

Kahramanmaraş Sütçü İmam University Journal of Engineering Sciences



Anaerobik Membran Biyoreaktörde TMP-Akısı Değerlendirmesi

TMP-Flux Evaluation in Anaerobic Membrane Bioreactor

Serdar GÖÇER, Dilek AKMAN, Kevser CIRİK*

Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Çevre Mühendisliği, Kahramanmaraş, Türkiye

*Sorumlu Yazar / Corresponding Author: Kevser CIRİK, kcirik@ksu.edu.tr

ÖZET

Membran biyoreaktör teknolojisi, yüksek arıtma performansı, düşük çevresel etkisi, arıtılmış suyun tekrar kullanılabilmesi gibi avantajlarından dolayı atıksu arıtımı alanında sıklıkla tercih edilmektedir. Membran biyoreaktör uygulamasında membran performansının değerlendirilebilmesi, sürdürülebilir ve yüksek performansta arıtım performansının elde edilebilmesi için en önemli faktörlerden biri membranın kirlenme eğiliminin belirlenmesidir. Bu çalışmada çöp sızıntı suyu ve çeşme suyu kullanılarak farklı mikroorganizma konsantrasyonlarında transmembran basıncı (TMP)-akı ilişkisi ortaya koyulmuştur. Membranın kirlenme eğilimi, akı ve TMP davranışı incelenerek belirlenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre, suyun kirlilik seviyesi arttıkça kritik akı azalmıştır. Kritik akı; çeşme suyu, mikroorganizma+çeşme suyu içeren çalışma koşullarında, çöp sızıntı suyu+mikroorganizma içeren işletme koşullarında, sırasıyla 78LMH, 40LMH, 15LMH olarak belirlenmiştir. En yüksek membran tıkanma hızı ise 12mbar/dk olarak belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Kritik Akı, Anaerobik Membran Biyoreaktör, Membran Tıkanması, Transmembran Basıncı

ABSTRACT

Membrane bioreactor technology is often preferred in the field of wastewater treatment due to its advantages such as high purification performance, low environmental impact and reuse of treated water. One of the most important factors for evaluating membrane performance in membrane bioreactor applications, achieving sustained and high performance treatment performance is the determination of membrane fouling tendency. In this study, transmembrane pressure (TMP) -flux profile, which changes at different concentrations of microorganisms, has been revealed using waste water and tap water. Membrane fouling tendency was determined by examining the flux, and TMP behavior. According to study results, increasing water pollution level resulted in decreasing critical flux. Critical fluxes were determined as 78LMH, 40LMH, and 15LMH in operating with tap water, microorganism+tapwater, and landfill leachate+microorganisms, respectively. The maximum membrane fouling rate was found as 12 mbar / min.

Keywords: Critical Flux, Anaerobic Membrane Bioreactor, Membrane Fouling, Transmembrane Pressure

1. GİRİŞ

Kentsel atıkların yönetiminde nihai bertaraf yöntemi olan katı atık depolama sahalarının en önemli sorunlarından biri sızıntı suyu yönetimidir. Sızıntı suyu arıtımı evsel atıksulara göre oldukça zor ve karmaşık bir proses gerektirir. Sızıntı suyu hacimsel olarak az ancak organik kirlilik yükü açısından çok yüksek bir atıksu türüdür. Bu nedenle, miktarca az olmasına rağmen çevresel etkilerinin oldukça önemli ve riskli olması nedeniyle, sızıntı suyunun oluşumunun kontrol altına alınarak asgari seviyelere çekilmesi ve uygun arıtma yöntemlerle arıtılması gerekmektedir. Sızıntı suları, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan birçok element ve bileşiği ihtiva etmektedir. Sızıntı suyu karakteristiği değişken bir yapıya sahiptir. Sızıntı suyunun karakteristiği; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, atıktaki su muhtevası, ısı, pH, redoks potansiyeli, stabilizasyon derecesi, atık yüksekliği, işletme şartları ve iklim şartlarına göre değişiklik gösterir (Akkaya ve Demir, 2009). Sızıntı suyu çok karmaşık ve yüksek kirlilik potansiyeline sahiptir. Katı atıkların kompozisyonu zamana ve bölge şartlarına bağlı olarak değişebildiğinden bu atıklardan oluşan sızıntı suyunun karakteristiği de büyük ölçüde değişebilmektedir ve kompleks içeriği nedeniyle arıtımı en zor suların başında sızıntı suları gelmektedir. Bu nedenle tek bir arıtım yöntemi ile nihai bir arıtım sağlamak sızıntı suları için pek mümkün değildir.

Sızıntı suları, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve azot bakımından yüksek konsantrasyonlara sahip bir atık su türüdür. Bu da sızıntı suyunun klasik yöntemlerle arıtımını güçleştirmektedir ve bunun için sızıntı suyu arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu, ileri arıtma metotlarından ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Renou ve ark., 2008). Son zamanlarda sızıntı suyu gibi arıtımı zor ve kompleks kontaminantlar içeren atıksuların arıtımında membran biyoreaktör (MBR) sistemleri kullanılmakta ve oldukça iyi verimler elde edilebilmektedir. MBR teknolojisi, yüksek arıtma performansı, düşük çevresel etki, arıtılmış suyun yüksek düzeyde yeniden kullanılabilirliği, son çöktürme/üçüncül arıtma ihtiyacının ortadan kaldırılması nedeniyle geleneksel atık su arıtma proseslerine ilgi çekici bir alternatif oluşturmaktadır (Skouteris vd., 2012; Lin vd., 2012). MBR, biyolojik arıtma ve membran filtrasyonunu kapsayan kompakt bir sistemdir. MBR sistemleri biyolojik arıtma ünitesi ile birlikte ultrafiltrasyon ya da mikrofiltrasyon membranları kullanılarak çöktürme yapılarının elimine edildiği, yüksek miktarda KOİ, azot ve askıda katı madde gideriminin sağlandığı sistemlerdir. Ayrıca membran kullanımı ile çamur ayrımı oldukça yüksek verimlerde elde edilir ve çıkış suyunda çamur kaçakları minimum seviyede gerçekleşir. Uzun çamur yaşında işletilen MBR'ler çamur üretiminin az olduğu ve enerji tüketiminin yüksek olduğu sistemlerdir. Fakat işletme maliyetleri yüksek ve işletme şartları hassastır ve membran gözeneklerinin zamanla tıkanması sonucu akının azalması da önemli bir işletme problemidir. Bundan dolayı MBR uygulamasındaki önemli ve sınırlayıcı faktör membranın tıkanma eğilimidir. Biyokütle ve askıda katı maddelerin membran yüzeyinde ve membran gözenekleri içerisinde birikmesi, hidrolik direncin artmasına ve akının azalmasına neden olurken trans membran basıncının da (TMP) artışa neden olmaktadır (Bottino vd., 2009). Membranın fiziksel ve/veya kimyasal yöntemlerle temizlenmesi, tıkanıklıkların azaltılması ve uzun dönemli işletimlerde optimum membran performansının sağlanması açısından gereklidir. Bu temizleme aşamasının sıklığı hava kabarcıklarının dağılımı yöntemiyle veya kritik akıdan daha düşük süzöntü akısının sağlanmasıyla önemli ölçüde azaltılabilir (Wang et al., 2014). Kritik akı, zar-basınç ve akı arasındaki doğrudan ilişkinin bir göstergesidir. Uygun bir temizleme sistemi ile kombine edilmiş bir membran, kritik akının altında işletildiği zaman uzun bir süre partikül birikmesi olmaksızın veya çok az miktarda birikmenin gözlenmesiyle işletmek mümkün olmaktadır ve işletmenin sürdürülebilirliğini arttırmaktadır (Zhou vd., 2008). Kritik akı membranın konumuna, membran özelliklerine, atıksu karakterizasyonuna, karışık sıvı askıda katı madde (Mixed Liquor Suspended Solid= MLSS) konsantrasyonuna, pH, iyonik göç durumu, sıcaklık gibi sistem özelliklerine ve hidrodinamik davranışlara bağlıdır (Aslan, 2016).

Bu çalışmanın amacı, gerçek çöp sızıntı suyunun arıtımını gerçekleştirecek lab-ölçekli batık MBR sistemin ön çalışması olarak farklı işletme konfigürasyonlarında (çeşme suyu veya çöp sızıntı suyu kullanılarak) ve farklı MLSS konsantrasyonlarında (2, 4, 6, 8 g/L) TMP ve akı arasındaki korelasyonun, membran performansının ve kritik akının belirlenmesidir. Kritik akı ve tıkanma eğilimi kademeli akı metoduyla deneysel olarak tespit edilmiştir. Tıkanma davranışları 4 farklı MLSS konsantrasyonunda incelenmiştir ve kritik akı ile MLSS konsantrasyonu arasındaki ilişki belirlenmiştir.

2. MATERYAL-METOT

2.1. MBR sistemi ve işletimi

MBR, gerçek çöp sızıntı sularının anaerobik arıtılabilirliği çalışmalarının ön çalışması olarak kritik akı, TMP-akı ilişkisi ve mikroorganizma konsantrasyonunun akı ve TMP profiline etkisinin araştırılması için işletilmiştir. MBR toplam 5,7 L ve 11x14x37cm boyutlarında olup cam malzemeden imal edilmiştir. Çalışmada Tablo 1'de karakteristiği belirtilen gerçek çöp sızıntı suyu kullanılmıştır. Sistem sürekli akışlı olarak işletilmiş olup süzöntü suyu peristaltik pompa (Masterflex, Cole-Parmer console drive, ABD) yardımıyla reaktörden uzaklaştırılmıştır. Basınç ölçer ile (Mesens MPS300.420) değişen TMP'nin takibi dijital olarak yapılması sağlanmıştır. Reaktörün alt kısmına membran demetinin temizlenmesi ve anaerobik ortam koşullarının sağlanabilmesi için saf azot gazı difüzörü yerleştirilmiştir ve 4 mL/dk debi ile sürekli reaktöre uygulanmıştır. MBR içerisindeki tam karışım 250 devir/dk'da manyetik karıştırıcı (Heidolph, MR Hei-Standard, Almanya) yardımıyla sağlanmıştır ve çalışmalar oda koşullarında (23±2 °C) gerçekleştirilmiştir. MBR dizaynında hollow fiber Zena P6S ultrafiltrasyon membranı kullanılmıştır. Polipropilen maddeden imal edilmiş olan ince boşluklu membranın gözenek çapı 0,2 µm'dir. Sistemde kullanılan membran demetinde toplam 216 adet fiber bulunacak şekilde dizayn edilmiş ve toplam yüzey alanı 0,06 m²'dir.

Tablo 1. Çöp sızıntı suyu karakteristiği

Parametreler	Değer	Parametreler	Değer
Toplam organik karbon (mg/L)	7058±400	Sülfat (mg/L)	<0,1
KOİ (mg/L)	16000±1500	Bakır (mg/L)	2,6±0,6
BOİ (mg/L)	1500±300	Çinko (mg/L)	0,03±0,01
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	2120±10	Demir (mg/L)	2,6±0,5
PO ₄ ⁻³ -P (mg/L)	78±10	Kadmiyum (mg/L)	0,001
NO ₂ ⁻ (mg/L)	320±20	Toplam krom (mg/L)	0,3±0,05
NO ₃ ⁻ (mg/L)	670±40	Kurşun (mg/L)	0,00025
Pt-Co (birim renk)	6380±10	Mangan (mg/L)	0,1±0,05
RES 436nm (m ⁻¹)	222±10	Nikel (mg/L)	0,6±0,1
RES 525nm (m ⁻¹)	95±8	AKM (mg/L)	11800±150
RES 620nm (m ⁻¹)	56±4	UAKM (mg/L)	840±60
Sülfür (mg/L)	99±6	Fenol (mg/L)	18±2

Çalışmada Tablo 2'deki deneysel plan kullanılmıştır ve bu deneysel plan doğrultusunda yöntemler geliştirilmiştir. Çalışma üç farklı iş paketinden oluşmaktadır. İlk iş paketinde akı-TMP ilişkisini değerlendirmek için reaktör çeşme suyuyla işletilmiştir. Daha sonraki iş paketinde (IP II ve III) ise çeşme suyu ve çöp sızıntı suyu kullanılarak değişen mikroorganizma konsantrasyonlarına bağlı membranın tıkanma eğilimi değerlendirilmiştir. Her bir işletim koşulu değişiminde temiz ve kullanılmamış membran demeti kullanılmıştır.

Tablo 2. Deneysel Plan

İş paketleri	Akı (L.m ⁻² .saat ⁻¹ ;LMH)	Mikroorganizma (MLSS) konsantrasyonu (g/L)
İş paketi I: Kritik akının belirlenmesi	1,24- 110	-
İş paketi II: Çeşme suyu kullanılarak TMP-akı ilişkisinin belirlenmesi	3-62	2, 4, 6 ve 8
İş paketi III: Çöp sızıntı suyu kullanılarak TMP-akı ilişkisinin belirlenmesi	3-30	2, 4, 6 ve 8

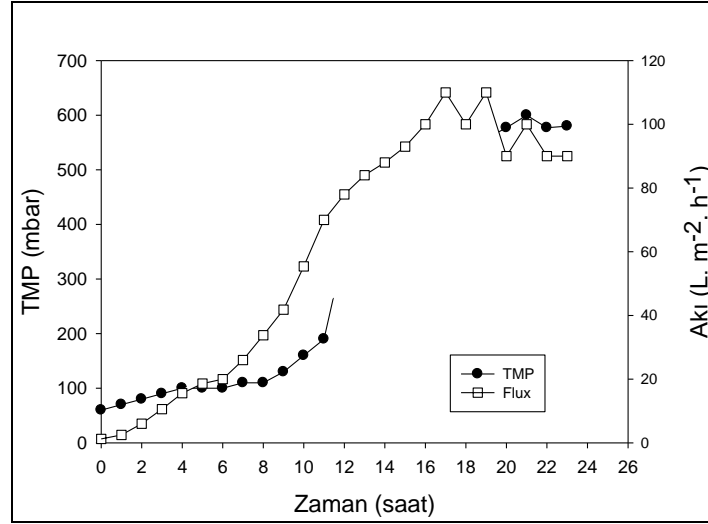
2.2. Kritik akının belirlenmesi

Kritik akı, süzöntü akısının artan değerlerine karşın oluşan TMP varyasyonlarının kaydedilmesi prensibine dayanan kademeli akı yöntemi ile belirlenmiştir (Le Clech vd., 2003; Bottino vd., 2009). Kritik akı belirlemede, denenen her bir akı değeri için iki TMP değeri önemlidir: başlangıç TMP değeri ve fitrasyon direncine karşı oluşan nihai TMP değeridir. Bu iki TMP değeri kullanılarak tıkanma ile bağlantılı birim zamanda TMP değişimi (dTMP/dt) belirlenebilir ve çalışmada kritik akı dTMP/dt ≥ 0,5 olduğu akı olarak kabul edilmiştir (Guglielmi et al., 2007).

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

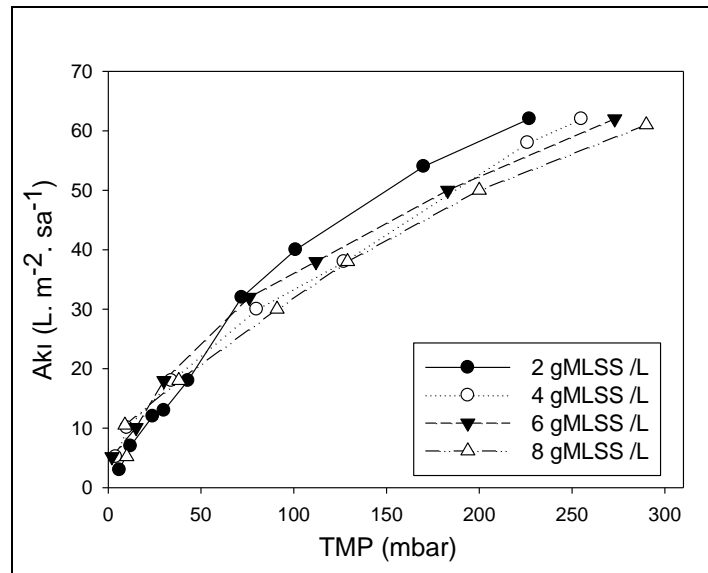
3.1. Çeşme suyu ile çalışan MBR'de Akı-TMP ilişkisi

Çalışmanın bu bölümünde MBR çeşme suyu ile işletilmiş ve TMP-akı ilişkisi Şekil 1'de örnek olarak verilmiştir. Reaktörde, MLSS konsantrasyonu ve çöp sızıntı suyu yer almamaktadır. Çeşme suyu ile işletilen MBR'de akı-TMP ilişkisi kademeli bir şekilde artış göstermektedir. Görüldüğü üzere belirli bir akı değerinin üzerinde TMP değerlerinde ani bir artış gözlemlenmiştir. Reaktör 26 saat işletilmiş ve yaklaşık 70 LMH değerine kadar TMP 60-190mbar aralığında değişirken, 78LMH'da TMP ani artış göstererek 355mbar değerine ulaşmıştır.



Şekil 1. Çeşme suyu ile işletilen MBR'de TMP-akı ilişkisi

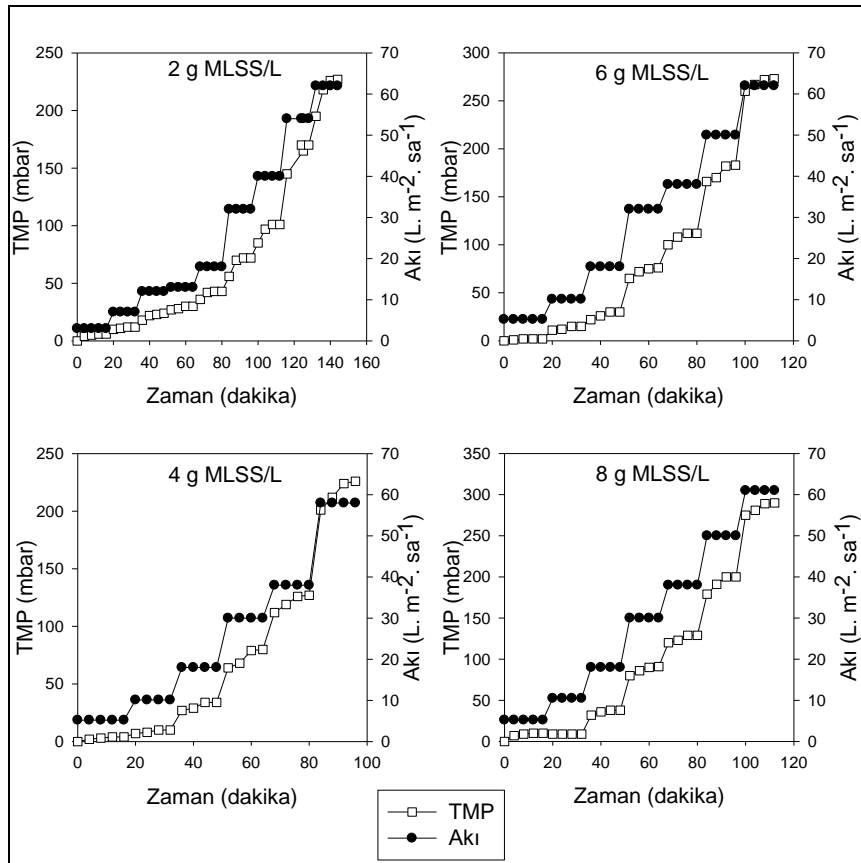
3.2. Farklı konsantrasyonlarda mikroorganizma içeren ve çeşme suyu ile işletilen MBR'de Akı-TMP ilişkisi



Şekil 2. Çeşme suyu ve artan MLSS konsantrasyonu ile işletilen MBR'de TMP-akı ilişkisi

Çalışmanın bu kısmında MLSS konsantrasyonunun reaktörün işletme performansına olan etkisini incelemek için çeşme suyuyla işletilen MBR'ye farklı konsantrasyonlarda (2-8g/L) mikroorganizma eklenmiştir. Çalışmaya ait akı-TMP ilişkisi Şekil 2'de verilmiştir. 30LMH değerine kadar, akı ve TMP'nin orantısız bir şekilde arttığı, fakat bu değer üzerinde TMP verilerinin artış hızının arttığı gözlemlenmiştir. MLSS konsantrasyonundaki artış membran TMP değerinin daha hızlı artmasına neden olmuştur. Çünkü membran yüzeyine tutunan mikroorganizmalar membran filtrasyonunu sınırlayarak membran tıkanıklığına neden olmaktadır. Örneğin 60LMH akı değeri ile reaktör çalıştırıldığında, TMP değerleri 2g/L MLSS konsantrasyonunda 195mbar, 4g/L MLSS konsantrasyonunda 226mbar, 6g/L MLSS konsantrasyonunda 273mbar, 8g/L MLSS konsantrasyonunda 290mbar olarak bulunmuştur. TMP artışı tıkanıklığın bir göstergesidir.

Şekil 3’de ise MBR’de akı-TMP ilişkisinin zamana karşı değişimi verilmektedir. Çalışmada reaktör 140 dakika boyunca işletilmiş ve her 20 dakikada bir akı arttırılmıştır. Akının artmasıyla TMP verilerinde de artış gözlemlenmiştir. Şekilden de görüleceği üzere kritik akının 40LMH olduğu belirlenmiştir. Clech vd. (2003) tarafından yapılan çalışmada MBR’lerin kritik akı değerinin altında işletilmeleri durumunda tıkanmaya karşı önlemler alınabileceği vurgulanmıştır. Literatürde genel olarak MLSS konsantrasyonu artışının membran tıkanıklığını arttırdığı vurgulanmaktadır. Fakat bazı çalışmalarda MLSS konsantrasyonunun eşik değerine kadar MBR kirlenmesine etkisi olmadığı rapor edilmiştir (3.6 -8.4 g /L Harada vd. 1994; 30–40 g /L Yamamoto vd. 1999). Le-Clech vd. 2003 yaptığı çalışmada 4-8g/L MLSS konsantrasyonunun tıkanmaya herhangi bir etkisinin olmadığını, sadece dP/dt verilerini (basıncın zamanla değişimi) etkilediğini rapor etmiştir. MLSS konsantrasyonunun MBR kirliliğine etkisi mikroorganizma yapısının karmaşıklığı ve değişkenliği nedeniyle, havalandırma etkileri kadar bariz değildir. Aslında ekstra polimer maddeler ve diğer biyokütle karakteristikleri hesaba katılmazsa MLSS konsantrasyonundaki artış tek başına çoğunlukla akıya (Fane vd.1981), stabilize edilmiş geçirgenlik hızına (Beaubien vd., 1996) ve sınırlayıcı akıya olumsuz (Cicek vd. 1998) bir etkiye neden olur.



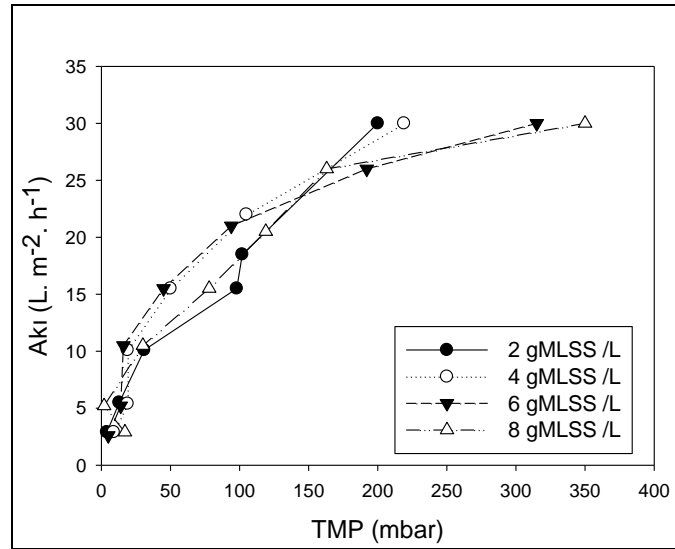
Şekil 3. Çeşme suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi

3.3. Farklı konsantrasyonlarda mikroorganizma içeren ve çöp sızıntı suyu ile işletilen MBR’de Akı-TMP ilişkisi

Çalışmanın bu kısmında MBR gerçek çöp sızıntı suyu ve farklı konsantrasyonlarda mikroorganizma (2-8g/L) ile işletilmiştir. Katı atık depolama alanlarında oluşan çöp sızıntı suları genel olarak, çöp içindeki nemin ve çöp depolama alanına düşen yağmur sularının sızması sonucu ve atıkların aerobik/anaerobik ayrışması sırasında oluşan atık sulardır. Katı atık deponi alanı sızıntı suları özellikleri depolanan katı atığın niteliğine göre değişmekle beraber içerdikleri yüksek organik madde miktarı, azotlu maddeler, ağır metaller, organik ve inorganik tuzlardan dolayı yeraltı ve yüzey sularının kirlenmesinin yanında toprak kirlenmesine de neden olmaktadır. Genel olarak çöp sızıntı suları yüksek KOİ, düşük biyolojik parçalanabilirlik, yüksek bulanıklık ve zayıf UV geçirgenliği ile tanımlanmaktadır. Sızıntı suyunun içerdiği kirlenmeyi belirleyen ana parametreler; biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam organik karbon (TOK), azot bileşikleri (NH₃-N, organik azot, NO₃-2-N vb.), ağır metaller ve zenobiyotik maddeler şeklinde sayılabilir (Akkaya ve Demir, 2009). Çöp sızıntı sularının içerdiği kompleks kirlenici artırmını da zorlaştırmaktadır. Uygulanan birçok arıtma teknolojisi içerisinde, genelde MBR teknolojisi ile yapılan çalışmalarda sızıntı suyu özellikleri farklı olmasına rağmen stabil bir reaktör performansı sunmuşlardır (Chen ve Liu 2006; Laitinen vd., 2006; Sadri vd., 2008; Akkaya vd., 2010). Evsel atıksu arıtımında gerçek ölçekli MBR uygulama sayıları artmış olsa da sızıntı suyunun kirlilik seviyesinin yüksek olması birçok işletme problemine neden olmaktadır. Membranların genel bir işletim sorunu olarak meydana gelen membran gözeneklerinin zamanla tıkanması

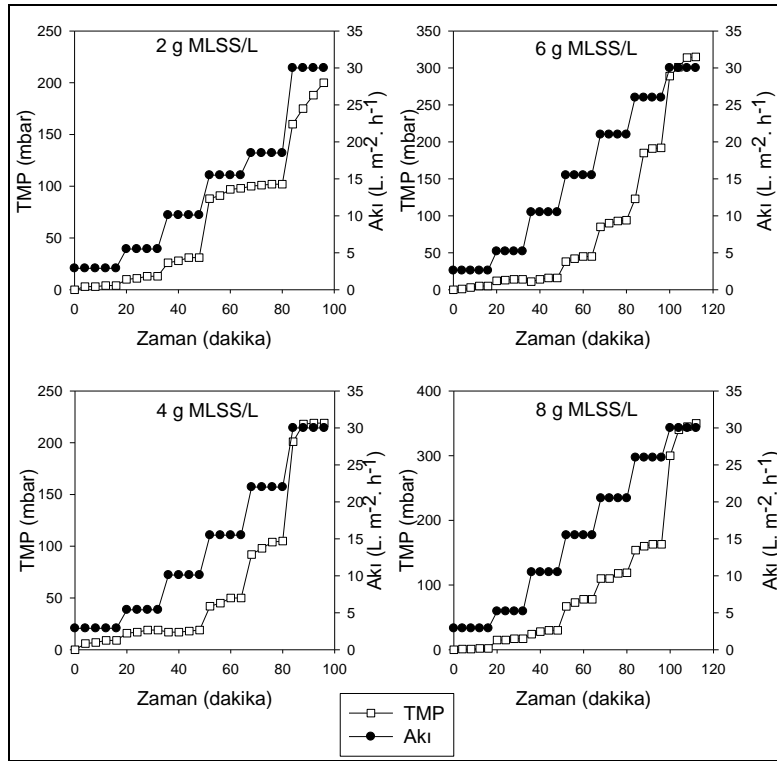
sonucu akının azalması ve TMP artışı membran tıkanıklığının göstergesidir. Membran tıkanıklığı, çözülmüş maddelerin, kolloidlerin, mikroorganizma ve hücre kalıntılarının membran gözeneklerinde veya yüzeyinde istenmeyen bir şekilde birikimi sonucu oluşmaktadır.

Çalışmanın bu bölümünde MBR'da Tablo 1'de özellikleri verilen çöp sızıntı suyu ile bazı denemeler yapılmış ve bu denemelerde farklı konsantrasyonlarda mikroorganizmalarla çalışılmıştır. Bu çalışma, bir sonraki aşamada çöp sızıntı suyunun MBR'da arıtımı sırasında uygulanacak bazı işletme parametrelerinin belirlenmesine yardımcı olmuştur. Çalışmaya ait akı-TMP ilişkisi Şekil 4'de verilmiştir. Görüldüğü üzere, 10LMH değerine kadar, akı ve TMP'nin orantısız bir şekilde arttığı, fakat bu değer üzerinde TMP verilerinin artış hızının arttığı gözlemlenmiştir. MLSS konsantrasyonundaki artış membran TMP değerinin daha hızlı artmasına neden olmuştur. Çeşme suyu ile yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında (Bknz Şekil 2.) 8g/L mikroorganizma konsantrasyonunda 300mbar basınca 28LMH akı ile ulaşılırken, aynı TMP'de çeşme suyunda yaklaşık 60LMH akıya ulaşabilmektedir. Bu da çöz sızıntı suyu bileşiminin tıkanıklığı artırıcı etkisini ortaya koymaktadır. Çalışmada 30LMH akıda işletilen MBR, 2,4,6 ve 8g/L MLSS içerdiği durumlarda sırasıyla 170, 210, 300 ve 380mbar TMP basınçlarına ulaşmaktadır.



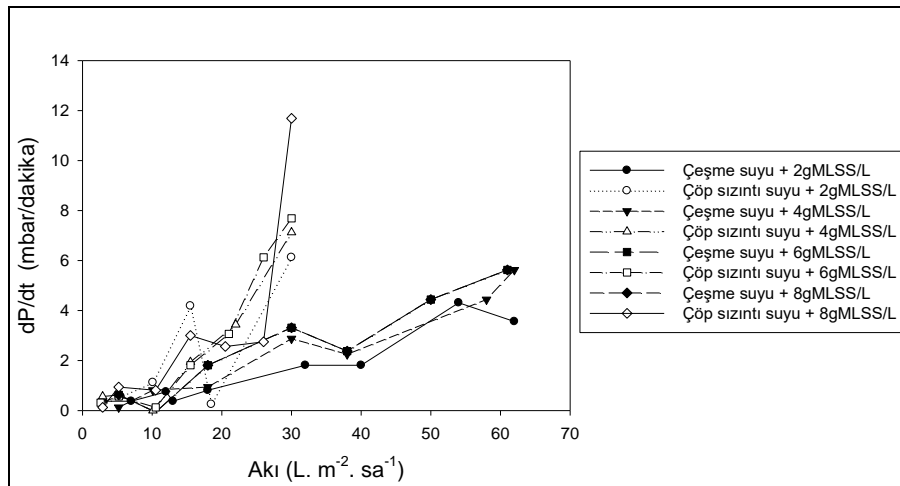
Şekil 4. Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR'de TMP-akı ilişkisi

Şekil 5'de çöp sızıntı suyu ve artan MLSS konsantrasyonu ile işletilen MBR'de zaman karşı TMP-akı ilişkisi verilmektedir. Kullanılan kademeli akı artımı modelinde reaktörde her 20 dakikada bir akı kademeli bir şekilde arttırılmıştır ve TMP(Trans membran basıncı)'de meydana gelen artış dikkate alınarak kritik akı belirlenmiştir. Beklendiği gibi akının artmasıyla TMP verilerinde de artış gözlemlenmiştir. Şekil 5'den de görüldüğü gibi, akı değerinin yaklaşık 15 LMH değerini geçmesiyle birlikte TMP'deki artış çok hızlı bir şekilde olmaktadır. Dolayısıyla, Şekil 5'de verilen koşullar için kritik akı yaklaşık 15 LMH olarak alınabilir.



Şekil 5. Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR'de zaman karşı TMP-akı ilişkisi

Şekil 6'da ise, şuana kadar yapılan MBR çalışmalarından elde edilen tıkanma hızı profili verilmektedir. Şekilde de görüldüğü üzere en yüksek tıkanma hızı 12mbar/dk olarak çöp sızıntı suyu ve 8g/L MLSS ile işletilen koşullardan elde edilmiştir. MLSS konsantrasyonundaki artış ve MBR'da kullanılan suyun kirlilik seviyesindeki artış tıkanma hızını arttırmaktadır.



Şekil 6. MBR'de yapılan tüm çalışmalara ait tıkanma hızı profili

4. SONUÇLAR

Bu çalışmada akı-TMP ilişkisi farklı mikroorganizma ve kirlilik içeren işletme koşullarında hollow-fiber batık MBR'de ölçülmüştür. Çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmektedir.

- ❖ Kritik akı çeşme suyu için 78LMH, mikroorganizma ve çeşme suyu içeren çalışma koşullarında 40LMH, çöp sızıntı suyu ve mikroorganizma içeren işletme koşullarında ise 15LMH olarak belirlenmiştir.
- ❖ MLSS konsantrasyonundaki artış sabit TMP'de kritik akıyı azaltmıştır.
- ❖ Çalışmada kullanılan bu MBR, çöp sızıntı suyu arıtılabilirlik çalışmalarında 15LMH kritik akının altında çalışmalıdır.
- ❖ Tıkanma hızı, kullanılan suyun kirlilik derecesi arttıkça ve MLSS konsantrasyonu arttıkça artmaktadır. En yüksek tıkanma hızı, 12mbar/dk olarak çöp sızıntı suyu ve 8g/L MLSS ile işletilen koşullardan elde edilmiştir

TEŞEKKÜR

Bu araştırma, (Proje No:2017/1-34 YLS) Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir.

5. KAYNAKLAR

A. Bottino, G. Capannelli, A. Comite, R. Mangano (2009). Critical flux in submerged membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, *Desalination*, 245(1-3), 748-753.

A.G. Fane, C.J.D. Fell, M.T. Nor (1981). Ultrafiltration/activated sludge system—development of a predictive model, *Polym. Sci. Technol.* 13 631–658.

E. Akkaya, A. Demir (2009). Energy content estimation of municipal solid waste by multiple regression analysis. *In 5th International Advanced Technologies Symposium (IATS'09)* (pp. 13-15).

E. Akkaya, A. Demir, D. Karadag, G. Varank, M.S. Bilgili, B. Ozkaya (2010). Post-treatment of anaerobically treated mediumage landfill leachate. *Environ Prog Sustain Energy*, 29, 78–84

G. Guglielmi, D. Chiarani, S.J. Judd, G. Andreottola (2007). Flux criticality and sustainability in a hollow fibre submerged membrane bioreactor for municipal wastewater treatment, *J. Membr. Sci.*, 289, 241-248.

G. Skouteris, D. Hermosilla, P. López, C. Negro, Á. Blanco (2012). Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: a review, *Chemical Engineering Journal*, 198, 138-148.

H. Harada, K. Momonoi, S. Yamazaki, S. Takizawa (1994). Application of anaerobic-UF membrane reactor for treatment of a waste-water containing high-strength particulate organics, *Water Sci. Technol.* 30 307–319

H. Lin, W. Gao, F. Meng, B.Q. Liao, K.T. Leung, L. Zhao, J. Chen, H. Hong (2012). Membrane bioreactors for industrial wastewater treatment: A critical review, *Critical reviews in environmental science and technology*, 42(7), 677-740.

K. Yamamoto, M. Hiasa, T. Mahmood, T. Matsuo (1999). Direct solid–liquid separation using hollow fiber membrane in an activated-sludge aeration tank, *Water Sci. Technol.* 21 43–54.

M. Aslan (2016). Membran Teknolojileri, Ankara, s. 275.

M. Beaubien, F. Baty, E. Jeannot, J.Francoeur Manem (1996). Design and operation of anaerobic membrane bioreactors: development of a filtration testing strategy, *J. Membr. Sci.* 109 173–184.

N. Cicek, H. Winnen, M.T. Suidan, B.E. Wrenn, V. Urbain, J. Manem (1998). Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds, *Water Res.* 32 1553–1563.

N. Laitinen, A. Luonsi, J. Vilen (2006). Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. *Desalination*, 191,86–91.

P. Le Clech, B. Jefferson, I.S. Chang, S.J. Judd (2003). Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, 227, 81-93.

P. Le-Clech, B. Jefferson, S.J. Judd (2003). Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 218(1), 117-129.

S. Renou, J.G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin (2008). Landfill leachate treatment : Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468–493.

S. Sadri, N. Cicek, J. Van Gulck (2008). Aerobic treatment of landfill leachate using a submerged membrane bioreactor prospects for on-site use. *Environ Technol.*, 29, 899–907.

S. Chen, J. Liu (2006). Landfill leachate treatment by MBR: performance and molecular weight distribution of organic contaminant. *Chin Sci Bull.*, 51,2831–2838.

Z. Wang, J. Ma, C.Y. Tang, K. Kimura, Q. Wang, X. Han, (2014). Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review, *Journal of Membrane Science*, 468, 276-307.