



T.C.

KAHRAMANMARAŞ SÜTÇÜ İMAM ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ANAEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRDE
(AnMBR)'de P SIZINTI SUYUNUN ARITIMININ
ARAŞTIRILMASI**

SERDAR GÖÇER

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

KAHRAMANMARAŞ 2017

T.C.
KAHRAMANMARAŞ SÜTÇÜ İMAM ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ANAEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRDE
(AnMBR)'de ÇÖP SIZINTI SUYUNUN ARITIMININ
ARAŞTIRILMASI

SERDAR GÖÇER

Bu tez,
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalında
YÜKSEK LİSANS
derecesi için hazırlanmıştır.

KAHRAMANMARAŞ 2017

Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü öğrencisi SERDAR GÖÇER tarafından hazırlanan “Anaerobik membran biyoreaktörde (AnMBR)’de çöp sızıntı suyunun arıtımının araştırılması” adlı bu tez, jürimiz tarafından 27/07/2017 tarihinde oy birliği / oy çokluğu ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Doç. Dr. Kevser CIRİK (DANIŞMAN)

.....

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi

Prof. Dr. Fuat BUDAK

.....

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çukurova Üniversitesi

Yrd. Doç. Dr. Yakup CUCİ

.....

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi

Yukarıdaki imzaların adı geçen öğretim üyelerine ait olduğunu onaylarım.

Doç.Dr. MUSTAFA ŞEKKELİ

.....

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

TEZ BİLDİRİMİ

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada orijinal olmayan her türlü kaynağa eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

SERDAR GÖÇER



Bu çalışma Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No:2017/1-34 YLS

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

ANAEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRDE (AnMBR)’de ÇÖP SIZINTI SUYUNUN ARITIMININ ARAŞTIRILMASI

ÖZET

Evsel katı atıkların yönetiminde nihai bertaraf yöntemi olan katı atık depolama sahalarının en önemli sorunlarından biri çöp sızıntı suyu oluşumudur. Sızıntı suları, kompleks yapılara sahip ve yüksek kirletici konsantrasyonları içeren, arıtımı oldukça zor atıksulardır. Bu nedenle, günümüzde sızıntı sularının arıtımı için birçok metot denenmektedir. Kompleks bileşimi, çöp sızıntı sularının konvansiyonel yöntemlerle arıtımını zorlaştırmaktadır. Bu amaçla son zamanlarda membran biyoreaktörü (MBR) umut verici bir alternatif olarak ortaya çıkmıştır ve membran ayırma ve biyodegradasyon işlemlerinin bir birleşimi olan MBR teknolojisi, karmaşık ve geri dönüşümlü bileşikler içeren yüksek kirlilik içeren atıksuların arıtılması için tercih edilen proses haline gelmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR) kullanılarak Kahramanmaraş Katı Atık Bertaraf tesisinde üretilen çöp sızıntı suyunun arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Reaktörde içi boşluklu (hollow fiber) membran kullanılmıştır. Çalışma iki bölümden oluşmaktadır. Çalışmanın birinci aşamasında reaktördeki akı ve transmembran basıncı (TMP) ilişkisi farklı su kaynakları ve mikroorganizma konsantrasyonlarında ortaya konmuştur. Çalışmanın ikinci bölümünde AnMBR, çöp sızıntı suyu arıtımı için optimize edilmiştir. Optimizasyon çalışmalarında farklı hidrolik bekletme süreleri (HRT) (48-24 saat) ve farklı geri yıkama-dinlenme periyotları (30dk çalışma-5dk geri yıkama ve 5dk çalışma-30sn geri yıkama) kullanılarak çöp sızıntı suyu arıtımı ve membran performansı araştırılmıştır. Reaktör performansı toplam organik karbon (TOK), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), renk, fenol, azot pH, MLSS, ORP, SMP ve EPS, SEM-EDX ve akı-TMP ölçümleri ile değerlendirilmiştir.

Çalışmanın birinci bölümünde membranın kirlenme eğilimi, akı ve TMP davranışı ile ortaya konmuştur. 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. Çalışmanın ikinci bölümünde gerçekleşen arıtılabilirlik çalışmalarında en yüksek 24 saat HRT’de 2,6 LMH akı elde edilmiştir. Arıtılabilirlik çalışmasında TOK, KOİ, renk, fenol, amonyum, nitrat ve toplam azot giderim verimleri sırasıyla %30, %45, %45, %50,

%0-1,%0-2, %0-3 olarak belirlenmiştir. En yüksek akı 24 saat HRT’de gözlemlenmiştir. Yüksek HRT arıtım verimlerini iyileştirmiştir.

Anahtar kelimeler: Çöp sızıntı suyu, Anaerobik membran biyoreaktör, Biyolojik arıtım, Kritik akı, Hidrolik bekletme süresi, Geri yıkama-dinlenme



INVESTIGATION OF LANDFILL LEACHATE TREATMENT IN ANAEROBIC MEMBRANE BIOREACTOR (AnMBR)

SUMMARY

One of the most important problems of solid waste disposal sites, which is the ultimate disposal method for the management of domestic solid waste, is waste water. Leachate waters are complex wastewaters with complex structures and high concentrations of contaminants. For this reason, many methods are currently being used for the treatment of leachate. However, landfill leachate, especially old leachate, is very difficult to treat using conventional biological processes. For this reason, membrane bioreactor (MBR), a combination of membrane separation and biodegradation processes, is increasingly being recognized as the process treatment of choice for the treatment of high-strength wastewater, containing complex and recalcitrant compounds.

In this thesis study, the treatability studies of landfill leachate produced in the Kahramanmaraş Solid Waste Disposal Facility was carried out using anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). A hollow fiber membrane was used in the reactor and the study consisted of two parts. In the first part of the study, flux and transmembrane pressure (TMP) relation in the reactor are revealed in different water resources and microorganism concentrations. Further, AnMBR was optimized for treatment of landfill leachate in the second part of the study. In this optimization studies, the landfill leachate treatment and membrane performance were investigated using different hydraulic retention times (HRT) (48-24 hours) and different back wash-rest periods (30min permeate-5dk backwash and 5min permeate-30s bacwash). The reactor performance was evaluated by total dissolved organic carbon (DOC), chemical oxygen demand (COD), color, phenol, nitrogen, pH, MLSS, ORP, SMP, EPS, SEM-EDX and flux-TMP measurements.

In the first part of the study, the contamination tendency of the membrane was revealed by flux and TMP behavior. According to the results of this study, the critical flux decreased as the pollution level of the wastewater increased. The critical flux was determined as 78 LMH, 40 LMH and 15 LMH at operational conditions containing tap water, microorganism+tap water and microorganism+landfill leachate, respectively. The highest membrane-fouling rate was 12 mbar/min. In treatability studies occurred in the second part of the study, flux of 2.6 LMH was obtained at HRT of 24 hours.

The DOC, COD, color, phenol, ammonium, nitrate and total nitrogen removal efficiencies in the treatability study were 30%, 45%, 45%, 50%, 0-1%, 0-2% , 0-3%, respectively. The highest flux was observed at HRT for 24 hours. The best removal yields in treatability studies have been observed in HRT of 48 hours. High HRT was found in favor of high treatment yields.

Key words: Landfill leachate, Anaerobic membrane bioreactor, Biological treatment, Critical flux, Hydraulic retention time, Backwash-Relaxtion



TEŞEKKÜRLER

Tez çalışmam boyunca her türlü bilgi ve deneyimleriyle danışmanlığımı yürüten ve ayrıca maddi manevi desteğini hiçbir zaman esirgemeyen değerli hocam Doç. Dr. Kevser CIRİK’a sonsuz şükranlarımı sunarım.

Tez çalışmalarımın yürütülmesinde bana her türlü laboratuvar imkanı sağlayan Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölüm başkanlığına teşekkür ederim. Laboratuvar çalışmalarında bana destek veren sevgili arkadaşlarım ve saygıdeğer hocalarım Dilek AKMAN, Vildan AKGÜL, Ahmet DUYAR, Melike KOZAK ve Ozan ESKİKAYA’ya sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Yoğun iş temposu ve stres altında olduğum zamanlarda bana katlanan ve desteği ile her zaman yanımda olan sevgili arkadaşım, kardeşim, dostum Recep ŞEN’e teşekkür ederim.

Öğrenim hayatım boyunca gösterdikleri maddi manevi destekleri, sevgileri ve fedakarlıkları için anneme, babama ve kardeşime en içten teşekkürlerimi sunarım.

Serdar GÖÇER

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	v
TEŞEKKÜRLER	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xv
1. GİRİŞ	16
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	18
2.1. Çöp Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı.....	18
2.2. Çöp Sızıntı Suyunun Özellikleri.....	18
2.3. Membran prosesleri	20
2.3.1. Membran biyoreaktör sistemlerinin avantaj ve dezavantajları	21
2.3.2. MBR konfigürasyonları	22
2.3.3. Membranların Sınıflandırılması.....	24
2.3.4. MBR Konfigürasyonları	25
2.4. Membran Biyoreaktörlerde Önemli İşletme Kriterleri	28
2.5. Çöp Sızıntı Suyunun Arıtımı	31
3. MATERYAL VE METOT	40
3.1. Anaerobik Membran Biyoreaktör (AnMBR).....	40
3.2. Aşı Mikroorganizma	41
3.3. Atıksu İçeriği	41
3.4. Deneysel Plan.....	42
3.5. Membran Tıkanması ve Temizliği.....	44
3.6. Analizler.....	44
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	51
4.1. Akı-TMP ilişkisinin incelenmesi	51
4.1.1. İş paketi 3.1 Çeşme suyu ile çalışan MBR’de Akı-TMP ilişkisi	51

4.1.2. İş paketi 3.2 Farklı konsantrasyonlarda mikroorganizma içeren ve çeşme suyu ile işletilen MBR’de Akı-TMP ilişkisi.....	51
4.1.3. İş paketi 3.3 Farklı konsantrasyonlarda mikroorganizma içeren ve çöp sızıntı suyu ile işletilen MBR’de Akı-TMP ilişkisi.....	53
4.2. Çöp sızıntı suyu arıtımında AnMBR optimizasyonu (İş paketi 3.1, 3.2, 3.3)	57
4.2.1.Değişen işletme koşullarının renk giderim verime etkisi.....	57
4.2.2.Değişen işletme koşullarının KOİ giderim verime etkisi.....	59
4.2.3.Değişen işletme koşullarının fenol giderim verime etkisi.....	61
4.2.4. Değişen işletme koşullarının TOK giderim verime etkisi.....	62
4.2.5.Değişen işletme koşullarının azot giderim verime etkisi	63
4.2.6.Değişen işletme koşullarının pH profiline etkisi.....	66
4.2.7.Değişen işletme koşullarında reaktördeki MLSS profili.....	67
4.2.8. Değişen işletme koşullarının akı-TMP profiline etkisi	68
4.2.9.Değişen işletme koşullarında ORP’nin etkisi	69
4.2.10.Değişen işletme koşullarında SMP-EPS profili	70
4.2.11. SEM-EDX görüntüleri	72
5. SONUÇLAR	74
6. KAYNAKLAR	76
ÖZGEÇMİŞ	87

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi	18
Şekil 2.2.Harici (yan akışlı) MBR sistemi)	22
Şekil 2.3.Batık MBR sistemi.....	23
Şekil 2.4.Membran gözenek çapına göre sınıflandırılması	24
Şekil 2.5 Membran gözenek çapına göre sınıflandırılması	25
Şekil 2.6.Tübular membran modülü.....	26
Şekil 2.7.Hollow fiber membran modülü.....	26
Şekil 2.8 Plaka-çerçeve membran modülü	28
Şekil 2.9 Plaka-çerçeve membran modülü	28
Şekil 2.10 Kritik akı belirlenmesinde kademeli akı artışı metodu	29
Şekil 2.11 MBR sistemine ait akım şeması.....	35
Şekil 3.1.Çöp sızıntı suyu arıtımında kullanılacak membran biyoreaktör (MBR).....	40
Şekil 3.2.AnMBR sisteminde kullanılan hollow fiber membran demeti	41
Şekil 3.3.Korelasyon Eğrisi.....	47
Şekil 3.4. KOİ tayini için oluşturulan korelasyon eğrisi	48
Şekil 3.5. Fenol tayini için oluşturulan korelasyon eğrisi	49
Şekil 4.1.Çeşme suyu ile işletilen MBR’de TMP-akı ilişkisi	51
Şekil 4.2.Çeşme suyu ve artan MLSS konsantrasyonu ile işletilen MBR’de TMP-akı ilişkisi	52
Şekil 4.3.Çeşme suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi.....	53
Şekil 4.4.Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de TMP-akı ilişkisi	55
Şekil 4.5.Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi	56
Şekil 4.6.Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi	57
Şekil 4.7.AnMBR’de Pt-Co giderim verimi.....	58
Şekil 4.8.AnMBR’de RES giderim verimi.....	59
Şekil 4.9.AnMBR’de KOİ giderim verimi.....	61
Şekil 4.10.AnMBR’de fenol giderim verimi.....	62
Şekil 4.11.AnMBR’de TOK giderim verimi.....	63

Şekil 4.12.AnMBR’de azot giderim verimi	65
Şekil 4.13.AnMBR’de pH profili.....	67
Şekil 4.14.AnMBR’de MLSS profili	68
Şekil 4.15.AnMBR’de akı-TMP’nin etkisi	69
Şekil 4.16.AnMBR’de ORP’nin etkisi	70
Şekil 4.17.AnMBR’de SMP profili.....	71
Şekil 4.18.AnMBR’de EPS profili.....	72
Şekil 4.19.AnMBR’de SEM Görüntüleri (A) Temiz Membran, (B) Kirli Membran, (C) Kimyasal Yıkama Sonrası Membran	73
Şekil 4.20.AnMBR’de EDX analizi	73



ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.Sızıntı suyu yaşına göre sınıflandırılması ve bileşimi	19
Çizelge 2.2. Dahili ve harici membranların kıyaslanması	23
Çizelge 2.3.Membran modüllerinin konfigürasyonlarının karşılaştırılması	27
Çizelge 2.4. Katı artık değerlendirme ve bertaraf tesislerinden kaynaklanan sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları	31
Çizelge 2.5. Çöp sızıntı suyu için farklı arıtım yöntemleri (Renou ve ark. 2008)	33
Çizelge 3.1. Çöp Sızıntı Suyu Karakteristiği	42
Çizelge 3.2. Çöp Sızıntı Suyu Karakteristiği	43



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AnMBR	Anaerobik Membran Biyoreaktör
TOK	Toplam Organik Karbon
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TMP	Transmembran Basıncı
SMP	Çözünmüş Mikrobiyal Ürün
EPS	Hücre Dışı Polimerik Madde
SEM	Taramalı Elektron Mikroskobu
HRT	Hidrolik Bekletme Süresi
EDX	Enerji yayımlımlı X-Işını
OYH	Organik Yükleme Hızı
MLSS	Tam Karışımmlı Askıda Katı Madde
UF	Ultrafiltrasyon
MF	Mikrofiltrasyon
NF	Nanofiltrasyon
SRT	Çamur Yaşı
ORP	Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli
VFA	Uçucu Yağ Asitleri
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

1. GİRİŞ

Endüstriyel ve ticari büyüme, teknolojik gelişmeler ve daha yüksek yaşam standartları, kullanılan ürünlerin eskimesi ve günümüz toplumunda israfa karşı bulunan eğilim gibi faktörlerin tamamı artan katı atık üretimine katkıda bulunmaktadır. Dünya çapındaki belediyeler günlük olarak konut ve ticaret kaynaklı katı atık miktarlarını yönetmek zorundadır. Hem sanayileşmiş hem de gelişmekte olan ülkelerde düzenli depolama alanları hem endüstriyel hem de belediye katı atıkları için en popüler bertaraf alanlarıdır. Yatırım ve işletme maliyetleri açısından en ekonomik seçenek olan düzenli katı atık depolama sahaları, yakma ve kompostlaştırma gibi diğer atık yönetimi stratejilerine kıyasla tercih edilmektedir. Bununla birlikte düzenli depolama alanları, arıtılmadığı takdirde yakın çevrede yüzey ve yer altı sularını potansiyel olarak kirleten sızıntı suyu oluşturması nedeniyle tasarımı, işletilmesi ve uzun süreli kapatma dönemi boyunca yakın çevresel izleme gerektirir (Pi ve ark., 2009). Çoğu gelişmiş ülkede artık depolama alanları, sızıntı suyunun çevre üzerindeki olumsuz etkilerini en aza indirmek için astarlar ve sızıntı suyu toplama sistemleri ile donatılmıştır. Yağmur suyu perkolasyonu, biyokimyasal, kimyasal ve fiziksel reaksiyonlar ile atıkların doğal nem içeriği sızıntı suyu oluşumuna katkıda bulunur.

Depolama sızıntı suyu üretimi, atık alanına nemli atığı getirmekle başlar ve düzenli depolama alanını örtü ile kapattıktan sonra yıllar boyunca devam eder. Sızıntı suları, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan birçok element ve bileşiği ihtiva etmektedir (Arslanoğlu ve Koçer, 2002). Oluşan bu çöp sızıntı suyunda, yüksek organik madde ve amonyum azotu içerir ayrıca sahadan ve bölgeden bölgeye farklılık gösterir. Bu sızıntı suları yüksek kirlilik içerdiğinden dolayı arıtılmaları zorunludur ve arıtılmadan alıcı ortamlara verildiğinde yüksek çevresel riskler oluşturmaktadır. Yüksek nütrient ve organik karbon içeriğinden dolayı derelerde çözünmüş oksijeni hızlı bir şekilde tüketir ve alg oluşumuna neden olur. Ayrıca insan sağlığı açısından çok ciddi tehlikeler oluşturmaktadır. Sızıntı suyu arıtımı evsel atıksulara göre oldukça zor ve karmaşık bir proses gerektirir (İlhan, 2006). 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 arıtım yöntemleriyle arıtılması gerekmektedir. 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

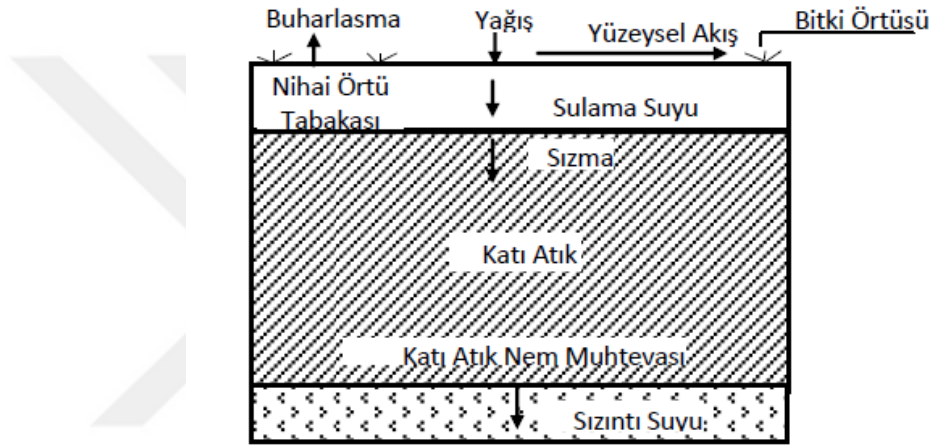
potansiyeli, stabilizasyon derecesi, atık yüksekliği, işletme şartları ve iklim şartlarına göre değişiklik gösterir (Akkaya ve Demir, 2009; Bilgili, 2006.). Katı atıkların kompozisyonu zamana ve bölge şartlarına bağlı olarak değişebildiğinden bu atıklardan oluşan sızıntı suyunun karakteristiği de büyük ölçüde değişebilmektedir. Kompleks içeriği nedeniyle tek bir arıtım yöntemi ile nihai bir arıtım sağlamak sızıntı suları için pek mümkün değildir. Bu da sızıntı suyunun klasik yöntemlerle arıtımını güçleştirmektedir ve bunun için sızıntı suyu arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu ve membran teknolojileri gibi arıtma metotları kullanılmaktadır (Renou ve ark., 2008).

Çöp sızıntı suyu arıtımında fiziko-kimyasal (oksidasyon, adsorpsiyon, koagülasyon ve membran ayırma) ve biyolojik prosesler yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu prosesler arasında yüksek maliyet-fayda ilişkisi ve işletim kolaylığından dolayı konvansiyonel aktif çamur, havalandırılmalı lagün, ardışık kesikli reaktör ve yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler gibi biyolojik arıtma sistemleri genç sızıntı suyundan BOİ giderimi için etkili bir şekilde kullanılmaktadır. Fakat yaşlı çöp sızıntı sularının toksik ve dirençli organik madde içeriğinden dolayı konvansiyonel biyolojik arıtma yöntemleri elde edilen KOİ giderim verimleri oldukça düşüktür. Fiziko-kimyasal prosesler ise genellikle biyolojik arıtma öncesi veya sonrasında ön arıtma veya son arıtma olarak kullanılır. Bu nedenle etkili arıtma verimlerine ulaşmak için çok basamaklı hibrit sistemlerin kullanılması gerekir. Son zamanlarda, çöp sızıntı suyu arıtımında membran biyoreaktör (MBR) teknolojisi ilgi çekici bir alternatif oluşturmaktadır. MBR, yüksek arıtma performansı, düşük çevresel etki, arıtılmış suyun yüksek düzeyde yeniden kullanılabilirliği, son çöktürme/üçüncül arıtma ihtiyacının ortadan kaldırılması nedeniyle birçok atıksu arıtma uygulamalarında tercih edilmektedir (Van Dijk ve Roncken, 1997). Konvansiyonel aktif çamur prosesinde iki ayrı tankta gerçekleşen biyokimyasal oksidasyon ve su/biyokütle ayrımı, MBR’de tek tankta gerçekleşmektedir. Genellikle MF (gözenek çapı: 0,1-1 μm) ya da UF (gözenek çapı: 0,01-0,1 μm) üniteleri MBR’lerde kullanılmakta olup membran kasetinin reaktör dışında (harici) ve reaktör içerisinde (dahili) yer aldığı konfigürasyonlara sahiptir. MBR, konvansiyonel aktif çamur prosesleri ile karşılaştırıldığında az yer kaplaması, biyoreaktör içinde çamur koşullarından bağımsız nihai arıtılmış su kalitesindeki tutarlılık, düşük çamur üretimi, nütrientlerin ve zor parçalanmış organik kirleticilerin daha yüksek arıtımı gibi birçok avantaj sunar.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. Çöp Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı

Katı atık depo sahasına düşen yağış sularının, buradaki katı atık kütlesi arasından süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar gerçekleşir (Şekil 2.1). Bunun sonucu olarak, inorganik ve organik bileşikler atıktan sızıntı suyuna geçer. Depo gövdesinde gerçekleşen söz konusu bu tür karmaşık reaksiyonların son ürünleri, sızıntı suyu ve depo gazı ile taşınır. Sızıntı suyu, çok sayıda bileşen içerir ve kalitesi çok değişkendir. Sızıntı suyu kalitesi izlenerek, bir depolama sahasındaki atığın yaşı ya da stabilizasyon durumu hakkında önemli bilgiler elde edilebilir.



Şekil 2.1. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi (Öztürk, 2010)

Sızıntı suyu miktarı; ampirik veri veya kriterler ya da yağış, buharlaşma, yüzeysel akış ve atığın su muhtevası bileşenleri dikkate alınarak, atık hücreleri üzerinde kurulacak su dengesi yöntemi ile tahmin edilir.

Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suları genel olarak çöp içindeki nemin ve çöp depolama alanına düşen yağmur sularının sızması sonucu oluşan atık sularıdır. 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 kirletilmesinin yanında toprak kirlenmesine de neden olmaktadır.

2.2.Çöp Sızıntı Suyunun Özellikleri

Organik madde, amonyak, ağır metaller ve ksenobiyotik organik bileşikler (XOC) gibi toksikmadde bakımından zengin olan kompleks, yüksek kirlilik içeren depolama alanı sızıntı

suyunun bileşimi atık türüne, depolama alanı hidrolojisine, iklim ve özellikle depolama yaşına bağlıdır (Renou ve ark., 2008; Baig ve ark., 1999). Zaman ilerledikçe sızıntı suyu, organik atık degradasyonunun aerobik, asetojenik, metanojenik ve stabilizasyon safhalarından geçer ve bu süreçlerde sızıntı suyunun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), BOİ / KOİ oranı, amonyum azotu (NH₄-N) ve pH gibi özellikleri oldukça değişkenlik gösterir (Kjeldsen ve ark., 2002). Çizelge 2.1'de sızıntı suyunu temsil eden tüm parametrelerin depolama yaşı ile ilişkili tipik aralıkları verilmektedir.

Çizelge 2.1.Sızıntı suyu yaşına göre sınıflandırılması ve bileşimi (Foo ve ark., 2009)

Parametre	Genç	Orta yaşlı	Yaşlı
Yaş (yıl)	<5	5-10	>10
pH	<6.5	6.5-7	>7.5
BOİ/KOİ	0.5-1	0.1-0.5	<0.1
KOİ(mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
NH ₃ -N (mg/L)	<400		>400
Ağır metal	Düşük-orta	Düşük	Düşük
Biyolojik arıtılabilirlik	Yüksek	Orta	Düşük

Çöp sızıntı suyu genel olarak depolama yaşı dikkate alındığında genç, orta yaşlı ve yaşlı sızıntı suyu olmak üzere üç kategoriye ayrılmaktadır. Çizelge 2.1'de verilen özellikler arasında, direk olarak biyolojik parçalanabilirlikle ilişkili olan BOİ/KOİ oranı çöp sızıntı suyu yaşını en iyi temsil eden parametredir. Genç sızıntı suları, uçucu yağ asitleri (VFAs) gibi yüksek konsantrasyonlarda biyolojik olarak parçalanabilir organik madde ile karakterize edilir ve bunun sonucunda yüksek BOİ/KOİ oranına sahiptir. KOİ'nin biyolojik olarak parçalanabilir kısmı olan BOİ'nin çoğu, stabilizasyon sürecinde parçalanmaktadır. Dolayısıyla, BOİ/KOİ oranı zamanla azalmaktadır çünkü KOİ'nin biyolojik olarak parçalanamayan kısmı bu süreçte büyük ölçüde değişmeden kalmaktadır. Genç, orta ve yaşlı sızıntı suları için BOİ/KOİ oranı sırasıyla 0,5-1,0, 0,1-0,5 ve <0,1 aralıklarına sahiptir. Yaşlı çöp sızıntı suları ise hümitik asit gibi biyolojik parçalanmaya dirençli organik maddeler ve yüksek konsantrasyonlarda NH₃-N ile karakterize edilmektedir.

Kjeldsen ve ark. (2002), sızıntı suyu kirleticilerinin genel olarak 4 farklı grupta toplanabileceğini belirtmiştir; Çözünmüş organik maddeler, İnorganik makro kirleticiler, Ağır metaller, Ksenobiyotik organik bileşiklerden oluşmaktadır. Tchobanoglous ve ark. (1993),

sızıntı suyu kalitesi takip edilerek bir depolama sahasının yaşına ilişkin önemli bilgiler elde edilebileceğini belirtmişlerdir. Sızıntı suyu bileşenleri, her düzenli depolama alanında farklı özelliklere sahip olabilir. Atığın depolama sahası içerisine gömülmesinden itibaren atığın yaşına göre 5 farklı stabilizasyon evresi meydana gelmektedir. Her evre içerisinde meydana gelen sızıntı suyu parametrelerin değerleri ile biyogaz miktar ve kompozisyonu çok farklı değişkenlik göstermektedir. Sızıntı suyu ve biyogaz parametrelerinin bu süreçte izlenmesi atık stabilizasyonunda bir sorun meydana gelmesi durumunda müdahale edilmesi açısından büyük önem taşımaktadır. Sızıntı suyu özelliklerini belirten ana parametreler aşağıda belirtilmiştir:

a. Toplam Organik Karbon (TOK): Bu parametre, organik bileşiklerin yakılması sonucu oluşan karbondioksiti ölçmek amacıyla elde edilen karbonlu organik madde konsantrasyonunu ifade etmektedir.

b. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ): Mikroorganizmaların biyolojik olarak ayrışabilen organik maddeleri ayrıştırması için gereken oksijen ihtiyacını ifade etmektedir. Sızıntı suyundaki bazı yüksek konsantrasyonlu bileşikler mikroorganizmaların aktivitesini inhibe ettiğinden dolayı BOİ değeri düşük çıkabilir.

c. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): Tüm karbonlu bileşiklerin (ve okside olabilir inorganik bileşiklerin) kuvvetli bir oksitleyici ile reaksiyona girmesi sonucu ölçülen oksijen ihtiyacını ifade etmektedir.

d. Uçucu Yağ Asitleri: Zayıf organik asitlerin konsantrasyonunu ifade etmektedir. Bu asitler katı atıkların içindeki organik bileşiklerin anaerobik ayrışması sonucu ortaya çıkmaktadır. Anaerobik şartlarda bu bileşikler uygun sıcaklık ve pH da kolaylıkla biyolojik olarak parçalanarak metan gazına dönüşebilmektedir. Bu yüzden BOİ/KOİ oranı zamanla azalmaktadır, çünkü biyolojik olarak parçalanmayan kısım süreçte kalmaya devam etmektedir. Stabilize olmuş çöp sızıntı suyu $\text{NH}_3\text{-N}$ yüksek konsantrasyonu ve kalıntı madde olarak karakterize edilir.

2.3. Membran prosesleri

Membranlar ayırma ve saflaştırma işlemleri için kullanılmaktadır ve daha çok ayırma işlemleri için tercih edilir. MBR sistemleri, geleneksel aktif çamur prosesleriyle karşılaştırıldığında birçok avantaja sahiptir, ancak MBR'lerde oluşan çamurun özellikleri, geleneksel aktif çamurdan farklı olabilir. Son zamanlarda, membran biyoreaktör teknolojileri su arıtımında, atık su arıtımında ve su ıslahında büyük bir önem taşımaktadır (Tsai ve ark., 2005). Membran biyoreaktörler (MBR) atıksuların ikincil arıtımı için konvansiyonel aktif

çamur proseslerine karşı bir alternatif olarak tercih edilir. Bu sistemler klasik aktif çamur prosesleriyle kıyaslandığında su kalitesi, güvenilirlik ve daha az yer kaplama gibi avantajlara sahiptir (Lesage ve ark., 2008). Membran biyoreaktör (MBR) arıtım sistemleri biyolojik arıtım metotlarından biri olup aktif çamur sistemiyle birleştirilmiş membran ayırma işlemi olarak tanımlanmaktadır (DeCarolus ve ark., 2007). Membran biyoreaktör sistemi aktif çamur prosesi gibi işletilmekte olup daha sonra ikincil ve üçüncül arıtmaya ihtiyaç duyulmamaktadır. MBR prosesi hidrolik bekletme sürelerinin ve çamur yaşının birbirinden farklı olmasını sağlamaktadır. Böylece tüm membran sistemlerinde uzun çamur yaşı (SRT) daha avantajlıdır. Bu sistemlerde, arıtılmış çıkış suyu kalitesinin reaktör içerisindeki biyokütlenin çökme problemine imkan sağlayamaz (Song ve ark., 2008). Ayrıca biyolojik arıtımın biyokütle kaybından ve şişmeden dolayı olumsuz sonuçlanmasından dolayı bu sistemlerde söz konusu edilmemektedir (Kim ve ark., 2008). MBR’de kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)’nin giderilmesiyle sistemde oluşan askıda katı madde (AKM) konsantrasyonu sabit kalmaktadır (He ve ark., 2006).

2.3.1. Membran biyoreaktör sistemlerinin avantaj ve dezavantajları

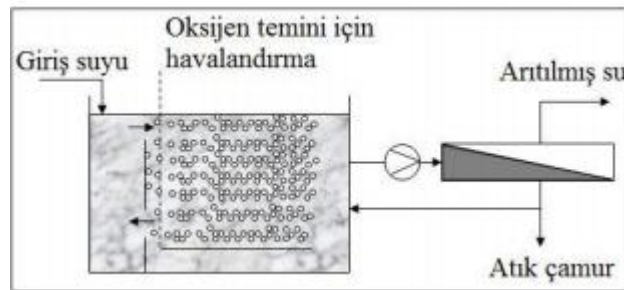
Membran biyoreaktör sisteminin avantajları arasında; yüksek organik madde giderimi, düşük çamur üretimi, çıkış suyunun yüksek kalitede dezenfeksiyonu, yüksek yükleme hızları, daha az kirlenmiş çamur oluşumu ve reaktör için ihtiyaç duyulan alanın küçük olması avantajlarından birkaç tanesini oluşturur (Çinar ve ark., 2006).

- Membranlar ayrılması istenen bileşenler için son derece yük seçiciliğine sahip özelliklerde üretilmektedir. Genelde, bu seçicilik derecesi yüksek olarak bilinir.
- Birçok sayıda polimer ve inorganik maddeden üretilbilirler. Bu durum, geniş bir aralıkta bileşenlerin ayrılması için olanak sağlamaktadır.
- Membran prosesleri yüksek oranda enerji maliyetleri olmaksızın metaller gibi değerli bazı bileşiklerin geri dönüşümünde kullanılabilir.
- Membran sistemlerinin bir takım dezavantajları da bulunmaktadır. MBR sistemlerinin uygulanmasında maliyet çok önemli bir faktördür ve yüksek maliyet gibi dezavantajına da sahiptir. Diğer taraftan, MBR’nin kullanımı, çok daha katı deşarj kuralları söz konusu olduğunda veya suyun ıslah edilmesi gerektiğinde daha yerinde olacaktır (Artiga ve ark., 2005). Özellikle bu teknoloji membran ve membran prosesi maliyetlerinin düşmeye devam ettiği sürece maliyet açısından daha fazla tercih edilmektedir (Judd, 2008).

- Membran seçiciliği sınırsız olmadığından konsantre olarak alıkonulan bileşen çeşitliliği sınırlı olacaktır.
- Membran prosesler, tek aşamada işletilmeleri zordur. Genellikle iki veya üç aşamaya ayrılırlar. Ancak aşama sayısı arttıkça seçicilik azalmaktadır.
- Membranlar proses çözeltileri ile kimyasal açıdan uyumsuz olduğu için verimi düşürür ve maliyeti artırır.
- Membran modülleri yüksek sıcaklıklarda işletilmemesi gerekmektedir. Yüksek sıcaklık gerektiren işlemlerde membran modüllerin ömrü kısa sürede bozulmaktadır.
- Membran prosesler genellikle düşük akılarda işletilmesi daha çok avantaj sağlamaktadır. Bu durum daha fazla membran modülün kullanılmasını zorunlu hale getirmektedir.

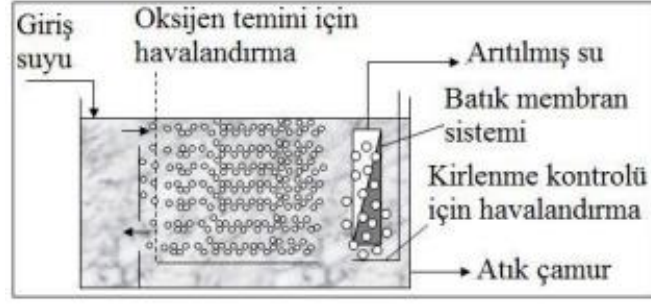
2.3.2. MBR konfigürasyonları

MBR işleminde genellikle iki tip membran konfigürasyonu kullanılmaktadır. Bunlar harici (yan akışlı) ve batık membran olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Harici MBR prosesinde membran havalandırma havuzunun dışında yer almaktadır. Bu sistem MBR'nin ilk yeniliği olarak bilinir. Bu tip reaktörlere ait şematik bir gösterim Şekil 2.2'de yer almaktadır. Harici MBR'de, karışık sıvı askıda katı maddeleri membran modülüne pompalamakla görevlidir.



Şekil 2.2.Harici (yan akışlı) MBR sistemi)

Şekil 2.3'de ise batık MBR sistemine ait bir şematik görünüm yer almaktadır. Bu tipte membranlar karışık sıvıya batırılmış şekilde olup ve süzüntü mekanik olarak veya yerçekimi etkisiyle meydana gelen akış ile emilmektedir. Batık membran sistemde, biyoreaktörün içerisinde bulunmakta ve bir su pompası yardımıyla vakum uygulanarak çekilmektedir (Taşıyıcı, 2009).



Şekil 2.3.Batık MBR sistemi

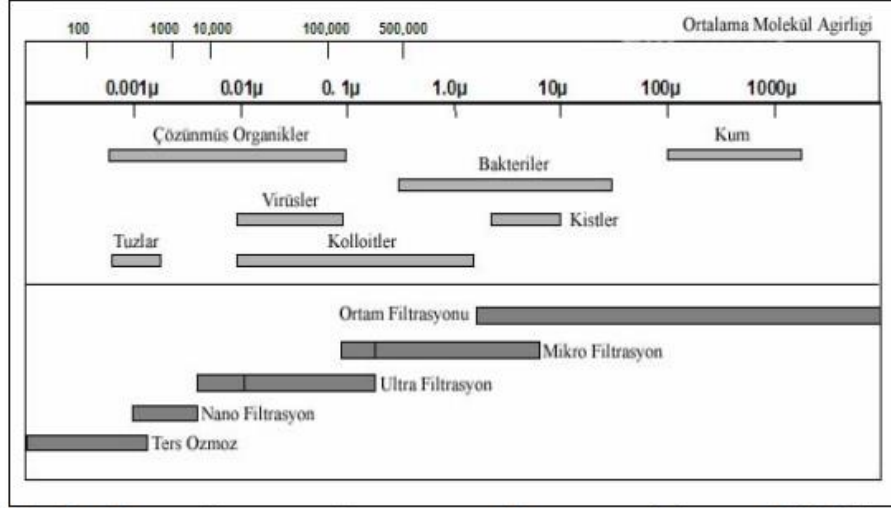
Bu sistemlerde genellikle çapraz akım kullanılarak membran yüzeyinde kek tabakası oluşumunu engellemektedir (Bernard, 2006; Charcosset,2006). Batık membran biyorektörler konvansiyonel aktif çamur sistemindeki sınırlamaların üstesinden gelerek ikincil bir arıtmı ortadan kaldırmak için tasarlanmıştır. Ayrıca, batık MBR’larda düşük akı ile çalışılması, sabit süzüntü suyu debisi üretimi baz alındığında, daha fazla yüzey alanını gerekli kılar. Ancak bu dezavantajlara rağmen, orta ve büyük ölçekli kentsel atıksu arıtmaları için genellikle seçilen ve uygulanan konfigürasyonlar batık MBR’lardır (El-Defrawy ve ark., 2007). Dahili ve harici membranların karşılaştırılması Çizelge 2.2’de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Dahili ve harici membranların kıyaslanması (Yiğit, 2007)

Dahili MBR	Harici MBR
Yüksek havalandırma ihtiyacı	Düşük havalandırma ihtiyacı
Düşük pompa maliyeti	Yüksek pompa maliyeti
Düşük akı	Yüksek Akı (az alan gereksinimi)
Nadir temizleme ihtiyacı	Çok fazla temizleme ihtiyacı
Az işletme maliyeti	Yüksek işletme maliyeti
İlk yatırım maliyeti yüksek	İlk yatırım maliyeti düşük

2.3.3. Membranların Sınıflandırılması

Membranlar gözenek boyutu ve por çaplarına göre aşağıdaki Şekil 2.4' te gösterildiği gibi sınıflandırılır.

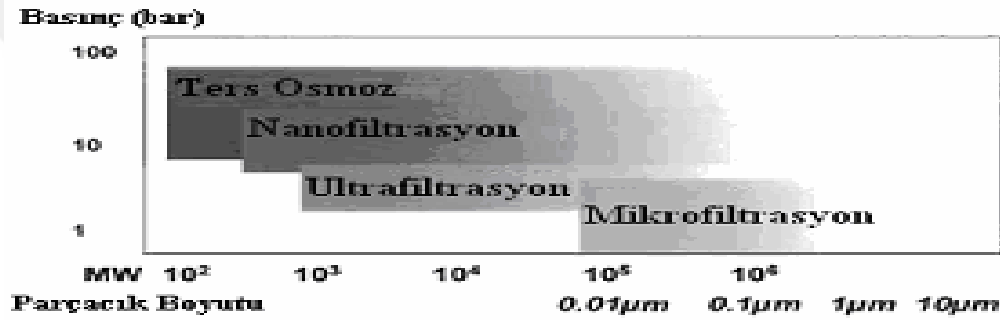


Şekil 2.4. Membran gözenek çapına göre sınıflandırılması

Mikrofiltrasyon (MF): Uzaklaştırılan partiküller yaklaşık 0,1-1 µ aralığındadır. Genelde askıda katı maddeler (TSS) ve büyük kolloidler atılırken makro moleküller ve çözünmüş maddeler membrandan geçerek uzaklaştırılır. Mikrofiltrasyon uygulamaları arasında bakterilerin, flok maddelerin veya askıda katı maddelerin uzaklaştırılması sayılabilir(Andırıcı, 2014). Trans membran basıncı (TMP) 0,7 bardır. MF, fermentasyon ürünlerinden mikroorganizmaları uzaklaştırmak için kullanılabildiği gibi, kolloidler, yağ molekülleri ve hücreler gibi heterojen dağılmış parçacıkları da ayrıştırabilmektedir. MF genelde süzüntü akımının ürün olarak elde edildiği bir saflaştırma işlemi olmakla birlikte süspansiyonların derişiklendirilmesinde de kullanılmaktadır.

Ultrafiltrasyon (UF): 10-1000 µ aralığındaki partiküllerde makromoleküller ayırma işlemini gerçekleştirir. Bütün çözünmüş tuzlar ve küçük moleküller membrandan geçmektedir. Uzaklaştırılan maddeler arasında kolloidler, proteinler, mikrobiyolojik kontaminantlar ve büyük organik moleküller vardır. TMP 1-7 bardır (15-100 psi). UF membranlar, makromoleküller, kolloidal parçacıklar ve dispersiyonların ayrılarak saf ürün eldesinde veya ürünün derişiklendirilmesinde kullanılırlar. UF'nin ilaç ve gıda endüstrisi, fabrika atık sularının arıtılması ve değerlendirilmesinde, meyve suyu ve süt üretiminde kullanıldığı alanlardır (Aslan, 2016).

Nanofiltrasyon (NF): Yaklaşık 1 nm (10 Å) büyüklüğündeki partikülleri uzaklaştırmak için kullanılmaktadır. Bu yüzden “nanofiltrasyon” olarak adlandırılır. Nanofiltrasyon, mikrofiltrasyon ve ters osmoz arasında çalışmaktadır. Molekül ağırlığı 200-400’den büyük organik moleküller uzaklaştırmada kullanılmaktadır. Aynı zamanda çözünmüş tuzların bir kısmını uzaklaştırılır. Nanofiltrasyon uygulamalarında yüzey sularından renk ve toplam organik karbonun giderimi, kuyu sularından sertlik ve radyumun giderilmesi, gıda ve atık su uygulamalarında organik maddelerin anorganik kısımdan ayrılması sayılabilir (Aslan,2016). TMP 3,5-16 bardır (50-225 psi).Genellikle 200’den büyük molekül ağırlığına sahip organiklerin (laktoz, sukroz ve glikoz gibi) uzaklaştırılması için uygun bir membran sistemidir. Aşağıdaki Şekil 2.5’te membran ayırma yöntemlerinin sınıflandırılması gösterilmektedir.



Şekil 2.5 Membran gözenek çapına göre sınıflandırılması

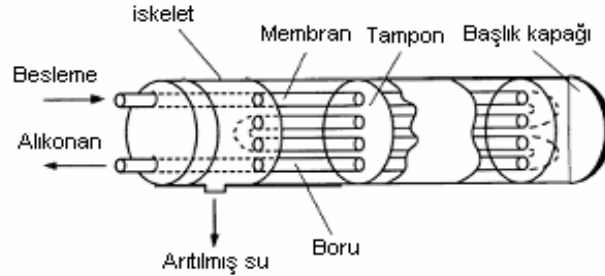
Ters Osmos (RO): Ters osmos, diğer filtrasyon metotlarına göre en yüksek seviyede yapılmaktadır. Ters osmoz membran, molekül ağırlığı 100’den büyük olan organik maddelere engel olmaktadır (Lonsdale,2012). Su molekülleri kolay bir şekilde geçerek ürünler oluşturur. Ters osmozun çok çeşitli uygulamaları, deniz suyunun veya kireçli suların içme suyu eldesi amacıyla desalinasyonu yapılması, atıksu geri kazanımı elde edilmesi, gıda ve meyve suyu işletmelerinde, biyomedikal ayırmalarda, evlerdeki içme suyunun ve endüstriyel proses suyunun saflaştırılmasında kullanılmaktadır. TMP 14-69 bardır (200-1000 psi).

2.3.4. MBR Konfigürasyonları

2.3.4.1. Tübular Modüller

Tübular membran modülleri çok sayıda tüplerden oluşmakta ve her birinin uzunluğu 6m’ye kadar çıkmaktadır (Şekil 2.6). Bu membran modülü paslanmaz çelik tüpten oluşmaktadır. Bu modül sisteminin avantajları besi çözeltisi akış hızının basit bir şekilde ayarlayarak ve besi kanalları ve daha da önemlisi ürün kanallarının mekanik olarak temizlemektedir. Tübular konfigürasyon temizliğinin kolay olmasının yanında önemli bir

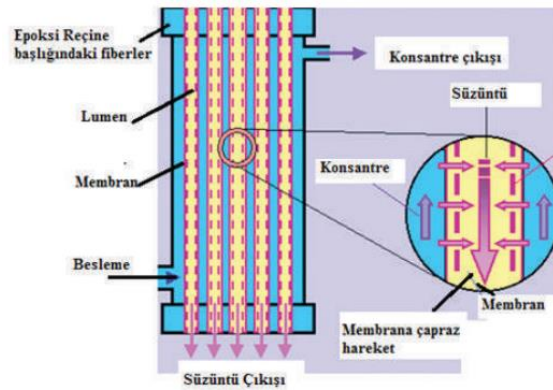
avantajı da çoğu şartlar altında çok fazla basınç düşmesi olmadan türbülans akışı sağlar ve büyük çaplara sahiptir. Bu özellik onu tıkanmaya karşı çok dirençli yapar. Fakat bu modülün iki dezavantaja sahiptir. Bunlar; büyük çaplara sahip olmasından dolayı yüksek enerji kullanımı sağlar ve yüksek yatırım maliyeti gereklidir.



Şekil 2.6. Tübular membran modülü

2.3.4.2. Hollow Fiber Modüller Modüller

Hollow fiber modüller, silindirik sert basınçlı kapların içine yatırılmış küçük çaplı çok sayıda membran demetinden oluşmaktadır. Tübular membranlarda olduğu gibi su beslemesi genellikle fiberin iç tarafından aşağı doğru yapılmaktadır. Hollow fiber modüller diğer membran modüllerine göre çok daha fazla alan kaplarlar. Çok küçük boyutlarda da kullanılabilir. Hollow fiber modeller diğer modellerden işletim maliyeti düşüktür. Spiral membran modüllerine göre çok çabuk bir sürede tıkanmaktadır ve kirlenmektedir. Aşağıda Şekil 2.7’ de hollow fiber membranların modülü gösterilmiştir.



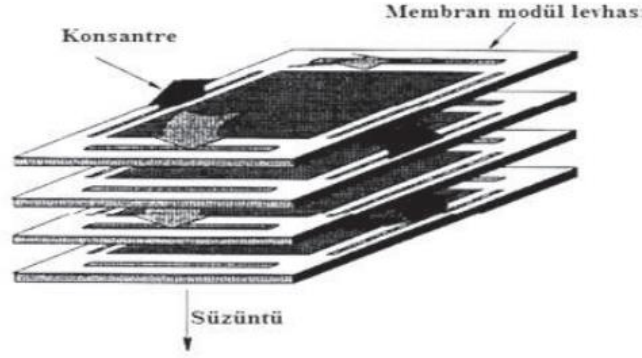
Şekil 2.7. Hollow fiber membran modülü (www.separationprocesses.com)

Çizelge 2.3.Membran modüllerinin konfigürasyonlarının karşılaştırılması

Parametre	Boşluklu elyaf	Spiral sargılı	Plaka	Boru tipi
Yatırım maliyeti	Düşük	Orta	Yüksek	Yüksek
İşletme maliyeti	Düşük	Orta	Orta	Yüksek
Fouling eğilimi	Yüksek	Orta	Orta	Düşük
Konsantrasyon polarizasyonu fouling kontrolü	Zayıf	Orta	İyi	Çok iyi
Yüzey alanı m^2 / m^3	Çok yüksek	Yüksek	Orta	Düşük
Ön arıtım gereksinimi	Yüksek	Orta	Yüksek	Basit
Temizlenebilirlik	Düşük	İyi	İyi	İyi
Süzüntü basıncı düşüşü	Yüksek	Orta	Düşük	Düşük
Yüksek basınçta işletmeye uygunluk	Evet	Evet	Evet	Çok az
Belirli tip membran materyallerinde sınırlılık	Evet	Hayır	Hayır	Hayır

2.3.4.3. Plaka ve Çerçeve Modüller

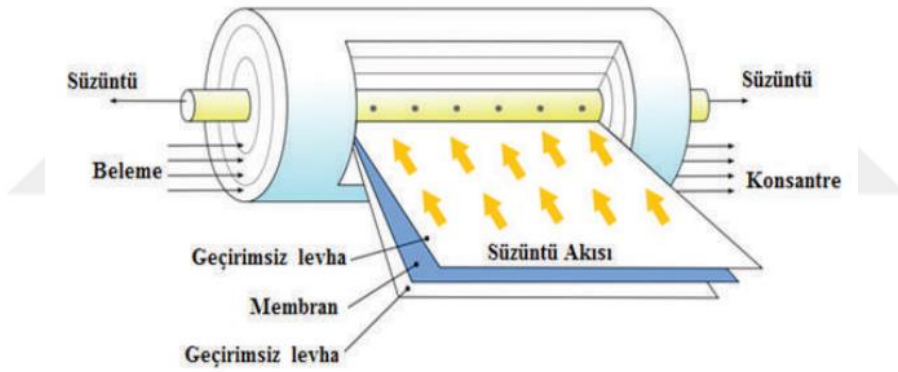
Bu modüllerde iki düz tabaka membranın aynı zamanda ürün kanalı olan bir destek tabakasıyla ayrıldığı için sandviçe benzeyen bir membran olarak bilinmektedir (Şekil 2.8). Plaka membran modülleri daha çok disk şeklinde görülmektedir. Membran diskleri ayırıcılarla birbirlerinden ayrılmıştır. Su membranın bir halka tarafından girip diğer tarafından çıkmaktadır. Bu modül dizaynı yüksek geri kazanımları mümkün kılan uzun besli kanalları oluşturmaktadır.



Şekil 2.8 Plaka-çerçeve membran modülü

2.3.4.4. Plaka ve Çerçeve Modüller

Düz membran modüllerinden oluşan spiral sarım bir süzücü yardımı ile yapılmaktadır. İki membran tabakası arasında bir ayırıcı ile delikli bir tüp içerisine yerleştirilmiştir (Şekil 2.9). İşlem sırasında basınçlı besi membranın daha çok dış yüzüyle temas edilmesi sağlanmaktadır. Membran üzerinden difüzleme yapılmaktadır.



Şekil 2.9 Plaka-çerçeve membran modülü

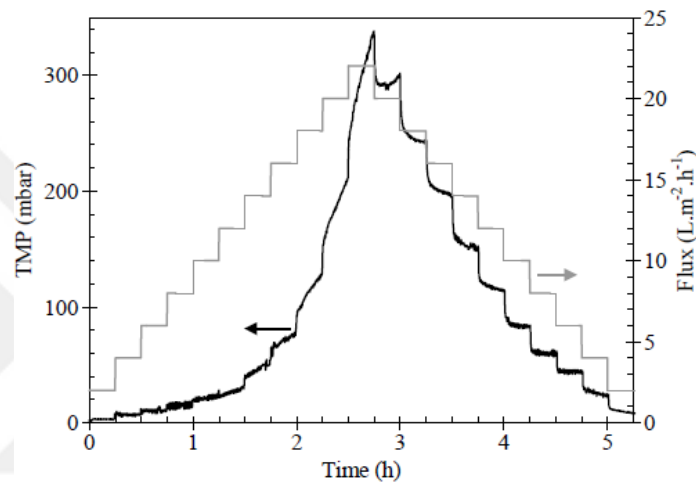
2.4. Membran Biyoreaktörlerde Önemli İşletme Kriterleri

Ak_i (J) basit olarak birim membran alanından birim zamanda geçen su miktarı olarak bilinir (Aslan, 2016). Genel olarak MBR'lerde L/m²/saat (LMH) cinsinden verilir. MBR ler çoğunlukla 10-100 LMH akı değerleri arasında işletilmektedir. Ak_i; genel olarak membran yüzeyinin iki tarafındaki basınç farkı(TMP: Trans membrane pressure) değerine ve membran ile diğer tıkaçıcıların rezistansına bağlı olmaktadır.

2.4.1. MBR'lerde kritik akı

Kritik akının tanımını yapacak olursak, belirli bir akının altında zamanla TMP'de azalma olmaz iken, bu akının üzerinde zamanla TMP'de önemli bir artış ve membranda tıkanma meydana gelecektir. İşte bu akıya kritik akı denir (Clech ve ark., 2003; Pollice ve ark., 2005).

Yapılan çalışmalarda MBR'lerin kritik akı değerinin altında işletilmeleri durumunda tıkanma probleminin önemli ölçüde çözüleceği belirtilmiştir. Kritik akı, membran-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 ve ark., 2008). Kritik akı membranın konumuna, membran özelliklerine, atıksu karakterizasyonuna, mikroorganizma konsantrasyonuna, pH, iyonik göç durumu, sıcaklık gibi sistem özelliklerine ve hidrodinamik davranışlara bağlıdır (Aslan, 2016).



Şekil 2.10 Kritik akı belirlenmesinde kademeli akı artışı metodu

(Clech ve ark., 2003)

Yukarıdaki Şekil 2.10'da görüldüğü gibi kritik akı, süzüntü akısının artan değerlerine karşın oluşan TMP varyasyonlarının kaydedilmesi prensibine dayanan kademeli akı yöntemi ile belirlenmiştir (Le Clech ve ark., 2003; Bottino ve ark., 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 $dTMP/dt \geq 0,5$ olduğu akı olarak kabul edilmiştir (Guglielmi ve ark., 2007). Membranın tıkanması işletmesine bağlı olarak TMP'nin artmasıyla membran akısının (LMH) düşmesine neden olur. Membran tıkanması üç basamakta gerçekleşir, ilk önce TMP'de kısa süren hızlıca bir yükseliş görülür, daha sonra TMP uzun süre yavaş bir artış gösterir, membran tıkanmasının ciddi seviyeye ulaştığı son aşamada ise TMP hızlı artış (Şekil 10) gösterilmektedir (Meng ve ark., 2009; Lin ve ark., 2013).

2.4.2. Geri yıkama ve dinlenme

Membran kirlenmesini kontrol etmek için, AnMBR'de üretilen biyogazın kabarcıklanması, nüfuz etiyse geri yıkama ve membran yüzeylerine adsorbe edilen kirlilikleri çözmek için bir kimyasal reaktifin eklendiği gelişmiş geri yıkama gibi birçok yöntem kullanılır. Geliştirilmiş ters yıkama, yüksek mukavemetli organik besleme solüsyonlarından gelen akıyı geri kazanmada etkilidir; Bununla birlikte, çamur özelliklerinin bir AnMBR'deki artmış geri yıkama etkinliği üzerindeki etkileri üzerine çok az araştırma yapılmıştır. Membranın suyla geri yıkanması veya basınç uygulanmadan dinlenmeye bırakılması yoluyla tıkanmanın önlenmesi tıkanmayı önleme metotlarından biridir. Yüksek akılarda çalıştırılan membranlar daha kısa süren periyotlarda çalıştırılıp, daha sıklıkla geri yıkama veya dinlenme periyodları uygulanarak tıkanmaları engellenmektedir (Stuckey, 2012). Membran filtrasyon süreci boyunca geri yıkama işlemi kirliliği azaltabilir, aynı zamanda TMP 'yi düşürürken sistem akısını artmasında etkilidir (Smith., 2005). Geri yıkama işlemi ayrıca kimyasal ve fiziksel temizlik için sistemin daha uzun sürelerde çalıştığı görülmektedir. Süzüntü akısının azaldığı durumlarda sık sık fiziksel ve kimyasal temizlemeler yapılmalıdır. Süzüntü akısını artırmak için bazı teknikler vardır. Bunlar, geri yıkama (Bouhabila ve ark, 2001), gevşetme (Jiang ve ark, 2003) ve havalandırma (Cui ve ark., 2003; Sofia ve ark., 2004) teknikleridir.

2.4.3. Kimyasal Temizleme

Membran akısı düşen ve tıkanma belirtileri artan membranlar için reaktör dışına çıkarılarak bazik, asidik veya oksidan özelliğe sahip kimyasallarla yıkanmak suretiyle temizlenerek yerine tekrar kullanmak üzere takılmaktadır. Ancak özellikle batırılmış anaerobik reaktörlerde işlem sırasında içeriye hava gireceğinden dolayı tercih edilen bir yöntem olmamıştır. Bundan dolayı sisteme azot gazı verilerek anaerobik koşullar sağlanmaya çalışılmıştır. Bizim çalışmamızda membranımızı dışarıya çıkarıp kimyasal temizleme uygulanır. Bazı çalışmalarda ise kimyasallar geri yıkamadan içeriye pompalanmaktadır. Tıkanma koşullarında uzun süre işletmeden sonra membran temizliği ile membran performansı etkili değildir (Lu ve ark., 2006). Yüksek basınçlı sistemlerde (organik içeriği fazla olan atıksularda) kimyasal yıkama ihtiyacı daha sıktır (Tangsubkul ve ark., 2006).

2.4.4. Gaz Geri Devri

Anaerobik reaktörlerde uygulanan bir başka yöntem ise aerobik reaktörlerdeki havalandırmanın yerine membranların altına biyogaz geri beslemesi yaparak ya da azot gazı ile besleyerek gaz kabarcıkları ile membran yüzeyinin fiziksel olarak temizlenmesine

yardımcı olmaktadır. Gaz verilmesi reaktör içinde karışma performansını artırarak organik madde giderimini arttırmış, membran üzerinde biriken kek tabakasında karbonhidrat EPS ve SMP'nin miktarını azaltmıştır. Membran üzerinde gelişen kek tabakası, dinamik bir membran olup, SMP ve diğer çözünmüş maddelerin membran kek tabakası tarafından tutulmasına neden olmaktadır. Dolayısıyla, membran üzerinde gelişen kek tabakası akı değerini düşürmesine neden olsa da giderim performansını arttırmaktadır. Dolayısıyla bir optimizasyon yapılarak farklı gaz yıkama hızlarının akı ve reaktör performansı üzerine etkilerinin belirlenmesi gerekmektedir. Ayrıca sisteme gaz geri devri yaparak membranın tıkanmasını engelleyerek TMP'nin düşmesine ve aynı zamanda akının yükselmesini sağlayan etkenlerden biridir.

2.5.Çöp Sızıntı Suyunun Arıtımı

Sızıntı suları, atıksuyun olduğu yerde veya dışında arıtılabilir. Sızıntı sularının arıtımında genel olarak, fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları tercih edilir. Fizikokimyasal arıtım yöntemleri genellikle çöp sızıntı sularında ön arıtım/son arıtım amaçlı kullanılır (Pi ve ark., 2009; Deng ve ark., 2011). Biyolojik arıtma çöp sızıntı suyunu arıtmak için fizikokimyasal arıtmaya göre çok daha fazla tercih edilir (He ve ark., 2009; Sri Shalini ve ark., 2012; Miao ve ark., 2014). Bu metotlardan herhangi birinin tek başına kullanımı ile yüksek oranda arıtma verimi elde etmek ve deşarj alıcı ortama deşarj standartlarını sağlamak zordur (Çizelge 2.4).

Çizelge 2.4. Katı artık değerlendirme ve bertaraf tesislerinden kaynaklanan sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 20.6, Değişik R.G.-13/02/2008-26786)

Parametre	Birim	Kompozit numune (2saat)	Kompozit numune (24 saat)
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(KOİ)	mg/L	700	500
Toplam Kjeldahl Azotu	mg/L	20	15
Askıda Katı Madde(AKM)	mg/L	200	100
Yağ –Gres	mg/L	20	10
Toplam Fosfor	mg/L	2	1

Toplam Krom	mg/L	2	1
Krom	mg/L	0,5	0,5
Kurşun	mg/L	2	1
Toplam Siyanür	mg/L	1	0,5
Kadmiyum	mg/L	0,1	-
Demir	mg/L	10	-
Florür	mg/L	15	-
Bakır	mg/L	3	-
Çinko	mg/L	5	-
Balık Biedeneyi	-	10	-
pH	-	6,9	6,9

Bunun için sızıntı suyu arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu, ileri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Renou ve ark., 2008). Sızıntı suyunun miktar ve özellikleri depolama sahalarına kabul edilen atıkların karakteristiğine ve depolama yaşına bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Sızıntı suyu arıtımına etki eden faktörler; sızıntı suyunun karakteristiği, deşarj standartları, arıtılması, işletme ve maliyettir. Çöp sızıntı suyunun arıtımı için çeşitli biyolojik ve fiziksel / kimyasal teknolojiler geliştirilmiştir. Fiziksel ve kimyasal yöntemler genellikle arıtım öncesi ve sonrası olarak veya belirli kirleticileri uzaklaştırmak için kullanılır (Renou ve ark., 2008). Öte yandan, aerobik veya anaerobik koşullar altında askıda veya tutunarak büyüme yöntemini kapsayan biyolojik yöntemler sızıntı suyundaki biyolojik olarak parçalanabilir kısmının arıtılabilmesi için genellikle tercih edilen yöntemdir.

2.5.1. Biyolojik arıtma

Depolama sahalarında sızıntı suyu üretimi, atığın parçalanması ve atıkların ayrıştırılması yoluyla sızdırmanın kaçınılmaz bir sonucu olarak kalmaktadır. Depolama sızıntı suyunun her zaman dolgu yaşına, yağışa, mevsimsel hava değişimlerine ve diğer faktörlerin yanı sıra atık kompozisyonuna bağımlı olan çeşitli kirleticiler yer almaktadır (Renou ve ark., 2008). Karmaşık ve değişken bileşimi nedeniyle, süzütünün arıtımı zordur (Tatsi ve ark., 2002). Sızıntı suyunun verimli bir şekilde arıtılmadığı durumda alıcı ortamı olumsuz etkilediği bilinmektedir (El-Fadel ve ark., 2002). Çöp sızıntı suyunun arıtımında birçok teknik kullanılmasına karşın genellikle biyolojik teknikler kullanılmaktadır. Biyolojik arıtma işlemleri sızıntı suyunda bulunan yüksek mukavemetli biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin gideriminde etkili yöntemlerden biridir. Nispeten yüksek BOİ içeriğine sahip genç sızıntı sularının biyolojik arıtımında yaklaşık %50 BOİ giderim verimleri gözlemlenmiştir. Ayrıca biyolojik arıtım metodu genç çöp sızıntı suyunun stabilize edilmemiş organik maddesinin bozunumundaki başarısı ve organik bileşikler ile toksik bileşiklerin uzaklaştırılmasında yüksek verimlilik göstermesi nedeniyle dikkat çekmektedir (Lin ve ark., 2002). Birçok parametre baz alındığında en yüksek giderim verimleri genellikle membran prosesleri ile elde edilmektedir (Renou ve ark. 2008) (Çizelge 2.5).

Çizelge 2.5. Çöp sızıntı suyu için farklı arıtım yöntemleri (Renou ve ark. 2008)

Proses	BOİ giderimi (%)	KOİ giderimi (%)	Kjeldahl Azotu giderimi (%)	Askıda Katı Madde giderimi (%)	Bulanıklık giderimi (%)
Koagülasyon/Flokülasyon	-	40	≤30	-	-
Kimyasal Çöktürme	-	60	≤30	-	-
Sıyırma	-	≤30	≥80	-	30-40
Aerobik Biyolojik Arıtım	≥80	≤30	≥80	60-80	-
Anaerobik Biyolojik Arıtım	≥80	60-90	≥80	60-80	-
Ultrafiltrasyon (UF)	-	60-80	60-80	≥90	≥90

Nanofiltrasyon (NF)	80	60-90	60-90	≥ 90	≥ 90
Ters osmoz	≥ 90	≥ 90	≥ 90	≥ 90	≥ 90

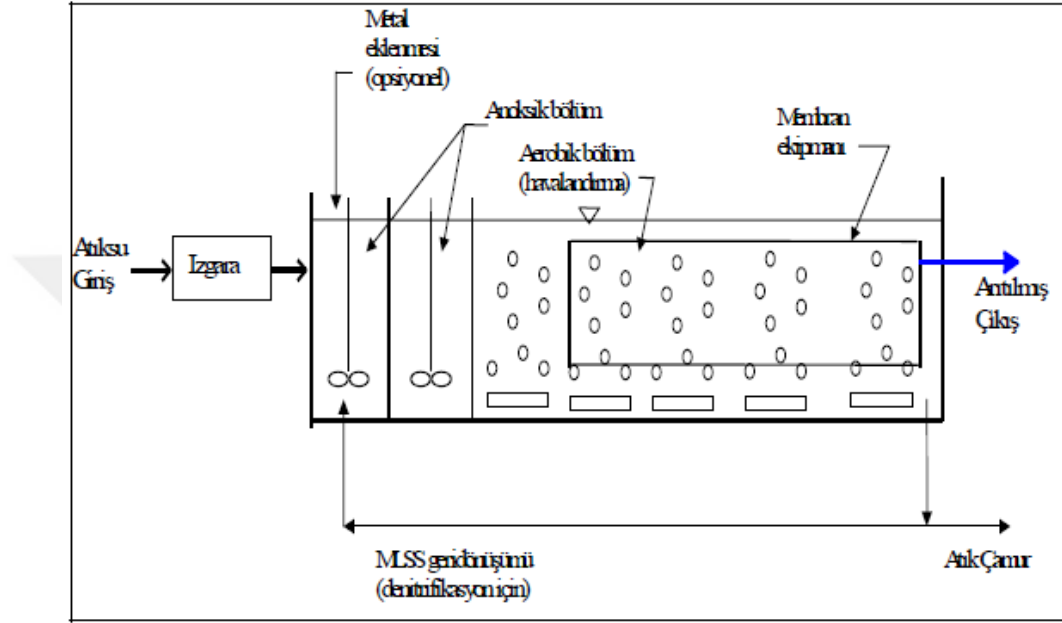
2.5.2. Membran biyorektörlerde çöp sızıntı suyu arıtımı

MBR, klasik aktif çamur sistemlerinin ileri düzey geliştirilmiş sisteminden oluşmaktadır. Membran biyoreaktörlerde, adından da anlaşılacağı gibi biyolojik reaktörler ile membran teknolojisi birleştirilmiştir. Biyolojik arıtım prosesinde çökeltme havuzu yerine ultrafiltrasyon (UF) veya mikrofiltrasyon (MF) membranları kullanılarak, katı/sıvı ayırma işlemi gerçekleştirilmektedir ve böylece membran prosesi kullanılmış olur. Bu arıtma yöntemi konvansiyonel biyolojik arıtım prosesleri ile kıyaslandığında, daha düşük biyolojik parçalanabilirliğe sahip olan atıklar için, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı giderim avantajı sunar. Konvansiyonel arıtım metotlarının bazı olumsuz etkilerini ortadan kaldıran bu sistemler, geleceğin arıtım teknolojileri arasında önemli bir yere sahip olacaktır. MBR'ın genel amacı sistemin yüksek çamur yaşlarında işletimine olanak sağlayıp biyolojik olarak parçalanması zor kontaminantları parçalanmasına olanak vermesi ile bulanıklığın, partiküllerin ve yüzey aktif maddelerinin azaltılmasıdır (van Dijk ve ark., 1997; Judd, 2010). Aerobik ve anaerobik ortam koşullarında işletilmek üzere çöp sızıntı suyu arıtımında kullanılan MBR sistemi ikiye ayrılmaktadır.

2.5.2.1. Aerobik Membran Biyoreaktörde (AeMBR) Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı

Gelişmiş biyolojik arıtma prosesleri arasında MBR en önemli prosestir (Hasar ve ark., 2009). Membran ayırma ve biyodegradasyon işlemlerinin bir birleşimi olan MBR teknolojisi, karmaşık ve geri dönüşümlü bileşikler içeren yüksek mukavemetli atık suyun arıtılması için tercih edilen proses haline gelmektedir (Bilad ve ark., 2009). MBR'lerin temel avantajları, geleneksel atıksu arıtımının ikinci aşamasının yerini alması (yani, yerçekimi çökmesi), daha kaliteli bir atık üretme ve reaktör hacmini azaltma kabiliyetini içerir. Artan sıkı deşarj standartlarıyla, geleneksel arıtım yöntemleri (biyolojik veya fiziko-kimyasal) standartları karşılamak için yeterli olmamaktadır. Atıksu arıtımında AeMBR kullanımıyla ilgili literatür nispeten zengindir, ancak yüksek mukavemetli çöp sızıntı suyu arıtımına dair MBR sisteminin kullanıldığı çalışmalar sınırlıdır. MBR'ler ile sızıntı suyu arıtımına ilişkin literatür çalışmalarının büyük bir kısmı düz levha ultrafiltrasyon membran modülleri ile gerçekleştirilmiştir (Cui ve ark., 2003; Le-Clech ve ark., 2006). Sızıntı suyu arıtımı

bağlamında, MBR'nin deney koşulları ve sızıntı suyu olgunluğundan bağımsız olarak yüksek BOİ giderme oranlarına (% 90-99) sahip olduğu gösterilmiştir (Tatsi ve ark, 2002; Xie ve ark., 2010). Bunun aksine, MBR'ın KOİ giderme verimliliği %25 gibi düşük bir seviyeden (Jakopović ve ark., 2008) %90'a kadar büyük bir farklılık göstermektedir (Chen ve ark, 2006; Aloui ve ark., 2009) ve tipik bir aerobik MBR sistemine ait akım şeması Şekil 2.11'de gösterilmektedir.



Şekil 2.11 MBR sistemine ait akım şeması

Literatürde yapılan bir çalışmada Mahmoudkhani ve ark. (2010), Tahran belediyesi depolama sahasında yaklaşık 0,5-1 yaşlarında sızıntı suyunun biyolojik arıtılabilirliğinin fizibilitesi incelemiştir. Atıksuyun ortalama KOİ'si 68000 mg/L'dir. Bu çalışmada, gözenek boyutu 0,1 μm olan membran modülüne sahip 175L çalışma hacimli MBR kullanılmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu 3,2 mg/L'de tutulmuş ve katı tutma süreleri ile HRT seviyeri sırasıyla 55 ve 15 gün olarak belirlenmiştir. MLSS konsantrasyonu ise 6,3 g/L seviyesinde sabit tutulmuştur. KOİ/N oranı 46, KOİ/PO₄-P oranı 455 ve BOİ/KOİ oranı 0,65 iken, ortalama çıkış KOİ konsantrasyonunu 1733 mg/L ve ortalama KOİ giderim verimini %97,4 olarak gözlemlemişlerdir. Ortalama NH₄ -N giderme verimi ise %99 seviyelerine ulaşmıştır. Ahmed ve ark, (2012) tarafından yapılan bir çalışmada geleneksel biyolojik sistemlere kıyasla çok daha kısa bir HRT seviyesinde ve çok daha büyük organik yükleme oranlarında oldukça yüksek BOİ giderimleri ve % 90'ın üzerinde amonyak giderim verimleri elde edilmiştir. AeMBR ayrıca optimize edilmiş koşullar altında eski çöp sızıntı suyunda bile

mükemmel KOİ giderim verimleri sağlamıştır (>% 75). AeMBR'lerin ayrıca mikro-kirleticilerin uzaklaştırılmasında etkili olduğu gösterilmiştir.

2.5.2.2. Anaerobik membran biyoreaktörde (AnMBR) çöp sızıntı suyu arıtımı

Son on yıl içinde AnMBR sisteminin literatürdeki yeri genişlemektedir. Bunun en büyük nedeni işletimi boyunca yenilenebilir biyolojik kaynak olarak biyogaz üretimidir ve üretilen biyogaz sistemin ekonomik olarak uygulanabilirliğine destek olmaktadır. Fakat yapılan literatür çalışmaları ışığında AnMBR'lerden gelen biyogaz üretim potansiyeli tam olarak saptanamamakla birlikte üretilen biyogaz verimi oldukça düşüktür. Literatürde AnMBR sistemi kullanılarak farklı endüstriyel atıksular ile yapılan birçok çalışma mevcuttur ve AnMBR sisteminde karşılaşılan potansiyel zorluklarla hakkında detaylı bilgiler verilmektedir. Fakat literatürde yapılan çalışmalara bakılacak olursa AnMBR'da çöp sızıntı suyunun arıtımı ile ilgili çalışmalar oldukça sınırlıdır ve sadece birkaç tanedir. Zayen ve ark. (2010) tarafından gerçekleştirilen çalışmada amaç Jebel Chakir deşarjından farklı asitlendirme aşamasındaki numunelerin karakterize edilmesi ve pilot ölçekli çapraz akışlı ultrafiltrasyon AnMBR reaktörünün uzun vadeli performansının araştırılmasıdır. Bu amaç doğrultusunda organik yükleme oranının (OLR) çıkış suyu kalitesine olan etkisi araştırılmıştır. AnMBR'da fiziksel ya da kimyasal ön arıtım olmaksızın Tunus'ta Jebel Chakir'den toplanan çöp sızıntı suyu arıtılmıştır. OLR seviyesi 1g KOİ/L.gün'den 6,27 g KOİ/L.gün'e kademeli bir şekilde artırarak en yüksek OLR seviyesinde biyogaz üretimi biyoreaktör hacmi başına 3 hacimden daha fazladır. Uçucu askıda katı madde bioreaktörde yaklaşık 3 g/L'ye ulaşmıştır. Stabil koşullarda arıtım verimi g KOİ başına 0,461 g biyogaz üretim verimi ve ortalama %90 KOİ giderimi yapılmıştır. Bir diğer literatür çalışmasında ise AnMBR'de çöp sızıntı suyundan ototrofik amonyum giderimi (ANAMMOX) amaçlanmıştır (Suneethi ve ark, 2013). ANAMMOX, oksijenin olmadığı işletme koşullarında elektron alıcısı olarak nitrit kullanıldığı biyolojik azot giderim prosesidir. Ayrıca ANAMMOX prosesi AnMBR kullanılarak düşük KOİ'ye sahip çöp sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderimi için uygulanır (Suneethi ve ark, 2013). Yapılan çalışmada organik yükleme oranının artmasıyla sistem performansına etkisi incelenmiş ve maksimum KOİ giderimi %90 seviyelerinde gözlemlenmiştir.

2.5.3. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımındaki MBR Performansını Etkileyen Parametreler

BOİ/KOİ oranı

BOİ, KOİ'nin biyolojik olarak parçalanabilir kısmını oluşturmaktadır. Bu bağlamda biyolojik arıtım yüksek BOİ/KOİ oranına sahip genç sızıntı sularının arıtımında daha etkilidir. Biyolojik arıtmalarda BOİ/KOİ oranı genç çöp sızıntı suyu arıtımında oldukça etkili parametrelerden birisidir (Farah Naz Ahmed ve ark., 2012). Tam ölçekli proseslerden toplanan veriler, konvansiyonel proseslerde, BOİ/KOİ oranının düştükçe KOİ giderim veriminin azalması yönünde genel bir eğilim olduğunu göstermektedir (Alvarez-Vazquez ve ark., 2004). BOİ/KOİ oranı 0,2-0,3 olduğu zaman, konvansiyonel biyolojik teknolojiler tarafından, yaklaşık %63'lük bir KOİ giderme sağlamak için, 25-45 günlük oldukça uzun HRT'lere ihtiyaç duyulmaktadır. Çöp sızıntı sularının BOİ/ KOİ oranı 0,4'ün üzerindeyken, tüm konvansiyonel prosesler ile daha kısa HRT'lerde (5-20 gün) % 80 veya daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir (Alvarez-Vazquez ve ark., 2004). Ayrıca, biyolojik arıtma teknolojileri kullanılarak son zamanlarda gerçekleştirilen 188'in üzerindeki literatür çalışmaları kapsamlı bir şekilde incelendiğinde, 0,2'den daha düşük BOİ/KOİ oranları sahip olan sızıntı sularının arıtımında konvansiyonel biyolojik prosesleri tercih eden oldukça sınırlı sayıda çalışma olduğu tespit edilmiştir (Kurniawan, 2004). BOİ/KOİ oranları 0,2 veya daha düşük olan yaşlı çöp sızıntı sularının arıtmak için MBR kullanıldığında BOİ/KOİ oranının KOİ giderimi üzerine etkisinin azaldığı gözlemlenmiştir (Alvarez-Vazquez ve ark., 2004).

Organik yükleme hızı (OYH)

Organik yükleme hızının aktif çamur ve yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler gibi geleneksel proseslerde önemli bir işletme parametresidir (Torkian ve ark., 2003; Tay ve ark., 2004). MBR işletmelerinde genellikle yüksek organik yükleme hızlarının daha düşük KOİ giderimine yol açtığı gözlemlenmiştir (Scholz ve Fuchs 2000; Farizoglu ve ark., 2004; He ve ark., 2005). Fakat tüm literatür çalışmaları değerlendirildiğinde OYH'nin MBR performansı üzerine net bir etkiye sahip olmadığı görülmektedir.

Aloui ve ark., (2009), MBR'da organik yükleme hızının 1,9'dan 2,7 gKOİ/Lgün'e arttırıldığında KOİ gideriminin %77'den %70'e azaldığını bulmuştur. Fakat işleme devam edildiğinde KOİ giderimi kademeli olarak %76'ya kadar yükselmiştir. Chen ve Liu (2006), 1 ila 4 gKOİ/Lgün OYH aralığında OYH'nin KOİ giderme hızına açık bir etkisinin olmadığını ve diğerlerine nazaran daha stabil çıkış KOİ konsantrasyonları elde etmiştir. Benzer şekilde An ve ark., (2006) tarafından yapılan pilot ölçekli bir çalışmada OYH'nin 0,9-2 gKOİ/Lgün

arasında değişmesine rağmen KOİ giderim verimi %75'de stabil kalmıştır. Ayrıca Chiemchaisri ve ark., (2011), kısmen stabilize çöp sızıntı suyunun arıtımında iki aşamalı bir MBR sisteminde OYH'nin 5.21'den 14.64 gKOİ/Lgün'e arttırıldığında KOİ giderim veriminde %64.1'den %71,9'a bir artış gözlemlenmiştir. Aynı zamanda Visvanathan ve ark. (2007), termofilik bir MBR'da OYH'nin 4,9'dan 8,45 gBOİ/Lgün'e yükseldiğinde, KOİ gideriminin % 62'den % 79'a yükseldiğini bulmuştur. Çalışmaların çoğu MBR sistemlerin değişen yükleme oranlarına büyük ölçüde dirençli olduğunu göstermektedir. Yani çöp sızıntı suları arıtımında geniş bir OYH aralığında büyük avantajlar sağlayan MBR ile kararlı bir işletme koşulu elde edilebilir. Ayrıca, MBR'lerin, geleneksel biyolojik sistemlerin çoğundan daha yüksek OYH'leri üstesinden gelebileceğini de belirtmek gerekir (Scholz ve Fuchz, 2000; Alvarev ve ark., 2004).Çöp sızıntı sularının arıtımı için MBR sistemler kullanıldığında OYH'lerinin 0,9 ile 40 gKOİ/Lgün arasında değişmesine karşın, konvansiyonel teknolojiler uygulandığında bu değer 1,2 g KOİ/Lgün'ün altında olduğu görülmektedir (Kurniawan ve ark., 2004).

Hidrolik Bekletme Süresi (HRT)

Geleneksel biyolojik arıtma teknolojilerinde, kompleks veya yüksek kirlilik içeren atıksularda yeterli KOİ giderimini elde etmek için genellikle daha uzun HRT'ler istenir. BOİ/KOİ oranları 0,4 ile 0,8 olan sızıntı suyunun arıtılması için tipik olarak 5 ile 20 günlük bir HRT, tam ölçekli konvansiyonel prosesler için gereklidir (Alvarez Vazquez ve ark., 2004). Benzer atıksuların arıtımında MBR'ler için kullanılan HRT değerlerinin geleneksel biyolojik sistemlerden çok daha kısa olduğuna dikkat edilmelidir. Çöp sızıntı sularının arıtımında kullanılan MBR'lar için, HRT 3,6 saat kadar düşük ve 12,9 gün kadar yüksek değerler arasında değişmektedir. MBR'larda arıtılan diğer endüstriyel atıksularında benzer HRT aralığında gerçekleştirildiği bildirilmiştir (Stephenson ve ark., 2000; Ren ve ark., 2005). Geniş HRT aralıklarına rağmen, sızıntı suyu yaşı ne olursa olsun, 12 saat ile 3 gün aralığındaki HRT'ler en yaygın olarak uygulanmaktadır. Çöp sızıntı sularının arıtımı için kullanan laboratuvar ve pilot ölçekli geleneksel aerobik biyolojik sistemlerde tipik olarak 1-20 gün arasında HRT kullanılmasına karşın, yaşlı sızıntı suyu arıtımı için genellikle 20 günlük bekleme süresi uygulanmaktadır (Kurniawan ve ark., 2010) .

Çamur Yaşı (SRT)

MBR'lerin en önemli avantajlarından biri, daha kısa HRT'ler ve daha küçük reaktör hacmine olanak sağlayarak HRT ve SRT'nin tamamen ayrılmasıdır. Bir MBR'deki uzun

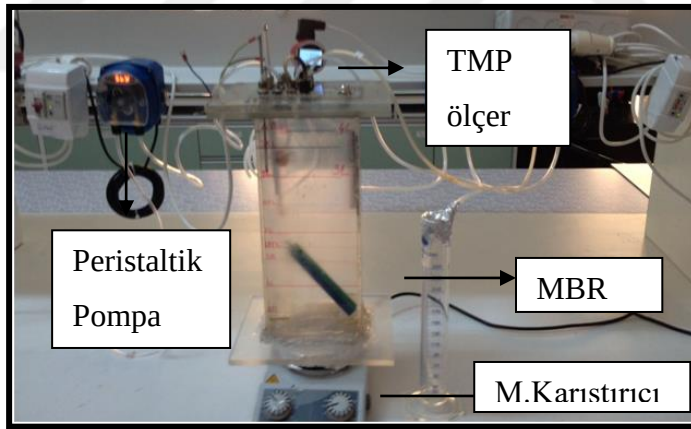
çamur yaşı veya SRT, (i) yavaş büyüyen bakterilerin (nitrifiyerler gibi) büyümesi için yeterli süre sağlayabilir ve (ii) düşük biyolojik bozunabilirliğe sahip bileşikleri parçalayabilen özel mikrobiyal türlerin geliştirilmesine izin verebilir (Matošić ve ark., 2008). SRT, MBR'ların performansında önemli bir rol oynar (Han ve ark., 2005; Massé ve ark., 2006). Setiadi ve Fairus (2003), tehlikeli bir atık olan çöp sızıntı sularının arıtımında, 32 günden daha kısa SRT'lerin (16 ve 24 gün) biyokütle ile substrat arasında yeterli temas süresi sağlamadığını ve bunun bir sonucu olarak süzüntü KOİ konsantrasyonlarının zamanla arttığını gözlemlemiştir. Hasar ve ark., (2009), genç sızıntı suyuyla 3.6-7.2 saatlik düşük HRT'lerde reaktörde 30 günlük bir sabit SRT ile % 90'dan daha yüksek bir KOİ giderimi elde etmiştir. Hasar ve ark. (2009), kombine evsel atıksu ve sızıntı suyu arıtımında SRT'nin MBR performansını önemli ölçüde etkilediğini bulmuşlardır. Bu çalışmada, 5-30 gün aralığındaki SRT'ler ile çalışılmış ve 30 günlük SRT'de maksimum KOİ oksidasyonu ve nitrifikasyon elde edilmiştir.

Genel olarak, bir biyoreaktör daha uzun SRT'de, daha iyi kalitede çıkış atıksuyu üretir. SRT<30 gün olduğunda KOİ giderilmesinde bir azalma gözlemlendi (Hasar ve ark. 2009). Fakat Hasar ve ark., (2009), SRT'yi 50 güne yükselttiğinde yine düşük KOİ giderimi ve yüksek çıkış KOİ konsantrasyonu gözlemlendi. Tsilogeorgis ve ark. (2008), MBR'den çamur atmadan (sonsuz SRT) eski çöp sızıntı sularının arıtımını araştırdılar. Sadece % 50'lik bir ortalama KOİ giderimi sonsuz SRT'nin MBR performansına olumsuz etkisini gösteren bir sonuçtur. Muhtemelen sonsuz SRT'ler MBR'de inert partikül madde birikimine neden olarak spesifik biyokütle aktivitesini düşürmüştür (Pollice ve ark. 2005; Li ve ark., 2006). Ayrıca evsel atıksu arıtımında kullanılan bir MBR sisteminde SRT'nin uzatılması spesifik nitrifiye edici çamur aktivitesinde azalma ile sonuçlanmıştır (Huang ve ark., 2001). Fakat, SRT'lerin daha kısa olması çamur deşarjı ile nitrifiye bakterilerin yok olmasına neden olabilir ve sonuçta nitrifikasyonu etkileyebilir (Wang ve ark., 2005). Bu çalışmalar farklı atıksularla gerçekleştirilmiş olmasına rağmen, elde edilen sonuçlar sızıntı suyu arıtımı için genişletilebilir. Bu nedenle, optimum bir SRT, MBR'nin başarılı bir şekilde çalışması ve yüksek biyokütle aktivitesinin sağlanması için çok önemlidir.

3. MATERYAL VE METOT

3.1.Anaerobik Membran Biyoreaktör (AnMBR)

Tez kapsamında laboratuvar ölçekli batık Zenon marka ve gözenek çapı 0,2 μm olan içi boş elyaf (hollow fiber) membranlar ile dizayn edilmiş MBR ünitesi kullanılmıştır. Sistemde kullanılan membran demetinin yüzey alanı 0,06 m^2 olacak şekilde 216 adet hollow fiber membrandan oluşturulmuş ve membran demeti reaktörün tam merkezine yerleştirilmiştir. Polietilenden yapılmış olan hollow fiber membran demeti hidrofobik yapıdadır. Hidrofobik yapıdaki membran demeti sistemde kullanılmadan yüzeylerini hidrofilik hale getirmek amacıyla 15-20 dakika içlerinden %50 saflıkta etil alkol sirküle edilmiştir. Takip eden 10 dakika boyunca distile su sirküle ettirilerek alkol uzaklaştırılmıştır. Her bir işletme parametresinin değişiminde ise tıkanan membran reaktörlerden çıkartılarak sırasıyla % 2'lik hidroklorik asit (HCl) çözeltisinde 2 saat, 1 N sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisinde 1 gün ve % 0,4'lük sodyum hipoklorit (NaOCl) çözeltisinde 2 saat bekletilmiştir. Her bir çözelti değişiminde ve reaktörlere konulmadan önce membranlar distile su ile yıkanmıştır. Tez çalışmasında laboratuvarda mevcut plexiglas malzemesinden yapılmış MBR kullanılmıştır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1.Çöp sızıntı suyu arıtımında kullanılacak membran biyoreaktör(MBR)

Çalışma hacmi 4L olarak belirlenmiştir ve membran biyoreaktör deneysel planda belirlenen akı değerlerinde çöp sızıntı suyu ile sürekli akışlı olarak beslenmiştir. Sistemde bir besleme pompası, çıkış pompası, gaz geri devir pompası ve geri yıkama pompası olmak üzere toplam 4 adet Masterflex L/S peristaltik pompa (Masterflex L/S 7524-45, Cole-Parmer Instrument Şirketi, IL, ABD) pompa kullanılmıştır. Membran tıkanıklığını minimum seviyeye indirmek için 1 ml/dk debide 30 dk süzüntü 5geri yıkama yapılmıştır. Ancak daha sonra 5dk süzüntü 30sn geri yıkama yapılmıştır Ayrıca reaktör içerisine sızan oksijeni minimize etmek ve membran üzerine hava püskürtülerek membran tıkanıklığını azaltmak için

reaktöre sürekli olarak düşük debide azot gazı püskürtülmüştür. Reaktör anaerobik ortamda çalıştırılacak olup ortam yükseltgenme-indirgenme potansiyelini (ORP) belirleyen prob ile gözlemlenmiştir. Reaktör içerisindeki tam karışım oluşan gazın sisteme geri devri ve reaktör altına yerleştirilecek manyetik karıştırıcı ile (MR Hei-Standard, Heidolph, Almanya) sağlanmıştır. Membran tıkanması membran geçirgenliğini ve filtrasyon işlemini sınırladığı için gün içerisinde oluşan membran geçiş basıncı (TMP) ölçümü yapılmıştır. Tüm membran proseslerinde olduğu gibi tıkanma arttıkça akı azaldığı için günlük olarak akı hesabı yapılmıştır. TMP>500mbar olduğu durumda membran patlamasına sebebiyet verilmemesi için TMP arttığı durumlarda fiziksel veya kimyasal yıkama ile membran temizliği yapılmıştır. Kurulan anaerobik membran biyoreaktörde kullanılan membran modülü aşağıdaki Şekil 3.2’de gösterilmiştir.



Şekil 3.2.AnMBR sisteminde kullanılan hollow fiber membran demeti

3.2.Aşı Mikroorganizma

Bu çalışmada reaktör Gaski Merkez Atıksu Arıtma Tesisi anaerobik çamur çürütücünden alınan tam karışım çamur ile aşılanmıştır. Ayrıca tez çalışması boyunca yaşanabilecek bir kontaminasyon veya işletmede yaşanılacak bir soruna karşı bakterilerin adaptasyon sürecini kısaltmak için tez boyunca bir kontrol reaktörü çalıştırılmıştır.

3.3.Atıksu İçeriği

Çalışmada Kahramanmaraş Katı Atık Depolama Sahasından alınan çöp sızıntı suyu kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan olan çöp sızıntı suyunun içeriği aşağıdaki çizelgede verilmiştir (Çizelge 3.1).

Çizelge 3.1. Çöp Sızıntı Suyu Karakteristiği

Parametreler		Konsantrasyon (mg/L)	Parametreler	Konsantrasyon (mg/L)
Toplam organik karbon(TOK)		7058±400	Sülfat	<0,1
KOİ		16000±1500	Bakır	2,572±0,6
BOİ		1500±300	Çinko	0,029±0,01
NH ₄ ⁺ -N		2120±200	Demir	2,575±0,5
PO ₄ ⁻³ -P		78±10	Kadmiyum	0,001
NO ₂ ⁻		320±20	Toplam krom	0,254±0,05
NO ₃ ⁻		670±40	Kurşun	0,00025
Pt-Co (Renk birim)		6380±300	Mangan	0,1±0,05
RES	436nm	222±10	Nikel	0,624±0,1
	525nm	95±8	AKM	1180±100
	620nm	56±4	UAKM	830±20
Sülfür		99±6	Fenol	18±2
			Serbest Klor	0,6±0,08

3.4.Deneysel Plan

Proje kapsamında laboratuvar ölçekli AnMBR’de yapılacak olan çalışmalarda Çizelge 3.2’deki deneysel plan kullanılmıştır ve bu deneysel plan doğrultusunda yöntemler geliştirilmiştir.

Çizelge 3.2. Deneysel Plan

İŞ PAKETLERİ	
İŞ PAKETİ 1: Reaktör dizaynı ve mikrobiyal popülasyonun adaptasyonu	
İŞ PAKETİ 2: Farklı işletme koşullarında TMP-akı ilişkisinin belirlenmesi	İP. 2.1. Reaktörün sadece çeşme suyu ile işletilmesi
	İP. 2.2. Çeşme suyu ve farklı mikroorganizma konsantrasyonu kullanılarak TMP-akı ilişkisinin belirlenmesi
	İP. 2.3. Çöp sızıntı suyu ve farklı mikroorganizma konsantrasyonu kullanılarak TMP-akı ilişkisinin belirlenmesi
İŞ PAKETİ 3: Çöp sızıntı suyu arıtımında farklı HRT ve çalışma-geri yıkama sürelerinde AnMBR optimizasyonu	İP. 3.1. 48 saatlik HRT, 30dk çalışma-5dk geri yıkama
	İP. 3.2. 48 saatlik HRT, 5dk çalışma-30sn geri yıkama
	İP. 3.2.24 saatlik HRT, 5dk çalışma-30sn geri yıkama

İş Paketi 1

Tez kapsamında satın alınması gereken sarf malzemeler tedarik edilmiştir. Zenon marka ve gözenek çapı 0,2 µm olan içi boş elyaf membranlar ile dizayn edilmiş 0,06 m² yüzey alanına sahip membran demeti yerleştirip MBR tasarlanmıştır. Çöp sızıntı suyu, geri devir hattı ve çıkış pompaları ile MBR'ün ara bağlantısı yapılarak sistem hazır hale getirilmiştir. Ayrıca sistem ORP propu, TMP sensörü, seviye sensörü ve hava taşları ile uygun şekilde dizaynedilerek reaktör uygun hale getirilmiş ve mikroorganizma kültürünün reaktör koşullarına adaptasyonu sağlanana kadar beklenmiştir.

İş Paketi 2

Bu iş bölümünde ise reaktörün kurulumu gerçekleştirildikten sonra ilk önce reaktör sadece çeşme suyu ile işletilip (İP 2.1) akı-TMP ilişkisine bakılmıştır, farklı akılarda ve farklı mikroorganizma konsantrasyonlarında çeşme suyunda kritik akı testi (İP 2.2) yapılmıştır. Son iş bölümünde ise reaktör sızıntı suyu ve farklı mikroorganizma konsantrasyonlarında (İP 2.3) işletilerek TMP-akı ilişkisi belirlenmiştir.

İş Paketi 3

Çalışmanın son iş paketinde ise sürekli akışlı tam karışımlı AnMBR’de farklı hidrolik bekleme sürelerinin (48-24 saat) ve farklı çalışma-geri yıkama sürelerinin çöp sızıntı suyu arıtımına ve membran performansına etkisi incelenmiştir. Arıtım tesislerinde havuz hacmi dizaynında HRT temel parametre olduğu için düşük HRT seviyesi gerekli havuz hacmini düşürüp, ilk yatırım maliyetini azaltmaktadır. Bundan dolayı bu tez kapsamında maksimum arıtım performansının gerçekleştirildiği minimum HRT seviyesinin belirlenmesi amaçlanmıştır ve farklı çalışma-geri yıkama sürelerinin giderim verimine, akı-TMP ilişkisinin performansının etkisi incelenmiştir.

3.5.Membran Tıkanması ve Temizliği

Membranların işletiminde, süzüntü hattına vakum uygulanarak sabit akı çekilmesi ve buna bağlı olarak da basınç değişiminin izlenmesi prensibi kullanılmıştır. Bu bağlamda vakum sırasında basınç değişimi filtrasyon sırasında kaydedilmiştir. Kullanılan membranların tıkanması durumunda ise fiziksel ya da kimyasal temizleme uygulanmıştır. Fiziksel çeşme suyu altında, süngerle membran yüzeyinin yavaş bir şekilde ovularak, yüzeyde oluşan kirliliğin giderilmesinde uygulanmıştır. Bu temizleme de sadece kek tabakası membran yüzeyinden temizlenmiş olup, membranlarda oluşan basıncın azaltılması ve akı geri kazanımının sağlanması amaçlanmıştır. Kimyasal yıkama ise, membran tıkanma sıklığının artması durumunda uygulanmıştır. Kimyasal yıkamada membranlar %2’lik hidroklorik asit (HCl) çözeltisinde 2 saat daha sonra ise %0,4’lik sodyum hipoklorit (NaOCl) çözeltisi ile de 2 saat ve som olarak da ise 1N sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisinde ise 1 gün bekletilmiştir.

3.6.Analizler

Çöp sızıntı suyu arıtılabilirlik çalışmaları boyunca sistem performansını değerlendirmek amacıyla; toplam çözünmüş organik, anyon ve katyon, pH, iletkenlik, ORP, renk, askıda katı madde ve TMP, çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP), hücre dışı polimerik madde (EPS) parametreleri günlük olarak takip edilmiştir.

Toplam çözünmüş organik karbon-toplam azot tayini (mg/L):Toplam organik karbon ölçüm cihazı (Shimadzu TOC-V_{CPN}, Kyoto, Japonya) ile toplam azot cihazı (Shimadzu TNM-1, Kyoto, Japonya) kullanılarak tek bir numuneden eşzamanlı olarak toplam çözünmüş karbon ve azot tayini yapılmıştır. Çalışmada TOK miktarını belirlemek için 0,45 µm filtreden geçirilmiş 15 ml hacmindeki numuneler kullanılmıştır. Cihaz kalibrasyonu, analizi yapılacak numunelerin yaklaşık TOK değeri baz alınarak çözünmüş organik karbon kalibrasyonu potasyum hidrojen fitalat (KHC₈H₄O₄) standardı ile yapılırken inorganik karbon kalibrasyonu ise sodyum hidrojen karbonat (NaHCO₃) ve sodyum karbonat (Na₂CO₃) standartları ile hazırlanmıştır. Toplam azot tayini için ise potasyum nitrat (KNO₃) standardı kullanılmıştır.

Nitrat, nitrit, amonyum ve sülfat tayini (mg/L):Çöp sızıntı suyu karakterizasyonu için ham atıksudamevcut anyon (nitrat, nitrit ve sülfat) ve katyon (amonyum) tayini gerçekleştirilmiştir. Ölçümler ICS-5000 model İyon Kromatografisi cihazında (Dionex, Sunnyvale, CA, ABD) gerçekleştirilmiştir. Cihaz, ASRS-300 (4mm) supresör, iletkenlik dedektörü, IonPac® AG9-HC (4X50mm) guard ve AS9HC (4x250mm) analitik kolon ile donanımlıdır. Analizlerde kullanılan elüent (9mM Na₂CO₃, 20 mM metasülfonik asit) cihazdan 1mL/dk debide geçirilmiştir. Cihaz için kullanılan yöntem ile tek enjeksiyonda tüm anyon ve katyonlar ölçülebilmektedir. Sertifikalı kalibrasyon çözeltileri ile hazırlanan kalibrasyon eğrileri kullanılarak numunedeki anyon ve katyonların konsantrasyonları belirlenmiştir.

Sülfür analizi:Anaerobik ortamda sülfat indirgenmesiyle oluşan sülfür miktarını belirleyebilmek ve oluşan sülfürün mikroorganizmalar ve artımın verimliliği üzerindeki etkisini görmek için sülfür analizi yapılmıştır. Sülfür analizinde 5 mM CuSO₄ ve 5 mM HCl kullanılmıştır. Sülfür Shimadzu UV-1601 spektrometre cihazı kullanılarak Cord-Ruwish (1985) tarafından geliştirilen metot ile ölçülmüştür.

pH, İletkenlik ölçümü:İletkenlik ve pH ölçümleri WTW marka prob (WTW Multi 340i, Weilheim, Almanya) ile gerçekleştirilmiştir.

Renk Analizi:Tezkapsamında Pt-Co ve RES olmak üzere 2 farklı renk ölçüm metodu kullanılmıştır. Renk analizleri HACH DR 5000 (Loveland, CO., ABD) spektrofotometrede gerçekleştirilmiştir. Analizi yapılacak tüm sıvı numuneler analiz öncesinde Hermle Z 200A marka santrifüj cihazında (Labortechnik, Wehingen, Almanya) 4000 rpm'de 10 dk santrifüj edilmiştir.

RES metodu ile renk ölçümünde santrifüj işleminden geçirilmiş numune 1 inç'lik numune küvetlerine konulmuştur. Numunelere benzer şekilde kör numunesi olarak numune küvetine saf su konularak spektrofotometreye yerleştirilmiştir. Kör numune cihaza yerleştirildikten sonra sıfırlama işlemi gerçekleştirilmiştir. RES analizlerinin yapılacağı farklı dalga boyları (436 nm, 525 nm ve 620 nm) seçilerek ölçüm yapılmıştır. Farklı dalga boylarında elde edilen ABS değerleri kaydedilerek aşağıdaki denklem 3.1 göre RES değerleri hesaplanmıştır (EN ISO 7887).

$$\alpha(\gamma) = \frac{A}{d} \times f \dots \dots \dots \text{Denklem (3.1)}$$

A: λ dalga boyunda su numunesinin absorpsiyonu

d: Küvet kalınlığı (mm)

f: Spektral Absorpsiyon değerini m^{-1} biriminde elde etmek için faktör, $f=10000$

$\alpha(\lambda)$: Spektral Absorpsiyon katsayısı (m^{-1})

Toplam askıda katı madde tayini (AKM, mg/L):AKM ölçümü Gravimetrik Metoda (2540B, APHA, 2005) uygun olarak yapılmıştır. Filtre kağıdı (0,45 μm çaplı, selüloz asetat filtre) ilk olarak etüvde (Ecocell, EC111, Planegg, Almanya) 103-105 °C'de 1 saat kurutulduktan sonra etüvden alınan filtre kağıdı 30 dakika boyunca desikatörde sıcaklığı ve ağırlığı dengeye gelinceye kadar soğutulmuş ve dijital tartı (Ohaus, PioneerTM, PineBrook, Nj, ABD) ile tartılmıştır. AKM konsantrasyonu aşağıda yer alan denklem (3.2) kullanılarak hesaplanmıştır.

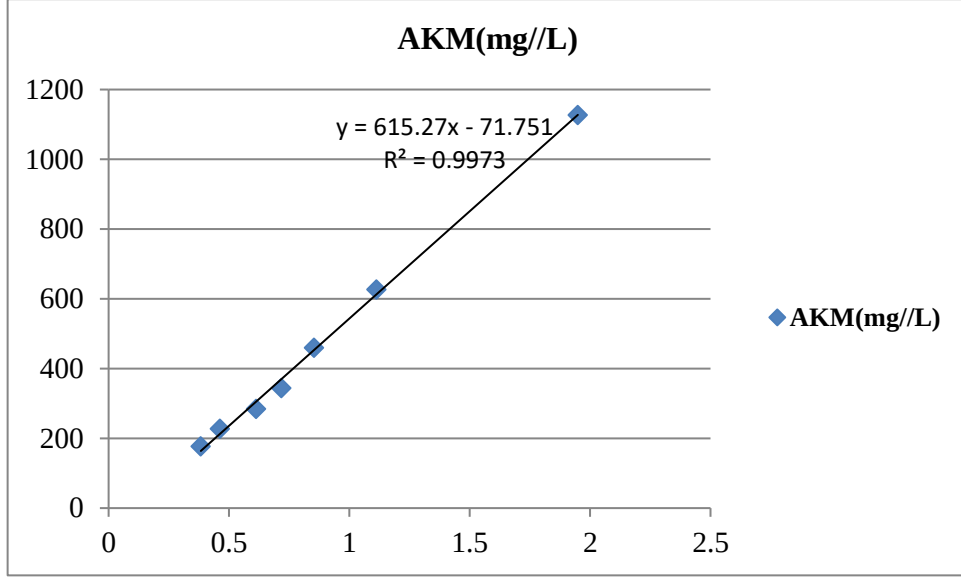
$$AKM(mg/L) = [(A - B) \times 1000] / C \dots \dots \dots \text{Denklem (3.2)}$$

A: Filtre kağıdı + Filtre edilebilen madde (mg)

B: Filtre kağıdının ağırlığı (mg)

C: Numune hacmi (ml)

Mikroorganizma Konsantrasyonu Tayini (mg/L):Reaktörden alınan numunelerdeki mikroorganizma konsantrasyonu (MLSS), spektrofotometrede (PG instruments, T80+ UV/VIS spektrometer, Londra) kolorimetrik olarak 600 nm dalga boyundaki absorpsiyonun ölçülmesiyle belirlenmiştir. Mikroorganizma konsantrasyonu bilinen numunede AKM analizi ile eşzamanlı MLSS konsantrasyonu tayini yapılarak oluşturulan korelasyon eğrisi kullanılarak hesaplanmıştır. Elde edilen korelasyon eğrisi Şekil 3.3'te gösterilmiştir.



Şekil 3.3. AKM tayini için Korelasyon Eğrisi

Korelasyon eğrisi sonucu elde edilen denklem (3.3)'te

$$y = 615,2x - 71,75 \quad \text{.....Denklem (3.3)}$$

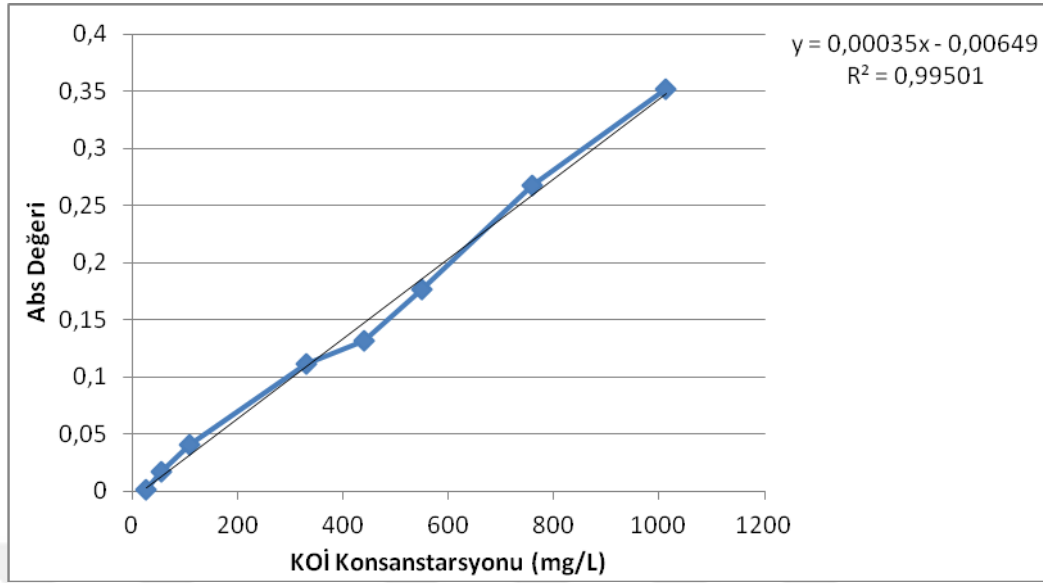
ifade edilmiştir. Burada:

x:600nm dalga boyunda Absorbans değeri

y:Mikroorganizma Konsantrasyonu(mg/L) ifade etmektedir.

Kimyasal oksijen ihtiyacı tayini (KOİ, mg/L):2,5 ml alınan numune üstüne 1,5 ml parçalama çözeltisi (15,324 gr $K_2Cr_2O_7$, 49,95 gr $HgSO_4$ ve 250,5 gr H_2SO_4 balon jojeye eklenerek 1000 ml ye tamamlanmış) ve 3,5 ml sülfirik asit-civa sülfat çözeltisi (10,12 gr Ag_2SO_4 balon joje içerisinde 1000 ml'ye H_2SO_4 ile tamamlanmış) eklenerek termoreaktörde (ECO 16 Thermoreaktör, Velp Scientifica, Milano, İtalya) 150 °C'de 2 saat bekledikten sonra 600 nm'de HACH-DR 5000 marka spektrometrede (Hach-Lange, Dusseldorf, Germany) 600 nm'de absorbans değeri okutulmuştur. Sonuçların okunmasında 0-1000 mg/L aralığında potasyum hidrojen ftalat ile yapılan korelasyon eğrisi kullanılmıştır. (Şekil 3.4)

KOİ tayini için kullanılan korelasyon eğrisi ve denklemi:



Şekil 3.4. KOİ tayini için oluşturulan korelasyon eğrisi

Korelasyon eğrisi sonucu elde edilen denklem ise;

$$x = [y + 0,00649]/0,00035 \dots \dots \dots \text{Denklem (3.4)}$$

olarak ifade edilmiştir. Burada ;

x: Kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu (mg/L)

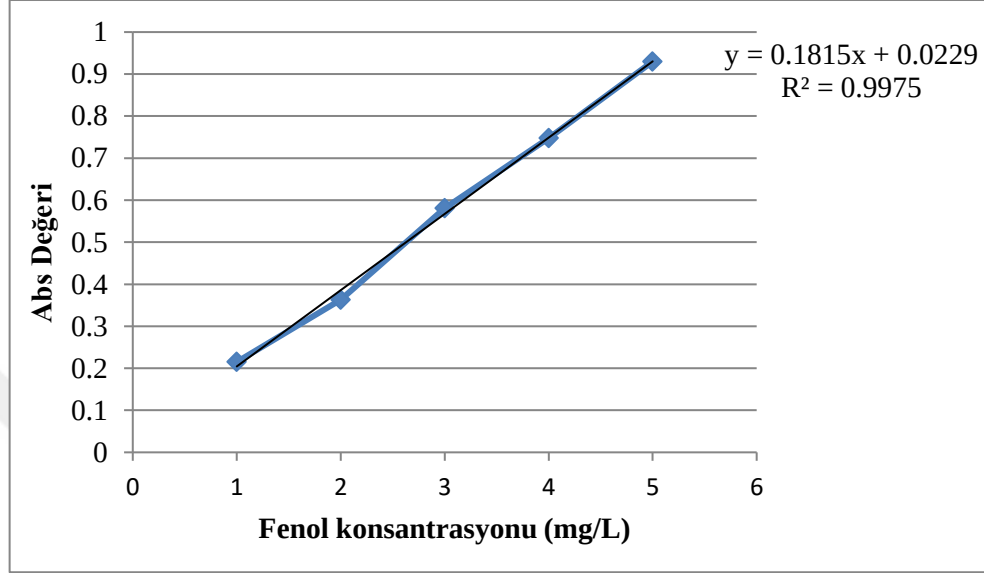
y: Spektrofotometrede okunan Abs değerini ifade etmektedir.

Fenol Tayini: 10 ml alınan numune içerisine 250 µl 0,5N NH₄OH (35 ml ile konsantre NH₄OH 1000 ml'ye tamamlanır) çözeltisi eklenmiş ve anında (10.45 g K₂HPO₄ + 7.23g KH₂PO₄ 100 ml'ye tamamlanır) fosfat tamponu ile numunenin pH seviyesi 7,9±0,1'e ayarlanmıştır. 100 µl 4-Aminoantipyrine çözeltisi (0,2g/10ml) eklenerek iyice karıştırılmış. Daha sonra 100 µl K₃Fe(CN)₆ çözeltisi (0,8g/10ml) eklenip ve iyice karıştırılmıştır. 15 dk bekledikten sonra küvetlere konulmuştur. Numunenin ve standartların absorbansı 500 nm'de köre karşı okutulmuştur. 5-0 mg/L konsantrasyon aralığında hazırlanan fenol standartları ile oluşturulan korelasyon eğrisi numunelerin konsantrasyonunun belirlenmesinde kullanılmıştır (Şekil 3.5).

Kalibrasyon için;

Stok fenol çözeltisi: 0.5 g fenol suda çözülür ve 100 ml'ye tamamlanmıştır.

Ara fenol çözeltisi: Stok fenol çözeltisinden 1ml alıp 1000 ml'ye seyreltilerek 5 mg/L'lik fenol çözeltisi hazırlanmıştır. Fenol kalibrasyon grafiğinin oluşturulmasında bu çözelti kullanılarak 4 mg/l, 3 mg/l, 2 mg/l ve 1 mg/l'lik fenol çözeltileri hazırlanmıştır.



Şekil 3.5. Fenol tayini için oluşturulan korelasyon eğrisi

Korelasyon eğrisi sonucu elde edilen denklem (3.5)'te ifade edilmiştir

$$x = [y - 0,0229]/0,1815 \dots \dots \dots \text{Denklem (3.5)}$$

Bu denklem;

x: Fenol konsantrasyonu (mg/L)

y: Abs değerini ifade etmektedir.

SMP(Çözünmüş mikrobiyal ürün) ve EPS(Hücre dışı polimerik madde) analizi:

SMP reaktör içinden alınan numunelerin 4000 rpm'de 10 dakika santrifüjlendikten sonra süpernatantın filtrelemesinden elde edilen reaktör içi numunesi ve süzüntü filtrelenmesinden elde edilen süzüntü numulerinde protein ve karbonhidrat bakılarak tespit edilmiştir. EPS analizi için ise reaktörden alınan numuler santrifüj edilerek, biyokütlerde bulunan EPS %0,05'lik NaCl çözeltisinde 80°C 'de 1 saat ısıtılarak ekstrakte edilmiştir. Protein ve karbonhidrat analizleri sırasıyla, Bradford(Bradford,1976) ve Dubois(Dubois ve ark.,1956) metotları kullanılarak yapılmıştır.

ORP ve TMP ölçümü: Reaktör içerisinde içerisine yerleştirilen ORP(Mettler Toledo,M300) probu ile yükseltgenme indirgenme potansiyelinin ölçümü için kullanılmıştır. Membranın tıkanıklığı ise TMP cihazı ile takip edilmiştir

SEM-EDX analizi:Çalışma periyotlarının sonunda, MBR'dan kirlenmiş membran modülü çıkarılarak membran modülünün orta kısmından yaklaşık 1cm'lik parça kesilerek ve %2,5 paraformaldehit çözeltisi ile sabitlenmiştir. Hazırlanan örnekler altın ve palladium karışımı ile kaplanmış ve Taramalı Elektron Mikroskobu(SEM,Carl ZEİSS,EVO 50 model, Almanya) ile görüntüleri alınmıştır. Ayrıca temiz ve kirlenmiş membranlardaki kek tabakasının inorganik bileşiminin belirlenmesi için Enerji Diffüz X-ray(EDX, Bruker AXS Microanalysis GmbH, Almanya) analiz cihazı kullanılarak inorganik kimyasal bileşimi belirlenmiştir.

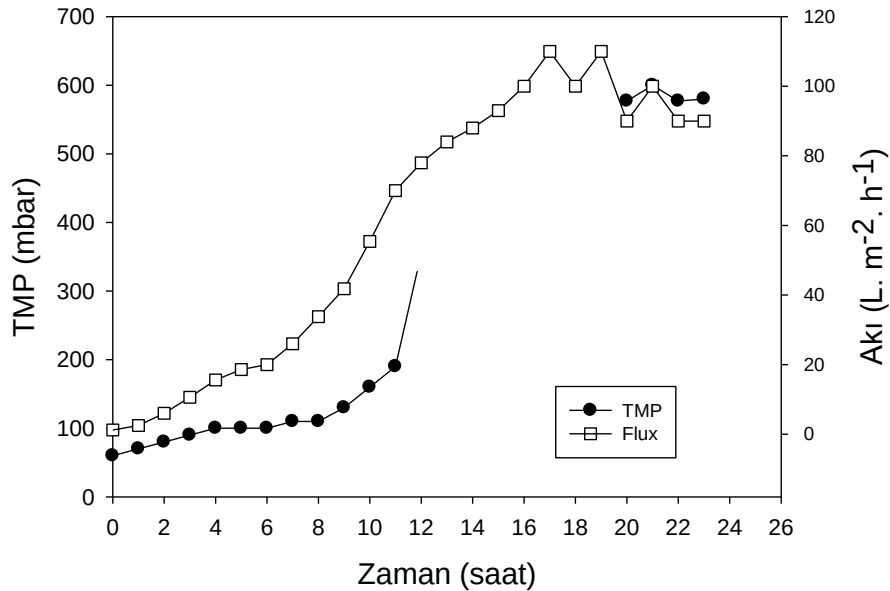
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Akı-TMP ilişkisinin incelenmesi

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

4.1.1. İş paketi 3.1 Çeşme suyu ile çalışan MBR’de Akı-TMP ilişkisi

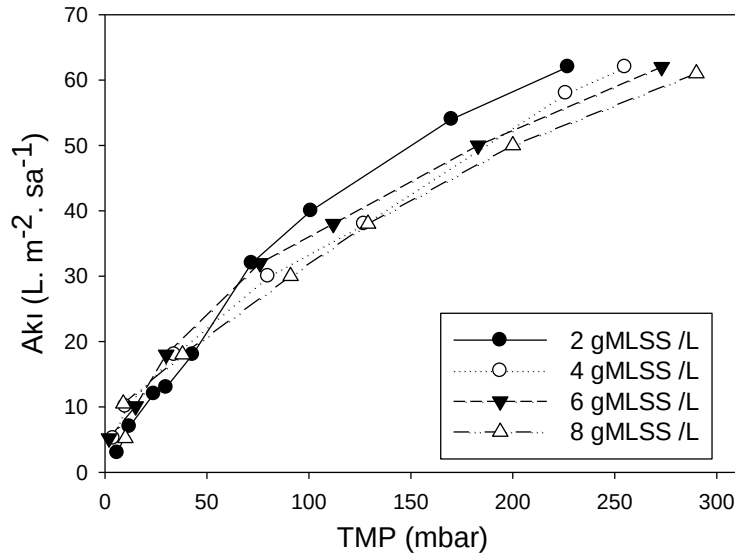
Çalışmanın bu bölümünde MBR çeşme suyu ile işletilmiş ve TMP-akı ilişkisi Şekil 4.1’de örnek olarak verilmiştir. Reaktörde, MLSS ve sızıntı suyu yer almamaktadır. Görüldüğü üzere belirli bir akı değerinin üzerinde TMP değerlerinde ani bir artış gözlemlenmiştir. Reaktör 26 saat işletilmiş ve yaklaşık 70 LMH değerine kadar TMP 60-190mbar aralığında değişirken, 78LMH’da TMP ani artış göstererek 355mbar değerine ulaşmıştır.



Şekil 4.1.Çeşme suyu ile işletilen MBR’de TMP-akı ilişkisi

4.1.2. İş paketi 3.2 Farklı konsantrasyonlarda mikroorganizma içeren ve çeşme suyu ile işletilen MBR’de Akı-TMP ilişkisi

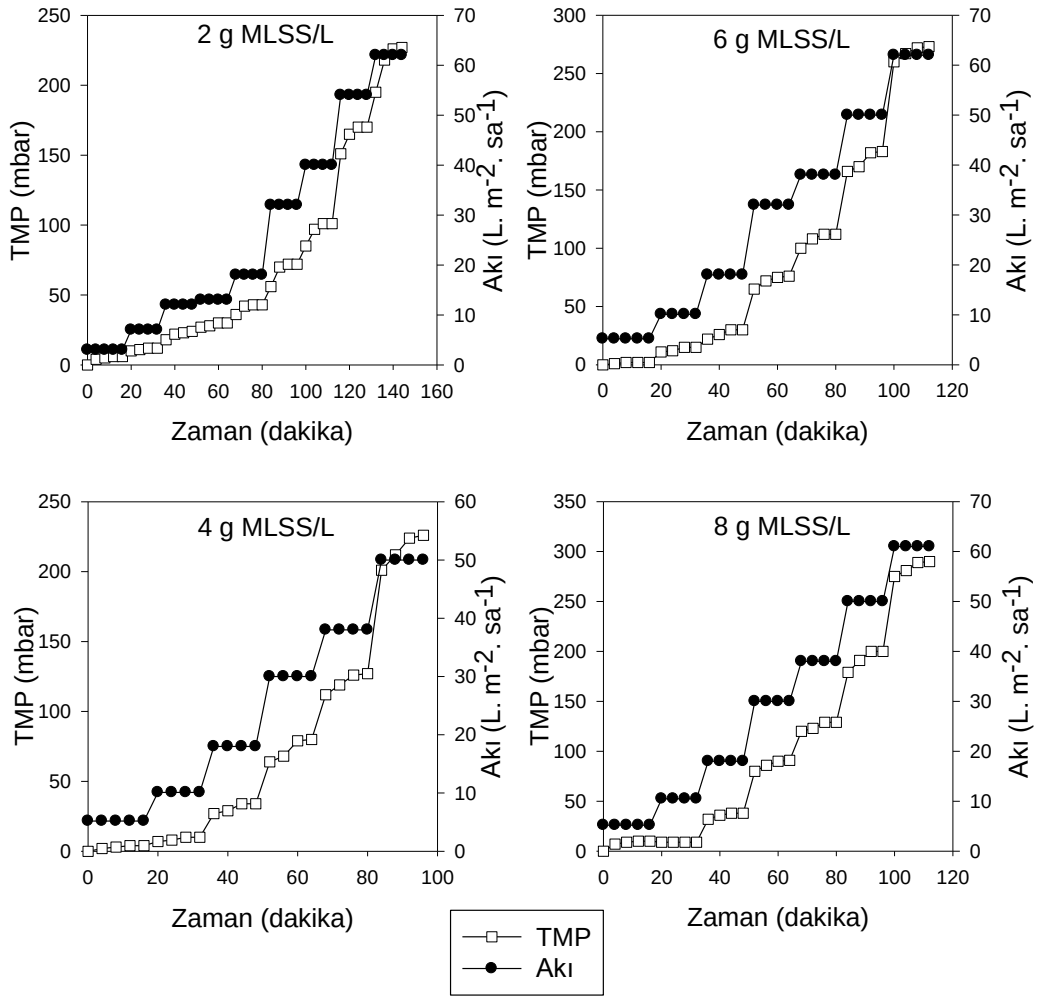
Çalışmanın bu kısmında MLSS konsantrasyonunun reaktörün işletme performansına olan etkisini incelemek için çeşme suyuyla işletilen MBR'ye farklı konsantrasyonlarda (2-8g/L) mikroorganizma eklenmiştir. Çalışmaya ait akı-TMP ilişkisi Şekil 4.2'de verilmiştir. 30LMH değerine kadar, akı ve TMP'nin orantısal 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 tıkanıklığa 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 4.2.Çeşme suyu ve artan MLSS konsantrasyonu ile işletilen MBR'de TMP-akı ilişkisi

Şekil 4.3'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 ve ark., (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 ve ark., 1994; 30–40 g /L Yamamoto ve ark., 1999). Le-Clech ve ark.,

2003'te 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 ve ark.,1981), stabilize edilmiş geçirgenlik hızına (Beaubien ve ark., 1996) ve sınırlayıcı akıya olumsuz (Cicek ve ark. 1998) bir etkiye neden olur.



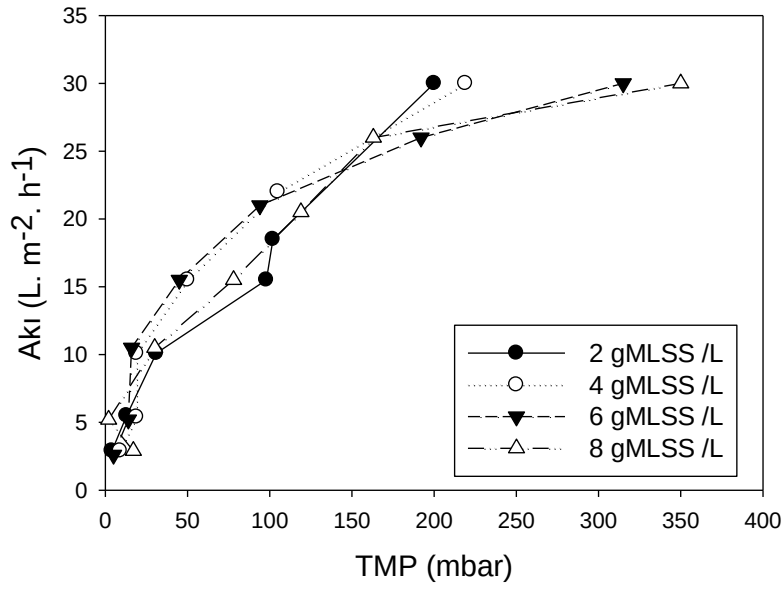
Şekil 4.3.Çeşme suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi

4.1.3. İş paketi 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

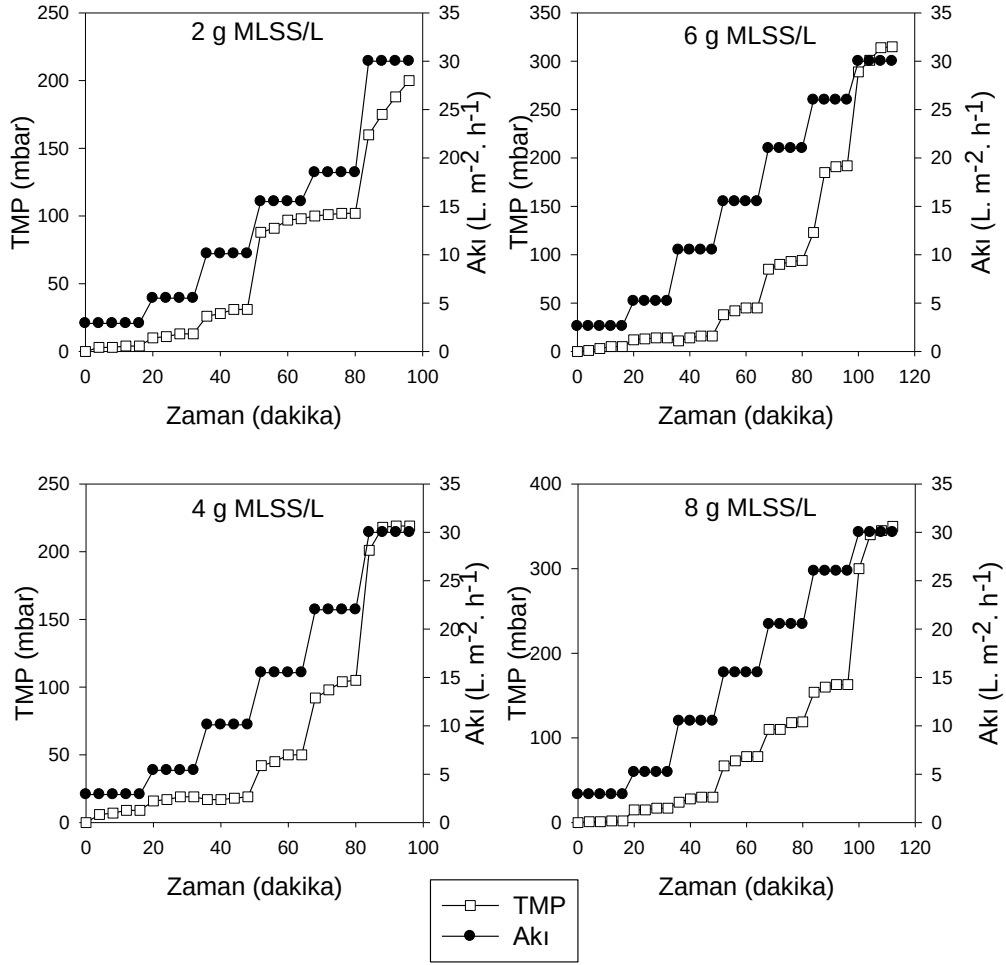
suları genel olarak, çöp içindeki nemin ve çöp depolama alanına düşen yağmur sularının sızması sonucu ve atıkların aerobik/anaerobik ayrışması sırasında oluşan atık sularıdır. Katı atık deponi alanı sızıntı suları özellikleri depolanan katı atığın niteliğine göre değişmekle beraber içerdikleri yüksek organik madde miktarı, azotlu maddeler, ağır metaller, organik ve inorganik tuzlardan dolayı yeraltı ve yüzey sularının kirletilmesinin 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 kirleticiliği belirleyen ana parametreler; BOİ, KOİ, TOK, azot bileşikleri ($\text{NH}_3\text{-N}$, organik azot, $\text{NO}_3\text{--N}$ vb.), ağır metaller ve zenobiyotik maddeler şeklinde sayılabilir (Akkaya ve ark., 2009). Çöp sızıntı sularının içerdiği kompleks kirleticiler arıtımını 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 ark., 2006; Laitinen ve ark., 2006; Sadri ve ark., 2008; Akkaya ve ark., 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, çözünmüş maddelerin, kolloidlerin, mikroorganizma ve hücre kalıntılarının membran gözeneklerinde veya yüzeyinde istenmeyen bir şekilde birikimi sonucu oluşmaktadır.

Çalışmanın bu bölümünde MBR’da 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 4.4’de verilmiştir. Görüldüğü üzere, 10LMH değerine kadar, akı ve TMP’nin orantısal 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 4.3) 8g/L mikroorganizma konsantrasyonunda 300mbar basınca 28LMH akı ile ulaşılırken, aynı TMP’de çeşme suyunda yaklaşık 60LMH akıya ulaşılabilir. Bu da çöp 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.



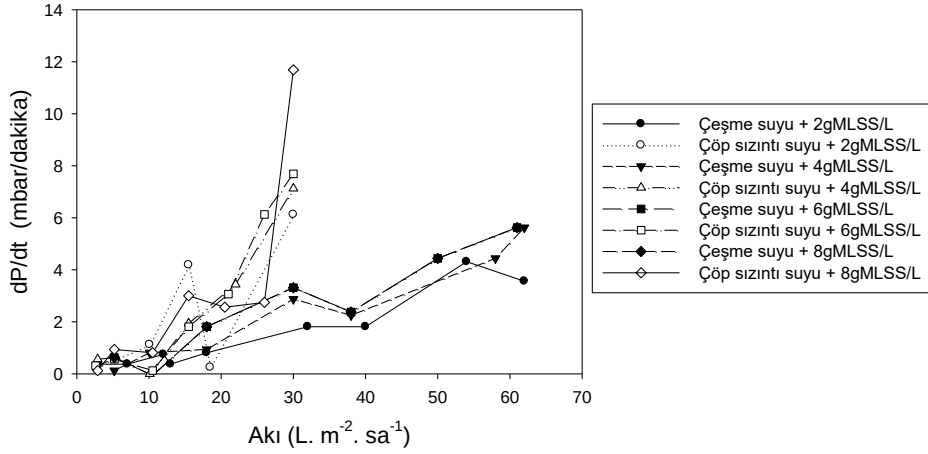
Şekil 4.4.Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de TMP-akı ilişkisi

Şekil 4.5’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’de meydana gelen artış dikkate alınarak kritik akı belirlenmiştir. Beklendiği gibi akının artmasıyla TMP verilerinde de artış gözlemlenmiştir. Şekil 4.5’den de görüldüğü gibi, akı değerinin yaklaşık 15 LMH değerini geçmesiyle birlikte TMP’deki artış çok hızlı bir şekilde olmaktadır. Dolayısıyla, Şekil 4.5’de verilen koşullar için kritik akı yaklaşık 15 LMH olarak alınabilir.



Şekil 4.5.Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi

Şekil 4.6’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 4.6.Çöp sızıntı suyu ve artan mikroorganizma konsantrasyonu ile işletilen MBR’de zaman karşı TMP-akı ilişkisi

4.2. Çöp sızıntı suyu arıtımında AnMBR optimizasyonu (İş paketi 3.1, 3.2, 3.3)

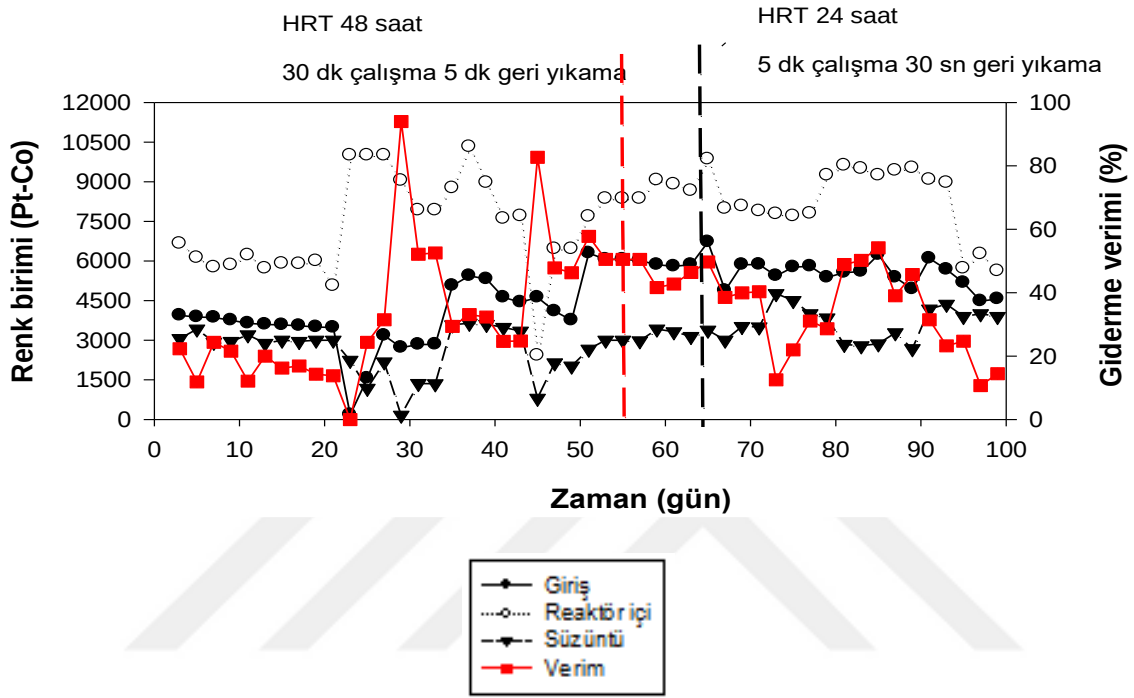
Çalışmanın bu iş paketinde ise sürekli akışlı tam karışımli AnMBR’de farklı hidrolik bekleme sürelerinin (48-24 saat) ve farklı çalışma-geri yıkama sürelerinin çöp sızıntı suyu arıtım ve membran performansına etkisi yaklaşık 100 günlük işletme periyodu boyunca incelenmiştir. Reaktör performansı, renk (RES ve Pt-Co), KOİ, fenol, TOK, NH₄, NO₃, TN, pH, MLSS, ORP, SMP-EPS, Akı-TMP, SEM-EDX analizleri kapsamında detaylı bir şekilde değerlendirilmiştir. Elde edilen bulgular aşağıda tartışılmıştır.

4.2.1.Değişen işletme koşullarının renk giderim verime etkisi

Değişen HRT’lerde (48-24 saat) çöp sızıntı suyunun AnMBR’de renk (Pt-Co ve RES birimi) arıtımı incelenmiştir. Aynı zamanda reaktör 0-55 günler arasında 30dk çalışma-5dk geri yıkama 55-100 günler arasında 5dk çalışma- 30sn geri yıkama sürelerinde işletilmiştir.AnMBR’de renk giderim verimi iki farklı renk parametresi biriminde aşağıda Şekil 4.7 (Pt-Co) ve Şekil 4.8’de (RES)verilmektedir.

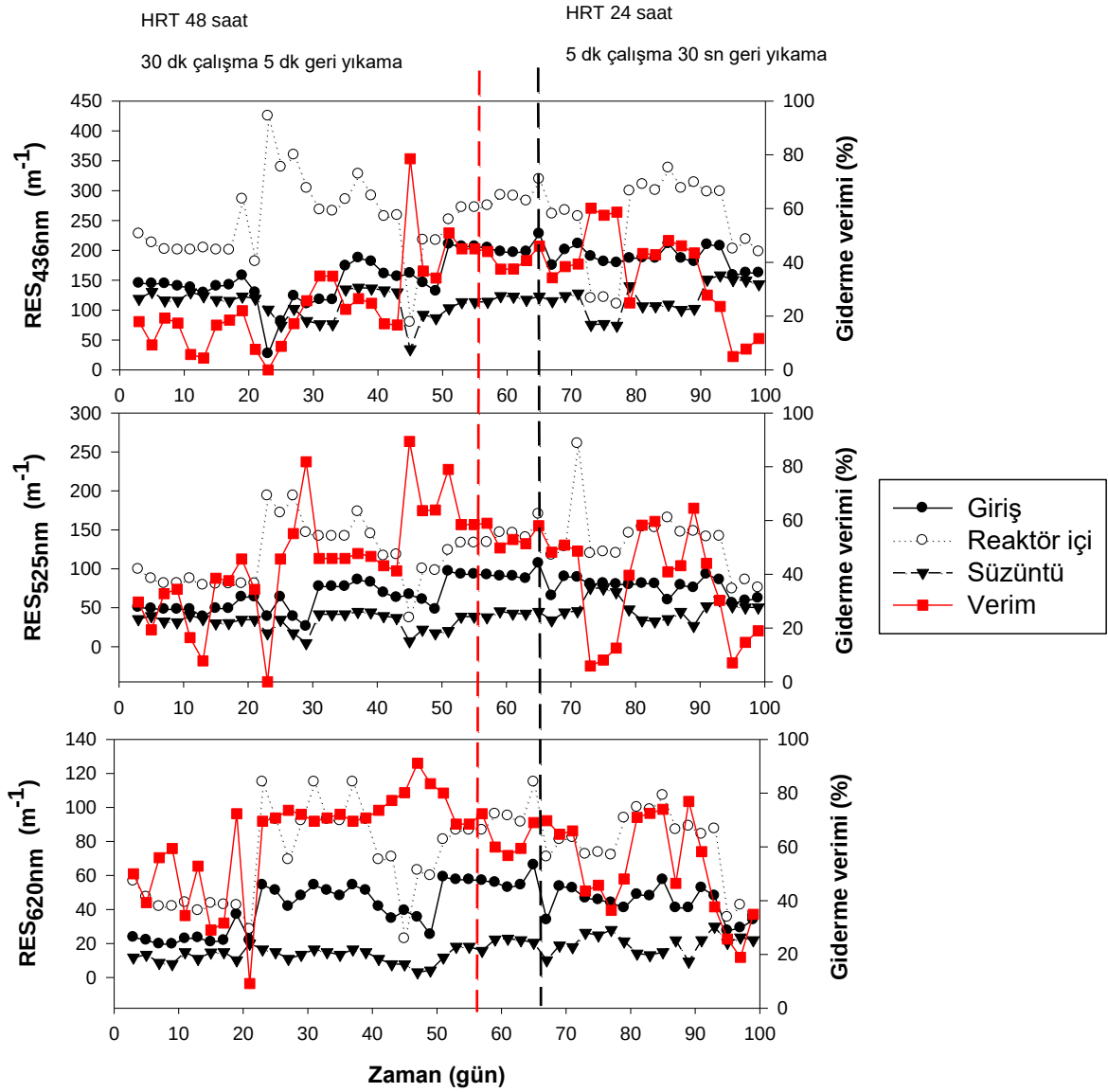
Şekil 4.7’de 48 saatlik HRT’ de renk giderim verimi ortalama %45 olarak elde edilmiştir. 24 saatlik HRT’ de ise ortalama renk giderimi %35-40 arasında olarak elde edilmiştir. Bazı günlerde (örn 30. ve 43. günlerde) 48 saatlik HRT ile işletilen AnMBR %80-90 oranında renk giderme verimi sağlamıştır. HRT’nin düşmesi renk giderme verimini azaltmıştır. Literatür incelendiğinde AnMBR’de çöp sızıntı suyunun arıtımının yapıldığı çalışma sayısının çok az olduğu ve yapılan çalışmalarda ise renk parametresinin incelenmediği görülmektedir. Fakat, Thakur ve ark.(2014) ardışık kesikli reaktörler kullanılarak çöp sızıntı suyunun işletiminde renk giderim verimi % 45,4 olarak

belirlenmiştir. Biyolojik arıtım dışında elektrokimyasal yöntemlerle renk giderimi yapan çalışmada ise %95 oranında renk giderimi gözlemlenmiştir (Öztürk, ve ark. 2005). Bu tez çalışmasında farklı geri yıkama-çalışma sürelerinin renk giderim performansı üzerine herhangi bir etkisi olmadığı gözlemlenmiştir.



Şekil 4.7. AnMBR’de Pt-Co giderim verimi

Şekil 4.8’de ise AnMBR’de RES(436nm, 525 nm, 620 nm) giderim profili verilmiştir. 436 nm RES değerleri sarı renkleri gidermede, 525 nm RES değerleri kırmızı renkleri gidermede, 620 nm RES değerleri ise mavi renkleri gidermede önemlidir. En iyi renk giderim verimi 48-24 saat HRT ‘nin her ikisinde de RES 620 nm ölçümlerinden elde edilmiştir. Ortalama renk giderimi ise % 60-80 arasında olduğu belirlenmiştir. 24 saatlik HRT’ de ise % 65-70 arasında olduğu gözlemlenmiştir. Ramli, ve ark. (2015) koagülasyon ve flokülasyon prosesi yardımı ile %95 civarında renk gideriminde etmişlerdir. Yapılan çalışmalara bakıldığında biyolojik arıtma ile renk giderim çalışılmalarının sınırlı sayıda olduğu görülmektedir.



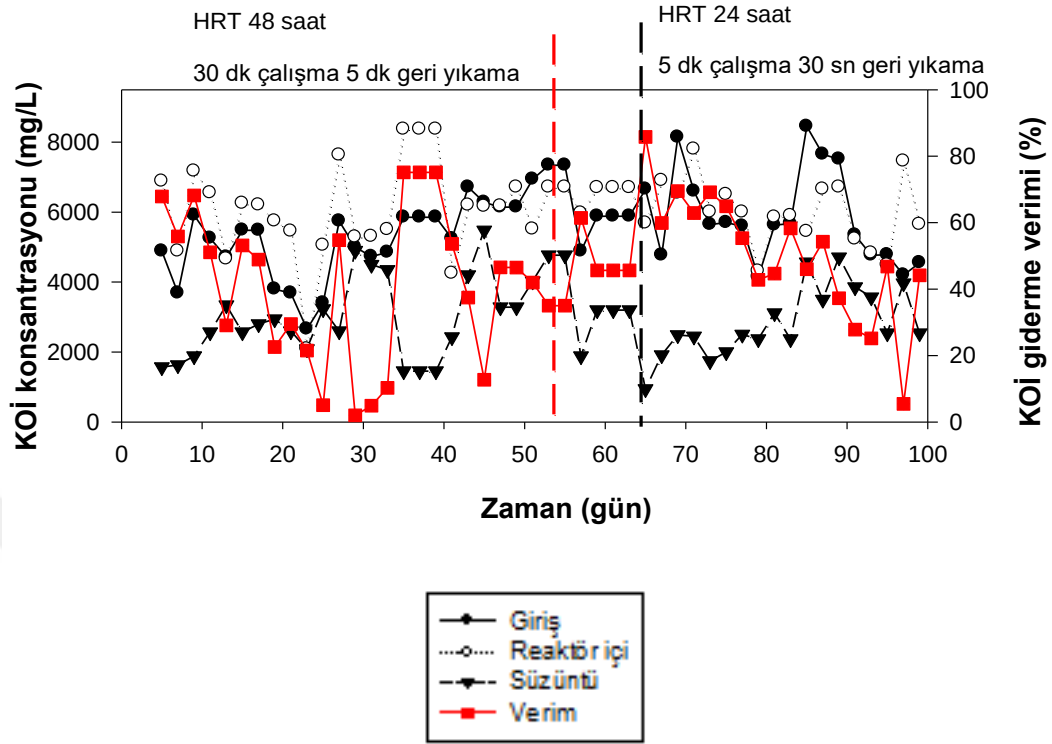
Şekil 4.8.AnMBR’de RES giderim verimi

4.2.2.Değişen işletme koşullarının KOİ giderim verime etkisi

Tez çalışması kapsamında AnMBR yaklaşık olarak 5000-6000 mg/L KOİ’ye sahip çöp sızıntı suyu ile işletilmiştir. Aynı zamanda reaktör 0-55 günler arasında 30dk çalışma-5dk geri yıkama 55-100 günler arasında ise 5dk çalışma- 30sn geri yıkama sürelerinde işletilmiştir. Değişen işletme koşullarının AnMBR’de KOİ giderim verimine olan etkisi Şekil 4.9’da gösterilmiştir. 48 saat HRT’de işletilen AnMBR sisteminde KOİ giderim verimi yaklaşık olarak %50-70 arasında gözlemlenirken 24 saate azalan HRT’de işletilen AnMBR’de KOİ giderim veriminin daha iyi olduğu gözlemlenmiştir. KOİ giderim verimi yaklaşık olarak % 50-80 arasındadır. Azalan HRT seviyesiyle birlikte artan organik yükleme hızına (2,5 gKOİ/L.gün’den 5gKOİ/L.gün) rağmen yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Thakur ve

ark (2014) yaptıkları çalışmada anaerobik ardışık kesikli reaktör kullanarak çöp sızıntı suyunun arıtımında %75,9 KOİ giderim verimi sağlamışlardır. Amal Zayen ve ark., (2010) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada ise aerobik MBR'de hollow fiber membran kullanarak çöp sızıntı suyunun arıtımında KOİ giderim verimi yaklaşık olarak % 97 olarak bulunmuştur. Ayrıca çöp sızıntı suyu arıtımında elektro fenton metodu kullanılarak %65 KOİ giderim verimi sağlanmıştır (Hui Zhang ve ark. 2006). Literatürde MBR'lerde sızıntı suyu yaşına bakılmaksızın genellikle yüksek BOİ giderimleri (>%90) elde edilmiştir. BOİ gideriminin aksine, MBR'lerde %23 ile %90 aralığında geniş bir KOİ giderme verimliliği yelpazesi yer almaktadır. Yüksek KOİ giderme verimleri genellikle genç sızıntı suyu kullanıldığında elde edilmiştir. Visvanathan ve ark., (2007) BOİ/KOİ oranı 0,39; 0,57; 0,65 olan sızıntı suyunun termofilik MBR'de arıtımında sırasıyla %62, %76 ve %79 KOİ giderme verimleri elde etmiştir. Setiadi ve Fairus (2003), 1800mg/L KOİ konsantrasyonun ve BOİ/KOİ oranı 0,17 olan çöp sızıntı suyunun arıtımında %31 gibi düşük bir KOİ giderimi elde etmiştir. Svojitka ve ark., (2003) 2200mg/L KOİ giriş konsantrasyonu ve BOİ/KOİ oranı 0,05 olan sızıntı suyu %30 KOİ giderme verimi elde etmiştir. Sadri ve ark. (2008) BOİ/KOİ oranı 0,1 olan sızıntı suyu arıtımında 1-2 gün hidrolik bekleme süresinde ve 0,90-2,74 g KOİ/L.gün'lük organik yükleme hızında KOİ giderme veriminin % 54-78 aralığında olduğunu belirtmişlerdir. Aloui ve ark. (2009) yaşlı sızıntı suyu arıtımında 2-3 gün HRT'de ve 1,9-2,7 g KOİ/L.gün'lük organik yükleme hızında yaklaşık %76 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Sonuç olarak gerek uygulanan işletme koşulları gerekse sızıntı suyu yaşı KOİ giderme verimini etkilemektedir. Sonuç olarak yapılan çalışmalarda, hem genç hem de yaşlı sızıntı sularının MBR' lerle arıtım uygulamasında konvansiyonel biyolojik arıtma sistemlerinden daha yüksek OYH'lerde başarıyla çalışılabilmiştir. Literatür çalışmalarında organik yükleme oranlarının konvansiyonel biyolojik sistemlerin tipik değeri olan 0,25 g KOİ/L.gün'den daha yüksek olduğu görülmektedir. Tam ölçekli MBR prosesinden elde edilen verilere göre 0,03-0,16 aralığındaki BOİ/KOİ oranlarında KOİ giderim verimi %77-81 aralığında kalmıştır. Alvarez-Vazquez ve ark., (2004), yaptıkları çalışmada BOİ/KOİ oranının 0,3 veya daha az olan yaşlı çöp sızıntı suyunun arıtımında MBR ve konvansiyonel sistemleri karşılaştırmışlardır. Bu çalışmanın sonucunda MBR'da (2-3 gün HRT'lerde, ortalama %80 KOİ giderme) konvansiyonel (25-45 günlük çok daha uzun HRT'lerde yaklaşık %63 KOİ giderimi) sistemlere göre daha iyi bir giderim performansı elde etmişlerdir. Bu nedenle, BOİ/KOİ oranları 0,2 veya daha yüksek olan çöp sızıntı sularında konvansiyonel biyolojik proseslerin uygulanabilirliği sınırlı olduğu ve bu sulara MBR'ların verimli bir şekilde uygulanabileceği sonucuna ulaşılmaktadır. Ayrıca, düşük BOİ/KOİ oranlarına sahip farklı

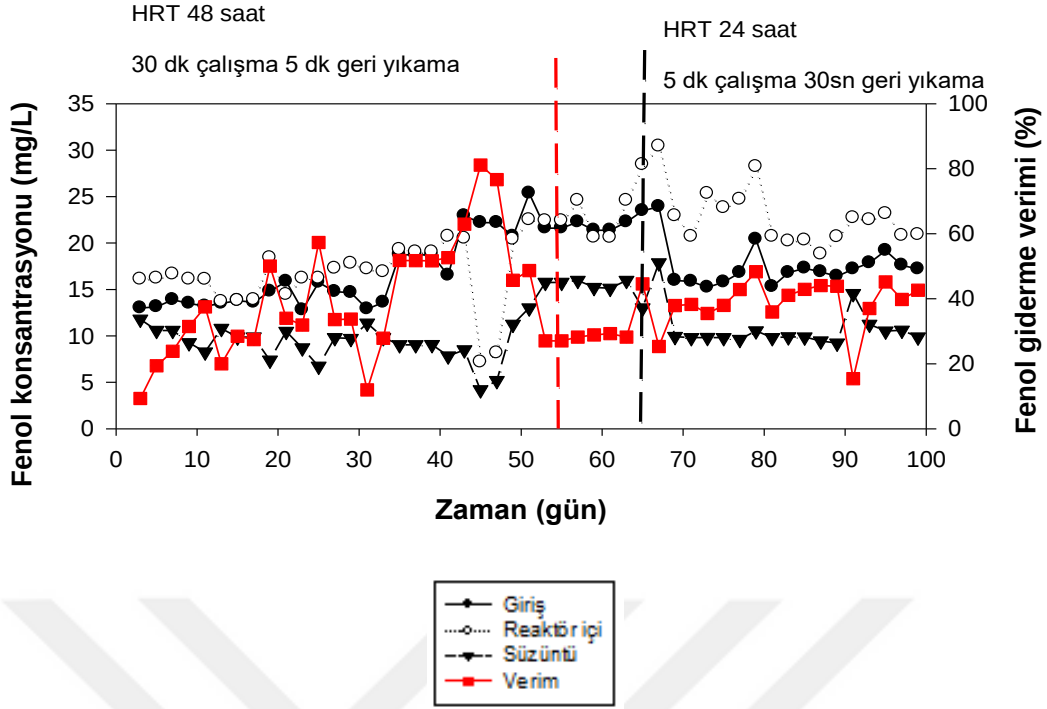
endüstriyel atıksuların arıtımı için MBR sistemi kullanımında da yüksek arıtım performansları (% 60-90 arasında KOİ giderimi) elde edilmiştir (Ren ve ark., 2005; Brik ve ark., 2006).



Şekil 4.9. AnMBR'de KOİ giderim verimi

4.2.3. Değişen işletme koşullarının fenol giderim verime etkisi

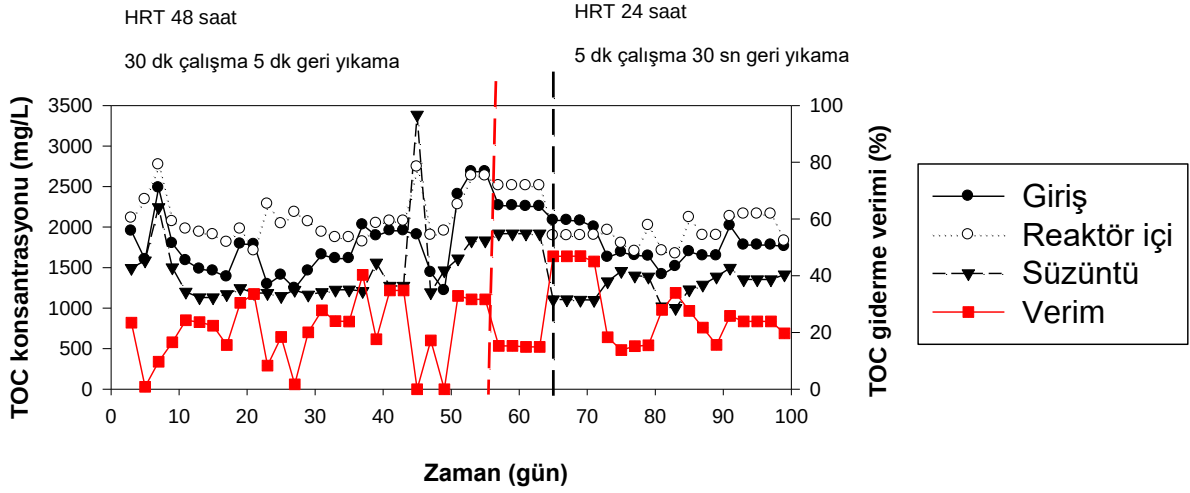
Çalışmada kullanılan çöp sızıntı suyunun fenol konsantrasyonu 15-20 mg/L aralığında değişmektedir. Aynı zamanda reaktör 0-55 günler arasında 30dk çalışma-5dk geri yıkama 55-100 günler arasında 5dk çalışma-30sn geri yıkama sürelerinde işletilmiştir. Farklı geri yıkama süreleri (30dk çalışma-5dk geri yıkama ve 5dk çalışma-30sn geri yıkama) ve HRT seviyesini içeren işletme koşullarının AnMBR'de fenol giderim verimine olan etkisi Şekil 4.10'da gösterilmiştir. 48 saatlik HRT'de işletilen AnMBR'de fenol giderim verimi ortalama %30-35 aralığındadır. Bazı günlerde (örn 42. ve 43. günlerde) 48 saatlik HRT ile işletilen AnMBR yaklaşık %70-80 oranında fenol giderim verimi sağlanmıştır. 24 saatlik HRT'de işletilen AnMBR'de ise fenol giderim verimi biraz daha stabil hale geldiği gözlemlenmiştir. Değişen işletme koşullarında fenol giderim verimi arasında belirgin bir fark gözlemlenmemiştir ancak arıtılabilirlik performansı daha stabil hale gelmiştir. Arıtım veriminin daha stabil olduğu işletim koşulları 24 saat HRT ile 5 dk çalışma-30 sn geri yıkama olarak belirlenmiştir. Literatür çalışmasına bakıldığında zaman çöp sızıntı suyu yerine kok kömürü atıksuyunun kullanıldığı çalışmada membran biyoreaktörde fenol giderim verimi % 95'e kadar çıkmıştır (Zhao ve ark., 2009).



Şekil 4.10. AnMBR’de fenol giderim verimi

4.2.4. Değişen işletme koşullarının TOK giderim verime etkisi

Değişen işletme koşullarında AnMBR’ün toplam organik karbon konsantrasyonu ve giderim verimleri Şekil 4.11’de verilmiştir. Çalışmada kullanılan orta yaşlı çöp sızıntı suyunun TOK konsantrasyonu yaklaşık olarak 2000 mg/L olarak belirlenmiştir. 48 saat HRT’de işletilen AnMBR’ün TOK giderim verimi % 30-40’larda iken 24 saatlik HRT’de ise bu değer % 40’ın üzerine çıkmıştır. Azalan HRT seviyelerini içeren işletim koşullarının AnMBR’de TOK arıtılabilirliğinde iyi bir strateji olduğu gözlemlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, artan HRT seviyesinde çıkış TOK miktarındaki artışın substrat ve nütrient miktarlarının yetersiz kalması veya sınırlandığı durumlarda mikroorganizmaların endojen faza geçmesi ile ilişkili olmasıyla açıklanabilir. Zhang ve ark. (2009) çöp sızıntı suyunun nanofiltrasyon yöntemiyle ve koagülant madde eklenerek arıtılabilirliğini incelemişlerdir ve TOK giderim verimini %40 olduğunu saptamışlardır. Kabuk (2010) ise farklı işletme parametreleri altında elektrokoagülasyon yöntemi kullanarak çöp sızıntı sularından TOK giderimini amaçlamışlardır ve maksimum TOK giderim verimini yaklaşık %55 olarak bulmuşlardır.



Şekil 4.11. AnMBR'de TOK giderim verimi

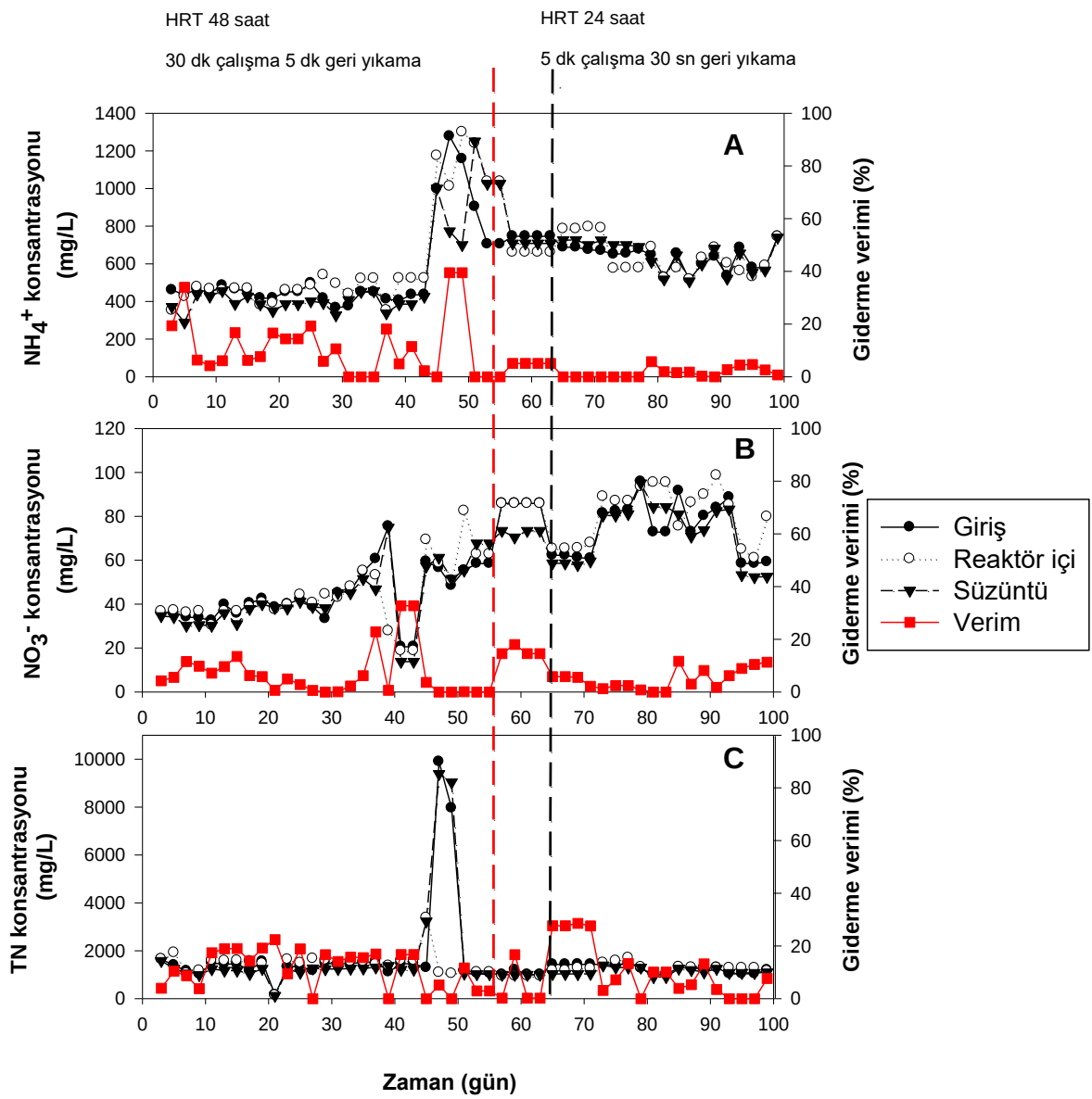
4.2.5. Değişen işletme koşullarının azot giderim verime etkisi

Günümüzde atıksuların arıtılması deşarj edilen alıcı ortamın kalitesi açısından oldukça önem kazanmaktadır. Atıksulardan özellikle azot giderimi alıcı ortamda ötrofikasyona neden olması açısından büyük öneme sahiptir ve doğal sularda, göllerde oluşan ötrofikasyonu engellemek için atıksu arıtma tesislerinde nütrient deşarj sınırları oldukça sıkı tutulup denetlenmektedir. Biyolojik azot giderimi fiziksel-kimyasal arıtma yöntemlerine göre daha etkili ve ucuz bir yöntem olduğu için genellikle tercih edilen proseslerdir. Atıksularda azot genellikle amonyum formunda bulunmaktadır. Atıksulardan azot giderimi ancak amonyum formundaki azotun gaz formuna dönüştürülmesiyle gerçekleşmektedir. Çöp sızıntı suları ise azot konsantrasyonu açısından oldukça zengin ve yüksek kirliliğe sahip sulardır. Bu yüzden arıtımı çok zordur ve biyolojik arıtma ile bile giderimi oldukça zordur. Çöp sızıntı suyu oluşum basamaklarında amonyum azotunu gideren bir mekanizma yoktur aksine metanojenik koşullar altında azot zaman içerisinde sızıntı suyu içerisinde birikir. Özellikle yaşlı sızıntı sularında bulunan yüksek amonyak konsantrasyonu mikrobiyal aktiviteyi düşürmekte, biyokütle kaybını arttırmakta ve konvansiyonel nitrifikasyon verimini düşürmektedir. Bu noktada MBR önemli avantajlar sunmaktadır. Şuana kadar genç ve yaşlı sızıntı suları ile gerçekleştirilen çalışmaların çoğunda %90'ın üzerinde amonyum giderimi elde edilmiştir. Ahn ve ark. (2002) hem konvansiyonel sistemde hem de entegre MBR-ters ozmos(RO) sisteminde yaşlı sızıntı suyunun arıtımını çalışmış ve MBR kullanımının nitrifikasyon verimini arttırdığını belirtmiştir. Aloui ve ark. (2009) yüksek amonyak konsantrasyonlarına (1000-2800 mg/L) sahip yaşlı sızıntı suyu ($BOI/KOI < 0,2$) arıtımı için MBR kullanmış ve çıkış amonyak konsantrasyonunu 2-3 gün HRT'lerde 100 mg/L olarak gözlemlemiştir. Bunun yanında son derece yüksek amonyak konsantrasyonu MBR'de olumsuz etkilere sahip olabilir.

Atıksuyun azot konsantrasyonu ($\text{NH}_3\text{-N}$ veya organik N) 1000mg/L 'nin üzerinde olması durumunda nitrifikasyon bakterilerini inhibe edebilir (Ahn ve ark.,2002).Bu nedenle, ön-arıtma olarak amonyak sıyırma prosesinin uygulanması MBR'lerin performansını artırır.Hasar ve ark., (2009) benzer şekilde bir amonyak sıyırma prosesini yüksek $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlu ($1100\text{-}2150\text{ mg/L}$) yaşlı çöp sızıntı suyunda uygulayarak çıkış azot konsantrasyonunu $200\text{-}100\text{ mg/L}$ olarak gözlemlemiştir. Wichitsathian ve ark., (2004), yüksek $\text{NH}_3\text{-N}$ içeren orta yaşlı çöp sızıntı suyunu MBR'de arıtımında %25 gibi düşük azot giderimi gözlemlemiştir. Çalışmalarında ön arıtım olarak amonyak sıyırma yöntemi kullanıldığında ise azot giderim veriminin 16 ve 24 saat HRT için sırasıyla %35 ve %42'ye yükseltmişlerdir. Çalışmada elde edilen düşük $\text{NH}_3\text{-N}$ veriminin amonyak toksisitesinin bir sonucu olduğunu varsaymışlardır.Ayrıca amonyak sıyırma yöntemi ile KOİ giderme verimi de %63'den %74'e yükseltmişlerdir. Ön arıtma prosesi ile yüksek amonyağın inhibisyon etkisi düşürülmüştür. An ve ark., (2006) çöp sızıntı suyu arıtan MBR'de $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun hem amonyum hem de nitrit oksitleyicilere inhibisyon etkisini gözlemlemiştir. Yapılan çalışmalar incelendiğinde çoğu durumda, atıksu karakteristiği, HRT ve OYH'nin $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimini çok değiştirmedeği gözlemlenmiştir. MBR'de çıkış amonyum konsantrasyonları ve amonyum giderme verimlerinde çok dalgalanmalar olmadığı ve MBR'nin farklı yükleme hızlarına ve değişen atıksu karakteristiğine karşı dayanıklı olduğunu vurgulamışlardır. Visvanathan ve ark., (2007) giriş atıksuyun BOİ/KOİ oranından ve $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonundan bağımsız bir şekilde çıkış azot konsantrasyonunun $400\text{--}450\text{ mg/L}$ konsantrasyonunda sabit kaldığını gözlemlemiştir. Sadri ve ark., (2008) yaşlı sızıntı suyu arıtan MBR'de, yüksek dalgalanma gösteren giriş $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarına ($662\pm 176\text{ mg/L}$) rağmen %100 oranında nitrifikasyon gözlemlemiştir. Çıkış suyu nitrat konsantrasyonu ise 660mg/L olarak gözlemlemiştir. Eğer çıkış nitrat konsantrasyonu çok yüksek ise nitrat giderimi için denitrifikasyon basamağına ihtiyaç duyulmaktadır ve bu durumda anoksik-aerobik ardışık proseslerin kullanılması gerekmektedir.Atıksuların denitrifikasyon potansiyeli atıksudaki organik karbon varlığı ile ilişkilidir (Sun ve ark., 2010) ve karbon azot oranı (C:N veya BOİ:N) çoğu zaman atıksuyun denitrifikasyon kapasitesinin tespitinde kullanılmaktadır. Yaşlı çöp sızıntı suları ise sahip olduğu düşük C:N oranından dolayı denitrifikasyon prosesinde harici karbon kaynaklarına ihtiyaç duyarlar.

Şekil 4.12'de azot giderim verimi NO_3^- , NH_4^+ ve toplam azot profilleri ile değerlendirilmiştir. Çalışmada gerçek çöp sızıntı suyu kullanıldığından zaman içinde atıksu karakteristiği farklılık göstermektedir ve giriş NH_4^+ konsantrasyonu 48 saat HRT'de $400\text{-}500$

mg/L iken, 24 saat HRT’de 500-700 mg/L’dir (Şekil 4.12A). 48 saat HRT’de giderim verimi %10 iken 24 saatte amonyum konsantrasyonunda değişiklik gözlemlenmemiştir. Giriş NO_3^- konsantrasyonuna bakılacak olursa 48 saatte 40-60 mg/L iken 24 saat HRT’de 60-80 mg/L olarak belirlenmiştir. Değişen tüm işletme koşullarında nitrat giderimi gözlemlenmemiştir. Toplam azot profile baskıldığında ise azalan HRT seviyesi ile giderim verimini çok düşük oranda azaldığı ve çok düşük giderim verimlerinin (0-20%) elde edildiği gözlemlenmiştir. Ayrıca çalışmada reaktör 0-55 günler arasında 30dk çalışma-5dk geri yıkama 55-100 günler arasında ise 5dk çalışma-30sn geri yıkama sürelerinde işletilmiştir. Çalışma ve geri yıkama parametrelerin azot gidermede hiçbir etkisi gözlemlenmemiştir.

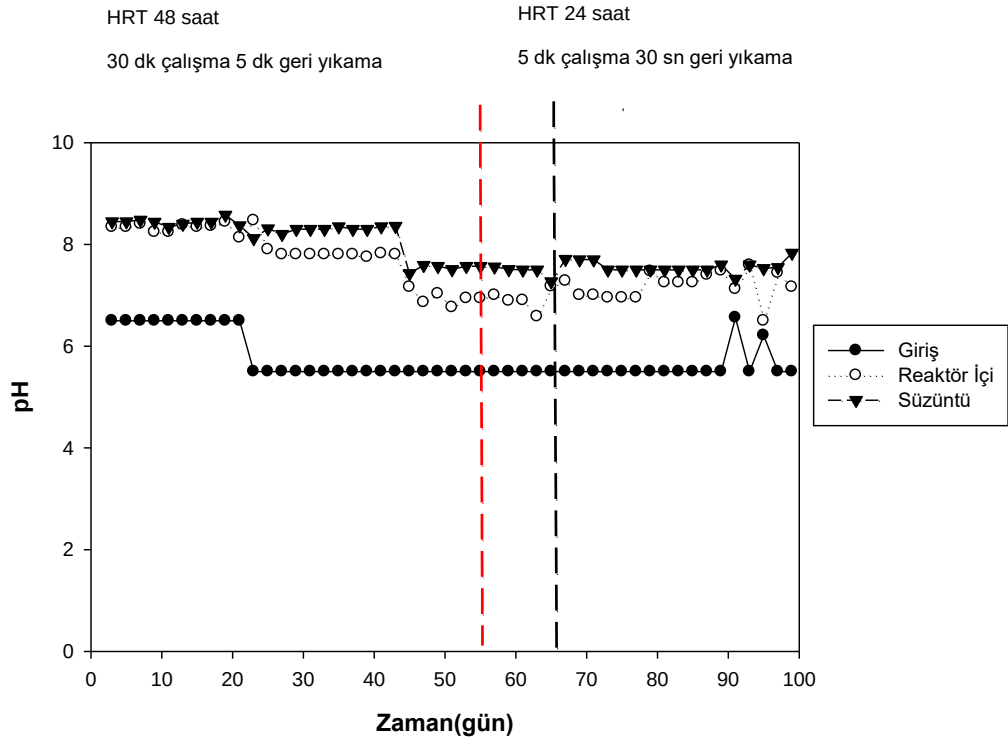


Şekil 4.12.AnMBR’de azot giderim verimi

Vasel ve ark., (2004) tam ölçekli bir MBR tesisinde harici karbon kaynağı olarak etilen ve glikoz kullanarak yaşlı çöp sızıntı suyu arıtımında yüksek N-giderimi (>% 96) elde etmişlerdir. Endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılan uygulama, denitrifikasyon amacıyla ek bir ayrı anoksik reaktörün kurulmasını içerir ve toplam maliyet ve enerji tüketimini artırır. Bu amaçla, tek bir reaktörde kısmi nitrifikasyonu/denitrifikasyon ve tek bir reaktörde nitrifikasyon/denitrifikasyon gibi yeni azot yöntemleri geliştirilmiştir. Modern uygulama, alternatif olarak tek bir reaktörde anoksik ve aerobik koşulların sağlanması için aralıklı havalandırmanın kullanılmasını desteklemektedir (Chang ve ark., 2010). Bu koşullar sızıntı suyu arıtımı için MBR'lerin çalışmasında da önerilmiştir. Hasar ve ark., (2009) aralıklı havalandırma yöntemiyle MBR'de hem aerobik hem de anoksik koşullar sağlayarak %85 ile %92 aralığında toplam azot giderme verimi sağlamıştır. Tsilogeorgis ve ark., (2008) yaşlı çöp sızıntı suyu arıtımında 12 saatlik bir döngü süresi ile işletilen aerobik ve anoksik ardışık kesikli MBR'lerde %100'e yakın $\text{NH}_3\text{-N}$ ve %83 TN giderimi gözlemlenmiştir. MBR'lerde kısmi nitrifikasyonu (yani amonyağın nitrite oksidasyonu) takip eden denitrifikasyon prosesi uygulandığında önemli $\text{NH}_3\text{-N}$ indirgenmesi ile birlikte oksijen ihtiyacında %25, harici karbon ihtiyacında %40'a kadar tasarruf sağlanmıştır.

4.2.6. Değişen işletme koşullarının pH profiline etkisi

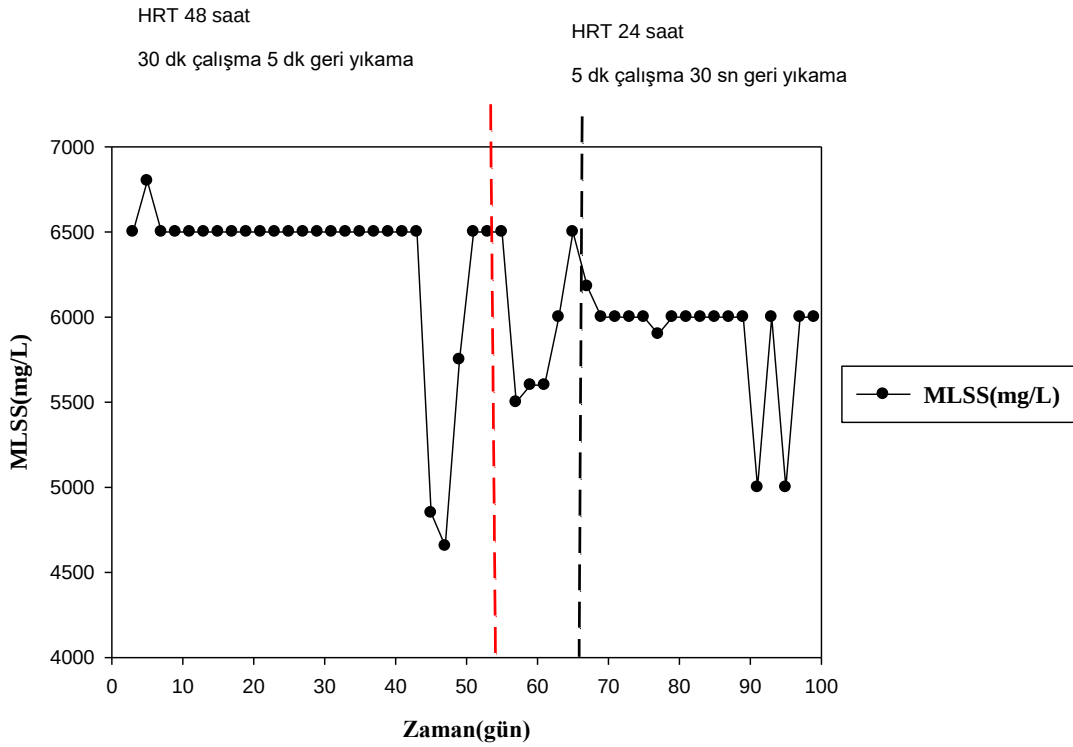
Değişen işletme koşullarının pH profiline etkisi Şekil 4.13'de verilmiştir. Çöp sızıntı suyu karakteristiği referans alındığında pH'sı 7,0-8,5 arasında değişmektedir. Çöp sızıntı suyunun giriş pH'sı ilk 20 günde HCl asit ile 6,5 olarak ayarlanıp sonraki çalışma koşullarında 5,5'a indirilmiştir. Bunun sebebi ise reaktör içerisinde gerçekleşen reaksiyonlar sonucu çıkış pH seviyesinin çok yükselmesidir ve bundan dolayı bakterilerin adaptasyonunu sağlamak ve mikroorganizmaların yaşam faaliyetlerini sürdürebilmeleri için reaktör içi pH değerini 6-9 arasında tutmaktır. Değişen HRT seviyelerinde giriş ve çıkış pH seviyeleri arasında fark değişmemiştir (ortalama 2 birimlik pH değişimi).



Şekil 4.13. AnMBR’de pH profili

4.2.7. Değişen işletme koşullarında reaktördeki MLSS profili

Çöp sızıntı suları yüksek miktarda askıda katı madde içeriğine sahiptir. Bu yüzden yüksek AKM içeriğine sahip bu sular membran biyoreaktörde hollow fiber membranının hemen tıkanması ve TMP’nini hemen yükselmesi anlamına gelmektedir. Bu sebeple değişen işletme koşullarında AnMBR’de MLSS kontrollü çalışılmıştır. MLSS konsantrasyonu 6000-6500 mg/L arasında sabit tutulmuştur (Şekil 4.14). MLSS konsantrasyonumuzun düştüğü yerler genel olarak membrana fiziksel yıkamanın yapıldığı yerlerdir. Fiziksel yıkama yapmamızın amacı membran basıncını düşürmek ve giderim verimini yükseltmektir.



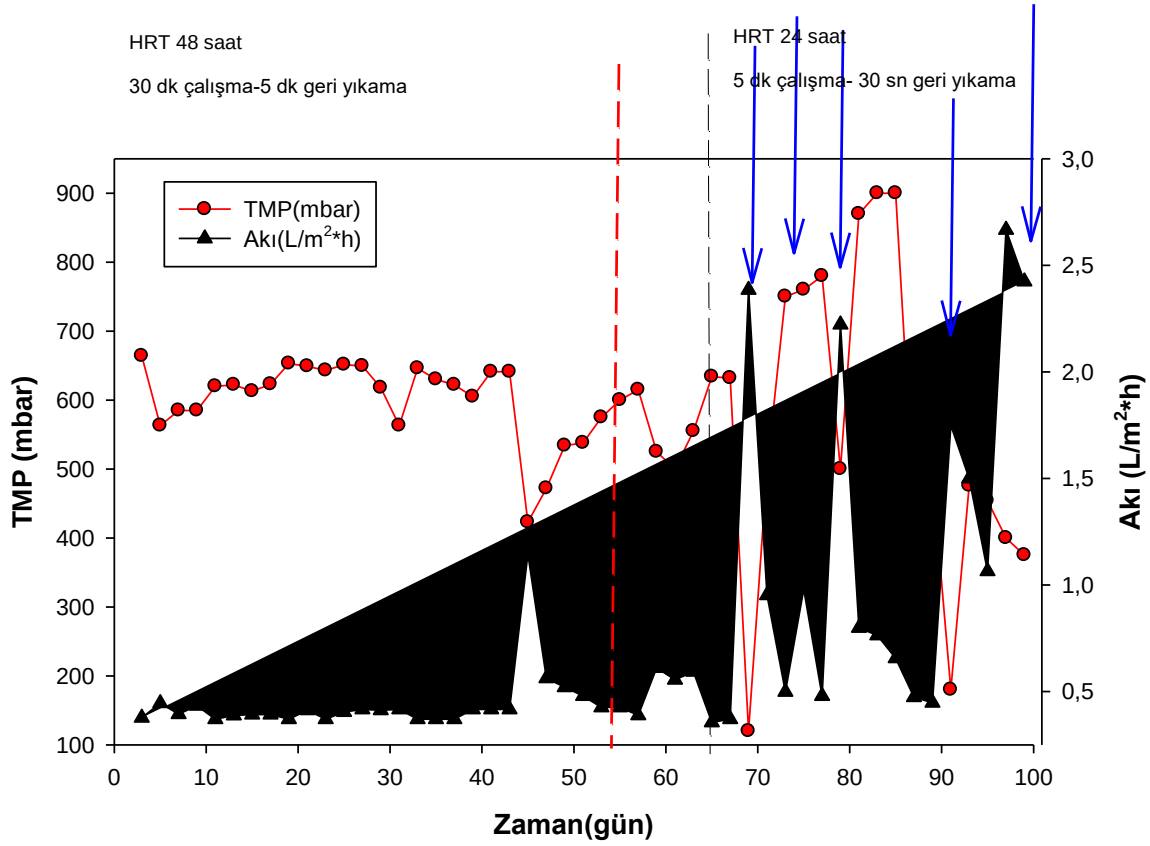
Şekil 4.14.AnMBR’de MLSS profili

4.2.8.Değişen işletme koşullarınınmakı-TMP profiline etkisi

Sürekli olarak işletilen AnMBR’de akı ve TMP değişimleri Şekil 4.15’de gösterilmiştir. Aynı zamanda reaktör 0-55 günler arasında 30dk çalışma-5dk geri yıkama 55-100 günler arasında 5dk çalışma-30sn geri yıkama sürelerinde işletilmiştir. Bu çalışma-geri yıkama sürelerinin sistem performansını, arıtılabilirliği ve membran performansını etkilediği gözlemlenmiştir. İlk değişen işletme koşullarında (48 saat HRT,30 dk çalışma-5 dk geri yıkama) TMP değeri 400-600 mbar seviyelerine ulaşırken akı değerinin ise çok düşük seviyelerde (0,5 LMH) olduğu belirlenmiştir. Ortalama olarak 65-70 güne kadar bu değerler çok fazla değişmemiştir. İkinci değişen işletme koşullarında (24 saat HRT, 5 dk çalışma-30 sn geri yıkama) sistem performansı ve akı değerinin iyileştiği gözlemlenmiştir ve membranın tıkanma eğilimi gösterdiği günlerde fiziksel yıkama yapılmıştır. Akı değerinin 2,6 LMH’a kadar çıktığı gözlemlenmiştir. Çalışma ve geri yıkama koşulları ise sistem basıncını düşürerek membran tıkanmasını azaltmıştır. Değişen işletme koşullarında 2 farklı parametrelerin sistem performansını etkilediği gözlemlenmiştir.

Literatür çalışmalarına bakıldığında zaman çöp sızıntı sularını arıtmak oldukça zor olduğu için TMP-akı ilişkisine dayalı çalışmalar bulunmamaktadır. Jian ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada petrokimyasal içerikli atıksuların batırılmış MBR’de arıtımını incelemişlerdir.

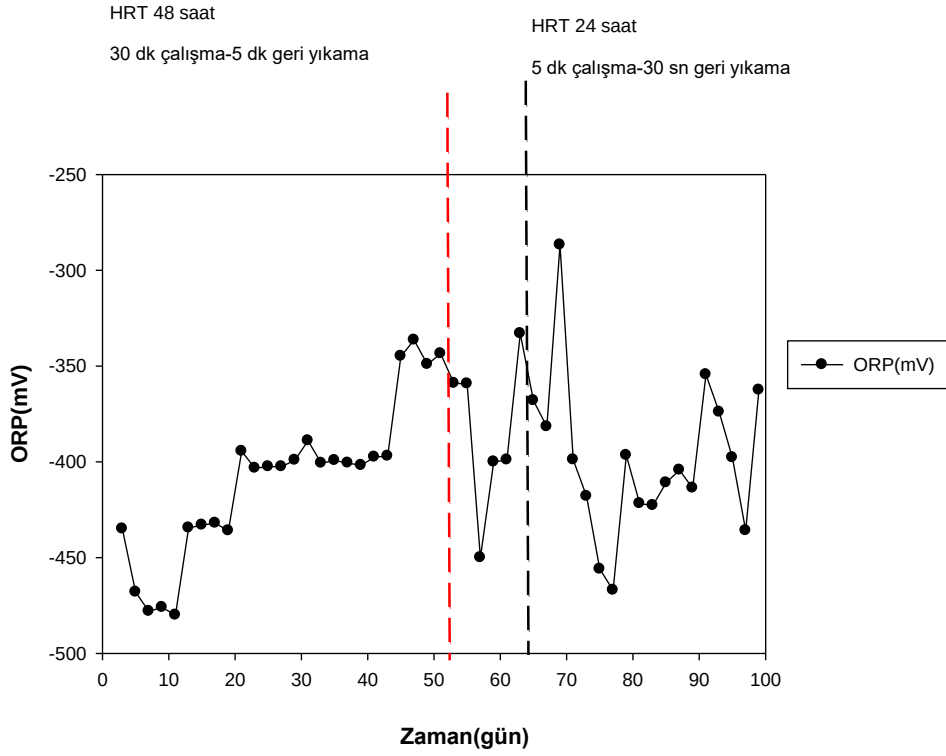
Sistemde HRT'nin 13 saat olduğu durumlarda sistemin akısı yaklaşık olarak 12 LMH elde edilmiştir.



Şekil 4.15. AnMBR'de akı-TMP'nin etkisi

4.2.9. Değişen işletme koşullarında ORP'nin etkisi

MBR yaklaşık 100 gün boyunca anaerobik koşullar altında çöp sızıntı suyu ile işletilmiştir. ORP değeri mevcut ortam koşulları hakkında bize bilgi vermektedir. Genellikle pozitif ORP değerleri aerobik ortam koşullarını temsil ederken negatif değerler ise anaerobik ortam koşullarını yansıtır. Bu yüzden bu çalışmada ORP profilinin takibi çok önemlidir ve çöp sızıntı suyunun arıtılabilirlik çalışmaları bu tez kapsamında tamamen anaerobik koşullar altında gerçekleştirilmiş olup reaktördeki ORP seviyesi $-300 \leq \text{ORP} \leq -450$ mV aralığında değişmiştir. Sisteme gaz geri devri ve azot gazı yüklemesi sürekli olarak yapılmaktadır. Bu da sistemin anaerobik koşullar altında işletilmesinde ve membrana tutunan kek tabakasını azaltarak TMP'nin düşürülmesinde etkilidir.

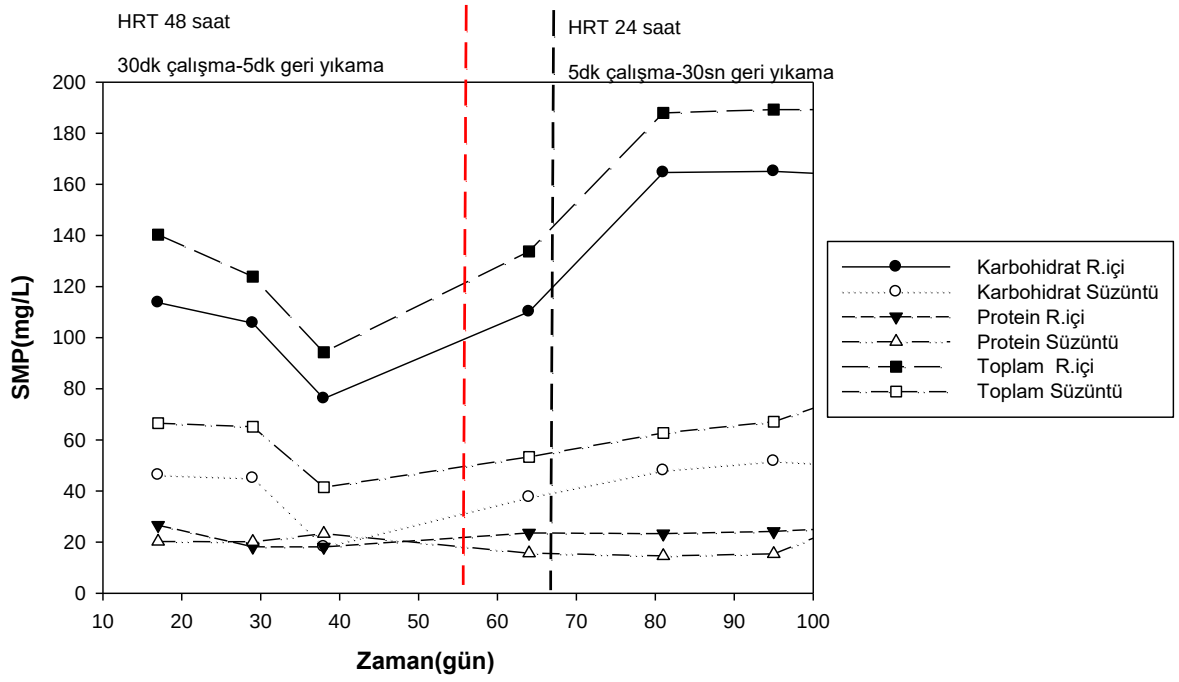


Şekil 4.16.AnMBR’de ORP’nin etkisi

4.2.10.Değişen işletme koşullarında SMP-EPS profili

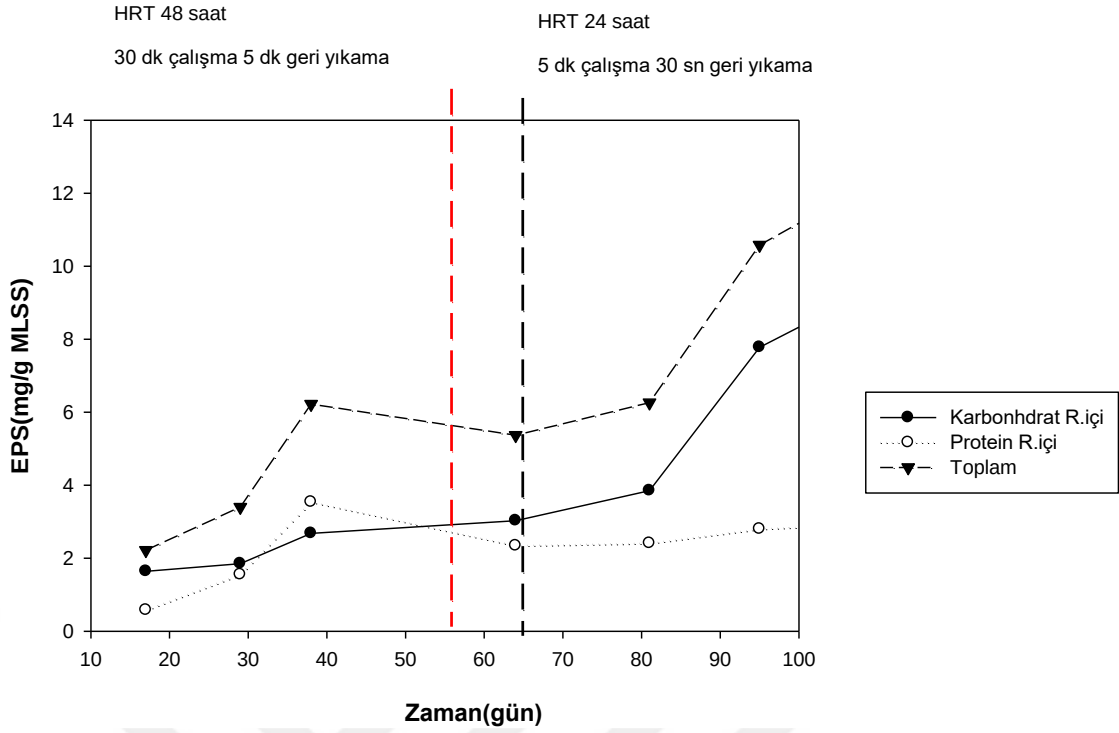
Membrana dayalı proseslerde en önemli biyolojik kirleticiler biyokütlenin hücre kalıntıları, mikrobiyal hücrelerin oluşturduğu kompleks ağlar, EPS ve SMP biyopolimerlerini kapsamaktadır (Huang ve ark., 2000; Flemming ve ark, 2001; Liao., 2004; Ramesh ve ark., 2007). EPS ve SMP polimerlerinin boyutları küçük olduğundan membran yüzeylerine kolayca yapışabilir ve membran tıkanıklığa sebep olabilirler (Meng ve ark., 2009; Ni ve ark., 2011; Wang ve ark., 2013). Çalışmada kullanılan membranlar her bir işletme periyodunda değiştirildiği için olası bir tıkanmanın neden olacağı işletme problemleri minimize edilmiştir. Çalışmalarımızda bu anlamda herhangi bir problem yaşanmasa da işletme sırasında reaktör içerisindeki EPS ve SMP profilleri incelenerek detaylandırılmıştır.

Çöp sızıntı sularının arıtımının gerçekleştirildiği AnMBR’de gözlemlenen SMP ve EPS profilleri Şekil 4.17 ve 4.18’de verilmiştir. Çalışmada elde edilen verilerde SMP, bakteriyel hücrelerin ortama salgıladıkları çözünmüş ürünler oldukları için bakteri konsantrasyonundan bağımsız olarak mg/L birimi ile verilmiştir. EPS konsantrasyonu ise mg/L olarak ölçülmüş, fakat bakteri hücresine bağlı olarak bulunduğu için bakteri kütlesine oranlanarak mg protein veya mg karbonhidrat/g MLSS olarak verilmiştir.



Şekil 4.17. AnMBR’de SMP profili

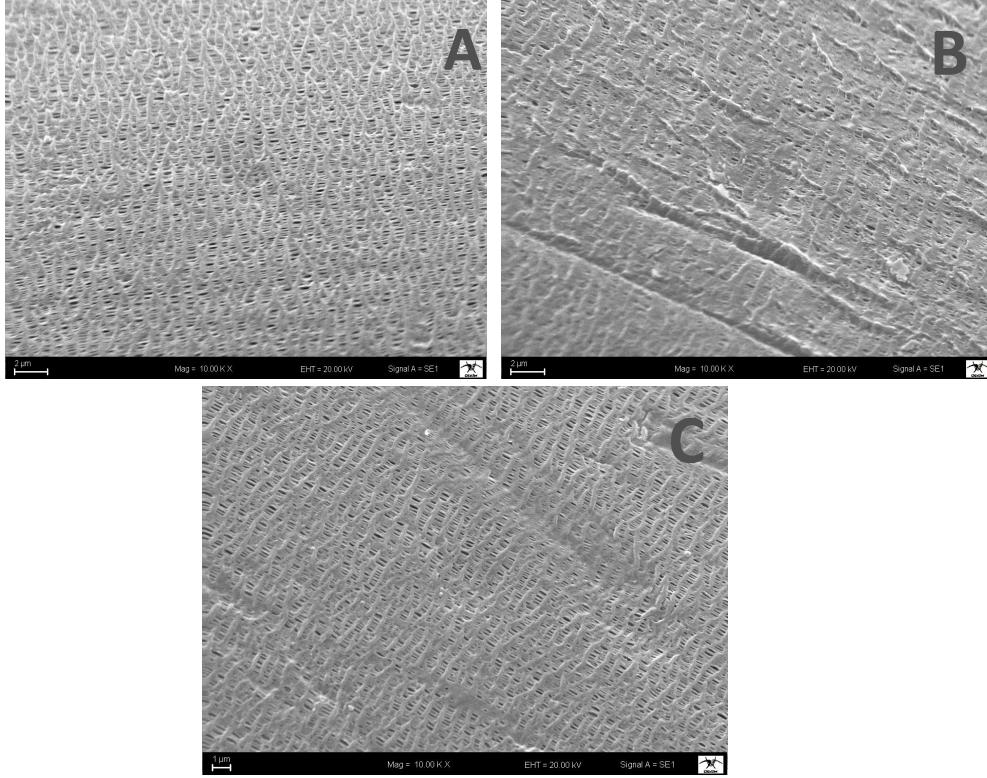
Tüm çalışma boyunca SMP’nin önemli bir kısmı karbohidrat olup protein kısmı daha düşüktür. 48 saatten 24 saate azalan döngü süresi SMP ve EPS’nin karbohidrat kısmında belirgin bir artışa neden olmuştur. Elde edilen sonuçların artan yükleme oranı ile mikroorganizmaların birim zamanda daha fazla atıksu miktarına maruz kalması neticesinde oluşan stresten kaynaklandığı düşünülmektedir. Çalışmada değişen HRT değerlerinde elde edilen reaktör içi SMPt değerleri 48 saat ve 24 saate sırasıyla 110-140 mg/L ve 190 mg/L iken EPSt değerleri 2-6 mg/gMLSS ve 6-11 mg/gMLSS’dir. Reaktör içerisinde ölçülen SMP ve EPS değerleri her zaman süzüntü değerlerinden daha yüksek olduğu görülmüştür ve bu sonuçların oluşan SMP ve EPS biyopolimerlerinin membran tabakası tarafından tutulduğunun bir göstergesidir.



Şekil 4.18.AnMBR’de EPS profili

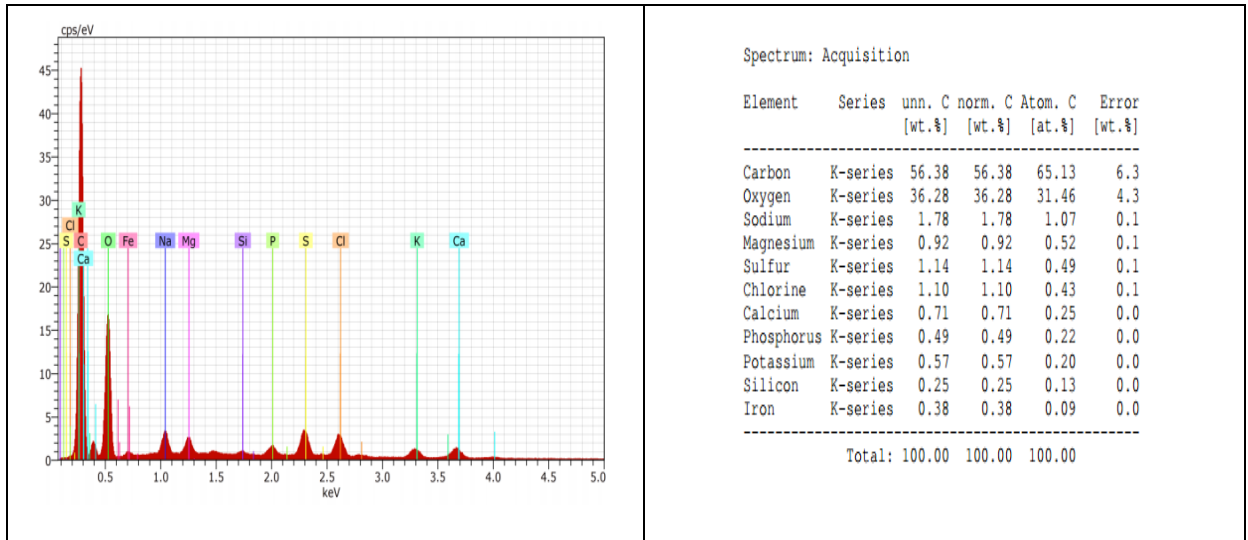
4.2.11.SEM-EDX görüntüleri

Membran lifi üzerindeki çamur kek tabakasının ve biyolojik kirlenmenin karakteristiği taramalı elektron mikroskobu tarafından araştırılmıştır. Hollow fiber membranın yüzey morfolojisi Şekil 4.19’da SEM görüntüleri olarak sunulmaktadır. Her çalışma periyotunun sonunda membranlar HCl, NaOH ve NaClO içeren kimyasal prosedüre göre yıkanmıştır. 60 günlük işletimden sonra kirlenmiş membranın kimyasal yıkamadan sonraki porozitesi (Şekil 4.19C) kullanılmamış membranın porozitesine (Şekil 4.19A) neredeyse eşit bulunmuştur. Bu SEM görüntüleri kimyasal yıkamanın tatmin edici düzeyde olduğu ve HCl, NaOH ve NaClO kimyasal kombinasyonları ile gerçekleştirilen temizleme metodunun geri dönüşümsüz tıkanma dayanımının gideriminde iyi bir strateji olduğu belirlenmiştir. Ayrıca Şekil 4.19B’de gözlemlendiği gibi düz ve plaka halinde kümeleşmiş biyofilm tabakası membran lifleri arasına sıkışmış yada lif üzerine tutunmuştur.



Şekil 4.19.AnMBR’de SEM Görüntüleri (A) Temiz Membran, (B) Kirli Membran, (C) Kimyasal Yıkama Sonrası Membran

Membran üzerinde tutunan kek tabakasının karakteristiği yapılan EDX analizi ile belirlenmiştir (Şekil 4.20). Membran üzerinde gelişen kek tabakasında gözlemlenen C, O ve N genel olarak bakteri yapısından kaynaklanmakta olup karbon ağırlıkça %56,38 iken oksijen ağırlıkça %36,28 olarak belirlenmiştir. Ayrıca kek tabakasında çok düşük miktarlarda Na, Mg, S, Cl, Ca, Fe gibi elementlere rastlanmıştır.



Şekil 4.20.AnMBR’de EDX analizi

5. SONUÇLAR

Bu tez çalışmasının amacı AnMBR’de değişen işletme koşullarında çöp sızıntı suyunun arıtımının incelenmesidir. Aynı zamanda, arıtılabilirlik çalışmaları öncesinde reaktördeki akı-TMP ilişkisi ortaya koymak için bazı ön çalışmalar yapılmıştır. Tez çalışmasından elde edilen veriler önemli bilgiler içermektedir ve elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

Ön çalışmalardan elde edilen sonuçlar: MBR’de 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.
- ❖ AnMBR, 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

Arıtılabilirlik çalışmaları sonuçları: AnMBR farklı HRT ve farklı çalışma-geri yıkama periyotlarında işletilerek çöp sızıntı suyu arıtılabilirliği test edilmiştir. Arıtılabilirlik çalışmaları sonuçları aşağıda özetlenmektedir.

- ❖ AnMBR’de 48saat ve 24 saatlik HRT’lerde sırasıyla %50-70 ve %40-80 aralığında KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Elde edilen en düşük süzüntü suyu KOİ konsantrasyonu yaklaşık 945mg/L’dir. TOK giderim verimleri ise 48saat ve 24 saatlik HRT’lerde sırasıyla %30-40 ve %40-50 aralığında elde edilmiştir. Sonuç olarak TOK ve KOİ giderim verimleri yüksek HRT’de iyileşmiştir.
- ❖ AnMBR 48 saatlik HRT ile işletildiğinde Pt-Co renk giderim verimi % 40-45, 24 saatlik HRT’ de ise % 35-40 olarak elde edilmiştir. Yüksek HRT, renk giderim verimlerini iyileştirmiştir.
- ❖ AnMBR 48 saatlik HRT ile işletildiğinde fenol giderim verimi yaklaşık % 40-45, 24 saatlik HRT’ de ise % 30-35 aralığında elde edilmiştir. Yüksek HRT, fenol giderim verimlerini iyileştirmiştir.

❖ AnMBR’de azot sadece mikrobiyal büyüme için kullanılmıştır. Bu nedenle azot giderimi oldukça sınırlıdır.

❖ Farklı çalışma-geri yıkama sürelerinin renk, KOİ, TOK, fenol, azot giderim verimine etkisi olmamıştır. Bu işletme parametresi sadece akıyı değiştirmiştir. AnMBR 48 saatlik HRT ve 30dk çalışma-5dk geri yıkama içeren işletme koşullarında 0,5LMH akıda, 48 saatlik HRT ve 5dk çalışma-30sn geri yıkama içeren işletme koşullarında 1LMH, 24 saatlik HRT ve 5dk çalışma-30sn geri yıkama içeren işletme koşullarında ise 2,6LMH akı ile işletilebilmiştir.

❖ AnMBR orta yaşlı çöp sızıntı suyu arıtımında bir basamak olarak kullanılabilir. Alıcı ortama deşarj standartlarını sağlamak için azot giderim proseslerinin sisteme entegre edilmesi gerekir.



6. KAYNAKLAR

- Ahn, W., Kang, M., Yim, S., Choi, K. 2002. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. *Desalination*, 149 : 109–114.
- Akkaya, E., Demir A. 2009. Sızıntı Suları Karakterizasyonu. *Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu*, İstanbul.
- Akkaya, E., Demir, A., Karadag, D., Varank, G., Bilgili, M.S., Ozkaya, B. 2010. Post-treatment of anaerobically treated mediumage landfill leachate. *Environ Prog Sustain Energy*, 29: 78–84.
- Aloui, F., Fki, F., Loukil, S., Sayadi, S. 2009. Application of combined membrane biological reactor and electro-oxidation processes for the treatment of landfill leachates. *Water Sci. Technol.* 60 : 605–614.
- Alvarez Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S. J. (2004). Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 79(10), 1043-1049.
- An, K.J., Tan, J.W., Meng, L. 2006. Pilot study for the potential application of a shortcut nitrification and denitrification process in landfill leachate treatment with MBR. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 6 : 147–154.
- Andırıcı, Y. 2014. Membran ayırma tekniği ile içme suyu elde edilmesi. *Diss. Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*.
- Arslandoğlu, H., Koçer, N.N. 2009. Elazığ Katı Atık Depolama Alanında Oluşan Sızıntı Suyunun Kirlilik Yükünün Belirlenmesi.
- Artiga, P., Ficara, E., Malpei, F., Garrido, J.M., Mendez, R. 2005. Treatment of two industrial wastewaters in a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 179: 161-169.
- Aslan, M. 2016. MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ.
- Aslan, M. 2016. MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ. (<http://tucev.org/dosyalar/files/membran-teknolojileri-kitap.pdf>).

- Bacchin, P., Aimar, P., Field, R.W. 2006. Review critical and sustainable fluxes: theory, experiments and applications. *J Membr Sci.* 281 : 42–69.
- Baig, S. C. I. C. P. L. P., Coulomb, I., Courant, P., Liechti, P. (1999). Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies.
- Beaubien, M., Baty, F., Jeannot, E., Francoeur Manem, J. 1996. Design and operation of anaerobic membrane bioreactors: development of a filtration testing strategy. *J. Membr. Sci.* 109 : 173–184.
- Bilad M.R., Piasecka A., Vanysacker L., Yan X., Declerck P., Vankelecom I. F. J. 2009. The Filtration Index and Critical Flux Evaluation of Phase-Inverted Porous Membranes with difference Pore size and Polymer Chemistry in Submerged Membrane Bioreactors (MBRs). *In Poster session presented at: 8th Aachen Conference Water and Membranes, Aachen-Germany, 27-28.*
- Bilgili, M. S. 2006. Katı atık düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devrinin etkileri. *Diss. YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü.*
- Bilgili, M. S., Demir, A., Akkaya, E., Ozkaya, B. 2008. COD fractions of leachate from aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 158 : 157–163.
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., Kwarciak, A. 2008. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, 221 : 559–565.
- Bottino, A., Capannelli, G., Comite, A., Mangano, R. 2009. Critical flux in submerged membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Desalination*, 245 (1-3) : 748-753.
- Bouhabila, E.H., Aim, R.B., Buisson, H. 2001. Fouling characterization in membrane bioreactors. *Sep. Purif. Technol.* 22/23 : 123.
- Brik, M., Schoeberl, P., Chamam, B., Braun, R., Fuchs, W. 2006. Advanced treatment of textile wastewater towards reuse using a membrane bioreactor, *Process. Biochem*, 41 : 1751–1757.
- Chang, W., WP, et al. 2000. Patterns of protein synthesis and tolerance of anoxia in root tips of maize seedlings acclimated to a low-oxygen environment, and identification of proteins by mass spectrometry. *Plant Physiology*, 122 (2) : 295-318.

- Charcosset, C. 2006. Membrane processes in biotechnology: an overview. *Biotechnology advances*, 24 (5) : 482-492.
- Chen, K. L., Song, L., Ong, S. L., Ng, W. J. 2004. The Development Of Membrane Fouling In Full-Scale RO Processes. *Journal of Membrane Science*, 232: 63–72.
- Chen, S., Liu, J. 2006. Landfill leachate treatment by MBR: performance and molecular weight distribution of organic contaminant. *Chin Sci Bull.*, 51 : 2831–2838.
- Cicek, N., Winnen, H., Suidan, M.T., Wrenn, B.E., Urbain, V., Manem, J. 1998. Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds. *Water Res.* 32 : 1553–1563.
- Clech, P.L., Jefferson, B., Chang, In S., Judd, S.J. 2003. Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. *J. Memb. Sci.*, 227 : 81-93.
- Cui, Z.F., Chang, S., Fane, A.G. 2003. The use of gas bubbling to enhance membrane processes. *Journal of Membrane Science*, 221(1) : 1-35.
- Çinar, Ö., Hasar, H., Kinaci, C. 2006. Modeling of submerged membrane bioreactor treating cheese whey wastewater by artificial neural network. *Journal of Biotechnology*, 123 : 204-209.
- DeCarolis, Jr., Adham, J.F. 2007. Performance investigation of membrane bioreactor systems during municipal wastewater reclamation. *Water Environment Research*, 79 : 2536-2550.
- Deng, Y., Ezyske, C.M. 2011. Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and ammonia in landfill leachate. *Water Res.* 45 : 6189–6194.
- Deng, Yang, and James D. 2007. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste Management*, Englehardt, 27 (3) : 380-388.
- ElDefrawy, N.M.H., Shaalan, H.F. 2007. Integrated membrane solutions for green textile industries. *Desalination*, 204 (1-3) : 241-254.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management*, 22 (3) : 269-282.

- Fane, A.G., Fell, C.J.D., Nor, M.T. 1981. Ultrafiltration/activated sludge system—development of a predictive model. *Polym. Sci. Technol.* 13 : 631–658.
- Farah Naz, A., Q. Lan, Christopher. 2012. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287 : 41-54.
- Farizoglu, B., Keskinler, B., Yildiz, E., Nuhoglu, A. 2004. Cheese whey treatment performance of an aerobic jet loop membrane bioreactor. *Process. Biochem.* 39 : 2283–2291.
- Flemming, H.C., Wingender, J. 2001. Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)-Part I: Structural and ecological aspects. *Water science and technology*, 43 (6) : 1-8.
- Foo, K. Y., and B. H. Hameed. "An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process." *Journal of hazardous materials* 171.1 (2009): 54-60.
- Guglielmi, G., Chiarani, D., Judd, S.J., Andreottola, G. 2007. Flux criticality and sustainability in a hollow fibre submerged membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *J. Membr. Sci.*, 289 : 241-248.
- Han, S., Bae, T.G., Jang, T.Tak. 2005. Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system, *Process. Biochem.* 40 : 2393–2400
- Harada, H., Momonoi, K., Yamazaki, S., Takizawa, S. 1994. Application of anaerobic-UF membrane reactor for treatment of a waste-water containing high-strength particulate organics. *Water Sci. Technol.* 30 : 307–319.
- Hasar, H. Unsal, S.A., Ipek, U., Karatas, S., Cinar, O., Yaman, C., et al. 2009. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* 171 : 309–317.
- Hasar, H., Ipek, U., Kinaci C. 2009. Joint treatment of landfill leachate with municipal wastewater by submerged membrane bioreactor. *Water Sci. Technol.* 60 : 3121–3127.
- Hasar, H., Unsal, S.A., Ipek, U., Karatas, S., Cinar, O., Yaman, C., Kinaci, C. 2009. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 171 (1) : 309-317.

- Hong Jiang, L., Youcai1z., Lei, S., Yingying, G. 2009. Three-stage aged refuse biofilter for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences*, 21 : 70–75.
- http://www.cevreyonetimmerkezi.com/dokuman/cop/teknik_bilgi.pdf
- <http://www.separationprocesses.com/Membran/MainSet6.htm>
- Huang, X., Gui,P., Qian, Y. 2001. Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor, *Process. Biochem*,36 : 1001–1006.
- Huang, X., Xiao, K., Shen, Y. 2010. Recent Advances in Membrane Bioreactor Technology for Wastewater Treatment In China. *Front. Environ. Sci. Eng. China*, 4 (3): 245-271.
- Huang, Z., Ong, SL., Ng, HY. 2011. Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. *Water Res.*, 45 : 705–13.
- Ilhan, F., Fabrizio, E. F., McCorkle, L., Scheiman, D. A., Dass, A., Palczar, A., Leventis, N. (2006). Hydrophobic monolithic aerogels by nanocasting polystyrene on amine-modified silica. *Journal of Materials Chemistry*, 16(29), 3046-3054.
- Jakopović, H.K., Matošić, M., Muftić, M., Čurlin, M., Mijatović, I. 2008. Treatment of landfill leachate by ozonation, ultrafiltration, nanofiltration and membrane bioreactor. *Fresenius Environ. Bull.* 17 : 687–695.
- Jiang, T., Kennedy, M.D., Van der Meer, W.G.J., Vanrollenghem, P.A., Schippers, J.C. 2003. The role of blocking and cake filtration in MBR fouling. *Desalination*, 157 : 335.
- Judd, S. 2008. The status of membrane bioreactor technology. *Trends in Biotechnology*, 26 : 109- 116.
- Kabuk, H.A. 2010. Sızıntı sularının elektrodializ öncesi elektrokoagülasyonla arıtımının incelenmesi. *Diss. YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*.
- Kim, H.S.,Choung, Y.K., Ahn, S., Oh, H.S.2008. Enhancing nitrogen removal of piggery wastewater by membrane bioreactor combined with nitrification reactor. *Desalination*, 223 : 194- 204.
- Kjeldsen, P.,Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H.2002. Present and long term composition of MSW landfill leachate: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol*, 32(4) : 297-336.

- Kurniawan T.A., Lo W., Chan, G., Sillanpää, M.E.T. 2010. Biological processes for treatment of landfill leachate. *J. Environ. Monit*, 12 : 2032–2047.
- Le Clech, P., Jefferson, B., Chang, I.S., Judd, S.J. 2003. Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. *J. Membr. Sci*, 227 : 81-93.
- Lesage, N., Sperandio, M., Cabassud, C. 2008. Study of a hybrid process: Adsorption on activated carbon /membrane bioreactor for the treatment of an industrial wastewater. *Chemical Engineering and Processing*, 47 : 303-307.
- Liao, B.Q., Kraemer, J.T., Bagley, D.M. 2006. Anaerobic Membrane Bioreactors: Applications and Research Directions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(6), 489-530.
- Lin, Y.L., Sah, J.G. 2002. Nitrogen removal using carroussel-activated sludge treatment process. *J. Environ. Sci. Health A*, 37 : 1607–1620.
- Lonsdale, H. 2012 ed. Reverse Osmosis Membrane Research: Based on the Symposium on “Polymers for Desalination” Held at the 162nd National Meeting of the American Chemical Society in Washington, DC, September 1971. Springer Science & Business Media,
- Lu, Y., Hu, Y., Xu, D., Wu, L. 2006. Optimum Design Of Reverse Osmosis Sea water Desalination System Considering Membrane Cleaning And Replacing, *Journal of Membrane Science*, 282 : 7–13.
- Luna, H. J., et al. 2014. EPS and SMP dynamics at different heights of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR). *Process Biochemistry*, 49 (12) : 2241-2248.
- Mahmoudkhani, R., Hassani, A. H., Torabian, A., & Borghei, S. M. (2011). Study on high-strength anaerobic landfill leachate treatability by membrane bioreactor coupled with reverse osmosis. *International Journal of Environmental Research*, 6(1), 129-138.
- Masse, A., Sperandio, M., Cabassud, C. 2006. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Res.* 40 : 2405–2415.
- Matošić, M., Terzić, S., Jakopović, K.K., Mijatović, I., M. 2008. Ahel, Treatment of a landfill leachate containing compounds of pharmaceutical origin. *Water Sci. Technol*, 58 : 597–602.

- Meng, F., Chae, S. R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H. S., Yang, F. (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material. *Water research*, 43(6), 1489-1512.
- Miao, L., Wang, K., Wang, S.Y., Zhu, R.L., Li, B.K., Peng, Y.Z., Weng, D.C. 2014. Advanced nitrogen removal from landfill leachate using real-time controlled three-stage sequence Batch reactor (SBR) system. *Bioresour. Technol*, 159 : 258– 265
- Mojiri, A., Siti F., Ramli, B., Wan, I., Saadiah, B., Kamar, W. (2015). "Introduction to Leachate Treatment." *Control and Treatment of Landfill Leachate for Sanitary Waste Disposal* : 200.
- Moss, Bernard. (2006): "Poxvirus entry and membrane fusion." *Virology* 344.1 48-54.
- Ni, B.J., Rittmann, B.E., Yu, H.Q. 2011. Soluble Microbial Products and Their Implications in Mixed Culture Biotechnology. *Trends in Biotechnology*. 29 (9): 454-463.
- Öztürk, İ. 2010. Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları. *Baskıda, İSTAÇ Yayınları, İstanbul*
- Öztürk, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O. 1999. Katı atık sızıntı suyu kirliliğinin boyutları ve arıtma teknikleri. *Kent Yönetimleri, İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu, İstanbul*, 99 : 393-403,
- Pi, K.W., Li, Z., Wan, D.J., Gao, L.X. 2009. Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. *Process Saf Environ Prot*, 87:191–196
- Pollice, A., Laera, G., Saturno, D., Giordano, C. 2008. Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. *J. Membr. Sci.* 317 : 65–70.
- Pollice, A., Laera, G., Saturno, D., Giordano, C., Sandulli, R. 2008. Optimal sludge retention time for a bench scale MBR treating municipal sewage. *Water Sci. Technol.* 57 : 319–322.
- Ramesh, A., Lee, D.J., Lai, Y.J. 2007. Membrane Biofouling by Extracellular Polymeric Substances or Soluble Microbial Products from Membrane Bioreactor Sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 74(3): 699-707.

- Ramli, S.F., Hamidi A.A. 2015. "Use of ferric chloride and chitosan as coagulant to remove turbidity and color from landfill leachate." *Applied Mechanics and Materials. Trans Tech Publications*, 773.
- Ren, N. Chen, Z., X., Wang, D., Hu, Wang, A. 2005. Optimized operational parameters of a pilot scale membrane bioreactor for high-strength organic wastewater treatment. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 56 : 216–223.
- Renou S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. 2008. Landfill leachate treatment : Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150 : 468–493.
- Sadri, S., Cicek, N., Van Gulck, J. 2008. Aerobic treatment of landfill leachate using a submerged membrane bioreactor - Prospects for on-site use. *Environ. Technol*, 29 : 899–907.
- Scholz, W., Fuchs, W. 2000. Treatment of oil contaminated wastewater in a membrane bioreactor. *Water Res.*, 34 : 3621–3629.
- Setiadi, T., Fairus, S. 2003. Hazardous waste landfill leachate treatment using an activated sludge-membrane system. *Water Sci. Technol*, 48 : 111–117.
- Smith, P.S., Vigneswaran, H.H., Ngo, R. B., Nguyen, H. 2005. Design of a generic control system for optimising back flush durations in a submerged membrane hybrid reactor. *J. Membr. Sci.*, 255 : 99–106.
- Sofia, W.J., Ng, S.L.O. 2004. Engineering Design approaches for minimum fouling in submerged MBR. *Desalination*, 160 : 67.
- Song, K.G., Kim, Y., Ahn, K.H. 2008. Effect of coagulant addition on membrane fouling and nutrient removal in a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 221 : 467–474.
- Sri Shalini, S., Joseph, K. 2012. Nitrogen management in landfill leachate: application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON–ANAMMOX process. *Waste Manage*, 32 : 2385–2400.
- Stephenson, T., Judd, S., B. Jefferson, K. 2000. Brindle, Aerobic membrane bioreactors treating industrial wastewaters, Membrane bioreactors for wastewater treatment. *IWA Publishing, London, UK*, 79–85.

- Sun, S., Nàcher,C.P.I., Merkey, B., Zhou, Q., Xia, S., Yang, D. 2010. Effective biological nitrogen removal treatment processes for domestic wastewaters with low C/N ratios: A review.*Environ. Eng. Sci.*, 27 : 111–126.
- Suneethi, S., Joseph, K. (2013). Autotrophic ammonia removal from landfill leachate in anaerobic membrane bioreactor. *Environmental technology*, 34(24), 3161-3167.
- Svojitzka, J., Wintgens, T., Melin, T. 2009. Treatment of landfill leachate in a bench scale MBR. *Desalin. Water Treat.*, 9 : 136–141.
- Tangsubkul, N.,Parameshwaran, K., Lundie, S., Fane, A.G., Waite, T.D. 2006. Environmental Life Cycle Assessment Of The Microfiltration Process.*Journal of Membrane Science*, 284 : 214–226.
- Taşıyıcı, S. 2009. Batık Membran Sistemleri İle İçme Suyu Arıtımı: Membran Tıkanıklığını Azaltmak İçin Farklı Yöntemlerin Kullanılması. *Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.*
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I. 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Adv. Environ. Res.*,6 : 207–19.
- Tay, J., Pan, S., He, Y., Tay, S.T.L. 2004. Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: Reactor performance. *J. Environ. Eng.*, 130 : 1094–1101.
- Tchobanoglous, G.,Theisen, H., Vigil, S.1993. Integrated solid waste management: Engineering principles and Management issues. *McGraw-Hill, Inc.*
- Torkian, A., Eqbali, A., Hashemian, S.J. 2003. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. *Resour. Conserv. Recycl.* 40 : 1–11.
- Tsai, H.H.,Pirbazari, M. 2005. Model for predicting the performance of membrane bioadsorber reactor process in water treatment applications.*Chemical Engineering Science*,60 : 5620-5636.
- Tsilogeorgis, J., Zouboulis, A., Samaras, P., Zamboulis, D. 2008. Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment. *Desalination* 221 : 483–493.
- Van Dijk, L., G.C. Roncken G. 1997. Membrane bioreactors for wastewater treatment: the state of the art and new developments. *WaterSci. Technol*,35 : 35–41.

- Vasel, J., Jupsin, H., Annachhatre, A.P. 2004. Nitrogen removal during leachate treatment: Comparison of simple and sophisticated systems. *Water Sci. Technol.* 50 : 45–52.
- Vera, L., González, E., Ruigómez, I., Gómez, J., Delgado, S. (2015). Analysis of backwashing efficiency in dead-end hollow-fibre ultrafiltration of anaerobic suspensions. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(21), 16600-16609.
- Visvanathan, C., Choudhary, M.K., Montalbo, M.T., Jegatheesan, V. 2007. Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. *Desalination*, 204 : 8–16.
- Wang, J., Li, Q., Li, M. M., Chen, T. H., Zhou, Y. F., & Yue, Z. B. (2014). Competitive adsorption of heavy metal by extracellular polymeric substances (EPS) extracted from sulfate reducing bacteria. *Bioresource technology*, 163, 374-376.
- Wang, Z., Wu, Z., Yin, X., Tian, L. (2008). Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub-critical flux operation: membrane foulant and gel layer characterization. *Journal of Membrane Science*, 325(1), 238-244.
- Wang, Y., Huang, X., Yuan, Q. 2005. Nitrogen and carbon removals from food processing wastewater by an anoxic/Aerobic membrane bioreactor, *Process. Biochem*, 40 : 1733–1739.
- Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., Ahn, K.H. 2004. Landfill leachate treatment by yeast and bacteria based membrane bioreactors. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 39 : 2391–2404.
- Yamamoto, K., Hiasa, M., Mahmood, T., Matsuo, T. 1999. Direct solid–liquid separation using hollow fiber membrane in an activated-sludge aeration tank. *Water Sci. Technol.* 21 : 43–54
- Yiğit, N.Ö. 2007. Membran biyoreaktörü ile (MBR) evsel atıksu arıtımı. *Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.*
- Zayen, A., Mnif, S., Aloui, F., Fki, F., Loukil, S., Bouaziz, M., Sayadi, S. (2010). Anaerobic membrane bioreactor for the treatment of leachates from Jebel Chakir discharge in Tunisia. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1), 918-923.
- Zhang, H., Daobin, Z., Jiayong, Z. 2006. "Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 135 (1): 106-111.

- Zhang, H., Zhang, D., Zhou, J. (2006). Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1), 106-111.
- Zhang, L. 2006. College English and ESP for Non-English Majors [J]. *Journal of Xiamen University of Technology*, 3
- Zhang, L., Li, A., Lu, Y., Yan, L., Zhong, S., & Deng, C. (2009). Characterization and removal of dissolved organic matter (DOM) from landfill leachate rejected by nanofiltration. *Waste Management*, 29(3), 1035-1040.
- Zhao, Wen-tao.,Huang, Xia., Duu-jong, L. 2009. Enhanced treatment of coke plant wastewater using an anaerobic–anoxic-oxic membrane bioreactor system. *Separation and Purification Technology*, 66 (2) : 279-286.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı, soyadı : Serdar GÖÇER
Uyruğu : T.C.
Doğum tarihi ve yeri : Mersin -1990
Medeni hali : Bekar
Telefon : 0 (531) 671 8256
e-posta : serdargocer33@hotmail.com



Eğitim

Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet tarihi
Lisans	KSÜ/ Çevre Mühendisliği Bölümü	2015
Ön Lisans	Bitlis Eren Üniversitesi/ Otomotiv Teknolojileri Bölümü	2010
Lise	Tarsus Atatürk Lisesi	2007

Yabancı Dil

İngilizce (Yökdil: 67 puan)

Ödüller

- 2010-2015** Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölüm Birinciliği
- 2010-2015** Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakülte Üçüncülüğü
- 2010-2015** Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Lisans Programı, Yüksek Onur Öğrenciliği

Yayınlar

1. Göçer S., Akman D., Cirik K. (2017). The effect of limited ammonium on biological nitrogen removal process. KSU Journal of Natural Sciences, 2 (1).
2. Göçer S., Kizilirmak R., Babatekin Y., Özdemir Ş., Akman D., Cirik K. (2015). Combined anaerobic-adsorption process for treatment of real textile wastewater: COD and color removal. 2nd International Conference on Sustainable Agriculture and Environment (Tam metin bildirisi)

Hobiler

Seyahat etmek, yüzme, voleybol oynamak, müzik dinlemek