

**YÜKSEK AZOT VE FOSFOR İÇEREN ATIKSULARIN
ARDIŞIK ANAEROBİK-FOTO BİYOREAKTÖR MEMBRAN
SİSTEMLERİ İLE ARITILMASI**

Neslihan ÇANAKCI

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Danışman: Doç. Dr. Yusuf SAATÇI
OCAK-2015**

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

**YÜKSEK AZOT VE FOSFOR İÇEREN ATIKSULARIN ARDIŞIK
ANAEROBİK-FOTOBİYOREAKTÖR MEMBRAN SİSTEMLERİ
İLE ARITILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Neslihan ÇANAKCI

(111112102)

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 22 Aralık 2014
Tezin Savunulduğu Tarih : 8 Ocak 2015**

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Yusuf SAATÇI (F.Ü)

Diğer Jüri Üyeleri: Yrd. Doç. Dr. Özge HANAY (F.Ü)

Yrd. Doç. Dr. Mehmet KALENDER (F.Ü)

OCAK- 2015

ÖNSÖZ

Bu tez çalışmasının hazırlanmasında bilgi, deneyim ve tecrübeleriyle bana destek olan Sayın Danışman Hocam Doç. Dr. Yusuf SAATÇI 'ya teşekkür ederim.

MF.14.14 No'lu proje ile bu çalışmaya vermiş oldukları desteklerden dolayı Fırat Üniversitesi Bilimsel araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi (FÜBAP)'ne teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen aileme sonsuz teşekkür ederim.

Neslihan ÇANAKCI
ELAZIĞ, 2014

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	I
İÇİNDEKİLER	II
ÖZET	IV
SUMMARY	V
TABLO LİSTESİ	VI
ŞEKİL LİSTESİ	VII
SİMGELER ve KISALTMALAR LİSTESİ	IX
1. GİRİŞ	1
1.1. Genel Bilgiler	4
1.1.1. Membran Prosesler	4
1.1.2. Membran Teknolojisi Uygulama Alanları	5
1.1.3. Membran Proses Tipleri.....	6
1.1.4. Basınçlı Membran Prosesler.....	8
1.1.4.1. Mikrofiltrasyon.....	8
1.1.4.2. Ultrafiltrasyon	9
1.1.4.3. Nanofiltrasyon.....	10
1.1.4.4. Ters Osmoz	11
1.1.5. Membran Biyoreaktör Modülleri.....	13
1.1.6. Anaerobik Membran Biyoprosesler.....	14
1.1.6.1. Anaerobik Membran Bioreaktör Performansını Etkileyen Faktörler	17
1.1.7. Mikroalgler.....	18
1.1.8. Mikroalg Teknolojisi ve Kullanım Alanları.....	18
1.1.8.1. CO ₂ Emisyonunu Azaltma	19
1.1.8.2. Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi	19
1.1.8.3. Değerli Kimyasallar ve Biyoaktif Bileşiklerin Eldesi.....	20
1.1.8.4. Biyodizel Üretimi	21
1.1.9. Biyodizel Üretim Basamakları	22
1.1.9.1. Yer Seçimi.....	22
1.1.9.2. Alg Yetiştirme	23
1.1.10. Mikroalg Kültür Sistemleri	25
1.1.11. Mikroalg Sistemlerinde Proses İşletim Şekilleri	27
1.1.11.1. Kesikli ve Sürekli İşletme	27
1.1.12. Mikroalg Üretimine Etki Eden Parametreler.....	28

1.1.12.1.	Işık	29
1.1.12.2.	Sıcaklık	29
1.1.12.3.	Havalandırma ve Karıştırma	29
1.1.12.4.	Besin	30
1.1.12.5.	pH	31
1.2.	Literatür Özeti	31
2.	MATERYAL ve METOT	34
2.1.	Anaerobik Batık Membran Biyoreaktör (SAnMBR) Sistemi	34
2.2.	Membran Modüllerinin Oluşturulması	36
2.3.	Membran Foto-biyoreaktör Sistemi	40
2.4.	Yapılan Analizler ve Analiz Yöntemleri	41
2.4.1.	Toplam Alkalinite	42
2.4.2.	Toplam Katı Madde (TKM)	42
2.4.3.	Toplam Uçucu Katı Madde (TUKM)	42
2.4.4.	Toplam Askıda Katı Madde (AKM)	43
2.4.5.	Sistemin Kurulması ve Alistırma Safhası	43
2.4.6.	Klorofil A Tayini	44
2.4.7.	Hücre Yoğunluğu	44
3.	BULGULAR.....	45
3.1.	Batık Anaerobik Membran Biyoreaktörde Yapılan Çalışmalar	45
3.1.1.	Akı	45
3.1.2.	TKM, TUKM ve AKM	47
3.1.3.	Toplam Alkalinite	47
3.2.	Membran Foto-Biyoreaktörde ve Ardışık Sistemde Yapılan Çalışmalar	48
3.2.1.	Mikroalglerin Algal Büyüme Hızı	48
3.2.2.	pH	51
3.2.3.	Toplam Organik Karbon (TOK) Giderimi	52
3.2.4.	Toplam Azot (TN) Giderimi	55
3.2.5.	Amonyum Azotu (NH ₄ ⁺ - N) Giderimi	57
3.2.6.	Toplam Fosfor (TP) Giderimi	60
4.	TARTIŞMA.....	63
5.	SONUÇ ve ÖNERİLER.....	72
	KAYNAKLAR	74
	ÖZGEÇMİŞ	83

ÖZET

Bu çalışma, biyodizel üretimi için potansiyel bir aday olarak lipit içeren *Chlorella vulgaris*'in atıksulardaki nütrient giderme verimlerini ve mümkün olan gelişimlerinin belirlenmesini amaçlamaktadır. Bu amaçla mikroalgler, 12 saat süre ile 12000 lüks ışık yoğunluğu sterilize edilmiş havalandırma şartlarında anaerobik membran biyoreaktör (SAnMBR) çıkış suları ile birlikte bir batık membran foto-biyoreaktör (SMPBR)'e yerleştirilmiştir. Bu çalışmada, laboratuvar şartlarında *Chlorella vulgaris*'in büyüme performansı SAnMBR çıkış sularıyla belirlenmiştir. Hem SAnMBR hem de SMPBR sistemlerinin nütrient uzaklaştırma verimleri de araştırılmıştır. SMPBR ve SAnMBR için deneylerin tümü, sürekli akış şartlarında sürdürülmüştür. Deneyler laboratuvarında, SMPBR için ortalama 25 °C de ve SAnMBR için 37 ° C de 18 günlük bir sürede yapılmıştır.

Bu koşullar altında, 18 günlük sürekli çalışmalar sonucunda, SAnMBR, yüksek azot ve fosfor içeren atıksulardan amonyum, toplam azot, toplam fosfor ve toplam organik karbon (TOK)'nu sırasıyla % 7,58–55,89, % 14,35–31,38, % 1,80–19,44 ve % 96,35–98,78 oranında giderilebilmiştir.

Sonuçlar ayrıca 18 gün sürekli çalışmalar neticesinde SAnMBR çıkış sularıyla beslenen SMPBR'de, amonyum, toplam azot, toplam fosfor ve toplam organik karbon (TOK)'un sırasıyla, % 27,88–67,52, % 23,29–88,29, % 0,45–24,74 ve % 6,08–51,93 giderilebileceğini göstermiştir. Sonuçlar aynı zamanda entegre sistem ile, güçlü atıksulardan amonyum, toplam azot, toplam fosfor ve toplam organik karbon (TOK)'un sırasıyla, % 34,14–81,52, % 38,27–90,67, % 7,41–26,85 ve % 97,19–98,89 giderilebileceğini ortaya koymuştur.

Bulgularımıza göre, *Chlorella vulgaris* biyodizel üretimi için önemli miktarda lipit içermektedir. Atıksu aynı zamanda yüksek miktarlarda nütrient sağlamaktadır. Sonuçlar atıksuyun üçüncül arıtımı ve biyodizel üretimi için *Chlorella vulgaris* kullanılabileceğini göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Atıksu, *Chlorella vulgaris*, Mikroalgler, üçüncül arıtma, nütrient giderimi.

SUMMARY

The Treatment of High Nitrogen and Phosphorus Containing Wastewater by the Sequential Anaerobic - Photo Bioreactor Membrane Systems

This work aims to determine the possibility of growing and nutrient removal capacities in wastewater lipid containing microalgae *Chlorella vulgaris* (*C. vulgaris*) as a potential candidate for biodiesel production. For these purpose microalgae were cultivated in a submerged membrane photo-bioreactor (SMPBR) with anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) effluent at 12,000 Lux of light intensity, with a 12 h period of daily light and sterilized aeration. In this study, the growth performance of *C. vulgaris* was determined in the laboratory with SAnMBR effluents. Nutrient removal efficiencies of both SAnMBR and SMPBR systems were also investigated. All of the experiments for SMPBR and SAnMBR were continued under the continuous flow. Trials were done for a period of 18 days in the laboratory at average 25 °C for SMPBR and 37 °C for SAnMBR.

Under these conditions, the experimental results showed that by the end of 18-day continuous studies, SAnMBR could remove ammonium, total nitrogen, total phosphorus, and total organic carbon (TOC) by removal percentages of 7,58–55,89%, 14,35–31,38%, 1,80–19,44% ve 96,35–98,78% respectively from high nitrogen and phosphorus containing synthetic wastewater. The results also showed that by the end of 18-day continuous studies, SMPBR could remove ammonium, total nitrogen, total phosphorus, and total organic carbon (TOC) by removal percentages of 27,88–67,52%, 23,29–88,29%, 0,45–24,74% ve 6,08-51,93% respectively from SAnMBR effluent wastewater. The results also showed that the integrated system, could remove ammonium, total phosphorus, and total organic carbon (TOC) by 34,14–81,52%, 38,27–90,67%, 7,41–26,85% ve 97,19–98,89% respectively from strong wastewaters.

According to our findings, *Chlorella vulgaris* contains significant amounts of lipid for biodiesel production. At the same time high nutrient removal from wastewater is provided. For this reasons, *Chlorella vulgaris* can be used for the tertiary treatment of wastewater and for biodiesel production.

Key words: Wastewater, *Chlorella vulgaris*, microalgae, tertiary treatment, nutrient removal.

TABLO LİSTESİ

Tablo 1.1. Tipik membran sistemlerinin özellikleri	8
Tablo 1.2. Mikroalgler için açık ve kapalı kültür sistemlerinin karşılaştırılması.....	27
Tablo 1.3. Mikroalg üretimine etki eden parametreler için genelleştirilmiş değerler	28
Tablo 2.1. Membran Özellikleri.....	36
Tablo 2.2. Sentetik atıksuyun kimyasal bileşimi.....	38
Tablo 2.3. Sentetik atıksuyun özellikleri	39
Tablo 2.4. Aşı çamurunun özellikleri	39
Tablo 2.5. SAnMBR sistemi işletme şartları	39
Tablo 2.6. Sistemde Rutin Olarak İzlenen Parametreler	41
Tablo 3.1. İşletme süresince akı ve toplam membran direnci değerleri	45
Tablo 3.2. AnMBR'daki ortalama TKM, TUKM ve AKM değerleri	47
Tablo 3.3. İşletme süresince alkalinite değerleri.....	47
Tablo 3.4. İşletme süresince hücre yoğunluğu ve klorofil A değişimi	49
Tablo 3.5. İşletme süresince pH değişimi.....	51
Tablo 3.6. İşletme süresince TOK giderimi ve verimleri	53
Tablo 3.7. İşletme süresince TN giderimi ve verimleri	55
Tablo 3.8. İşletme süresince NH_4^+ - N giderimi ve verimleri	58
Tablo 3.9. İşletme süresince TP giderimi ve verimleri.....	60

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 1.1.	Membran ayırma prosesi	5
Şekil 1.2.	Membran Biyoreaktör konfigürasyonları	7
Şekil 1.3.	Mikrofiltrasyon prosesinin şematik gösterimi	9
Şekil 1.4.	Ultrafiltrasyon prosesinin şematik gösterimi	10
Şekil 1.5.	Nanofiltrasyon prosesinin şematik gösterimi.....	11
Şekil 1.6.	Osmoz olayının şematik gösterimi	11
Şekil 1.7.	Ters osmoz olayının şematik gösterimi	12
Şekil 1.8.	Ters osmoz prosesinde madde giderimi	13
Şekil 1.9.	Membran Biyoreaktörler, a) harici ve b) dahili (batık) membran biyoreaktör	13
Şekil 1.10.	Bir alg kültüründe zamana bağlı olarak besin maddesi konsantrasyonu (kesikli çizgi) ile alglerin büyüme hızı (düz çizgi) arasındaki ilişki.	24
Şekil 2.1.	SAnMBR sisteminin en kesit şekli	35
Şekil 2.2.	Membran modül.....	36
Şekil 2.3.	<i>Chlorella vulgaris</i> için 658 nm dalga boyunda optimize edilen absorbans ile alg kütlesi kuru ağırlığı ilişkisi.	44
Şekil 3.1.	İşletme süresince akı değişimi	46
Şekil 3.2.	İşletme süresince toplam membran değişimi	46
Şekil 3.3.	İşletme süresince alkalinite değişimi.....	48
Şekil 3.4.	İşletme süresince hücre yoğunluğu değişimi	50
Şekil 3.5.	İşletme süresince <i>Chlorella vulgaris</i> için hücre yoğunluğu ile Klorofil A ilişkisi.....	50
Şekil 3.6.	İşletme süresince pH değerleri.....	52
Şekil 3.7.	İşletme süresince TOK konsantrasyonundaki değişim.....	52
Şekil 3.8.	İşletme süresince TOK verimleri.	54
Şekil 3.9.	AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi TOK toplam verimi.....	54
Şekil 3.10.	İşletme süresince TN konsantrasyonundaki değişim	56
Şekil 3.11.	İşletme süresince TN verimleri	56
Şekil 3.12.	AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi TN toplam verimi.....	57
Şekil 3.13.	İşletme süresince NH_4^+ - N konsantrasyonundaki değişim	57
Şekil 3.14.	İşletme süresince NH_4^+ - N verimleri	59
Şekil 3.15.	AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi NH_4^+ - N toplam verimi.....	59
Şekil 3.16.	İşletme süresince TP konsantrasyonundaki değişim	61
Şekil 3.17.	İşletme süresince TP verimleri.....	62
Şekil 3.18.	AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi TP toplam verimi	62

Resim 2.1. AnMBR ve Foto-MBR sistemi	34
Resim 2.2. Lipit içeren mikroalglerin atıksu arıtımında kullanımı ve biyodizel potansiyellerinin araştırılması için kullanılan deney düzeneği	40
Resim 2.3. <i>Chlorella vulgaris</i>	40

SİMGELER ve KISALTMALAR LİSTESİ

A_P	: Membran geçirgenlik katsayısı
A_{sistem}	: Membran sistemin yüzey alanı
AKM	: Askıda katı madde
AnMBR	: Anaerobik membran biyoreaktör
BOİ	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
HBS (HRT)	: Hidrolik bekleme süresi
J	: Membrandan geçen süzüntü akısı
Kl a	: Klorofil a
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MBR	: Membran biyoreaktör
MF	: Mikrofiltrasyon
MLSS	: Tam karışımli sıvıda toplam katı madde
MWCO	: Molekül Ağırlık Cut-Off
NF	: Nanofiltrasyon
PVC	: Polivinil klorür
Q_P	: Süzüntü debisi
P_C	: Konsantre kısım basıncı
P_F	: Besleme suyu basıncı
P_O	: Besleme suyunun osmotik basıncı
P_P	: Süzüntü suyu basıncı
P_T	: Transmembran basıncı
SAnMBR	: Batık anaerobik membran biyoreaktör
SMFBR	: Batık membran fotobiyoreaktör
SRT	: Çamur yaşı
TKM	: Toplam katı madde
TMP	: Transmembran basıncı
TN	: Toplam azot
TO	: Ters osmoz
TOK	: Toplam organik karbon
TP	: Toplam fosfor
TUKM	: Toplam uçucu katı madde
UASB	: Yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı
UF	: Ultrafiltrasyon

1. GİRİŞ

Global enerji ihtiyacının önemli artışıyla birlikte yenilenemeyen enerji kaynaklarının tüketimi yenilenebilir yeni enerji kaynaklarının geliştirilmesini zorunlu kılmaktadır. Günümüzde kullanılan enerjinin başlıca kaynaklarını petrol, doğalgaz, kömür, hidroelektrik ve nükleer santraller oluşturmaktadır. Enerji ihtiyacı özellikle kömür, petrol ve doğalgaz gibi fosil yakıtlarla giderilmektedir. Ham petrol rezervlerinin azalması ve çıkarma güçlükleri ile işletiminin ciddi bir maliyet artışına neden olması bir sorun olarak ortaya çıkmaktadır (Laherrere, 2005). Ayrıca araştırmalar, petrol ve doğalgaz rezervlerinin hızla azaldığını ve birkaç yüzyıl içerisinde tükeneceğini göstermektedir.

Fosil yakıtların kullanılmasıyla azot oksitler, kükürt oksitler, karbon monoksit, uçucu organik bileşikler ve partikül maddeler ortaya çıkmakta ve sera gazı emisyonları meydana gelmektedir. Sera gazı emisyonları ise atmosferi kirleterek küresel ısınmaya sebep olmaktadır.

Atmosferdeki karbondioksitin üçte biri okyanuslar tarafından absorbe edilmektedir. Ortamdaki karbondioksit miktarı arttığında okyanuslarda çözünen karbondioksit miktarı da artmaktadır. Böylelikle pH düşerek su döngüsü asidik hale gelmektedir (International Energy Agency, 2007). Düşük pH okyanus ortamının niteliğini değiştirmekte ve buradaki canlı yaşamını dolayısıyla da biyolojik çeşitliliği olumsuz yönde etkilemektedir.

Küresel çapta uzun vadeli stratejik kararlılık ve sürdürülebilirlik sağlanması amacıyla birçok ülkede Kyoto Protokolü kabul edilmiştir. Temiz ve yenilenebilir enerji kaynaklarını bulma anlamında önemli problemlerle karşılaşılacakla birlikte çevre dostu yeşil enerji kaynakları alternatif enerji kaynakları olarak kullanılmaya uygun görülmektedir.

Biyoyakıtlardan etanol ve biyodizel, biyokütle kaynaklı olup benzin ve dizel yakıtlara alternatif olabilme özelliği taşımaktadır. Bu yakıtlar eşdeğer güç çıkışı başına fosil yakıtlardan daha düşük yanma emisyonlarına sahiptirler.

Biyodizel üretimi alkolden ve yağlardan transesterleşme reaksiyonları ile yapılmaktadır. Yenilenebilirdir ve çevresel açıdan herhangi bir kirletici meydana getirmemektedir. Bu yönleriyle cazip hale gelen biyodizelin uygulamaları arasında en çok alternatifi olan kategori mikrobiyal yağlardır. Mikrobiyal yağlar tek hücre yağı olarak da adlandırılmaktadır. Genel yapı ve bileşimleri tek hücre yağı ile oldukça benzerlik gösterdiğinden dolayı bitkisel yağlar da biyodizel üretimi için hammadde olarak kullanılabilirler.

Mikroalgler, biyoyakıt üretimi için potansiyel bir alternatif olarak son on yılda artan bir ilgi görmektedir (Chisti, 2007). Artan ilgiye rağmen mikroalgler biyoyakıt üretimi için ticari olarak geçerli bir seçenek gibi düşünülememektedir (Chiaramonti vd., 2012). Yenilenebilir bir biyolojik kaynak olarak mikroalg kültürlerinin endüstriyel gelişimini artırmak amacıyla belirli yönlerin, daha fazla araştırmaya ihtiyacı vardır.

Diğer yandan yüksek organik madde içeren atıksuların arıtımında anaerobik sistemlerden çıkan sular genellikle KOİ, azot ve fosfor yönünden alıcı ortam standartlarını karşılayamamaktadır. Bu nedenle ilave arıtıma ihtiyaç duyulmaktadır. Konvansiyonel sistemlerle atıksulardan azot ve fosfor uzaklaştırma yüksek enerji gerektirdiği için çoğu durumda ekonomik bulunmamaktadır. Özellikle mikroalgler, yüksek oranda azot ve fosfor verimi sağladıkları, elde edilen biyokütlenin farklı alanlarda farklı amaçlar için değerlendirilebilmesi ve daha basit sistemlerle ve daha ucuz işletme maliyetleri nedeniyle son zamanlarda ilgi konusu olmuştur. Ayrıca anaerobik sistemlerden elde edilen karbondioksit, bu canlılar için karbon kaynağı olarak kullanılabilir. Anaerobik sistemlerde elde edilen biyogaza ilave olarak foto-biyoreaktörlerde oluşan alg kütlesi, biyodizel elde etmek için kullanılabilir. Böylece sistemden metan ve biyodizel gibi iki farklı enerji ürünü elde edilebileceği gibi biyogaz içerisindeki karbondioksit kullanılarak hem biyogaz saflaştırılmış olacak hem de karbondioksit algal biyokütleyle dönüştürülmüş olacaktır.

Evsel ve endüstriyel atıksular kirlilik ve ötrofikasyon gibi istenmeyen etkileri önlemek amacıyla alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtılmalıdır. Anaerobik arıtma geleneksel aerobik sistemlere göre daha az enerji tüketme, daha düşük çamur üretimi, daha küçük arazi ihtiyacı ve biyogaz üretimi gibi çeşitli avantajlara sahiptir (Ho ve Sung, 2010). Membran teknolojisi ile birleştirilmiş anaerobik sistemlerle yüksek kaliteli çıkış suyu elde edilirken, etkili hidrolik bekleme süresi ve yüksek katı alıkonma süresi nedeniyle askıda katı maddelerin giderimini daha iyi sağlamakta ve reaktörden mikroorganizma kaçışına engel olmaktadır.

Biyoreaktör içerisindeki anaerobik mikroorganizmalar çok yavaş çoğalmaktadır. Anaerobik membran biyoreaktörlerde mikrofiltrasyon veya ultrafiltrasyon membran modülleri kullanılarak biyoreaktördeki tüm mikroorganizmaların tutulması sağlanabilmektedir. Bu amaçla batık membran sistemi bir tanka yerleştirilerek su vakum yardımıyla çekilmektedir. Bu yöntemle konsantre kısım membrandan geçememekte ve

tank içerisinde kalmaktadır. Sistem vakum altında çalışması sebebiyle basınç altında çalışan sistemlere göre daha az enerji maliyetine sahiptir (Taşyıcı, 2009).

Batık anaerobik membran biyoreaktörler (SAnMBR) ile istenen KOİ giderim oranları sağlanabilmektedir. Ancak suyun yeniden kullanımı ve alıcı ortama deşarj standartlarına ulaşabilmek için ilave azot ve fosfor giderimi sağlanmalıdır (Stuckey, 2012). Evsel atıksuların arıtılmasında AnMBR ön arıtım amaçlı kullanılabilir. Ancak yeterli deşarj izinlerinin sağlanması için ilave arıtıma ihtiyaç duyulmaktadır (Smith vd., 2012). Geleneksel azot arıtımında nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemleri kullanılmaktadır. Ancak bu sistemlerle azot ve fosfor giderimi büyük çaplı enerji gerektirmektedir.

Algler, atıksuların arıtımında azot ve/veya fosfor giderimi, hem KOİ hem de BOİ indirgenmesi, koliform bakterilerin uzaklaştırılması ve aynı zamanda ağır metallerin giderimi gibi birçok amaçla kullanılabilir (Abdel-Raouf vd., 2012). Lipit içeren mikroalglerin kullanılması durumunda bu algler hasat edilerek tek hücre proteini olarak veya biyodizel üretiminde yarar sağlanabilir. Böylece su kalitesinde değişimlere sebep olan azot ve fosfor alg bünyesinde biriktirilerek biyokütleye dönüştürülebilir. Karbondioksit kaynağı olarak ise baca gazlarından istifade edilebilmektedir. Bu şekilde hava kirliliğine sebep olan karbondioksitin bertarafı da sağlanabilmektedir.

Mikroalgler, kirliliğin önlenmesinde, biyodizel, kozmetik, ilaç, beslenme ve gıda katkı maddeleri de dâhil olmak üzere biyoteknoloji alanlarında çok sayıda katkı sağlamaktadır (Rosenberg ve Oyler, 2008; Raja vd., 2008). Su arıtma sistemlerinde, mikroalg üretimi ve atıksuda (örneğin amino asit, enzim veya besin endüstrisi artık suları) biyolojik arıtma için mikroalg büyümesinin birleştirilmesi ile mikroalg yetiştiriciliği gelecek vaad eden bir uygulama olarak görünmektedir. Bu sayede organik bileşikler içeren ama ağır metal içermeyen bazı atıksuların kullanılması ile mikroalg büyütülebilecektir. Ek olarak mikroalg kanalizasyona deşarj edilen ve balık yetiştiriciliği gibi azotlu atıkların yoğun bulunduğu endüstriyel atık suların etkisini azaltabilecek ve aynı zamanda biyolojik çeşitliliğe katkıda bulunabilecektir. Üstelik mikroalgin atık sudan azot ve karbon uzaklaştırılmasıyla, dolaylı olarak ötrofikasyonun azalmasına yardımcı olacaktır.

Bu çalışmada, atıksuya önce batık anaerobik membran biyoreaktör vasıtasıyla arıtım uygulanmış ardından ileri arıtımı gerçekleştirebilmek amacıyla mikroalg kullanılarak membran foto-biyoreaktör sistemindeki arıtım parametreleri incelenmiştir.

Çalışma kapsamında mikroalgler vasıtasıyla biyodizel eldesinin atıksu arıtım uygulamaları ile birleştirilmesiyle ortaya çıkan mekanizma hem enerji üretmiş hem de

çevresel kirleticileri bertaraf etmiş olacaktır. Böylece sistemde iki kazanç birden sağlanabilecektir.

Yapılan çalışmada lipit içeriği nedeniyle biyodizel eldesinde potansiyel önemli bir potansiyel taşıyan ve azot, fosfor gibi bileşenleri giderme özelliği bulunan *Chlorella vulgaris* mikroalg türü kullanılmıştır.

Çalışmanın amacı *Chlorella vulgaris* mikroalg türünün atıksudaki gelişiminin ve nütrient giderme verimlerinin belirlenmesidir. Bu kapsamda işletme süresince, mikroalgin hücre yoğunluğu ve klorofil A miktarındaki değişimler ile toplam organik karbon, toplam azot, amonyum azotu, toplam fosfor nütrientlerinin, konsantrasyon değişimleri ve giderme verimleri izlenmiştir.

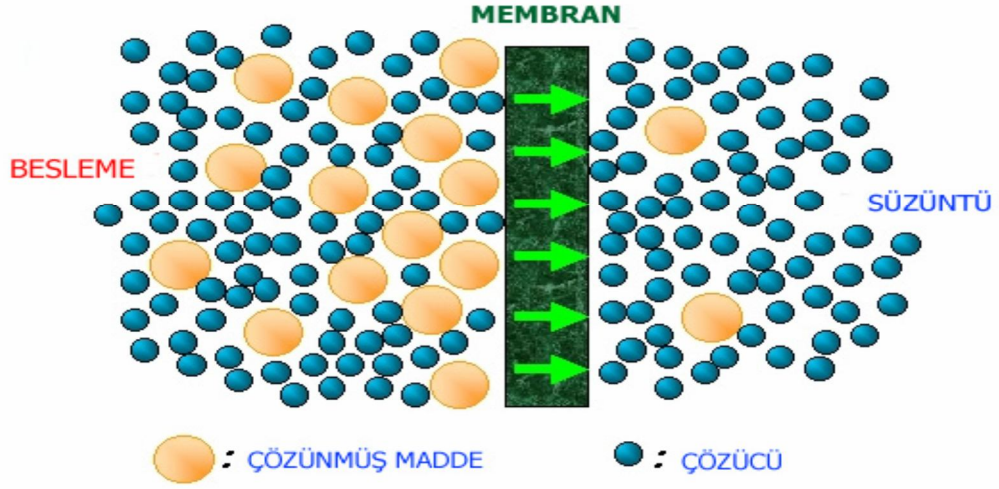
1.1. Genel Bilgiler

1.1.1. Membran Prosesler

Bir membran eleme ve sorpsiyon difüzyon mekanizmasının bir kombinasyonu ile bir sıvı veya gazda belli türlerin ayrılmasına izin veren seçici bir bariyerdir (Tansel vd., 2000). Membranlar, kendine bir sürücü kuvvet uygulandığında fiziksel ve kimyasal özelliklerin bir fonksiyonu olarak çözelti içindeki bazı türleri ayırma yeteneğine sahip ince bir film tabakası olarak da tanımlanmaktadır (Eren, 2006).

Membran filtrasyonu, partikül maddelerin, kolloidlerin, büyük moleküllerin, iyonların, askıda katı maddelerin ve çözülmüş maddelerin ayırımı amacıyla kullanılmaktadır. Filtrasyon işlemiyle membrandan geçen besleme çözeltisi, süzüntü ve konsantre olmak üzere iki akıma ayrılmaktadır. Membranın gözenek çapından daha küçük olan maddeler, membrandan geçerek süzüntüye karışmakta ve daha büyük moleküller veya çözülmüş maddeler membrandan geçemeyerek tutulmaktadır (Şekil 1.1).

MBR'lar atıksu arıtımında sıvı/katı ayırımının düşük basınçlı membran filtrasyon konseptiyle yapıldığı askıda büyümeli biyolojik arıtma sistemleridir (Yiğit, 2007). Bu durumda membran sistemi ile biyolojik arıtma da sağlanmaktadır. Yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı sisteme fazla organik yükleme yapılabilmektedir. MBR' larda nitrifikasyonun olumsuz etkilenmesi veya toksik organiklerin engelleyici etkileri anlamındaki işletme problemleriyle çok fazla karşılaşılmamaktadır ve muazzam bir fiziksel dezenfeksiyon da sağlanmaktadır.



Şekil 1.1. Membran ayırma prosesi (Taşyıcı, 2009).

1.1.2. Membran Teknolojisi Uygulama Alanları

Günümüzde membran biyoreaktör (MBR) teknolojisi, hem evsel hem de endüstriyel atıksuların arıtımında hızlı bir şekilde gelişmektedir. Orta konsantrasyonda ve yüksek oranda biyolojik olarak ayrışabilir özellik gösteren atıksularda uygulanan yöntem, birçok atıksu için mikrobiyal kütleli kararlı oluşumunu sınırlayıcı özelliğe sahip olduğundan, böyle koşullarda membran alternatif bir yol olarak anaerobik atıksu arıtma sisteminde yoğunlaştırılmış aktif biyokütle için çamur yaşını artırmaktadır. Membran ilave edilmiş biyoreaktörlerin esas amacı yüksek kalitede çıkış suyu sağlayan biyolojik süreçlerinin verimini yükseltmektir. Biyolojik arıtma ve membran filtrasyon ayrı prosesler olduğu için birleşik sistem nispeten karmaşıktır.

Membran üretim teknolojisindeki gelişmeler, membran proseslerin, gıda, kimya, petrokimya, maden, metal işleme, biyoteknoloji, eczacılık, elektronik gibi birçok endüstride kullanımını artırmıştır. Başlangıçta çok pahalı bir proses olan membran prosesler böylelikle diğer fiziksel ayırma yöntemleri olan adsorpsiyon, solvent ayırımı, distilasyon, kristalizasyon ve gaz ayırımı gibi proseslerle karşılaştırılabilir hale gelmiştir (Taşyıcı, 2009). 1990'lı yıllardan beri endüstriyel uygulamalarda yağ, besin, şarap ve ilaç, gibi kompleks organik maddeleri içeren proses atıksularında azot gideriminde kullanılmaktadır.

Son zamanlarda geri dönüşüm, toplam askıda katı madde ve biyolojik oksijen ihtiyacı anlamında ve çevresel düzenlemeleri karşılamak amacıyla deşarj edilen evsel

atıksuların arıtımına gereksinim duyulmasıyla bu atıksulardaki uygulamaları da artmaktadır. Ayrıca alan sınırlaması olan bölgelerde klasik arıtma proseslerinin yerine kullanımı cazip hale gelmektedir.

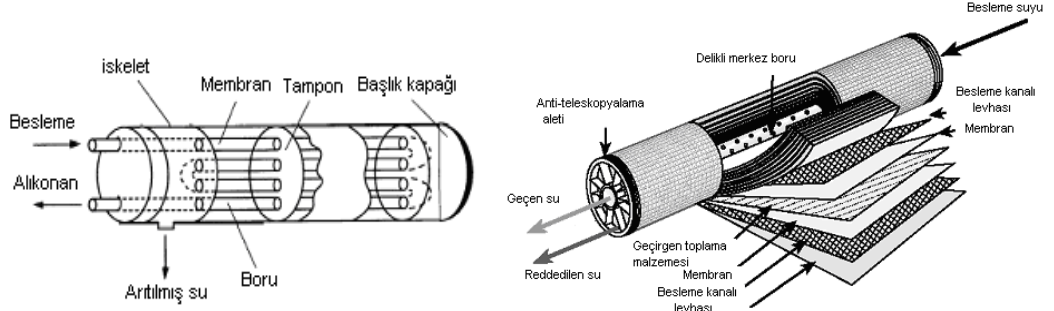
1.1.3. Membran Proses Tipleri

Membranlar, filtrasyon yüzeyine göre; iç veya dış membran, membran tipine göre; mikro-ultra-nano filtreler, modül durumuna göre; statik veya dinamik, kullanılan malzemeye göre; organik veya seramik, modül tipine göre; batık veya harici olarak sınıflandırılabilirler. Ayrıca tubüler, spiral sargılı, hollow fiber, plaka ve çerçeve gibi farklı konfigürasyonlarda olabilirler (Şekil 1.2).

Membranlar gözenek durumlarına göre simetrik veya asimetric olarak sınıflandırılır. Asimetric membranlar alt tabakadaki gözeneklerin çapı ile kıyaslandığında üst tabakadaki daha büyük bir gözenek çapı ile gözenekleri aşamalı olarak küçülürler.

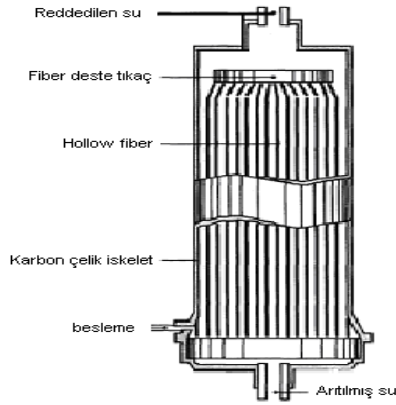
Membranlar hidrofobik, hidrofilik ve inorganik membranlar içinde kendi kimyasal özellikleri ile sınıflandırılırlar. Polisülfon, polietersülfon, ve naylon membranlar hidrofobik özellik gösterirken, selüloz asetat, poliakrilnitrit, polivinilklorit, poliamid ve polivinildene florit hidrofilik membranlardır (Melamane, 2003).

Akı, tasarlanan kombinasyonlara bağlı olarak değişir. Örneğin seramik mikrofiltrelerde akı en yüksek 100 l/m².saat gösterilirken, batık hollow fiber membran modüllerinde (dış kaplamalı) en düşük akı 3,5 l/m².saat gösterilmiştir. Pürüzsüz yüzeyli membranlar (seramik) daha yüksek akı hızı sağlayan, daha yüksek kek tabakası adezyon direncinden dolayı önerilmektedir. Uzun ömürleri, güçlü kimyasal temizleme direnç kabiliyeti ve yüksek işletme basıncı seramik membranların avantajlarında bazılarıdır.

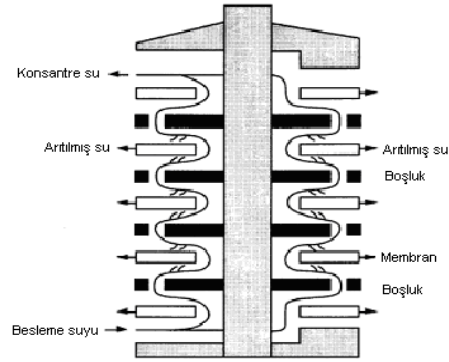


(a) tubüler

(b) spiral sargılı



(c) hollow fiber



(d) plaka ve çerçeve

Şekil 1.2. Membran Biyoreaktör konfigürasyonları

Membran akısının sadece membran seçimine (tipi, geometrisi ve benzeri) bağlı olmadığı aynı zamanda trans membran basıncı, çapraz akım hızı gibi işletme koşullarına da bağlıdır (Vallero vd., 2005; Aquino vd., 2006). Bu yüzden membran seçimi; yatırım ve değiştirme maliyeti ve işletme koşulları; enerji ve temizleme gereklilikleri gibi faktörler filtrasyon maliyetlerini belirler. Modül düzeni membran yüzeyinde türbülansı etkiler. Yüksek paketleme yoğunluğundan dolayı hollow fiber membranlar batık membran biyoreaktörlerde daha çok kullanılmaktadır. Hollow fiber membranlarda, akı azalmasında temel neden, fiberler arasındaki boşluklarda partiküllerin birikmesidir. Fiberlerin farklı paketleme yoğunluğu altında katı partikül birikmesinin dört nedeni olduğu gösterilmektedir. Bunlar; tam dağılıma, kısmı birikme, tam birikme ve yüzey tıkanmadır. Eğer bir paketleme yoğunluğu kritik bir değerde kullanılından daha düşük ise, fiber boşlukları arasındaki partikül birikmesi önlenmektedir.

1.1.4. Basıncılı Membran Prosesler

Mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon, ters osmoz gibi türleri bulunmaktadır (Tablo 1.1). Biyolojik olarak arıtılmış su aynı tank içinde batık mikrofiltrasyon (gözenek çapı yaklaşık 0,1–1 µm) veya ultrafiltrasyon (gözenek çapı yaklaşık 0,01–0,1 µm) membranlarıyla vakum ile çekildiğinde yaklaşık >6 log (logaritmik giderim) protozoa, 5-6 log bakteri ve 1-2 log virüs giderimi sağlanmaktadır (Yiğit, 2007). Bu şekilde muazzam bir fiziksel dezenfeksiyon sağlamaktadır.

Tablo 1.1. Tipik membran sistemlerinin özellikleri (Melamane, 2003).

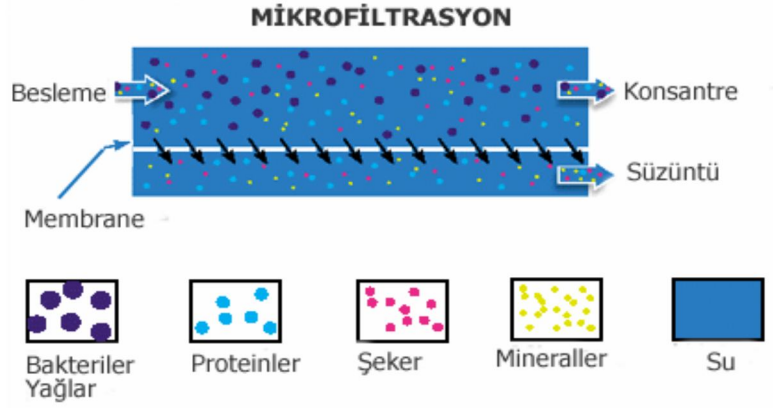
PARAMETRELER	MF	UF	NF	TO
İşletme Basıncı (Bar)	1-4	2-7	10-40	15-100
Gözenek Boyutu (µm)	0.1-1.5	0.01-0.05	0.001-0.01	<0.0002
MWCO (µm) Aralığı	>300000	300000-100000	200000-20000	<500
Boyut-Kesme Aralığı (µm)	0.1-20	0.005-0.1	0.001-0.01	<0.001

1.1.4.1. Mikrofiltrasyon

Mikrofiltrasyon (MF) sıvı veya gazlarda mikron veya daha küçük partikülleri ayırmak için kullanılan bir membran prosesidir. MF membranlarının gözenek boyutları 0,1 ile 1,4 µm aralığındadır. Bu yüzden membran yüzeyindeki askıda katıların birikmesini minimize etmek için tipik olarak düşük transmembran basınçlarında (TMP) işletilirler.

Mikrofiltrasyon genellikle 0,05- 5 µm arasındaki gözenek boyutları ile karakterize edilmekte olup, daha çok su ortamında partiküler maddelerin, mikroorganizmaların, virüslerin ve koloidal maddelerin giderilmesi amacıyla kullanılmaktadır (Şekil 1.3). Membran direnci düşük olduğu için düşük basınç altında işletilmekte ve ortalama olarak 2 bar'a kadar olana basınçlarda çalıştırılmaktadır (Kaykıoğlu, 2010).

Mikrofiltrasyon prosesi bakteriler, yağlar, proteinler ve mantarlar gibi yüksek molekül ağırlıklı bileşiklerin gideriminde, kimyasal, biyolojik, farmakolojik ve gıda çözeltilerinin arıtımında ve atıksu arıtmada kullanılır. Bu proses aynı zamanda diğer membran proseslerde soruna yol açacak maddelerin giderilmesi için ön arıtım yöntemi olarak kullanılmaktadır (Eren, 2006).



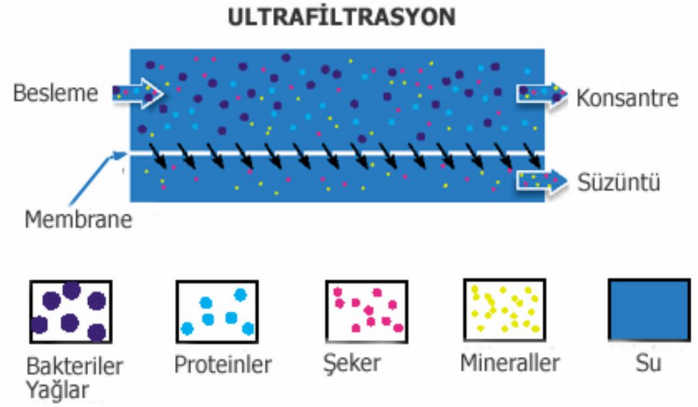
Şekil 1.3. Mikrofiltrasyon prosesinin şematik gösterimi (Eren, 2006).

1.1.4.2. Ultrafiltrasyon

Ultrafiltrasyon membranlarının gözenek büyüklükleri 0,05-1 nm arasında değişmektedir. Uygulanan basınç 1-10 bar aralığındadır. Ultrafiltrasyon membranları da mikrofiltrasyon membranları gibi yatay akışlı olarak işletilmektedir (Eren, 2006).

UF membranlarında moleküler ağırlık engelleme sınırı, çözülmüş maddenin moleküler ağırlığına göre karakterize edilmekte, ancak parçacığın boyutuna, şekline ve yüküne göre değişmektedir. Membran tutma mekanizmasında küresel şekiller (protein vb.) doğrusal şekillere (polimer vb.) göre daha fazla tutulmaktadır. Moleküler ağırlığı daha fazla olmasına rağmen doğrusal olan bir madde membran gözeneklerinden geçebildiğinden, küresel olanlara göre membranın tutma verimi doğrusal maddeler için daha azdır. UF membran performansını belirlemekteki etkin faktör, kolloidlerin ve büyük moleküllerin membran yüzeyinde birikerek membran tıkanmasına sebep olan konsantrasyon polarizasyonudur (Taşıyıcı, 2009).

Bu prosesler genellikle askıda katı maddeler, kolloidal maddeler, bakteriler ve yüksek molekül ağırlıklı maddelerin giderilmesi için kullanılırlar (Şekil 1.4). Ayırmadaki temel etken molekül büyüklükleridir. Ultrafiltrasyon membranları ters osmoz prosesi öncesinde konsantrasyon polarizasyonu ve tıkanmayı önlemek için ön arıtım amaçlı kullanılmaktadır. Böylelikle ters osmoz membranlarının ekonomik ömrü uzatılmış olur. (Eren, 2006).



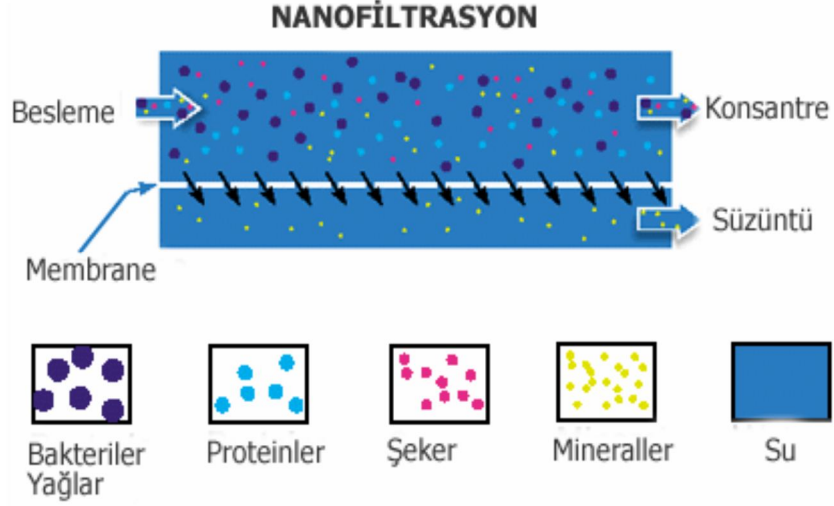
Şekil 1.4. Ultrafiltrasyon prosesinin şematik gösterimi (Eren, 2006).

1.1.4.3. Nanofiltrasyon

NF kavramı, 200 kg/kmol molekül ağırlığı ve buna ait 1 nm (10 angstrom) büyüklük ile ilgilidir. Nanofiltrasyon, özellikle sulu çözeltilerdeki organik maddelerin giderilmesi amacıyla kullanılır (Şekil 1.5). Ters osmoz ve ultrafiltrasyon arasında yer alır. NF membranları ile 10–20 bar arasında çalışılır. NF membranlarındaki giderme mekanizması, ters osmoz gibi çözünme – difüzyon modeline göre gerçekleştirilmektedir (Kaleli, 2006).

Nanofiltrasyon membranları tıpkı ters osmoz membranları gibidir. Ancak nanofiltrasyon membranlarının ağ yapısı daha açıktır. Bu Na^+ ve Cl^- gibi tek yüklü iyonların membranda daha az tutulacağını fakat Ca^{+2} ve CO_2^{-2} gibi çift yüklü iyonların daha çok tutulacağını işaret eder. Buna ilaveten herbisitler, insektisitler, pestisitler boya ve şeker gibi düşük molekül ağırlıklı bileşikler gibi maddelerin membranda alıkonması oldukça yüksektir (Koçak, 2007).

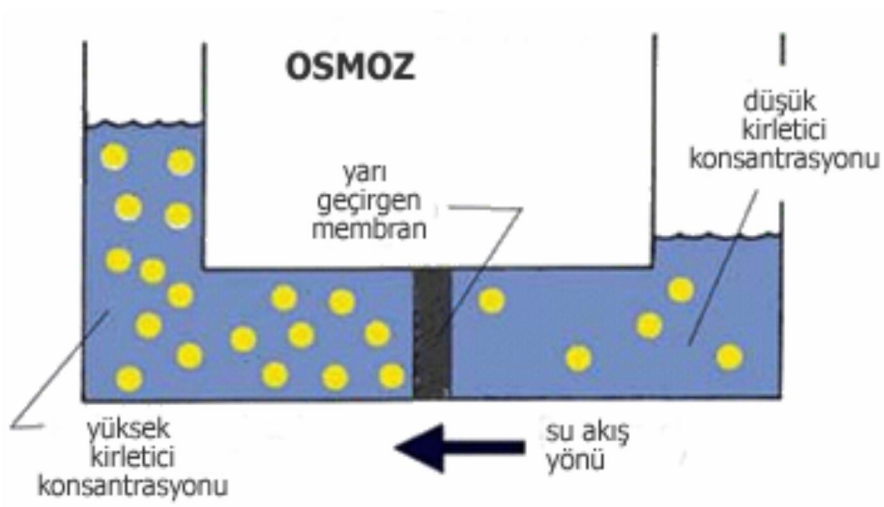
NF membranlar su yumuşatma, boya geri kazanımı, tuz giderimi, ürün ayırma ve atıksu artımında kullanılmaktadır (Eren, 2006).



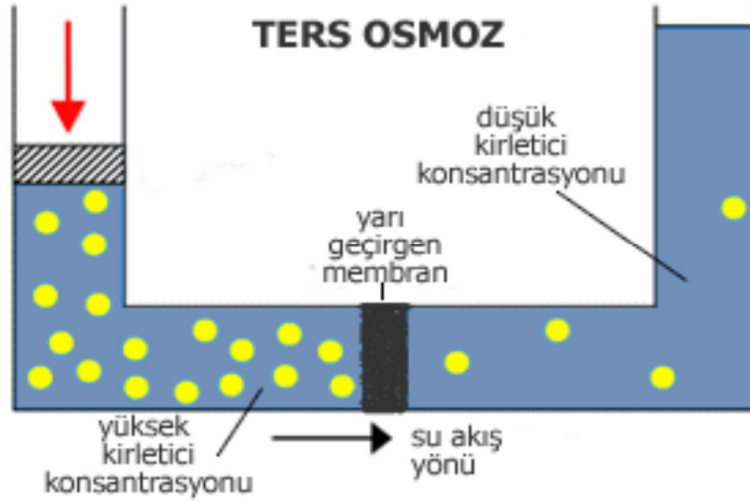
Şekil 1.5. Nanofiltrasyon prosesinin şematik gösterimi (Eren, 2006).

1.1.4.4. Ters Osmoz

Osmoz, yarı geçirgen bir membrandan çözünen maddenin konsantrasyonunun az olduğu yerden çözünen maddenin konsantrasyonunun büyük olduğu yere, her iki taraftaki kimyasal potansiyel eşit oluncaya kadar su geçişinin meydana geldiği doğal bir olaydır (Şekil 1.6). Meydana gelen bu dengede membranın her iki tarafında ki basınç farkı da osmotik basınç farkına eşittir. Suyun akış yönünü ters çevirmek için osmotik basınç farkından daha büyük bir basınç uygulandığında doğal olarak çözeltiden suyun ayrımı gerçekleşir (Şekil 1.7). Bu olaya ise Ters Osmoz denir ve ayrıca hiperfiltrasyon olarak da adlandırılmaktadır (Koçak, 2007).



Şekil 1.6. Osmoz olayının şematik gösterimi (Eren, 2006).



Şekil 1.7. Ters osmoz olayının şematik gösterimi (Eren, 2006).

Ters osmozun temel ilkesi membran içerisinden yalnızca su geçişine izin vermesidir. Bunun dışında kalan bütün maddeler (tuz, şeker vs.) membran tarafından tutulmaktadır. Arıtılan su kimyasal, fiziksel ve bakteriyolojik olarak saftır. Ters osmoz sistemlerinde kullanılan ve arıtma işleminin gerçekleştiği membranlar ham su içindeki bazı iyonlara karşı oldukça hassastırlar ve bu sebeple iyi bir ön arıtma sistemine ihtiyaç duyarlar (Eren, 2006).

Ters osmoz membranları bütün çözülmüş organik ve inorganik türleri ayırabilmektedir (Şekil 1.8). Ters osmoz olayının teorisi, solvent ve çözeltilerin membran üst tabakasında çözüldüğü ve difüze olduğu “Çözünme-Difüzyon Modeli” ne dayandırılmaktadır. Ters osmoz membranlarında 10-100 bar arasında değişen yüksek basınçların uygulanması gerekmektedir (Eren, 2006).

Ters osmoz prosesi tekstil atıksularından renk giderimi, elektro kaplama endüstrisinde metal geri kazanımı, mezbaha atıksularının arıtımı, gıda endüstrisinde geri kazanım, sızıntı suyu arıtımında, kâğıt endüstrisinde renk giderimi, demir çelik endüstrisinde, madencilikte, tarımsal drenaj sularının tekrar kullanılması gibi birçok endüstride kullanılmaktadır (Kaykıoğlu, 2010).

ihtiyacına gerek duyarlar. Ayrıca dış bağlantılı aerobik MBR'ler için pompalama gereksinimleri, %20-40 sadece havalandırma olmak üzere, toplam enerji tüketiminin %60-80'den oluşmaktadır (Gander vd., 2000). Ancak dış bağlantılı reaktörler, batık teknoloji ile kıyaslandıklarında, sonraki durumda reaktörden membran ekstraksiyonuna ihtiyaç duyulduğu için, membran modüllerinin temizleme işlemi daha kolay gerçekleştirilir.

Batık MBR'ler daha az enerjiye ihtiyaç duyarlar. Fakat düşük membran yüzey kesme seviyeleri sağladıklarından, daha düşük süzüntü akıllarında işletilirler. Bu daha fazla membran yüzey gereksinimleri anlamına gelir. Günümüzde ticari uygulamaların çoğu, düşük enerji gereksinimlerinden dolayı batık konfigürasyonlara dayanmaktadır (Judd, 2006).

1.1.6. Anaerobik Membran Biyoprosesler

Atıksuların arıtımı için anahtar olabilen spesifik bakterilerin (biyoçamur) anaerobik membran biyoreaktörde kullanılmasının verimli bir yöntem olduğu yapılan çalışmalarda gösterilmektedir. Bu uygulama endüstriyel proseslerin birçoğunda suyun geri kullanımı amacı için yüksek etkinlik gösterebilmektedir. AnMBR'ler ile tüm evsel ve endüstriyel düşük, orta ve yüksek dirençli kirletici yüklerinin arıtımında çalışılmaktadır. AnMBR'ler aynı zamanda enerji kazanımı nedeniyle önemli rol oynamaktadır. AnMBR' deki yüksek biyokütle konsantrasyonu konsantre atıksuların arıtımına imkan sağlamaktadır. Yüksek konsantrasyonda askıda katı madde içeren atıksuların arıtımı sürecindeki gibi toplam katı alıkonmasının ve granül oluşumu ile biyokütle alıkonmasının etkili olmadığı durumlarda cazip bir alternatif olmaktadır. Bir AnMBR'de, organik maddelerin ayrışmasında optimum koşulları sağlayan, biyokütle ve partikül organik maddeler fiziksel olarak reaktörde alıkonmaktadır.

AnMBR çalışmaları arasında harici membran modülleri ve konsantre atıksular üzerinde odaklanmıştır. Tipik olarak çok yüksek KOİ giderimi sağlayan son derece yüksek biyokütle konsantrasyonları elde edilmiştir (Fuchs vd., 2003). AnMBR, atıksu arıtımı için ileri bir teknoloji sunmakla birlikte uygulanması yüksek maliyetlerinden dolayı sınırlanmaktadır. Ancak bir membran prosesinin kullanımında, tesisin az alan kaplaması, arıtılmış suyun kalitesi, az çamur üretimi ve işletme esnekliği gibi birçok avantaj da bulunmaktadır.

Klasik aktif çamur proseslerindeki temel problem çamurun çökmesidir. Bu duruma mikrofloranın kötü flokleşmesi veya filamentli bakterilerin çoğalması neden olur. Katı ve kolloidlerin tamamı membran ayırma işlemiyle giderildiklerinden dolayı, çöktürmede arıtılmış suyun kalitesinde etkili olmamaktadır. Sonuç olarak, sistemin işletme ve bakımı kolaydır. Bir nütrient eksikliği kötü çökme sonucu filamentli organizmaların aşırı büyümesine yol açtığından, endüstriyel atıksularda önemlidir. Çünkü çıkış suyu, askıda maddeleri içermediğinden, yüzey sularına nihai deşarj edilebilir ve farklı yeniden kullanım amaçları için değerlendirilebilme imkanı sağlar.

Bir MBR'de çamur bekletme süresi (SRT) hidrolik bekletme süresinden (HRT) tamamen bağımsız olarak kontrol edilebilir. Bu yüzden, çok uzun bir çamur bekletme süresinde, nitrifikasyon veya metan bakterileri gibi yavaş gelişen organizmaların tam bekletilmesi sağlanabilir ve bu durum büyük bir işletme esnekliği sağlar.

Hacimsel kapasiteleri tipik olarak yüksektir. Çünkü çöktürme kalitesinden bağımsız olarak yüksek bir çamur konsantrasyonu sürdürülebilir. İki saatten daha düşük HRT'ler verimli olarak uygulanmaktadır (Chaize ve Huyard, 1991) ve hacimsel yüklemdeki dalgalanmalar arıtılmış su kalitesini etkilemez (Chiemchaisri vd., 1993).

Ayrıca MBR'li alanlarda çok büyük tasarruf sağlanmaktadır. Çünkü yeniden kullanılabilir kaliteye ulaşmak için ikinci çöktürme araçları ve nihai arıtmaya ihtiyaç olmamaktadır.

Arıtma verimi, ayrışmayan polimer maddelerin sızmasının önlenmesiyle artar. Eğer bu polimer maddeler biyolojik olarak ayrışabilirse, arıtma prosesindeki maddelerin birikiminde bir azalma gerçekleşmesi ile bozulabilir. Diğer bir yandan yalnızca membranlar ayırma ile giderilemeyen düşük molekül ağırlıklı çözünmüş organik maddeler, mikroorganizmalar ile bozulabilir ve gazlaştırılabilir veya arıtılmış suyun kalitesinin artırılması sayesinde, bakteriyel hücre bileşikleri olarak polimerlere dönüştürülebilir.

Yüksek biyokütle konsantrasyonu ve biyooksidasyonun bir ekzotermik proses olması nedeniyle, maksimum aktif sıcaklık aralığında sıcaklık artışı muhafaza edilebilir. Maksimum büyüme oranı, aktif çamur sisteminde gözlenen aktivitenin yaklaşık beş katı daha yüksektir. Reaktör hacminin her m³'ne dayalı olarak yüksek biomass konsantrasyonu ile kombine yüksek aktivite, klasik konversiyon oranlarından 10–15 kat daha yüksek konversiyon hızları meydana gelir, özellikle soğuk iklimlerde gelecekte kullanımları faydalı olacaktır (Buisson vd., 1997).

Chaize ve Huyard (1991) evsel atıksuların arıtımında, çamur yaşı 50-100 gün olduğunda, çamur üretimi büyük oranda azaldığını göstermişlerdir. Bu durum, genellikle reaktördeki düşük F/M oranı ve daha uzun çamur yaşı ile açıklanır.

Çamur susuzlaştırma hücresel polimer şekillenmesini sağlar (Parameshwaran, 1997). Ayrıca mikrobiyal aktivitenin çamur yaşı artışı ile değişebileceği değerlendirilmiştir. Fakat bu konuda yayınlanmış az bilgi vardır. Mikroorganizma popülasyonu üzerinde önceki mikroskopik gözlemler çamur yaşının artmasıyla filamentli bakterilerde azalış, rotifer ve nematodlerde ise artış olduğunu göstermiştir (Praderier, 1996; Pliankarn, 1996).

Membran filtrasyon prosesinde bakteri ve virüs giderimi herhangi bir kimyasal ilavesi olmaksızın yapılabilmektedir (Pouet vd., 1994; Langlais vd., 1992; Kolega vd., 1991). Çünkü tüm proses ekipmanları kapatılabilir ve bu durumda koku dispersiyonu oluşmaz.

Ancak, MBR'de arıtma prosesi tek bir havuzda gerçekleştiği için sistem mekanik ve kontrol açıdan konvansiyonel sistemlere göre daha komplekstir. Ancak %100 otomasyon sayesinde işletim kolaylaşır.

İşletim sırasında zamanla membran gözenekleri tıkanır ve arıtılmış su akışı azalır, bunu engellemek için belirli aralıklarda basınçlı hava/su ve kimyasallarla (sitrik asit ve sodyum hipoklorür) gözenekler temizlenir. Tüm bu temizlik işlemi otomatik yapılır. Ancak bu kimyasallar için az hacimlerde de olsa biriktirme amacıyla depolama tankları gerekir.

Anaerobik membran biyoreaktör uygulamalarında temel bir dezavantaj kirlenme olayıdır. Membranların kendisi bir maliyete sahiptir. Bu yüzden kullanım süreleri proses ekonomisini direkt etkilemektedir. Membran temizleme, membran özellikleri ve membran ömrünü etkileyen, uzaklaştırılması gereken kimyasalları üreten, tesis kurulum stopajı ihtiyacından dolayı reaktör işletimini etkiler. Çeşitli faktörler, biyokütle, kolloidler (Choo vd., 2000), çözünebilir organik maddeler (Harada vd., 1994), inorganik çökeltiler ve ekstra-selüler polimerler gibi maddeler membranların verimli çalışmalarını sınırlayabilir. Bunlar membran yüzeylerinde birikerek gözeneklerin tıkanmasına, kek oluşmasına sebep olur. Akıyı olumsuz etkiler. Bu maddelerin her birinin nisbi önemi kabul edilen işletme koşullarına bağlıdır.

Bu durumda, MBR'lerde katıların birikmesi, genellikle yüzey kesmenin arttırılması ile kontrol edilebilir. Batık bir AnMBR'de bu durum üretilen biyogaz resirkülasyonu ile başarılabilir. Uygulanan gaz debisi kek tabakası gelişiminin kontrol edilmesi için önemli

bir işletme parametresidir. Fakat uygulanan sistem için enerji gereksinimlerini etkileyecektir.

Membran maliyetleri ve membranların temizlenmesinde kullanılan kimyasalların maliyetleri de işletmede dezavantajdır. Ayrıca yüksek uygulama gerektirdiklerinden enerji, pompa vb. maliyetler sozkonusudur. Membran günümüzde oldukça pahalıdır. Ancak membran konusundaki çalışmalar daha ekonomik membran üretimi yönündedir.

1.1.6.1. Anaerobik Membran Bioreaktör Performansını Etkileyen Faktörler

Biyolojik arıtma proseslerinin performansı ve stabilitesi çamur yaşı ile ilişkilidir ve membran bioreaktörler (MBR) serbest katı üretmek ve daha iyi kalitede çıkış suyu sağlamak amacıyla reaktör içerisine mikroorganizmaların ilavesi bu amaç için kullanılır.

Membran bağlanmış bioreaktörlerin başlıca amacı yüksek kalite çıkış suyu sağlayan biyolojik proseslerin verimini artırmaktır. Çünkü biyolojik arıtma ve membran ayırma ayrı prosesler olduğundan, birleşik MBR prosesi nisbeten komplekstir. MBR proseslerini optimize etmek için birçok parametrenin dikkate alınması gerekir.

Bunlar; katı konsantrasyonu, çamur yaşı, hidrolik bekletme süresi, malzeme maliyeti, enerji maliyeti, akı vb. parametrelerdir. Ayrıca atık çamurun arıtımı ve uzaklaştırılmasını da dikkate almak gerekir. Klasik aktif çamur ve MBR proseslerinin atık çamur özellikleri kıyaslandığında, MBR atık çamurunun susuzlaştırılmasının daha zor olduğu görülmüştür. Bu durum yüksek organik madde içeriği ve hücre dışı polimerlerinin aşırı üretimine bağlanmaktadır (Parameshwaran, 1997).

Tüm bu parametreler birbiri ile ilişkili olduğu için, optimizasyon karmaşıktır. Örneğin çamur konsantrasyonundaki bir artış biyolojik aşamayı uzatabilir. Ancak çamur konsantrasyonu belli limitleri aştığı zaman, çamur karışımının viskozitesindeki dramatik artıştan dolayı, süzüntü akısı hızlı bir şekilde azalır (Praderie, 1996). Çamur konsantrasyonundaki bir artış, ayrıca gaz transfer verimini etkileyebilir ve havalandırma için gerekli enerji bu yüzden artar (Praderie, 1996).

Membran filtrasyonunun süzüntü akısı, membranın ham maddesi ve gözenek boyutundan etkilenir. Ayrıca kullanılan basınç, sıvı viskozitesi/türbülansı gibi işletme koşulları ve filtrelenen sıvı karışımın fiziksel özellikleri de akıyı etkiler.

1.1.7. Mikroalgler

Mikroalgler; karbonhidrat, protein, lipit ve vitamin içeren mikroorganizmalardır. Fotosentetik mikroorganizmalar olup prokaryot veya ökaryot yapıda bulunabilirler. Ekosistem içerisinde hem suda hem karada yaşayabilmektedirler. Tek hücreli ve çok hücreli formda türleri bulunmaktadır. Mikroalgler, güneş enerjisini kimyasal enerjiye dönüştürmek için fotosentezi kullanmakta ve birkaç gün içerisinde büyüme döngülerini tamamlayarak çoğalmaktadırlar. Mikroskobik olarak basit organizmalar olup tuzlu veya tatlı suda yaşayabilmekte ve bünyesindeki CO₂ dönüşümünü sağlamak için gün ışığını kullanmaktadır. İnsan tüketimi için uygun olmayan sularda özen göstermeye ihtiyaç duymadan büyüebilmektedir. Bu yapıları dolayısıyla büyüme hızları çok yüksektir ve zor şartlarda dahi varlıklarını sürdürebilmektedirler. Değişik çevre şartlarında yaşayabilen çeşitli türleri var olabilmektedir.

Algler 4 ana grupta kategorize edilir bunlar; diatomlar, yeşil algler, mavi-yeşil algler ve altın alglerdir. Alglerin yapısına göre iki ana grup vardır. Bunlar iplikli algler ve fitoplanktonlardır. Bu iki türden özellikle fitoplanktonda alg patlaması çok hızlı olmaktadır. 30000'den fazla türün varlığının olduğu düşünülmeyle birlikte henüz yalnızca yaklaşık 50 tür için belirli sayıda araştırma ve inceleme yapılabilmektedir (Richmond, 2004). Prokaryotik türlerine *Cyanobacteria*, ökaryotik türlerine ise *Chlorophyta* (yeşil alg) ve *Bacillariophyta* örnek verilmektedir (Li vd., 2008).

1.1.8. Mikroalg Teknolojisi ve Kullanım Alanları

Besin olarak su kirleticilerini kullanarak büyüyen alg NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻² gidermesiyle atık su temizlenir (Wang vd., 2008). Yakın gelecekte biyoyakıt ve gıda üretimi alanlarında da büyük bir öneme sahip olacağı öngörülmektedir. Mikroalgler CO₂'i azaltma ve biyodizel elde etme uygulamalarını birleştirerek biyoenerji (biyodizel, biyometan, biyohidrojen) üretimi için kullanılabilir. Yağ çıkarıldıktan sonra geride kalan yosun biyokütlesi, etanol, metan, mikroalglerde N:P oranı veya sadece enerji için yanması nedeniyle organik gübre olarak da kullanılabilir. Fermantasyon yoluyla biyometan üretimi yapabilmek veya piroliz yöntemiyle sıvı yakıt üretebilmek mümkündür.

Algler günümüzde çoğunlukla hayvan yemi, gübre ve su ürünleri yetiştiriciliği alanlarında kullanılmaktadır. Mikroalg biyokütlesinden suyun kurutulmasıyla sağlıklı gıda ürünleri elde edilebilmektedir.

Mikroalg türlerine bağlı olarak farklı sanayi sektörlerindeki uygulamaları ile, saf kimyasallar ve geniş bir ürün yelpazesi dahil olmak üzere yağlar gibi çoklu doymamış yağ asitleri, petrol, doğal boyalar, şekerler, pigmentler, antioksidanlar, yüksek değerlikli biyoaktif bileşikler ve diğer saf kimyasallar ve biyokütleler elde edilebilir (Li vd., 2008; Raja vd., 2008).

1.1.8.1. CO₂ Emisyonunu Azaltma

Karbondioksiti bünyelerine çok iyi aldıklarından karbon içerikli endüstriyel proseslerde ve kömür yakıtlı termik santrallerdeki sera gazı emisyonlarını azaltmak için önemli bir araç olarak kullanılabilirler. Mikroalgler CO₂'in azaltılmasında karasal bitkilerden daha etkilidir ve fotosentetik verimleri daha fazla olmaktadır.

Alg biyolojik bağlanması ile endüstrilerin baca gazlarından gelen CO₂ temizlenebilir (Wang vd., 2008). CO₂ azaltmada biyolojik hafifletme ve kimyasal reaksiyon tabanlı iki temel yöntem bulunmaktadır. Kimyasal reaksiyon esaslı yöntem enerji tüketen pahalı proseslerdir ve bertaraf sorunları oluşturmaktadır. Fotosentez aracılığıyla gerçekleşen CO₂ bağlanması sırasında ise biyokütle enerjisi üretilmektedir (Pulz vd., 2004).

Endüstriyel egzoz gazları %15'den fazla CO₂ içermektedir. Bu oran mikroalg kültürü için zengin CO₂ kaynağı sağlamaktadır. CO₂ kaynağı olarak endüstriyel işlem baca gazı emisyonlarının kullanılmasıyla CO₂'ten hem mikroalg üretimi için yararlanılacak hem de etkin bir sera gazı emisyonu azaltma stratejisi izlenmiş olacaktır.

1.1.8.2. Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi

Mikroalgler ortamdaki azot ve fosfor gibi nütrientleri kullanarak bünyelerinde lipit olarak depolamaktadırlar. Alglerin bu özellikleri atıksulardaki bu bileşenleri giderebilmek amacıyla biyolojik arıtımda kullanılmaları fikrini doğurmuştur. Bu sayede organik bileşikler içeren ancak ağır metal içermeyen bazı atıksuların kullanılması ile mikroalg üretimi de yapmak mümkün olacaktır. Ayrıca kanalizasyona deşarj edilen ve balık yetiştiriciliği gibi azotlu atıkların yoğun bulunduğu endüstriyel atıksuların etkisi

azaltılabilecektir. Diğer yandan sudan azot ve fosfor giderimi ile su ortamındaki ötrofikasyon olayı azalacaktır.

Yapılan çalışmalarda tek hücreli tatlı su mikroalg *Chlorella vulgaris*'in biyosorpsiyon ile atıksudan azot ve fosfor gideriminde yüksek bir potansiyele sahip olduğu görülmektedir. Yeşil besinlerin tümü içinde en yüksek nükleik asit miktarına sahiptir. *Chlorella vulgaris* başta azot ve fosfor bileşikleri olmak üzere ağır metallerin gideriminde, atıksu arıtma için kullanılır.

Genel olarak 1 µg Klorofil a oluşumu için 1 µg P ve 10 µg N gerektiği şeklinde bir kabul yapılırsa N/P<10 durumunda fitoplankton büyümesi, azot tarafından N/P>10 durumunda sistem fosfor tarafından sınırlandırılıyor denilebilir. N/P=10 durumunda sistem ikisi tarafından da sınırlandırılmaz. Bu oranlar tüm fitoplanktonlar için genişletilirse N/P>20 durumunda fosfor sınırlayıcı, N/P<5 durumunda azot sınırlayıcı olarak kabul edilmesi daha emniyetli bir yaklaşım olur (Muslu, 2001).

Aslan ve Kapdan (2006), su ortamından azot ve fosforu arıtmak için *C. vulgaris* kullanarak azot için % 72 ve fosfor için de % 28 giderme verimi elde etmişlerdir (8 mg/ L NH₄'den 3 mg/ L NH₄'e ve 1,5-3,5 mg/ L PO₄). Besin giderimi için yaygın olarak kullanılan diğer mikroalg kültürleri *Chlorella*, *Scenedesmus* ve *Spirulina* türleridir (Gonzales vd., 1997; Lee vd., 2001). *Nannochlois*, *Botryococcus braunii* ve siyanobakter *Phormidium bohneri* besin giderim kapasiteleri de incelenmiştir (Martinez vd., 2000; Olguin vd., 2003; Jimenez-Perez vd., 2004; An vd., 2003; Dumas vd., 1998; Laliberte vd., 1997).

1.1.8.3. Değerli Kimyasallar ve Biyoaktif Bileşiklerin Eldesi

Mikroalg türlerine bağlı olarak farklı endüstriyel sistemlerde (örneğin ilaç, kozmetik, nutrasötikler, fonksiyonel gıdalar, biyoyakıtlar) büyük ölçüde kullanılan pigmentler, antioksidanlar, B-karotenler, polisakkaritler, trigliseritler, yağ asitleri ve vitaminler gibi yüksek değerlikli kimyasal bileşikler ve biyokütleler ayrılabilir. Ayrıca alg hidrokolloidler, aljinat, agar ve yosunlardan (özellikle mikroalg) üretim de yapılabilmektedir (Barrow ve Shahidi, 2008). Çünkü mono kültürlerin kullanımında istenen biyoaktif kimyasallar ve değerli kimyasalların üretimi büyük ölçekli foto-biyoreaktör sistemlerinin gelişmesine yol açmıştır.

1.1.8.4. Biyodizel Üretimi

Birçok araştırma raporları ve makaleler mevcut diğer hammaddeler ile karşılaştırıldığında biyodizel üretimi için mikroalg kullanımının bir çok avantajını sunmaktadır (Sheehan vd., 1998 , Chisti, 2007, Tsukahara ve Sawayama, 2005).

Farklı mikroalg türleri çeşitli çevre koşullarında yaşamaya adapte olabilir. Bu nedenle, belirli büyüme özellikleri veya yerel ortamlarda en iyi çalışan mikroalg türünü bulmak mümkündür. Mikroalg, biyodizel, metan, hidrojen, etanol gibi yenilenebilir yakıtların birkaç türü için diğerleri arasında geri dönüşümlüdür. Biyodizel CO, hidrokarbon, SOx ve partiküler maddenin emisyonlarını azaltırken, dizel yakıtlara göre kükürt içermez ve iyi bir performans sergiler.

Sert koşullarda büyüyebilirler ve besinlere olan ihtiyacı azdır. Mevsimsel hava değişimlerinden bağımsız tarımsal amaçlar için uygun olmayan alanlarda büyüyebilirler. Böylece ekilebilir arazi kullanımı için rakipsizdir ve kültür ortamı olarak tatlı su kullanımı gerektirmeyen atık sular kullanılabilir.

Mikroalglerin enerji kaynağı olarak metabolizmalarında, depo ürünlerinde, membran bileşenlerinde yağ asidi ve lipit mevcuttur. Alglerin biyodizel üretiminde bir hammadde olarak kullanılması durumu söz konusudur. Alglerden optimum bir verim elde etmek için havuzlarda veya biyoreaktörlerde büyük miktarda CO₂ olması gerekmektedir. Toplam baca gazı emisyonu ortalama olarak %13 olan bir termik santralin baca gazı emisyonu havuz ve biyoreaktörlerle birleştirilirse, CO₂ havuzlarda veya biyoreaktörlerde bulunan algler tarafından asimile edilebilir. Böylece kullanılan su ile aynı zamanda CO₂ geri dönüşümü yapılmış olur. Yeterli derecede güneş ışığının bulunduğu her yerde alg büyütülebilir. Bazı algler tuzlu suda da büyütülebilir. Bütün algler protein, karbonhidrat, lipid ve değişen oranlarda nükleik asitler içerirler. Alg bünyesinde bulunan yağ asitlerinin yüzdeleri alg türüne göre değişebilmekle beraber alg bünyesinde bulunan yağ asitleri kendi kütlelerinin % 40'ı kadarını oluşturabilmektedir. Alg yağının en önemli ayırt edici özelliği ise biyodizel verimidir. Bazı tahminlere göre ise alg yağının verimi bitkisel yağların veriminden 200 kat daha fazla olduğu yönündedir. Yaklaşık olarak alglerden 46 ton yağ/hektar/yıl elde edilebilir. Bazı tür alglerin ağırlığının % 50'si kadar biyodizel üretilebilir.

Yağ çıkarıldıktan sonra geride kalan yosun biyokütlesi, etanol, metan, mikroalglerde N:P oranı veya sadece enerji için yanması nedeniyle organik gübre olarak da kullanılabilir.

1.1.9. Biyodizel Üretim Basamakları

Mikroalgden yağ üretimi ışık, karbondioksit, su ve inorganik besin maddesi gerektiren basamaklardan oluşmaktadır. Nitrat ve fosfat türleriyle, demir ve bazı eser elementler de ikinci planda bulunması gereken bileşenlerdir. Mikroalgin biyokütle kuru ağırlığının yaklaşık olarak yarısı CO₂'den türetilen karbondan oluşmaktadır. Bu nedenle alg biyokütlesinden 100 ton üretilirse yaklaşık olarak 183 ton CO₂ giderilmiş olur. CO₂ az maliyetlidir ve zaten ortamda mevcut olup giderilmesi istenen bir gazdır. Büyüme döneminde olan birçok mikroalg için optimal sıcaklık 19 °C ile 27 °C'dir. Bu aralığın dışındaki bir sıcaklık hücreleri öldürür veya zarar verebilir.

1.1.9.1. Yer Seçimi

Yer seçimi alg üretimi için önemli bir faktör olup bir alg yetiştirme yer seçiminin uygulanması ve kaynak değerlendirmesi için belirlenmiş kriterler bulunmaktadır. Su arz/talep oranı, suyun tuzluluğu ve kimyası, arazinin topografya, jeoloji ve mülkiyet durumu, iklim koşulları, sıcaklık, yalıtım, buharlaşma, yağış, besin maddeleri ve karbon kaynaklarını kolayca sağlama bu kriterleri oluşturmaktadır.

Yetiştirme şartlarına ve kullanılan besinlerin özelliklerine uygun mikroalg tür ve soyunun seçimine bilhassa dikkat edilmelidir. Biyodizel üretiminde tür ve soy seçimi genellikle lipit içeriği ve verimliliğe bağlı olarak gerçekleşmektedir. Literatür bilgileri ve kültür tesislerinin üretim birimlerinden elde edilen bilgiler kullanılabilir. Ama bazı durumlarda, tek yaklaşım yeterli bir çözüm verimi sağlamayabilir. Bu durumda daha uygun mikroalg türleri için araştırma yapılmalıdır. Genellikle mikroalg kaynakları, üniversitelerden ya da diğer ulusal ve uluslar arası kurumlardan, özellikle alg üretmek için çalışan firmalardan, farklı çevrelerden elde edilmiş su veya toprak mikroalg örnekleri ile var olan koleksiyonlarını içermektedir.

Mikroalg üretiminde özel ekipmanlara ihtiyaç duyulmaktadır. Zaman gerektiren bir iştir ancak verim söz konusu olduğundan örnekleme işleminin özenle yapılması gerekmektedir. Bu süreçte birçok strateji göz önünde bulundurulmalıdır. Büyüme oranı, sadece biyodizel üretimiyle ilgili olabilecek serbest yağ asidi ve trigliserit dağılımı anlamında lipit içeriği, değişik çevre şartlarına olan direnç, özellikle sıcaklık, besin girişi, ışık, diğer mikroalg türleri veya bakterilerle rekabet, besin durumu, biyokütle ayırma ve

işletiminin kolaylığı, diğer değerli kimyasalların elde edilebilmesi gibi etkenler dikkate alınmalıdır.

1.1.9.2. Alg Yetiştirme

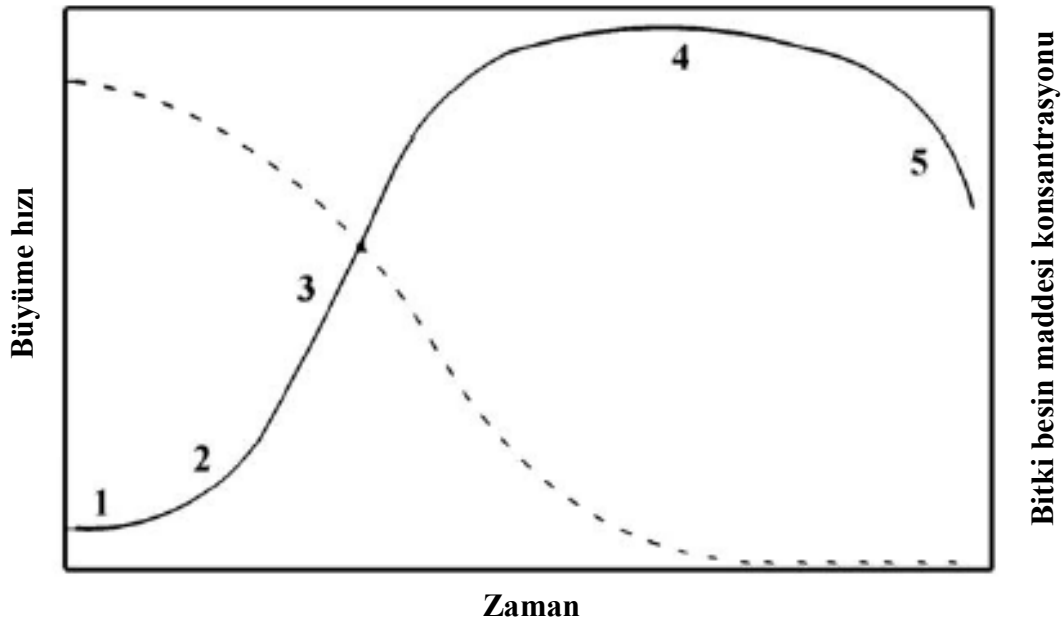
Alg büyümesi için en önemli inorganik besinler azot ve fosfordur. Ortamda genel olarak nitrat, amonyak ve fosfat olarak bulunurlar. Mikroalg yetiştirmede fotosentez olayının gerçekleşmesi için ışık oranının ve karbon kaynağının yeterli miktarda olması gerekmektedir (Moheimani, 2005; Kaewpintong, 2004). Mikroalg metabolizmaları çok çeşitlidir ve çevre koşullarının değişmesi durumuna karşın metabolik değişim yetenekleri bulunmaktadır (Chojnacka vd., 2004). Mikroalgler tatlı sulardan, çok tuzlu ortama kadar birçok sucul ortamda kültürlenebilirler. Mercan kayalıklarının temel bileşeni olarak bilinirler. Bu tür ekolojik gereklilikler, ürettikleri metabolik ürünlerin tanımlanmasında önemli rol oynar.

Fotoototrofikler, enerji kaynağı olarak bir tek ışığı kullanarak fotosentetik reaksiyonlarla ışığı kimyasal enerjiye dönüştürürler. Heterotrofikler, karbon ve enerji kaynağı olarak sadece organik bileşikleri kullanırlar. Hem fotoototrofik hem heterotrofik olanlar (Miksotrofi), başlıca enerji kaynağı olarak fotosentez performansı için hem organik bileşikler hem de CO₂ kullanırlar. Amfitrofi, miksotrofinin bir alt tipidir. Bu organizmalar organik bileşikler ve mevcut olan ışığın konsantrasyonuna bağlı olarak hem ototrofik hem de heterotrofik olarak yaşayabilir. Fotoheterotrofiksel olarak, metabolizma ışık karbon kaynağı olarak organik bileşikleri kullanmak için gereklidir. Fotoheterotrofik ve miksotrofik metabolizmalar iyi fark edilmeyebilir.

Chlorella vulgaris, *Haematococcus pluviialis*, *Arthrospira (spirulina) platensis* heterotrofik fotoheterotrofik, bunların yanı sıra miksotrofik şartlar altında büyümekte olan soyların örnekleridir. *Selenastrum caprycornutum* ve *Scenedesmus acutus* gibi diğer soylar ya fotoototrofik heterotrofiksel ya da fotoheterotrofiksel olarak büyüyebilirler (Chojnacka, 2004). Sadece organik karbon veya substrat (şeker, protein ve yağlar gibi karbon kaynakları), vitaminler, tuzlar ve besinler algleri büyütmek için değil, aynı zamanda oksijen, CO₂, pH, sıcaklık, ışık şiddeti gibi işletme parametreleri arasındaki dengeler de algleri büyütmek için de önemlidir (Williams, 2002). Deneysel çalışmalar, kötü kültür şartlarında sık sık enfeksiyonların olduğunu göstermiştir (De Pauw vd., 1984). Yeterli besin ve uygun iklim koşulları altında mikroalgler hızlı bir şekilde büyüyebilirler. Algin

büyük ölçekli yetiştiriciliğinde önemli bir engel ise seçilen türleri büyötmek için yüzlerce metre küpün yetersizliğidir. Su kültüründe kullanılan *Chlorella* ve *Spirulina* istisnalara bir örnektir.

Burada iyi tanımlanmış 5 büyüme evresi kabul edilebilir. Üssel büyüme aşaması süresince 24 saat veya 3,5 saat içinde mikroalg biyokütlesi ikiye katlanır (Chisti, 2007). Şekil 1.10'da besin konsantrasyonu ve toplu kültürde alg büyüme eğrisi gösterilmektedir.



Şekil 1.10. Bir alg kültüründe zamana bağlı olarak besin maddesi konsantrasyonu (kesikli çizgi) ile alglerin büyüme hızı (düz çizgi) arasındaki ilişki. (1) duraklama fazı, 2) üssel büyüme fazı, özel koşullar altında en yüksek büyüme oranını temsil eder, 3) doğrusal büyüme fazı, 4) sabit büyüme fazı, 5) düşüş veya ölüm fazı. Sabit faz ve sonrası boyunca kesikli eğrinin karşısındaki model besin tüketimini gösterir.

1.1.9.3. Biyokütle Konsantrasyonu ve Hasat

İstenilen katı sıvı ayrımını yapmak için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik yollar kullanılır. Büyük alg biyokütle hacimleri ve suyun büyük miktarları için uygun hasat yöntemi bir veya daha fazla adım içerebilmektedir ancak deneysel anlamda evrensel bir hasat yöntemi bulunmamaktadır.

Alg hasadı toplam biyokütle üretim maliyetinin %20-30'unu oluşturan kültür ortamından biyokütle alınması şeklinde düşünülebilir (Grima vd., 2003). En yaygın hasat

yöntemleri sedimantasyon, santrifüj, filtrasyon, ultrafiltrasyondur. Bazı durumlarda yumaklaştırma veya yumaklaştırma-yüzdürmenin bir kombinasyonu da ilave edilmektedir. Yumaklaştırma, toplam mikroalg hücrelerinin etkili parçacık boyutunu arttırmak için kullanılmaktadır. Böylece sedimantasyon, santrifüj, kurutma ve filtrasyonu kolaylaştırmaktadır. Weissman ve Goebel (1987) biyoyakıt üretim amacı için ilk önce hasat yöntemi üzerinde çalışmışlardır. Mikrogergiler, cazip bir hasat metodudur. Çünkü basit mekanik aksama sahiptirler ve büyük alanlara uygulanabilmektedirler. Son zamanlarda çok ince gözenekli polyester perdelerin mikroalg hasatı için kullanılması da gündeme gelmiştir. Bazı çalışmalarda polyester perdeler mikro gergilerden önce konularak yüzen hücreler bu vasıtayla alınmıştır.

Potansiyel yoğunluğu ayarlama optimum konsantrasyondaki nem seviyesi hasat yöntemini seçmek için temel kriterdir (Richmond, 2004; Grima vd., 2003). Yer çekimi ile çökelen çamur hasattaki ekonomiyi önemli ölçüde etkilemektedir. Toplam üretim maliyetini azaltmak için daha katı konsantre içerik hasat sonrasında biyokütleyi kolayca susuzlaştırmak için avantajlıdır. Termal kurutmanın maliyeti mekanik kurutmadan daha yüksektir ve ortalama alg biyokütle kültürünün ayrımı için (kuru ağırlığının %15) sadece birkaç saat sıcak havada bırakılarak hızlı işletilmesi gerekmektedir. Yer çekimiyle çökelmiş çamur genellikle santrifüjle hasat edilmiş biyokütlelerden daha iyi seyrelmiş hale gelmektedir.

1.1.10. Mikroalg Kültür Sistemleri

Bu sistemler içerisinde biyolojik dönüşümler gerçekleşmekte ve alg kültürleri büyümektedir. Mikroalg kültür sistemleri açık ve kapalı sistemler olarak ikiye ayrılmaktadır. Açık sistemlerde kültürler göl veya gölet gibi yapılar içerisinde yetiştirilmektedir. Kapalı sistemlerde iste alg kültürleri kontrollü fotobiyoreaktörler içerisinde geliştirilmektedir.

Açık ve kapalı sistemler kıyaslandığında açık kültür sistemlerine inşa ve işletme açısından bakılırsa maliyet genellikle daha az olmaktadır. Geniş arazi ihtiyacı olmakla birlikte daha büyük üretim hacmine ve daha sağlam bir yapıya sahiptirler. Ancak besinlerin homojen olarak dağılımı için daha fazla enerji kullanılması gerekmektedir. Ayrıca yeterince güneş enerjisi sağlayabilmek için sistemde su seviyesinin 15 cm'den daha düşük olmaması gerekmektedir (Richmond, 2004). Havalandırma şartları daha uygun olup suyun

sıcaklığı, buharlaşması ve ışık kontrolünün yapılmasını mümkün kılmamaktadır. Diğer bakteri veya mikroalg kaynaklı kirlenmeye müsaittir. Bunların yanı sıra atmosfer, sadece % 0,003-0,006 oranına CO₂ içermektedir kütle transferindeki sınırlama nedeniyle büyümeyi yavaşlatması söz konusudur. Kapalı sistemlerde ise foto-biyoreaktör, alg türünün fizyolojik ve biyolojik özelliklerine göre tasarlanabilmektedir. Şeffaf bir reaktör kullanıldığında ışık sadece yüzeyden değil duvarlardan da geçerek aydınlatma tüm reaktörde verimli bir şekilde yapılmış olmaktadır. Atmosferle doğrudan temas azaltıldığı için biyolojik bulaşmaya karşı daha korumalıdır. pH, sıcaklık, karıştırma, CO₂ ve O₂ parametreleri daha kolay kontrol edilebilmektedir. Yüksek mikroalg konsantrasyonu ve hacimsel verimlilik sağlanmaktadır. Foto-biyoreaktörlerdeki bazı olumsuzluklar ise aşırı ısınma, biyolojik zorluklar, oksijen birikimi, inşa maliyetinin yüksekliği, yüksek ölçeklendirme zorlukları, alg biyokütlelerin ekimi ve işletimi, kayma gerilmesi ile oluşan hücre hasarı ve fotosentez aşaması için kullanılan malzemenin bozulması gibi sınırlamalar olarak ortaya çıkmaktadır.

Alg üretim birimlerinde verimliliği değerlendirmek için yaygın olarak hacimsel verim; reaktör hacmi birim başına verimlilik (g/gün), bölgesel verimlilik; reaktör tarafından işgal edilmiş alanın birimi başına verimlilik (g/m².gün) ve ışıklandırılmış yüzeyin verimliliği; reaktörün ışık alan yüzeyinin birimi başına verimlilik (g/m².gün) şeklinde üç parametre kullanılmaktadır. Tablo 1.2'de çeşitli kültür şartları ve büyüme parametreleri için Foto-biyoreaktör ve havuzlar arasındaki karşılaştırma gösterilmektedir (Borowitzka, 1999; Piccolo, 2008). Alg türlerinin yetiştirilmesi ve verimliliğin belirlenmesinde etkinlik pek çok faktöre bağlı olarak değişebildiğinden bu tür karşılaştırmalar kesinlik taşımayabilmektedir (Richmond, 2004). Bölgesel verimlilik açısından kapalı sistemler hiçbir üstünlük göstermemesine rağmen kapalı sistemlerdeki hacimsel verimlilik 8 kat daha yüksek ve hücresel konsantrasyon 16 kat daha yüksek çıkarak açık sistemlere üstünlük sağlamıştır (Richmond, 2004).

Tablo 1.2. Mikroalgler için açık ve kapalı kültür sistemlerinin karşılaştırılması

Mikroalgler için Kültür sistemleri	Kapalı sistemler (Foto-biyoreaktör)	Açık sistemler (Havuzlar)
Kirlilik kontrolü	Kolay	Zor
Kirliliğin bulaşma riski	Azaltılmış	Yüksek
Temizlik	Başarılmış	Başarılamamış
Proses kontrolü	Kolay	Zor
Türlerin kontrolü	Kolay	Zor
Karıştırma	Çok	Az
Operasyon rejimi	Toplu veya yarı sürekli	Toplu veya yarı sürekli
Gerekli boşluk	Verimli olan bir madde	Fotobiyoreaktör - Havuzlar
Alan/hacim oranı	Yüksek(20–200 m ³ /l)	Düşük (5–10 m ³ /l)
Nüfus yoğunluğu (alg hücreleri)	Yüksek	Düşük
Yatırım	Yüksek	Düşük
İşletme giderleri	Yüksek	Düşük
Havuzlarda Sermaye/ işletme maliyeti	Havuzlardan 3-10 kat daha düşük	Fotobiyoreaktör ler> Havuzlar
Işık kullanım verimliliği	Yüksek	Düşük
Sıcaklık kontrolü	Daha düzgün sıcaklık	Zor
Verimlilik	3-5 kat daha verimli	Düşük
Su kayıpları	Soğutma tasarımına bağlı	Fotobiyoreaktör-havuz
Alg üzerinde hidrodinamik gerilim	Düşük-yüksek	çok düşük
Ortalama büyüklükte	Düşük	Yüksek
Buharlaşma gaz iletim kontrolü	Yüksek	Düşük
CO ₂ kaybı	pH, alkalinite vb. bağlı,	Foto-biyoreaktör-Havuzlar
O ₂ inhibiasyonu	Fotobiyoreaktörde problem	Fotobiyoreaktör >Havuzlar
Biyokütle konsantrasyonu	Foto-biyoreaktörde 3-5 kat	Foto-biyoreaktör > Havuzlar
Ölçeklendirme	Zor	Zor

1.1.11. Mikroalg Sistemlerinde Proses İşletim Şekilleri

1.1.11.1. Kesikli ve Sürekli İşletme

Foto-biyoreaktörler tasarım ve çalışma şekline göre sınıflandırılabilir. Foto-biyoreaktörler çalışma şekline göre kesikli ve sürekli sistem olarak işletilebilmektedir. Sistemi incelemek ve analiz etmek için sürekli sistem önerilmektedir. Sürekli karıştırmalı biyoreaktörün kesikli işletmeye göre birçok üstünlüğü bulunmaktadır (Williams, 2002). Uzun sürelerde büyüme oranları izlenebilmekte ve biyokütle konsantrasyonu değişen seyreltme oranları ile ayarlanarak kontrol edilebilmektedir. Kararlı halde durmaları nedeniyle istenilen ürün kalitesi daha kolay ve güvenilir olarak elde edilebilmektedir. Bazı biyoreaksiyon tipleri için şartların uygun hale getirilmesi sistemin kısıtlarından biridir. Bu nedenle sürekli sistem genellikle kesikli besin kültürünü ve sürekli bir besin kaynağını gerektirmektedir. Hücre ve hücre duvarının büyümesi yıkıma neden olarak optimum kararlı durumda büyümeyi engelleyebilmektedir.

Foto-biyoreaktörlerin tasarım şekline göre düz levha tipi, eğik, dikey, yatay veya spiral tipi gibi türleri bulunmaktadır. Böylece reaktörler farklı açılardan hareket ettirilerek

ve ışığın yansımaları ve dağıtılmasından faydalanılarak kullanılabilir (Ugwu vd., 2008). Bu yöntemlerdeki esas amaç güneş enerjisinden maksimum düzeyde yararlanmaktır.

Foto-biyoreaktör yapıları için kullanılan malzemelerin türü fotosentez açısından önem taşımaktadır. Reaktör malzemesi sert ve şeffaf, borular esnek olmalıdır. düşük maliyete sahip olmakla birlikte yüksek mekanik mukavemet ve dayanıklılık ile kimyasal kararlılık göstermelidir (Richmond, 2004).

Düz plakalar büyük bir aydınlatma yüzey alanı sağlamaktadır. Alg tutunması için uygun, temizlenmesi kolay ve ekonomiktir. Dikey plakalı foto-biyoreaktörün hava kabarcıklı şekliyle işletim kolaylığı ve yüksek verim elde edilirken hava kabarcıklı işletim ile karışım da sağlanmış olmaktadır. Hava kabarcıkları ile karıştırılan düz paneller güneş ışığının levha haline getirilmesi sayesinde çok yüksek alansal verimlilikler elde edilebilecektir.

1.1.12. Mikroalg Üretimine Etki Eden Parametreler

Alg büyümesini etkileyen başlıca faktörler; besin kalitesi ve miktarı, ışık, pH, türbülans, tuzluluk ve sıcaklık olarak sıralanmaktadır. Optimum değerler ve tolerans aralıkları türe özgü olarak değişmektedir. Bir ortam koşulunda optimum olan parametre, başka bir ortam için optimum olmayabilmektedir. Bazı önemli parametreler aşağıdaki Tablo 1.3'te verilmektedir.

Tablo 1.3. Mikroalg üretimine etki eden parametreler için genelleştirilmiş değerler

Parametreler	Aralık	Optimum
Sıcaklık	16-27	18-24
Tuzluluk	12-40	20-24
Işık yoğunluğu	1-10	2,5-5
Fotoperiyot	-	16:8 (en az) ve 24:0 (en fazla)
pH	7-9	8.2-8.7

1.1.12.1. Işık

Işık yoğunluğu fotosentez olayını doğrudan etkilediği için oldukça önemli bir etkiye sahiptir. Işık kaynağı doğal veya yapay olabilmektedir. Kültürlerin bulunduğu tankın derinliği ve kültür yoğunluğu ışık oranını etkileyeceği için büyük bir rol oynamaktadır. Kültürlerin bulunduğu tankın yüksekliği fazla olursa ve hücre konsantrasyonu yoğun olursa ışık yoğunluğunu artırmak gerekmektedir. Yapay aydınlatma sağlanarak mikroalg geliştirilecekse aydınlatma süresi günlük minimum 18 saat olacak şekilde ayarlanmaktadır.

Işık miktarının aşırı artması ile fotosentetik organizmaların büyüme hızları artmaktadır. Işık miktarı doygunluk seviyesine ulaştıktan sonra hücreler ürettikleri enerjiyi ısı olarak açığa çıkarmaya başlamaktadırlar. Bu durum devam ederse organizmanın dengesi bozulmakta ve üretilen bu yüksek miktarda enerji nedeniyle inhibisyon meydana gelmektedir. Işık inhibisyonu, etkisini birkaç dakika içerisinde göstermeye başlamakta ve bazı kültürlerde 15-20 dakika içerisinde % 50'yi aşan hasarlar verebilmektedir. Fotoinhibisyon olayı hücrelerde geri dönülmez zararlar oluşturarak kalıcı hasarlar vermektedir.

1.1.12.2. Sıcaklık

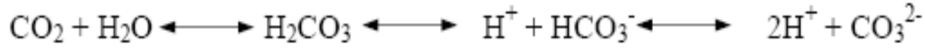
Mikroalgler metabolizmalarına ve fizyolojik aktivitelerine doğrudan etkili olabilen sıcaklık değişimlerine hemen tepki göstermektedirler. Sıcaklığın etkisi hücre solunumu sırasında görülmeye başlanmaktadır. Sıcaklık arttığında solunum hızı artmakta ve artan solunum hızı biyokütle kayıplarını beraberinde getirmektedir. Sıcaklık, mikroalglerin kimyasal kompozisyonları üzerinde de etkili olmaktadır. Bu faktörler dikkate alınarak sistem sıcaklığı üretimi yapılacak olan türün optimum yaşam sıcaklığı dikkate alınarak ayarlanmalıdır.

1.1.12.3. Havalandırma ve Karıştırma

Hava içerisindeki doğal CO₂ konsantrasyonu (%0,003), optimum büyüme ve yüksek verimlilik için yeterli olmamaktadır. Düşük tuzluluk ve nötrale yakın pH' da yapılan alg kültürlerinde, yeterli büyümenin olabilmesi için havanın CO₂ ile zenginleştirilmesi gerekmektedir. Hızlı üreyen alglerde ortamdaki CO₂ veya bikarbonatların hızlı asimilasyonu, algler tarafından OH⁻ iyonlarının salgılanmasından dolayı pH artışına neden

olmaktadır. pH'nin kültürü yapılan algin optimum değerleri arasında tutulması ve ortamdaki karbonun tükenmesini engellemek için dengelenmesi gerekmektedir.

CO₂ su içerisinde, pH, sıcaklık ve besin elementlerinin konsantrasyonuna bağlı olarak aşağıdaki durumda bulunmaktadır.



Karıştırma mikroalg tanklarında sıcaklık ve ışık gibi parametrelerin optimum seviyelerinin sağlanması için de büyük bir öneme sahiptir. Ayrıca alglerin sedimentasyonunu önleyerek, reaktör içindeki mikroalg hücrelerinin homojen dağılımını sağlamaktadır. Böylece termal tabakalaşma önlenmiş olmakla birlikte mikroalglerin reaktör içindeki tüm hücrelerinin ışık ve besin maddelerinden eşit oranda faydalanmasını sağlamaktadır. Özellikle açık gölet türlerinde kültür ortamı ve hava arasındaki gaz transferini düzenlemektedir. Karıştırma, kültür sisteminin ölçeğine göre manuel olarak veya havalandırma ile çarklı pedallar ve pompalar vasıtasıyla gerçekleştirilmektedir.

1.1.12.4. Besin

Teorik olarak, mikroalgler ototrofik, heterotrofik ve miksotrofik (foto-heterotrofik) olarak yaşayabilmekle birlikte, her türün endüstriyel üretiminde aynı beslenme çeşitleri kullanılmayabilmektedir. Fototrofik üretimlerde gerekli olan besinler makro elementler, mikro elementler ve vitaminler olarak verilmektedir. İhtiyaç duyulan besin maddeleri algin türüne göre değişebilmektedir. Alg üretimi için kullanılan besin ortamlarında göz önünde bulundurulması gereken faktörler karbon kaynağı, toplam tuz konsantrasyonu, potasyum, magnezyum, sodyum, sülfat ve fosfat gibi diğer önemli elementlerin konsantrasyonu, büyümeyi destekleyici maddeler, azot kaynağı, ortamda bulunması zorunlu iz elementler olarak sıralanmaktadır. Algler için karbon hayati önem taşımakta ve alg biyokütlesinin %50'si karbondan oluşmaktadır. Karbon kaynağı olarak organik formda şeker veya asetat, inorganik formda gaz haindeki CO₂ veya bikarbonat kullanılmaktadır. Alg biyokütlesinin %10'undan fazlasını azot oluşturduğu için bu element de büyük önem taşımaktadır. Nitrat, amonyak ve üre en çok kullanılan azot türleridir. Vitamin ve hormonlar gibi bazı maddeler de ihtiyaç duyulması halinde sisteme eklenmektedir.

1.1.12.5. pH

Bir çok alg kültüründe pH 7-9 aralığında olmakla birlikte optimum aralık ise 8,2-8,7 arasında değişmektedir. Her türün büyüyebildiği spesifik bir pH değeri bulunmaktadır. Uygun pH'nın sağlanmaması durumunda hücreler parçalanarak ortama geçmekte ve ölümle sonuçlanmaktadır. Çok yoğun konsantrasyonlu kültürlerde zamanla bir pH artışı meydana gelmektedir. Böyle bir durumda pH dengesi sisteme uygun miktarda CO₂ eklenerek ayarlanabilmektedir.

1.2. Literatür Özeti

Aerobik batık MBR'lar belli temel prensiplerde SAnMBR ile benzer olmasına rağmen, işletme koşullarının optimizasyonu, membran kirlenme mekanizması ve kirlenme kontrol stratejileri ile ilgili SAnMBR daha detaylı araştırmalar gerekmektedir (Meng vd., 2009).

AnMBR' lar ile yapılan uygulamalarda, membranlar reaktör dışına (harici) ve reaktör içerisine (batık) yerleştirilebilmektedir. Batık anaerobik membran biyoreaktörler (SAnMBR); düşük alan ihtiyacı, yüksek kalitede çıkış suyu ve biyokütle yıkanmaksızın kararlı performans sağlayan membran modülünün içerisinde alıkonmasını sağlayabildikleri için, anaerobik biyoteknolojinin uygulanmasında önemli bir alternatif teşkil etmektedir (Saddoud vd., 2007; Ho ve Sung, 2010).

Lin. H. vd., (2011), tarafından yapılan bir çalışmada, laboratuvar ölçekli SAnMBR, ikincil evsel atıksu arıtımı için, KOİ değeri ortalama 425 mg/L, TP $4,3 \pm 0,5$ mg/L ve NH₄⁺-N konsantrasyonu ise $32,4 \pm 11,6$ mg/L olan atıksu ile sıcaklık yaklaşık 30 ± 3 °C ve ortam pH' sı 7 civarında tutularak 106 gün işletilmiştir. Tam ölçekli SAnMBR dizaynı için HBS 8-12 saat aralığında seçilmiş ve sürdürülebilir membran akısı laboratuvar ölçekli deney koşullarında yaklaşık 11 L/m² kabul edilmiştir. KOİ giderim verimi yaklaşık % 90 ve 0,26 L CH₄ / g KOİ_{giderim} metan verimi oranı elde edilmiştir. Ayrıca TSS giderimde >%99,5' lik verim sağlanmıştır. NH₄⁺-N ve TP gideriminde verim sağlanamamıştır. İşletme sırasında sürekli biyogaz üretimi gözlenmiştir. Oluşan biyogaz içeriği; %75-85 CH₄, %5-8 CO₂ ve %5-15 N₂' dir (pH=7 ve alkalinite= 1900 mg CaCO₃/L).

Öte yandan mikroalgal gelişimi desteklemek için su ve nütrientlerin mevcudiyeti, biyoyakıt kaynağının başarısında ekonomik rekabet ve çevresel etki açısından da belirleyicidir (Jones ve Mayfield, 2012). Hatta, Pittman vd. (2011) ve Lundquist vd. (2012)

'ne göre bugünkü teknolojiye dayanarak, atıksuyun sadece su ve nütrient kaynağı olarak kullanılması durumunda biyoyakıt üretimi için mikroalgal kültivasyon ekonomik olarak uygundur. Bu nedenle, biyoyakıt üretimi ve atıksu arıtımı için birleŖen mikroalg kültürü, son zamanlarda uygun ve ekonomik bir çözüm olarak görülmektedir (Rawat vd., 2011; Olguin, 2012).

Bu bağlamda, dŖrlen maliyetle mikroalgal kültürü artırmak için, Lundquist vd. (2012) tarafından tavsiye edildiği gibi, rtc ıkıŖ suları karbon ve nütrient kaynağı olarak görülebilmektedir. Aslında, organik karbonun bakteriler tarafından biyolojik olarak hızla oksitlendiği genel olarak kabul edilmektedir ve aerobik bakterilerin oksidasyonu süresince üretilen CO₂, mikroalgler tarafından fotosentez için kullanılmaktadır (Oswald ve Gotaas, 1957). Böylece, mikroalgal kütlenin ya da yakıt ekstraksiyonundan sonra kalan biyomasın her ikisinin anaerobik parçalanmasıyla biyokütle üretimi de birleŖmiŖ olmaktadır. Biyogazdan üretilen enerji, biyogaz üretimi boyunca mikroalglerin anaerobik parçalanması amacıyla enerji gereksinimlerini denkleŖtirmek için mikroalg biyodizeli sebebiyle kültivasyon ve lipit ekstraksiyon prosesinin enerjisel ihtiyaçlarını azaltmak için kullanılabilir. Aynı zamanda, rtc kalıntıları mikroalg üretim havuzlarına geri döndürülürken, kojenerasyondan sonraki baca gazının bir kısmı ise mikroalg geliŖimi için CO₂ akımı sağlamak amacıyla kullanılabilir.

Bu çözümün cazibesine rağmen mikroalgal geliŖim üzerinde, parçalanma ürünlerinin özelliklerinin etkisi hala yetersiz olarak alıŖılmıŖtır. Son günlerde bu konu üzerinde odaklanan birkaç araŖtırma alıŖması (Bchir vd., 2011; Cho vd., 2013) teŖvik edici sonuçlar göstermektedir. Ancak, parçalanma ürünlerinin sıvı fazı, sık sık anaerobik parçalanma boyunca azalmayan yüksek bulanıklık ve amonyak içeriği ile karakterize edilmektedir (Noike vd., 2004). Bu gibi karakteristikler mikroalgal geliŖim inhibisyonununun sorumluluğu olabilir (Kallqvist ve Svenson, 2003). Bu nedenle, mikroalgal geliŖim için ortam olarak parçalanma ürünlerinin uygunluğunu belirlemek amacıyla etkilerinin daha fazla incelenmesi gerekmektedir. Mikroalgal retim ve nütrient giderimi için yüksek oranlı havuzların (HRPs) etkinliği, kentsel atıksu (García vd., 2006) ve domuz ahır atıksuyu (De Godos vd., 2010), mandıra atıksuyu (Craggs vd., 2003), zeytin yağı fabrikası atıksuyu (Hodaifa vd., 2013) gibi diğer baŖka ıkıŖ suları ile fazlasıyla ispatlanmıŖtır.

Escudero vd. (2014)'nin *Chlamydomonas acidophila* vasıtasıyla anaerobik olarak arıtılmıŖ ıkıŖ sularından amonyum giderimini incelemek üzere yapmıŖ oldukları

çalışmada, çıkış suyundaki 3'e yakın pH değerlerinin yeterli alg gelişimi ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi için gerekli olduğu bulunmuştur. Mikroalg gelişiminin yüksek ışık yoğunluğunda inhibe olduğu, ancak yüksek katı içeriği ve bulanıklık gibi faktörlerden çok etkilenmediği görülmüştür. Söz konusu mikroalgin 1000 mg/L konsantrasyonda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ içeren ortamda gelişebilme ve 10 günde 88 mg/ L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderebilme kapasitesi olduğu tespit edilerek gelecek vadeden bir uygulama olduğu vurgulanmıştır.

Ugetti vd. (2014), mikroalg kültürleri için substrat olarak anaerobik parçalanma ürünlerindeki amonyum konsantrasyonunun mikroalg verimliliği üzerindeki rolünü incelemek üzere yapmış oldukları çalışmada da, anaerobik parçalanma çıkış suyunun sıvı fazından substrat olarak yararlanan mikroalgal gelişim belirlenmiştir. 0.5 L'lik şişelerde kesikli olarak yapılan laboratuvar deneyinin sonuçları, mikroalgal biyomas üretiminin 0.1 g/L'den 2.6 g/L'ye kadar yükseldiğini dolayısıyla bu çıkış suyunun mikroalgal gelişim için etkili olduğunu göstermiştir.

Honda vd. (2012) ise membran fotobiyoreaktörde arıtılmış kanalizasyon suyu kullanan konsantre mikroalg kültürasyonu vasıtasıyla karbondioksit yakalama ve nütrient giderimini araştırmak üzere çalışmalar yapmışlardır. Çalışmada, batık membran fotobiyoreaktör kullanılarak son derece verimli bir mikroalg kültürasyonu geliştirilmiştir. *Chlorella vulgaris*, *Botryococcus braunii* ve *Spirulina platensis* arıtılmış simüle kanalizasyon suyu ve %1'lik CO_2 gazı ile muamele edilerek maksimum CO_2 yakalama oranı, nütrient giderim oranı ve mikroalg biyokütle verimliliğini elde etmek için optimum hidrolik bekleme süresi (HRT) ve çamur yaşı (SRT) araştırılmıştır. Karbondioksit yakalama oranının ve hacimsel mikroalg verimliliğinin 1 günlük HRT ve 18 günlük SRT şartları altında yüksek olduğu belirlenmiştir.

Ruiz-Martinez vd.'nin (2012) atıksudaki mikroalg kültürasyonunun anaerobik membran biyoreaktör çıkış suyundan nütrient giderimini araştırmak üzere yapmış oldukları diğer çalışmada, çamur yaşı 2 günde tutularak alg biyokütlesi 42 günlük bir periyotta yarı sürekli bir biçimde yetiştirilmiştir. Amonyum için % 67,2 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ve fosfat için % 97,8 ($\text{PO}^{3-}\text{-P}$) nütrient giderme verimi elde edilerek anaerobik çıkış suyunun mikroalgler için uygun gelişim ortamı olduğu (ortalama biyomas verimliliği $234 \text{ mg l}^{-1} \text{ gün}^{-1}$) kanıtlanmış ve mükemmel su kalitesi elde edilmiştir.

2. MATERYAL ve METOT

Çalışma iki aşamadan oluşmaktadır. İlk aşamada atıksuya önce batık anaerobik membran biyoreaktör vasıtasıyla arıtım uygulanmış ardından ikinci aşamada ileri arıtımı gerçekleştirebilmek amacıyla *Chlorella vulgaris* mikroalg türü kullanılarak membran foto-biyoreaktör sistemine geçilmiştir (Resim 2.1).



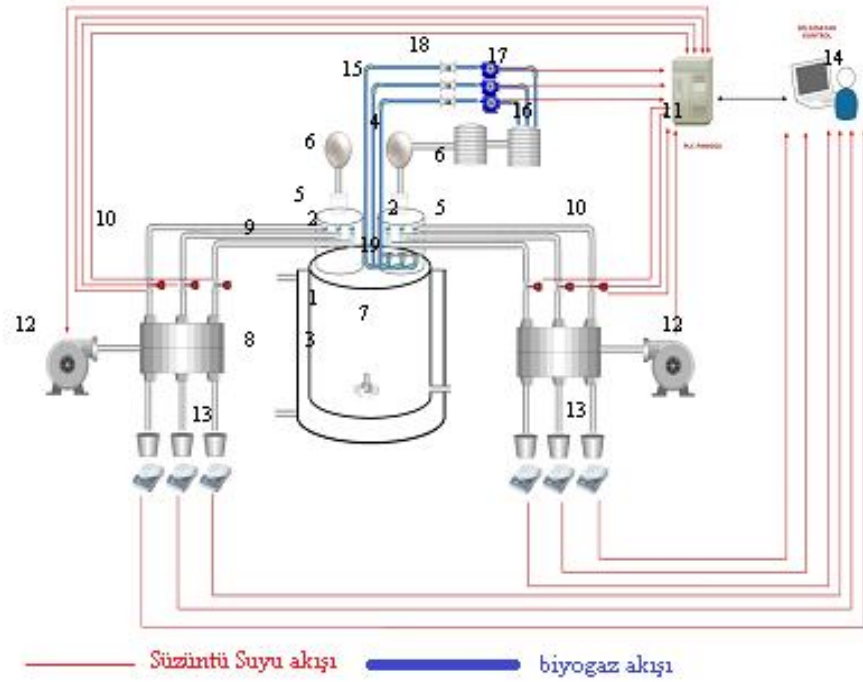
Resim 2.1. AnMBR ve Foto-MBR sistemi

2.1. Anaerobik Batık Membran Biyoreaktör (SAnMBR) Sistemi

Çalışmanın ilk aşamasında şeffaf fleksiglas malzemedan yapılan anaerobik batık MBR sistemi kullanılmıştır. Sistem bileşenleri; besleme tankı, proses tankı, süzüntü suyunu deşarj eden peristaltik bir pompa (Watson Marlow 320S), süzüntü suyu depolama tankı, membran modülleri (hollow fiber), transformatör, sıcaklık göstergesi, manometreler, vanalar, PVC ve silikon bağlantı borularından oluşmaktadır. Reaktörün alt kısmında çamur haznesi ve onun üzerinde iki hazneli batık membran ünitesi bulunmaktadır. Reaktör üzerine monte edilen çamur alma vanaları vasıtasıyla numune alma işlemi gerçekleştirilmektedir (Şekil 2.1).

Anaerobik tank silindir şeklinde olup sabit ısıyı sağlamak amacıyla kullanılan dikdörtgen şekilli bir su ceketinde bulunmaktadır. Bu ceketteki su sirkülasyonu, 30 L hacmindeki su ısıtma tankı ile bu tank içerisine yerleştirilen bir dalgıç pompa vasıtasıyla

sağlanmıştır. Isıtma tankındaki su termostatlı bir rezistans ile ısıtılmaktadır. Ceket içerisine daldırılan termostat probu sayesinde su sıcaklığı istenilen seviyede tutulmuştur (37 °C).



Şekil 2.1. SAnMBR sisteminin en kesit şekli (1. Anaerobik reaktör, 2. Batık membran modülleri, 3.Su ceket, 4. Atıksu girişi, 5. Biyogaz çıkışı, 6. Gaz toplama balonu, 7. Mekanik karıştırıcı, 8.Sıcak su girişi, 9.Sıcak su çıkışı, 10. Basınç ölçer, 11. Kumanda panosu, 12. Peristaltik pompa, 13. On line teraziler, 14. Bilgisayar, 15. Gaz hattı, 16. Gaz yıkama, 17. Gaz pompaları, 18. Flowmetreler, 19. Difüzörler)

Reaktörün toplam sıvı hacmi 24,5 litredir. Reaktörde tam karışımı sağlamak için pedallı karıştırıcı (Heidolph, RZR 2041) kullanılmıştır. Karıştırıcının hızı 0-150 rpm arasında değişebilmektedir. Sistemde 6 adet manometre (Kellgr Drugmeststedhing, PA-21-BA) kullanılmıştır. Manometreler bir kontrol paneli vasıtasıyla kontrol edilebilmektedir. Akı için bir terazi (AND, EK 3000i) bilgisayar programına (Rs multi ver. 1.10P) bağlanarak, anlık akı ve basınç değişimleri izlenmiştir.

Reaktöre, numune alma vanaları ve proses besleme tankı (20 L) bağlanmıştır. Proses besleme tankı içerisine mini dalgıç pompa yerleştirilerek U borusu sistemine göre çalışan bir düzenek vasıtasıyla sistemdeki suyun akı şartlarında aynı seviyede kalması sağlanmıştır. Sistemin sızdırmazlık deneyleri saf su kullanılarak yapılmıştır.

2.2. Membran Modüllerinin Oluşturulması

Bu çalışmada ZENA membran (Zena Membranes, Çek) tarafından üretilen membran modülü kullanılmıştır. 60 cm boyundaki hollow fiber membran modülü kesilerek fiberleri çıkartılmış ve U şekilli bir membran modülü oluşturulmuştur. Kullanılan membranın özellikleri Tablo 2.1’de verilmiştir.

Tablo 2.1. Membran Özellikleri

Membran tipi	Hollow fiber – P5
Üretici Firma	Zena Membranes
Membran Modül Yüzey alanı	54 cm ²
Membran materyali	Polipropilen
Por çapı	0.1 µm
Tipik akı	150 l/m ² s, 1 bar 15°C
ID/OD	210/280 µm
pH direnci	2-11
Fiber parçalanma basıncı	>5.5 bar
Fiber yıkım basıncı	>3.5 bar

Membran modüllerinin yapıştırılmasında iki karışumlu özel bir yapıştırıcı kullanılmıştır (3M™ Scotch-Weld™ Epoxy Adhesive 3501). Fiberler iki delik içerisinden U şeklinde geçirilmiş ve 19 cm etkili fiber uzunluğuna sahip modüller hazırlanmıştır (Şekil 2.2).



Şekil 2.2. Membran modül

Hazırlanan modüllerde herhangi bir sızdırmanın olup olmadığını belirlemek amacıyla sızdırmazlık testleri yapılmıştır. Bu test sürecinde modüllere transmembran basınç uygulanarak, pompa çıkışında akının olup olmadığı kontrol edilmiştir. Membran modülleri

hidrofobik özellik göstermektedir. Membranların hidrofilik hale getirilmesi için modüller, 4 saat süre ile % 40'lık (v/v) etil alkole maruz bırakılmıştır.

Hidrofilik hale getirilen membran modülleri temiz su membran akılarının belirlenmesi amacıyla deiyonize su kullanılmıştır. Modüller sızdırmayacak şekilde peristaltik pompalara bağlanarak akılar alınmış ve kaydedilmiştir. 14 KPa trans-membran basınçtan daha büyük basınçlarda hemen hemen akı sabitlenmiştir. Deiyonize suyun dinamik vizkozitesi ve akılar dikkate alınarak temiz su membran dirençleri belirlenmiştir.

$$J = \frac{Q_P}{A_{sistem}} \quad (2.1)$$

Burada;

J : Akı (L/m².s)

Q_P : Süzüntü suyu debisi (L/s)

A_{sistem}: Membran sistemin yüzey alanı (m²)

Akı aynı zamanda aşağıdaki gibi hesaplanabilir;

$$J = A_P(P_T - P_0) \quad (2.2)$$

Burada;

A_P: Membran geçirgenlik katsayısı

P_T: Transmembran basıncı (TMP) (kPa [psi])

P₀: Besleme suyunun osmotik basıncı (TMP) (kPA [psi])

Transmembran basıncı aşağıda gösterildiği gibi ortalama besleme / konsantre kısım basıncı ile süzüntü suyu basıncı arasında ki fark olarak tanımlanır. Bu, etkin bir biçimde akı için sürücü kuvvettir. Membran sistemdeki TMP besleme basınç gereksiniminin göstergesidir ve membran kirlenmesini belirlemek için akı ile birlikte kullanılır.

İşletmedeki çapraz akış modu için;

$$TMP = \left(\frac{P_F + P_C}{2} \right) - P_P \quad (2.3)$$

TMP: Transmembran basıncı (kPA [psi])

P_F: Besleme suyu basıncı (kPA [psi])

P_C: Konsantre kısım basıncı (kPA [psi])

P_P: Süzüntü suyu basıncı (kPA [psi])

Membran modüllerinde temiz su membran dirençleri belirlendikten sonra modüller daha önceden hazır hale getirilmiş anaerobik sisteme yerleştirilmiştir.

Sistemde kullanılan sentetik atıksuyun bileşimi Tablo 2.2’de verilmiştir. Reaktör çamuru önceden sentetik atıksu ile aşı çamurunun alıştırdığı 37⁰C de işletmeye alınan bir UASB reaktöründen alınmıştır.

Tablo 2.2. Sentetik atıksuyun kimyasal bileşimi

Bileşenler	Miktar (mg/l)
Bakteriyolojik pepton	500
Glikoz	3400
Et ekstraktı	350
Sodyum bikarbonat (NaHCO ₃)	3000
Kalsiyum klorür (CaCl ₂ .2H ₂ O)	48.2
Magnezyum Sülfat (MgSO ₄ .7H ₂ O)	53.2
Amonyum klorür (NH ₄ Cl)	400
Demir sülfat (FeSO ₄ .7H ₂ O)	40
Potasyum di hidrojen orto-fosfat (KH ₂ PO ₄)	200

Efes Pilsen Bira Fabrikası (Adana) Anaerobik Atıksu arıtma tesisinden alınan çamur karakterize edilerek, sistemde aşı çamuru olarak kullanılmıştır. sentetik atıksu ve aşı çamuru özellikleri sırasıyla Tablo 2.3 ve Tablo 2.4’te görülmektedir. Reaktör 1/3 oranında aşı/sentetik atıksu karışımıyla doldurulup sentetik atıksu ile beslenmiştir.

Tablo 2.3. Sentetik atıksuyun özellikleri

Parametre	Ortalama Değer	Birim
pH	7.8	-
Alkalinite	2800	mg CaCO ₃ /L
TOK	1485	mg/L
TN	160	mg/L
TP	49	mg/L
NH ₄ ⁺ - N	180	mg/L

Tablo 2.4. Aşı çamurunun özellikleri

Parametre	Ortalama Değer	Birim
AKM	7280	mg/l
TKM	8100	mg/l
TUKM	6800	mg/l
TN	270	mg/l
TP	52	mg/l
pH	7,6	-
Alkalinite	2450	mg CaCO ₃ /l

Alıştırma devresi süresince 2 L hacmindeki akı toplama kabı teraziye yerleştirilerek sistem düşük akı şartlarında (3 devir/dakika) çalıştırılmıştır. Alıştırma aşamasında reaktörde pH, alkalinite, TKM, TUKM ve AKM Standart Metotlar'a göre periyodik olarak izlenmiştir (APHA, 1992). Alıştırma periyodu sonunda yeterli gaz oluşumunu sağlandığının belirlenmesi üzerine sistem işletmeye alınmıştır. Alıştırma devresi ve sistem optimizasyonunun ardından işletmeye alınan sistem Tablo 2.5'te belirtilen şartlar altında çalıştırılmıştır.

Tablo 2.5. SAnMBR sistemi işletme şartları

Parametre	Ortalama değer	Birim
Karıştırma hızı	30	rpm
Sıcaklık	37	°C
İlk gün HBS	1.24	gün

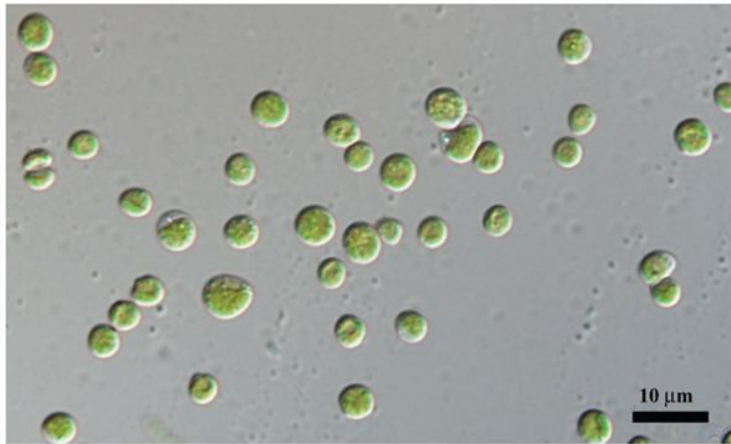
2.3. Membran Foto-biyoreaktör Sistemi

Çalışmanın bu kısmında fleksiglas malzemeden yapılan toplam hacmi 6.5 L ve etkin hacmi 6.0 L olan boru tipi bir foto-biyoreaktör kullanılmıştır (Resim 2.2).



Resim 2.2. Lipit içeren mikroalglerin atıksu arıtımında kullanımı ve biyodizel potansiyellerinin araştırılması için kullanılan deney düzeneği

Reaktörün işletilmesinde *Chlorella vulgaris* (Resim 2.3) mikroalg türü kullanılmıştır. (CCAP 211/11J) alg kültürü, Culture Collection of Algae and Protozoa'dan (İngiltere) temin edilmiştir (<http://www.ccap.ac.uk>). Sistemde aydınlatma, havalandırma ve karbondioksit tertibatları bulunmaktadır. Anaerobik membran biyoreaktör çıkış suyu membran modül vasıtasıyla foto membran biyoreaktör içerisine aktarılmıştır.



Resim 2.3. *Chlorella vulgaris*

Algal biyokütleden reaktörün birim hacmi başına 0,5 g/L olacak şekilde aşılama yapılmıştır. Foto-biyoreaktör led aydınlatmalı ışıkla 12 saat karanlık-12 saat aydınlık

dönem uygulamasıyla çalıştırılmıştır. Foto-biyoreaktör çıkış suları membran modülden peristaltik pompa vasıtasıyla toplanmıştır. Sürekli çalışan biyoreaktörde kesikli biyoreaktörde yapılan kontrolden daha yüksek derecede kontrol sağlandığından ve biyokütle konsantrasyonu değişen seyreltme oranları ile kontrol edilebildiğinden sistem sürekli beslemeli olarak işletilmiştir. Sistem 20 gün süreyle işletilerek belirtilen analizler yapılmıştır.

2.4. Yapılan Analizler ve Analiz Yöntemleri

Çalışma boyunca kullanılan tüm kimyasallar analitik saflıkta olup (Merck) bu süreçte sistemde rutin olarak izlenen parametreler aşağıda Tablo 2.6’da verilmektedir.

Toplam alkalinite, toplam katı madde (TKM), toplam uçucu katı madde (TUKM) ve askıda katı madde (AKM) Standart Metotlar’a göre periyodik olarak izlenmiştir. (AWWA, APHA, 1992).

Amonyum azotu (NH_4^+ -N, Kit no:100683) ve toplam fosfor konsantrasyonları (TP, Kit no:14543) Nova 60 Spectraquant® (Merck) test kitleri kullanılarak spektrofotometre ile tespit edilmiştir. pH değerleri multi parametre cihazı (Mettler Toledo – Seven Multi) ile ölçülmüştür. Toplam organik karbon (TOK) tayini için TOC-VCPN ve TNM-1 (Shimadzu) ile oto örnekleyici (ASI-V, Shimadzu) kullanılmıştır.

Tablo 2.6. Sistemde Rutin Olarak İzlenen Parametreler

Reaktöre beslenen suda	Toplam organik karbon (TOK), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH_4^+ - N), alkalinite ve pH
Anaerobik reaktör sisteminde	Ak1, toplam katı madde (TKM), askıda katı madde (AKM), toplam uçucu katı madde (TUKM), toplam organik karbon (TOK), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH_4^+ - N), alkalinite, ve pH
Foto-biyoreaktör sistemi ve çıkış suyunda	Klorofil A, hücre yoğunluğu, toplam organik karbon (TOK), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH_4^+ - N), pH

2.4.1. Toplam Alkalinite

5 ml su numunesi alınarak 50 ml' ye seyreltildi ve 3 damla fenolftalein çözeltisi ilave edildi. Pembe renk oluşuyorsa, renk giderilinceye kadar 0,02 N sülfürik asitle titre edildi. Dönüm noktasına kadar harcanan asit miktarı kaydedilerek aynı numuneye 3 damla metil oranj çözeltisi konularak tekrar 0,02 N sülfürik asitle titrasyona devam edildi ve sarf edilen asit miktarı kaydedildi (APHA, AWWA, WEF; 1992).

$$\text{Toplam Alkalinite mg/L CaCO}_3 = (B \times N \times 50000 / \text{ml numune hacmi}) \times 10$$

B = İkinci dönüm noktası sonuna kadar sarf edilen mililitre olarak toplam sülfürik asit miktarı

N = Sülfürik asit çözeltisinin normalitesi

2.4.2. Toplam Katı Madde (TKM)

Sabit tartıma getirilmiş ve darası alınmış bir porselen kroze iyice karıştırılmış 100 ml numune konuldu ve 103°C' de etüvde sabit tartıma getirildi. Desikatörde soğutulmuş tartıldı ve aşağıdaki formüle göre hesaplandı (APHA, AWWA, WEF; 1992).

$$\text{mg/L Buharlaştırma Kalıntısı} = \text{mg Kalıntı} \times 1000 / \text{ml numune}$$

2.4.3. Toplam Uçucu Katı Madde (TUKM)

Toplam katı madde (buharlaştırma kalıntısı) porselen kroze içerisinde 550°C' de kül fırınında 2 saat süreyle yakıldı ve desikatörde soğutulmuş tekrar tartıldı. Yakma ile meydana gelen kayıp ile uçucu maddelerin toplamı elde edildi (APHA, AWWA, WEF; 1992).

$$\text{Toplam Uçucu Katı Madde (mg/L)} = (A - B) \times 1000 / \text{ml numune}$$

Sabit tartımda;

A= Buharlaştırma kalıntısı miktarı

B= 550°C' de yakmadan sonraki kroze ağırlığı

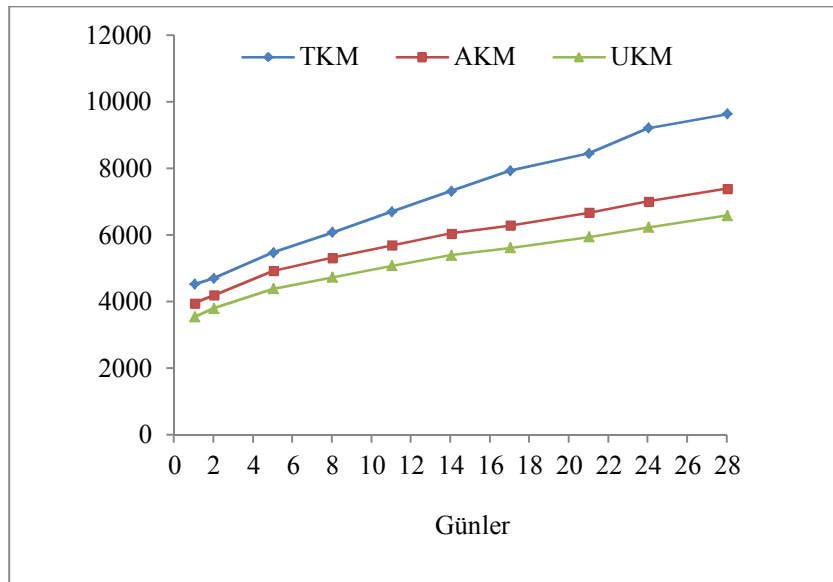
2.4.4. Toplam Askıda Katı Madde (AKM)

0,45 μm ' lik filtre kâğıdı 103°C' de sabit tartıma getirilerek, çok yüksek konsantrasyonda askıda madde ihtiva eden ve zor süzülen numuneler hariç iyice karıştırılmış numuneden 1 cm^2 ' lik, filtrasyon alanına 14 ml veya daha fazla numune isabet edecek şekilde numune hacmi alındı ve vakum altında süzüldü. 3 defa 10' ar ml' lik damıtık su ile yıkanarak vakum kesildi ve filtre kağıdı etüvde 103°C'de 1 saat kurutuldu. Desikatörde oda sıcaklığına soğutularak tartıldı (APHA, AWWA, WEF; 1992).

$$\text{Toplam AKM (mg/L)} = \text{mg askıda katı madde} \times 1000 / \text{numune hacmi (ml)}$$

2.4.5. Sistemin Kurulması ve Alıştırma Safhası

Reaktör bağlantıları yapıldıktan sonra, sisteme saf su doldurularak ve pompa, basınç ve akı ile bağlantıları kontrol edilmiştir. Otomasyon üzerinde de kontroller yapılmıştır. Isıtıcı termostatı 37 °C de tutularak sistem iç ısısının kontrolleri yapılmıştır. Herhangi bir olumsuzluğa karşı aşı temin edebilmek ve aşının atıksuya adaptasyonunu sağlamak amacıyla, sistem membran bağlanmaksızın, 1/3 oranında aşı/sentetik atıksu karışımıyla doldurulup, sentetik atıksu ile beslenerek 37 °C de çalıştırılmıştır.



Şekil 2.4. Alıştırma safhasında reaktör çamurunda katı madde konsantrasyonları.

Şekil 2.4'te zamana bağlı olarak, reaktör çamurunun katı madde değişimleri görülmektedir. Sistemde oluşan gaz bir balonda toplanmıştır. Çalışmanın bu aşaması 28 gün sürdürülmüş, bu süre sonunda optimum metan oluşumu ve uçucu katı madde katı madde (mikroorganizma) gelişmesi sağlandıktan sonra sistem işletmeye alınmıştır.

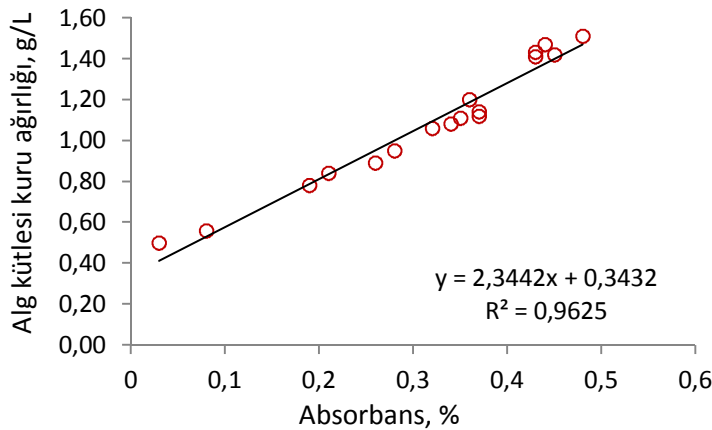
2.4.6. Klorofil A Tayini

Kültürlerin bulunmuş olduğu sentetik atıksu ile beslenen reaktörden 10 ml numuneler alınmış tüplere konulmuştur. Tüpler 3000 rpm de 25 °C sıcaklıkta ve 1 dk süresince santrifuj edilmiştir. Tüplerin üzerinde kalan fazla su alınmış olup tüpe 5 ml % 100 aseton konulmuştur. Hazırlanan örneklerin absorbanları 664, 647 ve 630 nm dalga boyunda UV spektrofotometre kullanılarak belirlenmiş ve aşağıdaki formülle hesaplanmıştır (Toyub vd., 2008; APHA, AWWA and WPCF, 1989) :

$$\text{Korofil A (mg/l)} = 11.85 (A_{664}) - 1.54 (A_{647}) - 0.08 (A_{630}).$$

2.4.7. Hücre Yoğunluğu

Örnekler foto-biyoreaktörlerden günlük olarak alınmıştır. Alg hücrelerinin spektrofotometrede optimize edilen şartlarda absorbanları ölçüldü ve bu değerler günlük hücre yoğunluğu olarak hesaplandı. Şekil 2.3 alg kuru ağırlıkları ile absorban değerleri arasındaki doğrusal ilişki verilmiştir. *Chlorella vulgaris*, Kuru ağırlık (g/L) = 2,344 x A₆₅₈ + 0,3432, R=0,981 olarak bulunmuştur (Şekil 2.5).



Şekil 2.5. *Chlorella vulgaris* için 658 nm dalga boyunda optimize edilen absorban ile alg kütlesi kuru ağırlığı ilişkisi.

3. BULGULAR

3.1. Batık Anaerobik Membran Biyoreaktörde Yapılan Çalışmalar

3.1.1. Akı

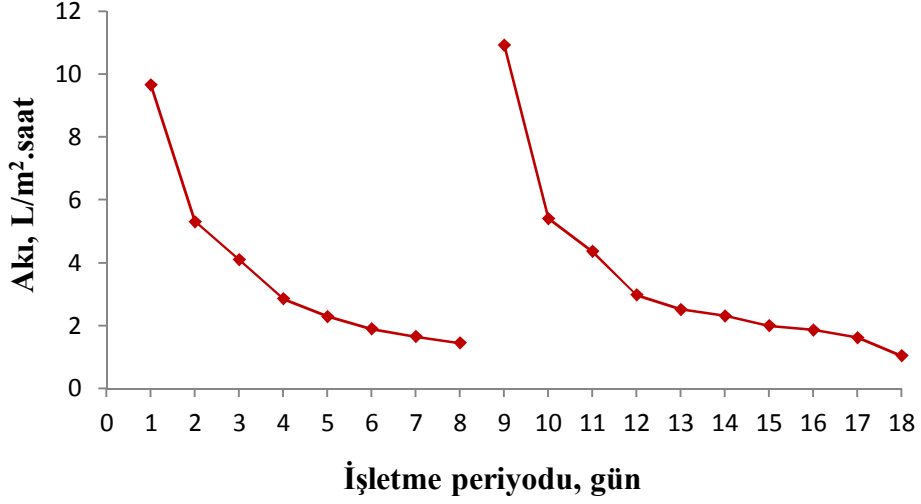
Anaerobik membran biyoreaktör çıkışındaki akılar m^2 -st ve toplam membran direnci günlük olarak hesaplanmıştır (Tablo 3.1). Sistemdeki akı ve toplam membran direnci değişimi sırasıyla Şekil 3.1 ve Şekil 3.2’de gösterilmiştir.

Tablo 3.1. İşletme süresince akı ve toplam membran direnci değerleri

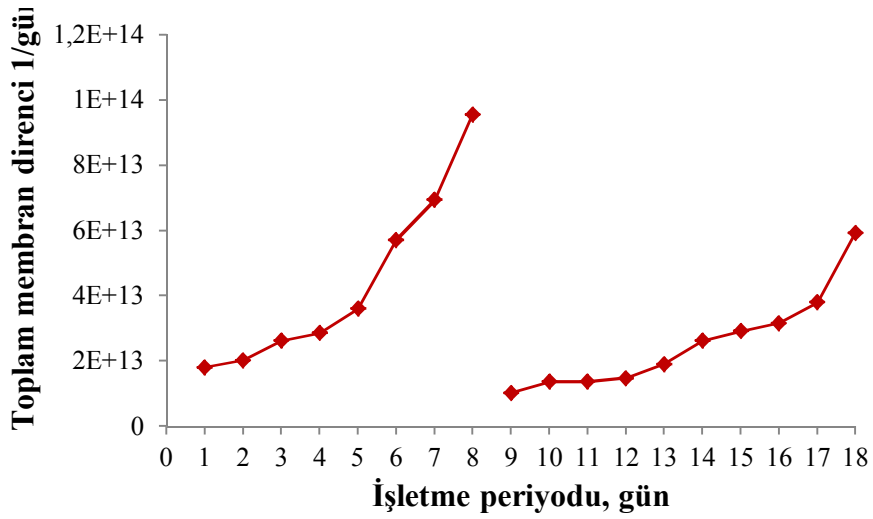
Gün	Akı, L/m ² .saat	Toplam membran direnci, 1/gün
1	9.6696	1.80787E+13
2	5.3088	2.02381E+13
3	4.0968	2.61841E+13
4	2.856	2.85714E+13
5	2.298	3.59788E+13
6	1.8972	5.71429E+13
7	1.6536	6.93878E+13
8	1.4544	9.5625E+13
9	10.932	1.01729E+13
10	5.412	1.36607E+13
11	4.3584	1.36607E+13
12	2.976	1.47115E+13
13	2.52	1.90787E+13
14	2.316	2.62381E+13
15	2.004	2.91841E+13
16	1.872	3.15714E+13
17	1.62	3.79788E+13
18	1.04	5.92429E+13

İşletme sürecinin ilk 8 günü içerisinde yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre akı miktarı giderek azalmış ve buna bağlı olarak toplam membran direnci artış göstermiştir. Akı miktarı 1,4-9,6 L/m².saat aralığında ve toplam membran direnci 1,8E+13 ile 9,5E+13 1/gün arasında değişmiştir. İlk 8 günlük sürecin sonunda akı miktarı en düşük seviyeye ve toplam membran direnci en yüksek seviyeye gelmiştir. Membrandaki tıkanma sebebiyle meydana gelen bu durumdan dolayı çalışmanın 9. gününde sisteme yeni bir membran entegre edilerek eski membran yenisiyle değiştirilmiştir. Bu değişiklik sonrasında 9. günde kaydedilen akı miktarında 10 L/m².saat seviyelerine kadar çıkan bir

artış gözlenmektedir. Sürecin son 10 günlük kısmında ise akı miktarı 1,04-10,9 L/m².gün ve toplam membran direnci 1.0E+13 ile 5.9E+13 arasında seyretmiştir. Bu verilere dayanarak akı miktarı ve toplam membran direncinde süre ve membran özelliklerinin etkili olduğu söylenebilir.



Şekil 3.1. İşletme süresince akı değişimi



Şekil 3.2. İşletme süresince toplam membran direnci değişimi

3.1.2. TKM, TUKM ve AKM

Sistem işletilmeye alındıktan sonra anaerobik membran biyoreaktör içerisinde toplam katı madde, toplam uçucu katı madde ve askıda katı madde analizleri yapılarak ortalama değerler ortaya koyulmuştur (Tablo 3.2). Elde edilen bu veriler ışığında toplam katı maddenin yaklaşık 1/3 oranında uçucu katı madde ve askıda katı madde muhteva ettiği söylenebilir.

Tablo 3.2. AnMBR'daki ortalama TKM, TUKM ve AKM değerleri

Parametre	Ortalama Değer	Birim
TKM	3442	mg/L
TUKM	1140	mg/L
AKM	1225	mg/L

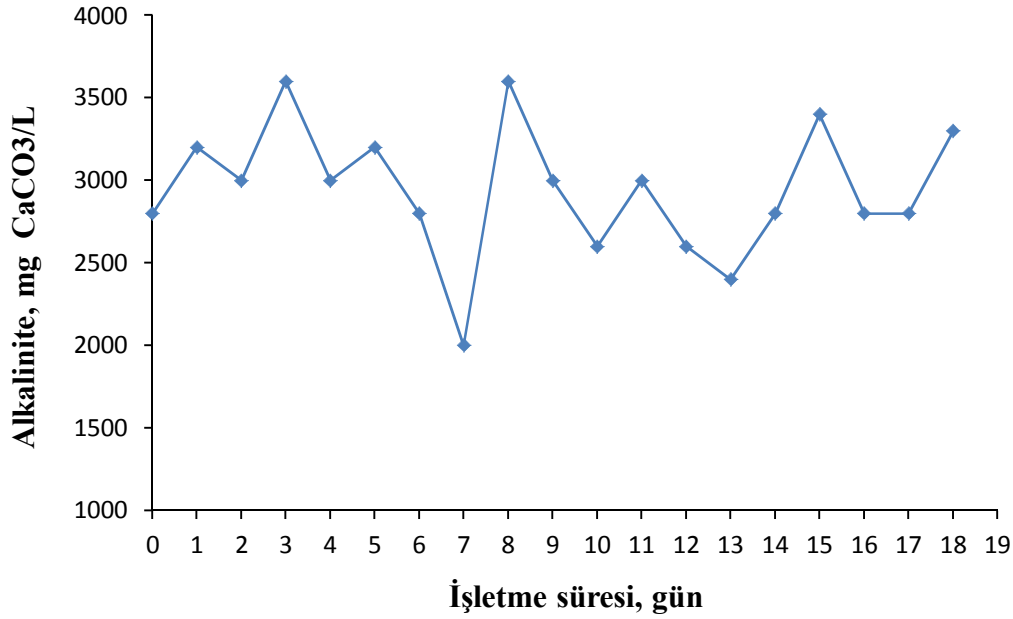
3.1.3. Toplam Alkalinite

Sistemdeki giriş suyu ortalama alkalinite değeri 2800 mg CaCO₃/L'dir. Anaerobik membran biyoreaktör çıkış suyu alkalinite değişimi aşağıda Tablo 3.3'te, işletme süresince elde edilen alkalinite değerleri ise Şekil 3.3'te verilmektedir.

Tablo 3.3. İşletme süresince alkalinite değerleri

Günler	AnMBR (mg CaCO ₃ /L)
1	3200
2	3000
3	3600
4	3000
5	3200
6	2800
7	2000
8	3600
9	3000
10	2600
11	3000
12	2600
13	2400
14	2800
15	3400
16	2800
17	2800
18	3300

Çalışma süresince anaerobik membran biyoreaktör çıkış akısındaki toplam alkalinite değerleri 2000-3600 mg CaCO₃/L aralığında değişim göstermiştir. Anaerobik ortamlarda meydana gelen reaksiyonlar ve mikroorganizma aktivitelerinden dolayı ortamdaki pH değeri yükselmektedir. Sistem alkalinite ürettiği için alkalinite seviyesindeki bu artışın sebebinin anaerobik sistemin özelliğinden kaynaklandığı söylenebilir.



Şekil 3.3. İşletme süresince alkalinite değişimi

3.2. Membran Foto-Biyoreaktörde ve Ardışık Sistemde Yapılan Çalışmalar

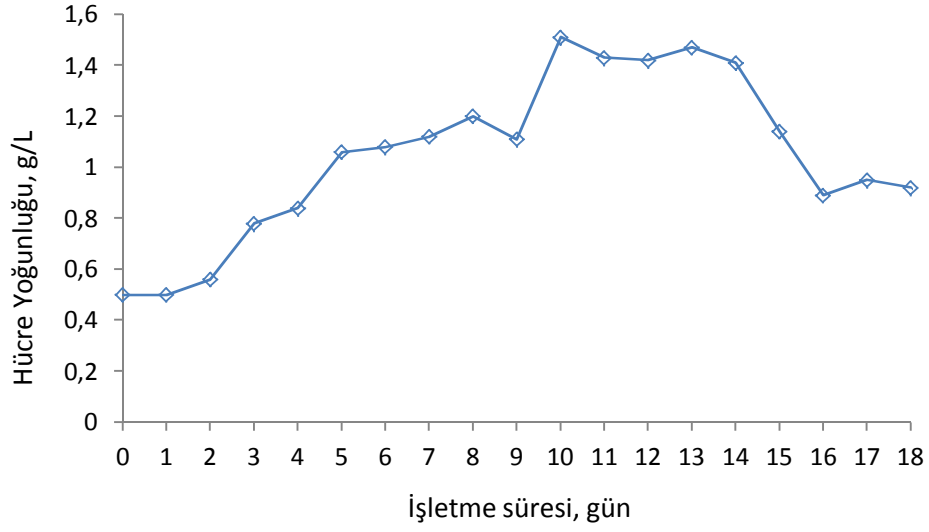
3.2.1. Mikroalglerin Algal Büyüme Hızı

Chlorella vulgaris türü mikro algin algal büyüme hızı ile klorofil A konsantrasyonunu belirlemek için alınan günlük alg numunelerinde, hücre yoğunluğu ve buna bağlı olarak klorofil A içerikleri Tablo 3.4.'te sunulmuştur. İşletme süresince elde edilen hücre yoğunluğu değişimi Şekil 3.4'te grafikte gösterilmiştir.

Tablo 3.4. İşletme süresince hücre yoğunluğu ve klorofil A değişimi

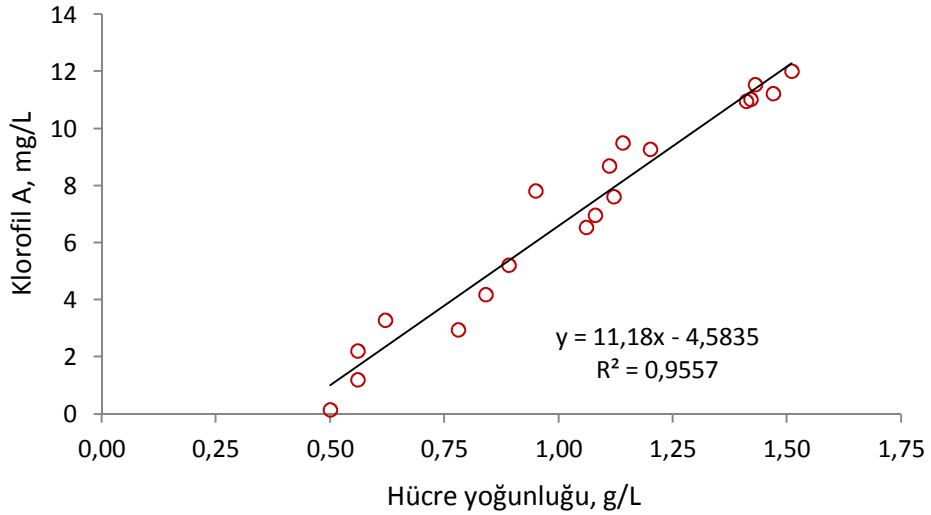
<i>Chlorella vulgaris</i>		
Gün	Hücre yoğunluğu g/L	Klorofil A mg/L
0	0,50	0,16
1	0,50	0,16
2	0,56	0,22
3	0,78	1,70
4	0,84	2,20
5	1,06	3,36
6	1,08	4,20
7	1,12	6,63
8	1,20	9,28
9	1,11	8,70
10	1,51	12,02
11	1,43	11,56
12	1,42	11,04
13	1,47	11,24
14	1,41	10,96
15	1,14	9,52
16	0,89	5,23
17	0,95	7,82
18	0,92	5,30

Başlangıçta membran fotobiyoreaktöre 0,5 g/L *Chlorella vulgaris* kültürü aşılantmıştır. Kültürün 0,5 g/L'lik hücre yoğunluğundaki klorofil A konsantrasyonu 0,16 mg/l olarak tespit edilmiştir. İşletme süresince membran fotobiyoreaktör içerisindeki hücre yoğunluğu 0,5-1,5 g/L aralığında ve klorofil A miktarı 0,16-12,02 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Hücre yoğunluğu artışına bağlı olarak klorofil A 10. günde pik değere ulaşmış ve 15. güne kadar yüksek seviyelerde seyretmiştir. Son 4 günlük süreçte ise azalışa geçmiştir. Bunun sebebinin uzun işletme dönemlerinde reaktördeki hücre yoğunluk artışının yavaşlaması olduğu söylenebilir.



Şekil 3.4. İşletme süresince hücre yoğunluğu değişimi

Çalışmanın ilk 10 günlük döneminde *Chlorella vulgaris* türü alglerin bulunduğu fotobiyorektörde hücre yoğunluğuna paralel şekilde klorofil A konsantrasyonları yüksek oranda artış göstermiştir. Foto MBR de günlük hücre yoğunlukları ile klorofil A ilişkileri araştırılmış ve sonuçlar Şekil 3.5'te verilmiştir. Elde edilen bulgular, hücre yoğunlukları ile klorofil A konsantrasyonları arasında doğrusal bir ilişkinin olduğunu göstermektedir.



Şekil 3.5. İşletme süresince *Chlorella vulgaris* için hücre yoğunluğu ile Klorofil A ilişkisi

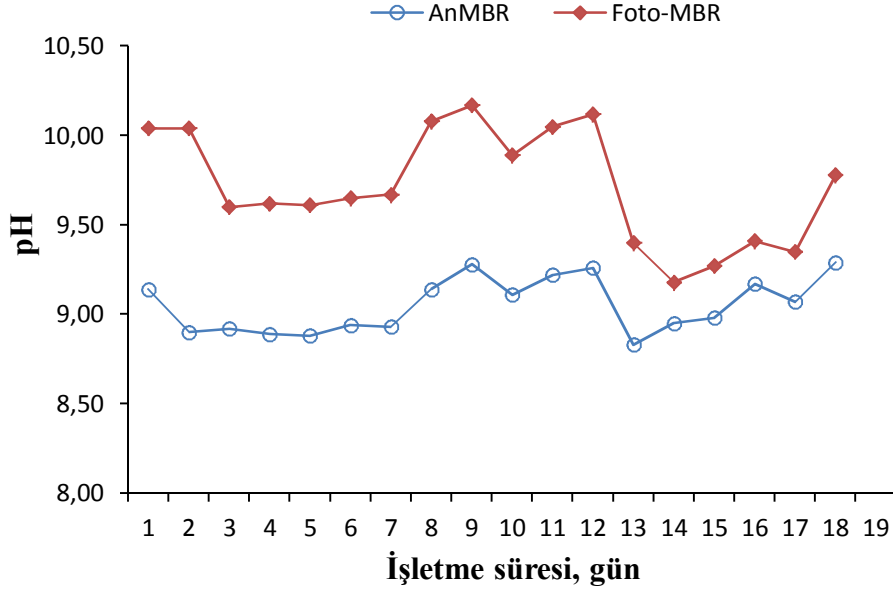
3.2.2. pH

Sistemde ortalama giriş suyu pH'sı 7,88 olup işletme süresince anaerobik membran biyoreaktör ve anaerobik membran foto-biyoreaktör çıkış suyu pH değerleri izlenmiştir (Tablo 3.5). İşletme süresince elde edilen pH değerleri Şekil 3.6'da verilmiştir.

Tablo 3.5. İşletme süresince pH değişimi

Günler	AnMBR	Foto-MBR
1	9,14	10,04
2	8,90	10,04
3	8,92	9,60
4	8,89	9,62
5	8,88	9,61
6	8,94	9,65
7	8,93	9,67
8	9,14	10,08
9	9,28	10,17
10	9,11	9,89
11	9,22	10,05
12	9,26	10,12
13	8,83	9,40
14	8,95	9,18
15	8,98	9,27
16	9,17	9,41
17	9,07	9,35
18	9,29	9,78

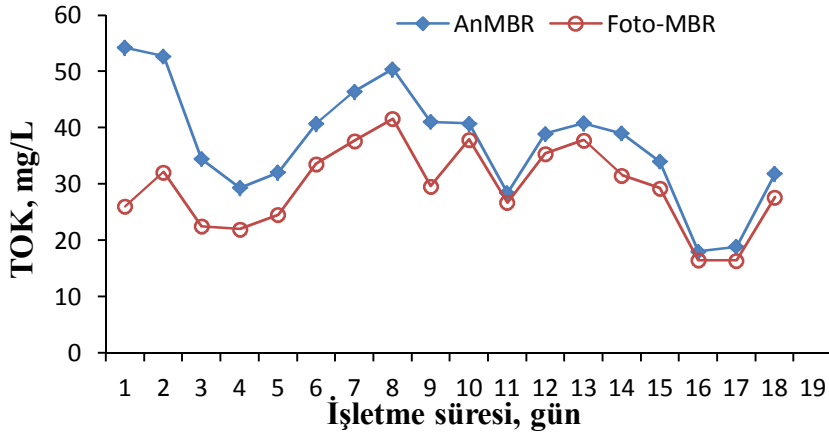
Yapılan çalışmalarda sentetik atıksuyun başlangıç pH değeri 7,7-7,8 iken çalışma süresince anaerobik membran biyoreaktör çıkış suyunda 8,8-9.2 aralığında, foto-membran biyoreaktör çıkış suyunda ise 9,1-10.1 aralığında seyretmiştir. pH değişimleri incelendiğinde, pH artışının önemli ölçüde anaerobik membran biyoreaktör sisteminde gerçekleştiği, foto-membran biyoreaktör sistemi çıkış akısında ise AnMBR çıkış akısına kıyasla kısmen bir artışın söz konusu olduğu görülmektedir. Bu durumda pH değişimini alg varlığından ziyade AnMBR'daki anaerobik şartların etkilediği söylenebilir.



Şekil 3.6. İşletme süresince pH değerleri

3.2.3. Toplam Organik Karbon (TOK) Giderimi

Başlangıçtaki toplam organik karbon konsantrasyonu 1485 mg/L olan sentetik atıksu ile işletmeye alınan sistemdeki çıkış akısı TOK giderimi ile verimleri Tablo 3.6’da verilmiştir. İşletme süresince elde edilen TOK konsantrasyonundaki değişim (Şekil 3.7), TOK verimleri (Şekil 3.8) ve TOK toplam verimi (Şekil 3.9) grafiklerle gösterilmiştir.

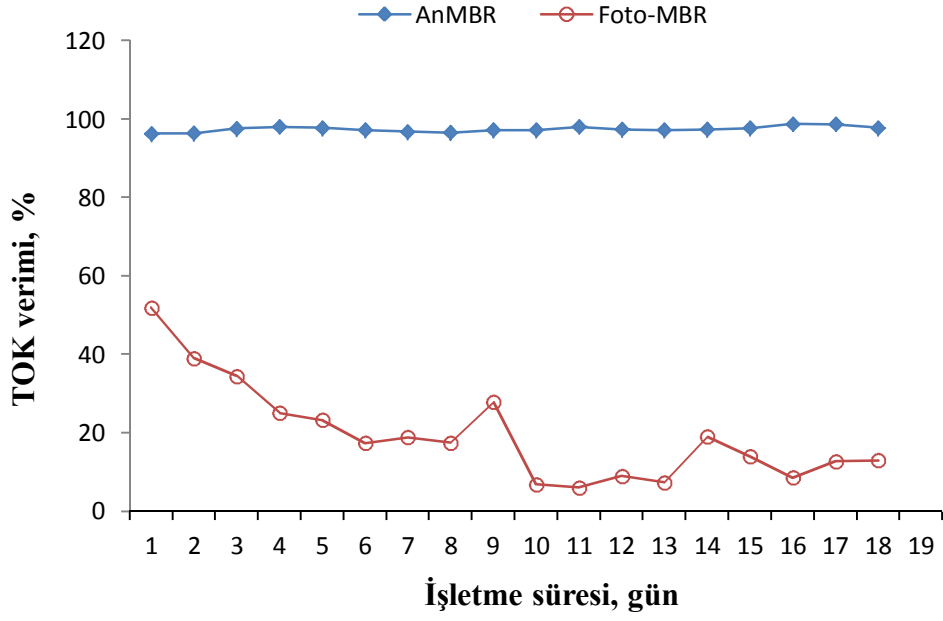


Şekil 3.7. İşletme süresince TOK konsantrasyonundaki değişim

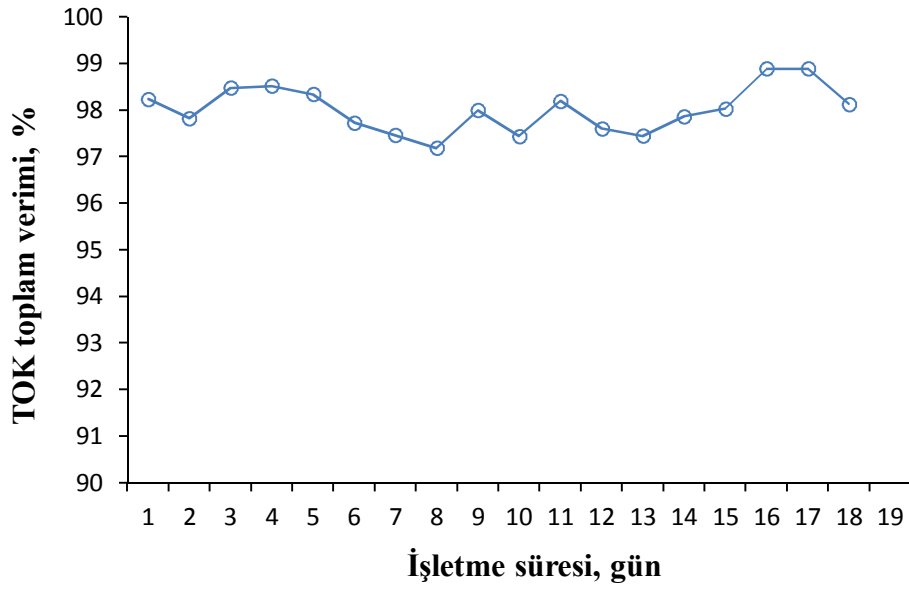
Tablo 3.6. İşletme süresince TOK giderimi ve verimleri

Günler	AnMBR		Foto-MBR		Toplam Verim (%)
	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	
1	54,27	96,35	26,09	51,93	98,24
2	52,78	96,45	32,16	39,07	97,83
3	34,48	97,68	22,58	34,51	98,48
4	29,39	98,02	22,02	25,08	98,52
5	32,11	97,83	24,62	23,31	98,34
6	40,73	97,26	33,64	17,42	97,73
7	46,52	96,87	37,72	18,91	97,46
8	50,48	96,60	41,66	17,47	97,19
9	41,11	97,23	29,65	27,87	98,00
10	40,79	97,25	37,96	6,93	97,44
11	28,49	98,08	26,76	6,08	98,20
12	39,00	97,37	35,48	9,03	97,61
13	40,88	97,25	37,87	7,36	97,45
14	39,03	97,37	31,60	19,04	97,87
15	34,07	97,71	29,30	14,00	98,03
16	18,06	98,78	16,50	8,64	98,89
17	18,89	98,73	16,47	12,81	98,89
18	31,89	97,85	27,73	13,04	98,13

Elde edilen bulgulara göre çalışma süresince, anaerobik membran biyoreaktör ve foto-membran biyoreaktör sistemlerinin önemli oranda TOK giderimi sağladığı tespit edilmiştir. Anaerobik membran biyoreaktör çıkışında % 96-98 oranında, foto-membran biyoreaktör çıkışında % 6-51 oranında ve toplam olarak ise % 97-98 oranında verim sağlanmıştır. AnMBR'daki giderim ve verim genellikle iyi düzeylerde seyrederken foto-MBR'daki giderim ve verim düşerek ilk günlerdeki performansı istikrarlı bir biçimde sürdürememiştir. Foto-MBR'daki giderimin ortamdaki algal biyokütle konsantrasyonuna bağlı olarak değişim gösterdiği söylenebilir.



Şekil 3.8. İşletme süresince TOK verimleri



Şekil 3.9. AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi TOK toplam verimi

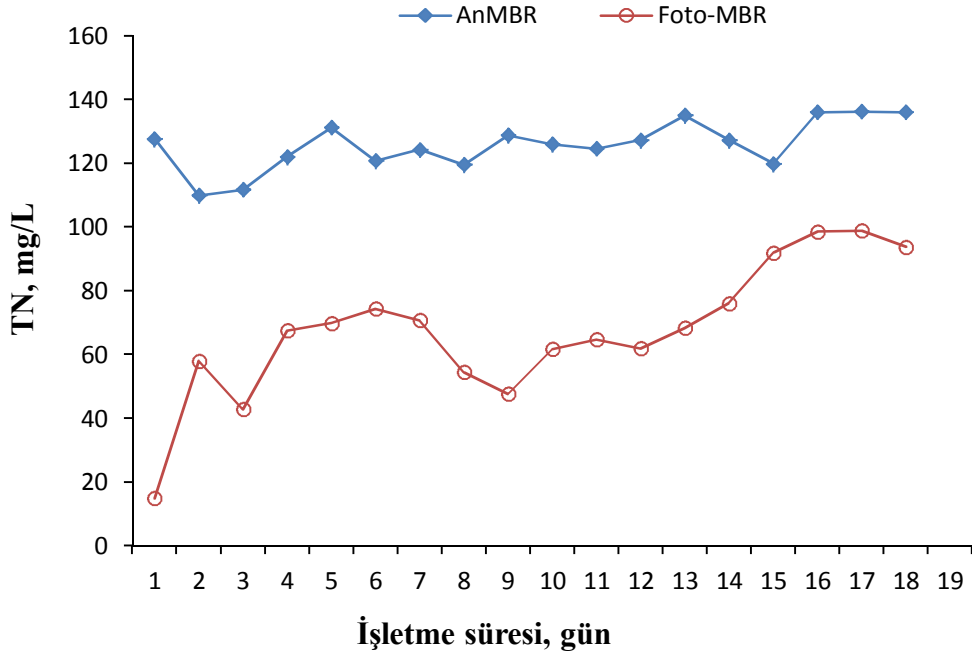
3.2.4. Toplam Azot (TN) Giderimi

Başlangıçtaki toplam azot konsantrasyonu 160,30 mg/L olan sentetik atıksu ile işletmeye alınan sistemdeki TN giderimi ile verimleri Tablo 3.7’de verilmiştir. İşletme süresince elde edilen TN konsantrasyonundaki değişim (Şekil 3.10), TN verimleri (Şekil 3.11) ve TN toplam verimi (Şekil 3.12) grafiklerle gösterilmiştir.

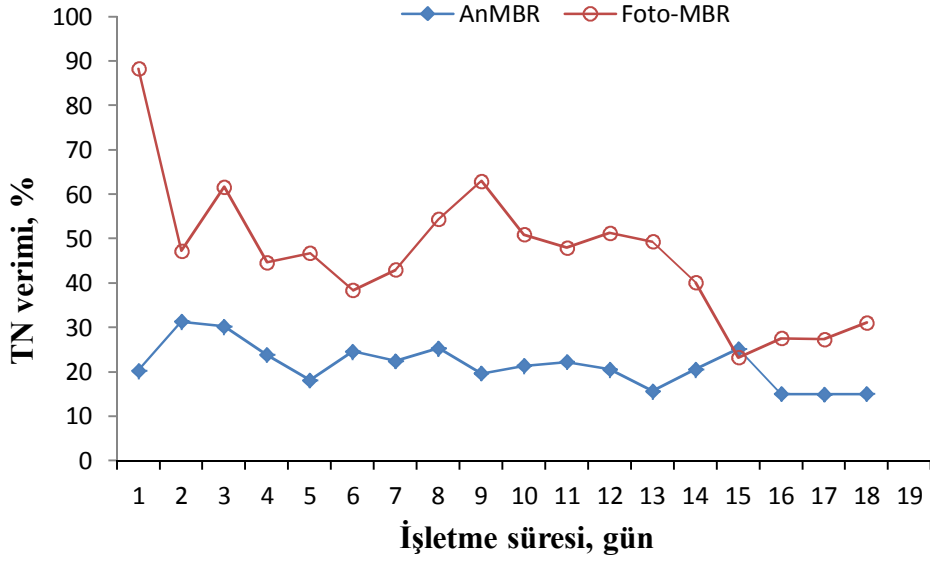
Tablo 3.7. İşletme süresince TN giderimi ve verimleri

Günler	AnMBR		Foto-MBR		Toplam Verim (%)
	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	
1	127,70	20,34	14,96	88,29	90,67
2	110,00	31,38	58,01	47,26	63,81
3	111,80	30,26	42,83	61,69	73,28
4	122,10	23,83	67,55	44,68	57,86
5	131,20	18,15	69,87	46,75	56,41
6	120,80	24,64	74,41	38,40	53,58
7	124,30	22,46	70,77	43,07	55,85
8	119,60	25,39	54,55	54,39	65,97
9	128,80	19,65	47,69	62,97	70,25
10	126,00	21,40	61,78	50,97	61,46
11	124,60	22,27	64,76	48,03	59,60
12	127,30	20,59	61,93	51,35	61,37
13	135,10	15,72	68,40	49,37	57,33
14	127,30	20,59	76,10	40,22	52,53
15	119,90	25,20	91,98	23,29	42,62
16	136,10	15,10	98,56	27,58	38,52
17	136,30	14,97	98,95	27,40	38,27
18	136,10	15,10	93,76	31,11	41,51

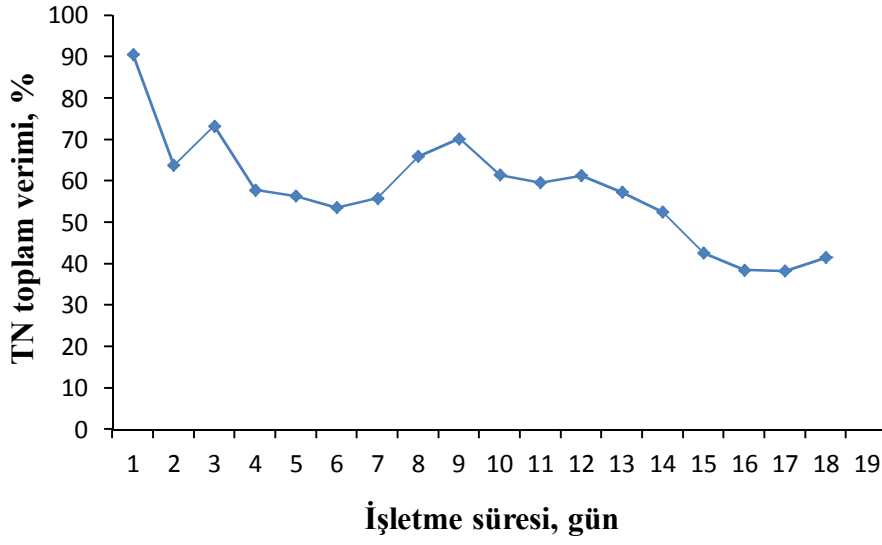
Anaerobik membran biyoreaktör çıkış akısında % 14-31 oranında, foto-membran biyoreaktör çıkış akısında % 23-88 oranında ve toplam olarak ise % 38-90 oranında verim sağlanmıştır. Foto-MBR’daki giderim ve verim genellikle daha stabil bir şekilde gerçekleşirken AnMBR’daki performansı genel anlamda bir düşüş göstermiştir. AnMBR’daki bu durum sebebiyle toplam verim de etkilenerek düşüşe geçmiştir. Foto-MBR’daki değişimin biyokütle konsantrasyonundan, AnMBR’daki değişimin ise anaerobik sistemin özelliğinden kaynaklandığı söylenebilir.



Şekil 3.10. İşletme süresince TN konsantrasyonundaki değişim



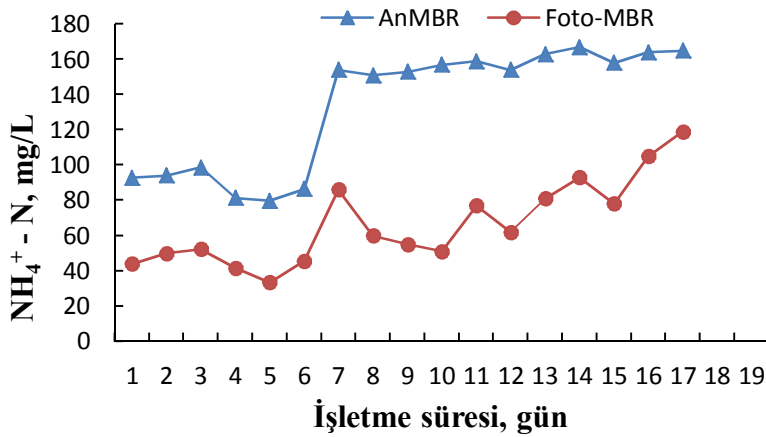
Şekil 3.11. İşletme süresince TN verimleri



Şekil 3.12. AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi TN toplam verimi

3.2.5. Amonyum Azotu ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) Giderimi

Başlangıçtaki amonyum azotu konsantrasyonu 180,69 mg/L olan sentetik atıksu ile işletmeye alınan sistemdeki $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ giderimi ile verimleri Tablo 3.8’de verilmiştir. İşletme süresince elde edilen $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ konsantrasyonundaki değişim (Şekil 3.13), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ verimleri (Şekil 3.14) ve $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ toplam verimi (Şekil 3.15) grafiklerle gösterilmiştir.

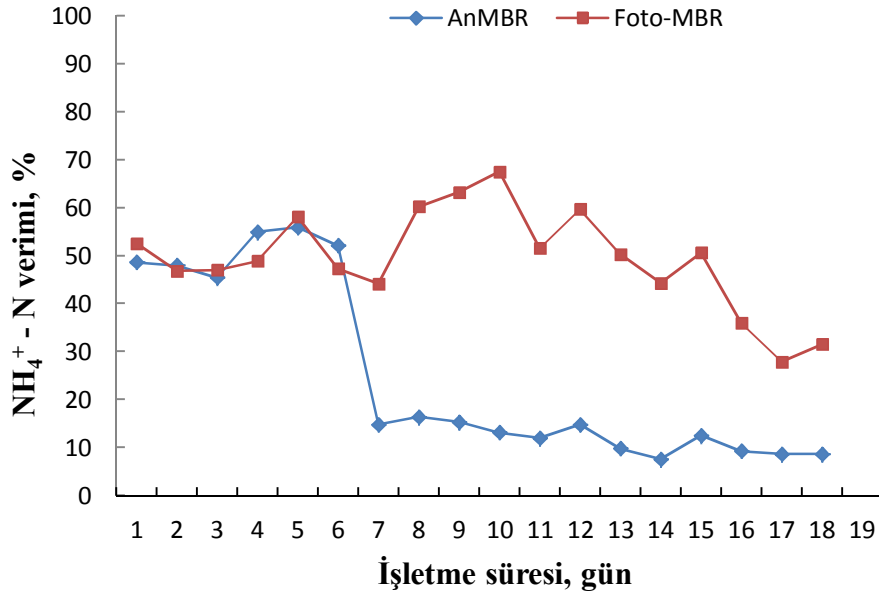


Şekil 3.13. İşletme süresince $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ konsantrasyonundaki değişim

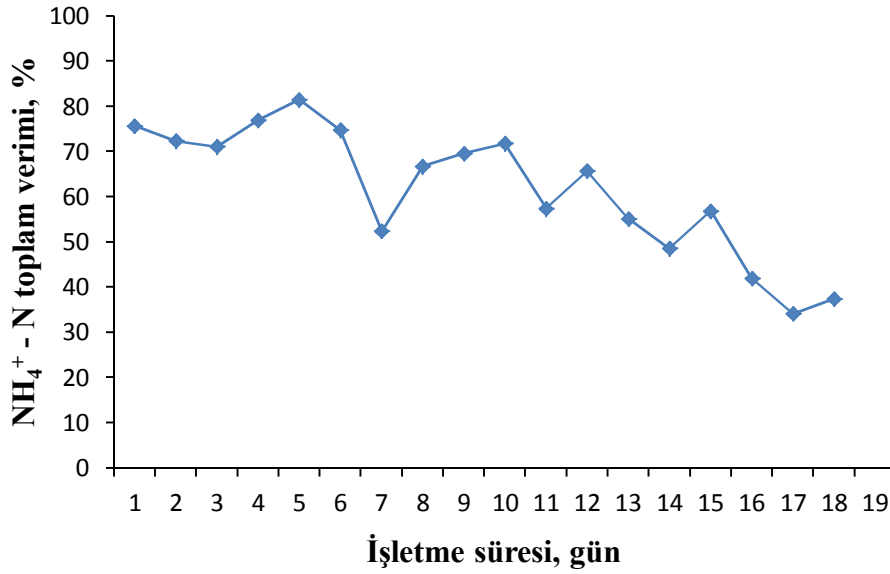
Tablo 3.8. İşletme süresince NH_4^+ - N giderimi ve verimleri

Günler	AnMBR		Foto-MBR		Toplam Verim (%)
	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	
1	92,80	48,64	44,00	52,59	75,65
2	94,00	47,98	50,00	46,81	72,33
3	98,60	45,43	52,20	47,06	71,11
4	81,40	54,95	41,60	48,89	76,98
5	79,70	55,89	33,40	58,09	81,52
6	86,50	52,13	45,60	47,28	74,76
7	154,00	14,77	86,00	44,16	52,40
8	151,00	16,43	60,00	60,26	66,79
9	153,00	15,32	55,00	63,23	69,56
10	157,00	13,11	51,00	67,52	71,77
11	159,00	12,00	77,00	51,57	57,39
12	154,00	14,77	62,00	59,74	65,69
13	163,00	9,79	81,00	50,31	55,17
14	167,00	7,58	93,00	44,31	48,53
15	158,00	12,56	78,00	50,63	56,83
16	164,00	9,24	105,00	35,98	41,89
17	165,00	8,68	119,00	27,88	34,14
18	165,00	8,68	113,00	31,52	37,46

Anaerobik membran biyoreaktör çıkış suyunda % 7-55 oranında, foto-membran biyoreaktör çıkış suyunda % 27-67 oranında ve toplam olarak ise % 34-81 oranında verim sağlanmıştır. Foto-MBR'daki giderim ve verim genellikle daha istikrarlı olarak gerçekleşirken AnMBR'daki başarı genel anlamda bir düşüş göstermiştir. AnMBR'daki bu durumun sebebi anaerobik parçalanma sonucu oluşan amonyak olarak düşünülebilir. Çünkü oksijensiz ortamlarda nitrifikasyonun gerçekleşmemesiyle nitrat reaksiyonları sonucu oluşan amonyak (NH_3) zayıf bir asittir ve sularda amonyum iyonu (NH_4^+) formuna geçmektedir. Dolayısıyla azot bileşikleri arasında gerçekleşen bu form değişimlerinin etki ettiği söylenebilir.



Şekil 3.14. İşletme süresince NH₄⁺ - N verimleri



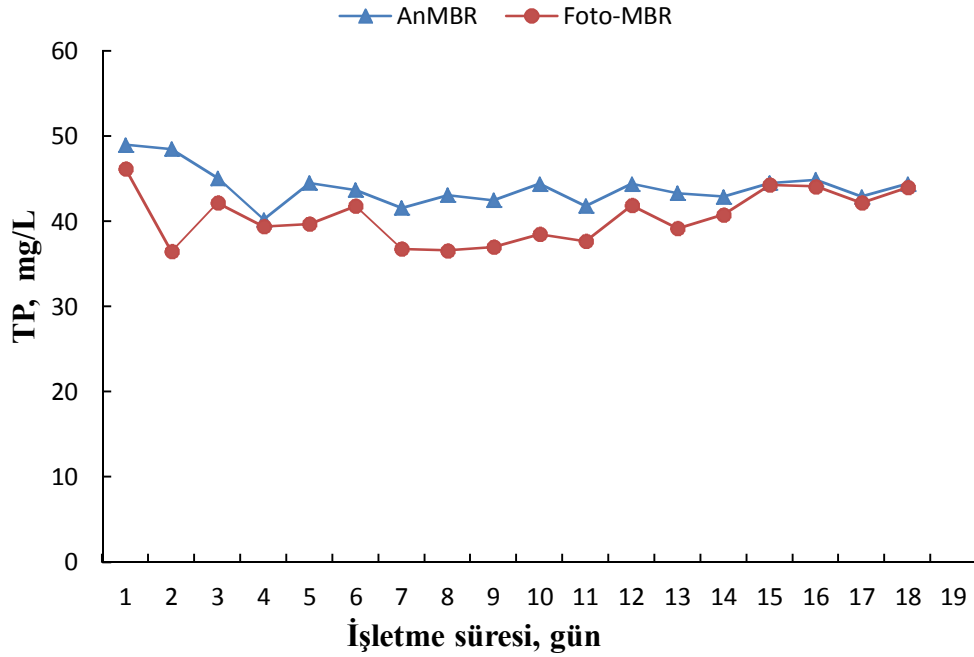
Şekil 3.15. AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi NH₄⁺ - N toplam verimi

3.2.6. Toplam Fosfor (TP) Giderimi

Başlangıçtaki toplam fosfor konsantrasyonu 49,90 mg/L olan sentetik atıksu ile işletmeye alınan sistemdeki TP giderimi ile verimleri Tablo 3.9’da verilmiştir. İşletme süresince elde edilen TP konsantrasyonundaki değişim (Şekil 3.16), TP verimleri (Şekil 3.17) ve TP toplam verimi (Şekil 3.18) grafiklerle gösterilmiştir.

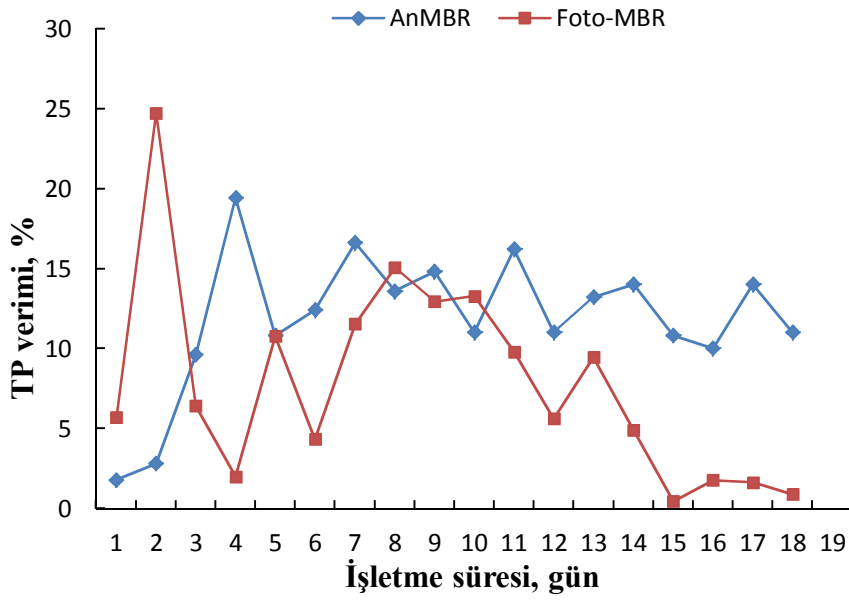
Tablo 3.9. İşletme süresince TP giderimi ve verimleri

Günler	AnMBR		Foto-MBR		Toplam Verim (%)
	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	
1	49,00	1,80	46,20	5,71	7,41
2	48,50	2,81	36,50	24,74	26,85
3	45,10	9,62	42,20	6,43	15,43
4	40,20	19,44	39,40	1,99	21,04
5	44,50	10,82	39,70	10,79	20,44
6	43,70	12,42	41,80	4,35	16,23
7	41,60	16,63	36,80	11,54	26,25
8	43,10	13,62	36,60	15,08	26,65
9	42,50	14,83	37,00	12,94	25,85
10	44,40	11,02	38,50	13,29	22,85
11	41,80	16,23	37,70	9,81	24,45
12	44,40	11,02	41,90	5,63	16,03
13	43,30	13,23	39,20	9,47	21,44
14	42,90	14,03	40,80	4,90	18,24
15	44,50	10,82	44,30	0,45	11,22
16	44,90	10,02	44,10	1,78	11,62
17	42,90	14,03	42,20	1,63	15,43
18	44,40	11,02	44,00	0,90	11,82

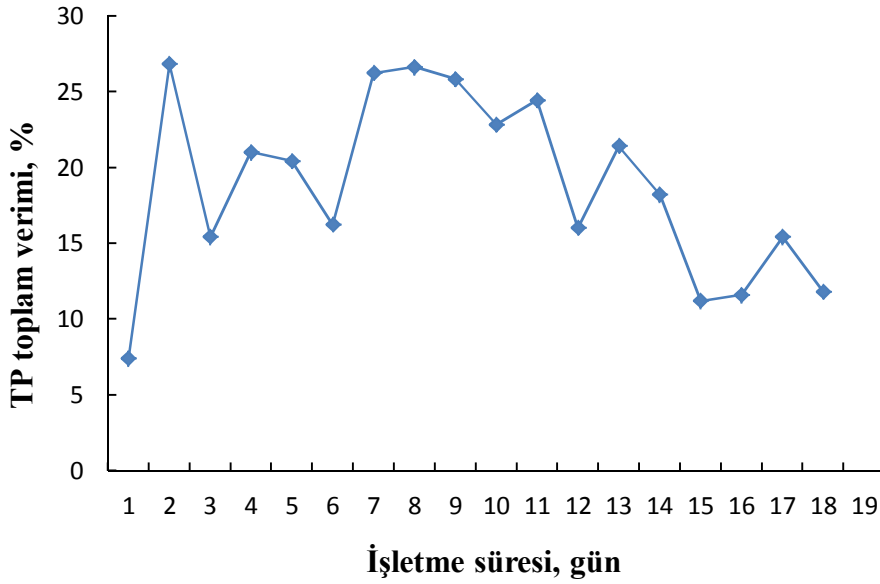


Şekil 3.16. İşletme süresince TP konsantrasyonundaki değişim

Anaerobik membran biyoreaktör çıkış akısında % 1-19 oranında, foto-membran biyoreaktör çıkış akısında % 0,4-24 oranında ve toplam olarak ise % 7-26 oranında verim sağlanmıştır. AnMBR ve foto-MBR sistemlerinin her ikisinde de giderim ve verim bakımından etkin bir performans sağlanamamıştır. AnMBR sistemlerinde ortamdaki nütrient miktarı bakımından KOİ/N/P oranının 300/5/1 düzeylerinde olması optimum şartları sağladığı göz önünde bulundurulduğunda fosfor gideriminin karbon ve azot giderimine kıyasla zaten düşük olmasının beklendiği söylenebilir. Foto-MBR'daki durum ise atıksu içerisindeki fosforu bünyesine alarak lipit olarak biriktiren algal biyokütle konsantrasyonuna göre değişim göstermesi ile açıklanabilir.



Şekil 3.17. İşletme süresince TP verimleri



Şekil 3.18. AnMBR ve FotoMBR ardışık sistemi TP toplam verimi

4. TARTIŞMA

Bu çalışmada, yüksek TOK, azot ve fosfor içeren atıksuların SAnMBR+ SMFBR ile arıtılabilirliği ve lipit içeren *C. vulgaris* türü mikro alglerin atıksuların ileri arıtımında kullanılabilirliği araştırılmıştır. Atıksulardaki azot ve fosfor giderme potansiyellerinin belirlenmesi amacıyla çalışmalar 18 günlük süreyle yürütülmüştür. Sentetik atıksular kullanılarak hem SAnMBR hem de SMFBR çıkışında yapılan analizlerde organik madde ve bitki besin maddelerinin giderimi incelenmiştir. Bu kapsamda SAnMBR çıkış sularında *C. vulgaris* türü mikroalglerin toplam organik karbon (TOK), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN) ve amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$) uzaklaştırma verimleri günlük olarak izlenmiştir.

İşletme sürecinin ilk 8 günü içerisinde yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre SAnMBR daki akı miktarı giderek azalmış ve buna bağlı olarak toplam membran direnci artış göstermiştir. Akı miktarı $1,4\text{-}9,6 \text{ L/m}^2\text{.saat}$ aralığında ve toplam membran direnci $1,8\text{E}+13$ ile $9,5\text{E}+13 \text{ 1/gün}$ arasında değişmiştir. İlk 8 günlük sürecin sonunda akı miktarı en düşük seviyeye ve toplam membran direnci en yüksek seviyeye gelmiştir. Membrandaki tıkanma sebebiyle meydana gelen bu durumdan dolayı çalışmanın 9. gününde sisteme yeni bir membran entegre edilerek eski membran yenisiyle değiştirilmiştir. Bu değişiklik sonrasında 9. günde kaydedilen akı miktarında $10 \text{ L/m}^2\text{.saat}$ seviyelerine kadar çıkan bir artış gözlenmektedir. Sürecin son 10 günlük kısmında ise akı miktarı $1,04\text{-}10,9 \text{ L/m}^2\text{.gün}$ ve toplam membran direnci $1.0\text{E}+13$ ile $5.9\text{E}+13$ arasında seyretmiştir. Bu verilere dayanarak akı miktarı ve toplam membran direncinde süre ve membran özelliklerinin etkili olduğu söylenebilir. Buna karşın SMFBR sisteminde çalışma süresince tıkanma görülmemiştir.

SAnMBR sistemdeki giriş suyu ortalama alkalinite değeri $2800 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ 'dir. Çalışma süresince sistemdeki toplam alkalinite değerleri $2000\text{-}3600 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ aralığında değişim göstermiştir. Anaerobik ortamlarda meydana gelen reaksiyonlar ve mikroorganizma aktivitelerinden dolayı ortamdaki pH değeri yükselmektedir. Sistem alkalinite ürettiği için alkalinite seviyesindeki bu artışın sebebinin anaerobik sistemin özelliğinden kaynaklandığı söylenebilir.

Başlangıçta membran fotobiyoreaktöre $0,5 \text{ g/L}$ *Chlorella vulgaris* kültürü aşılanmıştır. Kültürün $0,5 \text{ g/L}$ 'lik hücre yoğunluğundaki klorofil A konsantrasyonu $0,16 \text{ mg/l}$ olarak tespit edilmiştir. İşletme süresince membran fotobiyoreaktör içerisindeki hücre yoğunluğu $0,5\text{-}1,5 \text{ g/L}$ aralığında ve klorofil A miktarı $0,16\text{-}12,02 \text{ mg/L}$ aralığında değişim

göstermiştir. Hücre yoğunluğu artışına bağlı olarak klorofil A 10. günde pik değere ulaşmış ve 15. güne kadar yüksek seviyelerde seyretmiştir. Son 4 günlük süreçte ise azalışa geçmiştir. Bunun sebebinin uzun işletme dönemlerinde reaktördeki hücre yoğunluk artışının yavaşlaması olduğu söylenebilir.

Çalışmanın ilk 10 günlük döneminde *Chlorella vulgaris* türü alglerin bulunduğu fotobiyoreaktörde hücre yoğunluğuna paralel şekilde klorofil A konsantrasyonları yüksek oranda artış göstermiştir. Elde edilen bulgular, hücre yoğunlukları ile klorofil A konsantrasyonları arasında doğrusal bir ilişkinin olduğunu göstermiştir. Shelknanloymilan vd., (2012), mikroalglerin suda biyolojik arıtma kapasitesini geliştirmesi; özellikle atıksudan amonyum ve fosfor iyonlarını gidermesi ile büyüme destekleyici arasında bir ilişki olup olmadığını belirlemek amacıyla otuz gün süre ile *C. vulgaris* içeren fotobiyoreaktörde azot (NO_3^- -N) ve fosfatın (PO_4^{3-} -P) giderimini incelemişlerdir. Araştırmacıların bulgularına göre, azot ve fosfat hem sentetik atıksuda hem doğal atıksuda önemli miktarda harcandığı ancak klorofil A konsantrasyonu sentetik atıksuda başlangıç miktarına göre artarken doğal atıksuda azaldığı kaydedilmiştir. Aynı sürede Kl a miktarında ani bir artış görülürken fosfat miktarındaki önemli ani düşüş ilk dört günde gerçekleşmiştir. Kl a miktarı ilk 20 günde maximum seviyeye çıkmış ancak sonra yeniden azalmış ve tekrar yükselerek dengeye gelmiştir. Toplam azot (NO_3^- -N) konsantrasyonu 28,2 mg/L den 22,4 mg/L ye kadar % 37 lik bir harcanma miktarı göstermiştir. Aynı şekilde son fosfat (PO_4^{3-} -P) konsantrasyonu, 1,821 mg/L için yaklaşık % 62'lik harcama etkinliğiyle 0,739 mg/L ye kadar düşmüştür. Buna karşın Klorofil a konsantrasyonu artış göstermiş ve 2,47 mg/l den 12,6 mg/l ye kadar yükselmiştir. Başlangıçtaki alg miktarlarının sentetik atıksuda sayısal olarak giderek artması ve Klorofil a miktarının artış göstermesi *C. vulgaris*'in fosfat'ı kullanarak ortamdaki uzaklaştırması ve her iki besin tuzlarının da büyümeye etki ettiğini göstermiştir. Organik maddelerle kirlenmiş atıksuda ise durum biraz farklılık göstermiş ve Kl a değerleri azalırken *C.vulgaris* miktarı da azalmış ancak buna bağlı olarak ortamdaki azot ve fosfat miktarında da önemli düşüşler görülmüştür. Bu duruma organik maddelerle kirlenmiş atıksuda azot ve fosfat iyonlarından başka diğer maddelerin varlığının sebep olduğu ve azot ve fosfatın azalmasına ortamdaki diğer elementlerle olan bağlantısının sebebiyet verdiği düşünülebilir. Ayrıca organik maddelerle kirlenmiş atıksuda zooplankton gibi diğer organizmaların mevcut algleri tüketebileceği de bilinmektedir. Ancak doğal atıksuda ortamında *C.vulgaris*'in azot ve fosfat gideriminde etkili olduğu görülmüştür.

Bulgularımıza göre, sentetik atıksuyun başlangıç pH değeri 7,7-7,8 iken çalışma süresince anaerobik membran biyoreaktör içerisinde 8,8-9,2 aralığında, foto-membran biyoreaktör içerisinde ise 9,1-10,1 aralığında seyretmiştir. pH değişimleri incelendiğinde, pH artışının önemli ölçüde anaerobik membran biyoreaktör sisteminde gerçekleştiği, foto-membran biyoreaktör sisteminde ise AnMBR'dakine kıyasla kısmen bir artışın söz konusu olduğu görülmektedir. Bu durumda pH değişimini alg varlığından ziyade SAnMBR'daki anaerobik şartların etkilediği söylenebilir. Algal büyümeyi düzenleyen en önemli parametreler; besin kalitesi ve miktarı, ışık, pH, turbülans, tuzluluk ve sıcaklıktır. Optimum parametreler ve tolerans aralıkları türe özgüdür. Çalışmalarda oluşturulan ortam Wissman ve Goebel (1987)'e göre, alkali sularda CO₂'in absorpsiyonu, iki önemli katalizlenmeyen reaksiyon yolu ile hızlandırılabilir. Bunlar; CO₂'in bikarbonat iyonu ile hidrasyonu ve bikarbonattan hidroksil iyonu ile CO₂'in doğrudan reaksiyonu asit-baz reaksiyonudur. Bu araştırmacılar, ilk reaksiyon hızının pH < 8 iken önemli olduğunu, ikinci baskın durumun ise pH > 10 iken görüldüğünü ve pH = 8-10 aralığında da önemli olabileceğini belirtmişlerdir. Sobczuk vd. (2000), enjekte edilen gazdaki CO₂ mol fraksiyonu azaltıldığında biyokütle veriminin oldukça arttığını belirtmişlerdir. Ayrıca enjekte edilen gazdaki CO₂ daha az ise O₂ üretim oranının, CO₂ tüketim oranından daha fazla olduğunu göstermişlerdir. Mikroalg *C. Vulgaris*'in düşük pH larda yaşayabildiğini, fakat gelişimin yavaş olduğunu belirtmişlerdir. Moheimani (2005), alg büyümesini inhibe eden CO₂ kaynakları, nötr pH da azalmanın etkilerini analiz etmiştir. Araştırmacı *Pleurochrysis carterae* kullanarak, fotobiyoreaktör levhalarında en yüksek üretim için pH = 7,7-8,0 ve açık kanal havuzlarında pH = 9,1-9,6 olduğunu tespit etmiştir. Aynı zamanda kanal havuzları için en iyi derinlik 16 ve 20 cm olduğunu tespit etmiştir.

Çalışmamız süresince, anaerobik membran biyoreaktör ve foto-membran biyoreaktör sistemlerinin önemli oranda TOK giderimi sağladığı tespit edilmiştir. Anaerobik membran biyoreaktör içerisinde % 96-98 oranında, foto-membran biyoreaktör içerisinde % 6-51 oranında ve toplam olarak ise % 97-98 oranında verim sağlanmıştır. AnMBR'daki giderim ve verim genellikle iyi düzeylerde seyrederken foto-MBR'daki giderim ve verim düşerek ilk günlerdeki performansı istikrarlı bir biçimde sürdürmemiştir. Foto-MBR'daki giderimin ortamdaki algal biyokütle konsantrasyonuna bağlı olarak değişim gösterdiği söylenebilir.

Şimdiye kadar yapılan bu tip çalışmalarda; bir evsel atık su arıtma tesisinin ikincil arıtımından çıkan su alg yetiştirme besi yeri olarak kullanılmış ve *Botryococcus*

braunii'nin bu sulara azot gideriminde etkili olduğu ve büyümesini sürdürdüğü açıklanmıştır (Sawayama vd., 1992). Patil (1990), *Ankistrodesmus falcatus* ve *Scenedesmus quadricauda*, alglerinin atık su arıtımındaki rollerini araştırmıştır. Sonuçlara göre sekiz gün sürede *Scenedesmus quadricauda* % 85 ile % 95 fosfat giderimi, % 70 ila % 80 civarında NH₃-N giderimi, % 70 civarında BOI giderimi sağlamıştır. *A. falcatus* ise % 80 fosfat giderimi, % 60 civarında NH₃-N giderimi, % 70 civarında BOI giderimi sağlamıştır. Voltolina vd., (1998) yaptıkları çalışmada *Scenedesmus sp.*'yi sentetik atıksuda üreterek atık sudaki NH₄⁺-N'nun % 79,4 oranında giderimini başarmışlardır. Bu çalışmada sıcaklığa ve hidrolik bekletme süresine bağlı olarak alglerin sentetik atıksu içerisinde kontrollü bir ortamda gerçekleştirdiği büyüme potansiyeli ortaya çıkarılmıştır.

Başlangıçtaki toplam azot konsantrasyonu 160,30 mg/L olan sentetik atıksu ile işletmeye alınan sistemdeki TN verimleri anaerobik membran biyoreaktör çıkışında % 14-31 oranında, foto-membran biyoreaktör içerisinde % 23-88 oranında ve toplam olarak ise % 38-90 oranında sağlanmıştır. Foto-MBR'daki giderim ve verim genellikle daha stabil bir şekilde gerçekleşirken AnMBR'daki performansı genel anlamda bir düşüş göstermiştir. AnMBR'daki bu durum sebebiyle toplam verim de etkilenerek düşüşe geçmiştir. Foto-MBR'daki değişimin biyokütle konsantrasyonundan, AnMBR'daki değişimin ise anaerobik sistem şartlarından kaynaklandığı söylenebilir.

Başlangıçtaki amonyum azotu konsantrasyonu 180,69 mg/L iken anaerobik membran biyoreaktörde % 7-55 oranında, foto-membran biyoreaktör içerisinde % 27-67 oranında ve toplam olarak ise % 34-81 oranında verim sağlanmıştır. Foto-MBR'daki giderim ve verim genellikle daha istikrarlı olarak gerçekleşirken AnMBR'daki başarı genel anlamda bir düşüş göstermiştir. AnMBR'daki bu durumun sebebi anaerobik parçalanma sonucu oluşan amonyak olarak düşünülebilir. Çünkü oksijensiz ortamlarda nitrifikasyonun gerçekleşmemesiyle nitrat reaksiyonları sonucu oluşan amonyak (NH₃) zayıf bir bazdır ve sulara amonyum iyonu (NH₄⁺) formuna geçmektedir. Dolayısıyla azot bileşikleri arasında gerçekleşen bu form değişimlerinin etki ettiği söylenebilir.

Yapılan çalışmalarda tek hücreli tatlı su mikroalgi *C. vulgaris*'in biyosorpsiyon ile atıksudan azot ve fosfor gideriminde yüksek bir potansiyele sahip olduğu görülmektedir (Corelli, 1999; Aksu 2002; Dönmez vd., 1999).

Çalışmamızda kullanılan atıksuyun toplam fosfor konsantrasyonu 49,90 mg/L iken anaerobik membran biyoreaktör çıkışında % 1-19 oranında, foto-membran biyoreaktör çıkışında % 0,4-24 oranında ve toplam olarak ise % 7-26 oranında verim sağlanmıştır.

AnMBR ve foto-MBR sistemlerinin her ikisinde de giderim ve verim bakımından etkin bir performans sağlanamamıştır. Bu durum atıksuyun fosfor konsantrasyonunun alglerin gereksiniminin çok üzerinde olmasından kaynaklanmış olabilir. AnMBR sistemlerinde ortamdaki nütrient miktarı bakımından KOİ/N/P oranının 300/5/1 düzeylerinde olması optimum şartları sağladığı göz önünde bulundurulduğunda, fosfor gideriminin karbon ve azot giderimine kıyasla zaten düşük olmasının beklendiği söylenebilir. Aslan ve Kapdan (2006), su ortamından azot ve fosforu arıtmak için *C. vulgaris* kullanarak azot için % 72 ve fosfor için de % 28 giderme verimi elde etmişlerdir (8 mg/ L NH₄'den 3 mg/ L NH₄'e ve 1,5-3,5 mg/ L PO₄). Besin giderimi için yaygın olarak kullanılan diğer mikroalg kültürleri *Chlorella*, *Scenedesmus* ve *Spirulina* türleridir (Gonzales vd., 1997; Lee vd., 2001). Farklı çalışmalarda *Nannochlois*, *Botryococcus braunii* ve siyanobakter *Phormidium bohneri* besin giderim kapasiteleri de incelenmiştir (Martinez vd., 2000; Olguin vd., 2003; Jimenez-Perez vd., 2004; An vd., 2003; Dumas vd., 1998; Laliberte vd., 1997).

Sentetik atıksularla yapılan çalışmalarda işletme süresince NH₄⁺-N verimleri de toplam fosfor gibi başlangıçtaki düşük biyokütle nedeniyle düşük düzeyde gerçekleşmiştir. İşletme aşamasının 5 gününden itibaren beklenen verimler elde edilmiştir. *Chlorella protothecoides* ile *Scenedesmus obliquus* türü mikro alglerin uygun hücre yoğunluklarında amonyum azotu giderme verimleri sırasıyla %92-98 ve %91-97 oranında gerçekleşmiştir.

Amonyum azotu giderme verimleri açısından her iki alg türü arasında önemli bir farkın olmadığı söylenebilirse de *Chlorella protothecoides* türü mikro algler başlangıç safhasında daha etkili giderim sağlamıştır. Gerçek atıksularla yapılan çalışmalarda, sentetik atıksularla yapılan çalışmalara göre her iki alg türü de TN ve TP giderme verimine daha kısa sürelerde ulaşmışlardır. İşletmeye alma periyodunun ilk günü sonunda % 80'in üzerinde TN verimine ulaşılmıştır. *Chlorella protothecoides* ile *Scenedesmus obliquus* türü mikro alglerin uygun hücre yoğunluklarında toplam azot giderme verimleri sırasıyla ortalama %90-98 oranında gerçekleşmiştir. Amonyum azotu giderme verimleri açısından her iki alg türü arasında önemli bir farkın olmadığı tespit edilmiştir. Başka bir çalışmada ise çevre kirliliğini azaltmak için atıksu arıtma tesislerinde *Chlorella sp.* ve *Scenedesmus sp.* üzerinde araştırma yapılmıştır. Bu kültürler çeşitli inorganik azot, CO₂ ve tuzluluk kaynakları ile laboratuvar BG11 ortamında 29-50 gün yetiştirilmiştir (Stanier vd., 1971). Alg türleri günlük yaklaşık olarak 8 saat boyunca floresan lambaların aydınlatması altında 28 C⁰ sıcaklıkta kontrollü olarak yetiştirilmiştir. Ortamda bulunan 0,75 g-N/L miktarı, 0,1235 g-N/L miktarı ile sonuçlanmıştır.

Birçok mikroalg kendi optimum sıcaklığında 15 °C daha düşük sıcaklıkları tolere edebilir. Fakat sadece 2-4 °C olan optimum sıcaklıktan daha düşük bir sıcaklık toplam kültür kaybına neden olabilir. Ayrıca, kapalı kültür sistemlerinde sıcaklık bazı günlerde reaktör içinde 55 °C'ye ulaşabilir. Bu da aşırı ısınma problemlerini meydana getirir (Moheimani, 2005).

Yapılan bir araştırmada, ortamdaki NaNO₃ konsantrasyonundaki azalma ve alg metabolizma ürünlerindeki artışın biyokütle miktarında bir azalmaya yol açtığı, ancak N konsantrasyonunun artışı ile hücrelerin lipid muhteviyatının azaldığı rapor edilmiştir (Yeesang 2011). Hsieh ve Wu (2009), alg üretimi için kritik üre konsantrasyonunu 0,1 gL⁻¹ olarak gözlemlemiştir. Ayrıca ürenin *Chlorella* kültürlerinde en iyi azot kaynağı olduğu bildirilmiştir (Becker, 1994). Azot ve fosfor giderimi için en çok kullanılan alg türleri, *Scenedesmus* (Shi vd., 2007), *Chlorella* (Hernandez vd., 2006) ve *Spirulina* (Olguín, 2003) dir. Genellikle, yosunlar atık su arıtma tesisi yerinin izole edilmesiyle veya gerçek su kütlelerinde daha pratik koşullara uyum sağlar ve inorganik besin giderim verimi daha yüksektir (Jimenez-Pérez vd., 2004). Daha önceki çalışmalarda tatlı su mikroalginin bir türü olan *Scenedesmus* sp. (suşu LX1), düşük besin ortamında izole edilmiştir, bu nedenle atık sudan azot ve fosfor giderme verimi düşük seviyelerde olmuştur. Azot ve fosfor giderimi optimizasyonunu amaçlayan, birçok çalışma besin konsantrasyonu (Aslan ve Kapdan, 2006), besin formu (Hyenstrand vd., 2001), ışık durumu gibi mikroalg büyümesini etkileyen çevresel faktörlere odaklanmıştır (Janssen vd., 2000). Atık su azotun farklı şekillerini (nitrat, amonyum, üre, gibi) içerebilir, bu nedenle mikroalg büyümesinde ve besin gideriminde, farklı azot bileşiklerinin etkisini bilmek çok önemlidir. Bazı araştırma projeleri (Hyenstrand vd., 2000; Cromar vd., 1996) amonyumun alg hücrelerinde nitrat redüktazı eksikliği nedeniyle nitrata göre, algler tarafından emiliminin daha kolay olduğunu bildirmiştir. Ancak, mikroalglerle göre alg yetiştirme süreci ve besin gideriminde farklı azot kaynaklarının etkisi nadiren bildirilmiştir. Birçok çalışma, mikroalglerin azot ve fosfor giderimi için büyük bir potansiyele sahip olduğunu göstermiştir. Algal besin giderim ana mekanizmaları, Besin zenginleşmesi veya ötrofikasyon sucul ekosistemlerinde, yosun ve su bitkilerinin artışına, bileşen türlerin kaybına ve ekosistemin fonksiyon kaybına neden olur. Bu nedenle, bir çok çalışma atıksudan azot ve fosfor giderimi üzerine odaklanmıştır.

Karapınar ve Aslan (2007) tarafından, azot giderim performansı üzerine etkiler incelenmiş ve 10 mg/L NH₄⁺-N derişimi ve 2,7 gün hidrolik alıkonma süresinde % 83, 20 mg/L azot derişiminde ise %75 oranında azot giderim verimi elde edilmiştir. Hidrolik

alikonma süresinin artırılması ile çıkış suyu kalitesinde artış sağlanmıştır. 5.4 gün alikonma süresinde ve 20 mg/l azot derişiminde %93'ün üzerinde azot giderimi sağlanmıştır. Otuz günlük bu alikonma süresinde azot ve fosfatın tutulma performansı gözlenmiş ve *C. vulgaris*'in her iki ortamda da azot ve fosfatın gideriminde uygun bir etkiye sahip olduğu belirlenmiştir. Böylece biyolojik arıtım yöntemlerinde en iyi kullanabilir mikro alg türünün *C. vulgaris* olduğu kanıtlanmıştır.

Yapılan çalışmalarda tek hücreli tatlısu mikroalgi *C. vulgaris*'in biyosorpsiyon ile atıksudan azot ve fosfor gideriminde yüksek bir potansiyele sahip olduğu görülmektedir (Corelli, 1999; Aksu 2002; Dönmez vd., 1999). *C. vulgaris*, çoğunlukla tatlı sularda, ağaç kabuklarında ve taşlar üzerinde yeşil örtüler oluştururlar. Mantarlarla birleşerek likenleri meydana getirirler. *C. vulgaris* hücrelerinin biyokimyasal yapısı bir insan hücresinin ihtiyaç duyduğu besinlerle oldukça örtüşen besinlerden oluşur ki bu da hücrenin kendi yapısını koruma özelliğini açıklar. Yeşil besinlerin tümü içinde, *Chlorella* en yüksek nükleik asit miktarına sahiptir.

Chiu vd. (2009)'nin sonuçları, *Nannochloropsis oculata* kültürlerinin havalandırılmasında, CO₂ konsantrasyonunun artışı ile lipit birikimi ve biyokütle üretiminde bir artış olduğunu göstermiştir. Benzer sonuçlar De Morais ve Costa (2007) tarafından *Scenedesmus obliquus* ve *Chlorella kesleri* kültürü için elde edilmiştir. Brezilya'daki kömürle çalışan termik santralin havuzlarının arıtımı için bu türler ayrılmıştır, sonuçta bu mikroalglerin termik santrallerde CO₂'nin biyofiksasyonu için bir potansiyele sahip olduğu belirtilmiştir. Brain vd. (2010) vahşi alg, *D. tertiolecta*, *N. Oculate* alg türlerinin aralığını arttırmak ve bu türlerdeki lipit içeriğini bulmak için birtakım deneyler yapmışlardır. Vahşi alg 2009 yılı Mayıs ayının başından Haziran ayının sonuna kadar 73 cm ile 70 cm arasında bir kültür derinliğinde iki yüksek yoğunluklu polietilen kılıf içinde yetiştirilmiştir. Hava 200-300 ml de min⁻¹ düzeyinde verilmiştir ve CO₂ akışı gece 9 gibi kapatılmıştır. Konsantrasyonun pH ve sıcaklık aralığı sırasıyla 7,6 C⁰ (r = 0,5) ve 18,1 C⁰ (r = 3,3) dir. *Dunaliella tertiolecta* kültürleri 2009 Haziran ayından Temmuz ayının sonuna kadar yetiştirilmiştir. *D. tertiolecta* stok kültürleri bulunduğu kaplara ortalama 6,8 oranında pH elde etmek için 200-300 mL/min kültüre hava verilir (r = 0,5). CO₂ akışı ise gece boyunca 9 saat kapatılmıştır. Kültürlerin sıcaklığı ortalama 20,7 C⁰ dir (r = 3,1). *N. Oculate* 29,4 C⁰ sıcaklıkta 8,0 pH da, doğal ışık ortamında ve açık havuzlarda üretilmiştir. Doğal deniz suyunda f/2 beslenmiştir böylece filtre edilmiş karbon, UV ışını muamele edilmiş, ozonlanmış ve klorlanmış bazal ortam oluşturulmuştur. Nötral

yağlar vahşi alg, *D.tertiolecta* için yaklaşık olarak % 30 oluşurken *N. Oculata* için % 50 toplam lipid oluşmuştur. Volkman ile Vanitha vd. alg türlerinin geniş yelpazesi içinde bulunan nötral lipidler toplam lipidlerin % 35 olduğunu bildirmişlerdir. Macedo ve Alegre (2001)'ya göre, *Spirulina* için azot içeriğinin azalması ve sıcaklığın düşüşü ile lipid içeriği hemen hemen 3 kat artmıştır. Azot konsantrasyonundaki azalmanın sıcaklıktan daha etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Sobczuk vd. (2000) *C. Vulgaris* hücrelerinde CO₂ konsantrasyonunun yağ içeriğine, yağ bileşimine ve üretime etkisini CO₂ konsantrasyonu çeşitlendirerek araştırmışlardır. İlk aşamada kültür CO₂ eklenmeksizin 6 L/dk lık orandaki hava akımı altında havalandırılmıştır. Bir sonraki aşamada aynı hava akımı oranı altında 20, 50, 100 ve 200 ml/dk saf CO₂ gazı yada sırasıyla % 0,33, % 0,83, % 1,67 ve % 3,33'lük oranlarda eklenmiştir. Iwasaki vd. ani CO₂ konsantrasyonu artışı altında *Chlorococcum littorale* yeşil alginin de benzer davranışları gösterdiğini belirtmiştir. Algin aktivitesi geçici olarak düşmüştür ve birkaç gün sonra iyileşmiştir.

Çalışmamızda mikroalglerin hasatı için mikrofiltrasyon kapasitesine sahip hollow fiber membranlar kullanılmıştır. En yaygın hasat yöntemleri sedimantasyon, santrifüj, filtrasyon, ultrafiltrasyon, bazen ek bir yumaklaştırma adımı veya yumaklaştırma-yüzdürmenin bir kombinasyonunu içermektedir. Weissman ve Goebel (1987) biyoyakıt üretim amacı için ilk önce hasat yöntemi üzerinde çalışmışlardır. Mikro gergiler, cazip bir hasat metodudur. Sonraki çalışmalarda polyester perdeler mikro gergilerden önce konularak yüzen hücreleri alması için kullanılmıştır.

Richmond (2004)'a göre, uygun hasat yöntemini seçmek için ölçüt olarak istenilen ürün kalitesini göstermektedir. Bir çok çalışmada, düşük değerlikli ürünler için flotasyon geliştirilmiş ve yerçekimi ile sedimantasyon da kullanılmıştır (Richmond, 2004). Basınç veya vakum altında çalışan filtre büyükütlenin büyük bir miktarını kurtarmak için kullanılabilir. Fakat bazı filtrasyon uygulamaları için yavaş ve yetersiz olabilir. Ayrıca filtrasyon *Coelastrum probosciedum* ve *S.platensis* gibi büyük mikroalgler için daha uygundur. Ancak, *Scenedesmus*, *Dunaliella* veya *Chlorella* gibi daha küçük boyutlu organizmaları kurtaramaz (Grima vd., 2003). Alternatif olarak membran mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon, alg biyokütlelerini hasat etmek için klasik filtrasyona karşı bir alternatiftir. Membran mikrofiltrasyon, küçük ölçekli üretim süreçleri ve kırılğan hücreler için daha uygundur. Ancak, membran değiştirme ve pompalama ihtiyacı sebebiyle filtrasyon işlemlerinin fizibilitesinin yapılması gerekir.

Ayrıca çalışmamız kapsamında elde edilen biyogazın CO₂ içeriğini azaltarak CH₄ yüzdesini artılmak için, biyogaz sürekli olarak pH'ı yüksek olan SAnMBR çıkış sularına sirküle edilmiş ve atıksuyun pH'ı nötralize edilmiştir. Bulgularımız bu şekilde biyogazın metan içeriğinin artırılabilirliğini ve çıkış sularının nötralizasyonunda kullanılabilirliğini ortaya koymuştur. Ancak bu çalışmalar ayrıntılı verilere ihtiyaç duyulduğundan veriler sunulmamıştır. Eğer atıksu ve baca gazı arıtımı gibi süreçlerle mikroalg birleştirilirse mikroalgden diğer biyolojik ürünler ve biyodizelin üretimi çevresel olarak daha da sürdürülebilir, düşük maliyetli ve kararlı olabilir (Jacob-Lopes vd., 2009). Aynı zamanda, mikroalgden yararlanılarak baca gazlarındaki yüksek seviyede bulunan CO₂ artırılmaktadır. *Chlorococcum littorale* deniz algi % 40'dan daha fazla CO₂ konsantrasyonunu iyi bir şekilde giderebildiği gözlemlenmiştir (Sakai vd., 1995). Mikroalg *S. obliquus* ve *C.kessleri* Persidente Medici termik santralinde havuzlarda atıksuyu arıtmada kullanılmaktadır ve yüksek CO₂ içeriğine iyi bir şekilde tolerans göstermiştir (De Morais vd., 2007).

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Bu çalışmada, yüksek azot ve fosfor içeren atıksuyun batık anaerobik membran biyoreaktöre ilave olarak yeni bir konsept olan membran foto-biyoreaktör sistemi kullanılarak atıksuların ileri arıtımı amaçlanmıştır. Çalışmada, biyodizel üretiminde kullanılan ve atıksudan azot ve fosfor giderme potansiyeli yüksek bir tür olan *Chlorella vulgaris* mikroalg türü kullanılmıştır. Çalışma kapsamında toplam organik karbon, toplam azot ve amonyum azotunun önemli oranda giderilebileceği, ancak giriş sularındaki çok yüksek fosfor konsantrasyonunun yeterince giderilemediği ortaya konmuştur. Ayrıca anaerobik sistem çıkışında pH'ın nötralizasyonu için biyogazın kullanılmasının etkili olabileceği ve böylece biyogazın metan yüzdesinin artırılabilceği görülmüştür. Elde edilen sonuçlar ışığında, aşağıdaki öngörüler ve öneriler ortaya konmuştur.

Algden biyodizel üretimi, büyük ölçekli yetiştirme ve alan başına birim maliyeti azaltarak mikroalglerin hasat edildiği sistemlerdir. Büyük ölçeklerde alg büyütme koşullarının çok dikkatli kontrol edilmesi gerekmektedir. Bu tür süreçler endüstrilere uygulanarak, yüksek değerlikli bileşiklerin ekstraksiyon ve atık su arıtma süreçleri ile baca gazından CO₂ arıtımının birleştirilmesiyle çok büyük bir ekonomi sağlanabilir

Su üretim sistemlerinde mikroalg üretimi ve atık suda (örneğin amino asit, enzim veya besin endüstrisi artık suları) biyolojik arıtma için mikroalg büyümesinin birleştirilmesi ile mikroalg yetiştiriciliği umut verici görülmüştür. Bu sayede organik bileşikler içeren ama ağır metal içermeyen bazı atık suların kullanılması ile mikroalg üretilebilir. Ek olarak mikroalg kanalizasyona deşarj edilen ve balık yetiştiriciliği gibi azotlu atıkların yoğun bulunduğu endüstriyel atık suların etkisini azaltabilir ve aynı zamanda biyolojik çeşitliliğe katkıda bulunabilir. Üstelik mikroalgin atık sudan azot ve karbon arıtımı da su ortamındaki ötrofikasyonun azalmasına yardımcı olabilir.

Yeşil besinlerin tümü içinde, *Chlorella* en yüksek nükleik asit miktarına sahiptir. *C. vulgaris* başta azot ve fosfor bileşikleri olmak üzere ağır metallerin atılmasında, atıksu arıtma için kullanılabilir.

Mikroalg, biyodizel, metan, hidrojen, etanol gibi yenilenebilir yakıtların birkaç türü için diğerleri arasında geri dönüşümlüdür. Biyoyakıt için mikroalgin kullanımı da başka amaçlara hizmet edebilir. Bunlar:

✓ Alg biyolojik bağlanması ile endüstrilerin baca gazlarından gelen CO₂ elimine edilebilir. Biyodizel üretilirken şirket veya proseslerin sera gazı emisyonları azaltılır.

✓ Besin olarak su kirleticilerini kullanarak büyüyen algler, NH_4 , NO_3 , PO_4 gidermesiyle atık sular ilei düzeyde arıtılabilir.

✓ Yağ çıkarıldıktan sonra geride kalan yosun biyokütle, etanol, metan, mikroalglerde N:P oranı veya sadece enerji için yanması nedeniyle organik gübre olarak da kullanılabilir.

✓ Olumsuz koşullarda büyüyebilirler ve besinlere olan ihtiyacı azdır. Mevsimsel hava değişimlerinden bağımsız tarımsal amaçlar için uygun olmayan alanlarda büyüyebilirler. Böylece ekilebilir arazi kullanımı için rakipsizdir ve kültür ortamı olarak tatlı su kullanımı gerektirmeyen atık sular kullanılabilir.

✓ Mikroalg türlerine bağlı olarak farklı sanayi sektörlerinde ki değerli uygulamaları ile saf kimyasallar ve yağlar gibi çoklu duymamış yağ asitleri, petrol, doğal boyalar, şekerler, pigmentler, antioksidanlar, yüksek değerlikli biyoaktif bileşikler ve diğer saf kimyasallar ve biokütleler elde edilebilir.

✓ Yüksek değerlikli biyolojik türevlerinin bu çeşitliliği nedeniyle birçok ticari uygulamaların mümkün olmasıyla mikroalg, kirliliğin önlenmesinde, biyoyakıt, kozmetik ile ilaç, beslenme ve gıda katkı maddeleri de dahil olmak üzere biyoteknoloji alanlarında çok sayıda katkılar sağlayabilir.

✓ Su arıtma sistemlerinde, mikroalg üretimi ve atık suda (örneğin amino asit, enzim veya besin endüstrisi artık suları) biyolojik arıtma için mikroalg büyümesinin birleştirilmesi ile mikroalg yetiştiriciliği umut verici görülmektedir. Bu sayede organik bileşikler içeren ama ağır metal içermeyen bazı atık suların kullanılması ile mikroalg büyütülebilir.

✓ Mikroalg üretiminde daha fazla çaba küçük ve büyük ölçekli sistemlerde maliyeti azaltarak konsantre olmasının sağlanmasıdır. Buna örnek olarak kültür zenginleştirmek için CO_2 kaynağını kullanmak, besini zengin atık su kullanımı veya ucuz gübre, otomatik süreç kullanımı ile kültür sistemlerinde elde edilmesi ile sağlanmaktadır.

Bu çalışmaların kapsamlı bir şekilde sürdürülmesi halinde, hammadde maliyetinde tasarruf (suyun yeniden kullanımı), sera gazı emisyonlarının azaltılması ve hasat edilen alglerin biyodizel, azotlu gübre ve tek hücre proteini olarak kullanılmasıyla hem ekonomik kazanç sağlanacak hem de farklı uygulamalar için (örneğin gıda, tarım, tıp ve diğerleri) ve mikroalg endüstrisinde rekabet ve sürdürülebilirliğe katkıda bulunulacaktır.

KAYNAKLAR

- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A.A., Ibraheem, I.B.M.**, 2012. Microalgae and Wastewater Treatment, (Review). Saudi Journal of Biological Sciences, 19, 257–275.
- Aksu, Z.**, 2002. Determination of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of the batch biosorption of nickel(II) ions onto *Chlorella vulgaris*, Process Biochem, 38:89-99.
- An, J.Y., Sim, S.J., Lee, J.S., Kim, B.K.** 2003. Hydrocarbon production from secondarily treated piggery wastewater by the green algae, *Botryococcus braunii*. *Journal of Applied Phycology*, 15:185–91.
- APHA**, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed., Washington, DC.
- Aquino, S.F., Hu, A.Y., Akram, A., Stuckey, D.C.**, 2006. Characterization of dissolved compounds in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAMBRs). *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 81 (12), 1894–1904.
- Aslan S., Kapdan I.K.**, 2006. Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. *Ecological Engineering*;28(1): 64–70.
- Bailey, A. D., Hansford, G. S., and Dold.** 1994. The use of crossflow microfiltration to enhance the performance of activated sludge reactor. *Water Res.* 28(2), 297–301.
- Barrow C., Shahidi F.**, 2008. Marine nutraceuticals and functional foods. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Bchir F.S., Gannoun H., El Herry S., Hamdi M.**, 2011. Optimization of *Spongiocloris* sp. Biomass production in the abattoir digestate. *Bioresour. Technol.*, 102, 3869-3876.
- Becker E. W.**, 1994. *Microalgae: Biotechnology and Microbiology*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Borowitzka MA.**, 1999. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. *Journal of Biotechnology*;70(1–3):313–21.
- Brain R.A., Johnson D.J., Richards S.M., Hanson M.L., Sanderson H., Lam M.W. vd.**, 2010. Microcosm evaluation of the effects of an eight pharmaceutical mixture to the aquatic macrophytes *Lemna gibba* and *Myriophyllum sibiricum*. *Aquat. Toxicob*;70:23–40.
- Buisson, H., Cote, P., Praderie, M., and Paillard, H.**, 1997. The use of membranes for upgrading wastewater treatment plants, IAWQ Conference on Upgrading of Water and Wastewater System, May 25–28, Kalmar.

- Chaize S. and Huyard A.**, 1991. Membrane bioreactor on domestic wastewater treatment sludge production and modeling approach. *Wat. Sci. Techn.* 23, 1591-1600.
- Chiaramonti D., Prussi M., Casini D. vd.**, 2012. Review of energy balance in raceway ponds for microalgae cultivation: re-thinking a traditional system is possible. *Appl. Energy.*, 102, 101-111.
- Chiemchaisri C., Yamamoto K. and Vigneswaran S.**, 1993. Household membrane bioreactor in domestic wastewater treatment. *Wat. Sci. Techn.* 27, 171-178.
- Chisti Y.**, 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnol. Adv.*, 25, 294-306.
- Chiu S.Y., Kao C.Y., Tsai M.T., Ong S.C., Chen C.H., Lin C.S.**, 2009. Lipid accumulation and CO₂ utilization of *Nannochloropsis oculata* in response to CO₂ aeration. *Bioresource Technology*;100:833–8.
- Cho S., Lee N., Park S., Yu J., Luong T.T., Oh Y.-K., Lee T.**, 2013. Microalgae cultivation for bioenergy production using wastewaters from a municipal WWTP as nutritional sources. *Bioresour. Technol.*, 131, 515-520.
- Chojnacka K., Marquez-Rocha F.J.**, 2004. Stoichiometric relationships of the energy and carbon metabolism in the culture of microalgae. *Biotechnology*;3(1):21–34.
- Choo, K.H., Kang, I.J., Yoon, S.H., Park, H., Kim, J.H., Adiya, S. and Lee, C.H.**, (2000). Approaches to membrane fouling control in anaerobic membrane bioreactors. *Water Science and Technology* 41(10-11), 363-371.
- Corelli, D. L.** “Phosphorus: A Rate Limiting Nutrient in Surface Waters” *Poultry Science* 78:674–682, 1999.
- Craggs R.J., Tanner C.C., Sukias J.P.S., Davies-Colley R.J.**, 2003. Dairy farm wastewater treatment by an advanced pond system. *Water Sci. Technol.*, 48, 291-297.
- Cromar N.J., Fallowfield H.J. and Martin N.J.**, 1996. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture *Water Science and Technology*, Vol 34, No 11 pp 133–140.
- De Morais MG, Costa JAV.**, 2007. Carbon dioxide fixation by *Chlorella kessleri*, *C. vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* and *Spirulina* sp. cultivated in flasks and vertical tubular photobioreactors. *Biotechnology Letters*;29(9):1349–52.
- De Morais MG, Costa JAV.**, 2007. Isolation and selection of microalgae from coal fired thermoelectric power plant for biofixation of carbon dioxide. *Energy Conversion and Management*;48(7):2169–73.
- De Pauw N., Morales J., Persoone G.**, 1984. Mass culture of microalgae in aquaculture systems: progress and constraints. *Hydrobiologia*;116/117: 121–34.

- de-Godos I., Vargas V.A., Blanco S., Garcia Gonzalez M.C., Soto R., Garcia-Encina P.A., Becares E., Munoz R.,** 2010. A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. *Bioresour. Technol.*, 101 (14), 5150-5158.
- Dönmez, G.C., Aksu, Z., Öztürk, A. and Kutsal, A.,** 1999. A comparative study on heavy metal biosorption characteristics of some algae. *Process Biochem.* 34:885-892.
- Dumas A., Laliberte G., Lessard P., Noue J.,** 1998. Biotreatment of fish farm effluents using the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. *Aquaculture Engineering* ;17:57–68.
- Eren, B.,** 2006. Yapay Sinir Ağları İle Membran Proses Verimine Etki Eden Parametrelerin Analizi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, SAKARYA.
- Escudero A., Blanco F., Lacalle A., Pinto M.,** 2014. Ammonium removal from anaerobically treated effluent by *Chlamydomonas acidophila*. *Bioresource Technology.*, 153, 62-68.
- Fuchs, W., Binder, H., Mavrias, G. and Braun, R.,** 2003. Anaerobic treatment of wastewater with high organic content using a stirred tank reactor coupled with a membrane filtration unit. *Water Research* 37(4), 902–908.
- Gander, M., Gefferson, B., and Judd, S.,** 2000. "Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations." *Sep. Purif. Technol.* 18(2), 119-130.
- García J., Green B.F., Lundquist T., Mujeriego R., Hernández-Mariné M., Oswald W.J.,** 2006. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresour. Technol.*, 97, 1709-1715.
- Gonzales L.E., Canizares R.O., Baena S.,** 1997. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. *Bioresource Technology*;60:259–62.
- Grima M.E., Belarbi E.H., Fernandez F.G.A., Medina A.R., Chisti Y.,** 2003. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnology Advances*;20(7-8):491–515.
- Harada, H., Momonoi, K., Yamazaki, S., and Takizawa, S.,** 1994. Application of anaerobic-UF membrane reactor for treatment of a wastewater containing high strength particulate organics. *Water Sci. Technol.* 30(12), 307 –319.
- Hasar, H.,** 2001. Batık Membran-Aktif Çamur Sistemlerinin Arıtma Kapasitesinin Geliştirilmesi ve Modellenmesi, Doktora Tezi, F.Ü. Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Elazığ.

- Hernandez, J., de-Bashan, L.E., Bashan, Y.,** 2006. Starvation enhances phosphorus removal from wastewater by the microalga *Chlorella* spp. co-immobilized with *Azospirillum brasilense*. *Enzyme Microb. Technol.* 38, 190–198.
- Ho, J., Sung, S.,** 2010. Methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating synthetic municipal wastewater. *Bioresour. Technol.*, 101, 2191–2196.
- Hodaifa G., Sánchez S., Martínez E., Órpez R.,** 2013. Biomass production of *Scenedesmus obliquus* from mixtures of urban and olive-oil mill wastewaters used a culture medium. *Appl. Energ.*, 104, 345-352.
- Honda R., Boonnorat J., Chiemchaisri C., Chiemchaisri W., Yamamoto K.,** 2012. Carbon dioxide capture and nutrients removal utilizing treated sewage by concentrated microalgae cultivation in a membrane photobioreactor. *Bioresource Technology*, 125, 59-64.
- Hsieh C.H., Wu W.T.,** 2009. Cultivation of Microalgae for Oil Production with a Cultivation Strategy of Urea Limitation. *Bioresource Technology*, Vol. 100, Pp.109-116.
- Hyenstrand, P., Burkert, U., Pettersson, A., Blomqvist, P.,** 2000. Competition between the green alga *Scenedesmus* and the cyanobacterium *Synechococcus* under different modes of inorganic nitrogen supply. *Hydrobiologia* 435, 91–98.
- Hyenstrand, P., Rydin, E., Gunnerhed, M. vd.,** 2001. Response of the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata* to iron and boron additions – an experiment from Lake Erken. *Freshwater Biol.*, 46, 735–741.
- International Energy Agency (IEA),** 2007. World Energy Outlook 2007. China and India Insights, Paris, France.
- Iwasaki, I., Kurano, N. and Miyachi, S.,** 1996. Effects of high-CO₂ stress on photosystem II in a green alga, *Chlorococcum littorale*, which has a tolerance to high CO₂. *J. Photochem. Photobiol.* 36: 327-332.
- Jacob-Lopes E., Scoparo C.H.G., Lacerda L.M.C.F., Franco T.T.,** 2009. Effect of light cycles (night/day) on CO₂ fixation and biomass production by microalgae in photobioreactors. *Chemical Engineering and Processing*;48(1): 306–10.
- Janssen, M., Bresser, L.D., Baijens, T., Tramper, J., Mur, L.R., Snel, J.F.H., Wijffels, R.H.,** 2000. Scale-up aspects of photobioreactors: effects of mixing-induced light/dark cycles. *J. Appl. Phycol.* 12 (3–5), 225–237.
- Jimenez-Perez M.V., Sanches-Castillo P., Romera O., Fernandez-Moreno D., Perez-Martinez C.,** 2004. Growth and nutrient removal in free and immobilized planktonic green algae isolated from pig manure. *Enzyme and Microbial Technology*; 34:392–8.

- Jones C., Mayfield S.P.**, 2012. Algal biofuel: versatility for the future of bioenergy. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 23, 346-351.
- Judd, S.**, 2006. *The MBR Book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*, Elsevier, Oxford, 172.
- Kaewpintong K.** Cultivation of *Haematococcus pluvialis* in Airlift Bioreactor. Master thesis in Chemical Engineering. Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University; 2004.
- Kaleli, B.**, 2006. Atıksuların İleri Arıtımında Membran Proseslerinin Kullanımının Araştırılması, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, İSTANBUL.
- Kallqvist T., Svenson A.**, 2003. Assessment of ammonia toxicity in tests with the microalga, *Nephroselmis pyriformis*. *Chlorophyta*, 37, 477-484.
- Karapınar, K. İ., Aslan, Ş.** 7. Sürekli İşletilen Alg-Fotobiyoreaktör Sisteminde Atıksudan Azot Giderimi. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Yaşam Çevre Teknoloji – İzmir TMMOB Çevre Mühendisleri Odası 24-27 Ekim 2007.
- Kaykıoğlu, G.**, 2010. Biyolojik Ön Arıtmalı Membran Sistemler ile Tekstil Atıksularının Geri Kazanımı, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, İSTANBUL.
- Koçak, İ.**, 2007. Ters Osmaz Sistemi ile Sudan Borun Uzaklaştırılması, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, KONYA.
- Kolega, M., Gorhmann, G. S., Chiew, R. F., and Day, A. W.**, 1991. Disinfection and clarification of treated sewage by advanced microfiltration. *Water Sci. Technol.* 23, 1609-1618.
- Laherrere J.**, 2005. Forecasting production from discovery. In: ASPO.
- Laliberte G., Lessard P., Noue J., Sylvestre S.**, 1997. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. *Bioresource Technology*; 59:227-33.
- Langlais, B., Denis, Ph., Triballeau, S., Faivre, M., and Bourbigot, M. M.**, 1992. Test on microfiltration as a tertiary treatment downstream of fixed bacteria filtration. *Water Sci. Technol.* 25(10), 219-230.
- Lee K., Lee C.G.**, 2001. Effect of light/dark cycles on wastewater treatments by microalgae. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*; 6:194-9.
- Lee Y.K.**, 2001. Microalgal mass culture systems and methods: their limitation and potential. *Journal of Applied Phycology*;13:307-15.
- Li Y., Horsman M., Wu N., Lan C.Q., Dubois-Calero N.**, 2008. Biofuels from microalgae. *Biotechnology Progress*.

- Li Y., Wang B., Wu N., Lan C.Q.**, 2008. Effects of nitrogen sources on cell growth and lipid production of *Neochloris oleoabundans*. *Applied Microbiology and Biotechnology*.
- Lin H., Chen J., Wang F., Ding L., Hong Hu.**, 2011. Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment, *Desalination*, 280, (121-126).
- Lundquist T.J., Woertz I.C., Quinn N.W.T.**, 2012. Benemann J.R., A realistic technology and engineering assessment of algae biofuel production. Energy Biosciences Institute, Berkeley, California.
- Macedo R.V.T., Alegre R.M.**, 2001. Influência do Teor de Nitrogênio no Cultivo de *Spirulina Maxima* em Dois Níveis de Temperatura – Parte II. *Produção de Lipídios Cieñc Tecnol Aliment Campinas*; 21(2):183–6.
- Martinez M.E., Sanchez S., Jimenez J.M., El Yousfi F., Munoz L.**, 2000. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology*;73(3):263–72.
- Melamane, X.**, 2003. Cleaning of fouled membranes using enzymes from a sulphidogenic bioreactor. MSc. Thesis, Rhodes University, Grahamstown, South Africa.
- Meng, F., Chae, S-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H-S. ve Yang, F.**, 2009. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membranefouling and membrane material, *Water Research*, Volume 43, Issue 6, Pages 1489-1512.
- Moheimani N.R.** 2005. The culture of Coccolithophorid Algae for carbon dioxide bioremediation. PhD thesis. Murdoch University.
- Mostert, E.S.**, 1987. The Influence of Nitrogen and Phosphorus on Algal Growth and Quality in Outdoor Mass Algal Cultures, *Biomass*. 13, 219- 233.
- Muslu, Y.**, “Göl ve Haznelerde su Kalitesi Yönetimi”, İSKİ, 2001.
- Noike T., Goo I.S., Matsumoto H., Miyahara T.**, 2004. Development of a new type of anaerobic digestion equipped with the function of nitrogen removal. *Water Sci. Technol.*, 49, 173-179.
- Olguin E.J., Galicia S., Mercado G., Perez T.**, 2003. Annual productivity of *Spirulina* (*Arthrospira*) and nutrient removal in a pig wastewater recycle process under tropical conditions. *Journal of Applied Phycology*;15:249–57.
- Oswald W.J., Gootas H.B.**, 2010. Photosynthesis in sewage treatment. *ASCE* 2849, 1957, 73-105.
- Parameshwaran, K.**, 1997. Membrane as air diffuser and solid/liquid separator in a bioreactor treating domestic wastewater. Master’s Thesis. Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.

- Patil, H.S.**, 1990. The role of *Ankistrodesmus falcatus* and *Scenedesmus quadricauda* in Sewage Purification, *Bioresource Technology*, 37, 121-126.
- Piccolo T.** 2008 Aquatic biofuels. Globe Fish-FIIU, Available at: http://www.globefish.org/files/Aquaticbiofuels_638.pdf.
- Pittman J.K., Dean A.P.**, 2011. Osundeko O., The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresour. Technol.*, 102, 17-25.
- Pliankarom, S.**, 1996. Application of air backflushing technique in membrane bioreactor for septic wastewater treatment. Master 's Thesis, EV 96-36, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Pouet, M-F., Grasmick, A., Homer, G., Nauleau, F., and Cornier, J. C.**, 1994. Tertiary treatment of urban wastewater by cross-flow microfiltration. *Water Sci. Technol.* 30(4), 133-139.
- Praderie, M.**, 1996. Contribution a l 'etudie du traitment des eaux Residuaire Urbaines par boues actives a ' membrane immergees. Doctoral dissertation, INP Toulouse, France.
- Pulz O., Gross W.**, 2004. Valuable products from biotechnology of microalgae. *Applied Microbiology and Biotechnology*; 65(6):635–48.
- Raja R., Hemaiswarya S., Kumar N.A., Sridhar S., Rengasamy R.**, 2008. A perspective on the biotechnological potential of microalgae. *Critical Reviews in Microbiology*, 34(2), 77–88.
- Rawat, I. Kumar, R. R., Mutanda, T., Bux, F.**, 2011. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production, *Applied Energy*, Volume 88, Issue 10, pp. 3411–3424.
- Richmond A.** 2004. Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology. Blackwell Science Ltd.
- Rosenberg J.N., Oyler G.A., Wilkinson L., Betenbaugh M.J.**, 2008. A green light for engineered algae: redirecting metabolism to fuel a biotechnology revolution. *Current Opinion in Biotechnology*, 19(5), 430–436.
- Ruiz-Martinez A., Martin Garcia N., Romero I., Seco A., Ferrer J.**, 2012. Microalgae cultivation in wastewater: nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresource Technology*, 126, 247-253.
- Saddoud, A., Hassairi I. and Sayadi, S.**, 2007. Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey, *Bioresour. Technology* (98), 2102–2108.
- Sakai N., Sakamoto Y., Kishimoto N., Chihara M., Karube I.**, 1995. *Chlorella* strains from hot springs tolerant to high temperature and high CO₂. *Energy Conversion and Management*; 36(6–9):693–6.

- Sawayama S., Minowa T., Yokoyama S.Y.**, 1999. Possibility of renewable energy production and CO₂ mitigation by thermochemical liquefaction of microalgae. *Biomass and Bioenergy*; 17(1):33–9.
- Sheehan J., Dunahay T., Benemann J., Roessler P.**, 1998. A look back at the U.S. Department of Energy's aquatic species program: biodiesel from algae. NREL/TP-580-24190, National Renewable Energy Laboratory, USA.
- Shelknanloymilan, L., Atıcı, T. Obal, O.**, 2012. Removal of nitrogen and phosphate by using *Chlorella vulgaris* on synthetic and organic materials waste water . *Biological Diversity and Conservation* www.biodicon.com , ISSN 1308-8084 Online; 5/2 (2012) 89-94
- Shi, J., Podola, B., Melkonian, M.**, 2007. Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae immobilized on twin layers: an experimental study. *J. Appl. Phycol.* 19, 417–423.
- Shi D., Xu Y., Morel F.M.M.**, 2009. Effects of the pH/pCO₂ Control Method on Medium Chemistry and Phytoplankton Growth *Biogeosciences*, 6,1199–1207,
- Smith, A.L., Stadler, L.B., Love, N.G., Skerlos, S.J., Raskin, L.**, 2012. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresour. Technol.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.055>.
- Stuckey, D.C.**, 2012. Recent developments in anaerobic membrane reactors. *Bioresour. Technol.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.138>.
- Sobczuk T.M., Camacho F.G., Rubio F.C., Acién Fernández F.G., Grima E.M.**, 1999. “Carbon dioxide uptake efficiency by outdoor microalgal cultures in tubular airlift photobioreactors.” *Biotechnol. Bioeng.* 67: 465-475.
- Stanier, R., Kunisawa, R., Mandel, M. and Cohen-Bazire, G.**, 1971. “Purification and properties of unicellular blue-green (Order Chroococcales),” *Bacteriol. Rev.*, vol. 35, pp. 171-205.
- Tansel, B., Bao, W.Y. ve Tansel I.N.**, 2000. Characterization of fouling kinetics in ultrafiltration systems by resistances in series model. *Desalination*, 129, 7-14.
- Taşıyıcı, S.**, 2009. Batık Membran Sistemleri İle İçme Suyu Arıtımı: Membran Tıkanıklığının Azaltmak İçin Farklı Yöntemlerin Kullanılması, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, İSTANBUL.
- Toyub, M. A., Miah, M. I., Habib, M. A. B. and Rahman, M. M.**, 2008. Growth Performance and Nutritional Value of *Scenedesmus Obliquus* Cultured in Different Concentrations of Sweetmeat Factory Waste Media, *Bang. J. Anim. Sci.* 37 (1) : 86 – 93.
- Tsukahara K., Sawayama S.**, 2005. Liquid fuel production using microalgae. *Journal of the Japan Petroleum Institute*;48(5):251–9.

- Uggetti E., Sialve B., Latrille E., Steyer J.P.**, 2014. Anaerobic digestate as substrate for microalgae culture: the role of ammonium concentration on the microalgae productivity. *Bioresource Technology*, 152, 437-443.
- Ugwu C.U., Aoyagi H., Uchiyama H.**, 2008. Photobioreactors for mass cultivation of algae. *Bioresource Technology*;99(10):4021–8.
- Vallero, M.V.G., Lettinga, G. ve Lens, P.N.L.**, 2005. High rate sulfate reduction in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) at high salinity. *Journal of Membrane Science*, 253, 217-232.
- Vanitha A., Narayan M.S., Murthy K.N.C. and Ravishankar G.A.** 2007. Comparative study of lipid composition of two halotolerant alga, *Dunaliella bardawil* and *Dunaliella salina*. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*. 58(5), 373-382.
- Volkman J.K., Jeffrey SW., Nichols, P.D., Rogers, (3.1. and Garland, C.D.**, 1989. Fatty acid and lipid composition of 10 species of microalgae used in mariculture. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 128: 219-240.
- Voltolina D., Cordero, B., Nieves, M., Soto, L.** Growth of *Scenedesmus* sp. in artificial wastewater, *Bioresource Technology*, 68, p.265-268, 1998.
- Wang B., Li Y., Wu N., Lan C.Q.**, 2008. CO₂ bio-mitigation using microalgae. *Applied Microbiology and Biotechnology*;79(5):707–18.
- Warabi Y., Kusdiana D., Saka S.**, 2004. Reactivity of triglycerides and fatty acids of rapeseed oil in supercritical alcohols. *Bioresource Technology*;91(3): 283–7.
- Weissman J.C., Goebel R.P.**, 1987. Design and analysis of microalgal open pond systems for the purpose of producing fuels: a subcontract report. US DOESERI.
- Williams J.A.**, 2002. Keys to Bioreactor selection. *CEP Magazine*;34–41.
- Yeesang C., Cheirsilp B.**, 2011. Effect of nitrogen, salt, and iron content in the growth medium and light intensity on lipid production by microalgae isolated from freshwater sources in Thailand. *Bioresour Technol.* Feb;102(3):3034-40.
- Yiğit, N.Ö.**, 2007. Membran Biyoreaktörü ile Evsel Atıksu Arıtımı, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, ISPARTA.
- Yücel, E., Edirnelioğlu, E., Soydam, S., Çelik, S., Çolak, G.**, 2010, *Myriophyllum spicatum* (Spiked water- milfoil) as abiomonitor of heavy metal pollution in Porsuk Stream/Turkey, *Biological Diversity and Conservation (BioDiCon)*, Vol:3/2, 133-144.

ÖZGEÇMİŞ

16.04.1988 tarihinde Elazığ'da doğmuştur. İlk ve orta öğrenimini Elazığ'da görmüştür. Lisans öğrenimini 2007-2011 dönemleri arasında Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde tamamlamıştır. Yüksek lisans öğrenimine 2011-2012 eğitim-öğretim yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Çevre Bilimleri Programı'nda başlamış olup öğrenimini 2011-2014 yılları arasında tamamlamıştır.