prosesi Konsantresinden Strüvit Geri Kazanımı 36
5. BÖLÜM
SONUÇ ve ÖNERİLER
KAYNAKÇA 43
ÖZGEÇMİŞ 49

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 1. Literatürdeki Bazı Uygulamalar 14

Tablo 2. DSMF (%80) ve AnFSMBR (%20) Permeatları ile Hazırlanan Besleme Karekterizasyonu 16

Tablo 3. Deneylerde Kullanılan Membranların Özellikleri 16

Tablo 4. FO Deneyleri Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde $MgCl_2$ Çekme Çözeltisi Konsantrasyonunun FO Performansına Etkisi 21

Tablo 5. Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde NaOAc Çekme Çözeltisi Konsantrasyonunun FO Performansına Etkisi 23

Tablo 6. Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde NaCl Çekme Çözeltisi Konsantrasyonunun FO Performansına Etkisi 26

Tablo 7. Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde Çekme Çözeltisi Türünün FO Performansına Etkisi 28

Tablo 8. Farklı Çekme Çözeltisi ile Elde Edilen Akılar 29

Tablo 9. Farklı Geri Kazanım Oranlarında 2M $MgCl_2$ Çekme Çözeltisi ile Elde Edilen Örneklerin Karakterizasyonu 31

Tablo 10. Farklı Geri Kazanım Oranlarında 2M $MgCl_2$ Çekme Çözeltisi ile Elde Edilen Akı Değerleri 31

Tablo 11. CTA Membranın EDX Verileri 35

Tablo 12. Farklı P/Mg Molar Oranlarında Gerçekleştirilen Strüvit Çöktürme Deneylerinde Elde Edilen Örneklerin PO_4^{-3} ve Mg^{+2} Konsantrasyonları 37

Tablo 13. Farklı pH Değerlerinde Gerçekleştirilen Strüvit Çöktürme Deneylerinde Elde Edilen Örneklerin Karakterizasyon Sonuçları 38

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1. Deneysel Çalışmalarda Uygulanan Proses Akım Şeması 15
Şekil 2. FO deney sisteminin şematik gösterimi. 17
Şekil 3. $MgCl_2$ çekme çözeltisi farklı konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları. 21
Şekil 4. $MgCl_2$ çekme çözeltisi farklı konsantrasyonları için saf su, besleme ve ters tuz akıları. 22
Şekil 5. NaOAc çekme çözeltisi farklı konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları. 24
Şekil 6. NaOAc çekme çözeltisi farklı konsantrasyonları için saf su, besleme ve ters tuz akıları. 25
Şekil 7. NaCl çekme çözeltisi farklı konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları. 26
Şekil 8. NaCl çekme çözeltisi farklı konsantrasyonları için saf su, besleme ve ters tuz akıları. 27
Şekil 9. Farklı çekme çözeltisi ve 2m konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları. 29
Şekil 10. Farklı çekme çözeltisi için saf su, besleme ve ters tuz akıları. 30
Şekil 11. Farklı geri kazanım oranlarında 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile elde edilen PO_4^{-3} Konsantrasyonları 32
Şekil 12. Farklı çekme çözeltileri ve geri kazanım oranlarında CTA membranının ATR-FTIR spektrumları 33
Şekil 13. CTA Membranının deneyler öncesinde (a), %60 (b), %70 (c) Ve %80 (d) geri kazanım oranında gerçekleşen SEM-EDX görüntüleri 34
Şekil 14. Su geri kazanımı hedefi ile gerçekleştirilen RO deneylerinde elde edilen akı sonuçları. 36
Şekil 15. Farklı P/Mg molar oranlarında gerçekleştirilen strüvit çöktürme deneylerinde elde edilen örneklerin PO_4^{-3} ve Mg^{+2} giderim verimleri. 38
Şekil 16. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen strüvit çöktürme deneylerinde elde edilen örneklerin PO_4^{-3}, Mg^{+2}, Ca^{+2} ve NH_4^{+} giderim verimleri 39
Şekil 17. FO konsantresinden elde edilen çökeltinin XRD deseni. 40

1. BÖLÜM

GİRİŞ

1.1. Genel Bilgiler

Günümüzde doğal kaynakların sürdürülebilirliğinin sağlanması için uygulanan atıksu arıtım prosesleri, alıcı ortama verilen kirleticilerin azaltılması prensibinin ötesinde prosesin atıksuda bulunan organik, enerji ve nütrientlerin geri kazanımı ile değerlendirilmesine yönelik yürütülen çalışmalar ile yeni bir bakış açısı kazanmıştır. Bu yüzden arıtma teknolojilerinin uygulamasında enerji bakımından kendi kendine yetebilen veya tükettiğinden fazlasını üreten evsel arıtma tesislerine yönelik araştırmalar, kısıtlı kaynaklar olan su, nütrient ve enerjinin sürdürülebilirliği noktasında özellikle gelişmekte olan ülkeler için büyük önem taşımaktadır (Sun vd., 2018). Halbuki, atıksu içeriğinde bulunan organik madde ve nütrientlerin arıtılarak uzaklaştırılması yerine geri kazanımı hem enerji tasarrufu hem de kaynak korunumu açısından büyük önem taşımaktadır.

Artan nüfusla birlikte gıda arzının sağlanması için gübreye ihtiyacı giderek artırmaktadır. Gübrenin temel bileşenlerinden olan fosfatın ana kaynağı kayaçlardır ve bu kayaçların 21. yüzyılın sonlarına doğru tükeneceği tahmin edilmektedir (Zou vd., 2017). Fosfatın kısıtlı bir kaynak olması yeni yaklaşımlara ihtiyacı artırmaktadır. Atıksularda bulunan azot ve fosforu uzaklaştırmak için büyük miktarlarda enerji ve kimyasal gerekmektedir (Elser ve Bennett, 2011). Fosfor kıtlığı sorununun üstesinden gelinmesi için atıksulardan nütrient geri kazanımı yeni bir fosfor kaynağı oluşturmaktadır. Atıksularda bulunan nütrientlerin geri kazanımının giderimine kıyasla gıda arzını sağlamak için gübre üretimi, arıtımda oluşacak çamurun azaltılması, daha düşük çevresel ayak izi ve doğal kaynakların tüketiminin azaltılması gibi avantajlara sahip olacaktır (Zhang vd., 2017).

Ters ozmoz (RO) ve NF gibi basınç tahrikli sistemler üçüncül arıtım için kullanılırken, mikrofiltrasyon (MF) ve ultrafiltrasyon (UF) aerobik ve anaerobik sistemlerle birlikte kullanılabilmektedir. Son yıllarda nütrient ve organik madde geri kazanımında filtrasyon sürecinin doğal ozmotik basınçla gerçekleşmesi ile hem enerji tüketiminin ve hem de organik tıkanma eğiliminin daha düşük olması gibi avantajları nedeniyle FO prosesi oldukça dikkat çekmekte ve uygulama alanı bulmaktadır (Cath vd., 2006). FO prosesinin en önemli avantajı konsantresinden (besleme çözeltisi) düşük enerji ile nütrient geri kazanımı ve organik maddelerin giderilmesidir. Sistemde basınç uygulanmadığından gerek organik maddelerin ve gerekse inorganik çökeleklerin neden olacağı tıkanma RO prosesine göre çok daha düşüktür. Çekme çözeltisi konsantre tuz (bazen organik madde de kullanılmaktadır) içerdiğinden çekme çözeltisinden su geri kazanımı ve çekme çözeltisinin tekrar konsantre edilmesi için FO prosesinin ardından NF prosesi uygulamasına gereksinim oluşmaktadır. Dolayısıyla FO prosesi NF prosesinden önce mükemmel bir ön arıtım basamağı olarak da nitelendirilebilir.

1.2. Tezin Amacı ve Motivasyonu

Ozmotik basınca dayalı FO prosesi, evsel atıksulardan besin maddelerini konsantre etmede ve NF sistemi ile su geri kazanımında düşük maliyet ve membran kirlenme sorununun az olması nedeniyle iyi bir yaklaşım olarak görülmektedir (Hafiz vd., 2019). Bu tezin konusu FO yöntemiyle evsel atıksuların, farklı çekme çözeltileri ve çekme çözeltilerinin farklı konsantrasyonları ile nütrient geri kazanım performansının araştırılması ve NF öncesi ön arıtım olarak kullanıldığında su geri kazanım performansının araştırılmasıdır. Evsel atıksulardan enerji, nütrient ve su geri kazanımı hedefiyle etkin olan hibrit bir arıtma sistemi, DSMF ve AnFSMBR bileşenleriyle ilk kez denenmiştir. Bu hibrit sistemden sonra, konsantre edilen nütrientlerin geri kazanımı için düşük enerji tüketimine sahip FO sistemi uygulaması gerçekleştirilmiştir. Böyle bir hibrit sistem uygulaması ve ardından FO sistemiyle nütrient geri kazanımı, tezin özgünlüğü olarak sunulmaktadır.

Bu tez 5 bölümden oluşmaktadır. Birinci bölümde konu ile ilgili giriş ve tezin amaç ve motivasyonu verilmiştir. İkinci bölümde konu ile ilgili literatür araştırması yapılmıştır. Üçüncü bölümde, tez çalışmalarında kullanılan materyal, yöntem ve deneysel prosedürler açıklanmıştır. Dördüncü bölümde ise deneysel çalışmalardan elde edilen

sonuçlar verilmiş, literatürdeki çalışmalar ile tartışılmıştır. Beşinci bölümde sonuçlar ve öneriler kısmı yer almaktadır.

2. BÖLÜM
LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1. Giriş

Avrupa Birliği'nin 2010 yılında hazırladığı su kıtlığı ve kuraklık raporu, iklim değişikliği ve artan nüfus nedeniyle su kıtlığının gelecekte daha şiddetli ve daha sık olabileceğini vurgulamaktadır. Raporda, Avrupa nüfusunun en az %11'inin ve topraklarının %17'sinin bugüne kadar su kıtlığından etkilendiği belirtilmektedir. Bu bağlamda, arıtılmış atıksuların alternatif bir su kaynağı olarak kullanılmasının potansiyel rolü uluslararası stratejilerde kabul görmüştür. Ayrıca, Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri'nin 6. maddesi olan herkes için kullanılabilir ve sürdürülebilir su yönetimi ve sağlık yönetimi sağlanması hedefine göre, özellikle atıksuyun yeniden kullanımında 2030 yılına kadar önemli bir artış hedeflenmektedir (European Commission, 2010). Bu nedenle, kısıtlı su kaynaklarına alternatif olarak atıksulardan yeniden kullanılabilir su elde edilmesini sağlayan yenilikçi arıtma proseslerinin geliştirilmesi büyük önem taşımaktadır.

Konvansiyonel evsel atıksu arıtma proseslerinde, atıksuların toplanması ve tesise iletilmesi, fiziksel ve kimyasal arıtma, biyolojik arıtma, çamur arıtma ve deşarj gibi temel aşamalar önemli miktarda enerji gerektirir (Gu vd., 2016). Geleneksel bir atıksu arıtma tesisinde, işletme maliyetlerinin %25-40'ı proseslerdeki enerji tüketiminden kaynaklanırken (Panepinto vd., 2016), kullanılan enerjinin %75'i havalandırma işlemi için harcanmaktadır. Ayrıca, nitrifikasyon sürecinde organik madde parçalanması için de benzer miktarda oksijen ve enerji tüketildiği belirtilmektedir (Luo vd., 2019). Atıksu içeriğindeki organik madde ve besin maddelerinin arıtılarak uzaklaştırılması yerine geri kazanılması hem enerji tasarrufu hem de kaynak korunumu açısından büyük önem taşımaktadır.

Ülkemizde mevcut arıtma tesislerinin sayısının oldukça fazla olması ve bu tesislerin %76,1'inin yüksek miktarda enerji gereksinimi olan ileri arıtma tesisleri olması, bu süreçler için enerji, besin ve organik geri kazanım odaklı alternatif proseslere yönelik araştırmalara olan ihtiyacı açıkça ortaya koymaktadır.

2.2. Nütrient Geri Kazanımı

Nüfusun artışı ile gıda ihtiyacının ve güvenliğinin sağlanması için kimyasal gübreye olan ihtiyaç her yıl giderek artmaktadır. Aslında azot yenilenebilir bir kaynaktır. Doğada azot, amonyum iyonu (NH_4^+), azot gazı (N_2), organik azot bileşikleri (aminoasitler ve nükleik asitler), azot oksitler (NO_3^-, NO_2^-, NO ve N_2O) gibi farklı bileşikler halinde bulunur. N_2 atmosferde bol olmasına rağmen, kara ve deniz ekosistemlerinde çok az organizma bu reaktif olmayan moleküler azottan faydalanabilir. Azot fiksasyon prokaryotları (örneğin Azotobacter, Klebsiella ve Rhizobium) reaktif olmayan atmosferik N_2'yi biyolojik azot fiksasyonu yoluyla reaktif amonyum bileşiklerine dönüştürür (Rascio ve La Rocca, 2013). Fosfor ise azotun aksine doğada sınırlıdır ve P_2O_5 formunda fosfat kayaçlarında bulunur. Doğal olarak oluşan reaktif nitrojenin çoğu (ABD'de 6,5 Tg (teragram) N/yıl (USEPA, 2011)) ve küresel olarak 100-300 Tg N/yıl (Fields, 2004)) yıldırımdan (%2) ve biyolojik fiksasyondan (%98) gelir. Ancak nitrojenin doğal fiksasyonu artan dünya nüfusunun gıda ve enerji talebini karşılamada yetersiz kalmaktadır (UN, 1996). Bu nedenle reaktif nitrojenin antropojenik üretimi artan bir eğilim göstermektedir (Galloway vd., 2004). 2033 yılına kadar küresel ticari fosfor üretiminin zirve yapacağı ve 50 ile 100 yıl arasında bir süre içerisinde ise fosfor rezervlerinin tükeneceği tahmin edilmekte olup, alternatif sürdürülebilir nütrient kaynaklarının değerlendirilmesi gerekmektedir (Van Vuuren vd., 2010).

Tarımsal faaliyetlerde azotlu gübrelerin kullanımı sucul ortamlardaki azot kirliliğinin en temel sebeplerindendir. Bunun yanında üre, depolama sahalarının sızıntı suları ve anaerobik çürütücü çamurunun susuzlaştırılması prosesi sonucu oluşan sıvı faz, yüksek azot konsantrasyonları içermektedir. Konvansiyonel arıtma tesislerinde azot kirleticisini zararsız olan azot gazına dönüştürmek için genellikle nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri kullanılmaktadır. Ancak, nitrifikasyon için havalandırma gereksinimi, denitrifikasyon için elektron verici gereksinimi, nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinin enerji gereksinimini ve arıtma maliyetini önemli miktarda artırmaktadır. Bunun yanında

biyolojik arıtma proseslerinde nütrient giderim verimi çamur bekletme süresi (SRT), hidrolik bekletme süresi (HRT), pH ve alkalinite gibi birçok parametrenin optimizasyonuna bağlıdır (Zuthi vd., 2013). Fosfor da azot gibi, yaşayan organizmalar için önemli bir element iken aynı zamanda sucul ortamlar için de önemli bir kirleticidir. Fosforun canlılar için önemli olan formu fosfattır (PO_4). Fosfat, nükleik asitlerin fosfolipidlerin ve ATP/ADP'nin bileşenidir ve canlı hücrelerin büyümesi için gereklidir. Fosfor, atıksulardan çöktürme, adsorpsiyon ve/veya biyolojik prosesler yoluyla giderilebilir. Biyolojik proseslerde çok az miktarda fosfor, hücre sentezinde kullanılır. Bu nedenle fosforun atıksudan uzaklaştırılması büyük ölçüde biyolojik arıtma proseslerinin iyileştirilmesini ve kimyasal arıtma uygulanmasını gerektirir. Ayrıca, fosfatın çökeltme ve adsorpsiyon ile giderilmesinde uygun pH değerlerini ve demir veya kalsiyum gibi iyonların ortamda uygun konsantrasyonda bulunması gibi proses işletim gereksinimleri vardır (Zuthi vd., 2013). Hâlbuki atıksu içeriğindeki nütrientlerin giderimi yerine çeşitli prosesler kullanılarak geri kazanımı ile hem atıksuların sucul ortamlardaki yaratacağı olası çevresel etkiler engellenmiş hem de doğal kaynakların korunması sağlanarak sürdürülebilir kaynak kullanımında önemli bir adım atılmış olur.

Atıksudan azot ve fosforun geri kazanılması için kimyasal çökeltme, kristalleştirme, adsorpsiyon ve iyon değişim prosesleri, membran prosesler, elektrokimyasal prosesler ve biyolojik prosesler gibi birçok yöntem geliştirilmiştir (Hutnik vd., 2013). Evsel atıksuların içeriğinde nütrient haricinde ağır metaller, metaloidler, pestisitler, farmasötikler, kişisel bakım ürünleri, nanomalzemeler, perflorlu bileşikler, hormonlar ve patajonler gibi birçok kirletici bulunmaktadır. Bu kirleticiler neticesinde atıksuların arıtılmadan tarımsal faaliyetlerde kullanılması insan sağlığı açısından sakıncalar doğurmaktadır. Bu yüzden atıksulardaki fosforun gübre güvenli bir şekilde kullanılabilmesi için diğer istenmeyen kirleticilerin giderildiği geri kazanım prosesleri gerekmektedir (Melia vd., 2017).

Nütrient geri kazanımında karşılaşılan genel problemler saflığı düşük ürünler oluşması, yüksek maliyetler ve karmaşık işletim sistemleri olmasıdır. Ancak kristalizasyonla daha yüksek saflıkta bir geri kazanım oranına sahip, ekonomik ve çevresel riskleri de en aza indirgeyen bir yaklaşımdır (Dai vd., 2016). Kalsiyum fosfat (Ca-P) ve strüvit ($MgNH_4PO_46H_2O$-MAP) olmak üzere iki temel kristalizasyon prosesi bulunmaktadır (Denklem 1 ve 2):

$$3Ca^{+2} + 2PO_4^{-2} \rightarrow Ca_3(PO_4)_2 \quad (1)$$

Alkali pH gerektiren strüvit (NH_4MgPO_4) çöktürmesi stokiometrik olarak amonyum, fosfor ve magnezyum (Mg) miktarlarına bağlıdır.

$$Mg^{+2} + HnPO_4^{-3n} + NH_4^{+} + 6H_2O \rightarrow MgNH_4PO_4.6H_2O\downarrow + nH \quad (2)$$

n=1,2,3 vb. çözelti pH'ına bağlıdır.

Genellikle atıksuda amonyum azotunun geri kazanılmasında fosfor miktarı yetersizdir (Nancharaiah vd., 2016). Fosfat ve amonyum iyonlarının farklı pH değerlerinde hidrolize olabileceği ve strüvit çökelimini etkileyebileceği bilinmektedir.

2.3. Su Geri Kazanımı

İklim değişikliği, artan kentleşme ve nüfus mevcut su kullanımını artırmakta ve aşırı su tüketimi nedeniyle yakın gelecekte dünya nüfusunun bir bölümünün su stresi yaşayacağı öngörülmektedir. Türkiye'de ise kişi başına düşen yıllık kullanılabilir su miktarı yaklaşık olarak 1500 m^3 civarındadır ve bu miktarın 2030 yılında 1120 m^3 olacağı tahmin edilmektedir. Su fakirliği sınırı 1000 m^3 düşünülürse, ülkemizde bulunan atıksu arıtma tesislerinin geri kazanım tesislerine dönüştürülmesi ve sıfır deşarj yaklaşımıyla atıksu yönetimi için araştırmaların yapılması gerekmektedir. Bununla birlikte içeriğinde bulunan kirleticiler arıtılmış atıksuların yüzey sularına deşarjı, kullanım amaçlı yüzey sularını olumsuz yönde etkileyebileceği için kısıtlanmaktadır. Bu yüzden temiz suya erişim sorununu sürdürülebilir bir şekilde ele almak için atıksu yönetiminde, atıksuyun yenilenebilir bir kaynak olarak değerlendirilmesi ve kaynak ve enerji geri kazanım imkanı sağlayan arıtma sistemleri ile birlikte kullanımı konusunda araştırmalar artarak devam etmektedir (Guest vd., 2009). Atıksudan yeniden kullanılabilir su eldesinde yaygın olarak kullanılan RO sistemleri tuzlu bileşiklerin, çözünmüş katı madde, kolloidal madde ve hatta virüslerin atıksudan yüksek oranlarda uzaklaştırılmasını sağlamaktadır. Ancak bu proseste yaşanan en önemli sorun yüksek enerji tüketimi ve membranlarda oluşan tıkanmadır (Shenvi vd., 2015). Sürücü kuvveti, konsantrasyon farkı yani doğal ozmotik basınç olan FO prosesi ise, yüksek basınçla çalışan membran proseslere kıyasla daha düşük enerji ihtiyacı ve sadece fiziksel yıkama uygulanarak daha yüksek su geri kazanım oranı ve daha düşük membran tıkanma

eğilimi göstermektedir (Phuntsho S vd., 2013). Bu prosesin en önemli dezavantajı olarak görülen ters tuz difüzyonu, özellikle nütrient geri kazanımında çekme çözeltisi olarak Mg katyonlarının kullanılmasıyla strüvit çökeltme potansiyelini yükselterek faydaya dönüştürülebilmektedir (Xie vd., 2016). Özellikle anaerobik proseslerden çıkan arıtılmış ve nütrient bakımından zengin içeriğe sahip olan atıksulardan, nütrient ve su geri kazanımında RO ve/veya FO gibi yüksek tuz itme kapasitesine sahip membran prosesler tercih edilmektedir (Adam vd., 2018). Holloway vd. (2007) atıksu arıtma tesisi anaerobik çürütücüden çıkan arıtılmış atıksudan, FO/RO hibrit sistemi ile optimum su geri kazanım oranının %70 olduğunu belirlemiş ve hidrate olmuş fosfatın molekül çapı çok daha büyük olduğu için %99'un üzerinde fosfat geri kazanırken amonyumda bu oranın %84-92 aralığında değiştiği gözlemlenmiştir. Bir diğer çalışmada ise üreden nütrient ve su geri kazanımını hedefleyen RO prosesi uygulanarak pozitif yüklü amonyumun tutulmasının, yüksüz olan amonyaktan daha iyi olması nedeni ile amonyum geri kazanım performansının büyük oranda pH değerine bağlı olduğunu bildirilmiştir (Maurer vd., 2006). Sistem hidrodinamik koşullarının geri kazanım performansında oldukça etkin olması nedeniyle, bu kapsamda yapılacak çalışmalarda sistemin işletim parametrelerinin yanı sıra, pH, giriş konsantrasyonu vb. konularında detaylı olarak incelenerek optimizasyonuna yönelik araştırmalar yapılmasına ihtiyaç açıktır.

2.4. İleri Osmoz Prosesi

Çözeltilerin her iki tarafındaki ozmotik basıncının neden olduğu yüksek derecede seçici bir zardan suyun çekilmesine osmoz denir. Osmoz basıncı, katmanın her iki tarafında biriken konsantrasyon farklılığından kaynaklanır. Günümüzde osmoz sadece su arıtma ve gıda işlemenin yanı sıra enerji üretimi gibi alanlarda da kullanılmaktadır (Cath vd., 2006). Osmoz süreci doğanın en önemli süreçlerinden biridir. Düşük konsantrasyonlu bir tuzlu su çözeltisi, yüksek konsantrasyonlu bir tuzlu su çözeltisine geçme eğiliminde olduğunda, osmoz işlemi gerçekleşir.

FO membranı, değişik konsantrasyonlardaki iki çözelti arasında seçici bir katman görevi görmektedir. Sonuç olarak, su akışı düşük konsantrasyonlu çözeltiden yüksek konsantrasyonlu çözeltiye doğru olacaktır. Yüksek konsantrasyonlu çözelti seyrelecek

ve düşük konsantrasyonlu çözelti ise konsantre hale gelecektir. FO prosesi ilerledikçe çözeltiler arasındaki konsantrasyon farkı azalır (Zhangh, 2017).

FO prosesinin başlıca avantajları, düşük kirlenme eğilimi, düşük hidrolik basınç nedeniyle düşük kalıcı kirlenme etkisi, yüksek kirletici giderme kapasitesi, besleme çözümlerinin geniş yelpazesi, düşük enerji gereksinimleri ve düşük tasarım maliyetleri olarak sıralanabilir. Basınç tahrikli membran proseslerinde, basıncın etkisi altında kirleticiler membran üzerinde birikerek membran yüzeyinde bir sıkışma meydana getirecektir. Bu nedenle membran tıkanma problemi FO sistemlerinde diğer hidrolik basıncın etkili olduğu membran sistemlere oranla daha az olduğu bilinmektedir. FO prosesinde oluşan tek basınç membran modülündeki akış direncinden kaynaklanmaktadır. Çekme çözeltisinin tekrar konsantre edilmesi ise FO prosesinin en büyük dezavantajıdır. FO, NF ve RO proseslerinin hibrit şekilde kullanılmasıyla bu dezavantaj ortadan kaldırılmaktadır. Çekme çözeltisi olarak deniz suyunun kullanılabileceği uygulamalar da daha etkin bir şekilde kullanılabilirse çekme çözeltisi maliyetlerinin de azalması gibi avantajlar da sağlayacaktır (Holloway vd., 2007; Mi vd., 2008; Tan vd., 2008; Wang vd., 2007; McCutcheon vd., 2005).

2.5. İleri Osmoz, Nanofiltrasyon ve Ters Osmoz Prosesi

RO, endüstriyel alanda özellikle deniz suyu arıtımında yaygın olarak kullanılan bir prosestir. RO prosesinde ozmotik basınçtan daha yüksek bir hidrolik basınç uygulanarak yarı geçirgen membrandan tuzlu sudan tatlı su eldesi sağlanabilmektedir. Giderim ve geri kazanım oranları yüksek olmasına rağmen RO prosesinin dezavantajları da vardır. Yüksek membran tıkanma potansiyeli yüzünden membran ömrü kısa olmaktadır. Bu yüzden membran tıkanmasının önlenmesi amacıyla membran kullanımının öncesi ve sonrasında fiziksel veya kimyasal işlemler kaçınılmaz olmaktadır. Bu gibi dezavantajlar prosesin işletimini zorlaştırmakta ve maliyetini de artırmaktadır. Bunun yanında yüksek hidrolik basınca dayanıklı çalışma sistemi ve basıncı sağlamak için gereken yüksek enerji gereksinimi de RO prosesini uygulama ve ekonomik açıdan diğer sistemlere dezavantajlarını artırmaktadır (Kim vd., 2009).

FO prosesinde ise RO prosesinden farklı olarak yarı geçirgen membrandan çözünmüş maddeleri ayırmak için hidrolik basınç yerine osmotik basınç kullanılmaktadır. Membranın iki tarafındaki yer alan besleme çözeltisi ve çekme çözeltisinde akış

ozmotik basıncı düşük olan besleme çözeltisinden ozmotik basıncı yüksek olan çekme çözeltisine doğru olacaktır. Bu proseste RO prosesindeki gibi yüksek hidrolik basınç gerekmediği için yüksek enerji gereksinimi de olmamaktadır (Linares vd., 2014). FO prosesinin temel avantajları yüksek reddetme, yüksek ozmotik basınç ve düşük enerji gereksinimidir. Artan enerji maliyetleri ve enerjiyi sağlamak için sınırlı kaynaklar göz önünde bulundurulduğunda FO prosesinin düşük enerji tüketimi bu sistemi cazip kılmaktadır (McGinnis ve Elimelech, 2007; Zhao vd., 2012). FO prosesinin diğer bir avantajı ise düşük membran tıkanmasıdır (Mi ve Elimelech, 2010). Düşük membran tıkanması daha uzun membran ömrü ve daha az akı kaybı sağlamaktadır. Kirletici madde tutumunda da FO prosesinin performansı yüksektir (Cath vd., 2006).

NF prosesi, UF ve RO arasında konumlanmaktadır. Nanofiltrasyon prosesleri, transmembran basınç açısından ultrafiltrasyon ile ters ozmoz arasında orta noktada yer alır. Ters ozmoz işlemlerine kıyasla daha düşük transmembran basınçları gerektirir, genellikle 3 ila 20 bar aralığında değişir. Bu özellik, nanofiltrasyonun daha düşük konsantrasyonlarda, daha büyük moleküllerde veya çok değerli iyonların ayrılmasında etkili olduğunu gösterir.Nanofiltrasyon membranlarının nominal moleküler ağırlık sınırı (MWCO), genellikle 100 ila 1000 dalton arasında değişir. Bu, nanofiltrasyonun tuzlar gibi daha büyük moleküllerin ayrılması için uygun olduğunu gösterir. Nanofiltrasyon membranlarının tipik gözenek boyutu aralığı ise genellikle 0,5 nm ila 5 nm arasında değişmektedir. Bu gözenek boyutu, suyun ve daha küçük moleküllerin geçişine izin verirken, daha büyük moleküllerin ve iyonların tutulmasına yardımcı olur (Koltuniewicz ve Drioli, 2008; ,Mulder, 2012; Schäfer vd., 2005).

2.6. İleri Osmoz Prosesi ile Su ve Nütrient Geri Kazanım Uygulamaları

Holloway vd. (2007), FO/RO kullanımının fizibilitesini değerlendirmek, RO öncesi ön arıtım olarak FO prosesi kullanılmasının avantajlarını ve sınırlarını belirlemek, çeşitli çalışma koşullarında FO prosesinin performansını değerlendirmek ve FO prosesinin performansı ile RO prosesinin performanslarını karşılaştırmayı amaçlamışlardır. Deneylerde selüloz triasetat FO membranı ve çekme çözeltisi olarak NaCl kullanılmıştır. Deneyler sonucunda %82,9 amonyak, %91,6 toplam Kjeldahl nitrojeni ve %99,8 ortofosfat besin reddi elde edilmiştir. Laboratuvar ölçekli FO değerlendirmesinden, FO'nun hem ham hem de ön işleme tabi tutulmuş konsantreyi

konsantre edebildiği ve ilgili besin maddelerinin yüksek oranda reddedilmesini sağlayabildiği gösterilmiştir. FO geniş bir çekme çözeltisi aralığında beslemenin konsantre edilmesinde etkili olmuştur ve daha yüksek çekme çözeltisi konsantrasyonlarında daha yüksek akılar elde edilmiştir. Kombine FO/RO prosesi 50 saat boyunca proses performansını korudu. Kombine FO ve RO modellemesinden elde edilen sonuçlar, RO prosesinde güce ihtiyaç duyulurken FO prosesinde membran alanına ihtiyaç duyulduğu göstermiştir.

Hou vd. (2017), tarafından yapılan çalışmada besin (N, P) geri kazanımı için anaerobik osmotik membran biyoreaktörüne mikrobiyal geri kazanım hücresi dahil ederek entegre bir anaerobik osmotik membran biyoreaktör sistemi geliştirmişlerdir. Deneylerinde selüloz triasetat FO membranı kullanılmıştır. Bir mikrobiyal elektrokimyasal ünitenin anaerobik bir ozmotik membran biyoreaktörüne dahil edilmesiyle sistem, düşük çözünmüş metan ile yüksek atık su kalitesini korurken biyogaz, nitrojen ve fosforu geri kazandığını göstermektedir. Mikrobiyal geri kazanım hücresi – anaerobik osmotik membran biyoreaktör sistemi yüksek organik (>%93) ve fosfor giderimi (>%99) göstermiştir ve atıksudaki KOİ değeri 20 mg/L'nin tespit etmişlerdir. Ayrıca reaktör, giriş suyundan %65'e kadar PO_4^{-3} ve %45'e kadar NH_4^{+}'yı etkili bir şekilde geri kazanmıştır.

Qiu vd. (2015) yaptıkları çalışmada, evsel nitelikli atıksulardan fosfor geri kazanımı için hibrit bir mikrofiltrasyon-ileri osmoz membran biyoreaktörü geliştirmişlerdir. Proseste FO membranı ve mikrofiltrasyon membranı bir biyoreaktörde paralel olarak çalıştırılmıştır. FO membranı besin maddelerini (PO_4^{-3}, Ca^{+2}, Mg^{+2} vb.) tutarak, besin maddelerinin biyoreaktörde zenginleşmesine neden olmuştur. Besinler daha sonra MF membranı yoluyla ekstrakte edilmiştir. Daha sonra fosfor, harici kalsiyum veya magnezyum kaynağı eklenmeden çökeltme yoluyla besinlerle zenginleştirilmiş MF süzüntüsünden geri kazanmıştır. Deniz suyu tuzlu suyunun çekme çözeltisi (DS) olarak kullanılması sistemin bir başka yeni yönüdür. İşlem, toplam organik karbonun %90'ının ve NH_4^{+}–N'nin %99'unun reddedilmesini sağlamıştır. Fosfat fosforun (PO_4^{-3}–P) %97,9'u FO membranı tarafından reddedilmiş ve biyoreaktör içinde zenginleştirilmiştir. pH 9,0'da %90'dan fazla fosfor geri kazanımı sağlanmıştır. Çökeltiler ağırlıklı olarak %11,1-13,3 fosfor içeriğine sahip amorf kalsiyum fosfattan oluşmaktadır.

Kwon vd. (2021), atıksu arıtımı için FO-membran distilasyon (MD) işlemi, anaerobik akışkan yataklı biyoreaktör (AFBR) ile entegre etmişlerdir. Bu proses ile NH_4^+–N gibi besin maddelerinin uzaklaştırma verimliliği artırılmıştır. MD işlemi FO prosesinde seyrelen çekme çözeltisini geri kazanmak için kullanılmıştır. Çekme çözeltisi olarak 1 M NaCl kullanılmıştır. Yaklaşık %80 NH_4^+–N giderimi sağlanırken fosforun %99 fosfor giderimi sağlanmıştır. Ters tuz akısı çekme çözeltisinde NH_4^+–N birikimine neden olmuştur. Ters tuz akışı, işletme süresi boyunca KOİ giderme verimliliği, iletkenlik ve metan üretimi açısından biyoreaktörün performansı üzerinde olumsuz bir etki göstermemiştir. FO membranı üzerinde kirlenme tabakasının birikmesi de gözlenmiş olmasına rağmen MD membranı üzerindeki kirlenme fazla olmamıştır.

Singh vd. (2019) yaptıkları çalışmada, FO membran ve çekme çözeltisi olarak 2M $MgCl_2$ kullanarak çapraz akış hızı, su geri kazanımı, organik maddelerin, besin maddelerinin reddi ve membran kirlenmesi üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Yüksek çekme çözeltisi konsantrasyonu ve çapraz akış hızı su geri kazanımını artırmıştır. Deneylerde suyun (%57), fosfatın (%75), amonyağın (%66) ve organiklerin (%73) geri kazanılmasıyla 5,3 L/m^2.saat'lik akı elde edilmiştir. Membran kirlenmesi zeta potansiyeli ve ATR-FTIR analizi ile doğrulanmıştır. Performansı eski haline getirmek için her 24 saatlik döngüden sonra membran temizliği yapılmıştır. Sonuçlar, $MgCl_2$ ile FO ile kanalizasyon konsantrasyonunun su ve besinlerin geri kazanımı için umut verici olduğunu göstermektedir.

Wang vd. (2016), evsel nitelikli atıksuyu konsantre etmek için spiral sarımlı membran modülü kullanan pilot ölçekli bir FO sistemiyle çalışmışlardır. 5 farklı konsantrasyon faktöründe uzun süreli çalışma sırasında, ortalama 6 LMH'lik akı elde edilmiş olup, KOİ %99,8 ± 0,6'sı ve toplam fosforun %99,7 ± 0,5'i, amonyumun %48,1 ± 10,5'i ve toplam nitrojenin %67,8 ± 7,3 reddedilmiştir.

Schneider vd. (2019), anaerobik çürütme sularının arıtımı için yeni bir biyomimetik FO düz levha membranın membran performansını değerlendirmişlerdir. Atıksu olarak 8 farklı gerçek ve sentetik atıksu kullanılmıştır. Yapılan çalışmada FO membran performansı, elde edilen metan verimi, kirlenmenin boyutu ve niteliği araştırılmıştır. Sonuç olarak, %96,95 toplam amonyak nitrojeni, %95,87 toplam Kjeldahl nitrojeni ve %99,83 toplam fosfor reddi olmuştur. Bununla birlikte, besleme özellikleri ile metan

verimi ve kirlenme potansiyeli arasında doğrudan bir korelasyon bulunamamıştır; bu, akı ile metan üretimi arasında doğal bir dengenin olmadığını göstermektedir.

Nguyen vd. (2013) yaptıkları çalışmada, FO susuzlaştırma performansını değerlendirmek için evsel nitelikli atıksu çamuruna farklı besin konsantrasyonları ekleyerek sentetik çamur besleme çözeltisi olarak kullanılmıştır. Sonuç olarak, çamur konsantrasyonunun, 150 mL/dk akış hızı ile 3000 ve 8000 mg/L başlangıç çamur konsantrasyonundan 28 saat sonra 21.511 ve 28.500 mg/L'ye ulaştığını göstermiştir. NH4+-N'nin yaklaşık %96'sı, PO4-3-P'nin %98'i ve çözünmüş organik karbonun %99'u giderilmiştir.

Volpin vd. (2019), gerçek seyreltilmiş idrarı konsantre etmek için FO çekme çözeltisi (DS) olarak ticari bir gübre karışımı kullanmıştır. Konsantrasyon sırasında idrardaki üre, gübreye yayılırken geri kazanmıştır. Ek olarak konsantre PO4-3, çekme çözeltisinden struvit olarak geri kazanılmıştır. %50 konsantre idrarla, ilave Mg+2 eklenmeden %93 fosfor geri kazanımı elde edildi. Eş zamanlı olarak seyreltilmiş gübre çekme çözeltisinden azotun %50'si geri kazanıldı.

Hafiz vd. (2019) çalışmalarında, doğrudan sulama amacıyla kullanılabilecek bir gübreleme çözeltisinin temini için FO ve RO süreçlerini birleştiren hibrit bir sistemin uygulanmasını araştırmışlardır. FO prosesinde besleme solüsyonu kanalizasyon atıksuyu ile arıtılmış ve iki farklı çekme solüsyonu araştırılmıştır. Seyrelen çekme çözeltisini geri kazanmak için RO prosesi kullanılmıştır. İleri osmoz prosesinde en yüksek membran akısının 13,2 LMH olduğu tespit edilmiştir. FO prosesi toplam fosfor ve amonyum için sırasıyla %99 ve %97 olan yüksek ret oranlarına ulaşılmıştır. RO prosesi ile %99 toplam tuz reddi oranına ulaşılmıştır. Çekme çözeltisinin rejenerasyonu için SW30HR ve BW30LE membranları kullanılmıştır. Tablo 1’de FO prosesi ile yapılan bazı uygulamalar verilmiştir.

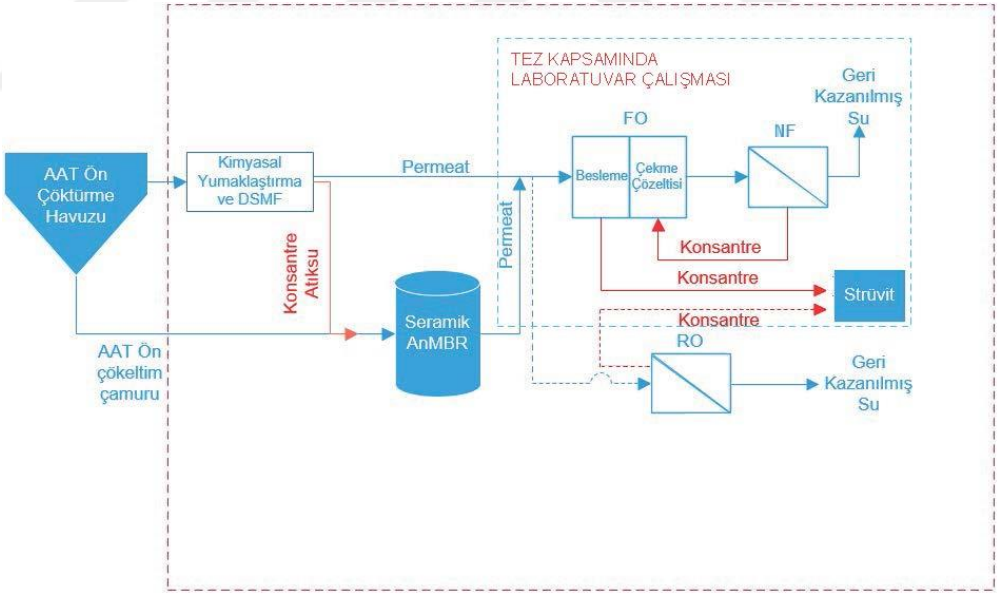
Tablo 1. Literatürdeki Bazı Uygulamalar

Membran	Besleme	Çekme Çözeltisi	Sonuç	Referans
CTA-FO	Anaerobik Çürütücü Konsantresi	NaCl	Amonyak, toplam kjeldahl nitrojeni (TKN) ve ortofosfatın sırasıyla %82,9, %91,6 ve %99,8 oranında reddedilmesi	Holloway vd. (2007)
CTA-FO	Sentetik Atıksu	0,5 M NaCl	Yüksek organik (>%93) ve fosfor giderimi (>%99) ve %65'e kadar PO_4^{-3} ve %45'e kadar NH_4^{+}'yı geri kazanmı	Hou vd. (2017)
CTA-FO	Evsel Atıksu	Deniz Suyu	PO_4^{-3}-P'nin %97,9 reddedilmesi	Qiu vd. (2015)
Flat Sheet-FO	Atıksu	NaCl	%80 NH_4^{+}–N giderimi ve fosforun %99 fosfor giderimi	Kwon vd. (2021),
TFC-FO	Kanalizasyon Atıksuyu	MgCl2	Suyun (%57), fosfatın (%75), amonyak (%66) ve organiklerin (%73) geri kazanılması	Singh vd. (2019)
CTA-FO	Evsel Atıksu	NaCl	Toplam fosfor, amonyum ve toplam nitrojenin (TN) sırasıyla %(99,7 ± 0,5), %(48,1 ± 10,5) ve (67,8 ± 7,3)% reddedilmesi.	Wang vd. (2016)
TFC-FO	Gerçek ve Sentetik Atıksu	MgCl2	Toplam amonyak nitrojeni (TAN), toplam Kjeldahl nitrojeni (TKN) ve toplam fosforun (TP) sırasıyla %96,95, %95,87 ve %99,83'e kadar reddedilmesi	Schneider vd. (2019)
CTA-FO	Aat Aktif Çamur	NaCl	NH_4^{+}-N'nin yaklaşık %96'sı, PO_4^{-3}-P'nin %98'i ve çözünmüş organik karbonun %99'u giderildi	Nguyen vd. (2013)
TFC PA	Gerçek Seyreltilmiş İdrar	Magnezyum nitrat hekzahidrat ve ticari gübre	P ve N'nin sırasıyla %99 ve %40-65 geri kazanımı	Volpin vd. (2019)
TFC-FO	Ön Arıtılmış Evsel Atıksu	NaCl	Toplam fosfor ve amonyum için sırasıyla %99 ve %97 reddetme oranları	Hafiz vd. (2019)

3. BÖLÜM

MATERYAL VE YÖNTEM

Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi (KAAT) ön çöktürme havuzu çıkışından alınan örnekler yumaklaştırma+doğrudan seramik mikrofiltrasyon (DSMF) sistemi ile ön-konsantre edilerek, KAAT ön çöktürme havuzu çamuru ile birleştirilip anaerobik akışkan yataklı seramik membran biyoreaktöre (AnFSMBR) beslenmiştir. Yumaklaştırma+DSMF ve AnFSMBR proseslerinin permeatları FO+NF prosesine verilerek bu iki prosesin nütrient ve su geri kazanım performanslarının kıyaslanması amaçlanmıştır.



Şekil 1. Deneysel Çalışmalarda Uygulanan Proses Akım Şeması

3.1. Atıksu Karakterizasyonu

FO prosesi, DSMF (%80) ve AnFSMBR (%20) sistemlerinden elde edilen permeatlar ile hazırlanan karışım ile beslenmiştir. Besleme suyu örneklerini karakterizasyonu yapılmıştır ve elde edilen değerler Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. DSMF (%80) ve AnFSMBR (%20) Permeatları ile Hazırlanan Besleme Karekterizasyonu

Parametreler	**Besleme**
pH	7,9±0,3
İletkenlik (mS/cm)	1,7±0,2
KOİ (mg/L)	59±9
PO4-3 (mg/L)	12,5±2,6
Cl- (mg/L)	168±29
Mg+2 (mg/L)	15±3
Na+ (mg/L)	150±13

3.2. Membranlar

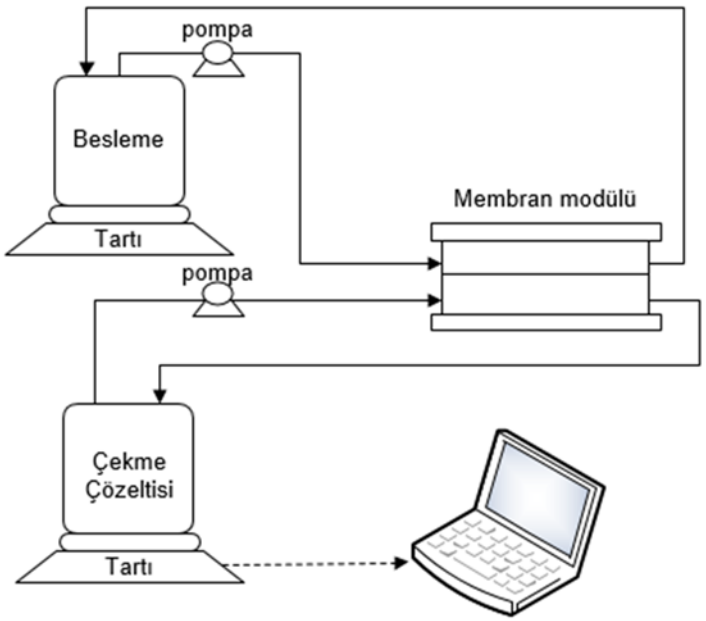
FO prosesinde yaygın olarak kullanılan selüloz triasetat (CTA, Sterlitech, USA) membranı ve NF prosesi için ise %96 $MgSO_4$ giderimine sahip NF membranı tercih edilmiştir. Kullanılan membranların özellikleri Tablo 3'de verilmiştir.

Tablo 3. Deneylerde Kullanılan Membranların Özellikleri

Özellikler	**FO**	**NF**
Membran Kodu	CTA	NF270
Membran Türü	Selüloz	Poliamid-TFC
Üretici	Sterlitech	DOW
pH Aralığı	3-7	2-10
Tuzluluk Giderimi (%)	-	96
MWCO	-	

3.3. Deneysel Çalışmalar

FO deneyleri, laboratuvar ölçekli 60 cm^2 aktif membran alanı olan FO modülüne bağlanmış olan iki su tankına peristaltik pompa yardımıyla birinden çekme çözeltisi, diğerinden de besleme çözeltisi yaklaşık 1L/dk hızla beslenerek gerçekleştirilmiştir (Şekil 2). Deneyler sabit çapraz akış hızı, sabit basınç ve 25±2ºC' de gerçekleştirilmiş olup akı, sıcaklık ve iletkenlik takibi sürekli olarak yapılmıştır.



Şekil 2. FO deney sisteminin şematik gösterimi.

FO deneyleri kapsamında çekme çözeltisi olarak magnezyum klorür ($MgCl_2$), sodyum asetat (NaOAc) ve sodyum klorür (NaCl) kullanılmıştır. Deneylerde çekme çözeltisi türünün etkisi ve konsantrasyonunun etkisini amacı ile 0,5 M, 1 M ve 2 M olarak üç farklı konsantrasyonda $MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çözeltileri test edilmiştir. Deneyler oda sıcaklığında (25±2 ^{o}C) 2 L çekme çözeltisi ve 1 L besleme örneği kullanılarak üç farklı geri kazanım oranında (%60, %70 ve %80) gerçekleştirilmiştir. Deneylerde besleme ve çekme çözeltisinden başlangıçta ve bitişte olmak üzere iki kez örnekleme yapılarak karakterize edilmiştir. FO denemeleri esnasında permeat akısı, iletkenlik ve sıcaklık parametrelerinin izlemesi yapılmıştır. Deneylerde besleme tarafına yerleştirilen hassas terazi ile ağırlık değişimi takip edilmiş olup elde edilen verilere göre akı değerleri aşağıdaki Denklem 3 kullanılarak hesaplanmıştır.

$$J=\Delta V/(S\times\Delta t) \quad (3)$$

Burada, J akıyı, ΔV hacimsel değişimi, S etkin membran alanını ve Δt işletme süresini ifade etmektedir.

Çekme çözeltisinden besleme çözeltisine tuz difüzyonu sonucu oluşan ters tuz akısını (reverse salt flux, RSF) Denklem 4'e göre hesaplamak için besleme çözeltisinin iletkenlik takibi yapılmıştır.

$$RSF=Vf(Cf-Ci)/Sxt \quad (4)$$

Burada RSF ters tuz akısını, Cf başlangıçtaki besleme örneği iyon konsantrasyonunu, Vf başlangıçtaki besleme örneği hacmini, Ci deney sonundaki besleme örneği iyon konsantrasyonunu, S etkin membran alanını ve t ise işletim süresini ifade etmektedir.

FO prosesinden çıkan nütrient açısından zengin besleme çözeltisi strüvit çökelmesi deneylerinde kullanılmış olup, çekme çözeltisi su geri kazanımı hedefi ile NF prosesine beslenmiştir. Bu aşamadaki NF deneylerinde %96 $MgSO_4$ giderimine sahip NF membranı kullanılmış olup 0,5 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile 30 bar TMP değerinde ve 1 m/s çapraz akış hızında gerçekleştirilmiştir.

3.4. Analitik Yöntemler

3.4.1. Elektron Taramalı Mikroskop- Enerji dağıtıcı X-ışını Spektroskopisi (SEM-EDX)

Tıkanmanın membran yüzey morfolojisini nasıl etkilediği ve membran yüzeyinin temizlenmesinde uygulanan prosedürlerin etkinlikleri ile ilgili bilgi elde etmek için SEM-EDX analizleri kullanılmıştır. Membranların yüzeylerinde SEM-EDX ölçümü Zeiss Leo 440, Randburg, analiz cihazı ile yapılmıştır. Membranlar yaklaşık 3×3 mm boyutunda kesilerek ölçüm öncesi altın ile kaplanmıştır. Analizler 10 kV altında gerçekleştirilmiştir.

3.4.2. Zayıflatılmış Toplam Yansıma (ATR) - Fourier Dönüşümlü Kızılötesi (FTIR) Spektroskopisi

ATR-FTIR spektroskopisi, deneylerde kullanılan membranların yüzey kimyasındaki değişimler ile ilgili bilgi elde etmek için kullanılmıştır. Analizler, Thermo Nicolet Avatar 370 cihazında 4000- 400 1/cm arasında spectralar toplanarak yapılan ölçümler ile karakterize edilmiştir.

3.4.3. X-Işınları Difraktometresi (XRD)

Strüvit çöktürmesinde elde edilen çökeltilerde strüvit kalitesi belirlenmesinde kullanılan XRD ölçümleri Cu Kα = 1.54060 Å bakır radyasyonlu bir Bruker/Siemens XRD cihazı

ile gerçekleştirilmiştir. Analizler 0,02º 2θ tarama hızında ve 10-70º 2θ tarama açısı aralığında gerçekleştirilmiştir.

3.5. Magnezyum (Mg) ve Sodyum (Na) Analizleri

Elde edilen örneklerde Mg ve Na ölçümünde Atomik absorpsiyon spektrometri (AAS) Perkin Elmer, 900T cihazı kullanılmıştır.

3.6. Anyon Analizleri

Elde edilen örneklerde anyon (PO_4-P, NO_3-N, NO_2-N, SO_4, Cl) konsantrasyonlarının belirlenmesi için İyon Kromatograf (IC) Metrohm, 930 Compact IC Flex cihazı kullanılmıştır. Eluent (hareketli faz) ile anyon tipi reçineye sahip kolondan geçirilen örneklerin kolonda kalma süreleri esas alınarak anyon konsantrasyonları belirlenmiştir.

3.7. Sıcaklık, pH ve İletkenlik Analizleri

Sıcaklık, pH ve iletkenlik multi-parametre cihazı (3620 IDS WTW, Almanya) ile ölçülmüştür.

4. BÖLÜM

BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Nütrient Geri Kazanımında Çekme Çözeltisi Türü ve Konsantrasyonunun Etkisi

Gerçekleştirilen deneyler kapsamında ilk aşamada çekme çözeltisi türü ve konsantrasyonun, ikinci aşamasında ise geri kazanım oranının FO performansına etkisi belirlenmiştir. Belirlenen optimum koşullarda işletilen FO prosesinden elde edilen konsantre örnekleri strüvit geri kazanımı çalışmalarında kullanılırken, prosesin işletimi sonrasında seyrelen çekme çözeltisi de yeniden kullanılabilir su elde edilmek üzere NF prosesine beslenmiştir. Bu çalışmalarda FO prosesinde kullanılmak üzere %80 oranında yumaklaştırma+DSMF ve %20 oranında AnFSMBR proseslerinin permeat örnekleri $MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çekme çözeltilerinin üç farklı konsantrasyonda (0,5 M, 1 M ve 2 M) ve %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilmiştir. Bu deneylerde konsantre hale gelen besleme örnekleri karakterize edilmiştir. Besleme örneklerinde 15±3 mg/L olan Mg^{+2} konsantrasyonu elde edilen konsantre örneklerinde yaklaşık 5-8 kat artmıştır

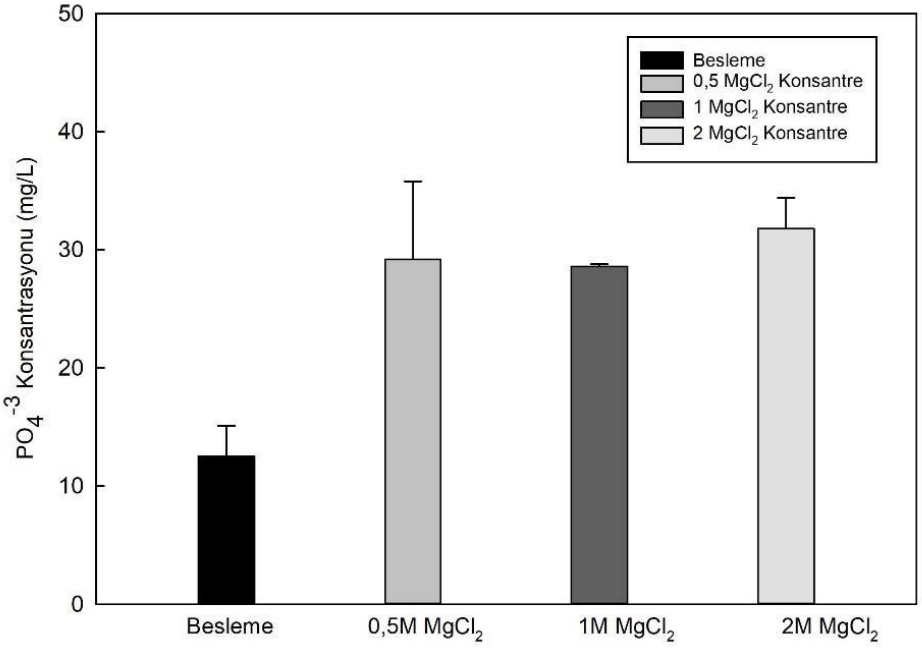
Tablo 4). Ayrıca, nütrient geri kazanımında önemli ve belirleyici parametre olan PO_4^{-3} konsantrasyonuna ait sonuçlar her bir $MgCl_2$ çekme çözeltisi konsantrasyonu için Şekil 3'de sunulmuştur. Besleme örneklerinde PO_4^{-3} konsantrasyonu 12,5±2,6 mg/L iken 0,5, 1 ve 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen konsantre örneklerinde sırasıyla 29,2±6,6, 28,6±0,2 ve 31,8±2,6 mg/L değerlerine yükselmiştir. En düşük çekme çözeltisi olan 0,5 M $MgCl_2$ ile gerçekleştirilen deneylerde 4,9±0,0 mS/cm ile en yüksek iletkenlik değeri tespit edilmiştir.

Besleme örneğinde 168±29 mg/L olarak tespit edilen Cl^- konsantrasyonu ise 0,5, 1 ve 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen konsantre örneklerinde sırasıyla 692±269, 518±31 ve 509±13 mg/L tespit edilmiştir. %60 geri

kazanım oranında gerçekleştirilen deneylerde $MgCl_2$ çekme çözeltisindeki Cl^- iyonlarının besleme tarafına geçişi yani ters tuz akısının etkisiyle Cl^- konsantrasyonunun yaklaşık 3-4 katına çıktığı gözlemlenmiştir.

Tablo 4. FO Deneyleri Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde $MgCl_2$ Çekme Çözeltisi Konsantrasyonunun FO Performansına Etkisi

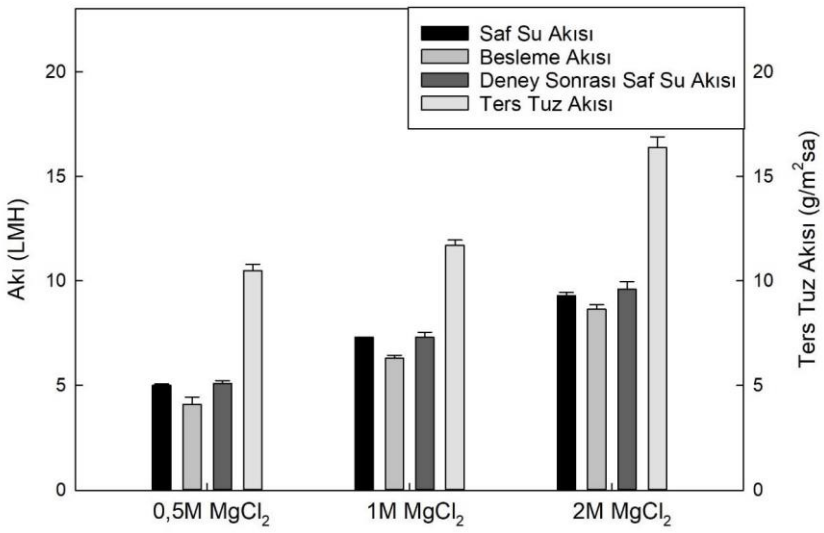
	pH	**İletkenlik (mS/cm)**	**KOİ (mg/L)**	**PO_4^{-3} (mg/L)**	**Cl^-(mg/L)**	**Mg^{+2} (mg/L)**	**Na^+ (mg/L)**
Besleme	7,9±0,3	1,7±0,2	59±9	12,5±2,6	168±29	15±3	150±12
0,5 M $MgCl_2$	7,9±0,1	4,9±0,0	268±9	29,2±6,6	692±269	91±10	419±54
1 M $MgCl_2$	8,1±0,2	3,7±0,2	120±0	28,6±0,2	518±31	69±8	390±36
2 M $MgCl_2$	8,0±0,2	3,8±0,0	242±100	31,8±2,6	509±13	115±8	482±75



Şekil 3. $MgCl_2$ çekme çözeltisi farklı konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları.

Çekme çözeltisi türü ve konsantrasyonunun etkisinin belirlenmesinde öncelikle 0,5, 1 ve 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında FO deneyleri gerçekleştirilmiştir. Deneyler öncesinde ve sonrasında gerçekleştirilen saf su akı ölçümlerinde 2 L çekme çözeltisi 1 L saf su kullanılmıştır. FO membrandan çekme çözeltisi tarafına geçen su miktarı ile saf su akı değerleri hesaplanmıştır.

Yumaklaştırma+DSMF ve AnFSMBR proseslerinin permeat örnekleri ile gerçekleştirilen deneyler sırasında ise beslemeden çekme çözeltisi tarafına su geçişi miktarı ve besleme örneğinde iletkenlik ve sıcaklık değeri sürekli olarak ölçülmüş olup membranın besleme akısı ve ters tuz akısı hesaplanmıştır. Elde edilen saf su, besleme ve ters tuz akısı değerleri Şekil 4'de verilmiştir. $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde çekme çözeltisi konsantrasyonunun 0,5 M'dan 2 M'a yükselmesi ile deney öncesi saf su, besleme ve deney sonrası saf su akısı sırasıyla 4,9±0,1, LMH, 4,1±0,4 LMH ve 5,1±0,1 LMH değerlerinden 9,3±0,1 LMH, 8,7±0,2 LMH ve 9,6±0,37 LMH değerlerine yükselmiştir. Akı değerlerindeki bu artışın, $MgCl_2$ çekme çözeltisinin konsantrasyonuna paralel olarak artan ozmotik basınçtan kaynaklandığı bilinmektedir (Hamdan vd., 2015). Benzer şekilde $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen FO deneylerinde çekme çözeltisi konsantrasyonunun 0,5 M'dan 2 M'a yükselmesi ile ters tuz akısı 10,5±0,3 LMH değerinden 16,4±0,5 LMH değerine yükselmiştir. Ancak, Şekil 4'de sunulan konsantre örneklerinin iletkenlik değerlerine bakıldığında en düşük çekme çözeltisi konsantrasyonunda en yüksek iletkenlik değerine ulaşıldığı görülmüştür. Bunun nedeni ise düşük besleme akısından dolayı %60 olan su geri kazanım oranına en uzun sürede ulaşılmış olmasıdır. 0,5, 1 ve 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde önce ve sonra ölçülen saf su akı değerleri kıyaslandığında akı kaybı yaşanmadığı görülmüş olup akı geri kazanım oranı %100 olarak tespit edilmiştir.



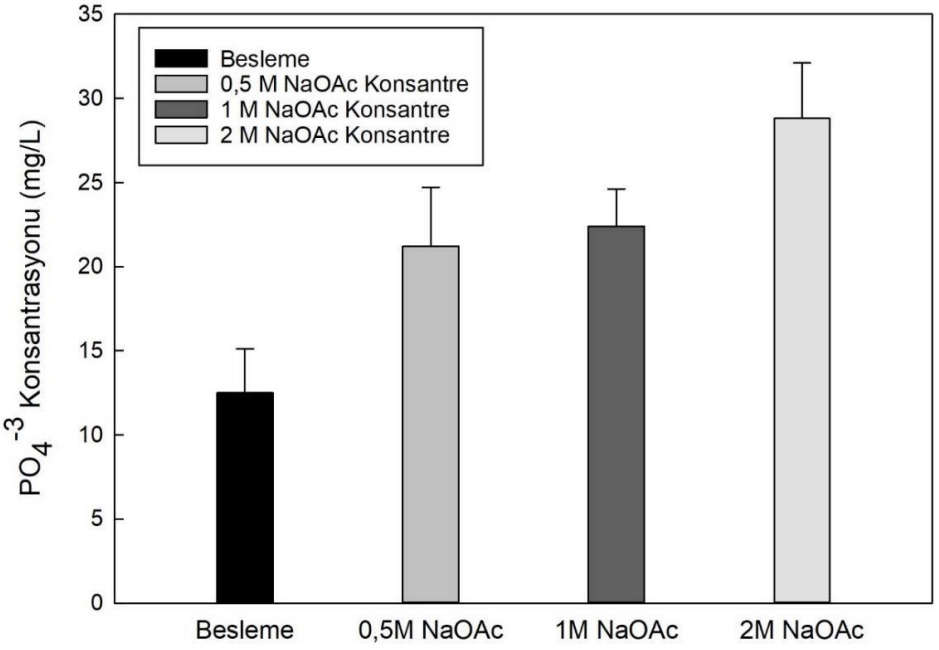
Şekil 4. $MgCl_2$ çekme çözeltisi farklı konsantrasyonları için saf su, besleme ve ters tuz akıları.

%60 su geri kazanım oranında 0,5, 1 ve 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerin ardından yine %60 geri kazanım oranında 0,5, 1 ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile deneyler gerçekleştirilmiştir. 0,5, 1 ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde %60 su geri kazanım oranına ulaşılmasının ardından sonlandırılan deneylerde elde edilen konsantre edilmiş olan besleme örnekleri karakterize edilmiş ve karakterizasyon sonuçları Tablo 5'te sunulmuştur. Ayrıca nütrient geri kazanımında önemli ve belirleyici parametre olan PO_4^{-3} konsantrasyonu ölçüm sonuçları da Şekil 5'te sunulmuştur. FO deneylerinde besleme örneklerinde PO_4^{-3} konsantrasyonu 12,5±2,6 mg/L iken 0,5, 1 ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen konsantre örneklerinde sırasıyla 21,2±3,5, 22,4±2,0 ve 28,8±3,3 mg/L değerlerine yükseldiği tespit edilmiş olup, NaOAc konsantrasyonundaki artışın PO_4^{-3} geri kazanımını artırdığı tespit edilmiştir.

Besleme örneğinde 150±12 mg/L olarak tespit edilen Na^+ konsantrasyonu ise 0,5, 1 ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen FO deneylerinde elde edilen konsantre örneklerinde sırasıyla 600±50, 376±13 ve 500±29 mg/L tespit edilmiştir. 0,5 M NaOAc çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneylerde Na^+ iyonlarının besleme tarafına geçişi yani ters tuz akısı Na^+ konsantrasyonun 4 katına çıkmasında neden olmuştur.

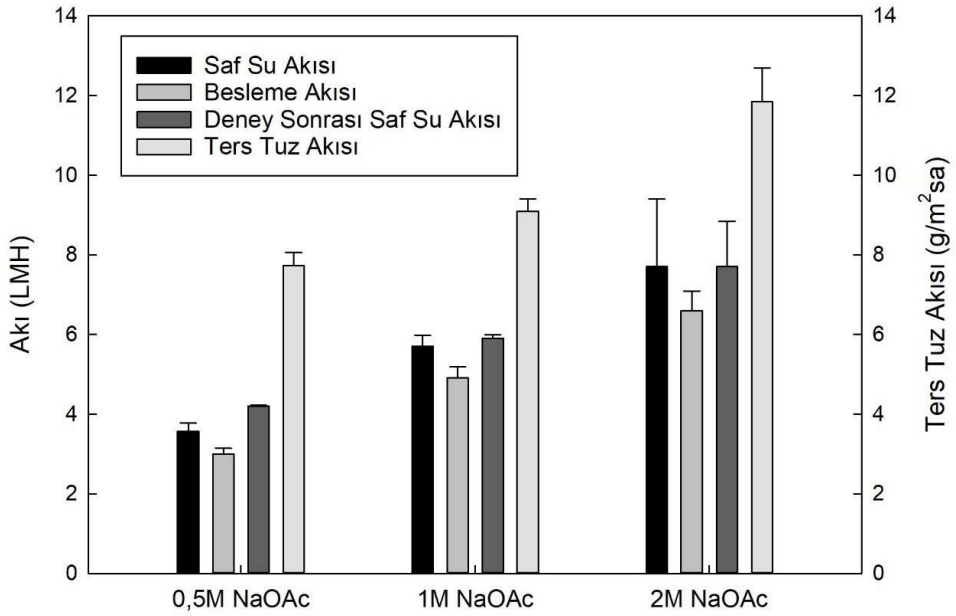
Tablo 5. Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde NaOAc Çekme Çözeltisi Konsantrasyonunun FO Performansına Etkisi

	pH	**İletkenlik (mS/cm)**	**KOİ (mg/L)**	**PO_4^{-3} (mg/L)**	**Cl^- (mg/L)**	**Mg^{+2} (mg/L)**	**Na^+ (mg/L)**
Besleme	7,9±0,3	1,7±0,2	59±9	12,5±2,6	168±29	15±3	150±12
0,5 M NaOAc	8,1±0,4	4,9±0,0	262±2	21,2±3,5	589±240	43±7	600±50
1 M NaOAc	8,2±0,0	3,7±0,1	243±4	22,4±2,0	478±48	35±1	376±13
2 M NaOAc	8,1±0,1	3,6±0,1	245±24	28,8±3,3	451±28	96±0	500±29



Şekil 5. NaOAc çekme çözeltisi farklı konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları.

Çekme çözeltisi türü ve konsantrasyonun etkisinin belirlenmesinde 0,5, 1 ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneyler öncesinde ve sonrasında membranın saf su akı ölçümlerinde 2 L çekme çözeltisi 1 L saf su kullanılmıştır. FO membrandan çekme çözeltisi tarafına geçen su miktarı ile saf su akı değerleri hesaplanmıştır. Yumaklaştırma+DSMF ve AnFSMBR proseslerinin permeat örnekleri ile gerçekleştirilen deneyler sırasında ise beslemeden çekme çözeltisi tarafına su geçişi miktarı ve besleme örneğinde iletkenlik ve sıcaklık değeri sürekli olarak ölçülmüş olup besleme akısı ve ters tuz akısı hesaplanmıştır. 0,5, 1 ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneylerde elde edilen saf su, besleme ve ters tuz akısı değerleri ile akı geri kazanım oranları Şekil 6'de verilmiştir. NaOAc çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde çekme çözeltisi konsantrasyonunun 0,5 M'dan 2 M'a yükselmesi ile deney öncesi saf su, besleme ve deney sonrası saf su akısı sırasıyla 3,6±0,2 LMH, 3,0±0,1 LMH ve 4,2±0,0 LMH değerlerinden 7,7±1,7 LMH, 6,6±0,5 LMH ve 7,7±1,1 LMH değerlerine yükselmiş olup 0,5 M, 1 M ve 2 M NaOAc çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde sırasıyla %100, %98 ve %100 akı geri kazanım oranları elde edilmiştir. Çekme çözeltisi konsantrasyonu azaldıkça ters tuz akısının da azaldığı görülmektedir.

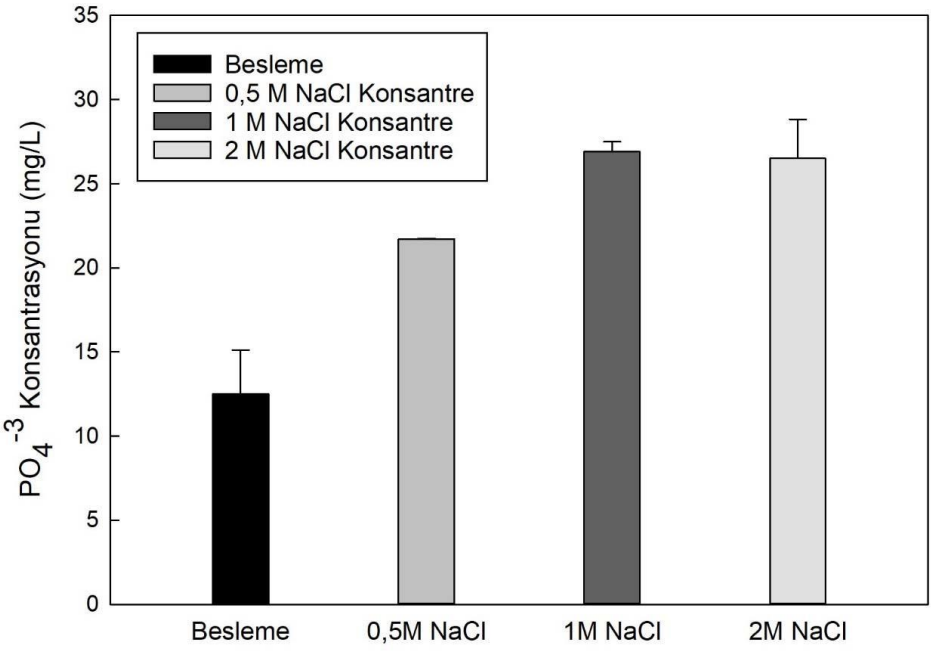


Şekil 6. NaOAc çekme çözeltisi farklı konsantrasyonları için saf su, besleme ve ters tuz akıları

Optimum çekme çözeltisi türü ve konsantrasyonunun belirlenmesi deneylerinde, %60 su geri kazanım oranında 0,5, 1 ve 2 M $MgCl_2$ ve NaOAc çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerin ardından NaCl çekme çözeltisi ile 0,5, 1 ve 2 M konsantrasyonlarda ve %60 geri kazanım oranında deneyler gerçekleştirilmiştir. 0,5, 1 ve 2 M NaCl çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde %60 geri kazanım oranına ulaşılmasının ardından sonlandırılan deneylerde elde edilen konsantre edilmiş olan besleme örnekleri karakterize edilmiş ve karakterizasyon sonuçları Tablo 6'da sunulmuştur. Ayrıca nütrient geri kazanımında önemli ve belirleyici parametre olan PO_4^{-3} konsantrasyonu ölçüm sonuçları Şekil 7'da sunulmuştur. FO deneylerinde besleme örneklerinde PO_4^{-3} konsantrasyonu 12,5±2,6 mg/L iken 0,5, 1 ve 2 M NaCl çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen FO deneylerinde elde edilen konsantre örneklerinde sırasıyla 21,7±0,1, 26,9±0,6 ve 26,5±2,3 mg/L değerlerine yükseldiği tespit edilmiş olup, en yüksek PO_4^{-3} konsantrasyonunun 1 M NaCl çekme çözeltisi ile elde edildiği tespit edilmiştir. Besleme örneğinde 168±29 Cl^- ve 150±13 mg/L Na^+ tespit edilmiş olup FO deneyleri sonucunda elde edilen konsantre örneklerinde Cl^- ve Na^+ konsantrasyonu yaklaşık 3 kat artışın ters tuz akısından kaynakladığı bilinmektedir (Phillip vd., 2010).

Tablo 6. Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde NaCl Çekme Çözeltisi Konsantrasyonunun FO Performansına Etkisi

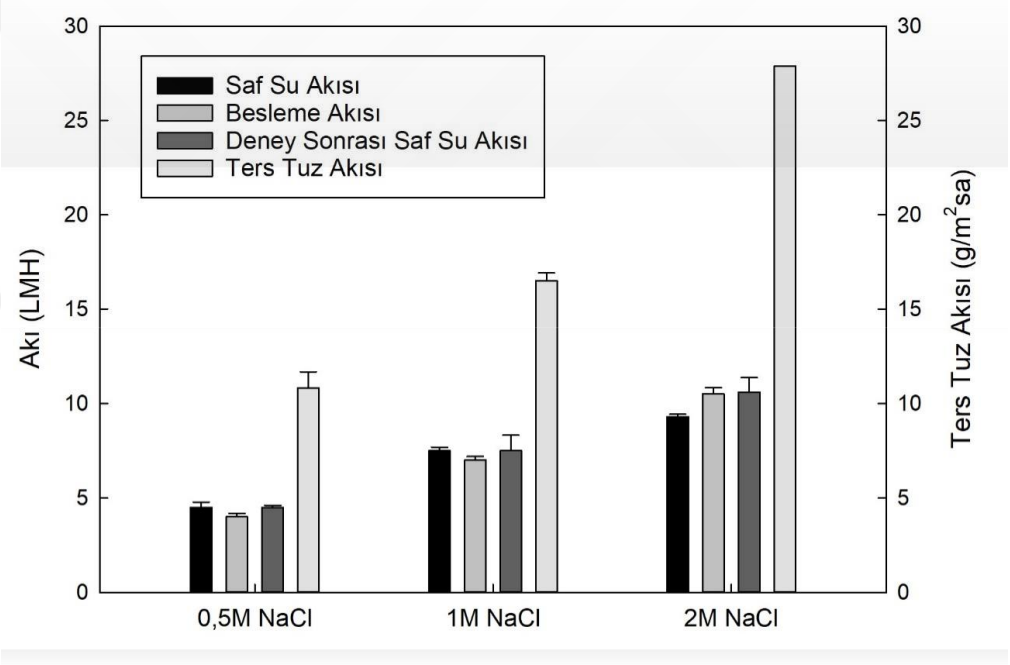
	pH	İletkenlik (mS/cm)	KOİ (mg/L)	PO_4^{-3} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	Mg^{+2} (mg/L)	Na^+ (mg/L)
Besleme	7,9±0,3	1,7±0,2	59±9	12,5±2,6	168±29	15±3	150±12
0,5M NaCl	7,8±0,2	4,9±0,3	185±5	21,7±0,1	547±28	34±3	466± 14
1M NaCl	8±0,1	4,5±0,1	149±6	26,9±0,6	470±3	34±7	474±16
2M NaCl	8±0,2	4,8±0,3	168±2	26,5±2,3	605±44	41±17	512± 151



Şekil 7. NaCl çekme çözeltisi farklı konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları.

0,5, 1 ve 2 M NaCl çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneyler öncesinde ve sonrasında gerçekleştirilen saf su akı ölçümlerinde 2 L çekme çözeltisi 1 L saf su kullanılmıştır. Membrandan çekme çözeltisi tarafına geçen su miktarı ile saf su akı değerleri hesaplanmıştır. Yumaklaştırma+DSMF ve AnFSMBR proseslerinin permeat örnekleri ile gerçekleştirilen deneyler sırasında ise beslemeden çekme çözeltisi tarafına su geçişi miktarı ve besleme örneğinde iletkenlik ve sıcaklık değeri sürekli olarak ölçülmüş olup besleme akısı ve ters tuz akısı hesaplanmıştır.

0,5, 1 ve 2 M NaCl çekme çözeltisi ile %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneylerde elde edilen saf su, besleme ve ters tuz akısı değerleri ile akı geri kazanım oranları Şekil 8'de verilmiştir. NaCl çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde çekme çözeltisi konsantrasyonunun 0,5 M'dan 2 M'a yükselmesi ile deney öncesi saf su, besleme ve deney sonrası saf su akısı sırasıyla 4,5±0,3LMH, 4,0±0,2 LMH ve 4,5±0,1 LMH değerlerinden 9,7±0,5 LMH, 10,9±0,2 LMH ve 10,6±0,8 LMH değerlerine yükseldiği görülmüştür. 0,5, 1 ve 2 M NaCl çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen FO deneylerinden önce ve sonra ölçülen saf su akı değerleri kıyaslandığında akı kaybı olmadığı görülmüş olup akı geri kazanım oranı %100 olarak tespit edilmiştir.



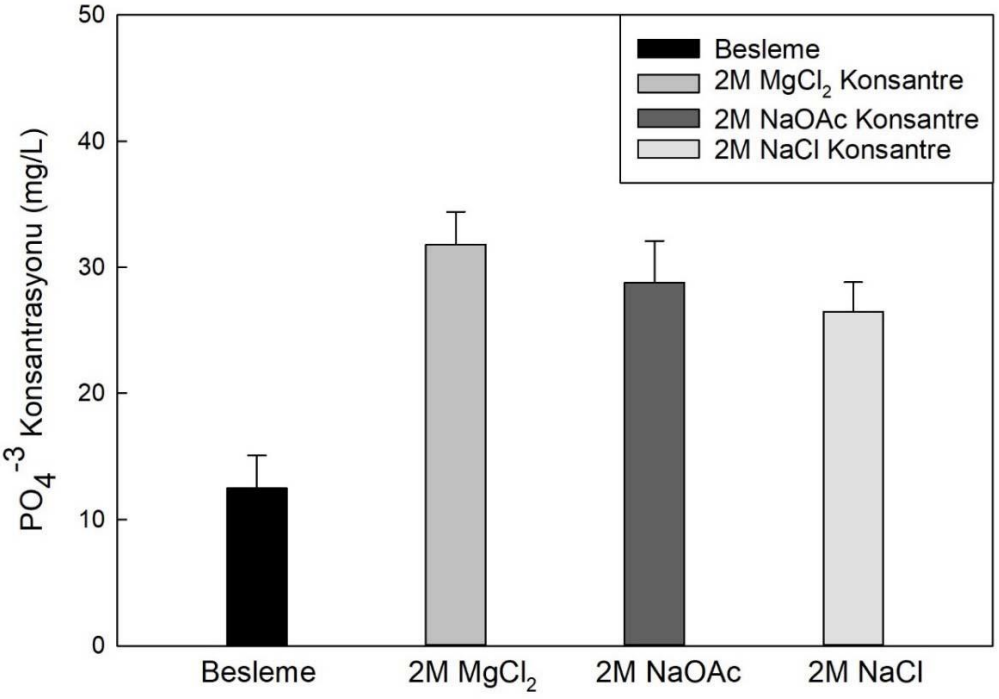
Şekil 8. NaCl çekme çözeltisi farklı konsantrasyonları için saf su, besleme ve ters tuz akıları.

$MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çekme çözeltileri ile her bir çekme çözeltisi için 0,5, 1 ve 2 M konsantrasyonda aynı su geri kazanım oranında (%60) gerçekleştirilen deneylerde konsantrasyon artışının her üç çekme çözeltisi için de konsantre etme kapasitesini artırdığı görülmektedir. Bu yüzden $MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çekme çözeltileri ile 2 M konsantrasyonda gerçekleştirilen FO deneylerinden elde edilen konsantre örneklerinin karakterizasyonları ve deneylerde elde edilen saf su, besleme ve ters tuz akısı değerleri kıyaslanarak çekme çözeltisi türünün belirlenmesi önemli hale gelmiştir. 2 M $MgCl_2$,

NaOAc ve NaCl çekme çözeltileri ile gerçekleştirilen FO deneylerinden elde edilen konsantre örneklerinin karakterizasyonları Tablo 7'de sunulmuştur. Burada, nütrient geri kazanımında önemli ve belirleyici parametre olan PO_4^{-3}, 2 M $MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çekme çözeltileri ile gerçekleştirilen deneylerde besleme örneklerinde 12,5±2,6 iken konsantre örneklerinde sırasıyla 31,8±2,6, 28,8±3,3 ve 26,5±2,3 mg/L olduğu tespit edilmiştir (Şekil 9). Burada 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde PO_4^{-3} konsantre etmede daha iyi performans gösterdiği görülmektedir. Na^+, Mg^{+2} ve Cl^- konsantrasyonlarına bakıldığında ise en yüksek Na^+ ve Cl^- konsantrasyonu 2 M NaCl çekme çözeltisi ile, en yüksek Mg^{+2} konsantrasyonu ise 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde tespit edilmiştir. Burada ters tuz akısı nedeni ile Na^+, Mg^{+2} ve Cl^- konsantrasyonlarında artış olduğu bilinmektedir (Eddouibi vd., 2021). Ancak, her ne kadar ters tuz akısı FO proseslerin dezavantajı olarak düşünülse de nütrient geri kazanımı hedefi ile gerçekleştirilen FO deneylerinde Mg^{+2} konsantrasyonunun beslemede artışı kimyasal strüvit çöktürme prosesinde Mg^{+2} ilavesi maliyetlerini azaltıcı yönde avantaj sağlayacaktır (Devia vd., 2015). İletkenlik değerlerine bakıldığında ise 3,8±0,0 ve 3,6±0,1 mS/cm ile 2 M $MgCl_2$ ve 2 M NaOAc çekme çözeltileri ile gerçekleştirilen deneylerde benzer değerler elde edilirken 2 M NaCl çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde 4,8±0,3 mS/cm ile en yüksek seviyede olduğu tespit edilmiştir.

Tablo 7. Konsantre Besleme Çözeltisi Örneklerinde Çekme Çözeltisi Türünün FO Performansına Etkisi

	pH	**İletkenlik (mS/cm)**	**KOİ (mg/L)**	**PO_4^{-3} (mg/L)**	**Cl- (mg/L)**	**Mg^{+2} (mg/L)**	**Na^+ (mg/L)**
Besleme	7,9±0,3	1,7±0,2	59±9	12,5±2,6	168±29	15±3	150±12
2 M $MgCl_2$	8,0±0,2	3,8±0,0	242±100	31,8±2,6	509±13	115±8	482±75
2 M NaOAc	8,1±0,1	3,6±0,1	245±24	28,8±3,3	451±28	96±0	500±29
2 M NaCl	8±0,2	4,8±0,3	168±2	26,5±2,3	605±44	41±17	512± 151

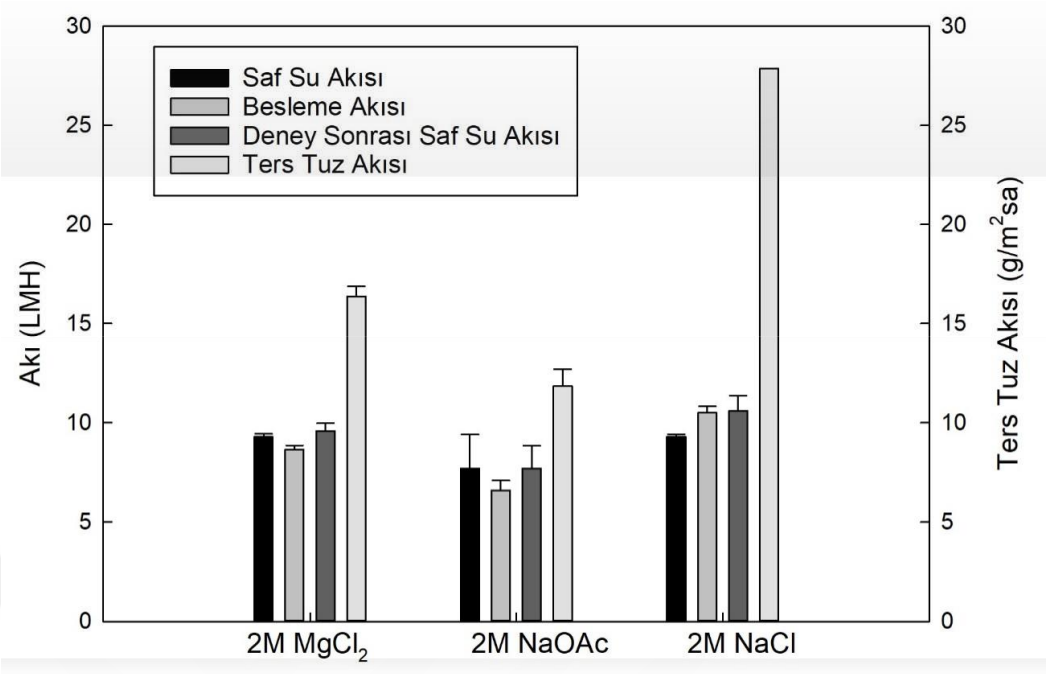


Şekil 9. Farklı çekme çözeltisi ve 2m konsantrasyonlarında elde edilen PO_4^{-3} konsantrasyonları.

Çekme çözeltisi türü ve konsantrasyonun belirlenmesinde önemli parametreler olan saf su, besleme ve ters tuz akısı değerleri ve akı geri kazanım oranları $MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çekme çözeltileri ile 2 M konsantrasyonda ve %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen deneyler için Şekil 10'da ve Tablo 8'da verilmiştir. 2 M NaCl çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde en yüksek besleme akısı (10,9±0,2 LMH) elde edilse de en yüksek ters tuz akısı (27,9±0,0 LMH) da bu deneylerde tespit edilmiştir.

Tablo 8. Farklı Çekme Çözeltisi ile Elde Edilen Akılar

Çekme Çözeltisi	Saf Su Akısı (LMH)	Besleme Akısı (LMH)	Deney Sonrası Saf Su Akısı (LMH)	Ters Tuz Akısı (LMH)	Akı Geri Kazanım Oranı (%)
2M $MgCl_2$	9,3±0,1	8,7±0,2	9,6±0,4	16,4±0,5	100
2M NaOAc	7,7±1,7	6,6±0,5	7,7±1,1	11,8±0,9	100
2M NaCl	9,7±0,5	10,9±0,2	10,6±0,8	27,9±0,0	100



Şekil 10. Farklı çekme çözeltisi için saf su, besleme ve ters tuz akıları.

Ozmotik basıncın düşmesine neden olan, FO prosesinin maliyetini artıran ters tuz akısı parametrelerden biri olarak ön plana çıkmaktadır (Johnson vd., 2018, Im vd., 2020). FO deneylerinde 2 M NaCl çekme çözeltisinden yüksek besleme akısı elde edilmesine rağmen ters tuz akısının da yüksek olması nedeni ile NaCl ile deneylere devam edilmemiş ve yine yüksek besleme akısı elde edilen ve en yüksek PO_4^{-3} geri kazanımı sağlanan 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile farklı geri kazanım oranının FO prosesinin performansına etkisi değerlendirilmiştir.

4.2. Nütrient Geri Kazanımında Geri Kazanım Oranının Etkisi

PO_4^{-3} geri kazanımı, akı değerleri, akı geri kazanım oranı ve ters tuz akısı açısından yüksek performans gösterdiği tespit edilen 2M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile geri kazanım oranının FO deneylerinin performansına etkisini belirlemek amacıyla %60, %70 ve %80 su geri kazanım oranlarında deneyler gerçekleştirilmiştir. Bu deneylerden elde edilen konsantre örneklerinin karakterizasyonu Tablo 9'da sunulmuştur. Su geri kazanım oranının %60'tan %80'e yükseltilmesi ile konsantre örneklerinde iletkenlik 3.760±0 µS/cm değerinden 6.830±57 µS/cm değerine yükselmiştir. Burada iletkenliğin yükselmesi hem geri kazanım oranın artışıyla besleme örneğinin daha fazla konsantre hale gelmesinden hem de ters tuz akısının artışından kaynaklanmaktadır.

Tablo 9. Farklı Geri Kazanım Oranlarında 2M $MgCl_2$ Çekme Çözeltisi ile Elde Edilen Örneklerin Karakterizasyonu

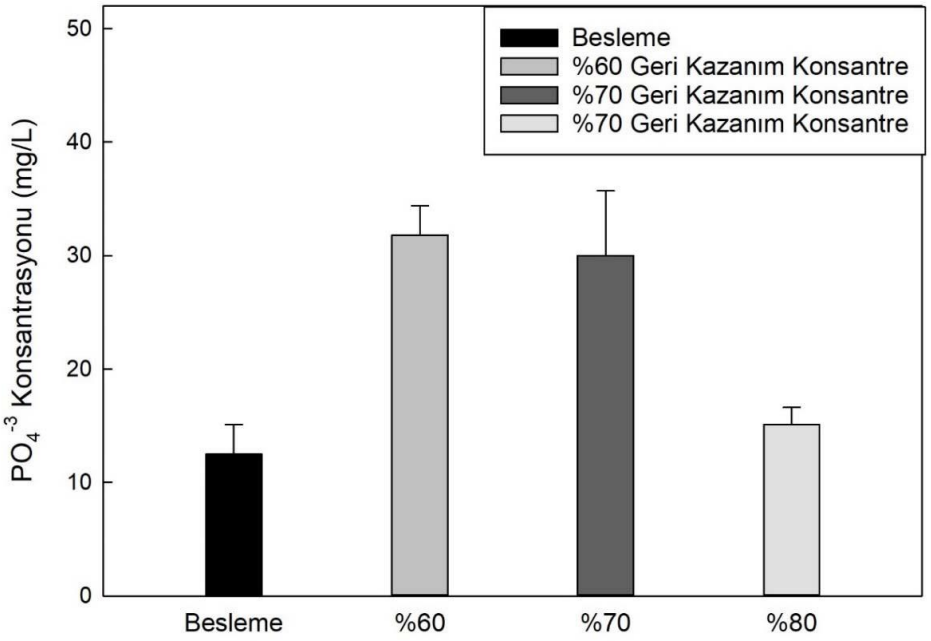
Parametreler	**Besleme**	**%60**	**%70**	**%80**
pH (mg/L)	7,9±0,3	8,0±0,2	8,0±0,1	8,4±0,2
İletkenlik (µS/cm)	1,7±0,2	3760±0	5095±91	6970±127
KOİ (mg/L)	59±9	242±100	243±2	321±15
Cl^- (mg/L)	168±29	508±13	747±9	1102±58
PO_4^{-3} (mg/L)	12,5±2,6	31,8±2,6	30,0±5,7	15,1±1,5
Mg^{+2} (mg/L)	15±3	115±8	155±2	268±7
Na^+ (mg/L)	150±13	482±75	698±63	917±29

%60, %70 ve %80 geri kazanım oranlarında gerçekleştirilen deneylerden elde edilen akı değerleri ve akı geri kazanım oranı Tablo 10'da sunulmuştur. Geri kazanım oranının %60'tan %70 ve %80'e yükseltilmesi ile ters tuz akısı 16,38 LMH değerinden 22,48 ve 31,66 LMH değerlerine yükselmiştir. Ayrıca en düşük akı geri kazanım oranı %91±4 ile %70 geri kazanım oranında tespit edilmiştir.

Tablo 10. Farklı Geri Kazanım Oranlarında 2M $MgCl_2$ Çekme Çözeltisi ile Elde Edilen Akı Değerleri

FO Geri Kazanım Oranı (%)	**Saf Su Akısı (LMH)**	**Besleme Akısı (LMH)**	**Akı Geri Kazanım Oranı (%)**	**Ters Tuz Akısı (RSF) (LMH)**
60	9,3±0,1	8,7±0,2	100±0	16,4±0,5
70	10,2±0,8	8,7±0,5	91±4	22,5±0,2
80	9,8±1,6	9,3±1,7	100±1	31,7±5,7

2M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile farklı geri kazanım oranlarında gerçekleştirilen deneylerde, besleme örneğinde deney sonucunda Şekil 11'de görüldüğü gibi ölçülen en yüksek PO_4^{-3} konsantrasyonuna 31,8±2,6 mg/L olmak üzere, %60 geri kazanım oranında ulaşılmıştır. Geri kazanım oranı arttıkça PO_4^{-3} daha az konsantre edilebilmiştir.



Şekil 11. Farklı geri kazanım oranlarında 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile elde edilen PO_4^{-3} Konsantrasyonları

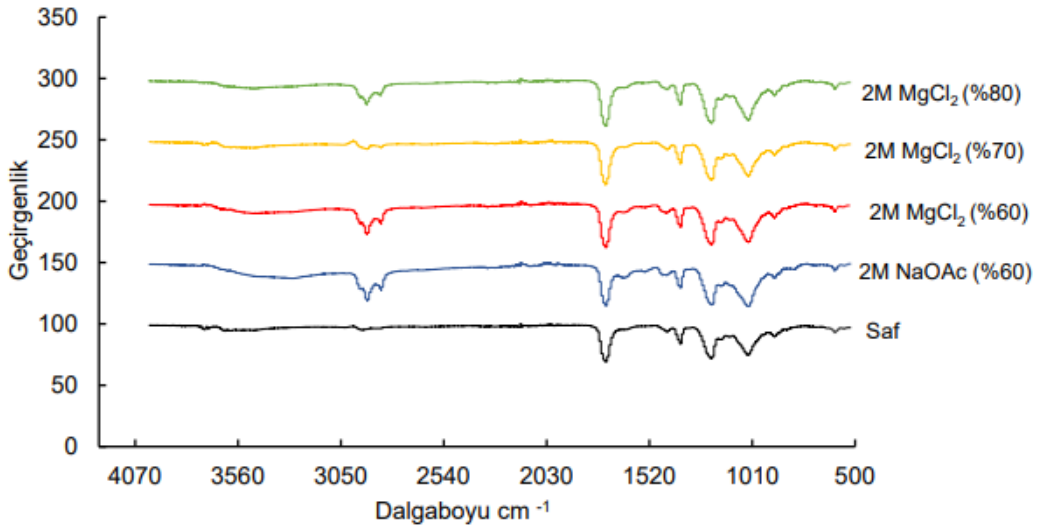
Yapılan çalışmaların ilk aşamasında çekme çözeltisi türünün ve çekme çözeltisi konsantrasyonunun, ikinci aşamasında ise geri kazanım oranının FO prosesinin performansına etkisi belirlenmiştir. Konsantre edilmiş atıksu karakterizasyonu, saf su akısı, besleme akısı ve ters tuz akısı açısından yapılan değerlendirmeler sonucunda belirlenen 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ve %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen FO deneylerinde strüvit geri kazanımı çalışmalarında kullanılmak üzere konsantre örnekleri toplanmış prosesin işletimi sonrasında seyrelen çekme çözeltisi de yeniden kullanılabilir su elde edilmek üzere RO prosesine beslenmiştir.

4.3. Membran Yüzey Karakterizasyonu

4.3.1. ATR-FTIR Analizleri

$MgCl_2$ çekme çözeltisi ile %60, %70 ve %80 su geri kazanım oranlarında gerçekleştirilen deneylerde kullanılan CTA membranların tıkanma karakterizasyonlarının deneysel olarak analizinin yanı sıra yüzey özelliklerinde meydana gelen değişikliklerin karşılaştırılması amacıyla, deneyler öncesi ve sonrasında membran yüzeylerinde ATR-FTIR analizleri gerçekleştirilmiştir. Kullanılmamış CTA

membranın 500-4000 cm^{-1} aralığındaki FT-IR spektrumları, NaOAc çekme çözeltisi ile %60 ve $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile %60, 70 ve 80 su geri kazanım oranlarında gerçekleştirilen deneylerde kullanılan CTA membranların spektrumları ile karşılaştırılmak üzere Şekil 12'de verilmiştir. CTA membranın yapısında bulunan asetil grupların tipik absorpsiyon pikleri olan 1730 cm^{-1}'de ester C=O ve 1210 cm^{-1}'de C-O gerilmesi gözlemlenmiş olup bu pikler literatürle benzerlik göstermektir (Yang vd., 2020). Ancak CTA membranın karakteristik bir piki olmayan 2980 ve 2820 cm-1 bölgesinde deneylerde kullanılmış olan membranlarda belirgin bir fark gözlemlenmiştir.

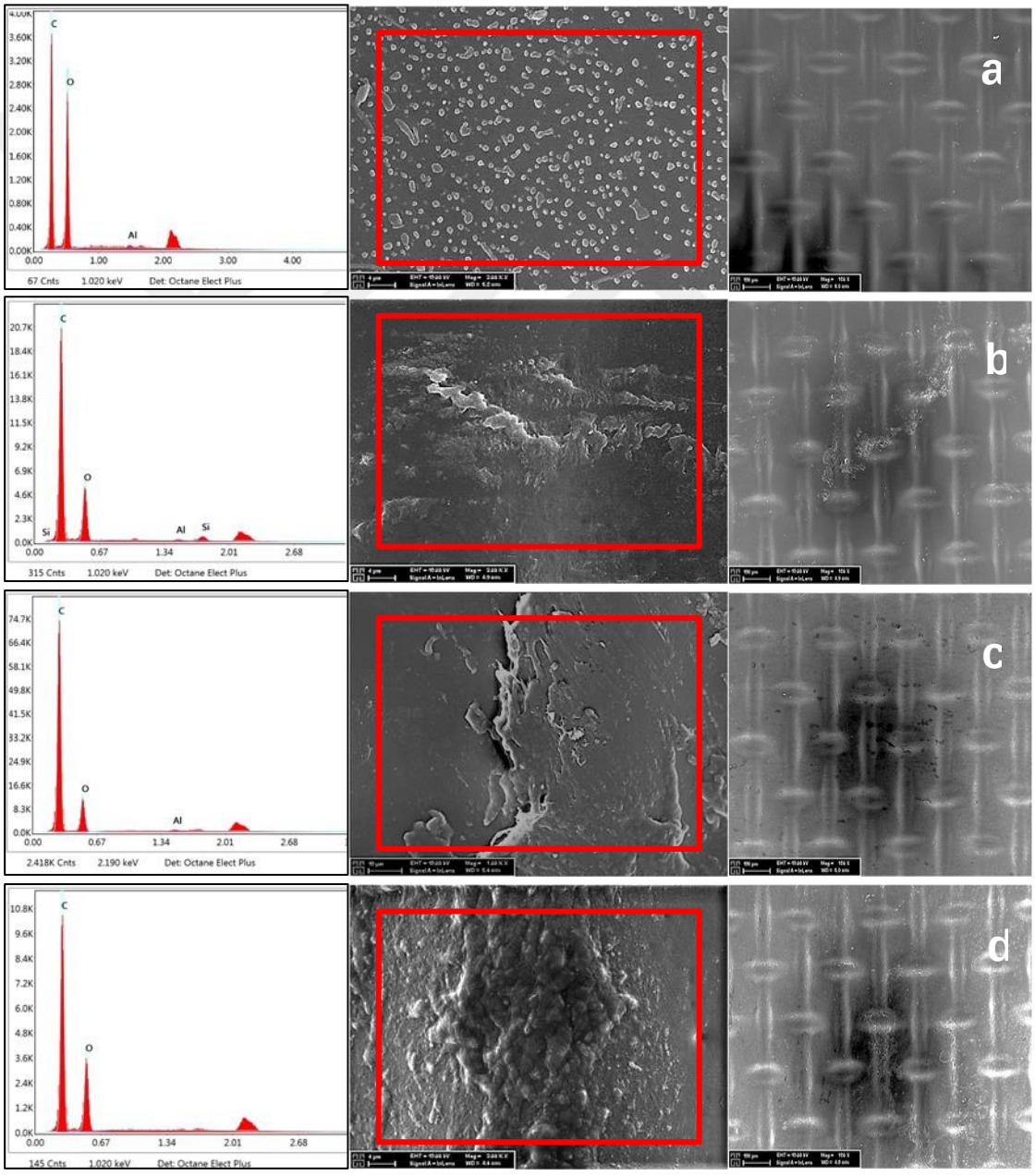


Şekil 12. Farklı çekme çözeltileri ve geri kazanım oranlarında CTA membranının ATR-FTIR spektrumları

4.3.2. SEM-EDX Analizleri

2M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile %60, %70 ve %80 geri kazanım oranlarında gerçekleştirilen deneylerde kullanılan CTA membranların yüzey morfolojisindeki değişimin ortaya konmasında deney öncesi kullanılmamış ve deneylerde kullanılmış CTA membranların SEM ve EDX analizi gerçekleştirilmiştir. Deneylerinde kullanılmamış ve deneyler sonrasında saf su ile yıkanmış olan CTA membranlarının yüzeyinde gerçekleştirilen SEM ve EDX analizlerine dair görüntüler Şekil 13'de ve EDX sonuçlarından elde edilen elementel kompozisyonu Tablo 11'de sunulmuştur.

Deneyler sonrasında membran yüzeyinde bölgesel şekilde tıkanmaya neden olan kirleticiler Şekil 13b, Şekil 13c ve Şekil 13d'de net olarak görülmektedir. Şekil 13b, Şekil 13c ve Şekil 13d'de görülen kirleticide gerçekleştirilen EDX analizi sonuçlarına göre tıkmamaya sebep olan kirliliğin elementel olarak çoğunlukla C ve O içerdiği (Tablo 11) ve organik maddeden kaynaklandığı tespit edilmiştir (Li vd., 2018). EDX analizinde elde edilen C ve O elementlerinin varlığı FO membranının selüloz triasetat esaslı olmasından kaynaklanmaktadır (Xue vd., 2018).



Şekil 13. CTA Membranının deneyler öncesinde (a), %60 (b), %70 (c) Ve %80 (d) geri kazanım oranında gerçekleşen SEM-EDX görüntüleri

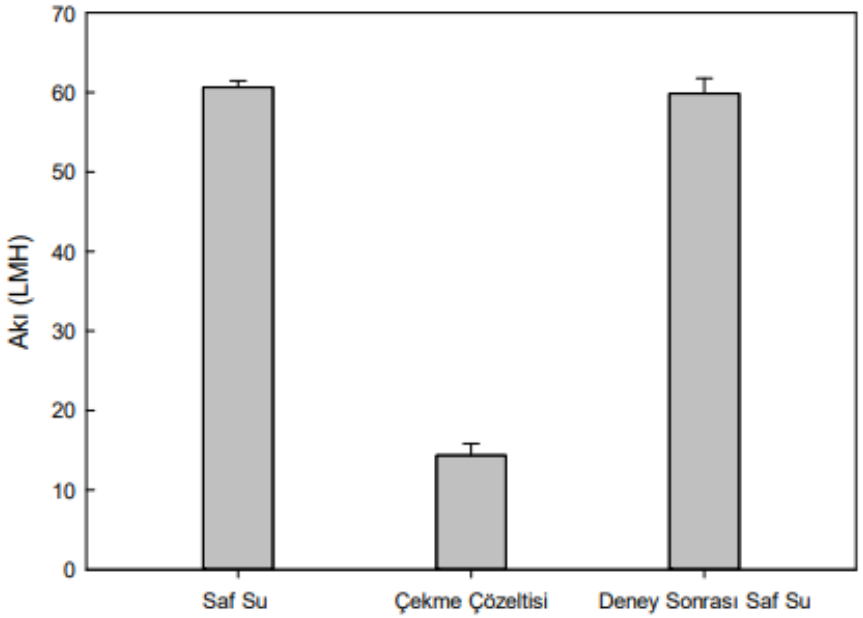
Tablo 11. CTA Membranın EDX Verileri

Element	Ağırlıkça Oran			
	a	b	c	d
C	51,18	69,5	77,3	65,26
O	48,28	28,09	21,9	34,74
Al	0,54	0,53	0,8	-
Si	-	1,88	-	-

4.4. FO/NF Prosesleri ile Su Geri Kazanımı

2M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ve %60 su geri kazanım oranında gerçekleştirilen FO deneylerinde strüvit geri kazanımı çalışmalarında kullanılmak üzere konsantre örnekleri toplanmış prosesin işletimi sonrasında seyrelmiş olan çekme çözeltisinden de yeniden kullanılabilir su elde edilmek üzere RO prosesine verilmesi planlanmıştır. Gerçekleştirilen deneylerde elde edilen seyrelmiş çekme çözeltisinin iletkenlik değeri 53,7±0,2 mS/cm olarak tespit edilmiştir. Holloway vd. (2007) anaerobik çürütücüden çıkan arıtılmış atıksudan, FO/RO hibrit sistemi ile optimum su geri kazanım oranının %70 olduğunu belirlemiştir. Ancak, FO sonrası oluşan çekme çözeltilerinde gerçekleştirilmesi planlanmış olan RO çalışmalarına başlanmış olup 40 bar değerlerine kadar artırılan TMP değerlerinde kadar basınç uygulamalarında bile permeat elde edilememiştir. Bu soruna karşılık, literatürde çekme çözeltisinden su geri kazanımı için uygulamada olan alternatif membran prosesler incelenmiş olup elde edilen bilgiler ışığında %96 $MgSO_4$ giderim verimine sahip olan NF membranı ile filtrasyon deneyi denemeleri gerçekleştirilmiştir (Tan ve Ng, 2010, Zhao vd., 2012). Ancak, bu deneylerde de RO membranı ile gerçekleştirilen deneylere benzer şekilde permeat elde edilememiştir. Ardından su geri kazanımı hedefi ile 0,5 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen seyrelmiş çekme çözeltisi ile RO prosesinde su geri kazanımı deneyleri gerçekleştirilmiştir. Bu deneyler 30 bar TMP değerinde ve 1 m/s çapraz akış hızında gerçekleştirilmiş olup deneylerde elde edilen saf su akısı ve çekme çözeltisi akı değerleri Şekil 14'de sunulmuştur. NF membranı ile gerçekleştirilen deneylerde saf su akısı deneyler öncesinde 60,6±0,7 LMH ve deneyler sonrasında 59,8±1,9 LMH olarak tespit edilmiş olup belirgin bir akı kaybı görülmemiştir. Ancak çekme çözeltisinden su geri kazanımı hedefi ile gerçekleştirilen deneylerde akı değerleri 14,4±1,5 olarak tespit edilmiştir. Bu deneylerde 53,7±0,2 mS/cm iletkenlik değerine

sahip olan çekme çözeltisinden su geri kazanımında elde edilen permeat örneklerinin iletkenlik değeri 1980±100 µS/cm olup %96±0,1 tuzluluk giderimi verimi elde edilmiş olup, Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği'ne göre arıtılmış atıksuların sulamada kullanımında 700-3000 µS/cm iletkenliğe sahip arıtılmış atıksular ikinci sınıf su kalitesine dahil edilmektedir (Çevre, 2010).



Şekil 14. Su geri kazanımı hedefi ile gerçekleştirilen RO deneylerinde elde edilen akı sonuçları.

4.5. FO Prosesi Konsantresinden Strüvit Geri Kazanımı

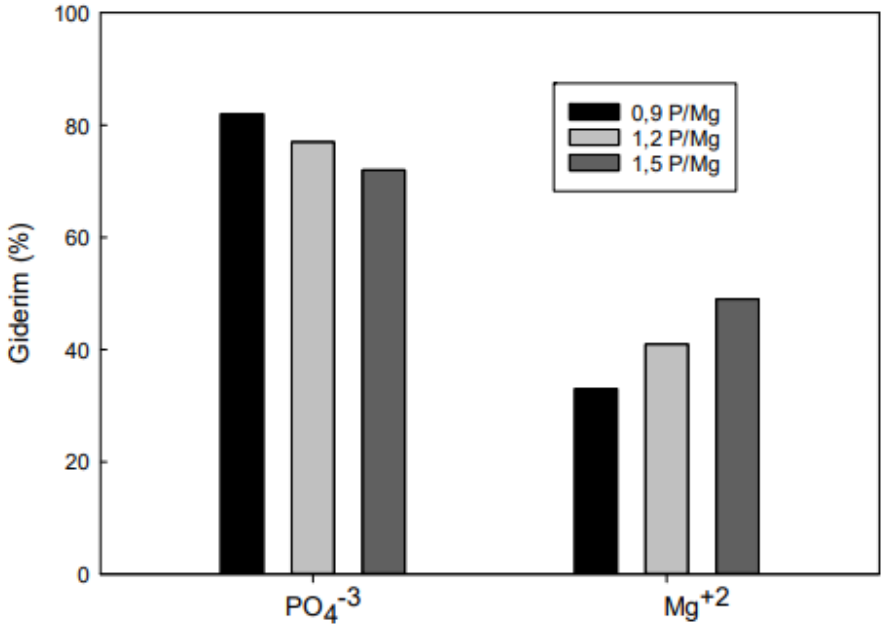
Nütrient geri kazanımı hedefi ile gerçekleştirilen deneylerde optimum koşullarının belirlenmesinin ardından toplanan konsantre örneklerinde strüvit geri kazanım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Strüvit geri kazanımı çalışmalarında ilk olarak P/Mg molar olarak oranının strüvit çökelmesine etkisinin araştırılması hedefi ile 0,9, 1,2 ve 1,5 P/Mg oranlarında pH 9'da çöktürme deneyleri gerçekleştirilmiştir. Çöktürme deneylerinde PO_4^{-3} ilavesi yapılarak istenilen P/Mg oranına ulaşılmıştır. Gerçekleştirilen çöktürme deneylerinde elde edilen PO_4^{-3} ve Mg^{+2} konsantrasyonları Tablo 12'de verilmiştir. Süzüntü örneklerinde en düşük PO_4^{-3} konsantrasyonuna 41,4±3,5 mg/L ile 0,9 P/Mg molar oranında gerçekleştirilen deneylerde tespit edilmiştir. Süzüntü örneklerinde en düşük Mg^{+2} konsantrasyonuna ise 33,5±0,8 mg/L ile 1,5 P/Mg molar

oranında gerçekleştirilen deneylerde tespit edilmiştir. Benzer şekilde Şekil 15'de verilen giderim verimlerinde de en yüksek PO_4^{-3} giderimi %82 ile 0,9 P/Mg molar oranında en yüksek Mg^{+2} giderimi ise %49 ile 1,5 P/Mg molar oranında gerçekleştirilen deneylerde elde edilmiştir. Liu vd. (2018), yaptıkları çalışmada 0,66 P/Mg oranlarında en yüksek PO_4^{-3} geri kazanımı elde etmişlerdir.

Tablo 12. Farklı P/Mg Molar Oranlarında Gerçekleştirilen Strüvit Çöktürme Deneylerinde Elde Edilen Örneklerin PO_4^{-3} ve Mg^{+2} Konsantrasyonları

Molar Oran (P/Mg)	**Örnek**	**PO_4^{-3} (mg/L)**	**Mg^{+2} (mg/L)**
0,9	Giriş	231,5	65,8±1,6
	Süzüntü	41,4±3,5	43,5±0,6
1,2	Giriş	308,6	65,8±1,6
	Süzüntü	70,6±2,0	38,6±0,4
1,5	Giriş	385,7	65,8±1,6
	Süzüntü	106,6±14,2	33,5±0,8

Literatürde FO çalışmalarında ters tuz akı değerlerinin 0,2 ile 7,72 LMH arasında değiştiği bulunmuştur (Pramanik vd., 2019; Singh vd., 2019a,b). Bu çalışmada %60 geri kazanımla ve en büyük PO_4^{-3} konsantrasyonunun elde edildiği 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi konsantrasyonunda gerçekleştirilen FO testlerinde ters tuz akı değeri 16,4±0,5 LMH olarak bulunmuştur. Literatüre bakıldığında ters tuz akısı dezavantaj yerine avantaj olabilir. Ters tuz akısı FO prosesinde nütrient geri kazanımı için bir zorluk olarak görülse de Xie vd. (2014), besleme çözeltisindeki magnezyum konsantrasyonunu arttırmak için kasıtlı olarak $MgCl_2$'yi çekme çözeltisi olarak kullanmıştır. Strüvit çökelmesini sağlamak için Ca^{+2} ve/veya Mg^{+2} ilavesi gereksinimi ortadan kaldırmakta veya düşürmektedir. Ek olarak, FO prosesi sırasında oluşan çözünen maddelerin çift yönlü difüzyonu sayesinde besleme çözeltisinin pH'ı kendiliğinden yükselebilmektedir. Xie vd. (2014) ve Ansari vd. (2016)'nin yaptığı araştırmaya göre strüvit ve kalsiyum fosfatın çökelmesinin, Mg^{+2}/Ca^{+2} ve protonun (H^+) çift yönlü transferinden doğrudan yararlandığını ortaya çıkarmıştır.

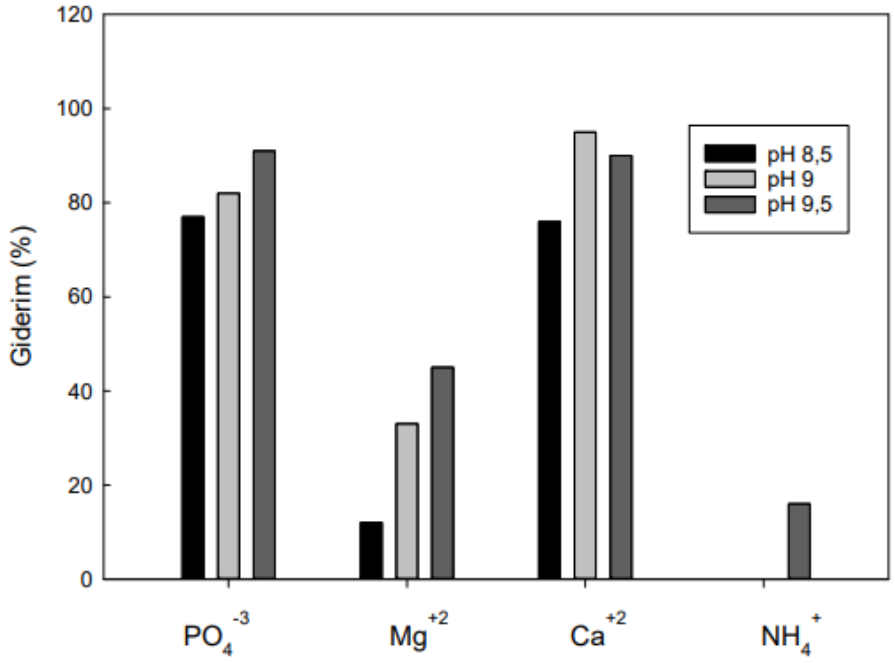


Şekil 15. Farklı P/Mg molar oranlarında gerçekleştirilen strüvit çöktürme deneylerinde elde edilen örneklerin PO_4^{-3} ve Mg^{+2} giderim verimleri

Süzüntü örneklerinde en yüksek PO_4^{-3} giderim veriminin %82 ile 0,9 P/Mg molar oranında gerçekleştirilen deneylerde tespit edilmesinin ardından pH etkisinin araştırılması hedefi ile pH 8,5, 9 ve 9,5 değerlerinde strüvit çöktürme deneyleri gerçekleştirilmiştir. Bu deneylerde elde edilen örneklerin PO_4^{-3}, Mg^{+2}, Ca^{+2} ve NH_4^{+} konsantrasyonları Tablo 13'de ve PO_4^{-3}, Mg^{+2}, Ca^{+2} ve NH_4^{+} giderim verimleri Şekil 16'da sunulmuştur. pH değerindeki artış ile PO_4^{-3} giderimi de artmış, pH 9,5'te gerçekleştirilen deneylerde süzüntü suyunda 21,4±0,1 mg/L ile en yüksek PO_4^{-3} tespit edilmiş olup %91 PO_4^{-3} giderimi elde edilmiştir.

Tablo 13. Farklı pH Değerlerinde Gerçekleştirilen Strüvit Çöktürme Deneylerinde Elde Edilen Örneklerin Karakterizasyon Sonuçları

pH	Örnek	PO_4^{-3} (mg/L)	Mg^{+2} (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	NH_4^{+} (mg/L)
	Giriş	231,45	65,8±1,6	112,9±1,8	28,1±0,6
8,5	Süzüntü	53,3±2,0	57,8±4,5	26,1±0,6	30,8±2,3
9	Süzüntü	41,4±3,5	43,5±0,6	4,8±0,4	52,0±1,1
9,5	Süzüntü	21,4±0,1	36,0±1,4	11,0±0,5	23,4±0,3

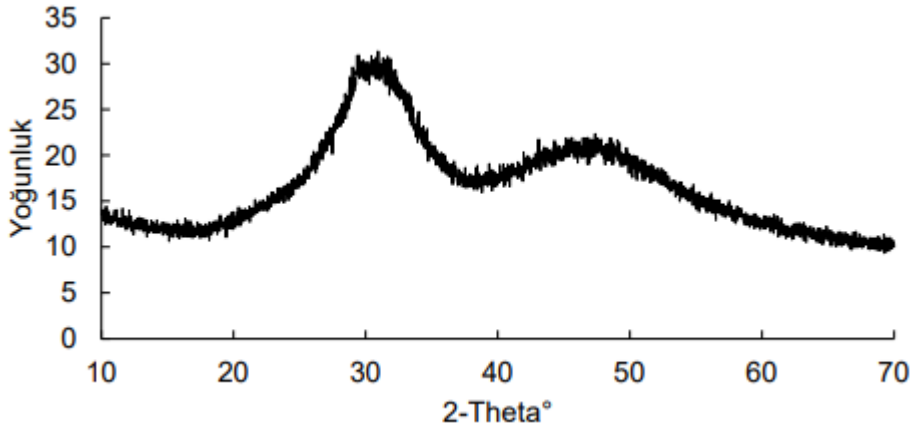


Şekil 16. Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen strüvit çöktürme deneylerinde elde edilen örneklerin PO_4^{-3}, Mg^{+2}, Ca^{+2} ve NH_4^{+} giderim verimleri

Farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen çöktürme deneylerinde, en yüksek PO_4^{-3}, Mg^{+2}, Ca^{+2} ve NH_4^{+} giderim verimleri pH 9,5 değerinde elde edildiği gözlenmiştir. Bu pH değerinde PO_4^{-3} giderimi %91 olarak kaydedilmiştir. Bu çalışmaya benzer şekilde, Yiğit ve Mazlum (2007) tarafından sentetik atıksuda yapılan denemelerde en yüksek strüvit çökelmesi pH 9,40'da gözlenmiştir. Muryanto (2017) strüvit çökelmesini etkileyen en önemli değişkenin pH olduğu ve 9,5 ila 10,5 arası pH değerinin optimum olduğunu bildirmiştir.

pH 9,5 değerinde gerçekleştirilen deneylerde elde edilen çökelti kurutularak XRD analizi yapılmıştır. Yapılan XRD analizinde elde edilen desen Şekil 17'de sunulmuştur. Ayrıca, çökelti içeriğinin %22,3 kristal ve %77,7 amorf yapı olduğu tespit edilmiştir. Çökeltinin çoğunlukla amorf yapı içermesi nedeni ile strüvit kristaline ait belirgin pikler elde edilememiştir. Ancak, literatürde benzer çalışmalara bakıldığında evsel atıksulardan nütrient geri kazanımında atıksu içeriğinde bulunan PO_4^{-3}, Mg^{+2} ve NH_4^{+} dışındaki bileşenlerden dolayı elde edilen strüvit çökeltisinde safsızlıklar görülebilmektedir. (Hallas vd., 2019). Le Corre vd. (2005) çözelti içerisinde Ca^{+2} konsantrasyonunun artması strüvit kristallerinin oluşumunun engellendiği ve amorf madde oluşumuna yol açtığı bildirilmiştir. Benzer şekilde, Liu vd. (2019) Ca/Mg

oranının 0'dan 3/2'ye kadar artmasıyla kristallerin şeklinin ince ve uzun iğneden daha kısa ve kalın çubuk şekline dönüştüğünü gözlemişlerdir. XRD analizleri Ca/Mg oranı 1/2 veya daha yüksek olduğunda ise strüvitin karakteristik zirvelerinin belirgin şekilde kaybolmasını ve daha küçük amorf bir Ca-P maddesinin oluşumunu desteklediği belirtilmiştir. Ca/Mg oranı 1/2'nin üzerinde olan atıksudan, düşük strüvit oranı nedeniyle P geri kazanımı ekonomik olarak önerilmemektedir.



Şekil 17. FO konsantresinden elde edilen çökeltinin XRD deseni.

5. BÖLÜM

SONUÇ VE ÖNERİLER

Evsel nitelikli atıksulardan su ve kaynak geri kazanımı amaçlanan bu çalışma kapsamında gerçekleştirilen deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

1. Yapılan çalışmalarda ilk olarak çekme çözeltisi türü ve konsantrasyonu belirlenmesi amacıyla %60 geri kazanım oranında $MgCl_2$, NaOAc ve NaCl çekme çözeltilerinin 0,5, 1, 2 M konsantrasyonlardaki performansları araştırılmıştır. 2 M $MgCl_2$ ile yapılan deneylerde 31,8±2,6 mg/L değeri ile en yüksek PO_4^{-3} konsantrasyonu elde edilmiştir.

2. En yüksek PO_4^{-3} konsantrasyonu 31,8±2,6 mg/L ve %60 su geri kazanım oranı 2 M $MgCl_2$ ile yapılan deneylerde ulaşılmıştır.

3. Strüvit geri kazanımı çalışmalarında ilk olarak P/Mg molar olarak oranının strüvit çökelmesine etkisinin araştırılması hedefi ile 0,9, 1,2 ve 1,5 P/Mg oranlarında pH 9'da çöktürme deneyleri gerçekleştirilmiştir. Süzüntü örneklerinde en düşük PO_4^{-3} konsantrasyonuna 41,4±3,5 mg/L ile 0,9 P/Mg molar oranında gerçekleştirilen deneylerde tespit edilmiştir.

4. pH etkisinin araştırılması hedefi ile pH 8,5, 9 ve 9,5 değerlerinde strüvit çöktürme deneyleri gerçekleştirilmiştir. pH 9,5'te gerçekleştirilen deneylerde süzüntü suyunda 21,4±0,1 mg/L ile en yüksek PO_4^{-3} miktarı tespit edilmiş olup %91 PO_4^{-3} giderimi elde edilmiştir.

5. Su geri kazanımı hedefi ile gerçekleştirilen deneylerde RO membranı ile seyrelmiş 2 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi besleme olarak kullanılmış olup 40 bar

TMP değerine kadar basınç uygulanmış ve akı elde edilememiştir. Seyreltilmiş 0,5 M $MgCl_2$ ile de su geri kazanımı denenmiş ve yine akı elde edilememiştir. Literatürde alternatif prosesler incelenmiş ve %96 $MgSO_4$ giderim verimine sahip olan NF membranı ile filtrasyon deneyi denemeleri gerçekleştirilmiştir. Ancak, seyreltilmiş 2 M $MgCl_2$ ile yine akı elde edilememiş olup, seyrelmiş 0,5 M $MgCl_2$ çekme çözeltisi ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen seyrelmiş çekme çözeltisi ile NF prosesinde su geri kazanımı deneyleri gerçekleştirilmiştir. 30 bar TMP değerinde ve 1 m/s çapraz akış hızında gerçekleştirilen deneylerde 53,7±0,2 mS/cm iletkenlik değerine sahip olan çekme çözeltisinden su geri kazanımında elde edilen permeat örneklerinin iletkenlik değeri 1980±100 µS/cm olup %96±0,1 tuzluluk giderimi verimi elde edilmiştir.

6. Strüvit (MgNH4PO4.6H2O) çökelmesiyle FO prosesinin konsantrelerinden N ve P geri kazanımı çalışmaları kapsamında belirleyici parametre olan PO4-3, FO prosesi konsantresinde gerçekleştirilen çöktürme deneylerinde %91 giderimi elde edilmiştir.

7. FO+NF prosesi ile strüvit geri kazanımının ekonomik olarak uygulanabilirliğinin olması için yapılacak çalışmalarda safsızlıkların göz önüne alınması gerektiği bir öneri olarak ortaya çıkmıştır.

KAYNAKÇA

1. Adam G, Mottet A, Lemaigre S, Tsachidou B, Trouvé E, Delfosse P. 2018. "Fractionation of anaerobic digestates by dynamic nanofiltration and reverse osmosis: An industrial pilot case evaluation for nutrient recovery", **Journal of Environmental Chemical Engineering, 6**(5), 6723-32.
2. Ansari, A. J., Hai, F. I., Price, W. E., and Nghiem, L. D. 2016. Phosphorus recovery from digested sludge centrate using seawater-driven forward osmosis. **Separation and Purification Technology. 163** 1-7.
3. Bilstad, T. 1995. Nitrogen separation from domestic wastewater by reverse osmosis. **Journal of membrane science, 102**, 93-102.
4. Cath T. Y., 2006, "Emerging applications for water treatment and potable water reuse", **International Conference on Environmental Systems, 1-43**, Colorado, USA, 17-20 July.
5. Çevre, Ş., ve İklim Değişikliği 2010, "Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği." Ankara, Türkiye
6. Dai, H., Lu, X., Peng, Y., Zou, H., Shi, J. 2016. "An efficient approach for phosphorus recovery from wastewater using series-coupled air-agitated crystallization reactors", **Chemosphere, 165**, 211-20.
7. Devia, Y. P., Imai, T., Higuchi, T., Kanno, A., Yamamoto, K., Sekine, M., & Van Le, T. 2015. Potential of magnesium chloride for nutrient rejection in forward osmosis. **Journal of Water Resource and Protection, 7**(9), 730-740.
8. Elser, J., & Bennett, E. 2011. A broken biogeochemical cycle. **Nature, 478** (7367), 29-31.
9. European Commission 2010. "Water Scarcity and Drought in the European Union." **http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/water_-scarcity.pdf.**
10. Fields, S. 2004 "Global nitrogen: cycling out of control", **Environmental Health Perspectives. 112**(10), A556.
11. Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E. and Karl, D.M. 2004. "Nitrogen cycles: past, present, and future", **Biogeochemistry, 70**, 153e226.

12. Gu, Y., et al. 2016, "Quantification of the water, energy and carbon footprints of wastewater treatment plants in China considering a water–energy nexus perspective." **Ecological indicators, 60**, 402-409.
13. Guest, J.S., Skerlos, S.J., Barnard, J.L., Beck, M.B., Daigger, G.T., Hilger, H., Jackson, S.J., Karvazy, K., Kelly, L., Macpherson, L. and Mihelcic, J.R. 2009. A new planning and design paradigm to achieve sustainable resource recovery from wastewater. **Environmental Science & Technology, 43** (16), 6126-6130.
14. Hafiz, M. A., Hawari, A. H., & Altaee, A. 2019. A hybrid forward osmosis/reverse osmosis process for the supply of fertilizing solution from treated wastewater. **Journal of Water Process Engineering, 32**, 100975.
15. Hallas, J. F., Mackowiak, C. L., Wilkie, A. C., & Harris, W. G. 2019. Struvite phosphorus recovery from aerobically digested municipal wastewater. **Sustainability, 11**(2), 376.
16. Hamdan, M., Sharif, A. O., Derwish, G., Al-Aibi, S., & Altaee, A. 2015. Draw solutions for Forward Osmosis process: Osmotic pressure of binary and ternary aqueous solutions of magnesium chloride, sodium chloride, sucrose and maltose. **Journal of food engineering, 155**, 10-15.
17. Holloway, R. W., Childress, A. E., Dennett, K. E., & Cath, T. Y. 2007. "Forward osmosis for concentration of anaerobic digester centrate", **Water Research, 41**(17), 4005-4014.
18. Hou, D., Lu, L., Sun, D., Ge, Z., Huang, X., Cath, T. Y., & Ren, Z. J. 2017. Microbial electrochemical nutrient recovery in anaerobic osmotic membrane bioreactors. **Water research, 114**, 181-188.
19. Hutnik, N., Kozik, A., Mazienczuk, A., Piotrowski, K., Wierzbowska, B., & Matynia, A. 2013. "Phosphates (V) recovery from phosphorus mineral fertilizers industry wastewater by continuous struvite reaction crystallization process", **Water Research, 47**(11), 3635-3643.
20. Kim, Y. M., Kim, S. J., Kim, Y. S., Lee, S., Kim, I. S., & Kim, J. H. 2009. "Overview of systems engineering approaches for a large-scale seawater desalination plant with a reverse osmosis network", **Desalination, 238** (1), 312-332.
21. Koltuniewicz, A. B., & Drioli, E. 2008. Membranes in clean technologies. **Membranes, 31**, 3-1.

22. Kwon, D., Bae, W., & Kim, J. 2021. Hybrid forward osmosis/membrane distillation integrated with anaerobic fluidized bed bioreactor for advanced wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials, 404**, 124160.
23. Le Corre, K. S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., & Parsons, S. A. 2005. "Impact of calcium on struvite crystal size, shape and purity", **Journal of Crystal Growth, 283**(3-4), 514-522.
24. Linares, R. V., Li, Z., Sarp, S., Bucs, S. S., Amy, G., & Vrouwenvelder, J. S. 2014. Forward osmosis niches in seawater desalination and wastewater reuse. **Water Research, 66**, 122-139.
25. Liu, X., & Wang, J. 2019. "Impact of calcium on struvite crystallization in the wastewater and its competition with magnesium", **Chemical Engineering Journal, 378**, 122121.
26. Liu, X., Wen, G., Hu, Z., & Wang, J. 2018. Coupling effects of pH and Mg/P ratio on P recovery from anaerobic digester supernatant by struvite formation. **Journal of cleaner production, 198**, 633-641.
27. Luo, L., et al. 2019, "A novel index of total oxygen demand for the comprehensive evaluation of energy consumption for urban wastewater treatment." **Applied Energy, 236**, 253-261.
28. Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T. 2006. "Treatment processes for source-separated urine", **Water Research, 40**(17), 3151-66.
29. McCutcheon, J. R., McGinnis, R. L., & Elimelech, M. 2005, "A novel ammoniacarbon dioxide forward (direct) osmosis desalination process", **Desalination, 174**, 1-11.
30. McGinnis, R. L., & Elimelech, M. 2007. Energy requirements of ammonia–carbon dioxide forward osmosis desalination. **Desalination, 207**(1-3), 370-382.
31. Melia, P. M., Cundy, A. B., Sohi, S. P., Hooda, P. S., & Busquets, R. 2017. "Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater", **Chemosphere, 186**, 381-95.
32. Mi, B., & Elimelech, M. 2010. "Organic fouling of forward osmosis membranes: Fouling reversibility and cleaning without chemical reagents", **Journal of Membrane Science, 348**(1-2), 337-345.
33. Mi, B., Elimelech, M., 2008, "Chemical and physical aspects of organic fouling of forward osmosis membranes", **Journal of Membrane Science, 320**, 292–302.

34. Mulder, M. 2012. Basic principles of membrane technology. Springer science & business media.
35. Muryanto, S. 2017. “On precipitation of struvite (MgNH4PO4. 6H2O)”, **Journal of Science and Science Education, 1**(2), 21-29.
36. Nancharaiah, Y. V., Mohan, S. V., & Lens, P. N. L. 2016. "Recent advances in nutrient removal and recovery in biological and bioelectrochemical systems", **Bioresource Technology, 215**, 173-85.
37. Nguyen, N. C., Chen, S. S., Yang, H. Y., & Hau, N. T. 2013. Application of forward osmosis on dewatering of high nutrient sludge. **Bioresource technology, 132**, 224-229.
38. Panepinto, D., et al. 2016, "Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy." **Applied Energy, 161**, 404-411.
39. Phillip, W. A., Yong, J. S., & Elimelech, M. 2010. Reverse draw solute permeation in forward osmosis: modeling and experiments. **Environmental science & technology, 44**(13), 5170-5176.
40. Phuntsho, S., Sahebi, S., Majeed, T., Lotfi, F., Kim, J. E., & Shon, H. K. 2013. "Assessing the major factors affecting the performances of forward osmosis and its implications on the desalination process", **Chemical Engineering Journal, 231**, 484-96.
41. Pramanik, B. K., Hai, F. I., Ansari, A. J., & Roddick, F. A. 2019. “Mining phosphorus from anaerobically treated dairy manure by forward osmosis membrane”, **Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 78**, 425-432.
42. Qiu, G., Law, Y. M., Das, S., & Ting, Y. P. 2015. Direct and complete phosphorus recovery from municipal wastewater using a hybrid microfiltration-forward osmosis membrane bioreactor process with seawater brine as draw solution. **Environmental science & technology, 49**(10), 6156-6163.
43. Rascio, N., La Rocca, N. 2013. "Biological nitrogen fixation". **Encyclopedia of Ecology, 412**-419
44. Schäfer, A., Fane, A. G., & Waite, T. D. (Eds.). 2005. Nanofiltration: principles and applications. Elsevier.
45. Schneider, C., Rajmohan, R. S., Zarebska, A., Tsapekos, P., & Hélix-Nielsen, C. 2019. Treating anaerobic effluents using forward osmosis for combined water

purification and biogas production. **Science of the total environment, 647**, 1021-1030.

46. Shenvi, S.S., Isloor, A.M., Ismail, A. 2015. "A review on RO membrane technology: developments and challenges", **Desalination, 368**, 10-26.
47. Singh, N., Dhiman, S., Basu, S., Balakrishnan, M., Petrinic, I., & Helix-Nielsen, C. 2019a. "Dewatering of sewage for nutrients and water recovery by Forward Osmosis (FO) using divalent draw solution", **Journal of Water Process Engineering, 31**, 100853.
48. Singh, N., Petrinic, I., Hélix-Nielsen, C., Basu, S., & Balakrishnan, M. 2019b. "Influence of Forward Osmosis (FO) membrane properties on dewatering of molasses distillery wastewater", **Journal of Water Process Engineering, 32**, 100921.
49. Sun, D., Gao, Y., Hou, D., Zuo, K., Chen, X., Liang, P., Zhang, X., Ren, Z.J. and Huang, X. 2018. "Energy-neutral sustainable nutrient recovery incorporated with the wastewater purification process in an enlarged microbial nutrient recovery cell", **Journal of Power Sources, 384**, 160-4.
50. Tan, C.H., Ng, H.Y. 2008. "Modified models to predict flux behavior in forward osmosis in consideration of external and internal concentration polarizations", **Journal of Membrane Science, 324**, 209-219.
51. United Nations (UN). 1996, Country population statistics and projections 1950–2050, report, Food and Agric. Org. of the U. N., Rome.
52. USEPA-Science Advisory Board to the EPA. 2011. Reactive nitrogen in the United States; an analysis of inputs, flows, consequences, and management options. Washington, DC: US EPA.
53. Van Vuuren, D. P., Bouwman, A. F., & Beusen, A. H. 2010. Phosphorus demand for the 1970–2100 period: a scenario analysis of resource depletion. **Global Environmental Change, 20**(3), 428-439.
54. Volpin, F., Heo, H., Johir, M. A. H., Cho, J., Phuntsho, S., & Shon, H. K. 2019. Techno-economic feasibility of recovering phosphorus, nitrogen and water from dilute human urine via forward osmosis. **Water research, 150**, 47-55.
55. Wang, K.Y., Chung, T.S., Qin, J.J. 2007. "Polybenzimidazole (PBI) nanofiltration hollow fiber membranes applied in forward osmosis process", **Journal of Membrane Science, 300**, 6–12.

56. Wang, Z., Zheng, J., Tang, J., Wang, X., & Wu, Z. 2016. A pilot-scale forward osmosis membrane system for concentrating low-strength municipal wastewater: performance and implications. **Scientific reports, 6**(1), 21653.

57. Xie, M., Nghiem, L. D., Price, W. E., and Elimelech, M. 2014. "Toward resource recovery from wastewater: extraction of phosphorus from digested sludge using a hybrid forward osmosis–membrane distillation process", **Environmental Science & Technology Letters. 12** 191-195.

58. Xie, M., Shon, H.K., Gray, S.R., & Elimelech, M. 2016. "Membrane-based processes for wastewater nutrient recovery: Technology, challenges, and future direction", **Water Research, 89**, 210-221.

59. Xue, W., Sint, K. K. K., Ratanatamskul, C., Praserthdam, P., & Yamamoto, K. 2018. Binding TiO 2 nanoparticles to forward osmosis membranes via MEMO–PMMA–Br monomer chains for enhanced filtration and antifouling performance. **RSC advances, 8**(34), 19024-19033.

60. Yigit, N. Ö., & Mazlum, S. 2007. "Phosphate recovery potential from wastewater by chemical precipitation at batch conditions". **Environmental Technology, 28**(1), 83-93.

61. Zhang, F., Peng, Y., Miao, L., Wang, Z., Wang, S., & Li, B. 2017. "A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate", **Chemical Engineering Journal, 313**, 619-628.

62. Zhao, S., Zou, L., Mulcahy, D. 2012. "Brackish water desalination by a hybrid forward osmosis nanofiltration system using divalent draw solute", **Desalination, 284**, 175-181.

63. Zou, S., Qin, M., Moreau, Y., & He, Z. 2017. Nutrient-energy-water recovery from synthetic sidestream centrate using a microbial electrolysis cell-forward osmosis hybrid system. **Journal of Cleaner Production, 154**, 16-25.

64. Zuthi, M. F. R., Guo, W. S., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., & Hai, F. I. 2013. "Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes", **Bioresource Technology, 139**, 363-74.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı: Mehmet Dağhan ERDEN

Uyruğu:

Doğum Tarihi ve Yeri:

Medeni Durum:

e-mail:

EĞİTİM

Derece	**Kurum**	**Mezuniyet Tarihi**
Yüksek Lisans	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2024
Lisans	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2020
Lise	Nevşehir Anadolu Lisesi, Nevşehir	2015

İŞ DENEYİMLERİ

Yıl	**Kurum**	**Görev**
18.05.2023-Devam Ediyor	Yeşil-ÇED Çevre Teknolojileri Mühendislik Danışmanlık İnşaat Taah. San. ve Tic. Ltd. Şti.	Çevre Mühendisi
04.05.2023-15.05.2023	Alta ÇED Proje Müh. A.Ş.	Çevre Mühendisi
01.10.2022-29.05.2023	Alta ÇED Müh. Müş. İnş. Taah. Tic. Ltd. Şti.	Çevre Mühendisi
10.07.2021-01.08.2022	AGÜ Bilimsel Araştırma Projeleri Daire Başkanlığı	Çevre Mühendisi (Bursiyer)
15.01.2020-30.01.2020	Kayseri Su ve Kanalizasyon İdaresi	Stajyer (Çevre Mühendisi)
26.08.2019-11.09.2019	Kayseri Su ve Kanalizasyon İdaresi	Stajyer (Çevre Mühendisi)

YABANCI DİL

İngilizce